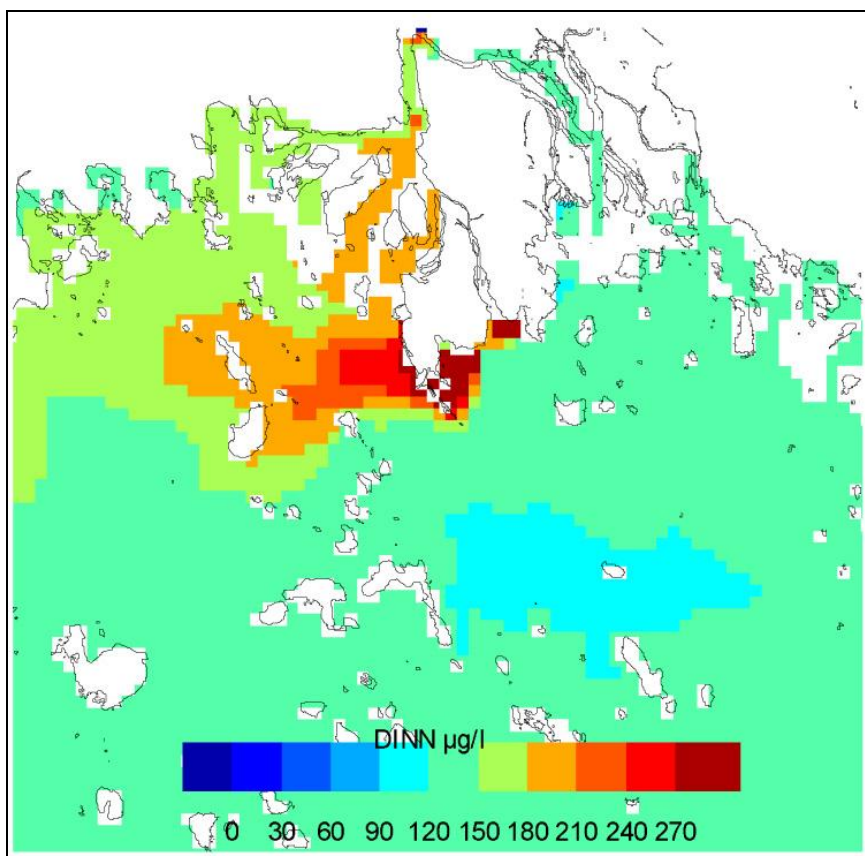




Outokumpu Stainless Oy Tornion tehtaiden eräiden toimintojen laajentaminen

Jäte- ja jäähdytysvesien vaikutukset
Erillisselvitys ympäristövaikutusten arviointia varten

Sisältö

1	JOHDANTO	1
2	VESISTÖVAIKUTUSTEN ARVIOINTIMENETELMÄT	2
3	OSAHANKKEIDEN VAIKUTUKSET	4
3.1	Alustava ympäristökuormitus	4
3.2	Jäte- ja jäähdytysvesipäästöjen vaikutukset	5
3.2.1	Rehevöittävät vaikutukset	5
3.2.2	Toksiset vaikutukset	9
3.2.3	Lämpökuorman vaikutukset	16
3.2.4	Arvio vaikutuksista kalastoon ja kalastukseen	19
4	YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN ARVIOINNIN EPÄVARMUUDET	22
5	LÄHTEET	25

1 JOHDANTO

Tämä erillisselvitys on osa Tornion tehtaiden eräiden toimintojen laajentamisen ympäristövaikutusten arviointimenettelyä. Tässä selvityksessä kuvataan jäte- ja jäähdytysvesien ympäristövaikutukset ja arvioinnin epävarmuustekijät yksityiskohtaisemmin kuin YVA-selostuksessa. Ympäristön nykytila on kuvattu YVA-selostuksessa.

Selvityksen on laatinut PSV-Maa ja Vesi Oy:ssä työryhmä, johon on asiantuntijoina kuuluneet MMM Lasse Rantala, FK Pirkko Virta, FM Eero Taskila, MMM Tuija Hilli ja MMM Merilin Pienimäki.

2

VESISTÖVAIKUTUSTEN ARVIOINTIMENETELMÄT

Vesistöpäästöjen vaikutuksia merialueella tarkasteltiin 3-ulotteisella Perämeren vedenlaatu- ja ekosysteemimallin Kemi-Tornio-Haaparanta-sovelluksella. Lisäksi vaikutuksia tarkasteltiin vertaamalla arvioitua tulevaa kuormitusta aikaisempaan kuormitukseen ja sen havaittuihin vesistö- ja biologisiin vaikutuksiin. Vesistössä todettuja ja arvioituja metallipitoisuuksia verrattiin kirjallisuudessa esitettyihin pitoisuuksiin vesiekosysteemille haitallisista pitoisuustasoista. Vesistövaikutusarvion ja alueella suoritettavan kalataloustarkkailun tulosten perusteella arvioitiin vaikutuksia kalastoon ja kalastukseen.

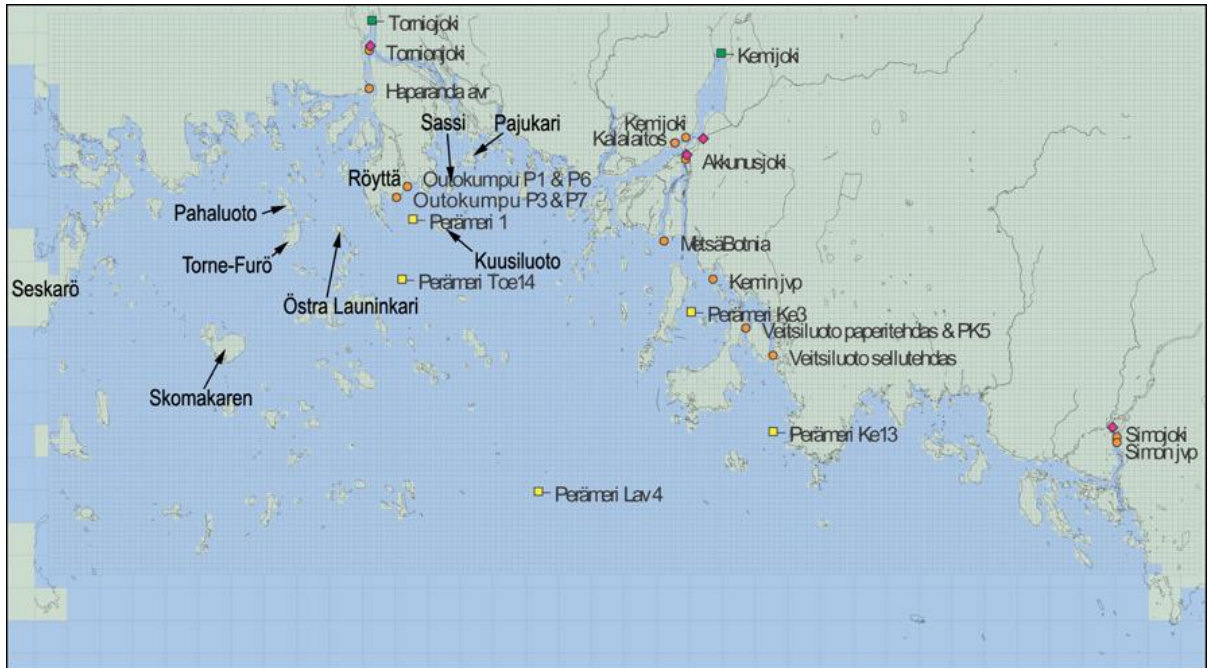
Jäähdytysvesien lämpökuorman vaikutusta vesistön lämpötilaan, vaikutusalueen laajuutta sekä vaikutusta jään sulamiseen tarkasteltiin yksinkertaisin laskelmin. Esimerkin omaisesti lämpökuorman vaikutusta Röyttän satama-altaassa tarkasteltiin laskennallisesti Cormix-mallilla (Mixing Zone Expert System, United States Environmental Protection Agency). Mallissa lasketaan purkuputkesta purkautuvan ylimääräistä lämpöä sisältävän veden leviämistä, sekoittumista ja jäähtymistä purkupaikalta etäännyttäessä. Sovelluksena käytettiin Cormix 3, Buoyant Surface Discharges. Laskentamalli on hyvin herkkä esimerkiksi purkujärjestelyille sekä vesistön lämpötila- ja tiheyseroille. Lämpökuorman vaikutuksia vesiekosysteemiin tarkasteltiin yleisesti ja vertaamalla muilla alueille todettuihin vaikutuksiin.

Vedenlaatu- ja ekosysteemimalli

Perämerimalli on laadittu Perämeri Life –hankkeen puitteissa, ja mallin toteuttamisesta ovat vastanneet YVA Oy yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen kanssa. EU-hankkeena toteutettua projektia ovat rahoittaneet myös laajasti Perämeren alueen kunnat ja suurimmat teollisuuslaitokset mm. Outokummun Tornion tehtaat.

Ekosysteemin mallinnuksessa lasketaan leville käyttökelpoisten ravinteiden kulkeutumisesta vedenlaatumallin avulla sekä lisäksi ravinteiden sitoutumista leväbiomassaan, ravinteiden vapautumista levien kuollessa sekä ravinteiden poistumista kierrosta sedimentaation kautta (Lauri et al., 2004). Mallinnusprosessissa lasketaan ensin alueella tapahtuvat veden liikkeet ja sen jälkeen aineiden liikkuminen veden mukana. Vedenlaatuun vaikuttavat tekijät, kuten vedenvaihto, aineiden kulkeutuminen ja vedenlaatuun vaikuttavat fysikaaliset prosessit kuvataan mallissa mahdollisimman tarkasti todellista tilannetta vastaavina.

Perämerimallin Kemi-Tornio-Haaparanta –sovelluksessa hilaväli on varsinaisella laskenta-alueella 300 m eli laskentayksikön koko on 300 m x 300 m. Syvyysuunnassa hilaverkko on pinnan lähellä 1 m paksuinen, mutta kasvaa syvemmälle mentäessä. Varsinainen laskenta-alue ulottuu Simosta Seskarön tasolle (kuva 2/1). Varsinaisen laskenta-alueen taustalla lasketaan jatkuvasti koko Pohjanlahden veden laatu. Kemi-Tornio-Haaparanta –sovelluksessa lähialue, jonka hilaväli on 1,8 km, ulottuu Pyhäjoen - Skellefteån tasolle. Kauempana Pohjanlahdella hilaväli on 8 km.



KUVA 2/1

Perämerimallin Kemi-Tornio-Haaparanta-sovelluksen laskenta-alue ja hilajako.

Perämerimallin Kemi-Tornio-Haaparanta –sovellus on mallin kehitysvaiheessa kalibroitu vuosien 1999 ja 2000 tiedoilla. Tornion tehtaiden kuormitusten vaikutusten tarkastelun pohjaksi otettiin vuoden 1999 tilanne, joka ympäristöolosuhteiltaan vastaa vuoden 2000 tilannetta paremmin keskimääräisiä olosuhteita. Malliajot on siis tehty käyttäen vuoden 1999 ympäristötietoja (jokivirtaamat, tuulet ym.), mutta alueelle tulevaa piste-kuormitusta malliajoissa on muutettu.

Mallilla havainnollistettiin Tornion tehtaiden ravinnekuormituksen vaikutusta merialueen epäorgaanisten ravinteiden pitoisuuksiin sekä kasviplanktonbiomassaan. Mallitarkastelut on tehty Tornion tehtaiden tässä YVA –selostuksessa esitetyllä hankkeiden yhteenlasketulla suurimmalla kuormitusarviolla (taulukko 2-1). Muiden alueen pistekuormittajien kuormituksina on käytetty vuosien 2001 - 2003 keskiarvoja. Tornion tehtaiden arvioidun suurimman kuormituksen vaikutuksia verrattiin vaikutuksiin nykytilanteessa. Fosforikuormitus ei muutu nykyisestä tasosta merkittävästi ja kuormitus on pieni, joten sen osalta ei tehty vaikutustarkastelua, mutta se on mukana laskettaessa leväbiomassaa.

Lisäksi tarkasteltiin Tornion tehtaiden metalli- (Cr, Ni) leviämistä merialueella. Metallit käsiteltiin mallissa konservatiivisena, tiheydeltään vettä vastaavana aineena, eli metallipitoisuuksien pienenemiseen merialueella vaikutti ainoastaan laimentuminen. Metallitarkastelu tehtiin arvioiduilla suurimmalla normaalitilanteen kuormituksella (taulukko 2-1). Tornion tehtaiden kuormituksen lisäksi malliin syötettiin Kemijoen ja Tornionjoen tuomat metallivirtaamat kuukausittain vuosien 2001 - 2003 keskiarvoina. Muita kuormituslähteitä ei otettu huomioon.

3 OSAHANKKEIDEN VAIKUTUKSET

3.1 Alustava ympäristökuormitus

Seuraavassa Tornion tehtaiden ympäristökuormitukseen on laskettu mukaan YVA-menettelyssä tarkasteltavat osahankkeet sekä mahdollinen FeCr-tehtaan laajennus.

Osahankkeiden toteutuessa lisääntyisivät sekä jätevesikuormitus mereen että jäähdytysvesien määrä. Arvio eri osahankkeiden yhteenlasketuista jäte- ja jäähdytysvesien päästöistä vesistöön on esitetty taulukossa 2-1 ja osahankkeiden aiheuttamasta lämpökuormasta vesistöön taulukossa 2-2. Vertailun vuoksi on molemmissa taulukoissa esitetty päästöt vesistöön v. 2003 ja jätevesien osalta myös v. 1999, jolloin kuormitus vesistöön oli selvästi nykyistä suurempi useiden kuormitteiden osalta.

