



MINERA-hankkeen tapaustutkimus: Riskinarviointimenetelmien testaaminen Luikonlahden ja Kylylahden kaivosalueella

Pasanen, A¹. & Backnäs, S¹. (toim.)

Tekijät:

Backnäs, S.¹, Forsman, P.¹, Karlsson, T.¹, Kauppila, P.¹, Kauppila, T.¹, Koikkalainen, K.², Kollanus, V.², Komulainen, H.³, Kousa, A.¹, Makkonen, S.⁴, Mäkinen, J.¹, Nikkarinen, M.¹, Pasanen, A.¹, Solismaa, L.¹, Tornivaara, A.¹, Tuomisto, J.³ ja Waissi-Leinonen, G.⁴

¹Geologian tutkimuskeskus (GTK), Kuopio

²Ramboll Finland Oy, Lahti

³Terveystieteiden tutkimuskeskus (THL), Kuopio

⁴Itä-Suomen yliopisto (UEF), Kuopio



Euroopan unioni

Euroopan aluekehitysrahasto

Vipuvoimaa
EU:lta
2007–2013



GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS • GEOLOGISKA FORSKNINGSCENTRALEN • GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND

PL/PB/P.O. Box 96

FI-02151 Espoo, Finland

PL/PB/P.O. Box 1237

FI-70211 Kuopio, Finland

PL/PB/P.O. Box 97

FI-67101 Kokkola, Finland

PL/PB/P.O. Box 77

FI-96101 Rovaniemi, Finland

Puh. 029 503 0000 • Tel. +358 29 503 0000 • www.gtk.fi • Y-tunnus / FO-nummer / Business ID: 0244680-7

Pasanen, A. & Backnäs, S. (toim.) Tekijät: Backnäs, S., Forsman, P., Karlsson, T., Kauppila, P., Kauppila, T., Koikkalainen, K., Kollanus, V., Komulainen, H., Kousa, A., Makkonen, S., Mäkinen, J., Nikkarinen, M., Pasanen, A., Solismaa, L., Tornivaara, A., Tuomisto, J. ja Waissi-Leinonen, G.	Raportin laji Toimeksiantaja
Raportin nimi MINERA-hankkeen tapaustutkimus: Riskinarviointimenetelmien testaaminen Luikonlahden ja Kylylahden kaivosalueella	
Tiivistelmä: Kylylahden ja Luikonlahden tapaustutkimus tehtiin MINERA-mallin ja riskinarviointimenetelmien testaamista varten. Lisäksi testattiin erilaisia tutkimusmenetelmiä kaivosalueiden ympäristötutkimusten tueksi. Kaivoksen rakentamisvaiheen ja louhintatoiminnan pölypäästöjen arvioimista testattiin Kylylahden kaivosalueen nykytoiminnan mukaisin lähtötiedoin. Kaivoksen rakennusvaiheen aikainen pölyämisaikutus, jolloin kyse on lähinnä alueen pintamaan pölyämisestä, arvioitiin ottamalla huomioon maa-aineksen kaivu ja lastaus lavalle kauhakuormaajatyöskentelynä, aineksen siirto varastokasoihin päälystämätöntä teollisuustietä pitkin ja purkaminen varastokasoihin. Arvioitu päivittäinen pölypäästö (kokonaisleijuma) noin kuusi kuukautta kestäneen rakentamisvaiheen aikana oli noin 30 kg/d, josta noin 11 kg oli PM10 ja n. 1 kg oli PM2.5 hiukkaskokoluokkaa. Kylylahden louhinta tehdään maan alla, jolloin louhintatoiminnan pölypäästö syntyy malmin ja sivukiven purkamisesta varastokasoihin, malmin lastamisesta rekkoihin kuljetettavaksi Luikonlahdelle, sivukivikasan muotoilusta sekä malmin ja sivukiven siirroista. Ajoneuvoliikenne aiheuttaa selvästi suurimman arvioidun pölyämisaikutuksen louhintatoiminnassa (yhteensä yli 1100 kg tien pinnan pölyämistä päivässä) kun taas aineksen lastaus ja purku aiheuttaa n. 100 kg kokonaisleijumapäästön päivässä ja sivukivikasan muotoilun vaikutus on hyvin vähäinen. Louhintatoiminnan pölypäästöjä voidaan merkittävästi vähentää ajoneuvokuljetusten pölyntorjunnalla, jota ei näissä arvioissa otettu huomioon. Luikonlahden malmikuljetuksen ja malmilouheen purkamisen aiheuttamia pölypäästöjä arvioitiin Kylylahti Copper Oy:n Luikonlahden rikastamon rikastuskapasiteetin lisääminen -ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa esitettyjen vaihtoehtojen VE0 ja VE1 pohjalta. Malmikuljetuksen päivittäinen TSP arvio vaihteli sulan maan aikana VE0:n 141.5 kg:sta (PM2.5 6.5 kg/d, PM10 27 kg/d) VE1:n 212 kg:aan (PM2.5 9.8 kg/d, PM10 43 kg/d). Malmilouheen purkamisen aiheuttamia pölypäästöjä arvioitiin lastattavaan määrään perustuvilla ominaispäästöluvuilla. Kiinteillä ominaiskuormitusluvuilla arvioituna malmilouheen purkamisen päivittäiset TSP arviot vaihtelivat VE0:n 50 kg:sta (PM2.5 2.4 kg/d, PM10 24 kg/d) VE1:n 73 kg:aan (PM2.5 3.5 kg/d, PM10 35 kg/d). Malmilouheen kuljetuksen ja purkamisen pölypäästöarviot olivat VE1:ssä keskimäärin 30 % suuremmat kuin VE0:ssa. Murskauksen ja jauhatuksen sekä hihnakuljetuksen pölypäästöt Luikonlahden kaivosalueella arvioitiin nykyisen louhintamäärän (VE0) sekä kahden kasvatetun louhintamäärän pohjalta (VE1 ja VE2). Nykyisellään murskauksesta ja jauhatuksesta tulee laskennallisia pölypäästöjä 1794 kg/d (TSP) ja hihnakuljetuksesta 1,6 kg/d (TSP). Sivukivikat, malmivarasto ja rikastushiekka-alue aiheuttavat pölypäästöjä, jotka ovat riippuvaisia mm. alueen pinta-alasta, sademäärästä ja tuulen nopeuksista. Pölypäästöjä arvioitiin alun perin USEPA:n kaavan muokatulla versiolla ja apuna käytettiin Ilmatieteen laitokselta saatua säädätaa. Tulosten perusteella tuulieroosion aiheuttama vuotuinen kokonaispölypäästö on suurin rikastushiekka-alueella. Luikonlahden kaivoksen energiantuotannosta syntyviä päästöjä arvioitiin paikallisesti tuotettavan energian suhteen (kulutus 100 m³/a kevyttä polttoöljyä). Päästöt laskettiin sekä pölypäästöille, että useille alkuaineille ja yhdisteille. Pölypäästökse arvioitiin 0,03 kg/d (PM10). Kaivostoiminnan aiheuttamia räjähdäaineperäisiä tyypipäästöjä vesistöön arvioitiin kaivoksella käytettävien räjähdäainemäärien, vesien pumppausmäärien ja kirjallisuusselvityksen mukaan veteen päätyvän räjähdäaineen tyypin määrän perusteella. Ilman tyypipäästöjen arvioinnissa käytettiin hyväksi Forcit Oy:n ilmoittamia palamiskaasumääriä. Tulosten mukaan räjähdäaineperäiset tyypiyhdisteet lisäävät kaivosalueelta poistuvan veden tyypipitoisuutta. Kaivostoiminta aiheuttaa tärinää, jonka merkittävin lähde ovat räjäytystyöt. Räjäytysten aiheuttamaa tärinää voidaan arvioida havaintopisteen etäisyyden, kerralla käytettävän räjähdäainemäärän ja kallion tärinänjohtavuusluvun perusteella. Laskennallisten tulosten ja mitattujen arvojen perusteella tärinä voidaan havaita, mutta se ei ole kovinkaan suurta Kylylahden kaivosalueen ympäristössä. Alueella tehdyn humustutkimuksen perusteella Luikonlahden kaivosalueella humuksen As-, Co-, Cr-, Cu-, Ni-, V-, Fe-, Mg- ja Zn-pitoisuudet ovat moninkertaiset Suomen humusten keskimääriin pitoisuuksiin verrattuna. Kaivosalueen ympäristössä kaivostoimintaan liittyvien metallien pitoisuudet pienenevät kun etäisyys toiminta-alueeseen kasvaa. Alueellisessa tarkastelussa voidaan havaita, että kaivostoiminnasta peräisin olevien raudan, rikin ja nikkelin kuormittuneisuusalue on laajempi kuin muiden haitta-aineiden. Luikonlahden alueella tehdyn ympäristönäytteenoton perusteella haitta-aineita, erityisesti nikkeliä ja kobolttia, näyttää kulkeutuvan rikastamoalueelta sekä länteen kohti Petkellahtea, että etelään kohti Luikonlahtea. Haitta-aineet sitoutuvat maaperässä rautasaostumiin. Rikastamoalueen kupari sitoutuu hyvin alueen turvekerrokseen, eikä ole suuremmissa määrin levinnyt ympäristön maaperään. Luikonlahden alueella esiintyy myös kohonneita sinkin ja kromin pitoisuuksia, mutta pitoisuudet ovat pääsääntöisesti raja-arvoja matalampia ja pysyvissä muodossa (erityisesti kromi). Maaperän pilaantuneisuuden arviointia vaukeutta alueen luontaisesta korkeasta metallipitoisuudesta. Järvisedimenttinäytteenoton perusteella voimakas kuormitus on kohdistunut Petkellahteen. Myös Luikonlahdelle on kertynyt metalleja ja arseenia, mutta Luikonlahti/Rikkaveden koosta johtuen pitoisuudet ovat laimentuneet. Metallikuormitusta voidaan havaita myös reittivesistöissä alavirtaan Juojärvellä. Veden liikettä ja haitta-aineiden kulkeutumista veden mukana Luikonlahden kaivosalueella tutkittiin analysoimalla haitta-aineiden pitoisuuksia pinta- ja pohjavesistä, karttoittamalla pintavesien kulkeutumisreitit ja mittaamalla niiden virtausta, tutkimalla alueen hydrogeologista rakennetta geologisin ja geofysikaalisin menetelmin sekä mallintamalla sekä hydrogeologista rakennetta että pohjaveden virtausta ja haitta-aineiden kulkeutumista. Tutkimustuloksista havaittiin, että suurin osa kaivosalueelta ympäristöön kulkeutuvista vesistä kulkee pintavaluntana ojia ja puroja pitkin. Maaperän pohjaveden osuus haitta-aineiden kulkeutumisesta todettiin pieneksi kun taas kallioperän ruhjevyyhykkeillä voi olla merkittävä vaikutus haitta-aineiden kulkeutumisessa kaivosalueen ulkopuolelle. Terveysriskin arviomodulia testattiin Luikonlahden kaivosalueen metallipäästöihin (altistuminen pintavesistä, pohjavedestä, maaperästä, paikallisen ravinnon kautta saatava altistuminen). Kaivosympäristöstä mitattujen metallipitoisuuksien perusteella laskettiin ihmisten altistuminen (saatu annos; lapset, aikuiset) ja siihen liittyvä terveysriski. Arviossa ei huomioitu hengitysilmassa saatua metalliannosta. Lasten metallien saanti on suurempaa kuin aikuisten, metallista riippuen 2-9 kertainen. Paikallisten lähteiden osuus on lapsilla kaikkien metallien saannissa keskimäärin alle 34% ja aikuisilla alle 6% kokonaisaltistumisesta. Suurin osa annoksesta tulee muusta ravinnosta. Altistuminen Co, Cr, Cd, Ni, Zn, As, Pb ja V ei todennäköisesti aiheuta kaivosalueen ympäristön väestölle terveysriskiä (muut kuin syöpävaikutukset). As on ongelmallisin aine. As kokonaissaantiin liittyy hieman kohonnut syöpäriski (keskimääräinen kokonaissaanti: 5.5 lisäsyöpää 10 000 altistuvaa kohti, korkea kokonaissaanti: 6.5 lisäsyöpää 10 000 altistuvaa kohti). Luikonlahden osuus As-syöpäriskissä on pieni. Kaivokselta tuleva pienhiukkasten (PM2.5) aiheuttama altistuminen johtaa suuruusluokaltaan 0.01 ylimääräiseen kuolemantapaakseen vuodessa. Nämä ovat pääasiassa sydän- ja verenkierroelmistön sairauksiin liittyviä kuolemantapaaksia. Ekologisen riskin arviointimallia testattiin Luikonlahden kaivosalueen ja sen lähiympäristön vesistöjen, purovesien, sedimenttien ja humuksen mitatuilla metallipitoisuuksilla. Eliöiden altistuminen arvioitiin humuksen, pintaveden ja sedimentin metallien suodatetuista tai kokonaispitoisuuksista. Vaikutusten arviointi perustui olemassa oleviin yhteisöllisiin tai ekotoksisuustiedoista johdettuihin arvioituihin haittamiin pitoisuuksiin, joita tarpeen vaatiessa sekä mahdollisuuksien mukaan normalisoitiin vastaamaan paremmin kohteen ympäristöoloja. Kaivosalueen ulkopuolella sedimentti- ja vesiympäristön As, Ni, Cu, Co ja Zn pitoisuuksista sekä maaperän Co, Cu, Ni ja Zn pitoisuuksista voi olla paikoin haittaa paikalliselle eliöstölle. Metalleille altistuminen on suurinta ja todennäköisintä sedimenttien pohjelaimeilla sekä maaperäliöillä ja kasveilla. Erityisesti kaivokselta alapuoliseen vesistöön laskevien purovesien metallipitoisuuksista voi olla pintavesien riskinarviointikriteerien mukaan haitallisia vaikutuksia vesieliöille. Kun arvioidaan tutkittujen metallien ekologisia riskejä ja niiden aiheuttamia terveysriskejä, metallien ekologisia haittoja ja riskejä voidaan pitää tehdyn arvion perusteella pahempina Luikonlahden kaivosympäristössä kuin terveysriskiä ympäristön väestölle.	

Asiasanat (kohde, menetelmät jne.) Luikonlahti, Kylylahti, kaivosympäristö, riskinarviointi, kulkeutuminen			
Maantieteellinen alue (maa, lääni, kunta, kylä, esiintymä) Suomi, Itä-Suomi, Kaavi, Luikonlahti			
Karttalehdet P5134, P5312			
Muut tiedot			
Arkistosarjan nimi		Arkistotunnus Arkistoraportti 125/2013	
Kokonaissivumäärä 243	Kieli	Hinta	Julkisuus
Yksikkö ja vastuualue Itä-Suomen yksikkö, Maankäyttö ja ympäristö		Hanketunnus 3241000	
Allekirjoitus/nimen selvennys Jari Hyvärinen Toimialapäällikkö		Allekirjoitus/nimen selvennys Antti Pasanen Johtava tutkija	

Date / Rec. no.

10.5.2013

Pasanen, A. & Backnäs, S. (eds) Authors: Backnäs, S., Forsman, P., Karlsson, T., Kauppila, P., Kauppila, T., Koikkalainen, K., Kollanus, V., Komulainen, H., Kousa, A., Makkonen, S., Mäkinen, J., Nikkarinen, M., Pasanen, A., Solismaa, L., Tornivaara, A., Tuomisto, J. and Waissi-Leinonen, G.		Type of report Commissioned by	
Title of report MINERA-project, case report: Testing of the risk assessment methods in Luikonlahti and Kylylahti mining sites			
Abstract Kylylahti and Luikonlahti case study was performed to test the MINERA-model and risk assessment methods. In addition, different research methods were tested to aid in environmental studies in mining areas. Methods to estimate dust emissions from earth construction works and ore quarrying were tested using current activity rates at the Kylylahti mine. Dust emissions during mine construction mainly compose of soil dust and were estimated based on batch loading by power shovel, truck transfer to storage piles (unpaved industrial roads) and unloading to piles. Estimated daily TSP emissions were approximately 30 kg/d of which 11 kg was PM10 and 1 kg PM2.5-sized material. Ore excavation is done completely underground at Kylylahti so that dust emissions mainly arise from truck transfer of ore and waste rocks, unloading to storage piles and loading of ore to be transported to the Luikonlahti mill. Vehicular traffic is the major estimated source of dust emissions (over 1000 kg/d) while loading/unloading and operations at waste rock piles are lesser sources of dust. Dusting can thus be greatly reduced by dust control measures for unpaved roads. Dust emissions from truck transport and unloading of ore at the Luikonlahti mill were estimated based on scenarios VE0 and VE1 in the EIA of the mill expansion. Estimates of TSP emissions outside winter months ranged from 141.5 kg/d (PM2.5 6.5 kg/d, PM10 27 kg/d) for VE0 to 212 kg/d (PM2.5 9.8 kg/d, PM10 43 kg/d) for VE1. Fixed emission factors for unloading produced estimates: TSP 50 kg/d (PM2.5 2.4 kg/d, PM10 24 kg/d) for VE0 and TSP 73 kg/d for VE1 (PM2.5 3.5 kg/d, PM10 35 kg/d). Estimated emissions were roughly 30 % larger for VE1 compared to VE0 (current activity). Dust emissions from crushing and grinding and belt conveying at the Luikonlahti mine was estimated based on the current mass of quarrying (VE1) and two higher masses (VE1 and VE2). Currently the calculated dust emissions from crushing and grinding are 1794 kg/d (TSP) and from belt conveying 1,6 kg/d (TSP). Waste rock and ore storage piles as well as tailings facilities cause dust emissions that are dependent on e.g. surface area, precipitation and wind velocity. The dust emissions were estimated using a modified model originally developed by USEPA and weather data obtained from the Finnish Meteorological Institute. Based on the results the tailings facilities seem to be the main source of dust emissions from a mine area. Emissions from local energy production (consumption 100 m³/a of light fuel oil) in Luikonlahti mine was estimated for dust emissions and several elements and compounds. The dust emissions was estimated 0,03 kg/d (PM10). The explosives originated nitrogen emissions to the surrounding water system were estimated by comparing the amount of used explosives, drainage from the mine site and percentages of nitrogen from the explosives dissolved into water obtained from literature studies. Nitrogen emissions to the atmosphere were calculated using the amounts of released gases in blasting reported by the Forcit Oy. According to the results different explosives originated nitrogen compounds increase the nitrogen concentrations in the drainage waters from a mine site. Mining activities cause vibration, which is mainly originated from the blasting of explosives. Vibration caused by blasting can be estimated by comparing distance, amount of used explosive and the vibration transfer coefficient of the ground. Based on calculated and measured values blasting originated vibration can be perceived at the Kylylahti mine site but it is not very intense. According to the field study carried out at the Luikonlahti mine area the concentrations of As, Co, Cr, Cu, Ni, V, Fe, Mg and Zn in the humus are manifold compared to the mean baseline values of Finland. Around the mine site the concentrations of mining related potentially harmful metals decrease when the distance to the mining activities increases. In regional analysis it can be noticed that the mining originated iron, sulphur and nickel are more widely distributed than other potentially harmful elements. According to the environmental sampling and analysis performed on the Luikonlahti area some harmful elements, especially nickel and cobalt, seem to drift from the mine site to West towards Petkellahti as well as to South towards Luikonlahti. The harmful elements in the soil are combined to iron precipitates. The copper from the enrichment site is absorbed to the peat layer beneath and has not significantly spread out to the surrounding soils. In the Luikonlahti area also the Zn and Cr concentrations are higher than average but still below the reference values and in stable form (especially chromium). The assessing of soil contamination of the area was complicated because of the naturally higher background values of metals. Lake sediment results indicate that historical loading has been especially intensive to the Petkellahti Bay. The Luikonlahti Bay also has received loading but due to the large size of Luikonlahti Bay and Lake Rikkavesi as a whole the concentrations have diluted. Metal loading is detectable in sediments of Lake Rikkavesi, located downstream along the water course. Movement of water and transport of harmful substances in Luikonlahti mining site was studied by analyzing the concentrations of the harmful substances in surface waters and ground waters, mapping the runoff routes for surface waters and measuring the discharge, researching the hydrogeological structure using geological and geophysical methods and modelling the hydrogeological structure as well as groundwater flow and transport of harmful substances. The research showed that most of the transport of the harmful substances is through the surface runoff in ditches. The transport in groundwater in sediments is deemed minor, where as the transport in groundwater in bedrock fracture zones may be significant. The model was tested for metal exposure resulting from intake in surface water, ground water, soil and consumption of local food, for children and adults. The intake of metals was higher for children than adults, 2-9-fold depending on the metal. Exposure from local sources was on average 34 % of the total exposure (background exposure from other sources, such as food, and local sources) for children and 6 % for adults. Exposure to Co, Cr, Cd, Ni, Zn, As, Pb and V does likely not cause non-carcinogenic health risks for people living around the Luikonlahti mine. As causes the highest concern. Total exposure to As causes slightly elevated cancer risk: on average 5.5 extra cancer cases per 10 000 exposed persons in lifetime, in the worst case 6.5 extra cancers per 10 000. The contribution of As exposure from local Luikonlahti sources is small to cancer risk. Exposure to mine-derived PM2.5 causes 0.01 extra deaths of cardiovascular diseases. The proposed model for ecological risk assessment was tested with measured metal concentrations in the surface waters (lakes and streams), sediments and humus layer at the Luikonlahti mine operational area and its immediate vicinity. Exposure of biota to metals was assessed using filtered and total metal concentrations in humus layer, surface waters and sediments. Risks from measured metal concentrations were assessed through comparison with relevant threshold values (national or values set by other authorities such as Canadian water quality guidelines) or with predicted no effect concentrations (PNECs) derived from ecotoxicity data. Where possible, the assessment was further refined by taking site specific information into account (normalization of threshold values and bioavailability correction). Concentrations of As, Ni, Cu, Co and Zn in surface waters and sediments, and Co, Cu, Ni and Zn in soil humus layer were found to impose greatest risk to the local biota. The severity and extent of the risk varied across the studied area. The likelihood and severity of exposure to the metal concentrations was found to be greatest for benthic animals in the aquatic ecosystems and for soil microorganisms and invertebrates, and vegetation in the terrestrial environment. Particularly the high metal concentrations in stream waters running down from the mine site may have harmful effects on the aquatic biota in the downstream sites. When the ecological risks and the health risks of metals are compared together, the ecological risks may be regarded worse and more significant in Luikonlahti-case than the health risks.			
Keywords Luikonlahti, Kylylahti, mining environmental studies, risk assesment, risk assesment model, transport			
Geographical area Finland, Eastern Finland, kaavi, Luikonlahti			
Map sheet P5134, P5312			
Other information			
Report serial		Archive code Archive report 125/2013	
Total pages 243	Language	Price	Confidentiality
Unit and section Eastern Finland Office, Land use and environment		Project code 3241000	
Signature/name Jari Hyvärinen Manager		Signature/name Antti Pasanen Chief Scientist	



Sisällysluettelo

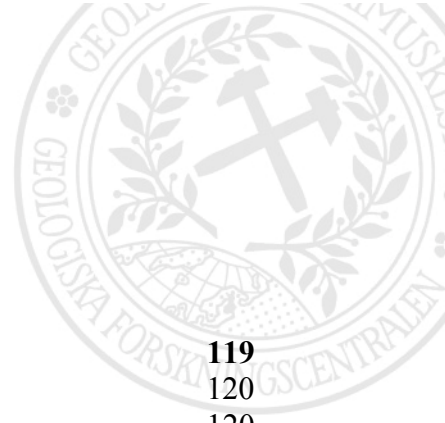
Kuvailulehti

Documentation page

1	JOHDANTO	1
2	TUTKIMUSALUEIDEN KUVAUS	2
2.1	Kylylahden kaivosalue	2
2.2	Luikonlahden rikastamoalue	4
2.2.1	Kaivoksen historiaa	4
2.2.2	Kaivosalueen kallioperä ja maaperä	6
2.2.3	Teollisuusalueen raja- ja riskinarvioinnissa	6
3	PÄÄSTÖT JA NIIDEN ARVIOINTI	7
3.1	Kylylahden kaivosalueen pölypäästöt	7
3.1.1	Rakennusaikaiset maansiirtotyöt	8
3.1.2	Louhintä	9
3.1.3	Kuormaukset ja siirrot	10
3.1.4	Purkaminen ja lastaus	11
3.1.5	Sivukivikasan tasoittaminen	12
3.1.6	Aineksen käsittelyn kokonaispölypäästö	13
3.1.7	Sivukivikasat ja malmivarasto	13
3.2	Kylylahden louhinnan typpipäästöt	15
3.2.1	Typpipäästön laskeminen	15
3.2.2	Mitatut typen pitoisuudet	16
3.3	Kylylahden kaivoksen vesipäästöt	17
3.4	Kylylahden kaivoksen aiheuttama tärinä	19
3.4.1	Tärinän laskeminen	19
3.4.2	Mitatut tärinän voimakkuudet kaivoksen ympäristössä	19
3.5	Luikonlahden rikastamoalueen pölypäästöt	19
3.5.1	Malmi- ja rikastekuljetukset	19
3.5.2	Malmilouheen purkaminen	23
3.5.3	Rikkirikasteen lastaus	24
3.5.4	Murskaus ja jauhatus	24
3.5.5	Hihnakuljetus	28
3.6	Rikastushiekka-alueen pöly- ja suotovesipäästöt	30
3.6.1	Rikastushiekka-alueen pölypäästöt	30
3.6.2	Suotovesipäästöt	31
3.7	Energiantuotannon päästöt	32
4	MITATUT JA ARVIOIDUT PITOISUUDET LUIKONLAHDELLA	34
4.1	Pölyn leviäminen	34
4.2	Pitoisuudet humuksessa	37
4.2.1	Mitatut humuksen haitta-ainepitoisuudet	37
4.3	Pitoisuudet maaperässä	39



4.3.1	Näytteenotto	41
4.3.2	Tutkimusmenetelmät	41
4.3.3	Näytteiden maalajitteet	42
4.3.4	Maaperän pH- ja redox-arvot	45
4.3.5	Haitta-aineiden kuningasvesiuuttoiset pitoisuudet ja kokonaispitoisuudet	46
4.3.6	Maaperän kationinvaihtokapasiteetti ja vaihtohappamuus	51
4.3.7	Maaveden koostumus ja maa-vesi-jakautumiskertoimet	52
4.3.8	Tulosten tarkastelu	56
4.3.9	Yhteenveto mitatuista pitoisuuksista	58
4.4	Pitoisuudet pinta- ja pohjavesissä	58
4.4.1	Pinta- ja pohjavesien näytteenotto ja veden laadun tutkimukset	58
4.4.2	Haitta-aineiden pitoisuuksien ja leviämisen arviointi	61
4.4.3	Veden laatu ja metallien esiintymismuodot	63
4.4.4	Mitatut järvivesien pitoisuudet	64
4.4.5	Yhteenveto vesienlaadusta	69
4.5	Sedimentin ja huokosveden pitoisuudet	69
4.5.1	Järvisedimenteistä mitatut pitoisuudet	69
4.5.2	Sedimentin arvioidut pitoisuudet	73
5	VEDEN LIIKE JA KULKEUTUMINEN LUIKONLAHDEN KAIVOSALUEELLA	75
5.1	Maaperän rakennetutkimukset	75
5.1.1	Tavoitteet	75
5.1.2	Maaperän pääpiirteet	76
5.1.3	Tutkimusmenetelmät	77
5.1.4	Geofysiikan tutkimusten tulokset	80
5.1.5	Rakennemallinnus	84
5.1.6	Tulkinta ja johtopäätökset	88
5.2	Pintaveden virtausreitit ja virtaamat Luikonlahdella	88
5.2.1	Valuma-alueet ja vesien virtaus	88
5.2.2	Virtaamamittaukset	91
5.2.3	Tulkinta	91
5.3	Pohjaveden virtaus- ja kulkeutumismallinnus	92
5.3.1	Menetelmät	94
5.3.2	Virtaus- ja kulkeutumismallin reunaehdot ja lähtötiedot	94
5.3.3	Tulokset ja tulkinta	98
5.3.4	Johtopäätökset	105
6	TERVEYSRISKINARVIOINTI	106
6.1	Haitta-ainepitoisuudet Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen ympäristössä	106
6.1.1	Ilma	106
6.1.2	Maaperä	106
6.1.3	Pohjavesi	108
6.1.4	Pintavesi	109
6.1.5	Paikalliset ravintotuotteet	109
6.2	Paikallisen väestön altistuminen metalleille	110
6.2.1	Arvioinnin lähtökohdat	110
6.2.2	Altistuminen	113
6.2.3	Terveysriskin kuvaus ja johtopäätökset	114
6.2.4	Terveysriskinarvioon liittyvät epävarmuudet	118



7	EKOLOGINEN RISKINARVIOINTI	119
7.1	Vesistöjen ekologinen riskinarviointi	120
7.1.1	Valuma-alueen tarkastelu ja vesistöjen laatu	120
7.1.2	Luikonlahden järvi- ja purovesien riskinarvioinnissa käytetyt aineistot	124
7.1.3	Metalliyhdisteiden riskin kuvaus pintavesille	126
7.1.4	Tarkennettu arviointi	132
7.1.5	Johtopäätökset	139
7.2	Sedimenttien ekologinen riskinarviointi	140
7.2.1	Sedimenttien riskinarviointiin käytetyt aineistot ja havaintopisteet	141
7.2.2	Eliöstö	141
7.2.3	Sedimenttien laatukriteerit	142
7.2.4	Sedimenttien metalliyhdisteiden riskin kuvaus Luikonlahden ja Petkellahden vesiekosysteemeille	143
7.2.5	Tarkennettu arviointi	155
7.2.6	Sedimenttien metallipitoisuuksien riskiluku	162
7.3	Maaperän ekologinen riskinarviointi	165
7.3.1	Luikonlahden maaperän riskinarvioinnissa käytetyt aineistot ja havaintopisteet	166
7.3.2	Luikonlahden maaperän ekologisten riskien kuvaus	166
7.4	Johtopäätökset	185
8	LUIKONLAHDEN INTEGROITU RISKINARVIO	187
	LÄHDELUETTELO	191
	LIITTEET	

1 JOHDANTO

Teemu Karlsson (GTK), Päivi Kauppila (GTK) ja Tommi Kauppila (GTK)

MINERA-hankkeen olennainen osa oli testata esitettyjä ympäristöriskinarvioinnin menetelmiä taustatutkimuksilla. Testikohteita oli kaksi, Yara Suomi Oy:n Siilinjärven kaivosalue, jossa testattiin rikastuskemikaalin käyttäytymistä kaivosalueella, sekä Kylylahti Copper Oy:n Luikonlahden rikastamoalue Kaavilla, sekä siihen liittyvä Kylylahden kaivosalue Polvijärvellä. Yara Suomi Oy:n Siilinjärven kaivoksella tehdyistä tutkimuksista on laadittu erillinen raportti (Pasanen et al. 2013). Laajin mallin osasten testaamista tehtiin Luikonlahden kohteessa. Kylylahden kaivoskohteessa testattiin ainoastaan niitä mallin päästöihin liittyviä osuuksia, jotka liittyivät louhintaan. Tällaisia olivat esimerkiksi kaivoksen rakentamisvaiheen ja toimintavaiheen pölypäästöt, räjähdysaineperäisen tyyppien päästöt ja räjäytysten aiheuttama värinä. Sen sijaan ekologisten- tai terveysriskien arviointia ei tehty Kylylahden aineistolla vaan nämä tutkimukset keskitettiin Luikonlahdelle. Tämä raportti ei ole kuitenkaan kaikkia päästöjä kattava riskinarviointiraportti (kokonaisriskinarvio Luikonlahden kaivokselta) koska kaikkia mahdollisia päästöjä ei ole testattu ja arvioitu. Riskinarvio on tehty täydellisenä metalleille, joille arvioitiin sekä terveys- että ekologiset riskit.

Luikonlahden rikastamoalueelta kerättiin riskinarviointia varten olemassa olevaa seurantatietoja ympäristön pitoisuuksista ja tehtiin uusia geokemiallisia näytteenottoja ja mittauksia maaperästä, sedimenteistä, pintavesistä ja pohjavesistä. Aineiden kulkeutumisen selvittämistä varten tehtiin laaja geofysiikan mittauskampanja ja laadittiin alueelta geologinen 3D-malli. Geologista mallia käytettiin pohjana laadittaessa pohjaveden virtausmallia ja selvitettäessä aineiden kulkeutumista alueella. Suuri osa kenttätutkimuksista Luikonlahdella palveli, paitsi mallin testausta, myös tietämyksen syventämistä valituista aiheista. Tällaisia aiheita olivat mm. metallien siirtyminen maaperästä ravintokasveihin ja geofysiikan menetelmien soveltuvuus kaivoskohteiden rakenteen ja veden kulkeutumisreittien selvittämiseen.

Luikonlahden rikastamoalue oli haastava testikohde pitkän kaivoshistoriansa vuoksi. Alueella on luontaisesti korkeiden taustapitoisuuksien lisäksi aiemman kaivos- ja rikastamotoiminnan aiheuttamia kohonneita pitoisuuksia maaperässä ja vesistösedimenteissä. Toisaalta alueella oli myös tyyppillisiä kaivoskohteiden kuormittajia, kuten sivukivi- ja rikastushiekka-alueita, vaikka toiminta oli MINERA-hankkeen aikana vasta käynnistymässä. Kohde edustaa myös yhtä mahdollisesti yhä tyyppillisemmäksi käyvää kaivostoiminnan skenaariota, jossa vanhojen kaivos- ja rikastamoalueiden toimintaa jatketaan kun löydetään uusia satelliittimalmeja tai syvämalmeja aiemmin tuotannossa olleilta alueilta.

Vaikka Luikonlahden/Kylylahden testikohde oli MINERA-hankkeen pääasiallinen testialue, ei tässä raportissa laadittua riskinarviointia ole tarkoitettu käytettäväksi esimerkkinä metallikaivosten kokonaisriskinarvion laatimisesta. Sen sijaan raportissa on testattu useita riskinarvioinnin osia alueita olemassa olevalla aineistolla. MINERA-hankkeessa käytettyjä arviointimenetelmiä on kuvattu GTK:n tutkimusraportissa 199 (Kauppila et al. (toim.) 2013) ja sivustolla fi.opasnet.org/fi/minera.

2 TUTKIMUSALUEIDEN KUVAUS

Tommi Kauppila (GTK)

2.1 Kylylahden kaivosalue

Polvijärven Kylylahdella sijaitseva Cu-Co-Ni-Zn-Au -esiintymä löydettiin Outokumpu Oy:n toimesta vuonna 1984. Ensimmäisen aktiivisen etsintävaiheen aikana 1983-1986 malmi onnistuttiin lävistämään kairaamalla, mutta tutkimukset keskeytettiin 1986 Outokumpu Oy:n päätettyä lopettaa koboltin tuottamisen. Toisen aktiivisen etsintävaiheen aikana 1994-1995 malmille löydettiin jatkeita ja yksittäisiä sulfidisulkeumia, mikä johti arvioitujen malmivarojen kasvuun (Loukola-Ruskeeniemi ja Sorjonen-Ward 1997). Nykyinen omistaja Altona Mining Ltd. aloitti maanalaisen kaivoksen rakentamisen 2010 ja tuotanto aloitettiin 2012 (Vesanto 2010).

Malmin isäntäkinä ovat serpentiniitti, talkki-karbonaatti, tremoliitti-karsikivi ja kvartsikivet. Alueen kivilajien synty liittyy ultramafisten kivien metasomaattiseen muuttumiseen paleoproterotsooisien Jormua-Outokumpu ylityöntövyöhykkeen muodostuessa noin 2 miljardia vuotta sitten (Peltonen et al. 2008). Kylylahden koillis-lounais –suuntaiset mineralisaatiot syntyivät näiden kivien ja sulfidipitoisten mustien liuskeiden kontakteihin. Alueen kallioperä koostuu pääasiassa kiillegneisistä (Vulcan Resources 2009).

Alueen kumpuinen maaperä koostuu pääasiassa 1-10 m paksuista hiekkaisista moreenikerroksista, jotka ovat paikoin turvepatjojen peittämiä. Pieni sorainen pohjois-etelä –suuntainen harju jakaa kaivosalueen kahtia. Alueen luontaiset taustapitoisuudet ovat hieman koholla Fe, S, Cu, Cr, Ni ja Zn suhteen. Lähin vesialue on noin 500 m päässä kaivosalueesta etelään sijaitseva Kylylampi-järvi. Kaivosalueella ei ole pohjaveden hankinnan kannalta tärkeitä pohjavesialueita. Lähin tärkeäksi luokiteltu Räiskykorven akviferi sijaitsee noin 800 m päässä Kylylahden kaivosalueen koilliskulmasta (Vulcan Resources 2006).

Kylylahden kaivoksesta louhittu malmi ajetaan rekoilla Luikonlahden rikastamolle, joten alueelle ei keräännä rikastushiekkoja. Toiminnassa muodostuvat sivukivet koostuvat pääasiassa kiilleliuskeista ja serpentiniitistä. Toiminnan aikana on arvioitu muodostuvan noin 350 000 tonnia sivukiveä, josta suurin osa käytetään kaivosalueen rakennustöissä tai kaivoksen täyttämässä. Loput sijoitetaan alueen länsipuolella sijaitsevalle sivukivikasalle (Vulcan Resources 2006).

Kylylahden kaivosalueen pohjoispuolella sijaitsee kaksi Mondo Minerals Oy:n omistamaa talkkilouhosta, joita on suunniteltu avattavaksi uudelleen vuosien 1977-1982 toiminnan jälkeen.



Kuva 1. Kylylahden kaivoksen sijainti.

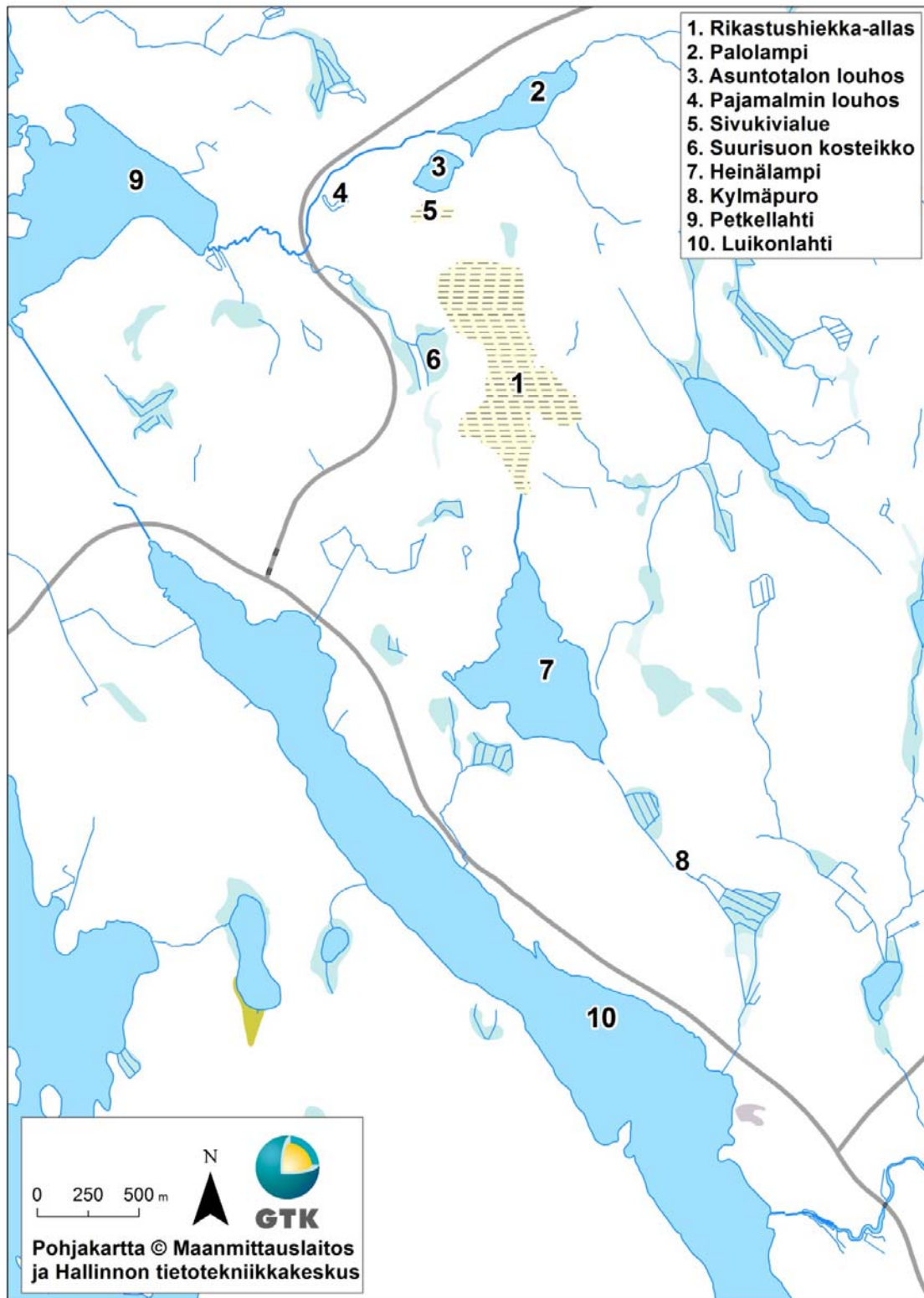
2.2 Luikonlahden rikastamoalue

2.2.1 Kaivoksen historiaa

Luikonlahden rikastamo- ja kaivosalue sijaitsee Kaavilla, Itä-Suomessa. Kaivos aloitti toimintansa Myllykoski Oy:n toimesta ja tuotti vuosien 1958–1983 aikana kupari-, nikkeli-, kobolttinikkeli-, sinkki- ja rikkirikasteita Outokumpu-tyypin malmiesiintymästä. Malmia louhittiin Luikonlahden kaivosalueella sekä avolouhoksista että maanalaisesta louhoksesta. Metallimalmituotannon loppupuolella (1979) rikastamolla aloitettiin talkin rikastaminen. Talkkimalmia louhittiin aluksi Luikonlahden vuolukiviesiintymästä, ja myöhemmin myös Polvijärven alueelta (Eskelinen et al. 1983). Talkin rikastuksen yhteydessä rikastettiin myös nikkeliä. Mondo Minerals Oy:n talkkikaivos ja -rikastamo toimivat alueella vuoteen 2007 asti. Vulcan Resources, nykyisin Altona Mining Ltd, osti Luikonlahden rikastamon ja kaivosalueen vuonna 2009 Kylylahden monimetalliesiintymän rikastamista varten. Tuotanto aloitettiin vuonna 2012 ja yhtiö käyttää vanhaa rikastushiekka-aluetta monimetallimalmin rikastuksessa muodostuvan rikastushiekkan läjittämiseen. Alueelle rakennettiin uusi varastoallas nykyisen rikastushiekka-alueen läheisyyteen kobolttirikasteen varastoimiseksi. Luikonlahden metallimalmiesiintymässä yleisimmät malmimineraalit olivat kuparikiisu, sinkkivälke, kobolttipentlandiitti, magneettikiisu ja kobolttipitoinen rikkikiisu. Harmemineraaleina malmissa olivat kvartsi, talkki, kloriitti, grafiitti, kalsiitti, tremoliitti ja diopsidi (Eskelinen et al. 1983). Malmia louhittiin Luikonlahden kaivosalueella sekä avolouhoksista että maanalaisesta louhoksesta. Talkkimalmia louhittiin aluksi Luikonlahden vuolukiviesiintymästä, ja myöhemmin myös Polvijärven alueelta. Talkkimalmiesiintymät koostuivat pääosin talkista (50–70 %), magnesiitista, dolomiitista ja kloriitista. Lisäksi ne sisälsivät vähäisiä määriä magnetiittia, kromiittia, sulfidimineraaleja sekä nikkeliarsenideja (Wiik 1953, Vesasalo 1965, Huopaniemi 1986, Kuronen and Tuokko 1997).

Avolouhoksista louhitut sivukivet läjitettiin toiminnan aikana maan päälle neljään erilliseen läjityskohteeseen päälouhoksen (Asuntotalo) lähiympäristöön ja pienen Pajamalmi-louhoksen viereen. Maanalaisessa kaivostoiminnassa syntyneet sivukivet käytettiin kaivostäyttönä. Rikastushiekka läjitettiin rikastushiekka-alueelle, joka on padottu entisen Petkellammen alueelle. Alue kattaa noin 27 ha ja sisältää yhteensä noin 9 Mt rikastushiekkaa (Räisänen & Juntunen 2004).

Kaivosalueella on tehty jälkihoitotöitä vuosina 2006–2007. Jälkihoitotöiden aikana sivukivialueet on muotoiltu ja maisemoitu ja rikastushiekka-alueiden sulfidirikastushiekasta rakennettuja patoja on peitetty magnesiittipitoisella rikastushiekalla. Lisäksi alueelle on rakennettu kosteikkoja rikastushiekka-alueelta ja vanhalta kaivosalueelta alapuolisiin vesistöihin purkautuvien vesien käsittelemiseksi (Räisänen 2009). Louhostilojen on toiminnan päätyttyä annettu täyttyä vedellä. Aikaisemman kaivostoiminnan on havaittu vaikuttaneen ympäristön pinta- ja pohjavesien laatuun kaivoksen valuma-alueella (mm. Räisänen & Juntunen 2004, Kauppila et al. 2006, Heikkinen et al. 2009, Kihlman & Kauppila 2009).



Kuva 2. Luikonlahden kaivosalue.

2.2.2 Kaivosalueen kallioperä ja maaperä

Kaivostoiminta alueelle ja osittain sen pohjoispuolelle sijoittuu Outokumpu-jakson kivilajiseurue. Siksi alueen kallioperässä esiintyy pääasiassa Outokumpujakson kivilajeja, joille on tunnusomaista korkeat Co, Cr, Cu, Ni ja Zn pitoisuudet (Peltonen et al. 2008). Serpentiiniittimuodostumaan liittyy karsi- ja karbonaattikiviä sekä mustaliuskeita. Serpentiiniittimuodostumien ympärillä esiintyy kiillegneissisiä. Mustaliuske on laajimmillaan assosiaation pohjoisosassa Kunttisuon alueella.

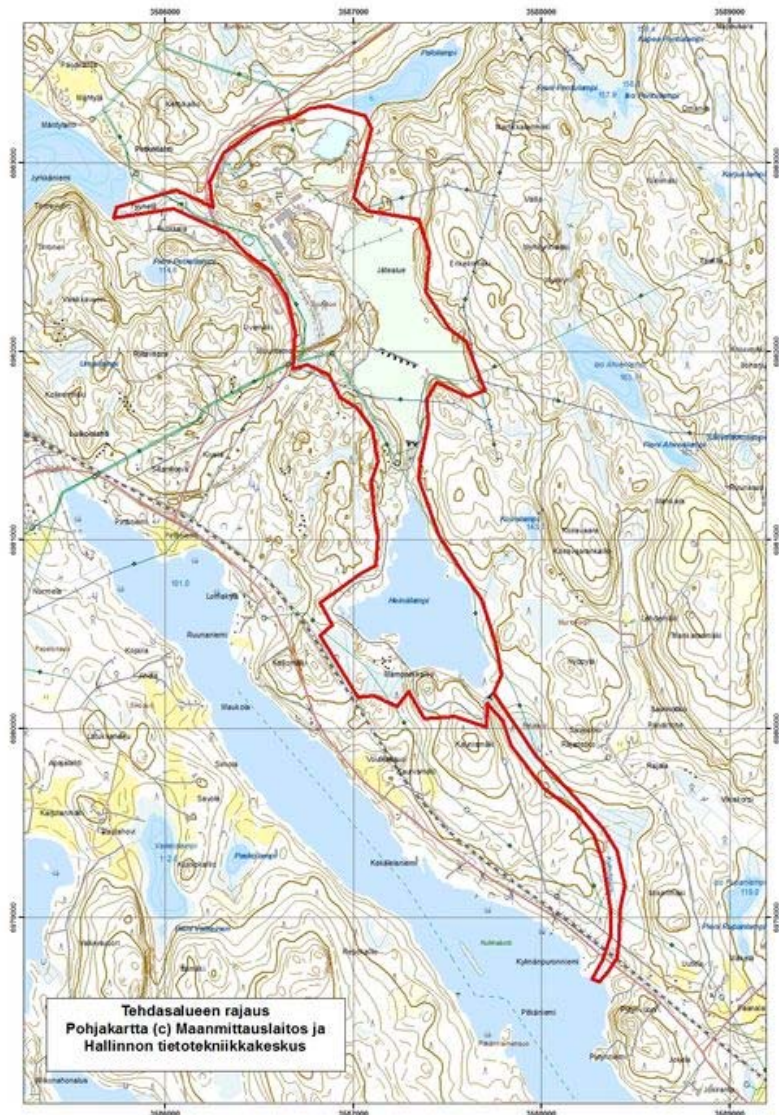
Malmin isäntäkivenä on metallisulfidipitoinen kvartsikivi. Yleisimmät malmimineraalit olivat kupari- ja sinkkivälke, kobolttipentlandiitti, magneetikivi ja kobolttipitoinen rikkikivi sekä harmineraaleina kvartsi, talkki, kloriitti, grafiitti, kalsiitti, tremoliitti ja diopsidi (Eskelinen et al. 1983). Kvartsi- ja karsikivien erikoispiirteitä ovat täällä kuten Outokummussakin kromipitoiset vihreät mineraalit. Niitä ovat uvaroviitti, kromidiosidi, kromitremoliitti ja fuksiitti.

Talkkimalmiesiintymät koostuivat pääosin talkista (50–70 %), magnesiitista, dolomiitista ja kloriitista. Lisäksi ne sisälsivät vähäisiä määriä magnetiittia, kromiittia, sulfidi-mineraaleja sekä nikkeliasenideja (Wiik 1953, Vesasalo 1965, Huopaniemi 1986, Kuronen ja Tuokko 1997). Outokumpu-jakson kivilajiseuruetta ympäröi kiillegneissi. Kaivosalueen itäpuolella Enkelinmäen alueella on lisäksi runsaasti graniittia ja pegmatiittia. Kaivosalueen eteläosan kallioperä koostuu pääosin graniitti- ja pegmatiittikivistä sekä granodioriitti- ja kiilleliuskekivistä.

Luikonlahden alue on pinnanmuodoiltaan vaihtelevaa. Aluetta luonnehtivat kallioselänteet, katkonainen harjujakso, moreenikumpumuodostumat sekä pienehköt rahkaturvesuot (Huttunen 1990). Humuskerroksen alapuolella maalaji on yleisemmin hiekkamoreenia, harvemmin hietaa. Moreenikerros on yleensä ohut. Kumpumoreenimuodostumissa moreenin paksuus vaihtelee kuitenkin 4–8 m. Kallioharjanteiden välissä kapeissa painanteissa hiekkamoreenia peittää paikoin ohut turvekerros. Jätealueen länsiosan pato rajautuu Suursuon kosteikkoalueeseen, jossa on aiemmin ollut 2–4 m paksuinen saravaltainen turvemaa. Katkonainen harjujakso ulottuu Petkellahdelta Uvemäen kallion itärinteelle ja Kuikkalahden itäpuoliselta alueelta Luikonlahden ranta-alueelle.

2.2.3 Teollisuusalueen raja- ja riskinarvioinnissa

Koska MINERA-hankkeen tarkoituksena on tarkastella kaivostoiminnasta sen ympäristöön kohdistuvia riskejä, itse kaivosalue (teollisuusalue) ja sen myötä esimerkiksi työterveyskysymykset rajattiin hankkeen ulkopuolelle. Luikonlahden tutkimusalueelta rajattiin hanketta varten teollisuusalue, jonka ulkopuoliseen ympäristöön kohdistuvia riskejä pääasiallisesti tarkasteltiin. Rajausta perustuu rikastamatoiminnassa tai aiemmassa kaivostoiminnassa olleisiin alueisiin, eikä esimerkiksi maanomistussuhteisiin tai kaivospiirirajoihin. Kaivosalueelta pois johtavat ojat, joita käytetään jätevesien purkureitteinä pintavesiin, on sisällytetty teollisuusalueen rajaukseen, ja riskien tarkastelu alkaa kohdasta, jossa vedet lasketaan vastaanottavaan vesistöön. Teollisuusalueen rajausta on esitetty kuvassa 2.



Kuva 3. Teollisuusalueen raja Luikonlahden tapaustutkimuksessa.

3 PÄÄSTÖT JA NIIDEN ARVIOINTI

Tommi Kauppila (GTK), Antti Pasanen (GTK), Anne Kousa (GTK), Maria Nikkarinen (GTK), Teemu Karlsson (GTK) ja Anna Tornivaara (GTK)

3.1 Kylälahden kaivosalueen pölypäästöt

Kylälahden kaivosalueella on muodostunut rakentamistöistä johtuvia pölypäästöjä vuonna 2011. Lisäksi kaivostoiminnasta aiheutuu pölypäästöjä, kun malmikiveä kuljetetaan vinotunnelin suulta varastokasaan ja lastataan siitä edelleen rekkoihin kuljetettavaksi rikastamolle. Maan pinnalle tuodaan myös sivukiveä, joka kuljetetaan sivukivialueelle. Sivukivialuetta muotoillaan ja tasoitetaan puskutraktorilla. Tämän toiminnan pölyamisvaikutuksia arvioitiin tässä raportissa autokuljetusten aiheuttaman tiepölyn, louheen lastaamisen ja purkamisen sekä sivukivikasan muotoilun osalta.

3.1.1 Rakennusaikaiset maansiirtotyöt

Kirjallisuudessa esitetyt arviointimenetelmät kaivostoimintaan liittyvän pintamaan poistamisen aiheuttaman pölyvaikutuksen laskemiseksi perustuvat pääsääntöisesti pintamaan kuorimiseen pusku-traktorilla. Suomessa tällainen on harvinaisempaa, joskin maaperän pintaosaa voidaan raivata myös pusku-traktorilla. Tyypillisimmin maata kuitenkin siirretään kaivamalla ja kuljettamalla varastokasoihin.

Kylylahden kaivosalueella tehtiin suurin osa rakennustöistä vuonna 2011, jolloin kaivetun ja rakennukseen sijoitetun (tai varastoidun) materiaalin määrä oli 11 000 m³ eli karkeasti noin 19 000 tonnia. Rakennusaika oli noin 6 kk, joten keskimäärin päivittäin siirrettiin maata 110 tonnia. Käytännössä päivittäin siirretty määrä vaihteli 0 - 2000 t välillä.

Pintamaan poiston päästöt Kylylahden rakennustöiden aikana arvioitiin kauhakuormaajatyöskentelyn pölypäästöihin perustuen. Australian National Pollutant Inventory (NPI) Emission Estimation Technique Manual for Mining, ver 3.0, 2011 (s. 45, Commonwealth of Australia 2011) mukaan kauhakuormaajalastauksen pölypäästöjä voidaan arvioida käsitellyn materiaalmäärän perusteella:

TSP-päästö 0,025 kg/t,
PM10-päästö 0,012 kg/t.

Kylylahden tapauksessa arvioitiin sekä aineksen irrottaminen että lastaaminen samalla tavalla.

- TSP-päästö: 475 kg + 475 kg; päivittäinen keskipäästö 5,5 kg; maksimipäästö 50 kg/d.
- PM10-päästö: 228 kg + 228 kg; päivittäinen keskipäästö 2,64 kg; maksimipäästö 24 kg/d.

Irrotettua ja lastattua maa-ainesta siirrettiin keskimäärin 500 m kuorma-autolla, jonka paino meno-matkalla oli 30 t, paluumatkalla 10 t. Keskimäärin siirrosta aiheutui siis päivittäistä päällystämättömän teollisuustien pölyämisvaikutusta 5,5 km 20 t painoisella ajoneuvolla. Tien pinnan hienoainespitoisuutena käytettiin 15 %, kuten louhinnan aikaisen pölypäästön laskennassakin.

Irrotetun maa-aineksen siirron aiheuttama pölyämisvaikutus laskettiin päällystämättömille teollisuusalueen teille tarkoitetulla yhtälöllä:

$$E = k(s/12)^a(w*0,368)^b*281.9$$

jossa

E = hiukkaskokokohtainen päästökerroin (g/km)

s = tien pintamateriaalin hienoainespitoisuus (%)

w = kulkuneuvon keskimääräinen paino (t)

k , a ja b ovat vakioita eri hiukkaskokoluokille (Taulukko 1)

281.9 = muuntokerroin lb/mi --> g/km

Taulukko 1. Hiukkaskoko-kohtaiset vakiot teollisuusalueen päällystämättömän tien pölyämisen laskentaan.

Vakio	PM-2.5	PM-10	PM-30 (TSP)
k (lb/VMT)	0,15	1,5	4,9
a	0,9	0,9	0,7
b	0,45	0,45	0,45

Edellä kuvatulla tavalla laskettuna päivittäiset päästöt siirrosta ovat:

- TSP-päästö 21,8 kg/d
- PM10-päästö 7,0 kg/d
- PM2.5-päästö 0,7 kg/d

Aineksen purkaminen lavata siirron jälkeen arvioitiin ominaiskuormitusluvulla 0,016 kg/t (PM10) ja $TSP = 0,8 \cdot PM10$, $PM_{2,5} = 0,1 \cdot PM10$.

- TSP-päästö 2,2 kg/d
- PM10-päästö 1,76 kg/d
- PM2.5-päästö 0,18 kg/d

Yhteensä arvioitu keskimääräinen päivittäinen rakennusaikainen pölyvaikutus muodostuu seuraavasti (Taulukko 2, kg/d):

Taulukko 2. Maanpoiston pölypäästöjen muodostuminen Kylylahden rakennusvaiheessa (kg/d).

Hiukkaskoko	Irrotus+lastaus	Siirto	Purkaminen	Yhteensä
TSP	5,5	21,8	2,2	29,5
PM10	2,64	7	1,76	11,4
PM2.5	0,26	0,7	0,18	1,14

3.1.2 Louhinta

MINERA-hankkeessa louhinnan pölypäästöjen arviointiin kuuluvat ensisijaisesti louhinnassa tehtävien porauksien ja räjäytyksien aiheuttama pölyäminen. Myös irrotetun louheen lastaaminen pois kuljetettavaksi ja esimerkiksi louhoksessa tapahtuva osuus kuljetuksesta voidaan tarvittaessa arvioida kuuluvaksi louhinnan pölypäästöihin.

Kylylahden kaivoksessa louhinta tapahtuu maan alla ja voidaan arvioida, että varsinaista louhinnan pölyvaikutusta kulkeutuu ilmanvaihdon mukana maan pinnalle merkityksettömän vähän. Tämä on otettu huomioon myös useimmissa julkaistuissa pölypäästöjen vaimennuskertoimissa, joissa maan alle sijoitettujen pölyämistä aiheuttavien toimintojen vaimennuskerroin on tyypillisesti 100 %.

3.1.3 Kuormaukset ja siirrot

Kylylahden kaivosalueen aineiden siirron pölyämismääriä arvioitiin perustuen seuraaviin lähtötietoihin:

- kaikki tiet kaivosalueella ovat päällystämättömiä
- murskeesta tehdyn tienpinnan hienoainespitoisuus, kun murske on hiertynyt käytössä, on n. 15%
- pölynvaimennusmenetelmien vaikutusta ei otettu huomioon
- malmikiveä kuljetetaan maan alta varastokasaan 1500 t päivässä
- malmikiveä lastataan pois kuljetettavaksi myös noin 1500 t päivässä
- sivukiveä kuljetetaan maan alta suoraan läjitykseen 1000 t päivässä
- raskaiden autojen paino kuormattuna 40 t, paluumatkalla 25 t; keskipaino 33 t
- kevyiden autojen paino 2,5 t
- kasettiautojen paino tyhjänä 20 t, kuormattuna 60 t; keskipaino 40 t
- raskailla autoilla ajetaan maan päällä 120 km päivässä
- kevyillä autoilla ajetaan maan päällä 100 km päivässä
- kasettiautoilla ajetaan kaivosalueella 75 km (päätielle asti)

Kaivosalueella tapahtuvan malmin- ja sivukiven siirron aiheuttama pölyämisvaikutus lasketaan päällystämättömille teollisuusalueen teille tarkoitetulla yhtälöllä:

$$E = k(s/12)^a(w*0,368)^b*281.9$$

jossa

E = hiukkaskoko-kohtainen päästökerroin (g/km)

s = tien pintamateriaalin hienoainespitoisuus (%)

w = kulkuneuvon keskimääräinen paino (t)

k, a ja b ovat vakioita eri hiukkaskokoluokille (Taulukko 1)

281.9 = muuntokerroin lb/mi --> g/km

Yllä kuvatulla tavalla laskettuna raskaiden autojen (33 t) kokonaispölypäästö ajokilometriä kohden on 4 967 g (PM2.5: 159 g, PM10: 1 590 g) ja päivässä 596 kg (PM2.5: 19 kg; PM10: 191 kg).

Kevyiden autojen (2,5 t) vastaavat päästöt ovat 1 555 g/km (PM2.5: 49,8 g/km, PM10: 498 g/km) eli päivässä 155 kg (PM2.5: 5 kg, PM10: 50 kg).

Malmia kuljettavien kasettiautojen aiheuttama pölyvaikutus ajokilometriä kohden on 5 416 g (PM2.5: 173 g, PM10: 1 733 g) ja päivässä 406 kg (PM2.5: 13 kg, PM10: 130 kg).

Kuljetusten päivittäinen kokonaispölypäästö on näin arvioituna noin 1157 kg (PM2.5: 37 kg, PM10: 371 kg).

3.1.4 Purkaminen ja lastaus

Malmilouheen ja sivukiven purkamisesta varasto- tai sivukuvikasaan ja lastaamisesta kuorma-auton lavalle pois kuljettamista varten aiheutuu pölyämistä. Pölyämisvaikutusta voidaan arvioida lastattavaan määrään perustuvilla ominaispäästölukuilla tai päästöketoimet voidaan laskea yhtälöillä, joissa on muuttujina keskimääräinen tuulen nopeus ja aineksen kosteus-%. Laskenta tehtiin seuraavilla oletuksilla:

- Päivässä puretaan 1500 t malmikiveä varastokasaan ja lastataan 1500 t pois kuljetettavaksi
- Päivässä puretaan 1000 t sivukiveä sivukuvialueelle
- Aineksen kosteusprosentti on 3
- Keskimääräinen tuulen nopeus on 3 m/s (tämä on konservatiivinen arvio, perustuen Joensuu Veden Kuhasalon mittausaseman 2012 keskiarvoon 2,1 m/s)

Lastauksen ja purkamisen ominaishiukkaspäästöjä arvioitiin ensin seuraavilla yhtälöillä:

$$\begin{aligned} EF_{TSP}(kg/t) &= 0.74 * 0.0016 * (U_{(m/s)}/2.2)^{1.3} / (M_{(%)}/2)^{1.4} \\ EF_{PM10}(kg/t) &= 0.35 * 0.0016 * (U_{(m/s)}/2.2)^{1.3} / (M_{(%)}/2)^{1.4} \\ EF_{PM2.5}(kg/t) &= 0.053 * 0.0016 * (U_{(m/s)}/2.2)^{1.3} / (M_{(%)}/2)^{1.4} \end{aligned}$$

jossa

$EF_{TSP}(kg/t)$ = päästökerroin kokonaisleijumalle (kg/t)

$EF_{PM10}(kg/t)$ = päästökerroin PM10- hiukkasille (kg/t)

$EF_{PM2.5}(kg/t)$ = päästökerroin PM2.5- hiukkasille (kg/t)

0.74 = k_{TSP} aerodynaaminen kerroin alle PM30-hiukkasille

0.35 = k_{PM10} aerodynaaminen kerroin alle PM10-hiukkasille

0.053 = $k_{PM2.5}$ aerodynaaminen kerroin alle PM2.5-hiukkasille

$U_{(m/s)}$ = keskimääräinen tuulen nopeus

$M_{(%)}$ = kosteuspitoisuus (paino-%)

Yhtälöiden perusteella ominaispäästöt ovat hyvin pienet, TSP: 1,0 g/t, PM10: 0,48 g/t, PM2.5: 0,07 g/t. Näiden ominaiskuormituslukujen mukaan myös päivittäinen pölypäästö lastauksesta ja purkamisesta on pieni: TSP 4,0 kg/pv, PM10 1,9 kg/pv, PM2.5 0,3 kg/pv.

Sekä US EPA että Australian National Pollutant Inventory (NPI) Emission Estimation Technique Manual for Mining, ver 3.0, (Commonwealth of Australia 2011) esittävät lastaukselle ja purkamiselle myös kiinteitä ominaiskuormituslukuja. US EPAn ominaiskuormitusluku TSP:lle on 0,018 kg/t, NPI:n 0,025 kg/t. Kuormitusluvut ovat siis huomattavasti suurempia kuin laskettu 0,001 kg/t. Samoin NPI:n PM10 ominaiskuormitusluku 0,012 kg/t on selvästi suurempi kuin nyt laskettu 0,0005 kg/t. Koska kiinteätkään ominaiskuormitusluvut eivät ole suuria, käytetään arviossa NPI:n arvoja (TSP 25 g/t, PM10 12 g/t). PM2.5 osuus voidaan arvioida olevan n. 10 % PM10:stä, eli 1,2

g/t (WRAP 2006). Kiinteillä ominaiskuormitusluvuilla lastauksen ja pudotuksen päivittäiset pölypäästöt Kylylahden kaivosalueella ovat:

- TSP: 100 kg/pv
- PM10: 48 kg/pv
- PM2.5: 4,8 kg/pv

WRAP Fugitive Dust Handbook (WRAP 2006) sisältää erilliset ominaiskuormituskuvut kauha-kuormaaajalastaukselle (PM10 0.011 kg/t) ja lavalta pudottamiselle (PM10 0.016 kg/t), sekä PM10/TSP-suhteet TSP:n laskemiseksi. Näitä käyttämällä Kylylahden lastaus ja purkamistoimintojen päivittäisiksi pölypäästöiksi saadaan (1500 t lastausta, 2500 t purkamista):

- TSP: 87,5 kg/pv
- PM10: 56,5 kg/pv
- PM2.5: 5,7 kg/pv (PM10/PM2.5 suhteesta arvioituna, kts. yllä)

3.1.5 Sivukivikasan tasoittaminen

Paitsi että ainesta tuodaan sivukivikasaan, kasaa pitää myös muotoilla. Pölyämisvaikutusta arvioidaan puskutraktorityöskentelyn pölyvaikutusten arviointiin käytetyillä yhtälöillä ja ominaiskuormitusluvuilla käyttäen seuraavia oletuksia:

- Työskentelytunteja päivässä: 4 h
- Aineksen siltipitoisuus: 2 %
- Aineksen kosteus: 3 %

Kaikki puskutraktorityöskentelyn pölyvaikutusta kuvaavat yhtälöt ovat likimain saman muotoisia, mutta niissä on joitakin eroja yksityiskohdissa.

Mojave Desert Air Quality Management District, Antelope Valley Air Pollution Control District (2000) Emissions Inventory Guidance Mineral Handling and Processing Industries mukainen laskentatapa on esitetty alla:

$$E_f \text{ (kg/h)} = 5.89 \cdot k \cdot (s^{1,5} / M^{1,4})$$

jossa:

k = Aerodynaaminen kerroin hiukkaskokoluokalle (kts. alla)

s = Keskimääräinen siltipitoisuus (%)

M = Keskimääräinen kosteusprosentti (%)

k (TSP) = 0.74 (yksikötön)

k (PM10) = 0.36

k (PM2.5) = 0.11

US EPA:n AP-42 Emissions Factor Inventory ja Australian National Pollutant Inventory (NPI) Emission Estimation Technique Manual for Mining, ver 3.0 (Commonwealth of Australia 2011)

sisältävät hieman edellisestä poikkeavat kaavat TSP ja PM10 laskennalle puskutraktoriyöskentelylle:

$$\text{TSP (kg/h)} = 2,6 * (\text{s}^{1,2}/\text{M}^{1,3})$$

$$\text{PM}_{10} \text{ (kg/h)} = 0,34 * (\text{s}^{1,5}/\text{M}^{1,4})$$

Ensimmäisellä yhtälöllä laskettuna Kylylahden toiminnan pölypäästöt ovat arviolta TSP: 2,64 kg/h, 10,57 kg/pv; PM10: 1,29 kg/h, 5,14 kg/pv; PM2.5: 0,39 kg/h, 1,57 kg/pv.

Jälkimmäisillä yhtälöillä laskettuna päästöt ovat TSP: 1,43 kg/h, 5,73 kg/pv; PM10: 0,21 kg/h, 0,83 kg/pv; PM2.5: 0,02 kg/h, 0,08 kg/pv.

Jälkimmäisessä laskentatavassa PM10 osuus TSP:stä on selvästi pienempi kuin ensimmäisessä. Tämä sopinee paremmin suomalaisiin oloihin, jossa pöly on todennäköisesti melko karkeaa.

3.1.6 Aineksen käsittelyn kokonaispölypäästö

Kokonaispölypäästö (TSP) edellä kuvatuista lähteistä Kylylahden kaivosalueella on arviolta 777 kg päivässä. Tästä suurin osa, 596 kg, syntyy raskaiden ajoneuvojen (24 t) aiheuttamasta teollisuusalueen teiden pölyämisestä. Arvioidut pölypäästöt on esitetty lähteittäin ja hiukkaskokoluokittain Taulukossa 3.

Taulukko 3. Pölypäästöt lähteittäin aineksen käsittelystä Kylylahdella.

Hiukkaskoko	Kuljetus 33 t	Kuljetus 2,5 t	Kuljetus 40 t	Lastaus ja purku	Sivukivikasan muotoilu	Yhteensä
TSP	596	155	406	100	5,7	1263
PM10	191	50	130	48	0,83	420
PM2.5	19	5	13	4,8	0,08	42

3.1.7 Sivukivikasat ja malmivarasto

Sivukivikasojen ja malmivaraston pölypäästöt (kokonaispölypäästö, sekä raekoot PM10 ja PM2.5) on laskettu USEPA:n (1983) kaavan muokatulla versiolla (Mojave Desert Air Quality Management District & Antelope Valley Air Pollution Control District 2000)) ja laskennassa on käytetty Ilmatieteen laitoksen toimittamaa säädataa. Sademäärät on mitattu Outokummun Viuruniemessä vuosina 2002 – 2011 ja tuuliolosuhteet Joensuun Liperin lentokentällä vuosina 2007 – 2011.

Kylylahden kaivoksella pääosa sivukivistä syntyy vinotunnelin louhinnassa. Lisäksi pienempiä määriä syntyy mm. ilmastointikuilujen sekä maanalaisten varastotilojen teosta. Suurin osa muodostuneesta sivukivistä sijoitetaan louhinnan edetessä syntyvien tyhjien tilojen täyttöön ja happoa muodostamaton osa käytettiin soveltuvin osin hyödyksi rakennusvaiheessa louheena tai murskeena kaivosalueen maarakenteissa. Ylimääräinen sivukiviaines välivarastoidaan sille varatulle alueelle. (Vulcan 2005) Kaivoksesta louhittua malmia välivarastoidaan sivukivikasojen vieressä sijaitsevalla alueella. Varastoalueiden pölypäästöt ovat tuulieroosion aiheuttamaa mineraaliaineksen irtoamista alueen pinnalta.

Sivukivikasojen pinta-ala on 1.6 ha ja malmin välivaraston 1.0 ha, eli yhteensä 2.6 ha. Tässä tarkastelussa oletetaan koko alan olevan aktiivinen, eli varastointikasojen pintaa häiritään, jolloin tuulieroosiolle altista tuoretta materiaalia on aina saatavilla. Sivukiven ja varastoitavan malmin hienoainespitoisuudesta ei ole tarkkoja mittaustietoja. Sivukivestä tehdyn kalliomurskeen hienoainespitoisuudeksi on mitattu noin 2 %, jota käytetään tässä esimerkkilaskussa (Ramboll suullinen tiedonanto 2012: louhitun ja esimurskatun kiviaineksen (Luikonlahden louhintatyömaa) kuivaseulonnan analyysitulokset kesältä 2011). Ilmatieteen laitoksen toimittaman säädatan mukaan niiden päivien lukumäärä, jolloin sademäärä on alueella yhtä suuri tai yli 0.3 mm (tässä 0.25 = 0.3 koska mittausdataa on saatavilla vain yhden desimaalin tarkkuudella) on vuodessa keskimäärin 159 (vuosien 2002 – 2011 tarkastelujakso). Tuulen nopeus ylittää alueella 5.4 m/s viiden vuoden tarkastelujakson (2007 – 2011) perusteella 7.2 % ajasta.

Sivukivialueen ja malmivaraston pölypäästöt lasketaan kaavalla:

$$E = J \cdot 1.9 \cdot (s/1.5) \cdot [(365-p)/235] \cdot (f/15)$$

jossa,

E = päästökerroin pölyämiselle (kg/ha/päivä)

J = hiukkasten aerodynaaminen kerroin

J(TSP) = 1.0 (kokonaispölyäminen)

J(PM10) = 0.5

J(PM2.5) = 0.2

s = silttipitoisuus

p = niiden päivien lukumäärä, jolloin sademäärä on yhtä suuri tai yli 0.25 mm

f = prosenttimääräisesti aika, jolloin tuulen nopeus kasan keskikorkeudella ylittää 5.4 m/s

$$E(\text{TSP}) = 1.07 \text{ kg/ha/d}$$

$$E(\text{PM}_{10}) = 0.53 \text{ kg/ha/d}$$

$$E(\text{PM}_{2.5}) = 0.21 \text{ kg/ha/d}$$

Tuulieroosion aiheuttama vuotuinen pölypäästö saadaan kertomalla päästökerroin E varastointialueen tuulieroosiolle alttiilla pinta-alalla (2.6 ha) ja 365:llä:

Vuotuinen kokonaispölypäästö = **1015 kg**

Vuotuinen pölypäästö raekoolle PM10 = **503 kg**

Vuotuinen pölypäästö raekoolle PM2.5 = **199 kg**

3.2 Kylylahden louhinnan typpipäästöt

Louhinnan typpipäästöjä on arvioitu kaivoksen räjähdelainemäärien ja vesien pumppausmäärien perusteella. Tiedot on saatu toiminnanharjoittajalta (Kylylahti Copper Oy 2012). Kaivoksen purkuveden typpipitoisuuksia on tutkittu 30.8.2012 ja 27.9.2012, joten tässä lasketaan tammi-syyskuun keskimääräinen pitoisuus, ei koko vuoden.

Malmi louhitaan maanalaisesta kaivoksesta räjäyttämällä. Kiviainekseen jää yleensä räjähdelainejäämiä, joista aiheutuu typpipäästöjä. Kylylahden kaivoksella käytetään sekä emulsio-tyyppisiä räjähteitä, että pulverimaista ANFO:a. Louhittu aines päätyy malmivarastoon ja sivukivikasaan, josta räjähdelainejäämiä liukenee sadeveteen. Lisäksi räjähdelainejäämiä päätyy kaivoksen kivanapitovesiin. Kaivosalueen rakennetun maa-alan vedet kerätään yhteen ja ulkopuolisten vesien pääsy alueelle estetään niskaajilla. Tunnelia louhittaessa räjähdettä käytetään noin 1 kg / louhittu kivitonni, malmia louhittaessa räjähdemäärä on noin 0,3 kg / t.

3.2.1 Typpipäästön laskeminen

Typpipäästöjen laskennassa on käytetty vuoden 2012 tammi-syyskuun tietoja. Kaivoksen veden pumppausmäärä Polvijärveen oli tammi-syyskuussa 2012 yhteensä 309 615 m³, eli 309 615 000 litraa. Vuonna 2012 kaivoksella käytettiin yhteensä 703 822 kg räjähteitä, 119 248 nallia (räjähdettä arviolta 1g/nalli) ja 144 800 metriä räjähdelankaa/letkua (räjähdettä arviolta 10g/metri). Vuoden kokonaisräjähdelainemäärä olisi siis suunnilleen 705 389 kg, yhden kuukauden keskiarvoisen määrän ollessa 58 782 kg. Tässä laskussa käytetään tammi-syyskuun, eli yhdeksän kuukauden määrää 529 042 kg.

Vuonna 2012 käytetystä räjähdelainemäärästä 285 575 kg oli ANFO:a, 292 660 kg Kemiitti 810:ä, 117 085 kg Kemix:iä, 50 kg Fordyn:iä ja loput 8 452 kg luokittelematonta tyyppiä. Ilmaan pääsevän typen laskemiseksi lisätään luokittelematon räjähdemäärä ANFO:n kokonaismäärään.

Lasketaan tammi-syyskuussa 2012 veteen liuenneen kokonaistypen määrä:

1. Liuenneen typen määrä perustuen käytettyyn räjähdemäärään (noin 30% räjähteiden kokonaismäärästä on typpeä)

- $529\,042\text{ kg} \cdot 0,30 = 158\,712,6\text{ kg (N)}$
- $N \cdot 0,10$ (vesistöön päätyvä 10 %) = 15 871,26 kg

2. Alueella kertyvän veden määrä (Polvijärveen pumpatun veden määrä)

- 309 615 000 L

3. Tammi-syyskuun 2012 räjähdelainemääräinen typpikuormitus vesistöön

- $15\,871,26\text{ kg} / 309\,615\,000\text{ L} = \mathbf{51,3\text{ mg/L}}$

Lasketaan vuosittaiset typpipäästöt ilmaan:

1. ANFO

- N_2 : $294\,027\text{ kg} \cdot 330\text{ g/kg} = 97\,029\text{ kg}$
- NO : $294\,027\text{ kg} \cdot 0.56\text{ g/kg} = 165\text{ kg}$
- NO_2 : $294\,027\text{ kg} \cdot 0.01\text{ g/kg} = 2,9\text{ kg}$

2. Kemiitti 810

- N_2 : $292\,660\text{ kg} \cdot 278\text{ g/kg} = 81\,359\text{ kg}$
- NO : $292\,660\text{ kg} \cdot 0.0006\text{ g/kg} = 0,176\text{ kg}$
- NO_2 : $292\,660\text{ kg} \cdot 0\text{ g/kg} = 0\text{ kg}$

3. Kemix

- N_2 : $117\,085\text{ kg} \cdot 282\text{ g/kg} = 33\,018\text{ kg}$
- NO : $117\,085\text{ kg} \cdot 0.0001\text{ g/kg} = 11,7\text{ kg}$
- NO_2 : $117\,085\text{ kg} \cdot 0\text{ g/kg} = 0\text{ kg}$

4. Fordyn

- N_2 : $50\text{ kg} \cdot 270\text{ g/kg} = 13,5\text{ kg}$
- NO : $50\text{ kg} \cdot 1,79\text{ g/kg} = 0,0895\text{ kg}$
- NO_2 : $50\text{ kg} \cdot 0,28\text{ g/kg} = 0,014\text{ kg}$

5. Ilman räjähdeteräiset typpipäästöt yhteensä

- **N_2 : 211 420 kg**
- **NO : 177,0 kg**
- **NO_2 : 2,9 kg**

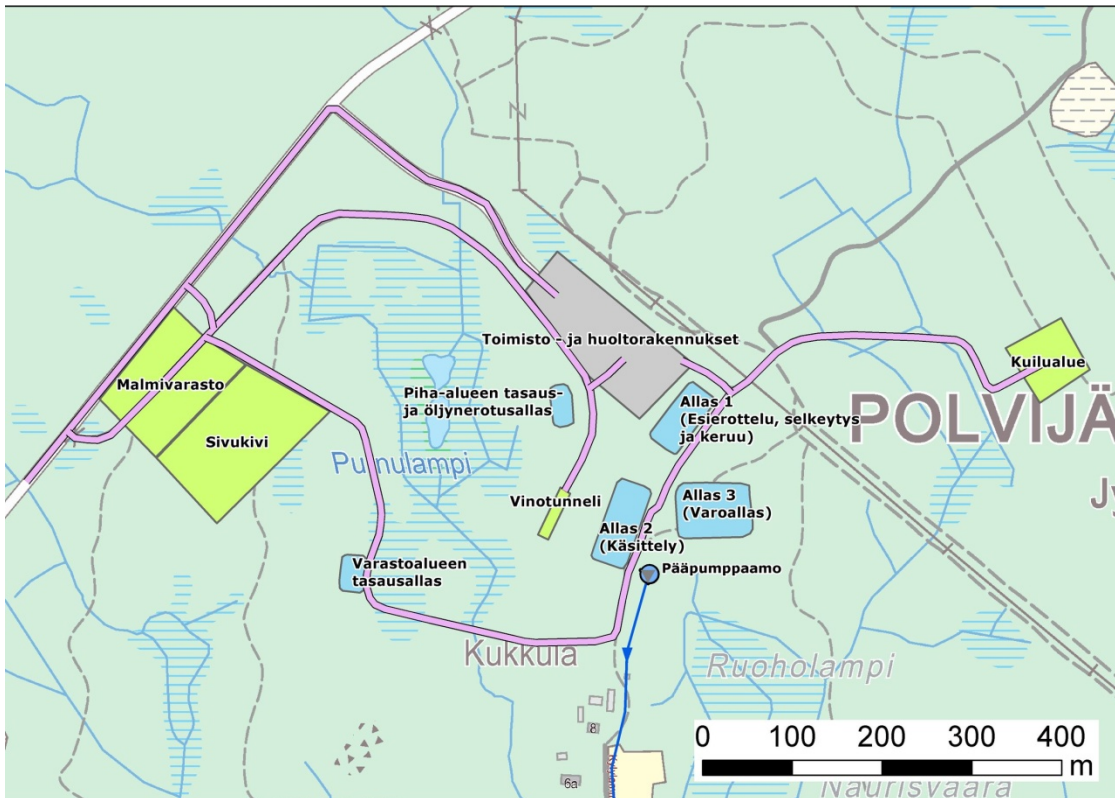
3.2.2 Mitatut typen pitoisuudet

Kylylahden kaivosalueen tasausaltaalta on elokuun lopussa 2012 mitattu kokonaistypen pitoisuudeksi 54 mg/l ja nitraatti ja nitriitti -typen pitoisuudeksi yhteensä 34 mg/l, sekä syyskuun lopussa 2012 mitattu kokonaistypen pitoisuudeksi 71 mg/L ja nitraatti ja nitriitti -typen pitoisuudeksi yhteensä 48 mg/L (Kylylahti Copper Oy 2012).

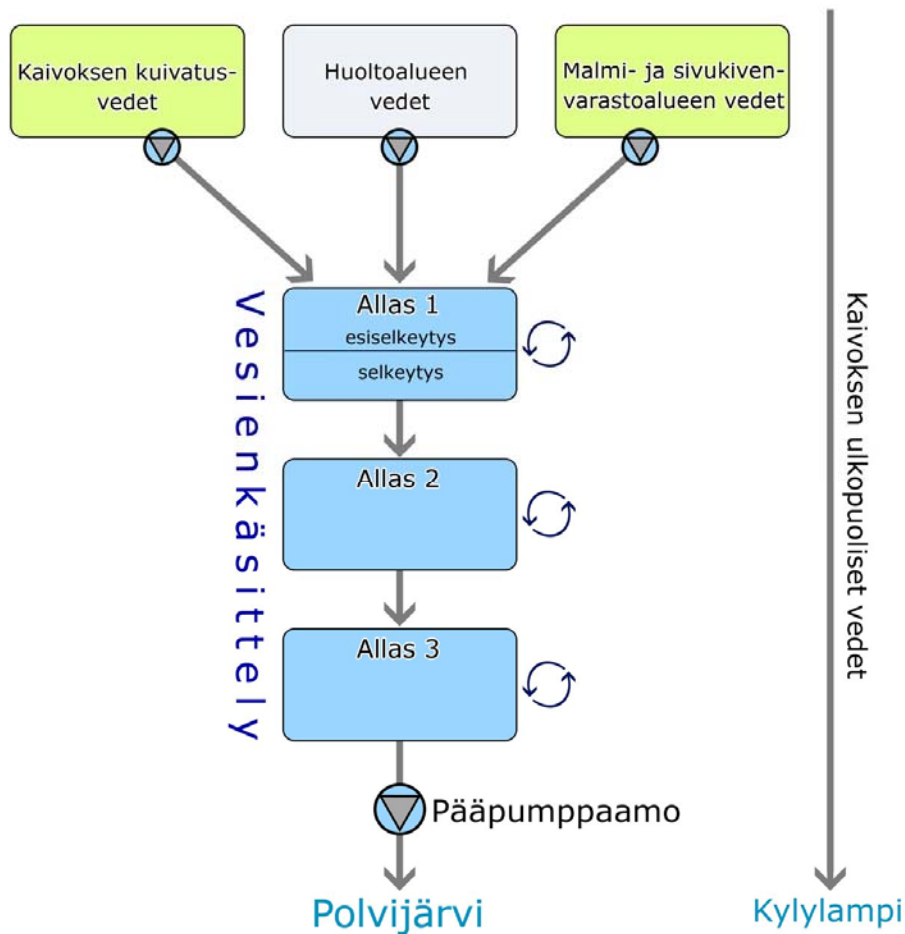
3.3 Kylylahden kaivoksen vesipäästöt

Koska Luikonlahden rikastamoalueella ei ole kaivostoimintaa, käytettiin kaivosalueen jätevesipäästöjen arviointiesimerkkinä Kylylahti Copper Oy:n Kylylahden kaivoksen tapausta. Kylylahden kaivoksen vesistöjärjestelyt ovat nykyisten lupakäytäntöjen mukaiset ja kaikki alueella mahdollisesti kontaminoituvat vedet pyritään keräämään samaan käsittelyjärjestelmään ja hallitun juoksutuksen piiriin. Samalla alueelle tulevat muut vedet pyritään ohjaamaan alueelta siten, että käsiteltävän veden määrä on mahdollisimman pieni.

Kylylahden kaivosalueen vesistöjärjestelyt on esitetty kuvissa 4 ja 5.



Kuva 4. Kylylahden kaivosalueen yleiskuvaus.



Kuva 5. Kaaviokuva Kylylahden kaivosalueen vesien keruujärjestelmästä.

Kylylahden kaivosalueella kerätään vedet kaivoksen huoltoalueilta sekä malmi- ja sivukivien varastoalueilta. Suurin osa vesistä, arviolta noin 75 %, tulee kuitenkin kaivoksen kuivanapitovesistä. Kerättävät vedet johdetaan ensin altaaseen 1, jossa on esiselkeytys- ja selkeytyslohkot. Varsinkin kaivoksen kuivanapitovesissä on runsaasti kiintoainesta, joka suurelta osin poistuu tässä vaiheessa. Jälkimäisten kahden altaan yhteydessä on mahdollisuus kalkin annosteluun.

Kylylahden kaivosalueen vesiä juoksutetaan eräjuoksutuksina Polvijärveen ja jokaisella juoksutuskerralla otetaan ja analysoidaan myös vesinäytteet (Kylylahti Copper Oy:n kuormitustarkkailureportit). Esimerkiksi elokuussa 2012 jätevettä juoksutettiin kaksikymmentä kertaa, yhteensä 42 400 m³. Juoksutetun veden pH vaihteli elokuussa 7,6 ja 8,0 välillä ja sen nikkelipitoisuus oli keskimäärin 33 µg/l, mikä vastaa 1,4 kg nikkelikuormitusta kuukauden aikana. Sekä nikkeli että kadmium (keskimäärin 0,24 µg/l; 10 g/kk) esiintyivät juoksutettavassa vedessä pääosin liukoissa muodossa. Jäteveden kiintoainepitoisuus oli keskimäärin 3,6 mg/l (152 g/kk). Polvijärven koko vesitilavuuteen levinneenä elokuun 1,4 kg nikkelipäästö aiheuttaisi n. 0,005 µg/l pitoisuuden kohoamisen.

3.4 Kylylahden kaivoksen aiheuttama tärinä

Keskeisimpiä tärinän aiheuttajia kaivosalueella ovat räjäytystyöt ja raskas ajoneuvoliikenne. Tässä tarkastelussa arvioidaan ainoastaan louhinnan yhteydessä tehtävien räjäytystöiden aiheuttamaa tärinää, koska se on merkittävin tärinän lähde. Kaivoksella suoritetaan kahdenlaisia räjäytystöitä: tunnelin louhintaa (vinotunneli ja tuotantoperät), sekä malmin louhintaa eli tuotantolouhintaa. Malmin louhinnassa käytetään suurempia räjähdemääriä. Tunnelin perää louhittaessa tyypillinen käytettävä momentaaninen räjähdysainemäärä on 55 kg. Malmin louhinnassa tyypillinen käytettävä momentaaninen räjähdysainemäärä on noin 400 kg. Malmin louhintavaiheessa etäisyys lähimpiin asuinrakennuksiin on pienimmillään 500 – 600 m. (Itä-Suomen ympäristölupavirasto 2007)

3.4.1 Tärinän laskeminen

Tärinän voimakkuus voidaan laskea kaavalla:

$$v = k\sqrt{(Q_m/R^{1.5})}$$

jossa,

v = odotettavissa oleva heilahdusnopeus (mm/s)

R = havaintopisteen etäisyys räjähdyspaikasta (m)

Q_m = samanaikaisesti räjähtävä (momentaaninen) räjähdysainemäärä (kg)

k = kallion tärinänjohtavuusluku

Arvioidaan tärinän voimakkuus tunnelin perää louhittaessa (v_1 : $Q_m = 55$ kg) ja malmia louhittaessa (v_2 : $Q_m = 400$ kg) 500 m päässä, käyttäen kallion tärinänjohtavuuslukuna tilastollista arvoa 25:

$$v_1 = 25\sqrt{(55/500^{1.5})} = 1,75 \text{ mm/s}$$

$$v_2 = 25\sqrt{(400/500^{1.5})} = 4,73 \text{ mm/s}$$

3.4.2 Mitatut tärinän voimakkuudet kaivoksen ympäristössä

Lähimmillä kiinteistöillä vuonna 2011 suoritettujen jatkuvatoimisten tärinämittausten mukaan heilahdusnopeudet ovat pääsääntöisesti alle 2 mm/s, suurimman yksittäisen mittaustuloksen ollessa 4 mm/s. Mittalaitteiston rekisteröimät heilahdusnopeudet vaimenevat töiden edetessä syvemmälle kallioperään. (Ramboll 2012)

3.5 Luikonlahden rikastamoalueen pölypäästöt

3.5.1 Malmi- ja rikastekuljetukset

Kuljetusten aiheuttamien päästöjen tarkastelu on tehty Kylylahti Copper Oy:n Luikonlahden rikastamon rikastuskapasiteetin lisääminen -ympäristövaikutusten arviointiselostuksen (Kylylahti Cop-

per Oy, 2012) pohjalta. Ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa esitetyissä vaihtoehtoisissa VE0 ja VE1 kaikki Luikonlahdelle rikastettavaksi tuleva malmi kuljetetaan Polvijärven Kylylahdelta. Vaihtoehtoisessa VE2 malmia kuljetetaan Luikonlahdelle myös muista malmioista (Outokummun Hautalampi, Leppävirran Valkeinen, Suomussalmen Kiannanniemi). VE2 vaihtoehtoa ei käsitellä tässä yhteydessä.

Malmi kuljetetaan täysperävaunurekoilla, joiden kuljetuskapasiteetti on 40 tonnia malmia/rekka. Malmikuljetukset tehdään arkisin ja lauantaisin kuutena päivänä viikossa. Kuljetusmatkan pituus Kylylahdelta Luikonlahden rikastamoon on 41 km. Reitti Kylylahdelta kulkee Saarivaaran ja Maarianvaaran kautta seututeitä mt 502 – mt 573 – mt 506 pitkin Luikonlahteen. Mainitut seututiet ovat kestopäällysteisiä.

Ilman malmikuljetuksia raskasta liikennettä mt 473:lla 30-50 autoa/d, mt 502:lla 20-40 autoa/d. Liikennemäärät rikastamon lähiteillä 540-1200 autoa/vrk. Ensilumi sataa Pohjois-Karjalassa keskimäärin lokakuun lopulla ja pysyvä lumi saadaan marraskuun alkupuolella. Lumi sulaa keskimäärin huhtikuun loppupuolella (Kersalo & Pirinen 2009).

Esitetyt vaihtoehdot VE0 ja VE1 malmikuljetuksille:

Vaihtoehto VE0

- Rikastamon kapasiteetti 550 000 t/v ja malmikuljetusten määrä 13 750 rekkaa/v

Vaihtoehto VE1

- Rikastamon kapasiteetti 800 000 t/v ja malmikuljetusten määrä 20 000 rekkaa/v

Rikkirikaste varastoidaan suodinkuivana hallivarastoon Luikonlahdelle, josta se kuljetetaan paluukuormina Kylylahteen kovettuvaksi kaivostäytteeksi. Koska tiet ovat kapeita, mäkisiä ja mutkaisia, huonoissa sääolosuhteissa paluumatkat Kylylahteen ajetaan Outokummun kautta reittiä mt 506 – mt 573 – mt 504 – mt 502. Huonoja talviolosuhteita on arviolta enintään 15 päivää vuodessa, jolloin 4 % paluukuljetuksista tehdään pidemmän reitin kautta. Koboltti-nikkelirikaste varastoidaan Luikonlahden rikastamoalueelle. Muut rikasteet (kupari-kultarikaste, sinkkirikaste) kuljetetaan Harjavaltaan. Rikkirikasteen kuljetus paluukuormina ei lisää liikennemääriä eikä siten aiheuta kuljetuksille lisäpäästöjä. Tässä yhteydessä kuvataan rikkirikasteen kuljetuspäästöt paluukuljetuksina vaihtoehtoisissa V0 ja V1.

Esitetyt vaihtoehdot VE0 ja VE1 rikkirikastekuljetuksille:

VE0

- Kuljetettavan rikkirikasteen määrä 90 000 t/v

VE1

- Kuljetettavan rikkirikasteen määrä 131 000 t/v

Kuljetukset päivää kohden:

V0 malmikuljetus

- 50 rekkaa/pv
- kuorma keskim. 40 tn/rekka, tyhjä rekka 20 tn

V0 rikastekuljetus

- paluukyydillä 51 rekkaa/pv,

- kuorma keskim. 6.5 tn/rekka, tyhjä rekka 20 tn

V1 malminkuljetus

- 73 rekkaa/pv
- kuorma keskim. 40 tn/rekka, tyhjä rekka 20 tn

V1 rikastekuljetus

- paluukyydillä 74 rekkaa/pv,
- kuorma keskim. 6.6 tn/rekka, tyhjä rekka 20 tn

Paluukuljetukset huonoissa talvikeliolosuhteissa

- VE0 2 rekkaa/pv
- VE1 3 rekkaa/pv

Malmi- ja rikastekuljetuksen aiheuttamaa pölypäästöä voidaan arvioida hiukkaskoko-kohtaisen päästökertoimen avulla (g/km), joka päällystetyllä kuivalla tiellä voidaan laskea seuraavalla kaavalla (US EPA 2011):

$$E = k(sL)^{0.91} * (W)^{1.02}$$

jossa,

k = hiukkaskokokerroin

sL = tienpinnan hienoaineskuormitus g/m²

W = kulkuneuvon keskimääräinen paino (t)

Tämä kaava kattaa ainoastaan ajoneuvojen aiheuttamat ilmassa leijuvat hiukkaspäästöt, jotka ovat peräisin kuivan päällystetyn tien pintamateriaalista. Kullekin hiukkaskoolle on oma hiukkaskokokerroin (Taulukko 4). Kaavan kehittämiseen perustuvat oletukset on esitetty taulukossa 5.

Taulukko 4. Hiukkaskoko-kohtaiset vakiot päällystetyltä tieltä nousevan pölypäästön laskemiseen (US EPA 2011).

Hiukkaskoko	g/km
PM-2.5	0,15
PM-10	0,62
PM-15	0,77
TSP	3,23

Taulukko 5. Kaavan kehittämiseen perustuvien ominaisuuksien vaihteluvälit (US EPA 2011).

Päästölähde	Hienoainespitoisuus g/m ²	Kaluston paino, t	Nopeus km/h
Päällystetty tie	0.03-400	2.0-42	1-88

Kuljetuksen aiheuttamia hiukkaspäästöjä Kylylahden ja Luikonlahden välisellä tieosuudella arvioitiin seuraavien lähtötietojen perusteella:

- Hiukkaskokokerroin Taulukko x, hienoaineskuormitus sL 0.2 g/m² (oletetaan, että keskimääräinen liikenne (ADT) kyseisillä teillä 500-5000 autoa/d. Jos ADT < 500, sL = 0.6, talvi 2.4)
- hienoaineskuormitus talvikuukausille $3 \times 0.2 \text{ g/m}^2 = 0.6 \text{ g/m}^2$ (US EPA, 2011)
- rekan paino keskimäärin 43 t (malmikuorma keskim. 40 t/rekka, rikastekuorma keskim. 6.5 t/rekka, tyhjä rekka 20 t)
- V0: malmikuljetuksia 100 rekkaa/d
- V1: malmikuljetuksia 150 rekkaa/d

Edellä kuvatulla tavalla laskettuna päällystetyillä maanteilla tapahtuva malmi- ja rikastekuljetusten aiheuttamat päästöt ajokilometriä kohden ovat:

Sulan maan aikana:

- PM2.5-päästö 1.6 g/km
- PM10-päästö 7g/km
- TSP-päästö 34.5 g/km

Lumipeitteen aikana:

- PM2.5-päästö 4.4. g/km
- PM10-päästö 18 g/km
- TSP-päästö 94.4 g/km

Päivittäinen hiukkaspäästö V0-vaihtoehdossa:

- PM2.5-päästöt 6.5 kg/d (sula maa), 17 kg/d (talvi)
- PM10-päästöt 27 kg/d (sula maa), 74 kg/d (talvi)
- PM-30-päästöt 141.5 kg/d (sula maa), 387 kg/d (talvi)

Päivittäinen hiukkaspäästö V1-vaihtoehdossa

- PM2.5-päästöt 9.8 kg/d (sula maa), 27 kg/d (talvi)
- PM10-päästöt 43 kg/d (sula maa), 110 kg/d (talvi)
- TSP-päästöt 212 kg/d (sula maa), 580 kg/d (talvi)

Arviossa ei otettu huomioon huonoja talvikeliolosuhteita, jolloin kuljetus tapahtuu pitemmän reitin kautta (4% paluukuljetuksista). Arviointiselostuksen mukaan henkilöautoliikenteen vaikutukset on arvioitu selvästi rekkaliikennettä vähäisemmiksi, mutta liikennemäärät rikastamon lähiteillä lisääntyneet ollen 540-1200 autoa/d. Arviossa on käytetty ajoneuvon painona malmi- ja rikastekuljetuskaluston keskimääräistä painoa. Kuljetusajoneuvon keskimääräinen paino ylittää hiukan kaavassa oletetun painon, joka voi lisätä tuloksen epävarmuutta. Kaava sateen korjausvaikutuksesta on esitetty Opasnetin sivuilla.

3.5.2 Malmilouheen purkaminen

Malmilouheen purkamisesta rekan lavalta aiheutuu pölyämistä. Pölyämisvaikutusta voidaan arvioida lastattavaan määrään perustuvilla ominaispäästöluvuilla. US EPA että Australian National Pollutant Inventory (NPI) Emission Estimation Technique Manual for Mining, ver 3.0, (Commonwealth of Australia 2011) esitetään lastaukselle ja purkamiselle kiinteitä ominaiskuormituslukuja. US EPAn ominaiskuormitusluku TSP:lle on 0,018 kg/t, NPI:n 0,025 kg/t. Arviossa käytetään NPI:n arvoja TSP:lle 25 g/t ja PM10:lle 12g/t. PM2.5 osuus voidaan arvioida olevan n. 10 % PM10:stä, eli 1,2 g/t (WRAP Fugitive Dust Handbook, 2006).

Luikonlahdella malmilouheen purkamisen pölyämismääriä arvioitiin perustuen seuraaviin lähtötietoihin:

- V0: Rikastusmäärä 550 000t/v, malmikuljetuksia 13750 rekkaa/v, 40 t/rekka, 50 rekkaa/d, yht. 2000 t/d
- V1: Rikastusmäärä 800 000t/v, malmikuljetuksia 20000rekkaa /v, 40 t/rekka, 73 rekkaa/d, yht. 2920 t/d

Kiinteillä ominaiskuormitusluvuilla malmilouheen purkamisen päivittäiset hiukkaspäästöt Luikonlahdella vaihtoehdoissa V0 ja V1:

- V0 TSP: 50 kg/d
- V0 PM10: 24 kg/d
- V0 PM2.5: 2.4 kg/d
- V1 TSP: 73 kg/d
- V1 PM10: 35 kg/d
- V1 PM2.5: 3.5 kg/d

3.5.3 Rikkirikasteen lastaus

Rikkirikaste varastoidaan suodinkuivana (kosteus-% 8) hallivarastoon, josta se kuljetetaan paluu-kuormina Kylylahteen kovettuvaksi kaivostäytteeksi. Rikkirikasteen lastaukselle ei löytynyt ominaispäästölukuja, joten pölyämisvaikutusta arvioidaan malmilouheen lastauksen/purkamisen määrään perustuvilla ominaispäästöluvuilla. Arviossa käytetään NPI:n arvoja TSP:lle 25 g/tn ja PM10:lle 12g/tn. PM2.5 osuus voidaan arvioida olevan n. 10 % PM10:stä, eli 1,2 g/t (WRAP Fugitive Dust Handbook, 2006).

- Rikastekuorma keskimäärin n. 6.5 t
- V0: kuljetettava määrä 90 000 t/v, 51 kuormaa/d, 332 t/d
- V1: kuljetettava määrä 131 000t/v, 74 rekkakuormaa/d, 481 t/d

Kiinteillä ominaskuormitusluvuilla rikkirikasteen lastauksen päivittäiset hiukkaspäästöt Luikonlahdella vaihtoehtoisissa V0 ja V1:

- V0 TSP: 8.3 kg/d
- V0 PM10: 4 kg/d
- V0 PM2.5: 0.4 kg/d
- V1 TSP: 12 kg/d
- V1 PM10: 5.8 kg/d
- V1 PM2.5: 0.6 kg/d

3.5.4 Murskaus ja jauhatus

Murskauksen ja jauhatuksen pölypäästöjä (raekoot PM10 ja PM2.5) on tarkasteltu Kylylahti Copper Oy:n Luikonlahden rikastamon rikastuskapasiteetin lisääminen -ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Kylylahti Copper Oy 2012) esitettyjen vaihtoehtojen mukaan.

