BASISUNDERSØKELSE AV FREMMEDSTOFFER I HYSE

Tungmetaller, sporelementer og organiske miljøgifter i hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) fra Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet

Tanja Kögel, Sylvia Frantzen, Jannicke Alling Bakkejord, Marian Kjellevold og Amund Måge (HI)

RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2021-35

Tittel (norsk og engelsk):

Basisundersøkelse av fremmedstoffer i hyse

Baseline study of contaminants in haddock

Undertittel (norsk og engelsk):

Tungmetaller, sporelementer og organiske miljøgifter i hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) fra Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet

Heavy metals and organic contaminants in haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) from the Skagerrak, North Sea, Norwegian Sea and Barents Sea

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2021-35	06.09.2021

ISSN:1893-4536

Forfatter(e):

Tanja Kögel, Sylvia Frantzen, Jannicke Alling Bakkejord, Marian Kjellevold og Amund Måge (HI)

Forskningsgruppeleder(e): Monica Sanden (Fremmed- og smittestoff (FRES)) Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Gro-Ingunn Hemre Programleder(e): Livar Frøyland

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

15245

Oppdragsgiver(e):

Nærings- og fiskeridepartementet, Havforskningsinstituttet, NIFES

Program:

Trygg og sunn sjømat

Forskningsgruppe(r):

Fremmed- og smittestoff (FRES)

Antall sider:

60

Forord:

Denne rapporten presenterer resultater fra en omfattende basisundersøkelse, gjennomført på hysebestanden fra norske fiskeriområder. Prøvene er analysert for en rekke fremmedstoffer samt fysiske og biologiske parametere. Tilsvarende basisundersøkelser er til nå gjennomført for våre viktigste fiskerier av arter som norsk vårgytende sild, blåkveite, makrell, nordsjøsild, atlantisk torsk, sei, brosme, lange, blåkveite, atlantisk kveite, vanlig uer, snabeluer, rødspette, breiflabb og lyr. Undersøkelsen har vært ledet av Havforskningsinstituttet og er finansiert med midler fra Nærings- og fiskeridepartementet. Ansvarlig forsker og prosjektleder var Tanja Kögel. Asbjørn Borge og Kjell Nedreaas koordinerte prøvetakingen av hyse som ble utført av personell og mannskap på våre forskningsfartøyer og av fiskere i referanseflåten, med båtene/fiskere Anfilde, Atlantic, Bjørn Årdal, Britt Evelyn, Carisma Viking, G.O. Sars, Hellskjær, Helmer Hansen, Hermes, H. Mosby, Johan Hjort, Linn-Johanne, Mir, Molinergutt, Mostein, MS Langholmsund, Nesbakk, Nesejenta, O. Husby, Ramoen, Repsøy, Ronald Settnøy, Skjongholm, Solgløtt, Tramsegg, Vandsøyvåg, Vesleper og Vonar. Teknisk ansvarlig for logistikk med prøvemottak og fordeling til analysene var Anne Margrethe Aase. Harald Senneset og Else Holm har aldersbestemt fiskeotolittene. Opparbeiding av prøvene og de kjemiske analysene er gjennomført ved våre laboratorier som er akkreditert i henhold til NS-ISO-EN 17025. Filetering, homogenisering og frysetørking av prøvene er utført ved prøvemottak ved Havforskningsinstituttet under ledelse av Marita Eide Kristoffersen, Anette Kausland og Tilo Eichler. Arbeidet ble utført av Aina Bruvik, Vidar Fauskanger, Nawaraj Gautam, Siren Hatland, Manfred Torsvik og Anne Margrethe Aase. Analyser for total mengde grunnstoff og uorganisk arsen er gjennomført ved laboratoriet for uorganisk kjemi under ledelse av Marita E. Kristoffersen, av Helen Eldholm, Tonja Lill Eidsvik, Even Flekke, Snorri Gunnarson, Frida Iden, Vivian Krakeli, Joanna Maciag, Berit Solli, Nina Margrethe Steinsvik og Gard Østbø. Analyser for uorganisk arsen ble analysert av Bjørn Erik Bertelsen i rammen av hans masteroppgave i samarbeid med Jens Jørgen Sloth (TU Danmark). Bestemmelse av totalt fettinnhold har blitt utført ved laboratoriet for uorganisk kjemi av Beate Vadseth Brodahl, Solgunn Elnes, Frida Iden, Patrick A. Korneliussen, Georg Olsen og Gard Østbø. Analyser for organiske fremmedstoffer er gjennomført ved laboratorium for kjemi og fremmedstoffer ved Havforskningsinstituttet under ledelse av Annette Bjordal, Kjersti Kolås, Bergitte Reiersen og Britt Elin Øye, og ble utført av Jannicke A. Bakkejord, Annette Bjordal, Agnethe Hertzberg, Lene H. Johannessen, Kjersti Kolås, Dagmar B. Nordgård, Franziska Randers, Per-Ola Rasmussen, Amarjargal Sengee, Kari B. Sæle, Tore Tjensvoll, Andreas L. Tomren og Teclu H. Weldegebriel. Edda Johannesen har bidratt med kritiske kommentarer om hysebestanden.

Vi takker alle som har bidratt til gjennomføring av prosjektet.

Havforskningsinstituttet, Bergen, 6. juli 2021.

Sammendrag (norsk):

I denne rapporten presenterer vi en større basisundersøkelse, der det er foretatt en omfattende kartlegging av innholdet av viktige fremmedstoffer og sporelementer i bestanden av hyse (Melanogrammus aeglefinus) i Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Det er samlet inn totalt 1250 hyser fra 52 posisjoner fordelt over bestandens viktigste utbredelsesområde i de nevnte havområdene, både på åpent hav, kystnært og i fjordene. Fisken ble samlet inn i løpet av perioden 2015 til 2019. Individene ble målt, veid, alders- og kjønnsbestemt og fettinnhold ble målt i leverprøvene. Gjennomsnittlig vekt, lengde og alder på innsamlet fisk var henholdsvis 1,56 kg, 51,4 cm og 6 år. Filet- og leverprøver fra enkeltfisk ble analysert for et utvalg av grunnstoff inkludert tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv, metalloidet arsen og sporelementene sink, jern, kopper og selen. Leverprøvene ble også analysert for de organiske miljøgiftene dioksiner og dioksinlignende polyklorerte bifenyler (PCB), ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og polybromerte difenyl etere (PBDE). Samleprøver av lever og filet fra hver stasjon ble analysert for per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS), og samleprøver av lever ble analysert for pesticider, polyaromatiske hydrokarboner (PAH) og heksabromsyklododekan (HBCD). Noen utvalgte individprøver ble også analysert for pesticider og uorganisk arsen.

Ingen enkeltfisk hadde konsentrasjoner av fremmedstoffer i filet over de grenseverdier som er satt for omsetning av fisk til humant konsum i EU og Norge. Innholdet av bly, kadmium og kvikksølv i filet fra hyse var generelt lavt, med gjennomsnittskonsentrasjoner på henholdsvis 0,005, 0,001 og 0,05 mg/kg våtvekt (v.v.). Grenseverdiene er satt til henholdsvis 0,3, 0,05 og 0,5 mg/kg. Verdiene var omtrent på samme nivå som det som tidligere har vært rapportert for makrell, norsk vårgytende-sild, nordsjøsild, sei, og torsk i andre basisundersøkelser fra de samme områdene. Nivåene av kvikksølv i hysefilet fra Nordsjøen var noe høyere enn i hyse fra Norskehavet og Barentshavet, med rundt 0,08 mg/kg mot henholdsvis 0,06 mg/kg og 0,03 mg/kg i de to andre havområdene. Både verdier og mønster er omtrent som tidligere rapportert for torsk. Konsentrasjonene av arsen med gjennomsnittlig 10,6 mg/kg var gjennomgående høyere i hysefilet sammenlignet med rapporterte nivåer i filet fra torsk og sei, men lavere enn i filet fra blåkveite. Arsenverdiene var gjennomgående høye i hyse fra alle analyserte områder. Nivået på uorganisk arsen i filet derimot var sammenlignbart med de laveste nivåene som har blitt målt i andre fiskearter tidligere, som sild og kveite. Kadmiumnivået i hyselever var høyere i Norskehavet enn i Nordsjøen og Barentshavet. Det er ikke fastsatt grenseverdier for kadmium eller andre metaller i fiskelever til humant konsum. Analyse av sporelementene jern, sink, kobber og selen viste at en liten porsjon hysefilet (100 g) dekker 64 % og 12 % av anbefalt inntak av henholdsvis selen og sink for kvinner.

Konsentrasjonene av dioksiner, furaner, dioksinlignende (dl-) PCB og PCB6 i hyselever var relativt høye i forhold til grenseverdiene, selv om nivåene ikke var like høye som tidligere målt i torskelever. **Gjennomsnittskonsentrasjoner av sum dioksiner/furaner og dl-PCB i hyselever var knapt over EU og Norges grenseverdi, mens gjennomsnittet av PCB6 var over grenseverdien på noen stasjoner**, men ikke i gjennomsnittet over hele datasettet. Totalt gjennomsnitt for PCB6 var innenfor grenseverdien. Konsentrasjonene av PBDE7 i hyselever var noe lavere enn målt i hyse og andre arter tidligere. Tyngre PBDE, som ble målt i en utvidet analyse, hadde gjennomgående lavere konsentrasjoner enn PBDE7-kongenere. Nivået av HBCD var høyest i fjordene sør for 62 °N. Av PAHene var kun krysen til stede i kvantifiserbare mengder (>LOQ) i tre av de 50 analyserte samleprøvene.

De fleste prøver av hysefilet og lever hadde konsentrasjoner av PFAS under kvantifiseringsgrensene, men fem prosent hadde målbare nivå. Høyest nivå ble målt i en samleprøve ved en stasjon i åpent hav ved Røst ved Lofoten, hvor konsentrasjonen av PFAS i hysefilet ville medføre overskridelse av den nye tolerable ukentlige inntak (TWI) ved konsum av en liten porsjon filet (100 g) per uke.

Konsentrasjonene av plantevernmidler varierte mye. **Nivået av sum DDT i enkelte prøver av hyselever fra Hardangerfjorden var over EU og Norges grenseverdi for fett og olje til dyrefôr**.

Sammendrag (engelsk):

In this report, we present a larger baseline study, which was conducted to determine the levels of undesirable substances in the population of North Sea- and Northeast Arctic haddock (Melanogrammus aeglefinus) from the Skagerrak, North Sea, Norwegian Sea, and Barents Sea. 1250 haddock were sampled from 52 different sites within Norwegian fishery grounds, both in open waters, coastal regions, and fjords. The fish were sampled between 2015 and 2019. Individuals' length, weight, age, sex, and liver fat content were determined. The average weight, length, and age of the fishes were 1.56 kg, 51.4 cm, and 6 years, respectively. Fillet and liver samples from individual fish were analyzed for toxic elements, including arsenic, cadmium, lead, and mercury, and the essential trace elements copper, iron, selenium, and zinc. Liver samples were also analyzed for the organic contaminants dioxins and dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCBs), non-dioxin-like PCBs (PCB6) and poly-brominated di-phenyl ethers (PBDE). Samples of liver and fillet, pooled per station, were analyzed for poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS). Pooled samples of liver were analyzed for pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and hexabromocyclododecane (HBCD). Some chosen individual samples were analyzed for pesticides and inorganic arsenic.

No haddock had concentrations of undesirable substances in fillet above EU and Norway's maximum levels for human consumption. The contents of cadmium, lead and mercury were generally low, with average concentrations of 0.001, 0.005, and 0.05 mg/kg wet weight, respectively. The maximum levels are set to 0.05, 0.3 and 0.5 mg/kg, respectively. The levels were comparable to what was previously reported for mackerel, Norwegian spring-spawning herring, North Sea herring, saithe, and cod in other baseline studies from the same area. The levels of mercury in haddock fillet from the North Sea were somewhat higher than from the Norwegian Sea and the Barents Sea, with 0.08 mg/kg as compared to 0.06 mg/kg and 0.03 mg/kg, respectively, for the two other marine areas. These levels are similar to the levels in cod, that were reported earlier. Concentrations of arsenic were consistently higher in haddock fillet, on average 10.6 mg/kg, as compared to cod or saithe levels that were reported earlier, but lower than in fillet of Greenland halibut. Arsenic concentrations were similarly high in haddock fillet from all investigated areas. The levels of inorganic arsenic in fillet were comparable to the lowest levels measured in species investigated before, such as halibut and herring. Cadmium levels in haddock liver were higher in the Norwegian Sea as compared to the North Sea or the Barents Sea. There is no maximum level set for cadmium or other metals in fish liver for human consumption. Analysis of the essential trace elements iron, copper, selenium, and zinc showed that one small portion of haddock fillet (100 g) covers 64 % and 12 % of the recommended intake of selenium and zinc, respectively, for women.

Concentrations of dioxins, furans, dl-PCB, and PCB6 in haddock liver were relatively high in comparison to the maximum levels, even though the levels were lower than reported earlier for cod liver. **The average sum of dioxins/furans and dl-PCB in haddock liver was just above EU and Norway's maximum level, while average PCB6 concentrations were above maximum levels at several geographically distinct stations**, but not on average over the whole dataset. The concentrations of PBDE7 in haddock liver were somewhat lower than those measured in haddock and other species before. Heavier PBDEs had lower concentrations than PBDE7 congeners. HBCD had the highest concentrations in fjords south of 62 °N. Of PAHs, only chrysene was present in quantifiable concentrations (>LOQ) in three of the 50 analyzed pooled samples.

PFAS levels were below LOQ in most haddock fillet and liver samples, but five percent had quantifiable concentrations. The highest level of PFAS was measured in a pooled fillet sample of haddock from the area of Røst close to Lofoten, which would lead to exceeding the new tolerable weekly intake (TWI) by consumption of one small portion (100 g) each week.

The concentrations of pesticides varied greatly. **Concentrations of sum DDT in single pooled samples of haddock liver from the Hardanger fjord exceeded Norway and EU's maximum limit for fat and oils for animal feed**.

Innhold

1 Innledning 7
1.1 Basisundersøkelser 7
1.1.1 *Foreliggende basisundersøkelse* 7
1.2 Hyse 8
1.3 Miljøgifter 8
1.3.1 *Utvalgte undersøkte miljøgifter* 8
1.4 Grenseverdier og tolerabelt inntak 10
1.5 Næringsstoff 12
2 Materiale og Metoder 13
2.1 Prøveinnsamling 13
2.2 Opparbeiding 13
2.3 Praktisk analyse 16
2.3.1 *Kvantifiseringsgrenser og måleusikkerhet* 16
2.3.2 *Tørrstoffinnhold ved frysetørk* 16
2.3.3 *Fettinnhold med etylacetat* 16
2.3.4 *Grunnstoff (inklusive metaller) med ICP-MS* 16
2.3.5 *Uorganisk arsen* 16
2.3.6 *Dioksiner, PCB og PBDE* 17
2.3.7 *HBCD* 17
2.3.8 *PAH* 17
2.3.9 *PFAS* 18
2.3.10 *Pesticider* 18
2.3.11 *Tallbehandling og statistiske tester* 19
3 Resultater og diskusjon 21
3.1 Fysiske parametere 21
3.2 Grunnstoff 25
3.2.1 *Kvikksølv* 25
3.2.2 *Totalarsen* 31
3.2.3 *Uorganisk arsen* 33
3.2.4 *Kadmium* 35
3.2.5 *Bly* 36
3.2.6 *Essensielle sporstoff* 37
3.2.7 *Store trender* 38
3.3 Dioksiner, furaner og PCB 40
3.4 PBDE 42
3.4.1 *Utvidet kongener analyse med tunge PBDE* 43
3.5 HBCD 44
3.6 PAH 45
3.7 PFAS 45
3.8 Plantevernmidler 46
3.8.1 *Organofosfater* 46
3.8.2 *Klorerte pesticider* 46
4 Konklusjoner 54
5 Litteratur 55

1 - Innledning

Matsikkerhet er når «alle mennesker til enhver tid har fysisk og økonomisk tilgang til nok og trygg mat for et fullgodt kosthold, som møter deres ernæringsmessige behov og preferanser, og som danner grunnlaget for et aktivt liv med god helse» (FAO, 1996). Fisk er en sentral matvaregruppe for norsk selvforsyning, som også bidrar med viktig mat internasjonalt gjennom eksport. I 2020 var total selvforsyningsgrad 45 %, og 80 % for fisk (Helsedirektoratet, 2020). Hyse er den fjerde viktigste arten for norske fiskerier (Nedreaas et al., 2021). Kunnskap om innholdet av fremmedstoffer og næringsstoffer i norsk sjømat er derfor viktig og nødvendig for å kunne vurdere om sjømaten er sunn og trygg for forbrukerne, og det stilles stadig strengere krav til dokumentasjon på at fisk som eksporteres til andre land ikke har konsentrasjoner av fremmedstoffer som overstiger de grenseverdiene de enkelte land har satt for ulike fremmedstoffer.

1.1 – Basisundersøkelser

Stikkprøver av fisk og sjømat fra norske havområder har siden 1994 blitt analysert for fremmedstoffer, men frem til rundt 2006 mer eller mindre uregelmessig og med ulike arter fra år til år. I forhold til størrelsen og utbredelsen av fiskebestandene og områdene det fiskes på, ga disse stikkprøvene et viktig, men alt for lite datagrunnlag til å trekke konklusjoner om den faktiske tilstanden til bestandene. Det var derfor behov for en mer grunnleggende kartlegging av innholdet av uønskede stoffer i viktige kommersielle fiskebestander, for å dokumentere nivået av fremmedstoffer og samtidig danne grunnlaget for målrettet overvåkning. Nivået av fremmedstoffer i en bestand bør kartlegges i alle geografiske områder der det fiskes, også gjennom hele året, med sikte på å kunne fastslå når og hvor nivåene er høyest. På dette grunnlaget kan fremtidig overvåkning planlegges i områder/tider på året hvor risikoen er størst for at fisken har for høyt innhold av fremmedstoffer. Slike undersøkelser, kalt basisundersøkelser, har tidligere vært gjennomført for NVG-sild (*Clupea harengus;* Frantzen et al., 2015b; Frantzen et al., 2009; Frantzen et al., 2011), blåkveite (*Reinhardtius hippoglossides;* Nilsen et al., 2010), makrell (*Scomber scombrus;* Frantzen et al., 2010b), nordsjøsild (*Clupea harengus;* Duinker et al., 2013), torsk (*Gadus morhua;* Julshamn et al., 2013a; Julshamn et al., 2013b; Julshamn et al., 2013c) og sei (*Pollachius virens;* Nilsen et al., 2013a; Nilsen et al., 2013b). Senere har det også blitt gjennomført store kartleggingsundersøkelser på oppdrag fra Mattilsynet, tilsvarende basisundersøkelser, for atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus;* Nilsen et al., 2016), brosme (*Brosme brosme*) og lange (*Molva molva;* Frantzen and Maage, 2016) vanlig uer (*Sebastes norvegicus*) og snabeluer (*Sebastes mentella;* Nilsen et al., 2020) samt rødspette (*Pleuronectes platessa*), breiflabb (*Lophius piscatorius*) og lyr (*Pollachius pollachius;* Frantzen et al., 2020). Resultater fra både stikkprøvebasert overvåkning, basisundersøkelser og oppfølgende overvåking etter basisundersøkelsene finnes også offentlig lett tilgjengelig på https://sjomatdata.hi.no/#search/ . Denne rapporten presenterer resultater fra basisundersøkelsen for hyse og dekker hele det norske fiskeriområdet.

1.1.1 - Foreliggende basisundersøkelse

Med mål om å foreta en grundig kartlegging av innholdet av viktige fremmedstoffer i bestanden av hyse som fiskes i norske havområder, har det i denne basisundersøkelsen blitt samlet inn totalt 1250 individer fra 52 posisjoner, mellom 2015 til 2019, fordelt i Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet, i åpent hav, langs kysten og i fjorder og til ulike tider på året; fra vinter, når filetene er mest verdifulle, fra våren/sommeren når det er gytetid, og fra høsten. Filet- og leverprøver fra hver enkeltfisk ble analysert for en rekke grunnstoff inkl. metalloidet arsen og tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv. Utvalgte individprøver av filet ble også analysert for uorganisk arsen. Siden filet av hyse er svært mager (0,9 g fett/ 100 g) og det tidligere er vist at den akkumulerer svært lite fettløselige miljøgifter (Frantzen og Måge, 2016), ble bare lever analysert for de fettløselige organiske miljøgiftene. Individprøver av lever ble analysert for en rekke fettløselige organiske fremmedstoffer av gruppene dioksiner, furaner og dioksinlignende polyklorerte bifenyler (PCB), ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og polybromerte difenyletere (PBDE) og noen utvalgte prøver også for pesticider. Samleprøver av lever og filet per stasjon ble analysert for PFAS, og samleprøver av lever ble analysert for pesticider, polyaromatiske hydrokarboner (PAHer) og HBCD. I tillegg ble sampleprøver analysert for flere PBDE, inkludert tunge PBDE.

1.2 - Hyse

Hyse (*Melanogrammus aeglefinus*), også kalt kolje, tilhører torskefamilien og er lett gjenkjennelig på den svarte flekken under den fremste ryggfinnen og den mørke sidelinjen. Hyse er en bunnfisk, men spesielt liten hyse finnes ofte høyere oppe i vannmassene. Føden til hyse avhenger av størrelsen på fisken, men består hos voksne hovedsakelig av ulike typer bunndyr som børstemark, muslinger og slangestjerner (Tam et al., 2016). Yngre hyse spiser plankton oppe i sjøen, mens eldre og større hyse spiser reker, fiskeegg og fisk som tobis. Større hyse kan også beite oppe i sjøen, og på Finnmarkskysten vil den også beite på lodde. Som voksen er hyse i liten grad et byttedyr for annen fisk. Yngre hyse blir spist av for eksempel torsk, sel og hval. Hyse finnes på begge sider av Atlanterhavet og er oppdelt i bestander etter område på samme måte som torsk. Hyse og torsk har overlappende utbredelse, bortsett fra at det ikke er noen hysebestand i Østersjøen. I norske farvann regner vi to bestander av hyse; nordøstarktisk hyse og nordsjøhyse. Utbredelsesområdet til nordøstarktisk hyse, som utgjør storparten av de norske kommersielle fangstene, regnes fra Stad (62°N) og nordover langs hele kysten, og i Barentshavet helt nord til vestsiden av Svalbard. Veksten hos hyse kan variere mye fra år til år og fra område til område, men i gjennomsnitt vokser den umodne hysen 7–9 cm per år. Veksten avtar med alderen. Hysen blir kjønnsmoden i 4-7-årsalderen, når den er mellom 40 og 60 cm lang. Den gyter spredt på dypt vann, og det viktigste gyteområdet er rundt Tromsøflaket, og lengre sør fra Ålesund og noe sørover (Doksæter and Johnsen, 2016). Gytingen foregår fra mars til juli, med hovedtyngde i slutten av april. Den umodne fisken vandrer øst–vest hver sommer og vinter. Avstanden den vandrer øker med alderen helt fram til første gytevandring. Nordsjøhysen har utbredelse i Nordsjøen, Skagerrak og vest av Skottland, og gyter i perioden mars–mai i de sentrale delene av Nordsjøen, nord for ca. 55°N (Doksæter and Johnsen, 2016). Hysen produserer med ujevne mellomrom meget sterke årsklasser som kan dominere fangst og bestand gjennom flere år. I motsetning til torsk vokser hyse i Nordsjøen saktere enn i Barentshavet. Til tross for dette blir nordsjøhysen tidligere kjønnsmoden, stort sett når den er 2-3 år gammel. Den er da ca. 28 cm lang. Fem år gammel er den 38–45 cm lang. Se også våre temasider https://www.hi.no/hi/temasider/arter/hyse/hyse-i-nordsjoen-skagerrak-og-vest-av-skottland og https://www.hi.no/hi/temasider/arter/hyse/nordostarktisk-hyse.

Hyse fiskes kommersielt gjennom hele året. Bunntrål, snurrevad, line og garn er de vanligste fangstredskapene. ICES har klassifisert den nordøstarktiske hysebestanden til å ha en høy reproduksjonsevne og en bærekraftig beskatning. Bestanden i Nordsjøen og Skagerrak er ifølge ICES også i god forfatning og blir høstet bærekraftig. Hysefisket nord for 62°N har følgende sertifiseringer: Marine Stewardship Council (MSC), et fiskerisertifiseringsprogram og miljømerke for sjømat som sertifiserer og belønner bærekraftig fiske og KRAV. KRAV-merket er Sveriges mest kjente miljømerke for mat, basert på organiskbasis med spesielt høye krav til dyrevelferd, helse, sosialt ansvar og miljøbelastning. Hyse blir mye brukt som mat og er en vanlig råvare i «fish and chips». Hyse har en fast konsistens og hvit farge på kjøttet. Kjøttet er nokså grovt og kornete med en god bindingsevne som gjør at den egner seg godt i fiskemat som for eksempel fiskekaker. Hyse er rik på jod, B12 og selen (Aakre et al., 2019; Nerhus et al., 2018).

1.3 - Miljøgifter

Miljøgifter kjennetegnes ved at de er giftige og lite nedbrytbare og at de ofte oppkonsentreres i næringskjeden (Miljødirektoratet). Mange miljøgifter opphopes (akkumuleres) i dyr over tid og vil derfor finnes i økt konsentrasjon med økende alder og størrelse. Miljøgifter kan deles inn i uorganiske miljøgifter, som tungmetaller, og organiske miljøgifter som dioksiner, PCBer og bromerte flammehemmere. Tungmetallene forekommer i et naturlig bakgrunnsnivå i naturen, men forurensing som skyldes menneskelig aktivitet er en viktig årsak til at det finnes forhøyede verdier i mange fiskearter. De organiske miljøgiftene er i hovedsak menneskeskapte, selv om noen stoffer, som dioksiner og PAH, også dannes ved naturlige prosesser. For høyt inntak av miljøgifter over lengre tid kan gi helseskade.

1.3.1 - Utvalgte undersøkte miljøgifter

Arsen er et naturlig forekommende grunnstoff og er knyttet til blant annet gruvedrift. Det er brukt i trekonserveringsmidler, fargestoff og mange industrielle prosesser, og har vært brukt som pesticid. Uorganisk arsen (særlig arsenikk) er vesentlig mer giftig enn organiske former, er kreftfremkallende og skader nervesystemet, huden,

blodkar, hjerte og lunger. Fisk kan inneholde høye nivå av arsen, men mesteparten av arsenet i fisk og krabbe er den organiske arsenforbindelsen arsenobetain, som ikke anses som giftig (EFSA, 2009; Vandermeersch et al., 2015) og kun en liten andel forekommer som uorganisk arsen (Julshamn et al., 2012a).

Bly er et tungmetall somfinnes naturlig i miljøet og i produkter som maling og batteri. Tidligere var det tilsatt bly i bensin. Gruvedrift og utslipp fra smelteverk har ført til forhøyede forekomster av bly i visse havner og fjordsystemer. 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, men konsentrasjonene kan være høyere i nyrer og lever av fisk og i indre organer av skjell. For grenseverdi og tolerabelt ukentlig inntak (TWI) se **tabellene 1 og 2**.

Kadmium er et relativt sjeldent forekommende tungmetall som også finnes naturlig i jordskorpen. Tilførsler fra menneskelig aktivitet er knyttet til metallindustri og gruvedrift. Kadmium blir også langtransportert via luft og havstrømmer. Typiske bruksområder er som stabilisator og pigment i plastprodukter, i galvanisering og i batteri. Kadmium er kreftfremkallende, forstyrrer hormonsystemet og kan gi nyreskade og beindeformiteter. Kadmium blir oppkonsentrert i lever og nyrer hos fisk og i fordøyelseskjertelen hos skalldyr. Vi finner stort sett lite kadmium i fiskefilet, da det oppkonsentreres i nyre og lever. Krepsdyr og særlig brunmat fra krabbe kan ha høye nivåer av kadmium. For grenseverdi og TWI se **tabellene 1 og 2**.

Kvikksølv er også et grunnstoff og flytende metall ved normal temperatur, som finnes naturlig i miljøet og frigis ved vulkansk aktivitet og annen avgassing fra jordens overflate. Menneskelige utslipp kommer fra metallindustri, gullutvinning og forbrenningsprosesser, og stoffet blir langtransportert via luft til arktiske strøk. Det er observert en global økning av kvikksølv i havvann siden den industrielle revolusjonen. Selv om det har vært en nedgang i utslipp de siste tiårene globalt (Li et al., 2020), i Norge (www.norskeutslipp.no) og i totale lufttilførsler til Norge (Bohlin-Nizetto et al., 2019), stiger nivåene av kvikksølv i fisk fortsatt på overordnet nivå (Miljøstatus). Hovedformen i fisk og annen sjømat er metylkvikksølv, som også er den giftigste formen (Hong et al., 2012). Metylkvikksølv kan skade nervene, hjertet, blodkar og immunforsvaret. Spesielt er hjernen til foster utsatt. Inntak av fisk er den største kilden til metylkvikksølv for mennesket. Kvikksølvnivået øker som regel med alderen og størrelsen på organismen. Kun totalkvikksølv ble analysert i foreliggende studie, men i filet av stor rovfisk utgjør metylkvikksølv ofte en svært høy andel av totalkvikksølv (Magalhaes et al., 2007). Ut fra et føre-var prinsipp behandler vi derfor resultatene som om nær 100 % av kvikksølvet er metylkvikksølv. For grenseverdier og TWI se **tabellene 1 og 2**.

