



Forskjell i miljøgifter hos torsk (*gadus morhua*) i indre og ytre Oslofjord

Med samarbeid fra Faggruppe for toksikologi ved NMBU

Forfatter: Linus Alexander Jalmerbrandt, Elvebakken videregående skole

Marine organismer i Oslofjorden utsettes for forskjellige miljøgifter. I denne undersøkelsen ble det undersøkt om det var høyere nivåer av miljøgifter i indre Oslofjord sammenlignet med ytre Oslofjord. Det ble også tatt stilling til om giftstoffnivåene i torsk utgjorde en helseisiko for mennesker. Det ble anvendt en kvantitativ metode i undersøkelsen. Leverprøver fra 10 torsker fra hvert område ble uthentet, der leveren ble dissekert og målt for miljøgiftene dioksiner og dioksinlignende PCB-er. Totalt sett ble det målt over dobbelt så store mengder miljøgifter i indre Oslofjord som i ytre Oslofjord. Miljøgiftenes toksisitet var også dobbelt så stor i indre som i ytre Oslofjord.

1 Innledning

Oslofjorden har historisk sett hatt et rikt arts mangfold i lang tid, men i det siste har det blitt observert en nedgang i arts mangfold, samt en negativ utvikling i dyre- og planteliv (Arvsnes, 2019). Tidlig 2023 ble det redegjort at det er færre torskefangster, og at det er lite som tyder på at situasjonen har forbedret seg siden tiltak ble iverksatt i 2019 (Hømmedal, 2023). En statusrapport om Oslofjorden publisert i november 2023 av regjeringen viser at Oslofjorden har store utfordringer med overfiske, stor tilførsel av nitrogen fra avløp og jordbruk, samt nedbygging og utfylling av strandsoner (Klima-og miljødepartementet, 2023). I en forskningsartikkel fra NMBU blir det trukket fram at blant annet tilførsel av miljøgifter også kan være en underliggende årsak bak nedgangen (Robertsen, 2022). Miljødirektoratet omtaler den økologiske tilstanden som under sterkt press (Miljødirektoratet, 2022). Den forverrede økologiske situasjonen til Oslofjorden er derfor til særlig interesse for miljøtoksikologer av flere grunner. Det er viktig å undersøke og analysere hvordan organismer som lever i økosystemet blir påvirket av endringene. Iht. folkehelsen er det også relevant for å undersøke om giftstoffnivåene i fiskene er så høye slik at fisken ikke er trygg for mennesker å spise.

Oslofjorden går fra Skagerrak helt inn til Oslo (Thorsnæs, 2023). Fjorden kan deles inn to deler: ytre og indre Oslofjord. Grensen mellom indre og ytre Oslofjord trekkes ved Drøbaksundet, et smalt sund i Drøbak med omtrentlig 19 dybdemeter (Askheim, 2023). Geografisk strekker Ytre Oslofjord seg fra Færder fyr i sør til Hurumlandet i nord (Thorsnæs, 2023).

Ved Drøbak finnes det en undervannsterskel som påvirker inn- og utstrømningsforholdene – og dermed vannutskiftingen (Mathiesen, 2023). Dette kan føre til at eventuelle miljøgifter som befinner seg i fjorden ikke blir skilt ut. I samme område eksisterer det en akvatisk jeté på 25 meter i høyden og 1500 meter lang som skulle begrense båttrafikken til østsiden av Oscarsborg.

POP-er er en forkortelse for persistente organiske miljøgifter («Persistent Organic Pollutants» på engelsk). Dette er en gren miljøgifter som har en lang nedbrytningstid og kan transporteres over store avstander både med luft- og havstrømmer, samt oppkonsentreres i dyr (Miljødirektoratet, 2016). POP-er har et bredt bruksområde og omfatter industrikjemikalier, plantevernmidler i tillegg til andre industrikjemikalier (ibid.). POP-er kan føre til diabetes, overvekt, kreft og reproduktive problemer for å nevne noen (Alharbi et al., 2018). Grunnet de alvorlige helsekonsekvensene disse stoffene kan medføre er det en lang liste med POP-er som er globalt svartelistet av blant annet POPs-forordningen (Klima- og miljødepartementet, 2023), som vedtas av EU-kommisjonen, og Stockholmkonvensjonen. Noen av POP-ene som er bannlyste av sistnevnte er forskjellige typer av polyklorerte bifenyl-er (PCB), polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD), og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) (Ukjent., 2004).