Luikonlahden rikastamolla malmi syötetään leukamurskaimeen (primäärimurskaus), josta se kuljetetaan koteloidulla hihnakuuljettimella kahdelle kartiomurskaimelle (sekundääri- ja tertiäärimurskaus). Kartiomurskaimien välissä on seula, jonka ylite johdetaan tarpeen mukaan palamalmivarastoon ja loppu tertiäärimurskaimelle. Seulan alite ja tertiäärimurskaimen tuote siirretään koteloidulla hihnakuuljettimella siiloon, josta se johdetaan tankomyllyyn ja palamyllyyn jauhatusta varten. Jauhatusta tapahtuu lietteenä, sisätiloissa ja suljetussa piirissä, joten jauhatuksen aiheuttaman pölypäästön voidaan arvioida olevan merkityksetön

Vireillä olevassa ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Kylylahti Copper Oy 2012) rikastamon kapasiteetiksi esitetään kolmea eri vaihtoehtoa:

- Vaihtoehto 0 (VE0)
 - o Rikastamon kapasiteetti säilyy ennallaan 550000 t/a ja murskaus tapahtuu kahdessa vuorossa (16h/d)
- Vaihtoehto 1 (VE1)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 800000 t/a ja murskaus tapahtuu kahdessa vuorossa (16h/d)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 800000 t/a ja murskaus tapahtuu kolmessa vuorossa (24h/d)
- Vaihtoehto 2 (VE2)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 1000000 t/a ja murskaus tapahtuu kahdessa vuorossa (16h/d)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 1000000 t/a ja murskaus tapahtuu kolmessa vuorossa (24h/d)

Ympäristövaikutusten arviointiselostuksen mukaan (Kylylahti Copper Oy 2012) murskauksessa käytetään pölynpoistoa. Pölynpoistoa ei ole YVA-selostuksessa määritelty, joten tässä tarkastelussa käytetään heikkotehoisinta menetelmää eli kotelointia ja syklonia. Malmin kosteusprosentti ei ole tiedossa, joten pölypäästön laskennassa käytetään primäärimurskaimen kohdalla kuivan malmin arvoja. Sekundääri- ja tertiäärimurskaimet on sijoitettu murskausrakennuksen sisälle kuten myös niiden välissä oleva seula. Myös näille on tässä tarkastelussa pölynpoistomenetelmänä käytetty kotelointia ja syklonia.

Murskauksesta aiheutuvan pölypäästön arviointi voidaan laskea alla olevien kaavojen sekä Kauppi-la T. *et al.* 2013 raportissa esitettyjen murskauksen päästökertoimien ja päästöjen vähentämisker-toimien perusteella.

Murskauksesta aiheutuva rajoittamattoman pölypäästön (kg/vrk) laskemiskaava on:

$$KHM = k \times M \times A$$

Jossa

k = murskausvaihekohtainen hiukkaspäästökerroin eri kosteuspitoisuudessa (g/ton)

M = syötteen määrä/tunti (ton/h) (*Karkeamuskaimeen syötetyn materiaalin paino, samaa painoa käytetään myös muissa saman prosessin murskausvaiheissa*)

A = työtunnit vuorokaudessa

Pölypäästön vähennys murskainta kohden lasketaan kaavalla:

$$KHM_h = KHM \cdot C_1 \cdot C_2 \cdot \dots \cdot C_n$$

jossa:

KHM_h = päästön massa (kg, hallittu)

KHM = päästön massa (kg, hallitsematon)

C_1-C_n = pölypäästöjen vähentämisen tehokkuuskertoimet kullekin käytetylle menetelmälle.

Murskauksesta aiheutuva pölypäästö Luikonlahden rikastamolla on esitetty Taulukossa 6. Syötteen määrä tuntia kohden on laskettu oletuksella, että murskaus on toiminnassa 365 vuorokautta vuodessa ja vaihtoehdon mukaisen päivittäisten käyttötuntien perusteella. Laskennassa on käytetty päästöjen vähentämisessä kotelointi- ja sykloniyhdistelmälle polyn läpipäästökertoimenä 0,35.

Taulukko 6. Murskauksesta aiheutuva pölypäästö Luikonlahden rikastamolla. (ND=ei arvoa)

Vaihtoehto	Murskausvaihe	Kosteus	Syötteen määrä (t/h)	Työtunnit (h/d)	Rajoittamaton päästö /vaihe (kg/d)		Rajoittamaton päästö/vaihtoehto (kg/d)		Vaimennusprosessit	Rajoitettu päästö / vaihe (kg/d)		Rajoitettu päästö / vaihtoehto (kg/d)	
					TSP	PM10	TSP	PM10		TSP	PM10	TSP	PM10
VE0	Esi/karkea murskaus	Kuiva	94,2	16	301,44	30,14	5124,48	391,9	3	105,5	10,55	1793,6	137,2
VE0	Välimurskaus	Kuiva	94,2	16	904,32	ND			3	316,51	ND		
VE0	Hienomurskaus	Kuiva	94,2	16	2110,1	120,6			3	738,53	42,2		
VE0	Kuivaseulonta ilman ilmapuhallusta	Kuiva	94,2	16	1808,6	241,2			3	633,02	84,4		
VE1	Esi/karkea murskaus	Kuiva	137	16	438,4	43,84	7452,8	569,9	3	153,44	15,34	2608,5	199,5
VE1	Välimurskaus	Kuiva	137	16	1315,2	ND			3	460,32	ND		
VE1	Hienomurskaus	Kuiva	137	16	3068,8	175,4			3	1074,1	61,38		
VE1	Kuivaseulonta ilman ilmapuhallusta	Kuiva	137	16	2630,4	350,7			3	920,64	122,8		
VE1	Esi/karkea murskaus	Kuiva	91,3	24	438,24	43,82	7450,08	569,7	3	153,38	15,34	2607,5	199,4
VE1	Välimurskaus	Kuiva	91,3	24	1314,7	ND			3	460,15	ND		
VE1	Hienomurskaus	Kuiva	91,3	24	3067,7	175,3			3	1073,7	61,35		
VE1	Kuivaseulonta ilman ilmapuhallusta	Kuiva	91,3	24	2629,4	350,6			3	920,3	122,7		
VE2	Esi/karkea murskaus	Kuiva	171,2	16	547,84	54,78	9313,28	712,2	3	191,74	19,17	3259,7	249,3
VE2	Välimurskaus	Kuiva	171,2	16	1643,5	ND			3	575,23	ND		
VE2	Hienomurskaus	Kuiva	171,2	16	3834,9	219,1			3	1342,2	76,7		
VE2	Kuivaseulonta ilman ilmapuhallusta	Kuiva	171,2	16	3287	438,3			3	1150,5	153,4		
VE2	Esi/karkea murskaus	Kuiva	114,2	24	548,16	54,82	9318,72	712,6	3	191,86	19,19	3261,6	249,4
VE2	Välimurskaus	Kuiva	114,2	24	1644,5	ND			3	575,57	ND		
VE2	Hienomurskaus	Kuiva	114,2	24	3837,1	219,3			3	1343	76,74		
VE2	Kuivaseulonta ilman ilmapuhallusta	Kuiva	114,2	24	3289	438,5			3	1151,1	153,5		

Taulukko 7:n vaihtoehtosarakkeessa ilmoitetaan YVA-selostuksen mukainen vaihtoehto toiminnalle, murskausvaihesarakkeessa on murskausprosessi, kosteussarakkeessa on syöteen kosteus, syöteen määrä (t/h) on laskettu jakamalla vuosimurskausmäärä 365 päivällä ja päivittäisillä työtunneilla, työtunnit on otettu YVA-selostuksesta (Kylylahti Copper Oy 2012), rajoittamaton päästö/vaihe (TSP tai PM10, kg/d) on lähtötietojen perusteella laskettu pölypäästö kutakin murskausvaihetta kohden, rajoittamaton päästö/vaihtoehto on saatu laskemalla yhteen vaihekohtaiset pölypäästöt kutakin vaihtoehtoa kohden, vaimennusprosessit ilmaisee pölypäästöjen vähentämisessä käytetyn menetelmän Taulukon 7 mukaan, rajoitettu päästö/vaihe (TSP tai PM10, kg/d) on laskettu rajoittamattomasta päästöstä kutakin murskausvaihetta kohden kertomalla rajoittamaton päästö pölyn vähentämismenetelmän läpipäästökertoimella (tässä tapauksessa 0,35, Kauppila et al. 2013) ja rajoitettu päästö/vaihtoehto (TSP tai PM10, kg/d) on saatu laskemalla yhteen vaihekohtaiset rajoitetut päästöt.

Taulukko 7. Mahdolliset päästön vaimennusprosessit (kts. Kauppila et al. 2013).

1. Tuulensuojamuuri
2. Materiaalin kastelu
3. Kotelointi, sykloni
4. Kotelointi, harjaus
5. Kotelointi, kangassuodattimet
6. Suljettu tai maanalainen
7. Sähköstaattinen suodatus

Tuloksista nähdään selkeästi päivittäisen hiukkaspäästön kasvu vuosittaisen murskausmäärän kasvussa. Vuorokautisen murskausmäärän laskentamenetelmästä johtuen (vuosimurskauksen määrä t/a / 365 d / päivittäisillä työtunneilla) päivittäisten työtuntien merkitys hiukkaspäästön suuruuteen ei ole merkityksellinen. Tilanne muuttuu, jos murskausta ei tehdä päivittäin tai käytössä on todelliset tai suunnitellut päivittäisen murskauksen määrät.

Rajoitettua päästöä vaihtoehtoa kohden kokonaispartikkelimäärälle (TSP, Taulukko 6.) voidaan pitää luotettavana laskennallisena arvona, jonka perusteella voidaan tehdä riskinarviointi päästön aiheuttamasta ympäristö- ja terveyshaitasta. Riskinarviointia varten olisi hyvä tehdä mallinnus pölyn kulkeutumisesta, jotta saataisiin arvio pölypitoisuuksista kaivosalueella ja sen ulkopuolella. Lisäksi pölypäästön määrää voidaan arvioida työterveyden kannalta. Rajoitettua päästöä vaihtoehtoa kohden alle 10 µm partikkelimäärälle (PM10, Taulukko 6.) voidaan pitää ainoastaan minimiarvona, koska päästökerrointaulukossa, kappaleessa murskauksen pölypäästöt, ei välimurskaukselle ole annettu päästökertoimen arvoa. Tämä tulee ottaa huomioon riskinarviointia tehtäessä.

Laskennassa käytetyt päästökertoimet ovat keskiarvoja useista eri kohteista (kts. Kauppila et al. 2013 ja siinä olevat viitteet). Paikallisella pölypäästöjen mittaamisella voidaan arviota tarkentaa huomattavasti.

3.5.5 Hihnakuljetus

Hihnakuljetuksen pölypäästöjä (raekoot PM10 ja PM2.5) on tarkasteltu vireillä olevan Kylylahti Copper Oy:n Luikonlahden rikastamon rikastuskapasiteetin lisääminen -ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Kylylahti Copper Oy 2012) esitettyjen vaihtoehtojen mukaan.

Hihnakuljetusta käytetään malmin siirtämisessä primäärimurskaimelta sekundäärimurskaimelle sekä tertiäärimurskaimelta varastosiiloon (kaksi hihnan lastausta). Lisäksi seulan ylitteestä jäävää palamalmia siirretään hihnakuljettimella varastosiiloon (kapasiteetti 600t) sekä sieltä palajauhatusseen. Syötteenmäärää ei kuitenkaan ole YVA-selostuksessa ilmoitettu, joten palamalmin kuljettamisesta johtuvaa pölypäästön lisääntymistä ei pystytä arvioimaan. Malmin kosteutta ei ole ilmoitettu YVA-selostuksessa, joten tarkastelussa oletetaan, että malmia ei kastella.

Vireillä olevassa ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Kylylahti Copper Oy 2012) rikastamon kapasiteetiksi esitetään kolmea eri vaihtoehtoa.:

- Vaihtoehto 0 (VE0)
 - o Rikastamon kapasiteetti säilyy ennallaan 550000 t/a ja hihnakuljetus murskaimelle ja siiloihin tapahtuu kahdessa vuorossa (16h/d)
- Vaihtoehto 1 (VE1)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 800000 t/a ja hihnakuljetus murskaimelle ja siiloihin tapahtuu kahdessa vuorossa (16h/d)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 800000 t/a ja hihnakuljetus murskaimelle ja siiloihin tapahtuu kolmessa vuorossa (24h/d)
- Vaihtoehto 2 (VE2)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 1000000 t/a ja hihnakuljetus murskaimelle ja siiloihin tapahtuu kahdessa vuorossa (16h/d)
 - o Rikastamon kapasiteetti nostetaan 1000000 t/a ja hihnakuljetus murskaimelle ja siiloihin tapahtuu kolmessa vuorossa (24h/d)

Luikonlahden rikastamolla kaikki hihnakuljettimet ovat koteloituja. YVA-selostuksessa koteloinnin tuuletusta ei ole määritelty, joten päästöjen vähentämismenetelmänä käytetään tässä tarkastelussa heikkotehoisinta menetelmää eli kotelointia ja syklonia. Menetelmä poistaa 65% syntyneestä pölystä (kts. Kauppila T. *et al.* 2013 ja siinä olevat viitteet).

Hihnakuljetuksesta aiheutuvan pölypäästön arviointi lasketaan alla olevien kaavojen sekä Kauppila T. *et al.* 2013 raportissa esitettyjen hihnakuljetuksen päästökertoimien ja päästöjen vähentämiskertoimien perusteella.

Hihnakuljetuksesta aiheutuvan rajoittamattoman pölypäästön (kg/d) laskemiskaava:

$$E = m * t * EF * L$$

jossa:

m = Hihnakuljettimelle lastatun materiaalin massa tuntia kohden (t/h)

t = Työtunnit vuorokaudessa

EF = Päästökerroin (kg/t)

L = Hihnan lastauskerrat

Pölypäästön vähentämisen laskentakaava:

$E_h = E * C_1 * C_2 \dots * C_n$ (kaikissa hihnan lastauksissa on sama kosteusprosentti, massa tai samat pölypäästöjen vähentämismenetelmät)

jossa:

E_h = päästön massa (kg, hallittu)

E = päästön massa (hallitsematon)

C_1-C_n = pölypäästöjen vähentämisen tehokkuuskertoimet kullekin käytetylle menetelmälle

Hihnakuljetuksesta aiheutuva pölypäästö Luikonlahden rikastamolla on esitetty Taulukossa 8. Syöteen määrä tuntia kohden on laskettu oletuksella, että murskaus on toiminnassa 365 vuorokautta vuodessa ja vaihtoehdon mukaisen päivittäisten käyttötuntien perusteella. Laskennassa on käytetty päästöjen vähentämisessä kotelointi- ja sykloniyhdistelmälle pölyn läpipäästökertoimena 0,35 (kts. Kauppila T. *et al.* 2013 ja siinä olevat viitteet).

Taulukko 8. Hihnakuljetuksesta aiheutuva pölypäästö Luikonlahden rikastamolla. (ND=ei arvoa)

Vaihtoehto	Prosessi	Kosteus	Syöteen määrä (t/h)	Työtunnit (h/d)	Lastauskerrat	Rajoittamaton päästö / vaihtoehto (kg/d)			Vaimennusprosessit	Rajoitettu päästö / vaihtoehto (kg/d)		
						TSP	PM10	PM2.5		TSP	PM10	PM2.5
VE0	Hihnalle lastaaminen ja hihnan vaihto	Kuiva	94,2	16	2	4,52	1,66	ND	3	1,58	0,58	ND
VE1	Hihnalle lastaaminen ja hihnan vaihto	Kuiva	137	16	2	6,58	2,41	ND	3	2,3	0,84	ND
VE1	Hihnalle lastaaminen ja hihnan vaihto	Kuiva	91,3	24	2	6,57	2,41	ND	3	2,3	0,84	ND
VE2	Hihnalle lastaaminen ja hihnan vaihto	Kuiva	171,2	16	2	8,22	3,01	ND	3	2,88	1,05	ND
VE2	Hihnalle lastaaminen ja hihnan vaihto	Kuiva	114,2	24	2	8,22	3,01	ND	3	2,88	1,058	ND

Taulukko 8:n vaihtoehtosarakkeessa ilmoitetaan YVA-selostuksen mukainen vaihtoehto toiminnalle, prosessisarakkeessa on kuvattu pölypäästöjä aiheuttava työvaihe, kosteussarakkeessa on syöteen kosteus, syöteen määrä (t/h) on laskettu jakamalla vuotuisen kuljetuksen määrä 365 päivällä ja päi-

vittäisillä työtunneilla, työtunnit on otettu YVA-selostuksesta (Kylylahti Copper Oy 2012), rajoittamaton päästö/vaihtoehto (TSP, PM10 tai PM2.5, kg/d) on lähtötietojen perusteella laskettu pölypäästö kutakin murskausvaihetta kohden, vaimennusprosessit ilmaisee pölypäästöjen vähentämiseksi käytetyn menetelmän taulukon 7 mukaan, rajoitettu päästö/vaihtoehto (TSP, PM10 tai PM2.5, kg/d) on laskettu rajoittamattomasta päästöstä kutakin murskausvaihetta kohden kertomalla rajoittamaton päästö pölyn vähentämismenetelmän läpipäästökertoimella (0,35).

Tuloksista havaitaan päivittäisen pölypäästön kasvu vuosittaisen kuljetusmäärän kasvaessa. Vuorokautisen kuljetusmäärän laskennasta johtuen päivittäisten työtuntien lisääminen tai vähentäminen ei vaikuta vuorokauden pölypäästön määrään. Tilanne muuttuu jos hihnakuljetus ei ole toiminnassa päivittäin tai laskennassa käytetään todellisia tai arvioituja syötteenmääriä.

Kokonaispartikkelimäärän (TSP) ja alle 10 µm (PM10) partikkelimäärän rajoitetun pölypäästön perusteella voidaan tehdä riskiarviointi päästön aiheuttamasta ympäristö ja terveyshaitasta. Arvion tekeminen edellyttää kuitenkin pölypäästön leviämisen mallintamista kaivosalueella ja sen ulkopuolella. Alle 2,5 µm (PM2.5) partikkelien pölypäästöä ei pystytä laskemaan, koska kuivalle materiaalille ei ole pystytty määrittämään päästökerrointa (kts. Kauppila et al. 2013 ja siinä olevat viitteet). Laskennassa käytetyt päästökertoimet ovat laskennallisia keskiarvoja useista eri kohteista. Paikallisella pölypäästöjen mittaamisella voidaan tarkentaa arviota.

3.6 Rikastushiekka-alueen pöly- ja suotovesipäästöt

3.6.1 Rikastushiekka-alueen pölypäästöt

Rikastushiekka-alueen pölypäästöt (kokonaispölypäästö, sekä raekoot PM10 ja PM2.5) on laskettu USEPA:n (1983) kaavan muokatulla versiolla (MDAQMD 2000) ja laskennassa on käytetty Ilmatieteen laitoksen toimittamaa säädettä. Sademäärät on mitattu Outokummun Viuruniemessä vuosina 2002 – 2011 ja tuuliolosuhteet Joensuun Liperin lentokentällä vuosina 2007 – 2011.

Kylylahden kaivoksella louhittu kupari-koboltti-malmi kuljetetaan rikastettavaksi Luikonlahden rikastamolle. Rikastamolla malmi esikäsitellään murskaamalla ja jauhamalla, jonka jälkeen se rikastetaan vaahdottamalla rikastuspiireissä. Prosessissa muodostuu kaivannaisjätteenä rikastushiekkaa, joka pumpataan ja varastoidaan rikastushiekka-altaaseen. Rikastamon kapasiteetti on 550 000 tonnia malmia vuodessa, josta muodostuu rikastushiekkaa noin 350 000 tonnia eli 62 % syöttestä. (Kylylahti Copper 2012)

Rikastushiekka-alueen pölypäästöjen päästökerroin pölyämiselle (kg/ha/päivä) voidaan laskea kaavalla:

$$E = J \cdot 1.9 \cdot (s/1.5) \cdot [(365-p)/235] \cdot (f/15)$$

jossa,

J = hiukkasten aerodynaaminen kerroin

J(TSP) = 1.0 (kokonaispölyäminen)

J(PM10) = 0.5

J(PM2.5) = 0.2

s = silttipitoisuus

p = niiden päivien lukumäärä, jolloin sademäärä on yhtä suuri tai yli 0.25 mm

f = prosenttimääräisesti aika, jolloin tuulen nopeus kasan keskikorkeudella ylittää 5.4 m/s

Luikonlahden rikastushiekka-altaan kokonaispinta-ala on 25 hehtaaria. Koko ala ei kuitenkaan ole eroosiolle alttiina, sillä noin 50 % alueesta on veden peittämää tai kosteaa. Kaava olettaa, että eroosiolle altista alaa "häiritään" jatkuvasti, jolloin tuoretta eroosiolle altista materiaalia on aina saatavilla. Kaava ei myöskään ota huomioon talvikauden lumipeitettä. Tästä johtuen laskennallinen pölypäästö on luultavasti todellisuutta suurempi.

Toiminnanharjoittajan mukaan rikastushiekan silttipitoisuus on keskimäärin noin 13 %. Ilmatieteen laitoksen toimittaman säädatan mukaan niiden päivien lukumäärä, jolloin sademäärä on alueella yhtä suuri tai yli 0.3 mm (tässä 0.25 = 0.3 koska mittausdataa on saatavilla vain yhden desimaalin tarkkuudella) on vuodessa keskimäärin 159 (vuosien 2002 – 2011 tarkastelujakso). Tuulen nopeus ylittää alueella 5.4 m/s viiden vuoden tarkastelujakson (2007 – 2011) perusteella 7.2 % ajasta.

Päästökertoimeksi saadaan:

$$E(\text{TSP}) = 6,93 \text{ kg/ha/d}$$

$$E(\text{PM}_{10}) = 3,46 \text{ kg/ha/d}$$

$$E(\text{PM}_{2.5}) = 1,39 \text{ kg/ha/d}$$

Tuulieroosion aiheuttama vuotuinen pölypäästö saadaan kertomalla päästökerroin E varastointialueen tuulieroosiolle alttiilla pinta-alalla (12,5 ha) ja 365:llä:

Vuotuinen kokonaispölypäästö = **31 618 kg**

Vuotuinen pölypäästö raekoolle PM₁₀ = **15 786 kg**

Vuotuinen pölypäästö raekoolle PM_{2.5} = **6 342 kg**

Laskennalliset tulokset ovat luultavasti suurempia kuin todellisuudessa.

Pölyävän aineksen koostumus vastaa rikastushiekan koostumusta. Toiminnanharjoittajalta saadut rikastushiekan alkuainepitoisuudet on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 9. Luikonlahden rikastushiekan pitoisuuksia (mg/kg).

S %	Cu	Zn	Co	Ni	As	Pb	Sb	Cr	V
0,6	300	200	100	200	40	50	110	1310	210

3.6.2 Suotovesipäästöt

Luikonlahden rikastamolta tuleva liete johdetaan rikastushiekka-altaaseen. YVA-selvityksen mukaan lietteen määrä on n. 1.7 Mm³/v (Kylälahti copper Oy 2012). Allaolevassa taulukossa on puolen vuoden keskiarvokoostumus Luikonlahden rikastamolalta tulleesta rikastushiekan suotovedestä loppuvuonna 2012.

Taulukko 10. Luikonlahden rikastushiekka-altaan suotovesien keskiarvokoostumus puolen vuoden seurantajaksolla vuonna 2012.

pH	EC	SO ₄	Cu	Co	Ni	Zn	Fe
	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
7.7	78.8	353	0.013	0.022	0.074	0.027	0.192

3.7 Energiantuotannon päästöt

Energiantuotannon päästöjä on tarkasteltu vireillä olevan Kylylahti Copper Oy:n Luikonlahden rikastamon rikastuskapasiteetin lisääminen -ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Kylylahti Copper Oy, 2012) esitetyn kevyen polttoöljyn kulutuksen mukaan.

Luikonlahden rikastamon prosessi ja koneet toimivat sähköllä, joka tuodaan paikalle ilmajohtoja pitkin. Sähkön kulutukseksi arvioidaan YVA-selostuksessa 25000 MWh/a. Ulkopuolelta tuodun energian päästöjä ei arvioida tässä tarkastelussa. Rakennusten ja prosessien lämmittämiseen öljykattilalla arvioidaan YVA-selostuksen mukaan käytettävän 100 m³/a kevyttä polttoöljyä.

YVA-selostuksessa ei ole ilmoitettu päästöjen rajoittamismenetelmiä energiantuotannossa, joten tässä tarkastelussa käytetään lämmitysenergian päästökertoimina rajoittamattomia arvoja. Päästökerrointaulukossa (http://fi.opasnet.org/fi/Liite_energiantuotannon_päästökertoimet) ei ole määritelty päästökertoimia erikseen kevyelle polttoöljylle, joten tässä tarkastelussa käytetään dieselin päästökertoimia.

Päästöjen arvioinnin laskemisessa on oletettu, että energiantuotanto on käynnissä 365 d/a ja se toimii ympäri vuorokauden. Todellisuudessa tilanne ei ole näin vaan rikastamon kokonaisriskinarvioinnissa tulisi ottaa huomioon pieni paikallinen energiantuotanto kesäaikaan ja suuri paikallinen energiantuotanto talviaikaan.

Luikonlahden rikastamoalueella tapahtuvan energiantuotannon päästöt (kg/d) voidaan laskea kaavalla:

$$E_s = A * EF_s * t * CE_1 * CE_2 * \dots * CE_n$$

jossa:

A = Polttoaineen kulutus tunnissa (tonnia, m₃) tai tuotetun energian määrä (MJ, PJ, kWh)

EF_s = päästökerroin (kg/ton, kg/MJ, kg/kWh, kg/m₃, kg/PJ)

t = käyttötunnit vuorokaudessa

$CE_1 * CE_n$ = päästöjen vähentämisen läpipäästökertoimet kullekin käytetylle menetelmälle.

Päästökertoimet boilerien päästökerrointaulukossa dieselille annetaan kilogrammoina kulutettua polttoainetonna kohden. Kulutetun polttoaineen tilavuus on muutettu massaksi kertomalla se tiheydellä. Tässä tarkastelussa tiheytenä käytettiin arvoa 830 kg/m³ (Neste Oil a, Neste Oil 2007). Ra-

joittamattomalle päästölle päästöjen vähentämisen läpipäästökertoimenä käytettiin arvoa 1. Luikonlahden rikastamon rakennusten lämmittämisen syntyvät päästöt vuorokautta kohden on esitetty taulukossa 11.

Taulukko 11. Luikonlahden rikastamon lämmitysenergian tuotannosta syntyvät päästöt vuorokautta kohden eri haitta-aineille.

Suure	Haitta-aine	Poltto- aine	Tiheys (kg/m ³)	Kulutus (m ³ /h)	Kulutus (ton/h)	Päästö- jen rajoit- taminen	Teho	Päästö- kerroin	Käyttö- tunnit (h/d)	Päästö (kg/d)
kg/ton	CO	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	6,80E-01	24	0,15442
kg/ton	NOx	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	2,72E+00	24	0,617679
kg/ton	PM10	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	1,40E-01	24	0,031792
kg/ton	PM2,5	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	3,00E-02	24	0,006813
kg/ton	PAH- yhdisteet (B[a]Peq)	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	2,25E-04	24	0,000051
kg/ton	SO2	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	1,93E-02	24	0,004383
kg/ton	Total VOC	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	2,72E-02	24	0,006177
kg/ton	As ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	7,72E-05	24	0,000018
kg/ton	Be ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	5,79E-05	24	0,000013
kg/ton	Cd ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	5,79E-05	24	0,000013
kg/ton	Cr(III) yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	5,79E-05	24	0,000013
kg/ton	Cu ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	1,16E-04	24	0,000026
kg/ton	Pb ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	1,74E-04	24	0,00004
kg/ton	Hg ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	5,79E-05	24	0,000013
kg/ton	Ni ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	5,79E-05	24	0,000013
kg/ton	Polyklooratut dioksiinit ja furaanit (TEQ)	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	4,49E-10	24	0
kg/ton	Mn ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	1,16E-04	24	0,000026
kg/ton	Se ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	2,92E-04	24	0,000066
kg/ton	Zn ja yhdisteet	Diesel	830	0,0114	0,0095	Rajoittamaton	≤ 30MW	5,79E-05	24	0,000013

Luikonlahden rikastamon lämmitysenergian tuotannosta syntyvät päästöt vuorokaudessa ovat pieniä lukuun ottamatta hiilimonoksidin (CO) ja typen oksidien päästöjä (NO₂). Vuosipäästöt voidaan laskea kertomalla kunkin haitta-aineen vuorokausipäästö vuorokausien lukumäärällä (365 d). Polykloorattujen dioksiinien ja furaanien päästöt tulisi laskea vielä useamman desimaalin tarkkuudella, jotta vuosipäästöjä voitaisiin tarkastella.

4 MITATUT JA ARVIOIDUT PITOISUUDET LUIKONLAHDELLA

Päivi Kauppila (GTK), Tommi Kauppila (GTK), Maria Nikkarinen (GTK), Teemu Karlsson (GTK), Soile Backnäs (GTK), Lauri Solismaa (GTK), Pekka Forsman (GTK), Jouni Tuomisto (THL) ja Jari Mäkinen (GTK)

Riskinarviointi voidaan toteuttaa mitattujen tai arvioitujen pitoisuuksien pohjalta. Koska Luikonlahden kaivosalue on vanha kaivosalue, josta on hyvin saatavilla olemassa olevaa tutkimustietoa, käytettiin riskinarvioinnin tukena aikaisemmin tai hankkeen aikana mitattuja pitoisuuksia.

4.1 Pölyn leviäminen

Kaivostoiminnasta ja rikastamisesta syntyy suuret määrät pölyä ja pakokaasuja. Tässä alustavassa arviossa keskitytään alle 2.5 mikrometrin hiukkasiin eli PM2.5:een, koska niiden terveysvaikutukset on todettu merkittävimmiksi. Toinen, tekninen syy on se, että käytettävissä oleva leviämismalli laskee pitoisuudet PM2.5:lle, ja sen käyttäminen suuremman kokoluokan hiukkasiin liioittelisi pitoisuuksia selvästi, koska ne laskeutuvat maahan paljon nopeammin. PM2.5-arvioita oli kuitenkin käytettävissä useimmille tarkasteltaville prosesseille.

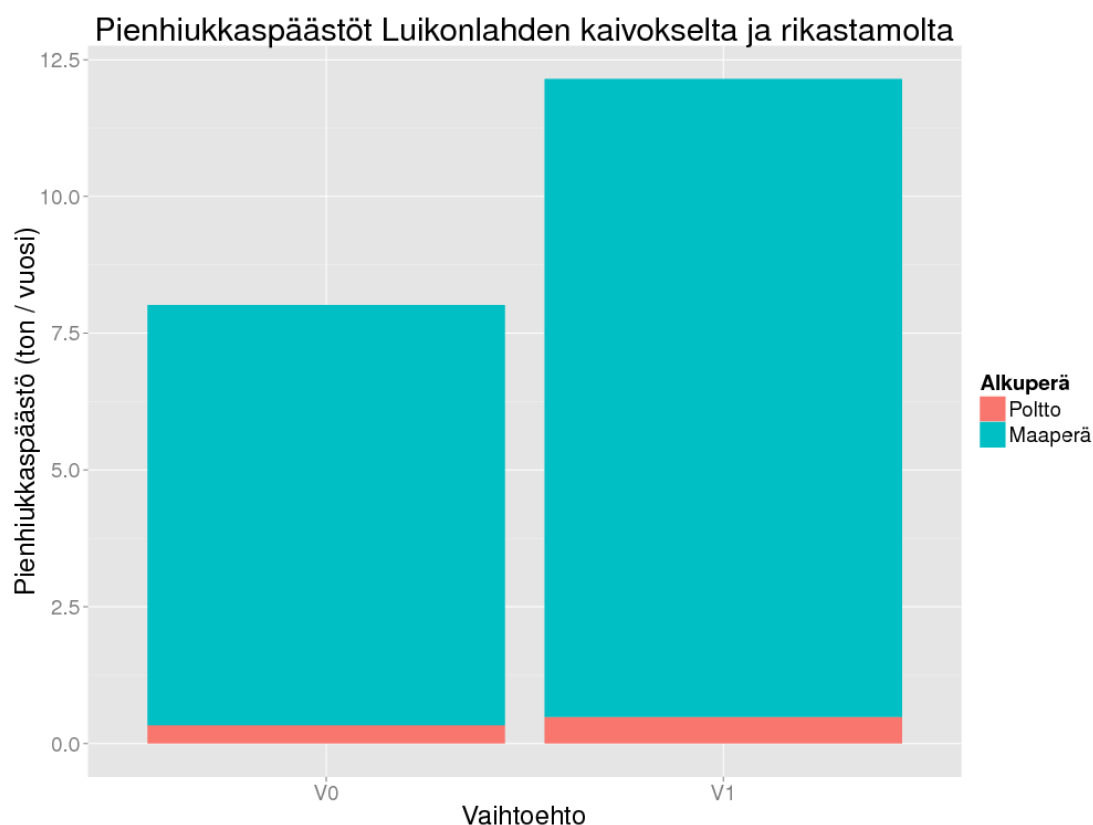
Alustavassa arvioinnissa on katsottu sekä maaperästä että polttoprosesseista peräisin olevia hiukkasia. Usein polttohiukkasia on pidetty vaarallisempina, mutta on perusteltua pitää kaikkia pienhiukkasia terveydelle vaarallisina, ja monet asiantuntijat mieluiten eivät erottele myrkyllisyyttä koostumuksen perusteella vaan pitävät niitä ainakin nimellisesti yhtä vaarallisina. Lisäksi tiedetään, että reaktiiviset hiukkaset ovat usein inaktiivisia vaarallisempia, ja kaivostoiminnan hiukkaset ovat tyypillisesti tuoreita jauhamisen synnyttämiä ja siksi reaktiivisempia kuin pitkään ilman kanssa kosketuksissa olleet hiukkaset.

Pienhiukkaspitoisuus laskettiin 10 - 15 km:n päähän Luikonlahden kaivoksen ympäristöön. Käytetty leviämis- ja altistusmalli on tarkkuudeltaan vain yksi kilometri. Kilometriresoluutio on riittämätön erityisesti arvioitaessa päästölähteen lähellä muutaman sadan metrin päässä tapahtuvaa altistumista. Malli luultavasti vähättelee vaihtoehtojen eroja ja kokonaisvaikutuksia. Kuitenkin pitoisuuksien suuruusluokasta saadaan mallilla jokin käsitys. Lisäksi päästölähteen välittömässä läheisyydessä on vain vähän ihmisiä varsinkin arvioinnin kannalta, joka ei tarkastele kaivoksen työntekijöitä. Laskentamalli on yksityiskohtineen nähtävissä Opasnetissa sivulla http://fi.opasnet.org/fi/Luikonlahden_ilmapäästöt. Mallia on myös mahdollista ajaa itse uudestaan.

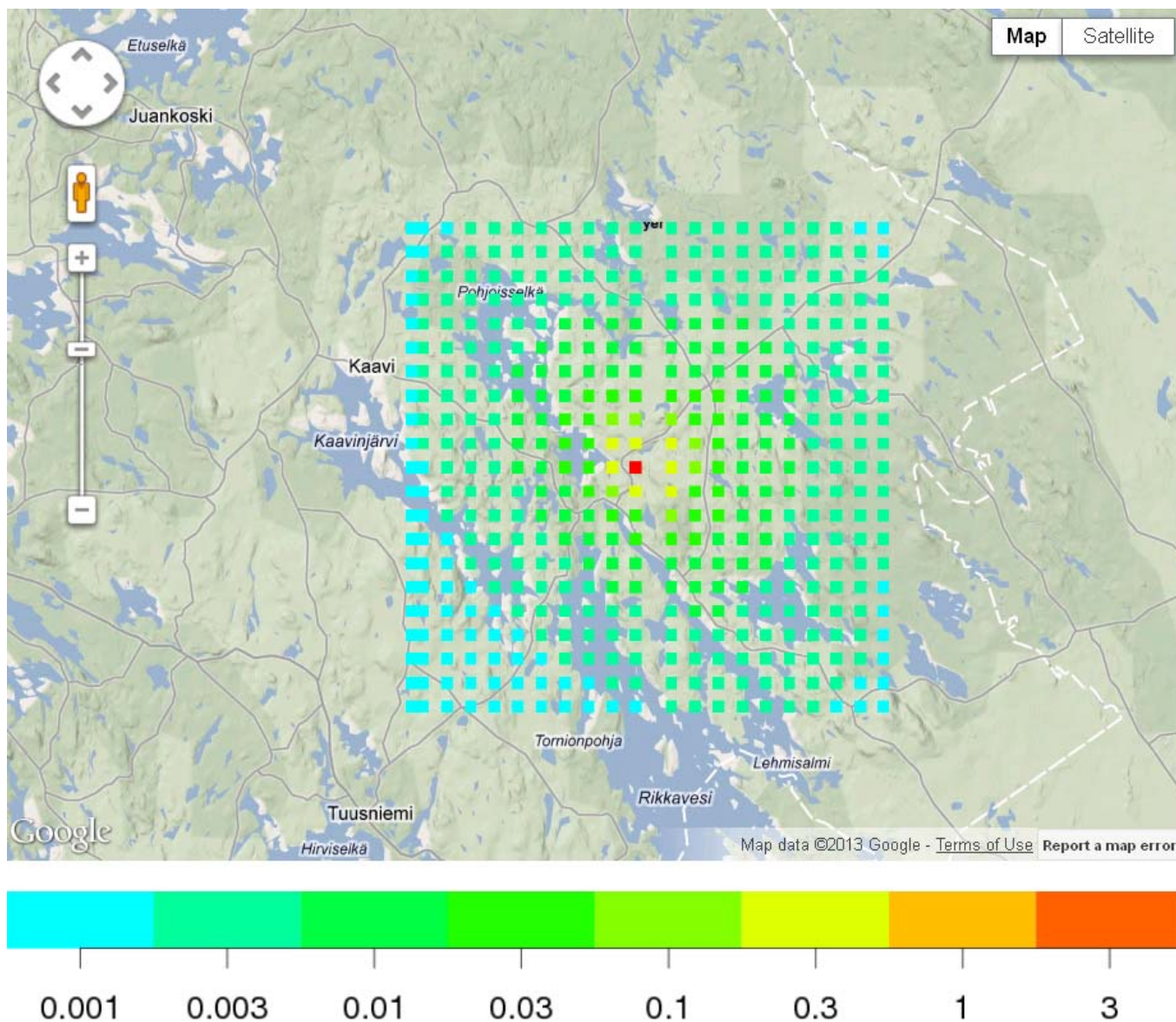
Taulukko 12. Luikonlahden kaivoksen ja rikastamon pienhiukkaspäästöt nykyvaihtoehdossa (V0) ja laajennusvaihtoehdossa (V1).

Pienhiukkaspäästöt eri tilanteissa.
Fine particle emissions in different scenarios.

Paikka	Vaihtoehto	Leveyspiiri	Pituuspiiri	Hiukkaskoko	Päästö (ton /vuosi)
Luikonlahti	V0	62.937734	28.712769	PM2.5	8.01
Luikonlahti	V1	62.937734	28.712769	PM2.5	12.25



Kuva 6. Luikonlahden kaivoksen ja rikastamon kaikki pienhiukkaspäästöt nykyvaihtoehdossa (V0) ja laajennusvaihtoehdossa (V1). Päästöt on jaoteltu alkuperän mukaan polttoprosesseihin (liikenne, energiantuotanto) ja maaperään (kaivostoiminnan pölyt).



Kuva 7. Luikonlahden kaivoksen ja rikastamon pienhiukkaspäästöjen aiheuttama pitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kaivoksen ympäristössä.

Pienhiukkasten aiheuttama altistuminen johtaa suuruusluokkaa 0.01 ylimääräiseen kuolemantapaukseen vuodessa. Nämä ovat pääasiassa sydän- ja verenkiertoelimistön sairauksiin liittyviä kuolemantapauksia. Vaihtoehto V1 aiheuttaa noin 50 % suuremmat vaikutukset kuin perusvaihtoehto V0. Arvio perustuu MINERAn osamalliin, joka laskee pienhiukkasten leviämisen ja sen jälkeen ennenaikaisen kuolleisuuden 10 - 15 kilometrin säteellä päästölähteestä. Pienhiukkasten annosvaste perustuu epidemiologiseen kirjallisuuteen. Tarkempi kuvaus ja viitteet löytyvät sivulta http://fi.opasnet.org/fi/Pölyn_leviäminen_kaivosalueelta.

4.2 Pitoisuudet humuksessa

Kaivostoiminnan merkittävin ja potentiaalisin maaperän pintaosia pilaava syy ja reitti on laskeuma ilmasta pölypäästönä. Pintamaasta otetut näytteet, tavallisesti sammal- ja humusnäytteet antavat alkuainepitoisuuksien lähtötason ilman kautta tapahtuvalle metallien kulkeutumiselle. Arvioitaessa haitta-aineiden leviämistä ja pitoisuuksien kasvua ympäristön maaperän pintaosissa, on tarkasteltava alueella käsiteltävien materiaalien ominaisuuksia ja mahdollisia leviämisreittejä. Erilaisia pölyämisen lähteitä ja pölyn kulkeutumista on käsitelty aiemmissa kappaleissa.

Luikonlahden kaivosalueella on tuotettu vuosien 1958–1983 aikana kupari-, nikkeli-, kobolttinikkeli-, sinkki- ja rikkirikasteita Outokumpu-tyypin malmiesiintymästä. Metallimalmin tuotannon loppupuolella rikastamalla aloitettiin talkin rikastaminen. Rikastushiekka-alueen, jonka pölyäminen on yksi suurin pölypäästön aiheuttaja, aines sisältää mm. arseenin, kobolttin, kromin, kuparin, nikkelin, rikin ja sinkin kohonneita pitoisuuksia (Heikkinen & Räisänen 2009). Käsiteltävien materiaalien ominaisuuksien perusteella voidaan arvioida, että pölyämiselle alttiina olevien alueiden humuksen haitta-ainepitoisuudet saattavat nousta erityisesti edellä mainittujen alkuaineiden osalta. Kohonneita pitoisuuksia on havaittavissa suunnilleen 500 metrin säteellä päästölähteistä.

Numeroarvojen saamiseksi mm. ekologista riskinarviointia varten, alueelta otettiin humusnäytteitä, joiden analyysitulokset on koottu seuraaviin kappaleisiin.

4.2.1 Mitatut humuksen haitta-ainepitoisuudet

Taulukossa 1 on esitetty Luikonlahden kaivosalueen humusnäytteiden kuivapainon metallien kokonais- ja helppoliukoisten pitoisuuksien mediaani, keskihajonta, minimi- ja maksimipitoisuus (mg-1 kg dw) sekä koko maan metallipitoisuuksien keskiarvo humukselle.

Arseeni

Humuksen kokonaisarseenipitoisuudet vaihtelivat välillä 0.92 - 68 mg/kg mediaanin ollessa 3.2 mg. Anomaaliset As pitoisuudet sijoittuvat keskeiselle toiminta-alueelle ja rikastushiekka altaan lähialueelle.

Koboltti

Luikonlahden humuksen Co pitoisuudet vaihtelevat 2.6 - 133 mg/kg ja mediaani on 10 mg/kg. Luikonlahden humuksen Co-pitoisuudet eivät ylitä pilaantuneen maan ylintä ohjearvoa ja alin ohjearvokin ylittyy vai yhdessä toiminta-alueen pohjoispuolelta otetussa näytteessä. Kobolttin kynnysarvot ylittyvät toiminta-alueen läheisyydessä ja luontainen taustapitoisuus saavutetaan toiminta-alueesta noin 500 m etäisyydellä. Kobolttin alueellinen jakautuminen muistuttaa läheisesti nikkelin levinneisyyttä.

Kromi

Luikonlahden humus sisältää keskimäärin tavanomaista runsaammin kromia mediaanipitoisuuden ollessa 53 mg/kg. Ylimmän ohje-arvon ylittävät pitoisuudet ovat rikastamorakennusten läheisyydessä ja jäte-alueen pohjoisreunalla. Kokonaisuudessaan kynnysarvon ylitykset rajautuvat toiminta-alueelle.

Kupari

Luikonlahden humuksen kuparin kokonaispitoisuudet vaihtelivat välillä 20 - 680 mg/kg. Luikonlahden alueella mediaanipitoisuus on lähes kymmenkertainen koko Suomen vertailulukuun verrattuna. Humuksen suurimmat kuparipitoisuudet sijoittuvat vanhojen metallilouhosten ja läjitysalueiden läheisyyteen. Edelleen metallimalmin rikastus- ja lastaustoimintojen alueilla kuparipitoisuudet ovat suurimmillaan. Jätealueen länsipuolella on selvästi taustapitoisuuksia suuremmat Cu-pitoisuudet. Voimakkaimmin kuormittuneen alueen ulkopuolella noin 500 m etäisyydellä keskeisen toiminta-alueen ulkopuolella on vyöhyke, jossa pitoisuudet ovat selvästi anomaaliset mutta vähenevät asteittain etäisyyden toiminta-alueesta kasvaessa. Kynnysarvon alittavat Cu-pitoisuudet sijoittuvat yleensä yli 500 m etäisyydelle päästölähteestä.

Nikkeli

Humuksen nikkelin kokonaispitoisuudet vaihtelivat 7 - 596 mg/kg. Luikonlahden kohteen humusten Ni mediaanipitoisuus on 10 kertaa suurempi kuin koko Suomen vertailuluku. Ylemmän PIMA-ohjearvon (250 mg/kg) ylittävät Ni-pitoisuudet sijoittuvat keskeiselle malmin käsittelyn toiminta-alueelle mutta sen lisäksi jätealueen pohjoisosan lähialueelle. Alemman ohjearvon ylittäviä Ni-pitoisuuksia esiintyy satunnaisesti n. 1 km etäisyydellä suuren jätealueen lounaispuolella. Yleisesti kynnysarvot alittuvat kun etäisyys toiminta-alueesta ylittää 500 m.

Rikki

Luikonlahden humuksen totaaliirikkipitoisuus vaihteli 427 - 4830 mg/kg. Rikin mediaaniarvo 1550 mg/kg on lähellä koko maan keskiarvoa. Rikin alueellinen jakautuminen osoittaa, että keskimääräistä suuremmat rikkipitoisuudet sijoittuvat toiminta-alueelle tai sen läheisyyteen.

Sinkki

Sinkin mediaanipitoisuus on yleensä humuksessa suurempi kuin muiden perusmetallien, sillä sinkki on kasveille hivenravinne. Luikonlahden humuksen Zn mediaanipitoisuus on 89 mg/kg. Maaperän sinkin kynnysarvot ylittyvät vain neljässä pisteessä Luikonlahden kaivosalueella. Ylin ohjearvo ylittyy kohdassa, johon on läjitetty varhaisimman toiminnan aikaista malmia.

Luikonlahden kaivosalueella humuksen As-, Co-, Cr-, Cu-, Ni-, V-, Fe-, Mg- ja Zn-pitoisuudet ovat moninkertaiset Suomen humusten keskimääräisiin pitoisuuksiin verrattuna. Kaivosalueen ympäristössä kaivostoimintaan liittyvien metallien pitoisuudet pienenevät, kun etäisyys toiminta-alueeseen kasvaa. Suurimmat pitoisuudet sijoittuvat pääsääntöisesti alle 500 metrin päähän pölypäästön aiheuttajasta. Humustutkimuksen perusteella humusnäytteen ja alla olevan kivennäismaan metallipitoisuuksien vastaavuus on heikko. Kivennäismaan suurin Co pitoisuus on eri pisteessä kuin humuksen suurin Co pitoisuus. Samoin suurin humuksen Cu pitoisuus on pisteessä, jonka kivennäismaan pitoisuudet eivät ole suuremmat kuin muissa pisteissä. Myöskin humuksen Ni pitoisuuksien yhteys kivennäismaan pitoisuuksiin on heikko. (Nikkarinen & Karlsson 2012)

Taulukko 13. Luikonlahden kaivosalueen humusnäytteiden kuivapainon metallien kokonais- ja helppoliukoisten pitoisuuksien mediaani, keskihajonta, minimi- ja maksimipitoisuus (mg/kg dw) sekä koko maan metallipitoisuuksien keskiarvo humukselle (Salminen et al. 2003). Taustapitoisuus on määritetty kaivosalueen ulkopuolelta otetuista humusnäytteistä.

	Arseeni	Kadmium	Koboltti	Kromi	Kupari	Nikkeli	Lyijy	Seleen	Sinkki	Vanadiini
KOKONAISPITOISUUDET										
KAIVOSALUE (n=26)										
Mediaani	13,3	0,47	23,6	139	126	161	28,1	0,64	152	48,65
Keskihajonta	17,69	0,49	18,41	179,1	158,3	171,5	13,2	0,48	100,8	41,27
Minimi	1,61	0,2	5,28	29,9	33,1	25,3	15,3	0,25	49,1	12,5
Maksimi	67,9	2,54	69,3	855	680	596	71,4	2,23	514	172
KAIVOSALUEEN LÄHIYMPÄRISTÖ (n=39)										
Mediaani	2,68	0,41	6,6	43,4	53,1	32,2	30,9	0,25	76,2	28,5
Keskihajonta	3,86	0,2	6,66	54,24	101	32,56	10,9	0,33	35,18	26,11
Minimi	0,92	0,15	2,55	5,7	19,3	7,17	8,39	0,25	28,5	14
Maksimi	24	1,09	32,6	315	417	152	62,2	1,54	187	135
LIUKOISET PITOISUUDET										
KAIVOSALUE (n= 26)										
Mediaani	0,3	0,2	2,7	0,7	3,3	7,9	9,3	*	50,1	0,7
Keskihajonta	2	0,2	5,4	0,8	18,8	29,2	4,3	*	32,4	1,8
Minimi	0,3	0	0,7	0,1	0,1	1,8	1,7	*	9,9	0,1
Maksimi	13,1	1,3	23,2	4,3	109	144	22,4	*	155	9,9
KAIVOSALUEEN LÄHIYMPÄRISTÖ (n=39)										
Mediaani	0,3	0,2	2,1	0,6	2	6,2	10,2	*	0,6	42,6
Keskihajonta	0,3	0,2	2,7	0,4	14,1	8,6	3,5	*	1,3	20,7
Minimi	0,3	0	0,7	0,1	0,1	1,8	1,7	*	0,1	9,9
Maksimi	2,1	0,7	15,7	2	65,4	42,9	17,2	*	8,4	89
TAUSTAPITOISUUDET										
LUIKONLAHTI (n=2)										
Kokonaispitoisuus	2,7	0,1	3	18,1	11,6	12,3	11,8	0,5	42,3	28,5
Liukoinen pit.	<1	0,7	2,7	<0,2	3,7	4,7	11,2	*	39	0,4
KOKO MAA										
Kokonaispitoisuus	1,3	0,3	1,1	3,9	7,9	4,6	30,8	0,5	40,5	6,9

4.3 Pitoisuudet maaperässä

Kaivosalueen ja sen ympäristön maaperän pilaantumisen arvioimiseksi ei ole olemassa yleispätevää kaavaa. Arvioitaessa haitta-aineiden leviämistä, on tarkasteltava alueella käsiteltävien materiaalien ominaisuuksia ja mahdollisia leviämisreittejä. Haitta-aineiden lähteitä ja kulkeutumista vesien mukana on käsitelty aiemmissa kappaleissa. Maaperän syvempiä osia pilaava kaivostoiminnasta aiheutuva syy on todennäköisimmin kontaminoituneen pinta- tai pohjaveden vaikutus. Maaperän pilaantuneisuuden arviointia vaikeuttaa alueen luontaisesti korkeat metallien taustapitoisuudet. Alueen

kallioperästä johtuen taustapitoisuudet ovat keskivertoa korkeammalla tasolla, erityisesti alkuaineiden Co, Cr, Cu, Ni ja Zn osalta.

Metallit voivat olla maaperässä pysyvässä ja heikosti kulkeutuvassa tai liukoissa ja helpommin liikkuvassa muodossa. Haitta-aineiden olomuodosta riippuu, kuinka helposti ne ovat eliöstön saatavilla, kuinka helposti ne kulkeutuvat tai voivat lähteä kulkeutumaan olosuhteiden muuttuessa. Riskinarvioinnin kannalta tärkeintä on liukoisen, helpommin liikkuvan ja eliöstölle saatavilla olevan metallipitoisuuden arviointi. Biosaatavuuden kannalta seuraavilla maaperän metallifraktioilla on tärkeä rooli: maaveden sisältämät metallit, metallisaostumat, savimineraaleihin, oksideihin, hydroksideihin ja orgaaniseen ainekseen kiinnittyneet metallit, sekä mineraalien kiderakenteissa olevat metallit. Kaikki fraktiot ovat dynaamisessa tasapainossa ja ainoastaan maaveden metallit ovat suoraan kasvien saatavilla. Maavesi on suorassa kontaktissa maaperän kiinteiden aineiden kanssa ja muutokset fraktioiden suhteissa riippuvat useista geokemiallisista prosesseista. Metallien jakautuminen eri fraktioiden välillä riippuu esimerkiksi maaperän pH:sta, redox-potentiaalista ja erilaisten orgaanisten ja epäorgaanisten reagenssien eli ligandien esiintymisestä.

Hapetus-pelkistys -potentiaali (redox -potentiaali) ja pH ovat maa-aineksen tärkeitä ominaisuuksia erityisesti metallisten haitta-aineiden liukoisuuden ja kulkeutumisen kannalta. Yleisesti metallien liukoisuus on voimakkainta happamissa pelkistävässä olosuhteissa. pH:lla on redox-potentiaalia suurempi merkitys. (Chuan et al. 1996) Maaperän happamuus ilmoitetaan logaritmisella pH-asteikolla arvoilla 0-7 (hapan) ja 7-14 (emäksinen). Käytännössä maaperän pH-arvot vaihtelevat pääsääntöisesti välillä 4-9. Happamuuden lähteitä maaperässä ovat esimerkiksi ilmakehän hiilidioksidi, maatuva orgaaninen aine, sekä sulfidimineraalien rapautuminen. Happamuutta vähentävät emäskationeja sisältävät helposti rapautuvat mineraalit, kuten karbonaatit. Maaperän pH-arvoa mitattaessa mitataan maa-aineksessa olevan veden pH. Mitä alhaisempi pH, sitä suurempi on positiivisten vetyionien (H^+) aktiivisuus liuoksessa. (DeLaune & Reddy 2005)

Maaperän partikkelien pintavaraus on pH-riippuvainen ja se vaikuttaa metallien pidättymiseen maahan. Partikkelien pintavaraus on negatiivinen neutraaleissa ja emäksisissä olosuhteissa, joten positiiviset metallikationit voivat kiinnittyä niihin kationinvaihtoreaktioiden kautta. Happamissa olosuhteissa maaperän kyky sitoa metalleja estyy (Nikkarinen et al. 2008). Redox-potentiaali (Eh) riippuu hapettimien ja pelkistimien konsentraatioista maaperässä. Hapettimia ovat esimerkiksi O_2 ja NO_3^- , pelkistimiä esimerkiksi Fe^{2+} , Mn^{2+} ja S^{2-} . Hapetus-pelkistysreaktiossa pelkistin siirtää elektronin hapettimelle. Maaperän redox-olosuhteet voivat olla pelkistäviä (-300-0 mV), melko pelkistäviä (0-400 mV), tai hapettavia (400-700 mV) (DeLaune & Reddy 2005). Ns. Pourbaix-diagrammien avulla voidaan päätellä eri alkuaineiden olomuotoja erilaisissa Eh/pH -olosuhteissa.

Luikonlahden kaivosalueella on tuotettu vuosien 1958–1983 aikana kupari-, nikkeli-, kobolttinikkeli-, sinkki- ja rikkirikasteita Outokumpu-tyypin malmiesiintymästä. Metallimalmin tuotannon loppupuolella rikastamalla aloitettiin talkin rikastaminen. Käsiteltävien materiaalien ominaisuuksien perusteella voidaan arvioida, että kaivostoiminnalle alttiina olevien vesien kulkeutumisreiteillä maaperän haitta-ainepitoisuudet saattavat nousta erityisesti nikkelin, kobolttin, sinkin ja kuparin osalta.

Numeroarvojen saamiseksi mm. ekologista riskinarviointia varten, alueelta otettiin ympäristönäytteitä, joiden tulokset on koottu seuraaviin kappaleisiin. Tässä on esitetty pääpiirteissään yhteenvetoraportti Luikonlahden maaperän ympäristönäytteenottotutkimuksista vuosina 2010-2011. Kartat ja muut liitteet ks. alkuperäinen raportti (Kauppila P. et al. 2013).

4.3.1 Näytteenotto

Tutkimusalueelta kairattiin ympäristönäytteitä yhteensä 9 pisteestä, joista 8 kpl kairattiin lokakuussa 2010 (PV02, PV03, PV05, PV07, PV10, PV12, Mpk04 ja PV11) ja 1 kpl heinäkuussa 2011 (PV23). Ympäristönäytteet otettiin samoista pisteistä, joihin asennettiin pohjaveden havaintoputket.

Kairaukset tehtiin Telacat-kairakoneella tutkimuspisteen maaperästä riippuen joko maaputkikairauksena halkaistavaan näytteenottoputkeen tai mäntäkairalla. Jokaisesta tutkimuspisteestä kuvattiin maalajikerrokset, maaperän vedellä kyllästyneisyys sekä tehtiin visuaaliset havainnot maalajien väreistä (rautasaostumien esiintyminen) yms. Lisäksi jokainen profiili valokuvattiin.

Näyteprofiileista otettiin kaksi osanäytettä – toinen pohjaveden pinnan yläpuolisesta maakerroksesta ja toinen pohjaveden pinnan alapuolelta. Osanäytteet pyrittiin ottamaan siten, että ne olisivat edustaneet samaa maalajitetta. Havaintopisteestä PV12 saatiin ainoastaan yksi osanäyte (#1/180–230 cm), koska profiili oli kauttaaltaan niin kivistä moreenia. Rikastamon alueella sijaitsevasta profiilista Mpk04 (PV04) otettiin poikkeuksellisesti 4 osanäytettä, sillä profiilin pintaosa koostui täytemaasta ja luonnollisia hiesukerroksia peitti myös turvekerros. Turve pidättää yleensä tehokkaammin metalleja kuin mineraalimaa, joten myös turpeen ominaisuudet haluttiin tutkia.

Osanäytteet pussitettiin aluksi suuriin muovipusseihin, joissa ne homogenisoitiin, ja joista ne jaettiin edelleen valkoisella muovikauhalla 3 laboratorionäytteeksi: geokemian näytteeksi, raekokonaikseen ja Kd-näytteeksi. Geokemian näyte ja raekokonäyte otettiin joko paperipussiin tai muovipussiin, ja Kd-näyte 0,5 l muovipurkkiin. Kd-näyte tiivistettiin muovipurkkiin aivan piripintaan, ja purkin kannen ja näytteen välille laitettiin muovikalvo estämään, ettei näytteeseen jää ilmaa. Näytepurkit pakattiin jätesäkkeihin kylmälaukkuihin. Kaikki näytteet säilytettiin kylmässä ennen niiden toimitusta laboratorioon. Näytteestä PV12 #1/180–230 cm määritettiin ainoastaan geokemiallinen koostumus, sillä näytettä ei saatu riittävästi kaikkiin määrittäksi.

4.3.2 Tutkimusmenetelmät

Kenttämittauksia lukuun ottamatta analyysit teetettiin Labtium Oy:n akkreditoidussa laboratoriossa. Raekokonäytteistä mitattiin kentällä pH ja redox-arvot ennen näytteiden pakkaamista. Mittaukset tehtiin Mettler Toledon Seven Go Pro-mittarilla pH InLab Routine ja redox InLab Redox elektrodeilla.

Näytteiden raekokojakaumat määritettiin gravimetrisesti märkaseulonnalla ja kuivaseulonnalla seulasarjan SFS-EN 933-2 seuloilla. Hienoaineksen (<0,063 mm) raekokojakauma määritettiin Sedi-Graph-laitteistolla nesteeseen lietetystä mineraaliaineksesta. Tulokset on raportoitu kumulatiivisina raekokojakaumina. Näytteistä määritettiin laboratoriossa vesipitoisuus kuivaamalla näytteet 105 °C:ssa ja punnitsemalla näytteiden massat ennen ja jälkeen kuivauksen. Kuivattujen näytteiden hehkutushäviö määritettiin menetelmää CEN 15407 mukaillen hehkuttamalla näytteitä 550 °C:ssa ja mittaamalla hehkutuksessa tapahtunut massahäviö. Turvenäytteen hehkutushäviö määritettiin 815 °C:ssa. Hehkutushäviöllä pyritään selvittämään näytteen sisältämän orgaanisen aineksen määrä, joka vaikuttaa suoraan kykyyn pidättää haitallisia aineita. Näytteiden ominaispaino määritettiin jauhe- tai näyteistä kaasupyknometrillä. Ominaispaino kertoo, paljonko näyte painaa verrattuna samaan tilavuusmäärään vettä. Suuri ominaispaino viittaa yleensä tiiviiseen ja hienojakoiseen ainekseen, eli kiinteän aineksen määrä on suuri. Näytteen sisältämä orgaaninen aines pienentää ominaispainoa.

Geokemian analyysyjä varten näytteet kuivattiin $< 40\text{ }^{\circ}\text{C}$:ssa, mahdolliset kuivauksessa muodostuneet paakut rikottiin ja näytteet seulottiin $< 2\text{ mm}$:n raekokoon. Turvenäyte hienonnettiin kuivauksen jälkeen leikkurilla. Seulotuista näytteistä määritettiin haitta-aineiden pidättymistä ja fraktioita eri vahvuisilla uutoilla. Käytetyt uutot olivat (heikoimmasta vahvimpaan): 0.01 M CaCl_2 -uutto (vesiliukoinen, heikosti fysikaalisesti pidättynyt fraktio), 1 M NH_4 -asetaattiuutto ($\text{pH } 4.5$; karbonaateihin pidättyneet faasit ja vaihtokykyinen fraktio sisältäen kemiallisesti adsorboituneet faasit ja pintakompleksit) ja kuningasvesiuutto (sulfidifraktio). Profiilin Mpk04 ylimmäisestä näytteestä (#1/3–65 cm) tutkittiin lisäksi rautasaostumiin pidättyneitä faaseja 0.2 M NH_4 -oksalaattiuutolla, sillä näyte sisälsi silmämääräisesti runsaasti rautasaostumia. Alkuaineiden pitoisuudet määritettiin kaikista uuttoluoksista joko ICP-OES tai ICP-MS tekniikalla.

Mineraalimaanäytteiden alkuaineiden kokonaispitoisuudet määritettiin ns. totaaliuutosta (HF-HClO_4 -uutto + ICP-OES/MS) ja XRF-menetelmällä. Turvenäytteellä käytettiin kokonaishajotukse-
na mikroaaltotehoisteista typpihappouuttoa ja alkuaineiden pitoisuudet mitattiin uutosta ICP-OES/MS-tekniikalla. Lisäksi rikin ja hiilen kokonaispitoisuudet määritettiin polttotekniikalla IR-detektioinnilla (ns. Leco-määrittäminen). Karbonaattihiilen määrä analysoitiin mineraalimaanäytteistä las-
kennallisesti kokonaishiilen ja ei-karbonaattisen hiilen erotuksena. Ei-karbonaattihiili määritettiin näytteen suolahappokäsittelyn jälkeen polttotekniikalla IR-detektioinnilla. Turvenäytteen kokonais-
hiili- ja typpipitoisuudet analysoitiin hajottamalla näyte pyrolyytisesti $900\text{ }^{\circ}\text{C}$:ssa ja analysoimalla palokaasut TC-detektioinnilla (hiili hiilidioksidista ja typpi oksidien pelkistysen jälkeen). Näyttei-
den pH mitattiin potentiometrisesti 0.01 M CaCl_2 -uutosta ja kationinvaihtokapasiteetti (CEC cmol^+/kg) määritettiin mittaamalla alkali- ja maa-alkalimetallien pitoisuudet ICP-OES-tekniikalla 0.1 M BaCl_2 -uutosta. Vaihtohappamuus ($\text{H}^+ \text{ cmol}^+/\text{kg}$) määritettiin titraamalla uutteen NaOH :lla pH arvoon 8,2.

Maanäytteistä aiheutuvaa kulkeutumisriskin arvioimiseksi maanäytteistä määritettiin maa-
vesijakautumiskertoimet (K_d) mittaamalla näytteiden sisältämän maaveden alkuainepitoisuuksien
suhde maalajitteissa olevien kuningasvesiuuttoisten alkuaineiden pitoisuuksiin (vrt. esim. Tarvainen
& Jarva 2009). Maaveden alkuaineiden pitoisuuksien määrittämiseksi pohjaveden pinnan yläpuoli-
set tuoreet näytteet kyllästettiin ionivaihdetulla vedellä, jonka jälkeen maavesinäytteet otettiin sei-
sottamalla näytteitä niin kauan, että näytteen pinnalle kerääntyi vettä. Pohjaveden pinnan alapuoli-
sista näytteistä maavesinäytteet otettiin suoraan näytteiden kuljetuksen ja varastoinnin aikana näyt-
teen pinnalle erottuneesta vedestä. Molemmissa tapauksissa maavesinäytteet suodatettiin 0.45 m:n
suodattimilla ja analysoitiin ICP-MS-tekniikalla. Ennen vesinäytteiden ottoa mitattiin maaveden pH
potentiometrisesti suoraan näytteiden pinnalle kertyneestä vedestä.

4.3.3 Näytteiden maalajitteet

Maaperän koostumus on yksi merkittävä tekijä potentiaalisten haitta-aineiden pidättymiselle maa-
ainekseen. Haitta-aineita pidättävät maaperässä erityisesti orgaaninen aines, metallien (esim. Fe, Al,
Mn) muodostamat saostumat ja savimineraalit. Myös maa-aineksen raeokoko vaikuttaa suoraan sen
ominaispinta-alaan. Partikkelien pientyessä ominaispinta-ala kasvaa, joka lisää mahdollista hait-
ta-aineiden kiinnittymispinta-alaa. Taulukossa 14. on esitetty orgaanisen aineksen, metallioksidien
ja savimineraalien kykyä pidättää erilaisia haitta-aineita (Blume & Brümmer 1987).

Taulukko 14. Erilaisten ainesten kyky pidättää haitta-aineita (Blumen ja Brümmerin 1987 mukaan)

Aines/Pidättäminen	Hyvin	Kohtalaisesti	Hieman
Orgaaninen aines	Cr3+, Fe3+, Pb, Hg	Cd, Ni, Co	Mn, Zn
Savimineraalit	Fe3+	Muut hivenaineet	Cd, Co, Ni
Oksidit	Cr3+, Hg, Pb	Muut hivenaineet	

Tutkitut ympäristönäytteet olivat maalajitteiltaan silttejä, hiekkvoja, soria ja hiekkamoreeneita. Mitatut savespitoisuudet vaihtelivat välillä 1.9-17.6 %, hehkutushäviöt välillä 0.23-2.57 % ja ominaispainot välillä 2,68-2,86 g/cm³. Savespitoisuuden ja orgaanisen aineksen määrän perusteella näytteen PV05#1, PV07#2, PV10#1-2 Mpk04#1-4, sekä PV23#1-2 aineksilla on suurin potentiaali haitta-aineiden pidättämiselle. Vaikka näytteen Mpk04#3:n tunnuslukuja ei olekaan esitetty, on turpeella tunnetusti erittäin hyvä kyky pidättää haitta-aineita (Kabata-Pendias 2001).

Taulukko 15. Ympäristönäytteiden maalajitteet raekokomääritysten perusteella (GEO-luokitus). Lukuarvot näytetunnuksen lopussa osoittavat näytesyvyyttä (cm). *Maalajite määritetty kentällä.

Havaintopiste	Näytetunnus	Maalajite	Savespitoisuus (< 0,002 mm) %	Hehkutushäviö %	Ominaispaino g/cm ³
PV02	Lui PV02 #1/155-175	Siltinen hienohiekka	4,80	0,41	2,73
	Lui PV02 #2/195-260	Hienohiekka	3,70	0,48	2,72
PV03	Lui PV03 #1/80-130	Hiekka		0,27	2,68
	Lui PV03 #2/135-205	Hiekka		0,23	2,72
PV05	Lui PV05 #1/35-70	Karkea siltti	8,70	0,80	2,72
	Lui PV05 #2/70-150	Siltinen hienohiekka	5,40	0,62	2,72
Pv07	Lui PV07 1#/260-300	Hiekkamoreeni	2,70	0,78	2,71
	Lui PV07 #2/300-395	Soramoreeni	3,20	1,04	2,74
PV10	Lui PV10 #1/240-300	Hiekkainen sora	1,90	2,20	2,86
	Lui PV10 #2/300-400	Hiekkainen sora	1,90	1,19	2,73
PV12	Lui PV12 #1/180-230	Hiekkamoreeni*		0,55	2,69
Mpk04 (PV04)	Lui_mpk04 #1/3-65	Hiekkainen diamiktoni (täyttömaa)	5,20	2,28	2,69
	Lui_mpk04 #2/100-175	Hiekkainen diamiktoni (täyttömaa)	5,90	2,57	2,78
	Lui_mpk04 #3/320-380	Turve*			
	Lui_mpk04 #4/380-510	Savinen siltti	17,60	0,84	2,77
PVP11 (PV11)	Lui PVP 11 #1/80-190	Sorainen hiekka	2,30	0,68	2,77
	Lui PVP 11 #2/190-300	Sorainen hiekka		0,78	2,73
PV23	Lui PV23 1/100-220	Savinen siltti	10,30	2,35	2,75
	Lui PV23 2/220-400	Hiekkainen siltti	8,30	0,62	2,80

Vesi on erilaisten kemiallisten aineiden pääasiallinen kulkeutumisväline maaperässä. Maaperän avoimet tilat voivat olla osittain tai kokonaan veden kyllästämiä. Osittain kyllästyneen osan vettä kutsutaan maavedeksi ja kokonaan kyllästyneen osan vettä pohjavedeksi. Kokonaan vedellä kyllästyneen kerroksen yläpintaa kutsutaan pohjaveden pinnaksi. Maan huokoisuudella tarkoitetaan kiinteän aineksen väliin jäävän huokostilan ja maa-aineksen koko tilavuuden suhdetta. Mitä huokoisempaa aines on, sitä enemmän vettä ja/tai ilmaa se voi sisältää. Huokoisuus riippuu aineksen ominaisuuksista, esimerkiksi lajittunut aines on huokoisempaa kuin lajittumaton. Lisäksi huokoisuuteen vaikuttaa aineksen tiivistyminen. Maa-aineksen sisältämän veden määrä ilmoitetaan vesipitoisuutena. Painoprosentteina ilmaistuna vesipitoisuus ilmoittaa veden ja kiinteän aineksen painojen suhteen.

Havaintopisteiden ympäristönäytteet otettiin pohjavedenpinnan ylä- ja alapuolelta, poikkeuksena pisteet PV04 ja PV12. Näytteiden vesipitoisuudet on esitetty taulukossa 16.

Taulukko 16. Ympäristönäytteiden vesipitoisuudet painoprosentteina.

Havaintopiste	Pohjaveden pinta (cm)	Näytetunnus	Vesipitoisuus (%)
PV02	175	Lui PV02 #1/155-175	16,8
		Lui PV02 #2/195-260	18,1
PV03	135	Lui PV03 #1/80-130	6,07
		Lui PV03 #2/135-205	17,9
PV05	70	Lui PV05 #1/35-70	19,3
		Lui PV05 #2/70-150	20,2
Pv07	310	Lui PV07 1#/260-300	8,98
		Lui PV07 #2/300-395	7,77
PV10	300	Lui PV10 #1/240-300	10,2
		Lui PV10 #2/300-400	9,79
PV12	200	Lui PV12 #1/180-230	7,27
Mpk04 (PV04)		Lui mpk04 #1/3-65	10,1
		Lui mpk04 #2/100-175	11,4
		Lui mpk04 #3/320-380	60
		Lui mpk04 #4/380-510	17,5
PVP11 (PV11)	190	Lui PVP 11 #1/80-190	6,12
		Lui PVP 11 #2/190-300	9,47
PV23	220	Lui PV23 1/100-220	24,8
		Lui PV23 2/220-400	21,5

Yleisesti ottaen, mikäli maa-aineksen ominaisuuksissa ei tapahdu muutoksia, pohjavedenpinnan alapuolelta otetun näytteen vesipitoisuus on suurempi, kuin pohjavedenpinnan yläpuolelta otetun näytteen vesipitoisuus. Tämä on havaittavissa esimerkiksi pisteen PV03 näytteissä, joissa pv-pinnan alapuolisen hiekan vesipitoisuus on selvästi suurempi. Muiden näytepisteiden osalta ero ei ole yhtä selvä ja osassa vesipitoisuus jopa laskee pv-pinnan alapuolella. Tämä voi johtua maa-aineksen hu-

kostilan pienentymisestä esimerkiksi aineksen tiivistymisen tai lajittuneisuuden heikentymisen seurauksena. Lisäksi hienorakeisissa maalajeissa kapillaarivoimien ansiosta vedellä osittain tai kokonaan kyllästynyt kapillaarivyöhyke pohjaveden pinnan yläpuolella voi olla korkea, jopa yli kolme metriä.

4.3.4 Maaperän pH- ja redox-arvot

Tutkittujen ympäristönäytteiden pH-arvot (laboratoriomittaus) vaihtelivat välillä 4,5-6,1 (ks. taulukko 17). Maaperän pH on Suomen keskimääräiseen kivennäismaiden pH-arvoon (4,5; Mätkönen 1996) verrattuna kauttaaltaan hieman emäksisempi. Happamimmat pH-arvot mitattiin rikastamon pihalla sijaitsevasta havaintopisteestä (Mpk04), jossa profiilin pH oli 4,5-4,7 lukuun ottamatta turpeen alapuolista silttikerrosta, jonka pH oli 5,8. Emäksisimmät pH:t mitattiin Heinälammien alapuolisesta havaintopisteestä (PV12) ja lähellä Petkellahden rantaa sijaitsevasta pisteestä (PV11). Pohjaveden pinnan korkeudella ei ollut vaikutusta pH-arvoihin.

Taulukko 17. Ympäristönäytteiden kenttä-redox- ja -pH-arvot sekä laboratoriossa mitattu pH.

Havaintopiste	Näytetunnus	Redox (kenttä) mV	pH (kenttä)	pH (laboratorio)
PV02	Lui PV02 #1/155-175	340	6,6	5,2
	Lui PV02 #2/195-260	334	6,4	5,2
PV03	Lui PV03 #1/80-130	241	7,2	5,5
	Lui PV03 #2/135-205	304	6,9	5,5
PV05	Lui PV05 #1/35-70	384	5,5	5
	Lui PV05 #2/70-150	305	6,8	5,1
Pv07	Lui PV07 1#/260-300			5
	Lui PV07 #2/300-395			5,8
PV10	Lui PV10 #1/240-300	319	6,8	5,2
	Lui PV10 #2/300-400	328	7,2	5,4
PV12	Lui PV12 #1/180-230			6
Mpk04 (PV04)	Lui mpk04 #1/3-65	350	5,1	4,5
	Lui mpk04 #2/100-175	253	5,6	4,8
	Lui mpk04 #3/320-380			4,7
	Lui mpk04 #4/380-510	255	6,6	5,8
PVP11 (PV11)	Lui PVP 11 #1/80-190			5,6
	Lui PVP 11 #2/190-300			6,1
PV23	Lui PV23 1/100-220	92	5,4	5
	Lui PV23 2/220-400	150	4,4	5,1

Kenttämittauksissa pH:t vaihtelivat välillä 4,4-7,2, ollen suunnilleen kertaluokkaa laboratoriomittauksia korkeampia. Vaikka kenttämittausten ja laboratoriomittausten väliset erot olivatkin melko suuria, korkeat kenttäpitoisuudet näkyivät kuitenkin myös korkeampina laboratoriotuloksina. Syynä matalampiin laboratoriotuloksiin on luultavasti laboratoriossa käytetty 0,01M CaCl₂ –menetelmä. Määritettäessä maaperän aktiivi-pH:ta suolaliuosuutteesta se on yleensä 0,5-1 pH-yksikköä alhai-

sempi, kuin vesiuutteesta mitattu pH (Nikkarinen et al. 2008). Alhaisempiin laboratoriotuloksiin on saattanut vaikuttaa myös näytteiden hapettuminen, joka myös laskee hieman pH:ta (Langmuir 1997). Piste PV23#2 kentällä mitattu pH arvo oli suhteellisen alhainen, vain 4,4. Näyte oli ainoa, jonka pH nousi laboratoriomittauksessa (pH 5,1), joka saattaa viitata virheelliseen kenttämittaukseen.

Kentällä mitatut redox-arvot vaihtelivat välillä 92-384 mV, eli kaikkien näytepisteiden olosuhteet olivat melko pelkistäviä. Korkeimmat redox-arvot mitattiin näytteistä, jotka oli otettu lähempänä maanpintaa (alle yhden metrin syvyydestä; näytteet PV05 #1/35/70 ja PV04 #1/3-65). Matalampia arvoja mitattiin syvemältä otetuista näytteistä, erityisesti pisteestä PV23. Pohjaveden pinnan korkeudella ei ollut suurta vaikutusta redox-arvoihin.

4.3.5 Haitta-aineiden kuningasvesiuuttoiset pitoisuudet ja kokonaispitoisuudet

Ympäristönäytteiden alkuainemääritykset tehtiin liuottamalla näytteet sekä kokonaan että osittain. Kokonaispitoisuudet selvitettiin ns. totaaliuuton (HF-HClO₄) ja XRF-menetelmän avulla. Alkuainneiden yleistä liukenevuutta luonnossa esiintyviin happoihin kuvattiin kuningasvesiliuotuksen avulla. Liukoisuus kuningasveteen kuvaa myös haitta-aineiden taipumusta liueta rapautumisen yhteydessä ja tuloksia käytetään verrattaessa pitoisuuksia PIMA-arvoihin.

Taulukossa 18 on esitetty ympäristönäytteiden kokonaispitoisuudet (XRF, HF-HClO₄-uutto) ja kuningasvesiuuttoiset pitoisuudet. Tarkasteluun on valittu Luikonlahden alueelle todennäköisimmät sulfidimalmin ja talkkimalmin prosessoinnista peräisin olevat potentiaalisesti haitalliset metallit ja puolimetallit: As, Co, Cr, Cu, Ni, Zn ja S (vrt. esim. Heikkinen et al. 2009).

Pitoisuuksien suuruusluokan hahmottamiseksi taulukossa 5 on lisäksi esitetty vertailuksi suomalaisen moreenien hienoaineksen vastaavat mediaanipitoisuudet (Koljonen 1992) ja maaperän pilaantumisen arvioimiseksi ns. PIMA-asetuksen (VNA 214/2007 maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista) mukaiset kynnys- ja ohjearvot. Asetuksen mukaan maaperää pidetään pilaantuneena, jos teollisuus-, varasto- tai liikennealueella yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää ylemmän ohjearvon, tai yhden tai useamman aineen pitoisuus ylittää säädetyn alemman ohjearvon muilla kuin em. alueilla (VNA 214/2007, 4 §). Kynnys- ja ohjearvoja verrataan kuningasvesiuuttoisiin pitoisuuksiin. Asetuksen mukaan maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve tulee arvioida, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus ylittää maaperässä asetuksen mukaiset kynnysarvot tai alueen taustapitoisuudet. Taustapitoisuudella tarkoitetaan tietyn aineen luonnollista pitoisuutta maaperässä. Taulukossa 5 on esitetty myös erikseen otetun taustanäytepisteen tulokset. Taustanäytepiste sijaitsee noin 4,5 km rikastamoalueesta kaakkoon (X 3589335, Y 6978762). Alueellisia tilastollisia tunnuslukuja on esitetty GTK:n ylläpitämässä valtakunnallisessa taustapitoisuusrekisterissä (Tapir 2011).

Verrattaessa taulukossa 18 esitettyjä moreenien pitoisuuksia Luikonlahden ympäristönäytteisiin, on huomattava, että ympäristönäytteiden maalajitteet olivat pääosin hiekkaa tai soraa, jolloin ne sisältävät vähemmän hienoainesta kuin moreenit.

Taulukko 18. Ympäristönäytteiden pitoisuudet, PIMA-ohjearvot, Suomen moreenien hienoaineksen mediaanipitoisuudet, sekä Lui-konlahden moreenin pitoisuudet taustapisteellä. Kokonaispitoisuudet (Tot.) HF-HClO₄-uutolla, XRF-menetelmällä (a, kromille) ja rikkianalysaattorilla (c, rikille). Kuningasvesiuuttoiset pitoisuudet (AR) kuningasvesiliuotuksella ja typpihappoliuotuksella mikroaal-touunissa (b, turvenäyte). PIMA-raja-arvojen ylitykset on tummennettu. Arvot mg/kg.

	As		Co		Cr		Cu		Ni		Zn		S	
	Tot.	AR	Tot.	AR	Tot.	AR	Tot.	AR	Tot.	AR	Tot.	AR	Tot.	AR
PIMA kynnysarvo		5		20		100		100		50		200		
Alempi ohjearvo		50		100		200		150		100		250		
Ylempi ohjearvo		100		250		300		200		150		400		
Moreenin mediaani	2,6		14	6,7	60	27,9	20	21,1	24,1	16,7	57	32,0	140	
Taustapiste		1,4		5,1	65	28,5	42	53,0	32,5	29,5	61	50,5	142	88,0
Näyte														
PV02 #1/155-175	1,39	0,71	6,73	4,67	64a	22,6	20,4	14,4	19,6	11,9	54,4	22,2	<100c	<50
PV02 #2/195-260	1,04	0,76	7,01	4,92	50a	24,7	22,3	15,0	20,6	12,8	57,5	25,6	<100c	<50
PV03 #1/80-130	0,69	0,48	3,04	1,90	20a	11,4	12,0	6,70	9,28	4,60	34,4	8,96	<100c	<50
PV03 #2/135-205	0,55	0,39	3,11	2,03	32a	10,3	12,9	8,73	11,0	6,00	34,8	9,30	<100c	<50
PV05 #1/35-70	0,67	0,75	8,06	6,26	61a	30,9	27,5	21,8	20,8	12,5	64,3	29,7	<100c	<50
PV05 #2/70-150	1,03	0,63	7,62	6,20	66a	30,8	28,0	23,0	19,7	12,4	61,7	29,1	<100c	<50
PV07 1#/260-300	0,98	1,24	10,7	11,2	131a	35,9	27,4	24,8	51,8	53,4	68,4	47,3	<100c	<50
PV07 #2/300-395	1,28	1,38	25,2	28,7	321a	86,9	44,2	38,2	149	204	106	77,3	245c	657
PV10 #1/240-300	3,31	3,48	46,0	45,5	322a	72,4	46,9	43,6	149	133	139	114	313c	318
PV10 #2/300-400	1,48	1,56	15,4	16,5	273a	54,7	37,6	36,2	86,4	91,5	90,6	72,0	168c	183
PV12 #1/180-230	<0,5	0,54	9,81	10,6	25a	16,6	33,6	35,4	29,8	27,8	67,4	56,1	<100c	87
mpk04 #1/3-65	4,07	3,66	22,7	19,9	312a	65,0	606	559	73,5	57,3	187	121	3910c	3760
mpk04 #2/100-175	3,70	3,89	41,0	45,4	362a	101	122	125	245	266	219	232	945c	1860
mpk04 #3/320-380		1.93b		25.0b		47.6b		102b		375b		96.5b	37900c	36600b
mpk04 #4/380-510	1,03	1,22	15,2	15,6	93a	52,3	41,2	38,1	145	153	107	89,6	299c	323
PVP 11 #1/80-190	0,79	0,78	13,0	13,1	62a	36,8	42,9	38,1	54,5	52,7	88,5	68,1	211c	305
PVP 11 #2/190-300	0,62	0,80	11,2	11,6	75a	41,4	44,3	39,5	67,7	63,4	91,5	72,4	169c	183
PV23 #1/100-220	1,34	0,95	10,7	8,58	66a	36,3	22,3	12,4	23,4	16,0	49,1	29,9	<100c	64,1
PV23 #2/220-400	1,26	0,93	12,7	7,92	70a	34,8	17,3	20,5	24,7	17,3	60,8	37,4	<100c	<50

Analysoitujen ympäristönäytteiden perusteella tutkimusalueen maaperässä on keskimääräistä enemmän metalleja, erityisesti kobolttia, kromia, kuparia, nikkeliä ja sinkkiä. Myös rikkipitoisuus on paikoitellen korkea. Haitallisista alkuaineista eniten PIMA-raja-arvoja ylittää nikkeli (pisteet PV07, PV10, mpk04 ja PVP11). Co-pitoisuudet ylittävät PIMA kynnysarvon pisteissä PV07 ja mpk04. Rikastamon alueelta otetun profiilin mpk04 näytteet sisälsivät koboltin ja nikkelin ohella PIMA-arvoja ylittäviä määriä kromia, kuparia ja sinkkiä. Turvekerros (mpk04#3) oli myös erittäin rikkipitoinen, lähes 4 %. Kromin kokonaispitoisuudet olivat korkeita myös pisteissä PV07 ja PV10, mutta kuningasveteen liuenneet osuudet eivät ylittäneet PIMA-kynnysarvoa.

Pohjaveden pinnan tasolla ei ollut suurta vaikutusta edellä mainittujen potentiaalisesti haitallisten alkuaineiden pitoisuuksiin. Poikkeuksena olivat piste PV07, jonka pohjaveden alapuolisessa näytteessä esiintyi huomattavasti korkeampia pitoisuuksia, sekä piste PV10, jonka pohjaveden yläpuolisen näytteen pitoisuudet olivat selvästi alapuolista suuremmat.

Pääsääntöisesti kokonaispitoisuudet olivat suurempia kuin kuningasvesiuuttoiset pitoisuudet, mutta useissa näytteissä tiettyjen alkuaineiden kuningasveteen liuenneen osuus oli suurempi kuin näytteestä mitattu kokonaispitoisuus. Tällöin pitoisuudet olivat kuitenkin hyvin lähellä toisiaan ja ero osittaisliuotuksen hyväksi johtui analyysimenetelmien epätarkkuuksista ja mittausvirheestä. Tutkimusalueen kallioperässä esiintyy pääasiassa Outokumpujakson kivilajeja (serpentiiniittiä, metallisulfidipitoista kvartsikiveä, karsi- ja karbonaattikiveä, mustaliusketta), graniittisiä kiviä, sekä kiilleliusketta. Outokumpujakson kivilajeille on tunnusomaista korkeat Co, Cr, Cu, Ni ja Zn pitoisuudet (Peltonen et al. 2008), jotka oletettavasti näkyvät alueella kohonneina taustapitoisuuksina myös maaperässä.

4.3.6 Haitta-aineiden esiintymismuodot maaperässä

Potentiaalisesti haitallisten metallien ja puolimetallien esiintymismuotoja Luikonlahden ympäristön maaperässä tutkittiin eri vahvuisilla uutoilla. Käytetyt uutot olivat (heikoimmasta vahvimpaan): 0,01M CaCl₂-uutto (vesiliukoinen ja heikosti fysikaalisesti pidähtynyt fraktio), 1 M NH₄-asettaattiuutto (karbonaatteihin pidähtyneet faasit ja vaihtokykyinen fraktio sisältäen kemiallisesti adsorboituneet faasit ja pintakompleksit) ja kuningasvesiuutto (sulfidifraktio). Näyte Mpk04 #1/3-65 tutkittiin lisäksi 0,2 M NH₄-oksalaattiuutolla ja turvenäytteen mpk04 #3/320-380 hajottamiseen käytettiin kuningasveden sijasta typpihappouuttoa mikroaaltouunissa. Metallien esiintymismuodoista voidaan arvioida niiden herkkyyttä kulkeutua maaperästä pohjaveteen maaperän olosuhteiden (esim. pH, Eh) muuttuessa. Taulukossa 19 on esitetty alkuaineiden As, Co, Cr, Cu, Ni, V, Zn ja S 0,01M CaCl₂-uuttoiset ja 1 M NH₄-asettaattiuuttoiset pitoisuudet. Taulukossa 20 on esitetty lisäksi näytteen Mpk04 #1/3-65 0,2 M NH₄-oksalaattiuuttoiset pitoisuudet.

Taulukko 19. Ympäristönäytteiden alkuaineiden As, Co, Cr, Cu, Ni, V, Zn ja S 0,01M CaCl₂-uuttoiset ja 1 M NH₄-asetattiuttoiset pitoisuudet. Arvot mg/kg.

	As		Co		Cr		Cu		Ni		V		Zn		S	
	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.	0,01 M CaCl ₂	Am.aset.
Näyte																
PV02 #1/155-175	<0.02	<2	<0.01	<0.1	<0.01	<0.1	<0.01	0,19	<0.2	<0.1	<0.01	<0.1	<0.1	0,3	<5	11,1
PV02 #2/195-260	<0.02	2,0	<0.01	<0.1	<0.01	<0.1	0,01	0,70	<0.2	<0.1	<0.01	<0.1	<0.1	0,42	<5	11,5
PV03 #1/80-130	<0.02	2,0	<0.01	<0.1	<0.01	<0.1	<0.01	0,38	<0.2	<0.1	<0.01	<0.1	<0.1	0,17	<5	11,5
PV03 #2/135-205	<0.02	<2	<0.01	<0.1	<0.01	<0.1	<0.01	0,50	<0.2	<0.1	<0.01	<0.1	<0.1	0,17	<5	11,6
PV05 #1/35-70	<0.02	2,2	0,01	<0.1	<0.01	0,25	0,03	0,57	<0.2	0,11	<0.01	0,22	0,15	0,53	11,9	26,7
PV05 #2/70-150	<0.02	<2	0,01	<0.1	<0.01	0,26	0,02	0,75	<0.2	<0.1	<0.01	0,12	<0.1	0,29	<5	13,6
PV07 1#/260-300	<0.02	<2	0,15	0,24	<0.01	0,23	0,01	0,50	0,29	0,59	<0.01	<0.1	0,10	0,46	<5	12,4
PV07 #2/300-395	<0.02	2,1	0,13	1,30	<0.01	0,51	<0.01	2,65	1,32	6,91	<0.01	<0.1	<0.1	2,17	52,2	57,6
PV10 #1/240-300	<0.02	2,0	0,11	0,33	<0.01	0,37	0,01	1,57	2,25	4,77	<0.01	<0.1	0,14	1,31	63	87,5
PV10 #2/300-400	<0.02	<2	0,06	0,23	<0.01	0,46	0,01	1,96	1,39	3,07	<0.01	<0.1	<0.1	1,02	18,2	29,0
PV12 #1/180-230	<0.02	<2	0,06	1,85	<0.01	0,30	0,03	12,3	0,22	2,97	<0.01	0,23	<0.1	8,44	29,2	36,9
mpk04 #1/3-65	<0.02	2,1	1,61	1,58	<0.01	0,61	2,75	48,4	2,91	3,79	<0.01	<0.1	2,26	3,24	397	654
mpk04 #2/100-175	<0.02	2,4	4,56	4,78	0,02	1,07	1,87	29,9	12,5	14,9	<0.01	0,45	14,9	19,7	154	200
mpk04 #3/320-380	<0.02	2,3	1,83	4,04	<0.01	0,25	0,01	0,97	12,9	39,3	<0.01	0,21	8,44	35,3	8920	7130
mpk04 #4/380-510	<0.02	<2	0,03	0,23	<0.01	<0.1	<0.01	1,06	0,59	2,16	<0.01	0,19	<0.1	0,84	131	145
PVP 11 #1/80-190	<0.02	<2	0,05	0,15	<0.01	0,30	0,01	2,50	1,97	3,3	<0.01	<0.1	0,41	4,59	15,5	26,1
PVP 11 #2/190-300	<0.02	<2	0,03	0,23	<0.01	0,22	<0.01	2,82	0,25	1,13	<0.01	<0.1	<0.1	1,88	13,3	21,1
PV23 #1/100-220	<0.02	<0.5	0,75	0,12	<0.01	0,86	<0.01	0,33	<0.2	<0.1	<0.01	0,55	0,16	<0.05	<5	18,7
PV23 #2/220-400	<0.02	<0.5	0,35	<0.1	<0.01	<0.1	<0.01	0,30	<0.2	<0.1	<0.01	<0.1	0,21	0,14	<5	7,33

Taulukko 20. Näytteen Mpk04 #1/3-65 0,2 M NH₄-oksalaattiuuttoiset pitoisuudet. Arvot mg/kg.

	As	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	S	Fe	Al
mpk04 #1/3- 65	<5	6,1	8,3	119,0	11	12	877	8300	1310

Näytteiden arseeni on pääasiassa sitoutunut sulfidifraktioon. Osassa näytteistä (esimerkiksi PV02#2, PV03#1) arseeni näyttäisi olevan asetaattiliukoisessa fraktiossa, mutta tämä johtuu käytetyn analyysimenetelmän suhteellisen korkeaan määrittäysrajaan ja alhaisiin pitoisuuksiin liittyvästä virheestä.

Koboltin, kuparin, nikkelin ja sinkin fraktiot näyttäisivät liittyvän voimakkaasti sulfideihin, mutta erityisesti kuparia esiintyy hieman myös asetaattiliukoisessa fraktiossa.

Kromi on yhdessä alumiinin kanssa niukkaliukoisin tarkasteltavista alkuaineista. Nämä alkuaineet esiintyvät pääasiassa sitoutuneina Suomen luonnonoloissa erittäin niukkaliukoisiin oksidi- ja siliikaattimineraaleihin. Kromia kuitenkin esiintyy sulfidifraktiossa yli 50 % näytteissä PV03 #1, PV12 #1, mpk04#4, PVP11 #1&2, sekä PV23#1.

Rikkiä on sitoutunut erityisesti sulfidifraktioon. Joissakin näytteissä (esimerkiksi PV02 ja PV03) rikkiä näyttäisi olevan paljon myös silikaatteihin sitoutuneena, mutta myös tämä johtuu luultavasti käytetyn analyysimenetelmän suhteellisen korkeaan määrittäysrajaan ja alhaisiin pitoisuuksiin liittyvästä virheestä. Rikkiä esiintyy myös suhteellisen paljon asetaattiliukoisessa fraktiossa mahdollisesti sitoutuneena Fe-saostumiin, sekä vesiliukoisessa ja heikosti fysikaalisesti pidäytyneessä fraktiossa (mahdollisesti esimerkiksi helpoliukoisena kipsinä).

Rautaa esiintyy niukkaliukoisena silikaattifraktiossa, sekä erityisesti sulfideihin sitoutuneena. Näytteelle mpk04#1 tehdyn NH₄-oksalaattiuuton perusteella noin 13 % sen sisältämästä kokonaisraudasta on sitoutunut Fe-saostumiin, joihin on sitoutuneena myös suhteellisen paljon muita alkuaineita (Co, Cu, Ni, Zn).

Pohjaveden pinnalla ei näyttäisi olevan suurta vaikutusta tarkasteltujen alkuaineiden eri fraktioiden esiintymiseen. Näytepisteiden PV05, PV07 ja PV23 rikin esiintymisessä näyttäisi olevan eroja pohjaveden pinnan suhteen, mutta analyysien numeroarvoja tarkasteltaessa on huomattava, että näissä pisteissä pitoisuudet ovat pieniä suhteessa analyysimenetelmien tarkkuuteen.

Laskeutusaltaana toimivan Heinälammen alapuolelta otetun näytteen PV12 #1 tarkastellut alkuaineet näyttäisivät olevan helpommin liukenevassa muodossa suhteessa muihin näytteisiin.

Turvenäytteen mpk04#3 tarkastellut alkuaineet näyttävät olevan hyvin sitoutuneita orgaaniseen ainekseen, mutta suhteellisen paljon kobolttia, nikkeliä, rikkiä sekä erityisesti sinkkiä on myös helpommin liukenevissa fraktioissa.

Pääsääntöisesti, poislukien näytepisteet mpk04 ja PV12, tarkastellut alkuaineet Luikonlahden maaperässä eivät ole kovinkaan biosaatavassa muodossa.

4.3.6 Maaperän kationinvaihtokapasiteetti ja vaihtohappamuus

Maaperän kationinvaihtokapasiteetti (CEC) mittaa maaperän puskurikapasiteettia happamuutta vastaan ja kykyä pidättää kationeja maaperän hiukkasten pinnoille. Kationinvaihtokapasiteetin suuruus riippuu pääasiassa maaperän partikkelien pintojen ominaisuuksista. Mitä enemmän aineksen pinnoilla on negatiivisesti latautuneita kohtia, sitä paremmin ne houkuttelevat positiivisia kationeja. Maa-aines, jonka partikkelien yhteenlaskettu pinta-ala (m^2/g) on suuri, omaa yleensä myös korkean CEC-arvon. CEC vaihtelee yleisesti maa-aineksesta riippuen välillä 1- 100 meq/100g (1 meq/100g = 1 cmol/kg), ylittäen harvoin arvoa 30 (Kabata-Pendias 2001).

Aineksen vaihtohappamuus tai potentiaallinen happamuus on yleensä suurempi, kuin pH-mittarilla mitattu aktiivinen happamuus. Vaihtohappamuus (meq/g) ilmaisee niiden H^+ ionien määrää, joka voi aktivoitua maavesiliuokseen kationinvaihdon yhteydessä. Vaihtohappamuus liittyy kationinvaihtokapasiteettiin, eli yleensä aineksen korkea CEC viittaa myös korkeaan vaihtohappamuuteen. Näytteiden kationinvaihtokapasiteetit ja vaihtohappamuus on esitetty taulukossa 21.

Kationinvaihtokapasiteetti vaihteli tutkituissa ympäristönäytteissä alle määritysrajan arvoista 101:een cmol+/kg. Suurin arvo mitattiin turvenäytteestä mpk04#3. Suuremmat CEC-arvot liittyvät selvästi hienojakoisen ja orgaanisen aineksen läsnäoloon. Monen näytteen kationinvaihtokapasiteettia ei pystytty laskemaan alle määritysrajan jäävien pitoisuuksien vuoksi, joten taulukon 6 tyhjät kohdat edustavat hyvin pieniä arvoja. Yleisesti ottaen pienet CEC-arvot liittyivät hiekkaisiin ja vähän orgaanista ainesta sisältäviin maalajeihin. Suomen maannostietokannassa (Lilja et. al 2006) esiintyvien metsämaiden kivennäismaakerroksen (20-40cm) CEC-arvot ovat samansuuntaisia tässä tutkimuksessa saatujen arvojen kanssa; esim. hiekkamoreeni 0.7, hiekka 0.4 ja hiesuinen/hietainen savi 30. Näytteiden vaihtohappamuus korreloi CEC-arvon kanssa, jolloin korkeammat vaihtohappamuudet esiintyivät yhdessä korkeampien kationinvaihtokapasiteettien kanssa. Pohjaveden pinnan tasolla ei ollut suurta merkitystä CEC-arvojen suhteen. Vaihtohappamuuden suhteen pohjaveden pinnan yläpuoliset arvot olivat hieman korkeampia.

Taulukko 21. Ympäristönäytteiden kationinvaihtokapasiteetti (CEC) ja vaihtohappamuus (H⁺). 1 meq/100g = 1 cmol/kg.

Havaintopiste	Näytetunnus	CEC (cmol+/kg)	H ⁺ (cmol+/kg)
PV02	Lui PV02 #1/155-175	0,49	0,135
	Lui PV02 #2/195-260	0,52	0,125
PV03	Lui PV03 #1/80-130	0,54	<0.001
	Lui PV03 #2/135-205		0,03
PV05	Lui PV05 #1/35-70		0,485
	Lui PV05 #2/70-150		0,23
Pv07	Lui PV07 1#/260-300		0,12
	Lui PV07 #2/300-395		<0.001
PV10	Lui PV10 #1/240-300	5,89	0,1
	Lui PV10 #2/300-400	4,96	0,005
PV12	Lui PV12 #1/180-230	1,53	<0.001
Mpk04 (PV04)	Lui_mpk04 #1/3-65		0,935
	Lui_mpk04 #2/100-175	3,96	0,84
	Lui_mpk04 #3/320-380	101	1,02
	Lui_mpk04 #4/380-510	5,53	<0.001
PVP11 (PV11)	Lui PVP 11 #1/80-190		<0.001
	Lui PVP 11 #2/190-300		<0.001
PV23	Lui PV23 1/100-220	23,7	0,415
	Lui PV23 2/220-400	10,3	0,125

4.3.7 Maaveden koostumus ja maa-vesi-jakautumiskertoimet

Potentiaalisesti haitallisten metallien kulkeutumisriskiä pohjaveteen maaperästä arvioitiin lisäksi myös maa-vesi-jakautumiskertoimien (K_d) perusteella. Alkuaineiden K_d -arvoihin vaikuttavat maaperän ominaisuuksista mm. happamuus, orgaanisen aineksen ja hienoaineksen määrä, hapetus-pelkistys-olosuhteet, sekä raudan, alumiinin ja mangaanin oksidit. Suuri K_d -arvo viittaa alkuaineen sitoutuneen voimakkaasti maa-ainekseen, eikä näin kulkeudu helposti maaperässä. Jakautumiskertoimen yksikkönä käytetään L/kg. (Tarvainen & Jarva 2009)

Taulukkoon 22 on koottu ympäristönäytteistä määritetyn maaveden koostumus ja vertailuksi pisteisiin asennetuista pohjavesiputkista mitatut liuenneiden aineiden pitoisuudet. Pohjavesien pitoisuudet on analysoitu ICP-MS -menetelmällä. Vertailuarvoina on esitetty myös maaperän rengaskaivoista mitatut keskiarvopitoisuudet (Lahermo et al. 2002) ja talousveden laaturajat pienille yksiköille (Sosiaali- ja terveysministeriö 2001, koboltin osalta WHO 2011). Taulukossa 23 on esitetty näytekohtaisesti eri alkuaineille lasketut K_d-arvot. Vertailuarvoina ovat ympäristöhallinnon ohjeissa (Ympäristöministeriö 2007) esitetyt arvot, sekä moreenin mediaaniarvoja Pirkanmaalta ja Uudeltamaalta (Tarvainen & Jarva 2009).

Taulukko 22. Ympäristönäytteiden maaveden koostumus, pisteiden pohjaveden koostumus, 1000 kaivoa –tutkimuksen rengaskaivojen keskiarvopitoisuudet, sekä talousveden laaturajat pienille yksiköille (koboltin osalta on käytetty WHO:n arvoa). Talousveden laaturajojen ylitykset on tummennettu. Pitoisuudet ovat µg/l.