PCB (polyklorerte bifenyler) har vært fremstilt syntetisk og brukt i produkter som elektrisk utstyr, maling og plast. PCB er en gruppe syntetiske klororganiske forbindelser som skader immunforsvaret, nerve- og forplantningssystemet og kan gi leverkreft. PCBer er tungt nedbrytbare og oppkonsentreres i næringskjeden. **Dioksiner og furaner** blir dannet ved naturlige eller industrielle forbrenningsprosesser med klor og karbon. Begge stoffgruppene blir langtransportert til arktiske strøk. 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. Noen PCB-forbindelser har dioksinlignende effekt (**dl-PCB**). Skadeevnen til dioksiner og dl-PCB blir uttrykt som toksiske ekvivalensfaktorer (TEF), og skadepotensiale i en prøve blir uttrykt i toksiske ekvivalenter (TE). På 1970-1980 tallet ble det innført strenge restriksjoner mot bruk av PCB, men det slippes fortsatt ut 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. Man analyserer også seks indikator-PCBer, såkalt ikke-dl-PCB, omtalt som PCB6, som er de PCB-kongenere som en finner størst konsentrasjoner av i sjømat. For grenseverdier og TWI se **tabellene 1 og 2**.

BFH (bromerte flammehemmere) er menneskeskapte, og ble/blir brukt i plast, elektronisk utstyr, tekstil og bygningsmaterialer, ofte med en vektandel på 5-30 %. De kan lekke ut, er lite nedbrytbare, kan bli oppkonsentrert i næringskjeden, og blir langtransportert til arktiske strøk. Stoffgruppene som er analysert i denne rapporten er PBDE og HBCD. **PBDE**er forstyrrer lever, skjoldbruskkjertel, forplantnings- og nervesystemet og forårsaker DNA-skade (EFSA, 2011). CONTAM-panelet til EFSA konkluderte med at BDE-47, -153 og -209 med dagens dietteksponering i EU ikke er helseskadelige, mens det kan være mulig helsefare av BDE-99. I fisk var det BDE-47 og BDE-100 som hadde høyest

konsentrasjon (EFSA, 2011), og dette er også vist for norsk fisk (Nostbakken et al., 2018). **HBCD** ble, på grunn av persistens, bioakkumulering og toksisitet i miljøet, listet av Stockholm konvensjonen, Annex A, i 2013, og skal ikke lenger brukes. Et unntake er for polystyrenskum som brukes som varmeisolasjon i bygg, der det er primært brukt (UNEP, 2012). HBCD er hormonforstyrrende, levertoksisk og forårsaker nevrotoksisitet under utviklingen. Kommersiell HBCD-blanding består av tre hovedformer, α-, β- og γ-HBCD. I gnagermodeller hopet de seg opp i lever og hjerne, der α-varianten er mest resistent for metabolisme. For TWI se **tabell 2**.

PFAS (per- og polyfluorerte alkylstoffer) er en stor gruppe svært stabile forbindelser som blir mye brukt til overflatebehandling for vann- og fettavstøtende egenskaper. Bruksområder er for eksempel tekstiler, brannskum, matpapir, gulvbelegg og som insekticider. PFAS forstyrrer hormonreguleringen og dermed utviklingen, og de forstyrrer immunforsvaret, nervene og er kreftfremkallende. Sjømat bidrar mest til inntak av PFAS via mat. Data peker mot at PFAS ikke hovedsakelig f ølger fettet som de fleste organiske miljøgifter, men binder seg til serumproteiner, og fordeler seg dermed i blod, lever, hjerne og muskel (Shi et al., 2012). I fisk finner vi generelt høyere nivåer av PFAS i lever enn i filet. TWI ble nylig fastsatt for summen av fire PFAS (EFSA, 2020), se også **tabell 2**. Stoffgruppen PFAS er vanskelig å regulere, siden det finnes allerede mer enn 4700 OECD-registrerte stoffer som omfattes av denne stoffgruppen. Derfor ble det for første gang nå gjennom REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, EU) foreslått en bred restriksjon for alle stoffer som omfattes av en hel stoffgruppe (PFAS) for ikke-essensiell bruk (https://www.rivm.nl/en/pfas/pfas-restriction-proposal).

Pesticider er en felles benevnelse på stoffer som brukes til å kontrollere skadeorganismer, for eksempel som plantevernmiddel mot insekter. Pesticider kan havne i miljøet og i vannet ved uhell eller som avrenning fra for eksempel landbruk, eller når de tilsettes vann for å drepe alger. Dette er en svært heterogen stoffgruppe med forskjellige egenskaper med hensyn 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 og noen er klassifisert som persistente miljøgifter fordi de finnes i miljøet lenge etter at de ble forbudt. De blir også transportert gjennom luft og havstrømmer. Diklordifenyltrikloretan (**DDT**) var tidligere i omfattende bruk, men er faset ut i vestlige land. Vi rapporterer utgangsstoffet DDT (o,p- og p,p-) og nedbrytningsproduktene DDE og DDD. **Toksafen** er et insektikid som forekommer i mange forbindelser og noen av dem kan gi alvorlige helseeffekter. Det har ikke vært brukt i Nore, men finnes likevel i sjømat. Vi rapporterer på forbindelsene toksafen 26, 50 og 62. **Klordan** er en stoffblanding brukt som pesticid frem til 1970-årene. Den har lang nedbrytingstid og er spredd globalt. Vi rapporterer cis- og trans-klordan, cis- og trans-nonaklor og oksyklordan. Hexaklorsykloheksan (**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 **Lindan**. Heksaklorbenzen (**HCB**) er et industrielt biprodukt som ble 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 ga skader på marine krepsdyr. **Organofosfater** blir brukt som insekticider, herbicider og flammehemmere. Mange har skadelige helseeffekter på mennesker, spesielt hos barn, unge og gravide, dyr og naturmiljø. Eksempler på organofosfat-insekticid er fosfinet **malathion,** brukt bl.a. mot diverse lus og skabbmidd og permethrin mot veps og andre insekter. **Klorpyrifos** er en kolinesterasehemmer brukt som insekticid, miticid og acaricid. **Bladan (arathion)** er meget giftig og helseskadelig, muligens karsinogen, som ble mye brukt i dyrking av frukt og grønnsaker på 1950-1960 tallet. **Parathion-metyl** er litt mindre giftig. Noen organofosfater er laget med tanke på bruk i krig som kjemisk våpen (nervegift) og er ekstremt giftige: **sarin, tabun, soman, VX** , men spiller underordnet rolle i miljøforurensing i Norge. Atropin virker som motgift. I dag finnes det ingen grenseverdier for pesticider i fisk og sjømat.

1.4 - Grenseverdier og tolerabelt inntak

For å beskytte befolkningen mot for høyt inntak av skadelige stoffer fra kommersielt omsatt mat spist i anbefalte mengder, har EU og Norge fastsatt øvre grenseverdier, som angir hvor mye av ulike miljøgifter som er tillatt ved omsetning til humant konsum (EU, 2020 Commission regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain

contaminants in foodstuffs. Consolidated version 2020.07.01 http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1881/2020-07-01). Grenseverdiene er oppført i det norske lovverket under «Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler» (https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2018-07-09-1164). Det er forbudt å omsette produkt med nivå av et fremmedstoff over grenseverdien. Lovfestede grenseverdier har stor relevans for omsetting, og det er grenseverdier for flere av miljøgiftene som vi har undersøkt i denne studien (**tabell 1**). Mange av grenseverdiene er spesifikke for ulike matvarer og gjelder også for sjømat.

Grenseverdier som gjelder primært fiskefilet, gjelder for hel fisk dersom hel fisk er ment å spises, og er satt for bly, kadmium og kvikksølv, mens for fiskelever er det ikke fastsatt noen grenseverdier for metaller. For arsen er det ikke fastsatt noen grenseverdi for fiskefilet eller -lever. For organiske miljøgifter i fisk er det satt grenseverdier som gjelder summen av dioksiner og furaner (sum PCDD/F), summen av dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB (sum PCDD/F +dl-PCB), samt summen av ikke-dioksinlignende PCB (sum PCB6). Disse stoffene er fettløselige forbindelser som akkumulerer i fettholdig vev. I mager fisk som hyse vil de i hovedsak oppkonsentreres i den fettrike leveren, og lite i muskel. For fiskelever er det derfor fastsatt egne og høyere grenseverdier for sum PCDD/F +dl-PCB og for sum PCB6.

Tabell 1: Grenseverdier for miljøgifter i henholdsvis fiskefilet og fiskelever av hyse

Kilde: Forordning FOR-2015-07-03-870, som følger den siste konsoliderte versjonen av «commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. For summer brukes "upper bound" limit of quantification (LOQ) konsentrasjoner per våtvekt (v.v.).

Fremmedstoff	Enhet	Grenseverdi fiskefilet	Grenseverdi fiskelever
Kadmium (Cd)	mg/kg	0,05	-
Kvikksølv (Hg)		0,5	-
Bly (Pb)		0,3	-
Sum dioksiner og furaner	pg WHO-TE/g v.v.	3,5	-
Sum dioksiner og furaner og dioksin-lignende PCBer		6,5	20
Sum seks ikke-dioksin-lignende PCBer (ICES-PCB6)	ng/g v.v.	75	200

Ved fritidsfiske, der det spises mye fisk fra samme område, kan det å vurdere den langsiktige samlede belastningen av miljøgifter over tid være mer relevant enn bare å sammenligne med grenseverdier. Ut fra studier av mengden av et stoff som en kan få i seg over lang tid uten forventet helseskade, har det blitt fastsatt tolerabelt ukentlig inntak (TWI, **tabell 2**). TWI beskriver mengden stoff en person kan få i seg ukentlig gjennom livet uten fare for negative helseeffekter. TWI brukes for kontaminanter som organiske miljøgifter og tungmetaller. Dersom det er mangel på data om et stoff brukes betegnelsen PTWI, provisional tolerable weekly intake, som betyr midlertidig tolerabelt ukentlig inntak. «Midlertidig» viser til at vurderingen vil revurderes når det foreligger mer data. Konsumenter som spiser mye og ofte av enkelte typer mat som inneholder mye av et stoff kan overskride tolerable inntaksverdier på sikt, selv om nivået er under de grenseverdiene som gjelder for lovlig omsetning. Det europeiske mattrygghetsorganet (EFSA) utarbeider nytte-risikovurderinger for å sikre at befolkningens helse blir ivaretatt.

Tabell 2: Tolerabelt ukentlig inntak (TWI)

Tolerable inntak per uke (TWI) av miljøgifter angir mengden av stoffet eller stoffgruppen som kan bli inntatt per uke i en lang periode uten å forårsake negative effekter. TWI som er relevante for denne studien er ført opp i denne tabellen. Kilde: European food safety authority, EFSA http://www.efsa.europa.eu.

Fremmedstoff	TWI per kg kroppsvekt	TWI per person med 70 kg kroppsvekt
Kadmium (Cd)	2,5 µg	0,18 mg
Kvikksølv (Hg)	4 µg	0,28 mg
Metylkvikksølv	1,3 µg	91 µg
Dioksin og PCB: Sum PCDD/F + dl-PCB	2 pg TEQ	0,14 ng TEQ
Sum 4 PFAS (PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS)	4,4 ng	0,31 µg

1.5 - Næringsstoff

Fisk som matvaregruppe er en god kilde til fullverdig protein, essensielle fettsyrer og mikronæringsstoff (Seafood data | hi.no). Hyse inngår i en del prosesserte fiskeprodukter som fiskekaker og fiskekarbonader. Denne type produkter har et høyt innhold av mikronæringsstoff (Aakre et al., 2019). De nordiske næringsstoffanbefalingene er ment å sikre best mulig funksjon og utvikling, samt redusere risiko for kostrelaterte kroniske sykdommer (NNR 2012). Forskrift om ernærings- og helsepåstander om næringsmidler regulerer om en matvare kan kategoriseres som «*kilde til*» eller «*høyt innhold av*» et vitamin eller mineral. For å kvalifisere som ***«kilde til»*** et mineral eller vitamin, må matvaren inneholde 15 % av daglig referanseinntak (NRV) per 100 g matvare (Lovdata, 2010). For å kunne merkes som «*høyt innhold av*», må produktet inneholde minst 30 % av NRV (Lovdata, 2010). Selv om mikronæringsstoffer har positive helseeffekter (se også «recommended intake»; RI), skal man heller ikke innta for mye av dem, og øvre tolerabelt inntaksnivå (UL) er den øvre grensen for daglig inntak av et vitamin eller mineral over tid som ikke skal gi helseskadelig effekt. Oversikt over RI, NRV og UL for mineralene inkludert i denne rapporten er gitt i **tabell 3**.

Tabell 3: Anbefalt inntak (RI) og øvre tolerabelt inntaksnivå (UL) for voksne kvinner i fertil alder

[a](Nordic_Nutrition_Recommendations, 2012); [b]https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02011R1169-20180101; [c](EFSA, 2017).

Næringsstoff	Anbefalt inntak (RI)	Daglig referanseinntak, voksne (NRVs)	Øvre tolerabelt inntaksnivå (UL)
Jern (Fe)	15 mg/dag [a]	14 mg/dag [b]	60 mg/dag [a]
Jod (I)	150 µg/dag [a]	150 µg/dag [b]	600 µg/dag [a]
Kopper (Cu)	0.9 mg/dag [a]	1 mg/dag [b]	5 mg/dag [a]
Sink (Zn)	7 mg/dag [a]	10 mg/dag [b]	25 mg/dag [c]
Selen (Se)	150 µg/dag [a]	55 µg/dag [b]	600 µg/dag [a]

2 - Materiale og Metoder

2.1 - Prøveinnsamling

Prøveinnsamlingen ble gjennomført i regi av Havforskningsinstituttet både med egne forskningsfartøy og med fartøy fra referanseflåten i perioden fra 2015 til 2019. Det ble samlet inn mellom 13 og 25 hyser fra 52 ulike posisjoner, til sammen 1250 fisk (**figur 1 og tabell 4**). Prøvene ble samlet inn fra åpent hav, kyst og fjordområder mellom 57 og 77°N. Prøvene ble fordelt over område, sesong og år. Sesongene vinter (januar-februar), vår/sommer (mai-juli +5 dager) og høst (september-november) (**tabell 4**), ble adskilt med en måneds mellomrom for å tydeligere kunne se eventuelle forskjeller. Antallet prøver tatt i de ulike områdene skulle speile det kommersielle fisket etter hyse, basert på statistikk fra Fiskeridirektoratet. Innenfor flere stasjoner var det tilsiktet å få fisk fra forskjellige sesonger eller år fra samme koordinater, men av praktiske årsaker ble det ofte godtatt et visst avvik. Geografisk posisjon for de 52 ulike fangststasjonene er vist i **figur 1**, med fangstkoordinater, -år, -sesong og antall fisk i **tabell 4**. Stasjonene er systematisk nummerert som følger: Det første tallet er stigende fra Skagerrak i sør til Svalbard i nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet). Tallet etter punktum viser til om stasjonen er i åpent hav (1), ved kysten (2) eller i en fjord (3).

Fordelingen var slik:

Skagerrak:

- 70 fisk (45 fisket om **høsten** og 25 om **vinteren**)
- alle fisket ved **kysten**

Nordsjøen:

- 299 fisk (125 fisket om **høsten**, 99 om **vinteren** og 75 om **våren/sommeren**)
- de fleste fisket i **åpent hav** (200), fulgt av **fjord** (74) og **kyst** (25)

Norskehavet:

- 288 fisk (150 fisket om **høsten**, 69 om **vinteren** og 69 om **våren/sommeren**)
- de fleste fisket ved **kysten** (126), fulgt av **fjord** (99 fisk) og **åpent hav** (63 fisk)

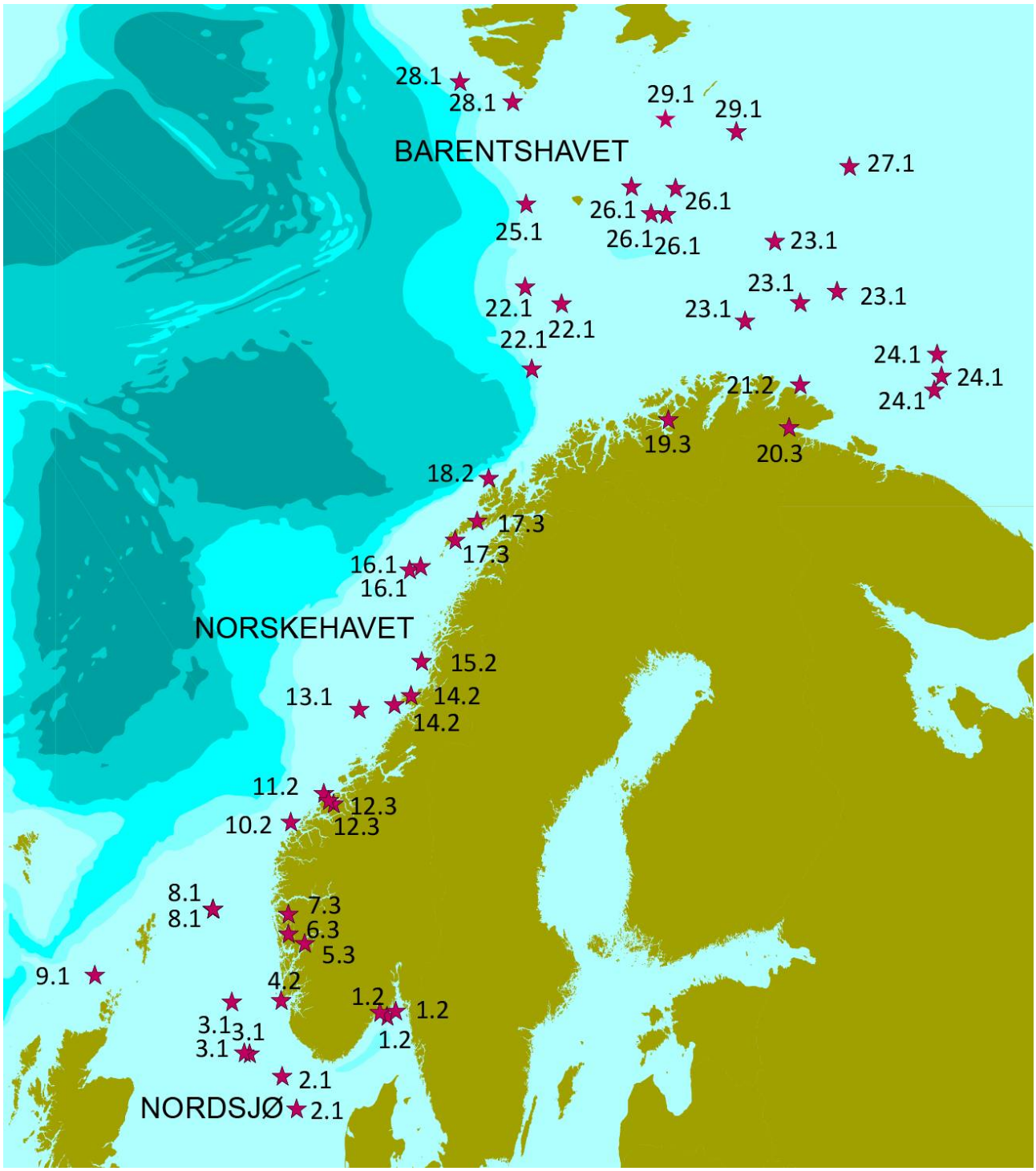
Barentshavet:

- 593 fisk (248 fisket om **høsten**, 174 om **vinteren** og 171 om **våren/sommeren**)
- de fleste fisket i **åpent hav** (399), fulgt av **fjord** (48 fisk) og **kyst** (25 fisk)

2.2 - Opparbeiding

Ved prøvemottaket til Havforskningsinstituttet ble rund fisk tint, og hel lengde, vekt og kjønn samt gonadestatus (Mjanger, 2019) ble bestemt. Øresteiner (otolitter) ble tatt ut og senere lest til aldersbestemmelse. Fra hver fisk ble det tatt ut en filetprøve av den siden som lå øverst under tining av fisken, for å unngå kontaminasjon av filetprøven med innmaten, som kan ha høyere konsentrasjoner av miljøgifter enn fileten. Filet og lever fra hver fisk ble hver for seg homogenisert i en blender. Noe av det homogeniserte materialet fra hver fisk ble benyttet til å lage en samleprøve av filet og en samleprøve av lever for hver stasjon. Antall fisk i samleprøvene varierte fra 13 til 25 fisk, med rundt 25 fisk i de fleste samleprøvene. Filetprøvene ble frysetørket, og tørrstoffinnhold ble beregnet.

Figur 1: Kart over fangststasjoner



***Figur 1**: Røde stjerner: Fangstposisjoner der om lag 25 hyser (Melanogrammus aeglefinus) ble prøvetatt for analyse for fremmedstoffer, i perioden 2015-2019. Tallene i figuren viser til nummereringen i tabell 4. Stasjonene er systematisk nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-18: Norskehavet, 19-29 Barentshavet). Tallet etter punktum viser til åpent hav (1), ved kysten (2) eller i en fjord (3). Svart: Stasjonsnummer (se Figur 1), Område (N; antall fisk). Fargekode: Brunt, høst (september-november) ; blått, vinter (januar-februar) ; grønt, vår/sommer (mai-juli ±5 dager): Bredde (grad; minutt; nord) lengde (grad; minutt; øst) år. * ikke vist på kart i figur 1.*

Tabell 4: Fangstposisjoner

	Åpent hav	Kyst	Fjord
Nordsjøen/ Skagerrak	**2.1: Sør (50)** 57°07' 05°50' 2015 57°44' 05°10' 2019 **3.1: Sørvest (75)** 58°11' 03°24' 2015 59°09' 02°49' 2016 58°10' 03°38' 2016 **8.1: Nord (50)** 60°55' 01°54' 2015 60°56' 01°56' 2016 **9.1: Shetland (25)** 59°40' -03°38' 2015	**1.2: Vestfold (70)** 58°53' 10°06' 2015 58°59' 10°30' 2016 58°57' 09°46' 2017 **4.2: Karmøy (25)** 59°11' 05°08' 2015	**5.3: Hardangerfjorden (25)** 60°16' 06°14' 2017 **6.3: Bjørnafjorden (25)** 60°05' 5°27' 2017 **7.3: Sørfjord Bergen (24)** 60°27' 05°28' 2017
Norskehavet	**13.1: Ved Trøndelag (13)** 64°44' 08°47' 2015 **16.1: Røst (50)** 67°28 11°40 2015 67°24 11°09' 2015	**10.2: Møre Romsdal (25)** 62°35' 05°35' 2015 **11.2: Kristiansund (24)** 63°08' 7°08' 2015 **14.2: Trøndelag (39)** 65°11°13' 2015 64°50' 10°26' 2015 **15.2: Vikna/Nordland (19)** 65°39' 11°43' 2015 **18.2: Vesterålen (19)** 69°09' 9°14' 2015	**12.3: Kvernesfjorden (49)** 63°00' 07°21' 2015 62°56' 07°34' 2016 **17.3: Vestfjorden (50)** 67°58' 13°17' 2015 68°02' 14°02' 2016
Barentshavet	**22.1: Sørvest (75)** 71°14' 16°53' 2015 72°48' 16°34' 2015 72°29' 18°17' 2016 **23.1: Sørmidt (125)** 73°40' 28°18' 2015 72°43' 31°13' 2015 72°30' 29°30' 2015 72°09' 26°54' 2015 72°50' 29°00' 2017 (bare individprøver*) **24.1: Sørøst (74)** 71°31' 35°55' 2015 71°06' 36°08' 2015; 70°53' 35°47' 2017 **25.1: Midt (25)** 74°23' 16°37' 2018 **26.1: Midt/Gardarbanken (100)** 74°12' 22°30' 2015 74°43' 21°34' 2015 74°11' 23°12' 2015; 74°41' 23°38' 2016 **27.1: Nordøst (25)** 75°6' 31°48' 2015 **28.1: Sørvest for Svalbard (50)** 76°43' 13°31' 2015 76°20' 15°59' 2016 **29.1: Sørøst for Svalbard (46)** 76°00' 23°10' 2015 75°46' 26°30' 2015	**21.2: Sørøst (25)** 70°56' 29°03' 2015	**19.3: Altafjorden (23)** 70°16' 23°18'2017 **20.3: Varangerfjorden (25)** 70°07' 28°58'2016

2.3 - Praktisk analyse

2.3.1 - Kvantifiseringsgrenser og måleusikkerhet

Viktige elementer i vurdering av analyser deteksjonsgrense (limit of detection, LOD), kvantifiseringsgrense (limit of quantification, LOQ) og måleusikkerhet. LOD er den minste konsentrasjonen av en analytt som kan skilles fra en blankprøve med angitt sannsynlighet, estimert fra gjennomsnittet av blankprøven med avvik og analytisk sensitivitet. LOQ er den laveste konsentrasjonen en metode kan måle nøyaktig av et stoff. Måleusikkerhet er et tall på feilmarginene til analyseresultatet. For mange miljøgifter er denne i området 20-40 %. Ringtester, der prøver av det samme prøvematerialet blir målt av ulike laboratorium i Europa, sikrer at den brukte metoden gir mest mulig riktig resultat. LOQ og måleusikkerhet for de ulike analysemetodene benyttet i denne undersøkelsen er spesifisert i **tabellene 5 og 6**. Analysemetodene er akkreditert i henhold til NS-ISO 17025, med unntak for enkeltstoffer, angitt i **tabellene 5 og 6**.

2.3.2 - Tørrstoffinnhold ved frysetørk

Frosset, homogenisert prøvemateriale ble satt i en frysetørker der vannet trekkes ut ved vakuum ved at is går over direkte til damp. Metoden følger NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og Havforskningsinstituttets valideringsdokument. Tørrstoffinnhold ble bestemt ved å veie prøven før og etter frysetørking. Metoden er akkreditert.

2.3.3 - Fettinnhold med etylacetat

For fiskelever ble fettinnhold bestemt gravimetrisk med etylacetat. Innveid prøve ble ekstrahert med etylacetat, etylacetat ble dampet av og fettet ble veid. Det er kun ikke-polart fett som blir bestemt. Metoden er akkreditert, og laboratoriet har deltatt i ringtester med metoden siden 1998 med godt resultat.

2.3.4 - Grunnstoff (inklusive metaller) med ICP-MS

For bestemmelse av grunnstoffer ble det veid inn 0,2-0,25 g frysetørket materiale for filet, vått, homogenisert materiale av lever. Prøvene ble dekomponert i ekstra ren salpetersyre blandet med hydrogenperoksid og oppvarmet i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200). Kvantifisering ble utført med ICP-MS (induktivt koblet plasma massespektrometri) med ekstern kalibrering (standardkurve) til bestemmelse av arsen (As), bly (Pb), jern (Fe), kadmium (Cd), kobber (Cu), kobolt (Co), kvikksølv (Hg), mangan (Mn), molybden (Mo), selen (Se), sink (Zn), sølv (Ag) og vanadium (V). Gull ble tilsatt standardløsningene for å stabilisere kvikksølvionene, og Rh (for Mo, Ag, Cd, Pb og Cu), Tm (for Hg) og Ge (for V, Cr, Mn, Fe, Co Ni, Zn, As og Se) ble anvendt som intern standard for å korrigere for eventuell drift i instrumentet (NMKL, metode nr. 186, 2007 og; NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og Havforskningsinstituttets valideringsdokument, Nordisk metodikkomité for næringsmidler, 2007, se også (Julshamn et al., 2007). Riktighet og presisjon for metallbestemmelsene har blitt kontrollert ved analyser av sertifisert referansemateriale og deltakelse i ringtester. Metoden er akkreditert for arsen, bly, kadmium, kobber, kvikksølv, selen og sink. Måleusikkerhet og LOQ for de ulike elementene er gitt i **tabell 6.**

2.3.5 - Uorganisk arsen

Konsentrasjon av uorganisk arsen ble bestemt ved bruk av HPLC-ICP-MS med validert metode for marint biologisk vev med lavt fettinnhold. Prøvene lagres ikke lengre enn 2-3 uker før analyse. 0,2 gram frysetørket og homogenisert prøvemateriale ble veid inn og arsen ble ekstrahert fra prøvematerialet ved hjelp av HNO_3 og varme, der As(III) oksiderer til As(V) ved hjelp av H_2O_2. Analysen bestemmer summen av As(III) og As(V) målt som As(V). Uorganisk arsen blir separert fra andre arsenforbindelser ved en anionbyttekolonne og isokratisk eluering. Arsenkonsentrasjonen blir bestemt ved bruk av ICP-MS som arsendetektor. Konsentrasjonen beregnes ved bruk av ekstern standardkurve. Metoden ble i 2016 europeisk CEN (Den europeiske standardiseringsorganisasjon)-metode. LOD var på 0,08 µg/l og LOQ var 0,01 mg/kg tørrvekt, som tilsvarer 0,002 mg/kg v.v. På grunn av tekniske problemer ved havforskningsinstituttet (HI; da NIFES) ble 119 av 308 prøver analysert av ved Danmarks Tekniske Universitet – DTU, under ledelse av Jens Sloth. Der ble samme metode benyttet som for prøvene analysert ved HI, og LOQ var også tilsvarende. Ingen av prøvene var >10×LOQ, derfor var måleusikkerheten for samtlige prøver over LOQ (0,002 mg/kg) på 50 %. Prøver med konsentrasjon <LOQ, men større enn LOD, er her inkludert i flere analyser, disse har en

måleusikkerhet >50 %.

2.3.6 - Dioksiner, PCB og PBDE

For bestemmelse av dioksiner og furaner (dioksiner), dioksinlignende (dl-) PCB (non-orto og mono-orto PCB), ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og PBDE ble prøvene opparbeidet ved å blande den med hydromatriks og tilsette C^{13}-merkede internstandarder (27 for dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB, 6 for ikke-dioksinlignende PCB og 8-12 for PBDE). Blandingen ble overført til en «Accelerated Solvent Extractor» (ASE 300®/350®) med et lag av svovelsur kiselgel i bunnen for nedbrytning av fett og ekstrahert med heksan under hevet trykk og temperatur. Ekstraktet ble videre renset kromatografisk på kolonner pakket med henholdsvis sølvnitrat silika og svovelsur silika som fjerner rester av fett fra prøven, karbon og alumina (GO-6HT, DSP). Før midten av 2017 ble kolonnene pakket med henholdsvis multilag silika, alumina og karbon (PowerPrep, FMS). Dioksiner og furaner (tetra-octaklorerte dibenzo-dioksiner (PCDD) og tetra-octaklorerte dibenzo-para-furaner (PCDF)) og non-orto PCB (PCB-77, 81, 126, 169) ble bestemt ved isotopfortynning på høyoppløsende GC-MS. Mono-orto PCB (PCB-123, 118, 114, 105, 156, 157, 167, 189), seks ikke-dioksinlignende PCB (PCB-28, 52, 101, 138, 153, 180) og tri-hepta-polybromerte difenyletere (PBDE) (PBDE-28, 47, 49 (fra 2017), 99, 100, 153, 154, 183, 66, 119, 138) ble bestemt ved isotopfortynning på GC-MSMS. Før medio 2017 ble tri-hepta PBDE (PBDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 66, 119, 138) bestemt vha. intern standard på GC-MS med negativ kjemisk ionisering. Samtlige av de nevnte analyttene utgis nå akkreditert i metoden, mens frem til midten av 2017 var det fire ikke-akkrediterte analytter i metoden (PCB-123 og PBDE-66, -119 og -138).