Dioksiner blir ofte betegnet som de over 200 forskjellige variantene av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD), og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) (Levy, 2018). Enkelte PCB-er viser dioksinlignende toksisitet grunnet deres molekylære bindingsmønster. Av den grunn blir disse PCB-ene ofte plassert under definisjonen: dioksinlignende PCB-er. Denne analysen fokuserer på forekomsten av dioksiner og dioksinlignende PCB-er framfor andre POP-er grunnet toksisiteten.

For å evaluere forurensningsnivåer, kan man anvende kjemiske analytiske metoder. Disse metodene tillater kvantitativ bestemmelse av konsentrasjoner av miljøgifter. TEF-verdiene som ble vedtatt av WHO (verdens helseorganisasjon) i 2005 brukes for å kalkulere potens i POP-er (Gupta, 2011). TEF-verdiene ble hentet fra en forskningsartikkel fra WHO (Van den Berg et al., 2006). Ved fullførte målinger så ble tallene multiplisert med TEF-verdier (toksisk ekvivalens faktor) som korrelerer med hvert enkelt dioksin. Dette gir oss TEQ-verdier (toksisk ekvivalens), et vektet mengdemål for å beregne toksisiteten til stoffene (US EPA, 2015). TEQ-verdiene brukes bl.a. av Den Europeiske Kommisjonen for å sette grenseverdier til POP-er. Et høyere TEQ-tall kan tilsvare høyere toksisitet.

I 2011 vedtok EU-kommisjonen grenseverdier for dioksiner i forskjellige matvarer og næringsmidler. Grenseverdiene som ble fastsatt i fiskelever var på 20,0 pg/g TEQ våtvekt for dioksiner og dioksinlignende PCB-er (European Union, 2016). I 2015 ble det konkludert av Mattilsynet at indre Oslofjord er en forurenset fjord, og at miljøgiftene har nivåer som gjør at det ikke er anbefalt å spise fileten fra torsk for gravide kvinner og barn under 5 år (Mattilsynet, 2023).

Formålet med denne studien var å undersøke om det er hyppigere forekomst av persistente organiske miljøgifter i torsk i indre Oslofjord sammenliknet med områder i ytre Oslofjord. Målet var også å oppdage om hvorvidt giftstoffnivåene i fiskene var så høye slik at fisken ikke er trygg for menneskelig konsumpsjon. Hypotesen var følgende: «forekomsten av persistente organiske miljøgifter i torsk i indre Oslofjord er betydelig høyere enn i ytre Oslofjord».

2 Metode

Følgende feltarbeid og prøvebehandling ble gjennomført av Faggruppe for toksikologi på NMBU etter oppdrag fra Havforskningsinstituttet. Databehandling og forskning ble gjennomført på egenhånd.

2.1 Prøvesamling og prøvebehandling

I denne analysen ble torsk fra ytre Oslofjord benyttet som en referansepopulasjon til torsk fra indre Oslofjord. Oslofjorden var referanseområdet. 4. juni 2018 ble feltarbeidet utført av NMBU både i indre Oslofjord og ytre Oslofjord. 10 torsk ble ekstrahert fra hvert område, og leveren ble dissekert for måling av dioksiner (se tabell 1 og 2).

Tabell 1: Antall torsk uthentet fra ytre Oslofjord og indre Oslofjord målt i vekt, lengde og kjønn.

Vekt (gram)	Lengde (centimeter)	Kjønn (M/F)	Område
842	44,5	F	Indre Oslofjord
830	44,5	F	Indre Oslofjord
467,6	38	F	Indre Oslofjord
703	42,5	M	Indre Oslofjord
804	43,5	M	Indre Oslofjord
527,6	40	F	Indre Oslofjord
1119	47,5	F	Indre Oslofjord
701	41	M	Indre Oslofjord
698	39,5	M	Indre Oslofjord
3300	72	F	Indre Oslofjord
587	37,5	F	Ytre Oslofjord
632	41	M	Ytre Oslofjord
1363	54	F	Ytre Oslofjord
781	43,5	M	Ytre Oslofjord
844	44	M	Ytre Oslofjord
439	37	M	Ytre Oslofjord
690	42	F	Ytre Oslofjord
770	43	F	Ytre Oslofjord
1233	51	F	Ytre Oslofjord
607	40	F	Ytre Oslofjord

