

Gaia Aleksandra Saastad Gaare

Per- og poly- flurorinerte forbindelser i isbjørn (*Ursus maritimus*) og ringsel (*Pusa hispida*) i arktis

Bacheloroppgave i kjemi

Veileder: Alexandros Asimakopoulos

April 2023

Gaia Aleksandra Saastad Gaare

Per- og poly- flurorinerte forbindelser i isbjørn (*Ursus maritimus*) og ringsel (*Pusa hispida*) i arktis

Bacheloroppgave i kjemi
Veileder: Alexandros Asimakopoulos
April 2023

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for naturvitenskap
Institutt for kjemi



Kunnskap for en bedre verden

INSTITUTT FOR KJEMI

KJ2900 - BACHELOROPPGAVE I KJEMI

Per- og poly- fluorinerte
forbindelser i isbjørn (*Ursus
maritimus*) og ringsel (*Pusa
hispida*) i arktis

Forfatter: Gaia Aleksandra Saastad Gaare

Veileder: : Alexandros Asimakopoulos

28. april 2023

Innhold

Figurer	i
Tabeller	ii
1 Mål	1
2 Introduksjon	1
3 Tabeller	2
4 Teori	8
4.1 Hva er PFAS?	8
4.2 Forklaring av tabellene	9
5 Diskusjon	11
5.1 Hvor kommer PFOS i arktis fra?	11
5.2 Skadelige effekter på dyreliv	12
5.3 Synkende trend	15
5.4 Alternativer til PFOS	16
6 Konklusjon	18
Referanser	20

Figurer

1	Perfluoroktylsulfonat struktur. Stoffet består av en fullstendig fluorert karbonkjede på åtte karbonatomer, i tillegg til en sulfonatgruppe.	9
2	Målingene fra Tabell 2 fremstilt grafisk. Figuren viser den først økende, og deretter sykende trenden i tidsperioden 1993-2013.	10

3	Noen av målingene fra Tabell 3 som viser utviklingstrenden til PFOS målt i blodplasma hos ringsel. Det er en varierende trend, men med ett toppunkt rundt 2004.	11
4	Strukturen til erstatningskjemikaliet F-53B.	16
5	Strukturen til OBS.	18

Tabeller

1	PFOS i Isbjørn	3
2	PFOS i Isbjørn	4
3	PFOS i forskjellige arktiske dyr.	5
4	I tillegg til PFOS er det gjort mange målinger etter stoffet PFOA. . .	6
5	F-35B målinger gjort i sel, isbjørn og spekkhogger.	7
6	Oversikt over prosent dødfødte avkom hos <i>Peromyscus leucopus</i> utsatt for PFOS. Tabellen er hentet fra Narizzano mfl. 2022	14
7	Ulike erstatninger for PFOS og deres halveringstid i naturen.	18

1 Mål

Denne bacheloroppgaven tar for seg hvordan to arktiske predatorer, isbjørn (*Ursus maritimus*) og ringsel (*Pusa hispida*) påvirkes av miljøgiften perfluorooktylsulfonat (PFOS). Målte konsentrasjoner av PFOS fra andre studier blir sett på, og trendene fra studiene blir sammenlignet. Det blir sett på ulike transportveier for PFOS, og hvilke biologiske skadevirkninger stoffet kan ha på isbjørn og sel, ved å sammenligne ulike toksisitetsstudier som har blitt utført. I tillegg går oppgaven gjennom ulike alternativer til PFOS som er i bruk i dag, og gir disse en evaluering utifra deres påvirkning på økosystemet.

2 Introduksjon

Per- og poly- fluoralkylstoffer (PFAS) er en kjemikaliegruppe med overflateaktive stoffer, og er en nyere forurensning (emerging contaminant). Denne oppgaven skal nærmere undersøke et stoff som inngår i denne gruppen, perfluorooktylsulfonat (PFOS). Dette er et stoff som har blitt produsert i stor skala av produsenter som hovedprodusenten 3M, men i 2002 skjedde en utfasing av stoffet fra 3M på grunn av utbredte funn i mennesker (Olsen mfl. 2007). Likevel er stoffet å finne overalt i dag.

Økosystemet og artene som lever i arktis er spesielt utsatt for miljøpåvirkning, og dette skyldes at de har en smal økologisk nisje. For isbjørn er kontaminering av kjemikalie sett på som den nest største trusselen, like bak tap av habitat (Routti, Atwood mfl. 2019). En av de mest forekommende miljøgiftene i isbjørn er PFOS, og det er derfor oppgaven tar utgangspunkt i dette stoffet. Ettersom dietten til isbjørn hovedsaklig består av ringsel, og ringsel også er i toppen av næringsnettets i arktis, er denne arten også valgt.

Det er mange grunner til at arktis er et utsatt område. Effekter som ”cold-trapping” og gresshopper-effekten gjør at persistente organiske forbindelser, kjent som POPs, blir avsatt i arktis. Effektene går ut på at flyktige kjemikalier vil fordampe i områder med varmere temperaturer, og deretter bli fraktet til høyere breddegrader med lufta, der kulden vil gjøre slik at kjemikaliene kondenserer og avsettes (Landis mfl. 2018). PFOS derimot blir hovedsaklig fraktet i havstrømninger, og denne oppgaven skal se på hvorfor dette er tilfellet, og se på hvor de største forurensningene kommer fra.

Det er mange ting som skjer i kroppen til isbjørn og sel når de blir utsatt for PFOS, og jeg har valgt å gå i dybden på de ulike mekanismene som blir forstyrret, og hvor-

dan PFOS oppfører seg når det havner i kroppen. Dette blir gjort ved å sammenligne ulike toksisitetsstudier, der det blir sett på hvordan miljøgiften påvirker reproduksjon og immunsystem, og hvordan effekter som bioakkumulasjon og biomagnifisering påvirker artene. Jeg kommer også til å ta for meg hvilke faktorer som er viktig når det ekstrapoleres mellom arter, men dette er et komplisert tema som krever mer utforskning.

Til slutt kommer jeg til å gå gjennom to alternative kjemikalier til PFOS. Etter at produksjonen av PFOS stoppet er det gjort forsøk på å finne erstatninger, og jeg kommer til å sammenligne to av disse kjemikaliene med hverandre og med PFOS, og ta med ulike miljøfaktorer.

Med alt dette tatt i grunn skal oppgaven forsøke å svare på følgende problemstilling:

Hvordan blir to av preatorene i arktis påvirket av miljøgiften perfluorooktylsulfonat (PFOS) og finnes det gode alternativer til kjemikaliene?

3 Tabeller

Under ligger en oversikt over ulike målinger av PFOS gjort i ulike områder i arktis. I tillegg er det en oversikt over noen målinger av PFOS erstatningen F-53B, og perfluorooktansyre, PFOA.

Art	Kjønn	Matriks	Enhet	PFOS	Sted, år	Kilde
Isbjørn	male	Lever	ng/g	1459	Sørlige Hudson Bay, Canada, 2013-2014	Letcher mfl. 2018
Isbjørn	female	Lever	ng/g	1459	Sørlige Hudson Bay, Canada, 2013-2014	
Isbjørn	juvenile	Lever	ng/g	847	Sørlige Hudson Bay, Canada, 2013-2014	
Isbjørn	male	Lever	ng/g	1135	Vestlige Hudson Bay, Canada, 2013-2014	
Isbjørn	female	Lever	ng/g	863	Vestlige Hudson Bay, Canada, 2013-2014	
Isbjørn	juvenile	Lever	ng/g	566	Vestlige Hudson Bay, Canada, 2013-2014	
Isbjørn		Plasma	ng/g ww	196 ^m	Svalbard, vår, 2012-2013	Tartu mfl. 2017
Isbjørn		Plasma	ng/g ww	243.6 ^m	Svalbard, høst, 2012-2013	
Isbjørn		Plasma	ng/g ww	111 ^m	Svalbard, 2017	Herzke mfl. 2023
Isbjørn		Plasma	ng/g ww	125 ^m	Svalbard, 2018	
Isbjørn		Lever	ng/g ww	2583 ^g	Scoresby Sound, Øst Grønland, 2011	Boisvert mfl. 2019
Isbjørn		Fett	ng/g ww	18 ^g	Scoresby Sound, Øst Grønland, 2011	
Isbjørn	female	Lever	µg/kg ww	3100 ^g	Scoresby Sound, Øst Grønland, 2006	Sonne mfl. 2009
Isbjørn	male	Lever	µg/kg ww	3108 ^g	Scoresby Sound, Øst Grønland, 2006	
Isbjørn	juvenile	Lever	µg/kg ww	3003 ^g	Scoresby Sound, Øst Grønland, 2006	
Isbjørn	female	Lever	µg/kg ww	1251 ^g	Scoresby Sound (Øst Grønland), 1999-2001	Sonne mfl. 2009
Isbjørn	male	Lever	µg/kg ww	1137 ^g	Scoresby Sound (Øst Grønland), 1999-2001	
Isbjørn	juvenile	Lever	µg/kg ww	962 ^g	Scoresby Sound (Øst Grønland), 1999-2001	
Isbjørn		Lever	ng/g ww	3270	Scoresby Sound, Grønland, 2006	Greaves mfl. 2012
Isbjørn		Lever	ng/g ww	396	Alaska, 2005-2008	Dietz, Gustavson mfl. 2015
Isbjørn		Lever	ng/g ww	2792	Grønland, 2005-2008	
Isbjørn		Lever	ng/g ww	231	Svalbard, 2005-2008	

