

Befolkningsundersøgelsen

i Grønland 2014 - 2016

Eksposering for miljøkontaminanter i Grønland

Kviksølv og persistente organiske forureningsstoffer (POP)



Rapport og supplerende rapport til Miljøstyrelsen

Nina Odgaard Nielsen

&

Peter Bjerregaard

Undersøgelsen er støttet af Miljøstyrelsen og Grønlands Selvstyre. Rapporten afspejler ikke nødvendigvis disses vurderinger.

Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014

Eksposering for miljøkontaminanter i Grønland: Kviksølv og persistente organiske forureningsstoffer (POP)

Nina Odgaard Nielsen

Peter Bjerregaard

Copyright © 2017

Statens Institut for Folkesundhed, SDU

Uddrag, herunder figurer og tabeller, er tilladt mod tydelig kildegengivelse.

Elektronisk udgave: ISBN 978-87-7899-533-9

Statens Institut for Folkesundhed

Studivstræde 6

1455 København K

www.sdu.dk/sif

Rapporten kan downloades fra www.sdu.dk/sif

Baggrund

Monitorering af en befolknings sundhed, herunder determinanter for sundheden, er en forudsætning for udvikling af sygdomsforebyggende og sundhedsfremmende programmer. Monitorering skal skabe et overblik over populationens nuværende sundhed, men også dokumentere udvikling over tid og identificere nye problemer under udvikling. Optimalt set skal monitoreringen have som mål at bidrage til udvikling af realistiske folkesundhedsprogrammer ved hjælp af identifikation af særlige områder med behov for sundhedsfremmende indsatser.

Befolkningsundersøgelserne i Grønland er undersøgelser af voksne indbyggere i Grønland. Det overordnede formål er at belyse sundhed og sygelighed i befolkningen samt udviklingen i sundhed og sygelighed over tid ved at sammenligne resultaterne med resultater fra tidligere undersøgelser. Der er i Grønland foretaget fire befolkningsundersøgelser, nemlig i 1993-1994 (B93), 1999-2001 (B99), 2005-2010 (B2005) og 2014 (B2014). Der undersøges i særdeleshed demografiske forhold, regionale og sociale variationer i sundhedstilstand, risikofaktorer for sygdom, sociale forhold, psykisk helbred og sygdomsmønstre i befolkningen. Den første undersøgelse pegede på særlige problemstillinger i det grønlandske samfund og dannede grundlag for de indsatsområder, som senere blev defineret i det grønlandske folkesundhedsprogram Inuuneritta 2007-2013. De senere undersøgelser har fulgt op på resultaterne fra den første undersøgelse og kan således bruges til at måle udviklingen i folkesundheden i Grønland med særlig henblik på indikatorerne i folkesundhedsprogrammet.

Tabel 1. Oversigt over målte stoffer i fire befolkningsundersøgelser i Grønland. ● betyder, at variabelen er sammenlignelig på tværs af undersøgelserne.

| Undersøgelse | B93 | B99 | B2005 | B2014 |
|----------------------|-----------------------------|-----------|----------------------------|--------------------------|
| Synonym | Sundhedsprofil for Grønland | B99 | Inuit Health in Transition | Befolkningsundersøgelsen |
| År for gennemførelse | 1993-1994 | 1999-2001 | 2005-2010 | 2014 |
| Kviksølv | ● | - | ● | ● |
| PCB og pesticider | ● | ● | ● | ● |

I forbindelse med befolkningsundersøgelserne blev der indsamlet blodprøver fra deltagerne, og disse blev analyseret for indhold af kviksølv og udvalgte persistente organiske forureningsstoffer (POP'er). Disse analyser muliggør monitorering af miljøkontaminanter i blodet hos grønlanderne og udviklingen over tid. Nærværende rapport vil hovedsageligt beskrive kontaminantniveauet i 2014 og udviklingen siden 2005-2010, da der i disse to undersøgelser er størst overlap mellem de målte POP'er.

Målgruppe

Befolkningsundersøgelsen i 2014 blev foretaget blandt 2.102 voksne personer i alderen 18 til 97 år. I alt 2.035 af disse blev af interviewer og deltageren selv klassificeret som værende grønlandere. Deltagerne boede i 11 byer og 8 bygder fra Nanortalik i syd til Kullorsuaq i nord samt Østgrønland. Målgruppen var indbyggere i de pågældende byer og bygder som havde deltaget i én eller flere af de foregående undersøgelser. Undersøgelsen var således designet som en genundersøgelse af deltagere suppleret med en gruppe af nye deltagere i alderen 18 til 25 år. På grund af økonomiske begrænsninger blev der kun indsamlet blodprøver og foretaget analyser af miljøkontaminater fra udvalgte byer og bygder i Syd-, Midt- og Nordgrønland (3 byer og 7 bygder) (Figur 1). To udvalgte bygder i Sydgrønland blev ikke besøgt, først på grund af storis og ved næste forsøg på grund af stormvejr. I alt blev der indsamlet blodprøver fra 547 deltagere og disse blev analyseret for kviksølv og udvalgte POP'er. Der er indsamlet blodprøver i Tasiilaq og bygden Kuumiut i Østgrønland i april 2016 finansieret af Miljøstyrelsen/Dancea, men disse prøver er endnu ikke analyseret.

Dataindsamling

Den praktiske gennemførelse.

Undersøgelsen forløb over 10 måneder i perioden fra januar til november 2014 og foregik lokalt på blandt andet skoler og sundhedscentre. Transporten til byer foregik med fly og med rejsebåden Kisaq til Upernavik og syv bygder på strækningen fra Nuuk til Kullorsuaq.



Figur 1. Kort over de 11 byer og 8 bygder, der indgik i befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014. De sorte cirkler viser de 10 steder, hvor der foruden spørgeskemaoplysninger, blodtryk og måling af højde og vægt også blev indsamlet blodprøver.

Data til befolkningsundersøgelsen blev indsamlet af et team bestående af 2-4 trænede interviewere, hvoraf to interviewere var gennemgående for hele undersøgelsen. I de fleste byer og bygder bidrog en lokal person til interview og rekruttering af deltagere. Interviewene blev udført på grønlandsk eller dansk efter deltagerens eget valg. De steder hvor der blev samlet blodprøver deltog endvidere to bioanalytikere. Bioanalytikerne tog veneblodprøverne og var ansvarlige for den efterfølgende behandling af prøverne på undersøgelsesstedet inden de blev sendt til henholdsvis Canada (Centre de toxicologie du Quebec/INSPQ) og Danmark (Steno Diabetes Center) for analyse.

Deltagerinformation og information til sundhedsvæsenet forud for undersøgelsen.

Deltagerne blev forud for undersøgelsen informeret ved en personlig invitation pr. brev. Ved ønske om deltagelse i undersøgelsen kunne deltageren melde tilbage per mail, brev eller sms. Endvidere blev alle de inviterede deltagere kontaktet telefonisk af den person, der var ansvarlig for rekrutteringen. Ved undersøgelsen blev deltagerne mundtligt informeret om undersøgelsen, fik udleveret en skriftlig information og underskrev en samtykkeerklæring.

Deltagere, der fik taget en blodprøve, blev endvidere bedt om skriftligt at give tilsagn om, hvorvidt de ønskede deres resultater videregivet til det lokale sundhedsvæsen.

Sundhedsvæsenet, herunder sundhedscentre, regionsledelser og sundhedsledelsen, blev skriftligt informeret om undersøgelsen før undersøgelsens start. Der blev informeret om undersøgelsen ved hjælp af plakater og gennem fjernsyn og radio. Endvidere blev der oprettet en Facebook-side, hvor deltagerne kunne følge og kommentere undersøgelsen gennem året. Endelig var det muligt for deltagerne at indhente flere oplysninger på hjemmesiden www.folkesundhed.gl.

Spørgeskema og interview. I undersøgelsen indgik et intervieweradministreret spørgeskema og et selvudfyldt spørgeskema. Det intervieweradministrerede spørgeskema indeholdt emner vedrørende bl.a. sociale forhold, kost, fysisk aktivitet, rygning, sygdom og symptomer, helbred og brug af medicin. Det selvudfyldte spørgeskema indeholdt emner af mere sensitiv karakter, så som psykisk helbred, alkohol og hash, vold og seksuelle overgreb, selvmordsforsøg og selvmordstanker samt pengespil. Deltagerne gennemgik et interview med en gennemsnitlig varighed på 35 minutter, fik målt blodtryk tre gange under interviewet, blev målt og vejede og udfyldte derefter det selvudfyldte spørgeskema. Spørgsmålene i både interview og det selvudfyldte spørgeskema er hovedsageligt identiske med spørgsmål anvendt i de tidligere befolkningsundersøgelser. I alt 2.102 voksne personer (18 år og derover) deltog i undersøgelsen, heraf gennemgik 2.073 et interview og 1.862 udfyldte det selvudfyldte skema. Hovedparten (98%) af deltagerne i befolkningsundersøgelsen blev ved interviewets start kategoriseret som grønlander både af sig selv og af interviewereren.

Kliniske undersøgelser. Alle deltagere gennemgik en række kliniske undersøgelser. Disse omfattede måling af blodtryk, højde, vægt, taljeomfang, hofteomfang og fedtprocent. Endvidere fik en gruppe af deltagere (N=547) taget en blodprøve med henblik på analyser af diabetes (HbA1c), kolesterol og triglycerid og miljøkontaminanter samt analyser af arvemateriale (DNA og RNA). I alt 538 af disse var grønlandere. Overskydende blod opbevares i en biobank på Steno Diabetes Center i Danmark. Analyser af miljøkontaminanter udgør det datamateriale, der ligger til grund for nærværende rapport.

Introduktion

Det Arktiske havmiljø er mindre forurenet end f.eks. miljøet i Europa og Nordamerika, men der findes forurening i Arktis, og forureningen har her en særlig betydning, fordi mange arktiske folk lever af fangst og fiskeri i langt højere grad end andre steder i verden. Arktiske folk er derfor i højere grad eksponeret for miljøkontaminanter. Miljøkontaminanter stammer fra

energiproduktion, landbrug, industri og affaldsforbrænding i Europa, Nordamerika og Asien, hvorfra de føres med luft- og havstrømme til Arktis. Her opkoncentreres de i fødekæden og ophobes i kød, fedt og organer hos havpattedyr og fisk. I Grønland er især havpattedyrene forurenede med bl.a. kviksølv og persistente organiske forureningsstoffer (POP'er). En del af disse stoffer overføres til mennesker gennem kosten, og for f.eks. kviksølv, PCB og pesticider gælder det, at jo mere marin kost man spiser, jo højere koncentration har man af disse stoffer i blodet. Eksponering for andre forureningsstoffer kan ske ved udsættelse for stoffer anvendt i byggeriet, elektroniske apparater, imprægnering af beklædning o.a.

Kviksølv

Kviksølv er et tungmetal som overføres til mennesker gennem fødeemner fra havet og kan efterfølgende måles i blodet. Det har længe været kendt, at kviksølv har negative effekter på fysiologiske funktioner og organfunktioner hos mennesker. Studier fra Færøerne har vist en sammenhæng mellem høje kviksølvkoncentrationer og hjertekarsygdom (Choi et al., 2009), mens andre studier har vist direkte sammenhæng mellem kviksølv og type 2 diabetes (Chen et al., 2006; He et al., 2013).

Persistente organiske forureningsstoffer (POP)

POP er en fællesbetegnelse for en lang række stoffer med visse kemiske egenskaber til fælles. POP'er er fedtopløselige og akkumuleres i fedtvæv hos havpattedyr. De har en lang nedbrydningstid (mange år) og ophobes over tid, og derfor indeholder gamle dyr højere koncentrationer end unge, og f.eks. tandhvaler og isbjørne har højere koncentrationer end sæler, fordi de er højere oppe i fødekæden. Fisk indeholder også forureningsstoffer, men i væsentlig lavere koncentrationer end havpattedyrene. På grund af den lange nedbrydningstid er koncentrationen af POP'er i blodet hos mennesker bestemt af indtaget af kontaminerede fødeemner gennem en længere årrække og ikke af den aktuelle kost. POP'er, der har været monitoreret og evalueret som led i den internationale overvågning af forureningsstoffer i Arktis, omfatter polyklorerede dioxiner (PCDD'er), polyklorerede dibenzofuraner (PCDF'er), polyklorerede bifenyler (PCB'er) og klorerede pesticider. PCDD'er og PCDF'er er to grupper af miljøgifte med næsten ens opbygning og som har mange af de samme egenskaber. Det er klorholdige stoffer, der bliver dannet ved forbrænding af affald. Stofferne findes i små mængder i fødevarer, men bliver mængden for høj, og indtager man dioxinforurenede fødevarer over længere tid, kan det være hormonforstyrrende og kræftfremkaldende. PCB'er er en gruppe af industrikemikalier, som blev udviklet i 1920'erne. De blev brugt i byggematerialer og i en lang række husholdningsprodukter og elektriske apparater fra 1950'erne til 1980'erne, hvor de blev taget ud af produktion. PCB'er blev allerede udledt til omgivelserne, mens de var i brug. Pesticider (f.eks. DDT og DDE) er gifte der bruges til

kontrol af planter, insekter, svampe, gnavere og andre organismer, der opfattes som skadelige. På grund af pesticidernes biologiske aktivitet udgør de også en potentiel sundhedsrisiko for mennesker, idet for eksempel mange pesticider har hormon-lignende aktivitet og er svært nedbrydelige i menneskekroppen.

Nye organiske forureningsstoffer med relevans for menneskers sundhed omfatter bl.a. perfluorooctansulfonat (PFOS), perfluorooctanoicacid (PFOA), perfluorohexansulfonat (PFHxS) og bromerede difenylætere (PBDE'er). PFOS bruges til imprægnering af papir og karton, som blødgør til plasttryk og til overfladebehandling af tekstiler. Eksponeringen er således gennem huden og stoffet er kræftfremkaldende og hormonforstyrrende. PFOA bruges i overfladebehandlingen af f.eks. pizza-æsker og poser til mikroovn-popcorn og i produktionen af teflon til køkkenudstyr. Mennesker eksponeres for PFOA gennem køkkengrej og forurenede fødevarer. Stoffet er kræftfremkaldende og levertoksisk og har uhensigtsmæssige effekter på immunsystemet. PFHxS har vand- og farveafvisende egenskaber og anvendes som overfladeaktivt stof på tæpper, papir og tekstiler. Eksponering sker gennem kontakt med behandlede produkter. PBDE'er er organiske stoffer med flammehæmmende egenskaber og findes bl.a. i byggematerialer, elektroniske produkter, møbler, motor køretøjer, fly og tekstiler. På grund af deres toksiske og persistente egenskaber er den industrielle produktion af nogle af disse stoffer begrænset i henhold til Stokholm konventionen. Studier har vist, at stofferne reducerer fertiliteten hos mennesker ved niveauer målt i almindelige husholdninger (Harley et al., 2010).

POP'er er i stand til at krydse de placentale væv og har også været fundet i brystmælk. Stofferne har forskellig og tildels ukendt virkning på menneskers helbred. Adskillige studier har vist at eksponering for POP'er i fostertilstanden er associeret med nedsat kognitiv udvikling (Darvill et al., 2000; Jacobsen et al., 1990; Patandin et al., 1999; Stewart et al., 2003; Walkowiak et al., 2001) og øget risiko for akutte infektioner i de første leveår blandt Inuit spædbørn i Canada (Dallaire et al., 2004). POP'er har som nævnt også vist sig at være kræftfremkaldende, levertoxiske og immunotoksiske og at have effekt på reproduktivitet (Safe, 1994; Schechter et al., 2006; Schmidt, 1999). Nogle af stofferne kan endvidere ændre på hormonelle signalstoffers pathways (cirkulationsbaner), så som thyreoidea hormoner (Brouwer et al., 1998; Cheek et al., 1999; Lans et al., 1993), østrogener og androgener (Bonefeld-Jørgensen et al., 2011).