Mellom 1 og 1,5 gram av leveren ble brukt i analysen. Leverprøvene ble plassert i små tuber med en væske med formål å bryte ned dioksinene ned til cellestørrelse for å isolere cellene. Prøvene ble deretter plassert i en vortex mixer, og så videre i en ultralydvasker. Til slutt ble væsken plassert i en HPLC (High-performance liquid chromatography) for å måle flere giftstoffer som blant annet persistente organiske forurensninger.

2.2 Statistikk

Videre ble en t-test gjennomført for å sammenligne dioksinnivåene fra hvert område for å kalkulere sannsynligheten for at resultatene oppsto tilfeldigvis. T-testen sjekker om det er en signifikant forskjell mellom gjennomsnittsverdiene. En uavhengig t-test ble utført da datasettene kommer fra to forskjellige utvalg. Nullhypotesen, som vi vil motbevise, definerer vi som H_0 . Hypotesen som skal gjelde hvis vi forkaster H_0 blir H_A , definert som alternativ hypotese.

H_0 : Innholdet av miljøgifter vil være det samme for torsk i indre og ytre Oslofjord

H_A : Innholdet av miljøgifter er forskjellig for torsk i indre og ytre Oslofjord.

α (signifikansnivået) = 0,05

Med en p-verdi $< \alpha$ gir dette grunnlag på å forkaste nullhypotesen. En så lav p-verdi betyr at det er liten

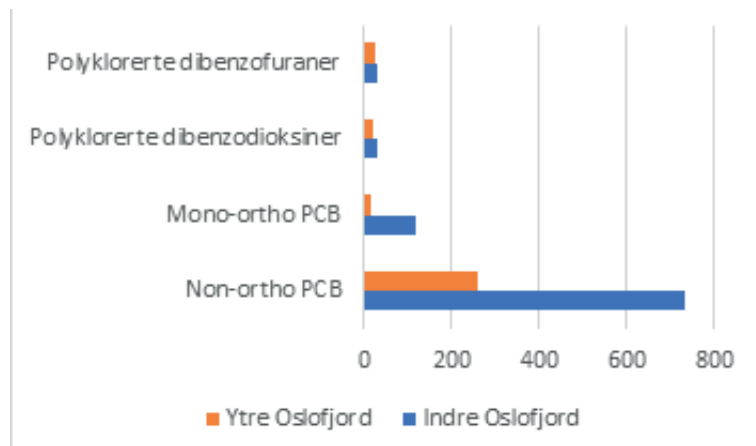
sannsynlighet for at dette skulle inntreffe gitt at H_0 er sann. Dersom p-verdien overskrider signifikansnivået ($p\text{-verdi} > \alpha$), bekrefter dette nullhypotesen.

3 Resultater

3.1 Mengde dioksiner i lever

I analysen ble det målt opp mot 29 forskjellige dioksiner og dioksinlignende PCB-er. Summen av dioksinene og de dioksinlignende PCB-ene blir framstilt i figur 2. I indre Oslofjord ble det målt totalt 733,8 pg non-ortho PCB-er, 120,2 pg mono-ortho PCB-er, 29,3 pg polyklorerte dibenzodioksiner, og 31,4 pg polyklorerte dibenzofuraner. I ytre Oslofjord ble det målt totalt 258,2 pg non-ortho PCB-er, 15,2 pg mono-ortho PCB-er, 21 pg polyklorerte dibenzodioksiner, og 27 pg polyklorerte dibenzofuraner.