Tehtaiden jätevesissä merkittävimmät kuormitteet ovat kromi, nikkeli ja sinkki sekä typpi, syanidi ja kiintoaine. Lisäksi jätevesien mukana vesistöön joutuu mm. rautaa, molybdeenä ja fluoridia sekä lähinnä jäähdytysvesien mukana lämpökuormaa. Seuraavassa esitetty vaikutustarkastelu on tehty hankkeiden suurimman yhteenlasketun kokonaiskuormituksen mukaan, esimerkiksi terästehtaan ja ferrokromitehtaan päästöt vesistöön laajennusten jälkeen. Metallipölyjen kierrätyslaitos ja lämmityskapasiteetin lisärakentaminen eivät aiheuta lämpökuormaa lukuun ottamatta päästöjä vesistöön. Pasutuslaitoksen ja rikkihapon talteenoton aiheuttama vähäinen kuormitus johdetaan mereen neutraloinnin ja selkeytyksen kautta ja se on mukana viemärin P3 kuormitusarviossa.

TAULUKKO 2-1

Arvio osahankkeiden yhteenlasketuista päästöistä vesistöön viemäreittäin (brutto) sekä vertailun vuoksi kokonaispäästöt v. 2003 ja v. 1999.

		Laajennusten jälkeen					v. 2003	v. 1999
		P1	P3	P6	P7	yhteensä		
Virtaama Jätevesi	m ³ /a	1 533 000	4 682 000	95 779		6 310 779	4 516 712	5 988 962
Virtaama Jäähdytysvesi	m ³ /a				10 229 000	10 229 000	8 183 484	17 543 104
Kiintoaine	kg/a	9125	38077	2044	126923	176 169	58 619	123 980
BOD _{7 ATU}	kg/a			900		900	876	600
Kok.P	kg/a			70		70	62	49
Kok.N	kg/a	22995	244182	2700	8818	278 695	149 395	203 098
Kok.Cr	kg/a	237	922		1818	2 977	993	5 651
Liuk. Cr (Cr ³⁺ ja Cr ⁶⁺)	kg/a	29,2	450		140	619	215	1 599
Cr ⁶⁺	kg/a		331		9,4	340	135	1 383
Kok.Ni	kg/a	102	528		1472	2 102	642	1 787
Kok.Zn	kg/a	496	25		295	816	321	4 316
CN	kg/a	339	270			609	299	482
F ⁻	kg/a	6205	21 000		5630	32 835	17 228	24 255
Fe	kg/a		5 020			5 020	4 015	19 289
Mo	kg/a		5 900			5 900	4 720	

P1 = ferrokromitehtaan prosessijätevedet

P3 = terästehtaan prosessijätevedet, terässluton sadevedet sekä kuumavalssaamon sadevedet ja jäähdytysvedet

P6 = saniteettijätevesi

P7 = terässluton jäähdytysvedet sekä kylmävalssaamon jäähdytysvedet ja sadevedet

TAULUKKO 2-2

Jäähdytysvesien määrä, lämpötilan nousu ja lämpökuormat nykytilanteessa ja niissä osahankkeissa ja vaihtoehtoissa, joissa jäähdytysvesiä muodostuu.

		Nyky-tilanne	Metallipölyn kierrätys-laitos		Tuotantokapasiteetin nostaminen 2 milj. t/a		Voimalaitos
		v. 2003 *	PK1	PK2	Laajennus	Koko terästehtas	LK2
Jäähdytysvesimäärä	m ³ /h m ³ /a	934 n.8,2 milj.	1600 n. 14 milj.	2700 n. 24 milj.	233 n. 2 milj.	1168 n. 10,2 milj.	4300 n. 17,3 milj.
Jäähdytysvesien lämpötilan nousu	°C	15	10	10	15	15	10
Jäähdytysvesi mereen	°C	15-35	10-34	10-34	15-35	15-35	10-35
Lämpöteho	MW	16,1	18,6	31,4	4,1	20	0-52 **
Lämpöenergia	TJ/a	514	587	991	128	642	720

* satamaan 540 m³/h (n. 9 MW) talvella

** kesällä suurin

Metallipölyn kierrätyslaitos PK1: 97 000 t/a, PK2: 160 000 t/a

Lämmityskapasiteetin lisärakentaminen LK2: 120 MW_p

Vesistöön johdettava lämpöteho tulisi olemaan suurimmillaan noin 50 - 100 MW (n. 2000 - 2400 TJ vuodessa, taulukko 2-2). Valtaosa lämpökuormasta kohdistuisi Röyttän satama-altaaseen, jonne johdettaisiin metallipölyjen kierrätyslaitoksen ja voimalaitoksen jäähdytysvedet kokonaan sekä osa terästehtaan jäähdytysvesistä nykyiseen tapaan.

Lämpimien vesien johtamisella satama-altaaseen on tavoitteena helpottaa sataman talvi-liikennettä. Rajajokikomission 27.5.2004 antaman päätöksen M 4/04 mukaan jäähdytysvesiä saadaan johtaa satama-altaaseen seuraavasti:

1. vaiheessa (v. 2005-2006): 15.10.-15.5. 3000 m³/h, enimmäislämpötila 30 °C, avovesikautena 16.5.-14.10. 1700 m³/h, enimmäislämpötila 35 °C.
2. vaiheessa (v. 2007 →): ympärivuotisesti 7000 m³/h, enimmäislämpötila 35 °C.

Rajajokikomission lupa riittäisi kaikkien osahankkeiden toteuttamiseen, mikäli pölyn-kierrätyslaitos rakennettaisiin PK1:nä eli käsittelykapasiteetilla 97 000 t/a.

3.2 Jäte- ja jäähdytysvesipäästöjen vaikutukset

Vaikutustarkastelu on jaettu seuraavassa kolmeen osaan, rehevöittäviin, toksisiin ja lämpökuorman aiheuttamiin vaikutuksiin.

3.2.1 Rehevöittävät vaikutukset

Ravinnekuormitus ja siitä johtuva ravinteiden lisääntyminen vesistössä johtaa rehevöitymiseen. Tornion tehtaat on yksipuolinen typpikuormittaja. Fosforikuormitus on hyvin vähäistä. Typen ja fosforin kuormitussuhde oli v. 2003 noin 2400:1 ja tulee olemaan laajennusten jälkeen arviolta noin 4000:1. Jätevesien tyyppi on lähes kokonaan nitraattimuodossa. Alueelle tulevasta kokonaistyyppivirtaamasta Tornion tehtaiden kuormituksen osuus on pieni, mutta osuus epäorgaanisesta tyypestä on merkittävä. Tehtaiden typpikuormitus on ollut v. 1990 -luvulla suurimmillaan lähes 600 kg/d, v. 2003 noin 400 kg/d ja suunniteltujen laajennusten jälkeen noin 760 kg/d.

Tornion tehtaiden jätevesien vaikutusta indikoivat ajoittain kohonneet kokonaistypen- ja nitraattitypen pitoisuudet jätevesien purkualueen läheisyydessä ja ajoittain myös ulompana. Kevättalven typpipitoisuuksissa kehityssuunta on laskeva ja kesällä selvää kehityssuuntaa ei ole havaittavissa. Tornion edustan merialue on kasviplanktonin a-klorofyllipitoisuuden perusteella lievästi rehevä rannikon läheisyydessä ja ulompana karu. Selvää kehityssuuntaa a-klorofyllipitoisuuksissa ei ole havaittavissa (*PSV-Maa ja Vesi Oy, 2004c*).

Perustuotantoa rajoittava minimiravinne rannikon läheisyydessä vaihtelee riippuen joki-, jäte- ja meriveden osuudesta vesimassassa. Jätevesien välittömillä purkualueilla tuotanto on ollut ajoittain fosforirajoitteista, ja muilla tarkkailupisteillä rajoittava ravinne on ollut joko typpi tai fosfori tai tuotanto on ollut yhteisrajoitteista. Ulompana rannikosta fosfori on selkeä minimiravinne koko pohjoisella Perämerellä (*esim. Tamminen et al., 1996*). Ravinnelisäytestien ym. selvitysten valossa typellä ei yksinään ole suurta merkitystä kasviplanktonituotannon rajoittajana eli minimiravinteena Tornion edustalla (*PSV 1993 ja 1996a*). Pääasiallinen tuotannon säätelijä on fosfori, ja typen rehevöittävät vaikutukset tulevat esiin vain yhdessä fosforin kanssa.

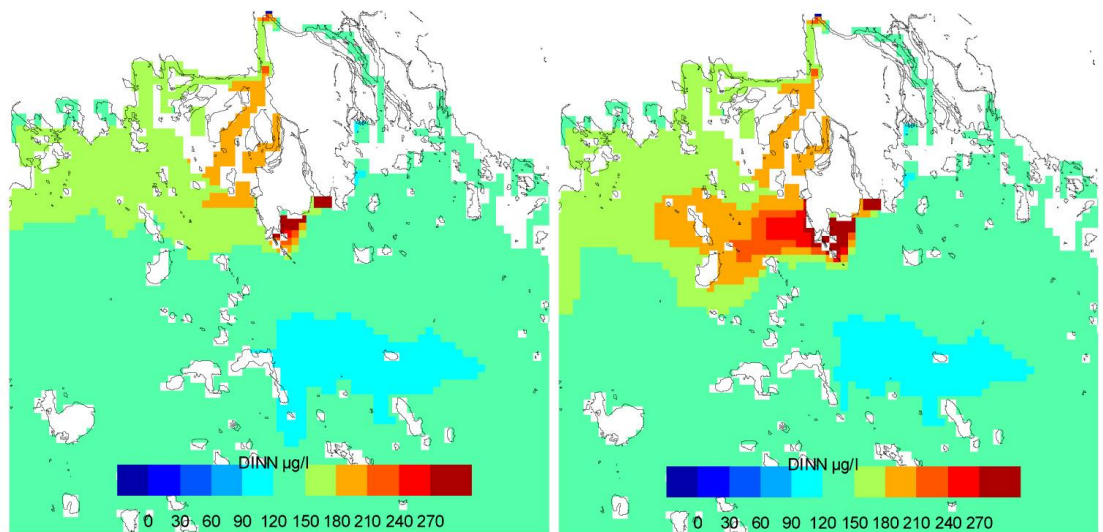
Mallitarkastelu Perämerimallin Kemi-Tornio-Haapanta sovelluksella

Mallitarkastelut tehtiin kahdessa erilaisessa typpikuormitustilanteessa:

- 1) nykytila (typpikuormitus v. 2001 - 2003 n. 290 kg/d)
- 2) YVA:n mukainen suurin kuormitus (typpikuormitus n. 760 kg/d).

Fosforikuormituksen on arvioitu säilyvän nykyisellä tasollaan (n. 0,2 - 0,3 kg/d).

Merialueelle tuleva lisääntyvä typpikuormitus näkyy mallilaskennoissa merialueen epäorgaanisen typen pitoisuuksien lisääntymisenä selvimmin jokivesivaikutteisessa pintakerroksessa talvella (kuva 3/1, liitteet 1 ja 2). Tällöin virtausolot ovat stabiilimmat ja vesien sekoittuminen vähäisempää kuin kesällä. Kevättalvella typpikuormituksen leviämisseuunta on vallitsevien virtausolojen mukaisesti rannikon lähellä Röyttän niemestä Ruotsin suuntaan ja vaikutukset ulottuvat Seskarön tasalle asti. Mallilaskelmien mukaan epäorgaanisen typen pitoisuus nousisi kevättalvella nykytilanteeseen verrattuna noin 100 µg/l Röyttän niemen ympäristössä ja yli 50 µg/l Torne Furön – Pahaluodon tasolle asti.



Maalis-huhtikuu, nykytilanne

Maalis-huhtikuu, YVA-kuormitus

KUVA 3/1

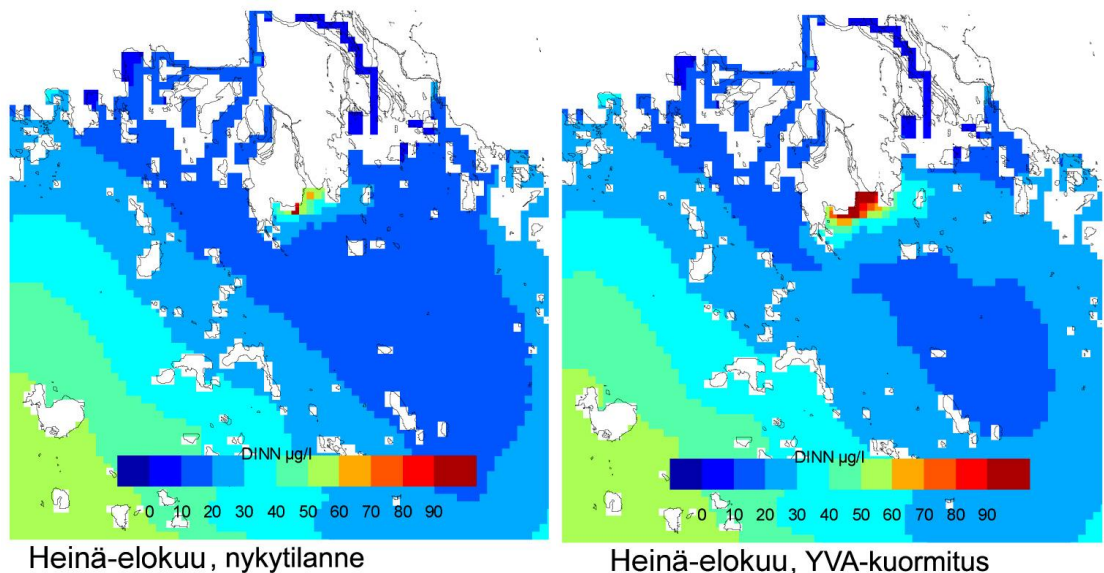
Perämerimallilla laskettu epäorgaanisen typen pitoisuus (DINN, µg/l) Tornion edustan merialueella maalis-huhtikuussa keskimäärin nykyisessä (v. 2001 - 2003) ja YVA:n mukaisessa suurimmassa kuormitustilanteessa.