	As		Co		Cr		Cu		Ni		Zn	
Talousveden laaturajat (pienet yksiköt)	10		4,2		50		2000		20			
Rengaskaivojen ka-pitoisuudet	0,353		0,766		0,327		14,1		3,29		44,2	
Näyte	Maa- vesi	Pohja- vesi	Maa- vesi	Pohja- vesi	Maa- vesi	Pohja- vesi	Maa- vesi	Pohja- vesi	Maa- vesi	Pohja- vesi	Maa- vesi	Pohja- vesi
PV02 #1/155-175	1,69		2,36		23,1		25,5		17,42		221	
PV02 #2/195-260	1,81	0,62	2,47	0,65	24,1	0,86	23,7	0,73	18,2	7,13	178	2,06
PV03 #1/80-130	6,83		5,21		41,3		47,5		21,3		606	
PV03 #2/135-205	0,65	0,06	1,05	0,09	5,71	0,33	9,05	0,57	3,50	1	105	1,35
PV05 #1/35-70	<0.05		14,7		2,55		1,42		109		68,8	
PV05 #2/70-150	<0.05	0,12	7,35	6,23	1,22	0,66	0,67	1,7	21,8	18,4	77,7	24,1
PV07 1#/260-300	1,51		33,9		38,1		85,9		281		1770	
PV07 #2/300-395		0,38		2,39		3,48		5,74		11,3		7,11
PV10 #1/240-300	<0.05		4,36		0,61		1,57		39,2		267	
PV10 #2/300-400	2,49	0,07	12,2	0,19	24,6	0,5	40,0	1,68	153	6,04	359	2,6
PV12 #1/180-230		0,23		119		0,77		2,57		312		10,6
mpk04 #1/3-65												
mpk04 #2/100-175	1,30		500		0,68		3,11		801		1270	
mpk04 #3/320-380												
mpk04 #4/380-510	<0.05	0,66	23,5	81,9	0,62	2,41	3,79	3,83	139	282	148	194
PVP 11 #1/80-190	0,36		4,72		4,55		14,6		69,6		125	
PVP 11 #2/190-300	0,31		1,98		0,55		1,40		24,6		21,8	
PV23 #1/100-220	2,96		6,7		59,4		19,1		21		1378	
PV23 #2/220-400	2,08	0,07	4,42	1,22	31,1	0,4	23,4	1,39	15,0	10,7	582	3,77

Maa- ja pohjaveden pitoisuuksissa on suhteellisen korkeita nikkelin ja koboltin arvoja. Pohjavesitu-
lostien osalta on huomioitava, että pisteiden PV05, PV12 ja mpk04 vesinäytteet sisälsivät suhteelli-
sen paljon kiintoainesta, joka saattaa vaikuttaa kohonneisiin pitoisuusarvoihin (PV05: 172 mg/l,
PV12: 1300 mg/l, mpk04: 642 mg/l). Pisteiden mpk04 tapauksessa pohjaveden Co ja Ni näyttäisivät
olevan peräisin näytteen mpk04#4 yläpuolisista kerroksista.

Taulukko 23. Luikonlahden ympäristönäytteistä mitatut Kd-arvot (l/kg). Kirjallisuusarvot 1 = Ym-
päristöministeriö 2007, kirjallisuusarvot 2 = moreenin mediaaniarvoja Pirkanmaalta ja Uudelta-
maalta (Tarvainen & Jarva 2009).

	As	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
Kirjallisuusarvot 1	100	100	2000	500	200	200
Kirjallisuusarvot 2	3660	2315	4676	2330	2445	95
Näytetunnus						
PV02 #1/155-175	578	2638	1280	806	1124	125
PV02 #2/195-260	420	1992	1025	633	703	144
PV03 #1/80-130	70	365	276	141	216	15
PV03 #2/135-205	600	1933	1804	965	1714	89
PV05 #1/35-70		426	12118	15352	115	432
PV05 #2/70-150		844	25246	34328	569	375
PV07 1#/260-300	821	330	942	289	190	27
PV07 #2/300-395						
PV10 #1/240-300		10436		27771	3393	427
PV10 #2/300-400	627	1352	2224	905	598	201
PV12 #1/180-230						
mpk04 #1/3-65						
mpk04 #2/100-175	2992	91		40193	332	183
mpk04 #3/320-380						
mpk04 #4/380-510		664	84355	10053	1101	605
PVP 11 #1/80-190	2167	2775	8088	2610	757	545
PVP 11 #2/190-300	2581	5859	75273	28214	2577	3321
PV23 #1/100-220	395	1498	695	760	922	25
PV23 #2/220-400	447	1792	1119	876	1153	64

Luikonlahden ympäristönäytteistä mitatut Kd-arvot ovat pääsääntöisesti suurempia, kuin ympäristöhallinnon oppaassa (Ympäristöministeriö 2007) esitetyt arvot. Metallit ovat siis Luikonlahdella vähemmän liukenevassa muodossa kuin ympäristöhallinnon oppaan perusteella olettaisi. Poikkeuksena on sinkki, joka näyttäisi esiintyvän Luikonlahdella keskimäärin hieman liukenevammassa muodossa, samoin kromin Kd-arvot alittavat paikoitellen ympäristöhallinnon oppaan arvon. Tarvainen & Jarvan (2009) tutkimuksista otetut vertailuarvot ovat sen sijaan etenkin arseenin ja nikkelin osalta suurempia kuin Luikonlahdella.

Kd-arvojen perusteella laskettiin näytekohtaisesti kullekin alkuaineelle sallittu enimmäispitoisuus maaperässä, joka ei aiheuta pohjaveden pilaantumisriskiä kaavalla (Tarvainen & Jarva 2009):

$$SVP_{pv} = (RfC_{pv} * 10^{-3} * Kd) / DF$$

jossa

SVP_{pv} = pohjaveden pilaantumisriskin perusteella määritetty sallittu enimmäispitoisuus maaperässä (mg/kg)

RfC_{pv} = pohjaveden sallittu enimmäispitoisuus alkuaineelle X ($\mu\text{g/l}$), tässä tutkimuksessa on käytetty talousveden laatuvaatimuksia pienille yksiköille ja koboltin osalta WHO:n enimmäispitoisuutta juomavedelle (Ympäristöministeriö 2007)

Kd = maa-vesi –jakautumiskerroin alkuaineelle X (l/kg)

DF = laimenemiskerroin huokosveden ja pohjaveden välillä, oletusarvona on käytetty arvoa 1/10.

Lasketut SVP_{pv} -arvot on esitetty taulukossa 24. Vertailuarvoina on käytetty ympäristöhallinnon oppaassa (Ympäristöministeriö 2007) esitettyjä arvoja. Pohjaveden pilaantumisriskin kannalta maaperän enimmäispitoisuudet ylittivät kahdessa näytteessä: mpk04#2 (Co ja Ni), sekä PV07#1 (Ni).

Taulukko 24. Alkuaineiden As, Co, Cr, Cu, Ni ja Zn Kd-arvojen perusteella lasketut pohjaveden pilaantumisriskiin liittyvä sallittu enimmäispitoisuus maaperässä (SVPpv), sekä kuningasvesiuuttotiset pitoisuudet (AR). Pohjaveden pilaantumisriskin enimmäispitoisuuksien ylitykset on tummennettu. Mittayksikkö mg/kg.

	As		Co		Cr		Cu		Ni		Zn	
	SVPpv	AR	SVPpv	AR	SVPpv	AR	SVPpv	AR	SVPpv	AR	SVPpv	AR
Kirjallisuusarvot	10		4,2		1000		10000		40		3000	
Näytetunnus												
PV02 #1/155-175	57,8	0,71	110,8	4,67	640	22,6	16120	14,4	224,8	11,9	1875	22,2
PV02 #2/195-260	42	0,76	83,7	4,92	512,5	24,7	12658	15	140,7	12,8	2157	25,6
PV03 #1/80-130	7	0,48	15,3	1,9	138	11,4	2822	6,7	43,2	4,6	222	8,96
PV03 #2/135-205	60	0,39	81,2	2,03	902	10,3	19292	8,73	342,9	6	1329	9,3
PV05 #1/35-70			17,9	6,26	6058,8	30,9	307042	21,8	22,9	12,5	6475,5	29,7
PV05 #2/70-150			35,4	6,2	12623	30,8	686568	23	113,8	12,4	5617,5	29,1
PV07 1#/260-300	82,1	1,24	13,9	11,2	471,2	35,9	5774	24,8	38	53,4	400,5	47,3
PV07 #2/300-395												
PV10 #1/240-300			438,3	45,5			555414	43,6	678,6	133	6405	114
PV10 #2/300-400	62,7	1,56	56,8	16,5	1111,8	54,7	18100	36,2	119,6	91,5	3009	72
PV12 #1/180-230												
mpk04 #1/3-65												
mpk04 #2/100-175	299,2	3,89	3,8	45,4			803858	125	66,4	266	2740,5	232
mpk04 #3/320-380												
mpk04 #4/380-510			27,9	15,6	42177,4	52,3	201056	38,1	220,1	153	9081	89,6
PVP 11 #1/80-190	216,7	0,78	116,6	13,1	4044	36,8	52192	38,1	151,4	52,7	8172	68,1
PVP 11 #2/190-300	258,1	0,8	246,1	11,6	37636,4	41,4	564286	39,5	515,4	63,4	49816,5	72,4
PV23 #1/100-220	39,5	0,95	62,9	8,58	347,5	36,3	15200	12,4	184,4	16	375	29,9
PV23 #2/220-400	44,7	0,93	75,3	7,92	559,5	34,8	17522	20,5	230,7	17,3	964,5	37,4

4.3.8 Tulosten tarkastelu

Tutkittujen näytteiden maalajitteet olivat pääasiassa vähän hienoainesta ja orgaanista aineista sisältäviä hiekkaisia maalajeja, kuten hiekkamoreeneja ja hiekkvoja. Tällaisissa maalajeissa pohjaveden liikkuminen on melko nopeaa, joten haitalliset aineet pääsevät leviämään suhteellisen helposti. Myös haitta-aineiden pidäytyminen karkeampirakeiseen ainekseen on heikompa verrattuna paljon hienoainesta sisältäviin maalajeihin. Luikonlahden alueen maaperä on hieman keskivertoa suoma-

laista kivennäismaata emäksisempää. Kationinvaihtokapasiteetit ovat pääsääntöisesti hyvin matalia ja redox-olosuhteet melko pelkistäviä. Alueen kallioperästä johtuen taustapitoisuudet ovat keskivertoa korkeammalla tasolla, erityisesti alkuaineiden Co, Cr, Cu, Ni ja Zn osalta.

Maaperän kontaminaatiota on tapahtunut erityisesti rikastamon piha-alueella (näytepiste mpk04), jossa PIMA-raja-arvot ylittyvät koboltin, kromin, kuparin, nikkelin ja sinkin osalta. Tehdasalueen ulkopuolella suurimmat ongelmat aiheuttavat koboltti ja nikkeli, joita esiintyy runsaasti näytepisteissä PV07, PV10 ja PV11. Myös mm. sinkkiä esiintyy runsaasti, mutta ei PIMA-arvoja ylittäviä määriä. Osittaisuuttojen perusteella Co ja Ni vaikuttavat melko pysyviltä, eivätkä liukene 1 M NH_4 -asetaattiuutossa. Näytteelle mpk04#1 tehdyn rautasaostumia liuottavan 0,2 M NH_4 -oksalaattiuuton perusteella huomattava osa koboltista ja nikkelistä näyttäisi kuitenkin olevan sitoutuneena juuri rautasaostumiin.

Rautasaostumia syntyy liukoisen ferroraudan (Fe^{2+}) hapettuessa ferriraudaksi (Fe^{3+}). Näin tapahtuu usein mm. läpäisevissä maalajeissa ja pohjaveden pinnan tuntumassa (Carlson & Kumpulainen 2001). Luikonlahden ympäristönäytteissä on runsaasti silminhavaittavia rautasaostumia (näytteet mpk04#1, PV10#1, PV02). Rautasaostumamineraalit ovat yleensä hyvin pieniä, joten ne läpäisevät vesinäytteenotossa käytettävät suodattimet ja saattavat näin ollen häiritä liuenneen ja kolloidisen faasin erottamista toisistaan, joka saattaa osaltaan selittää joidenkin pohjavesinäytteiden korkeita metallipitoisuuksia. (Kumpulainen 2000)

Mahdollisista rautasaostumamineraaleista Luikonlahdella esiintyy luultavimmin ferrihydriittiä ($\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) ja goethiittiä ($\alpha\text{-FeOOH}$). Ferrihydriittiä syntyy neutraaleissa liuksissa ($\text{pH} > 5$) ferroraudan hapettuessa nopeasti. Yleensä ferrihydriitti on melko harvinainen sulfidikaivosten happamissa ympäristöissä, mutta Luikonlahden maaperä on keskivertoa emäksisempää. Ferrihydriitillä on huomattava kyky adsorboida kationeita. Lisäksi nikkeli ja erityisesti koboltti-ionit pystyvät korvaamaan rautaa oksidin rakenteissa, jolloin ne eivät enää liukene helposti takaisin maaveteen (Kumpulainen 2000). Ferrihydriitti muuttuu kosteissa ja viileissä olosuhteissa lopulta goethiitiksi, joka on raudan ainoa pysyvä oksihydroksidimineraali. Koska goethiitti on yleensä kiderakenteeltaan paremmin järjestynyt, kuin ferrihydriitti, on todennäköistä, että adsorboitunutta ainesta vapautuu uudelleenkiteytymisen yhteydessä. (Carlson & Kumpulainen 2001)

Laskeutusaltaan alapuolisesta näytepisteestä PV12 otettu vesinäyte sisältää huomattavia määriä kobolttia ja nikkeliä. PIMA-arvoja ylittäviä pitoisuuksia ei kuitenkaan esiinny maa-aineksessa. Tämä saattaa johtua esimerkiksi rautasaostumien muodostumisen kannalta epäsuosiollisista redox-olosuhteista vesialtaan alapuolisessa jatkuvasti vedellä kyllästyneessä aineksessa, jolloin metallien pidäytyminen on heikkoa. Valitettavasti kyseisen pisteen redox- ja pH-mittaukset puuttuvat.

Luikonlahden maaperän ollessa suhteellisen vähän hieno- ja orgaanista ainesta sisältävää, pidätyvät haitta-aineet pääasiassa rautasaostumien, joiden muodostumiselle alueen olosuhteet ovat hiekkaisissa ilmaa läpäisevissä maalajeissa otolliset. Tarkasteltaessa taulukon 4 redox- ja pH-arvoja, voidaan todeta, että kaikkien arvoja sisältävien näytepisteiden olosuhteet näyttävät olevan raudan saostumiselle suosiolliset. Rautasaostumat ovat melko pysyviä, mutta pH:n laskiessa ja redox-olosuhteiden muuttuessa hyvin pelkistäviksi, myös ne saattavat liuetta ja vapauttaa haitta-aineita pohjaveteen. Niiden määrä voi vaihdella myös mm. eri vuodenaikojen mukaan (Kumpulainen 2000).

Maa-vesi –jakautumiskertoimien perusteella lasketut alkuaineiden maaperän riskiarvot pohjaveden pilaantumisen kannalta korostavat rikastamoalueen huonoa tilaa. Alueen pilaantunut maa-aines tuntuu olevan yksi lähde, josta etenkin nikkeliä ja kobolttia kulkeutuu pohjaveden mukana ympäris-

töön. Kd-arvojen perusteella myös pisteen PV07 nikkeliä päätyy pohjaveteen. Vaikka pisteessä mpk04 on havaittavissa myös korkeita kromin, kuparin ja sinkin pitoisuuksia, nämä metallit eivät vaikuta kulkeutuvan kovinkaan helposti kauemmas suurina pitoisuuksina. Erityisesti kupari näyttää sitoutuneen tiukasti näytteen mpk04#3 turpeeseen; Co, Ni ja Zn ovat suhteellisen liukoissa muodossa, mutta kupari on käytännössä pelkästään HNO₃-liukoissa fraktiossa.

Aineiston perusteella maa-vesi –jakautumiskertoimien avulla lasketut maaperän riskiarvot pohjaveden pilaantumiselle näyttävät antavan oikeansuuntaisia tuloksia. Ongelmana on menetelmän paikakokohtainen hienosäätäminen esimerkiksi oikeansuuruisten laimenemiskertoimen osalta. NH₄-asetaattiuutto on liian heikko liuottamaan rautasaostumiin sitoutuneita haitta-aineita. Lisäksi hienoainespitoisempien näytteiden kohdalla asetaattiuuttoisessa fraktiossa ei tapahdu juurikaan muutosta, joten asetaattiuutto ei näytä liuottavan myöskään hienoainekseen sitoutuneita metalleja kovinkaan tehokkaasti. Luikonlahden kaltaisessa ympäristössä rautasaostumia liuottava NH₄-oksalaattiuutto antaisi luultavasti käytännöllisempiä tuloksia.

4.3.9 Yhteenveto mitatuista pitoisuuksista

Ympäristönäytteenoton perusteella haitta-aineita näyttää kulkeutuvan rikastamoalueelta sekä länteen kohti Petkellahtea, että etelään kohti Luikonlahtea. Haitta-aineet, erityisesti nikkeli ja koboltti, sitoutuvat maaperässä rautasaostumiin, jolloin maa-aineksen PIMA-arvot ylittyvät näiden kahden alkuaineen osalta suhteellisen kaukanakin rikastamoalueelta. Rikastamoalueen kupari sitoutuu hyvin alueen turvekerrokseen, eikä ole suuremmissa määrin levinnyt ympäristön maaperään. Luikonlahden alueella esiintyy myös kohonneita sinkin ja kromin pitoisuuksia, mutta pitoisuudet ovat pääsääntöisesti raja-arvoja matalampia ja pysyvissä muodossa (erityisesti kromi). Maaperän pilaantuneisuuden arviointia vaikeuttaa alueen luontaisesti korkeat metallipitoisuudet. Rautasaostumiin sitoutuneet haitta-aineet ovat melko pysyvissä muodossa, eikä ongelmia luultavasti esiinny, elleivät pH/Eh-olosuhteet muutu rajusti esimerkiksi pohjaveden pinnan kohotessa ja pH:n laskiessa. Maa-vesi –jakautumiskertoimiin perustuva menetelmä näyttää olevan suhteellisen tehokas keino pohjaveden pilaantumisen riskin arvioimiseksi.

4.4 Pitoisuudet pinta- ja pohjavesissä

Pinta- ja pohjavesitutkimuksia tehtiin Luikonlahdella vuosien 2010 ja 2011 aikana. Vesinäytteiden ottoa, veden laadun tutkimuksia ja tulosten tulkintaa on kuvattu tarkemmin GTK:n raportissa (Solismaa et al. 2013). Vesinäytteitä kerättiin Luikonlahdelta eri vuodenaikoina, jotta kyettiin arvioimaan vuodenaikaisvaihtelujen vaikutusta vesien laatuun mm. alhaiset valumat vs. runsaat valumat. GTK ei kerännyt vesinäytteitä järvioltaista vaan niiden pitoisuudet saatiin Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy:n velvoitetarkkailuaineistosta. Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy:n veden laadun veloiteseurantatutkimusten tuloksia käytettiin myös GTK:n puro- ja pohjavesilaatututkimusten tukena. Vesien laatututkimuksista saatavaa tietoa on hyödynnetty haitta-aineiden leviämisen ja metallien esiintymismuotojen arvioinnissa sekä ympäristö- ja terveystarvitarvinnassa.

4.4.1 Pinta- ja pohjavesien näytteenotto ja veden laadun tutkimukset

Havaintopisteistä mitattiin maastossa kaikilla näytteenottokerroilla kannettavilla YSI-merkkisillä kenttämittareilla lämpötila, pH, sähkönjohtavuus (EC/Cond $\mu\text{S}/\text{cm}$), lämpötilakorjattu sähkönjohtavuus (SpCond $\mu\text{S}/\text{cm}$), liuennut happi (DO mg/l), liunneen hapen kylläisyysaste (DO %) ja redox-

potentiaali (ORP mV). Tutkimusten aikana käytettiin kolmea eri YSI-mittaria (YSI 560, YSI 600, YSI professional plus). Kenttämittausten lisäksi vesistä tutkittiin paikan päällä niiden alkaliteetti. Alkaliteetti titrattiin Hach:n digitaalisella titraattorilla veden alkaliteetin vahvuudesta riippuen joko 0,16 N tai 1,6 N rikkihapolla pH 4,5:een ja tulos laskettiin mg/l CaCO₃:a josta se muutettiin yksiköön mmol/l.

Pintavesitutkimuksissa näytteet otettiin edustavasta paikasta puron, ojan, lammen tai muun altaan reunalta, käsin kurottaen (taulukko 25). Käsien suojana näytteenotossa ja esikäsittelyssä käytettiin puuterioimattomia nitrilikertakäyttöhansikkaita. Muutamassa paikassa, missä ranta oli näytteenottoon soveltumaton, näyte otettiin käyttäen apuna vartta jonka päähän näytteenottopullon sai asetettua. Vanhasta avolouhoksesta näyte otettiin Limnos noutimella.

Taulukko 25. Pintavesinäytteiden näytetunnukset ja lisätiedot näytteidenottopaikoista.

piste	Lisätiedot
Lui 01	Kylmäpuro, juoksutuspädon alapuolelta
Lui 02	Heinälampi, läheltä Kylmäpuroa
Lui 03	Heinälammen E-pädon alta
Lui 04	Heinälammen EL-pädon alta
Lui 05	Heinälammen EL-pädon alta
Lui 06	Kalkitusaseman alta
Lui 07	Rhk-altaan pädon lounaiskulman alta
Lui 09_pinta_1m	Pajamalmin avolouhos, pinta 1 m
Lui 09_syv_29m	Pajamalmin avolouhos, syvä 29 m
Lui 10	Puro Palolammesta Pajamalmin avolouhoksen kohdalta
Lui 11	Palolammesta laskeva puro, kalkkipädon yläpuolelta
Lui 12	Palolampi, läheltä Luusuaa
Lui 13	Avolouhos, (Asuntotalo)
Lui 14	Suurisuon kosteikolle etelästä tuleva puro, yläjuoksu
Lui 15	Suurisuon kosteikon purkuoja
Lui 17	Suurisuon kosteikolle kalkkiojaa tuleva vedet
Lui 18	Oja radan takana, yläjuoksu
Lui 19	Palopuro, Juuantien yläpuolella
Lui 20	Palopuro, Juuantien alapuolelta, ennen Myllypuron kosteikkoa
Lui 21	Myllypuro, kosteikon jälkeen
Lui 22	Myllypuro, ennen Petkellammesta tulevia puroja
Lui 23	Myllypuro, ennen Petkellahteen laskua
Lui 24	Petkelpuro, lammikon jälkeen
Lui 25	Petkelpuro, ennen lammikkoa
Lui 26	Petkelpuro, Juuan tien alapuoli (tierummun jälkeen)
Lui 27	Luikonlahteen laskeva puro, Heinälammen länsipuoli, laskukohta
Lui 29	Luikonlahteen laskeva puro, Heinälammen länsipuoli, radan yläpuoli
Lui 30	Luikonlahteen laskeva puro, Heinälammen länsipuoli, yläjuoksu
Lui 31	Kylmäpuro, lasku Luikonlahteen
Lui 33	Kylmäpuro, keskimäinen näyte soiden välistä
Lui 34	Luikonlahteen Heinälammen lounaisreunalta laskeva puro, Luikonlahden rannan läheltä
Lui 35	Luikonlahteen Heinälammen lounaisreunalta laskeva puro, radan E-puolelta
Lui 36	Luikonlahteen Heinälammen lounaisreunalta laskeva puro, radan P-puolelta, Mampselinkalliolta tulevat vedet

Maaperään asennettujen pohjavesiputkien vesi vaihdettiin pumppaamalla niitä tyhjäksi näytteenottoa edeltävänä päivänä n. puoli tuntia. Pumppauksen tarkoitus on vaihtaa putkessa ollut vesi ja imeä pois putken pohjalle mahdollisesti kertynyt sakka. Pohjavesiputken pohjalle kertynyt sakka voi rikastaa veden mikä saattaa näkyä vesianalyysituloksissa mm. kohonneina haitta-ainepitoisuuksina. Tarkat pumppausajat ja päivät kirjattiin kenttäpäiväkirjaan. Pumppuna käytettiin bensiinikäyttöistä Honda-merkkistä vesipumppua mihin oli liitetty kysiliittimellä n. 10 – 13 m pitkä kirkas elintarvikelaatuinen ulkohalkaisijaltaan 25 mm oleva PVC-letku. Vesipumppu pyrittiin sijoittamaan tarpeeksi etäälle pohjavesiputkesta mahdollisen pakokaasu/hiilivetykontaminaation estämiseksi. Ongelmia pumppauksessa aiheutti imuletkun kasaan painuminen putkissa, joissa pohjaveden pinta oli lähes 10 m syvyydessä. Tällöin myös vesipumpun imuteho ja kysiliittimen tiiveys tuottivat ongelmia. Letkun kasaan painumisesta huolimatta, päädyttiin tutkimuksessa käyttämään ristikudosvahvistettua letkua rengasvahvistetun sijasta, koska sen sileä ulkopinta oli helpompi puhdistaa ennen letkun työntämistä pohjavesiputkeen. Ennen pohjavesiputkeen asettamista imuletku huuhdeltiin ruiskuttamalla sen pinnalle MilliQ-vettä ja pyyhkimällä sitä käsipyyhkeillä. Imuletkua säilytettiin kuljetusten ajan kiepillä mustassa jätessä.

Näytteet otettiin maaperään asennetuista pohjavesiputkista PET-muovisilla bailer-tyypin pohjavesinoutimilla. Näyte otettiin yleensä pumppauksen jälkeisenä päivänä, ensin huuhtomalla noudin ja näytepullot, ja sen jälkeen ottamalla varsinainen näyte läheltä pohjavesiputken pohjaa. Näytteenotossa pyrittiin käyttämään jokaiselle näytepisteelle omaa noudinta. Joissain hyvin samantyyppisissä vesissä käytettiin samaa noudinta kahden pisteen näytteenottoon. Noutimet huuhdeltiin tällöin erittäin huolellisesti näytteenottojen välillä. Jotkut pohjavesiputkista olivat asennettu huonon vedenläpäisevyyden sekä pohjavesinäytteenottoa hankaloittavan korkean hienoainespitoisuuden omaavaan maaperään. Näiden putkien veden antoisuus oli odotettavastikin todella huono ja pumppauksen jälkeen putkien pohjalle kertyi välittömästi hienoainesta. Tällöin vesinäytteet pyrittiin ottamaan alimmalta mahdolliselta syvyydeltä, josta oli mahdollista saada tarvittava määrä alhaisen kiintoainespitoisuuden omaavaa vettä. Tämä ei aina onnistunut ja joitain kertoja kunnollista näytettä ei useista yrityksistä huolimatta saatu otettua.

Kalliopohjavesiputkista otettiin näytteitä sekä bailer-tyypin noutimella että Waterran PP1 pohjavesinäytteenotto- ja huuhtelupumpulla (taulukko 26). Kalliopohjavesistä analysoitiin geokemian lisäksi myös hapen ja vedyn isotooppikoostumus sekä tritiumaktiivisuus (Kortelainen 2012).

Taulukko 26. Kalliopohjavesiputkien tekniset tiedot ja näytteenottomenetelmät

Näyte	Kairauksen syvyys	Näytteenottosyvyys	Näytteenotin	Ruhje	Veden tuotto
KPV1	42 m	19-25 m	PP1	kyllä	< 1000 l/h
KPV2	84 m	12 m	Bailer	pintaruhjeinen	
KPV3	120 m	5.5 m	Bailer	ei	
KPV4A	97 m	36-38 m	PP1	kyllä	500-600 l/h
KPV4B	97 m	74-75 m	Bailer	kyllä	500-600 l/h

Pinta- ja pohjavesinäytteet otettiin maastossa ensin kahteen elintarvikelaatuiseen 1000 ml vetoiseen LDP-muovipulloon. Toinen 1000 ml pullo lähetettiin käsittelemättömänä pH-, EC-, Alkaliteetti-, anioni-, ja kiintoainemäärityksiin ja toinen pullo jaettiin viiteen 100 ml pulloon muita analyyssejä varten (taulukko 27).

Taulukko 27. Pinta- ja pohjavesinäytteiden laboratorioanalyysit esikäsittelyineen

Näyte	Analyysikoodi ja analyysit	Koko	Suodatus	Kestävöinti
Liuenneet alkuaineet	139P/M (ICP OES + ICP MS)	100 ml	0,45 µm CA-S FP30	0,5 ml suprapurtyppihappoa
Alkuaineiden kokonaispitoisuus	150P/M (ICP OES + ICP MS)	100 ml		0,5 ml suprapurtyppihappoa
Ferrorauta (Fe ²⁺)	095C Spektrofotometrinen	100 ml	0,45 µm PVDF GD/XP	4,0 ml suolahappoa
DOC	142L (SFS EN 1484)	100 ml	0,45 µm PVDF GD/XP	1 ml fosforihappoa
TOC	142L (SFS EN 1484)	100 ml		1 ml fosforihappoa
pH-, EC-, Alkaliniteetti-, anioni- ja kiintoainemääritys	143I (pH+EC) potentiometrinen, 143T (alk) titraus, 143R (an) ionikromatografia, 143G (ka) suodatus	1000 ml		

Kaikki vesinäytteet suodatettiin ja kestäväitettiin laboratorioanalyyssejä varten kenttäolosuhteissa nopeasti näytteenoton jälkeen. Näin saatiin varmistettua niiden mahdollisimman vähäinen säilytyksen aikainen muuttuminen. Näytteitä säilytettiin kentällä styroksisessa kylmälaukussa valolta ja lämmöltä suojassa. Näytteet pyrittiin lähettämään kahdesti viikossa kylmälaukuissa Labtium Oy:lle Espooseen laboratorioanalyyssejä varten.

Vesinäytteiden laboratorioanalyysien tarkkuutta tarkkailtiin ottamalla joka kymmenennestä näyttestä rinnakkaisnäyte. Kontaminaatoriskiä näytteenkäsittelyn aikana tarkkailtiin lähettämällä analyysiin nollanäyte kerran viikossa. Nollanäyte käsiteltiin samoissa olosuhteissa ja samoin menetelmin, kuin muutkin vesinäytteet, mutta näytteen vetenä käytettiin puhdasta näytteenotossa mukana kulkenutta Milli-Q vettä. Näin saatiin selvyys aiheuttiko jokin näytteenotossa systemaattista virhetä.

4.4.2 Haitta-aineiden pitoisuuksien ja leviämisen arviointi

Purovesien sekä maa- ja kalliopohjavesien mitattuja haitta-aineiden pitoisuuksia on esitetty liitteessä 1. Liitteen kuvissa ja taulukoissa esitetyt alkuainepitoisuudet kuvastavat jokaisen GTK:n näytteenottokerran liukoisia pitoisuuksia. Huomattavan korkean kiintoainespitoisuuden omaavat vesinäytteet saattavat aiheuttaa vääristymän haitta-ainepitoisuuteen kokonaispitoisuuden analysoinnissa. Huomattavan korkean kiintoainespitoisuuden omaavia vesinäytteitä ei rajattu taulukoista pois, koska liukoiset alkuainemääritykset tehdään suodatetuista (0,45 µm) näytteistä. Alkaliteetista ja pH:sta esitettiin sekä kentällä että laboratoriossa tehdyt määritykset.

Pitoisuuksia ja leviämistä kuvaavissa pitoisuuskartoissa käytettiin taulukossa 28. esitettyjä tasoja (1-5) kuvaamaan eri haitta-aineiden pitoisuuksia. Pitoisuustasot on valittu pohjaveden laatuvaatimuksien (Vna 341/2009) ja pohjaveden ympäristölaatunormien (STM 461/2000) sekä alueen pohjavesien metallipitoisuuksien kvartiiliarvojen perusteella, siten, että taso 1 on pienempi tai yhtä suuri kuin ympäristölaatunormi ja taso 2 pienempi tai yhtä suuri kuin talousveden laatuvaatimus. Tasoon 3 pitoisuuksia voidaan pitää haitallisina, sillä ne ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin ja talousveden laatuvaatimukset. Tasojen 4 ja 5 pitoisuudet puolestaan ovat huomattavasti talousveden laatuvaatimusta ja ympäristölaatunormia korkeampia. Koboltille ja sinkille ei ole asetettu talousveden laatuvaatimusta, minkä vuoksi taso 2 on niiden osalta arvioitu suhteessa muihin haitta-ainepitoisuuksiin ja alueen pohjaveden metallipitoisuuksien kvartiiliarvioihin. Tasojen arvioinnissa käytetyt eri haitta-aineiden taustapitoisuuksien mediaanit ja keskiarvot sekä talousveden laatuvaatimukset ja pohjaveden ympäristölaatunormit on esitetty taulukossa 29.

Taulukko 28. Pitoisuustasot 1-5 eri haitta-aineiden pitoisuuksille. Tasot 1 on alle pohjaveden ympäristölaatunormin. Taso 2 on alle talousveden laatuvaatimuksen ja taso 3 yli edellä mainittujen laatustandardien. Tasot 4 ja 5 kuvaavat siten haitallisella tasolla olevia pitoisuuksia, joista taso 5 on noin 20-100 kertainen suhteessa tasoon 2.

Pitoisuus	Väri	Cr (µg/l)	Ni (µg/l)	Co (µg/l)	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	As (µg/l)
Taso 1		< 10	< 10	< 2	< 60	< 20	< 5
Taso 2		10 - 50	10 - 20	2 - 10	60 - 200	20 - 100	5 - 10
Taso 3		51 - 200	21 - 200	11 - 100	201 - 2000	101 - 2000	11 - 100
Taso 4		201 - 1000	201 - 1000	101 - 500	2001 - 10000	2001 - 10000	101 - 500
Taso 5		> 1000	> 1000	> 500	> 10000	> 10000	> 500

Taulukko 29. haitta-aineiden taustapitoisuuksien mediaanit ja keskiarvot sekä talousveden laatuvaatimukset ja pohjaveden ympäristölaatunormit.

Aine	Yksikkö	Taustapitoisuudet (Lahermo et al. 2002)		Talousveden laatuvaatimukset (STM 461/2000)	Pohjaveden ympäristölaatunormi (Vna 341/2009)
		Mediaani	Keskiarvo		
Zn	µg/l	10,4	44,2		60
Ni	µg/l	0,84	3,29	20	10
Cr	µg/l	0,02	0,327	50	10
Cd	µg/l	<0,02	0,0436	5	0,4
Co	µg/l	0,09	0,766		2
Cu	µg/l	2,49	14,1	2000	20
As	µg/l	0,14	0,353	10	5

4.4.3 Veden laatu ja metallien esiintymismuodot

Luikonlahden kaivosalueen ja ympäristön pohja- ja pintavesien laatuun vaikuttavat kaivosalueen maaperän kohonneet rikin, nikkelin, koboltin, kromin, kuparin ja sinkin pitoisuudet. Koska kyseiset haitta-aineet eivät esiinny maaperässä helppoliukoisessa muodossa, niiden liikkuvuus pohjavesissä on melko paikallista. Liitteessä 1 esitettyjen pitoisuustaulukoiden ja -karttojen perusteella havaitaan, että puro- ja pohjavesien laatuun vaikuttavat merkittävimmin nikkelin, koboltin ja sinkin pitoisuudet, jotka ovat suuruusluokaltaan tasoa 3 useissa havaintopisteissä eli ylittävät pohjaveden ympäristölaatunormin (Vna 341/2009) ja talousveden laatuvaatimukset (STM 461/2000). Haitta-aineiden esiintymismuotoja mallinnettiin PHREEQC-ohjelman avulla.

Kosteikko

Suursuon rakennetulle kosteikolle tulevassa (LUI17, LUI14) ja sieltä lähtevässä vedessä (LUI15) havaittiin pohjaveden ympäristölaatu normin ja talousveden laatuvaatimukset ylittäviä nikkelin, koboltin ja sinkin pitoisuuksia. Vesianalyysien perusteella kosteikolla vedestä poistuu saostumalla erityisesti rautaa ja rikkiä, mutta vähäisessä määrin myös nikkeliä, sinkkiä, arseenia, kadmiumia sekä kuparia. Geokemiallisen mallinnuksen perusteella rautaa ja rikkiä saostuu pyriittinä (FeS_2) sekä rautaa myös rautahydroksideina, kuten Fe_2O_3 ja $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Nikkeliä, sinkkiä, kadmiumia ja kuparia saostuu pääasiassa sulfideina. Pohjaveden laadun seurannan perusteella purovesissä ja pohjavedessä esiintyy merkittävästi alumiinia etenkin kosteikon läheisyydessä. Merkittävä osa alumiinista on näissä pisteissä kiintoainepartikkeleihin sitoutuneena.

Puroveden ja maaperän pohjavedet

Korkeimmat puro- ja pohjavesinäytteistä havaitut haitta-aineiden pitoisuudet esiintyivät rikastamon sekä rikastushiekka-altaan ja Heinälammen selkeytysaltaan läheisyydessä. Erityisesti nikkelin, koboltin ja sinkin pitoisuudet olivat koholla suhteessa pohjaveden ympäristölaatunormiin ja talousveden laatuvaatimuksiin. Kadmiumin ja kromin pitoisuudet olivat hyvin alhaisia. Kohonneita koboltin, kadmiumin, kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuuksia havaittiin pohjavesiputkista PP3 ja PP4 sekä rikastushiekka-altaan alasuodossa (LUI16) ja Suursuon kosteikolle tulevassa vedessä. Näitä metalleja kulkeutuu myös Petkelpurossa. Geokemiallisen mallinnuksen perusteella kobolttia ja nikkeliä esiintyy vain vapaina ioneina, minkä vuoksi ne ovat helposti biosaatavassa muodossa purovesissä ja suotovesissä toisin kuin kadmium, kupari ja sinkki, jotka esiintyvät pääasiassa komplekseina. Lisäksi sinkkiä esiintyy myös vapaana ionina.

Arseenin pitoisuudet olivat hyvin alhaisia pohjavesissä, mutta koholla suhteessa talousveden laatuvaatimukseen rikastushiekka-altaalta Heinälammen purkautuvassa purovedessä (LUI06) ja Heinälammessa (LUI02) sekä kevätnäytteenotoissa myös Kylmäpurossa. Geokemiallisen mallinnuksen perusteella arseenia esiintyy purovesissä ja pohjavesissä pääasiassa vähemmän toksisessa muodossa viidenarvoisena divetyarsenaattina (H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-}) ja suotovesissä toksisemmassa muodossa kolmenarvoisena arseenihappona (H_3AsO_3).

Kalliopohjavedet

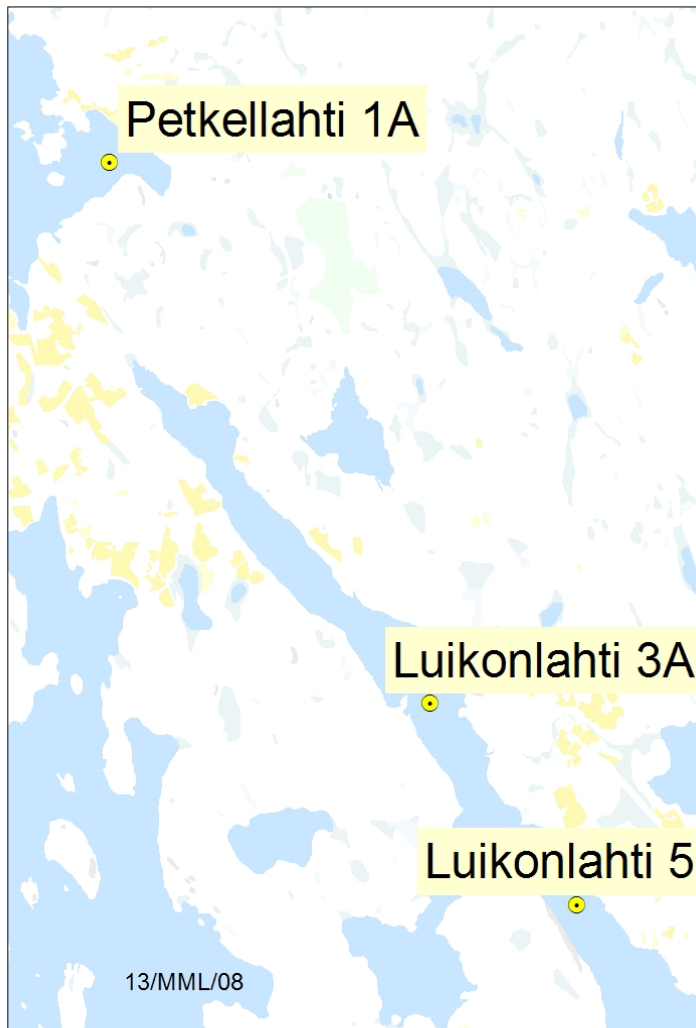
Vedenlaadun seurannan yhteydessä Luikonlahden kaivosalueelle asennettiin 4 kalliopohjavesiputkea. Kalliopohjavesiputki KPV1 saatiin asennettua ruhjeeseen ja sen tuotto oli tuhansia litroja tunnissa. Tässä kohdassa ruhjevyöhykettä pohjavedessä vallitsevat pelkistävät vähähappiset olosuhteet ja metallien kuten nikkelin, koboltin ja sinkin pitoisuudet olivat korkeita verrattuna muihin kallio-

pohjavesinäytteisiin. Metallien liukeneminen johtuu todennäköisesti sekundäärimineraalien ja oksihydroksidien liukenemisesta ruhjeiden rapautumispinnoilta. Hapen ja vedyn isotooppianalyysien tulokset (Kortelainen 2012) sekä korkean liunneen orgaanisen hiilen pitoisuus (DOC) viittaavat myös siihen, että ruhjeen kalliopohjaveteen saattaa sekoittua myös pintavesiä. Myös kalliopohjavesiputkien KPV2 ja KPV3 vesinäytteistä määritetty hapen ja vedyn isotooppikoostumus viittaa nuoreen pinnalliseen pohjaveteen tai siihen, että ruhjevyöhykkeiden kalliopohjavesi saa osan vedestä nuoresta kierrosta (Kortelainen 2012). Molemmissa vesinäytteissä raudan hydroksidien ja metallisulfidien saostuminen vähentävät metallien esiintymistä kalliopohjavedessä. Ruhjeeseen asennettujen kalliopohjavesiputken KPV4 vesinäytteiden hapen ja vedyn isotooppikoostumus viittaa siihen, että vesi ei ole alkuperältään yhtä nuorta kuin muissa ruhjeissa, vaan sadantalähde on vanhempi ja pohjaveden ja kallioperän mineraalit ovat olleet pitkään vuorovaikutuksessa (Kortelainen 2012). Tämä pitempi vuorovaikutus näkyy myös veden geokemiallisessa koostumuksessa mm. kohonneina arseenin ja kromin pitoisuuksina suhteessa muihin kalliopohjavesiin. Kohonnut natriumin pitoisuus sekä muita kalliopohjavesiä huomattavasti emäksisempi pH (pH=9) viittaavat silikaattien ja maasälvän rapautumiseen.

4.4.4 Mitatut järvivesien pitoisuudet

Vuonna 1998 - 2011 kerätystä velvoitetarkkailuaineistosta laskettiin vedenlaadun tilastollisia tunnuslukuja kolmesta pisteestä (Petkellahti 1A, Lukonlahti 3A ja Luikonlahti 5, Kuva 8) riskinarvioinnin lähtötiedoiksi. Vuonna 2003 kerättiin vesinäytteitä Petkellahdelta ja niistä mitattiin myös Ca ja Mg (totaali): 1 m Ca ja Mg = n. 5 - 25 mg/l; 21 m Ca ja Mg = n. 80 ja 50 mg/l.

Petkellahteen kohdistuu suurin kuormitus, minkä vuoksi vedenlaatu on siellä huonoin. Luikonlahdella piste 3A sijaitsee lähempänä kaivosaluetta, minkä vuoksi metallipitoisuudet erityisesti alusvedessä on korkeammat kuin pisteessä Luikonlahti 5.



Kuva 8. Pintavesien näytteenottopisteet Luikonlahden kaivosalueen lähistön järvissä.

Taulukko 30. Velvoitetarkkailuaineistosta laskettuja tilastollisia vedenlaadun tunnuslukuja Petkellahdelta v. 1998 -2011. Muut, paitsi Ni Liuk, edustavat kokonaispitoisuuksia. Piste Petkellahti 1A, syvyydet 1m ja 21m, Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys.

Syv		T	Happi	Happi%	pH	SJ	COD Mn	Kok. N	Kok. P	Mn	Kok.S	SO ₄	Fe	Mn	As	Co	Cr	Cu	Ni Liuk	Ni	Zn
m		°C	mg/l	Kyll %		mS/m	mg/l O ₂	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1,0	Mean	12,3	9,2	84	6,5	4,7	15,8	506	16,2	57,8	4,7	10,9	560	57,8	<2	<2	<2	<2	4,0	4,5	11,9
1,0	Median	16,9	8,6	85	6,6	4,3	15,0	450	16,0	52,0	4,8	9,1	530	52,0	<2	<2	<2	<2	4,0	4,0	<10
1,0	Min	0,3	7,5	72	5,9	3,1	12,0	370	11,0	17,0	1,7	4,1	340	17,0	<2	<2	<2	<2	2,0	2,0	<10
1,0	Max	23,5	12,2	96	7,1	9,9	25,0	1100	32,0	160,0	6,5	34,0	1000	160,0	<2	3,0	3,0	2,0	7,0	13,0	30,0
21,0	Mean	3,3	0,3	3	6,4	75,4	15,0	1310	13,2	3336,4	124,3	352,3	17061	3336,4	<2	37,9	3,5	2,1	55,0	74,4	105,0
21,0	Median	3,4	0,0	0	6,5	75,0	15,0	1300	13,0	3200,0	130,0	355,0	18000	3200,0	<2	39,5	<2	<2	52,0	69,5	91,5
21,0	Min	2,3	0,0	0	5,8	66,0	6,5	750	6,0	1600,0	110,0	210,0	4400	1600,0	<2	9,0	<2	<2	33,0	43,0	39,0
21,0	Max	3,9	3,3	24	6,7	89,0	22,0	2100	21,0	4200,0	140,0	460,0	27000	4200,0	<2	54,0	8,0	4,0	87,0	120,0	220,0

Taulukko 31. Velvoitetarkkailuaineistosta laskettuja tilastollisia vedenlaadun tunnuslukuja Luikonlahdelta v. 1998 -2011. Muut, paitsi Ni Liuk, edustavat kokonaispitoisuuksia. Piste Luikonlahti 3A, syvyydet 1 m ja 17 m, Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys.

Syv		T	Happi	Happi%	pH	SJ	COD Mn	Kok. N	Kok. P	Mn	Kok.S	SO ₄	Fe	Mn	As	Co	Cr	Cu	Ni Liuk	Ni	Zn
m		°C	mg/l	Kyll %		mS/m	mg/l O ₂	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1,0	Mean	12,7	9,8	90	6,9	4,5	7,3	355	8,0	10,7	3,9	8,3	80	10,7	2,1	<2	<2	<2	2,6	3,7	<10
1,0	Median	17,1	9,1	90	6,9	4,6	7,2	355	8,0	<10	3,9	8,1	77	<10	<2	<2	<2	<2	<2	3,0	<10
1,0	Min	0,2	7,0	78	6,6	3,0	6,0	280	<5	<10	2,0	4,0	<50	<10	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<10
1,0	Max	24,8	13,1	100	7,7	6,4	11,0	450	12,0	17,0	5,6	15,0	210	17,0	3,0	<2	<2	<2	4,0	12,0	<10
17,0	Mean	6,0	6,3	50	6,6	9,6	6,1	394	8,9	29,4	7,7	27,8	137	29,4	10,3	<2	2,3	2,1	4,4	19,8	<10
17,0	Median	6,9	6,9	53	6,6	7,3	6,1	400	8,5	18,0	5,7	19,5	110	18,0	5,0	<2	<2	<2	4,0	11,0	<10
17,0	Min	2,4	3,5	30	6,3	4,5	4,4	340	6,0	<10	5,0	7,8	46	<10	<2	<2	<2	<2	<2	3,0	<10
17,0	Max	8,6	9,2	74	7,0	24,0	7,4	450	20,0	200,0	15,0	83,0	550	200,0	46,0	<2	8,0	3,0	7,0	62,0	<10

Taulukko 32. Velvoitetarkkailuaineistosta laskettuja tilastollisia vedenlaadun tunnuslukuja Luikonlahdelta v. 1998 -2011. Muut, paitsi Ni Liuk, edustavat kokonaispitoisuuksia. Piste Luikonlahti 5, syvyydet 1 m ja 21 m, Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys.

Syv		T	Happi	Happi%	pH	SJ	COD Mn	Kok. N	Kok. P	Mn	Kok.S	SO ₄	Fe	Mn	As	Co	Cr	Cu	Ni Liuk	Ni	Zn
m		°C	mg/l	Kyll %		mS/m	mg/l O ₂	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1,0	Mean	12,3	9,9	90	6,9	4,4	7,3	352	7,4	10,5	3,7	8,6	85	10,5	2,0	<2	<2	<2	2,6	3,6	<10
1,0	Median	16,9	9,3	92	6,9	4,5	7,3	345	7,0	<10	3,8	8,2	80	<10	<2	<2	<2	<2	<2	3,0	<10
1,0	Min	0,2	7,8	80	6,5	3,0	5,8	270	<5	<10	2,0	4,1	55	<10	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<10
1,0	Max	24,3	13,0	99	7,6	5,9	10,0	450	12,0	14,0	5,1	14,0	190	14,0	3,0	<2	<2	<2	4,0	10,0	<10
21,0	Mean	6,6	7,5	61	6,5	5,6	6,3	387	7,4	13,9	4,5	12,0	101	13,9	3,1	<2	<2	<2	2,3	5,4	<10
21,0	Median	7,7	7,8	59	6,5	5,6	6,4	380	7,0	11,0	4,1	12,0	105	11,0	<2	<2	<2	<2	2,0	4,5	<10
21,0	Min	2,4	5,6	42	6,3	4,0	4,8	330	<5	<10	3,5	6,4	48	<10	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<10
21,0	Max	9,7	9,8	81	7,1	7,8	7,9	500	13,0	43,0	6,9	20,0	180	43,0	7,0	<2	<2	<2	3,0	13,0	<10

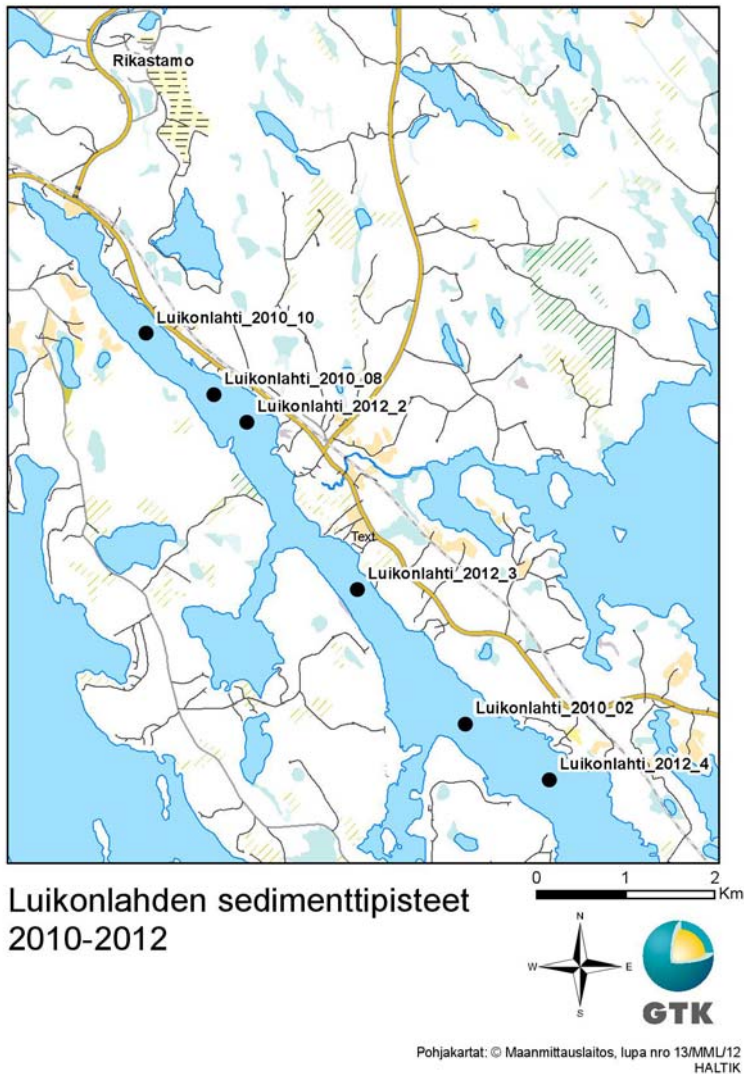
4.4.5 Yhteenveto vesienlaadusta

Vesien laatuun Luikonlahden kaivoksen alueella ja ympäristön pintavesissä vaikuttavat merkittävimmän kaivosalueen maaperän kohonneet rikin, nikkelin, koboltin, kromin, kuparin ja sinkin pitoisuudet. Koska kyseiset haitta-aineet eivät esiinny helppoliukoisessa muodossa maaperässä, myös niiden liikkuvuus pohjavesissä on melko paikallista. Korkeimmat puro- ja pohjavesinäytteistä havaitut pitoisuudet esiintyivät rikastamon sekä rikastushiekka-altaan ja Heinälammien selkeytysaltaan läheisyydessä. Maaperätutkimusten perusteella nikkeliä, koboltia ja sinkkiä esiintyi liikkuvammas- sa muodossa kuin muita haitta-aineita. Sinkin pitoisuudet ylittivätkin pohjaveden ympäristönlautunormin (STM 461/2000) ja talousveden laatuvaatimukset (Vna 341/2009) kaikissa puroveden laadun havaintopisteissä. Nikkelin ja koboltin pitoisuudet puolestaan ylittivät ympäristönlautunormin ja talousveden laatuvaatimukset moninkertaisesti erityisesti rikastushiekka-altaan suotovedessä padon lounaiskulmalla sekä pohjavedessä rikastamon ja rikastushiekka-altaan läheisyydessä ja kallioruhjeessa. Rikastushiekka-alueen läheisyydessä sinkin, nikkelin ja koboltin pitoisuudet olivat noin 50–500 kertaa ympäristönlautunormia ja talousveden laatuvaatimuksia korkeampia. Purovesissä havaittiin pohjaveden ympäristönlautunormin ja talousveden laatuvaatimukset ylittäviä nikkelin, koboltin ja sinkin pitoisuuksia Suursuon kosteikolle tulevassa ja sieltä lähtevässä vedessä, Petkel- lahteen laskevassa Petkelpurossa ja Heinälammelta Luikonlahteen laskevassa Kylmäpurossa. Heinälammessa ja Kylmäpurossa havaittiin myös ympäristönlautunormin ja talousveden laatuvaatimukset ylittäviä arseenipitoisuuksia. Järvivesissä haitta-aineiden pitoisuudet olivat alhaisia päällysv- vedessä, mutta syvänteiden alusvesissä nikkelin, koboltin ja sinkin pitoisuudet olivat koholla Pet- kellahdessa ja Luikonlahdessa lähellä Kylmäpuron laskuojaa. Arseenin pitoisuudet järvivesissä alit- tivat talousveden laatuvaatimukset.

4.5 Sedimentin ja huokosveden pitoisuudet

4.5.1 Järvisedimenteistä mitatut pitoisuudet

Järvisedimenttien ja huokosvesien alkuaainepitoisuuksia ja muita mitattuja ominaisuuksia hyödynne- tään ekologisessa- ja terveysriskinarvioinnissa. Luikonlahdelta otettiin MINERA-hankkeessa sedi- menttinäytteitä vuosina 2010 ja 2012 rikastamon ympäristön järvistä (Kuva 9). Vuoden 2012 näyt- teenottopaikoilta kerättiin myös huokosvesiä. Vuonna 2010 otetut näytesarjat viipaloitiin kentällä 1 cm korkuisiksi viipaleiksi ja näytesarjat 2, 8 ja 10 analysoitiin ICP-OES/MS:llä mikroaaltotehostei- sesta typpihappouutuksesta (muokattu US EPA 3051 menetelmä). Vuoden 2012 näytesarjat ositettiin kentällä kahteen osanäytteeseen: 0-2 cm ja 2-10 cm. Osituksen tarkoituksena oli hyödyttää ekolo- gista riskinarviointia ja ottaa huomioon eliöiden eri kaivautumissyvyyyksiä sedimentissä. Vuonna 2010 otettujen näytteiden tulokset muunnettiin vastaamaan 2012 näyteositusta laskemalla osanäyt- teiden massalla painotetut keskiarvopitoisuudet väleille 0-2 cm ja 2-10 cm. Vuoden 2010 näytteistä voitiin määrittää myös minimi- ja maksimipitoisuudet kyseisille syvyysväleille.



Kuva 9. Sedimenttinäytteenottopaikat Luikonlahdella 2010-2012.

Vuonna 2012 otetuista sedimenttinäytteistä kerättiin myös huokosvesiä. Huokosvesien pitoisuudet on kerätty taulukkoon 34. Huokosvesistä ei tehty alkaliteetin mittausta kevättalvella 2012, mutta mittauksia tehtiin havaintopaikalla Luikonlahti 2 2012 loppukesällä 2012. Tällöin huokosveden kokonaisalkaliteetti oli n. 77 mM l^{-1} . Tätä voidaan käyttää riskinarvioinnissa pisteille Luikonlahti_2012_2 ja Luikonlahti_2012_3, mutta se on todennäköisesti liian korkea paikan Luikonlahti_2012_4 pintaosalle (0-2 cm).

Taulukko 33. Luikonlahden sedimenttinäytteiden pitoisuudet (mg/kg). C-pitoisuus (%)

Paikka	x-koordinaatti (itä)	y-koordinaatti (pohjoinen)	Näytteenotto- syvyys (cm)	tunnus- luku	Al (mg/kg)	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	S	Sr	Ti	V	Zn	C	pH
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	0-2	maksimi	18500	187	179	4860	1,04	41,5	38,6	39,7	89400	1730	3420	6560	327	109	1790	57,8	2150	29,3	773	60,9	210		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	0-2	keskiarvo	18205	153,3319027	176	4614	1	41,4	37,9	38,3	82050,5	1682,8	3390,529328	5493,2	282,8	103,5	1781,8	55,5	2061,6	29,1	760,6	60,2	201,8	11,1	
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	0-2	minimi	18000	105	174	4260	1,03	41,2	36,9	36,3	71500	1650	3370	4750	252	95,6	1770	52,1	2000	28,9	752	59,2	190		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	2-10	maksimi	21400	138	177	6080	1,93	34,7	49,9	72	75600	2490	4690	3720	322	122	2800	113	7490	32,8	986	72,3	292		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	2-10	keskiarvo	20477	34,19776641	162	4438	1,5	22,2	43,3	47,2	44925,3	2293,9	4389,112347	1490,8	290,4	67,2	1546,5	83,3	4819,5	27,3	919,7	61,8	216,1	10,2	
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	2-10	minimi	19000	9,16	152	3810	1,33	11,8	37,7	31,6	36300	2080	3930	887	243	33,4	1230	58,4	1900	23	818	54,2	159		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	0-2	maksimi	20200	247	155	5150	0,834	28,5	67,2	48,6	50500	3270	7240	1140	393	119	1350	54,2	1990	28,7	1360	63,8	188		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	0-2	keskiarvo	19964	236,4591729	154	5036	0,8	27,2	65,8	48,6	50025,7	3246,4	7234,729586	1082	391,6	119	1316,9	53,8	1879,3	28	1360	63,3	187,5		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	0-2	minimi	19700	227	153	4910	0,739	26,1	64,2	48,6	49600	3220	7230	1030	390	119	1280	53,5	1780	27,3	1360	62,7	187		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	2-10	maksimi	20300	153	165	5370	1,1	30	68,8	55,7	43900	3800	8080	855	395	138	1310	66,7	7110	28	1630	63,3	201		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	2-10	keskiarvo	19584	53,88751472	158	5103	0,9	23,7	55,6	39	33403,5	3442,3	7486,425206	552,7	367,6	79	969,7	51,2	4305,2	25,6	1447,3	57,8	167,1		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	2-10	minimi	18400	11,8	150	4620	0,799	13,8	47,1	26,7	28500	3310	7010	454	350	40,7	820	32,6	1930	22,8	1370	53,5	132		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	0-2	maksimi	15600	354	201	5530	0,758	93,5	46,6	34	113000	2630	5830	6860	366	133	2000	32,1	1510	31	1130	56,2	162		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	0-2	keskiarvo	15421	293,3721973	184	5444	0,6	69,8	44,9	33,5	107583	2569	5664,977578	4275,7	337,1	122,7	1867,3	31,8	1368,9	31	1119,2	55,1	161,4		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	0-2	minimi	15100	185	175	5290	0,588	56,5	42	32,5	97900	2460	5370	2830	321	117	1630	31,3	1290	31	1100	53	161		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	2-10	maksimi	25600	121	191	7260	0,974	33,1	69	66,4	59700	5780	10000	1280	662	107	2000	65,9	8420	39,8	1940	72,5	185		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	2-10	keskiarvo	21543	21,38289432	168	6172	0,8	20,9	59,6	38,5	33307,2	4469,3	8996,751129	632	498,1	65,2	1097,2	46,1	3706,2	32,4	1319,6	65,2	145,3		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	2-10	minimi	17100	5,62	140	4630	0,705	14,2	46,9	23,6	27900	3070	7090	512	308	40,5	916	27,1	1200	22,4	365	54,8	115		
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	0-2	mittaus 1	18800	372	165	6780	0,852	38,2	68,6	41	59900	3450	7580	2060	439	139	1480	35,3	1420	39,4	1390	63,5	161		6,8
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	0-2	mittaus 2	15600	385	136	5510	0,792	29,7	60,3	36,8	53200	2830	6300	1460	361	124	1290	29,6	1190	31,8	1240	54	144		6,8
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	2-10		18600	24,1	144	6120	0,847	17,4	53,5	30	26500	3970	8070	470	478	61	865	30,3	2960	33,7	1270	57	124		7,3
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	0-2	mittaus	15100	123	138	4240	0,99	15	46,4	36,3	44400	1870	3960	1160	246	72,9	1560	41,1	1940	26,5	722	52,4	174		7,0
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	2-10	mittaus	17400	23,3	140	4750	1,38	17,3	40,9	34,6	26100	2520	4860	539	323	46,4	1220	64	5120	28,3	937	50,8	156		7,05
Luikonlahti_2012_4	3591400	6974580	0-2	mittaus	12500	116	718	4280	1,94	50,2	11,6	33	85200	1340	2480	59400	195	187	1640	48	1880	40,9	478	45,4	236		6,2
Luikonlahti_2012_4	3591400	6974580	2-10	mittaus	17300	31,9	342	3610	2,16	24,9	33,2	39,6	123000	1840	3260	6510	265	63,6	3380	86,5	2520	27,4	663	56,3	244		7,6

Taulukko 34. Huokosveden alkuaine-, DOC- ja anionipitoisuudet Luikonlahdella.

Paikka	x- koordinaatti (itä)	y-koordinaatti (pohjoinen)	Näyte- syvyys (cm)	tunnusluku	Al (mg/kg)	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	S	Sr	Ti	V	Zn	C	pH
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	0-2	maksimi	18500	187	179	4860	1	42	39	40	89400	1730	3420	6560	327	109	1790	58	2150	29	773	61	210		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	0-2	keskiarvo	18205	153	176	4614	1	41	38	38	82051	1683	3391	5493	283	104	1782	56	2062	29	761	60	202	11,1	
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	0-2	minimi	18000	105	174	4260	1	41	37	36	71500	1650	3370	4750	252	96	1770	52	2000	29	752	59	190		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	2-10	maksimi	21400	138	177	6080	2	35	50	72	75600	2490	4690	3720	322	122	2800	113	7490	33	986	72	292		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	2-10	keskiarvo	20477	34	162	4438	2	22	43	47	44925	2294	4389	1491	290	67	1547	83	4820	27	920	62	216	10,2	
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	2-10	minimi	19000	9	152	3810	1	12	38	32	36300	2080	3930	887	243	33	1230	58	1900	23	818	54	159		
Luikonlahti_2010_02	3590451	6975208	7-8	tausta	19000	14	153	3810	1	19	38	35	38200	2080	4160	938	243	46	1230	71	6810	23	832	54	179	9,7	
				tausta laskettu						20	52	34	59800			7100		35		50	3098			67	159		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	0-2	maksimi	20200	247	155	5150	1	29	67	49	50500	3270	7240	1140	393	119	1350	54	1990	29	1360	64	188		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	0-2	keskiarvo	19964	236	154	5036	1	27	66	49	50026	3246	7235	1082	392	119	1317	54	1879	28	1360	63	188		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	0-2	minimi	19700	227	153	4910	1	26	64	49	49600	3220	7230	1030	390	119	1280	54	1780	27	1360	63	187		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	2-10	maksimi	20300	153	165	5370	1	30	69	56	43900	3800	8080	855	395	138	1310	67	7110	28	1630	63	201		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	2-10	keskiarvo	19584	54	158	5103	1	24	56	39	33404	3442	7486	553	368	79	970	51	4305	26	1447	58	167		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	2-10	minimi	18400	12	150	4620	1	14	47	27	28500	3310	7010	454	350	41	820	33	1930	23	1370	54	132		
Luikonlahti_2010_08	3587626	6978914	7-8	tausta	19400	26	158	4620	1	16	49	29	30400	3440	7250	454	350	44	858	47	4650	23	1440	54	135		
				tausta laskettu						20	52	34	59800			7100		35		50	3098			67	159		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	0-2	maksimi	15600	354	201	5530	1	94	47	34	113000	2630	5830	6860	366	133	2000	32	1510	31	1130	56	162		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	0-2	keskiarvo	15421	293	184	5444	1	70	45	34	107583	2569	5665	4276	337	123	1867	32	1369	31	1119	55	161		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	0-2	minimi	15100	185	175	5290	1	57	42	33	97900	2460	5370	2830	321	117	1630	31	1290	31	1100	53	161		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	2-10	maksimi	25600	121	191	7260	1	33	69	66	59700	5780	10000	1280	662	107	2000	66	8420	40	1940	73	185		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	2-10	keskiarvo	21543	21	168	6172	1	21	60	39	33307	4469	8997	632	498	65	1097	46	3706	32	1320	65	145		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	2-10	minimi	17100	6	140	4630	1	14	47	24	27900	3070	7090	512	308	41	916	27	1200	22	365	55	115		
Luikonlahti_2010_10	3586866	6979600	6-7	tausta	22400	13	168	6710	1	21	58	28	32000	4840	9220	589	585	53	1030	44	5650	37	1760	66	143		
				tausta laskettu						20	52	34	59800			7100		35		50	3098			67	159		
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	0-2	mittaus 1	18800	372	165	6780	1	38	69	41	59900	3450	7580	2060	439	139	1480	35	1420	39	1390	64	161		6,8
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	0-2	mittaus 2	15600	385	136	5510	1	30	60	37	53200	2830	6300	1460	361	124	1290	30	1190	32	1240	54	144		6,8
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	2-10		18600	24	144	6120	1	17	54	30	26500	3970	8070	470	478	61	865	30	2960	34	1270	57	124		7,3
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	0-2	mittaus	15100	123	138	4240	1	15	46	36	44400	1870	3960	1160	246	73	1560	41	1940	27	722	52	174		7,0
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	2-10	mittaus	17400	23	140	4750	1	17	41	35	26100	2520	4860	539	323	46	1220	64	5120	28	937	51	156		7,1
Luikonlahti_2012_4	3591400	6974580	0-2	mittaus	12500	116	718	4280	2	50	12	33	85200	1340	2480	59400	195	187	1640	48	1880	41	478	45	236		6,2
Luikonlahti_2012_4	3591400	6974580	2-10	mittaus	17300	32	342	3610	2	25	33	40	123000	1840	3260	6510	265	64	3380	87	2520	27	663	56	244		7,6

Luikonlahden lisäksi rikastamoalueen vesiä kulkeutuu ja on aiemminkin kulkeutunut läheiseen Petkellahteen. Petkellahtea on tutkittu varsin runsaasti aiemminkin ja tuloksia käytettiin muodostamaan Luikonlahden sedimenttipitoisuuksille vertailukelpoinen aineisto Petkellahteen puolelta. Nämä tulokset on esitetty taulukossa 35 Petkellahteen havaintopaikkoja ei ole esitetty kartassa.

4.5.2 Sedimentin arvioidut pitoisuudet

Vaikka ekologista- ja terveysriskinarviointia varten oli käytettävissä myös mitattuja pitoisuuksia sedimenteistä, mallinnusmenetelmän testaamiseksi arvioitiin kaivostoiminnan vesistövaikutuksia Rikkaveden vesistön järvisedimentteihin järven sedimenttologien tekijöiden ja viimeisimmässä ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa esitettyjen arvioitujen kuormituslukujen pohjalta (Kylälahti Copper Oy 2012). Sedimentin kaikuluotaustulosten perusteella akkumulaatioalue edustaa 62 % koko järven pinta-alasta. Kiintoaines ja metallikuormitus jakaantuvat siten, että kuormitus on suurinta akkumulaatioalueen keskiosissa ja pienenee kohti reunaosia. Tämä vastaa n. 75 % tasapaksuisen kerroksen määrästä. Siten kiintoainesta arvioitiin kerrostuvan Rikkaveden kokonaisuudessaan 4362,3 t/a. Pyhäjärven tapauksen perusteella (Mäkinen & Ojala 2013) voidaan olettaa, että aines on levinnyt koko järven alueelle. Yksittäisen sedimentinäytteen perusteella kaivoksen metallikuormitusta on kohdistunut hieman myös Juojärveen. Tämä tukee viimeaikaisia havaintoja metallien kulkeutumisesta reittivesistössä virtausten mukana.

Lähtökohtana kaivostoiminnan vaikutukselle sedimentteihin ovat Luikonlahden rikastamohankkeen YVA:n kahdessa vaihtoehdossa esitettyjen vuosittaisten kaivoskuormitusten keskiarvot: As 91, Co 180, Cu 91 ja Ni 271 kg/a (Kylälahti Copper Oy 2012, Taulukko 4). Laskennassa oletettiin metallien retentioksi Rikkaveden 80 %, jolloin sedimenttikuormitukseksi altaaseen jää: As 72, Co 144, Cu 72 ja Ni 216 kg/a. Kun metallit sekoitetaan 4362,3 t kiintoainesta niin vuosittaiseksi metallien pitoisuuslisäksi sedimentissä saadaan: As 17, Co 33, Cu 17 ja Ni 50 mg/kg. Kun nämä lisätään taustapitoisuuksiin saadaan sedimentin koostumus, jossa on mukana kaikki altaaseen tuleva kuormitus: As 34, Co, 52, Cu 47 ja Ni 97 mg/kg. Koska alueella on ollut aiempaa kaivos- ja rikastamotoimintaa, vertailuaineistoksi ei ollut saatavissa mittauksia aiemmin kuormittumattomasta sedimentistä. Kaivoskuormitus on kuitenkin ollut varsin vähäistä viimeisinä vuosina ennen Luikonlahden rikastamon uudelleen käynnistämistä, joten arvioituja pitoisuuksia verrattiin pitoisuuksiin 0-2 cm syvyydeltä sedimentistä. Arseenia lukuun ottamatta metallien pitoisuudet ovat lähellä mitattuja 0 – 2 cm pitoisuustasoja (Taulukko 36).

Taulukko 35. Petkellahden sedimenttipitoisuuksia (mg/kg). C-pitoisuus (%). Taulukko edustaa 25 näytteenottopisteen aineistoa.

	x-koordinaatti	y-koordinaatti	Näyte-syvyys	Fe ⁺⁺	Al	As	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	S	Sr	Si	V	Zn	DOC	Br	Cl	F	SO ₄	NO ₃
Paikka	(itä, YKJ)	(pohjoinen, YKJ)	(cm)	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	0-2	0,103	28,4	22,6	13,2	4,47	0,02	6,64	0,5	0,57	4,85	0,78	2,64	1370	2,44	13,7	<10	0,2	1,71	21,8	5,43	0,29	4,92	¹¹	1,18	1,05	<0.2	6,05	<0.4
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	0-2	0,206	27,7	22,1	13	4,58	0,02	6,21	0,56	0,69	4,89	0,74	2,7	1310	2,49	13,9	<10	0,21	1,78	22	5,62	0,38	4,36		1,28	1,08	<0.3	6	<0.6
Luikonlahti_2012_2	3588000	6978600	2-10		80,4	100	18,5	8,68	<0.02	1,54	1,06	0,38	10	0,76	3,88	1110	2,56	6,58	90,2	0,14	0,4	35,3	9,94	1,15	1,88	¹⁵	1,43	1,09	<0.2	1,06	<0.4
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	0-2	0,165	70,7	23,4	26,5	6,55	<0.02	3,6	0,91	0,61	9,64	0,79	2,9	2420	1,52	8,14	12,3	0,17	1,27	33,1	6,77	1,19	3,22	¹⁴	1,07	1,11	<0.2	2,8	<0.4
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	0-2	0,103																											
Luikonlahti_2012_3	3589240	6976720	2-10	0,288	71,1	126	30,5	6,87	<0.02	2,4	1,22	0,43	7,3	0,74	2,73	2350	1,63	1,79	86,4	0,24	0,43	39,5	9,04	2,22	1,91	¹⁵	1,26	1,15	<0.2	0,24	<0.4
Luikonlahti_2012_4	3591400	6974580	0-2	<0.02	16	0,32	10,9	2,69	<0.02	0,42	0,39	0,69	0,12	0,83	1,83	519	1,54	1,47	<10	0,08	2,2	19,6	6,4	0,16	5,55	^{6,9}	0,93	1,05	<0.2	6,54	0,54
Luikonlahti_2012_4	3591400	6974580	2-10	0,257	30,7	4,45	44,8	4,41	<0.02	4,98	0,85	0,66	13,9	0,76	2,9	7840	1,74	5,82	157	0,28	0,71	24,4	12,4	1,15	5,84		1,17	1,08	<0.2	1,64	<0.4

Taulukko 36. Arvioitu kuormituksesta syntyvä pitoisuuslisäys ja sedimenttiaineksen lopullinen pitoisuus Luikonlahdella. Nykyinen mitattu sedimentin pitoisuus on esitetty vertailutietona.

	Kuormitus kaivokselta mg/a	Kuormitus altaaseen (mg/a) 80 % re- tentiolla	Arvioitu pitoisuuslisä sedimenttiin (mg/kg)	Taustapitoisuus (mg/kg)	Mitattu pitoisuus sedimentissä 0- 2 cm (mg/kg)	Arvioitu resetti pitoisuus sedimentissä (mg/kg)
As	91000000	72400000	17	18	227	34
Co	180000000	144000000	33	19	46	52
Cu	91000000	72400000	17	31	40	47
Ni	271000000	216400000	50	48	115	97

5 VEDEN LIIKE JA KULKEUTUMINEN LUIKONLAHDEN KAIVOSALUEELLA

Antti Pasanen (GTK), Soile Backnäs (GTK) ja Lauri Solismaa (GTK)

Vesi on kaivosympäristöissä yksi tärkeimmistä haitta-aineiden kuljettajista. Veden liikettä ja kulkeutumista Luikonlahden kaivosalueella ja sen ympäristöön tutkittiin pintavesien osalta selvittämällä virtausreitit sekä mittaamalla virtaamia. Pohjavesien osalta veden virtaussuuntien selvittämistä varten rakennettiin pohjaveden virtausmalli. Malli koostuu hydrogeologisesta mallista, joka tehtiin GSI3D-ohjelmalla (Mathers *et al.* 2011) sekä kolmekerroksisesta pohjaveden virtausmallista, johon tuotiin hydrogeologisesta mallista kallioperä, pääruhjevyyöhykkeet ja maaperä. Virtausmalli tehtiin FeFlow[®]-ohjelmalla (DHI-WASY GmbH, 2012). Pohjaveden virtausmallilla mallinnettiin pohjaveden pinnankorkeudet sekä veden kulkeutumisreitit ja -ajat. Näiden tietojen perusteella voidaan kvalitatiivisesti arvioida haitta-aineiden liikettä kaivosalueella ja sen ympäristössä. Lisäksi virtausmallia käytettiin alustavan aineiden kulkeutumismallin pohjana.

5.1 Maaperän rakennetutkimukset

5.1.1 Tavoitteet

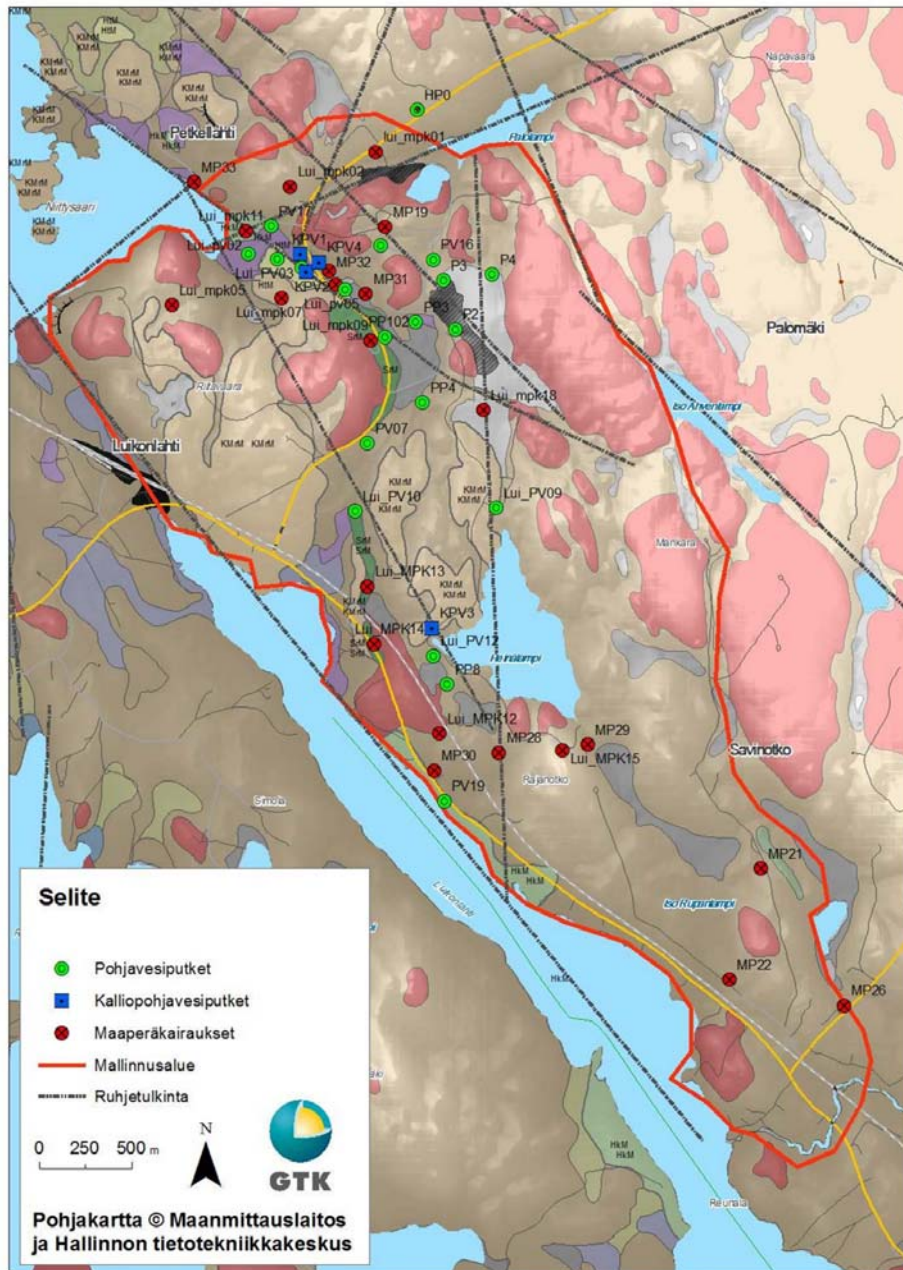
Maa- ja kallioperän rakenteen tunteminen kaivosalueilla on ensiarvoisen tärkeää suunniteltaessa kaivoksen eri toimintojen sijoittamista ja niistä aiheutuvaa ympäristöriskiä. Kaivosten suurin ympäristöriski muodostuu haitallisten aineiden kulkeutumisesta veden mukana kaivoksen ympäristöön. Suomessa maapeite on yleensä ohut, vain muutamien metrien paksuinen, joten maaperän pohjave-

tenä kulkeutuvan kaivosveden määrä on usein vähäinen verrattuna purojen ja ojien kuljettamaan määrään. Joissakin tapauksissa maaperän pohjaveden kautta kulkeutuminen voi kuitenkin olla merkittävää ja asia tulisi selvittää kaivoskohtaisesti. Lisäksi kaivosalueilla kallioperä on usein ruuhjeinen ja ruuhjevyöhykkeitä pitkin haitalliset aineet voivat päästä kulkeutumaan pitkienkin matkojen päähän. Maa- ja kallioperän rakenteen tunteminen helpottaa veden mukana kulkeutuvien haitallisten aineiden kulkeutumisen ja niiden aiheuttaman riskin arvioinnissa.

Tutkimuksessa selvitettiin maaperän ja kallioperän geologista rakennetta veden virtauksen ja sitä kautta haitta-aineiden liikkumisen kannalta sekä pinta- ja pohjavesien virtausreittejä. Geologinen rakenne kuvattiin GSI3D-ohjelmassa tehdyllä 3D-tilavuusmallilla. Mallissa kallioperästä kuvattiin kallionpinnanmuoto ja tärkeimpien ruuhjevyöhykkeiden sijainti ja kulku sekä mallinnettiin niiden arvioitu tilavuus. Maaperän osalta tehtiin litologinen malli, jossa mallinnettiin riittävällä tarkkuudella hydrogeologisesti merkittävimmät maalajiyksiköt. Mallia käytettiin lisäksi virtaus- ja kulkeutumismallinnuksen lähtöaineistona.

5.1.2 Maaperän pääpiirteet

Maaperän pääpiirteet Luikonlahden kaivoksen tutkimusalueella ovat laajat moreenipeitteet ja kumpumoreenimuodostumat sekä kaivosalueen länsipuolelta kulkeva lajittuneesta aineksesta koostuva, katkeileva harjusysteemi (Kuva 10. Huttunen 1990). Tutkimusalueen koillis- ja länsipuolta hallitsevat suuret kalliopaljastuma alueet (Kuva 10. Huttunen 1990). Tutkimusalueen kallioperä on rikko-naista ja sitä halkovat useat ruuhjevyöhykkeet, jotka voivat kuljettaa vettä kaivosalueelta ympäristöön. Alueen korkeustaso vaihtelee 101 metristä meren pinnan yläpuolella (mpy) Luikonlahden ja Petkellahden rannalla alueen itäosan yli 180 metriin mpy.



Kuva 10. Luikonlahden tutkimusalue, geologisessa mallinnuksessa käytetyt kairauspisteet, ruhjetulkinta ja mallinnusalue. Maaperäkartassa (Huttunen 1990) kallio on kuvattu vaaleanpunaisella, moreenit ja moreenimuodostumat (KMrM) ruskealla, sora ja soraumuodostumat (SrM) tummanvihreällä, hiekat ja hiekkamuodostumat (HkM) vaaleanvihreällä, siltit ja silttimuodostumat (HtM) violetilla, turve tummanharmaalla, täytemaa viivoituksella, kartoittamaton alue vaaleanharmaana ja vedet sinisellä. Rikastushiekka-altaat sijaitsevat kartoittamalle alueella (harmaa) kairauksen P4 ja Lui_PV09 välillä.

5.1.3 Tutkimusmenetelmät

Maaperän ja kallioperän rakennetta Luikonlahden kaivosalueella ja sen ulkopuolella on tutkittu kairauksin, geofysiikan menetelmin sekä geomorfologisella tulkinnalla. Lisäksi maaperän ominaisuuks-

sia on tutkittu laboratoriotutkimuksin. Tulokset esitetään geologisena mallina, jossa eri litologiset yksiköt on eritelty.

Kairaukset ja pohjavesiputkien asennukset

Luikonlahden alueelle asennettiin projektin aikana 12 uutta maaperän pohjavesiputkea, yhteensä 111,1 metriä (Kuva 10, pisteet Lui_PVXX). Geologisen mallinnuksen ja geofysiikan referenssipisteiksi kairattiin lisäksi 23 maaperäkairausta, yhteensä 125,9 metriä (Kuva 10, pisteet Lui_MPKXX). Lisäksi mallin rakentamisessa käytettiin aikaisemmin asennetun kahdeksan pohjavesiputken tietoja. Kaikista kairauksista havainnoitiin maaperän kerrosjärjestystä ja litologiaa. Maaperäkairausten lisäksi asennettiin neljä pohjavesiputkea kallioperän ruhjevyöhykkeisiin (Kuva 10, KPV1-KPV4, yhteensä 350 m). Näistä pyrittiin havainnoimaan kallioperän ruhjeita, joissa vesi pääsee liikkumaan.

Geofysiikan menetelmät

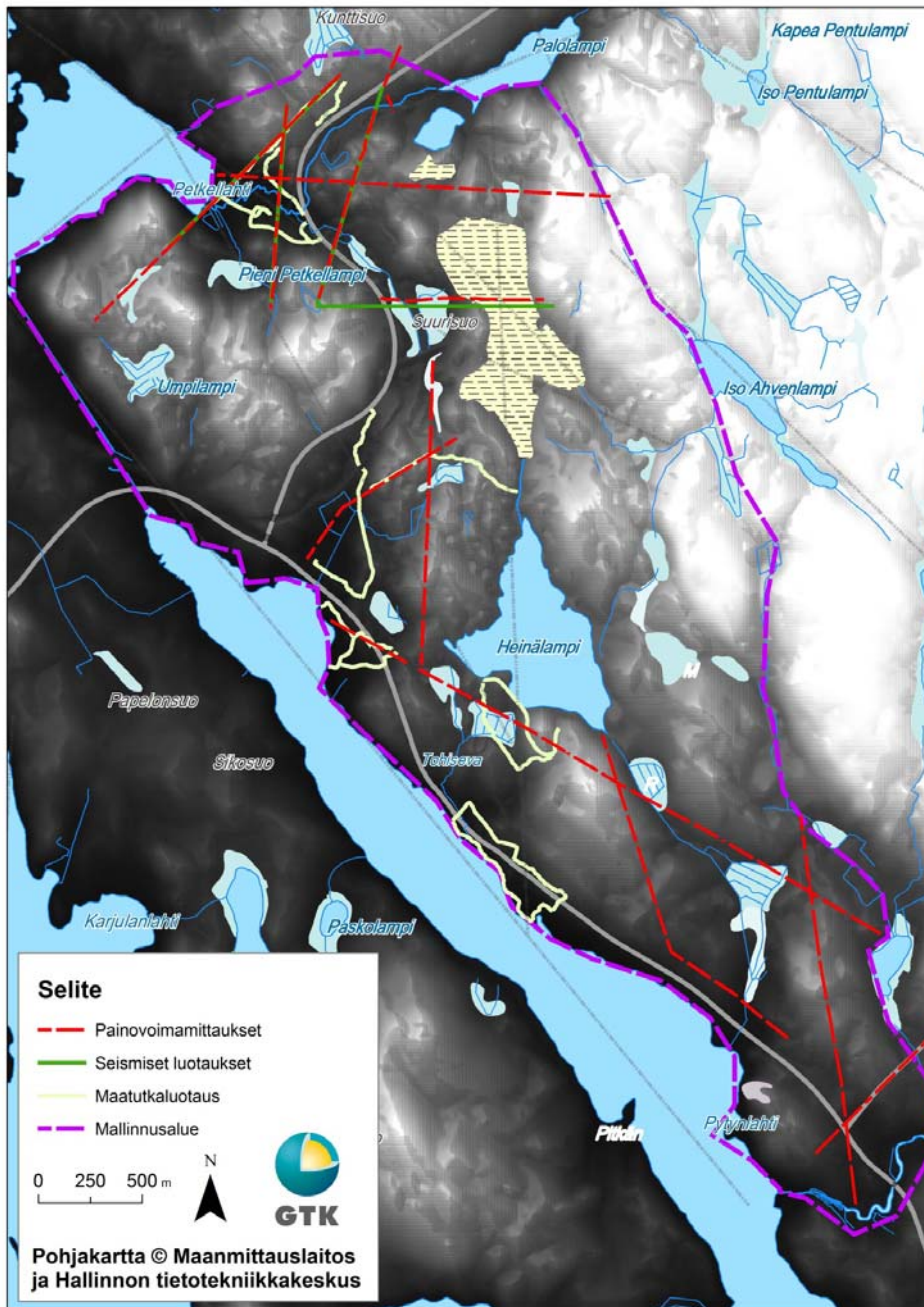
Tutkimusalueella käytettiin laajasti erilaisia geofysiikan menetelmiä, koska tutkimuksen yhtenä tarkoituksena oli testata eri geofysiikan menetelmiä kaivosympäristötutkimusten tukena. Menetelmät ja niiden käyttökelpoisuus on esitetty alla.

Lentogeofysiikka mahdollistaa laajojen alueiden geofysikaalisen mittaamisen nopeasti. Tutkimusalue on lennetty vuonna 1980 (lentoalueet: Outokumpu (4222) ja Juankoski (4311)). Ruhjetulkinta alueelle on tehty aeromagneettisen ja -sähköisen aineiston sekä korkeusmallin (maanmittaushallitus 25 m) perusteella. Ruhjetulkintaa (Kuva 10) on käytetty hyväksi rakennettaessa geologista mallia ja suunnattaessa geofysiikan tutkimuksia.

Maatutkaluotaus on sähkömagneettinen tutkimusmenetelmä, joka soveltuu maaperän rakenteen tutkimiseen huonosti sähköä johtavissa, yleensä karkearakeisissa ja lajittuneissa, sedimenteissä maksimissaan n. 30 metrin syvyyteen saakka. Maatutkaluotausta käytettiin maaperän kerrosjärjestyksen, litologian ja maapeitteen paksuuden selvittämiseen. Tutkimukset suunnattiin karkearakeisille sedimenteille, harjun ja rantakerrostumien läheisyyteen tutkimusalueen länsi- ja pohjoisosiin sekä moreenialueille (Kuva 11). Maatutkaluotausta tehtiin 21 linjaa ja yhteensä n. 9 linjakilometriä.

Seisminen taittumisluenta on yleisesti käytetty geofysikaalinen tutkimusmenetelmä, jossa maaperään lähetetään akustinen pulssi räjäyttämällä tai lyömällä ja pulssin saapumisaikaa geofoneihin havainnoidaan. Menetelmän perusteena on, että osa akustisesta aallosta lähtee kulkemaan maaperän tai maaperän ja kallioperän rajapintaa pitkin ja kääntyy takaisin maanpinnalla oleviin geofoneihin. Havainnoimalla aallon kulkuaikaa ja siten sen nopeutta voidaan maaperästä erottaa eri kerroksia sekä maaperän ja kallioperän rajapinta. Lisäksi kallioperässä aallon etenemisnopeuden perusteella voidaan arvioida kallion ruhjeisuutta. Luikonlahden tutkimusalueella seismistä taittumisluentausta käytettiin irtomaakerroksen paksuuden ja ruhjevyöhykkeiden sijainnin selvittämiseen. Alueelle tehtiin 4 profiilia 20 metrin pistevälillä (Kuva 11), joiden yhteispituus oli n. 5 km.

Painovoimamittauksessa mitataan maapallon painovoimakentän vaihteluja gravimetrillä. Tunnettaessa maaperän (n. 2000 kg/m³) ja kallioperän (n. 2700 kg/m³) tiheydet voidaan maapeitteen paksuus mallintaa. Luikonlahden tapaustutkimuksessa painovoimamittauksella selvitettiin irtomaakerroksen paksuutta ja kallioperän ruhjeiden sijaintia. Alueelle tehtiin 12 painovoimamittausprofiilia 20 metrin linjavälillä, Yhteensä 15 linjakilometriä (Kuva 11). Tulkinnan luotettavuuteen vaikuttaa merkittävästi nollatason (regionaalianomalian) asettaminen ja referenssipisteiden ja kalliopaljastumien käyttö.



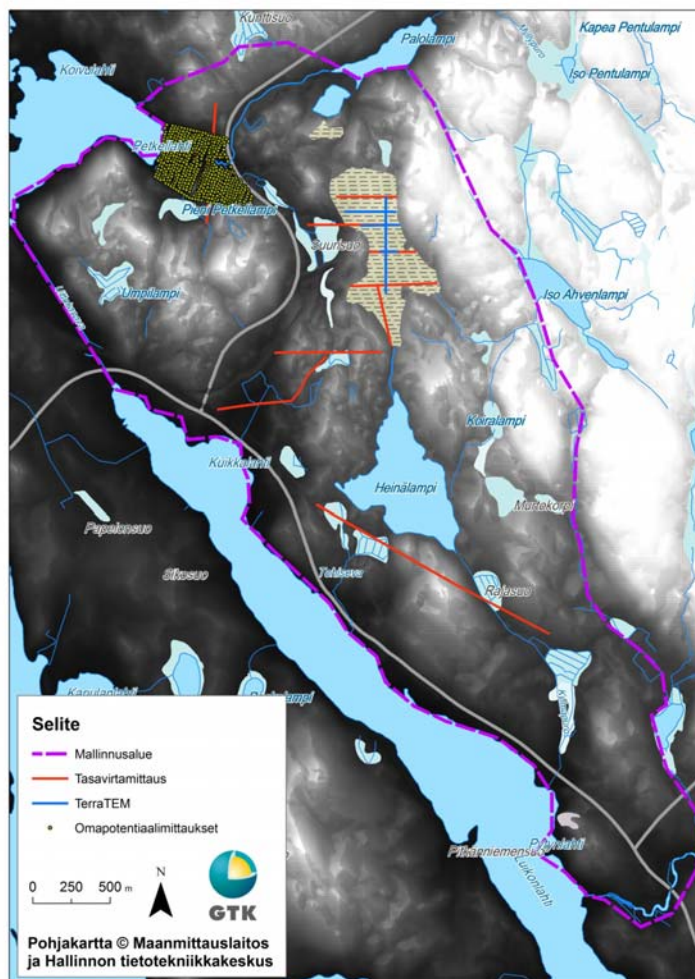
Kuva 11. Maatutkaluotauslinjojen, seismisen heijastusluotauslinjojen ja painovoimamittauslinjojen sijainnit Luikonlahden tutkimusalueella.

Tasavirtamittaus suoritettiin monielektrodiluotauksena. Luotauksen tavoitteena oli selvittää maapinnan paksuutta tutkimusalueella, ruhjevyyöhykkeiden sijaintia sekä rikastushiekka-altaiden sisäistä rakennetta. Monielektrodiluotauksia tehtiin viisi profiilia viiden metrin pistevälillä rikastushiekka-altailla ja 3 profiilia viiden metrin pistevälillä kaivoksen ympäristössä. Monielektrodiluotauksia tehtiin yhteensä kahdeksan linjakilometriä (Kuva 12). Mittaukset suoritettiin ABEM Terrameter SAS 4000 –laitteistolla, joka on 4-kanavainen monielektrodivastusluotauslaitteisto. Laitteen suurin

minimielektrodiväli on GTK:n kaapeilla 5 m, joten maksimilinjapituus yhdellä levytyksellä on 400 metriä.

TerraTEM mittaus on maanpinnalta tehtävä aikatazon transienttisähkömagneettinen luotaus. Mittauksella selvitettiin rikastushiekka-aitaiden sisäistä rakennetta. Luotausta tehtiin yhteensä kymmenessä pisteessä (Kuva 12).

Omapotentiaalimittauksella pyrittiin selvittämään kallioperän ruhjeiden sijaintia sekä pohjaveden virtausreittejä. Koealueeksi valittiin 700x400 metrin alue kaivoksen ja Petkellahden välissä. Mittauksessa käytettiin 20 metrin pisteväliä ja mitattiin yhteensä 552 pistettä (Kuva 12). Omapotentiaalimittauksessa mitataan jännite-eroa tutkimusalueen ulkopuolella, 1-2 km etäisyydellä sijaitsevan vertailuelektrodin ja mittauselektrodin välillä. Mittauksessa maankamaraan ei syötetä virtaa, vaan mitataan luonnollista sähkökenttää. Mittaus voidaan tehdä tarkalla vastusmittarilla.

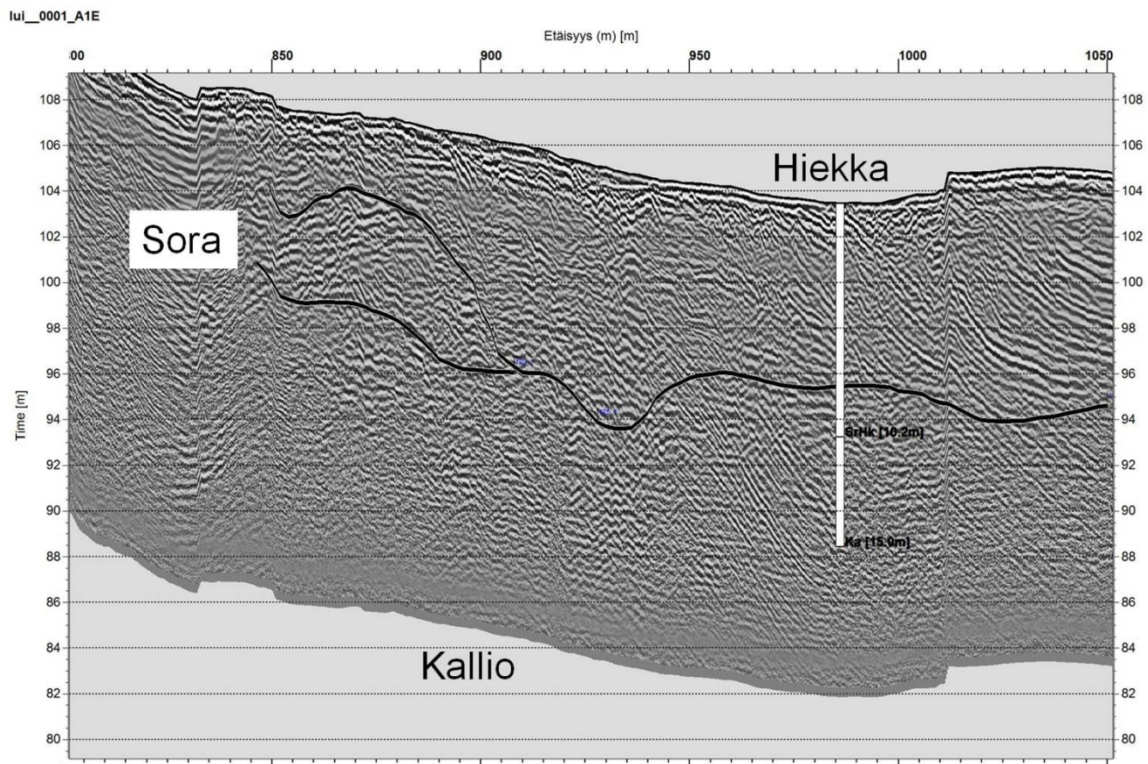


Kuva 12. Tasavirtamittauslinjojen, TerraTEM-mittausten ja omapotentiaalimittauspisteiden sijainnit Luikonlahden tutkimusalueella.

5.1.4 Geofysiikan tutkimusten tulokset

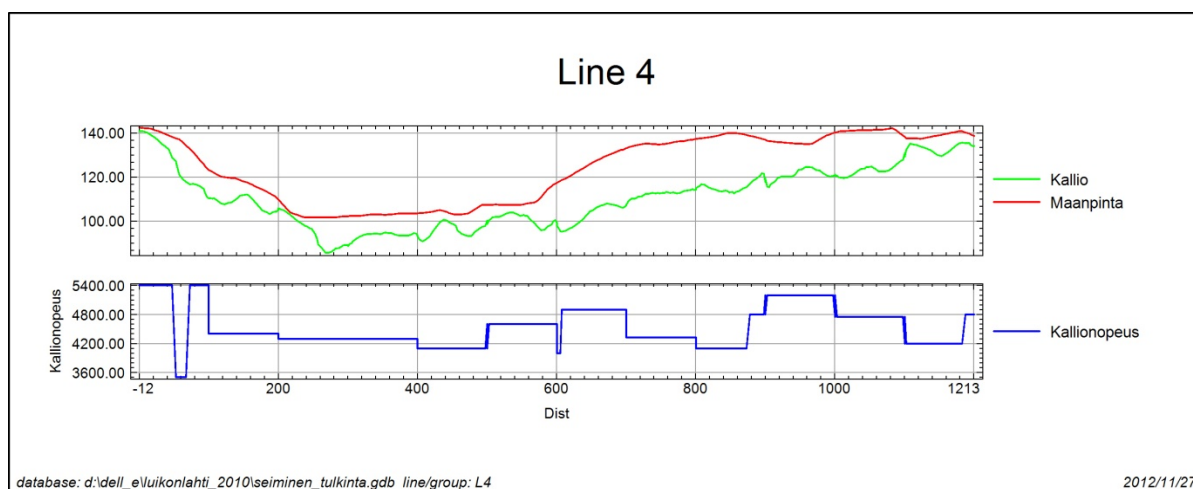
Geofysiikan tutkimusten tulokset on esitetty kuvaavina esimerkkeinä niiden käyttökelpoisuudesta. Luikonlahden 3D-mallia rakennettaessa on kuitenkin otettu huomioon kaikki olennaiset tulokset.

Maatutkaluotaus tulkittiin tutkastratigrafian periaatteiden mukaan (Neal 2004), mutta aineiston siirrossa geologiseen 3D-malliin tulkinta yksinkertaistettiin hydrogeologisesti tärkeiksi litologisten yksiköiden ylä- ja alapinnoiksi (Kuva 13). Aineisto vietiin mallinnusohjelmaan maaperän kerrosjärjestystä kuvaavina profiilipisteinä 10 metrin välein.



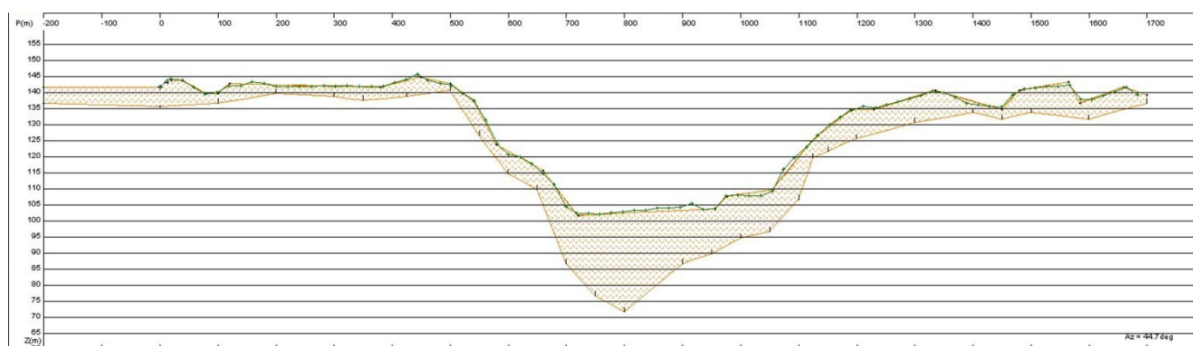
Kuva 13. Esimerkki maatutkaluotauskuvasta Petkellahden pohjukasta. Kuvassa on tulkittu sorakerrostuma ja hiekkakerrostuma. Kerrostumien tulkinta perustuu heijastusten muotoon. Lisäksi paalun 980 m kohdalla olevaa kairasta on käytetty hiekkakerrostuman ja kallionpinnan tulkinnassa. Kairauksessa havaitun kallionpinnan ja maatutkaluotauksesta tulkitun kallionpinnan eri syvyydet on tulkittu johtuvaksi maatutkaluotauksessa käytetyn aallon etenemisnopeuden virheestä.

