

28.9.2012

Suomen merenhoitosuunnitelman valmisteluun kuuluva

Meriympäristön nykytilan arvio

D. IHMISTOIMINNAN AIHEUTTAMAT PAINEET – OSA 1

Toimituskunta: Juha-Markku Leppänen, Eija Rantajärvi, Jan-Erik Bruun ja Joona Salojärvi



Suomen merenhoitosuunnitelman valmisteluun kuuluva

Meriympäristön nykytilan arvio

Meriympäristön nykytilan arvio koostuu kuudesta osasta:

- A. JOHDANTO JA OMINAISPIIRTEET
- B. ELINYMPÄRISTÖT, ELIÖYHTEISÖT JA SUOJELUALUEET
- C. MERENPOHJAN JA VESIPATSAAN ELIÖYHTEISÖT
- D. IHMISTOIMINNAN AIHEUTTAMAT PAINEET – OSA 1
- E. IHMISTOIMINNAN AIHEUTTAMAT PAINEET – OSA 2
- F. SOSIOEKONOMINEN ANALYYSI

Merenhoidon meren nykytilan arvio on valmisteltu ympäristöministeriön asettamassa merenhoidon suunnittelun asiantuntijatyöryhmässä, jonka puheenjohtajana on Juha-Markku Leppänen (Suomen ympäristökeskus) ja jäseninä Matti Aaltonen (Liikennevirasto), Penina Blankett (Ympäristöministeriö), Jan-Erik Bruun (Suomen ympäristökeskus), Michael Haldin/Jan Ekebom (Metsähallitus), Anna-Stiina Heiskanen/Heikki Pitkänen (Suomen ympäristökeskus), Johanna Ikävalko (Ilmatieteen laitos), Ulla Kaarikivi-Laine (Ympäristöministeriö), Mauri Karonen (Uudenmaan ELY-keskus), Antton Keto (Suomen ympäristökeskus), Aarno Kotilainen (Geologian tutkimuskeskus), Pasi Laihonon (Suomen ympäristökeskus), Anne Laine (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus), Hans-Göran Lax (Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus), Heikki Lehtinen (Maa- ja metsätalousministeriö), Olli Madekivi/Samu Numminen (Varsinais-Suomen ELY-keskus), Anita Mäkinen (Liikenteen turvallisuusvirasto Trafi), Stefan Nyman (Pohjanmaan ELY-keskus), Eeva-Riitta Puomio/Mikaela Ahlman (Uudenmaan ELY-keskus), Jouni Törrönen (Kaakkois-Suomen ELY-keskus), Matti Verta (Suomen ympäristökeskus), Antti Lappalainen (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos). Jan-Erik Bruun toimii myös työryhmän sihteerinä.

Työhön on osallistunut lisäksi myös suuri joukko muita asiantuntijoita eri viranomaisista ja laitoksista; kirjoittajien nimet esitetään kappaleiden alussa.

4. Ihmisen aiheuttamien paineiden ja vaikutusten analyysi	254
4.1 Fyysinen menetys	254
4.1.1 Ruoppaukset ja läjitykset	254
4.1.2 Muut fyysiset menetykset.....	255
4.2 Fyysinen vahinko	255
4.2.1 Muutokset liettymisessä	255
4.2.2 Kuluminen	257
4.2.3 Vesistörakentaminen	259
4.2.4 Itämeri ja merenkulku	262
4.2.5 Pienveneilystä Suomessa	270
4.2.6 Hydrologis-morfologiset muutokset ja meren tila-arviot	271
4.3 Muut fyysiset häiriöt	273
4.3.1 Vedenalainen melu	273
4.3.2 Roskaantumien	281
4.4 Hydrologisten prosessien häiriintyminen	287
ILMASTONMUUTOKSEN HYDROGRAFISTEN VAIKUTUSTEN ARVIOINTIA	287
4.4.1 Merkittävät muutokset lämpötiloissa	287
4.4.2. Merkittävät muutokset suolaisuudessa	289
4.4.3 Ilmastonmuutoksen vaikutukset Itämeren ekosysteemiin	290
4.5 Haitalliset aineet ja niiden aiheuttama pilaantuminen	292
4.5.1 Öljypäästöt ja öljyvahingot	292
4.5.2 Haitallisten aineiden yleinen esiintyminen	295
4.5.3 Haitallisten aineiden aiheuttama pilaantuminen.....	300
4.5.4 Haitalliset aineet ja meren tilaluokittelu.....	308
4.5.7 Yhteisön voimassa olevan lainsäädännön nojalla laaditut arvioinnit ja muut asiaan liittyvät arvioinnit	323

4. IHMISEN AIHEUTTAMIEN PAINEIDEN JA VAIKUTUSTEN ANALYYSI

4.1 FYYSINEN MENETYS

Samu Numminen (Varsinais-Suomen ELY-keskus)

Katso myös "Taloudellisen ja sosiaalisen analyysin" osio "3.6 Merenpohjan luonnonvarojen käyttö."

4.1.1 RUOPPAUKSET JA LÄJITYKSET

Merenpohjan fyysisiin menetyksiin, johtavat muun muassa ruoppaukset, joita tehdään esimerkiksi väylän tai satamaltaan rakentamiseksi ja niiden ylläpitämiseksi sekä uusien täyttöalueiden pohjarakentamiseksi. Lisäksi voidaan tehdä kunnostusruoppauksia, joiden tavoitteena ovat rantojen parannustyöt tai vesistön laadun ja käyttökelpoisuuden parantaminen (ravinnepitoisen tai pilaantuneen sedimentin poisto). Maa-ainesta voidaan ottaa vesialueelta myös rakennustarkoituksiin.

Yksityishenkilöt voivat tehdä pienenä mittakaavan ruoppauksia ja siirrellä ruoppausmassoja. Pienet ruoppaukset liittyvät mm. kesäasuntojen rantojen virkistyskäyttömahdollisuuksien parantamiseen. Tällaiset ruoppaukset eivät edellytä ympäristölupaa, vaan niistä tehdään ilmoitus viranomaiselle. Vuodesta 1989 lähtien on Helsingin komissiolle (HELCOM) raportoitu ruoppaus- ja läjitystoiminnan laajuudesta.

Alueellisesti ruoppaustoiminta Suomessa jakautuu koko rannikon pituudelle. Koska meillä on paljon matalia rannikkovesiä, merkittäviä ruoppauksia suoritetaan lähinnä infrastruktuurin ja satamatoimintojen ylläpitämiseen. Sedimenttien läjitysaluudet sijaitsevat satamakaupunkien yhteydessä tai niiden lähetyvillä.

Ruopatut massat läjitetään joko veteen tai maalle. Suomessa on ruopattuja massoja sijoitettu yleisesti vedenalaisille vesiläjitäysalueille. Vesiläjitykseen valitut alueet voivat olla esim. meren pohjassa olevia luonnollisia syvänteitä. Satamarakentamisen yhteydessä on massoja läjitetty muun muassa satama-alueilla sijaitseville vesiläjitäysalueille, käytetty satamarakenteisiin tai rantojen pengerrykseen. Satama-alueen laajentaminen on saatettu tehdä täyttämällä vesialue ruoppausmassoilla. Pilaantuneita massoja voidaan myös toisinaan käyttää hyödyksi esimerkiksi stabiloituina rakenteissa.

Mereen läjitäysalueille sijoitettavan sedimenttien määrä vaihtelee vuosittain suuresti välillä 0,5 – 5,5 miljoonaa kuivapainotonna, ollen kuitenkin normaalisti noin 1 miljoonaa kuivapainotonna. Vuositasolla merkittäviä hankkeita on keskimäärin viisi tai kuusi. Nykyisen tilanteen ei odoteta muuttuvan oleellisesti suuntaan tai toiseen. Suurissa kohteissa voi kuitenkin syntyä ruoppausmassoja paljon keskimääräistä vuotuista määrää enemmän. Esimerkiksi Vuosaaren sataman ruoppausmassojen määrän arvioitiin olevan noin viisi miljoonaa tonnia, joka kuitenkin jakautui usealle vuodelle.

Erityisesti saaristoalueilla toteutetaan runsaasti myös pieniä ruoppauksia, joissa liikuteltavat massat ovat yksittäin tarkasteltuna vähäisiä. Pienten ruoppausten kokonaismassamäärät voivat muodostua kuitenkin merkittäväksi. Vuonna 2006 tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin 35 Suomen rannikkokunnan (Pohjanmaa, Varsinais-Suomi, Uudenmaan rannikkoalue) ruoppausilmoitusten määrää vuosilta 2004–2005. Ruoppausilmoituksia tehtiin yhteensä 1045 kappaletta; yksittäisissä ilmoituksissa massojen määrä oli yleensä joitakin satoja kuutioita. Vuonna 2010 Varsinais-Suomen ELY-keskuksen tietoon tulleiden liikuteltujen massojen yhteismäärä nousi noin 250 000 kuutiometriin.

Pienruoppausten määrä Suomen rannikoilla vaihtelee paljon, samoin niiden viranomaiskäsittelyn menetellyt vaiheet (Awellan & Forselius 2008). Tarve näihin toimenpiteisiin säilynee tulevaisuudessa vähintään nykyisen kaltaisina mm. maankohoamisen ja rantojen umpeenkasvun seurauksena. Pienten ruoppausten vaikutukset kohdistuvat paikalliselle tasolle.

4.1.2 MUUT FYYSISET MENETYKSET

Harri Helminen (Varsinais-Suomen ELY-keskus) ja Anne Laine (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus)

SATAMARAKENTAMINEN JA VÄYLÄT

Katso myös "Taloudellisen ja sosiaalisen analyysin" toimialakohtaisen tarkastelun osio 3.1.1.4 "Väyliä rakentaminen ja ylläpito."

Saaristomeren ja Selkämeren rannikon satamien läheisyydessä Turussa, Naantalissa, Uudessakaupungissa, Raumalla ja Porissa ovat satamarakentaminen ja väylät olennaisesti muuttaneet rantaviivan ja pohjan rakennetta. Jokaiseen kohteeseen on suunniteltu nykyistä syvemmät väylät. Naantaliin sellainen on myös tehty ja väylä kulkee läpi rikkonaisen Saaristomeren. Poriin ollaan juuri nyt rakentamassa syvempää väylää ja Uudenkaupungin sekä Rauman väylähankkeiden lupaprosessit ovat käynnissä. Uudenkaupungin ja etenkin Rauman väyliä syventämisen yhteydessä syntyvät ruoppausmassat ja niiden läjittäminen uhkaavat herkkää meriympäristöä ja toteutuessaan voivat aiheuttaa laajojakin fyysisiä muutoksia meren pohjalla.

Perämeren sisemmissä rannikkovesimuodostumissa satamarakentaminen sekä laiva- ja veneväylät ovat paikallisesti muuttaneet rantaviivan ja pohjan rakennetta sekä syvyysolosuhteita. Ulommissa rannikkovesimuodostumissa rakentaminen on rajoittunut laivaväyliin ja muutamiin pienehköihin satama-alueisiin. Näillä ei ole juurikaan merkitystä meren tilan kannalta.

Perämeren alueella pääosin rannikko- ja matalikkoalueille kohdistuvat käyttöpaineet ovat kasvaneet erittäin nopeasti. Rannikkovesille on suunnitteilla useita laajoja merenpohjan elottomien resurssien hyödyntämishankkeita, joilla ympäristövaikutusten arviointimenettely on käynnissä, käynnistymässä tai jo päättynyt. Esimerkiksi Perämeren merihiekan nostohankkeen tarkoituksena on nostaa merenpohjasta enimmillään 20 miljoona kuutiometriä pohja-aineksia 15 vuoden aikana (Morenia Oy 2009). Yhden nostokohteen vuosittainen ottoalue olisi enintään 6,5–7 hehtaaria. Mahdolliset kohteet sijoittuvat 10–30 kilometrin etäisyydelle rannikosta. Veden syvyys kohteilla vaihtelee kahdeksasta 25 metriin. Laajalle alueelle rannikon tuntumaan sijoittuvat tuulivoimahankkeet hyödyntäisivät puolestaan toteutuessaan 400–500 km² matalikkoja. On arvioitu, että laajimmillaan ne tulisivat hyödyntämään 15 % Perämeren Suomen puoleisista alle 15 metrin syvyyksistä alueista ja kolmasosan alle 10 metrin syvyyksistä alueista.

4.2 FYYSINEN VAHINKO

4.2.1 MUUTOKSET LIETTYMISESSÄ

Kenneth Holm (Suomen ympäristökeskus), Harri Helminen (Varsinais-Suomen ELY-keskus) ja Anne Laine (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus)

Ruoppaus- ja läjitystoiminnasta voi aiheutua suoria ja välillisiä vaikutuksia, jotka kohdistuvat ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyvyyteen tai/ja maaperään, vesiin ja vesistöihin, ilmaan ja ilmastoon, eläimiin ja kasvillisuuteen sekä yhdyskuntarakenteeseen, rakennuksiin, maisemaan, kaupunkikuvaan ja kulttuuriperintöön että näiden tekijöiden vuorovaikutuksiin.

Ruopattujen ja läjitettävien massojen määrä ei ole suoraan verrannollinen aiheutuvien ympäristövaikutusten kanssa. Ruopatun massan kemiallinen ja fysikaalinen laatu voivat olla ympäristövaikutusten kannalta määrää oleellisempia tekijöitä; satama-alueiden pohjasedimenttien haitta-ainepitoisuudet voivat olla hyvin suuria. Läjitysmaiden oikealla valinnalla voidaan vaikuttaa hankkeen ympäristövaikutuksiin.

Ruoppaus- ja läjitystoiminta aiheuttaa muutoksia veden laatuun ja pohjan koostumukseen muuallakin kuin itse toiminta-alueella; pohjan syvyys ja laatu muuttuvat. Ruoppaus tarkoittaa käytännössä pohjassa ruoppausalueella elävien yhdyskuntien poistoa ja mahdollista tuhoamista. Vesialueella tapahtuva läjittäminen on vuorostaan merenpohjan peittämistä ja siellä olevien yhdyskuntien tukahduttamista.

Hankkeen fysikaalisten ja kemiallisten vaikutusten kannalta merkittävää on ruoppaus- ja läjitysalueella tapahtuva toiminta ja sedimenttimassan sisältämän hienoaineksen leviäminen ympäristöön; vaikutusalueen laajuutta voidaan karkeasti arvioida siitä, kuinka laajalle hienoaines kulkeutuma ja merenpohjan peittyminen ulottuu. Osa hankkeista aiheutuvista vaikutuksista on ohimeneviä ja osa pysyviä.

Ruoppauksen vaikutuksesta haitta-aineet ja ravinteet vapautuvat veteen ja leviävät kiintoainepartikkeleihin sitoutuneina. Ruopattavan massan laatu, ruoppaus- ja läjitystekniikat, olosuhteet ym. vaikuttavat kuitenkin ruoppausmassan kulkeutumiseen ja leviäminen. Veden laadun muutokset ilmenevät veden samentumisena sekä ravinteiden ja mahdollisten haitallisten aineiden kulkeutumisena ja kertymisenä uusille alueille.

Saaristomerellä Turun Sataman merialueen ja sinne johtavan väylän kunnossapitoruoppaukset aiheuttavat merkittävää liettymistä Airistolla, jonne ruoppausmassat läjitetään. Turun Satamalla on erityinen tarve jatkuviin ruoppauksiin, koska se sijaitsee Aurajoen suulla. Aurajoki tuo merelle jatkuvasti suuria määriä kiintoainesta, joka osin laskeutuu satama-altaaseen ja väylälle.

Läjitysalueilta, varsinkin vanhemmilta, karkaa aika ajoin kiintoainetta, joka saattaa liettyä uudelleen esimerkiksi kalojen kutupaikoille. Pohjois-Airisto on ollut Saaristomeren silakan tärkeimpiä kutualueita ja on arveltu, että liettyminen on heikentänyt silakan lisääntymistä. Näin ollen paikallisen ruoppaus- ja läjitystoiminnan seurauksena syntyvän liettymisen jäljet voivat näkyä koko Saaristomerellä.

Ihmistoiminta on lisännyt merkittävästi valuma-alueelta liikkeelle lähtevän kiintoaineen määrää. **Perämerellä** jokien tuoman kiintoaineen kulkeutuminen ja kasaantuminen aiheuttaa yhdessä maankohoamisen kanssa jokisuistojen liettymistä ja lisää väylien kunnostamistarvetta luonnostaankin matalissa rannikkovesissä. Väylien ruoppaaminen saa sedimentteihin mahdollisesti kerääntyneet happamoittavat aineet liikkeelle.

Pelkästään Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueelta Perämereen laskevat joet (Kalajoelta etelässä Kuivajoelle pohjoisessa) kuljettavat tuovat keskimäärin yli 90 tn kiintoainetta vuodessa (v. 2001–2006 aineisto). Tällä alueella suoraan rannikkovesiin kohdistuvan kiintoainekuormituksen (3 500 t/v) osuus koko kiintoainekuormituksesta on vain 4 % (Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun ympäristökeskukset 2009).

Tuulivoimahankkeiden yhteisvaikutuksia ei ole arvioitu. Merenhoidon kannalta keskeisiä vaikutuksia ovat rakentamisen aikaiset vesistövaikutukset kuten kiintoaineen lisääntyminen ja sameus (> vaikutukset kalojen mätiin, kalanpoikasiin ja saalistukseen), mahdollisesti haitallisten aineiden vapautuminen sedimentistä sekä esimerkiksi kalojen kutu- ja poikasalueiden menetykset. Perämeren tuulipuistoalueilla kutevia kalalajeja ovat karisiika, muikku, ahven, silakka, harjus, hauki, tuulenkala ja härkäsimppu. Lisäksi rakentamisesta kohdistuisi vaikutuksia kalastukseen ja linnustoon. Käyttövaiheessa olosuhteet alkavat vähitellen palautua ja tuulivoimaloiden perustukset voivat luoda jopa uusia elinympäristöjä (ns. riuttavaikutus).

Merihiekan nosto aiheuttaa veden samentumisesta ja melusta johtuen kalojen pakoa alueelta ja kutualueiden tuhoutumista sekä matalammilla nostokohteilla vesikasvillisuuden ja pohjaeliöstön tuhoutumista hyödynnettävillä alueilla sekä niiden lähistöllä. Muutokset heijastuvat kalastukseen ja kalatalouteen. Ruokailuolosuhteiden heikentyminen ja kalakantojen taantuminen saattavat vaikuttaa lähialueiden vesi- ja lokkilintujen pesimämenestykseen. Lisäksi vaikutuksia voi kohdistua pesimäalueille ja satamien läjitysalueiden lintulajistolle (Morenia Oy 2009).

4.2.2 KULUMINEN

Asko Sydänoja ja Pekka Paavilainen (Varsinais-Suomen ELY-keskus)

Antti Lappalainen (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos)

LAIVALIIKENTEEN EROOSIOVAIKUTUKSET

Katso myös "Taloudellisen ja sosiaalisen analyysin" toimialakohtaisen tarkastelun osion 3.1 "Kuljetus ja liikenne" alaosio 3.1.2 "Vaikutukset meriympäristöön ja riippuvuus ympäristön tilasta."

Suomen ja ulkomaiden välisestä tavaravaihdosta suurin osa tapahtuu meritse, minkä takia laivaliikenteen merkitys laivaväylien varren meriluonnolle voi olla suurikin. Alusten aiheuttama aaltovaikutus riippuu muun muassa alusten nopeudesta ja etäisyydestä tarkasteltavaan rantaan sekä aluksen uppouman aiheuttamasta virtauksesta. Laivojen aiheuttama aallonmuodostus on pienentynyt laivojen runkosuunnittelun kehittymisen ansiosta, mutta alusten pituuden ja uppouman kasvu on lisännyt laivojen syrjäyttämää vesimäärää ja siten voimistanut laivaliikenteestä johtuvia virtaushäiriöitä.

Laivaliikenteellä on merkittävä vaikutus erityisesti suojaisissa saaristoissa. Laivaliikenne ja vähäisemmässä määrin myös veneily lisäävät sedimentin resuspensiota ja rantavyöhykkeen eroosiota. Tutkimuksissa on todettu laivojen ohikulun nostavan pohjan läheisiä virtauksia huomattavasti ja laskevan hetkellisesti vedenpintaa erityisesti salmialueilla. Kapeissa salmissa laivaliikenteen aikaansaamat imu- ja painevaikutukset aiheuttavat suuria veden virtausnopeuksia ja laivaliikenteen synnyttämän aallokon vaikutukset saattavat kertautua. Turun edustalla laivaliikenteen on todettu aiheuttavan mm. rantavallien sortumista. Yksittäisessä kohteessa rantaa on havaittu huuhtoutuneen mereen suurimmillaan yli 15 metrin matkalta vuosien 1995 ja 2001 välillä. Eroosio-ongelmat kohdistuvat Suomen rannikolla pahiten saaristoille alueille, joissa väylät sijaitsevat suhteellisen lähellä rantaviivaa ja joissa laiva- ja veneliikenne on voimakasta. Tällaisia alueita on paljon esimerkiksi Saaristomerellä.

Eroosioherkimmillä alueilla pohjasedimenttiä lähtee liikkeelle jo pienveneliikenteen vaikutuksesta. Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan eroosioherkkyydeltään haavoittuvimpina voidaan pitää jyrkkiä moreenirantoja. Aallokon vaikutus kohdistuu voimakkaana myös vesistön mataliin osiin kuten rantavyöhykkeeseen ja matalikkoihin, jotka ovat tyypillisiä kalojen lisääntymispaikkoja. Tämä vaikuttaa mm. kalojen kutualueiden liettymiseen ja kasvillisuuden muutoksiin. Usein toistuvat pohjasedimentin suspensiotapahtumat ovat erityisen haitallisia ja lisäävät mädin kuolleisuutta muun muassa aiheuttamalla kehittyville alkiolle hapenpuutetta. Lisäksi veteen suspendoitunut hienorakeinen aines tukkii kalojen kiduksia.

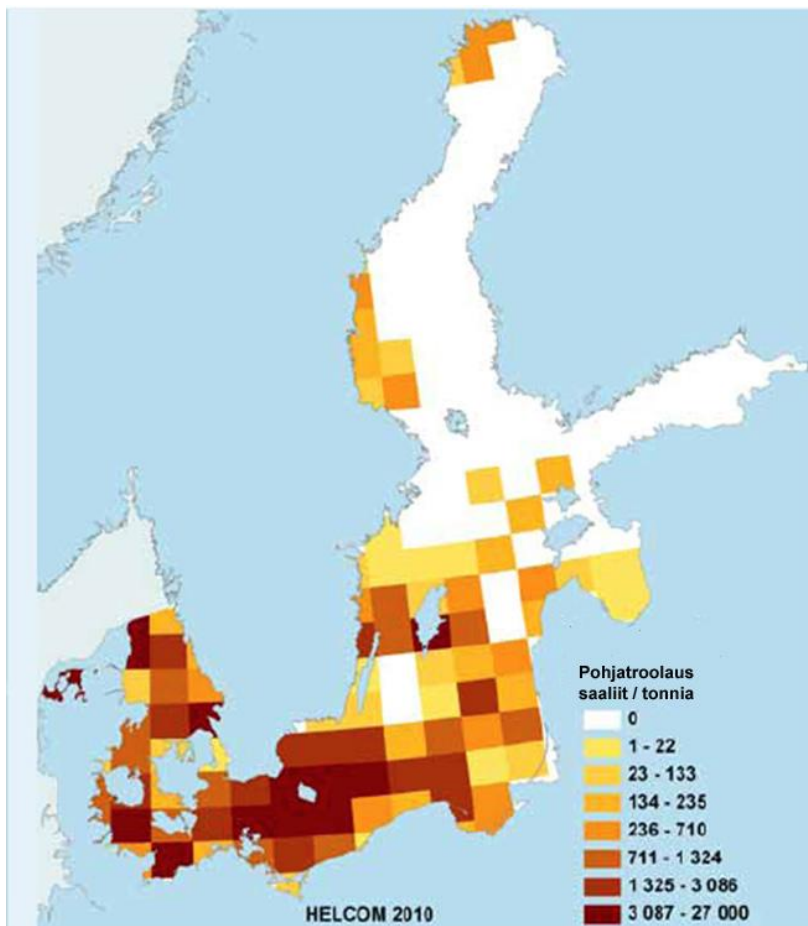
Turun ja Naantalin edustalla vuosina 2000 ja 2001 tehtyjen eroosiomittausten mukaan mätinäytteiden kiintoainespitoisuus kalojen kuturannoilla kasvoi hetkellisesti alusten ohitustilanteissa yli kaksinkertaiseksi keskimääräisiin pitoisuuksiin verrattuna. Tutkimuksissa on todettu, että luonnonaallokkoon verrattaessa voidaan ohittavien alusten aaltovaikutuksen katsoa vastaavan jopa noin 20–25 m/s tuulen aiheuttamaa aallokkoa.

Rannan eliöyhteisöille rantavyöhykkeen kulumisesta seuraa monenlaisia vaikutuksia. Tutkimuksissa on havaittu, että laivaväylien varrella rantojen kasvillisuusvyöhykkeet laajenevat syvyyssuunnassa samalla, kun lajiluku ja kasvien biomassa pääsääntöisesti vähenevät. Poikkeuksena ovat rakkolevän muodostamat sekakasvustot pehmeiden pohjien lajien kanssa, jolloin lajiluku saattaa kasvaa. Tällöin rakkolevän biomassa jää kuitenkin pienemmäksi kuin luonnonalaisilla rannoilla, sillä väyläaaltojen kitka ja paine irrottavat pohjaan kiinnittyneitä eliöitä.

Laivaliikenteen vaikutusalueella rihma- ja rakkolevävyöhykkeen eläinyhteisöjen lajirunsaus, yksilötiheys ja biomassa vähenevät suojaisiin rantoihin verrattuna. Kaloille kasvillisuuden väheneminen merkitsee suojapaikkojen ja kutualustojen vähenemistä. Elinympäristön köyhtymistä lisää myös kalojen ravintoeläinten väheneminen. Vaikutukset eivät rajoitu pelkästään väylien välittömään läheisyyteen, sillä virtausten nostattamaa kiintoainesta voidaan havaita mittausten perusteella etäälläkin laivaväylistä.

TROOLIKALASTUS

Ammattikalastajien troolikalastus Suomen vesialueilla keskittyy silakan ja kilohailin pyyntiin, mutta jonkin verran trooleilla pyydetään myös muikkua ja kuoretta. Nämä kaikki lajit ovat pelagisia, ja niitä pyydetään välivesitroolilla. Silakkaa kalastetaan ajoittain läheltä pohjaa, silloin kun tarkoituksena on pyytää etupäässä ihmisravinnoksi tarkoitettuja kookkaampia ja silakoita. Varsinaista pohjaa laahaavaa troolaamista, jossa pyydetäisiin nimenomaan pohjakaloja, ei Suomen vesialueilla tehdä. Siksi kalastaminen ei aiheuta Suomen merialueilla mainittavaa merenpohjan kulumista.



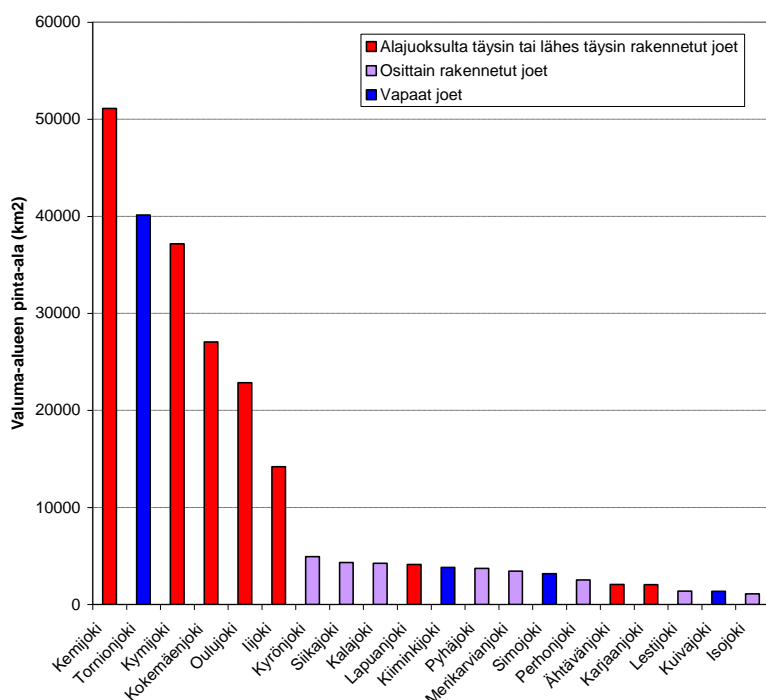
Kuva 4.2.1-2. Itämerellä pohjatroolauksella saatavat saaliit (HELCOM 2010, Aineiston lähde: kansalliset kalastusviranomaiset.)

4.2.3 VESISTÖRAKENTAMINEN

Tapio Sutela ja Aki Mäki-Petäys (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos)

VESIVOIMA

Maamme Itämereen laskevista joista kuusi suurinta muodostaa valuma-alueen kokonsa perusteella selvästi muista joista erottuvan ryhmän (Kuva 4.2.3-1). Nämä joet ovat alajuoksulta lähtien täysin tai lähes täysin vesivoimantuotantoon rakennettuja Tornionjokea lukuun ottamatta. Monessa pienemmässä joessa kaloilla on nousumahdollisuutta muutamia kymmeniä kilometrejä ennen ensimmäistä patoa. Pääosa suurimpien jokien rakentamisesta on toteutettu 1940 – 1960 -luvulla. Viime vuosina uuden vesivoiman rakentaminen on ollut vähäistä, sillä merkittäviä suojelemattomia virtavesikohteita ei juuri ole jäljellä. Lähivuosina toteutukseen saattaa kuitenkin tulla Sierilän vesivoimalaitoksen rakentaminen Kemijoen pääuomassa.



Kuva 4.2.3-1. Valuma-alueen pinta-alan perusteella suurimmat Itämereen laskevat joet Suomen rannikolla jaoteltuna kolmeen ryhmään vesirakentamisen suhteen. Mukana kaikki joet, joiden valuma-alue on yli 2000 km² (Kemijoki-Karjaanjoki) ja kolme hieman pienempää jokea.

VAIKUTUKSET VAELLUSKALAKANTOIHIIN

Vaelluskalojen vaellusreittien katkaiseminen on ollut tuhoisaa Itämereen laskevien jokien alkuperäisille vaelluskalakannoille. Lohi, taimen ja muut vaelluskalamme tarvitsevat koski- ja virtapaikkoja lisääntymiseen ja osa myös poikasvaiheen kasvuun. Lisäksi niiden luontainen elinkierto edellyttää kulkumahdollisuutta jokien poikasalueiden ja meren syönnösalueiden välille.

Itämereen laskevissa joissamme on luontaisesti lisääntyviä lohikantoja enää Tornionjoessa ja Simojoessa. Lisäksi Kymijoen suualueella on havaittu lohen luontaista lisääntymistä. Satunnaisemmin lisääntymistä on todettu muutamalla muullakin joella. Koko Itämeren alueen alun perin noin sadasta lohijoesta on jäljellä noin 30 jokea, joissa tavataan edelleen luontaisesti lisääntyviä alkuperäiskantoja (Kansainvälinen Itämeren kalastuskomissio ja HELCOM 1999).

Meritaimen lisääntyi alun perin noin 45:ssä maamme Itämereen laskevassa joessa tai purossa. Meritaimenkannat ovat taantuneet 1800-luvun loppupuolelta lähtien. Suurten jokien vanhoissa saalistilastoissa meritaimen on usein laskettu loheksi, joten meritaimenen historiallisia saalistietoja ei juuri ole saatavissa. Suurin osa meritaimenen luonnonkannoista hävisi 1970-lukuun mennessä etupäässä ympäristömuutosten takia. Alkuperäiseksi katsottu mereen vaeltava taimenkanta on jäljellä enää noin kymmenessä jokivesistössä, ja osaa näistäkin kannoista tuetaan istutuksilla. Merestä kutuvaellukselle nouseva vaellussiika on aiemmin lisääntynyt ainakin 30 Itämereen laskevassa joessamme.

Alkuperäisiä ja luontaisesti uusiutuvia vaellussiikakantoja on jäljellä enää Tornionjoessa, Simojoessa, Kiiminkijoessa ja Kyrönjoessa. Muiden Perämereen laskevien jokien alkuperäiset vaellussiikakannat lienevät hävinneet, mutta istutusten ansiosta siikaa nousee moneen niistä. Rakennettujen jokien vaellussiikakannat ovat istutustenvaraisia. Mereen laskevien jokien rakentaminen on aiheuttanut haittaa myös toutain- ja nahkiaiskannoille.

VAIKUTUSTEN KOMPENSOINTI JA VÄHENTÄMINEN

Rakennettujen jokien kalakannoille ja kalastukselle aiheutuneiden haittojen vesilain mukainen kompensatio on maassamme painottunut kalanistutuksiin. Kalojen luonnonlisääntymistä mahdollistava toiminta ja kantojen palauttaminen luonnolliseen elinympäristöönsä mm. kalateitä rakentamalla on ollut vähäistä verrattuna muihin Keski- ja Pohjois-Euroopan maihin. Luonnonlohien eloonjäänti vaelluspoikasesta kutuloheksi on arvioitu noin kolminkertaiseksi istukkaisiin verrattuna (Romakkaniemi 2008). Nämä seikat yhdessä EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisen vesienhoitotyön tavoitteiden, muiden kansainvälisten ja kansallisten velvoitteiden ja suositusten sekä yhteiskunnan arvostusten muutoksen kanssa ovat lisänneet tarvetta avata mahdollisuus kalojen luonnolliselle lisääntymiskierrolle myös rakennetuissa joissa. Kalateiden rakentaminen avasi lohelle ja taimenelle yhteyden laajoille kutu- ja poikastuotantoalueille esimerkiksi Kemi/Ounasjoessa ja Iijossa, sillä näiden jokien yläosissa on edelleen rakentamatta laajoja lisääntymisalueiksi soveltuvia alueita. Suomessa on vireillä kalojen vaellusyhteyden palauttamiseen tähtääviä hankkeita muun muassa Perämereen laskevilla suurilla entisillä lohijoilla sekä Suomenlahteen laskevalla Kymijoen kalatiet -hankkeessa (v. 2011-2013) on tavoitteena kalateiden suunnittelu alajuoksun viidelle voimalaitospadolle. Oulujoella on jo valmiita suunnitelmat kalateiden rakentamiseksi Oulujärvelle asti ja Kemijoella avattiin suunnittelun tarjouskilpailu kesäkuussa 2011.

RANNIKKOALUEIDEN TIEPENKEREET

Tiepenkereet ja niiden liian pienet tai väärään paikkaan sijoitetut virtausaukot, virtausaukon liettyminen tai veden virtausväylän puuttuminen virtausaukolta avoveteen aiheuttavat usein veden luonnollisen virtauksen estymistä. Luonnollisen virtauksen estyminen aiheuttaa muutoksia kasvillisuuteen, pohjan laatuun, pohjaeläimistöön ja kalastoon. Muutokset ovat samankaltaisia kuin vesistön rehevöityessä. Myös veden laatuerot vesistön tai merialueiden osien välillä voivat olla suuret veden virtauksen puuttuessa niiden väliltä. Luonnollisen virtauksen estyessä kuluttava toiminta (virtaus, jää, aallokko) heikkenee ja vesikasvillisuus runsastuu. Esimerkiksi järviruokakasvustot ja kelluslehtiset kasvit – kuten ulpukka ja uistinvita – voivat lisääntyä. Vaikutukset voivat yltää tiepenkereestä satojen metrien päähän.

Virtausta estävillä tiepenkereillä on vesistöjä mataloittava vaikutus. Virtauksen puuttuessa ruokakasvustot maatuva kasvupaikalle. Sedimentaatio lisääntyy ja pohja muuttuu liejupohjaksi. Maatuva kasvustot lisäävät orgaanisen aineksen määrää sedimentissä. Orgaanisen aineksen hajoaminen aiheuttaa hapen kulutusta ja pohjassa voi esiintyä hapen vajeita tai jopa täydellinen happikato. Pohjan rehevöityessä ja liettyessä pohjaeläimistö muuttuu. Kalastossa tapahtuu samanlaisia muutoksia kuin vesistön rehevöityessä eli vähempiarvoiset kalat (mm. särkikalat) lisääntyvät. Virtausaukkojen yhtenäisten mitoitus- ja sijoitusohjeiden puuttuminen aiheuttaa ongelmia ja kirjavuutta pengeraukkoja suunniteltaessa. Penkereitä on rakennettu erityisesti saaristoille rannikkoalueille parempien kulkuyhteyksien mahdollistamiseksi. Lounais-Suomen rannikkoalueella 2000-luvun alussa tehdyssä kartoituksessa löydettiin yleisiltä ja yksityisiltä teiltä yhteensä 336 tiepengertä, joiden koko ja vesistövaikutukset vaihtelevat hyvin paljon (Koskinen 2002). Perämerellä suunnitellaan Hailuodon liikenneyhteyden kehittämistä. Yhtenä vaihtoehtona on tarkasteltu nykyisen noin seitsemän kilometrin lauttayhteyden korvaamista kiinteällä tieyhteydellä. Vesienhoidon kriteerein arvioituna alue on tällä hetkellä tyydyttävässä ekologisessa tilassa. Toteutuessaan hankkeelle tulisi olemaan vaikutuksia muun muassa virtauksiin ja vedenlaatuun (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus 2010). Vaikutuksia voidaan vähentää penkereitä kunnostamalla ja laajentamalla virtausaukkoja tai parantamalla niiden sijaintia.

VIITTEET

Awellan & Wilhelm Fortelius: Förekomst och behandling av muddringsanmärningar i finländska kustkommuner – en jämförande undersökning. Yrkeshögskolan Sydvästs publikationsserie 1: 1-10.2008.

Bengston, Aaron, Hannu Peltoniemi & Jorma Rytönen (2003). Measurements of Fast Ferry Waves in Helsinki – Tallinn Run. VTT Industrial Systems, Research report No. BTUO34-031143. 37 s. Espoo.