3.2 TEQ-verdiene

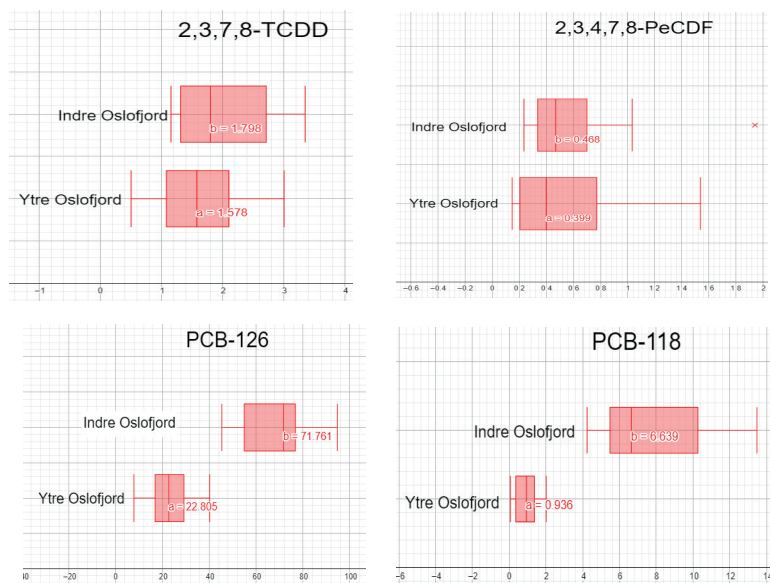


Figur 1: Summen av dioksiner og dioksinlignende PCB-er målt i pikogram.

Tabell 2: Summen av gjennomsnittlig forekomst av dioksiner og dioksinlignende PCB-er målt i pg/g TEQ, TEF-verdiene, og sum vekt av dioksiner og dioksinlignende PCB-er i indre og ytre Oslofjord.

POP-gruppe	Dioksin/dioksinlignende PCB	TEF	Sum vekt Indre Oslofjord	Sum vekt Ytre Oslofjord	TEQ Indre Oslofjord	TEQ Ytre Oslofjord
Non-ortho PCB	PCB-77	0,0001	1,010 pg	0,183 pg	0,0000	0,0000
Non-ortho PCB	PCB-126	0,1	688,1 pg	230,2 pg	6,8810	2,3016
Non-ortho PCB	PCB-169	0,03	44,49 pg	27,77 pg	0,1335	0,0833
Mono-ortho PCB	PCB-105	0,00003	25,82 pg	2,876 pg	0,0001	0,0000
Mono-ortho PCB	PCB-118	0,00003	76,75 pg	9,278 pg	0,0002	0,0000
Polyklorerte dibenzodioksiner	2,3,7,8-TCDD	1	19,76 pg	16,06 pg	1,9759	1,6056
Polyklorerte dibenzodioksiner	1,2,3,7,8-PeCDD	1	5,110 pg	3,026 pg	0,5110	0,3026
Polyklorerte dibenzodioksiner	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	4,275 pg	2,212 pg	0,0428	0,0221
Polyklorerte dibenzodioksiner	1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,106 pg	0,857 pg	0,0111	0,0086
Polyklorerte dibenzofuraner	2,3,7,8-TCDF	0,1	12,90 pg	10,69 pg	0,1290	0,1069
Polyklorerte dibenzofuraner	2,3,4,7,8-PeCDF	0,3	6,487 pg	5,209 pg	0,1946	0,1563
Polyklorerte dibenzofuraner	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	2,448 pg	3,497 pg	0,0245	0,0350

Polyklorerte dibenzofuraner	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	2,709 pg	2,018 pg	0,0271	0,0202
Polyklorerte dibenzofuraner	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	5,366 pg	4,022 pg	0,0537	0,0402
Sum			891 pg	313,9 pg	9,9843	4,6824



Figur 2: Boksplottet for 2,3,7,8-TCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF, PCB-126 og PCB-118.

De mest betydningsfulle dioksinene og dioksinlignende PCB-ene ble utvalgt for å regne TEQ-verdien da et betydelig antall av POP-ene hadde en vekt på $<0,001$ pg/g TEQ. Som vist i tabell 2, så ble det målt en TEQ på 9,9843 pg/g i indre Oslofjord og 4,6824 pg/g TEQ i ytre Oslofjord. Miljøgiftene markert i kursiv blir brukt i et boksplott vist i figur 2.

Figur 2 viser en grafisk framstilling av fordelingen av 2,3,7,8-TCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF, PCB-126 og PCB-118 i form av et boksplott. Boksplottet viser fordelingen av de forskjellige miljøgiftene målt i pg. Medianen i indre Oslofjord, Mb, blir definert som «b» i figur 2, og ytre Oslofjord, Ma, som «a».

