

**Pro Gradu –tutkielma**

**Metallimalmikaivosten vesistövaikutukset – esimerkkinä  
Talvivaaran kaivoksen sulfaatti-, natrium- ja  
mangaanipäästöt**

**Paula Ratava**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Biologia

23.6.2013

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Biologia

Ratava, P.: Metallimalmikaivosten vesistövaikutukset – esimerkkinä Talvivaaran kaivoksen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipäästöt

Pro Gradu –tutkielma: 49 s. + liitteet

Työn ohjaajat: Dos. Petri Ekholm, Dos. Jari Haimi, Prof. Seppo Hellsten

Tarkastajat: Dos. Jari Haimi, Dos. Timo Marjomäki

Kesäkuu 2013

Hakusanat: kaivokset, keinotekoinen kerrostuminen, purkuvedet, sulfaatin kiihdyttämä rehevöityminen, sulfaatin pelkistys, suolaantuminen

## TIIVISTELMÄ

Kaivosteollisuus on Suomessa kasvussa ja siitä toivotaan edelläkävijää ympäristöasioiden huomioonottamisessa. Kaivokset heikentävät usein lähivesistöjensä tilaa, jolloin seurauksena voi olla muun muassa vesien suolaantuminen ja rehevöityminen. Suolaantuminen on seurausta purkuvesien liuenneista ioneista, kuten sulfaateista ja natriumista, ja aiheuttaa pahimmillaan järven keinotekoisesta kerrostumisesta. Sulfaatin on myös havaittu vaikuttavan pohjasedimentin raudan kiertoon ja siten myös fosforin vapautumiseen ja rehevöitymiseen. Kaikkia vaikutuksia ei pystytä ennalta arvioimaan, ja tutkimusta edellä mainittujen aineiden vaikutuksista on vähän. Talvivaaran kaivos Sotkamossa on esimerkki uudesta teknologiasta, bioliuotuksesta, jossa nikkeliä liuotetaan malmista mikrobien avulla. Kuormitus lähivesistöihin on ollut esimerkiksi sulfaatin, natriumin ja mangaanin osalta arvioitua suurempaa, mikä on tuonut haasteita muun muassa purkuvesien ja vesitaseen hoitamiseen. Tämän työn tavoitteena oli tutkia sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuusmuutoksia konsulttiyhtiön tekemien vesistö tarkkailujen pohjalta vuodesta 2007, eli ajalta ennen kaivostoimintaa, vuoden 2012 syyskuulle asti, verrata pitoisuuksia Suomen muihin vesistöihin ja tutkia vaikutuksia vesistöihin suolaantumisen ja rehevöitymisen kannalta. Mahdollisen rehevöitymisen tutkimiseksi analysoitiin kokonaisfosforin pitoisuuksia suhteessa sulfaatti-, happi- ja rautapitoisuuksiin. Pienessä maasto-osuudessa tutkittiin kahta alueen järveä vesimittauksin ja sedimenttinäyttein. Tutkimuksissa ilmeni, että yhä vuonna 2012 sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuudet varsinkin alusvesissä olivat koholla ja erosivat Suomen muista vesistöistä. Suolaantuminen lähimpien järvien alusvesissä oli selvää. Happi kului tutkituista lähijärvistä viimeistään vuoden 2012 aikana loppuun, jolloin myös rauta- ja kokonaisfosforipitoisuudet lähtivät nousuun. Sedimenttinäytteiden sulfidikerros sekä fosforipitoisuuden nousu viittasivat sulfaatin kiihdyttämään rehevöitymiseen. Toisaalta laskettu raudan ja fosforin moolisuhde kuvasi rautaa olevan vielä riittävästi fosforin pitämiseen sedimentissä. Lisätutkimukset olisivat tarpeellisia purkuveden, jälkikäsitteilykenttien toimivuuden sekä valuma-alueen muutosten yhteyksistä järvien alusveden tilanteeseen sekä yleisemmin kyseisten aineiden vaikutuksista vesistöissä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Biology

Ratava, P.: The impacts of metal ore mining on waters – for example the discharges of sulphate, sodium and manganese from the Talvivaara mine

Master of Science Thesis: 49 p. + appendices

Supervisors: PhD Petri Ekholm, PhD Jari Haimi, Prof. Seppo Hellsten

Inspectors: PhD Jari Haimi, PhD Timo Marjomäki

June 2013

Key Words: artificial stratification, mines, salinization, sulphate-mediated eutrophication, sulphate reduction, waste water

## ABSTRACT

Mining industry is expanding in Finland and it is expected to become a forerunner in taking environmental issues into account in its processes. Mines often lower the water quality of their surrounding waters and this may lead to salinization and eutrophication for instance. Salinization may be due to dissolved ions in the wastewater, like sulphate and sodium, and may cause the artificial stratification of a lake. Sulphate can also prevent the natural circulation of iron in the sediments, which favors the release of phosphorus and could lead to eutrophication. All impacts cannot be assessed in advance and not enough studies have been made concerning these substances. The Talvivaara mine in Sotkamo is an example of a new technology, bioleaching, where nickel is being extracted of the ore with the help of microbes. The discharges of e.g. sulphate, sodium and manganese to nearby waters have been larger than expected, which has caused challenges to the water balance and the wastewater management. The aim of this study was to examine the changes in the concentrations of these substances from the measurements carried out by the consultant company from 2007, before the mine, until September 2012, to compare these concentrations to other Finnish lakes and to study the impacts on waters from the point of view of salinization and eutrophication. To analyze the possibility of eutrophication the concentration of phosphorus in the deeper water layers was compared to the concentrations of sulphate, oxygen and iron. In small-scale field studies two lakes were studied by water and sediment samples. In this study it was clear that still in 2012 the concentrations of sulphate, sodium and manganese especially in the deepest water layers were higher and differed from other Finnish lakes. Salinization and oxygen depletion were seen clearly in the closest lakes to the mine at latest during the year 2012, when also the concentrations of Fe and P rose. Layers of sulphides in the sediment samples and the rising P-concentration could indicate sulphate-mediated eutrophication, however, the Fe/P-ratio was still sufficient to keep the phosphorus in the sediment. More studies could be carried out on the links between the wastewater, its management, watersheds and the situation in the bottom of the lakes and, in general, on the impacts of these substances on waters.

## Sisältö

<b>1.</b>	<b>JOHDANTO .....</b>	<b>6</b>
<b>2.</b>	<b>KAIVOSTEN VESISTÖVAIKUTUKSET .....</b>	<b>7</b>
2.1.	Metallimalmikaivokset Suomessa .....	7
2.2.	Talvivaaran kaivos .....	9
2.2.1.	Sijainti .....	9
2.2.2.	Vesistöt .....	11
2.2.3.	Kaivoksen toiminta .....	12
2.2.4.	Bioliuotusteknologia .....	12
2.3.	Talvivaaran kaivoksen purkuvesien sulfaatti, natrium ja mangaani .....	13
2.3.1.	Aineiden ominaisuuksia .....	13
2.3.2.	Kaivoksen purkuvedet .....	15
2.3.3.	Purkuvesien vaikutus järvien kerrostumiseen .....	17
2.3.4.	Sulfaatin rehevöittävä vaikutus .....	18
<b>3.</b>	<b>ALUEEN AIEMMAT TUTKIMUKSET .....</b>	<b>20</b>
3.1.	Lähijärvien tila ennen kaivostoimintaa .....	20
3.2.	Lähijärvien tila vuosina 2010–2011 .....	21
3.2.1.	Oulujoen vesistöalue .....	21
3.2.2.	Vuoksen vesistöalue .....	22
<b>4.</b>	<b>AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>24</b>
4.1.	Vesistötarkkailuaineisto .....	24
4.2.	Sedimenttinäytteet ja kenttämittaukset .....	25
<b>5.</b>	<b>TULOKSET .....</b>	<b>25</b>
5.1.	Sulfaatin pistemäinen kuormitus vesiin vuonna 2011 .....	25
5.2.	Sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien kehittyminen .....	26
5.2.1.	Oulujoen vesistöalue vuonna 2012 .....	26
5.2.2.	Vuoksen vesistöalue vuonna 2012 .....	28
5.2.3.	Suomen järvien ja jokien sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet .....	28
5.2.4.	Sähkönjohtavuuden ja pitoisuuksien välinen riippuvuus .....	30
5.2.5.	Mitattu ja laskennallinen sähkönjohtavuus .....	30
5.3.	Fosforin vapautumiseen vaikuttavat tekijät .....	32
5.3.1.	Sulfaatti .....	32
5.3.2.	Happi .....	34
5.3.3.	Rauta .....	36
5.3.4.	Kokonaisfosforipitoisuuden riippuvuus sulfaatti-, happi- ja rautapitoisuudesta .....	38
5.4.	Sedimenttinäytteet ja kenttämittaukset .....	39
<b>6.</b>	<b>TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>41</b>
6.1.	Talvivaaran sulfaattikuormitus suhteessa muihin kuormittajiin .....	41
6.2.	Lähivesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet vuonna 2012 .....	41
6.3.	Pitoisuudet suhteessa Suomen muihin järviin .....	42
6.4.	Järvien kerrostuminen .....	43
6.5.	Altistuminen rehevöitymiselle .....	43
6.6.	Pitoisuuksien kehitys .....	45
6.7.	Yhteenvedo .....	45
	<b>KIITOKSET .....</b>	<b>46</b>
	<b>KIRJALLISUUS .....</b>	<b>47</b>

**LIIITEET**

## 1. JOHDANTO

Suomesta toivotaan ympäristövastuullisen kaivosteollisuuden mallimaata samalla kun mediassa korostetaan kaivosteollisuuden ympäristövaikutuksia ja ulkomaisten yritysten varauksia Pohjolan malmivarantoihin. Kaivosteollisuus elää Suomessa kasvukauttaan ja usko sen myötä tulevaan talouskasvuun on vahva (Loukola-Ruskeeniemi ym. 2012). Uusia kaivoksia suunnitellaan ja perustetaan sekä uutta teknologiaa otetaan käyttöön. Suomen malmien ollessa suhteellisen köyhiä uusi teknologia on tarpeellista, jotta malmista saadaan irti mahdollisimman paljon mahdollisimman edullisesti.

Ympäristönsuojeluvaatimusten kiristyessä myös kaivosteollisuuden on täytynyt panostaa esimerkiksi jätevesien puhdistukseen ja vesistöjen tarkkailuun aiempaa enemmän. Kaivosten ympäristövaikutukset ovat suurimmat usein juuri pinta- ja pohjavesiin (Loukola-Ruskeeniemi ym. 2012). Ympäristövaikutuksen laajuuteen on merkitystä niin kaivoksen sijainnilla, sen käyttämällä vesienpuhdistusmenetelmillä kuin itse malmilla. Uudet teknologiset ratkaisut ovat monilta osin kaivosalueen ympäristölle parempia, mutta ne voivat myös tuoda ympäristönsuojelun kannalta aivan uusia tilanteita, joiden hoitamisesta ei ole vielä kokemusta, tai vesistöihin aineita, joiden vaikutuksia ei tarpeeksi tunneta. Tässä työssä pääosassa olevat sulfaatti, natrium ja mangaani ovat aineita, joiden suorista ja epäsuorista vaikutuksista vesistöissä on riittämättömästi tutkimustietoa. Vesien happamoituminen (esim. Heikkinen & Väisänen 2007), suolaantuminen sekä sulfaatin rehevöittävä vaikutus (esim. Smolders & Roelofs 1993) ovat esimerkkejä seurauksista, joihin kaivosten purkuvesien aineet saattavat vesistöissä johtaa.

Yksi uusimmista teknologioista kaivosteollisuudessa on bioliuotus, joka perustuu maaperässä luontaisesti esiintyvien mikrobien kykyyn erottaa metalleja. Aiemmin sitä on käytetty lähinnä kullan ja kuparin tuotannossa, mutta nikkelin osalta pilottikokeiluja on tehty Australiassa, Kiinassa, Etelä-Afrikassa ja Suomessa (Watling 2008, Cameron 2011). Talvivaaran kaivos Sotkamossa on ensimmäinen maailmassa, joka otti käyttöön nikkelin erotuksen bioliuotuksella. Sitä pidetään esimerkiksi tavallista vaahdotusta kustannustehokkaampana ja ympäristöystävällisempänä, sillä kemikaaleja tarvitaan vähemmän eikä rikkidioksidipäästöjä synny (Riekkola-Vanhanen 2008).

Uutta teknologiaa hyödyntävä hanke on aiheuttanut kuitenkin myös ongelmia. Talvivaaran läheisiin vesistöihin juoksutetut jätevedet ovat sisältäneet arvioitua huomattavasti suurempia pitoisuuksia etenkin sulfaattia, mangaania ja natriumia (Pöry Finland Oy 2012). Näiden aineiden pitoisuuksissa on havaittu merkittävää kohoamista luonnonpitoisuuksiin verrattuna kaivoksen rakentamisesta lähtien. Vesistöjä on tarkkaillut niin kaivos itse kuin konsulttiyhtiö ja viranomaiset tarkoituksena selvittää jätevesien mahdollisia vaikutuksia vesien fysikaaliseen ja kemialliseen laatuun ja biologiaan (esim. Pöry Finland Oy 2012).

Natriumin ja sulfaatin ollessa liuenneina ioneina ne nostavat veden tiheyttä ja johtavat suurina pitoisuuksina järven keinotekoiseen kerrostumiseen. Mikäli kerrostuneisuus ei purkaannu, happitilanne pohjassa heikkenee, millä on vaikutusta niin sedimentin prosesseihin kuin eliöihin. Lisäksi sulfaatilla on havaittu yhteys järven sisäiseen rehevöitymiseen sulfaatin aiheuttaman raudan kierron tyrehtymisen ja siitä johtuvan fosforin vapautumisen kautta (esim. Smolders & Roelofs 1993, Roden & Edmonds 1997).

Tämän työn tavoitteena oli selvittää Talvivaaran kaivoksen alapuolisten vesien sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuuksia, suhteuttaa niitä muiden suomalaisten järvien pitoisuuksiin ja tutkia, mitä vaikutuksia näillä aineilla on järvien kerrostuneisuuteen ja rehevöitymiseen. Koska alueelta on paljon mittaustuloksia jo ennestään ja koska jo tehty

arvio kaivoksen vesistövaikutuksista (Pöyry Finland Oy 2012) summaa vuosien 2010 ja 2011 tilannetta, tässä työssä tutkitaan tarkemmin vuoden 2012 tilannetta syyskuulle asti. Lähivesistöjen tilan on odotettu paranevan, sillä kaivos on kehittänyt purkuvesien puhdistusta ja kierrättämistä. Sulfaatin rehevöittävän vaikutuksen selvittämiseksi tässä työssä tutkitaan pitoisuustietoja tarkemmin myös kokonaisfosforin, hapen ja raudan osalta. Lisäksi tutkimusvesistöjä havainnoitiin suppeilla maastomittauksilla ja sedimenttinäytteillä. Tässä työssä ei ole otettu huomioon marraskuun alussa 2012 tapahtunutta kipsisakka-altaan vuotoa (Kauppi ym. 2013).

## 2. KAIVOSTEN VESISTÖVAIKUTUKSET

### 2.1. Metallimalmikaivokset Suomessa

Kaivosten historia Suomessa ulottuu 1560-luvulle, jolloin ensimmäiset rautakaivokset perustettiin. Sittenkin kaivoksia on ollut toiminnassa yli tuhat (Kauppila ym. 2011). Kauppilan ym. (2011) mukaan Suomessa vuoden 2009 jälkeen kaivosalan lama on väistymässä ja ala on voimakkaassa kasvussa: teknologiaa kehitetään ja malminlouhintamäärät kasvavat.

Metallimalmeilla tarkoitetaan *malmeja, jotka sisältävät arvometallien muodostamia mineraaleja, joista metallit erotetaan rikastusteknisin tai metallurgisin keinoin* (Kauppila ym. 2011). Loukola-Ruskeeniemen ym. (2012) mukaan vuonna 2012 metallimalmikaivoksia oli Suomessa toiminnassa 12 (Taulukko 1) sekä teollisuusmineraalikaivoksia tai -louhoksia 31. Tähän oli laskettu myös tuotannon käynnistysvaiheessa olleet Laivakankaan kultakaivos, Kylylahden kupari-sinkkikaivos sekä Kevitsan monimetallikaivos Sodankylässä. Lisäksi uusia kaivoksia suunnitellaan koko ajan lisää, esimerkiksi Kuusamon kultakaivos, ja jo toiminnassa olevia kaivoksia pyritään laajentamaan, kuten on tilanne Talvivaarassa. Suomessa toimineista metallimalmikaivoksista suurin osa on louhinut sulfidimineraaleja, joissa arvometallit ovat metallin ja rikin yhdisteenä. Tällöin erityisriskinä on esimerkiksi happamien valumavesien leviäminen ympäristöön (Toropainen 2006). Myös tällä hetkellä toimivien kaivosten malmit sisältävät sulfidimineraaleja (Taulukko 1). Liitteen 1 kartalla näkyvät vuonna 2011 toiminnassa olleet sekä suunnitteilla olevat kaivokset (Liite 1).

Taulukko 1. Toiminnassa olevat metallimalmikaivokset Suomessa elokuussa 2012 (Loukola-Ruskeeniemi ym. 2012).

Kaivos, kunta	Yrityksen nimi	Emoyhtiön nimi	Tärkeimmät arvoaineet
Kittilä (Suurikuusikko, Kittilä)	Agnico-Eagle Finland Oy	Agnico-Eagle Mining Ltd. (CA)	kulta
Hitura, Nivala	Belvedere Mining Oy	Belvedere Resources Ltd. (CA)	nikkeli, kupari, koboltti, platina, palladium
Pahtavaara, Sodankylä	Lapland Golminers Oy	Lapland Goldminers AB (publ) (SE)	kulta
Kemi, Keminmaa	Outokumpu Chrome OY	Outokumpu Oyj	kromi
Jokisivu, Huittinen (rikastamo Sastamala)	Dragon Mining Oy	Dragon Mining Ltd. (AU)	kulta
Orivesi, Orivesi (rikastamo Sastamala)	Dragon Mining OY	Dragon Mining Ltd. (AU)	kulta
Pyhäsalmi, Pyhäjärvi	Pyhäsalmi Mine Oy	Inmet Mining Corporation (CA)	kupari, sinkki, rikki, hopea, kulta
Talvivaara, Sotkamo	Talvivaara Sotkamo Oy	Talvivaara Kaivososakeyhtiö Oyj	nikkeli, sinkki, uraani
Pampalo, Ilomantsi	Endomines Oy	Endomines AB (publ) (SE)	kulta
Laiva (Laivakangas), Raahelä	Nordic Mines Oy	Nordic Mines AB (SE)	kulta
Kylylahti, Polvijärvi	Kylylahti Copper Oy	Altona Mining Ltd. (AU)	kupari, koboltti, nikkeli, sinkki

Loukola-Ruskeeniemen ym. (2012) mukaan kaivoksilla on sekä myönteisiä että kielteisiä vaikutuksia yhteiskuntaan ja ympäristöönsä. Toisaalta kaivokset työllistävät Suomessa tuhansia ihmisiä suoraan ja välillisesti vielä enemmän, parantavat osaltaan kansantaloutta ja lisäävät koko Euroopan metalliomavaraisuutta. Toisaalta kaivoksilla on yhä suurempi vastuu myös ympäristöasioiden huomioonottamisessa. Taloudellinen merkitys ei näy välttämättä aivan kaivoksen lähellä, vaan siellä koetaan haitalliset vaikutukset elinkeinoihin, viihtyvyyteen ja luonnon virkistyskäyttöön. Lisääntyneen ympäristökritiikin myötä kaivosten tulisi huolehtia entistä paremmin ympäristövaikutusten minimoimisesta ja käyttää parasta käyttökelpoista tekniikkaa (BAT, *Best Available Techniques*) ja ympäristön kannalta parasta käytäntöä (BET, *Best Environmental Practise*) muun muassa ympäristönsuojelulain ja asetuksen (YSL 86/2000) mukaisesti (Kauppila ym. 2011).

Ympäristöstään huolestuneiden kansalaisten lisäksi myös muut tahot toivovat Suomesta ympäristöstään vastuuta kantavaa kaivosteollisuuden kärkimaata. Teknologian ja innovaatioiden kehittämiskeskus Tekesillä on käynnissä Green Mining -tutkimusohjelma, jolla pyritään tekemään Suomesta vastuullisen kaivostoiminnan edelläkävijä (Teknologian ja innovaatioiden kehittämiskeskus 2011). Sen tavoitteena on muun muassa minimoida ympäristöhaitat sekä tutkia ja kehittää ympäristöystävällisempiä prosessitekniikoita. Myös Työ- ja elinkeinoministeriöllä on ohjelmansa puhtaan teknologian saavuttamiseen: Cleantech, jossa painopisteenä on muun muassa ympäristöystävällinen kaivostoiminta (Työ- ja elinkeinoministeriö 2013). Tämän lisäksi esimerkiksi Talvivaaran kaivosyhtiö pyrkii uuden strategiansa mukaisesti edelläkävijäksi ympäristöasioiden hoitamisessa ja on mukana muun muassa Green Mining -tutkimusohjelmassa (Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013a).

Kaivosten vaikutukset ympäristöönsä ovat useimmiten voimakkaimmat juuri pintatai pohjavesiin (Loukola-Ruskeeniemi ym. 2012). Vaikutukset ovat hyvin yksilöllisiä riippuen esimerkiksi kaivoksen sijainnista, teknisistä ratkaisuista ja malmiesiintymästä (Ympäristöministeriö 2012). Vesistöjen hydrologiset ominaisuudet määrittävät niihin johdettavan purkuveden käyttäytymisen ja siten haitallisuuden. Purkuveden ominaisuudet

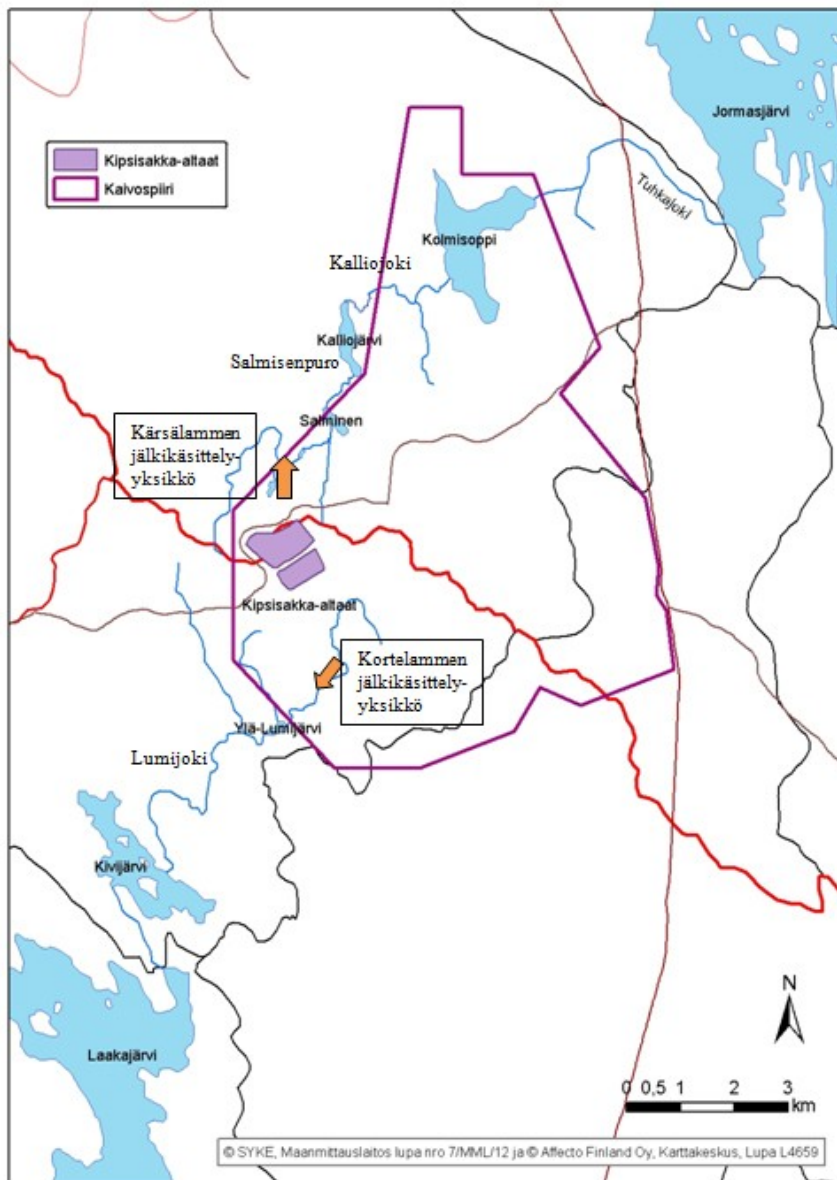


ja käytetyt vedenpuhdistusratkaisut määräävät toki lähtökohdat. Myös ajallisesti vaikutukset vaihtelevat: usein kaivoksen aloitusvaiheessa vaikutukset ovat suurimmillaan (Loukola-Ruskeeniemi ym. 2012). Vesistövaikutuksia arvioitaessa täytyy ottaa huomioon myös mahdolliset muut tekijät, jotka voivat valuma-alueella vaikuttaa, kuten maanviljely ja -muokkaus sekä läheiset taajamat (Mäkinen ym. 2010). Lisäksi tulisi tutkia taustapitoisuudet maaperästä ja sedimenteistä sekä mahdolliset ilmalaskeuman vesistöihin tuomat aineet.