Det overordnede formål var 1) at præsentere plasmakoncentrationer af kviksølv og POP'er målt i B2014, og 2) at vurdere ændringerne i kontaminanteksponeringen siden den foregående

undersøgelse, B2005, for de stoffer som var målt i begge undersøgelser. Stoffer målt både i B2005 og B2014 fremgår af Tabel 9B i Bilag 1. "Nye" stoffer målt i B2014 var PCB-74, PCB-189, PCB-194, PCB-203, PCB-209, α -HCH, γ -HCH, Heptachlor, Dieldrin, Endrin, α -Endosulfan, β -Endosulfan, to toxafener (Parlar-26 og Parlar-50), 9 bromerede flammehæmmere (PBB-153, PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99, PBDE-100, PBDE-153, PBDE-154, PBDE-183, PBDE-209) og tre perfluorerede stoffer (PFHXS, PFOS, PFOA). Den totale liste af stoffer målt i B2014 fremgår af Tabel 4B i Bilag 1.

Metode

Laboratoriemetoder

Koncentrationen af POP'er blev målt i laboratoriet Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). Dette laboratorie deltager i AMAP's ring test. Analyserne er udført ved brug af ASPE (Automated Solid Phase Extraction) metoden, som er baseret på fraktionering af plasma ekstrakter i tre fraktioner efterfulgt af forskellige oprensings- og afledningsmetoder. Ved brug af denne forberedende metode kan stoffer som PCB'er, pesticider og bromerede stoffer efterfølgende måles ved hjælp af massespektrometri.

Koncentrationen af PFOS, PFOA og PFHxS blev målt ved brug af en nyligt udviklet metode i "INSPQ human toxicology" laboratoriet baseret på alkaline ekstraktion med methyl-tert buthyl ether og tetrabutylammonium hydrogen-sulfat, efterfulgt af elektro spray LC-MS-MS analyse. Koncentrationen af kviksølv blev målt i samme laboratorium ved brug af ICP-MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry) med en detekteringsgrænse på 0.5 nmol/L.

Koncentrationen af kviksølv er angivet i $\mu\text{g/liter}$ blod ($\mu\text{g/L}$) og koncentrationen af POP'er er angivet i $\mu\text{g/kg}$ total lipid koncentration i blodet. Manglende resultater skyldes tekniske problemer i laboratoriet, eller at der manglede blodprøve. De anvendte metoder til analyserne kan ses på følgende link til laboratoriets hjemmeside: <https://www.inspq.qc.ca/ctq/repertoire-des-analyses>.

Statistiske analyser

Analyserne i nærværende rapport er deskriptive og blev udført med formålet at præsentere plasmakoncentrationer af kviksølv og POP'er målt i B2014. Procent detekteret, geometrisk gennemsnit, 95% konfidensinterval og minimum og maximum værdier er præsenteret for kviksølv og 51 POP'er. For stoffer som blev målt både B2005 og B2014, blev plasmakoncentrationerne sammenlignet med henblik på vurdering af udviklingen mellem de to undersøgelser. Koncentrationer af kviksølv og POP'er blev ln-transformeret for at opnå normalfordeling, og geometriske gennemsnit blev brugt i de statistiske analyser. Deltagere med resultater under detektionsgrænsen blev inkluderet i analyserne ved at tildele dem den

halve værdi af detektionsgrænsen. One-way ANOVA-test blev brugt til at analysere for forskelle mellem grupper i B2014, og General linear models (GLM) blev brugt til sammenligning mellem B2005 og B2014 (IBM SPSS, version 22). Ved sammenligning af de to undersøgelser blev analyserne justeret for alder, køn og sted med henblik på at tage højde for forskelle i disse parametre mellem de to undersøgelser.

Resultater

I alt 538 af de 547 deltagere med data på kviksølv og POP'er var grønlandere. Disse blev inkluderet i analyserne, mens de resterende 9 med anden eller ukendt etnisk oprindelse blev ekskluderet. Antallet af valide analyser varierer for de enkelte stoffer.

Kviksølv

Kviksølvkoncentrationen i blodet i forskellige dele af Grønland i B2005 og i B2014 er vist i Tabel 2. Der var store regionale forskelle, idet koncentrationen i nogle af bygderne i Nordgrønland var mere end dobbelt så høj som de fleste andre steder. De laveste koncentrationer fandtes i byerne i Syd- og Midtgrønland. Fordelingen af kviksølvniveauer afspejler kostmønstret. Beregninger af indtaget af havpattedyr og fisk ud fra kostspørgeskemaer viste det højeste indtag i bygderne i Nordgrønland. Dette var gældende for undersøgelsen i 2005, hvor detaljerede data fra kostspørgeskemaer muliggjorde kvantitative estimater af kosten. Af Tabel 2 ses også udviklingen i kviksølvkoncentrationen i deltagernes blod mellem de to undersøgelser. De fleste steder i Syd og Midtgrønland sås et lille fald i kviksølvkoncentrationen både i byer og bygder (2%-10%). I Nordgrønland sås et mere markant fald (17%-29%) siden den tidligere undersøgelse med undtagelse af bygden Aappilattoq.

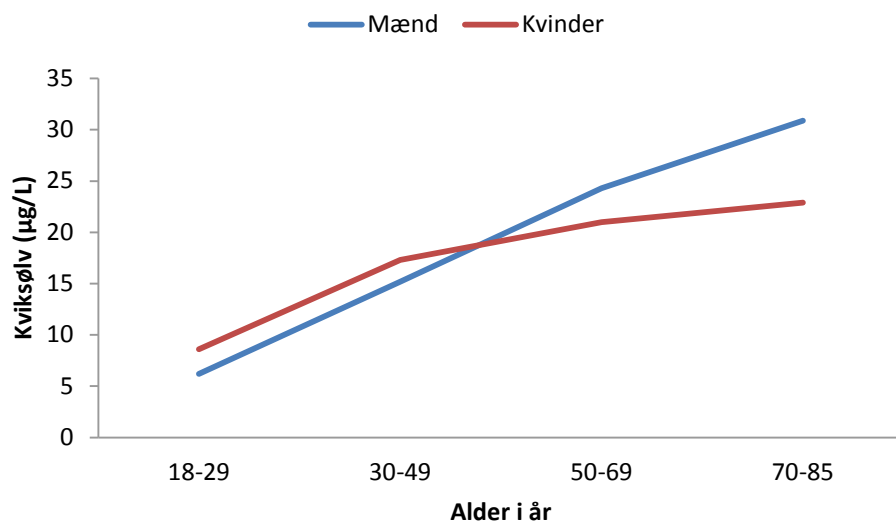
Tabel 2. Geometrisk gennemsnit af kviksølvkoncentration ($\mu\text{g/L}$) i blodet i forskellige regioner i Grønland. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 2005 (N=1.052) og 2014 (N=536).

| ΣPCB | 2005 | | | 2014 | | |
|--------------------|------|-----------------------|-------------------------|------|-----------------------|-------------------------|
| | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % Konfidens-interval | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % Konfidens-interval |
| Sydgrønland | | | | | | |
| Narsaq (by) | 145 | 8.4 | 7.4-9.6 | 99 | 8.2 | 7.2-9.4 |
| Midtgrønland | | | | | | |
| Maniitsoq (by) | 465 | 9.3 | 8.7-10.0 | 115 | 9.1 | 8.1-10.3 |
| Atammik (bygd) | 77 | 18.6 | 15.5-22.2 | 54 | 16.7 | 13.9-20.0 |
| Napasooq (bygd) | 37 | 17.3 | 13.3-22.4 | 18 | 18.2 | 13.3-24.9 |
| Nordgrønland | | | | | | |
| Upernavik (by) | 84 | 28.5 | 24.0-33.8 | 90 | 23.1 | 20.1-26.5 |
| Kullorsuaq (bygd) | 114 | 70 | 60.4-81.1 | 58 | 49.5 | 41.6-58.9 |
| Innarsuit (bygd) | 65 | 48.2 | 39.6-58.6 | 37 | 40.1 | 32.2-49.8 |
| Aappilattoq (bygd) | 65 | 29.1 | 23.9-35.4 | 29 | 32.5 | 25.4-41.5 |
| Ukkusissat (bygd) | 0 | - | | 22 | 27.7 | 20.9-36.8 |
| Saattut (bygd) | 0 | - | | 14 | 39.8 | 27.9-56.7 |

Justeret for alder og køn.

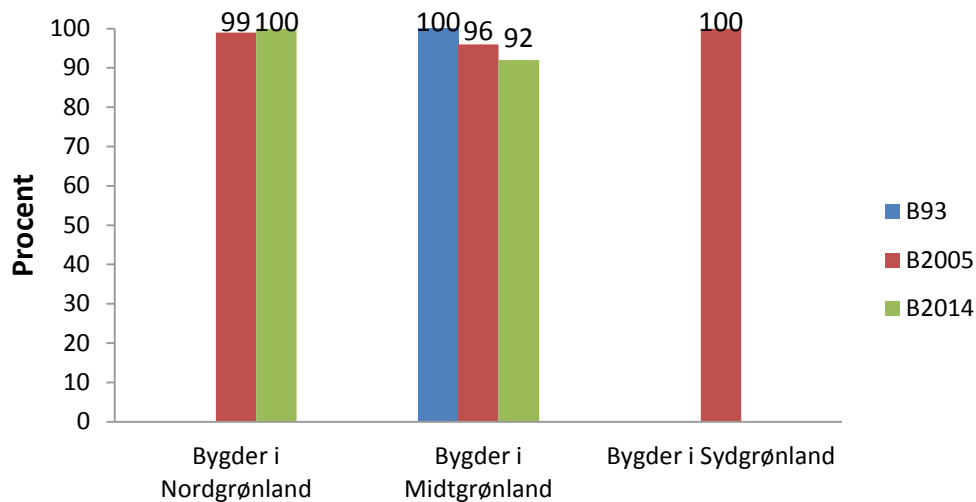
Kviksølvindholdet i blodet hos mennesker stiger med stigende alder. Igen stemmer dette mønster overens med kostmønstret, idet indtaget af havpattedyr var størst hos de ældre deltagere. I B2014 var kviksølvkoncentrationen signifikant stigende med alderen (hhv. 7.3 $\mu\text{g/L}$, 14.3 $\mu\text{g/L}$ vs. 21.5 $\mu\text{g/L}$, $p < 0.001$, for aldersgrupperne 18-24 år, 25-44 år og 45-85 år), og de ældste deltagere fra byerne havde mere end tre gange så høje kviksølvkoncentrationer i blodet som de yngste. Denne aldersrelaterede forskel var endnu mere udtalt i bygderne, hvor de ældste havde fem gange så høje koncentrationer sammenlignet med de yngste.

Mænd og kvinder havde i gennemsnit lige høje kviksølvkoncentrationer (19 $\mu\text{g/L}$ vs. 17 $\mu\text{g/L}$), og koncentrationen var stigende med stigende alder for begge køn (Figur 2). I B2005 blev der fundet højere kviksølvkoncentrationer hos mænd end hos kvinder, hvilket stemmer overens med et højere indtag af havpattedyr blandt mænd. Fanger-fiskere og deres ægtefæller havde væsentlig højere kviksølvkoncentrationer end deltagere med andre erhverv.



Figur 2. Kviksølvkoncentration i blodet hos mænd og kvinder i forskellige aldersgrupper. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014, N=531.

Et højt indtag af kviksølv er især et problem for gravide kvinder, da undersøgelser fra Færøerne og Canada har vist, at kviksølv har en skadelig effekt på fosterudviklingen (Debes et al., 2006). I USA (US-EPA) har man indført en grænseværdi for kviksølv på 4,4 µg/L blod, da niveauer over denne grænse vurderes at være skadeligt for fosterudviklingen (AMAP, 2002). I Grønland (B2014) overskred 86% af kvinder i den fødedygtige alder (18-44 år) denne grænseværdi. Problemet var særlig udtalt i bygderne. Figur 3 viser andelen af kvinder i den fødedygtige alder i bygderne, der overskred denne grænseværdi i tre befolkningsundersøgelser (B93, B2005 og B2014). I alle tre undersøgelser og både i Nord-, Midt- og Sydgrønland overskred næsten alle kvinder i alderen 18-44 år grænseværdien. I Midtgrønland var andelen, der overskred grænseværdien, faldet fra 100% i B93 til 92% i B2014. I byerne var andelen af 18-44 årige kvinder, der overskred grænseværdien i den seneste undersøgelse i 2014 100% i Nordgrønland, 62% i Midtgrønland og 64% i Sydgrønland.



Figur. 3. Andel af kvinder i alderen 18-44 år, der overskred grænseværdien for kviksølv (4.4 µg/L) i bygderne. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 1993, 2005 og 2014.

De samlede geometriske gennemsnitskoncentrationer af kviksølv for begge køn i B2005 og B2014 er vist i bilag 1 (Tabel 1B). Som det ses af tabellen, var kviksølvkoncentrationen i B2005 og B2014 ikke signifikant forskellig. Når analyserne blev opdelt på køn (Tabel 2B), var kviksølvkoncentrationen hos mænd faldet fra 2005 til 2014 (16.5 µg/kg vs. 14.3 µg/kg, $p=0,04$), mens den for kvinder var uændret (13.0 µg/kg vs. 12.7 µg/kg, $p=0,58$). Når analyserne blev opdelt i tre aldersgrupper og kvinder i den fødedygtige alder, sås der ingen forskel i kviksølvkoncentrationerne mellem de to undersøgelser (Tabel 3B).

Persistente organiske forureningsstoffer

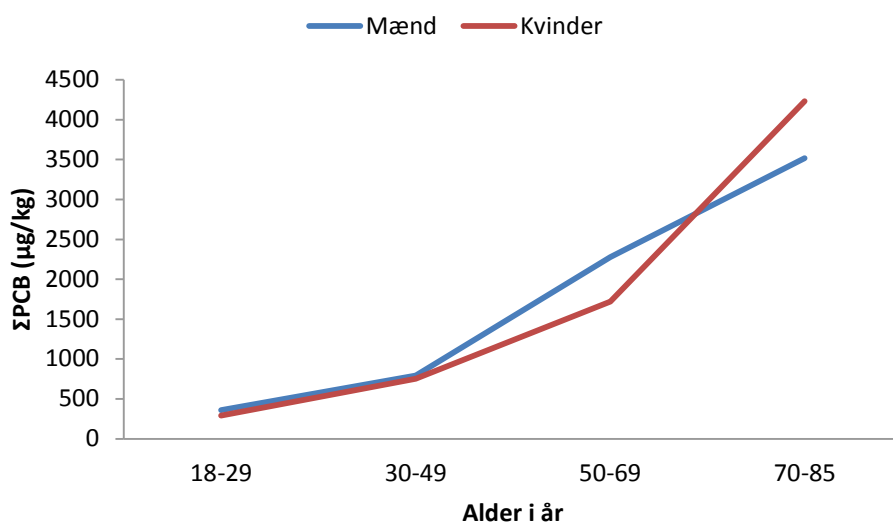
Gennemsnitskoncentrationen af PCB (summen af 14 PCB'er) i blodet i forskellige regioner af Grønland i B2005 og i B2014 er vist i Tabel 3. Ligesom for kviksølv, var der store regionale forskelle, med de højeste koncentrationer i bygderne i Nordgrønland. De laveste koncentrationer sås i byerne i Syd- og Midtgrønland. I alle regioner, og i både byer og bygder, sås et fald i PCB-koncentrationen (15%-43%).