For å få tall på tunge PBDE i hyse, ble noen samleprøver av lever sendt til akkreditert analyse hos Eurofins Food and Feed-testing, da Havforskningsinstituttets PBDE-metode ikke var ferdigstilt for disse analyttene innen prosjektets tidsramme. I tillegg til tunge PBDE (PBDE 196, 197, 206, 207, 209) ble også noen ekstra PBDE-analytter bestemt (PBDE 17, 49, 71, 77, 85, 126, 156, 184, 191) ved hjelp av ekstraksjon på ASE, opprensing ved kolonne-kromatografi og analyse på to separate metoder på GC/MS. Beregninger ble gjort ved isotopfortynning og internstandard metode. Se kapittel 4.4.1.

For dioksiner, furaner og dl-PCB ble toksiske ekvivalentverdier (TE) beregnet ved å multiplisere konsentrasjonene med kongenernes toksiske ekvivalensfaktorer (WHO-TEF 2005; Van den Berg et al., 2006). Ved summering av dioksiner og dioksinlignende PCB ble konsentrasjoner mindre enn kvantifiseringsgrensen (LOQ) satt lik LOQ (upperbound LOQ). Også ved summering av de seks ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og syv PBDE som utgjør sum PBDE7 (28, 47, 99, 100, 153, 154, 183) ble upperbound LOQ benyttet. Metoden er videreutviklet og tilpasset ved Havforskningsinstituttet basert på (Bjorklund et al., 2001; Dionex, 1996; EPA, 1994, 2010; Muller et al., 2001; SANCO, 1999, 2012). Metoden følger NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og Valideringsdokument for Havforskningsinstituttet.

2.3.7 - HBCD

Bestemmelse av HBCD ble gjennomført av Eurofins Food and Feed Testing med akkreditert metode. HBCD (heksabromcyclododekan) ekstraheres med aceton og heksan på et Soxhlet-apparat og renses først ved hjelp av svovelsyre før kromatografisk rensing på alumina kolonne. De tre HBCD-isomerene (α-HBCD, β-HBCD, Y-HBCD) som i sum utgjør sum HBCD analyseres på LC-MSMS. LOQ er 0,006 pg/g for hver isomer og sum HBCD oppgis som lowerbound sum. Måleusikkerhet er 40 %.

2.3.8 - PAH

Bestemmelse av PAH ble gjennomført av Eurofins Food and Feed Testing med akkreditert metode. Prøvematerialet ble tilsatt intern standard før forsåpning og ekstraksjon på SPE-kolonner. Analyse ble utført på GC/MS i single ion modus. Metoden bestemmer de 16 EFSA PAHene og sum PAH4 akkreditert. Følgende stoffer ble bestemet med LOQ 0,5 ng: Benz(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthen, benzo(g,h,i)perylen, benzo(j)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, krysen, dibenz(a,h)anthracen, indeno(1,2,3,-cd)pyren. Følgende stoffer ble bestemt med LOQ 1 ng: Dibenzo(a,e)pyren, dibenzo(a,h)pyren, dibenzo(a,i)pyren, dibenzo(a,l)pyren, benzo(c)fluoren, cyclopenta(c,d)pyren, 5-methylkrysen. Sum PAH4 er lowerbound-summen av benz(a)anthracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthen og krysen. Metodens måleusikkerhet er 50 % (**tabell 6**).

2.3.9 - PFAS

Innveid prøvemengde ble tilsatt massemerket internstandard og metanol og ekstrahert i ultralydbad. Etter sentrifugering ble supernatanten dekantert over i en sprøyte og filtrert gjennom en 0,45 µm nylonfilter før vann ble tilsatt, etterfulgt av opprensing på ASPEC. Ekstraktet fra ASPEC ble renset videre opp ved filtrering gjennom en 3K ultrafilter. Prøvene ble til slutt analysert på LC-MS/MS og kvantifisert ved hjelp av internstandard. Metoden er validert for bestemmelse av PFAS i fiskemuskel og fiskelever. PeFOS forbindelsene N-EtFOSA, N-EtFOSE, N-MeFOSE, N-MeFOSA rapporteres ikke for leverprøver. For øvrige matriser rapporteres disse forbindelsene dersom kromatografien er tilfredsstillende, ellers kan de utelates. Akkrediterte analytter i metoden er PFOS, PFOSA (fra 2018), PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUdA, PFDoDA og PFTrDA (**tabell 5**). Tabellen viser LOQ og måleusikkerhet for hver av forbindelsene i henholdsvis filet og lever.

Tabell 5: Kvantifiseringsgrenser og måleusikkerheter for PFAS bestemmelse

*Metoden er akkreditert for muskelkjøtt og lever av fisk. På grunn av en endring i metoden hadde de prøvene som ble analysert senest i prosjektet lavere LOQ (gammel LOQ/ny LOQ). *Analytter som ikke blir bestemt i lever.*

		Filet		Lever	
Analytt	**Akkreditering**	**LOQ (µg/kg)**	**Måleusikkerhet (%)**	**LOQ (µg/kg)**	**Måleusikkerhet (%)**
PFBS	No	3/1	80	4,5/5	80
PFHxS	No	1,8/1	40	2,7/3	35
PFOS	Yes	1,8/2	35	4,5/3	75
PFDS	No	1,8/0,2	60	2,7/0,5	30
PFOSA	Yes	1,5/0,5	80	2,7/0,5	80
PFBA	No	2,1/1	35	3/10	30
PFHxA	No	1,8/0,5	60	4,5/2	60
PFHpA	Yes	2,4/2	50	6/5	30
PFOA	Yes	2,4/0,6	35	7,2/7	30
PFNA	Yes	1,8/0,2	35	4,5/1,4	30
PFDA	Yes	1,2/0,2	40	1,8/0,5	30
PFUdA	Yes	2,7/0,2	40	4,5/0,5	30
PFDoDA	Yes	1,8/0,2	40	7,2/2	35
PFTrDA	Yes	3,6/0,2	80	9,6/0,5	60
PFTeDA	No	2,4/0,2	80	9,6/0,5	70
N-EtFOSA	No	1,5/1	35	*	*
N-EtFOSE	No	1	90	*	*
N-MeFOSA	No	1/0,5	38	*	*
N-MeFOSE	No	1,5/0,5	39	*	*

2.3.10 - Pesticider

Akkreditert bestemmelse av klorerte pesticider og organofosfat-pesticider ble gjennomført av Eurofins Food and Feed Testing. For bestemmelse av **klorerte pesticider** ble prøvematerialet ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktet gjennomgikk en kromatografisk opprensing på kolonner før analyse på høyoppløsende GC-MS. Måleusikkerhet er oppgitt til 50 %, og LOQ for klorerte pesticider varierte mellom 0,1-1 µg/kg for de ulike forbindelsene. Det ble analysert for aldrin, dieldrin, endrin, alfa-endosulfan, beta-endosulfan, endosulfansulfat, α-HCH, β-HCH, δ-HCH, γ-HCH (Lindan), cis-klordan, trans-klordan, oksyklordan, trans-nonaklor, heptaklor, cis-heptaklorepoksid, trans-heptaklorepoksid,

heksaklorbenzen (HCB), mirex, o,p'-DDD, o,p'-DDE, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT, octaklorstyren, pentaklorbenzen, og toksafen parlar 26, 50 og 62. For bestemmelse av **organofosfat-pesticider** ble prøvematerialet først ekstrahert med aceton før en væske-væske-ekstraksjon med vann, cykloheksan og etylacetat. Etter tørking og filtrering ble ekstraktet renset ved modul GPC før analyse på GC-FPD. Måleusikkerhet var 50 %. LOQ for organofosfat-pesticider varierte mellom 0,01 og 0,1 mg/kg (**tabell 6**). Det ble analysert for acephate, amidithion, azinphos-ethyl, azinphos-methyl, bomyl, bromfenvinphos, bromophos-ethyl, bromophos-methyl, butamifos, cadusaphos, carbophenothion, carbophenothion-methyl, chlorfenvinphos, chlormephos, chlorpyrifos-ethyl, chlorpyrifos-methyl, chlorthion, chlorthiophos, coumaphos, crufomate, cyanofenphos, cyanophos, demeton-s-methyl, demeton-s-methyl-sulfone, diazinon, dicapthon, dichlofenthion, dichlorvos, dicrotophos, dimefox, dimethoate, dimetylvinphos, dioxabenzofos, dioxanthion, disulfoton, isulfoton-sulfon, ditalimfos, edifenphos, epn, ethion, ethoprophos, etrimfos, famophos, fenamiphos, fenchlorphos, fenitrothion, fensulfothion, fensulfothion-oxon-sulfone, fenthion, fenthion-oxon-sulfone, fenthion-sulfone, fenthion-sulfoxide, fonofos, formothion, fosthiazate, fosthietan, heptenophos, iodofenphos, iprobenfos, isocarbofos, isofenphos, isofenphos-methyl, isoxathion, leptophos, malaoxon, malathion, mecarbam, mephosfolan, methacrifos, methamidophos, methidathion, mevinphos, monocrotophos, morphothion, n-desethyl-pirimiphos-methyl, omethoate, oxydemeton-methyl, paraoxon-ethyl, araoxon-methyl, parathion, parathion-methyl, phenkapton, phenthoate, phorate, phorate-sulfone, phorate-sulfoxide, phosalone, phosfolan, phosmet, phosphamidon, pirimiphos-ethyl, pirimiphos-methyl, profenofos, propaphos, propetamphos, prothiofos, prothoate, pyraclofos, pyrazophos, pyridaphenthion, pyrimiate, quinalphos, quintiofos, sulfotep, sulprofos, tepp, terbufos, tetrachlorvinphos, thiometon, thionazin, tolclofos-methyl, triamiphos, triazophos, trichlorfon, trichloronat og vamidothion.

2.3.11 - Tallbehandling og statistiske tester

I denne rapporten er noen av de analyserte verdiene for stoffgruppene under kvantifiseringsgrensene (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), med unntak for uorganisk arsen, der prøver med konsentrasjon <LOQ, men større enn LOD er her inkludert i flere analyser (se kapittel 3.3.5.). 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 fremmedstoffer ut ifra et føre-var prinsipp når man vurderer mattrygghet (**tabell 1**). På denne måten unngår man å undervurdere belastningen med et fremmedstoff. 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 en «worst case»-situasjon. I **tabell 7** er det oppgitt kondisjonsfaktor (K-faktor) og hepatisomatisk index (HSI). K-fakor uttrykker kondisjonen til fisken og beregnes etter Fulton's formel, som er $K=100 * vekt[g]/lengde[cm]^3$ – jo høyre K-faktoren, jo fetere er fisken. HSI er levervekten som prosent av totalvekten av en fisk, som uttrykk av energireservene, og beregnes etter 100*levervekt [g]/hel vekt [g]. Alle statistiske analyser ble utført ved hjelp av programvaren Statistica™ 13 (StatSoft Inc., Tulsa, USA) og Excel (Office, Microsoft) som også ble brukt for å lage de grafiske fremstillingene. Analyseresultater er gitt på våtvekt (v.v.). LOQ i **tabell 5 og 6** er på den analyserte prøven og har derfor forskjellig utfall avhengig om prøven er analysert våt (lever) eller tørr (filet). Når man sammenligner to faktorer, som for eksempel vekt og lengde undersøker vi noen ganger hvor godt en faktor reflekterer en annen. Dette kan uttrykkes som R-verdien ved lineær regresjon. Verdien er alltid mindre enn 1, og jo nærmere 1 verdien er, jo mer henger faktorene sammen. R^2 verdien sier noe om hvor mye av den ene faktoren kan forklares av den andre faktoren. Verdien er også alltid under 1. $R^2 = 1$ tolkes dithen at 100 % av den ene faktoren forklares av den andre. For eksempel en R^2 verdi på vekt versus alder på 0.9 betyr at 90 % av vektvariasjonen i populasjonen forklares av alder. Ved sammenligning av grupper, ble signifikanstester utført med Kruskal-Wallis ANOVA fulgt av ikke-parametriske 2-tailed multiple uavhengige sammenligninger. For boksplott ble en verdi definert som "outlier" dersom verdien var mer enn 1,5 ganger verdien av 95 % konfidensintervall.

Tabell 6: Liste av analyttenes analyseparametere med akkrediteringsstatus, LOQ og måleusikkerhet

Alle analytter bortsett fra analytter merket med «» analyseres akkreditert. Analytter merket «**» analyseres akkreditert fra medio 2017. LOQ er gitt per tørrvekt og er basert på fast innveid mengde prøvemateriale. LOQ varierer for ulike kongenere. For flere av metodene er måleusikkerheten lavere med økende konsentrasjon av analytten. Måleusikkerhet for PFAS varierer med substans, konsentrasjon og matrise.*

Analytt	Metode	LOQ	Måleusikkerhet
Fettinnhold	Gravimetri	0,1 g/100 g (LOD)	5 %
PCDD og PCDF	HRGC/HRMS	0,008-0,4 pg/g	20-35 %
dl-PCB, non-orto PCB: 77,81,126 og 169	HRGC/HRMS	0,008-0,4 pg/g	25-40 %
dl-PCB, mono-orto PCB: 123*, 118, 114, 105, 156, 157, 167, 189	GC-MSMS EI	4-240 pg/g (Før 2017: 4-150 pg/g)	20-50 % (Før 2017: 20-35 %)
PCB6: 28, 52, 101, 138, 153, 180	GC-MSMS EI	0,03-0,4 ng/g	25-45 %
PBDE: 28, 47, 49, 66**, 99, 100, 119**, 138**, 153, 154, 183	GC-MSMS EI (Før 2017: GC-MS NCI)	0,02-0,2 µg/kg (Før 2017: 0,01-0,2 µg/kg)	30-50 % per kongener (Før 2017: 20-55 %)
PBDE: 17, 49, 71, 77, 85, 126, 156, 184, 191	GC-MS	0,01-0,05 ng/g	40 % per kongener
PBDE: 196, 197, 206, 207, 209	GC-MS (NCI)	0,03-0,95 µg/kg	40 % per kongener
PAH: **Benz(a)anthracene (BaA), Benzo(a)pyrene (BaP), Benzo(b)fluoranthene (BbF)**, Benzo(c)-fluorene (BcF), Benzo(ghi)perylene (BghiP), Benzo-(j)fluoranthene (BjF), Benzo(k)fluoranthene (BkF), **Chrysene (Chr)**, Cyclopenta(cd)pyrene (CcdP), Dibenz(ah)anthracene (DahA), Indeno(1,2,3,-cd)pyrene, (IcdP)5-methylchrysene (5-MC), Dibenzo(a,e)pyrene (DaeP)*, Dibenzo(a,h)pyrene (DahP)*, Dibenzo(a,i)pyrene (DaiP)*, Dibenzo-(a,l)pyrene (DalP)*	GC-MS	0,5-1 ng/g	50 %
PFAS: Perfluoroktylsulfonsyre, Perfluoroktyl-sulfonamid*, Perfluorheptylkarboksylsyre, Per-fluoroktylkarboksylsyre, Perfluornonylkarboksyl-syre, Perfluordekylkarboksylsyre, Perfluor-undekylkarboksylsyre, Perfluordodekylkarboksyl-syre, Perfluortridekylkarboksylsyre	LC-MSMS	0,2-5 ng/g (Før 2018: 0,2-9,6 ng/g)	20-80 %
HBCD	LC-MSMS	0,006 pg/g	40 %
Klorerte pesticider, Organofosfater	HRGC/HRMS GC-NPD	0,1-1 ng/g 0,01-0,1 µg/g	50 %
Arsen, selen, sølv	ICP-MS	0,01 mg/kg	20 %, 25 %, 25 %
Bly, krom*, mangan*		0,03 mg/kg	25 %, 30 %, 20 %
Kadmium, vanadium		0,005 mg/kg	20 %
Kobolt*		0,02 mg/kg	20 %
Kobber, jern, molybden*		0,1 mg/kg	25 %, 25 %, 20 %
Kvikksølv		0,005 mg/kg	20 % (0,5-4,6 mg/kg) 25 % (0,05-0,5 mg) 70 % (0,005-0,05 mg/kg)
Nikkel*		0,3 mg/kg	30 %
Tinn		0,5 mg/kg	20 %

3 - Resultater og diskusjon

3.1 - Fysiske parametere

Nordøstarktisk hyse, fangstet i Barentshavet og Norskehavet, var i gjennomsnitt noe større enn nordsjøhyse, fra Nordsjøen og Skagerrak (**tabell 7**). Av Nordøstarktisk hyse var de fleste individene mellom 50 og 60 cm lange, og av nordsjøhyse var de fleste mellom 40 og 50 cm (**figur 2**). Dette gjenspeiler generelle forskjeller i størrelse på fisken i de to hysebestandene (https://www.hi.no/hi/temasider/arter/hyse), og minstemål for fangst av hyse, som er 40 cm nord for 62°N, og 31 cm sør for 62°N. Sør for 62°N ble det fanget flest hyser i Nordsjøen, og kun 70 fisk fra Skagerrak fra kystområder ved Vestfold. I Nordsjøen-området var hysene fisket i fjordene størst, med flest fisk mellom 50 og 70 cm, mens ved kysten var det flest fisk mellom 40 og 50 cm, og fra åpent hav var størsteparten mellom 30 og 50 cm.

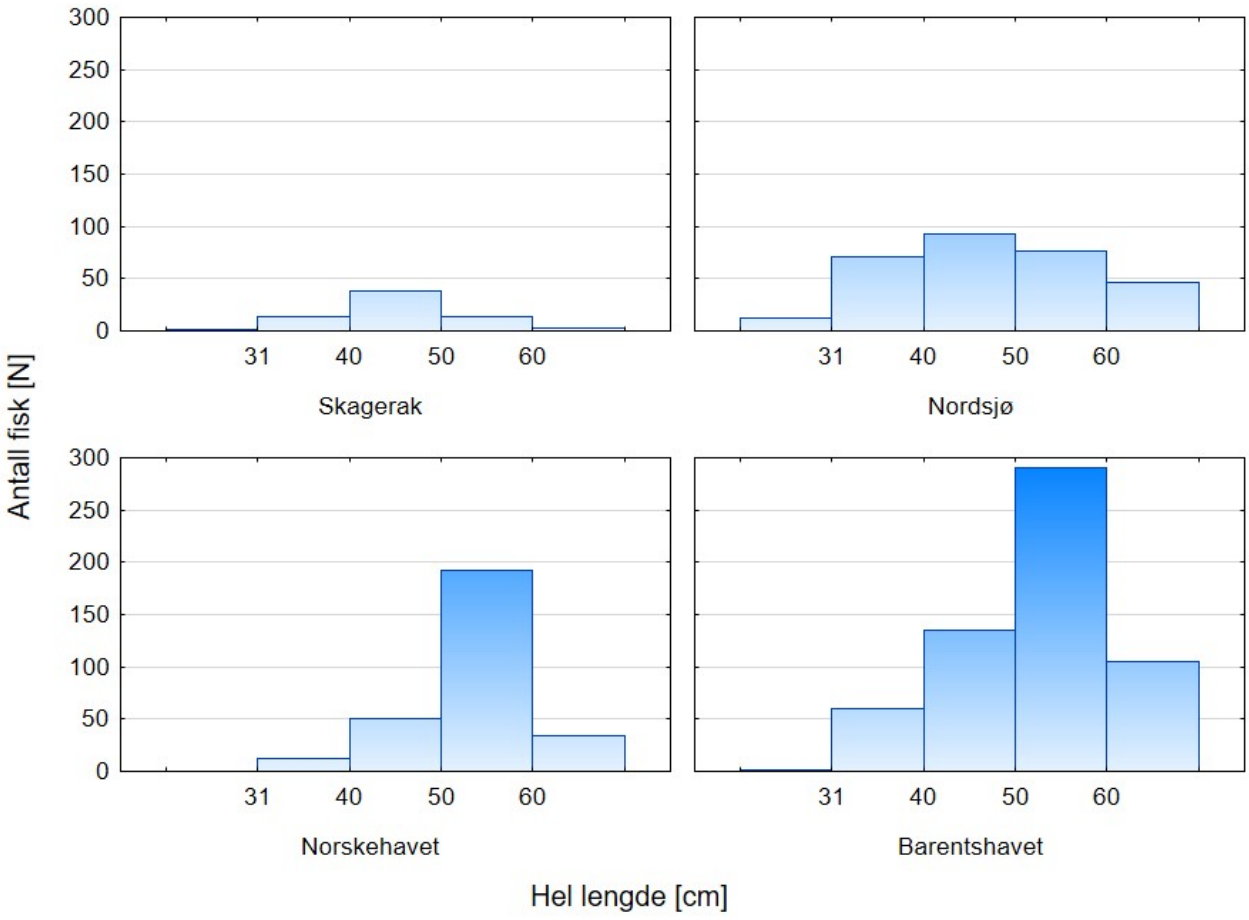
Vekten på hysene varierte fra 0,3 til 5,7 kg med et gjennomsnitt på 1,6 ±0,8 kg (standardavvik) (**tabell 7**). Vekt og lengde korrelerte sterkt i alle havområdene (svakt eksponentielt, **figur 3**). Resultat av lineær regresjon for hele datasettet er: R/R^2=0.92/0.84, med p <0,0001. Deler man datasettet etter åpent hav, kyst eller fjord, har ikke dette mye innflytelse på korrelasjonen mellom vekt og lengde. Lengde-vekt forholdet var ikke vesentlig forskjellig mellom havområdene (**figur 3**).

Tabell 7: Basisparametre

Lengde, vekt, levervekt, alder, kondisjonsfaktor (k-faktor), hepatosomatisk index (HSI), fettinnhold i lever og gonadestatus for hyse (Melanogrammus aeglefinus)prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019. Gjennomsnitt, median, standardavvik, minste og største verdi er vist per havområde.

Gjennomsnitt (median) ±stdev (Min-Max)	Skagerrak	Nordsjøen	Norskehavet	Barentshavet
Antall [N]	70	299	288	593
Lengde [cm]	45,2 (43) ±7,9 (29-64)	47,8 (47) ±10,9 (18,5-78)	53,9 (54,5) ±6,1 (35,5-71)	52,7 (53,5) ±8,7 (30,5-83)
Vekt [kg]	1,2 (0,9) ±0,7 (0,3-3,7)	1,4 (1,1) ±1,0 (0,5-4,7)	1,8 (1,7) ±0,6 (0,5-4,1)	1,6 (1,5) ±0,7 (0,3-5,7)
Levervekt [g]	61 (41) ±53 (2-202)	79 (52) ±78 (0,3-493)	104 (91) ±71 (3,6-445)	64 (52) ±49 (7-270)
Alder [år]	3,5 (3) ±1,1 (2-6)	4,6 (4) ±2,0 (1-13)	6,4 (6) ±2,4 (1-14)	6,8 (7) ±2,3 (4-12)
K-factor	1,2 (1) ±0,2 (0,8-1,6)	1,1 (1,1) ±0,2 (0,7-1,7)	1,1 (1,1) ±0,2 (0,2-1,6)	1,0 (1,0) ±0,1 (0,8-1,5)
HSI	5 (5) ±2 (1-8)	5 (4) ±2 (1-14)	5 (5) ±2 (1-12)	4 (4) ±2 (1-12)
Totalfett lever [% v.v.]	62,1 (63) ±9,4 (42-88)	59,9 (62) ±14,2 (21-91)	61,3 (63) ±12,6 (15,6-83)	50,5 (55) ±20,8 (19,7-88)
Gonadestatus	1,4 (1) ±0,5 (1-3)	1,4 (1) ±0,5 (1-3)	1,6 (2) ±0,6 (1-4)	1,5 (1) ±0,5 (1-3)

Figur 2 : Histogram per lengdegruppe og havområde

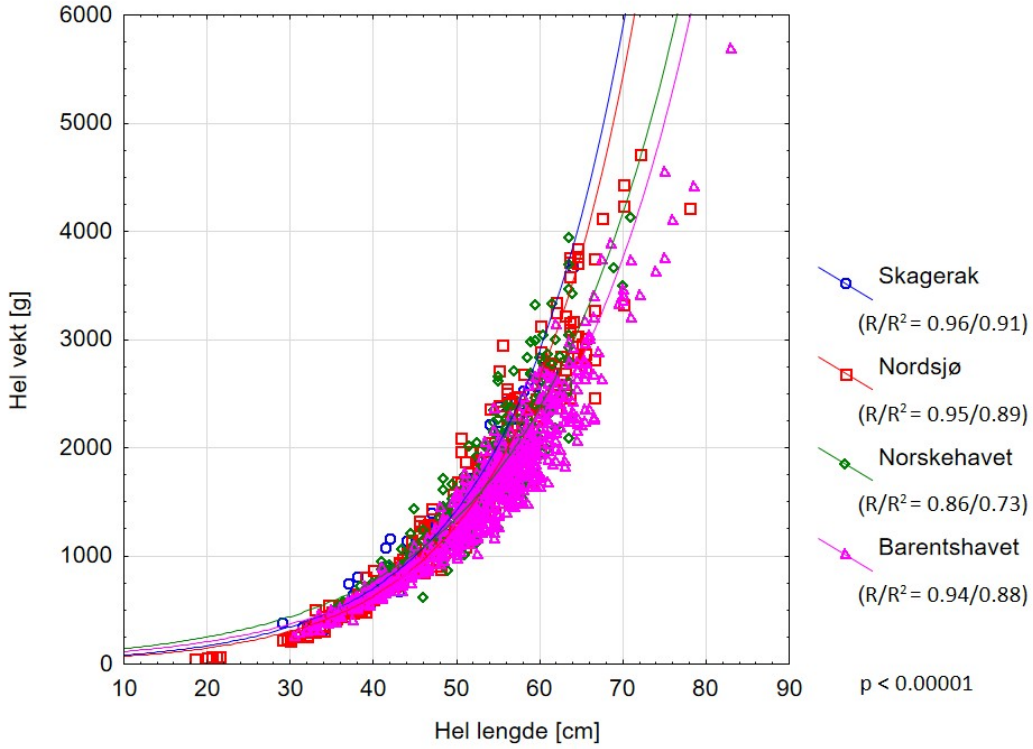


***Figur 2**: Antall hyser (Melanogrammus aeglefinus) analysert i basisundersøkelse for fremmedstoffer (2015-2019), per intervall av hel lengde av fisken (<31, 31-40, 41-50, 51-60, >60) i de fire havområdene Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet.*

Alderen på hysene varierte fra 1 til 14 år, med et gjennomsnitt på 6 ±2 år (standardavvik). Hysene fisket i Barentshavet var eldst med et gjennomsnitt på 6,8 år, fulgt av Norskehavet med 6,4 år, Nordsjøen med 4,6 år og Skagerrak med 3,5 år. Hyser på samme størrelse viste stor variasjon i alder, og korrelasjonen mellom lengde og alder var svakere enn for lengde og vekt (**figur 4**). Svak korrelasjon for Skagerrak kan skyldes at antallet fisk var mindre i Skagerrak sammenlignet med de andre havområdene. Den svake lengde-alder korrelasjonen kan også tyde på stor variasjon i vekstrate hos hyser, individuelt eller mellom områder. Dette kan ha sammenheng med sammenslåing av åpent hav, kyst og fjord.

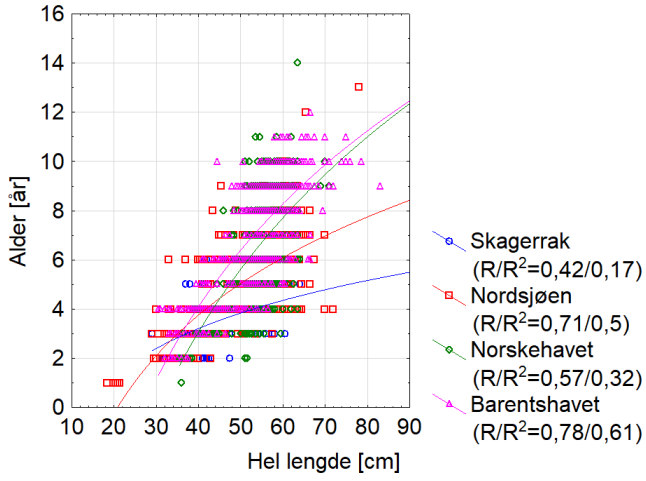
Derfor brukte vi kun lengde i størrelsesanalysene videre, delt opp etter fangststasjon som vist i **figur 5**. Størrelsen på hyse i åpent hav viste en økende trend fra sør mot nord, med de største hysene tatt lengst nord i Barentshavet og de minste lengst sør i Nordsjøen (**tabell 7, figur 2 og 5**). I kystregionen var hysene mindre lengst sør og ved den nordligste stasjonen, og ellers var det ingen spesiell trend. Dette kan ha vært tilfeldig, siden det var også en stasjon med mindre hyser i nord. I fjordene var det ikke tydelig størrelsesforskjell mellom hyser fra sør og nord, men her var det ingen stasjoner lenger sør enn Bjørnafjorden. Blant hysene tatt i fjorder var hysene fra fjordene ved Nordsjøen-området størst, tett fulgt av hysene fra Altafjorden lengst i nord (**figur 5**).