## **2.2. Talvivaaran kaivos**

### 2.2.1. Sijainti

Talvivaaran kaivos sijaitsee Kainuun eteläosassa, Sotkamon kunnassa. Kaivosalue on Oulujoen ja Vuoksen vesistöalueiden vedenjakajalla, ja kaivoksen purkuvesiä johdetaan jälkikäsitteily-yksiköiden kautta suurin piirtein tasan molemmille vesistöalueille (Kuva 1, oranssit nuolet) (Pöyry Finland Oy 2012). Kaivoksen toiminta-alue sijaitsee Oulujoen puolella Jormasjärven valuma-alueella, tarkemmin Tuhka- ja Talvijokien osavaluma-alueilla, kun taas Vuoksen puolella Nurmijoen alueella, Kivi- ja Sopenjokien osavaluma-alueilla.



Kuva 1. Talvivaaran kaivosalue (rajattu violetilla viivalla, oranssilla nuolilla merkitty jätkikäsittely-yksiköiltä lähtevän purkuveden suunta) sekä lähivesistöt (Suomen ympäristökeskus 2012). Punainen viiva = päävesistöalueen raja; musta viiva = valuma-alueen raja. Kuva muokattu.

Talvivaaran kaivosalueelta pohjoiseen johdettavat purkuvedet menevät Kärälämmen pohjoisen jätkikäsittely-yksikön (Kuva 2A) kautta Oulujoen vesistöalueelle reittiä: Salminen, Kalliojärvi, Kalliojoki, Kolmisoppi, Tuhkajoki, Jormasjärvi, Jormasjoki sekä Nuasjärvi (Pöyry Finland Oy 2012). Oulujoen vesistöalueelle on päässyt vesiä myös kaivoksen rakennustyömaalta ja Kuusilammen kuivatusvesiä Kuusijoen kautta Kalliojokeen. Vuoksen puolella, eteläiseltä jätkikäsittely-yksiköltä Korttelammelalta (Kuva 2B) purkuvedet johdetaan Nurmijoen alueelle kuuluviin vesistöihin: Ylä-Lumijärvi, Lumijoki, Kivijärvi, Kivijoki ja Laakajärvi.



Kuva 2. Jätkäsittely-yksiköiltä vesistöihin johdettava purkuvesi Kärsälammelta pohjoiseen Oulujoen vesistöalueelle (kuva: Petri Ekholm) (A) ja Kortelammelta etelään Vuoksen vesistöalueelle (kuva: Seppo Hellsten) (B).

### 2.2.2. Vesistöt

Yleensä vesistöt vedenjakaja-alueilla ovat pieniä ja niiden yläpuolinen valuma-alue on pieni. Viipymä voi olla vesistön tilavuudesta riippuen pitkä, jolloin kuormituksen sietokyky on huono. Huonon vedenvaihtuvuuden takia purkuvesikuormitus nostaa nopeasti vastaanottavien vesistöjen ainepitoisuuksia.

Oulujoen suunnassa ensimmäinen vastaanottava järvi on pinta-alaltaan 10,5 ha Salminen (Taulukko 2), jossa on joitakin pienialaisia noin 8 m syvänteitä. Kalliojärvi puolestaan on kooltaan 30 ha, mutta syvänteet ovat vain 6 m luokkaa. Kolmisoppi on edellisiin verrattuna suurehko järvi (200 ha), jossa vettä on syvimmillään yli 10 m (Pöyry Finland Oy 2012). Kaivoksen raakavesi otetaan Kolmisopesta. Seuraava järvi purkureitillä, Jormasjärvi, on jo huomattavasti suurempi, 2 200 ha, keskisyvyys on noin 6 ja syvin kohta 28 m (Hertta-tietokanta). Nuasjärvi, joka on tutkimusvesistöistä kauimpana kaivoksesta, on 9 600 ha laajuinen ja 20 km pitkä järvi, jonka keskisyvyys on noin 9 ja syvin kohta 42 m. Siitä eteenpäin vedet virtaavat Kajaaninjokea pitkin Oulujärveen ja Oulujoen kautta Perämereen.

Vuoksen puolella ensimmäinen vastaanottava järvi on Ylä-Lumijärvi (6 ha, Taulukko 2), jolle peruskartalla ei ole syvyystietoja. Näytepisteen sijainti vajaan 1 m syvyydessä kertoo kuitenkin järven mataluudesta (Pöyry Finland Oy 2012). Kivijärvi on puolestaan 125 ha ja syvimmillään noin 10 m. Seuraavana on suurempi 3 400 ha Laakajärvi, jonka syvin kohta on noin 25 m ja keskisyvyys noin 6 m (Hertta-tietokanta). Siitä Vuoksen vesistöalue jatkuu Kiltuanjärveen ja useiden vesistöjen, muun muassa Kallaveden ja Saimaan, kautta Etelä-Karjalaan ja Venäjän rajan yli.

Taulukko 2. Talvivaaran lähimpien järvien tärkeimmät hydrologiset ominaisuudet (Pöyry Finland Oy 2012).

	Valuma- alue (km <sup>2</sup> )	Keskivirtaama (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Pinta-ala (ha)	Tilavuus (milj. m <sup>3</sup> )	Viipymä (vrk)	Kumulatiivinen viipymä (vrk)
Oulujoen vesistöalue						
Salminen	11,8	0,13	10,5	0,243	21	21
Kalliojärvi	16,5	0,18	30	0,73	47	68
Kolmisoppi	105	1,1	200	11	110	178
Jormasjärvi	300	3,3	2200	183	640	818
Vuoksen vesistöalue						
Ylä-Lumijärvi	7,1	0,08	6	0,06	11	11
Kivijärvi	42,6	0,5	125	7,5	175	186
Laakajärvi	463,9	5,1	3400	220	510	696

### 2.2.3. Kaivoksen toiminta

Talvivaaran kaivos on alueella, jolla sijaitsee yksi Euroopan suurimmista sulfidista nikkeliyesiintymistä (Pöyry Finland Oy 2012). Se sisältää Kuusilammen ja Kolmisopen mustaliuskeperohjaiset malmiesiintymät, joista ensimmäisessä on aloitettu avolouhinta. Kaivoksen rakentaminen aloitettiin 2007 vuoden keväällä, ja se jatkui vielä vuonna 2009. Tuotantoa aloitettiin jo 2008 vuoden aikana, mutta se ei ollut vielä jatkuvaa. Vuonna 2009 aloitettiin kaupallinen tuotanto ja vuosina 2010 ja 2011 toimintaa oli koko vuoden ja loppuneutraloinnista (LONE) jälkikäsitteily-yksiköihin meneviä vesiä johdettiin vesistöön lähes koko lupamääräysten mukainen maksimimäärä. Samoin oli tilanne vuonna 2012. Runsaiden sateiden aiheuttama haastava vesitilanne sekä kipsisakka-altaan vuoto marraskuussa aiheuttivat kuitenkin metallitehtaan tuotannon keskeyttämisen (Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013a).

Talvivaara jätti uraanituotteen kaivos- ja rikastustoimintaa koskevan hakemuksensa huhtikuussa 2010 sekä kesäkuussa 2011 kaivospiirin laajennuksesta noin 70 km<sup>2</sup>:lla noin 130 km<sup>2</sup>:iin. Lisäksi vireillä on ympäristö- ja vesitalouslupan lupamääräysten tarkistamishakemus, joka yhdistettiin uraanin talteenoton ympäristölupahakemuksen kanssa (Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013c).

### 2.2.4. Bioliuotusteknologia

Talvivaaran kaivoksen toiminnan keskeisimmät vaiheet ovat louhinta, murskaus, agglomerointi, biokasaliuotus sekä metallien talteenotto (Pöyry Finland Oy 2012). Päätuote on nikkeli ja sivutuotteina saadaan sinkkiä, kuparia ja kobolttia. Nikkelin kysyntä maailmalla seuraa lähinnä Kiinan ruostumattoman teräksen markkinoita ja eri puolilla maailmaa 2000-luvun alussa kasvussa olleeseen kysyntään on pyritty vastaamaan kehittämällä uutta teknologiaa (Watling 2008). Viime vuosina nikkelin hinta on kuitenkin ollut laskussa, mutta pitkällä tähtäimellä hintojen nousuun uskotaan (Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013a). Nikkeliä louhitaan erilaisista esiintymistä: lateriittiset nikkeliyesiintymät ovat maanpintaa lähellä, kuivilla ja trooppisilla alueilla, kun taas sulfidiset tuliperäisessä tai kosteassa maaperässä ja sisältävät usein muitakin metalleja.

Bioliuotusta kehitetään varsinkin lateriittisia esiintymiä ajatellen, sillä tulevaisuudessa painopiste siirtyy niihin sulfidisten, kuten Talvivaaran, esiintymien loputtua. Tällä hetkellä sulfidivarannoista saadaan kuitenkin yli puolet nikkelistä. Koko maailmassa on enää vähän hyödyntämättömiä sulfidisia nikkeliesiintymiä, mikä tekee Talvivaaran kaivoksesta kansainvälisestikin merkittävän (Lapin Vesitutkimus Oy 2005).

Maailmalla on jo aiemmin käytetty bioliuotusta varsinkin kuparin ja kullan erottamiseen malmista, sillä sitä pidetään kustannustehokkaampana tapana rikastaa malmeja kuin perinteisempi vaahdotusrikastus (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Edullisuutensa lisäksi bioliuotuksella pystytään hyödyntämään myös malmeja, jossa metallipitoisuus on tavallista pienempi. Pasutukseen ja sulatukseen verrattuna bioliuotuksessa tarvitaan myös vähemmän energiaa, ilmapäästöjä on vähemmän eivätkä prosessijätteet ole kemiallisesti yhtä aktiivisia (Riekkola-Vanhanen 2008, Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2008). 1970- ja 1990-lukujen Outokumpu Oyj:n tutkimuksen myötä Talvivaaran malmin havaittiin sopivan bioliuotukseen, mutta vasta tekniikan varmistuttua se päätettiin ottaa käyttöön (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Talvivaaran bioliuotusta hyödyntävä nikkelikaivos onkin ensimmäinen laatuaan maailmassa ja samalla siellä kehitetään teknologiaa ylipäänsä kylmien ilmasto-olojen bioliuotukseen.

Biokasaliuotus tarkoittaa metallien liuotusta malmista mikrobien avulla, jotka luontaisesti alueella esiintyvät. Prosessia vain nopeutetaan tekemällä olosuhteet mahdollisimman suotuisiksi (Pöyry Finland Oy 2012). Louhittu malmi agglomeroidaan eli tehdään sopivan kokoiseksi raakooltaan lisäämällä malmimurskaa sekä laimeaa rikkihappoa ja bakteereita sisältävää liuosta agglomerointirumpuihin (Lapin Vesitutkimus Oy 2005, Pöyry Finland Oy 2012). Sen jälkeen se kasataan primääriliuotuskentälle 8 m korkeisiin kaseihin 1,5 vuodeksi. Tänä aikana sitä ilmastetaan ja kastellaan happamalla liuoksella, jota kierrätetään kunnes metallipitoisuus on riittävä metallin talteenottoon. Mikrobit hapettavat metallisulfidit liuenneiksi yhdisteiksi ja talteenotto suoritetaan kolmessa eri saostusprosessissa nikkelin, kuparin sekä sinkin ja koboltin osalta rikkivedyn avulla.

Prosessien ylijäämävesien emäksisyyteen vaikuttavat nikkelinsaostuksessa käytetty natriumhydroksidi eli lipeä sekä viimeisessä saostusvaiheessa ja loppuneutraloinnissa käytettävä kalsiumhydroksidi eli sammutettu kalkki. Tällöin prosessissa saostuu myös kipsiä, joka johdetaan kipsisakka-altaalle (Pöyry Finland Oy 2013a). Liuotus jatkuu sekundääriliuotuskaseissa, joissa loputkin metallit saadaan liuotettua talteenottoa varten ja joihin malmi myös loppusijoitetaan. Vesivirta kiertää talteenottoprosessin sisällä myös sinne uudelleen palautettuna raffinaattina, kulkee tuotteisiin sitoutuneena jatkojalostukseen ja lopulta liuos johdetaan jälkiselkeytyksen kautta jälkikäsitteilyyn ja purkuvesinä vesistöihin (Lapin Vesitutkimus Oy 2012a). Myös kipsisakasta erottuva vesi kierrätetään talteenottolaitokselle. Helmikuusta 2012 alkaen noin 50 % puhdistetusta prosessivedestä johdettiin metallitehtaalle käyttövedeksi ja kesästä 2013 alkaen kaikki on kierrätetty takaisin tehtaalle (ympäristöpäällikkö Veli-Matti Hilla, Talvivaara Sotkamo Oy, kirjallinen tiedonanto 20.9.2013).

## **2.3. Talvivaaran kaivoksen purkuvesien sulfaatti, natrium ja mangaani**

### **2.3.1. Aineiden ominaisuuksia**

Sekä sulfaattia, natriumia että mangaania on Talvivaaran kaivoksen purkuvesissä ollut ennalta arvioitua huomattavasti enemmän, kun taas esimerkiksi metallipitoisuudet ovat olleet purkuvesissä pääosin pienempiä kuin määritellyt rajapitoisuudet (Pöyry Finland Oy 2012). Yleisesti ekotoksikologisissa testeissä tutkitaan aineita, joista jo pienet pitoisuudet saavat aikaan vaikutuksia koe-eläimissä (Soucek & Kennedy 2005). Eliöille

välttämättömät aineet, kuten ionit, voivat kuitenkin suurina pitoisuuksina olla myös haitallisia.

### Sulfaatti

Sulfaatti ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) on hapettunut rikkiyhdiste, jota esiintyy luontaisesti merivedessä noin  $2\,700\text{ mg l}^{-1}$ , kun taas suomalaisissa järvi-, joki- ja pohjavesissä vain muutamia milligrammoja litrassa (Taulukko 3) (Grasshoff & Voipio 1981). Poikkeuksen tekevät mustaliuskealueiden vesistöt sekä ns. happamat sulfaattimaat, joissa muinaisen merenpohjan sulfidit hapettuvat rikkihapoksi mm. ihmistoiminnasta johtuvan kuivatuksen seurauksena (Lehtoranta & Ekholm 2013). Näillä alueilla vesistöissä saattaa olla sulfaattia jopa  $2\,000\text{ mg l}^{-1}$ . Keski-Euroopassa puolestaan veden sulfaattipitoisuudet voivat olla useita satoja milligrammoja litrassa. Sulfaattia pääsee vesistöihin kaivostoiminnan takia, mutta myös lannoitteista, joihin käytetään yli puolet tuotetusta rikkihaposta, sekä lisäksi jätevesistä ja energiantuotannon myötä ilmalaskeumasta, joka on kuitenkin vähentynyt merkittävästi.

Taulukko 3. SYKEN ylläpitämästä Hertta-tietokannasta poimittujen Suomen järvien sulfaatti-, mangaani- ja natriumpitoisuuksien tilastosuureita. Aineistona vuosien 2000–2012 kaikki näytteet riippumatta määrittymenettelystä (Suomen ympäristökeskus 2012).

	$\text{SO}_4$ ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Mn ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Na ( $\text{mg l}^{-1}$ )
Keskiarvo	15,2	182	5,5
Mediaani	3,8	65	1,7
Minimi	0,1	1	0,1
Maksimi	3 280	22 700	1 430
Havaintoja	2 520	3 350	1 930

Sulfaatti ei ilmeisesti ole sellaisenaan kovinkaan haitallinen yhdiste, vaikka eräät vesikasvit ja eliöt ovat sille herkkiä (esim. Soucek & Kennedy 2005). Sulfaattia ei ole esimerkiksi mainittu valtioneuvoston antamassa vesiympäristölle vaarallisten tai haitallisten aineiden asetuksessa (1022/2006) eikä sille ole pintavesille asetettuja laatonormeja. Pohjavedelle se on määritetty  $150\text{ mg l}^{-1}$  valtioneuvoston asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006) ja talousvedelle  $250\text{ mg l}^{-1}$  sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa (461/2000). Ihmiselle sulfaatilla on todettu korkeina pitoisuuksina lähinnä laksatiivinen vaikutus, ja putkistoissa sen pelkistymisen myötä seurauksena voi olla korroosiota.

Sulfaatin haitallisuudesta on tehty testejä, joissa LC50-arvot eli keskimääräiset pitoisuudet, joilla 50 % altistetuista eliöyksilöistä kuolee, vaihtelivat eri lajeilla välillä  $500\text{--}14\,000\text{ mg l}^{-1}$  (Soucek & Kennedy 2005). Herkin tutkimuksen neljästä selkärangatonlajista oli äyriäinen *Hyalella azteca*, jolle sulfaatin LC50-arvoksi määritettiin  $512\text{ mg l}^{-1}$ . Sekä Soucek & Kennedy (2005) että Davies (2007) totesivat sulfaatin toksisuuden pienenevän veden kovuuden ( $\text{CaCO}_3$ -pitoisuus) kasvaessa. Davies (2007) käytti tutkimuksessaan  $1\,500\text{ mg l}^{-1}$  sulfaattipitoisuutta, jolla pehmeässä vedessä oli merkittäviä vaikutuksia tutkitun vesisammalen *Fontinalis antipyretican* kasvuun ja kehitykseen, kun taas kovassa vedessä vaikutukset olivat pienemmät. Lisäksi kloridipitoisuuden  $5\text{--}25\text{ mg l}^{-1}$  havaittiin suojelevan eliöitä sulfaatin toksisuudelta (Soucek & Kennedy 2005, Iowa DNR 2009). Amerikassa Illinoisin EPA (Environmental Protection Agency) määritteli aiempien ekotoksikologisten tutkimusten sekä Soucek & Kennedyn

(2005) tutkimuksen perusteella vedenlaadun sulfaattipitoisuuden maksimiarvoksi 500–2 000 mg l<sup>-1</sup> riippuen veden kovuudesta ja kloridipitoisuudesta (Iowa DNR 2009).

Ekotoksikologisissa tutkimuksissa on havaittu korkeiden ionipitoisuuksien voivan häiritä etenkin selkärangattomien osmoregulaatiota eli ionitasapainon säätelyä, mikä aiheuttaa eliölle stressiä tai kuoleman (Pond ym. 2008). Useimpien kalojen poikasvaiheet sekä monet aikuiset kalat käyttävät ravinnokseen vesiselkärangattomia ja pohjaeliöstöä, joten muutokset ravinnoksi käytettävien eliöiden määrässä voivat näkyä myös kalastossa. Lisäksi kalojen poikasvaiheet ovat todennäköisesti aikuisia herkempiä korkeille sulfaattipitoisuuksille. Sulfaatin aiheuttama veden suolakerrostumisen aiheuttaa kuitenkin epäsuoria vaikutuksia, joita käydään tarkemmin läpi kappaleessa 2.3.3.

### Natrium

Natriumin (Na) mediaanipitoisuus suomalaisissa järvissä on 1,7 mg l<sup>-1</sup> (Taulukko 3). Murtovedessä natriumia on 1 809 mg l<sup>-1</sup> (Grasshoff & Voipio 1981). Yleensä natriumpitoisuudet ovat Etelä-Suomessa hieman pohjoista suurempia johtuen osittain suolaisen meren läheisyydestä sekä todennäköisesti myös Itämeren jääkauden jälkeisistä vaiheista, jolloin suuri osa maata oli merenpinnan alapuolella (Suomen Ympäristökeskus 2012). Myöskään natriumin haitallisuudesta ei ole paljon tietoa. Sitä ei ole luokiteltu vesiympäristölle vaarallisiin tai haitallisiin aineisiin eikä sille ole asetettu maksimiarvoja, muita kuin juomavedelle 200 mg l<sup>-1</sup> (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 461/2000). Korkeat suolamäärät ovat haitallisia terveydelle sekä aiheuttavat putkistoissa korroosiota.

### Mangaani

Mangaanipitoisuus (Mn) Suomen järvissä on noin 65 µg l<sup>-1</sup> (mediaani) (Taulukko 3). Sen pitoisuudet vaihtelevat luontaisestikin, jopa 1 000 µg l<sup>-1</sup> asti. Pintavesille ja pohjavesille mangaanipitoisuudesta ei ole laatunormia, kun taas talousveden mangaanipitoisuudelle suositus maksimipitoisuudesta on 50 µg l<sup>-1</sup> (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 461/2000). Mangaani on siirtymämetalli, jota käytetään erilaisten metalliseosten valmistamiseen sekä esimerkiksi paristoihin (International Manganese Institute 2011), joista kaivosteollisuuden lisäksi mangaania pääsee luontoon. Luonnossa mangaani esiintyy yleensä liukoisena Mn<sup>2+</sup> -ionina ja usein raudan kanssa. Molemmat aiheuttavat samantyyppisiä haittoja vesissä: maku- ja hajuvirheitä sekä kerrostumia vesiputkiin. Hapettomissa oloissa sekä mangaania että rautaa vapautuu sedimentistä veteen. Mangaanille on myös määritetty tutkimuksissa kriittiset kynnyspitoisuudet (LC50), jotka vaihtelevat eliöstä riippuen välillä 2,9 – 10 mg l<sup>-1</sup>: esimerkiksi vesikirpuille (*Daphnia magna*) 5,7 mg l<sup>-1</sup> (21 vrk) ja kirjolohelle 2,9 mg l<sup>-1</sup> (28 vrk) (Nikunen ym. 2000 sit. Pöyry Finland Oy 2011b). Mangaanin ihmisille aiheutuvista terveyshaitoista ei ole selvää näyttöä, vaikka joissain tutkimuksissa on havaittu neurologisia häiriöitä suurille pitoisuuksille tai krooniselle lähteelle altistuessa (Martin 2008).

## 2.3.2. Kaivoksen purkuvedet

### Purkuvesien käsittely

Metallien talteenoton jälkeen jätevesi puhdistetaan raudansaostuksessa ja loppuneutraloinnissa, minkä jälkeen suuri osa palautettiin kiertoon, mutta ylijäämävedet eli LONE-ylite johdettiin suoalueen ja pienten lampien muodostamiin jälkikäsittely-yksiköihin ja niistä ympäristöön: pohjoiselle Käräsalammen ja eteläiselle Korttelammen jälkikäsittelyalueelle (Pöyry Finland Oy 2012). Ne sisältävät pintavalutuskentän, selkeytysaltaat sekä neutralointiyksikön ja toiminta perustuu biologisiin, fysikaalisiin ja kemiallisiin prosesseihin, mm. saostumiseen. Kesästä 2013 alkaen kuitenkin LONE-ylite

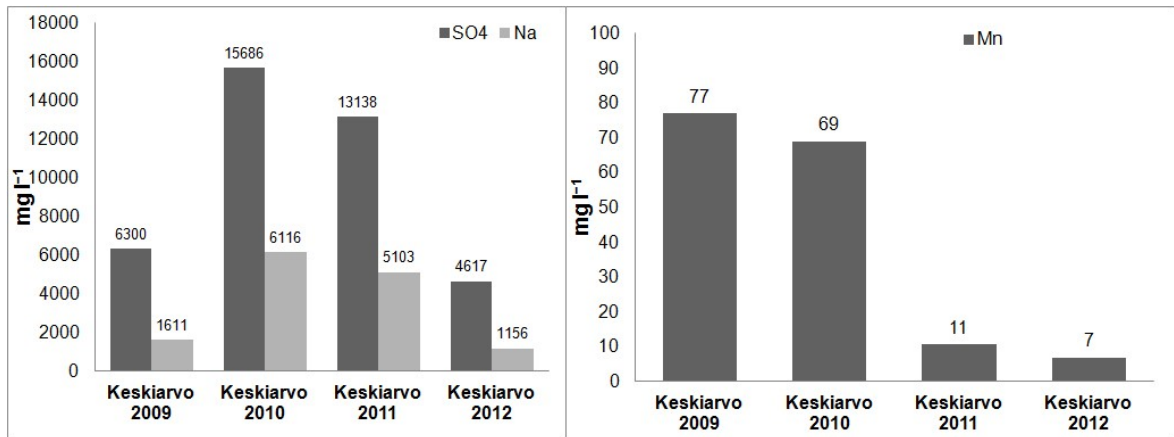
kierrätetään takaisin metallitehtaalle käyttövedeksi (ympäristöpäällikkö Veli-Matti Hilla, Talvivaara Sotkamo Oy, kirjallinen tiedonanto 20.9.2013). Purkuvesi sisältää kipsin saostuksessa saostumatonta sulfaatin ja kalkin liuosta sekä kiintoainesta, joka koostuu malmi- ja sivukivipartikkeleista. Sen määrä vaihtelee sade- ja sulamisvesien mukaan. Suuri osa valumavesistä kerätään prosessivesiksi (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Pöyry Finland Oy:n (2012) raportin mukaan alueen kuivatus- ja aluevesien määrästä ja pitoisuuksista ei ole tarkkoja tietoja. Vesiä arvioitiin johdettavan ympäristöön lähinnä sulana vuodenaikana, mutta laskelmissa varauduttiin myös talveen (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Käytännössä vesiä on johdettu vesistöihin toiminnan aikana läpi vuoden vain yhden kuukauden tauolla ja hyvin lähellä maksimimäärää, loppu on sijoitettu varastoaltaisiin.

Bioliuotuksessa käytetään rikkihappoa, jotta saataisiin aikaan malmikasoissa oleville mikrobeille optimaaliset olosuhteet (Pöyry Finland Oy 2012). Purkuvesien ennalta oletettua suuremmat sulfaattipäästöt ovatkin pääosin peräisin juuri rikastusprosessista, mutta lisäksi sulfaattia muodostuu valumavesiin malmin ja sivukivien sisältämien sulfidimineraalien hapettumisen seurauksena. Natrium puolestaan pääsee purkuvesiin pH:n säätöön sekä hajukaasujen puhdistukseen käytetystä lipeästä eli natriumhydroksidista. Lisäksi sulfaatin saostumisen eli kipsin muodostumisen jälkineutraloinnissa havaittiin heikentyvän kohonneen natriumpitoisuuden myötä. Muiden ylijäämämetallien tavoin mangaani liukenee malmista prosessin sivutuotteena, vaikka se pyritäänkin saostamaan hydroksideina jälkineutraloinnissa. Jotta mangaani saataisiin saostettua parhaiten eikä sitä päätyisi purkuvesiin, se vaatisi pH:n hetkellisen nostamisen yli luparajojen, sillä optimaalinen pH olisi 9,5–12.