Tabel 3. Geometrisk gennemsnit af PCB* ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i blodet i forskellige regioner i Grønland. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 2005 (N=544) og 2014 (N=530).

| Σ PCB* | 2005 | | | 2014 | | |
|---------------------|------|-----------------------|-------------------------|------|-----------------------|-------------------------|
| | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidens-interval | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidens-interval |
| Sydgrønland | | | | | | |
| Narsaq (by) | 100 | 1049 | 934-1180 | 98 | 740 | 657-834 |
| Midtgrønland | | | | | | |
| Maniitsoq (by) | 148 | 942 | 856-1038 | 115 | 795 | 712-887 |
| Atammik (bygd) | 75 | 1884 | 1646-2158 | 52 | 1189 | 1008-1401 |
| Napasooq (bygd) | 21 | 1863 | 1444-2407 | 17 | 1063 | 798-1415 |
| Nordgrønland | | | | | | |
| Upernavik (by) | 77 | 1146 | 1002-1309 | 90 | 812 | 718-920 |
| Kullorsuaq (bygd) | 30 | 3913 | 3159-4846 | 59 | 2907 | 2495-3391 |
| Innarsuit (bygd) | 50 | 2080 | 1762-2455 | 37 | 1751 | 1444-2124 |
| Aappilattoq (bygd) | 43 | 1515 | 1266-1810 | 27 | 1343 | 1072-1684 |
| Ukkusissat (bygd) | 0 | - | - | 21 | 946 | 731-1223 |
| Saattut (bygd) | 0 | - | - | 14 | 1302 | 951-1785 |

* Summen af 14 PCB'er målt i begge undersøgelser: $\Sigma(\text{C}_{28}, \text{C}_{52}, \text{C}_{99}, \text{C}_{101}, \text{C}_{105}, \text{C}_{118}, \text{C}_{128}, \text{C}_{138}, \text{C}_{152}, \text{C}_{156}, \text{C}_{170}, \text{C}_{180}, \text{C}_{183}, \text{C}_{187})$.
Justeret for alder og køn.

I B2014 var PCB koncentrationen (summen af 19 PCB'er) stigende med stigende alder både for mænd og kvinder (Figur 4).



Figur 4. Plasma koncentration af 19 PCB'er (ΣC_{28} , C_{52} , C_{74} , C_{99} , C_{101} , C_{105} , C_{118} , C_{128} , C_{138} , C_{152} , C_{156} , C_{170} , C_{180} , C_{183} , C_{187} , C_{189} , C_{194} , C_{203} , C_{209}) i blodet hos mænd og kvinder i forskellige aldersgrupper. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014, N=528.

Detaljerede analyser af plasmakoncentrationen af 51 organiske kontaminanter målt i B2014 er vist i bilag 1. Deskriptive analyser af de 51 organiske kontaminanter er vist i Tabel 4B, herunder 19 PCB'er, 18 klorerede pesticider og andre industrielle forureningsstoffer, to toxafener (Parlar 26 og Parlar 50), 9 bromerede flammehæmmere og tre perfluorede stoffer (PFHxS, PFOS og PFOA). PCB-28 og PCB-52 blev detekteret i meget få prøver, mens de resterende kongener blev detekteret i 62-100% af prøverne. Heptachlor, Aldrin, Endrin, α -Endosulfan og β -Endosulfan blev ikke detekteret i populationen. α -Chlordane, γ -Chlordane, α -HCH og γ -HCH blev detekteret i 0.2 – 15% af prøverne, mens *cis*-Nonachlor, *trans*-Nonachlor, Hexachlorobenzene, Oxychlordane, DDE, begge de to toxafener og alle tre perfluorede stoffer blev detekteret i 100% af prøverne. Af de bromerede flammehæmmende stoffer blev PBDE-28 og PBDE-183 detekteret i hhv. 0.2% og 0%, mens de restende 7 stoffer blev detekteret i 8 - 74% af prøverne. PBB-153, PBDE-47 og PBDE-153 blev detekteret i mere end 50% af prøverne.

I Tabel 5B er koncentrationen af de 19 PCB'er givet for mænd og kvinder; mænd havde signifikant højere PCB koncentration i blodet end kvinder (1430 vs. 1010 µg/kg, $p < 0,001$). Tabel 6B viser PCB-koncentrationen i tre aldersgrupper, samt hos kvinder i den fødedygtige alder. PCB-koncentrationen var stigende med stigende alder (289,5 µg/kg vs. 538,9 µg/kg vs. 1817 µg/kg, hhv. for de tre aldersgrupper, $p < 0,001$).

Tabel 7B viser koncentrationen af bromerede flammehæmmere, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne (PBB-153, PBDE-47 og PBDE-153) og de tre perfluorerede stoffer fordelt på mænd og kvinder. Med undtagelse af PBDE-47 var koncentrationen af alle disse stoffer signifikant højere hos mænd end hos kvinder. I Tabel 8B er koncentrationen af de samme stoffer vist for tre aldersgrupper, samt kvinder i den fødedygtige alder. For alle stofferne sås en signifikant stigning i koncentrationen med stigende alder (Tabel 8B).

Ved sammenligning af koncentrationer målt i B2014 med koncentrationer målt i B2005 sås et signifikant fald i samtlige af de stoffer, der var målt i begge undersøgelser ($p < 0,001$ for alle stoffer). Tabel 9B viser koncentrationen af 12 traditionelle organiske miljøkontaminanter (legacy POP'er) målt i de to undersøgelser. Tabel 10B viser koncentrationen af 14 PCB'er opdelt på køn i de to undersøgelser. Koncentrationen var faldet hos både mænd (2034 $\mu\text{g}/\text{kg}$ vs. 1128 $\mu\text{g}/\text{kg}$, $p < 0,001$) og kvinder (1472 $\mu\text{g}/\text{kg}$ vs. 793,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$, $p < 0,001$) fra 2005 til 2014. Tabel 11B viser koncentrationen af 14 PCB'er i tre aldersgrupper og hos kvinder i den fødedygtige alder i de to undersøgelser. Koncentrationen var i alle fire grupper omtrent halveret i 2014 sammenlignet med i 2005 ($p < 0,001$ for alle fire grupper).

Kviksølv og POP'er i relation til kost

Plasmakoncentrationer af de forskellige stoffer blev endvidere analyseret i forhold til indtag af traditionel kost. Koncentrationen af kviksølv, PCB'er, bromerede flammehæmmere, perfluorerede stoffer og legacy POP'er er vist for kvartiler af indtag (antal gange om måneden) af havpattedyr (sælkød, hvidhval, narhval, andre hvaler, mattak, tørret sæl/hval) i fire tabeller og fire figurer i bilag 1. Koncentrationen af kviksølv var stærkt stigende med stigende indtag af havpattedyr (Tabel 12B). Ligeledes var summen af 19 PCB'er (Tabel 13B) og koncentrationen af de tre bromerede flammehæmmere (PBB-153, PBDE-47 og PBDE-153) og de tre perfluorerede stoffer (PFHXS, PFOS og PFOA) stigende med stigende frekvens af indtag (Tabel 14B). Tabel 15A viser sammenhængen mellem legacy POP'er (begrænset til de 9 stoffer, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne) og kvartiler af indtag af havpattedyr. For alle 9 stoffer var der en signifikant stigning med stigende indtag af havpattedyr. Figur 1B viser en markant stigning i kviksølvkoncentrationen mellem den 3. og 4. kvartil. Som det fremgår af Figur 2B, optræder PCB'erne og DDE med de højeste koncentrationer blandt legacy POP'erne. For disse ses desuden den mest markante stigning mellem den 3. og 4. kvartil, mens der for de andre stoffer ses en mere jævn stigning mellem de fire kvartiler. Af de tre bromerede flammehæmmere var koncentrationen af PBB-153 højest, og der sås en markant stigning fra 3. til 4. kvartil, hvorimod stigningen for PBDE-47 og PBDE-153 var mest udtalt mellem 1. og 2. kvartil og mellem 3. og 4. kvartil (Figur 3B). Af de perfluorerede stoffer var koncentrationen af

PFOS markant højere end PFOA og PFHxS og også her sås den største stigning mellem 3. og 4. kvartil af indtag af havpattedyr (Figur 4B).

Diskussion

Kviksølv

Den gennemsnitlige koncentration af kviksølv i blodet målt i B2005 og B2014 var hhv. 14,4 µg/L og 13,5 µg/L. Der var altså kun et lille fald i koncentrationen mellem de to undersøgelser og koncentrationen i begge undersøgelser lå væsentlig højere end US-EPAs grænseværdi på 4,4 µg/L. I B2014 overskred i alt 90 % af deltagerne denne grænseværdi, og 86 % af kvinder i den fødedygtige alder overskred grænseværdien. Kviksølvniveauet i B2014 var lige højt hos mænd og kvinder til forskel fra i B2005, hvor det var signifikant højere hos mænd.

Sammenhængen mellem kviksølv og køn er inkonsistent og varierer mellem forskellige populationer (Dewailly et al., 2001; Dumont et al., 1998, Kosatsky et al., 2000).

Kviksølvkoncentrationen var faldet signifikant hos mænd, men ikke hos kvinder, i perioden mellem 2005 og 2014, hvilket kan tyde på et fald i eksponeringen gennem kosten blandt mænd. I B2014 var kviksølvkoncentrationen stigende henover tre aldersgrupper og varierede mellem 6,2 µg/L i den yngste og 19,2 µg/L i den ældste aldersgruppe. Denne stigning reflekterer et højere indtag af traditionel kost hos de ældste deltagere. Dette var tilfældet i B2005, hvor sammenhængen mellem kviksølv koncentration og kostindtag kunne estimeres ved brug af detaljerede spørgeskemadata om kvantiteten af konsumerede traditionelle kostemner, og i B2014, hvor sammenhængen kunne estimeres ved sammenligning af frekvensen af indtag. Der var ingen forskel i kviksølvniveauerne i de enkelte aldersgrupper mellem de to undersøgelser, men de målte maximale niveauer var lavere i B2014. Hos kvinder i den fødedygtige alder var de maximale niveauer dog højere i 2014 end i 2005.

Der var store regionale forskelle i kviksølvkoncentrationen i B2014 med væsentlig højere koncentrationer i nogle af de Nordgrønlandske bygder sammenlignet med andre steder. Således var regionsmønstret det samme som i B2005, dog med lavere kviksølvniveauer i bygderne i Nordgrønland sammenlignet med i 2005. Kun i bygderne i Nordgrønland sås et statistisk signifikant fald i kviksølvkoncentrationen mellem B2005 og B2014.

Da frekvensen af indtag (antal gange om måneden) af havpattedyr var faldet med 18% (13,6 i 2005 vs. 11,1 i 2014), ville et overordnet fald i kviksølvkoncentrationen mellem de to undersøgelser være forventet. En mulig forklaring på at et sådant fald ikke ses kan være, at de dyr, der blev spist i 2014 var ældre og/eller af en anden art (hvaler indeholder mere kviksølv end sæler) og havde højere koncentrationer af kviksølv end dem, der blev spist i 2005.

Endvidere kan det ikke udelukkes, at der er kommet lokale kilder af udledning til i den mellemliggende periode. Endelig kan eksponering gennem fisk bidrage til en fortsat høj koncentration af kviksølv, idét indtaget af fisk var stigende fra 2005 til 2014.

Persistente organiske forureningsstoffer

Legacy POP'er

Der var signifikante fald i alle de 12 legacy POP'er fra B2005 til B2014. Koncentrationen af Alpha-Chlordane var faldet med 72%, og koncentrationen af DDE og DDT var faldet med hhv. 48% og 63%. Summen af de 14 PCB'er målt i begge undersøgelser var faldet 46%, mens de resterende stoffer var faldet med 32% - 53%. Disse resultater er i overensstemmelse med tidligere observationer fra undersøgelser af tidstrends for eksponering for POP'er i den grønlandske befolkning (Bjerregaard et al., 2013), i inuit populationen i Nunavik i Canada (Dallaire et al., 2003; Pereg et al., 2003) og andre populationer (Nøst et al., 2013; Dallaire et al., 2002; LaKind et al., 2001). Sandsynligvis er reduktionen i koncentrationerne et resultat af kombinationen af et reduceret indtag af havpattedyr og et fald i udledning af kontaminanter i havmiljøet som følge af restriktioner mht. udledning i mange dele af verden (Dallaire et al., 2003). Dog har et studie blandt nyfødte inuit i Nunavik indikeret, at mødrenes indtag af mindre kontamineret traditionel kost havde større betydning for de faldende POP niveauer i navlestrengsblodet end kostændringer (Dallaire et al., 2003). Dette fund understøttes af studier, der har rapporteret reducerede POP niveauer blandt adskillige arktiske dyrearter (Lebeuf et al., 2014, Braune et al., 2005), og kan ligeledes være gældende i Grønland.

I B2014 var de gennemsnitlige plasmakoncentrationer af PCB (summen af 19 PCB'er) signifikant højere hos mænd end hos kvinder og stærkt stigende med stigende alderen hos både mænd og kvinder. I både Midt- og Sydgrønland blev der målt markant højere koncentrationer af PCB'er i bygderne end i byerne. Sammenhængen med alder og sted stemmer overens med det forhold, at ældre generationer har et højere indtag af den traditionelle kost, som i bygderne udgør en større andel af det totale kostindtag (Bjerregaard & Jeppesen, 2010). PCB-153 er den kongener, der bidrager mest til summen af PCB i de fleste populationer. Koncentrationen af PCB-153 i B2014 var 366 µg/kg (mænd 455 µg/kg og kvinder 323 µg/kg) og dermed mere end dobbelt så høj som hos Inuit mænd (189 µg/kg) og kvinder (158 µg/kg) i Nunavik målt i 2004 (Donaldson et al., 2010), men lavere end i den oprindelige befolkning på Chukotkahalvøen i Rusland, hvor det geometriske gennemsnit af PCB-153 i plasma var 538 µg/kg (Sandanger et al., 2003).

"Nye" kontaminanter

Toxafener

Toxafener anvendes som insecticid og findes i havmiljøet. Studier har indikeret at toxafener har mutagene effekter og måske fremmer tumor vækst (Scrader et al., 1998).

Kostundersøgelser fra fem inuit regioner i Canada har vist, at individer med et højt indtag af traditionel kost havde et gennemsnitligt indtag af toxafener, der overskred den anbefalede daglige dosis (0,2 µg/kg kropsvægt/dag)(Van Oostdam et al., 2005). Disse stoffer er derfor relevante at inkludere i de arktiske befolkningsundersøgelser. Parlar 26 og Parlar 50 blev detekteret i 100% af deltagerne i B2014 med en gennemsnitlig plasmakoncentration på hhv. 39.8 µg/kg og 58.0 µg/kg. Disse niveauer var højere end niveauerne målt i arktisk Canada, hvor summen af Parlar 26 og Parlar 50 var 29 µg/kg (Laird et al., 2013), og også højere end niveauerne i den oprindelige befolkning på Chukotkahalvøen i Rusland, hvor geometriske gennemsnitskoncentrationer af Parlar 26 og Parlar 50 i plasma var hhv. 32,7 ng/g og 28,9 ng/g.