- Fagerholm, H.-P. 1975: The effects of ferry traffic on the rocky shore macrofauna in the southern Åland archipelago: 1. The Cladophora zone. Merentutkimuslait. Julk./Havsforskningsinst. S. 239: 331–337. Julkaisussa Madekivi, O. (toim.) 1993: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset.
- Granath, L. 1991: Farledsstränder i Stockholms skärgård. Material och erosionsskador. Länsstyrlesen i Stockholms län. Rapport 1991:12. Julkaisussa Madekivi, O. (toim.) 1993: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset.
- Granath, L. 1992: Teoksessa Madekivi, O. (toim.) 1993. Fahrledsstränders erosionskänslighet. Inventering av strandtyper och skador i Stockholms skärgård. Länsstyrlesen i Stockholms län. Rapport 1992:10. Julkaisussa Madekivi, O. (toim.) 1993: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset.
- HELCOM. 2007. HELCOM Guidelines for the disposal of dredged Material at Sea.
- Kohonen, T., Vahteri, P., Helminen, U., Sihvonen, M. & Vuorinen, I. 2004: Kalojen lisääntymisalueet Saaristomerellä. Loppuraportti tutkimushankkeesta (KOR). Seili Archipelago Research Institute Publications 2. 109 s., 31 liites.
- Koskinen Mirja, 2002. Lounais-Suomen tiepengerinventointi. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 2/2002, 70 s. ISBN 952-5288-64-1.
- Madekivi, O. (toim.) 1993. Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A. No. 166. Helsinki. 116 s.
- Morenia Oy. 2009. Perämeren merihiekan nosto. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Finnish Consulting Group. Infra ja ympäristö. 98 s.
- OSPAR Commission. 2004. Guidelines for the Management of Dredged Material (Reference Number: 2004-08).
- Pearson, W.D., Killgore, K.J., Payne, B.S. & Miller, A.C. 1989. Environmental Effects of Navigation Traffic: Studies on Fish Eggs and Larvae. Environmental Impact Research Program. Technical Report EL-89-15. US Army Corps of Engineers. Washington, DC 20314-1000. 35 s. Julkaisussa Kohonen, T., Vahteri, P., Helminen, U., Sihvonen, M. & Vuorinen, I. 2004: Kalojen lisääntymisalueet Saaristomerellä.
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus ja Kainuun ympäristökeskus 2009. Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma. 213 s.
- Romakkaniemi, A. 2008. Conservation of Atlantic salmon by supplementary stocking of juvenile fish. Helsingin yliopisto. Väitöskirja. 43 s.
- Rytkönen, Jorma, Jukka Sassi & Risto Koskivaara (2001). Laivojen aiheuttama aalto- ja virtaushäiriö rannassa. aalto- ja virtausmittaukset Airstolla 02.- 05.05.2000. VTT Valmistustekniikka, tutkimusraportti BVAL34-001016. 40 s. + liitteet. Espoo.
- Ympäristöministeriö. 2004. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Anvisning för muddring och deponering av muddermassor. Ympäristöopas 117. Helsinki: Ympäristöministeriö. 121 s. ISBN 952-11-1894-0.
- Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, L-vastuualue, 2010. Ympäristövaikutusten arviointimenettely, Hailuodon liikenneyhteys. Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja. 236 s.
- Virtasalo, J., Kohonen, T. & Vuorinen, I. 2000. Laivaliikenteen aiheuttamat muutokset virtausoloihin Ruissalon väylällä. Raportti virtausmittauksista 24.8. ja 19.-20.10.2000. Saaristomeren tutkimuslaitos. Turun yliopisto. 15 s.
- Virtasalo, J. 2001: Laivaliikenteen aiheuttamien ja luonnollisten virtausten vaikutus sedimentaatio-olosuhteisiin Pohjois-Airistolla. Turun Yliopisto, Geologian laitos, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. Pro gradu -tutkielma, 65 s., 9 liites.
- WPD Finland Oy & Pöyry. 2009. Suurhiekkan merituulipuisto ja sähkönsiirron reittivaihtoehdot. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. 365 s + liitteet.

4.2.4 ITÄMERI JA MERENKULKU

Anita Mäkinen (Liikenteen turvallisuusvirasto) ja Matti Aaltonen (Liikennevirasto)

Itämeri on yksi maailman tiheimmin liikennöidyimmistä merialueista, missä arvioidaan joka hetki olevan noin 2000 alusta liikenteessä. Suomen rannikolla alustiheys on suurin Suomenlahdella, missä Venäjän satamiin liikennöivät öljytankkerit kasvattavat sekä öljyonnettomuuden riskiä, että painolastiveden mukana leviävien vieraslajien uhkaa.

Merenkulku on globaalia toimintaa ja myös sen sääntely tapahtuu globaalisti Kansainvälisessä merenkulkujärjestössä (International Maritime Organisation, IMO). IMO on YK:n alainen organisaatio, joka jäsenvaltioidensa kautta vastaa kansainvälisestä merenkulun sääntelystä. EU:ssa ja HELCOM:ssa voidaan lisäksi säätää alueellisesti merenkulun päästöistä. Tämä sääntely ei voi olla ristiriidassa IMO:n sääntelyn kanssa eikä sitä lievempää. Sekä rehevöityminen, että öljy ja kemikaalit lisäävät lajien fysiologista stressiä ja heikentävät Itämeren hyvinvointia. Myös alusten painolastiveden välityksellä leviävät vieraslajit uhkaavat Itämeren luonnon monimuotoisuutta. Rehevöittävät ravinteet ja haitalliset aineet kuten öljy yritetään eliminoida mahdollisimman hyvin.

Merialuesuunnittelun keinoin mahdollistetaan yhteistoiminta merialueilla: taataan merien kestävä käyttö ja taloudellinen kasvu samanaikaisesti kun huomioidaan sosiaaliset vaikutukset ja meriluonnon suojelu. Suomen ulkomaankauppa kulkee 80% laivoilla, joten meidän tulee huolehtia merenkulun turvallisuudesta mm. turvaamalla riittävän syvät ja leveät laivaväylät. Tämä aiheuttaa paikoin rannikollamme väylien kunnostusruoppausta ja uudisrakentamisen tarvetta.

Meriliikenteen ympäristövaikutuksia on käsitelty myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osiossa 4.2.2 "Kuluminen" kappaleessa "Laivaliikenteen eroosiovaikutukset." Merenkulkua ja merkitystä on käsitelty myös "Taloudellisen ja sosiaalisen analyysin" osiossa 3.1. "Kuljetus ja liikenne."

IMO:N MARPOL -YLEISSOPIMUS

Itämeri on IMO:n MARPOL -yleissopimuksen (liitteet I, V, VI) mukaan erityisalue, missä alusten päästöt veteen tai ilmaan ovat tiukemmin säädellyt kuin muilla maailman merialueilla. Se on myös erityisalue alusten käymäläjätevesiä sääntelevän IV-liitteen suhteen (IMO:n päätös 2011), joka tulee voimaan, kun Itämeren maat ovat raportoineet, että alueen matkustaja-alussatamissa on riittävä jäteveden vastaanottokapasiteetti.

Edelleen MARPOL- yleissopimuksen mukaan Itämeri on erityisalue, missä öljypäästöt on kielletty. Laittomat öljypäästöt ovat selvästi vähentyneet, mutta niitä esiintyy edelleen (Taulukko 4.2.4-2) ja ne aiheuttavat ongelmia koko vesipatsaan eliöstölle. Erityisesti öljystä kärsivät linnut ja merinisäkkäät, joiden höyhenten ja turkin lämmöneristyskyvyn öljy turmelee. Esimerkiksi Itämeren allipopulaation on arveltu vähentyneen merkittävästi jatkuvien pienten öljypäästöjen seurauksena.

Alusten jätevesipäästöt aiheuttavat ravinnekuormitusta Itämereen, mikä edistää rehevöitymistä. Laivojen typpipäästöt ovat 356 tonnia vuodessa ja fosforipäästöt 119 tonnia vuodessa. Määrällisesti kuormitus on vähäistä verrattuna esimerkiksi maatalouden aiheuttamaan kuormitukseen, mutta jätevesien ravinteet päätyvät mereen pääsääntöisesti kesällä, levien parhaana kasvukautena, ja ne ovat leville suoraan käyttökelpoisessa muodossa.

Uudistuneen MARPOL- yleissopimuksen (liite IV) mukaan vuodesta 2016 alkaen uusien matkustaja-alusten ja vuoden 2018 alusta lukien kaikkien matkustaja-alusten on joko jätettävä jätevetensä satamiin tai puhdistettava ne ravinteiden osalta Itämerellä, samaan tapaan kuin yhdyskuntajätevedet puhdistetaan. Ehtona säännön voimaantulolle on kuitenkin se, että Itämeren maiden matkustaja-alussatamissa on riittävä jäteveden vastaanottokapasiteetti.

ALUSTEN PÄÄSTÖT ILMAAN

Alusten ilmapäästöistä merkittävimmät ovat typen- ja rikinoksidipäästöt ja kasvihuonekaasut (Kuva 4.2.4-1, MARPOL:n liite VI). Typenoksidit rehevöittävät Itämerta, rikinoksidit puolestaan happamoittavat vesistöjä. Rikkiin on sitoutuneena myös pienhiukkasia, jotka ovat erityisen haitallisia ihmisen terveydelle (sydän- ja verisuonitaudit). Itämeri on rikkinoksidien päästöjen erityisalue (SECA-alue), missä on tiukemmat päästörajoitukset rikinoksideille. Käytännössä tämä merkitsee polttoaineen rikkipitoisuuden sääntelyä. Vuodesta 2010 lähtien polttoaineen suurin sallittu rikkipitoisuus Itämerellä on 1,0 % ja se laskee mahdollisesti vuoden 2015 alusta 0,1 %:n. Suomen lipun alla purjehtivat alukset voivat vielä toistaiseksi käyttää Suomen aluevesillä ja talousvyöhykkeellä 1,5 %:a polttoainetta, sillä Suomi ei ole ratifioinut MARPOL:n ilmansuojeluliitteen muutoksia vuodelta 2008. Vaihtoehtoina vähärikkiselle

polttoaineelle on poistokaasujen pesurien (scrubber) käyttö tai vaihtoehtoiset polttoaineet, esim. nesteytetty maakaasu (LNG).

Liikenteen typenoksidipäästöistä yhteensä 45-50 % ja kesäkuukausina mereen päätyvästä typen ilmalaskeumasta noin 30-40 % on peräisin merenkulusta. Typen oksidit rehevöittävät merta ja HELCOM-maat ovatkin valmistelleet Itämeren NECA- hakemusta IMO:lle; se käsittää perinpohjaisen analyysin alusten aiheuttamasta typpikuormituksesta ja niiden ympäristövaikutuksista sekä kustannuslaskelmat. NECA-alueella on tiukennetut laivojen päästökaasujen typpimääräykset.

Myös Pohjanmeren valtiot pohdiskelevat NECA- statutuksen hakemista Pohjanmerelle. Pohjanmeren NECA-määräykset auttaisivat omalta osaltaan myös Itämerelle päätyvän typpilaskeuman pienentämisessä.

IMO:n meriympäristökomitean kokouksessa (MEPC 62) kesällä 2011 esillä ollut ehdotus laivojen energiatehokkuutta edistävien pakollisten säädösten hyväksymiseksi osana MARPOL -yleissopimuksen ilmansuojeluliitettä on hyväksytty alustavasti. Lopullinen hyväksyntä tehdään MEPC 63 – kokouksessa vuonna 2012.

Alusten kasviuonekaasupäästöjä pyritään tulevaisuudessa vähentämään rakentamalla nykyistä energiatehokkaampia laivoja. Uusille laivoille on kehitetty pakollinen energiatehokkuusindeksi (Energy Efficiency Design Index, EEDI) ja energiatehokkuussuunnitelma (Ship Energy Efficiency Management Plan, SEEMP).

Vuoden 2013 alusta alkaen SEEMP on pakollinen kaikille laivoille (sekä uusille että olemassa oleville), joiden vetoisuus on 400 tai enemmän, mutta EEDI ainoastaan kuivalasti-, kaasusäiliö-, öljysäiliö-, kontti-, yleislasti- ja jäähdytysaluksille. Roro- lastialikset, ropaxit, matkustajalaivat ja autonkuljetusalukset tulevat vasta myöhemmin laskennan piiriin. Kullekin uudelle alukselle lasketaan EEDI –indeksin arvo, jonka pitää olla referenssikäyrien antamaa arvoa pienempi. EEDI:ä sovellettaisiin kaikkiin uusiin aluksiin, joiden bruttovetoisuus on yli 400; peruskäyrät määritetään vain kerran kullekin alustyyppille. Peruskäyrät lasketaan viimeisen 10 vuoden aikana rakennetuille laivoille laskettujen EEDI:n arvojen keskiarvona. Peruskäyriä tullaan sitten tiukentamaan taulukon 4.2.4-1 mukaisesti. Peruskäyrien tarkistus tapahtuisi 5 vuoden välein kolmessa vaiheessa. Aluksi peruskäyrät asetettaisiin 0-10 %:n keskiarvon alapuolelle, sen jälkeen 0–20 % keskiarvon alapuolelle ja lopuksi 0–30 % keskiarvon alapuolelle taulukon 4.2.4-1 mukaisesti.

Taulukko 4.2.4-1. EEDI:n peruskäyrien tarkistus (%:na peruskäyrästä) kolmessa eri vaiheessa (Lähde: IMO 2011).

.Laivatyyppi	Koko	Vaihe 0 [1.1.2013 – 31.12.2014]	Vaihe 1 [1.1.2015 – 31.12.2019]	Vaihe 2 [1.1.2020 – 31.12.2024]	Vaihe 3 [1.1.2025 ja sen jälkeen]
Kuivalasti-alukset	20 000 dwt ja enemmän	0	10	20	30
	10 000 – 20 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 20*	0 – 30*
Kaasusäiliö- alukset	10 000 dwt ja enemmän	0	10	20	30
	2 000 – 10 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 20*	0 – 30*
Säiliö-alukset	20 000 dwt ja enemmän	0	10	20	30
	4 000 – 20 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 20*	0 – 30*
Konttilaivat	15 000 dwt ja enemmän	0	10	20	30
	10 000 – 15 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 20*	0 – 30*
Yleislasti-alukset	15 000 dwt ja enemmän	0	10	15	30
	3 000 – 15 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 15*	0 – 30*
Jäähdytys-alukset	5 000 dwt ja enemmän	0	10	20	30
	3 000 – 5 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 20*	0 – 30*
Yhdistelmä- alukset	20 000 dwt ja enemmän	0	10	20	30
	4 000 – 20 000 dwt	n/a	0 – 10*	0 – 20*	0 – 30*

*Referenssikäyrän alennuskerroin määritetään lineaarisella interpolaatiolla ala- ja ylärajojen välillä aluskoosta riippuen. Pienempi alennuskerroin koskee pienempää aluskokoa.

EEDI –säännösten taloudellisia vaikutuksia ei ole perusteellisesti selvitetty, mutta on arvioitu, että alusten energiatehokkuuden parantaminen pienentää sekä käytetyn polttoaineen määrää (kasviuonekaasupäästöjä), jolloin alusten operointikustannukset alenevat. Uusien alusten rakentamiskustannukset eivät myöskään merkittävästi kasva, koska toiset tekniset keinot parantaa energiatehokkuutta. Laivan pidennys ja kavennus, isompi potkuri, suulakkeen ja jääkeulan asennus ja LNG –koneiston asennus nostavat kustannuksia, mutta toisaalta konetehon pienentäminen alentaa investointikustannuksia; LNG –koneiston asennus pienentää myös polttoainekustannuksia.

PAINOLASTIVESI JA VIERASLAJIT

Alukset tarvitsevat painolastivettä säilyttääkseen vakavuutensa. Painolastiveden mukana voi siirtyä vieraslajeja tai niiden lisääntymiskappaleita alueelta, missä painolastivesi on otettu, sinne missä painolastivesi puretaan. Painolastiveden mukana leviävät vieraslajit muodostavat yhden suurimmista uhista maailman merten luonnon monimuotoisuudelle. Tästä syystä vuonna 2004 sovittiin IMO:ssa painolastivesiyleissopimuksesta, jossa säädetään painolastiveden käsittelystä, jotta vieraslajien leviäminen saataisiin ehkäistyksi. Painolastivesi tulee joko vaihtaa sovitulla alueella tai sitä pitää käsitellä tavalla, joka tuhoaa painolastiveden ja sedimentin vieraslajit ennen kuin painolastivesi puretaan.

Painolastivesiyleissopimus tulee voimaan 12 kuukautta sen jälkeen, kun 30 osapuolivaltiota, jotka vastaavat 35 %:a maailman kauppalaivatonnistosta on ratifioinut sen. Suomi ratifioinee painolastivesiyleissopimuksen kevään 2012 aikana. Suomessa sopimus astuu voimaan sen jälkeen, kun se tulee voimaan kansainvälisesti.

Vieraslajeja käsitellään laajemmin "Meriympäristön nykytilan arvion" osiossa 3.3.8. "Vieraslajit" ja 4.8.2 Vieraslajien leviäminen ja lajien siirtäminen."

MERENKULUN YMPÄRISTÖNSUOJELULAKI

Merenkulun ympäristönsuojelulaki (MYSL) sisältää laivaliikennettä koskevat päästökiellot ja –rajoitukset, joita valvotaan sekä satama- ja lippuvalvontaviraston puitteissa että lento- ja satelliittivalvonnan avulla. Laittomuuksista rangaistaan joko hallinnollisella sakkorangaistuksella tai MYSL:n tai rikoslain rangaistussäännösten mukaisesti.

ITÄMEREN PSSA-ALUE

Koko Itämeri, lukuun ottamatta Venäjän aluevesiä, on julistettu IMO:ssa erityisen herkäksi merialueeksi (**Particularly Sensitive Sea Area, PSSA**). PSSA-alue tarvitsee – tunnustettujen ekologisten, sosioekonomisten tai tieteellisten syiden vuoksi – erityisuojausta, koska kansainvälinen merenkulku uhkaa sen haavoittuvaa luontoa.

PSSA-alue kriteerit:

Saadakseen PSSA-alue statuksen merialueen tulee täyttää ainakin yksi ekologisista, sosioekonomista tai tieteellisistä kriteereistä

1) Ekologiset kriteerit

Ainutlaatuinen tai herkkä alue, jonka monimuotoisuus ja tuottavuus ovat korkeita, missä sijaitsee merkittäviä kuto- ja lisääntymisalueita, joka on biologisesti haavoittuva ja luonnonmaantieteellisesti merkittävä alue.

2) Sosiaaliset, taloudelliset ja kulttuurikriteerit

Alueen taloudellinen hyöty, virkistyskäyttömahdollisuudet suuret.

3) Tieteelliset ja kasvatukselliset kriteerit

Tutkimuskohde, alueen luonnosta on sekä perustiedot että seurantatietoa, alueella tärkeä merkitys koulutuksessa ja kasvatuksessa.

PSSA-alue statuksen tuomat edut:

- Alueen rantavaltiot saavuttavat kansainvälisen hyväksynnän ja ymmärryksen suojellun merialueen erityisarvoille.
- Alue merkitään merikortteihin ja merenkulkijoita informoidaan kiinnittämään erityistä huomiota meriturvallisuuteen liikennöidessään merialueella.
- Rantavaltioilla on mahdollisuus säädellä alueella tapahtuvaa meriliikennettä IMO:n säädösin, jotka huomioivat myös alueen erityispiirteet ja riskit.
- Valtiot voivat halutessaan hakea alueelle tiukennettuja meriturvallisuutta ja navigointia parantavia ja alusten päästöjä tiukentavia säädöksiä.
- Alueen kansainvälinen suojelustatus vahvistaa paikallisia suojelutoimia, jotka kohdistuvat mm. herkkien ja uhanalaisten lajien elinympäristöihin, kalojen kutualueille ja lintujen ja merinisäkkäiden lisääntymisalueille.

KANSAINVÄLISEN MERENKULUN AIHEUTTAMAT RISKIT ALUEELLE

Merenkulku on tasaisesti lisääntynyt Itämeren alueella – sekä alusten lukumäärä että alusten koko ovat kasvaneet ja suuntauksen odotetaan jatkuvan. Itämerellä liikennöi päivittäin keskimäärin 1500–2000 alusta, joista 200 kuljettaa öljyä tai muita haitallisia tuotteita. Meritse tapahtuvan tavarankuljetusten arvioidaan kaksinkertaistuvan vuoteen 2017 mennessä Itämerellä; kappaletavara- ja konttiliikenteen odotetaan kolminkertaistuvan, ja öljykuljetusten kasvavan 40 %. Suomenlahden satamiin liittyvä rakentaminen ja alueen taloudellinen kasvu voivat johtaa vieläkin suurempaan kasvuun (Kuva 4.2. 4-2).

Lisääntyvät merikuljetukset lisäävät meriympäristön pilaantumisen uhkaa ja suuren öljyvuodon riskiä. Voimakas meriliikenne aiheuttaa haitallisia vaikutuksia erityisesti matalilla alueilla, kuten vedenalaista melua. Nykyisin merenkulusta aiheutuvista ympäristövaikutuksista merkittävimpiä ovat ilmansaasteet, laittomat tai tahattomat öljypäästöt, vaaralliset aineet ja muut jätteet sekä alusten painolastivesissä tai rungossa siirtyvät haitalliset vieraslajit. Vuosittain Itämeren alueella tapahtuu 120–140 laivaonnettomuutta; määrä on noussut vuodesta 2006, mikä voidaan liittää 20 % lisäykseen laivaliikenteessä. Suurin osa onnettomuuksista on pohjakosketuksia ja yhteentörmäyksiä. Itämeren osuus onnettomuuksien kokonaismäärästä on suurempi kuin muilla Euroopan vesialueilla. Keskimäärin 7 % Itämeren merionnettomuuksista aiheuttaa jonkinlaista pilaantumista; viimeisten kuuden vuoden aikana Itämerellä ei ole kuitenkaan tapahtunut suuria öljyvuotoja.

Itämerellä miljoonan tonnin öljykuljetus tarkoittaa noin 10 alusta mutta miljoonan tonnin kuljettaminen muita tavaroita tarkoittaa noin 40 – 50 alusta.

ALUSLIIKENTEEN AIHEUTTAMIEN HAITTOJEN EHKÄISY

Merenkulun kansainvälisestä luonteesta johtuen merenkulun turvallisuutta voidaan tehokkaasti edistää ainoastaan kansainvälisillä sopimuksilla ja määräyksillä. Tärkeimpänä yhteistyöfoorumina toimii IMO ja sen jäsenmaiden kesken tehdyt yleissopimukset ja päätökset.

Liikenteen riskien keskeisimpiä hallintakeinoja ovat varustamokulttuuri, henkilöstön osaaminen, alusten turvallinen operointi ja tekninen kunto sekä lippu-, satama- ja rantavaltioiden toimenpiteet, joilla luodaan toimiva liikenteen infrastruktuuri ja valvonta. Merenkulun turvallisuuteen liittyvissä asioissa Suomen ja Itämeren alueen kannalta keskeinen toimintakenttä on EU, jolla on jo laaja toimivalta merenkulun turvallisuusasioissa. Tästä syystä myös IMO:ssa käsiteltävät asiat koordinoidaan yhteisön tasolla. Yhteisölaainsäädäntö käsittää tällä hetkellä yli 50 merenkulun turvallisuutta koskevaa säädöstä. Merenkulun turvallisuuskysymyksissä korostuu Suomen asema satama- ja rantavaltiona, sillä Suomen satamiin liikennöivistä aluksista vain noin 30 prosenttia on Suomen lipun alla.

Jäsenvaltioiden yhteiset tietojärjestelmät kuten alusten liikkumista ja vaarallisia lasteja koskeva tietojenvaihtojärjestelmä (SafeSeaNet) ja alusten öljypäästöjen valvonnassa käytettävä järjestelmä (CleanSeaNet) tehostavat Suomen vesialueilla ja koko Itämerellä alusliikenteen ennakoitavuutta ja turvallisuutta. Samalla ne tehostavat meripelastus- ja öljyntorjuntaviranomaisten tiedonsaantia ja toimintavalmiutta.

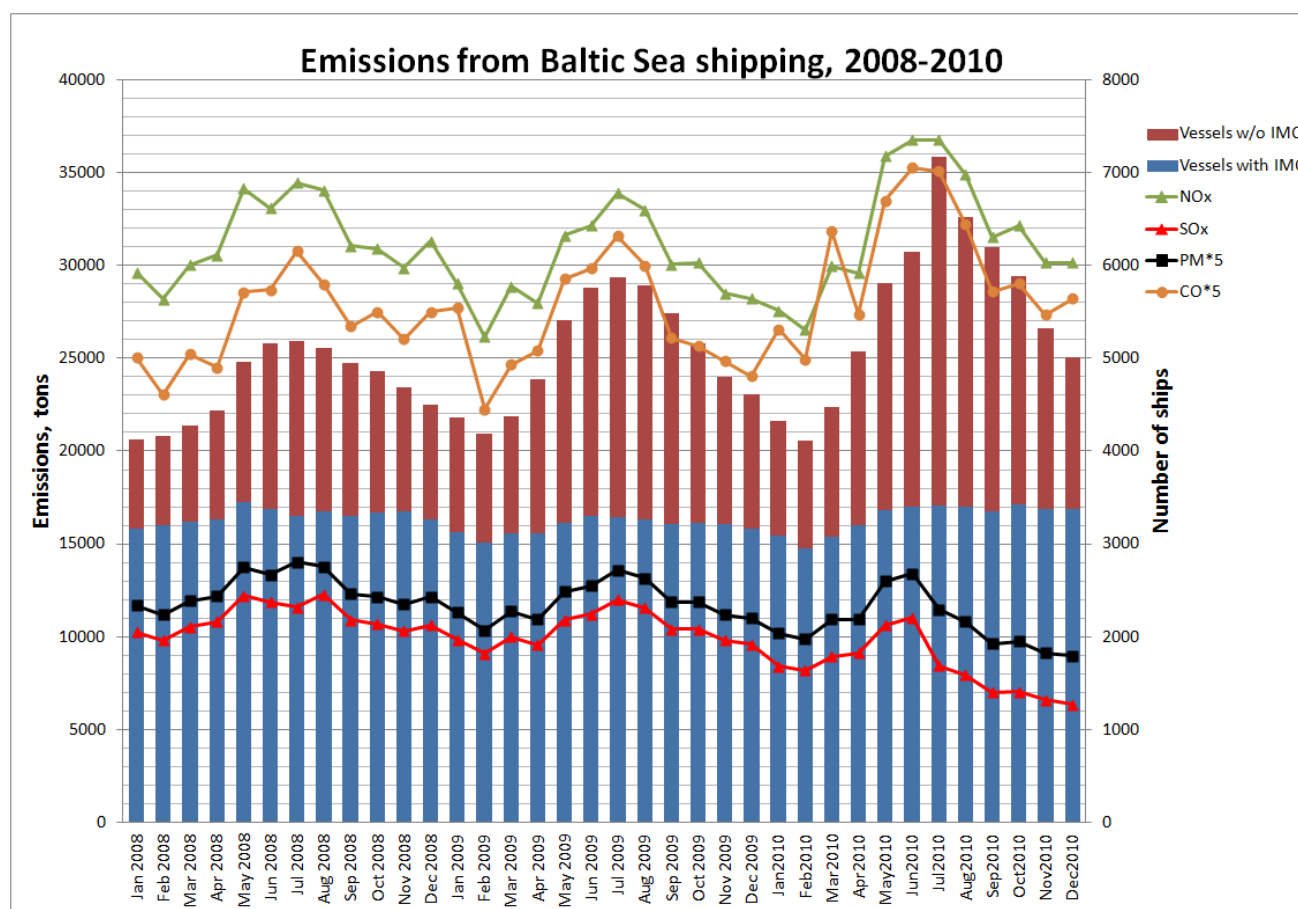
Meriliikennekeskusten (VTS = Vessel Traffic Services) kauppalaivoille ja muille aluksille tarjoamalla alusliikenne- ja radionavigointipalveluilla varmistetaan edistetään meriliikenteen sujuvuutta ja tehokkuutta sekä estetään onnettomuuksia. Liikennevirasto, joka toimii VTS-viranomaisena, on myös päätöksentekijä suojapaikkaan ohjaamisessa. Tällainen tilanne saattaa muodostua kun alus joutuu vaaratilanteeseen. Liikennevirasto kartoittaa

paraikaa potentiaalsiin suojapaikkoihin johtavia väyliä. Päätös suojapaikkaan ohjaamisesta tehdään yhteistyössä muiden meripelastusviranomaisten kanssa.

Jäänmurrolla taataan Suomen kauppamerenkulku ympäri vuoden ja ehkäistään liikenteestä ympäristölle aiheutuvia haittoja parantamalla alusliikenteen turvallisuutta ja sujuvuutta. Lisäksi Euroopan meriturvallisuusvirasto (EMSA) on varannut sopimuksella öljyntorjuntaan jäänmurtaja Kontion.

Itämeren ja Suomen aluevesien merenkulun käyttämillä vesialueilla on tuotettu syvyystietoja elektronisessa muodossa.; tämä varmistaa tarkat tiedot alusten käyttämiin merikarttoihin ja navigointijärjestelmiin (ECDIS). Itämeren merenmittaushanke on suomalaisten johtama ja etenee EU:n ja HELCOM:n valvonnassa. Paikannuksen ja siihen kohdistuvan epätarkkuuden hallinta (Galileo, DGPS, RDS) varmistaa aluksen tarkan paikan, jolla oikea sijoittuminen kartalle tapahtuu.

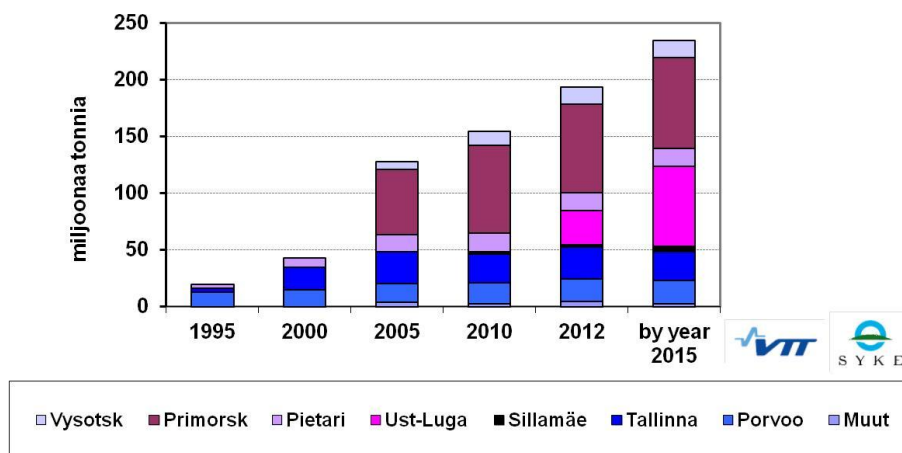
Itämerelle on viimeisen kymmenen vuoden aikana perustettu rantavaltioiden esityksestä ja IMO:n hyväksymänä useita reittijakojärjestelmiä (TSS) ja syväväyliä (DW-route); meriliikenteen ajoratamerkinnot ohjaavat alukset kulkemaan turvallisia reittejä ja parantavat liikenteen ennustettavuutta. Merenkulun reittijakojärjestelmä otetaan käyttöön viimeisenä vuonna 2013. Suomenlahden meriliikennekeskus vastaa Suomenlahden pakollisesta alusliikenteen ilmoittautumisjärjestelmästä (GOFREP) yhdessä Viron ja Venäjän kanssa. Alusliikenteen valvonta ja ohjaus luovat pysyviä liikennesääntöjä, joilla lisätään liikenteen ennustettavuutta sekä ehkäistään ruuhkia ja vaaratilanteita.



Kuva 4.2.4-1. Laivojen ilmapäästöt kuukausittain vuosina 2008-2010. Sininen pylväs kuvaa IMO-numerolla varustettujen alusten lukumäärää, punainen pylväs ilman IMO- numeroa olevien alusten lukumäärää. Vihreä käyrä kuvaa typenoksidien, punainen rikinoksidien, oranssi hiilidioksidin ja musta partikkeleiden määrää (Lähde: Heinonen et al. 2011).

**SUOMENLAHDEN TÄRKEIMPIEN ÖLJYTERMINAALIEN
ÖLJYKULJETUKSET**
Kuljetusmäärät 1995-2009 sekä arvioitu kehitys vuoteen 2015

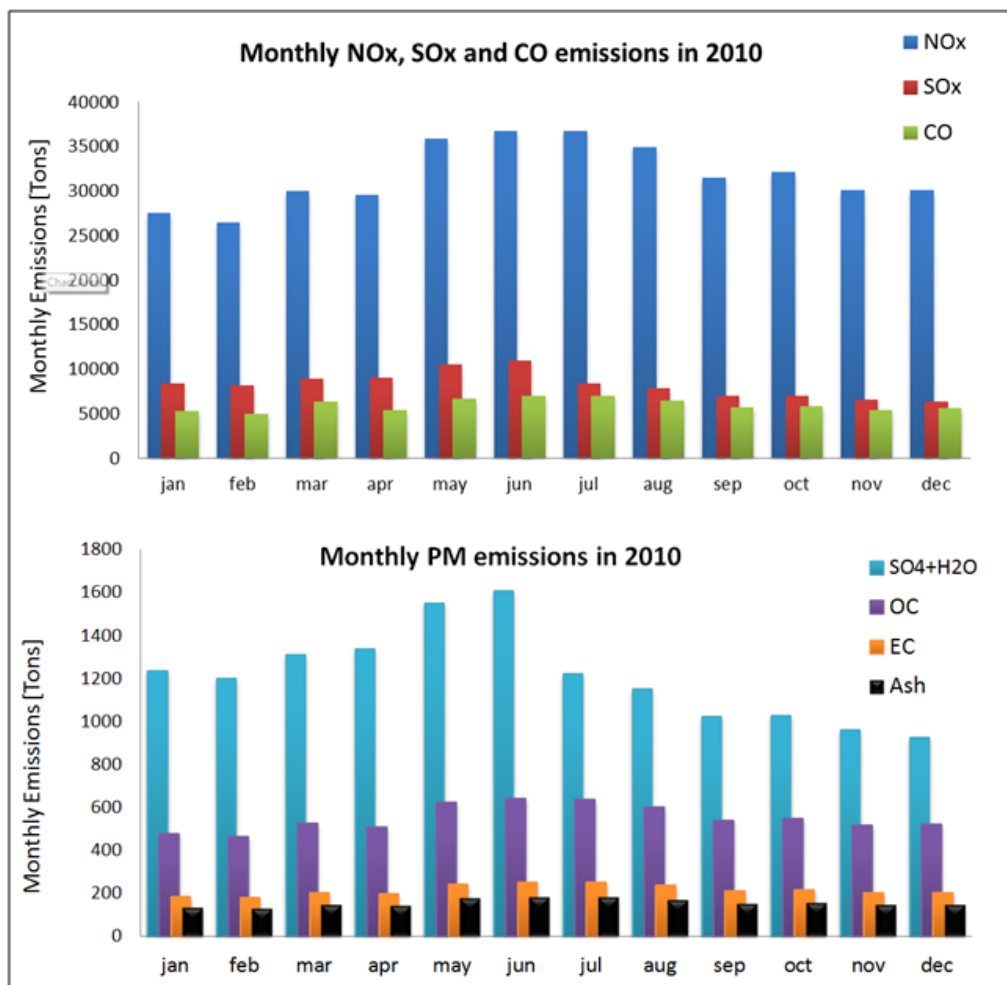
6.03.2012



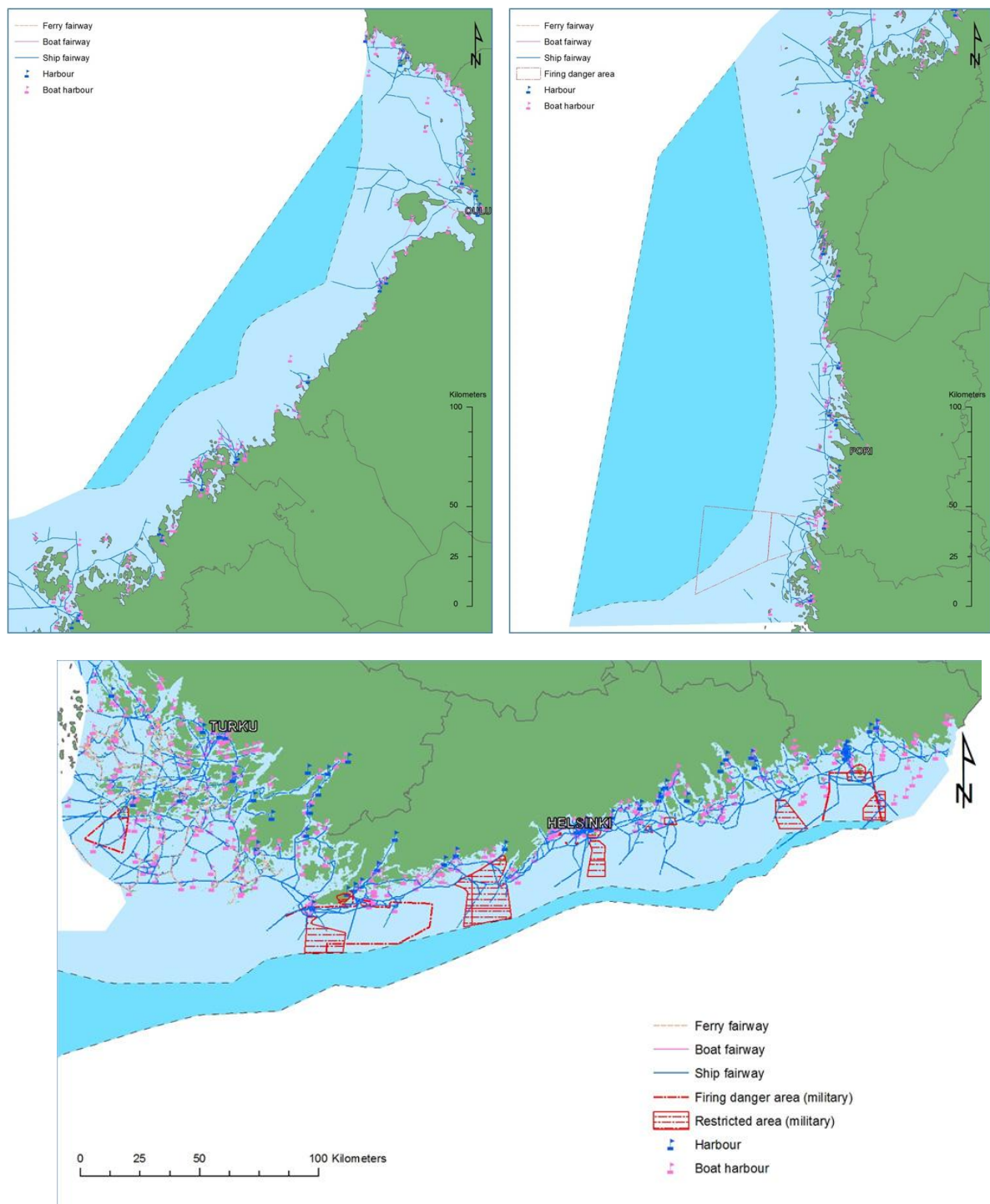
Kuva 4.2. 4-2. Suomenlahden tärkeimpien öljyterminaalien öljykuljetukset (1995-2009) sekä niiden arvioitu kehitys vuoteen 2015. Lähde: VTT ja SYKE.

Taulukko 4.2.4-1. Merenkulun ilmapäästöt vuosina 2009 ja 2010 (Lähde Heinonen et al. 2011).

Pollutant	2010	2009	Change
NOx, kt	382.0	359.7	+2.6 %
SOx, kt	99.5	124.3	-20.0 %
CO, kt	72.0	64.3	+12.0 %
PM*, kt	25.6	28.3	-9.5 %
of which			
Elementary	2.6	2.4	+8.3 %
Carbon, kt			
Organic Carbon, kt	6.6	6.2	+6.5 %
Ash, kt	1.9	1.7	+11.7 %
SO4, kt	8.1	10.1	-19 %
Associated H2O, kt	6.4	7.9**	-19 %
CO2, Mt	19.5	17.9	+9 %
Fuel, kt	6 268	5 734	+9 %
Energy use, PJ	268	245	+9 %



Kuva 4.2.4-2.
Merenkuulun
ilmapäästöt
kuukausittain vuonna
2010 (Heinonen et al.
2011).