Seismisen taittumislouotuksen aineisto (Kuva 14) vietiin mallinnusohjelmaan suoraan kuvatiedostona. Kuvatiedoston perusteella mallinnettiin kallionpinta. Lisäksi kerrosnopeuksien perusteella voitiin arvioida ruhjevyöhykkeiden sijaintia.



Kuva 14. Esimerkki seismisestä taittumisluotauksesta Petkellahden pohjukasta. Ylemmässä diagrammissa on kuvattu maanpinta sekä tulkittu kallionpinta ja alemmassa diagrammissa seismisen aallon nopeus kalliosta (m/s). Korkea nopeus viittaa ehyeen kallioon ja matala nopeus rikkonaiseen kallioon.

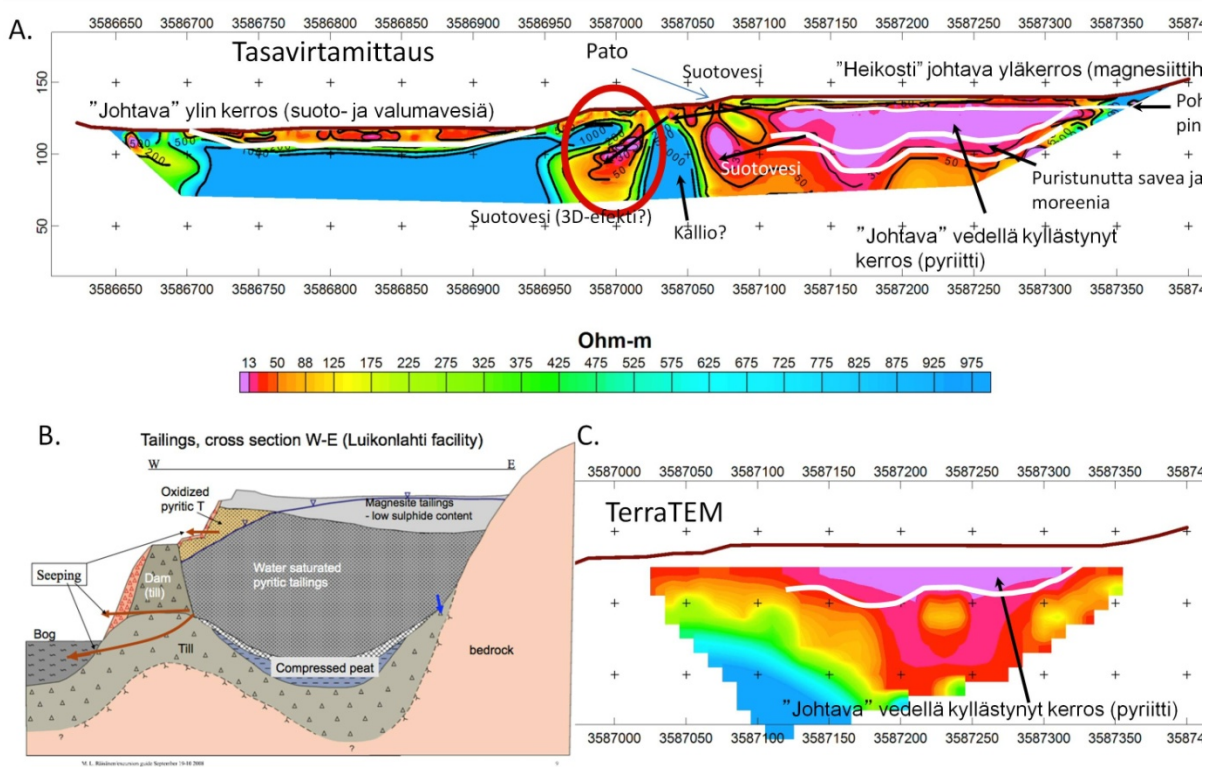
Painovoimamittauksen aineisto (Kuva 15) vietiin mallinnusohjelmaan samalla tavalla kuvatiedostona kuin seismisen taittumisluotauksen aineisto. Kuvatiedostoa käytettiin kallionpinnan mallintamisen apuna. Lisäksi ruhjevyökkeiden sijaintia pystytään arvioimaan kohdista, joissa kallionpinta painuu alemmalle tasolle muuhun kallionpintaan nähden. Näissä kohdissa myös maapeitteen paksuus voi kasvaa. Tulkinnat onnistuivat hyvin lukuun ottamatta profiilia, joka kulkee Luikonlahden kaisvosalueen halki Petkellahden pohjukasta itään (kts. Kuva 11). Profiililta ei voitu luotettavasti tulkita maapeitteen paksuutta monimutkaisen kallioperägeologian takia. Lisäksi profiilissa, joka kulkee Petkellahden pohjukan poikki luonas-koillinen suuntaisena (kts. Kuvat 11,15 ja 19) on profiilin pohjoisosassa käytetty väärin tulkitusta referenssikairauksesta saatua kallionpinnan tasoa.



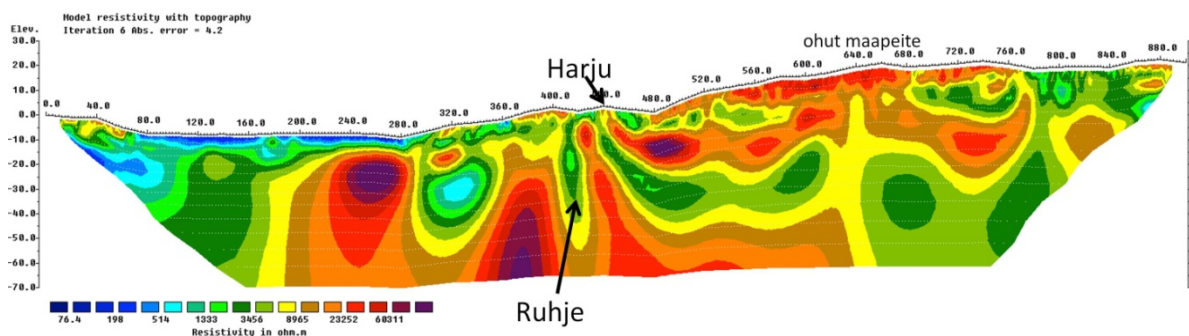
Kuva 15. Esimerkki painovoimamittauslinjasta Petkellahden pohjukasta. Kuvassa on maanpinta merkitty vihreällä viivalla, Kallionpinta ruskealla viivalla ja maapeitteen paksuus ruskealla värillä. Välille 700-900 metriä on tulkittu kallioperän ruhjevyöhyke, koska kallionpinta painuu alas ja maapeitteen paksuus kasvaa. Ruhjevyöhykkeen syvyyttä tai todellista laajuutta ei kuitenkaan pystytä määrittämään painovoimamittauksella

Virheellinen referenssipisteen tulkinta johtui kairauksissa käytetyn kairakoneen tehojen riittämättömyydestä. Petkellahden pohjois- ja koillsrannan rinteillä havaittiin muilla geofysiikan menetelmillä kivikehä, josta ei päästy kairakoneella läpi. Kairauksissa tähän kivikehään törmättiin kolmessa eri kairauspisteessä, jotka kaikki tulkittiin kallioksi. Vasta myöhemmin saatu taittumiseseisminen aineisto osoitti, että maapeitteen paksuus on huomattavasti suurempi kuin kairauksista tulkittiin. Suurempi maapeitepaksuus varmistettiin maatulkuotuksen tuloksilla. Mallinnuksessa tämä virhe on otettu huomioon.

Tasavirtamittauksen ja TerraTEM-mittauksen tulkinta perustuu mittauksesta saatujen sähkönjohtavuusanomalioiden tunnistamiseen. Tutkimuksia tehtiin sekä rikastushiekka-altaalla (Kuva 16.) että sen ulkopuolella (Kuva 17.). Vaikka menetelmillä pystytään erottamaan hyvin rikastushiekka-altaan sisäinen rakenne sitä ei kuitenkaan mallinnettu, muuta kuin patojen osalta, geologiseen 3D-malliin. Syynä tähän oli rikastushiekka-altaan sisäisen rakenteen vähäinen merkitys alueen kokonaishydrogeologiaan. Rikastushiekka-altaan ulkopuolella tasavirtamittausaineistosta tulkittiin ruhjeiden sijainti ja niiden laajuus sekä maapeitteen paksuus. Nämä mallinnettiin geologiseen 3D-malliin.

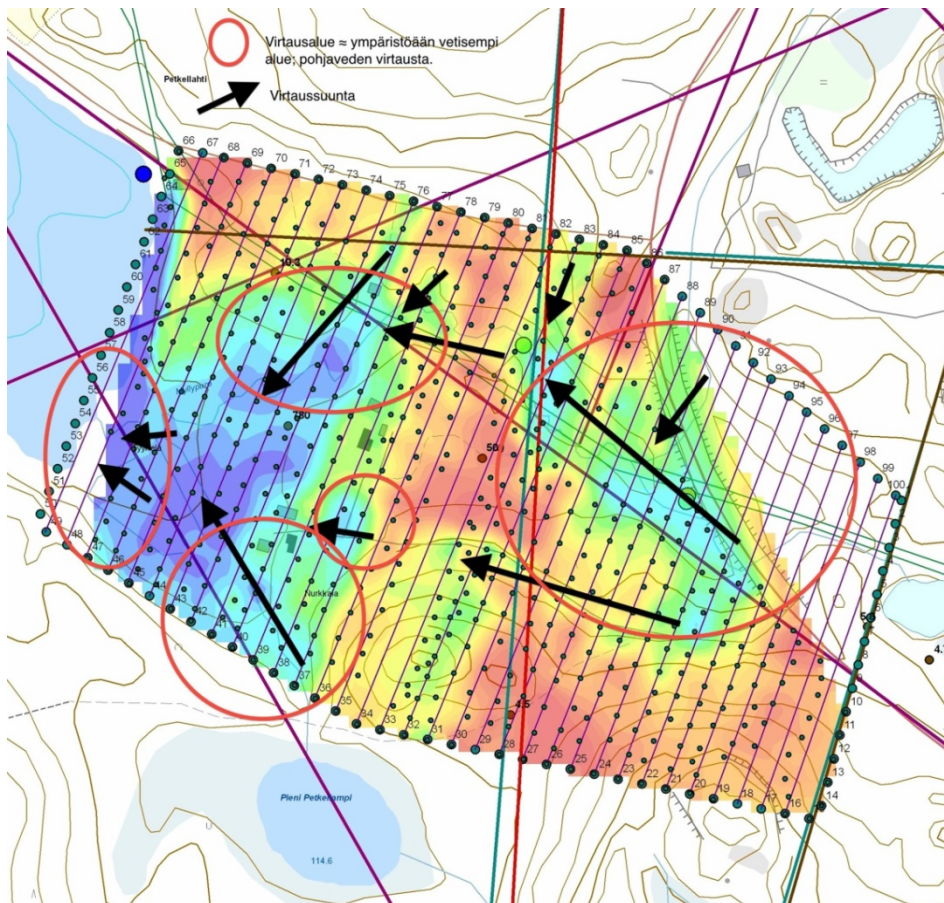


Kuva 16. A. Esimerkkikuva tasavirtamittauksesta Luikonlahden rikastushiekka-altaalta ja sen ulkopuolelta (Huotari-Halkosaari & Lerssi 2012). B. Poikkileikkauskuva Luikonlahden rikastushiekka-altaan sisäisestä rakenteesta (Heikkinen *et al.* 2009 a,b). C. Esimerkkikuva TerraTEM-mittauksesta Luikonlahden rikastushiekka-altaalta (Huotari-Halkosaari & Lerssi 2012).



Kuva 17. Esimerkkikuva tasavirtamittauksesta Luikonlahden kaivosalueelta ja sen ulkopuolelta. Kuvassa ruhjevyöhyke näkyy pystysuuntaisena korkean sähkönjohtavuuden anomaliana ja harju matalan sähkönjohtavuuden anomaliana kuvan yläosassa. Ruhjeen on tulkittu jatkuvan n. 50 metriä maanpinnan alapuolelle.

Omapotentiaalimittauksesta saatavaa aineistoa ei pystytty käyttämään geologisen mallintamisen apuna vaan sillä pyrittiin kuvaamaan pohjaveden virtaussuuntia Petkellahden pohjukassa. Tulkitussa kuvassa (Kuva 18) näkyy ympäristöään vetisemmät alueet ja niistä tulkitut pohjaveden virtaussuunnat.



Kuva 18. Omapotentiaalimittaus Luikonlahden pohjukasta. Kuvaan on ympyröity vetisemmät alueet sekä tulkitut pohjaveden virtaussuunnat (nuolet).

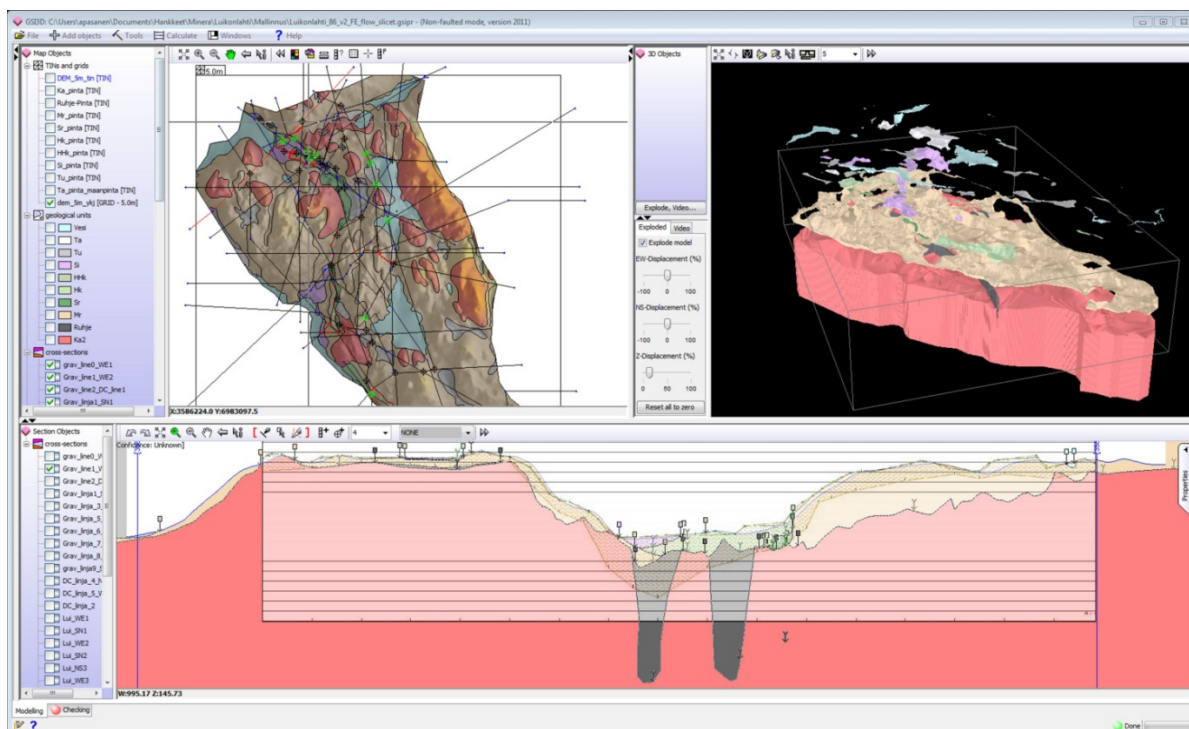
Maapeitteen keskipaksuus maaperän pohjavesiputkiasennusten ja maaperäkairausten perusteella on 5,8 metriä. Geofysiikka kuitenkin osoittaa, että paikoin maapeitteen paksuus voi ylittää jopa 30 metriä, esimerkiksi Petkellahden pohjukan pohjoispuolella.

5.1.5 Rakennemallinnus

Luikonlahden kaivosalueen maaperän ja kallioperän geologisen rakenteen mallintaminen tehtiin GSI3D-ohjelmalla (Mathers et al. 2011, Kuva 19). GSI3D-ohjelma valittiin sen edullisuuden ja helppokäyttöisyyden vuoksi. Edullisuudesta huolimatta ohjelma on monipuolinen ja soveltuu erinomaisesti Suomen monimutkaisen geologian mallintamiseen. Mallinnusalueen koko on n. 6,5 km x 2,5 km.

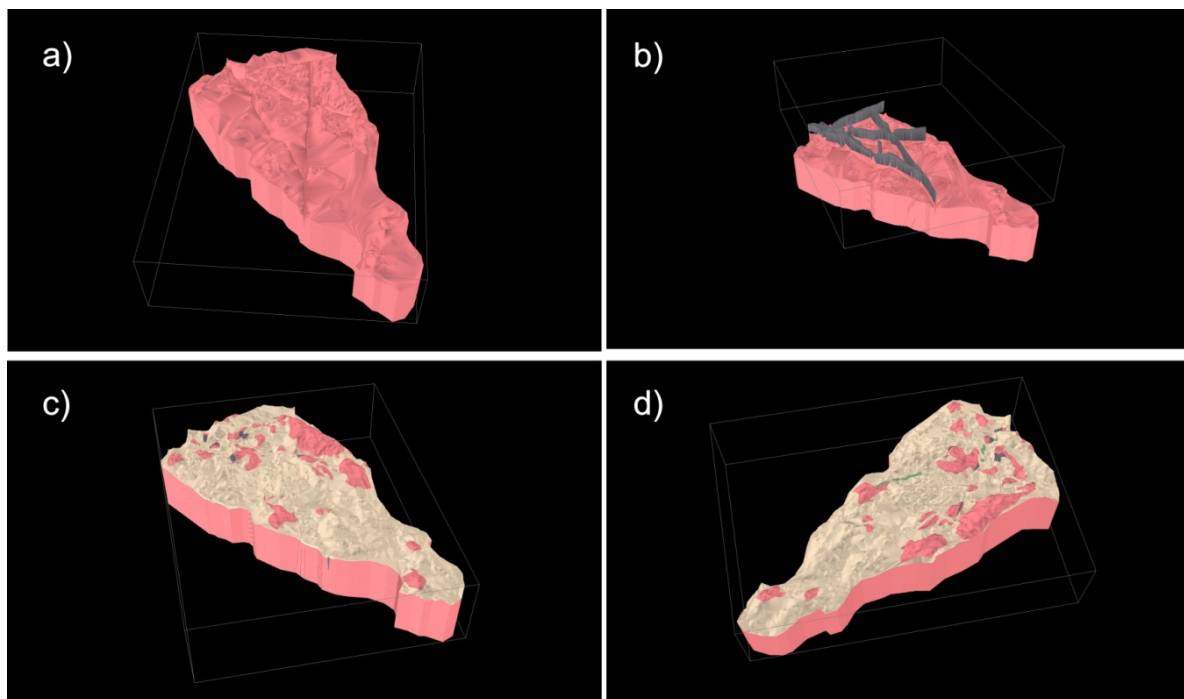
Mallintamisen vaiheet GSI3D-ohjelmistolla koostuvat aineiston lataamisesta, poikkileikkausten digitoimisesta, maalajiyksiköiden ulottuvuuden määrittämisestä ja mallin laskemisesta. Lähtöaineistoina malliin ladattiin maanpinnan korkokuva (korkeuskäyristä laskettu hilaverkko, 5 metrin sivut-

taisresoluutio), yksinkertaistettu maaperäkarta, kairauksen ja pohjavesiputkien stratigrafia syvyys-tietoineen, tulkitusta maatulkuvaluotausaineistosta tuodut stratigrafiatiedot profiilipisteinä Sekä tasa-virtamittausten, painovoimamittausten ja seismisen heijastusluotauksen tulokset georeferoituina profiilikuvina. Lisäksi mallille määritettiin yleinen stratigrafia, jotta ohjelma tietää mallia lasketta-essa halutun kerrosjärjestyksen. Malliin digitoitiin yhteensä 34 poikkileikkausta, joiden perusteella piirrettiin alueellinen ulottuvuus kymmenelle hydrogeologiselle mallinnusyksikölle. Mallinnetut yksiköt ovat alhaalta ylöspäin: ehyt kallio, ruhjeinen kallio, moreeni, sora, hiekka, hieno hiekka, siltti, turve, täytemaa ja vesi. Mallin laskennassa käytettiin samaa kerrosjärjestystä. Mallin laskenta tapahtuu kerroksittain kolmioimalla poikkileikkausten digitoitipisteet kolmioverkoiksi ja rajaamal-la alemman kerroksen yläpinta ylemmän kerroksen alapintaan. Yleisessä stratografiassa määritellys-tä kerrosjärjestyksestä ei poiketa laskennan aikana, joten alemmalle stratigrafiselle tasolle määritel-ty kerros ei voi olla stratigrafisesti ylemmän kerroksen yläpuolella. Lopputuloksena saadaan vo-lyymimalli, josta voidaan tehdä synteettisiä kairauksia, poikkileikkauksia sekä syvyysleikkauksia. Lisäksi yksiköiden ylä- ja alapinnat sekä paksuus voidaan tuoda muihin ohjelmiin ascii-muodossa.



Kuva 19. GSI3D-ohjelman käyttöliittymä. Vasemmalla ylhäällä on karttaikkuna, jossa näkyy kairauspisteet mustina ja vihreinä merkkeinä, poikkileikkausten sijainnit mustina viivoina, maaperäkarta ja korkeusmalli. Karttaikkunan vasemmalla puolella on ikkunobjektin hallinta. Karttaikkunassa suunnitellaan poikkileikkausten sijainnit sekä rajataan hydrogeologisten yksiköiden ulottuvuus. Alhaalla näkyy poikkileikkausikkuna, jossa digitoidaan poikkileikkaukset sekä esitetään kairauksen profiilitiedot ja geofysikaaliset profiilit. Oikealla ylhäällä on poikkileikkausikkuna, jossa visualisoidaan laskettu tilavuusmalli. Ikkunassa voidaan visualisoida, myös pelkät poikkileikkaukset tai kairaukset tai yhdistelmiä näistä. Poikkileikkausikkunaan on tuotu kuvatiedostona painovoimamittausprofiili, jossa kallionpinta on merkitty ruskealla viivalla, maanpinta vihreällä viivalla ja maapeitteen paksuus ruskealla värillä. Mallinnettu kallionpinta (punaisen yksikön yläpinta) ja painovoimamittauksesta saatu kallionpinta eroavat toisistaan paikoin huomattavasti. Tulokinnan apuna on käytetty myös muita geofysiikan menetelmiä ja lopputulos on synteesi käytetystä aineistosta.

Kallion pinta mallinnettiin geofysiikan ja kairautietojen perusteella (Kuva 20). Pintaan mallinnettiin syventymät pääruhjevyöhykkeitä varten. Kallion pohja mallinnettiin tasoon -100 m merenpinnan yläpuolella.



Kuva 20. a) Volyymimalli kalliosta (punainen) Luikonlahden alueella. Pääruhjevyöhykkeitä varten on jätetty kuopat malliin. b) Räjätyskuva mallinnetusta kalliosta (punainen) ja ruhjevyöhykkeistä (harmaa). c) Moreeniyksikön mallinnettu levinneisyys Luikonlahden mallinnusalueella. d) Sorayksikön (tumman vihreä) sijainti Luikonlahden mallinnusalueella.

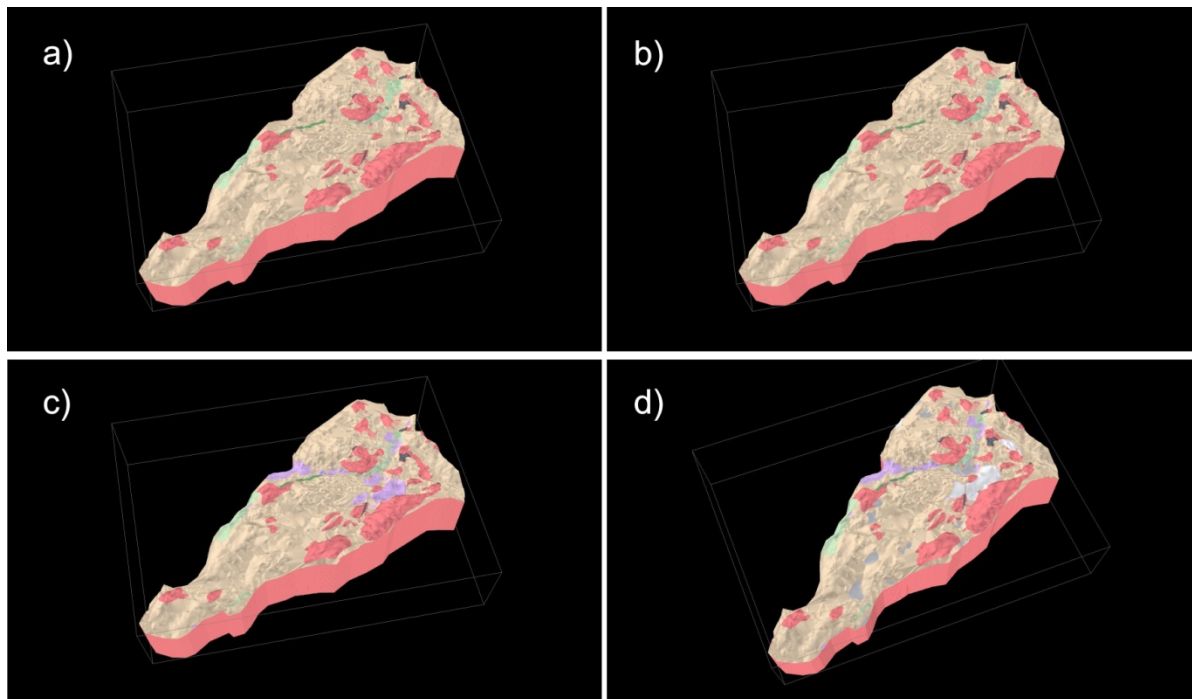
Ruhjevyöhykkeiden merkitys veden kulkeutumisessa kaivosalueelta pois voi olla huomattava. Geologisen tulkinnan perusteella veden ja sitä kautta haitta-aineiden kulkeutuminen Luikonlahden kaivosalueelta ruhjeita pitkin voi olla merkittävää. Tämän johdosta ruhjevyöhykkeet mallinnettiin geologiseen 3D-malliin. Tutkimuksen mittakaavasta ja käytettävistä tutkimusmenetelmistä johtuen yksittäisiä ruhjeita ja rakoja ei pystytty mallintamaan. Myöskään ruhjeiden täytestä ei ole tietoa.

Ruhjevyöhykkeiden tulkinta oli erittäin vaikeaa johtuen aineiston vähyydestä. Aineistossa oli viitteitä myös muista ruhjevyöhykkeistä, mutta vain sellaiset ruhjevyöhykkeet mallinnettiin, jotka pystyttiin tulkitsemaan usean geofysiikan menetelmän lisäksi morfologisesti. Tulkinta tapahtui pääasiassa tasavirtamittausten, seismisen nopeuden, lentomagneettisen ja morfologisen aineiston perusteella. Näistä kolmen osoittaessa ruhjevyöhykettä se lisättiin malliin. Ruhjevyöhykkeiden syvyydeksi mallinnettiin 60-80 metriä maanpinnalta. Syvyydestä saatiin viitteitä tasavirtamittausten perusteella, mutta tasavirtamittauksesta ei pystytty määrittämään tarkkaa syvyyttä. Ruhjeiden jatkuvuudet määritettiin pääsääntöisesti lentogravimetrisen aineiston perusteella.

Moreeni jatkuu lähes yhtenäisenä kerroksena läpi koko mallinnusalueen. Moreenia ei mallinnettu kohtiin, joissa kallio on maaperäkartan ja maastohavaintojen perusteella paljastuneena.

Sorayksikkö on mallinnusalueella erittäin pieni. Sen on tulkittu kerrostuneen harjuna jäätikön reunan läheisyydessä. Yksikkö kulkee katkonaisena harjanteena Petkellahden pohjukasta Luikonlahden rannalle. Sorayksikön sijainnista kaivosalueen reunalla ja kaivosvesien purkureitistä sorayksikön vierestä ja osin päältä huolimatta, sorayksikköä ei pidetä merkittävänä reittinä haitta-aineiden kulkeutumiselle kaivosalueelta pois.

Hiekkayksikkö liittyy Petkellahden pohjukassa sorayksikköön (Kuva 21) ja sen on tulkittu kerrostuneen jäätikköjokitoiminnan tuloksena hieman sorayksikön jälkeen. Hiekkaa löytyy myös mallin länsiosasta Luikonlahden rannalta sekä paikoin mallin keskiosasta. Näiden on tulkittu edustavan rantavaiheen uudelleenkerrostumista. Hiekkayksikköä ei sorayksikön tavoin pidetä merkittävänä reittinä haitta-aineiden kulkeutumiselle.



Kuva 21. a) Hiekkayksikön (vihreä) sijainti Luikonlahden mallinnusalueella. b) Hienon hiekan (harmaan vihreä) sijainti Luikonlahden mallinnusalueella. c) Siltikerroksen sijainti Luikonlahden mallinnusalueella. Kuvan oikeassa laidassa, laajan kalliopaljastuman yläpuolella oleva siltiyksikkö ei ole todellinen geologinen yksikkö. Siltiyksikkö sijaitsee rikastushiekka-altaan alla ja tutkimuksien mukaan altaan pohjalla on tiivistynyttä turvetta sekä moreenia. Tiivistynyt turve on kuvattu mallissa siltinä, koska sen hydrogeologisten ominaisuuksien on ajateltu olevan samaa luokkaa kuin siltin. d) Turveyksikön (vaaleanharmaa), täytemaan (valkoinen) ja vesien (turkoosi) sijainti Luikonlahden mallinnusalueella. Kuvassa on esitetty kaikki mallinnetut yksiköt sekä niiden sijainti.

Hienoa hiekkaa havaittiin vain Petkellahden pohjukasta ja sen synty tulkitaan liittyvän sora- ja hiekkayksiköiden syntyyn jäätikköjokitoiminnan tuloksena. Silttiä tavattiin yleisesti peittävänä kerroksena sekä turpeen alla mallinnusalueen pohjoisosassa. Silttiä kerrostuu pääsääntöisesti vesialtaassa, jossa veden syvyys on riittävä, muutamasta metristä syvempään. Aineiston perusteella ei pystytty selvittämään silttien syntytapaa, mutta on todennäköistä että suurin osa silteistä on syntynyt uudelleenkerrostumisen tuloksena. Petkellahden pohjukassa harjun lähistöllä on myös mahdollista, että siltti on kerrostunut perääntyneen jäätikön sulavesitoiminnan tuloksena. Turve on alkanut kasvaa alueen paljastuttua veden alta maankohoamisen seurauksena. Turvetta on kerrostunut maa- ja kallioperän painanteisiin. Täytemaana on mallinnettu rikastushiekka-altaat sekä sivukiven läjitys-alue. Vesien sijainti on mallinnettu topografisen kartan perusteella. Täytemaan ja veden mallinnus on tehty pääsääntöisesti mallin ulkoasun parantamiseksi sekä hydrogeologisen tulkinnan helpottamiseksi.

5.1.6 Tulkinta ja johtopäätökset

Tutkimustulosten perusteella nähdään, että tutkimusalueen maaperä edustaa normaalia jäätikön sulamissykliä. Kallioperän päälle on kerrostunut moreenia jäätikön etenemis- tai perääntymisvaiheessa. Tämän jälkeen jäätikön reunan alla ja läheisyydessä kerrostuivat harjun sorat ja hiekat ja jäätikön perääntyessä hienommat maalajit niiden päälle alueen ollessa ainakin osittain veden peittämänä (Saarnisto 2000). Vedenpinnan laskiessa rinteistä on lähtenyt liikkeelle materiaalia, joka kerrostui tutkimusalueella pääsääntöisesti hiekkana ja silttinä alemmalle tasolle. Lisäksi turvemuodostumat alkoivat kasvaa alueen vapauduttua vedestä.

Luikonlahdella tehtyä geologista mallia käytettiin virtausmallin pohjana ja siitä syystä mallia on yksinkertaistettu, mutta sen oletetaan kuvaavan todellisuutta tutkimuksen mittakaavassa. Ainoa suuri poikkeus todellisuuden kuvaamisesta on tehty rikastushiekka-altaiden alla, jossa on tutkimusten perusteella havaittu tiivistynyttä turvetta moreenin päällä. Virtausmallin versiossa 1 haluttiin antaa tiivistyneelle turpeelle riittävän pieni vedenjohtavuusarvo. Lisäksi malli haluttiin pitää yksinkertaisena ja sen vuoksi tiivistynyt tiivistynyt turve mallinnettiin silttinä. Mallia tarkasteltaessa sekä muun tutkimusaineiston perusteella havaittiin, että suurin osa kaivosalueelta kulkeutuvasta vedestä kulkee ojia ja puroja pitkin ja maaperässä kulkeutuvan veden osuus on pieni. Lisäksi ruuhjavyöhykkeissä voi kaivosalueen vesiä kulkeutua ja nousta pintaan pitkien matkojen päässä kaivosalueen ulkopuolella. Virtausmallin versiota kaksi yksinkertaistettiin maaperän osalta ja koko irtomaakerros kuvattiin yhtenä yksikkönä, jolla on maalajista riippumatta sama vedenjohtavuusarvo.

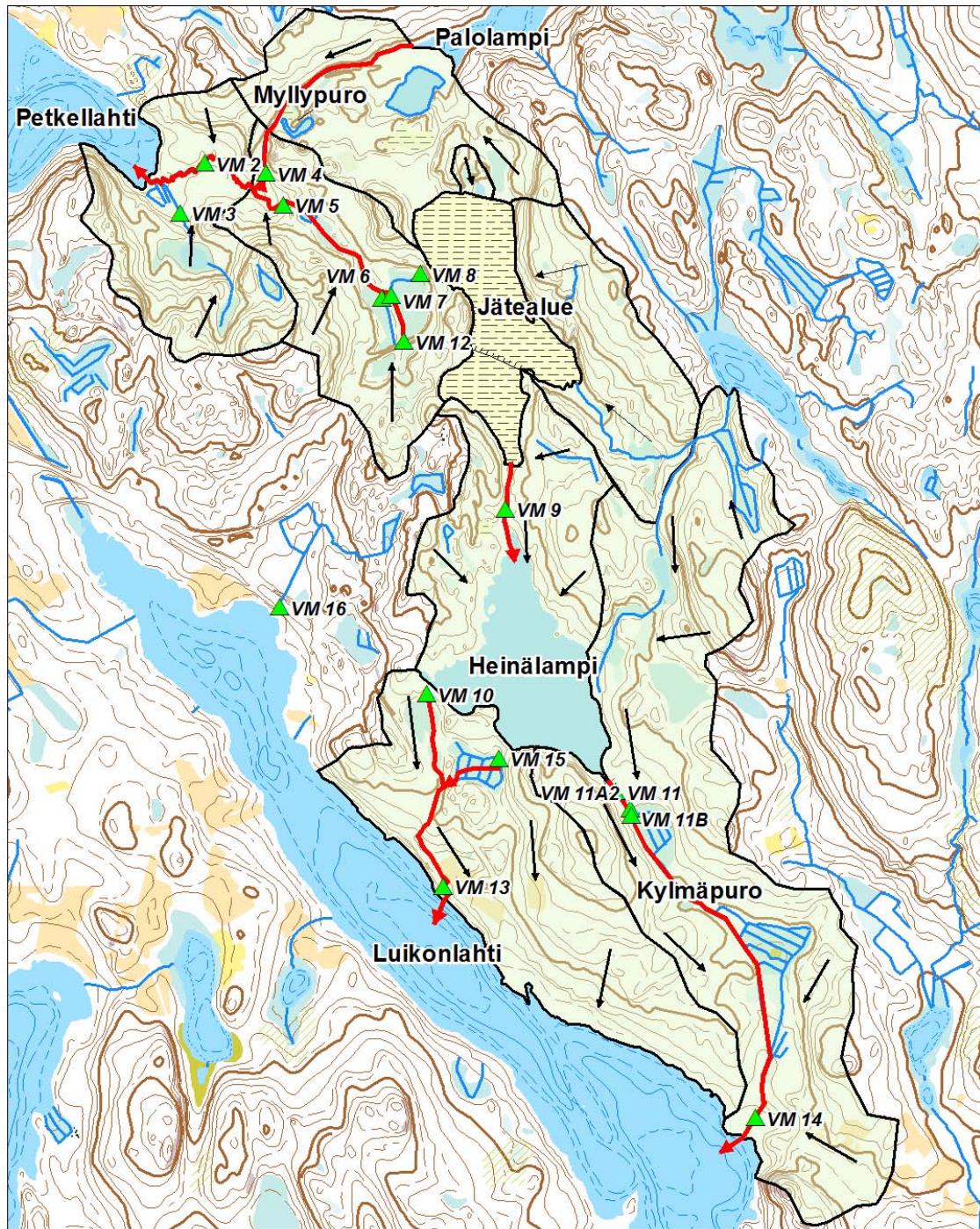
5.2 Pintaveden virtausreitit ja virtaamat Luikonlahdella

5.2.1 Valuma-alueet ja vesien virtaus

Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen pintavedet valuvat vesistöön kahdesta ilmansuunnasta kolmea eri reittiä pitkin (Kuva 22).

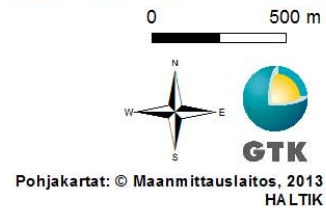
Luoteessa pintavedet kulkevat Myllypuroa pitkin Petkellahteen. Myllypuron reitin vedet heijastavat sekä vanhan että nykyisen toiminnan vaikutuksia. Vanhan toiminnan vaikutukset heijastuvat Myllypuron reitin valumavesiin kun niihin sekoittuu Palolammen sekä mahdollisesti vedellä täyttyneiden avolouhosten vettä. Nykyisen toiminnan vaikutukset aiheutuvat sekä rikastushiekka-altaan jätealueen että laskeutusaltaan reunoilta suotavien kosteikkopuhdistettujen suotovesien johtamisesta Myllypuron reittiin. Osa vedestä kierrätetään Suurisuon kosteikkopuhdistamon jälkeen takaisin rikastamolle.

Etelässä kaivos- ja rikastamoalueen pintavedet valuvat Luikonlahteen kahta eri reittiä. Suurin osa valuma-alueen vesistä kulkeutuu Luikonlahteen Kylmäpuroa pitkin. Kuitenkin osa Heinälampeen päätyneistä pinta- ja prosessivesistä suotaa lammen lounaisrannan reunapadon läpi ja kulkeutuu Luikonlahteen eri reittiä. Heinälammen reunapadon suotovedet virtaavat lammen alapuolisten soiden kautta pieniä metsäojia pitkin Luikonlahteen Kekäleisniemen pohjoispuolelle. Heinälammen pinnankorkeutta säädellään juoksutuksilla Kylmäpuron kautta (Kuva 23).

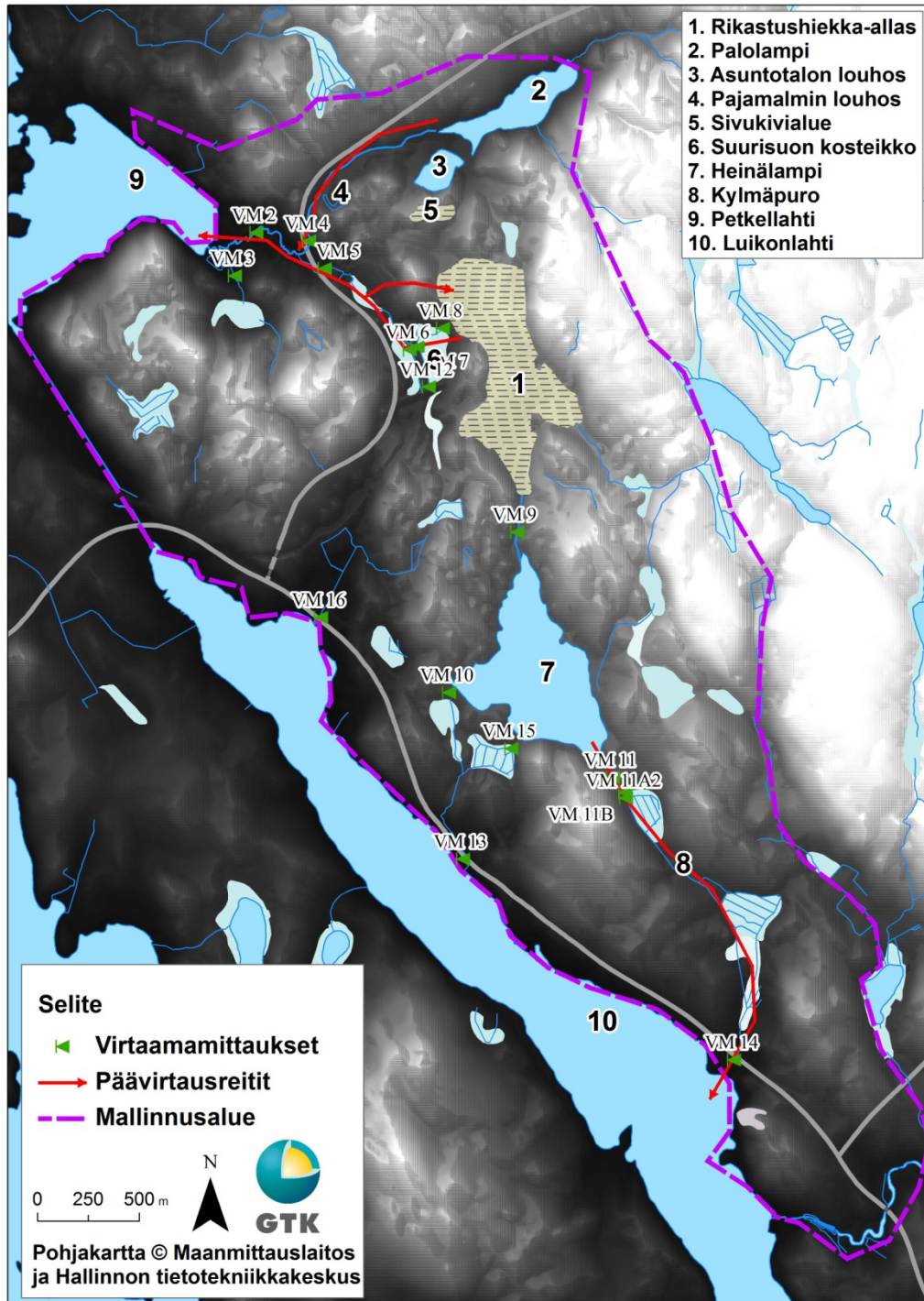


Valuma-alueet, veden virtaussuunnat sekä
päävirtausreitit Luikonlahden kaivos-
alueen läheisyydessä

▲ virtaamamittaukset



Kuva 22. Luikonlahden kaivosalueen valuma-alue ja virtausreittikartta



Kuva 23 | Purojen ja ojien virtaamamittauspisteet Luikonlahden tutkimusalueella. Vedet on merkitty sinisellä ja rikastushiekka-allas keltaisella, jossa on mustaa katkoviivoitusta.

5.2.2 Virtaamamittaukset

Virtaamamittauksia tehtiin MINERA-hankkeen aikana yhteensä viisi kertaa marraskuusta 2010 marraskuuhun 2011 (Taulukko 37, Kuva 23). Mittauksissa ei ole pystytty huomiomaan juoksutuksia tai äkillisiä virtaamaan muutoksia vaan ne on tehty samaan aikaan kun on otettu vesinäytteitä ja yhdessä niitä käytetään kaivoksen kuormituksen arvioinnissa.

Taulukko 37. Virtaamamittaukset Luikonlahden kaivosalueella. Taulukkoon on laskettu ja kerätty myös mitattujen virtaamien perusteella kokonaisvirtaamat päävirtausreiteiltä sekä kokonaisvirtaama kaivosalueelta Luikonlahteen. Mittaukset on tehty Flow Tracker- mittarilla (Sontek 2007) ellei ilmoitettu muuta. Yksikkö on l/s. ¹ Mitattu mittapadolla. ² Arvio, ohivirtausta. ³ Silmämääräinen arvio. ⁴ Jäässä. ⁵ Laskettu mittausten VM 11 ja VM 11B perusteella. ⁶ VM 14 mukaan paitsi 24.3.2012 jolloin VM 11 A2 mukaan, koska VM 14:a ei mitattu.

Mittauspiste	9.11.2010	10.1.2011	24.3.2011	25.5.2011	25.11.2011
VM 2	16,5 ^{1,2}	27,2	21,2	108,2	43
VM 3	1,2	ND ⁴	ND ⁴	2,81	0,61
VM 4	16,5 ^{1,2}	13,1	5,5 ^{1,2}	84,6	33,3
VM 5	6,5	3,2	8	11,0 ^{1,2}	8,0 ^{1,2}
VM 6	1,5	ND ⁴	ND ⁴	ND	ND
VM 7	2,53	10,2	ND ⁴	ND	3,01
VM 8	5,53	9,3	ND ⁴	ND	ND
VM 9	2	1,8	ND ⁴	ND	ND
VM 10	0,13	0,13	ND ⁴	ND	ND
VM 11	0,6	0,4	1,1	127,5	127,8
VM 11A2	ND	ND	3,3	179,75	136,9
VM 11B	ND	ND	ND	52,2	9,1
VM 12	2	1,1	ND ⁴	5,01	3,01
VM 13	2,5	ND ⁴	ND ⁴	8,01	9,01
VM 14	10,0 ^{1,2}	ND ⁴	ND ⁴	137,1	179,3
VM 15	ND	ND	ND	ND	ND
VM 16	ND	ND	ND	18,2	1,01
Virtaama Petkellahteen	17,7	27,2	21,2	111	43,6
Virtaama Luikonlahteen Eteläinen reitti ⁶	10	ND	3,3	137,1	179,3
Virtaama Luikonlahteen yhteensä	12,5	ND	ND	163,3	189,3

5.2.3 Tulkinta

Mittaustulokset kuvastavat pääsääntöisesti virtaaman vuodenaikaisvaihtelua. Suuret erot marraskuun 2010 ja 2011 mittauksissa on selitettävissä aikaisemmalla talven alkamisella vuonna 2010.

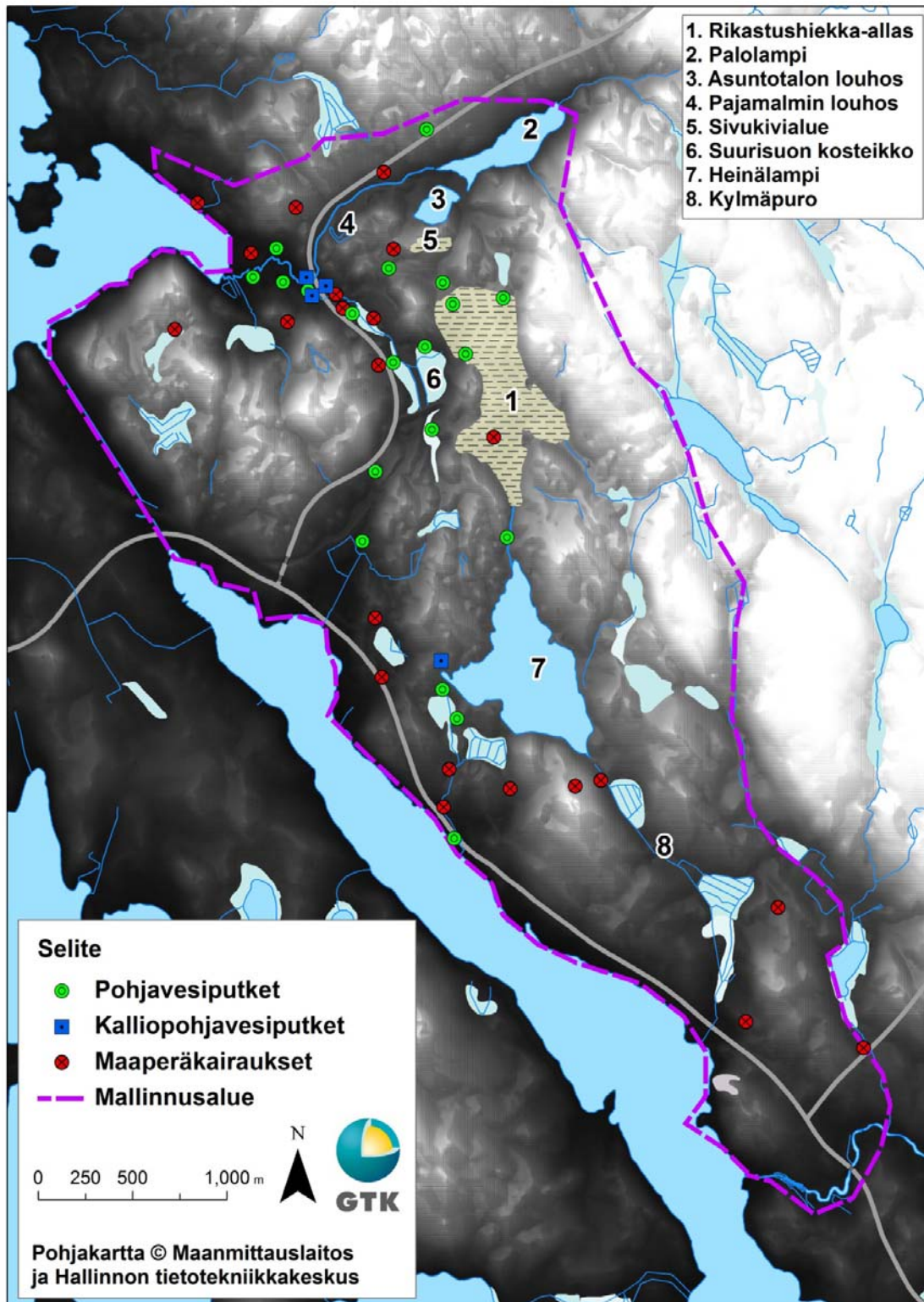
9.11.2010 mittauksissa havaittiin, että yläjuoksun mittauspisteiden VM 4 ja VM 5 virtaama on suurempi kuin VM 2:ssa alajuoksulla. Kaikki mittaukset on tehty mittapadolla ja niissä on havaittu ohivirtausta. Mitattu virtaama on 6,5 l/s suurempi yläjuoksulla kuin alajuoksulla ja ohivirtaukseksi

VM 2:lla on arvioitu n. 1-2 l/s, joten ohivirtauksen ei uskota selittävän virtauksen pienemistä. Mittaukset suoritettiin niin, että ensiksi mitattiin VM 2, jonka jälkeen noin kahden tunnin päästä VM 4 ja VM 5. On mahdollista, mutta epätodennäköistä, että kaivokselta aloitettiin veden juoksutus mittauspisteelle VM 4 tämän kahden tunnin aikana. Kolmantena vaihtoehtona on imeytyminen maaperään. Matkalla VM 4:stä ja VM 5:stä VM 2:een vesi virtaa kosteikkopuhdistamon läpi, joka on rakennettu notkoon glasifluvialaisen harjun viereen. Jos harjun pohjaveden pinta on ollut mittaushetkellä matalalla vesi on voinut imeytyä osittain siihen. Alavirtaan veden vähenemistä ei kuitenkaan havaittu muilla mittauskerroilla.

5.3 Pohjaveden virtaus- ja kulkeutumismallinnus

Pohjaveden virtausmallinnuksen avulla voidaan kvantitatiivisesti arvioida muodostuvia ja purkautuvia pohjavesimääriä, pinnankorkeuksia, virtausnopeuksia ja -suuntia sekä haitta-aineiden kulkeutumista pohjavedessä (Leveinen 2006). Tätä tietoa voidaan käyttää mm. havainnollistettaessa pohjaveden virtausta ja arvioitaessa haitta-aineiden leviämistä kaivosalueelta ympäristöön (Leveinen 2006). Kulkeutumismallinnuksen avulla voidaan arvioida pohjaveden mukana kulkeutuvien haitta-aineiden pitoisuuksia, jolloin niitä voidaan käyttää terveys- ja ekologisessa riskinarvioinnissa.

Luikonlahden kaivosalueella ja sen ympäristössä mallintamisen tavoitteena oli havainnollistaa veden kulkeutumisreittejä ja -aikoja potentiaalisista päästölähteistä. Tarkasteltavia päästölähteitä olivat Palolampi ja sen länsipuoliset louhokset, sivukivikasat, rikastushiekka-allas ja sen alapuolinen selkeytysallas sekä Heinälampi ja siitä Petkellahteen johtava Kylmäpuro (Kuva 24). Kulkeutumismallinnuksen avulla havainnollistettiin nikkelin kulkeutumisreittejä rikastushiekka-altaalta ympäristöön ja arvioitiin nikkelin pitoisuuksien vaihteluväliä. Kulkeutumisen mallinnuksessa huomioitiin veden virtauksen lisäksi nikkelin leviäminen dispersion avulla. Nikkelin liukenemista maaperästä ja pidättymistä maaperään (sorption) kuvattiin Kd-arvojen avulla. Kd-arvojen avulla tehty kulkeutumismallinnus on usein yksinkertaistus haitta-aineiden pidättymisestä ja todellisemman kuvan saamiseksi tulisi käyttää reaktiivista kulkeutumismallinnusta. Tässä esitetty kulkeutumismalli on tarkoitettu esimerkiksi kulkeutumismallinnuksen käytöstä. Mallinnuksen parantaminen vaatisi sekä laskentaverkon uudelleen rakentamista että mallin parametrisoinnin ja lähtötietojen tarkentamista.



Kuva 24. Mallinnusalue, pohjavesiputkien ja muiden kairauksen sijainnit sekä potentiaalisten päästölähteiden sijainnit Luikonlahden kaivosalueella.

5.3.1 Menetelmät

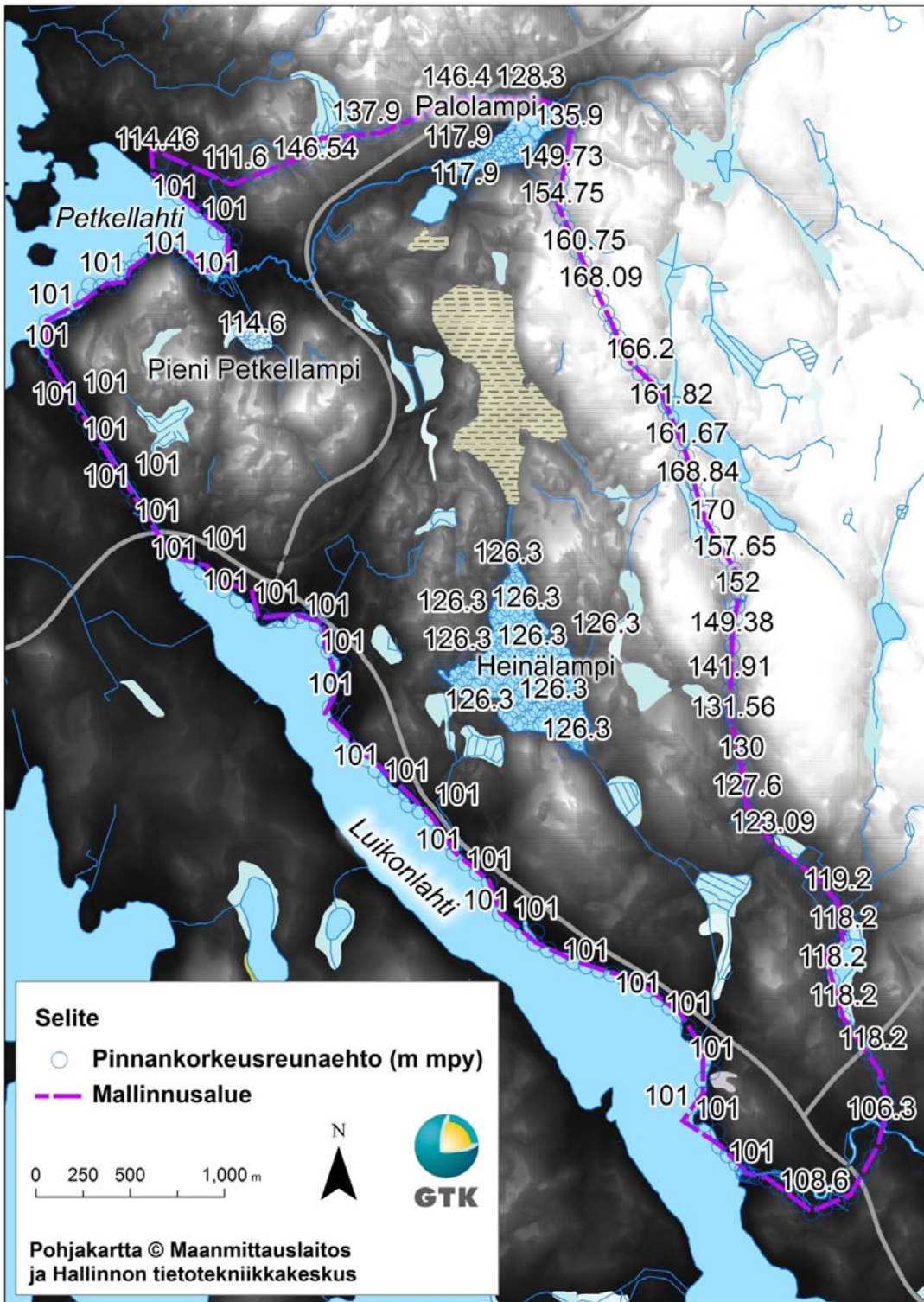
Virtausmallinnus tehtiin FeFlow[®] 6.1 -ohjelmalla, jossa virtauksen laskenta perustuu elementtimenetelmään (DHI-WASY GmbH 2012). Virtausmallista tehtiin kaksi versiota, joista version kaksi tuloksia esitellään alla.

Virtausmalli rakennettiin hydrogeologisen mallin pohjalta. Ensimmäisen version virtausmalli tehtiin kymmenenkerrosmallina, johon oli otettu mukaan kaikki hydrogeologisen mallinnuksen yksiköt. FeFlow[®] ohjelmassa jokaisen kerroksen tulee olla jatkuva mallinnusalueen läpi, joten hydrogeologisen mallinnuksen epäjatkuvat yksiköt täytyi muuttaa jatkuviksi (DHI-WASY GmbH 2012). Muuttaminen tehtiin laskemalla hydrogeologisen mallin epäjatkuvien yksiköiden yläpinnat ja lisäämällä niihin alapuolisten yksiköiden yläpinta epäjatkuvan yksikön ulkopuolelle. Näin saatiin yhtenäinen pinta, jossa epäjatkuvan yksikön todellisessa sijainnissa on epäjatkuvan yksikön yläpinta ja todellisen sijainnin ulkopuolella alapuolisten yksiköiden yläpinta. Ongelmaksi nousivat useiden, ohuiden kerrosten pakat kohdissa, joissa maapeite puuttui tai se koostui pienestä määrästä hydrogeologisia yksiköitä (mm. moreeni- ja kalliopaljastumat). Tämä vaikeutti virtausmallin kalibrointia huomattavasti sekä nosti virtausmallin laskemiseen tarvittavaa aikaa. Näiden syiden johdosta virtausmallin ensimmäinen versio hylättiin ja laskennassa käytettiin yksinkertaistettua versiota kaksi.

Virtausmallin versiossa kaksi malli yksinkertaistettiin kolmikerrosmalliksi. Malli rakennettiin ehjän kallioperän ja ruhjevyyöhykkeiden osalta samalla tavalla kuin versiossa yksi. Maaperän osalta hydrogeologinen malli yksinkertaistettiin yhdeksi yksiköksi. Molemmat mallit tehtiin ns. steady-state-malleina, jolloin parametrien ajallista vaihtelua ei oteta huomioon.

5.3.2 Virtaus- ja kulkeutumismallin reunaehdot ja lähtötiedot

Luikonlahden kaivosalueen virtausmallin reunaehtoina käytettiin veden pinnankorkeutta. (Hydraulic-head boundary condition, Kuva 25). Reunaehto asetettiin niin, että Petkellahden ja Luikonlahden rannalla mallin länsiosassa sekä Pienen Petkellammen, Palolammen ja Heinälammen rannat ja sisäosat asetettiin järvien säädeltyyn pinnankorkeuteen (Kuva 25.). Mallin muilla reunoilla käytettiin pinnankorkeusreunaehtona maanpinnankorkeutta, josta oli vähennetty 80 cm. Tähän päädyttiin sen vuoksi, että mallin itäreunalla kulkee ojia ja puroja ja niiden syvyydeksi arvioitiin 1 m sekä ojan pohjalle 20 cm vettä. Mallin pohjois- ja eteläreunalla ei tällaista ojaa ole, mutta samanlaisen reunaehdon katsottiin palvelevan mallinnuksen tarkoitusta riittävällä tarkkuudella.

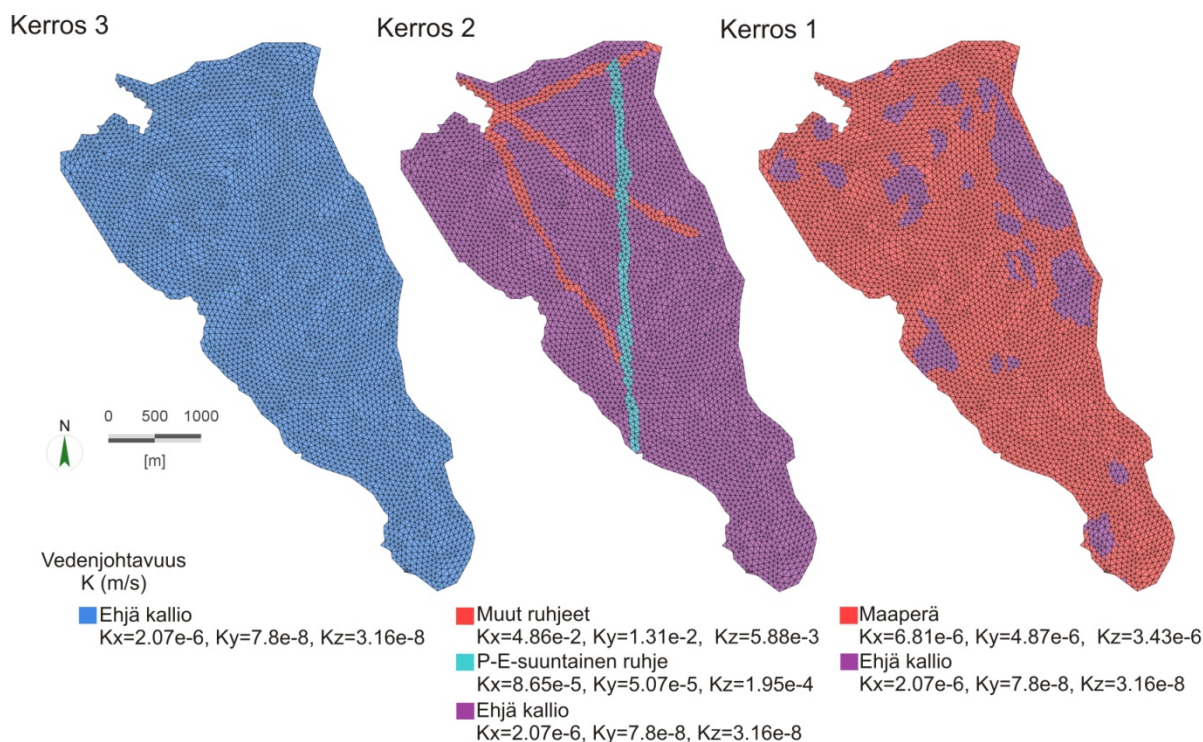


Kuva 25. Virtausmallinnuksessa käytetyn pinnankorkeusreunaehdon sijainti ja arvot (m mpy). Kaikkia arvoja ei ole merkitty karttaan selkeyden vuoksi.

Lähtötietoina virtausmallissa käytettiin hydrogeologisen rakenteen osalta alueelta luotua korkeusmallia ja hydrogeologista mallia (Taulukko 38). Hydrologisia ja hydraulisia lähtöarvoja olivat pohjaveden pinnankorkeudet, hydrogeologisten yksiköiden vedenjohtavuudet, ominaisvarastoitumiskertoimet ja huokoisuudet sekä sadannan imeytyminen pohjaveteen. Parametrien lähtöarvot haettiin kirjallisuudesta tai laskettiin olemassa olevien tietojen perusteella ja kalibroitiin vedenjohtavuuksiin, ominaisvarastoitumiskertoimien ja huokoisuuksien osalta PEST-ohjelmalla (Model-Independent Parameter Estimation and Uncertainty Analysis, Watermark Numerical Computing, 2005). Virtausmallin kalibroidut vedenjohtavuudet eri kerroksissa sekä mallin laskennassa käytetty elementti-verkko on esitetty kuvassa 26.

Taulukko 38. Virtausmallinnuksessa käytetyt lähtötiedot, niistä muodostetut aineistot sekä käytetyt parametrien arvot.

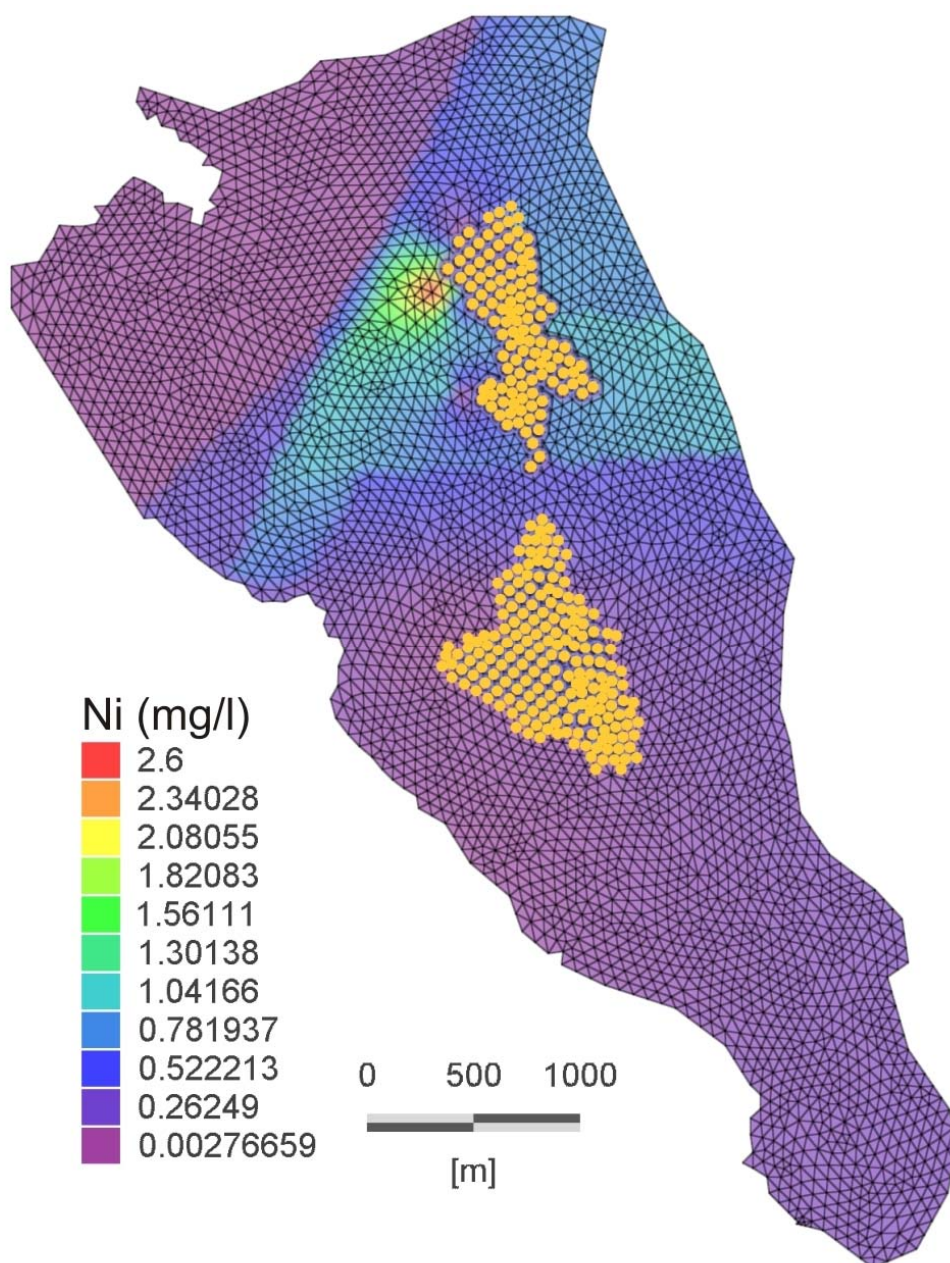
Data	Lähdeaineisto (pisteväli/ lkm /arvo)	Tuotettu aineisto	Vuosi/ Ajanjakso
Topografia	Maanmittauslaitos korkeuskäyrät (2,5m)	Korkeusmalli horisontaaliresoluutio 5m:n rasteri (GTK)	2011
Maa – ja kallioperän rakenne	Kairaukset (47 kpl, GTK ja Luikonlahden kaivos). Geofysiikka (GTK): Aero-magneettinen ja aerosähköinen aineisto Taivutusseismiikka (n. 5 km), Painovoimamittaus (n. 15 km), Sähköiset mittaukset (DC, n. 8 km ja TerraTEM, 10 pistettä), Maatutkaluotaus (n. 9 km)	Luikonlahden hydrogeologinen malli GSI3D-ohjelmalla (GTK)	2012
Pohjaveden pinnankorkeudet	Pohjaveden pinnankorkeuden seuranta-aineisto (GTK)	Keskiarvoistetut pohjaveden pinnan-korkeudet havaintopisteille (GTK)	2010-2012
Vedenjohtavuudet	Lähtöarvot arvioitiin kirjallisuuden perusteella (Airaksinen 1978, Mälkki 1999) sekä laskennallisesti raekoko-analyysistä. Mallissa käytetyt arvot kalibroitiin PEST-ohjelmalla (GTK).	Ehyt kallio: $K_x=2.07e-6$, $K_y=7.8e-8$, $K_z=3.16e-8$. P-E-suuntainen ruhje: $K_x=8.65e-5$, $K_y=5.07e-5$, $K_z=1.95e-4$. Muut ruhjeet: $K_x=4.86e-2$, $K_y=1.31e-2$, $K_z=5.88e-3$. Maaperä: $K_x=6.81e-6$, $K_y=4.87e-6$, $K_z=3.43e-6$.	2012
Ominaisvarastoitumiskerroin	Lähtöarvot arvioitiin kirjallisuuden perusteella (Airaksinen 1978)	Kalibroidut arvot (PEST, 1/m): Kallio: 0.001, Ruhjeet: 0.1, Maaperä: 0.2	2012
Huokoisuus	Lähtöarvot arvioitiin kirjallisuuden perusteella (Airaksinen 1978, Mälkki 1999)	Kalibroidut arvot (PEST): Kallio: 0.05, P-E-suuntainen ruhje: 0.4, Muut ruhjeet: 0.1, Maaperä: 0.5	2012
Sadannan imeytyminen pohjaveteen	Laskettu jakamalla kymmenen vuoden sadantakesiarvo (Ilmatieteenlaitos) keskimääräisellä pohjaveden muodostumisella (muodostuminen 13% sadannasta, Mustonen 1986)	Maaperä (kerros 1.): pohjaveden muodostuminen 82.2 mm/a	2012



Kuva 26. Virtausmallin laskennassa käytetty elementtiverkko sekä vedenjohtavuudet eri kerroksissa. Kerros 1 on ylin kerros.

Kulkeutumismallinnuksessa hyödynnettiin pohja- ja suotovesistä (sekä maaperästä mitattuja metallipitoisuuksia, joiden perusteella laskettiin jakautumiskerroin (K_d) nikkelille. Mallin lähtötietoina käytettiin pohjavesistä ja rikastushiekka-altaan suotovesistä mitattuja liukoisia nikkelpitoisuuksia, joista interpoloitiin lähtöpitoisuudet koko mallinnusalueelle (Kuva 27). Interpolointi tehtiin Inverse Distance -menetelmällä. Päästölähteiksi mallinnuksessa valittiin rikastushiekka-allas sekä Heinälampi. Rikastushiekka-altaan nikkelpitoisuudeksi asetettiin 2,58 mg/l, joka on suurin rikastushiekka-altaan ympäristön pohjavedestä mitattu pitoisuus. Heinälammelle asetettiin nikkelpitoisuudeksi suurin Heinälammen ympäristöstä mitattu pintaveden nikkelpitoisuus, 0,1 mg/l (mitattu Kylmäpuuron alkupäästä). Mallin parametrisoinnissa pitkittäiselle dispersiolle arvioitiin arvoksi 200 m ja poikittaiselle dispersiolle 20 m.

Kulkeutumismallilla pyrittiin arvioimaan karkeasti päästölähteiden vaikutusta nikkelpitoisuuksiin mallinnusalueella. Tarkempi kulkeutumismallintaminen vaatisi huomattavasti tiheämmän laskenta-verkon käyttämistä ja mallin kalibroinnin, joita ei tässä esimerkkimallinnuksessa tehty.

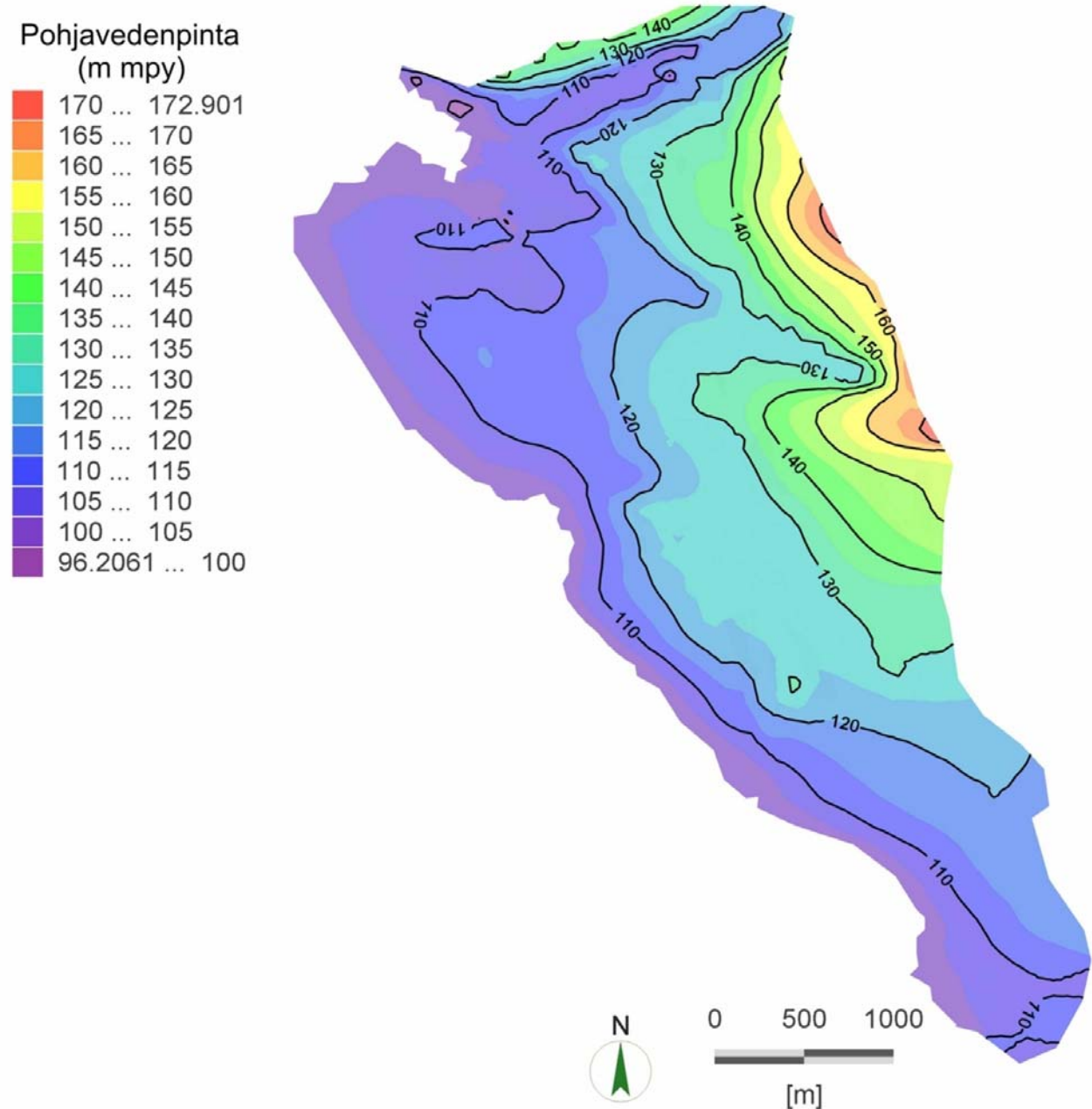


Kuva 27. Mallinnusalueelle interpoloidut nikkelpitoisuudet sekä päästölähteet (keltaiset ympyrät). Rikastushiekka-altaalle annettiin nikkelpitoisuuden reunaehdoksi 2,58 mg/l (pohjoisempi alue) ja Heinälammelle 0,1 mg/l (eteläisempi alue).

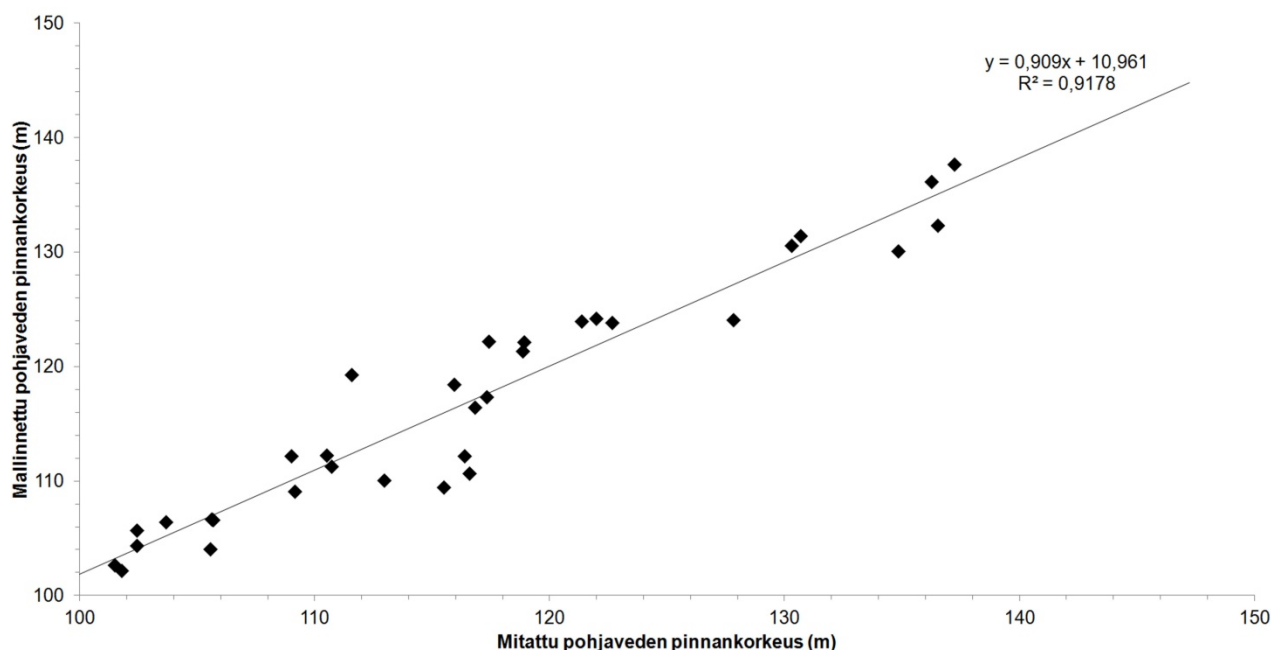
5.3.3 Tulokset ja tulkinta

Virtausmallinnuksen tuloksina saatiin mallinnetut pohjavedenpinnankorkeudet sekä partikkelien kulkeutumisen avulla mallinnetut veden virtausreitit. Mallinnettujen pohjavedenpinnankorkeuksien perusteella (Kuva 28) nähdään, että pohjavedenpinnan taso laskee länteen päin, kohti Petkellahtea ja Kuuslahtea. Lisäksi mallinnetut ruhjeet ja maanpinnan korkeusvaihtelut vaikuttavat pinnan tasoon selvästi mallin pohjois- ja keskiosissa. Malli validoitiin vertaamalla mitattujen pohjaveden pinnankorkeuksien keskiarvoja mallinnettuihin pinnankorkeuksiin (Kuva 29). Pinnankorkeuksien

vertailusta havaitaan korrelaatio $R^2=0.92$. Lisäksi neliöllinen keskiarvo (RMS) oli 3.08, keskihajonta oli 3.13 ja ominaisarvo oli 2.40. Suhteellisen suuri keskihajonta mitattujen ja mallinnettujen pohjavedenpinnankorkeuksien välillä johtuu todellisten pohjaveden pinnankorkeuksien suuresta vaihtelusta sekä suhteellisen harvasta laskentaverkosta. Pohjavedenpinnankorkeuksien vaihtelu puolestaan johtuu suuresta maanpinnan topografian vaihtelusta ja todennäköisesti rikastushiekka-altaan ympäristössä tehdyistä padoista ja muista maansiirtotöistä. Mallin konvergointivirhe oli 9.459×10^{-3} ja vesitase $-5.33 \text{ m}^3/\text{d}$ kokonaisvirtaaman mallin läpi ollessa $1.30 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{d}$.



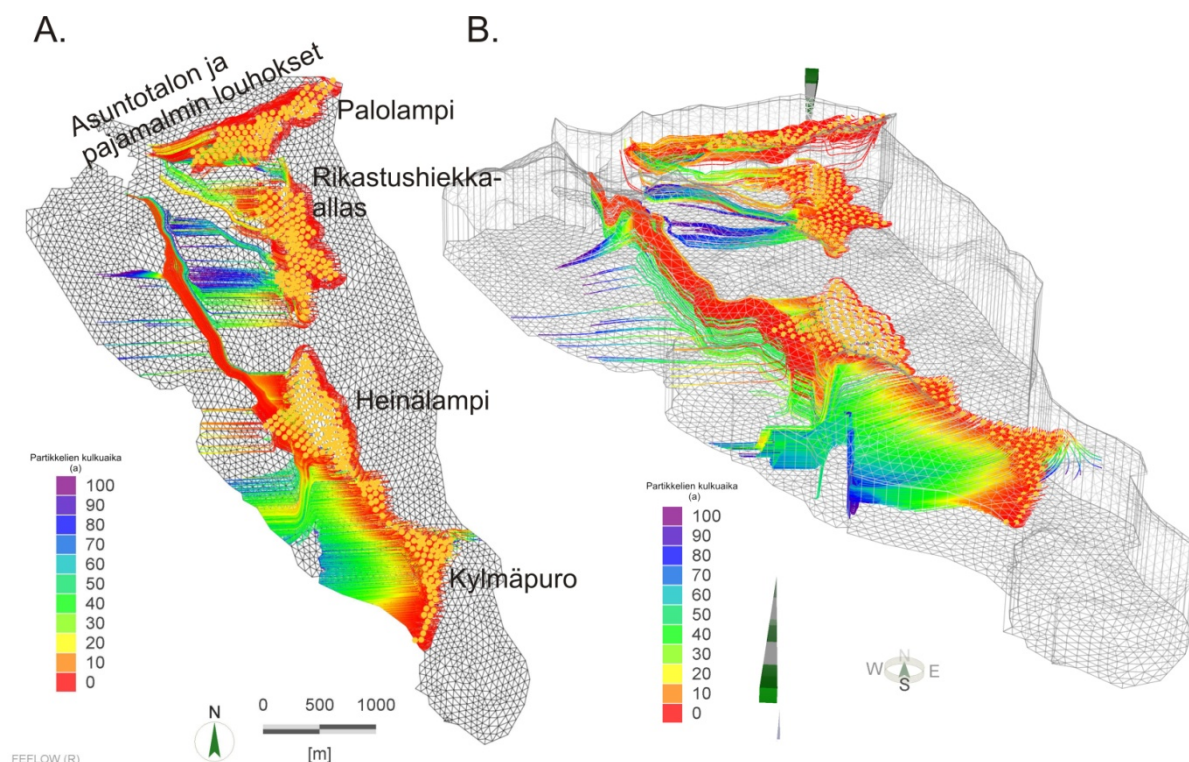
Kuva 28. Mallinnetut pohjavedenpinnankorkeudet.



Kuva 29. Mitattujen pohjavedenpinnankorkeuksien keskiarvojen ja mallinnettujen pinnankorkeuksien korrelaatio havaintopisteissä.

Virtausmallista laskettiin veden kulkeutumisreitit ja kulkeutumisajat tutkimuksissa esiin tulleista ja oletetuista pistemäisistä päästölähteistä sekä kaksi- että kolmeulotteisena (Kuva 30). Tarkastelussa kulkeutumisaika rajattiin 100:aan vuoteen esityksen selkeyttämiseksi. Suoraan virtausmallista lasketut vedenkulkeutumisreitit eivät anna täysin todellista kuvaa haitta-aineiden liikkumisesta, koska dispersion ja sorption vaikutusta ei ole otettu huomioon. Koska mallinnus tehtiin tasapainotilaa kuvaavana steady-state mallina, siinä ei ole huomioitu vuodenaikaisvaihtelun vaikutusta pohjaveden pinnankorkeuksiin ja virtausreitteihin. Mallinnettuja pinnankorkeuksia, virtausreittejä ja kulkeutumisaikoja voidaankin pitää kvalitatiivisena arviona, kun tulkitaan haitta-aineiden kulkeutumisesta syntyvää riskiä kaivosympäristössä.

Mallinnustarkastelun perusteella Luikonlahden kaivosalueella veden virtaus tapahtuu pääsääntöisesti kohti Petkellahtea sekä maaperän että kallioperän pohjavetenä. Alueen läpi Petkellahden pohjukasta kaakkoa kohden kulkeva ruhjevyöhyke näyttäisi mallin perusteella olevan pääkulkeutumisreitti, joka kerää vesiä lähialueilta (Kuva 30). Huomionarvoista on myös se, että muut ruhjevyöhykkeet, lukuun ottamatta Petkellahden pohjukasta kohti kollista kulkevaa ruhjevyöhykettä, eivät osallistu merkittävästi veden kulkeutumiseen. Tulkintaa tehdessä täytyy kuitenkin ottaa huomioon, että ruhjevyöhykkeen jatkuvuus ja mallintamisessa sille käytetyt hydrauliset ominaisuudet perustuvat rajalliseen lähtöaineistoon ja asiantuntija-arvioihin. On mahdollista, että ruhjevyöhykkeen vaikutus vesipartikkelien kulkeutumisessa ei ole niin suuri kuin malli antaa ymmärtää. Toisaalta mallissa ei ole huomioitu maanalaisten kaivos- ja louhostilojen vaikutusta veden kuljettajana. Todellisuudessa nämä lisäävät veden virtausta kallioperässä etenkin jos niillä on hydraulinen yhteys ruhjevyöhykkeisiin. Kuvan 30B. perusteella havaitaan, että ruhjevyöhykkeessä kulkeutumisajat kasvavat syvyyden kasvaessa. Maaperän osalta kulkeutuminen on hitaampaa ja ainoastaan mallin pohjoisosassa Petkellahteen tapahtuva kulkeutuminen ja mallin eteläosassa Luikonlahteen tapahtuva kulkeutuminen alittaa 10 vuoden rajan. Kokonaiskulkeutumista arvioitaessa Luikonlahteen ja Petkellahteen täytyy ottaa huomioon myös pintavalunta ja ojien kautta kulkeutuva vesi, joita ei pohjaveden virtausmallissa otettu huomioon. Lisäksi on todennäköistä, että ruhjevyöhykkeitä pitkin tapahtuu kulkeutumista mallinnusalueen ulkopuolelle, jopa kilometrien tai kymmenien kilometrien päähän.

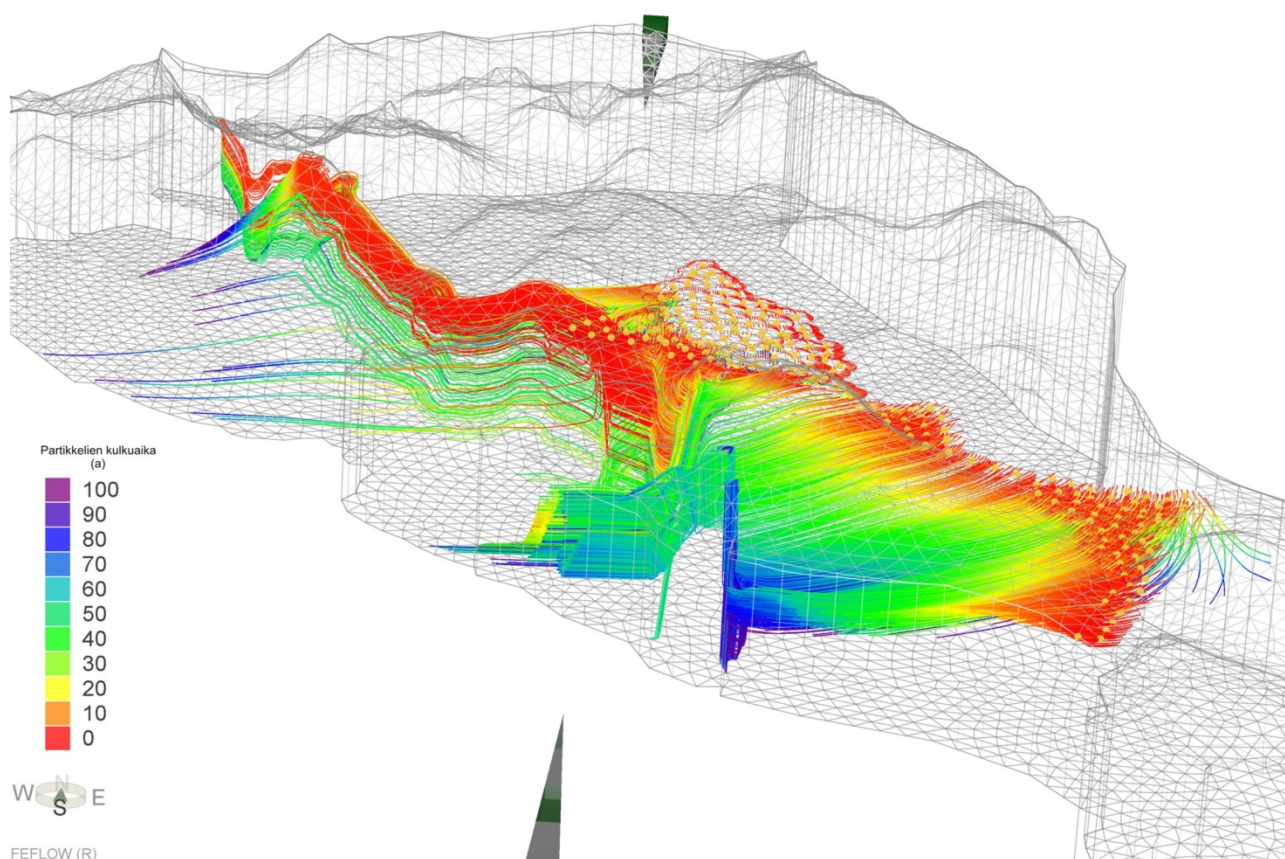


Kuva 30. Veden kulkureitit ja -ajat kaksikulotteisena (Kuva 30 A.) ja kolmeulotteisena (Kuva 30 B.) Kulkureittien ja kulkeutumisajojen kuvaus ja tulkinta on tekstissä. Mallinnettavien partikkelien lähtöpisteet on merkitty keltaisilla ympyröillä.

Pistemäisiksi päästölähteiksi Luikonlahden kaivosalueella valittiin etelässä rikastushiekka-altaan alapuolinen Heinälampi ja siitä Luikonlahteen laskeva Kylmäpuro (Kuva 31.), pohjoisessa Palolammen ympäristö, johon kuuluu lammen lisäksi Asuntotalon ja Pajamalmien louhokset sekä sivukivialue (Kuva 32.) sekä rikastushiekka-allas mallinnusalueen keskiosassa (kuva 33.).

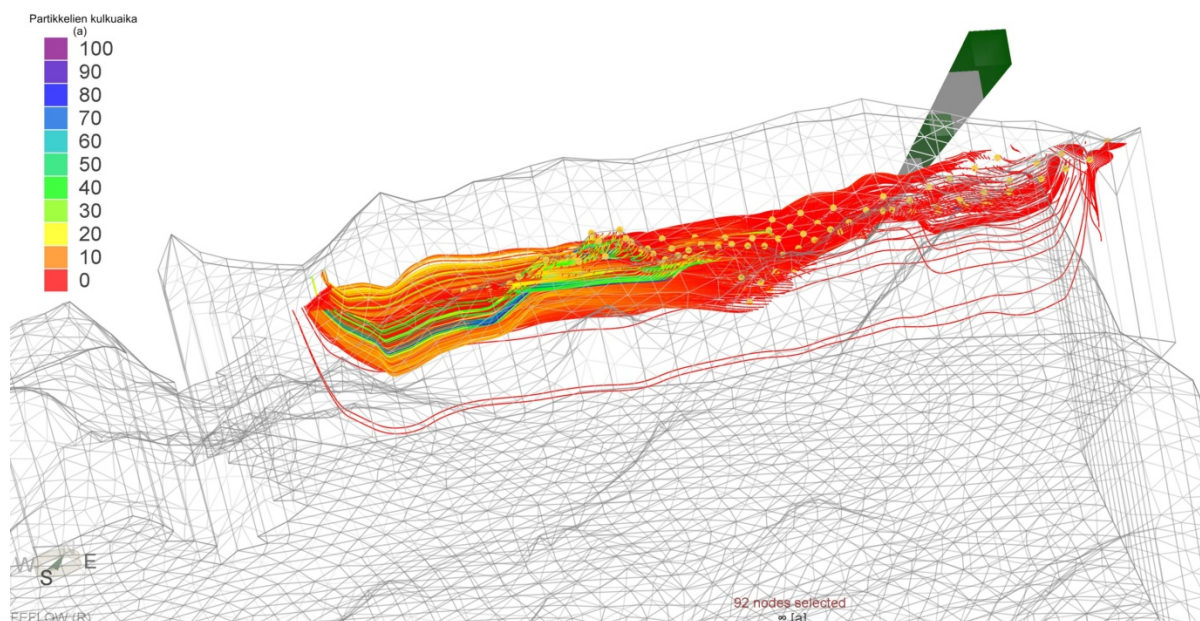
Heinälammesta ja Kylmäpurosta vesi virtaa lähteen kohti Luikonlahtea maaperän pohjavetenä. Heinälammesta virtaus muuttuu suuntaa kohdatessaan Petkellahden pohjukasta kaakkoon kulkevan ruhjevyöhykkeen ja vesi virtaa ruhjevyöhykettä pitkin kohti Petkellahtea sekä maaperän että kallio-
perän pohjavetenä. Ruhjevyöhykkeen yläosassa ja maaperässä kulkeutumisaikat Petkellahteen ovat suhteellisen lyhyitä, jopa alle kymmenen vuotta kulkeutumisaikojen kasvaessa syvemmälle mentäessä. Kylmäpuron osalta kulkeutuminen tapahtuu pääsääntöisesti kohti Luikonlahtea maaperän pohjavetenä. Ainoastaan kylmäpuron pohjoisosasta vettä virtaa ruhjevyöhykkeeseen ja kulkeutuu edelleen kohti Petkellahtea.

Virtausmallinnuksen mukaan osa ruhjevyöhykkeeseen paineesta vedestä kulkeutuu suhteellisen ehyn kallion läpi kohti Luikonlahtea. Tämä vesi ei todennäköisesti saavuta Luikonlahtea vaan virtaa sen alitse ja mahdollisesti purkautuu satojen vuosien päästä jossakin lännempänä. Luikonlahden kaivosalueen kallio-
perä on havaittu hyvin rikkonaiseksi, joten ruhjevyöhykkeiden ulkopuolisessa kallio-
perässä voidaan olettaa tapahtuvan hidasta veden virtausta. Virtauksen suuntaa ja aikaa on kuitenkin erittäin vaikea mallintaa, koska on oletettavaa, että vesi virtaa kallio-
perän pienissä rakosysteemeissä, joiden tutkiminen vaatisi suuria taloudellisia panostuksia.



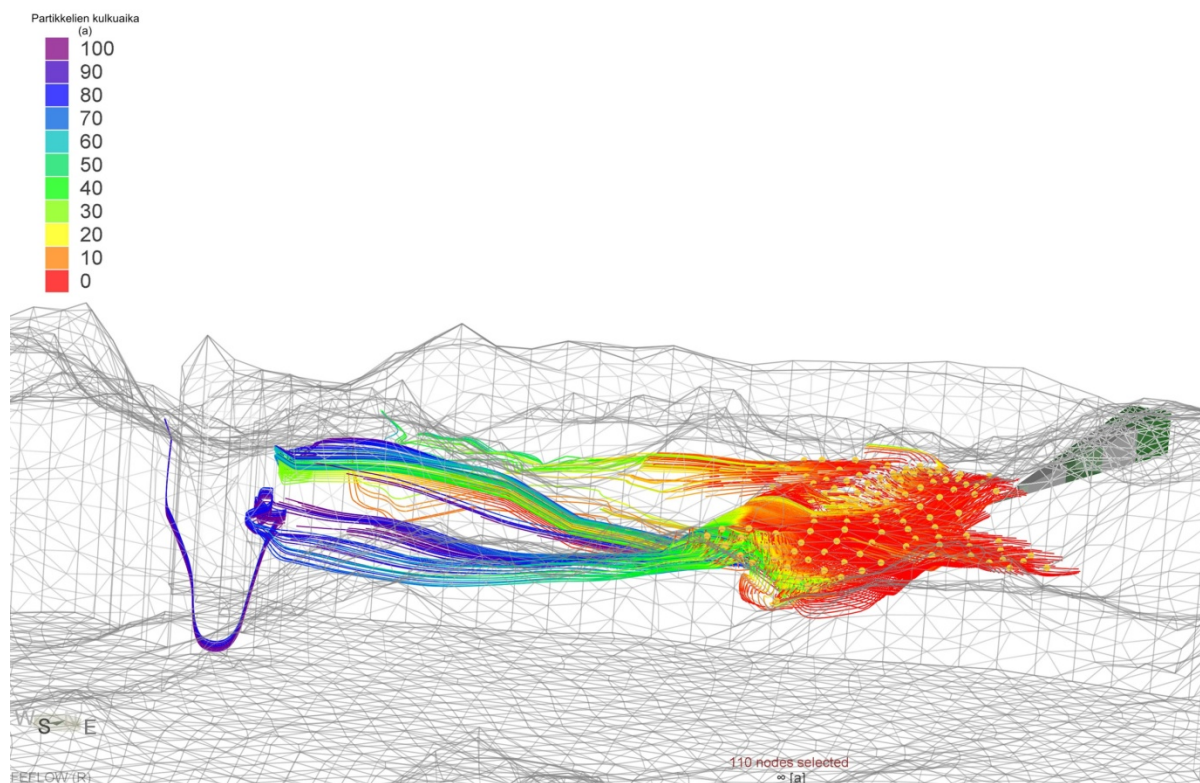
Kuva 31. Veden kulkureitit ja -ajat Heinälammesta ja Kylmäpurosta. Mallinnettavien partikkelien lähtöpisteet on merkitty keltaisilla ympyröillä.

Palolammen ja sen länsipuolisten louhosten ja sivukivialueen päästölähteestä (Kuva 32.) havaitaan veden virtausta kohti Petkellahden pohjukkaa pääsääntöisesti maaperässä ja ruhjevyöhykkeen yläosassa. Kulkeutumisajat Petkellahteen ovat suurimmalta osin alle 20 vuotta. Osa Palolammesta lähtevästä vedestä painuu syvälle ruhjevyöhykkeeseen kulkeutumisaikojen Petkellahden rannan läheisyyteen ollessa alle kymmenen vuotta. Vettä virtaa ruhjeesta pintaan, minkä vuoksi on mahdollista, että Palolammen ja avolouhosten vettä voi purkautua lähteinä Petkellahden pohjois- ja koillispuolelta.



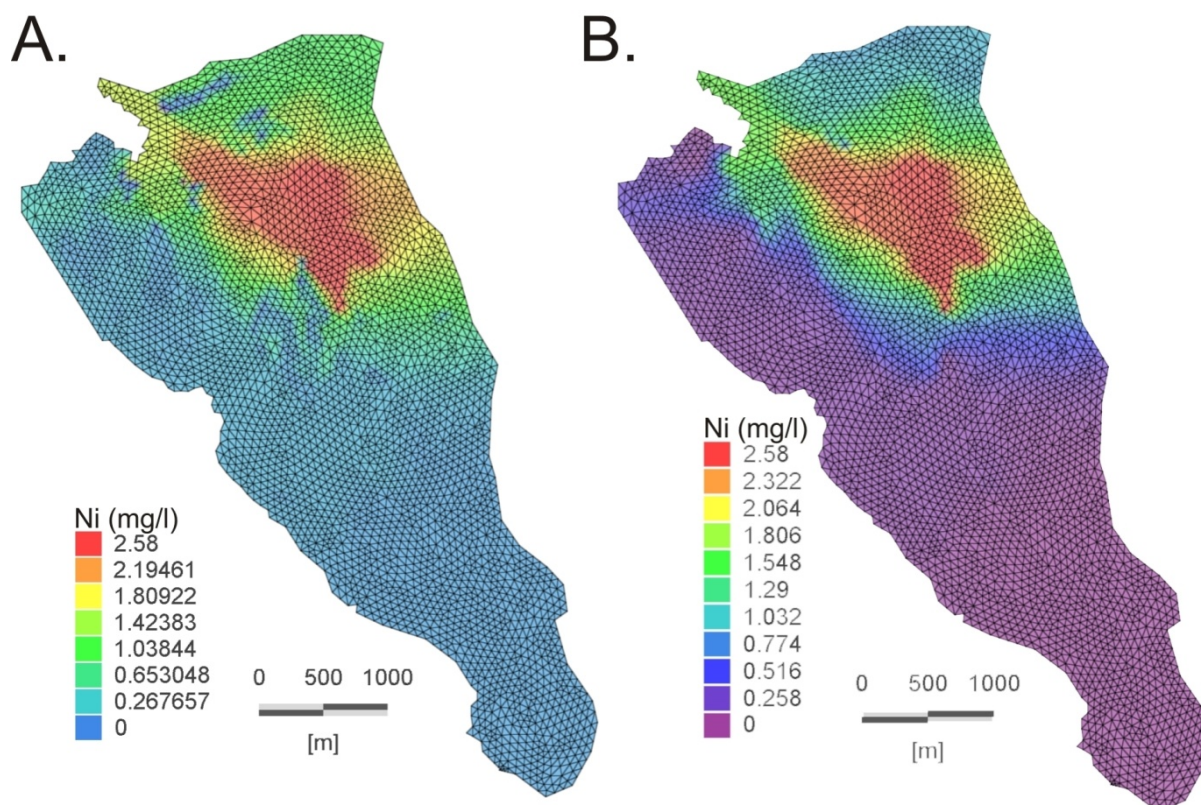
Kuva 32. Veden kulkeutumisreitit ja -ajat Palolammesta, Asuntotalon ja Pajamalmin louhoksista sekä sivukivialueelta. Kuvan katse-lusuunta on luoteeseen yläviistosta. Mallinnettavien partikkelien lähtöpisteet on merkitty keltaisilla ympyröillä.