3.3 T-test

POP	P-verdi
PCB-126	$2,094 \cdot 10^{-6}$
PCB-118	$5,877 \cdot 10^{-5}$
2378-TCDD	0,290
23478-PeCDF	0,551

Tabell 3: P-verdiene fra t-testen for de mest betydelige POP-ene i pg.

En t-test ble gjennomført med POP-ene av høyest forekomst målt i pg i hver POP-gruppe. PCB-126, PCB-118, 2,3,7,8-TCDD, og 2,3,4,7,8-PeCDF, ble utvalgt. P-verdien for hver av POP-ene blir framstilt i tabell 3.

4 Diskusjon

Boksplottet gir en visuell fremstilling av distribusjonen av dataene, og som vist i figur 3 er det en markant større spredning i indre Oslofjord sammenlignet med ytre Oslofjord for 3 av de 4 miljøgiftene i fokus. De øvre grenseverdiene var størst for 3 av de 4 miljøgiftene i fokus av i indre Oslofjord, og medianene for POP-er var størst i indre Oslofjord i alle tilfellene. Dette kan signalisere at det er høyere nivåer av dioksiner og dioksinlignende PCB-er i indre Oslofjord.

T-testen viste at PCB-126 og PCB-118 hadde p-verdier langt under signifikansnivået, som gjorde at vi måtte forkaste nullhypotesen. I disse tilfellene er det svært usannsynlig at trenden i dataene var tilfeldig. Når det gjelder 2,3,7,8-TCDD og 2,3,4,7,8-PeCDF derimot, så var p-verdien markant større enn signifikansnivået, noe som betyr at det ikke er mulig å dra noen konklusjoner henholdsvis til sammenhengen mellom indre og ytre Oslofjord.

Det er en tydelig forskjell i målt antall POP-er mellom indre og ytre Oslofjord. PCB-126 og PCB-118 især ble det målt mest av antallmessig. Summen for antall dioksiner og dioksinlignende PCB-er målt i pg, og gjennomsnittlig forekomst av dioksiner og dioksinlignende PCB-er målt i TEQ er over dobbelt så stor som i indre kontra ytre. Dette kan bety at det er høyere nivåer for dioksiner og dioksinlignende PCB-er i toksisk ekvivalens og antall i indre Oslofjord. På den andre siden indikerer det at forskjellen i toksisk ekvivalens skyldes differansen i antall POP-er mellom indre og ytre Oslofjord. POP-en med høyest TEQ var PCB-126, noe som indikerer at dette er blant dioksinene og dioksinlignende PCB-ene som utgjør majoriteten av toksisiteten i Oslofjorden.

En mulig årsak bak de store forskjellene i antall POP-er mellom indre og ytre Oslofjord kan være grunnet jetéen ved Drøbaksundet som påvirker inn- og utstrømningsforholdene (Mathiesen, 2023). Det er mulig at POP-ene i indre Oslofjord ikke blir skiftet ut med havstrømmingene, men at de heller forblir i området. I 2011 vedtok EU-kommisjonen grenseverdier for dioksiner i forskjellige matvarer og næringsmidler. Grenseverdiene som ble fastsatt i fiskelever var på 20,0 pg/g TEQ våtvekt for dioksiner og dioksinlignende PCB-er (European Union, 2016). Iht. resultatene som vist i tabell 2, overskrider ikke tallene fra verken indre Oslofjord eller ytre Oslofjord disse grenseverdiene. Å distribuere produkter med disse nivåene er lovlig iht. EU-kommisjonen, men betyr ikke nødvendigvis at nivåene er trygge.

Den europeiske myndighet for næringsmiddeltrygghet (EFSA; The European Food Safety Authority) vedtok i 2018 en vitenskapelig grenseverdi vedrørende helsen til dyr og mennesker relatert til kontakt med dioksiner og dioksinlignende PCB-er i fôr og mat. EFSA etablerte at et ukentlig inntak av 2 pikogram TEQ (toksisk ekvivalens; toxic equivalence på engelsk) per kg kroppsvekt for summen av dioksiner og dioksinlignende PCB-er er en tolererbar mengde (The European Commission, 2022). For å overskride grenseverdien til dette vedtaket må dioksiner og dioksinlignende PCB-er utgjøre over 160 pg ukentlig for et menneske på 80 kg. Dette tilsvarer omtrentlig 18 torskellever fra indre Oslofjord og omtrentlig 38 torskellever fra ytre Oslofjord iht. tallene i tabell 2.

