

VALTIONEUVOSTON
SELVITYS- JA TUTKIMUSTOIMINTA

Jaakko Mannio – Panu Rantakokko – Katriina Kyllönen
– Pia Anttila – Sari Kauppi – Päivi Ruokojärvi – Hannele
Hakola – Hannu Kiviranta – Markku Korhonen – Simo
Salo - Timo Seppälä – Matti Viluksela

Kaukokulkeutuvat ympäristömyrkyt Suomen pohjoisilla alueilla – LAPCON

Elokuu 2016

Valtioneuvoston selvitys-
ja tutkimustoiminnan
julkaisusarja 33/2016

KUVAILULEHTI

Julkaisija ja julkaisuaika	Valtioneuvoston kanslia, 24.8.2016	
Tekijät	Jaakko Mannio – Panu Rantakokko – Katriina Kyllönen – Pia Anttila – Sari Kauppi – Päivi Ruokojärvi – Hannele Hakola – Hannu Kiviranta – Markku Korhonen – Simo Salo - Timo Seppälä – Matti Viluksela	
Julkaisun nimi	Kaukokulkeutuvat ympäristömyrkyt Suomen pohjoisilla alueilla – LAPCON	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 33/2016	
Asiasanat	altistuminen, arktinen alue, elohopea, kaukokulkeutuminen, POP-yhdisteet, ympäristönsuojelu, ympäristöterveys	
Julkaisuaika	Elokuu, 2016	Sivuja 70 +liite 16 s. Kieli suomi

Tiivistelmä

Raportissa luodaan katsaus Suomen pohjoisille alueille kaukokulkeutuvista ympäristömyrkyistä, niiden esiintymisessä tapahtuneista muutoksista ja tulevaisuuden kehityksestä.

Elohopeaa ja pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä (POP-yhdisteitä) esiintyy nykyään kaikkialla. POP-yhdisteitä kulkeutuu Pohjois-Suomeen ilman välityksellä, mutta myös ihmisen kuljettamana materiaaleissa Elohopean ja POP-yhdisteiden pitoisuudet ympäristössä ovat yleensä Pohjois-Suomessa matalampia kuin etelämpänä. Osa POP-yhdisteistä esiintyy elinympäristössämme ennen kaikkea erilaisissa tavaroissa, kuten muoveissa ja tekstiileissä, ja niille altistumisessa kaukokulkeuman osuutta on vaikea erottaa lähiympäristön päästöistä.

Pohjois-Suomen olosuhteissa ihmisen altistuminen ravintoketjun kautta ympäristömyrkyille on nykytiedon mukaan selvästi vähäisempää kuin varsinaisen Arktisen alueen väestöllä, jonka merellisen ruokavalion ympäristömyrkkypitoisuudet ovat huomattavasti korkeammat. Ilmastonmuutos voi kuitenkin vaikuttaa aineiden kulkeutumiseen Lappiin, mikäli jo kierrosta poistuneita aineita vapautuu esimerkiksi jäätiköiden sulamisessa.

Tulosten perusteella on tehty joukko toimenpide-ehdotuksia, jotka liittyvät kansainvälisten sopimusten velvoitteiden hoitamiseen, haitallisten kemikaalien seurantaan, riskien hallintaan, biomonitorointiin ja viestintään. Haitallisten aineiden mittaamiseksi ja aineiden käyttäytymisen mallintamiseksi annetaan suosituksia. Tiedon kerääminen on osa globaalia kemikaalien riskien arviointi- ja hallintatyötä, johon Suomen tulee osallistua omalla osuudellaan. Suomen kanalta keskeiset riskitekijät voidaan tunnistaa vain tuottamalla omaa tietoa ja osallistumalla kansainvälisiin arviointeihin. Viestinnän tulisi jatkossa perustua entistä enemmän tutkittuun tietoon, todellisten riskien tunnistamiseen ja avoimeen, monisuuntaiseen kommunikointiin.

Hankkeen tuloksia ja päätelmiä voidaan hyödyntää puhtaan luonnon virkistyskäytön ja luonnosta saatavien elintarvikkeiden hyödyntämisen edistämiseen.

Tämä julkaisu on toteutettu osana valtioneuvoston vuoden 2015 selvitys- ja tutkimussuunnitelman toimeenpanoa (tietokayttoon.fi).

Julkaisun sisällöstä vastaavat tiedon tuottajat, eikä tekstisisältö välttämättä edusta valtioneuvoston näkemystä.

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare & utgivningsdatum	Statsrådets kansli, 24.8.2016		
Författare	Jaakko Mannio – Panu Rantakokko – Katriina Kyllönen – Pia Anttila – Sari Kauppi – Päivi Ruokojärvi – Hannele Hakola – Hannu Kiviranta – Markku Korhonen – Simo Salo - Timo Seppälä – Matti Viluksela		
Publikationens namn	Miljögifter med långväga spridning i Finlands nordliga områden – LAPCON		
Publikationsseriens namn och nummer	Publikationsserie för statsrådets utrednings- och forskningsverksamhet 33/2016		
Nyckelord	exponering, Arktis, kvicksilver, långväga spridning, POP-föreningar, miljöskydd, miljöhälsa		
Utgivningsdatum	Augusti, 2016	Sidantal 70 +16 s.	Språk suomi

Sammandrag

I rapporten skapas en överblick om miljögifter med långväga spridning i Finlands norra områden, om förändringar i deras förekomster och om utvecklingen i framtiden. Kviksilver och svårnedbrytbara organiska föreningar (POP-föreningar) förekommer nuförtiden överallt. POP-föreningar transporteras till norra Finland via luften, men även i material som transporteras av människan. Halterna kvicksilver och POP-föreningar i miljön är oftast lägre i norra Finland än i landets södra delar. En del av POP-föreningarna förekommer i vår livsmiljö framför allt i olika varor, så som plaster och textilier, och det är svårt att urskilja exponeringen till följd av långväga spridning från exponeringen som beror på utsläpp i närmiljön.

Enligt den information som finns idag exponeras människor som lever i norra Finlands förhållanden för klart färre miljögifter via näringskedjan jämfört med befolkningen i det egentliga arktiska området, vars maritima diet har en klart högre halt av miljögifter. Klimatförändringen kan dock påverka dessa ämnens transporter till Lapland, ifall ämnen som redan försvunnit ur cirkulation frigörs till exempel i och med att glaciärer smälter.

Utgående från resultaten har ett antal åtgärdsförslag gjorts. Förslagen gäller skötandet av internationella avtal, uppföljningen av skadliga kemikalier, riskhantering, biomonitorering och kommunikation. Rekommendationer ges för att mäta skadliga ämnen och för att skapa modeller för hur ämnena beter sig. Insamlingen av information är en del av det globala riskbedömnings- och hanteringsarbete som Finland ska delta i. De centrala riskfaktorerna för Finlands del kan endast identifieras genom att producera egen information och genom att delta i internationella utvärderingar. Kommunikationen borde i framtiden basera sig allt mer på forskad data, identifiering av verkliga risker och på öppen kommunikation i flera riktningar.

Projektets resultat och slutledningar kan utnyttjas för att främja rekreationsbruket av en ren natur och främjandet av livsmedel som fås från naturen.

Den här publikation är en del i genomförandet av statsrådets utrednings- och forskningsplan för 2015 (tietokayttoon.fi/sv).

De som producerar informationen ansvarar för innehållet i publikationen. Textinnehållet återspeglar inte nödvändigtvis statsrådets ståndpunkt

DESCRIPTION

Publisher and release date	Prime Minister's Office, 24.8.2016		
Authors	Jaakko Mannio – Panu Rantakokko – Katriina Kyllönen – Pia Anttila – Sari Kauppi – Päivi Ruokojärvi – Hannele Hakola – Hannu Kiviranta – Markku Korhonen – Simo Salo - Timo Seppälä – Matti Viluksela		
Title of publication	Long-range transboundary pollution in Finland's northern regions – LAPCON		
Name of series and number of publication	Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 33/2016		
Keywords	exposure, Arctic area, mercury, transboundary pollution, POP compounds, environmental protection, environmental health		
Release date	August, 2016	Pages 70 + 16 p.	Language Finnish

Abstract

This report reviews the situation of long-range transboundary pollutants in Finland's northern areas, the changes that have taken place in their incidence, and future development. Mercury and persistent organic pollutants (POP compounds) are currently found everywhere. POP compounds spread to Northern Finland through air, but they are also transported by people, bound to materials. The concentrations of mercury and POP compounds in the environment are usually lower in Northern Finland than in the south. Some of the POP compounds are present in our living environment, mostly in various objects such as plastic items and textiles, and it is difficult to discern the share of transboundary pollution from emissions from the local environment in terms of exposure to them.

In the conditions of Northern Finland, people's exposure to pollutants through their food chain is, in the light of current information, clearly lower than the exposure of the population in the actual Arctic region, where the pollutant concentrations of the seafood-rich diet are significantly higher. However, climate change may affect the way these pollutants travel to Lapland, such as if pollutants that are already removed from the circulation are released as the glaciers melt.

Several action proposals have been made based on these results, which are related to managing the obligations defined in international agreements, monitoring detrimental chemicals, risk management, bio-monitoring and communications. Recommendations will be given in order to measure detrimental substances and model their behaviour. Gathering data is part of the global evaluation and management work of chemical risks, in which Finland needs to do its own part. The central risk factors for Finland can only be identified by producing our own information and participating in international evaluations. In the future, communication should be based even more on researched information, recognition of actual risks, and open, multidirectional communication. The project's results and conclusions can be utilised in promoting the recreational uses of nature and the use of food ingredients found in nature.

This publication is part of the implementation of the Government Plan for Analysis, Assessment and Research for 2015 (tietokayttoon.fi/en).

The content is the responsibility of the producers of the information and does not necessarily represent the view of the Government.

OVDANBUKTINSIIDU

Olggosaddi ja olggosaddináigi Stáhtaráđi kansliija, 24.8.2016

Dahkkít Jaakko Mannio – Panu Rantakokko – Katriina Kyllönen – Pia Anttila – Sari Kauppi – Päivi Ruokojärvi – Hannele Hakola – Hannu Kiviranta – Markku Korhonen – Simo Salo - Timo Seppälä – Matti Viluksela

Prentosa nama Gáiddusgárti birasmirkkot
Suoma davviguovlluin – LAPCON

Preanttusráiddu nama ja nummir Stáhtaráđi čealkámuš- ja dutkamušdoaimma preanttusráidu 33/2016

Áššesánit váravuolláišaddan, ártkalaš guovlu, eallisilba, gáiddusgárti, POP-ovttastusat, birasgáhtten, birasdearvasvuolta

Olggosaddináigi Borgemánnu, 2016 **Siiddut** 70 + 16 s. **Giella** suompa

Čoahkkáigeassu

Raporttas dahkat geahčasteami Suoma davvi guovlluide gáiddusgárti birasmirkkude, daid gávdnomis dáhpáhuvvan nuppástusain ja boahteáiggi ovdáneamis. Eallisilba ja bissovaš orgánalaš birasmirkkot (POP-ovttastusat) gávdnojit dál juohke sajis. POP-ovttastusat gártet Davvi-Supmii aimmu fárus, muhto maiddá olbmo fievrridan materiálaid mielde. Eallisilbba ja POP-ovttastusaid doallu birrasis lea dábálaččat Davvi-Suomas unnit go máddelebbos. Oassi POP-ovttastusain gávdnojit eallinbirrasisttámet erenoamážit iešguđetlágan diŋggain, dego plastihkkain ja tekstiillain, ja daid vára vuollái šaddamis gáiddusgártama ossodaga lea váttis earuhit lagasbirrasa suođđamiin. Davvi-Suoma dilis olbmo váravuolláišaddan biebmogoallusa bokte birasmirkkuide lea dálá dieđu mielde čielgasit unnit go áitosaš Ártkalaš guovllu olbmui, geaid mearalaš borramušaid birasmirkkoddoalut leat mearkkašahti stuorábut. Dálkkádatnuppástus sáhtá goitotge váikkuhit ávnasiid gártamii Lappii, jus jo birrajohtimis jávkan ávdnasat luomusmuvvet ovdamearkan jihkiid suddamis.

Bohtosiid vuođul lea dahkkon joavku doaimbidjoevttohusat, mat laktásit riikkaidgaskasaš soahpamušaid geatnegasvuođaid dikšumii, vahátlaš kemikálaid čuovvumii, riskkaid hálddašeapmai, biodárkomii ja gulahallamii. Addit ávžžuhusaid vahátlaš ávdnasiid mihtideami várás ja ávdnasiid láhttema ovdanbuktima várás málle bokte. Dieđu čoaggin lea oassi globála kemikálaid riskkaid árvoštallan- ja hálddašanbarggu, masa Suompa galgá váldit oasi iežas ossodagain. Suoma dáfus guovddáš riskadahkkiid sáhtá identifiseret dušše buvttadeamiin iežas dieđu ja váldimin oasi riikkaidgaskasaš árvoštallamiidda. Gulahallan galggašii dás duohko vuođđuduvvat ain eanet dutkon dihtui, duođálaš riskkaid dovdamii ja rabas, mánggaguvllot kommunikeremii. Fidnu bohtosiid ja jurddabohtosiid sáhtá atnit ávkin buhtes luonddu virkkosmahttinanu ja luonddus fidnejuvvon borramušgálvvuid ávkkástallama ovddideapmai.

Dát prentehus lea ollašuohttojuvvon oassin stáhtaráđi jagi 2015 čealkámuš- ja dutkamušplána ollašuohtima (tietokaytoon.fi).

Prentehusa sisdoalus vástidit dieđu buvttadeaddjit, iige teakstasisdoallu vealtameahttumit ovddas stáhtaráđi oainnu.



ALKUSANAT

Suomen arktinen strategia, kansallinen vaarallisia kemikaaleja koskeva ohjelma ja Suomen kansainvälisen kemikaalien hallinnan strategia edellyttävät, että Suomen pohjoisten alueiden ympäristömyrkköjen nykytilanteesta ja kehityksestä tehdään päivitetty arvio.

Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma (AMAP) on Arktisen neuvoston alainen asiantuntijaohjelma, jonka tehtävänä on 1990-luvulta alkaen ollut arktisen ympäristön tilan seuranta ja arviointi, mukaan lukien ihmisen terveyden ja ympäristön tilan väliset vuorovaikutukset. AMAP-ohjelman arviointi erityisesti uusien ympäristömyrkköjen osalta on meneillään. Selvityksen kohteena olevia aineita käytetään kulutustuotteissa kuten viihde-elektronikassa, tekstiileissä ja rakennusmateriaaleissa. Monet aineet on tunnistettu vasta 2000-luvulla pysyviksi, kaukokulkeutuviksi ja eliöihin kertyviksi ympäristömyrkyiksi. Edellinen vastaavanlainen selvitys Suomen osalta on tehty vuonna 2002.

LAPCON-hanke pyrkii vastaamaan näihin Valtioneuvoston tarpeisiin. Työtä varten perustettiin arktisten hankkeiden ohjausryhmä, jonka puheenjohtajana oli neuvotteleva virkamies Johanna Ikävalko liikenne- ja viestintäministeriöstä (1.6.-30.6. suunnittelija Pirjo Karttunen) ja jäsenenä neuvotteleva virkamies Mikko Martikainen työ- ja elinkeinoministeriöstä, kansainvälisten asiain neuvos Ann-Britt Ylinen ympäristöministeriöstä, erityisasiantuntija Elina Saari-maa puolustusministeriöstä, yksikönpäällikkö Jarkko Toivola liikennevirastosta ja apulais-osastopäällikkö Marko Tuominen rajavartiolaitoksesta. Työn loppuvaiheessa järjestettiin seminaari. Työn tekijät kiittävät ohjausryhmää ja seminaarin osanottajia arvokkaista kommentista ja suositusten suuntaamisen kannalta tärkeistä kannanotoista.

Kansallinen arviointi tarkentaa kuvaa Suomen pohjoisiin alueisiin kaukokulkeutuvista ympäristömyrkyistä, niiden mahdollisesta muutoksesta ja tulevaisuuden kehityksestä. Tulosten perusteella työryhmä on tehnyt joukon suosituksia, jotka liittyvät vaarallisia aineita koskevaan seurantaan, riskien hallintaan, biomonitorointiin ja viestintään.

Tekijät 24.8.2016

Sana tai lyhenne	Selitys
AMAP	Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma
Bromattu palonestoaine, BFR-yhdisteet	Materiaalin syttymistä tai palamista vähentämään lisätty bromia sisältävä kemikaali. Heksabromisyklododekaani, penta- ja oktabromidifenyyleetterit kuuluvat POP-yhdisteisiin.
EEA	<i>European Environment Agency</i> , Euroopan ympäristökeskus
EMEP	<i>European Monitoring and Evaluation Programme</i> , Ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumisen tarkkailun ja arvioinnin Euroopan yhteistyöohjelma
EQS	<i>Environmental quality standard</i> Direktiivin 2008/105/EC mukaan tietyille haitallisille aineille asetetut ympäristölaatumormit
GMOS	<i>Global Mercury Observation System</i> , Globaali elohopean seurantajärjestelmä
Hg, MeHg Isomeeri	Elohopea, metyylielohopea Isomeereja ovat molekyylit, joilla on sama molekyylikaava, mutta niiden rakenne on erilainen. Tästä johtuen isomeerien kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet voivat poiketa toisistaan.
KERTY-rekisteri	Kertymärekisteriin kootaan tietoa sedimentteihin (mukaan lukien sedimentaatio ja ruoppausmassat), eliöihin, passiivikeräimiin ja maaperän eri jakeisiin kertyneistä haitallisista aineista. Tietosisältö koostuu ympäristön tilan seurannoissa, kartoituksissa ja tutkimuksissa, velvoitetarkkailuohjelmissa, pilaantuneiden maiden kartoituksen ja kunnostamisen yhteydessä sekä sedimenttien ravinnetutkimuksissa kerätystä pitoisuusaineistosta sekä sen taustalla olevista määritys-, näyte-, paikka ja muista taustatiedoista. Järjestelmään pääsee Hertta- ja Avoin tietopalveluiden kautta
Kongeneeri	Kongeneerit (johdokset) ovat rakenteeltaan samankaltaisia yhdisteitä, joissa on kuitenkin esimerkiksi eri määrä klooria. Monet Tukholman sopimuksessa listatut aineet kattavat useita kongeneereja. Esimerkiksi PCB-yhdisteillä on 209 kongeneeria, jotka poikkeavat toisistaan kloorin määrän ja sijainnin mukaan. Kongeneerien ominaisuudet vaihtelevat mm. kloorautumisasteen mukaan.
kp	kuivapaino
Liite A	POP-yleissopimuksen liite, jossa mainittujen, tietoisesti tuotettujen, aineiden valmistus ja käyttö lopetetaan. Liitteeseen lisätyille aineelle voidaan myöntää määräaikainen poikkeus kiellosta.
Liite B	POP- yleissopimuksen liite, jossa mainittujen tietoisesti tuotettujen kemikaalien käyttöä rajoitetaan voimakkaasti. Liitteeseen lisätyille aineille voidaan myöntää määräaikaista poikkeuksia tai sallittuja käyttöjä.
Liite C	POP-yleissopimuksen liite, jossa mainittujen tahattomasti ihmisen toiminnassa muodostuvien aineiden päästöjä rajoitetaan.
Määrittäjä	Alhaisin näytteen pitoisuus, joka pystytään riittävällä luotettavuudella laboratoriossa määrittämään.
PAH-yhdisteet	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt ovat usein tasomaisia bentseenirenkaista koostuvia yhdisteitä. PAH-yhdisteitä muodostuu mm. epätäydellisen palamisen seurauksena. Mm. terva, kreosootti ja muut kivihiiliperäiset öljyt, dieselöljyt, noki, asfaltti ja savu- ja pakokaasut sisältävät PAH-yhdisteitä
PCDD/F	Aineryhmä polyklooratut dioksiini ja furaanit. Ihmisen ja ympäristön altistumisessa yleensä mukaan luetaan lisäksi samankaltaiset tasomaiset (koplanaariset) klooratut bifenyylit Tekstissä näihin viitataan myös termillä "dioksiinit" tai "dioksiinit ja furaanit".
Perfluorattu alkyyliryhmä	PFAS
PIC-sopimus	Prior Informed Consent –sopimus eli Rotterdamin yleissopimus. Kansainvälinen sopimus, joka edellyttää tiettyjen kemikaalien vienniltä vastaanottavan maan hyväksyntää. Toimeenpantu Euroopan unionissa PIC-asetuksella EY N:o 698/2008.

PBT-yhdiste	Yhdiste, joka on myrkyllinen, hitaasti hajoava, kertyy eliöihin ravintoketjussa. Nk. PBT-kriteerit on määritelty REACHin liitteessä XIII.
POP	<i>Persistent Organic Pollutant</i> Yhdiste, joka on myrkyllinen, hitaasti hajoava, kertyy eliöihin ravintoketjussa sekä kulkeutuu kauas päästöpaikastaan ilman, veden tai muuttavien eläinlajien välityksellä niin että siitä voi aiheutua merkittäviä ympäristö- ja/tai terveyshaittoja.
rp	rasvapaino (käytetään laskettaessa aineen pitoisuutta rasvan määrää kohti)
Suureet pg, ng,µg	SI-järjestelmän suureita: pikogramma, nanogramma, mikrogramma
tp	tuorepaino
UNEP	<i>United Nations Environmental Programme</i> YK:n ympäristöohjelma
VAHTI-rekisteri	Ympäristöhallinnon valvonta- ja kuormitustietojärjestelmään (VAHTI) tallennetaan tietoja mm. ympäristösuojelulainsäädännön mukaisista luvista ja ilmoituksista sekä päästöistä vesiin ja ilmaan sekä jätteistä. Tietoja ympäristökuormituksesta on tallennettu 1970-luvulta lähtien, mutta niiden kattavuus ja luotettavuus vaihtelee. Tiedot ilmoitetaan yleensä vuosiarvoina.
WHO	<i>World Health Organization</i> , Maailman terveysjärjestö
WHO-TEQ	<i>World Health Organization's toxic equivalent</i> Dioksiinien myrkyllisyys vaihtelee riippuen klooriatomien määrästä ja sijainnista molekyylissä. Toksisuusekvivalenttikertoimella (TEF) kuvataan aineen tai yhdisteen suhteellista myrkyllisyyttä. Kertoimet ovat 0 ja 1 välillä olevia lukuja. Myrkyllisimmälle dioksiinille (2,3,7,8-TCDD) kertoimen arvoksi on asetettu 1. Muiden, dioksiininsukuisten aineiden kertoimet saattavat olla vain murto-osa 2,3,7,8-TCDD:n arvosta. Voimassa olevat TEF-arvot on ehdottanut Maailman Terveysjärjestön WHO:n asiantuntijaryhmä vuonna 2005. Myrkyllisyyttä arvioitaessa kerrotaan kunkin aineen seoksessa oleva pitoisuus aineen TEF:lla ja näin saadut luvut lasketaan yhteen. Näin voidaan määrittellä kuinka suurta pitoisuutta tai määrää 2,3,7,8-TCDD:a tutkittava ainesos myrkyllisyyden osalta vastaa (TEQ, TCDD Equivalence). Näiden pitoisuuksien yksikkönä käytetään yleensä ng/g tai pg/g. Esimerkiksi merkintä 150 ng/g WHO-TEQ tarkoittaa, että seos on yhtä myrkyllistä kuin seos, jossa on 2,3,7,8-TCDD:a 150 nanogrammaa grammassa.
WMO/GAW	World Meteorological Organization / Global Atmosphere Watch, Maailman ilmatieteen järjestön kansainvälinen ohjelma, joka monitoroi ja arvioi tausta-alueiden ilman kemiallista koostumusta ja fysikaalisia ominaisuuksia

SISÄLLYS

ALKUSANAT.....	6
1. Johdanto.....	11
2. Kansainvälinen arktinen yhteistyö	14
3. Elohopea.....	16
3.1 Johdanto	16
3.2 Elohopean lähteet sekä niiden muutokset 2000-luvulla	16
3.2.1 Luonnon omat lähteet	17
3.2.2 Ihmisen toiminnasta johtuvat lähteet	17
3.2.3 Elohopean uudelleen haihtuminen	18
3.3 Elohopea ympäristössä	18
3.3.1 Ilma ja laskeuma.....	19
3.3.2 Vesiympäristö.....	20
4. Pysyvät orgaaniset yhdisteet	22
4.1 Vanhat POP-yhdisteet	22
4.2 Uudet POP-yhdisteet.....	23
4.3 POP-sopimuksen ehdokasaineet	23
5. Esiintymistiedot Suomessa ja vertailu muihin alueisiin.....	25
5.1 Yleiskuva.....	25
5.2 Seurantatietojen tuottamisen laadunvarmistus	26
5.3 Organoklooritorjunta-aineet eli vanhat torjunta-aineet	26
5.3.1 Ilman organoklooritorjunta-aineiden pitoisuudet	26
5.3.2 Organoklooritorjunta-aineiden pitoisuudet vesiympäristössä.....	28
5.4 PAH-yhdisteet	28
5.4.1 Ilman PAH-pitoisuudet	28
5.4.2 PAH-pitoisuudet maa- ja vesiympäristössä	29
5.5 PCB ja PCDD/F.....	29
5.5.1 PCB- ja PCDD/F-pitoisuudet ilmassa ja laskeumassa	29
5.5.2 PCB- ja PCDD/F- pitoisuudet maaympäristössä.....	30
5.5.3 PCB ja PCDD/F pitoisuudet vesiympäristössä.....	33
5.6 PBDE	34
5.6.1 Ilman PBDE-pitoisuudet.....	34
5.6.2 PBDE-pitoisuudet maaympäristössä	35
5.6.3 PBDE-pitoisuudet vesiympäristössä.....	36

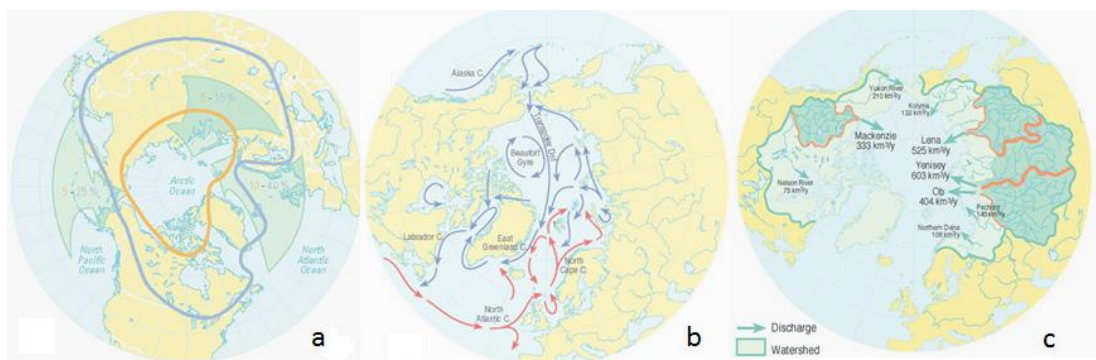
5.7 Muut bromatut palonestoaineet.....	37
5.8 PFAS-yhdisteet	37
5.8.1 PFAS-pitoisuudet vesiympäristössä	37
5.9 Muut yhdisteet.....	38
5.9.1 Ilma- ja maaympäristössä	38
5.9.2 Vesiympäristössä	38
6. Pitoisuudet ihmisessä ja terveysvaikutukset.....	40
6.1 Uusien ja vanhojen aineiden altistumisreitit ja terveysvaikutukset.....	40
6.2 Tukholman yleissopimukseen vuonna 2001 otetut aineet.....	41
6.2.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset.....	41
6.3 Tukholman yleissopimuksen uudet aineet (2009–2015)	43
6.3.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset.....	43
6.4 Tukholman yleissopimuksen kandidaattiaineet.....	46
6.4.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset.....	46
6.5 Arktisella alueella havaittujen yhdisteiden seurannan prioriteettilista	47
6.5.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset.....	47
7. Johtopäätökset.....	52
7.1 Elohopea.....	52
7.2 Vanhat POP-yhdisteet	52
7.3 Uudet POP-yhdisteet.....	53
7.4 Muut PFAS-yhdisteet.....	54
7.5 POP-ehdokasaineet ja muut nousevat yhdisteet	54
7.6 Lapin POP-kuormitus nyt ja tulevaisuudessa	54
7.7 Riskitarkastelu	55
8. Suositukset jatkotoimiksi	58
8.1 Aineiden seuranta- ja kartoitustarpeet.....	58
8.1.1 Ilmaseurannat.....	58
8.1.2 Vesi- ja maaympäristön seuranta.....	58
8.1.3 Taajamaympäristöjen kartoitukset.....	59
8.2 Ihmisen altistumisen seuranta ja kartoitukset	59
8.3 Ennusteet ja aineiden käyttäytymisen mallintaminen.....	60
8.4 Tiedon hankinta ja hallinta	60
8.5 Ehdotettujen toimien suhde Suomen strategioihin ja velvoitteisiin.....	61
8.6 Viestinnälliset suositukset	62
LÄHTEITÄ JA TAUSTA-AINEISTOJA.....	63
LIITE 1 PYSYVÄT ORGAANISET YHDISTEET (POP)	

1. JOHDANTO

Suomen Lappi on sub-arktista aluetta, jonka ilmastolle on tyypillistä kylmyys, kuivuus ja voimakkaat valon määrän vaihtelut. Pohjois-Suomi on Etelä-Suomeen verrattuna harvaan asutua ja väestö keskittyy pääasiassa keskuksiin ja niiden työssäkäyntialueille. Lapin elinkeinorakenne perustuu ympäristöön (mm. poronhoito, matkailu) ja teknologiaan (mm. metalli- ja kaivosteollisuus) (Mähönen toim., 2002). Saamelaiset ovat Euroopan Unionin alueella asuva alkuperäiskansa ja Suomessa saamelaisten kotiseutualue sijoittuu Pohjois-Suomeen. Suomessa oli vuonna 2014 lähes 10 000 saamelaisten alkuperäiskansaan kuuluvaa ja heistä noin 60 % asui kotiseutualueensa ulkopuolella (<http://www.samediggi.fi>).

Elohopea ja pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt eli POP-yhdisteet (persistent organic pollutant) ovat kaikkialla maapallolla esiintyviä, eliöille haitallisia yhdisteitä. Ne kertyvät ympäristön eri osiin ja eliöihin, rikastuvat ravintoketjuissa ja päätyvät lopulta ravintoketjujen huipulla oleviin eläimiin ja ihmisiin.

POP-yhdisteet ovat pitkäikäisiä ympäristön saasteita, sillä ne hajoavat erittäin hitaasti. POP-yhdisteet voivat aiheuttaa merkittäviä ympäristö- ja terveysongelmia, sillä myrkyllisyyden, kertyvyyden ja pitkäikäisyyden lisäksi ne voivat kulkeutua meri- ja ilmavirtausten, jokien tai eliöiden mukana kauas päästölähteiltään (kuva 1). Siten POP-yhdisteitä esiintyy myös alueilla, joissa niiden paikallinen ympäristökuormitus on pientä tai olematonta. Ilmakehän virtauksista johtuen niiden vallitseva kulkeutumissuunta on kohti napa-alueita riippumatta siitä, missä haihtuvat ja kaukokulkeutuvat POP-yhdisteet pääsevät ympäristöön. Kaukokulkeutumisen vuoksi mikään valtio ei voi yksin estää ympäristönsä saastumista POP-yhdisteillä ja siksi niitä rajoitetaan kansainvälisenä yhteistyönä. POP-yhdisteiden maailmanlaajuisista käyttökielloista tai käytön tiukoista rajoitteista on sovittu Tukholman yleissopimuksella, sekä alueellisesti YK:n Euroopan Talouskomission (ECE) alaisessa kaukokulkeutumissopimuksessa (CLRTAP-POP-pöytäkirja, Convention on long-range transboundary air pollution, 1998). (Seppälä ym., 2012)



Kuva 1. POP-yhdisteiden leviäminen ilmavirtojen (a), merivirtojen (b) ja jokien (c) välityksellä (AMAP).

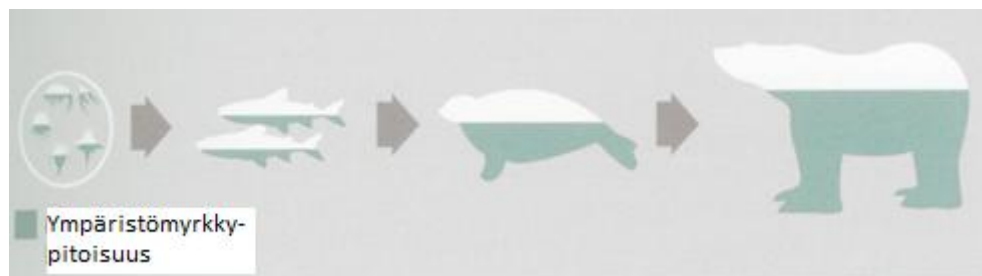
Tukholman yleissopimuksen keskeisin tavoite on suojella ympäristöä ja ihmisten terveyttä kieltämällä tai voimakkaasti rajoittamalla sellaisten kemikaalien käyttöä ja tuotantoa, joilla on POP-yhdisteen ominaisuuksia. Yleissopimus sisältää yleisiä velvoitteita, kuten päästöjen vähentämis- ja raportointivelvoitteen, erilaisia jätehuoltovelvoitteita, tiedonvaihdon edistämisen ja POP-yhdisteitä koskevan tiedon saatavuuden parantamisen. Osapuolten tulee myös edistää tutkimusta, seurantaan sekä yhteistyötä POP-yhdisteisiin liittyvissä kysymyksissä, kuten korvaavien kemikaalien tai tekniikoiden tapauksissa. Suomen kansallisessa POP-

yhdisteitä koskevien velvoitteiden täytäntöönpanosuunnitelmassa (Seppälä ym., 2012) on kuvattu myös ajantasainen kemikaalilainsäädäntö.

Alkuperäinen vuonna 2004 voimaan tullut Tukholman sopimus kattoi ns. ”likaisen tusinan” kemikaaleja (ks. luku 4). Nämä vanhat POP-yhdisteet ovat enimmäkseen jo käytöstä poistuneita torjunta-aineita ja tahattomia päästöjä. Uusia POP-yhdisteitä on lisätty sen jälkeen siten, että sopimus rajoittaa tällä hetkellä 26 ainetta. Tieteellinen komitea arvioi ehdotettuja uusia aineita, voiko niiden kaukokulkeutumisesta aiheutua merkittävää haittaa ihmisen terveydelle tai ympäristölle. Useimpia POP-yhdisteitä on käytetty erilaisina teollisuuskemikaaleina (mm. liuottimina, pintakäsittelyaineina, muuntajaöljyinä), palonestoaineina tai torjunta-aineina, ja osa muodostuu tahattomasti mm. palamisen yhteydessä. Monien POP-yhdisteiden on havaittu muodostavan gradientin päiväntasaajalta pohjoiseen päin mentäessä eli niiden pitoisuudet kasvavat napa-alueita kohden. Syy ei ole pelkästään aineiden kaukokulkeutuminen ja kylmäkondensaatio viileillä alueilla, vaan myös niiden selvästi nopeampi hajoaminen lämpimillä alueilla. Yleisesti voidaankin todeta, että lähes kaikkia Tukholman sopimukseen kuuluvia POP-yhdisteitä havaitaan ympäristössä yhä, vaikka joidenkin käyttö on kielletty ja loppunut jo vuosikymmeniä sitten. (Seppälä ym., 2012).

Merkittävintä laajalle leviävää raskasmetallikuormitusta aiheuttaa edelleen energiantuotannon päästöistä peräisin oleva elohopea, jonka pitoisuudet ilmassa ovat joillakin arktisilla alueilla jopa nousseet, vaikka käyttöä ja päästöjä on rajoitettu. Elohopeaa koskeva maailmanlaajuinen Minamata yleissopimus (2013) tulee lisäämään rajoituksia, kun se tulee voimaan.

Arktisilla alueilla POP -yhdisteille ja elohopealle altistuminen tapahtuu pääasiallisesti ravinnon kautta. Suomen Lapissa ravintoketjut ovat kuitenkin tyypillisesti lyhyempiä kuin esimerkiksi pohjoisilla merialueilla, joilla jääkarhut ja ihmiset syövät myös alempana ravintoketjussa olevia petoja, esimerkiksi hylkeitä (kuva 2). (deWit ja Muir, 2010).



Kuva 2. Kertyvät ympäristömyrkyt rikastuvat ravintoketjuissa (AMAP).

Tutkimukset ovat jo aikaisemmin osoittaneet Grönlannin ja Kanadan inuiittien altistumisen ravinnon kautta mm. raskasmetalleille. Joidenkin raskasmetallien määrät Suomen Lapin ekosysteemeissä ovat laskeneet (Sarala, 2014; Ylipieti, 2014), eikä POP-yhdisteille altistumisen ole aikaisemmin arvioitu aiheuttavan haittaa ihmisille (Mähönen toim., 2002). Vaikka joidenkin POP-yhdisteiden käytön rajoitukset ja käyttökiellot ovat vähentäneet niiden pitoisuuksia myös arktisilla alueilla, on rajoitettujen aineiden käytön tilalle tullut uusia korvaavia yhdisteitä, joilla voi olla samoja tai muita haitallisia ominaisuuksia ja jotka voivat aiheuttaa samankaltaisia ongelmia kuin jo kielletyt aineet (deWit & Muir, 2010). Uusien aineiden käyttöönoton ja kaukokulkeutumisen vuoksi tarvitaan jatkuvaa seurantaa ja tutkimusta, jotta Lappia voidaan jatkossakin markkinoida puhtaana: ”Lappi on turvallinen, puhdas ja terveellinen ympäristö” (<http://www.lappi.fi/brandiaineisto>). Mittaussarjat haitallisten aineiden pitoisuuksista ilmassa Pallaksella (tämän raportin luvut 3 ja 5), Lapin järvien kaloissa (luvut 3 ja 5) sekä tutkimukset mm. äidinmaidosta tai verinäytteistä (luku 6) osoittavat tarkkailun tarpeellisuuden.

Arktinen alue on hyvä kaukokulkeutuvien POP-yhdisteiden indikaattori, koska paikallinen ympäristömyrkköjen kuormitus on ollut vähäistä ja kylmät olosuhteet hidastavat aineiden hajoamista (AMAP, 2004). Ihmisen toiminnan lisääntyminen arktisella alueella voi kuitenkin muuttaa tilannetta. Osa ympäristön haitallisten aineiden kuormituksesta voi aiheutua paikallisista päästölähteistä, kuten yhdyskuntien jätteistä ja jätevesistä, metalliteollisuudesta, kaivos-toiminnasta, tai sotilaallisesta toiminnasta (Arktinen strategia, 2013). Näitä paikallisia päästöjä ei ole arvioitu tässä raportissa, kuten ei myöskään radioaktiivisten aineiden päästöjä, joista löytyy ajantasaista tietoa Säteilyturvakeskuksen (STUK) verkkosivuilta (<http://www.stuk.fi/aiheet/sateily-ymparistossa>) sekä vuosiraporteista (esim. STUK-B190, Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa: Vuosiraportti 2014, <https://www.julkari.fi/handle/10024/126942>).

Kansallinen vaarallisia kemikaaleja koskevan ohjelman väliarviointi ja tarkistus tehtiin vuonna 2012. Toimenpidesuosituksissa esitettiin mm. väestön kemikaalialtistumisen selvittämistä ja haitallisten aineiden ympäristöseurantojen tehostamista (SY 2/2013). Kansainvälisen kemikaalien hallinnan strategisissa linjauksissa huomioidaan erityisesti, että pohjoisen ympäristön erityispiirteet ja haavoittuvuus vaativat kansainvälistä ja alueellista yhteistyötä kemikaaleista mahdollisesti aiheutuvien terveys- ja ympäristöhaittojen ehkäisemiseksi. Tästä syystä kaukokulkeutuvien ja pysyvien aineiden hallinta on tärkeää Suomelle. (Kansainvälisen kemikaalien hallinnan strategiset linjaukset, 28.11.2014)

Ympäristölle vaarallisten aineiden seurannan ja hallinnan kulmakivenä Suomessa on EU:n vesiputedirektiivi, jonka velvoitteet on viety vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetukseen (1022/2006). Vuonna 2015 muutetulla asetuksella on täydennetty nimenomaan vaarallisten, eliöihin kertyvien aineiden listaa sekä asetettu näille aineille ympäristölaatu normit (EQS) eliössä. Listalla on jo aiemmin ollut elohopea, ja uusina joukko juuri tässä raportissa käsiteltäviä POP-yhdisteitä. Ilmaa ja laskeumaa koskien on säädetty EU-direktiivillä (2004/107/EY) ja Valtioneuvoston asetuksella (164/2007) velvoitteita elohopean ja PAH-yhdisteiden mittauksista, joita Ilmatieteen laitos hoitaa mittausasemillaan.

LAPCON-projekti vastaa osaltaan kaukokulkeutuvien ympäristömyrkköjen kuormituksen, ympäristön ja ihmisen altistumisen arvioinnista Pohjois-Suomessa. Tilanearvio perustuu kansallisten tutkimusten tuloksiin, joita on soveltuvin osin verrattu Ruotsin ja muun arktisen alueen tuloksiin. Osa ainekohtaisista muutossuuntien arvioinnista perustuu täysin ulkomaiseen aineistoon.

2. KANSAINVÄLINEN ARKTINEN YHTEISTYÖ

Suomen arktinen strategia (2013) nosti esille arktisen luonnon ainutlaatuisuuden, jonka vuoksi kaukokulkeutuvien aineiden vaikutusten ymmärtäminen ja ympäristön reunaehtojen tunnistaminen, sekä ympäristönsuojelu ovat Suomen arktisen politiikan keskiössä. Arktisessa strategiassa on tuotu esille myös luotettavien alueellisten, kansallisesti kattavien ja vertailukelpoisten tutkimus- ja seurantatulosten tarve. Näitä tuloksia voitaisiin hyödyntää kansainvälisten velvoitteiden saavuttamiseen ja ne olisivat myös kansallisen päätöksenteon tukena. Näihin liittyvää Arktisen alueen kestävästä kehityksestä ja ympäristönsuojelusta tehdään yhteistyössä Arktisen neuvoston alaisissa työryhmissä (<http://www.arctic-council.org/index.php/en/>). Kahdeksan perustajavaltiota, Suomi, Ruotsi, Norja, Islanti, Tanska, Kanada, USA ja Venäjä sekä arktisen alueen alkuperäisväestön edustajat, tekevät työtä kuudessa eri työryhmässä, joissa pyritään mm. vähentämään haitallisten aineiden päästöjä arktisilla alueilla (ACAP, Arctic Contaminants Action Program), sekä seurataan ja arvioidaan ympäristön tilaa (AMAP, Arctic Monitoring and Assessment Program) (kuva 3). Kansainvälisissä ympäristösopimuksissa asetettujen velvoitteiden töitä tehdään käytännön tasolla usein Arktisen neuvoston työryhmissä.