Kuva 4.2.4-3. Laiva- ja veneväylät, sotilasalueet, satamat ja pienvenesatamat. Vasemmalta ylhäältä myötäpäivään: Pohjanlahden pohjoisosa, Pohjanlahden eteläosa ja Suomenlahden pohjoisrannikko (Lähde: SYKE)..

VIITTEET

IMO: MEPC.203 (62)- resolution; Annex I, Table 1. 2011.

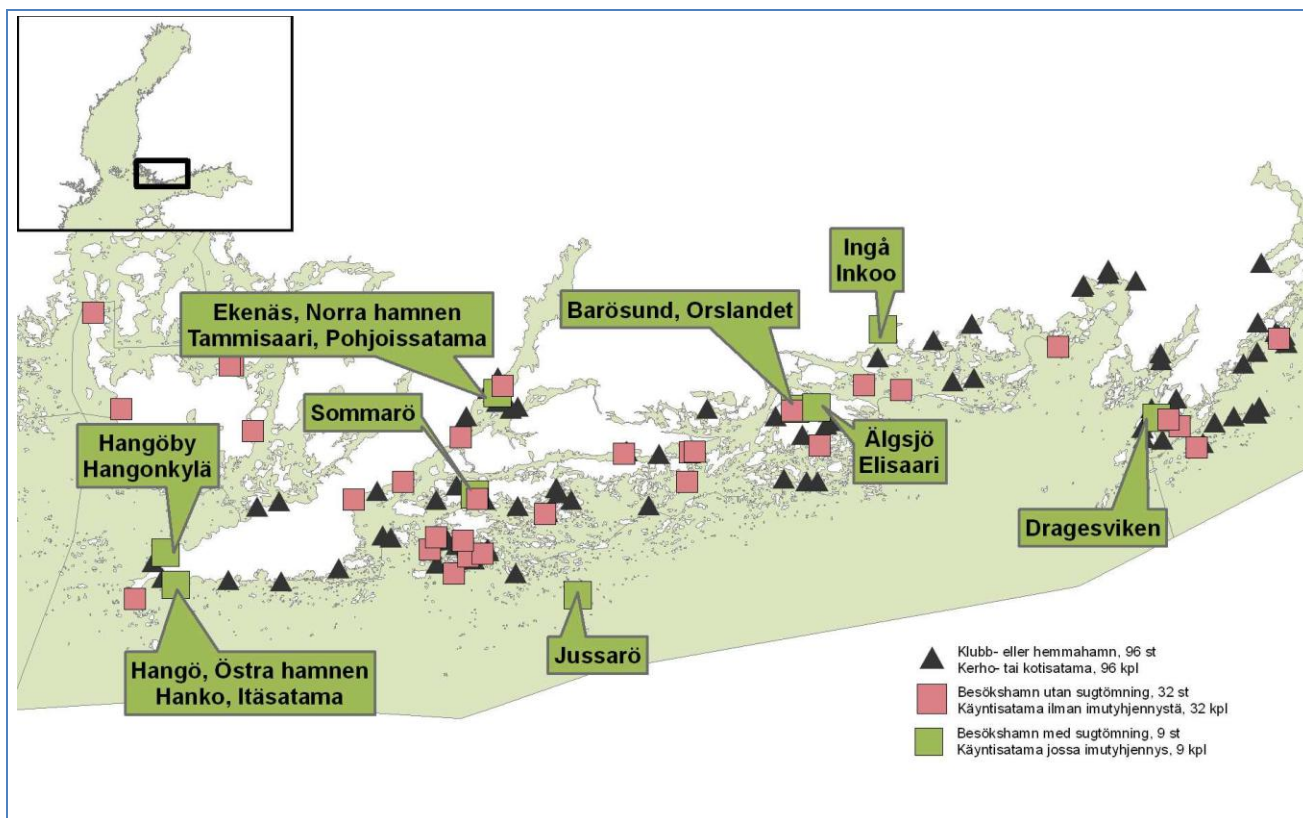
Heinonen L, Jalkanen J-P & T Stipa: Baltic Sea ship emissions in 2010. In HELCOM MARITIME 10/2011, document 5/1. 2011.

4.2.5 PIENVEINEILYSTÄ SUOMESSA

Mikaela Ahlman (Uudenmaan ELY-keskus)

Katso myös "Taloudellisen ja sosiaalisen analyysin" osio 3.1.1.3 "Veneily."

Veneilystä ja siihen liittyvästä oheistoiminnasta on tullut yhä suositumpi vapaa-ajanviettotapa Suomessa. Veneet eivät ole pelkästään kulkuvälineitä vaan ne tarjoavat myös rentoutumista ja luontoelämyksiä. Lisääntynyt veneily vaikuttaa myös saaristoluontoon. Veneiden moottorit pölyttävät pohjasedimenttiä, pohjamaalit sisältävät myrkyjä ja ympäristöä kuormittavat myös roskat, joita ei käsitellä tarkoituksenmukaisesti. Merenkululaitoksen tutkimuksen mukaan veneilijät tuottavat vuosittain noin 25 000 tonnia kotitalousjätettä ja noin 9 000 m³ käymäläjätettä. Öljypitoista jätettä syntyy noin 260 tonnia. Pidä Saaristo Siistinä ry:n tietojen mukaan, vuonna 2003 eli samana vuonna kuin osittainen kiello käymäläjätteiden päästämisestä vesistöön tuli voimaan, Suomessa oli 187 imutyhjennyslaitteistoa. Vuoden 2007 alussa yleisessä käytössä olevia imutyhjennyslaitteistoja oli 213. Satamat ja imutyhjennyslaitteet Länsi-Uudenmaan saaristossa v. 2007 on esitetty kuvassa 4.2.5-1.



Kuva 4.2.5-1. Kaikki Länsi-Uudenmaan satamat vuonna 2007. Satamat, joissa imutyhjennyslaitteistot yleiseen käyttöön on merkitty vihreällä (M. Lönnroth, K. Holttinen 2007).

VIITTEET

Malin Lönnroth, Katja Holttinen (toim.) 2007: Puhtaampaa vettä - jätevesien kestävä käsittely saaristossa. Interreg IIIA Saaristo-projekti 2003 – 2007. Suomen ympäristö, Ympäristönsuojelu 31/2007. 105 s. URN:ISBN 9789521127977. ISBN 978-952-11-2797-7 (PDF). Julkaisu on saatavissa myös painettuna ISBN 978-952-11-2796-0 (nid.), <http://www.miljo.fi/default.asp?contentid=254488&lan=sv&clan=fi>.

4.2.6 HYDROLOGIS-MORFOLOGISET MUUTOKSET JA MEREN TILA-ARVIOT

Heli Perttula, Janne Suomela (Varsinais-Suomen ELY-keskus) ja Antti Mäntykoski (Uudenmaan ELY-keskus)

VESIENHOIDON TILA-ARVIOT

Vesistörakentaminen on muuttanut vesistöjen rakenteellista ja hydrologista tilaa rannikkovesissä. Toimenpiteet ovat osin vaikuttaneet veden ja pohjan laatuun. Rannikkovesissä rakenteellisia muutoksia on tehty erityisesti satama-alueilla. On myös padottuja merenlahtia, jotka on rakennettu lähinnä teollisuuden ja yhdyskuntien veden hankinnan tarpeisiin.

Vesienhoidon suunnittelussa on Suomen rannikkovesistä 13 rannikkovesimuodostumaa nimetty voimakkaasti muutetuiksi. Näistä kahdeksassa on joko merkittävää satama- ja telakkatoimintaa tai alueen siltojen ja pengerrysten vaikutukset muun muassa veden vaihtuvuuteen on arvioitu huomattavan suuriksi.

Tällaisia vesimuodostumia ovat Haminanlahti, Sunilanlahti Kotkan edustalla, Raisionlahti, Turun ja Naantalın satamien edustat, Uudenkaupungin edusta, Rauman edusta ja Eteläselkä Porissa.

Voimakkaasti muutetuiksi vesistöiksi on nimetty myös merenlahdet, jotka on padottu niin, että luontainen yhteys mereen on suljettu, kuten Luodon-Öjanjärvi (Pietarsaari, Luoto), Västerfjärden (Närpiö), Gennarbyviken Raaseporissa, Paraisten ja Uudenkaupungin makeavesialtaat sekä Raahessa Siniluodonlahti ja Kuljunlahti.

HYDROLOGIS-MORFOLOGINEN MUUTTUNEISUUS

Hydrologis-morfologinen muuttuneisuus arvioitiin vesimuodostuman muuttuneisuuden perusteella (satamatoiminta, rantarakentaminen, ruoppaus- ja läjitysalueet, väylät, sillat ja penkereet, luontainen yhteys mereen). Hydrologis-morfologista muuttuneisuutta ei arvioitu kaikista vesimuodostumista.

Suomenlahti on suurimmaksi osaksi erinomaisessa tai hyvässä hydrologis-morfologisessa tilassa. Sisäsaaristossa erityisesti ruoppaukset, sillat ja penkereet sekä rantojen rakentaminen ovat heikentäneet tilaa. Suurinta muuttuneisuus on Helsingin ja Espoon sisäsaaristossa sekä Loviisanlahdella, joiden tila on välttävä tai jopa huono. Kotkan Sunilanlahdella ja Haminan edustan Haminanlahdella muuttuneisuus on satamarakentamisen ja siihen liittyvien pengerrys- ja ruoppaustoimien seurauksena niin merkittävää että nämä on nimetty voimakkaasti muutetuiksi. Raaseporissa sijaitseva Gennarbyviken on padottu merenlahti ja siksi nimetty voimakkaasti muutetuksi vesimuodostumaksi.

Saaristomeri on valtaosaltaan erinomaisessa tai hyvässä tilassa. Turun, Raision ja Naantalın edustat ovat välttäviä johtuen satama- ja telakkatoiminnasta sekä ruoppauksista. Airisto on hydrologis-morfologisten muutosten perusteella luokiteltu tyydyttäväksi.

Merikarvian merialue ja mm. osa Porin ja Luvian edustaa ovat erinomaisessa tilassa. Pihlavanlahti edustoiineen sekä osa Porin edustan merialueesta on hyvässä tilassa samoin kuin pieniä alueita Rauman ja Eurajoen vesillä. Porin edustalla on myös välttäviä alueita sekä voimakkaasti muutettu Eteläselkä. Närpiönjoen suistossa oleva Västerfjärden on voimakkaasti muutettu padottu merenlahti.

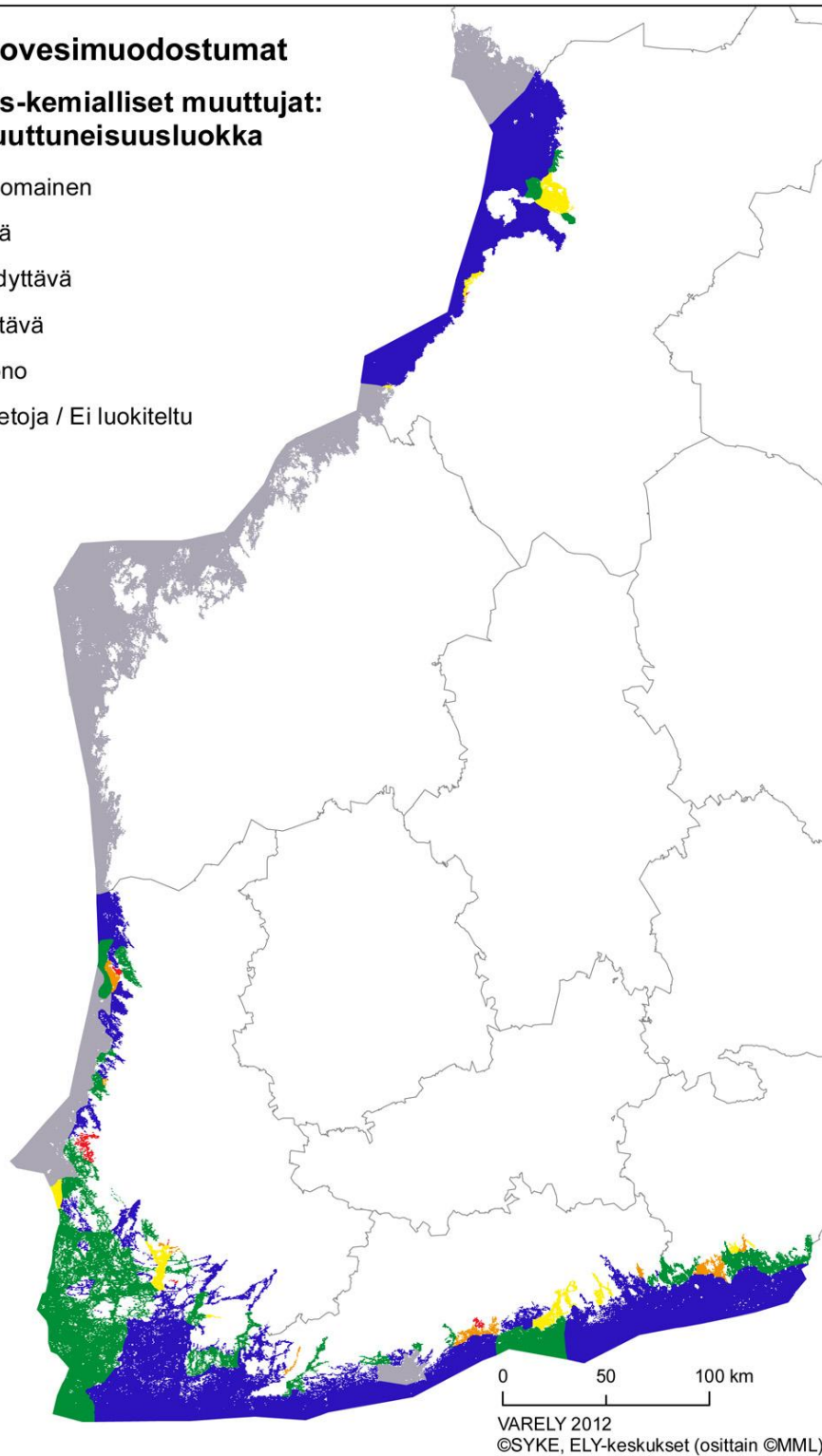
Merenkurkussa ei hydrologis-morfologisessa arvioinnissa ole todettu muutettuja rannikkovesialueita.

Perämerellä hydrologis-morfologisen muuttuneisuus on vähäistä suurten kaupunkien edustoja lukuun ottamatta. Tietoa on ollut käytettävissä luokittelua varten kuitenkin vain osalla alueista. Perämeren eteläosassa on laaja padottu merenlahti, Luodon-Öjanjärvi, johon laskee Kovjoki, Purmojoki, Ähtävänjoki ja Kruunupyynjoki. Merenlahti on padottu teollisuuden raakaveden turvaamiseksi. Lahti on voimakkaasti muutettu.

Rannikkovesimuodostumat

Fysikaalis-kemialliset muuttujat:
HyMo muuttuneisuusluokka

- Erinomainen
- Hyvä
- Tyydyttävä
- Välttävä
- Huono
- Ei tietoja / Ei luokiteltu



Kuva 4.2.6-1. Vesienhoidon mukainen hydrologis-morfologinen muuttuneisuus arvioitiin vesimuodostuman muuttuneisuuden perusteella (satamatoiminta, rantarakentaminen, ruoppaus- ja läjitysalueet, väylät, sillat ja penkereet, luontainen yhteys mereen). Hydrologis-morfologista muuttuneisuutta ei arvioitu kaikkien vesimuodostumien osalta. Aineistona vuodet 2000 – 2007. (Aineiston lähde: ympäristöhallinnon HERTTA-tietojärjestelmä).

4.3 MUUT FYYSISET HÄIRIÖT

4.3.1 VEDENALAINEN MELU

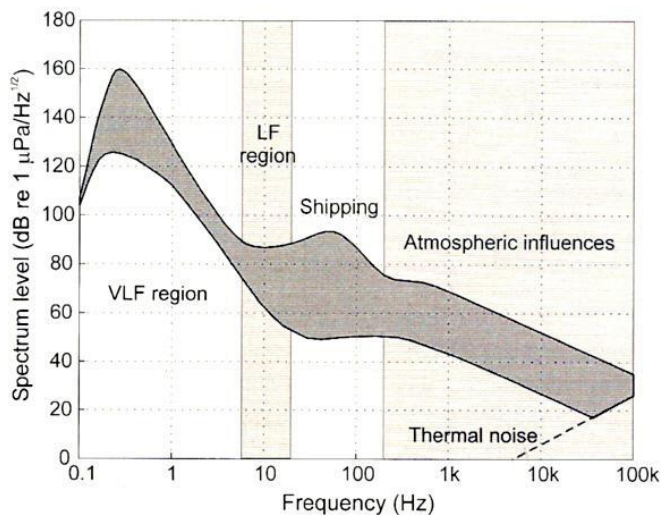
Jukka Pajala (Suomen ympäristökeskus)

ÄÄNI VEDEN ALLA, OLENNAISET PIIRTEET JA OMINAISUUDET POHJOISELLA ITÄMERELLÄ

Ääni on vedenalaisen ympäristön hallitseva piirre. Se syntyy tuulen, eläinten tai esimerkiksi maanjäristyksen synnyttämänä luonnollisen tapahtuman tai ihmisen toiminnan seurauksena. Ääni veden alla on painetta ja hiukkasten liikettä.

Ääni on aaltoliikettä, jossa veden hiukkaset pakotetaan yhteen ja taas erilleen. Ääntä voidaan mitata veden muuttuvana paineena, joka vaikuttaa kaikkiin suuntiin. Tätä kutsutaan äänenpaineeksi ja sen yksikkö on Pascal. Äänenpainetta mitataan vedenalaisella mikrofoniilla eli hydrofonilla. Mittauksessa painetta verrataan referenssipaineeseen ja näiden suhteen logaritmia kutsutaan äänenpainetasoksi ja sen yksikkö on desibeli. Jokaisella ääniaallolla on painekomponentti ja nopeuskomponentti. Äänen hiukkasliikkeen suunta on sama kuin äänen etenemissuunta. Paineen ja liikenopeuden suhde on vakio kaukana äänilähteestä, mutta lähellä lähdettä tai heijastuspintaa, esimerkiksi veden pinta, hiukkasliike on suurempi.

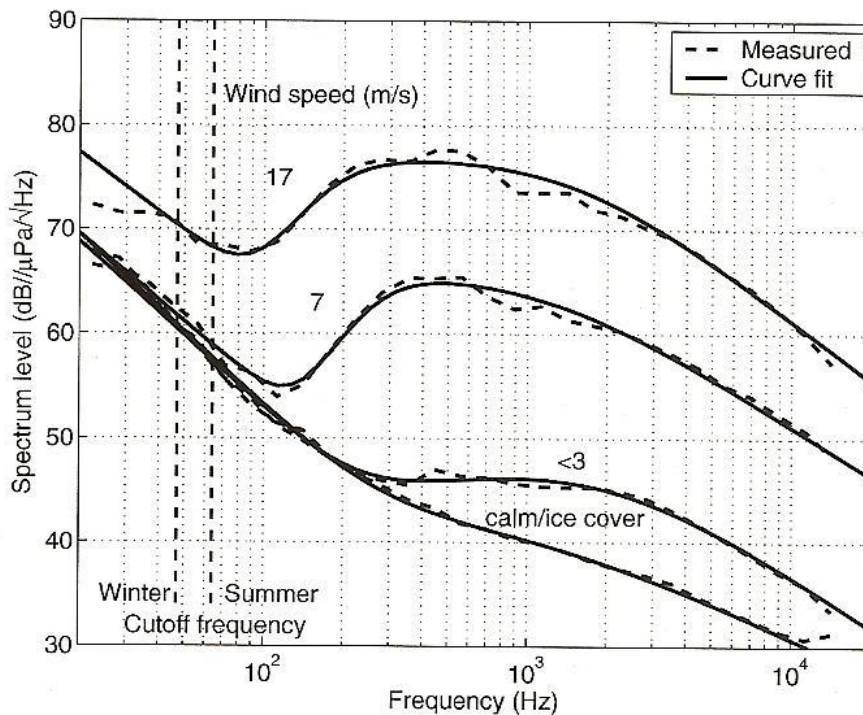
Meren äänimaailman matalimmat taajuuudet (0.1 - 5 Hz) ovat maan seismisen toiminnan tuloksia. Taajuusalueen 5 - 20 Hz äänet syntyvät aallokon turbulenssista. Laivaliikenne on 20 ja 200 Hz taajuuksien välillä merkittävin äänilähde. Ilmakehän tapahtumista syntyy ääniä taajuusalueelle 200 - 100 000 Hz. Yli 100kHz taajuiset äänet ovat lämpöliikkeestä aiheutuvia.



Kuva 4.3.1-1. Äänen eteneminen riippuu syvyyden lisäksi veden suolaisuudesta ja lämpötilasta sekä näiden kerrostuneisuudesta. Kerrosrajat vaimentavat ääntä. Myös pohjan laadulla on merkityksensä. Pehmeä pohja vaimentaa äänen heijastumista, mutta kovat kivinen pohja heijastaa äänen vaimentaen sitä vain vähän (Poikonen and Madekivi 2010).

Itämeri on matala sisämeri. Keskisyvyys on vain 50 metriä. Suolaisuus on alhainen ja lämpötilavaihtelut suuria. Lisäksi rannikko on saaristoinen. Näistä johtuen vedenalaiset akustiset olosuhteet ovat varsin erilaiset kuin valtameriympäristössä.

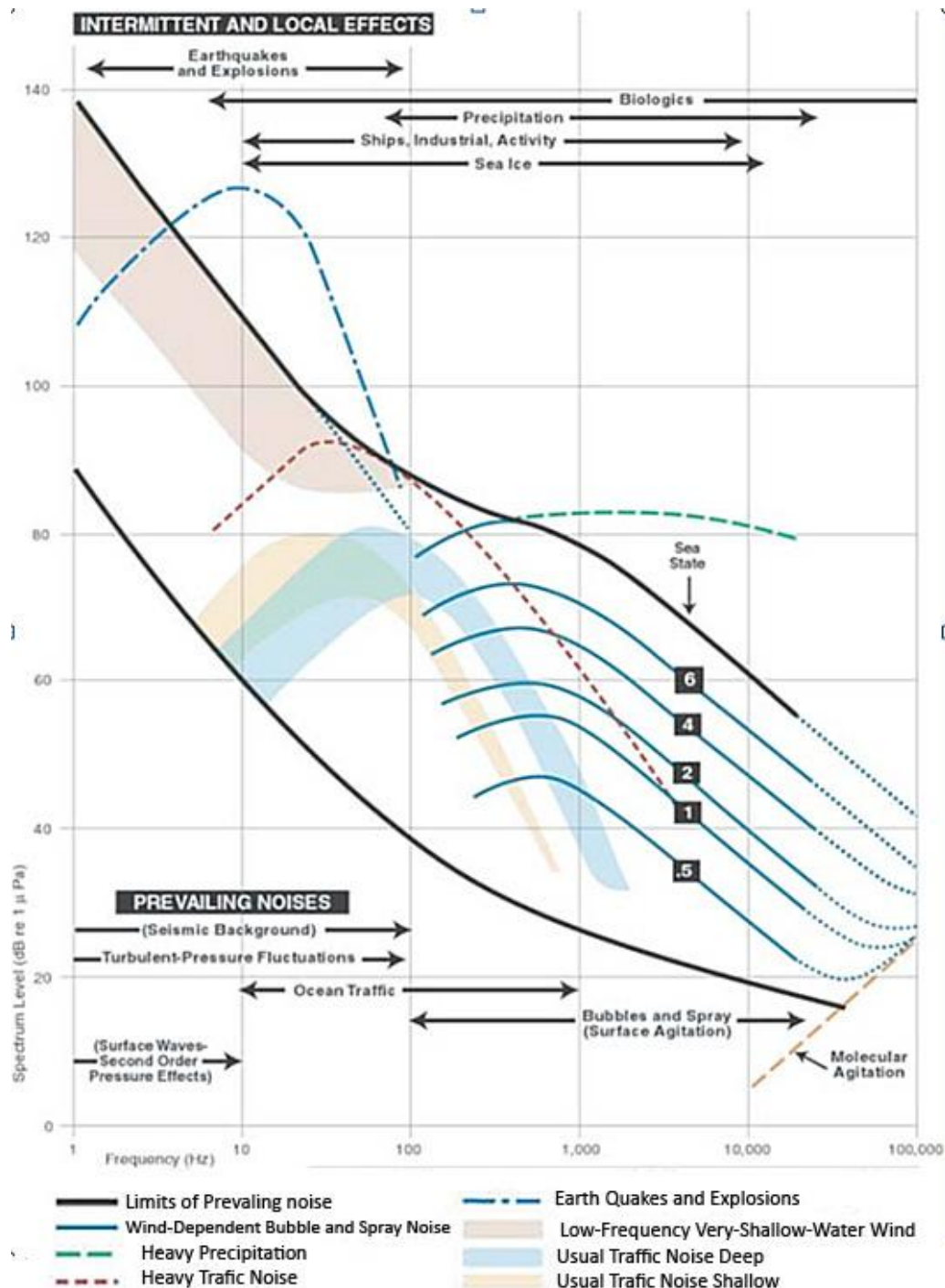
Itämeri jäätyy vuosittain, siten että sen suurimmillaan jää peittää 49 000 - 420 000 km², joka on 11-100 % Itämeren pinta-alasta. Jääkannen ajallinen kesto voi olla puoli vuotta. Jäällä on suuri merkitys vedenlaiseen äänimaailmaan. Sade- ja aallokkoääniä ei ole. Jääkansi muuttaa myös vesialueen äänenetenemisominaisuuksia. Esimerkki seurantamittauksesta, joka on tehty saaristomerellä (Poikonen). Tuulen aiheuttama vedenalainen melu eri tuulen nopeuksilla ja sen puuttuminen talvella jäänpeitteen takia. Ero on jopa 35 dB:



Kuva 4.3.1-2. Neljällä tuulen nopeudella mitattu vedenalainen meluspektri sekä laskentamallin vastaavat tulokset. Huom. jääkentän melutasoa laskeva vaikutus (Poikonen and Madekivi 2010).

Aallokko on Pohjois-Itämerellä suurimmillaan marras-tammikuussa (tuulen keskimääräinen nopeus 5 - 17 m/s) ja pienimmillään touko-heinäkuussa (tuulen keskimääräinen nopeus 3 - 10 m/s). Tämä merkitsee äänitasossa noin 20 dB:n eroa taajuuskaistalla, jonka keksitaajuus 500 Hz.

Mahdollinen ilmastomuutokseen liittyvä tuuli/aallokko-olosuhteiden muutos kuuluu - kirjaimellisesti - myös vedenpinnan alapuolella.



Kuva 4.3.1-3. Tyypillinen valtameren taustamelun taso eri taajuuksilla (Wenz 1962).

Ihmisen tuottama ääni voi olla toiminnan, kuten merikuljetus tai rakentaminen, sivutuote tai se voi olla tarkoituksellista kuten seismisessä tutkimuksessa käytettävän ilmatykin tai vedenalaisten kohteiden etsintään tarkoitettua kaikuluotaimen heräte. Ihmisen aiheuttama vedenalainen melu on hyvin moninaista. Se vaihtelee laajasti äänitason, taajuusalueen, toistuvuuden ja liikkuvuuden suhteen. Lähteen sijainnilla on vaikutuksensa. Rannikoilla äänen eteneminen on erilaista kuin avomerellä.

Laivan tuottaman vedenalainen melu tulee etupäässä kolmesta lähteestä. Ilman kautta veteen johtuu koneiston ym. järjestelmien melu. Laidan pohjarakenteen johtavat veteen ääntä, joka syntyy laivajärjestelmien runkovärähtelystä. Kolmas lähde on virtaus laivan rungon ympärillä sekä laivan propulsio- ja luotainlaitteet.

Vesirakentaminen, esimerkiksi paalutus, synnyttää vedenalaisia melua. Tuulivoimaloiden rakentamisen aikainen melu riippuu paljolti voimaloiden perustamistavasta. Käytön aikana tornirungoista välittyy melua veden alle, mutta sen tason on arvioitu olevan kohtalaisen vähäistä ja paikallista suhteessa taustameluun.

VEDENALAISEN ÄÄNEN VAIKUTUKSET

Lähes kaikki eläimet aistivat painetta. Kalat ja monet selkärangattomat ovat myös herkkiä hiukkasten liikkeelle. Hiukkasliikkeen oletetaan olevan tärkeä kalojen aistiessa eri suunnista tulevia ääniä. Koska äänen nopeus veden alla on suuri (1400 m/s), niin aikaero kahden lähekkäin olevan korvan välillä on pieni. Lisäksi aallonpituutta pienemmät eläimet eivät voi paine-eron perusteella erottaa äänen tulosuuntaa. Kuitenkin kalat pystyvät erottamaan läheltä ja kaukaa tulevan äänen ja aistimaan äänen suunnan. Tämä perustuu kalan kuuloelimen suuntimiskykyyn.

Eläimen herkkyys vedenalaiselle äänelle riippuu sen aistijärjestelmästä: se voi olla herkkä paineelle tai hiukkasten liikkeelle, tai molemmille. Useimmille meren eläimille äänet ovat tärkeitä monessakin suhteessa: yhteydenpito, suunnistus, saalistus jne. Eri lajit, nisäkkäät, kalat, kilpikonnat, selkärangattomat jne., aistivat äänen eri tavoin. Valaat ja useimmat kalat aistivat parhaiten matalia taajuuksia kun taas delfiinit ja pyöriäiset kuulevat myös yläääniä (ihmisen kuuloaluetta korkeampia taajuuksia). Lisäksi kalat ja selkärangattomat aistivat myös, paineen lisäksi, veden hiukkasten liikkeen.

Vedenalaisen melun vaikutus eläimelle voidaan porrastaa pienimmästä suurimpaan (Kuva 4.3.1-4):

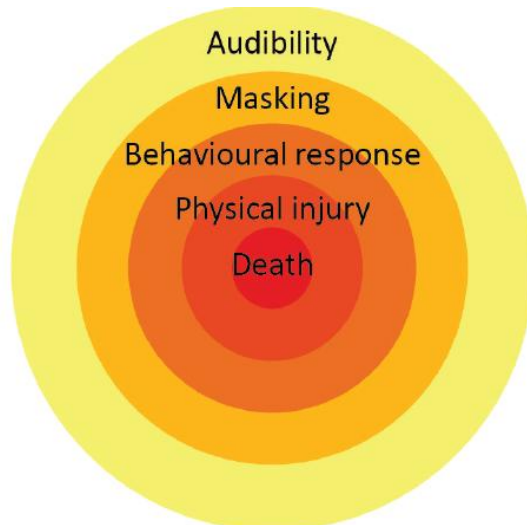
ääni ylittää kuulokynnyksen (Audibility),

melu peittää muita ääniä (Masking),

melu aiheuttaa muutoksen eläimen käyttäytymisessä (Behavioural response),

melu aiheuttaa fyysisiä vaurioita (Physical injury) ja

melusta seuraa kuolema (Death).



Kuva 4.3.1-4. Melun vaikutuksen teoreettiset asteet (Richardson 1995).

Mahdolliset vaikutukset riippuvat useista tekijöistä, kuten paikasta ja ajasta, äänen tasosta, kestosta ja taajuudesta sekä eläimen iästä ja tilanteesta (ruokailu, lisääntyminen, poikasten hoito jne.).

Eläinten altistuminen ihmisen tuottamalle vedenalaiselle melulle on monimutkainen kysymys. Koska äänilähteet vaihtelevat paikan ja ajan mukaan ja eri lajien herkkyys vedenalaiselle melulle vaihtelee samoin, niin mahdollisen vaikutus voi olla vakava tai hyvin pieni.

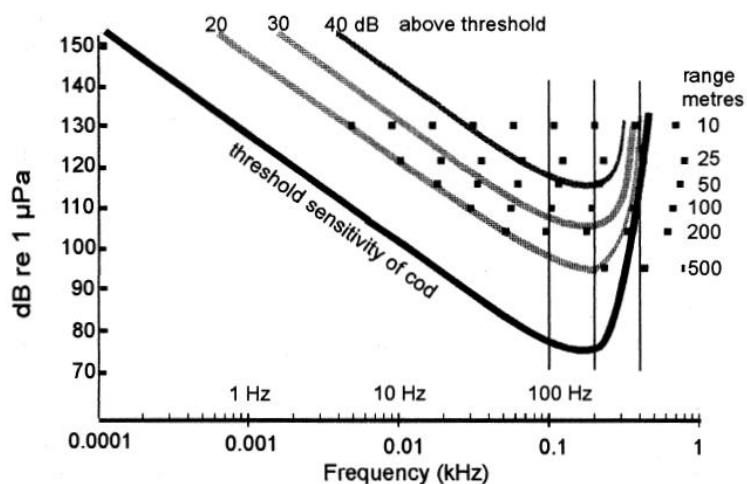
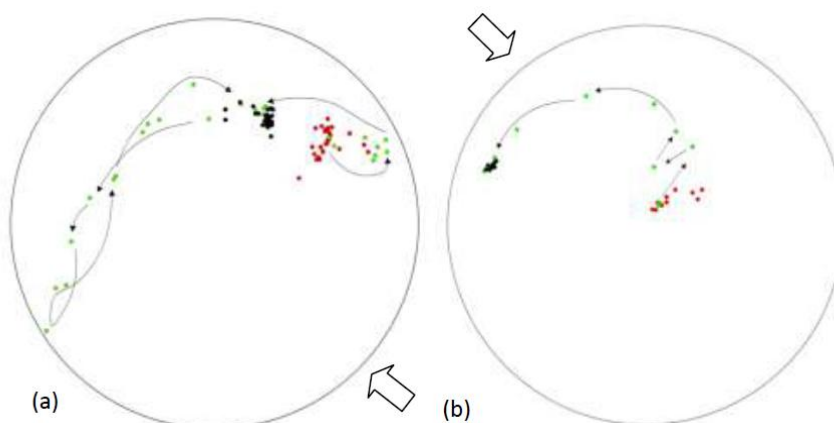


Figure 17. The hearing threshold for cod is shown, also, lines indicating levels 20, 30 and 40 dB higher. Dotted lines represent noise levels at the ranges indicated, based on a vessel with a level of 151 dB re 1 μ Pa (1 Hz band) @ 1 m. (150 Hz).

Kuva 4.3.1-5. Turskan kuulon kynnysarvo sekä laivan melutaso (pisteviiva) etäisyyden mukaan. Laivan lähdetaso 151 dB re 1 μ Pa (1 Hz kaista) @ 1 m (ICES).

Merentutkimus- ja kalastusalusten suunnittelussa on havaittu, että kalojen kuulon kynnysarvo laivan aiheuttamaan ääneen ylittyy muutaman sadan metrin päässä laivasta.



Kuva 4.3.1-6. Esimerkki turskan (a) ja kielikampelan (b) käyttäytymisen muutoksesta vesirakentamiseen liittyvän paalutuksen aiheuttaman äänen vaikutuksesta. Punainen - ennen melua, vihreä - melun aikana, musta - melun jälkeen. Nuolet osoittavat äänilähteen suunnan (Blenke 2010).

MUITA VEDENALAISEN MELUN VAIKUTUKSIA

Vedenalaisen melun vaikutusta vesien käyttöön ei liene tutkittu. Suoranaisia vaikutuksia ihmiselle tuskin on, mutta epäsuoria kylläkin. Vedenalaisen elinympäristön muuttuminen vaikuttaa kalastukseen, matkailuun ja muihin ko. luonnon tilasta riippuviin elinkeinoihin.

Ihmisen tuottamaa vedenalaisen melun vaikutuksia voidaan säädellä ajan, paikan ja melun laadun ja määrän suhteen. Mahdolliset ajalliset toimintarajoitukset liittyisivät myös tietyn alueen eläinten ko. ajankohdan herkkyytasoon.

Euroopan komissiossa vuosi sitten tehdyn päätöksen mukaan hyväksyttävän vedenalaisen melutason kriteereitä ja niiden toteamiseen tarvittavien menetelmien selvitys on käynnissä. Laajemmin: mikä on veteen johdetun energian taso, jolla ei ole merkittävää vaikutusta ko. elinympäristöön? Indikaattoreiksi vedenalaisen äänen suhteen on valittu 1) Matala- ja keskitaajuuksinen lyhytaikainen äänenpainetaso (10 Hz - 10 kHz), ja 2) Jatkuva matalataajuuksin äänenpainetaso (n. 40 Hz - 180 Hz). Käytännön mittaus- ja seurantaohjeiden laatiminen on käynnissä työryhmässä (EC Technical Subgroup Noise), jossa Suomikin on mukana.

Itämeren kohdalla tietoa vedenalaisen äänimaailmasta on äärimmäisen vähän ja sen hallinta on olematonta. Nykytilanteesta (BIAS -hankkeen suunnittelun yhteydessä) todetaan, että

- Tieto mittausmenetelmistä ja vedenalaisen melun hallinnasta on hyvin vaihtelevaa.
- Mittausstandardeja ei ole tai ne ovat luonnosvaiheessa.
- Maiden välistä tiedonjakorutiinia ei ole.
- Vedenalaista melua koskevaa ympäristötilan arviointia ei ole tehty.
- Työkaluja melutason hallintaan ei ole.
- Maiden välistä melutason seurantaohjelmaa ei ole.

MSFD GES VEDENALAISEN MELUN TEKNINEN TYÖRYHMÄ

Teknisen työryhmän tehtävänä on selvittää nykyisen tietämyksen ja käytännön menetelmien taso koskien vedenalaista melua ja sen mittausta. Ryhmä kokoontui vuonna 2011 kaksi kertaa ja vuoden lopulla valmistui raporttiluonnos "MSFD GES Technical Subgroup on Underwater Noise and other forms of energy". Raportti sisältää mm. seuraavat kuvaajien 11.1 ja 11.2 (Noise/Energy Commission Decision /477/EU) tulkinnat. Näillä tarkennuksilla on pyritty vähentämään komission päätöksessä olevien määritelmien epätarkkuutta.

Indikaattori 11.1 Voimakkaan matala- ja keskitaajuisen impulsiivisen äänen jakautuminen ajan paikan suhteen:

¹The proportion of days and their distribution within a calendar year, over geographical locations whose shape and area are to be determined, and their spatial distribution in which either the monopole energy source level (in units of dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$), or the zero to peak monopole source level (in units of dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2$) of anthropogenic sound sources, measured over the frequency band 10 Hz to 10 kHz, exceeds a value that is likely to entail significant impact on marine animals.

Tähän on lisättävä, että melulähteiden ympäristövaikutusta arvioitaessa on otettava huomioon yhteisvaikutus, melulähteen tasoa ei verrata laskennallisesti tasoon yhden metrin etäisyydellä (ei mitata 1 m etäisyydellä kuten alkuperäisen määritelmässä) ja merkittävällä vaikutuksella tarkoitetaan huomattavaa vaikutusta, esimerkiksi merkittävä osa populaation yksilöistä siirtyy huomattavan pitkäksi ajaksi huomattavan pitkälle.