Avovesiaikana jätevesien aiheuttamat pitoisuuslisäykset ovat pienempiä kuin jääpeitteisenä aikana hyvistä sekoittumis- ja laimentumisolosuhteista johtuen. Keväällä pitoisuustaso lisääntyy jätevesien purkualueen läheisyydessä; välittömällä purkualueella yli 50 µg/l ja Röyttän niemen ympäristössä noin 20 µg/l. Vielä keväällä vaikutusalue suuntautuu lähinnä etelän ja lännen välille (liitteet 1 ja 2). Yli 10 µg/l pitoisuuksien lisääntyminen ulottui mallilaskelmien perusteella Östra Launinkarin tasalle ja yli 5 µg/l pitoisuuksien lisääntyminen Torne Furön länsipuolelle. Keväällä epäorgaanisen typen pitoisuus kasvaa Tornion edustalla avomerta kohden siten, että noin 15 km etäisyydellä Röyttän niemestä avomerellä epäorgaanisen typen pitoisuus on toukokuussa tasoa 100 µg/l (liite 2). Tornion tehtaiden typpikuormituksella ei ole tähän vaikutusta eikä typpikuormituksen lisääntyminen muuta siten tätä tilannetta.

Kesän edetessä typpikuormituksen vaikutusalueen suunta muuttuu siten, että kesällä suurimmat vaikutukset havaitaan Suomen puolella Röyttästä itään-kaakkoon ja koho-neita typpipitoisuuksia mallilaskelmissa ei juurikaan havaittu Ruotsin puolella. Avovesikaudella kuitenkin tuuli- ja virtausoloista riippuen ajoittain vaikutusalue saattaa suuntautua myös Ruotsiin päin.

Keskikesällä epäorgaanisen typen pitoisuudet ovat nykytilanteessa mallilaskelmien mukaan lisääntyneet Tornion rannikolta avomerta kohden siten, että Skomakaren saaren koillispuolelta avomerta kohden pitoisuustaso on ollut yli 50 µg/l (kuva 3/2). Alhaisin pitoisuustaso nykytilanteessa on ollut Tornionjoen edustalla. Nykytilanteessa aivan jätevesien purkualueella epäorgaanisen typen pitoisuudet ovat olleet mallilaskelmien mukaan tasoa 50 - 60 µg/l, mikä tulee kuormituksen lisääntyessä nousemaan tasolle 50 - 150 µg/l. Keskikesän tilanteessa voimakkaimmat typpipitoisuuden lisäykset mallilaskelmissa havaittiin Röyttästä itään, enimmillään noin 80 µg/l jätevesien välittömällä purkualueella. Sassin – Pajukarin ympäristössä pitoisuuksien nousu oli tasoa 10 µg/l. Kuusiluodon pohjoispuolella pitoisuusnousu oli yli 5 µg/l ja eteläpuolella alle 5 µg/l (kuva 3/2).

Loppukesällä epäorgaanisen typen pitoisuustaso Tornion edustan merialueella lisääntyy keskikeseään verrattuna (liitteet 1 ja 2). Tornion tehtaiden lisääntyvän typpikuormituksen vaikutusalue suuntautuu jälleen kevään tavoin kohden Ruotsia, joskaan ei yhtä selvästi kuin keväällä. Suurimmat (noin 20 - 50 µg/l) pitoisuuden muutokset mallilaskelmissa todettiin Röyttän ja Koivuluodonleton välisellä alueella. Röyttän länsipuolella pitoisuustaso nousi mallilaskelmissa 10 - 20 µg/l noin 1,5 km etäisyydellä Röyttästä. Yli 5 µg/l vaikutusalue ulottui Pahaluodon – Torni Furön länsipuolelle.



KUVA 3/2

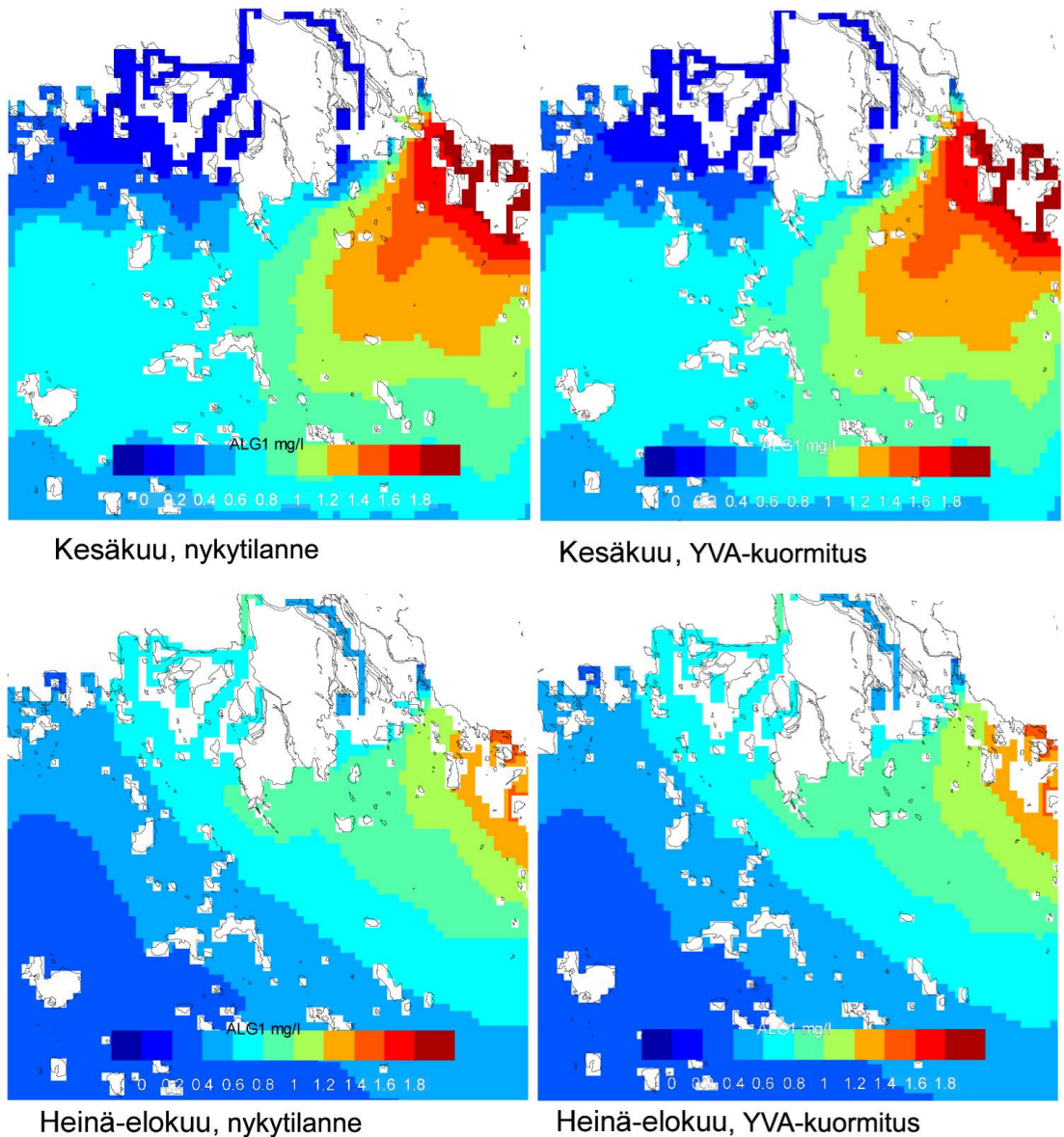
Perämerimallilla laskettu epäorgaanisen typen pitoisuus (DINN, µg/l) Tornion edustan merialueella heinä-elokuussa keskimäärin nykyisessä (v. 2001 - 2003) ja YVA:n mukaisessa suurimmassa kuormitustilanteessa.

Merialueen fosforipitoisuuteen Outokummun jätevesillä ei ole ollut eikä ole myöskään laajennusten jälkeen merkittävää vaikutusta, sillä kuormitus tulee olemaan nykyistä tasoa. Mallin laskemat liukoiset fosfaattipitoisuudet ovat heinä-elokuussa rannikkoalueella tasoa 2 µg/l ja muualla pienempiä (liite 3). Keväällä ja alkukesällä pitoisuustaso on rannikon tuntumassa keskikeseään korkeampi johtuen lähinnä jokivesien mukanaan tuomasta fosforista.

Typpipitoisuuksien lisääntymisestä huolimatta vaikutukset kasviplanktonbiomassaan jäävät mallitarkastelun perusteella vähäisiksi, koska fosfaattikuormitus ei lisäännä, joten fosfaatin puute rajoittaa leväkasvua. Keväällä ja alkukesällä lisääntyvän typpikuormituksen vaikutus kasviplanktonin biomassa oli alle 0,02 mg/l, mitä ei kuvasta 3/3 eikä liitteistä 4 ja 5 ole nähtävissä. Keskikeseällä vaikutus oli edelleen hyvin pieni, suurimmillaankin alle 0,02 µg/l Röyttästä Kemijoen suuntaan alueella, missä nykyisinkin kasviplanktonin biomassa on suurimmillaan (noin 0,8 - 1,0 mg/l) (kuva 3/3). Syyskuussa kasviplanktonin biomassa lisääntyi mallilaskelmien mukaan enimmilläänkin alle 0,01 mg/l.

Mallitarkastelu tukee merialueen tarkkailun tuloksia, joiden mukaan Outokummun Tornion tehtaiden yksipuolisella typpikuormituksella ei ole ajoittaisesta typpirajoitteisuudesta huolimatta ollut merkittävää vaikutusta alueen rehevyyteen. Mikäli alueelle tuleva fosforikuormitus jostain syystä kasvaa, lisää tämä todennäköisesti rehevöittäviä vaikutuksia myös Tornion edustalla.

Päälyslävästön ja rantakasvillisuuden lievä lisääntyminen on mahdollista Outokummun tyyppikuormituksen alaisilla ranta-alueilla, jonne tulee lisäksi oman valuma-alueen haja-kuormituksen mukana molempia ravinteita.



KUVA 3/3

Perämerimallilla laskettu kasviplanktonbiomassan pitoisuus (ALG1, mg/l) Tornion edustan merialueella kesäkuussa ja heinä-elokuussa keskimäärin nykyisessä (v. 2001 - 2003) ja YVA:n mukaisessa suurimmassa ravinnekuormitustilanteessa.

3.2.2

Toksiset vaikutukset

Outokummun Tornion tehtaiden jätevesissä vesistöön päätyviä haitallisia aineita, joilla voi olla toksisia vaikutuksia vesiekosysteemeissä, ovat kromi, nikkeli, sinkki ja syanidi sekä molybdeeni ja fluoridi. Määrävuosin tehdyissä kartoituksissa jätevesissä ei ole esiintynyt elohopeaa eikä kadmiumia määritysrajan ylittäviä määriä. Vuonna 2000 viemärissä P1 esiintyi lyijyä 9 µg/l, mutta v. 2003 lyijyä ei todettu määritysrajan ylittäviä määriä. Kuparia jätevesissä on todettu enimmillään 32 µg/l ja antimonia 28 µg/l.

Tornion tehtaiden jätevesien myrkyllisyyttä vesieliöille testattiin vuosina 2001 - 2002 Ekolab Environmental Oy toimesta. Testatut jätevedet olivat ferrokromitehtaan viemäri P1, terästehtaan viemäri P3 ja neutralointilaitokselta lähtevä jätevesi. Näytteistä testattiin akuutti myrkyllisyys vesikirpulle *Daphnia magna* (SFS-EN ISO 6431:1996) ja viherlevän *Selenastrum capricornutum* kasvun estyminen (ISO 8692:1989). Ferrokromitehtaan jätevesi oli lievästi myrkyllistä viherleville kahdella ensimmäisellä tutkimuskerralla, mutta ei viimeisellä kerralla syyskuussa 2002. Terästehtaan jätevesi ja neutralointin jälkeinen jätevesi ei ollut myrkyllistä kummallekaan koe-eliölle.

Jätevesien mukana tulevat metallit ovat ilmeisesti pääosin kiintoainekseen sitoutuneena ja sedimentoituvat purkualueen läheisyyteen, mihin viittaa erityisesti kromin kohonneet pitoisuudet pohjasedimentissä purkualueen läheisyydessä ja lievempänä aina Katajan edustalle asti. Vesistöstä mitatut metallipitoisuudet ovat olleet pääsääntöisesti varsin alhaisia, mutta yksittäiset kohonneet pitoisuudet viittaavat jätevesien vaikutukseen.

Metallien ja syanidin haitallisuudesta

Monet raskasmetallit ovat elämälle välttämättömiä hivenaineita, mutta voivat toisaalta olla jo pieninä pitoisuuksina eliöille myrkyllisiä. Metallien ja niiden yhdisteiden esiintymiseen maaperässä ja vedessä vaikuttavat monet kemialliset ja fysikaaliset tekijät. Ympäristöolosuhteet määräävät kuinka tehokkaasti alkuaineet mobilisoituvat ja liikkuvat. Olosuhteet vaikuttavat myös aineiden biosaatavuuteen ja edelleen niistä aiheutuviin terveysvaikutuksiin. Tästä johtuen ei ole mielekasta tarkastella pelkästään aineiden kokonaispitoisuuksia ympäristössä vaan edellä mainitut seikat tulee ottaa huomioon arvioitaessa aineista aiheutuvia todellisia ympäristövaikutuksia.

Vedessä ja sedimentissä tärkeimmät metallien esiintymismuotoon vaikuttavat tekijät ovat kovuus, alkaliniteetti, pH, redox-potentiaali, ionien rakenne ja konsentraatio sekä kiintoaineksen ja orgaanisen hiilen määrä. Adsorptiosta ja keraaostumisesta johtuu, että metallien pitoisuudet luonnonvesissä ovat usein alhaisempia kuin voitaisiin päätellä esim. liukoisuustuloista (*Drever, 1997*). Yleensä veden kovuuden lisääntyessä toksisuus vähenee ja happamuuden lisääntyminen lisää toksisuutta.

Metallien kanssa komplekseja muodostavat ligandit vaikuttavat merkittävästi metallien biosaatavuuteen. Vedessä olevalla orgaanisen aineen määrällä on myös merkittävä vaikutus siihen, kuinka suuri osa liuenneista metalleista kompleksoituu kiinteään materiaaliin. Metallien sitoutuminen pienentää niiden biosaatavuutta ja pitoisuuksia vedessä. Kiintoaineksen sedimentoitua myös siihen sitoutuneet metallit kulkeutuvat pohjasedimenttiin. Metallien vapautumista sedimenteistä voi tapahtua esimerkiksi ruoppausten yhteydessä.

Eliöt voivat altistua metalleille syömällä metallipitoista sedimenttiä, kiintoainesta tai vettä, johon on liuennut metalleja. Biosaatavuuskokeissa on todettu, että vapaat metallionit kertyvät sekä vesi- että maaeliöihin tehokkaasti. Biosaatavuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat mm. metallin esiintymismuoto, metallin jakautuminen eri ligandien kesken ravinnossa, muiden kationien vaikutus, lämpötila, pH ja redox-potentiaali (*John et al. 1995*). Myrkyllisyyden ilmeneminen riippuu myös altistumisajasta, eliön ominaisuuksista ja altistumisreitistä.

Seuraavassa on tarkasteltu lähemmin kromin, nikkelin, sinkkiä, molybdeenin, fluoridin sekä syanidin ominaisuuksia ja eliöstölle haitallisia pitoisuustasoja vesistöissä. Alla mai-

nittujen, pienimpien haitallisten pitoisuusarvojen soveltamista käytäntöön vaikeuttaa se, että tulokset ovat yleensä vain tiettyjen yhdisteiden laboratoriotesteistä. Tornion tehtaiden edustalta ei ole vertailukelpoista tietoa, esiintyykö kyseisiä yhdisteitä merivedessä.

Kromi on yleinen, kaikkialla esiintyvä alkuaine, joka toimii myös hivenaineena. Kromin pysyvin ja yleisin muoto on 3-arvoinen oksidi, joksi muut kromin hapetusasteet pyrkivät muuttumaan. Vedessä 6-arvoinen kromi on usein dominoiva muoto liukoisessa fraktiossa, mutta 3-arvoinen dominoi, kun vedessä on orgaanista ainesta (*ref. Nikunen, 2000*). 3-arvoinen kromi päättyy tyypillisissä neutraaleissa vesissä melko nopeasti sedimentteihin erilaisina yhdisteinä eikä ole biologisen ravinnekierron käytettävissä, kun taas 6-arvoinen kromi on yleensä oksoanionina suhteellisen liukeneva (*Ylimaunu, 2001*).

Kromiyhdisteiden biologinen merkitys tai haitallisuus riippuu hapetusasteesta, esiintymismuodosta ja määrästä. Kromi on nisäkkäillä sokeriaineenvaihduntaan vaikuttava hivenaine, mutta se ei keräänny ravintoketjuissa. Kromin haitallisuus liittyy yleensä liukosiin 6-arvoisiin yhdisteisiin, jotka ovat hapettavia. Kuitenkin 6-arvoinen kromi pyrkii pelkistymään mm. orgaanisen aineksen läsnäollessa 3-arvoiseksi. Testeissä tietyillä 3-arvoisilla kromiyhdisteillä on todettu olevan haitallista vaikutusta levien kasvuun, äyriäisten liikkumiseen ja lisääntymiseen sekä kalojen eloonjäämiseen, ja 6-arvoisilla yhdisteillä on havaittu vaikutuksia kalojen eloonjäämiseen ja kasvuun (*Nikunen et al., 2000*). Tietty Cr(VI)-suolat on luokiteltu karsinogeenisiksi mm. laboratoriotestien perusteella (*ref. Nikunen et al., 2000*).

Pienin 3-arvoisen kromiyhdisteen pitoisuus, jossa kaloille (*Salmo gairdneri*, kirjolohi) on todettu aiheutuvan joitakin myrkkyyvaikutuksia (LOEC), on 0,089 mg/l. Vastaava 6-arvoisen kromiyhdisteen pitoisuus, jossa eliölle (*Daphnia magna*, vesikirppu) on todettu aiheutuvan joitakin myrkkyyvaikutuksia (LOEC), on ollut 0,0017 mg/l. Kuusiarvoisen kromin LC50-arvo vesieliölle on 0,02-1,84 mg/l, kun LC50-arvo kaloille vaihtelee pääosin välillä 0,19-45 mg/l altistuksen kestosta ja testieliöstä riippuen (*Nikunen et al., 2000*). Ainoat kromin kaloille ja vesieliöille todetut haitat ilmenevät välittömästi jätevesipäästöjen lähialueilla, jossa kohonneet kromipitoisuudet voivat aiheuttaa muun muassa kalojen mätivaiheiden ja juuri kuoriutuneiden poikasten lisääntynyttä kuolevuutta (*Holdway, 1988 ref. Ylimaunu, 2001*). Talousveden kromipitoisuuden terveysperusteinen raja-arvo vaihtelee teollisuusmaissa 50-100 µg/l välillä (*STM 461/2000, Ylimaunu 2001*).

Nikkeli on jossain määrin tarpeellinen hivenaine ihmisten ja joidenkin eläinten sekä kasvien aineenvaihdunnalle ja entsyymitoiminnoille sekä joidenkin mikro-organismien kasvutoiminnoille. Suurina pitoisuuksina nikkeli on kuitenkin eliöille myrkyllinen. Nikkeli on haitallinen organismeille vain 2-arvoisena, sillä muut nikkelimuodot eivät ole biosaatavia. Nikkelin liukoisuus veteen lisääntyy pH:n laskiessa alle kuuden. Meriolo-suhteissa pH on yleensä emäksisen puolella, mikä vähentää liukoisuutta. Myrkyllisyystesteissä nikkelillä on todettu olevan vaikutusta äyriäisten liikkumiseen ja lisääntymiseen sekä kalojen lisääntymiseen (*Nikunen et al., 2000*). Pienin pitoisuus, jossa 50 %-lle koe-eliöistä (*Selenastrum capricornutum*, viherlevä) aiheutui joitakin myrkkyyvaikutuksia kokeen aikana (EC50), on 0,012 - 0,013 mg/l (*ref. Nikunen et al., 2000*). LC50-arvot vesieliöille vaihtelevat testieliöstä ja kokeen kestosta riippuen pääosin välillä 0,13 - 435 mg/l ja kaloille 0,05 - 36 mg/l (*ref. Nikunen 2000*). Talousveden nikkelipitoisuuden terveysperusteinen raja-arvo on 20 µg/l (*STM asetus 461/2000*).

Sinkki on elämälle välttämätön, toiseksi yleisin hivenaine. Sinkki liittyy muun muassa rikkiin ja orgaanisiin aineksiin, mutta orgaanisten kompleksien pysyvyys ei ole kovin hyvä ja ne purkautuvat pH:n laskiessa. Myrkkyyvaikutuksia on todettu muun muassa mikrobeilla, levillä, äyriäisillä ja kaloilla. Levillä ja äyriäisillä vaikutukset liittyvät lisääntymiseen sekä kaloilla kasvuun, eloonjäämiseen ja lisääntymiseen (Nikunen et al., 2000). Pienin pitoisuus, jossa eliölle (*Selenastrum capricornutum*, viherlevä) on todettu aiheutuvan joitakin myrkkyyvaikutuksia kokeen aikana (LOEC), on 0,03 mg/l (ref. Nikunen et al., 2000). LC50-arvot vesieliöille vaihtelevat eliöstä ja kokeen kestosta riippuen välillä 0,1 - 2,24 mg/l ja kaloille pääosin välillä 0,12 - 3,8 mg/l (ref. Nikunen, 2000). Talousveden sinkkipitoisuudelle ei ole nykyisin katsottu tarpeelliseksi antaa terveystasuerusteista raja-arvoa.

Molybdeeni on kaikille eliöille välttämätön hivenaine, joka osallistuu entsyymitoimintaan ja kuparin saannin säätelyyn. Molybdeeni on välttämätön tyyppiä sitovilla kasveilla ja se sitoutuu helposti rautaan ja rikkiin. Molybdeeni ei rikastu ravintoketjussa eikä sen ole havaittu olevan erityisen myrkyllinen tai haitallinen ympäristössä, minkä takia sille ei ole annettu juurikaan ohjearvoja. Meriveden molybdeenipitoisuus on keskimäärin 10 µg/l (Abbott 1977. ref. Ylimaunu et al., 2004). Molybdeenipitoisuutta 50 mg/l pidetään yleisesti vesieliöille haitattomana, mutta laboratorioista on tietoa, että joidenkin molybdeeniyhdisteiden vaikutukset olisivat tietyille kalalajeille kuoriutumisvaiheessa haitallisia jo paljon pienemmissä pitoisuuksissa (Saiki et al., 1993, ref. Ylimaunu et al., 2004). Nykyisessä talousvesiasetuksessa (STM 461/2000) molybdeenille ei ole annettu raja-arvoa, mutta WHO:n vanhassa suosituksessa se oli 0,07 mg/l (WHO, 1984).

Fluori on yhdisteinä esiintyvä epämetalli. Fluori on ihmisille ja eläimille välttämätön hivenaine, joka vaikuttaa mm. luuston kehitykseen. Merivedessä fluoridi sitoutuu mineraaleihin ja liukoinen fluoridi on muun muassa muodossa MgF⁺. Suurina pitoisuuksina fluoridit ovat haitallisia, jolloin niillä on mm. taipumus estää tärkeiden entsyymien toimintaa muodostaessaan komplekseja entsyymien aktivaattoreina toimivien metallionien kanssa. Fluoridien voivat kertyä kaloihin ja simpukoihin. Myrkyllisyystesteissä fluorideilla on havaittu olevan vaikutusta äyriäisten kasvuun, lisääntymiseen ja eloonjäämiseen sekä kaloilla kutumiseen. Fluoridien myrkyllisyys kasvaa veden lämpötilan kohotessa. Kalojen herkkyys fluoridien myrkkyyvaikutuksille vähenee veden kovuuden kasvaessa. Pienin pitoisuus, jossa 50 %-lle koe-eliöistä (*Chlorella*, viherlevä) on todettu aiheutuvan joitakin myrkkyyvaikutuksia kokeen aikana (EC50), on 2 mg/l (ref. Nikunen et al., 2000). LC50-arvot kaloille vaihtelevat kalalajista ja kokeen kestosta riippuen pääosin välillä 2,3-300 mg/l (ref. Nikunen et al., 2000). Talousveden fluoridipitoisuuden terveystasuerusteinen raja-arvo on 1,5 mg/l (STM asetus 461/2000).

Syanidi on helposti haihtuva myrkyllinen aine. Pitkäaikaisen altistumisen on havaittu vaikuttavan erityisesti hermoston toimintaan. Syanidit eivät kerry ihmisten, kalojen tai eläinten elimistöön eikä niiden ole todettu olevan karsinogeenisia. Syanidin myrkyllisyys perustuu ns. vapaaseen syanidiin, jonka CN⁻ -ioni sitoutuu veressä rautaan estäen eliön hapensaannin ja tukahduttaa sen. Syanidien liikkumista luonnossa rajoittaa niiden kompleksoituminen ja niitä hajottavat mikro-organismit. Vedessä, etenkin pintavesissä, auringonvalon UV-säteily hajottaa syanidiyhdisteet ja otsoni hajottaa ne lopullisesti. Myös lämpötila vaikuttaa syanidien hajoamiseen. LC50-arvo kirjolohenpoikaselle 98 tunnin altistuksessa on 28 – 68 µg/l (6 - 18 °C); lämpötilan laskiessa myrkyllisyys kasvaa (ref. Nikunen et al., 2000). Alin pitoisuus, jossa kaloilla on testiaikana todettu joitakin myrkkyyvaikutuksia (LOEC), on 5 - 10 µg/l ja EC50-arvo mikro-organismeille on

20 µg/l (ref. Nikunen et al., 2000). Syanidien terveysperusteinen raja-arvo talousvedessä on 50 µg/l (STM asetus 461/2000).

