

LIITE 2

RAMBOLL FINLAND OY: KELIBER OY, LOUHOSTEN TYPPIKUORMITUKSEN
VAIKUTUSTEN ARVIOINTI

Vastaanottaja
Keliber Oy

Asiakirjatyyppi
Erillisselvitys

Päivämäärä
9.11.2017, päivitetty 20.12.2017

Viite
1510036853

KELIBER OY

LOUHOSTEN TYPPIKUORMI- TUKSEN VAIKUTUSTEN AR- VIOINTI

KELIBER OY
LOUHOSTEN TYPPIKUORMITUKSEN VAIKUTUSTEN
ARVIOINTI

Päivämäärä **20.12.2017**
Laatija **Anna Hakala, Virve Kupiainen, Katariina Koikkalainen,**
Matias Viitasalo
Tarkastaja **Anna Hakala**

Viite 1510036853

SISÄLTÖ

1.	JOHDANTO	1
2.	TOIMINNAN KUVAUS	1
3.	VESISTÖOLOSUHTEIDEN KUVAUS	2
4.	TYPEN ROOLI VESIEKOSYSTEEMISSÄ	3
5.	TOKSISEKSI ARVIOIDUT PITOISUUDET	5
6.	TYPPIKUORMITUKSEN VAIKUTUKSET	6
6.1	Syväjäärvi	8
6.2	Länttä	9
6.3	Rapasaari	10
6.3.1	Hankevaihtoehdot VE1 ja VE3	10
6.3.2	Hankevaihtoehdot VE2	11
6.4	Outovesi	12
6.4.1	Hankevaihtoehdot VE1 ja VE2	12
6.4.2	Hankevaihtoehdot VE3	12
6.5	Louhosalueiden yhteisvaikutukset	13
7.	TYPPIKUORMITUKSEN VÄHENTÄMISTARVE	15
8.	KEINOT TYPPIKUORMITUKSEN HALLINTAAN	16
9.	JOHTOPÄÄTÖKSET	17
10.	LÄHTEET	20

LIITTEET

Liite 1

Toksisuustutkimusten tuloksia Ecotox-tietokannasta

1. JOHDANTO

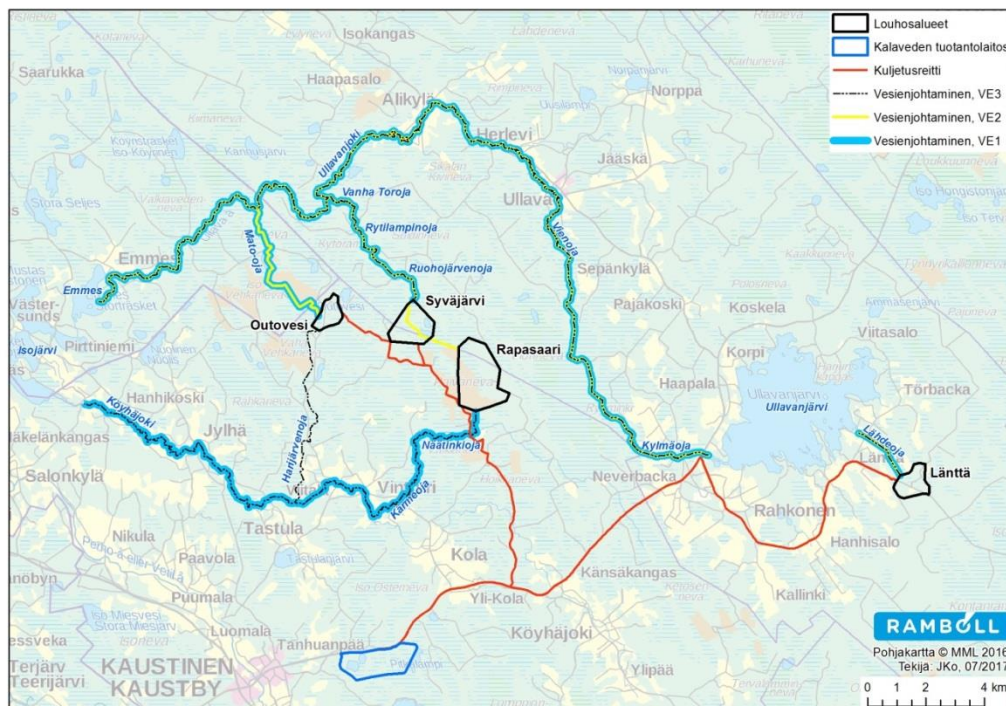
Tämä selvitys on tehty osana Keski-Pohjanmaan litiumprovinssin YVA- ja ympäristölupaprosesseja, jotka koskevat malmin louhintaa useista erillisistä louhoksista. Kiviaineksen louhinnan yhteydessä syntyy vesistövaikutuksia aiheuttavia typpipäästöjä. Typpi on peräisin räjähteistä. Hankkeen YVA-selostuksessa on kuvattu eri vaihtoehtojen (VE0, VE1, VE2, VE3) typpikuormituksen leviämistä ja sekoituspitoisuuksia vastaanottavissa vesistöissä.