AMAP-työryhmä perustettiin v. 1991 Arktista ympäristöä suojelevan strategian (Arctic Environmental Protection Strategy, AEPS) toimeenpanoa varten. AMAP-työryhmälle asetettiin tehtäväksi Arktisen ympäristön tilan arviointi huomioiden ympäristön pilaantuminen, mukaan lukien myös POP-yhdisteet. Tämä työ sisälsi kansallisiin seurantaohjelmiin perustuvan Arktisen alueen seurantaohjelman, uusia tutkimustuloksia sekä yhteenvetoa seurantatuloksista ja aikaisemmista tutkimustuloksista.

Ensimmäisessä AMAP-työryhmän raportissa v. 1997–1998 julkaistiin ympäristön tilan ja ihmisten terveyden arviointi. Tässä raportissa POP-yhdisteiden esiintymistä arvioitiin arktisessa ilmassa, merivedessä, sedimentissä, maaperässä, kasveissa sekä terrestrisen ympäristön, makeanveden ja merien eliöissä. Vuonna 2004 AMAP-arvioinnissa esitettiin POP-yhdisteiden paikallisia ja ajallisia kehityssuuntauksia ja aineiden biologisia vasteita huomioiden erityisesti ensimmäisessä raportissa esille tulleita tietoaoukkoja. Raportissa oli tietoja myös joukosta "uusia" haitallisia aineita arktisella alueella, mukaan lukien bromatut palonestoaineet, kuten esimerkiksi PentaBDE sekä perfluoratut yhdisteet, kuten PFOS.

Vuonna 2009 AMAP-arviointi keskittyi uusiin arktisella alueella huolta aiheuttaviin aineisiin (esim. perfluoratut yhdisteet, eräät uudet kasvinsuojeluaineet, bromatut palontorjunta-aineet, endosulfaani ja polyklooratut naftaleenit) (deWit ja Muir, 2010). Tuloksia käytettiin myös Tukholman sopimuksen tehokkuuden arviointiin. Raportissa esitettiin johtopäätöksiä ja suosituksia poliittisille päätöksentekijöille. (Mähönen, toim. 2002; deWit ja Muir 2010). Vuonna 2014 AMAP julkaisi uusimman raportin, joka käsitteli POP-yhdisteiden pitoisuuksien muutoksia arktisella alueella (AMAP 2014) ja parhaillaan AMAP on tekemässä uutta arviointiraporttia haitallisista aineista (Contaminants of Emerging Concern in the Arctic). Lisäksi on juuri valmistunut ihmisterveyteen liittyvä selvitys Human Health in the Arctic 2015.

Pohjoismaisella tasolla uusien, huolta aiheuttavien, mutta vielä rajoittamattomien kemikaalien ympäristökartoituksia on tehty vuodesta 2002 lähtien, mutta Suomessa pääosin Etelä-Suomen ja taajamien lähistöllä (www.nordicscreening.org).



Kuva 3. Arktiset hallintoalueet (Suomen arktinen strategia 2013).

3. ELOHOPEA

3.1 Johdanto

Elohopea on myrkyllinen hermostoon vaikuttava aine, jota esiintyy ympäristössä luonnostaan. Ihmisen toiminta, kuten energiantuotanto, on vapauttanut kiertoon suuren määrän tätä ympäristömyrkkyä. Ilmakehässä elohopea kulkeutuu pitkien matkojen päähän ja kertyy ekosysteemeihin. Tämän kaukokulkeutuvan ominaisuuden takia elohopeaa tavataan myös arktisilla alueilla. Kertaalleen deponoitunut elohopea voi haihtua uudelleen maaperästä tai vesistöistä, joten tämän päivän elohopeapäästöt jatkavat kiertokulkuaan ympäristössä pitkään. Elohopea on tyypillinen riskitekijä Suomen sisävesissä, sillä hapettomissa oloissa elohopea muuttuu erityisen vaaralliseksi metyylielohopeaksi ja kertyy kaloihin. Tämän vuoksi Elintarvikevirasto on julkaissut kalan syöntisuosituksia ja esimerkiksi hauen syömistä ei suositella lainkaan raskaana oleville ja imettäville äideille.

Lokakuussa 2013 Japanissa hyväksyttiin kansainvälinen Minamata-sopimus, jonka on sittemmin allekirjoittanut 128 maata, mukaan lukien Suomi ja lähes kaikki Euroopan maat. Sopimus sitoo allekirjoittaneita maita vähentämään elohopeapäästöjä ja elohopean vapautumista ilmaan, vesistöihin ja maaperään. Se kieltää joidenkin elohopeaa sisältävien tuotteiden kuten tiettyjen loisteputkilamppujen ja paristojen tuotannon, tuonnin ja viennin vuoteen 2020 mennessä. Yksi sopimuksen tavoitteista on kieltää elohopean käyttö asetaldehydinin ja kloorialkalin valmistuksessa vuoteen 2018 mennessä.

Sopimus on saanut nimensä Japanin Minamatasta, joka on tullut tunnetuksi 1950–1970-luvuilla tapahtuneesta ympäristökatastrofista. Tuolloin asetaldehydiä valmistanut tehdas päästi jätevetensä käsittelemättöminä läheiseen jokeen ja sitä kautta mereen. Satoja ihmisiä kuoli elohopeamyrkytykseen ja tuhannet sairastuivat vakavasti syötyään näinä vuosikymmeninä elohopean saastuttamaa kalaa ja muita mereneläviä.

Tällä hetkellä sopimuksen toimeenpano- ja toteutusvaihe on käynnissä. Sopimus tulee voimaan pian sen jälkeen, kun 50 maata on ratifioinut sen. Maaliskuuhun 2016 mennessä 23 maata olivat tehneet tämän, mukaan lukien Japani. Euroopan Unionissa on kielletty elohopean vienti vuonna 2011 ja Yhdysvalloissa vuonna 2013. Lisäksi EU laati elohopeastrategian jo vuonna 2005. Täten Minamata-sopimus ei aiheuta suuria käytännön toimia Suomessa. Oulussa toimii edelleen yksi kloorialkalitehdas, jonka on uusittava tekniikkansa. Tehtaan suunnitelma on luopua elohopean käytöstä vuoden 2017 loppuun mennessä. Tällä hetkellä yksikään Euroopan maa ei ole ratifioinut sopimusta, mutta helmikuussa 2016 Komissio on hyväksynyt kokonaisuuden, jonka tavoite on ratifioida Minamata-sopimus koko EU:ssa.

3.2 Elohopean lähteet sekä niiden muutokset 2000-luvulla

Elohopeaa esiintyy ympäristössä luonnostaan kaikkialla. Elohopeaa vapautuu esimerkiksi tulivuorista, ja nämä luonnolliset lähteet vastaavat 10 % elohopean vuosittaisista päästöistä ilmakehään. Ihmisen toiminnasta, kuten kivihiilen tuotannosta, vapautuu elohopeaa selvästi enemmän, noin kolmannes. Suurin päästölähde (60 %) on kuitenkin elohopean uudelleen haihtuminen maaperästä ja vesistöistä, kun aiemmin ilmakehään vapautunut elohopea on jo kertaalleen kerääntynyt ympäristöön vuosikymmenien saatossa ja se haihtuu uudelleen ilmakehään. Siten tämän hetkiset antropogeeniset eli ihmisperäiset päästöt vaikuttavat sekä nykyiseen että tulevaisuuden päästöihin ilmakehään.

3.2.1 Luonnon omat lähteet

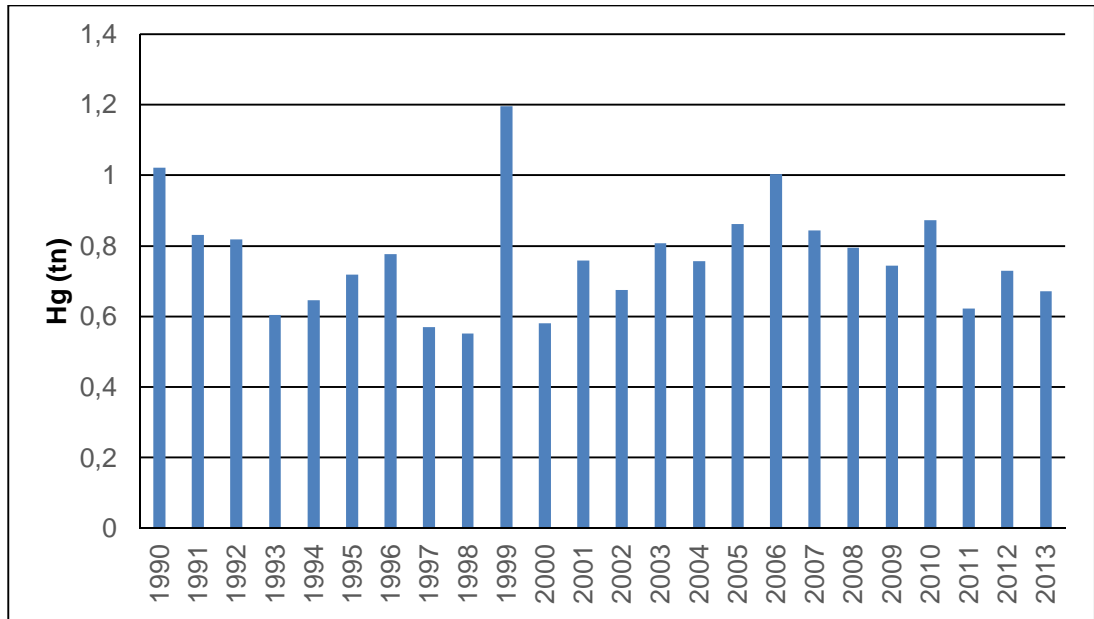
Elohopean luonnollisia lähteitä ovat tulivuoren purkaukset, geoterminen aktiivisuus ja elohopeapitoisen kiviaineksen luonnollinen rapautuminen. Nämä eivät ole kovin merkittäviä lähteitä Suomen Lapissa. Esimerkiksi syyskuussa 2014 havaittiin erittäin suuria rikkidioksidipitoisuuksia Ilmatieteen laitoksen Pallaksen tutkimusasemalla johtuen Islannin Bárðarbunga-tulivuoren purkautumisesta, mutta elohopean ilmapitoisuuksissa ei havaittu samanaikaisesti kohoamista.

3.2.2 Ihmisen toiminnasta johtuvat lähteet

Maailmanlaajuisesti suurimmat antropogeeniset elohopealähteet ovat käsityönä tehty ja pienimuotoinen kullantuotanto kehitysmaissa sekä kivihiilen käyttö. Kivihiilen käyttö vastaa neljännessä kaikista ihmisperäisistä päästöistä. Myös raudan ja muiden metallien tuotanto, sementin tuotanto ja jätteenkäsittely ovat maailmanlaajuisesti merkittäviä päästölähteitä. Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa elohopeapäästöt ovat vähentyneet vuosikymmenten aikana, mutta Aasian teollistuvissa maissa päästöt ovat kasvaneet reilusti (AMAP, 2011).

Suomen elohopeapäästöistä reilu puolet tulee energian tuotannosta ja reilu kolmannes teollisuusprosesseista ja liuottimien käytöstä (SYKE, 2016). Hyvin vähäinen määrä elohopeaa vapautuu myös jätteiden käsittelystä. Suomessa on edelleen yksi kloorialkalitehdas Oulussa, joka käyttää kloorintuotannossa elohopeaa. Tehtaan lähistöllä on mitattu kohonneita elohopean ilmapitoisuuksia (Kyllönen ym., 2014). Nämä päästölähteet vaikuttavat Lapin ilman elohopeapitoisuuteen vain paikallisesti ja paikallinenkin vaikutus on vähäinen.

Suomessa elohopeapäästöt laskivat 1990-luvulla, nousivat 2000-luvun alkupuolella, mutta lähtivät taas laskuun vuosituhannen ensimmäisen vuosikymmenen puolivälin jälkeen (kuva 4). Kaiken kaikkiaan vuosittaiset päästöt vaihtelevat hieman, mutta muutosta 1990-luvun alusta tähän päivään asti ei ole juuri havaittavissa. Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) tietokannassa on esitetty maakohtaisia päästötietoja, jotka on kerätty kaukokulkeutuvien ihmensaasteiden rajoittamista koskevan sopimuksen (LRTAP Convention) mukaan. Tämän tietokannan mukaan (Euroopan ympäristökeskus, 2016) muiden Pohjoismaiden elohopeapäästöt ovat vähentyneet vuosina 1990–2013 huomattavasti (70–90 %). Yleisesti Euroopassa päästöjen arvioidaan vähentyneen alle puoleen vuosien 1990 ja 2005 välillä (UNEP, 2013).



Kuva 4. Suomen elohopeapäästöt (tonnia) vuosina 1990–2013 (Lähde: SYKE).

3.2.3 Elohopean uudelleen haihtuminen

Elohopea on herkästi haihtuva alkuaine, ja maaperään tai vesistöihin kertaalleen kerääntynyt elohopea voi haihtua uudelleen ilmakehään. On epäselvää, kuinka suuri osa tästä uudelleen haihtuvasta elohopeasta on luonnon omia päästöjä ja kuinka suuri osa johtuu ihmisen toiminnasta. Elohopean ihmisperäisten päästöjen määrä on ollut suurempi kuin luonnollisten päästöjen määrä koko ihmiskunnan teollisen ajan eli jo noin 200 vuotta (UNEP, 2013). Tästä voidaan päätellä, että suurin osa uudelleen haihtuvasta elohopeasta on peräisin ihmisten toiminnasta.

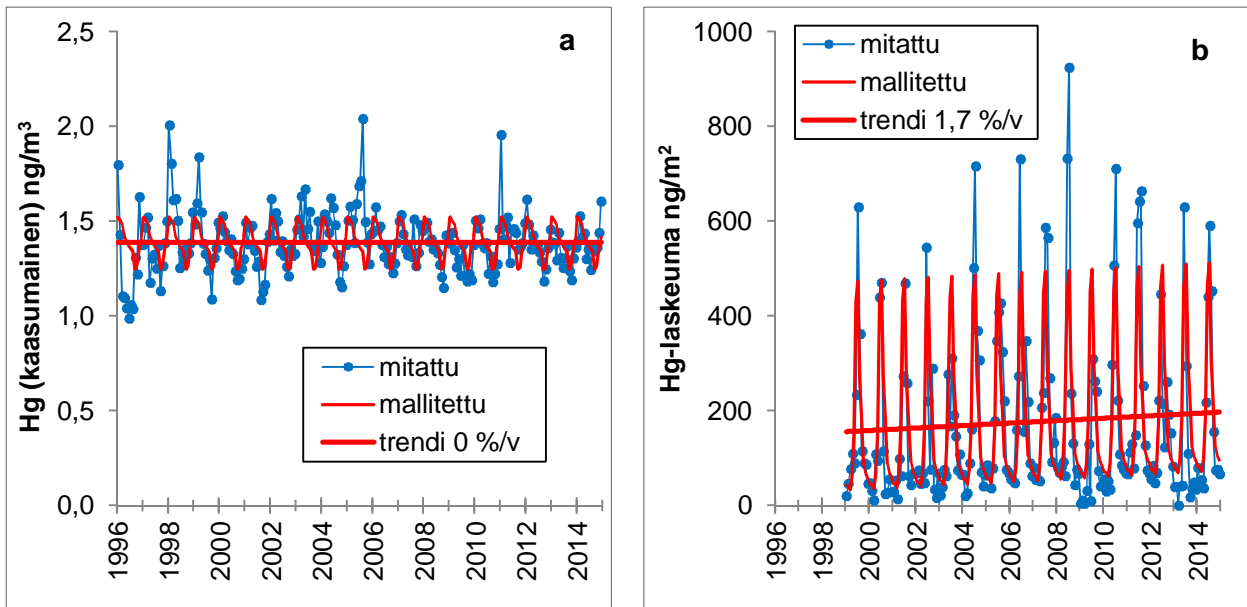
3.3 Elohopea ympäristössä

Elohopea pidättäytyy valtamerissä vuosikymmeniä ja ilmassakin noin vuoden (Sunderland ja Mason, 2007), joten se leviää tehokkaasti kauas päästölähteistä ja myös arktisille alueille ilma- ja merivirtojen mukana. Ilmaston lämpenemisen myötä on todennäköistä, että arktisen alueen ihmisten altistuminen elohopealle kasvaa (AMAP, 2011). Esimerkiksi lämpimämpi ja pidempi jäätön kausi voi lisätä metyylielohopean tuotantoa, ja kertaalleen maaperään ja vesistöihin kerääntynyttä elohopeaa vapautuu uudelleen entistä enemmän ilmakehään ja edelleen globaaliin elohopeakiertoon. Myös metsäpalojen on ennustettu kasvavan, ja niistä vapautuu ilmaan elohopeaa. Ikiroudan sulaminen ja lisääntynyt mikrobiaktiivisuus vaikuttavat myös elohopean kiertoon (UNEP, 2013). Toisaalta merijään väheneminen saattaa myös vähentää Jäämeren elohopeakuormaa, kun elohopeaa voi haihtua merestä suuremmalta alueelta ja elohopealaskuormaa edistävää vapaata bromia vapautuu niukemmin (AMAP, 2011).

3.3.1 Ilma ja laskeuma

Elohopea esiintyy ilmassa pääasiallisesti kaasumaisena elohopeana, jonka elinikä ilmassa on 0,5–2 vuotta (Schroeder ja Munthe, 1998). Se siis leviää tehokkaasti ympäri maapallon. Pohjoisen pallonpuoliskon elohopean ilmapitoisuus on samaa luokkaa niin Euroopan ja Pohjois-Amerikan tausta-alueilla kuin arktisilla alueillakin.

Ilman elohopeapitoisuuksia on mitattu Lapissa vuodesta 1996 alkaen Ilmatieteen laitoksen Pallaksen tutkimusasemalla, joka kuuluu useisiin kansainvälisiin mittausverkostoihin, kuten WMO/GAW, AMAP, EMEP ja GMOS. Maailmanlaajuisesti elohopean ilmapitoisuuksien on havaittu laskeneen esimerkiksi Pohjois-Amerikassa ja Irlannissa, joten päästövähennyksillä on saatu positiivista muutosta aikaan. Arktisilla alueilla ilmapitoisuuden muutokset eivät ole olleet vain laskevia, vaan myös nousevia trendejä on havaittu. Pallaksen mittauksissa ei ole havaittu lainkaan elohopean ilmapitoisuuden muutosta koko mittaushistorian 1996–2014 aikana (ks. kuva 5). Pallaksella mitatut pitoisuudet ovat tyypillisesti hieman korkeampia kuin Etelä-Suomessa. Tämä johtunee tämän pitkäikäisen ilman epäpuhtauden kerääntymisestä arktisia alueita kohden.

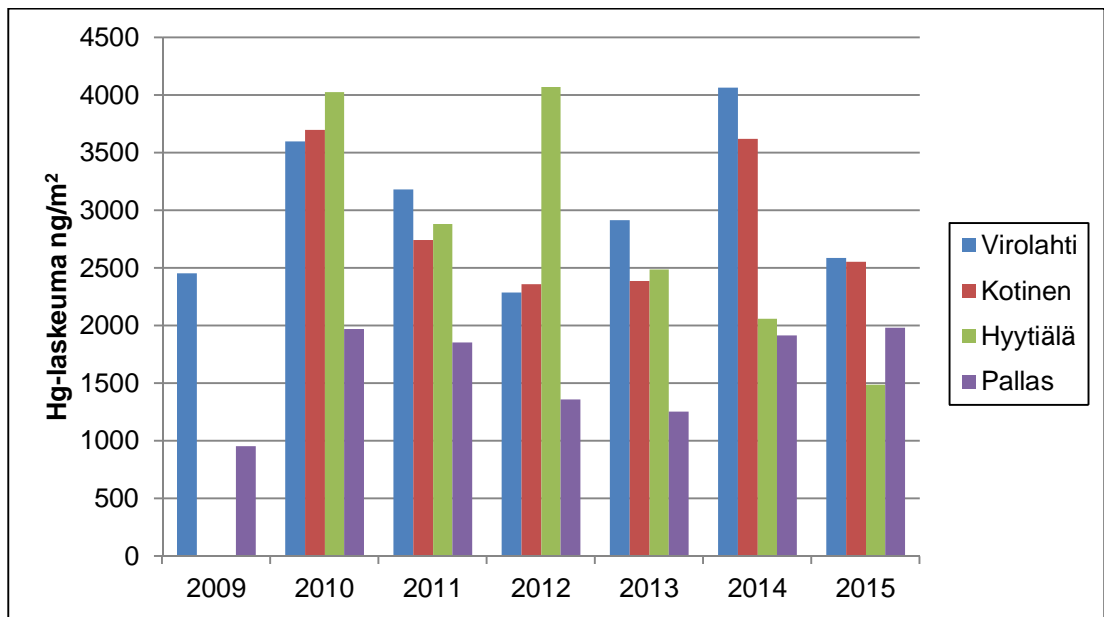


Kuva 5. Ilman elohopeapitoisuus ja mallinnettu vuodenaikaisvaihtelu Pallaksella vuosina 1996–2014. Pitoisuus ei ole muuttunut tänä aikana lainkaan (a). Elohopealaskemuksen muutos Pallaksella vuosina 1999–2014. Muutos ei ole tilastollisesti merkitsevä (b)

Arktisen alueen meri-ilmassa – toisin kuin eteläisemmällä merialueilla – on havaittu tapahtuvan voimakasta elohopean hävikkiä eli depleetioilmiötä, jolloin suotuisissa olosuhteissa merellä tai rannikolla muuten hyvin stabiili elohopea muuntuu ilmakehällisten reaktioiden myötä ja poistuu ilmakehästä laskeumana kevätikaan. Tämä ilmiö on arktisille alueille epäsuotuisa. Vaikkakin ilman elohopeapitoisuus hetkellisesti laskee, elohopea siirtyy vesistöihin ja maaperään laskeumana, jolloin se voi muuntua ilman elohopeaa vaarallisemmaksi metyylielohopeaksi, päätyä kaloihin ja edelleen ihmiseen. Pallaksen mittausasemalla on havaittu ilmiöstä johtuvaa ilman elohopeapitoisuuden hetkellistä laskua. Suomen Lapille ilmiöllä ei kuitenkaan ole haittavaikutuksia, sillä ilmasta poistunut elohopea laskeutuu tyypillisesti ilmiön tapahtumapaikan lähistölle merialueilla.

Euroopan ja Pohjois-Amerikan elohopealaskemuksessa on havaittu 2000-luvulla niin ikään sekä laskevia että nousevia trendejä, ja nousua on havaittu erityisesti viime vuosina (UNEP,

2013; Weiss-Penzias ym., 2016). Ilmatieteen laitos on mitannut elohopealasketta Pallaksella vuodesta 1999 yhteistyössä ruotsalaisen IVL:n kanssa. Tämä aikasarja on ainutlaatuisen, sillä arktisilla alueilla on tehty muuten vain elohopealasketta kampanjamittauksia, pisimmillään muutaman vuoden ajan (Goodsite ym., 2013; Sanei ym. 2010). Pallaksen mittauksissa on havaittu viitteitä elohopealasketta noususta, mutta muutos ei ole tilastollisesti merkitsevä (kuva 5). Vaikkakin Lapissa mitataan korkeampia ilman elohopeapitoisuuksia kuin etelässä, Pallaksen laskeuma on selvästi pienempi kuin eteläisten asemien (kuva 6). Tämä johtuu Lapin vähäisistä omista elohopeapäästöistä sekä kaukaisesta etäisyydestä Etelä-Suomen ja Keski-Euroopan päästölähteisiin.



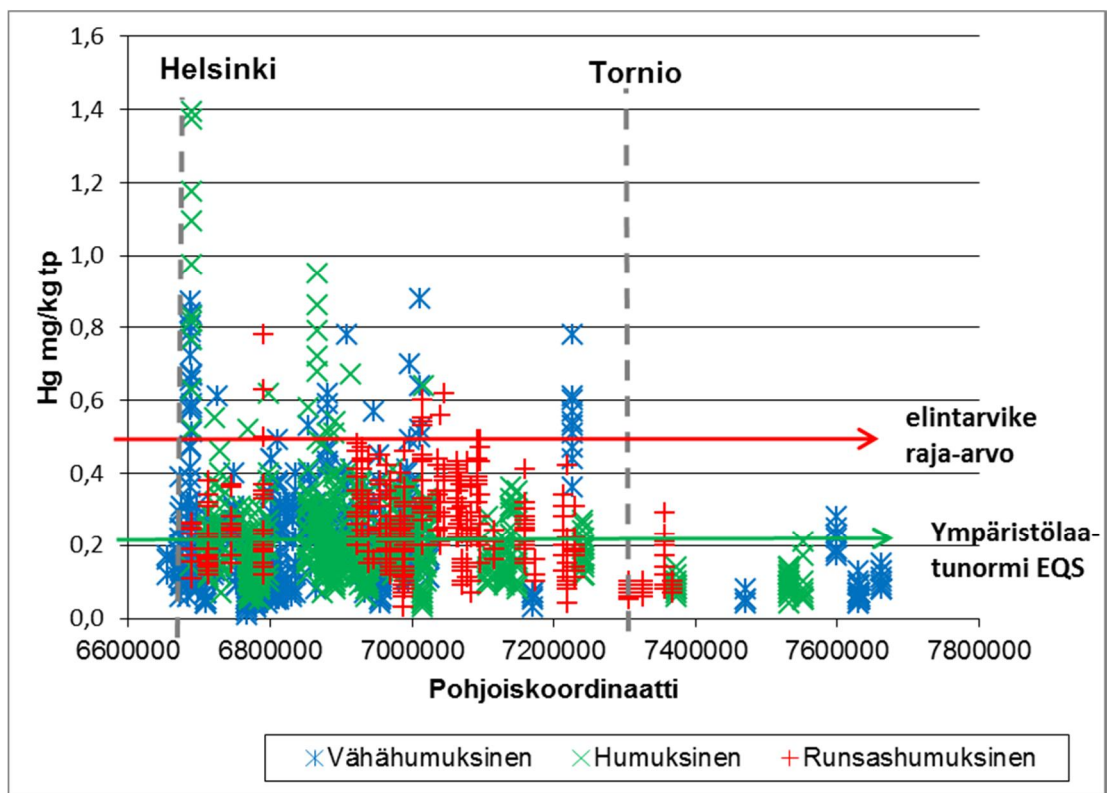
Kuva 6. Elohopealasketta Suomen tausta-asemilla 2009–2014.

3.3.2 Vesiympäristö

Sedimenttitutkimuksilla on voitu arvioida elohopean historiallista kuormitusta Suomessa, joka heijastaa myös kalojen pitoisuuksia. Sedimenttikerrostumien perusteella elohopean kertyminen järviin on kasvanut teollisena aikana Lapissa keskimäärin noin kaksinkertaiseksi, mutta Etelä-Suomessa noin kuusinkertaiseksi (Verta ym., 1990; Mannio ym., 1997). Näin ollen on arvioitu kalojen elohopeapitoisuuden jossain määrin suurentuneen myös Lapissa ilmaperäisen elohopeakuormituksen nousun johdosta. Kala-aineistojen mukaan pohjoismaiden pienimmät kalojen elohopeapitoisuudet mitataan Pohjois-Skandinaviassa (Munthe ym., 2007), jonka myös Suomen ahvenaineisto osoittaa. On perusteltua olettaa, että nykyinen keskimääräinen Lapin kalojen pitoisuus vastaisi varsin hyvin Suomen järvien kalojen suurimpia elohopeapitoisuuksia ennen ihmisen vaikutusta koko Suomessa. Vaikka alueellisia eroja on voinut olla ilmastollisista, geologisista ja maaperäominaisuuksista johtuen, niitä ei ole mahdollista arvioida numeerisesti (Verta ym., 2010).

Juuri valmistuneissa valtakunnallisissa vesienhoitosuunnitelmissa on esitetty pintavesien kemiallisen tilan arvio, jossa ahvenen elohopeapitoisuus vaikuttaa vaarallisista aineista kaikkein merkittävimmin kemiallista tilaa heikentävästi (http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila). Aineiston (420 kohdetta, 4300 näytettä) perusteella koko Suomes-

sa n. 30 % kohteista ylittää ympäristölaatunormin (0,20–0,25 mg/kg Hg riippuen taustapitoisuudesta). Yleistäen voidaan sanoa, että keskisessä Suomessa, jossa humuspitoiset vedet ovat vallitseva vesistötyyppi, joka toisessa järvessä ylittyy toisaalta pienten ahventen ympäristölaatunormi ja varsin monissa myös suurempien ahventen elintarvikenormi (kuva 7). Koko maan pitoisuuksien keskiarvoa vähentävät pohjoisen pienempi elohopealaskuuma ja vesien pienempi humuspitoisuus sekä toisaalta Etelä-Suomen rehevät vedet, joissa mm. kalojen nopea kasvu vähentää elohopeapitoisuutta (Verta ym., 2010). Kemiallisen tilan arvio perustuu kalaa syövien petoeläinten altistumiseen ja raja-arvo on noin puolet elintarvikelainsäädännön enimmäismäärästä (0.5 mg/kg). Kalan elohopeapitoisuuteen vaikuttaa voimakkaasti ravinnon laatu ja kalan koko sekä erityisesti altistumisaikaa heijastava ikä. Tärkeä yksityiskohta on, että ympäristön tila-arvion perustana on ollut 15–20 cm ahvenyksilöt, joiden elohopeapitoisuus on useimmiten selvästi pienempi kuin elintarvikkeina yleisemmin käytettyjen 25–30 cm yksilöiden.



Kuva 7. Ahvenen elohopeapitoisuus Suomessa (2010–2014) vesistön humuspitoisuuden mukaan eriteltynä ja pohjoinen leveysaste.

4. PYSYVÄT ORGAANISET YHDISTEET

Pysyvät orgaaniset yhdisteet (persistent organic pollutant, POP) ovat myrkyllisiä, hitaasti hajoavia kemiallisia yhdisteitä, jotka kertyvät eliöihin, rikastuvat ravintoketjussa ja kulkeutuvat kauas päästöpaikastaan ilman, veden tai muuttavien eläinlajien välityksellä. Näiden kemikaalien arvioidaan aiheuttavan merkittäviä ympäristö- ja terveyshaittoja myös kaukana päästölähteiltään. Tämän vuoksi POP-yhdisteiden käyttöä on rajoitettu tai kokonaan kielletty kansainvälisillä sopimuksilla, joista merkittävin on YK:n alainen Tukholman yleissopimus. Osa POP-yhdisteistä muodostuu tahattomasti ja Tukholman sopimus velvoittaa mm. laatimaan suunnitelman tahattomasti tuotettujen POP-yhdisteiden tunnistamiseksi, luonnehtimiseksi ja vähentämiseksi. Tukholman sopimus säätelee myös POP-yhdisteitä sisältävien jätteiden käsittelyä. (Seppälä ym., 2012)

Tukholman yleissopimuksessa aineisiin kohdistuvat rajoitukset vaihtelevat täyskiellosta vakaviin rajoituksiin tai velvollisuuteen vähentää päästöjä. Liitteessä A on lueteltu tietoisesti tuotetut aineet, joiden valmistus ja käyttö lopetetaan kaikissa osapuolimaissa kokonaan. Liitteeseen lisätyille aineille on voitu myöntää määräaikaista yksilöityjä poikkeuksia, joiden käyttöön halukkaiden on erikseen rekisteröidyttävä. Liitteessä B mainittujen tietoisesti tuotettujen kemikaalien käyttöä on rajoitettu voimakkaasti, mutta niille on saatettu myöntää joko määräaikaista yksilöityjä poikkeuksia tai sallittuja käyttöjä silloin kun ainetta ei voida korvata tärkeissä käyttökohteissa tai päästöjä ei ole. Liitteessä C on lueteltu ne tahattomasti ihmisen toiminnassa muodostuvat aineet joiden päästöjä maiden on rajoitettava. Osapuolet voivat lisätä yleissopimukseen uusia aineita.

4.1 Vanhat POP-yhdisteet

Tukholman sopimus neuvoteltiin alun perin kattamaan 12 pysyvää, kertyvää, myrkyllistä ja kaukokulkeutuvaa kemikaalia tai ainetta, joita kutsutaan likaiseksi tusinaksi. Näihin niin kutsuttuihin vanhoihin POP-yhdisteisiin kuuluu yhdeksän kasvinsuojeluainetta: aldrini, klordaani, DDT, dieldriini, endriini, heptakloori, heksaklooribentseeni (HCB), mirex ja toksafeeni. Edellä mainittuja kasvinsuojeluaineita käytettiin lähinnä maataloudessa tai julkisen terveydenhoidon tarkoituksissa. DDT:n käyttö malarian torjuntaan jatkuu edelleen monissa maissa. (UNEP Stockholm Convention).

Tukholman sopimuksessa oli aluksi mukana vain kaksi teollisuuskemikaalia. Heksaklooribentseeniä (HCB) käytettiin liuottimena ja muiden kemikaalien raaka-aineena. Polykloorattuja bifenyylejä (PCB) on puolestaan käytetty mm. muuntajissa, kondensaattoreissa, saumausmassoissa ja maaleissa (voi olla käytössä edelleen).

Tahattomasti muodostuvia polykloorattuja dibentsodioksiineja ja dibentsofuraaneja (PCDD/PCDF) muodostuu poltto- ja teollisuusprosesseissa, esimerkiksi energiantuotannossa.

Monia ”likaisen tusinan” kemikaaleja on rajoitettu teollisuusmaissa jo paljon ennen Tukholman sopimuksen voimaantuloa 2004 (esim. DDT kiellettiin monissa maissa jo 1970-luvulla). Tukholman sopimus on mahdollistanut näiden aineiden käytön lopettamisen ja asianmukaisen jätteenhävityksen myös kehitysmaissa. Siitä huolimatta erityisesti DDT:n käyttö ja valmistus jatkuvat, PCB:tä sisältävien laitteiden poistamiseen käytöstä kuluu vielä ainakin 10 vuotta

ja dioksiinien ja furaanien päästöjen vähentäminen erityisesti polttoprosesseista vaatii edelleen paljon työtä.

4.2 Uudet POP-yhdisteet

Vuosina 2009, 2011, 2013 ja 2015 Tukholman sopimuksella on rajoitettu 14 POP-yhdistettä lisää. Näistä kasvinsuojeluaineita ovat klordekoni ja lindaani (γ -HCH) isomeereineen (α - ja β -HCH) sekä pentaklooribentseeni. Puunkyllästysaineena ja torjunta-aineena käytetty pentakloorifenoli on myös sopimuksessa. Näiden lisäksi rajoitettiin teollisuuskemikaaleja, joista monia käytetään palonestoaineena: heksabromibifenylyli, kaupallinen pentabromidifenylylieetteri (tetrabromodifenylylieetteri ja pentabromodifenylylieetteri), kaupallinen oktabromidifenylylieetteri (heksabromidifenylylieetteri ja heptabromidifenylylieetteri) ja heksabromisykloodekaani (HBCD). Teollisuuskemikaaleja ovat myös klooratut liuottimet HCBD, klooratut naftaleenit ja kasvinsuojeluaineenakin käytetty pentaklooribentseeni, jota muodostuu myös palamis- ja teollisuusprosessien sivutuotteena.

Monet ns. uudet POP-yhdisteet poikkeavat vanhoista siinä, että ne esiintyvät päivittäisessä elinympäristössämme käytössä olevissa tuotteissa ja tavaroissa, kuten huonekaluissa, verhoissa, eristeissä ja elektroniikassa. Näiden päästöjen arvioiminen on vaikeaa ja riippuu paljon siitä, käsitelläänkö ne elinkaarensa päässä asianmukaisesti niin, että POP-sisältö tuhoutuu kuten Tukholman sopimus edellyttää. Päästöjä aiheutuu myös käytön aikana.

4.3 POP-sopimuksen ehdokasaineet

Tukholman yleissopimuksen osapuolet voivat ehdottaa sopimuksella rajoitettavaksi kemikaaleja, jotka täyttävät ns. POP-kriteerit pysyvyydestä, kertyvyydestä, kaukokulkeutumisesta ja haittavaikutuksista. Sopimuksen tieteellinen komitea arvioi haitan merkittävyyden ja tekee tarvittaessa rajoitusehdotuksen sopimuksen osapuolille. (UNEP 2009)

Tukholman yleissopimukseen on ehdotettu edelleen uusia aineita, joiden osalta päätöksiä tehdään lähivuosina. Tällä hetkellä ehdotettujen aineiden listalla ovat penta- ja oktabromidifenylylieetterille läheistä sukua oleva palonestoaine dekabromidifenylylieetteri (dekaBDE), kasvinsuojeluaine dikofoli, metallien leikkuunesteenä ja muovien ja maalien pehmittimenä sekä palonestoaineena käytetyt lyhytketjuiset parafiinit (SCCP:t) sekä PFOS-yhdisteiden kaltainen sammutusvaahdoissa, kostutusaineina ja puhdistusaineissa sekä tekstiilien ja paperien pintakäsittelyaineissa käytetty perfluoro-oktaanihappo PFOA ja sen suolat ja PFOA:n kaltaiset yhdisteet.

POP-yhdisteiden ominaisuuksia on todennäköisesti suurella joukolla muitakin kemikaaleja. Lambert ym. (2011) seuloivat mahdollisia uusia POP-ehdokasaineita. Lambertin ym. (2011) tutkimus aloitettiin tunnistamalla mahdollisia kaukokulkeutuvia yhdisteitä perustuen mittauksiin Arktisella tai Antarktisella alueella. Kirjallisuusselvityksen perusteella määriteltiin näiden aineiden pysyvyyttä, kertyvyyttä ja kaukokulkeutumista sekä ekotoksikologiaa ja toksikologiaa. Koottu ainelista pisteytettiin Tukholman sopimuksen perusteiden mukaisesti. (Lambert ym., 2011). LAPCON-projektin arviossa kaukokulkeutuvista ympäristömyrkyistä Suomen pohjoisille alueille on mukana sekä Tukholman yleissopimukseen kuuluvia, siihen ehdotettuja että muuten mahdollisesti huolta aiheuttavia ja mahdollisia tulevia POP-kandidaattiaineita (taulukko 1).

Taulukko 1. Tässä raportissa käsiteltävien yhdisteiden lyhenteet ja nimet. Kaikki yhdisteet eivät ole mukana Tukhoman yleissopimuksessa, vaan muista syistä seurattavina.

	Lyhenne	Yhdisteen nimi	
Organoklooritorjunta-aineet	α -, β - ja γ -HCH	alfa-, beeta- ja gamma-heksakloorisykloheksaani	
	HCB	Heksaklooribentseeni	
	klordaanit	Klordekoni	
	p,p'-DDT	Diklooridifenyylitrikloorietaani	
	p,p'-DDD	Diklooridifenyylidikloorietyleeni	
	p,p'-DDE	Diklooridifenyylidikloorietaani	
	HCBD	Heksabromisyklododekaani	
	END- α	Endosulfaani	
	Dikofoli	Dikofoli	
	Heptakloori	Heptakloori	
	AL, MI, TO	Kolme torjunta-ainetta: Aldriini, Mirex ja Toksafeeni	
PAH-yhdisteet	PAH	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt	
PCB-yhdisteet	PCBs	Polyklooratut bifenyylit	
Dioksiinit	PCDD/F	Dioksiinit ja furaanit	
Bromatut palonestoaineet	BDE-28-154	2,4,4'-tribromibifenyylieetteri – 2,2',4,4',5,6'-heksabromidifenyylieetteri	
	BDE-209	Dekabromidifenyylieetteri	
	HBCD	Heksabromisyklododekaani	
	HBBz	Heksabromibentseeni	
	PBT	Pentabromitolueeni	
	Tetra-hepta-BDEs	Kaupallinen tetra- ja pentabromidifenyylieetteri	
	PBT	Pentabromotolueeni	
	HxBB	Heksabromibifenyylit	
Muut palonestoaineet	TCIPP	Tris(2-kloori-1-metyylietyyli)fosfaatti	
Perfluoratut alkyylilyhdisteet	PFOS	Perfluoro-oktaanisulfonaatti	
	PFOA	Perfluorioktaanihappo	
	PFAS	Per- ja polyfluorialkyylilyhdisteet	
	PFDS	Perfluorodekaanisulfonaatti	
Klooriparafiinit	SCCP	Lyhytketjuiset klooriparafiinit	
Siloksaanit	D4	Oktametyylisyklotetrasiloksaani	
	D5	Dodekametyylisykloheksaanisiloksaani	
	D6	Dekametyylisyklopentasiloksaani	
Muut teollisuuskemikaalit	PCN	Polyklooratut naftaleenit	
	PCA	Pentakloorianisoli	
	PCP	Pentakloorifenoli	
	Cl-bentseenit	Klooribentseenit	
	PeCBz	Pentaklooribentseeni	
	1,2,3,4-TeCBz	1,2,4,5-tetraklooribentseeni	
	1,3,5-TriCBz	1,3,5-triklooribentseeni	
	PFNA	Perfluorononaanihappo	
	PFDA	Perfluoro-n-dekaanihappo	
	OCS	Oktaklooristyreeni	
	Käytössä olevat torjunta-aineet		Trifluraliini, metoksikloori, pendimetaaliini
	Pehmentimet	mm. DEPH	Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti

5. ESIINTYMISTIEDOT SUOMESSA JA VERTAILU MUIHIN ALUEISIIN

5.1 Yleiskuva

Pysyvien orgaanisten ympäristömyrkkujen ja elohopean mittaustietoja Pohjois-Suomesta on tuotettu kansallisessa AMAP-työssä 1990-luvun alkupuolelta lähtien. Intensiivisin tiedonkeruu ajoittuu AMAP-arviointien kahdelle ensimmäiselle kaudelle v. 1991–2002 (Mannio ym., 2002). Sen jälkeen mittaukset ovat olleet, ilmamittauksia lukuun ottamatta, ajoittaisia ja kartoitusluonteisia. Tässä kappaleessa esitetään pitkäaikaistuloksia Pallaksen ilmamittauksista sekä jäkälä-, poro- ja kalatutkimuksia noin kymmenen viime vuoden ajalta. Elohopean osalta tulokset on jo esitetty kappaleessa 3. Ihmisten altistumiseen liittyvät tutkimukset esitetään kappaleessa 6. Pohjois-Suomen tulosten tarkastelussa pääpaino on vertailussa muuhun Suomeen ja Ruotsiin, sekä ajallisesti että alueellisesti. Tämä näkökulma on valittu tietoisesti, koska usein arktisten arviointien pääpaino on vertailussa toisiin arktisiin alueisiin, joiden luonnonolosuhteet kuitenkin poikkeavat Suomen sub-arktista oloista.

Ilman POP-yhdisteiden pitoisuuksien kehitystä on seurattu 1990-luvun puolivälistä alkaen Muoniossa sijaitsevalla Pallaksen asemalla sekä Råössä Ruotsin länsirannikolla, 35 kilometriä Göteborgista etelään. Ilmatieteen laitos ja Ruotsin ympäristötutkimusinstituutti (IVL) hoitivat seurannan yhteistyössä ja asemilla käytetään samaa keräysmenetelmää ja analyysit suoritetaan IVL:ssä. Pallaksen asema edustaa lappilaista koskematonta erämaata ja Råö taas Skandinavian eteläosan maaseutua. Råö on lähempänä Keski-Euroopan alkuperäisiä päästölähteitä, kun taas Pallas on enemmän alttiina arktiselle alueelle kertyneille ja uudelleen haihtuville sekundaarisille päästöille. Näiden kahden aseman tuloksista voidaan siis muodostaa myös arvioita POP-yhdisteiden ilmaperäisen kuormituksen alueellisesta jakaumasta Pohjolassa ja tunnistaa mahdollisia Lapin erityispiirteitä (Anttila ym., 2016).

Pitoisuustietoja kaloista koko maan alueelta on lähinnä ahvenista vuosilta 2010–2015. Näitä tietoja on kerätty vesipuitedirektiivin tilaraportointeja varten ympäristöhallinnon toimesta. Ahven on vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) mukainen seurantaindikaattori. Tuloksia voidaan näin verrata EU-tasolla annettuihin ympäristölaatuunormeihin, jotka määrittävät vesistöjen hyvää/ei hyvää kemiallista tilaa.

Suomen Lapissa tutkittiin vuosina 2003–2014 porojen POP-pitoisuuksia, ja näiden tutkimusten yhteydessä määritettiin myös poron luonnollisen ravinnon poronjäkälän, lupon ja naavan dioksiini- ja PCB- pitoisuuksia eri puolilla Suomen Lappia.

Ilmastonmuutoksen mahdolliset vaikutukset POP-yhdisteisiin

Muuttuva ilmasto saattaa vaikuttaa POP-yhdisteiden päästöihin, ympäristökohtaloon ja myrkyllisyyteen sekä eliöiden altistumiseen POP-yhdisteille.

Vektorivälitteisten tautien määrän, kuten malarian, on arvioitu lisääntyvän. Tämän vuoksi orgaanisia torjunta-aineita saatetaan käyttää entistäkin enemmän, mikä puolestaan lisää altistumista näille aineille. (UNEP, Climate Change and POPs)

Ilmastonmuutos vaikuttaa ympäristöön mm. lämpötiloihin, hydrologiaan, lumi- ja jääpeitteeseen sekä merten suolapitoisuuteen. Kuivuuden on arvioitu lisäävän metsäpaloja, mikä puo-

lestaan lisää dioksiinien ja furaanien päästöjä. Ilmaston lämpeneminen lisää POP-yhdisteiden sekundäärisiä päästöjä maasta, vesistä tai jäätä, lisäten POP-yhdisteiden pitoisuuksia ilmassa. Eliöiden stressitaso kasvaa fyysikaalisten, kemiallisten ja biologisten ekosysteemivaiikutusten myötä ja tämä voi alentaa eliöiden ympäristömyrkköjen sietokykyä. (UNEP, Climate Change and POPs). Ilmastonmuutoksen nettovaikutusta ympäristömyrkköjen esiintymiseen Lapissa ei vielä tunneta.

5.2 Seurantatietojen tuottamisen laadunvarmistus

Ympäristötiedon laatua varmennetaan vertailu- ja mittanormaali-laboratoriopalveluilla, tiedon tuottajan toiminnan akkreditoinnilla sekä standardisoidujen menetelmien käytöllä. Yksittäisten seurantatietojen oikeellisuus ja luotettavuus on tärkeää, sillä tietoja käytetään paikallisten erojen ja ajallisten – usein pitkäaikaisten – muutosten selvittämiseen. Seurantatiedoista tulisi pystyä erottamaan ihmisen aiheuttamat muutokset luonnollisesta vaihtelusta. Lopputuloksen tarkkuus riippuu yksittäisen laboratorioanalyysin laadun lisäksi myös näytteenoton ja luonnossa esiintyvän paikallisen ja ajallisen vaihtelun yhteensopivuudesta.

Vertailulaboratoriot tukevat kansallista ympäristöseurantaa varmistaen, että ympäristötietoa tuottavat laboratoriot ovat luotettavia ja laadullisesti korkeatasoisia. Suomessa SYKE toimii vesien ja kiinteiden näytteiden kemiallisen ja ekotoksikologisen testauksen ja näytteenotto-toiminnan kansallisena vertailulaboratoriona. IL toimii vastaavasti ilmanlaadun kansallisena vertailulaboratoriona ja ylläpitää ympäristönsuojelun tietojärjestelmän ilmanlaatuosaa. THL:n testaustoiminta kattaa pysyvien orgaanisten yhdisteiden analytiikan mm. ympäristö- ja kudosnäytteistä, joita tutkitaan useiden tutkimuslaitosten kanssa yhteistyössä. Lisäksi THL toimii kansallisena referenssilaboratoriona dioksiinien ja PCB-yhdisteiden osalta elintarvike- ja rehuanalytiikassa.

Tuloksia käsitellään pääosin siinä järjestyksessä, jossa eri aineryhmät ovat tulleet ja tulossa kansainvälisten rajoitusten piiriin.

5.3 Organoklooritorjunta-aineet eli vanhat torjunta-aineet

5.3.1 Ilman organoklooritorjunta-aineiden pitoisuudet

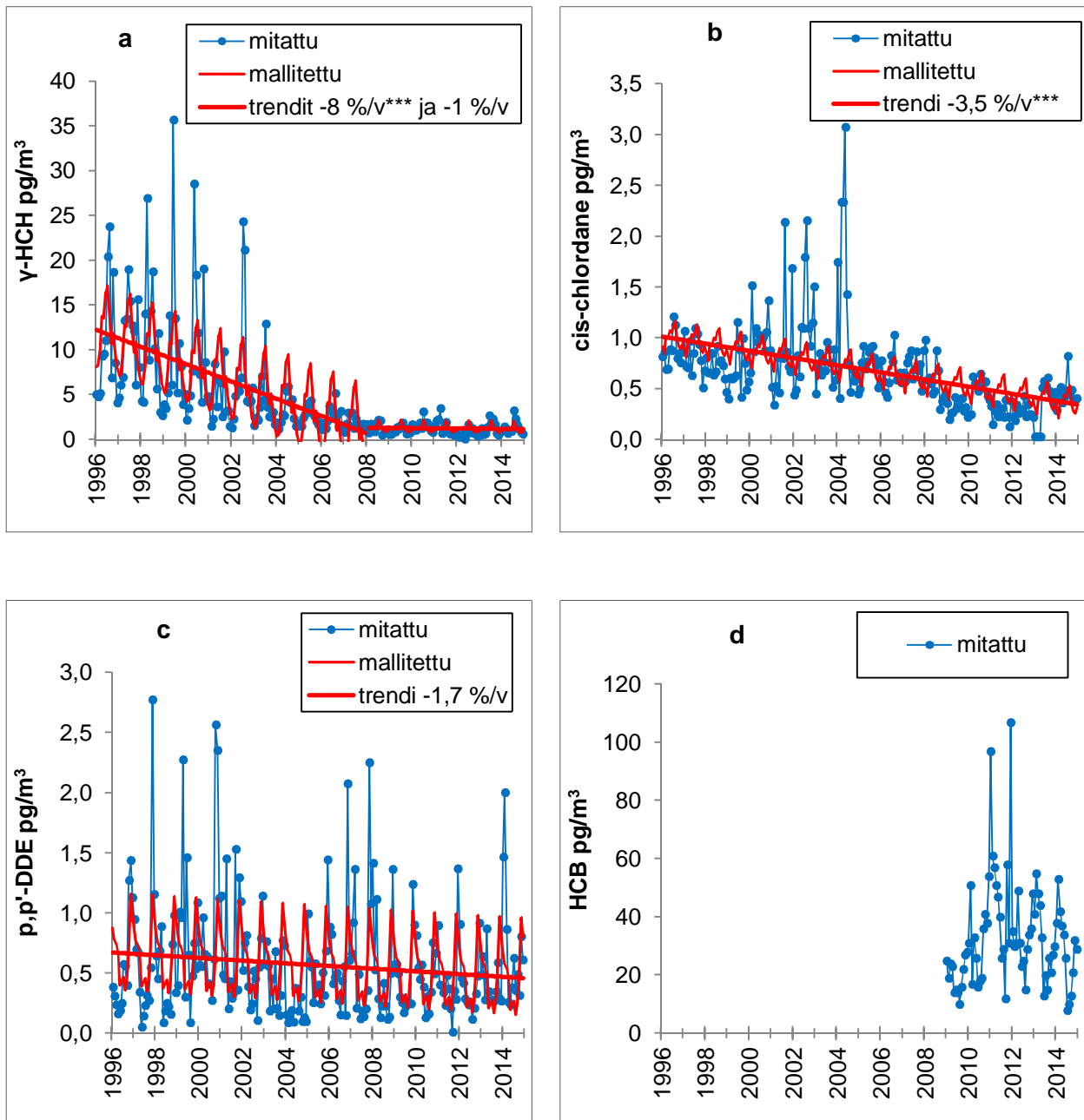
Organoklooritorjunta-aineiden maailmanlaajuiset tuotanto- ja käyttörajoitukset näkyvät varsin selvästi laskevin pitoisuuksina Pallaksen ilmassa (kuva 8) (Anttila ym., 2016). α - ja γ -HCH:n pitoisuudet laskivat kymmenessä vuodessa noin viidesosaan ja kymmenesosaan vuoden 1996 pitoisuustasoista. Tämän jälkeen pitoisuudet ovat on kuitenkin tasaantuneet ja ovat nykyään noin 5 pg/m^3 (α -HCH) ja 1 pg/m^3 (γ -HCH).

α -HCH:lla on varsin poikkeuksellinen alueellinen jakauma: pitoisuudet nousevat pohjoista kohti mentäessä. Pallaksen α -HCH- pitoisuudet ovat noin 30 % korkeammat kuin etelän Råössä, mutta toisaalta jonkin verran pienemmät kuin Huippuvuorilla (Zeppelin) ja Alertissa, arktisessa Kanadassa (Hung ym., 2016). Pitoisuudet ovat korkeimmillaan kesällä. Etelä-pohjoissuuntainen kasvava pitoisuusgradientti sekä kesämaksimit viittaavat vahvasti arktisille alueille kertyneisiin ja uudelleen haihtuviin päästöihin.

Sen sijaan γ -HCH-pitoisuudet ovat noin kaksinkertaiset etelässä verrattuna Pallakseen ja muihin pohjoisiin alueisiin, joka puolestaan viittaa alkuperäisten keskileveysasteiden päästö-

alueiden hallitsevaan vaikutukseen. Säännöllinen vuodenaikaisvaihtelu, kesämaksimit, kuitenkin viittaa myös haihtumalla tapahtuviin päästöihin.

Klordaaniin (trans-klordaani, cis-klordaani, trans-nonakloori) ilmapitoisuudet ovat laskeneet noin puoleen vuoden 1996 tasosta. Ilmapitoisuudet ovat varsin samalla tasolla sekä Skandinaviassa että varsinaisella arktisella alueella, noin $0,5 \text{ pg/m}^3$:n tuntumassa. Pitoisuuksilla ei ole kovin selkeää vuodenaikaisvaihtelua, ja episodeja esiintyy talvisinkin, joka voisi viitata myös tuoreisiin primaaripäästöihin.



Kuva 8. Esimerkkejä organoklooritorjunta-aineiden ilmapitoisuuksien aikakehityksestä Pallaksella 1996–2014. Vuotuinen muutosprosentti on merkitty kunkin kuvaajan legendaan; merkitsevyydet ilmaistaan tähdillä (erittäin merkitsevä $*** p < 0,001$; merkitsevä $** p < 0,01$; melkein merkitsevä $* p < 0,05$; ei tähteä $p > 0,05$). γ -HCH (a), cis-klordaani (b), p,p'-DDE (c), HCB (d).

DDT ja sen hajoamistuotteet eivät ole johdonmukaisesti laskusuunnassa. Tyypillisesti niiden pitoisuudet nousevat ja laskevat muutamien vuosien epäsäännöllisissä sykleissä ja pitoisuudet ovat ajoittain alle määritysrajan. Säännöllisimmin käyttäytyy DDT:n tärkein hajoamistuote DDE, jonka pitoisuudet ovat korkeimmat, mutta senkään pitkänajan lievästi laskeva trendi ei ole tilastollisesti merkitsevä. Pallaksen pitoisuudet ovat matalammat kuin etelässä (puolet – neljäsosan) ja samaa suuruusluokkaa kuin arktisella alueella (Anttila ym., 2016; Hung ym., 2016). Alueellinen jakauma ja epäsäännölliset episodit viittaavat kaukokulkeutumaan eteläisiltä päästöalueilta.

HCB:n mittaukset alkoivat Pallaksella vasta vuonna 2009 eikä pitoisuus osoita laskemisen merkkejä. Pitoisuustasot koko Skandinaviassa (20–30 pg/m³) sekä myös arktisilla alueilla ovat varsin korkeat verrattuna muihin organoklooripestisideihin. HCB on erittäin herkästi haihtuva (ja myös kaukokulkeutuva) ja varsinkin kesäajan mittaustulokset voivat olla jopa aliarvioita.

Pallaksen mittauksissa havaitaan myös muutamia pikogrammoja (pg/m³) α -endosulfaania, kun taas β -endosulfaanin ja endosulfan-sulfaatin pitoisuudet ovat enimmäkseen pieniä, lähellä määritysrajaa.

5.3.2 Organoklooritorjunta-aineiden pitoisuudet vesiympäristössä

Pitoisuudet kalassa

Suomessa α -HCH- ja β -HCH-pitoisuudet ovat ahvenissa alle määritysrajan. γ -HCH:ta on löytynyt vielä hieman määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia, noin 0,5 ng/g tp Yli-Kitkan ahvenissa. Ruotsissa niin etelässä kuin pohjoisessakin α -HCH:ta ja γ -HCH:ta löytyy vielä määritysrajan tasolla olevia pitoisuuksia. γ -HCH:n pitkäaikaisseurannoissa 1980-luvulta lähtien on havaittu niin etelässä kuin pohjoisessakin laskevat trendit.

DDT:tä ja DDD:tä ei juurikaan esiinny enää Suomen ahvenissa. DDE:tä löytyy vielä rannikon ahvenista luokkaa alle 0,5 ng/g tp ja noin 0,1 ng/g tp Lapin järvissä. Ruotsissa vastaavasti DDT- ja DDD-pitoisuudet ovat alle määritysrajan ja DDE-pitoisuudet pohjoisessa alle 0,7 ng/g tp ja etelässä hieman suurempia, noin 1,0 ng/g tp ja joissain etelän järvissä hieman ylikin. DDT-yhdisteiden pitoisuudet ovat olleet Ruotsin pitkissä aikasarjoissa laskevia jo 1970-luvulta lähtien.

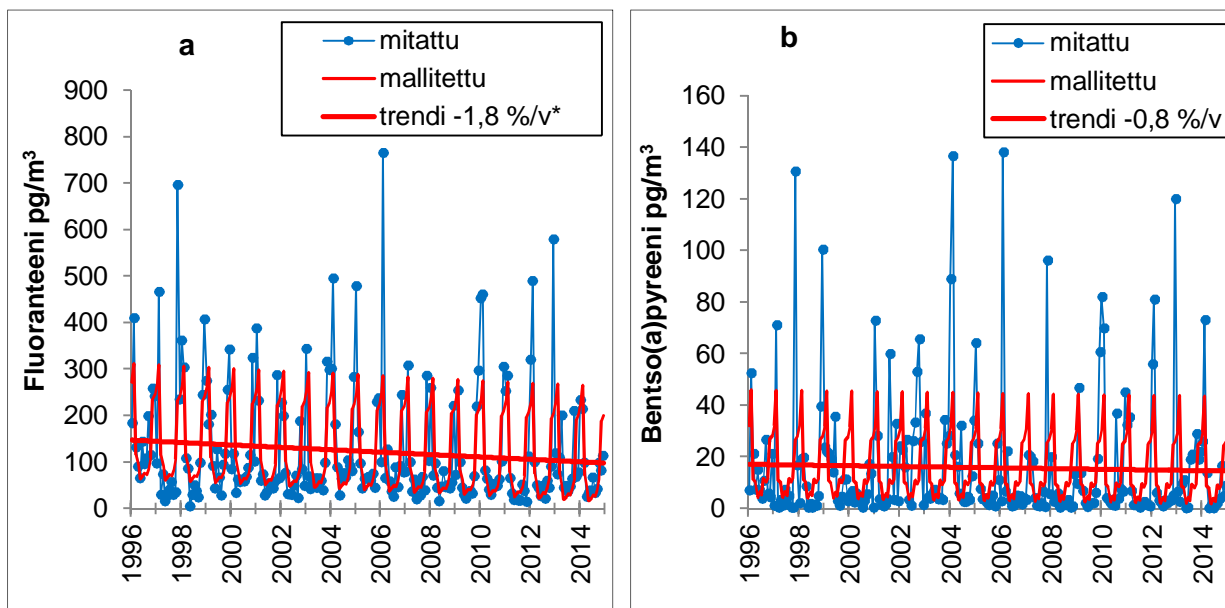
HCB:tä on rannikon ahvenissa noin 0,1 ng/g tp ja pohjoisen järvissäkin hieman määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia luokkaa 0,05 ng/g tp. Ruotsissa HCB-pitoisuudet ovat ahvenessa määritysrajalla 0,02 ng/g tp.

5.4 PAH-yhdisteet

5.4.1 Ilman PAH-pitoisuudet

Polysyklisen aromaattisten hiilivetyjen päästöt ilmaan syntyvät pääosin huonolaatuisessa palamisessa, tyypillisesti puun pienpoltossa. PAH-pitoisuudet Lapin ilmassa ovat laskusuunnassa, mutta tilastollisesti merkittäviä trendejä on harvakseltaan ja vaihtelevasti, riippuen aineistovuosista (Anttila ym., 2016). Harvaanasutussa Lapissa ilman PAH-yhdisteiden pitoisuudet ovat kuitenkin hyvin pieniä eteläisempiin tausta-alueisiin verrattuna (puolet-kymmenesosa). Esimekiksi bentso(a)pyreenin pitoisuustaso Pallaksella on 20 pg/m³ (kuva 9). Tätä pitoisuutta voi verrata EU:n asettamaan tavoitearvoon ihmisten terveyden suojelemi-

seksi, joka on 1000 pg/m^3 . Tätä arvoa hätyytellään esimerkiksi pääkaupunkiseudun pientalo-alueilla, joissa puulämmitys on yleistä.



Kuva 9. Esimerkkejä PAH-yhdisteiden ilmapitoisuuksien aikakehityksestä Pallaksella

5.4.2 PAH-pitoisuudet maa- ja vesiympäristössä

PAH-yhdisteitä ei ole mitattu ympäristönäytteistä Lapissa viime vuosina. PAH-yhdisteet muuntuvat kalojen aineenvaihdunnassa ja pitoisuudet ovat pieniä. Esimerkiksi vesiputedirektiivin kartoituksessa taajamien lähellä PAH-yhdisteiden (7 kpl) kokonaispitoisuudet haussa olivat pääosin alle 1 ng/g tp ja bentso(a)pyreenin, jota käytetään sekä elintarvike- että ympäristönormien indikaattorina, pitoisuudet olivat kaikki alle $0,01 \text{ ng/g}$ tp (Mannio ym. 2011).

Elintarvikkeiden prosessoinneissa syntyy PAH-yhdisteitä. Näitä ovat muun muassa paahtaminen, savustaminen ja grillaaminen (Evara, 2009). Sallittu enimmäismäärä elintarvikkeissa on 5 ng/g tp bentso(a)pyreeniä (1881/2006). Sama arvo on otettu myös 2015 uudistettuun vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetukseen, mutta mittaukset tulee tehdä simpukoista. Mittaustuloksia ei ole vielä saatavilla.

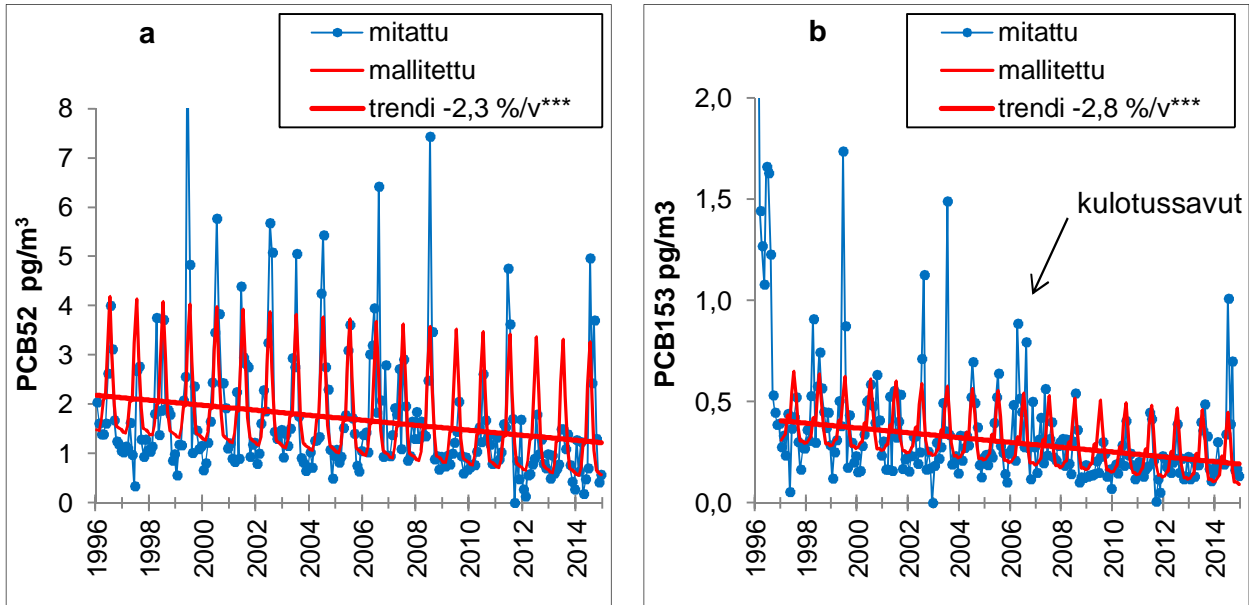
5.5 PCB ja PCDD/F

5.5.1 PCB- ja PCDD/F-pitoisuudet ilmassa ja laskeumassa

Kaikkien seitsemän seurannassa olevan PCB-yhdisteen (28, 52, 101, 118, 153, 138, 180) pitoisuudet laskivat Pallaksella (kuva 10). Alkuvuosien 1996–1997 jälkeen pitoisuuksien aleneminen on ollut hidasta mutta vakaata. PCB180 on nykyään jo enimmäkseen määräysrajan alapuolella. PCB28 ja PCB52 laskevat hitaimmin, ja jos muutos pysyy samanlaisena, niiden pitoisuudet laskevat nykyisten mittausten menetelmien määräysrajan alle vasta 2030-luvulla (Anttila ym., 2016). Pitoisuudet ovat korkeimmillaan heinäkuussa haihtumisen takia. Pallaksella havaitaan myös PCB-yhdisteiden kaukokulkeutumisepisodeja, joista ainakin huhtikuun 2006 episodi on voitu tunnistaa kulotuspalojen aiheuttamaksi (Anttila ym., 2016).

Pallaksella PCB28 ja 52 pitoisuudet ovat lähes samansuuruiset kuin etelässä, kun taas raskaempien (153, 138, 180) kongeneerien pitoisuudet ovat etelässä jopa kymmenkaksikymmenkertaiset.

PCDD/F:n vuotuinen laskeuma on Suomen Lapissa ja myös eteläisessä ulkosaaristossa (Utö) noin $0,1 \text{ ng/m}^2/\text{vuosi}$. Keskisessä Suomessa samoin kuin keskisessä Ruotsissa laskeuma on korkeampi, noin $0,5 \text{ ng/m}^2/\text{vuosi}$. Keski-Euroopan pohjoisissa osissa Itämeren eteläpuolella laskeumatason ovat vielä korkeampia. Laskeuman laskevia trendejä on havaittavissa varsinkin voimakkaimmin klooratuilla dioksiineilla ja furaaneilla (Korhonen ym., painossa).



Kuva 10. Esimerkkejä PCB-yhdisteiden aikakehityksestä Pallaksella

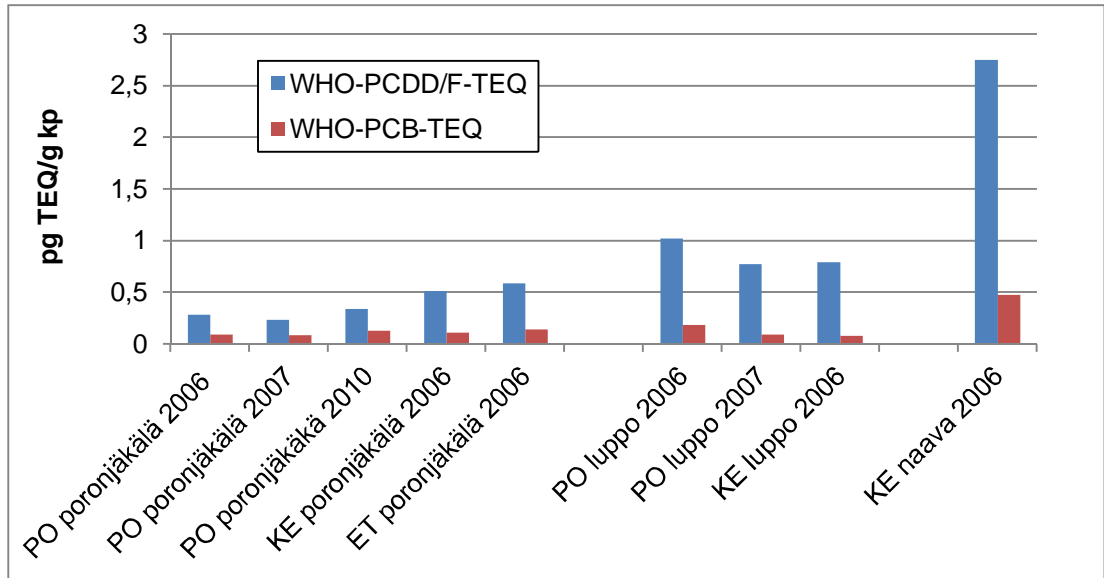
5.5.2 PCB- ja PCDD/F- pitoisuudet maaympäristössä

Jäkälä ja luppo

Jäkälän käyttökelpoisuus ilmanlaadun bioindikaattoreina havaittiin jo reilut 100 vuotta sitten, ja nykyäänkin jäkälä käytetään sekä ilman saastumisen reaktioindikaattoreina että kertymäindikaattoreina. PCDD/F- tai PCB-yhdisteiden kertymisestä jäkälisiin on tietoa vain muutamasta yksittäisestä eurooppalaisesta tutkimuksesta.

Suomen Lapissa tutkittiin vuosina 2003–2014 porojen POP-pitoisuuksia, ja näiden tutkimusten yhteydessä määritettiin myös poron luonnollisen ravinnon poronjäkälän (*Cladonia*), luppon (*Bryoria fuscescens*) ja naavan (*Usnea*) dioksiini- ja PCB-pitoisuuksia eri puolilla Suomen Lappia vuosina 2006, 2007 ja 2010 kerätyistä näytteistä. Pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt kertyvät laskeuman mukana tehokkaasti eri jäkälälajeihin, ja Holma-Suutarin ym. (2014a; 2014b) tutkimuksen perusteella poronjäkälän dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat suurempia keskisellä (KE) ja eteläisellä (ET) poronhoitoalueella kuin pohjoisella (PO). Kokoomanäytteiden keskimääräiset jäkälän PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet Suomen Lapissa olivat $0.78 \text{ pg/g WHO-TEQ}$ ja $0.15 \text{ pg/g WHO-TEQ}$ (kuva 11). Yksittäisen naavakokoomanäytteen dioksiini- ja PCB-pitoisuus oli selvästi poronjäkälän pitoisuuksia suurempi. Lapin jäkälästä mitatut PCDD/F-pitoisuudet olivat noin kymmenesosa Portugalin länsirannikon niemimaalla vuonna

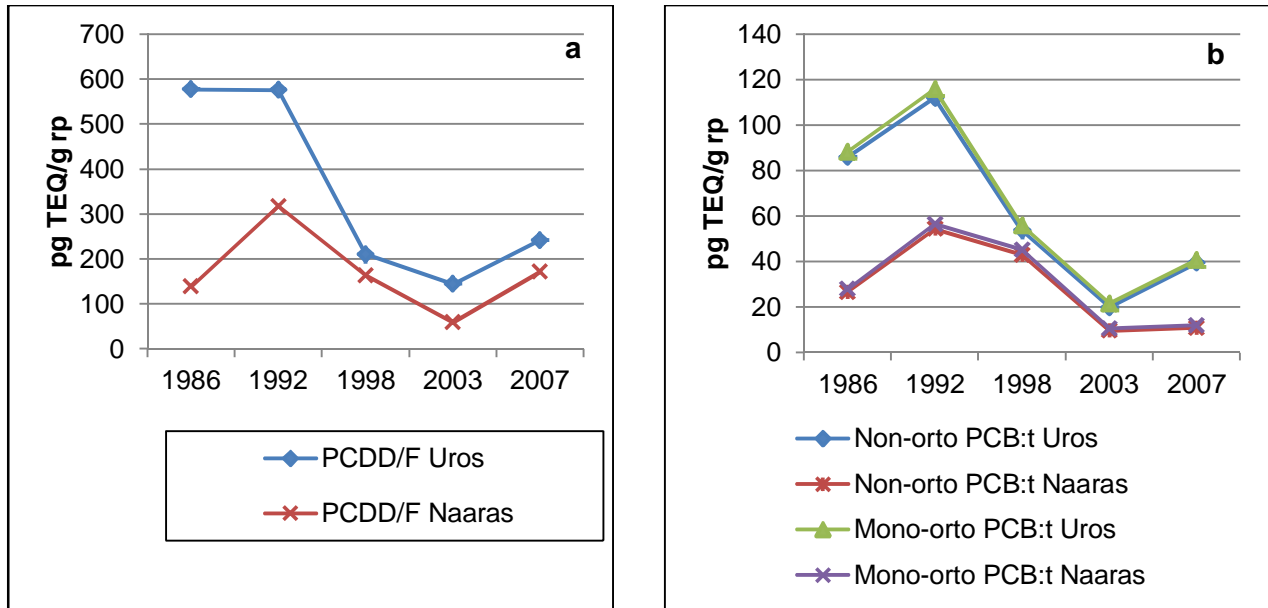
2007 mitatuista *Ramalina canariensis* –jäkälän pitoisuuksista (Augusto 2007). Portugalissa jäkälän dioksiinipitoisuudet ovat pienentyneet vuodesta 2000 vuoteen 2011 noin 70 prosentilla, osasyynä todennäköisesti paikallisten liikennelähteiden pitoisuuksien pieneneminen (Augusto ym., 2015). Pohjoismaista tai muualta arktisilta alueilta ei jäkälän POP-pitoisuuksista ole Holma-Suutarin ym. tutkimusta lukuun ottamatta muuta julkaistua tietoa.



Kuva 11. Jäkälän, naavan ja lupon PCDD/F ja PCB-pitoisuudet keskisellä (KE), eteläisellä (ET) ja pohjoisella (PO) poronhoitoalueella Suomen Lapissa

Metsämyyrä

Suomen Lapista vuosina 1986–2007 Värriöstä pyydettyistä metsämyyrien maksa- ja lihasnäytteistä tutkittiin dioksiini- ja PCB-aikatrendejä (Murtomaa-Hautala ym., 2015) viidessä eri aikapisteessä. Tutkimuksessa kävi ilmi, että viidestä eri yksilöstä koostetuista maksan kokoomanäytteistä sekä dioksiinien että dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuudet pienenevät vuodesta 1986 lähtien vuoteen 2003. Vuoden 2007 vastaavat pitoisuudet olivat taas hieman suurempia kuin edellisenä mittausvuonna 2003 (kuva 12). Vastaavia tutkimuksia on tehty vain muutamia muualla maailmassa. Metsämyyrien lihaksen pitoisuudet olivat dioksiinien ja PCB-yhdisteiden osalta samaa suuruusluokkaa (vuoden 2007 näytteissä keskimäärin 47 pg/g rasvaa WHO-PCDD/F-PCB-TEQ) kuin Japanissa samaan ajankohtaan tutkittujen peltohiirien, myyrien ja pesukarhujen lihaksen rasvassa (Kunisue ym. 2006; 2008), ja selvästi suuremmat kuin suomalaisessa porotutkimuksessa vuosina 2006–2010 kerätyissä poronäytteissä (Suutari ym., 2009).



Kuva 12. Värriön metsämyyrien maksan a) PCDD/F- ja b) PCB-pitoisuuksien muutos vuosina 1986–2007 (Murtomaa-Hautala ym., 2015)

Porot

Porojen ja osin myös hirven POP-pitoisuuksia Suomen Lapissa tutkittiin kahdessa Eviran, RKTL:n, SYKEN ja THL:n yhteistyöprojektissa vuosina 2006–2014. Elintarvikeviraston monitorinneissa vuosina 2003 ja 2005 löytyi poronvasoista tuotantoeläinten (tarhattu riista) lihalle sallitun sen aikaisen dioksiinien enimmäismäärän (2 pg PCDD/F-TEQ/g rasvaa) ylittäviä pitoisuuksia (3.5 - 6.7 WHO-PCDD/F-PCB-TEQ) (Kiviranta 2006). Poron tai hirven dioksiini- ja PCB-pitoisuuksille ei ole nykyisellään asetettu EU:ssa enimmäispitoisuusrajaa.

Poron vaatimien näytteissä PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet olivat poronvasojen pitoisuuksia pienemmät (Suutari 2009). Yksittäisten poronlihanäytteiden WHO-PCDD/F-PCB-TEQ-pitoisuus oli aikuisilla poroilla keskimäärin 2.3 pg/g rasvaa ja vasoilla 3.2 pg/g rasvaa. Suurin osa yhdistetystä TEQ-pitoisuudesta oli peräisin PCB-yhdisteistä. Pohjois-Ruotsin alueella poroista on mitattu keskimäärin 2.3 pg/g WHO-PCDD/F-PCB-TEQ-pitoisuuksia vuosina 1995–2005, eli sama pitoisuus kuin Suomesta mitatuista poroista (Danielsson 2008). Toisin kuin Suomen poroilla, Ruotsissa suurin osa TEQ-tuloksesta oli tuolloin peräisin dioksiineista. Venäjällä Kuolan niemimaan poronlihan dioksiinipitoisuus oli 0.92 pg WHO-TEQ/g rasvaa, ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuus 3.6 pg WHO-TEQ/g rasvaa (Holma-Suutari ym., 2016), eli kokonais-TEQ-pitoisuus oli keskimäärin suurempi kuin Suomessa poroilla, ja suurin osa yhdistetystä TEQ-pitoisuudesta oli peräisin PCB-yhdisteistä kuten Suomen Lapin poroissa.

Porojen tai hirvien dioksiini- tai PCB-pitoisuuksien ajallisia trendejä arktisilla alueilla ei ole juurikaan tutkittu. Ruotsissa on havaittu poronlihassa eräiden indikaattori-PCB-yhdisteiden (PCB-153) kohdalla pitoisuuksien hienoista pienenemistä 2000-luvulla (Ålander ym., 2012).

Suomesta ei löydy ennen vuotta 2003 tuloksia poronlihan haitta-ainepitoisuuksista PCDD/F- tai PBDE-yhdisteiden osalta. EELA (Elintarvikevirasto Eviran edeltäjä) tutki poronlihan PCB-pitoisuuksia jo vuonna 2000, mutta koska PCB-yhdisteiden analyttivalikoima vaihtelee tutkimuksesta toiseen, ei tuloksia voi verrata täysin keskenään. Vuoden 2000 näytteistä analysoi-

tu summa-PCB-pitoisuus 28 ng/g rasvapainoa (13 kpl PCB-kongeneereja) poronlihassa ylittyi 2006–2010 projektin aikana otetuissa poronlihanäytteissä niukasti ainoastaan noin kolmessa prosentissa näytteitä, eli PCB-pitoisuudet näyttävät vähentyneen Suomessa vuodesta 2000 vuosiin 2006–2010 verrattuna.

Norjassa poroista vuosina 2003–2005 mitatut indikaattori-PCB:n pitoisuudet (Kvalem ym., 2009; Hassan ym., 2013) olivat samaa suuruusluokkaa kuin Suomen Lapista mitatut, lukuunottamatta pohjoisessa Norjan Svanvikissa Venäjän rajan läheisyydessä otettua poronäytettä, jonka PCB-pitoisuus oli useita kertoja suurempi kuin muualta Pohjois-Norjasta mitatuissa poroissa.

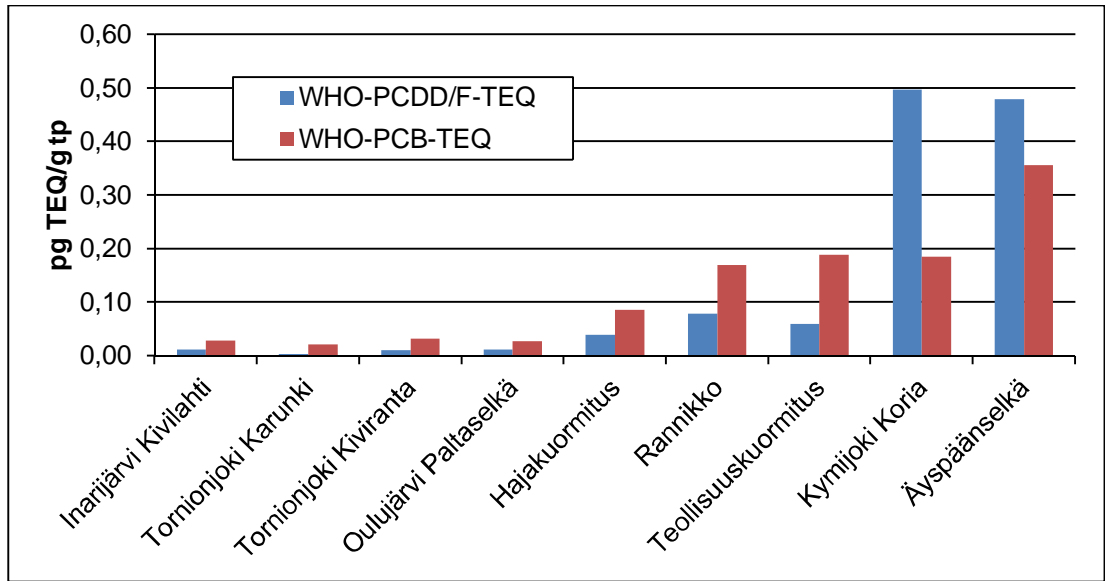
Aikuisen hirven lihan dioksiinipitoisuus oli Suomen Lapissa tehdyssä tutkimuksessa samaa suuruusluokkaa kuin keskimäärin aikuisten porojen. Hirven vasojen dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat selvästi poronvasojen pitoisuuksia pienempiä (0.7 pg/g rasvaa vs. 2.0 pg/g rasvaa; Suutari ym., 2009). Suurimmat poronlihan dioksiini- ja PCB-pitoisuudet löydettiin keskiseltä poronhoitoalueelta Keski-Lapista, kun taas hirvillä alueellista jakautumista pitoisuuksien suhteen ei havaittu. Todennäköinen syy poronlihan dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien alueellisiin eroihin oli eteläisten ja pohjoisten alueiden porojen lisäruokinta luonnosta löytyvää poron ruokavaliota puhtaammalla kaupallisella lisärehulla. Jäkälistä analysoitujen pitoisuuksien perusteella laskeuman PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet vaihtelevat eri osissa Lappia, ja porojen luonnollisen ravinnon pitoisuuksissa lienee kokonaisuudessaan myös vaihtelua eri alueiden välillä.

5.5.3 PCB ja PCDD/F pitoisuudet vesiympäristössä

Pitoisuudet kalassa

PCDD/F- ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuudet Suomen pohjoisosien kaloissa ovat selkeästi pienempiä kuin etelässä. Ne ovat noin kolmasosa keskimääräisen etelän hajakuormitusalueen pitoisuuksista, joiden pitoisuudet ovat edelleen noin puolet teollisuuskuormitettujen aluiden kalojen tasosta. Rannikkoalueilla on kuitenkin lievästi suurempi pitoisuustaso kuin sisävesien teollisuuskuormitetuilla alueilla. Poikkeuksena on huomattavasti suuremmat pitoisuudet dioksiinikuormitteisella Kymijoella ja sen edustan merialueella, Äyspään selällä. Kuitenkaan ahventen pitoisuustaso ei ylitä missään elintarvikevalvonnan rajaa 6.5 pg WHO-TEQ /g tuorepainoa, joka on myös ympäristönlaatunormi (kuva 13).

Dioksiinien pitoisuudet Suomen pohjoisosissa ovat samaa luokkaa kuin Ruotsin pohjoisosissa (< 0.06 pg/g tp). Pitoisuudet Ruotsin eteläisillä hajakuormitusalueilla alueilla ovat myös samaa tasoa kuin Suomen hajakuormitusalueilla, luokkaa <0.12 pg/g tp. Ruotsin eteläisten järvien pitkäaikaisseurannoissa 1980-luvun alusta lähtien on havaittu laskeva trendi dioksiinien pitoisuuksissa.