Figur 3: Vekt mot lengde



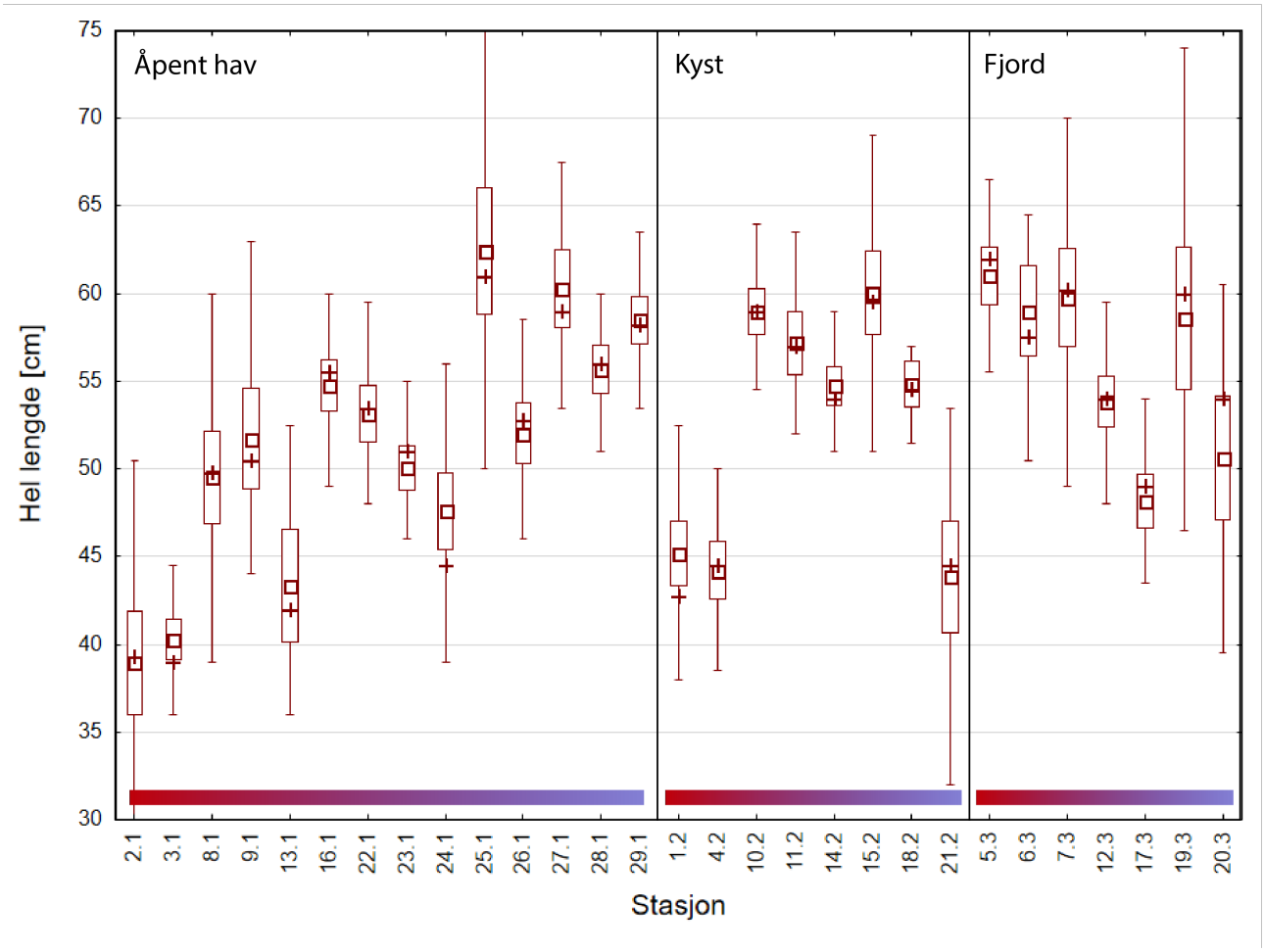
***Figur 3**: Spredningsplott for vekt (g, y-akse) mot lengde (cm, x-akse) for individuelle hyser, inndelt etter havområdene Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Resultat av lineær regresjon er vist.*

Figur 4: Alder mot lengde



***Figur 4**: Spredningsplott for alder (år, y-akse) mot hel lengde (cm, x-akse) for individuelle hyser, inndelt etter av havområdene Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Resultat av lineær regresjon er vist.*

Figur 5: Boksplott av hel lengde



Figur 5: *Hel lengde (cm) på hyser (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1. Rød-blå gradienter som en grafisk påminnelse på sør-nord-beliggenheten av stasjonene.*

3.2 - Grunnstoff

Konsentrasjoner i filet og lever av alle de ulike grunnstoffene som ble analysert er vist i **tabell 8**. Etter tabellen er resultatene for de grunnstoffene som har grenseverdi, Cd, Pb og Hg, samt As diskutert. Det er de fire grunnstoffene som har størst relevans for mattrygghet. Vi diskuterer også kort de essensielle grunnstoffene som ble analysert og, som regnes som helsefremmende i de konsentrasjonene de forekommer i hyse, Cu, Fe, Se og Zn. Jod er ikke inkludert i dette studiet, men ble analysert i en annen studie som er publisert (Nerhus et al., 2018) og blir nevnt kort flere steder i denne rapporten. De andre analyserte grunnstoffene, Ag, Co, Cr, Mn, Mo, Ni og V blir bare nevnt veldig kort og listet opp i **tabell 8**.

Generelt var konsentrasjonene av Ag og Cd mye høyere (x 150) i lever, sammenlignet med filet (**tabell 8**). Cu, Fe og V hadde mer enn 20 ganger høyere konsentrasjoner i lever enn i filet og Co, Mn, Mo, Ni, Pb, Se og Zn hadde 4-8 ganger høyere konsentrasjoner i lever, sammenlignet med filet. For As var konsentrasjonene i lever bare noe høyre enn i filet, og Cr hadde omtrent like konsentrasjoner i begge matriser. Hg hadde stort sett litt over den dobbelte konsentrasjonen i filet enn i lever.

3.2.1 - Kvikksølv

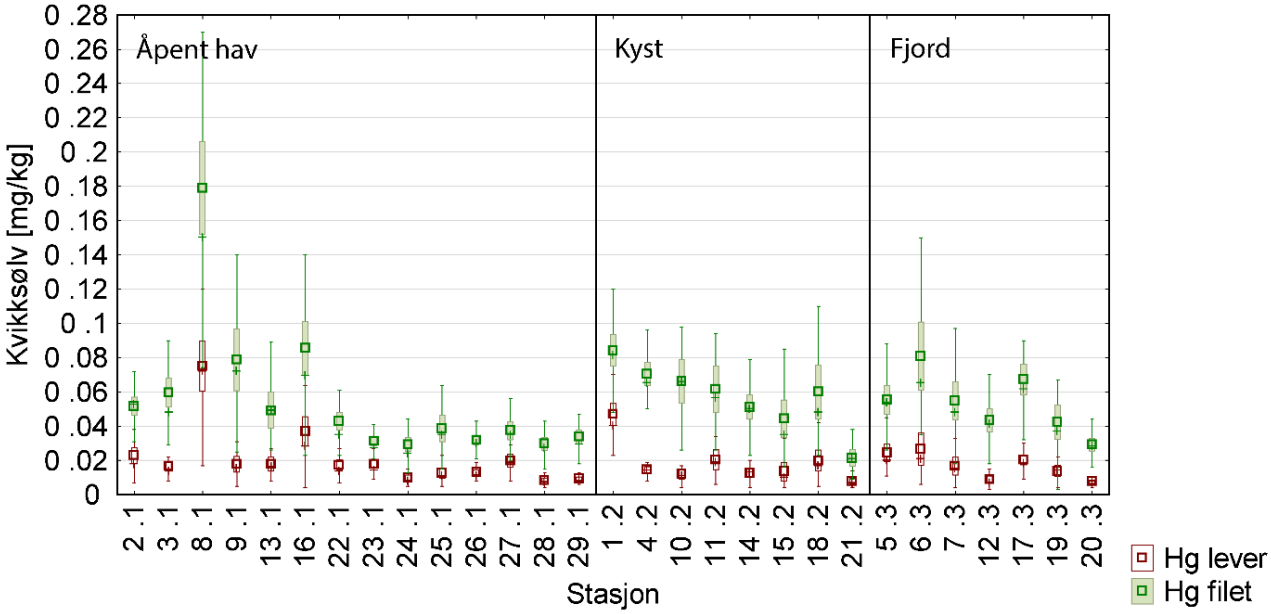
Kvikksølvkonsentrasjonene i hyse var lave, i gjennomsnitt mindre enn 20 % av EU og Norge sin grenseverdi på 0,5 mg/kg som gjelder for hyse. Dette gjelder både gjennomsnittsverdiene for alle havområdene (Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet, Barentshavet, ikke vist) og totalt gjennomsnitt (**tabell 8**). Gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv i filet av alle de 1249 hysene som ble analysert for kvikksølv var 0,054 mg/kg v.v., og høyeste målte verdi var 0,44 mg/kg. Dette var på nivå , eller litt lavere enn det som ble funnet i en undersøkelse fra 2013-2015 der 227 hyser tatt som bifangst i mange ulike områder ble analysert (Frantzen and Maage, 2016). Kvikksølvnivået i hyse var også på nivå med eller litt høyere enn det vi har målt i pelagiske, planktonspisende arter som sild og makrell (Duinker et al., 2013; Frantzen et al., 2010a; Frantzen et al., 2015b) og noe lavere enn i torsk (Sjømatdata; Julshamn et al., 2013a; Julshamn et al., 2013b) og andre torskefisk som lyr og sei (Sjømatdata; Frantzen et al., 2020; Nilsen et al., 2013a; Nilsen et al., 2013b). Nivået i hyse var mye lavere enn det som har vært målt i arter som brosme, lange, kveite, blåkveite og breiflabb (Sjømatdata; Frantzen and Maage, 2016; Frantzen et al., 2020; Nilsen et al., 2010; Nilsen et al., 2016). Som overordnet trend avtok kvikksølvkonsentrasjonene i hysefilet fra Skagerak/Nordsjøen til Barentshavet både i åpent hav, langs kysten og i fjorder (**figur 6**). Et tydelig unntak fra denne trenden er stasjon 8.1 fra den nordlige delen av Nordsjøen, som skilte seg ut med høyere gjennomsnittsverdi i filet, rett i underkant av 0,2 mg/kg, og stasjonene rundt Lofoten, 16.1, 18.2 og 17.3 som hadde litt høyere kvikksølvnivå enn de geografisk nærmeste stasjonene innenfor kategoriene åpent hav, kyst og fjord. Fisken fra disse stasjonene var ikke spesielt store (**figur 5**), og derfor forklarer ikke størrelsen de høyere konsentrasjonene, selv om det er kjent at kvikksølv hos mange arter akkumulerer i filet med størrelsen på fisken. Et annet unntak fra sør-nord trenden var at blant de ulike stasjonene i Barentshavet (fra 22.1 og oppover) var det ingen avtakende trend fra sør mot nord. Generelt avtakende kvikksølvnivå i hyse fra sør til nord bekrefter en trend som også har vært observert tidligere, blant annet var dette svært tydelig for brosme (Frantzen and Maage, 2016), men også for en rekke andre fiskeslag (Azad et al., 2019b).

Tabell 8: Grunnstoffkonsentrasjoner

*Ulike grunnstoff analysert (total mengde, ikke spesiert) i filet og lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) fra norske havområder, prøvetatt i 2015-2019. Gjennomsnitt ±standardfeil av gjennomsnittet (standard error of the mean; s.e.m.) (mg/kg v.v.) og minste (Min) og største (Maks) verdi er vist, samt andel prøver med konsentrasjoner over LOQ, og totalt antall analyserte prøver (N). *, ikke akkreditert analysert. Toksiske grunnstoff som er typisk overvåket, er markert i grønt. Alle maksimumsverdiene for tungmetaller funnet i denne studien ligger under EU og Norges grenseverdi for Cd, Hg og Pb. **For grunnstoff med >50 % <LOQ er kun median oppgitt.*

	Filet N = 1249			**Lever N = 1223**			
Grunnstoff (mg/kg v.v.)	≥LOQ [%]	Gjennomsnitt (median) ±s.e.m.**	Min-Maks	≥LOQ [%]	Gjennomsnitt (median) ±s.e.m.**	Min-Maks	Ratio lever/ filet
Ag	12,7	0,002	<0,0003-0,012	98,3	0,315 (0,23) ±0,009	<0,006-2,3	155
As	100	10,6 (8,1) ±0,2	0,5-54	100	15,6 (10) ±0,6	1-250	1,47
Cd	33,9	0,001	<0,0003-0,015	99,3	0,194 (0,11) ±0,009	<0,003-6	190
Co*	14	0,004	<0,001- 0,015	22,7	0,02	<0,008-0,98	5
Cr*	54,6	0,021 (0,005) ±0,002	<0,001-0,91	46,5	0,02	<0,009- 5,2	4
Cu	100	0,181 (0,17) ±0,003	0,068-2,2	100	4,7 (3,8) ±0,1	0,3-24	26,2
Fe*	100	1,51 (1,2) ±0,03	0,58-10	100	31,3 (24) ±0,8	1,2-260	20,7
Hg	100	0,054 (0,042) ±0,001	0,003-0,44	97,4	0,0201 (0,014) ±0,0006	<0,003-0,21	0,4
Mn*	100	0,107 (0,085) ±0,002	0,029-1,2	100	0,85 (0,74) ±0,02	0,08-6	7,7
Mo*	2,1	0,09	<0,001-0,3	32,6	0,2	<0,06-1	4,3
Ni*	8,6	0,06	<0,007-1,1	32,7	0,3	<0,1-4,7	5,3
Pb	17,8	0,005	<0,001- 0,052	42,3	0,03	<0,01- 0,75	5
Se	100	0,353 (0,34) ±0,003	0,16-0,95	100	1,73 (1,6) ±0,02	0,17-5,8	4,9
V	91,8	0,009 (0,003) ±0,001	<0,001-0,85	100	0,20 (0,07) ±0,02	0,004-8,9	20
Zn	100	3,20 (3) ±0,01	2-8	100	16,9 (15) ±0,2	2,7-79	5,2

Figur 6 : Kvikksølv (Hg)



***Figur 6**: Kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg v.v.) i hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median . Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

For hysene fisket i fjordene sør for 62°N hadde hyser fra Bjørnafjorden (6.3) med gjennomsnitt på 0,08 mg/kg, høyere kvikksølvnivå enn hyser fra Hardangerfjorden (5.3) og Sørfjorden ved Bergen (7.3) (**figur 6**). Hyser fra Varangerfjorden, (20.3) hadde de laveste verdiene av alle fjordene med et gjennomsnitt på 0,03 mg/kg. Hardangerfjorden har i en rekke undersøkelser vist høye konsentrasjoner av kvikksølv i brosme og blålange (Azad et al., 2019a; Frantzen and Maage, 2016; Kvangarsnes et al., 2012; Maage et al., 2012) og Mattilsynet advarer mot å spise brosme, blålange og lange fra denne fjorden (matportalen.no). Kvikksølvnivået i hyse fra Hardangerfjorden var likevel langt under grenseverdien, og basert på disse resultatene er det ikke grunnlag for å advare mot å spise hyse fra Hardangerfjorden. Ser man på stasjonsnivå, så lå gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i hyser fra åpent hav i den nordlige Nordsjøen mye høyere (0,18 mg/kg; stasjon 8.1, høyeste gjennomsnittskonsentrasjon) enn resten av Nordsjøen (<0,06 mg/kg; stasjonene 2.1, 3.1), som ikke skilte seg dramatisk fra Barentshavet (<0,043 mg/kg; stasjonene 22.1-29.1). Hyser som var fisket i kystregionen fra Vestfold til Lofoten hadde generelt litt høyere kvikksølvverdier enn i åpent hav, med gjennomsnittsverdier mellom 0,04 og 0,08 mg/kg, mens nivået på stasjon 29.1 ved kysten av Barentshavet var på lave 0,02 mg/kg. Alle stasjonsgjennomsnitt for kvikksølv i filet var godt under 0,2 mg/kg.

Kvikksølvkonsentrasjonene i lever var lavere enn i filet og generelt lave (**figur 6**). Følgende områder skilte seg ut med noe høyere verdier i forhold til de andre stasjonene: I det åpne havet den nordlige Nordsjøen (8.1), ved kysten Skagerrak (1.2) og Lofoten (18.2), og i fjordene Bjørnafjorden, Hardangerfjorden og Vestfjorden. Nivået av kvikksølv i hyselever var uansett forholdsvis lavt i alle disse områdene, når man sammenligner med den laveste grenseverdien for fiskevarer på 0,5 mg/kg, eller 0,2 mg/kg, som Mattilsynet kan ta som utgangspunkt for advarsler for sårbare grupper.

Når vi sammenligner havområdene, var det signifikant forskjell på gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv i filet mellom alle, unntatt mellom Skagerrak og Nordsjøen (**tabell 9**). Denne trenden vedvarer også dersom man deler datasettet opp etter årstider eller etter hav, kyst og fjord, og er tydeligere i kyst og fjord sammenlignet med åpent hav.

Tabell 9: Signifikans mellom havområdene

Kruskal-Wallis test på forskjellene i konsentrasjonene av kvikksølv (Hg) i filet av hyse mellom havområdene . Rødt: signifikant forskjell (P<0.05).

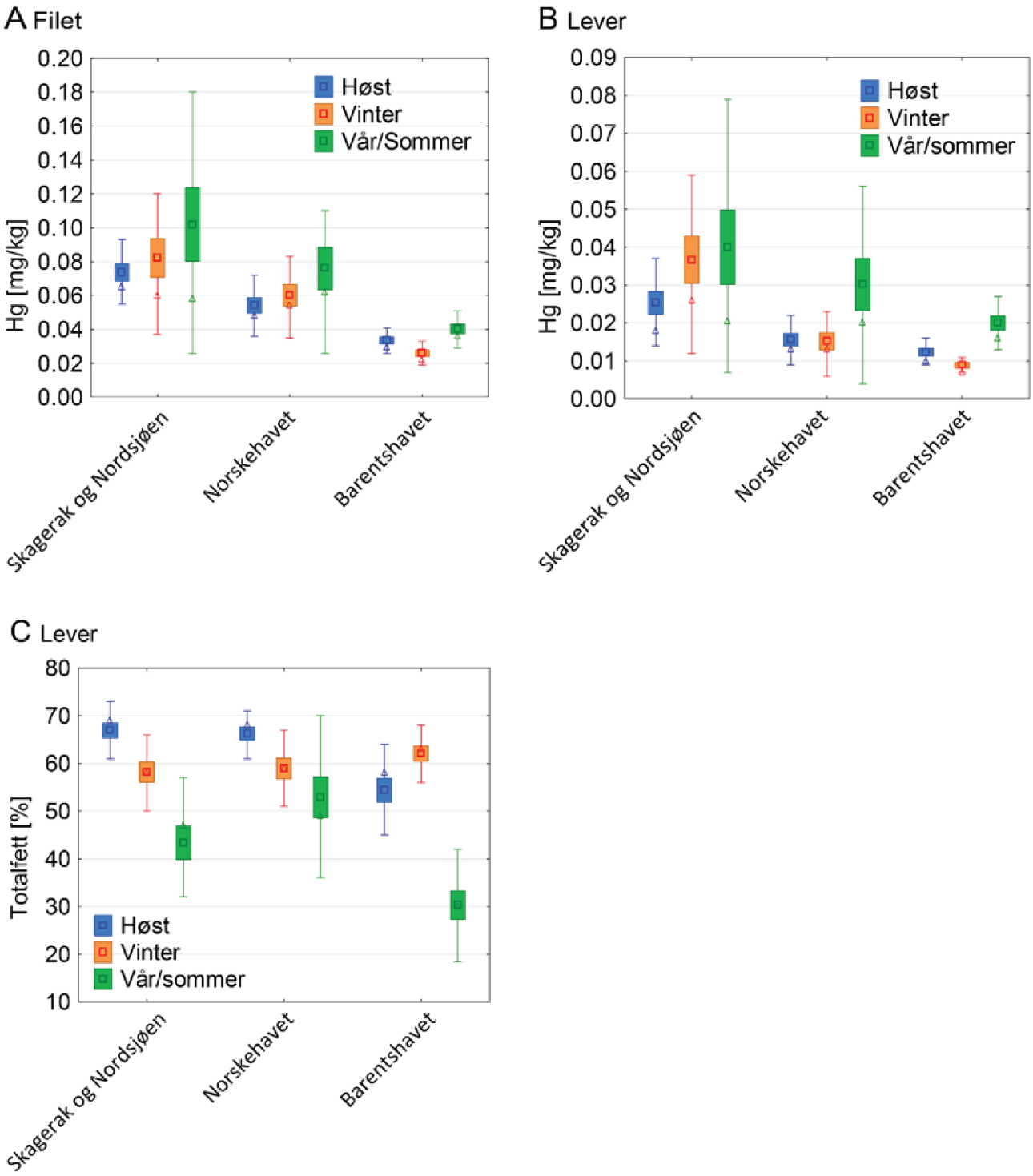
P	Skagerrak	Nordsjøen	Norskehavet	Barentshavet
Skagerrak		0,12	0,0001	<0,0000005
Nordsjøen	0,12		0,008	<0,0000005
Norskehavet	0,0001	0,008		<0,0000005
Barentshavet	<0,0000005	<0,0000005	<0,0000005	

Nivåene av kvikksølv i både lever og filet var noe høyere om våren/sommeren, enn på andre årstider (**figur 7**). Forskjellen var minst der kvikksølvkonsentrasjonene var lavest, i Barentshavet. Nivåene av fett i lever var lavest om våren/sommeren, sannsynligvis fordi hyse gyter i mars-juni og da brukes mye av fettreservene i leveren opp. Dette kan tyde på at konsentrasjonen av kvikksølv endrer seg med ernæringstilstanden, noe som f.eks. ble observert hos rødspette (Frantzen et al., 2020). Det skyldes trolig at muskelmasse og levervolum endrer seg og medfører oppkonsentrering eller uttynning av akkumulert kvikksølv.

Datasettet peker på en mulig trend mot lavere kvikksølvverdier over tid i hyse i de mer forurensede områdene Skagerrak og Nordsjøen, mens en slik trend ikke er til stede for Barentshavet, som er mindre forurenset (**figur 8**). Antall stasjoner, geografisk variasjon og lavt antall individer de siste årene tillater ikke sikre utsagn om dette. For å kunne konkludere, måtte kvikksølv ha blitt analysert i hyse prøvetatt over flere år ved faste geografiske stasjoner og samme årstid.

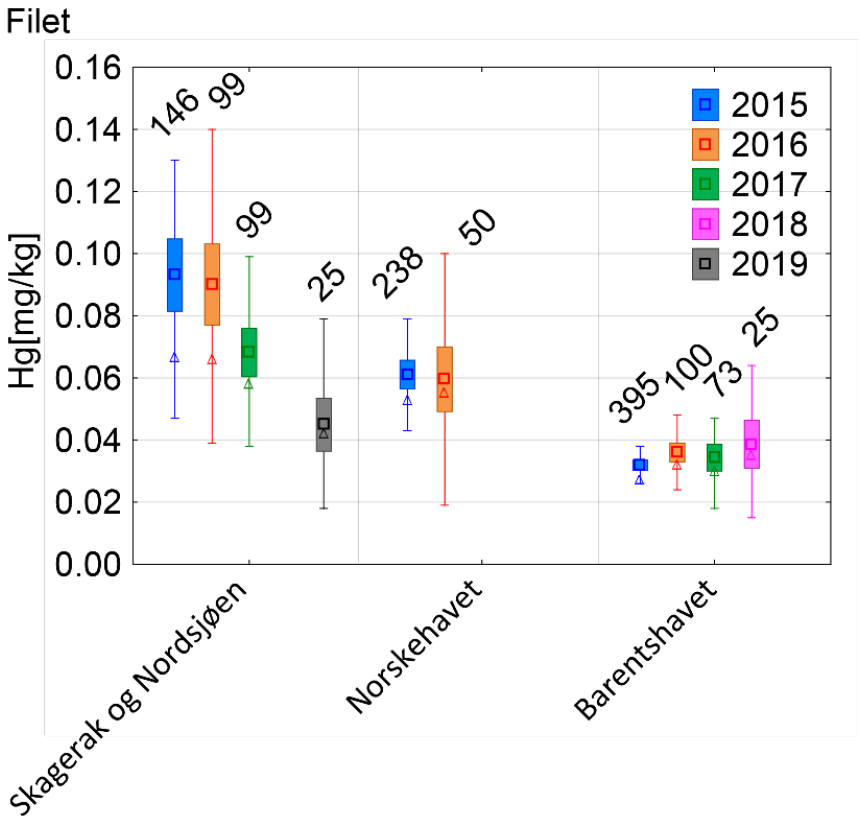
I denne undersøkelsen korrelerte kvikksølv bare svakt med lengde på hysene, med en r på 0,05 over hele datasettet. Dette kan ha sammenheng med store geografiske variasjoner i kvikksølvnivå innenfor de ulike gruppene og de generelt lave kvikksølvnivåene i hyse. Når datasettet deles inn i grupper både etter havområde og om de ble tatt i åpent hav, kyst og fjord, blir det litt sterkere korrelasjoner i flere av gruppene, med opp til 54 % av variasjonen i kvikksølvkonsentrasjon forklart av fiskens lengde (**tabell 10**). Den sterkeste korrelasjonen var i fjorder i Barentshavet-området, mens den svakeste var ved kysten av Norskehavet.

Figur 7: Årstidsvariasjon kvikksølv



***Figur 7**: Kvikksølvkonsentrasjon i filet (a), lever (b) (mg/kg v.v.) og fettinnhold i lever (c) (%) i hyse individprøver (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; trekant, median.*

Figur 8: Årsvariasjon kvikksølv



***Figur 8**: Konsentrasjoner av kvikksølv (mg/kg v.v.) i hysefilet (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per havområde og fangstår. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; trekant, median. Tall over boksene viser antall fisk N.*

Tabell 10: Korrelasjon av hysens lengde med kvikksølvkonsentrasjon i filet

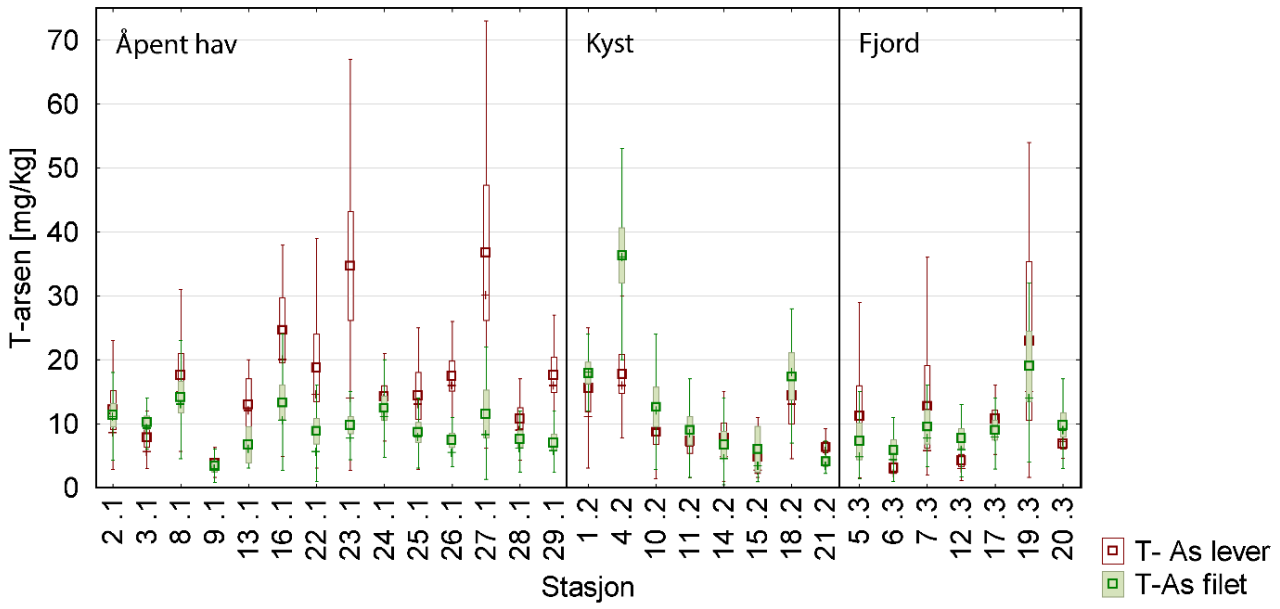
Korrelasjoner mellom kvikksølvkonsentrasjoner prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, per havområde og åpent hav/kyst/fjord. Det var ikke prøvetatt hyse fra åpent hav eller fjorder i området Skagerak. R2 under 0,01 er gitt som «-«, p under 0,005 er gitt som <0,005. Rødt: p <0,05.