Indikaattori 11.2 Jatkuva matalataajuisen ääni:

²Trends in the annual average of the mean square sound pressure associated with ambient noise in each of two third octave bands, one centred at 63 Hz and the other at 125 Hz, expressed as a level in decibels, in units of dB re 1 μPa ,

¹ suom. Se osuus ajasta, jolloin paikallinen ihmisen toiminnasta syntynyt äänenpainetaso mitattuna pistemäisen äänilähteen energiatasona käyttäen yksikköä dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$ tai pistemäisen äänilähteen äänenpainetasona käyttäen yksikkönä dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2$ mitattuna taajuusalueella 10 - 10 000 Hz ylittää arvon, jolla todennäköisesti on merkittävä vaikutus merieläimistöön.

² suom. Paikalliset muutokset äänitaso, sisältäen taustamelun, vuosikeskiarvoissa, jotka on mitattu tai laskettu mittauksien perusteella neliöllisinä keskiarvoina kahdella kolmannesoktaavikaistalla keskitaajuuksina 63 ja 125 Hz käyttäen yksikkönä dB re 1 μPa .

either measured directly at observation stations, or inferred from a model used to interpolate between or extrapolate from measurements at observation stations.

Määritelmän ilmauksista

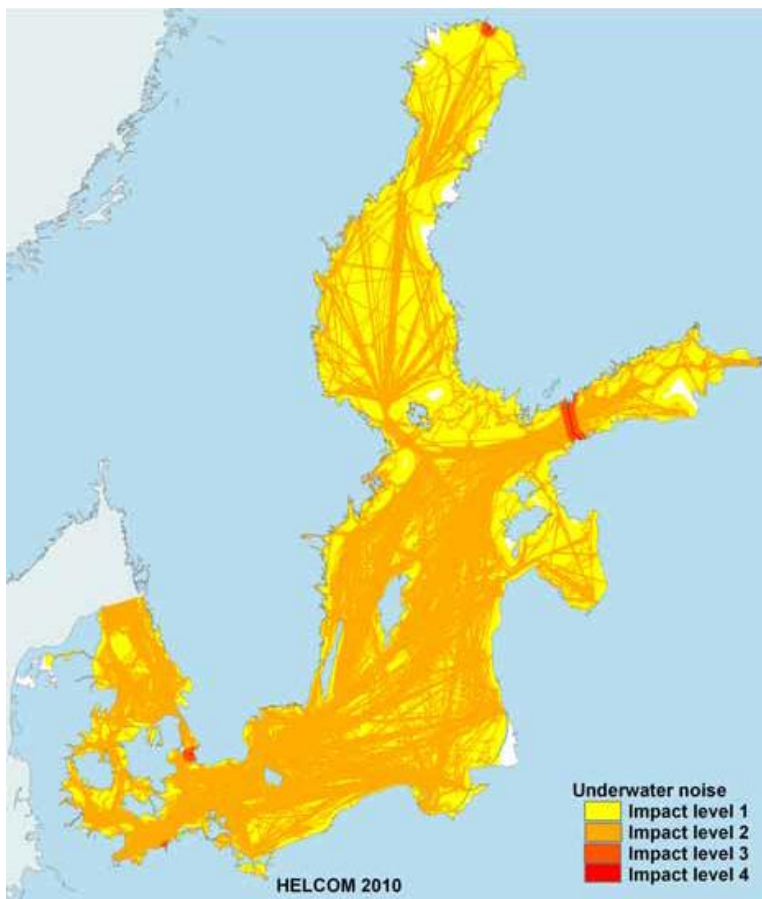
- "trends" (muutoksen suunta ja nopeus)
- "average noise" (keskimääräinen melu), ja
- "use of models" (mallien käyttö)

työryhmä ehdottaa lisäksi, että ympäristömelun muutoksen seurannassa verrattaisiin vuoden arvoa edellisen vuoden vastaavaan, keskiarvona käytettäisiin neliöllisen paineen keskiarvoa ja että mallinnusta käytettäisiin mittauksien tukena, ei niitä korvaamaan.

Työryhmä ehdottaa seuraavia hyvän ympäristötilan määrittämisessä hyödynnettäviä tutkimusaiheita:

- Melun vaikutus vedenalaiseen eliöstöön.
- Ihmisen tuottaman korkeataajuisen melun, valon ja sähkömagneettikentän vaikutus vedenalaiseen luontoon.
- Uusi kehittynyt melunmittaustekniikka ja mallinnus.

Työryhmän toiminta jatkuu vuonna 2012.



Kuva 4.3.1-7. Vedenalaisen melun alueellinen esiintyminen Itämerellä vuosina 2003-2007. Vaikutustaso 1 (impact level 1) tarkoittaa, että eliöstö kuulee melun, tasolla 2 melu haittaa eliöstön kommunikaatiota, tasolla 3 eliöstö välttää melua ja tasolla 4 melu aiheuttaa fysiologisia vaikutuksia. Huom. rakentamisen aiheuttama melu on tilapäistä, mutta laivaliikenteen lähes jatkuvaa (HELCOM 2010).

VIITTEET

Helcom 2010: Ecosystem Health of the Baltic Sea. HELCOM Initial Holistic Assessment. Baltic Sea Environment Proceedings No. 122.

MSFD GES Technical Subgroup on Underwater Noise and other forms of energy, DRAFT Final report, December 2011

Underwater noise of research vessels, ICES report No. 209, 1995.

The Main Report of Task Group 11 for the Marine Strategy Framework Directive's descriptor No. 11 (Draft) 2010.

Andersson Mathias A. Offshore wind farms – ecological effects of noise and habitat alteration on fish, Department of Zoology, Stockholm University, 2011.

Baltic sea Information on the Acoustic Soundscape BIAS, LIFE project application 2011.

Helcom 2010: Maritime Activities in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment on maritime activities and response to pollution at the sea in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 123.

Poikonen A. and Madekivi S., "Wind-generated ambient noise in a shallow brackish water environment in the archipelago of the Gulf of Finland," J. Acoust. Soc. Am. 127, 3385–3393 (2010).

Underwater acoustics, Manual, NURC, 2008.

4.3.2 ROSKAANTUMIEN

Jan-Erik Bruun (Suomen ympäristökeskus)

ROSKAANTUMINEN

Merten roskaantuminen on yksi laajimmin levinneistä, meriympäristöön vaikuttavista saastumisongelmista. Se vaikuttaa sekä talouteen että rannikon ja meren äärellä eläviin ihmisiin, mutta haitallisinta on se, että se vaarantaa herkkiä ekosysteemejä ja eliöyhteisöjä sekä avoimilla merialueilla että rannikkoalueilla. Merellä roskat voivat ajelehtia pitkiä matkoja merivirtojen mukana ja kasaantua tiettyihin paikkoihin.

Vakavia kansanterveydellisiä kysymyksiä liittyy vaarallisiin aineisiin, lääkejätteisiin, ruiskuihin, lasiin ja muihin teräviin ja/tai vaarallisiin roskiin jotka kulkeutuvat rannoille. Muoviset materiaalit, jotka ovat kestäviä ja hitaasti hajoavia ovat maailmanlaajuisesti runsaimmin esiintyviä roskia. Lisäksi monet muovit ovat erittäin kelluvia mikä mahdollistaa niiden kulkeutumisen virtausten mukana pitkiäkin matkoja. Yli miljoona lintua ja 100 000 merinisäkästä ja merikilpikonaa kuolee vuosittain joko sotkeutuen muovijätteisiin tai saatuaan niitä ruokailun yhteydessä elimistöonsä (UNEP 2006).

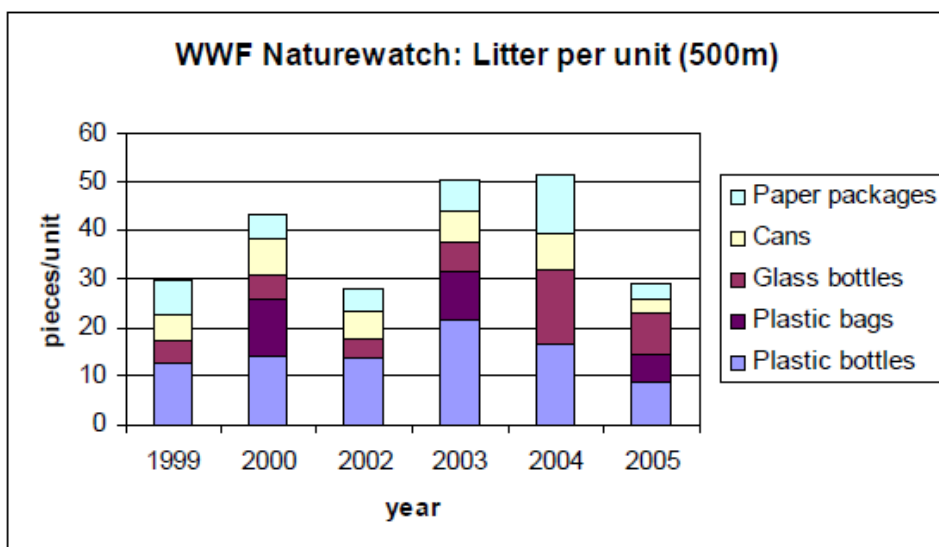
Roskaantuminen Itämeren alueella liittyy yleisimmin turismiin ja ihmisten virkistystoimintaan (HELCOM 2007). Meriympäristössä havaittuja roskia voivat myös olla kalastukseen ja puun käsittelyyn liittyviä, ruokajätteitä, saniteetti- ja jätevesiä, vaatteita, kumia ym. Irtokasvillisuuden kertyminen rannoille voi olla suuri ongelma tietyillä alueilla. Muoviset roskat ovat kuitenkin yleisimpiä useilla alueilla. Koska muovien osuus roskien kokonaismäärästä ja -painosta on 30-60 %, voidaan eri mailta ja kirjallisuudesta saatuja tietoja muoviroskien määristä ja trendeistä pitää hyvänä roskaantumisen indikaattoreina.

Kaikki meren roskat eivät näy paljaalla ihmissilmällä. Esim. hajoavista muovijätteistä lähtöisin olevat mikroskooppisen pienet hiukkaset voivat aiheuttaa häiriöitä ravintoverkossa, tukkimalla eliöiden ravinnonottoa ja aiheuttamalla nälkiintymistä passiivisesti siivilöivillä eliöillä. Jotkut roskahiukkasiin imeytyneet haitalliset aineet voivat aiheuttaa haitallisten aineiden kertymistä ravintoverkkoon.

ROSKIEN MÄÄRÄT ITÄMEREN RANNOILLA

Roskien määristä Itämeren rannikoilla ei ole olemassa mitään tilastoihin perustuvaa tietoa. Suurin osa käytettävissä olevasta tiedosta perustuu kansalaisjärjestöjen (WWF, The Ocean Conservancy) ja Itämeren rannikkokuntien keräämiin havaintoihin. Tulosten vertailu on vaikeaa, koska ei ole olemassa yhteistä menetelmää roskaantumisen raportoinnille. Rantojen siivoamisen yhteydessä roskien määrät ilmoitetaan yleensä paloina 500 metrin rantaviivaa kohti. Rannikkokunnat ilmoittavat roskien määrät kiloina tai kuutiometreinä.

WWF on kerännyt tietoa roskaantumisesta Naturewatch Baltic-verkkoon. Vuosittaisissa raporteissa kuvataan myös Itämeren rannoilta löytyneiden roskien määriä (Kuva 4.3.2-1). Maiden väliset erot ovat suuria. Naturewatch:in keräämät tiedot eivät kuvaa yleistä tilannetta Itämeren rannoilla; projektiin osallistuvien henkilöiden määrä vaikutti tuloksiin merkittävästi.

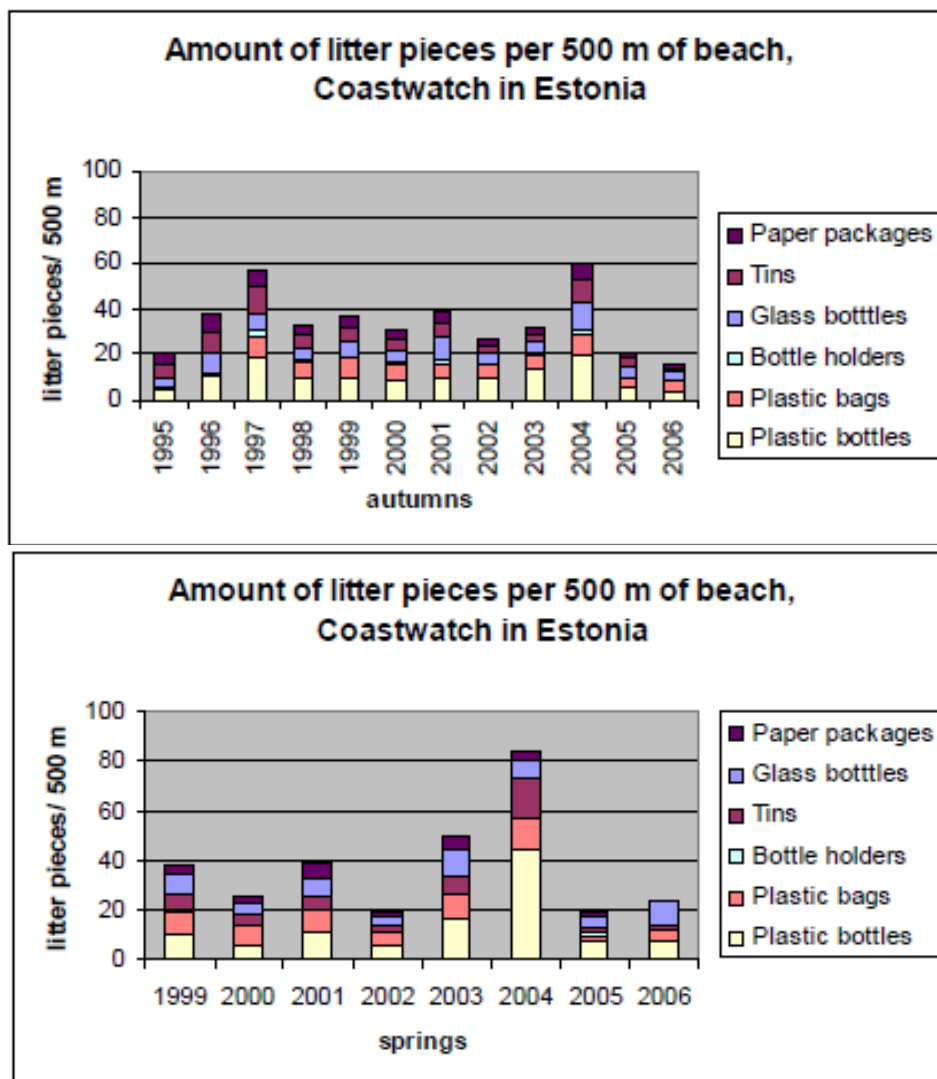


Kuva 4.3.2-1. Eri vuosina havaittujen roskien kappalemääriä per 500m rantaviivaa.

(Paper packages = paperisia pakkauksia,
Cans = metallisia purkkeja,
Glass bottles = lasipulloja,
Plastic bags = muovipusseja,
Plastic bottles = muovipulloja)

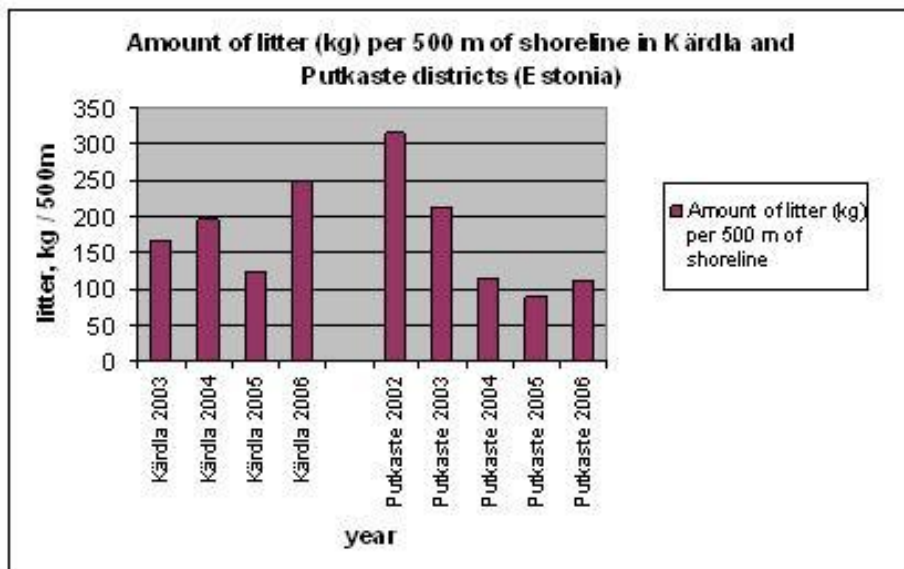
(Lähde: WWF, Naturewatch Baltic).

Projektissa "Coastwatch" Virossa koululaiset keräsivät rannoilta löytämiään roskia (Kuvat 4.3.2-2 ja 4.3.2-3). Vuosi 2004 oli roskamäärien huippuvuosi (syksy, kevät), mutta alueita kartoitettiin vähiten sinä vuonna. Muilta osin ei ole selkeää vähenemistä tai kasvavaa trendiä nähtävissä. Viron asiantuntijoiden mukaan roskien arvioitu määrä per 500m rantaviivaa oli suuruusluokaltaan 20 kg, joillakin alueilla paljon enemmän.



Kuvat 4.3.2-2 ja 4.3.2-3. Erityyppisten roskien kappalemääriä per 500m rantaviivaa Virossa vuosina 1999-2006, sekä syksyllä (ylempi) että keväällä (alempi). (Paper packages=paperisia pakkauksia, Glass bottles=lasipulloja, Tins=säilykepurkkeja, Bottle holders=pullonpidikkeitä, Plastic bags=muovipusseja, Plastic bottles=muovipulloja) (Lähde: Coastwatch in Estonia).

Viron "State Forest Management Centre" (RMK) on kartoittanut ja kerännyt roskia Hiidenmaalla Putkasteen ja Kärđlan alueilla. Roskien yhteismäärät per 500m rantaviivaa vaihtelivat välillä 90 ja 316 kg keskimäärin (Kuva 4.3.2-4). Viimeisinä vuosina Putkasteen roskamäärät vähentyivät kun taas Kärđlan määrät lisääntyivät. Tämä johtunee normaalista vaihtelusta. On silti mielenkiintoista, että saman saaren eri puolilla tilanne voi olla melko päinvastainen.



Kuva 4.3.2-4. Roskien kokonaismääriä kilogrammoina per 500 m rantaviivaa eri vuosina (year). Viron Hiidenmaan Kärđlan ja Putkaste alueille. (Lähde: State Forest Management Centre (RMK), Viro).

Kansainvälisten järjestöjen NGO ja "The Ocean Conservancy" (Ocean Conservancy 2004 ja 2005) teettämässä siivoushankkeessa ilmeni, että roskaantuminen aiheutui 58 prosenttisesti virkistystoiminnasta rannoilla. Itämeren maissa vuosina 2004 ja 2005 roskien määrät vaihtelivat välillä 2-328 kg/4-181 kappaletta 500m rantaviivaa kohti.

SUOMEN RANNIKKO

Suomessa Tuomiston vuonna 1994 tekemässä tutkimuksessa roskaa löytyi 15 rannalta keskimäärin 11 kg/260 kpl per 100 m rantaviivaa, (vähintään 1 kg/21 kpl 100m⁻¹, enintään 45 kg/691 kpl 100m⁻¹). Pohjanlahden ja Ahvenanmaan roskakappaleet pystyttiin useimmissa tapauksissa yhdistämään Suomen ja Ruotsin välillä kulkeviin risteilyaluksiin sekä virkistysveneilyyn. Läntisellä Suomenlahdella 30 % roskien alkuperästä voitiin selvittää tekstien perusteella. Roskat olivat pääasiassa lähtöisin rahtialuksista, 40 % roskista oli lähtöisin Venäjältä ja Baltian maista ja 21% oli puolalaisia alkuperää. Itäisellä Suomenlahdella suurin osa roskista oli myös lähtöisin kauppamerenkulusta. Kalastustoiminnasta lähtöisin olevia roskia esiintyi runsaasti kaikkialla Itämerellä.

ROSKIEN MÄÄRÄT AVOMERELLÄ

Läntisellä Itämerellä vuonna 1996 suoritetussa tutkimuksessa löydettiin hehtaarin kokoiselta avomerialueelta 1.26 ± 0.82 roskakappaletta (Galgani et al. 2000). Roskat kerättiin vedestä troolaamalla. Määrät olivat lähes samalla tasolla kuin Pohjanmerellä. Pärnun alueella arvioitiin meressä esiintyneiden roskien määrän vähentyneen 100-200 tonnista yhteen tonniin vuosista 1995-1996 vuoteen 2006. Roskat olivat tällä alueella pääasiassa lähtöisin alusten lastijäämistä, koostuen lähinnä sahatavarasta ja vanerista. Neljässä Puolan satamissa suoritettiin meressä ajelehtivien roskien keräys vuonna 2006. Roskia oli kesäkuukausina vuonna 2006 yhteensä 9300 kg, keskimäärin 23 kg per hehtaari. Pietarin sataman edustalla kerättyjen roskien määrä oli vuonna 2005 1016 m³, Viipurin Vysotskin edustalla 19 m³.

MIKROPARTIKKELIT

Roskat hajoavat asteittain meriympäristössä (Colton et al., 1974; Thompson et al., 2004). Sellaiset roskien fragmentit jotka ovat halkaisijaltaan pienempiä kuin 5mm (Arthur et al. 2009) kuuluvat mikropartikkeleihin.

Mikroskooppisten muovipartikkeleiden yleisyys sekä hidas kemiallinen ja biologinen hajoaminen on lisääntyvä ongelma maailman merissä. Muovisia mikropartikkeleita kulkeutuu ihmisen toiminnan seurauksena ympäristöön sekä pelletteinä (<5mm) että jauheena (<1mm). Mitään sovittua alarajaa mikropartikkeleiden koon suhteen ei ole. Pienimmät merivedestä löytyneet muovihuukkaset ovat halkaisijaltaan 1.6µm. Koska meidän kyky kerätä ja tunnistaa erittäin pieniä muovisia partikkeleita on rajallinen, menetelmiä niiden seuraamiseksi on vähän.

Tutkimukset Ruotsin vesillä ovat osoittaneet, että mikroskooppisten roskahuukkasten määrät kuutiometrissä merivettä vaihtelevat useasta sadasta useaan sataan tuhanteen (Noren 2007, Noren et al 2009). Suurimmat

mikropartikkelimäärät havaittiin Pohjanlahdella, kun taas muissa altaissa pitoisuudet olivat pienempiä. Syytä tähän ei tiedetä.

YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

UNEP:n raportin mukaan (2005) merten roskien sotkeutuminen pyydyksiin ja kertyminen merieläimiin ovat ensisijaisia ja välittömiä luonnolle vahinkoa aiheuttavia tekijöitä. Meren roskaantuminen voi myös lisätä myrkyllisten aineiden kertymistä meriympäristöön, ja siten aiheuttaa elinympäristöjen tuhoutumisen. Meren roskia voidaan verrata vieraslajeihin, koska muoviset kappaleet voivat hyvän kellumisen takia kulkeutua pitkiä matkoja. Roskaantuminen voi myös aiheuttaa vakavia taloudellisia tappioita eri aloille (Hall 2000). Eri yhteisöt (rantojen siivous, kansanterveys, jätehuolto), matkailu (paikalliset yritykset, julkiset), merenkulku (sotkeutuneet potkurit, moottorien rikkoontumiset ym.), kalastus (heikommalla saaliilla, vahingoittuneet verkot, sotkeutuneet potkurit, saastuminen), kalanviljely ja maatalous rannikolla voivat kärsiä taloudellisesti roskaantumisesta.

Roskien siivoamisen kustannuksista Itämeren alueella ei ole paljon tietoa. Puolassa rantojen ja satama-alueiden siivous maksoi 570 000 € vuonna 2006. On arvioitu, että Ruotsin länsirannikolla, Bohuslänin alueella rantojen puhdistuskustannukset olivat vuonna 1997 vähintään 1 125 000 € (Hall 2000).

NYKYISET ROSKAANTUMISEN VÄHENTÄMISEEN KOHDISTUVAT TOIMENPITEET

KANSAINVÄLINEN YLEISSOPIMUS ALUSTEN AIHEUTTAMAN MEREN PILAANTUMISEN EHKÄISEMISEKSI.

MARPOL 73/78 (International Convention for the Prevention of Pollution from Ships) on kansainvälinen säännös jonka tarkoituksena on estää tai rajoittaa alusten aiheuttamaa ympäristön pilaantumista. IMO loi tämän kansainvälinen sopimuksen vuonna 1973 ja sitä päivitettiin vuonna 1978 useiden vakavien tankkerionnettomuuksien jälkeen.

Sopimus sisältää säännöksiä, joiden tarkoituksena on estää tai hallita alusten ympäristöhaittoja. Sopimus kattaa sekä onnettomuuksien aiheuttamat päästöt että normaalikäytön aiheuttamat päästöt. Tällä hetkellä MARPOL 73/78 -säännöksessä on 6 teknistä liitettä, joista liite 5 sisältää rajoituksia alusten kiinteiden jätteiden aiheuttaman saastumisen estämiseksi.

Lisätietoja: Valtioneuvoston asetus:

<http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060688>) ja

ja Suomen varustamot ry:n tiedote:

<http://www.shipowners.fi/ymparisto/merenkulun+ymparistomaaraykset/>

VENEILIJOILLE TARKOITETTUA JÄTEHUOLTOPALVELUJA

Roope-palvelut ovat Pidä Saaristo Siistinä ry:n ylläpitämiä, pääasiassa vesilläliikkuville tarkoitettuja jätehuoltopalveluja. Näitä Roska-Roope-tunnuksella merkittyjä kohteita löytyy yhteensä noin 200 merialueella. Roope-palveluiden huollosta vastaavat yhdistyksen huoltoalukset miehistöineen sekä paikalliset huoltomiehet ja -naiset.

Kaikki Roope-palvelut on listattu Pidä Saaristo Siistinä ry:n kotisivuilla satamanumeron mukaan. Lisäksi listasta löytyy tieto paikan palveluista sekä sijaintikoordinaatit.

Roope-palvelujen lisäksi yhdistys ylläpitää kotisivuillaan veneilijöitä palvellakseen listaa maamme imutyhjennyspaikoista. Lista perustuu kunnilta ja satamilta saatuihin tietoihin. Imutyhjennyslaitteiden kunnosta ja hoidosta vastaa satamanpitäjä tai kunta.

ITÄMEREN SATAMIEN VALMIUS VASTAANOTTAA ALUKSILLA SYNTYVIÄ JÄTTEITÄ

1990-luvun loppupuolella HELCOM-jäsenvaltiot sopivat laajasta toimenpideohjelmasta (Baltic Strategy for Port Reception Facilities for Ship Generated Wastes and Associated Issues), jonka tarkoituksena on estää jätteiden päästöt aluksista Itämereen. HELCOM vaatii kaikkia aluksia toimittamaan matkoilla syntyneet roskat satamien vastaanottokeskuksiin ennen satamasta lähtöä. Toiminnan edistämiseksi Itämerenmaat ovat sopineet, että aluksilta ei pitäisi periä maksua roskien luovuttamisesta, vaan noudattaa ns. "no-special-fee"-järjestelmää. Roskien vastaanoton kustannukset korvataan sen sijaan yleisillä satama- tai ympäristömaksuilla. Ohjeet yhdenmukaistetun "no-special-fee"-järjestelmän ja vastaanottokeskuksen perustamiseksi sekä toiminnan ylläpitämiseksi on määritelty MARPOL -

yleissopimuksessa 73/78 (http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/rec24_8/). Yleissopimuksen uudistetut liitteet löytyvät sivulta: http://www.lvm.fi/fileserver/2108_liitteet.pdf.
Roskien vastaanottojärjestelmää ei ole vielä otettu käyttöön kaikissa Suomen satamissa.

Vuonna 2012 käynnistyy kaksivuotinen EU:n Central Baltic -ohjelman rahoittama hanke Baltic Marine Litter (MARLIN), jonka tarkoituksena on ensimmäisen kerran järjestelmällisesti kartoittaa Itämeren rantojen roskaantumista. Hankepartnerit (Håll Sverige Rent (Ruotsi), Pidä Saaristo Siistinä ry (Suomi), Hoia Eesti Merd (Viro), Fee Latvia) ovat jo vuodesta 1993 muodostaneet verkoston "Keep Baltic Tidy", joka puolestaan on jäsen Itämerineuvostossa (CBSS). Kaikki verkoston jäsenet ovat ympäristökasvatukseen erikoistuneita ympäristöjärjestöjä, joilla on sekä ruohonjuuritason toimintaa että hyvät kontaktit kansallisiin päättäjiin. Jokaisessa hankemaassa valitaan keskistä Itämerta ympäröiviltä alueilta vähintään kolme kohdetta (key areas), joiden roskaantumista seurataan UNEP:n laatimien ohjeiden mukaan neljä kertaa vuodessa. Roskaantumistutkimuksessa tullaan käyttämään paikallisia yhteistyötahoja, jotka voivat jatkaa tutkimusta vielä hankkeen jälkeenkin. Hankkeen aikana pyritään selvittämään mitkä merkittävimmät roskaajat ovat ja mikä meressä olevan roskan vaikutus meren ekosysteemiin. Kaikille tutkimusalueille laaditaan hankkeen aikana toimintasuunnitelma meren roskaantumisen ja sen vaikutusten vähentämiseksi. Yhtenäisen mittaumenetelmän ansiosta tulokset olisivat ensimmäistä kertaa vertailukelpoisia sekä Itämeren alueella että maailmanlaajuisesti.

Lisätietoja hankkeesta: <http://www.centralbaltic.eu/projects/running-projects/68-cb/395-baltic-marine-litter>

VIITTEET

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (eds) (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sep 9-11, 2008. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30. NOAA, Silver Spring 530pp.

Colton, J. B., Knapp, F. D. & Burns, B. R. (1974). Plastic particles in surface waters of the Northwestern Atlantic. Science 185, 491 - 497.

Galgani F., Leaute J. P., Moguedet P., Souplet A., Verin Y., Carpentier A., Goraguer H., Latrouite D., Andral B., Cadiou Y., Mahe J. C., Poulard J. C. and Nerisson P. (2000). Litter on the Sea Floor Along European Coasts. Marine Pollution Bulletin 40(6):516-527.

Hall, K. (2000). Impacts of Marine Debris and Oil. Economic & Social Costs to Coastal Communities. Publication of Kommunenes Internasjonale Miljøorganisasjon (KIMO).

HELCOM (2007). Assessment of the Marine Litter problem in the Baltic region and priorities for response. 21 p.

Norén, F. (2007). Mikroskopiska plastpartiklar i västerhavet. K. S. K. I. Miljöorganisation: 1-10

Norén, F., S. Ekendahl & U. Johansson (2009): Mikroskopiska antropogena partiklar i svenska hav. Report to Swedish Environment Protection Agency.

The Ocean Conservancy (2004). 2004 International Coastal Cleanup Data Report.

The Ocean Conservancy (2005). 2005 International Coastal Cleanup Data Report.

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? Science 304, 838. (doi:10.1126/science.1094559)

Tuomisto, P. (1994). The effects of marine litter on marine species and litter in the Finnish sea areas. Graduate study, Helsinki University, Laboratory of Hydrobiology [suomeksi].

UNEP (2005). Marine Litter. An analytical overview. Report of UNEP Regional Seas Coordinating Office, the Secretariat of the Mediterranean Action Plan (MAP), the Secretariat of the Basel Convention, the Coordination Office of the Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities (GPA) of UNEP.

4.4 HYDROLOGISTEN PROSESSIN HÄIRIINTYMINEN

ILMASTONMUUTOKSEN HYDROGRAFISTEN VAIKUTUSTEN ARVIOINTIA

HELCOM:n ilmastoraportin (2007) ja BACC raportin mukaan Itämeren pintalämpötila voi nousta 2°C – 4°C vuosien 1961-1990 normaalikaudesta vuosien 2071-2100 keskiarvoon. Ilmastollisten mallien mukaan kevät aikaistuu, jolloin meren pintalämpötila kasvaa erityisesti touko- ja kesäkuussa. Samalla lämpötilan vaihtelut vuosien välillä kuitenkin kasvaisivat. Lämpenemisen arvioidaan olevan voimakkainta eteläisellä ja keskisellä Itämerellä. Talvien lämpeneminen heijastuu erityisesti merijään vähentymiseen, tämän vuosisadan loppupuolella jään laajin ulottuvuus olisi 30 000–50 000 neliökilometriä nykyistä pienempi ja jäätalven pituus olisi 10–20 vuorokautta lyhyempi. Leudoimpina talvina jäätä esiintyisi vain Perämerellä, Saaristomerellä ja Itäisellä Suomenlahdella.

Itämeren suolaisuuden mahdollisista muutoksista tehdyt arviot ovat hyvin vaihtelevia ulottuen 45%:n suolaisuuden vähenemisestä aina 4%:n suolaisuuden kasvuun nykyiseen verrattuna. Näistä muutoksista huolimatta kerrostuneisuuden arvioidaan säilyvän siten, että selvästi suolaisuudeltaan erilaiset pintakerros ja syvän veden kerros säilyvät. Näin ollen myös syvien vesien rajallisen vedenvaihdon ongelmat säilyvät.

Kymmenien vuosien aikaskaalassa ilmaston luonnollinen vaihtelevuus vaikuttaa merkittävämmän Itämeren fysikaalisen tilan muutokseen kuin globaali ilmastomuutos kasvihuonekaasujen pitoisuuksien lisääntyminen johdosta. Ilmastollisesti, Itämeren tilassa ei voida otaksua tapahtuvan mitään merkittävää muutosta nykytilasta vuoteen 2020 mennessä.

4.4.1 MERKITTÄVÄT MUUTOKSET LÄMPÖTILOISSA

Pekka Alenius (Ilmatieteen laitos)

Harri Helminen (Varsinais-Suomen ELY-keskus), Mikaela Ahlman (Uudenmaan ELY-keskus)

Itämeri on lämpötiloiltaan hyvin vaihteleva meri. Talvella meren pinta jäätyy ja koko ylin kerros on kylmää. Kesällä mereen kehittyy lämmin pintakerros, jonka alapuolelle jää syksyllä sekoittunut kylmä vesi. Syvällä pohjan lähellä vesi on taas lämpimämpää kuin välikerroksen ns. vanha talvivesi.

Lienee selvää, ettei sellaista ilmaston muutosta on näköpiirissä, joka muuttaisi Itämeren alueen oloja niin huomattavasti, että keväinen ja syksyinen pintakerroksen pystysuora täyskierto jäisi kokonaan pois. Se edellyttäisi, ettei vesi edes talvella jäähtyisi maksimitiheyden lämpötilaansa kylmemmäksi missään Itämerellä. Lämpeneminen kuitenkin voi muuttaa meren ekosysteemiä muuttamalla kasvukauden pituutta ja suolaisuutta.

Itämeren lämpötilasta on jo 100 vuoden ajalta havaintoja ja niiden analyysin mukaan Itämeren lämpöolot ovat 1950 luvulta alkaen lämmenneet (HELCOM 2007, BACC 2008). Toisaalta on arvioitu, ettei 30 viime vuoden aikana ole tapahtunut merkittävää lämpenemistä. Viimeisen 15 vuoden pintalämpötilakartoissa, jotka on laadittu satelliittihavainnoista, nähdään kuitenkin lämpenemistä ainakin joillakin alueilla. Lämpötilahavaintojen ajallinen epähomogeenisuuden takia Itämeren lämpöolojen muutosten katsotaan tarvitsevan vielä lisäanalyysijä.

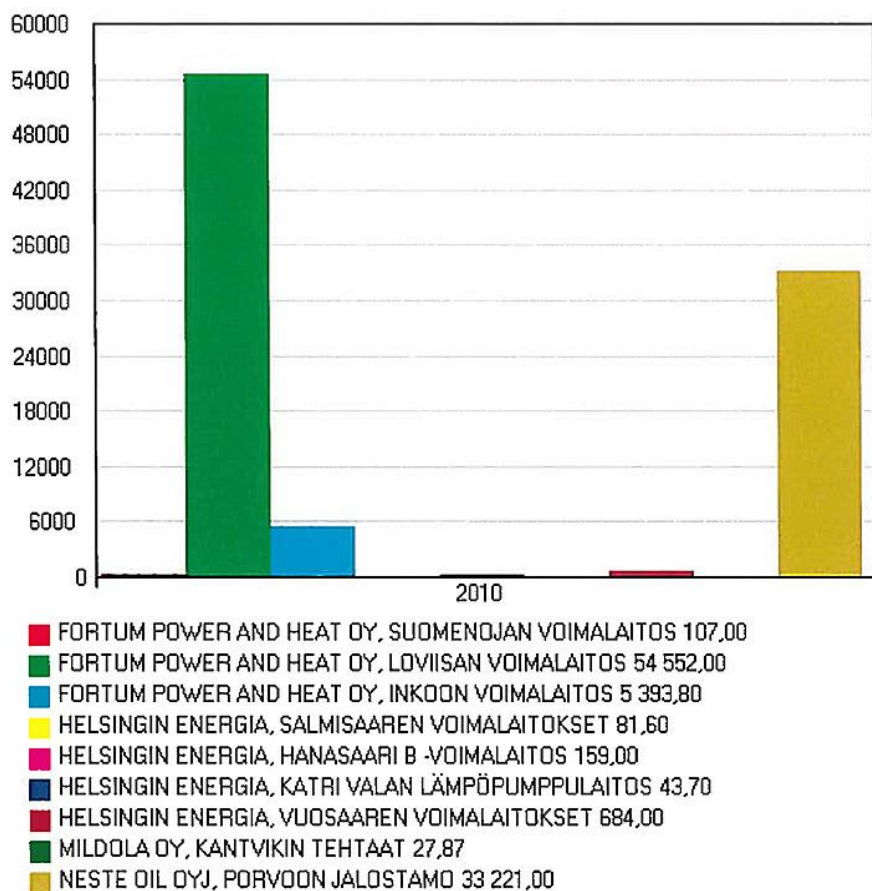
MERIALUEKOHTAISIA TARKENNUKSIA

SUOMENLAHTI

Suomenlahden rannikolla on monta voimalaitosta, jotka johtavat hukkalämpöä rannikkovesiin. Uudenmaan ELY -alueen yhteenlaskettu lämpökuormitus on noin 100 000 TJ vuosittain. Kaakkois-Suomen ELY -alueen vastaava lämpökuormitus on huomattavasti pienempi, yleensä alle 5 000 TJ. Suurimmat lämpökuormituksen aiheuttajat ovat Fortumin Loviisan voimalaitos ja Nesteen Porvoon jalostamo, joiden yhteenlaskettu osuus Uudenmaan ELY -alueen kokonaislämpökuormasta on yli 90 %.