Bromerede flammehæmmende stoffer (PBDE)

PBB-153, PBDE-47 og PBDE-153 blev detekteret i mere end 50% af prøverne og havde de højeste gennemsnitsværdier (hhv. 2.4 µg/kg, 1.51 µg/kg og 2.11 µg/kg) ud af de 9 målte stoffer. Koncentrationen af PBDE-47 og PBDE-153 var dog væsentlig lavere end koncentrationer målt i en sammenlignelig inuit population i Nunavik i 2004 (Donaldson et al., 2010) og også i sammenligning med koncentrationer målt i serum fra en canadisk non-inuit population i 2007-2009 (Rawn et al., 2014). Høje niveauer af PBDE-47 tyder på eksponering for det kommercielle penta-PBDE, som primært blev brugt i USA indtil 2004, hvor produktionen ophørte. I Canada har produktionen af dette stof været udfaset siden 2006. De højere niveauer af PBDE-47 målt i Canada i sammenligning med Grønland kan således forklares med den højere eksponering som følge af udledning af penta-PBDE. I B2014 var de gennemsnitlige plasmakoncentrationer af PBB-153 og PBDE-153 signifikant højere hos mænd end hos kvinder, mens der ikke var forskel i koncentrationen af PBDE-47 mellem kønnene. Koncentrationen af alle tre stoffer var stigende med stigende alder. Dette mønster er i modstrid med data fra den canadiske non-inuit population, hvor de laveste koncentrationer var observeret i de ældste aldersgrupper (Rawn et al., 2014). Dette canadiske fund var dog i kontrast til stigende niveauer af andre kontaminanter (f.eks. PCB'er) med stigende alder i den samme population (Rawn et al., 2012). I inuit populationen i Nunavik var koncentrationen af PBDE-47 højest hos kvinder og de laveste koncentrationer blev målt i de ældste aldersgrupper; disse fund var dog ikke statistisk signifikante (Dewailly et al., 2007). Modsat var

koncentrationen af PBDE-153 signifikant højere hos mænd end hos kvinder og stigende med stigende alder.

Perfluorerede stoffer (PFOS, PFOA og PFHxS)

Koncentrationen af alle tre perfluorerede stoffer i B2014 var signifikant højere hos mænd end hos kvinder og stærkt stigende med stigende alder. Koncentrationen af PFOS var dobbelt så høj som koncentrationer målt i en sammenlignelig inuit population i Nunavik, både for mænd og kvinder (21 µg/kg for mænd og 16 µg/kg for kvinder i Nunavik populationen). I overensstemmelse med fundet i B2014, var der i populationen i Nunavik målt signifikant højere PFOS koncentrationer hos mænd og end hos kvinder og koncentrationen var signifikant stigende med alderen. Der var desværre ingen målinger af PFOA og PFHxS til sammenligning i Nunavik studiet.

Kviksølv og pop'er i relation til kost

Kviksølv

Der var en stærk sammenhæng mellem kviksølv og indtag af den traditionelle grønlandske kost. Der var således en 69% stigning i plasmakoncentrationen mellem 1. og 4. kvartil. Et sådant mønster tyder på at den primære eksponeringsvej for kviksølv er gennem den traditionelle marine kost. I forhold til inuit i Nunavik var kviksølvkoncentrationerne lavere i alle kvartiler (Dewailly et al., 2007).

POP'er

For mange af de målte POP'er var der ligeledes en stærk sammenhæng med indtag af den traditionelle grønlandske kost. For PCB'er, PBB-153, PFOS og PFHXS, samt alle 8 legacy POP'er, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne (Tabel 14B), var der mere end 50% stigning i plasmakoncentrationen fra 1. til 4. kvartil af indtag af havpattedyr. Resultaterne indikerer, at også for disse stoffer er den primære eksponering gennem den marine kost. Det er kendt at PCB-forbindelser blev udledt til havmiljøet i forbindelse med produktionen af stofferne frem til 1980'erne, og da PCB'er er fedtopløselige og ophobes i fedtvæv hos havpattedyr, er en stigning i plasmakoncentrationen med stigende indtag af marin kost forventet.

PBB-153 hører under bromerede flammehæmmere og tilhører en ny gruppe af miljøgifte. Stofferne bruges for at nedsætte risikoen for brand i bl.a. tekstiler, computere, og køkkenmaskiner. Visse af disse bromforbindelser ophobes i naturen og kan være

sundhedsskadelige for mennesker. Stofferne findes som bestanddele af plastvarer og laminater til videre produktion, men også i færdigvarer. Når apparaterne produceres, bruges eller bortskaffes, kan de skadelige stoffer udledes i luften og indåndes af mennesker eller optages i naturens kredsløb via regn og støv. Der er fundet bromerede flammehæmmere i sæler og hvaler, hvilket indikerer en ophobning af stofferne gennem fødekæden i havet. Fundet af en stigende koncentration med stigende indtag af havpattedyr i B2014 viser, at de bromerede flammehæmmere også findes i det arktiske havmiljø.

PFOS bruges i imprægneringsmaterialer i f.eks. tekstiler, papir og karton og en af eksponeringsvejene er derfor gennem huden. Resultaterne i denne rapport viser dog en markant stigning i koncentrationen af PFOS med stigende indtag af havpattedyr, hvilket tyder på at eksponering for PFOS i Grønland også foregår gennem den marine kost. Dette er et resultat af udledning af PFOS til det omgivende miljø i forbindelse med produktionen. Sammenhæng med indtag af marin kost er ligeledes observeret blandt inuit i Nunavik, hvor koncentrationen af PFOS var stærkt stigende med stigende indtag af fisk (Dewailly et al., 2007). PFOA og PFHxS, som blev målt i væsentlig lavere koncentrationer end PFOS, var også tæt relateret til indtag af havpattedyr, hvilket indikerer at disse stoffer også findes i havmiljøet omkring Grønland. Resultaterne er i overensstemmelse med en undersøgelse af perfluorerede stoffer i traditionelle fødeemner i Vestgrønland, hvor PFOS blev identificeret som det mest almindeligt forekomne af de tre stoffer (Carlsson et al., 2014). PFHxS har været målt i brystmælk, navlesnorsblod og i serum fra børn over hele verden (Viberg et al., 2013).

Af de 8 legacy POP'er, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne, var plasmakoncentrationen af DDE, trans-nonachlor, oxychlorane og hexachlorobenzene de højeste der blev målt, mens koncentrationen af β -HCH, DDT, Mirex, Cis-nonachlor og Dieldrin blev målt i markant lavere koncentrationer. Alle 8 stoffer blev dog målt i stigende koncentrationer over kvartilerne med en stigning på mellem 53 og 68% fra 1. til 4. kvartil. DDE (et nedbrydningsprodukt af insekticidet DDT) blev målt i de højeste koncentrationer. Tilstedeværelsen af DDT og DDE i arktiske havpattedyr er velkendt (Lebeuf et al., 2014), og en sammenhæng mellem plasmakoncentrationer hos mennesker med stigende indtag af marin kost er i derfor ikke overraskende.

Konklusion

Kviksølv kan stadig måles i høje koncentrationer i den grønlandske befolkning, og den totale koncentration for begge køn var ikke faldet i perioden mellem B2005 og B2014.

Koncentrationen var dog faldet blandt mænd mellem de to undersøgelser, mens der ikke sås et fald inden for aldersgrupper. I B2014 overskred 86% af kvinder i den fødedygtige alder (18-44 år) den anbefalede grænseværdi for kviksølv. En mulig forklaring på at et fald i kviksølvkoncentrationen ikke ses mellem de to undersøgelser, kan være tilstedeværelse af en højere kviksølvkoncentration i de havpattedyr, der blev spist i 2014 i sammenligning med 2005, eller det kan skyldes nye lokale kilder og/eller et stigende indtag af kontaminerede fisk i perioden.

Legacy POP'erne kan stadig måles i høje koncentrationer i befolkningen i Grønland, men niveauerne er faldende når resultater fra B2014 og B2005 sammenlignes. Dette er i overensstemmelse med en undersøgelse af udviklingen i koncentrationer af PCB'er og pesticider i Grønland i perioden 1993-2009 (Bjerregaard et al., 2013) og tyder på, at lovgivningen omkring produktion og udledning af disse stoffer virker. Plasmakoncentrationen af PCB'er målt i B2014 var signifikant stigende med stigende alder, og koncentrationen var højere hos mænd end hos kvinder. "Nye" kontaminanter som toxafener, bromerede flammehæmmere og perfluorerede stoffer kunne alle måles i B2014. Koncentrationen var signifikant stigende med stigende alder og højere for mænd end for kvinder (med undtagelse af PBDE-47). Koncentrationen af PCB'er, PBB-153, PFOS og PFHXS, samt alle 8 legacy POP'er, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne, var signifikant stigende med stigende indtag af havpattedyr. Dette mønster indikerer, at den primære eksponeringsvej for alle de målte stoffer er gennem kosten.

Referencer

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). AMAP Assessment 2002: Human Health in the Arctic. Kapitel 9, side 101.

Bjerregaard P, Jeppesen C. 2010. Inuit dietary patterns in Modern Greenland. *Int J Circumpolar Health*, 69, 13-24.

Bjerregaard P, Pedersen HS, Nielsen NO, Dewailly E. 2013. Population surveys in Greenland 1993-2009: temporal trend of PCBs and pesticides in the general Inuit population by age and urbanisation. *Sci Total Environ*, 454-455:283-8.

Bonefeld-Jorgensen EC, Andersen HR, Rasmussen TH, Vinggaard AM. 2001. Effect of highly bioaccumulated polychlorinated biphenyl congeners on estrogen and androgen receptor activity. *Toxicology*, 158, 141-153.

Brouwer A, Morse DC, Lans MC, Schuur AG, Murk AJ, Klasson-Wehler E et al. 1998. Interactions of persistent environmental organohalogenes with the thyroid hormone system: mechanisms and possible consequences for animal and human health. *Toxicol Ind Health*, 14, 59-84.

Braune BM, Outridge PM, Fisk AT, Muir DC, Helm PA, Hobbs K et al. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Sci Total Environ*, 351-352, 4-56.

Carlsson P, Herzke D, Kallenborn R. 2014. Polychlorinated biphenyls (PCBs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and perfluorinated alkylated substances (PFASs) in traditional seafood items from western Greenland. *Environ Sci Pollut Res*, 21, 4741-4750.

Cheek A, Kow K, Chen J, McLachlan JA. 1999. Potential mechanisms of thyroid disruption in humans: interaction of organochlorine compounds with thyroid receptor, transthyretin, and thyroid-binding globulin. *Environ Health Perspect*, 107, 273-278.

Chen YW, Huang CF, Tsai KS, Yang RS, CC Y, Yang CY et al. 2006. Methylmercury induces pancreatic beta-cell apoptosis and dysfunction. *Chem Res Toxicol*, 19, 1080-1085.

Choi AL, Weihe P, Budtz-Jørgensen E, Jørgensen PJ, Salonen JT, Tuomainen TP et al. 2009. Methylmercury exposure and adverse cardiovascular effects in Faroese whaling men. *Environ Health Perspect*, 117, 367-372.

Dallaire F, Dewailly E, Laliberté C, Muckle G, Ayotte P. 2002. Temporal trends of organochlorine concentrations in umbilical cord blood of newborns from the Lower North Shore of the St. Lawrence River (Quebec, Canada). *Environ Health Perspect*, 110, 835-838.

Dallaire F, Dewailly E, Muckle G, Ayotte P. 2003. Time trends of persistent organic pollutants and heavy metals in umbilical cord blood of Inuit infants born in Nunavik (Quebec, Canada) between 1994 and 2001. *Environ Health Perspect*, 111, 1660-1664.

Dallaire F, Dewailly E, Vécina C, Jacobsen SW, Jacobsen JL et al. 2004. Acute infections and environmental exposure to organochlorines in Inuit infants from Nunavik. *Environ Health Perspect*, 112, 1359-1365.

Darvill T, Lonky E, Reihman J, Stewart P, Pagano J. 2000. Prenatal exposure to PCBs and infant performance on the Fagan test of infant intelligence. *Neurotoxicology*, 21, 1029-1038.

Dewailly E, Ayotte P, Bruneau S, Lebel G, Levallois P, Weber JP. 2001. Exposure of the Inuit population of Nunavik (Arctic Quebec) to lead and mercury. *Arch Environ Health*, 56, 350-357.

Dewailly E, Dallaire R, Pereg D, Ayotte P, Fontaine J, Dery S. 2007. Exposure to environmental contaminants in Nunavik: Persistent organic pollutants and new contaminants of concern. <http://www.inspq.qc.ca>.

Donaldson SG, Van Oostdam J, Tikhonov C, Feeley M, Armstrong B, Ayotte P et al. 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Science Tot Environ*, 408, 5165-5234.

Dumont C, Bellavance F, Noel F. 1998. Mercury levels in the Cree population of James Bay, Quebec, from 1988 to 1993/94. *CMAJ*, 158, 1439-1445.

Harley K, Marks A, Chevrier J, Bradman A, Sjödin A, Eskenazi B. 2010. PBDE Concentrations in Women's Serum and Fecundability. *Environ health perspect*, 118, 699-704.

He K, Xun P, Liu K, Morris S, Reis J, Guallar. 2013. Mercury exposure in young adulthood and incidence of diabetes later in life The CARDIA Trace element study. *Diabetes Care*, 36, 1584-1589.

Jacobsen JL, Jacobsen SW, Humphrey HE. 1990. Effects in utero exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children. *J Pediatr*, 116, 38-45.

Kosatsky T, Przybysz R, Armstrong B. 2000. Mercury exposure in Montrealers who eat St. Lawrence River sportfish. *Environ Res*, 84, 36-43.

Labeuf M, Measures L, Noel M, Raach M, Trottier S. 2014. A twenty-one year temporal trend of persistent organic pollutants in st. Lawrence Estuary beluga, Canada. *Science Tot Environ*, 485-486, 377-386.

Lans MC, Klasson-Wehler E, Willemsen, M, Meussen E, Safe S, Brouwer A. 1993. Structure-dependent, competitive interaction of hydroxyl-polychlorobiphenyls, -dibenzo-p-dioxins and -dibenzofurans with human transthyretin. *Chem Biol Interact*, 88, 7-21.

Laird BD, Goncharov AB, Chan HM. 2013. Body burden of metals and persistent organic pollutants among Inuit in the Canadian Arctic. *Environment Int*, 59, 33-40.

Lakind JS, Berlin CM, Naiman DQ. 2001. Infant exposure to chemicals in breast milk in the United States: what we need to learn from a breast milk monitoring program. *Environ Health Perspect*, 109, 75-88.

Nøst TH, Breivik K, Fuskevåg OM, Nieboer E, Odland JØ, Sandanger TM. 2013. Persistent organic pollutants in Norwegian men from 1979 to 2007: Intraindividual changes, age-period-cohort effects, and model predictions. *Environ Health Perspect*, 121, 1292-1298.

Patandin S, Lanting CI, Mulder PG, Boersma ER, Sauer PJ, Weisglas-Kuperus N. 1999. effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins on cognitive abilities in Dutch children at 42 months of age. *J Pediatr*, 134, 33-41.

Pereg D, Ryan JJ, Ayotte P, Muckle G, Patry B; Dewailly E. 2003. Temporal and spatial changes of brominated diphenyl ethers (BDEs) and other POPs in human milk from Nunavik (Arctic) and southern Quebec. *Organohalogen Compounds*, 66, 2549-2555.

Rawn DFK, Ryan JJ, Sadler AR, Sun WF, Haines D, Macey K et al. 2012. PCDD/F and PCB concentrations in sera from the Canadian Health Measures Survey (CHMS) from 2007 to 2009. *Environ Int*, 47, 48-55.

Rawn DFK, Ryan JJ, Sadler AR, Sun WF, Weber D, Laffey P et al. 2014. Brominated flame retardant concentrations in sera from the Canadian Health Measures Survey (CHMS) from 2007 to 2009. *Environ Int*, 63, 26-34.

Sandanger TM, Brustad M, Odland JO, Doudarey A, Miretsky GI, Chaschin V et al. 2003. Human plasma levels of POPs, and diet among native people from Uelen, Chukotka. *J Environ Monit*, 2003, 689-696.