R/R ^{2} (N) p	Åpent hav	Kyst	Fjord	Totalt
Skagerrak	-/- (0) -	0,3/0,09 (70) p=0,01	-/- (0) -	0,3/0,09 (70) p=0,01
Nordsjøen	0,35/0,12 (200) p<0,005	0,08/0,01 (25) p=0,007	0,24/0,06 (74) p=0,04	0,15/0,02 (299) p=0,008
Norskehavet	0,4/0,16 (63) p=0,001	0,03/0,001 (126) p=0,8	0,07/0,01 (99) p=0,5	0,14/0,02 (288) p=0,02
Barentshavet	0,31/0,09 (399) p<0,005	0,41/0,17 (25) p=0,04	0,73/0,54 (48) p<0,005	0,37/0,14 (472) p<0,005
Totalt	0,03/- (662) p=0,4	0,002/- (246) p=1,0	0,26/0,07(221) p<0,005	0,05/0,003 (1129) p=0,08

3.2.2 - Totalarsen

Dette avsnittet omhandler konsentrasjoner på den totale mengden arsen (totalarsen-konsentrasjon). Mengden på spesiert uorganisk arsen er behandlet i et separat avsnitt (4.2.3.). Totalarsen-konsentrasjonen i filet og lever av hyse var i gjennomsnitt på henholdsvis 10,6 og 15,6 mg/kg v.v. (**tabell 8**). Nivået var litt høyere enn det vi fant i 2013-2015 da 223 hyser tatt som bifangst ble analysert (Frantzen and Maage, 2016). Sammenlignet med andre torskefisk var totalarsen-konsentrasjonene i hyse generelt på nivå med eller litt høyere enn i torsk (Julshamn et al., 2013a; Julshamn et al., 2013b; Julshamn et al., 2013c) og betydelig høyere enn i sei (Nilsen et al., 2013a; Nilsen et al., 2013b) og lyr (Frantzen et al., 2020). Sammenlignet med andre fiskeslag var totalarsen-nivået i hysefilet noe høyere enn i blåkveite og atlantisk kveite (Nilsen et al., 2010; Nilsen et al., 2016) og mye høyere enn i pelagiske arter som sild og makrell (Duinker et al., 2013; Frantzen et al., 2010a; Frantzen et al., 2015b). Rødspette og breiflabb, derimot, hadde mye høyere gjennomsnittlige totalarsen-nivåer i filet enn hyse (snitt filet rødspette 26,4 mg/kg, breiflabb 21,5 mg/kg), mens nivåene i lever var på samme nivå eller lavere (Frantzen et al., 2020). For hyser fra åpent hav var nivåene alltid høyest i lever, mens i kystområdene var nivåene vanligvis høyest i filet. De høyeste totalarsen-nivåene i filet på enkeltstasjoner ble målt i hyser fisket ved noen kystnære og fjordstasjoner: en stasjon i Sør-Norge, nær Boknafjorden i Rogaland (4.2), med gjennomsnitt 36 ±4 mg/kg, fulgt av Vestfold (1.2), Vesterålen (18.2) og Vargsundet (19.3, Altafjorden), med gjennomsnittskonsentrasjoner like under 20 mg/kg. I Julshamn et.al. sin studie var totalarsen-konsentrasjonen i torsk i området nær stasjon 4.2 på 3,7 ± 0,9 mg/kg (Julshamn et al., 2013b). Det kan ikke generelt sies at kystnære hyser har høyere nivå av totalarsen, siden de fleste stasjonene ved kysten og i fjordene hadde totalarsen-nivå som var rundt nivået med de fra åpent hav. De høyeste nivåene i lever, også mellom 30 og 40 mg/kg, ble funnet i hyser tatt relativt langt øst i Barentshavet, fulgt av hyser fra Røst (16.1) og Vargsundet (19.3) med gjennomsnittsnivå mellom 20 og 30 mg/kg. Det var ingen tydelig geografisk nord-sør trend for totalarsen-nivå i hysefilet (**figur 9**), slik som det ble observert for kvikksølv. Det var en signifikant stigning i totalarsen-konsentrasjonene i hysefilet fra vår/sommer til høst og videre til vintersesongen (**figur 10**), som også kommer frem når man ser på enkeltstasjoner.

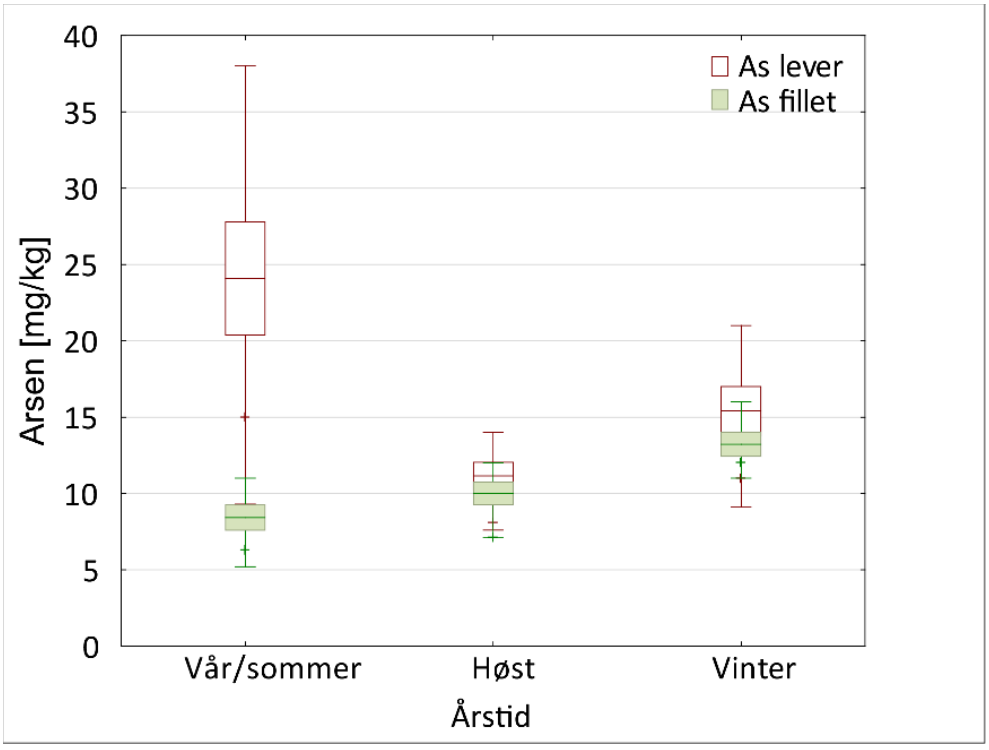
Figur 9: T-arsen (As)



***Figur 9**: Totalarsen-konsentrasjon (mg/kg v.v.) i hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir om stasjonen ligger i åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

Konsentrasjonene i lever viste den samme trenden om høsten og vinteren, men var høyest vår/sommer. Halveringstiden av totalarsen er generelt kort, sammenlignet med kvikksølv. Dette fører til årstidsvariasjon i totalarsen-konsentrasjoner i fisk på grunn av variasjon i mattilgang (Frantzen et al., 2015b). Totalarsen-konsentrasjonen i filet over det totale datasettet korrelerte svakt negativt med hysenes lengde, mens totalarsen i hysenes lever korrelerte svakt positivt med hysenes lengde, noe som kan tydelig illustreres ved å dele datasettet inn på <50 cm, 50-65 cm, >65 cm (ikke vist). Konsentrasjonene av totalarsen i lever korrelerte ikke med konsentrasjonene i filet. Totalarsen i hysefilet korrelerte svakt positivt med selen. Selen korrelerte svakt negativt med levervekt. Korrelasjonen mellom disse grunnstoffene er interessant da toksisiteten til selen og arsen er tett knyttet opp mot hverandre og er et område det for tiden forskes mye på. Både antagonistiske og synergistiske effekter er rapportert (Hamilton, 2004). Sun et al. har foreslått en hypotese om at lave til moderate konsentrasjoner av selen kan ha en antagonistisk effekt på toksisiteten til uorganisk arsen, ved at selen og arsen danner lite reaktive As-Se komplekser som utskilles ekstracellulært. Høye konsentrasjoner av selen kan føre til en synergistisk effekt på toksisiteten til arsen, ved at selen reagerer med forbindelser som er kritisk i arsenmetabolismen (Sun et al., 2014). Det er interessant å følge utviklingen videre, med tanken på at hyse har et høyt innhold av totalarsen i filet og lever, og fisk er en av få matvarer med naturlig høyt innhold av selen (Emsley, 2011). På grunn av kompleksiteten av det menneskelige stoffskiftetvil slike interaksjoner være følsomme for mange faktorer som ernæring og helse, som kan resultere i forskjellige effekter. Mer forskning er nødvendig for bedre forståelse av antagonistiske og synergistiske interaksjoner av arsen og selen toksisitet i mennesker.

Figur 10: Konsentrasjoner av arsen per årstid



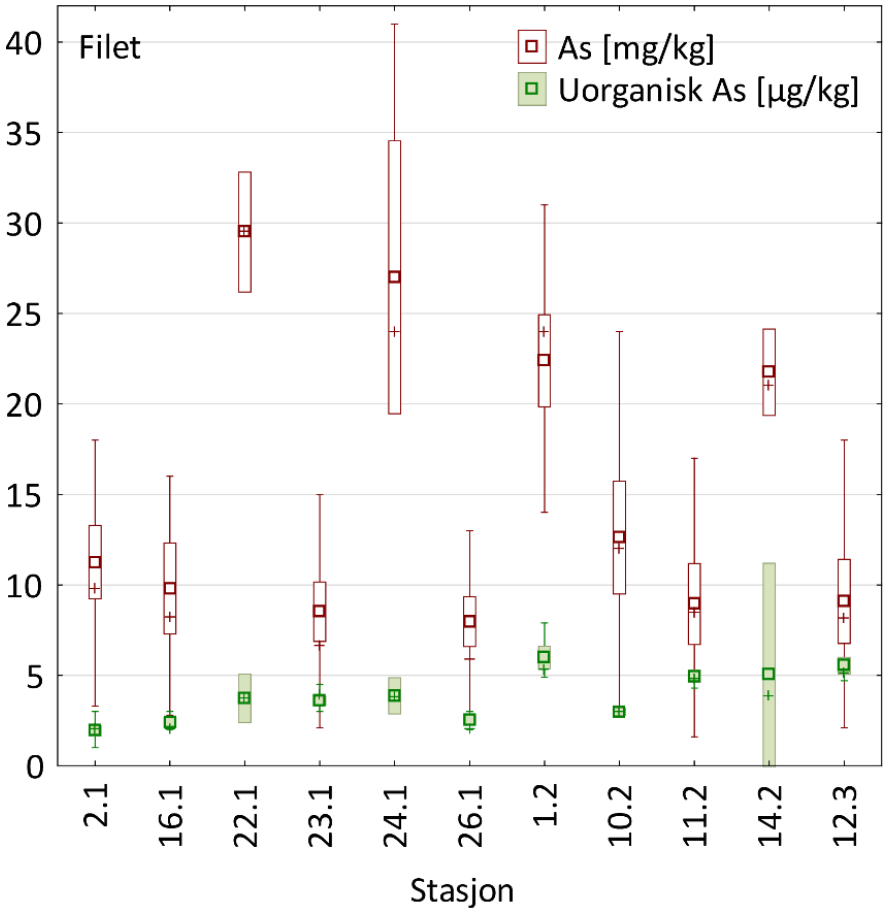
***Figur 10**: Arsenkonsentrasjoner (mg/kg v.v.) i hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per årstid. Horisontal strek, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt.*

Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom totalarsen-konsentrasjoner i filet og i havsedimenter (mareano.no). Den nordlige delen av Barentshavet har enkelte lokaliteter med høye totalarsen-konsentrasjoner i havsedimentene, men hyse derfra hadde den laveste gjennomsnittskonsentrasjonen av områdene i Barentshavet. Det kan likevel ikke konkluderes med at hyse ikke blir påvirket av arsen-konsentrasjonene i sedimentene, da variasjonen i sedimentene var stor ved små geografiske forskjeller og det er vanskelig å si hvor lenge hysen har oppholdt seg på nøyaktig samme lokalitet som den ble fisket. Julshamn et al. foreslo at de høye totalarsen-konsentrasjonene i nordøstarktisk torsk delvis skyldtes dietten, og da spesielt krepsdyr som reker, som har relativt høye konsentrasjoner av totalarsen -og finnes i store mengder i Barentshavet (Julshamn et al., 2013a). Dette kan muligens være årsaken for den store variasjonen vi observerte innen hyse, ved at hva hysen spiser i stor grad avgjør totalarsen-konsentrasjonen. Hyse er i tillegg en bunnfisk og har bunndyr som en større del av dietten enn mer pelagiske arter. Bunndyr har ofte høye totalarsen-konsentrasjoner. Dietten og type arsenforbindelse har en stor effekt på bioakkumulering og -transformasjon i fisk (Zhang et al., 2016). Dette kan være med å forklare hvorfor hyse hadde høyere totalarsen-konsentrasjon enn torsk ved flere lokaliteter. En annen faktor å ta i betraktning er i hvilken grad hyse bioakkumulerer arsen. Dette har ikke vært studert spesifikt for hyse, men en studie av Amlund et al. viste at totalarsen hadde lengre halveringstid i atlantisk torsk enn atlantisk laks (Amlund et al., 2006). Hyse er i torskefamilien og har muligens en lignende bioakkumulering og utskilling for arsen.

3.2.3 - *Uorganisk arsen*

I denne studien ble 308 utvalgte fileter av hyse analysert for uorganisk arsen. Det er ingen grenseverdi for totalarsen i fisk og fiskevarer, og dette skyldes at arsen i fisk generelt er dominert av den ikke-giftige organiske arsenforbindelsen arsenobetain. Uorganisk arsen er den giftigste formen av arsen, og derfor er kunnskap om innholdet av uorganisk arsen viktig. Målingene av uorganisk arsen i denne undersøkelsen ble gjennomført fordi hyse har relativt høye nivå av totalarsen, sammenlignet med mange andre fiskeslag. Til analyse for uorganisk arsen ble det valgt ut noen prøver med spesielt høye arsenkonsentrasjoner, noen med mer gjennomsnittlig og noen med lavt arsennivå i filet. Totalt var 53 av 308 prøver over LOQ for uorganisk arsen. Ved bruk av upperbound LOQ var gjennomsnittskonsentrasjonen av uorganisk arsen i filet på 3 ±2 µg/kg, med en LOQ på om lag 2 µg/kg. I dette prøveutvalget var gjennomsnittskonsentrasjonen av totalarsen 11 ±8 mg/kg v.v.. Dermed utgjorde uorganisk arsen i snitt 0,06 ±0,06 % av totalarsen (min-maks, 0,003-0,50 %). Den enkeltfisken med den høyeste konsentrasjonen av uorganisk arsen i filet kom fra stasjon 14.2 og hadde en konsentrasjon på 10,6 µg/kg uorganisk arsen (**figur 11**), mens den hadde 21 mg/kg totalarsen i filet, så uorganisk arsen utgjorde 0,05 % av totalarsen. Fisken med den høyeste totalarsenkonsentrasjonen som ble analysert for uorganisk arsen, hadde 41 mg/kg totalarsen, og 4,8 µg/kg uorganisk arsen, 0,012 %. Det var kun en svak korrelasjon mellom konsentrasjonen av totalarsen og uorganisk arsen i filet ($r=0,17$, $r^2=0.029$, $p=0.002$), og med kun 53 av 308 prøver over LOQ vil den være i stor grad være preget av tørrstoffvariasjonen i fileten. Konsentrasjonene av uorganisk arsen som ble funnet her er uproblematisk for mattrygghet. Sett i forhold til det store antallet fiskearter er uorganisk arsen i fisk forholdsvis lite undersøkt, men i noen sjømatarter ble det tidligere kartlagt at uorganisk arsen bare utgjør en liten andel av totalarsen (Julshamn et al., 2012a). Det ble funnet lave gjennomsnittlige og maksimums-konsentrasjoner av uorganisk arsen i alle undersøke fiskearter; torsk (6 µg/kg), norsk vårgytende sild (<LOQ 4 µg/kg), makrell (6 µg/kg), blåkveite (4 µg/kg), brosme (6 µg/kg), sei (15 µg/kg), kveite (<LOQ 4 µg/kg). Sammenligner man dette med gjennomsnittet av uorganisk arsen i filet i dette prøveutvalget av hyse som var ved 3 µg/kg, med en LOQ på 2 µg/kg, ser hyse ser ikke ut til å avvike fra dette mønsteret, og har i gjennomsnitt konsentrasjoner av uorganisk arsen på nivå med de fiskeartene som ble undersøkt tidligere som hadde de laveste nivåene, som er sild og kveite med <4 µg/kg. Når man sorterer enkeltverdiene av de målte konsentrasjonene av totalarsen i filet i intervaller på 3 mg/kg og plotter mot konsentrasjonen av uorganisk Arsen (**figur 12**), blir det tydelig at konsentrasjonene av uorganisk arsen ikke stiger betydelig med stigende konsentrasjoner av totalarsen. Sloth et al. (2008) viste at det muligens finnes en biotransformasjonsterskel for arsen i blåskjell, da blåskjell med totalarsenkonsentrasjoner lavere enn 3 mg/kg hadde lave konsentrasjoner av uorganisk arsen, men for prøver over 3 mg/kg totalt arsen økte konsentrasjonen av uorganisk drastisk (Sloth and Julshamn, 2008).

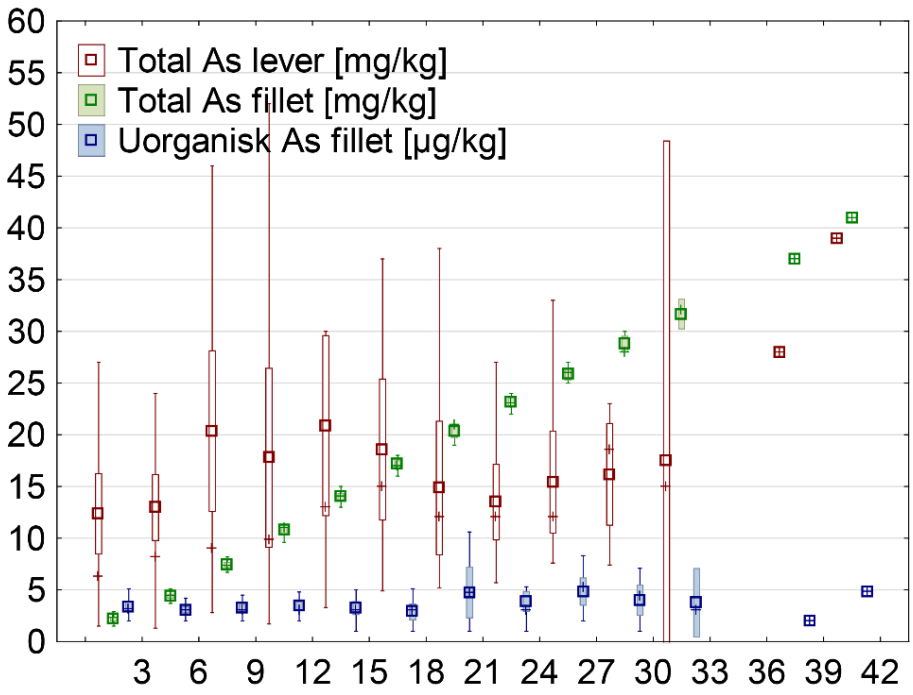
Figur 11: Totalarsen versus uorganisk arsen



***Figur 11**: Konsentrasjoner av totalarsen og uorganisk arsen (mg/kg v.v.) i korresponderende filetprøver av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Totalarsen filet, brunt; uorganisk arsen filet, grønt. Stasjonene er nummerert med et system som speiler breddegrad (fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og dersom stasjonen ligger i åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1. Viser kun arsenkonsentrasjoner i individer som ble analysert for uorganisk arsen. Derfor kan verdiene for totalarsen være forskjellig fra verdiene i figur 9.*

En slik sammenheng ser det ikke ut til å foreligge i hyse. Selv fisk med svært høye totalarsenkonsentrasjoner i filet hadde ikke spesielt høye uorganiske arsen konsentrasjoner i filet. Lengde og vekt korrelerte heller ikke med uorganisk arsen. CONTAM-panelet har i 2009 konkludert med at tidligere PTWI (JECFA) av 15 µg/kg for uorganisk arsen ikke lenger er egnet på grunn av den kreftfremkallende virkningen av uorganisk arsen, og foreslått et spenn for benchmark dose lower confidence limit BMDL01 (1 % av forsøksdyr har utviklet kreft) for uorganisk arsen på mellom 0,3-8 µg/kg kroppsvekt per dag (EFSA, 2009). 200 g hysefilet med den høyeste målte konsentrasjonen av uorganisk arsen ville da bidra med 2,2 µg uorganisk arsen, som utgjør rundt 0,03 µg/kg kroppsvekt for en 70 kg tung person, eller 10 % av den lavere verdien av BMDL01-spennet. Innen kategorien organisk arsen utgjør arsenobetain vanligvis størsteparten av totalarsen i filet i fiskefilet (Francesconi and Edmonds, 1997). Torsk, som er i samme familie som hyse, har vanligvis >98 % av totalarsen som arsenobetain (Amlund et al., 2006). Videre er arseninnholdet i hyselever høyt, og det ville være nyttig å utføre kartlegging av arsenspesier, særlig siden rensing av fiskeoljer ikke reduserer arsenkonsentrasjonen i stor grad (Sele et al., 2013). Utenom arsenobetain, og uorganisk arsen, finnes også arsenolipider, arsenosukker og andre organiske forbindelser der man har liten kunnskap om toksisitet (Feldmann and Krupp, 2011).

Figur 12: Total As i filet versus totalarsen i lever og uorganisk As i filet



***Figur 12**: Total As i lever og filet og uorganisk As i filet (y-akse) gruppert etter konsentrasjon på total As i filet av hyse (x-akse; Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per totalarsen konsentrasjon i filet i 3 mg intervaller. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Totalarsen lever, brunt, mg/kg; totalarsen filet, grønt, mg/kg, uorganisk arsen filet, blått, µg/kg. Y-aksen: t-arsen i lever (mg/kg, brunt), t-arsen i filet (mg/mg, grønt) og uorganisk arsen i filet (µg/kg, blått). X-aksen: gruppetilordning i forhold til t-arsen i filet. Første gruppe: gjennomsnittsverdier av prøvene med t-arsen under 3 mg/kg, andre gruppe mellom 3 og 6 mg/kg, o.s.v..*

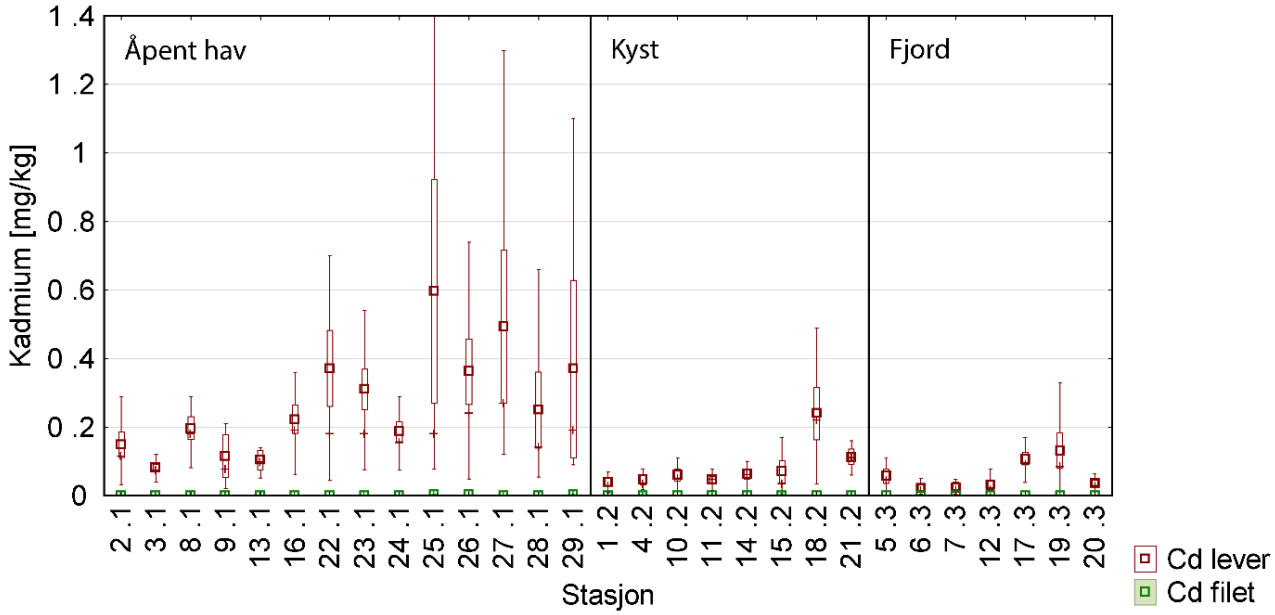
For å være helt sikker på at fiskefilet med lave konsentrasjoner av uorganisk arsen kun inneholder ikke-toksisk arsen, burde det også ha vært analysert for disse.

3.2.4 - Kadmium

For kadmium var nivåene i lever av hyse mye høyere enn i filet (**tabell 8** og **figur 13**). De aller fleste filetprøvene hadde konsentrasjoner under LOQ (<0.001 mg/kg). For lever av hyse var det tydelig høyere kadmiumnivå i fisk fra åpent hav sammenlignet med kystområdene, og i fjordene var det enda lavere nivå av kadmium. Dette samsvarer med tidligere funn i lysprikkfisk fra Norskehavet (Wiech et al., 2018). Innen hver av disse tre geografiske kategoriene var kadmiumnivåene i lever høyere fra Lofoten (Røst) og nordover enn lenger sør. Sør for Lofoten var det ingen tydelig økende trend. De aller høyeste kadmiumkonsentrasjonene ble målt i lever av hyser fra åpent hav i Barentshavet, med gjennomsnitt på 0,6 mg/kg ved stasjon 25.1 (figur 13). Høyere konsentrasjoner av kadmium i lever av hyser fisket fra Lofoten og nordover enn lenger sør passer inn i et mønster som før har vært observert for kadmium i taskekrabber (Julshamn et al., 2012b; Wiech et al., 2020). Også i reker er det observert økende konsentrasjon av kadmium fra sør mot nord i Barentshavet (Frantzen, pers. medd., se også https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/havindikatorer/barentshavet/forurensende-stoffer/forurensning-i-reker-i-barentshavet/). Det er ennå ikke fullt ut forstått hva dette geografiske mønsteret skyldes. Det er ingen grenseverdi for kadmium i fiskelever, og grenseverdien for kadmium i filet på 0,05 mg/kg ble ikke oversteget i noen av filetprøvene. Gjennomsnittlig konsentrasjon av kadmium i lever av hyse var 0,19 mg/kg, og høyeste målte verdi var 6,0 mg/kg. Gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon var på

samme nivå som det vi fant i lever av bifangsthyser i 2013-2015 (Frantzen et al., 2015a). Kadmiumnivået i lever av hyse var ellers på nivå med lever av torsk og brosme (Frantzen and Maage, 2016; Julshamn et al., 2013a; Julshamn et al., 2013b) litt høyere enn lever av lyr (Frantzen et al., 2020) men lavere enn lever av sei (Nilsen et al., 2013a; Nilsen et al., 2013b) og rødspette (Frantzen et al., 2020).

Figur 13: Kadmium (Cd)

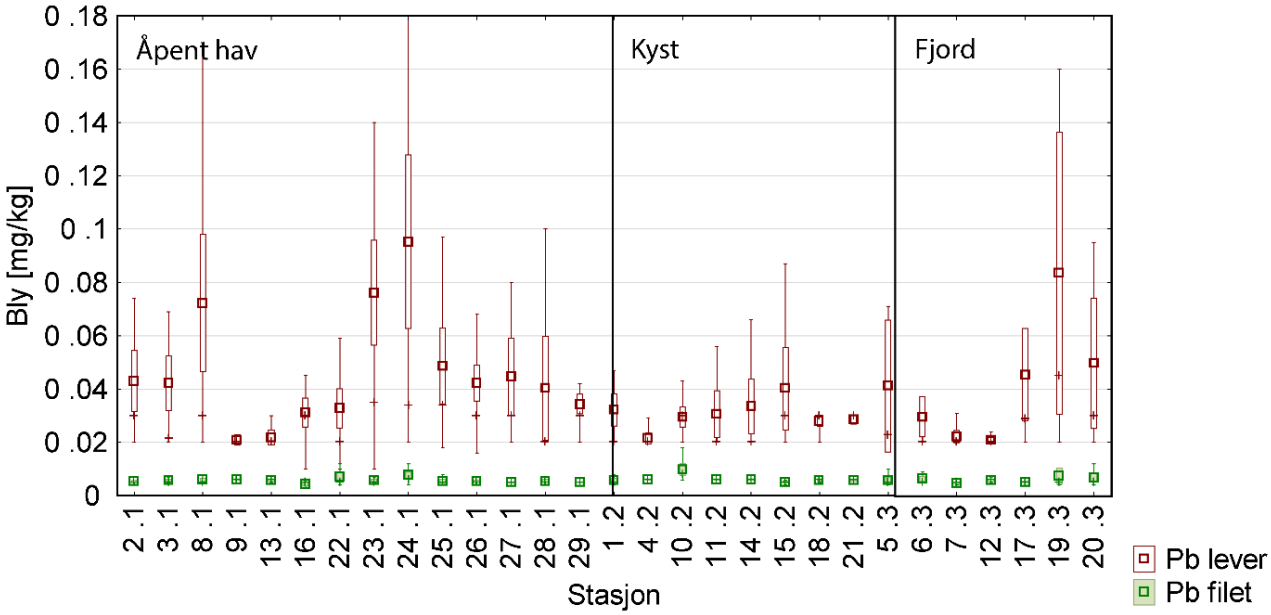


***Figur 13**: Kadmiumkonsentrasjoner (mg/kg v.v.) i hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

3.2.5 - Bly

Også for bly var nivåene i lever av hyse mye høyere enn i filet (**tabell 8 og figur 14**), 82 % av filetprøvene var under LOQ (<0,005 mg/kg), og høyeste målte verdi var 0,052 mg/kg (**tabell 8**). Også for lever var mer enn halvparten av prøvene under LOQ (<0,03 mg/kg). Dette blir tydelig med avviket mellom gjennomsnittene og median i **figur 14**. LOQ for leverprøver er høyere enn for filetprøver, fordi lever analyseres på våt prøve, mens filet analyseres på frysetørket prøve. Det var ikke tydelig høyere nivå av bly i åpent hav, sammenlignet med kystområder, slik som ble observert for kadmium. Det var heller ikke noe annet tydelig geografisk mønster. Stort sett var konsentrasjonene i lever mellom 0,02 og 0,05 mg/kg, i gjennomsnittet 0,045 mg/kg (**tabell 8**). Det var fire stasjoner med gjennomsnittlig blynivå i lever over 0,05 mg/kg; i åpent hav i Nordsjøen (8.1, nord i Nordsjøen mellom Shetland og fastlandet), to stasjoner i den sørøstlige delen av Barentshavet (23.1, 24.1), pluss Vargsundet (19.3, Altafjorden). Det er ingen grenseverdi for bly i fiskelever, og grenseverdien for bly i filet på 0,3 mg/kg er langt høyere enn noen av de målte konsentrasjonene. Svært lave nivåer av bly i filet og lever er også observert i de fleste andre fiskeslag som har vært analysert for dette tidligere (Sjømatdata).