Tiedot itäisen Suomenlahden alueen laitosten lämpökuormasta ovat puutteelliset, sillä asiaan ei ole tähän mennessä juurikaan kiinnitetty huomiota. Kahden Kotkan alueen voimalan (joista Mussalon laitos käytännössä alasajettu) ja yhden Lappeenrannan Saimaata lämmittävän laitoksen ohella kemiallisen metsäteollisuuden laitokset Kotkassa ja

Kymijokivarressa ovat myös merkittäviä lämpökuormittajia, mutta niiden lämpökuormitusta ei tarkkailla eikä asiasta ole tarkempia tietoja.



Kuva 4.4.1-1 Suomenlahden rannikon voimalaitosten hukkalämpöpäästöt rannikkovesiin vuonna 2010. Mittayksikkö TJ (tetrajoule) (Lähde: ympäristöhallinnon valvonta- ja kuormitustietojärjestelmä VAHTI).

POHJANLAHTI

Selkämeren rannikolle, Olkiluotoon rakennetut (1 ja 2, 3 rakenteilla) ja suunnitellut (4) ydinvoimayksiköt tuottavat huomattavan määrän hukkalämpöä. Esimerkiksi Olkiluoto 4:n ympäristövaikutusten arviointiselostuksen mukaan sen reaktorin lämpöteho on 2800 – 4600 MW ja sähköteho 1000 – 1800 MW, jolloin kokonaishyötysuhde on vain 35 - 40%. Hukkaenergiaa, joka jäähdytysvesissä päättyy mereen, kertyy siis lämmön muodossa 1800 – 2800 MW pelkästään O4 yksiköltä.

Ylimääräisellä lämpökuormalla on pääsääntöisesti haitallisia seurauksia meressä. Tällaisia vaikutuksia voivat olla esimerkiksi rehevöitymiskehityksen kiihtyminen ja ekosysteemissä tapahtuvat lajistomuutokset. Vaikutukset eivät aina rajoitu paikallisiksi.

Perämeren lämpötiloissa ei ole todettu merkittäviä muutoksia. Lämpötila vaihtelee luontaisesti vuodenaikojen mukaan. Talveksi meri jäätyy ja kesällä pintaveden lämpötilaan vaikuttavat pääasiassa ilman lämpötila ja tuuliolosuhteet. Rannikolla sijaitsevien teollisuuslaitosten, puhdistamojen ja voimalaitosten vaikutukset veden lämpötilaan ovat paikallisia. Fennovoima Oy on saanut luvan toteuttaa Pyhäjoen Hanhikiven niemeen 1 500–2 500 MW:n suuruisen ydinvoimalaitoksen. Laitoksen lauhdevesien on arvioitu nostavan meriveden lämpötilaa yli viidellä asteella purkupaikan lähialueella ja lievemmin muutaman kilometrin säteellä purkupaikasta. Lauhdevesillä ei katsota olevan vaikutusta Perämeren tilaan laajemmin.

Ylimääräisellä lämpökuormalla on pääsääntöisesti haitallisia seurauksia meressä. Tällaisia vaikutuksia voivat olla esimerkiksi rehevöitymiskehityksen kiihtyminen ja ekosysteemissä tapahtuvat lajistomuutokset. Vaikutukset eivät aina rajoitu paikallisiksi.

4.4.2. MERKITTÄVÄT MUUTOKSET SUOLAISUUDESSA

Pekka Alenius (Ilmatieteen laitos)

Itämeri on nuori meri, jonka suolaisuusolot ovat kehittyneet nykyisiksi geologisesti katsoen vasta aivan äskettäin. Suolaoloja säätelee vedenvaihto Itämeren ja Pohjanmeren välillä ja sadanta ja haihdunta Itämerellä ja sen valuma-alueella, joka on huomattavan suuri meren kokoon nähden. Itämeren ja Pohjanmeren vedenvaihto on monimutkainen prosessi, jossa Itämeren kannalta keskeisiä ovat olleet niin sanotut suuret suolapulssit, jotka tuovat paljon suolaista vettä Itämeren syvänteisiin. Tällaiset kylmän veden happipitoiset pulssit ovat tärkeitä Itämeren pohjien uudistajia. Toisaalta Itämereen tulee joskus kesäisin lämpimämmän veden pulsseja välivedessä, jolloin pohjanläheinen vesi ei välttämättä uusiudu. Lisäksi jatkuvasti tapahtuu pienimuotoisempaa vedenvaihtoa, joka ei aiheuta dramaattisen selviä vaikutuksia Itämereen, vaan ylläpitää tuttua perustilaa.

Varsinkin suuret suolapulssit tarvitsevat syntyäkseen erityiset suhteellisen pitkään kestävät sääolot, joissa ensin Itämerestä valuu vettä ulos itätuulilla ja sitten tuulten kääntyessä läntisiksi syntyy mahdollisesti suolapulssi. Tämä kuitenkin edellyttää sitä, että säärintamat kulkevat juuri sopivasti Tanskan salmiin verrattuna, jotta ne saavat tuulet puskemaan riittävästi vettä Itämereen.

Itämeren suolapulssien merkitys korostui 1980-luvulla, kun vuoden 1978 suuren suolapulssin jälkeen seuraavaa pulssia ei alkanutkaan kuulua ja Itämeren keskisyvänteiden happikatoalueet laajenivat vuosi vuodelta. Suurten pulssien esiintyminen on harventunut eikä niitä kovin monta ole tullut viimeisten kolmen vuosikymmenen aikana.

Suolaisuus ylläpitää erityisesti syvempää ns. suolaisuuden harppauskerrokseen (halokliini) liittyvää kerrostuneisuutta, kun taas lämpötila vaikuttaa kesäaikaiseen ylemmän kerroksen kerrostuneisuuteen, jota luonnehtii lämpötilan harppauskerros (termokliini).

Suolaisuuskerrostuneisuus vaikuttaa Itämeren altaiden väliseen vedenvaihtoonkin. Pohjanlahden pohjien hyvä tila johtuu siitä, että Pohjanlahden syvät vedet uusiutuvat varsinaisen Itämeren pinta ja välikerroksen vesistä, joissa on aina riittävästi happea. Itämeren halokliinin alainen vähähappinen tai kokonaan hapeton vesi ei pääse virtaamaan Pohjanlahdelle merialueita erottavien kynnysten yli.

Potentiaalisesti voidaan ajatella suolaisuuden muutosten voivan vaikuttaa kerrostuneisuuden heikkenemiseen, jolla voi olla omat vaikutuksensa Itämeren altaiden vesimassoihin. Erityisesti syvempien vesi laimeneminen mahdollisesti syventää halokliinin syvyyttä ja helpottaa pystysuoran keväisen ja syksyisen sekoittumisen ulottuvuutta syvemmälle. Suolaisuuden mahdollisten muutosten ei kuitenkaan odoteta olevan niin suuria, että ne muuttaisivat koko Itämeren fysikaalista luonnetta.

Ilmastonmuutoskenaarioista johdettujen arvioiden (HELCOM 2007, BACC 2008) mukaan itämeren keskimääräinen suolaisuus voi muuttua sadan vuoden kuluessa -45 - +4%, eli pääasiassa vähentyä. Saman arvion mukaan 1900 – luvulla suolaisuudessa ei ole ollut pitkäaikaista trendiä. Tämä siitäkin huolimatta, että 1980 ja 1990 –luvuilla vallitsi ns. stagnaatiovaihe, jolloin Itämereen ei tullut merkittäviä suolapulssseja. Vastaavan kaltaisia stagnaatiojaksoja esiintyi 1920/30 –luvuilla ja 1950/60-luvuilla.

MERIALUEKOHTAISIA TARKENNUKSIA

PERÄMERI

Perämereen laskevien jokien merkittävä vuosisäännöstely on muuttanut mereen purkautuvan makean veden määrää eri vuodenaikoina. Talvivirtaamien kasvamisen seurauksena niukkasuolainen jokivesi leviää jään alla hyvin laajalle alueelle, jossa se muodostaa meriveden päälle oman kerroksen.

VIITTEET

Alenius P., Haapala J., 1992: Ilmaston muutosten vaikutus Itämeren hydrografiaan. Suomalainen ilmakehänmuutosten tutkimusohjelma SILMU, Suomen Akatemian julkaisuja 2/92. 132 – 137.

Alenius P., 1996: Effects of the climate changes to the hydrography of the Baltic Sea. Suomalainen ilmakehänmuutosten tutkimusohjelma SILMU, Suomen Akatemian julkaisuja 4/96, 215 – 220.

The BACC Author Team, Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin, 2008, Springer.

Climate Change in the Baltic Sea Area. HELCOM Thematic Assessment in 2007. Baltic Sea Environment Proceedings No. 111.

4.4.3 ILMASTONMUUTOKSEN VAIKUTUKSET ITÄMEREN EKOSYSTEEMIIN

Markku Viitasalo (Suomen ympäristökeskus)

Ilmastomuutoksen hydrografisia vaikutuksia on käsitelty aiemmin "Meriympäristön nykytilan arvion" osiossa 4.4. "Hydrologisten prosessien häiriintyminen: Ilmastomuutoksen hydrografisten vaikutusten arviointia."

Ilmastomuutos vaikuttaa Itämeren ekosysteemiin ilmakehävaikutusten kautta. Ilman lämpeneminen aiheuttaa vedenpinnan lämpenemistä, mikä kiihdyttää monien eliöiden aineenvaihduntaa ja kasvua. Myös bakteerit voivat hyötyä lämpenemisestä, ja kun samalla pintaveden kerrostuneisuus voi kesäaikaan lisääntyä, mikrobisilmukan kautta kulkeutuvan energian merkitys todennäköisesti kasvaa. Myös sinilevien oletetaan hyötyvän pintaveden lämpenemisestä ja veden lämpökerrostumisesta, ja sinileväkukinnat voivatkin tulevaisuudessa lisääntyä. Näiden muutosten vaikutuksia Itämeren tuotantotasoon ei tiedetä. Joissakin tutkimuksissa esimerkiksi kalantuotannon oletetaan huononevan, kun taas toisten mukaan kalojen kasvu ja saatavuus voi parantua (Léfebure 2012).

Eräiden haitallisten aineiden vaikutukset voivat pahentua eliöiden aineenvaihdunnan kiihtyessä (Lee et al. 1998). Veden lämpeneminen suosii lämpimästä vedestä hyötyviä lajeja. Tämä tarkoittaa paitsi eteläisen Itämeren lajien leviämistä pohjoiselle Itämerelle, myös mm lämpimämmiltä meriltä peräisin olevien vieraslajien lisääntymistä (Ojaveer et al. 2010). Myös Itämeren jääpeite tulee pienenemään, mikä vaikuttaa paitsi jäällä synnyttäviin Itämerennorppiin, myös kokonaiseen jääekosysteemiin, joka puolestaan vaikuttaa jäänalaisen veden ravinnekiertoihin (Meier et al. 2004). Jääekosysteemi ei ole pelkästään passiivinen kerros, vaan siihen kasaantuu erityisesti liuenneita ravinteita, joita aktiivinen bakteeriyhteisö käyttää hyväkseen. Jäähän syntyy myös tuotantoa, joka ruokkii keväällä syntyvää kukintaa ja pohjan yhteisöjä.

Ilmastomuutokseen liittyy hiilidioksidin määrän lisääntyminen ilmakehässä, mikä lisää sen liukenemista meriin. (Katso myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osio 3.1.10 "pH- ja pCO₂ -profiilit tai vastaavat meren happamoitumista kuvaavat tiedot.") Tämä aiheuttaa vesien happamoitumista, mikä aiheuttaa kalkkikuoristen eliöiden kuorenmuodostuksen heikkenemistä. Tällä on vaikutusta simpukkalajeihin myös Itämerellä (Green et al. 2004). Pohjaeläinyhteisöjen rakenteen muutos voi johtaa niiden ylläpitämien ravinneprosessien muutoksiin, millä voi olla vaikutusta koko Itämeren pehmeiden pohjien happi- ja ravinnetalouteen. Vaikutukset eivät aina ole pelkästään negatiivisia. Viimeaikaisissa tutkimuksissa on oletettu erään tulokaslajimadon lisääntymisen parantavan Itämeren pohjien happitilannetta (Norkko et al. 2012).

Ilmastomuutos lisää myös sadantaa, mikä johtaa makeanveden valuman lisääntymiseen. Samalla veden ulosvirtaus Tanskan salmissa voimistuu, mikä vaikeuttaa "suolapulssien" sisääntuloa Itämereen. Itämeren onkin arvioitu makeutuvan ilmastomuutoksen johdosta (Meier 2006). Veden makeutuminen vaikuttaa sekä mereisiin lajeihin että makean veden lajeihin: merilajit todennäköisesti joutuvat peräytymään etelämpään, kun taas makean veden lajit levittäytyvät laajemmalle. Jotkut Suomenkin rannikolla esiintyvät mereiset avainlajit, kuten meriajokas, jotka elävät Suomessa levinneisyysalueensa äärirajoilla, saattavat kokonaan hävitä Suomen rannikolta. Myös rakkolevän ja sinisimpukan levinneisyysalue voi kaveta ja merikalojen kuten turskan ja kampelan lisääntyminen vaikeutua veden makeutuessa ja mahdollisesti rehevöityessä. Koska sekä ilmastomuutos että rehevöityminen ja muut ihmispaineet vaikuttavat eliöiden levinneisyyteen, ilmastoperäiset muutokset on huomioitava seurantaohjelmia suunniteltaessa ja seurannan tuloksia tulkittaessa.

IPCC:n mukaan maailman merien vedenpinta nousee 18-59 cm seuraavan 100 vuoden aikana (IPCC 2007), mikä vaikuttaa myös Itämereen. Pohjanlahdella, missä maa kohoaa 50-90 cm sadassa vuodessa, vesi todennäköisesti edelleen laskee, kun taas eteläisemmillä alueilla, jossa maa kohoaa alle 20 cm, veden oletetaan nousevan. Veden nousu vaikuttaisi Itämeren rannikoihin monin tavoin. Mikäli vesi nousee, esimerkiksi fladojen luonnollinen sukkessio avoimista vesiekosysteemeistä suljetuiksi lahdiksi ja edelleen maaekosysteemeiksi pysähtyy. Etelä-Itämerellä veden nousu peittäisi alleen uusia matalia maaekosysteemejä.

Ilmastomuutoksen ehkä tärkeimpänä vaikutuksena Itämeren tilan kannalta on pidetty ravinteiden valuman lisääntymistä. Talvisadannan lisääntyessä pelloilta saattaa joutua aiempaa enemmän ravinteita vesistöihin ja niistä mereen, mikä kiihdyttää perustuotantoa, orgaanisen aineen sedimentoitumista ja syvänveden hapenkulutusta. Ilmastomuutoksen ehkä tärkeimpänä vaikutuksena Itämeren tilan kannalta on pidetty ravinteiden valuman lisääntymistä. Talvisadannan lisääntyessä pelloilta saattaa joutua aiempaa enemmän ravinteita vesistöihin ja niistä mereen, mikä kiihdyttää perustuotantoa, orgaanisen aineen sedimentoitumista ja syvänveden hapenkulutusta.

Ilmastonmuutoksen on esitetty pahentavan Itämeren ulkoista ravinnekuormitusta, sekä vaikuttavan meressä tapahtuviin prosesseihin lisäämällä sisäisen kuormituksen määrää, mikä vaikeuttaisi rehevöitymisen torjuntaa (HELCOM 2007).

Jääpeite vaikuttaa myös jokivesien kulkeutumiseen. Jään alla jokivedet muodostavat laajalle ulottuvan ravinnerikkaan linssin, jonka paksuus on kuitenkin pieni. Leutoina talvina jokivedet jäävät lähemmäs rannikkoa, mutta ravinnevaikutus kuten veden makeutuminen ovat paljon voimakkaampia tällä alueella.

Maaperässä ja järvissä ilmastonmuutoksen myötä tapahtuvien prosessien merkityksestä ravinteiden valumaan mereen ei ole vielä tarkkaa selvyyttä. Kesäaikaan sadannan arvioidaan jopa vähenevän, mikä vaikuttaa kesäajan ravinne-dynamiikkaan. Järvien ravinteiden pidätyskyky riippuu myös viipymäajasta. Ravinteiden pidättyvyyteen vaikuttaa lisäksi erityisesti viljelykasvien ja -menetelmien muutokset maataloudessa. Lisäksi Itämeren hydrografiset prosessit vaikuttavat voimakkaasti ravinteiden kiertoon ja rehevöitymisen etenemiseen.

Ilmastonmuutoksen aiheuttamat muutokset Itämeren kerrostuneisuudessa ja veden kierrossa saattavat olla vielä merkityksellisempiä Itämeren tilan kannalta kuin ilmastonmuutoksen ravinnevalumassa aiheuttavat muutokset. Olennaista on veden tiheyskerrostuneisuuden kehitys. Mikäli suolaisuuskerrostuneisuus vähenee, jääpeite pienenee, ja Itämeren vesi sekoittuu aiempaa paremmin, voi Itämeren happitilanne parantua ja ravinteiden "sisäinen kuormitus" myös pienentyä (Viitasalo 2012). Todennäköisesti vaikutukset vaihtelevat vuodenajasta toiseen ja merialueelta toiseen. Mm. Pohjanlahdella ja Suomenlahdella tilanne voi kerrostuneisuuden eroista johtuen olla hyvin toisistaan poikkeava.

Katso myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osio 4.7.1 "Ravinnekuormitus" kappale " Pohjasta takaisin veteen vapautuvat ravinteet (ns. sisäinen kuormitus)."

VIITTEET

Green MA, Jones ME, Boudreau CL, Moore RL, Westman BA (2004) Dissolution mortality of juvenile bivalves in coastal marine deposits. *Limnol Oceanogr* 49:727-734

HELCOM (2007). Climate change in the Baltic Sea area. Helcom Thematic Assessment in 2007. Baltic Sea Environment Proceedings 111. Helsinki. 51 pp.

IPCC (2007). Climate Change 2007: The Physical Science basis. Cambridge University Press, Cambridge and New York.

Lee BG, Wallace WG, Luoma SN (1998) Uptake and loss kinetics of Cd, Cr and Zn in the bivalves *Psammocorbula amurensis* and *Macoma balthica*: Effects of size and salinity. *Mar Ecol Prog Ser* 175: 177-189

Léfebure R (2012) Effects of temperature and terrestrial carbon on fish growth and pelagic food web efficiency. Ph.D. thesis. Umeå University. Umeå, 28 pp.

Meier HEM (2006) Baltic Sea climate in the late twenty-first century: A dynamical downscaling approach using two global models and two emission scenarios. *Climate Dyn* 27: 39-68

Meier HEM, Döscher R, Halkka A (2004) Simulated distributions of Baltic sea-ice in warming climate and consequences for the winter habitat of the Baltic ringed seal. *Ambio* 33: 249-256

Norkko J, Reed DC, Timmermann K, Norkko A, Gustafsson BG, Bonsdorff E, Slomp CP, Carstensen J, Conley DJ (2012). A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology* 18:422-434

Ojaveer H, Jaanus A, MacKenzie BR, Martin G, Olenin S, et al. (2010). Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 5(9): e12467. doi:10.1371/journal.pone.0012467

Viitasalo M (2012). Impact of climate change on the biology of the Baltic Sea. Teoksessa: Haapala, I (toim.): From the Earth's Core to Outer Space. Pp. 171-186.

4.5 HAITALLISET AINEET JA NIIDEN AIHEUTTAMA PILAANTUMINEN

Matti Verta, Kari Lehtonen, Harri Kankaanpää, Jaakko Mannio, Heli Haapasaari ja Kalervo Jolma (Suomen ympäristökeskus)

Pekka J. Vuorinen (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos) ja Pekka Paavilainen (Varsinais-Suomen ELY-keskus)

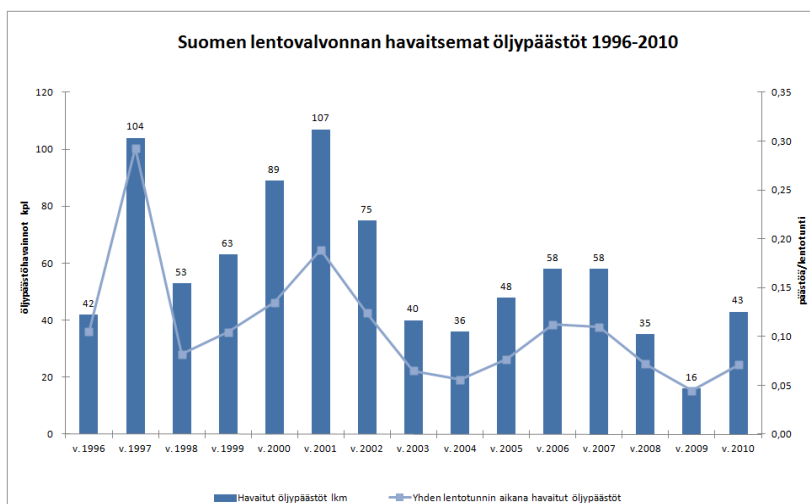
4.5.1 ÖLJYPÄÄSTÖT JA ÖLJYVAHINGOT

Mineraaliöljyä voi joutua mereen toiminnallisten päästöjen tai vahinkojen kautta. Toiminnallisia öljypäästöjä tapahtuu varsinkin aluksista. Ne ovat aluksien koneiden käytössä kertyvän öljyjätteen tai öljysäiliöalusten säiliöiden puhdistuksesta syntyneen öljyisen jätteen päästöjä mereen. Varsinaisia alusöljyvahinkoja, joissa öljyä joutuu mereen aluksesta voi tapahtua alusonnettomuuksissa sekä alusten tankkausten ja lastinsiirtojen yhteydessä. Öljyä voi joutua mereen myös maalla kuten varastoalueilla tapahtuvissa öljyvahingoissa.

Öljyä kulkeutuu jatkuvasti mereen yhdyskuntien ja teollisuuslaitosten jätevesien mukana huomattavia määriä vaikkakin pieninä pitoisuuksina joko suoraan mereen tai välillisesti vesistöjen kautta.

ALUSTEN ÖLJYPÄÄSTÖT

Aluksista pääsee mereen öljyä laitevikojen, huolimattomuuden ja tahallisen toiminnan johdosta. Öljypäästöt ovat yleensä pieniä, joistakin kymmenistä litroista muutamaa kuutiometriin ja ne tapahtuvat tyypillisesti laivaväylillä ja usein avomerellä. Öljypäästöjen ilmavalvonnan lisääntyminen, kaksoisrungolla varustettujen öljytankkereiden käyttöönotto ja yleinen ympäristötietoisuuden kasvu ovat johtaneet kuitenkin öljypäästöjen selvään laskuun. Tällaisia päästöjä valvotaan satelliitti- ja lentovalvonnalla sekä satamatarkastusten yhteydessä. Vuosittaiset lentovalvonnan öljypäästöhavaintomäärät vaihtelevat suuresti, mutta 2000-luvun aikana päästöjen määrä ja tilavuus ovat selkeästi vähentyneet. Lentovalvonnan laajan kattavuuden vuoksi osa oheisessa taulukossa esitetyistä havainnoista on tehty naapurivaltioiden talousvyöhykkeellä.



Kuva 4.5-1. Suomen lentovalvonnan havaitsemat öljypäästöt 1996-2010 (Lähde:SYKE).

ALUSÖLJYVAHINGOT

Suurimmat öljypäästöt mereen Suomen merialueella ovat johtuneet alusonnettomuuksista. Alusten karilleajojen, uppoamisen tai törmäyksen johdosta mereen on yleisimmin joutunut alusten polttoainetta. Öljyvahinkoon johtaneita säiliöalusonnettomuuksia ei Suomen merialueilla ole tapahtunut vuoden 1987 jälkeen. Vuosina 2000–2011 on Suomen ympäristökeskuksen päivitykseen ilmoitettu 149 alusten poikkeamatilannetta, joissa on ollut öljyonnettomuuden mahdollisuus. Näistä 15 tapauksessa Suomen merialueella öljyä pääsi mereen erilaisia määriä – pienimmillään vain joitakin satoja litroja ja enimmillään noin 40m³.

Öljyvarastojen ja -satamien säiliö- ja putkivaurioiden, laivaluokan alusten tankkausten ja säiliöalusten lastinsiirtojen yhteydessä meriympäristöön saattaa joutua suuriakin määriä öljyä. Tällaisiin tapauksiin on kuitenkin varauduttu jo rakenteellisesti niin, että onnettomuuden vaikutukset saadaan yleensä rajattua suhteellisen pienelle alueelle. Esimerkiksi säiliöt on sijoitettava suoja-altaisiin ja niistä sekä muista rakenteista ja laitteista on yksityiskohtaiset määräykset. Lisäksi öljyvahinkojen torjuntalaissa on määritelty öljyn varastoijan ja sataman pitäjän velvollisuudet varautua vahinkojen torjuntaan sekä kalustolla että henkilökunnalla. Vuosittain satamissa sattuu pieniä öljyvuotoja joitakin kymmeniä. Laajempia vuotoja laivaluokan aluksista sattuu muutamia vuosittain, öljyterminaali- tai muista satamatoiminnoista johtuvia maalta peräisin olevia öljyvuotoja mereen ei satu edes vuosittain. Pienvenesatamissa veneiden tankkausongelmien yhteydessä mereen joutuu yleensä vain suhteellisen pieniä määriä öljyä. Myös venesatamien polttoainesäiliöt saattavat vuotaa mereen vaurioiden tai vaikkapa ilkkivallan seurauksena.

ÖLJYPITOISUUKSIEN SEURANTA ITÄMERELLÄ

Itämeren öljykuljetusten määrä on ollut voimakkaassa nousussa ja sitä kautta öljyonnettomuuden riski on kasvanut. Toisaalta ilmavalvonnan lisääntyminen, kehittyneet alusten pohjarakenteet ja yleinen ympäristötietoisuus ovat johtaneet edellä kuvattujen havaittujen öljypäästöjen selvään laskuun. Öljypäästöjen väheneminen myös pidemmällä aikavälillä näkyy Itämeren HELCOM -seurannan tuloksissa: pinnanalusveden kokonaisöljypitoisuudet ovat laskeneet merkittävästi varsinkin 1970- ja 1980-lukujen tasoon verrattuna ja ovat pysyneet viime vuosina lähes kaikkialla alle IOC:n kontaminaatoraja-arvon 1,0 µg litrassa (esim. Kankaanpää, 2008).

ÖLJYPÄÄSTÖJEN KEMIALLISET HAITTATEKIJÄT

Raakaöljyissä ja öljyjalosteissa on suuri joukko haitallisia yhdisteitä, joista tunnetuimman ja todennäköisesti haitallisimman ryhmän muodostavat polyaromaattiset hiilivedyt eli PAH-yhdisteet. Niitä syntyy myös erilaisissa palamisprosesseissa. PAH-yhdisteet ovat yksi haitallisista yhdisteryhmistä merellisessä ympäristössä ja niitä esiintyy sekä vedessä, sedimentissä että eliöstössä.

HELCOM COMBINE -ohjelman puitteissa ei PAH-yhdisteitä seurata jatkuvatoimisesti, joten niiden ajallisesta muutoksesta ei ole suoraa näyttöä. Simpukat ovat keräämistehokkuutensa vuoksi hyviä indikaattoreita PAH-yhdisteiden kertymiselle; m.m. liejusimpukassa on öljyonnettomuuksien jälkeen havaittu kohonneita öljyhiilivetypitoisuuksia. PAH-yhdisteet sedimentoituvat tehokkaasti, joten sedimentti toimii myös hyvänä väliaineena mittauksille. Mikrobiologinen toiminta sedimenteissä muuttaa ajan myötä osan PAH-yhdisteistä vaarattomampaan muotoon. Yhdisteitä esiintyy vaihtelevina pitoisuuksina kaikilla merialueilla pintasedimentissä.; pitoisuudet olivat vielä 2000-luvun alussa tasolla, joka lisää merkittävästi maksamuutoksia ja lisääntymishäiriöitä sekä vähentää kasvua joillakin kalalajeilla (Pikkarainen 2008). PAH-pitoisuuksien summa-arvot ovat pehmeissä sedimenteissä < 10 – 5160 µg / kg kuiva-ainetta (Witt 1995, Witt ja Trost 1999, Ricking ja Schulz 2002, Pikkarainen 2008).

Vaikka öljystä peräisin olevien yhdisteiden haitta-vaikutukset ovat simpukoissa lievempiä kuin esim. katkoissa ja merilinnuissa, simpukat ovat populaatiotyyppinsä ja varastointikykyänsä vuoksi hyviä indikaattoreita öljy-yhdisteiden vaikutuksille Itämeressä. Edellä mainitut seikat viittaavat siihen, että laajassa mittakaavassa öljyperäisten PAH-yhdisteiden aiheuttama kuormitus ja haittavaikutukset ekosysteemeissä ovat vähentyneet eivätkä ole hälyttävällä tasolla. Mikäli öljypäästöjen määrä Itämereen pysyy alhaisella tasolla ja liikenteen sekä muiden polttoprosessien tuottamat PAH-päästöt jatkavat laskuaan, on todennäköistä että näiden yhdisteiden aiheuttama riski vähenee edelleen.

VIITTEET

Kankaanpää H. Raportissa: Meri – Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 64, 2008 Itämeri 2008 — Merentutkimuslaitoksen Itämeriseurannan vuosiraportti. Mika Raateoja (Ed.), s. 41 - 43.

Pikkarainen A. 2008. Organic contaminants – occurrence and biological effects in the Baltic Sea. Dissertation. University of Helsinki, Faculty of Science, Department of Chemistry, <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-10-4608-7>.

Ricking M., Schulz H. M. 2002. PAH profiles in sediment cores from the Baltic Sea. Mar Poll Bull 44: 565-570.

Witt G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments of the Baltic Sea. Mar Poll Bull 31: 237-248.

Witt G. & Trost E. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere* 38: 1603-1614.

4.5.2 HAITALLISTEN AINEIDEN YLEINEN ESIINTYMINEN

Itämeren ekosysteemin kannalta haitallisimmat aineet ovat hitaasti hajoavia, eliöihin kertyviä ja/tai myrkyllisiä aineita. Ne voidaan jakaa tarkoituksella tuotettuihin ja käytettyihin kemikaaleihin, teollisuus- ja polttoprosesseissa syntyviin ei-toivottuihin sivutuotteisiin sekä perustuotannossa syntyviin haitta-aineisiin. Intensiivinen maatalous, runsas ja monipuolinen teollisuus, muu elinkeinoelämä ja suuri asukasmäärä valuma-alueella aiheuttavat Itämereen suuren ympäristömyrkyjen ja muiden haitallisten aineiden kuormituksen. Lisäksi Itämeri on vähäisen vedenvaihtuvuuden takia käytännössä hitaasti hajoavien aineiden päätepine. Kun otetaan vielä huomioon epäedulliset hajoamisolot (kylmä ilmasto, jääpeitteisyys), Itämeren eliöstöön kertyy enemmän haitallisia aineita kuin valtamerien olosuhteissa.

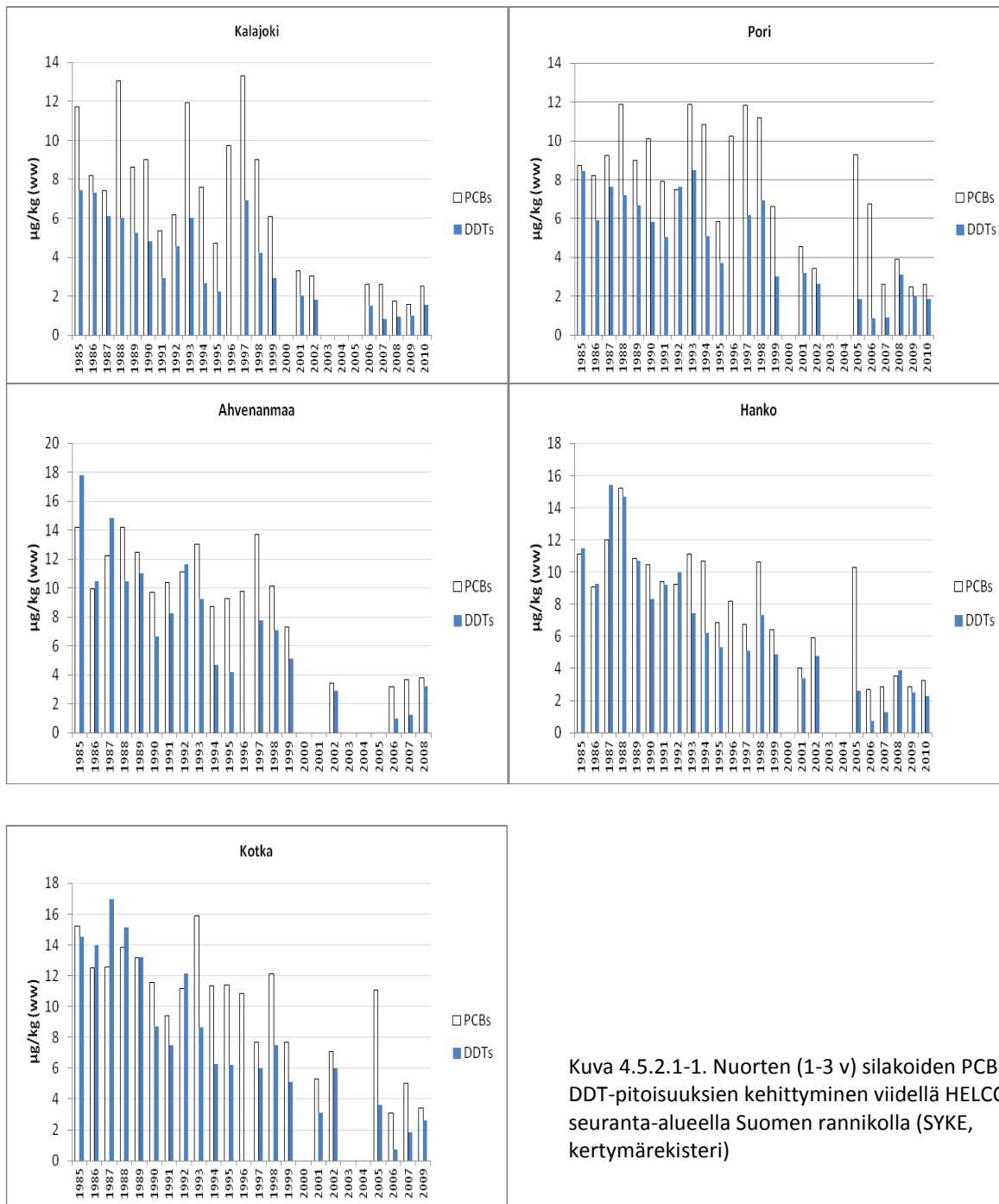
Tieto haitallisten aineiden ympäristöpitoisuuksista ja niiden muutoksista Itämeressä on kasvanut 2000-luvulla. Kauan tunnettujen orgaanisten ympäristömyrkyjen (PCB, DDT, HCB, HCH) ja raskasmetallien (elohopea, kadmium, lyijy, kupari, sinkki) lisäksi tiedetään nyt jotakin myös palonestoaineiden (mm. PBDE, HBCD), kiinnittymisenestoaineiden (antifouling; orgaaniset tinayhdisteet) ja pintakäsittelyaineiden (PFOS, PFOA) pitoisuuksista ja merkityksestä. Päästöinä syntyvistä haitallisista aineista on tietoa lähinnä dioksiineista ja polyaromaattisista hiilivedyistä (PAH-yhdisteet). Tällaista tietoa on koottu ensimmäisen kerran kattavasti koko Itämeren alueelta Itämeren toimintaohjelman puitteissa (HELCOM 2010). Myös jokien kuljettamista, nykyään käytössä olevista kasvinsuojeluaineista on jonkin verran seurantatietoa, mutta esimerkiksi lääkeaineista, huumausaineista ja kosmetiikan komponenteista eikä niiden mahdollisista vaikutuksista ole tietoa juuri lainkaan.

Katso myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osio 4.5.6 "Haitallisten aineiden biologiset vaikutukset."

4.5.2.1 PITOISUUKSIEN KEHITTYMINEN SEURANTA-AINEISTOJEN VALOSSA

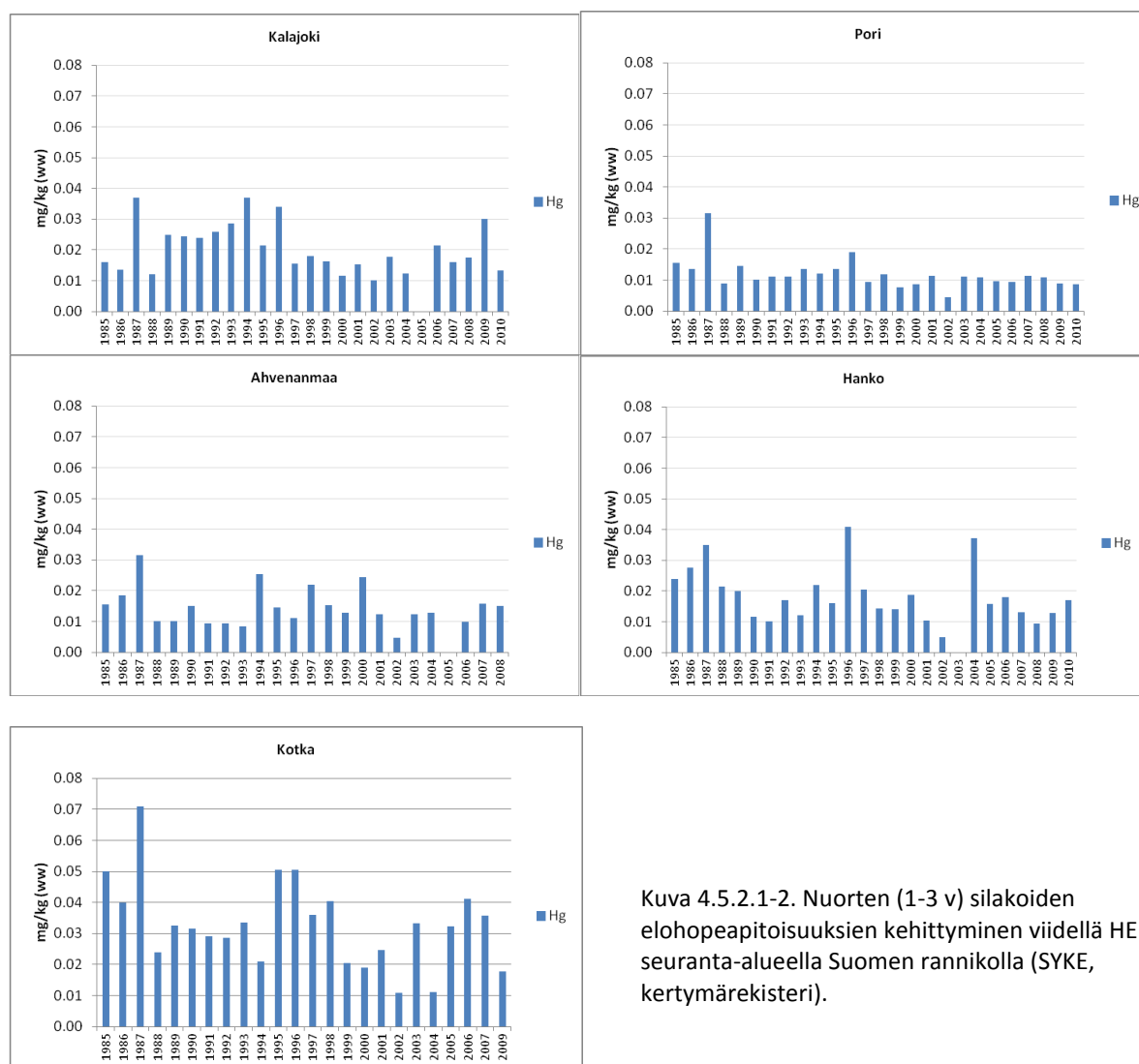
HELCOM:n ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) seurantaohjelmien puitteissa tehty seuranta ns. vanhojen ympäristömyrkyjen, **PCB- yhdisteiden ja orgaanisten klooripestisidien (DDT)** osalta osoittavat niiden pitoisuuksien selvää laskua 1980-luvulta alkaen. Kuitenkin tasot pintasedimentissä sekä erityisesti vanhoissa kaloissa ovat olleet vielä 2000-luvulla yli eri yhteyksissä määritettyjen raja-arvojen ja indikoivat riskejä erityisesti kalaa ravintonaan käyttäville nisäkkäille ja linnuille (mm. Pikkarainen ja Parmanne 2006).