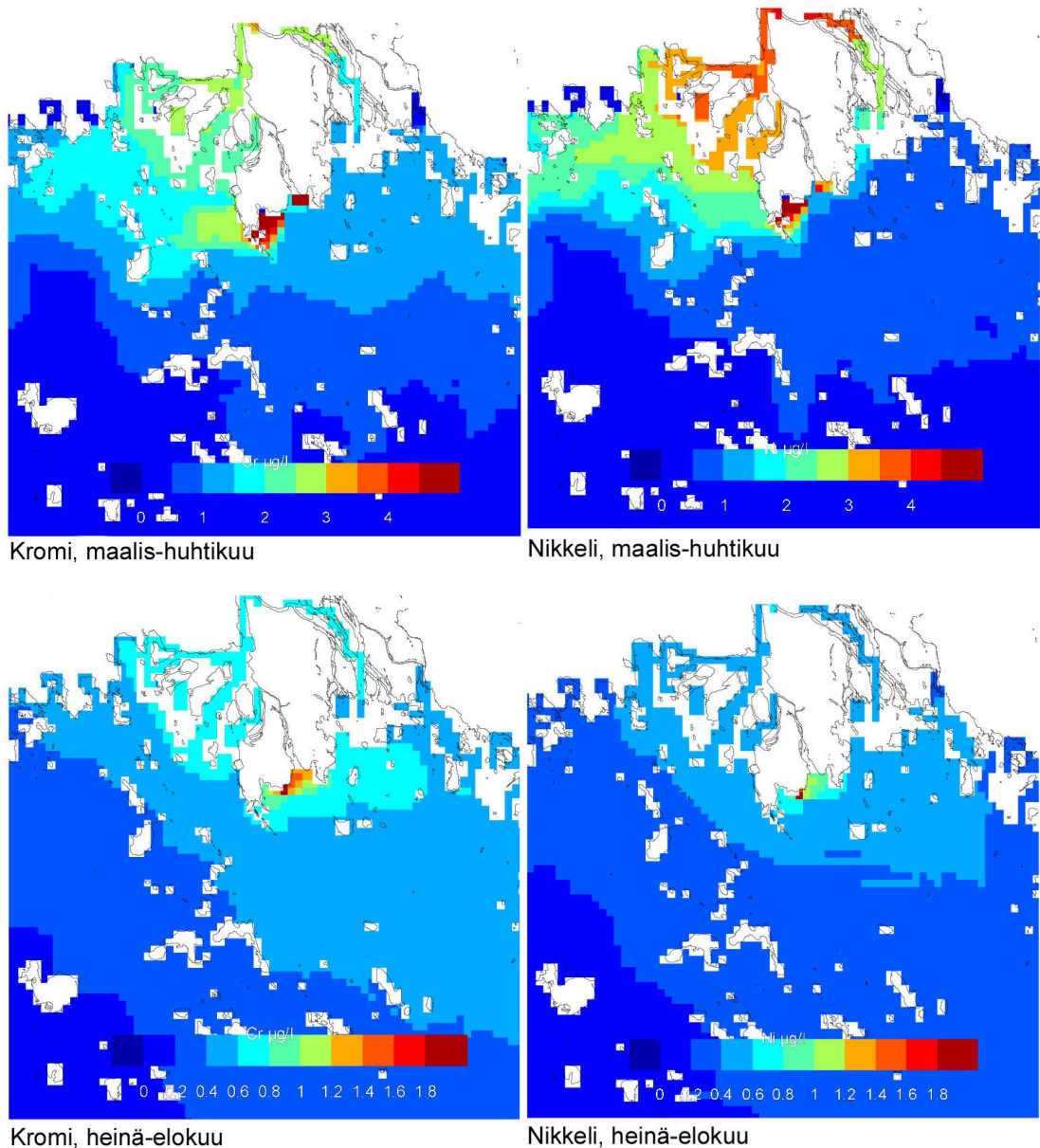
Arvio Tornion edustan metallipitoisuuksista ja niiden haitallisuudesta

Perämerimallin Kemi-Tornio –sovelluksella laskettiin Tornion tehtaiden metallikuormituksen vaikutuksia merialueella. Mallilaskennoissa metallikuormituksen leviämistä kuvattiin pelkästään laimentumisen avulla, eli sedimentaatiota ja erilaisia sitoutumisprosesseja ei ole huomioitu. Tarkasteltaviksi metalleiksi valittiin kromi ja nikkeli. Mallitarkastelu on tehty YVA:n maksimikuormituksilla: nikkeli 2102 kg/a = 5,8 kg/d ja kromi 2 977 kg/a = 8,2 kg/d. Tornionjoen ja Kemijoen ainevirtaamat on syötetty malliin kuu-kausikeskiarvoina laskettuna vuosien 2001 - 2003 keskiarvoina. Muita kuormituslähteitä ei ole huomioitu. Muiden metallien osalta vaikutusalue on samansuuntainen, mutta voimakkuus ja laajuus vaihtelevat kuormituksesta riippuen.

Mallilla lasketut merialueen kromipitoisuudet olivat pääasiassa suuria verrattuna mitattuihin pitoisuuksiin, ilmeisesti lähinnä sen takia, että sedimentoitumista ei ole huomioitu. Mitatut pitoisuudet ovat usein olleet alle määritysrajan, mikä edelleen vaikeuttaa tarkastelua. Lasketut nikkelipitoisuudet sen sijaan vastasivat paremmin mitattuja pitoisuuksia (kuva 4/4).

Tornion tehtaiden metallikuormituksen pääasiallinen vaikutusalue on mallilaskelmien perusteella varsin suppea ulottuen Röyttästä Koivuluodonlettoon (kuva 3/4, liitteet 6 ja 7). Selvin vaikutus on kevättalvella, jolloin Tornion tehtaiden jätevesien purkualueella YVA:n maksimikuormitustilanteessa sekä nikkelin että kromin pitoisuus on tasoa 4 - 5 µg/l, kromin suurimmillaan noin 10 - 12 µg/l ja nikkelin 8 - 9 µg/l. Kyseiset pitoisuudet ovat suurempia kuin pitoisuustaso muualla merialueella, mutta esiintymisalue on laajuudeltaan suppea (kuva 3/4). Muutoin merialueella pitoisuudet liikkuvat tasolla 1-3 µg/l lukuun ottamatta Tornionjoen suiston nikkelipitoisuutta, joka on korkeampi (3 - 4 µg/l). Kromikuormituksen vaikutus oli havaittavissa hyvin lievänä Östra Launinkarin edustalle saakka.

Avovesikaudella nikkelin ja kromin pitoisuustaso Tornion tehtaiden jätevesien purkualueen läheisyydessä oli tasoa 0,6 - 2 µg/l, kun se muutoin merialueella on yleisesti kevättä lukuun ottamatta alle 0,6 µg/l. Röyttän länsipuolella nikkelikuormituksesta aiheutuvaa hyvin lievää pitoisuuden nousua havaittiin mallilaskennoissa lähinnä vain keväällä suppealla alueella (liite 7). Kromin osalta vaikutus Röyttän länsipuolella oli hieman selvempi kuin nikkelin, mutta pitoisuuden nousu oli hyvin pientä ja tehtaan vaikutus sekoittuu Tornionjoesta tuleviin ainevirtaamiin (liite 6). Kromipitoisuuksia tarkasteltaessa on kuitenkin huomioitava se, että malli laskee merialueen kromipitoisuudet suuremmiksi kuin mitä mittauksissa on todettu, koska malli ei ota huomioon metallien sedimentoitumista. Karkeasti arvioiden edellä esitetyissä luvuissa noin puolet on tehtaan laajennuksen, valtaosin terästehtaan laajennuksen vaikutusta.



KUVA 3/4

Perämerimallilla laskettu kromi- ja nikkelipitoisuus (µg/l) Tornion edustan merialueella maalis-huhtikuussa ja heinä-elokuussa keskimäärin YVA:n mukaisessa suurimmassa kuormitustilanteessa.

Tornion edustalla vuosina 2001 - 2003 mitattu suurin kromipitoisuus on ollut 9,2 µg/l ja 1990-luvulla 17 µg/l, mutta yleensä pitoisuudet ovat olleet avovesiaikana määrittäjärajaa pienempiä. Kromikuormitus tulee laajennusten jälkeen olemaan viimevuosien tasoa suurempi, mutta vain noin puolet vuoden 1999 tasosta. Vesistössä voi ilmeisesti satunnaisesti esiintyä pienimmille vesieliöille myrkyllistä tasoa olevia kromipitoisuuksia, mutta myrkkyyvaikutus rajoittuu jätevesien välittömälle purkualueelle, sillä 6-arvoinen kromi muuttuu vesistössä nopeasti 3-arvoiseksi mm. orgaanisen aineen läsnä ollessa.

Tornion edustalla vuosina 2001 - 2003 mitattu suurin nikkelipitoisuus on ollut 4,9 µg/l ja 1990-luvulla 22 µg/l, mutta yleensä pitoisuudet ovat olleet selvästi pienempiä. Nikkelikuormitus tulee laajennusten jälkeen olemaan viimevuosien tasoa suurempi, mutta sa-

maa suuruusluokkaa tai hieman suurempi kuin 1990-luvun lopulla. Myös nikkelin mahdolliset myrkylliset vaikutukset vesieliöstöön rajoittuvat purkualueen läheisyyteen.

Tornion edustalla vuosina 2001 - 2003 mitatut sinkkipitoisuudet ovat olleet pääosin muutamia mikrogrammoja litrassa, suurimmillaan 15,9 µg/l ja 1990-luvulla kahta poikkeusta (27 - 50 µg/l) lukuun ottamatta <20 µg/l. Sinkkikuormitus tulee laajennusten jälkeen olemaan viimevuosien tasoa suurempi, mutta vain noin viidesosa 1990-luvun tasosta. Vesieliöstölle haitallista tasoa olevien sinkkipitoisuuksien esiintyminen vesistössä on epätodennäköistä.

Alueelta tutkittujen kalojen lihaksesta ei ole viime vuosina todettu kohonneita kromi-, nikkeli- ja sinkkipitoisuuksia, mutta kotiloissa on todettu vertailualueetta korkeampia kromi- ja nikkelpitoisuuksia, jotka voivat johtua sekä jätevesistä että alueen luontaisista tekijöistä.

Molybdeenipitoisuudet olivat Tornion edustalla vuonna 2000 tehdyn kartoituksen perusteella tasoa 0,25 - 2,4 µg/l paitsi terästehtaan purkuviemärin edustalla pohjan läheisyydessä 25,3 µg/l. Pitoisuudet vesistössä tulevat olemaan jatkossa samaa suuruusluokkaa eikä niistä arvioida aiheutuvan vaaraa vesieliöstölle.

Fluoridipitoisuudet Tornion edustan merialueella ovat pieniä, tasoa <0,1 - 0,16 mg/l, kesällä 2004 tehdyn kartoituksen perusteella. Fluoridikuormitus voi kasvaa lähes kaksinkertaiseksi nykytasosta pääosin terästehtaan laajennuksen seurauksena, joten myös pitoisuudet vesistössä voivat vastaavasti kasvaa. Mahdolliset vaikutukset vesieliöstöön rajoittuvat purkualueen läheisyyteen ja muualla vesieliöstölle haitallisten pitoisuuksien esiintyminen on epätodennäköistä.

Pohjasedimentissä kromi tulee säilymään edelleen selvimpänä jätevesiä kuvaavana tekijänä tehtaiden lähialueella. Merkittäviä muutoksia sedimentin kromipitoisuuksissa eikä myöskään nikkelin ja sinkin pitoisuuksissa arvioida tapahtuvan aikaisemmin alueella todettuihin pitoisuuksiin verrattuna.

Sedimentin kromipitoisuudet Tornion edustalla ovat yleisesti olleet Perämeren rannikkoalueen keskimääräistä tasoa korkeampia. Kohonneet pitoisuudet johtuvat osittain Tornion tehtaiden jätevesistä, mutta myös Kemi-Tornio alueella sijaitsevasta Euroopan suurimpiin kuuluvasta kromiittikerrostumasta. Myös nikkelpitoisuudet ovat paikoin olleet keskimääräistä korkeampia. Sinkkipitoisuudet ovat olleet yleensä alhaisempi kuin Perämeren rannikolla keskimäärin (*PSV-Maa ja Vesi Oy, 2003 ja 2004c*).

Mallitarkastelun perusteella syanidien vaikutus on havaittavissa metallien tavoin selvimmin talvella jätevesien purkupaikoilla. Syanidikuormitus tulee olemaan tehtaiden laajennusten jälkeen <2 kg/d, kun se nykyisin on <1 kg/d. Kuormitus jakaantuu lähes tasan ferrokromitehtaan ja terästehtaan kesken. Syanidipitoisuudet voivat olla välittömällä purkualueella muutamia mikrogrammoja, mutta yleisesti merialueella selvästi alle 1 µg/l. Tornion edustalla mitatut syanidipitoisuudet ovat olleet <10 µg/l (standardin SFS5747 mukainen määrittäysraja). Tornion tehtaiden syanidikuormituksen mahdolliset toksiset vaikutukset vesistössä rajoittuvat käytännössä purkuputkien suualueelle.

Edellä mainituissa johtopäätöksissä epävarmuustekijänä on se, että tarkkaa tietoa siitä, missä muodossa yhdisteet tehtaiden edustan merivedessä esiintyvät, ei ole. Johtopäätökset perustuvat alimpiin testeissä havaittuihin haitallisiin pitoisuuksiin.