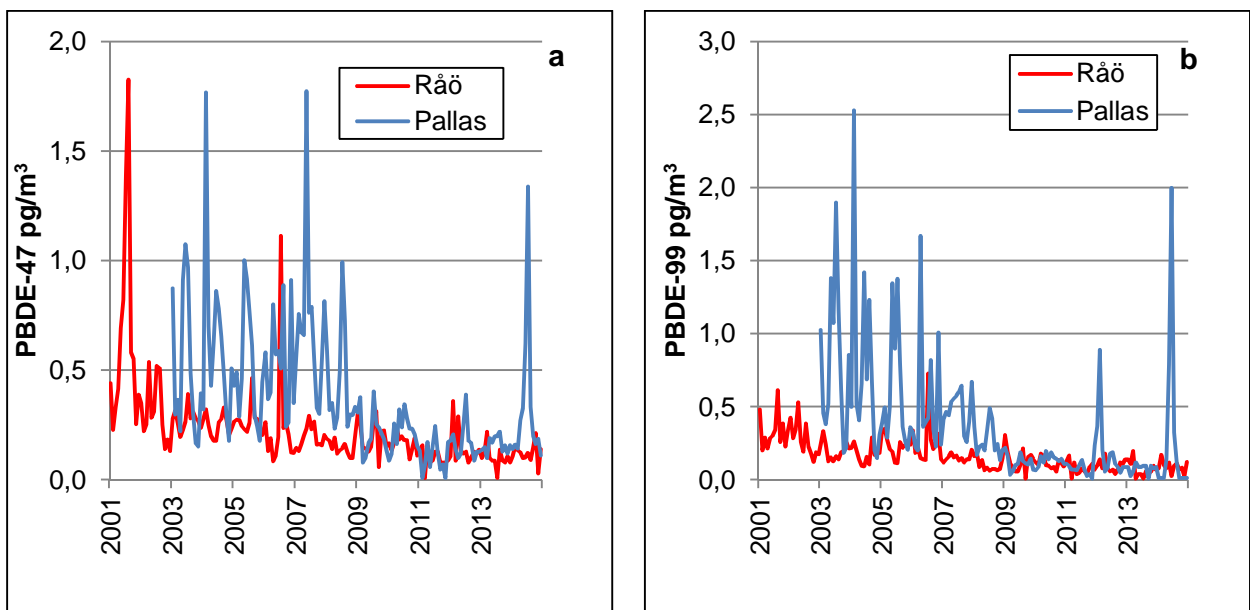


Kuva 13. PCDD/F ja dioksiininkaltainen PCB ahvenen lihaksessa suomalaisissa järvissä, joissa ja rannikolla. Teollisuuskuornitteiset alueet (n= 5) ja hajakuornitteiset (n=3, ei suuria kaupunkeja tai teollisuutta) kohteet ovat Oulun eteläpuolisesta Suomesta, rannikko (n=11) (SYKEN KERTY-rekisteri).

5.6 PBDE

5.6.1 Ilman PBDE-pitoisuudet

Ilman PBDE-pitoisuuksia alettiin seurata Lapissa vasta vuonna 2003. Tuolloin Pallaksen pitoisuustaso oli selvästi korkeampi kuin Råössä. Sitten pitoisuudet ovat Pallaksellakin laskeneet etelän tasolle, 0,2 pg/m³:n tuntumaan, tosin episodeja esiintyy enemmän kuin etelässä (kuva 14). Euroopan puoleisessa arktiksessa pitoisuudet on samaa suuruusluokkaa kuin Pallaksella, mutta Kanadan Alertissa korkeammat, joka johtunee aineiden suuremmasta käytöstä Pohjois-Amerikassa (Hung et al., 2016).

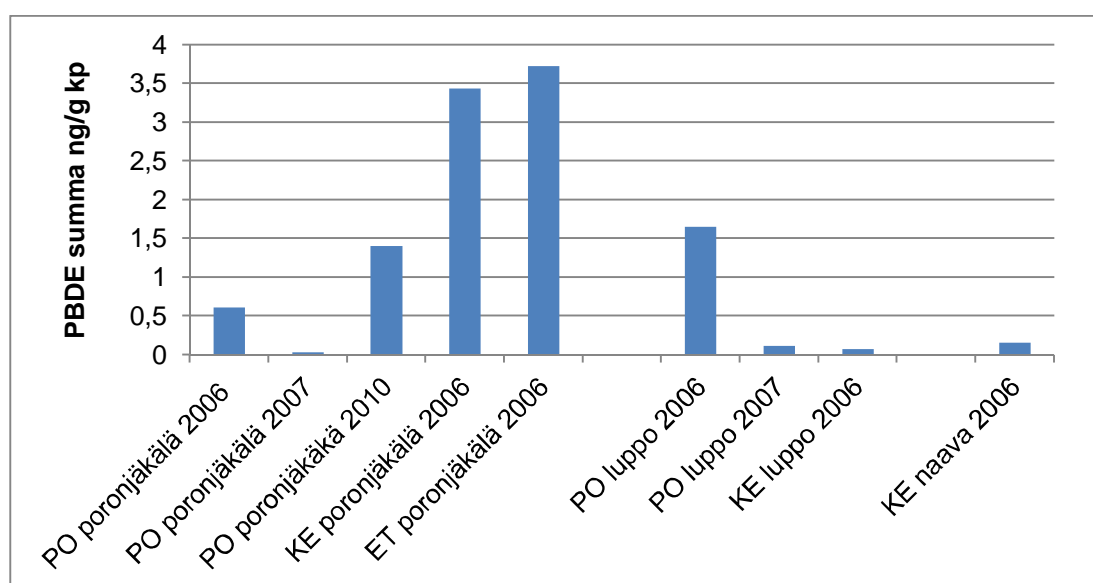


Kuva 14. Esimerkkejä PBDE-yhdisteiden ilmapitoisuuksien kehityksestä Pallaksella sekä Råössä 2001–2014.

5.6.2 PBDE-pitoisuudet maaympäristössä

Jäkälä

Poronjäkälästä (*Cladonia*), luposta (*Bryoria fuscescens*) ja naavasta (*Usnea*) analysoitiin PBDE-pitoisuuksia eri puolilla Suomen Lappia vuosina 2006, 2007 ja 2010 kerätyistä näytteistä. Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden lisäksi myös polybromatut difenyylietterit kertyvät laskeuman mukana tehokkaasti eri jäkälälajeihin, ja Holma-Suutarin ym. (2014a; 2014b) tutkimuksen perusteella PBDE-pitoisuudet, kuten dioksiini- ja PCB-pitoisuudetkin, ovat poronjäkälässä suurempia keskisellä (KE) ja eteläisellä (ET) poronhoitoalueella kuin pohjoisella (PO) (kuva 15). Keskimääräinen jäkälän PBDE-pitoisuus Suomen Lapissa (15 kongeneerin summa) oli 1,5 ng/g kuivapainoa kohti.



Kuva15. Jäkälän, naavan ja lupon PBDE-pitoisuudet (ng/g kp) keskisellä (KE), eteläisellä (ET) ja pohjoisella (PO) poronhoitoalueella Suomen Lapissa.

Metsämyyrä

Väriön vuosina 1986–2007 pyydettyjen metsämyyrien maksoista analysoitujen polybromattujen difenyyliettereiden pitoisuudet kasvoivat vuodesta 1986 vuoteen 1998, jonka jälkeen pitoisuudet pienenevät. Vastaavia tutkimuksia ei ole tehty muualla PBDE-yhdisteiden osalta (Murtomaa-Hautala ym., 2015). Pitoisuudet pohjoisen metsämyyrien lihaksessa (14 PBDE-kongeneerin summa 0,7–3,1 ng/g rasvaa) olivat hieman pienemmät kuin Norjan hirvieläimissä vuosien 1990–2000 näytteistä mitatut pitoisuudet (Mariussen ym., 2008), mutta samaa suuruusluokkaa kuin Suomen Lapissa poronlihasta mitatut pitoisuudet.

Porot

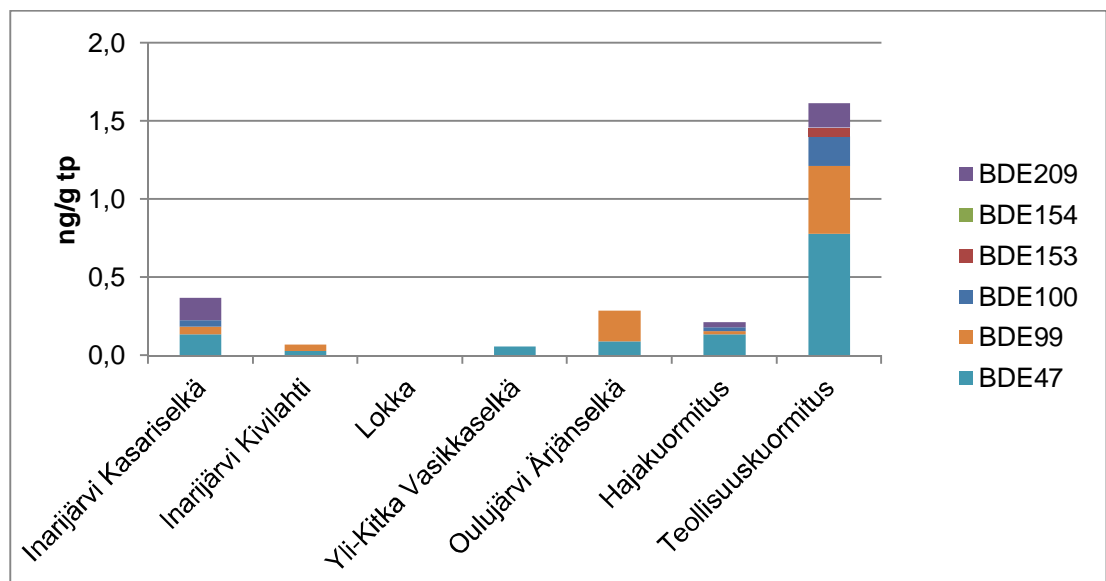
Vuonna 2006 Suomen Lapista kerättyjen aikuisten porojen lihassa polybromattujen difenyyliettereiden pitoisuudet olivat suurempia kuin vasoissa (keskimäärin 0,06 ng/g tuorepainoa eli 1,4 ng/g rasvaa (15 kongeneerin summa: Suutari ym.2011) eli päinvastoin kuin PCDD/F ja PCB-yhdisteiden kohdalla. Norjan poroista vuosina 2003–2005 mitattujen 5 PBDE kongeneerin (PBDE -47,-99, -100, -153 ja -154) summapitoisuus oli keskimäärin 0,12 ng/g rasvaa (Kvalem ym., 2013).

Ruotsissa tutkituista poron ja hirven PBDE-pitoisuuksista suurin osa tuloksista alitti yksittäisten kongeneerien määrittämissä rajan (0,01 - 0,1 ng/g tuorepainoa kongeneerista riippuen) (Danielsson ym., 2008).

5.6.3 PBDE-pitoisuudet vesiympäristössä

Pitoisuudet kalassa

Ahventen PBDE-pitoisuuksien ero kaupunkien ja teollisuuden kuormittamien alueiden (mm. Päijänne, Pirkkalan Pyhäjärvi, Kokemäenjoki) ja toisaalta hajakuormitettujen, sekä eteläisten että pohjoisten vesistöjen välillä on melko selkeä (kuva 16). Huomattavaa on kuitenkin että mm. BDE-209:ää esiintyy myös esimerkiksi Inarin ahvenissa. BDE-209 lisäämisestä Tukholman sopimukseen päätetään v. 2017.



Kuva 16. PBDE-yhdisteet ahvenen lihaksessa suomalaisissa järvissä ja joissa 2009–2012. Teollisuuskuormitteiset alueet (6 kpl) ja hajakuormitteiset (7 kpl ei suuria kaupunkia tai teollisuutta) kohteet ovat Oulun eteläpuolisesta Suomesta (SYKEN KERTY-rekisteri).

PBDE yhdisteiden maantieteellisiä eroja kuvaa Ruotsin pitkäaikaisseurantojen tulokset, joissa Etelä-Ruotsin pitoisuustaso ahvenessa on kaikilla tarkastelluilla yhdisteillä selvästi suurempi verrattuna pohjoiseen. Sekä Suomessa että Ruotsissa BDE-47 on vallitseva yhdiste.

Suomesta ei ole pitkäaikaisseurantaa PBDE-pitoisuuksista kaloissa, mutta Ruotsin seurannoista voidaan tulkita useiden BDE-yhdisteiden (99,100,153,154) pitoisuuksien lisääntyneen 30 vuoden aikana (1980–2010) Abiskojärven nieriöissä. Kuitenkin vuosien välinen vaihtelu on voimakasta verrattuna moniin muihin yhdisteisiin (Nyberg ym. 2015). Etelässä (Bolmen-järvi, hauki) tetra- ja penta-BDE-pitoisuudet (BDE-47,-99 ja -100) ovat kääntyneet laskuun 2000-luvulla. Perämeren ahvenista on mitattu pitoisuuksia 0.11–0.56 ng/g (BDE-28 mukana, BDE-209 ei), joka on samaa tasoa kuin kuvan 16 tulokset Suomen hajakuormitetuissa sisävesissä (Anderberg ym., 2013). Vastaavasti aiempi kartoitus useilta rannikkoalueilta (0.2–2.8 ng/g) vastasi lähinnä kuvan 16 teollisuuskuormitteisia sisävesialueita (Airaksinen ym., 2015).

PBDE-yhdisteiden ympäristölaatuvaatimus (EQS) on hyvin pieni, 0,0085 ng/g. Kaikki mitatut pitoisuudet molemmissa maissa ylittävät tämän arvon.

5.7 Muut bromatut palonestoaineet

HBCD

HBCD-yhdisteet Lapin kaloissa olivat alle määritysrajan. Oulujärvessä ja Yli-Kitkassa oli α -HBCDD-pitoisuus määritysrajalla 0,01 ng/g tp, joka on samaa tasoa kuin Ruotsin sisävesissä, jossa myös tulokset ovat pääosin alle määritysrajan (Nyberg ym. 2015). HBCD:n ympäristölaatu normi kaloissa on huomattavan korkea, 167 ng/g tp.

HBB ja PBT

Pohjoismaisessa uusien palonestoaineiden ympäristökartoituksessa havaittiin heksabromobentseeniä (HBB) ja pentabromitolueenia (PBT) kaikissa tutkituissa 21 eliönäytteessä (simpukoita, kaloja, kiislan munia), joskin vähäisiä määriä (HBB 0,03–0,07 ng/g tp, PBT 0,01–0,02 ng/g tp). Korkeimmat pitoisuudet havaittiin rasvapitoisissa näytteissä kuten turskan maksassa Norjassa ja Fär Saarilla. Tampereen, Helsingin ja Tukholman ahvenien lihaksessa pitoisuudet olivat alle 0,01 ng/g tp (Schlabach ym. 2011). Tutkimuksessa ei ollut pohjoisia alueita Suomesta, Ruotsista eikä Norjasta. Eräässä toisessa tutkimuksessa näitä yhdisteitä ei havaittu Arktisessa eliöstössä (Sagerup ym., 2010).

5.8 PFAS-yhdisteet

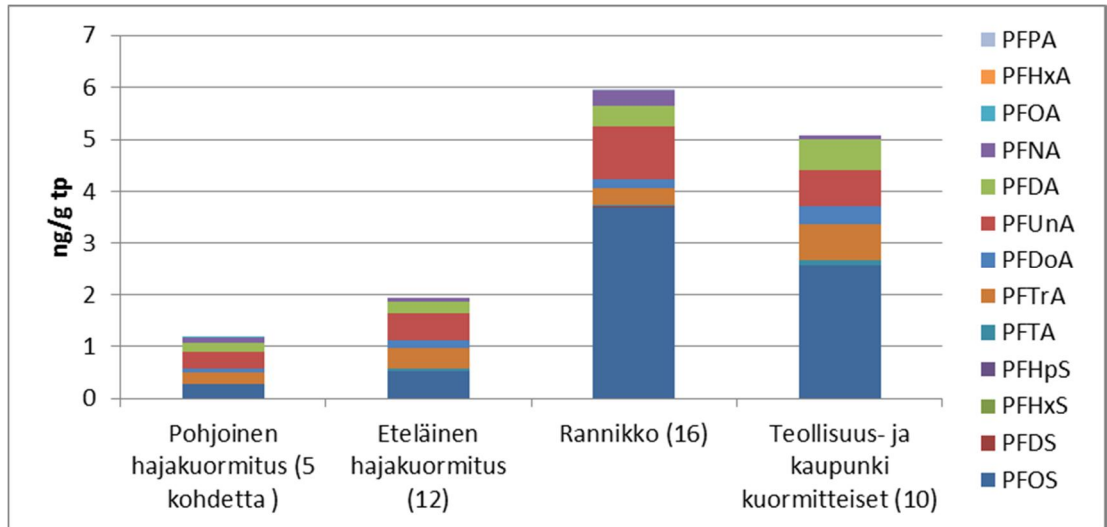
5.8.1 PFAS-pitoisuudet vesiympäristössä

Pitoisuudet kalassa

Perfluoratuista yhdisteistä oktaanisulfonaatti PFOS on POP-sopimuksella rajoitettu aine ja oktaanihappo PFOA on parhaillaan arvioitavana. PFOSille on vesiympäristössä laatu normi 9,1 ng/g tp. PFAS-yhdisteiden kokonaispitoisuus tässä aineistossa on keskimäärin noin 1–6 ng/g tp (kuva 17). PFOS pitoisuus on korkeimmillaan teollisuuden kuormittamissa vesissä, noin 2-3 ng/g tp. EU-kalat II hankkeessa tutkituissa rannikkovesissä ahvenen PFOS-pitoisuus oli 1–5 ng/g tp, mutta Helsingin Vanhankaupungin lahdella keskimäärin yli 20 ng/g tp (Koponen ym. 2015).

PFAS-yhdisteiden jakaumassa voidaan nähdä, että PFOS voi olla vallitseva yhdiste, mutta se ei useimmiten muodosta yli 50 prosenttia koko PFAS-yhdisteryhmästä. Useimmiten havaitaan laaja kirjo perfluoroalkyylihappoja, joissa on pitempi hiiliketju (C=9–13) kuin PFOS:ssa. Tämä nähdään myös Pohjois-Suomen kaloissa, joissa 10 kokoomanäytteen pitoisuuksien vaihteluvälit olivat: PFOS 0,12–0,45; PFNA 0,02–0,21; PFDA 0,08–0,33; PFUnA 0,1–0,63; PFDoA 0,02–0,16 ja PFTrA 0,13–0,34 ng/g tp. PFOA yhdistettä havaittiin vain yhdessä Inarinjärven näytteessä 0,01 ng/g tp. Kanadan Arktiselta alueelta on jonkin verran tietoja nieriöistä, joiden PFOS-pitoisuudet ovat samaa tasoa, 0,2–0,7 ng/g tp (Muir ym., 2008).

Useat PFAS-yhdisteet ovat olleet kaikissa Suomen näytteissä alle määritysrajan: lyhytketjuisista PFBS (<0,03), PFBA (<0,04) ja PFHxS (<0,01) ja pitkäketjuisista PFDS (<0,02), PFHxDA (<0,5), PFOA (<0,5 ng/g tp). Myös Ruotsissa hyvin vastaava kirjo PFAS-yhdisteitä on ollut alle määritysrajan (PFBS, PFHxS, PFHxA, PFHpA, PFOA ja PFDS), vaikka siellä analysointi tehdään maksasta, jonne aineita kertyy yli kymmenkertaisesti lihakseen verrattuna (Nyberg ym. 2015).



Kuva 17. PFAS-yhdisteet ahvenen lihaksessa suomalaisissa vesissä 2012–2015. Teollisuuskuormitteiset alueet ja eteläiset hajakuormitteiset (ei suuria kaupunkeja tai teollisuutta) kohteet ovat Oulun eteläpuolisesta Suomesta (SYKEN KERTY-rekisteri).

Suomesta ei ole pitkäaikaisseurantaa PFAS-yhdisteiden pitoisuuksista kaloissa, mutta Ruotsin seurannoista voidaan päätellä, että useiden pitkäketjuisten perfluoriyhdisteiden pitoisuudet ovat kasvussa 30 vuoden aikavälillä (1980–2010) sekä etelässä että pohjoisessa (Nyberg ym. 2015).

5.9 Muut yhdisteet

5.9.1 Ilma- ja maaympäristössä

Ilma- ja maaympäristöstä ei ole kartoituksia muista orgaanisista aineista

5.9.2 Vesiympäristössä

Pitoisuudet kalassa

Jotkut POP-sopimuksen uusista ja ehdokasaineista ovat myös vesipuitedirektiivin aineita. Heksaklooributadienille (HCBd) on vaarallisten aineiden asetuksessa ympäristölaatu normi 55 ng/g tp ja dikofolille 33 ng/g tp. Mitatut pitoisuudet Pohjois-Suomen kaloissa ovat olleet alle määrittämissä rajojen, HCBd:lle <0,02 ja dikofolille <0,05 ng/g tp.

Useille pysyvillekin orgaanisille aineille vesipuitedirektiivin ympäristölaatu normi on annettu vesifaasille, eikä niitä siten ole mitattu seurannoissa kaloista. Näitä ovat mm. syklo dieenitorjunta-aineet: aldrini, dieldriini, endriini ja isodriini sekä endosulfaani ja SCCP.

Pohjoismaisessa siloksaani ympäristökartoituksessa havaittiin rengasmaisia D4- (oktameetylyltetrasiloksaani) ja erityisesti D5-yhdisteitä (dekametyylipentasiloksaani) taajama-alueiden kalanäytteissä (maksat) <5–100 ng/g tp, mutta ei D6-yhdistettä. Tutkimuksessa ei havaittu näitä yhdisteitä tausta-alueella (Färösaaret), mutta pohjoisia alueita Suomesta, Ruotsista ja Norjasta ei ollut mukana tutkimuksessa (Kaj ym., 2005). Suomessa ei ole tutkittu siloksaaneja tämän jälkeen ympäristönäytteistä.

Yhdisteiden ominaisuuksien ja esiintymisen perusteella on tehty priorisointilistauksia mahdollisiksi POP-yhdisteiksi (Lambert 2011). Arviointiin otettiin muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta mukaan vain ne yhdisteet, joita oli havaittu arktisen alueen ilmassa tai ekosysteemissä ja joita ei vielä ollut lisätty tai ehdotettu Tukholman sopimukseen. Listalla on useita PFAS-yhdisteitä, joita on käsitelty jo kohdassa 5.8. Muista listan aineista Suomesta on lisäksi mittauksia ainakin trifluraliinista ja pendimetaliinista rannikkoalueiden peltovaltaisista jokivesistä vuodesta 2007 alkaen. Kumpaakaan torjunta-ainetta ei ole havaittu määräysrajan ylittäviä pitoisuuksia (0,01–0,05 µg/l) (Karjalainen ym., 2014).

6. PITOISUUDET IHMISESSÄ JA TERVEYSVAIKUTUKSET

6.1 Uusien ja vanhojen aineiden altistumisreitit ja terveysvaikutukset

Tässä kappaleessa altistuminen POP-yhdisteille Suomen Lapissa käsitellään Tukholman sopimukseen sisällyttämisen aikajärjestyksessä (taulukot 2–4). Käyttökieltojen ajankohta eri alueilla määrää varsin pitkälle niiden altistumisreitit Lapissa ja muuallakin Suomessa. Nyrkkisääntö on, että mitä kauemmin on siitä kun ainetta on rajoitettu kansallisesti, sitä suurempi osuus aiheutuu kaukokulkeutumisesta. Esimerkiksi useita Tukholman sopimukseen vuonna 2001 otettuja yhdisteitä ei ole koskaan käytetty Suomessa tai ne on kielletty jo 1970–80-luvuilla. Siksi kaukokulkeutuman kautta tapahtuva ravintoketjun saastuminen (esim. jäkälä – poro – ihminen) on näiden yhdisteiden kohdalla Lapissa täysin hallitsevaa. Kuitenkin, samoin kuin muuallakin Suomessa, ihmiselle Itämeren rasvainen kala on Lapissakin tärkein rasvaliukoisten POP-yhdisteiden saantilähde poron suurkuluttajia lukuun ottamatta. Siirryttäessä luokittelussa vähemmän aikaa sitten rajoitettuihin sekä sopimukseen liitettäväksi ehdotettuihin POP-yhdisteisiin, lähilähteiden suhteellinen osuus altistuksessa useimmiten kasvaa, koska monet näistä yhdisteistä ovat edelleen käytössä arkipäivän kulutustuotteissa. Uudempien yhdisteiden mittaustuloksia Lapin ympäristöstä ja ravintoketjusta on hyvin niukasti eikä eri lähteiden ("luonto" vs "koti") suhteellista osuutta altistuksessa voida tarkasti arvioida. Useimpien yhdisteiden saantilähteiden kohdalla tukeudutaan kansainvälisen kirjallisuuden perusteella tehtyihin arvioihin.

Syöpävaarallisuuden arvioinnissa käytetyt IARC-luokitukset perustuvat ihmistutkimuksista saadun näytön vahvuuteen. IARC-luokitus on kvalitatiivista ja painoa saavat usein työperäiseen altistumiseen liittyvät tutkimukset, joissa altistuminen on erittäin suurta verrattuna esim. LAPCON-projektin kannalta olennaiseen matalaan tausta-altistumiseen. Suuren altistumisen ekstrapolointi pieneen altistumiseen on varsin epävarmaa tilanteessa, jossa ei ole juurikaan tietoa annos-vastesuhteista ihmisellä. Eläinkokeiden käyttö syöpävaarallisuutta arvioidessa aiheuttaa epävarmuutta lähinnä lajien välisestä ekstrapolaatiosta johtuen. Toisaalta ihmiselle epäolennaiset, mutta jrsijöille tyypilliset karsinogeenisuuden mekanismit (esim. TSH-stimulaatio, peroksisomiproliferaatio) tunnetaan varsin hyvin ja eläinkokeista saadaan kuitenkin aina annos-vastetietoa. Kuitenkaan edes IARC:n luokka 1 (karsinogeeninen ihmiselle) ei siis välttämättä kerro mitään olennaista ihmisen syöpäriskistä matalilla altistumistasoilla (esim. TCDD, PCBt).

Muista terveysvaikutuksista esitellään, jos mahdollista, perusväestöllä suoritettujen epidemiologisten tutkimusten perusteella saatu näyttö. Epidemiologisten tutkimusten tulokinnassa tutkimushistoria muodostaa ongelman. Vanhoista yhdisteistä on erittäin paljon tutkimuksia ja vakuuttavin näyttö liittyy samoin kuin syöpävaarallisuuden kohdalla tyypillisesti korkeisiin altistumistasoihin (esim. työperäisiin), mutta Lapin väestön useimmiten matalilla altistustasoilla tulokset ovat usein ristiriitaisia ja positiiviset tulokset voivat johtua sattumasta. Epävarmuutta voivat lisäksi aiheuttaa puutteellinen altistumisen arviointi ja samanaikainen altistuminen muille riskitekijöille. Joistakin uusista yhdisteistä ei välttämättä ole julkaistu kuin muutama epidemiologinen tutkimus, joista on saatu positiivinen tulos. Näissä tapauksissa julkaisuharhan mahdollisuus kasvaa. Osalle uusia yhdisteitä ei ole ollenkaan epidemiologisia tutkimuksia ja siksi näiden kohdalla viitataan eläinkokeiden ja *in vitro* -tutkimusten tuloksiin. Taulu-

koissa 2–4 esitetään ihmisen altistumisseurannan prioriteetti Tukholman sopimukseen liitetuille tai siihen ehdotetuille yhdisteille käyttäen taulukossa 2 esitettyjä värejä. Yhdisteestä riippuen altistumista kannattaa arvioida esim. äidinmaidosta, seerumista, virtsasta tai sisäilmasta. Altistuminen uusille yhdisteille, joille lähilähteet ovat tärkeimpiä, lienee samanlaista eri puolilla Suomea.

Taulukko 2. Ihmisen altistumisen seurannan priorisoinnin värikoodit.

ALTISTUMISSEURANNAN PRIORITEETTI
KORKEA
KESKINKERTAINEN
MATALA
EI KANNATA SEURATA

6.2 Tukholman yleissopimukseen vuonna 2001 otetut aineet

Taulukkoon 3 on koottu vuonna 2001 Tukholman yleissopimukseen otettujen 12 yhdisteen tai yhdisteryhmän tärkeimmät terveysvaikutukset. Kaikille yhdisteille tärkeimmät saantilähteet Suomessa ovat kala, maitotuotteet ja liha.

Taulukko 3. Tukholman sopimukseen vuonna 2001 liitetyt 12 yhdistettä tai yhdisteryhmää.

Yhdiste	Terveysvaikutukset	Viite
PCDD/F-yhdisteet	Kehitys- ja lisääntymishäiriöt, hormonitoiminnan häiriöt, immunotoksisuus, aineenvaihdunnan häiriöt TCDD: Syöpä (työperäinen altistus); muut PCDD/F-yhdisteet: Syöpävaarallisuus ei luokiteltavissa	TCDD: IARC Luokka 1 PCDD/F: IARC Group 3
PCB-yhdisteet	Kehitys- ja lisääntymishäiriöt, hormonitoiminnan häiriöt, immunotoksisuus, aineenvaihdunnan häiriöt Dioksiininkaltaiset PCB-yhdisteet: syöpä	IARC Luokka 1
Aldriini, dieldriini, Endriini, Heptakloori, Mirex, Toksafeeni	Mahdollisesti syöpävaarallinen tai syöpävaarallisuus ei luokiteltavissa Mahdollisesti haittavaikutuksia hormonijärjestelmiin	USEPA, IARC (Luokka 2B ja Luokka 3), ATSDR ymparisto.fi/pop
HCB	Mahdollisesti syöpävaarallinen. Korkea krooninen altistus vaurioittaa monia elimiä sekä hermostoa ja immuunijärjestelmää.	IARC (Luokka 2B) ATSDR ymparisto.fi/pop
Klordaani	Syöpävaarallisuus ei luokiteltavissa Lieviä maksan toiminnan ja veren kuvan muutoksia, voi häiritä lisääntymistä ja hormonitoimintaa	IARC (Luokka 3) ATSDR ymparisto.fi/pop
DDT	Mahdollisesti syöpävaarallinen Hormonitoimintaa ja lisääntymistä häiritsevät vaikutukset, maksatoksinen	IARC (Luokka 2B) ATSDR ymparisto.fi/pop

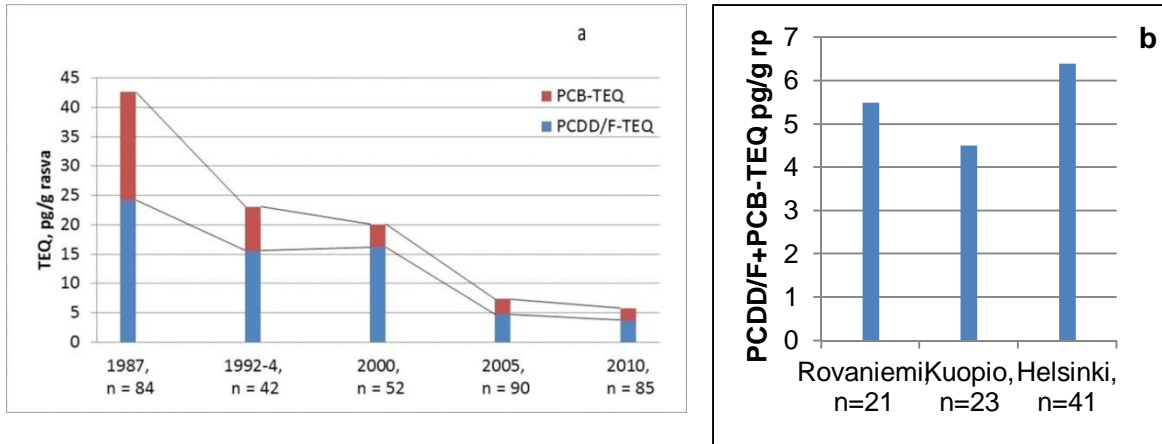
IARC = International Agency for Research on Cancer

ATSDR = Agency for Toxic Substances and Disease Registry

6.2.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset

Terveysten ja hyvinvoinnin laitos THL on tutkinut suomalaisten äidinmaidon pysyvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuuksia vuodesta 1987 lähtien. Kahdessa viimeisessä äidinmaitotutkimuksessa (2005 ja 2010) mukaan otettiin myös Pohjois-Suomessa asuvia Rovaniemellä synnyttäneitä äitejä. Heidän äidinmaidon PCDD/F-PCB-pitoisuutensa oli suomalaisäitien

keskitasoa (kuva 18b). Ympäristömyrkköjen pitoisuudet äidinmaidossa ovat kaiken kaikkiaan pienentyneet huomattavasti viime vuosikymmenien aikana (kuva 18a).



Kuva 18. Ensisynnyttäjien äidinmaidon PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet (a) PCDD/F+PCB-TEQ-pitoisuuksien muutos vuosina 1987–2010 (b) Ensisynnyttäjien äidinmaidon PCDD/F+ PCB-pitoisuudet eri alueilla Suomessa vuonna 2010.

Ruotsissa ja Latviassa on raportoitu hyvin samansuuruisia pitoisuuksia, ja pääsääntöisesti Keski-Euroopan maissa dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat 2–4 kertaa suurempia kuin Suomessa. Vuosien 1996–2012 välillä sijoittuvalla jaksolla dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ruotsalaisessa äidinmaidossa ovat vähentyneet myös selvästi (AMAP Assesment, 2015).

Vaikka dioksiini- ja PCB-yhdisteiden trendit ovat myös laskevia, niin varsinkin PCB-yhdisteiden pitoisuuksien lasku on tasaantunut monilla pohjoisilla alueilla. Suomalaisten altistumisen kannalta olennaista on Itämeren silakan pitoisuuksien laskun hidastuminen viime vuosina (Airaksinen, 2014). Färsaarten ja arktisista alueista myös Itäisen Kanadan ja Grönlannin inuittiväestön altistuminen PCB-yhdisteille on liitetty immunotoksiisiin vaikutuksiin. Lisäksi em. arktisilla alueilla on havaittu tai epäilty yhteyksiä miesten lisääntymisterveyteen, rintasyöpään ja kilpirauhashormonien pitoisuuksiin (AMAP, 2015). Eläinkokeiden ja *in vitro* -tutkimusten perusteella nämä vaikutukset ovat mahdollisia. Ihmisestä mitatut PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet Suomen Lapissa ovat kuitenkin huomattavasti pienempiä kuin edellä mainituilla alueilla, joten vastaavat terveysvaikutukset ovat epätodennäköisiä. Altistumisen seuranta Lapissa on kuitenkin perusteltua vanhojen varastojen mahdollisen remobilisaation ja dioksiinien osalta myös jätteenpolton lisääntymisen takia. Altistuminen muille organoklooritorjunta-aineille (OCP-yhdisteet) (taulukko 3) on Suomessa hyvin vähäistä ja terveyshaitat erittäin epätodennäköisiä.

Seurantasuosituks

Kustannustehokkain tapa ihmisen altistuksen seurantaan on koota aikasarjoja sopivista näyttematriiseista joko päättyneistä tai meneillään olevista tutkimushankkeista. Näitä ovat esim. raskaana olevien naisten seerumin PCB-yhdisteet ja osa taulukon 3 OCP-yhdisteistä. PCB-pitoisuudet korreloivat verraten hyvin dioksiinien pitoisuuksien kanssa, koska tärkeimmät lähteet ovat samat. Kirjallisuudesta kannattaa seurata myös ns. non-arokloori PCB-yhdisteiden pitoisuuksia ihmisessä Suomen lähialueilta, joista on toistaiseksi hyvin vähän tietoa. Niitä on ilmeisesti muodostunut maalien väriaineiden tuotannossa ja USA:ssa niitä on löytynyt mm. ihmisen seerumista (Koh ym., 2015).

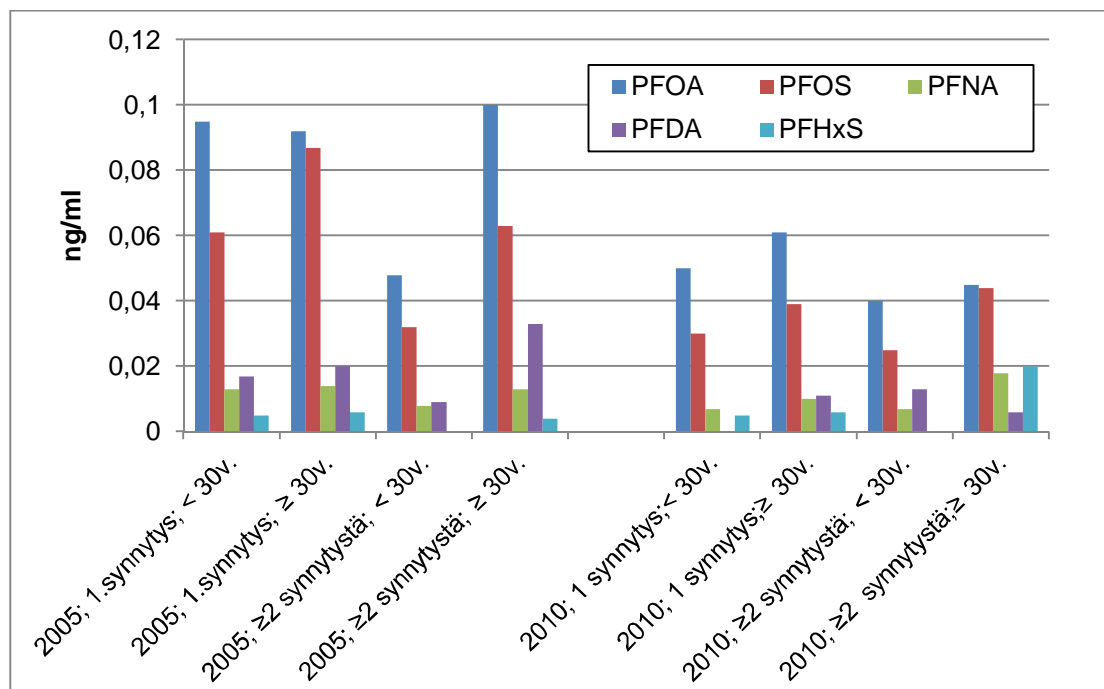
6.3 Tukholman yleissopimuksen uudet aineet (2009–2015)

Taulukkoon 4 on koottu vuosien 2009 ja 2015 välillä Tukholman sopimukseen otettujen yhdisteiden tai yhdisteryhmien tärkeimmät saantilähteet ja mahdolliset terveysvaikutukset. Nämä ovat kemiallisesti heterogeenisempi ryhmä kuin Tukholman sopimukseen vuonna 2001 liitetyt hyvin rasvaliukoiset organoklooriyhdisteet. Useimmille yhdisteille tärkeimmät saantilähteet myös Lapissa ovat edelleen kala, maitotuotteet ja liha, mutta osalle kulutustuotteisiin liittyvät lähteet voivat olla lisäksi merkittäviä.

6.3.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset

Suomessa Rovaniemellä vuosina 2005 ja 2010 synnyttäneiden äitien äidinmaidosta mitattiin perfluorattuja alkyylihappoja kokoomanäytteistä, joista kuhunkin kerättiin viiden synnyttäneen äidin maitonäyte. Vuonna 2005 PFOA-pitoisuudet neljässä äidinmaidon kokoomanäytteessä vaihtelivat 0.048–0.100 ng/ml ja PFOS-pitoisuudet 0.032–0.087 ng/ml (Kuva 19). Vuoden 2010 näytteissä PFOA ja PFOS-pitoisuudet olivat vuoden 2005 näytteitä selvästi pienemmät (PFOA 0,040–0,061 ng/ml ja PFOS 0,025–0,044 ng/ml). Muiden mitattujen analyyttien (PFNA, PFDA, PFHxA, PFHxS, PFUnA, PFTTrA, PFTTeA, PFTTeA, PFHpS, PFDS) pitoisuudet olivat selvästi pienemmät tai alle määrittämissä rajat (0,004-0,040 ng/ml).

Norjasta vuosina 2001–2009 ja Ruotsista vuonna 2008 mitattujen äidinmaitonäytteiden keskimääräinen PFOA-pitoisuus (0,062 ja 0,074 ng/ml) (Sundstrom 2011; Thomsen 2010) oli hieman pienempi kuin Rovaniemeltä 2005 kerättyjen näytteiden keskiarvo, mutta suurempi kuin 2010 kerättyjen näytteiden keskiarvo. PFOS-pitoisuudet näissä Norjan ja Ruotsin näytteissä olivat samaa tasoa tai vähän korkeammat kuin 2005 mitatuissa, ja selvästi suuremmat kuin 2010 Suomesta Lapista mitatuissa näytteissä. Ruotsalaisesta äidinmaidosta raportoitu PFHxS-pitoisuus (Sundstrom ym., 2011) oli kaksi kertaa suurempi kuin Suomesta vuonna 2005 löydetty pitoisuus.



Kuva 19. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet Rovaniemellä vuosina 2005 ja 2010 synnyttäneiden äitien äidinmaidossa.

Perfluorattujen alkyylilyhdisteiden pitoisuudet Suomen Lapissa näyttävät siis olevan samaa suuruusluokkaa, tai hieman pienemmät kuin Ruotsissa tai Norjassa. Ruotsalaisissa äidinmaidossa PFOS-pitoisuus laski 1996–2010 noin 75 % (Glynn, 2012). Epidemiologisissa tutkimuksissa PFOS:lla on löydetty runsaasti erilaisia yhteyksiä erilaisiin terveyshaittoihin, mutta kiistatonta näyttöä syy-seuraussuhteista ei vielä ole. EFSA on arvioinut ravinnon kautta tapahtuvan altistuksen riskit vähäisiksi (EFSA, 2008). Pitoisuuksien laskun myötä PFOS:iin liittyvät terveysriskit ovat vähenemässä, mutta ryhmänä perfluoratut yhdisteet ovat erittäin tärkeä.