Rikastushiekka-allas on yksi merkittävimmistä päästölähteistä Luikonlahden kaivosalueella. Altaan päästöt muodostuvat suotovesistä, jotka osittain kierrätetään rikastamon kautta takaisin rikastushiekka-altaalle sekä purkuvesipäästöistä Heinälammen ja Kylmäpuron kautta Luikonlahteen. Rikastushiekka-altaalta vettä voi virrata lähinnä maaperän ja kallioperän yläosan pohjavetenä Petkellahden suuntaan. Kulkeutumisnopeudet rikastushiekka-altaalta ympäristöön ovat kuitenkin huomattavasti hitaammat kuin muista mallinnetuista päästölähteistä. Virtausmallinnuksen perusteella vettä ei kulkeudu sadassa vuodessakaan kuin pieneltä osin ruhjevyöhykkeeseen asti ja näin ollen sen vaikutukset ovat rajattuja kaivosalueelle ja sen lähiympäristöön. Rikastushiekka-altaan alle on mallinnettu ruhjevyöhyke, jonka hydrauliset ominaisuudet ovat samat kuin Petkellahden pohjukasta kaakkoon kulkevalla ruhjevyöhykkeellä. Virtausmallinnuksen mukaan rikastushiekka-altaalta suotautuvaa vettä pääsee käymään ruhjevyöhykkeessä, mutta se ei lähde kulkeutumaan ruhjetta pitkin. Kai- rausten mukaan rikastushiekka-altaan pohjalla on ylikonsolidoitunutta turvetta ja silttiä, joiden vedenjohtavuus on pienempi kuin virtausmallinnuksessa käytetty maaperän vedenjohtavuuden arvo. Näin ollen voidaan alustavasti arvioida että mahdollisuus veden ja siinä liukoisena olevien haitta- aineiden kulkeutumiselle rikastushiekka-altaalta sen alapuolista ruhjevyöhykettä pitkin kaivosalu- een ulkopuolelle on pieni. Tarkempi arvio vaatisi kuitenkin huomattavan määrän lisätutkimuksia ruhjevyöhykkeen sijainnista ja hydraulisista ominaisuuksista sekä tarkemman mallintamisen.



Kuva 33. Veden kulkeutumisreitit ja -ajat rikastushiekka-altaalta (keltaiset ympyrät) ympäristöön.

Kulkeutumismallinnuksessa havainnollistettiin nikkelin kulkeutumista rikastushiekka-altaalta sekä Heinälammen pohjaveteen. Tarkastelussa nikkelin havaittiin kulkeutuvan rikastushiekka-altaalta Petkellahden suuntaan sekä maaperän pohjaveden että kallioperän ruhjevyöhykkeen pohjaveden mukana (Kuva 34.). Mallinnustarkastelun perusteella Petkellahteen kulkeutuvan pohjaveden nikkelipitoisuus on noin 1,8 mg/l, joka on reilusti suurempi kuin vedenlaadun seurannassa mitatut pitoisuudet (0,006 mg/l). Koska kulkeutumismalli on vielä keskeneräinen sekä laskentaverkon että parametrisoinnin osalta, malli ei pysty laskemaan nikkelin pidättymistä oikein. Pidättyminen parametrisoitiin mallinnuksessa Kd-arvon avulla, mutta tässä tapauksessa se ei riitä kuvaamaan nikkelin pidättymistä maaperään. Heinälammen pohjaveteen kulkeutuvat nikkelipitoisuudet ovat alhaisia. Veden laadun seurannan perusteella Heinälammen suunnasta kulkeutuukin haitta-aineita ympäristöön lähinnä pintavesien mukana. Mallin epätarkkuuden vuoksi nikkelille mallinnettuja pitoisuuksia ei voida pitää luotettavina, eikä niitä tule käyttää riskinarvioinnissa. Muiden alueella tehtyjen tutkimusten perusteella kulkeutumisuuksia voidaan kuitenkin pitää todennäköisinä.



Kuva 34. Nikkelin mallinnetut pitoisuudet ja kulkeutuminen maaperän pohjavedessä (A.) ja kallioperän pohjavedessä (B.). Mallin epätarkkuuden vuoksi nikkelipitoisuudet ovat yliarvioituja, mutta kulkeutumissuuntia voidaan pitää todennäköisinä.

5.3.4 Johtopäätökset

Kaivosalueiden pohjaveden virtausmallinnuksen avulla voidaan arvioida merkittävimmät pohjaveden virtausreitit ja sijoittaa pohjaveden laadun tarkkailua oikeisiin paikkoihin. Kulkeutumismallinnuksen avulla voidaan havainnollistaa haitta-aineiden pitoisuuksia ja ennustaa niiden muutoksia virtausreiteillä. Hydrogeologisen rakenteen tunteminen on ensiarvoisen tärkeää, jotta virtausmallista saadaan luotettava. Alueesta riippuen riittävän aineiston kasaaminen hydrogeologista mallia varten voi olla kallista, erityisesti jos havaitaan pohjaveden virtausta myös kalliassa tai ruhjevyöhykkeissä. Näiden tutkiminen vaatii tarkkoja geofysiikan mittauksia sekä syvien pohjavesiputkien asentamista ja niistä tehtäviä pitkäkestoisia hydraulisia mittauksia. Monissa tapauksissa yksinkertaistettu hydrogeologinen malli saattaa olla riittävä päävirtauksien ja kulkuaikojen mallintamiseen. Mallit tulisi kuitenkin aina kalibroida ja verifioida maastosta kerättyä aineistoa vastaan.

6 TERVEYSRISKINARVIOINTI

Virpi Kollanus (THL) ja Hannu Komulainen (THL)

Tämä arviointi kuvaa Luikonlahden kaivosalueen lähiympäristössä esiintyvistä metalleista alueen asukkaille aiheutuvaa terveysriskiä. Asukkaiden altistuminen ympäristön metalleille on arvioitu ympäristöstä mitattujen metallipitoisuuksien perusteella. Arvioinnin tuloksena saadaan laskennallisesta metallialtistumisesta aiheuttava terveysriskitaso. Riskinarvio ei sisällä hengitysteitse saatua metallialtistumista (pöly, pienhiukkaset), koska edustavaa tietoa hengitettävän pölyn metallipitoisuuksista Luikonlahden kaivosalueen lähiympäristössä ei ollut saatavilla.

Ihmisten altistumisen arviointiin ja laskentaan on käytetty MINERA-hankkeen altistumisenarviointimallia, joka on käytettävissä internetissä Opasnetin MINERA-osiossa. Altistumisen laskennan periaatteet on kuvattu myös MINERA-hankkeen loppuraportissa (Kauppila, T. et al. (toim.) 2013). Riskien kuvaukseen on käytetty periaatteita, joita MINERA-mallissa suositellaan käytettäväksi (Kauppila, T. et al. (toim.) 2013).

6.1 Haitta-ainepitoisuudet Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen ympäristössä

Ihmiset voivat altistua kaivos- ja rikastamotoiminnasta ympäristöön kulkeutuville haitta-aineille ilman, maaperän, pohja- ja pintavesien sekä paikallisten ravintotuotteiden välityksellä. Toiminnassa olevan kaivosalueen ympäristöterveysriskiä arvioitaessa arvioinnin tulisi aina perustua mitattuun tietoon eri väliaineissa esiintyvistä haitta-ainepitoisuuksista. Tämä terveysriskinarviointi perustuu Luikonlahden entisen ja nykyisen kaivos- ja rikastamotoiminnan vaikutusalueella tehtyihin ympäristötutkimuksiin. Arvioinnissa on käytetty ensisijaisesti MINERA-hankkeen yhteydessä kerättyä aineistoa. Niiltä osin kun mittauksia ei ole ollut saatavilla, on osa mahdollisista altistumisreiteistä jouduttu jättämään arvioinnin ulkopuolelle.

Luikonlahden kaivos- ja rikastamoaluetta ympäröi maa- ja metsätalousalueet. Lähin asuinkiinteistö sijaitsee n. 400 metrin päässä rikastushiekka-alueen länsipuolella. Lähimmät taajama-alueet ovat Luikonlahti (2 km länsi-lounaaseen) ja Kaavi (12 km länteen). Alle viiden kilometrin etäisyydellä kaivosalueesta sijaitsee 217 asuin- ja lomarakennusta (Kylälahti Copper Oy 2012).

6.1.1 Ilma

Luikonlahden nykyisestä rikastustoiminnasta aiheutuu hiukkaspäästöjä ilmaan murskauksesta, kuljetuksista, sekä rikastushiekka-alueen pölyämisestä. Hiukkaspäästöjen mukana kulkeutuu ilmaan myös erilaisia kemiallisia haitta-aineita, lähinnä metalleja. Ilman kautta leviävillä aineilla voidaan altistua suoraan ilmaa hengittämällä sekä kuiva- ja märkälasseuman myötä muiden ympäristön väliaineiden kautta. Alueelta ei kuitenkaan ole saatavilla ilman haitta-aineiden pitoisuusmittauksia, joten suoraa hengitysteiden kautta tapahtuvaa altistumista ei voitu arvioida. Laskeuman välityksellä tapahtuva altistuminen tulee kuitenkin arvioida muiden altistumisreittien yhteydessä.

6.1.2 Maaperä

Maaperässä oleville haitta-aineille voidaan altistua suoraan joko maa-aineksen nielemisen tai iho-kontaktin yhteydessä. Suorasti altistutaan pääsääntöisesti maaperän pintakerroksessa oleville aineille, joskin esimerkiksi maanrakennustoimien yhteydessä voidaan satunnaisesti altistua myös sy-

vemmissä maakerroksissa oleville aineille. MINERA-hankkeen yhteydessä on määritetty vuosina 2010-2011 Luikonlahden kaivosalueella ja sen lähiympäristössä maaperässä esiintyviä metallipitoisuuksia. Varsinaisella kaivosalueella pintamaan humuskerroksessa esiintyvät pitoisuudet ovat useiden metallien kohdalla moninkertaisia Suomessa maaperän humuksissa keskimäärin todettuihin pitoisuuksiin verrattuna. Väestön altistumisen kannalta olennaista on kuitenkin kaivosalueen lähiympäristössä ja siten mahdollisilla asuin- ja virkistysalueilla esiintyvät pitoisuudet, jotka ovat pääsääntöisesti pienempiä kuin kaivosalueella. Kaivosalueen lähiympäristössä suurimmat pitoisuudet ylittävät useiden metallien osalta valtioneuvoston asetuksessa 214/2007 (ns. PIMA-asetus) määritetyn maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin kynnysarvon (taulukko 39). Kynnysarvo on pitoisuus, jonka ylittyessä metallin pitoisuus maaperässä on jo epänormaali, ja maaperän pilaantuneisuus tulisi arvioida. Korkeimmat pitoisuudet eivät kuitenkaan yhdenkään metallin kohdalla ylitä PIMA-ohjeistuksessa (Reinikainen 2007) esitettyä, terveysperusteisesti määritettyä suurinta hyväksyttävää pitoisuutta (SHPTer), jota on käytetty asetuksen ohjearvojen asettamiseen. Mediaanipitoisuudet jäävät kaikkien metallien osalta myös kynnysarvon alapuolelle

Taulukko 39. PIMA-asetuksessa (214/2007) ja -ohjeistuksessa annettu kynnysarvo ja terveysperusteinen suurin hyväksyttävä pitoisuus (SHPTer) maaperän metallipitoisuuksille sekä Luikonlahden kaivosalueen lähiympäristön (kaivosalue pois lukien) maaperän humuksesta mitatut pitoisuudet.

	Kynnysarvo	SHPTer	Luikonlahti, mg/kg dw	
	mg/kg	mg/kg	Mediaani	Maksimi
Antimoni	2	9	0.05*	0.26*
Arseeni	5	424	2,68	24
Elohopea	0,5	43	0.15*	0.39*
Kadmium	1	25	0,41	1,09
Koboltti	20	590	6,6	32,6
Kromi (3+)	100	3190	43,4	315
Kupari	100	>10 000	53,1	417
Lyijy	60	212	30,9	62,2
Nikkeli	50	1190	32,2	152
Sinkki	200	>10 000	76,2	187
Vanadiini	100	436	28,5	135

*sisältää mittauksia kaivosalueelta

6.1.3 Pohjavesi

Pohjaveteen kulkeutuneille haitta-aineille voidaan altistua, mikäli pohjavettä käytetään talousvetenä. Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalue ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella. Lähin vedenhankinnan kannalta tärkeä alue, Marianvaaran pohjavesialue (820410, I-lk), sijaitsee 10,5 km kaivosalueelta koilliseen (Kylylahti Copper Oy 2012). Kaivosalueen läheisyydessä on kuitenkin yksityisiä kaivoja, joita saatetaan käyttää talousveden ottamiseen. Tämä arviointi perustuu kaivosalueen läheisyydessä olevista kaivoista MINERA-hankkeen yhteydessä vuosina 2010-2011 tehtyihin mittauksiin. Näytteitä otettiin kahdeksasta talousveden ottamiseen soveltuvasta kaivosta. Mittausten maksimipitoisuudet sekä kaikista kaivoista todettujen keskimääräisten pitoisuuksien mediaanipitoisuus on esitetty taulukossa 40. Pitoisuudet edustavat siten keskimääräistä altistumista kaivovesistä. Tutkituissa kaivoissa aineiden pitoisuudet eivät pääsääntöisesti ylitä talousvedelle asetettuja laatuvaatimuksia tai -suosituksia (STM 461/2000). Nikkelin osalta suurin mitattu pitoisuus (30,4 µg/l) on kuitenkin 1.5-kertainen raja-arvoon verrattuna.

Taulukko 40. Talousveden kemialliset laatuvaatimukset ja -suositukset (STM 461/2000) sekä Luikonlahden kaivosalueen läheisyydessä olevista kaivoista mitatut aineiden pitoisuudet (alkuaineiden osalta liukoiset pitoisuudet).

Laatuvaatimus µg/l	Laatusuositus µg/l	Luikonlahti, µg/l	
		Mediaani	Maksimi
5		0,018	0,06
10		0,095	0,38
1000		7,7	22
1		n/a	n/a
1500		<100	<100
5		0,03	0,06
n/a		0,35	9,42
50		0,37	1,16
2000		2,12	8,8
10		0,045	0,27
20		17,3	30,4
50 000		3260	11 500
10		0,25	0,59
n/a		4,34	36
n/a		0,18	0,59
	200	17,1	67,1
	250 000	1590	5500
	50	1,15	14
	200 000	2938	5350
	200	15	40
	250 000	12158	48700

6.1.4 Pintavesi

Pintavesissä oleville haitta-aineille voidaan altistua uimisen yhteydessä suoraan joko veden nielemisen tai ihokontaktin välityksellä. Lisäksi pintaveden haitta-aineille altistutaan, jos vettä käytetään pesuvetenä esimerkiksi saunassa (kesämökki). Suoraa altistumista tapahtuu pääsääntöisesti vesistön pintakerroksissa, muutaman metrin syvyydessä esiintyville haitta-aineille. Pintavesiin liittyvä terveysriskinarviointi perustuu Petkellahdella (näytepiste 1A) ja Luikonlahdella (pisteet 3A ja 5) vuosien 1998-2011 velvoitetarkkailussa mitattuihin pitoisuuksiin. Taulukossa 41 on esitetty pintakerroksesta (1 m syvyys) ja alusvedestä (17-21 m syvyys) havaitut mediaani- ja maksimipitoisuudet sen mitauspisteen osalta, jossa haitta-aineen suurin mitattu pitoisuus on esiintynyt. Altistumisen arviointi perustuu siten näistä vesistä yhdistettyyn tietoon, kuvastamaan keskimääräistä tilannetta. Metallipitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia Petkellahdella kuin Luikonlahdella. Ainoastaan arseenin osalta korkein pitoisuus on todettu Luikonlahdella pisteessä 3A. Haitta-aineet sijaitsevat pääasiassa syvällä alusvesissä. Pintakerroksessa pitoisuudet ovat huomattavasti alhaisempia, eikä mittauspisteiden välillä ole merkittäviä eroja. Pintavesille ei ole määritetty metalleja koskevia terveysperusteisia ohjearvoja.

Taulukko 41. Luikonlahden kaivosalueen läheisistä järvivesistä mitatut sulfaatin ja metallien kokonaispitoisuudet.

	<u>Pintavesi, µg/l</u>		<u>Alusvesi, µg/l</u>	
	Mediaani	Maksimi	Mediaani	Maksimi
Sulfaatti ^a	910	34 000	355 000	460 000
Arseeni ^b	<2	3	5	46
Koboltti ^a	<2	3	40	54
Kromi (3+) ^a	<2	3	<2	8
Kupari ^a	<2	2	<2	4
Mangaani ^a	52	160	3200	4200
Nikkeli ^a	4	13	70	120
Rauta ^a	530	1000	18 000	27 000
Sinkki ^a	<10	30	92	220

a=Petkellahti 1A, b=Luikonlahti 3A

6.1.5 Paikalliset ravintotuotteet

Elinympäristön haitta-aineille voidaan altistua välillisesti paikallisten ravintotuotteiden, esimerkiksi vihannesten, juuresten, marjojen, sienten, kalan tai riistan kautta. Kasviksiin ja sieniin haitta-aineet voivat kulkeutua joko maaperästä juurten kautta tai ilmasta kuiva- ja märkälasseuman mukana. Eläinperäisiin tuotteisiin paikalliset haitta-aineet kulkeutuvat puolestaan pääsääntöisesti eliöiden ravinnon kautta. Esimerkiksi vesistöjen sedimentteihin varastoituneet aineet voivat päätyä kaloihin pohjaeläinravinnon välityksellä. Haitta-aineet voivat kulkeutua kaloihin myös suoraan vedestä kildusten kautta. MINERA-hankkeessa määritettiin vuonna 2010 Luikonlahden kaivos- ja rikastamo-alueella ja sen läheisyydessä ruokasienissä esiintyviä metallipitoisuuksia (Makkonen et al. 2013). Taulukossa 42 on esitetty sienistä mitatut mediaani- ja maksimipitoisuudet. Aineiden mediaanipitoisuudet eivät olennaisesti eroa sienistä muualla Suomessa tausta-alueilla havaituista pitoisuuksista. Kaivosalueen välittömässä läheisyydessä esiintyvät maksimipitoisuudet ovat kuitenkin huomattavasti korkeampia, ja esimerkiksi suurin mitattu kadmiumpitoisuus on komission asetuksessa (EY)

N:o 1881/2006 ja sen muutoksessa (EY) N:o 629/2008 elintarvikeseinille säädetyn kadmiumin enimmäismäärän tasolla (1 mg/kg fw).

Taulukko 42. Luikonlahden kaivosalueen ja sen lähiympäristön ruokasienistä mitatut metallipitoisuudet.

	<u>Ruokasienet, mg/kg fw</u>	
	Mediaani	Maksimi
Antimoni	1,1*	6,7
Arseeni	0,017	0,19
Kadmium	0,065	1
Koboltti	0,015	0,22
Kromi (3+)	0,015	0,49
Kupari	2,5	14,1
Lyijy	0,006	0,22
Nikkeli	0,1	0,36
Sinkki	7,7	20,4
Vanadiini	n/a	0,02

*Keskiarvo

Sienitutkimusten lisäksi Luikonlahden ympäristöstä on mitattu ahventen ja haukien arseeni- ja nikkelipitoisuuksia (Kylälahti Copper Oy, YVA-selostus). Kalat pyydettiin Luikonlahdelta Kylmäpuron edustalta, jonne rikastustoiminnan vesipäästöt pääasiallisesti kulkeutuvat. Vuosina 2003-2007 kaikkien pyydettyjen kalojen (7 kpl) arseeni- ja nikkelpitoisuudet jäivät alle määritysrajan 0.1 mg/kg fw (tuorepainoa). Vuonna 2010 kalojen (4 kpl) arseenipitoisuus vaihteli välillä 0.03-0.08 mg/kg fw, mikä on samalla tasolla kuin muualla Suomessa järvi- ja merikaloista havaitut pitoisuudet. Nikkelipitoisuus jäi alle määritysrajan 0.05 mg/kg fw.

6.2 Paikallisen väestön altistuminen metalleille

6.2.1 Arvioinnin lähtökohdat

Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen ympäristössä esiintyvien haitta-ainepitoisuuksien terveysperusteisen tarkastelun lisäksi terveysriskinarvioinnissa määritettiin paikallisen väestön päivittäistä altistumista useiden metallien osalta. Altistumistaso määritettiin niille metalleille, joiden korkein mitattu pitoisuus maaperän humuskerroksessa kaivosalueen lähiympäristössä ylittää maaperän piilaantuneisuuden arvioinnille säädetyn kynnysarvon. Näitä metalleja on todennäköisimmin levinnyt kaivosalueen päästöistä ympäristöön.

Altistumisen arvioinnissa mallinnettiin metallien keskimääräinen päivittäinen saanti pitkäaikaisen (1 vuosi) altistumisen yhteydessä. Arvioinnissa määritettiin altistuminen paikallisista altistumislähteistä sekä kokonaisaltistuminen, joka huomioi sekä paikalliset lähteet että tavanomaisen ravinnosta saatavan tausta-altistumisen. Altistumistaso laskettiin aikuiselle ja pienelle, noin 3-vuotiaalle, lapselle. Altistuvien henkilöiden oletettiin asuvan kaivosalueen välittömässä läheisyydessä, ottavan talousvetensä yksityisestä kaivosta, käyttävän alueen järviä aktiivisesti virkistystoiminnassa sekä kuluttavan paljon paikallisia ravintotuotteita. Altistuminen on tällöin todennäköisesti suurinta.

Arviointiin sisällytettiin ne altistumisen väliaineet, joille oli saatavilla eri metallien pitoisuusmittauksia (taulukko 43). Talousveden, maaperän ja pintaveden osalta huomioitiin altistumisreitteinä ruuansulatuskanava ja iho.

Taulukko 43. Arvioinnissa huomioon otetut altistumisreitit.

	Ilma	Talousvesi	Maaperä	Pintavesi	Ravintotuotteet
Arseeni		x	x	x	Sienet, kala
Kadmium		x	x		Sienet
Koboltti		x	x	x	Sienet
Kromi (3+)		x	x	x	Sienet
Kupari		x	x	x	Sienet
Lyijy		x	x		Sienet
Nikkeli		x	x	x	Sienet, kala
Sinkki		x	x	x	Sienet
Vanadiini		x	x		Sienet

Paikallisista lähteistä tulevan altistumisen osalta määritettiin keskimääräinen altistumistaso sekä korkein mahdollinen altistumistaso. Arvioinnissa käytettiin taulukoissa 39-42 esitettyjä metallipitoisuuksia. Arvio keskimääräisestä altistumisesta perustuu mediaanipitoisuuksiin ja arvio korkeimmasta mahdollisesta altistumisesta suurimpiin mitattuihin pitoisuuksiin elinympäristössä. Jos mitattu pitoisuus oli alle määritysrajan, käytettiin laskennassa arvoa, joka oli puolet määritysrajasta. Pintavesien osalta keskimääräisen altistumisen arvioinnissa käytettiin veden pintakerroksesta todettujen pitoisuuksien mediaaniarvoa. Korkeimman mahdollisen altistumisen arvio perustuu alusvesistä mitattuihin maksimipitoisuuksiin. Väestön altistuminen järvien alusvesissä oleville haitta-ainepitoisuuksille on epätodennäköistä, mutta pitoisuuksien soveltaminen on perusteltua kun tavoitteena on määrittää vesistön virkistystoimintaan liittyvää ns. worst case -altistumistasoa.

Muiden paikallisen altistumisen mallinnuksessa tarvittavien parametrien oletusarvot on esitetty taulukossa 44. Samoja oletusarvoja sovellettiin sekä keskimääräisen että korkeimman mahdollisen altistumistason arvioinnissa. Kokonaisaltistumisen arvioinnissa sovelletut metallien päivittäiset taustasaannit, eli ravinnon mukana tuleva tavanomainen saanti muista kuin paikallisista lähteistä, on esitetty taulukossa 45. Ellei erillistä mainintaa ole, samaa arviota on sovellettu aikuisten ja lasten altistumisen arvioinnissa.

Taulukko 44. Arvioinnissa käytetyt altistumisparametrien lähtöarvot.

Parametri	Yksikkö	Aikuinen	Lapsi (3-vuotias)
Altistumisperiodin pituus	d	365	365
Kehon paino	kg	70	15
Ihon pinta-ala	cm ²	17900	6400
Juomaveden kulutus	l/d	0,7	0,2
Altistumistiheys, juomavesi	d/periodi	365	365
Niellyn maa-aineksen määrä	g/d	0,05	0,1
Maa-aineksen kiinnittyminen iholle	mg/cm ² /d	0,25	0,25
Maa-ainekselle altistuvan ihon osuus		0,05	0,2
Altistumistiheys, maa-aines	d/periodi	255	255
Iholta maakontaktin yhteydessä imeytyvä osuus (metallit)		0,01	0,01
Sienten kokonaiskulutus	kg/d	0,05	0,025
Paikallisten sienten osuus kokonaiskulutuksesta		0,3	0,3
Kalan kokonaiskulutus	kg/d	0,1	0,05
Paikallisen kalan osuus kokonaiskulutuksesta		0,2	0,2
Peseytymiseen kuluva aika	h/d	0,25	0,25
Altistumistiheys, pesuvesi	d/periodi	365	365
Peseytyessä vedelle altistuvan ihon osuus		1	1
Uudessa niellyn pintaveden määrä	ml/uintikerta	50	50
Uintikerran kesto	h/uintikerta	0,25	0,25
Altistumistiheys, pintavesi	uintikerta/periodi	30	30
Uudessa pintavedelle altistuvan ihon osuus		1	1
Ihon läpäisevyys haitta-aineelle vesikontaktin yhteydessä			
Koboltti	cm/h	0,0004	0,0004
Lyijy	cm/h	0,0001	0,0001
Nikkeli	cm/h	0,0002	0,0002
Sinkki	cm/h	0,0006	0,0006
Muut metallit	cm/h	0,001	0,001

Taulukko 45. Metallien päivittäinen taustasaanti.

	Taustasaanti µg/kg/vrk	Lähde
Arseeni (epäorgaaninen)	Aikuinen 0.35, Lapsi 0.90	EFSA 2009
Kadmium	Aikuinen 0.22, Lapsi 0.73	EFSA 2012
Koboltti	0,3	Baars, ym. 2001
Kromi (3+)	1	Baars, ym. 2001
Kupari	30	Baars, ym. 2001
Lyijy	Aikuinen 0.74, Lapsi 1.8	EFSA 2010
Nikkeli	2,9	WHO 2005
Sinkki	300	Baars, ym. 2001
Vanadiini	0,3	Tiesjema & Baars 2009

6.2.2 Altistuminen

Lasten laskennallinen altistuminen metalleille on huomattavasti korkeampi kuin aikuisten, metallista riippuen 2-9 -kertainen (taulukko 46). Suurempi altistuminen johtuu siitä, että lapset ovat suhteellisesti enemmän kontaktissa elinympäristön väliaineiden ja siten myös haitta-aineiden kanssa. Sekä lasten että aikuisten kohdalla paikallisista lähteistä keskimäärin aiheutuva altistuminen on kuitenkin vähäistä taustasaantiin suhteutettuna. Paikallisten lähteiden osuus kokonaisaltistumisesta on lapsilla kaikkien metallien osalta alle 34% ja aikuisilla alle 6%. Teoreettinen korkein mahdollinen paikallisista lähteistä aiheutuva altistumistaso on huomattavasti keskimääräistä suurempi, metallista ja altistuvan henkilön iästä riippuen 2-16 -kertainen keskimääräiseen tasoon verrattuna. Maksimaalisessa altistumistasossa paikallisten lähteiden merkitys kokonaisaltistumisessa luonnollisesti myös nousee ja muodostuu merkittäväksi (40-70%) erityisesti lasten kadmium-, koboltti-, kromi- ja vanaadiinialtistumisissa.

Taulukko 46. Metallien päivittäinen saanti paikallisista lähteistä sekä kokonaissaanti (paikalliset lähteet ja taustasaanti).

	<u>Paikalliset lähteet, µg/kg/d</u>		<u>Kokonaissaanti, µg/kg/d</u>	
	Keskimääräinen	Korkea	Keskimääräinen	Korkea
Aikuinen				
Arseeni	0,02	0,08	0,37	0,43
Kadmium	0,01	0,22	0,23	0,44
Koboltti	0,01	0,16	0,31	0,46
Kromi (3+)	0,03	0,28	1	1,3
Kupari	0,57	3,3	30,6	33,3
Lyijy	0,02	0,08	0,76	0,82
Nikkeli	0,22	0,48	3,1	3,4
Sinkki	1,7	4,8	302	305
Vanadiini	0,02	0,08	0,32	0,38
Lapsi				
Arseeni	0,06	0,28	1	1,2
Kadmium	0,03	0,53	0,76	1,3
Koboltti	0,04	0,41	0,34	0,71
Kromi (3+)	0,22	1,8	1,2	2,8
Kupari	1,5	9,2	31,5	39,2
Lyijy	0,15	0,42	2	2,2
Nikkeli	0,5	1,4	3,4	4,3
Sinkki	4,3	11,7	304	312
Vanadiini	0,15	0,67	0,5	1

Eri altistumisreittien merkitys paikallisessa kokonaisaltistumisessa vaihtelee huomattavasti metallista riippuen (taulukko 47). Tämä heijastelee metallien ympäristökuoleutumisessa olevia eroja, mutta osittain myös sitä, että arvioinnissa huomioon otetut altistumisreitit eri metallien osalta vaih-

telivat jonkin verran saatavilla olleesta mittausaineistosta riippuen (ks. taulukko 43). Kadmiumin, kuparin ja sinkin kohdalla valtaosa laskennallisesta paikallisesta altistumisesta aiheutuu ravintosien-ten kulutuksesta. Maa-aineksen tahaton nieleminen on puolestaan suhteellisesti merkittävä altistu-misreitti lyijylle, kromille, koboltille ja vanadiinille. Nikkelin osalta korostuu kaivoveden käyttö juomavetenä ja arseenin osalta paikallisten kalojen syönti. Paikallisen ravinnon kautta tulevan altis-tumisen suhteen on huomioitava, että arvioinnin kohdehenkilöiden oletettiin kuluttavan paljon pai-kallisia sieniä (aikuiset 5.5 kiloa ja lapset 2.8 kiloa vuodessa) ja kalaa (aikuiset 7.3 kiloa ja lapset 3.7 kiloa vuodessa).

Taulukko 47. Eri altistumisreittien suhteellinen osuus paikallisista lähteistä saatavasta keskimääräi-sestä kokonaisaltistumisesta. RSK = ruuansulatuskanava.

	Talousvesi RSK	Talousvesi Iho	Maaperä RSK	Maaperä Iho	Pintavesi RSK	Pintavesi Iho	Sienet RSK	Kala RSK
Aikuinen								
Arseeni	4%	0,03%	6%	0,3%	0,3%	0,02%	17%	72%
Kadmium	2%	0,01%	1%	0,1%			96%	
Koboltti	34%	0,1%	32%	2%	1%	0,02%	32%	
Kromi (3+)	13%	0,1%	73%	3%	0,2%	0,02%	11%	
Kupari	4%	0,02%	5%	0,2%	0,01%	0,001%	91%	
Lyijy	3%	0,002%	86%	4%			7%	
Nikkeli	79%	0,1%	7%	0,3%	0,1%	0,002%	10%	3%
Sinkki	3%	0,01%	2%	0,1%	0,02%	0,001%	95%	
Vanadiini	9%	0,1%	71%	3%			17%	
Lapsi								
Arseeni	2%	0,02%	21%	1%	0,5%	0,02%	14%	61%
Kadmium	1%	0,01%	5%	0,2%			93%	
Koboltti	10%	0,03%	69%	3%	1%	0,01%	17%	
Kromi (3+)	2%	0,02%	91%	3%	0,1%	0,004%	3%	
Kupari	2%	0,01%	16%	1%	0,02%	0,001%	81%	
Lyijy	0,4%	0,0003%	94%	3%			2%	
Nikkeli	51%	0,1%	33%	1%	0,2%	0,002%	11%	4%
Sinkki	1%	0,01%	8%	0,3%	0,03%	0,001%	90%	
Vanadiini	2%	0,01%	90%	3%			5%	

6.2.3 Terveysriskin kuvaus ja johtopäätökset

Ei-karsinogeeniset terveysvaikutukset

Ei-karsinogeenisten haittavaikutusten riski Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen lähiympäris-tössä asuvassa väestössä määritettiin laskemalla metallialtistumista koskeva vaaraosamäärä (hazard quotient, HQ; $HQ = \text{saanti}/\text{TDI}$), eli suhteuttamalla arvioitu saanti turvalliseksi katsotun saannin viitearvoon (tolerable daily intake, TDI). Arvioinnissa sovellettiin PIMA-ohjeistuksessa (Reinikai-nen 2007) annettuja viitearvoja (Taulukko 48). Kun vaaraosamäärä ≤ 1 , on haittavaikutusten ilme-

neminen epätodennäköistä. Jos vaaraosamäärä > 1 , ovat vaikutukset mahdollisia. Turvallisen saannin viitearvon ylittyminen ei kuitenkaan automaattisesti tarkoita haittavaikutusten ilmenemistä, sillä viitearvot sisältävät aina jonkin suuruuden turvamarginaalin varsinaisiin toksisiksi todettuihin altistumistasoihin.

Taulukko 48. Terveysriskin arvioinnissa sovelletut metallien turvallisen päivittäisen saannin viitearvot.

	TDI µg/kg/d
Arseeni	1
Kadmium	0,5
Koboltti	1,4
Kromi (3+)	5
Kupari	140
Lyijy	1,8
Nikkeli	50
Sinkki	500
Vanadiini	9

Koboltti, kromi, kupari, nikkeli, sinkki ja vanadiini

Sekä paikallinen että kokonaisaltistuminen koboltille, kromille, kuparille, nikkelille, sinkille ja vanadiinille on aikuisilla ja lapsilla selkeästi turvalliseksi katsotun altistumisen viitearvon alapuolella (taulukko 49). On siis epätodennäköistä, että näistä metalleista aiheutuisi Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen läheisyydessä asuvalle väestölle haitallisia ei-karsinogeenisiä terveysvaikutuksia.

Arseeni

Arseenista ei aiheudu aikuisille ei-karsinogeenisten terveysvaikutusten riskiä. Lasten osalta arseenin kokonaisaltistumiselle määritetty HQ ylittää arvon 1 (1.18). Ylitys aiheutuu kuitenkin käytännössä siitä, että arvioitu arseenin taustasaanti on jo hyvin lähellä TDI-arvoa. Paikallisista lähteistä aiheutuva laskennallinen altistuminen lisää lasten kokonaisaltistumista vain vähän. MINERA-mallin riskikuvauksessa ohjeistetaan, että vaaraosamäärän ylittäessä arvon 1 riski tulisi kuvata tarkemmin määrittämällä todellinen turvamarginaali (margin of safety, MOS) haitalliseksi tiedettyyn altistumistasoon ($MOS = NOEL / \text{altistuminen}$, $NOEL = \text{no observed adverse effect level}$). Arseenin NOEL-arvo ei-karsinogeenisille vaikutuksille ihmisissä (ihon hyperpigmentaatio, keratoosiratoosi, verisuonivaikutukset) suun kautta saatuna on $0,8 \mu\text{g/kg/d}$ (EPA, IRIS-tietokanta). Lapset eivät ole arseenille herkempiä kuin aikuiset, joten aikuisten NOEL-arvoa voidaan käyttää lapsille aiheutuvan riskin kuvaukseen. Tätä NOEL-arvoa soveltaen MOS lasten korkeimmalle mahdolliselle arseenin kokonaisaltistumiselle on 0.66, eli turvamarginaalia ei laskennallisesti jää. Suomessa altistutaan porakaivojen juomavedestä kuitenkin huomattavasti suuremmille arseenipitoisuuksille kuin tässä esitetyt kokonaissaannit ovat, eikä arseeniin liittyviä iho-oireita ei ole veden käyttäjille raportoitu. On siten todennäköistä, että lasten kokonaisaltistus ei merkittävästi lisää ei-karsinogeenisten haittavaikutusten riskiä, vaikkakin turvamarginaalia täysin haitattomana pidettävään altistumiseen

ei ole. Joka tapauksessa Luikonlahden kaivosalueen vaikutus arseenialtistumiseen ja ei-karsinogeenisten terveysvaikutusten riskiin on pieni, koska riski liittyy ensisijassa arseenin taustasaantiin muista lähteistä. Koska arseeni on karsinogeeninen aine, arseenin saantiin liittyvää terveysriskiä on syytä arvioida ensisijaisesti syöpäriskin perusteella.

Lyijy

Lyijystä ei aiheudu aikuisille ei-karsinogeenisten terveysvaikutusten riskiä. Lasten osalta lyijyn kokonaistaltistumiselle määritetty HQ on kuitenkin suurempi kuin 1 (keskimääräiselle kokonaissaannille $HQ = 1.08$ ja suurimmalle mahdolliselle kokonaissaannille $HQ = 1.23$), eli oletettu turvallisen saannin viitearvo ylittyy. Lyijy on haitallista erityisesti lapsille, eikä lasten turvallista saantia lyijylle tiedetä. Täysin turvalliseksi katsottua altistumistasoa ei ole ehkä lainkaan mahdollista määrittellä. Siten lyijylle ei ole myöskään löydettävissä yleisesti hyväksyttyä NOAEL-arvoa, eikä MOS-tarkastelua voida tehdä. Lyijyn osalta luotettava terveysriskinarviointi voidaan tehdä verestä mitattuun lyijypitoisuuteen perustuen. Tällaisia mittauksia ei ole kuitenkaan saatavilla. Lyijyn laskennallinen kokonaissaanti lapsilla ylittää TDI-arvon kuitenkin vain hieman, joten kokonaissaantiin liittyvä terveysriski ei todennäköisesti ole merkittävä. Lisäksi on olennaista huomioda, että Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen vaikutus ihmisten lyijyaltistumiseen ja terveysriskiin on pieni. Mahdollinen lapsille koituva terveysriski aiheutuu ensisijassa lyijyn taustasaannista muista kuin paikallisista lähteistä. Paikallisista lähteistä merkittävin altistumisreitti lapsille on maa-aineksen tahaton nieleminen. Maaperän keskimääräinen lyijypitoisuus ei kuitenkaan ylitä maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnille määritettyä kynnsarvoa, joten lyijystä ei voida katsoa aiheutuvan merkittävää paikallista ei-karsinogeenistä terveysriskiä.

Kadmium

Kadmiumista ei aiheudu aikuisille ei-karsinogeenisten terveysvaikutusten riskiä. Lasten osalta korkein mahdollinen paikallinen saanti kadmiumille kuitenkin hieman ylittää turvalliseksi katsotun altistumistason ($HQ=1,05$). Kokonaissaannin osalta sekä keskimääräinen ($HQ=1.53$) että korkea ($HQ=2.51$) arvioitu saanti ylittävät TDI-arvon. Turvamarginaali (MOS) ravinnon mukana saatavalle pitkäaikaiselle kadmiumaltistumiselle määritettyyn NOAEL-arvoon $10 \mu\text{g/kg/d}$ (U.S. EPA, IRIS-tietokanta) on lapsilla eri altistumisskenaarioissa seuraava: paikallisista lähteistä aiheutuva keskimääräinen saanti: $MOS=333$, paikallisista lähteistä aiheutuva korkein mahdollinen saanti: $MOS=19$; keskimääräinen kokonaissaanti: $MOS=13$, sekä korkein mahdollinen kokonaissaanti: $MOS=7.7$. Laskennassa käytetty NOAEL-arvo perustuu ihmisiä koskevaan tietoon (munuaistoksisuus, proteiinien lisääntynyt erityys virtsaan), eikä lasten ole todettu olevan aikuisia herkempiä kadmiumin haitta-vaikutuksille. Siten turvamarginaalia 10 terveydelle haitalliseen altistumistasoon voidaan pitää riittävänä. Lasten korkeimpaan mahdolliseen kokonaissaantiin liittyvä MOS on hieman tätä tasoa pienempi, mutta se voidaan katsoa hyväksyttäväksi. Riskiestimaatin luotettavuutta ja edustavuutta tarkasteltaessa tulee ottaa huomioon, että kadmiumin laskennallinen paikallinen saanti aiheutuu pääasiassa ravintosienten kulutuksesta. Sienten kulutus on lapsilla oletettu kohtalaisen suureksi (2.8 kiloa vuodessa), joten saantiarvio todennäköisemmin yli- kuin aliarvioi todellista altistumista. Jos sienä käytetään oletettua vähemmän, on myös turvamarginaali terveydelle haitalliseen altistumistasoon suurempi. Lisäksi tulee huomioda, että sienistä mitattu korkein kadmiumpitoisuus on 15-kertainen mediaanipitoisuuteen verrattuna, ja se todettiin kaivosalueelta otetusta näytteestä. Sienten kerääminen varsinaiselta kaivosalueelta on kuitenkin epätodennäköistä, joten keskimääräinen altistumistaso kuvaa todennäköisemmin todellista paikallisten sienten suurkuluttajalle aiheutu-

vaa kadmiumaltistumista. Ruokasienten keräämistä kaivoksen välittömästä läheisyydestä on syytä kuitenkin välttää

Taulukko 49. Metallien keskimääräiselle ja korkeimmalle mahdolliselle altistumiselle määritetty vaaraosamäärä (HQ).

	<u>Paikalliset lähteet</u>		<u>Kokonaissaanti</u>	
	Keskimääräinen	Korkea	Keskimääräinen	Korkea
Aikuinen				
Arseeni	0,02	0,08	0,37	0,43
Kadmium	0,03	0,45	0,47	0,89
Koboltti	0,01	0,12	0,22	0,33
Kromi (3+)	0,01	0,06	0,21	0,26
Kupari	0,004	0,02	0,22	0,24
Lyijy	0,01	0,05	0,42	0,46
Nikkeli	0,004	0,01	0,06	0,07
Sinkki	0,003	0,01	0,6	0,61
Vanadiini	0,002	0,01	0,04	0,04
Lapsi				
Arseeni	0,06	0,28	0,96	1,18
Kadmium	0,07	1,05	1,53	2,51
Koboltti	0,03	0,29	0,25	0,5
Kromi (3+)	0,04	0,35	0,24	0,55
Kupari	0,01	0,07	0,23	0,28
Lyijy	0,08	0,23	1,08	1,23
Nikkeli	0,01	0,03	0,07	0,09
Sinkki	0,01	0,02	0,61	0,62
Vanadiini	0,02	0,07	0,05	0,11

Karsinogeeniset terveysvaikutukset

Altistumisen arviointiin sisällytetyistä metalleista arseeni ja sen epäorgaaniset yhdisteet, kadmium ja sen yhdisteet sekä nikkeliyhdisteet ovat tunnettuja karsinogeeneja ihmiselle. Nikkelin ja kadmiumin ei ole kuitenkaan todettu aiheuttavan syöpää ruuansulatuskanavan kautta altistuttaessa, joten näiden osalta ei arvioida syöpäriskitasoa. Arseeni on sen sijaan hengitystiealtistuksen lisäksi syöpävaarallinen suun kautta saatuna (erityisesti juomaveden arseeni), joten arseenin osalta arvioidaan myös syöpäriskitaso. Arvioinnissa sovellettiin juomaveden kautta saatavalle arseenin elinikäiselle altistumiselle määritettyä syöpäriskin annosvastetta 1.5 per mg/kg/d (U.S. EPA, IRIS-tietokanta), koska valtaosa laskennallisesta arseenialtistumisesta saadaan suun kautta. Annosvaste koskee arseenin epäorgaanisia yhdisteitä.

Paikallisista lähteistä aiheutuva aikuisten keskimääräiseen arseenialtistumistasoon (Taulukko 46) liittyvä syöpäriski on 3.3×10^{-5} ja korkeaan altistumistasoon liittyvä syöpäriski 1.2×10^{-4} (Taulukko 50). Lasten altistumisen osalta ei määritetä syöpäriskitasoa, sillä syöpäriski liittyy elinikäiseen altis-

tumiseen, ja lapsuusjakso koko elinikään suhteutettuna on lyhyt. Arseenin kokonaissaantiin liittyvä laskennallinen syöpäriski on aikuisten keskimääräisellä altistumistasolla 5.5×10^{-4} ja suurella altistumistasolla vain hieman tätä suurempi, 6.5×10^{-4} (Taulukko 50). Kokonaisaltistumiseen liittyvä syöpäriski on siten 5-10 -kertainen verrattuna paikallisista altistumlähteistä aiheutuvaan syöpärisktiin. Kokonaissaantiin liittyvä riskitaso edustaa ihmisten todellista suun kautta saatuun arseeniin liittyvää syöpäriskiä kaivosalueen ympäristössä.

Elinikäistä syöpäriskiä 10^{-5} (1 lisäsyöpä 100 000 altistuvaa kohden) pidetään vielä yleisesti hyväksyttävänä syöpäriskitasona. Arseenin kokonaissaantiin liittyvät riskitasot (keskimääräinen kokonaissaanti: 5.5 lisäsyöpää 10 000 altistuvaa kohti, korkea kokonaissaanti: 6.5 lisäsyöpää 10 000 altistuvaa kohti) edustavat jo kohonnutta syöpäriskiä. Arseenin kokonaissaannin osalta keskeisin altistumlähde on kuitenkin taustasaanti, eli arseenin saanti muusta kuin paikallisesta ravinnosta. Paikallisista lähteistä Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen lähiympäristössä tuleva keskimääräinen arseenialtistuminen ei merkittävästi lisää suun kautta saatuun arseeniin liittyvää syöpäriskiä (3.3 lisäsyöpää 100 000 altistuneelle elinaikana). Paikallisista lähteistä aiheutuvaan korkeimpaan mahdolliseen saantitasoon liittyvä laskennallinen syöpäriski (1,2 lisäsyöpää 10 000 altistuneelle) edustaa jo selvästi kohonnutta syöpäriskiä.

Syöpäriskiä arvioitaessa on olennaista tarkastella keskimääräistä elinikäistä altistumistasoa, jolloin relevantin altistumisarvio on aikuisen keskimääräinen altistumistaso. Valtaosa laskennallisesta keskimääräisestä arseenialtistumisesta Luikonlahden ympäristössä aiheutuu paikallisen kalan syönnistä. Arseenin pitoisuus paikallisissa kaloissa ei kuitenkaan eroa muualla Suomessa todetuista pitoisuuksista. Kaloissa arseeni myös esiintyy yleensä pääasiallisesti vähemmän toksisessa orgaanisessa muodossa (arseenibetaini) (EFSA 2009). Epäorgaanisille arseeniyhdisteille ja juomavedelle määritetty annosvaste siten todennäköisesti yliarvioi ravinnon kautta saatavaan arseenialtistumiseen liittyvää syöpäriskiä. Siten Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen lähiympäristössä paikallisista lähteistä peräisin oleva arseeni ei todennäköisesti merkittävästi lisää suun kautta saadun arseenin aiheuttamaa syöpäriskiä.

Taulukko 50. Aikuisten arseenialtistumiselle määritetty syöpäriski.

	Paikalliset lähteet	Kokonaissaanti
Keskimääräinen	0,00003	0,00056
Korkea	0,00012	0,00065

6.2.4 Terveysriskinarvioon liittyvät epävarmuudet

Terveysriskinarviointi sisältää aina epävarmuutta sekä altistumiseen että haitta-aineiden toksisuuden liittyen. Niiden ympäristön väliaineiden osalta, joille paikallista mittausaineistoa oli saatavilla, altistumisen arvio perustuu pääosin kattavaan ja viimeaikaiseen tietoon Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen lähiympäristön tilasta. Paikallisissa kaloissa esiintyvien metallipitoisuuksien osalta mittausaineisto oli kuitenkin suppea, ja sitä oli saatavilla ainoastaan arseenin ja nikkelin osalta. Kaivovesiin liittyen on syytä huomioda, että haitta-ainepitoisuudet voivat vaihdella huomattavasti yksittäisten kaivojen välillä. Kaivostoiminnan vaikutusalueella sijaitsevien kaivojen talousvesikäytöön liittyviä terveysriskejä tulisi siten yleisen riskinarvioinnin lisäksi tarkastella tarvittaessa aina myös kaivokohtaisesti. Lisäksi tulee muistaa, että erityisesti vihannekset, juurekset ja metsämarjat

voivat olla suhteellisesti merkittävä paikallinen altistumisreitti. Näille ei ollut kuitenkaan saatavilla metallien pitoisuusmittauksia. Näiltä osin laskennallinen paikallisista lähteistä saatava altistuminen on siten aliarvio. Muiden altistumislaskennassa tarvittavien parametrien osalta on pyritty käyttämään arvoja, jotka kuvaavat keskimääräistä kohtuullisen runsasta altistumista paikallisille ympäristön väliaineille. Tältä osin altistumisarviota voidaan pitää riittävän turvallisena joitakin harvinaisia poikkeuksia lukuun ottamatta (esim. lasten PICA-oireyhtymä, jossa lapsi saattaa syödä maa-ainesta huomattavasti normaalia korkeampia määriä). Kokonaisaltistumisen suhteen suurin epävarmuus liittyy kaikkien metallien kohdalla arvioon tavanomaisesta taustasaannista. Arvioinnissa sovelletut saantiarviot ovat kansainvälisistä tutkimuksista, joten niiden edustavuus suomalaisille on luonnollisesti epävarmaa. Arseenin, kadmiumin ja lyijyn osalta arviot perustuvat kuitenkin ainakin osittain myös suomalaiseen aineistoon. Lisäksi riskinarvioinnin tuloksia tulkittaessa on syytä muistaa, että haitta-aineiden toksisuuteen liittyy aina jonkin verran epävarmuutta. Riskinarvio perustuu tältä osin kuitenkin parhaaseen saatavilla olevaan tietoon ja yleisesti hyväksyttyihin kansainvälisiin toksisuusarvoihin.

Altistumisen arvioinnissa ei ole huomioitu mahdollista hengitystiealtistumista lähinnä ilman pienhiukkasten mukana kulkeutuville metalleille. Hengitystiealtistuminen ei yleensä merkittävästi lisää metallien kokonaissaantia elimistöön (elimistöön imeytyvä osuus keuhkoista, systeemiset vaikutukset). Ilman pienhiukkasiin liittyvällä haitta-ainealtistumisella on kuitenkin myös paikallinen vaikutus hengitysteissä. Näitä vaikutuksia ei kuitenkaan ollut mahdollista arvioida ilmanlaadun mittausaineiston puuttuessa.

Toteutetun arvioinnin tärkein tehtävä oli testata ja demonstroida MINERA-riskinarviointimallia todellisessa kaivosympäristössä. Tuotettu terveystriskinarvio kuvastaa hyvin metallialtistumiseen liittyvää terveystriskiä Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueen lähiympäristössä. Edellä mainituista puutteista johtuen toteutettua arviointia ei pidä kuitenkaan ottaa lopullisena ja tarkkana metallialtistumiseen liittyvänä ympäristöterveystriskinarviona Luikonlahden kaivos- ja rikastamoympäristöstä. Riskinarviota on kuitenkin mahdollista tarpeen vaatiessa täydentää lisätiedon avulla. Tässä esitetty riskinarvio ei myöskään huomioi muita kaivosympäristön mahdollisia ympäristöterveydellisiä altisteita (mm. mahdolliset muut haitta-ainepäästöt, pienhiukkaspäästöt, melu), joten se ei edusta terveystriskinarviota kaikkiin mahdollisiin kaivoksen päästöihin liittyen.

7 EKOLOGINEN RISKINARVIOINTI

Sari Makkonen (UEF), Katariina Koikkalainen (Rabboll Finland Oy) ja Greta Waissi-Leinonen (UEF)

MINERA-hankkeen loppuraportissa (Kauppila T. ym. 2013) on esitelty riskinarviointimalli metallikaivosten vesi-, sedimentti- ja maaympäristöjen ekologisten riskien arvioimiseen. Arvioinnin periaatteet on kuvattu myös internetissä, Opatnetin MINERA-osiossa. Luikonlahden tapaustutkimuksen tarkoituksena oli testata MINERA –hankkeen ekologista riskinarviointimallia ja havainnollistaa käytännössä arvioinnin vaiheittaista etenemistä.

Luikonlahden kaivosympäristön ekologisen riskinarvioinnin vaiheittainen menettely on esitelty vesi-, sedimentti- ja maaympäristölle erikseen. Riskinarviointi selvityksissä annetaan kohteen ekologisessa riskinarvioinnissa käytetyt vesistöjen, sedimenttien ja maaperän havaintopisteet sekä niistä kerättyjen näytteiden mitatut alkuainepitoisuudet ja arvioinnissa tarvittavat muut fyysikaaliset ja ke-

mialliset tekijät. Myös alueen ominaisuudet ja ekologinen tila on kuvattu olemassa olevien tietojen perusteella. Ekologisessa riskinarvioinnissa tarkasteltiin pääasiassa ympäristön metallipitoisuuksia. Perusarviointi tehtiin kaikille metalleille ja tarkennettu riskinarviointi kohdennettiin niihin metalleihin, joiden pitoisuudet ympäristössä mahdollisesti aiheuttivat vaaraa eli ylittivät ympäristölle asetetun hyväksyttävän pitoisuuden.

7.1 Vesistöjen ekologinen riskinarviointi

Luikonlahden pintavesien ekologinen riskinarviointi tehtiin vaiheittaisen arviointimenettelyn mukaan. Perusarvioinnissa järvi- ja purovesien mitattuja metallipitoisuuksia verrattiin asetettuihin ympäristölaatuunormeihin (AA-EQS -arvot) ja taustapitoisuuksiin. Jos metallin pitoisuus vedessä ylitti asetetun ympäristölaatuunormin, riskinarviointia tarkennettiin. Mikäli yleistä $PNEC_{vesi}$ -arvoa ei ollut valmiina saatavilla, kyseiselle metallille johdettiin yleinen $PNEC_{vesi}$ -arvo käyttämällä vesiympäristön haitattomia pitoisuuksia (NOEC -arvoja) kolmelta eri ravintoketjutasolta: perustuottajat (levät), kuluttajat (hyönteiset) ja kalat. Jos riskiluvut edelleen ylittivät yhden, tarkennettua riskinarviota parannettiin tekemällä yleiselle $PNEC$ -arvolle biosaatavuuskorjaus vastaamaan paremmin kohdekohtaista haitatonta pitoisuutta.

7.1.1 Valuma-alueen tarkastelu ja vesistöjen laatu

Petkellahden vesistön metallikuormittuneisuus on peräisin lähinnä aikaisemmasta kaivostoiminnasta (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy 2012) ja nykyinen metallikuormitus tulee Palolammesta laskevasta Myllypurosta (Mäkinen 2004 GTK raportti). Palo- ja Myllypuron valumavesiä käsitellään kalkkipadolla, ilmastusportaikolla sekä kosteikkopuhdistamoilla (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy 2012). Luikonlahden vesistöä kuormittaa kaivoksen jätevedet, jotka juoksutetaan Heinälammesta Kylmäpuron kautta Luikonlahteen. Kylmäpuro laskee lähelle Luikonlahden vesistöhavaintopistettä LUI3A. Vuonna 2011 jätevesienjuoksutusta oli yhteensä 871 400 m³ ja jätevedet sisältävät muun muassa kohonneita pitoisuuksia rautaa, nikkeliä ja arseenia. Muutoin Luikonlahteen laskee sen valuma-alueelta pääasiassa pieniä purovesiä sekä Rauvanjoen vesistöalueen vedet. Lahti on yhteydessä Rikkaveteen ja Ohtaansalmen kautta Juojärveen. (Vuosiylhteenveto 2011).

Petkellahden ja Luikonlahden vesistöt ovat ominaisuuksiltaan erilaisia vesistötyyppejä: Petkellahti on ravinteikas ja ruskeavetinen kun taas Luikonlahti on kirkasvetinen ja karu (Taulukko 51). Jo pelkästään vesistöjen erilaiset fysikaaliset ja kemialliset piirteet viittaavat metallien erilaiseen biosaatavuuteen. Palolampi ja Petkellahti pysyvät koko ajan kerrostuneina ja pohja on hapeton ympäri vuoden. Tämä tekee pohjaeläimien ja muiden eliöiden elinolosuhteet vaikeaksi ja Petkellahden on havaittakin olevan pohjaeläimistöltään erittäin köyhä (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry 2006).

Järvien luokittelussa vesistön laatumuuttujista tärkeimpiä ovat kokonaistyyppi ja – fosfori, orgaanisen aineksen osuus sekä klorofylli-a:n määrä. (Vuori ym. 2009). Kokonaistypen, – fosforin ja klorofylli a:n perusteella järvet voidaan luokitella eri rehevyystasolle taulukon 51 mukaan (Heikkinen & Väisänen 2007). Taulukossa 52 on esitetty vuosien 2006-2012 Hertta-tietokannan aineistoista koottu Petkellahden ja Luikonlahden vedenlaatuominaisuudet, jotka vaikuttavat keskeisesti vesistön rehevyyteen. Luikonlahti on karu järvi, jossa kokonaistyyppi jää alle 400 µg/L ja kokonaisfosfori alle 15 µg/L. Klorofylli-a vaihtelee havaintopisteiden välillä 4-6,02 µg/L ja alimmat arvot ovat kaukaisimmilta havaintopisteiltä, jossa kuormitus ei vaikuta yhtä paljon kuin järven pohjoispään havainto-

pisteillä. Petkellahti on lievästi rehevän tai rehevän tasolla, missä kokonaistyyppi ja –fosfori ovat yli 400 µg/L ja yli 15 µg/L sekä klorofylli-a yli 8 µg/L.

Veden orgaaninen aines ilmoitetaan liuenneena orgaanisena aineena (DOM) sekä hiukkasmaisessa muodossa olevana orgaanisena aineena (POM). Vesiäytteen humuksen määrä (DOC_{appr}) voidaan arvioida veden väriluvun perusteella: väriluku 6,6 mg Pt/L vastaa noin 1 mg/L humusta (Särkkä 1996). Luikonlahti luokitellaan mesohumoosiseksi eli ruskeavetiseksi ja humuspitoiseksi veden väriluvun (40–80 mg Pt/L) ja näkösyvyyden (1,25–3,5 m) perusteella. Petkellahden alue ja Retunen ovat puolestaan polyhumoosisia eli erittäin runsashumuksisia (> 80 mg Pt/L) (Taulukko 52).

Taulukko 51. Järvien eri rehevyystasoille määritetyt raja-arvot (Forsberg & Ryding 1980).

Rehevyystaso	N (µg/L) ¹	P (µg/L) ¹	Klorofylli-a (µg/L)
Karu	< 400	< 15	< 3
Lievästi rehevä	400-600	15-25	41093
Rehevä	600-1500	25-100	14793
Ylirehevä	> 1500	> 100	> 40

¹ Kokonaispitoisuus

Taulukko 52. Luikonlahden (LUI) ja Petkelahden (PE) vedenlaatutiedot esitettynä avovesikauden keskiarvoina (Hertta-tietokanta 2006-2012). Veden humuspitoisuus DOC_{appr} (mg/L) on veden väriluvun perusteella laskennallisesti määritetty arvo.

Havainto-piste	Näkö-syvyys (m)	pH	O ₂ (mg/L)	P (µg/L) ¹	N (µg/L) ¹	Väriluku (mg/L Pt)	DOC _{appr} (mg/L)	Klorofylli-a (µg/L)
PE1A	1,60	6,46	3,27	15,5	878,3	360	54,6	8,27
PE1	1,69	6,21	6,38	18,0	492,4	114	17,3	8,23
LUI2	2,80	6,71	6,50	14,0	391,0	43,6	6,61	6,02
LUI3	3,00	6,64	7,66	8,78	407,7	38,1	5,77	5,34
LUI3A	3,05	6,67	7,20	8,97	383,8	38,1	5,77	4,36
LUI4	2,69	6,61	5,80	11,6	361,7	43,2	6,55	5,01
LUI5	3,17	6,69	8,07	7,98	374,3	37,8	5,72	4,56
LUI7	3,02	6,77	8,01	7,67	381,7	40,0	6,06	4,00

¹ Kokonaispitoisuus

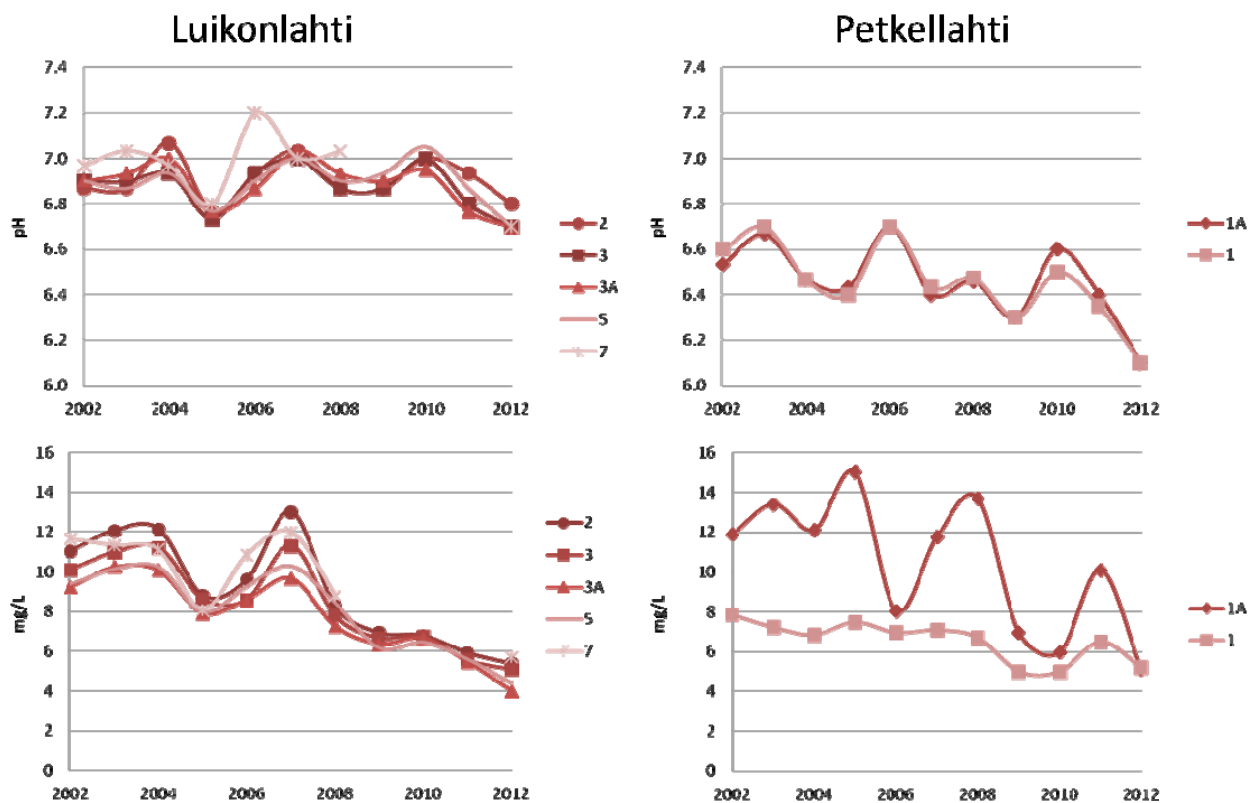
Veden puskurikapasiteetti ja happamuus

Luikonlahden vesien alkaliniteetista ei ollut saatavilla tietoja, joten vesistön happamoitumista arvioitiin tarkastelemalla pinta- ja pohjakerroksen pH:n muutoksia ja sulfaattipitoisuuksia. Kuvissa 35

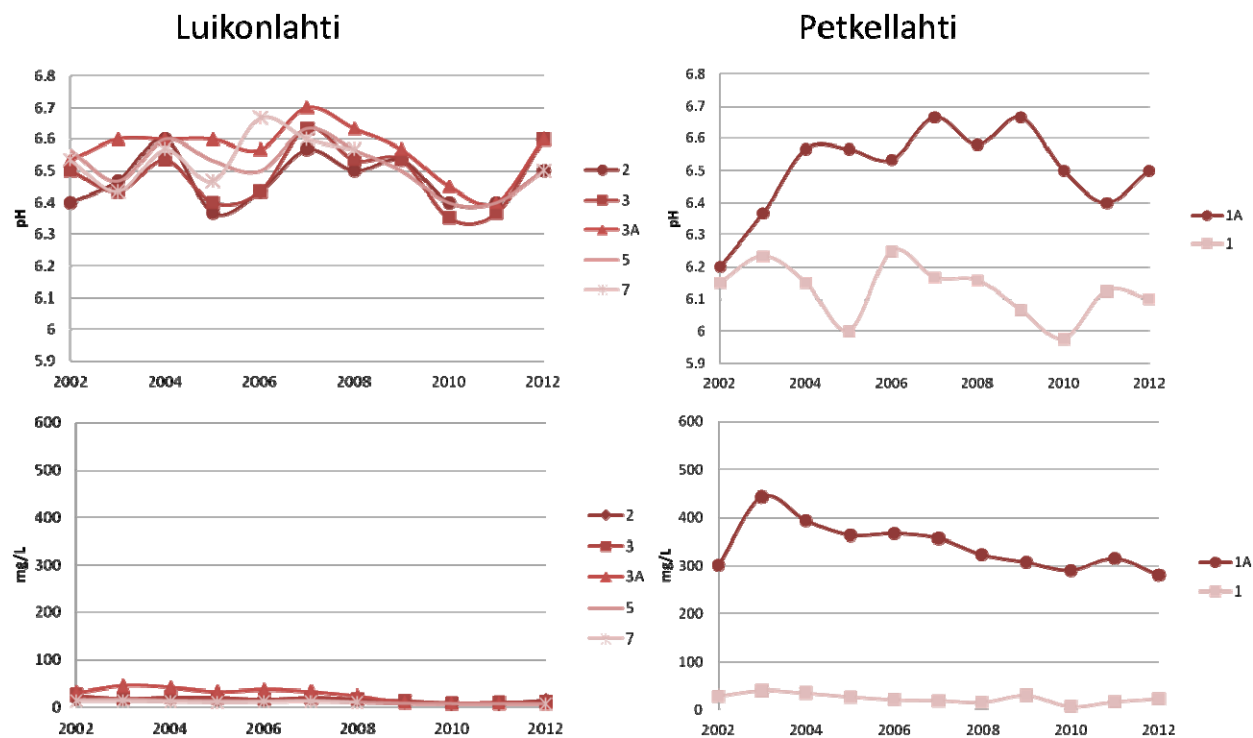
ja 36 on esitetty Luikonlahden ja Petkellahden vuosien 2002-2012 sulfaattipitoisuudet ja pH arvot avovesikausien keskiarvoina, pinnanläheisestä vesikerroksesta 0-1 m syvyydeltä ja pohjanläheistä vesikerroksesta noin metri pohjan yläpuolelta (Hertta-tietokanta).

Luikonlahdessa pinnanläheisen vesikerroksen pH-arvot ovat laskeneet vuoden 2010 jälkeen, mutta pH oli vielä 6,7 lukemissa. Laskeva kehityssuunta pH-arvoissa viittaa mahdollisten happamoittavien yhdisteiden vaikutuksiin, mitkä mahdollisesti näkyisivät paremmin alkaliniteetissa. Pohjassa arvot ovat olleet yli pH 6,3 tasolla koko seurantakauden ja nousseet viime vuosina (pH 6,5-6,6). Vuoden 2007 jälkeen pH on laskenut kaikilla havaintopaikoilla, mutta on palautunut takaisin 6,5–6,6 tasolle viimeisimpien mittausten mukaan (Hertta -tietokanta). Petkellahdella pinnanläheisessä vesikerroksessa pH:n muutos on ollut laskeva ja alimmillaan se on noin 6,1. Petkellahden havaintopisteiden pH arvot ovat samankaltaisia. Sen sijaan pohjanläheisessä vesikerroksessa pH –arvot vaihtelevat havaintopaikkojen välillä. Havaintopisteen 1 pH -arvo on muihin Luikonlahden havaintopisteisiin verrattuna matala, vaihdellen välillä 5,9–6,3. Happamuus ei kuitenkaan viittaa puskurikyvyn alenemaan, sillä arvot ovat pysyneet neutraalin tasolla (Kuvat 35 ja 36).

Luikonlahden sulfaattipitoisuudet ovat pienentyneet vuosien 2002-2012 välillä kaikilla havaintopisteillä (Kuva35). Selvemmin kaivostoiminnan kuormitus näkyy havaintopisteen 3A pohjanläheisen vesikerroksen sulfaattipitoisuuksissa, jotka ovat olleet korkeita vuoden 2003 jälkeen, mutta laskeneet lähelle Suomen järvien tyypillistä tasoa. Petkellahden havaintoalueiden välillä voidaan nähdä eroja kuormittuneisuudessa pohjanläheisen vesikerroksen sulfaattipitoisuuden perusteella (Kuva 36). Havaintopaikka 1A:n sulfaattipitoisuus on moninkertainen verrattuna kaivosta lähempänä olevaan havaintopaikkaan 1. Pinnanläheisen vesikerroksen sulfaattipitoisuudet ovat pienempiä ja normaalien pitoisuuksien rajoissa molemmilla havaintopisteillä.



Kuva 35. Luikonlahden ja Petkellahten pinnanläheisen (0-1 m) vesikerroksen pH arvot ja sulfaattipitoisuudet (mg/ L) vuosina 2002–2012 (Herttatietokanta).



Kuva 36. Luikonlahden ja Petkellahden pohjanläheisen vesikerroksen pH arvot ja sulfaattipitoisuudet (mg/ L) vuosina 2002–2012 (Herttatietokanta).

Eliöstö

Luikonlahden ja Retusen vesistöistä on julkaistu eläinplanktontietoja vuodelta 2006 (Saarikari 2007) havaintopisteiltä Retunen 1A, Retunen 1, Luikonlahti 3A ja Luikonlahti 7. Sisävesien planktoneläimiä ovat rataseläimet (*Rotifera*), äyriäisiin kuuluvat vesikirput (*Cladocera*), keijuhankajalkaiset (*Calanoida*) sekä kyklooppihankajalkaiset (*Cyclopoida*). Alkueliöihin (*Protista*) kuuluvia eliöitä ovat esimerkiksi siimaeliöt ja ripsieläimet. Päälyysvedessä on havaittu kaikkiaan 16 äyriäiseläinplanktonlajia (mm. *D. cristata*, *D. longiremis* ja *D. galeata*), jotka olivat Luikonlahdella suurikokoisempia kuin Retusella. Kaikilla havaintopisteillä eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli alhainen (keskiarvo 23,5 mgC/m³). Myös kaikkien havaintopaikkojen, mutta erityisesti Retusen, alusveden eläinplanktonin kokonaisbiomassa oli erittäin pieni (havaintopisteiden keskiarvo 7,4 mgC/m³). Luikonlahden alusveden äyriäiseläin-planktonista vallitsevia lajeja olivat *Calanoida*-hankajalkaiset (*Eudiaptomus gracilis*, *E. graciloides*, *Eurytemora lacustris*, *Heterocope appendiculata*, *Limnocalanus macrurus*). Retusen havaintopaikoilla puolestaan kyklooppihankajalkaisten nauplius -vaiheiden suhteellinen osuus lajistosta oli suuri.

Luikonlahden levämäärää on tarkkailtu klorofylli-a pitoisuuden avulla, mutta kasviplanktonin lajimäärittäisiä ei ole tehty. Klorofylli-a on keskimäärin 6,3 µg/L Suomen järvissä (Särkkä 1996). Levämäärät Luikonlahdella (2,9–3,9 g/L) ja Petkellahdella (5,2–8,3 µg/L) viittaavat melko niukkaan levätuotantoon (Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy, 2011).

Luikonlahden ja Retusen kalojen metallipitoisuuksista on viimeisimmät tiedot vuodelta 2003 (Savo-Karjalan Vesiensuojeluyhdistys ry 2004). Arseeni- ja nikkelipitoisuudet hauen ja ahvenen lihassa olivat alle määrittäysrajan.

7.1.2 Luikonlahden järvi- ja purovesien riskinarvioinnissa käytetyt aineistot

Luikonlahden vesistöjen riskinarvioinnissa käytettiin Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy:n vuoden 2011 tarkkailuohjelman (LUI2, LUI3, LUI3A, LUI4, LUI5, LUI7) ja Petkellahden (PE1A, PE1) vesistöhavaintopaikoilta (Taulukko 53). Vesihavaintopisteet on esitetty Liitteen 2 kartassa. Riskinarviointiin sisällytettiin myös GTK:n keräämät purovesinäytteet (Taulukko 54). Luikonlahden kaivosalueella ja sen ympäristössä virtaavista puroista otettiin vesinäytteitä marraskuussa 2010 sekä touko-, syys- ja marras-/joulukuussa 2011. Tässä esitettyssä riskinarviossa keskityttiin ainoastaan vuonna 2011 kerättyihin näytteisiin.

Taulukko 53. Petkellahden ja Luikonlahden vesistöhavaintopaikat 2011 (Savo-Karjalanympäristötutkimus Oy, 2012).

Havaintopaikka	Koordinaatit	Kokonaissyvyys (m)
Retunen, PE1A	698247-443290	22
Retunen, PE1	698221-443210	21
Rikkavesi, LUI2	698012-443370	10

Rikkavesi, LUI3	697883-443462	19
Rikkavesi, LUI3A	697780-443552	18
Rikkavesi, LUI4	697547-443544	8,5
Rikkavesi, LUI5	697605-443668	21
Rikkavesi, LUI7	6974404-3591464	22

Taulukko 54. Luikonlahden purovesinäytteiden näytteenottopaikat 2011.

Näytepiste	Lisämääre
Lui 01	Kylmäpuro, juoksutuspadon alapuolelta
Lui 02	Heinälampi, läheltä Kylmäpuroa
Lui 03	Heinälammen E-padon alta
Lui 04	Heinälammen EL-padon alta
Lui 05	Heinälammen EL-padon alta
Lui 06	Kalkitusaseman alta
Lui 07	Rhk-altaan padon lounaiskulman alta
Lui 09 (pinta)	Pajamalmin avolouhos, pinta 1 m
Lui 09 (syvä)	Pajamalmin avolouhos, syvä 29 m
Lui 10	Puro Palolammesta Pajamalmin avolouhoksen kohdalta
Lui 11	Palolammesta laskeva puro, kalkkipadon yläpuolelta
Lui 12	Palolampi, läheltä Luusuaa
Lui 13	Avolouhos, (Asuntotalo)
Lui 14	Suurisuon kosteikolle etelästä tuleva puro, yläjuoksu
Lui 15	Suurisuon kosteikon purkuoja
Lui 17	Suurisuon kosteikolle kalkkiojaa tuleva vedet
Lui 18	Oja radan takana, yläjuoksu
Lui 19	Palopuro, Juuantien yläpuolella
Lui 20	Palopuro, Juuantien alapuolelta, ennen Myllypuron kosteikkoa

Lui 21	Myllypuro, kosteikon jälkeen
Lui 22	Myllypuro, ennen Petkellammesta tulevia puroja
Lui 23	Myllypuro, ennen Petkellahteen laskua
Lui 24	Petkelpuro, lammikon jälkeen
Lui 25	Petkelpuro, ennen lammikkoa
Lui 26	Petkelpuro, Juuan tien alapuoli (tierummun jälkeen)
Lui 27	Luikonlahteen laskeva puro, Heinälammen länsipuoli, laskukohta
Lui 29	Luikonlahteen laskeva puro, Heinälammen länsipuoli, radan yläpuoli
Lui 30	Luikonlahteen laskeva puro, Heinälammen länsipuoli, yläjuoksu
Lui 31	Kylmäpuro, lasku Luikonlahteen
Lui 33	Kylmäpuro, keskimäinen näyte soiden välistä
Lui 34	Luikonlahteen Heinälammen lounaisreunalta laskeva puro, Luikonlahden rannan läheltä
Lui 35	Luikonlahteen Heinälammen lounaisreunalta laskeva puro, radan E-puolelta
Lui 36	Luikonlahteen Heinälammen lounaisreunalta laskeva puro, radan P-puolelta, Mampselinkalliolta tulevat vedet

7.1.3 Metalliyhdisteiden riskin kuvaus pintavesille

Perusarviointi

Vaarasuhde vesistöjen metallipitoisuuksille laskettiin vertaamalla mitattua veden liukoista metallipitoisuutta ($PEC_{dissolved}$) asetettuun ympäristölaatunormiin:

$$RCR_{aq} = PEC_{dissolved} (\mu g/L) / AA_EQS (\mu g/L),$$

jossa

$$RCR_{aq} = \text{vaarasuhde}$$

$$PEC_{dissolved} = \text{veden liukoinen metallipitoisuus } (\mu g/L)$$

$$AA_EQS = \text{ympäristölaatunormi (aritmeettiseen vuosikeskiarvoon perustuva).}$$

Pintaveden metalleille on asetettu ympäristölaatunormeja ainoastaan kadmiumille, elohopealle, lyijylle ja nikkelille Valtioneuvoston asetuksessa vesi- ja ympäristöministeriön asetuksella (1022/2006, VESPA –asetus, muutoksia 868/2010). Arseenille, kromille, kuparille, raudalle ja sinkille sovellettiin Kanadan ympäristölaatunormeja pintavesien haitta-aineille (<http://ceqg->

rcqe.ccme.ca/) (Taulukko 55). Verrattaessa kohdekohtaisia pitoisuuksia ympäristölaatusnormeihin metallien ja metalliyhdisteiden luonnolliset taustapitoisuudet otettiin huomioon lisäämällä EQS – arvoon arvio luontaisesta taustapitoisuudesta (Taulukko 56). Arvioinnissa voidaan huomioida myös metallien biosaatavuuteen vaikuttavat tekijät kuten veden kovuus, pH tai muut veden laadun muuttajat.

Taulukko 55. Metallien ympäristölaatusnormit (µg/L) vesistöille (EU Direktiivi (2008/105/EY)¹/ Kanadan ympäristölaatu ohjeet (http://ceqg-rcqe.ccme.ca/²)

Metalli	Järjestysluku	CAS-numero	Hapetusluku	Ympäristön laatusnormi (µg/L) ¹	Ympäristön laatusnormi (µg/L) ²
Arseeni (As)	33	7440-38-2	(-3, 0, +3, +5)	-	5
Kadmium (Cd)	48	7440-43-9	(+2)	0,08/ 0,45	0,017
Koboltti (Co)	27	7440-48-4	(+2, +3)	-	-
Kromi (Cr)	24	7440-47-3	(+6, +3, +2)	-	(Cr+6) 1,0 / (Cr+3) 8,9
Kupari (Cu)	29	7440-50-8	(+2, +1)	-	2
Lyijy (Pb)	82	7439-92-1	(+2, +4)	7,2/-	-
Nikkeli (Ni)	28	7440-02-0	(+2, +3)	20/-	25
Rauta (Fe)	26	7439-89-6	(+2, +3, +4, +5)	-	300
Sinkki (Zn)	30	7440-66-6	(+2)	-	30

Taulukko 56. Kadmiumin, nikkelin ja lyijyn luontaisen taustapitoisuuden arvion sekä ympäristölaatusnormin summa (µg/L) (VESPA 868/2010).

Metalli	Vähähumuksiset (väriluku Pt < 30)	Humuksiset (väriluku Pt 30-90)	Runsashumuksiset (väriluku Pt > 90)
Kadmium	0,02 + 0,08 = 0,1	0,02 + 0,08 = 0,1	0,02 + 0,08 = 0,1
Nikkeli	1 + 20 = 21	1 + 20 = 21	1 + 20 = 21
Lyijy	0,1 + 7,2 = 7,3	0,2 + 7,2 = 7,4	0,7 + 7,2 = 7,9

Metallipitoisuudet Luikonlahden ja Petkellahden havaintoalueilla

Luikonlahden vesistöjen metallipitoisuustiedot olivat 2011 kevään ja syksyn mittaustuloksia (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy 2012). Petkellahden havaintopisteellä PE1A raudan, nikkelin ja sinkin pitoisuudet ylittivät ympäristölaatusnormit syvemmissä vesikerroksissa (10 m) ja pohjan lähiker-

roksessa. Myös sulfaatin pitoisuudet olivat korkeita pohjan läheisissä kerroksissa, mutta pinnassa ja havaintopaikassa PE1 pitoisuudet vastasivat Suomen järvien tavanomaista tasoa (Taulukot 57 ja 58). Petkellahden 1A havaintopisteen pohjan läheisyydessä veden sulfaatti-, mangaani- ja rautapitoisuudet olivat suuria, mikä viittaa mahdolliseen happamoitumisriskiin alueella. Kevät ja syyskauden rautapitoisuudet ylittivät Kanadan ympäristölaatunormin (300 µg/L) kaikissa syvyyksissä (Taulukot 57 ja 58). Vesistöjen metallipitoisuuksien ja ympäristölaatunormien suhteesta saadut riskiluvut on esitetty taulukossa 58.

Taulukko 57. Petkellahden vesistön sulfaatti- ja metallipitoisuudet avovesikaudelta 2011. (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy 2011).(* ei dataa)

Havaintopaikka	Näyte pvm	Syvyys (m)	SO ₄ (mg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Zn (µg/L)	Ni (µg/L)	As (µg/L)	Co (µg/L)
PE1A	7.4.2011	1	5,2	770	17	<10	<2	*	<2
		10	270	7400	2800	180	76	*	64
		20,1	330	14000	2600	220	87	*	53
PE1A	5.9.2011	1	15	380	100	11	6	*	<2
		10	280	11000	3000	150	64	*	60
		20	300	19000	3300	120	60	*	55
PE1	7.4.2011	1	4,7	730	14	<10	<2	*	<2
		10	15	1100	95	13	6	*	<2

		16,3	28	2300	1100	26	12	*	11
PE1	5.9.2011	1	8,3	410	120	<10	3	*	<2
		10	6,6	1000	160	<10	2	*	<2
		16	6,7	1900	1100	11	3	*	4

Taulukko 58. Ympäristölaatumormeilla laskettu vaarasuhde (RCR_{EQS}) Petkellahden vesistön sulfaatti- ja metallipitoisuuksien mediaani-, minimi- ja maksimiarvoille (mg/L tai µg/L) 2011.

Alkuaine	Raja-arvo EQS	Maksimi	Mediaani	Minimi
SO ₄	100 mg/L	3.3	0.2	0
Fe	300 µg/L	63.3	6.3	1.3
Zn	30 µg/L	7.3	0.4	0.2
Ni	21 µg/L	4.1	0.3	0

Luikonlahden vesistön sulfaattipitoisuus oli koko vesikerroksessa haitattomalla tasolla, mutta pohjanläheisessä vesikerroksessa rautapitoisuuden haitaton taso ylittyi kaikilla muilla havaintopisteillä paitsi pisteellä LUI5. Luikonlahdessa happamoitumisvaara ei ole yhtä suurta kuin Petkellahdessa. Havaintopisteen LUI2 arseenipitoisuus ylitti raja-arvon (5 µg/L) kolminkertaisesti syyskuun mittaus ajankohtana (Taulukko 59). Luikonlahden vesistön sinkki- ja nikkelpitoisuudet jäivät alle ohjearvojen (Taulukot 59 ja 60).

Taulukko 59. Luikonlahden vesistön sulfaatti- ja metallipitoisuudet avovesikaudelta 2011 (huhti-, kesä- ja syyskuu).

Havaintopaikka	Näyte pvm	Syvyys (m)	SO ₄ (mg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Zn (µg/L)	Ni (µg/L)	As (µg/L)
LUI2	7.4.2011	8,0	9,3	390	140	<10	5	<2
	28.6.2011	8,4	7,4	450	140	<10	4	3
	5.9.2011	8,0	4,8	6100	1300	<10	6	15
LUI3	7.4.2011	17,6	13	600	600	<10	6	<2
LUI3A	7.4.2011	16,4	11	550	200	<10	7	4

Mediaani	6.8	215	0.2	12.7	0.2	3.0	77.9	54.8	70050
Minimi	5.6	8.1	0.1	0.3	0.1	0.4	2.8	2.6	2780
Maksimi	7.9	1480	28.3	87.3	1.3	17.1	434.0	801.0	423500
<i>Syyskuu 2011</i>									
Mediaani	6.8	424	0.3	28.4	0.2	1.4	125.0	42.0	7170
Minimi	5.5	10.7	0.1	0.1	0.1	0.1	5.0	3.0	50
Maksimi	7.1	1430000	50.8	116.0	1.1	13.7	309	1670	454000
<i>Marras/joulukuu 2011</i>									
Mediaani	6.9	304	0.2	43.2	0.2	2.0	127	335	118000
Minimi	5.9	19	0.2	0.2	0.1	0.4	9.2	2.5	7490
Maksimi	7.4	163	7.8	122.0	0.7	13.9	407	1790	509000

Taulukko 62. Vesistöjen ympäristölaatumormeilla laskettu vaarasuhde (RCR_{EQS}) purovesien metallipitoisuuksien mediaani-, minimi- ja maksimiarvoille 2011. Nikkelin EQS –arvossa on huomioitu alueen taustapitoisuus (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy).

Ajankohta	As	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
<i>Toukokuu 2011</i>						
Mediaani	0.03	*	0.02	1.51	3.71	1.83
Minimi	0.02	*	0.01	0.18	0.13	0.09
Maksimi	5.66	*	0.15	8.55	20.7	26.7
<i>Syyskuu 2011</i>						
Mediaani	0.06	*	0.03	0.71	5.95	1.40
Minimi	0.02	*	0.01	0.03	0.24	0.10
Maksimi	10.2	*	0.13	6.85	14.7	55.7

Marras/joulukuu
2011

Mediaani	0.04	*	0.03	0.98	6.05	11.2
Minimi	0.03	*	0.01	0.21	0.44	0.08
Maksimi	1.55	*	0.08	6.95	19.4	59.7

7.1.4 Tarkennettu arviointi

Luikonlahdella veden metallipitoisuus ylitti ainoastaan arseenille säädetyn ympäristölaatunormin. Eliöt voivat altistua arseenille ravinnon, ihon tai kiduksien kautta, ja vesieliöistä lähinnä kasviplankton ja pohjaeläimet altistuvat eniten. Kasviplankton on erityisen altis arseenille, koska arseenia otetaan soluihin virheellisesti fosforin sijaan. Luikonlahden kalojen arseeni- ja nikkelipitoisuudet ovat olleet vuoden 2003 kalastaselvityksen mukaan alle raja-arvopitoisuuden (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojelunyhdistys ry 2003).

Luikonlahden pintaveden eliöreseptoreiksi valittiin viherlevät sekä vesikirppu (*Daphnia* sp.) ja kalalajeista toksisuustesteissä yleisemmin käytetty kirjolohi (*Oncorhynchus* sp.). Paikallisesta kalastosta on selvitetty metallipitoisuuksia hauen ja ahvenen kudoksista vuonna 2003 (Savo-Karjalan Vesiensuojeluyhdistys ry 2004). Pohjaeläimistä valittiin surviaissääskentoukka (*Chironomidae*). Luikonlahden runsaslukuisempia pohjaeläimiä ovat surviaissääski ja hernesimpukat. Ekotoksikologisten testien tunnuslajeja ovat surviaissääsken-toukkiin kuuluvat lajit *C. riparius*, *C. dilutus* ja *C. tentans*, joista toksisuustietoja löytyy runsaasti. Myös vesikirppu *D. magna* on keskeinen toksikologisten kokeiden tunnuslaji. Näiden tulosten perusteella pohjaeläin- ja planktonyhteisölle, sekä kalastolle aiheutuvaa riskiä tarkasteltiin vertaamalla veden mitattuja pitoisuustuloksia herkimpien lajien alimpaan haitattomaan pitoisuuteen (NOEC).

Veden metallipitoisuuksien vaaranarviointi tehtiin laskemalla trofiatasokohtaiset riskiluvut (RCR):

$$RCR_{\text{levät, äyriäiset, pohjaeläimet, kalat}} = PEC_{\text{aq}} / \text{NOEC}$$

jossa

PEC_{aq} = veden metallipitoisuus ($\mu\text{g/L}$)

NOEC = haitaton pitoisuus ($\mu\text{g/L}$).

Trofiatason riskiluvut (taulukko 63) laskettiin Luikonlahden ja Petkellahden pintavesien keskimääräisille metallipitoisuuksille ($\mu\text{g/L}$) käyttäen sekä alinta NOEC-arvo että geometristä NOEC keskiarvoa (taulukko 65). Tarkastelluista trofiatasoista äyriäisille voi aiheutua haittaa Petkellahden nikkeli- ja kuparipitoisuuksista ja leville veden sinkkipitoisuuksista. Purovesille ei vastaavaa arviota tehty ennen yleisen PNEC-arvon johtamista.

Taulukko 63. Riskiluvut ($RCR_{trofiat}$) eri trofiatasoille Luikonlahden ja Petkellahden avovesikauden 2011 keskimääräisille metallipitoisuuksille (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy¹, Hertta-tietokanta avovesikauden 2008²) $NOEC_{alin}$ ja $NOEC_{geomean}$ arvoilla laskettuna.

	$NOEC_{alin}$				$NOEC_{Geometrinen}$ keskiarvo			
	Levät	Äyriäiset	Pohja-eläimet	Kalat	Levät	Äyriäiset	Pohja-eläimet	Kalat
<i>Petkellahti</i>								
Nikkeli ¹	2,19	3,90	0,07	0,67	0,80	1,65	0,05	0,40
Sinkki ¹	13,11	1,74	-	2,57	3,76	0,33	-	0,55
Kupari ²	0,34	4,24	0,10	1,06	0,01	0,04	0,05	0,03
<i>Luikonlahti</i>								
Arseeni ¹	-	0,004	-	0,008	-	0,001	-	0,001

Yleisen $PNEC_{aq}$ -arvon johtaminen

Tarkennettu arviointi tehtiin ECHA:n (2008) ohjeistaman menettelyn mukaan ja kohdistettiin metalleihin, joiden mitatut pitoisuudet järvi- ja purovesissä ylittivät EQS-arvot (arseeni, nikkeli, sinkki ja kupari). Koboltille ei ollut saatavilla EQS-arvoa ja sen vuoksi koboltin pitoisuuksille suoritettiin myös tarkennettu riskiarvio. ECHA:n tietokannasta on saatavilla yleiset makean veden $PNEC$ -arvot arseenille, koboltille, kuparille, nikkelille ja sinkille (taulukko 64). Lisäksi yleiset $PNEC$ -arvot johdettiin esimerkin ja vertailun vuoksi kaikille edellä mainituille metalleille.

Taulukko 64. Metallien yleiset $PNEC$ -arvot ECHA:n rekisteröityjen aineiden tietokannasta (<http://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/registered-substances>) ja * NiPERA EU RAR 2012.

Metalli	$PNEC_{aq}$ (Predicted No Effect Concentration) ($\mu\text{g L}$)
Arseeni	0.5
Koboltti	0.51
Kupari	7.8
Nikkeli*	6.1
Sinkki	20.6

$PNEC$ -arvon laskeminen arviointikertoimella (AF) ja lajien herkkyyssjakaumalla (SSD)

Veden arvioitu haitaton pitoisuus $PNEC_{aq}$ johdettiin arviointikertoimella seuraavasti:

$$PNEC_{aq} = NOEC_{alin}/AF$$

jossa

$NOEC_{alin}$ = pienin krooninen NOEC-arvo eli haitaton pitoisuus

AF = arviointikerroin

Luikonlahden tapauksessa nikkelin, sinkin ja kuparin PNEC-arvon johtamisessa käytettiin arviointikerrointa 10 perustuen käytettävissä olevien ekotoksisuustietojen määrään eli kroonisia NOEC -arvoja oli saatavilla vähintään kolmelta trofiatasolta kaloista, vesikirpuista sekä levistä. Arseenille ja koboltille käytettiin arviointikerrointa 100, koska kroonisia NOEC-arvoja oli vain kahdelta trofiatasolta. Taulukkoon 65 on koottu $PNEC_{aq}$ -arvot arseenille, nikkelille, sinkille, kuparille ja koboltille, jotka on johdettu levien, äyriäisten, pohjaeläinten ja kalojen pienimmillä NOEC -arvoilla ja arviointikertoimella.

Taulukko 65. PNEC- arvot ($\mu\text{g/L}$) arseenille, nikkelille, sinkille, kuparille ja koboltille eri trofiatasojen alimman NOEC -arvon ja arviointikertoimen mukaan (*ei dataa)

Metalli	$NOEC_{alin}$ ($\mu\text{g/L}$)				$PNEC_{aq}$ ($\mu\text{g/L}$)			
	Levät	Äyriäiset	Pohjaeläimet	Kalat	Levät	Äyriäiset	Pohjaeläimet	Kalat
As	*	633	*	329	*	63.3	*	32.9
Ni	12.3	6.9	363	40	1.2	0.7	36.3	4
Zn	4.9	37	*	25	0.5	3.7	*	2.5
Cu	5	0.4	16.3	1.6	0.5	0.04	1.6	0.2
Co	*	2.8	*	210	*	0.03	*	2.1

Lajierkkyyssjakaumaa voitiin käyttää PNEC -arvon johtamiseen ainoastaan kuparille, jolle oli saatavissa riittävästi kroonisia NOEC-arvoja. Kuparille NOEC-arvoja löytyi yhteensä 128, ja arviointifaktoriksi valittiin 3. Kuparin PNEC-arvo johdettiin US EPA:n SSD-laskentaohjelmalla (SSD, Cadis volume 4: Species Sensitivity Distribution Generator, US EPA). Lajierkkyyssjakauman (SSD) mukaan kalojen ja pohjaeläimien olivat herkimpiä kuparille. Kuparin SSD-jakaumalla johdettu $PNEC_{aq}$ -arvo oli 1,12 $\mu\text{g/L}$.

Arviointikerrointen ja lajierkkyyssjakauman PNEC -arvoilla saadut riskiluvut (RCR) Luikonlahden ja Petkellahden keskimääräisille metallipitoisuuksille ($\mu\text{g/L}$) on esitetty taulukossa 66. Nikkelin, sinkin ja kuparin keskiarvopitoisuudet Petkellahdessa ylittivät arviointikertoimilla johdetut haitattomat pitoisuudet lähes kaikissa trofiatasoissa ja SSD-jakaumalla johdetut ainoastaan kuparilla. Myös Luikonlahden metallipitoisuuksilla AF -kerrointen PNEC-arvot ylittyivät.

Purovesien metallipitoisuuksia verrattiin yleisiin PNEC -arvoihin (ECHA) sekä AF-kerrointen ja SSD -jakauman PNEC -arvoihin (Taulukko 67). Erityisesti arviointikerrointen PNEC arvoilla metallien riskiluvut olivat moninkertaisia verrattuna yleiseen ja SSD -jakauman PNEC-arvoilla saatuihin riskilukuihin. Metallien maksimipitoisuuksilla purovesien riskiluvut olivat moninkertaisia verrattuna järvivesien riskilukuihin (taulukko 66). Puro- ja järvivesien PNEC -arvon biosaatavuuskorjaus tehtiin vielä kuparille, nikkelille ja sinkille.

Taulukko 66. Koostetaulukko Luikonlahden ja Petkellahden PNEC arvoilla lasketuista riskiluvuista (RCR) niille metalleille, joiden $RCR_{EQS} > 1$. Luikonlahden sekä Petkellahden havaintopisteiden tulokset on laskettu avovesikauden 2011 keskiarvopitoisuuksista (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy¹, Hertta-tietokanta²) (*ei dataa).

	Trofiataso	Arseeni ¹	Nikkeli ¹	Sinkki ¹	Kupari ²
<i>Petkellahti</i>					
Arviointifaktori (AF)	Levät	*	40	235	3
	Äyriäiset	*	71	31	33
	Pohjaeläimet	*	1	*	<1
	Kalat	*	12	46	8
SSD		*	*	*	1
<i>Luikonlahti</i>					
Arviointikerroin (AF)	Levät	*	2	20	2
	Äyriäiset	<1	4	3	27
	Pohjaeläimet	*	<1	*	<1
	Kalat	<1	<1	4	7
SSD		*	*	*	<1

Taulukko 67. Koostetaulukko Luikonlahden purovesien riskiluvuista, jotka perustuvat eri tavoin johdettuihin PNEC arvoihin. Riskiluvut on esitetty niille metalleille, joiden $RCR_{EQS} > 1$.

	Toukokuu			Syyskuu			Marras-joulukuu		
Metalli	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
<i>ECHA PNEC RCR:</i>									
As	0.4	0.2	56.6	0.6	0.2	101.6	0.4	0.4	15.6
Co	24.9	0.6	171.2	55.7	0.2	227.5	84.7	0.4	239.2
Cu	0.4	0.1	2.2	0.2	0.01	1.8	0.3	0.1	1.8
Ni*	12.7	0.46	71.1	20.5	0.82	50.7	20.8	1.51	66.7
Zn	2.7	0.1	38.9	2	0.1	81.1	16.3	0.1	86.9
<i>AF PNEC äyriäiset RCR:</i>									
As	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Co	45	1	312	101	<1	414	154	<1	436
Cu	75	9	428	36	1	343	49	11	348
Ni	113	4	629	181	7	448	184	13	590
Zn	15	<1	216	11	<1	451	91	<1	484
<i>SSD PNEC RCR:</i>									
Cu	3	<1	15	1	<1	12	2	<1	12

(Bio)saatavuuden korjaus

Tässä riskinarviossa biosaatavuus korjaus tehtiin kuparille, nikkelille ja sinkille Biomet-mallilla, joka laskee kohdekohtaisen biosaatavan pitoisuuden ja haitattoman pitoisuuden. Mallia ei voitu soveltaa arseenin ja koboltin normalisointiin. Näille metalleille ei myöskään voitu laskea liukoisia pitoisuuksia, koska kaikkia tarvittavia muuttujia ei ollut saatavilla.

Bioligandilaskentamalli (Bio-met)

Biosaatavuus erojen korjaus Bio-met-mallilla tehtiin erikseen Luikonlahden ja Petkellahden järvi- ja purovesille. Taulukkoon 68 on koottu Luikonlahden järvivesien BLM –mallissa käytetyt metallipitoisuudet ja muut muuttujat. Purovesien lähtötiedot on esitetty taulukossa 69. Koska Luikonlahden järvivesien humuspitoisuutta ei mitattu näytteenoton yhteydessä, mallissa käytettiin laskennallista DOC arvoa mitatun väriluvun perusteella. Taulukoissa 70 ja 71 on esitetty BLM-mallin laskevat kohdekohtainen EQS ($\mu\text{g/L}$), biosaatavuuskerroin (BioF), biosaatava pitoisuus ($\mu\text{g/L}$) ja riskiluku (RCR) Luikonlahden vesistön ja purovesien metallipitoisuuksille. Biosaatavuus korjauksen jälkeen ainoastaan Petkellahden 1A havaintopisteen riskiluku oli yli yhden nikkeli- ja sinkkipitoisuuksille.

sille. Purovesissä nikkelin ja sinkin mediaanipitoisuudet ja kuparin maksimipitoisuudet ylittivät kohteen normalisoidun haitattoman pitoisuuden (Taulukko 71).

Taulukko 68 Lähtötiedot Bio-met ohjelmalle Petkellahden (PE) ja Luikonlahden (LUI) havaintopisteillä (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy).

Havaintopaikka	Cu (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	pH	DOC (mg/L)	Ca (mg/L)
PE 1A	1,33	49,2	115	6,46	54,6	77,0
PE 1	1,42	4,67	13,3	6,21	17,3	6,01
LUI2	1,00	3,83	5,00	6,71	6,61	4,53
LUI3	1,11	3,00	5,00	6,64	5,77	4,35
LUI3A	1,28	3,00	5,00	6,67	5,77	4,33
LUI4	1,11	2,83	6,73	6,61	6,55	3,94
LUI5	1,00	2,00	5,00	6,69	5,72	3,54

Taulukko 69. Lähtötiedot Bio-met ohjelmalle Luikonlahden purovesille.

Ajankohta	Cu (µg/L)	Ni (µg/L)	Zn (µg/L)	pH	DOC (mg/L)	Ca (mg/L)
<i>Toukokuu</i>						
Median	3.0	77.9	54.8	6.8	5.9	47.5
Min	0.4	2.8	2.6	5.6	1.0	2.1
Max	17.1	434.0	801.0	7.9	15.0	409.5
<i>Syyskuu</i>						
Median	1.4	125.0	42.0	6.8	4.7	102.0
Min	0.1	5.0	3.0	5.5	2.1	2.9
Max	13.7	309.0	1670.0	7.1	23.0	407.0
<i>Marras-joulukuu</i>						
Median	2.0	127.0	335.0	6.9	5.6	86.4
Min	0.4	9.2	2.5	5.9	1.8	8.1
Max	13.9	407.0	1790.0	7.4	12.0	440.0

Taulukko 70. Koostetaulukko Luikonlahden ja Petkellahden Bio-met laskennan tuloksista. Luikonlahden sekä Petkellahden havaintopisteiden tulokset on laskettu avovesikauden 2011 keskiarvopitoisuuksista (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy1, Hertta-tietokanta2) (*ei dataa).