3.2.3 Lämpökuorman vaikutukset

Lämpökuorman vesistövaikutuksista yleisesti

Jäähdytysvesien purkamisesta aiheutuva lämpötilan nousu nopeuttaa biologisia toimintoja. Perustuotanto voi kasvaa, mikäli ravinteita on riittävästi saatavilla, hajotustoiminta kiihtyy ja hapenkulutus lisääntyy. Ravinnekuormaa jäähdytysvedet eivät yleensä lisää, mutta perustuotannon olosuhteet parantuvat. Myös kasviplanktonin määrä voi lisääntyä ja lajikoostumus muuttua. Lämpötilan kohotessa ja kasvukauden pidetessä myös kasvien elinolot parantuvat. Järvissä ja merenlahdissa, joihin puretaan suuria määriä jäähdytysvettä, purkualueella on yleensä havaittavissa ranta- ja vesikasvillisuuden runsastumista. Muutokset rajoittuvat kuitenkin yleensä suhteellisen pienelle alueelle, jolla lämpötila on jatkuvasti yli yhden asteen ympäristöään korkeampi (*Electrowatt-Ekono Oy, 2002*).

Huomattava lämpötilan kasvu voi aiheuttaa muutoksia levästässä ja pohjaeläimistöissä, jotka vaikuttavat puolestaan muihin eliölajeihin. Vesieliöstön kannalta haitallisimpia ovat suuret ja nopeat muutokset. Kalat, kuten monet muutkin liikkuvat vesieliöt, hakeutuvat aktiivisesti sopivaan lämpötilaan. Osa kaloista suosii lämmintä vettä (mm. ahven, kuha, hauki, särki) ja kun taas osa viihtyy viileämmässä, 10 - 15 °C, vedessä (mm. siika, silakka, taimen, made). Lämpötilamuutokset voivat vaikuttaa siten esim. kalojen liikkeisiin ja vaelluksiin sekä kutuajankohtaan. Mm. silakan ja ahvenen kudun aikaistumista on havaittu useiden voimalaitosten jäähdytysvesien purkualueilla (*Electrowatt-Ekono Oy, 2002*).

EU:n kalavesidirektiivi (78/6597ETY) määrittelee melko yksityiskohtaisesti direktiivin mukaisille lohi- ja särkikalavesille sallitut lämpötilan nousun enimmäisrajat. Jäähdytysvesien sekoittumisvyöhykkeen rajalla lohikalavesien lämpötila saa nousta enintään 1,5 °C ja särkikalavesien lämpötila 3,0 °C vertailualueeseen verrattuna. Toimivaltainen viranomainen voi kuitenkin määrittää alueen, jossa sallitaan suuremmat lämpötilapoikkeamat. Lämpökuormitus ei myöskään saa sekoittumisvyöhykkeen rajalla nostaa lohikalavesien lämpötilaa yli 21,5 °C:een ja särkikalavesien lämpötila yli 28 °C:een (*Silvo et al., 2000*).

Vertailun vuoksi, Rautaruukin Raahen terästehtaan lämpökuorma on noin kaksinkertainen Outokummun suurimpaan arvioituun jäähdytysvesien lämpökuormaan verrattuna. Raahen satama-altaassa ja sen suulla veden lämpötila on ollut velvoitetarkkailutulosten perusteella maaliskuussa noin 2 – 5,5 °C. Kesäaikana lämpötilan nousu satama-altaassa ja sen suulla on ollut noin 1 – 3 °C. Satama-altaan ulkopuolella kohonneita lämpötiloja ei ole juurikaan havaittu. Raahen edustalla lämpökuormalla ei ole havaittu olleen vaikutusta veden laatuun tai vesistön biologiseen tilaan.

Jäähdytysvesien johtamisesta avoimille tai melko avoimille purkualueille rannikolla aiheutuneiden haitallisten vaikutuksen on todettu tutkimuksissa ja tarkkailuissa jääneen paikalliseksi ja vähäiseksi (*Electrowatt-Ekono Oy, 2002*).

Ympäristöään lämpimämpien jäähdytysvesien johtaminen vesistöön aiheuttaa usein kuitenkin jäätilanteen heikkenemistä talvella sekä sumun muodostusta.

Lämpötilan muutokset Tornion edustalla

Veden lämpötila Tornion edustalla vaihtelee noin 0 – 25 °C. Talvella vedet kerrostuvat suolaisuuden ja lämpötilan perusteella. Esimerkiksi v. 2003 huhtikuun alussa lämpötila oli 1 m:n syvyydellä 0,2 - 0,3 °C ja pohjan läheisyydessä 0,8 - 1,7 °C. Pohjan lähellä lämpötila oli korkeimmillaan Tornion tehtaiden jätevesien (viemärit P3 ja P7) purkupaidalta noin 0,5 km etäisyydellä sijaitsevalla pisteellä. Kesällä tuulet ja virtaukset sekoittavat vesiä tehokkaammin kuin talvella, mikä tasoittaa lämpötilaeroja. Kesällä lämpötila on pintakerroksessa yleisesti 15 - 22 °C, suojaisilla ja matalilla ranta-alueilla lämpötila voi olla korkeampi. Vähätuulisina ja lämpiminä aikoina vedet kerrostuvat lämpötilan suhteen. Lämpötila vaihtelee jo luonnostaan rannikon tuntumassa useita asteita eri syvyisissä ja veden vaihtumisen kannalta erilaisissa paikoissa eikä Tornion tehtaiden vaikutusta ole juurikaan kesällä havaittu.

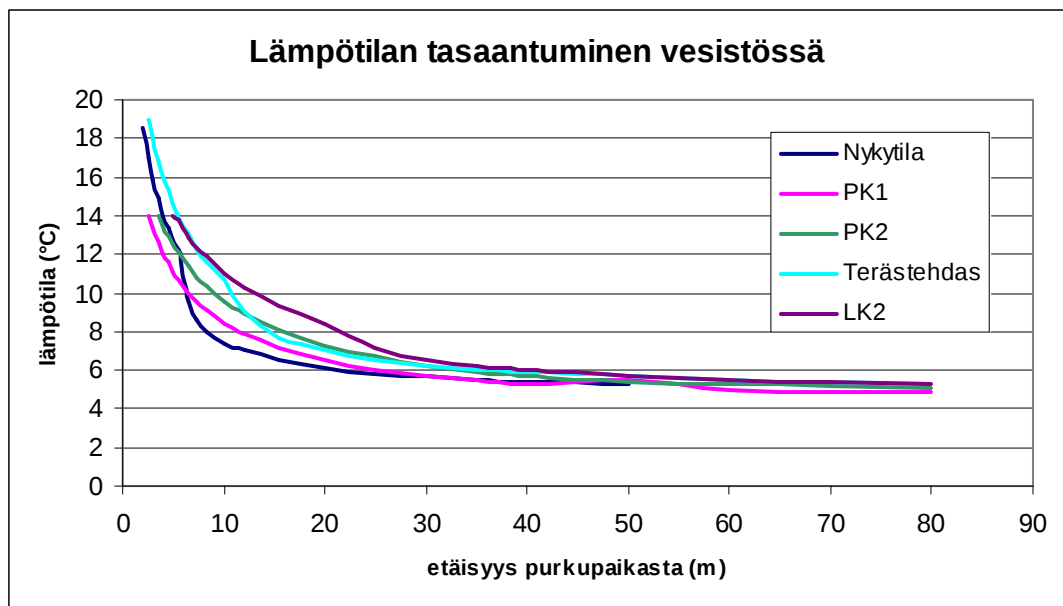
Jäähdytysvesien määrä ja lämpökuorma vesistöön kasvaa merkittävästi, mikäli tarkasteltavat hankkeet toteutetaan suurimpien vaihtoehtojen mukaisesti. Taulukossa 2-2 on arvio satamaan johdettavista jäähdytysvesimääristä ja niiden lämpötiloista sekä tilanne v. 2003. Tarkastelussa on oletettu, että jäähdytysvedet johdetaan satamaan, vaikka terästehtaan jäähdytysvesistä osa voidaan tarvittaessa johtaa myös nykyiseen purkuviemäriin P7. Näiden vesien vaikutus ei muuta tilannetta olennaisesti nykyisestä, ja lievä lämpötilan nousu rajoittuu purkualueen edustalle. Sula alue on ollut arviolta enintään kymmeniä metrejä.

Olettaen, että sataman pinta-ala on noin 3,6 ha, syvyys 9 m ja jäähdytysvedet sekoittuvat koko vesimassaan, tulee lämpötilan nousu vuorokauden lämpömäärällä olemaan suurimmillaan noin 5,5 - 6,5 °C. Metallipölyn kierrätyslaitos aiheuttaa noususta noin 1 - 2 °C sen kapasiteetista riippuen, terästehdas 1,3 °C ja lämmityskapasiteetin lisärakentaminen 3,2 °C. Suurinta nousu on kesällä, jolloin voimalaitokselta vesistöön tuleva kuorma on suurimmillaan. Laskelmassa ei ole otettu huomioon veden vaihtumista alueella eikä lämmön kulkeutumista, joten käytännössä lämpötilan nousu jäänee selvästi esitettyä alhaisemmaksi. Pelkästään jäähdytysvesien suurin virtaus huomioiden viipymä em. tilanteessa olisi noin 40 tuntia, mutta mm. tuulet, meriveden korkeuden vaihtelut ja laivaliikenne aiheuttava virtauksia ja veden vaihtumista alueella.

Jäähdytysvedet tullaan johtamaan lähelle pintaa ja siinä kerroksessa välittömällä purkualueella lämpötilan nousu on suurempi. Lämpötila tasaantuu kuitenkin varsin nopeasti, kun vedet sekoittuvat tiheyttään vastaavaan vesikerrokseen. Satama-alueen ulkopuolella avoimella, noin 6 - 9 m:n syvyydellä, vesialueella vesien sekoittuminen on meriveden virtauksista ja Tornionjoen virtaamasta (MQ 387 m³/s eli n. 1,4 milj. m³/h) johtuen tehokasta. Vuorokauden suurimman mahdollisen lämpökuorman (n. 8,8 TJ/d) aiheuttama laskennallinen lämpötilan nousu olisi noin yhden asteen arviolta noin 25 ha:n laajuisella (500 m x 500 m) ja 8,5 m syvällä alueella, kun veden vaihtumista ja lämmön kulkeutumista ei ole otettu huomioon. Todellisuudessa lämpötilan nousu on lähellä purkualueutta selvästi korkeampi ja laskee edellä esitettyä pienemmällä alueella alle yhden asteen.

Cormix-mallilla laskettiin esimerkinomaisesti purkuputkesta purkautuvan ylimääräistä lämpöä sisältävän veden leviämistä, sekoittumista ja jäähtymistä purkupaikalta etäännyttäessä. Kuvassa 3/5 on havainnollistettu lämpötilan muutosta eri osahankkeissa ja nykytilanteessa talvella, kun vesistön lämpötilana on käytetty +4 °C ja jäähdytysvesien lämpötilan nousuna +10 - 15 °C osahankkeesta riippuen (taulukko 2-2). Purkupaikan leveydeksi vesistössä on oletettu 100 m, mikä vastaa Röyttän satama-altaan leveyttä sen kes-

kiosassa. Lämpötila laskee aluksi nopeasti edettäessä kauemmaksi purkuputken suulta (kuva 3/5), mutta lievästi lämmentyneen alueen koko on suurempi. Pintaveden lämpötilan nousu tasaantuu hyvin nopeasti, noin 10 minuutissa ja horisontaalisesti alle 25 m:n matkalla, noin yhteen asteeseen. Välittömällä purkualueella tässä laskentatilanteessa (vesistö +4 °C ja jäähdytysvesi mereen 14 - 19 °C) jo noin 1-2 metrin syvyydessä lämpeneminen on vähäistä ja mallilaskelmat eivät tue veden lämpenemistä muutoin kuin pintakerroksessa. Talvella saavutettuaan +4 °C lämpötilan jäähdytysvedet sukeltavat ja sekoittuvat vesimassaan. Käytännössä kulloisetkin tuuli- ja virtausolot sekä sataman liikenne määräävät jäähdytysvesien leviämisen ja sekoittumisen ja siten myös lämpötilavaikutusalueen. Jäähdytysveden purkujärjestelyillä on myös merkittävä vaikutus sekoittumiseen ja sitä kautta lämpötilan nousuun.



KUVA 3/5

Röyttän satama-altaaseen eri osahankkeissa johdettavien ja v. 2003 johdettujen jäähdytysvesien lämpötilan tasaantuminen vesistössä talvella olettaen, että terästehtaan jäähdytysvedet johdetaan kokonaan satama-altaaseen ja purkuvesistön lämpötila on +4 °C.

Lämpökuorman vaikutukset Tornion edustalla

Torniossa jäähdytysvesien lämpötilavaikutukset tulevat rajoittumaan varsin rajatulle alueelle, joten jäähdytysvesien johtamisella ei ole vaikutuksia laajemmin Tornion edustan kalastoon. Kalavesidirektiivin mukaiset sekoittumisvyöhykkeen raja-arvot tuskin ylittyvät alueella. Vahingollisen korkeita lämpötiloja ei esiinny kuin korkeintaan välittömällä purkualueella satamalaitureiden tuntumassa eivätkä lievästi kohonneet lämpötilat muodosta riskiä vesieliöstön kannalta. Satama-allas ei ole kalojen lisääntymis- tai poikastuotantoaluetta eikä kalojen vaellusreitti. Asemakaavan mukaan satama-allas on liikennealuetta tai ruopattua/ruopattavaa aluetta, eikä se ole virkistys- tai kalastuskäyttöön rinnastettavaa vesialuetta. Satama-altaan ulkopuolella jäähdytysvesillä ei ole merkittävää vaikutusta esimerkiksi kalojen kannalta tärkeiden pohjaeläinten ja –kasvien esiintymiseen.