#### Purkuveden arvioidut ja mitatut pitoisuudet

Kaivoksen ympäristöluvassa ei määritelty raja-arvoa purkuveden sulfaatille, kuten ei myöskään natriumille ja mangaanille (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Ympäristövaikutusten arviointiprosessissa arvioitiin LONE-ylitteelle keskimääräiset pitoisuudet: sulfaattia 170, natriumia 130 ja mangaania 0,7 mg l<sup>-1</sup>. Purkuvesien juoksaus vesistöihin alkoi vuoden 2009 loppupuolella ja ylijäämävesistä mitatut pitoisuudet ylittivät selvästi arviot, esimerkiksi sulfaatin osalta jo vuonna 2010 mitatuissa minimipitoisuuksissa (Kuva 3). Korkein mitattu sulfaattipitoisuus vuonna 2010 oli 27 000 mg l<sup>-1</sup>. Tehostetulla vesienkierrättämisellä ja pH:n säädöllä onnistuttiin purkuveden kokonaiskuormitusta vuonna 2011 merkittävästi pienentämään kaikkien muiden aineiden paitsi natriumin osalta (Pöyry Finland Oy 2012). Suurin vaikutus kokonaiskuormituksen pienemiseen oli hönkäpesureiden pesuvesien kääntäminen bioliuotuskasoille alkuvuonna 2011, kun ne edellisvuonna menivät LONE-ylitteeseen (ympäristöpäällikkö Veli-Matti Hilla, Talvivaara Sotkamo Oy, kirjallinen tiedonanto 20.9.2013). Lisäksi lipeän tarkentunut annostelu sekä metallensaostuksen pH-säädössä että lipeällä toimivissa hönkäpesureissa alensi kuormitusta.





Kuva 3. LONE-veden sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien keskiarvo vuosina 2009–2012 (Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013b).

Arviossa kaivoksen vesistövaikutuksista todettiin, että esimerkiksi mangaanin ja sulfaatin pidäytyminen pohjoiselle jälkikäsittelykentälle on ollut hyvin vähäistä, jolloin vesistöihin menevät kyseisten aineiden pitoisuudet ovat suurin piirtein samat kuin LONE-vesien pitoisuudet (Pöyry Finland Oy 2012). Lisäksi fosforin pitoisuus molemmilla kentillä on kasvanut selvästi: LONE-ylitteen fosforipitoisuudet olivat alhaisia (5 ja 4  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) vuosina 2010 ja 2011, mutta elo-joulukuun 2011 seurantajakson aikana kokonaisfosforipitoisuudet nousivat jälkikäsittelykentillä 105:en (Kärsälampi) ja 108:en  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Kortelampi). Rautaa vuosien 2010 ja 2011 LONE-vesissä oli 50 945 ja 6 461  $\mu\text{g l}^{-1}$ , kun taas kosteikosta lähtevä vesi sisälsi rautaa n. 400–800  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Jälkikäsittelykenttien tarkasta toimivuudesta ei ollut muuta tietoa, sillä tulevat ja lähtevät ainemäärät oli mitattu vain elo-joulukuussa 2011 (Pöyry Finland Oy 2012).

Vuonna 2010 tehtiin LONE-vedestä ekotoksikologisuustestit vesikirpuille ja leville (Pöyry Finland Oy 2012). Lisäksi suoritettiin valobakteeritestit akuutin toksisuuden määrittämiseksi. Vesikirpputestissä verrattiin näytteen ja kontrollinäytteen vaikutusta vesikirpun (*Daphnia magna*) liikkumisen estymiseen 24 ja 48 tunnin aikana EC50-arvoina. Levätestissä tutkittiin, väheneekö levän (*Selenastrum capricornutum*) kasvu haitallisten aineiden vaikutuksesta 72 tunnin aikana eri laimennoksissa. Laimennosten absorbanssia mitattiin spektrofotometrisesti ja määritettiin EC50-arvo, mikä kuvaa pitoisuutta, joka aiheuttaa 50 % inhibition levän kasvuun. Valobakteeritestissä tutkittiin näytteen vaikutusta bakteerin (*Vibrio fischeri*) valontuottoon 30 minuutin aikana EC50-arvona. Haitallisille aineille altistuessaan bakteerin valontuotto heikkenee tai estyy jopa kokonaan. Tulosten perusteella osa näytteistä oli akuutisti toksisia vesikirpuille ja kaikki leville. Yksisoluihin levä *Selenastrum capricornutum*, nyk. *Pseudokirchneriella subcapitata* (Korschikov), on yksi eniten käytetyimmistä levistä toksisuustesteissä. Se ei viihdy murtovesissä, mikä saattoi olla syynä tuloksiin. Näytteet eivät olleet akuutisti toksisia valobakteereille. Valobakteeritesti on kuitenkin metalleille epäherkkä testi (Pellinen ym. 2007).

### 2.3.3. Purkuvesien vaikutus järvien kerrostumiseen

Sulfaatti ja natrium eivät sellaisenaan ole ilmeisesti kovin haitallisia vesistöissä, tosin niiden vaikutuksista on tehty hyvin vähän tutkimuksia. Runsaat pitoisuudet nostavat kuitenkin veden tiheyttä, millä puolestaan on vaikutuksia veden kerrostumiseen ja sitä kautta happitilanteeseen ja sedimentistä vapautuviin aineisiin.

Suomessa vesistöt ovat yleensä vähäsuolaisia ja sähkönjohtavuusarvot, jotka kuvaavat veteen liuenneiden ionien määrää, ovat sisävesissä tyypillisesti 5–10  $\text{mS m}^{-1}$ , lounaisosissa eräillä alueilla yli 13,7  $\text{mS m}^{-1}$ , kun taas Saaristomerellä 1 000–1 200  $\text{mS}$

$\text{m}^{-1}$  ja Suomenlahden ja Pohjanlahden perukoilla  $200 \text{ mS m}^{-1}$  (Valtion ympäristöhallinto 2011a). Sähkönjohtavuusmittauksilla seurataan usein jäteveden kulkeutumista vesistöissä, sillä jäteveden sähkönjohtavuus poikkeaa yleensä selvästi luonnonvesien arvoista. Luonnonvesiä suolaisempi vesi painuu vesistöjen syvänteisiin ja näkyy täten alusvesien kohonneena sähkönjohtavuutena.

Raskas jätevesi voi aiheuttaa vesistön pysyvän kerrostumisen. Siinä vähäsuolaisempi pintavesi ja runsassuolainen alusvesi muodostavat kerrokset, joita erottaa halokliini, suolaisuuden harppauskerros. Suolakerrostuminen estää veden sekoittumisen ja aiheuttaa näin vakavia haittoja vesistöihin muun muassa pohjalle muodostuvan happivajeen takia. Hapenpuutteen alusvedessä on havaittu aiheuttavan muutoksia esimerkiksi järvien pohjaeläinlajistoon.

Yleensä suomalaiset järvet kiertävät keväällä ja syksyllä pohjaa myöten, ts. niin sanottu täyskierto sekoittaa lämpötilan mukaan kerrostuneen veden, jolloin pohjanläheinen vesikerros saa happitäydennystä. Tällaisia järviä sanotaan dimiktisiksi, mutta Suomessa on myös monomiktisiä (kerran vuodessa sekoittuvia) ja meromiktisiä järviä, johtuen esimerkiksi syvyydestä, suojaisuudesta tai muinaisesta pellavanliuotuksesta (Grönlund ym. 1986). Tällaiset järvet eivät koskaan sekoitu kokonaan. Suomessa täysin meromiktisiä järviä oli vuonna 2004 tunnistettu noin 13, ja niitä arvioitiin olevan kaiken kaikkiaan muutama tusina (Hakala 2004). Paljon on lisäksi järviä, joilla on epäsäännöllinen kierto, ns. osittain meromiktiset, semi-meromiktiset tai ajoittain meromiktiset järvet. Meromiktiset järvet voidaan syntytapansa perusteella luokitella neljään ryhmään, joista kolmatta ryhmää lukuun ottamatta kaikkia löytyy Suomesta. Ne ovat muodostuneet sekä luontaisesti että ihmistoiminnan takia.

- 1) rannikolle maankohoamisen seurauksena muodostuneet järvet, joiden alusvesi on suolaisempaa murtovettä ja pintavesi makeaa vettä valuma-alueelta ja sadannasta
- 2) järvet, joissa pintavalunnan tuomat aineet stabiloivat alusveden ja kuluttavat hapen sieltä loppuun
- 3) järvet, joihin virtaa tiheää pohjavettä
- 4) järvet, joiden morfologia aiheuttaa epätäydellisen sekoittumisen ja siten hapettoman pohjan ja elektrolyyttien vapautumisen sedimentistä (Hakala 2004).

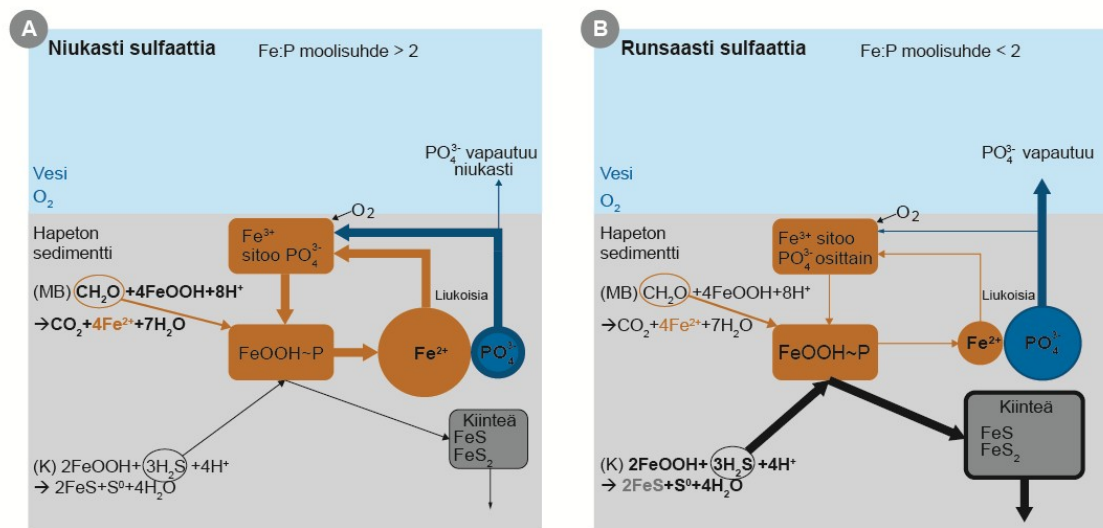
Keinotekoista suolakerrostuneisuuden purkautumista voitaisiin arvioida laskemalla ns. stabiliteetti kerrostuneisuuden suhteen ja tuulen ns. *fetch* eli tuulen tehollinen pyyhkäisymatka, joka kuvaa vesistön suojaisuutta (eli käytännössä matka, jonka tuuli kulkee vettä pitkin). Mikäli kerrostuneisuus äkillisesti purkautuisi ja happitilanne paranisi, saattaisi se myös johtaa järven sisäiseen happamoitumiseen rikkihapon myötä, joka sedimentin sulfidien hapettuessa muodostuu (Suomen ympäristökeskus 2012). Tilannetta voisi edelleen pahentaa mahdollinen ferriraudan hapettuminen sekä syntyneen ferriraudan hydrolysoituminen eli reaktio veden kanssa rautahydroksidiksi. Reaktiossa muodostuvat hapot johtaisivat happamoitumiseen ja sen myötä myös sedimentoituneet raskasmetallit liukenisivat takaisin veteen. Lisäksi rautahydroksidi muodostaa saostumia eliöiden pinnalle, millä voi olla vaikutusta kasvien ja eläinten elintoihintoihin (Valtion ympäristöhallinto 2011b).

#### 2.3.4. Sulfaatin rehevöittävä vaikutus

Sulfaatti ei ainoastaan ole osallisena veden suolaisuuden aiheuttamassa kerrostumisessa, vaan sen on havaittu vaikuttavan epäsuorasti rehevöitymiseen. Tämä havaittiin jo 1940-luvulla ja tuotiin uudelleen esille 1980-luvulla, mutta vasta vuosituhannen lopulla onnistuttiin tunnistamaan mekanismi ilmiön takana. Roden & Edmonds (1997) havaitsivat, että fosforin massiivinen vapautuminen sedimentistä hapettomissa oloissa tapahtuu vasta,

kun siihen lisätään sulfaattia. Aiemmin fosforin vapautuminen oli jo yhdistetty raudan pelkistymiseen, jossa sedimentin rautaoksidit pelkistyvät ja orgaaninen hiili hapettuu.

Hapettomissa oloissa ja kun käyttökelpoista hiiltä on läsnä, voi tapahtua mikrobiologista, ns. dissimilatorista sulfaatin pelkistystä. Tämä prosessi vaikuttaa suoraan tai epäsuorasti useiden muiden aineiden, kuten fosforin ja raudan, kiertoon. Juuri raudan kierron tyrehtymisen havaittiin johtavan veden fosforipitoisuuden kasvuun ja näin ollen rehevöitymiseen sulfaattikuormituksen myötä (Roden & Edmonds 1997) (Kuva 4). Tässä prosessissa sulfaatti pelkistyy mikrobiologisesti sulfideiksi ( $\text{H}_2\text{S}$  ja  $\text{HS}^-$ ) toimien elektronin vastaanottajana (elektroniakseptorina), jolloin elektronin luovuttajasta (elektronidonorista) eli orgaanisesta aineksesta muodostuu vettä ja hiilidioksidia. Sulfidit puolestaan pelkistävät rautaoksidien ( $\text{FeOOH}$ ) kolmenarvoisen ferriraudan ( $\text{Fe}^{3+}$ ) kahdenarvoiseksi ferroraudaksi ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ja muodostavat näin ferrosulfidia ( $\text{FeS}$  tai  $\text{FeS}_2$ ), joka on kiinteä aine eikä pysty sitomaan fosforia. Tällöin raudan luonnollinen kierto sedimentissä pysähtyy ja raudasta vapautunut fosfori ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) siirtyy veteen. Tästä prosessista sedimentissä kertovat pikimusta väri sekä rikkivedyn (mädäntyneen kananmunan) haju. Mikäli mustaa kerrosta on sedimentin pinnassa asti, se kertoo fosforin sitomiskyvyn huomattavasta heikkenemisestä. Rauta toimii myös hapettavana yhdisteenä, mikä estää hapettomaan alusveteen muodostumasta rikkivetyä, joka on eliöille myrkyllistä jo hyvin pieninä pitoisuuksina (esim. Lamers ym. 2002).



Kuva 4. Raudan ja fosforin kierto sedimentissä tilanteessa, jossa on A) niukasti sulfaattia ja B) runsaasti sulfaattia (Lehtoranta & Ekholm 2013).

Raudan ja fosforin välisellä moolisuhteella (Fe:P) kuvataan fosforin pidätyskykyä sedimentissä. Moolisuhdetta 2:1 on käytetty kuvaamaan tilannetta, jossa raudan määrä vielä riittää sitomaan fosforia (Gunnars ym. 2002). Blomqvist ym. (2004) käyttivät samaa moolisuhdetta ja lisäksi vertasivat suolaisia ja makeita vesiä ja totesivat, että merivesissä fosforia on enemmän nimenomaan meriveden sulfaatin vuoksi, mikä johtaa rautasulfidien muodostumiseen. Makeissa vesissä matalampia moolisuhteita havaitaan rehevämmissä järvissä, mikä kuvastaa raudan riittämättömyyttä sitomaan fosforia. Jensen ym. (1992) havaitsivat puolestaan, että makean veden pintasedimentin moolisuhte 15 riittäisi estämään fosforin sisäisen kuormituksen, kunhan pintasedimentti pysyisi hapellisena.

Vaikkei ulkoinen fosforikuormitus kasvakaan, sulfaatti voi aiheuttaa sisäisen kuormituksen myötä rehevöitymistä, *sulphate-mediated eutrophication*. Smolders & Roelofs (1993) havaitsivat sulfaattipitoisen veden järviin ja tulvaniityille johtamisen

jälkeen fosforipitoisuuksien ja levätuotannon kasvavan voimakkaasti, minkä seurauksena uposkasvit katosivat sekä leväkukintojen määrä kasvoi.

Tästä näkökulmasta sulfaattipitoisuuksia on harvemmin Suomessa tutkittu. Kuitenkin Siilinjärvellä Kolmisoppi-järven havaittiin rehevöityneen viime vuosikymmenellä, vaikka ulkoinen fosforikuormitus olikin vähentynyt (Saarijärvi ym. 2013). Tutkimuksissa havaittiin apatiittikaivoksen rikastushiekka-altaista peräisin olevan lisääntyneen sulfaattikuormituksen olevan todennäköisin syy fosforin sisäisen kuormituksen kasvuun.

Lisäksi happamoituminen ja rehevöityminen aiheuttivat ongelmia Pyhäjärven kaivoksen läheisellä Pyhäjärven Junttisellä, jossa kaivoksen sulfaattipäästöjen todettiin olevan raudan ohella osatekijä järven sisäisen fosforikuormituksen kasvamiseen sekä keväisiin happamuuspiikkeihin (Heikkinen & Väisänen 2007). Siellä hapeton pohja johti raudan ja rikkiyhdisteiden kertymiseen alusveteen ja aiheutti kevätkierron myötä happamoitumisreaktion.

### 3. ALUEEN AIEMMAT TUTKIMUKSET

#### 3.1. Lähijärvien tila ennen kaivostoimintaa

Talvivaaran kaivoksen lähijärviä on tutkittu ennen kaivoksen toiminnan aloittamista niin perustilaselvityksiä varten kuin aiemmin Kainuun ympäristökeskuksen toimesta. Talvivaaran kaivoksen ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Lapin Vesitutkimus Oy 2005) todetaan, että tehtyjen selvitysten perusteella Talvivaaran kaivoksen lähivesistöt ovat yleisesti humuspitoisia ja happamia ja niissä oli myös alhainen alkaliniteetti eli veden puskurikyky happamoitumista vastaan. Sulfaattia ei havaittu näissä tutkimuksissa olevan poikkeuksellisen paljon, lukuun ottamatta Honkalampea ja Heittimenpuroa, joihin malmi suoraan vaikutti (em. vesistöt hävitettiin 2008–2009 kaivostoiminnan takia, Lapin Vesitutkimus Oy 2012c). Lapin Vesitutkimus Oy (2005) arvioi alueen vesien olevan karuja kokonaistypen ja -fosforin mittauksista päätellen. Minimiravinteena oli yleisesti fosfori, jonka lisääminen aiheuttaisi rehevöitymistä todennäköisemmin kuin typpi. Virtaamat alueen vesistöissä ovat pieniä ja viipymät pitkiä, joten vesipäästöt kuormittavat lähivesistöjä voimakkaasti, varsinkin talvella.

Tutkimusten mukaan mustaliuskeen vaikutus oli Talvivaaran alueella voimakkainta 9 000 vuotta sitten, jolloin kallio paljastui Sotkamon jääjärven alta (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Mannerjäiden liikkuessa irronneet ainekset kulkeutuivat 1–2 km päähän ja sedimentoituessaan happamoittivat voimakkaasti lähivesistöjä. Vesien virtaus ja valumissuunta vaikuttivat jääkauden jälkeen aineiden leviämiseen. Myöhemmin maanpinnan muokkaus sekä ojitukset ovat kasvattaneet sedimenttien metallipitoisuuksia. Mustaliuskealueen turvemaiden ojitukset voivat aiheuttaa sulfaatin kulkeutumisen pintavesiin ja sitä kautta ongelmia vesistöissä (Mäkilä ym. 2012). Lapin Vesitutkimus Oy (2005) esitteli alueella tehtyjä järvisedimenttitutkimuksia vain Kaivoslammen, Härkälammen, Kuusilammen ja Hakosen osalta, jotka kaikki sijaitsevat tai sijaittivat kaivosalueella. Lapin Vesitutkimus Oy (2005) kuitenkin totesi, että Kolmisopen sedimenteissä on mustaliuskeesta irronneita aineita eniten ja siten raakavedenoton kannalta mahdolliset riskit, jos sedimenttejä laajemmin häiritään, ovat siellä suurimmat.

Lapin Vesitutkimus Oy:n (2005) mukaan vesistöjen käyttökelpoisuuden todettiin Jormasjärven olleen hyvä, kun taas Tuhkajoki-Kolmisopessa tyydyttävä niin vuosina 1994–1997 kuin 2000–2003. Vuoksen puolella Ylä-Lumijärvi ja Kivijärvi olivat hyvässä tilassa, kun taas Laakajärvi tyydyttävä. Vuonna 2010 tuli kuitenkin voimaan uusi vesien

laatuluokitus, jossa verrataan vesistöjen tilaa niiden luonnontilaan, ei veden käyttökelpoisuuteen ihmiselle.

Vesistöjen kuormittajat ennen kaivosta olivat Vapo Oy:n turvetuotantoalueet Raiskiosuolla ja Laakasuolla, joiden valumavedet kulkevat Laakajärveen, kun taas Jormasjärven puolella UPM-Kymmene Metsä Oy:n Naurissuo-Veneheiton suon turvetuotantoalue (Lapin Vesitutkimus Oy 2005). Lisäksi Laakajärveä säännöstellään Savon Voima Oy:n toimesta. Suomen Talkki Oy:n (nykyisin Mondo Minerals Oy) Lahnaslammen kaivos, joka lopetti toimintansa 2010, toimi alueella 1960-luvulta ja laski vetensä Nuasjärveen, jonka eteläpuolella kaivos sijaitsee. Hajakuormituksen lähteitä ovat myös harva pysyvä asutus, maa- ja metsätalous, loma-asutus sekä virkistystoiminta.

### 3.2. Lähijärvien tila vuosina 2010–2011

#### 3.2.1. Oulujoen vesistöalue

Talvivaaran kaivoshankkeen ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa arvioitiin pintavesiin kohdistuvia vaikutuksia kaivosalueelta alavirtaan Jormasjärveen sekä Vuoksen puolella Laakajärveen (Lapin vesitutkimus Oy 2005). Toiminnan alettua kaivoksella on ollut merkittävämpiä vaikutuksia vesistöihin kuin selostuksessa osattiin etukäteen huomioida. Talvivaaran kaivoksen vesistövaikutusten seurantaraportissa (Pöyry Finland Oy 2012) arvioitiin vuosien 2010 ja 2011 tulosten perusteella kaivosvesien kulkeutumista, keräytymistä ja laimentumista alapuolisissa vesistöissä. Siinä käytettiin velvoitetarkkailuaineistoja, kaivoksen omia mittauksia ja arvioita sekä lupahakemuksen ja YVA:n aineistoja. Kaivostoiminnan vuoksi kaivoksen alueelta on hävitetty Mourunlampi, Kuusilampi, Tammanlampi sekä Honkalampi vuonna 2008, Mustalampi ja Heittimenpuro vuonna 2009 sekä tulevana vuosina häviävät Kuikkalampi ja Pirttilampi (Lapin Vesitutkimus Oy 2012c).

Pöyry Finland Oy:n (2012) mukaan arvioitua suurempien sulfaatti-, mangaani- ja natriumpitoisuuksien merkittävimpiä vaikutuksia Oulujoen suunnassa ovat olleet muun muassa suolaisen veden kerrostuminen Salmiseen ja Kalliojärveen, mikä puolestaan on estänyt järvien kevät- ja syystäyskierrot. Alusveteen näin muodostunut happivaje sekä suolapitoisuus ovat vaikuttaneet myös järvien biologiaan. Lisäksi lähivesistöt menivät kaivosten jätevesien juoksutuksen alkamisen myötä poikkeuksellisen happamiksi, mikä vaikutti esimerkiksi klorofyllin vähenemiseen ja aiheutti lajistomuutoksia. Myös puskurikyky oli lähes lopussa.

Loppuvuodesta 2009 alkanut kaivoksen purkuvesien juoksutus alkoi näkyä Oulujoen puolen tutkimusvesistöissä sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien voimakkaana kasvuna viimeistään kesästä 2010 lähtien (Pöyry Finland Oy 2012). Sulfaattiarvot olivat aiemmin alueella hieman koholla kallioperän mustaliuskeen takia, mutta kaivoksen toiminnan alettua pitoisuudet kasvoivat vuosina 2010–2011 korkeimmillaan noin 10 000-kertaisiksi Salmisen alusvedessä vuoden 2008 tilanteeseen verrattuna: koko vuoden 2011 Salmisen alusveden sulfaattipitoisuudet olivat välillä 8 000–10 000 mg l<sup>-1</sup>. Kevään 2011 jälkeen tehostetun vesienkäsittelyn myötä pintaveden pitoisuudet lähtivät laskuun, mutta pysyivät alusvedessä korkeina. Esimerkiksi Jormasjärvestä mangaanipitoisuudet olivat aiempaan verrattuna 10-kertaisia kaivoksen puoleisessa Talvilahden pintakerroksessa, mutta laskivat sielläkin vuoden 2011 aikana. Kaikissa alueen vesissä havaittiin ainakin lievää happipitoisuuden laskua. Esimerkiksi Salmisessa alusvesi oli ollut hapetonta tai lähes hapetonta loppukesästä 2010 alkaen.

Pöyry Finland Oy:n (2012) raportin mukaan Salmisessa ja Kalliojärvestä mangaanipitoisuus ylitti haitallisenä pidetyn tason kesällä 2010 (kohta 2.3.1). Siinä myös arvioitiin lokakuussa 2011 Salmisen veden olevan likaantunutta 2 m alapuolella.