Eventuelle feilkilder kan være relatert til forhold under datainnsamlingen, dataanalysen og tolkningen. Da datainnsamlingen ikke ble utført på egenhånd kan dette være en feilkilde ettersom vi ikke har fått like stor medvirkning i datainnsamlingsprosessen. På den andre siden må det merkes at datainnsamlingen ble utført av profesjonelle i Faggruppe for toksikologi på NMBU, noe som gir en viss etos.

Videre er det også en sannsynlighet at fiskene som ble uthentet hadde migrert på tvers av indre og ytre Oslofjord til tross for undervannsterskelen ved Drøbak. Dette kan være en feilkilde ettersom formålet med studien var å undersøke forekomsten av POP-er i fisk i indre og ytre Oslofjord. Dersom fiskene forflytter seg

gjennom fjordskillene, og ettersom POP-er har en lang nedbrytningstid, kan dette gi unøyaktige målinger av POP-er i hver del av fjorden.

I 2015 konkluderte Mattilsynet at indre Oslofjord er en forurenset fjord, og at miljøgiftene har nivåer som gjør at det ikke er anbefalt å spise filet fra torsk for gravide kvinner og barn under 5 år (Mattilsynet, 2023). En mulig grunn til at grenseverdiene til EU-kommisjonen ikke er overskredet kan være at å kun måle dioksiner og dioksinlignende PCB-er ikke gir et helhetlig bilde av den toksiske situasjonen i Oslofjorden. For å kunne konkludere om toksisiteten i fisken er helseskadelig kreves det at flere miljøgifter og andre forhold måles i tillegg til å gjøre rede for eventuelle helsemessige forhold. Dette vil føre til en bredere og mer presis analyse.

5 Konklusjon

Det er en tydelig forskjell i målt antall POP-er mellom indre og ytre Oslofjord. Summen av dioksiner og dioksinlignende PCB-er var over dobbelt så stor i indre kontra ytre, noe som bekrefter hypotesen. Den toksiske ekvivalensen var også over dobbelt så stor i indre Oslofjord og sammenlignet med ytre Oslofjord. Antageligvis skyldes dette forskjellen i målt antall POP-er.

Den toksiske ekvivalensen i Oslofjorden var innenfor grenseverdien satt av EU-kommisjonen (20 pg/g TEQ). EFSA etablerte en grenseverdi på et ukentlig inntak av 2 pikogram TEQ per kg kroppsvekt for summen av dioksiner og dioksinlignende PCB-er (The European Commission, 2022), noe omtrentlig 18 torsk-levre fra indre Oslofjord og 38 fra ytre Oslofjord overskrider.

Det var signifikante forskjeller for forekomsten av PCB-126 og PCB-118 i torsk mellom indre og ytre Oslofjord (PCB-126; $p=2.1 \cdot 10^{-6}$, PCB-118; $p=5.9 \cdot 10^{-5}$).

Det var ikke signifikante forskjeller for forekomsten av 2,3,7,8-TCDD og 2,3,4,7,8-PeCDF i torsk mellom indre og ytre Oslofjord (2,3,7,8-TCDD; $p=0.29$, 2,3,4,7,8-PeCDF; $p=0.55$).

Vi kan ikke konkludere med om fisken er trygg for konsumpsjon ut ifra disse resultatene. Resultatene viser at torsk fra indre Oslofjord totalt sett var mer eksponert for dioksiner og dioksinlignende PCB-er enn i ytre Oslofjord. PCB-126 var POP-en som hadde høyest toksisk ekvivalens, og tyder at denne POP-en utgjør majoriteten av toksisiteten i Oslofjorden blant dioksiner og dioksinlignende PCB-er.