Metalli	Havaintopaikka	Kohdekohtainen EQS (µg/L)	BioF	Biosaatava pitoisuus (µg/L)	Riskiluku (RCR)
Kupari	Petkellahti 1A	131.9	0.01	0.01	0.01
	Retunen 1	22.5	0.04	0.1	0.1
	Luikonlahti 2	19.6	0.1	0.1	0.1
	Luikonlahti 3	13.6	0.1	0.1	0.1
	Luikonlahti 3A	19.6	0.1	0.1	0.1
	Kuminanlahti 4	19.6	0.1	0.1	0.1
	Luikonlahti 5	19.6	0.1	0.1	0.1
Nikkeli	Petkellahti 1A	32.4	0.1	2.8	1.4
	Retunen 1	14.5	0.1	0.5	0.3
	Luikonlahti 2	7.9	0.3	1.5	0.8
	Luikonlahti 3	7.9	0.3	1.5	0.7
	Luikonlahti 3A	7.9	0.3	1.6	0.8
	Kuminanlahti 4	8.2	0.2	1.3	0.6
	Luikonlahti 5	7.9	0.3	1.0	0.5
Sinkki	Petkellahti 1A	75.8	0.1	11.8	1.1
	Retunen 1	96.5	0.1	1.7	0.2
	Luikonlahti 2	31.7	0.3	1.7	0.2
	Luikonlahti 3	23.7	0.5	2.3	0.2
	Luikonlahti 3A	23.7	0.5	2.3	0.2
	Kuminanlahti 4	29.0	0.4	2.5	0.2
	Luikonlahti 5	29.0	0.4	1.9	0.2

Taulukko 71. Bio-met laskennan tulokset purovesille

	Toukokuu			Syyskuu			Marras-joulukuu		
	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
Kupari									
EQS (µg/L)	16	2	42.6	13.2	4.9	40.7	21.2	3.3	75.4
BioF	0.1	0.02	0.5	0.1	0.02	0.2	0.05	0.01	0.3
Biosaatava pitoisuus (µg/L)	0.2	0.01	2.3	0.1	0	1.3	0.1	0.01	3
RCR	0.2	0.01	2.3	0.1	0	1.3	0.1	0.01	3
Nikkeli									
EQS (µg/L)	8.2	4.1	11.8	6.4	5.1	18.4	7.6	4.1	11.7
BioF	0.2	0.2	0.5	0.3	0.1	0.4	0.3	0.2	0.5
Biosaatava pitoisuus (µg/L)	19	0.5	93.1	24.7	0.5	104.5	33.5	1.7	115.8
RCR	9.5	0.2	46.6	12.3	0.3	52.2	16.8	0.8	57.9
Sinkki									
EQS (µg/L)	25.3	20.4	47.9	24.6	15.6	97.9	27.6	14.2	52
BioF	0.4	0.2	0.5	0.4	0.1	0.7	0.4	0.2	0.8
Biosaatava pitoisuus (µg/L)	21.5	0.6	375.5	17.8	1	832.1	120.7	0.9	861.9
RCR	2	0.1	34.4	1.6	0.1	76.3	11.1	0.1	79.1

7.1.5 Johtopäätökset

Luikonlahden purovesien metallipitoisuuksista näytti aiheutuvan useamman metallin tapauksessa suurempi riski vesieliöille kuin Luikonlahden ja Petkellahden vesistöjen pitoisuuksista. Arviointikertoimilla saadut veden PNEC –arvot olivat selvästi pienempiä kuin ECHAN yleiset PNEC_{aq} –arvot ja niiden perusteella vesien metallipitoisuuksista aiheutuu suurempi riski eliöstölle kuin yleisillä PNEC_{aq}-arvoilla voisi olettaa. Arviointikertoimella johdettuja PNEC -arvoja suositellaan käytettäväksi ainoastaan kemiallisten yhdisteiden haitallisuuden seulontaan ja tässäkin selvityksessä PNEC –arvot johdettiin arviointikertoimella vain eri menettelyjen vertailua varten. Tärkeää on myös huomioda, etteivät arvioinnissa käytettävät haitattomat pitoisuudet jää alle vallitsevien taustapitoisuuksien.

Luikonlahden purovesien metallit, joiden mediaanipitoisuudet ylittivät haitattoman pitoisuuden (yleinen PNEC), olivat riskiluvun suuruuden mukaan haitallisia eliöstölle seuraavassa järjestyksessä:

sä: $\text{Co} > \text{Ni} > \text{Zn}$, riippumatta vesinäytteenoton ajankohdasta. Maksimipitoisuuksilla arseenin, nikkelin ja sinkin haitallisuuden järjestys vaihteli mittausajankohtien välillä seuraavasti:

- Toukokuu: $\text{Co} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Zn} > \text{Cu}$
- Syyskuu: $\text{Co} > \text{As} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu}$
- Marras-joulukuu: $\text{Co} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cu}$

Haitattomalle pitoisuudelle tehty biosaatavuuskorjaus ei juuri muuttanut yleisiin PNEC –arvoihin perustuvaa arviota purovesien kupari- ja sinkkipitoisuuksista aiheutuvasta riskistä. Purovesien maksimikuparipitoisuus ja sinkin mediaani- ja maksimipitoisuudet ylittivät mallin arvioiman paikallisen haitattoman pitoisuuden. Nikkelin mediaani- ja maksimipitoisuuksilla riskiluku oli myös yli yhden ja oli biosaatavuuskorjauksenkin jälkeen korkeampi kuin yleisellä PNEC_{aq} –arvolla saatu riskiluku. Toisin sanoen yleiseen PNEC_{aq} -arvoon perustuva riskinarvio olisi Luikonlahden kaivosalueen tapauksessa aliarvioinut purovesien nikkelpitoisuuden aiheuttamaa mahdollista haittaa eliöstölle, mutta kuparin ja sinkin kohdalla biosaatavuuskorjaus ei muuttanut riskinarviota.

Petkellahdella nikkelin ja sinkin riskiluvut ylittivät BLM-mallilla riskitason. Ympäristölaatu normin arvioinnin perusteella veden sinkkipitoisuus nousi huolen kohteeksi, koska $\text{RCR}_{\text{EQSmax}}$ oli yli seitsemän. Biosaatavuuskorjauksella riskiluku kuitenkin pieneni arvoon 1,1. Luikonlahdella arseenin maksimipitoisuus ylitti arseenille asetetun kanadalaisen ohjearvon ja yleisen PNEC -arvon, mutta tarkennettua arviointia ei voitu tehdä, koska metallille ei ole vielä saatavilla biosaatavuusmallia. Muiden metallien pitoisuudet Luikonlahdessa jäivät alle yleisen haittatason. Trofiatasolla Petkellahden sinkin maksimipitoisuuksista voi olla vaaraa leville, jotka ovat herkimpiä sinkin liukoisille pitoisuuksille ($\text{HQ}_{\text{min/geom}} = 13,11/3,76$) ja vesistön nikkeli- ja kuparipitoisuudet voivat olla haitallisia äyriäisille. Luikonlahdella veden arseenipitoisuuksista ei näyttäisi aiheutuvan vaaraa äyriäisille tai kaloille. Muilta trofiatasoilta puuttuivat arseenin ekotoksikologiset tiedot.

Petkellahden havaintopiste 1A on selvästi kuormittunut kupari-, nikkeli- ja sinkkipäästöistä. Luikonlahti puolestaan on arseenin kuormittama erityisesti alueella, jonne Kylmäpuro laskee. Kylmäpuron laskukohtaa lähinnä olevalla havaintopisteellä 3A arseenin pitoisuudet ylittivät pintasedimentissä seitsenkertaisesti pilaantuneen sedimentin raja-arvon. Tällä alueella myös sulfaattipitoisuus pohjanläheisessä vesikerroksessa on ollut korkeimmillaan vuosina 2002–2008, jonka jälkeen pitoisuus on pienentynyt. Pintavesikerroksen pH trendi on ollut laskeva vuoden 2010 jälkeen.

7.2 Sedimenttien ekologinen riskinarviointi

Luikonlahden sedimenttien ekologinen riskinarviointi tehtiin MINERA-mallin mukaan vaiheittaisena arviointimenettelyinä. Vaaranarvioimiseksi sedimenttien mitattuja kokonaismetallipitoisuuksia (mg/kg kuiva-aineessa) verrattiin ruoppaus- ja läjitysmassojen laatukriteereihin (Ympäristöministeriö 2004). Sedimenttien metallipitoisuuksia verrattiin myös PIMA -asetuksen ohje-arvopitoisuuksiin maaperän pilaantumisvaaran arvioimiseksi (VNa 214/2007), jos sedimenttiä mahdollisesti suunnitellaan läjitettäväksi maanpinnalle tai käytettäväksi maanparannusaineena. Sedimenttien laatukriteerit tai ohjearvot ylittäneille metalleille riskiarviota tarkennettiin biosaatavuuden arviolla.

7.2.1 Sedimenttien riskinarviointiin käytetyt aineistot ja havaintopisteet

Sedimenttien riskinarvioinnissa käytettiin mittaustuloksia kolmelta Geologian tutkimuskeskuksen sedimenttinäytteenottopisteestä (LUIS2, LUIS8, LUIS10) ja kahdesta Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy:n (2011) Luikonlahden havaintopisteestä (LUIS3A, LUIS7) sekä yhdestä Petkellahden havaintopisteestä (PES1A) (Taulukko 72). Huokosvesinäytteitä oli kolmesta näytteenottopisteestä (LUI2-4) (Taulukko 73). Sedimenttinäytteiden havaintopisteet on esitetty Liitteen 2 kartassa.

Taulukko 72. Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien havaintopaikat vuosina 2010-2011 (Geologian tutkimuskeskus¹, Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy²).

Havaintopaikka	Koordinaatit	Kokonaissyvyys (m)
LUIS2 ¹	6975208-3590451	18
LUIS8 ¹	6978914-3587626	13
LUIS10 ¹	6979600-3586866	17
LUIS3A ²	6978350-3588066	18
LUIS7 ²	6974404-3591464	22
PES1A	698247-443290	22

Taulukko 73. Luikonlahden sedimenttien ja huokosvesien ominaisuudet (GTK 2010-2011) DOC(liuennut orgaaninen hiili) ORP (redox-potentiaali) ja pH. (* nd)

Havaintopaikka	Koordinaatit			Huokosvesi		Sedimentti	
		Syvyys (cm)	DOC (mg/L)	ORP (mV)	pH	ORP (mV)	pH
LUIS2/S8	6978600-3588000	0-2	7,5	54	6,7	*	*
		2-10	11,5	-89	7	*	*
LUIS3/S3A	6976720-3589240	0-2	10,5	4	7,02	4	7
		2-10	11,5	-8	7	-110	7
LUI43	6974580-3591400	0-2	3,4	169	6,22	172	6,18
		2-10	*	19	7,06	-164	7,67

7.2.2 Eliöstö

Luikonlahden vesistöissä on tehty pohjaeläintarkkailu vuonna 2006 (Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy 2006). Tarkkailun havaintopisteet olivat Petkellahti 1A, Retunen 1, Luikonlahti 3A ja Luikonlahti 7. Pohjaeläinten tilanluokittelu perustui syvänteiden surviaissäskitoukkien (*Chironomidae*) esiintymisen perusteella laskettavaan pohjaeläinlaatuindeksiin (*BQI*), joka huomioi la-

jiston runsaussuhteet ja koostumuksen. Indeksissä on mukana seitsemän surviaissääskilajia ja matalat indeksiarvot ovat ominaisia rehevän ja vähähappisen alusveden lajeille ja korkeat arvot karujen ja kuormittamattomien olojen lajeille. (Vuori ym. 2009)

Petkellahdella pohjaeläimistö oli erittäin köyhä, erityisesti havaintopisteellä 1A, jossa tavattiin vain muutama sulkasääsken toukka. Alueelle ei voitu vähäisen aineiston vuoksi laskea pohjaeläinindeksiä. Havaintopisteellä 1 tavattiin sulkasääsken lisäksi surviaissääskeä *Sergentia corocina* lajia ja taksoniluku oli 5. *Chironomidi*-indeksi 2,5 kuvaa lievästi rehevää pohjaa. Luikonlahdella havaintopisteen 3A pohjaeläimistö koostui pääasiassa surviaissääskistä (*S. corocina* ja *Stictochironomus rosenchoeldi*), joten lajisto viittaa lievästi rehevään pohjaan. Havaintopisteen 7 indikaattorilajit (*Procladius* sp. ja *Micropsectra* sp.) ja harvasukamadot *Stylodrilus herindianus* ja *Spirosperma ferox* osoittivat pohjan tilan olevan oligitrofinen (Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy 2006).

7.2.3 Sedimenttien laatukriteerit

Sedimenttien metallien ympäristölaatuormeina eli EQS -arvoina käytettiin ympäristöministeriön ohjetta ruoppaus ja läjitysmassojen laatukriteereistä (Ympäristöministeriö 2004). Sedimentin haitta-ainepitoisuudet normalisoitiin vastaamaan standardisedimentin pitoisuuksia ja verrattiin läjitysmassojen laatukriteereihin (Taulukko 74). Laatukriteerin taso 1 vastaa haitatonta tasoa ja taso 2 pilaantunutta massaa, joka on haitta-ainepitoisuuden perusteella läjityskelvotonta ainesta. Niin sanotulle harmaa alueelle tasojen 1 ja 2 väliin jäävät pitoisuudet arvioidaan tapauskohtaisesti. Käytännössä harmaan alueen pitoisuuksien laajuuden selvittäminen vaatii lisänäytteiden keräämistä kohteesta (Ympäristöministeriö 2004). Laatukriteerit on laadittu rannikkoalueen sedimenteille, mutta niitä on sovellettu paremman tiedon puutteessa myös sisävesien sedimenteille. Tässä yhteydessä ruoppausmassan laatukriteereitä käytetään Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien alustavaan riskiarviointiin.

Sedimenttien metallipitoisuuksia verrattiin myös vertailun vuoksi Kanadan sedimenttien ympäristölaatuormeihin arseenille, kuparille, lyijylle, sinkille ja kadmiumille (<http://ceqg-rcqe.ccme.ca>) sekä maaperän pilaantuneisuuden arvioimiseen asetettuihin PIMA –ohjearvoihin (VNa 214/2007).

Taulukko 74. Ruoppausmassojen laatukriteerit sedimenttien normalisoiduille (korjatuille) metallipitoisuuksille kuiva-aineessa (dw).

Alkuaine	Taso 1 (mg/kg dw)	Taso 2 (mg/kg dw)
Elohopea (Hg)	0,1	1
Kadmium (Cd)	0,5	2,5
Kromi (Cr)	65	270
Kupari (Cu)	50	90
Lyijy (Pb)	40	200
Nikkeli (Ni)	45	60
Sinkki (Zn)	170	500
Arseeni (As)	15	60

7.2.4 Sedimenttien metalliyhdisteiden riskin kuvaus Luikonlahden ja Petkellahden vesiekosysteemeille

Perusarviointi

Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metallipitoisuudet

Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien pilaantuneisuuden arvioinnissa syvimmän, noin 10–12/15–17 cm kerroksen, oletettiin olevan luonnontilainen, missä ei näy vielä kaivostoiminnan vaikutusta. Syvimmän sedimenttikerroksen metallien keskiarvopitoisuuksia käytettiin siten alueen tausta-arvoina (Taulukko 75), joita verrattiin sedimentin pintakerroksen (1–4 cm) metallipitoisuuksiin (Taulukot 76 ja 77). Lähes kaikki Luikonlahden pintasedimentin alkuainepitoisuudet olivat korkeampia kuin näin määritetty taustapitoisuus. Erityisesti arseenin pitoisuus aivan pintakerroksessa on kymmenkertainen taustapitoisuuteen verrattuna (taulukot 76 ja 77). Petkellahdessa (S1A) taustakerroksen metallipitoisuudet olivat sinkkiä lukuun ottamatta korkeampia kuin pintakerroksessa.

Taulukko 75. Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien (10–12 cm) keskimääräiset metallien taustapitoisuudet (mg/kg dw). (*ei dataa) N=1-3

Havaintopiste	Metallipitoisuus (mg kg dw)								
	As	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LUI S7	1,85	*	*	*	16,7	13,9	13,7	*	69,3
LUI S2	8,75	4207	1,18	11,7	41,1	31,0	34,0	52,3	163,8
LUI S3A	3,06	*	*	*	26,6	12,5	15,9	*	51,8
LUI S8	9,74	5445	0,68	13,9	52,9	25,9	41,1	27,6	123,8
LUI S10	5,85	7155	0,84	14,6	63,4	24,0	42,0	20,7	112
PE S1A	3,98	*	*	*	33,7	184	113	*	246

Taulukko 76. Luikonlahden (LUIS2, LUIS8 ja LUIS10) pintasedimentin (1-4 cm) keskimääräisten, maksimi ja minimi alkuaainepitoisuuksien (mg/kg dw) suhde alueen keskimääräiseen taustapitoisuuteen (mg/kg dw; sedimenttikerros 10-12 cm, N=3).

Havaintopiste	Sedimentti (mg/kg dw) : Taustapitoisuus (mg/kg dw)										
	As	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
LUIS2 1-4 cm											
Keskiarvo	16,2	1,3	1,0	3,2	1,0	1,4	2,2	5,4	3,3	1,2	1,4
Max	21,4	1,5	1,2	3,5	1,1	1,7	2,5	7,6	3,6	1,4	1,5
Min	12,0	1,0	0,9	3,0	0,9	1,2	2,0	4,3	2,8	1,0	1,2
LUIS8 1-4 cm											
Keskiarvo	18,1	0,9	1,2	2,1	1,3	2,0	1,6	2,0	3,1	2,0	1,6
Max	25,4	1,0	1,3	2,1	1,3	2,2	1,8	2,5	3,4	2,2	1,6
Min	8,1	0,9	1,1	1,9	1,2	1,9	1,3	1,5	2,9	1,9	1,5
LUIS10 1-4 cm											
Keskiarvo	29,2	0,8	0,9	3,6	0,9	1,9	2,5	5,6	2,6	1,7	1,5
Max	60,5	0,8	1,0	6,4	1,1	2,8	3,7	13,2	3,1	2,5	1,7
Min	4,0	0,7	0,7	1,7	0,7	1,4	1,2	1,5	2,2	1,2	1,4

Taulukko 77. Luikonlahden (LUIS3A PS3A ja LUIS7PS7) ja Petkellahden (PS1A) pintasedimentin (0-2 cm) alkuaainepitoisuuksien metallipitoisuuksien (mg/kg dw) suhde alueen keskimääräiseen taustapitoisuuteen (mg/kg dw; sedimenttikerros 15-17 cm).

Havaintopiste	Sedimentti (mg/kg dw) : Taustapitoisuus (mg/kg dw)					
	As	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
PS1A	0,8	0,9	0,3	0,1	0,8	2,6
PS3A	143,6	*	1,1	1,7	3,1	1,6
PS7	42,9	*	1,3	1,8	3,2	1,5

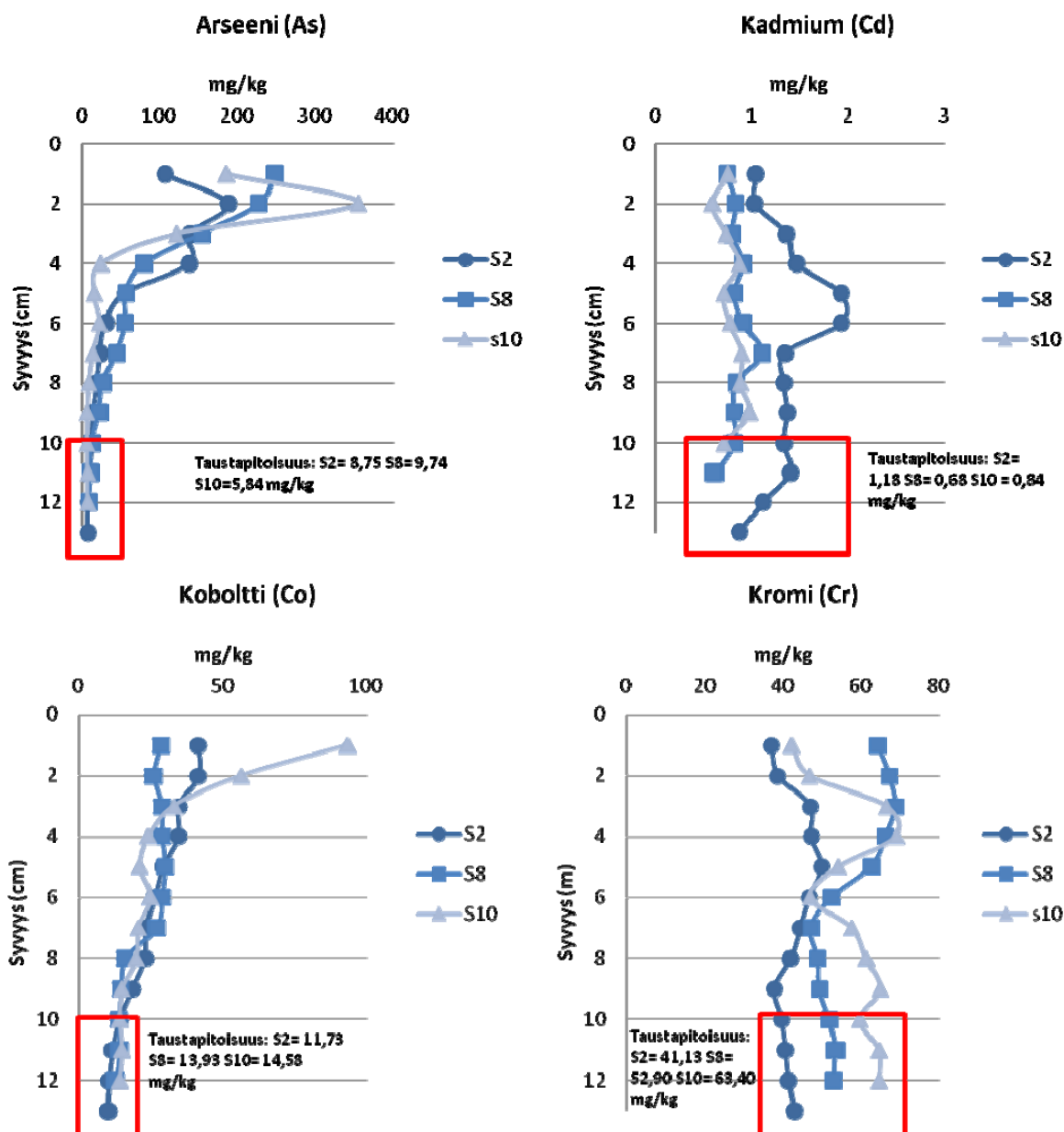
Luikonlahden arseenipitoisuudet olivat suuria sedimentin pintakerroksessa 0-4 cm:n vyöhykkeellä (Kuva 37). Kauimmaisen havaintopisteen S2 pintasedimentin keskimääräinen arseenipitoisuus oli 142 ($\pm 33,8$) mg/kg dw ja kuormitusalueen lähellä olevien havaintopaikkojen S8 ja S10 pitoisuudet olivat 176 ($\pm 76,8$) mg/kg dw ja 171 (± 139) mg/kg dw. Esimerkiksi havaintopisteessä S8 arseenin taustapitoisuus (10-12 cm:n syvyydessä) oli 9,7 mg/kg dw (taulukko 73), joka vastaa sedimenttien luontaista taustapitoisuutta. Näin ollen sedimentin pintakerroksen As -pitoisuus on 18-kertainen

taustapitoisuuteen verrattuna. Pitoisuusvaihtelut olivat suuria ja esimerkiksi havaintopisteen S10 pintakerroksessa (1-2 cm) pitoisuus oli 354 mg/kg dw, havaintopisteessä S3A (0-2 cm) jopa 807 mg/kg dw ja kaikista kauimmaisen havaintopisteen S7 sedimentin pintakerroksessa pitoisuus oli 150 mg/kg dw. Petkellahden puolella sedimentin pintakerroksen arseenipitoisuus oli havaintopisteessä S1A 6,1 mg/kg dw eli sedimentin taustapitoisuuden tasoa. Myös syvällä 15–17 cm sedimenttikerroksessa As -pitoisuus (7,7 mg/kg dw) vastasi taustapitoisuutta (8,7 mg/kg dw) (Taulukot 73 ja 77).

Luikonlahden sedimentin kadmiumpitoisuus oli suurin havaintopisteessä S2, jossa pintasedimentin 4 cm vyöhykkeellä keskimääräinen pitoisuus oli 1,22 ($\pm 0,82$) mg/kg dw (Kuva 37). Pitoisuudet olivat hyvin samanlaisia koko sedimenttipitsaassa, vain havaintopisteellä S2 Cd pitoisuus oli kohonnut 5-6 cm:n syvyydessä. Sedimentin pintakerroksen kadmiumpitoisuudet olivat lähellä taustapitoisuuksia kautta linjan eri näytepisteissä (taulukot 75-77).

Luikonlahden pintasedimentin kobolttipitoisuus oli havaintopisteessä S10 muita havaintopisteitä korkeampi, eli 0-4 cm:n keskiarvo oli 51,8 ($\pm 31,0$) mg/kg dw. Suurin Co -pitoisuus (93,5 mg/kg) mitattiin 0-1 cm:n kerroksesta (Kuva 37). Alueen taustapitoisuuteen verrattaessa sedimentin kobolttipitoisuus oli koholla kaikilla havaintopisteillä; havaintopisteen S2 0-4 cm keskiarvopitoisuus on 38 ($\pm 3,87$) mg/kg dw ja havaintopisteen S8 28,1 ($\pm 1,35$) mg/kg dw tausta pitoisuuden ollessa 11,7-14,6 mg/kg. Sedimenttien koboltille ei ole laatukriteeriä tai kanadalaista ohjearvoa, joten vertailuarvona pidetään taustapitoisuutta ja haitallisuus arvioidaan sen mukaan. Petkellahden havaintopisteessä S1A pintasedimentin kobolttipitoisuus oli 122 mg/kg dw sekä syvänkerroksen (15–17 cm) pitoisuus 143 mg/kg dw. Pitoisuudet olivat selvästi suurempia verrattuna Luikonlahteen, missä vain yhden havaintopisteen (S10) Co-pitoisuus pintasedimentissä oli muita kohonneempi (Kuva 37).

Pintasedimentin (0-4 cm) keskimääräiset kromipitoisuudet Luikonlahden havaintopisteillä vaihtelivat välillä 42,4–66,6 mg/kg dw (Kuva 37). Havaintopisteellä S2 kromin pitoisuudet ovat alhaisimmat. Taustapitoisuudet vaihtelivat välillä 16,7- 63,4 mg/kg dw joten pitoisuudet eivät juuri poikenneet taustasta (taulukot 73-77). Petkellahdella pintasedimentin (0-2 cm) kromipitoisuus oli pienempi (19,9 mg/kg, 0-2 cm) verrattuna Luikonlahteen, mutta suuremmat pitoisuudet (72,2 mg/kg) syvemmässä sedimenttikerroksessa viittaavat Petkellahden alueen kuormituksen olevan varhaisemman tuotantokauden ajalta.



Kuva 37. Arseenin, kadmiumin, kobolttin, kromin, kuparin, lyijyn, nikkelin ja sinkin metallipitoisuudet (mg/kg dw) Luikonlahden sedimenttihavaintopisteillä.

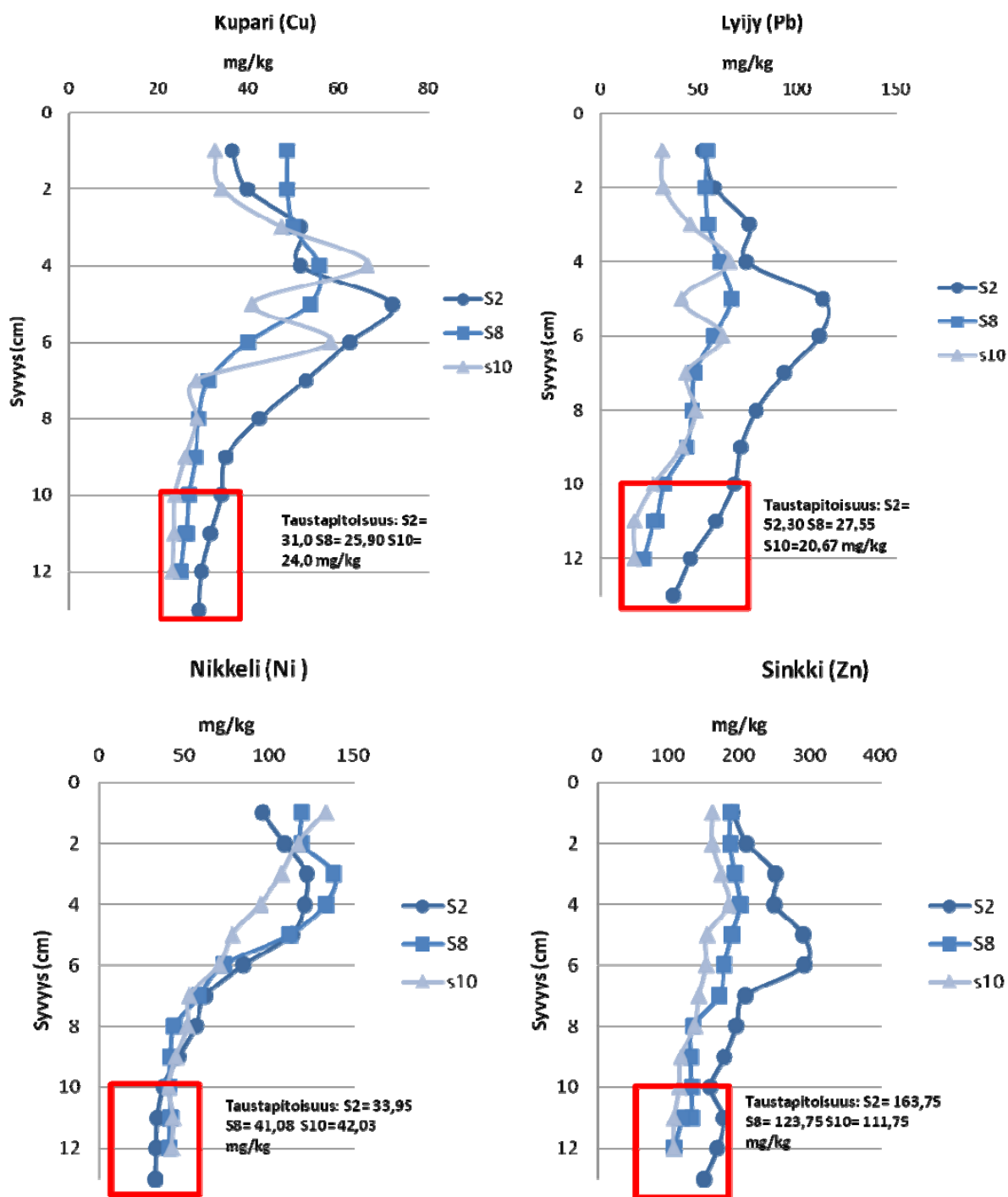
Luikonlahden pintasedimentin kuparipitoisuudet olivat suurimmat havaintopisteellä S8 (50,73 $\pm$ 3,38 mg/kg), mutta ne olivat kuitenkin samaa suuruusluokkaa muiden alueen havaintopisteiden S2 ja S10 Cu -pitoisuuksien kanssa (Kuva 38). Pintasedimenttien pitoisuudet olivat siten pari kerta-luokkaa suuremmat kuin alueen taustapitoisuudet (taulukot 75-76). Petkellahden pintasedimentin (0-2 cm) kuparipitoisuus 55,2 mg/kg dw oli samansuuruinen kuin Luikonlahden pintasedimentissä, mutta syvällä sedimentissä (15–17 cm) Cu –pitoisuus oli 392 mg/kg, mikä viittaa varhaisemman tuotantokauden aiheuttamaan kuormitukseen Petkellahden alueella.

Luikonlahden pintasedimenttien keskimääräinen lyijypitoisuus oli korkein havaintopisteellä S2 (64,9 $\pm$ 11, 7) mg/kg dw ja yleisesti ottaen pitoisuudet olivat vain hiukan koholla taustapitoisuuksiin

nähdessä (taulukot 4-6). Sedimentin syvemmissä kerroksissa (5-6 cm:n) kohonneita lyijypitoisuuksia oli havaintopisteellä 2 (Kuva 38). Tämä viittaa kyseisen alueen olleen aikaisemmin kuormituksen alainen, mutta tilanne on myöhemmin kohentunut, kun liikenteen lyijypäästöt ovat yleisesti vähentyneet.

Pintasedimenttien nikkelpitoisuudet vaihtelivat Luikolahden havaintopaikkojen välillä 112–127 mg/kg dw (kuva 38). Nikkelin taustapitoisuus oli 33–42 mg/kg dw, johon verrattuna pintakerroksen pitoisuudet olivat jopa kolmikertaisia (taulukot 73-77). Nikkelin pitoisuus kohosi tasaisesti syvemmistä kerroksista kohti pintaa, suurimpien pitoisuuksien ollessa 3-4 cm:ssä. Petkellahden havaintopisteessä sedimenttien pintakerroksessa nikkelpitoisuus oli 244 mg/kg dw ja syvemmällä jopa 298 mg/kg dw, mistä voidaan päätellä, että Petkellahden nikkelikuormitus on ollut viimeaikoina suurempaa ja jatkunut kauemmin kuin Luikonlahdella.

Luikonlahden sedimenttien sinkkipitoisuudet ovat suhteellisen tasaisesti jakautuneet havaintopaikkojen välillä ja pintasedimentissä pitoisuuskeskiarvojen vaihtelu oli 171–225 mg/kg dw (Kuva 38). Sinkin taustapitoisuus (10-12 cm) havaintoalueella on 111–163 mg/kg dw välillä, joka on saatu 10–12 cm sedimentin syvyydestä. Suurimmat sinkkipitoisuudet ovat havaintopisteeltä S2, jossa pitoisuudet olivat korkeita koko sedimenttiprofiilissa pienentyen vähitellen pintaa kohden samalle tasolle kuin havaintopisteillä S8 ja S10. Petkellahden pintasedimentin (0-2 cm) sinkkipitoisuus oli korkea 1490 mg/kg ja 15–17 cm:n syvyydessä 574 mg/kg.



Kuva 38. Arseenin, kadmiumin, kobolttin, kromin, kuparin, lyijyn, nikkelin ja sinkin metallipitoisuudet (mg/kg dw) Luikonlahden sedimenttihakaintopisteillä.

Sedimenttien metallipitoisuuksien vertaaminen ruoppausmassojen laatukriteereihin

Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien eri syvyyksien (0-17 cm) normalisoituja sinkki-, nikkeli-, arseeni-, kupari-, kromi- ja kadmiumpitoisuuksia (mg/kg dw) (taulukko 78, Liitteet 3-4) verrattiin ruoppausmassojen laatukriteereihin (Liite 74). Petkellahdella (S1A) sedimentin sekä pinta- että syvimmän kerroksen eli taustapitoisuusalueen sinkki- ja nikkelpitoisuudet olivat pilaantuneen sedimentin tasoa 2 tai harmaalla alueella. Pintakerroksen kuparipitoisuus oli haitattomalla tasolla, mutta syvällä sedimentin kerroksessa (15–17 cm) pilaantuneen sedimentin tasoa. Muut metallit (As, Cr, Cd) olivat haitattomalla tasolla (taulukot 79, 80 ja 81). Petkellahden havaintopisteen S1A syvimmissä sedimenttikerroksessa kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet ylittivät pilaantuneen sedimentin laatukriteerit (taulukko 72), joten niitä ei käytetty arvioinnissa taustapitoisuuksina. Kaikilla muilla Luikonlahden alueilla taustapitoisuudet olivat haitattomalla tasolla (taso 1, taulukko 75).

Sedimenttien pintakerroksen (0-2 cm) keskimääräinen arseenipitoisuus oli kaikilla Luikonlahden havaintopisteillä pilaantuneen tasoa. Luikonlahden havaintopisteessä S3A, pintasedimentin arseenipitoisuus ylitti seitsenkertaisesti pilaantuneen massan laatukriteerin. Taso 2 (60 mg/kg dw) ylittyi myös Luikonlahden kauimmaisen havaintopisteen S7 sedimentin pintakerroksessa (78,55 mg/kg dw). Sedimentin syvemmissä kerroksissa (2-10 cm) arseenin mediaanipitoisuus ylitti haitattoman pitoisuuden ainoastaan havaintopisteessä S8. Syvempien kerroksien maksimipitoisuuksilla havaintopisteen S10 arseenipitoisuus ylitti sedimenttien haitattoman pitoisuuden ja havaintopisteissä S2 ja S8 maksimipitoisuudet olivat pilaantuneen sedimentin tasoa.

Pintasedimenttien (0-2 cm) mediaaninikkelipitoisuus oli yli haitattoman pitoisuuden (45 mg/kg dw) Luikonlahden havaintopisteillä S2, S3A ja S10 (taulukko 79). Nikkelin maksimipitoisuus havaintopisteen S10 sedimentin pintakerroksessa ylitti myös pilaantuneisuuden tason (taulukko 80). Syvemmissä sedimentin kerroksissa ainoastaan nikkelin maksimipitoisuudet ylittivät haitattoman pitoisuuden havaintopisteissä S2 ja S10.

Kadmiumin pitoisuus oli koholla Luikonlahden havaintopisteessä S2, jossa haitaton pitoisuus ylittyi metallin mediaanipitoisuuksilla kaikissa sedimentin kerroksissa (taulukko 79). Kadmiumpitoisuudet jäivät kuitenkin alle pilaantuneisuuden rajan (taulukko 80). Myös lyijy oli koholla havaintopisteen S2 syvemmissä sedimenttikerroksissa. Lyijyn haitaton taso ylittyi sedimentin mediaanipitoisuuksilla (taulukko 79). Sinkin, kuparin ja kromin pitoisuudet olivat haitattomalla tasolla.

Taulukko 78. Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien normalisoidut metallipitoisuudet (mg/kg dw) (Med = mediaani, Max = maksimi)

Alue	Syvyys		Zn	Ni	As	Cu	Cr	Cd	Pb
	(cm)		(mg/kg dw)						
Luikonlahti									
S7	0-2		103.7	43.6	78.6	24.3	22.2	nd	nd
S2	0-2	Med	96.5	49.3	69.5	18.2	22.4	0.62	32.5
		Max	96.9	49.9	85.5	19.1	24.7	0.7	34.9
	2-10	Med	101.7	32.4	11.3	25	21.9	0.71	41.9
		Max	129.7	54.2	61.4	34.6	24.9	0.96	56.3
	tausta		78.5	14.8	4.1	15.2	19.9	0.68	28.6
S3A	0-2		82.2	52.2	429.1	20.7	31.4	nd	nd
S8	0-2	Med	83.8	53.2	106	23.3	32.7	0.39	26.8
		Max	85.3	54	112	23.3	32.9	0.4	27.8
	2-10	Med	76	28.4	21.2	17.1	24.2	0.385	24.2
		Max	86.7	0.51	66.6	26.7	32.4	0.51	31.1
	tausta	Med	51.3	32.8	3.6	16.3	24	0.25	11.4
		Max	56.9	17.9	4	12.6	24.4	0.28	13.1
S10	0-2	Med	76.3	59.2	126.1	16	24.8	0.385	17.8
		Max	79	64.9	162	16.3	25.3	0.46	18.8
	2-10	Med	62.7	26.2	5.7	16.6	26.7	0.37	20.4
		Max	78.9	46.6	52.7	31.9	31.3	0.44	29.8
	tausta (10-12)	Med	45	17.9	2.5	11.2	28.1	0.22	7.6
	Max	45.2	18.1	2.6	11.2	28.2	0.22	7.6	
Petkellahti									
S1A	0-2		683	109.7	3.2	26	10.7	nd	nd
	tausta (15-17)		245.7	113.4	4	184.2	33.7	nd	nd

Taulukko 79. Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metallipitoisuuksien (mg/kg dw) suhde ruoppausmassojen laatukriteerien haitattomaan pitoisuuteen (taso 1) (mg/kg dw).

Alue	Syvyys		Zn	Ni	As	Cu	Cr	Cd	Pb
	(cm)		(mg/kg dw)						
Luikonlahti									
S7	0-2		0.61	0.97	5.24	0.49	0.34	nd	nd
S2	0-2	Med	0.57	1.1	4.64	0.36	0.35	1.24	0.81
		Max	0.57	1.11	5.7	0.38	0.38	1.4	0.87
	2-10	Med	0.6	0.72	0.76	0.5	0.34	1.42	1.05
		Max	0.76	1.21	4.09	0.69	0.38	1.92	1.41
	tausta		0.46	0.33	0.27	0.3	0.31	1.36	0.71
S3A	0-2		0.48	1.16	28.61	0.41	0.48	nd	nd
S8	0-2	Med	0.49	1.18	7.07	0.47	0.5	0.78	0.67
		Max	0.5	1.2	7.47	0.47	0.51	0.8	0.7
	2-10	Med	0.45	0.63	1.41	0.34	0.37	0.77	0.6
		Max	0.51	0.01	4.44	0.53	0.5	1.02	0.78
	tausta	Med	0.3	0.73	0.24	0.33	0.37	0.5	0.28
		Max	0.33	0.4	0.27	0.25	0.38	0.56	0.33
S10	0-2	Med	0.45	1.32	8.41	0.32	0.38	0.77	0.45
		Max	0.46	1.44	10.8	0.33	0.39	0.92	0.47
	2-10	Med	0.37	0.58	0.38	0.33	0.41	0.74	0.51
		Max	0.46	1.04	3.51	0.64	0.48	0.88	0.75
	tausta (10-12)	Med	0.26	0.4	0.17	0.22	0.43	0.44	0.19
		Max	0.27	0.4	0.17	0.22	0.43	0.44	0.19
Petkellahti									
S1A	0-2		4.02	2.44	0.21	0.52	0.16	nd	nd
	tausta (15-17)		1.45	2.52	0.27	3.68	0.52	nd	nd

Taulukko 80. Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metallipitoisuuksien (mg/kg dw) suhde ruoppausmassojen laatukriteerien pilaantuneisuuden tasoon (taso 2) (mg/kg dw).

Alue	Syvyys		Zn	Ni	As	Cu
	(cm)				(mg/kg dw)	
Luikonlahti						
S7	0-2		0.21	0.73	1.31	0.27
S2	0-2	Med	0.19	0.82	1.16	0.2
		Max	0.19	0.83	1.43	0.21
	2-10	Med	0.2	0.54	0.19	0.28
		Max	0.26	0.9	1.02	0.38
	tausta		0.16	0.25	0.07	0.17
S3A	0-2		0.16	0.87	7.15	0.23
S8	0-2	Med	0.17	0.89	1.77	0.26
		Max	0.17	0.9	1.87	0.26
	2-10	Med	0.15	0.47	0.35	0.19
		Max	0.17	0.01	1.11	0.3
	tausta	Med	0.1	0.55	0.06	0.18
		Max	0.11	0.3	0.07	0.14
S10	0-2	Med	0.15	0.99	2.1	0.18
		Max	0.16	1.08	2.7	0.18
	2-10	Med	0.13	0.44	0.1	0.18
		Max	0.16	0.78	0.88	0.35
	tausta (10-12)	Med	0.09	0.3	0.04	0.12
		Max	0.09	0.3	0.04	0.12
Petkellahti						
S1A	0-2		1.37	1.83	0.05	0.29
	tausta (15-17)		0.49	1.89	0.07	2.05

Sedimenttien metallipitoisuuksien vertaaminen kanadalaisiin ohjearvoihin

Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metallipitoisuuksia verrattiin myös Kanadan ohjearvoihin (<http://ceqg-rcqe.ccme.ca>). Kanadan ohjearvot perustuvat pilaantuneiden sedimenttien luonnollisissa olosuhteissa vesieliöille aiheuttamien haittavaikutusten mittauksiin. Kanadan ohjearvot ISQG (Interim sediment quality guideline) vastaavat haitatonta pitoisuustasoa, jota pienemmät pitoisuudet eivät oletettavasti aiheuta biologia haittavaikutuksia ja PEL (Probable effect level) on arvioitu pitoisuustaso, jossa haittavaikutuksia voi esiintyä. Taulukossa 81 on annettu sedimenttien kanadalaiset ohjearvot (ISQG, PEL) arseenille, kadmiumille, kuparille, lyijylle, sinkille ja kromille.

Luikonlahden pintasedimenttien keskimääräinen arseenipitoisuus ylitti kanadalaisen ohjearvon haitattoman pitoisuustason ja arvioidun haitallisen pitoisuuden. Muut metallit ylittivät niukasti haitattoman pitoisuustason. Ohjearvojen mukaan Petkellahdella sedimentin sinkkipitoisuus oli haitallisen pitoisuuden tasoa ja kuparipitoisuus ylitti haitattoman tason (Taulukko 81).

Taulukko 81. Kanadan ohjearvot (ISQG = haitaton pitoisuustaso ja PEL= arvioitu haitallinen pitoisuus) makean veden sedimenttien metalleille (mg/kg ka). Luikonlahden ja Petkellahden pintasedimentin (0-2 cm) keskimääräisten metallipitoisuuksien suhde kanadalaisiin ohjearvoihin (*ei dataa).

Metalli	LUIKONLAHTI						PETKELLAHTI
	ISQG	S2	S3A	S7	S8	S10	S1A
As	5.9	25.9	137	25.4	40	49.7	1
Cd	0.6	1.7	*	*	1.7	1.7	*
Cr	37.3	1	1.7	1.2	1.8	1.2	0.5
Cu	35.7	1.1	1.2	1.4	1.4	1.1	1.5
Pb	35	1.6	*	*	1.5	0.9	*
Zn	123	1.6	1.5	1.9	1.5	1.3	12.1
	PEL						
As	17	9.0	47.5	8.8	13.9	17.2	0.3
Cr	90	0.3			0.3	0.3	0.3
Cu	197	0.4	0.7	0.5	0.7	0.5	0.5
Pb	91.3	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2
Zn	315	0.6	*	*	0.6	0.3	0.3

Sedimenttien metallipitoisuuksien vertaaminen maaperän pilaantuneisuuden ohje-arvoihin (PIMA)

PIMA-asetuksen 214/2007 maaperän pilaantuneisuuden ohjearvot eivät sovellu suoraan sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin, mutta ohjearvoja on sovellettu mm. silloin, kun ruoppausmassoja suunnitellaan sijoitettavaksi maaperälle. Vaarasuhde RCR_{PIMA} laskettiin vertaamalla Luikonlahden ja Petkelahden sedimenttien pintakerroksen keskimääräisiä metallipitoisuuksia PIMA -asetuksen kynnysarvoihin sekä alempaan ja ylempään ohjearvoon (taulukko 82). Luikonlahden S2, S8 ja S10 arseenin taustapitoisuus (sedimenttikerros 10-12 cm, taulukko 75) ylitti maaperän kynnysarvon. Petkelahden (S1A) sedimentin Zn ja Ni taustapitoisuudet ylittivät maaperän alemman ohjearvon. Sedimentin pintakerroksessa keskimääräiset As pitoisuudet ylittivät maaperän ylempään ohjearvon kaikilla Luikonlahden havaintopisteillä (taulukko 82). Luikonlahden nikkelipitoisuudet ylittivät maaperän alimman ohjearvon. Petkelahdella pintasedimentin Zn ja Ni pitoisuudet ylittivät ylempään ohjearvon.

Yhteenveto sedimenttien perusarvioinnista

Sedimenttien ruoppausmassojen laatukriteereiden mukaan Luikonlahden sedimenttien arseeni- ja nikkelipitoisuudet sekä Petkelahden sedimentin kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet ovat pilaantuneen tasolla 2. Luikonlahden sedimenttien kadmium- ja lyijypitoisuus sijoittuivat laatukriteereissä harmaalle alueelle (tasojen 1 ja 2 väliin). Nämä metallit otettiin mukaan tarkennettuun riskinarviointiin. Kanadalaiset sedimenttien ohjearvot ja maaperän PIMA asetuksen ohjearvot antoivat samansuuntaisen arvion sedimenttien tilasta.

Taulukko 82. Luikonlahden ja Petkelahden pintasedimentin (0-2 cm) keskimääräisten metallipitoisuuksien suhde maaperän pilaantuneisuuden kynnysarvoihin sekä alempaan ja ylempään ohjearvoon (RCR_{PIMA}) (* nd).

Metalli	Kynnys-arvo (mg/kg dw)	Luikonlahti					Petkellahti
		S2	S3A	S7	S8	S10	S1A
As	5	29.2	161	30	47.4	53.9	1.2
Cd	1	1	*	*	0.8	0.7	*
Cr	100	0.4	0.6	0.4	0.7	0.4	0.2
Cu	100	0.4	0.4	0.5	0.5	0.3	0.6
Ni	50	2	2.5	2.1	2.4	2.5	4.9
Pb	60	0.9	*	*	0.9	0.5	*
Zn	200	1	0.9	1.2	0.9	0.8	7.5
	Alempi ohjearvo (mg/kg dw)	S2	S3A	S7	S8	S10	S1A
As	50	2.92	16.1	3	4.74	5.39	0.12

Ni	100	1	1.25	1.05	1.2	1.25	2.45
Zn	250	0.8	0.72	0.96	0.72	0.64	5.96
	Ylempi ohjearvo (mg/kg dw)	S2	S3A	S7	S8	S10	S1A
As	100	1.46	8.07	1.5	2.37	2.695	0.06
Ni	150	0.67	0.83	0.7	0.8	0.83	1.63
Zn	400	0.5	0.45	0.6	0.45	0.4	3.73

7.2.5 Tarkennettu arviointi

Yleinen PNEC -arvo sedimenteille

Sedimentti:vesi –jakautumiskertoimella (Kd) johdettu PNEC_{sediment}

Sedimentin yleinen PNEC-arvo voidaan laskea sedimentin metalleille veden arvioidun haitattoman pitoisuuden (PNEC_{aq}) ja sedimentin jakautumiskertoimen (Kd) avulla (ECHA 2008), jos yleistä PNEC –arvoa ei ole jo olemassa. Yhtälö PNEC-arvon johtamiselle on muotoa

$$PNEC_{\text{sediment}} = PNEC_{\text{aq}} \text{ (mg/L)} * Kd \text{ (L/kg)}$$

Metallien jakautumiskerroin (Kd) sedimenteille määritetään sedimentti/huokosvesi tasapainosuhteesta seuraavasti:

$$Kd = C_{\text{sediment}} / C_{\text{aq}}$$

jossa

C_{sediment} = sedimentin metallipitoisuus (mg/kg dw) ja

C_{aq} = huokosveden metallipitoisuus (mg/L)

Luikonlahden sedimenttien metallipitoisuuksien jakautumiskerroin (Kd) sedimentin ja huokosveden välillä arvioitiin Luikonlahden vuoden 2012 sedimentti- ja huokosvesiarvoista. Taulukkoon 83 on koottu metallien Kd ja LogKd arvot sedimenttien maksimi ja minimi metallipitoisuuksille sekä pahimman tilanteen metallipitoisuuden 10. persentiilin mukaan Kd(10th). Taulukossa 84 on esitetty keskimääräiset Kd –arvot eri sedimenttikerroksille Luikonlahden havaintopisteillä. Sedimenttipitoisuudet ovat vuosilta 2010-2011 aineistoista ja huokosvesi vuoden 2012 aineistosta.

Luikonlahden sedimenttien PNEC –arvon johtamiseen käytettiin Luikonlahden sedimenttien metallipitoisuuksien Kd 10. persentiilin arvoa (Taulukko 83) ja EPA:n 2005 raportissa (EPA/600/R-05/074) annettuja sedimentin ja huokosveden Kd arvoja eri metalleille (Taulukko 85). Makean veden metallien haitaton pitoisuus (PNEC_{aq}) arvioitiin neljälle eri trofiatasolle (levät, äyriäiset, pohjaeläimet ja kalat) (taulukossa 86). Kd –arvoilla ja veden PNEC –arvoilla johdetut PNEC_{sediment} arvot on annettu taulukossa 90. Makean veden sedimentin yleinen PNEC –arvo muutamille metalleille on saatavilla myös ECHA:n rekisteröityjen kemikaalien tietokannasta (Taulukko 87).

Taulukko 83. Metallien jakautumiskerroin (Kd) ja Log(Kd) sedimentin ja huokosveden välillä Lui-
konlahden maksimi ja minimi sekä 10. persentiilin metallipitoisuuksilla (mg/kg dw).

Metalli	Kd Max	Log(Kd) Max	Kd Min	Log(Kd) Min	Kd(10 th)	LogKd(10 th)
			L/kg			
As	362500	5.56	183	2.26	221	2.34
Cd	200000	5.3	50000	4.7	50000	4.7
Co	119048	5.08	4167	3.62	4605	3.66
Cr	138000	5.14	30769	4.49	32642	4.51
Cu	81395	4.91	47826	4.68	51652	4.71
Pb	600000	5.78	142857	5.15	164071	5.22
Ni	127211	5.1	8921	3.95	8952	3.95
Fe	1025000	6.01	2650	3.42	3261	3.51
Zn	81675	4.91	32724	4.51	32924	4.52
V	281250	5.45	22973	4.36	36651	4.56

Taulukko 84. Metallien keskimääräinen jakautumiskerroin LogKd (L/kg) sedimentin ja huokosve-
den välillä (N=2) Luikonlahden havaintopisteillä.

Havaintopiste	Syvyys	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	(cm)					L/kg			
LUIS2	0-2	5,7	4,7	5,0	5,0	4,7	4,8	5,8	4,0
LUIS8	0-2	4,0	4,6	3,6	5,1	4,9	3,9	5,4	4,1
LUIS10	0-2	4,1	4,5	4,1	4,9	4,7	4,0	5,2	4,1
LUIS3A	0-2	4,5	nd	4,0	4,8	4,8	4,2	nd	4,8
LUIS2	2-10	4,1	4,9	3,7	4,7	4,9	4,1	5,5	4,0
LUIS8	2-10	2,7	4,6	4,2	4,7	5,0	4,1	5,6	4,5
LUIS10	2-10	2,4	4,6	4,1	4,8	5,0	4,0	5,5	4,5
LUIS3A	*	1,6	nd	3,7	4,7	4,8	4,4	nd	4,8

(*) sedimentin syvempien kerroksien keskiarvo on sedimentin 15–17 cm:n ja huokosveden 2-10 cm:n pitoisuustiedoista

Taulukko 85 Sedimentin ja huokosveden logKd (L/kg) arvot eri metalleille (US EPA 2005, EPA/600/R-05/074).

Metalli	Mediaani	Keskiarvo	Keskihajonta	Min	Max
As	2,2	2,4	0,7	1,6	4,3
Cd(II)	3,7	3,3	1,8	0,5	7,3
Cr(III)	nd	4,9	1,5	1,9	5,9
Cr(VI)	nd	1,7	1,4	0	4,4
Cu(II)	4,1	3,5	1,7	0,7	6,2
Ni(II)	nd	3,9	1,8	0,3	4
Pb(II)	5,1	4,6	1,9	2	7
Zn(II)	4,8	4,1	1,6	1,5	6,2

Taulukko 86. Vesien arvioitu haitaton pitoisuus $PNEC_{\text{vesi}}$ (mg/L) neljälle eri vesiympäristön trofiatasolle (levät, äyriäiset, pohjaeläimet ja kalat).

$PNEC_{\text{vesi}}$	As	Cd	Cu	Pb	Ni	Zn
Trofiataso	(mg/L)					
Levät		0.0003	0.0005		0.00123	0.00049
Äyriäiset	0.0633	0.0000003	0.00004	0.00063	0.00069	0.0037
Pohjaeläimet		0.00018	0.00163	0.0057	0.0363	
Kalat	0.0329	0.000002	0.00016	0.000003	0.004	0.0025

Taulukko 87. Metallien yleinen PNEC –arvo maaperälle, makealle vedelle ja makean veden sedimentille (ECHA, European Chemical Agency, tietokanta)

PNEC	Maa (mg /kg dw)	Vesi (µg/ L)	Sedimentti (mg kg dw)
Arseeni	0.095	0.0005	5
Kadmium	0.9	0.19	1.8
Koboltti	7.9	0.51	9.5
Kromi	21.1	6.5	205.7
Kupari	65	7.8	87
Lyijy	147	6.5	174
Nikkeli	23.5	*	*
Sinkki	35.6	20.6	117.8
Vanadiini	*	7.6	240

Arviointikerroimella AF ja SSD jakaumalla johdettu PNEC

Kohde-eliöt ja reseptoreiden valinta

Luikonlahdella ja Petkellahdella altistumisen kannalta merkittävimmät sedimenttien kohde-eliöt ovat pohjaeläimet, koska sedimentteihin on kertynyt suuria määriä metalleja, joille pohjaeläimet voivat altistua joko suoran kosketuksen tai ravinnon kautta. Myös pohjasta syövät kalat voivat altistua metalleille, esimerkiksi sinkille ja nikkelille.

Luikonlahden eliöreseptoreiksi valittiin alueelle soveltuvia lajeja, joista ekotoksisuustietoja oli saatavilla. Pohjaeläimistä valittiin surviaissääskentoukka (*Chironomidae*). Luikonlahden runsaslukuisempia pohjaeläimiä ovat surviaissääski ja hernesimpukat. Ekotoksikologisten kokeiden tunnuslajeja ovat surviaissääskentoukkiin kuuluvat lajit *C. riparius*, *C. dilutus* ja *C. tentans*, joista toksisuustietoja löytyy runsaasti. Myös vesikirppu *Daphnia magna* on keskeinen tunnuslaji toksikologisissa testeissä. Ekotoksisuustietoihin pohjautuen pohjaeläin- ja planktonyhteisölle, sekä kalastolle aiheutuvaa vaaraa tarkasteltiin vertaamalla veden- ja sedimentin mitattuja pitoisuustuloksia herkimpien lajien alimpaan haitattomaan pitoisuuteen (NOEC) (Taulukko 88).

Jokaiselle trofiatasoille määritettiin erikseen vaarasuhde (HQ_{trofia}), jonka perusteella arvioitiin mikä trofiatasoista on herkin kyseiselle metallille. Trofiatason vaarasuhde (Taulukko 89) laskettiin pinta-veden liukoisen keskimääräisen metallipitoisuuden (µg/L) ja kalan, äyriäisten sekä levien haitattomaan pitoisuuden suhteesta käyttäen eliöiden alinta havaittua NOEC arvoa tai geometristä NOEC keskiarvoa:

$$HQ_{\text{levät,äyriäiset,pohjaeläimet,kalat}} = \text{PEC}/\text{NOEC}.$$

Taulukko 88. Levien, äyriäisten, pohjaeläinten ja kalojen haitaton pitoisuus NOEC_{min} ja NOEC_{GM} pintaveden liukoille metallipitoisuuksille (µg/L)

NOEC _{min} (µg/L)					NOEC _{GM} (µg/L)			
	Levät	Äyriäiset	Pohjaeläimet	Kalat	Levät	Äyriäiset	Pohjaeläimet	Kalat
As		633		329		1812		2168
Ni	12.3	6.9	363	40	33.6	16.3	528.2	67.4
Cu	5	0.4	16.3	1.6	272.9	38.2	37.4	53
Zn	4.9	37		25	17.1	193.5		116.1

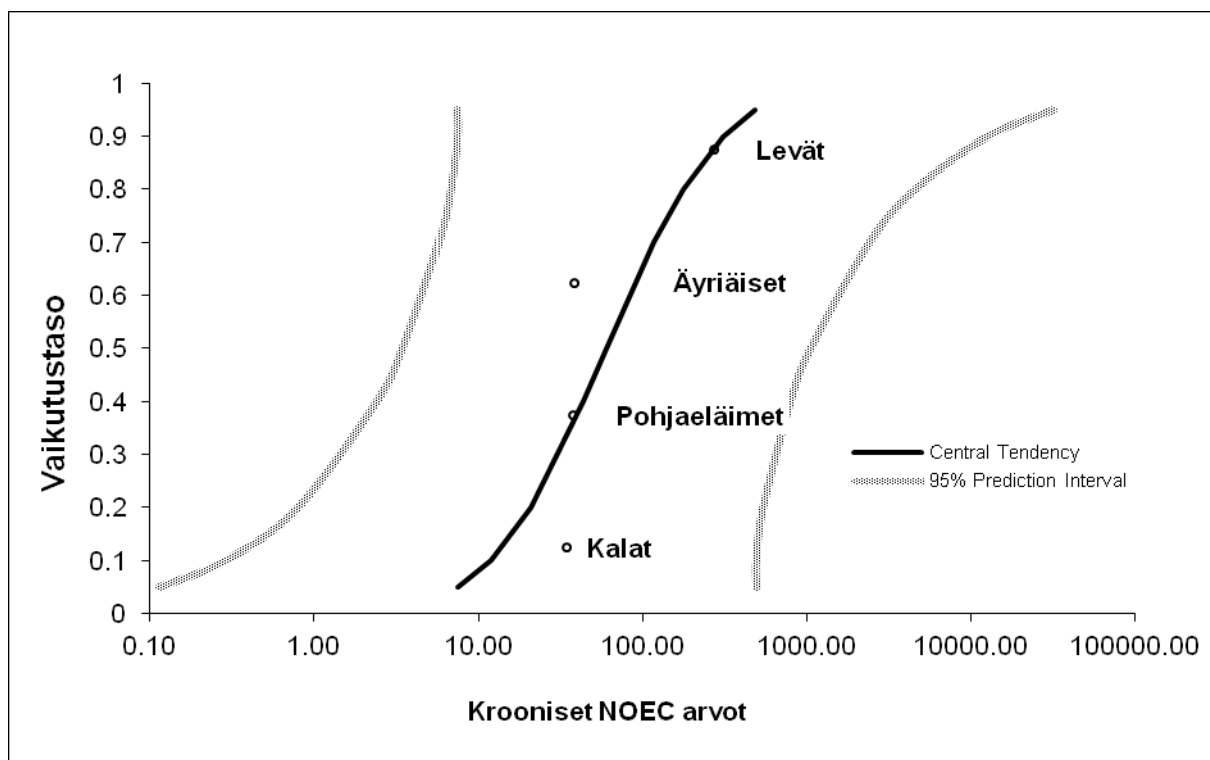
Taulukko 89. Eri trofiatasojen vaarasuhde (HQ_{trofia}) Luikonlahden ja Petkellahden vesistöjen avovesikauden 2011 keskimääräisille metallipitoisuuksille (Savo-Karjalan ympäristömittaus Oy¹, Herta-tietokanta avovesikauden 2008²) NOEC_{min} ja NOEC_{GM} arvoilla laskettuna.

NOEC _{min} (µg/L)					NOEC _{GM} (µg/L)			
	Levät	Äyriäiset	Pohjaeläimet	Kalat	Levät	Äyriäiset	Pohjaeläimet	Kalat
Petkellahti								
Ni ¹	2,19	3,90	0,07	0,67	0,80	1,65	0,05	0,40
Zn ¹	13,11	1,74		2,57	3,76	0,33		0,55
Cu ²	0,34	4,24	0,10	1,06	0,01	0,04	0,05	0,03
Luikonlahti								
As ¹		0,004		0,008		0,001		0,001

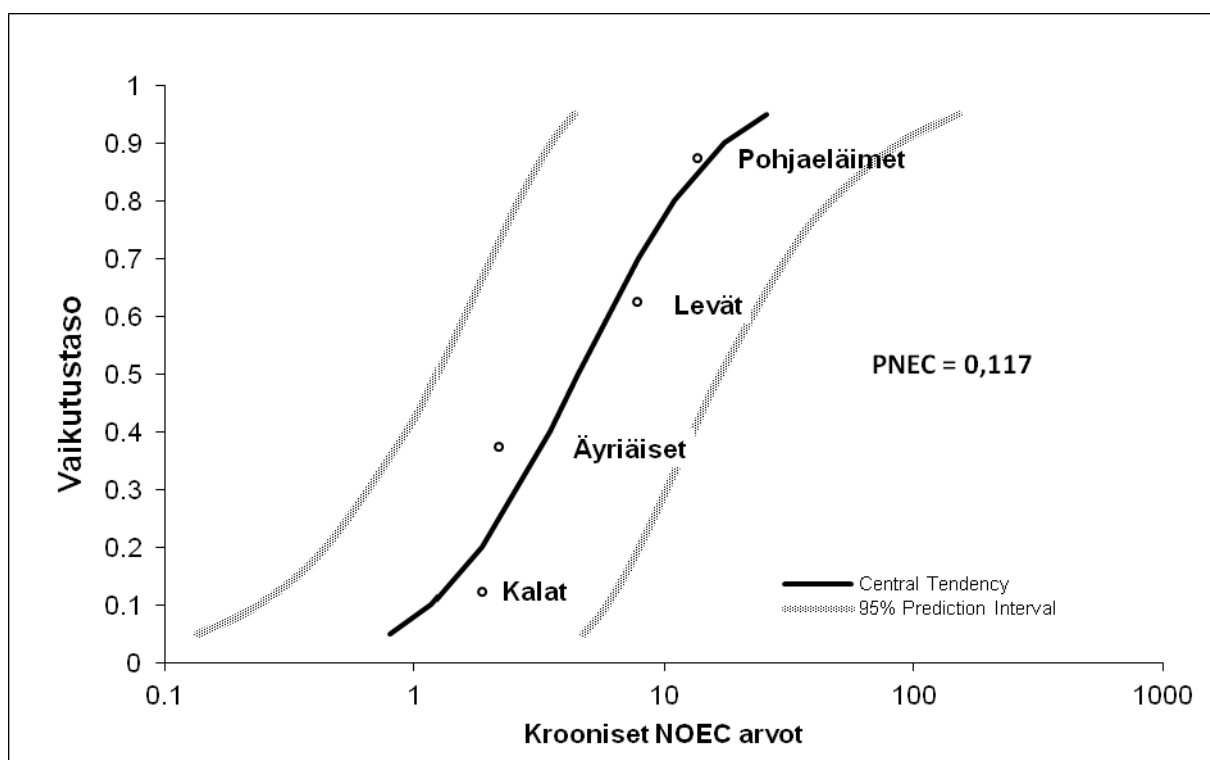
Lajien herkkyysjakauma (SSD-jakauma)

Kuparille, lyijylle ja kadmiumille johdettiin PNEC_{vesi} -arvot lajien herkkyysjakaumalla (SSD). Kuparille löytyi kroonisia NOEC-arvoja yhteensä 128, ja arviointikertoimeksi valittiin 3. Tosin kuparin EURAR:issa arviointikertoimenä on yksi. Lajierkkyysjakauma (Kuva 39) osoittaa kalojen ja pohjaeläimien olevan herkimpiä kuparille. Lajierkkyysjakauman mukaan kuparin PNEC_{vesi} -arvo on 1,12 µg/L.

Kadmiumille laskettu SSD-jakauma on koostettu 93 havainnosta niin ikään levien, äyriäisten, pohjaeläimien ja kalojen kroonisista NOEC-arvoista. Kadmiumin arviointikertoimenä käytettiin myös arvoa 3 aineiston määrän perusteella. Kadmiumin PNEC_{vesi} -arvoksi saatiin 0,117 µg/L ja kuten kuparilla kalat ovat herkimpiä kadmiumille ja vaikutukset näkyvät jo pienemmissä pitoisuuksissa (Kuva 40).



Kuva 39. Kuparin (Cu) SSD jakauma (SSD Generator, EPA).



Kuva 40. Kadmiumin (Cd) SSD jakauma (SSD Generator, EPA).

Taulukkoon 90 on koottuna Kd- arvoilla johdetut sedimenttien PNEC arvot, joiden mukaan määritettiin riskiluvut Luikonlahden sedimenttien metallipitoisuuksille.

Taulukko 90. PNEC_{sedimentti} -arvot arseenille, nikkelille, sinkille, kuparille, kadmiumille ja lyijylle (mg/kg dw) sedimentin ja huokosveden eri Kd –arvoilla (Luikonlahti ja US EPA, 2005) ja SSD jakaumalla ja Kd(10th) johdettuna, sekä sedimenttien yleinen PNEC_{sedimentti} (ECHA).

PNEC _{sediment}	As	Ni	Zn	Cu	Cd	Pb
	(mg/kg)					
Luikonlahti, Kd						
<i>Levät</i>	*	11	16.1	25.8	15	*
<i>Äyriäiset</i>	13.95	6.18	121.8	2.1	0,02	103.4
<i>Pohjaeläimet</i>	*	325	*	84.2	9	935.2
<i>Kalat</i>	7.25	35.8	82.3	8.26	0.1	0.49
EPA (2005), Kd						
<i>Levät</i>		9.77	6.17	1.58	0.6	*
<i>Äyriäiset</i>	15.9	5.48	46.58	0.13	0	25.08
<i>Pohjaeläimet</i>		288.34		5.15	0.36	226.92
<i>Kalat</i>	1.31	31.77	31.47	0.51	0	0.12
SSD	*	*	*	57.85	5.85	*
PNEC _{sediment} (ECHA)	5	*		87	1.8	174

Biosaatavuuserojen korjaus: kohdekohtaisen PNEC -arvon johtaminen

SOIL_{PNEC} laskentaohjelma

Luikonlahden sedimenttien metallipitoisuuksien riskiarvioon käytettiin SOIL_{PNEC} laskentaohjelmaa, joka on kehitetty maaperän metallipitoisuuksien riskinarviointiin (<http://www.arche-consulting.be/metal-csa-toolbox/soil-pnec-calculator/>). Tässä yhteydessä PEC-arvona käytettiin sedimenteistä mitattua pitoisuutta. SOIL_{PNEC} laskentaohjelma laskee kohdekohtaiset riskiluvut kuparille, nikkelille ja sinkille huomioiden myös paikalliset olosuhteet (pH ja savi- ja orgaanisen aineksen osuudet). Laskentaohjelmalla laskettiin PNEC -arvot myös kadmiumille ja lyijylle, mutta ne eivät sovellu kohdekohtaiseen tarkasteluun vaan ainoastaan vaaran tunnistamiseen.

SOIL_{PNEC} -ohjelmaa vastaavaa työkalua ei ole kehitetty sedimenteille ja siksi tässä esitettäviä tuloksia tulkittaessa on otettava huomioon, että ohjelma on tarkoitettu sovellettavaksi maaperälle. SOIL_{PNEC} -ohjelman käyttöä Luikonlahden sedimenttien riskinarvioinnissa perustellaan sedimenttimassan mahdollisella käytöllä maantäyteaineena, mistä voi aiheutua haittaa maaperän eliöille. Luikonlahden sedimenttien pintakerroksen (0-2 cm) PNEC ja PEC -arvot ja riskiluvut on laskettu

havaintopaikkojen metallipitoisuuksien keskiarvoista (taulukot 91 ja 92). Sedimentin pH lukuna käytettiin arvoa 7 ja orgaanisen aineksen prosenttiosuutena 31-35 % havaintopaikasta riippuen. Saviaineksen osuutta ei ollut laskelmissa mukana, koska siitä ei ollut tietoa.

Taulukko 91. SOIL_{PNEC} ohjelmalla johdetut PNEC, RCR ja PAF % arvot Luikonlahden havaintopisteiden sedimenttien keskimääräisille metallipitoisuuksille (mg/kg dw). pH= 7, org.aines 31 % (*ei dataa).

	PEC (mg/kg dw)			PNEC (mg/kg dw)		RCR		PAF%	
	added	total	Taustapitoisuus	added	total	total	added	added	total
Cd	0.83	0.83	0.9	1.13	0.9	0.74	0.92	3.13	*
Cu	15.78	42.75	26.97	61.62	88.37	0.26	0.48	0.05	0.38
Ni	76.24	115.26	39.02	16.82	24.66	4.53	4.67	41	51.2
Pb	13.32	46.83	33.51	163	167.9	0.08	0.28	0.01	0.29
Zn	59.32	192.4	133.08	105.04	129.39	0.56	1.49	1.42	10.7

Taulukko 92. SOIL_{PNEC} ohjelmalla johdetut PNEC, RCR ja PAF % arvot Petkellahden havaintopisteiden sedimenttien keskimääräisille metallipitoisuuksille (mg/kg dw). pH= 7, orgaaninen aines 35 % (*ei dataa).

	PEC (mg/kg dw)			PNEC (mg/kg dw)		RCR		PAF%	
	added	total	Taustapitoisuus	added	total	total	added	added	total
Cd	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cu	21.46	55.2	33.74	61.62	88.37	0.35	0.62	0.16	1.05
Ni	130.63	244	113.37	16.82	24.66	7.77	9.89	60.93	80.12
Pb	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Zn	1244.29	1490	245.71	105.04	129.39	11.85	11.52	76.52	80.07

7.2.6 Sedimenttien metallipitoisuuksien riskiluku

Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metallipitoisuuksille laskettiin riskiluvut (Taulukko 93 sedimentin ja huokosveden K_d- arvoilla, arviointikertoimen (AF), SSD jakauman ja Soil_{PNEC} - laskentaohjelman avulla johdetuista PNEC arvoista ja Luikonlahden sekä Petkelahden metallipitoisuustiedoilla (PEC). Sedimentti-huokosveden K_d -arvoina käytettiin Luikonlahden paikallisia arvo-

<i>Levät</i>	*	22.2	92.5	2.1	*	*
<i>Äyriäiset</i>	0.4	39.5	12.2	26.3	*	*
<i>Pohjaeläimet</i>	*	0.8	*	0.7	*	*
<i>Kalat</i>	0.8	6.8	18.1	6.7	*	*
EPA (2005), Kd						
<i>Levät</i>	*	25	241.5	34.9	*	*
<i>Äyriäiset</i>	0.4	44.5	32	425	*	*
<i>Pohjaeläimet</i>	*	0.8	*	10.7	*	*
<i>Kalat</i>	4.7	7.7	47.3	108	*	*
SSD	*	*	*	1	*	*
PNEC _{sediment} (EC-HA)	1.2	*	*	0.6	*	*
SOILPNEC _{total}	*	7.8	0.4	11.9	*	*
SOILPNEC _{added}	*	9.9	0.6	11.5	*	*

Luikonlahden ja EPA:n (2005) sedimenttien Kd –arvoilla johdetut PNEC –arvot antavat myös erilaisia arvioita Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metallipitoisuuksien haitallisuudesta vesiympäristön eri trofiatasoille. Luikonlahden mitatut ja EPA:n Kd- arvoilla sedimenttien metallit aiheuttavat mahdollista riskiä leville, äyriäisille, pohjaeläimille ja kaloille riskiluvun suuruusjärjestyksessä seuraavasti:

Trofiataso	Luikonlahden Kd	EPA:n Kd
Luikonlahti		
<i>Levät</i>	Zn ≥ Ni > Cu	Zn > Cu > Ni
<i>Äyriäiset</i>	As ≥ Cu ≥ Ni > Zn	Cu > Ni ≥ As > Zn > Pb
<i>Pohjaeläimet</i>	RCR < 1	Cu > Cd
<i>Kalat</i>	Pb > As > Cd > Cu > Ni ≥ Zn	Pb > As > Cu > Zn ≥ Ni
Petkellahti		
<i>Levät</i>	Zn > Ni > Cu	Zn > Cu > Ni
<i>Äyriäiset</i>	Ni > Cu > Zn	Cu > Ni > Zn

<i>Pohjaeläimet</i>	RCR < 1	Cu
<i>Kalat</i>	Zn > Ni ≥ Cu	Cu > Zn > Ni > As

Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien pääasialliset altistajat ovat pohjaeläimet, joille vallitsevat metallipitoisuudet eivät Luikonlahden Kd –arvoilla saatujen riskilukujen mukaan aiheuttaisi haittaa. EPA:n Kd-arvoilla sedimenttien Cu- ja Cd- pitoisuudet mahdollisesti aiheuttavat pohjaeläimille haittaa (RCR = 2.2 –10.7). Riskinarvion perusteella sedimenttien metallipitoisuuksista aiheutuva riski on kuitenkin pienempi pohjaeläimille verrattuna muihin vapaan veden eliöryhmiin. Herkkimäiksi lajiksi osoittautuivat kalat, joille lähes kaikki tarkastelussa mukana olleet sedimenttien metallien pitoisuudet aiheuttivat riskiä. Äyriäisille riskiä voivat aiheuttaa Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien Cu, Ni, Zn ja As pitoisuudet.

Yleisillä PNEC_{sediment} –arvoilla (ECHA) ainoastaan As -pitoisuus ylittää riskirajan sekä Luikonlahdessa että Petkellahdessa, mutta Petkellahdessa riskiluku on huomattavasti pienempi. Lajiherkkyyss-jakaumalla, jolla pystyttiin tarkastelemaan ainoastaan kuparin ja kadmiumin vaikutuksia, sedimenttien metallipitoisuuksista ei olisi haittaa Luikonlahdella lainkaan ja Petkellahdellakin kuparin riskiluku yksi viittaisi vähäiseen riskiin. Soil_{PNEC} –arvioinnissa Ni (total) ja Zn (added) riskiluvuilla, Luikonlahden sedimentin läjittämistä maalle tai käytöstä maaparannusaineena voi mahdollisesti aiheutua haittaa maaperän eliöille. Myös Petkellahden sedimentin Cu ja Ni (SOIL_{PNEC} total ja added) pitoisuuksista voi olla haittaa maaperässä.

7.3 Maaperän ekologinen riskinarviointi

Luikonlahden tapaustutkimuksessa maaperän metallipitoisuuksien riskin kuvauksessa noudatettiin MINERA –hankkeen riskinarviointimenettelyä. Alustavassa arvioinnissa pintamaan pitoisuuksia tarkasteltiin vaaran tunnistamiseksi asetetuilla ohjearvoilla ja tarvittaessa arviota tarkennettiin ottamalla tarkasteluun mukaan kohdealueen abioottisia ympäristötekijöitä. Maaperäeliöiden – mikrobi- en, maaperäeläimien ja kasvien -altistumisen arviointi perustuu täysin ympäristön mitattuun tai arvioituun metallipitoisuuteen. Luikonlahden tapauksessa altistumispitoisuutena tai annoksena eli PEC -arvona käytettiin kaivosympäristön ja sen lähialueen humuksesta vuosina 2010 ja 2011 mitattuja metallien kokonaispitoisuuksia. Metallien riskin kuvauksessa ympäristön pitoisuutta verrattiin yleiseen tai tarkennettuun maaperäeliöiden arvioituun haitattomaan pitoisuuteen.

Luikonlahden rikastamo ja kaivos sijaitsevat Kaavin kunnan Luikonlahden kylässä, noin 11 km Kaavin keskustasta kaakkoon. Kaivospiiriä ympäröivä alue on maa- ja metsätalousaluetta ja lähimmät asuinrakennukset sijaitsevat noin 500 m:n päässä rikastushiekka-alueen länsipuolella (Itä-Suomen ympäristölupavirasto 2008). Luikonlahden kaivospiirin ja lähiympäristön kasvillisuus on pääosin nuorta sekametsää, ja alueen kasvillisuustyyppi on tuore mustikkatyyppin (MT, Myrtillustyyppi) kangas. Reunavaikutteisten metsäalueiden osuus on suuri, koska alueella on paljon hakkuuaukeita, teitä tai muuten käsiteltyjä alueita. Sivukiven läjitykseen käytetyillä alueilla valtalajeina ovat harmaaleppä, koivut ja erilaiset heinäkasvit (Jäntti, 2012).

Luikonlahden alueella ei ole Natura-kohteita. Lähin Natura-alue, Turulanvaara, sijaitsee Hirvolanmäellä noin 5 km kaakkoon. Petkellahden etelärannalla on Tirrosvuoren vanhojen metsien suoje- luohjelmaan kuuluva alue. Luikonlahden rannalla noin 5 km:n päässä sijaitsee pohjavesialue sekä luonnonsuojelualue. Rikkavesi kuuluu valtakunnalliseen rantojensuojeluohjelman alueeseen.

Maaperän haitta-aineiden riskikuvauksessa keskityttiin ainoastaan metallipitoisuuksista aiheutuviin haittoihin. Kaivosalueella on aiempien tutkimusten mukaan muutakin paikallista maaperän pilaantumista (Ympäristölupakeskus 2008). Hiilivetyypitoisuudet ovat paikoin raja-arvoja korkeammat mm. öljynerottimien ympäristössä, polttoöljysäiliöiden alueella, rikastamon kevytöljysäiliöiden ympärillä ja höyryvoima-aseman alueella. Myös nikkelin ja kuparin pitoisuudet maaperässä olivat tuolloin useilla alueilla lähellä maaperän pilaantuneisuuden raja-arvoa ja sinkin, koboltin, kadmiumin, arseenin ja elohopean pitoisuus myös ylitti raja-arvon satunnaisesti.

7.3.1 Luikonlahden maaperän riskinarvioinnissa käytetyt aineistot ja havaintopisteet

Luikonlahden kaivosalueen ja sen ympäristön humusnäytepisteitä oli kaikkiaan 65 kappaletta. Näistä näytepisteistä 26 sijaitsi kaivosalueella ja 39 sen ulkopuolella. Näytteenotto, -käsittely ja analyysimenetelmät on kuvattu tarkemmin GTK:n humusraportissa (Nikkarinen ja Karlsson 2013). Toukokuussa 2012 otettiin yhtenäisen alueen eteläpuolelta yli 3 km etäisyydellä kaivosalueelta kaksi pintamaanäytettä, joiden metallipitoisuuksia käytettiin riskinarvioinnissa alueen taustapitoisuuksina. Taustapitoisuutena käytettiin myös koko maan humuksen keskiarvoa (Nikkarinen ja Karlsson 2013).

Maaperän metallien riskinarvioinnissa keskityttiin Luikonlahden kaivoksen toiminnan kannalta tärkeimpiin metalleihin eli arseeniin, kadmiumiin, kobolttiin, kromiin, kupariin, nikkeliin, lyijyyn, seleeniin, sinkkiin ja vanadiiniin. Varsinainen riskinarvio ohjeistetaan tekemään metallien kokonaispitoisuuksista mutta tässä tapaustutkimuksessa otetaan huomioon myös metallien helppoliukoiset pitoisuudet vertailun vuoksi. Helppoliukoisen pitoisuuden oletetaan kuvaavan paremmin biosaataavassa muodossa olevaa pitoisuutta.

7.3.2 Luikonlahden maaperän ekologisten riskien kuvaus

Vaaran hahmottaminen

Luikonlahden kaivostoimintaan liittyvien metallien helppoliukoisten ja kokonaispitoisuuksien mediaani ja keskihajonta, sekä minimi ja maksimi pitoisuudet humuksessa on esitetty erikseen kaivosalueelle ja sen ulkopuoliselle alueelle (Taulukko 94). Taulukossa ovat myös Luikonlahden tausta-alueelta kerättyjen humusnäytteiden metallipitoisuudet (helppoliukoinen ja kokonaispitoisuus) ja valtakunnallinen humuksen metallien kokonaispitoisuuksien keskiarvo (Salminen ym. 2003).

Kadmiumia ja lyijyä lukuun ottamatta, kaikkien tarkasteltavien metallien mediaanikokonaispitoisuudet (mg/kg dw) olivat Luikonlahden kaivosalueen sisällä sen lähiympäristöä korkeammat. Pitoisuudet kaivosalueella ylittivät ympäröivien alueiden pitoisuudet 1.7 (vanadiini) – 5 kertaisesti (nikkeli ja arseeni). Kaivosalueen ja sen lähiympäristön pitoisuudet ylittivät myös alueen taustapitoisuudet kadmiumin, koboltin, kromin, kuparin, nikkelin, lyijyn ja sinkin osalta.

Kaivosalueen sekä sen lähiympäristön metallien mediaani pitoisuudet, lukuun ottamatta lyijyä, olivat koko valtakunnan humuksen keskiarvopitoisuuksia korkeammat. Pitoisuuksia vertaillessa on kuitenkin huomioitava Luikonlahden alueen luontaisesti korkeat maaperän metallipitoisuudet. Kaikilla muilla metalleilla, paitsi kadmiumilla, lyijyllä ja seleenillä, alueen taustapitoisuudet olivat korkeammat kuin koko valtakunnan humuksen keskiarvopitoisuudet.

Metallien biosaataavaa pitoisuutta paremmin kuvaavat helppoliukoiset pitoisuudet olivat suurimmalla osalla metalleista taustapitoisuuden tasolla sekä kaivosalueella että sen lähiympäristössä (tauluk-

ko 94). Ainoastaan kromin ja nikkelin helppoliukoiset pitoisuudet kaivosalueella ja sen lähiympäristössä ylittivät alueen taustapitoisuudet. Sinkin helppoliukoinen pitoisuus kaivosalueella oli korkeampi kuin alueen taustapitoisuus, mutta kaivoksen lähiympäristön pitoisuudet vastasivat taustapitoisuutta.

Taulukko 94. Luikonlahden kaivosalueen humuksen metallien kokonais- ja helppoliukoisten pitoisuuksien mediaani, keskihajonta, minimi- ja maksimipitoisuus (mg/ kg dw) sekä koko maan metallipitoisuuksien keskiarvo humukselle (Salminen ym., 2003). Taustapitoisuus on määritetty kaivosalueen ulkopuolelta otetuista humusnäytteistä.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	V
	(mg/kg)									
Kokonaispitoisuus										
Kaivosalue (n=26)										
Mediaani	13.3	0.47	23.6	139	126	161	28.1	0.64	152	48.7
Keskihajonta	17.7	0.49	18.4	179	158	172	13.2	0.48	101	41.3
Minimi	1.61	0.2	5.28	29.9	33.1	25.3	15.3	0.25	49.1	12.5
Maksimi	67.9	2.54	69.3	855	680	596	71.4	2.23	514	172
Kaivoksen lähiympäristö (n=39)										
Mediaani	2.68	0.41	6.6	43.4	53.1	32.2	30.9	0.25	76.2	28.5
Keskihajonta	3.86	0.2	6.66	54.2	101	32.56	10.9	0.33	35.18	26.1
Minimi	0.92	0.15	2.55	5.7	19.3	7.17	8.39	0.25	28.5	14
Maksimi	24	1.09	32.6	315	417	152	62.2	1.54	187	135
Liukoinen pitoisuus										
Kaivosalue (n= 26)										
Mediaani	0.3	0.2	2.7	0.7	3.3	7.9	9.3	*	50.1	0.7
Keskihajonta	2	0.2	5.4	0.8	18.8	29.2	4.3	*	32.4	1.8
Minimi	0.3	0	0.7	0.1	0.1	1.8	1.7	*	9.9	0.1
Maksimi	13.1	1.3	23.2	4.3	109	144	22.4	*	155	9.9
Kaivoksen lähiympäristö (n=39)										
Mediaani	0.3	0.2	2.1	0.6	2	6.2	10.2	*	0.6	42.6
Keskihajonta	0.3	0.2	2.7	0.4	14.1	8.6	3.5	*	1.3	20.7
Minimi	0.3	0	0.7	0.1	0.1	1.8	1.7	*	0.1	9.9

<i>Maksimi</i>	2.1	0.7	15.7	2	65.4	42.9	17.2	*	8.4	89
Taustapitoisuus										
Luikonlahti (n=2)										
Kokonaispitoisuus	2.7	0.1	3	18.1	11.6	12.3	11.8	0.5	42.3	28.5
Liukoinen pitoisuus	<1	0.7	2.7	<0.2	3.7	4.7	11.2	*	39	0.4
Koko maa										
Kokonaispitoisuus	1.3	0.3	1.1	3.9	7.9	4.6	30.8	0.5	40.5	6.9

Arviointitarpeen tunnistaminen

Arviointitarpeen tunnistamiseksi humuksen metallipitoisuuksia verrattiin aluksi PIMA-asetuksen SVP-kynnysarvoihin. SVP-kynnysarvot olivat saatavilla arseenille (As), kadmiumille (Cd), koboltille (Co), kromille (Cr), kuparille (Cu), nikkelille (Ni), lyijylle (Pb), vanadiinille (V) ja sinkkille (Zn) (taulukko 95) (Reinikainen 2007). Kaikkien näiden metallien maksimi kokonaispitoisuudet humuksessa ylittivät SVP-kynnysarvot kaivosalueen sisällä (taulukko 96). Kaivosalueen metallien mediaani kokonaispitoisuudet ylittivät arseenin, kadmiumin, koboltin, kuparin ja nikkelin kynnysarvot. Kaivoksen lähiympäristössä metallien kokonaispitoisuuksien mediaani jäi alle kynnysarvon, mutta maksimi kokonaispitoisuuksilla kynnysarvo ylittyi kaikilla metalleilla lukuun ottamatta sinkkiä.

Kynnysarvon riskiluku metallien helppoliukoisilla pitoisuuksilla oli pienempi kokonaispitoisuuksiin verrattuna (taulukko 96). Kaivosalueen sisällä kaikkien metallien helppoliukoiset pitoisuudet olivat suurempia sen lähiympäristöön verrattuna, mutta mediaanipitoisuudet jäivät vielä alle SVP-kynnysarvojen. Arseenin, kadmiumin, koboltin, kuparin ja nikkelin helppoliukoisilla maksimipitoisuuksilla SVP-kynnysarvot kuitenkin ylittyivät. Kaivoksen lähiympäristössä metallien helppoliukoiset mediaanipitoisuudet jäivät SVP-kynnysarvojen alapuolelle, mutta As, Cd, Co, Cr, Cu ja Ni helppoliukoisilla maksimipitoisuuksilla riskiluku oli yli yhden.

Taulukko 95. Luikonlahden metallien taustapitoisuudet humuksessa sekä PIMA-asetuksen SVP-kynnysarvot ja alemmat ja ylemmät ohjearvot (SHPeKo ja SHPTeko)(mg/kg dw). (Reinikainen 2007)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn	V
	(mg/kg)									
Taustapitoisuus	2.65	0.12	3.04	18.1	11.6	12.3	11.8	0.53	42.3	28.5
SVP	5	1	20	100	100	50	60	-	200	100
SHPeKo	50	10	100	200	150	100	200	-	250	150
SHPTeko	100	20	250	300	200	150	750	-	400	250

Taulukko 96. Metallien kokonais- ja helppoliukoisista pitoisuuksista SVP –kynnysarvolla laskettu riskiluku (RCR = PEC / SVP).

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Se	Zn
Kokonaispitoisuus									
Kaivosalue (n=26)									
<i>Mediaani</i>	2.3	0.5	1.2	1.3	1.2	2.9	0.5	0.7	0.5
<i>Keskihajonta</i>	3.5	0.5	0.9	1.8	1.6	3.4	0.2	0.5	0.4
<i>Minimi</i>	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3	0.4	0.2	0.2	0.1
<i>Maksimi</i>	13.6	2.5	3.5	8.6	6.8	11.9	1.2	2.6	1.7
Kaivoksen lähiympäristö (n=39)									
<i>Mediaani</i>	0.5	0.4	0.3	0.4	0.6	0.7	0.5	0.4	0.3
<i>Keskihajonta</i>	0.8	0.2	1	0.5	1.1	0.9	0.2	0.2	0.4
<i>Minimi</i>	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
<i>Maksimi</i>	4.8	1.2	6.7	3.2	4.2	4.8	1	0.9	2.6
Liukoinen pitoisuus									
Kaivosalue (n= 26)									
<i>Mediaani</i>	0.1	0.3	0.3	<0.1	0.1	0.6	0.1	0.3	<0.1
<i>Keskihajonta</i>	0.6	0.3	0.3	<0.1	0.3	0.8	0.1	0.2	<0.1
<i>Minimi</i>	0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	0.1	<0.1
<i>Maksimi</i>	2.6	1.3	1.2	<0.1	1.1	2.9	0.4	0.8	0.1
Kaivoksen lähiympäristö (n=39)									
<i>Mediaani</i>	0.1	0.2	0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.2	0.2	<0.1
<i>Keskihajonta</i>	0.1	0.2	0.1	<0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	<0.1
<i>Minimi</i>	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Maksimi</i>	0.4	0.7	0.8	<0.1	0.7	0.9	0.3	0.4	0.1

Kynnysarvoja (SVP) ei ole vielä asetettu seuraaville metalleille: hopea (Ag), beryllium (Be), molybdeeni (Mo), rubidium (Rb), seleeni (Se), torium (Th), titaani (Ti), uraani (U), alumiini (Al), barium (Ba), kalsium (Ca), rauta (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangaani (Mn), natrium (Na), fosfori (P), rikki (S), strontium (Sr), ja litium (Li). Näiden alkuaineiden pitoisuuksia verrattiin alu-

een taustapitoisuuksiin, jotka ylittyivät kaivoksen alueella kaikilla muilla alkuaineilla paitsi vismutilla (Bi), antimonilla (Sb) ja boorilla (B).

Kynnysarvojen ylittyessä PIMA-asetuksessa ohjeistetaan vertaamaan mitattuja pitoisuuksia myös alueen tausta-arvoihin (taulukko 96). Luikonlahden humuksen metallien tausta-arvot jäivät kynnysarvojen alapuolelle, joten vaiheittaisen arviointimallin mukaan alueen maaperän pilaantuneisuutta arvioidaan seuraavaksi PIMA –ohjearvoihin.

Perusarviointi

Kaivoksen toiminta-alueen humuksen metallipitoisuuksia verrattiin PIMA-asetuksen ylempään ohjearvoon (SHPTeko) ja kaivoksen ulkopuolelta otettujen näytteiden pitoisuuksia alempaan ohjearvoon (SHPeko) (Taulukot 95 ja 97). Kaivosalueen ulkopuolella humuksen mediaani kuparipitoisuus ylitti alemman ohjearvon (taulukko 97). Alempi ohjearvo ylittyi myös alueen koboltin, nikkelin, seleenin ja vanadiinin maksimipitoisuuksilla. Kuparin alempi ohjearvo ylittyi Kunttisuon (solut 11,12), Pajamalmin louhosten (18,19) ja rikastamon (43) läheisyydessä. Kunttisuolla (solu 12) myös Co, Ni, Se ja V pitoisuudet olivat yli ohjearvon.

Kaivosalueen sisäpuolelta otettujen näytteiden (n=26) pitoisuuksia verrattiin PIMA-asetuksen ylempään ohjearvoon (taulukko 95), joka ylittyi yhdessä tai useammassa näytesolussa kromilla, kuparilla, nikkellillä, vanadiinilla sekä sinkillä (taulukko 97). Kromin pitoisuus ylitti ylempään ohjearvon rikastamon alueella (solu 28) sekä rikastushiekka-altaan pohjoisreunalla (solut 38 ja 39). Kuparin ja nikkelin pitoisuudet ylittivät ylempään ohjearvon yhteensä 14 näytesolussa, jotka kaikki sijaitsevat rikastamon ja rikastushiekka-altaan alueella. Sinkin pitoisuus ylitti ohjearvon Suurisuon koskeikkoalueen pohjoispuolella solussa 27.

Taulukko 97. Kaivosalueen (n=15) ja sen lähiympäristössä (n=5) olevat näytteenottosolut, joissa metallipitoisuudet ylittivät PIMA asetuksen ohjearvot. Ohjearvon ylitys ilmaistu riskilukuna (RCR), joka on saatu vertaamalla metallien kokonaispitoisuuksia SHPTeko- (kaivosalue) tai SHPeko-ohjearvoon (lähiympäristö).

Näytesolu	Co	Cr	Cu	Ni	Se	V	Zn
Kaivosalue							
20	0.2	0.8	2.3	1.6	0.1	0.3	0.4
21	0.3	0.8	1.3	4	0.1	0.2	1
27	0.3	0.4	3.4	3	0.2	0.4	1.3
28	0.2	1.7	0.4	3.5	0	0.7	0.4
29	0.2	0.6	1.4	1.4	0.1	0.2	0.6
35	0.1	0.5	1.1	1.3	0	0.4	0.2
36	0.1	0.7	2.3	3.3	0.1	0.7	0.4
37	0.2	0.7	1.6	1.1	0.1	0.2	0.4
38	0.2	2.9	0.3	2.7	0.1	0.1	0.5
39	0.1	1.1	0.5	1.1	0.1	0.2	0.2
44	0.1	0.3	1.4	0.6	0	0.2	0.4
45	0.1	0.8	0.9	1.1	0.1	0.3	0.4
46	0.2	0.9	1	1.1	0.2	0.2	0.4
47	0.1	0.8	0.6	1.1	0.1	0.2	0.3
53	0.1	0.4	1.2	0.9	0.1	0.2	0.3
Mediaani	0.2	0.8	1.2	1.3	0.1	0.2	0.4
Maksimi	0.3	2.9	3.4	4	0.2	0.7	1.3
Kaivoksen lähiympäristö							
11	0.2	0.5	2.6	0.8	0.3	0.7	0.6
12	1.3	0.6	2.7	2.4	1.2	1.7	0.5
18	0.1	0.3	1.8	0.5	0.1	0.3	0.4
19	0.1	0.5	2.6	0.9	0.2	0.6	0.6
43	0.1	0.6	2.8	1.4	0.1	0.9	0.3
Mediaani	0.1	0.5	2.6	0.9	0.2	0.7	0.5
Maksimi	1.3	0.6	2.8	2.4	1.2	1.7	0.6

Tarkastelluista metalleista ainoastaan nikkelillä mitattiin PIMA asetuksen ohjearvot ylittäviä helppoliukoisia pitoisuuksia (taulukko 98). Nämä korkeat pitoisuudet mitattiin näytteistä, jotka otettiin rikastamoalueella sijaitsevista soluista 28 ja 36, jotka sijaitsevat rikastamon toiminta-alueella.

Taulukko 98. Yhteenveto kaivosalueen (n=15) ja sen lähiympäristössä (n=5) olevien näytteenototosolujen riskiluvuista, jotka on saatu vertaamalla humusnäytteiden helppoliukoisia metallipitoisuuksia PIMA asetuksen ohjearvoihin.

	Co	Cr	Cu	Ni	Se	V	Zn
Kaivosalue (RCR = PEC / SHPTeko)							
Mediaani	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	*	<0.1	0.2
Keskihajonta	<0.1	<0.1	0.1	0.3	*	<0.1	0.1
Minimi	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	*	<0.1	0.1
Maksimi	0.1	<0.1	0.6	1.2	*	0.1	0.5
Kaivoksen lähiympäristö (RCR = PEC / SHPeKo)							
Mediaani	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	*	<0.1	0.1
Keskihajonta	<0.1	<0.1	0.1	0.1	*	<0.1	0.1
Minimi	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	*	<0.1	<0.1
Maksimi	0.1	<0.1	0.3	0.4	*	0.1	0.3

Tarkennettu arviointi

Luikonlahden kaivosalueen ja sen lähiympäristön perusarvioinnin mukaan kromin, kuparin, koboltin, nikkelin, seleenin, vanadiinin ja sinkin pitoisuudet antavat aiheutta tarkennettuun arviointiin. Tarkennettu arviointi suoritettiin ECHA:n (2007) ohjeistaman menettelyn mukaan. ECHA:n tietokannasta on saatavilla yleiset PNEC-arvot kadmiumille, kuparille, kromille, nikkelille ja sinkille. Lisäksi yleiset PNEC -arvot johdettiin esimerkin ja vertailun vuoksi kaikille edellä mainituille metalleille (Taulukko 99) ja arviointi kohdistettiin niihin näytesoluihin, joissa metallien pitoisuudet ylittivät ohjearvot.

Taulukko 99. Yhteenveto PNECmaaperä-arvojen johtamiseen käytetyistä menetelmistä. MINERAn riskiarviossa PNEC-arvot johdettiin tasapainojakaantumiseen perustuvalla laskentatavalla Kd-kertoimen avulla, arviointikertoimella (AF) ja lajien herkkyysjakauman (SSD) avulla sekä tekemällä paikkakohtainen biosaatavuus korjaus Soil PNEC-laskentaohjelmaa käyttäen. Taulukossa on merkitty ne metallit, joihin menetelmiä oli mahdollista soveltaa.

Metalli	Kd-kerroin	Arviointikerroin (AF)	Lajien välinen herkkyysjakauma (SSD)	Biosaatavuus korjaus
Kromi		X a	X b	
Kupari	X a	X a	X b	X
Koboltti	X a	X a		X
Nikkeli		X a		X
Seleen	X b		X b	
Vanadiini	X a	X a		
Sinkki	X a	X a	X b	X

1 NOECmaaperä –arvot SYKE:n Reinikainen 2007 julkaisusta.

2 NOECmaaperä –arvo ECOTOX-tietokannasta (US EPA).

Tasapainojakaantumiseen perustuva laskentatapa

Mikäli maaperäeliöistä tai -prosesseista ei ole lainkaan toksisuustietoja kyseessä olevalle haitta-aineelle, voidaan arvioitu haitaton pitoisuus PNECmaaperä johtaa vesieliötestien (PNECvesieliöt) tuloksista tasapainojakautumislaskennalla eli käyttämällä soveltuvaa maa-maavesi-jakautumiskerrointa (Kd) (ECHA 2008).

$$\text{PNEC}_{\text{maaperä}} (\text{mg/kg}) = \text{PNEC}_{\text{vesieliö}} (\text{mg/L}) * \text{Kd} (\text{L/kg})$$

Koboltin, kuparin, sinkin ja vanadiinin PNECvesieliö –arvot (eli HC5aq) saatiin SYKE:n julkaisusta 23 (Reinikainen 2007). Seleenille haettiin NOECvesieliö arvot US EPA:n ECOTOX-tietokannasta. Mikäli PNECvesieliö-arvoja ei ole valmiina saatavilla, ne voidaan laskea arviointikertoimen avulla NOECvesieliö –arvoista. Seleenin NOECvesieliö-arvot muunnettiin PNECvesieliö-arvoiksi ja näistä arvoista laskettiin PNECmaaperä –arvot maa-maavesi-jakautumiskertoimen (Kd) avulla.

$$\text{PNEC}_{\text{vesieliö}} (\text{mg/L}) = \text{NOEC}_{\text{vesieliö}} (\text{mg/L}) / \text{AF}$$

Luikonlahden humusnäytteistä ei määritetty näytepistekohtaista Kd-arvoa erikseen, joten laskennassa käytettiin GTK:n aiempaa humusraporttia (Nikkari & Karlsson 2013) varten määritettyjä Kd-arvoja (taulukko 100). Nämä humusnäytteet oli myös otettu kaivosalueelta ja sen ympäristöstä, mutta näytepisteitä oli vain yhdeksän. PNEC-arvojen laskentaan valittiin kullekin näytteenottopisteelle lähin GTK:n humusraportin näytepisteen Kd-arvo. Näytepisteiden valinnassa otettiin myös

huomioon maaperätyyppi ja aiemmat tiedot maan pH:sta ja orgaanisen aineksen määrästä, jotka vaikuttavat merkittävästi Kd-arvoon. Kd-arvot oli määritetty useista maaperän syvyyksistä, joista PNEC_{maaperä} arviointiin valittiin lähinnä maan pintaa otetun näytteen arvo.

Taulukko 100. Luikonlahden maa-mavesijakautumiskertoimet (Kd) koboltille, kuparille, seleenille, sinkille ja vanadiinille (Nikkarinen & Karlsson 2013).