Likaantunut vesi määriteltiin vedeksi, jonka sähkönjohtokyky on yli 1 000 mS m<sup>-1</sup>. Kalliojärvestä suolaantunutta vettä oli 3 m alapuolinen tilavuus, sähkönjohtokyky yli 700 mS m<sup>-1</sup>. Kolmisopessa vedenlaatu oli parempi.

Vuosina 2008 ja 2010 (Pöyry Finland Oy 2011b) tutkittiin Kalliojärvestä, Kolmisopesta sekä Jormasjärvestä kasviplanktonnäytteitä ja niistä tehdyn suppean (kvantitatiivisen) kasviplanktonanalyysin perusteella todettiin, että varsinkin kahdessa ensimmäiseksi mainitussa järvestä biomassa oli vähentynyt ja lajisto muuttunut. Tämä johtui oletettavasti pH:n alenemisesta, mikä saattoi olla myös luonnollista vaihtelua. Perifytonin piilevätutkimuksen yhteenvedossa todettiin, että Kalliojoen ja Tuhkajoen vesi olisi vuonna 2010 ollut piileväanalyysien perusteella erinomainen, kuten myös vuonna 2008. Siinä tosin myös todettiin tuloksen perustuvan indeksiin, jonka on havaittu olevan epäluotettava. Raportissa tuotiin esille, että Tuhkajoessa oli havaittu neutraaleissa oloissa viihtyvien lajien lisääntyneen vuoden 2010 näytteessä. Samoin olivat lisääntyneet rehevyyttä, vähemmän happea vaativat ja orgaanista kuormitusta indikoivat lajit.

Virtavesien pohjaeläinten lajimäärät laskivat kahtena tutkimusvuonna, varsinkin Kalliojoessa. Pöyry Finland Oy:n (2011b) mukaan vaihtelu ei voinut olla pelkästään luontaista vaihtelua. Järvien pohjaeläinten yksilötiheydet ja biomassat olivat selvästi pienempiä ja suurimmassa osassa vesistöistä myös lajeja oli vähemmän. Jormasjärvestä ja Kolmisopessa ei havaittu muutoksia, kun taas Kalliojärven luokka muuttui erinomaisesta huonoksi. Raportin mukaan kalalajiston koostumus sähkökalastusten ja verkkokoekalastusten perusteella oli samanlainen kuin aiempaan vuonna, tosin yksikkösaaliit olivat suurempia.

Vuonna 2010 tehdyssä vesikasvillisuuskartoituksessa (Pöyry Finland Oy 2011c) tutkittiin uudelleen vuonna 2008 tehdyt vesikasviliinat ja havaittiin, ettei muutoksia juuri ollut, koska kaksi vuotta oli liian lyhyt aika vesikasvivyhteisön muuttumiselle. Lähinnä vedenpinnan korkeuden vaihtelu olisi ehtinyt aiheuttaa muutoksia.

Ympäristöterveydenhuollon lausunnossa vesien tilasta 12.5.2011 (Kainuun maakuntayhtymän ympäristöterveydenhuolto 2011) kerrottiin, että Kalliojärvestä suurimmassa osassa näytteistä sulfaattipitoisuus oli yli talousvedelle asetetun laatusuosituksen, kun taas mangaaniarvot ylittivät laatusuositukset kaikissa näytteissä. Lausunnon mukaan vettä ei pitäisi käyttää talousvetenä, eikä sitä suositeltu käytettäväksi pesu- ja löylyvetenä, sillä mangaanin korkeiden pitoisuuksien vaikutuksia ei tunneta. Uiminen katsottiin turvalliseksi, koska metallit eivät pääse iho läpi ja suuhun vettä menee vain vähän.

### 3.2.2. Vuoksen vesistöalue

Myös Vuoksen suunnassa vaikutuksia on ollut nähtävissä muun muassa happipitoisuudessa, pH:ssa, sähkönjohtavuudessa sekä sulfaattipitoisuudessa (Pöyry Finland Oy 2012). Kuten Oulujoen puolella, tehostettu kierrätys ja saostus laskivat haitallisia pitoisuuksia lähinnä pintavesissä, mutta alusvesissä ne pysyivät samoissa lukemissa. Vuosina 2010 ja 2011 happipitoisuus oli lievästi laskeva Ylä-Lumijärvestä, Kivijärvestä ja Laakajärvestä. Kivijärvestä alusveden happipitoisuus heikkeni eniten kesästä 2011 lähtien. Kesällä 2008 pH oli alimmillaan Ylä-Lumijärvestä tasolla 4, mutta kalkkimaidon käytön myötä se nousi tasolle 8–9. Myös sähkönjohtavuusarvot nousivat Laakajärvestä asti kesästä 2010 alkaen. Lisäksi vaikutuksia on mahdollisesti ollut nähtävissä myös Laakajärvestä alavirtaan: Pöyry Finland Oy:n (2013c) mukaan sulfaattivaikutukset olisivat nähtävissä ainakin Kiltuanjärvellä saakka.

Vuoden 2010 kevään ja kesän pitoisuuksien nousun myötä esimerkiksi Ylä-Lumijärvestä sulfaattipitoisuudet olivat korkeimmillaan maaliskuussa 2011 ollen yli 3 000-kertaisia vuoden 2008 maaliskuun arvoihin, natrium-arvot puolestaan 1 700-kertaiset

(Pöyry Finland Oy 2012). Mangaanipitoisuuksien ero edellä mainitulla ajanjaksolla oli myös yli 3 000-kertainen. Vuoden 2011 maaliskuun jälkeen pitoisuudet kääntyivät pääasiallisesti laskuun varsinkin pintavesissä. Laakajärvässä sulfaattipitoisuus oli lokakuussa 2011 yli 75-kertainen ennen kaivoksen toimintaa mitattuun arvoon verrattuna.

Mangaanin osalta ylitettiin eliöstölle haitalliset tasot Ylä-Lumijärvässä ja Lumijoessa sekä kesällä Kivijärvässä. Kuten Oulujoen puolellakin, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet ylittivät usein haitalliset tasot. Lisäksi kalastolle haitallisen alhaisia pH-arvoja esiintyi vuoden 2011 aikana niin alus- kuin päällysvedessä.

Pöyry Finland Oy:n (2012) mukaan Ylä-Lumijärven viipymä on lyhyt ja veden laatu seuraa kuormituksen vaihteluita: esimerkiksi happipitoisuudet ovat korkeita. Lokakuussa 2011 Kivijärvässä oli 4 m alapuolinen vesi suolaantunutta, luokkaa  $500 \text{ mS m}^{-1}$  ja järven havaittiin olevan voimakkaasti kerrostunut. Laakajärven tilanne oli parempi, vaikkakin ainepitoisuuksissa oli nähtävissä kasvua. Lapin Vesitutkimus Oy:n (2005) mukaan aiemmin muissa mustaliuskealueen vesistöissä havaittiin välillä kohonneita metallipitoisuuksia. Pääosin ne olivat edellisvuosien tasoa. Mangaanipitoisuudet olivat tavallista korkeampia myös mustaliuskealueen ulkopuolisissa vesistöissä.

Vuosien 2008 ja 2010 kasviplanktonitutkimuksessa havaittiin myös Kivijärvässä lajiston yksipuolistuneen ilmeisesti happamuuden ja kuormituksen vuoksi (Pöyry Finland Oy 2011b). Perifytonpiilevätutkimuksessa kävi ilmi, että Lumijoessa lajisto oli muuttunut täysin ilmentäen rehevyyttä, kohonneita suolapitoisuuksia ja emäksisiä olosuhteita. Lisäksi lajisto oli yksipuolistunut taksonimäärän vähennyttyä kolmanneksella. Myös Pohjois-Savon ELY-keskuksen suorittamissa piileväseurannoissa havaittiin Kivijoen piilevälajeista neljäsosan olevan murtovesilajeja (Ecomonitor 2012, sit. Suomen ympäristökeskus 2012). Suolaantumisen vaikutuksesta koko leväyhteisö oli siis merkittävästi muuttunut luonnontilaa huonommaksi.

Myös virtavesien pohjaeläinten lajimäärät laskivat tutkimusvuosien välillä Kalliojoen lisäksi Lumijoessa (Pöyry Finland Oy 2011b). Kivijärven pohjaeläimistön yksilötiheydet ja biomassat laskivat ja niiden perusteella järven luokitus muuttui erinomaisesta huonoksi. Kalalajiston koostumuksessa sekä vesikasvillisuuskartoituksessa ei Vuoksen puolellakaan ollut havaittavia muutoksia kahden tutkimusvuoden välillä.

On huomattava, että myös ennen jätevesien juokсутusta alueen vesistöissä näkyi usein hetkellisiä huomattavia nousuja esimerkiksi nikkeli- ja sinkkipitoisuuksissa. Esimerkiksi vuonna 2008 kolme poikkeustilannetta (mm. letkurikko) lisäsivät eteläiseltä jälkikäsitellykentältä päässeiden jätevesien pitoisuuksia niin, että alapuolisten vesistöjen pH laski ja metallipitoisuudet kasvoivat (Pöyry Finland Oy 2012). Vielä tammikuussa 2008 sinkkiä oli Kivijärven pintavedessä vain  $20 \mu\text{g l}^{-1}$ , kun taas vuoden 2008 aikana arvot kävivät jopa  $265 \mu\text{g l}^{-1}$ :ssa. Vuonna 2010 tapahtui samoin kolme poikkeustilannetta (mm. kipsisakka-altaan vuoto), jotka saatiin kontrolloitua paremmin, mutta ne näkyivät kuitenkin lähivesistöjen pitoisuuksissa hetkellisesti.

## 4. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 4.1. Vesistötarkkailuaineisto

Talvivaaran kaivoksen sulfaattikuormitusta verrattiin sisä- ja merivesiin muualta päätyviin sulfaattipäästöihin Vahti-tietokannan avulla, joka on Valvonta- ja kuormitustietojärjestelmä ja osa ympäristönsuojelulain (4.2.2000/86) 27§ mukaista tietojärjestelmää. On huomattava, että Vahti-tietokannasta löytyy vain ympäristölupaan sidotut muuttajat, joten esimerkiksi Talvivaaran sulfaattipäästöt eivät siellä ole, ellei ympäristölupavelvollinen ole vapaaehtoisesti niitä sinne tallentanut.

Läihvesistöjen sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuuksien tarkastelemiseksi konsulttiyhtiön koostamista mittaustuloksista poimittiin tiedot vuoden 2007 alusta vuoden 2012 syyskuuhun asti, koska tällä aikajanelulla ovat sekä kaivoksen toiminnan alkaminen että LONE-vesien juoksutuksen alkaminen, kuten myös parannustoimenpiteet. Viimeinen näytteenottopäivämäärä oli 17.9.2012, joten marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuoto ei ole mukana tässä aineistossa. Heinä-syyskuun 2012 tulokset on otettu Talvivaaran kotisivuilta (Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013b), muut koosteet on saatu Kainuun ELY-keskukselta. Vesianalyysit on tehnyt Nablabs Laboratories.

Vesistötiedoista sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien sekä sähkönjohtavuuden välistä yhteyttä analysoitiin laskemalla niiden välille Kendallin ei-parametrinen järjestyskorrelaatiokerroin, joka kuvaa kahden muuttujan havaintoarvojen suuruusjärjestyksien yhteensopivuutta ja voi saada arvoja välillä  $-1 \leq \tau \leq +1$ . Analysointiin käytettiin IBM SPSS Statistics 20 -ohjelmaa. Korrelaatiomatriisi sähkönjohtavuudesta ja sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuuksista määritettiin Oulujoen vesistöalueen puolelta Salmisesta, Kalliojärvestä, Kalliojoesta, Kolmisopesta ja Jormasjärvestä sekä Vuoksen puolelta Ylä-Lumijärvestä, Lumijoesta ja Kivijärvestä. Muista järivistä ja joista oli havaintoja tältä ajanjaksolta niin vähän, ettei niitä otettu mukaan.

Sulfaatin ja natriumin olomuodon (liennut ioni/jokin muu) selvittämiseksi laskettiin laskennallisen ja mitatun sähkönjohtavuuden välille korrelaatiokertoimet Talvivaaran kaivoksen lähijärvissä. Sulfaatin ja natriumin esiintyminen liuenneina ioneina näkyisi voimakkaana korrelaationa sähkönjohtavuuden kanssa. Tätä varten sulfaatin ja natriumin pitoisuudet ( $\text{mg l}^{-1}$ ) muutettiin milliekvivalenttien ( $\text{mekv l}^{-1}$ ) kautta sähkönjohtavuudeksi ( $\text{mS m}^{-1}$ ). Tähän valittiin purkuvesireitiltä ensimmäiset järvet, joista oli sekä pinta- että alusveden mittaukset, Salmisesta ja Kivijärvestä.

Talvivaaran lähivesien sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuuksia verrattiin Hertta-tietokannasta saatujen tietojen perusteella Suomen muihin järviin ja jokiin. Koska tässä työssä analysoitiin etenkin järvien alusvesien tilannetta, päätettiin tutkia tarkemmin vain järvien sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien korkeimpien arvojen jakautumista Suomessa.

Kokonaisfosforin pitoisuuksista sekä sulfaatin, hapen että raudan pitoisuuksista laadittiin ajan suhteen kuvaajia, ja tuloksia arvioitiin kirjallisuuden perusteella, lähinnä sulfaatin rehevöittävä vaikutuksen näkökulmasta. Kuvaajat laadittiin Salmisen, Kalliojärven, Ylä-Lumijärven, Lumijoen ja Kivijärven pitoisuuksista; Kalliojärven ja Lumijoen kuvaajat ovat liitteenä (Liite 6). Rauta- ja fosforipitoisuuksista laskettiin myös Fe:P-moolisuhde, jotta voitiin arvioida raudan riittävyttä fosforin sitomiseen.

Lisäksi tutkittiin lineaarisella regressiomallilla sulfaatti-, happi- ja rautapitoisuuksien vaikutusta kokonaisfosforipitoisuuteen tutkimalla eri mallien selityksasteita. Selittävien



muuttujien vaikutusta vastemuuttujaan tutkittiin ensin yhden selittävän muuttujan malleilla, sitten kahden ja lopuksi kaikkien kolmen.

Tutkimusaineistona käytettiin edellä mainittujen ainepitoisuuksien vuosikeskiarvoja tutkimusjärvien alusvesissä ja analyysi tehtiin IBM SPSS Statistics 20 -ohjelmalla. Selitysaste ( $R^2$ ) kuvaa, kuinka suuri osa selitettävän muuttujan vaihtelusta pystytään kuvaamaan mallin avulla. Korjattu selitysaste on käyttökelpoisempi, sillä se kuvaa juuri kyseisen otoksen selitystasetta ottamalla huomioon myös selittäjien määrän sekä havaintojen lukumäärän. Selitysaste paranee, kun malliin lisätään muuttujia; niinpä vain korjattuja selitystasetta voi verrata keskenään.

#### 4.2. Sedimenttinäytteet ja kenttämittaukset

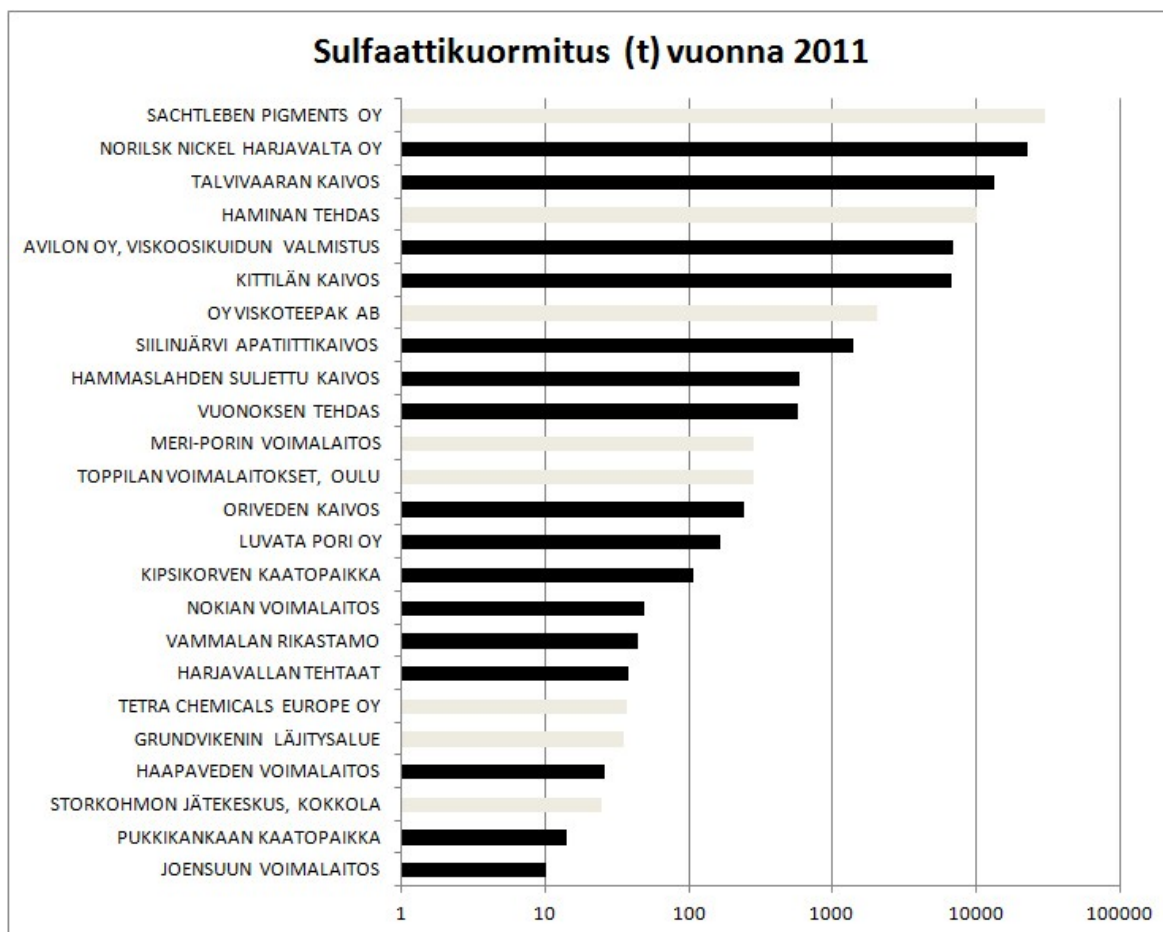
Talvivaaran kaivoksen jätevesien purkureitiltä Vuoksen ja Oulujoen puolelta otettiin viipaloivalla sedimenttinäytteenottimella (Limnos©) sedimenttinäytteitä 12.–13.9.2012. Näytteenottimella oli mahdollista viipaloida sedimentti 1 cm välein ja näistä viipaleista otettiin digitaalikuva noin 25 cm syvyyteen asti. Kalliojärvestä kuvattiin sedimenttinäytteet kolmesta näytestä eri puolilta järveä, kun taas Kivijärvestä kahdesta. Kalliojärvestä otetut kolme sedimenttinäytettä olivat paikoista, joissa syvyydet olivat 3,2, 5,5 ja 6,0 m. Sedimenttinäytteiden paksuudet olivat kokonaisuudessaan 23–43 cm. Kivijärven kolme sedimenttinäytettä otettiin 8,0 ja 10,3 metrin syvyyksistä, mutta viimeisintä syvemmästä näytestä otettua näytettä ei kuvattu. Kokonaisuudessaan Kivijärven ensimmäinen näyte oli 26 cm, kun taas toinen noin 35 cm.

Lisäksi Kivijärvestä mitattiin kenttämittarilla (YSI 6600) lämpötila ( $^{\circ}\text{C}$ ), sähkönjohtavuus ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), saliniteetti, hapen kyllästynisyysaste (%) sekä happipitoisuus ( $\text{mg l}^{-1}$ ) sekä 5,0 että 7,0 m näytestä. Toisesta mitattiin myös pintaveden arvot (0 m). Selkeyden vuoksi tuloksissa ilmoitetaan happimittauksista vain happipitoisuus. Kalliojärvellä kenttämittari ei ollut käytettävissä.

### 5. TULOKSET

#### 5.1. Sulfaatin pistemäinen kuormitus vesiin vuonna 2011

Vahti-tietokannasta löytyy vain niiden kuormittajien tietoja, joilla kuormitustasoa on ympäristöluvalla rajoitettu ja siten asetettu velvoite sitä seurata. Talvivaaran velvoitteena on tarkkailla sulfaattikuormitustaan, mutta sille ei ole asetettu raja-arvoa. Talvivaaran sulfaattikuormitus oli Pöyry Finland Oy:n (2012) mukaan 13 000 tonnia vuonna 2011, mikä teki siitä Suomen kolmanneksi suurimman sulfaattikuormittajan vuonna 2011 verrattaessa Vahti-tietokannassa saatavilla olevia tietoja (Kuva 5). Suurin kuormitus oli Sachtleben Pigments Oy:n Porin tehtaalla, jossa valmistetaan titaanioksidia (29 700 t) ja toiseksi suurin Norilsk Nickel Harjavalta Oy:llä, johon Talvivaara toimittaa nikkeliä (22 600 t). Seuraavana 5 000–10 000 tonnin kuormitusarvoilla olivat: Haminan tehdas, joka valmistaa silikaattituotteita ja piidioksidipigmenttejä, Avilon Oy Valkeakoskella, joka valmistaa viskoosikuitua sekä Kittilän kaivos (ks. Taulukko 1). Muiden listassa olevien kuormitus oli vuonna 2011 alle 2 000 t.

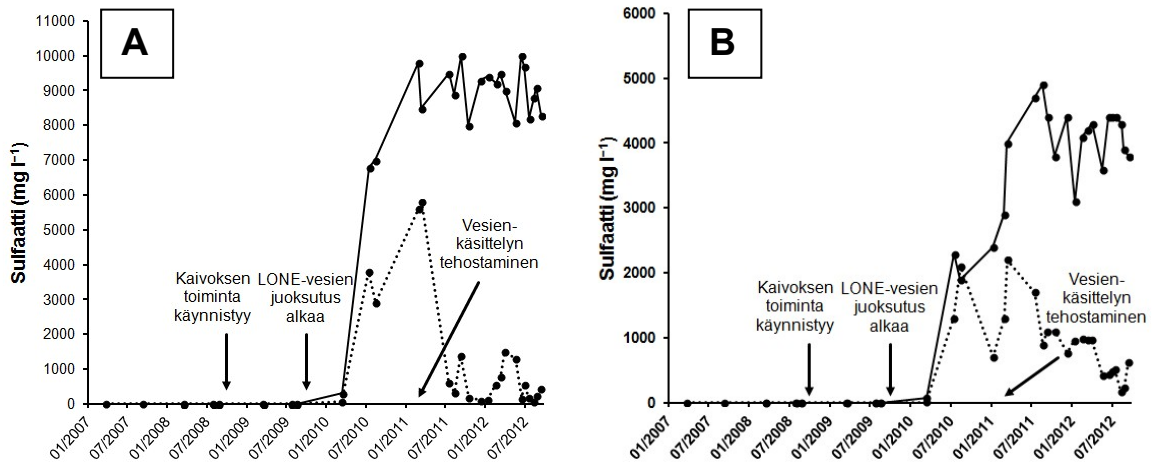


Kuva 5. Sulfaatin pistemäisen kuormituksen lähteet sisävesiin (musta) ja mereen (harmaa) vuonna 2011 Vahti-tietokannasta. Vain lähteet, joiden kuormitus yli 10 t/v. HUOM. logaritminen asteikko.

## 5.2. Sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien kehittyminen

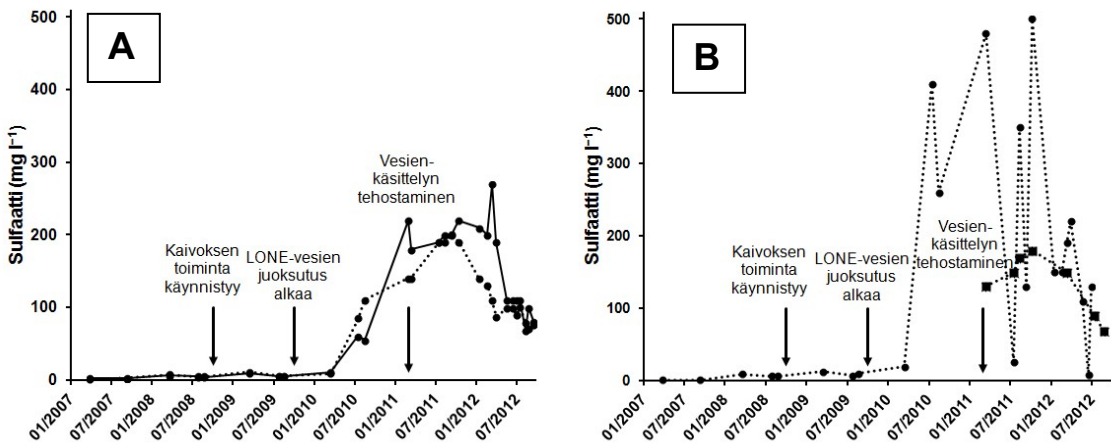
### 5.2.1. Oulujoen vesistöalue vuonna 2012

Salmisen ja Kalliojärven alusvesissä eli harppauskerroksen alapuolisissa vesissä pitoisuudet olivat edelleen vuonna 2012 korkeita, Salmisessa sulfaatin osalta lähes 10 000-kertaisia kaivosta edeltäviin vuosiin verrattuna (Kuva 6). Vuoden 2012 syyskuussa sulfaattia Salmisen päällysvedessä oli  $440 \text{ mg l}^{-1}$  ja alusvedessä yhä  $8\,300 \text{ mg l}^{-1}$ , kun taas Kalliojärvässä  $620$  ja  $3\,800 \text{ mg l}^{-1}$ .