Taulukko 4. Tukholman sopimukseen vuosina 2009–2015 liitetyt yhdisteet ja yhdisteryhmät

Yhdiste	Tärkeimmät saanti-lähteet	Terveysvaikutukset	Viite
PFOS	Ravinto, erityisesti kala	Epidem. tutkimuksissa haittavaikutuksia oppimiseen, käyttäytymiseen, maksaan, immuunivasteeseen, kehitykseen, lisääntymiseen, kolesteroliin.	www.thl.fi ATSDR
Tetra-hepta-BDEs	Ravinto (erityisesti kala) ja huonepöly	Eläinkokeissa kriittinen vaikutus hermoston kehitykseen. Epi. tutkimuksissa yhteyksiä kilpirauhasen toimintaan ja neuropsykol. muutoksiin.	EFSA 2011
HBCD	Taaperoille huonepöly, vanhemmille ravinto (kala, liha, kananmuna)	Eläinkokeissa vaikutuksia kilpirauhasen toimintaan, lisääntymiseen ja hermoston kehitykseen. Epi. tutkimuksissa miessukupuolihormonien muutoksia, mutta näyttö vielä epävarmaa.	EFSA 2011, ymparisto.fi/pop , (Johnson 2013)
α-, β- ja γ-HCH	Kala, liha ja maitotuotteet	Mahdollisesti syöpävaarallinen. Altistuneilla työntekijöillä veren kuvan muutoksia, neurologisia oireita, muutoksia sukupuolihormoneissa ja immuunijärjestelmässä.	IARC (Luokka 2B) ATSDR ymparisto.fi/pop
PeCBz	Kala, liha ja maitotuotteet	Eläinkokeiden perusteella maksavaurioita, mahdollisesti vaikutuksia ihmisen lisääntymiseen ja kehitykseen.	IPCS
HCBD	Tunnetaan huonosti, mahdollisesti kala	Eläinkokeissa maksa- ja munuaisvaurioita. Mahdollisesti syöpävaarallinen.	ATSDR USEPA
END-α	Ravinto	Eläinkokeissa kroonisella altistuksella vaikutusta munuasiin, lisääntymiskykyyn ja hormonitoimintaan. Ei syöpävaarallinen eläinkokeissa.	ATSDR ymparisto.fi/pop
PCNs	Kala, liha ja maitotuotteet	Krooninen altistus lisää maksasairauksien riskiä. Kasvanutta syöpäriskiä epäillään, mutta ei ole osoitettu.	http://chm.pops.int/
PCP	Ravinto, saastunut talousvesi	Mahdollisesti syöpävaarallinen. Kärkölässä non-Hodgkin lymfooman ja pehmytkudossarkoomien esiintyminen kohonnut. Myös ruoansulatuskanavan ja iho-oireita sekä monia yleisoireita.	IARC (Luokka 2B) KTL A1/1996 (Lampi)
Klooridekoni	Kala, liha ja maitotuotteet	Mahdollisesti syöpävaarallinen. Altistuneilla työntekijöillä vaikutuksia moniin elimiin, immuunijärjestelmään ja erityisesti miehillä lisääntymiseen.	IARC (Luokka 2B) ATSDR ymparisto.fi/pop
HxBB	Kala, liha ja maitotuotteet	Mahdollisesti syöpävaarallinen. Monia yleisoireita Michiganin katastrofin yhteydessä 1973.	IARC (Luokka 2B) (Chanda 1982)

THL:n tekemän tutkimuksen mukaan PBDE-pitoisuudet suomalaisessa äidinmaidossa ovat noin puolittuneet vuosien 2000 ja 2010 välillä. Nykyään keskimääräinen PBDE-yhdisteiden summapitoisuus (15 yhdistettä) on noin 2 ng/g rasvaa. Rovaniemellä synnyttäneiden pitoisuudet vuonna 2010 olivat samaa suuruusluokkaa kuin useissa Pohjoismaissa ja muissa Euroopan maissa: Ruotsissa vuonna 2010 kerättyjen äidinmaitojen summa-PBDE-pitoisuus (10 kongeneeria) oli 1,5 ng/g rasvaa eli samaa suuruusluokkaa kuin Suomessa (Darnerud, 2015). Pohjois-Amerikassa vastaava pitoisuus voi olla jopa 50 kertaa suurempi. Ruotsissa vuosina 1996–2012 useiden PBDE-kongeneerien pitoisuus äidinmaidossa on pienentynyt

selvästi, mutta BDE-153:n pitoisuudessa ei ole ollut selvää muutosta seurantajakson aikana (Darnerud 2015). THL:n muissa viimeaikaisissa tutkimuksissa suomalaisten seerumin PBDE-pitoisuudet ovat olleet enimmäkseen alle määritysrajan (15 pg/ml). Koska nämä PBDE-yhdisteet ovat hitaasti poistumassa kulutustuotteista ja pitoisuudet Lapin ilmassa ovat myös laskussa, voi olettaa, että pääsääntöisesti pitoisuudet Lapin ravintoketjuissa ja ihmisessä ovat edelleen laskevia, mutta trendeissä voi olla kongeneerikohtaisia eroja. Ruotsissa HBCD:n pitoisuus äidinmaidossa kääntyi laskuun viimeistään vuoden 2005 jälkeen (Darnerud, 2015). Tämä saattaa tosin selittyä Ruotsissa monia muita maita aikaisemmin käyttöön otetuilla HBCD:n käyttörajoituksilla. HBCD:n tilanne Suomessa on oletettavasti samankaltainen kuin Ruotsissa, mutta sen pitoisuuksia äidinmaidossa tai seerumissa ei vielä ole mitattu. Yllä mainittujen bromattujen palonestoaineiden nykyiset altistumistasot ovat selvästi terveysriskeihin liittyvien vertailuarvojen alapuolella (Fromme, 2016).

THL on mitannut HCH-yhdisteitä ja pentaklooribentseeniä Suomessa laajoista väestöaineistoista. β -HCH:ta lukuun ottamatta suuri osa tuloksista on ollut alle määritysrajan ja kaikki trendit ovat olleet laskevia. Turusta vuosina 1997–2001 kerättyjen äidinmaitojen α -endosulfaanin pitoisuudet olivat noin puolet β -HCH:n pitoisuuksista (Shen, 2005). Heksaklooributadieenia ei ole mitattu humaaninäytteistä Lapissa eikä muuallakaan Suomessa. Sen valmistuskieltojen takia pitoisuudet Lapissa ovat oletettavasti dioksiinien tavoin laskevia ja varsin pieniä. Sitä kuitenkin syntyy edelleen klooria sisältävien prosessien sivutuotteina samoin kuin dioksiineja. Ruotsalaisessa ilmaseurannan priorisaatiossa se oli tärkeimpien kemikaalien listalla (Cousins, 2012).

PCN-yhdisteiden pitoisuudet Itämeressä ja Suomen sisävesillä ovat hyvin pieniä (<10 % PBDE-yhdisteistä) (Isosaari, 2006). Isossa-Britanniassa, missä kalan (tärkein lähde) pitoisuudet olivat selvästi korkeammat kuin Itämeressä, ravinnon kautta tapahtuvan altistumisen toksinen riski on arvioitu 1–2 kertaluokkaa pienemmäksi kuin dioksiinien ja PCB-yhdisteiden, eikä niihin liitetty kohonnutta terveysriskiä (Fernandes, 2010). Suomessa kohonnutta pentakloorifenolialtistumista on tapahtunut vain hyvin rajatuilla maantieteellisillä alueilla saastuneen talousveden kautta. Klooridekonია ei ole koskaan käytetty Suomessa ja rajatun kansainvälisen käytön takia altistus voidaan olettaa hyvin pieneksi. THL mittasi vuonna 2006 kerätyistä Itämeren kalasääksen munista hyvin pieniä heksabromibifenyylin (HxBB) pitoisuuksia, joista voidaan päätellä, että pitoisuudet Lapin ravintoketjuissa ovat häviävän pieniä ja ei-havaittavia ihmisessä.

Seurantasuosituks

Vaikka PFOS-pitoisuudet ovat laskussa ja terveyshaitat epätodennäköisiä, joidenkin PFAS-yhdisteiden pitoisuudet ovat kuitenkin selvässä nousussa (ks. myös alla). Tästä syystä myös PFOS:a kannattaa mitata yhdessä muiden PFAS-yhdisteiden kanssa. Kuten yllä edellä mainitut PCB- ja OCP-yhdisteet, tetra-hepta-BDE-yhdisteet sekä HCH-yhdisteiden ja PeCBz:n aikasarjat kannattaa täydentää päättyneistä tai meneillään olevista tutkimushankkeista.

Se, että Suomessa ei ole mitattu ihmisten altistumista HBCD:lle, on selkeä tietoaaukko. Lisäksi tulevaisuuden riskinhallinnan kannalta on olennaista, että HBCD:a on sitoutuneena suuria määriä kuluttajatuotteisiin (esim. EPS-eristeet ja EPS-täytteiset huonekalut). Siksi HBCD:n sisäilma-altistumisen mittaamisen lisäksi voidaan suositella myös kohdistettua seuranta Lapissa (ensisijaisesti ilma) yhdessä muiden samalla kertaa mitattavien bromattujen palonestoaineiden kanssa. Yhteinen piirre PFAS-yhdisteille ja bromatuille palonestoaineille on, että lähilähteiden heterogeenisuus voi aiheuttaa henkilökohtaiseen altistustason huomattavaa vaihtelua.

Pallaksen ilmaseurannan aikasarja α -endosulfaanille on vielä lyhyt (Hung ym., 2016) eikä heksaklooributadieenia ole mitattu ollenkaan. Näiden yhdisteiden seuranta ihmisestä ei kannata aloittaa, jos nousevaa pitoisuustrendiä ilmassa ei havaita.

6.4 Tukholman yleissopimuksen kandidaattiaineet

Taulukkoon 5 on koottu Tukholman sopimuksen arviointiprosessissa vuoden 2015 lopussa olleiden yhdisteiden tärkeimmät saantilähteet ja terveysvaikutukset.

6.4.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset

Kuten yllä mainittiin, PFOA:n pitoisuudet suomalaisessa äidinmaidossa ovat laskeneet vuosien 2005–2010 välissä. Myös pidemmässä ruotsalaisessa seurannassa 1996–2010 havaittiin noin 50 % lasku (Glynn, 2012). EFSA arvioi vuonna 2008, että normaaliväestön PFOA:n altistukseen ei liity terveysriskiä, mutta huomautti kuitenkin kehityshäiriöihin liittyvistä epävarmuuksista (EFSA, 2008).

Taulukko 5. Tukholman sopimukseen vuoden 2015 lopussa ehdolla olleet aineet.

Yhdiste	Saantilähteet	Terveysvaikutukset	Viite
PFOA	Ravinto, erityisesti kala	Epi: oppiminen, käyttäytyminen, maksavaikutukset, heikentynyt immuunivaste, kehitys ja lisääntyminen, kohonnut kolesteroli.	www.thl.fi ATSDR
BDE-209	Ravinto (erityisesti kala) ja huonepöly	Eläinkokeissa maksavauriot sekä erilaiset kehitys- ja käyttäytymishäiriöt. Epi. lapsen heikentynyt henkinen kehitys.	(Costa 2011), (Hardy 2009), (Gascon 2012), USEPA 2008
SCCP	Ravinto, äidinmaito, kala, sisäilma	Mahdollisesti syöpävaarallinen. Eläinkokeissa kohde-elimet maksa, munuaiset ja kilpirauhanen, sikiövaurioita aiheuttava.	(Friden 2011) IARC (Group 2B) (El-Sayed 2010)
Dikofoli	Vähän tietoa, tod.näk. ravinto	Näyttöä hormonijärjestelmien häiriöistä. Syöpävaarallisuus ei luokiteltavissa. Altistus yhdistetty erilaisiin syöpiin, mutta syy-seuraussuhteet epävarmoja.	(DHI 2007) IARC (Group 3) (UNEP 2016)

IARC = International Agency for Research on Cancer

ATSDR = Agency for Toxic Substances and Disease Registry

Vaikka BDE-209:n suuri molekyylikoko osittain estää sen passiivista diffuusiota solukalvojen läpi, biomonitorointitutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että sitä löytyy monista ihmisen kudoksista (seerumi, napaveri, istukka, sikiö, äidinmaito) ja esim. lehmänmaidosta (UNEP, 2014). Em. ruotsalaisessa ensisynnyttäjäaineistossa sen pitoisuus on pysynyt vakaana vuosina 1996–2010 ja PBDE-yhdisteistä sen pitoisuus oli kaikkein suurin (Darnerud, 2015). Nykyiset altistusastot on kuitenkin arvioitu useimmissa maissa selvästi terveydellisiä vertailuarvoja pienemmiksi (Fromme, 2016).

SCCP-yhdisteiden humaanipitoisuuksista Suomessa ei ole mittaustuloksia. Ruotsissa tehtyjen tutkimusten perusteella huoneilma saattaa olla ravinnon ohella varsinkin pienten lasten merkittävä saantilähde, mutta kaikkien korkeimmankin sisäilma-altistumisarvion mukaan laskettu turvamarginaali oli vielä 5–6 kertaluokkaa alempi verrattuna Euroopan Unionin riskinarviointiraportin vertailuarvoihin (Friden, 2011). Toisaalta SCCP-yhdisteet olivat kärkisijoilla laajassa ranskalaisessa huonepölyn kemikaalien priorisointitutkimuksessa (Bonvallot, 2010) samoin kuin ruotsalaisessa ilmaseurannan kemikaalien priorisoinnissa (Cousins, 2012). Kiinassa mitatuissa linnuissa, käärmeissä ja sammakoissa SCCP-yhdisteet muodostivat yli 90 % kaikista organohalogeniyhdisteistä (Zhou, 2016).

Vaikka dikofolilla on mallinnustutkimusten mukaan tunnetuista arktisista kontaminanteista voimakkain suhteellinen kertymispotentiaali arktisen alueen luontoon (Li ym., 2015), se on pysyvä vain verraten happamissa olosuhteissa ja kertymispotentiaali Lapin luonnossa lienee hyvin matala, mitä osoittaa Pohjois-Suomen kalojen alle määräysrajojen olevat pitoisuudet. Globaalisti vähentyneen käytön ja vuoden 2010 EU:n käyttökiellon jälkeen pitoisuudet ovat oletettavasti edelleen laskussa (Li ym., 2015). Rotilla subkroonisissa kokeissa havaittujen neurotoksisten ja karsinogeenisten vaikutusten perusteella FAO ja WHO arvioivat dikofolin hyväksyttäväksi päiväsaanniksi (ADI) 2 µg ruumiin painokiloa kohti (JMPR, 2011). Vaikka EFSA:n vuonna 2011 suorittamassa arvioinnissa suomalaisten päiväsaanti vaihteli 7–300 % ADI:sta, niin laskentatavat todennäköisesti yliarvioivat saantia, eivätkä saannin kannalta merkittävät elintarvikkeet (sitruhedelmät) olleet kotimaisia (EFSA, 2011). Siksi seuranta Lapin luonnosta ja ihmisestä ei ole perusteltua.

Seurantasuosituks

Kehityshäiriöihin liittyvien epävarmuuksien takia PFOA:n seuranta äidinmaidosta tai seerumista on perusteltua laskevista pitoisuuksista huolimatta muiden PFAS-yhdisteiden ohella. BDE-209:n laajan käytön ja suurten varastojen takia altistuminen sille jatkuu vielä pitkään, mikä puoltaa ihmisen altistumisen seuranta yhdessä muiden bromattujen palonestoaineiden kanssa. Vaikka altistuminen SCCP-yhdisteille on ilmeisesti selvästi pienempää kuin haitalliseksi arvioidut altistustasot, sillä on suuri potentiaalinen merkitys sekä kaukokulkeuman että tuotteiden mukana Eurooppaan tuodun ”kaukokuljetuksen” kannalta. Nämä seikat puoltavat SCCP-yhdisteiden ilmamittauksia Lapissa. Ihmisen altistumisen arviointia voi harkita esim. äidinmaidosta tai seerumista, mutta se voi tapahtua myös muualla Suomessa kuin Lapissa. SCCP-yhdisteiden mittaamisen vaikeuden takia kansainvälisen yhteistyöverkoston kehittäminen on kaikessa seurannassa ensisijaista.

6.5 Arktisella alueella havaittujen yhdisteiden seurannan prioriteettista

Lambertin vuonna 2011 suorittamaan priorisointiin (Lambert, 2011) otettiin muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta mukaan vain ne yhdisteet, joita oli havaittu arktisen alueen ilmassa tai ekosysteemissä ja joita ei vielä ollut lisätty tai ehdotettu Tukholman sopimukseen. Taulukoon 6 on koottu näistä ne yhdisteet, jotka eivät ole taulukoissa 3 ja 4.

6.5.1 Pitoisuudet, trendit ja terveysvaikutukset

Perfluoratuista yhdisteistä PFNA sai korkeimmat kokonaispisteet ja myös *in vitro* ja *in vivo* -toksisuuden osalta kohtuullisen korkeat. PFDA ja PFDS saivat muuten samat pisteet kuin PFNA, mutta niiden terveysriskit arvioitiin vähäisemmiksi. Nämä yhdisteet ovat olleet mukana useissa normaaliväestöllä suoritetuissa epidemiologisissa tutkimuksissa, mutta tulosten perusteella ei voi vielä vetää johtopäätöksiä niiden mahdollisista terveyshaitoista. Lapista kerätyissä äidinmadoissa näillä yhdisteillä ei ollut selkeää trendiä vuosien 2005 ja 2010 välillä, mutta ruotsalaisessa seurannassa vuosina 1996–2010 PFNA:n ja PFDA:n pitoisuudet olivat voimakkaassa kasvussa (noin 100 %), kun taas PFDS laski PFOS:n kanssa (Glynn 2012).

Norjassa suoritetuissa bromattujen (BFR) ja fosforoitujen (PFR) palonestoaineiden mittauksissa huonepölyn heksabromobentseeni- (HBBz) ja pentabromotolueeni (PBT) -pitoisuudet olivat kertaluokkaa pienemmät kuin PBDE-yhdisteiden. Saanti ravinnon kautta on todennäköisesti vähäisempää kuin pölystä. Samassa tutkimuksessa huonepölyn tris(2-kloori-1-metyylietyyli)fosfaatti (TCIPP) -pitoisuudet olivat taas korkeammat kuin yhdenkään PBDE-

yhdisteen. Kaikkien niiden BFR- ja PFR-yhdisteiden saanti huoneilman ja -pölyn kautta, joille suoritettiin toksikologinen riskinarviointi, olivat kuitenkin selvästi pienempiä kuin terveysperusteiset vertailuarvot (Cequier 2014). HBBz:n ja PBT:n lisäksi Lambertin tutkimuksessa useat muut uudet bromatut palonestoaineet saivat kohtuullisen korkeat pisteet pysyvyydestä ja/tai biokertyvyydestä, mutta eivät päässeet kokonaispisteissä 15 yhdisteen kärkeen. Uusina aineina näiden pitoisuudet ovat todennäköisesti kasvamaan päin, mutta aikasarjat puuttuvat.

Turussa kerättiin vuosina 1997–2001 äidinmaitonäytteitä, joista löytyi hyvin matalia, mutta enimmäkseen määräysrajan ylittäviä oktaklooristyreenin (OCS) pitoisuuksia (Shen, 2008). Ruotsalaisen alumiinisulaton työntekijöillä seerumin OCS-pitoisuudet olivat 80 kertaa suuremmat kuin normaaliväestön, mutta maksan, munuaisten ja haiman toiminnassa ei havaittu eroja, mikä kuvastaa korkeaa turvamarginaalia taulukossa 5 kuvattujen kriittisten vaikutusten suhteen (Selden, 1997). Koska OCS:n muodostuminen, lähteet ja kulkeutuminen ovat samankaltaisia kuin dioksiinien, oletettavasti myös ihmisen aikatrendit ovat samankaltaisia. Pentakloorianisolia voi muodostua pentakloorifenolin sekä muiden samantyyppisten hiilivetyjen hajoamistuotteena, mutta pitoisuudet Turun äidinmaidoissa 1997–2001 olivat enimmäkseen alle määräysrajan (Shen, 2008). Vaikka ruotsalaisessa ilmaseurantojen priorisaatiotutkimuksessa OCS:ä, pentakloorianisolia ja monia klooribentseeneja havaittiin tausta-alueiden ilmassa (Cousins, 2012), niin seuranta-prioriteetti ihmisistä on matala, jos ilmasta ei havaita nousevaa trendiä, koska pitoisuudet ihmisessä ovat tähän asti tehtyjen mittausten perusteella varsin matalia ja/tai laskevia eikä terveystarpeita ole todettu.

Siloksaanien saantilähteistä tärkeimpiä ovat hengitysilma ja kosmetiikan ihokontaktit. Hyvin poolittomina yhdisteinä ne jakautuvat rasvakudokseen, mutta suuren höyrynpaineen takia ne poistuvat elimistöstä verraten nopeasti uloshengityksen kautta ja kertyminen on epätodennäköistä (Dekant, 2016). Koska ihmisen altistus siloksaaneille on selkeästi sisäympäristöihin ja kosmetiikan käyttöön liittyvää, perusteita ihmisen ympäristöperäisen altistuksen seurannalle ei ole. D4:n ja D5:n käyttö pois pestävässä kosmetiikassa on ehdotettu kiellettäväksi EU:ssa. Lisäksi ne on suositeltu lisättäväksi Kanadan ympäristölle haitallisten yhdisteiden listalle (Canadian Environmental Protection Act).

Listalle päässeiden torjunta-aineiden arvioitu pysyvyys, kertyvyys ja toksisuus ovat korkeita, mutta kaukokulkeutuvuus matala. Turussa vuosina 1997–2001 kerätyissä äidinmaidoissa metoksilloorin pitoisuudet olivat enimmäkseen alle määräysrajan (Shen, 2008). Lisäksi, kuten edellä mainittiin, trifulraliinin ja pendimetaliiinin pitoisuudet rannikkoalueiden peltovaltaisissa jokivesissä ovat olleet alle määräysrajan, eikä kokonaisuus huomioiden ole tarvetta ihmisten altistumisen seurantaan.

Seurantasuosituks

PFAS-yhdisteiden POP-ominaisuuksien, mahdollisen toksisuuden ja pitoisuustrendien takia ne ovat yksi tärkeimmistä seurattavista yhdisteryhmistä Lapin ravintoketjuissa ja ihmisissä. BFR-yhdisteistä voidaan suositella mitattavaksi ensisijaisesti ilmasta niitä kaukokulkeumapotentiaalin omaavia uusia bromattuja palonestoaineita, joita on löytynyt esim. Pohjoismaisessa vesiympäristöön keskittyneessä selvityksessä (Schlabach, 2011). OPFR-yhdisteitä kannattaa mitata lähinnä Lapin asutus- ja turistikeskusten lähiympäristöistä, koska ne rikastuvat verraten heikosti ravintoketjussa (Hallanger, 2015). Ihmisen BFR- ja PFR-altistumisen kannalta sisäilma on tässä vaiheessa ilmaa ja ravintoketjua tärkeämpi tutkimus/seurantakohte.

Taulukko 6. Arktisella alueella havaittujen aineiden seurannan prioriteettilista.

Yhdiste	Saantilähteet	Terveysvaikutukset	Lähde
PFNA ja PFDA	Liha ja kala, huonepöly	Eläinkokeissa vaikutuksia kilpirauhaseen ja immuunijärjestelmään sekä samankaltaisia kehitysvaikutuksia kuin PFOS:lla ja PFOA:lla. Yhdistetty keskenmenoon yhdessä epidem. Tutkimuksessa.	(Vestergren 2012) (Das 2015) (Jensen 2016)
PFDS	Tunnetaan huonosti, oletettavasti liha ja kala	Ei tutkimuksia.	Ei tutkimuksia
HBBz	Huoneilma ja -pöly Ravinnosta ei tunneta	Rotalla kohonneita virtsan porfyriinipitoisuuksia, altistus maidon kautta lisää poikasten maksan painoa.	(Cequier 2014) EFSA 2012
PBT	Huoneilma ja -pöly Ravinnosta ei tunneta	Rotalla subkroonisessa altistuksessa lieviä muutoksia maksassa, munuaisissa ja kilpirauhasessa.	(Cequier 2014) EFSA 2012
OCS	Kala, löydetty äidinmaidosta	Rotilla kroonisessa annostelussa muutoksia maksassa, munuaisissa ja kilpirauhasessa.	HSDB 2003 Pubchem
PCA	Kala, liha, öljyt	Jonkin verran näyttöä syöpävaarallisuudesta hiirilä ja rotilla.	HSDB 2003, Pubchem
1,2,3,4-TeCBz	Vähän tietoa, tod.näk. liha ja kala	Rotilla raskauden aikainen altistus laskee sikiöiden määrää. Muutoksia emon maksan painossa ja entsyymeissä.	HSDB 2009
1,3,5-TriCBz	Vähän tietoa, tod.näk. liha ja kala	Hiirellä subkroonisessa altistuksessa lieviä muutoksia maksassa, munuaisissa ja kilpirauhasessa. Sikiöillä linssivaurioita, klastogeeni.	HSDB 2009
TCIPP	Huoneilma ja pöly, ei kerry voimakkaasti ravintoketjussa	Syöpävaarallisuutta ei voida sulkea pois. Eläinkokeissa vaikutuksia lisääntymiseen ja kehitykseen, Maksa, munuaiset ja kilpirauhanen.	(Cequier 2014), USEPA 2015, EU/RAR/TCPP 2008
D4	Suurin altistus sisäilman kautta erilaisista kotitaloustuotteista	Rotilla vaikutuksia sikiön kehitykseen, heikko estrogeeninen vaikutus <i>in vitro</i> ja <i>in vivo</i> .	HSDB 2006, (Horii 2008), (Quinn 2007)
D6	Myös ihon kautta tulevat kosmetiikka- ja hygieniatuotteet	Rotilla kriittinen vaikutus maksan painon kasvu, maksan osittainen rasvoittuminen ja muutokset kilpirauhasessa.	(Dow Corning 2006), lähde Env. Canada 2008
D5		Hengitystiealtistuksessa rotalla paikallisia hengitystievaikutuksia, palautuva maksan painon nousua ja kohdun adenokarsinoomien yleistyminen.	(Dekant 2016), (Horii 2008)
Metoksi-kloori	Tunnetaan huonosti, ei arktisessa biotassa	Heikkoja viitteitä mutageenisuudesta. Ei luokiteltavissa syöpävaarallisuuden suhteen. Vaikutuksia seksuaaliseen kehitykseen	HSDB 2010
Pendi-metaliini	Tunnetaan huonosti, ei arktisessa biotassa	Mutageeninen Amesin testissä. Vaikutuksia lisääntymiseen ja kilpirauhashormoneihin, estrogeenisesti aktiivinen. Mahdollisesti syöpävaarallinen ihmiselle (haimasyöpä epi. tutkimuksessa).	HSDB 2011
Trifluraliini	Tunnetaan huonosti, ei arktisessa biotassa	Lisää TSH-pitoisuutta, kasvattaa kilpirauhasen kasvainten riskiä. Rotalla ja jäniksellä vaikutuksia kehittyvään sikiöön, haittoja munasoluille.	(Saghir 2008), (Cecconi 2013) HSDB 2009

Hazardous Substances Data Bank - Toxnet - National Institutes of Health

Elohopean terveysvaikutukset

Maailman terveysjärjestö WHO on nostanut elohopean kymmenen terveydelle haitallisimman kemiallisen aineen listalle. Vaikka amalgaamipaikoista irtoava metallinen elohopea on ollut pitkään elohopean kokonaissaannin kannalta tärkein, joskin väistynyt lähde, niin tärkeimmät terveysvaikutukset liittyvät ravinnon ja ennen kaikkea järvi- ja merialueiden petokaloista saatavaan metyylielohopeaan (MeHg). Muita mahdollisia MeHg:n lähteitä ovat elohopealla saastuneilla alueilla kasvatettu riisi, maaeläinten sisäelimet sekä saastuneilla rehuilla ruokittujen kanojen ja sikojen liha. Erityisen riskialttiita elohopean haitoille ovat sikiöt ja pienet lapset. Myös arktisten alueiden runsaasti kalaa kuluttavat ihmisryhmät ovat riskiryhmää. Epidemiologisissa tutkimuksissa ihmisen altistumisen arvioinnissa on käytetty eri matriiseja. Koska eri tutkimuksissa on mitattu useimmiten elohopean kokonaispitoisuutta, tutkimukset joissa sitä on mitattu kynsistä ja verestä edustavat parhaiten altistumista MeHg:lle. Erityisesti raskaudenaikaisten vaikutusten tutkimiseen napaveri on paras matriisi (Karagas, 2012).

MeHg:n neurologiset vaikutukset ovat sen tärkein ja eniten tutkittu terveyshaitta. MeHg läpäisee helposti istukan ja kehittyvät aivot ovat erityisen herkkiä. Paljon kalaa kuluttavissa väestöissä (esim. Färsaaret) on havaittu hieman epämääräisiä, mutta pysyviä haittavaikutuksia lapsilla raskauden aikaiseen MeHg-altistumiseen liittyen. Herkimmät neurologiset, -psykologiset ja -fysiologiset vaikutukset on havaittu hyvin toistettavasti hiusten elohopeapitoisuuksilla 5–10 µg/g. Färsaarilla tehdyissä laajoissa tutkimuksissa vaikutukset havaittiin samoissa toiminnoissa (tarkkaavaisuus, motoriikka, sanallinen muisti) kuin tunnetuissa MeHg-myrkytystapauksissa. Kielellistä kehitystä mittaava Bostonin nimeämistesti on osoittautunut erittäin herkäksi vasteeksi. Sähköisen signaalin kulkua aivoissa kuvaava Brainstem Auditory Evoked Potential (BAEP) on toinen hyvin objektiivinen testi, jonka tulos on selvästi liittynyt sekä raskaudenaikaiseen että teini-ikässä tapahtuneeseen altistumiseen (Choi, 2008). On myös tutkimuksia, joissa ei ole havaittu hermostollisia haittavaikutuksia ja tutkimuksia, joissa MeHg on yhteydessä jopa parempaan hermoston toimintakykyyn. Tämänhetkisen tiedon valossa altistumisen arvioinnin ajoitus ja täsmällisyys, sukupuoli, annos-vastesuhteet sekä sekoittavat tekijät (esim. kalan kulutus) ovat tärkeitä neurologisten haittojen riskinarvioinnin kannalta (Karagas, 2012).

Ensimmäiset tutkimukset MeHg:n yhteyksistä sydänsairauksiin tehtiin Suomessa ja niissä havaittiin kaulavaltimon paksuuntumisen yhteys kalan kautta tapahtuneeseen altistumiseen. Lipidien peroksidaatio esitettiin mahdolliseksi mekanismiksi. Vaikutukset havaittiin niinkin alhaisilla hiusten elohopeapitoisuuksilla kuin 2 µg/g, joka vastaa saantina noin 2 kertaa US EPA:n asettamaa elinaikaisen altistumisen vertailuannosta. Myöhemmissä tutkimuksissa samoissa aineistoissa havaittiin myös kohonnut sydäninfarktien ja -kuolleisuuden riski. Lisäksi elohopean havaittiin heikentävän kalan rasvahappojen sydänterveyttä edistäviä vaikutuksia. Myös laajassa eurooppalaisessa aineistossa kynsien kasvavien elohopeapitoisuuksien havaittiin olevan yhteydessä hyvin samanlaisiin vaikutuksiin (Choi, 2008). Toisaalta on myös lukuisia uudempia tutkimuksia, joissa vastaavaa yhteyttä ei ole havaittu. Kokonaisuutena tulokset eivät ole vielä yksiselitteisiä, vaikka hyvin matalan altistustason vaikutuksista on viitteitä (Karagas, 2012).

Metyylielohopean IARC-syöpäluokitus on 2B (mahdollisesti syöpävaarallinen ihmiselle). Belgialaisessa tutkimuksessa luokiteltiin sikäläisissä elintarvikkeissa esiintyviä metalleja ja orgaanisia ympäristömyrkyjä niiden syöpäriskien ja genotoksisten riskien perusteella. Korkeimman vaaraluokituksen saivat arseeni ja lyijy, koska niillä oli kapea marginaali mitatun ja haitalliseksi tunnetun altistuksen välillä. Metyylielohopea, kadmium, dioksiinit, PCB:t ja toksafeeni saivat keskimääräisen vaaraluokituksen. (Vromman ym., 2014). Näistä yhdisteistä tässä

katsauksessa mukana olleiden aineiden osalta haitallisuusjärjestys lienee samansuuntainen myös Lapissa, vaikka altistumistasot ja riskit ovat matalampia kuin Belgiassa.

Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen (PAH) terveystaikutukset

Tiettyjen PAH-yhdisteiden karsinogeenisuus koe-eläimille on osoitettu selvästi liittyen esim. ihon, keuhkojen, virtsarakon, maksan ja mahalaukun syöpiin. Eläinkokeissa on osoitettu myös vaikutuksia verta muodostaviin kudoksiin, immuunijärjestelmään, lisääntymiseen, kehitykseen ja hermoston toimintaan. Monia PAH-yhdisteitä pidetään myös todennäköisinä tai mahdollisina karsinogeeneina ihmiselle. PAH-yhdisteiden syöpävaarallisuus johtuu niiden reaktiivisista epoksidi- ja dihydrodiolimetaboliiteista, jotka voivat sitoutua solujen proteiineihin ja DNA:han. Näistä voi seurata mutaatioita, epämuodostumia, kasvaimia ja syöpiä. PAH-seokset voivat olla yksittäisiä PAH-yhdisteitä karsinogeenisempia. US EPA on luokitellut seuraavat PAH-yhdisteet todennäköisesti karsinogeenisiksi ihmiselle: bentso(a)anthraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, kryseeni, dibentso(ah)antraseeni ja indeno(1,2,3-cd)pyreeni. Hiirillä raskauden aikainen altistuminen PAH-yhdisteille aiheuttaa epämuodostumia ja laskee ruumiinpainoa. Epidemiologisissa tutkimuksissa on havaittu yhteyksiä alhaiseen syntymäpainoon, ennenaikaiseen synnytykseen ja viivästyneeseen kehitykseen. Erityisesti korkea altistuminen on liitetty alentuneeseen älykkyyteen kolmen vuoden iässä ja käyttäytymisongelmiin 6–8 vuoden iässä sekä lapsuuden astmaan (Kim ym., 2013).

Suurin osa PAH-altistumisesta tulee ravinnon kautta (Bansal, 2015) ja tämä altistumisen epäillään myötävaikuttavan iho- ja keuhkosyövän kehittymiseen ihmisellä. Lapissa ilman PAH-yhdisteiden pitoisuudet ovat kuitenkin erittäin matalia eivätkä aiheuta kohonnutta terveysriskiä hengitettynä tai ravintoketjun kautta. Tarvetta ihmisten altistumisen seurantaan erityisesti Lapissa ei ole.

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Pysyviä orgaanisia ympäristömyrkyjä (POP-yhdisteitä) kulkeutuu Pohjois-Suomeen ilman välityksellä, mutta myös ihmisen kuljettamana materiaaleissa. Käytännössä näitä yhdisteitä löytyy kaikkialta. Yleisesti ottaen elohopean ja POP-yhdisteiden määrät ympäristössä ovat matalampia Pohjois-Suomessa kuin etelämpänä. Uusia POP-yhdisteitä esiintyy elinympäristössämme ennen kaikkea erilaisissa muoveissa ja tekstiileissä (esim. palonestoaineet kodin kalusteissa). Näille yhdisteille sisäilman ja pölyn kautta tapahtuva suora altistuminen voi olla merkittävämpää kuin kaukokulkeutuman aiheuttama ravintoketjun saastuminen. Lisäksi ilmastomuutos voi muuttaa aineiden pitoisuuksia ja kulkeutumista Lappiin.

7.1 Elohopea

Käyttörajoituksista huolimatta Arktisilla alueilla elohopean ilmapitoisuudet eivät ole olleet vain laskevia, vaan myös nousevia trendejä on havaittu. Pallaksen mittauksissa ei ole havaittu lainkaan muutosta elohopean ilmapitoisuudessa koko mittaushistorian 1996–2014 aikana.

Elohopean tärkeimmät terveysriskit liittyvät kalan syönnin kautta saatavaan elohopeaan. Tällä hetkellä ahvenien elohopeapitoisuudet eivät ylitä elintarvikkeiden raja-arvoa, mutta joidenkin vesistöjen isoilla petokaloilla raja-arvo voi ylittyäkin. Lapissa riski on kuitenkin pienempi kuin Keski-Suomessa. Kalojen elohopeapitoisuuden seuranta ja syöntisuositukset ovat välttämätön osa elohopean terveysriskeihin liittyvää riskinhallintaa.

Ahvenella elohopeapitoisuudet ovat Lapissa pienempiä kuin etelämpänä Suomessa, eivätkä ylitä myöskään ympäristölaatumnormia. Aiempien tutkimusten perusteella elohopean sedimentaatio Lapin järviin on ollut pienempää kuin muualla Suomessa. Syy pienempään pitoisuuteen on pienempi elohopean laskeuma, joka puolestaan johtuu pienemmistä sademääristä ja vähäisemmästä kaukokulkeutumisesta kuin muualla Suomessa. Myös muuntuminen eliöihin kertyväksi metyylielohopeaksi on hitaampaa kylmässä ilmastossa.

Ilmaston muuttuessa elohopean laskeuma voi lisääntyä esimerkiksi kulkeutumisreittien muuttuessa ja ikijään sulaessa. Myös maankäytön muuttuessa huuhtoutuminen ja metylaatio voivat lisääntyä, erityisesti jos maaperän kosteus ja liuenneen humuksen määrä kasvaa.

7.2 Vanhat POP-yhdisteet

Vanhoilla POP-yhdisteillä tarkoitetaan Tukholman POP-sopimuksen alkuperäisiä aineita, nk. likaista tusinaa. POP-rajoituksilla säänneltyjen torjunta-aineiden (HCH ja klordaani) sekä muuntajissa, maaleissa ja saumaussmassoissa käytettyjen PCB-yhdisteiden pitoisuudet Lapin ilmassa ovat selvästi pienentyneet viimeisten viidentoista–kahdenkymmenen vuoden aikana. Eräiden aineiden pitoisuudet ovatkin jo painumassa mittausten menetelmän määrittämissä rajojen alle (kuten PCB180). Toisaalta muutosnopeuden pysyessä samanlaisena hitaimmin vähenevät aineet (kuten DDT, jonka käyttö malarian torjuntaan tropiikissa jatkuu edelleen) näyttävät säilyvän ilmakehässä pitkälle 2030-luvun jälkeenkin. Lapissa pitoisuudet ovat kuitenkin lähes poikkeuksetta selvästi matalampia tai korkeintaan yhtä suuria kuin Skandinavian eteläosissa.

Suomesta ei ole olemassa pitkiä, jatkuvia aikasarjoja muista matriiseista kuin ilmasta Pallaksen asemalta. Vesiympäristössä POP-yhdisteiden indikaattorina Suomessa ja Ruotsissa on

käytetty ahvenia. Viime vuosina havaitut pitoisuudet ovat hyvin pieniä ja Lapissa pienempiä kuin eteläisessä Suomessa ja rannikkovesissä.

Kaukokulkeutuman seurauksena tapahtuva ravintoketjun saastuminen (esim. poro, kala) on Lapissa suhteellisesti tärkein ihmisen altistumisreitti, mutta silti merkitykseltään vähäinen. Itämeren rasvainen kala on ihmisille Lapissa kuten muuallakin Suomessa tärkein rasvaliukoisten POP-yhdisteiden saantilähde poron suurkuluttajia lukuun ottamatta.

Poron maksan dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat tutkimuksissa olleet kohtalaisen korkeita myös Suomen Lapista tutkituissa näytteissä. Näitä yhdisteitä on löytynyt myös poron lihasta, tosin selvästi pienempiä pitoisuuksina kuin maksasta. Poron lihan ja erityisesti maksan kulutus on kuitenkin keskimäärin pientä, joten syönnin kautta tapahtuva altistuminen jäänee väestötasolla pieneksi. Runsaasti poroa kuluttavilla henkilöillä sillä voi olla merkitystä kokonaisdioksiinin ja -PCB-saannin kannalta.

7.3 Uudet POP-yhdisteet

Uusilla POP-yhdisteillä tarkoitetaan Tukholman sopimukseen myöhemmin lisättyjä aineita, joista monilla on edelleen käyttöä teollisuudessa tai esineissä ja materiaaleissa, kuten huonekaluissa, tekstiileissä ja eristemateriaaleissa. POP-sopimuksella kiellettyjä bromattuja palonestoaineita (penta- ja oktabromidifenyylieetterit eli ns. PBDE-yhdisteet) löytyy sekä Lapin ilmasta että maa- ja vesiympäristöstä. HBCD-palonestoaineesta on tietoa lähinnä vain kaloista, joissa pitoisuudet ovat pieniä.

PBDE-yhdisteiden alhainen ympäristölaatu normi ylittyy kalojen osalta kaikkialla Suomessa, kuten todennäköisesti muuallakin Euroopassa. Lapin kalojen pitoisuudet eivät eroa muista Suomen hajakuormitetuista alueista ja ovat pienempiä kuin teollisuuden kuormittamien taa-
jamien vesissä ja rannikkovesissä.

Sammutusvaahdoissa, pintakäsittelyaineissa ja mm. kromihuuruksen estoaineena kovakromauksessa käytettyjen PFOS-yhdisteiden ympäristölaatu normi ei ole ylittynyt kaloissa eivätkä pitoisuudet Lapissa eroa muista hajakuormitetuista alueista. Sisävesien kalojen pitoisuudet ovat hieman pienempiä kuin Itämeren kalojen.

Käytännöllisesti katsoen kaikkien POP-yhdisteiden pitoisuudet Lapin kaloissa ovat pienempiä kuin arktisen alueen meriekosysteemeissä. Tämä on todettu aiemminkin organoklooriyhdisteiden osalta, ja voidaan nyt todeta tähän asti tutkittujen bromattujen yhdisteiden osalta. Tämä johtuu merivirtojen aiheuttamasta lisäkuormituksesta sekä meriekosysteemien pidemmästä ja rasvapitoisemmasta ravintoketjusta, jotka edistävät aineiden kertymistä.

Viimeisten kymmenen vuoden aikana rajoitettuja tai vielä rajoittamattomia yhdisteitä on edelleen käytössä ja sitoutuneena arkipäivän kulutustuotteisiin. Näillä yhdisteillä lähilähteiden merkitys altistumiselle voi olla suuri. Näiden uudempien yhdisteiden mittaustuloksia Lapin ympäristöstä ja ravintoketjusta on hyvin niukasti eikä eri lähteiden ("luonto" vs "koti") suhteellista osuutta ihmisen altistumisen kannalta voida tarkasti arvioida.

Uudempien aineiden osalta ilmaston lämpenemiseen liittyvä varastojen vapautumisen merkitys on todennäköisesti suhteellisesti vähäisempää kuin vanhoilla yhdisteillä, mutta voi rajoituksista huolimatta hidastaa ympäristöpitoisuuksien laskua.

7.4 Muut PFAS-yhdisteet

Lapin kaloissa, kuten muuallakin Suomessa, esiintyy muita pitkäketjuisempia perfluorattuja alkyylilyhdisteitä (PFAS) yhteensä jopa enemmän kuin voimakkaasti rajoitettua PFOS-yhdistettä. Myös karibun ja hirven maksoista on Kanadassa löydetty PFAS-yhdisteitä jopa PCB-yhdisteitä suurempia pitoisuuksia. Äidinmaidossa osalla muista PFAS-yhdisteistä pitoisuudet näyttävät nousevan. Tästä syystä koko yhdisteryhmää on pidettävä tärkeänä seuranta-kohteena.

7.5 POP-ehdokasaineet ja muut nousevat yhdisteet

POP-ehdokasaineilla ja nousevilla yhdisteillä tarkoitetaan sellaisia kemikaaleja, joiden lisäämisestä Tukholman POP-sopimukseen neuvotellaan tai joilla epäillään olevan POP-yhdisteiden kaltaisia ominaisuuksia. Kloorattujen parafiinien (SCCP) ympäristö- tai huumanipitoisuuksista Suomessa ei ole mittaustuloksia. Ruotsissa tehtyjen tutkimusten perusteella huoneilma saattaa olla ravinnon ohella erityisesti pienten lasten merkittävä SCCP:n saantilähde. Sekä huonepölyn että ilmaseurannan kemikaalien priorisointitutkimuksessa SCCP-yhdisteet ovat olleet kärkisijoilla. SCCP:tä on löydetty EU-kiellosta huolimatta edelleen myös kuluttajatuotteissa, mutta Suomessa tätä kautta tapahtuvasta altistuksesta ei ole tutkimustietoa.

Monia uusia palonestoaineita, joilla on korvattu rajoitettuja PBDE-yhdisteitä ja HBCD:a ei ole tutkittu Lapissa ollenkaan. Pohjoismaisen kartoituksen mukaan näistä tärkeimpiä ovat Suomen kaupunkialueen kaloista, sedimenteistä ja/tai jätevesilietteestä löytyneet HBB, PBT, BTBPE, BEH-TEBP, EH-TBB ja DBDPE sekä mahdollisesti tietyt klooratut organofosforipalonestoaineet.

Arktisen alueen eri matriiseista on havaittu monia kaukokulkeutuvia ja potentiaalisesti vaarallisia aineita, jotka eivät ole vielä minkään kansainvälisen sääntelyn piirissä. Monia näistä ei ole mitattu Lapista, mutta muualla tehtyjen pitoisuusmittausten maantieteellisen jakauman ja aineiden ominaisuuksien perusteella voidaan kuitenkin suurella todennäköisyydellä päätellä, että nämä yhdisteet eivät ole Lapissa ongelma.

Teoreettisessa tarkastelussa on tunnistettu monia yhdisteitä, jotka tuotantomääriensä sekä fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksiensa puolesta voivat kertyä arktisen alueen luontoon, mutta näitä yhdisteitä ei ole toistaiseksi mitattu missään. Tämänkaltaisten POP-yhdisteiden vaarapotentiaalin tunnistamiseksi kansainvälinen yhteistyö on välttämätöntä.

7.6 Lapin POP-kuormitus nyt ja tulevaisuudessa

Suomen sub-arktisisissa olosuhteissa ihmisen altistuminen ravintoketjun kautta uudemmillakin ympäristömyrkyille on käytettävissä olevien tietojen valossa selvästi vähäisempää kuin varsinaisen Arktisen alueen väestöllä, jonka merieläimiin painottuvan ruokavalion myrkyllisten yhdisteiden pitoisuudet ovat huomattavasti korkeammat.

Arktisten alueiden hyödyntämisen voimistuessa voidaan olettaa, että pysyvien aineiden kiertokulku ja kertyminen sekä ihmisten altistuminen muistuttaa eteläisemmän Suomen olosuh-

teita. Suomen pohjoisella alueella suuret infrastuktuuri- ja teollisuushankkeet saattavat muuttaa haitallisten aineiden kiertokulkua ja niille altistumista.

Monien paljon käytettyjen, mutta sittemmin kiellettyjen aineiden varastoja on sekä maaperässä että erityisesti jäätiköissä. Näiden aineiden vapautumisesta ilmaston lämpenemisen seurauksena on jo merkkejä, ja tämä kehityskulku todennäköisesti jatkuu. Samaa uudelleen kiertoon joutumista edistävät myös kuivuuden aiheuttamat metsäpalot. Uudelleen vapautumisen merkitystä pitoisuuksien muuttumiseen Lapissa ei kuitenkaan vielä tunneta.

7.7 Riskitarkastelu

Johtopäätösten yhteenveto on koottu taulukoihin 7 ja 8. Taulukossa 7 käsitellään ns. ”vanhat aineet” elohopeasta dioksiineihin, ja taulukossa 8 bromatut palonestoaineet, perfluoratut pintakäsittelyaineet ja muut uudemmat yhdisteet.

Kemikaalien riskinarviossa huomioidaan yleisesti aineen vaaraominaisuudet ja altistumisen todennäköisyys. Kokonaistarkastelussa on arvioitu yhdisteiden pitoisuutta Pohjois-Suomessa, eroa muuhun Suomeen ja muutoksia eri matriiseissa (ilma, ympäristö ja ihminen), Aineiden varastojen arviointi materiaaleissa ja luonnonympäristössä (jää, maaperä) ei perustu mittauksiin vaan arvioon. Näiden tietojen perusteella esitetään seurantarpeen taso. Tämän lisäksi on huomioitava, että eräät direktiivit ja asetukset edellyttävät seurantaa. Ilmanlaadudirektiivi edellyttää PAH-yhdisteiden ja elohopean (Hg) seurantaa ilmassa ja laskeumassa. Vesipuidedirektiivi edellyttää useiden POP-yhdisteiden ja elohopean seurantaa kaloissa, mikäli ympäristönlaitunormi on vaarassa ylittyä.

Taulukko 7. Vanhojen POP-yhdisteiden arvioitu riski (seuranta-tarve, pitoisuus ilmassa, ympäristössä ja ihmisissä), arvioidut varastot materiaaleissa ja luonnossa), sekä arvio tapahtuvista muutoksista pitoisuuksissa.

Seuranta/kartoitustarve

suuri
keskimääräinen
pieni
ei tarvetta

Pitoisuus pohjoisessa vs. etelässä

+ = pitoisuus korkeampi pohjoisessa
 0 = ei eroa pohjoisen ja etelän välillä
 — = pitoisuus korkeampi etelässä

ei voida arvioida

Pitoisuuden muutos Suomessa

↗ = nouseva
 → = ei nousua/ laskua

↘ = laskeva

ei voida arvioida

Ryhmä	Ilma			Varastot		Ympäristö			Ihminen		
	Seuranta-tarve	Pitoisuus	Muutos	materiaaleissa	luonnossa	Seuranta-tarve	Pitoisuus	Muutos	Seuranta-tarve	Pitoisuus	Muutos
Elohopea	Hg	+	→	ei	kyllä	Hg	—	→	Hg		
Organokloori-torjunta-aineet	α-HCH	0	↘	ei	kyllä	α-HCH	—	↘	α-HCH		
	γ-HCH	—	↘	ei	kyllä	γ-HCH	—	↘	γ-HCH		
	HCB	0	→	ei	kyllä	HCB	—	↘	HCB	—	↘
	klordaanit	—	↘	ei	kyllä	klordaanit	—		klordaanit		
	p,p'-DDT	—	↘	ei	kyllä	p,p'-DDT	—	↘	p,p'-DDT	—	↘
	p,p'-DDD	—	→	ei	kyllä	p,p'-DDD	—		p,p'-DDD	—	↘
	p,p'-DDE	—	→	ei	kyllä	p,p'-DDE	—	→	p,p'-DDE	—	↘
	HCBD			ei	kyllä	HCBD	—		HCBD		
	END-α			ei	kyllä	END-α			END-α		
dikofoli			ei	ei	dikofoli	—		dikofoli			
heptakloori ald, mir, tox			ei		heptakloori ald, mir, tox	—		heptakloori ald, mir, tox			
PAH-yhdisteet	PAH	—	→	ei	kyllä	PAH		→	PAH	—	↘
PCB-yhdisteet Dioksiinit	PCBs	—	↘	vähenee	kyllä	PCBs	—	↘	PCBs	—	↘
	PCDD/Fs			ei	kyllä	PCDD/Fs	—	↘	PCDD/Fs	—	↘

Taulukko 8. Uusien POP-yhdisteiden ja muiden huolta aiheuttavien aineiden arvioitu riski (seuranta-tarve, pitoisuus ilmassa, ympäristössä ja ihmisissä), arvioidut varastot materiaaleissa ja luonnossa), sekä arvio tapahtuvista muutoksista pitoisuuksissa.

Seuranta/kartoitustarve	Pitoisuus pohjoisessa vs. etelässä		Pitoisuuden muutos Suomessa	
	+	=	↗	→
suuri	+ = pitoisuus korkeampi pohjoisessa		↗ = nouseva	
keskimääräinen	0 = ei eroa pohjoisen ja etelän välillä		→ = ei nousua/ laskua	
pieni	- = pitoisuus korkeampi etelässä		↘ = laskeva	
ei tarvetta	ei voida arvioida		ei voida arvioida	

Ryhmä	Ilma		Varastot		Ympäristö			Ihminen		
	Seuranta-tarve	Pitoisuus Muutos	materiaaleissa	luonnossa	Seuranta-tarve	Pitoisuus Muutos		Seuranta-tarve	Pitoisuus Muutos	
Bromatut palonesto-aineet	BDE-28-154	0 ↘	vähenee	kyllä	BDE-28-154	0 →		BDE-28-154	0 ↘	
	BDE-209		suuret	kyllä	BDE-209	0 ↗		BDE-209	0 ↗	
	HBCD		suuret		HBCD			HBCD		↘
	HBBz		kasvaa		HBBz			HBBz		
	PBT		kasvaa		PBT			PBT		
Muut uudet		kasvaa		Muut uudet			Muut uudet			
	HxBB		pienet		HxBB			HxBB		
Muut palonestoaineet	TCIPP		suuret		TCIPP			TCIPP		
Perfluoratut alkylyliyhdisteet	PFOS		vähenee	kyllä	PFOS	0 ↘		PFOS		↘
	PFOA		vähenee	kyllä	PFOA	—		PFOA		↘
	PFAS, C<8		kasvaa	kyllä	PFAS, C<8	—		PFAS, C<8		↗
	PFAS, C≥9		kasvaa	kyllä	PFAS, C≥9	0 ↗		PFAS, C≥9		↗
Muut Klooriparafiinit Siloksaanit	SCCP		ei tietoa		SCCP			SCCP		
	D4-D6		vähenee		D4-D6			D4-D6		
	PCN		ei		PCN			PCN		
	PCA		ei		PCA			PCA		
	OCS		ei		OCS			OCS		
	Cl-bentseenit		ei tietoa		Cl-bentseenit			Cl-bentseenit		
Käytössä olevat torjunta-aineet	mm. trifluralin		ei	ei	mm. trifluralin			mm. trifluralin		
Pehmentimet	mm. DEPH		suuret	ei	mm. DEPH			mm. DEPH		

8. SUOSITUKSET JATKOTOIMIKSI

Aineiden pitoisuuksien mittaaminen ja käyttäytymisen mallintaminen on osa globaalia kemikaalien riskinhallintatyötä, johon Suomen tulee osallistua omalla osuudellaan. Suomen kannalta keskeiset riskitekijät voidaan tunnistaa vain osallistumalla sekä omin mittauksin että tuottamalla esimerkiksi tietoa laajempiin kansainvälisiin mallinnusarvioihin. Tämä tietotarve koskee myös Suomen pohjoisia alueita.

8.1 Aineiden seuranta- ja kartoitustarpeet

8.1.1 Ilmaseurannat

Kiellettyjen ja voimakkaasti rajoitettujen POP-yhdisteiden seuranta kannattaa optimoida siten, että se tukee riittävästi kansainvälisiä strategioita. Tukholman sopimuksen tehokkuuden arvioinnissa tärkeimmät seurantamatriisit ovat vaikutusketjun alku- ja loppupäässä – ilmamittaukset ja äidinmaito/seerumi. **Pallaksen ilmamittausaseman pitkien aikasarjojen jatkaminen tukee parhaiten Suomen velvollisuuksia myös muuttuvissa ilmasto-oloissa.**

Pallaksen ilma- ja laskeumaseurantaa tulisi täydentää niiden yhdisteryhmien kartoituksin, joiden havaitseminen siellä on todennäköisintä:

- SCCP-yhdisteet, joilla on suuri potentiaalinen merkitys sekä kaukokulkeuman että tuotteiden mukana Eurooppaan tuodun kuormituksen kannalta.
- PFAS-yhdisteet, joiden mahdollisen kaukokulkeutumisen, kertyvyyden, myrkyllisyyden ja pitoisuustrendien takia ne ovat yksi tärkeimmistä ilmamittauksilla seurattavista yhdisteryhmistä.
- BFR-yhdisteet, joista voidaan suositella mitattavaksi Lapin ilmasta niitä kaukokulkeumapotentiaalin omaavia uusia bromattuja palonestoaineita, joita on löytynyt Kanadan arktisilta alueilta ja Pohjoismaisessa vesiympäristöselvityksessä

Kustannustehokkuuden varmistamiseksi ilmaseurantaa tulee jatkaa yhteistyössä Ruotsin IVL:n kanssa.

8.1.2 Vesi- ja maaympäristön seuranta

Elohopean ja tärkeimpien POP-yhdisteiden viimeaikaisen ympäristökuormituksen historia tulee selvittää järvisedimenttien kerrostumista, koska viimeaikaista jatkuvampaa eliöseurantaa ei ole ollut. Kertaluonteiseen sedimenttiprofiiliin tutkimukseen tulisi ottaa mukaan myös arktisen alueen ilma- ja eliöseurannassa havaittuja uusia yhdisteitä.

Sedimenttitulosten ja riskin luonnehdinnan perusteella päätetään ympäristön altistumisen kannalta oleellimpien POP-yhdisteiden kalaseurannan järjestäminen joko valtakunnallisesti tai maakuntatasolla (Elinkeino, liikenne ja ympäristökeskus, ELY). Elohopean kalaseurannan järjestäminen on järkevintä siellä, missä on paras paikallistuntemus eli maakunta- tai vesien-

hoitoaluetasolla (ELY). **Nämä seurannat tulisi järjestää vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisesti vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetusta noudattaen.**

Maaeläimistä poro käyttäessään ravintona suuripinta-alaisia jäkäliä, luppoja ja varpuja kerää elimistöönensä sekä perinteisiä että uudempia POP-yhdisteitä (esim. PFAS-yhdisteet). Erityisesti poron maksa näyttää keräävän runsaasti näitä yhdisteitä, mikä puoltaa poron käyttämistä jatkossa ympäristökuormituksen indikaattorina.

8.1.3 Taajamaympäristöjen kartoitukset

Kartoituksilla selvitetään aineiden esiintymistä rakennetussa ympäristössä ja niiden kulkeutumista taajamien lähiympäristöön ja esiintymistä niiden eri osissa. Sisäympäristöjen kartoitukset voidaan tehdä muuallakin Suomessa kuin Lapissa, koska niiden välillä ei ole maantieteellisiä eroja. **Aineen käyttöhistoria, käyttökohteet ja käyttäytyminen ympäristössä (kemialliset ominaisuudet) määrittelevät, mistä kohteista ja mistä matriiseista ko. aineita kannattaa mitata.** Kaikkien kartoitettavien aineiden päästölähteistä pitäisi saada tarkempi käsitys, vaikka kertaluonteinen kartoitus ei voi tuottaa kattavaa kuvaa aineiden ympäristökohdalosta. Lapin imagon kannalta Levin ympäristö on suositeltava taajamakartoituskohde, mutta tulosten tulkinta vaatii riittävää vertailuaineistoa muista Suomen taajamista. Tutkittavia aineryhmiä olisivat ainakin:

- Uudemmat, PBDE-yhdisteitä korvaavat bromatut ja fosforoidut palonestoaineet
- Poly- ja perfluorattujen yhdisteiden lähtöaineet sekä niistä muodostuvat pysyvät PFAS-yhdisteet
- Kosmetiikassa ja hygieniatuotteissa käytetyt siloksaanit erityisesti taajamien lähi- vesistöissä
- Muovien pehmentiminä käytetyt aineet, esimerkiksi ftalaatit

Sellaisten aineiden osalta, joita ei ole aikaisemmin mitattu, kartoituksia olisi monestakin syystä hyvä tehdä kansainvälisenä yhteistyönä. Tulokset ovat varmimmin vertailukelpoisia, kun kohteet, näytteenotto, matriisit ja analyysit on yhdessä suunniteltu ja toteutettu. Tällaista toimintaa on jo aiemmin rahoittanut Pohjoismaiden ministerineuvoston työryhmät, mutta niissä voisi olla myös kansallista panostusta.

8.2 Ihmisen altistumisen seuranta ja kartoitukset

Ihmisen altistumista kannattaa mahdollisuuksien mukaan seurata käyttäen eri tutkimuslaitosten meneillään olevista tai vasta päättyneistä hankkeista saatavia seurantatuloksia. Tämä on mahdollista suurelle osalle Tukholman sopimukseen liitetyistä yhdisteistä, mutta pienelle määrälle sopimukseen ehdotetuista yhdisteistä. Uusien yhdisteiden osalta ihmisen biomonitoointia erityisesti Lapin ravintoketjun kautta tapahtuvan altistumisen kartoittamiseksi ei kannata aloittaa ennen kuin aineiden merkittävä esiintyminen on edellä mainituissa Lapin ympäristön seurannoissa ja kartoituksissa todettu. Uusien yhdisteiden seurantaan ja kartoituksiin voidaan antaa seuraavat suositukset, joita ei kuitenkaan ole välttämätöntä suorittaa ainoastaan Lapin väestöllä:

- PFAS-altistumisen seuranta äidinmaidossa/seerumissa. Osalla näistä pitoisuudet ovat olleet esim. Ruotsissa voimakkaassa nousussa
- HBCD-altistumisen kartoitus. Suuria määriä sitoutuneena kuluttajatuotteisiin (esim. EPS-eristeet), joten altistumispotentiaali tulee jatkumaan käyttökiellosta huolimatta vielä pitkään.
- Uudet bromatut ja fosforoidut palonestoaineet, joilla korvataan kiellettyjä PBDE-yhdisteitä. Näille yhdisteille sisäilman kautta tapahtuvan altistumisen kartoitus on tässä vaiheessa ensisijaista niiden elinkaareen takia

8.3 Ennusteet ja aineiden käyttäytymisen mallintaminen

POP-yhdisteitä vapautuu arktisen alueen vesistöistä, maasta, lumesta, jäästä ja ikiroudasta ilmaston lämpenemisen seurauksena. Kuitenkaan näiden prosessien nettovaikutuksia, esimerkiksi kuinka paljon ja missä ympäristöissä nämä vapautuvat yhdisteet kertyvät ravintoketjuihin, ei vielä tunneta.

Mittaustulosten hyödyntäminen aineiden käyttäytymisen ennustamiseen edellyttää laskentamalleja, joilla voidaan simuloida haitallisten aineiden kulkeutumista ja kertymistä ravintoverkkoon sekä näin arvioida niiden vaikutusten synnyttämiä riskejä ja eri riskinhallintatoimenpiteiden vaikutuksia. Tätä kannattaa todennäköisesti tehdä lähinnä kansainvälisenä yhteistyönä.

Ilmastonmuutoksen ja muiden globaalimuutosten huomioiminen on mahdollista, kun säännöllistä seurantaa ja mallinnusta toteutetaan toisiaan tukevasti.

8.4 Tiedon hankinta ja hallinta

Jotta haitallisten aineiden seurannat saataisiin kustannustehokkailta toimilla velvoitteiden tasalle, ympäristölle vaarallisten aineiden – tai vierasaineiden – hallinnan ja ihmisaltistuksen parissa toimivien laitosten (SYKE, Luke, IL, Evira, THL, TTL, GTK), yliopistojen sekä alueellisten toimijoiden (nykyiset ELY-keskukset) kesken on löydettävä mahdollisuuksia:

- seurantojen yhdistämiseen (esim. kalat elintarvikkeena) ja uudistamiseen
- uusien aineiden kartoitusten hyödyntämiseen
- yhteistyökumppaneiden löytämiseen ja
- resurssien kohdentamiseen

Suurin osa vesiympäristölle haitallisten aineiden tiedoista kaloissa ja sedimenteissä kerätään tällä hetkellä SYKEN ylläpitämään tietovarantoon (HERTTA-järjestelmän KERTY-rekisteriin).

Tässä yhteydessä voidaan tarvita myös suunnitelma erityisen näytepankin aineiston keräämiseen.

Olemassa olevien tietojen tallennus ja laadunvarmistus tulisi toteuttaa sellaisessa muodossa, että tieto voidaan toimittaa kansalliseen käyttöön ja kansainvälisiin arviointeihin ja soveltuvien osin AMAP-ohjelman teemakeskuksiin.

8.5 Ehdotettujen toimien suhde Suomen strategioihin ja velvoitteisiin

Yhdisteiden pysyvyys, kaukokulkeutuminen ja kertyminen ympäristöön ja ihmisten altistuminen ovat tärkeimmät ominaisuudet, joiden perusteella yhdisteitä lisätään sopimusten piiriin. Arvioitaessa sopimusten tehokkuutta työkaluna ja mahdollisesti sopimukseen lisättäviä ympäristömyrkyjä on jatkuvasti käytetty AMAP-ohjelmasta saatavaa tietoa ympäristömyrkyjen kertymisestä arktiselle alueelle. Tähän yhteistyöhön tulisi Suomenkin panostaa, vaikka välittömiä, juuri meihin kohdistuvia ympäristö- tai terveysriskejä ei tunnistettaisi.

Haitallisten aineiden seurannan päätarkoituksena on tuottaa mitattua tietoa riskin arviointia sekä riskinhallintatoimien suunnittelua ja tehokkuuden toteutusta varten. Tämä on myös Suomen kansainvälisen kemikaalien hallinnan strategian mukaista. Seurantojen kehittämisen päämääränä on tuottaa samaa, mahdollisimman integroitua seurantaverkkoa käyttäen tietoa monille foorumeille. Esimerkiksi ympäristömyrkyjen seurannan ja hallinnan kulmakivenä on toiminut vesipuitteiden direktiivi, jonka velvoitteet on viety vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetukseen (1022/2006). Direktiivien ja kansainvälisten ympäristösopimusten lisäksi seurannoilla tuetaan mm. EU:n ympäristöterveysstrategian ja elohopeastrategian toimeenpanoa. Altistumisen seurannan tärkeys on myös nostettu esiin Kansallisen kemikaaliohjelman tarkistuksessa vuonna 2013.

Uusien uhkien tunnistaminen edellyttää luonnollisesti tutkimusta ja kehitystoimintaa, mutta myös aineiden ”kohtalon” selvittämistä mm. ympäristökartoituksin. Riskien arviointi ja hallinta perustuvat myös osaltaan uusien uhkien ymmärtämiselle.

Tulisi harkita kansallisen AMAP-työryhmän/verkoston uudelleen perustamista. Tutkimuslaitosten ja yliopistojen edustajista koostuva ryhmä voisi ottaa kantaa AMAP-yhteistyöhön liittyviin kansallisiin ja kansainvälisiin seuranta- ja kartoitustarpeisiin sekä toimien tehokkuuden arviointiin.

Pyrittäessä aitoon kemikaalistrategian mukaiseen vaikuttamiseen on oltava mahdollisuus linjausten mukaiseen käytännön työhön. Näitä ovat esimerkiksi aktiivinen tutkimusyhteistyö nousevista kemikaaliksiämyksistä, ja seurannan sekä riskinarvioinnin ja -hallinnan menetelmien kehittäminen pohjoisissa oloissa. Linjausten toteutumiseksi tarvitaan selkeät ohjaukselliset ja resursointiin liittyvät toimenpiteet. Riittävien resurssien varaaminen ja kohdentaminen edellyttävät tavoitteellista ohjelmaa ja hyvää koordinaatiota aihealueen toimijoiden keskuudessa.

8.6 Viestinnälliset suositukset

Hankkeen tuottama tieto ja päätelmät tukevat Suomen AMAP:n ja Arktisen neuvoston puheenjohtajakausia sekä kemikaalien hallinnan strategioiden mukaista viestintää haitallisten aineiden aiheuttamista ympäristö- ja terveysriskeistä. Kohderyhminä ovat alueelliset ja kansalliset poliittiset päättäjät, viranomaiset ja asiantuntijat, media ja kansalaiset. Viestinnässä kansalaisille pyritään lieventämään turhia pelkoja ja parantamaan tietopohjaa haitallisten aineiden todellisista riskeistä.

Hankkeen tuloksia ja päätelmiä voidaan hyödyntää kansallisesti ja kansainvälisesti mm. puhtaan luonnon virkistyskäytön ja luonnosta saatavien elintarvikkeiden hyödyntämisen edistämiseen.

Viestinnän tulisi jatkossa perustua entistä enemmän tutkittuun tietoon, todellisten riskien tunnistamiseen ja avoimeen, monisuuntaiseen kommunikointiin. Tällöin on mahdollista varmemmin tunnistaa sekä riskit että niiden puuttuminen tai yliarviointi.

LÄHTEITÄ JA TAUSTA-AINEISTOJA

Airaksinen, R, Hallikainen, A, Rantakokko, P, Ruokojärvi, P, Vuorinen, PJ, Parmanne, R, Verta, M, Mannio, J, Kiviranta, H. (2014). Time trends and congener profiles of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Baltic herring off the coast of Finland during 1978-2009. *Chemosphere* 114:165-171.

Airaksinen R, Hallikainen A, Rantakokko P, Ruokojärvi P, Vuorinen P, Mannio J, Kiviranta H (2015). Levels and congener profiles of PBDEs in edible Baltic, freshwater, and farmed fish in Finland. *Environmental Science & Technology* 49 (6) 3851-3859.

Anderberg E., Danielsson S. Vasileiou M., Bignert A. (2013). Evaluation of the contaminant status in sediment and fish in the Bothnian Bay. *Naturhistoriska Riksmuseet, Rapport 8/2013*.

Anttila P., Brorström-Lundén E., Hansson K., Hakola H., Vestenius M. (2016). Assessment of the spatial and temporal distribution of persistent organic pollutants (POPs) in the Nordic atmosphere. *Atmospheric Environment* 140: 22-33.

AMAP (2004). AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, xvi+ 310 pp. ISBN 82-7971-019-1.

AMAP (2014). Trends in Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Air, Human media and Biota. S. Wilson, H. Hung, A. Katsoyiannis, D. Kong, J. van Oostdam, F. Riget, A. Bignert. AMAP Technical Report No. 7 (2014).

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. 54 pp. AMAP. 2015.

AMAP Assessment 2015: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) Oslo 2015.

Augusto S, Catarino F, Branquinho C. (2007). Interpreting the dioxin and furan profiles in the lichen *Ramalina canariensis* Steiner for monitoring air pollution. *Science of the Total Environment* 377: 114-123.

Augusto S, Pinho P, Santos A, Botelho M, Palma-Oliveira J, Branquinho C. (2015). Declining trends of PCDD/Fs in lichens over a decade in a Mediterranean area with multiple pollution sources. *Science of the Total Environment* 508: 95-100.

Bansal, V, Kim, KH. (2015). Review of PAH contamination in food products and their health hazards. *Environ Int* 84:26-38.

Bonvallot, N, Mandin, C, Mercier, F, Le Bot, B, Glorennec, P. (2010). Health ranking of ingested semi-volatile organic compounds in house dust: an application to France. *Indoor Air* 20:458-472.

Cecconi, S, Rossi, G, Carta, G, Di Luigi, G, Cellini, V, Canipari, R, Buccione, R. (2013). Effects of Trifluralin on the Mouse Ovary. *Environmental toxicology* 28:201-206.

Cequier, E, Ionas, AC, Covaci, A, Marce, RM, Becher, G, Thomsen, C. (2014). Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ Sci Technol* 48:6827-6835.

Chanda, JJ, Anderson, HA, Glamb, RW, Lomatch, DL, Wolff, MS, Voorhees, JJ, Selikoff, IJ. (1982). Cutaneous effects of exposure to polybrominated biphenyls (PBBs): the Michigan PBB incident. *Environmental research* 29:97-108.

Choi, AL, Grandjean, P. (2008). Methylmercury exposure and health effects in humans. *Environ Chem* 5:112-120.

Costa, LG, Giordano, G. (2011). Is decabromodiphenyl ether (BDE-209) a developmental neurotoxicant? *Neurotoxicology* 32:9-24.

Cousins, AP, Brorstrom-Lunden, E, Hedlund, B. (2012). Prioritizing organic chemicals for long-term air monitoring by using empirical monitoring data-application to data from the Swedish screening program. *Environmental Monitoring and Assessment* 184:4647-4654.

Danielsson S, Odsjö T, Bignert A, Rembert M. (2008). Organic contaminants in Moose (*Alces alces*) and reindeer (*Rangifer tarandus*) in Sweden from the past twenty years. *Naturhistoriska riksmuseet. Report nr 7:2008.* 43 s.

Darnerud, PO, Lignell, S, Aune, M, Isaksson, M, Cantillana, T, Redeby, J, Glynn, A. (2015). Time trends of polybrominated diphenylether (PBDE) congeners in serum of Swedish mothers and comparisons to breast milk data. *Environmental research* 138:352-360.

Das, KP, Grey, BE, Rosen, MB, Wood, CR, Tatum-Gibbs, KR, Zehr, RD, Strynar, MJ, Lindstrom, AB, Lau, C. (2015). Developmental toxicity of perfluorononanoic acid in mice. *Reproductive toxicology* (Elmsford, NY) 51:133-144.

Dekant, W, Klaunig, JE. (2016). Toxicology of decamethylcyclopentasiloxane (D5). *Regulatory toxicology and pharmacology* : RTP 74 Suppl:S67-76.

DHI. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. *DHI Water and Environment.*

Dow Corning. (2006). Combined repeated dose toxicity study with the reproductive/developmental toxicity screening test for dodecamethylcyclohexasiloxane (D6) in rats. Report No. 2006-I0000-56154.

EFSA. (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. *Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. The EFSA Journal* (2008) 653, 1-131.

EFSA. (2011). REASONED OPINION. Review of the existing maximum residue levels (MRLs) for dicofol according to Article 12 of Regulation (EC) No 396/2005. *EFSA Journal* 9:2337.

El-Sayed, T, Legler, J. (2010). Overview of the Mammalian and Environmental Toxicity of Chlorinated Paraffins. (*The Handbook of Environmental Chemistry 10 Chlorinated Paraffins*). Berlin.

Euroopan ympäristökeskus (2016). The reported change in mercury (Hg) emissions for each country, 1990–2013. http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/change-in-mercury-emissions-2#tab-chart_3

Evira (2009). Elintarvikkeiden ja talousveden kemialliset vaarat. *Elintarviketurvallisuusvirasto. Eviran julkaisuja* 13/2009. 148s.

Fernandes, A, Mortimer, D, Gem, M, Smith, F, Rose, M, Panton, S, Carr, M. (2010). Polychlorinated naphthalenes (PCNs): congener specific analysis, occurrence in food, and dietary exposure in the UK. *Environ Sci Technol* 44:3533-3538.

Friden, UE, McLachlan, MS, Berger, U. (2011). Chlorinated paraffins in indoor air and dust: concentrations, congener patterns, and human exposure. *Environ Int* 37:1169-1174.

Fromme, H, Becher, G, Hilger, B, Volkel, W. (2016). Brominated flame retardants - Exposure and risk assessment for the general population. *International journal of hygiene and environmental health* 219:1-23.

Gascon, M, Fort, M, Martinez, D, Carsin, AE, Forns, J, Grimalt, JO, Santa Marina, L, Lertxundi, N, Sunyer, J, Vrijheid, M. (2012). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk and neurophysiological development in infants. *Environmental health perspectives* 120:1760-1765.

Glynn, A, Berger, U, Bignert, A, Ullah, S, Aune, M, Lignell, S, Darnerud, PO. (2012). Perfluorinated alkyl acids in blood serum from primiparous women in Sweden: serial sampling during pregnancy and nursing, and temporal trends 1996-2010. *Environ Sci Technol* 46:9071-9079.

Goodsite, ME, Outridge, PM, Christensen, JH, Dastoor, A, Muir, D, Travnikov, O, Wilson, S (2013). How well do environmental archives of atmospheric mercury deposition in the Arctic reproduce rates and trends depicted by atmospheric models and measurements? *Science of the Total Environment* 452–453:196–207.

- Hallanger, IG, Sagerup, K, Evenset, A, Kovacs, KM, Leonards, P, Fuglei, E, Routti, H, Aars, J, Strom, H, Lydersen, C, Gabrielsen, GW. (2015). Organophosphorous flame retardants in biota from Svalbard, Norway. *Mar Pollut Bull* 101:442-447.
- Hardy, ML, Banasik, M, Stedeford, T. (2009). Toxicology and human health assessment of decabromodiphenyl ether. *Critical reviews in toxicology* 39 Suppl 3:1-44.
- Hassan A, Rylander C, Brustad M, Sandanger T. (2013). Persistent organic pollutants in meat, liver, tallow and bone marrow from semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) in Northern Norway. *Acta Veterinaria Scandinavica* 55: 57
- Holma-Suutari A, Ruokojärvi P, Laaksonen S, Kiviranta H, Nieminen M, Viluksela M, Hallikainen A, , (2014a). Persistent organic pollutant levels in semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.), feed, lichen, blood, milk, placenta, foetus and calf. *Science of the Total Environment* 476-477:125-135.
- Holma-Suutari, Hallikainen A, Ruokojärvi P, Kiviranta H, Nieminen M, Laaksonen S. Environmental contaminants in lichen- in the important part of reindeer food chain. (2014b). NJF seminar-479. reindeer herding and land use management- Nordic perspectives. Rovaniemi. Finland.
- Holma-Suutari A, Ruokojärvi P, Komarov AA, Makarov DA, Ovcharenko VV, Panin AN, Kiviranta H, Laaksonen S, Nieminen M, Viluksela M, Hallikainen A. (2016). Biomonitoring of selected persistent organic pollutants (PCDD/Fs, PCBs and PBDEs) in Finnish and Russian terrestrial and aquatic animal species. *Environ Sci Eur* 28:5.
- Horii, Y, Kannan, K. (2008). Survey of organosilicone compounds, including cyclic and linear siloxanes, in personal-care and household products. *Arch Environ Contam Toxicol* 55:701-710.
- Hung H, Katsoyiannis AA, Brorstrom-Lunden E, Olafsdottir K, Aas W, Breivik K, Bohlin-Nizzetto P, Sigurdsson A, Hakola H, Bossi R, Skov H, Sverko E, Barresi E, Fellin P, Wilson S. (2016). Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). *Environ Pollut*.
- Isosaari, P, Hallikainen, A, Kiviranta, H, Vuorinen, PJ, Parmanne, R, Koistinen, J, Vartiainen, T. (2006). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland. *Environmental Pollution* 141:213-225.
- Jensen, TK, Andersen, LB, Kyhl, HB, Nielsen, F, Christesen, HT, Grandjean, P. (2016). Association between Perfluorinated Compound Exposure and Miscarriage in Danish Pregnant Women (vol 10, e0123496, 2015). *Plos One* 11.
- JMPR. (2011). Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues: (2011) Pesticide residues in food. FAO Plant protection paper. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group on Pesticide Residues Geneva, Switzerland, 20–29 September 2011.
- Johnson, PI, Stapleton, HM, Mukherjee, B, Hauser, R, Meeker, JD. (2013). Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. *Science of the Total Environment* 445:177-184.
- Kaj L, Schlabach M, Andersson J, Palm Cousins A, Schmidbauer N, Brorström-Lundén E. Siloxanes in the Nordic Environment, *TemaNord* 2005:593. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, DK, 2005, pp. 93.
- Karagas, MR, Choi, AL, Oken, E, Horvat, M, Schoeny, R, Kamai, E, Cowell, W, Grandjean, P, Korrick, S. (2012). Evidence on the human health effects of low-level methylmercury exposure. *Environmental health perspectives* 120:799-806.
- Karjalainen AK, Siimes K, Leppänen MT, Mannio J. (toim.) (2014). Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien haitta-aineseuranta Suomessa. Seurannan tulokset 2007–2012. SYKE:n raportteja 38/2014.

- Kim, KH, Jahan, SA, Kabir, E, Brown, RJ. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environ Int* 60:71-80.
- Kiviranta H, Hallikainen A, Ruokojärvi P, Rantakokko P, Vartiainen T. PCDD/F, PCB and PBDE levels in Finnish foodstuffs in 2003-2005. (2006). *Organohalogen compounds* 68:1898-1901.
- Koh, WX, Hornbuckle, KC, Thorne, PS. (2015). Human Serum from Urban and Rural Adolescents and Their Mothers Shows Exposure to Polychlorinated Biphenyls Not Found in Commercial Mixtures. *Environ Sci Technol* 49:8105-8112.
- Koponen J, Airaksinen R, Hallikainen A, Vuorinen PJ., Mannio J, Kiviranta H (2015). Perfluoroalkyl acids in various edible Baltic, freshwater, and farmed fish in Finland. *Chemosphere* 129: 186-191
- Korhonen M., Verta M., Salo S., Vuorenmaa J., Kiviranta A., Ruokojärvi P. 2016. Atmospheric Bulk Deposition Of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins, Dibenzofurans And Polychlorinated Biphenyls In Finland. *Journal of Marine Science and Engineering*. Painossa.
- Kunisue T, Watanabe MX, Iwata H, Tsubota T, Yamada F, Yasuda M, Tanabe S. (2006). PCDDs, PCDFs, and co-planar PCBs in wild terrestrial mammals from Japan: congener specific accumulation and hepatic sequestration. *Environmental pollution* 149, 525-535.
- Kunisue T, Takayanagi N, Isobe T, Takahashi S, Nakatsu S, Tsubota T, Okumoto K, Bushisue S, Shindo K, Tanabe S. (2008). Regional trend and tissue distribution of brominated flame retardants and persistent organochlorines in raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) from Japan. *Environ. Sci. Technol.* 42, 685-691.
- Kvalem H, Knutsen, H, Lorentzen M, Sletta A (2009). Miljøgifter i matvarer på det norske markedet 2003-2005. http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00050/Milj_gifter_i_matvar_50189a.pdf
- Kyllönen, K, Paatero, J, Aalto, T, Hakola, H (2014). Nationwide survey of airborne mercury in Finland. *Boreal Env. Res.* 19 (suppl. B):355–367.
- Lambert, N, Rostock, C, Bergfald, B, Bjørvik, LM. (2011). Identifying POP candidates for the Stockholm Convention. TA -2871/2011. Oslo/November 2011.
- Li, L, Liu, JG, Hu, JX. (2015). Global Inventory, Long-Range Transport and Environmental Distribution of Dicofol. *Environmental Science & Technology* 49:212-222.
- Mannio, J, Porvari, P, Vartiainen, T, Witick, A, Kinnunen, K, Verta, M (1997). Lake sediments as indicators of airborne pollution in Lapland. In: *The AMAP Symposium on Environmental Pollution in the Arctic, Tromsø, Norway June 1–5, 1997*, pp. 410–412.
- Mannio, J, Leppänen, S, Hirvi, J P (2002). Pysyvät orgaaniset aineet. Julk.: Mähönen, O. (toim.). *AMAP II Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys*. Rovaniemi, Lapin ympäristökeskus. S. 51 61. Suomen ympäristö; 581. <http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy581/sy581.htm>
- Mannio, J, Mehtonen J, Londesborough S, Grönroos M, Paloheimo A, Köngäs P, Kalevi K, Erkomaa K, Huhtala S, Kiviranta H, Mäntykoski K, Nuutinen J, Paukku R, Piha H, Rantakokko P, Sainio P, Welling L. (2011). *Vesiympäristölle haitallisten teollisuus- ja kuluttaja-aineiden kartoitus (VESKA 1)*. Suomen ympäristö 3/2011, 97 s. ISBN 978-952-11-3830-0 (PDF)
- Mariussen, E, Steinnes E, Breivik K, Nygård T, Schlabach M, Kålås JA. (2008). Spatial patterns of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores/carnivores from Norwegian terrestrial biota. *Science of the Total Environment* 404:162-170.
- Muir, D, Köck, G, Gantner, K, Iqaluk, D, Iqaluk, P, Wang, X, et al. (2008). *Temporal trends of persistent organic pollutants and mercury in landlocked char in the High Arctic*. Ottawa, ON, Canada: Indian and Northern Affairs Canada.
- Murtomaa-Hautala M, Viluksela M, Ruokojärvi P, Rautio A. (2015). Temporal trends in the levels of polychlorinated dioxins, -furans, -biphenyls and polybrominated diethyl ethers in bank voles in Northern Finland. *Science of the Total Environment* 526: 70-76.

Munthe, J, Wängberg, I, Rognerud, S, Fjeld, E, Verta, M, Porvari, P, Meili, M (2007). Mercury in Nordic ecosystems. IVL Report B1761.

Mähönen O. (toim) (2002) AMAP II – Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys. Suomen ympäristö 581, ISBN 952-11-1231-X (nid) 952-11-1232-8 (PDF).

Nyberg E., Faxneld S., Danielsson S., Bignert B., Eriksson U., Egebäck A-E., Holm K., Sundbom M., Benskin J., Haglund P. (2015). The National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2015. 14:2015. Swedish Museum of Natural History, Stockholm Sweden.

Quinn, AL, Regan, JM, Tobin, JM, Marinik, BJ, McMahon, JM, McNett, DA, Sushynski, CM, Crofoot, SD, Jean, PA, Plotzke, KP. (2007). In vitro and in vivo evaluation of the estrogenic, androgenic, and progestagenic potential of two cyclic siloxanes. *Toxicological sciences: an official journal of the Society of Toxicology* 96:145-153.

Sagerup, K., D. Herzke, M. Harju, A. Evenset, G. N. Christensen, H. Routti, E. Fuglei, J. Aars, H. Strøm, and G. W. Gabrielsen. 2010. New brominated flame retardants in Arctic biota. *Klima- og Forurensningsdirektoratet, Rapportnr. 1070/2010.* pp.