^m Median

^g Gjennomsnitt

^e Estimert utifra L-PFOS

Tabell 1: PFOS i Isbjørn

Art	Kjønn	Matriks	Enhet	PFOS	Sted, år	Kilde
Isbjørn	juvenile	Lever	ng/g ww	703	Øst Grønland, 1993	Dietz, Desforges mfl. 2018
			ng/g ww	794	Øst Grønland, 1994	
			ng/g ww	726	Øst Grønland, 1995	
			ng/g ww	606	Øst Grønland, 1996	
			ng/g ww	404	Øst Grønland, 1997	
			ng/g ww	202	Øst Grønland, 1998	
			ng/g ww	817	Øst Grønland, 1999	
			ng/g ww	749	Øst Grønland, 2000	
			ng/g ww	891	Øst Grønland, 2001	
			ng/g ww	1143	Øst Grønland, 2002	
			ng/g ww	1394	Øst Grønland, 2003	
			ng/g ww	1595	Øst Grønland, 2004	
			ng/g ww	2254	Øst Grønland, 2005	
			ng/g ww	2913	Øst Grønland, 2006	
ng/g ww	2159	Øst Grønland, 2007				
ng/g ww	1405	Øst Grønland, 2008				
ng/g ww	1277	Øst Grønland, 2009				
ng/g ww	1149	Øst Grønland, 2010				
ng/g ww	1009	Øst Grønland, 2011				
ng/g ww	731	Øst Grønland, 2012				
ng/g ww	655	Øst Grønland, 2013				

^m Median

^g Gjennomsnitt

^e Estimert utifra L-PFOS

Tabell 2: PFOS i Isbjørn

Art	Kjønn	Matriks	Enhet	PFOS	Sted, år	Kilde
Ringsel		Plasma	ng/g ww	48 ± 14	Kongsfjorden, Svalbard, 2010	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Plasma	ng/g ww	18 ± 5	Tempelfjorden, Svalbard, 2007	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Plasma	ng/g ww	94 ± 22	Kongsfjorden, Svalbard, 2004	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Plasma	ng/g ww	48 ± 18	Billefjorden, Svalbard, 2002	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Plasma	ng/g ww	51 ± 17	Kongsfjorden, Svalbard, 1997	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Plasma	ng/g ww	44 ± 15	Kongsfjorden, Svalbard, 1993	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Plasma	ng/g ww	76 ± 19	Kongsfjorden, Svalbard, 1990	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel		Lever	ng/g ww	108 ^g	East Greenland, Scoresby Sound	Boisvert mfl. 2019
Ringsel		Spekk	ng/g ww	NQ	East Greenland, Scoresby Sound	Boisvert mfl. 2019
Ringsel		Lever	ng/g ww	95.6	Ittoqqortoormiit, Grønland, 2003	Bossi mfl. 2005
Ringsel		Lever	ng/g ww	27.9	Qeqertarsuaq, Grønland, 2003	Bossi mfl. 2005
Ringsel		Lever	ng/g ww	19.6	Arivat, Canada, 2005	Butt mfl. 2007
Klappmyss	female	Plasma	ng/ g ww	12.2	Grønland, 2008	Grønnestad mfl. 2017
Steinkobbe	male	Plasma	ng/g ww	43 ^m	Svalbard, 2009-2010	Routti, Lydersen mfl. 2014
Steinkobbe	female	Plasma	ng/g ww	35 ^m	Svalbard, 2009-2010	Routti, Lydersen mfl. 2014
Steinkobbe	juvenile	Plasma	ng/g ww	38 ^m	Svalbard, 2009-2010	Routti, Lydersen mfl. 2014
Fjellrev		Lever	ng/g ww	69.4 ^m	Svalbard, 2017-2018	Herzke mfl. 2023
Hvalross		Plasma	ng/g ww	2.22 ^m	Svalbard, 2014-2015	Scotter mfl. 2019
Hvithval		Plasma	ng/mL	22.8	Svalbard, 2013-2014	Villanger mfl. 2020
Vågehval	male	Muskel	ng/g ww	4.4 ^g	Barentshavet, 2019	Andvik mfl. 2023
Vågehval	male	Lever	ng/g ww	68 ^g	Barentshavet, 2019	Andvik mfl. 2023
Vågehval	female	Muskel	ng/g ww	2.1 ^g	Barentshavet, 2019	Andvik mfl. 2023
Vågehval	female	Lever	ng/g ww	29 ^g	Barentshavet, 2019	Andvik mfl. 2023
Vågehval	fetus	Muskel	ng/g ww	14 ^g	Barentshavet 2019	Andvik mfl. 2023

^m Median

^g Gjennomsnitt

^e Estimert utfra L-PFOS

Tabell 3: PFOS i forskjellige arktiske dyr.

Art	Kjønn	Matriks	Enhet	PFOA	Sted, år	Kilde
Hvithval		Plasma	ng/mL	0.015	Svalbard, 2013-2014	Villanger mfl. 2020
Isbjørn		Plasma	ng/g	4.2	Svalbard, vår, 2013-2014	Villanger mfl. 2020
Isbjørn		Plasma	ng/g	4.4	Svalbard, høst, 2013-2014	Villanger mfl. 2020
Steinkobbe	male	Plasma	ng/g	0.8	Svalbard, 2009-2010	Villanger mfl. 2020
Steinkobbe	female	Plasma	ng/g	0.58	Svalbard, 2009-2010	Villanger mfl. 2020
Steinkobbe	juvenile	Plasma	ng/g	0.59	Svalbard, 2009-2010	Villanger mfl. 2020
Klappmyss	female	Plasma	ng/g	0.278	Svalbard, 2008	Villanger mfl. 2020
Ringsel	female	Plasma	ng/g	0.22	Kongsfjorden, Svalbard, 2010	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel	female	Plasma	ng/g	<0.07-4.13	Kongsfjorden, Svalbard, 2004	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel	female	Plasma	ng/g	<0.07-1.21	Kongsfjorden, Svalbard, 1997	Routti, Gabrielsen mfl. 2016
Ringsel	female	Plasma	ng/g	<0.05	Kongsfjorden, Svalbard, 1993	Routti, Gabrielsen mfl. 2016

Tabell 4: I tillegg til PFOS er det gjort mange målinger etter stoffet PFOA.

Art	Kjønn	Matriks	Enhet	F-35B	Sted, år	Kilde
Ringsel		Lever	ng/g	0.045 ± 0.004	Øst-Grønland, 2012	Gebbink mfl. 2016
Isbjørn		Lever	ng/g	0.27 ± 0.04	Øst-Grønland, 2013	Gebbink mfl. 2016
Spekkhogger		Lever	ng/g	0.023 ± 0.009	Øst-Grønland, 2013	Gebbink mfl. 2016

Tabell 5: F-35B målinger gjort i sel, isbjørn og spekkhogger.