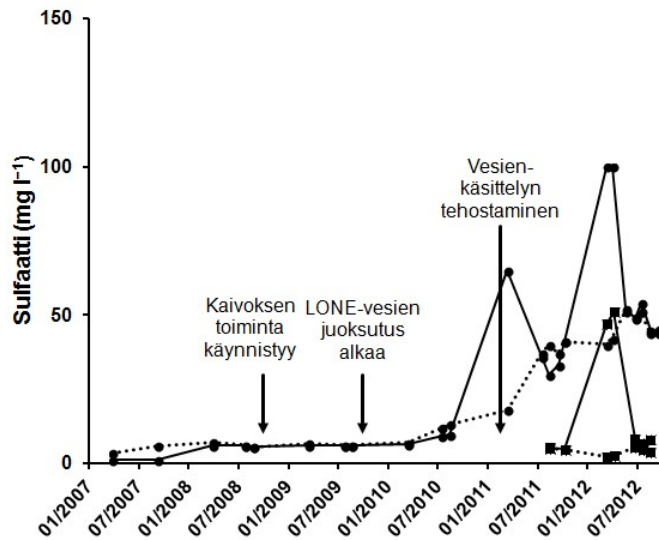
Kuva 6. Sulfaattipitoisuus alus- (viiva) ja päänlyvedessä (katkoviiva) Salmisessa (A) ja Kalliojärvessä (B) ajalla 2007–2012 (17.9. asti). Kuviin merkitty (nuoli) kaivoksen toiminnan, LONE-vesien juoksutuksen sekä vesienkäsittelyn tehostamisen alkaminen.

Myös Kalliojoessa ja Kolmisopessa oli vuonna 2012 kaivoksen toiminta yhä nähtävissä kohonneina pitoisuuksina, vaikkakin ne näyttäsivät olleen laskussa (Kuva 7). Tuhkajoesta pitoisuusmittauksia ei saatu kaivosta edeltävältä ajalta, mutta vuoden 2012 mittauksissa oli laskeva kehitys. Kalliojoen pitoisuudet vaihtelivat todennäköisesti kuormituksen mukaan.



Kuva 7. Sulfaattipitoisuus alus- (viiva) ja päänlyvedessä (katkoviiva) Kolmisopessa (A) sekä Kalliojoessa (B katkoviiva+ympyrät) ja Tuhkajoessa (B katkoviiva+neliöt) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

Jormasjärven ja Nuasjärven pitoisuudet olivat pienempiä kuin lähempänä kaivosta olevissa vesistöissä, alle  $150 \text{ mg l}^{-1}$  (Kuva 8), mutta esimerkiksi Jormasjärven pitoisuudet olivat yhä syksyllä 2012 korkeammalla kuin vuosina ennen kaivoksen toimintaa ja niissä oli havaittavissa lievä nouseva kehitys. Arvot olivat noin 10-kertaisia vuosiin 2007–2008 verrattuna. Sulfaattipitoisuus oli korkeimmillaan alusvedessä maaliskuussa 2012, jolloin se oli  $120 \text{ mg l}^{-1}$ , kun taas vuosina 2007–2008 noin  $5\text{--}7 \text{ mg l}^{-1}$ . Nuasjärven ainepitoisuuksissa täytyy ottaa huomioon, että Lahnaslammen talkkikaivos laski siihen vetensä 1960-luvulta vuoteen 2010 asti. Lisäksi pitoisuusmittauksia oli saatavilla vain kesästä 2011 eteenpäin.



Kuva 8. Sulfaattipitoisuus alus- (viiva) ja päällysvedessä (katkoviiva) Jor3-näytepiesteessä (viiva+ympyrät) ja Nuasjärvenässä (viiva+neliöt) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

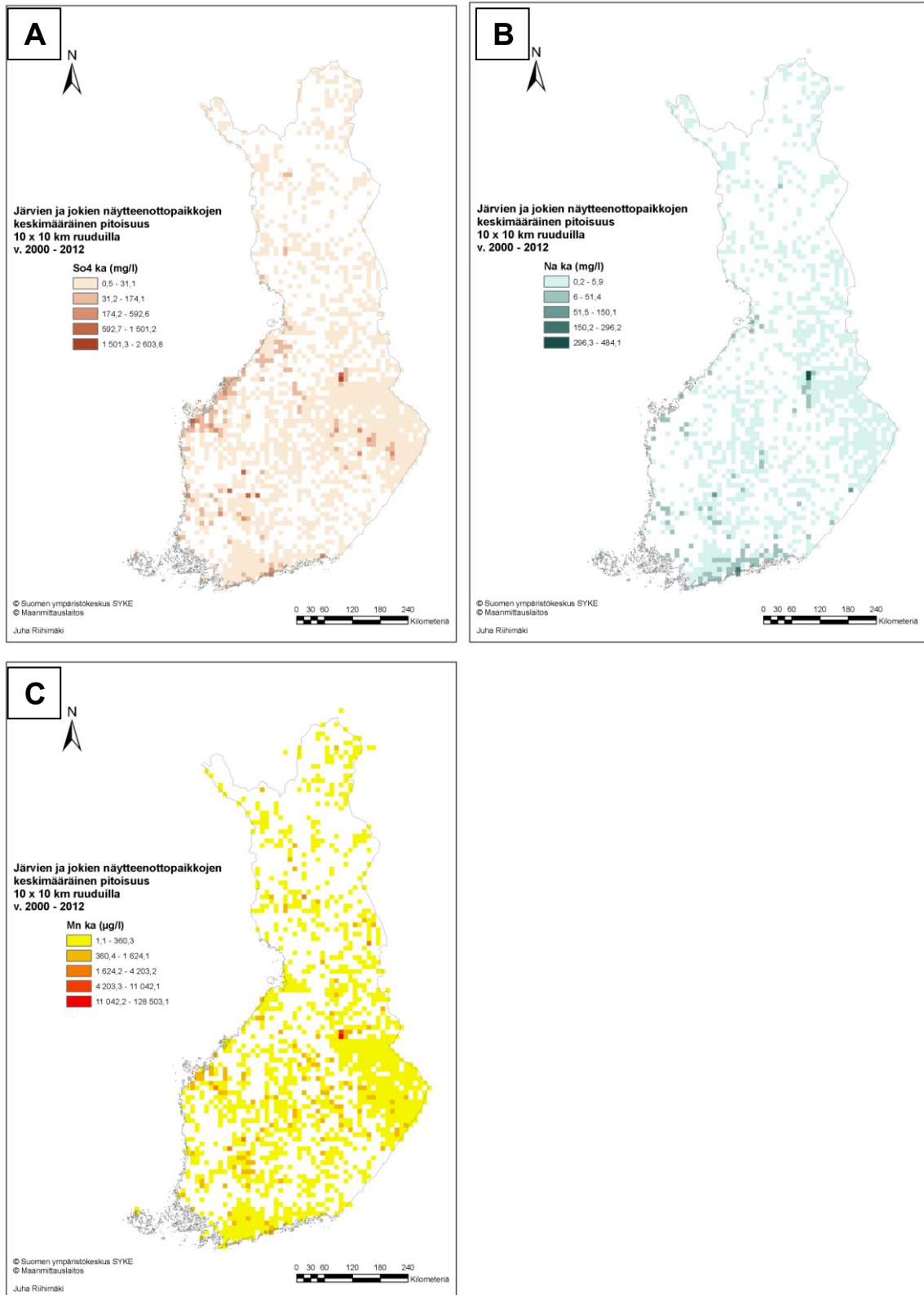
Oulujoen vesistöalueen järvien ja jokien mangaani- ja natriumpitoisuuksien kuvaajat ovat hyvin samankaltaisia sulfaattikuvaajien kanssa (Liite 2 ja Liite 3). Pääosin pitoisuudet nousivat kesällä 2010, laskivat pintavesissä tehostettujen toimien myötä, mutta ovat pysyneet vuonna 2012 alusvesissä korkeina.

### 5.2.2. Vuoksen vesistöalue vuonna 2012

Vuoksen suunnan vesistöissä havaittiin hyvin samansuuntaiset muutokset kuin Oulujoen vesistöalueella: LONE-vesien juoksutuksen aloittamisen seurauksena pitoisuuksien nousu, vesienkäsittelyn tehostamisen myötä pitoisuuksien lasku pintavesissä, mutta alusvesien pitoisuuksien pysyminen korkealla vielä vuonna 2012. Vuoksen vesistöalueelta kaikista tutkimusvesistöistä tehdyt sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien kuvaajat ovat liitteinä (Liite 4 ja Liite 5).

### 5.2.3. Suomen järvien ja jokien sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet

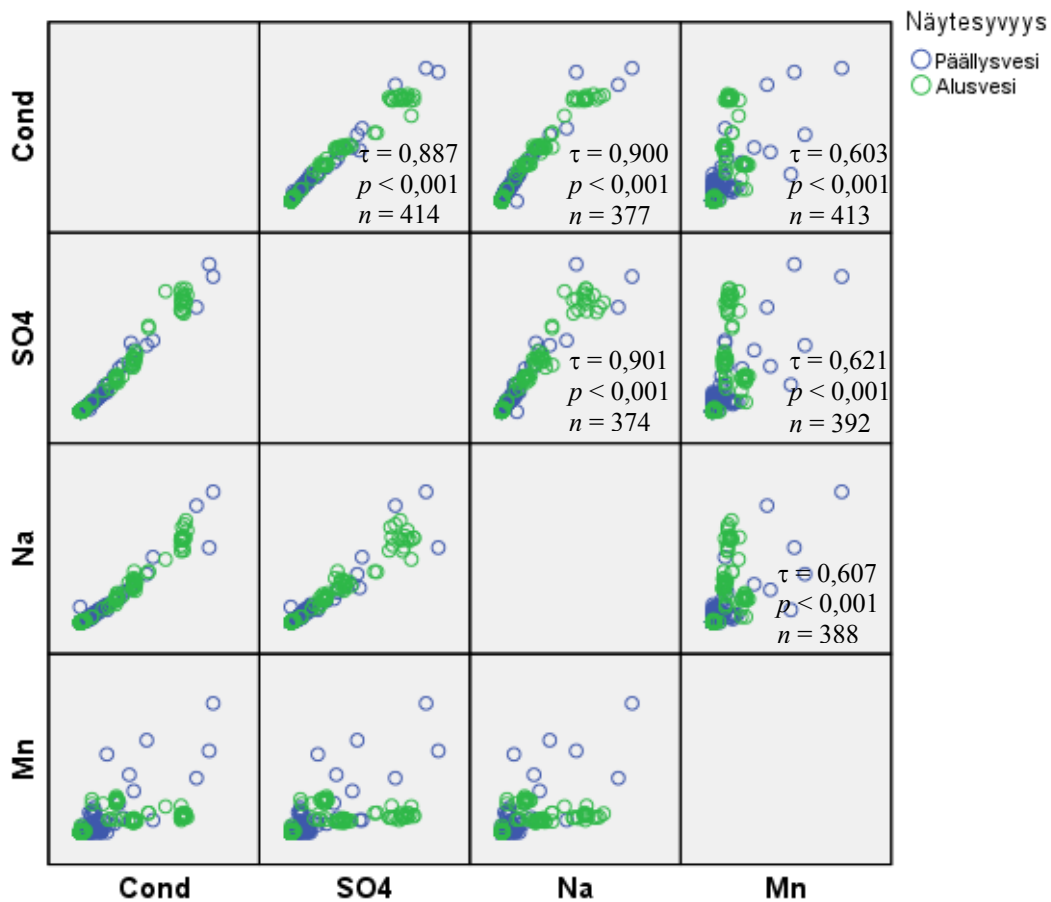
Talvivaaran kaivoksen lähivesistöjen sulfaatin, natriumin ja mangaanin keskimääräiset pitoisuudet erottuvat kartalta verrattuna muihin Suomen järviin ja jokiin (Kuva 9A, B ja C). Korkeampia pitoisuuksia on kartan perusteella nähtävissä sulfaatin osalta myös länsirannikolla sekä sulfaatin ja natriumin osalta myös eteläisemmässä Suomessa. Mangaanipitoisuuksista havaittiin korkeampia arvoja ympäri Suomen.



Kuva 9. Järvi- ja jokihavaintopaikkojen keskimääräinen sulfaatti- (A), natrium- (B) ja mangaanipitoisuus (C) 10 x 10 km ruuduilla vuosina 2000–2012. Tiedot SYKE/Hertta-tietojärjestelmä (aineiston käsittely: Sari Mitikka, kuva: Juha Riihimäki, SYKE).

#### 5.2.4. Sähkönjohtavuuden ja pitoisuuksien välinen riippuvuus

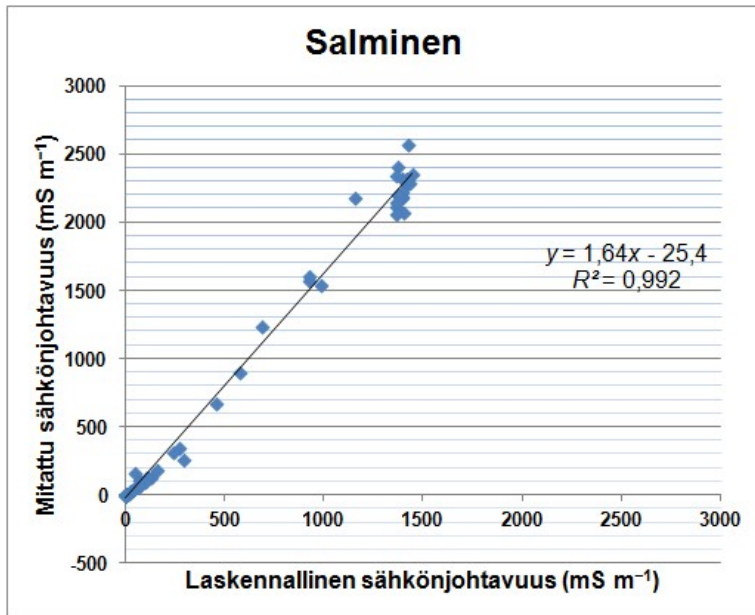
Sähkönjohtavuuden sekä sulfaatin, natriumin ja mangaanin välille laskettiin Kendallin järjestyskorrelaatiokerroimet. Varsinkin alusvedessä eri muuttujat korreloivat keskenään voimakkaasti (Kuva 10). Kendallin järjestyskorrelaatiokerroimista korkein oli sulfaatin ja natriumin välinen kerroin  $\tau = 0,901$ , mikä kuvaa hyvin voimakasta positiivista korrelaatiota. Myös sähkönjohtavuuden korrelaatio sekä sulfaatti- että natriumpitoisuuksien kanssa oli voimakasta,  $\tau = 0,900$  ja  $\tau = 0,887$ , mikä kertoo näiden ionien merkittävydestä sähkönjohtavuusarvoissa. Mangaanipitoisuuden korrelaatio sähkönjohtavuuden, natriumin ja sulfaatin kanssa oli pienempi ( $\tau = 0,603$ – $0,621$ ).



Kuva 10. Talvivaaran kaivoksen lähivesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien sekä sähkönjohtavuuden (Cond) korrelaatiomatriisi sekä päällysvettä (sininen) että alusvedessä (vihreä) ajalla 2007–2012 (17.9. asti). Laatikossa Kendallin järjestyskorrelaatiokerroin ( $\tau$ ), tilastollinen merkitsevyys ( $p$ ), joka kaikilla  $< 0,001$  sekä otoskoko ( $n$ ).

#### 5.2.5. Mitattu ja laskennallinen sähkönjohtavuus

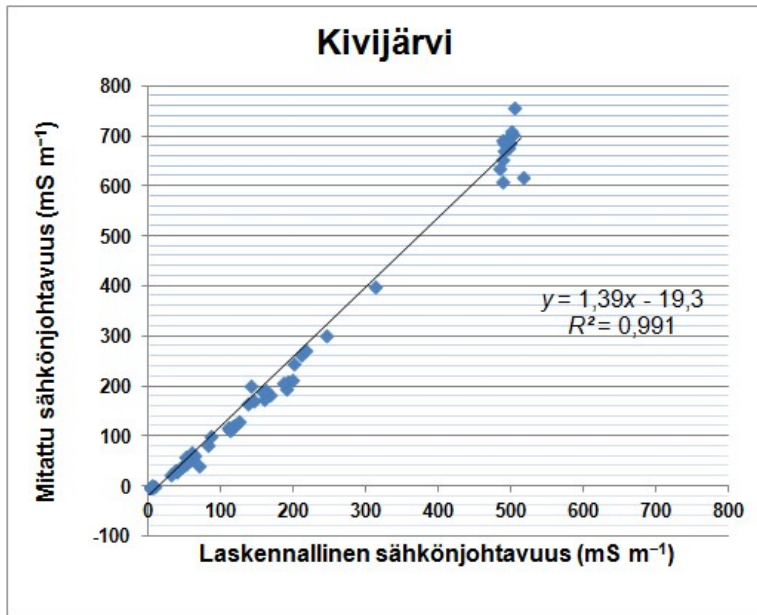
Salmisen sulfaatti- ja natriumarvoista laskettu sähkönjohtavuus korreloi mitatun sähkönjohtavuuden kanssa lähes täysin, regressiosuoran selitysaste  $R^2 = 0,992$  (Kuva 11). Kulmakertoimesta (1,64) voidaan päätellä, että vedessä oli myös muita ioneja ( $p < 0,001$ ).



Kuva 11. Mitatun ja laskennallisen sähköjohtavuuden (mS m<sup>-1</sup>) yhteys Salmisessa,  $n = 54$ .

Kivijärvestä lasketut arvot olivat hyvin samansuuntaiset kuin Salmisessa,  $R^2 = 0,991$ , mikä kertoo liukoisten ionien olevan sielläkin lähinnä sulfaattia ja natriumia (Kuva 12). Sähköjohtavuusarvot olivat kuitenkin matalammat, johtuen muun muassa etäisyydestä kaivokseen. Kulmakerroin oli 1,39 ( $p < 0,001$ ) eli matalampi kuin Salmisessa.

$\text{Na}_2\text{SO}_4$ -liuoksessa sähköjohtavuuden ja sulfaatin välillä yhteys on teoreettisesti:  $\text{SO}_4 \text{ (mg l}^{-1}\text{)} = 2,7 \text{ Sähköjohtavuus (ms S}^{-1}\text{)}$  (ks. Epstein 1988). Talvivaaran alapuolisissa vesissä riippuvuus oli kuitenkin  $\text{SO}_4 = 4,1 \text{ Sähköjohtavuus} - 7,8$ , mikä viittaa siihen, ettei kaikki sulfaatti ole ollut liuenneena ionina.



Kuva 12. Mitatun ja laskennallisen sähköjohtavuuden (mS m<sup>-1</sup>) yhteys Kivijärvässä,  $n = 68$ .

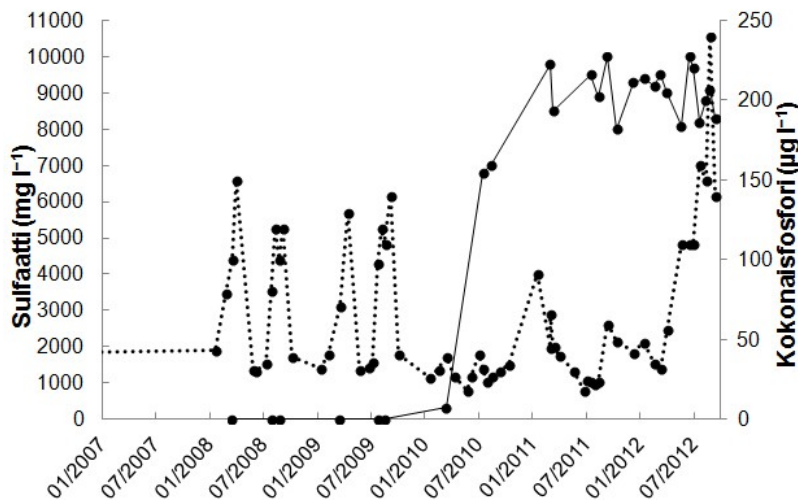
### 5.3. Fosforin vapautumiseen vaikuttavat tekijät

#### 5.3.1. Sulfaatti

Tässä työssä tutkittiin mahdollista sulfaatin rehevöittävää vaikutusta prosessissa, jossa hapettomissa oloissa sulfaatin pelkistyksen myötä raudan kierto tyrehtyisi ja fosforia vapautuisi sedimentistä veteen (ks. 2.3.4). Kokonaisfosforin pitoisuuksia verrattiin sulfaatin, hapen ja raudan pitoisuuksiin.

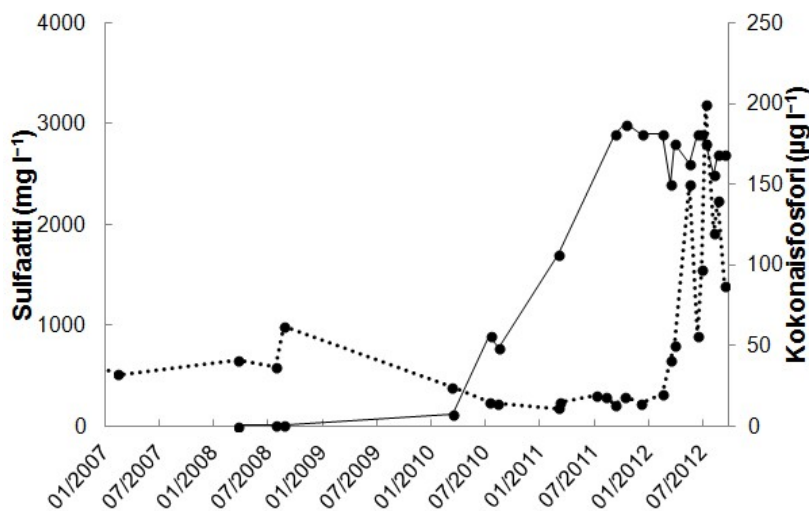
Kuten aiemmissa sulfaattipitoisuuden kuvaajissa on nähty, Salmisen sulfaattipitoisuus alusvesissä lähti nousuun keväällä 2010 kaivoksen aloitettua purkuvesien juoksetusten vesistöihin (Kuva 13). Kokonaisfosforipitoisuus puolestaan lähti nousuun voimakkaammin vasta vuoden 2012 keväällä (maksimipitoisuus 240  $\mu\text{g l}^{-1}$ , 27.8.2012) alusveden hapettomuuden myötä, joskin vuosina 2008–2010 fosforipitoisuuksissa oli nähtävissä kohoamista sekä maaliskuussa että elokuussa.





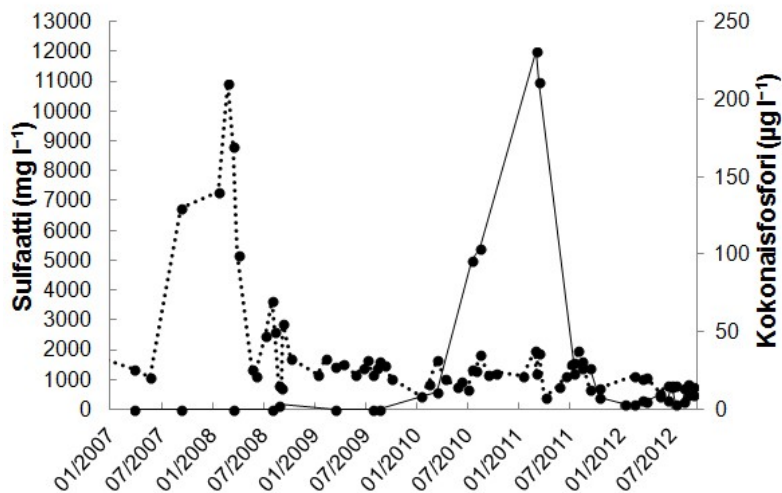
Kuva 13. Salmisen alusveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja sulfaattipitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

Kivijärvessä sulfaattipitoisuudet olivat matalampia kuin Salmisessa (Kuva 14). Kuten Salmisessäkin fosforipitoisuus oli korkeimmillaan vuonna 2012 nousten aiemmista noin  $50 \mu\text{g l}^{-1}$  pitoisuuksista enimmillään 200:en  $\mu\text{g l}^{-1}$ , tosin pitoisuushavaintoja oli Kivijärvessä vuosilta 2008–2010 vähän. Kalliojärven alusvedessä pitoisuuksien kehitys oli samanlainen kuin Salmisessa ja Kivijärvessä (Liite 6).



Kuva 14. Kivijärven alusveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja sulfaattipitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

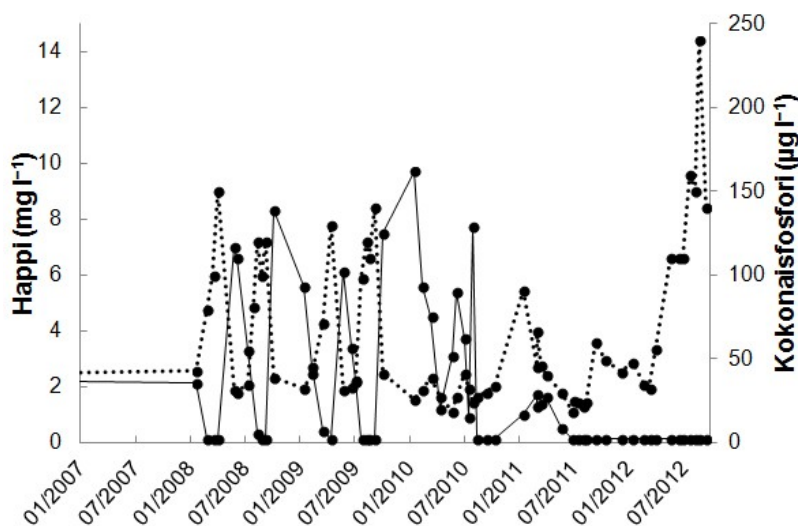
Ylä-Lumijärvi on Vuoksen puolella Lumijoen jälkeen seuraava purkuvesiä vastaanottava vesistö. Kuten aiemmin on jo todettu, sulfaattipitoisuudet laskivat siellä jo ennen vuoden 2011 loppua, mikä erosi esimerkiksi Kivijärven kehityksestä (Kuva 15). Kokonaisfosforipitoisuus oli korkealla syksystä 2007 kevääseen 2008:  $100\text{--}210 \mu\text{g l}^{-1}$ . Sen jälkeen arvot vaihtelivat  $8\text{--}70 \mu\text{g l}^{-1}$  välillä. Vuonna 2012 pitoisuudet pysyivät alle  $22 \mu\text{g l}^{-1}$ . Lumijoen kuvaaja oli samansuuntainen Ylä-Lumijärven kuvaajan kanssa (Liite 6).