Saghir, SA, Charles, GD, Bartels, MJ, Kan, LHL, Dryzga, MD, Brzak, KA, Clark, AJ. (2008). Mechanism of trifluralin-induced thyroid tumors in rats. *Toxicol Lett* 180:38-45.

Sanei, H, Outridge, PM, Goodarzi, F, Wang, F, Armstrong, D, Warren, K, Fishback, L (2010). Wet deposition mercury fluxes in the Canadian sub-Arctic and southern Alberta, measured using an automated precipitation collector adapted to cold regions. *Atmospheric Environment* 44:1672-1681.

Sarala P., 2014. The natural purity of the soil in Lapland and the factors affecting it. In Peltola, R., Sarala, P., (edit.), *The clean nature of the North, Acta Lapponica Fenniae* 24.

Schlabach, M, Remberger, M, Brorström-Lundén, E, Norström, K, Kaj, L, Andersson, H, Herzke, D, Borgen, A, Harju, M. (2011). Brominated Flame Retardants (BFR) in the Nordic Environment. *TemaNord* 2011:528. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, DK. 86 pp.

Schroeder, WH, Munthe J (1998). Atmospheric mercury—An overview. *Atmos. Environ.* 32:809–822.

Selden, AI, Nygren, Y, Westberg, HB, Bodin, LS. (1997). Hexachlorobenzene and octachlorostyrene in plasma of aluminium foundry workers using hexachloroethane for degassing. *Occup Environ Med* 54:613-618.

Seppälä, T, Häkkinen E, Munne P, Vikström L, Pyy O, Jouttijärvi T, Mehtonen J, Johansson M. (2012) Pysyviä orgaanisia yhdisteitä koskevan Tukholman yleissopimuksen velvoitteiden kansallinen täytäntöönpanosuunnitelma (NIP). Kansallinen tahattomasti tuotettujen POP-yhdisteiden päästöjen vähentämissuunnitelma. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 23. ISBN 978-952-11-4093-8(PDF)

Shen, H, Main, KM, Kaleva, M, Virtanen, H, Haavisto, AM, Skakkebaek, NE, Toppari, J, Schramm, KW. (2005). Prenatal organochlorine pesticides in placentas from Finland: exposure of male infants born during 1997-2001. *Placenta* 26:512-514.

Shen, H, Maine, KM, Andersson, AM, Damgaard, IN, Virtanen, HE, Skakkebaek, NE, Toppari, J, Schramm, KW. (2008). Concentrations of persistent organochlorine compounds in human milk and placenta are higher in Denmark than in Finland. *Hum Reprod* 23:201-210.

Sunderland, E. M., & Mason, R. P. (2007). Human impacts on open ocean mercury concentrations. *Global Biogeochemical Cycles*, 21 (GB4022)

Sundstrom, M, Ehresman, DJ, Bignert, A, Butenhoff, JL, Olsen, GW, Chang, SC, Bergman, A. (2011). A temporal trend study (1972-2008) of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in pooled human milk samples from Stockholm, Sweden. *Environment International* 37:178-183.

Suutari A, Ruokojärvi P, Hallikainen A, Kiviranta H, Laaksonen S. (2009). Polychlorinated dibenzo-p dioxins, dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in semi-domesticated reindeer (Rangifer tarandus tarandus) and wild moose (Alces alces) meat in Finland. *Chemosphere* 75: 617-622.

Suutari A, Ruokojärvi P, Kiviranta H, Verta M, Korhonen M, Nieminen M, Laaksonen S (2011). Polychlorinated dibenzo-p dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Finnish semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.). *Env Int* 37:335-341

SY 2/2013.(2013) Suomen ympäristö 2 / 2013. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. ISBN 978-952-11-4131-7 (nid) 978-952-11-4132-4 (PDF).

SYKE (2016). Air pollutant emissions in Finland.

http://www.ymparisto.fi/en-US/Maps_and_statistics/Air_pollutant_emissions

Thomsen, C, Haug, LS, Stigum, H, Froshaug, M, Broadwell, SL, Becher, G. (2010). Changes in Concentrations of Perfluorinated Compounds, Polybrominated Biphenyl Ethers, and Polychlorinated Biphenyls in Norwegian Breast-Milk during Twelve Months of Lactation. *Environmental Science & Technology* 44:9550-9556.

UNEP Climate Change and POPs, <http://chm.pops.int/Default.aspx?tabid=3013> 27.6.2016

UNEP Stockholm Convention at a glance, <http://chm.pops.int/Default.aspx?tabid=3013> 27.6.2016

UNEP (2009). GUIDANCE on considerations related to alternatives and substitutes for listed persistent organic pollutants and candidate chemicals, 2009 (UNEP/POPS/POPRC.5/10/Add.1) <http://chm.pops.int/Default.aspx?tabid=3013> 27.6.2016

UNEP (2013). Global Mercury Assessment 2013, Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Report. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.

UNEP. (2014). DECABROMODIPHENYL ETHER, (commercial mixture, c-decaBDE). RISK PROFILE. Prepared by the ad hoc working group on decabromodiphenyl ether. Persistent Organic Pollutants Review Committee. UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2. 25 November 2014.

UNEP. (2016). Draft risk profile: dicofol. Prepared by the intersessional working group on dicofol Persistent Organic Pollutants Review Committee. February 2016.

Verta, M, Mannio, J, Iivonen, P, Hirvi, JP, Järvinen, O, Piepponen, S (1990). Trace metals in Finnish headwater lakes – effects of acidification and airborne load. In: *Acidification in Finland* (eds. P. Kauppi, P. Anttila and K. Kenttämies), Springer-Verlag, Berlin, pp. 883–908.

Verta M, Kauppila T, Londesborough S, Mannio J, Porvari P, Rask M, Vuori K-M, Vuorinen PJ: (2010). Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä: ehdotus laatu- ja ympäristönormi-direktiivin toimeenpanosta Helsinki : Suomen ympäristökeskus, 2010. Suomen ympäristökeskuksen raportteja, ISSN 1796-1726 ; 2010, 12 ISBN 978-952-11-3779-2 (pdf)

Vestergren, R, Berger, U, Glynn, A, Cousins, IT. (2012). Dietary exposure to perfluoroalkyl acids for the Swedish population in 1999, 2005 and 2010. *Environment International* 49:120-127.

Vorkamp, K, Riget, FF. (2014). A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere* 111:379-395.

Vromman, V, Maghuin-Rogister, G, Vleminckx, C, Saegerman, C, Pussemier, L, Huyghebaert, A. (2014). Risk ranking priority of carcinogenic and/or genotoxic environmental contaminants in food in Belgium. *Food additives & contaminants Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment* 31:872-888.

Weiss-Penzias PS, Gay, DA, Brigham, ME, Parsons, MT, Gustin, MS, ter Schure, A (2016). Trends in mercury wet deposition and mercury air concentrations across the U.S. and Canada, *Sci Total Environ* (in press), <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.061>

deWit CA ja Muir D. (2010). Levels and trends of new contaminants, temporal trends of legacy contaminants and effects of contaminants in the Arctic: Preface. *Science of the Total Environment* 408: 2852-2853

Ylipietä J., 2014. Environmental radioactivity surveillance in Lapland. In Peltola, R., Sarala, P., (edit.), *The clean nature of the North, Acta Lapponica Fenniae* 24

Zhou, YH, Asplund, L, Yin, G, Athanassiadis, I, Wideqvist, U, Bignert, A, Qiu, YL, Zhu, ZL, Zhao, JF, Bergman, A. (2016). Extensive organohalogen contamination in wildlife from a site in the Yangtze River Delta. *Science of the Total Environment* 554:320-328.

Ålander J, Nilsson I, Sundström B, Jorhem L, Nordlander I, Aune M, Larsson L, Kuivinen J, Bergh A, Glynn A. (2012). Tidstrender av tungmetaller och organiska klorerade miljöföreningar i baslivsmedel. Rapport 3-2012. Livsmedelsverket, Ruotsi, 58 s.

Elohopeaa ja POP-yhdisteitä koskeva lainsäädäntö ja näihin liittyvät Suomen strategiat

Valtioneuvoston asetus 164/2007 ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä (<http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2007/20070164>)

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2004/107/EY ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX%3A32004L0107>)

Kansainvälisen kemikaalien hallinnan strategiset linjaukset, 28.11.2014

Suomen arktinen strategia 2013; Valtioneuvoston periaatepäätös 23.8.2013 (<http://vnk.fi/documents/10616/334509/Arktinen+strategia+2013/fc8d6442-daa6-4e94-b774-84b863393977>)

Valtioneuvoston asetus 1022/2006 vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (päivitetty 2010 ja 2015) <https://www.edilex.fi/lainsaadanto/20061022>

Raportissa esiintyneitä tärkeimpiä internet-osoitteita

AMAP: <http://www.amap.no/>

Arktinen neuvosto: <http://www.arctic-council.org/index.php/en/>

Lapin brändiaineisto: <http://www.lappi.fi/brandiaineisto>

Pintavesien tila: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila

Pohjoismaisessa yhteistyössä tehtävä haitallisten aineiden kartoitus: www.nordicscreening.org

POP-yhdisteet ympäristöhallinnon sivuilla: www.ymparisto.fi/POP

Saamelaiskäräjät:

http://www.samediggi.fi/index.php?option=com_content&task=blogcategory&id=105&Itemid=174&lang=finnish 14.6.2016

Tietoa radioaktiivisista aineista, STUK; <http://www.stuk.fi/aiheet/sateily-ymparistossa>
STUK, vuosiraportit: esim. STUK-B190, Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa: Vuosiraportti 2014, <https://www.julkari.fi/handle/10024/126942>.

LIITE 1. PYSYVÄT ORGAANISET YHDISTEET (POP)

Tässä liitteessä esitellään lyhyesti keskeisimmät selvityksessä käsiteltyjen POP-yhdisteiden ja POP-sopimukseen ehdolla olevien aineiden käyttö ja vaikutukset. Ajantasaiset kuvaukset ovat ympäristöhallinnon POP-sivuilla www.ymparisto.fi/POP.

1. Tukholman yleissopimuksen aineet

Aldriini ja dieldriini

Aldriini ja dieldriini ovat torjunta-aineita, joita on käytetty hyönteisten torjuntaan mm. viljalla, perunalla ja puuvillalla. Lisäksi yhdisteitä on käytetty termiittien torjunnassa.

Aldriinin ja dieldriinin käyttö aloitettiin 1950-luvulla. Käyttömäärä kasvoi aina 1960-luvulle saakka, jonka jälkeen se kääntyi laskuun. Nykyisin aldriinin ja dieldriinin käyttö on kiellettyä tai rajoitettua monissa maissa. Suomessa näiden yhdisteiden markkinointi ja käyttö kiellettiin vuonna 1972.

Ympäristövaikutukset

Aldriini ja dieldriini liukenevat niukasti veteen. Aldriini muuntuu ympäristössä nopeasti dieldriiniksi, joka on puolestaan biologisesti erittäin huonosti hajoava. Aldriini ja dieldriini sitoutuvat erityisesti orgaanista aineesta sisältävään maaperään, mutta pintamaasta ne voivat haihtua ilmaan. Molemmat yhdisteet kertyvät eliöihin suoraan, sekä rikastuvat jossain määrin myös ravintoketjussa. Aldriini ja dieldriini ovat molemmat erittäin myrkyllisiä vesieliöille.

Endriini

Endriiniä on käytetty hyönteisten torjunta-aineena puuvillan, riisin, sokeriruo'on ja maissin viljelyssä vuodesta 1950 lähtien. Lisäksi yhdistettä on käytetty myös jyrsijöiden torjuntaan.

Nykyisin endriini on kielletty tai voimakkaasti rajoitettu monissa maissa. Sitä käytetään tosin edelleen eräissä kehitysmaissa. Endriinin markkinointi, myynti ja käyttö kiellettiin Suomessa vuonna 1969.

Ympäristövaikutukset

Endriini on lähes liukenematonta veteen. Maan pintakerrokseen joutuessaan se puolestaan haihtuu helposti ilmaan. Endriini myös hajoaa auringon valon vaikutuksesta, jolloin siitä muodostuu delta-ketoendriiniä. Maaperässä endriinin hajoaminen on riippuvainen paikallisista olosuhteista. Yhdiste sitoutuu erityisesti orgaanista aineesta sisältävään maaperään eikä siten juuri kulkeudu. Endriinin on todettu olevan eliöihin erittäin kertyvää. Yhdiste poistuu kuitenkin kalasta nopeasti, mikäli se siirretään puhtaaseen veteen. Endriinin on havaittu olevan muillekin vesieliöille erittäin myrkyllistä.

DDT

Diklooridifenyylitrikloorietaania (DDT) käytettiin laajalti toisen maailmansodan aikana ja sen jälkeen hyönteisten torjunta-aineena niin pelloilla, metsissä, asunnoissa, varastoissa kuin eläinsuojissa. DDT:n käyttö on Euroopassa suurelta osin loppunut 1970-luvun aikana, mutta sitä käytetään edelleen kehitysmaissa torjumaan mm. malariaa ja muita hyönteisten levittämiä tauteja. DDT on kielletty yli 30 maassa, minkä lisäksi sen käyttöä on tiukasti rajoitettu yli 30 muussa maassa. Suomessa DDT:n käyttö kiellettiin vuonna 1976.

Vuonna 1981 DDT:n tuotanto oli EU:ssa vielä 9500 t. Vuonna 2009 DDT:n globaalinen tuotannon arvioitiin olevan 3314 t (tehoaineena), mikä on 43 % vähemmän kuin vuonna 2007. Tietävästi valmistusta on jäljellä enää Intiassa. Monissa maissa, ennen kaikkea Intiassa ja Etiopiassa, DDT:tä käytetään edelleen malarian torjunnassa.

Ympäristövaikutukset

DDT liukenee erittäin niukasti veteen, mutta hyvin useimpiin orgaanisiin liuottimiin. Pintamaasta yhdiste voi haihtua ilmaan ja kulkeutua pitkiäkin matkoja. DDT:n hajoamistuotteita ovat diklooridifenyylidikloorietyleeni (DDD) ja diklooridifenyylidikloorietaani (DDE), jotka kaikki ovat erittäin pysyviä. DDT sitoutuu helposti sekä maa-ainekseen että sedimenttiin. DDT ja sen hajoamistuotteet ovat voimakkaasti eliöihin kertyviä ja myös rikastuvat ravintoketjussa. Vesielioille DDT on erittäin myrkyllistä.

Heptakloori

Heptaklooria on käytetty ensisijaisesti maaperän tuhohyönteisiä ja termiittejä vastaan, mutta myös malarian torjunnassa. Heptakloori eristettiin ja tunnistettiin vuonna 1946 USA:ssa ja Saksassa. Vuonna 1952 tuli markkinoille ensimmäinen heptaklooria sisältävä tuote. Heptakloorin käyttömäärä oli USA:ssa vuonna 1971 noin 2700 t. Heptakloorin käyttö on vähentynyt ja sen käyttö on tällä hetkellä kiellettyä tai rajoitettua useissa maissa. Suomessa heptakloori kiellettiin torjunta-aineena vuonna 1996.

Ympäristövaikutukset

Heptakloori on erittäin niukkaliukoinen. Se voi haihtua pintamaasta ja kulkeutua pitkiäkin matkoja ollen ympäristössä pysyvää. Aineen puoliintumisaika maaperässä on noin kaksi vuotta. Heptakloori on erittäin kertyvää. Heptakloorin biologiseksi kertyvyystekijäksi, BCF-arvoksi kalalle on tutkimuksissa saatu 9500, ja sen metaboliitin heptaklooriepoksidin vastava BCF-arvo on 14 400. Heptakloori on erittäin myrkyllistä vesielioille.

Klordaani

Klordaania on käytetty paljon hyönteisten torjuntaan monille viljelykasveille ja vihanneksille vuodesta 1945 lähtien. Joissakin maissa sitä käytetään yhä lähinnä termiittien hävittämiseen. Klordaenin tuotanto oli vuonna 1974 Yhdysvalloissa 9,5 milj. kg. Yhdisteen tuotanto ja käyttömäärät ovat kuitenkin laskeneet huomattavasti. Klordaenin käyttö on kielletty yli 40 maassa ja käyttöä on rajoitettua monissa muissakin maissa. Klordaani kiellettiin Suomessa torjunta-aineena 1972, ja puunsuojakemikaalina sen käyttö lopetettiin vuonna 1994.

Ympäristövaikutukset

Klordaani on erittäin niukkaliukoinen. Maan pintaosista yhdiste haihtuu helposti ilmaan ja voi kulkeutua pitkiäkin matkoja. Klordaani hajoaa maaperässä hitaasti ja sen puoliintumisaika on useita vuosia. Klordaenin on todettu myös kertyvän eliöihin erittäin helposti. Vesielioille yhdiste on niin ikään erittäin myrkyllistä.

Mirex

Mirexiä on käytetty pääasiassa hyönteisten torjunta-aineena, mutta myös palonestoaineena Yhdysvalloissa ja Kanadassa vuoteen 1978 asti. Mirexiä ei ole koskaan rekisteröity tai käytetty Suomessa.

Ympäristövaikutukset

Mirex on lähes veteen liukenematonta, mutta sen sijaan kohtalaisen haihtuvaa. Mirexin on ympäristössä todettu olevan erittäin pysyvä, sillä sen puoliintumisaikaksi on saatu jopa kymmenen vuotta. Huonon liukoisuutensa vuoksi mirex sitoutuu voimakkaasti sedimenttiin. Rasvaliukoisena se on erittäin kertyvää ja se myös rikastuu ravintoketjussa. Mirex on erittäin myrkyllistä vesielioille.

Toksafeeni

Toksafeenia on käytetty hyönteisten torjuntaan etenkin puuvillanviljelyssä vuodesta 1949 lähtien ja se oli eniten käytetty hyönteisten torjunta-aine Yhdysvalloissa 1975. Tällä hetkellä toksafeenin käyttö on kielletty lähes 40 maassa ja sen käyttöä on rajoitettu noin kymmenessä maassa. Suomessa aineen markkinointi, myynti ja käyttö kiellettiin 1969.

Ympäristövaikutukset

Toksafeeni on veteen niukkaliukoinen. Kohtalaisen haihtuvana se voi kulkeutua ilmassa pitkiäkin matkoja. Maaperässä toksafeeni on pysyvä. Toksafeenin on todettu kertyvän eliöihin erittäin voimakkaasti. Vesieliöille yhdiste on myös erittäin myrkyllinen.

Heksaklooribentseeni (HCB)

Heksaklooribentseeni (HCB) tuli markkinoille vuonna 1945. Sitä on käytetty mm. peittäusaineena kasvitautien torjunnassa, fungisidina, puunsuoja-aineena sekä lähtöaineena erilaisten kemikaalien valmistuksessa. Lisäksi HCB:tä on käytetty paperin valmistuksessa sekä liuottimena maali- ja muoviteollisuudessa sekä muilla kemian-, tekstiili- ja metalliteollisuuden aloilla. Heksaklooribentseeniä muodostuu myös kloorin, suolahapon ja muiden klooripitoisten teollisuuskemikaalien valmistuksen sivutuotteena sekä jätteenpolton yhteydessä. Yhdistettä on havaittu myös kloorialkaliteollisuuden ja puunkyllästysainetuotannon jätevesissä.

Käyttö ja päästöt

Vuosina 1978–1981 HCB:tä valmistettiin maailmanlaajuisesti noin 10 000 t vuosittain, mutta sivutuotteista tulevan määrän arvioitiin olevan vieläkin suurempi. Suomessa käyttö torjunta-aineena kiellettiin vuonna 1996 (VNp 1361/1996), vaikka käytännössä se oli loppunut jo vuonna 1977. Tuolloin rekisteröinnin haltija luopui HCB:n markkinoinnista, koska yhdiste paljastui syöpää aiheuttavaksi ja hitaasti hajoavaksi.

Nykyään heksaklooribentseeni on kielletty useissa maissa, ja sen käyttöä on voimakkaasti rajoitettu Tukholman sopimuksella, jossa se on lisätty liitteeseen A. HCB:n tuotanto on siis sallittu vain sopimuksen liitteessä mainittuihin yksilöityihin poikkeuksiin. Tosin yksikään sopimuksen osapuoli ei ole ilmoittanut käyttävänsä enää HCB:tä. EU:ssa HCB:n käyttö, valmistus, maahantuonti ja vienti on kielletty POP-asetuksella (EY 850/2004). Suomessa yhdistettä sisältävien ja sillä käsiteltyjen tuotteiden tuonti ja vienti on ollut kiellettyä 1.9.2002 lähtien. HCB on lisätty Tukholman sopimuksessa myös liitteeseen C, jonka mukaan sopimusosapuolten tulee kehittää toimintasuunnitelma liitteen C aineiden päästöjen tunnistamiseksi, luonnehtimiseksi ja vähentämiseksi. Toimintasuunnitelman tulee edesauttaa POP-yhdisteiden päästöjen vähennyksiä soveltamalla merkittäviin päästölähteisiin parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT) ja parasta ympäristökäytäntöä (BEP).

HCB:tä on löydetty viime vuosina ilotulitteiden pyroteknisistä massoista myös Suomessa. Useissa Euroopan maissa erityisesti kiinalaisvalmisteisia ilotulitteita on vedetty markkinoilta vuosittain.

Ympäristövaikutukset

Heksaklooribentseeni on ympäristössä erittäin pysyvä ja se poistuu vedestä lähinnä haihtumalla tai sitoutumalla sedimenttiin. Puoliintumisajaksi on arvioitu maaperässä hapellisissa olosuhteissa noin kolme vuotta ja hapettomissa puolestaan 23 vuotta. Heksaklooribentseeni on tutkimusten mukaan myös erittäin myrkyllistä vesieliöille. HCB kertyy eliöihin helposti, joko suoraan tai ravintoverkon kautta.

PCB-yhdisteet

Polykloorattuja bifenyylejä eli PCB-yhdisteitä on kaikkiaan 209 eri kongeneeria. Kongeneerit ovat samankaltaisia yhdisteitä, joissa on eri määrä esimerkiksi klooria. Kaupallisissa tuotteissa erilaisia PCB-kongeneereja on ollut käytössä kaikkiaan 103.

Käyttö ja päästöt

PCB-yhdisteet tuotiin markkinoille 1929 USA:ssa, Japanissa, Euroopassa sekä Venäjällä. Niiden pääasiallisena käyttökohteena ovat olleet kondensaattorit ja muuntajat, mutta niitä on käytetty myös esimerkiksi rakennusten saumausmassoissa. Suomessa PCB-yhdisteitä käytettiin vuonna 1969 yhteensä noin 240 t. PCB-yhdisteiden haittoihin alettiin kuitenkin kiinnittää huomiota jo 1970-luvulla, jolloin myös yhdisteiden käyttö väheni. Noin kymmenen vuotta myöhemmin suomalaisissa muuntajissa oli kuitenkin edelleen PCB-yhdisteitä noin 250 t ja kondensaattoreissa 1 800 t.

PCB-yhdisteiden ja niitä sisältävien tuotteiden valmistus, maahantuonti ja myynti kiellettiin Suomessa vuoden 1990 alussa. Lisäksi PCB:tä sisältävät muuntajat ja kondensaattorit tuli poistaa käytöstä vuoden 1994 loppuun mennessä (VNp 1071/89). PCB-yhdisteet on lisätty

Tukholman sopimuksessa liitteeseen C. Yleissopimuksen mukaan sopimusosapuolten tulee kehittää toimintasuunnitelma liitteen C aineiden päästöjen tunnistamiseksi, luonnehtimiseksi ja vähentämiseksi. Toimintasuunnitelman tulee edesauttaa POP-yhdisteiden päästöjen vähennyksiä soveltamalla merkittäviin päästölähteisiin parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT) ja parasta ympäristökäytäntöä (BEP).

Ympäristövaikutukset

PCB-yhdisteet ovat pääosin veteen niukkaliukoisia ja liukoisuus laskee klooripitoisuuden kasvaessa. PCB-yhdisteet voivat jossain määrin haihtua vedestä ja hiekkamaasta ilmaan, mutta pääosin ne sitoutuvat hiukkasiin. Klooriatomit määräävät pitkälle yhdisteiden käyttäytymistä: mitä enemmän yhdiste sisältää klooria, sitä huonommin se haihtuu ja sen pysyvämpi yhdiste on. Mono-, di- ja tribfenyyliit hajoavat suhteellisen nopeasti, kun taas enemmän klooria sisältävät bifenyyliit hajoavat hitaasti ja ovat ympäristössä pysyviä. Vesistöissä klooriatomien määrä lisää PCB-yhdisteiden adsorboitumista orgaaniseen ainekseen ja sedimenttiin. Rasvahakuisina PCB-yhdisteet rikastuvat ravintoketjussa, ja niitä on havaittu eri eläinlajeissa haitallisen suurina pitoisuuksina. PCB-yhdisteet ovat erittäin myrkyllisiä vesieliöille, joihin ne myös kertyvät helposti. Altistuminen PCB-yhdisteille on aiheuttanut lisääntymis- ja kehityshäiriöitä useilla eläinlajeilla, esimerkiksi hylkeillä ja linnuilla. PCB-yhdisteet häiritsevät mahdollisesti myös hormonitoimintaa.

Dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)

Polyklooratut dibentso-para-dioksiinit ja polyklooratut dibentsofuraanit (PCDD/F) ovat tasomaisia kolmirenkaisia yhdisteitä, joilla on hyvin samankaltainen rakenne ja ominaisuudet. PCDD/F-yhdisteet voivat sisältää 1–8 klooriatomia, mistä johtuen dioksiineilla voi olla 75 ja furaaneilla 135 eri kongeneeria.

Käyttö ja päästöt

Polykloorattuja dioksiineja ja furaaneja ei ole valmistettu teollisiin tarkoituksiin, vaan ne esiintyvät epäpuhtauksina muissa kemikaaleissa (esim. PCB, kloorifenoleissa ja fenoksihappoissa) ja niitä syntyy orgaanisten aineiden ja kloorin reagoissa tietyissä olosuhteissa poltto- ja teollisuusprosesseissa.

Dioksiinit ja furaanit on lisätty Tukholman sopimuksessa liitteeseen C. Yleissopimuksen mukaan, sopimusosapuolten tulee kehittää toimintasuunnitelma liitteen C aineiden päästöjen tunnistamiseksi, luonnehtimiseksi ja vähentämiseksi. Toimintasuunnitelman tulee edesauttaa POP-yhdisteiden päästöjen vähennyksiä soveltamalla merkittäviin päästölähteisiin parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT) ja parasta ympäristökäytäntöä (BEP). Monissa maissa PCDD/F-yhdisteiden päästöille ilmaan on asetettu raja-arvoja. Suomessa jätteiden poltosta saa ilmaan joutua dioksiineja enintään $0,1 \text{ ng/m}^3$ (VNp 842/1997).

Ympäristövaikutukset

Dioksiinit ovat veteen niukkaliukoisia ja liukoisuus laskee klooripitoisuuden kasvaessa. Jotkut dioksiinit ja furaanit ovat kohtalaisen haihtuvia ja voivat kulkeutua ilmassa pitkiäkin matkoja. Ne ovat ympäristössä erittäin pysyviä. TCDD:n puoliintumisaikaksi maaperässä on arvioitu 10–12 vuotta. Pysyvyytensä lisäksi ne ovat varsin kertyviä ja vesieliöille erittäin myrkyllisiä. Herkkiä eläimiä dioksiineille ja furaaneille ovat myös monet linnut ja nisäkkäät.

2. Uudet POP-yhdisteet

Alfa- ja beeta-heksakloorisykloheksaani (α - ja β -HCH)

Heksakloorisykloheksaani (1,2,3,4,5,6-HCH) on kuudella klooriatomilla halogenoitu sykloheksaani. HCH:n viidestä stabiilista stereoisomeeristä kolme on lisätty Tukholman sopimukseen (α -, β -, γ -HCH) vuonna 2009. HCH:ta on yleisesti käytetty liuottimena muovi- ja kemianteollisuudessa, maalien valmistuksessa sekä tekstiili- ja metalliteollisuudessa.

Käyttö ja päästöt

POP-asetus (EY No 850/2004) kieltää yhdisteiden käytön, tuotannon ja markkinoille saattamisen kokonaan.

Teknistä HCH:a, joka sisälsi pääasiassa α -isomeeriä (55–80 %) käytettiin Suomessa torjunta-aineena 1950-luvusta aina 1990-luvulle saakka. Koska yhdisteen epäiltiin olevan terveydelle ja ympäristölle haitallista, luopuivat useat maat sen käytöstä jo 1970-luvulla, eikä sitä vuoden 2000 jälkeen ole enää käytetty lainkaan. Teknisen HCH:n sijaan alettiin sittemmin hyödyntää teknistä lindaania, jossa γ -HCH:n pitoisuus oli vähintään 99 % ja muita isomeerejä ainoastaan hyvin pieniä määriä.

α - ja β -HCH:a on päässyt ympäristöön monin eri tavoin, mutta lindaanin valmistus on aina ollut niiden suurin päästölähde. Jokaista valmistettua lindaanitonnin kohden syntyy sivutuotteina noin kahdeksan tonnia α - ja β -isomeerejä. Koska teknisen HCH:n käyttö on lopetettu, ovat nämä sivutuotteet jätettä.

Ympäristövaikutukset

Sekä α - että β -HCH lisättiin Tukholman sopimukseen niiden pysyvyyden ja kaukokulkeutumispotentiaalinsa vuoksi. α -HCH:n on myös havaittu hajoavan erittäin hitaasti kylmemmillä leveysasteilla. Kaukokulkeutumispotentiaalia ilmentää myös se, että HCH-isomeerejä on havaittu Antarktiksella, missä niitä ei ole koskaan käytetty.

Lindaani (γ -HCH)

Lindaani on yleisnimi 1,2,3,4,5,6-heksakloorisykloheksaanin (HCH) gammastereoisomeerille. Kaikki HCH:n stereoisomeerit ovat haitallisia ympäristölle sekä ihmisille, mutta lindaani on isomeereistä ainut, jolla on hyönteisiä tappava vaikutus. Lindaania on käytetty maa-, metsä- ja puutarhatalouden kosketus- tai sisävaikutteisena hyönteismyrkkinä sekä peittäusaineena ja fumiganttina.

Käyttö ja päästöt

Lindaani oli vuosina 1950–1990 varsin yleisesti käytetty hyönteismyrkky. Sitä käytetään edelleen hyvin rajoitetusti joissakin teollisuusmaissa, erityisesti kansanterveydellisiin tarkoituksiin sekä eläinten ulkoloisten torjuntaan. Tällä hetkellä vain Intia ja Romania valmistavat lindaania edelleen.

Suomessa lindaanin torjunta-ainekäyttö alkoi 1940-luvun puolivälissä. Epäpuhdas lindaani oli pahanhajuista ja aiheutti makuhaittoja, minkä vuoksi sitä ei voitu käyttää syötävälle kasveille. Puhdistettu lindaani oli puolestaan suosittu ja monikäyttöinen hyönteismyrkky, jota käytettiin kasvihuoneissa, avomaan puutarhaviiljelyssä, metsätaimitarhoilla sekä sahoilla.

Maatalouskäyttöä rajoitettiin 1971, jonka jälkeen ainetta sai käyttää vain siementen peittäukseen, juuriston käsittelyyn ja taimitarhojen sekä puutavaran suojaukseen. Lisäksi metsien tuholistorjunnassa sallittiin luvanvarainen käyttö. Puutavaran suojauskäyttö loppui 1990-luvun puoleenväliin mennessä. Lindaania käytettiin myös eläinten ja ihmisten syyhyhynkin ja muiden ulkoloisten häätöön aina 1990-luvun loppuun saakka.

UNECE:n kaukokulkeutumispöytäkirjassa lindaanin käyttö on rajoitettu muutamaa erityiseen käyttökohteeseen. Euroopan Unionissa käyttö loppui 31.12.2007.

Ympäristövaikutukset

Lindaani on erittäin myrkyllinen vesieliöille ja voi aiheuttaa pitkäaikaisia vaikutuksia vesiympäristössä. Se on haitallista myös mm. linnuille ja mehiläisille. Lindaanin epäillään häiritsevän eliöiden lisääntymistä sekä vähentävän niiden immuunivastetta. Ympäristössä lindaani on puolestaan erittäin pysyvä, biokertyvä ja sillä epäillään olevan hormonaalisia vaikutuksia. Lindaanin puoliintumisajan on arvioitu maaperässä vaihtelevan kahdesta kolmeen vuoteen. Puoliintumisaika vedessä on puolestaan arviolta 3–300 päivää. Lindaani kertyy eliöissä lähinnä rasvakudokseen sekä maitoon. Viimeaikoina lindaania ja muita HCH -isomeerejä on löydetty arktisilta alueilta niin ilmasta, kasvillisuudesta, eläimistä, sedimenteistä kuin merivedestä, mikä kuvaa näiden yhdisteiden kulkeutumista kauas käyttöpaikoistaan ilman, veden ja eliöiden mukana.

Endosulfaani

Endosulfaania on käytetty torjunta-aineena maailmanlaajuisesti aina 1950-luvulta lähtien. Sillä on kaksi biologisesti aktiivista stereoisomeeriä, α ja β , joiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet vaihtelevat, vaikka niiden teho torjunta-aineena on sama.

Käyttö

Endosulfaani kehitettiin erilaisten hyönteisten ja tuhoeläinten torjuntaan. Yhdistettä on käytetty ns. teknisenä seoksena, jonka endosulfaanipitoisuuden tuli olla vähintään 94 %. Endosulfaanin tekninen seos sisälsi enemmän α - kuin β -isomeeriä sekä usein myös erilaisia epäpuhauksia.

Suomen markkinoille endosulfaani tuli vuonna 1962. Sitä käytettiin mm. mansikka-, herukka- sekä öljykasviviljelyksillä silloin, kun satoa ei korjattu samana vuonna kuin varsinainen torjunta-ainekäsittely tehtiin. Endosulfaania on käytetty yleisesti myös kasvihuoneiden desinfiointiin.

Koska endosulfaanin on havaittu olevan eliöille niin akuutisti kuin kroonisesti myrkyllinen, potentiaalisesti biokertyvä sekä hormonitoimintaa häiritsevä, ovat useat maat kieltäneet sen käytön viime vuosina kokonaan. Kaikkiaan 60 maata on jo luopunut sen käytöstä tai on vähitellen luopumassa siitä. Joissain maissa käyttö on yhä sallittua tietyissä erityiskohteissa, sillä eräisiin tuhoeläimiin on vaikeata löytää korvaavaa torjunta-ainetta.

Päästöt

Euroopan unionissa endosulfaani kiellettiin kasvinsuojelussa vuonna 2005, jolloin asetuksen mukaan yhdistettä sisältävät torjunta-aineet tuli poistaa käytöstä viimeistään 2.6.2006. Muutamilla jäsenmailla oli kuitenkin lupa käsitellä määrättyjä kasveja 30.7.2007 asti. Suomessa endosulfaanin käyttö kiellettiin 2001, mutta sitä sai käyttää poikkeusluvalla vielä vuosina 2003–2005 tietyillä tiloilla.

Vuonna 2010 endosulfaania tuotettiin yhä Intiassa, Kiinassa, Israelissa, Brasiliassa ja Etelä-Koreassa, minkä lisäksi sitä käytettiin mm. Australiassa, Kanadassa, Kiinassa, Intiassa ja Yhdysvalloissa. Nykyisin Intia on luultavasti suurin endosulfaanin valmistaja.

Torjunta-ainekäytön seurauksena endosulfaania on päätyneet ympäristöön. Itämeren ympärysvaltioiden välisessä COHIBA-projektissa (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region 2009–2012) määritettiin erityyppisistä jätevesistä ja hulevedestä endosulfaanipitoisuuksia. Yhdistettä havaittiin mm. Suomen, Saksan, Latvian sekä Puolan näytteistä. Suurimmat mitatut pitoisuudet olivat 0,1 $\mu\text{g/l}$ α - ja β -endosulfaania sekä 0,2 $\mu\text{g/l}$ endosulfaanisulfaattia.

COHIBA-projektin puitteissa arvioidut endosulfaanin vuosittaiset kokonaispäästöt Suomen osalta olivat noin 10–20 kg pintavesiin ja noin 200 kg maaperään. Ilmalaskeuman osuus pintavesiin oli arviolta 7–9 kg ja maaperään 62–79 kg. Laskeuman on arvioitu kattavan 24–45 % pintavesiin kohdistuvasta kuormituksesta ja 23–27 % maaperään kohdistuvasta kokonaiskuormituksesta.

Ympäristövaikutukset

Endosulfaanin stereoisomeereistä α on β :a haihtuvampi ja se myös liikkuu maa- ja vesiympäristössä helpommin. β -isomeeri puolestaan pidättyy tehokkaammin maahiukkasiin, minkä vuoksi se ei hajoa yhtä nopeasti kuin α -isomeeri. Isomeereistä β on myös α :a vesiliukoisempi. Joidenkin tutkimusten mukaan β -isomeeri pystyisi myös ympäristössä muuttumaan peruuntumattomasti α -isomeeriksi, muttei päinvastoin. Endosulfaanin yleisin hajoamistuote endosulfaanisulfaatti on pysyvämpi kuin alkuperäiset lähtöaineet, mutta myrkyllisyydeltään samaa luokkaa.

Endosulfaani kaukokulkeutuu, sillä sen isomeerit ovat suhteellisen pysyviä ja poistuvat ilmastasta kuiva- tai märkälaskeumana. Endosulfaania on löydetty Pohjoisen jäämeren pintavedestä, lumesta sekä arktisen alueen merenelävistä ja varsinkin nisäkkäistä, joihin sen on todettu erityisesti kertyvän ja rikastuvan. Arktisen alueen ilmakehän sisältämistä torjunta-aineista endosulfaani on ollut pitoisuudeltaan yksi korkeimmista.

Heksabromi-syklododekaani (HBCD)

Heksabromisyklododekaani (HBCD) on palonestoaineena käytetty bromattu yhdiste. Sen kaupallinen seos sisältää vain kolmea eri stereoisomeeriä; α , β sekä γ , joista viimeksi mainitun gammaisomeerin pitoisuus (79–95 %) on selvästi korkeampi kuin α - ja β -isomeerien yh-

teenlaskettu pitoisuus (3–30 %). EU:ssa HBCD on luokiteltu SVHC-aineeksi (Substance of Very High Concern) sen PBT-ominaisuuksien (Persistent Bioaccumulative and Toxic) vuoksi.

Käyttö

HBCD:a tuotiin markkinoille 1960-luvun loppupuolella, minkä jälkeen sen kulutus on jatkuvasti kasvanut. HBCD on ollut 2000-luvun alkupuolella kolmanneksi käytetyin bromattu palon- suoja-aine maailmassa TBBPA:n ja dekaBDE:n jälkeen ja sen tuotantomäärä on kaksinker- taistunut vuodesta 2001 vuoteen 2010. Euroopassa HBCD:a myytiin vuonna 2008 kaikkiaan noin 8900 t. .

Yhdisteen kaupallista seosta käytettiin palonestoaineena paisutetussa polystyreenissä eli styroksissa (EPS) sekä suulakepuristetussa polystyreenissä (XPS), joita puolestaan käyte- tään pääasiassa rakennussektorilla eristeinä. Jossain määrin HBCD:a käytetään myös tekstii- leissä, kuten autojen ja lentokoneiden istuimissa, sekä elektroniikkatuotteissa.

HBCD lisättiin Tukholman yleissopimukseen kieltoliitteeseen vuonna 2013 siten, että aineen käyttö ainoastaan rakennusten EPS- ja XPS-eristeisiin voi jatkua määräaikaisella poikkeuk- sella (5–10 v). HBCD:n käyttö tekstiileissä, HIPS-muovissa sekä kaikissa muissa EPS- ja XPS-käytöissä (kuten esimerkiksi siltojen ja teiden rakentaminen, pakkausmateriaalit, huone- kalujen sisukset) on lopetettava. Kyseisen poikkeuksen nojalla tuotettu EPS ja XPS on myös merkittävä niin, että se voidaan tunnistaa koko elinkaarensa ajan.

Suomessa teollisuus on tietävästi pääsääntöisesti luopunut HBCD:n käytöstä, vaikka se olisi vielä mahdollistakin REACH:n mukaisen luvan perusteella. Rakennuseristeiden ja huonekalu- jen pitkän käyttöiän vuoksi HBCD:tä sisältävää jätettä tulee olemaan yhteiskunnassa vielä kymmeniä tai satoja vuosia kiellosta huolimatta.

Päästöt

HBCD-päästöjä syntyy mm. eristelevyjen asennuksesta, jolloin yhdistettä pääsee ympäris- töön. HBCD:n käytön yleistyttyä ja sitä sisältävien tuotteiden elinkaarten ollessa pitkiä, pääs- töjen arvioidaan tulevaisuudessa kasvavan entisestään. HBCD voi siis pilata ympäristöä vielä pitkään sen kieltämisen jälkeen, mikäli asianmukaista jätteenkäsittelyä ei ole järjestetty. On arvioitu, että vuoteen 2017 mennessä EU:ssa syntyisi n. 23 milj. t HBCD-jätettä, joka hävite- tään joko polttamalla, kierrättämällä tai sijoittamalla kaatopaikoille. On myös huomioitavaa, että HBCD:n poltosta voi sivutuotteena muodostua myös haitallisia dioksiineja ja furaaneja. Jätteistä peräisin olevien HBCD -päästöjen on arvioitu olevan jopa suurempia, kuin yhdisteen tuotannosta tai sitä sisältävien tuotteiden käytöstä aiheutuvat päästöt. Tukholman sopimuk- sen uusien säädösten tultua voimaan HBCD:tä sisältävät jätteet on käsiteltävä POP-jätteenä. Keskeinen ongelma HBCD:tä sisältävien tuotteiden jätehuollossa on, että sitä ei voida silmä- määräisesti erottaa palosuojaamattomasta materiaalista.

Ympäristövaikutukset

HBCD:n α -isomeerin on havaittu olevan jossain määrin pysyvämpi kuin sen muut stereoisoo- meerit. Sitä esiintyy myös tietyissä ympäristön osissa muita isomeerejä enemmän, mikä joh- tuu sen suuremmasta rasvaliukoisuudesta, pysyvyydestä sekä γ -isomeerin muuttumisesta α - isomeeriksi korkeissa lämpötiloissa.