Safe SH. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs): environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Crit Rev Toxicol*, 24, 87-149.

Schechter A, Birnbaum L, Ryan JJ, Constable, JD. 2006. Dioxins: An overview. *Environ Res*, 101, 419-428.

Schmidt CV. 1999. Most unwanted: persistent organic pollutants. *Environ Health Perspect*, 107, A18-A25.

Schrader TJ, Boyes BG, Matula TI, Heroux-Metcalf C, Langlois I, Downie RH. 1998. In vitro investigation of toxaphene genotoxicity in *S. typhimurium* and Chinese hamster V79 lung fibroblasts. *Mutat Res*, 413, 159-168.

Stewart PW, Reihman J, Lonky EI, Darvill TJ, Pagano J. 2003. Cognitive development in preschool children prenatally exposed to PCBs and MeHg. *Neurotoxicol Teratol*, 25, 11-22.

Van Oostdam J, Donaldson SG, Feeley M, Arnold D, Ayotte P, Bondy G et al. 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: A review. *Science Tot Environ*, 351-352, 165-246.

Viberg H, Lee I, Erikson P. 2013. Adult dose-dependent behavioral and cognitive disturbances after a single neonatal PFHxS dose. *Toxicology*, 304, 185-191.

Walkowiak J, Wiener JA, Fastabend A, Heinzow B, Kramer U, Schmidt E et al. 2001. Environmental exposure to polychlorinated biphenyls and quality of the home environment: effects on psychodevelopment in early childhood. *Lancet*, 358, 1602-1607.

Bilagstabeller og figurer

Table 1B. Kviksvlvkoncentration ($\mu\text{g/L}$) i blodet. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 2005 (N=2799) og 2014 (N=531).

| 2005 | | | | | 2014 | | | | | |
|------|--------------------------|--------------------------|-----|-----|------|--------------------------|--------------------------|-----|-----|------|
| n | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | Min | Max | n | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | Min | Max | P* |
| 2799 | 14.4 | 13.9-14.9 | 0.5 | 280 | 537 | 13.5 | 12.5-14.6 | 0.1 | 190 | 0.10 |

Justeret for alder, køn og sted.

*P-værdi for forskel mellem de to undersøgelser ved brug af GLM.

Tabel 2B. Kviksølvkoncentration ($\mu\text{g/L}$) i blodet hos mænd og kvinder. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 2005 (N=2799) og 2014 (N=531).

| | | 2005 | | | | | 2014 | | | | | |
|----------|---------|------|--------------------------|--------------------------------|-----|-----|------|--------------------------|--------------------------------|------|-----|------|
| | | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % Konfidens- interval | Min | Max | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidens- interval | Min | Max | P* |
| Kviksølv | | | | | | | | | | | | |
| | Mænd | 1232 | 16.5 | 15.7-17.4 | 0.5 | 280 | 195 | 14.3 | 12.6-16.3 | 1.2 | 190 | 0.04 |
| | Kvinder | 1567 | 13.0 | 12.5-13.6 | 0.5 | 170 | 336 | 12.7 | 11.5-13.9 | 0.32 | 180 | 0.58 |

Justeret for alder og sted.

*P-værdi for forskel mellem de to undersøgelser ved brug af GLM.

Tabel 3B. Kviksølvkoncentration ($\mu\text{g/L}$) i blodet i tre aldersgrupper og hos kvinder i den fødedygtige alder. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 2005 (N=2799) og 2014 (N=531).

| | 2005 | | | | | 2014 | | | | | P* |
|---|------|-----------------------|------------------------|-----|-----|------|-----------------------|------------------------|-----|-----|------|
| | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % confidensinterval | Min | Max | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % confidensinterval | Min | Max | |
| Kviksølv | | | | | | | | | | | |
| 18-24 år ^a | 310 | 6.8 | 6.2-7.4 | 0.2 | 97 | 48 | 6.2 | 4.9-7.8 | 0.3 | 53 | 0.47 |
| 25-44 år ^a | 1194 | 11.4 | 10.8-12.0 | 0.1 | 280 | 129 | 11.1 | 9.4-13.1 | 1.2 | 180 | 0.73 |
| 45-85 år ^a | 1295 | 20.6 | 19.6-21.5 | 0.1 | 210 | 354 | 19.2 | 17.6-21.0 | 0.5 | 190 | 0.20 |
| Kvinder i den fødedygtige alder (18-44 år) ^b | 880 | 9.6 | 9.1-10.2 | 0.1 | 140 | 125 | 9.4 | 8.0-11.1 | 0.3 | 180 | 0.80 |

^aJusteret for køn og sted.

^bJusteret for sted.

*P-værdi for forskel mellem de to undersøgelser ved brug af GLM.

Tabel 4B. Plasmakoncentration af 51 organiske kontaminanter ($\mu\text{g}/\text{kg}$), population i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014.

| | n | Detekterings- grænse* | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | Minimum | Maximum |
|----------------------|-----|--------------------------|-----------------|--------------------------|--------------------------|---------|---------|
| PCB (IUPAC #) | | | | | | | |
| 28 | 535 | - | 3.9 | 3.8 | 3.7-4.0 | 1.5 | 10.0 |
| 52 | 536 | - | 0.2 | 22.1 | 21.7-22.5 | 10.0 | 68.7 |
| 74 | 533 | 10 | 92.9 | 18.3 | 16.6-20.0 | 1.0 | 179.5 |
| 99 | 536 | 10 | 98.9 | 38.2 | 35.1-41.6 | 1.5 | 330.3 |
| 101 | 534 | 10 | 85.6 | 4.0 | 3.7-4.4 | 0.4 | 34.1 |
| 105 | 536 | 10 | 90.1 | 7.1 | 6.5-7.8 | 0.4 | 62.8 |
| 118 | 536 | 10 | 100 | 45.4 | 41.4-49.7 | 2.5 | 468.7 |
| 128 | 536 | 10 | 62.9 | 1.8 | 1.7-1.9 | 0.4 | 11.9 |
| 138 | 534 | 10 | 100 | 127.2 | 117.1-138.2 | 6.6 | 796.3 |
| 153 | 536 | 10 | 100 | 366.1 | 332.6-402.9 | 12.9 | 3394.8 |
| 156 | 536 | 10 | 96.8 | 18.7 | 16.8-20.7 | 0.5 | 200.0 |
| 170 | 536 | 10 | 100 | 69.2 | 62.2-76.9 | 2.8 | 1096.6 |
| 180 | 536 | 10 | 100 | 205.1 | 184.4-228.2 | 6.8 | 3294.5 |
| 183 | 536 | 10 | 98.5 | 15.1 | 13.9-16.3 | 0.5 | 109.9 |
| 187 | 536 | 10 | 100 | 77.3 | 70.5-84.8 | 2.9 | 601.8 |
| 189 | 536 | 10 | 77.4 | 4.1 | 3.7-4.5 | 0.4 | 75.9 |
| 194 | 536 | 10 | 98.9 | 35.4 | 31.4-39.9 | 1.0 | 972.6 |
| 203 | 534 | 10 | 95.7 | 15.2 | 14.8-16.9 | 0.5 | 139.8 |
| 209 | 536 | 10 | 77.6 | 4.1 | 3.7-4.5 | 0.4 | 75.2 |

Tabel 4B. Fortsat.

| | n | Detekterings- grænse* | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | Minimum | Maximum |
|--|-----|--------------------------|-----------------|--------------------------|--------------------------|---------|---------|
| Klorerede pesticider og andre industrielle forureningsstoffer | | | | | | | |
| α -HCH | 535 | 10 | 4.5 | 0.74 | 0.71-0.76 | 0.3 | 3.4 |
| γ -HCH | 536 | - | 0.2 | 0.71 | 0.68-0.73 | 0.3 | 2.0 |
| <i>cis</i> -Nonachlor | 536 | 5 | 100 | 48.9 | 44.6-53.5 | 2.0 | 652.0 |
| Hexachlorobenzene | 536 | 20 | 100 | 132.8 | 122.3-144.2 | 9.0 | 1096.6 |
| Heptachlor | 536 | - | 0 | - | - | - | - |
| Mirex | 535 | 10 | 97.6 | 24.2 | 21.5-27.2 | 0.5 | 399.4 |
| Oxychlordane | 536 | 2 | 100 | 151.3 | 134.8-169.9 | 5.3 | 2807.4 |
| <i>p,p'</i> -DDE | 536 | 15 | 100 | 641.1 | 589.8-697.0 | 35.1 | 6185.7 |
| <i>p,p'</i> -DDT | 524 | 20 | 68.1 | 10.9 | 10.1-11.7 | 2.0 | 70.1 |
| β -HCH | 536 | 10 | 98.7 | 19.3 | 17.6-21.2 | 0.5 | 179.5 |
| <i>Trans</i> -Nonachlor | 536 | 1 | 100 | 273.8 | 248.0-302.3 | 10.0 | 2591.5 |
| α -Chlordane | 535 | - | 15.3 | 0.44 | 0.42-0.46 | 0.1 | 11.0 |
| γ -Chlordane | 536 | - | 2.1 | 0.38 | 0.37-0.39 | 0.1 | 2.4 |
| Aldrin | 536 | - | 0 | - | - | - | - |
| Dieldrin | 530 | - | 97.9 | 32.8 | 30.0-35.8 | 0.5 | 854.1 |
| Endrin | 474 | - | 0 | - | - | - | - |
| α -Endosulfan | 498 | - | 0 | - | - | - | - |
| β -Endosulfan | 498 | - | 0 | - | - | - | - |
| Toxafener | | | | | | | |
| Parlar # 26 | 536 | 5 | 100 | 39.8 | 36.4-43.5 | 1.4 | 1096.6 |
| Parlar # 50 | 536 | 5 | 100 | 58.0 | 53.1-63.3 | 2.0 | 1702.8 |

Tabel 4B. Fortsat.

| | n | Detekterings- grænse* | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | Minimum | Maximum |
|---|-----|--------------------------|-----------------|--------------------------|--------------------------|---------|---------|
| Bromerede flammehæmmende stoffer | | | | | | | |
| PBB IUPAC # 153 | 536 | 10 | 60.1 | 2.40 | 2.19-2.64 | 0.4 | 48.9 |
| PBDE IUPAC # 28 | 536 | - | 0.2 | 0.74 | 0.71-0.76 | 0.3 | 4.0 |
| PBDE IUPAC # 47 | 536 | 30 | 55.6 | 1.51 | 1.42-1.60 | 0.3 | 40.0 |
| PBDE IUPAC # 99 | 536 | 20 | 13.6 | 0.89 | 0.84- 0.92 | 0.3 | 11.9 |
| PBDE IUPAC # 100 | 529 | 20 | 4.9 | 0.78 | 0.75-0.81 | 0.3 | 7.5 |
| PBDE IUPAC # 153 | 536 | 10 | 73.7 | 2.11 | 1.99-2.23 | 0.4 | 25 |
| PBDE IUPAC # 154 | 535 | - | 7.9 | 0.80 | 0.77-0.83 | 0.3 | 4.5 |
| PBDE IUPAC # 183 | 536 | - | 0 | - | - | - | - |
| PBDE IUPAC # 209 | 518 | - | 11.0 | 1.78 | 1.69-1.85 | 0.5 | 68.0 |
| Perfluorerede stoffer | | | | | | | |
| PFHxS | 538 | - | 100 | 2.8 | 2.6-3.1 | 0.2 | 29.0 |
| PFOS | 538 | 100 | 100 | 35.8 | 33.3-38.6 | 3.0 | 278.7 |
| PFOA | 538 | - | 100 | 2.3 | 2.1-2.4 | 0.3 | 9.7 |

*Detekteringsgrænse i ng/L som opgivet af laboratoriet.

Tabel 5B. Plasmakoncentrationer ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 19 PCB'er hos mænd og kvinder i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95 % Konfidensinterval | Min | Max | p [§] |
|---------------------------------|-----|-----------------|--------------------------|---------------------------|------|-------|----------------|
| Σ PCB* | | | | | | | |
| Mænd | 196 | 99.5 | 1430 | 1237-1654 | 90.9 | 10829 | <0.001 |
| Kvinder | 332 | 99.1 | 1010 | 900.0-1132 | 83.1 | 8022 | |

* $\Sigma(\text{C}_{28}, \text{C}_{52}, \text{C}_{74}, \text{C}_{99}, \text{C}_{101}, \text{C}_{105}, \text{C}_{118}, \text{C}_{128}, \text{C}_{138}, \text{C}_{152}; \text{C}_{156}, \text{C}_{170}, \text{C}_{180}, \text{C}_{183}, \text{C}_{187}, \text{C}_{189}, \text{C}_{194}, \text{C}_{203}, \text{C}_{209})$.

[§]P-værdi for forskel mellem mænd og kvinder ved brug af One-way ANOVA-test.

Tabel 6B. Plasmakoncentrationer ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 19 PCB'er i tre aldersgrupper og hos kvinder i den fødedygtige alder. Befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk Gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | p [§] |
|--|-----|-----------------|--------------------------|---------------------------|-------|-------|----------------|
| Σ PCB* | | | | | | | |
| 18 - 24 år | 47 | 100 | 289.6 | 231.1-362.9 | 83.1 | 1620 | <0.001 |
| 25 - 44 år | 128 | 100 | 538.9 | 459.5-631.9 | 102.5 | 4230 | |
| 45 - 85 år | 353 | 98.9 | 1817 | 1671-1977 | 188.7 | 10829 | |
| Kvinder i den fødedygtige alder (18-44 år) | 122 | 100 | 428.9 | 365.9-502.9 | 83.1 | 4230 | |

* Σ (C_28, C_52, C_74, C_99, C_101, C_105, C_118, C_128, C_138, C_152, C_156, C_170, C_180, C_183, C_187, C_189, C_194, C_203, C_209).

[§]P-værdi for forskel mellem de tre aldersgrupper ved brug af One-way ANOVA-test.

Tabel 7B. Plasmakoncentrationer ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af PBB-153, PBDE-47, PBDE-153, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) og perfluorohexansulfonat (PFHX3) hos mænd og kvinder i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | p* |
|-------------------------|-----|--------------|-----------------------|------------------------|-----|-------|--------|
| PBB IUPAC # 153 | | | | | | | |
| Mænd | 197 | 71.1 | 3.3 | 2.8-3.8 | 0.4 | 42.1 | <0.001 |
| Kvinder | 339 | 53.7 | 2.0 | 1.8-2.3 | 0.4 | 48.9 | |
| PBDE IUPAC # 47 | | | | | | | |
| Mænd | 197 | 58.4 | 1.6 | 1.5-1.8 | 0.4 | 15.0 | 0.07 |
| Kvinder | 339 | 54.0 | 1.4 | 1.3-1.6 | 0.3 | 40.0 | |
| PBDE IUPAC # 153 | | | | | | | |
| Mænd | 197 | 84.3 | 2.6 | 2.4-2.9 | 0.4 | 25.0 | <0.001 |
| Kvinder | 339 | 67.6 | 1.9 | 1.7-2.0 | 0.5 | 11.9 | |
| PFOS | | | | | | | |
| Mænd | 197 | 100 | 43.6 | 38.8-49.0 | 6.3 | 278.7 | <0.001 |
| Kvinder | 341 | 100 | 32.0 | 29.1-35.2 | 3.0 | 201.6 | |
| PFOA | | | | | | | |
| Mænd | 197 | 100 | 2.8 | 2.6-3.0 | 0.3 | 9.7 | <0.001 |
| Kvinder | 341 | 100 | 2.0 | 1.9-2.1 | 0.2 | 9.1 | |
| PFHX3 | | | | | | | |
| Mænd | 197 | 100 | 3.7 | 3.3-4.3 | 0.2 | 29.1 | <0.001 |
| Kvinder | 341 | 100 | 2.4 | 2.1-2.6 | 0.2 | 27.0 | |

*P-værdi for forskel mellem mænd og kvinder ved brug af One-way ANOVA-test.

Tabel 8B. Plasma koncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af PBB-153, PBDE-47, PBDE-153, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) og perfluorohexansulfonat (PFHX3) i tre aldersgrupper og hos kvinder i den fødedygtige alder. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk Gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | p* |
|--|-----|-----------------|--------------------------|---------------------------|-----|-------|--------|
| PBB IUPAC # 153 | | | | | | | <0.001 |
| 18 - 24 år | 48 | 8.3 | 1.0 | 0.8-1.1 | 0.5 | 3.7 | |
| 25 - 44 år | 131 | 32.8 | 1.3 | 1.1-1.5 | 0.4 | 16.9 | |
| 45 - 85 år | 357 | 77.0 | 3.4 | 3.0-3.8 | 0.4 | 48.9 | |
| Kvinder I den fødedygtige alder (18-44 år) | 126 | 23.0 | 1.2 | 1.0-1.3 | 0.5 | 7.7 | |
| PBDE IUPAC # 47 | | | | | | | <0.001 |
| 18 - 24 år | 48 | 33.3 | 1.3 | 1.0-1.6 | 0.5 | 14.0 | |
| 25 - 44 år | 131 | 36.6 | 1.2 | 1.1-1.3 | 0.4 | 20.9 | |
| 45 - 85 år | 357 | 65.5 | 1.7 | 1.5-1.8 | 0.3 | 40.0 | |
| Kvinder I den fødedygtige alder (18-44 år) | 126 | 37.3 | 1.3 | 1.1-1.4 | 0.5 | 20.9 | |
| PBDE IUPAC # 153 | | | | | | | <0.001 |
| 18 - 24 år | 48 | 27.1 | 1.2 | 1.0-1.4 | 0.5 | 11.9 | |
| 25 - 44 år | 131 | 55.0 | 1.5 | 1.3-1.7 | 0.4 | 11.0 | |
| 45 - 85 år | 357 | 86.8 | 2.6 | 2.4-2.7 | 0.5 | 25.0 | |
| Kvinder I den fødedygtige alder (18-44 år) | 126 | 38.9 | 1.3 | 1.1-1.4 | 0.5 | 11.9 | |
| PFOS | | | | | | | <0.001 |
| 18 - 24 år | 48 | 100 | 11.3 | 9.1-13.9 | 3.0 | 56.3 | |
| 25 - 44 år | 131 | 100 | 23.9 | 20.9-27.4 | 5.1 | 149.9 | |
| 45 - 85 år | 359 | 100 | 48.5 | 44.9-52.3 | 6.1 | 278.7 | |
| Kvinder I den fødedygtige alder (18-44 år) | 126 | 100 | 17.7 | 15.4-20.6 | 3.0 | 139.8 | |
| PFOA | | | | | | | <0.001 |
| 18 - 24 år | 48 | 100 | 1.1 | 0.9-1.3 | 0.3 | 3.3 | |
| 25 - 44 år | 131 | 100 | 1.6 | 1.5-1.8 | 0.4 | 5.1 | |
| 45 - 85 år | 359 | 100 | 2.8 | 2.6-3.0 | 0.2 | 9.7 | |
| Kvinder I den fødedygtige alder (18-44 år) | 126 | 100 | 1.2 | 1.1-1.4 | 0.3 | 5.1 | |
| PFHX3 | | | | | | | <0.001 |
| 18 - 24 år | 48 | 100 | 0.9 | 0.7-1.1 | 0.2 | 1.0 | |
| 25 - 44 år | 131 | 100 | 1.8 | 1.5-2.1 | 0.2 | 17.0 | |
| 45 - 85 år | 359 | 100 | 3.9 | 3.5-4.3 | 0.2 | 29.0 | |
| Kvinder I den fødedygtige alder (18-44 år) | 126 | 100 | 1.2 | 1.0-1.5 | 0.2 | 11.9 | |

*P-værdi for forskel mellem de tre aldersgrupper ved brug af One-way ANOVA test.

Tabel 9B. Plasma koncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 12 legacy POP'er i en population i alderen 18-85 år. Befolkningsundersøgelserne i Grønland 2005 og 2014.

| | 2005 | | | | 2014 | | | | p* |
|------------------------------|------|-----------------|--------------------------|--------------------------|------|-------------------|--------------------------|--------------------------|--------|
| | n | % detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | n | % detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | |
| Σ PCB'er ^a | 1495 | | 1696 | 1639-1755 | 531 | 99.3 ^b | 917.8 | 866.1-972.6 | <0.001 |
| Aldrin | 1621 | | 1.6 | 1.56-1.63 | 536 | 0 | - | - | - |
| β -HCH | 1624 | | 27.3 | 26.4-28.2 | 536 | 98.7 | 17.0 | 16.1-18.1 | <0.001 |
| p,p'-DDE | 1622 | | 1107 | 1066-1149 | 536 | 100 | 573.1 | 537.0-611.6 | <0.001 |
| p,p'-DDT | 1621 | | 26.8 | 25.8-27.9 | 524 | 68.1 | 10.0 | 9.4-10.7 | <0.001 |
| Mirex | 1624 | | 34.1 | 32.7-35.6 | 535 | 97.6 | 21.7 | 19.2-22.2 | <0.001 |
| Hexachlorobenzene | 1625 | | 193.1 | 186.8-200.1 | 536 | 100 | 116.6 | 110.1-123.6 | <0.001 |
| Alpha-Chlordane | 1621 | | 1.56 | 1.52-1.60 | 535 | 15.3 | 0.44 | 0.42-0.47 | <0.001 |
| Gamma-chlordane | 1623 | | 0.81 | 0.79-0.83 | 535 | 2.1 | 0.38 | 0.37-0.39 | <0.001 |
| Cis-Nonachlor | 1625 | | 64.6 | 62.3-67.0 | 536 | 100 | 43.2 | 40.6-46.0 | <0.001 |
| Trans-Nonachlor | 1624 | | 350.4 | 337.3-363.9 | 536 | 100 | 238.9 | 223.6-255.2 | <0.001 |
| Oxychlordane | 1625 | | 199.1 | 190.6-208.1 | 536 | 100 | 128.4 | 118.9-138.5 | <0.001 |

Justeret for alder, køn og sted.

^a Σ (C_28, C_52, C_99, C_101, C_105, C_118, C_128, C_138, C_152; C_156, C_170, C_180, C_183, C_187). Disse 14 PCB'er er målt i begge undersøgelser.

^b Procent af deltagere hvor Σ (C_138, C_153, C_170, C_180, C_187) er detekteret. Disse 5 PCB'er er valgt fordi de bidrager mest til summen af alle 14 PCB'er: GM>50 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

*P-værdi for forskel mellem de to undersøgelser ved brug af GLM.

Tabel 10B. Plasmakoncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 14 PCB'er hos mænd og kvinder i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelserne i Grønland, 2005 og 2014.

| | | 2005 | | | | | 2014 | | | | | |
|---------------------------|---------|------|--------------------------|---------------------------|-----|-------|------|--------------------------|---------------------------|-----|------|--------|
| | | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | P* |
| Σ PCB ^a | | | | | | | | | | | | |
| | Mænd | 677 | 2034 | 1935-2141 | 114 | 24626 | 196 | 1128 | 1027-1239 | 86 | 9480 | <0.001 |
| | Kvinder | 818 | 1472 | 1406-1542 | 99 | 20904 | 335 | 793.9 | 738.8-853.2 | 77 | 7115 | <0.001 |

Justeret for alder og sted.

^a Σ (C₂₈, C₅₂, C₉₉, C₁₀₁, C₁₀₅, C₁₁₈, C₁₂₈, C₁₃₈, C₁₅₂; C₁₅₆, C₁₇₀, C₁₈₀, C₁₈₃, C₁₈₇). Disse 14 PCB'er er målt i begge undersøgelser.

*P-værdi for forskel mellem de to undersøgelser ved brug af GLM.

Tabel 11B. Plasma koncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 14 PCB'er i tre aldersgrupper og hos kvinder i den fødedygtige alder. Befolkningsundersøgelserne i Grønland, 2005 og 2014.

| | | 2005 | | | | | 2014 | | | | | |
|----------------------------|--|------|--------------------------|---------------------------|-------|-------|------|--------------------------|---------------------------|-------|------|--------|
| | | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | n | Geometrisk gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | P* |
| Σ PCBs ^a | | | | | | | | | | | | |
| | 18-24 år ^b | 145 | 569.1 | 514.4-629.5 | 114.4 | 2859 | 47 | 280.9 | 235.1-335.6 | 77.0 | 1527 | <0.001 |
| | 25-44 år ^b | 592 | 1045 | 982.4-1113 | 98.5 | 24626 | 131 | 462.2 | 404.2-528.5 | 96.8 | 3972 | <0.001 |
| | 45-85 år ^b | 758 | 2833 | 2695-2978 | 288.0 | 22220 | 353 | 1622 | 1509-1748 | 176.4 | 9480 | <0.001 |
| | Kvinder i den fødedygtige alder (18-44 år) ^c | 432 | 795.5 | 738.0-856.6 | 98.5 | 7387 | 125 | 358.5 | 311.7-412.0 | 77.0 | 3972 | <0.001 |

^a Σ (C₂₈, C₅₂, C₉₉, C₁₀₁, C₁₀₅, C₁₁₈, C₁₂₈, C₁₃₈, C₁₅₂; C₁₅₆, C₁₇₀, C₁₈₀, C₁₈₃, C₁₈₇). Disse 14 PCB'er er målt i begge undersøgelser.

^b Justeret for køn og sted.

^c Justeret for sted.

* P-værdi for forskel mellem de to undersøgelser ved brug af GLM.

Tabel 12B. Kviksølvkoncentration ($\mu\text{g/L}$) fordelt på kvartiler af indtag (antal gange om måneden) af havpattedyr i en population i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95 % Konfidensinterval | Min | Max | Ratio 1:4 kvartil | P [§] |
|---------------------------|-----|-----------------|--------------------------|---------------------------|-----|-------|----------------------|----------------|
| Kviksølv | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 10.1 | 8.8-11.7 | 0.5 | 149.9 | 0.3 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 132 | 100 | 15.3 | 13.2-17.6 | 2.2 | 83.9 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 133 | 100 | 19.7 | 17.0-22.7 | 0.3 | 190.6 | | |
| Højt (4. kvartil) | 132 | 100 | 32.2 | 27.9-37.2 | 4.7 | 190.6 | | |

Justeret for alder og køn.

[§]P-værdi for forskel mellem kvartilerne ved brug af GLM.

Tabel 13B. Plasmakoncentrationer ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 19 PCB'er fordelt på kvartiler af indtag (antal gange om måneden) af havpattedyr i en population i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland, 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95 % Konfidensinterval | Min | Max | Ratio 1:4 kvartil | p^{\S} |
|---------------------------------|-----|-----------------|--------------------------|---------------------------|-------|---------|----------------------|----------|
| Σ PCB* | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 133 | 100 | 833.8 | 740.3-939.2 | 83.1 | 10829.2 | 0.5 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 131 | 97.8 | 1046.3 | 928.9-1178.5 | 99.5 | 8022.5 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 130 | 99.3 | 1164.4 | 1032.8-1313.0 | 90.9 | 7785.4 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 1711.3 | 1520.8-1925.6 | 119.1 | 8518.5 | | |

Justeret for alder og køn.

* Σ (C_28, C_52, C_74, C_99, C_101, C_105, C_118, C_128, C_138, C_152; C_156, C_170, C_180, C_183, C_187, C_189, C_194, C_203, C_209).

\S p-værdi for forskel mellem kvartilerne ved brug af GLM.

Tabel 14B. Plasma koncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af PBB-153, PBDE-47, PBDE-153, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) og perfluorohexansulfonat (PFHx3) fordelt på kvartiler af indtag (antal gange om måneden) af havpattedyr i en population i alderen 18 til 85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.

| | n | % Detekteret | Geometrisk Gennemsnit | 95 % konfidensinterval | Min | Max | Ratio 1:4 kvartil | P* |
|---------------------------|-----|-----------------|--------------------------|---------------------------|-----|-------|----------------------|--------|
| PBB IUPAC # 153 | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 41,8 | 1,7 | 1,5-2,1 | 0,4 | 42,0 | 0,5 | <0,001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 62,4 | 2,1 | 1,8-2,5 | 0,4 | 48,9 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 61,5 | 2,5 | 2,2-2,9 | 0,5 | 27,9 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 74,6 | 3,5 | 3,0-4,1 | 0,5 | 38,9 | | |
| PBDE IUPAC # 47 | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 44,0 | 1,3 | 1,2-1,5 | 0,4 | 11,0 | 0,6 | 0,04 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 51,1 | 1,5 | 1,3-1,7 | 0,3 | 40,0 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 53,3 | 1,5 | 1,3-1,7 | 0,5 | 20,9 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 73,9 | 1,7 | 1,5-1,9 | 0,5 | 15,0 | | |
| PBDE IUPAC # 153 | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 61,2 | 1,8 | 1,6-2,0 | 0,5 | 25,0 | 0,7 | <0,001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 74,4 | 2,0 | 1,8-2,2 | 0,4 | 11,0 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 72,6 | 2,1 | 1,9-2,3 | 0,5 | 18,9 | | |
| Højt (75-100%) | 134 | 86,6 | 2,5 | 2,2-2,7 | 0,5 | 11,9 | | |
| PFOS | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 24,7 | 22,1-27,5 | 3,0 | 190,9 | 0,4 | <0,001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 135 | 100 | 32,7 | 29,3-36,4 | 5,2 | 210,6 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 37,2 | 37,2-41,6 | 4,0 | 219,2 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 55,0 | 55,0-61,4 | 3,9 | 278,7 | | |
| PFOA | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 1,9 | 1,8-2,1 | 0,2 | 6,3 | 0,7 | <0,001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 135 | 100 | 2,2 | 2,0-2,4 | 0,3 | 6,7 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 2,2 | 2,0-2,4 | 0,5 | 9,6 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 2,8 | 2,6-3,1 | 0,3 | 9,0 | | |
| PFHxS | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 1,8 | 1,6-2,1 | 0,2 | 20,1 | 0,4 | <0,001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 135 | 100 | 2,5 | 2,2-2,8 | 0,2 | 16,0 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 2,8 | 2,5-3,3 | 0,2 | 27,1 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 4,8 | 4,2-5,5 | 0,3 | 29,0 | | |

Justeret for alder og køn.

*P-værdi for forskel mellem kvartilerne ved brug af GLM.

Tabel 15B. Plasma koncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af 9 legacy POP'er^a fordelt på kvartiler af indtag (antal gange om måneden) af havpattedyr i en population i alderen 18-85 år. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.