Kuva 15. Ylä-Lumijärven pintaveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja sulfaattipitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

### 5.3.2. Happi

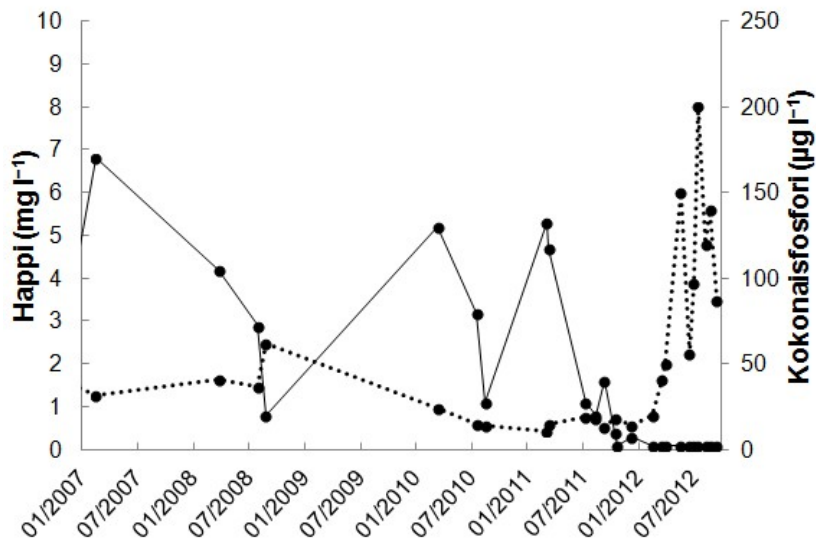
Salmisen alusvedessä on ollut happivajetta kesästä 2010 lähtien. Vuoden 2011 keväällä järvi ei enää kiertänyt pohjaan asti. Aiempina vuosina happipitoisuus vaihteli välillä 0–10  $\text{mg l}^{-1}$  ollen alhaisin talvella tai loppukesästä (Kuva 16). Kokonaisfosforipitoisuus oli korkea happipitoisuuden ollessa pieni. Vuoden 2010 talvella happi ei jostain syystä kulunutkaan loppuun. Tällöin myös fosforipitoisuus pysyi matalammalla. Vuonna 2011 alkaneen happivajeen myötä fosforipitoisuus nousi alusvedessä enimmillään 240:en  $\mu\text{g l}^{-1}$  vuoden 2012 aikana.



Kuva 16. Salmisen alusveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja happipitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

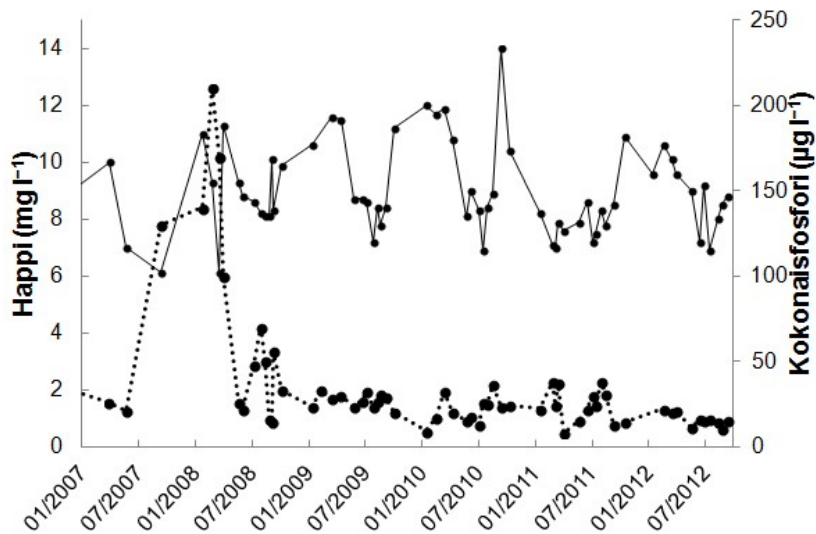
Kivijärvessä puolestaan alusveden happi oli lopussa lähes koko vuoden 2012, kun aiemmin pitoisuus vaihteli alle 1:stä  $\text{mg l}^{-1}$  lähes 7:än  $\text{mg l}^{-1}$  (Kuva 17). Hapen kuluttua loppuun alusvedestä fosforipitoisuus kasvoi Kivijärvessä voimakkaasti vuoden 2012

aikana. Pienimmät arvot oli mitattu sitä ennen vuosien 2008, 2010 ja 2011 loppukesällä. Mittauksien vähäisyyden vuoksi vuodenaikojen mukainen vaihtelu ei näkynyt.



Kuva 17. Kivijärven alusveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja happipitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

Matalassa Ylä-Lumijärvessä happea on pintavedessä ollut ympäri vuoden, välillä 6–14 mg l<sup>-1</sup> (Kuva 18). Sekä happi- että fosforipitoisuus vaihteli vähemmän kuin syvemmissä järvissä, mikä on tyypillistä pintavesille. Talvisin happipitoisuudet olivat pääasiassa hieman korkeampia kuin kesäisin, mikä tuo kuvaajaan vuoden sisällä vaihtelua, vaikka vaihtelu vuosien välillä pysyi samoissa rajoissa.

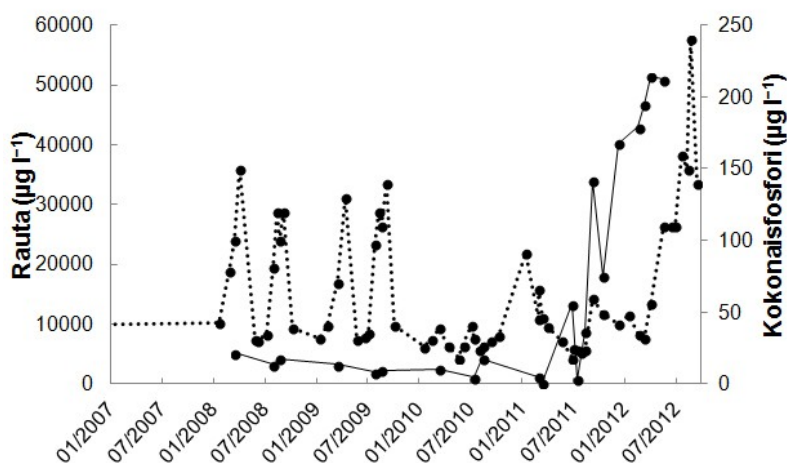


Kuva 18. Ylä-Lumijärven kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja happipitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

### 5.3.3. Rauta

Salmisessa alusveden rautapitoisuus vaihteli vuosien 2008–2010 aikana välillä 1 050–5 200  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja vuoden 2011 maalis- ja heinäkuun mittauksissa se laski alle 1 000:en ollen alimmillaan 230  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Kuva 19). Loppukesästä 2011 lähtien arvot nousivat yli 50 000:en  $\mu\text{g l}^{-1}$ , kun taas fosforipitoisuus nousi vasta keväällä 2012.

Salmisen alusveden raudan ja fosforin moolisuhte vaihteli välillä 3–809, mikä viittaisi rautaa olevan yhä tarpeeksi fosforin sitomiseen sedimentissä. Vuonna 2008 moolisuhte oli välillä 20–30, kun taas suurimmat moolisuhteet olivat vuoden 2012 alussa, mutta laskivat jo kesän myötä 100–200 arvoihin. Pienin moolisuhte (3) oli vuoden 2011 maaliskuulta, jolloin rautaa oli 230  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja fosforia 46  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

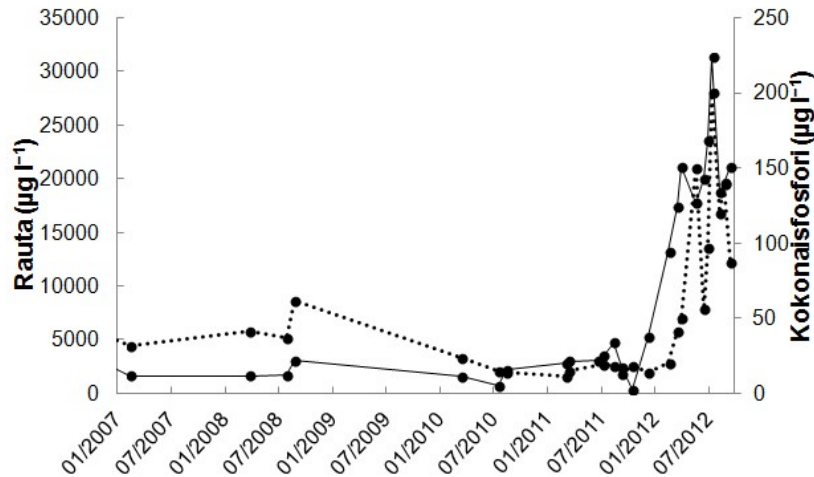


Kuva 19. Salmisen alusveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja rautapitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

Kivijärven alusvedessä oli nähtävissä Salmiseen verrattava trendi, jossa rautapitoisuus lähti nousuun etenkin vuoden 2012 aikana, hieman ennen fosforipitoisuuden

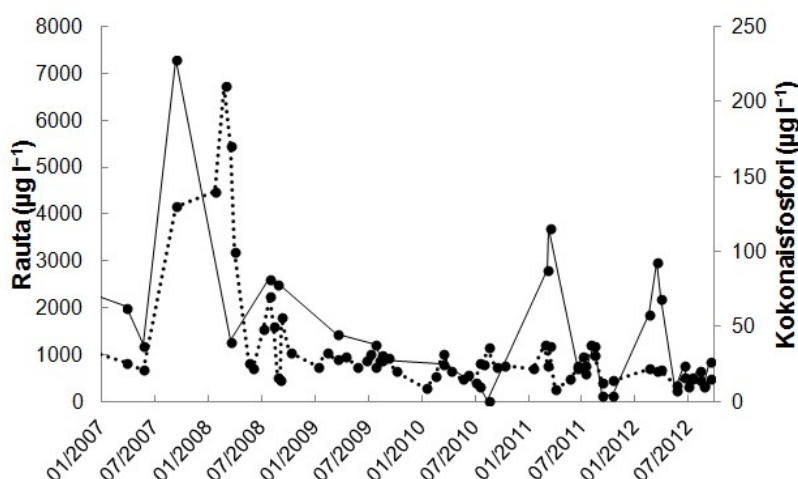
kohoamista (Kuva 20). Korkeimmillaan rautapitoisuus nousi yli 30 000:en  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Kivijärvessä sulfaattipitoisuus oli alle kolmasosan Salmisen vastaavista arvoista, kun taas rautapitoisuus oli korkeimmillaan yli puolet.

Fosforin ja raudan moolisuhte Kivijärvessä vaihteli välillä 22–366, mikä viittaisi raudan riittävyteen fosforin pidättämisessä. Kuten Salmisessäkin suurimmat moolisuhteet olivat vuoden 2012 alusta ja pienin, 11, puolestaan lokakuulta 2011, jolloin fosforia oli 18  $\mu\text{g l}^{-1}$  ja rautaa 355  $\mu\text{g l}^{-1}$ .



Kuva 20. Kivijärven alusveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja rautapitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

Ylä-Lumijärvessä puolestaan rautapitoisuus ennen kaivosta oli 7 300  $\mu\text{g l}^{-1}$ , jonka jälkeen pitoisuudet laskivat vuoden 2010 kesään asti ollen alimmillaan 35,4  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Sen jälkeen rautapitoisuus kävi korkealla vain maalis-huhtikuun mittauksissa vuosina 2011 ja 2012 (Kuva 21). Verrattuna fosforipitoisuuteen kuvaajat vaihtelivat edellä mainittuja raudan korkeampia mittauksia lukuun ottamatta lähes samalla tavalla.



Kuva 21. Ylä-Lumijärven päällysveden kokonaisfosfori- (katkoviiva) ja rautapitoisuus (yhtenäinen viiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti).

#### 5.3.4. Kokonaisfosforipitoisuuden riippuvuus sulfaatti-, happi- ja rautapitoisuudesta

Kun selittäviä muuttujia oli lineaarisen regressioanalyysin mallissa vain yksi, korkein selitysaste oli rautapitoisuudella: sen vaihtelu yksinään selitti fosforipitoisuuden vaihtelusta 69 %. Happipitoisuus puolestaan selitti vaihtelusta 54 % ja sulfaattipitoisuus 20 %. Toisen selittävän muuttujan tuominen malliin nosti selitystasetta vain vähän: kahden selittävän muuttujan malleissa korkein selitysaste (74 %) oli rauta- ja happipitoisuuden sisältävässä mallissa. Malli, jossa oli mukana kaikki kolme selittävää muuttujaa, selitti puolestaan 83 % (Taulukko 4).

Regressioyhtälö selitystaseltaan korkeimmalle mallille voidaan kirjoittaa seuraavasti:

$$\text{kokP} = 63,0 + 0,002 * \text{Fe} + -6,41 * \text{O}_2 + -0,005 * \text{SO}_4 \text{ (Taulukko 4).}$$

Taulukko 4. Lineaarisen regressioanalyysin mallien selitysaste, korjattu selitysaste, *p*-arvo, vakio sekä kulmakertoimet vastemuuttujalle kokonaisfosfori, selittäjämuuttujilla rauta-, happi- ja sulfaattipitoisuus. Vakiot ja kulmakertoimet (kun selittäjiä enempi kuin yksi) myös tilastollisesti merkitseviä. *n* = 32.

Malli	Selitysaste ( <i>R</i> <sup>2</sup> )	Korjattu selitysaste	<i>p</i> -arvo	Vakio	Kulmakertoimet
Fe	0,702	0,692	<i>p</i> < 0,001	30,1	0,002
O <sub>2</sub>	0,550	0,535	<i>p</i> < 0,001	80,9	-9,53
SO <sub>4</sub>	0,223	0,198	<i>p</i> < 0,006	35,1	0,005
Fe, O <sub>2</sub>	0,755	0,738	<i>p</i> < 0,001	49,9	0,001, -4,06
Fe, SO <sub>4</sub>	0,736	0,718	<i>p</i> < 0,001	31,1	0,002, -0,003
O <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub>	0,554	0,523	<i>p</i> < 0,001	85,1	-10,3, -0,001
Fe, O <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub>	0,847	0,831	<i>p</i> < 0,001	63,0	0,002, -6,41, -0,005



10-kertaiseksi 4 m syvyydessä, mikä osoitti veden olevan voimakkaasti suolaantunutta alusvedessä: 450  $\mu\text{S cm}^{-1}$ :sta 4 300  $\mu\text{S cm}^{-1}$ :en (Taulukko 5). Samoin vuosien 2010–2011 vesistövaikutusten arviointiraportissa (Pöyry Finland Oy 2012, kohta 3.2.2) todettiin Kivijärvestä 4 m alapuolisen tilavuuden olevan suolaantunutta. Happipitoisuus laski 4 m syvyyteen mentäessä 8,8  $\text{mg l}^{-1}$ :sta 3,0  $\text{mg l}^{-1}$ :en, 5 m syvyydessä happea oli enää 0,7  $\text{mg l}^{-1}$ .

Taulukko 5. Kivijärvestä 1. havaintopaikan kenttämittausten tulokset 13.9.2012 syvyyksillä 1–5 m: lämpötila, sähkönjohtavuus, saliniteetti ja happipitoisuus.

Syvyys (m)	Lämpötila (°C)	Sähkön- johtavuus ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Salini- teetti	Happipitoisuus ( $\text{mg l}^{-1}$ )
1	12	440	0,2	9,1
2	12	440	0,2	9,0
3	12	450	0,2	8,8
4	11	4300	2,3	3,0
5	7,3	4900	2,7	0,7

Kivijärven toisessa, lähempänä tulouomaa sijaitsevassa havaintopaikassa vesi muuttui suolaisemmaksi jo 3 m kohdalla, jolloin esimerkiksi sähkönjohtavuusarvot nousivat 560:stä 7 500:en  $\mu\text{S cm}^{-1}$  ja saliniteetti 0,3:sta 4,3:en (Taulukko 6). Happipitoisuus puolestaan laski jo 2 m kohdalla 6,4:stä 1,3:en  $\text{mg l}^{-1}$  ja 4 m kohdalla 1,3:sta 0,3:en  $\text{mg l}^{-1}$ , mikä kertoi happitilanteen olevan erittäin heikko 3 m alapuolisessa vesitilavuudessa.



Taulukko 6. Kivijärven 2. havaintopaikan kenttämittausten tulokset 13.9.2012 syvyyksillä 1–7 m: lämpötila, sähkönjohtavuus, saliniteetti ja happipitoisuus.

Syvyys (m)	Lämpötila (°C)	Sähkönjohtavuus ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Saliniteetti	Happipitoisuus ( $\text{mg l}^{-1}$ )
0	12	560	0,3	8,9
1	12	560	0,3	8,2
2	12	560	0,3	6,4
3	12	7500	4,3	1,3
4	9,3	8700	4,9	0,3
5	6,5	9200	5,2	0,3
6	5,5	9400	5,3	0,3
7	5,1	9500	5,3	0,4

## 6. TULOSTEN TARKASTELU

### 6.1. Talvivaaran sulfaattikuormitus suhteessa muihin kuormittajiin

Talvivaaran kaivos oli vuonna 2011 Suomen kolmanneksi suurin sulfaattikuormittaja (kuormitus 13 000 t) Vahti-tietokannassa olevien tietojen mukaan. Sulfaattipitoisen jäteveden johtaminen sisävesiin on haitallisempaa kuin jo ennalta suolaisiin merivesiin, mikä vähentää Sachtleben Pigments Oy:n sekä Haminan tehtaan merkitystä suurina kuormittajina ja nostaa Talvivaaran toiseksi listalla.

Vahti-tietokantaan tietonsa ilmoittaneisiin muihin kaivoksiin verrattuna Talvivaaran kaivoksen sulfaattikuormitus oli vuonna 2011 selvästi suurempaa. Pöyry Finland Oy:n (2012) arviossa Talvivaaran kaivosta verrattiin Kittilän ja Kemin kaivosten kuormituksiin ja sen mukaan juuri sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuudet olivat Talvivaarassa suurempia, mutta fosfori- ja typpikuormitus vähäisempää. Toisaalta vertailussa oli ilmoitettu LONE-veden fosforikuormitus, joka kuitenkin on lisääntynyt jälkikäsitteilykentällä merkittävästi. On kuitenkin huomattava, että Talvivaaran sulfaattikuormitus vesiin oli vuonna 2012 pienempi kuin edellisvuosina, noin 4 600 tonnia, joka on vähemmän kuin esimerkiksi Kittilän vuoden 2011 kuormitus (6 600 t). Loukola-Ruskeeniemen ym. (2012) mukaan Suomen muihin kaivosalueisiin verrattuna Talvivaaran kaivos on haasteellisempi, koska avolouhintaa on enemmän, malmi- ja sivukivet sisältävät paljon rikkiyhdisteitä ja kyseessä on pilottihanke.

### 6.2. Lähivesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet vuonna 2012

Talvivaaran kaivoksen lähivesistöt ovat altistuneet mustaliuskeelle koko historiansa ajan, mistä kertovat kohonneet pitoisuudet niin vesissä, sedimenteissä kuin turpeessa (esim. Mäkinen & Kauppila 2006, Mäkilä ym. 2012). Vesien sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet ovat kuitenkin nousseet merkittävästi viime vuosien aikana. Kaivoksen purkuvesien puhdistustoimenpiteistä huolimatta järvien alusvesien pitoisuudet pysyivät samoissa luonnonvesille epätyypillisissä arvoissa tai olivat jopa nousseet vuonna 2012. Vuonna 2011 tehostettiin vesien käsittelyä. Lisäksi vuonna 2012 asennettiin uusi kierrätysjärjestelmä prosessivesien talteenottoon sekä vuoden lopulla käyttöönottoaan odottamaan käänteisosmoosilaitoksen yksiköt, joilla prosessiveden kierrätystä pystyttäisiin parantamaan ja raakaveden ottoa vähentämään tavoitteena suljettu kierto (Talvivaaran

kaivososakeyhtiö Oyj 2013a). Poikkeustilanteita lukuun ottamatta kesällä 2013 LONE-ylite saatiin suljettuun kiertoon (ympäristöpäälikkö Veli-Matti Hilla, Talvivaara Sotkamo Oy, kirjallinen tiedonanto 20.9.2013). Tämän työn aikana valmistuneet konsulttiyhtiön raportit kertovat pitoisuuksien olleen alusvesissä yhä vuonna 2012 koholla niin Oulujoen kuin Vuoksen vesistöalueiden puolella (esim. Pöyry Finland Oy 2013c, 2013d).

Sulfaatin, natriumin ja mangaanin vaikutuksista vesistöissä on riittämättömästi tutkimustietoa, mutta jo olemassa olevien tutkimusten perusteella voidaan todeta pitoisuuksien olevan mahdollisesti eliöille haitallisia. Esimerkiksi vesisammal *Fontinalis antipyretica* altistettiin  $1\,500\text{ mg l}^{-1}$  sulfaattipitoisuudelle eri veden kovuuksilla (Davies 2007). Pehmeässä vedessä ( $19\text{ mg l}^{-1}\text{CaCO}_3$ ) havaittiin merkittäviä vaikutuksia kasvuun ja kehitykseen, kun taas kovassa vedessä ( $105\text{ mg l}^{-1}$  asti) vähemmän. Yleisesti Suomessa vedet ovat pehmeitä ja esimerkiksi Talvivaaran alueella vuonna 2010 veden kovuus (= Ca + Mg) oli välillä  $0,1\text{--}0,6\text{ mg l}^{-1}$  (Pöyry Finland Oy 2011b), mutta LONE-veden kalkitus on kohottanut kalsiumpitoisuuksia (Pöyry Finland Oy 2012). Talvivaaran lähivesissä sulfaattipitoisuudet ovat olleet selvästi yli  $1\,500\text{ mg l}^{-1}$ , joten vaikutukset saattaisivat olla voimakkaammat riippuen veden kovuudesta, mutta sitä ei tässä työssä tarkemmin tutkittu. Myös Illinoisin EPAn (Environmental Protection Agency) ja Soucek & Kennedyn (2005) määrittelemä vedenlaadun standardi sulfaatin osalta  $500\text{--}2\,000\text{ mg l}^{-1}$  riippuen veden kovuudesta ja kloridipitoisuudesta (Iowa DNR 2009) ylittyisi selvästi järvien alusvesissä.

### 6.3. Pitoisuudet suhteessa Suomen muihin järviin

Talvivaaran alue erottuu etenkin korkeammilla sulfaatin ja natriumin pitoisuuksillaan muista Suomen järvistä ja joista. Seuraavassa vertailussa keskityttiin vain järvien pitoisuuksiin.

Sulfaattipitoisuuden mukaan (Hertta-tietokanta) järjestettynä 31 kärkisijaa pitivät Talvivaaran alueen järvet järjestyksessä Ylä-Lumijärvi, Salminen, Kivijärvi ja Kalliojärvi, joissa korkeita pitoisuuksia ( $2\,900\text{--}11\,000\text{ mg l}^{-1}$ ) havaittiin vuosina 2010–2012. Muut listan kärkipäässä olevat järvet (150 ensimmäistä havaintoa) olivat pitoisuuksiltaan muutamia mittauksia lukuun ottamatta alle  $1\,000\text{--}2\,000\text{ mg l}^{-1}$ . Seuraavana listalla (sijalla 32) oli Oravilahti, joka on vuonna 1987 lopetetun Kotalahden nikkeli-kaivoksen vaikutusalueella Leppävirralla. Kaivosalueelta toiminnan jälkeenkin virranneet vedet olivat nostaneet syvänteiden sulfaattipitoisuuksia. Ala-Jalkajärvi oli 100 ensimmäisen havaintopaikan listalla toinen vesistö, joka ei kuulunut Talvivaaran vaikutuspiiriin. Se sijaitsee Orivedellä ja on läheisen kultakaivoksen vuoksi muuttunut tilaltaan huonoksi. Sijalla 145 oli mittaus Nuasjärven Jormaslahdesta keväältä 2010, jolloin Lahnaslammen kaivos oli vielä toiminnassa ja vaikutti Nuasjärven kuormitukseen. Nihuanjärvessä Orivedellä vaikutti vuonna 2008 ilmeisesti lähinnä jätevesi- ja hajakuormitus, mikä nosti sulfaattipitoisuutta. Muita järviä, joissa havaittiin korkeita sulfaattipitoisuuksia olivat Pyhäjärvi lähellä Pyhäsalmen kaivosta, Oulunlampi lähellä Siilinjärven apatiittikaivosta sekä mittauspisteet Valkeakosken sellutehtaan lähistöllä. Lisäksi korkeita pitoisuuksia havaittiin muun muassa länsirannikolla happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella (Kuva 9A).