Figur 14: Bly (Pb)



***Figur 14**: Blykonsentrasjoner (mg/kg v.v.) i filet og lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

3.2.6 - *Essensielle sporstoff*

Av de fire essensielle grunnstoffene Fe, Cu, Zn og Se, som det finnes både anbefalt inntak og øvre tolerabelt inntaksnivå for (**tabell 3**), og som ble analysert i denne studien, ser vi at en porsjon (100 g) med hysefilet kan være en god kilde til både jod, sink og selen, men det er kun for jod og selen at påstand om «*kilde til*» og «*høyt innhold av*» kan brukes i henhold til forskrift om ernærings- og helsepåstander om næringsmidler, som plasserer disse to kategoriene ved henholdsvis 15 og 30% av NRV (**tabell 11**). Det er viktig å påpeke at analysene i den siterte studien er gjort på rå hysefilet. Tilbereding som steiking, trekking og baking kan påvirke næringsinnholdet i måltidet som spises (Dahl et al., 2020). Lever av hyse har mye høyere nivå av disse stoffene enn filet (**Figur 15**), men lever er av liten relevans som kilde til næringsstoffer. Sammenlignet med torsk, er det lite hyselever som landes. Ifølge Fiskeridirektoratet, ble det landet 7,4 kg hyselever i 2018, sammenlignet med 4 tonn lakselever. Inntaket av lever fra fisk er lavt i den norske befolkning (kun 3 deltakere som rapporterte inntak av torskelever i den siste representative landsdekkende kostholdsundersøkelsen for voksne, Norkost 3; Totland et al., 2012). Innholdet av jod i hyse har blitt publisert og analysert i en annen studie (Nerhus et al., 2018), og en sammenligning med RI, NRV og UL er tatt med i **tabell 10** for et mer helhetlig ernæringsrelevant bilde.

Tabell 11: Bidrag av hysefilet til inntaksanbefalinger

*Prosentvist bidrag til anbefalt inntak (RI [a]) øvre tolerabelt inntaksnivå (UL [b]) for voksne kvinner i fertil alder ved inntak av 100 g rå hysefilet, basert på RI, NRV og UL gitt i **tabell 3**. Mål, vekt og porsjonsstørrelser for matvarer.pdf (helsedirektoratet.no); *basert på gjennomsnittlig innhold av jod i hyse på 400 µg/100g (Nerhus et al., 2018). Grønt: Kilde til/høyt innhold av.*

Næringsstoff/ Mengde per 100 g	Anbefalt inntak (RI)/ % av RI	Daglig referanseinntak voksne (NRV)/ % av NRV	Tolerabelt inntaksnivå (UL)/ % av UL
Jern (Fe)/ 0,15 mg	15 mg/ 1 %	14 mg/ 1 %	60 mg/ 0,3 %
Jod (I)/ 0,4 mg	0,15 mg/ 267 %*	0,15 mg/ 267 %*	0,6 mg/ 67 %
Kopper (Cu)/ 0,018 mg	0,9 mg/ 2 %	1 mg/ 2 %	5 mg/ 0,4 %
Sink (Zn)/ 0,32 mg	7 mg/ 4,5 %	10 mg/ 3 %	25 mg/ 1,3 %
Selen (Se)/ 0,035 mg	0,15 mg/ 24 %	0,055 mg/ 64 %	0,6 mg/ 5,9 %

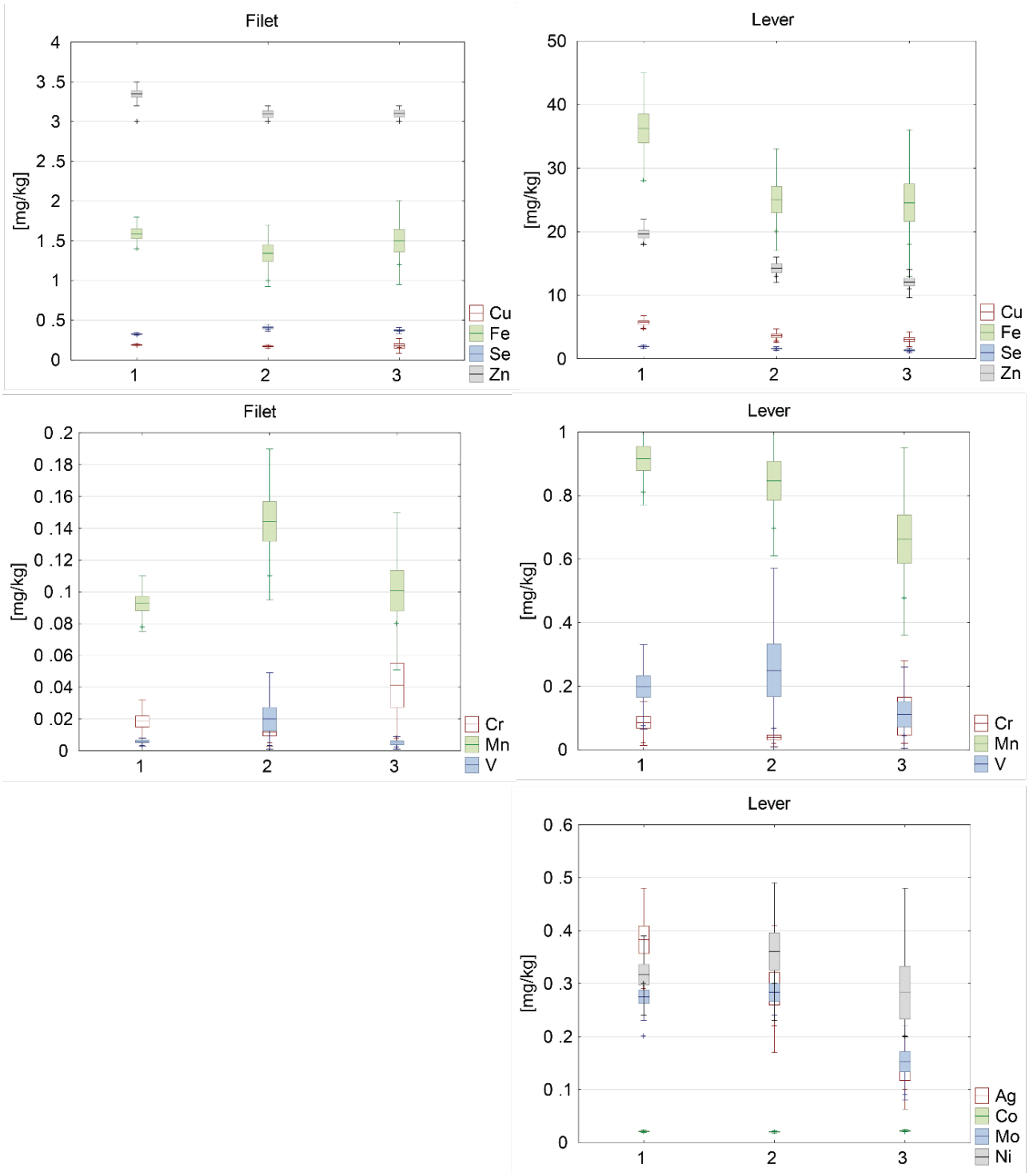
3.2.7 - *Store trender*

Ser man på de store trendene og slår sammen i gruppene Nordsjøen (inkl. Skagerrak), Norskehavet og Barentshavet, for alle grunnstoff, så ser man følgende geografiske trender i **lever** : Nivåene

- synker fra sør til nord (Ag, Cu, Fe, Mn, Zn; **figur 15**),
- stiger fra sør til nord (Cd, **figur 13**),
- har ingen tydelig trend (As, Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V, **figur 6, 9** og **15**).

For konsentrasjoner i filet fant vi generelt ingen tydelig overordnet sør-nord-trend, med unntak av Hg, der nivåene avtok fra sør til nord.

Figur 15: Store trender i flere grunnstoff



***Figur 15**: Konsentrasjoner av diverse grunnstoff (mg/kg v.v.) i filet og lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, havområde. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median . 1, Nordsjøen og Skagerrak; 2, Norskehavet, 3. Barentshavet. Datasett med under 15 % verdier over LOQ er ikke vist. Dette gjelder Ag, Co, Mo, og Ni i filet.*

3.3 - Dioksiner, furaner og PCB

Konsentrasjonene i hyselever av dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB (heretter dioksiner og dl-PCB), ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og PBDE (PBDE7) er oppsummert i **tabell 11**. **Gjennomsnittskonsentrasjonen av sum dioksiner og dl-PCB i lever av hyse var over grenseverdien på 20 pg TE/g. Gjennomsnittet for PBC6 var på sin side ikke over grenseverdien på 200 µg/kg, men maksimumsverdien for PBC6 var 20 ganger over grenseverdien.** Verdiene i åpent hav var stort sett lavere enn langs kysten og i fjordene (**figur 16**).

Tabell 12: Dioksiner, PCB og PBDE

Konsentrasjoner av summen av dioksiner og furaner (PCDD+PCDF), non-ortho PCB, mono-ortho PCB og summen av dioksiner/furaner og dioksinlignende PCB (PCDD/F+dl-PCB) (ng TE/kg v.v.), summen av 6 ikke-dioksinlignende PCB (PCB6, µg/kg v.v.) og summen av 7 PBDE (PBDE7, µg/kg v.v.) i lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske havområder. Gjennomsnitt ±s.e.m) og største verdi er gitt. Rødt: Over grenseverdi. Det er brukt upperbound sum: Ved summering blir kongenerkonsentrasjoner <LOQ satt lik LOQ.

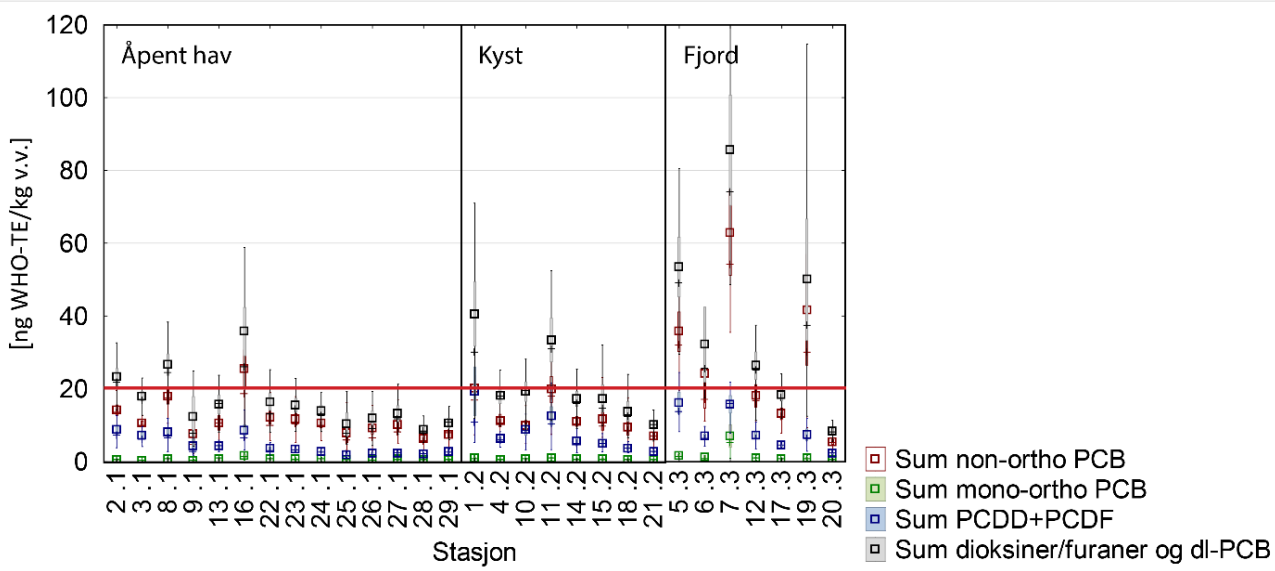
Lever N = 1219	Gjennomsnitt ±s.e.m.	Maximum	EU og Norges grenseverdi
PCDD + PCDF (ng TE/kg)	6.1 ±0.2	164.3	-
non-ortho PCB (ng TE/kg)	14.6 ±0.4	170	-
mono-ortho PCB (ng TE/kg)	0.83 ±0.04	37.08	-
PCDD/F + dl-PCB (ng TE/kg)	21.6 ±0.6	202.4	20
PCB6 (µg/kg)	115 ±6	4700	200
PBDE7 (µg/kg)	6.5 ±0.2	110	-

Gjennomsnittlig konsentrasjon for hele datasettet av sum dioksiner og dl-PCB i lever av hyse var 21,6 ng TE/kg v.v. (**tabell 12**), og gjennomsnittsverdier for stasjonene varierte fra 9 til 86 ng TE/kg; **figur 16**). Dette er svært likt det vi fant i 40 samleprøver av lever fra hyse tatt som bifangst i 2013-2015, i snitt 22, maks 89 ng TE/kg (Frantzen and Maage, 2016). Nivået i hyselever er også i samme område som det vi har målt i lever av lyr og brosme, men lavere enn i lange, blålange og breiflabb (Frantzen and Maage, 2016; Frantzen et al., 2020). Nivået av dioksiner og dl-PCB i lever av hyse var imidlertid litt høyere enn i seilever (Nilsen et al., 2013a; Nilsen et al., 2013b).

I lever av hyser fra det åpne Barentshavet var gjennomsnittskonsentrasjonene av sum dioksiner og dl-PCB for alle enkeltstasjoner under grenseverdien (**figur 16**). I det åpne Norskehavet var gjennomsnittsverdien **for stasjonen ved Røst (16.1) over grenseverdien** , men ikke stasjonen ute i havet utenfor Trøndelag (13.2). I **Nordsjøen hadde to av fire stasjoner (2.1** og **8.1) gjennomsnittsverdier over grenseverdien. Nærmere kysten** var hyse fra **to stasjoner** i gjennomsnitt **over grenseverdien; Vestfold/Skagerrak (1.2) og Møre og Romsdal ved Kristiansund (11.2)** , mens resten av kyststasjonene fra alle de tre havområdene, inklusive Nordsjøkysten og Vesterålen, var under grenseverdien. For tre stasjoner langs kysten av Nordsjøen og Norskehavet (4.2, 10.2 og 15.2) var likevel gjennomsnittet tett opp mot 20 ng TE/kg, og 95 % konfidensintervallet krysset grenseverdien. Hyser fra kyststasjonen ved Barentshavet (21.2) var under grenseverdien med god margin. **I fjordene** hadde hysene fra **de fleste stasjonene gjennomsnittskonsentrasjoner av dioksiner og dl-PCB over grenseverdien** (figur 16). Hysene fra Sørfjorden ved Bergen (7.3) hadde de høyeste konsentrasjonene av dioksiner og dl-PCB i lever, fulgt av Hardangerfjorden (5.3) og deretter Bjørnafjorden (6.3). I fjorder ved Norskehavet var hysene fra Kvernesfjorden (12.3) over grenseverdien, mens hysene fra Vestfjorden/Lofoten (17.3) var like under. Lengst nord var hyser fra Altafjorden (19.3) over grenseverdien, mens hysene fra Varangerfjorden (20.3) hadde det laveste gjennomsnittet av alle de undersøkte stasjonene. I brosme-, lange- og bifangstundersøkelsen i 2013-2015 analyserte vi også prøver fra en rekke fjorder inkludert Sørfjorden ved Bergen, Bjørnafjorden og Hardangerfjorden (Frantzen og Måge, 2016). For lever av både brosme, lange og hyse fant vi

tilsvarende som her høyest nivå av dioksiner og dl-PCB i Sørfjorden ved Bergen. Hvilken av fjordene Bjørnafjorden, Hardangerfjorden og Fensfjorden som hadde nest høyest nivå, varierte fra art til art. Basert på tidligere undersøkelser advarer Mattilsynet mot å spise lever av selvfanget fisk tatt i kystområdene (innenfor grunnlinjen; matportalen.no). I tillegg fraråder de gravide, ammende og barn mot å spise lever av fisk, uavhengig av hvor den er fisket.

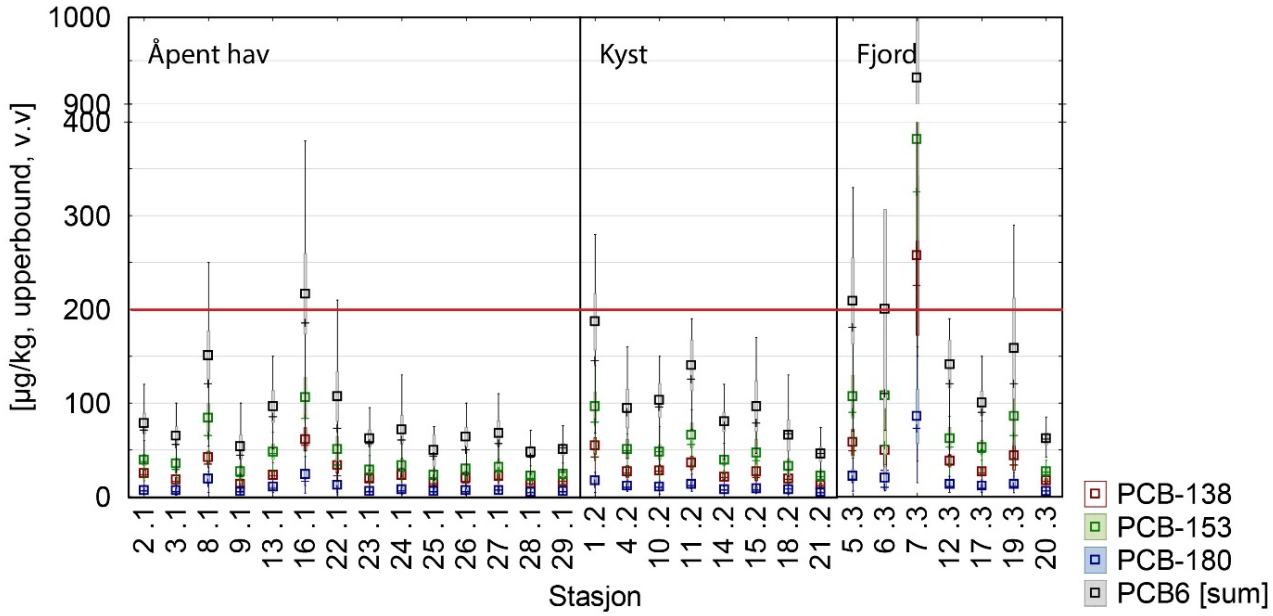
Figur 16: Dioksiner og dl-PCB



***Figur 16**: Konsentrasjoner av sum dioksiner og dioksinlignende PCB, sum non-ortho PCB, sum mono-ortho PCB og sum dioksiner og furaner (ng TE/kg v.v.) i lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Rød horisontal strek, EU og Norges grenseverdi for sum dioksiner og furaner er ved 20 ng TE/kg v.v.; firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3) , se også tabell 4 og figur 1.*

Konsentrasjonen av PCB6 i hyselever (**figur 17**) følger stort sett de samme trendene som dioksiner og dl-PCB (**figur 16**). **Sørfjorden ved Bergen hadde påfallende høye verdier, langt over grenseverdi** , med et gjennomsnitt på 930 µg/kg. Legg merke til aksebrudd som er lagt til i diagrammet for PCB6 for å fortsatt kunne se datasettet godt nok oppløst rundt grenseverdien. I tillegg til denne stasjonen var det kun stasjonen ved **Røst** (16.1), og **Hardangerfjorden** (5.3) som hadde **gjennomsnittsverdier av PCB6 over grenseverdien** i hyselever, men i områdene Skagerrak/Vestfold (1.2), Bjørnafjorden (6.3) og Vargsundet (19.3) var 95 % konfidensintervallet over grenseverdien. Det var de tyngste kongenere av PCB6 (PCB-183, -153 og -138) som konsistent bidro mest til summen, og som er tatt med i fremstillingen, med ett unntak: PCB-28 hadde et bidrag på rundt 100 µg/kg i Sørfjorden ved Bergen (ikke vist), altså mer enn PCB-180, men på alle de andre stasjonene bidro både PCB-28, -52 og -101 mindre til summen enn PCB-138, -153 og -180. Størst bidrag fra kongenere PCB-153 og -138 er også tidligere observert i filet av sild (Frantzen et al., 2011). De tyngre, høyere klorinerte PCB-kongenere er mindre nedbrytbare enn de lettere, og PCB-138 og -153 var også blant hovedkomponentene i de kommersielle PCB-blandingene som ble brukt tidligere. Høye nivå av tunge PCB i en del områder kan derfor skyldes gammel forurensing som ligger i bunnsedimentene eller som blir tilført gjennom utlekking fra land. De særlig høye nivåene av PCB i Sørfjorden ved Bergen, observert både her og i en tidligere undersøkelse av andre arter, sammen med en noe avvikende kongenerprofil, kan antyde at det er en spesifikk lokal kilde til PCB-forurensning i denne fjorden.

Figur 17: PCB6



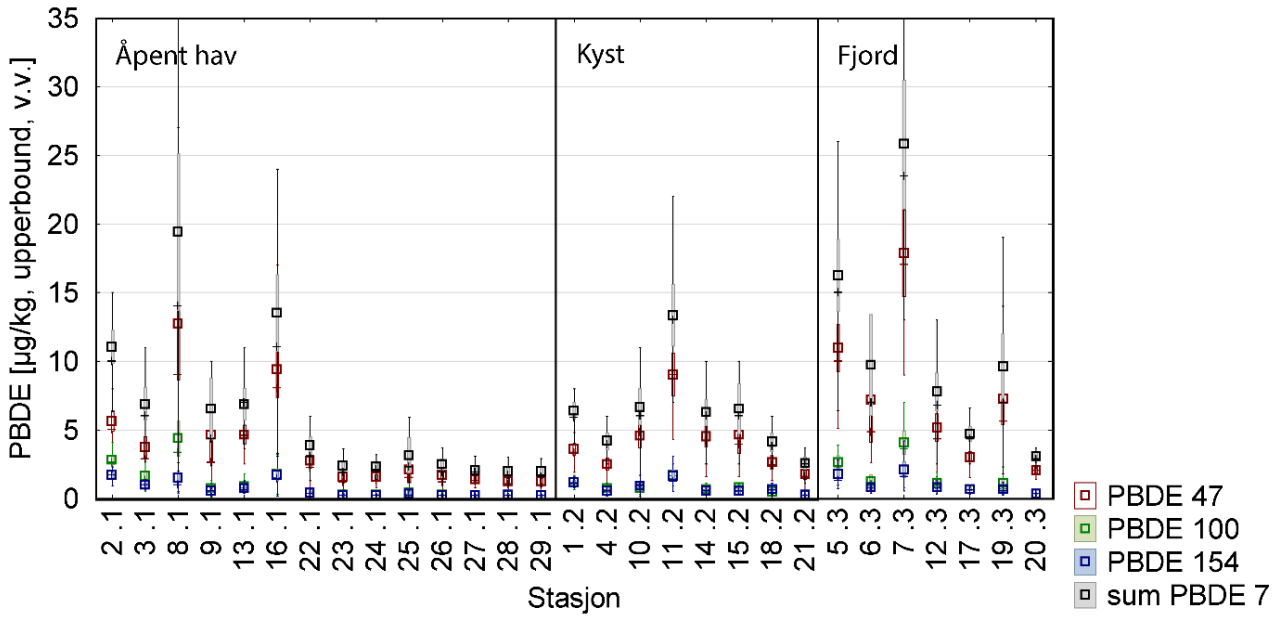
***Figur 17**: Konsentrasjoner av sum PCB6 (µg/kg v.v.) og de tre dominerende kongenere PCB-138, -153 og -180 i lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Rød horisontal strek, EU og Norges grenseverdi for sum PCB6 er ved 200 µg/kg v.v.; firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

3.4 - PBDE

En rekke PBDE-kongenere ble analysert i individprøver av hyselever, deriblant PBDE7, som er summen av kongenere -28, -47, -99, -100, -153, -154 og -183, i tillegg til -66, -100, -119 og -138. Gjennomsnittskonsentrasjonen av sum PBDE7 i lever av hyse var 6,5 µg/kg v.v. (**tabell 11**), og høyeste gjennomsnitt for en stasjon, Sørfjorden ved Bergen (7.3), var 26 µg/kg (**figur 18**). PBDE7-nivåene varierte geografisk stort sett på samme måte som dioksiner og PCB (**figur 18**): I åpent hav og langs kysten var nivåene i Barentshavet tydelig lavere enn i de andre områdene. I nord hadde hyser fra Vargsundet i Altafjorden (19.3) relativt høye PBDE-verdier, sammenlignbart med åpent hav iNordsjøen og Bjørnafjorden, mens Varangerfjorden hadde lave verdier, som i Barentshavet ellers. Hyser fra Vestfjorden/Lofoten hadde også relativt lave nivåer av PBDE, sammenlignet med fjordene ellers. Ved stasjonen Vestfold/Skagerrak (1.3) var det ikke spesielt høye konsentrasjoner av PBDE i hyselever, i motsetning til for PCB og dioksiner, der denne stasjonen hadde høyere nivåer enn alle andre kystområder. Det er ikke satt grenseverdier for PBDE i sjømat. De målte nivåene er litt lavere enn det vi fant i 40 samleprøver av hyselever i 2013-2015 (Frantzen and Maage, 2016) og lavere enn i lever av torsk fra basisundersøkelsen (Julshamn et al., 2013c). Nivået av PBDE7 i hyselever fra Barentshavet i denne undersøkelsen var imidlertid i samme området som det vi har målt i lever av torsk fra Barentshavet i samme periode, 2015-2019 (https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/havindikatorer/barentshavet/forurensende-stoffer/forurensning-i-torsk-i-barentshavet/). Konsentrasjonene av PBDE7 var gjennomsnittlig lavere enn det vi har målt i lever av arter som lyr, brosme, lange og breiflabb (Frantzen and Maage, 2016; Frantzen et al., 2020). Nivået var det samme som i lever av sei fra Norskehavet og Barentshavet (Nilsen et al., 2013b), men lavere enn i lever av sei fra Nordsjøen (Nilsen et al., 2013a).

Nivået av PBDE i hyselever var dominert av kongenerne PBDE 47, fulgt av PBDE-100 og -154 (**figur 18**). Dersom man deler materialet etter nord og sør for 62 °N, var gjennomsnittskonsentrasjonene for disse kongenere i sør henholdsvis 6,69; 2,03 og 1,20 µg/kg og i nord 3,0; 0,52 og 0,48 µg/kg. At PBDE-47 er den mest dominerende PBDE-kongener, fulgt av PBDE-100 og -154, er også kjent fra tidligere undersøkelser i fisk, oppsummert av (Nostbakken et al., 2018). De andre analyserte PBDE-kongenere hadde gjennomsnittskonsentrasjoner i sør mellom 0,325 µg/kg (PBDE 99) og 0,043 µg/kg (PBDE 119), og i nord mellom 0,136 µg/kg (PBDE 28) og 0,043 µg/kg (PBDE 119). I sør bidro PBDE-99 mest etter de tre nevnte, fulgt av 28>66>153>183>119. I nord bidro PBDE-28 mest etter de tre nevnte, fulgt av 99>66>183>138>153>119. Denne fordelingen varierte i svært liten grad med om prøvene var tatt i åpent hav, ved kysten eller i fjorder, eller med årstiden.

Figur 18: PBDE7



***Figur 18**: Konsentrasjoner av sum PBDE7 (µg/kg v.v.) og kongenere PBDE-47, -100 og -154 i lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Lever, brunt; filet, grønt. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3) , se også tabell 4 og figur 1.*

3.4.1 - Utvidet kongener analyse med tunge PBDE

I samleprøver av hyselever, der det var nok materiale igjen, ble 31 prøver analysert med en ny metode ved Havforskningsinstituttet som, i tillegg til de PBDE-kongenere diskutert over, kvantifiserer PBDE-kongenere nr. 17, 49, 71, 77, 85, 126, 156, 184, 191, 196, 197, 206, 207 og 209. Resultatene for disse er vist i dette avsnittet, samt for PBDE-119 (**tabell 12**), som hadde lavest gjennomsnittskonsentrasjon av kongenere analysert i individprøvene som er beskrevet i avsnittet over. Hovedformålet med å benytte denne metoden var å få svar på om hyse, som spiser mye bunndyr, akkumulerer tunge PBDE-kongenere slik som PBDE-206, -207 eller -209. Konsentrasjoner av disse tunge PBDEene var alle under LOQ på 0,19 µg/kg (**tabell 13**). Også seks av de andre kongenere (fra nr. 156 og høyere, samt nr. 85) var under LOQ i alle prøvene. Med unntak av PBDE-49, hadde alle kongenere med målbare nivåer lavere

gjennomsnittskonsentrasjon enn PBDE 119. Det er altså ikke påvist forhøyet konsentrasjon av tyngre PBDE-kongenere i hyselever.