Metalli	Kd (l/kg)
Koboltti	91
Kupari	289
Seleen	102
Sinkki	183
Vanadiini	48611

Maaperän ominaisuudet vaikuttavat merkittävästi Kd-arvoihin. Riskinarviointi tarkentuu, jos arvioinnissa voidaan käyttää näytekohtaisia Kd-arvoja. Lisäksi vesieliötesteistä johdetut PNEC_{maaperä}-arvot ovat usein konservatiivisia ja niitä tulisi soveltaa kohdekohtaisessa arvioinnissa harkiten. Kaikilla muilla metalleilla, paitsi seleenillä ja vanadiinilla, tasapainojakautumiseen perustuvalla laskennalla saadut PNEC_{maaperä}-arvot jäivät merkittävästi alle alueen tausta-arvon ja koko valtakunnan keskiarvopitoisuuden (Taulukko 101). Seleenin arvioitu PNEC_{maaperä} -arvo on vain hiukan alle alueen taustapitoisuuden, mutta vanadiinille arvioitu PNEC -arvo on kuusi kertaa suurempi kuin alueen tausta-arvo ja yli 25-kertainen valtakunnan keskiarvoon nähden. Vanadiinille arvioitu PNEC kuitenkin sijoittuu PIMA-asetuksen alemman ja ylemmän ohjearvon välille.

Taulukko 101. Koboltin, kuparin, sinkin ja vanadiinin PNEC_{maaperä} (mg/ kg) arvot sekä ne PNEC-vesieliö arvot (mg/ L), joista maaperä arvot johdettiin tasapainojakautumislaskennalla (Kd, L /kg). Seleenin vesieliötestien NOEC arvot (µg/L), niistä arviointikertoimella johdetut PNEC_{vesieliö} arvot (mg/ L) sekä tasapainojakautumislaskennalla (Kd, L /kg) saadut PNEC_{maaperä} (mg/ kg) arvot.

Metalli	NOEC (µg/L)	NOEC (mg/ L)	AF	PNEC _{vesieliö} (mg/ L)	PNEC _{maaperä} (mg /kg)
Koboltti	-	-	10	0.003 a	0.27
Kupari	-	-	10	0.001 a	0.32
Sinkki	-	-	10	0.01 a	1.34
Vanadiini	-	-	10	0.004 a	170
Seleen	40 b	0.04	10	0.004	0.41

a Reinikainen 2007

b US EPA ECOTOX-tietokanta

Kaivosalueelta ja sen ympäristöstä mitattuja maksimi ja mediaanimetallipitoisuuksia verrattiin Kd-arvolla johdettuihin PNEC-arvoihin (taulukko 102). Koboltilla, kuparilla ja sinkillä vesieliöiden NOEC-arvosta ja maaperän Kd -arvosta johdettu PNEC_{maaperä}-arvo yliarvioi haitattoman pitoisuuden, koska se jäi selvästi alle taustapitoisuuden. Seleenin PNEC_{maaperä}-arvo johtaa todennäköisesti todenmukaisempaan arvioon riskin suuruudesta, mutta vanadiinilla PNEC_{maaperä}-arvon käyttö saattaa aliarvioida maaperän eliöstölle aiheutuvaa riskiä. Tasapainojakautumislaskennalla johdettujen PNEC-arvojen luotettavuus suhteessa todellisiin mitattuihin maaperän taustapitoisuuksiin oli yleisesti ottaen epävarma. Saatujen tulosten perustella, tasapainojakautumislaskentaan perustuva riskinarvio johtaa metallista riippuen ali- tai yliarvioon ja näin ollen riskinarviota tulee tarkentaa.

Taulukko 102. Kd-arvoilla johdetut PNEC_{maaperä} (mg/kg) -arvot ja humuksen metallipitoisuuksien riskiluvut (RCR) Luikonlahden kaivosalueella ja sen lähiympäristössä.

	Co	Cu	Se	V	Zn
	(mg/kg dw)				
PNEC _{maaperä} (mg/kg), Kd	0.27	0.32	0.41	170	1.3
Riskiluku (RCR)					
Kaivosalue (n=15)					
<i>Mediaani</i>	140	746	1.7	0.3	123
<i>Maksimi</i>	254	2141	5.5	1	385
Kaivoksen lähiympäristö (n=5)					
<i>Mediaani</i>	51	1234	2.7	0.6	97
<i>Maksimi</i>	488	1313	13.4	1.5	120

Maaperän PNEC-arvon johtaminen

Euroopan kemikaaliviraston (ECHA) rekisteröityjen aineiden tietokannasta on saatavilla yleiset PNEC-arvot useille Luikonlahden tapauksen keskeisille metalleille (koboltti, kromi, kupari, nikkeli, seleeni, sinkki ja vanadiini). Seuraavaksi esitellään arviointikerroin menettelyllä ja lajien herkkyysjakaumalla johdetut PNEC-arvot ja niitä Luikonlahden pitoisuuksiin vertailemalla saadut riskiluvut. Lopuksi näitä johdettuja PNEC-arvoja verrataan ECHA:n tietokannasta saataviin arvoihin.

Arviointikerroin menettely (AF) Maaperäeliöiden kroonisia NOEC-arvoja koottiin kirjallisuudesta ja eri tietokannoista (Reinikainen 2007, US EPA:n ECOTOX- ja ECHA:n CHEM- tietokannat). NOEC-arvoja käytettiin metallien PNEC-arvojen johtamiseen arviointikertoimen avulla ja kertomiksi valittiin 10 ja koboltille 100 taulukossa 95 esitettyjen kriteerien mukaisesti (taulukko 103).

$$\text{PNEC (mg/kg)} = \text{NOEC (mg/kg)} / \text{AF}$$

Taulukko 103. Maaperäeliöiden krooniset NOEC-arvot metalleille ja niistä arviointikertoimella (AF=10 ja Co:lle AF= 100) lasketut PNEC-arvot. Sekä NOEC että PNEC on ilmoitettu mg/ kg.

	Trofiataso	Co	Cr	Cu	Ni	Zn
		(mg /kg dw)				
<i>NOEC (No Observed Effect Concentration)</i>						
SYKE		*	38	26	65	210
US EPA	<i>Tuottajat</i>	*	200	10	6.25	100
	<i>Kuluttajat</i>	100	*	2.65	300	18
	<i>Hajottajat</i>	300	32	3.2	100	1
<i>PNEC (Predicted No Effect Concentration)</i>						
SYKE		*	3.8	2.6	6.5	21
US EPA	<i>Tuottajat</i>	*	20	1	0.63	10
	<i>Kuluttajat</i>	1	*	0.27	30	1.8
	<i>Hajottajat</i>	3	3.2	0.32	10	0.1

Nikkelille ja kromille arviointikertoimeen perustuvat PNEC-arvot vastasivat suuruudeltaan kaivosalueen ulkopuolisia pitoisuuksia sekä valtakunnallisen taustapitoisuuden keskiarvoa. PIMA –asetuksen NOEC-arvoilla (Reinikainen 2007) lasketut kuparin ja sinkin PNEC-arvot ovat realistisempia kuin ECOTOX-tietokannan NOEC -arvoilla lasketut PNEC-arvot, mutta molemmista tapauksissa PNEC-arvot jäivät alle Luikonlahden taustapitoisuuksien. Koboltille PNEC -arvo laskettiin arviointikerrointa käyttäen ECOTOX-tietokannan NOEC –arvoilla, joilla PNEC-arvo oli samaa luokkaa kuin alueen tausta-arvo. Humuksen metallipitoisuuden riskiluku (RCR) laskettiin suhteuttamalla metallien kokonaispitoisuus arviointikertoimella johdettuun PNECmaaperä-arvoon (taulukko 104). Arviointikertoimella johdettu maaperän PNEC-arvo pienensi Luikonlahden humuksen metallipitoisuuksien riskilukua verrattuna Kd – arvoilla johdettuun PNEC –arvoon. Arviointikertoimella riskiluvut ylittävät kuitenkin edelleen yhden lähes kaikissa näytesoluissa eli pitoisuuksista aiheutuva riski ei arvioinnin mukaan ole vielä hyväksyttävä ja riskinarviointi vaatii edelleen kohdekohtaista lisätarkennusta.

Taulukko 104. Humuksen metallipitoisuuksien riskiluku arviointikertoimella johdetuilla PNEC-arvoilla. Riskiluvut on esitetty vertailun vuoksi kahden eri lähteen NOEC-arvoista johdettujen PNEC-arvojen mukaan (Reinikainen 2007, US EPA ECOTOX). Riskilukujen mediaani (med) ja maksimi (maks) arvot on laskettu erikseen kaivosalueelle (n=15) sekä sen lähiympäristölle (n=5).

Metalli		Syke	USEPA		
(mg/kg dw)			Tuottajat	Kuluttajat	Hajottajat
Lähiympäristö (n =5)					
Co	Mediaani	*	*	14	5
	Maksimi	*	*	133	44
Cr	Mediaani	26	5	*	31
	Maksimi	32	6	*	38
Cu	Mediaani	151	392	1452	1225
	Maksimi	160	417	1544	1303
Ni	Mediaani	13	138	3	9
	Maksimi	37	381	8	24
Zn	Mediaani	6	13	72	1300
	Maksimi	8	16	89	1610
Kaivosalue (n= 15)					
Co	Mediaani	*	*	38	13
	Maksimi	*	*	69	23
Cr	Mediaani	62	12	*	73
	Maksimi	225	43	*	267
Cu	Mediaani	91	237	878	741
	Maksimi	262	680	2519	2125
Ni	Mediaani	30	305	6	19
	Maksimi	92	946	20	60
Zn	Mediaani	8	16	91	1640
	Maksimi	24	51	286	5140

Lajierkkyysjakauma (SSD) US EPA:n ECOTOX ja ECHA:n CHEM- tietokannoissa oli saatavilla riittävästi kroonisia NOEC-arvoja lajien herkkyysjakauman (SSD-jakauma) muodostamiseksi kuparille, seleenille, sinkille ja kromille. Kunkin metallin SSD-jakaumasta oli siten mahdollista johtaa PNEC-arvot ja laskea niiden perusteella humuksen metallipitoisuuksien riskiluvut (taulukko 105).

$$\text{PNEC (mg/kg)} = (5\% \text{ SSD} * 50\% \text{ ci}) / \text{AF}$$

Taulukko 105. Lajien herkkyysjakaumasta (SSD) johdetut PNEC- arvot (mg/kg) ja riskiluvut (RCR) kuparille, seleenille, sinkille ja kromille. Humuksen metallipitoisuuksien riskilukujen mediaani ja maksimi arvot kaivosalueelle (n=15) sekä sen lähiympäristölle (n=5).

Metalli	SSD PNEC (mg /kg dw)	PEC (mg/kg dw)	RCR	
			Lähiympäristö (n=5)	Kaivosalue (n=15)
Cr	4.11	Mediaani	24	57
		Maksimi	29	208
Cu	93.1	Mediaani	4	3
		Maksimi	4	7
Se	7.2	Mediaani	0.2	0.1
		Maksimi	0.8	0.3
Zn	70.1	Mediaani	2	2
		Maksimi	2	7

Suurempaan aineistoon perustuvalla lajierkkyysjakaumalla johdetut PNEC-arvot ovat luotettavampia kuin tasapainojakauman (Kd) tai arviointikertoimen (AF) laskentavoilla saadut arvot. Näin ollen SSD-jakaumasta saatua seleenin PNEC –arvoa ja riskilukua voidaan pitää realistisempaan kuin aiempaa, huomattavasti suurempaa, tasapainojakautumiseen perustuvaa riskilukua. Kromin SSD-jakaumasta johdettu PNEC-arvo vastasi valtakunnallista taustapitoisuuden keskiarvoa ja oli alle PIMA-asetuksen kynnysarvon sekä alemman ja ylemmän ohjearvon. Tämän perusteella kromi pitoisuuksista aiheutuisi huomattava riski, etenkin rikastamon alueella. Kuparin ja sinkin PNEC-arvot ovat suuria suhteessa alueen tausta-arvoihin ja valtakunnan keskiarvopitoisuuteen. PNEC-arvot ovat kuitenkin alle PIMA-asetuksen SVP-kynnysarvon molemmilla metalleilla ja näin niiden, ja niihin pohjautuvan riskinarvion, voidaan olettaa olevan todenmukaisia. Arviointikertoimien ja SSD-jakauman avulla lasketut PNEC-arvot ja niihin perustunut riskinarviointi kuitenkin osoitti, että nikkelin lisäksi koboltin, kuparin ja sinkin riskinarviointia on syytä vielä tarkentaa. Humuksen kromipitoisuuden riskilukua tulisi myös tarkentaa mutta siihen ei ole saatavilla sopivia työkaluja eli biosaatavuuskorjausta kuten nikkelille, sinkille ja kuparille.

Taulukossa 106 on esitetty ECHA:n rekisteröityjen aineiden tietokannasta peräisin olevat PNEC-arvot Luikonlahden keskeisille metalleille. AF-kertoimella johdetut PNEC -arvot olivat kaikilla muilla metalleilla paitsi koboltilla pienempiä kuin ECHA:n tietokannan yleiset PNEC -arvot. SSD-jakaumalla johdettu kromin PNEC-arvo oli pienempi kuin ECHA:n PNEC-arvo, mutta kuparille ja

sinkille SSD- jakaumalla saadut arvot olivat suuremmat. Selenille ei ollut ECHA:n tietokannassa lainkaan saatavilla PNEC-arvoja.

Taulukko 106. Metallien yleiset PNEC-arvot ECHA:n rekisteröityjen aineiden tietokannasta. Humuksen metallipitoisuuksien riskilukujen mediaani ja maksimi arvot kaivosalueelle (n=15) sekä sen lähiympäristölle (n=5). (<http://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/registered-substances>). * ei tuloksia.

Metalli	Co	Cr	Cu	Ni	Se	Zn	V
Yleinen PNEC (mg /kg k.a) ECHA	7.9	21.1	65	23.5	*	35.6	*
Riskiluku, RCR							
Kaivosalue (n=15)							
Mediaani	5	11	4	8	*	5	*
Max	9	41	10	25	*	14	*
Lähiympäristö (n=5)							
Mediaani	2	5	6	4	*	4	*
Max	17	6	6	10	*	5	*

PNEC -arvojen vertailu osoitti niiden johtamisen ja erityisesti sopivien NOEC -arvojen valitsemisen laskentaa varten haastavaksi. ECHA:n tietokannan yleiset PNEC -arvot ovat asiantuntijapanee-
lien kokoamia ja validoituja, joten tietokantaa tulisi käyttää ensisijaisena lähteenä yleisille PNEC-
arvoille. Mikäli PNEC -arvoa ei ole saatavilla, voidaan ne johtaa itse, mutta arvojen tulkin-
nassa tulee noudattaa riittävää ja asianmukaista varovaisuutta.

Maaperän PNEC-arvon biosaatavuuskorjaus

Humuksen metallien biosaatavuuden korjaamiseksi käytettiin Soil PNEC calculator- laskentaohjel-
maa, joka huomio kohdekohtaisten PNEC -arvojen laskemisessa paikalliset ympäristötiedot, jotka
voivat vaikuttaa metallien biosaatavuuteen. Biosaatavuuskorjaus on mahdollista tehdä paikkako-
htaisesti vain koboltille, kuparille, nikkelille ja sinkille. Ohjelma tarvitsee kohdekohtaiset tiedot
maaperän metallien taustapitoisuuksista, pH:sta, kationinvaihtokapasiteetista (CEC, cmol+ / kg),
orgaanisen aineksen määrästä (OM%) ja hienoaineksen määrästä (saves%). Kohdekohtaisten PNEC
-arvojen laskemiseen käytetyt metallien taustapitoisuudet Luikonlahden alueelle on esitetty taulu-
kossa 107 sekä tiedot näytepisteiden maaperän kationin vaihtokapasiteetista, pH:sta, orgaanisen ai-
neksen määrästä sekä hienoaineksen määrästä taulukossa 108.

Taulukko 107. Luikonlahden PNEC arvojen laskennassa käytetyt tausta-arvot koboltille (Co), kuparille (Cu), nikkelille (Ni) ja sinkille (Zn).

Metalli	Co (mg/kg)	Cu (mg/ kg)	Ni (mg/ kg)	Zn (mg/ kg)
Humuksen valtakunnallinen keskiarvo		7.9	4.6	40.5
Humuksen keskiarvo (Luikonlahti)	3.04	11.6	12.3	42.25
Moreenin mediaani (koko maa)		20	24.1	57
Moreenin keskiarvo (n=8) (pohjaveden pinnan yläpuolelta)		26.45	26.23	59.68

Taulukko 108. Yhteenveto Luikonlahden PNEC arvojen laskennassa käytetyistä kohdekohtaisista maaperän tiedoista (kationinvaihtokapasiteetti eli CEC (cmol+ / kg), pH, orgaanisen aineksen määrä eli OM% sekä hienoaineksen määrä eli saves%).

	Kationinvaihtokapasiteetti (CEC)	pH	Orgaaninen aines (OM%)	Savesen määrä (Saves%)
Mediaani	29.6	3.8	51.35	5.13
Keskihajonta	13.23	0.65	20.59	0
Minimi	11.3	3	14.8	5.13
Maksimi	68.4	6.1	92.17	5.13

Maaperän PNEC-arvon biosaatavuuskorjauslaskelmien tulokset kuparille, nikkelille ja sinkille on esitetty kokonaisuudessaan liitteissä 5-12. Tausta-arvoina käytettiin erikseen koko maan humuksen keskiarvoja, Luikonlahden kontrolli humusnäytteen pitoisuuksia, koko maan moreenien keskiarvoja ja Luikonlahdelta mitattuja moreenien keskiarvoja pohjaveden pinnan yläpuolelta. Laskentaohjelma käyttää automaattisesti alueen CEC –arvoja, jos ne on annettu. Vertailun vuoksi maan PNEC –arvo laskettiin myös ilman CEC-arvoja antamalla ainoastaan paikkakohtaiset humuksen pH, OM% ja saves% tiedot. Taulukossa 109 on esitetty yhteenveto näistä tuloksista kaivosalueelle ja sen lähiympäristölle. Koboltille laskenta suoritettiin ainoastaan käyttämällä Luikonlahden kontrolli humusnäytteen pitoisuuksia taustapitoisuuksina, koska koboltin pitoisuuksia ei määritetty moreeninäytteistä. Koboltin tulokset on myös esitetty taulukossa 109.

Metallien maksimipitoisuuksilla alueen maaperäeliöstöllä oli suurempi riski altistua haitallisesti kaivosalueen sisällä kuin sen lähiympäristössä kaikilla muilla metalleilla paitsi koboltilla (Taulukko 109). Maksimipitoisuuksilla nikkeli aiheuttaa mahdollista haittaa 77 %:lle arvioinnissa käytetyille eliöryhmille. Kuparin maksimipitoisuudella haitaton pitoisuus ylittyi 62%:lla eliöistä ja sinkillä

33%:lla. Kuparin ja sinkin mediaanipitoisuuksilla riskiluvut kaivosalueella ja lähiympäristössä olivat samanlaiset vaihdellen välillä 1-2. Nikkelin mediaanipitoisuudella riskiluku oli suurempi kaivosalueella (RCR= 3; PAF = 36 %) kuin sen lähiympäristössä (RCR =1; PAF = 9 %). Kobolttin pitoisuudet ylittivät haitattoman tason ainoastaan yhdessä kaivosalueen ulkopuolisessa näytesyössä (solu 12), jossa 25% eliöistä altistuisi haitallisille vaikutuksille. Kaivosalueen näytesyöissä kobolttipitoisuudet olivat haitattomalla tasolla biosaatavuuskorjauksen jälkeen.

Kaikkien metallien kohdalla biosaatavuus korjaus madalsi arviota eliöstölle aiheutuvasta riskistä verrattuna yleisten PNEC-arvojen perusteella tehtyyn riskinarvioon. Yli yhden olevat humuksen kupari- ja nikkelpitoisuuksien riskiluvut sijaitsivat kaivosalueen pohjoisosassa sekä kaivosalueen ympäristön pohjoisten valumareittien varrella. Sinkkipitoisuuksien riskiluku oli yli yhden kaivosalueella rikastushiekka-altaan eteläosan näyteenottosoluissa sekä lähiympäristössä etelän puoleisen alueen valumareittien varrella.

Taulukko 109. Soil PNEC-laskentanohjelmalla kaivosalueelle ja sen lähiympäristölle lasketut PNEC, PEC, RCR ja PAF.

	Total approach				Added approach			
	Kaivosalue		Lähiympäristö		Kaivosalue		Lähiympäristö	
	Med	Max	Med	Max	Med	Max	Med	Max
Koboltti								
PNEC (mg/kg)	92	172	62	83	73	139	49	66
PEC (mg/kg)	24	69	9	133	21	66	6	130
RCR	0.3	1.0	0.2	1.9	0.3	1.2	0.2	2.4
PAF (%)	0	5	0	25	0	8	0	30
Kupari								
PNEC (mg/kg)	152	201	133	152	113	142	91.7	107
PEC (mg/kg)	280	680	269	417	265	668	192	405
RCR	2	5	2	3	2	6	2	4
PAF (%)	16	56	19	34	23	62	20	42
Nikkeli								
PNEC (mg/kg)	94.6	155	69.7	92.3	71	133	47.2	62.3
PEC (mg/kg)	227	596	87.3	240	170	584	72.5	228
RCR	3	7	1	3	3	11	1	4

PAF (%)	36	77	9	38	27	77	9	44
Sinkki								
PNEC (mg/kg)	168	182	167	176	135	144	118	118
PEC (mg/kg)	205	514	175	187	172	472	145	145
RCR	1	3	1	1	1	4	1	1
PAF (%)	6	31	5	8	7	33	7	7

Eri taustapitoisuustiedot tai CEC-arvot eivät vaikuttaneet kuparin PNEC, RCR ja PAF% tuloksiin (liitteet 5-6). Nikkelillä puolestaan taustapitoisuus ja varsinkin maaperän kationinvaihtokapasiteetti vaikuttivat PNEC, RCR ja PAF % arvoihin (liitteet 3-4). Humuksen CEC-arvojen mukana olo mallissa vaikutti merkittävästi myös kokonaispitoisuuteen perustuvan (Total) ja taustapitoisuudet huomioon ottavan (Added) tarkastelutavan välisiin eroihin siten, että erot näiden tarkastelutapojen välillä olivat suuremmat, jos kohdekohtaisia CEC-arvoja ei käytetty. Sinkin riskiarviossa käytetty taustapitoisuus vaikutti myös merkittävästi sinkin riskilukuun (liitteet 9-12). Metallien taustapitoisuudet humuksessa olivat moreenia pienemmät, jonka vuoksi humuksen taustapitoisuuksia käyttämällä, ohjelma arvioi merkittäviä haitallisia pitoisuuksia ilmenevän jo alhaisemmillä pitoisuuksilla kuin moreenin taustapitoisuuksilla.

Metallien helppoliukoisten ja kokonaispitoisuuksien käyttö riskinarvioinnissa

ECHA:n (2008) ohjeistuksen mukaan metallien ekologisessa riskinarvioinnissa arviointi kohdistuu mitattuihin kokonaispitoisuuksiin, koska erilaisten helppoliukoista pitoisuutta mittaavien uuttomenetelmien vastaavuutta metallien todellisen biosaatavuuden kanssa on vaikea arvioida. Luikonlahden tapauksessa humusnäytteistä mitattiin myös helppoliukoiset pitoisuudet (asetaattiuutto) ja niitä verrattiin kokonaispitoisuuksiin, vaikka varsinainen riskinarvio perustuukin kokonaispitoisuuksiin. Luikonlahden toiminnan kannalta keskeisistä metalleista koboltti, nikkeli ja erityisesti sinkki esiintyivät suuremmaksi osaksi helppoliukoisessa muodossa (taulukko 110). Kromi, kupari ja vanadiini olivat pääasiassa sitoutuneena orgaaniseen ainekseen ja mineraalien kationinvaihto pinnoille, eivät kä siten olleet liukoisessa muodossa.

Taulukko 110. Tutkittujen metallien helppoliukoisten pitoisuuksien prosentuaalinen osuus mitatusta kokonaispitoisuudesta

Metalli	Co (%)	Cr (%)	Cu (%)	Ni (%)	V (%)	Zn (%)
Kaivosalue						
Mediaani	29.8	0.7	8.5	20.7	1.2	54.2
Keskihajonta	9.6	1.1	4.1	5.7	1.5	12.6
Minimi	11.1	0.1	1.4	10.9	0.2	22.4
Maksimi	47.9	5.4	16	31.8	5.8	75.5
Kaivoksen lähialue						
Mediaani	31.1	1.4	3.8	21	2.4	53.4
Keskihajonta	8.9	1.2	4.2	4.9	1.2	10.4
Minimi	10.4	0.1	0.2	4.9	0.2	24.3
Maksimi	45.5	6	18	31.1	6.2	79.9

Vertailun vuoksi helppoliukoisia metallipitoisuuksia verrattiin aiemmin johdettuihin PNEC-arvoihin, mahdollisen liukoisesta metallipitoisuudesta aiheutuvan riskin arvioimiseksi (Taulukko 111). Liukoiset pitoisuudet ovat kokonaispitoisuuksia pienempiä ja aiheutuva riski vaikuttaa laskennallisesti pienemmältä. Sinkistä suuri osa oli liukoisessa muodossa ja sen vuoksi sinkin pitoisuuksista aiheutuva riski alueen eliöstölle on tutkituista metalleista suurin.

Taulukko 111. Humuksen helppoliukoisista metallipitoisuuksia ja johdettuja PNEC-arvoja vertaamalla lasketut riskiluvut (RCR). Riskiluvut on laskettu erikseen kaivosalueelle sekä sen lähiympäristölle ja molemmille on esitetty riskilukujen mediaani, keskihajonta, minimi ja maksimi.

		Kaivosalue			Lähiympäristö		
		Mediaani	Minimi	Maksimi	Mediaani	Minimi	Maksimi
Koboltti							
Kd		29.6	11.1	77.3	19.2	11.9	52
AF	<i>Tuottajat</i>	*	*	*	*	*	*
	<i>Kuluttajat</i>	0.6	<0.1	2.3	0.2	0.1	1.6
	<i>Hajottajat</i>	0.2	<0.1	0.8	0.1	<0.1	0.5
SSD		*	*	*	*	*	*
Kromi							
Kd		*	*	*	*	*	*
AF	<i>Tuottajat</i>	<0.1	<0.1	0.2	<0.1	<0.1	0.1
	<i>Kuluttajat</i>	*	*	*	*	*	*
	<i>Hajottajat</i>	0.3	<0.1	1.3	0.2	<0.1	0.6
SSD		0.2	<0.1	1	0.1	<0.1	0.5
Kupari							
Kd		85.3	11.8	341	112	96.3	204
AF	<i>Tuottajat</i>	8.8	0.6	109	2	0.1	65.4
	<i>Kuluttajat</i>	32.7	2.3	404	7.6	0.2	242
	<i>Hajottajat</i>	27.6	2	341	6.4	0.2	204
SSD		0.1	<0.1	1.2	<0.1	<0.1	0.7
Nikkeli							
Kd		*	*	*	*	*	*
AF	<i>Tuottajat</i>	44.5	6.2	229	9.8	2.9	68.1
	<i>Kuluttajat</i>	0.9	0.1	4.8	0.2	0.1	1.4
	<i>Hajottajat</i>	2.8	0.4	14.4	0.6	0.2	4.3

SSD		*	*	*	*	*	*
Vanadiini							
Kd		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
AF	<i>Tuottajat</i>	*	*	*	*	*	*
	<i>Kuluttajat</i>	*	*	*	*	*	*
	<i>Hajottajat</i>	*	*	*	*	*	*
SSD		*	*	*	*	*	*
Sinkki							
Kd		66.1	30.3	116	40.4	35.7	66.4
AF	<i>Tuottajat</i>	6.6	2.3	15.5	4.3	1	8.9
	<i>Kuluttajat</i>	36.4	12.6	86.1	23.6	5.5	49.4
	<i>Hajottajat</i>	656	226	1550	426	98.7	890
SSD		0.9	0.3	2.2	0.6	0.1	1.3

7.4 Johtopäätökset

Luikonlahden kaivosalueella ja sen lähiympäristössä kromin, kuparin, koboltin, nikkelin, seleenin, vanadiinin ja sinkin pitoisuudet ylittivät useassa näytteenottopisteessä PIMA-asetuksen kynnys- ja ohjearvot sekä alueen taustapitoisuudet. Tarkennettu arviointi osoitti kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuuksien aiheuttavan suurimman riskin alueen maaperän eliöstölle ja prosesseille. Kaivosalueella ohjearvojen ylitykset tapahtuivat pääosin rikastamon keskeisillä toiminta-alueilla ja rikastushiekka-altaan ympäristössä. Kaivoksen lähialueella ylitykset sijoittuivat vesistöjen valumareittien varsille. Alueen maaperän pH (mediaani pH 3.8) on samankaltainen koko valtakunnan humuksen mediaani pH:n kanssa. Näin happamassa maassa kupari, nikkeli ja sinkki ovat pääosin liukoissa muodossa, mikä osaltaan selittää kaivosalueen ulkopuolelta mitatut kynnysarvojen ylitykset valumareittien varrella olevissa näytteenottosoluissa. Luikonlahden kaivosympäristöstä mitattujen kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuuksien on havaittu vaikuttavan haitallisesti useisiin maaperän hajottajiin ja änkyrimatoihin (Jäntti 2012). Etenkin korkeiden sinkin pitoisuuksien on havaittu olevan erityisen haitallisia hajottajille ja tämä näkyi myös tässä riskinarviossa korkeina PNEChajottaja –arvoina ja riskilukuina. Jäntin (2012) tutkimuksessa mahdolliset vaikutukset hajotustoimintaan näkyivät karikkeen hajoamisen hidastumisena karuimmilla ja kuormittuneimmilla näytepisteillä.

Vaiheittaisen riskin arviointimallin todettiin olevan hyödyllinen apuväline riskinarvioinnissa. Niille metalleille, joille on asetettu PIMA-asetuksessa kynnys- ja ohjearvot, tarkennettua arviointia ei tarvita. Biosaatavuuden huomioonottaminen voi auttaa kohdekohtaisessa arvioinnissa, mutta pelkääntään yleisen PNEC -arvon mukaan lasketut riskiluvut olivat lähes poikkeuksetta suurempia kuin ohjearvojen pohjalta lasketut riskiluvut. Tämä johtuu osaltaan siitä, että SHPEko- ja SHPTeko-

ohjearvot on määritetty siten, että ne suojelevat 50% maaperän eliöistä ja prosesseista. PNEC-arvot vastaavat SVP-kynnysarvoa siinä että ne suojelevat 95% eliöistä ja prosesseista. Näin ollen mikäli tarkastelunkohteena oleville metalleille on säädetty ko. ohjearvot, riskin arviointi voidaan perustaa niihin ja kohdekohtaisten biosaatavuuserojen arviointiin. Mikäli ohjearvoja ei ole saatavilla, voidaan tausta-arvojen lisäksi pitoisuuksia verrata joko ECHA:n tietokannasta saataviin yleisiin PNEC-arvoihin tai sitten ne on mahdollista johtaa Kd-kertoimella, arviontikertoimella tai SSD-jakaumalla.

Luikonlahden tapauksessa testattiin eri menetelmiä yleisen PNEC-arvon johtamisessa. Laskennan tuloksiin liittyvää epävarmuutta voidaan arvioida tarkastelemalla tulosten vaihteluväliä. Kd-kertoimeen perustuvat PNEC-arvot ovat hyvin konservatiivisia, mikä näkyy mm. suurina riskilukuina. Lisäksi tulosten vaihteluväli (min-max) oli suuri ja näin ollen myös riskin arvioon liittyvä epävarmuus on suuri. Tämän vuoksi tulisi pyrkiä käyttämään joko arviointikertoimeen perustuvaa laskutapaa tai SSD-jakaumaa. Mikäli tuloksia on saatavilla riittävästi, SSD-jakaumasta saatu PNEC-arvo on todennäköisesti luotettavin. Luikonlahden tapauksessakin riskilukujen vaihteluväli pieneni ja luotettavuus parani, kun vertailussa käytetty PNEC -arvo pohjautui suurempaan aineistoon. Arviointikertoimella lasketut tulokset olivat luotettavampia kuin Kd-kertoimella lasketut ja SSD-jakaumasta johdetut tulokset edelleen parempia. Biosaatavuuskorjauksen jälkeen riskilukujen vaihteluväli ja arvioon liittyvä epävarmuus oli kaikista pienin. Riskinarvion epävarmuus oli suurempi kaivosalueella kuin sen lähiympäristössä mikä johtuu suuremmasta vaihtelusta maaperän metallipitoisuuksissa.

PIMA-asetuksessa eritellään myös tilanteet, milloin pelkät ohjearvot eivät riitä maaperän pilaantuneisuuden arvioimiseksi, vaan edellyttävät tarkennettua kohdekohtaista tarkastelua. Kyseisiä tilanteita voi olla, jos kohde sijaitsee tärkeällä tai vedenhankintaan soveltuvalla pohjavesialueella tai kohteen pohjavettä käytetään talousvetenä, kohteessa harjoitetaan ravintokasvien viljelyä tai muuta elintarviketuotantoa, kohteessa sijaitsee päiväkotia tai leikkipuisto, kohteella tai sen lähiympäristöllä on erityinen suojeluarvo, kohteessa on asuinrakennuksia, kohteen ympäristöolosuhteet, haitta-aineiden kokonaismäärä tai ominaisuudet poikkeavat tavanomaisesta siten, että aineiden kulkeutuminen alueen ulkopuolelle tai vaikutukset voivat olla merkittäviä. Metallikaivokset eivät yleensä sijaitse asutuksen lähellä mutta kulkeutumisriskin ja vesistövaikutusten kannalta voi olla hyödyllistä tarkentaa riskinarviota ohjearvoja pidemmälle.

Maaperän ekologisten riskien arvioinnissa on tärkeää, että maanäytteitä on otettu riittävästi ja riittävän laajalta alueelta. Näytteenottoa on suositeltavaa keskittää erityisesti valumareiteille. Suurin epävarmuus liittyy näytteenoton ja analyysitulosten kattavuuteen. Lisäksi riskinarvioissa on hyvä pohtia toksisuusarvojen ja testeissä käytettyjen eliöiden kattavuus ja soveltuvuus kohteena olevan ympäristön arvioimiseen. Tämä ei ole aina käytettävissä olevan ajan vuoksi mahdollista ja sen vuoksi olisi hyvä pohjata arvio jo olemassa oleviin, validoituihin arvoihin.

8 LUIKONLAHDEN INTEGROITU RISKINARVIO

Hannu Komulainen (THL) ja Sari Makkonen (UEF)

Luikonlahden integroitu riskinarvio toteutetaan ympäristön ja ihmisten altistumisesta kaivosympäristön metallipitoisuuksille. Ympäristöön kohdistuvia riskejä tulisi integroidussa riskinarviossa verrata kaikkiin ihmisen terveyttä haittaaviin riskeihin, mutta vertailu tässä tapauksessa ei ole mahdollista, koska kaikkia ympäristöterveysriskejä ei Luikonlahden kaivokseen liittyen tämän hankkeen puitteissa yksityiskohtaisesti arvioitu. Esimerkiksi mahdollisesta koetusta meluhaitasta ei ole tietoa. Metalleille metallikaivosympäristössä altistuvat ihmiset ja ympäristö. Siten metallialtistumiseen liittyvä riskien vertailu on hyvä esimerkki integroidusta riskinarviosta, johon MINERA-mallissa kannustetaan. Koska metalleihin liittyvät riskinarviot on kuvattu edellä (kappaleissa 6 ja 7), riskien vertailuun on koottu ainoastaan tulosten pääkohdat.

Ekologinen riskinarvio toteutettiin metalleille Luikonlahden ja Petkellahden pintavesissä ja sedimenteissä ja valuma-alueelta järviin laskevissa purovesissä sekä kaivosalueen ja lähiympäristön maaperässä. Arvioitavia alkuaineita/metalleja olivat lähtökohtaisesti Co, Ni, Zn, Cu, As, Cd, Cr, Pb, Se ja V, joista kaikkia aineita ei kuitenkaan voitu arvioida kaikissa tarkasteltavissa ympäristöissä (vesi, sedimentti, maaperä).

Purovesien korkeammat metallipitoisuudet aiheuttavat keskimäärin suuremman riskin vesieliöstölle kuin metallit järvivedessä (Luikonlahti, Petkellahti). Luikonlahden purovesissä metallien haitallisuus eliöstölle laski järjestyksessä $\text{Co} > \text{Ni} > \text{Zn}$. Purovedessä on myös haitallisia määriä arseenia. Kuparin pitoisuudet pintavesissä todettiin systemaattisesti vähemmän haitalliseksi kuin muiden edellä mainittujen metallien pitoisuudet.

Luikonlahden järviveden suurimmat As -pitoisuudet ylittävät ympäristölaatunormin ja järven pohjan pintasedimentti ylittää esimerkiksi Kylmäpuron laskualueella moninkertaisesti pilaantuneen sedimentin raja-arvon. Järviveden As -pitoisuus ei todennäköisesti kuitenkaan aiheuta vaaraa äyriäisille ja kaloille toisin kuin Luikonlahden pintasedimenttien As-pitoisuus. Riskinkuvausta ei voitu tehdä leville ja ensisijaisesti sedimenttien haitta-aineille altistuville pohjaeläimille, koska vertailuarvoa arseenin haitattomasta pitoisuudesta ei ollut saatavilla. Muut arvioidut metallit Luikonlahden vedessä jäivät alle yleisen haittatason. Luikonlahden pintasedimentit ruopattuina luokiteltaisiin As- ja Ni-pitoisuuksien perusteella pilaantuneiksi. Näiden tulosten perusteella As voidaan pitää Luikonlahden vesiympäristössä yhtenä poikkeavana aineena, jolle myös ihmiset voivat potentiaalisesti altistua tavanomaista enemmän.

Petkellahden vesistö on kuormittunut erityisesti Zn-, Ni- ja Cu-päästöistä. Lisäksi pohjavedessä on todettu poikkeavan suuria pitoisuuksia sulfaattia ja Mn. Petkellahden pintavedessä Zn arvioidaan aiheuttavan vaaraa leville, Ni ja Cu äyriäisille. Petkellahden pintasedimentin Zn-, Ni- ja Cu-pitoisuuksien perusteella sedimentti luokiteltaisiin pilaantuneeksi, jos se läjitettäisiin maalle. Vaikka sedimentissä olevat pohjaeläimet altistuvat eniten ja suurimmille pitoisuuksille näitä metalleja, suurempi riski pohjaveden sedimentistä kohdistuu sedimentin yläpuolella vedessä vapaasti eläviin eliöihin. Laskennallisesti herkin laji on kalat. Cu, Ni, Zn ja As saattavat aiheuttaa haittaa myös äyriäisille, myös Luikonlahdella. Näiden havaintojen perusteella Zn, Ni ja Cu todennäköisimmin aiheuttavat haittaa vesieliöstölle Petkellahdella, ja riskit ovat laskennallisesti todellisia. Toisaalta aikaisemmat havainnot (Savo- Karjalan ympäristötutkimus Oy 2006) Petkellahden köyhästä pohjaeläinlajistosta osoittaa haitta-vaikutuksia esiintyvän myös sedimenttieliöissä. Yksittäisillä metallien riskiluvuilla voidaan seuloa, mitkä haitta-aineet ylittävät mahdollisen haitallisuuden riskirajan. Haitta-aineiden ja muiden ympäristötekijöiden yhteisvaikutuksista aiheutuva todennäköinen riski

tulisi myös arvioida, mutta sitä ei arvioitu MINERA -hankkeessa. Petkellahden pohjassa todettiin myös epätavallisen suuria sulfaatti- ja mangaanipitoisuuksia, joihin liittyvää mahdollista haittaa ei erikseen arvioitu.

Maaperä kaivosalueella oli pilaantuneempaa metalleilla kuin kaivosalueen ympäristössä, mutta kaivosalueen ympäristön maaperässäkin oli tavanomaista enemmän metalleja. Koska kaivosympäristön asukkaat eivät altistu kaivosalueen maaperälle, integroidussa riskinarviossa tulisi verrata ensisijassa kaivosalueen ympäristön metallikuorman aiheuttamia riskejä. Jos/kun kaivosalueen maaperä on pilaantunut, se heijastuu todennäköisesti kuitenkin myös kaivosalueen lähiympäristöön. Luikonlahden kaivosalueella ja sen lähiympäristössä Co, Ni, Cu, Cr, Zn, V ja Se olivat maaperässä vaihtelevasti koholla. Näistä Cu, Ni ja Zn arvioitiin aiheuttavan suurimman riskin alueen maaperän eliöstölle ja prosesseille. Kaivosalueella maaperän pilaantuneisuus keskittyi rikastamon keskeisille toiminta-alueille ja rikastushiekka-alueen ympäristöön. Kaivosalueen ympäristössä suurimmat todetut metallipitoisuudet sijoittuivat vesien valumareittien varsille. Koska Ni, Zn ja Cu ovat happamassa maassa pääosin liukoissa muodossa, tämä on saattanut edistää niiden liikkuvuutta maaperässä. Kohonneiden metallipitoisuuksien mahdolliset haittavaikutukset maaperän hajotustoimintaan näkyivät lehtikarikkeen hajoamisen hidastumisena Luikonlahden kaivosalueen karuimmilla ja kuormittuneimmilla näytepisteillä. Humuksen Zn-pitoisuudella oli negatiivinen vaikutus erityisesti hajottajaeliöihin kuuluvien änkyrimatojen määrään (Jäntti 2012). Ruokasienten korkeimmat metallipitoisuudet rajoittuivat kaivosalueelle tai sen välittömään läheisyyteen. Muualla lähiympäristössä sienten keskimääräiset metallipitoisuudet eivät eroa huomattavasti muualta Suomesta tausta-alueilta kerättyjen sienien pitoisuuksista (Makkonen et al. 2013). Siten Luikonlahden kaivosalueen ympäristön maaperässä on, kaivostoiminnasta johtuen, metallipitoisuuksia, jotka tuottavat ekotoksikologista haittaa maaperässä. Yhteenvetona ekologisesta riskinarviosta voitaneen todeta, että metallit Luikonlahden kaivosalueen ympäristössä aiheuttavat laskennallisesti ekotoksikologisen riskin sekä lähi-vesistöjen vesieliöille että maaperässä kaivosalueen lähituntumassa.

Terveysriskinarvionissa (kappale 6) laskettiin ihmisten altistuminen (saatu annos), pintavedestä, maaperästä, talousvedestä (kaivot) ja ravintotuotteista samoille metalleille (As, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) Luikonlahden kaivosympäristössä. Tämän lisäksi laskettiin keskimääräinen ihmisten kokonaisaltistuminen kullekin metallille (huomioi tavanomaisen taustasaannin muusta kuin paikallisesta ravinnosta), koska se viimekädessä määrää terveysriskin. Paikallisten lähteiden osuus kokonaisaltistumisesta oli kaikkien metallien osalta lapsille keskimääräisellä altistumistasolla alle 34 % ja aikuisille 6%. Lasten laskennallinen altistuminen on, metallista riippuen 2-9 kertainen aikuisten altistumiseen verrattuna.

Riskeinä arvioitiin erikseen ei-karsinogeeniset vaikutukset ja syöpäriski (syöpäriski arvioitiin ainoastaan As:lle). Arvion mukaan Co, Cr, Cu, Ni, Zn ja V eivät todennäköisesti aiheuta terveysriskiä ihmisille (paikallinen saanti ja kokonaissaanti). Paikallisista lähteistä ei aiheudu merkittävää altistumista Pb:lle, mutta altistuminen nousee lasten keskimääräisen Pb:n kokonaissaannin ja suurimman mahdollisen saannin tasolle, mikä ylittää hieman Pb:lle rajana pidetyn enimmäissaantitason. Pb:lle ei tiedetä (olevan) lapsille haitatonta saantia, mutta todettuun Pb:n kokonaissaantiin ei todennäköisesti liity vielä merkittävää terveysriskiä. Arvion mukaan Cd saantiin ei liity terveysriskiä, mutta turvamarginaalia lasten Cd:n kokonaissaannista haitalliseksi tiedettyyn tasoon ei paljoa jää, erityisesti suurimmalla arvioidulla altistumistasolla (MOS = 7.7).

Ongelmallisimmaksi metalliksi (epämetalli) terveysriskin näkökulmasta osoittautui As. Sen laskennallinen saanti muista lähteistä kuin Luikonlahdelta on jo niin iso, että vähäinen lisäys Luikonlahden ympäristöstä nostaa As saannin lapsilla yli suositellun sallitun maksimitason. Turvamarginaalia alimpaan haitalliseksi tiedettyyn tasoon ei jää (ei-karsinogeeniset vaikutukset). Arseeni on suun kautta saatuna myös karsinogeeninen aine (ainakin juomavedessä). Sekä As saantiin paikallisista

lähteistä (maksimaalinen saanti) että kokonaissaantiin (elinikäisenä altistumisena) liittyy jo kohonnut laskennallinen syöpäriski. As-lisän arvioidaan tulevan Luikonlahdella pääasiassa paikallisen kalan syönnistä. Kokonaisarvio arseeniin liittyvästä syöpäriskistä on, että syöpäriskin lisäys, arvion epävarmuudet huomioiden, ei ole kuitenkaan kovin merkittävä.

Ympäristö- ja terveysriskiä aiheuttavat eniten eri metallit: Ekologista riskiä Co, Ni, Zn, Cu, terveysriskiä As, Cd ja Pb. Koboltti (Co), Ni ja Cu ovat kaivoksen tuotantometalleja eli käsiteltävä malmi sisältää niitä erityisesti ja yhteys ekologiseen riskiin on looginen. Co, Ni, Zn tai Cu eivät ole ihmiselle suun kautta saatuna erityisen haitallisia. Vaikka niille hieman enemmän altistuttaisiinkin Luikonlahdella, altistuminen ei nouse haitalliselle tasolle. Tausta-altistuminen muista lähteistä nostaa As, Cd ja Pb saannin jo lähelle tasoa, joka helposti ylittyy haitalliseksi ympäristöstä tulevan lisäsaannin vuoksi. Kokonaisaltistumisen aiheuttama riski on kuitenkin oikea tapa arvioida terveysriskiä (vrt. ekotoksikologian added risk; tausta altistuminen ei aiheuta riskiä oletuksella että eliöstö tottuu hieman koholla olevaan taustapitoisuuteen).

Vertailua tehtäessä on huomioitava myös arviointien epävarmuudet. Ihmisten metallisaanti Luikonlahden ympäristössä on ainakin muodollisesti aliarvio, koska siitä puuttuu saanti metsämarjoista ja puutarhatuotteista (vihannekset ja juurekset). Terveysriskinarvio-osuudessa korostetaan, että metalleihin liittyvä terveysriskinarvio on suuntaa antava, ja altistumista metalleille, joille riski todetaan tai turvamarginaali näyttää pienelle (As, Pb, Cd), tulisi altistumisen arviointia seuraavaksi vielä tarkentaa mahdollisimman totuudenmukaiseksi.

Kaivosympäristössä olisi huomioitava kaikkien metallien ja alkuaineiden aiheuttamat ekologiset riskit, koska toiminta voi kasvattaa myös ravinteiden pitoisuudet haitalliselle tasolle (vrt. rehevöityminen). Vaaran arviointi ja riskinarviointitarve yleensä perustetaan kynnsarvoihin, ohjearvoihin ja ympäristölaatunormeihin, joiden saatavuus eri metalleille ja alkuaineille on rajallinen. Puuttuvien raja-arvotietojen vuoksi joihinkin alkuaineisiin liittyvä mahdollinen riski voi jäädä huomioimatta. Erityisesti sedimenttien metallipitoisuuksien riskinarviointi on vain suuntaa antava, koska sisävesien sedimenttien ympäristölaatunormit ja raja-arvotiedot puuttuvat kokonaisuudessaan ja niihin sovelletaan MINERA:n arvioinnissakin rannikkovesien ympäristölaatunormeja. Meriveden ja makean veden ominaisuudet poikkeavat kuitenkin toisistaan, mikä voi aiheuttaa vaihtelua metallien biosaatavuudessa.

MINERAn ekologisen riskinarvioinnin tärkein ja suurin epävarmuustekijä on sopivan kohdekohtaisen haitattoman pitoisuuden arvio (PNEC-arvo) vesi-, sedimentti- ja maaperä- ympäristölle. Kaikille metalleille ei ole olemassa riittävästi tietoa haitattomasta pitoisuudesta eri trofiatasoille, jolloin joudutaan käyttämään arviointikertoimia turvaamaan haitattomuus kaikkein herkimmille lajeille. MINERA:ssa päädyttiin valitsemaan riskiarvioon vain ne metallit, joille oli jo olemassa yleinen PNEC –arvo, koska PNEC –arvon johtaminen vaatii runsaasti aineistoja ja niiden perusteellista validointia. MINERA:ssa suositellaan ensisijaisesti korjaamaan yleiset PNEC –arvot vastaamaan kohdekohtaisia haitattomia pitoisuuksia huomioimalla vesien, sedimenttien ja maan kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet. Valmiita mallinnusohjelmia metallien biosaatavuuden korjaamiseen on kuitenkin vasta vähän saatavilla.

Ekologisessa riskinarviossa pelkästään riskiluku ei kerro riskin suuruutta, vaan myös todennäköisyys eliöiden osuudesta, joille aiheutuu haittaa, tulisi arvioida. Muutamat biosaatavuuden laskentamallit antavat riskiluvun lisäksi tiedot todennäköisesti altistuvien eliöiden osuudesta. Toisekseen mittaustulokset ovat hetkellisiä ja rajoittuvat pieneen näytemäärään. Vuodenaikaisvaihtelut ja paikalliset vaihtelut pitäisi saada ekologiseen kohdekohtaiseen riskinarvioon mukaan.

Ottaen huomioon metallien ekologisia riskejä koskevan alueen laajuuden (koskee sekä pintavesiä että maaperää), metallien pysyvyyden (metallit säilyvät sedimentissä ja maaperässä alkuaineina pysyvästi, voivat kuitenkin liikkua, pitkäaikaisvaikutukset) ja jo todetut (ei pelkästään arvioidut, mm.

maaperässä todetut haittavaikutukset) ekologiset haittavaikutukset, metallien ekologisia haittoja ja riskejä voidaan pitää tehdyn arvion perusteella pahempina Luikonlahden kaivoksen ympäristössä kuin niiden aiheuttamaa ympäristöterveysriskiä ympäristön väestölle. Riskinhallinnan kannalta kysymys on, miten ekologiset riskit ja ihmisten terveyteen liittyvät riskit arvioidaan. Parhaassa tapauksessa riskinhallintatoimet pienentävät molempia riskejä, vaikka ne aiheutuvat eri altisteista. Kokonaisuuden kannalta on huomioitava, että ihmisten terveysriskinarvio ei sisällä tässä arviossa kaikkia mahdollisia kaivostoimintaan liittyviä altisteita ja niihin mahdollisesti liittyvää haittaa (esimerkiksi koettu melu kaivokselta). Meluhaitta on vähintään viihtyvyyshaitta ja voi muuttaa balanssia terveyshaitan suuntaan. Kokonaan erityyppisten altisteiden sisällyttäminen vertailuun tuo lisähaasteen integroituun kokonaisriskinarvioon. Käytännössä kaivosympäristön riskinarvio on kuitenkin aina integroitua riskinarviota.

LÄHDELUETTELO

Ahel, M., Molnar, E., Ibric, S. & Giger, W. 2000. Estrogenic metabolites of alkylphenol polyethoxylates in secondary sewage effluents and rivers. *Water Science & Technology* 42 (7), 15–22.

Airaksinen, J. U. 1978. Maa- ja pohjavesihydrologia. Kustannusosakeyhtiö Pohjoinen, Oulu. 248 s.

Baars, A. J., Theelen, R. M. C., Janssen, P. J. C. M., Hesse, J. M., van Apeldoorn, M. E., Meijerink, M. C. M., Verdam, L. & Zeilmaker, M. J. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, report 711701 025.

Bennie, D. T., Sullivan, C. A., Lee, H. B., Peart, T. E. & Maguire, R. J. 1997. Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence river. *Science of Total Environment* 193, 263–275.

Biomet. Bioavailability of metals and the Water Framework Directive. www.bio-met.net

Blackburn, M. A. & Waldock, M. J. 1995. Concentrations of alkylphenols in rivers and estuaries in England and Wales. *Water Research* 29, 1623–1629.

Blackburn, M. A., Kirby, S. J. & Waldock, M. J. 1999. Concentrations of alkylphenol polyethoxylates entering UK estuaries, *Marine Pollution Bulletin* 38, 109–118.

Blume, H. P. & Brümmer, G. 1987. Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden, *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 53, 111.

Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Arsenic. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Cadmium. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Copper. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Lead. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Nickel. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Zink. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Carlson, L. & Kumpulainen, S. 2001. Oksidiset rautasaostumat haitallisten aineiden pidättäjinä. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 153, 30–33.

CCME. Canadian Environmental Quality Guidelines. [Viitattu 2.5.2013] Saatavissa: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>

- Chuan, M. C., Shu, G. Y. & Liu, J. C. 1996.** Solubility of Heavy Metals in a Contaminated Soil; Effects of Redox Potential and pH, Water, Air and Soil Pollution 90, 543–556.
- Commonwealth of Australia 2011a.** National Pollutant Inventory (NPI), Emission Estimation Technique Manual for Mining, ver. 3.0, Commonwealth of Australia, Canberra. 69 s.
- DeLaune, R. D. & Reddy, K. R. 2005.** Redox Potential. In Encyclopedia of Soils in the Environment. D. Hillel (ed). Academic Press., 366–371.
- DHI-WASY GmbH 2012.** FeFlow® 6.1. Finite Element Subsurface Flow & Transport Simulation System. DHI-WASY GmbH, Berlin. 116 s.
- Ding, W. H., Tzing, S. H. & Lo, J. H. 1999.** Occurrence and concentrations of aromatic surfactants and their degradation products in river waters of Taiwan. Chemosphere 38 (11), 2597–2606.
- EFSA 2009.** Scientific opinion on arsenic in food. EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM). EFSA Journal 2009; 7(10):1351. doi: 10.2903/j.efsa.2009.1351.
- EFSA 2010.** Scientific opinion on lead in food. EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM). EFSA Journal 2010; 8(4):1570. doi: 10.2903/j.efsa.2010.1570.
- EFSA 2012.** Cadmium dietary exposure in the European population. EFSA journal 2012;10(1):2551. doi: 10.2903/j.efsa.2012.2551.
- Eskelinen E, Huopaniemi P. & Tyni M. 1983.** Myllykoski Oy:n Luikonlahden kuparikaivos 1968-1983. Vuoriteollisuus 41, 94–98.
- Euroopan komissio 1881/2006.** Asetus tiettyjen elintarvikkeissa olevien vierasaineiden enimmäismäärien vahvistamisesta.
- Euroopan komissio 629/2008.** Asetus tiettyjen elintarvikkeissa olevien vierasaineiden enimmäismäärien vahvistamisesta annetun asetuksen (EY) N:o 1881/2006 muuttamisesta.
- European Chemicals Agency 2008.** Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Appendix R.7.13-2: Environmental risk assessment for metals and metal compounds. Guidance for the implementation of REACH.
- European Chemical Agency.** [Viitattu 23.4.2013]. Saatavissa: <http://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/registered-substances>. Kokemäenjoen vesien-suojeluyhdistys ry. 2006. Mondo Minerals Oy Luikonlahti Pohjaeläintarkkailu. Kirje nro 351/JV.
- Ferguson, P. L., Iden, C. R. & Brownwell, B. J. 2001.** Distribution and fate of neutral alkylphenol ethoxylate metabolites in a sewage-impacted urban estuary. Environmental Science and Technology 35, 2428–2435.
- Forsberg, C. & Ryding, S.-O. 1980.** Eutrophication parameters and trophic state indices in Swedish waste-receiving lakes. Arch. Hydrobiol. 89, 189–207.
- Heikkinen M.-L. & Väisänen, T. (toim.) 2007.** Pyhäjärven Junttiselän tila ja kunnostusmahdollisuudet. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen raportteja 7. Oulu.

- Heikkinen, P. M. & Räisänen, M. L. 2009.** Trace metal and As solid-phase speciation in sulphide mine tailings - Indicators of spatial distribution of sulphide oxidation in active tailings impoundments. *Applied Geochemistry* 24, 1224–1237.
- Heikkinen, P. M., Räisänen, M. L. & Johnson, R. H. 2009.** Geochemical characterization of seepage and drainage water quality from two sulphide mine tailings impoundments: Acid mine drainage vs. neutral mine drainage. *Mine Water and the Environment* 28, 30–49.
- Herttatietokanta** [Viitattu 2.5.2013] Saatavissa: <http://wwwp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>) (<http://www.arche-consulting.be/metal-csa-toolbox/soil-pnec-calculator/>).
- Huopaniemi, P. 1986.** The Sola talc ore deposit. In: Kojonen K (Ed.) *Prospecting in areas of glaciated terrain 1986*. Geological Survey of Finland, Guide 17, 25–26.
- Huotari-Halkosaari, T. K. T. & Lerssi, J. M. 2012.** Electrical Resistivity Tomography and Transient Electromagnetic Survey in Luikonlahti Tailings Impoundment Area. *Near Surface* 2012 3.-5.9.2012 Paris France. Extended abstract, B24.
- Huttunen, T. 1990.** Luikonlahti. Suomen geologinen kartta 1:20 000, maaperäkartta, lehti 4311 04. Geologian tutkimuskeskus.
- ICMM 2007.** MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance.
- Isobe, T., Nishiyama, H., Nakasima, A. & Takada, H. 2001.** Distribution and behavior of nonylphenol, octylphenol, and nonylphenol monoethoxylate in Tokyo metropolitan area: their association with aquatic particles and sedimentary distributions. *Environmental Science and Technology* 35, 1041–1049.
- Jäntti, T. 2012.** Kuparin, nikkelin ja sinkin vaikutukset maaperän hajotustoimintaan luikonlahden kaivosympäristössä. Pro Gradu – tutkielma, Ympäristöbiologia, Ympäristötieteen laitos, Itä-Suomen yliopisto.
- Kabata-Pendias, A. 2001.** Trace elements in soils and plants, 3rd ed. CRC Press, [ISBN 0-8493-1575-1](https://doi.org/10.1002/9781118132237).
- Kauppila, P. M., Karlsson, T., Putkinen, S., Forsman, P. & Solismaa, L. 2011.** MINERA: Metallikaivosalueiden ympäristöriskinarvioinnin osaamisen kehittäminen. Luikonlahden ympäristönäytteenotto, yhteenvetoraportti tehdyistä tutkimuksista vv. 2010-11. Geologian tutkimuskeskus, julkaisematon raportti 11.11.2011
- Kauppila, P., Solismaa, L. & Forsman, P. 2013.** Yhteenvetoraportti MINERA-projektissa tehdyistä vesien laadun tutkimuksista Luikonlahdella 2010-2011 (tekeillä)
- Kauppila, T., Kihlman, S. & Mäkinen, J. 2006.** Distribution of arcellaceans (testate amoebae) in the sediments of a mine water impacted bay of Lake Retunen, Finland. *Water, Air and Soil Pollution* 172:337-358.
- Kauppila, T., Komulainen, H., Makkonen, S. & Tuomisto, J. (toim.). 2013.** Metallikaivosalueiden ympäristöriskinarviointiosaamisen kehittäminen – MINERA-hankkeen loppuraportti. Tutkimusraportti 199, Geologian tutkimuskeskus, Espoo

Koljonen, T. (toim.) 1992. Suomen geokemian atlas, osa 2: moreeni. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. [ISBN 951-690-379-7](#).

Kumpulainen, S. 2000. Kaivostoiminnan ympäristövaikutukset – Raskasmetallien ja muiden ympäristölle haitallisten aineiden sitoutuminen raudan oksideihin ja oksihydroksideihin. Geologian tutkimuskeskus, raportti S/42/0000/1-2000.

Kersalo, J. & Pirinen, P. 2009. Suomen maakuntien ilmasto. Raportteja No. 2009: 8. Ilmatieteen laitos Helsinki 2009.

Kihlman, S. & Kauppila, T. 2009. Mine water-induced gradients in sediment metals and arcellacean assemblages in a boreal freshwater bay (Petkellahti, Finland). *Journal of Paleolimnology*. DOI 10.1007/S 10933-008-9303-6.

Kokemäenjoen vesistön vesiensuojelunyhdistys ry 2003. Luikonlahden eläinplanktonraportti 2002.

Kortelainen, N. 2012. Luikonlahden kalliopohjavesien isotooppitutkimus GTK/ESY/Tutkimuslaboratorio - tutkimusseloste. 4 s.

Kuch, H. M. & Ballschmitter, K. 2001. Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the pictogram per liter range, *Environmental Science and Technology* 35, 3201–3206.

Kuronen, E. & Tuokko, I. 1997. Horsmanaho talc mine. In: Loukola-Ruskeeniemi K, Sorjonen-Ward P (Eds) Ore deposits in eastern Finland. Research and exploration – where do they meet? 4th Biennial SGA Meet-ing, August 11-13, 1997, Turku, Finland. Excursion guidebook A4. Geological Survey of Finland, Guide 42, 39–41.

Kylylahti Copper Oy 2012. Luikonlahden rikastamon rikastuskapasiteetin lisääminen. Ympäristövaikutusten arviointiselostus.

Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suomela, P. 2002. Tuhat kaivoa – Suomen kaivovesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Tutkimusraportti 155. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 92 s. [ISBN 951-690-842-X](#), ISSN 07 81-4240.

Langmuir, D. 1997. Aqueous Environmental geochemistry. Prentice-Hall. [ISBN 0-02-367412-1](#).

Leveinen, J. 2006. Virtausmallinnus kaivosympäristötutkimuksissa - Esimerkkinä Hituran kaivos. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 41 s.

Lilja, H., Uusitalo, R., Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P., 2006. Suomen maannostietokanta; Maannoskartta 1:250 000 ja maaperän ominaisuuksia. MTT:n selvityksiä 114. [ISBN 952-487-018-5](#) (painettu).

Makkonen, S., Roivainen, P. & Nerg, A. M. 2013. Yhteenvetoraportti MINERA-projektissa tehdyistä ruokasienten metallipitoisuustutkimuksista Luikonlahdella 2010. Arkistoraportti 98/2013. Geologian Tutkimuskeskus.

Mathers, S. J., Wood, B. & Kessler, H. 2011. GSI3D 2011 software manual and methodology. British Geological Survey Internal Report, OR/11/020. 152 s. [Viitattu 8.11.2012] Saatavissa: <http://nora.nerc.ac.uk/13841/1/OR11020.pdf>.

Mojave Desert Air Quality Management District & Antelope. Valley Air Pollution Control District. 2000. Emissions Inventory Guidance, Mineral Handling and Processing Industries. 31 s.

Mustonen, S. 1986. Sovellettu Hydrologia. Vesiyhdistys r.y., 503 s.

Mäkinen, J. 2004. Petkellahden kemiallinen nykytilaselvitys ja suositukset kunnostukselle. Geologian tutkimuskeskus, Kuopio. Raportti. 18 s.

Mäkinen, J. & Ojala, A. 2013. Sedimentation dynamics and metal loading in Lake Pyhäjärvi, Finland. *J. Paleolimnology*. In press.

Mälkki, E. 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki. 304 s.

Mätkönen, E. 1996. Maaperän happamoituminen ja metsämaan viljavuus. Teoksessa: Kauranen, P. (toim.): Suomalainen tiedeakatemia. Vuosikirja 1995. Vammalan kirjapaino, Vammala, 115–122.

Naylor, C. G., Mieure, J. P., Adams, W. J., Weeks, J. A., Castaldi, F. J., Ogle, L. D. & Romano, R. R. 1992. Alkylphenol ethoxylates in the environment, *Text. Chem. Soc.* 69, 695–703.

Neal, A. 2004. Ground-penetrating radar and its use in sedimentology: principles, problems and progress. *Earth-Science Reviews* 66, 261–330.

Neste Oil, a. Tempera-polttoöljyt – opas. Neste Oil Oyj, Espoo. 12 s. [Viitattu 24.4.2013] Saatavissa: [http://jakoil.fi/31412_NesteOil_Tempera_esite\[1\].pdf](http://jakoil.fi/31412_NesteOil_Tempera_esite[1].pdf)

Neste Oil 2007. Dieselpolttoaineopas. Neste Oil Oyj, Espoo. 46 s.

Nickel Producers Environmental Research Association (NiPERA) 2012. Fact Sheet 1: Data Compilation, Selection, and Derivation of PNEC Values for the Freshwater Compartment. [Viitattu 2.5.2013] Saatavissa:

<http://www.nipera.org/EnvironmentalScience/~media/Files/NiperaFactSheet1/EU%20Ni%20RA%20Fact%20Sheet%201%202012%20June.ashx>

Nikkarinen, M., Kollanus, V., Ahtoniemi, P., Kauppila, T., Holma, A., Räisänen, M.-L., Mätkönen, S. & Tuomisto, J. 2008. Metallien yhdenmety kohdekohtainen riskinarviointi, Kuopion yliopiston Ympäristötieteen laitoksen monistesarja 3/2008, ISSN 0786-4728.

Nikkarinen, M. 2012 MINERA –projekti; yhteenvetoraportti Luikonlahden humustutkimuksista vv. 2010–2011. Geologian tutkimuskeskus, julkaisematon raportti 20.1.2012.

Nikkarinen, M. & Karlsson, T. 2013. Yhteenvetoraportti MINERA-projektissa tehdyistä humustutkimuksista Luikonlahdella vv. 2010–2011. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti 55/2013.

Pasanen, A., Lyytikäinen, M., Solismaa, L. & Keronen, J. 2013. Nonyylifenolietoksyylaatin kulkeutuminen ja haitallisuuden arviointi Yara Suomi Oy:n Siilinjärven tehdas- ja kaivosalueella. 36 s. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti 97/2013.

- Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo, M. 2007.** Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi. Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas.
- Peltonen, P., Kontinen, A., Huhma, H. & Kuronen, U. 2008.** Outokumpu revisited: New mineral deposit model for the mantle peridotite-associated Cu-Co-Zn-Ni-Ag-Au sulphide deposits. *Ore Geology Reviews* 33, 559–617.
- Reinikainen, J. 2007.** Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 23/2007. 164 s.
- Räisänen, M.-L. 2009.** Capability of natural and constructed wetlands to mitigate acidic leakage from closed mine waste facilities - cases in eastern Finland [Electronic resource]. In: Securing the future: mining, metals & the environment in a sustainable society and 8th ICARD International Conference on Acid Rock Drainage, Skellefteå, Sweden, June 22-26 2009 : proceedings. 10 p. Electronic publication. http://www.proceedings-stfandicard-2009.com/pdf/Marja-Liisa_R%20is%20nen_B3_T3_Capability-of-natural-and-constructed-wetlands-to-mitigate-acidic-leakage-from-closed-mine-waste-facilities--cases-in-Eastern-Finland.pdf.
- Räisänen, M.-L. & Juntunen, P. 2004.** Decommissioning of the old pyritic tailings facility previously used in a talc operation, eastern Finland. In: Jarvis AP, Dudgeon BA, Younger PL (Eds) International Mine Water Association Symposium. Proceedings of the Symposium: Mine water 2004 – Process, Policy, and Progress. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, UK 19-23 September 2004. Volume I, 91–99.
- Saarikari, Vesa 2007.** Luikonlahden ja Retusen eläinplankton vuonna 2006. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.
- Saarnisto, M. 2000.** Shoreline displacement and emergence of lake basins. Teoksessa: Pajunen, H. (ed.) Carbon in Finnish lake sediments. Geological Survey of Finland, Special Paper 29, 25–24.
- Salminen, R., Bogatyrev, I., Chekushin, V., Glavatskikh, S. P., Gregorauskiene, V., Niskavaara, H., Selenok, L., Tenhola, M. & Tomilina, O. 2003.** Barents Ecogeochemistry - a large geochemical baseline study of heavy metals and other elements in surficial deposits, NW-Russia and Finland. In: Geological Survey of Finland, Current Research 2001-2002. Geological Survey of Finland. Special Paper 36. Espoo: Geological Survey of Finland, 45–52.
- Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys ry. 2012.** Kylylahti Copper Oy Luikonlahden kaivoksen jäte-, pinta- ja pohjavesien tarkkailuraportti 2011.
- Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys ry. 2004.** Vesiensuojelututkimus. Mondo Minerals Oy, Kaavin tehtaiden kalatalouden tarkkailu.
- Seppälä, M. & Tuominen, S. 2005.** Pohjaveden virtauksen mallintaminen. Ympäristöopas 121. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 62 s.
- Snyder, S. A., Keith, T. L., Verbugge, D. A., Snyder, E. M., Gross, T. S., Kannan, K. & Giesy, J. P. 1999.** Analytical methods for detection of selected estrogenic compounds in aquatic mixtures, *Environmental Science and Technology* 33, 2814–2820.
- Sole, M., Lopez de Alda, M. J., Castillo, M., Porte, C., Ladagaard-Pedersen, K. & Barcelo, D. 2000.** Estrogenicity determination in sewage treatment plants and surface water.

Solismaa, L., Kauppila, P. M., Backnäs, S., Pasanen, A., Forsman, P. 2013. Yhteenvetoraportti MINERA-projektissa tehdyistä vesien laadun tutkimuksista Luikonlahdella 2010-2011 Geologian tutkimuskeskuksen arkistoraportti 91/2013.

Sontek 2007. FlowTracker®, Handheld ADV®. Technical Manual, Firmware Version 3.3, Software Version 2.20. SonTek/YSI Inc. San Diego, 116 s.

Sosiaali- ja terveysministeriö 2001. Asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Suomen säädöskokoelma 401/2001.

SSD Generator. [Viitattu 2.5.2013] Saatavissa:
http://www.epa.gov/caddis/da_software_ssdmacro.html

Särkkä, J. 1996. Järvet ja ympäristö. Gaudeamus Kirja. Tammer-Paino Oy. Tampere.

Tapir 2011. Valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri, <http://www.geo.fi/tapir/index.html>.

Tarvainen, T. & Jarva, J. 2009. Maaperän Kd-arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/2009/59. 15 s.

Technical Guidance Document on Risk Assessment 2003. TGD Part II. European Commission.

Tiesjema, B. & Baars, A. J. 2009. Re-evaluation of some human-toxicological maximum permissible risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RIVM, report 711701092/2009.

US EPA 2005. "Partition coefficient for metals in surface water, soil and waste" EPA/600/R-05/074 U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.

US EPA. Compilation of air pollutant emission factors. 2011. AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 13: Miscellaneous Sources. Paved Roads.

Valtioneuvosto 2006. Valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006, VESPA –asetus, muutoksia 868/2010)

Vna 214/2007. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

Vna 341/2009. Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä annetun asetuksen muuttamisesta. Annettu Helsingissä 20 päivänä toukokuuta 2009. Liite 7: Pohjavettä pilaavat aineet ja niiden ympäristölaatunormit..

Vna 461/2000. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 19 päivänä toukokuuta 2000. Liite1. Talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset. Kemialliset laatuvaatimukset (enimmäispitoisuus).

Vesasalo, A. 1965. Talc schist and soapstone occurrences of Finland. Bulletin de la Commission Géologique de Finlande 216. 75 s.

Vuori, K.-M, Mitikka, S. & Vuoristo, H. (toim.). 2009. Pintavesien ekologinen luokittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita 3. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

Wiik, H. B. 1953. Composition and origin of soapstone. Bulletin de la Commission Géologique de Finlande 165. 57s.

Watermark Numerical Computing 2005. PEST. Model-Independent Parameter Estimation. User Manual: 5th Edition. [Viitattu 19.12.2012] Saatavissa:

<http://www.pesthomepage.org/getfiles.php?file=pestman.pdf> . **WRAP Fugitive Dust Handbook 2006**. Countess Environmental 4001 Whitesail Circle. (WGA Contract No. 30204-111).

WHO 2011. Guidelines for drinking-water quality. . [Viitattu 8.11.2011] Saatavissa: http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf.

WHO 2005. Nickel in drinking-water – background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, WHO/SDE/WSH/05.08/55.

Ympäristöministeriö 2004. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Helsinki 2004.

Ympäristöministeriö 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007. 210 s.

LIITTEET

LIITE 1. Mitatut pinta- ja pohjavesipitoisuudet. Kartat ja taulukot.

LIITE 2. Sedimentti.

LIITTEET 3–4. Semidentit.

LIITTEET 5–8. Persentiilitaulukot Cu ja Ni_humus.

LIITTEET 9–12. Persentiilitaulukot Zn_humus.

Liite 1

Kartat:

Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

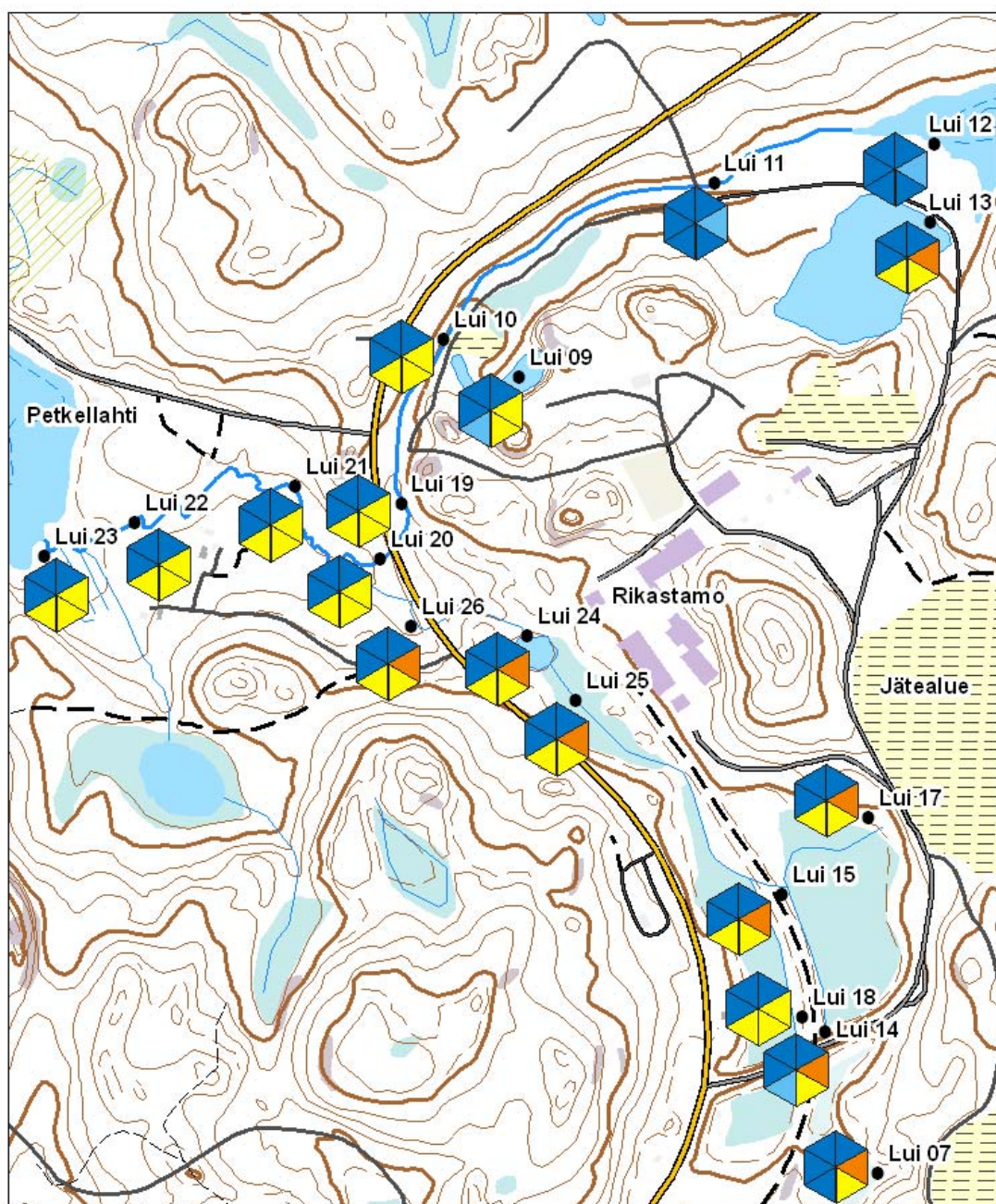
Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

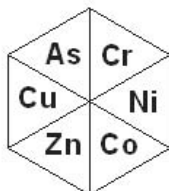
Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

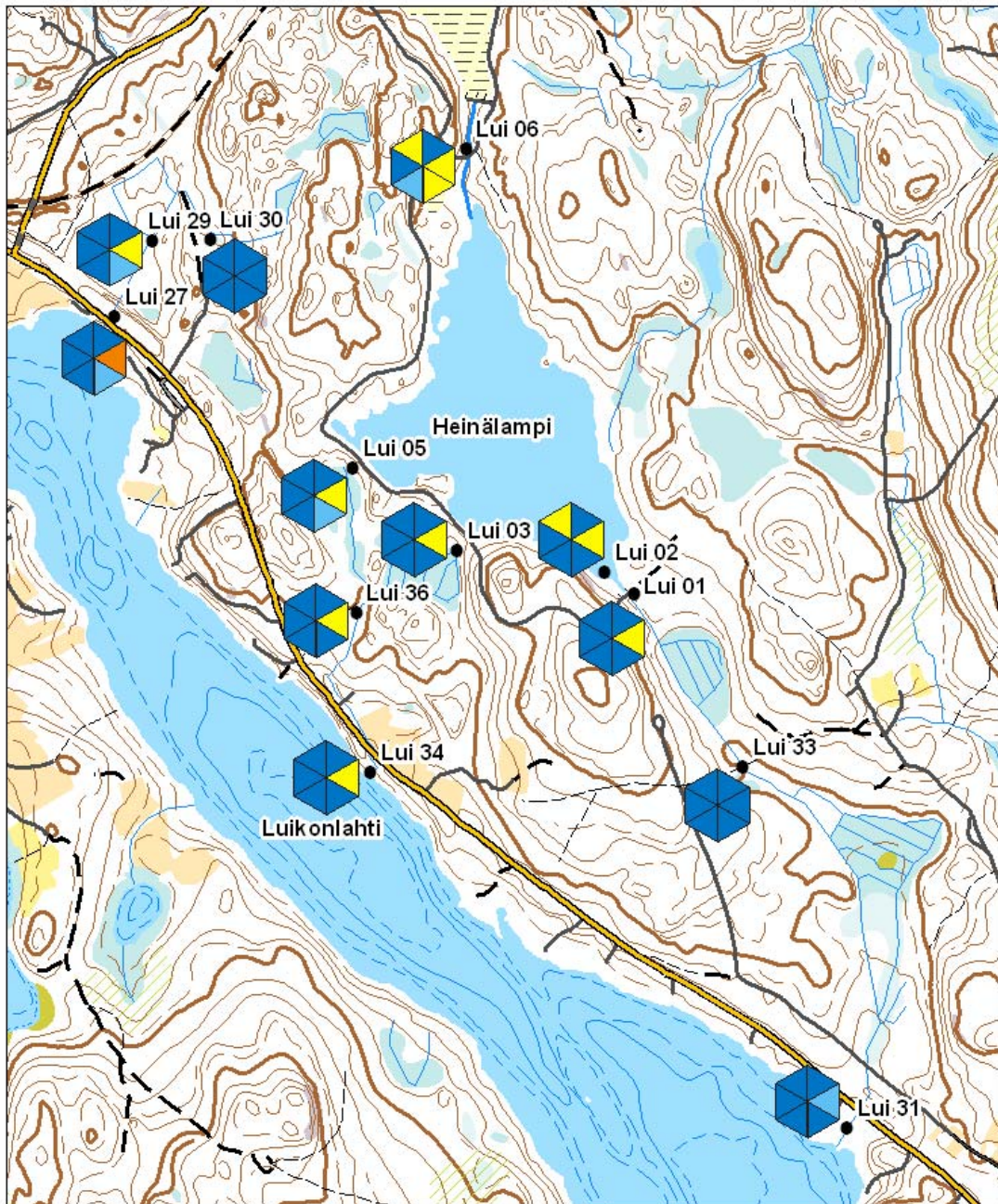


Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marraskuu 2010

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

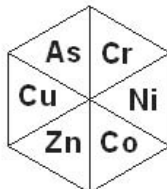


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marraskuu 2010

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

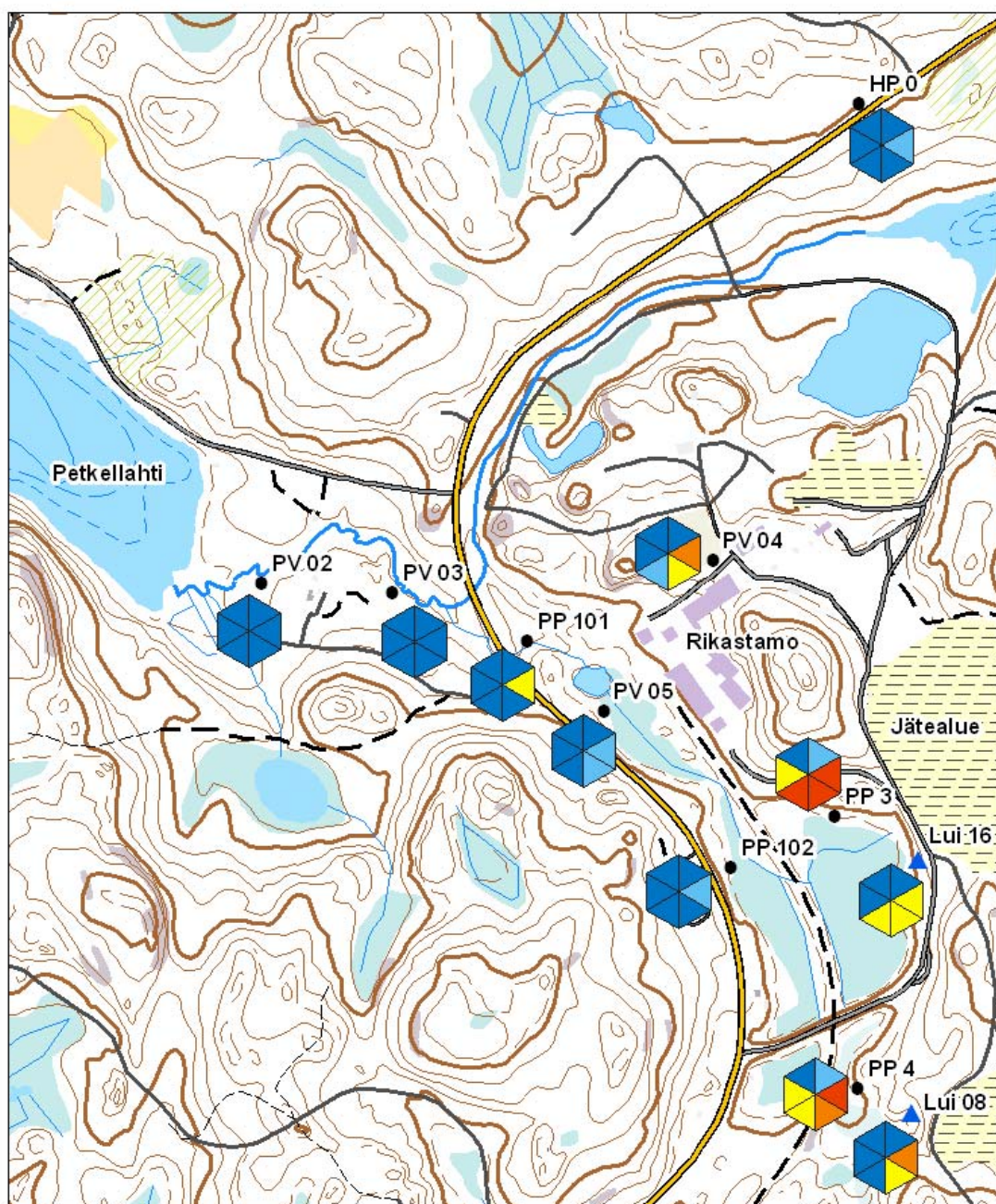


0 500 m



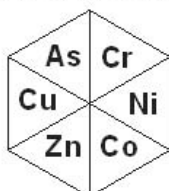
GTK

Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marraskuu 2010

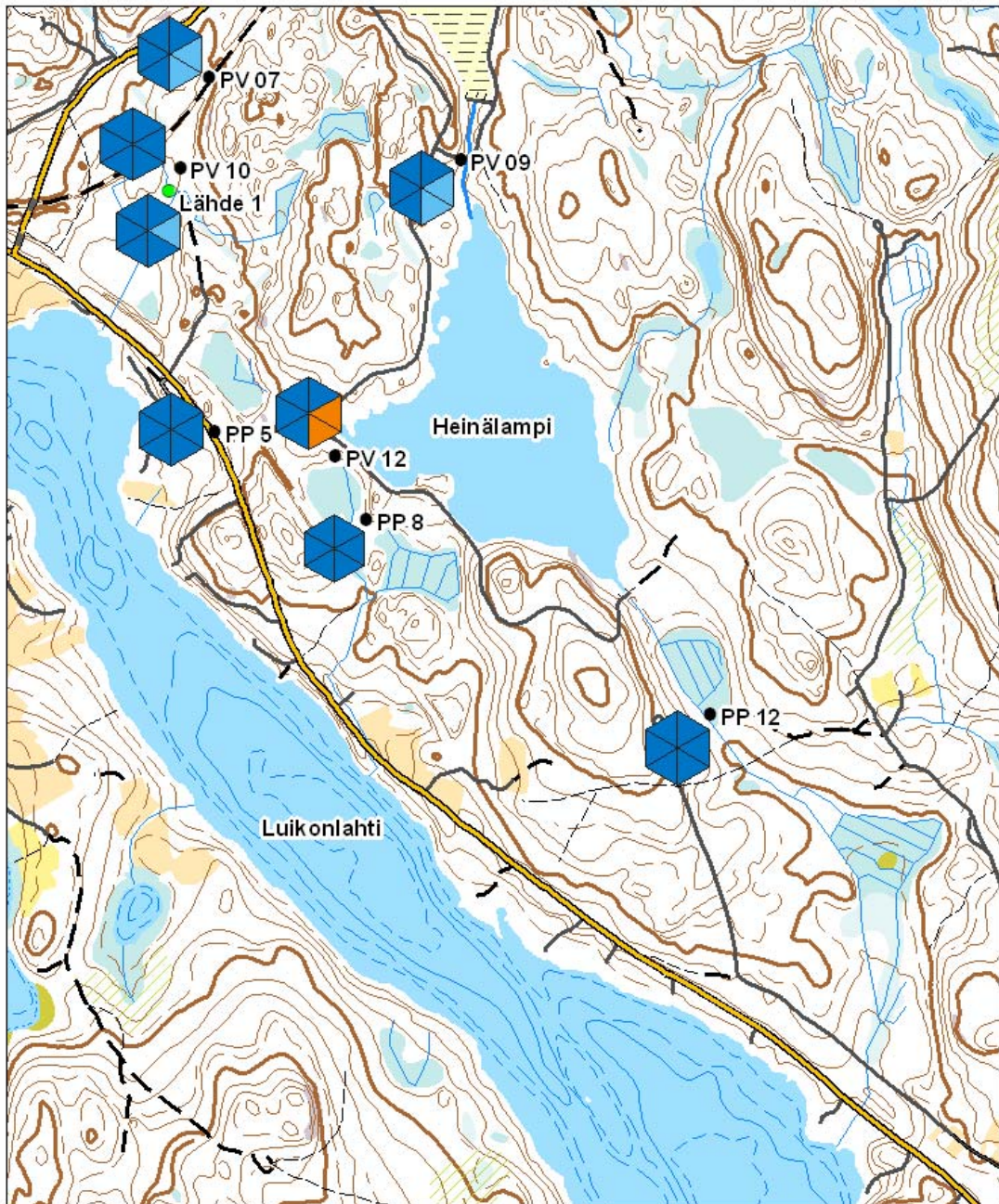
- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- ▲ suotovesi

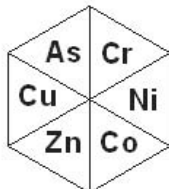


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marraskuu 2010

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- lähde



0 500 m



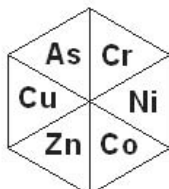
GTK

Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK

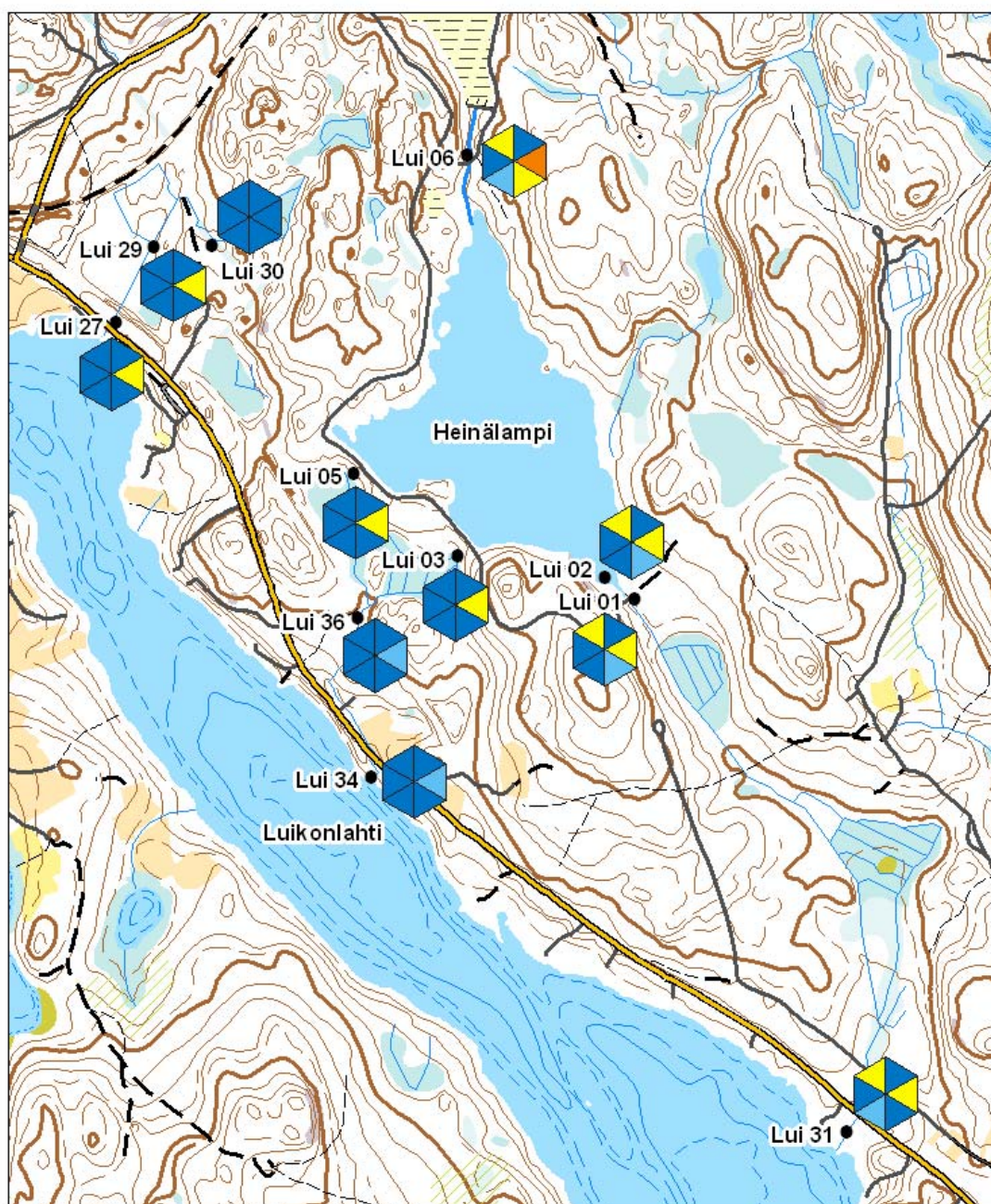


Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), toukokuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

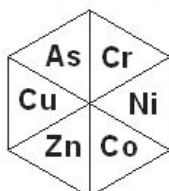


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), toukokuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

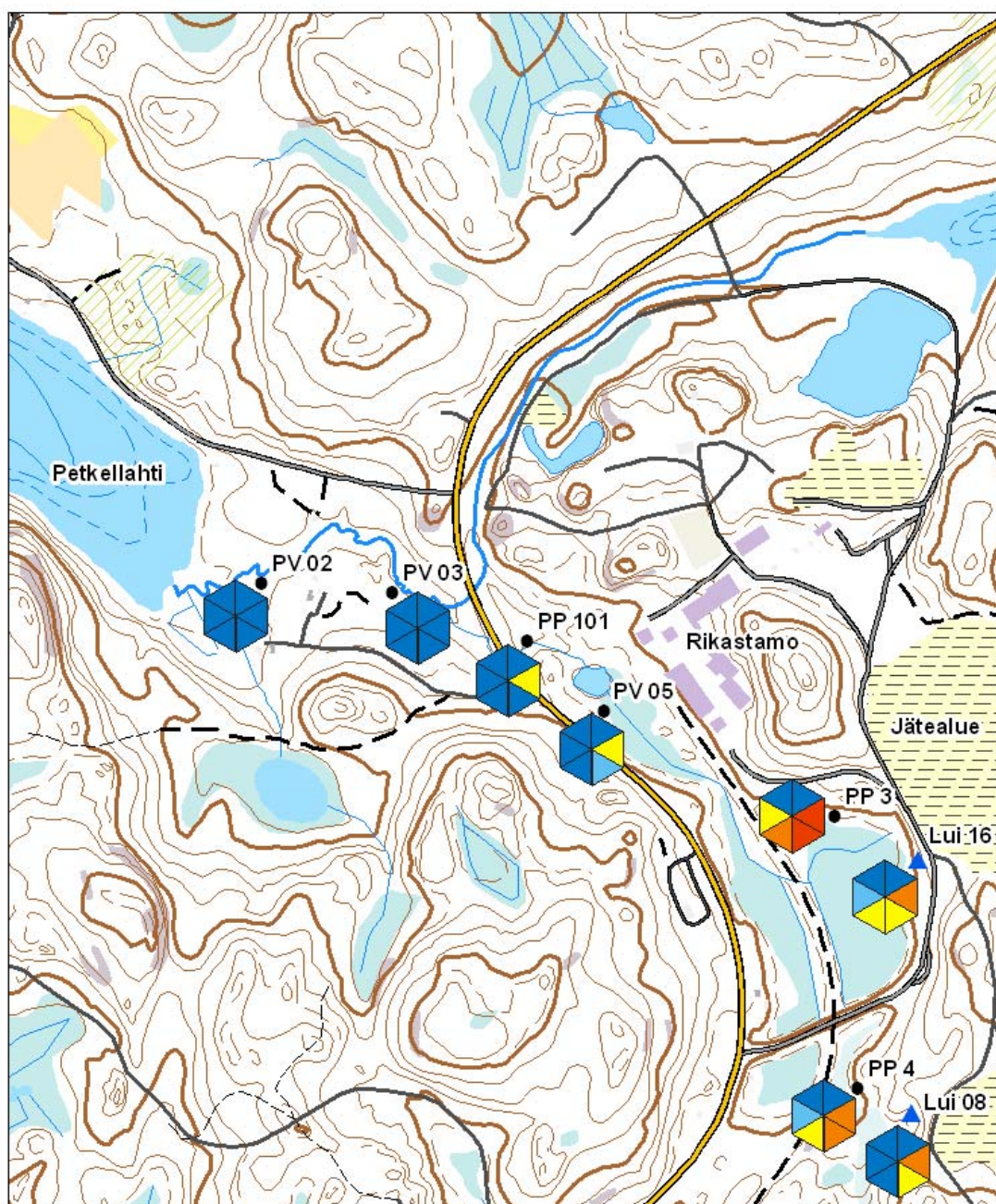


0 500 m



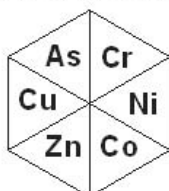
GTK

Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), toukokuu 2011

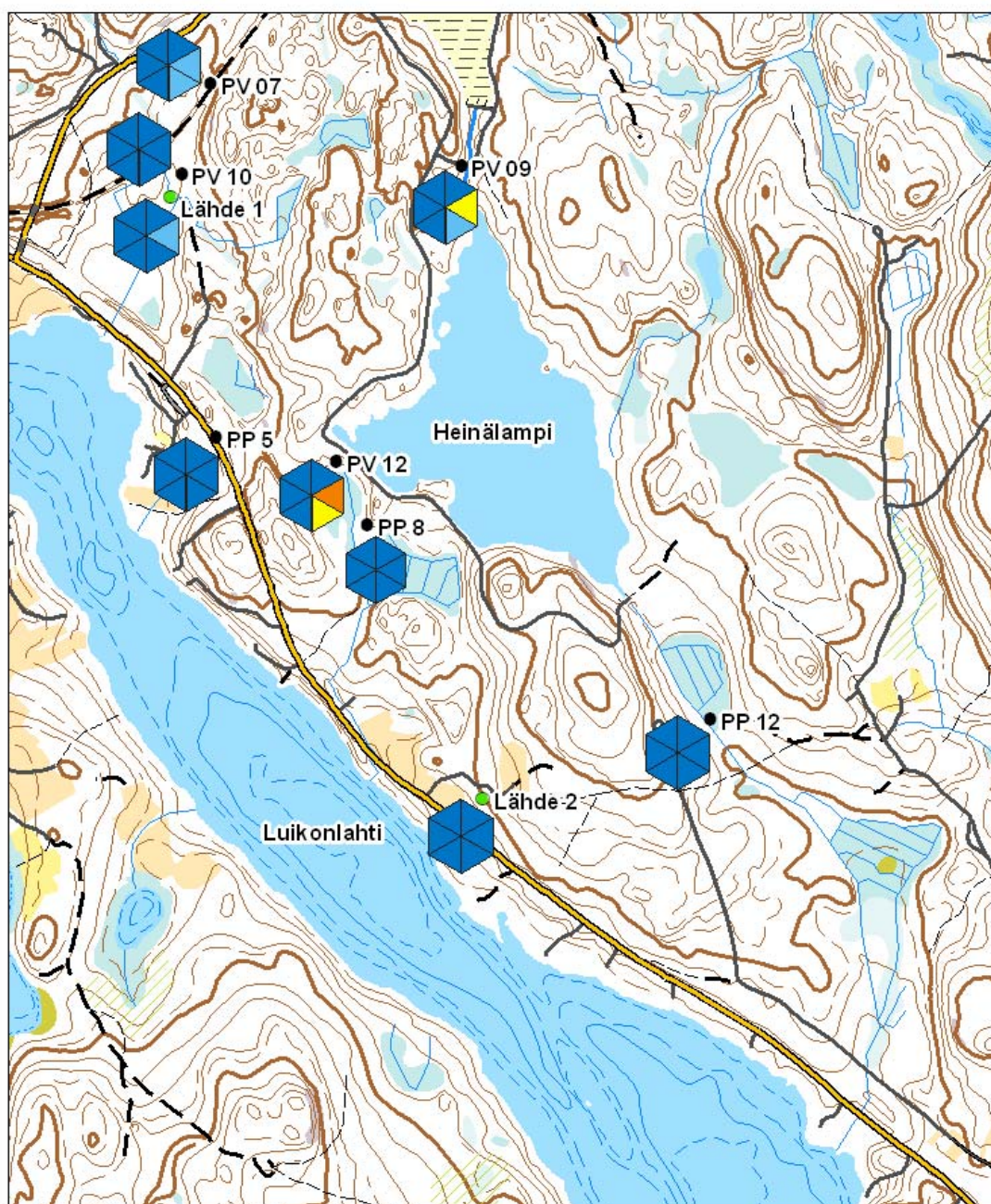
- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- ▲ suotovesi

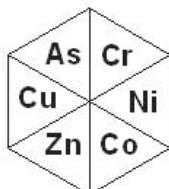


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), toukokuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



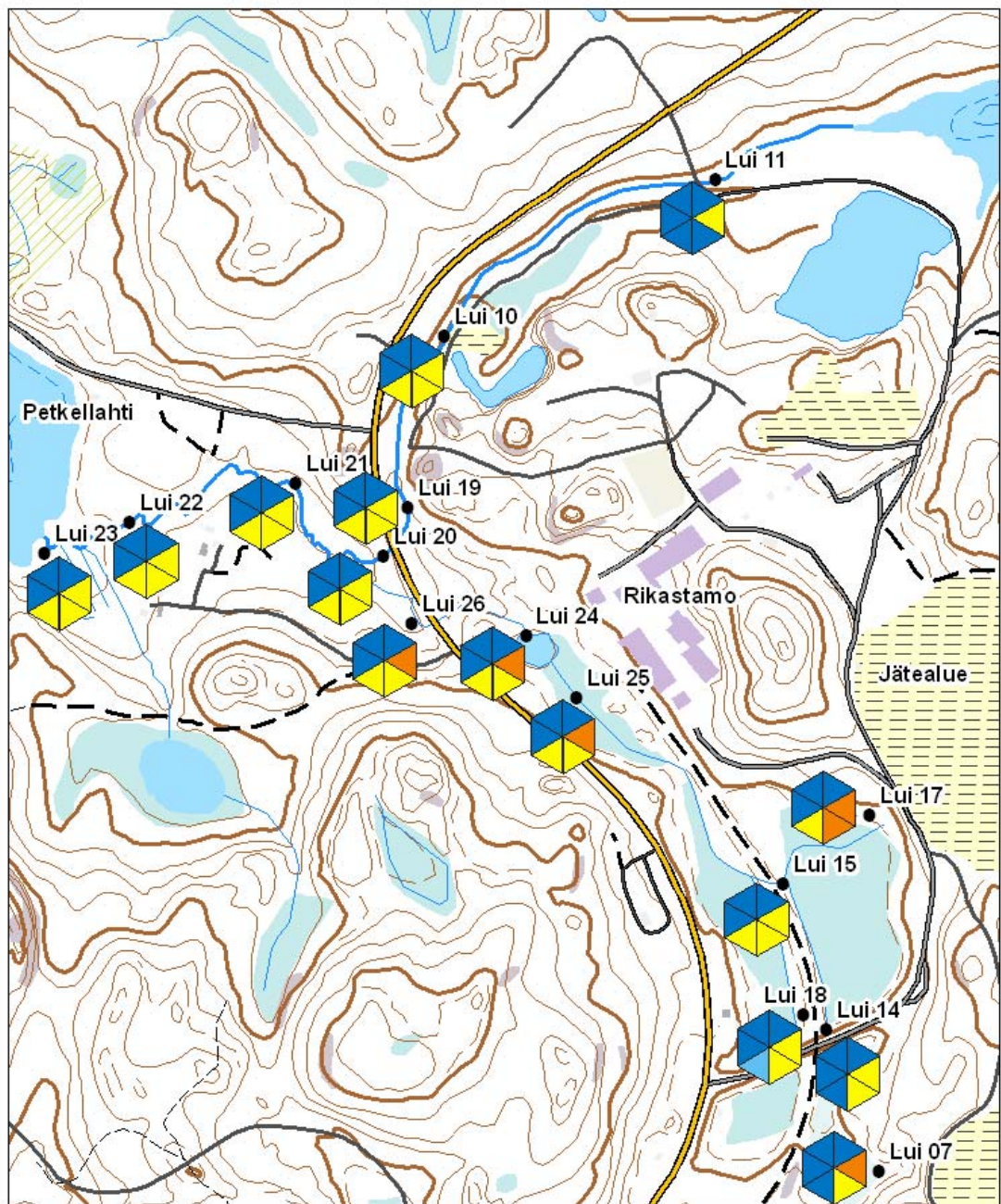
- pv-putki
- lähde



0 500 m

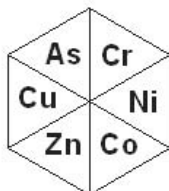


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), syyskuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