Natriumin Hertta-aineiston vertailussa puolestaan ensimmäiset eli korkeimmat 79 pitoisuusmittausta ( $450\text{--}5\,310\text{ mg l}^{-1}$ ) olivat Talvivaaran alueelta, samoista järvistä kuin sulfaatin osalta (Kuva 9B). Lisäksi 120 korkeimman mittaustuloksen joukossa olivat seuraavat vesistöt: Ala-Jalkajärvi (ks. edellä), Kemijärvi, Kuhnamo Äänekoskella sekä Lohjanjärven mittauspiste Lohjalla, joiden valuma-alueella ovat vaikuttaneet lähinnä paperitehtaat ja jätevedenpuhdistamot.

Mangaanin osalta ensimmäiset viisi järveä olivat Talvivaaran alueelta ( $4\,700\text{--}22\,700\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ ), kun taas niiden jälkeen oli myös muita järviä eri puolilta Suomea, kuten Vikajärvi

Rovaniemellä sekä edellä mainittu Ala-Jalkajärvi (Kuva 9C). Neljäkymmentä korkeinta mittaustulosta olivat yli 1 000  $\mu\text{g l}^{-1}$ , kun taas kaikki muut tulokset selvästi vähemmän.

Hertta-tietojen vertailun perusteella voidaan todeta etenkin korkean sulfaatti- ja natriumkuormituksen Suomen sisävesiin tulleen lähes täysin kaivoksista, sekä toiminnassa olevista että suljetuista. Edelläkävijyys ympäristöalalla vaatisi tilanteen muuttamista aktiivisesti.

#### 6.4. Järvien kerrostuminen

Talvivaaran kaivoksen lähijärvien alusvesien korkeat sulfaatti- ja natriumpitoisuudet ovat johtaneet järvien keinotekoiseen kerrostumiseen, sillä hyvin suolainen purkuvesi on raskaampana painunut vähäsuolaisemman pintaveden alapuolelle. Pohjalla on ollut helposti hajoavaa orgaanista ainesta sen verran, että järven keinotekoisesta kerrostumisesta on seurannut pysyvä happikato. Voimakasta happivajetta on ollut Salmisessa vuodesta 2010, Kalliojärvestä elokuusta 2011 sekä Kivijärvestä kesästä 2011 lähtien. Esimerkiksi Kalliojärvestä keväällä 2011 vedet sekoittuivat vielä osittain.

Havaintoa alusveden huonona pysyneestä tilanteesta tukivat myös alueella syyskuussa itse tehdyt pienimuotoiset mittaukset, joiden mukaan Kivijärven vesitilavuus 3–4 m alapäin oli hyvin suolaista ja happi lähes loppu. Tilanne oli siis vuoden 2011 lokakuuhun verrattuna edelleen sama, jolloin Pöyry Finland Oy:n (2012) mittauksissa todettiin Kivijärven likaantunut vesimassa yhtä suureksi. Tilastollisten analyysien mukaan sulfaatti ja natrium olivat pääosin liuenneessa muodossa, sillä laskennallinen ja mitattu sähkönjohtavuus korreloivat voimakkaasti keskenään (Epstein 1988).

Meromiktisten järvien jaottelun pohjalta (Hakala 2004) Talvivaaran kaivoksen purkuvesien myötä kerrostuneet järvet voitaisiin sijoittaa ryhmien 1 ja 2 väliin. Ensimmäisessä ryhmässä kerrostuneisuus perustui maanpinnan kohoamiseen rannikolla ja vesikerrosten suolaisuuseroihin, kun taas toisessa pintavalunnan järviin kuljettamiin aineisiin ja happivajeen myötä ionien vapautumiseen sedimentistä. Talvivaaran kaivokselta virranneet suolaiset purkuvedet ovat muodostaneet tiheämmän kerroksen pohjanläheiseen vesikerrokseen, happi on sieltä kulunut loppuun ja järvi on kerrostunut. On toki huomattava, että verrattuna rannikolle luontaisesti muodostuneisiin meromiktisiin järviin Talvivaaran lähijärvissä alusvesissä on purkuveden takia korkeiden sulfaatti- ja natriumpitoisuuksien lisäksi mitattu myös esimerkiksi kohonneita alumiinipitoisuuksia (esim. Pöyry Finland Oy 2012).

On siis huomattava, että lähimpien vesistöjen alusvesien tilanne jo ennen marraskuun kipsisakka-altaan vuotoa oli voimakkaasti luonnonvesistä poikkeava. Toisaalta jo saavutetut parannukset lähinnä pintavesissä jäivät tapahtuneen vuodon varjoon.

#### 6.5. Altistuminen rehevöitymiselle

Natriumin ja sulfaatin pitoisuuksien kohoamisen ja sitä kautta keinotekoisien kerrostumisen myötä alusvedet kärsivät happikadosta, mikä johti pohjassa pelkistäviin oloihin ja kasvaviin rauta- ja fosforipitoisuuksiin. Rautapitoisuus nousi, sillä rauta toimi orgaanisen aineksen hajottamisessa elektroniakseptorina hapen sijaan. Mittaustulosten mukaan rautapitoisuuden nousu alkoi parin kuukauden viiveellä hapen loppumisesta. Voidaan olettaa, että rauta on peräisin nimenomaan sedimentistä, ei purkuvesistä, sillä Talvivaaran alapuolisissa matalissa järvissä pitoisuudet kehittyivät eri lailla kuin kerrostuneissa syvissä järvissä.

Kivijärvestä ja Kalliojärvestä valokuvatuista sedimenttinäytteistä tärkein havainto oli sedimentin pintakerrosten musta väri, joka ulottui enimmillään 10 cm syvyyteen asti. Todennäköisin syy mustaan väriin oli sulfaatin pelkistyminen sulfideiksi. Musta väri voisi johtua myös mangaanioksideista, muttei oletettavasti tässä tapauksessa. Erikoisen sulfidien

esiintymisestä teki sijainti pintakerroksissa, sillä yleensä ne ovat rautaoksidien ruskeaksi värjäämän kerroksen alla. Sulfaatin pelkistyminen ja sulfidien muodostuminen olisi näin ollen uusi prosessi näissä järvissä ja sulfaatti olisi tullut vasta lähiaikoina järviin eli todennäköisesti kaivoksen toiminnan alkamisen myötä. Koska syvemmissä eli vanhemmissa kerroksissa ei sulfideja ollut, aiemmin vesistöissä olleet sulfaattimäärät tai olosuhteet eivät näytteiden perusteella olleet tähän prosessiin johtaneet. Sulfaatti voi myös diffundoitua vesikerroksista sedimenttiin ja sitä kautta syvemmälle, minkä takia vastamuodostuneita sulfideita voisi esiintyä 3-4 cm syvyydessä.

Fosforipitoisuuden kasvu vuonna 2012 ja mustat sedimenttikerrokset viittaisivat siis sulfaatin pelkistykseen sedimentissä. Toisaalta yhä suuri raudan määrä ja järvien pitoisuuksien perusteella lasketut Fe:P-moolisuhteet ilmentäisivät rautaa olevan riittävästi fosforin sitomiseen. Vuonna 2012 moolisuhteet olivat useita satoja, mikä Gunnarsin ym. (2002) tutkimuksen mukaan riittää fosforin sitomiseen, sillä minimiarvo oli 2. Pienin mittaustuloksista laskettu moolisuhde oli 3 (Salmisen alusvedessä maaliskuussa 2011), jolloin rautaa oli  $230 \mu\text{g l}^{-1}$  ja fosforia  $46 \mu\text{g l}^{-1}$ . Rautapitoisuus oli tavallista pienempi, mutta fosforipitoisuus oli aiempien mittausten kaltainen.

Linearisessa yhden muuttujan regressioanalyysissä rauta selitti parhaiten fosforipitoisuutta, kun taas monimuuttujamallissa rauta, happi sekä sulfaatti yhdessä selittivät yli 80 % fosforipitoisuuden muutoksista. Toisaalta Lamers ym. (2002) havaitsi, että fosforin aiheuttama rehevöityminen oli enemmän riippuvainen itse sedimentin fosforipitoisuudesta kuin sedimentin huokosvedessä olevan liukoisen raudan pitoisuudesta. Kuitenkin sulfidien muodostuminen oli suoraan riippuvainen rautapitoisuudesta. Korkealla rautapitoisuudella olisi näin ollen ainakin toksisten sulfidien muodostumista vähentävä vaikutus, vaikkei siitä rehevöitymiskehitystä voisi arvioida. Myös pH:n nousun todettiin vähentävän fosforin sitoutumista (Lamers ym. 2002), mutta sitä ei tässä työssä tutkittu.

Rehevöityminen vesistöissä on ongelmallista esimerkiksi lajimuutosten ja virkistyskäytön kannalta. Alusvedessä kasvava fosforipitoisuus talvi- ja kesäkerrostuneisuuden aikaan kertoo sisäisestä kuormituksesta. Mikäli rauta pääsee hapettumaan, se sitoo fosforia, jota ei siten vapaudu voimakkaasti yläpuoliseen veteen. Hapan vesi hidastaa raudan hapettumista, mikä vähentäisi fosforin sitomista raudan pelkistyessä. Mikäli hapeton tilanne pohjassa jatkuu eikä rauta pääse hapettumaan, rauta jää rautasulfidina pohjaan ja siten sisäinen rehevöitymiskehitys on mahdollista.

Kuten Pyhäjärvässä (Heikkinen & Väisänen 2007) ja Siilinjärven Kolmisoppijärvässä (Saarijärvi ym. 2013) kaivosten sulfaattipäästöillä voisi Talvivaarassakin olla yhteys sisäiseen rehevöitymiseen. Blomqvist ym. (2004) totesivat merivesien olevan alttiimpia sisäiseen fosforin vapautumiseen sulfaatin pelkistyksen myötä niiden luonnollisesti korkeampien sulfaattipitoisuuksien takia. Talvivaaran kaivoksen lähijärvet ovat alusvesiltään merivesiä suolaisempia, mikä voisi näin ollen hyvinkin johtaa sulfidien muodostumiseen ja fosforin vapautumiseen. Tietyn ravinnerajan ylittäessään veden rehevöityminen saattaa nopeasti lisääntyä merkittävästi sisäisen kuormituksen kautta, kuten Itämeressä on ollut havaittavissa (Lehtoranta ym. 2008). Sekä Lamers ym. (2002) että Geurts ym. (2009) totesivat, että sulfaattipäästöt voivat johtaa sisäiseen rehevöitymiseen tai toisaalta pelkästään toksisen sulfidien muodostumiseen, mihin vaikuttavat juuri raudan sekä ravinteiden määrä. Geurtsin ym. (2009) mukaan kuitenkin vesistön ennalta runsas ravinteisuus ja rehevöitymisaste toisaalta vähensivät sulfaatin haitallisuutta kasveille: tutkimuksessa todettiin, että toksiset vaikutukset saattaisivat näkyä vasta rehevöitymisen vähennyttyä. Talvivaaran vesistöt ovat aiemmin olleet karuja (Lapin Vesitutkimus Oy 2005), mikä näin ollen voisi pahentaa sulfidien haittoja. Myös Mäkinen & Kauppila (2006) totesivat, että Nuasjärven, Jormasjärven ja Kolmisopen

merkittävimpana riskinä olisi ulkoinen fosforikuormitus ja että 70–80-luvuilla rehevöitymistä oli järvissä havaittavissa ihmistoiminnan vuoksi.

Mikrobien avustamalla redox-reaktioilla (hapetus-pelkistys) ja niiden muutoksilla on siten kauaskantoiset vaikutukset, sillä ne vaikuttavat vesistöjen ravinteiden saatavuuteen, toksisten aineiden esiintymiseen vesissä ja sitä kautta koko ekosysteemin toimintaan (Burgin ym. 2011). Tästä esimerkkinä on juuri sulfaatin pelkistyksen vaikutus raudan kiertoon ja fosforin sitomiseen, mikä vaikuttaa koko järven prosesseihin.

## 6.6. Pitoisuuksien kehitys

Lähijärvien pitoisuuksien tulevaisuuden arviointi ei sinällään ole tämän työn tavoite, mutta voitaneen todeta, että se riippuu paljon muun muassa kipsisakka-altaan vuodon jälkihoidosta sekä ylipäättään purkuvesien puhdistamisen kehityksestä (Pöyry Finland Oy 2013d). Aineiden yhteisvaikutuksista on riittämättömästi tutkimustietoa, mikä tuo haasteita vesistöjen tilanteen parantamiseen esimerkiksi metallien, kuten kohonneiden nikkelpitoisuuksien, suhteen. Lähivesien kunnostamisen mahdollisuutta on tutkittu, tosin aluksi sitä epäiltiin mahdollisten happamuuspiikkien takia, joita nopea sekoittuminen aiheuttaisi (Pöyry Finland Oy 2012).

Lisäksi Talvivaaran kaivososakeyhtiö on päivitettävänä olevassa ympäristölupahakemuksessaan esittänyt uudet raja-arvot LONE-veden sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksista: vuosille 2012–2014 arvot ovat 5 000, 3 000 ja 4 mg l<sup>-1</sup> ja vuodesta 2015 eteenpäin 1 000, 500 ja 2 mg l<sup>-1</sup>, kun ne YVA:ssa olivat 170, 130 ja 0,7 mg l<sup>-1</sup> (Lapin Vesitutkimus Oy 2012b). Kuormitus lähivesistöihin todennäköisesti jatkuu, mutta huomattavasti aiempaa pienempänä tehostetun vesienkäsittelyn myötä.

Luontovaikutusten lisäksi myös asianosaisten, eli paikallisten asukkaiden, sekä kansalaisten huoli järviensä tilasta on saatava sovitettua yhteen toimivan kaivosteollisuuden kanssa. Marraskuussa 2012 tapahtunutta onnettomuutta ja sen jälkihoidtoa on käsitelty useissa raporteissa (esim. Kauppi ym. 2013), ja kaivosyhtiön vastuu ja ratkaisujen sopivuus näyttää, kuinka lähivesistöjen tilanne sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien ja sitä kautta esimerkiksi kerrostumisen suhteen etenee. Tähän vaikuttaa esimerkiksi metalleista puhdistettujen, mutta suolapitoisten ylimäärävesien juoksumus, joka aloitettiin keväällä 2013.

## 6.7. Yhteenveto

Tämän työn tavoitteena oli selvittää Talvivaaran kaivoksen lähivesien sulfaatin, natriumin ja mangaanin pitoisuuksia etenkin vuonna 2012. Kuten monissa raporteissa on jo aiemmin käynyt ilmi, kaivoksen lähijärvet ovat voimakkaasti muuttuneet purkuvesien korkeiden sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuuksien myötä. Muiden aineiden vaikutuksia ei tässä työssä käsitelty, mutta esimerkiksi nikkelin, sinkin ja uraanin vaikutuksista vesistöissä on keskusteltu ja niistä on esimerkiksi ekotoksikologista tutkimusta saatavilla enemmän. Kaivoksen lähivesistöt poikkeavat huomattavasti Suomen muista vesistöistä. Myös kaivoksen sulfaattipäästöt ovat Suomen mittakaavassa hyvin suuret. Suolaantuminen lähimmissä järvissä on hyvin voimakasta. Lisäksi fosfori- ja rautapitoisuudet nousivat selvästi vuoden 2012 aikana. Sisäinen rehevöityminen on siis ehkä käynnistynyt, mutta massiivista fosforin vapautumista sulfaatin pelkistyksen myötä ei vielä ole ilmeisesti raudan korkeiden pitoisuuksien ansiosta tapahtunut.

Sulfaatin aiheuttamaa rehevöitymistä on Suomessa tutkittu vähän, mutta tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään, olisiko Talvivaaran lähijärvissä kyseinen prosessi mahdollinen. Fosforipitoisuuden kasvu vuonna 2012 oli selvää, mutta siihen johtaneet syyt eivät täysin selvinneet. Koska fosforipitoisuuden todettiin kasvaneen molemmilla jälkikäsitellykentillä, olisi tärkeää tutkia kenttien toimivuuden sekä järvien rehevöitymisen

yhteyttä tarkemmin. On myös mahdollista, että sulfaatin pelkistystä ja siitä seuraavaa fosforin vapautumista tapahtuukin nimenomaan jälkikäsitteilykentillä, sillä rautapitoisuus väheni siellä merkittävästi, kun taas fosforipitoisuus kasvoi. Voi myös olla, että rauta sedimentoituu kentillä ja fosforia vapautuu kenttien turvepohjien orgaanisesta aineksestä. Rehevöitymiskehityksen arvioimiseksi olisikin tärkeää tehdä tarkempia laskelmia siitä, johtuuko rauta- ja fosforipitoisuuksien kasvu todella sisäisestä kuormituksesta vai näkyvätkö alusvesissä viiveellä purkuveden pitoisuusmuutokset, sulamisvedet vai valuma-alueen muut muutokset, jotka ovat siirtäneet esimerkiksi maaperän rikkiyhdisteitä pintavesiin. Jotta sisäinen fosforikuormitus voitaisiin laskea, tarvittaisiin tarkka tieto ulkoisesta kuormituksesta, luusuasta poistuvasta fosforivirtaamasta, bruttosedimentaatiosta järven pohjaan sekä vesimassan fosforivaraston muutoksesta (Lappalainen & Matinvesi 1990, sit. Heikkinen & Väisänen 2007).

Työtä olisi voinut jatkaa vielä tutkimalla tilastollisesti vesien ainepitoisuuksien kehitystä erilaisten trendianalyysien avulla, jotta olisi nähty mahdollinen pitoisuuskehityksen suunta. On toki huomattava, että kipsisakka-altaan vuoto muutti tämän työn teon aikana vesistöjen tilannetta niin paljon, että trendianalyysin tuloksilla ei ehkä enää olisi ollut käyttöarvoa.

Valuma-alueiden tarkempi tutkimus olisi myös paikallaan, kuten myös purkuvesien tarkempi analysointi suhteessa alusvesien pitoisuusmuutoksiin. Tässä voisi hyödyntää jatkuvatoimisia mittareita (tai antureita), joilla pystyttäisiin tarkasti vertailemaan eri alueilla valuma- ja purkuvesien ominaisuuksia ja vaihtelua. Tarkemmat ekotoksikologiset tutkimukset olisivat myös tarpeellisia, jotta voitaisiin luotettavammin määritellä purkuvesille ympäristön kannalta turvalliset pitoisuudet. Samoin tarkempi aiempien sedimenttitutkimusten analyysi sekä tarvittaessa uudet sedimenttinäytteenotot sulfaatin pelkistuksen näkökulmasta voisivat tuoda uutta tietoa järven mahdollisesta rehevöitymiskehityksestä tulevaisuudessa.

Koska kaivosala on kasvussa ja uutta teknologiaa otetaan käyttöön, laajenevat myös vaikutukset ympäristöön. Ne tulisikin huomioida entistä paremmin, jotta kaivosalasta saataisiin toivottu ympäristöstään vastuuta kantava teollisuuden ala. Kaivokset ovat aiheuttaneet ongelmia lähivesistöihin muuallakin kuin Talvivaarassa, joten on selvää, että kestävä kehityksen nimissä ympäristövaikutusten arviointiprosessit olisi tehtävä huolellisemmin ja yhä paremmalla asiantuntemuksella. Tarkemmat tutkimukset aineiden käyttäytymisestä vesissä, alueen vesistöjen luontaiset ominaisuudet huomioon ottaen, teknologian tarkempi testaaminen ennen laaja-alaista käyttöä sekä tarkka valvonta suojelisivat kaivoksen ympäristöä ongelmilta, jotka olisivat mahdollisesti vältettävissä.

## KIITOKSET

Lämpimät kiitokset kaikista neuvoista ja valaisevista keskusteluista ohjaajilleni Petri Ekholmille SYKEstä ja Jari Haimille Jyväskylän yliopistosta sekä työn aloittamisessa ja valmiiksi saattamisessa muuten paljon mukana olleelle Seppo Hellstenille (SYKE). Kiitokset myös Jaakko Saukkoriipille kommentteista sekä koko SYKE:n porukalle maasto-osuudesta. Lisäksi kiitokset Sari Mitikalle Hertta-tietojen keräämisestä, Juha Riihimäelle niiden muuttamisesta havainnollisiksi kartoiksi sekä kaikille, jotka ovat tähän työhön jollain tavoin osallistuneet ja joihin olen matkan varrella tutustunut. Lopuksi kiittäisin läheisiäni loputtomista tuen ja rohkaisun sanoista, etenkin vanhempiani, siskoani ja miestäni. Suurin kiitos rakkaille pikkupojilleni.

## KIRJALLISUUS

- Blomqvist S., Gunnars A. & Elmgren R. 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: a matter of salt. *Limnology and Oceanography*, Vol. 49: 2236–2241.
- Burgin A., Yang W., Hamilton S. & Silver W. 2011. Beyond carbon and nitrogen: how the microbial energy economy couples elemental cycles in diverse ecosystems. *Front Ecol Environ* 2011; 9(1): 44–52.
- Cameron R. A. 2011. Bioleaching of low-grade nickel sulphide ore at elevated pH. [http://www.ruor.uottawa.ca/en/bitstream/handle/10393/19784/Cameron\\_Rory\\_2011\\_thesis.pdf?sequence=3/](http://www.ruor.uottawa.ca/en/bitstream/handle/10393/19784/Cameron_Rory_2011_thesis.pdf?sequence=3/) Luettu 27.5.2013.
- Davies T. 2007. Sulphate toxicity to the aquatic moss, *Fontinalis antipyretica*. *Chemosphere* 66 (2007): 444–451.
- Epstein C.B. 1988. A method for the estimation of historical sulfate concentrations in natural freshwaters. *Environmental Science and Technology* 22: 1460–1463.
- Geurts J.J.M., Sarneel J., Willers B., Roelofs J., Verhoeven J. & Lamers L. 2009. Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. *Environmental Pollution* 157 (2009): 2072–2081.
- Grasshoff K. & Voipio A. 1981. Chapter 4, Chemical Oceanography. Teoksessa: Voipio A., The Baltic Sea. *Elsevier Oceanography Series*, Volume 30, 1981: 183–218.
- Grönlund E., Simola H. & Huttunen P. 1986. Paleolimnological reflections of fiber-plant retting in the sediment of a small clear-water lake. *Hydrobiologia* 143: 425–431.
- Gunnars A., Blomqvist S., Johansson P. & Andersson C. 2002. Formation of iron(III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium. *Geochim. Cosmochim. Acta* 66, 745–758.
- Hakala A. 2004. Meromixis as a part of lake evolution – observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland. *Boreal Environment Research* 9: 37–53.
- Heikkinen M.-L. & Väisänen T. 2007. Pyhäjärven Junttiselän tila ja kunnostusmahdollisuudet. *Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen raportteja 7/2007*.
- International Manganese Institute 2011. Introduction. [http://www.manganese.org/about\\_mn/introduction/](http://www.manganese.org/about_mn/introduction/) Luettu 27.5.2013.
- Iowa Department of Natural Resources (Iowa DNR) 2009. Water Quality Standards Review: Chloride, Sulfate and Total Dissolved Solids. 9.2.2009.
- Jensen H.S., Kristensen P., Jeppesen E. & Skytthe A. 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731–743.
- Kainuun maakuntayhtymän ympäristöterveydenhuolto 2011. *Arvio Kalliojärven ja Kivijärven käyttökelpoisuudesta talous-, uima-, pesu- ja löylyvetenä*. 12.5.2011
- Kauppi S., Mannio J., Hellsten S., Nystén T., Jouttijärvi T., Huttunen M., Ekholm P., Tuominen S., Porvari P., Karjalainen A., Sara-Aho T., Saukkoriipi J. & Maunula M. 2013. Arvio Talvivaaran kaivoksen kipsisakka-altaan vuodon haitoista ja riskeistä vesiympäristölle. *Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 11| 2013*.
- Kauppi P., Räisänen M.-L. & Myllyoja S. (toim.) 2011. Metallimalmikaivostoiminnan parhaat ympäristökäytännöt. *Suomen Ympäristö* 29/2011. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Lamers L.P.M., Falla S., Samborska E., Van Dulken I., Van Hengstum G. & Roelofs J. 2002. Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*, Vol. 47: 585–593.
- Lapin Vesitutkimus Oy 2005. *Talvivaara Projekti Oy. Talvivaaran kaivoshankkeen ympäristövaikutusten arviointiselostus. Elokuu 2005*.
- Lapin Vesitutkimus Oy 2012a. Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivos. Ympäristöluvan määräysten sekä säännöstelyä koskevien vesitalouslupamääräysten tarkistaminen, hakemus. 28.2.2012.
- Lapin Vesitutkimus Oy 2012b. Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivos. Ympäristöluvan määräysten sekä säännöstelyä koskevien vesitalouslupamääräysten tarkistaminen, hakemus. Liite 12. Hakijan esitys lupamääräyksiksi. 28.2.2012.