Tabell 13: PBDE utvidet

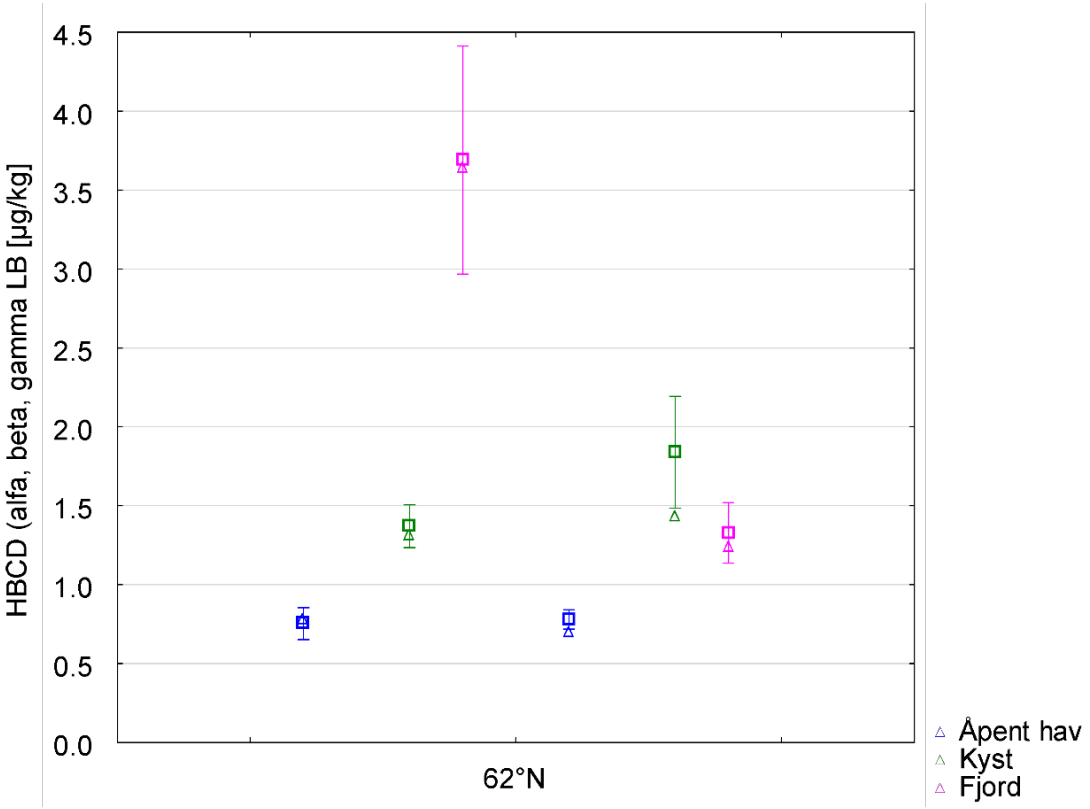
Konsentrasjon av ulike PBDE-kongenere i 31 utvalgte samleprøver av hyselever. Gjennomsnitt, standardfeil (SE) og antall prøver over kvantifisieringsgrensen (LOQ) er gitt. For prøver der ingen var over LOQ, er LOQ angitt i parentes. Ved beregning av gjennomsnitt og SE, er UB konsentrasjoner benyttet for resultat under LOQ.

PBDE-kongener(e)	Konsentrasjon (µg/kg v.v.) Gjennomsnitt (Maks) ± SE	Antall over LOQ
PBDE7	7,6 (38,8) ±1,3	31
17	0,023 (0,093) ±0,004	14
49	0,8 (3,5) ±0,1	31
71	0,0107 (0,0258) ±0,0006	4
77	0,016 (0,041) ±0,002	16
85	(<LOQ 0,019)	-
119	0,09 (0,29) ±0,01	28
126	0,049 (0,181) ±0,006	23
156	(<LOQ 0,029)	-
184	(<LOQ 0,049)	-
191	(<LOQ 0,049)	-
196	(<LOQ 0,095)	-
197	(<LOQ 0,095)	-
206	(<LOQ 0,19)	-
207	(<LOQ 0,19)	-
209	(<LOQ 0,19)	-

3.5 - HBCD

Heksabromcyclododekan (HBCD) er en gruppe bromerte flammehemmere. HBCD-konsentrasjonene er målt i samleprøver av lever per fangstposisjon (N=50) som oppgitt i **tabell 4.** Gjennomsnittsverdier med standardfeil for henholdsvis alfa-, beta- og gamma-HBCD var i sør 1,68 ±0,35; 0,04 ±0,01 og 0,070 ±0,007 µg/kg og i nord 1,13 ±0,14; 0,050 ±0,001 og 0,08 ±0,01 µg/kg. Sum HBCD (lowerbound sum av alfa-, beta- og gamma-HBCD) var dominert av alfa-HBCD, og i figurene er det derfor kun vist sum HBCD. HBCD-konsentrasjonene i hyse fra kyst- og fjordstasjoner var i gjennomsnitt høyere enn i hyse fra stasjoner i åpent hav (**figur 19**), og sør for 62°N var nivået høyere i fjordene enn langs kysten. Konsentrasjonene av sum HBCD i hyse fra fjorder var klart høyere sør for 62°N enn nord for 62°N. For hyse fisket ved kysten var det motsatt, men forskjellen var liten, og i åpent hav var det ingen forskjell. Fra disse gruppene hadde altså hyser fra fjorder sør for 62 °N de høyeste nivåene av HBCD.

Figur 19: HBCD



***Figur 19**: Konsentrasjoner av sum HBCD (alfa, beta og gamma; µg/kg v.v.) i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, delt opp etter sør (venstre) og nord (høyre) for 62 °N. Firkant, gjennomsnitt; trekant, median; standardfeil, feilfelt.*

3.6 - PAH

PAH-konsentrasjonene er målt i samleprøver av lever per fangstposisjon (N=50) som oppgitt i **tabell 4**, og sum og gjennomsnitt er, som normalt, oppgitt som lowerbound. Kun tre samleprøver hadde måleresultater over kvantifiseringsgrensen, og alle disse var målte verdier av krysen. Prøvene fra stasjon 4.2, 11.2, og 7.3 hadde konsentrasjoner på henholdsvis 0,52; 0,89 og 0,70 µg/kg. De første to var fra kystregioner, en fra Nordsjøen ved Karmøy i Rogaland og en fra Norskehavet ved Kristiansund i Møre og Romsdal og den siste fra Sørfjorden ved Bergen.

3.7 - PFAS

PFAS konsentrasjonene er målt i samleprøver av filet og lever per fangstposisjon (N=50) som oppgitt i **tabell 4**. Metoden ble endret under prosjektperioden, og de prøvene som ble analysert sist hadde derfor lavere LOQ. Det gjaldt prøvene fra Stasjon 2.1 prøvetatt i 2019, og fra stasjon 25.1, prøvetatt i 2018. Filetprøven fra stasjon 25.1 hadde en konsentrasjon av PFNA på 0,3 µg/kg, og leverprøven hadde en konsentrasjon av PFNA på 1,4 µg/kg og av PFUdA på 0,5 µg/kg. Disse konsentrasjonene ville ikke blitt kvantifisert med den gamle metoden som ble anvendt på de fleste prøvene. Noen stasjoner målt med gammel metode med høyere LOQ hadde kvantifiserbare konsentrasjoner av PFAS. Dette gjelder samleprøve fra stasjon 16.1 fra Røst/spissen av Lofoten med konsentrasjoner av PFNA og PFOS i filet på respektive 2 og 3 µg/kg. Dette var prøver fra fisk fanget om våren/sommeren. Hyser fra samme stasjon tatt om vinteren hadde ikke konsentrasjoner over LOQ. Stasjon 17.3, fra Vestfjorden, hadde en leverkonsentrasjon av PFOS på 5 µg/kg. Stasjon 1.2 fra Skagerrak hadde en leverkonsentrasjon på PFOSA på 2,9 µg/kg. Dermed skiller Lofoten seg ut med de høyeste målte PFAS-verdiene i filet. Den nye **TWI for PFAS på 4,4 ng/kg** kroppsvekt per uke for summen av

PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS tilsvarer 0.31 µg/70 kg kroppsvekt. Med **summen på 5 µg/kg av PFNA+PFOS i filet ville** allerede en liten porsjon på **100 g** av **hysefilet fra stasjon 16.1** tatt om våren/sommeren med 0,5 µg **overskride dette**. Siden dette baserer seg på måling av en enkel samleprøve kan det ikke konkluderes med en fare for konsumenter, men en oppfølgingsundersøkelse av dette området i forhold til måling av filetkonsentrasjoner av PFAS i hyse anbefales. I EU er det foreslått nye og nokså lave grenseverdier for hver av forbindelsene PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS, samt for summen av disse. For å møte kommende grenseverdier vil det ved HI bli utviklet en ny og mer følsom metode for bestemmelse av disse fire forbindelsene. Når den nye metoden er på plass, bør denne benyttes til å følge opp PFAS i hyse og andre fiskearter.

3.8 - Plantevernmidler

3.8.1 - Organofosfater

Det ble analysert for organofosfater i 45 samleprøver av lever per fangstposisjon (N=50) som oppgitt i **tabell 4,** der det var nok prøvemateriale**.** Ingen av prøvene hadde konsentrasjoner over LOQ. LOQene var høye, og for en slik undersøkelse hadde vært interessant med en metode med lavere LOQ for å kunne konkludere om det er organofosfater i lever av hyse fra norske hav-, kyst- og fjordområder.

3.8.2 - Klorerte pesticider

Det ble analysert for klorerte pesticider i 48 samleprøver av lever per fangstposisjon som oppgitt i **tabell 4,** der det var nok prøvemateriale igjen.For de følgende forbindelsene var konsentrasjonene under LOQ i alle prøver: Aldrin, alpha-endosulfan, beta-endosulfan, endosulfan-sulfat, delta-HCH, og heptaklor og trans-heptaklorepoksid. Forbindelsen med høyest konsentrasjon i samleprøvene var p,p'-DDE med et gjennomsnitt på 29 µg/kg og en maksverdi på 136 µg/kg. Deretter fulgte dieldrin og trans-nonaklor, med gjennomsnittskonsentrasjoner på henholdsvis 11,1 og 10,6 µg/kg. På grunn av disse relativt høye funnene av pesticider i noen av samleprøvene analyserte vi prøver fra utvalgte stasjoner på individnivå. Prøvene måtte velges noe opportunistisk, blant prøver der det var nok levermateriale igjen. Det ble valgt 12-13 prøver fra fire stasjoner, fra stasjoner som representerer hele spekteret av DDT-nivåer fra lavt til høyt. Stasjonskoordinatene er gitt i **tabell 14**. **Tabell 15** gir en oversikt over verdiene i samleprøvene som hadde nivåer over LOQ. For noen pesticider korrelerer konsentrasjonen med sum dioksiner og dl-PCB ($r \geq 0,3$ og $p < 0,05$; **tabell 16)**, men ikke med lengde på fisken eller levervekt. Det finnes ikke grenseverdier for pesticider i sjømat. Derfor har vi sammenlignet våre resultater med grenseverdier fra fôrregelverket.

Tabell 14: Stasjoner valgt for utvidet pesticid analyse

Stasjoner der det ble analysert individprøver for klorerte pesticider.

Åpent hav	Kyst	Fjord
3.1: Sørvest (12) 58°10' 03°38' 2016	**11.2: Kristiansund (12)** 63°08' 7°08' 2015	**5.3: Hardangerfjorden (11)** 60°16' 06°14' 2017 **7.3: Sørfjorden Bergen (12)** 60°27' 05°28' 2017

Tabell 15: Klorerte pesticider

Konsentrasjoner av klorerte pesticider (µg/kg v.v.) fra samleprøver og utvalgte individprøver i av hyselever (Melanogrammus aeglefinus) fra norske havområder, prøvetatt i 2015-2019. Gjennomsnitt ± s.e.m. og minste (Min) og største (Maks) verdi er vist, antall samleprøver med konsentrasjoner over LOQ, totalt antall analyserte prøver (N). Organiske pesticider har ikke grenseverdi i fiskelever. Som sammenligningsgrunnlag er grenseverdier for fiskeolje oppgitt, fra Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed - Council statement https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:32002L0032, siste konsoliderte versjon fra 28.11.2019. Sum Dieldrin: Aldrin, Dieldrin. Sum DDT: O,p'-DDD, O,p'-DDE, O,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT. Sum chlordane: Cis-Chlordane, Trans-Chlordane, Oxychlordane. Sum Heptachlor: Heptachlor, Cis-Heptachlor epoxide, Trans-Heptachlor epoxide. Sum Camphechlor/Toxaphene: Toxaphene Parlar 26, Toxaphene Parlar 50, Toxaphene Parlar 62. Summer er gitt som upperbound. Rød: Overskridelse av grenseverdi for fôringredienser.

Pesticid (µg/kg v.v.)	**Grenseverdi for olje og fett i fôr**	**Prøve-type**	**Samleprøver Lever N = 48 Utvalgte individprøver fra 4 stasjoner Lever N= 47**		
			≥LOQ [%]	**Gjennomsnitt (median) ±s.e.m. µg/kg**	**Min-Maks**
alpha-HCH	200 µg/kg	samle individ	81,25	0,64 (0,63) ±0,03 0,66 (0,63) ±0,01	0,27-1,31 0,4-0,96
beta-HCH	100 µg/kg	samle individ	43,75	0,41 (0,44) ±0,01 0,620 (0,62) ±0,008	0,27-0,54 0,26-0,66
gamma-HCH (Lindane)	2000 µg/kg	samle individ	62,5	0,49 (0,46) ±0,02 1,20 (0,62) ±0,59	0,27-1,08 0,17-28,7
trans-nonaklor		samle individ	100	10,1 (8,5) ±1,0 19,1 (11) ±2,8	1,3-41 1,4-73
cis-heptaklor-epoksid		samle individ	100	1,9 (1,9) ±0,1 1,9 (1,5) ±0,2	0,4-3,7 0,4-9,5
Sum Heptaklor	**200 µg/kg**	samle individ		**2,5 (2,5) ±0,1 2,9 (2,5) ±0,2**	**0,9-4,3 1,4-10,5**
cis-klordan		samle individ	100	3,2 (2,9) ±0,3 5,9 (4,1) ±0,7	0,5-10,6 0,3-20
Oksyklordan		samle individ	91,67	2,8 (2,4) ±0,2 3,6 (2,2) ±0,5	0,1-7,2 1,2-14
transklordan		samle individ	66,67	0,34 (0,23) ±0,03 2,46 (0,42) ±0,62	0,12-1,09 0,24-16,5
Sum klordan	**50 µg/kg**	samle individ		**6,3 (5,6) ±0,5 11,9 (9,5) ±1,4**	**1,4-18 1,8-42,5**
Dieldrin		samle individ	100	11,1 (10,3) ±0,6 14,1 (12,2) ±1,2	2,4-20,4 1,5-45,9
Sum Dieldrin	**100 µg/kg**	samle individ		**11,2 (10,4) ±0,8 14,4 (12,5) ±1,2**	**2,6-21 1,5-46,2**
Endrin	**50 µg/kg**	samle individ	14,58	0,5 (0,42) ±0,03 0,79 (0,75) ±0,02	0,3-1,09 0,27-1,41
Pentachlorobenzene		samle individ	83,33	1,10 (1,05) ±0,04 1,34 (1,25) ±0,03	0,53-1,62 1,17-1,97
Hexachlorobenzene (HCB)		samle individ	100	11,6 (11) ±0,6 13,9 (10,4) ±1,1	5,2-22,6 6,1-35,4
Octachlorstyrene		samle individ	100	1,2 (1,1) ±0,1 2,5 (1,2) ±0,6	0,3-3,8 0,1-19,5
Mirex		samle individ	100	0,40 (0,35) ±0,04 0,49 (0,33) ±0,05	0,14-1,7 0,07-1,52

Pesticid (µg/kg v.v.)	**Grenseverdi for olje og fett i fôr**	**Prøve-type**	**Samleprøver Lever N = 48 Utvalgte individprøver fra 4 stasjoner Lever N= 47**		
			≥LOQ [%]	**Gjennomsnitt (median) ±s.e.m. µg/kg**	**Min-Maks**
o,p'-DDD		samle individ	87,5	0,42 (0,32) ±0,05 0,72 (0,5) ±0,11	0,13-1,92 0,24-4,59
o,p'-DDE		samle individ	20,83	0,17 (0,16) ±0,01 0,37 (0,25) ±0,03	0,1-0,53 0,24-1
o,p'-DDT		samle individ	77,08	0,32 (0,29) ±0,02 0,44 (0,34) ±0,04	0,11-0,78 0,07-1,2
p,p'-DDD		samle individ	100	7,5 (4,8) ±1,2 26,9 (19,2) ±4,0	1,44-52,2 0,69-117
p,p'-DDE		samle individ	100	29 (19) ±4 90 (70) ±13	7-136 3-357
p,p'-DDT		samle individ	100	3,6 (2,6) ±0,6 12,8 (4,4) ±5,0	0,2-30,1 0,3-228
Sum DDT	**500 µg/kg**	samle individ		**41 (27) ±6 131 (97) ±19**	**10-193 5-556**
Toxaphene Parlar 26		samle individ	97,92	7,2 (6,9) ±0,6 6,1 (4,5) ±0,7	1-25,5 1,2-20
Toxaphene Parlar 50		samle individ	97,92	9,4 (9,1) ±0,8 8,6 (8,0) ±0,9	1-2 9,9 1,2-26,7
Toxaphene Parlar 62		samle individ	25	1,9 (4,9) ±0,9 2,8 (2,5) ±0,2	1-4,9 0,7-7,7
Sum Toxaphene	**200 µg/kg**	samle individ		**19 (18) ±1 18 (16) ±2**	**4-57 5-49**

Tabell 16: Korrelasjoner mellom pesticider og dioksiner og dl-PCB

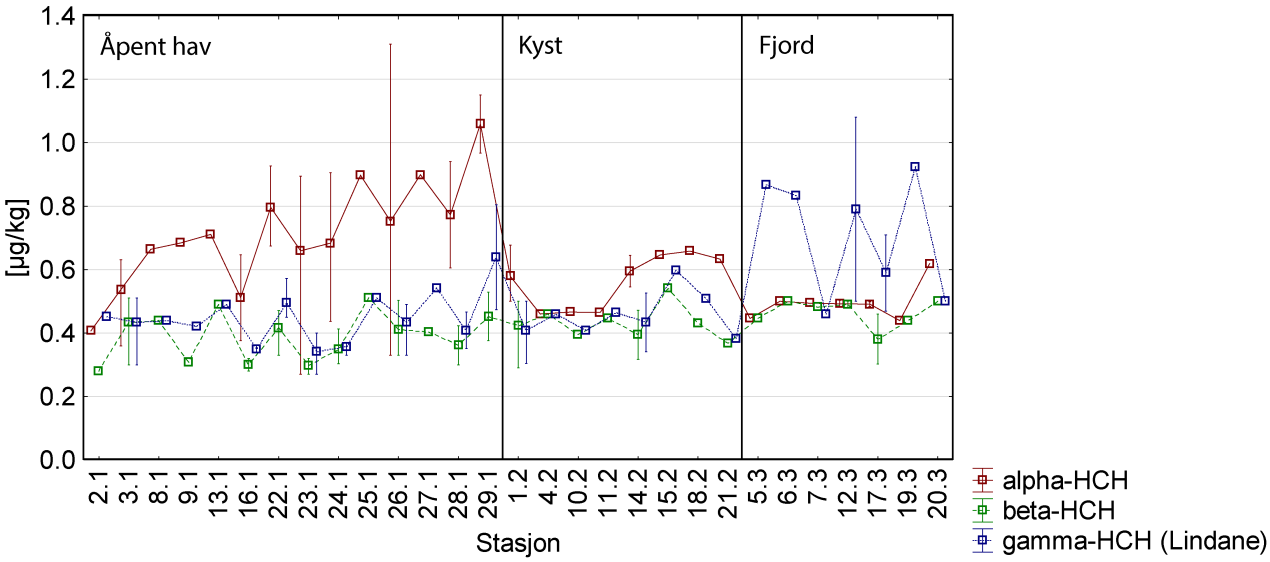
Korrelasjon av pesticid med sum dioksin/furan og dl-PCB konsentrasjoner i hyselever i individprøver.

	R	R^2	p
Cis-Chlordane	0,58	0,33	0,000002
Oxychlordane	0,54	0,29	0,00009
Trans-Nonachlor	0,61	0,38	<0,000004
o,p'-DDD	0,63	0,39	<0,000004
p,p'-DDD	0,5	0,25	0,0004
p,p'-DDE	0,5	0,25	0,0004
Toxaphene Parlar 26	0,39	0,15	0,007
Toxaphene Parlar 50	0,34	0,11	0,02

Her følger en beskrivelse av de geografiske trendene observert for pesticider i samleprøver av hyse: Alfa-**HCH**-konsentrasjonene var høyest i det åpne Barentshavet (**figur 20**), og lavest i fjordene, og det var en økende trend nordover. Nivået av gamma-HCH (Lindane) var høyest i fjordene. Det var ingen tydelig trend for beta HCH, og delta-HCH var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene.

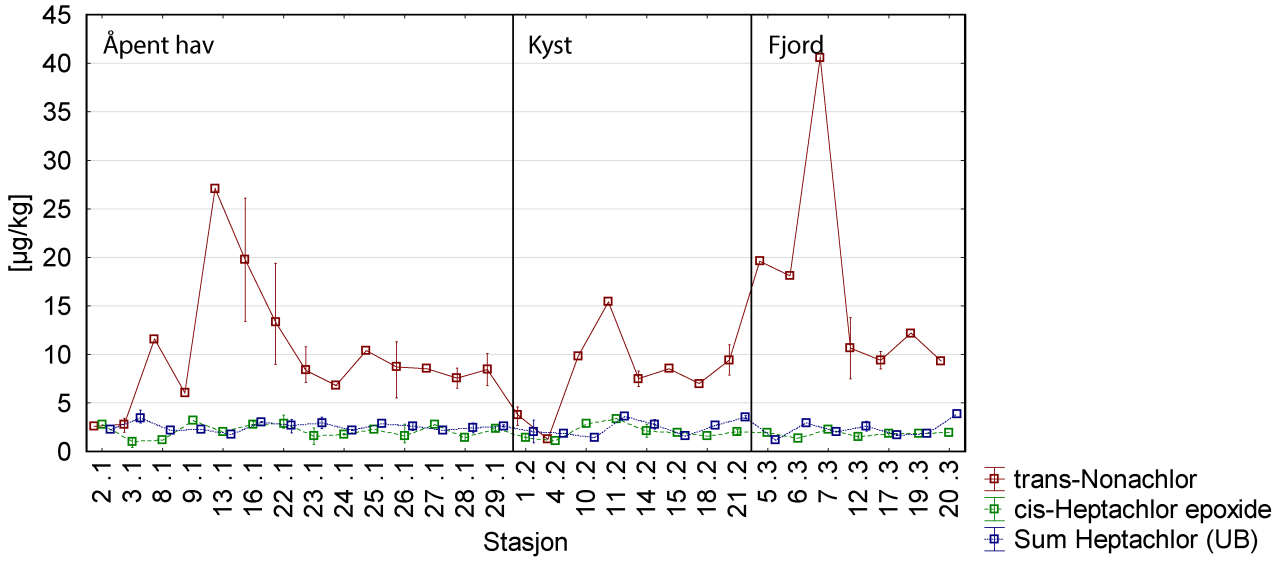
For trans-nonaklor ble de laveste konsentrasjonene målt i lever av hyse fra Skagerrak og Nordsjøen (**figur 21**). De høyeste verdiene på åpent hav og kyst ble målt i Norskehavet. Den totalt høyeste konsentrasjonen, 40,6 µg/kg, ble målt i lever av hyse fra Sørfjorden ved Bergen (7.3). De to andre prøvene fra fjorder sør for 62 °N, fra Bjørnafjorden og Hardangerfjorden, hadde også relativt høyt nivå av trans-nonaklor. Datasettet viser ikke noen tydelig sesongvariasjon. Cis-heptaklorepoksid hadde betydelig lavere konsentrasjoner enn trans-nonaklor uten tydelig trend. Trans-heptaklorepoksid og heptaklor hadde ikke konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen.

Figur 20: HCH



***Figur 20**: Konsentrasjoner av fire pesticider fra HCH gruppen i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

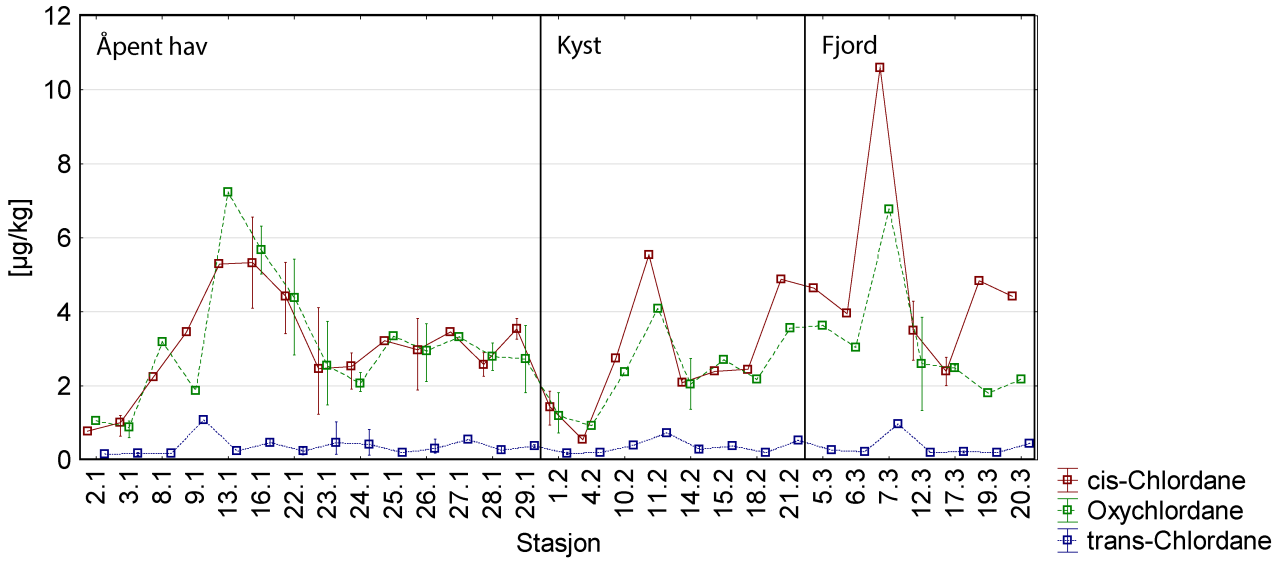
Figur 21: Heptachlor



***Figur 21**: Konsentrasjoner trans-nonachlor og cis-heptachlor epoxide i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Gjennomsnitt: firkant; konfidensintervall: strek. Tallene er beregnet som upperbound. Stasjonene er nummerert med et system som speiler breddegrad (fra sør (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og dersom stasjonen ligger i åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

Konsentrasjoner av cis-klordan og oksyklordan viste ganske like i trender som trans-nonaklor, men med lavere konsentrasjoner (**figur 22**). Ved Shetland (9.1) var nivåene lavere enn i den nordlige Nordsjøen for både trans-nonaklor og oksyklordan men ikke for cis-klordan. Samleprøven fra Sørfjorden i Bergen peker seg også ut for disse plantevernmidlene, som prøven med høyest konsentrasjon, fulgt av Trøndelag (13.1) og Kristiansund (11.2)-områdene. Trans-klordan var på lavere nivå uten tydelige trender. Blant prøvene som ble analysert på individnivå, la den høyeste målte konsentrasjon på sum klordan en verdi på 39,1 µg/kg, ikke så langt under grenseverdien for sum klordan i fett og olje til fôr, som er satt til 50 µg/kg.

Figur 22: Klordangruppe



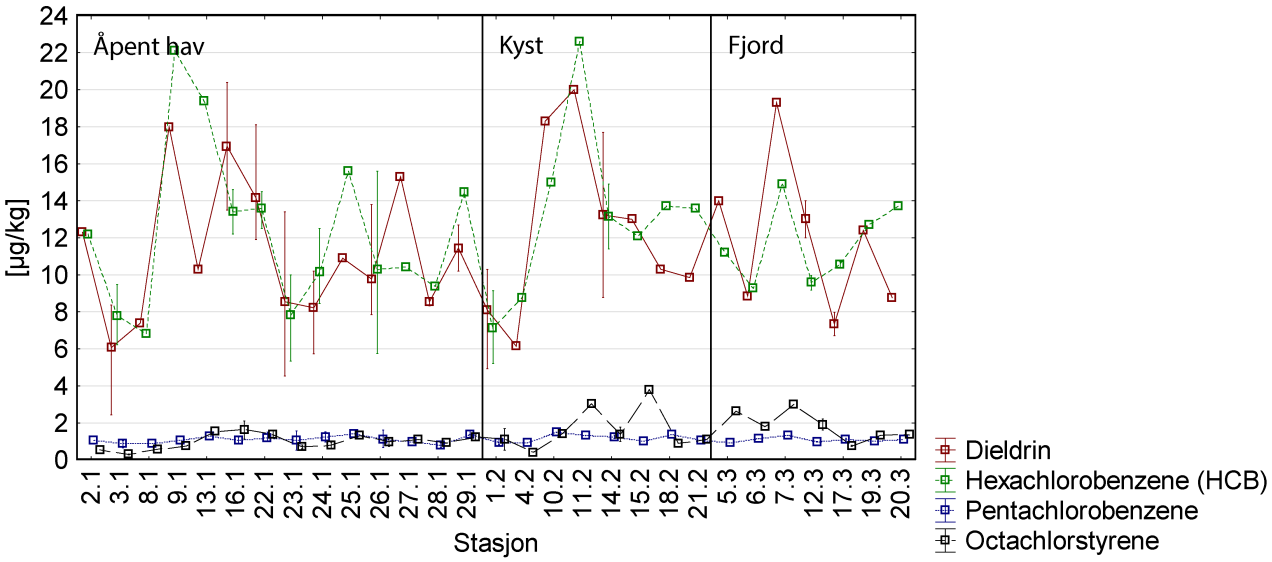
***Figur 22**: Konsentrasjoner av pesticider i klordangruppen i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3) , se også tabell 4 og figur 1.*

Konsentrasjonene avdieldrin, hexachlorbenzen (HCB) og octachlorstyren hadde noe høyere nivå ved noen stasjoner i åpent hav og kyst i Norskehavet, og for Sørfjorden ved Bergen (**figur 23**), men det var for mye variasjon for å se en tydelig trend. Pentaklorbenzen viste liten variasjon i målte konsentrasjoner. De høyeste konsentrasjonene av dieldrin var om lag 20 % av grenseverdien for fiskeolje i fôr. NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) for dieldrin ved kronisk eksponering er 50 ng/kg per dag, og omregnet for en 70 kg tung person er den 3,5 µg.