Kuvasta 4.5.2.1-1 nähdään, että sekä PCB:n että DDT-yhdisteiden pitoisuudet eivät nuorilla (1-3 v) silakoilla osoita merkittävää laskua millään seuranta-alueilla enää 2000-luvulla. Kokemäenjoen suun (Pori), Hangon ja Kotkan edustan seuranta-alueilla on mitattu joinakin vuosina samaa tasoa olevia PCB pitoisuuksia kuin 1980- ja 1990-luvuilla.



Kuva 4.5.2.1-1. Nuorten (1-3 v) silakoiden PCB- ja summa DDT-pitoisuuksien kehittyminen viidellä HELCOM seuranta-alueella Suomen rannikolla (SYKE, kertymärekisteri)

Kuvassa 4.5.2.1-2 on esitetty nuorten silakoiden elohopeapitoisuuden kehittyminen Suomen rannikkoalueilla. Kotkan edustan silakoilla on lievästi korkeampi pitoisuustaso kuin muilla alueilla. Merkitsevää trendiä ei pitoisuuksissa ole havaittavissa mahdollisesti Kotkan edustan lievää pitoisuustason laskua lukuun ottamatta.



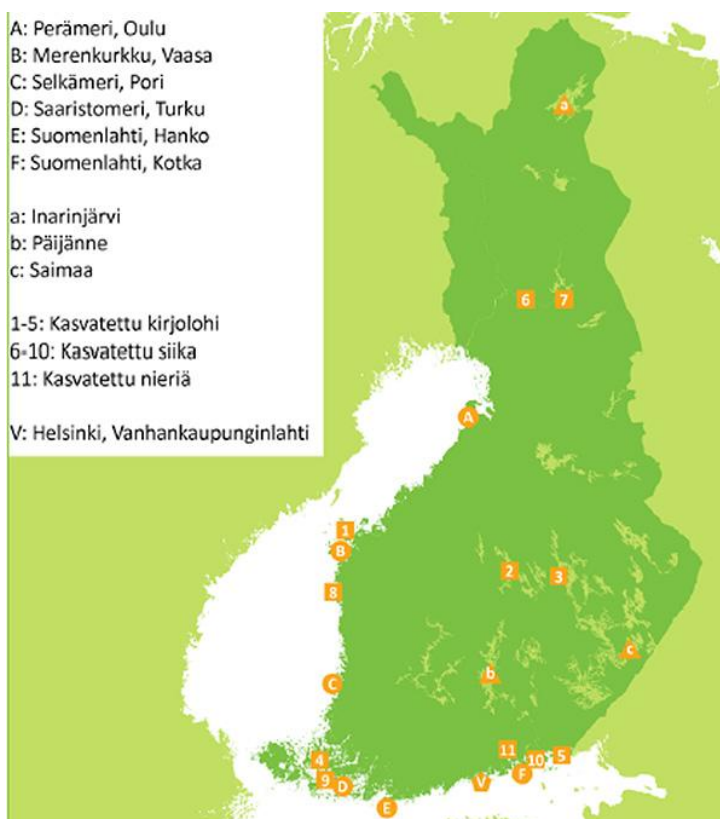
Kuva 4.5.2.1-2. Nuorten (1-3 v) silakoiden elohopeapitoisuuksien kehittyminen viidellä HELCOM seuranta-alueella Suomen rannikolla (SYKE, kertymärekisteri).

KALAT IHMISEN RAVINTONA

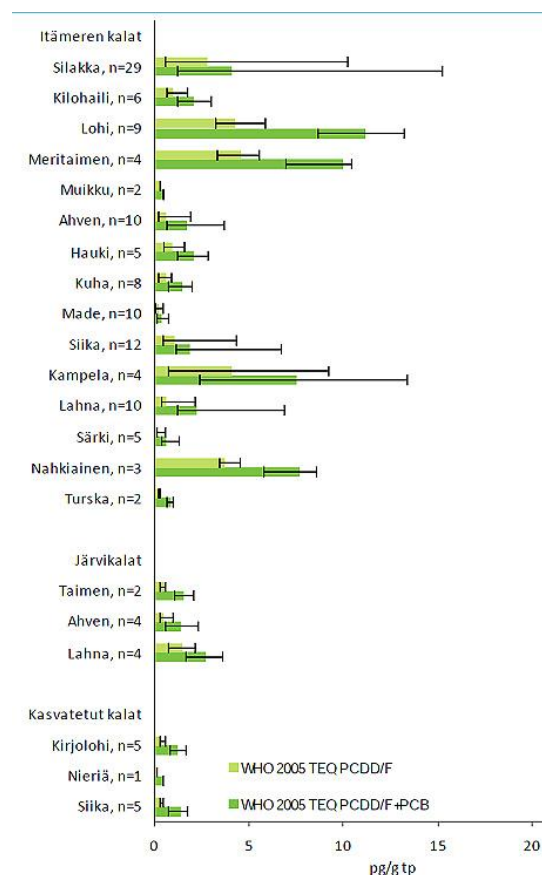
Katso myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osio 4.5.6 "Haitallisten aineiden biologiset vaikutukset."

Kalojen **elohopeapitoisuudet** eivät ylitä ihmisravinnolle asetettuja raja-arvoja (1 mg/kg hauki, 0,5 mg/kg muut kalat) kuin satunnaisesti isoilla petokaloilla. Sen sijaan vesipuitedirektiivin määrittämä raja arvo (0,02 mg/kg), jonka on tarkoitus suojata nisäkkäitä ja vesilintuja ylittyy yleensä moninkertaisesti jo luonnontilaisilla kalojen elohopeapitoisuuksilla. Pitoisuudet ylittävät myös yleisesti ja erityisesti petokaloilla OSPARin käyttämän merikaloiden elohopeapitoisuuden tausta-arvon 0,035 mg/kg. Poikkeuksen muodostaa HELCOM seurannassa käytetty nuori silakka, jonka elohopeapitoisuudet ovat alhaisia.

Viimeksi elintarvikeviraston koordinoimassa tutkimushankkeessa kartoitettiin 2009-2010 tärkeimpiä ja ajankohtaisimpia **orgaanisia ympäristömyrkköjä**, joille suomalainen altistuu pääasiassa kalansyönnin kautta: polykloorattuja dibentso-*p*-dioksiineja ja dibentsofuraaneja (PCDD/F), polykloorattuja bifenyylejä (PCB), polybromattuja difenyyliettereitä (PBDE) ja eräitä perfluorattuja yhdisteitä (PFC), joita kutsutaan myös yhteisnimityksellä organohalogeeneihin (OH), sekä lisäksi orgaanisia tinayhdisteitä (OT) (Hallikainen ym. 2011).



Kuva 4.5.2.1.-3. Näytteenottopaikat (Hallikainen ym. 2011).



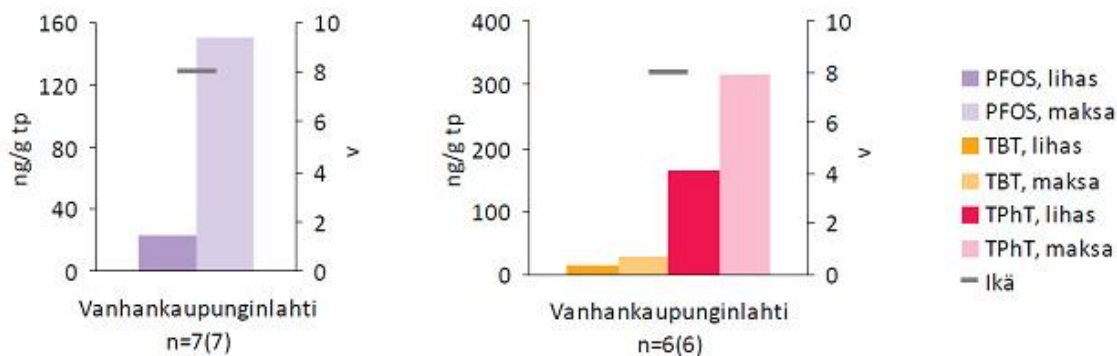
Kuva 4.5.2.1-4. Kaikkien kalanäytteiden PCDDF- ja PCB-TEQ –pitoisuudet (Hallikainen ym. 2011).

Pohjanlahdella ja Perämerellä on suuremmat dioksiinien- ja dioksiinin kaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuudet kuin Suomenlahdella. Perämeren alle 17 cm:n pituisista silakoista 6,5 % ja vastaavasti yli 17 cm:n silakoista 63 % ylitti EU:n dioksiineille ja PCB:lle asettaman enimmäispitoisuusrajan (8 pg/g WHO-TEQ tp). Kalojen haitta-aine- pitoisuuksien perusteella erottuivat Pori, Turku ja Kotka, joista viimeksi mainitusta myös suurikokoisesta kampelasta ja lahnasta analysoitiin suurempia pitoisuuksia kuin samoista kaloista Hangon alueelta.

Suurimmat PBDE-pitoisuudet (3-6 ng/g tp) todettiin silakasta, lohesta ja meritaimenesta. Kaikissa muissa Itämeren tutkituissa lajeissa PBDE-pitoisuudet kalassa olivat pieniä. Vastaavan suuruisia pitoisuuksia on mitattu myös muualta Itämereltä (Szilinder-Richert ym., 2010). Järvien ja kasvatettujen kalojen PBDE-pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin Itämeren kalan, eikä niistä löydy vastaavia näytteenottoalueeseen liittyviä moninkertaisia eroja pitoisuuksissa kuten esimerkiksi dioksiineista ja PCB-yhdisteistä.

PBDE-yhdisteet summana näyttävät PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden tapaan kertyvän kaloihin iän ja pituuden mukaan. Suomenlahden ja Pohjanlahden kaloissa on vaihtelevia, mutta pieniä pitoisuuksia PFOS-yhdisteitä kaikilla viidellä pyyntialueella: Oulu, Pori, Turku, Hanko ja Kotka. Poikkeuksena edellä mainituista tuloksista voidaan pitää Helsingin Vanhankaupunginlahden ahventen PFOS-pitoisuuksia, jotka olivat lihaksessa 10 kertaa suurempia kuin muissa kaloissa (Kuva 4.5.2.1-3). Vastaavia pitoisuuksia on raportoitu myös Tukholman alueelta. PFOS-tuloksia voidaan pitää vielä vain suuntaa antavina, koska PFOS-yhdisteiden esiintymisestä, metaboliasta ja kertymisestä tiedetään vielä vähän. On mahdollista, että analyysien ulkopuolelle on jäänyt tutkimattomia yhdisteitä, joilla voi olla sekä määrällistä että muuta merkitystä (Houde ym., 2006).

Orgaanisia tinayhdisteitä mitattiin sekä lihaksesta että maksasta avomerialueiden lohesta, ahvenesta, kuhasta, mateesta ja turskasta, järvialueiden ahvenesta sekä Vanhankaupunginlahden ahvenesta ja kuhasta. Lihaksessa OT-pitoisuudet merialueilla vaihtelivat 2,8–50 ng/g tp ja järvialueilla 1,7–17 ng/g tp, kun taas Vanhankaupunginlahden kalojen lihaksessa OT-pitoisuudet olivat keskimäärin 180 ng/g tp. Yksittäisistä OT-yhdisteistä mitattiin eniten trifenyylitinaa (TPHT) ja tributyylitinaa (TBT). Difenyyl- ja dibutyylitinojen (DPHT ja DBT) pitoisuudet olivat trisubstituoituihin tinoihin verrattuna noin kertaluokkaa pienemmät (Hallikainen ym. 2011).

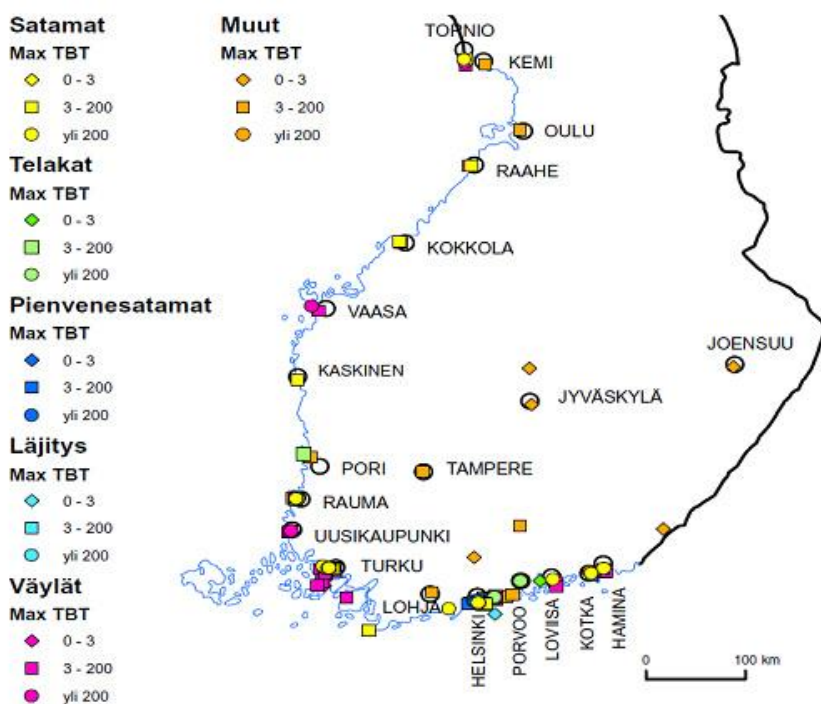


Kuva 4.5.2.1-5. Vanhankaupunginlahden ahvenien PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa (Hallikainen ym. 2011).

Puhtaiksi oletetuilta avomerialueilta on aiemmin tutkittu OT-yhdisteitä lähinnä vuonna 2008 toteutetussa OT-kalat -hankkeessa (Hallikainen ym., 2008), sillä muu tutkimus on keskittynyt lähinnä ongelma-alueille (Jalkanen ym., 2006). Viimeisimmät 2009-2010 mitatut merialueiden OT-pitoisuudet lihaksessa olivat jonkin verran pienempiä kuin OT-kalat -hankkeessa vuosina 2005–2007 pyydetyissä näytteissä. Havaittujen muutosten suuruus vaihteli kalalajeittain ja pyyntialueittain. Ei ole todennäköistä, että suomalaiset kuluttajat saisivat kalansyönnistä niin paljon orgaanisia tinayhdisteitä, että sillä olisi haitallisia terveysvaikutuksia (Airaksinen ym. 2010).

SEDIMENTIT

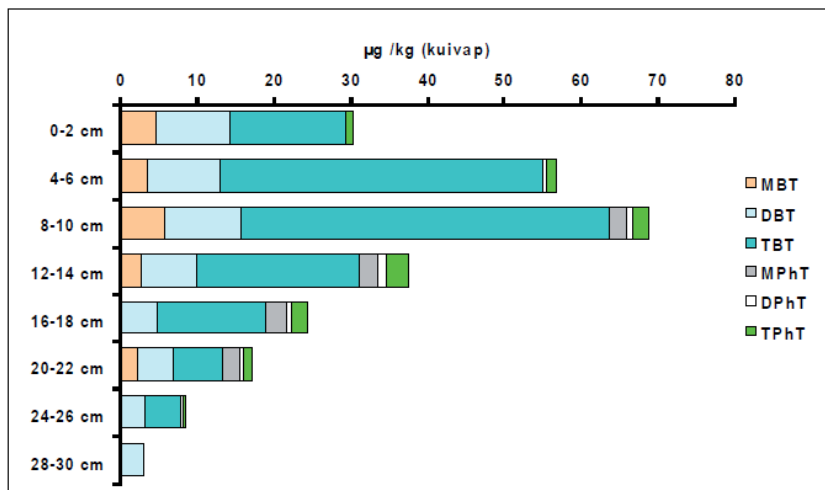
Suomessa sedimentin orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia on tutkittu lähinnä vesirakennushankkeiden yhteydessä. Pääosa tutkimuksista on rannikkoalueilta, erityisesti Helsingin, Turun ja Naantalin satama- ja telakka-alueilta ja niiden läheisyydestä. Satama-, telakka-, pienvenesatama-, laivaväylä- ja läjitysalueilla on mitattu vaihtelevia TBT-pitoisuuksia. Enimmillään pitoisuudet ovat useita tuhansia mikrogrammoja kilossa. Korkeita pitoisuuksia on mitattu koko rannikkoalueella em. toimintojen läheisyydessä (Jalkanen ym. 2006). Kaikilla tutkituilla alueilla on kuitenkin mitattu myös pieniä pitoisuuksia (jopa alle 3 µg/kg) vain joitakin kilometrejä saastuneimpien alueiden ulkopuolelta. Pääosa yhdisteistä on butyyliyhdisteitä (TBT, DBT, MBT), ja yleensä vain pieni osa on fenyyliyhdisteitä (TPhT).



Kuva 4.5.2.1-6. Suomessa vuosina 1998-2005 tehtyjen TBT-tutkimusten maksimipitoisuudet (µg/kg normalisoituina) pilaavan toiminnon mukaan jaoteltuna (Jalkanen ym. 2007).

Yleiskuvan muodostamista vaikeuttaa se, että tutkimukset ovat pääosin keskittyneet likaisille alueille. Itämeren avomerialueen taustapitoisuuksien tasoa olevia pitoisuuksia esiintyy kuitenkin kaikkien tutkittujen alueiden uloimmissa osissa. Varsin suuria pitoisuuksia voi esiintyä myös avomerialueilla vilkkaasti liikennöityjen laivareittien läheisyydessä.

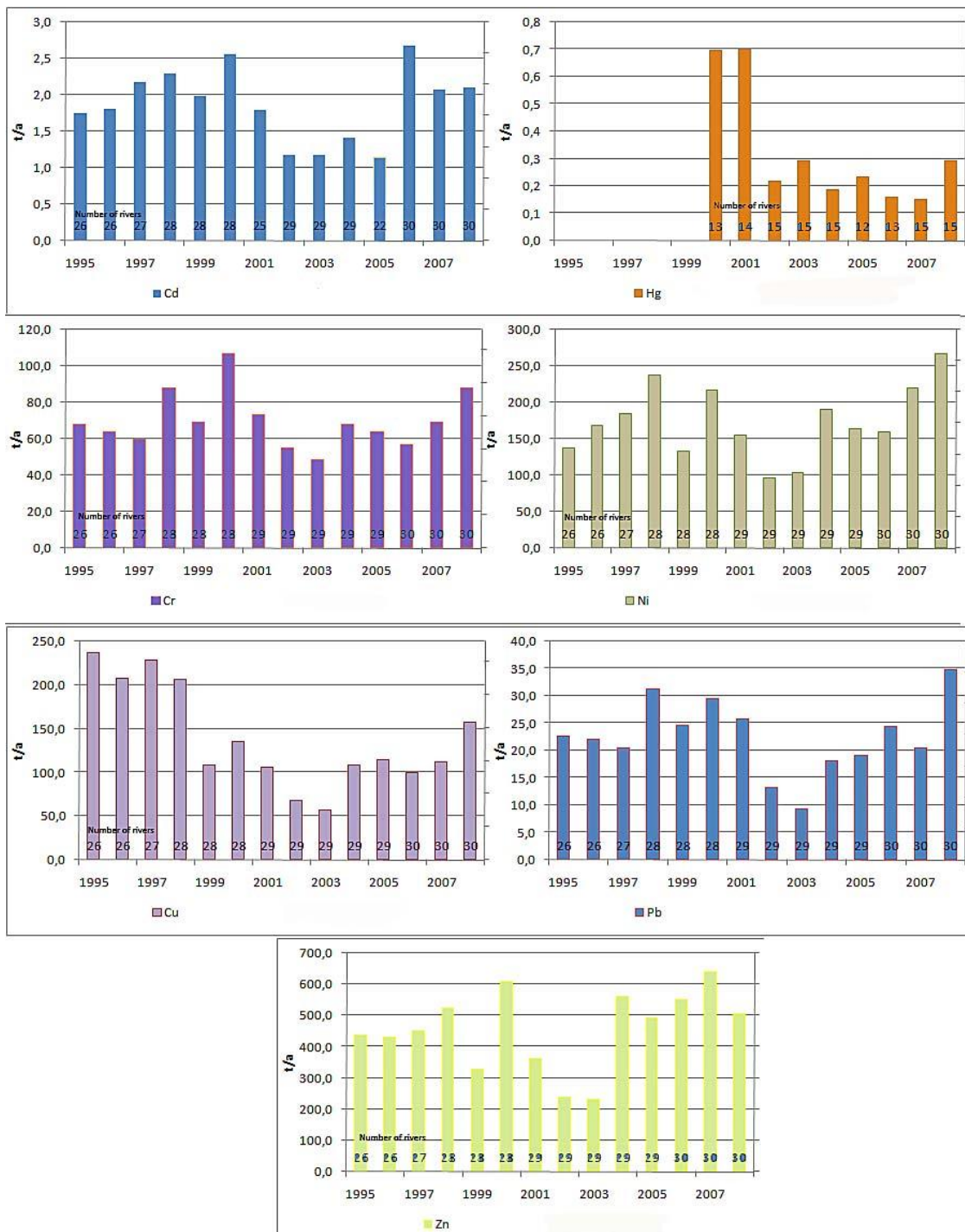
Sedimenttiprofiilit osoittavat pitoisuuksien olevan pinnassa jo pienempiä kuin 1980–90 -luvulla. Syy OT -pitoisuuksien vähenemiseen sedimentin pinnalla on ilmeisesti yhdistelmä eri prosesseista: TBT:n liukeneminen, hajoaminen sekä puhtaamman aineen sedimentoituminen päälle. Tässä suhteessa näyttää siltä, että tilanne kehittyy parempaan suuntaan, vaikka esimerkiksi liukeneva TBT voi hyvinkin kertyä edelleen eliöihin. Pitoisuuksien vähenemisen aikataulua ei voine arvioida vielä, vaan tarvitaan sekä seuranta että mallinnusta (Kuva 4.5.2.1-7).



Kuva 4.5.2.1-7. Loviisan edustan sedimenttiprofiilin organotinapitoisuus. Vuosi 1986 on noin 16–18 cm syvyydessä Cs-isotooppien mukaan arvioituna.

4.5.3 HAITALLISTEN AINEIDEN AIHEUTTAMA PILAANTUMINEN

Haitallisten aineiden kuormituksesta merkittävä osa päättyy Itämereen jokien kuljettamana. Osa raskasmetallipäästöistä pidättyy erityisesti sisävesien sedimentteihin, ja vain osa päättyy merialueelle. Erityisesti perinteisten teollisuuspaikkakuntien alapuolisten vesistöjen pohjissa on merkittäviä määriä raskasmetalleja. Haitallisista aineista vain raskasmetallit ovat sisällytettynä Itämeren rantavalttioiden jokien vedenlaadun seurantaohjelmiin. Kuvassa 4.5.3-1 on esitetty Suomen jokien kuljettamat raskasmetallikuormat Itämereen. Jokien metallikuormissa ei ole ollut havaittavissa merkittäviä kehityssuuntia. Vuosittaiset kuormat riippuvat voimakkaasti virtaaman vaihteluista.



Kuva 4.5.3-1. Suomen jokien raskasmetallikuormat vuosina 1995–2008. Numerot pylväiden päällä kertovat monestako joesta pitoisuudet mitattiin (Aineiston lähde: HELCOM).

Mereen päätyvistä jokien mukana tuomista metalleista osa on peräisin maaperästä ja osa ihmistoiminnan seurauksena. Maaperästä haitallisia aineita muodostuu lähinnä sulfaattimaiden kuivatuksen ja muokkauksen myötä. Happamien sulfaattimaiden kuivatuksen vuoksi vesistöihin joutuu vuosittain runsaasti metalleja, kuten kadmiumia, sinkkiä ja alumiinia. Happamasta maaperästä huuhtoutuvien haitallisten aineiden määrä riippuu oleellisesti säätilasta. Pitkät kuivat jaksot ja niiden jälkeiset voimakkaat sateet laskevat veden pH-arvon erittäin alhaiseksi ja lisäävät metallikuormitusta merkittävästi. Happamia sulfaattimaita on erityisesti läntisellä vesienhoitoalueella.

[Sulfaattimaita on käsitelty myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osiossa 3.4.1 "Merialueiden muut tyypilliset ominaisuudet."](#)

Rannikkovesien **sedimenteistä** on paikoin mitattu korkeita haitallisten aineiden määriä (vrt. edellinen luku). Merialusten pohjamaaleissa on aiemmin käytetty laajalti orgaanisia tinayhdisteitä estämään levien kiinnittymistä alusten runkoon. Esimerkiksi rannikkovesien satamien ja telakoiden edustojen ja väyläalueiden sedimenteissä orgaanisten tinayhdisteiden (TBT) laskennallinen EQS-arvo ylittyy monin paikoin. Orgaanisia tinayhdisteitä on käytetty alusten pohjissa eliöiden torjuntaan. Merkittäviä raskasmetallien päästäjiä ovat perinteisesti olleet puunjalostus-, kemian- ja metalliteollisuus. Muita raskasmetallien päästölähteitä ovat kaatopaikkojen ja kaivosten suoto- ja kuivatusvedet.

Perämeren rannikolla on runsaasti teollisuutta. Suurimmilla laitoksilla on omat jätevedenpuhdistamot. Metalliteollisuus sijoittuu Tornioon, Raahen ja Kokkolaan. Massa- ja paperitehtaita on Kemissä, Oulussa ja Pietarsaassa sekä kemianteollisuutta Oulussa ja Kokkolassa. Puunjalostusteollisuuden osuus happea kuluttavien aineiden, ravinteiden ja vaikeasti hajoavien aineiden kuormituksessa on huomattava. Puunjalostusteollisuuden kuormituksesta on aiemmin aiheutunut merkittäviä ympäristövaikutuksia. Metalliteollisuuden päästöistä on aiheutunut lähialueiden ja pohjasedimenttien suuria metallipitoisuuksia. Kemi-Tornion alueella sijaitsee Euroopan suurimpiin kuuluva kromiittikerrostuma, joten alueen sedimenteissä havaitaan kromia jo luontaisestikin suhteellisen suurina pitoisuuksina (PSV-Maa ja Vesi Oy 2004).

Prosessi- ja puhdistustekniikoiden kehittymisen ansiosta happamoittavien aineiden, raskasmetallien, ravinteiden ja pysyvien orgaanisten yhdisteiden teollisuuskuormitus on vähentynyt huomattavasti 1970-luvun alusta lähtien. Tuotannon kasvusta huolimatta suuntaus on sama kaikissa rannikon suurissa teollisuuslaitoksissa. Nykyään tehtaiden ympäristövaikutukset ovat huomattavasti pienemmät kuin aiemmin, mutta eivät silti merkitykselliset.

Kokemäenjoen–Saaristomeren–Selkämeren vesienhoitoalueen merkittävin haitallisten aineiden kuormitus on peräisin maaperästä. Happamien sulfaattimaiden kuivatuksen vuoksi vesistöihin joutuu vuosittain runsaasti metalleja, kuten kadmiumia, sinkkiä ja alumiinia. Jokien metallikuormissa ei ole havaittavissa merkittäviä kehityssuuntia. Vesieliöstölle haitallisen korkeita metallipitoisuuksia on mm. Kokemäenjoen–Saaristomeren–Selkämeren vesienhoitoalueella pitkäaikaisseurannassa todettu Lestijoella, Perhonjoella, Ähtävänjoella, Kruunupyynjoella, Lapuanjoen, Kyrönjoen, Närpiönjoen, Sirppujoen sekä Eurajoen alueilla. Vesienhoitoalueella olivat velvoitetarkkailujen mukaiset teollisuuden, voimalaitosten ja kaivosten vuosittaiset raskasmetallipäästöt olivat vuosina 2001–2006 keskimäärin: Ni 4500 kg, Pb 240 kg, Cd 82 kg ja Hg 12 kg. Nämä ovat pieniä verrattuna jokien mereen kuljettamiin ainemääriin.

SYNTEETTISET YHDISTEET

Kemikaaleja on EU:n alueella käytössä kymmeniä tuhansia, ja uusia kehitetään ja otetaan käyttöön jatkuvasti; tuotanto ja käyttö kasvavat edelleen. Suomessa valmistettujen ja maahantuotujen kemikaalien lisäksi maahan tulee kemikaaleja tuotteiden mukana. Esimerkiksi joistakin palontorjunta-aineista ja pintakäsittelyaineista merkittävä osa voi tulla maahan käsiteltyjen komponenttien ja valmiiden tuotteiden mukana. Kemikaaleja käytetään alkutuotannossa, teollisuudessa, erilaisissa laitoksissa ja kotitalouksissa. Ympäristöön kemikaaleja päätyy suorina pistepäästöinä teollisuudesta, onnettomuuksien yhteydessä, mutta yhä enenevässä määrin hajapäästöinä laitoksista ja kotitalouksista, tuotteiden käytön aikana ja jätteiden mukana. Haitallisia synteettisiä aineita tulee Itämereen ja sen valuma-alueelle myös laskeuman mukana. Itämeren toimintaohjelma identifioi 11 ainetta tai aineryhmää, jotka ovat erityisen huolen aiheena. Näistä 8 on synteettisiä valmisteita (taulukko 4.5.3-1); orgaaniset tinayhdisteet (TBT, TPHT), bromatut difenyylietterit (pentaBDE, octaBDE, decaBDE), pitkäketjuiset fluoratut yhdisteet (PFOS, PFOA), heksabromosyklodidekaani (HBCDD), nonyyliifenolit ja -etoksylaattit (NP, NPE), oktyyliifenolit ja -etoksylaattit (OP, OPE), lyhyt- ja keskipitkät klooratut hiilivedyt (SCCP, MCCP) sekä pestisidinä käytetty endosulfaani.

Taulukko 4.5.3-1. BSAP erityisen huolen aiheena olevien synteettisten yhdisteiden käyttökohteet Suomessa ja pääasialliset päästölähteet ympäristöön. Yhdiste	Pääkäyttökoh-teet Suomessa	Tärkeimmät päästölähteet (vesiin)	Päästö-määrä (vesiin)	Huomattavaa
Orgaaniset tinayhdisteet (TBT,TPHT)	Pääkäyttö antifouling maalit Ei saa käyttää v. 2003 jälkeen	Aiemmin pääosin laivojen ja huviveneiden pohjamaaleista. myös putkistojen limanpoisto, nyt TBT-käsitelty puutavara	Nykyään joitakin kiloja/v	Poistettava tai ylimaalattava v. 2011 loppuun mennessä. Laivojen maalipoistosta aiheutuvia päästöjä ei arvioitu Suomessa. Aiempien päästöjen johdosta likaantuneet sedimentit satamien, telakoiden ja laivaväylien lähellä, myös paikoin puunjalostusteollisuus
Bromatut palonestoaineet (pentaBDE, octaBDE, decaBDE)	Palontorjunta-aineina muovituotteissa ja tekstiileissä. Penta ja octa ei käytössä, esiintyy muovituotteissa ja tekstiileissä) Deca: johtimien ja kaapeleiden valmistus, epoksiliimat		joitakin kg/v	Imalaskema päälähde ympäristöön. Jätevesilietteen käyttö maanparannukseen tärkeä lähde maaperään.
Fluoratut pintakäsittelyaineet (PFOS, PFOA)	Pintakäsittelyaineena (vahat, kiillotusaineet, metallien valmistus, tekstiilit jne.)	Kunnalliset jätevedenpuhdistamot, käyttö tulensammuttimissa? (sallittu 2011 loppuun)	Molemmilla alle 100 kg/v	Imalaskema päälähde ympäristöön, PFOSia muodostuu prekursoreista ilmakehässä
Palonestoaine (HBCDD)	Palontorjunta-aineina määrä?	Polystyreenin valmistus	Alle 100 kg/v	Suuret varastot rakennuksissa. Jätevesilietteen käyttö maanparannukseen tärkeä lähde maaperään.

Alkyyliifenoliyhdisteet (NP, NPE)	NP alle 20 t/v, NPE 200-1000 t/v NP; maalien ja lakkojen valmistus NPE; kemian teollisuus, paperin valmistus, maalien valmistus, teollinen puhdistus,	Jätevedenpuhdistamot (lähteet autojen pesu, tekstiilien pesu, teollinen puhdistus, maalien käyttö,	Joitakin satoja kg/v	Jätevesilietteen käyttö maanparannukseen tärkeä lähde maaperään. NPE voi hajota jätevesien käsittelyn yhteydessä NP:ksi
Alkyyliifenoliyhdisteet (OP, OPE)	OP käyttö vähäinen, OPE; teollinen kemikaali, 1-4 t/v Kuluttajatuotteissa, tekstiileissä EU:n ulkopuolelta	OP; autonrenkaiden kuluminen? OPE;Jätevedenpuhdistamot (tekstiilien pesu),	OP joitakin satoja kg/v OPE alle 100 kg/v	Kotimainen käyttö vähentynyt, nykyisin tasaista
Orgaaniset tinayhdisteet (TBT,TPHT)	SCCP; metallien leikkaus, käyttömäärät vaikea arvioida, kosa sisältyy useisiin eri CAS numeroisiin tuotteisiin MCCP; muovien valmistus, metallien leikkaus, käyttö 12 t/v	SCCP:tä sisältävien tuotteiden käyttö MCCP; MCCP pitoinen jäte, tiivistäaineet, hiilettömän paperin kierrätys, metallien työstö	SCCP; joitakin satoja kg/v MCCP; joitakin tuhansia kg/v	SCCP; kotimainen käyttö vähentynyt, ilmalaskeuma merkityksellinen MCCP; käyttö lisääntynyt moniin tarkoituksiin
Bromatut palonestoaineet (pentaBDE, octaBDE, decaBDE)	kasvintorjunta-aine, käyttö ja myynti kielletty 2005	Jätevedenpuhdistamot (lähde ruokatarvikkeet?)	joitakin kymmeniä kg/v	ilmalaskeuma merkityksellinen
Fluoratut pintakäsittelyaineet (PFOS, PFOA)	Aiemmin käytetty lukuisissa teollisissa ja muissa tarkoituksissa (erit. kondensaattorit), Käyttö kielletty, varastot oltava tuhottu	Ilmeisesti paikallisia päästölähteitä (mm. kaatopaikkoja) Ilmalaskeumana tärkein		Ilmalaskeumasta suurin osa vanhaa uudelleen haihtunutta maaperästä ja käyttökohteista Osa yhdisteistä dioksiinien kaltaisia

Nyky-yhteiskunnassa käytetään enenevässä määrin erilaisia lääkkeitä ja hormoneja. Myös useilla muihin tarkoituksiin valmistetuilla käyttökemikaaleilla on hormonaalisia vaikutuksia. Näin on myös joillakin taulukossa 4.5.3-1 identifioituilla aineilla, kuten PFOS-yhdisteillä, monilla bromatuilla palonestoaineilla sekä alkyyliifenoliyhdisteillä. Esimerkiksi monet lääkeaineet eivät poistu kokonaan jäteveden puhdistusprosesseissa ja niitä on mitattu puhdistetuissa jätevesissä pitoisuusluokkaa µg litrassa ja jokivesissä tasoa ng litrassa (Vieno 2007). Kunnallisten jätevesien pitkäaikaistesteissä on myös havaittu jätevesien olevan hormonaalisesti aktiivisia. Mm. estrogeenivaikutuksia on osoitettu jo melko laimeissakin jätevesipitoisuuksissa (Nakari ym. 2012).

Haitallisten ja myrkyllisten päästöjen osalta vähennystavoitteiden toteutumisen seuranta perustuu toisaalta päästöjen seurantaan ja toisaalta saatavilla oleviin tietoihin aineiden käytöstä. Taulukossa 4.5.3-1 esitettyjen aineiden osalta päästömittaustietoja on olemassa vain hajanaisesti ja päästöjen arviointi perustuu eri yhteyksissä tehtyihin arvioihin ominaispäästökertoimista eri käyttökohteissa. Niillä voi olla huomattavia ajallisia ja maakohtaisia tai kuormittajakohtaisia vaihteluja. Osa BSAP listalla olevista aineista käyttö on Suomessa vähentynyt oleellisesti tai loppunut kokonaan (esim. TBT ja TPhT:n käyttö alusten pohjamaaleissa ja endosulfaanin käyttö torjunta-aineena. Myös PCB:n käyttö on kielletty. Suurelle osalle yhdisteitä ei ole riittävästi tietoa arvion tekemiseksi kuormituksen suuruuden muutoksista ja arvioiden epävarmuudet ovat yleensäkin suuria. Taulukon 4.5.2.2-1 päästötiedot perustuvat pääosin COHIBA-projektin tuottamaan aineistoon (<http://www.cohiba-project.net/>).

Niillä aineilla, joita on alettu viime vuosina rajoittaa sekä kansainvälisesti että EU:n alueella (mm. PeBDE, PFOS), on havaittavissa pitoisuuksien pienenemistä myös meriympäristössä. Osan aineista (mm. HBCD) käyttö on kuitenkin lisääntynyt viime vuosiin saakka, ja ympäristön pitoisuudet ovat olleet nousussa. Mm. HBCD:n käyttöä ollaan kuitenkin rajoittamassa lähivuosina sen tultua hyväksytyksi Tukholman POP-sopimuksen piiriin.

Vaikka organotinayhdisteiden käyttö on loppunut kaikkialla, löytyy niitä vielä paikoin runsaastikin sedimenteistä kuten Kokemäenjoen–Saaristomeren–Selkämeren vesienhoitoalueella Naantalissa ja Turun Korjaustelakan edustalla. Telakan edustalla TBT-pitoisuudet ovat 1 000–10 000 µg kg⁻¹. Etäämpänä pitoisuudet ovat 200–500 µg kg⁻¹. Vallitseva organotinapitoisuus alueella on 50–100 µg kg⁻¹. Etelään päin mentäessä pitoisuudet koko alueella ovat hieman edellistä korkeammat, noin 200–500 µg kg⁻¹. Likaisten ruoppausmassojen oikealla sijoittamisella on meriympäristölle aiheutuvia riskejä pyritty vähentämään. Esimerkiksi Turun edustan merialueen sedimenttien tila parani, kun Aurajoen suualueen likaantuneet ruoppausmassat sijoitettiin Pansioon rakennettuun läjitysaltaaseen. Uudenkaupungin syväväylä hankkeen yhteydessä havaitut korkeat TBT-pitoisuudet johtivat myös erityisen suljetun läjitysaltaan rakentamiseen.