HBCD:n kaukokulkeutuminen tapahtuu pääasiassa ilmavirtojen kuljettamiin partikkeleihin sitoutuneena, joihin HBCD:lla on taipumus sitoutua korkean rasvaliukoisuutensa vuoksi. Ark- tisten alueiden eliöistä kuten turskasta, merilinnuista ja jääkarhuista on löydetty korkeita HBCD-pitoisuuksia.

Tetra- ja pentabromi-difenyylieetterit (Tetra- ja Penta-BDEt)

Kaupallinen pentabromidifenyylieetteri (c'pentaBDE) on seos, joka sisältää enimmäkseen neljällä (tetrabromidifenyylieetteri BDE-47, CAS 40088-47-9) sekä viidellä (pentabromidife- nyylieetteri BDE-99, CAS 32534-81-9) bromilla substituoituja difenyylieettereitä. Kyseiset yhdisteet täyttävät kaikki Tukholman sopimuksen POP-aineiden kriteerit, minkä vuoksi ne lisättiin siihen vuonna 2009.

Käyttö

Kaupallista pentaBDE:ä alettiin käyttää palonestoaineena 1970-luvulla. Enimmäkseen sitä käytettiin suojaamaan polyuretaanivaahtoa (PUR), jota löytyy mm. huonekaluista. Yhdistettä on käytetty myös muihin PUR-tuotteisiin, jotka eivät ole vaahtomuodossa kuten esim. televi-

sioiden muovikuoriin. PentaBDE:ä on käytetty jonkin verran myös sähkölaitteiden piirilevyjen palonsuojauksessa sekä erilaisissa teollisuuden erityissovelluksissa.

Suomeen bromattuja palonsuoja-aineita on tuotu niin puhtaina kuin valmiisiin tuotteisiin lisättyinä. Suurin osa Suomessa valmistetuista palosuojuista esineistä tai niillä viimeistellyistä puolivalmiista tuotteista on viety ulkomaille. Itse bromattuja palonestoaineita ei Suomessa ole valmistettu.

EU:ssa tetra- ja pentaBDE:n valmistus, markkinoille luovuttaminen, tuonti ja vienti on kielletty POP-asetuksella (EY 850/2004). PentaBDE kiellettiin unionin alueella jo vuonna 2003, eikä sitä saanut enää tuoda jäsenmaiden markkinoille puhtaana aineena tai seoksen osana määrän ylittäessä 0,1 %. TetraBDE lisättiin listalle vuonna 2010, jolloin myös pentaBDE:n sallittu enimmäispitoisuus muutettiin 0,001 %:in. Valtioneuvoston asetus vaarallisten aineiden käytön rajoittamisesta sähkö- ja elektroniikkalaitteissa (853/2004) on kieltänyt polybromattuja difenyyliettereitä sisältävien sähkö- ja elektroniikkalaitteiden markkinoille saattamisen 1.7.2006 alkaen.

Vaikka nämä palonsuoja-aineet on sopimuksella kielletty, ympäristön ja terveyden suojelemiseen liittyy näiltä osin erityisiä haasteita jatkossakin. Ennen rajoitusten voimaantuloa valmistettuja tuotteita, jotka sisältävät näitä yhdisteitä, on todennäköisesti edelleen käytössä, mikä on jätehuollossa huomioitava. Polyuretaania ja palosuojattuja muoveja kierrätetään jopa kymmeniä vuosia, minkä seurauksena POP-yhdisteitä voi olla kierrätysmateriaaleja sisältävissä tuotteissa vielä pitkään. Elektroniikkajätteestä bromatut palonestoaineet tulisikin poistaa ennen muita jatkotoimenpiteitä. Mikäli jäte sisältää enemmän kuin 0,25 % pentaBDE:ä, tulee se käsitellä ongelmajätteenä. Kierrätetyt muovit saavat puolestaan sisältää pieniä määriä PBDE:tä (0,1 %).

Päästöt

C'pentaBDE:n valmistuksen lopettamisen myötä nykyiset päästöt ovat peräisin sitä sisältävien tuotteiden käytöstä, kierrätyksestä ja hävittämisestä. Suurimmat päästöt ympäristöön ovat peräisin tuotantoprosessissa syntyneestä jätteestä sekä kaatopaikoille tai maantäyttöalueille päätyneistä tuotteista.

Ympäristövaikutukset

C'PentaBDE on levinnyt maailmanlaajuisesti laajalti ympäristöön. Sitä vapautuu ihmisen toimesta niin maahan, veteen kuin ilmaan, mutta suurin osa päätyy lopulta maaperään. Tetra- ja pentaBDE:n vesiliukoisuus on varsin vähäistä ja etenkin pentaBDE:n on havaittu olevan ympäristössä erittäin pysyvä. Puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu 150 päivää, aerobisessa sedimentissä 600 päivää ja vedessä 150 päivää. Maaperässä ja sedimentissä pentaBDE on biosaatavassa muodossa ja sen on myös havaittu kertyvän eliöihin sekä rikastuvan ravintoketjussa.

Viime aikoina on tutkittu myös kahdeksalla ja kymmenellä bromilla substituotujen bromattujen difenyyliettereiden hajoamista. Tutkimusten perusteella sekä deka- että oktaBDE voivat hajota kevyemmiksi yhdisteiksi kuten tetra- ja pentaBDE:ksi.

PBDE:ä on löydetty myös arktisten alueiden abioottisista näytteistä sekä kasveista ja eläimistä. Niiden on todettu rikastuvan hylkeisiin ja muihin petoeläimiin. Poikkeuksena ovat ainoastaan jääkarhut, jotka pystyvät ilmeisesti metaboloimaan PBDE:ä.

Kaupallinen oktabromidifenyylietteri eli heksabromidifenyylietterien (BDE-153, BDE-154) ja heptabromidifenyylietterien (BDE-175, BDE-183) seos

Kaupallinen oktabromidifenyylietteri (c'oktaBDE) on palonsuoja-aineena käytetty seos, joka koostuu eriasteisesti bromatuista difenyyliettereistä (PBDE). Tukholman sopimukseen lisättiin vuonna 2009 heksabromidifenyylietteri (heksaBDE) sekä heptabromidifenyylietteri (heptaBDE), jotka esiintyvät kaupallisessa oktabromidifenyylietterissä. Kaupallisen oktaBDE:n koostumus saattaa hieman vaihdella valmistajasta riippuen, mutta usein se sisältää suhteellisen paljon hepta- sekä heksaBDE:ä. Lisäksi se saattaa sisältää myös muita difenyyliettereitä, joiden bromausaste vaihtelee viidestä kymmeneen. Kaupallinen oktaBDE sai nimensä siitä, että seoksen yhdisteiden keskimääräinen brominoinumisaste massaprosentteina vastaa polybromattua difenyylietteriä (PBDE), jolla on kahdeksan (okta) bromiatomia. HeksaBDE:ä ja heptaBDE:ä voi myös löytyä muista kaupallisista PBDE-seoksista.

Käyttö

Kaupallinen oktaBDE tuotiin markkinoille 1970-luvulla. Sitä on käytetty lisäpalonestoaineena muoviteollisuuden polymeereissä, joista on valmistettu mm. elektroniikkatuotteiden kuoria. Maailmanlaajuisesti valtaosa kaupallisesta oktaBDE:stä on käytetty ABS-muovin lisäaineena (yli 95 % EU-käytöstä) ja vähemmässä määrin myös HIPS-muoveissa. ABS-muoveja on käytetty mm. sähkö- ja elektroniikkalaitteiden koteloissa ja ajoneuvojen kovissa muoviosissa (kuten kojelaudassa). HIPS-muoveja on puolestaan käytetty erityisesti tietokoneiden, televisioiden ja monitorien muovikuorissa. C'OktaBDE:n käyttö Suomessa on kielletty vuonna 2004, mutta sitä esiintyy edelleen jonkin verran käytössä olevissa muoveissa.

Vuonna 1994 maailmassa valmistettiin n. 6000 t kaupallista oktaBDE:ä, mutta vuoteen 2001 mennessä valmistus oli vähentynyt lähes puoleen (n. 3800 t). EU:ssa, Norjassa, Kanadassa ja Yhdysvalloissa seoksen valmistus lopetettiin suunnilleen vuonna 2005. Suomeen tuotujen palonsuoja-aineiden määrää on vaikea arvioida, sillä maahantuojat eivät aina ole tietoisia siitä, miten tuotteet on käsitelty. Vuonna 2007 suurin osa Suomessa valmistetuista palonsuoja-tuista esineistä tai viimeistellyistä palonsuoja-aineista sisältävistä puolivalmiista tuotteista vietiin ulkomaille. Suomessa ei ole valmistettu bromattuja palonestoaineita.

Heksa- sekä heptaBDE täyttävät Tukholman sopimuksen kriteerit kaukokulkeutumisesta, biokertymisestä, myrkyllisyydestä ja pysyvyydestä. Yleissopimuksen mukaan näitä aineita ei saa enää tuottaa eikä käyttää, mutta niitä sisältäviä muoviesineitä saa kierrättää. Kierrätettyjen muovien käytöstä ei kuitenkaan saa aiheutua haittaa ympäristölle, eikä toiminnan tavoitteena saa olla hekso- ja heptaBDE:n jatkokäyttö.

EU:ssa hekso- ja heptaBDE:n valmistus, markkinoille luovuttaminen, tuonti ja vienti on kielletty POP-asetuksella (EY 850/2004). Valtioneuvoston asetus vaarallisten aineiden käytön rajoittamisesta sähkö- ja elektroniikkalaitteissa (853/2004) on kieltänyt polybromattuja difenyyli-eettereitä sisältävien sähkö- ja elektroniikkalaitteiden markkinoille saattamisen 1.7.2006 alkaen. Vuonna 2010 POP-asetuksen muutoksen mukaisesti uudet tuotteet eivät saa sisältää hekso- ja heptaBDE:ä enempää kuin 0,001 massaprosenttia. Kierrätetyt esineet saavat puolestaan sisältää enintään näitä yhdisteitä 0,1 massaprosenttia.

Vaikka nämä palonsuoja-aineet on sopimuksella kielletty, ympäristön ja terveyden suojeleminen liittyy näiltä osin erityisiä haasteita jatkossakin. Ennen rajoitusten voimaantuloa valmistettuja tuotteita, jotka sisältävät näitä yhdisteitä, on todennäköisesti edelleen käytössä, mikä on jätehuollossa huomioitava. Myös kierrätysmateriaaleja sisältävissä tuotteissa voi POP-yhdisteitä olla vielä pitkään. Elektroniikkajätteestä bromatut palonestoaineet tulisivat poistaa ennen muita jatkotoimenpiteitä, mikä on ongelmallista, sillä palonestoaineita sisältävä tuote on vaikea tunnistaa.

Päästöt

Nykyään hekso- sekä heptaBDE:n päästöt ovat peräisin pääasiassa jätteistä sekä kaupallista oktaBDE:ä sisältävien tuotteiden kierrätyksestä ja käytöstä. Ympäristöön hepta- ja heksoBDE:ä pääsee myös jonkin verran tuotteista lähtevien partikkeleiden mukana.

Ympäristövaikutukset

Viime aikoina on tutkittu kymmenellä bromilla substituotujen difenyyli-eettereiden (dekaBDE) debrominaatiota esim. okta-, hepta- sekä heksoBDE:ksi. On huomattu, että dekaBDE sekä oktaBDE voivat laboratorio-oloissa hajota kevyemmiksi PBDE-yhdisteiksi anaerobisissa oloissa mikrobin avulla, sekä valohajoamisen seurauksena ilmakehässä, maaperässä, sedimentissä ja vedessä. Myös elävissä karpeissa on laboratoriokokeissa huomattu dekaBDE:n vähenemistä samaan aikaan kun hepta- sekä heksoBDE:n pitoisuudet kasvoivat.

PBDE:t kaukokulkeutuvat enimmäkseen partikkeleihin sitoutuneena, mutta voivat kulkeutua myös jonkin verran kaasuina. Hekso- ja heptaBDE:ä on löydetty arktisen alueen eläimistä kuten jääkarhuista sekä kasveista ja abiottisista näytteistä.

Oktabromidifenyyli-eetteri

Tukholman sopimukseen lisättiin vuonna 2009 heksabromidifenyyli-eetteri (heksaBDE) sekä heptabromidifenyyli-eetteri (heptaBDE), jotka esiintyvät palonsuoja-aineena käytetyssä kaupallisessa oktabromidifenyyli-eetterissä.

Kaupallisen oktaBDE:n koostumus saattaa hieman vaihdella valmistajasta riippuen, mutta usein se sisältää suhteellisen paljon hepta- sekä heksoBDE:ä. Lisäksi se saattaa sisältää myös muita difenyyli-eettereitä, joiden bromausaste vaihtelee viidestä kymmeneen. Kaupalli-

nen oktaBDE sai nimensä siitä, että seoksen yhdisteiden keskimääräinen brominoitumisaste massaprosentteina vastaa polybromattua difenyylietteriä (PBDE), jolla on kahdeksan (okta) bromiatomia. HeksaBDE:ä ja heptaBDE:ä voi myös löytyä muista kaupallisista PBDE-seoksista.

Käyttö

Kaupallinen oktaBDE tuotiin markkinoille 1970-luvulla. Sitä on käytetty palonestoaineena muoviteollisuuden polymeereissä, joista on valmistettu mm. elektroniikkatuotteiden kuoria. Maailmanlaajuisesti valtaosa kaupallisesta oktaBDE:stä on käytetty ABS-muovin lisäaineena (yli 95 % EU-käytöstä) ja vähemmässä määrin myös HIPS-muoveissa. ABS-muoveja on käytetty mm. sähkö- ja elektroniikkalaitteiden koteloissa ja ajoneuvojen kovissa muoviosissa (kuten kojelaudassa). HIPS-muoveja on puolestaan käytetty erityisesti tietokoneiden, televisioiden ja monitorien muovikuorissa. OktaBDE:n käyttö Suomessa on kielletty vuonna 2004, mutta sitä esiintyy edelleen jonkin verran käytössä olevissa muoveissa.

Vuonna 1994 maailmassa valmistettiin n. 6000 t kaupallista oktaBDE:ä, mutta vuoteen 2001 mennessä valmistus oli vähentynyt lähes puoleen (n. 3800 t). EU:ssa, Norjassa, Kanadassa ja Yhdysvalloissa seoksen valmistus lopetettiin suunnilleen vuonna 2005. Suomeen tuotujen palonsuoja-aineiden määrää on vaikea arvioida, sillä maahantuojat eivät aina ole tietoisia siitä, miten tuotteet on käsitelty. Vuonna 2007 suurin osa Suomessa valmistetuista palonsuoja-aineista esineistä tai viimeistellyistä palonsuoja-aineista sisältävistä puolivalmiista tuotteista vietiin ulkomaille. Suomessa ei ole valmistettu bromattuja palonestoaineita.

Hexa- sekä heptaBDE täyttävät Tukholman sopimuksen kriteerit kaukokulkeutumisesta, biokertymisestä, myrkyllisyydestä ja pysyvyydestä. Yleissopimuksen mukaan näitä aineita ei saa enää tuottaa eikä käyttää, mutta niitä sisältäviä muoviesineitä saa kierrättää. Kierrätettyjen muovien käytöstä ei kuitenkaan saa aiheutua haittaa ympäristölle, eikä toiminnan tavoitteena saa olla heksa- ja heptaBDE:n jatkokäyttö.

EU:ssa heksa- ja heptaBDE:n valmistus, markkinoille luovuttaminen, tuonti ja vienti on kielletty POP-asetuksella (EY 850/2004). Valtioneuvoston asetus vaarallisten aineiden käytön rajoittamisesta sähkö- ja elektroniikkalaitteissa (853/2004) on kieltänyt polybromattuja difenyyliettereitä sisältävien sähkö- ja elektroniikkalaitteiden markkinoille saattamisen 1.7.2006 alkaen. Vuonna 2010 POP-asetuksen muutoksen mukaisesti uudet tuotteet eivät saa sisältää heksa- ja heptaBDE:ä enempää kuin 0,001 massaprosenttia. Kierrätetyt esineet saavat puolestaan sisältää enintään näitä yhdisteitä 0,1 massaprosenttia.

Vaikka nämä palonsuoja-aineet on sopimuksella kielletty, ympäristön ja terveyden suojeleminen liittyy näiltä osin erityisiä haasteita jatkossakin. Ennen rajoitusten voimaantuloa valmistettuja tuotteita, jotka sisältävät näitä yhdisteitä on edelleen käytössä, mikä on jätehuollossa huomioitava. Myös kierrätysmateriaaleja sisältävissä tuotteissa voi POP-yhdisteitä olla vielä pitkään. Elektroniikkajätteestä bromatut palonestoaineet tulisikin poistaa ennen muita jatko-toimenpiteitä, mikä on ongelmallista, sillä palonestoaineita sisältävä tuote on vaikea tunnistaa.

Päästöt

Nykyään heksa- sekä heptaBDE:n päästöt ovat peräisin pääasiassa jätteistä sekä kaupallista oktaBDE:ä sisältävien tuotteiden kierrätyksestä ja käytöstä. Ympäristöön hepta- ja heksaBDE:ä pääsee myös jonkin verran tuotteista lähtevien partikkeleiden mukana.

Ympäristövaikutukset

Viime aikoina on tutkittu kymmenellä bromilla substituoitujen difenyyliettereiden (dekaBDE) debrominaatiota esim. okta-, hepta- sekä heksaBDE:ksi. On huomattu, että dekaBDE sekä oktaBDE voivat laboratorio-oloissa hajota kevyemmiksi PBDE-yhdisteiksi anaerobisissa oloissa mikrobien avulla sekä valohajoamisen seurauksena ilmakehässä, maaperässä, sedimentissä ja vedessä. Myös elävissä karpeissa on laboratoriokokeissa huomattu dekaBDE:n vähenemistä samaan aikaan kun hepta- sekä heksaBDE:n pitoisuudet kasvoivat.

PBDE:t kaukokulkeutuvat enimmäkseen partikkeleihin sitoutuneena, mutta voivat kulkeutua myös jonkin verran kaasuna. Hexa- ja heptaBDE:ä on löydetty arktisen alueen eläimistä kuten jääkarhuista sekä kasveista ja abioottisista näytteistä.

Heksaklooributadieeni (HCBD)

HCBD on teollisuuden yleiskemikaali, jota on käytetty teknisissä sovelluksissa liuottimena kumille ja muille polymeereille, klooria sisältävän kaasun ja VOC-yhdisteitä sisältävän kaasun

puhdistuksessa, hydraulisena johtimena, lämmönjohtimena tai muuntajaöljynä nesteenä glyroskoopeissa, alumiinin ja grafiittisauvoissa sekä kasvinsuojeluaineena. HBCD:a tuotetaan myös tahattomasti kloorattujen hiilivetyjen valmistuksessa.

Ympäristövaikutukset

HBCD:a on löydetty myös arktiselta alueelta. HCBd:a esiintyy pintavesistä, juomavedestä, ilmasta ja maa- ja vesieliöistä. Tutkimuksissa HCBd:n on todettu kertyvän kasveihin (esim. vihanneksiin) ja sen on havaittu olevan hyvin myrkyllinen vesieliöille ja linnuille.

Klordekoni

Klordekonia on käytetty torjunta-aineena lukuisia tuholaisia vastaan sekä maataloudessa että kotitalouksissa. Maataloudessa sillä on torjuttu mm. koloradonkuoriaisia, omenarupea ja härmää sekä kotitalouksissa muurahaisia ja torakoita.

Käyttö ja päästöt

Klordekoni on synteettisesti valmistettu organiklooriyhdiste, jota on käytetty insektisidinä, fungisidina ja akarisidina eli hyönteisiä, sienitauteja ja punkkeja vastaan erityisesti tupakan ja banaanin viljelyssä, mutta myös yleisemmin muurahaisten ja torakoiden torjunnassa. Klordekoniin valmistus alkoi Yhdysvalloissa 1950-luvulla. Yhdisteen huomattiin kuitenkin pian aiheuttavan hermostosairauksia tehtaan työntekijöille, minkä vuoksi sen valmistuksesta luovuttiin 1976. Euroopassa aine pelkistettiin kelevaniksi, jota käytettiin samaan tarkoitukseen kuin klordekonia. On kuitenkin huomattava, että kelevan hapettuu luonnossa klordekoniksi. EU:ssa asetuksen EY N:o 850/2004 mukaan klordekonia ei ole saanut käyttää tai valmistaa vuoden 2007 jälkeen. Suomessa klordekonia ei ole koskaan rekisteröity, käytetty, tuotettu eikä tiettävästi tuotu maahan.

Ympäristövaikutukset

Klordekoni ei hydrolysoitu eikä hajoa hapellisissa oloissa biologisesti vesi- tai maaympäristössä. Joitain todisteita kuitenkin on klordekoniin mahdollisesta anaerobisesta hajoamisesta. Se kertyy pääasiassa kiintoaineeseen, kuten maaperään ja sedimentteihin tai orgaaniseen materiaaliin. Klordekoni on myös ympäristössä erittäin pysyvä. Klordekoniin puoliintumisajaksi maassa on arvioitu 1–2 vuotta, mutta ilmassa jopa 50 vuotta. Se on erittäin myrkyllinen monille vesieliöille, erityisesti kaloille ja kertyy sekä rikastuu ravintoketjussa. Ihmisessä klordekoniin puoliintumisajaksi on arvioitu 63–148 päivää.

Pentaklooribentseeni (PeCB)

Pentaklooribentseeni (PeCB) kuuluu klooribentseeniyhdisteisiin, joissa voi olla yhdestä kuuheen klooriatomia. PeCB:n bentseenirengas on substituoitu viidellä klooriatomilla. Korkea kloorausaste tekee yhdisteestä pysyvämmän, ja PeCB onkin yksi pysyvimmistä klooribentseeneistä.

Käyttö ja päästöt

Pentaklooribentseeniä on käytetty mm. palonestoaineena, torjunta-aineena sieniä vastaan eli fungisidina sekä polykloorattujen bifenyylituotteiden (PCB) komponenttina. Sen käyttö- ja valmistusmäärästä ei löydy varmoja tietoja. PeCB:ä on lisätty myös mm. lämpöä johtaviin PCB-tuotteisiin alentamaan niiden viskositeettia, mutta käyttö väheni 1980-luvun jälkeen. PeCB:ä on käytetty myös synteetisireagenssina ja värisidonta-aineena kiinnittämään pigmenttejä polyesterikuituihin. Yhdisteen tuotanto lopetettiin jo parikymmentä vuotta sitten, mutta täysin varmasti ei tiedetä, käytetäänkö sitä yhä pentakloorinitrobentseenin (PCNB) valmistukseen EU:n ulkopuolella.

PeCB on Tukholman sopimuksella kokonaan kielletty. Jäsenmaiden tulee myös pyrkiä vähentämään ja lopettamaan sen tahattomat päästöt. EU:n lainsäädännön mukaan PeCB:ä ei saa tuoda sen alueelle, asettaa markkinoille, valmistaa eikä käyttää sellaisenaan tai tavaroiden ainesosina. PeCB:ä sisältävä jäte tulee käsitellä siten, että yhdiste muuttuu haitattomaan muotoon.

Koska PeCB:ä ei enää aktiivisesti käytetä, ovat sen nykyiset päästölähteet tahattomia. Pistekuormittajiin lukeutuvat mm. jätteenpolttolaitokset, tehtaot sekä muiden polttoprosessien päästöt, kun taas hajapäästöjä aiheutuu mm. torjunta- ja puunsuoja-aineista, tulisijojen käyt-

töstä sekä metsäpaloista. PeCB:ä muodostuu epätäydellisissä polttoprosesseissa dioksiinien ohella, mikäli poltettava jäte sisältää organoklooriyhdisteitä. Näin ollen dioksiinien muodostumisen estäminen polttoprosesseissa vähentää tehokkaasti myös PeCB:n muodostumista. Yhdistettä voi muodostua kuitenkin jälkikäteen myös savukaasuissa, minkä kontrolloiminen on vaikeaa.

Ympäristövaikutukset

Ilmakehässä PeCB erittäin pysyvä, minkä vuoksi se on päässyt kaukokulkeutumaan kauas päästölähteistään. PeCB on myös varsin biokertyvä, minkä vuoksi sitä on löydetty mm. arktisen alueiden petoeläimistä, kuten jääkarhuista sekä pingviinien munista. Pentaklooribentseenin vesiliukoisuus on pieni, minkä vuoksi se joko höyrystyy ilmaan tai sitoutuu sedimenttiin. Vesiliöille PeCB on haitallista.

Pentakloorifenoli (PCP)

Pentakloorifenoli on torjunta- ja desinfiointiaineena käytetty organoklooriyhdiste ja sitä on käytetty erityisesti sienten torjuntaan jo vuodesta 1936. PCP:a on käytetty mm. köysissä, maaleissa, nahkassa, liimoissa, purjekankaissa, eristeissä ja tiiliseinissä. Teknisissä PCP-tuotteissa on esiintynyt dioksiineja ja furaaneja kontaminantteina. PCP on kiinteä, kristallikeiteinen aine, joka liukenee hyvin alkoholeihin, mutta veteen vain heikommin. (US EPA)

Käyttö

Suomessa PCP:a on käytetty 1930-luvun lopulta vuoteen 1984 asti puunsuoja-aine KY-5:ssä, joka sisälsi pääasiassa tetrakloorifenolia, mutta myös PCP:a. PCP:n, sen suolojen ja estereiden käyttö ja luovuttaminen markkinoille kiellettiin vuonna 2000 (Vn 143/2000). Vuonna 2006 PCP on määritelty Vesipuidedirektiivin mukaisesti vesiympäristölle vaaralliseksi ja haitalliseksi aineeksi (VnA 1022/2006). Monien saha-alueiden maaperä on saastunut kloorifenoleilla ja niissä epäpuhtautena olleilla dioksiineilla ja furaaneilla puun kyllästysaineena käytön seurauksena.

Ympäristövaikutukset

PCP on karsinogeeninen ja ympäristössä erittäin hitaasti hajoava yhdiste. Aerobisissa oloissa voi tapahtua hajoamista mikrobiologisesti tai valon vaikutuksesta. (US EPA)

Perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS)

PFOS-yhdisteet ovat pinta-aktiivisia aineita, minkä vuoksi niitä on käytetty vettä, likaa, öljyä ja rasvaa hylkivinä pinnoitteina mm. matoissa, nahkatuotteissa, tekstiileissä, papereissa sekä pakkauksissa. Niitä on käytetty myös sammutusvaahdoissa, torjunta-aineissa, metallien pintakäsittelyssä sekä kotitalouden ja teollisuuden puhdistusaineissa. Osalla PFAS-aineista on havaittu samankaltaisia ominaisuuksia kuin perinteisillä POP-yhdisteillä. Ryhmän eniten huomiota herättänyt yhdiste on perfluorioktaanisulfonaatti (PFOS), joka on todettu olevan pysyvä, toksinen ja biokertyvä.

Käyttö

Perfluorioktaanisulfonaatti (PFOS) on sekä tarkoituksellisesti tuotettu, että tahattomasti eräiden synteettisten kemikaalien hajoamisen seurauksena muodostuva yhdiste. Kemiallisten ominaisuuksiensa vuoksi PFOS-yhdisteitä on käytetty laajasti useissa erilaisissa käyttötarkoituksissa. OECD:n tekemän kyselyn perusteella ainoat vuonna 2008 tuotetut PFOS-yhdisteet olivat PFOSA, PFOS:n kalium- ja ammoniumsuolat sekä 1-perfluorioktaanisulfonyylifluoridi, PFOS-F.

Suomessa PFOS-aineita ei ole valmistettu, mutta niitä on tuotu maahan valmiiden tuotteiden mukana. Käyttömäärät ovat kuitenkin vähentyneet selvästi ja vuoden 2000 jälkeen, jolloin Suomeen on tuotu enää vain kaksi kyseistä yhdistettä sisältävää tuotetta. Suomessa aineita on käytetty mm. sammutusvaahdoissa, metallien pintakäsittelyssä, elektroniikka-, paperi- ja valokuvateollisuudessa, lattiavahoissa sekä tekstiilien pintakäsittelyssä. PFOS-yhdisteitä sisältäviä sammutusvaahtoja ei ole saanut käyttää enää vuoden 2011 kesäkuun jälkeen. Lentoliikenteessä käytettävät hydraulikkaneesteet sisältävät myös jotain PFOS-aineita, mutta Suomessa ne on korvattu pääasiassa muilla yhdisteillä. Tyypillisin PFOS:a käyttävä teollisuuden ala on metallien pintakäsittely eli kromaus, jossa kyseisiä yhdisteitä käytetään vähentämään pintajännitystä sekä estämään vahingollisten kromikaasujen pääsy ilmaan. Suomen

paperiteollisuuden PFOS-käyttöä rajoittaa kansallinen säädös, jonka mukaan elintarvikkeen kanssa kosketuksessa olevan paperi tai kartonki ei saa sisältää PFOS:a. Ulkomailta tuodut pakkaukset voivat kuitenkin puolestaan yhä sisältää näitä aineita. Suomen tekstiiliteollisuudessa PFOS:n käyttö ei ole sallittu.

EU:ssa PFOS-yhdisteiden markkinoille saattaminen ja käyttö on ollut rajoitettua REACH-asetuksen (EY 1907/2006) liitteen XVII nojalla. PFOS-rajoituksia koskeva REACH-asetuksen sisältö siirrettiin muutamin muutoksin POP-asetukseen 850/2004 liitteeseen I (Komission asetus (EU) N:o 757/2010). POP-asetuksen mukaan PFOS-yhdisteiden käytöstä luovutaan asteittain heti, kun turvallisempien vaihtoehtojen käyttö on teknis-taloudellisesti mahdollista. Koska PFOS-yhdisteitä on käytetty tuotteissa, joiden elinikä on varsin pitkä, aiheuttavat ne erityisen haasteen näin ollen myös kierrätykselle ja jätehuollolle.

Päästöt

PFOS-yhdisteet voivat päätyä ympäristöön niiden tuotannon, niitä sisältävien tuotteiden sekä kotitalous- ja teollisuuskäytön seurauksena. Vuonna 2008 ympäristöön pääsi arviolta noin 2,5 t PFOS-yhdisteitä mm. kaatopaikkojen ja jätteenpolton kautta. PFOS-yhdisteet on lisätty Tukholman sopimuksen liitteeseen B, jonne listattujen yhdisteiden käyttö on kielletty muuten kuin tietyissä sovelluksissa, joihin ei vielä ole välttämättä olemassa korvaavia kemikaaleja. EU-lainsäädännön mukaan aineet tai yhdisteet, joiden PFOS-painoprosentti on alle 0,001 % ovat sallittuja. Myös tuotteita, joiden PFOS -painoprosentti jää alle 0,1 % saa yhä käyttää ja valmistaa. Pinnoissa ja tekstiileissä PFOS-yhdisteiden pitoisuudet eivät saa olla suurempia kuin 1 µg/m².

Ympäristövaikutukset

PFOS-yhdisteet ehtivät olla kaupallisessa käytössä yli 40 vuotta, ennen kuin niiden haitallisia ympäristövaikutuksia alettiin epäillä.

Pitoisuudet ympäristössä ja elioissa tulevat kuitenkin vähenemään hitaasti, sillä näiden yhdisteiden on todettu olevan erittäin pysyviä, eivätkä ne hajoa luonnossa.

PFOS-yhdisteitä on löydetty mm. arktisten alueiden petoeläimistä kaukana yhdisteiden varsinaisista päästölähteistä. Jääkarhuista mitattujen PFOS-pitoisuuksien on havaittu olevan korkeampia kuin muiden pysyvien organoklooriyhdisteiden. PFOS-yhdisteitä on löydetty alueilta, joissa niitä ei ole käytetty. Koska yhdisteet eivät juuri haihdu, niiden kaukokulkeutumisen arvellaan tapahtuvan jokien ja merivirtojen mukana

3. Tukholman sopimuksen POP-kandidaatit

DekaBDE

Dekabromodifenyylietteriä (kaupallinen yhdiste c-decaBDE) on käytetty palonestoaineena tekstiileissä ja muoveissa. se on synteettinen sekoitus polybromatuista difenyyliettereistä, jossa pääkomponenttina on bromattu dekaBDE-kongeneeri.

DekaBDE on hyvin yleinen palonsuoja-aine, jota on käytetty kymmenkertaisesti verrattuna penta- tai oktabromidifenyyliettereihin (yli miljoona tonnia). Sitä on käytetty mm. sähkö- ja elektroniikkalaitteiden ja ajoneuvojen muoviosissa (erityisesti ABS- ja HIPS-muovista valmistetuissa kovamuoviosissa), ajoneuvojen verhoiluissa, rakennusmateriaaleissa, tiivistysaineissa, liimoissa sekä huonekaluissa, nahkatuotteissa ja tekstiileissä.

Käyttö

EU:ssa DekabDE:ä on käytetty sähkö- ja elektroniikkalaitteissa oli sallittua vuoteen 2006 saakka, ja vuosina 2006–2008 sitä sai käyttää SE-laitteissa polymeerisiin käyttötarkoituksiin. Vuodesta 2008 lähtien dekaBDE:n pitoisuus SE-laitteiden palonsuojatuissa osissa ei ole saanut ylittää 0,1 paino-%. Ajoneuvoteollisuus on ilmoittanut luopuvansa dekaBDE:n käytöstä autoissa vuonna 2016.

DekaBDE on hyväksytty REACH-asetuksen erittäin suurta huolta aiheuttavien aineiden (SVHC) listalle vuonna 2012. DekabDE:n yleinen käyttörajoitus kemikaalina tai esineissä on valmisteilla EU:ssa (ECHA, 2015).

Perfluorioktaanihappo, PFOA

PFOA on pitkäketjuinen (kahdeksan hiiltä sisältävä) perfluorialkyylihappo, jota on tuotettu teollisesti 1950-luvulta lähtien ja on laajalti käytössä teollisuudessa ja kuluttajatuotteissa. PFOA:a ja sen suoloja on käytetty mm. fluorielastomeerien ja fluoripolymeerien (PTFE, kauppanimeltään mm. Teflon tai Gore-Tex, sekä FEP, PFA ja PVDF) tuotannossa, sammutusvaahdoissa, kostutusaineina ja puhdistusaineissa, sekä tekstiilien ja paperien pintakäsittelyaineissa. Ruotsalaistutkimusten perusteella on havaittu mm. PFOA:n pitoisuuksien laske-
neen ihmisen veressä. Tämä on todennäköisesti seurausta OECD-maiden suurten valmistajien vapaaehtoisesta valmistuksen ja käytön lopettamisesta. EU:n REACH- kemikaalilainsäädännössä valmistetaan PFOA:n ja sen ammoniumsuolan (APFO) rajoittamista. Suorat päästöt maaperään ja pintavesiin ovat suuremmat kuin ilmaan. Suurin päästölähde on todennäköisesti kaatopaikkojen suotovesien PFOA, jotka johdetaan yhdyskuntajätevesien puhdistamoille ja päätyvät näin Suomen pintavesiin. Näitä suurempi on kuitenkin PFOA-määrä, joka päätyy sisävesiin ja Itämereen laskeutuen. (Mehtonen ym., 2016)

Lyhytketjuiset klooriparafiinit

Lyhytketjuiset klooriparafiinit (SCCP) ovat rakenteeltaan n-alkanien johdannaisia, joiden hiiliketjun pituus vaihtelee 10–13 ja joihin on kiinnittynyt klooriatomeja. Kloorien määrä ja asema vaikuttavat yhdisteen ominaisuuksiin, kuten pysyvyyteen ja haihtuvuuteen.

Käyttö

Lyhytketjuisia klooriparafiineja on käytetty etenkin metallien leikkuunesteenä, muovien ja maalien pehmittiminä, palonestoaineena sekä nahkatuotteiden viimeistelyaineena. Lisäksi niillä on useita pienempiä käyttökohteita.

SCCP-yhdisteiden käyttö on vähentynyt huomattavasti 2000-luvun alun jälkeen, tiukentuneen sääntelyn seurauksena. Lyhytketjuisten kloorattujen parafiinien käyttö Suomessa on nykyään vähäistä. Vuonna 2015 poistettiin viimeiset lyhytketjuisia kloorattuja parafiineja koskevat vapautukset käytölle kaivosteollisuuden hihnakuljettimissa käytetyn kumin palonestoaineissa tai patojen tiivisteissä. Muutoksen jälkeen 4 päivänä joulukuuta 2015 tai ennen sitä käytössä olevia SCCP:a sisältäviä kaivosteollisuuden hihnakuljettimia ja patojen tiivisteitä voi edelleen käyttää. Myös aineiden tai valmisteen, jotka sisältävät SCCP:a 1 paino- % tai enemmän, ja sellaisten tavaroiden, jotka sisältävät SCCP:a 0,15 paino-% tai enemmän, tuotanto, saattaminen markkinoille ja käyttö kiellettiin. Käytännössä muutos asettaa rajan lainvastaiselle käytölle sekä SCCP:n epäpuhtaudelle pitkäketjuisissa klooratuissa parafiineissa (MCCP ja LCCP), joilla SCCP:ja on korvattu.

SCCP:n käyttöä on rajoitettu jo aikaisemmin, mutta niitä on löydetty raja-arvoa suurempina pitoisuuksina myös kuluttajille myydyissä EU:n ulkopuolelta tuoduissa kumi- ja muoviesineissä, kuten mm. hyppynaruissa ja sähköjohdoissa.

Päästöt

Lyhytketjuisilla klooratuilla parafiineilla ei tiettävästi ole luontaisia päästölähteitä, vaan kaikki päästöt ovat seurausta ihmisen toiminnasta. Päästöjä voi syntyä missä tahansa tuotteen elinkaaren vaiheessa. Ympäristössä havaitut SCCP-pitoisuudet voivat vaihdella suuresti, sillä nykyisiin analyysimenetelmiin liittyy yhä paljon epävarmuustekijöitä.

Itämeren maiden yhteisessä COHIBA-projektissa (Control of Hazardous Substances in The Baltic Sea Region 2009–2012) SCCP-yhdisteiden esiintyminen ympäristössä arvioitiin laajaksi. SCCP-yhdisteitä havaittiin 91–93 %:ssa tutkituista jätevesistä, hulevesistä, kaatopaikkojen suotovesistä sekä jätevedenpuhdistamoiden lietteissä.

Kaikista Itämeren alueen maiden SCCP-päästöistä arviolta yli puolet kohdistuu jätevesiin ja noin kolmannes maaperään. Päästöt jätevesiin johtuvat pitkälti SCCP-yhdisteitä sisältävien tuotteiden käytön aikaisista päästöistä, kun taas maaperään SCCP-yhdisteet kulkeutuvat lähinnä jätteistä.

COHIBA-hankkeen mukaan, Suomessa SCCP-päästöt syntyvät pitkälti niitä sisältävien tuotteiden käytön aikaisista päästöistä. Suomessa vuosittaisen SCCP-päästöjen arvioidaan olevan 350–690 kg maahan, 127–465 kg jätevesiin, 31–113 kg ilmakehään ja 1 kg sisämaan pintavesiin. Lisäksi SCCP-yhdisteitä päätyy ilmalaskeutuen sisämaan pintavesiin 105–206 kg/vuosi ja maahan 949–1858 kg/vuosi. Kaukokulkeuma on Suomessa merkittävin lyhytketjuisten kloorattujen parafiinien reitti ympäristöön.

Ympäristövaikutukset

Lyhytketjuiset klooratut parafiinit liukenevat huonosti veteen, mutta pidättyvät tehokkaasti orgaaniseen ainekseen, maahan, sedimenttiin tai jätevedenpuhdistamoilla lietteeseen. Ne voivat myös haihtua vedestä ilmaan, jossa ne kaukokulkeutuvat ilmavirtojen mukana. SCCP-yhdisteitä onkin havaittu arktisilla alueilla useissa ympäristön osissa, kuten sedimentissä ja nisäkkäissä.

SCCP-yhdisteet ovat ympäristössä erittäin pysyviä, ja niiden hajoavuus laskee kloorien määrän kasvaessa. Anaerobisessa sedimentissä ne eivät hajoa juuri lainkaan, mistä johtuen niitä voidaan havaita vielä vuosikymmeniä päästön tapahtumisen jälkeen. Aerobisessakin sedimentissä yli 48 paino-% klooria sisältävien SCCP-yhdisteiden puoliintumisaika on vähintään vuosi.

SCCP-yhdisteet kertyvät eliöihin erittäin voimakkaasti. Vähintään 60 paino-% klooria sisältävien SCCP-yhdisteiden on havaittu myös rikastuvan osassa vesistön ravintoketjuja.

Dikofoli

Dikofoli on kasvinsuojeluaine, jolla torjutaan erityisesti punkkeja ja kirvoja. Se on syntetisoitu teknisestä diklooridifelyylitrikloorietaanista (DDT) (Li et al. 2014). Vuonna 2015 dikofoli määritettiin uudeksi prioriteettiaineeksi Valtioneuvoston asetukseen vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006).

Lähteet

ECHA 2015 - <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/candidate-list-substances-in-articles-table 11.8.2016>

Li L., Liu J., Hu J., 2015. Global inventory, long-range transport and environmental distribution of dicofol. Environmental Science and Technology 49, 212-222.

Mehtonen J., Perkola N., Reinikainen J., Seppälä T., Suikkanen J., 2016, Perfluoratut yhdisteet ympäristössä – tietopaketti. Ympäristöministeriön rahoittama PERFAKTA -hanke 2015-2016 (Dnro YM/84/481/2015)
<http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BC7CCDE2E-857E-40C8-9573-00373E7EBC11%7D/119667> 27.6.2016

Seppälä T. ja Munne P., Pysyvät orgaaniset yhdisteet (POP) –ympäristö.fi sivut
<http://www.ymparisto.fi/pop> 27.6.2016

Stocholm Convention, decaPBDE,
<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/Chemicals/tabid/243/Default.aspx>
27.6.2016

US EPA,

Environmental fate of PCP

<http://pi.ace.orst.edu/search/getDocketDocument.s?document=EPA-HQ-OPP-2004-0402-0014> 7.7.2016

Toxicological review of Pentachlorophenol

https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0086tr.pdf 7.7.2016

Vn 143/2000 Valtioneuvoston päätös pentakloorifenolin sekä eräiden difenyyli-metaanien markkinoille luovuttamisen ja käytön kieltämisestä

VnA 1022/2006 Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista



VALTIONEUVOSTON
SELVITYS- JA TUTKIMUSTOIMINTA

tietokayttoon.fi
ISSN 2342-6799 (pdf)
ISBN 978-952-287-280-7 (pdf)