Referanseliste

- Alharbi, O.M.L., Basheer, A.A., Khattab, R.A. and Ali, I. (2018). Health and environmental effects of persistent organic pollutants. *Journal of Molecular Liquids*, [online] 263(263), pp.442–453. doi: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.05.029>.
- Arvsnes, M.P. (2019). Kunnskapsstatus Oslofjorden Salt Rapport Nr.1036. [online] Tilgjengelig: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1556/m1556.pdf> [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Askheim, S. (2021). Indre Oslofjord. [online] Store norske leksikon. Tilgjengelig: https://snl.no/Indre_Oslofjord.
- European Union (2016). KOMMISJONSFORORDNING (EU) nr. 1259/2011 av 2. desember 2011 om endring av forordning (EF) nr. 1881/2006 med hensyn til grenseverdier for dioksiner, dioksinlignende PCB-er og ikke-dioksinlignende PCB-er i næringsmidler (*). [online] Lovdata. Tilgjengelig: <https://lovdata.no/eu/32011r1259>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Gupta, R.C. (2011). Toxic Equivalency Factor - an Overview | ScienceDirect Topics. [online] [www.sciencedirect.com](https://www.sciencedirect.com/topics/medicine-and-dentistry/toxic-equivalency-factor). Tilgjengelig: <https://www.sciencedirect.com/topics/medicine-and-dentistry/toxic-equivalency-factor>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Hommedal, S. (2023). Torskbestanden er fortsatt like svak. [online] Havforskningsinstituttet. Tilgjengelig: <https://www.hi.no/hi/nyheter/2023/januar/torskbestanden-i-oslofjorden-er-fortsatt-like-svak>. [Hentet: 15 Feb. 2024].

- Klima-og miljødepartementet (2023). Nye grenseverdier for POP-er i avfall. [online] Regjeringen.no. Tilgjengelig: <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2021/nov/nye-grenseverdier-for-pop-er-i-avfall/id2889731/>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Klima-og miljødepartementet (2023). Mottar statusrapport om Oslofjorden i dag. [online] Regjeringen.no. Tilgjengelig: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/statusrapport-om-oslofjorden2/id3013122/>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Levy, F.E.S. (2023). Dioksiner. [online] Store norske leksikon. Tilgjengelig: <https://sml.snl.no/dioksiner>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Mathiesen, A.P. (2023). Fremtidens fjord | Aftenposten Innsikt. [online] www.aftenposteninnsikt.no. Tilgjengelig: <https://www.aftenposteninnsikt.no/klimamilj/fremtidens-fjord>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Mattilsynet (2023). Unngå Fisk Og Skalldyr Fra Forurensede havner, Fjorder Og Innsjøer. [online] Mattilsynet. Tilgjengelig: <https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/forbrukere/unnga-fisk-og-skalldyr-fra-forurensede-havner-fjorder-og-innsjoer>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Miljødirektoratet (2016). POP-er-Persistente organiske miljøgifter. [online] Miljødirektoratet. Tilgjengelig: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M571/M571.pdf>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Miljødirektoratet (2022). Oslofjorden: Tiltaksplan for bedre miljøtilstand - Miljødirektoratet. [online] Miljødirektoratet/Norwegian Environment Agency. Tilgjengelig: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/vann-hav-kyst-forvaltning/oslofjorden/>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Robertsen, T.L. (2022). – Fisk i Oslofjorden ser ut som spøkelses. Noen har åpne sår, er bleike og fulle av parasitter. [online] Forskning.no. Tilgjengelig: <https://www.forskning.no/fisk-miljoovervakning-naturvern/fisk-i-oslofjorden-ser-ut-som-spokelses-noen-har-apne-sar-er-bleike-og-fulle-av-parasitter/2021004>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- The European Commission (2022). L_2022274EN.01006401.xml. [online] eur-lex.europa.eu. Tilgjengelig: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32022R2002>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Thorsnæs, G. (2024). Oslofjorden. [online] Store norske leksikon. Tilgjengelig: <https://snl.no/Oslofjorden>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Ukjent forfatter (2004). Stockholm-konvensjonen om persistente organiske forbindelser - Vedlegg AELIMINERING - Lovdata. [online] lovdata.no. Tilgjengelig: https://lovdata.no/dokument/TRAKTAT/traktat/2001-05-22-1/KAPITTEL_2#KAPITTEL_2. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- US EPA (2015). Dioxin and Dioxin-Like Compounds Toxic Equivalency Information. [online] www.epa.gov. Tilgjengelig: <https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program/dioxin-and-dioxin-compounds-toxic-equivalency-information>. [Hentet: 15 Feb. 2024].
- Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., and Peterson, R.E. (2006). The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences*, 93(2), pp.223–241. doi: <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055>. [Hentet: 15 Feb. 2024].