4 Teori

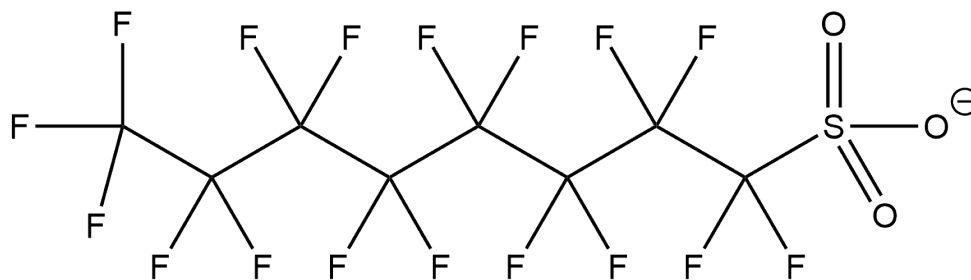
4.1 Hva er PFAS?

Per- og poly- fluoralkylstoffer (PFAS) er en gruppe kjemikalier som består av en fullfluorert upolar kjede, og en ende med en polar funksjonell gruppe, slik som en syregruppe eller en sulfonatgruppe. Dette gjør at stoffene har en hydrofil og en lipofil enda. Elektronegativiteten til fluoratomene som er bundet til molekykjeden gjør at de har sterke bindinger som er vanskelig å bryte. En C-F binding krever 492 kJ/mol for å brytes, mens en C-H binding til sammenligning krever 414 kJ/mol (Blackman og Gahan 2014). Dette gjør at stoffene ofte klassifiseres som ”evighetskjemikalier”, ettersom de ikke vil brytes ned i naturen. PFAS stoffer er nå å finne i både biota og områder rundt om i hele verden (Zhao mfl. 2012). PFAS kan deles inn i to ulike klassifiseringer avhengig av hvor mange karbonatomer de har. Dersom den funksjonelle gruppa er en sulfonatgruppe, regnes stoffet som lang-kjedet dersom den har 6 eller flere karbonatomer, og kort-kjedet dersom den har færre. Dersom den funksjonelle gruppa er en karboksylsyre, regnes den som lang-kjedet dersom den har 8 karbonatomer eller fler, og kortkjedet dersom den har færre (Lona 2022). En kortkjedet PFAS blir sett på som mindre bioakkumulerende enn en lang-kjedet, men samtidig beveger den seg lettere i vann og jord, og er vanskelig å fjerne (Brendel mfl. 2018).

Den hydrofile og den hydrofobe enden gir PFAS-stoffene en rekke gode egenskaper, og gjør stoffet overflateaktivt. Stoffet er både vann- og fettavvisende, og svært persistent. PFAS er kjent for å brukes som overflateaktivt middel i tekstiler, matinnpakning og i brannslukningsmidler (Boisvert mfl. 2019).

Jeg har valgt å fokusere på stoffet perfluoroktylsulfonat (Figur 1), heretter kalt PFOS i oppgaven. Stoffet er et lang-kjede PFAS. Det er et stoff som består av en karbonkjede med åtte karbonatomer, og disse er fullfluorerte. I den polare enden er det en sulfonatgruppe. Slik som vist i figur 1, har sulfonatgruppen en negativ ladning. Stoffet PFOS er valgt ettersom det er en av hovedforurensningene som finnes i isbjørn (Routti, Atwood mfl. 2019), og PFOS kan påvirke livsforholdene til isbjørn og andre arktiske dyr. Isbjørn er en art som er under risiko for utryddelse, ettersom den i tillegg til miljøpåvirkninger, lider av tap av habitat (Routti, Atwood mfl. 2019).

Stoffet PFOS er regulert gjennom den internasjonale avtalen ”Stockholm convention”, der stoffet er rangert i Annex B (*Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPS)* 2001). Dette betyr at stoffet er strengt regulert, men at det i



Figur 1: Perfluoroktylsulfonat struktur. Stoffet består av en fullstendig fluorert karbonkjede på åtte karbonatomer, i tillegg til en sulfonatgruppe.

noen tilfeller er tillatt å bruke stoffet. I tillegg har Norge, sammen med Sverige, Danmark, Nederland og Tyskland fremmet et forslag om et forbud av alle PFAS, som kan implementeres som en del av REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals) i 2025 (*Forbud mot PFAS* 2023).

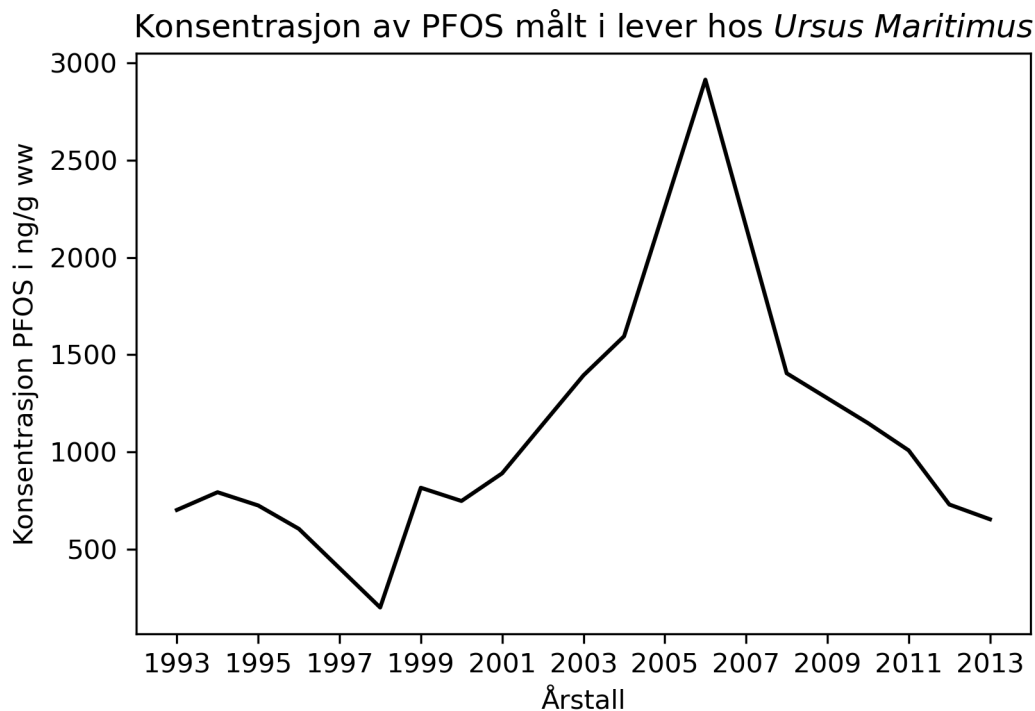
Fjerning av PFOS fra vann er en veldig krevende prosess, og nedbrytning av molekylene krever en temperatur på over 1000°C eller sonokjemisk behandling (Nygård 2017). Det er også forsøkt å fjerne PFOS fra vann med å bruke reversert osmose, adsorpsjon og koagulering, men ingen av disse metodene klarte å bryte ned PFOS tilstrekkelig (Yang mfl. 2020). Det er også sett på PFOS fjerning via AOP, "Advanced Oxidation Processes" (Avanserte oksidasjonsprosesser). Dette er prosesser som krever spesifikke betingelser, slik som romtemperatur og et sterkt oksidasjonsmiddel som kan dannes *in-situ*. Et oksidasjonsmiddel som er mye brukt er hydrogenperoksid, H_2O_2 , men en studie fra Yang mfl. 2020, har sett på å bruke persulfat som et alternativt oksidasjonsmiddel til H_2O_2 . Dette krever ikke *in-situ* dannelse av oksidasjonsmiddel, og kan være lettere å gjennomføre. Persulfat vil omdanne PFOS til PFOA, og dette skjer ved at klor-atomer går ut som flussyre (HF).

4.2 Forklaring av tabellene

Tabell 1 viser ulike målinger av PFOS i isbjørn ved ulike geografiske områder i arktis. Tabellen viser at Grønland har generelt høyere konsentrasjoner enn Canada og Svalbard, og at Svalbard har lavest konsentrasjoner. I tillegg viser målingene til Boisvert mfl. 2019, der det ble målt konsentrasjonen av PFOS i både lever og spekk hos samme isbjørn, at stoffet har høyere affinitet til lever enn til fettvev. I tillegg viser tabell 1 at juvenile isbjørner har en lavere konsentrasjon av stoffet i kroppen enn fullt utvokste isbjørner. Konsentrasjonene vist i tabellen viser også at det er generelt sett målt høyere konsentrasjoner i lever enn i plasma.

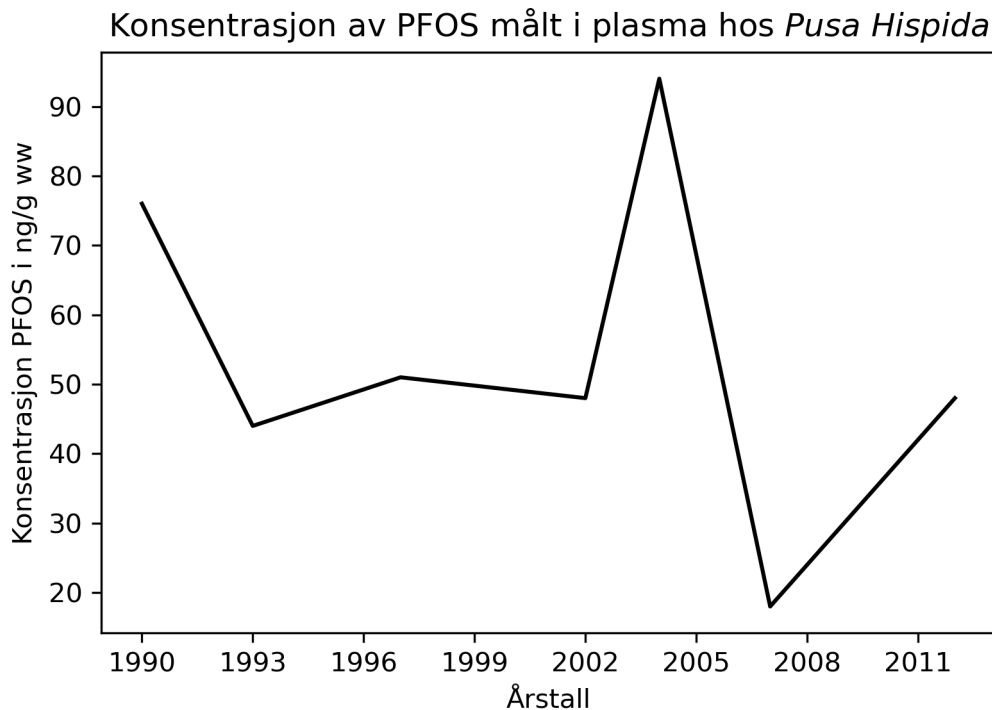
Tabell 2 viser PFOS konsentrasjoner målt i isbjørn på Øst-Grønland. Denne tabellen

viser en først økende frem til rundt 2007, og deretter synkende trend. Senkningen i konsentrasjoner de siste årene kan skyldes utfasing av PFOS innholdige produkter. Dette går overens med målingene i tabell 1, der man blant annet ser at det er gjort lavere målinger av PFOS i isbjørner på Øst Grønland i 2011 enn i 2006.



Figur 2: Målingene fra Tabell 2 fremstilt grafisk. Figuren viser den først økende, og deretter sykende trenden i tidsperioden 1993-2013.

Ved å sammenligne Figur 2 og 3 vises det at begge har ett toppunkt rundt samme årstall. Etter dette, viser Figur 2 at konsentrasjonen synker igjen, mens målingene gjort i ringsel øker. De ulike trendene blir forklart videre i kapittel 5.3.



Figur 3: Noen av målingene fra Tabell 3 som viser utviklingstrenden til PFOS målt i blodplasma hos ringsel. Det er en varierende trend, men med ett toppunkt rundt 2004.

5 Diskusjon

5.1 Hvor kommer PFOS i arktis fra?

For å bestemme hvor PFOS i arktisk kommer fra, må det tas både lokale kilder og langtransport med i beregningen. De lokale kildene består av utslippskilder lokalt i arktis, mens de globale kildene kan komme fra hvor som helst i verden via globale transportsystemer.

En studie gjort av Skaar mfl. 2019, hvor det ble målt PFOS innhold i jord, elver, innsjøer, smeltevann og havsedimenter, viser at to av kildene til PFOS er utslipp fra brannøvelser og deponi. I tillegg er det også funnet at områder i nærheten av flyplassene i Ny-Ålesund og Longyearbyen har høyere konsentrasjoner av PFOS på grunn av trening med brannslukningsapparater som inneholder PFOS (AMAP 2023).

PFOS i isbre og smeltevann kan også komme fra post-industrielle akkumuleringer, og blir fraktet fra isbre til smeltevann og videre ut i arktiske fjorder. (Hartz mfl. 2023)

Kloakkanlegg kan også være en utslippskilde for PFOS i arktis. Mange områder på Svalbard har ingen behandling av avløpsvann, slik at kloakk slippes rett ut i havet. Dette kan også være en de lokale kildene til PFOS. I Kongsfjorden, som er et område med en liten befolkning på rundt 35 mennesker, finnes det et lite behandlingsanlegg for avløpsvann. Dette slipper ut det rensede avløpsvannet på ett sted, og dette kan bli regnet som en punktkilde (Choi mfl. 2020). Etter min kjennskap er det ingen som har sett på utslipp av PFOS fra avløpsvann, og det er derfor vanskelig å si hvor stor betydning utslipp fra kloakk vil ha, uavhengig om det kommer fra rensed eller ikke rensed avløpsvann.

Generelt blir de lokale kildene sett på som lite betydelige, og de bidrar i liten grad til lokal forurensning av marine områder (Skaar mfl. 2019). Samtidig så er PFOS den mest forekommende PFAS-kilden fra brannøvelsesområder, og ved kontinuerlig bruk vil det kunne gi en mer betydelig påvirkning.

En mer betydelig kilde er langtransport av PFAS. Langtransport av PFAS kan forekomme via havstrømmer eller i atmosfæren (Lona 2022). For PFOS derimot er hovedtransporten via havstrømmer, ettersom det er en ikke-flyktig forbindelse som ikke vil transporteres i lufta (Routti, Atwood mfl. 2019). PFOS har et lavt damptrykk på 0.002 mmHg, og et høyt kokepunkt på 249°C (PubChem 2023). En forbindelse med såpass lavt damptrykk vil i liten grad finnes i atmosfæren, og dette er med på å vise at hovedtransportkilden ikke er via luft. I tillegg vil sesongvariasjoner påvirke mengden PFOS som er tilgjengelig i atmosfæren. PFOS kan dannes i atmosfæren ved at trifluoreddiksyre blir omdannet til PFOS via OH radikaler i atmosfæren (Hartz mfl. 2023). Dette er sesongavhengig, ettersom mengden OH radikaler i atmosfæren endrer seg med årstidene, og er høyest i mai og oktober (Wang mfl. 2020).

Det er vanskelig å bestemme hvor den største utslippskilden som påvirker isbjørn og sel er. Det er mange transportveier som PFOS kan følge for å havne i arktis, og det er ikke mulig å se hvor stoffet kommer fra ved analyse. Likevel ser det ut som at hovedkilden kommer fra lang-transport, og at lokale aktiviteter ikke er av særlig betydning.

5.2 Skadelige effekter på dyreliv

Isbjørn er det dyret i arktis som inneholder mest forurensninger i kroppen, og dette skyldes posisjonen den har på toppen av næringskjeden. En isbjørn får hovedsaklig næringen sin fra sel (Routti, Atwood mfl. 2019), som har rikelig med spekk på

kroppen.

I tillegg til høyt inntak av mat som inneholder PFOS, vil deler av PFOS-konsentrasjonen som akkumuleres skyldes nedbrytning av andre stoffer. Isbjørn kan bryte ned N-etyl-perfluoro-1-oktansulfonamid til perfluorooktansulfonamid (FOSA). FOSA kan deretter metaboliseres til PFOS, slik at deler av PFOS som blir akkumulert kan skyldes dette (Routti, Atwood mfl. 2019).

Bioakkumulering er oppsamling av miljøgifter i kroppen (Landis mfl. 2018). Dette skjer med stoffer som kroppen ikke har noen mekanisme for å bli kvitt, og lever er et utsatt organ for bioakkumulering ettersom det har en høy blodgjennomstrømning. Bioakkumuleringen av PFOS hos isbjørn vil først og fremst skje i leveren. Dette skyldes at den negativt ladede sulfonatgruppen til stoffet, slik som vist i Figur 1, vil binde seg til det proteinrike vevet i leveren. Dette ble vist i en studie av isbjørner på Grønland, der de fant høyest PFOS konsentrasjoner i lever etterfulgt av blod, hjerne og muskler (Greaves mfl. 2012). Dette kan forklare med at PFOS har en høy affinitet for albumin, som det finnes mye av i leverceller (Cara mfl. 2022). Bioakkumulering kan også være med på å forklare hvorfor det blir målt lavere konsentrasjon av PFOS i juvenile isbjørn og sel. Disse har ikke levd like lenge som fullt utviklede dyr, og derfor hatt kortere tid til å spise og akkumulere miljøgifter.

Biomagnifisering er sentralt når det er snakk om isbjørn og sel, fordi de befinner seg øverst i næringsnettet. Biomagnifisering er en økning av konsentrasjon av en miljøgift oppover i næringskjeden der kilden til miljøgiften hovedsaklig er gjennom mat (Landis mfl. 2018). Isbjørn og ringsel den spiser er hhv. høyt trofisk nivå og middels trofisk nivå (MacKenzie mfl. 2022). Ettersom isbjørn er en topp-predator vil den være utsatt for biomagnifisering. Ringsel har også en god evne til å biomagnifisere, og isbjørn som spiser denne vil få høyere konsentrasjoner av PFOS. Dette kan sees i Tabell 1 og Tabell 3, der det vises at isbjørn har høyere konsentrasjon enn sel.

En studie gjort av Dietz, Gustavson mfl. 2015, viser at PFOS kan gi økte inflammatoriske responser i modeller med gnagere, fugler, krypdyr, pattedyr og ikke-pattedyr, og at det har en genotoksisk kreftfremkallende effekt. Det er gjort mange studier med mennesker der det blir sett på påvirkningen PFOS har på ulike immunresponser. Ulike studier har sett på vaksineeffekt, og funnet at barn som har vært utsatt for høye konsentrasjoner PFOS før de ble født, vil ha dårligere respons av vaksiner mot difteri, kusma og røde hunder (Fenton mfl. 2021).

I tillegg til å binde seg i lever, vil perfluorinerte stoffer kunne binde seg i reproduktive organer, slik som eggstokker og testikler (Chaparro-Ortega mfl. 2018). En studie

gjort på rotter viste at PFOS førte til lavere overlevelse av avkom, teratogenetiske effekter på avkommet og hemmet postnatal utvikling (Chaparro-Ortega mfl. 2018). En annen studie gjort av en dansk kohort med gravide kvinner viste at eksponering for PFOS fører til nedsatt fruktbarhet (Fei mfl. 2009).

En studie gjort på hjortemus (*Peromyscus leucopus*) viste at avkomet og kullstørrelsen ble påvirket av PFOS eksponering (Narizzano mfl. 2022). I studien ble musene utsatt for ulike doser PFOS daglig, hhv. 0, 0.2, 1 og 5 mg/kg daglig. Deretter ble ulike parametere studert, og Tabell 6 viser tydelig at prosentandel dødfødte avkom økte med økende konsentrasjon. Studien viste i tillegg at kull-størrelsene minket ved økende konsentrasjoner.

Dose (mg/kg-d)	0	0.2	1	5
Dødfødte (%)	9.6 ± 6.7	10.4 ± 5.6	32.4 ± 11.33	83.4 ± 16.7

Tabell 6: Oversikt over prosent dødfødte avkom hos *Peromyscus leucopus* utsatt for PFOS. Tabellen er hentet fra Narizzano mfl. 2022

Mye av problemet med perfluorerte stoffer er at det finnes veldig mange av de, og deres effekt på dyr er ikke studert godt nok. En studie som tok for seg hvithvaler viste at PFOS var det mest forekommende PFAS stoffet i blodplasmaen til hvalene (Villanger mfl. 2020). Det ble også funnet mange andre typer fluorerte forbindelser, slik som perfluorkarbonsyrlsyre, PFCA. Dette er en forbindelse som er mer persistent enn PFOS, og selv om den er i lav forekomst har den også hatt en høy økning de siste 15 årene. Noen PFCA forbindelser, slik som trifluoreddiksyre, kan som nevnt i kapittel 5.1 omdannes til PFOS i atmosfæren. Mange fluorerte alkylforbindelser er ikke forsket på, slik at det er vanskelig å skulle si noe om giftigheten til alle de ulike stoffene.

Det er mange faktorer som må tas med i beregningen når det skal ekstrapoleres mellom ulike arter. Toksikokintetikken og toksikodynamikken kan være forskjellig hos ulike arter, som betyr at de vil reagere forskjellig på en miljøgift, og de kan utvikle forskjellige symptomer. Likevel trenger man å bruke andre arter for å gjennomføre økotoksikologiske forsøk, og mus og sebrafisk vanlige testorganismer til dette.

Sebrafisk er brukt mye i økotoksikologiske tester fordi det er en god testorganisme til å studere hormonforstyrrende stoffer (Segner 2009). Arten har kjent genom og biologiske egenskaper, og dette gjør den enklere å studere. I tillegg er brukes den fordi den har kort generasjonstid, høy fruktbarhet og den er også økonomisk. Selv med en god testorganisme er det fortsatt en utfordring å ekstrapolere funnene som blir målt på sebrafisk til andre virveldyr.

Mus er også en god testorganisme, fordi den har et genom som enkelt kan bli modifisert, og de er genetisk like til mennesker (Canales og Walz 2019). Med kort generasjonstid og liten størrelse er det en effektiv modellorganisme for pattedyr.

Det er ikke mulig å gjøre tilsvarende forsøk på isbjørn og sel, da disse ikke er mulig å oppdra på en lab, og de har for lang generasjonstid. Da er det viktig å kunne bruke modeller fra andre organismer til å beregne hvordan isbjørn og sel blir påvirket, selv om dette fører med seg usikkerhet.

5.3 Synkende trend

Slik som beskrevet i kapittel 5.1 og vist i Figur 2 og 3, er det en synkende trend i PFOS konsentrasjoner. Dette kan skyldes mange årsaker, men hovedårsaken skyldes implementering av PFOS i Stockholm konvensjonen (*Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPS)* 2001), ettersom dette førte til strenge reguleringer av stoffet.

Andre årsaker til en synkende trend kan skyldes en frivillig utfasing av stoffet fra hovedprodusenten 3M. Ved utbytting blir som regel lang-kjede PFAS stoffet byttet ut med kort-kjede PFAS stoffer. Ved 3M sin utfasing av PFOS, ble stoffet byttet ut med en kortkjedet perfluorkarbonkjede med fire karbonatomer (PFBS) (Liao mfl. 2022). Kort-kjede PFASer blir sett på som mindre skadelige, ettersom de er mer nedbrytbare enn langkjede PFASer. Likevel viser det seg at utbyttingen av PFOS til PFBS har sine konsekvenser. Det er vist at PFBS har en negativ påvirkning på reproduksjonssystemet, og at PFBS lett transporteres gjennom placentabarrieren og inn til menneskefosteret (Liao mfl. 2022).

Utbytting av lang-kjede PFASer til lang-kjede PFASer bringer også med seg andre problemer. Kort-kjede PFASer er vanskeligere å fjerne ved vannrensning, og det blir sluppet ut mer av dette i havet (Gagliano mfl. 2020). Det er også vanskelig å detektere de minste PFAS forbindelsene. Disse er små og polare, og det kan være vanskelig å utarbeide en god analysemetode som klarer å detektere de. Dette kan gjøre at det er vanskelig å regulere utslippene av disse stoffene, og å bestemme konsekvensene av de.

En annen problematikk som kommer med utbytting av kjemikalier som blir regulert er hva de byttes ut med. Regelverket slik som det er i dag gjør at det kan ta lang tid å sette igang en utfasing av å bruke et stoff, og det er ingen reguleringer på hva det byttes til. Det som kan skje er at stoffet byttes ut med et annet stoff som også er dårlig for miljøet, men det vil igjen være en lang prosess for å sette igang en ny

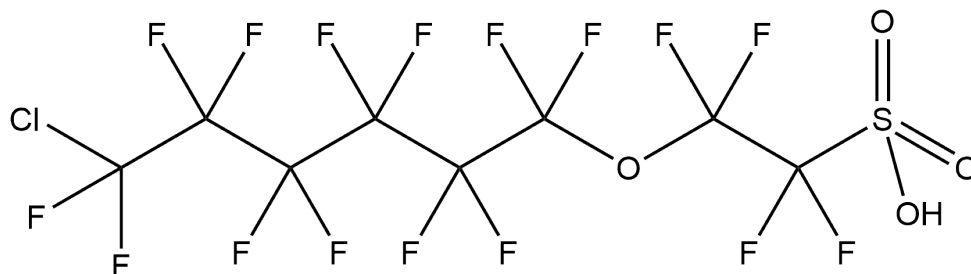
regulering.

I teorien ble det vist at PFOS kan omdannes til PFOA. Denne metoden blir av forfatterne av teksten Yang mfl. 2020 fremstilt som en lovende metode for å degradere PFOS. Den klarer å fjerne fluor fra molekylene ved å bruke persulfat. Ved å reagere med persulfat ble det fjernet flussyre, HF, fra molekylet i prosessen. Studien viser i tillegg at biproduktene som lages ved nedbrytning av PFOS og PFOA med persulfat har en lavere biokonsentrasjonsfaktor enn PFOS og PFOA. En lavere biokonsentrasjonsfaktor vil tyde på at biproduktene også har en lavere tilgjengelighet for planter. Dette vil gjøre forbindelsene tryggere i en økologisk sammenheng.

Samtidig er det vanskelig å bryte ned PFOS som allerede er i miljøet. Stoffet kan være tatt opp i biota, i vann, eller det kan være i atmosfæren. Da er det vanskelig å få tak i stoffet for å begynne en eventuell nedbrytningsprosess. Nedbrytningen av PFOS med persulfat, slik som nevnt i kapittel 4.1, har også negative sider. I nedbrytningsprosessen dannes det flussyre, og denne er giftig. Det å ha gode metoder for å bryte ned PFOS vil kunne bidra til å redusere mengden PFOS til en viss grad, men et bedre alternativ er kanskje å unngå å bruke stoffet og å forsøke å finne gode erstatningskjemikalier.

5.4 Alternativer til PFOS

Egenskapene til PFOS er veldig gunstige, og derfor er det mange som prøver å finne alternative kjemikalier som har de samme funksjonene, men er bedre for miljøet. Et alternativ som har blitt laget er 6:2 klorinert polyfluorinert eter sulfonat (F-53B)(Wu mfl. 2019). Dette stoffet har samme kjernestruktur som PFOS, men her er det satt inn en etergruppe, og et av fluoratomene er byttet ut med et kloratom (Figur 4). Selv om bindingen mellom karbon og klor er lettere å bryte enn den mellom karbon og fluor, og F-53B inneholder en etergruppe, vil stoffet ha en litt lengre halveringstid enn PFOS, slik som vist i Tabell 7.



Figur 4: Strukturen til erstatningskjemikaliet F-53B.

Dette alternative stoffet til PFOS er i bruk i dag, og det finnes i elver, avløpsvann og

biota. Et forsøk gjort av Wu mfl. 2019 på sebrafisk (*Danio rerio*), viser at stoffet har mange av de samme effektene som PFOS. F-53B bioakkumuleres på samme måte som PFOS, og det er sett at stoffet kan ha en høyere akkumulasjon enn det PFOS har. Det ble også funnet en kjønnsforskjell i akkumuleringen til sebrafisken, der de hannkjønnede sebrafiskene hadde en høyere bioakkumulering enn hunnkjønnene. Denne forskjellen i toksikokinetikken mellom kjønnene skyldes i følge studien at de hannkjønnede sebrafiskene hadde en høyere opptakshastighet enn hunnkjønnene.

F-53B er også å finne i ringsel og isbjørn, og Tabell 5 viser ulike konsentrasjoner av stoffet målt i disse. Stoffet havner i ringsel ved at det bioakkumuleres i de lavere trofiske nivåene, slik som i polartorsk (*Boreogadus saida*), og dette er en av hovednæringskildene til ringsel (Gebbinck mfl. 2016). Isbjørn blir eksponert igjen ved at den spiser ringselen, og Tabell 5 viser at det bioakkumuleres oppover i næringskjeden, ved at isbjørnen har en høyere konsentrasjon enn ringselen. Stoffet er målt i lavere konsentrasjoner enn PFOS, noe som ikke forklarer at stoffet har høyere bioakkumulering enn PFOS. En mulig forklaring på dette er at F-53B ikke har vært i produksjon like lenge, og dermed ikke rukket å akkumuleres i samme omfang.

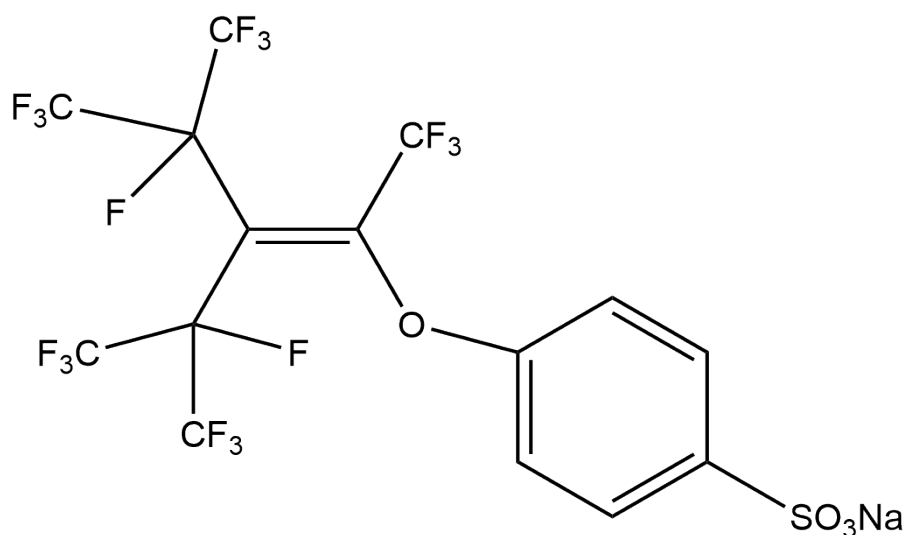
Det er derfor vanskelig å si om dette er et godt alternativ til PFOS eller ikke. Stoffene har tilnærmet lik halvveringstid, og i følge Wu mfl. 2019 har de lik bioakkumulasjon. Begge stoffene bringer med seg konsekvenser for naturen, og andre alternativer bør utforskes før det tas et valg.

Et annet alternativ til PFOS kan være natrium p-perfluor nonenoxybenzen sulfonat (OBS) (Figur 5). Dette molekylet har en annerledes struktur enn PFOS og F-53B, og består blant annet av en aromatringsring, og mange fluor-karbon bindinger. Denne strukturen gjør at den er vanskelig å bryte ned, både på grunn av aromatringsringen, og på grunn av fluor-karbon bindingene.

En studie med sebrafisklarver gjort av Zou mfl. 2021, viste at OBS hadde en lavere biokonsentrasjonsfaktor enn PFOS. Biokonsentrasjon defineres som mengden av et stoff som blir tatt opp kun gjennom vannet for akvatiske organismer (Landis mfl. 2018).

Samtidig viste studien at OBS hadde samme toksiske virkning på oksidativt stress. OBS og PFOS ble tatt opp i lik grad i sebrafisklarvene, og ble akkumulert i kroppen den også. Ser man på Tabell 7 vises det at halvveringstiden til OBS er lavere enn for de andre alternativene, og dette kan være en fordel fordi da er stoffet tilgjengelig for opptak i en kortere periode.

Det er vanskelig å finne gode alternativer til PFOS, ettersom mange av de ønskede



Figur 5: Strukturen til OBS.

Kjemisk forbindelse	Konsentrasjon	Halvveringstid	Matriks	Kilde
F-53B	10 μ g/L	234	Lever	Wu mfl. 2019
F-53B	100 μ g/L	228	Lever	Wu mfl. 2019
OBS	10 μ g/L	69,7	-	Zou mfl. 2021
OBS	100 μ g/L	85,0	-	Zou mfl. 2021
PFOS	10 μ g/L	222,2	-	Zou mfl. 2021

Tabell 7: Ulike erstatninger for PFOS og deres halveringstid i naturen.

egenskapene til stoffet er nettopp de som gjør at stoffet er bioakkumulerende og har negative sider for miljøet. Et stoff som er både uløselig i fett og i vann, samtidig som det er persistent, vil være vanskelig å finne en erstatning til.

6 Konklusjon

Denne bacheloroppgaven har tatt for seg hvordan isbjørn og sel i arktis blir påvirket av miljøgiften PFOS. Studier på disse artene viser at konsentrasjonene av PFOS har gått ned de siste årene, men at det likevel er tilstede i alle målinger som er gjort. Oppgaven har sammenlignet mange ulike studier som tok for seg toksisiteten til stoffet, der det er blitt vist at stoffet er skadelig for reproduksjon og fører til nedsatt fruktbarhet. For isbjørn spesielt, som er en utrydningstruet art, kan dette kanskje bidra til å få populasjonen til å minke enda fortere. Det er også vist at stoffet hemmer immunresponser, noe som gjør artene mer utsatt for sykdommer, noe som også bidrar til å gjøre dyrene mer utsatt.

Ettersom det ikke er blitt utført mange forsøk på isbjørn og sel, annet enn å måle konsentrasjonene deres, er det vanskelig å bestemme hvor stor grad de skadelige effektene har. Man vil unngå å bruke for mange av de utsatte organismene til forskning, og dette er ikke dyr som kan oppdras utenfor habitatet sitt. Derfor bør det kanskje legges mer fokus på å lage gode simuleringer og dataprogrammer for hvordan man kan beregne effekt på disse artene uten å måtte gjøre forsøkene fysisk.

Når det kommer til å finne gode alternativer til PFOS, er det vist at det ikke finnes noen alternativer som ikke har negative konsekvenser. Det virker som det er vanskelig å finne erstatningskemikalier som ikke har de samme bioakkumulerende og skadelige effektene som PFOS har. Dette skyldes nok at det er de egenskapene som skaper de gode overflateaktive egenskapene som også er det som gjør stoffet bioakkumulerende og hormonforstyrrende. Dette gjør det vanskelig å finne gode alternative løsninger, og kanskje vil alternativet være å lage produkter der PFOS ikke kreves i det hele tatt.

Referanser

- AMAP (2023). *AMAP Assessment 2020: POPs and Chemicals of Emerging Arctic Concern: Influence of Climate Change — AMAP*. URL: <https://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2020-pops-and-chemicals-of-emerging-arctic-concern-influence-of-climate-change/3580> (sjekket 3. mar. 2023).
- Andvik, Clare mfl. (15. feb. 2023). «Emerging and legacy contaminants in common minke whale from the Barents sea». I: *Environmental Pollution* 319, s. 121001. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.121001. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749123000039> (sjekket 22. feb. 2023).
- Blackman, Allan og Lawrence R. Gahan (2014). *SI Chemical Data*. 7th edition. Wiley. 89 s.
- Boisvert, Gabriel mfl. (1. sep. 2019). «Bioaccumulation and biomagnification of perfluoroalkyl acids and precursors in East Greenland polar bears and their ringed seal prey». I: *Environmental Pollution* 252, s. 1335–1343. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.06.035. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749119319438> (sjekket 22. feb. 2023).
- Bossi, Rossana, Frank F. Riget og Rune Dietz (1. okt. 2005). «Temporal and Spatial Trends of Perfluorinated Compounds in Ringed Seal (*Phoca hispida*) from Greenland». I: *Environmental Science & Technology* 39.19. Publisher: American Chemical Society, s. 7416–7422. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es0508469. URL: <https://doi.org/10.1021/es0508469> (sjekket 22. feb. 2023).
- Brendel, Stephan mfl. (2018). «Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH». I: *Environmental Sciences Europe* 30.1, s. 9. ISSN: 2190-4707. DOI: 10.1186/s12302-018-0134-4. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5834591/> (sjekket 17. mar. 2023).
- Butt, Craig M. mfl. (1. jan. 2007). «Rapid Response of Arctic Ringed Seals to Changes in Perfluoroalkyl Production». I: *Environmental Science & Technology* 41.1. Publisher: American Chemical Society, s. 42–49. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es061267m. URL: <https://doi.org/10.1021/es061267m> (sjekket 28. feb. 2023).
- Canales, Cesar P. og Katherina Walz (1. jan. 2019). «Chapter 6 - The Mouse, a Model Organism for Biomedical Research». I: *Cellular and Animal Models in Human Genomics Research*. Red. av Katherina Walz og Juan I. Young. Translational and Applied Genomics. Academic Press, s. 119–140. ISBN: 978-0-12-816573-7. DOI: 10.1016/B978-0-12-816573-7.00006-7. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128165737000067> (sjekket 25. apr. 2023).

-
- Cara, Byns mfl. (15. okt. 2022). «Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in marine biota from the Belgian North Sea: Distribution and human health risk implications». I: *Environmental Pollution* 311, s. 119907. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.119907. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122011216> (sjekket 8. mar. 2023).
- Chaparro-Ortega, Andrea mfl. (1. feb. 2018). «Endocrine disruptor effect of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) on porcine ovarian cell steroidogenesis». I: *Toxicology in Vitro* 46, s. 86–93. ISSN: 0887-2333. DOI: 10.1016/j.tiv.2017.09.030. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0887233317302825> (sjekket 8. mar. 2023).
- Choi, Younghun mfl. (1. mar. 2020). «Ny-Ålesund-oriented organic pollutants in sewage effluent and receiving seawater in the Arctic region of Kongsfjorden». I: *Environmental Pollution* 258, s. 113792. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113792. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749119335985> (sjekket 11. apr. 2023).
- Dietz, Rune, Jean-Pierre Desforges mfl. (1. sep. 2018). «Immunologic, reproductive, and carcinogenic risk assessment from POP exposure in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) during 1983–2013». I: *Environment International* 118, s. 169–178. ISSN: 0160-4120. DOI: 10.1016/j.envint.2018.05.020. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412018302885> (sjekket 6. mar. 2023).
- Dietz, Rune, Kim Gustavson mfl. (1. jul. 2015). «Physiologically-based pharmacokinetic modelling of immune, reproductive and carcinogenic effects from contaminant exposure in polar bears (*Ursus maritimus*) across the Arctic». I: *Environmental Research* 140, s. 45–55. ISSN: 0013-9351. DOI: 10.1016/j.envres.2015.03.011. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935115000821> (sjekket 8. mar. 2023).
- Fei, Chunyuan mfl. (1. mai 2009). «Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity». I: *Human Reproduction* 24.5, s. 1200–1205. ISSN: 0268-1161. DOI: 10.1093/humrep/den490. URL: <https://doi.org/10.1093/humrep/den490> (sjekket 8. mar. 2023).
- Fenton, Suzanne E. mfl. (2021). «Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research». I: *Environmental Toxicology and Chemistry* 40.3. eprint: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/etc.4890>, s. 606–630. ISSN: 1552-8618. DOI: 10.1002/etc.4890. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.4890> (sjekket 8. mar. 2023).
-

-
- Forbud mot PFAS* (2023). Miljødirektoratet/Norwegian Environment Agency. URL: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/kjemikalier/reach/restriksjoner-under-reach/forbud-mot-pfas/> (sjekket 6. mar. 2023).
- Gagliano, Erica mfl. (15. mar. 2020). «Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration». I: *Water Research* 171, s. 115381. ISSN: 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115381. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135419311558> (sjekket 14. mar. 2023).
- Gebbink, Wouter A. mfl. (1. feb. 2016). «Observation of emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Greenland marine mammals». I: *Chemosphere* 144, s. 2384–2391. ISSN: 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.10.116. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515303118> (sjekket 18. apr. 2023).
- Greaves, Alana K. mfl. (6. nov. 2012). «Tissue-Specific Concentrations and Patterns of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in East Greenland Polar Bears». I: *Environmental Science & Technology* 46.21. Publisher: American Chemical Society, s. 11575–11583. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es303400f. URL: <https://doi.org/10.1021/es303400f> (sjekket 3. mar. 2023).
- Grønnestad, Randi mfl. (2017). «Maternal transfer of perfluoroalkyl substances in hooded seals». I: 763-770. Accepted: 2017-12-21T13:26:22Z Publisher: Wiley. ISSN: 0730-7268. DOI: 10.1002/etc.3623. URL: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2473542> (sjekket 1. mar. 2023).
- Hartz, W.F. mfl. (2023). «Levels and distribution profiles of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in a high Arctic Svalbard ice core». I: *Science of the Total Environment* 871. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.161830.
- Herzke, Dorte mfl. (1. jan. 2023). «Targeted PFAS analyses and extractable organofluorine – Enhancing our understanding of the presence of unknown PFAS in Norwegian wildlife». I: *Environment International* 171, s. 107640. ISSN: 0160-4120. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107640. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412022005670> (sjekket 22. feb. 2023).
- Landis, Wayne G., Ruth M Sofield og Ming-Ho Yu (2018). *Introduction to Environmental Toxicology*. Fifth edition. Boca Raton : CRC Press 2017.
- Letcher, R. J. mfl. (1. jan. 2018). «Legacy and new halogenated persistent organic pollutants in polar bears from a contamination hotspot in the Arctic, Hudson Bay Canada». I: *Science of The Total Environment* 610-611, s. 121–136. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.035. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717320338> (sjekket 8. feb. 2023).
-

-
- Liao, Qian mfl. (1. nov. 2022). «Association of single and multiple prefluoroalkyl substances exposure with preterm birth: Results from a Chinese birth cohort study». I: *Chemosphere* 307, s. 135741. ISSN: 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135741. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522022342> (sjekket 15. mar. 2023).
- Lona, Malin (2022). «Temporal Trends of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Plasma of Grey Seal (*Halichoerus grypus*) Pups from Norway». Ph.d.-avh.
- MacKenzie, K. M. mfl. (1. mar. 2022). «Niches of marine mammals in the European Arctic». I: *Ecological Indicators* 136, s. 108661. ISSN: 1470-160X. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108661. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X22001327> (sjekket 8. mar. 2023).
- Narizzano, Allison M. mfl. (1. okt. 2022). «Reproductive and developmental toxicity of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*)». I: *Reproductive Toxicology* 113, s. 120–127. ISSN: 0890-6238. DOI: 10.1016/j.reprotox.2022.08.011. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0890623822001253> (sjekket 15. mar. 2023).
- Nygård, Ingvild Haneset (2017). «Perfluoroktylsulfonat (PFOS) sin transport og binding i grunnvannets fluktusjonssone og kapillærsone». Accepted: 2017-10-09T14:01:23Z. Master thesis. NTNU. URL: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2459270> (sjekket 17. mar. 2023).
- Olsen, Geary W. mfl. (1. mai 2007). «Preliminary evidence of a decline in perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) concentrations in American Red Cross blood donors». I: *Chemosphere* 68.1, s. 105–111. ISSN: 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2006.12.031. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506017772> (sjekket 18. apr. 2023).
- PubChem (2023). *Perfluorooctanesulfonic acid*. URL: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/74483> (sjekket 17. apr. 2023).
- Routti, Heli, Todd C. Atwood mfl. (10. mai 2019). «State of knowledge on current exposure, fate and potential health effects of contaminants in polar bears from the circumpolar Arctic». I: *Science of The Total Environment* 664, s. 1063–1083. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.030. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719305091> (sjekket 8. feb. 2023).
- Routti, Heli, Geir Wing Gabrielsen mfl. (1. jul. 2016). «Spatial and temporal trends in perfluoroalkyl substances (PFASs) in ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard». I: *Environmental Pollution* 214, s. 230–238. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.04.016. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116302822> (sjekket 15. feb. 2023).
- Routti, Heli, Christian Lydersen mfl. (15. okt. 2014). «Contaminant levels in the world's northernmost harbor seals (*Phoca vitulina*)». I: *Marine Pollution Bulletin*
-

-
- tin* 87.1, s. 140–146. ISSN: 0025-326X. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.08.001. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X14005281> (sjekket 22. feb. 2023).
- Scotter, Sophie E. mfl. (1. jan. 2019). «Contaminants in Atlantic walrus in Svalbard part 1: Relationships between exposure, diet and pathogen prevalence». I: *Environmental Pollution* 244, s. 9–18. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.001. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118320633> (sjekket 21. feb. 2023).
- Segner, Helmut (1. mar. 2009). «Zebrafish (*Danio rerio*) as a model organism for investigating endocrine disruption». I: *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*. Aquatic Animal Models of Human Disease: Selected Papers and Recommendations from the 4th Conference, Durham, NC, USA, January 31-February 3, 2008 149.2, s. 187–195. ISSN: 1532-0456. DOI: 10.1016/j.cbpc.2008.10.099. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S153204560800197X> (sjekket 25. apr. 2023).
- Skaar, Jøran Solnes mfl. (1. mar. 2019). «Elucidation of contamination sources for poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) on Svalbard (Norwegian Arctic)». I: *Environmental Science and Pollution Research* 26.8, s. 7356–7363. ISSN: 1614-7499. DOI: 10.1007/s11356-018-2162-4. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2162-4> (sjekket 6. mar. 2023).
- Sonne, Christian mfl. (1. des. 2009). «Reproductive performance in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) may be affected by organohalogen contaminants as shown by physiologically-based pharmacokinetic (PBPK) modeling». I: *Chemosphere* 77.11, s. 1558–1568. ISSN: 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.09.044. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653509011369> (sjekket 22. feb. 2023).
- Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPS)* (22. jun. 2001). I: 2019. utg. URL: <http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>.
- Tartu, Sabrina mfl. (1. okt. 2017). «Diet and metabolic state are the main factors determining concentrations of perfluoroalkyl substances in female polar bears from Svalbard». I: *Environmental Pollution* 229, s. 146–158. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.04.100. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116325684> (sjekket 21. feb. 2023).
- Villanger, Gro D. mfl. (1. aug. 2020). «Perfluoroalkyl substances (PFASs) in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard – A comparison of concentrations in plasma sampled 15 years apart». I: *Environmental Pollution* 263, s. 114497. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114497. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120301144> (sjekket 21. feb. 2023).
-

-
- [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749119352169](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749119352169) (sjekket 15. feb. 2023).
- Wang, Guoying mfl. (1. sep. 2020). «Seasonal variation characteristics of hydroxyl radical pollution and its potential formation mechanism during the daytime in Lanzhou». I: *Journal of Environmental Sciences*. Climate Friendly Air Pollution Control: Sources, Processes, Impacts, and Regulation 95, s. 58–64. ISSN: 1001-0742. DOI: 10.1016/j.jes.2020.03.045. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074220301261> (sjekket 16. mar. 2023).
- Wu, Yongming mfl. (30. apr. 2019). «Toxicokinetics and toxic effects of a Chinese PFOS alternative F-53B in adult zebrafish». I: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 171, s. 460–466. ISSN: 0147-6513. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.010. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651319300107> (sjekket 12. apr. 2023).
- Yang, Lie mfl. (5. jul. 2020). «Persulfate-based degradation of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in aqueous solution: Review on influences, mechanisms and prospective». I: *Journal of Hazardous Materials* 393, s. 122405. ISSN: 0304-3894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122405. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420303939> (sjekket 14. apr. 2023).
- Zhao, Zhen mfl. (1. nov. 2012). «Distribution and long-range transport of polyfluoroalkyl substances in the Arctic, Atlantic Ocean and Antarctic coast». I: *Environmental Pollution* 170, s. 71–77. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.06.004. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749112002795> (sjekket 8. mar. 2023).
- Zou, Yilong mfl. (1. feb. 2021). «Comparison of toxicokinetics and toxic effects of PFOS and its novel alternative OBS in zebrafish larvae». I: *Chemosphere* 265, s. 129116. ISSN: 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.129116. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520333130> (sjekket 12. apr. 2023).