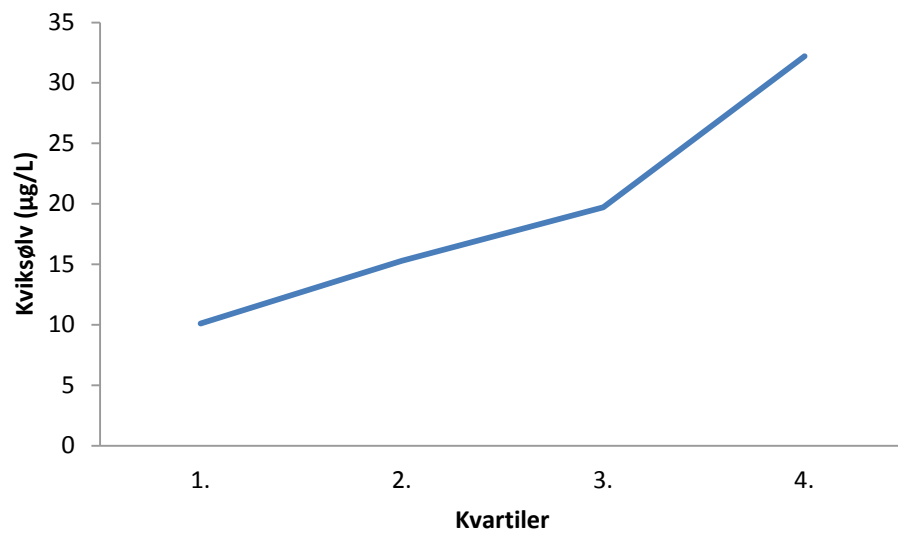
| | n | % detekteret | Geometrisk gennemsnit | 95% konfidensinterval | Min | Max | Ratio 1:4 kvartil | p* |
|-------------------------------|-----|-----------------|--------------------------|--------------------------|------|--------|----------------------|--------|
| β-HCH | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 96.3 | 12.4 | 10.9-14.1 | 0.5 | 179.5 | 0,4 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 100 | 17.4 | 15.3-19.8 | 1.0 | 110.0 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 98.5 | 20.6 | 18.1-23.4 | 1.0 | 130.3 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 31.5 | 27.7-35.8 | 3.0 | 179.5 | | |
| p,p'-DDE | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 427.5 | 378.0-483.5 | 35.2 | 3983.8 | 0,5 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 100 | 619.6 | 547.8-700.6 | 66.0 | 4105.2 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 677.2 | 599.4-765.1 | 50.9 | 6185.7 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 942.0 | 833.0-1064.2 | 99.4 | 4491.8 | | |
| p,p'-DDT | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 133 | 42.9 | 7.4 | 6.6-8.4 | 2.0 | 56.8 | 0,5 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 129 | 72.1 | 10.1 | 9.0-11.4 | 2.0 | 51.9 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 130 | 73.8 | 11.6 | 10.3-13.1 | 3.0 | 70.8 | | |
| Højt (4. kvartil) | 132 | 84.1 | 16.0 | 14.2-18.0 | 3.0 | 66.7 | | |
| Mirex | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 95.5 | 16.7 | 14.3-19.4 | 1.0 | 340.4 | 0,4 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 97.7 | 21.9 | 18.8-25.4 | 0.5 | 249.6 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 134 | 97.8 | 24.5 | 21.1-28.5 | 0.5 | 290.0 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 99.3 | 38.2 | 32.9-44.4 | 1.0 | 399.0 | | |
| Hexachlorobenzene | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 89.6 | 79.9-100.3 | 9.0 | 1002.2 | 0,5 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 100 | 121.9 | 108.9-136.6 | 15.9 | 578.2 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 143.5 | 128.1-160.5 | 12.9 | 796.3 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 198.5 | 177.2-222.3 | 27.1 | 1096.6 | | |
| Cis-Nonachlor | | | | | | | | |
| Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 32.4 | 28.6-36.6 | 2.0 | 350.7 | 0,5 | <0.001 |
| Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 100 | 48.1 | 42.6-54.4 | 2.3 | 270.4 | | |
| Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 52.5 | 52.5-59.3 | 3.4 | 652.0 | | |
| Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 69.6 | 61.6-78.7 | 8.0 | 330.3 | | |

| | | | | | | | | | |
|-----------------|---------------------------|-----|------|-------|-------------|------|--------|-----|--------|
| Trans-Nonachlor | | | | | | | | | |
| | Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 175.9 | 154.2-200.5 | 11.0 | 1998.0 | 0,4 | <0.001 |
| | Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 100 | 259.6 | 227.5-295.9 | 10.0 | 1702.8 | | |
| | Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 292.2 | 256.5-332.6 | 15.0 | 2591.5 | | |
| | Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 421.6 | 369.8-480.6 | 40.0 | 2392.3 | | |
| Oxychlordan | | | | | | | | | |
| | Lavt (1. kvartil) | 134 | 100 | 88.3 | 75.1-104.0 | 5.3 | 1998.2 | 0,3 | <0.001 |
| | Lavt-moderat (2. kvartil) | 133 | 100 | 133.1 | 113.1-156.5 | 5.6 | 1394.1 | | |
| | Moderat-højt (3. kvartil) | 135 | 100 | 160.9 | 137.0-189.0 | 5.3 | 2100.6 | | |
| | Højt (4. kvartil) | 134 | 100 | 276.7 | 235.3-325.4 | 16.0 | 2807.4 | | |
| Dieldrin | | | | | | | | | |
| | Lavt (1. kvartil) | 133 | 92.5 | 20.1 | 17.4-23.1 | 0.5 | 259.8 | 0,4 | <0.001 |
| | Lavt-moderat (2. kvartil) | 132 | 100 | 31.3 | 27.2-36.0 | 4.1 | 179.5 | | |
| | Moderat-højt (3. kvartil) | 132 | 99.2 | 36.9 | 32.1-42.5 | 1.0 | 854.1 | | |
| | Højt (4. kvartil) | 133 | 100 | 50.0 | 43.5-57.5 | 2.0 | 219.2 | | |

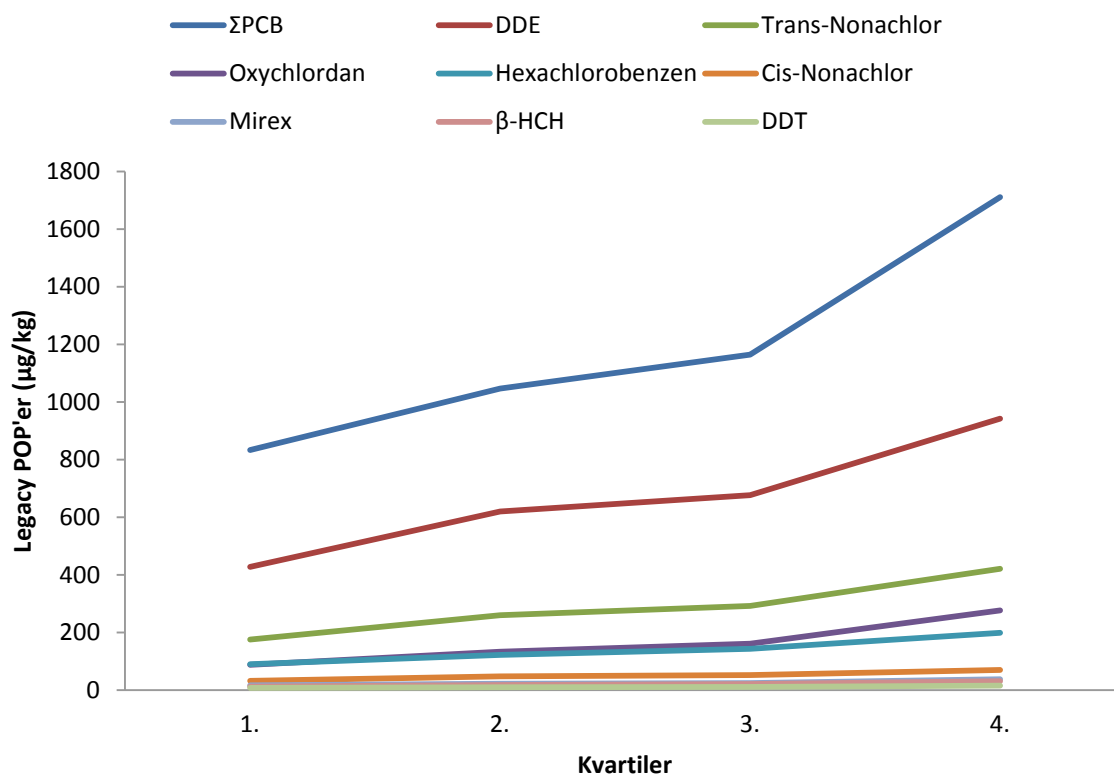
^a Kun stoffer, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne er inkluderet .

Justeret for alder og køn.

*P-værdi for forskel mellem kvartilerne ved brug af GLM.

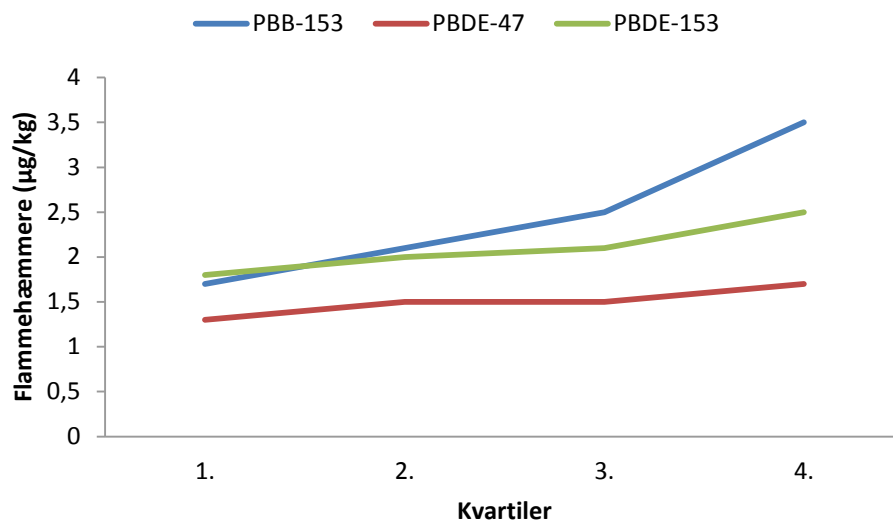


Figur 1B. Plasmakoncentration af kviksøl i kvartiler af indtag af havpattedyr. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.

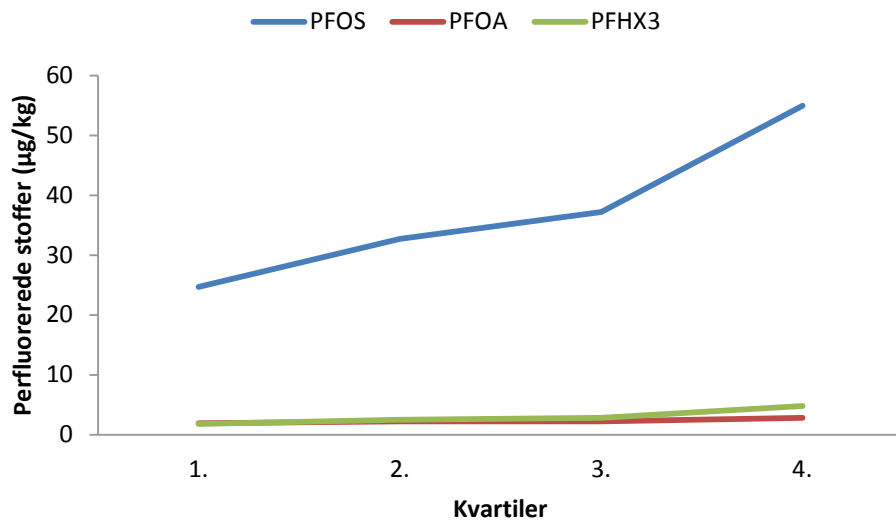


Figur 2B. Plasmakoncentration af 9 legacy POP'er (de stoffer, der blev detekteret i mere end 50% af prøverne) i kvartiler af indtag af havpattedyr. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.

ΣPCB: (C_28, C_52, C_74, C_99, C_101, C_105, C_118, C_128, C_138, C_152; C_156, C_170, C_180, C_183, C_187, C_189, C_194, C_203, C_209).



Figur 3B. Plasmakoncentration af flammehæmmende stoffer i kvartiler af indtag af havpattedyr. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.



Figur 4B. Plasmakoncentration af perfluorerede stoffer i kvartiler af indtag af havpattedyr. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014.

KONTAMINANTER I BEFOLKNINGEN I ØSTGRØNLAND

OG QAANAAQ 2016

SUPPLERENDE RAPPORT

Peter Bjerregaard



Denne rapport er et supplement til rapporten "Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014. Eksponering for miljøkontaminanter i Grønland: Kviksølv og persistente organiske forureningsstoffer (POP)" udarbejdet af Nina Odgaard Nielsen og Peter Bjerregaard til Miljøstyrelsen i 2015. Miljøstyrelsens Dancea midler støttede indsamling og analyse af kontaminantdata fra Tasiilaq og Kuummiut i Østgrønland og fra Qaanaaq. Både i Østgrønland og Qaanaaq var der tale om et delprojekt under Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014, hvor der ligeledes støttet af Dancea blev indsamlet kontaminantdata fra Vestgrønland. Der findes således et geografisk bredt datamateriale indeholdende analyser af kviksølv og en lang række persistente, organiske forureningsstoffer indsamlet over en kort årrække (2014-2016), som kan relateres til spørgeskemadata og kliniske data. Data er indsamlet blandt mænd og kvinder i alderen 18-85 år. Tabel 1 viser den geografiske fordeling af kontaminantdata. Bemærk at Dancea midlerne finansierede kontaminantanalyser for 148 deltagere i hver lokalitet; de supplerende kviksølvanalyser er finansieret af Departementet for Sundhed, Grønlands Selvstyre. Undersøgelsens baggrund og metode er nærmere beskrevet i hovedrapporten.

| Tabel 1. Geografisk fordeling af kontaminantdata fra Grønland 2014-2016. | | | |
|--|----------|---------------|--|
| Lokalitet | Kviksølv | Mindst en POP | |
| <i>Vestgrønland (byer)</i> | | | |
| Narsaq | 102 | 105 | |
| Maniitsoq | 115 | 116 | |
| Upernavik | 90 | 90 | |
| <i>Vestgrønland (bygder)</i> | | | |
| Qeqertarsuaat* | 86 | - | |
| Atammik | 53 | 55 | |
| Napasooq | 18 | 18 | |
| Ukkusissat | 22 | 22 | |
| Saattut | 14 | 14 | |
| Aappilattoq (Upv) | 29 | 29 | |
| Innaarsuit | 37 | 37 | |
| Kullorsuaq | 59 | 60 | |
| <i>Østgrønland</i> | | | |
| Tasiilaq* | 114 | 89 | |
| Kuummiut | 59 | 59 | |
| <i>Nordgrønland</i> | | | |
| Qaanaaq* | 181 | 148 | |
| I alt | 979 | 842 | |

Geografisk fordeling

Tabel 2 viser, at den geometriske middelværdi for total kviksølv var lavest i byerne i Vestgrønland og i Tasiilaq, middelhøj i bygderne og højest i Qaanaaq, hvor værdierne var tre gange så høje som i byerne. Som et eksempel på koncentrationen af de persistente organiske forureningsstoffer vises summen af 14 PCB kongenerne. For disse var den geometriske middelværdi lavest i byerne i Vestgrønland, dobbelt så høj i bygderne i Vestgrønland samt i Qaanaaq, og endnu betydeligt højere i Østgrønland. Hvor der altså for kviksølv var tale om en forskel mellem by og bygd og med Qaanaaq i toppen, var der for POP'erne tale om yderligere store forskelle mellem Østkysten og Vestkysten. De fleste af de øvrige 32 POP'er viste samme geografiske fordeling som PCB, dog ikke aldrin, alpha_chlordane, gamma_chlordane, PBDE_28, PBDE_100, PBDE_209, alpha_HCH, gamma_HCH og heptachlor.

| | Kviksølv | Sum af 14 PCB* | | |
|-------------------------------|----------|----------------|--|--|
| | µg/l | µg/kg | | |
| Byer i Vestgrønland | 11.4 | 766 | | |
| Bygder i Vestgrønland | 23.3 | 1526 | | |
| By i Østgrønland (Tasiilaq) | 12.6 | 2718 | | |
| Bygd i Østgrønland (Kuummiut) | 25.6 | 3869 | | |
| Qaanaaq | 38.7 | 1409 | | |
| <i>p</i> | <0,001 | <0,001 | | |

* Σ IUPAC # C_28, C_52, C_99, C_101, C_105, C_118, C_128, C_138, C_153, C_156, C_170, C_180, C_183, C_187.