- Lapin Vesitutkimus Oy 2012c. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen vesienhallinta sekä vesistö päästöt ja niiden ympäristövaikutukset*. 31.5.2012
- Lehtoranta J., Ekholm P. & Pitkänen H. 2008. Eutrophication-driven sediment microbial processes can explain the regional variation in phosphorus concentrations between Baltic Sea sub-basins. *Journal of Marine Systems* 74: 495–504.
- Lehtoranta J. & Ekholm P. 2013. Sulfaatti – salakavala rehevöittäjä. *Vesitalous* 2/2013: 40–42.
- Loukola-Ruskeeniemi K. (toim.), Aaltonen R., Alapassi M., Karhula M., Karhunen E., Korhonen I., Nybergh P., Peltonen P. & Uusiosuo M. 2012. Suomen kaivosteollisuuden tilannekatsaus vuonna 2012. *TEM-raportteja* 23/2012.
- Martin K., Huggins T. & Catapane E. 2008. The neurotoxic effects of manganese on the dopaminergic innervations of the gill of the bivalve mollusk, *Crassostrea virginica*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, Vol. 148(2): 152–159.
- Mäkilä M., Loukola-Ruskeeniemi K. & Säävuori H. 2012. *High pre-mining metal concentrations and conductivity in peat around the Talvivaara nickel deposit, eastern Finland*. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 196, 36 s.
- Mäkinen J. & Kauppila T. 2006. *Nuasjärven, Jormasjärven ja Kolmisopen geokemialliset ja paleolimnologiset tutkimukset*. 63 s. Geologian tutkimuskeskus.
- Mäkinen J., Kauppila T., Loukola-Ruskeeniemi K., Mattila J. & Miettinen J. 2010. Impacts of point source and diffuse metal and nutrient loading on three northern boreal lakes. *Journal of Geochemical Exploration* 104: 47–60.
- Pellinen J., Sorvari J. & Soimasuo M. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi. *Ympäristöopas* | 2007. Suomen ympäristökeskus.
- Pond G. J., Passmore M., Borsuk F., Reynolds L. & Rose C. 2008. Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family- and genus- level macroinvertebrate bioassessment tools. *The North American Benthological Society* 27:717–737.
- Pöyry Finland Oy 2011a. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen tarkkailu v. 2010. Osa III. Päästötarkkailu*. 29.3.2011
- Pöyry Finland Oy 2011b. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen tarkkailu v. 2010. Osa IV a. Pintavesien tarkkailu*. 8.3.2011.
- Pöyry Finland Oy 2011c. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen tarkkailu v. 2010. Osa IV b. Kasvillisuuskarttoitus*. 11.1.2011.
- Pöyry Finland Oy 2012. *Talvivaara Sotkamo Oy. Arvio Talvivaaran kaivoksen vesistövaikutuksista*. 28.2.2012
- Pöyry Finland Oy 2013a. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen tarkkailu v. 2012. Osa II Käyttötarkkailu 2012*.
- Pöyry Finland Oy 2013b. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen tarkkailu v. 2012. Osa III Päästötarkkailu*. 28.3.2013.
- Pöyry Finland Oy 2013c. *Talvivaara Sotkamo Oy. Talvivaaran kaivoksen tarkkailu v. 2012. Yhteenveto*.
- Pöyry Finland Oy 2013d. *Talvivaara Sotkamo Oy. Ylimääräisten vesien johtaminen talvella 2013. Esitettyyn malliselvitykseen pohjautuva tarkentava arvio vesien johtamisesta aiheutuvien veden laadun muutosten vaikutuksista kohdevesistöjen ekologiaan, kalatalouteen ja vesistön muuhun käyttöön*. 1.3.2013
- Riekkola-Vanhanen M. 2008. Talvivaara ja biokasaliuotus. Kaivosseminaari 2008.
- Roden E.E. & Edmonds J.W. 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: Microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* 139: 347–378.
- Saarijärvi E., Kauppinen E., Heitto L., Lehtoranta J. & Ekholm P. 2013. Onko sulfaatti rehevöittänyt Siilinjärven Kolmisopen? *Vesitalous* 2/2013: 43–45.
- Smolders A. & Roelofs J.G.M. 1993. Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247–253.
- Sosiaali- ja terveysministeriö 2000. A19.5.2000/461 Asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. <http://www.finlex.fi/> Luettu 27.5.2013.

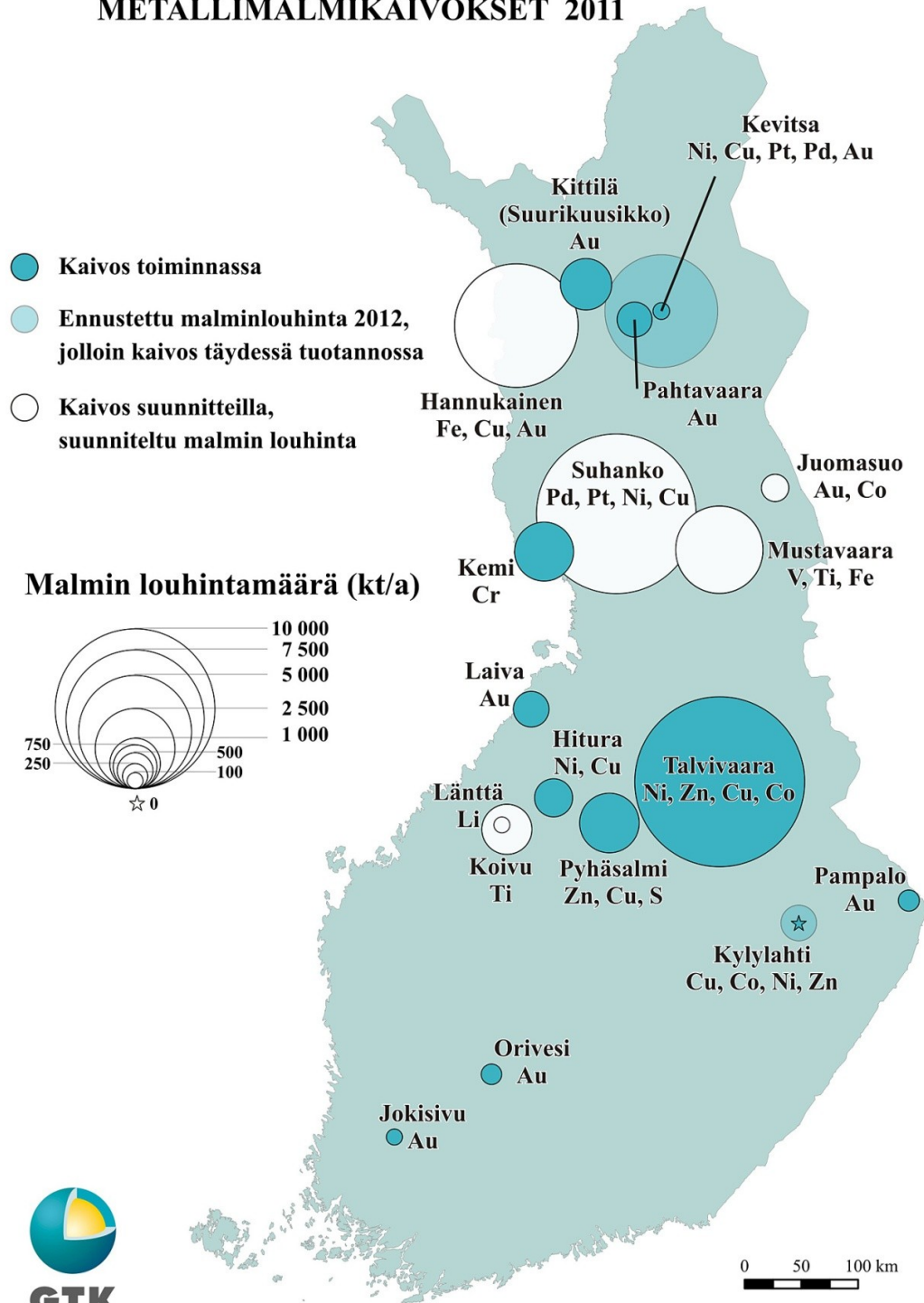


- Soucek D.J. & Kennedy A.J. 2005. Effects of hardness, chloride, and acclimation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 24, No. 5: 1204–1210.
- Suomen ympäristökeskus 2012. *Lausunto Talvivaaran kaivoksen lähivesien tilasta*. 7.12.2012.
- Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2008. Vuosikertomus 2008.
- Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013a. Vuosikertomus 2012.
- Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013b. Talvivaaran kaivoksen ympäristötarkkailu. [http://www.talvivaara.com/Kestava\\_kehitys/Ymparistovastuu/Ymparistoraportteja/ymparisto\\_tarkkailu/](http://www.talvivaara.com/Kestava_kehitys/Ymparistovastuu/Ymparistoraportteja/ymparisto_tarkkailu/) Luettu 27.5.2013.
- Talvivaaran kaivososakeyhtiö Oyj 2013c. Lupahakemusaineistot. [http://www.talvivaara.com/Kestava\\_kehitys/Ymparistovastuu/Ymparistoraportteja/lupahakemusaineistot/](http://www.talvivaara.com/Kestava_kehitys/Ymparistovastuu/Ymparistoraportteja/lupahakemusaineistot/) Luettu 27.5.2013.
- Teknologian ja innovaatioiden kehittämiskeskus 2011. Green Mining – Huomaamaton ja älykäs kaivos. <http://www.tekes.fi/ohjelmat/GreenMining/> Luettu 27.5.2013.
- Toropainen V. 2006. Yhteenveto sulfidimalmikaivostoiminnasta Suomessa ja toiminnassa muodostuvista sivutuotteista sekä niiden ympäristövaikutuksista. Geologian tutkimuskeskus, *Geokemia*, arkistoraportti, 52 s.
- Työ- ja elinkeinoministeriö 2013. Cleantechin strateginen ohjelma. <https://www.tem.fi/?s=4834/> Luettu 27.5.2013.
- Valtioneuvosto 2006. A23.11.2006/1022 Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista. <http://www.finlex.fi/> Luettu 27.5.2013.
- Valtioneuvosto 2006. A30.11.2006/1040 Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä. <http://www.finlex.fi/> Luettu 27.5.2013.
- Valtion ympäristöhallinto 2011a. Pohjois-Pohjanmaan ELY, 17.6.2011. RiverLife-jokitietopaketti. Sähkönjohtokyky. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=12883&lan=fi/> Luettu 27.5.2013.
- Valtion ympäristöhallinto 2011b. Pohjois-Pohjanmaan ELY, 20.6.2011. RiverLife-jokitietopaketti. Rauta jokivesistöissä. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=12517&lan=fi/> Luettu 27.5.2013.
- Watling H.R. 2008. The bioleaching of nickel-copper sulfides. *Hydrometallurgy* Volume 91: 70–88.
- Ympäristöministeriö 2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. *Ympäristöministeriön raportteja* 15/2012. Helsinki.

## Liitteet

Toiminnassa olevat ja suunnitellut metallimalmikaivokset Suomessa vuonna 2011 (Loukola-Ruskeeniemi ym. 2012).

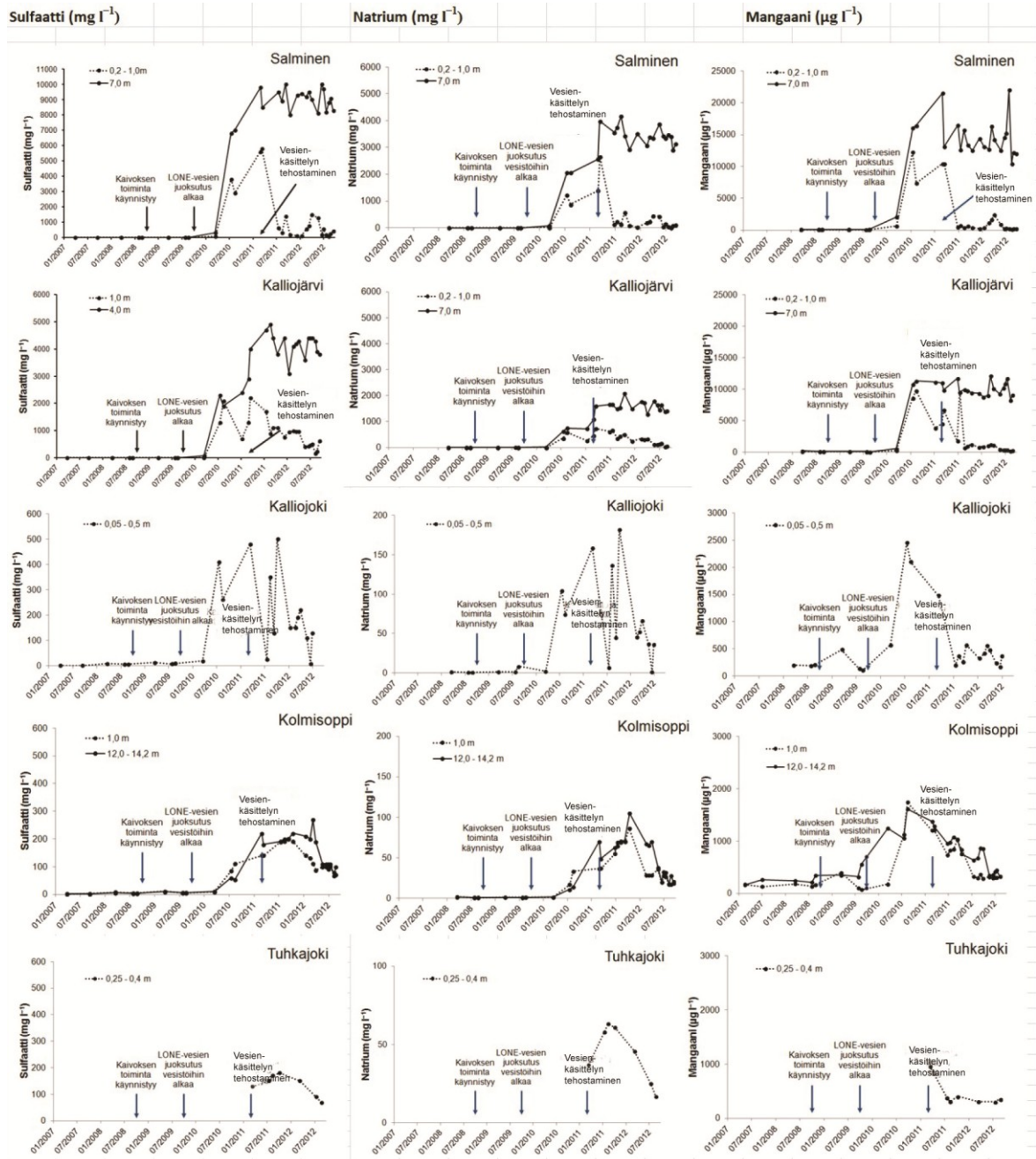
## METALLIMALMIKAIVOKSET 2011



6.11.2012

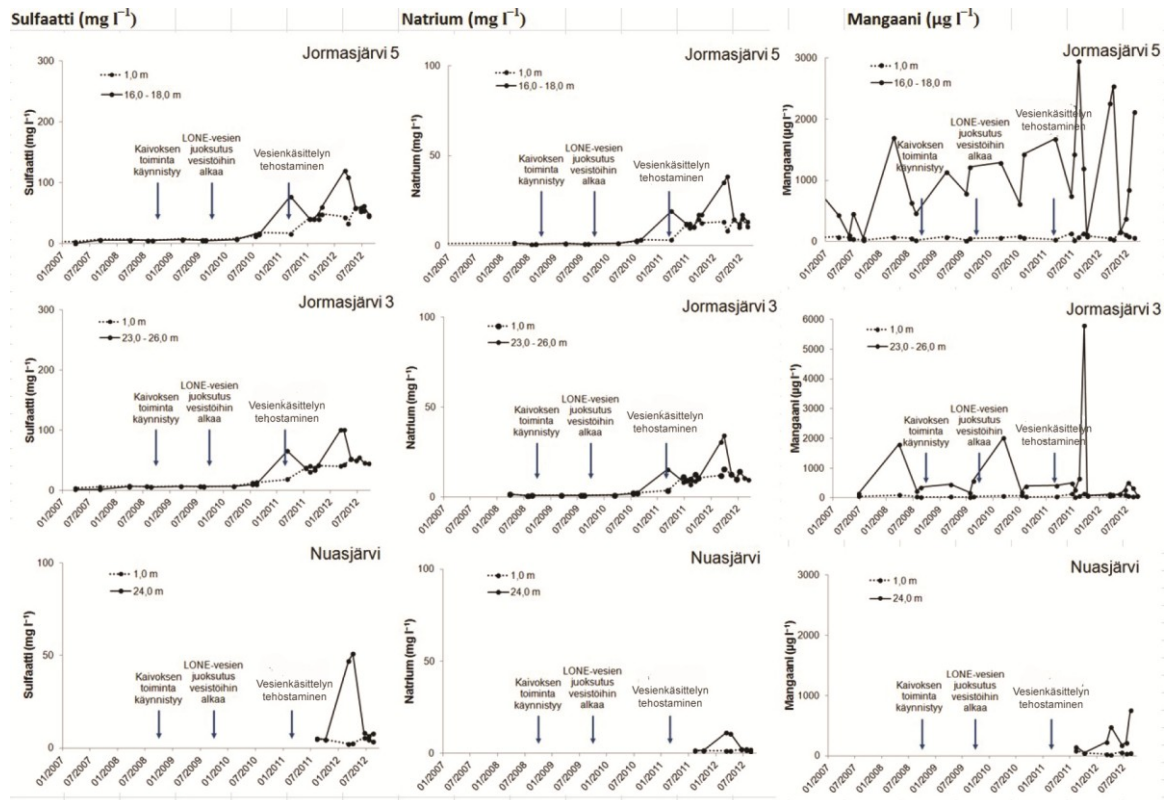
Lähde / louhittu malmi: Turvallisuus ja kemikaalivirasto (Tukes)

Oulujoen vesistöalueen kaivosta lähimpien vesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet alus- (viiva) ja päällysvedessä (katkoviiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti). Kuviin merkitty (nuoli) kaivoksen toiminnan, LONE-vesien juoksuksen sekä vesienkäsittelyn tehostamisen alkaminen.

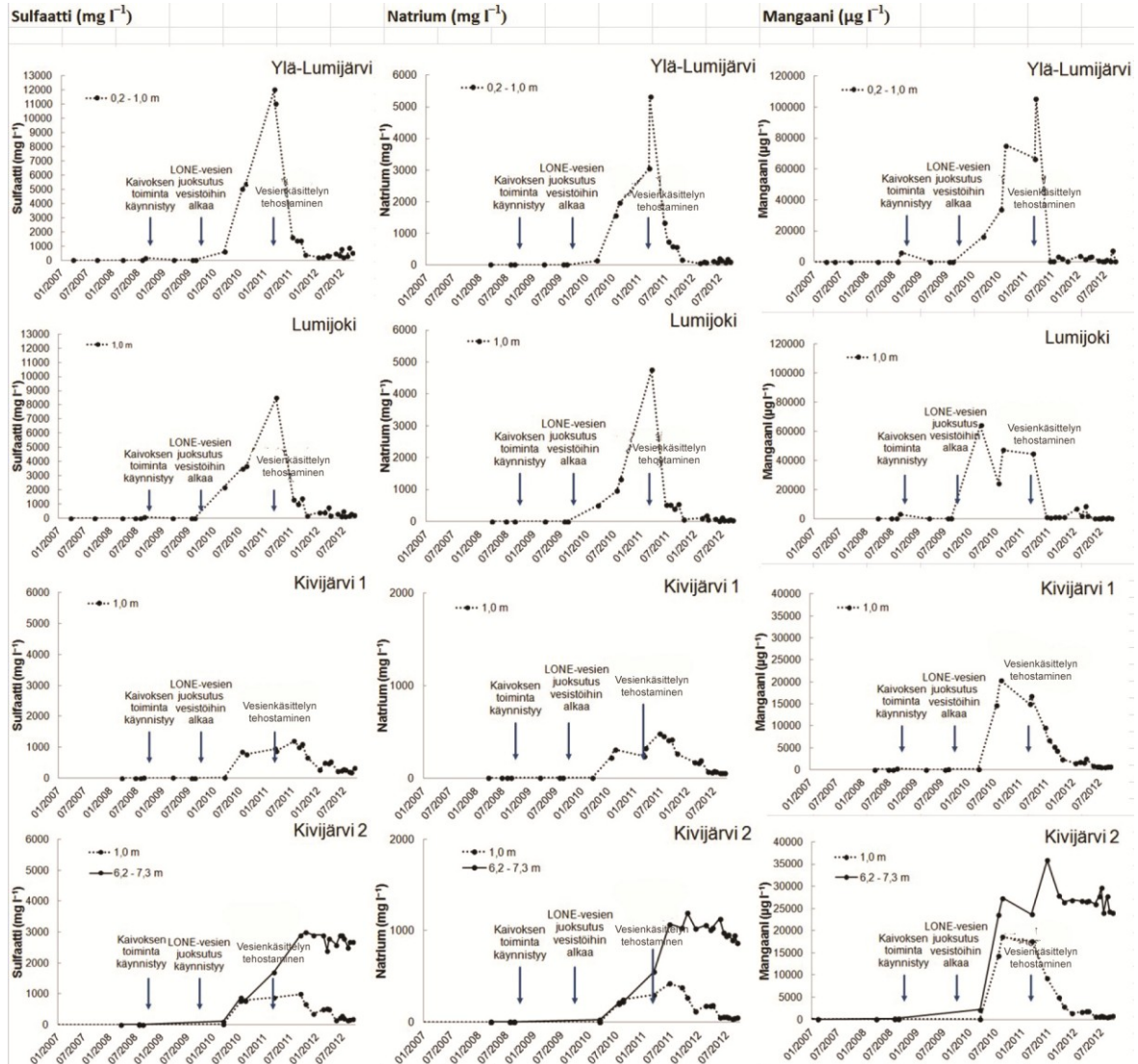


## Liite 3

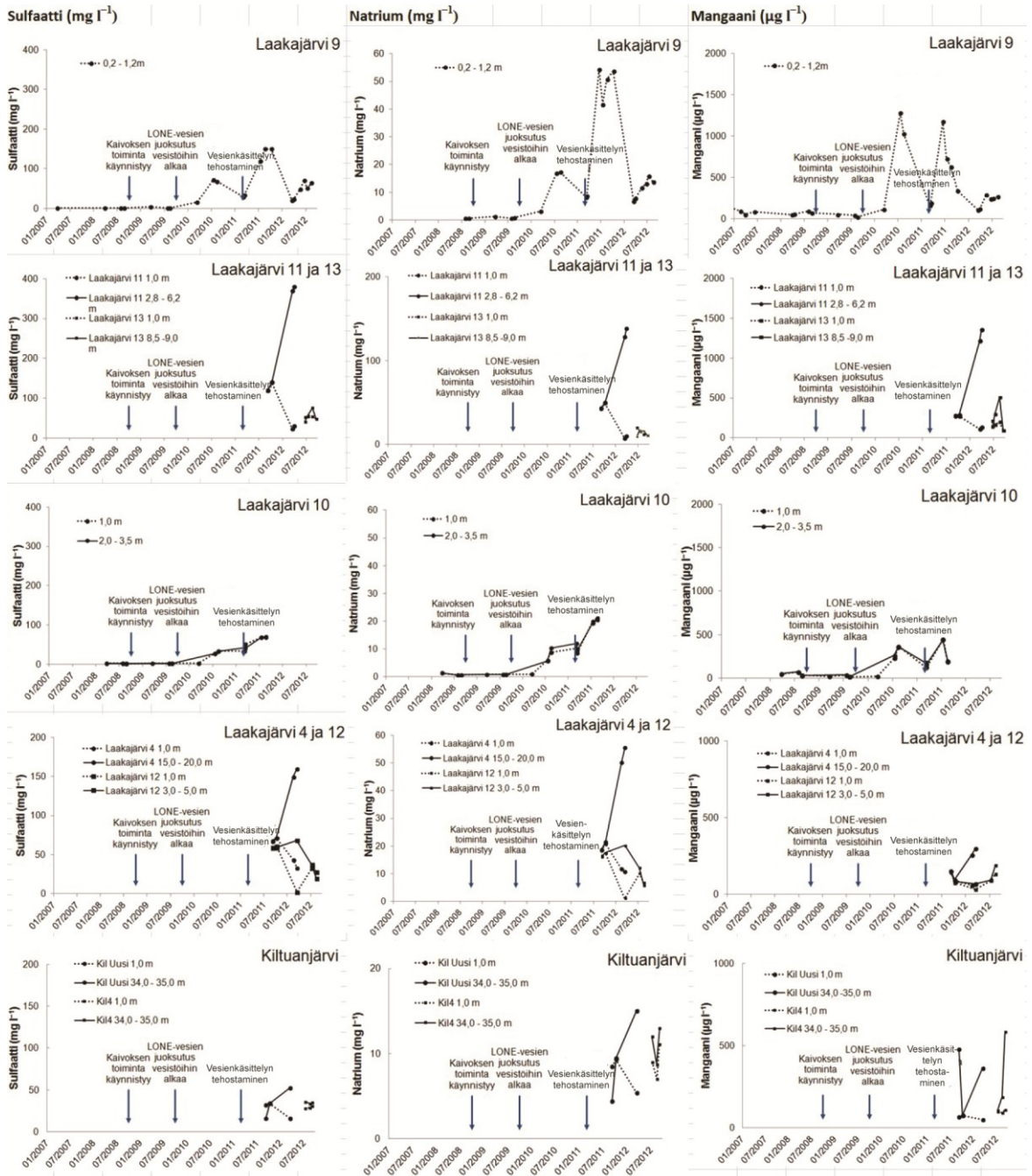
Oulujoen vesistöalueen kaivoksesta kauempana olevien vesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet alus- (viiva) ja päällyksivedessä (katkoviiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti). Kuviin merkitty (nuoli) kaivoksen toiminnan, LONE-vesien juoksuksen sekä vesienkäsittelyn tehostamisen alkaminen.



Vuoksen vesistöalueen kaivosta lähimpien vesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet alus- (viiva) ja päällysvedessä (katkoviiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti). Kuviin merkitty (nuoli) kaivoksen toiminnan, LONE-vesien juoksutuksen sekä vesienkäsittelyn tehostamisen alkaminen.



Vuoksen vesistöalueen kaivoksesta kauempana olevien vesistöjen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipitoisuudet alus- (viiva) ja päällyksivedessä (katkoviiva) ajalla 2007–2012 (17.9. asti). Kuviin merkitty (nuoli) kaivoksen toiminnan, LONE-vesien juoksutuksen sekä vesienkäsittelyn tehostamisen alkaminen.



## Liite 6

Salmisen, Kalliojärven, Ylä-Lumijärven, Lumijoen ja Kivijärven kuvaajat, joissa jokaisessa kokonaisfosforipitoisuus (katkoviiva) sekä ensimmäisessä sarakkeessa sulfaatti-, toisessa happi- ja kolmannessa rautapitoisuus (viiva).