Tässä selvityksessä tarkastellaan louhosalueelle arvioitua typpikuormitusta vesistöjen vedenlaadun ja vesieliöstön kannalta. Typpikuormituksen aiheuttamia sekoituspitoisuuksia verrataan ekotoksikologisten tutkimusten tuloksiin sekä maailmalla esitettyihin akuutin ja kroonisen toksisuuden raja-arvoihin.

Selvityksessä arvioidaan vaikutusten lisäksi typpikuormituksen vähentämistarvetta sekä pohditaan mahdollisia vähentämismahdollisuuksia. Selvitys laaditaan hankkeen YVA-selostuksen liitteeksi ja sitä hyödynnetään myös hankkeen lupahakemuksessa.

2. TOIMINNAN KUVAUS

Keliber Oy:n tavoitteena on aloittaa avolouhinta Syväjärven, Läntän, Rapasaaren sekä Outoveden louhosalueilla Keski-Pohjanmaan litiumprovinssin alueella. Tuotannollista toimintaa millään louhoksella ei ole vielä aloitettu. Louhosalueet sijoittuvat Kaustisen kunnan sekä Kokkolan kaupungin alueille. Louhosalueista Outovesi sijaitsee kokonaisuudessaan Kaustisen kunnan alueella. Syväjärven ja Rapasaaren louhosalueet sijaitsevat osin Kokkolan kaupungin ja osin Kaustisen kunnan alueilla. Läntän louhos sijoittuu Kokkolan kaupungin alueelle. Louhittava malmi kuljetetaan käsiteltäväksi Keliberin suunnitellulle Kaustisella sijaitsevalle Kalaveden tuotantolaitokselle. Louhosalueiden sekä Kalaveden tuotantolaitoksen sijoittuminen on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 1). Kuvassa on esitetty myös kuljetusreitti louhosalueilta Kalavedelle sekä vesienjohtamisen vaihtoehdot YVA:n eri toteutusvaihtoehdoissa.



Kuva 1. Louhosalueiden ja Kalaveden tuotantolaitoksen sijainnit, liikennereitti sekä vesienjohtaminen eri hankevaihtoehdoissa.

Rakentamismahdollisuudessa louhosalueilta poistetaan pintamaita rakentamisen edellyttämässä laajuudessa, rakennetaan louhosalueiden sisäiset tiestöt, kenttä- ja läjitysalueet, vesienkäsittelyraken-

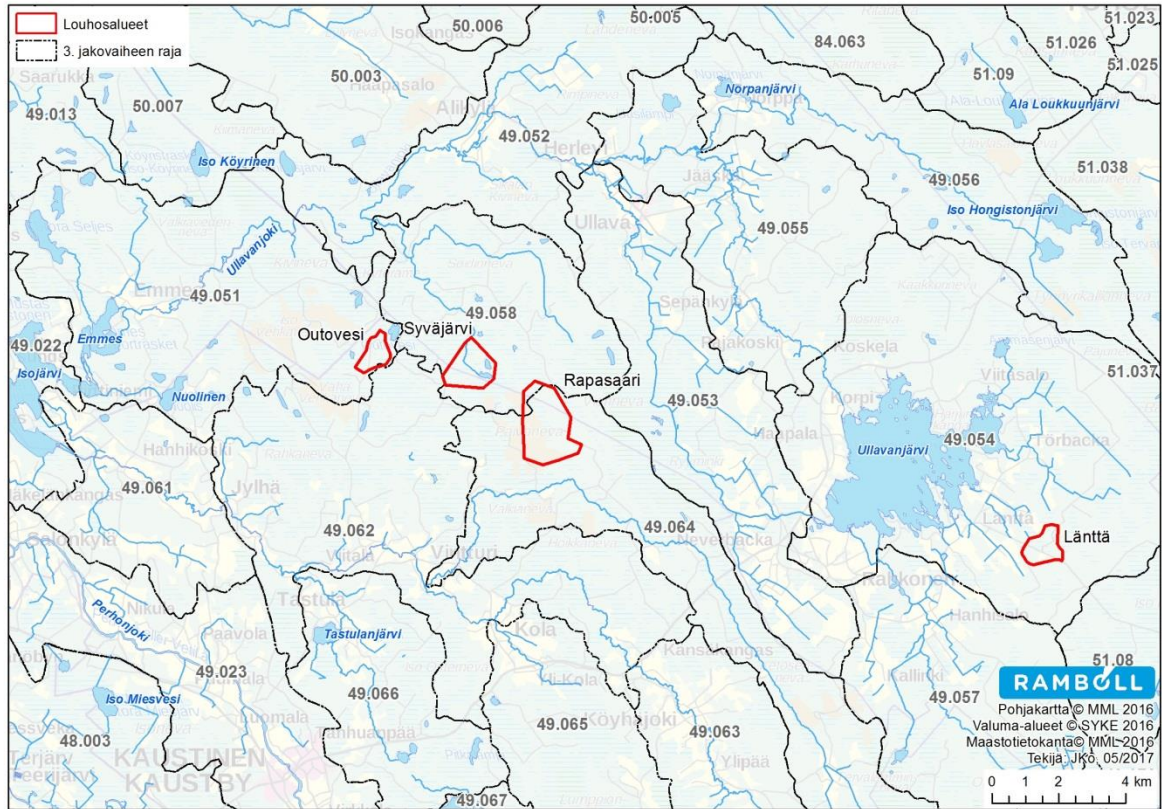
teet sekä muu tarvittava infra, kuten sähkölinjat. Kuljetukset louhosalueille ja niiltä pois tehdään olemassa olevaa ja osin rakennettavaa tiestöä pitkin. Rakentamisvaiheen lyhytkestoisuudesta johtuen jaksolle ei ole laadittu erillistä vesitasetta ja vaikutusarviota, vaan sen on arvioitu vastaavan toimintavaihetta. Poikkeuksena tästä on Syväjärven louhosalue, jossa toteutetaan Syväjärven ja Heinäjärven kuivattaminen erikseen laaditun kuivatussuunnitelman (FCG Oy 2015) mukaisesti.