Tidsmæssige ændringer

Den analyserede periode er kort, 8 år for Østgrønland og 6 år for Qaanaaq, så det kan ikke forventes, at der kan ses statistisk sikre forskelle, især ikke for POP'er, der har en halveringstid i kroppen på adskillige år. Ikke desto mindre var der et tydeligt fald i kviksølvkoncentrationen i Kuummiut og Qaanaaq, der i forvejen havde de højeste koncentrationer, mens en lille stigning i Tasiilaq ikke var statistisk sikker. Summen af 14 PCB kongenerne steg i lidt Østgrønland, men faldt i Qaanaaq, dog var ændringerne ikke så markante som for kviksølv.

| Tabel 3. Tidsmæssige ændringer i koncentrationen af udvalgte kontaminanter i Østgrønland (2008-2016) og Qaanaaq (2010-2016). Geometrisk middelværdi. Justeret for alder og køn. | | |
|---|------------------|-------------------------|
| | Kviksølv µg/l | Sum af 14 PCB* µg/kg |
| Tasiilaq 2008 | 9.9 | 2376 |
| Tasiilaq 2016 | 13.3 | 2919 |
| <i>p</i> | 0,07 | 0,024 |
| Kuummiut 2008 | 43.6 | 3249 |
| Kuummiut 2016 | 25.0 | 3587 |
| <i>p</i> | <0,001 | 0,25 |
| Qaanaaq 2010 | 64.9 | 1527 |
| Qaanaaq 2016 | 36.2 | 1282 |
| <i>p</i> | <0,001 | 0,012 |

* Σ IUPAC # C_28, C_52, C_99, C_101, C_105, C_118, C_128, C_138, C_153, C_156, C_170, C_180, C_183, C_187.

Metoder

For en generel metodebeskrivelse for Befolkningsundersøgelsen i 2014 og for analyser af kontaminanter se Hovedrapporten (Nielsen NO, Bjerregaard P. Befolkningsundersøgelsen i Grønland 2014. Eksponering for miljøkontaminanter i Grønland: Kviksølv og persistente organiske forureningsstoffer (POP). Statens Institut for Folkesundhed, 2015).

Østgrønland

Interview og spørgeskemadata (N=227; 69% deltagelse) blev indsamlet i Tasiilaq og Kuummiut i 2014 som en del af Befolkningsundersøgelsen. Der var på dette tidspunkt ikke finansiering til en miljømedicinsk komponent, men i april 2016 blev Østgrønland besøgt igen, og der blev indsamlet blodprøver. Der blev taget kontakt til de 227 deltagere fra 2014, og det lykkedes at få blodprøver fra 173 af disse (76%). Den samlede deltagelse for kontaminantanalyser var således 53%. Dancea finansierede analyser af kviksølv og POP for 148 af deltagerne, der blev udvalgt tilfældigt blandt de deltagere, der afgav en blodprøve (45% deltagelse), mens Departementet for Sundhed som led i basisfinansieringen af befolkningsundersøgelsen finansierede analyser af kviksølv på yderligere 25 deltagere. Kontaminantdata fra Østgrønland indgår som en del af basisdatasættet fra Befolkningsundersøgelsen i 2014.

Qaanaaq

I Qaanaaq blev der i 2016 gennemført en befolkningsundersøgelse som pilotstudie til befolkningsundersøgelsen i 2018. I forbindelse med denne blev der indsamlet blodprøver fra alle 181 deltagere (deltagelse 56%). Dancea finansierede analyser af kviksølv og POP på 148 af deltagerne, som blev udvalgt tilfældigt blandt alle deltagere (46% deltagelse), mens Departementet for Sundhed som led i basisfinansieringen af befolkningsundersøgelsen finansierede analyser af kviksølv på yderligere 33 deltagere. Data fra Qaanaaq inklusive kontaminantdata kommer til at indgå som en del af basisdatasættet fra Befolkningsundersøgelsen i 2018.

Bilag 2

Tabel B1. Kontaminanter hos voksne deltagere fra Østgrønland i 2016.

| | N | % detekteret | Geometrisk gennemsnit µg/l | Middelværdi µg/l | 95% sikkerhedsinterval µg/l | |
|--|-----|--------------|----------------------------------|---------------------|-----------------------------------|--------|
| Total kviksølv i fuldblod | 173 | 100.0 | 16.1 | 21.2 | 18.5 | 23.8 |
| PCB IUPAC # | | | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| C_28 | 145 | 6.2 | 3.8 | 4.0 | 3.8 | 4.2 |
| C_52 | 147 | 3.4 | 22.5 | 24.1 | 22.0 | 26.1 |
| C_74 | 147 | 94.6 | 31.7 | 46.0 | 40.5 | 51.4 |
| C_99 | 147 | 99.3 | 113.5 | 152.4 | 136.1 | 168.8 |
| C_101 | 147 | 95.9 | 8.9 | 11.8 | 10.3 | 13.4 |
| C_105 | 147 | 97.3 | 18.5 | 25.8 | 22.8 | 28.8 |
| C_118 | 147 | 100.0 | 115.2 | 163.2 | 144.2 | 182.1 |
| C_128 | 145 | 93.1 | 4.9 | 6.6 | 5.8 | 7.5 |
| C_138 | 147 | 100.0 | 443.5 | 612.9 | 543.7 | 682.1 |
| C_153 | 147 | 100.0 | 1127.5 | 1625.2 | 1435.3 | 1815.1 |
| C_156 | 147 | 100.0 | 38.7 | 64.4 | 54.8 | 73.9 |
| C_170 | 147 | 100.0 | 216.2 | 338.7 | 294.2 | 383.2 |
| C_180 | 147 | 100.0 | 623.5 | 994.8 | 857.7 | 1131.9 |
| C_183 | 147 | 100.0 | 54.7 | 75.0 | 66.4 | 83.7 |
| C_187 | 147 | 100.0 | 238.4 | 340.5 | 300.5 | 380.5 |
| C_189 | 147 | 90.5 | 8.7 | 15.2 | 12.8 | 17.6 |
| C_194 | 147 | 100.0 | 95.3 | 174.3 | 145.8 | 202.9 |
| C_203 | 147 | 100.0 | 42.4 | 64.3 | 56.1 | 72.6 |
| C_209 | 147 | 91.2 | 10.8 | 20.3 | 17.0 | 23.6 |
| Klorerede pesticider og andre industrielle forureningsstoffer | | | | | | |
| Aldrin | 147 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| Alpha_chlordane | 147 | 4.8 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.5 |
| Cis_Nonachlor | 147 | 100.0 | 98.9 | 134.3 | 120.0 | 148.6 |
| Gamma_chlordane | 147 | 0.0 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |
| Hexachlorobenzene | 147 | 100.0 | 169.1 | 219.6 | 195.6 | 243.5 |
| Mirex | 147 | 99.3 | 65.5 | 108.9 | 93.2 | 124.6 |
| Oxychlordane | 147 | 100.0 | 381.2 | 575.1 | 504.0 | 646.2 |
| DDE | 147 | 100.0 | 2255.6 | 3189.4 | 2785.4 | 3593.5 |
| DDT | 147 | 93.9 | 36.5 | 48.5 | 43.0 | 54.0 |
| Transnonachlor | 147 | 100.0 | 641.3 | 917.7 | 809.9 | 1025.6 |
| Dieldrin | 147 | 100.0 | 62.9 | 87.1 | 75.7 | 98.4 |
| Endrin | 146 | 0.0 | 2.1 | 2.2 | 2.1 | 2.3 |
| Alpha_HCH | 147 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| Beta_HCH | 147 | 96.6 | 31.9 | 46.2 | 40.9 | 51.4 |

| | | | | | | |
|---|-----|-------|-------|-------|-------|-------|
| Gamma_HCH | 147 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| Alpha_endosulfan | 146 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| Beta_endosulfan | 146 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| Heptachlor | 147 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| Bromerede flammehæmmende stoffer IUPAC # | | | | | | |
| PBB_153 | 147 | 85.0 | 5.3 | 8.9 | 7.5 | 10.2 |
| PBDE_28 | 147 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| PBDE_47 | 147 | 92.5 | 2.8 | 3.4 | 2.9 | 3.9 |
| PBDE_99 | 146 | 13.0 | 0.8 | 1.0 | 0.8 | 1.2 |
| PBDE_100 | 147 | 6.1 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 1.0 |
| PBDE_153 | 147 | 93.2 | 4.5 | 5.6 | 5.0 | 6.2 |
| PBDE_154 | 147 | 38.1 | 1.1 | 1.4 | 1.2 | 1.5 |
| PBDE_183 | 147 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.8 |
| PBDE_209 | 147 | 21.8 | 1.9 | 2.7 | 2.0 | 3.3 |
| Toxafener | | | | | | |
| Toxaphene_P26 | 147 | 100.0 | 93.1 | 134.0 | 116.4 | 151.5 |
| Toxaphene_P50 | 147 | 100.0 | 143.2 | 203.9 | 177.6 | 230.2 |
| Perfluorede stoffer | | | | | | |
| Plasma perfluorohexane sulfonate | 148 | 100.0 | 6.4 | 9.5 | 8.2 | 10.7 |
| Plasma perfluorooctane sulfonate | 148 | 100.0 | 50.2 | 66.9 | 59.4 | 74.4 |
| Plasma perfluorooctanoic acid | 148 | 100.0 | 3.0 | 3.6 | 3.3 | 3.9 |

Tabel B2. Kontaminanter hos voksne deltagere fra Qaanaaq i 2016.

| | N | % detekteret | Geometrisk gennemsnit | Middelværdi | 95% sikkerhedsinterval | |
|--|-----|--------------|--------------------------|-------------|---------------------------|--------|
| | | | µg/l | µg/l | µg/l | |
| Total kviksølv i fuldblod | 181 | 100.0 | 38.7 | 47.1 | 43.3 | 51.0 |
| PCB IUPAC # | | | µg/kg | µg/kg | µg/kg | |
| C_28 | 143 | 9.8 | 4.1 | 4.2 | 4.0 | 4.4 |
| C_52 | 143 | 4.9 | 24.1 | 25.5 | 23.7 | 27.2 |
| C_74 | 143 | 94.4 | 27.1 | 42.0 | 36.4 | 47.6 |
| C_99 | 143 | 99.3 | 64.7 | 88.6 | 78.4 | 98.8 |
| C_101 | 143 | 93.0 | 7.9 | 10.8 | 9.4 | 12.1 |
| C_105 | 143 | 95.1 | 13.3 | 19.7 | 17.2 | 22.2 |
| C_118 | 143 | 100.0 | 75.3 | 114.2 | 99.3 | 129.1 |
| C_128 | 143 | 76.9 | 2.6 | 3.3 | 3.0 | 3.7 |
| C_138 | 143 | 100.0 | 172.6 | 238.7 | 210.9 | 266.4 |
| C_153 | 143 | 100.0 | 513.7 | 772.4 | 671.9 | 873.0 |
| C_156 | 143 | 96.5 | 20.6 | 34.7 | 29.3 | 40.0 |
| C_170 | 143 | 99.3 | 85.7 | 144.0 | 122.2 | 165.8 |
| C_180 | 143 | 100.0 | 251.5 | 419.7 | 356.8 | 482.6 |
| C_183 | 143 | 97.9 | 18.1 | 24.6 | 21.8 | 27.4 |
| C_187 | 143 | 100.0 | 95.1 | 136.8 | 120.7 | 152.9 |
| C_189 | 143 | 79.0 | 4.5 | 7.5 | 6.3 | 8.7 |
| C_194 | 143 | 97.9 | 45.7 | 90.7 | 73.8 | 107.6 |
| C_203 | 143 | 95.8 | 15.6 | 24.1 | 20.9 | 27.3 |
| C_209 | 143 | 75.5 | 4.3 | 7.9 | 6.3 | 9.4 |
| Klorerede pesticider og andre industrielle forureningsstoffer | | | | | | |
| Aldrin | 143 | 0.0 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 0.8 |
| Alpha_chlordane | 143 | 11.9 | 0.4 | 0.5 | 0.4 | 0.5 |
| Cis_Nonachlor | 143 | 100.0 | 75.0 | 111.7 | 97.5 | 125.9 |
| Gamma_chlordane | 143 | 5.6 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |
| Hexachlorobenzene | 143 | 100.0 | 201.7 | 286.0 | 249.5 | 322.4 |
| Mirex | 143 | 98.6 | 31.6 | 55.5 | 46.7 | 64.3 |
| Oxychlordane | 143 | 100.0 | 293.9 | 496.6 | 425.5 | 567.7 |
| DDE | 143 | 100.0 | 938.1 | 1285.0 | 1131.4 | 1438.6 |
| DDT | 139 | 90.6 | 23.1 | 29.3 | 26.1 | 32.5 |
| Transnonachlor | 143 | 100.0 | 455.9 | 695.9 | 606.1 | 785.8 |
| Dieldrin | 148 | 100.0 | 48.9 | 69.3 | 60.7 | 78.0 |
| Endrin | 142 | 0.0 | 2.3 | 2.3 | 2.2 | 2.4 |
| Alpha_HCH | 143 | 8.4 | 0.8 | 0.9 | 0.8 | 0.9 |
| Beta_HCH | 143 | 99.3 | 39.7 | 60.4 | 52.3 | 68.5 |
| Gamma_HCH | 143 | 2.1 | 0.7 | 0.8 | 0.8 | 0.9 |
| Alpha_endosulfan | 148 | 0.0 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 0.8 |

| | | | | | | |
|---|-----|-------|------|-------|-------|-------|
| Beta_endosulfan | 148 | 0.0 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 0.8 |
| Heptachlor | 143 | 0.7 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 0.8 |
| Bromerede flammehæmmende stoffer IUPAC # | | | | | | |
| PBB_153 | 143 | 65.7 | 2.7 | 4.3 | 3.6 | 5.0 |
| PBDE_28 | 143 | 1.4 | 0.8 | 0.9 | 0.7 | 1.0 |
| PBDE_47 | 143 | 76.2 | 2.1 | 5.4 | 1.6 | 9.3 |
| PBDE_99 | 143 | 19.6 | 1.0 | 1.9 | 1.0 | 2.9 |
| PBDE_100 | 143 | 2.1 | 0.8 | 1.3 | 0.6 | 2.0 |
| PBDE_153 | 143 | 81.8 | 2.7 | 3.7 | 2.9 | 4.5 |
| PBDE_154 | 143 | 7.0 | 0.8 | 0.9 | 0.8 | 1.0 |
| PBDE_183 | 143 | 0.0 | 0.7 | 0.8 | 0.7 | 0.8 |
| PBDE_209 | 143 | 11.9 | 1.7 | 2.0 | 1.7 | 2.2 |
| Toxafener | | | | | | |
| Toxaphene_P26 | 143 | 100.0 | 66.9 | 103.2 | 88.2 | 118.2 |
| Toxaphene_P50 | 143 | 100.0 | 84.5 | 127.3 | 109.6 | 145.0 |
| Perfluorede stoffer | | | | | | |
| Plasma perfluorohexane sulfonate | 148 | 100.0 | 5.0 | 7.1 | 6.2 | 8.0 |
| Plasma perfluorooctane sulfonate | 148 | 100.0 | 43.8 | 56.6 | 50.6 | 62.6 |
| Plasma perfluorooctanoic acid | 148 | 100.0 | 2.5 | 3.0 | 2.7 | 3.3 |