Perustuotanto teoriassa kasvaa kasvukauden hieman pidetessä, ja myös pintakasvuston ja rantakasvillisuuden kasvun voimistuminen sataman välittömässä läheisyydessä on mahdollista, mutta tällä ei ole vallitsevissa ilmasto-oloissa sanottavaa merkitystä. Vaikutukset veden laatuun, kuten happitilanteeseen ja rehevyyteen arvioidaan vähäisiksi. Alueelle tulevaa ravinnekuormaa jäähdytysvedet eivät lisää. Lämpimien vesien johtamisella ei suurimmillakaan vesimäärillä arvioida olevan merkittävää vaikutusta satama-alueen ulkopuoliselle vesiluonnolle.

Nykyisin lämpökuorman vaikutuksesta sulana pysyvä alue on tehtaan ilmoituksen mukaan muutamia kymmeniä neliömetrejä tammi-maaliskuussa ja suurimmillaankin selvästi alle 1000 m² (*PSV-Maa ja Vesi Oy 2004b*). Vuonna 1996, jolloin jäähdytysvesimäärät olivat suurempia vähäisemmästä kierrätyksestä johtuen, sulana pysyvän alueen laajuus oli tammi-maaliskuussa n. 2000 m² ja suurimmillaan huhtikuussa n. 4000 m² (*PSV 1996b*). Satama-altaaseen tuleva lämpökuorma kasvaa suurimmillaan arviolta noin 20-kertaiseksi nykytilanteeseen verrattuna.

Osahankkeiden suurin mahdollinen vuorokauden lämpökuorma sulattaisi nolla asteista ja 0,5 m:n paksuista jäätä laskennallisesti arvioituna noin 2,1 - 2,7 ha:n suuruiselta alueelta, riippuen metallipölyn kierrätyslaitoksen kapasiteetista. Terästehtaan vaikutus olisi tästä noin 1,1 ha. Voimalaitoksen lämpökuorma on pienimmillään talvella ja öljykattilavaihtoehdossa ei synnyt lämpökuormaa. Lämpökuorma ei todennäköisesti riitä pitämään koko satama-allasta sulana talvella, mutta heikon jään alue satamaan muodostuu. Tämä helpottaa laivojen talviliikennettä. Sää- ja virtausolosuhteet sekä laivaliikenne vaikuttavat alueen jääolosuhteisiin enemmän kuin lämpökuorman kasvu.

Ajoittainen sumun muodostuminen jäähdytysvesien purkualueiden läheisyyteen on talvella todennäköistä.

3.2.4 Arvio vaikutuksista kalastoon ja kalastukseen

Tornion edustan kalaston eri kalalajit altistuvat eri tavoin rannikon luonnonolojen vaihtelulle ja jätevesien vaikutuksille. Altistumiseen vaikuttavat mm. kutu- ja poikastuotantoalueiden sijainti, kutuaika, mädin hautoutumisaika sekä eroavuudet kalojen syönnösalueissa ja ravinnon laadussa.

Kalastuksen kannalta Tornion edustan tärkeintä kalastoa ovat lohi ja vaellussiika, joiden luonnonvaraiset kutualueet sijaitsevat Tornionjoessa ja syönnösalueet Pohjanlahdelta Itämeren eteläosaan saakka. Kanta on paljolti istutustenvaraista etenkin lohella. Kutualueiden ja istutusten merkityksen suhteen meritaimen on rinnastettavissa loheen, mutta taimenen vaellukset kasvuvuosina rajoittuvat enimmäkseen Perämeren pohjoiselle alueelle, mikä osaltaan vaikuttaa taimenen lohta hitaampaan kasvuun. Vaelluskalat viipyvät Tornion edustan merialueella pääsääntöisesti varsin lyhyen aikaa kesällä - syksyllä matkalla Tornionjokeen.

Karisiika ja maiva kutevat merialueen karikoille syksyllä ja niiden mäti hautoutuu pohjalla keväeseen asti. Tornion edustan lähialueella ei kuitenkaan ole merkittäviä karisiikan ja maivan kutualueita ja niiden kalastuskin on siten rannikon lähellä vähäistä. Silakka kutee merialueen karikoille keskikesällä ja mäti kehittyy poikasiksi parissa viikossa. Myöskään silakan merkittäviä kutu- ja pyyntialueita ei sijaitse Röyttän lähialueella.

Kevätkutuisista rantavesiin, puroihin ja jokiin kutemaan nousevista ahvenista, hauista ja särkikaloista osa laskeutuu poikasvaiheen jälkeen mereen. Kaloista osa on voinut liikkua pääosan vuodesta melko laajastikin merialueella ja osa on voinut pysyä suppeam-malla alueella rannikon tuntumassa. Altistuminen jätevesien vaikutuksille voi siten vaihdella huomattavasti eri osakannoissa. Made voidaan lukea elinpiiriltään tähän jouk-koon, mutta se kutee talvella ja liikkuu syönnöksellä aktiivisimmin veden ollessa viile-ää.

Nahkiaisen kutu- ja poikastuotantoalueet sijaitsevat Tornionjoessa, mihin aikuiset nahkiaiset nousevat merestä pääosaksi loppukesän-syksyn aikana. Nahkiaisen vaelluksista meressä ei juuri tiedetä, mutta ainakin loppukesäisin nahkiaisia saadaan satunnaisesti muun pyynnin yhteydessä merestä Tornion edustalta.

Tornion tehtaiden jätevesien ja jäähdytysvesien lämpökuorman vaikutukset tärkeimpien kalastettavien kalalajien eli lohen ja vaellussiiian kantoihin ovat vähäiset. Vaelluskalojen syönnösalueet ovat muualla ja niiden altistumisaika jätevesille aikuisvaiheessa on varsin lyhytaikainen. Kuormituksella ei arvioida olevan vaikutusta myöskään Tornionjoen nahkiaiskantoihin. Jätevesien mahdolliset vaikutukset kohdistuvat lähinnä paikalliska-loihin jätevesien purkualueiden lähistöllä. Jäähdytysvesistä aiheutuva lämpötilan nousu jää vesistössä vähäiseksi ja pienialaiseksi eikä niistä arvioida aiheutuvan merkittäviä ka-lataloudellisia haittoja tai haittoja muille vesieliöille.

Talvella 2004 tehtyjen siian mädin hautoutumiskokeiden perusteella mädin säilyvyys Röyttän edustalla oli hyvä eikä kuolevuudessa ollut eroja jätevesien purkualueen ja ulompien alueiden välillä. Jätevesikuormitus voi aiheuttaa vesieliöstössä haittoja lähin-nä kromiyhdisteiden ja syanidin takia tehtaiden pääviemäreiden purkualueella. Nämä voivat ilmetä lähinnä eliöiden herkimpien kehitysvaiheiden altistuessa jätevesille pitkä-aikaisesti tai talvisin jätevesien laimentumisen ja sekoittumisen meriveteen ollessa vä-häistä.

Tornion edustan kalastossa ei tarkkailutulosten perusteella ole ollut havaittavissa nor-maalista kannanvaihtelusta erottuvia muutoksia. Madekannan pitkään jatkunut alentunut fertiliteetti on kuitenkin ilmeisesti johtanut kannan heikkenemiseen. Madenäytteiden pe-rusteella mateen lisääntymistulos Röyttän edustalla on huono. Pääosa aikuisista mateista on kutemattomia yksilöitä. Mateiden lisääntymishäiriö ei rajoitu pelkästään Tornion edustalle vaan sitä on todettu laajalla alueella Perämeren pohjoisosassa jo ainakin 1970-luvulta lähtien. Pulliaisen ym. (1999) mukaan lisääntymishäiriöiden arvioidaan olevan yhteydessä sellutehtaiden tai sellu- ja paperitehtaiden vaikutuksiin. Sukurauhasten kehi-tyshäiriöitä aiheuttavia kemiallisia yhdisteitä ei ole kuitenkaan voitu vielä nimetä. Tie-tyyn vierasaineen tai useiden vierasaineiden yhteisvaikutus mateiden lisääntymishäiriöi-hin on todennäköinen.

Ahvenkantaseurannan perusteella ahvenkannan uusiutumisessa Röyttän edustalla ei ole ollut katkoksia. Ahvenet näyttävät kutevan alueella normaalisti ja kutuvalmius nousee iän myötä tasaisesti. Morfologisia silmä määräisesti havaittavia vaurioita ahvenissa on ollut vain vähän. Kevätkutuisten kalojen lisääntymisessä ei arvioida jatkossakaan esiin-tyvän merkittävää heikkenemistä.

Kalojen lihaksen metallipitoisuudet ovat olleet Röyttän edustalla viime vuosina pieniä eikä merkittävää eroa ole ollut kuormitetun alueen ja vertailualueen välillä. Metallipitoi-suudet eivät ole heikentäneet kalojen käyttökelpoisuutta eikä sen arvioida heikentyvän

jatkossakaan. Kotilonäytteiden metallipitoisuuksien perusteella voidaan arvioida, että jätevesiperäistä kromia ja vähäisemmässä määrin nikkeliä kertyy merialueen kotiloihin. Kotiloiden metallipitoisuuksiin voivat vaikuttaa kuitenkin jätevesiperäisen metallikuormituksen ohella myös luontaisesti alueen maa- ja kallioperästä vesitöihin liukenevat metallit.

Tornion Röyttän edustan pohjaeläimistön taksonikoostumuksessa ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia viime vuosina vaan lajisto on pysynyt pääpiirteissään samankaltaisena. Pohjaeläimistön kokonaistiheydessä tai taksonikoostumuksessa ei ole ollut havaittavia akuutteja jätevesiperäisiä vaikutuksia eikä niitä arvioida esiintyvän jatkossakaan.

Kalastajien saaliiseen ovat viime vuosina vaikuttaneet voimakkaasti alueen pyyntirajoitukset. Jätevesien ravinnekuormituksen vaikutukset kalastuksessa ilmenevät lähinnä kesäaikana pyydysten lisääntyvänä likaantumisenä ja siitä aiheutuvana lisääntyvänä puhdistustyönä sekä pyydysten heikentyneenä pyydystävyytenä. Kalastuksen ei arvioida kuitenkaan estyvän tehtaiden lähialueellakaan. Pyydysten likaantumista vähentää se, että ravinnekuormitus on yksipuolisesti typeä, millä ei ole yksinään suurta vaikutusta merialueen rehevyyden kasvuun. Runkopolyypin kasvuun jätevesillä ei arvioida olevan merkittävää vaikutusta. Runkopolyyppi on mereinen laji ja nykyisinkin polyypin kasvu on Röyttän rannikon lähialueella vähäisempää kuin ulompana merellä. Tietoisuutta jätevesien laskusta voidaan sinällään pitää kalastushaittana, mikä saattaa vähentää kalastushalukkuutta purkualueen lähellä vaikka kalastukseen olisi siellä mahdollisuuskin.

Tehtaiden lämpimät jäähdytysvedet kohottavat talvella hiukan purkualueiden jäänalaisen vesikerroksen lämpötilaa. Teoriassa lämpötilan nousu lisää perustuotantoa ja sitä kautta mm. pyydysten limoittumista. Käytännössä lämpökuormituksen vaikutukset kalastoon ja kalastukseen ovat pitkästä jäätalvesta, kylmästä ilmanalasta ja avovesikaudella tehokkaasta vesien sekoittumisesta johtuen marginaalisia.

4 YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN ARVIOINNIN EPÄVARMUUDET

Perämerimallilla pystytään laskemaan suhteellisen tarkasti epäorgaanisen typen pitoisuudet merialueella (kuva 4/1). Sen sijaan fosfaattipitoisuudet malli laskee pieneksi verrattuna mitattuihin fosfaattipitoisuuksiin (kuva 4/2). Osa syynä tähän on se, että mitatut fosfaattipitoisuudet on määritetty suoraan suodattamattomista näytteistä ja mallin laskemat pitoisuudet ovat veteen liunneen fosfaatin pitoisuuksia. Arviolta noin puolet fosfaatista on liunneessa muodossa. Toinen mallin laskemia fosfaattipitoisuuksia aliarvioiva tekijä on se, että malli ei huomioi pohjasedimentistä mahdollisesti vapautuvaa fosfaattia. Vesistötarkkailutulosten mukaan pohjasta vapautumista ei kuitenkaan Tornion edustan merialueella juurikaan tapahdu.

Ekosysteemimalli laskee leväbiomassan määrän verrattuna mitattuihin a-klorofyllipitoisuuksiin liian suureksi erityisesti alkukesällä (kuva 4/3). Yksi syy tähän lienee se, että mallilla lasketaan leväbiomassaa ja mittaustulokset merialueelta ovat a-klorofyllin pitoisuutena. Mallissa a-klorofyllipitoisuuden ja biomassan välinen muunnos tehdään seuraavasti (*Lauri et al., 2004*):

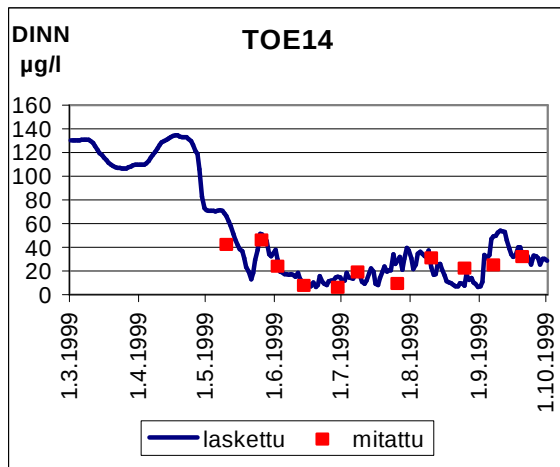
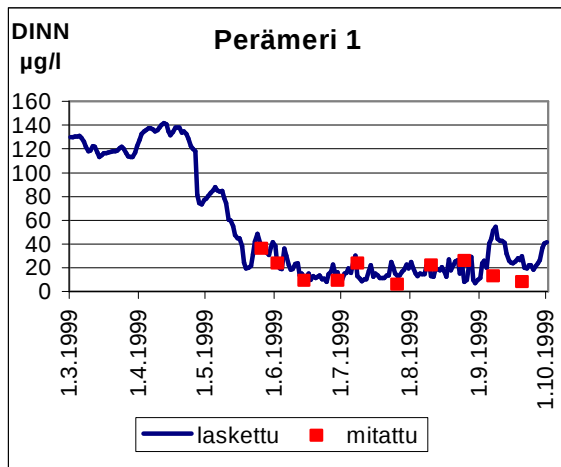
$$\text{biomassa (g/m}^2\text{)} = 0,15 * \text{a-klorofylli (}\mu\text{g/l)}^{1,2} * \text{tuottavan kerroksen paksuus (m)}$$

Laskentakaava on kaikille leväryhmille sama sinileviä lukuun ottamatta, mikä saattaa aiheuttaa virhettä laskentaan. Myös varsinaisessa mallilaskennassa mallin perusoletukset ovat kaikille leväryhmille samat sinileviä lukuun ottamatta. Perämeren mallisovelluksissa ei lasketa sinileviä. Perämeren mallisovelluksessa tuottavan vesikerroksen paksuutena on käytetty 10 m:ä. Tornion edustalla tuottavan vesikerroksen paksuus on keskimäärin 3 - 6 m.

Perämerimalli on kehitetty ainoastaan epäorgaanisten ravinteiden ja kasviplanktonbiomassan mallintamiseen, mutta mallissa on kuitenkin myös mahdollisuus tarkastella konservatiivista, tiheydeltään vettä vastaavaa ainetta. Tätä mahdollisuutta sovellettiin Tornion tehtaiden metallikuormituksen vaikutusten havainnollistamiseen merialueella. Em. tavalla laskettuna saadaan lähinnä suuntaa antava kuva kuormituksen vaikutuksista merialueella, koska sedimentaatiota mallissa ei ole huomioitu, vaan pitoisuuksien pieneminen tapahtuu ainoastaan laimentumisen kautta. Vesiympäristön kannalta em. tavalla laskettuna saadaan todellisuutta huonompi kuva vallitsevasta tilanteesta, sillä sedimentaatio on merkittävä tapa, jolla metalleja poistuu vesifaasista.

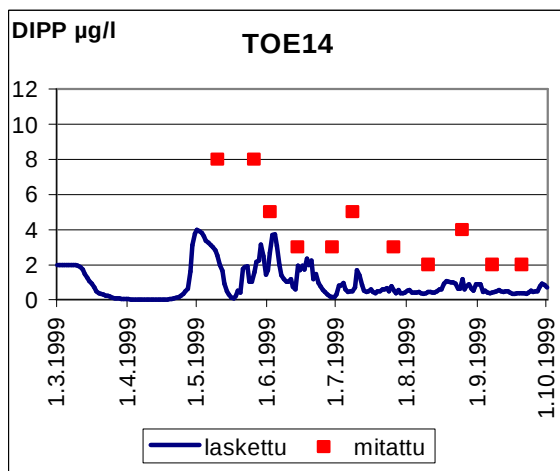
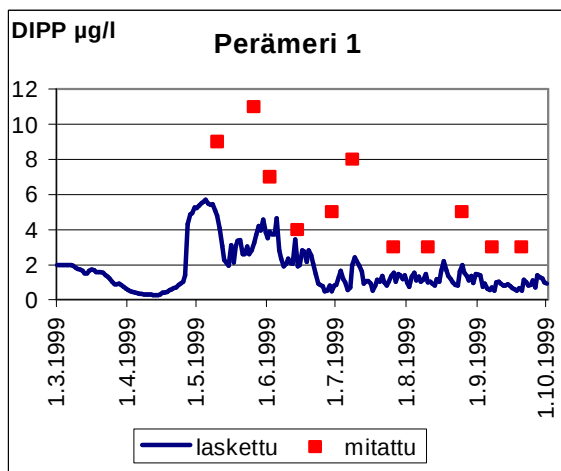
Edellä esitetyistä puutteista huolimatta mallin laskemat nikkelipitoisuudet olivat suhteellisen lähellä merialueelta mitattuja pitoisuuksia (kuva 4/4). Ilmeisesti muiden kuormituslähteiden puuttumisesta aiheutuu se, että mitatut nikkelipitoisuudet ovat hieman laskettuja korkeampia. Kromipitoisuudet malli sen sijaan laski pääasiassa liian korkeiksi. Merialueelta mitatut kromipitoisuudet ovat hyvin usein olleet alle määräysrajojen, mikä edelleen vaikeuttaa tarkastelua. Kuvassa 4/4 on määräysrajan alittavat kromipitoisuudet esitetty siten, että määräysraja on puolitettu.

Johtopäätöksissä koskien yhdisteiden haitallisuutta vesieliöstölle tai haittojen esiintymistä Tornion tehtaiden edustalla epävarmuustekijänä on se, että tarkkaa tietoa metalliyhdisteiden esiintymismuodoista ja –suhteista tehtaiden edustan merivedessä ei ole. Johtopäätökset perustuvat vertailuun laboratoriotesteissä havaittujen alimpien haitallisten pitoisuuksien kanssa, jotka eivät ole useasti suoraan sovellettavissa ekosysteemiin.



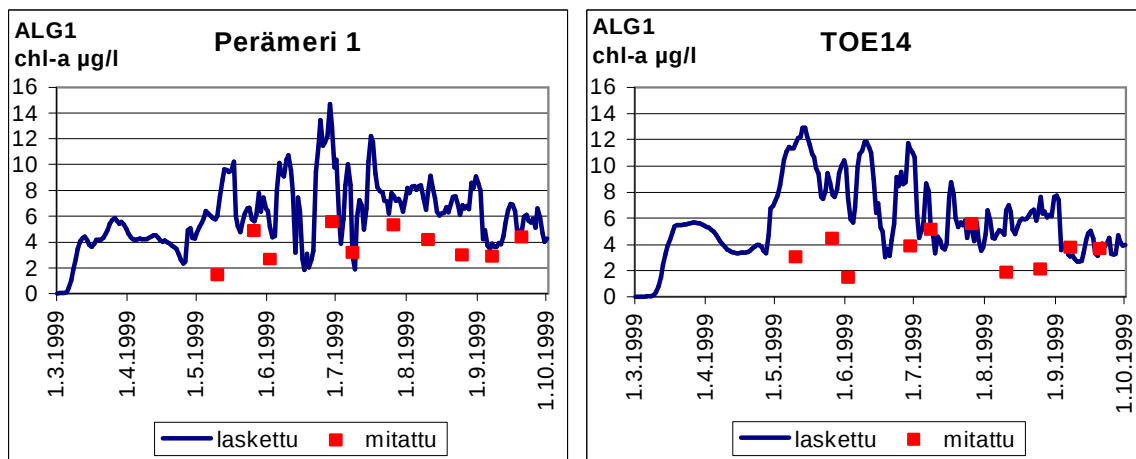
KUVA 4/1

Mallin laskemat ja mitatut epäorgaanisen typen pitoisuudet Tornion edustan tarkkailupaikoilla Perämeri1 ja TOE14.



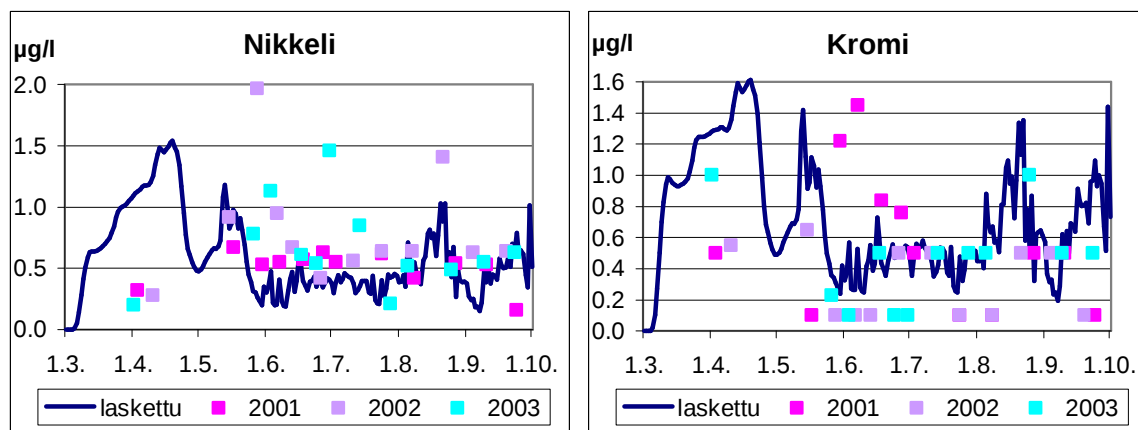
KUVA 4/2

Mallin laskemat ja mitatut fosfaattipitoisuudet Tornion edustan tarkkailupaikoilla Perämeri1 ja TOE14. Malli laskee liuennutta fosfaattia, mutta mitatut pitoisuudet ovat kokonaisfosfaatin pitoisuuksia



KUVA 4/3

Mallin laskemat, a-klorofylliksi muunnetut kasviplanktonbiomassat sekä mitatut a-klorofyllipitoisuudet Tornion edustan tarkkailupaikoilla Perämeri1 ja TOE14.



KUVA 4/4

Mallin laskemat ja mitatut nikkelin ja kromin pitoisuudet Tornion edustan tarkkailupaikalla Perämeri1.

5 LÄHTEET

- Drever, J.I., 1997.** The geochemistry of natural waters-Surface and groundwater environments, Prentice-Hall.
- Electrowatt-Ekono Oy, 2002.** Espoon Sähkö Oyj, Suomenojan maakaasuvoimalaitoksen ympäristövaikutusten arviointiselostus. Moniste. Helsinki. 111 s.
- John, D.A. & Levental, J.S. 1995.** Bioavailability of metals, Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models
- Kuntaliitto, 2000.** Soveltamisopas talousvesiasetukseen 461/2000.
- Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. & Kultamaa, A., 2000.** Environmental properties of chemicals. Vol. 1-2. Environment Guide 71. Edita.1165 p.
- PSV (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy), 1993.** Outokumpu Chrome Oy ja Outokumpu Polarit Oy:n Tornion tehtaiden jätevesien typpikuormituksen merkitys vesistössä. Oulu.
- PSV (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto Oy), 1996a.** Tutkimus ravinnelisäysten vaikutuksista Tornion tehtaiden edustan merialueella vuosina 1995 ja 1996. Oulu.
- PSV (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto), 1996b.** Röyttän satama-altaaseen johdettavien jäähdytysvesien vaikutusten tarkkailutulokset v. 1996. Outokumpu Polarit Oy, Tornion tehtaait. V00076. Oulu. 3 s.+ liitteet.
- PSV-Maa ja Vesi Oy, 2003.** AvestaPolarit Crome Oy & AvestaPolarit Stainless Oy. Tornion tehtaiden velvoitetarkkailu v. 2002. Oulu.
- PSV-Maa ja Vesi Oy 2004a.** Outokumpu Crome Oy & Outokumpu Stainless Oy. Tornion tehtaiden jätevesi-, vesistö- ja kalataloustarkkailu v. 2003. Oulu.
- PSV-Maa ja Vesi Oy, 2004b.** Lausunto jäähdytysvesien vaikutuksesta. Outokumpu Stainless Oy. 9M040331. Oulu. 5 s.
- PSV-Maa ja Vesi Oy, 2004c.** Pohjanlahden merenkulkupiiri. Tornion väyläruoppauksen ympäristölupahakemus. 9M031404. Oulu.
- Pulliainen, E., Korhonen, K. & Huuskonen, M. 1999.** Perämeren mäteiden sulkurauhasten kehityshäiriöt. Ongelman laajuus ja yhteydet muiden kalojen lisääntymishäiriöihin. Suomen ympäristö 322. 101 s.
- Silvo, K., Melanen, M., Gynther, L., Torkkeli, S., Seppälä, J., Kärmeniemi, T. & Pesari, J., 2000.** Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi: lähestymistapoja ympäristölupaprosessin tueksi. Osa I: Säädoksiin ja yleisiin tavoitteisiin pohjautuva päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi. Suomen ympäristö 373.
- Tamminen, T. & Kivi, K., 1996.** Typpikuormitus, ravinnekierrat ja rannikkovesien rehevöityminen. PELAG III -työryhmän loppuraportti. Versio 1,0 / 31.3.1996. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 76 s.

Ylimaunu, J., 2001. Kromin ympäristö- ja terveysvaikutukset. AvestaPolarit. Moniste. 34 s.

Ylimaunu, J. & Kekäläinen, J., 2004. Molybdeenin ympäristö- ja terveysvaikutukset. Moniste.

WHO 1984. Guidelines for drinking-water quality. Volume 2. Health criteria and other supporting information. Geneva. 335.