Toimintavaiheen aikana louhoksilta louhitaan malmia avolouhintana. Louhittava malmi kuljetaan louhosalueilta yhtiön Kalaveden tuotantolaitokselle käsiteltäväksi. Malmin lisäksi louhinnan yhteydessä muodostuu sivukiveä, jota hyödynnetään mahdollisuuksien mukaan louhosalueiden rakentamisessa (mm. tiestö, kentät). Sivukiveä voidaan hyödyntää myös louhosalueiden ulkopuolella esim. maanrakentamisessa tai muussa hyötykäytössä. Sivukivi, jota ei hyödynnetä, läjitetään louhosalueille sivukiven läjitysalueille. Louhosalueiden toimintaan liittyy myös alueella muodostuvien vesien käsittely ja johtaminen. Louhosalueilla muodostuvat kontaminoituneet vedet käsitellään louhosalueilla, minkä jälkeen ne johdetaan ympäristöön. Louhokset ovat pääsääntöisesti tuotantokäytössä yksi kerrallaan.

Toiminnan päättyttyä louhosalueet suljetaan. Sulkemistoimenpiteiden tavoitteina on saattaa louhosalueet yleisen turvallisuuden edellyttämään tilaan sekä kunnostaa, siistiä ja maisemoida alueet. Toimenpiteiden ensisijaisena tarkoituksena on päästöjen muodostumisen estäminen ja toissijaisena tarkoituksena mahdollisista päästöistä aiheutuvien vaikutusten vähentäminen. Toiminnan päättyttyä louhosalueilta poistetaan rakenteet tarvittavilta osin. Sivukiven läjitysalueet ja mahdolliset pintamaiden läjitysalueet maisemoidaan lopulliseen muotoon. Kun avolouhosten kuivana pitoon liittyvät pumppaukset lopetetaan, täytyvät avolouhokset vähitellen vedellä ja avolouhosten kohdalle muodostuu järvi. Louhosalueella muodostuvat suotovedet sivukivi- ja läjitysalueilta johdetaan tarvittavien käsittelyjen kautta ympäristöön myös toiminnan päättyttyä.

3. VESISTÖOLOSUHTEIDEN KUVAUS

Louhosalueet sijoittuvat Perhonjoen (49) vesistöalueelle. Längän, Syväjärven ja Outoveden louhosalueet sijoittuvat Perhonjoen sivujoen Ullavanjoen (49.05) valuma-alueelle ja Rapasaari Köyhäjoen (49.06) valuma-alueelle. Kolmannen jakovaiheen luokituksessa Längttä sijoittuu Ullavanjärven (49.054), Syväjärvi Torojan (49.058), Outovesi Ullavanjoen alaosan (49.051) sekä Rapasaari Näätkinkiojan (49.064) valuma-alueelle. Louhosalueiden sijoittuminen vesistöalueille on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 2).



Kuva 2. Louhosalueiden sijoittuminen vesistöalueille.

Hankkeen vaikutusalueen suurimpia vesistöjä ovat Perhonjoki sekä louhosalueesta ja hankevaihtoehdosta riippuen Ullavanjoki tai Köyhäjoki. