

Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

**Kari-Matti Vuori, Tea Swanljung, Eeva-Kaarina Aaltonen,
Marjo Kalliolinna ja Sinikka Jokela**



Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi

**Kari-Matti Vuori, Tea Swanlung, Eeva-Kaarina Aaltonen,
Marjo Kalliolinna ja Sinikka Jokela**

Helsinki 2009

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



SUOMEN YMPÄRISTÖ 1 | 2009
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Seija Turunen
Kansikuva: Anna Kiiski: Mikroskooppikuva surviaissääsken
toukan pääkapselista

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2009

ISBN 978-952-11-3346-6 (nid.) tai (sid.)
ISBN 978-952-11-3347-3 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkoj.)

SISÄLLYS

1 Johdanto	5
2 Yleistä tutkimusalueen nykytilasta	7
2.1. Kokkolan edustan merialueen kuvaus	7
2.2. Kuormituksen kehitys.....	9
2.3. Vedenlaadun kehitys, sedimenttien haitta-aineet sekä pohjaeläimistön ja kalaston tila	12
3 Aineisto ja menetelmät	16
3.1. Käsitteellinen malli ja tutkimushypoteesit	16
3.2. Altistumisen arviointi: sedimenttien metallimääritykset.....	17
3.3. Vaikutusten arviointi: surviaissääski- ja valobakteerimenetelmät.....	17
3.3.1. Surviaissääskien epämuodostumat.....	17
3.3.2. Valobakteerimenetelmä.....	20
3.4. Riskin luonnehdinta	21
4 Tulokset	22
4.1. Altistumisen luonnehdinta: sedimenttien metallipitoisuudet	22
4.2. Vaikutusten luonnehdinta	27
4.3. Riskiarvio ja ekologisten riskien luonnehdinta	31
5 Päätelmät ja suosituksia tarkkailujen kehittämiseksi	33
LIITE I. Ykspihlajan satama- ja teollisuusalueen historia ja alueella suoritettut ruoppaus- ja läjitystyöt	36
LIITE 2. Chironomus- ja Procladius-toukkien yksilömäärät ja epämuo- dostuneiden toukkien osuudet rinnakkaisnäytteissä	40
LIITE 3 Kokkolan merialue 2005 sedimenttien määrittäminen	42
LIITE 4. Näytteenottopaikkojen koordinaatit (aloituspaikat) 27.5. – 15.6.2005	43
Kuvailulehti	44
Presentationsblad	45
Documentation page	46

1 Johdanto

Tutkimus kohdistuu eteläiselle Perämerelle, Kokkolan edustalle. Tarkoituksena on tarkastella merialueen sedimenttien akuuttia ja kroonista toksisuutta sekä arvioida siitä aiheutuvien ekologisten riskien suuruutta. Jätevesien toksisuusvaikutuksista merialueen sedimenteissä ei ole aiempaa tutkimusta.

Kokkolassa on useita orgaanisen ja epäorgaanisen kemianteollisuuden ja metalliteollisuuden laitoksia, jotka ovat jo 1960-luvulta lähtien kuormittaneet aluetta voimakkaasti. Jätevedet sisältävät ravinteiden ja happea kuluttavan kuormituksen lisäksi metalleja ja erilaisia orgaanisia yhdisteitä (Kalliolinna & Aaltonen 2004). Jätevesien puhdistustehokkuus on selvästi parantunut viimeisen 30 vuoden aikana, mikä ilmenee parantuneena vedenlaatuna sekä alentuneina metallipitoisuuksina vedessä ja sedimentissä.

Jätevesien lisäksi samalle alueelle kohdistuu myös mm Perhonjoen valuma-alueen alunamailta tuleva metallikuormitus. Myös ilman kautta tulevasta kuormituksesta osa kohdistuu merialueelle (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Mahdollisten toksisuusvaikutusten oletetaan ilmenevän meren pohjassa ja eliöstössä lähinnä sellaisilla sedimentaatioalueilla, jotka ovat olleet pitkään kuormitukselle alttiina. Tällaisia alueita voidaan olettaa esiintyvän syvänteissä sekä jätevedenpuhdistamojen purkupuutkien läheisyydessä. Jätevesien yleinen kemiallinen koostumus pysyy jaksottaisuudesta huolimatta samankaltaisena, mutta toksisuus saattaa vaihdella (Jokela 2004). Jätevesien johtamista koskevien vesi- ja ympäristölupien lupamääräykseen sisältyy velvoitteita arvioida jätevesien akuutteja ja kroonisia ekotoksikologisia vaikutuksia merialueella.

Tässä työssä arvioidaan Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuutta osana Kokkolan edustan yhteistarkkailua. Työ toteutettiin soveltaen ekologisen riskinarvioinnin menetelmiä (ERA-menetelmät, Vuori ym. 2001). Tutkimus on alallaan pilottityö Suomen rannikkovesissä.

Akuutin toksisuuden kartoitukseen käytettiin valobakteeritestiä, joka on standardoitu toksisuustestimenetelmä (SFS-EN ISO 11348). Valobakteeritesti ei kuitenkaan yksistään riitä haitallisten aineiden ekologisten riskien arviointiin, koska se ilmentää lähinnä akuuttia, lyhytaikaisesta altistuksesta aiheutuvaa toksisuutta. Rannikkoalueiden sedimentissä monet pohjaeläinlajit ilmentävät paikallaan pysyvinä tehokkaasti sedimenttien kroonista toksisuutta ja ravintoketjuvaikutuksia. Käyttökelpoisimpia ovat lajit, joiden elinkierto mahdollistaa sekä akuutin että kroonisen haitta-ainealtistuksen vaikutusten todentamisen. Surviaissäsket ovat eräs käytetyimmistä bioindikaattoreista sedimenttitutkimuksissa. Toukat elävät sedimentissä noin vuoden ajan. 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). Tässä tutkimuksessa keskityttiin *Chironomus*- ja *Procladius*-sukujen epä-

muodostumiin. Näistä suvuista on paljon aiempia tutkimustuloksia järvisyvänteistä (esim. Bird 1994, Burt ym. 2003, Jeyasingham ym. 2000, Hämäläinen 1998, Warwick 1985 ja 1991).

Tämä tutkimus on tiettävästi ensimmäinen Suomessa tehty surviaissääskien epämuodostumia hyödyntävä tutkimus merialueelta. Aiempia vertailuaineistoja rannikkovesiemme olosuhteista ei ole saatavilla.

2 Yleistä tutkimusalueen nykytilasta

2.1.

Kokkolan edustan merialueen kuvaus

Kokkolassa on useita orgaanisen ja epäorgaanisen kemianteollisuuden ja metalliteollisuuden laitoksia. Aluetta kuormittavat Boliden Kokkola Oy, OMG Kokkola Chemicals Oy, Kemira Oyj sekä Kokkolan kaupungin jätevedenpuhdistamo ja sataman toiminnot. Ykspihlajassa toimivien Boliden Kokkola Oy:n ja OMG:n jätevedet sekä Fortum Power and Heat Oy voimalaitoksen jäähdytysvedet johdetaan mereen yhteisten laskeutusaltaiden kautta.

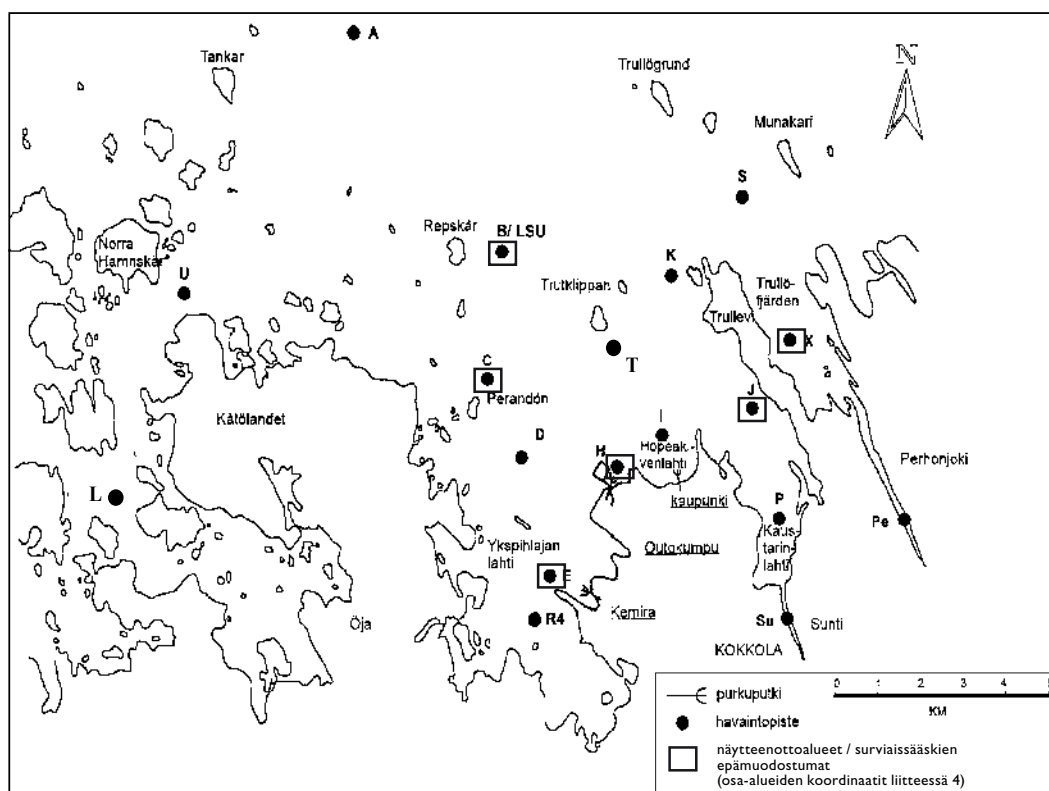
Tarkkailualue sijaitsee Pohjanlahden keskiosassa, eteläisellä Perämerellä Kokkolan kaupungin edustalla. Alueen rajaa pohjoisessa Perhonjoen suisto Trullöfjärdenin pohjukassa ja etelässä Öjan saaristo. Ykspihlajanlahti ja teollisuuslaitosten edusta sekä Kaustarinlahti aina Trutklippaniin asti on syvyydeltään alle kymmenen metriä. Syvyys kasvaa yli 20 metrin vasta Tankar-saaren ja saariston ulkopuolella. Lahtien väliin jää Trulleveniemi, jonka matala hiekkasärkkä ulottuu pitkälle ulkomerelle. Niemen kärjessä on kalasatama (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Maan kohoaminen vaikuttaa Kokkolan edustan rantaviivan mataluuteen ja avoimuuteen merelle. Avoimella merialueella sekoittumisolosuhteet ovat melko hyvät. Pohjanlahden vesi virtaa Perämerellä vastapäivään eli Suomen rannikkoa pohjoiseen ja Ruotsin puolella kohti etelää. Talvisia virtauksia synnyttävät pääasiassa vedenkorkeuden vaihtelut. Jääpeitteisenä aikana makea jokivesi ja jätevedet erottuvat erillisinä kerroksina jään alla. Avovesiaikaan joki- ja jätevedet sekoittuvat tuulen vaikutuksesta tehokkaasti koko vesimassaan. Kovan tuulen vallitessa aallokko aiheuttaa voimakkaita veden liikkeitä syvilläkin meri-alueilla. Merenpohjan laatuun vaikuttavat virtaukset ja aallokko, jotka aiheuttavat pohja-aineen kulkeutumista (Kalliolinna & Aaltonen 2004). Näissä olosuhteissa pehmeät sedimentaatio- eli kerääntymispohjat, joihin hienojakoinen aines laskeutuu, ovat yleisiä lähinnä suojaisilla alueilla kuten Ykspihlajan- ja Kaustarinlahdessa sekä syvillä alueilla. Kokkolan edustalla vallitsevat virtausten huuhtomat eroosiopohjat, jotka muodostuvat pääosin kivi- ja hiekka-aineksesta (Vääränen & Nyman 1999). Avomerellä pysyvän, vakaan sedimentoitumisen (40-50 m) syvänteitä on vasta yli 20 km:n päässä rannikosta.

Suolapitoisuus vaihtelee tason 3 ‰ molemmin puolin Kokkolan edustalla. Murtovesialueen vähäsuolaisuus rajoittaa monien lajien esiintymistä. Myös Kokkolan pohjoisella sijainnilla, veden viileydellä sekä varsinaisten ravinteikkaampien sedimentaatiopohjien vähäisyydellä on vaikutusta pohjaeläinlajiston ja yksilönmäärien niukuuteen. Pohjaeläinlajistoa hallitsee kolme ryhmää: harvasukasmadot (Oligochaeta), surviaissääsken toukat (Chironomidae) ja katkat (Amphipoda), vaikkakin valkokatkat ja surviaissääsken toukat ovat puuttuneet useilta pisteiltä kokonaan. Siihen voi vaikuttaa mm. tarkasteltavan merialueen sedimentti, joka on pääasiassa niukasti orgaanista ainesta sisältävää hiekkaa ja hiesua (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Kokkolan kaupungin jätevedenpuhdistamo sijaitsee Hopeankivenlahdella. OMG Kokkola Chemicals Oy:n ja Boliden Kokkola Oy:n jätevedet sekä Fortum Power and Heat Oy:n jäähdytysvedet johdetaan mereen Ykspihlajanlahdelle läjitysalueeksi rakennetun Pommisaaren sisäpuolelle. Onepoint Oy:n (ent. Kemira) jätevedet johdetaan Ykspihlajalahdelle, missä sijaitsevat myös syvä- ja kantasatamat (kuva 1). Kokkolan satamatoimintojen edellyttämiä rakennus- ja ruoppaustöitä on tehty ainakin 1860-luvulta lähtien. Kanta- ja syväsataman alueille on rakennettu niin mereen kuin maallekin laitureita, laiturikenttiä ja aallonmurtajia. Maankohoamisen myötä Ykspihlajan ja Kaustarinlahden satamiin johtavia väyliä on jouduttu syventämään säännöllisin väliajoin. Ruoppausmassoja on läjitetty maalle, veden alaisiin syvänteisiin ja syväväylän viimeisimmän ruoppauksen yhteydessä erikseen tätä tarkoitusta varten rakennettuun ns Pommisaareen. Satamatoiminta on yhdessä 1930-40-luvuilla käynnistyneen teollisuusalueiden rakentamisen, laajentamisen ja kehittämisen kanssa vallannut ja muuttanut Ykspihlajan luonnontilaiset hiekkarannat yhdeksi Suomen suurimmista satama- ja teollisuusalueiksi. Yhteenvedo Ykspihlajan satama- ja teollisuusalueen rakentamisesta sekä ruoppaus- ja läjitystöistä on liitteessä 1.

Merialueen yhteistarkkailu on aloitettu jo 1970-luvulla. Tarkkailuun ovat osallistuneet merialuetta kuormittavat laitokset. Tarkkailun koordinointia on hoitanut Pohjanmaan vesiensuojeluyhdistys. Tarkkailupisteitä on yhteensä 13 ja ne ovat pääosin säilyneet alkuajoista saakka samoilla paikoilla. Nykyisessä ohjelmassa (Aaltonen 2005) tarkkailupisteitä ovat: avomeri (A), Perandön (C), vaihettumialue (D), Kemiran edusta Ykspihlajanlahdella (E), OMG:n ja Bolidenin edusta Ykspihlajanlahdella (H), kaupungin jätevedenpuhdistamon edusta Hopeankivenlahdella (I), Suntin vaikutusalue Kaustarinlahdella (J), Perhonjoen suisto Trullöfjärdenissä (X), Trutklippan (T), Ykspihlajanlahti, sataman edusta (R4), Munakari (S), Trullevinniemen kärki (K), Kaustarinlahti (P) ja Rummelgrund (U). Repskärin itäpuolella sijaitseva havaintopaikka (B) sisältyy ympäristöhallinnon intensiivihavaintopaikkaverkostoon, ja tulokset (n 20 krt/ v) saadaan yhteistarkkailun käyttöön ympäristökeskukselta (kuva 1).



Kuva 1. Kokkolan edustan merialue tutkimuksen havaintopaikkoineen, jotka ovat: A, B, C, D, E, H, I, J, K, L, P, R4, S, T, U ja X. Kartassa näkyvät myös kuormittajien purkuputket.

Kuormituksen kehitys

Pistemäinen jätevesikuormitus

Kokkolaan on keskittynyt jo 1940-luvulta lähtien metalli- ja kemianteollisuutta. "Outokummun alueella" toimivat Boliden Kokkola Oy:n sinkkitehdas ja OMG Kokkola Chemicals Oy:n kemikaalitehdas. One Point Oy:n hallinnoimalla "Kemiran alueella" toimivat nykyisin Kemira Oyj (rikkihappotehdas), KemFine Oy (orgaanisia kemikaaleja valmistava tehdas), Tetra Chemicals Europe Oy (kalsiumkloriditehdas), Air Liquid (hiilidioksidi - ja happitehdas), Kemira GrowHow Oyj (kalsiumsulfaatti- ja rehufosfaattitehdas) ja Nordkalk (kalkkikiven jauhatuslaitos). Kuormituksen muutoksia käsittelevässä tekstissä käytetään nimiä "Outokummun alue" ja "Kemiran alue" edellä esitettyä jakoa noudattaen. Kokkolan kaupungin jätevedet on johdettu Hopeakivenlahdelle vuodesta 1951 lähtien, jolloin rakennettiin ensimmäinen purkuviemäri. Vuonna 1975 Hopeakivenlahdella otettiin käyttöön kemiallinen jätevedenpuhdistamo (liite 1).

Asumisjätevedet sisältävät mm. happea kuluttavia orgaanisia aineita (mitattu BOD ja COD), kiintoaineita ja ravinteita sekä erilaisia jäännöskemikaaleja, joiden kuormitusta ei ole mitattu. Teollisuusjätevesien mukana merialueelle on joutunut edellä mainittujen lisäksi mm. rautaa, sinkkiä, kobolttia, nikkeliä, arsenia, kuparia, elohopeaa ja kadmiumia sekä erilaisia orgaanisia yhdisteitä (mitattu TOC).

Kemiran alueelta johdettu fosfori- ja elohopeakuormitus on pienentynyt ja fluoridikuormitus on loppunut kokonaan. Outokummun alueen metallikuormitus on vähentynyt 90 % 1970-luvun tasosta ja typpikuormitus on pysynyt ennallaan. Kuormitusta on vähennetty kehittämällä prosesseja ja ottamalla jätevesien ulkoinen puhdistus käyttöön (Kalliolinna & Aaltonen 2004). Kemfine Oy:n orgaanisen kemian tehtaalla on käytössä maailmanlaajuisestikin ainutlaatuinen ratkaisu, jossa poltetaan kaikki prosessissa syntyvät jätevedet. Sinkkitehtaalla on vähennetty jäähdytysvesien määrää merkittävästi rakentamalla jäähdytystorneja (Mikkola 1997). Kaupungin puhdistamolta mereen joutuvaa kiintoaine-, BOD- ja fosforikuormitusta on vähennetty selvästi puhdistamoa ja prosessia kehittämällä.

Satamatoiminnot ja ilmapäästöt

Satamatoiminnot aiheuttavat hulevesillään hajakuormitusta, jota on arvioitu mereen kulkeutuvana kiintoainekuormana. Myös pölystä aiheutuu kuormitusta merialueelle. Syväsataman osuus on noin 90 % satamatoimintojen kokonaiskuormasta, jonka on arvioitu olevan 11 t/ vuosi (Aaltonen 2005). Väylien ja satama-aitaiden ruoppaukset aiheuttavat jaksottaista kuormitusta (kiintoaine, ravinteet, metallit) ruoppaus- ja läjitysalueilla.

Osa teollisuuslaitosten ympäristökuormituksesta tulee ilmapäästöjen mukana merialueelle. Kokkolan ilmanlaadun yhteistarkkailussa mukana olevien teollisuuslaitosten ja energiantuotannon metallipäästöt 2001 – 2005 ilmenevät taulukosta 1 (Koljonen 2006). Mitatuista parametreista elohopean, kadmiumin, kobolttin ja sinkin päästöt ilmaan vuonna 2005 olivat 2 – 3 –kertaisia jätevesipäästöihin verrattuina ja niillä voi olla merkitystä myös merialueen kuormittajina. Ilmapäästöjen kulkeutumisesta merialueelle ei ole erikseen arvioitu.