For mirex var det én prøve som skilte seg ut med mer enn dobbelt så høyt nivå som alle andre prøver med 1,7 µg/kg (**figur 24**) fra stasjonen ved Røst (16.1). Den nest høyeste konsentrasjonen var i samleprøver av lever fra Altafjorden (19.3) med 0,8 µg/kg. Endrin viste de høyeste konsentrasjonene i lever av hyse prøvetatt ved Shetland (9.1). Vi fant ingen tydelige trender for mirex eller endrin.

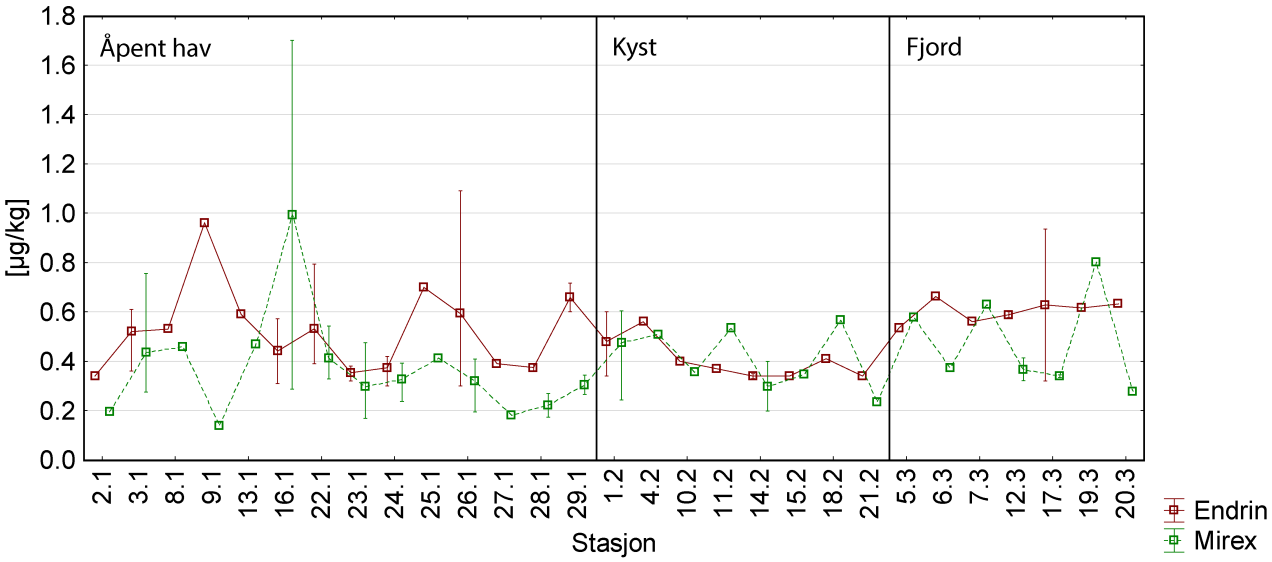
Konsentrasjonene av **sum DDT** var i fjordene høyere sør for 62°N enn nord for 62°N, og nivåene var generelt høyere i fjordene enn i åpent hav og ved kysten generelt. I åpent hav ble de høyeste verdiene målt ved Røst (16.1), og i kystregionene ved stasjon 11.2 ved Kristiansund (**figur 25**). De høyeste konsentrasjonene totalt, målt i Sørfjorden (7.3) var på om lag 40 % av grenseverdien for fiskeolje. For o,p'-DDE, o,p'-DDD, og o,p'-DDT (ikke vist i figuren) var nivåene lavere enn for p,p-isomerene. Blant prøvene fra som ble analysert på individnivå hadde **en prøve fra Hardangerfjorden** (5.3) den høyeste konsentrasjonen av sum DDT. Med 556 µg/kg var den **høyere enn grenseverdien for fett og olje i fôr** på 500 µg/kg. Hardangerfjorden, særlig Sørfjorden som går innover til Odda, er kjent for å være forurenset med DDT på grunn av tidligere utstrakt bruk av dette plantevernmiddelet ved fruktdyrking (Ruus et al., 2010).

Figur 23: Dieldrin og HCB



***Figur 23**: Konsentrasjoner av fire pesticider i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

Figur 24: Endrin og Mirex

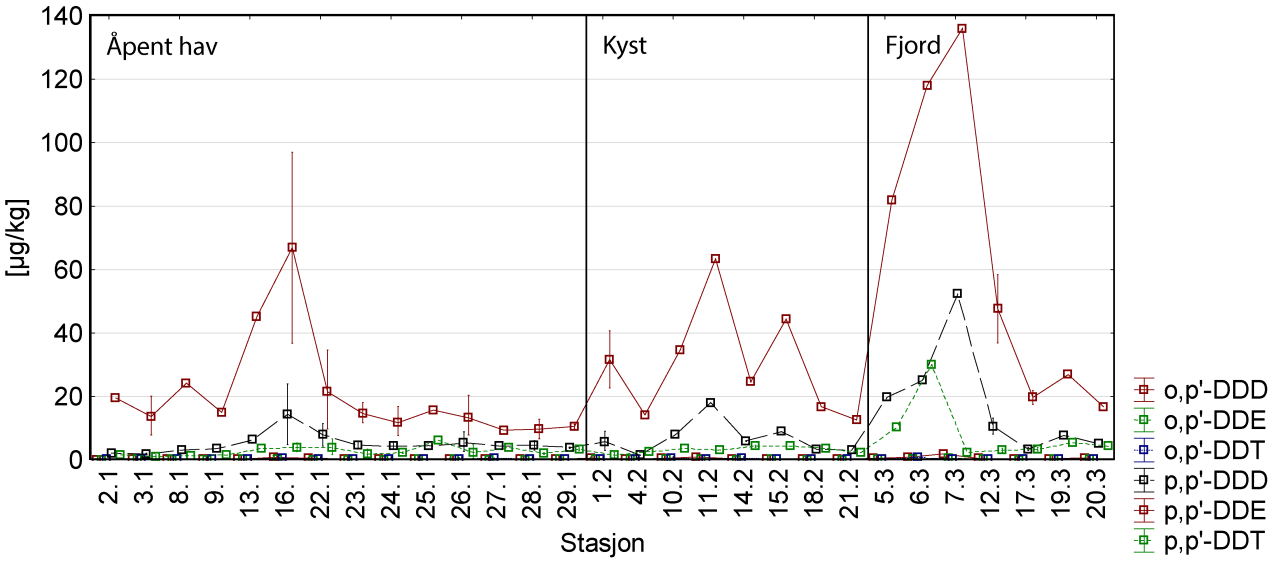


***Figur 24**: Konsentrasjoner av Endrin og Mirex i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

For sum toksafen var det to samleprøver fra åpent hav som hadde de høyeste konsentrasjonene, en samleprøve fra Trøndelag (13.1) og en fra Røst (16.1). Konsentrasjonene i fjordene sør for 62°N, som hadde de høyeste konsentrasjonene av mange andre pesticider, hadde relativt lave nivåer av toksafener, på nivå med Barentshavet.

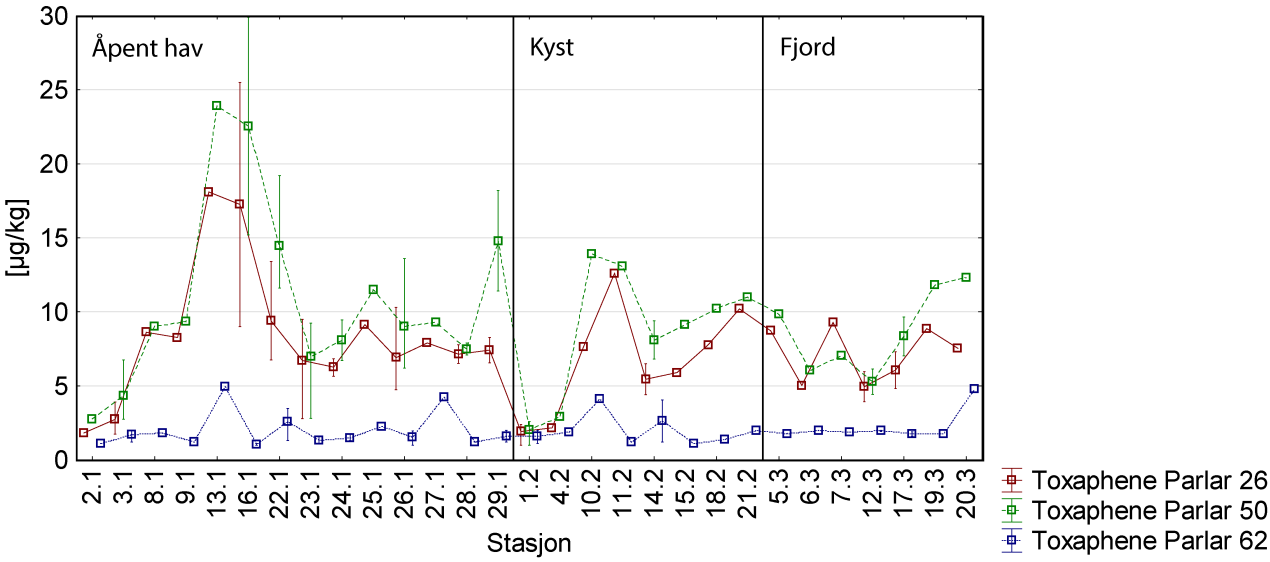
Lavest nivå hadde hyser fra Skagerrak/Nordsjøen. Toksafen 62 hadde betydelig lavere konsentrasjoner enn de andre to kongenere (**figur 26**).

Figur 25: DDT



***Figur 25** : Konsentrasjoner av DDT og nedbrytningsprodukter i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

Figur 26: Toksafen



***Figur 26**: Konsentrasjoner av pesticider i toksafen- gruppen i samleprøver av lever av hyse (Melanogrammus aeglefinus) prøvetatt i norske hav-, kyst- og fjordområder i 2015-2019, vist per stasjon. Firkant, gjennomsnitt; søyle, konfidensintervall; feilfelt, datasett non-outlier range; +, median. Stasjonene er nummerert i stigende rekkefølge fra sør mot nord (1: Skagerrak, 2-10: Nordsjøen, 11-17: Norskehavet, 18-29 Barentshavet) og angir åpent hav (.1), ved kysten (.2) eller i en fjord (.3), se også tabell 4 og figur 1.*

4 - Konklusjoner

I denne undersøkelsen er 1250 hyser samlet inn i hele det norske fiskeriområdet og analysert for en omfattende rekke miljøgifter og noen essensielle sporelementer. I filet ble det bare analysert for metaller, sporelementer og per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFAS), mens den fettrike leveren også ble analysert for en rad organiske miljøgifter.

Konsentrasjonene av fremmedstoffer i filet av hyse var i alle prøver godt under grenseverdiene som er satt for omsetning av fisk til humant konsum i EU og Norge. Nivået av kvikksølv i hyse er lavt, med et totalgjennomsnitt på 0,054 mg/kg og høyest gjennomsnittsnivå på 0,18 mg/kg målt i hyser fra en stasjon i åpent hav i Nordsjøen. Kvikksølvnivået er generelt høyest i sør og avtar nordover, både i åpent hav, langs kysten og inne i fjordene. Nivået av totalarsen i hysefilet er høyt, men med svært lave nivåer av uorganisk arsen som er den toksiske formen. Sannsynligvis er hoveddelen av arsenet i hysefilet ikke-giftig arsenobetain, men for å være helt sikker, burde man i fortsettelsen vurdere å også analysere for arsenobetain og eventuelt andre organiske arsenformer. Nivåene av kadmium og bly i hysefilet er svært lave, med de aller fleste prøvene under kvantifiseringsgrensene. Nivået av kadmium i lever av hyse øker fra sør mot nord fra Lofoten og nordover til Barentshavet, og er høyere i åpent hav enn ved kysten og i fjordene. Det er ikke kjent hvorfor det er slik, men lignende mønster er observert hos lysprikkfisk og krepsdyr, særlig krabbe.

De aller fleste filetprøvene hadde PFAS under kvantifiseringsgrensen, men to samleprøver fra Røst hadde relativt høye nivåer av PFOA og PFNA. Konsentrasjonene av PFAS i filet av hyse anbefales fulgt opp med metoder som har bedre kvantifiseringsgrenser.

Leverprøver ble analysert for en lang rekke organiske miljøgifter, inkludert dioksiner og dl-PCB, PCB6, PBDE, HBCD, PFAS, klorerte pesticider og organofosfat-pesticider. Nivåene av mange organiske miljøgifter i lever av hyse er høyt. **Gjennomsnittskonsentrasjonen av sum dioksiner/furaner og dl-PCB i lever av hyse over hele datasettet var like over EU og Norges grenseverdi. PCB6 var over grenseverdien ved noen stasjoner**, mens gjennomsnittet for alle prøvene var innenfor grenseverdien. Det var eksepsjonelt høye verdier av PCB6 i Sørfjorden ved Bergen, sammenlignet med andre stasjoner. Gjennomsnittskonsentrasjonene av sum dioksiner og dl-PCB var over grenseverdien i de fleste fjorder, ved to av de åtte kyststasjonene og ved tre av 14 stasjoner i åpent hav. Dette viser bland annet behovet for rensing når hyselever brukes til tranprodukter. Særlig høyt nivå av mange organiske miljøgifter i hyser fra Sørfjorden ved Bergen føyer seg til lignende observasjoner for andre arter undersøkt tidligere i denne fjorden. Basert på lavt fettinnhold og tidligere analyser av hysefilet er det ikke grunn til å forvente at filet av hyse skulle ha forhøyet nivå av dioksiner og dioksinlignende PCB og andre fettløselige miljøgifter selv om leverprøvene har det.

Blant klorerte pesticider hadde DDT (særlig i form av p,p'-DDE) de høyeste konsentrasjonene. Høyest nivå av DDT ble målt i hyser fra Sørfjorden ved Bergen. Hardangerfjorden og Bjørnafjorden hadde også høye nivå, mens fjordene lenger nord hadde lavere nivå. Av kystområdene hadde Lofoten relativt høye nivå. Det finnes ikke grenseverdier for pesticider for sjømat, men de målte konsentrasjonene var likevel under grenseverdiene for ingredienser i fiskefôr, med unntak av én prøve fra Hardangerfjorden.

Hysefilet er en god kilde til jod og selen. Det finnes lite publisert litteratur på innhold av næringsstoff i hysefilet, og dataene vil derfor være et viktig bidrag til å øke datagrunnlaget for disse næringsstoffene iblant annet matvaretabellen.

Hyse er, sammen med sei og torsk, en av de store artene på volum totalt fiskeri. Ved denne undersøkelsen er alle disse tre grundig undersøkt gjennom omfattende basisundersøkelser og det er viktig at dataene blir fulgt opp på en god måte slik at verdien av undersøkelsen blir opprettholdt. Da vil man med denne store undersøkelsen og et utvalgt oppfølgingsprogram også framover med stor sikkerhet kunne fastslå tryggheten av hyse både til innenlands bruk og i eksportøyemed.

5 - Litteratur

Aakre, I., Naess, S., Kjellevold, M., Markhus, M.W., Alvheim, A.R., Dalane, J.O., Kielland, E., and Dahl, L. (2019). New data on nutrient composition in large selection of commercially available seafood products and its impact on micronutrient intake. Food Nutr Res 63.

Amlund, H., Francesconi, K.A., Bethune, C., Lundebye, A.K., and Berntssen, M.H.G. (2006). Accumulation and elimination of dietary arsenobetaine in two species of fish, Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) and Atlantic cod (*Gadus morhua L.*). Environ Toxicol Chem 25, 1787-1794.

Azad, A.M., Frantzen, S., Bank, M.S., Johnsen, I.A., Tessier, E., Amouroux, D., Madsen, L., and Maage, A. (2019a). Spatial distribution of mercury in seawater, sediment, and seafood from the Hardangerfjord ecosystem, Norway. Sci Total Environ 667, 622-637.

Azad, A.M., Frantzen, S., Bank, M.S., Nilsen, B.M., Duinker, A., Madsen, L., and Maage, A. (2019b). Effects of geography and species variation on selenium and mercury molar ratios in Northeast Atlantic marine fish communities. Sci Total Environ 652, 1482-1496.

Bjorklund, E., Muller, A., and von Holst, C. (2001). Comparison of fat retainers in accelerated solvent extraction for the selective extraction of PCBs from fat-containing samples. Anal Chem 73, 4050-4053.

Bohlin-Nizetto, P., Aas, W., and Nikiforov, V. (2019). Monitoring of environmental air and precipitation, NILU, ed.

Dahl, L., Duinker, A., Naess, S., Markhus, M.W., Nerhus, I., Midtbo, L.K., and Kjellevold, M. (2020). Iodine and Mercury Content in Raw, Boiled, Pan-Fried, and Oven-Baked Atlantic Cod (*Gadus morhua*). Foods 2020, 9(11), 1652.

Dionex (1996). Application Note ASE 322; Selective Extraction of PCBs From Fish Tissue Using Accelerated Solvent Extraction (ASE). Dionex Corporation: Sunnyvale, CA.

Doksæter, L.S., and Johnsen, E. (2016). Evaluering og opprydding av offisielle gytekart. Rapport fra Havforskningen Nr. 12, pp. 66. ISSN 1893-4536 (online).

Duinker, A., Frantzen, S., Nilsen, B., Måge, A., Nedreaas, K., and Julshamn, K. (2013). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i nordsjøsild (*Clupea harengus*). Sluttrapport. NIFES-rapport, pp. 26.

EFSA (2009). Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Journal 7(10):1351.

EFSA (2011). Scientific Opinion on Hexabromocyclododecanes (HBCDDs) in Food EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). EFSA Journal 9(7), 2296.

EFSA (2017). Dietary reference values for nutrients. Summary report. (EFSA Supporting Publications).

EFSA (2020). Risk to human health related to the presence of perfuoroalkyl substances in food. EFSA Journal.

Emsley, J. (2011). Nature's Building Blocks: An A-Z Guide to the Elements (Oxford University Press).

EPA (1994). United States Environmental Protection Agency metode 1613, ”Tetra- through Octa Chlorinated Dioksins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS”, EPA no 821-B-94-005.

EPA (2010). United States Environmental Protection Agency Metode 1668 rev. C; EPA no. 821-R-00-002 2010.

FAO (1996). World Food Summit. Declaration on World Food Security. (Rome).

Feldmann, J., and Krupp, E.M. (2011). Critical review or scientific opinion paper: Arsenosugars-a class of benign arsenic species or justification for developing partly speciated arsenic fractionation in foodstuffs? Anal Bioanal Chem

399, 1735-1741.

Francesconi, K.A., and Edmonds, J.S. (1997). Arsenic in marine organisms. In Adv Inorg Chem, pp. 147-189.

Frantzen, S., Duinker, A., and Maage, A. (2015a) . Kadmiumanalyser i taskekrabbe fra Nordland høsten/vinteren 2013-2014. NIFES rapport, pp. 17.

Frantzen, S., Lunestad, B.T., Duinker, A., and Julshamn, K. (2010a). Årsrapport 2009. Mattilsynet. Tilsynsprogrammet for skjell 2009. Fremmedstoffer (tungmetaller og organiske miljøgifter i skjell og tungmetaller i krabbe) og mikroorganismer. NIFES rapport, pp. 46.

Frantzen, S., and Maage, A. (2016). Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann. Brosme, lange og bifangstarter. Gjelder tall for prøver samlet inn i 2013-2015. NIFES rapport, pp. 115. ISBN: 978-82-91065-39-7.

Frantzen, S., Maage, A., Duinker, A., Julshamn, K., and Iversen, S.A. (2015b). A baseline study of metals in herring (*Clupea harengus*) from the Norwegian Sea, with focus on mercury, cadmium, arsenic and lead. Chemosphere 127, 164-170.

Frantzen, S., Maage, A., and Julashamn, K. (2010b). Basisundersøkelse fremmedstoffer i nordøstatlantisk makrell (*Scomber scombrus*). NIFES rapport, pp. 34.

Frantzen, S., Maage, A., and Julshamn, K. (2009). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i Norsk Vårgytende Sild. NIFES rapport, pp. 26.

Frantzen, S., Mage, A., Iversen, S.A., and Julshamn, K. (2011). Seasonal variation in the levels of organohalogen compounds in herring (*Clupea harengus*) from the Norwegian Sea. Chemosphere 85, 179-187.

Frantzen, S., Nilsen, B., and Sanden, M. (2020). Fremmedstoffer i rødspette, breiflabb og lyr — Sluttrapport for kartleggingsprogrammet «Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann» 2016-2018. Rapport fra havforskningen, pp. 75. ISSN: 1893-4536.

Hamilton, S.J. (2004). Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. Sci Total Environ 326, 1-31.

Helsedirektoratet (2020). Utviklingen i norsk kosthold 2020 – kortversjon.pdf.

Hong, Y.S., Kim, Y.M., and Lee, K.E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. J Prev Med Public Health 45, 353-363.

Julshamn, K., Duinker, A., Nilsen, B.M., Frantzen, S., Maage, A., Valdersnes, S., and Nedreaas, K. (2013a). A baseline study of levels of mercury, arsenic, cadmium and lead in Northeast Arctic cod (*Gadus morhua*) from different parts of the Barents Sea. Mar Pollut Bull 67, 187-195.

Julshamn, K., Duinker, A., Nilsen, B.M., Nedreaas, K., and Maage, A. (2013b). A baseline study of metals in cod (*Gadus morhua*) from the North Sea and coastal Norwegian waters, with focus on mercury, arsenic, cadmium and lead. Mar Pollut Bull 72, 264-273.

Julshamn, K., Maage, A., Norli, H.S., Grobecker, K.H., Jorhem, L., and Fecher, P. (2007). Determination of arsenic, cadmium, mercury, and lead by inductively coupled plasma/mass spectrometry in foods after pressure digestion: NMKL1 interlaboratory study. J Aoac Int 90, 844-856.

Julshamn, K., Nilsen, B.M., Duinker, A., Frantzen, S., Valdersnes, S., Nedreaas, K., and Maage, A. (2013c). Basisundersøkelse fremmedstoffer i torsk (*Gadus morhua*), Sluttrapport. NIFES rapport, pp. 28.

Julshamn, K., Nilsen, B.M., Frantzen, S., Valdersnes, S., Maage, A., Nedreaas, K., and Sloth, J.J. (2012a). Total and inorganic arsenic in fish samples from Norwegian waters. Food Addit Contam B 5, 229-235.

Julshamn, K., Nilsen, B.M., Valdersnes, S., and Frantzen, S. (2012b). Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe. NIFES rapport, pp. 52.

Kvangarsnes, K., Frantzen, S., Sætre, K., Nedreaas, K., and Julshamn, K. (2012). Distribution of mercury in a gadoid fish species, tusk (*Brosme brosme*), and its implication for food safety. Journal of Food Science and Engineering 2, 603-515.

Li, F., Ma, C.M., and Zhang, P.J. (2020). Mercury Deposition, Climate Change and Anthropogenic Activities: A Review. Front Earth Sc-Switz 8.

Lovdata (2010). Forskrift om ernærings- og helsepåstander om næringsmidler - Lovdata.

Maage, A., Bjelland, O., Olsvik, P.A., Nilsen, B., and Julashamn, K. (2012). Miljøgifter i fisk og fiskevarer 2011: Kvikksølv i djupvassfisk og skaldyr frå Hardangerfjorden samt miljøgifter i marine oljer. NIFES rapport, pp. 31.

Magalhaes, M.C., Costa, V., Menezes, G.M., Pinho, M.R., Santos, R.S., and Monteiro, L.R. (2007). Intra- and inter-specific variability in total and methylmercury bioaccumulation by eight marine fish species from the Azores. Mar Pollut Bull 54, 1654-1662.

Miljødirektoratet. Miljøstatus.

Miljøstatus. Forurensing i torsk i Barentshavet.

Mjanger, H., B. V. Svendsen, H. Senneset, Å. Fotland, S. Mehl, E. Fuglebakk, M. L. Gulbrandsen og J. Diaz (2019). Håndbok for prøvetaking av fisk og krepsdyr (prosedyre for prøvetaking av fisk og krepsdyr), Vol Versjon 5 (Havforskningsinstitutt).

Muller, A., Bjorklund, E., and von Holst, C. (2001). On-line clean-up of pressurized liquid extracts for the determination of polychlorinated biphenyls in feedingstuffs and food matrices using gas chromatography-mass spectrometry. J Chromatogr A 925, 197-205.

Nedreaas, K., Kuhnle, G.A., Kjellevold, M., and Iversen, S. (2021). The Norwegian small scale fishery and data provided for the IHH FAO project (Bergen, Norway: Havforskningsinstituttet).

Nerhus, I., Markhus, M.W., Nilsen, B.M., Oyen, J., Maage, A., Odegard, E.R., Midtbo, L.K., Frantzen, S., Kogel, T., Graff, I.E., et al. (2018). Iodine content of six fish species, Norwegian dairy products and hen's egg. Food Nutr Res 62.

Nilsen, B., Frantzen, S., Nedreaas, K., and Julshamn, K. (2010). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i blåkveite. NIFES rapport, pp. 41.

Nilsen, B., Frantzen, S., Nedreaas, K., and Maage, A. (2013a). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i sei (*Pollachius virens*) fra Nordsjøen. Sluttrapport for prosjektet ”Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann”. NIFES rapport, pp. 57.

Nilsen, B., Frantzen, S., and Sanden, M. (2020). Fremmedstoffer i snabeluer (*Sebastes mentella*) og vanlig uer (*Sebastes norvegicus*) — Sluttrapport for kartleggingsprogrammet «Miljøgifter i fisk og fiskevarer» 2016-2018. Rapport fra havforskningen, pp. 63. ISSN: 1893-4536

Nilsen, B., Julshamn, K., Duinker, A., Nedreaas, K., and Maage, A. (2013b). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i sei (*Pollachius virens*) fra Norskehavet og Barentshavet. Sluttrapport. NIFES rapport, pp.44.

Nilsen, B., Nedreaas, K., and Maage, A. (2016). Kartlegging av fremmedstoffer i Atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus*). Sluttrapport for programmet «Miljøgifter i fisk og fiskevarer» 2013-2015. NIFES rapport, pp. 82. ISBN: 978-82-91065-43-4

Nordic_Nutrition_Recommendations (2012). Integrating nutrition and physical activity. Copenhagen, Nordisk Ministerråd 2014.

Nostbakken, O.J., Duinker, A., Rasinger, J.D., Nilsen, B.M., Sanden, M., Frantzen, S., Hove, H.T., Lundebye, A.K., Berntssen, M.H.G., Hannisdal, R., et al. (2018). Factors influencing risk assessments of brominated flame-retardants; evidence based on seafood from the North East Atlantic Ocean. Environ Int 119, 544-557.

Ruus, A., Green, N.W., Maage, A., Amundsen, C.E., Schoyen, M., and Skei, J. (2010). Post World War II orcharding creates present day DDT-problems in The Sorfjord (Western Norway) - A case study. Mar Pollut Bull 60, 1856-1861.

SANCO (1999). 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.

SANCO (2012). SANCO/1562/01-rev 1 ”Methods of analysis in feed and food”. Working document-. Replaced by Com.reg 252/2012 (food) and Com.reg 278/2012 (feed).

Sele, V., Amlund, H., Berntssen, M.H.G., Berntsen, J.A., Skov, K., and Sloth, J.J. (2013). Detection of arsenic-containing hydrocarbons in a range of commercial fish oils by GC-ICPMS analysis. Anal Bioanal Chem 405, 5179-5190.

Shi, Y.L., Wang, J.M., Pan, Y.Y., and Cai, Y.Q. (2012). Tissue distribution of perfluorinated compounds in farmed freshwater fish and human exposure by consumption. Environ Toxicol Chem 31, 717-723.

Sloth, J.J., and Julshamn, K. (2008). Survey of total and inorganic arsenic content in blue mussels (*Mytilus edulis L.*) from Norwegian fiords: Revelation of unusual high levels of inorganic arsenic. J Agr Food Chem 56, 1269-1273.

Sun, H.J., Rathinasabapathi, B., Wu, B., Luo, J., Pu, L.P., and Ma, L.Q. (2014). Arsenic and selenium toxicity and their interactive effects in humans. Environ Int 69, 148-158.

Tam, J.C., Link, J.S., Large, S.I., Bogstad, B., Bundy, A., Cook, A.M., Dingsor, G.E., Dolgov, A.V., Howell, D., Kempf, A., et al. (2016). A trans-Atlantic examination of haddock *Melanogrammus aeglefinus* food habits. J Fish Biol 88, 2203-2218.

Totland, T.H., Melnæs, B.K., Ninna, L.-H., Helland-Kigen, K.M., Lund-Blix, N.A., Myhre, J.B., Johansen, A.M.W., Løken, E.B., and Andersen, L.F. (2012). Norkost 3. En landsomfattende kostholdsundersøkelse blandt menn og kvinner i alderen 18-70 år, 2010-11., Helsedirektoratet, ed.

UNEP (2012). Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its eighth meeting _ Addendum to the risk management evaluation on hexabromocyclododecane.

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., et al. (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. Toxicol Sci 93, 223-241.

Vandermeersch, G., Lourenco, H.M., Alvarez-Munoz, D., Cunha, S., Diogene, J., Cano-Sancho, G., Sloth, J.J., Kwadijk, C., Barcelo, D., Allegaert, W., et al. (2015). Environmental contaminants of emerging concern in seafood - European database on contaminant levels. Environ Res 143, 29-45.

Wiech, M., Duinker, A., and Sanden, M. (2018). Kartlegging av fremmedstoffer i mesopelagiske arter fra norske farvann – Mesopelagisk fisk fra Norskehavet og Sognefjorden. Rapport fra Havforskningen Nr. 36-2018 (Havforskningsinstitutt), pp.26. ISSN:1893-4536.

Wiech, M., Frantzen, S., Duinker, A., Rasinger, J.D., and Maage, A. (2020). Cadmium in brown crab *Cancer pagurus*. Effects of location, season, cooking and multiple physiological factors and consequences for food safety. Sci Total Environ 703.

Zhang, W., Wang, W.X., and Zhang, L. (2016). Comparison of Bioavailability and Biotransformation of Inorganic and Organic Arsenic to Two Marine Fish. Environ Sci Technol 50, 2413-2423.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
E-post: post@hi.no
www.hi.no