Myös Rauman suunnitellun syväväylän alueelta on mitattu huomattavia määriä TBT:a. Nämä massat ovat myös meriläjituskelvottomia. Siellä ei kuitenkaan ongelmaa ole toistaiseksi pystytty ratkaisemaan ja asiaa käsitellään edelleen Etelä-Suomen Aluehallintovirastossa.

Perämeren rannikolla jo pitkään jatkuneesta puunjalostus- ja metalliteollisuudesta on aiemmin aiheutunut merkittäviä haitallisten aineiden päästöjä. Useiden yhdisteiden päästöt ovat vähentyneet ja tilanne on tältä osin parantunut. Metalleja ja orgaanisia ympäristömyrkyjä on kuitenkin edelleen kerrostuneina pohjasedimentteihin, joista niitä saattaa tietyissä olosuhteissa vapautua.

Perämeren rannikkovesien kemiallinen tila on vesienhoitosuunnitelmissa arvioitu hyväksi. Suurten teollisuuslaitosten vaikutusalueille tulee kuitenkin haitallisten aineiden kuormitusta. Näillä alueilla ei ole tietoa haitallisten aineiden pitoisuuksista vedessä.

Raahan, Oulun ja Kemin satamissa ja välillä TBT-pitoisuudet eivät tehdyissä selvityksissä ole ylittäneet haitallisena pidettyä tasoa. Tornion sataman ja väylän lähialueen sedimenteistä on mitattu korkeita TBT-pitoisuuksia.

Oulun Taskilan jätevedenpuhdistamon puhdistettujen jätevesien purkualueella tributyyliinayhdisteiden, nonyyliifenolien ja di(2-etyyliheksyyli)ftalaattien (DEHP) pitoisuudet olivat alhaisia.

Meriliikenne on kasvattanut öljy- ja kemikaalionnettomuuksien uhkaa. Perämeri on erittäin haavoittuva, sillä vaikeat jääolosuhteet hankaloittavat öljyntorjuntaa ja kylmässä vedessä öljy hajoaa hitaasti.

Taulukossa 4.5.3-2 on esitetty BSAP:ssa esitettyjen erityisen huolen aiheena olevien ei synteettisten yhdisteiden ja alkuaineiden tärkeimmät päästölähteet ja määrät Itämereen. Taulukkoon on lisätty BSAP aineiden ulkopuolelta PAH-yhdisteet.

Taulukko 4.5.3-2. BSAP erityisen huolen aiheena olevien ei synteettisten yhdisteiden pääasialliset päästölähteet ympäristöön Suomessa.

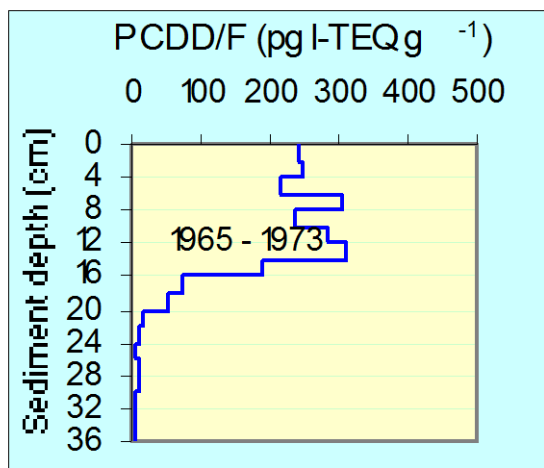
Yhdiste	Pääkäyttökohteet Suomessa	Tärkeimmät päästölähteet (vesiin)	Päästö-määrä (vesiin)	Huomattavaa
Dioksiinit	Ei käyttöä, muodostuu prosesseissa ja epätäydellisessä poltossa	Nykyiset vesipäästöt mitättömät verrattuna ilmapäästöihin, peräisin vanhoista lähteistä (suojattu puu, likaiset sedimentit, saastuneet maat?)	joitakin g/v	Ilmapäästöt (energiantuotanto) ja laskeuma tärkeitä, pääosin kaukokulkeutumaa Aiemmin sellunvalkaisu, kloorifenolien valmistus, Likaiset sedimentit Kymijoen edustalla, Suomenlahti
Hg	Amalgaamin käyttö, Käyttöä eri tuotteissa rajoitettu voimakkaasti	Asumajätevesi, puunjalostusteollisuus (yliarvio perustuu huonoon analytiikkaan), metallien tuotanto (epäpuhtautena mineraaliessa), kloorialkaliteollisuus	alle 100 kg/v	Ilmapäästöt (erityisesti kivihiilen poltto ja metalliteollisuus) ja laskeuma tärkeitä. pääosin kaukokulkeutumaa. Maankäyttö (metsätalous) lisää kuormitusta vesiin. Jokikuormat pääosin alkujaan ilmaperäistä
Cd	Ni-Cd patterit, pigmentit Käyttöä eri tuotteissa rajoitettu voimakkaasti	Metsäteollisuus, metallien tuotanto, Happamat sulfaattimaat	joitakin satoja – alle 1000 kg/v	Ilmapäästöt ja laskeuma tärkeitä Joidenkin Pohjanlahteen laskevien jokien kuormista valtaosa on peräisin happamilta sulfaattimailta. Näillä alueilla maan kohoaminen ja maankäyttö tärkeitä.
PAH-yhdisteet	Ei käyttöä, raakaöljyn epäpuhtautena, Muodostuu epätäydellisessä poltossa ja muissa prosesseissa	Öljypäästöt Taajamien hulevedet?	?	Ilmapäästöt ja laskeuma tärkeitä

Kalastoon kertyvistä **dioksiiniyhdisteistä** on tutkimusten mukaan ilmalaskeuma merkittävin Itämeren kuormittaja.

Katso myös kuva 4.5.4-4 "haitallisten yhdisteiden pitoisuuksia kaloissa" myös "Meriympäristön nykytilan arvion" osiossa 4.5.4 "Haitalliset aineet ja meren tilaluokittelu."

Dioksiiniyhdisteiden ilmapäästöt ja laskeuma ovat vähentyneet Itämeren valtioiden sekä Suomen osalta huomattavasti 1980-luvulta alkaen.

Yksittäisistä Suomen lähteistä Kymijoki tuottaa suurimman osan Itämereen kohdistuvasta dioksiinikuormasta. Kuormitus johtuu kloorifenoliyhdisteen (Ky-5) valmistuksesta ja onnettomuudesta johtuneesta saastuneiden jokisedimenttien hitaasta kulkeutumisesta merialueelle. Itse kuormitus jokeen on päättynyt jo v. 1984. Joesta tulevassa kuormituksessa ei ole havaittu oleellista vähenemistä 2010-luvun aikana. Kymijoen vaikutusalueen on arvioitu ulottuvan noin 70 km päähän joen suusta (Isosaari ym. 2002). Joen mahdollisesta kunnostuksesta on tehty runsaasti tutkimuksia ja riskinarvio sekä ympäristövaikutusarvio (mm. Verta ym. 2009). Kymijoesta peräisin olevat, pääosin runsaasti kloorautuneet furaaniyhdisteet ovat huonosti kalastoon rikastuvia eivätkä Suomenlahden kalojen dioksiinipitoisuudet ole kohonneita verrattuna muihin Itämeren merialueisiin joitakin pohjaeläimiä ravintonaan käyttäviä lajeja lukuun ottamatta.



Kuva 4.5.3-1. Dioksiinien ja furaanien (PCDD/F) pitoisuus ikämääritetyssä sedimenttiprofiilissa Kymijoen suualueella (Ahvenkoskenlahti). Kuvassa näkyy dioksiinien ja furaanien sedimentaation voimakas lisääntyminen alueella 1960-luvun alusta lähtien ja viimeaikainen lievä pitoisuuksien pieneneminen. Huomaa, että nykypitoisuus (200-300 pg/g I-TEQ) on noin kymmenkertainen Itämeren taustapitoisuuteen (n. 20 pg/g) verrattuna.

Jokien tuomaa raskasmetallikuormitusta on käsitelty edellä tässä osiossa (4.5.3).

Elohopean, lyijyn ja kadmiumin osalta ilmapäästöt ovat tärkeitä Itämeren kannalta. Teollisuuden mitattujen raskasmetallipäästöjen kuormitusreduktiot vesiin olivat 1990-luvulla yleensä varsin korkeita ja esim. vesiensuojelun tavoiteohjelman taso (metallista riippuen 60-90 % vähennys vuoden 1995 kuormasta) oli jo vuonna 2000 lähes saavutettu (Silvo ym. 2002). Erityisesti kadmiumin osalta Suomen alueelta Itämereen kohdistuvasta kuormituksesta valtaosa on peräisin happamista sulfaattimaista, joita sijaitsee erityisesti Pohjanlahden rannikolla (Sundström ja Åström 2006). Tämä kuormituksen kehittymisen osalta maankäytöllä ja sen ohjaamisella (peruskuivatus) on potentiaalisia mahdollisuuksia vaikuttaa kuormitukseen (<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=374699&lan=fi&clan=fi>).

Perämereen laskevien jokien kemiallinen tila on arvioitu hyväksi. Happamien sulfaattimaiden kuivatukset aiheuttavat kuitenkin näiden alueiden jokiin metallikuormitusta, joka lisää jokisuistojen pohjasedimenttien metallipitoisuuksia. Sedimenttien metallisakat ovat lepotilassa, mutta esimerkiksi ruoppausten yhteydessä metallit voivat lähteä uudelleen liikkeelle. Mataloituneita jokien sualueita voi olla tarvetta ruopata mm. tulvasuojelun ja kulkumahdollisuuksien parantamiseksi. Eniten jokivesien mukana kulkeutuu sinkkiä, nikkeliä, kuparia ja kromia. Perämeren ulommilla rannikkovesillä on tehty vedestä mitattuna kertaluontoinen raskasmetallikartoitus (elohopea, kadmium, lyijy, kupari, sinkki, nikkeli, arseeni, kromi, koboltti, mangaani ja vanadiini) syksyllä 2006 veden täyskierron aikana. Raskasmetallien pitoisuudet olivat pieniä.

Perämeren sisempien rannikkovesien elohopea-, nikkeli- ja kadmiumpitoisuuksista on hyvin vähän tietoa. Raahan terästehtaalle tulevassa merivedessä elohopean ja kadmiumin pitoisuudet ylittivät EU:ssa hyväksytyn laatunormin syksyllä 2006 tehdyssä yksittäisessä mittauksessa. Tehtaan puhdistetut jätevedet sisältävät mm. rautaa ja sinkkiä. Nikkelikuormitus on keskimäärin 2 540 kg/v.

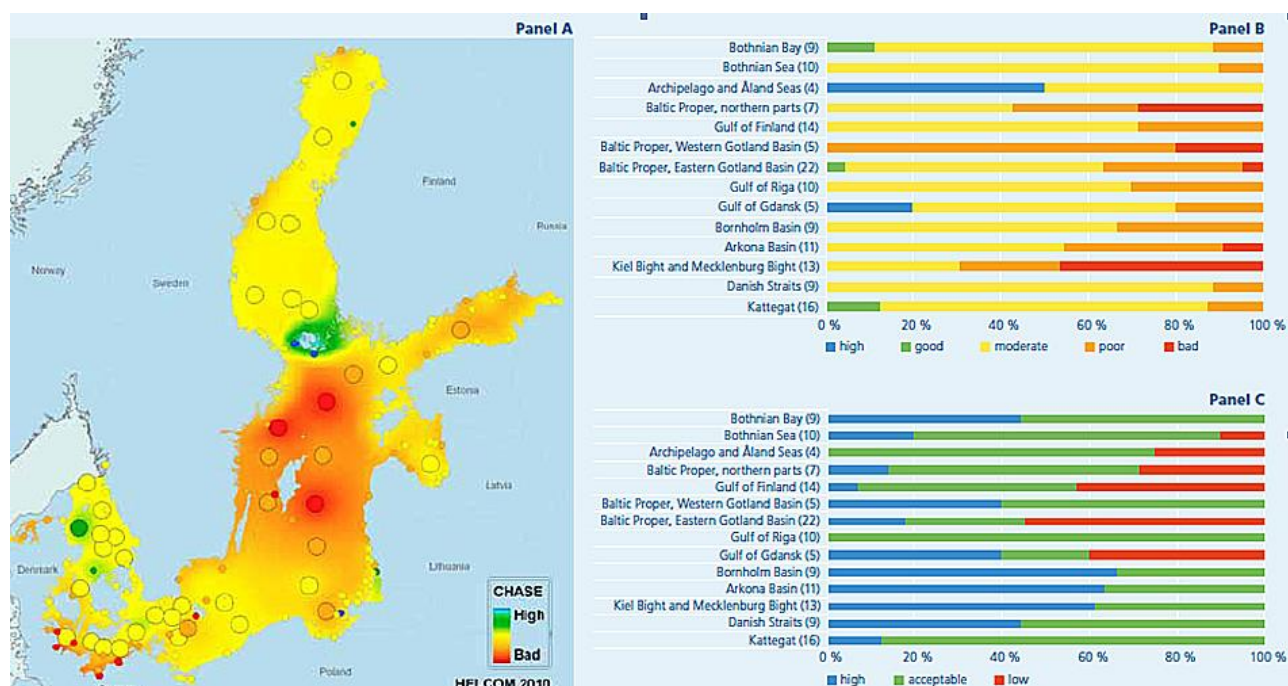
Oulun puunjalostusteollisuudesta mereen päässyt nikkeliikuormitus oli 90 kg vuonna 2007. Oulussa sijaitsevan kemianteollisuuden keskeisimmät vesistövaikutukset johtuvat kromi- ja elohopeapäästöistä. Tehtaan elohopeakuormitus oli vuonna 2007 3,9 kg.

4.5.4 HAITALLISET AINEET JA MEREN TILALUOKITTELU

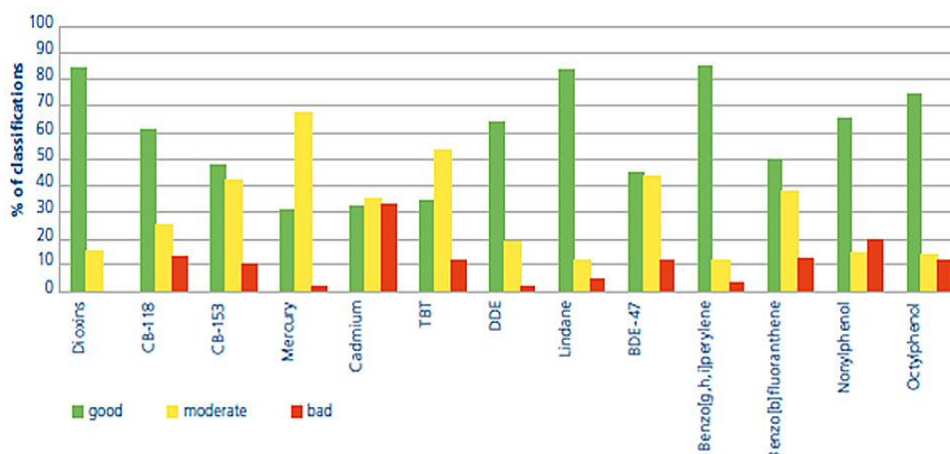
HELCOM:N TILA-ARVIO

Kuvassa 4.5.4-1 on esitetty HELCOM (2010) arvion mukainen tila-arvio eri Itämeren alueille. Arvio perustuu yhteensä 144 eri pisteen tietoihin haitallisten aineiden pitoisuuksista vedessä, sedimentissä ja eliöstössä.

Arvion mukaan Suomen merialueet Suomenlahdella ja Pohjanlahdella sijoittuvat luokkaan tyydyttävä ja osin luokkaan hyvä. Saaristomeri sijoittuu suurelta osin luokkaan erinomainen. On kuitenkin huomattava, että arvio perustuu rajoitettuun määrään mittauksia ja pisteitä eikä siinä ole mukana pistemäisiä ongelma-alueita kuten satamia.



Kuva 4.5.2.4-1. HELCOM tila-arvion mukainen luokittelu haitallisten aineiden vesi-, sedimentti ja eliöpitoisuuksien perusteella. Sininen väri erinomainen "high", vihreä väri hyvä "good", keltainen väri tyydyttävä "moderate", oranssi väri välttävä "poor", punainen väri huono "bad" (HELCOM 2010).

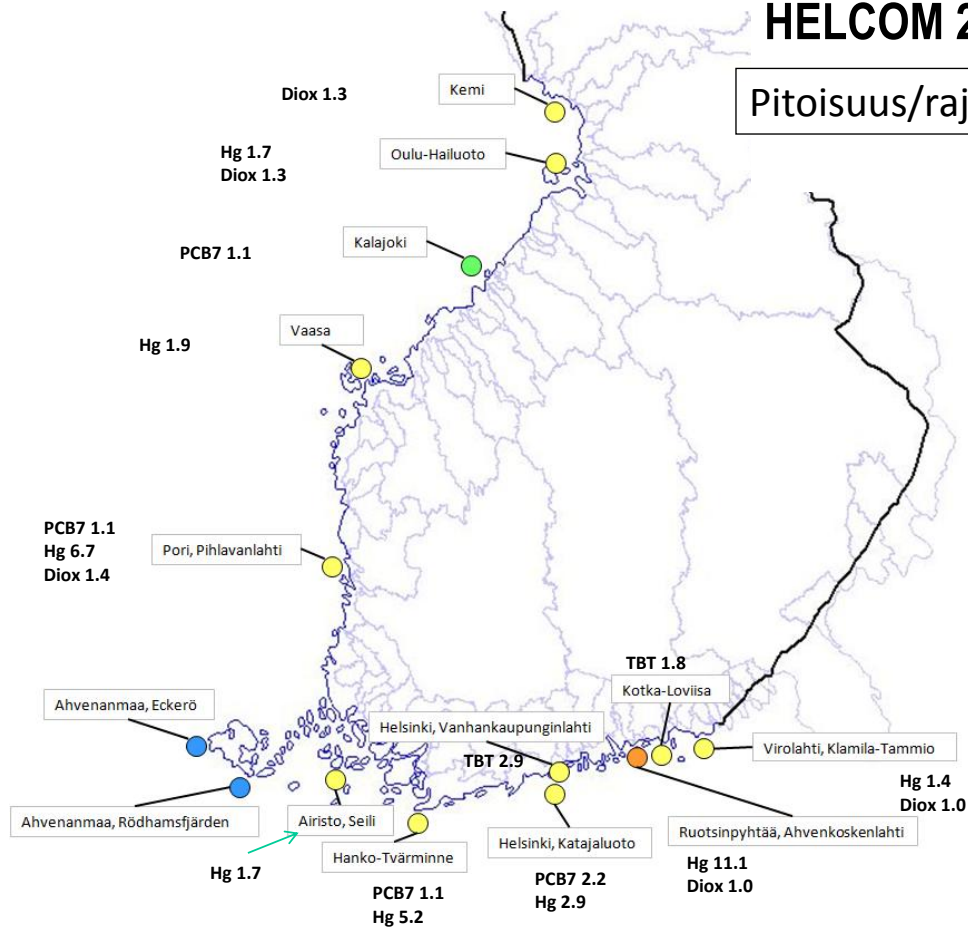


Kuva 4.5.4-2. HELCOM tila-arvion mukainen haitallisten aineiden ainekohtainen luokittelu. Kolme luokitteluluokkaa perustuvat ainekohtaiseen HELCOM:n temaattisiin tilakarttoihin. CB-118 ja CB-153 edustavat samantyyppisiä ppolykloorattuja bifenyylejä ja BDE_47 on polybromoinen difenyyli. Sininen väri erinomainen "high", vihreä väri hyvä "good", keltainen väri tyydyttävä "moderate", oranssi väri välttävä "poor", punainen väri huono "bad". (HELCOM 2010).

Kuvassa 4.5.4-3 on esitetty HELCOM (2010) raportin luokittelun mukaiset raja-arvojen tai tausta-arvojen ylityksen Suomen kala-aineiston perusteella. Luokittelu perustuu elohopean osalta haukeen ja dioksiinien ja furaanien ja PCBn osalta silakkaan (4-5 v). Silakalla luokittelu HELCOM seurannan nuoren silakka-aineiston perusteella ei ole perusteltua, sillä pitoisuudet nousevat voimakkaasti kalojen iän ja koon mukaan. Elohopean osalta syötävälle kalalle asetetut pitoisuudet eivät ylity.

HELCOM 2010

Pitoisuus/raja-arvo > 1



Kuva 4.5.4-4. Esimerkki joidenkin haitallisten yhdisteiden ylityksistä (pitoisuus/tausta tai raja-arvo) eri kaloissa. Kuvaan on merkitty vain tapaukset, kun raja-arvo on ylittynyt. Elohopealla on raja-arvona käytetty 0,055 mg/kg tuorepainoa kohti (OSPAR tausta-arvo 0,035 mg/kg lisättynä VPD laatunormilla 0,02 mg/kg), PCB 7:llä 10 µg/kg (tausta-arvo) ja dioksiineilla ja furaaneilla 8 ng/kg (I-TEQ) tuorepainoa kohti (syötävälle kalalle asetettu raja-arvo).

VIITTEET

Airaksinen R, Rantakokko P, Turunen AW, Vartiainen T, Vuorinen PJ, Lappalainen A, Vihervuori A, Mannio J, Hallikainen A. 2010. Organotin intake through fish consumption in Finland. *Environmental Research* 110 (6): 544-547.

Grönroos, J. & Rönkä, E. 2002. Päästöt vesiin 1990-2000. Vesiensuojelun tavoitteiden väliarviointi.

Suomen ympäristökeskuksen moniste 242, 68 s.

Hallikainen A, Airaksinen R, Rantakokko P, Koponen J, Mannio J, Vuorinen PJ, Jääskeläinen T, Kiviranta H, 2011. Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet. *Eviran tutkimuksia* 2/2011, 101 s. Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. ISSN 1797-2981.

Hallikainen A, Airaksinen R, Rantakokko P, Vuorinen PJ, Mannio J, Lappalainen A, Vihervuori A ja Vartiainen T 2008. Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet Itämeren kalassa ja kotimaisessa järvikalassa. *Eviran tutkimuksia* 6/2008. Elintarviketurvallisuusvirasto Evira, 69s.

HELCOM (2010): Hazardous substances in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. - *Baltic Sea Environment Proceedings* 120B.

Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DCG, 2006. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: A review. *Environmental Science & Technology* 40; 11; 3463-3473.

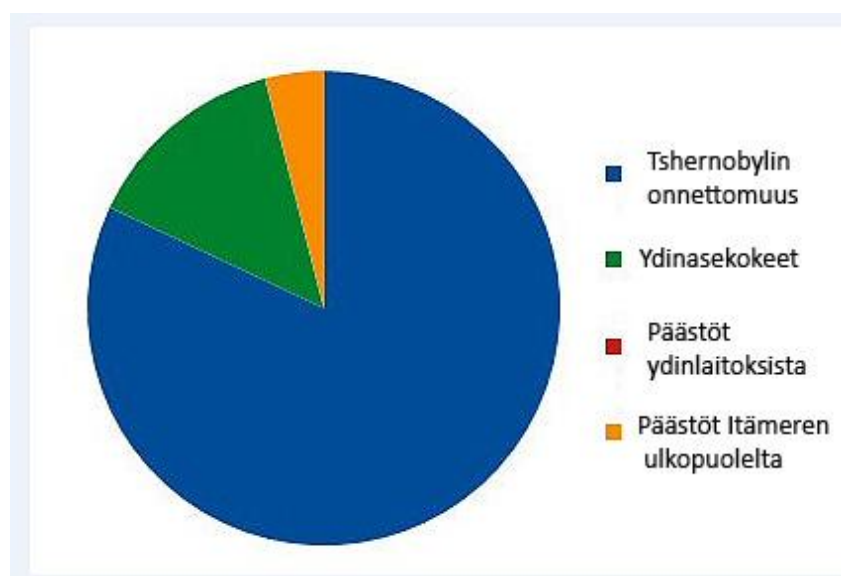
- Isosaari, P., Kankaanpää, H., Mattila, J., Kiviranta, H., Verta, M., Salo, S. and Vartiainen, T. 2002. Spatial distribution and temporal accumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in the Gulf of Finland. *Env. Sci. Technol.* 36,12:2560-2565.
- Jalkanen P, Pyy O, Pahkala O, Poutanen E-L, Kohonen T, Pajukallio A-M, Nikunen E, Malm J, Kultamaa A, Saviranta L, Åkerla H, Helminen H, Holm K, Mannio J, Mehtonen J, Nikulainen V, Verta M ja Vartiainen T 2007. Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla : ympäristöministeriön työryhmän mietintö. Helsinki : Ympäristöministeriö 2007 . - 66 s. Ympäristöministeriön raportteja ; 2007, 11
- Kankaanpää H. Raportissa: Meri – Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 64, 2008 Itämeri 2008 — Merentutkimuslaitoksen Itämeriseurannan vuosiraportti. Mika Raateoja (Ed.), s. 41 - 43.
- Kemijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015
- Kokemäenjoen-Saaristomeren-Selkämeren vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015
- Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015
- Nakari, T., Schultz, E., Munne, P., Sainio, P., Perkola, N. 2012. Haitallisten aineiden pitoisuudet puhdistetuissa jätevesissä ja jätevesien ekotoksisuus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2012.
- Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015
- Pikkarainen, A-L. 2008. Organic contaminants – occurrence and biological effects in the Baltic Sea. Finnish Institute of Marine Research- Contributions No. 16, 2008.
- Pikkarainen, A-L. & Parmanne, R. 2006. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic herring 1985-2002. *Marine Pollution Bulletin* 52 (2006); 1299-1309.
- PSV-Maa ja Vesi Oy 2004. Pohjanlahden merenkulkupiiri. Tornion väylähanke. Sedimenttitutkimukset. Moniste 9 s.
- E., Rekolainen, S., Granlund, K., Ekholm, P., Räike, A., Kenttämies, K., Nikander, A., Sundström, R. and Åström, M. 2006. Characterization of the metal leakage from Finnish agricultural acid sulfate soils in the light of the European Water Framework Directive. *Boreal Environmental Research* 11:275-281.
- Ricking M., Schulz H. M. 2002. PAH profiles in sediment cores from the Baltic Sea. *Mar Poll Bull* 44: 565-570.
- Silvo, K., Härmäläinen, M.-L., Forsius, K., Jouttijärvi, T., Lapinlampi, T., Santala, E., Kaukoranta,
- Szlinder-Richert J, Barska I, Usydus Z, Grabic R, 2010. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) in selected fish species from the southern Baltic Sea. *Chemosphere* 78; 6: 695-700.
- Verta, M., Kiviranta, H., Salo, S., Malve, O., Korhonen, M., Verkasalo, P.K., Ruokojärvi, P., Rossi, E., Hanski, A., Päätaalo, K and Vartiainen, T. 2009. A decision framework for possible remediation of contaminated sediments in River Kymijoki Finland. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16:95-105.
- Vieno, N. 2007. Occurrence of pharmaceuticals in Finnish sewage treatment plants, surface waters, and their elimination in drinking water treatment processes. PhD. Thesis. Tampereen Teknillinen yliopisto, Tampere University of Technology, Tampere 2007.
- Witt G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments of the Baltic Sea. *Mar Poll Bull* 31: 237-248.
- Witt G. & Trost E. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere* 38: 1603-1614.

4.5.5 RADIOAKTIIVISET AINEET MERIYMPÄRISTÖSSÄ

Tarja K. Ikäheimonen (Säteilyturvakeskus)

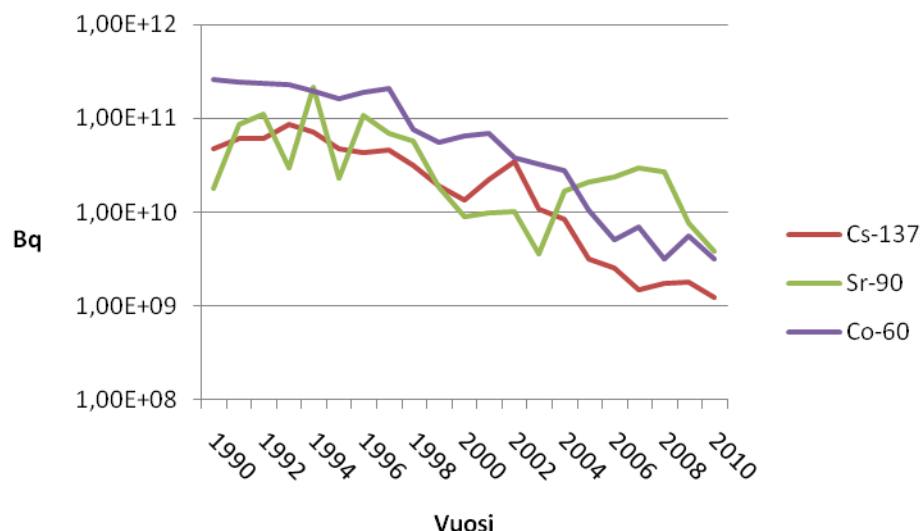
RADIOAKTIIVISUUDEN LÄHTEET ITÄMERESSÄ

Itämeri on maailman radioaktiivisin meri radioaktiivisen ^{137}Cs isotoopin suhteen, johtuen Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta. Tshernobylin ydinvoimalaitoksessa vuonna 1986 tapahtunut onnettomuus on merkittävin keinotekoisien radioaktiivisuuden lähde Itämeressä (Kuva 4.5.5-1). Onnettomuudessa Itämereen pääsi 4700 TBq ^{137}Cs :ää. Jokien arvioidaan kuljettaneen Itämereen onnettomuuden jälkeen noin 300 TBq ^{137}Cs :ää. Tshernobylin onnettomuudesta on peräisin noin 82 % Itämerestä löytyvästä ^{137}Cs :ta Toiseksi tärkein radioaktiivisuuden lähde Itämeressä ovat 1950- ja 1960- luvulla ilmakehässä suoritettut ydinasekokeet, joista vapautui 800 TBq ^{137}Cs :ää ja 500 TBq ^{90}Sr :tä. Ydinasekokeista on peräisin noin 14 % Itämerestä löytyvästä ^{137}Cs :stä. Näiden lisäksi keinotekoisista radioaktiivisuutta on päätyntä Itämereen pienempiä määriä ydinlaitosten rutiinipäästöistä (osuus Itämeren ^{137}Cs :stä noin 0,03 %) ja ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitoksista Itämeren ulkopuolelta Tanskan salmien kautta merivirtojen mukana (osuus Itämeren ^{137}Cs :stä noin 4 %).



Kuva 4.5.5-1. Itämeressä esiintyvän radioaktiivisen ^{137}Cs :n lähteet (Lähde: Säteilyturvakeskus).

Itämeren valuma-alueen ydinlaitosten radioaktiivisista päästöistä on pidetty rekisteriä 1970-luvun puolivälistä lähtien. Ydinvoimalaitosten päästöissä määrällisesti merkittävin radionuklidi on tritium, mutta sen pienen säteilyenergian johdosta sillä ei ole suurta merkitystä ihmisen saaman säteilyannoksen kannalta. Tritiumin lisäksi merkittävimmät radionuklidit päästöissä Itämereen ovat ^{137}Cs , ^{90}Sr ja ^{60}Co . Näiden kolmen radionuklidin osuus puoliintumisella korjatuista päästöistä (tritium pois lukien) on pitkällä aikavälillä yli 95 %. Radioaktiiviset päästöt ydinlaitoksilta Itämereen ovat pienentyneet ajan kuluessa (Kuva 4.5.5-2).



Kuva 4.5.5-2. ¹³⁷Cs-, ⁹⁰Sr- ja ⁶⁰Co-päästöt Itämereen Itämeren valuma-alueen ydinlaitoksilta vuosina 1990-2010 (Aineiston lähde: HELCOM).

RADIOAKTIIVISEN ¹³⁷CS:N JAKAUTUMINEN ITÄMERESSÄ

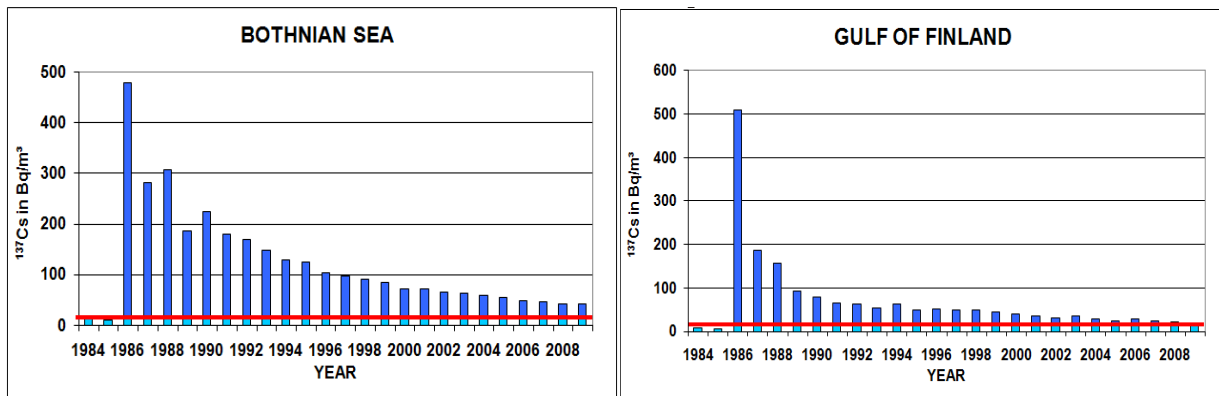
Tshernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäistä Suomenlahtea ympäröiville alueille. Laskeuman alkuvaiheessa radioaktiivisten aineiden vajoaminen syvempiin vesikerroksiin oli varsin nopeaa, myöhemmin se hidastui. Cesiumin levinneisyyskuva on jonkin verran ajan kuluessa muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta. Esteettömästä vedenvaihdosta johtuen Suomenlahden vesi on puhdistunut cesiumista paljon nopeammin kuin Pohjanlahden.

RADIOAKTIIVISTEN AINEIDEN SEURANTA JA TAVOITETASOT RADIOAKTIIVISELLE CESIUMILLE

Keinotekkoisten radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia Suomen merialueilla seurataan vuosittain merivedessä, sedimenteissä, kaloissa, pohjaeläimissä ja merilevässä HELCOM -yhteistyön puitteissa ja tulokset raportoidaan HELCOM-MORS tietokantaan. Tavoitetasoksi ¹³⁷Cs-pitoisuuksille Itämeressä on asetettu Tshernobylin onnettomuutta edeltäneet pitoisuudet.

MERIVESI

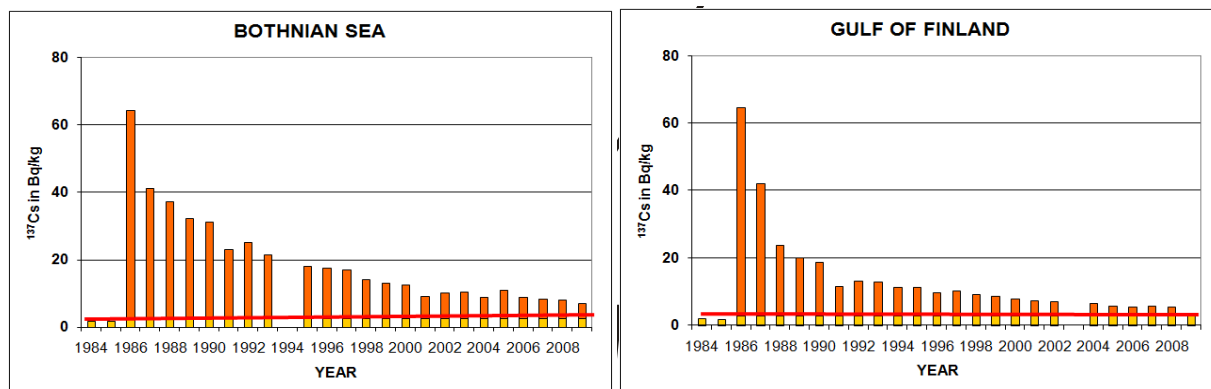
Meriveden radioaktiivisen tilan tärkein indikaattori on Cs-137 isotooppi. Merivedessä ¹³⁷Cs- pitoisuudet ovat tasaisesti vähentyneet sitten vuoden 1986 huippuarvoista (Kuva 4.5.5-3), mutta ovat yhä korkeampia kuin ennen Tshernobylin onnettomuutta. ¹³⁷Cs:n ekologinen puoliintumisaika Itämeressä (aika jolloin sen pitoisuus merivedessä puolittuu) on noin 9 vuotta. Tavoitetaso meriveden ¹³⁷Cs-pitoisuudelle on 14.6 Bq/m³. Tällä hetkellä meriveden ¹³⁷Cs -pitoisuudet ovat pääosin 2-3 kertaa suurempia kuin tavoitetaso. On arvioitu, että tavoitetaso olisi mahdollista saavuttaa vuoteen 2020-2030 mennessä, jos lisäpäästöjä ei tule Itämereen. Itämeressä havaitaan myös muita ihmisen toiminnasta peräisin olevia radioaktiivisia aineita kuten ⁹⁰Sr:tä, ^{239,240}Pu:tä, ³ja tritiumia, mutta näiden radioaktiivisten aineiden merkitys on pienempi kuin ¹³⁷Cs:n. Merivedessä on myös luonnon omia radioaktiivisia aineita, joista tärkein on ⁴⁰K-isotooppi, jonka pitoisuudet itämeressä ovat huomattavasti korkeampia (noin 70 kertaa korkeampia) kuin radioaktiivisen cesiumin.



Kuva 4.5.5-3. ^{137}Cs -pitoisuudet merivedessä Selkämerellä (Bothnian Sea) ja Suomenlahdella (Gulf of Finland) 1984-2009 (Aineiston lähde: HELCOM).

MERIKALAT

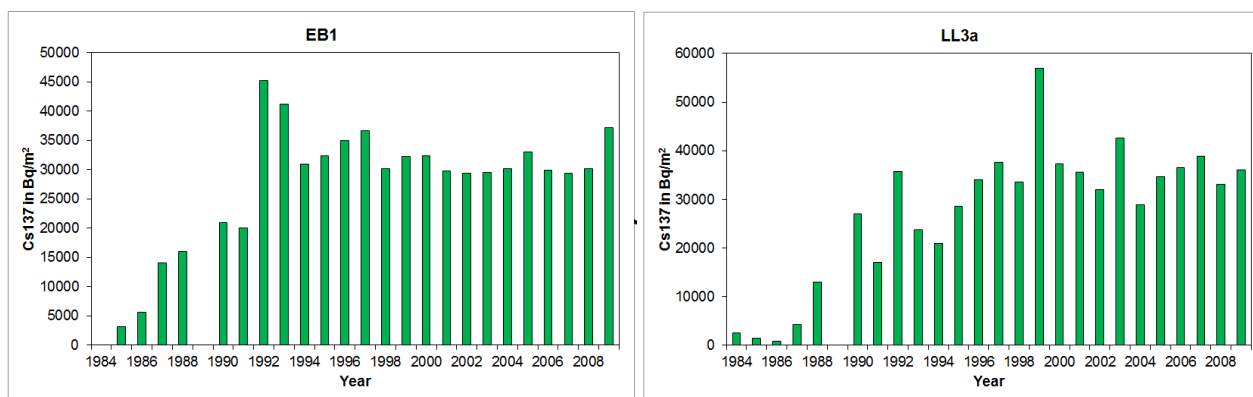
Radioaktiivisten aineiden pitoisuudet meren eliöissä ovat yhteyksissä meriveden ja sedimenttien pitoisuuksiin. Radioaktiiviset aineet rikastuvat tietyissä ravintoketjuissa ja korkeimmat ^{137}Cs -pitoisuudet on mitattu petokaloissa kuten hauessa ja turskassa. Kalojen ^{137}Cs -pitoisuudet heijastavat veden ^{137}Cs -pitoisuuksien muutoksia, tosin viiveellä. Korkeimmat ^{137}Cs -pitoisuudet kalassa havaittiin Tshernobylin onnettomuuden jälkeen, vähän myöhemmin kuin merivedessä havaittiin maksimipitoisuudet. Kalan radioaktiivisuus on sen jälkeen pienentynyt kuvan 4.5.5-4 mukaan. Tavoitetasoiksi Itämeren kalan ^{137}Cs -pitoisuudelle on asetettu ennen Tshernobyliä esiintyneet pitoisuudet, esimerkiksi 2.5 Bq/kg silakalle ja 2.9 Bq/kg kampelalle. Silakassa pitoisuudet ovat tällä hetkellä 2-3 kertaa suuremmat kuin tavoitetasot. Suomen rannikkovesissä ^{137}Cs rikastuu petokaloihin, kuten haukeen, tehokkaammin kuin muualla Itämeressä, johtuen veden matalammasta suolapitoisuudesta Suomen rannikkovesissä. Suomen rannikkovesissä hauessa on mitattu 10-20 Bq/kg ja tulee kestäämään vielä muutama vuosikymmen ennen kuin kalan ^{137}Cs -pitoisuudet laskevat ennen Tshernobyliä mitatuille tasoille.



Kuva 4.5.5-4. ^{137}Cs -pitoisuudet silakassa Selkämerellä (Bothnian Sea) ja Suomenlahdella (Gulf of Finland) 1984-2009. (Lähde HELCOM)

SEDIMENTIT

Monet radioaktiiviset aineet, mukaan lukien ^{137}Cs , kiinnittyvät merivedessä oleviin hiukkasiin, joiden mukana ne laskeutuvat meren pohjalle ja kerääntyvät pohjasedimentteihin. Suurin osa Itämereen tulleesta ^{137}Cs :stä on tällä hetkellä hautautuneena pohjasedimentteihin. Ajan kuluessa ^{137}Cs on hautautunut yhä syvemmälle sedimenttikerrokseen ja tällä hetkellä suurimmat pitoisuudet mitataan noin 10 senttimetrissä. Tavoitearvo sedimenttien ^{137}Cs -pitoisuuksille pinta-alaa kohden on ennen Tshernobylin onnettomuutta oleva taso, 1640 Bq/m^2 . Koska radioaktiivinen cesium poistuu sedimentistä ainoastaan radioaktiivisen hajoamisen kautta ja ^{137}Cs :n puoliintumisaika on pitkä, 30 vuotta, tulee kestämään useita vuosikymmeniä ennen kuin tälle tasolle päästään. Tällä hetkellä Suomenlahdella ^{137}Cs -määrät sedimentissä ovat enimmillään noin 20 kertaa suurempia kuin tavoitetaso. Pohjasedimenttien ^{137}Cs -määrissä ei ole ollut havaittavissa merkittävää pienentymistä (Kuva 4.5.5- 5) vuosien kuluessa johtuen siitä että vedestä siirtyy vieläkin radioaktiivista cesiumia sedimentteihin ja lisäksi joet tuovat Itämeren valuma-alueilta lisää cesiumia mereen. Vaikka ^{137}Cs - määrät sedimentissä vähenevät hyvin hitaasti, niin ^{137}Cs hautautuessa syvemmälle sedimentteihin mahdolliset ympäristövaikutukset pienenevät ajan kuluessa. Sedimenteissä havaitaan pieniä määriä myös muita keinotekoisia radioaktiivisia aineita kuten ^{90}Sr :tä, $^{239,240}\text{Pu}$:ta, ^{237}Np . Lisäksi sedimenteissä on luonnon radioaktiivisia aineita, kuten ^{40}K :tä, jonka määrät sedimentissä ovat vähintään neljä kertaa suuremmat kuin radioaktiivisen ^{137}Cs :n.



Kuva 4.5.5-5. ^{137}Cs :n kokonaismäärät sedimentissä Selkämerellä (asema EB1) ja Suomenlahdella (asema LL3a) 1984-2009. (Lähde: HELCOM)

VIITTEET

HELCOM 2009, Radioactivity in the Baltic Sea 1999-2006, HELCOM thematic assessment, Balt. Sea Environ. Proc. No. 117.

Vesa-Pekka Vartti, 2011. Liquid discharges of Cs-137, Sr-90 and Co-60 into the Baltic Sea from local nuclear installations. HELCOM Indicator Fact Sheets 2011. Online. 4.1.2012.

Jürgen Herrmann and Günter Kanisch, 2011. Cs-137 in fish and surface waters. HELCOM Indicator Fact Sheets 2011. Online. 4.1.2012.

Iisa Outola, 2011. Total amounts of the artificial radionuclide Caesium -137 in Baltic Sea sediments. HELCOM Indicator Fact Sheets 2011. Online. 4.1.2012.

Ikäheimonen TK, Outola I, Vartti V-P, Kotilainen P. Radioactivity in the Baltic Sea: inventories and temporal trends of ^{137}Cs and ^{90}Sr in water and sediments. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 2009; 282 (2): 419–425. DOI: 10.1007/s10967-009-0144-1.

4.5.6 HAITALLISTEN AINEIDEN BIOLOGISET VAIKUTUKSET

Kari Lehtonen (Suomen ympäristökeskus)

Pekka J. Vuorinen, Martti Hario, Kaarina Kauhala (Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos), Jaakko Mannio (Suomen ympäristökeskus)

Kemikaaleja on käytössä kymmeniä tuhansia ja näistä vain pienestä osasta on olemassa ympäristövaikutusten arvioimisen kannalta riittävät perustiedot. Arviot haitallisten aineiden vaikutuksista eliöihin perustuvat ensisijaisesti laboratorioissa tehtyihin standarditesteihin. Suuresta osasta käytössä olevia aineita ei ole lainkaan vaikutustietoja. Todellisista ekosysteemi- ja eliöyhteisötason vaikutuksista on hyvin vähän tietoa, eikä esimerkiksi eri aineiden yhteisvaikutuksista tiedetä riittävästi. Myös kemikaalien aiheuttamat hormonitoiminnan häiriöt tunnetaan edelleen huonosti.

Haitallisten aineiden vaikutukset eliöstöön ovat moninaisten prosessien tuloksia ja riippuvat etupäässä aineiden fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista ja pitoisuuksista, itse eliöistä, sekä abioottisista (elottomista) tekijöistä. Meriympäristössä eliöstö altistuu lähes poikkeuksetta eri yhdisteiden sekoituksille, ei yksittäisille yhdisteille. Altistumista ja vaikutuksia voidaan havainnoida esim. molekyyli-, solu-, kudosa-, populaatio- ja yhteisötasolla kuten myös ravintoverkon eri tasoilla (hajottajat, perustuottajat, alemman tason kuluttajat, huippusaalistajat).

Haitallisten aineiden biologisten vaikutusten seuranta Itämeressä on kokonaisuudessaan puutteellista verrattuna moniin muihin EU:n merialueisiin (esim. Lehtonen ja Schiedek 2006, Lehtonen ym. 2006b). Tämä on merkittävä puute, johon esimerkiksi HELCOM:n Itämeren toimintasuunnitelma on esittänyt toimia (HELCOM 2007). Suomen merialueella valtaosa haitallisten aineiden vaikutusten seurannasta on perinteisesti keskittynyt ravintoketjun ylempiin tasoihin, huippusaalistajiin.

HAITALLISTEN AINEIDEN BIOLOGISTEN VAIKUTUSTEN SEURANTA SUOMEN MERIALUEILLA

LINNUT

Merikotkan lisääntymismenestystä ja sen yhteyttä etenkin organoklooriyhdisteiden pitoisuuksiin munien kuorissa on seurattu 1970-luvulta lähtien, ja pitoisuuksien pieneneminen korreloi poikastuoton nousun kanssa (HELCOM 2010).

Vierasaineiden osuutta Itämeren merilintukantojen terveydentilan muutoksissa ei kunnolla tunneta. Haahkanpoikasista ei ole mitattu hälyttäviä raskasmetallipitoisuuksia, mutta useiden aikuisten haahkojen on todettu kuolleen lyijymyrkytykseen pesimäalueilla (Franson ym. 2000a). Lyijyä todettiin esiintyvän veressä merkitsevästi korkeampina pitoisuuksina Suomenlahden itäosissa kuin lännempänä. Lyijyhaalien saannon pitäisi olla vähentynyt Itämeren piirissä lyijyhauli kiellon astuttua voimaan vuonna 1996, mutta muita lähteitä ovat mm. teollisuus, venemaalit ym., ilmeisesti myös Nevajoen kuormitus. Myös haahkan munien DDE-pitoisuudet olivat idässä korkeammat kuin lännessä (Franson ym. 2000b).

Selkälokin lentopoikastuotannon vaihtelut ovat Suomenlahdella ja Pohjanlahdella korreloineet merkitsevästi poikasten maksasta mitattujen PCB- ja DDE-pitoisuuksien kanssa (Hario & Nuutinen 2011). On ilmeistä, että emosta raskaaispussin kautta poikaseen tulevat orgaaniset halogeeniyhdisteet vaurioittavat sikiön maksaa, ja poikaset kuolevat pian synnyttyään napa- ja suolistotulehdusten seurannaisvaikutuksiin, mm. verenmyrkytykseen (Hario & Rudbäck 1996). Pitoisuudet maksassa ovat korreloineet kuolevien sisarusten määräosuuteen pesyessä. Erityisen yleistä pienpoikasten kuolevuus oli 1990-luvulla, jolloin pitoisuudet olivat korkeimmillaan. 2000-luvulla erityisesti DDT-saanto näyttää pienentyneen, ja poikasten säilyvyys ja selkälokin lentopoikastuotanto on kaiken kaikkiaan noussut tasolle, jolla kannan voi otaksua pysyvän vakaana tai jopa nousevan.

HYLKEET

Myös hylkeiden terveydentilan ja lisääntymismuutosten seuranta viime vuosikymmeninä on tuottanut aikasarjoja, jotka ovat arvokkaita arvioitaessa eri merialueiden tilaa. Itämeren hylkeiden kudoksista mitattiin erittäin korkeita raskasmetallien ja orgaanisten klooriyhdisteiden pitoisuuksia 1960–1970-luvuilla. Orgaanisten klooriyhdisteiden suurten pitoisuuksien on todettu aiheuttaneen häiriöitä erityisesti hylkeiden lisääntymisterveyteen. Ympäristömyrkkypitoisuudet Itämeren hylkeissä ovat sittemmin laskeneet, vaikka ne ovat edelleenkin monta kertaa suurempia kuin hylkeiden pitoisuudet vähemmän saastuneilla alueilla. Pitoisuuksien vähentyessä hylkeiden lisääntymisterveys on parantunut. Noin 20 % norppanaaraista kärsii kuitenkin edelleen kohdunkuroumahäiriöstä. Hallin lisääntymisterveys on nykyisin jotakuinkin normaali (noin 95 % yli 6-vuotiaista naaraista tiinehtyy vuosittain).

MUUT RYHMÄT

Kuten lähes koko Itämeren alueella, muut kuin edellä mainitut "karismaattisten" eläinlajien yksilöiden terveydentilaan tai lisääntymiseen kohdistuvat vaikutustutkimukset ovat Suomen merialueilla yleensä yksittäisiä projekti- tai selvitysluonteisia tapahtumia. Tästä johtuen pitkäkestoisia sarjoja vaikutuksista ei juurikaan ole saatavilla.

Haitallisten aineiden vaikutuksia kalojen ja selkärangattomien eliöiden yhteisöihin on vaikeampi todentaa, koska esimerkiksi pohjaeläinyhteisöt ovat etenkin Itämeren pohjoisosissa useimmiten luonnostaan lajikohtaisia. Taksonikoostumuksen muutokset saastukealtistuksessa on samankaltaisia kuin luontaisten stressoreiden (mm. fyysikaalinen häiriö) aiheuttamat (esim. Lenihan ja Oliver 1995). Haitallisten aineiden aiheuttama likaantuminen on myös usein yhteydessä rehevöitymistä aiheuttavan kuormituksen lisääntymiseen; tällöin pohja-alueet usein kärsivät ainakin osittaisesta hapettomuudesta, jolloin pohjaeläinyhteisöt taantuvat. Rehevöitymisen vaikutukset näin olleen osittain peittävät alleen haitallisten aineiden vaikutuksia ja toisaalta saattavat myös vahvistaa niitä. Yhteisörakenteen tai indikaattorilajien perusteella spesifisti haitta-ainealtistuksen tunnistaminen voi olla hankalaa – aivan kuten sisävesissäkin.

Happamilta sulfaattimailta tulevaa kuormitusta on ollut useissa Pohjanlahden rannikkojoissa pitkäaikaisesti ja verraten voimakkaana. Kuormituksen on arvioitu hävittäneen tai voimakkaasti heikentäneen monia paikallisesti ja alueellisesti tärkeitä kalakantoja Suomen länsirannikolla. Jokien happamuuskuormituksen ja rannikon sedimenttien metallisakkojen osuutta ja merkitystä rannikon kalakantoihin ei juurikaan tunneta. Happamuuskuormitus ja sen vaikutukset ovat viime vuosina voimistuneet, mikä lisää haittojen esiintymisen riskiä vesieliöstössä.

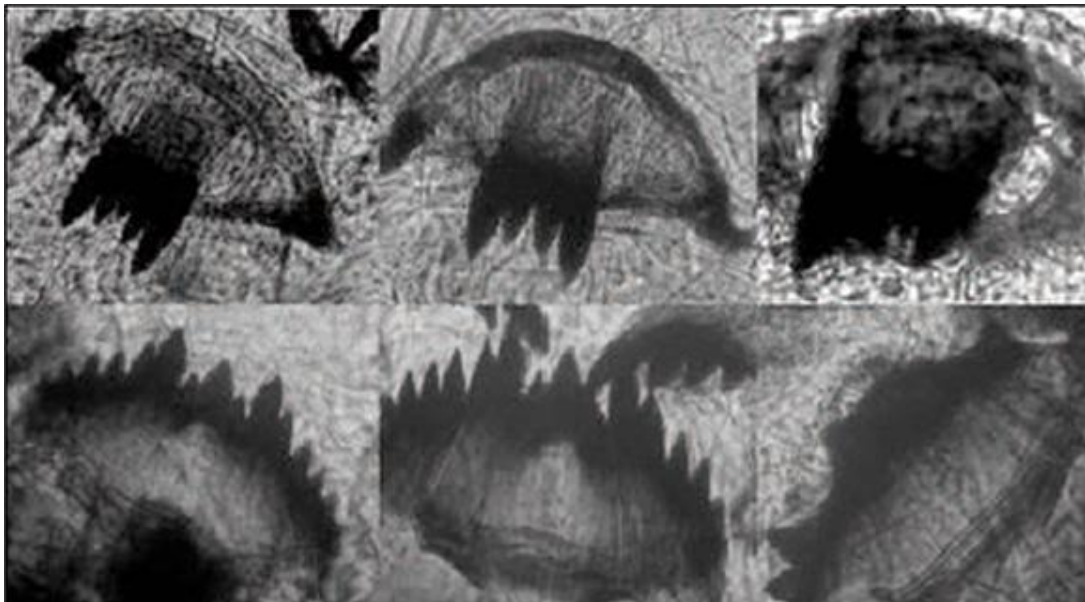
Perämerellä on havaittu mateiden kutukyvyyttömyyttä, jonka on arveltu liittyvän selluteollisuuden jätevesien haittavaikutuksiin, vaikka kutukyvyyttömyyttä aiheuttavaa tekijää ei ole voitu yksityiskohtaisesti nimetä. Esimerkiksi vuonna 2009 tutkituista mateista Tornion edustalla oli sukukypsiä 9 % ja Kemin edustalla 18 %, kun samana vuonna vertailualueella Simon edustalla sukukypsien mateiden osuus oli 65 %. Oulun edustan merialueen madekanta on heikko. Vuosina 2002-2010 velvoitetarkkailussa kerätyn aineiston mukaan kutevia mateita on ollut keskimäärin noin 18 %.

Rannikkoalueiden sedimentissä monet pohjaeläinlajit ilmentävät paikallaan pysyvinä tehokkaasti sedimenttien kroonista toksisuutta ja ravintoketjuvaikutuksia. Surviaissääsket ovat eräs käytetyimmistä bioindikaattoreista sedimenttitutkimuksissa. Jätevesikuormitusta hyvin sietävillä lajeilla toukkien morfologisia epämuodostumia käytetään populaatioiden terveydentilan ja sedimenttien kroonisen toksisuuden arvioinnissa. Epämuodostuneet toukat voivat mm. kasvaa hitaammin ja niiden aikuistuminen saattaa epäonnistua useammin kuin terveillä toukilla (Janssens de Bisthoven ym. 1998). Eräät harvoista merialueillamme tehdyistä biologisten vaikutusten tutkimus- ja seurantahankkeista käsittävät rannikkosedimenteissä elävien surviaissääsken (*Chironomidae*) toukkien suosien epämuodostumia, joilla on todettu olevan yhteys sedimenttien raskasmetallipitoisuuteen (Vuori ym. 2009). Perämerellä, Kokkolan edustan merialueen sedimenteissä, haitallisten aineiden pitoisuuksien on todettu olevan tasolla, joka aiheuttaa pohjaeläinyhteisöille paikoin merkittäviä toksisuushaittoja. Epämuodostuneiden surviaissääsken suuri osuus erityisesti Trullevinniemen länsirannalla, jonne on noin 20 vuotta sitten läjitetty ruoppausmassoja, viittaa merkittäviin toksisuushaittoihin, jotka voivat aiheuttaa pohjaeläimistön tilan heikkenemistä. Teollisuuden jätevedenpuhdistamojen lähialueilla toksisuushaittojen riskin arvioitiin vaihtelevan kohtalaisesta lievään. Tutkimus on kuitenkin ensimmäinen Suomessa tehty surviaissääsken epämuodostumia hyödyntävä tutkimus merialueelta eikä aiempia vertailuaineistoja rannikkovesiemme olosuhteista ole saatavilla.

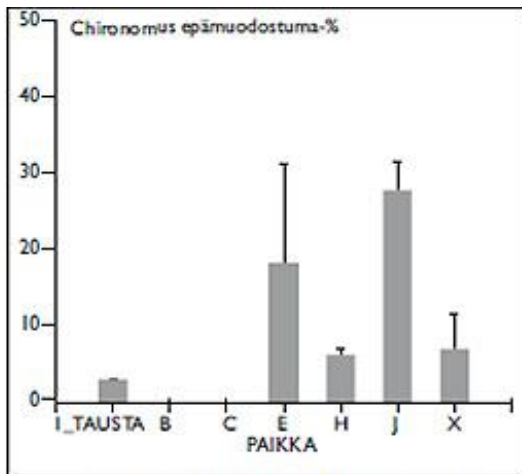
Viime vuosina on Suomen rannikkoalueilla tehty tutkimuksia käyttäen hyväksi sinisimpukkaa (*Mytilus* spp.), joka on maailmalla eräs yleisimmistä seurantalajeista. Sekä luonnosta kerätyt sinisimpukat, kuten myös liejusimpukat (*Macoma balthica*) sekä ns. häkitysmenetelmää käyttäen tutkimusalueilla altistetut sinisimpukat ovat osoittaneet vaihtelua biologisissa vasteissa (ns. biomarkkereissa), jotka ovat yhteydessä eräisiin niiden pehmytkudoksesta mitattuihin haitallisten aineiden (raskasmetallit, PAH -yhdisteet, organoklooriyhdisteet [PCB, DDT], orgaaniset tinayhdisteet) akkumulaatioon ja siten altistumiseen ja haitallisiin vaikutuksiin (Lehtonen ym. 2006a, Lehtonen ym. ja Turja ym., käsikirjoitukset). Simpukoiden häkityskokeita on Suomen rannikolla tehty Kotkan, Porvoon, Saaristomeren (Airisto), Porin ja Kokkolan edustalla sekä Suomenlahden länsiosassa avomerialueella. Munterin (2005) tutkimuksessa ei havaittu selviä biomarkkerivasteita liejusimpukoissa TBT -saastuneilta alueilta Helsingin Vuosaaren sataman ympäristöstä, mikä tulkittiin johtuvaksi joko mitattujen biomarkkerien sopimattomuudesta TBT:lle altistumisen indikaattoriksi tai siitä, että tutkimuksessa ei ollut kunnollista vertailuasemaa koska kohonneita TBT -pitoisuuksia voitiin havaita alueen kaikista simpukkapopulaatioista.

Biomarkkereita on Suomen merialueilla mitattu myös kaloista (silakka, ahven, kampela), ja esimerkiksi Suomenlahdella on silakoiden verisoluissa todettu huomattavan korkeita genotoksisuutta (perimämyrkyllisyys) ilmentäviä mikrotumakeitiheyksiä (BONUS+ BEAST-projekti, julkaisematonta aineistoa). Suomenlahden lohessa on todettu maksan vierasainevasteen indusoituneen selvästi enemmän kuin Selkämeren lohessa, jossa on myös Suomenlahden lohta vähemmän dioksiineja ja PCB-yhdisteitä (Keinänen ja Vuorinen, julkaisematon).

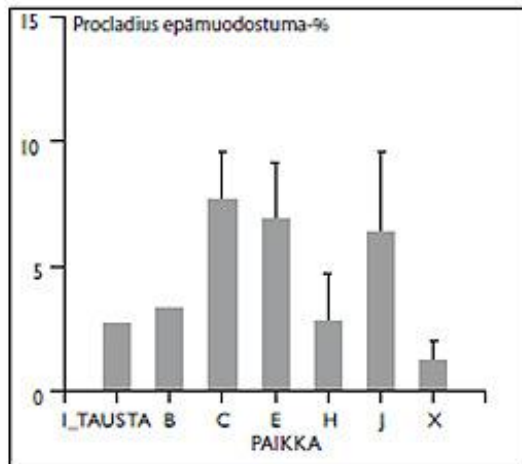
Yhteenvedon voidaan todeta, että haitallisten aineiden vaikutukset Suomen merialueen ekosysteemin eri tasoilla tunnetaan huolestuttavan huonosti, koska haitta-aineiden biologisia vaikutuksia ei ole systemaattisesti seurattu. Biomarkkereiden kaltaisten "early warning" -hälytysmittareiden puuttuminen vaikeuttaa meriympäristössä tapahtuvien haitallisista aineista johtuvien muutosten nopeaa havainnointia, jolloin – kuten esimerkiksi huippusaalistajien tapauksessa – ongelmat usein ehtivät kehittyä vakaviksi ennen kuin niistä saatu tutkimustieto on riittävää tehokkaiden suojele- ja rajoitustoimien käynnistämistä varten.



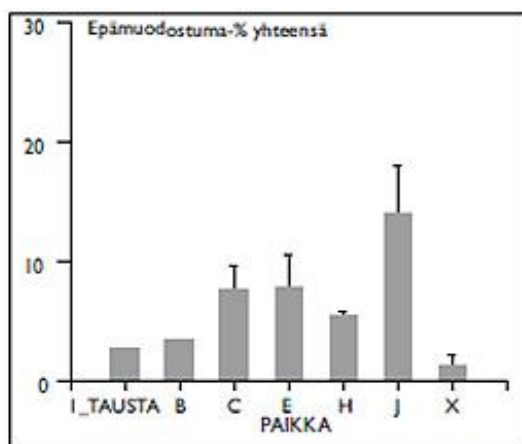
Kuva 4.5.6-1.
Ylhäällä on vasemmalta oikealle: normaali, yhden hampaan puutos ja täysin epämuodostunut Procladius -suvun ligula. Alhaalla vastaavasti: normaali, yksi puuttuva hammas ja täysin epämuodostunut Chironomus -suvun mentum (Kuva: T. Swanljung, Kokkolan edustan näytteet).



Chironomus -suvun epämuodostumafrekvenssien keskiarvot (\pm S.D.) näyteasemittain sekä vertailu tausta-arvoihin (Burt ym. 2003).



Procladius -suvun epämuodostumafrekvenssien keskiarvot (\pm S.D.) näyteasemittain sekä vertailu tausta-arvoihin (Burt ym. 2003).



Surviaissääskien (Chironomus + Procladius) yhteenlasketut epämuodostumafrekvenssit näyteasemittain sekä vertailu tausta-arvoon (Burt ym. 2003).

Kuva 4.5.6-2. Kokkolan edustan merialueen vaikutustutkimukset (Vuori ym. 2009).

Taulukko 4.5.6-1. Kokkolan edustan merialueen altistumisprofiilia kuvaava yhteenveto saastuneen maan raja-arvot ja tavoitetasot ylittäneistä metalleista ja näyteasemista (järjestys korkeimmasta pienimpään pitoisuuteen) sekä luonnehdinta pitoisuustasoista verrattuna puhtaiden sedimenttien taustapitoisuuksiin (Rytönen ja Riipi 1997).

Metalli	Raja-arvon ylittäneet näyteasemat	Tavoitetaso ylittäneet näyteasemat	Pitoisuudet verrattuna puhtaiden sedimenttien tausta-arvoihin
As	C, D, J	U, E, H	ei tietoa taustasta
Hg	-	J, E, D, C, U	voimakkaasti koholla (J,E,D)
Cd	-	J, E, H, C, D, U, B	voimakkaasti koholla (J,E,H,D,C)
Co	-	C, D	ei tietoa taustasta
Cr	-	-	enimmäkseen alittuvat
Cu	-	E, J, D, C, H, U	lievästi koholla (E,J)
Pb	-	C, D, E, J, U, H	lievästi koholla (C,D,E,J)
Ni	-	C, D	enimmäkseen alittuvat
Zn	-	J, C, E, D, H, U, B, X	voimakkaasti koholla (J,C,D,E,H)

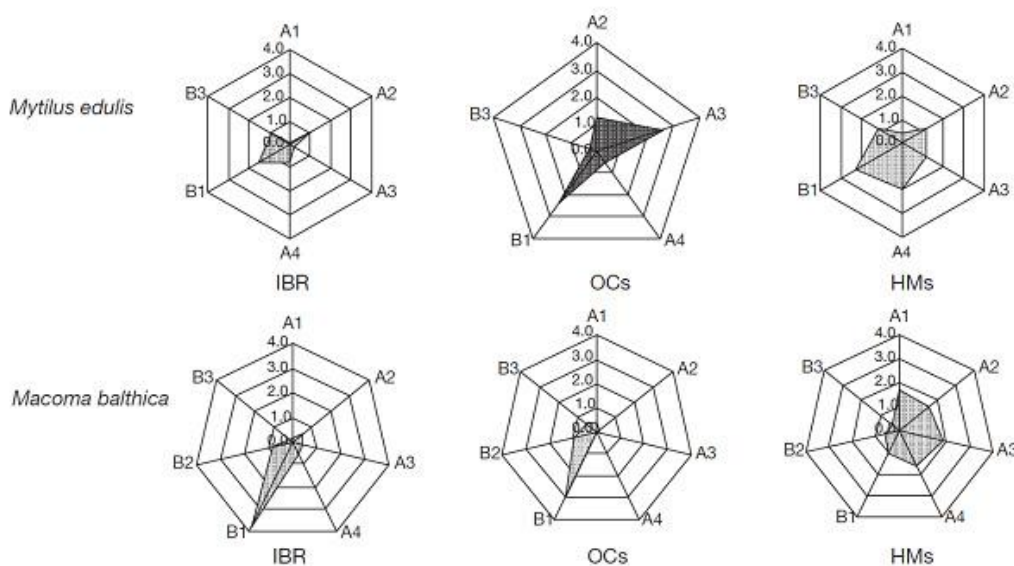


Fig. 7. *Mytilus edulis*, *Macoma balthica*. Starplot graphics on integrated biomarker response (IBR) index calculated from 4 biomarkers (AChE, MT, GST and CAT), and mean values of standardised data of 8 PCB congeners and DDTs (organochlorines [OCs]) and 4 heavy metals (Cd, Cu, Hg and Zn [HMs]) at the study stations. Original chemical data is found in Tables 3 & 5. Station codes as in Table 1. Please note the missing stations with regard to *M. edulis* due to the lack of chemical data

Kuva 4.5.6-3. Lehtonen ym. (2006b). Biomarkkerivasteiden ja haitallisten aineiden tutkimus Tvärminnen edustalla (asemat A1–A4) ja Turun Airistolla (asemat B1–B3). Yhdennetty biomarkkerivaste (IBR) on molemmissa simpukkalajeissa suurimmillaan likaantuneimmalla alueella B1 (Pohjois-Airisto).

VIITTEET

- Franson, J. C., Hollmén, T., Poppenga, R. H., Hario, M., Kilpi, M. 2000a: Metals and trace elements in tissues of Common Eiders (*Somateria mollissima*) from the Finnish archipelago. – *Ornis Fennica* 77: 57-63.
- Franson, J. C., Hollmén, T., Poppenga, R. H., Hario, M., Kilpi, M., Smith, M. R. 2000b: Selected trace elements and organochlorines: some findings in blood and eggs of nesting common eiders (*Somateria mollissima*) from Finland. – *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1340-1347.
- Hario, M. & Nuutinen, J. M. J. 2011: Varying chick mortality in an organochlorine-‘strained’ population of the nominate Lesser Black-backed Gull *Larus f. fuscus* in the Baltic Sea. — *Ornis Fennica* 88: 1–13.
- Hario, M., Rudbäck, E. 1996: High frequency of chick diseases in nominate Lesser Black-backed Gulls *Larus f. fuscus* from the Gulf of Finland. - *Ornis Fennica* 73: 69-77.
- Janssens de Bisthoven L., Nuyts P., Godderis B., Ollivier F. (1998). Sublethal parameters in morphologically deformed Chironomus larvae: clues to understanding their bioindicator value. *Freshwater Biology* 39: 179-191.
- Lehtonen K.K., Budzinski H., Turja R., Leivuori M., Devier M.H. Caging of mussels (*Mytilus* spp.) in the northern Baltic Sea: biomarker responses and accumulation of hazardous substances along a suspected pollution gradient in the Archipelago Sea (Finland). *Käsikirjoitus*.
- Lehtonen K.K., Leiniö S. Schneider R., Leivuori M. (2006a) Biomarkers of pollution effects in the bivalves *Mytilus edulis* and *Macoma balthica* collected from the southern coast of Finland (Baltic Sea). *Marine Ecology Progress Series* 322: 155-168
- Lehtonen K.K., Schiedek D. (2006) Monitoring biological effects of pollution in the Baltic Sea: neglected – but still wanted? *Marine Pollution Bulletin* 53: 377-386
- Lehtonen K.K., Schiedek D. Köhler A., Lang T., Vuorinen P.J., Förlin L., Baršienė J., Pempkowiak J., Gercken J. (2006b) The BEEP project in the Baltic Sea: overview of results and outline for a regional biological effects monitoring strategy. *Marine Pollution Bulletin* 53: 523-537
- Lenihan H.S., Oliver J.S. (1995). Natural and anthropogenic disturbances to marine benthic communities in Antarctica. *Ecological Applications* 5: 311-326.
- Munter K. (2005). Itämerensimpukan (*Macoma balthica*) biomarkkerivasteet: laboratoriokokeet vähähappisissa olosuhteissa ja mittaukset TBT-saastuneella alueella. Pro gradu –tutkielma. Akvaattiset tieteet, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. <http://ethesis.helsinki.fi/julkaisut/bio/bioja/pg/munter/itameren.pdf>
- Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun ympäristökeskukset (2009). Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma. 213 s.
- Pöyry Environment (2011). Kemin edustan velvoitetarkkailu v. 2010. Osa II Kalataloustarkkailu. Moniste 6 s. + liitteet
- Pöyry Environment (2010). Tornion tehtaiden vesistö- ja kalataloustarkkailu v. 2009. Osa II Kalataloustarkkailu. Moniste 11 s. + liitteet
- Pulliainen E., Korhonen K., Huuskonen M. (1999). Perämeren mateiden sukurauhasten kehityshäiriöt. Ongelman laajuus ja yhteydet muiden kalojen lisääntymishäiriöihin. *Suomen ympäristö* 322. 101 s.
- Turja R., Soirinsuo A., Budzinski H., Devier M.H., Lehtonen K.K. Biomarker responses to chemical pollution and low-salinity stress in caged mussels (*Mytilus* spp.) close to an oil terminal in the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Käsikirjoitus*.
- Vuori K.-M., Swanljung T., Aaltonen E.-K., Kallioliina M, Jokela S. (2009). Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi. *Suomen ympäristö* 1/2009.
- Ympäristönsuojelu, 45 s., Suomen ympäristökeskus. Oulun edustan vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2010: Lapin Vesitutkimus, 10403/2011.

4.5.7 YHTEISÖN VOIMASSA OLEVAN LAINSÄÄDÄNNÖN NOJALLA LAADITUT ARVIOINNIT JA MUUT ASIAAN LIITTYVÄT ARVIOINNIT

Matti Verta (Suomen ympäristökeskus)

Viimeisin HELCOM:n puitteessa tehty tila-arvio haitallisista aineista on vuodelta 2010 (HELCOM 2010). Siinä Suomenlahden, Saaristomeren ja Pohjanlahden alueilta mitatuista haitta-aineista yleisimmin eri yhteyksissä ja eri matriiseille annetut raja-arvot ylittyivät seuraavasti: kadmium silakan maksassa ja DDE, PCB, bromatut difenyylietterit (BDE-yhdisteet), dioksiinit ja elohopea kalan lihaksessa. Kuvassa 4.5.4-4 on esitetty ylitykset kartalla Suomen toimittamassa aineistossa dioksiinien, PCB:n ja elohopean osalta. Esimerkiksi silakan dioksiinipitoisuus ylittää lähes kaikilla tutkituilla alueilla ihmisravinnolle annetun raja-arvon ja kalan elohopeapitoisuus (ahven, hauki, silakka) vesipuitelidirektiivin (Ympäristölaatu-normidirektiivi 2008/105/EY) mukaisen raja-arvon, jolla on tarkoitus suojata petolintuja ja merinisäkkäitä (aineisto HELCOM 2010). Saaristomerellä ylityksiä havaitaan vain harvoin.

Yleisesti Suomen vesialueiden suurten silakoiden, lohen ja meritaimenen dioksiinien ja furaanien sekä dioksiinin kaltaisten PCB -yhdisteiden pitoisuudet ylittävät EU:n sallimat korkeimmat pitoisuudet. Voimassa olevassa kontaminattiasetuksessa (1259/2011/EY) on Suomelle myönnetty pysyvä poikkeuslupa pitää raja-arvoja ylittävää kalaa kaupan. Lupa sisältää myös ei dioksiinikaltaiset PCB yhdisteet, joille asetuksessa on nyt ensimmäistä kertaa asetettu raja-arvot EU:n tasolla. Lupa edellyttää tilanteen jatkuvaa seurantaa ja raportoimista komissiolle sekä riittävää kuluttajien tiedottamista asiasta.

Elintarviketurvallisuusvirasto (Evira) on antanut ohjeet Itämeren rasvaisten kalojen käytöstä ihmisravinnoksi, jossa korostetaan kalan monipuolista käyttöä ja kiinnitetään huomiota riskiryhmien (nuoret naiset, lapset ja nuoret) kalan käyttöön. Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) tutkimuksissa ei ole havaittu paljon Itämeren kalaa käyttävillä kalastajilla ja heidän perheillään mahdollisia haitallisista aineista aiheutuneita terveyshaittoja (Turunen ym. 2008). Kalastajien verestä tehdyssä tutkimuksessa metyylielohopeapitoisuudet ovat kuitenkin varsin korkeita ja tutkimuksessa korostetaan jatkotutkimusten tarvetta. Veren elohopeapitoisuutta selitti parhaiten kalan käytön runsaus (Airaksinen ym. 2010).

Pysyvistä orgaanista yhdisteistä annetulla asetuksella (850/2004) on toimeenpantu kaksi PCB, dioksiini- ja furaaniyhdisteisiin (PCDD/F-yhdisteet) liittyvää kansainvälistä sopimusta, UNECE:n pöytäkirja ja Tukholman yleissopimus (ns. POP sopimus). Asetuksen toimeenpanolla on yhdisteiden päästöjä pystytty rajoittamaan huomattavasti. Tukholman sopimuksen edellyttämässä kansallisessa täytäntöönpanosuunnitelmassa yksilöidään muun muassa toimet dioksiinipäästöjen arvioimiseksi ja päästöjen vähentämiseksi. Toimenpideohjelman arviointi on parhaillaan alkamassa. Suunnitelman mukaan mm. Kymijoen sedimenteille laaditaan pysyvä seurantaohjelma sekä tehdään Kymijoen kunnostuksen yleissuunnitelma ja sen mukainen kunnostamispäätös. Kaakkois-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen käynnistämä ympäristönvaikutusten arviointimenettely Kymijoen pahimmin pilaantuneen jokiosuuden Kuusaansaari-Keltti kunnostamiseksi on saatu päätökseen vuonna 2011. Arvioinnissa nousi esille kunnostamisesta aiheutuvat työnaikaisen riskit suhteessa saavutettaviin hyötyihin. Myös arviointiselostuksesta saaduissa lausunnoissa ja mielipiteissä korostui epävarmuus kunnostuksen hyödyistä, kunnostamiseen liittyvät riskit sekä riskien hallinta. Lausunnot olivat pääosin kriittisiä kunnostamista kohtaan. Työnaikaisten riskien ja vakaan nykytilanteen vuoksi ELY -keskus on päättänyt luopua toistaiseksi kunnostushankkeesta.

VIITTEET

Airaksinen R, Rantakokko P, Turunen AW, Vartiainen T, Vuorinen PJ, Lappalainen A, Vihervuori A, Mannio J, Hallikainen A. 2010. Organotin intake through fish consumption in Finland. *Environmental Research* 110 (6): 544-547.

HELCOM (2010): Hazardous substances in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. - Baltic Sea Environment Proceedings 120B.

Turunen AW, Verkasalo PK, Kiviranta H, Pukkala E, Jula A, Männistö S, Räsänen R, Marniemi J, Vartiainen T. 2008. Mortality in a cohort with high fish consumption. *Int. J. Epidemiol.* 2008.1-10.