Taulukko 1. Kokkolan teollisuuden ja energiantuotannon metallipäästöt ilmaan vuosina 2001 – 2005 (Koljonen 2006).

Metalli	2001	2002	2003	2004	2005	Keskiarvo
	kg/vuosi	kg/vuosi	kg/vuosi	kg/vuosi	kg/vuosi	kg/vuosi
Elohopea	2,4	2,4	4,7	5,2	6,7	4,3
Kadmium	88	58	64	101	104	83
Lyijy	310	269	91	128	113	182
Arseeni	1 200	711	448	335	170	573
Koboltti	1 794	3 475	2 900	3 690	2 789	2 930
Kromi	5,4	12,1	12,7	11,6	9,1	10
Nikkeli	1 191	1 191	557	1 422	58	884
Rauta	605	362	466	837	402	534
Kupari	123	124	216	255	225	189
Sinkki	23 300	23 911	7 034	7 497	8 106	13 970
Vanadiini	199	130	162	31	343	173

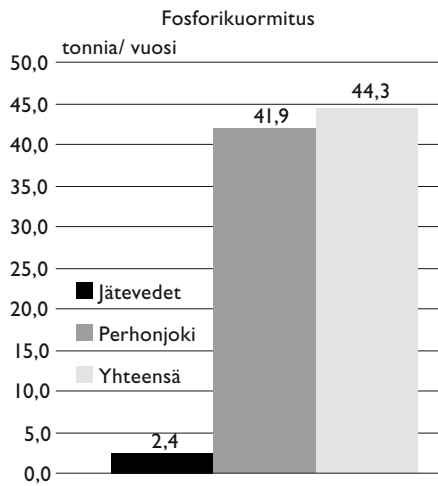
Perhonjoki ja Sunti

Perhonjoki on pääasiassa maa- ja metsätalouden hajakuormittama, mutta sinne johdetaan myös puhdistettuja jätevesiä useammasta kunnasta, turvetuotannosta ja teollisuuslaitoksesta. Perhonjoen mukana tulee valuma-alueelta merialueelle myös alunamaiden metalleja (Kalliolinna & Aaltonen 2004). Perhonjoen alaosan veden laatu vaihtelee voimakkaasti vuodenaikojen ja hydrologisten tekijöiden mukaan. Veden laatua luonnehtivat rehevyys, korkeat väriarvot ja ajoittainen happamuus, joka on huonommillaan alle pH-tason 5 (Vuori 2002). Perhonjoen lisäksi Kokkolan edustan merialueelle laskee kaupungin keskustan kautta kulkeva Kaupunginsalmi eli Sunti, joka päättyy Kaustarinlahden pohjukkaan (Kalliolinna 2000).

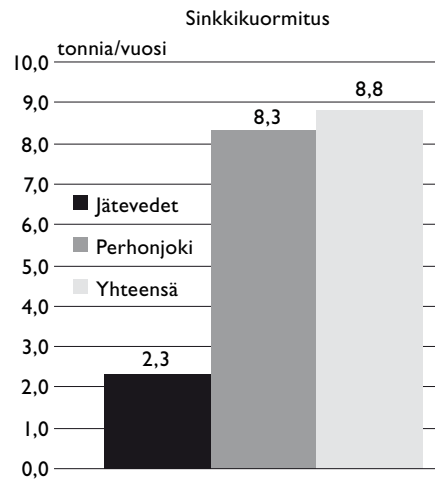
Kokkolan edustan merialueen fosfori-, sinkki-, ja rautakuormituksesta valtaosa tulee Perhonjoesta (Kalliolinna 2000), jonka kuormitus näiden osalta on ollut 2000-luvulla moninkertaisesti suurempaa kuin jätevesien aiheuttama (Kuvat 2-4). Myös Perhonjoen tuoma typpikuormitus on nykyisin lähes kaksinkertainen jätevesien kuormitukseen verrattuna (Kuva 5). Sen sijaan nikkelikuormitus jakaantuu tasaisemmin jätevesien ja Perhonjoen kesken (Kuva 6).

Jätevesien sinkkikuorma oli 1970- ja 80-luvulla kymmenkertainen jokikuormaan verrattuna, mutta nykyisin tilanne on päinvastoin ja Perhonjoen sinkkikuorma on reilusti isompi kuin jätevesien. Jätevesien osuus merialueen rautakuormituksesta on pääosin Bolideniltä peräisin, mutta Perhonjoen lukemat ovat siihen nähden hyvin suuria (Kuva 4).

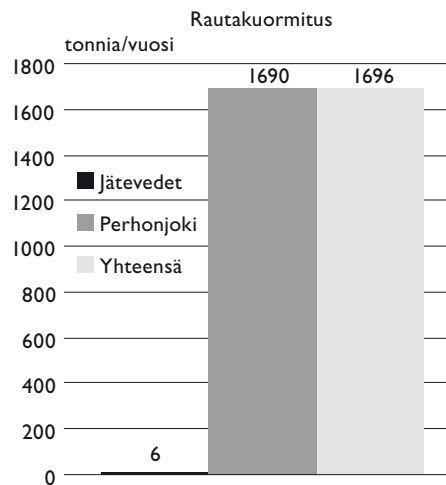
Suntin valumavesillä on paikallista merkitystä Kaustarinlahden sinkki-, fosfori- ja typpikuormituksessa (Taulukko 2).



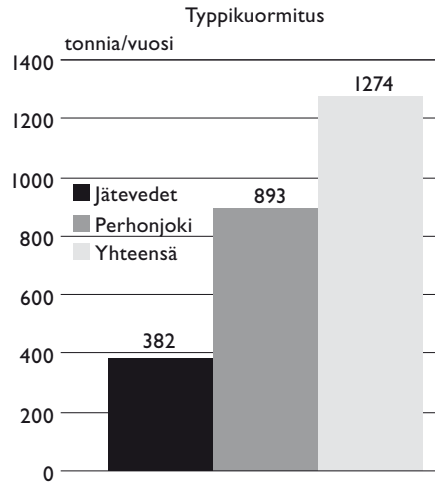
Kuva 2. Fosforikuormitus Kokkolan edustan merialueella vuosien 2000- 2004 velvoite-tarkkailutulosten mukaan (Kalliolinna 2005). Jätevedet käsittävät Kokkolan kaupungin ja teollisuuslaitosten mitatun fosforikuormituksen yhteensä.



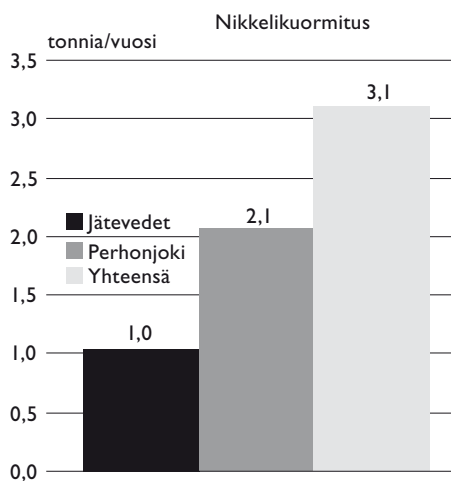
Kuva 3. Sinkkikuormitus Kokkolan edustan merialueella vuosien 2003- 2005 velvoitetarkkailutulosten mukaan (Kalliolinna 2006).



Kuva 4. Rautakuormitus Kokkolan edustan merialueella vuosien 2000- 2004 velvoite-tarkkailutulosten mukaan (Kalliolinna 2005). Jätevedet käsittävät Kokkolan kaupungin ja teollisuuslaitosten mitatun rautakuormituksen yhteensä.



Kuva 5. Typikuormitus Kokkolan edustan merialueella vuosien 2000 - 2004 velvoite-tarkkailutulosten mukaan (Kalliolinna 2005). Jätevedet käsittävät Kokkolan kaupungin ja teollisuuslaitosten mitatun typikuormituksen yhteensä.



Kuva 6. Nikkelikuormitus Kokkolan edustan merialueella vuosien 2000- 2004 velvoite-tarkkailutulosten mukaan (Kalliolinna 2005). Jätevedet käsittävät Kokkolan kaupungin ja teollisuuslaitosten mitatun nikkelikuormituksen yhteensä.

Taulukko 2. Suntista Kaustarinlahdelle tuleva fosfori-, typpi- ja sinkkikuormitus. Ainevirtaamat on laskettu Suntista mitattujen keskimääräisten pitoisuuksien ja valuman (n. 8 l/s/km²) tulona käyttäen Suntin valuma-alueena 32,8 km².

Vuosi	Pitoisuus			Ainevirtaamat			Ainevirtaamat		
	kok-P	kok-N	Zn	kok-P	kok-N	Zn	kok-P	kok-N	Zn
	µg/l	µg/l	µg/l	kg/vrk	kg/vrk	kg/vrk	kg/vuosi	kg/vuosi	kg/vuosi
2000	215	3 583	61	4,9	81,2	1,4	1 779	29 649	505
2001	107	2 300	58	2,4	52,1	1,3	885	19 033	480
2002	88	1 900	27	2,0	43,1	0,6	728	15 723	223
2003	94	2 000	51	2,1	45,3	1,2	778	16 550	422
2004	93	1 800	67	2,1	40,8	1,5	770	14 895	554
Keskiarvo	119	2 317	53	2,7	52,5	1,2	988	19 170	437

2.3

Vedenlaadun kehitys, sedimenttien haitta-aineet sekä pohjaeläimistön ja kalaston tila

Jätevesikuormituksen vaikutuksia on selvitetty systemaattisesti 1970-luvun alkupuolelta lähtien tarkkailututkimuksissa. Yhteistarkkailuohjelma on sisältänyt alusta asti vedenlaadun, sedimentin ja eliöstön (pohjaeläimet, kasviplankton ja kalat) seurantaan. Näistä ekosysteemin eri osista on määritetty alueelle kohdistuvan kuormituksen vaikutuksia metallien ja muiden haitta-aineiden pitoisuuksiin. Käytettävissä oleva vedenlaatutieto on käsitelty tärkeimpien muuttujien suhteen (kokonaisfosforin, typpien, sinkin, a-klorofylli ja näkösyvyys) suhteen vuosikymmenittäin (Kalliolinna & Aaltonen, 2004). Seuraavissa luvuissa esitetään tiivistetysti ekologisen riskinarvioinnin kannalta keskeisimmät tiedot merialueen tilasta.

Kokkolan edustan merialueen **vedenlaadussa** on tapahtunut selkeä paraneminen 1990-luvun kuormituksen vähenemisen seurauksena. Kalliolinnan ja Aaltosen (2004) yhteenvetoraportin mukaan puhdistustehojen parantuminen ja sen myötä pistekuormituksen väheneminen havaitaan talvien fosforipitoisuuksien pienentymisenä purkualueilla. Vastaavasti pintaveden ammoniumtyppipitoisuuksien tasot ovat laskeneet 1970-luvun tasosta 2000-luvulle. 1990-luvulla mitattiin purkualueilla satunnaisesti korkeita pitoisuuksia, jotka 2000-luvun alussa rajoittuivat pelkästään Bolidenin ja OMG:n edustalle (H). Sekoittumisen vaikutuksesta pintaveden fosforipitoisuudet ovat avovesikaudella kauttaaltaan pienemmät kuin talvella eikä Perhonjoen vaikutus fosforin leviämiseen ole yhtä dominoiva kuin talvella. Perhonjoen vaikutusalueella on mitattu 2000-luvun korkeimmat merialueen fosforipitoisuudet, jotka ovat kohonneet talvisin jopa yli 50 µg/l. Näkösyvyys on parantunut merialueella 1980-luvulta nykypäivään selvästi. Yli 4 m näkösyvyysvyöhyke on työntynyt lähemmäs rannikkoa.

Sinkkikuormituksen radikaali väheneminen näkyy veden **sinkkipitoisuuksien** alenemisena erityisesti 1980-luvulta 1990-luvulle tultaessa. Talvella mitatuista veden sinkkipitoisuuksista alle 5 µg/l alue on laajentunut 2000-luvulla entisestään, mutta purkualueiden tilanne on säilynyt 1990-luvun tasolla (15-50 µg/l). 2000-luvulla yli 5

µg/l sinkin keskiarvoja saatiin avovesiaikana vain aivan jätevesien purkualueiden lähiympäristössä (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Kuormituksen huomattava pieneneminen näkyy erityisesti likaisimpien sedimenttien ainepitoisuuksissa. **Sedimenttien metallipitoisuuksissa** on havaittu yleisesti, että sinkki-, arseeni-, kupari-, koboltti-, kromi-, nikkelpitoisuudet ovat laskeneet 1990-luvulla kaikilla tutkimuspisteillä (B, C, D, E, H ja U, kuva 2) 1970 ja -80-lukuihin verrattuna. Samalla alueiden väliset erot ovat pienentyneet arseenin ja kuparin suhteen, mutta erot ovat säilyneet koboltin, kromin ja nikkelin suhteen. Sen sijaan elohopeapitoisuudet ovat laskeneet ainoastaan H:lla, U:lla ja B:llä. Repskär (B) on pintasedimentin metallipitoisuuksien suhteen puhtain alue. Piste C:n pintasedimentissä oli 1990-luvun lopulla eniten sinkkiä, kobolttia ja nikkeliä, D:n arseenia ja elohopeaa, E:n kuparia ja kromia sekä H:n kadmiumia (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Merialue oli **rehevimmillään** 1990-luvun alussa, josta rehevyys on a-klorofyllipitoisuuksien perusteella vähentynyt puoleen. Jätevesikuormituksen vähenemisen myötä ravinne ja a-klorofyllipitoisuudet ovat nykyisin korkeimmat Kaustarinlahdella, joka on Kokkolan edustan rehevin alue (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

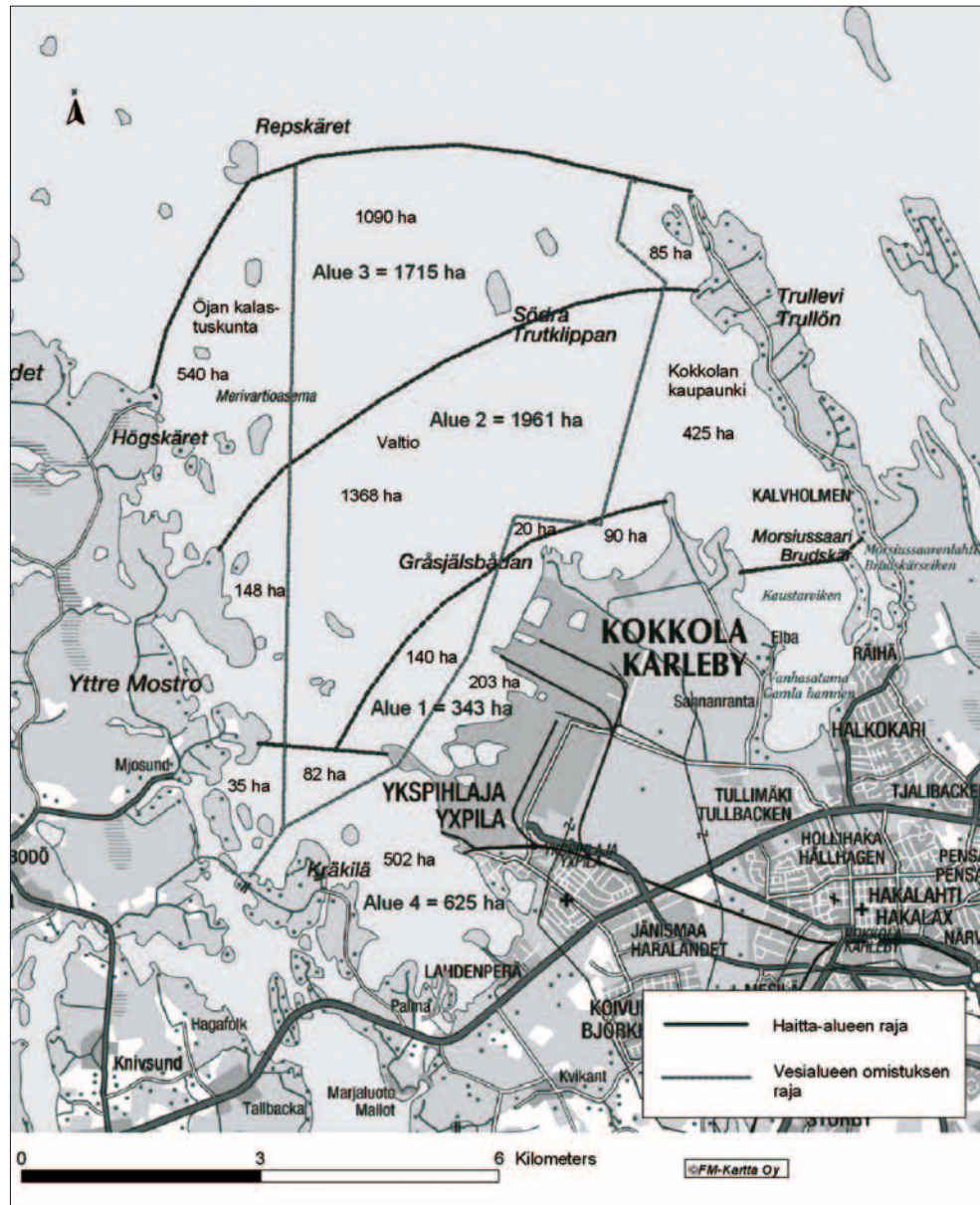
Kasviplanktontulokset osoittavat samansuuntaista kehitystä kuin vedenlaadun tarkailutulokset. Biomassat ovat pienentyneet erityisesti jätevedenpuhdistamojen läheisyydessä. Veden a-klorofyllipitoisuudessa tapahtuneet muutokset näkyvät myös vedessä vapaasti kelluvan kasviplanktonin lajisto- ja biomassamuutoksissa. Rehevällä Kaustarinlahdella kasviplanktonia on ollut yleensä eniten ja kasviplanktonseuranan uloimmalla pisteellä Perandössä yleensä vähiten. 2000-luvulla kasviplanktonin määrä on jonkin verran vähentynyt (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Taksonikoostumuksessa on suurta ajallista ja paikallista vaihtelua, eikä selviä trendejä suhteessa jätevesikuormitukseen voida havaita. Kokkolan edustalla rehevöityneille vesille ominaisten sinilevälajien osuudet ovat vähentyneet ja vähäravinteisuutta ilmentävät lajit vallitsevat merialueella (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Kokkolan edustalla lähes kaikkien metallien keskimääräiset pitoisuudet ovat laskeneet **kilkeissä** ja **kaloissa** viimeisten 25 vuoden aikana. 1980- ja 1990-luvuilla kalojen elohopea- ja kadmiumpitoisuudet ovat olleet kaikissa näytteissä selvästi alle käyttörajoituspitoisuuksien (Kalliolinna & Aaltonen 2004).

Tutkittavalle merialueelle tehtiin 1990-luvun lopun katselmustoimitusten yhteydessä **kalataloudellinen haitta-aluejaottelu**, jossa on neljä vahinkoaluetta (Seppälä 1999, Kuva 8). Ensimmäinen on jätevesien välitön purkualue, jossa on havaittu pohjaeläimistöissä jätevesien johtamisesta aiheutuvia tiheys- ja lajistomuutoksia. Sedimentin metallipitoisuuksien perusteella likaantumisasasteen suuntaus on laskeva, mutta alue on luokiteltu kalavesiluokituksen mukaan välttäväksi. Toinen vahinkoalue sijaitsee jätevesien purkualueen ulkopuolella, jossa jätevesien arvioidaan karkottavan kaloja ja heikentävän lisääntymistä. Kolmannen vahinkoalueen jätevesien vaikutusalue ulottuu Repskäriin asti. Rehevöitymisen lisääntyminen on ollut suhteellisesti suurinta, mutta jätevesien muut todetut haittavaikutukset ovat olleet vähäisempiä koko jätevesien vaikutusaluetta tarkasteltaessa. Varsinainen jätevesien vaikutus neljännen vahinkoalueen Ykspihlajanlahden pohjukkaan on vähäinen, mutta jätevedet estävät kalojen liikkumisen alueelle. Kalataloudelliset vahinkojen osuudet ovat jaoteltu alueiden välillä seuraavasti (Seppälä 1999):

- 1 Vaikutusalue 80 %
- 2 Vaikutusalue 40 %
- 3 Vaikutusalue 20 %
- 4 Vaikutusalue 10 %



Kuva 7. Kokkolan edustan merialueen kalataloudellinen haitta-aluejaottelu (Seppälä 1999).

Pohjaeläinaineistojen perusteella havaintopaikat (C, D, H) ovat lievästi likaantuneita, mutta tilanne näyttää parantuneen koko alueella. Tähän viittaa pohjaeläinten lajimäärän ja yksilöntiheyden kasvu (Kalliolinna, 2003). Ennen 1970-lukua tehtaiden edustalla oli kuollut alue, mistä pohjaeläimet puuttuivat kokonaan. Myöhemmin pohjaeläimistö on elpynyt vaativimpienkin lajien osalta. 1990-luvun alun pohjaeläinten kenttäkartoituksen perusteella pistekuormituksesta johtuvia inhibitiivisiä vaikutuksia on arvioitu esiintyvän purkupuutkien lähialueella (n. 1 km) ja rehevöittäviä vaikutuksia muutaman kilometrin etäisyydellä (Nyman 1993).

Likaantumista sietävien surviaissääskitoukkien esiintyminen Kokkolan edustan merialueella pohjaeläinkartoituksen perusteella keskittyi sataman lähialueille sekä Yksipihlajan- ja Kaustarinlahdelle. *Chironomus plumosus*-toukkien osuus pohjaeläinhavainnoista on pysynyt lähes samana 1990-luvun aikana, kun taas muiden *Chironomidae*-lajien osuus on laskenut (Vääränen & Nyman, 1999).

Nymanin (2005) laatiman Kokkolan edustan pohjaeläintarkkailujen yhteenvetoraportin johtopäätöksissä todetaan pohjaeläimistön rakenteessa olevan alueellisia

eroja, jotka eivät enää johdu nykyisistä jätevesipäästöistä. Nyman (2005) toteaa erojen johtuvan pääasiallisesti pohjan laadusta, joka vuorostaan on seurausta veden liikkeistä ja niistä johtuvista eroosio- ja sedimentaatio-olosuhteista. Alueen syvänteisiin huuhtoutuu hienojakoisia aineita laajoilta alueilta eikä alueellisia eroja juuri synny. Viimeaikaiset muutokset pohjaeläimistössä ovat todettavissa kaikilla havaintopaikoilla.

3 Aineisto ja menetelmät

Aineisto koostuu velvoitetarkkailuohjelman mukaisesti 27.05.-15.06.2005 kerätyistä sedimentti-, vesi- ja surviaissäskinäytteistä, joita otettiin yhteensä 16 yhteistarkkailun havaintopaikalta. Surviaissäskien epämuodostumat analysoitiin 6 paikalta, valobakteeritesti 16 paikalta ja sedimenttinäytteiden metallit (kokonais- ja liukoiset) 8 paikalta (Kuva 1 ja Liite 4).

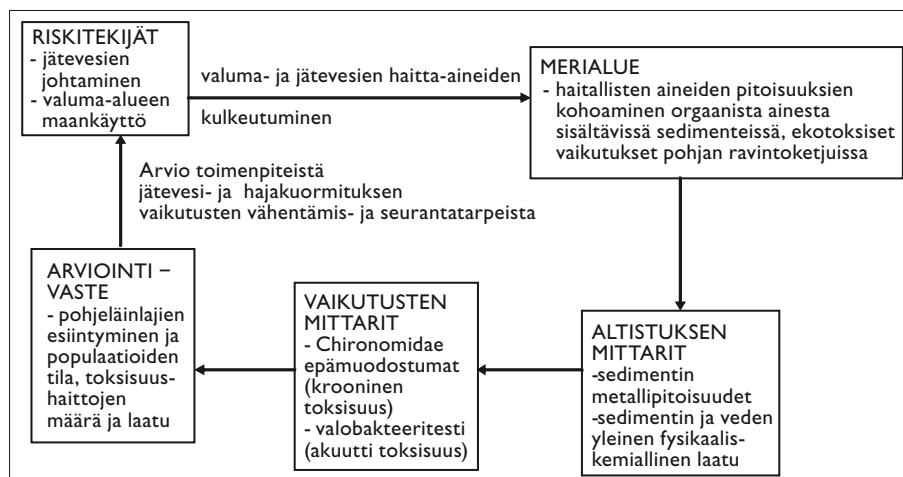
Tutkimuksessa sovellettiin ekologisen riskinarvioinnin menetelmiä (ERA). ERA:n keskeinen tavoite on arvioida millä todennäköisyydellä ihmistoiminnan aiheuttamat ympäristömuutokset aiheuttavat ekologisia vaurioita ja kuinka merkittäviä nämä vauriot ovat (Vuori ym. 2001). Tässä työssä tavoitteena oli toteuttaa kartoittava riskinarviointi yleiskuvan saamiseksi merialueen sedimenttien ekotoksisuudesta. ERA-menetelmä koostuu ongelman muotoilusta, analyysivaiheesta ja riskin luonnehdinnasta. Ongelman muotoilu määrittelee arvioinnin tavoitteet, laajuuden ja painopisteet. Analyysivaiheessa selvitetään missä määrin ekosysteemin eri osat altistuvat riskitekijöille ja millaisia vaikutuksia altistuksesta aiheutuu. Analyysivaiheessa laaditaan ns. *altistumis-* ja *vaikutusprofiilit*, jotka kuvaavat altistumisen ja vaikutusten määrää ja laatua. Riskin luonnehdinta auttaa selventämään kuinka vakavista riskistä on kyse.

3.1

Käsitteellinen malli ja tutkimushypoteesit

Riskinarvioinnin toteuttaminen ja tutkimusmenetelmien valinta aloitettiin ongelman muotoilulla, jossa huomioitiin olemassa oleva tieto merialueesta ja sen kuormituksesta. Tietojen perusteella laadittiin kuvassa 8 esitetty käsitteellinen malli. Arviointivasteena on Kokkolan edustan merialueen pohjaeläinpopulaatioiden tila ja niihin kohdistuvien toksisuushaittojen määrä ja laatu.

Kuva 8. Käsitteellinen malli Kokkolan edustan merialueen ekologisista riskeistä ja niiden arvioinnista.



Käsitteellisestä mallista johdettiin seuraavat täsmennetyt tutkimushypoteesit:
 H_0 : Sedimenttien toksisuudessa ei ole eroja Kokkolan edustan merialueella
 H_1 : Jätevesien välittömässä vaikutuspiirissä olevilla kohteilla sedimenttien toksisuus on suurempi kuin kauempana merialueella
 H_2 : Perhonjoen valumavesien vaikutuspiirissä sedimenttien toksisuus on suurempi kuin kauempana merialueella.

3.2

Altistumisen arviointi: sedimenttien metallimääritykset

Altistumisen arviointia varten mitattiin havaintopaikoilta U, B, C, D, E, H, J ja X (Kuva 1) otetuista sedimenttinäytteistä seuraavien metallien pitoisuudet: arseeni (As), elohopea (Hg), kadmium (Cd), kupari (Cu), sinkki (Zn), kromi (Cr), koboltti (Co), nikkeli (Ni) ja lyijy (Pb). Lisäksi näytteistä määritettiin kuiva-aine, hehkutushäviö sekä typpi- ja fosforipitoisuudet. Analyysit tehtiin Vaasan kaupungin ympäristölaboratoriossa, menetelmäluettelo on liitteenä 3. Merialueelle kohdistuvien muiden haitallisten aineiden (orgaaniset yhdisteet) määrästä ja laadusta ei ole tarkkailutuloksia.

Riski-arvion laadintaa varten laadimme *altistusprofiilin*, joka käytännössä tarkoittaa kahta asiaa: haitallisten aineiden pitoisuuksien vertaamista haitattomiksi arviointuihin pitoisuustasoihin sekä näyteasemien pitoisuustasoissa havaittujen erojen tarkastelua. Murtovesiympäristön sedimenteille ollaan vasta kehittämässä metallien laatumormeja. Paremman puutteessa jouduimmekin vertaamaan sedimentin metallipitoisuuksia saastuneiden maiden tavoite- ja raja-arvoihin, jotka on annettu Valtioneuvoston päätösehdotuksessa maa-alueiden ja sen maaperän saastuneisuuden selvittämisestä ja puhdistuksen tarpeesta (Seppänen 1998). Jos maaperän sisältämän haitallisen aineen pitoisuus ylittää **raja-arvon**, maaperää pidetään **saastuneena**. Jos maaperän sisältämän haitallisen aineen pitoisuus ylittää **tavoitearvon**, mutta on raja-arvoa pienempi, maaperää pidetään **mahdollisesti saastuneena**. Maaperää **ei pidetä saastuneena**, jos haitallisten aineiden pitoisuus on tavoitearvoa pienempi. Saastuneiden maiden ohjearvoihin vertaaminen ei toki välttämättä ole tieteellisesti perusteltua sedimenttiympäristössä, mutta tässä työssä vertailua käytettiin vain karkeana ja suuntaa-antavana.

3.3

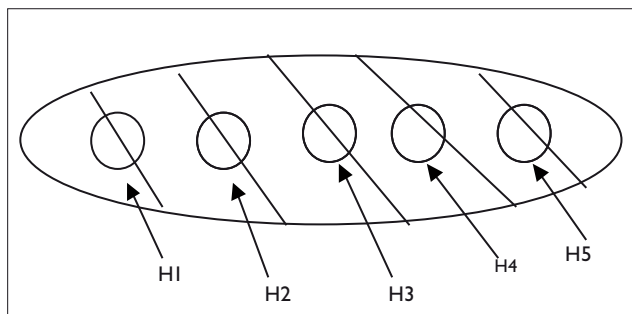
Vaikutusten arviointi: surviaissääski- ja valobakteerimenetelmät

Sedimenttien kroonisen toksisuuden arviointi perustui tarkkailualueen sedimenteistä kerättyjen surviaissääskien toukkien epämuodostumafrekvenssien analysointiin. Akuutin toksisuuden määrittämiseen käytettiin valobakteereilla tehtävää Flash-testiä. Seuraavassa kuvataan tarkemmin näiden menetelmien yksityiskohdat ja niiden soveltaminen tässä tutkimuksessa.

3.3.1

Surviaissääskien epämuodostumat

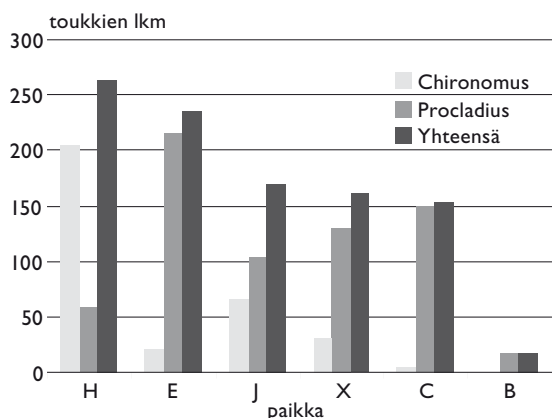
Surviaissääskinäytteitä otettiin jätevesien purkupaikkojen edustoilta (E, H, J), väli-vyöhykkeeltä (C, B) ja Perhonjokisuulta (X). Kutakin paikkaa edustamaan valittiin syvänealue, jonka sisältä valittiin satunnaisesti tutkimuslinjat. Vertailualueilta (L ja A) otetuissa näytteissä ei ollut (lukuisista yrityksistä huolimatta) lainkaan survi-



Kuva 9. Surviaissäskitoukkien näytteenoton linjamenetelmän periaate. Kuvassa on esimerkkinä asema H, josta otettiin viisi rinnakkaisnäytettä. Näistä jokaisesta kerättiin n. 50 toukkaa. Ellipsi kuvaa tutkittua syvänealuetta, yhtenäiset viivat aluksen kulkusuuntaa ja ympyröiden sisällä olevat katkoviivat pohjakelkkavetoja, joista rinnakkaisnäytteet (H1-H5) koostuivat.



Kuva 10. Pohjakelkkaa nostetaan alukseen.



Kuva 11. Chironomus- ja Procladius- sukujen toukkien kokonaisyksilömäärät ja niiden yhteenlaskettu yksilömäärä näyteasemittain.

aissäskiä, joten vertailussa joudutaan turvautumaan pelkästään kirjallisuustietoihin. Tutkimuslinjoihin perustuvan otannan periaatetta on havainnollistettu kuvassa 9.

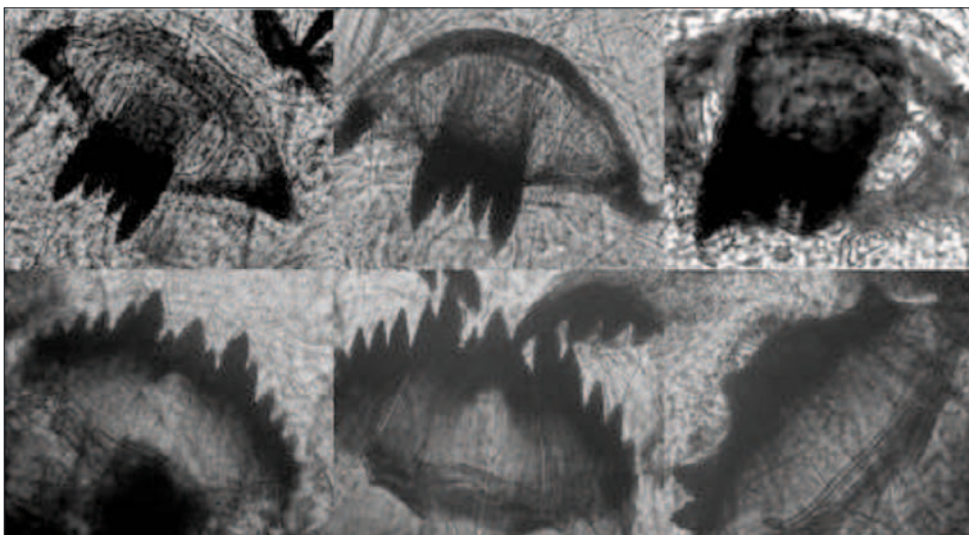
Linjoilta otettiin surviaissäskinäytteet pohjakelkalla (Kuva 10). Pohjakelkan käytöstä huolehti Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio. Pohjakelkkaveto toistettiin samalta linjalta koordinaattien ja GPS-laitteen avulla tarvittavan suuruisen näytteen saamiseksi. Näytteen vetojen määrä vaihteli 2-10 ja toukkien 3-70 välillä pohjan laadusta riippuen. Tavoitteena oli saada kultakin havaintopaikalta 5 rinnakkaisnäytettä, joista jokaisessa on 30-50 toukkaa eli yhteensä 150-250 yksilöä kultakin havaintopaikalta.

Alkuperäisenä tarkoituksena oli saada kaikilta näytepisteiltä kuhunkin rinnakkaisnäytteeseen n. 50 *Chironomus*-suvun toukkaa. Maastossa toukkia saatiin kuitenkin vaihteleva määrä ja laboratoriomääritykset osoittivat, että monilla näytepaikoilla lajisto koostui *Chironomus*-suvun lisäksi *Procladius*-suvusta sekä muista kuin em. suvuista. Epämuodostumien tutkiminen rajoitettiin em. sukuihin, koska niistä on käytettävissä runsaasti aiempaa tutkimustietoa. Toukkien määrällisestä tavoitteesta jäätin selvimmin paikan B osalta. Epämuodostumia tarkasteltiin yhteensä 1003 surviaissäskitoukasta. Yksilömäärien jakautuminen suvuittain ja näyteasemittain on esitetty liitteessä 2 ja kuvassa 11.

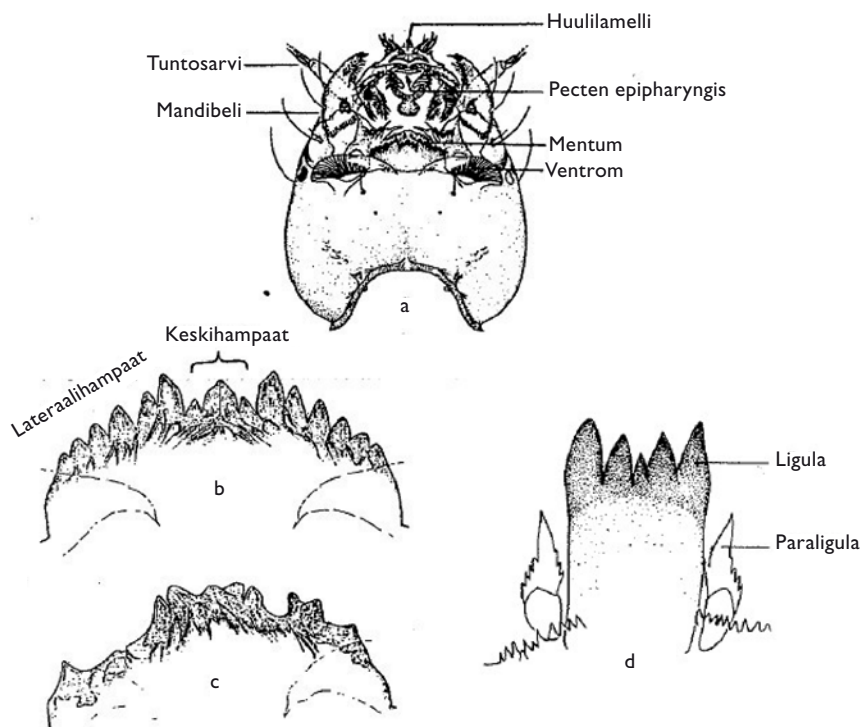
Toukat poimittiin joko vedosta saadusta näytteestä suoraan lasipurkkeihin 70 % etanoliin tai näyte otettiin pakasterasioihin kokonaan tuoreena talteen. Tuorenäytteestä poiminta tapahtui Oulun yliopiston biologian laitoksen laboratoriossa, jossa tehtiin surviaissäskien preparointi sekä taksonominen tunnistus ja epämuodostumien havaitseminen. Toukat käsiteltiin etanolisarjassa, jossa oli 75 %, 85 % ja 98 % etanolia. Seuraavaksi toukkien pääkapselit irrotettiin muusta ruumiista ja laitettiin objektilasilla olevaan euparal-pisaraan. Preparaattien teossa käytettiin apuna stereomikroskooppia. Pääkapseli aseteltiin lasille ventraalipuoli ylöspäin, jolloin pääkapselin alapuolella olevat suuosat saatiin näkyviin. Kuivuneita preparaatteja tarkasteltiin tutkimusmikroskoopilla, jolla saatiin epämuodostumat ja tarkemmat tunto-merkit esiin.

Selvimmät ja helpoimmin tulkittavissa olevat epämuodostumatyyppit tutkituilla suvuilla on havaittu suosissa pääkapselin alapinnalla sijaitseissa alaleuan osissa (Hämäläinen 1998). Tässä tutkimuksessa keskityttiin tutkimaan

Chironomus-suvulla epämuodostumia alaleuan tyvijaokkeesta, ns. mentumista, ja *Procladius*ksella alaleuan puruliuskasta, ns. ligulasta. Normaalin *Chironomus*-toukan mentumissa on 15 hammasta ja *Procladius*-toukan ligulassa viisi (Kuvat 12-13). Epämuodostuneilla toukilla suuosiin on joko syntynyt ylimääräisiä hampaita, niitä puuttuu tai ne ovat eri tavoin epämuodostuneita. Pahimmissa tapauksissa suuosa on täysin epämuodostunut eikä hammasrakenteita ole erotettavissa. Muutokset voivat tapahtua keskiahampaissa tai reunimmaisissa eli lateraalihampaissa.



Kuva 12. 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).



Kuva 13. Surviassääsken pääkapselin rakenne (yläkuva, pääkapseli altapäin) sekä epämuodostuneita rakenteita. Kuvassa a) *Chironominae*- alheimon toukan pääkapseli ventraali- eli vatsapuolelta. Kuvissa b) –ja c) *Chironomus plumosus*- toukan b) normaali mentum, c) epämuodostunut mentum, *Procladius*-suvun toukan d) normaali ligula. Kuvat a) ja d) Lindegaardin (1997) mukaan ja kuvat b)- ja c) Warwickin & Tisdalen (1988) mukaan.