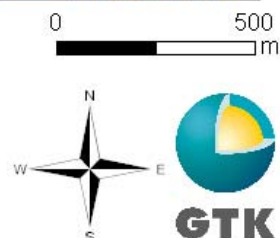
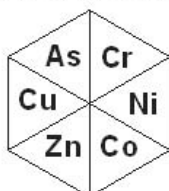


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK

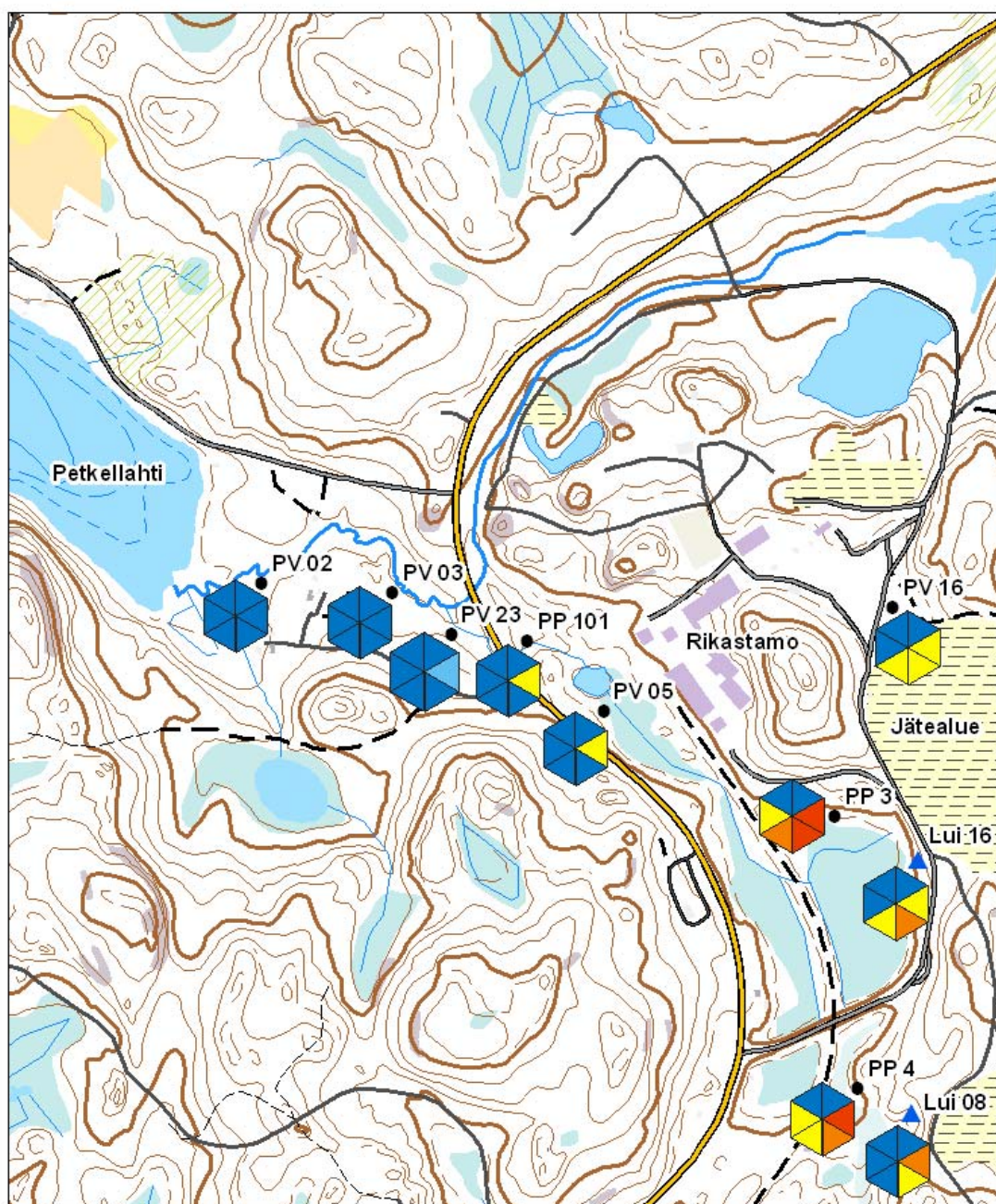


Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), syyskuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

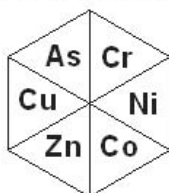


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), syyskuu 2011

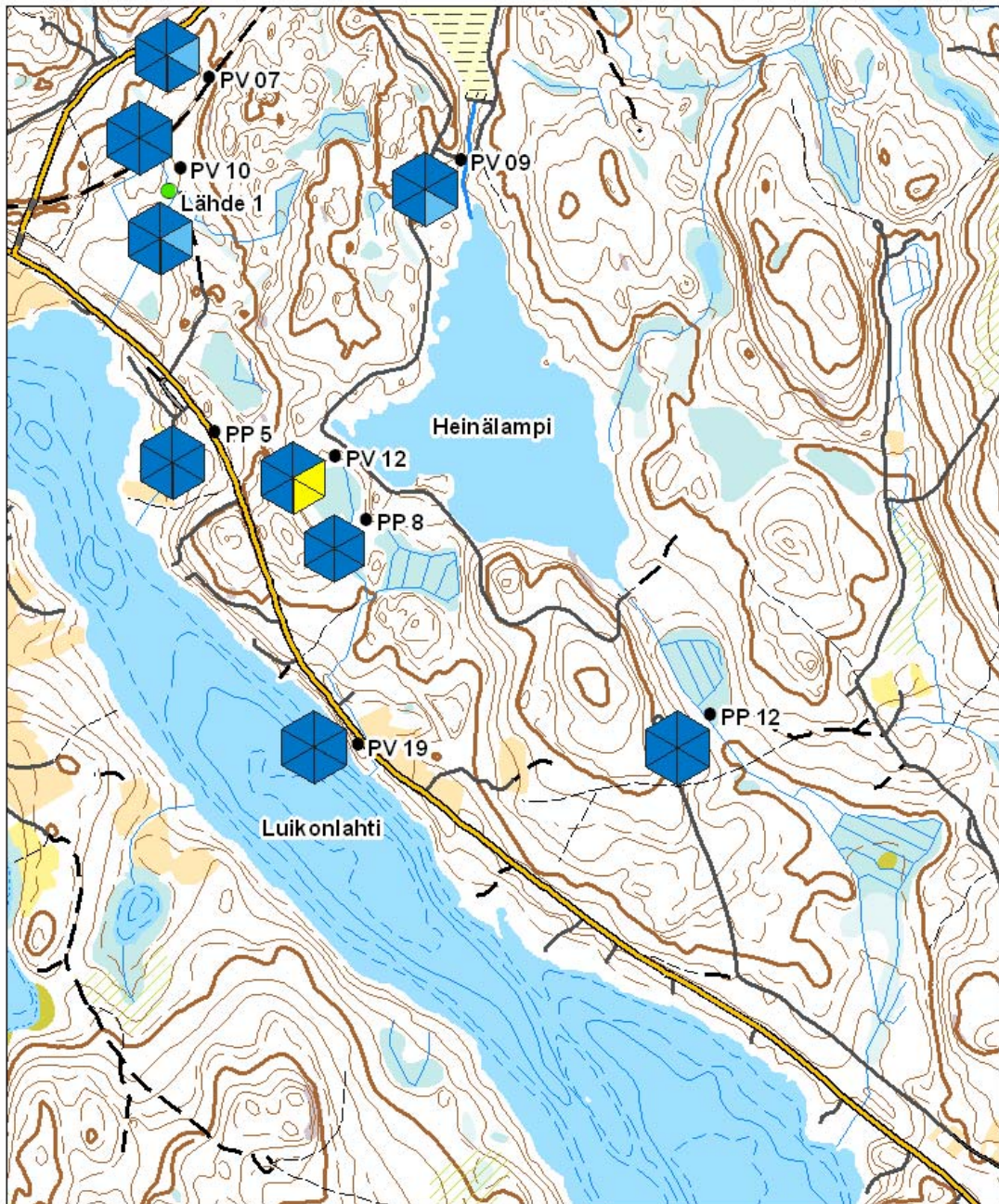
- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- ▲ suotovesi

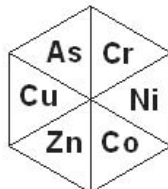


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), syyskuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- lähde

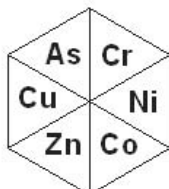


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK

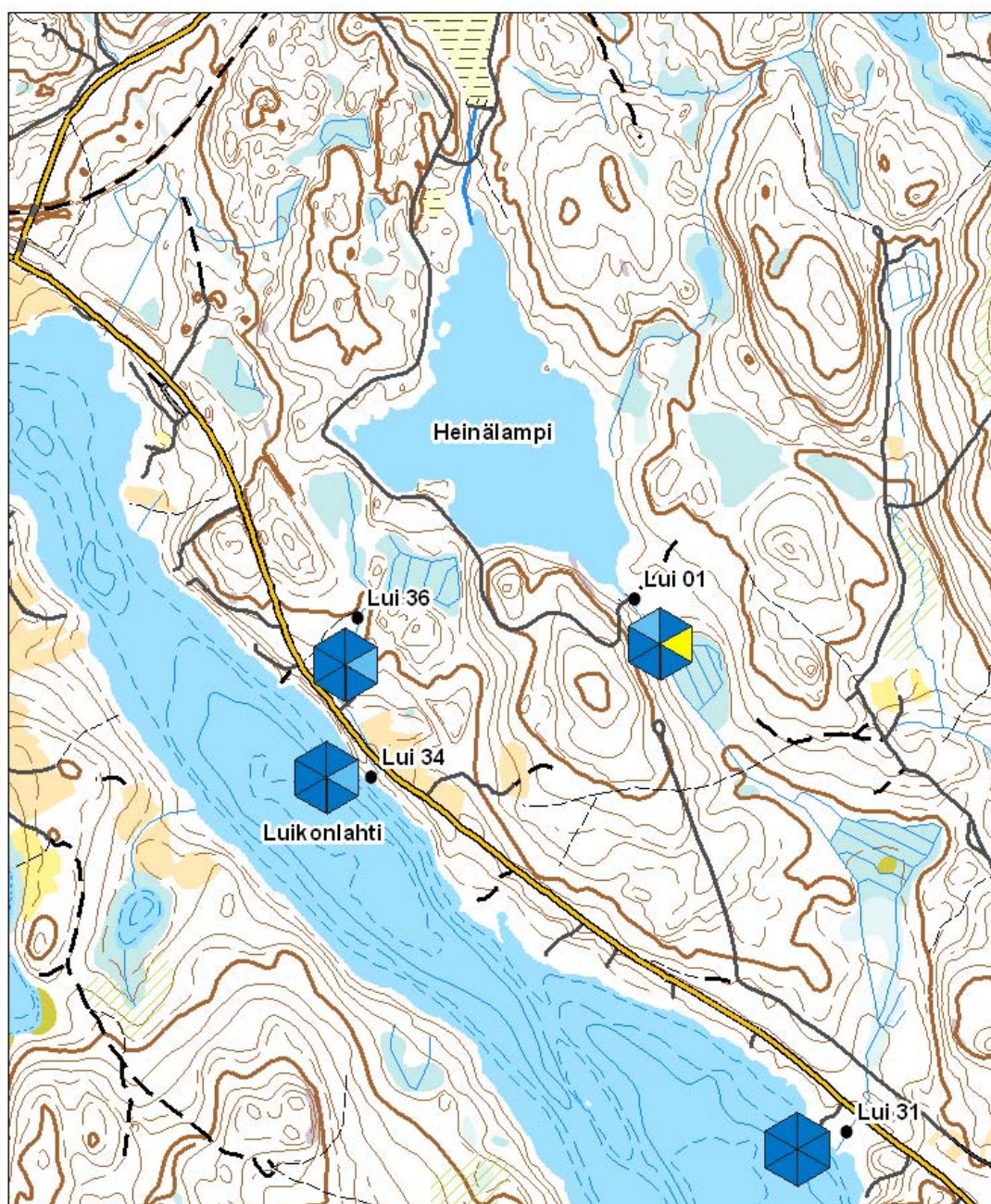


Luikonlahden pohjoispuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marraskuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

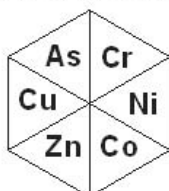


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marraskuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5

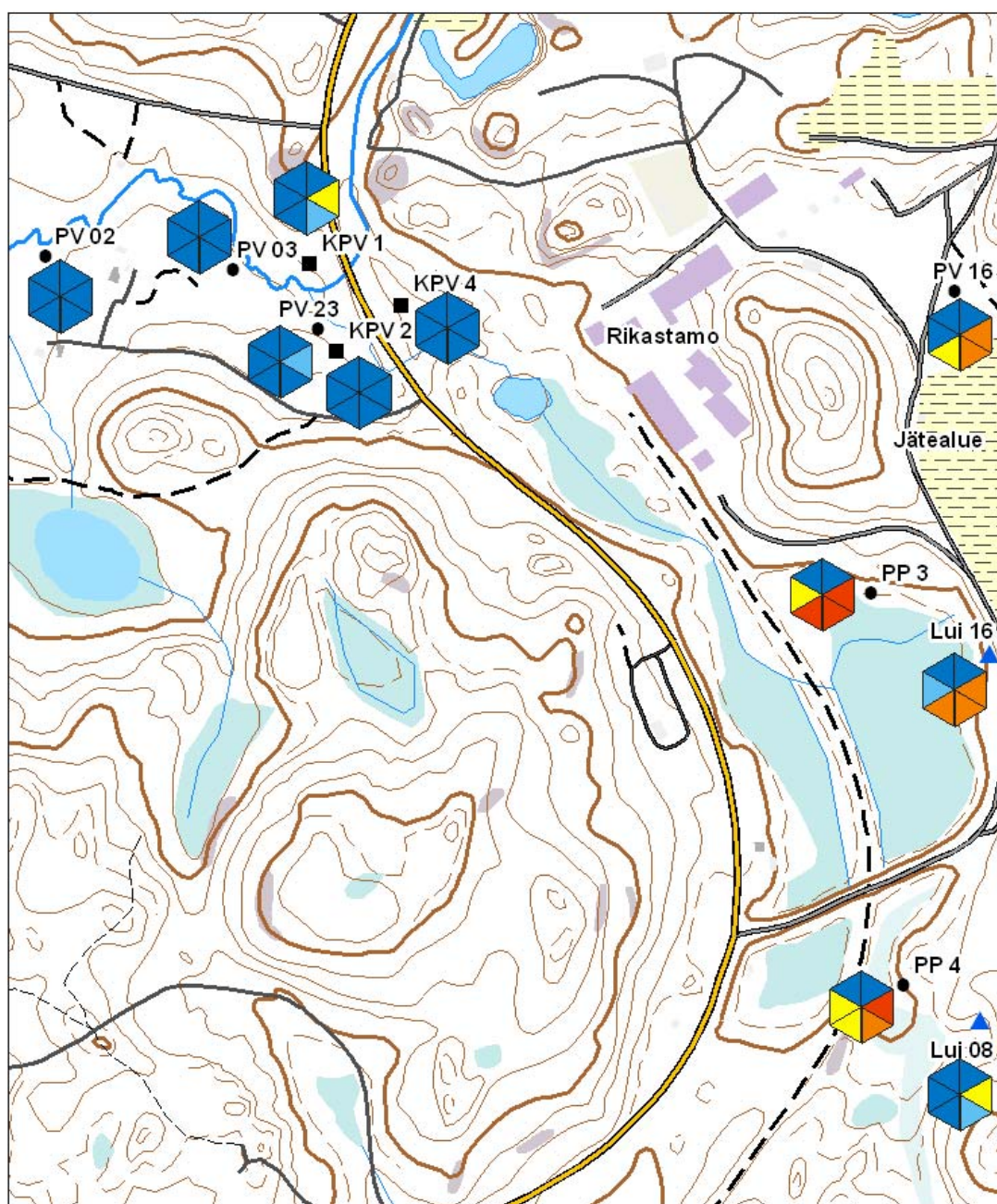


0 500 m



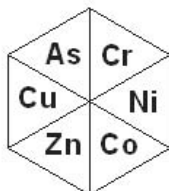
GTK

Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden pohjoispuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marras-joulukuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- kalliopohjavesi
- ▲ suotovesi

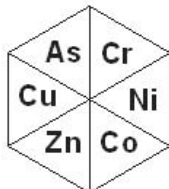


Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK



Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden metallipitoisuudet (139M), marras-joulukuu 2011

- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3
- Taso 4
- Taso 5



- pv-putki
- kalliopohjavesi



Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MMU/12
HALTIK

Taulukot:

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
Lui 01	pintavesi	9.9	7.04	0.82	1.01	6.88	166000	2200	8.59	0.39	0.1	1.68	49.8	4.21	53500	3390	19000	4370	3690	56300
Lui 02	pintavesi	3.6	7.25	1.01	1.08	7.5	161000	3900	65.2	0.07	0.1	1.82	77.7	10.5	52000	2510	19900	4050	3820	55000
Lui 03	pintavesi	7.2	7.10	1.04	1.03	7.1	153000	4600	4.23	0.63	0.1	1.35	40.7	3.6	48800	2920	18400	4630	3700	50800
Lui 04	pintavesi	5.9	6.91	1.41	1.49	7.0	202000	4200	0.22	2.50	0.1	1.71	100	13.8	62500	3660	26200	5420	4000	64600
Lui 05	pintavesi	6.5	6.91	1.81	1.79	6.9	189000	4500	2.44	7.36	0.1	0	75.6	3.51	61700	3330	26100	5830	4880	60500
Lui 06	pintavesi	5.6	7.15	0.62	0.65	7.08	96000	8100	19.4	19.05	0.315	11.725	188	88.15	22900	2330	14650	2380	1200	30500
Lui 07	pintavesi	2.7	6.58	1.80	1.25	6.5	965000	4300	0.66	37.2	0.1	0.58	253	34	116025	5752.5	47225	7950	11300	143025
Lui 09_pinta_1m	pintavesi	5.6	7.19	1.92	1.725	7.315	814000	1700	0.17	13	0.1	4.02	97.6	79.8	210000	7400	89000	6260	5250	246000
Lui 09_syv_29m	pintavesi	3.2	6.96	2.22	1.89	6.8	964000	2000	0.025	14.8	0.23	3.40	86.6	23.5	252000	8360	102000	7500	6530	285000
Lui 10	pintavesi	3.0	6.73	0.73	0.48	6.415	312500	4950	0.14	38.4	0.26	3.28	93.7	381.5	69100	3370	38950	3500	2295	101500
Lui 11	pintavesi	3.4	7.04	0.76	0.78	7.0	251000	5800	0.10	0.94	0.1	1.68	16.3	16.4	61300	2910	33000	3170	2480	82400
Lui 12	pintavesi	2.9	5.48	0.55	0.64	6.97	176000	3750	0.18	0.47	0.1	1.31	14.1	13.7	41400	2380	21300	2840	1780	55500
Lui 13	pintavesi	3.2	6.02	1.69	1.60	7.7	987000	1400	0.025	57.8	0.1	4.35	363	407	215000	8320	129000	6490	6370	293000
Lui 14	pintavesi	2.4	5.15	0.10	0.09	5.2	815000	3100	0.025	47.3	0.53	2.11	221	86.1	185000	7890	70500	11000	8160	231000
Lui 15	pintavesi	3.2	5.53	0.16	0.13	5.69	1090000	2100	0.025	70.85	0.42	3.82	226.5	718	298000	8880	83450	10800	9190	321500
Lui 17	pintavesi	6.8	6.30	1.06	0.50	6.0	1430000	2300	0.25	84.4	0.44	9.41	304	1730	402000	9660	102000	12200	8700	413000
Lui 18	pintavesi	4.0	6.14	0.30	0.01	3.81	430000	10000	0.07	41.3	0.87	7.01	143	231	88400	3930	46800	5830	3900	142000
Lui 19	pintavesi	3.8	6.46	0.74	0.48	6.4	293000	4200	0.11	42.6	0.31	2.51	113	371	72200	3470	40700	3530	2350	106000
Lui 20	pintavesi	3.9	6.57	0.69	0.48	6.415	311500	4100	0.025	43.15	0.37	2.53	114.5	371.5	71950	3635	40900	3510	2300	106000
Lui 21	pintavesi	3.4	6.54	0.59	0.45	6.5	387000	3900	0.025	44.4	0.23	1.68	138	362	91600	3890	45600	4340	3100	128000
Lui 22	pintavesi	4.3	6.54	0.46	0.45	6.6	369000	3700	0.025	41.7	0.1	1.94	133	323	88900	3890	44100	4290	3100	123000
Lui 23	pintavesi	4.4	6.47	0.53	0.47	6.6	353000	4100	0.025	39.0	0.1	1.70	128	312	84600	3750	41800	4130	3000	118000
Lui 24	pintavesi	4.4	6.02	0.23	0.13	5.57	804000	4200	0.025	91.3	0.37	11.5	335	580	102525	3087.5	37175	4385	7680	125025
Lui 25	pintavesi	4.5	5.83	0.20	0.14	5.7	716000	6000	0.025	63.4	0.27	15.8	232	477	187000	5710	62500	7940	7400	224000
Lui 26	pintavesi	4.5	6.06	0.22	0.14	5.875	791500	4300	0.025	86.5	0.1	8.67	314	498	199000	5430	73500	8430	7900	242000
Lui 27	pintavesi	4.8	5.58	0.14	0.11	5.7	33200	16000	0.21	7.13	1.22	19.3	209	29.0	5410	1600	6120	2180	1440	12200
Lui 29	pintavesi	4.8	5.66	0.12	0.15	6.0	24500	15000	0.15	4.13	0.86	14.7	128	21.9	3960	1110	5230	2050	1260	8670
Lui 30	pintavesi	4.3	5.26	0.08	0.09	5.32	10950	22000	0.165	0.58	0.715	1.975	4.97	9.21	2800	700	2470	1645	790	3995
Lui 31	pintavesi	4.7	5.98	0.20	0.22	6.4	18800	20000	2.17	0.52	0.70	1.74	17.1	17.6	7270	950	3600	1840	1070	6700
Lui 33	pintavesi	3.3	6.11	0.15	0.19	6.55	17900	14000	0.99	0.22	0.42	1.23	8.06	4.285	6405	840	3030	1590	1000	6545
Lui 34	pintavesi	3.8	6.65	0.61	0.61	7.1	107000	16000	0.47	0.40	0.38	1.16	20.6	4.62	33100	2190	13400	4000	2950	36800
Lui 35	pintavesi	4.0	6.57	0.76	0.71	6.9	135000	16000	0.72	0.46	0.24	0.78	22.9	4.10	39900	2650	16000	4490	17300	44300
Lui 36	pintavesi	4.2	6.55	0.60	0.59	6.63	119000	22000	1.11	0.61	0.27	1.03	21.9	5.34	37000	2380	14400	4460	3260	41600

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2010

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
HP 0	pv-putki	4.6	6.36	0.54	0.48	7	9420	485	0.09	0.13	0.255	0.05	18.6	2.01	3375	1600	4270	2380	620	3175
Kaivo 10	kaivo	6.2	5.80	0.86	0.77	6.9	18600	2500	0.37	0.21	0.66	3.83	23.2	3.43	8340	2120	8060	3510	1700	6500
Kaivo 11	kaivo	6.2	6.32	1.97	1.86	6.7	26400	1200	0.31	6.52	1.16	8.80	23.9	11.6	12000	1770	19300	2020	1030	9210
Kaivo 13	kaivo	7.0	6.44	1.00	0.99	7.0	41400	4000	0.23	0.66	0.45	3.61	18.4	27.8	26100	4510	5910	4280	7800	14300
Kaivo 14	kaivo	5.7	6.19	0.36	0.295	6.0	41900	1400	0.09	22.7	0.1	5.56	167	336	16900	2670	9690	4940	27950	14800
Kaivo 59	kaivo	5.5	5.88	0.29	0.22	5.9	22200	2100	0.025	0.31	0.31	1.29	12.8	2.57	6380	1280	3110	3000	1940	7720
Lui 08	suotovesi	4.5	6.63	2.20	1.61	6.3	927000	5300	0.59	34.8	0.1	0.40	243	21.6	240000	11900	97200	16600	10200	293000
Lui 16	suotovesi	8.3	6.11	1.65	0.76	6.0	1770000	2900	3.31	68.1	0.21	3.10	193	1090	445000	8950	131000	9840	6500	474000
Lähde 1	lähde	5.6	5.85	0.32	0.33	6.0	13600	6250	0.08	0.14	0.48	3.11	18.5	3.41	3060	1020	4750	2130	1170	4750
P 2	pv-putki	7.0	7.71	3.29	1.15	6.4	2110000	3000	1.22	0.01	0.31	0.05	0.11	7.81	538000	11200	213000	8470	4300	697000
P 3	pv-putki	6.9	7.91	4.45	3.61	7.1	1360000	2400	0.32	0.01	0.58	0.05	1.13	4.88	363000	7770	148000	8370	3940	457000
P 4	pv-putki	12.0	7.79	0.72	2.69	7.6	201000	4300	2570	0.05	0.37	0.66	0.88	1.99	61100	7150	33600	4920	1980	55800
PP 101	pv-putki	5.3	7.22	2.91	3.2	7.3	259000	2600	0.8	0.3	0.5	1.8	83.7	3.1	84567	3143	50567	3350	3850	79333
PP 102	pv-putki	5.3	5.97	0.62	0.59	6.6	11900	2300	0.09	0.18	0.44	2.23	14.1	1.67	2940	1290	6850	2460	1240	4060
PP 12	pv-putki	3.5	6.54	0.66	0.59	6.8	10700	480	0.025	0.02	0.59	0.22	3.72	3.83	4480	1670	5260	2880	910	3710
PP 3	pv-putki	6.7	4.04	0.00	0.01	3.5	1530000	1900	0.37	1020	11.1	300	2150	11900	149000	2920	244000	7520	5700	510000
PP 4	pv-putki	5.1	4.82	0.01	0.01	4.4	1380000	2400	0.54	443	1.18	120	1300	594	283000	11200	123000	15100	11800	432000
PP 5	pv-putki	6.2	6.24	0.91	0.30	5.8	48100	3700	0.14	0.13	1.17	0.27	1.47	5.20	7510	1460	8820	2960	1810	15600
PP 8	pv-putki	6.5	6.70	0.79	0.69	6.7	192000	1200	0.05	0.19	0.27	0.63	7.39	3.16	52500	3380	21000	6030	4650	59000
PV 02	pv-putki	5.0	7.29	1.82	1.64	7.3	24300	1200	0.62	0.65	0.86	0.73	7.13	2.06	6660	3250	20800	2010	1260	8710
PV 03	pv-putki	4.4	5.10	0.22	0.20	6.1	14500	1400	0.06	0.09	0.33	0.57	1.00	1.35	3930	880	3020	1340	530	4700
PV 04	pv-putki	7.8	6.37	4.77	4.65	6.4	610000	11000	0.66	81.9	2.41	3.83	282	194	192000	7480	87500	8150	1950	182000
PV 05	pv-putki	6.0	5.19	0.50	0.47	6.2	16300	2200	0.12	6.23	0.66	1.70	18.4	24.1	3510	2100	5720	1890	870	5470
PV 07	pv-putki	5.3	6.35	1.27	1.01	6.9	12100	980	0.38	2.39	3.48	5.74	11.3	7.11	5920	3490	8600	7520	1780	3670
PV 09	pv-putki	6.1	5.27	0.76	0.63	6.0	31700	3800	0.11	3.38	0.71	3.97	14.6	10.1	16100	1400	5120	1550	670	10300
PV 10	pv-putki	4.2	6.36	0.26	0.18	5.8	5295	3550	0.08	0.195	0.52	1.765	6.38	2.745	1720	700	1500	1330	545	1770
PV 12	pv-putki	6.3	6.33	0.82	0.61	6.1	184000	5200	0.23	119	0.77	2.57	312	10.6	49300	2770	22600	5950	4270	59500

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
Lui 01	pintavesi	13.8	7.75	1.07	0.77	7.6	115000	5100	26.3	3.55	0.20	6.87	78.6	23.2	36200	1630	15300	2910	2500	38900
Lui 02	pintavesi	14.5	7.87	1.09	0.79	7.6	117000	5100	28.3	3.11	0.25	7.37	83.0	23.2	35400	1780	15000	2880	2500	38500
Lui 03	pintavesi	8.5	7.09	1.19	0.87	7.2	114000	4700	4.36	1.11	0.23	1.53	44.8	5.80	37700	2110	15400	3370	2200	40300
Lui 04	pintavesi	6.1	6.91	1.46	1.13	6.9	221000	4100	0.12	2.69	0.1	0.91	95.8	10.6	62000	2370	30400	3930	2990	74100
Lui 04	pintavesi	5.9	6.97	1.49	1.315	7.06	221000	3550	0.115	2.12	0.29	1.565	129	18.1	63400	2970	32000	3930	2900	75300
Lui 05	pintavesi	5.7	6.98	1.66	1.14	7.0	229000	3400	0.09	1.11	0.1	1.62	130	17.2	63200	2270	32500	3890	2450	76600
Lui 06	pintavesi	16.7	7.09	0.51	0.36	7.1	212000	8400	25.5	35.0	0.25	17.1	434	61.9	52900	1700	22700	2860	1800	69500
Lui 07	pintavesi	10.5	7.01	4.03	1.45	6.8	783000	4100	0.13	14.9	0.1	0.36	156	13.2	176000	6170	80500	12900	7700	220000
Lui 10	pintavesi	17.2	6.70	0.38	0.28	6.6	144000	8700	0.15	10.4	0.24	1.94	41.4	71.7	32500	1210	17400	2130	1200	47200
Lui 11	pintavesi	15.7	6.94	0.35	0.26	6.7	98600	9700	0.14	8.78	0.23	1.84	35.1	77.7	22400	1020	12200	1940	1100	32100
Lui 14	pintavesi	8.2	5.71	0.14	0.09	5.6	526000	3600	0.17	24.8	0.1	4.08	130	47.7	128000	3880	49800	7830	6200	167000
Lui 15	pintavesi	13.8	6.62	0.13	0.15	6.6	1030000	2800	0.16	40.4	0.1	1.47	183	375	271000	4990	84600	9380	6700	304000
Lui 17	pintavesi	12.6	6.12	0.14	0.045	5.1	1480000	1010	0.165	87.3	0.1	4.505	215.5	801	409500	6695	114500	12150	8900	423500
Lui 18	pintavesi	8.9	5.58	0.28	0.01	4.0	242000	13000	0.19	16.0	0.34	4.68	62.5	140	51700	1520	25800	4010	2870	81200
Lui 19	pintavesi	16.4	6.69	0.35	0.21	6.3	208000	7700	0.13	24.1	0.20	3.46	73.3	204	43200	1370	24100	2490	1380	65500
Lui 20	pintavesi	14.0	6.97	0.32	0.19	6.2	216000	7700	0.13	25.5	0.1	3.12	77.1	206	46600	1390	25900	2520	1460	70600
Lui 21	pintavesi	14.8	6.62	0.31	0.21	6.3	224000	6200	0.12	24.5	0.1	2.91	79.2	199	48500	1420	25000	2680	1600	72500
Lui 22	pintavesi	14.9	6.59	0.36	0.25	6.4	224000	5600	0.13	24.0	0.1	2.75	78.6	188	48400	1480	27800	2680	1670	72400
Lui 23	pintavesi	14.5	6.59	0.25	0.29	6.5	214000	5600	0.12	23.4	0.21	2.79	76.0	186	46200	1500	25700	2600	1600	68700
Lui 24	pintavesi	15.1	5.99	0.40	0.13	5.8	544000	4400	0.17	49.0	0.1	5.33	199	265	124000	2660	54700	5950	6300	168000
Lui 25	pintavesi	15.6	5.99	0.25	0.18	6.0	274000	6600	0.16	15.0	0.1	6.12	62.9	81.1	61400	2000	33600	4370	3400	92000
Lui 26	pintavesi	13.7	6.83	0.43	0.30	6.7	487000	3900	0.15	44.0	1.33	3.83	186	205	115000	2410	52800	5640	5400	156000
Lui 27	pintavesi	5.7	6.53	0.20	0.20	6.5	13200	9200	0.13	1.12	0.54	4.76	32.3	7.12	2690	600	3430	1840	860	4720
Lui 29	pintavesi	6.9	6.62	0.24	0.20	6.5	11400	8800	0.12	0.97	0.62	3.99	29.5	5.39	2470	940	3460	1830	980	4200
Lui 30	pintavesi	5.5	5.56	0.10	0.08	5.5	8100	15000	0.12	0.63	0.40	1.15	2.76	5.57	2050	260	1760	1270	440	2780
Lui 31	pintavesi	12.5	7.60	0.78	0.595	7.3	81600	9150	13.4	1.6	0.1	3.915	41.9	11.6	25250	870	10900	2490	1995	27950
Lui 34	pintavesi	7.1	7.37	0.73	0.55	7.3	100000	11000	0.28	0.33	0.20	0.81	13.5	2.59	29300	1100	12300	3310	2330	34000
Lui 36	pintavesi	7.0	6.85	0.74	0.58	6.9	113000	11000	0.76	0.41	0.1	0.59	18.1	2.56	32900	1240	13300	3800	2600	37800

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet toukokuu 2011

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
PP 12	pv-putki	4.4	6.99	0.94	0.59	7.1	11000	1100	0.025	0.10	0.1	0.12	3.76	2.87	4680	5	5280	2880	870	3800
Kaivo 10	kaivo	7.1	6.66	0.44	0.43	6.7	9933	3033	0.12	0.69	0.53	2.36	11.9	1.6	2923	1137	3970	2087	1397	3250
Kaivo 11	kaivo	3.8	6.54	0.96	0.86	6.8	18600	1700	0.07	5.34	0.35	2.08	19.2	8.97	10600	1150	5530	2090	450	6190
Kaivo 13	kaivo	5.7	6.52	1.30	0.96	6.6	48700	5100	0.19	3.06	0.51	5.97	30.4	35.7	22500	5710	7250	5350	5500	16200
Kaivo 14	kaivo	5.1	5.76		0.23	5.9	44900	1900	0.025	20.3	0.25	16.8	151	402	14200	1750	8380	2580	21000	14900
Kaivo 15	kaivo	7.4	6.53	1.07	0.88	6.8	8700.0	1300	0.05	0.70	0.57	3.19	20.2	5.13	7230	2050	7070	2800	640	2880
Kaivo 16	kaivo	5.3	6.35	0.80	0.625	6.5	9510	1500	0.38	0.605	0.285	1.575	17.45	4.71	8105	5	2440	2875	1550	3035
Kaivo 17	kaivo	7.6	6.39	0.62	0.53	6.4	9990.0	1600	0.025	0.07	0.1	0.41	5.05	2.9	6790	5	3540	4450	4600	3340
Kaivo 18	kaivo	5.7	6.32	0.65	0.42	6.3	5800.0	1300	0.025	0.09	0.1	0.66	10.3	3.96	4640	5	2150	1850	360	1850
Lui 08	suotovesi	7.1	6.90	4.74	2.42	6.9	462000	4700	0.83	23.3	0.1	3.55	216	30.7	112000	4250	70700	10300	4300	149000
Lui 16	suotovesi	7.7	6.39	2.67	0.21	5.6	1770000	2900	2.07	69.2	0.1	32.4	206	987	463000	7050	159000	11000	7800	500000
Lähde 1	lähde	4.9	6.23	0.34	0.32	6.3	10100	5800	0.09	0.16	0.1	2.36	14.5	2.36	2400	5	3770	1970	1000	3330
Lähde 2	lähde	3.9	6.12	0.30	0.21	6.1	6300	1500	0.025	0.03	0.1	0.24	1.30	1.88	2860	5	1230	2170	470	2080
PP 101	pv-putki	3.9	7.39	4.67	2.65	7.5	227000	3800	0.43	0.25	0.44	1.51	67.3	2.40	71300	2760	44900	3760	1400	72700
PP 3	pv-putki	5.5	3.90	-	0.01	3.5	1330000	2500	0.50	809	5.47	236	1870	8510	138000	5	222000	7080	5600	385000
PP 4	pv-putki	3.3	4.40	-	0.01	4.4	990000	2800	0.57	150	0.91	81.2	553	285	227000	5	86900	11300	9200	288000
PP 5	pv-putki	3.9	6.34	0.91	0.20	5.6	59000	4300	0.16	0.51	1.13	0.37	2.42	3.59	8470	5	9540	4100	2000	19100
PP 8	pv-putki	3.3	6.38	0.91	0.7	6.65	170500	1650	0.08	0.305	0.1	1.015	6.525	5.435	43550	5	17750	4995	3500	48850
PV 02	pv-putki	4.5	7.24	2.19	1.79	7.4	24700	2000	1.09	0.16	0.48	0.57	7.28	1.26	6650	5	20600	1890	1190	8210
PV 03	pv-putki	4.6	5.91	0.24	0.23	6.1	95600	1500	0.06	0.12	0.1	0.52	1.41	1.70	17900	5	16400	2200	1200	32800
PV 05	pv-putki	3.6	6.21	0.73	0.43	6.4	17900	1600	0.08	6.15	0.1	1.13	29.9	21.8	2760	5	6050	3610	760	5810
PV 07	pv-putki				0.50	6.6	13300	1800	0.13	2.26	0.34	1.40	17.5	3.73	4150	1750	4820	3710	1490	4840
PV 09	pv-putki	3.3	5.85	0.44	0.42	6.0	49900	2800	0.12	7.53	0.31	4.54	22.3	20.5	14200	5	6030	1560	590	15200
PV 10	pv-putki	3.2	6.14	0.23	0.23	6.2	5900	2600	0.06	0.21	0.1	1.33	6.51	3.35	1910	5	1830	1340	560	1850
PV 12	pv-putki	3.3	6.11	0.68	0.61	6.3	276000	3300	0.29	69.7	1.75	3.76	356	10.2	73800	5	31200	3350	2400	87100

Luikonlahden pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
Lui 01	pintavesi	10.6	6.80	1.20	1.07	7.0	132000	2100	4.76	0.62	0.1	2.40	23	6	45900	2510	17300	4470	2900	50
Lui 02	pintavesi	15.0	6.99	1.52	1.06	7.8	138000	3900	50.80	0.05	0.1	2.45	53	4	45700	1850	18400	3510	2900	50
Lui 03	pintavesi	11.3	7.13	1.24	1.30	7.2	133000	4700	2.79	1.07	0.26	1.81	44	12	47500	3350	18600	4490	3600	45700
Lui 04	pintavesi	8.7	6.78	1.63	1.54	6.9	186000	6300	0.37	5.00	0.26	0.95	94	9	62500	3580	28100	5000	3300	64400
Lui 05	pintavesi	9.2	6.88	1.80	1.58	6.9	205000	4900	2.60	4.27	0.24	0.05	78	3	72200	3870	32000	5150	3400	75000
Lui 07	pintavesi	8.7	6.90	2.18	1.64	6.9	759667	4533	0.25	33.60	0.725	0.18	250	20	200000	13200	91450	14950	8767	245000
Lui 10	pintavesi	13.1	6.74	0.99	0.48	6.1	494000	2800	0.15	75.60	0.1	0.70	158	589	113000	4670	65000	4530	1950	50
Lui 10 B	pintavesi	11.0	6.82	0.82	0.56	6.6	261000	4800	0.27	27.70	0.61	3.80	71	229	68600	4090	38100	3410	2100	95700
Lui 11	pintavesi	14.7	6.81	1.19	1.25	7.2	349000	4200	0.28	1.08	0.1	0.53	11	13	92300	4460	49900	3790	3200	50
Lui 14	pintavesi	9.5	5.77	0.33	0.22	6.1	638000	4900	0.33	28.40	0.1	1.42	134	42	156000	8710	64800	10300	6600	202000
Lui 15	pintavesi	10.4	6.39	0.30	0.30	6.6	1040000	3100	0.20	39.50	0.1	2.47	181	459	286000	9900	91700	10800	6800	321000
Lui 17	pintavesi	9.8	6.43	0.86	0.04	4.8	1430000	2500	0.38	116.00	0.1	10.50	309	1670	407000	12300	129000	12500	8600	454000
Lui 18	pintavesi	8.8	6.66	0.38	0.01	3.4	686000	12000	0.31	39.35	0.73	3.22	144	132	133000	6235	69200	7770	5300	200500
Lui 19	pintavesi	12.9	6.91	0.82	0.52	6.5	424000	2900	0.18	63.00	0.1	1.12	143	446	102000	4960	59200	4290	3000	50
Lui 20	pintavesi	12.9	6.82	0.81	0.49	6.6	424000	2800	0.14	62.40	0.1	0.44	141	434	103000	5030	59800	4240	3150	50
Lui 21	pintavesi	13.0	6.97	0.62	0.50	6.8	482000	3100	0.10	51.10	0.1	0.41	144	336	116000	5830	65500	5120	3700	50
Lui 22	pintavesi	12.8	6.83	0.62	0.50	6.7	479000	3000	0.13	49.40	0.1	0.41	136	328	111000	5690	63200	5010	3700	50
Lui 23	pintavesi	12.7	6.88	0.66	0.56	6.8	432000	3300	0.13	46.20	0.1	0.49	125	309	104000	5240	60700	4820	3700	50
Lui 24	pintavesi	12.5	6.84	0.26	0.16	5.8	645000	9200	0.37	64.80	0.39	13.70	277	349	187000	5720	75800	8090	5900	50
Lui 25	pintavesi	13.2	6.83	0.41	0.31	6.4	918333	2700	0.20	56.50	0.1	10.23	237	415	261000	7087	85300	9437	6600	50
Lui 26	pintavesi	12.4	6.94	0.33	0.22	6.4	617000	7500	0.28	49.60	0.32	10.60	212	248	149000	4730	64800	7120	7000	50
Lui 27	pintavesi	8.7	6.45	0.26	0.18	6.4	24600	19000	0.29	3.21	1.13	13.10	88	15	4270	1490	5470	2210	950	8210
Lui 29	pintavesi	8.6	6.29	0.29	0.17	6.3	24200	16000	0.21	3.54	0.75	13.30	99	19	4130	1240	5190	2210	960	8110
Lui 30	pintavesi	10.3	5.49	0.13	0.11	5.5	10700	23000	0.23	0.71	0.78	2.11	5	9	2880	580	2430	1790	500	3830
Lui 31	pintavesi	9.1	6.70	0.37	0.29	6.8	24000	11000	2.87	0.17	0.39	1.29	12	6	7650	1360	3700	2000	1200	7170
Lui 34	pintavesi	9.2	6.70	0.86	0.81	7.2	98300	14000	0.57	0.29	0.43	0.98	19	3	31900	2930	12900	3980	2800	32300
Lui 36	pintavesi	9.9	6.97	0.96	0.95	7.1	122000	16000	0.92	0.35	0.24	0.62	22	5	39150	3100	15750	4490	3300	39600

Luikonlahden pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet syyskuu 2011

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
Kaivo 11	kaivo	10.3	6.80	0.51	0.50	6.3	18600	1200	0.05	9.42	0.35	3.29	27	22	9900	1350	3120	2060	470	50
Kaivo 13	kaivo	13.0	6.77	0.84	0.92	6.7	40100	3400	0.18	1.41	0.34	3.59	22	17	21800	4770	5980	4430	5400	50
Kaivo 14	kaivo	9.9	6.77	0.86	0.42	6.2	33000	2450	0.19	9.92	0.215	0.76	64	71	11400	3025	6750	6790	13900	50
Kaivo 15	kaivo	7.9	6.71	0.77	0.73	6.7	11400	720	0.03	0.06	0.67	2.14	25	7	5850	1780	8580	3380	1250	50
Lui 08	suotovesi	8.2	6.60	2.67	2.12	6.6	653000	5500	0.22	32.80	0.86	0.32	304	23	168000	12400	85400	14100	7600	210000
Lui 16	suotovesi	9.2	5.63	1.80	0.10	4.9	1700000	3300	0.46	103.00	0.65	0.13	189	656	429000	12800	137000	11200	7200	684000
Lähde 1	lähde	8.5	6.09	0.37	0.34	6.2	11300	7300	0.12	0.13	0.46	2.64	15	2	2820	1250	4340	2170	800	3900
PP 101	pv-putki	8.4	6.64	2.82	2.77	7.6	213500	1350	0.53	0.22	0.38	2.18	74	6	77400	3440	46700	3050	1485	50
PP 12	pv-putki	4.5	6.40	0.66	0.59	7.1	11000	690	0.03	0.04	0.30	0.12	3	1	4750	1140	5270	2710	800	3690
PP 3	pv-putki	11.0	6.77		0.01	3.3	1410000	2300	0.36	789.00	5.36	228.00	1930	7450	187000	4260	218000	8740	9900	50
PP 4	pv-putki	8.8	6.62		0.01	4.3	1000	1900	0.55	418.00	1.30	135.00	1110	757	285000	11900	119000	15400	12800	50
PP 5	pv-putki	6.9	6.59	0.70	0.26	5.9	55600	4400	0.14	0.41	0.62	0.21	1	5	8490	1090	9460	2990	1980	18700
PP 8	pv-putki	8.7	6.58	0.81	0.73	6.6	144000	1750	0.03	0.62	0.1	0.61	5	5	44000	2515	17450	5020	3950	50800
PV 02	pv-putki	4.9	7.54	2.00	1.79	7.7	25500	2300	1.11	0.07	0.58	0.36	4	1	6910	1850	22300	1660	1300	8630
PV 03	pv-putki	5.1	5.99	0.23	0.22	6.4	18300	1500	0.03	0.05	0.1	0.38	1	1	7370	690	4720	1430	490	10000
PV 05	pv-putki	6.4	6.64	0.63	0.60	6.6	15500	1600	0.03	1.70	0.1	0.57	23	6	3240	1350	7550	1730	900	4980
PV 07	pv-putki	6.6	6.71	0.54	0.54	6.5	10700	1550	0.04	1.04	0.235	1.31	10	2	3670	1305	4530	3295	970	3355
PV 09	pv-putki	6.3	6.51	0.54	0.51	6.1	38150	4200	0.05	2.49	0.85	4.11	8	7	14800	730	5650	1500	735	13000
PV 10	pv-putki	4.5	5.90	0.27	0.26	6.1	6700	1500	0.03	0.34	0.1	0.51	5	3	2330	480	2090	1810	1250	2150
PV 12	pv-putki	8.7	6.60	0.96	0.75	6.4	147000	8400	0.38	27.40	0.67	3.01	98	5	41000	1510	17700	4880	3000	48200
PV 16	pv-putki	7.7	6.65	3.00	1.53	6.5	777000	2300	2.35	94.90	0.89	0.05	189	363	227000	11300	74400	14300	13500	50
PV 19	pv-putki	5.9	5.86	0.10	0.27	6.1	25400	3300	0.05	0.42	0.31	1.04	7	2	9230	750	4460	3160	6400	8680
PV 23	pv-putki	6.3	6.66	0.50	0.40	6.3	8900	1700	0.07	1.22	0.40	1.39	11	4	3130	2040	4690	1950	600	50

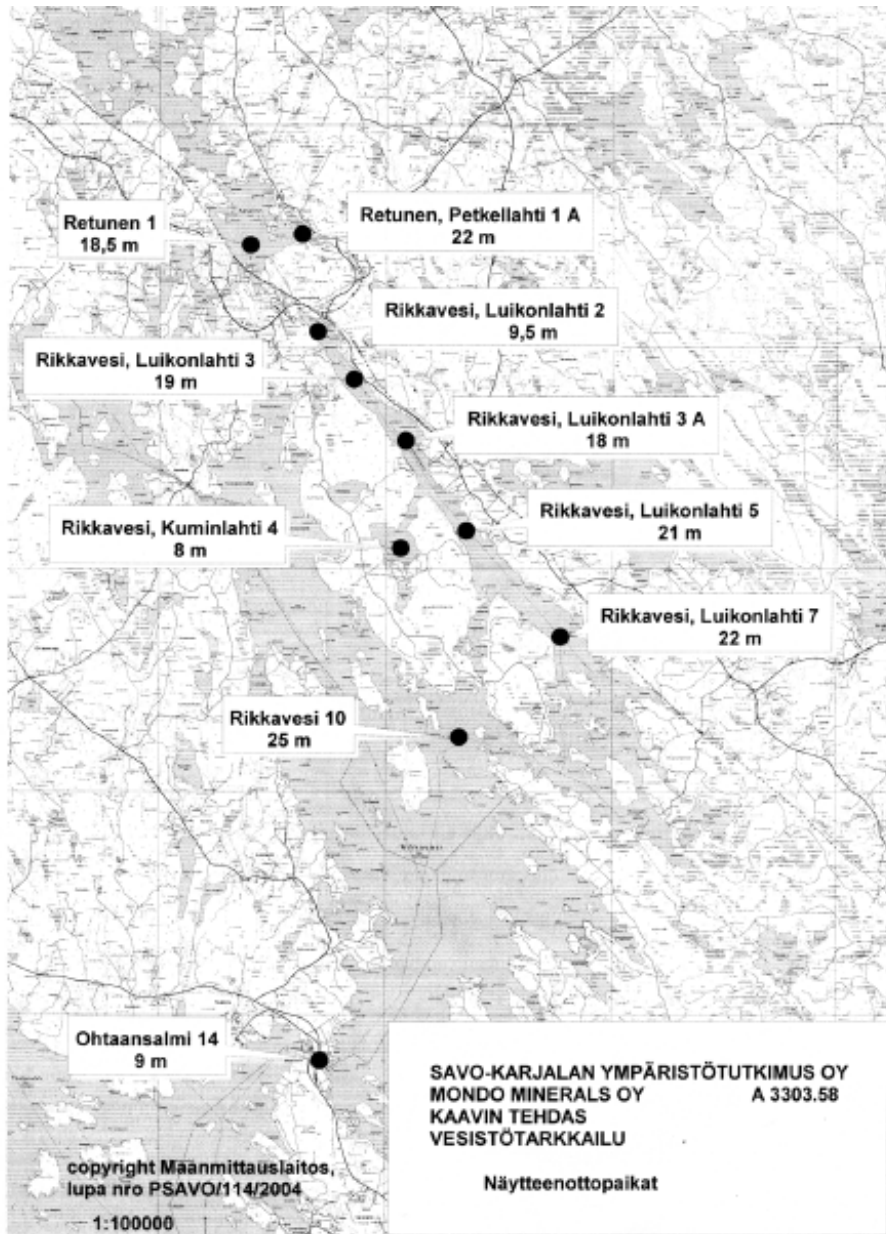
Luikonlahden eteläpuolisten pintavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
Lui 01	pintavesi	9.3	7.11	1.15	1.23	7	146000	1800	7.76	0.52	0.1	1.925	40.2	12.6	48400	2890	17300	100	1860	45650
Lui 07	pintavesi	1.9	6.95	2.14	1.69	6.8	740000	5100	0.29	32.0	0.1	0.72	266	35.3	227000	8290	99500	100	8600	271000
Lui 10	pintavesi	3.0	6.76	0.66	0.41	6.4	276500	8950	0.205	40.5	0.355	2.315	91.35	338	71400	2650	38200	100	2000	100500
Lui 11	pintavesi	5.2	7.27	0.72	0.64	7.1	295000	10000	0.26	1.82	0.41	1.59	17.2	23.6	61000	2460	30600	100	1000	77500
Lui 14	pintavesi	4.0	6.00	0.33	0.26	6	866000	2050	0.225	49.15	0.1	0.96	233.5	79.15	222000	9465	87500	13400	4550	275000
Lui 15	pintavesi	2.3	6.03	0.24	0.24	6.1	1280000	2900	0.15	80.0	0.1	2.65	240	710	337000	9430	103000	12400	7200	372000
Lui 17	pintavesi	7.7	6.62	0.86	0.07	4.9	1630000	3000	0.39	122	0.1	13.9	322	1790	440000	9910	140000	13300	8100	509000
Lui 18	pintavesi	3.8	5.92	0.30	0.01	3.4	515000	12000	0.29	60.2	0.67	4.42	197	259	117000	3460	63700	7350	2700	196000
Lui 19	pintavesi	3.4	6.84	0.68	0.38	6.4	287000	4350	0.21	42.1	0.32	2.38	100	363	36375	1480	19575	100	1510	51025
Lui 20	pintavesi	2.9	6.93	0.69	0.37	6.5	287000	8600	0.22	43.3	0.43	2.22	103	372	72300	3030	38900	100	2000	102000
Lui 21	pintavesi	2.3	6.90	0.55	0.38	6.6	312000	7200	0.17	38.5	0.38	1.69	113	335	88500	3070	45200	100	2545	121000
Lui 22	pintavesi	2.5	6.85	0.58	0.4	6.6	304000	7000	0.18	43.9	0.27	1.95	130	358	86400	3800	44600	100	1715	118000
Lui 23	pintavesi	2.4	6.88	0.62	0.42	6.6	282000	6900	0.15	43.2	0.32	1.89	127	347	84500	3730	44000	100	2400	117000
Lui 24	pintavesi	1.3	6.11	0.40	0.12	5.4	878000	4400	0.17	104	0.22	6.75	407	561	242000	5970	100000	100	6680	302000
Lui 25	pintavesi	0.7	6.15	0.44	0.23	5.9	811000	5000	0.17	49.4	0.1	8.35	189	331	227000	5610	84800	100	6400	276000
Lui 26	pintavesi	1.4	6.71	0.46	0.19	6.2	749000	3500	0.21	89.5	0.1	3.85	350	490	212000	5350	89000	100	6000	267000
Lui 31	pintavesi	3.6	7.40	0.27	0.26	6.9	19000	11000	1.77	0.16	0.49	0.95	9.16	7.95	8120	780	3640	100	1000	7490
Lui 34	pintavesi	1.3	7.43	0.94	0.90	7.6	85000	5700	0.36	0.21	0.1	0.72	16.2	2.53	43400	2290	17300	100	2660	45500
Lui 36	pintavesi	4.5	7.41	0.91	0.96	7.3	148000	5600	0.55	0.29	0.24	0.42	19.2	3.05	45900	2290	18100	100	3000	45900

Luikonlahden eteläpuolisten pohjavesipisteiden liukoiset metallipitoisuudet marraskuu 2011

Näytetunnus	Näytetyyppi	temp_c_kenttä	pH_kenttä	Alk kenttä mmol/l	Alk mmol/l	pH	SO4 µg/l	DOC µg/l	As µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Ca µg/l	K µg/l	Mg µg/l	Na µg/l	Cl µg/l	S µg/l
KPV 1	kalliopohjavesi	4.3	7.40	0.98	0.865	7	235500	2100	0.23	8.76	0.355	0.12	52.05	10.15	55650	3320	45150	3075	2135	6575
KPV 2	kalliopohjavesi	3.9	8.46	1.34	1.40	8.0	61400	940	0.12	0.02	0.1	0.05	0.51	1.14	12300	5060	13700	20300	3030	6690
KPV 3	kalliopohjavesi	4.9	6.12	0.24	0.15	5.9	11800	920	0.025	1.15	0.27	0.40	6.46	3.85	3590	490	1890	1640	670	5040
KPV 4A	kalliopohjavesi	5.4	8.95	1.3	1.41	8.7	123000	790	0.79	0.03	0.1	0.05	1.92	0.51	16100	7300	36800	20600	22900	1380
KPV 4B	kalliopohjavesi	4.5	9.03	1.32	1.46	8.7	124000	820	1.07	0.27	1.78	0.52	4.23	0.98	16100	7280	36800	20100	22000	1560
Lui 08	suotovesi	6.2	6.56	2.34	1.92	6.5	750000	6700	0.09	6.98	0.1	0.34	58.9	15.3	216000	1770	96800	100	7820	252000
Lui 16	suotovesi	5.2	6.06	0.54	0.01	4.5	1660000	2500	0.22	198	0.1	73.6	509	3890	462000	11500	172000	11500	5600	684000
PP 3	pv-putki	6.8	3.94	-	0.01	3.5	1600000	3300	0.45	1090	9.29	294	2580	10400	155000	3960	296000	9210	6600	476000
PP 4	pv-putki	5.5	4.39	-	0.01	4.4	1130000	4100	0.61	336	1.25	117	1130	490	297000	11700	120000	16400	12000	376000
PV 02	pv-putki	6.1	7.55	1.62	1.79	7.6	22400	1450	1.17	0.1	0.59	0.635	6.4	6.88	6990	2405	21650	100	1000	8610
PV 03	pv-putki	4.4	6.28	0.22	0.22	6.2	19600	1300	0.025	0.05	0.1	0.45	0.66	1.68	5870	797	3540	100	500	7150
PV 16	pv-putki	5.5	6.69	2.58	1.69	6.3	736000	6600	2.69	118	0.47	0.05	221	399	235000	13100	76800	100	12900	274000
PV 19	pv-putki	6.7	5.90	0.32	0.29	6.0	23500	3800	0.05	0.39	0.37	1.37	10.7	4.95	11300	986	4880	100	8300	9180
PV 23	pv-putki	4.3	6.20	0.45	0.48	6.5	9160	3300	0.095	1.62	0.65	2.515	17.15	3.485	3295	1695	5030	2270	545	3330

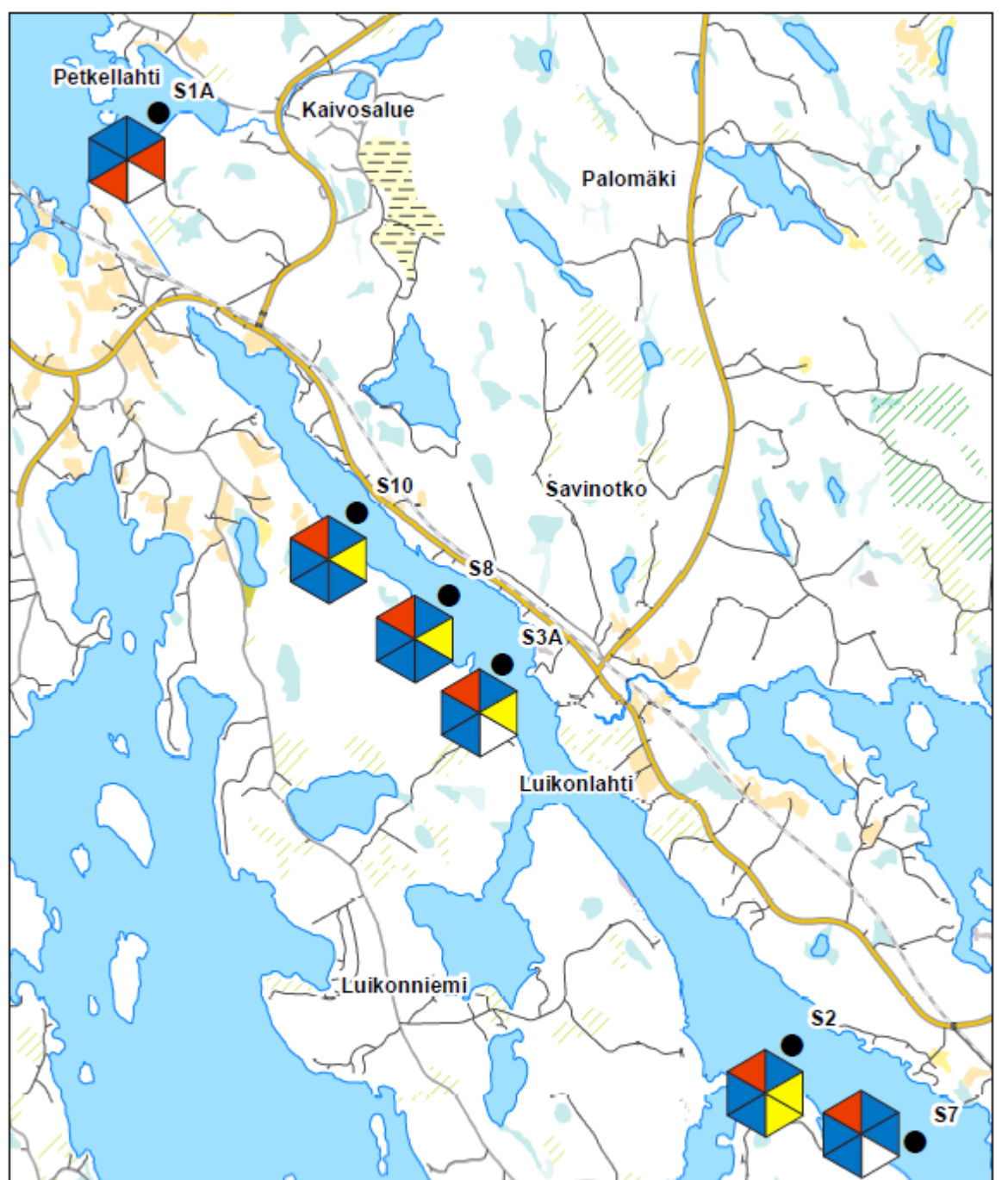
LIITE 2. Vesistöhavaintopaikat (vasemmalla) (Savo-Karjalan ympäristötutkimus Oy) ja sedimenttihavaintopaikat (oikealla), joista raportissa mukana havaintopisteet 2, 8 ja 10 (Geologian tutkimuskeskus).



LIITE 3. Luikonlahden ja Petkellahden sedimenttien metalleille ruoppaus ja läjitysmassojen laatuksien ohjeiden (Ympäristöministeriö 2004) mukaan normalisoidut pitoisuudet

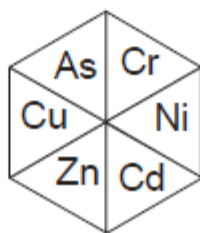
Normalisoidut pitoisuudet			Tasolla 1, haitaton taso						
			Harmaa alue, tapauskohtainen toimintatapa						
			Taso 2, pilaantunutta sedimenttiä						
			Zn	Ni	As	Cu	Cr	Cd	Pb
	Havaintopiste	Syvyys (cm)	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg a	mg/kg ka	mg/kg ka
Luikonlahti	S7	0-2	103,72	43,55	78,55	24,34	22,16	nd	nd
	S2	0-1	96,88	48,75	53,54	17,42	24,70	0,70	34,87
	S2	0-1	96,04	49,85	85,52	19,06	20,16	0,54	30,18
	S2	0-3	111,61	54,24	61,41	24,72	23,58	0,73	37,69
	S2	0-4	129,69	50,54	23,88	34,56	24,86	0,96	56,30
	S2	0-5	128,71	50,15	23,70	34,56	24,47	0,94	55,41
	S2	0-6	128,39	37,24	12,80	30,00	22,42	0,93	53,40
	S2	0-7	91,75	27,48	9,88	25,30	21,45	0,65	45,23
	S2	0-8	86,68	24,99	8,40	20,35	20,40	0,65	38,55
	S2	0-9	80,38	20,75	6,29	16,75	18,94	0,69	35,72
	S2	0-10	70,60	16,47	5,59	16,27	19,44	0,65	33,33
	S2	0-11	78,46	14,81	4,06	15,17	19,86	0,68	28,57
	S3A	0-2	82,22	52,24	429,14	20,74	31,43	nd	nd
	S8	0-1	85,25	53,96	112,00	23,33	32,92	0,38	27,80
	S8	0-2	82,42	52,45	100,06	23,33	32,49	0,40	25,87
	S8	0-3	84,45	60,07	66,60	24,00	32,43	0,38	25,83
	S8	0-4	86,69	57,36	33,86	26,74	30,63	0,42	28,18
	S8	0-5	82,22	48,47	23,89	25,78	29,11	0,38	31,07
	S8	0-6	77,35	31,41	23,64	19,15	24,34	0,42	26,75
	S8	0-7	74,62	25,38	18,66	14,98	22,05	0,51	22,47
	S8	0-8	58,52	18,99	11,14	13,87	22,86	0,39	21,83
	S8	0-9	57,50	18,08	9,15	13,54	23,27	0,38	20,62
	S8	0-10	57,36	17,55	5,09	12,82	23,97	0,38	15,08
	S8	0-11	56,91	17,89	4,01	12,58	24,41	0,28	13,07
	S8	0-12	45,62	17,19	3,17	11,95	23,53	0,22	9,68
	S10	0-1	79,00	64,86	90,22	15,60	25,28	0,46	18,84
	S10	0-2	73,67	53,54	161,99	16,32	24,36	0,31	16,78
	S10	0-3	75,80	46,61	52,71	22,70	31,34	0,34	21,48
	S10	0-4	78,89	40,39	9,94	31,87	31,21	0,39	29,81
	S10	0-5	64,84	32,84	6,10	19,54	23,86	0,31	18,17
	S10	0-6	65,38	30,08	9,40	27,89	21,30	0,35	28,30
	S10	0-7	60,48	22,37	5,37	13,54	25,63	0,40	19,40
	S10	0-8	57,79	21,77	3,19	13,68	27,10	0,39	21,47
	S10	0-9	49,61	19,04	2,44	12,43	28,99	0,44	18,52
	S10	0-10	48,46	17,07	2,37	11,33	26,38	0,31	11,97
	S10	0-11	45,15	18,10	2,47	11,23	28,06	0,22	7,61
	S10	0-12	44,80	17,71	2,55	11,09	28,18	0,22	7,59
Petkellahti	S1A	0-2	682,97	109,69	3,16	25,99	10,72	nd	nd
	S1A	15-17	245,71	113,37	3,98	184,18	33,74	nd	nd

LIITE 4. Luikonlahden ja Petkellahten sedimenttien pilaantuneisuustason luokittelu arseeni-, kromi-, kadmium-, kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuuksille ympäristöministeriön ruoppaus ja läjitysohjeen mukaan (Ympäristöministeriö 2004).



Sedimenttien pitoisuudet Luikonlahdella

- Ei dataa
- Taso 1
- Taso 2
- Taso 3



0 1 500 3 000
m



Pohjakartat: © Maanmittauslaitos, lupa nro 13/MML/12
Logica Suomi Oy

Liite 5. Luikonlahden humusnäytteiden kuparipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persenttiijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat mg⁻¹ kg ja RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina. Laskuissa on käytetty humusnäytteiden CEC-tuloksia (cmolc /kg) PNEC:in määrittämiseen.

Kumul.%	Kokonais- pitoisuus. (mg/kg)	Total approach				Added approach ¹				Added approach ²				Added approach ³				Added approach ⁴			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	22,50	141,56	22,50	0,16	0,00	101,04	14,60	0,14	0,01	101,04	10,90	0,11	0,00	101,04	2,50	0,02	0,00	101,04	-3,95	-0,04	*
10 %	28,25	131,42	28,25	0,22	0,07	91,78	20,35	0,22	0,13	91,78	16,65	0,18	0,07	91,78	8,25	0,09	0,01	91,78	1,80	0,02	0,00
15 %	32,68	126,57	32,68	0,29	0,17	88,87	24,78	0,32	0,31	88,87	21,08	0,27	0,19	88,87	12,68	0,16	0,03	88,87	6,23	0,08	0,00
20 %	40,70	116,83	40,70	0,35	0,34	81,55	32,80	0,40	0,67	81,55	29,10	0,36	0,49	81,55	20,70	0,25	0,19	81,55	14,25	0,17	0,06
25 %	46,30	109,66	46,30	0,42	0,45	77,37	38,40	0,50	0,94	77,37	34,70	0,45	0,71	77,37	26,30	0,34	0,32	77,37	19,85	0,26	0,13
30 %	49,60	110,15	49,60	0,45	0,56	77,70	41,70	0,54	1,16	77,70	38,00	0,49	0,90	77,70	29,60	0,38	0,45	77,70	23,15	0,30	0,21
35 %	53,70	149,07	53,70	0,37	0,32	104,60	45,80	0,44	0,76	104,60	42,10	0,41	0,61	104,60	33,70	0,33	0,32	104,60	27,25	0,26	0,17
40 %	60,65	155,05	60,65	0,46	0,79	110,73	52,75	0,56	1,55	110,73	49,05	0,52	1,29	110,73	40,65	0,43	0,79	110,73	34,20	0,36	0,48
45 %	63,00	163,38	63,00	0,39	0,51	113,27	55,10	0,49	1,15	113,27	51,40	0,45	0,98	113,27	43,00	0,38	0,64	113,27	36,55	0,32	0,42
50 %	70,30	139,02	70,30	0,51	0,84	97,60	62,40	0,64	1,86	97,60	58,70	0,60	1,60	97,60	50,30	0,52	1,08	97,60	43,85	0,45	0,75
55 %	88,50	136,56	88,50	0,65	1,70	95,90	80,60	0,84	3,47	95,90	76,90	0,80	3,13	95,90	68,50	0,71	2,41	95,90	62,05	0,65	1,91
60 %	98,43	183,58	98,43	0,60	1,64	129,64	90,53	0,78	3,26	129,64	86,83	0,75	2,98	129,64	78,43	0,68	2,38	129,64	71,98	0,62	1,95
70 %	130,00	128,11	130,00	1,01	5,17	90,20	122,10	1,35	9,01	90,20	118,40	1,31	8,51	90,20	110,00	1,22	7,42	90,20	103,55	1,15	6,60
75 %	138,00	99,27	138,00	1,39	9,98	69,99	130,10	1,86	15,11	69,99	126,40	1,81	14,45	69,99	118,00	1,69	12,96	69,99	111,55	1,59	11,82
80 %	213,00	114,08	213,00	1,87	16,72	80,20	205,10	2,56	23,36	80,20	201,40	2,51	22,82	80,20	193,00	2,41	21,58	80,20	186,55	2,33	20,62
85 %	272,75	145,67	272,75	1,88	17,61	102,95	264,85	2,59	24,84	102,95	261,15	2,56	24,39	102,95	252,75	2,47	23,36	102,95	246,30	2,41	22,56
90 %	348,00	176,31	348,00	2,04	19,68	124,43	340,10	2,83	26,93	124,43	336,40	2,80	26,57	124,43	328,00	2,73	25,77	124,43	321,55	2,68	25,15
95 %	417,00	146,59	417,00	2,84	27,99	102,13	409,10	4,01	35,26	102,13	405,40	3,97	34,95	102,13	397,00	3,89	34,24	102,13	390,55	3,82	33,70
100 %	680,00	146,17	680,00	4,65	55,82	103,36	672,10	6,50	62,19	103,36	668,40	6,47	61,97	103,36	660,00	6,39	61,46	103,36	653,55	6,32	61,07

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan humuksen keskiarvo Cu-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden humuksen keskiarvo Cu-pitoisuutta

³ Taustapitoisuutena käytetty koko maan moreenien mediaani Cu-pitoisuutta.

⁴ Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden kaivosalueen ympäristöstä kerättyjen maanäytteiden Cu-pitoisuuksien keskiarvoa (pohjaveden pinnan yläpuolelta)

Liite 6 Luikonlahden humusnäytteiden kuparipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persenttilijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat mg⁻¹ kg ja RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina. Laskuissa käytetty CEC-arvon asemasta vain humuksen pH-, OM% ja saves% tietoja.

Kumul.%	Kokonaispitoisuus	Total approach				Added approach ¹				Added approach ²				Added approach ³				Added approach ⁴			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	22,50	149,10	22,50	0,15	0,00	106,36	14,60	0,14	0,01	106,36	10,90	0,10	0,00	106,36	2,50	0,02	0,00	106,36	-3,95	-0,04	*
10 %	28,25	170,56	28,25	0,17	0,03	118,51	20,35	0,17	0,07	118,51	16,65	0,14	0,04	118,51	8,25	0,07	0,00	118,51	1,80	0,02	0,00
15 %	32,68	141,86	32,68	0,26	0,11	99,44	24,78	0,27	0,21	99,44	21,08	0,23	0,13	99,44	12,68	0,14	0,02	99,44	6,23	0,07	0,00
20 %	40,70	137,15	40,70	0,30	0,22	95,43	32,80	0,34	0,47	95,43	29,10	0,30	0,34	95,43	20,70	0,22	0,13	95,43	14,25	0,15	0,04
25 %	46,30	122,02	46,30	0,38	0,34	85,93	38,40	0,45	0,73	85,93	34,70	0,40	0,55	85,93	26,30	0,31	0,24	85,93	19,85	0,23	0,10
30 %	49,60	123,29	49,60	0,40	0,41	86,80	41,70	0,48	0,89	86,80	38,00	0,44	0,70	86,80	29,60	0,34	0,34	86,80	23,15	0,27	0,16
35 %	53,70	180,97	53,70	0,30	0,18	126,58	45,80	0,36	0,48	126,58	42,10	0,33	0,38	126,58	33,70	0,27	0,20	126,58	27,25	0,22	0,10
40 %	60,65	181,19	60,65	0,39	0,51	129,16	52,75	0,48	1,07	129,16	49,05	0,44	0,89	129,16	40,65	0,37	0,54	129,16	34,20	0,31	0,33
45 %	63,00	170,05	63,00	0,37	0,46	117,81	55,10	0,47	1,06	117,81	51,40	0,44	0,90	117,81	43,00	0,37	0,59	117,81	36,55	0,31	0,39
50 %	70,30	180,91	70,30	0,39	0,42	126,42	62,40	0,49	1,05	126,42	58,70	0,46	0,90	126,42	50,30	0,40	0,60	126,42	43,85	0,35	0,41
55 %	88,50	160,64	88,50	0,55	1,13	112,51	80,60	0,72	2,48	112,51	76,90	0,68	2,23	112,51	68,50	0,61	1,71	112,51	62,05	0,55	1,34
60 %	98,43	199,57	98,43	0,54	1,18	140,75	90,53	0,70	2,51	140,75	86,83	0,67	2,28	140,75	78,43	0,61	1,81	140,75	71,98	0,56	1,48
70 %	130,00	161,26	130,00	0,81	3,03	113,10	122,10	1,08	5,81	113,10	118,40	1,05	5,47	113,10	110,00	0,97	4,73	113,10	103,55	0,92	4,18
75 %	138,00	109,32	138,00	1,26	8,19	76,94	130,10	1,69	12,86	76,94	126,40	1,64	12,28	76,94	118,00	1,53	10,97	76,94	111,55	1,45	9,98
80 %	213,00	140,32	213,00	1,52	11,42	98,26	205,10	2,09	17,17	98,26	201,40	2,05	16,74	98,26	193,00	1,96	15,75	98,26	186,55	1,90	14,98
85 %	272,75	158,77	272,75	1,72	14,97	111,98	264,85	2,37	21,81	111,98	261,15	2,33	21,40	111,98	252,75	2,26	20,45	111,98	246,30	2,20	19,73
90 %	348,00	200,72	348,00	1,74	14,76	141,29	340,10	2,42	21,53	141,29	336,40	2,40	21,21	141,29	328,00	2,34	20,50	141,29	321,55	2,29	19,96
95 %	417,00	181,60	417,00	2,30	20,46	126,03	409,10	3,25	27,38	126,03	405,40	3,22	27,11	126,03	397,00	3,15	26,50	126,03	390,55	3,10	26,02
100 %	680,00	163,54	680,00	4,16	48,70	115,47	672,10	5,82	55,75	115,47	668,40	5,79	55,53	115,47	660,00	5,72	55,02	115,47	653,55	5,66	54,62

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan humuksen keskiarvo Cu-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden humuksen keskiarvo Cu-pitoisuutta

³ Taustapitoisuutena käytetty koko maan moreenien mediaani Cu-pitoisuutta.

⁴ Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden kaivosalueen ympäristöstä kerättyjen maanäytteiden Cu-pitoisuuksien keskiarvoa (pohjaveden pinnan yläpuolelta)

Liite 7. Luikonlahden humusnäytteiden nikkelipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persentiilijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat mg⁻¹ kg ja RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina. Laskuissa on käytetty humusnäytteiden CEC-tuloksia (cmolc /kg).

Ku- mul.%	Koko- naispi- toisuus	Total approach				Added approach ¹				Added approach ²				Added approach ³				Added approach ⁴			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	15,40	67,07	15,40	0,23	0,04	45,41	10,80	0,24	0,10	45,41	3,10	0,07	0,00	45,41	-8,70	-0,19	*	45,41	-10,83	-0,24	*
10 %	19,95	67,17	19,95	0,35	0,34	45,45	15,35	0,40	0,67	45,45	7,65	0,19	0,08	45,45	-4,15	-0,12	*	45,45	-6,28	-0,17	*
15 %	22,00	76,14	22,00	0,30	0,12	51,49	17,40	0,35	0,37	51,49	9,70	0,19	0,06	51,49	-2,10	-0,04	*	51,49	-4,23	-0,08	*
20 %	24,60	50,04	24,60	0,49	0,67	33,98	20,00	0,59	1,49	33,98	12,30	0,36	0,39	33,98	0,50	0,01	0,00	33,98	-1,63	-0,05	*
25 %	27,45	61,39	27,45	0,45	0,48	41,60	22,85	0,55	1,24	41,60	15,15	0,36	0,39	41,60	3,35	0,08	0,00	41,60	1,22	0,03	0,00
30 %	29,30	69,41	29,30	0,42	0,39	46,98	24,70	0,53	1,10	46,98	17,00	0,36	0,38	46,98	5,20	0,11	0,01	46,98	3,07	0,07	0,00
35 %	32,25	144,04	32,25	0,22	0,03	96,85	27,65	0,29	0,17	96,85	19,95	0,21	0,06	96,85	8,15	0,08	0,00	96,85	6,02	0,06	0,00
40 %	35,10	57,80	35,10	0,86	4,80	39,14	30,50	1,10	6,92	39,14	22,80	0,82	4,10	39,14	11,00	0,39	0,82	39,14	8,87	0,32	0,47
45 %	36,30	70,58	36,30	0,51	0,75	47,77	31,70	0,66	1,98	47,77	24,00	0,50	0,97	47,77	12,20	0,26	0,13	47,77	10,07	0,21	0,07
50 %	40,60	103,79	40,60	0,39	0,28	69,99	36,00	0,51	1,02	69,99	28,30	0,40	0,52	69,99	16,50	0,24	0,09	69,99	14,37	0,21	0,06
55 %	44,90	189,64	44,90	0,24	0,04	127,23	40,30	0,32	0,24	127,23	32,60	0,26	0,12	127,23	20,80	0,16	0,02	127,23	18,67	0,15	0,02
60 %	58,00	89,92	58,00	0,73	2,81	60,70	53,40	0,99	5,49	60,70	45,70	0,86	4,15	60,70	33,90	0,64	2,38	60,70	31,77	0,61	2,11
65 %	73,30	142,25	73,30	0,53	0,86	95,65	68,70	0,73	2,59	95,65	61,00	0,65	1,96	95,65	49,20	0,53	1,16	95,65	47,07	0,50	1,03
70 %	86,70	87,50	86,70	0,99	4,89	59,09	82,10	1,39	9,47	59,09	74,40	1,26	7,90	59,09	62,60	1,06	5,63	59,09	60,47	1,02	5,25
75 %	92,00	112,94	92,00	0,81	2,94	76,10	87,40	1,15	6,63	76,10	79,70	1,05	5,50	76,10	67,90	0,89	3,91	76,10	65,77	0,86	3,65
80 %	161,00	194,91	161,00	0,83	3,03	130,73	156,40	1,20	7,20	130,73	148,70	1,14	6,52	130,73	136,90	1,05	5,51	130,73	134,77	1,03	5,33
85 %	170,00	168,42	170,00	1,04	5,79	113,09	165,40	1,51	11,18	113,09	157,70	1,44	10,30	113,09	145,90	1,34	8,97	113,09	143,77	1,32	8,74
90 %	225,00	85,29	225,00	2,68	31,53	57,61	220,40	3,89	38,87	57,61	212,70	3,75	37,52	57,61	200,90	3,55	35,38	57,61	198,77	3,51	34,99
95 %	455,00	79,74	455,00	5,71	66,27	53,90	450,40	8,36	69,08	53,90	442,70	8,21	68,46	53,90	430,90	7,99	67,48	53,90	428,77	7,95	67,30
100 %	596,00	80,63	596,00	7,39	76,65	54,50	591,40	10,85	77,71	54,50	583,70	10,71	77,31	54,50	571,90	10,49	76,69	54,50	569,77	10,46	76,57

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan humuksen keskiarvo Ni-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden humuksen keskiarvo Ni-pitoisuutta

³ Taustapitoisuutena käytetty koko maan moreenien mediaani Ni-pitoisuutta.

⁴ Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden kaivosalueen ympäristöstä kerättyjen maanäytteiden Ni-pitoisuuksien keskiarvoa (pohjaveden pinnan yläpuolelta)

Liite 8. Luikonlahden humusnäytteiden nikkelpitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persenttiijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat mg⁻¹ kg ja RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina. Laskuissa käytetty CEC-arvon asemasta vain humuksen pH-, OM% ja saves% tietoja.

Ku- mul.%	Koko- naispi- toisuus	Total approach				Added approach ¹				Added approach ²				Added approach ³				Added approach ⁴			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	15,40	90,60	15,40	0,17	0,01	61,16	10,80	0,18	0,03	61,16	3,10	0,05	0,00	61,16	-8,70	-0,14	*	61,16	-10,83	-0,18	*
10 %	19,95	100,47	19,95	0,28	0,23	67,68	15,35	0,32	0,47	67,68	7,65	0,16	0,05	67,68	-4,15	-0,10	*	67,68	-6,28	-0,14	*
15 %	22,00	102,10	22,00	0,25	0,09	68,83	17,40	0,29	0,27	68,83	9,70	0,16	0,04	68,83	-2,10	-0,03	*	68,83	-4,23	-0,07	*
20 %	24,60	68,06	24,60	0,36	0,22	46,07	20,00	0,43	0,65	46,07	12,30	0,27	0,15	46,07	0,50	0,01	0,00	46,07	-1,63	-0,04	*
25 %	27,45	114,03	27,45	0,24	0,04	76,83	22,85	0,30	0,20	76,83	15,15	0,20	0,05	76,83	3,35	0,04	0,00	76,83	1,22	0,02	0,00
30 %	29,30	106,45	29,30	0,28	0,07	71,76	24,70	0,34	0,32	71,76	17,00	0,24	0,09	71,76	5,20	0,07	0,00	71,76	3,07	0,04	0,00
35 %	32,25	185,48	32,25	0,17	0,01	124,46	27,65	0,22	0,07	124,46	19,95	0,16	0,02	124,46	8,15	0,07	0,00	124,46	6,02	0,05	0,00
40 %	35,10	82,25	35,10	0,61	2,16	55,52	30,50	0,78	3,71	55,52	22,80	0,58	2,02	55,52	11,00	0,28	0,32	55,52	8,87	0,22	0,17
45 %	36,30	113,90	36,30	0,32	0,13	76,74	31,70	0,41	0,55	76,74	24,00	0,31	0,24	76,74	12,20	0,16	0,02	76,74	10,07	0,13	0,01
50 %	40,60	143,66	40,60	0,28	0,08	96,59	36,00	0,37	0,40	96,59	28,30	0,29	0,19	96,59	16,50	0,17	0,03	96,59	14,37	0,15	0,02
55 %	44,90	218,57	44,90	0,21	0,02	146,48	40,30	0,28	0,15	146,48	32,60	0,22	0,07	146,48	20,80	0,14	0,01	146,48	18,67	0,13	0,01
60 %	58,00	112,27	58,00	0,56	1,30	75,64	53,40	0,77	3,16	75,64	45,70	0,66	2,30	75,64	33,90	0,50	1,22	75,64	31,77	0,47	1,07
65 %	73,30	172,38	73,30	0,44	0,49	115,73	68,70	0,61	1,72	115,73	61,00	0,55	1,28	115,73	49,20	0,44	0,73	115,73	47,07	0,42	0,65
70 %	86,70	143,58	86,70	0,60	1,22	96,54	82,10	0,85	3,51	96,54	74,40	0,77	2,80	96,54	62,60	0,65	1,84	96,54	60,47	0,63	1,69
75 %	92,00	154,27	92,00	0,60	1,17	103,67	87,40	0,84	3,44	103,67	79,70	0,77	2,78	103,67	67,90	0,65	1,89	103,67	65,77	0,63	1,74
80 %	161,00	219,53	161,00	0,73	2,16	147,12	156,40	1,06	5,68	147,12	148,70	1,01	5,11	147,12	136,90	0,93	4,28	147,12	134,77	0,92	4,14
85 %	170,00	211,12	170,00	0,88	4,12	141,49	165,40	1,28	8,47	141,49	157,70	1,22	7,78	141,49	145,90	1,13	6,73	141,49	143,77	1,11	6,55
90 %	225,00	86,37	225,00	2,64	30,95	58,34	220,40	3,83	38,36	58,34	212,70	3,70	37,01	58,34	200,90	3,49	34,88	58,34	198,77	3,46	34,49
95 %	455,00	101,73	455,00	4,47	55,69	68,61	450,40	6,56	60,42	68,61	442,70	6,45	59,75	68,61	430,90	6,28	58,68	68,61	428,77	6,25	58,49
100 %	596,00	67,02	596,00	8,89	82,45	45,38	591,40	13,03	82,54	45,38	583,70	12,86	82,20	45,38	571,90	12,60	81,66	45,38	569,77	12,56	81,56

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan humuksen keskiarvo Ni-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden humuksen keskiarvo Ni-pitoisuutta

³ Taustapitoisuutena käytetty koko maan moreenien mediaani Ni-pitoisuutta.

⁴ Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden kaivosalueen ympäristöstä kerättyjen maanäytteiden Ni-pitoisuuksien keskiarvoa (pohjaveden pinnan yläpuolelta)

Liite 9. Luikonlahden humusnäytteiden sinkkipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persentiilijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat ilmaistu mg⁻¹ kg, RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina. Laskuissa on käytetty humusnäytteiden CEC-tuloksia (cmolc /kg).

Kumul.%	Kokonais- pitoisuus	Total approach ¹				Added approach ¹				Total approach ²				Added approach ²			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	41,70	136,02	41,70	0,31	0,21	105,63	1,20	0,01	0,00	138,88	41,70	0,30	0,19	107,80	-0,55	-0,01	*
10 %	50,05	132,10	50,05	0,39	0,44	103,24	9,55	0,09	0,00	134,77	50,05	0,38	0,41	105,29	7,80	0,08	0,00
15 %	53,60	143,97	53,60	0,37	0,43	111,93	13,10	0,12	0,01	147,42	53,60	0,37	0,39	114,52	11,35	0,10	0,01
20 %	55,55	124,01	55,55	0,45	0,62	97,11	15,05	0,15	0,03	126,06	55,55	0,44	0,59	98,73	13,30	0,13	0,02
25 %	66,10	145,75	66,10	0,45	0,76	112,96	25,60	0,23	0,14	149,36	66,10	0,44	0,71	115,66	23,85	0,21	0,10
30 %	71,50	153,42	71,50	0,47	0,88	119,21	31,00	0,26	0,23	157,64	71,50	0,45	0,81	122,36	29,25	0,24	0,18
35 %	83,45	148,68	83,45	0,57	1,29	116,36	42,95	0,37	0,48	152,17	83,45	0,55	1,21	119,03	41,20	0,35	0,40
40 %	87,15	154,18	87,15	0,57	1,44	119,85	46,65	0,39	0,67	158,49	87,15	0,55	1,34	123,06	44,90	0,36	0,56
45 %	89,20	159,65	89,20	0,56	1,52	124,67	48,70	0,39	0,76	164,61	89,20	0,54	1,40	128,36	46,95	0,37	0,64
50 %	93,90	149,18	93,90	0,63	1,66	116,51	53,40	0,46	0,83	152,63	93,90	0,62	1,56	119,14	51,65	0,43	0,71
55 %	96,30	150,47	96,30	0,64	1,79	117,19	55,80	0,48	0,97	154,17	96,30	0,62	1,68	119,98	54,05	0,45	0,83
60 %	101,15	156,00	101,15	0,65	1,87	121,76	60,65	0,50	1,09	160,04	101,15	0,63	1,74	124,80	58,90	0,47	0,95
65 %	108,00	156,04	108,00	0,70	2,40	122,59	67,50	0,55	1,57	160,58	108,00	0,68	2,25	126,02	65,75	0,53	1,39
70 %	125,00	152,40	125,00	0,82	3,30	118,44	84,50	0,71	2,57	156,45	125,00	0,80	3,11	121,47	82,75	0,68	2,32
75 %	144,00	157,16	144,00	0,92	4,18	122,51	103,50	0,84	3,62	161,47	144,00	0,89	3,94	125,74	101,75	0,81	3,31
80 %	157,00	163,40	157,00	0,96	4,63	127,87	116,50	0,91	4,22	168,31	157,00	0,93	4,36	131,55	114,75	0,87	3,88
85 %	163,50	157,97	163,50	1,04	5,39	123,29	123,00	1,00	5,02	162,58	163,50	1,01	5,10	126,74	121,25	0,96	4,66
90 %	174,50	167,65	174,50	1,04	5,40	131,74	134,00	1,02	5,16	172,85	174,50	1,01	5,10	135,65	132,25	0,98	4,78
95 %	214,00	176,15	214,00	1,21	7,04	139,75	173,50	1,24	7,13	182,15	214,00	1,17	6,66	144,32	171,75	1,19	6,68
100 %	514,00	160,05	514,00	3,21	31,59	125,12	473,50	3,78	33,79	164,38	514,00	3,13	30,88	128,39	471,75	3,67	33,02

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan humuksen keskiarvo Zn-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden humuksen keskiarvo Zn-pitoisuutta

Liite 10. Luikonlahden humusnäytteiden sinkkipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persenttiijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat ilmaistu mg⁻¹ kg, RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina Laskuissa käytetty CEC-arvon asemasta vain humuksen pH-, OM% ja saves% tietoja.

Kumul.%	Kokonaispi- toisuus	Total approach ¹				Added approach ¹				Total approach ²				Added approach ²			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	41,70	146,19	41,70	0,29	0,19	113,46	1,20	0,01	0,00	149,75	41,70	0,28	0,17	116,13	-0,55	0,00	*
10 %	50,05	144,83	50,05	0,35	0,35	113,08	9,55	0,09	0,00	148,33	50,05	0,34	0,32	115,73	7,80	0,07	0,00
15 %	53,60	152,50	53,60	0,35	0,42	118,73	13,10	0,11	0,02	156,72	53,60	0,34	0,38	121,88	11,35	0,09	0,01
20 %	55,55	138,79	55,55	0,40	0,45	108,29	15,05	0,14	0,02	141,64	55,55	0,39	0,42	110,48	13,30	0,12	0,01
25 %	66,10	156,71	66,10	0,42	0,84	122,18	25,60	0,21	0,18	161,66	66,10	0,41	0,76	125,87	23,85	0,19	0,14
30 %	71,50	158,17	71,50	0,45	0,95	123,39	31,00	0,25	0,27	163,11	71,50	0,44	0,87	127,07	29,25	0,23	0,21
35 %	83,45	156,20	83,45	0,54	1,14	122,16	42,95	0,35	0,44	160,22	83,45	0,52	1,06	125,20	41,20	0,33	0,36
40 %	87,15	158,18	87,15	0,55	1,51	123,46	46,65	0,38	0,74	163,17	87,15	0,53	1,40	127,17	44,90	0,35	0,62
45 %	89,20	159,65	89,20	0,56	1,66	125,15	48,70	0,39	0,86	164,98	89,20	0,54	1,53	129,13	46,95	0,36	0,73
50 %	93,90	157,24	93,90	0,60	1,52	122,81	53,40	0,43	0,78	161,35	93,90	0,58	1,41	125,91	51,65	0,41	0,66
55 %	96,30	159,96	96,30	0,60	1,68	124,85	55,80	0,45	0,94	164,62	96,30	0,58	1,56	128,33	54,05	0,42	0,80
60 %	101,15	159,58	101,15	0,63	1,83	124,67	60,65	0,49	1,08	164,00	101,15	0,62	1,70	128,00	58,90	0,46	0,94
65 %	108,00	157,45	108,00	0,69	2,41	123,88	67,50	0,55	1,61	162,31	108,00	0,67	2,25	127,56	65,75	0,52	1,42
70 %	125,00	158,87	125,00	0,79	3,16	123,98	84,50	0,68	2,48	163,81	125,00	0,76	2,96	127,66	82,75	0,65	2,24
75 %	144,00	162,29	144,00	0,89	4,00	127,05	103,50	0,81	3,48	167,43	144,00	0,86	3,75	130,89	101,75	0,78	3,18
80 %	157,00	164,66	157,00	0,95	4,58	129,27	116,50	0,90	4,18	170,01	157,00	0,92	4,31	133,28	114,75	0,86	3,85
85 %	163,50	159,27	163,50	1,03	5,29	124,47	123,00	0,99	4,93	164,12	163,50	1,00	5,00	128,09	121,25	0,95	4,57
90 %	174,50	168,51	174,50	1,04	5,33	132,63	134,00	1,01	5,09	173,97	174,50	1,00	5,03	136,73	132,25	0,97	4,72
95 %	214,00	171,64	214,00	1,25	7,12	136,74	173,50	1,27	7,16	177,86	214,00	1,20	6,75	141,49	171,75	1,21	6,73
100 %	514,00	164,01	514,00	3,13	29,08	128,41	473,50	3,69	31,30	168,82	514,00	3,04	28,39	132,02	471,75	3,57	30,56

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan humuksen keskiarvo Zn-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden humuksen keskiarvo Zn-pitoisuutta

Liite 11. Luikonlahden humusnäytteiden sinkkipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persenttiilijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat ilmaistu mg-1 kg, RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina. Laskuissa on käytetty humusnäytteiden CEC-tuloksia (cmolc /kg).

Kumul. %	Koko- naispi- toisuus	Total approach ¹				Added approach ¹				Total approach ²				Added approach ²			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	41,70	158,74	41,70	0,26	0,12	123,04	-15,30	-0,12	*	161,70	41,70	0,26	0,11	125,34	-17,98	-0,14	*
10 %	50,05	153,43	50,05	0,34	0,30	119,75	-6,95	-0,06	*	156,23	50,05	0,33	0,29	121,93	-9,63	-0,08	*
15 %	53,60	172,21	53,60	0,31	0,23	133,28	-3,40	-0,03	*	176,03	53,60	0,31	0,22	136,19	-6,08	-0,04	*
20 %	55,55	139,67	55,55	0,40	0,44	109,63	-1,45	-0,01	*	141,59	55,55	0,39	0,43	111,20	-4,13	-0,04	*
25 %	66,10	175,49	66,10	0,38	0,42	135,28	9,10	0,07	0,00	179,53	66,10	0,37	0,39	138,34	6,42	0,05	0,00
30 %	71,50	188,89	71,50	0,38	0,45	145,68	14,50	0,10	0,01	193,86	71,50	0,37	0,41	149,40	11,82	0,08	0,00
35 %	83,45	177,16	83,45	0,48	0,79	138,20	26,45	0,19	0,06	180,99	83,45	0,47	0,74	141,16	23,77	0,17	0,04
40 %	87,15	190,56	87,15	0,46	0,78	146,97	30,15	0,21	0,10	195,68	87,15	0,45	0,71	150,79	27,47	0,18	0,07
45 %	89,20	202,52	89,20	0,44	0,78	156,55	32,20	0,21	0,12	208,75	89,20	0,43	0,71	161,18	29,52	0,18	0,09
50 %	93,90	177,04	93,90	0,53	1,01	137,86	36,90	0,27	0,17	180,74	93,90	0,52	0,95	140,72	34,22	0,24	0,12
55 %	96,30	180,76	96,30	0,53	1,06	140,13	39,30	0,28	0,21	184,86	96,30	0,52	1,00	143,26	36,62	0,26	0,16
60 %	101,15	189,49	101,15	0,53	1,07	147,08	44,15	0,30	0,26	194,08	101,15	0,52	1,00	150,57	41,47	0,28	0,20
65 %	108,00	195,00	108,00	0,56	1,41	152,08	51,00	0,34	0,45	200,62	108,00	0,55	1,31	156,33	48,32	0,31	0,36
70 %	125,00	186,25	125,00	0,67	2,03	143,78	68,00	0,47	0,96	190,94	125,00	0,65	1,90	147,31	65,32	0,44	0,81
75 %	144,00	193,37	144,00	0,74	2,59	149,67	87,00	0,58	1,57	198,43	144,00	0,73	2,43	153,48	84,32	0,55	1,37
80 %	157,00	205,48	157,00	0,76	2,80	159,37	100,00	0,63	1,93	211,52	157,00	0,74	2,61	163,89	97,32	0,59	1,69
85 %	163,50	197,33	163,50	0,83	3,42	152,71	106,50	0,70	2,48	202,94	163,50	0,81	3,22	156,91	103,82	0,67	2,21
90 %	174,50	212,48	174,50	0,82	3,30	165,42	117,50	0,71	2,53	218,98	174,50	0,80	3,08	170,30	114,82	0,67	2,25
95 %	214,00	229,15	214,00	0,93	4,37	179,88	157,00	0,87	3,89	237,05	214,00	0,90	4,07	185,84	154,32	0,83	3,52
100 %	514,00	196,26	514,00	2,62	26,00	152,45	457,00	3,00	27,55	201,29	514,00	2,55	25,29	156,26	454,32	2,91	26,71

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan moreenien mediaani Zn-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden kaivosalueen ympäristöstä kerättyjen maanäytteiden Zn-pitoisuuksien keskiarvoa (pohjaveden pinnan yläpuolelta)

Liite 12. Luikonlahden humusnäytteiden sinkkipitoisuuksien sekä PNEC (Predicted No Effect Concentration), PEC (Predicted Environmental concentration), RCR (Risk Characterization Ratio) ja PAF% (Potentially Affected Fraction %) arvojen prosenttipiste- eli persenttiilijakauma. Kokonaispitoisuus, PNEC ja PEC ovat ilmaistu mg-1 kg, RCR on suhdeluku ja PAF on prosentteina Laskuissa käytetty CEC-arvon asemasta vain humuksen pH-, OM% ja saves% tietoja.

Kumul %	Koko- naispi- toisuus	Total approach ¹				Added approach ¹				Total approach ²				Added approach ²			
		PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF	PNEC	PEC	RCR	PAF
5 %	41,70	175,39	41,70	0,24	0,09	135,46	-15,30	-0,11	*	179,33	41,70	0,23	0,08	138,46	-17,98	-0,13	*
10 %	50,05	173,68	50,05	0,29	0,19	135,00	-6,95	-0,05	*	177,63	50,05	0,29	0,18	138,01	-9,63	-0,07	*
15 %	53,60	188,10	53,60	0,29	0,20	145,36	-3,40	-0,02	*	193,12	53,60	0,28	0,18	149,12	-6,08	-0,04	*
20 %	55,55	161,32	55,55	0,34	0,27	125,75	-1,45	-0,01	*	164,23	55,55	0,34	0,26	128,03	-4,13	-0,03	*
25 %	66,10	199,80	66,10	0,33	0,39	154,12	9,10	0,06	0,00	206,10	66,10	0,32	0,35	158,78	6,42	0,04	0,00
30 %	71,50	200,99	71,50	0,36	0,45	155,19	14,50	0,09	0,01	207,22	71,50	0,35	0,41	159,81	11,82	0,07	0,00
35 %	83,45	189,55	83,45	0,44	0,63	147,47	26,45	0,18	0,05	194,13	83,45	0,43	0,58	150,97	23,77	0,16	0,03
40 %	87,15	201,47	87,15	0,43	0,77	155,60	30,15	0,19	0,11	207,79	87,15	0,42	0,70	160,28	27,47	0,17	0,08
45 %	89,20	206,57	89,20	0,43	0,84	160,08	32,20	0,20	0,15	213,55	89,20	0,42	0,76	165,25	29,52	0,18	0,11
50 %	93,90	191,30	93,90	0,49	0,84	148,57	36,90	0,25	0,14	195,98	93,90	0,48	0,78	152,13	34,22	0,22	0,10
55 %	96,30	199,57	96,30	0,48	0,89	154,45	39,30	0,25	0,19	205,20	96,30	0,47	0,82	158,67	36,62	0,23	0,14
60 %	101,15	196,81	101,15	0,51	1,00	152,67	44,15	0,29	0,25	202,02	101,15	0,50	0,93	156,60	41,47	0,26	0,19
65 %	108,00	199,71	108,00	0,55	1,37	155,82	51,00	0,33	0,47	205,90	108,00	0,53	1,27	160,50	48,32	0,30	0,37
70 %	125,00	201,57	125,00	0,62	1,81	155,71	68,00	0,44	0,90	207,77	125,00	0,60	1,67	160,32	65,32	0,41	0,75
75 %	144,00	206,90	144,00	0,70	2,35	160,31	87,00	0,54	1,47	213,42	144,00	0,67	2,18	165,16	84,32	0,51	1,27
80 %	157,00	211,35	157,00	0,74	2,73	164,16	100,00	0,61	1,91	218,21	157,00	0,72	2,53	169,28	97,32	0,57	1,67
85 %	163,50	201,06	163,50	0,82	3,31	155,66	106,50	0,69	2,42	207,10	163,50	0,79	3,10	160,17	103,82	0,65	2,15
90 %	174,50	216,06	174,50	0,81	3,23	168,31	117,50	0,70	2,49	223,04	174,50	0,78	3,00	173,54	114,82	0,66	2,21
95 %	214,00	227,43	214,00	0,94	4,48	179,08	157,00	0,88	3,99	235,93	214,00	0,91	4,18	185,50	154,32	0,83	3,63
100 %	514,00	205,01	514,00	2,51	23,60	159,18	457,00	2,87	25,23	210,85	514,00	2,44	22,90	163,56	454,32	2,78	24,41

¹ Taustapitoisuutena käytetty koko maan moreenien mediaani Zn-pitoisuutta.

² Taustapitoisuutena käytetty Luikonlahden kaivosalueen ympäristöstä kerättyjen maanäytteiden Zn-pitoisuuksien keskiarvoa (pohjaveden pinnan yläpuolelta)