Hämäläisen (1998) mukaan yksinkertainen epämuodostumaindeksi (deformity incidence, DI) on käyttökelpoinen indikaattori haitallisten aineiden vaikutuksille. Indeksiksi lasketaan kaavalla $DI=d/n$, missä d =epämuodostuneiden yksilöiden lukumäärä ja n = tutkittujen toukkien lukumäärä.

Epämuodostumia voivat aiheuttaa myös luontaiset stressitekijät. Siksi on tarpeen käyttää tausta-arvoina mahdollisimman vähän kuormitettujen vertailupaikkojen populaatioista havaittuja epämuodostumafrekvenssejä. Tarkkailututkimuksen vertailupaikalta L tai avomereltä A ei kuitenkaan saatu yhtään surviaissääskitoukkaa. Epämuodostumafrekvenssien tausta-arvona jouduttiin siksi käyttämään Burtin ym. (2003) kattavaa tutkimusta vähän kuormitettujen kanadalaisten järvien surviaissääskistä. Burt ym. (2003) tutkivat epämuodostumien tausta-arvojen saamiseksi 839 *Chironomus*- ja 1055 *Procladius*-toukkaa vähän kuormitetuista järvistä. Kaikissa surviaissääskisuvuissa oli suhteellisen alhaiset mentumin epämuodostumatasot. Koska saatavilla ei ollut Burtin (2003) artikkelin alkuperäisdataa, tässä tutkimuksessa käytettiin kyseisessä julkaisussa raportoitujen epämuodostumien tausta-arvojen keskiarvoa: *Chironomus*-suku (2,2 %), *Procladius*-suku (2,3 %) sekä molemmat suvut yhteensä (2,2 %).

Suomalaisissa pienissä lievähkösti hajakuormitetuissa järvissä on epämuodostumien tausta-arvoiksi saatu eri tutkimuksissa keskimäärin 2-5 % kaikki epämuodostumatyypit huomioiden (Honkanen 1999, Jyväsjärvi 2005), joten Burtin ym. (2003) ligula- ja mentum-arvoja suuremmista järvistä voidaan pitää käyttökelpoisena vertailuarvona tässä tutkimuksessa. Vertailussa tulee kuitenkin muistaa, että meriolosuhteilla voi olla vaikutusta toukkien fysiologiaan ja haitallisten aineiden toksisuuteen. Alueen saliniteetti on kuitenkin alhainen, tasolla 3 promillea, joten voidaan olettaa, että suolaisuus ei kovin suuresti vaikuta toukkien fysiologiaan. *Chironomus*-toukat sietävät jopa 10 promillen suolapitoisuuksia. Haitallisista aineista ainakin metallien toksisuuden on havaittu vähenevän suolapitoisuuden lisääntyessä (Bervoets ym. 1995). Näin ollen voisi olettaa, että toukkien herkkyys haitallisille aineille Kokkolan merialueella olisi samanlainen tai vähäisempi kuin järviolueilla.

Vaikutusprofiili laadittiin vertaamalla epämuodostumafrekvenssien tilastollisia jakaumia näyteasemakohtaisesti toisiinsa sekä tausta-arvoihin (Burt ym. 2003). Näyteasemien välisten erojen tilastollista merkitsevyyttä testattiin Kruskal-Wallis ja Mann-Whitneyn ei-parametrisillä testeillä (Sokal & Rohlf 1995).

3.3.2

Valobakteerimenetelmä

Akuutin toksisuuden mittausta (Flash-testi) varten otettiin sedimenttinäytteet putkintimella (Suomen standardisoimisliitto, 1992) pisteiltä A, B, C, D, E, H, I, J, K, L, P, R4, S, T, U ja X (Kuva 1). Flash-testi on menetelmä sameiden, värillisten ja kiinteiden näytteiden toksisuusmittauksiin *Vibrio fischeri* valobakteeria käyttäen (SFS-EN ISO 11348). *Vibrio fischeri*- valobakteerin entsymaattinen valontuotto on osa sen normaalia metaboliaa ja altistuessaan haitallisille aineille aineenvaihdunta häiriintyy ja bakteerin valontuotto pienenee tai jopa sammuu kokonaan. Mittaus tehtiin pakastetusta näytteestä Kokkolassa Länsi-Suomen ympäristökeskuksen (LSU) toimesta. Tunnettuun määrään näytettä lisättiin bakteeriliuosta ja mitattiin bakteerin valontuottokykyä. Testattavalle näytteelle määritettiin valontuoton inhibition EC_{50} ja EC_{20} . EC_{50} tarkoittaa pitoisuutta, joka estää 50 % valontuotosta ja vastaavasti EC_{20} tarkoittaa 20 % valontuoton estoa. Näyte on sitä myrkyllisempi, mitä pienempi sen EC -arvo on. Testin vertailumateriaalina (positiivinen kontrolli) käytetään öljysaastunutta maaperää.

Riskin luonnehdinta

Riskin luonnehdinta muodostuu riskiarvion laadinnasta ja ekologisen riskin luonteen ja merkityksen tarkemmasta kuvaamisesta (Vuori ym. 2001). Riskiarvio laaditaan vertaamalla ns. altistumis- ja vaikutusprofiileja näyteasemittain, mikä tässä työssä tarkoitti sedimenttien metallipitoisuuksien ja toukkien epämuodostumafrekvenssien välisten korrelaatioiden sekä tilastollisten jakaumien tarkastelua.

Ekologisen riskin kuvaaminen perustuu ns. weight of evidence –periaatteeseen, joka on kartoittavassa riskinarvioinnissa tavallisimmin käytetty lähestymistapa (Callow 1998). Periaatteen mukaisesti esitetään kaikki riskiarvioon liittyvä näyttö ja tarkastellaan kriittisesti tulosten tulkintaan liittyviä epävarmuustekijöitä, aineiston riittävyttä ja luotettavuutta sekä ekologisen haitallisuuden astetta.

4 Tulokset

4.1

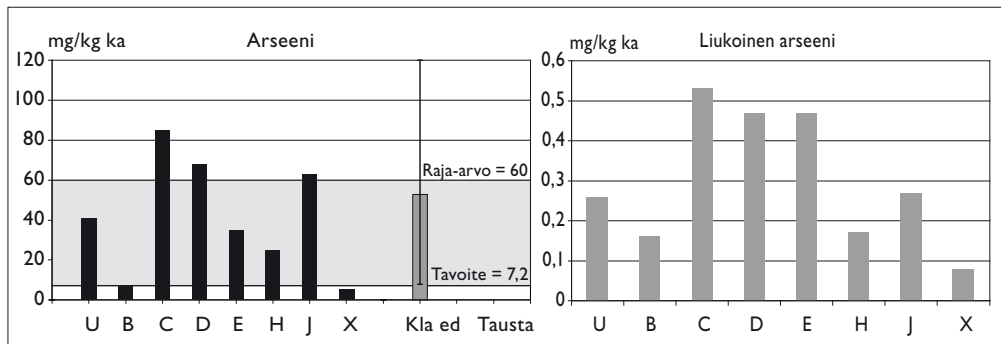
Altistumisen luonnehdinta: sedimenttien metallipitoisuudet

Tämän tutkimuksen yhteydessä otettujen sedimenttinäytteiden metallipitoisuudet esitetään taulukoissa 3 ja 4 ja niitä havainnollistetaan kuvissa 14 – 22.

Arseeni

Saastuneen maan kokonaisarsenin raja-arvo ylittyi Perandön (C) ja Ykspihlajanlahden pisteen D ja Kaustarinlahden (J) sedimentissä. Alle saastuneen maan tavoitearvon pitoisuudet olivat Repskärissä (B) ja Trullöfjärdenillä (X). Muiden pisteiden pitoisuudet olivat mahdollisesti saastuneen maan tasolla. Sedimentin arseenipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin aiemminkin Kokkolan edustalla.

Liukoisen arseenin pitoisuudet olivat erittäin pieniä. Kokonaisarsenitaso oli yli satakertainen liukoisiin verrattuna. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin Perandöstä (0,53 mg/kg ka), pisteeltä D ja Kemiran edustalta (E). Pienimmät pitoisuudet saatiin samoilta pisteiltä (X ja B) kuin kokonaispitoisuudetkin.



Kuva 14. Kokkolan edustan sedimentin kokonais- ja liukoiset arseenipitoisuudet vuonna 2005 (Kallioliina 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta, ei arseenille) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.

Taulukko 3. Kokkolan edustan sedimentin metallien kokonaispitoisuudet vuonna 2005 (Kallioliina 2006). Lihavoidut tulokset ovat alle määrittystarkkuuden. Taulukon luku puolet määrittysrajasta.

Piste	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
U	41	0,2	0,9	49	35	24	26	23	250
B	6,6	0,05	0,3	9,2	15	8,0	6,3	7,8	67
C	85	0,4	1,6	68	39	38	37	28	490
D	68	0,6	1,5	67	38	41	35	28	430
E	35	0,6	1,8	33	22	56	34	16	460
H	25	0,3	1,7	32	24	33	25	16	420
J	63	0,7	2,0	48	45	48	33	22	570
X	5,2	0,05	0,2	5,6	20	6,2	4,3	6,8	60
Kla ed	53	0,71	0,88	46	31	38	32	21	319
Tausta		0,039	0,33		43,6	31,6	24,9	29,5	115
Tavoitea.	7,2	0,139	0,233	50	50	22,8	23	25	44,5
Raja-arvo	60	5	10	200	500	400	300	300	700

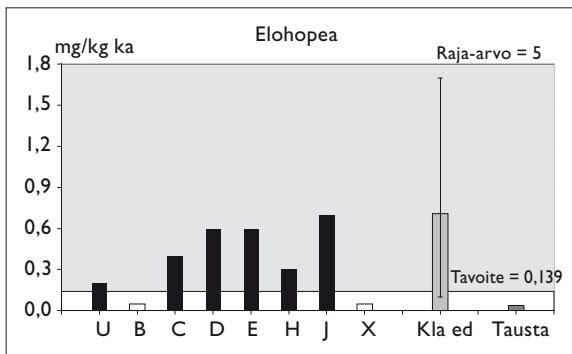
KI ed = Kokkolan edustan vuosien 1995 ja 1999 sedimenttinäytteiden metallipitoisuuksien keskiarvot (Kallioliina 1997 ja 2000).

Tausta = Suomen rannikko (Pyhämaa, Uusikaupunki) taustapitoisuudet (Rytönen ja Riipi 1997).

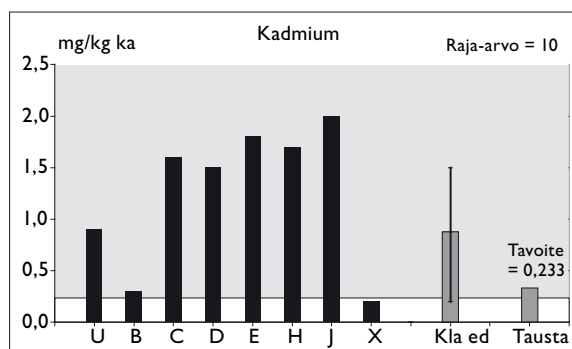
Tavoitea. ja Raja-arvo = Saastuneiden maiden tavoitearvot ja raja-arvot metalleille (Seppänen 1998).

Taulukko 4. Kokkolan edustan sedimentin liukoisten metallien pitoisuudet vuonna 2005 (Kallioliina 2006). Lihavoidut tulokset ovat alle määrittystarkkuuden. Taulukon luku puolet määrittysrajasta.

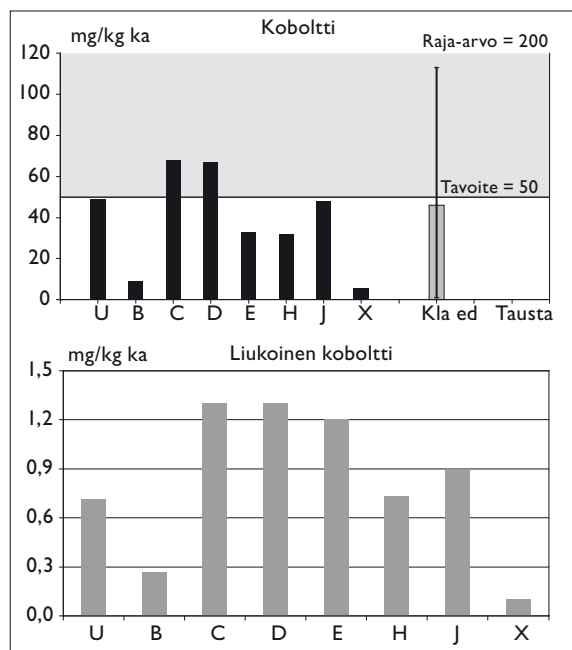
Piste	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	Mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
U	0,26	0,01	0,005	0,71	0,03	0,33	0,03	0,46	1
B	0,16	0,01	0,005	0,27	0,02	0,13	0,03	0,11	1
C	0,53	0,01	0,005	1,3	0,04	0,59	0,03	0,67	3
D	0,47	0,01	0,005	1,3	0,04	0,41	0,03	0,51	2
E	0,47	0,01	0,015	1,2	0,05	0,74	0,06	0,37	7
H	0,17	0,01	0,005	0,73	0,03	0,46	0,03	0,41	3
J	0,27	0,01	0,005	0,89	0,04	0,65	0,03	0,51	3
X	0,08	0,01	0,005	0,1	0,05	0,10	0,03	0,06	1



Kuva 15. Kokkolan edustan sedimentin kokonaiselohopeapitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo. Valkoinen pylväs tarkoittaa alle määrittystarkkuuden jäänyttä pitoisuutta; merkitty puolet määritysrajasta.



Kuva 16. Kokkolan edustan sedimentin kokonaiskadmiumpitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.



Elohopea

Sedimentin kokonaiselohopeapitoisuudet ylittivät useimmilla pisteillä saastuneen maan tavoitearvon, mutta jäivät selvästi alle raja-arvon. Korkeimmat elohopeapitoisuudet mitattiin Kaustarinlahdelta (J) ja Ykspihlajanlahden pisteiltä D ja E. Vain Repskärissä (B) ja Trullöfjärdenillä (X) elohopeapitoisuudet jäivät alle määrittystarkkuuden (0,1 mg/kg ka) ja ne olivat alle saastuneen maan tavoitearvon. Sedimentin elohopeapitoisuudet olivat samaa tasoa kuin aiemminkin Kokkolan edustalla.

Liukoisen elohopean pitoisuudet olivat kaikki alle määrittystarkkuuden (0,01 mg/kg ka) Kokkolan edustalla.

Kadmium

Saastuneen maan kokonaiskadmiumpitoisuuden tavoitetaso ylittyi kaikkien muiden pisteiden sedimentissä paitsi Trullöfjärdenillä (X). Repskärissä (B) tavoitetaso ylittyi hieman. Korkeimmat kadmiumpitoisuudet mitattiin Kaustarinlahdelta (J) ja Ykspihlajanlahden pisteiden (E, H, C ja D) pitoisuudet olivat melko lähellä pisteen J tasoa. Sedimentin kadmiumtaso oli kaikilla näillä viidellä pisteellä korkeampi kuin vuosina 1995 ja 1999 mitatut Kokkolan pitoisuudet.

Liukoisen kadmiumin pitoisuudet olivat alle määrittystarkkuuden (0,005 mg/kg ka) Kokkolan edustalla lukuun ottamatta Kemiran edustan pistettä (E 0,015 mg/kg ka). Sen kokonaiskadmiumpitoisuus oli yli satokertainen liukoiseen verrattuna.

Koboltti

Perandön (C) ja Ykspihlajanlahden pisteen D sedimentin kokonaiskobolttipitoisuudet olivat yli saastuneen maan tavoitearvon. Trullöfjärdeniniltä (X) ja Repskäristä (B) mitattiin pienimmät pitoisuudet. Sedimentin kobolttitaso oli samaa tasoa kuin aikaisemmissa tutkimuksissa Kokkolan edustalta.

Liukoisen kobolttin pitoisuudet olivat erittäin pieniä. Kokonaiskobolttitaso oli keskimäärin viisikymmenkertainen liukoisiin verrattuna. Korkeimmat liukoiset pitoisuudet mitattiin Perandöstä (C) ja Ykspihlajanlahden pisteiltä D sekä E. Pienimmät pitoisuudet saatiin samoilta pisteiltä (X ja B) kuin kokonaispitoisuudetkin.

Kuva 17. Kokkolan edustan sedimentin kokonais- ja liukoiset kobolttipitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta, ei koboltille) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.

Kromi

Kokkolan edustan sedimentin kokonaiskromipitoisuudet jäivät kaikki alle saastuneen maan tavoitearvon. Korkein pitoisuus mitattiin Kaustarinlahden (J) sedimentistä. Repskäristä (B) ja Trullöfjärdeniltä (X) mitattiin pienimmät pitoisuudet. Sedimentin kromitaso oli samaa tasoa kuin aikaisemmissa tutkimuksissa Kokkolan edustalta.

Liukoisen kromin pitoisuudet olivat erittäin pieniä. Kokonaiskromitaso oli keskimäärin lähes tuhatkertainen liukoisiin verrattuna. Korkeimmat liukoiset pitoisuudet mitattiin Trullöfjärdeniltä (X) sekä Kemiran edustalta (E) ja pienin Repskäristä (B).

Kupari

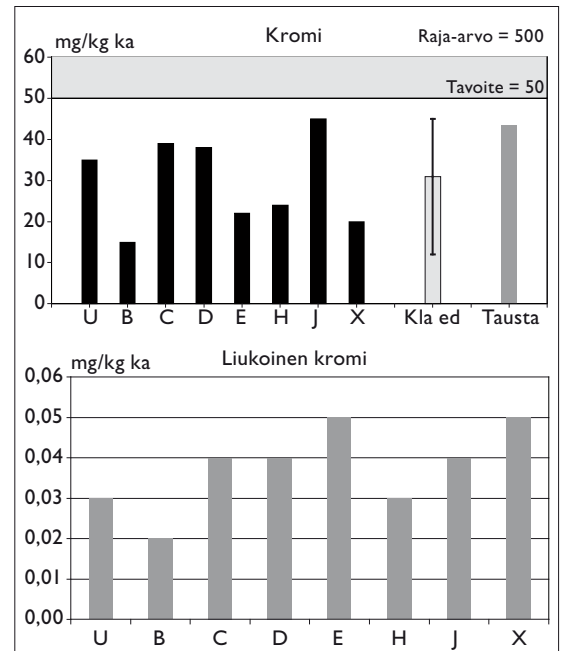
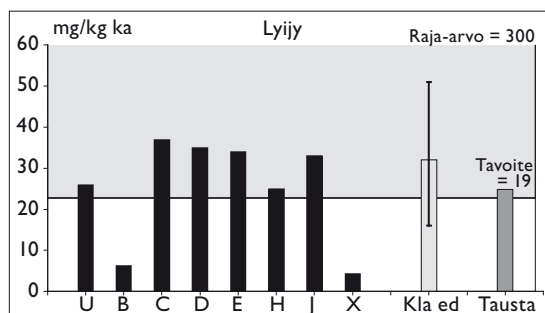
Kokkolan edustan sedimentin kokonaiskuparipitoisuudet ylittivät saastuneen maan tavoitearvon kaikilla muilla pisteillä paitsi Repskärissä (B) ja Trullöfjärdenillä (X). Pitoisuudet jäivät kaikilla pisteillä selvästi alle saastuneen maan raja-arvon. Korkeimmat pitoisuudet saatiin Kemiran edustalta (E) ja Kaustarinlahdelta (J). Sedimentin kuparitaso oli samaa tasoa kuin aikaisemmissa tutkimuksissa Kokkolan edustalla.

Liukoisen kuparin pitoisuudet olivat erittäin pieniä. Kokonaiskuparitaso oli keskimäärin lähes satakertainen liukoisiin verrattuna. Korkeimmat liukoiset pitoisuudet mitattiin Kemiran edustalta (E) sekä Kaustarinlahdelta (J) ja pienimmät Trullöfjärdeniltä (X) ja Repskäristä (B).

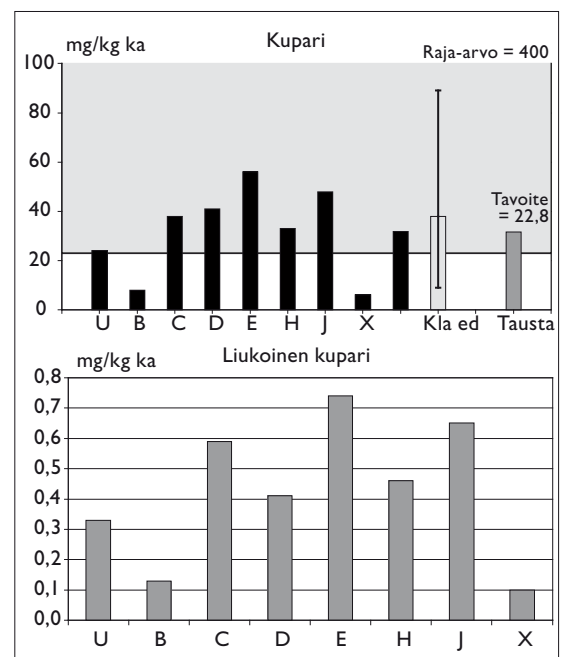
Lyijy

Sedimentin kokonaislyijypitoisuudet ylittivät saastuneen maan tavoitearvon Trullöfjärdeniä (X) ja Repskäriä (B) lukuun ottamatta. Näillä kahdella pisteellä pitoisuudet olivat pienempiä kuin puhtaan alueen taustapitoisuus ja Kokkolan vuosien 1995 ja 1999 pitoisuudet. Kaikilla muilla pisteillä lyijytaso oli entisellä Kokkolan edustan tasolla, mutta kuitenkin huomattavasti alle saastuneen maan raja-arvon. Korkeimmat pitoisuudet olivat lähes samaa tasoa Perandössä (C), Ykspihlajalahden pisteillä D ja E sekä Kaustarinlahdelta (J).

Liukoisen lyijyn pitoisuudet olivat alle määrittystarkkuuden (0,03 mg/kg ka) Kokkolan edustalla lukuun ottamatta Kemiran edustan pistettä (E 0,06 mg/kg ka).

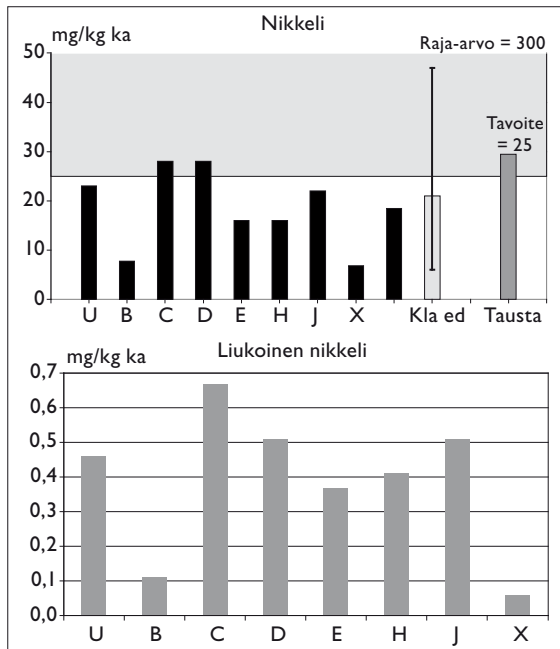


Kuva 18. Kokkolan edustan sedimentin kokonais- ja liukoiset kromipitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.

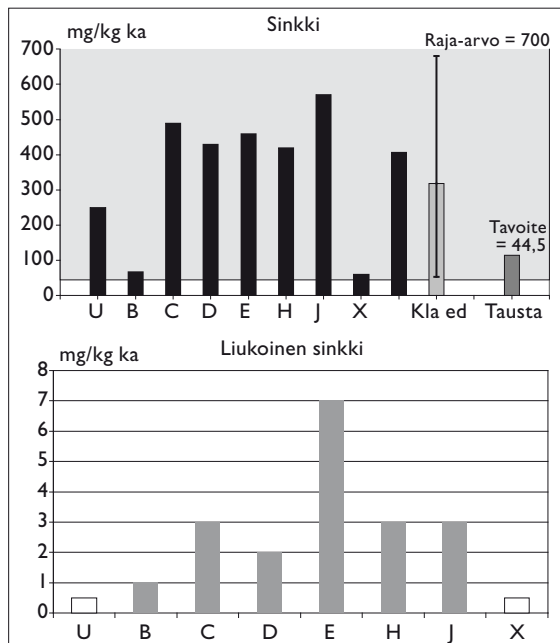


Kuva 19. Kokkolan edustan sedimentin kokonais- ja liukoiset kuparipitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.

Kuva 20. Kokkolan edustan sedimentin kokonaislyijypitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.



Kuva 21. Kokkolan edustan sedimentin kokonais- ja liukoiset nikkelpitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.



Kuva 22. Kokkolan edustan sedimentin kokonais- ja liukoiset sinkkipitoisuudet vuonna 2005 (Kalliolinna 2006). Kokonaismetallikuvassa lisäksi Kokkolan edustan (Kla ed) keskiarvopitoisuus ja vaihteluväli vuosina 1995 ja 1999, puhtaan alueen pitoisuus (tausta) sekä saastuneen maan tavoitearvo ja raja-arvo.

Nikkeli

Sedimentin kokonaisnikkelpitoisuudet olivat pieniä ja ne olivat alle saastuneen maan tavoitearvon kaikilla muilla pisteillä paitsi Perandössä (C) ja Ykspihlajalahden pisteellä D, joilla tavoitetaso ylittyi niukasti. Nikkelpitoisuudet vaihtelivat Kokkolan vuosien 1995 ja 1999 pitoisuusrajoissa. Pienimmät pitoisuudet mitattiin Trullöfjärdeniltä (X) ja Repskäristä (B).

Liukoisen nikkelin pitoisuudet olivat erittäin pieniä. Kokonaisnikkelitaso oli keskimäärin lähes viisikymmenkertainen liukoisiin verrattuna. Korkein pitoisuus mitattiin Perandöstä (C) ja pienimmät Trullöfjärdeniltä (X) sekä Repskäristä (B).

Sinkki

Kokkolan edustan sedimentin kokonaissinkkipitoisuudet ylittivät saastuneen maan tavoitearvon kaikilla pisteillä. Korkeimmat pitoisuudet saatiin Kaustarinlahdelta (J) ja Perandöstä (C). Puhtaan sedimentin taustapitoisuus ylittyi muilla pisteillä paitsi Trullöfjärdenillä (X) ja Repskärissä (B). Sedimentin sinkkitaso oli samaa tasoa kuin aikaisemmissa tutkimuksissa Kokkolan edustalla.

Liukoisen sinkin pitoisuudet olivat erittäin pieniä ja Rummelgrundin (U) sekä Trullöfjärdenin (X) pitoisuudet olivat alle määritystarkkuuden (1 mg/kg ka). Kemiran edustan (E) pitoisuus oli muita selvästi korkeampi. Sen kokonaissinkkipitoisuus oli lähes seitsemänkymmenkertainen liukoiseen verrattuna.

Altistumisprofiilina esitetään taulukossa 4 sedimenttitulosten yhteenveto. Taulukosta havaitaan, että näyteasemista J:llä on eniten ja D:llä ja E:llä seuraavaksi eniten kohonneista metallipitoisuuksista johtuvia ongelmia. Saastuneen maan raja-arvot ylittyivät vain arsenin osalta asemilla C, D ja J. Vain sinkin, kadmiumin ja elohopean pitoisuudet ovat voimakkaasti koholla verrattuna puhtaiden alueiden taustapitoisuuksiin.

Taulukko 5. 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	Tavoitetason 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)

4.2

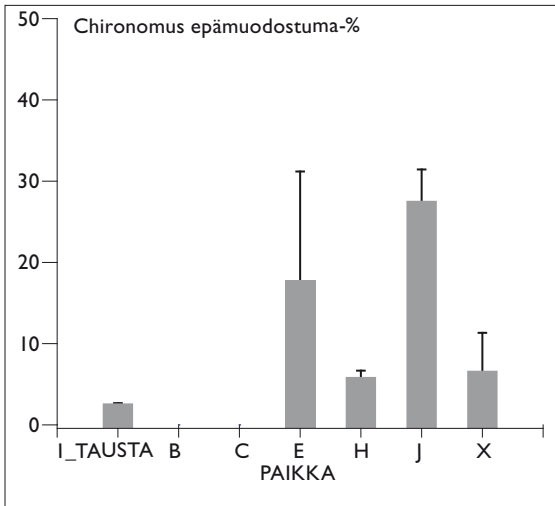
Vaikutusten luonnehdinta

Surviaissääskien epämuodostumat

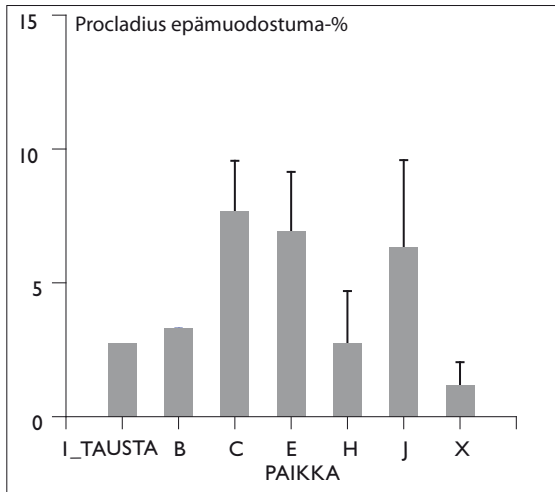
Surviaissääsken toukkanäytteitä saatiin havaintopisteiltä H, E, J ja X viidestä, pisteeltä C kolmesta sekä pisteeltä B kahdesta eri rinnakkaisnäytteestä (Liite 2, kuva 11). Pohjan laatu rajoitti näytteenottoa paikoitellen, sillä surviaissääsken toukat elävät pehmeillä pohjilla. Havaintopaikkojen pohjan laadussa saattoi olla myös sisäistä vaihtelua, joka vaikutti surviaissääskien yksilömäärään. Lopulliset havaintopaikat ratkaistiin kentällä näytteenoton edetessä pohjan koostumuksen ja toukkien esiintymisen mukaan. Perhontojen edustan (X) pistettä siirrettiin kauemmaksi joen suulta, josta ei tullut lainkaan toukkia, (Kuva 1). Väliwyöhykkeen pisteillä (B ja C) oli vähäinen surviaissääskitiheys.

Kaikilta näytteenottopaikoilta *Procladius*-suvusta (677) oli yhteensä enemmän havaintoja kuin *Chironomus*-suvusta (326) (Kuva 11, Liite 2). Joillain asemilla ei saatu lainkaan *Chironomus*-toukkia. Kaikista näytteistä E:llä oli yhteensä eniten *Procladius*-toukkia ja H:lla taas *Chironomus*-toukkia. Molemmista taas oli toista sukua huomattavasti vähemmän (Kuva 11, Liite 2).

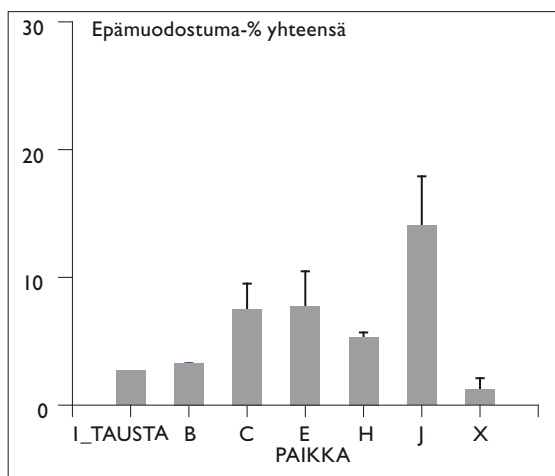
Epämuodostumia havaittiin yhteensä 72 toukassa. Toukkien yleisin epämuodostuma oli hampaan puutos: *Chironomus*-suvun mentumin lateraalihampaan ja *Procladius*-suvun ligulan sivu- tai keskihampaan puutos. *Chironomus*-suvulla epämuodostumista yleisin oli yhden tai useamman lateraalihampaan puutos, mutta myös muutamia vakavampina pidettyjä keskihampaan muutoksia havaittiin kolmessa toukassa (Liite 2). Burtin ym. (2003) mukaan puhtaammilla alueilla juuri lateraalihampaan puutos on *Chironomus*-toukkien vallitseva epämuodostumatyyppi. Saastuneilla alueilla mentumin keskihampaan puutos yleistyy. Myös Hämäläinen (1998) esitti, että vakavimmat toksisuusvaikutukset ilmenisivät keskihampaan puutoksena, erityisesti ns. Köhnin gapin muodossa (hammasrivistön syvä aukko keskellä). Näitä keskihampaiden muutoksia aineistossa tavattiin vain Outokummun (H), Kemiran (E) ja Suntin (J) alueilla, joissa metallipitoisuudetkin olivat korkeimmillaan. Kaikkiaan 40 %:lla epämuodostuneista *Chironomus*-toukista tavattiin keskihampaiden epämuodostuma, joista viidellä toukalla oli täysin epämuodostuneet hampaat (Liite 2).



Kuva 23. Chironomus -suvun epämuodostumafrekvenssien keskiarvot (\pm S.D.) näyteasemittain sekä vertailu tausta-arvoihin (Burt ym. 2003).



Kuva 24. Procladius -suvun epämuodostumafrekvenssien keskiarvot (\pm S.D.) näyteasemittain sekä vertailu tausta-arvoihin (Burt ym. 2003).



Kuva 25. Surviaissääskien (Chironomus + Procladius) yhteenlasketut epämuodostumafrekvenssit näyteasemittain sekä vertailu tausta-arvoon (Burt ym. 2003).

Yleisin epämuodostuma *Procladius*-suvun ligulassa oli keskihampaan puutos (Burt ym., 2003). *Procladius*-suvun toukista ainoastaan yhdellä oli kolme ylimääräistä hammasta ja neljällä oli yhteen kasvaneita hampaita.

Alueiden välillä ja sisällä oli verrattain suurta vaihtelua epämuodostumafrekvensseissä (Liite 2, Kuvat 23-25). Epämuodostumat olivat yleisempiä *Chironomus*-toukilla (38/ 326) kuin *Procladius*-toukilla (34/ 677). Keskiarvoja tarkasteltaessa korkeimmat epämuodostuma-arvot havaittiin *Chironomus*-toukkien osalta asemilla J (27,6 %) ja E (18,2 %) (Kuva 23). *Procladius*-toukkien epämuodostumafrekvensseissä oli vähemmän vaihtelua asemien välillä (Kuva 24). Korkeimmillaan *Procladius*-suvun epämuodostumat olivat asemilla C (8,2 %), J (6,3 %) ja E (5,5 %). Yhteenlaskettu epämuodostumafrekvenssi oli korkein asemalla J (14,0 %) (Kuva 25).

Asemien väliset erot olivat tilastollisesti lähes merkitseviä sekä yhteenlaskettujen että suvulle erikseen laskettujen epämuodostumafrekvenssien osalta (Kruskal-Wallis-testi, $H > 11$, $p < 0,05$). Tilastollisesti merkitsevimmät erot havaittiin asemien X ja H epämuodostumista verrattuna asemaan J. Asemilla X ja H yhteenlasketut (*Chironomus*+*Procladius*) epämuodostumafrekvenssit olivat tilastollisesti merkitsevästi alhaisempia kuin asemalla J (Mann-Whitney-testi, $p < 0,03$). Aseman H *Chironomus*-epämuodostumafrekvenssi oli tilastollisesti merkitsevästi alhaisempi kuin aseman J frekvenssi (Mann-Whitney-testi, $p = 0,009$).

Korkein yksittäinen epämuodostumafrekvenssi havaittiin aseman E ensimmäisessä rinnakkaisnäytteessä (E1) *Chironomus*-toukilla (42,9 %, kolme toukkaa seitsemästä). Myös E4:n frekvenssi oli korkea, 30 %. Aseman keskiarvo jäi kuitenkin alhaiseksi, koska kahdella näytelinjalla epämuodostuneita ei havaittu lainkaan. Toukkien yksilömäärät ovat kuitenkin hyvin pieniä (Liite 2). Vastaava ilmiö on havaittavissa asemalla X: kahden rinnakkaisnäytteen epämuodostumafrekvenssi oli korkeahko (17 %, 1 toukkaa kuudesta), mutta kolmella muulla linjalla ei epämuodostuneita toukkia tavattu lainkaan. Yksilömäärät tälläkin asemalla jäivät alhaisiksi (Liite 2). Asemalla J epämuodostuneiden toukkien osuus oli tasaisimmin jakautunut etenkin *Chironomus*-toukkien osalta. Niiden epämuodostumat vaihtelivat rinnakkaisten välillä 38-20 %. J1:llä havaittiin myös suurin molemmat suvut huomioiva epämuodostumafrekvenssi (26,7 %). J1:llä oli enemmän *Chironomus*- kuin *Procladius*-sukua. Viime mainituilla epämuodostumafrekvenssit vaihtelivat välillä 0-14%, mikä laskee yhteenlaskettujen epämuodostumafrekvenssien arvoja (Liite 2).

Surviaissääskien yhteenlaskettu keskimääräinen epämuodostumafrekvenssi korreloi tilastollisesti merkitsevästi tai lähes merkitsevästi lyijy-, elohopea- ja kromipitoisuuksien kanssa ($r>0.86$, $p<0.024$). *Procladius*-epämuodostumat korreloivat tilastollisesti merkitsevästi arseeni-, koboltti-, nikkeli- ja lyijypitoisuuksien kanssa ($r>0,9$, $p<0.03$). *Chironomus* –toukilla ei vastaavaa korrelaatiota havaittu.

Tulosten perusteella alkuperäisistä hypoteeseista hylättiin nollahypoteesi (H_0 : Sedimenttien toksisuudessa ei ole eroja Kokkolan edustan merialueella). Testitulosten perusteella myös vaihtoehtoinen hypoteesi H_1 (jätevesien välittömässä vaikutuspiirissä olevilla kohteilla sedimenttien toksisuus on suurempi kuin kauempana merialueella) voitaisiin pelkän laskennallisen keskiarvotarkastelun perusteella hylätä. Vastaavasti myös toinen vaihtoehtoinen hypoteesi H_2 (Perhonjoen valumavesien vaikutuspiirissä sedimenttien toksisuus on suurempi kuin kauempana merialueella) voitaisiin pelkän tilastollisen merkitsevyyden perusteella hylätä. Vaikutusprofiilin laadinnassa on kuitenkin huomioitava suuri hajonta rinnakkaisnäytteiden välillä ja se tosiasia, että epämuodostumia esiintyi korkeina tasoina joissakin rinnakkaisnäytteissä.

Havaittuja epämuodostumia verrattiin muihin saastuneiden syvänealueiden surviaissääskitutkimuksiin (Taulukko 6). *Chironomus*-toukilla epämuodostumat ovat näissä tutkimuksissa vaihdelleet tasolla 14-46 % ja *Procladius*-toukilla tasolla 3-15 %. Kokkolan merialueen surviaissääskipopulaatioissa morfologisten vaurioiden taso edustaa siten korkeimmillaan selkeästi saastuneiden alueiden vauriotasoa, mutta vaihtelu on suurempaa ja keskimääräiset vauriotasot jäävät verrattain alhaisiksi. Poikkeuksen muodostavat lähinnä asemat J ja E, joilla vaurioituneiden *Chironomus*-toukkien keskimääräinenkin osuus oli melko suuri verrattuna taulukossa 5 listattuihin tutkimuksiin. Havaitut maksimifrekvenssit asemilla E (E1: 43 %; $n=7$) ja J (J2: 37,5 %; $n=8$) ovat lähellä korkeimpia vauriotasoa joita on mitattu kemianteollisuuden saastuttamissa sedimenteissä (Diggins & Stewart 1998, Honkanen 1999).

Suurimmat keskimääräiset *Procladius*-suvun epämuodostumien frekvenssit asemilla C (8,2 %; $n=151$), J (6,3 %; $n=104$) ja E (5,5 %; $n=215$) edustivat muihin tutkimuksiin verrattuna kohtalaisen korkeita vauriotasoa ja niiden maksimi-arvot (10,5; 14,3 ja 11,4 %) ovat samalla tasolla kuin korkeimmat vauriotasot petrokemian teollisuuden saastuttamissa sedimenteissä (Dermott 1991, Warwick 1991).

Taulukko 6. Saastuneiden vesistöjen *Chironomus*- ja *Procladius*-toukkien epämuodostumafrekvenssejä eri tutkimuksissa.

Epämuodostumafrekvenssit	Tutkimuksen kuormitustekijä ja viite
<p><i>Chironomus</i> (mentum): tämä tutkimus ($n=326$): keskiarvo 9,7 % ja vaihteluväli 0 - 43 % 19,1 % ($n=67$) 24,1 - 41,7 % ($n=84-145$) 20-37,7 % ($n=5-61$) 20-30,27 % ($n=69-100$) 45,8 % ($n=24$) 26 % ($n=57$) 14 % ($n=32$)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - maksimiepämuodostumafrekvenssi havaintoalueen E näytteessä E1 ($n=7$) - paperiteollisuus ym. pistekuormitus (Jyväsjärvi 2005) - metsä- ja kemianteollisuus (Honkanen 1999) - patteriteollisuus (Janssens de Bisthoven, 1998) - sinkkiä ja kadmiumia sisältävä teollisuusjätevesi (Janssens de Bisthoven 1998) - mm. kemikaalituotanto, öljynpuhdistus (Diggins & Stewart 1998) - lyijy- ja kuparipitoinen sedimentti- (Janssens de Bisthoven 1992) PAH-yhdisteet (Dickman ym. 1992)
<p><i>Procladius</i> (ligula): tämä tutkimus ($n=677$): keskiarvo 4,6 % ja vaihteluväli 0 - 14 % 12,28 % ($n=7$) 3,85-6,14 % ($n=2-24$) 14,5 % ($n=28$) 2,9 % ($n=21$)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - maksimiepämuodostumafrekvenssi havaintoalueen J näytteessä J1 ($n=7$) - uraanijalostamon, veneliikenteen ja kaupungin saastuttama satama-alue (Warwick 1991) - teollisuus (Warwick 1985) - petrokemiallinen teollisuus (Dermott 1991) - paperiteollisuus ym. pistekuormitus (Jyväsjärvi 2005)

Eräs mahdollinen syy aineiston rinnakkaisnäytteiden suureen vaihteluun on runsaammin orgaanista ainesta sisältävien sedimenttien laikuttaisuus tutkituilla havaintoalueilla. Sekä metallien että orgaanisten yhdisteiden kohonnut pitoisuus sedimenteissä ovat suurimmillaan orgaanisen aineksen kasauma-alueilla, jotka voivat virtausoloista ja pohjan muodoista riippuen olla hyvinkin pienialaisia laikkuja.

Valobakteeritesti

Vibrio fischeri-bakteerin Flash-toksisuustestit antoivat tulokseksi "ei toksinen" kaikilla muilla näyteasemilla paitsi Suntin vaikutusalueella sijaitsevalla J:llä, jonka EC₂₀-arvoksi reaktioajalla 30 sekuntia saatiin 1 % tuoretta näytettä. EC50-arvoa ei voitu määrittää. Pidemmällä reaktioajalla (30 minuuttia) myös aseman J testitulokseksi saatiin kuitenkin "ei toksinen". Akuuttia toksisuutta voidaan siten pitää verrattain alhaisena.

Taulukossa 7 on esitetty näytteiden toksisuustestit, pH-tasot ja hehkutusjäännös eri pisteiltä. Purkuputkien läheisyydestä (E, H) ja Perhonjoen vaikutusalueelta (X) saatiin odotettua parempia tuloksia.

Taulukkoon 8 on koottu vaikutusprofiilina yhteenveto surviaissääkituskimusten ja valobakteeritestien tuloksista. Tarkastelun perusteella voidaan todeta, että Kokkolan edustalla pohjaeläinyhteisöihin kohdistuu merkittävää kroonisen toksisuuden haittaa selvimmin näyteaseman J alueella. Myös E:n, X:n ja C:n osalta on aiheutta epäillä paikallisia haittoja, vaikkakin taso on yleisesti ottaen alhaisempi kuin J:llä.

Näytteistä saatujen yksilöiden pieni määrä ja epätasainen jakautuminen näyteasemien ja tutkittujen sukujen välille heikentävät tulosten luotettavuutta ja kykyä havaita tilastollisesti merkitseviä eroja.

Taulukko 7. *Vibrio fischeri*-bakteerin Flash-toksisuustestin tulokset näyteasemittain.

Havaintopaikka	Näytteen-ot-topvm/syvyys	pH testissä	Tulos ei toksinen	toksinen	Hehkutusjäännös mg/g
A	6.6.05/26,4 m	7,1	X		990
R4	14.6.05/10,2m	6,7	X	X(30 sek)	940
P	14.6.05/3,3m	6,4	X		940
L	31.5.05/6,8m	6,6	X		910
B	6.6.05/18,8 m	6,7	X		990
D	14.6.05/15,5m	6,7	X		920
U	6.6.05/22,0m	6,9	X		890
C	14.6.05/18,1 m	6,8	X		910
E	14.6.05/16,1m	6,7	X		960
H	14.6.05/11,0m	6,7	X		950
J	14.6.05/4,8m	6,8	X(30 min)		940
X	15.6.05/5,0m	6,7	X		900
I	15.6.05/5,0 m	6,6	X		990
T	15.6.05/9,7m	6,6	X		995
K	15.6.05/9,0m	6,7	X		990
S	15.6.05/10,3m	6,7	X		990

Taulukko 8. Kokkolan edustan merialueen vaikutusprofiili: yhteenveto näyteasemilla havaituista toksisuusvaikutuksista ja vauriotason luonnehdinta verrattuna tausta-

arvoihin ja muihin saastuneiden sedimenttien tutkimuksiin. Luonnehdinta perustuu epämuodostumien keskiarvoon ja niiden maksimiarvoon tutkimuskohteissa sekä vakavien epämuodostumatyyppien esiintymiseen (*Chironomus*, katso teksti s. 28-29).

Menetelmä	Näyteasemilla havaittu toksisuusvaikutus ja sen vaihteluväli (epämuodostuma-%)	Vauriotaso verrattuna tausta-arvoihin ja muihin saastuneiden sedimenttien tutkimuksiin
Valobakteeritesti	J (reaktioaika 30 s)	alhainen
Surviaissääskien epämuodostumat		
Chironomus	J (20-38%), E (0-43%), X (0-17%), H (4-8%), vakavat vauriot: J, E	J: korkea, E: kohtalainen-korkea, X: kohtalainen, H: lievä
Procladius	C (6-11%), J (0-14%), E (0-11%), H (0-7%), X (0-3%)	C: kohtalainen-korkea, J: kohtalainen-korkea, E:kohtalainen-korkea, H:lievä
Yhteensä	J (8-27%), E (3-17%), C (6-11%), H (5-7%), X (0-6%), B (0-7%)	

4.3

Riskiarvio ja ekologisten riskien luonnehdinta

Altistumis- ja vaikutusprofiilien yhteistarkastelun perusteella laadittiin riskiarvio näyteasemittain (Taulukko 9). Riskiarviota tehtäessä noudatettiin seuraavia kriteereitä:

Altistumisen taso:

- alhainen: pitoisuudet alle tausta-arvojen ja/ tai tavoitearvojen
- kohtalainen: pitoisuudet lievästi kohonneet
- korkea: pitoisuudet voimakkaasti koholla

Vaikutusten taso:

- alhainen: ei havaittua akuuttia toksisuutta, krooniset vasteet tausta-arvojen tasolla
- kohtalainen: krooniset vasteet selvästi kohonneet (ei tilastollista merkitsevyyttä, jos testattavissa)
- korkea: krooniset vasteet merkittävästi kohonneet (tilastollisesti merkitsevä ero)

Taulukko 9. Yhdennettyyn altistumisen ja vaikutusten tarkasteluun perustuva arvio ekologisista riskeistä näyteasemittain. Riskiarvio: +++++ = merkittävä riski (pohjaeläinpopulaatioiden tilan heikkeneminen ja herkkien lajien häiriintyminen toksisuushaittojen seurauksena todennäköistä), +++ = kohtalainen riski (populaatioiden tilan heikkeneminen mahdollista), ++ = lievästi kohonnut riski (pohjaeläimistön tilan heikkenemisen todennäköisyys vähäinen), + = alhainen riski (pohjaeläimistön tilan heikkeneminen epätodennäköistä), - = ei riskiä.

Näyteasema	Altistumisen ja vaikutusten taso altistumisprofiilin >< vaikutusprofiilin perusteella	Riskiarvio
J	korkea >< korkea	+++++
E	korkea >< kohtalainen	+++
H	korkea >< alhainen	++
X	alhainen >< kohtalainen	+
C	korkea >< kohtalainen	+++
B	alhainen >< alhainen	-

Näyteaseman J toksisuushaittoihin ovat voineet vaikuttaa ruoppaustyöt (liite 1). Ruoppausmassoja, jotka lienevät sisältäneet kohonneita pitoisuuksia raskasmetalleja ja muita haitta-aineita, mutta joita ei ole tutkittu, on läjitetty näyteaseman J lähiympäristöön Morsiussaaren pohjoispuolelle talvella 1986 - 1987. Vaikutusta saattaa olla myös Suntain kautta tulevalla kuormituksella (Taulukko 2). Havaittuihin toksisuusvasteisiin asemilla E, C ja H voi jätevesikuormituksen ohella vaikuttaa ruoppaustöiden ja laivaliikenteen aiheuttama sedimenttien ja niiden sisältämien haitta-aineiden sekoittuminen.

Perhonjoen vaikutuspiirissä oleva näyteasema X osoitti vain alhaista altistumiseen tasoa tässä tutkimuksessa mitatuille metalleille, mutta kuitenkin kohtalaista(-alhaista) toksisuusvaikutusten tasoa. Eräänä mahdollisena syynä on se, että toukkanäytteenotto tapahtui hieman kauempana jokisuusta kuin metallimääritysten näytteenotto. On myös mahdollista, että toksisuutta aiheuttavat jotkin muut kuin tarkkailussa mitatut aineet. Lähinnä tällaisia voisivat olla rauta, mangaani ja alumiini, joiden pitoisuudet Perhonjoen vedessä ovat korkeat.

Edellä esitetyn perusteella voidaan ekologisten riskien luonnetta kuvata taulukossa 10 esitetyllä tavalla.

Taulukko 10. Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuuden ja ekologisten riskien luonnehdinta.

Tarkkailutulokset	Aineistojen laatu ja epävarmuustekijät	Riskin luonnehdinta
Sedimenttien haitta-ainepitoisuudet	Yksittäiset näytteet, ei toistoja. Tilastollinen tarkastelu ei mahdollista, mutta aikasarja aiemmista mittauksista tukee tuloksia. Murtoveden sedimentille ei ole olemassa ympäristölaatu normeja. Mitattu vain metalleja: orgaanisten yhdisteiden merkitystä ei voida arvioida.	Todennäköisyys ekotoksikologisesti haitallisille altistustilanteille Hg:n, Cd:n ja Zn:n osalta todennäköisin asemilla J, D ja E, arseenin osalta asemilla J, C ja D.
Valobakteeritesti	Standardimenetelmä, testilaboratorio akkreditoitu.	Akuutin toksisuuden riski vaikuttaa vähäiseltä muualla kuin asemalla J.
Surviaissäskien epämuodostumat ja aiemmat pohjaeläintarkkailujen tulokset.	Tilastollisesti merkitsevien erojen luotettava havaitseminen epävarmaa. Vaikka keskiarvot jäivät alhaiseksi, havaittiin joissakin rinnakkaisnäytteissä korkeita vauriota-soja. Aineistomme yksilömäärät ovat useilla paikoilla liian alhaisia populaatioiden vaurioituneisuuden täsmälliseen arviointiin.	Krooniset toksisuushaitat ovat selviä ja merkittäviä asemalla J, missä liki kolmannes surviaissäskipopulaatiosta oli vaurioitunut. Riski pohjaeläimistön tilan heikkenemiselle toksisuushaittojen seurauksena on kohtalainen asemilla E ja C ja lievä asemilla H ja X. Asemalla B toksisuushaittoja ei ilmeisesti ole.

5 Päätelmät ja suosituksia tarkkailujen kehittämiseksi

Kokkolan edustan velvoitetarkkailut ovat painottuneet vesialueen yleisen tilan kuvaamiseen. Tarkkailun kehittämiseen kohdistuu paineita kansallisesta ja EU-lainsäädännöstä, kansainvälisistä sopimuksista sekä kansallisista ympäristöohjelmista. Vesipolitiikan puitedirektiivin asettamat haitallisten aineiden seurantavelvoitteet ovat mittavat verrattuna Suomen nykyiseen tilanteeseen. Tässä tutkimuksessa sovellettu ekologisen riskinarvioinnin lähestymistapa osoittautui hyväksi viitekehyykseksi haitallisten aineiden vaikutustarkkailujen kehittämiseksi.

Tutkimus osoitti, että Kokkolan edustan merialueen sedimenteissä haitallisten aineiden pitoisuudet ovat tasolla, joka aiheuttaa pohjaeläinyhteisöille paikoin merkittäviä toksisuushaittoja. Epämuodostuneiden surviaissääskien 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. Pohjaeläimistön hyvä ekologinen tila on tärkeää koko rannikkoekosysteemin häiriöttömälle toiminnalle.

Surviaissääskien keruu maastosta osoittautui työlääksi, eikä tilastollisesti ja alueellisesti täysin kattavaa ja luotettavaa arviota sedimenttien toksisuuden tasosta siten saatu. Näytteistä saatujen yksilöiden pieni määrä ja epätasainen jakautuminen näyteasemien ja tutkittujen sukujen välille heikentävät tulosten luotettavuutta ja kykyä havaita tilastollisesti merkitseviä eroja. Myös se, että merialueelta (Kokkolan edustalta tai muualta) ei ole käytettävissä vertailuaineistoja, vaikeuttaa tulosten tulkintaa.

Sedimenttinäytteiden toksisuutta olisikin syytä selvittää tarkemmin laboratoriotestein. Tällöin tarkoituksena on vakioida altistettavien eläinten määrä ja laji, jolloin maastosta otettujen sedimenttinäytteiden toksisuusvasteita voidaan luotettavammin vertailla eri alueiden välillä. Näin voidaan saada täsmällisempi kuva toksisuushaittojen luonteesta, ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta ja haittojen kehityksestä. Laboratoriotestien kroonisena toksisuusvasteena voidaan käyttää toukkien epämuodostumien rinnalla aikuistumisen onnistumista (esim. Ristola 2000).

Maastomenetelmänä surviaissääskien suosien epämuodostumiin perustuva toksisuuskartoitus toiminee parhaiten alueilla, joilla Chironomus- ja Procladius-sukujen toukkia esiintyy runsaasti sekä lähellä kuormituslähteitä että vertailupaikoilla. Morfologisten vaurioiden esiintymisen kartoittaminen systemaattisesti myös muilla, murtovedessä yleisillä lajeilla ja suvuilla parantaisi menetelmän sovellettavuutta rannikkoalueiden velvoitetarkkailuissa. Suuosien vaurioituneisuuden tutkiminen ja raportointi olisikin suositeltavaa sisällyttää osaksi muuta pohjaeläintarkkailua ainakin tapauksissa, joissa sedimentteihin kertyvillä haitallisilla aineilla epäillä olevan mahdollisia toksisuusvaikutuksia.

Kirjallisuus:

- Aaltonen, E.-K. (2005): Kokkolan edustan merialueen yhteistarkkailu-ohjelma 2004-2008.
- Bervoets, L., Blust, R. & Verheyen, R. (1995): The uptake of cadmium by the midge larvae *Chironomus riparius* as a function of salinity. *Aquat. Toxicol.* 33: 227-243.
- Bird, G.A. (1994): Use of chironomid deformities to assess environmental degradation in the Yamaska River, Quebec. *Environ. Monit. Assess.* 30: 163-175.
- Burt, J., Ciborowski J.J.H. & Reynoldson T.B. (2003): Baseline incidence of mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) from Laurentian Great Lakes, Canada. *J. Great Lakes Res.* 29: 172-180.
- Calow, P. (toim.) (1998): Handbook of environmental risk assessment and management. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.
- Dermott, R.M. (1991): Deformities in larval Procladius spp. and dormant Chironominae from St. Clair River. *Hydrobiologia* 219: 171-185.
- Dickman, M., Brindle, I., Benson, B. (1992) Evidence of teratogens in sediments of the Niagara river watershed as reflected by chironomid (Diptera: Chironomidae) deformities. *J. Great Lakes Res.* 18 (3): 467-480.
- Diggins, T. & Stewart, K. (1998): Chironomid deformities, benthic community composition, and trace elements in Buffalo River (New York) Area of Concern. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 17 (3): 311-232.
- Honkanen, J. (1999): Surviaissäasken (Diptera, Chironomidae) toukien suuosien epämuodostumien käyttö saastuneiden sedimenttien biomarkkereina, tapaustutkimus Kymijoen alueella. Joensuun yliopisto. 44 s.
- Hämäläinen, H. (1998): Critical appraisal of the indexes of chironomid larval deformities and their use in bioindication. *Ann. Zool. Fennici* 36: 179-186
- Janssens de Bisthoven, L.G., Timmermans, K.R., Ollevier, F. (1992): The Concentration of cadmium, lead, copper, and zinc in *Chironomus gr. thummi* larvae (Diptera, Chironomidae) with deformed versus normal menta. *Hydrobiologia* 219: 171-185.
- Janssens de Bisthoven L, Nuyts, P., Godderis, B. & Ollivier, F. (1998): Sublethal parameters in morphologically deformed *Chironomus* larvae: clues to understanding their bioindicator value. *Freshw. Biol.* 39: 179-191.
- Jeyasingham, K. & Ling, N. (2000): Seasonal influence on head capsule deformities in *Chironomus zealandicus* (Hudson) (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia* 427: 75-82.
- Jokela, S. (2004): Haitallisten aineiden velvoitetarkkailu Kokkolassa. Julkaisussa: Karhu, E., Gustafsson J., Korhonen H., Londesborough S., Mannio J., Mehtonen, J., Pilke A., Ruoppa M., Saarinen K., Salonen H., Silvo K. ja Vuoristo H (toim.). Haitallisten aineiden velvoitetarkkailun kehittäminen. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 47-53.
- Jyväsjärvi, J. (2005): Alajärven, Tuomiojärven ja Jyväsjärven ekologisen tilan arviointi kala- ja syvänpohjaeläinyhteisöjen avulla. Pro gradu-tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 47 s.
- Kalliolinna, M. (1997): Kokkolan edustan yhteistarkkailun tulokset 1996. Tulosten vertailua aikaisempiin vuosiin. Vaasan läänin vesienpuolustustiet. Pietarsaari. 44 s. + liitteet.
- Kalliolinna, M. (2000): Kokkolan edustan yhteistarkkailun tulokset 1999. Pohjanmaan vesienpuolustustiet. Pietarsaari. 48 s. + liitteet.
- Kalliolinna, M. (2003): Kokkolan edustan yhteistarkkailu tulokset 2002. Pohjanmaan vesienpuolustustiet. Pietarsaari. 33 s.
- Kalliolinna, M. & Aaltonen, E.-K. (2004): Kokkolan edustan merialueen tila 1970-luvulta 2000-luvun alkuun. Pohjanmaan vesienpuolustustiet. Pietarsaari. 81 s.
- Kalliolinna, M. (2005): Kokkolan edustan yhteistarkkailun tulokset 2004. Pohjanmaan vesienpuolustustiet. Pietarsaari. 25 s.
- Kalliolinna, M. (2006): Kokkolan edustan yhteistarkkailun tulokset 2005. Pohjanmaan vesienpuolustustiet. Pietarsaari. 29 s.
- Koljonen, R. (2006): Ilmanlaadun tarkkailun vuosiraportti 2005. Kokkolan kaupunki. Ympäristöpalvelut. Kokkola. 34 s.
- Lindgaard, C. (1997): Diptera Chironomidae, non-biting midges. Julkaisussa: Nilsson, A. (toim.) *Aquatic Insects of North Europe: A Taxonomic Handbook. Volume 2: Odonata-Diptera.* Apollo Books, Stenstrup. S. 265-294.
- Mikkola, M. (toim.) (1997): Ympäristön tila Keski-Pohjanmaalla. Keski-Pohjanmaan ympäristökeskus. Kokkola. 128 s.
- Nyman, C. (1993): Kokkolan edustan merialueen pohjaeläinkartoitus. Vaasan läänin vesienpuolustustiet, 20 s.
- Nyman, C. (2005): Kokkolan edustan merialueen velvoitetarkkailuun kuuluva pohjaeläintarkkailu 1973-2003. Pohjanmaan vesienpuolustustiet. 20 s.
- Ristola, T. (2000): Assessment of sediment toxicity using the midge *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae). Väitöskirja. Joensuun Yliopistopaino. Joensuu. 101 s.
- Rytönen, J. & Riipi, T. (1997): Ympäristöstä säästävää teknologiaa satamien ja väylien ruoppauksissa. *Kunnalliselämä* 6: 20-23.
- Seppälä, T. (1999): Kalataloutta koskeva lausunto katselmuksessa, joka käsittelee teollisuuden jätevesien johtamista mereen Kokkolan kaupungin edustalla. Kokkola.
- Seppänen, A. (1998): Ehdotus valtioneuvoston päätökseksi maa-alueen ja maaperän saastuneisuuden selvittämisestä ja puhdistustarpeen arvioinnista. Muistio. Ympäristöministeriö. 15 s.

- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995): Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. -W.H. Freeman, New York, 887 s.
- Vuori, K.-M., Tuppurainen, J. & Jokela, S. (2001): Ekologiset riskit jokivesistöissä. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Joensuu. 42 s.
- Vuori, K.-M. (2002): Vesisammal- ja vesiperhosmenetelmät jokivesistöjen haitallisten aineiden riskinarvioinnissa ja seurannassa. Länsi-Suomen Ympäristökeskus. Kokkola. 89 s.
- Vääränen, P. & Nyman, C. (1999): Kokkolan edustan pohjaeläinkartoitus 1999. Pohjanmaan Tutkimuspalvelu Oy. Kaustinen. 7 s.
- Warwick, W.F. (1985): Morphological Abnormalities in Chironomidae (Diptera) Larvae as Measures of Toxic Stress in Freshwater Ecosystems: Indexing Antennal Deformities in Chironomus Meigen. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1881-1914.
- Warwick, W.F. (1991): Indexing Deformities in Ligulae and Antennae of Procladius Larvae (Diptera: Chironomidae): Application to Contaminant-Stressed Environments. Can J. Aquat. Sci. 48: 1151-1166.
- Warwick, W.F. & Tisdale, N.A. (1988): Morphological deformities in Chironomus, Cryptochironomus, and Procladius larvae (Diptera: Chironomidae) from two differentially stressed sites in Tobin Lake, Saskatchewan. Can. J. Fish Aquat. Sci. 45:1123-1144.

LIITE I. Yksipihlajan satama- ja teollisuusalueen historia ja alueella suoritettut ruoppaus- ja läjitystyöt

- 1868 Kantasataman ensimmäisen laiturin rakentaminen alkoi, sisälsi myös pieniä ruoppauksia.
- 1898 Kaupunki osti oman ruoppauslaitoksen, ruoppauksia useissa eri paikoissa. Ruoppauslaitos oli toiminnassa ainakin vuoteen 1930 –saakka.
- 1912 Kantasatamaan rakennettiin ensimmäinen aallonmurtaja, aallonmurtajan rakentaminen sisälsi ruoppauksia.
- 1930 Pohjois-Suomen Lannoitetehtaan (nyk. Kemira Oyj) suunnittelu alkoi.
- 1940 Kantasataman laituriin yhteispituus oli 795 metriä, rakentaminen oli vaatinut ruoppauksia ja vesirakennustöitä.
- 1945 Rikkihappotehdas ja superfosfaattitehdas (Kemira Oyj) käynnistyi lokakuussa.
- 1951 Ensimmäinen Hopeakivenlahdelle johtava 600 mm jätevesiviemäriin rakennettiin.
- 1960 *Teollisuussataman rakentaminen alkoi, nk. Outokummun laituri, sisälsi vesirakennustöitä.* Outokumpu Oy rakensi metallurgista jalostuslaitosta, joka tuotti SO₂ –kaasua. Kemiran tehdas alueella ryhdyttiin rakentamaan kontaktirikkihappotehdasta sekä natriumsulfaattia ja kalsiumkloridia valmistavia tehtaita.
- Outokummun jätealueen rakentaminen aloitettiin.
- 1962 Outokumpu Oy:n rikkitehdas ja voimalaitos aloittivat toimintansa.
- 1967 Outokumpu Oy:n kobolttitehdas aloitti toimintansa.
- 1969 Outokumpu Oy:n sinkkitehdas aloitti toimintansa.
- 1970 Outokummun elohopean talteenottolaitos rakennettiin.
- 1974 Ensimmäiset päästörajat teollisuusjätevesille.
- 1975 Ensimmäinen kemiallinen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön. Jätevedenpuhdistamo on myöhemmin muutettu biologis-kemialliseksi rinnakkaissaostuslaitokseksi. Ennen jätevedenpuhdistamon rakentamista alueella sijaitse laskeutusallas, jota hoidettiin kalkitsemalla.
- 1975 Vuoteen 1977 Kantasataman väylän ruoppaus kulkusyvyyyteen MW –9,50 m.
- 1976 Outokummun kobolttitehtaalla käynnistettiin laaja jalostusasteen nostamisprojekti.
- 1977 Outokummun rikin tuotanto lopetettiin.
- 1980 Kemiran laiturin rakentaminen alkoi, sisälsi vesirakennustöitä
- 1983 Outokummun kemikaalitehdas perustettiin, metallisuolojen valmistus aloitettiin.
- 1984 Kemiran hienokemikaalituotannon aloittaminen alkoi ja laitos vihittiin käyttöön 1987.
- 1985 Vuoteen 1987 Syväväylän ruoppaus kulkusyvyyyteen MW –11,00 m. Syväsataman rakentaminen alkoi, rakennettiin 200 metriä kulkusyvyyydeltään MW –11,00 m laituria.
- Kemfine Oy:n ja jätealueen rakentaminen alkoi ja jatkui vuoteen 1987

- 1986 Kaustarinlahden ja Suntin väylän ruoppaus
Massojen (vajaat 20 000 m³ltr) läjitys Trullevinniemen länsipuolelle, Morsiussaaren pohjoispuolelle havaintopaikan J suuntaan.
- 1987 Metallisen koboltin valmistus lopetettiin
- 1989 Outokumpu Chemicals Oy ja Outokumpu Zinc Oy yhtiöitettiin omiksi osakeyhtiöiksi.
- 1991 Potin ruoppaukset kahdessa vaiheessa vuosina 1991 - 1992
Potin ruoppauksia toteutettiin alueelle laaditun yleissuunnitelman mukaisesti kahdessa vaiheessa vuosina 1991 - 1992. Ensimmäisessä vaiheessa ruopattiin laituraltaat sekä tuloväylä kokonaismassamäärän ollessa 54 000 m³ ktr. Toisessa vaiheessa suoritettiin koko alueen puhdistusruoppaus, jolloin kokonaismassamäärä oli 73 000 m³ ktr. Ruoppaukset suoritettiin kuivatyönä. Massat läjitettiin pääasiassa Isokarin yhteyteen pengerrettyyn altaaseen. Ruoppausmassoja käytettiin myös alueen muotoiluun mm. tutkimusalueella.
Outokumpu Kokkola Chemicals Oy ja amerikkalainen Mooney Chemicals Inc. Yhdistyivät. OMG perustettiin. Outokumpu Oy:n voimalaitos myytiin Imatran Voima Oy:lle (nyk. Fortum Power & Heat)
- 1993 Kemira lopetti Kokkolassa NPK –seoslannoitetuotannon.
Outokummun koboltti- ja nikkeli tuotanto myytiin OMG Kokkola Chemicals Oy:lle.
- 1994 Kemiran rehufosfaattituotanto alkoi.
- 1995 Syväväylän ruoppaus aina vuoteen 2001 saakka kulkusyvyyyteen –13,00 m.
Kokkolan Syväväylän ruoppaustyön tarkoituksena oli ruopata Kokkolaan 13 metrin syvyinen syväväylä. Hankkeeseen liittyi myös satama-altaan ruoppaus ja Syväsataman laajentaminen. Ensimmäisenä ruoppausvuotena massoja kaivettiin reilut 900 000 m³. Vuonna 1996 työt ulottuivat väylän pituudelle, minkä lisäksi louhittiin kalliota. Massoja käsiteltiin reilut 1,3 miljoonaa m³. Ruoppauskausi 1997 ei sujunut suunnitellusti. Työt keskeytyivät, kun massojen mukana nousi merialueelta vuosikymmeniä aiemmin upotettuja räjähteitä. Laadittiin suunnitelma räjähteitä sisältävien massojen ruoppauksesta ja läjityksestä. Ruoppauskaudella 1997 saatiin ruopattua lähes 1,2 miljoonaa m³. Ruoppauskauden alussa väylätyön alueelta ruopattiin hieman vajaat 600 000 m³ minkä lisäksi Kokkolan kaupungin kantasataman ruoppauksessa massoja kaivettiin noin 45 000 m³. Räjähteille tarkoitettua erillisen läjitysaltan (Pommisaaren) ja altaalle johtavan pengertien rakentaminen aloitettiin syksyllä 1998. 1999 pehmeitä massoja läjitettiin satamakentälle 694 000 m³ ja Pommisaareen 154 000 m³. Kovia massoja kertyi noin 16 000 m³. Vuonna 2000 Pommisaareen oli läjitetty noin 630 000 m³.
Kemiran tehdasalue osaksi Kemira Agro Oy:tä.
Kemiran karboksylaattitehdas perustettiin, tuotevalikoima moninkertaistui.
Hienokemikaalitehdas yhtiöitettiin Kemira Fine Chemicals Oy:ksi ja Polargas Oy:n hiilidioksidilaitos aloitti toiminnan.
- 1996 Hienokemikaalitehdas siirrettiin Kemira Chemicals Oy:lle.
- 1997 Nordkalk Oy aloitti kalkkikiven jauhatuslaitoksen rakentamisen, joka valmistui 1999.

- 1998 Kantasataman väylän puhdistusruoppaus sekä Vanhansatamanväylän puhdistusruoppaus
 OMG:n Kobolttipulverituotanto laajentui.
 Pottiin johtavan ojaston kaivutyöt
 Pottiin johtava ojasto kaivettiin Kokkolan Voimalta ja pohjavesialueelta saakka Pottiin.
 Vanhansatamanlahden ja Suntin salmen kunnostustyöt, sisälsi laajoja vesirakennustöitä. Vesirakennustyöt jatkuivat aina vuoteen 2004 saakka. Ensimmäisen vaiheen työt sisälsivät louhepenkereen rakentamisen, ranta-alueen ruoppauksen sekä uimarannan että rantapuiston rakentamisen. Tämän lisäksi levennettiin kaupunginsalmea ja rakennettiin rantamuuri. Täyttöalueen suuruus oli I –vaiheessa noin 8 ha. Ruopattava massamäärä pyrittiin pitämään pienenä ja toteuttamaan työt siten, että sen aiheuttamat haitat voitiin minimoida. Ruopattavien massojen määrä oli noin 4 000 m³ ktr ja täyttöihin tarvittavien massojen määrä noin 220 000 m³ ktr. II -vaiheen toteutus käynnistyi louhepenkereen teolla. Penger tiivistettiin suodatinkankaalla ja moreenilla, jotta merenkäynnin aiheuttama hienoaineen kulkeutuminen estetään. Penkereeseen tarvittava massamäärä oli noin 60 000 m³. Mereen rakennettavan alueen pinta-ala on noin 34 000 m². Ruopattavien massojen määrä oli noin 70 000 m³ ktr.
 OMG:n uusi kemikaaliuutto käynnistyi, kapasiteettirajoite poistuu.
 Outokummun jätealuetta ympäröivä tiivis patoseinä rakennettiin ja suotovesien keräilyjärjestelmä otettiin käyttöön.
- 2001 Polargas Oy:n alueelle rakennettu happilaitos otettiin käyttöön.
 OMG:n Kuparituotanto aloitettiin.
 OMG:n germanium –tuotanto aloitettiin.
- 2002 Kemira Agro Oy eriytyi konsernista Kemira GrowHow Oy:ksi.
 OMG:n nikkelituotanto siirrettiin Harjavaltaan.
- 2003 *AWT:n rakennustyöt, Kantasataman väylän muutostyöt, laituripaikan rakentaminen ja väylän syventäminen*
 Tarvittavat ruoppaustyöt kohdistuivat sekä aikaisemmin Kivilaiturin altaaksi ruopatulle alueelle, että kantasatamaan johtavan väylän ja nykyisen rantaviivan väliin jäävälle aiemmin ruoppaamattomalle alueelle. Lisäksi kääntöaltaan levennys tehtiin niin ikään aikaisemmin ruoppaamattomalle alueelle nykyisen kääntöaltaan ja väylän reunaan. Kivilaiturin allasalue on nykyiseltä kulkusyvyydeltään 7,10 metriä, joten se syvennettiin 8,00 metrin kulkusyvyyyteen. Kääntöaltaan levennys ja uusi satamaltaan ruoppaus suoritettiin kauharuoppaajalla ja läjitystyöt massaproomuilla. Ruopattavia massoja oli yhteensä n. 60 000 m³. Ruopattavat, täyttöihin kelpaamattomat koheesiomaat kuljetettiin lastiproomulla läjitettäväksi Kokkolan syväväylän aikaiseen ns. ammuksia sisältävien ruoppausmassojen läjitysaltaaseen (Pommisaareen), alueelle, jolle on läjitetty ainoastaan puhtaita ruoppausmassoja.
 Outokumpu myi sinkkitehtaan uudelle perustetulle yhtiölle New Boliden Oy:lle – Boliden Kokkola Oy.
- 2004 Kemira Grow How listautui pörssiin. Kemira Fine Chemicals Oy ja kalsiumkloridiliiketoiminta eriytyivät myyntien kautta. Kemiran tehdas alueella toimii Kemira Oyj, Kemira GrowHow Oyj, Kemira Phosphates Oy, Tetra Chemicals Europe Oy, KemFine Oy

2005 Palvelu- ja infrayhtiö OnePoint Oy aloitti toimintansa. Yhtiölle siirrettiin Kemiralla Kokkolassa oleva omaisuus rikkihappotehdas lukuun ottamatta. 60 vuotta toiminnan aloittamisen jälkeen Kemira valmistaa Kokkolassa ainoastaan rikkihappoa, eli tuotetta, josta toiminta aikoinaan alkoi.

LIITE 2. Taulukko A. Chironomus- ja Procladius-toukkien yksilömäärät ja epämuodostuneiden toukkien osuudet rinnakkaisnäytteissä.

Näytepaikka	Toukkien kokonaismäärä	Epämuodostuneiden toukkien määrä ja %-osuus	Chironomus-toukkien määrä	Chironomus: epämuodostuneiden määrä ja %-osuus	Procladius-toukkien määrä	Procladius: epämuodostuneiden määrä ja %-osuus
H1 Outokummun alue	62	3 (4,8%)	42	3 (7,1%)	20	0 (0%)
H2 Outokummun alue	40	2 (5,0%)	38	2 (5,3%)	2	0 (0%)
H3 Outokummun alue	59	3 (5,1%)	45	2 (4,4%)	14	1 (7,1%)
H4 Outokummun alue	46	3 (6,5%)	38	3 (7,9%)	8	0 (0%)
H5 Outokummun alue	57	3 (5,3%)	42	2 (4,8%)	15	1 (6,7%)
H yhteensä	264	14 (5,3%)	205	12 (5,9%)	59	2 (2,8%)
E1 Kemiran alue	42	7 (16,7%)	7	3 (42,9%)	35	4 (11,4%)
E2 Kemiran alue	50	4 (8,0%)	1	0 (0%)	49	4 (8,2%)
E3 Kemiran alue	57	3 (5,3%)	0	0 (0%)	57	3 (5,3%)
E4 Kemiran alue	49	3 (6,1%)	10	3 (30%)	39	0 (0%)
E5 Kemiran alue	37	1 (2,7%)	2	0 (0%)	35	1 (2,9%)
E yhteensä	235	18 (7,8%)	20	6 (18,2%)	215	12 (5,5%)
J1 Suntain vaikutusalue	30	8 (26,7%)	23	7 (30,4%)	7	1 (14,3%)
J2 Suntain vaikutusalue	37	5 (13,5%)	8	3 (37,5%)	29	2 (6,9%)
J3 Suntain vaikutusalue	37	3 (8,1%)	10	3 (30%)	27	0 (0%)
J4 Suntain vaikutusalue	37	3 (8,1%)	15	3 (20%)	22	0 (0%)
J5 Suntain vaikutusalue	29	4 (13,8%)	10	2 (20%)	19	2 (10,5%)
J yhteensä	170	23 (14,0%)	66	18 (27,6%)	104	5 (6,3%)
X1 Perhonjoensuisto	44	2 (4,5%)	6	1 (16,7%)	38	1 (2,6%)
X2 Perhonjoensuisto	25	0 (0%)	3	0 (0%)	22	0 (0%)
X3 Perhonjoensuisto	34	0 (0%)	2	0 (0%)	32	0 (0%)
X4 Perhonjoensuisto	36	2 (5,6%)	6	1 (16,7%)	30	1 (3,3%)
X5 Perhonjoensuisto	22	0 (0%)	14	0 (0%)	8	0 (0%)
X yhteensä	161	4 (2,0%)	33	2 (6,7%)	130	2 (1,2%)
C1 Perandön	52	3 (5,8%)	3	0 (0%)	49	3 (6,1%)
C2 Perandön	65	5 (7,8%)	1	0 (0%)	64	5 (7,8%)
C3 Perandön	38	4 (10,5%)	0	0 (0%)	38	4 (10,5%)
C yhteensä	155	12 (8,0%)	4	0 (0%)	151	12 (8,2%)
B1 Repskär	15	1 (6,7%)	0	0 (0%)	15	1 (6,7%)
B2 Repskär	3	0 (0%)	0	0 (0%)	3	0 (0%)
B yhteensä	18	1 (3,3%)	0	0 (0%)	18	1 (3,3%)
Yhteensä	1003	72 (6,8%)	326	38 (9,7%)	677	34 (4,6%)

Taulukko B. Epämuodostumatyyppien jakautuminen näytteenottoaikoittain.

Näytepaikka	H Outokum- mun alue	E Kemiran alue	J Suntin vai- kutusalue	X Perhonjo- en suisto	C Perandön	B Repskär	Yhteensä
Epämuodostuneet <i>Chironomus</i> -toukat yht	12	6	18	2	0	0	38
1 lateraalihammas puuttuu	8	3	7	1			19
2 latateraalihammasta puuttuu	2		2				4
3 lateraalihammasta puuttuu			1				1
1 keskihhammas puuttuu	1		2				3
Köhn gap		2	2	1			5
1 keskihhammas lisää	1						1
täysin epämuod. hampaat		1	4				5
Epämuodostuneet <i>Procladius</i> -toukat yht	2	12	5	2	12	1	34
1 hammas puuttuu	2	9	2	2	8		23
hammasta puuttuu		1	2				3
3 hammasta puuttuu		2					2
1 ylimääräinen hammas					1		1
3 ylimääräistä hammasta			1				1
hampaat kasvaneet yhteen					3	1	4
Epämuodostuneet <i>Chironomus</i> - ja <i>Procladius</i> -toukat yhteensä	14	18	23	4	12	1	72

LIITE 3

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio

KOKKOLAN MERIALUE 2005
SEDIMENTTIEN MÄÄRITYSMENETELMÄT

määrittäminen	akkr (*)	menetelmä
kuiva-aine		SFS 3008/1990
hehkutushäviö		SFS 3008/1990
kok-P		*VYL-37 (per. SFS 3025/1986)
kok-N		VYL-37 (per. SFS 5505/1988)
arseeni		*SFS 5074/1990 ja 5502/1990
kadmium		SFS 5074/1990 ja 5502/1990
koboltti		SFS 5502/1990
kromi		SFS 5071/1989 ja 5502/1990
kupari		*SFS 3047/1980 ja 5502/1990
sinkki		*SFS 3044/1980
nikkeli		SFS 5502/1990
elohopea		INSTA-VH 93/86 mod.

Metallien helposti uuttuva pitoisuus määritettiin siten, että 10 g sedimenttiä punnittiin ja sekoitettiin 100 ml:aan tislattua vettä, pH 7,0. Seosta ravisteltiin 1h, jonka jälkeen sen annettiin seistä. Sentrifugoinnin jälkeen kirkas vesifaasi keuhkotiin HNO₃:lla ja analysoitiin.

LIITE 4. Näytteenottoaikkojen koordinaatit (aloituspiste) 27.5. – 15.6.2005

(Ks. Kuva 1, sivu 10. Näytteenottoalueet merkitty karttaan )**Outokummun alue H (5 osanäytettä)**

H1 (27.05.2005):	1. nosto N 63° 52,57 E 23° 01,90	syvyys: 10,5 m
	2. nosto N 63° 52,61 E 23° 01,91	syvyys: 10,4 m
H2 (27.05.2005):	N 63° 52,52 E 23° 01,88	syvyys: 9,7 m
H3 (27.05.2005):	N 63° 52,49 E 23° 01,82	syvyys: 9,8 m
H4 (27.05.2005):	N 63° 52,58 E 23° 01,88	syvyys: 10,3 m
H5 (27.05.2005):	N 63° 52,62 E 23° 01,93	syvyys: 10,5 m

Kemiran alue E (5 osanäytettä)

E1 (27.05.2005):	N 63° 51,33 E 23° 00,44	syvyys: 11,4 m
E2 (27.05.2005):	N 63° 51,41 E 23° 00,46	syvyys: 12,2 m
E3 (01.06.2005):	N 63° 51,58 E 23° 00,50	syvyys: 11,5 m
E4 (01.06.2005):	N 63° 51,55 E 23° 00,65	syvyys: 11,7 m
E5 (01.06.2005):	N 63° 51,45 E 23° 00,78	syvyys: 9,6 m

Perhonjoen suisto X (5 osanäytettä)

X1 (01.06.2005):	N 63° 54,68 E 23° 06,01	syvyys: 8,5 m
X2 (01.06.2005):	N 63° 54,70 E 23° 06,10	syvyys: 8,5 m
X3 (01.06.2005):	N 63° 54,72 E 23° 06,20	syvyys: 8,0 m
X4 (01.06.2005):	N 63° 54,67 E 23° 06,25	syvyys: 8,7 m
X5 (01.06.2005):	N 63° 54,63 E 23° 06,12	syvyys: 8,5 m

Suntin vaikutusalue J (5 osanäytettä)

J1 (31.05.2005):	N 63° 53,10 E 23° 06,24	syvyys: 4,8 m
J2 (01.06.2005):	N 63° 53,20 E 23° 06,14	syvyys: 5,2 m
J3 (01.06.2005):	N 63° 53,24 E 23° 06,06	syvyys: 5,3 m
	(kenttäpäiväkirjassa N 63° 54, 24; korj eka 6.3.07)	
J4 (01.06.2005):	N 63° 53,10 E 23° 06,29	syvyys: 5,0 m
	(kenttäpäiväkirjassa E 23° 00,24; korj eka 6.3.07)	
J5 (01.06.2005):	N 63° 53,16 E 23° 06,08	syvyys: 5,3 m
	(kenttäpäiväkirjassa N 63° 53,16; korj eka 6.3.07)	

Perandön C (3 osanäytettä)

C1 (14.06.2005):	N 63° 53,47 E 22° 58,17	syvyys: 17,2 m
C2 (14.06.2005):	N 63° 53,54 E 22° 57,72	syvyys: 16,5 m
C3 (14.06.2005):	N 63° 53,51 E 22° 58,05	syvyys: 17,8 m

Repskär B (2 osanäytettä)

BX (15.06.2005):	N 63° 55,14 E 22° 59,11	syvyys: 18 m
BX (15.06.2005):	N 63° 54,68 E 22° 57,10	syvyys: 20 m

KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			Julkaisu-aika Helmikuu 2009
Tekijä(t)	Kari-Matti Vuori, Tea Swanljung, Eeva-Kaarina Aaltonen, Marjo Kalliolinna ja Sinikka Jokela			
Julkaisun nimi	Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 1 / 2009			
Julkaisun tema	Ympäristönsuojelu			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetissä: http://www.ymparisto.fi/julkaisut .			
Tiivistelmä	<p>Kokkolaan on keskittynyt Pohjoismaiden merkittävin metalli- ja kemian alan teollisuus. Kokkolan edustan merialuetta kuormittavat teollisuuden päästöt sekä Kokkolan kaupunki. Jätevedet sisältävät mm. raskasmetalleja sekä orgaanisia yhdisteitä. Myös Perhonjoen kautta huuhtoutuu merialueelle erityisesti ylivirtaamakausina metalleja, jotka ovat seurausta valuma-alueen happamien sulfaattimaiden (HS-maat) kuivatuksista. Merialuetta on tarkkailtu yli 30 vuoden ajan. Teollisuuden metallipäästöt ovat tänä aikana pudonneet murto-osaan lähtötilanteesta. HS-maiden metallikuormien suhteellinen osuus on kasvanut. Eliöiden ja sedimenttien metallitasot ovat laskeneet, mutta ovat edelleen kohonneita. Pohjaeläinlajistossa on ollut viitteitä toksisuudesta.</p> <p>Ympäristölainsäädäntö korostaa entistä painokkaammin tarvetta arvioida ihmisen toimista aiheutunutta ekologista haittaa. Tätä varten tulee selvittää missä määrin ekosysteemit ja niiden osat altistuvat haittatekijöille ja minkälaisia vaikutuksia altistumisesta seuraa. Tältä pohjalta voidaan arvioida riskien mittakaavaa ja merkitystä sekä suunnata ja kehittää tarkkailuohjelmia ja ympäristönsuojelutoimenpiteitä.</p> <p>Osana Kokkolan edustan velvoitetarkkailuohjelmaa käynnistettiin ensimmäisen kerran vuonna 2005 ekotoksikologinen tutkimus ja ekologinen riskinarvio. Tutkimuksessa tarkasteltiin Kokkolan edustan sedimenttien altistumista haitallisille aineille sekä niiden aiheuttamaa akuuttia ja kroonista toksisuutta.</p> <p>Kohteena olivat syvännepohjat, jotka käsittivät tehtaiden edustat ja ulommat kohteet sekä Perhonjoen edustan (HS-maiden vaikutus). Altistuksen indikaattorina olivat sedimenttien raskasmetallipitoisuudet, joita verrattiin saastuneiden maiden raja-arvoihin ja tavoitetasoihin.</p> <p>Akuutin toksisuuden testaukseen käytettiin valobakteeritestä (SFS-EN ISO 11348). Kroonista toksisuutta arvioitiin surviaissääskien epämuodostumia hyödyntävällä tutkimuksella.</p> <p>Altistumis- ja vaikutusprofiilien yhteistarkastelun perustella laadittiin riskiarvio näyteasemittain. Uloimmassa kohteessa (n. 7 km päästölähteistä) riski oli alhainen, tehtaiden edustalla lievästi kohonnut – kohtalainen, Perhonjoen edustalla alhainen – kohtalainen. Riski oli korkea kohteessa mikä tulkittiin ruoppausmassojen vaikuttamaksi alueeksi.</p> <p>Tutkimus osoitti, että Kokkolan edustan merialueen sedimentissä haitallisten aineiden pitoisuudet ovat tasolla, joka aiheuttaa pohjaeläinyhteisölle paikoin merkittäviä toksisuushaittoja. Haittoja aiheuttavat sekä piste- että hajakuormitus. Haitta-aineita olivat mm. Hg, Cd, Zn ja As.</p> <p>Tämä tutkimus on tietävästi ensimmäinen Suomessa tehty surviaissääskien epämuodostumista hyödyntävä tutkimus merialueelta. Määritysmenetelmä oli herkkä ja vaikutti soveltuvan myös velvoitetarkkailuna toteutettavaan haitallisten aineiden seurantaan rannikkovesissä.</p> <p>Surviaissääskien keruu maastosta osoittautui kuitenkin työlääksi. Näytteistä saatujen yksilöiden pieni määrä ja epätasainen jakautuminen näyteasemien ja tutkittujen sukujen välille heikensivät tulosten luotettavuutta.</p> <p>Jatkossa sedimenttinäytteiden toksisuutta tulisi selvittää surviaissääskien morfologisiin häiriöihin perustuvina laboratoriotesteinä. Tällöin voidaan vakioida altistettavien eläinten määrä ja laji. Näin saadaan luotettavampi kuva toksisuushaittojen luonteesta, ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta ja haittojen kehityksestä.</p> <p>Tarkkailuja tulisi kehittää kokonaisuutena, missä käyttö-, päästö- ja vaikutustarkkailu muodostavat ERA (Ekologinen riskianalyysi) -prosessia hyödyntävän kokonaisuuden. Painotusten tulisi vaihdella toisiaan tukien ja toksisuuden testauksen ja aineiden tunnistamisen edetä johdonmukaisesti.</p>			
Asiasanat	Ekotoksikologia, riskinarviointi, haitalliset aineet, (raskas)metallit, velvoitetarkkailu, rannikot, teollisuus, happamat sulfaattimaat, Kokkola			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus			
	ISBN 978-952-11-3346-6 (nid.)	ISBN 978-952-11-3347-3 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkok.)
	Sivuja 45	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 8,50 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 EDITA Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi, www.edita.fi/netmarket			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus SYKE, PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 610 123, Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi, www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2009			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			Datum Februari 2009
Författare	Kari-Matti Vuori, Tea Swanljung, Eeva-Kaarina Aaltonen, Marjo Kalliolina och Sinikka Jokela			
Publikationens titel	Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi (Toxicitet hos och ekologisk riskbedömning av sedimenten i havet utanför Karleby)			
Publikationsserie och nummer	Finlands Miljö I / 2009			
Publikationens tema	Miljövård			
Publikationens delar/andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig också på internet: http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut .			
Sammandrag	<p>Nordens betydelsefullaste metall- och kemiska industri är koncentrerad i Karleby. Havsområdet utanför Karleby belastas av både industriutsläpp och Karleby stad. Avfallsvattnen innehåller bl.a. tungmetaller och organiska föreningar. Också med Perho å sköljs metaller ut i havet under toppflöden som en följd av dräneringen av sura sulfatjordar (HS-jordar) i avrinningsområdet.</p> <p>Havsområdet har observerats i över 30 år. Industrins metallutsläpp har under den tiden fallit till en bråkdel av utgångsläget. Den relativa andelen metallbelastning från HS-markerna har ökat. Organismernas och sedimentens metallhalter har sjunkit, men är fortfarande förhöjda. Bottendjuren har visat tecken på toxicitet.</p> <p>Miljölagstiftningen betonar allt mera eftertryckligt behovet av att uppskatta den ekologiska skada mänsklig verksamhet har orsakat. För detta bör utredas i vilken utstreckning ekosystemen och delar av dem blir utsatta för skadliga faktorer och vilka följder exponeringen har. Utgående från detta kan riskernas skala och betydelse bedömas samt kontrollprogram och miljövärdssåtgärder riktas och utvecklas.</p> <p>Som en del av obligationskontrollprogrammet av havsområdet utanför Karleby påbörjades för första gången år 2005 en ekotoxikologisk utredning och ekologisk riskbedömning. I undersökningen klarlades hur sedimenten utanför Karleby utsattes för skadliga ämnen och deras akuta och kroniska toxicitet. Objekt var djupbotten, som omfattar havsområdena utanför fabriken och obkjet längre ut samt havet utanför Perho ås mynning (HS-markernas effekt). Som indikatorer på exponeringen stod sedimentens tungmetallhalter, som jämfördes med gränsvärdena och målnivåerna för förorenad mark. För testning av akut toxicitet användes test med luminiscerande bakterier (SFS-EN ISO 11348). Kronisk toxicitet uppskattades med hjälp av missbildningar hos chironomider.</p> <p>Utgående från en samtidig studie av exponerings- och effektprofilerna uppgjordes en riskbedömning för varje observationsstation. Vid den yttersta stationen (c. 7 km från utsläppskällan) var risken låg, utanför fabriken lindrigt förhöjd - måttlig, utanför Perho ås mynning låg - måttlig. Risken var hög på ställen som bedömdes vara påverkade av muddringsmassor.</p> <p>Undersökningen visade, att halterna skadliga ämnen i sedimenten i havsområdet utanför Karleby är på en nivå som orsakar bottendjurssamhällena ställvis betydande toxicitetsskador. Både punkt- och diffus belastning orsakar olägenheter. Problemämnen var Hg, Cd, Zn och As.</p> <p>Denna undersökning är veterligen den första i Finland som utnyttjar missbildningar hos chironomider i ett havsområde. Bestämningsmetoden var noggrann och verkade lämpa sig för uppföljningen av skadliga ämnen i kustvattnens obligationskontroller.</p> <p>Provtagningen av chironomider i fält visade sig dock vara arbetsdryg. Det låga antalet individer i proven och den ojämna distribution mellan observationsplatser och undersökta släkten försvagade resultatens tillförlitlighet. I fortsättningen borde sedimentprovets toxicitet utredas med laboratorietest av chironomidens missbildningar. Då kan de exponerade djurens antal och art standardiseras. På så sätt fås en mera tillförlitlig bild av toxicitetsskadornas art, variation i tid och rum samt hur skadorna utvecklas. Kontrollerna borde utvecklas tillsammans så, att användnings-, utsläpps- och påverkningsobservationerna utgör en helhet som utnyttjar ERA (Ekologisk riskbedömning) -processen. Tyngdpunkterna borde växla och stöda varandra och toxicitetstesten och identifieringen av ämnen framskrida logiskt.</p>			
Nyckelord	Ekotoxikologi, ekologisk riskbedömning, skadliga ämnen, (tung)metaller, obligationskontroll, kuster, industri, sura sulfatjordar, Karleby			
Finansiär/uppdragsgivare	Finlands miljöcentral			
	ISBN 978-952-11-3346-6 (hft.)	ISBN 978-952-11-3347-3 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 45	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) 8,50 €
Beställningar/distribution	Edita Publishing Ab, PB 780, 00043 EDITA Kundtjänst: tfn +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Epost: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi, www.edita.fi/netmarket			
Förläggare	Finlands miljöcentral SYKE, PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123, Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi, www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort-år	Edita Prima Ab, Helsinki 2009			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			<i>Date</i> February 2009
<i>Author(s)</i>	Kari-Matti Vuori, Tea Swanljung, Eeva-Kaarina Aaltonen, Marjo Kalliolinna and Sinikka Jokela			
<i>Title of publication</i>	Kokkolan edustan merialueen sedimenttien toksisuus ja ekologinen riskinarviointi (The toxicity of sea sediments off Kokkola, and their Ecological Risk Assessment)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 1 / 2009			
<i>Theme of publication</i>	Environmental protection			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is also available on the internet: http://www.environment.fi/publications .			
<i>Abstract</i>	<p>The most prominent metal and chemical industry in the Nordic countries is concentrated in Kokkola. The sea at Kokkola is polluted by emissions from both industry and the city. The waste water contains for instance, heavy metals and organic compounds. The river Perhonjoki also carries metals leached from drained acidic sulphate soils in the watershed, especially during peak discharges.</p> <p>The sea has been monitored for more than 30 years. During this period industrial metal emissions have dropped to a fraction compared with the baseline. The relative share of metal pollution from sulphate soils has increased. The concentrations of metals in organisms and sediments have decreased, but are still high. The zoobenthos has shown signs of toxicity.</p> <p>Present environmental legislation stresses more than before, the need to determine the ecological damage caused by human activities. For this it is important to find out to what extent ecosystems and parts of them are exposed to adverse factors, and what kind of effects the exposure has. Based on this it is possible to evaluate the scale and importance of the risks, and to direct and develop monitoring programs and environmental protection measures.</p> <p>As part of the control obligation of the waters off Kokkola an ecotoxicological study and ecological risk assessment were started in 2005 for the first time. The investigation surveyed how the sediments off Kokkola were exposed to harmful substances, and the acute and chronic toxicity they cause. Targets were the deep basins off the factories and further out, and the sea outside Perhonjoki river (the effect of sulphate soils). As indicators of exposure were concentrations of heavy metals, which were compared with the limiting and target values of contaminated soils. To test the acute toxicity a luminescent bacteria test (SFS-EN ISO 11348) was used. The chronic toxicity was estimated with a test using abnormalities of chironomids.</p> <p>Based on a joint study of exposure and effect profiles a risk assessment was made relevant to observation stations. At the outermost post station, about 7 km from the emission source, the risk was low, off the factories slightly elevated - moderate, outside the outlet of Perhonjoki river low - moderate. The risk was high at sites which were perceived to be affected by dredging masses.</p> <p>The survey showed that sediments in the sea off Kokkola have harmful substances at a level which locally causes substantial toxicity harm to the benthic community. Both point source and diffuse pollution are detrimental. The noxious substances are i.a. Hg, Cd, Zn and As.</p> <p>This survey is, as far as we know, the first study in Finland which uses abnormalities of chironomids in a marine environment. The analytical method was sensitive and seemed to apply to monitoring of harmful substances in coastal waters, which is required in obligation controls.</p> <p>However, the sampling of chironomids in the field turned out to be laborious. The low count of specimens and uneven distribution among sampling stations and observed genera lowered the reliability of the results. In the future the toxicity of sediments should be studied based on laboratory tests of the morphological anomalies of the chironomids. Then it is possible to standardize the amount and species of the organisms to be exposed. This gives a more reliable picture of the nature of the detriments of toxicity, their temporal and spatial variation, and the development of the damage. Monitoring should be developed as a whole, where monitoring of use, emissions, and effects form an entity which benefits the ERA (Ecological Risk Assessment) -process. Emphases should shift and support each other, and the toxicity testing and identification of substances should proceed logically.</p>			
<i>Keywords</i>	Ekotoxicology, ecological risk assesment, harmful substances, (heavy) metals, control obligation, coasts, industry, acid sulphate soils, Kokkola			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute			
	ISBN 978-952-11-3346-6 (pbk.)	ISBN 978-952-11-3347-3 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1238-7312 (online)
	<i>No. of pages</i> 45	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> 8,50 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, P.O. Box 780, FI-00043 EDITA, Finland Customer service: tel. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Mail orders: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi , www.edita.fi/netmarket			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute SYKE, P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Phone: +358 20 610 123, Fax: +358 9 5490 2190, Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd, Helsinki 2009			

Kokkolan edustaa kuormittavat merkittävä metalli- ja kemian alan teollisuus, kaupunki ja happamat sulfaattimaat. Ympäristölainsäädäntö korostaa entistä painokkaammin tarvetta arvioida ihmisen toimista aiheutunutta ekologista haittaa. Kokkolan edustan velvoitetarkkailussa sovellettiin vuonna 2005 ensimmäistä kertaa ekologisen riskinarvioinnin viitekehystä, ekotoksikologista tutkimusta ja riskinarvioita.

Altistuksen indikaattoreina olivat sedimentin raskasmetallipitoisuudet. Akuutin toksisuuden testaukseen käytettiin valobakteeritestä (SFS-EN ISO 11348) ja kroonisen toksisuuden testaukseen surviaissääskien epämuodostumia hyödyntävää tutkimusta. Testi on hyväksytty OECD:ssä.

Tutkimus toi esiin uutta tietoa ja osoitti, että haittoja pohjaeläimille aiheuttivat sekä piste- että hajakuormitus.

Tässä tutkimuksessa sovellettu ekologisen riskinarvioinnin lähestymistapa osoittautui hyväksi viitekehykseksi haitallisten aineiden velvoitetarkkailun kehittämiseksi. Käytetyt menetelmät olivat herkkiä ja toimivia. Surviaissääsken morfologiaa sovellettiin ensimmäistä kertaa Suomessa rannikkovesiin. Maastomenetelmän sijaan / lisäksi vastaavaa tutkimusta tulisi käyttää laboratoriotestinä, jolloin tilastollinen luotettavuus paranisi.



SYKE

Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 EDITA
puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
asiakaspalvelu.publishing@edita.fi
www.edita.fi/netmarket

ISBN 978-952-11-3346-6 (nid.)

ISBN 978-952-11-3347-3 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkoj.)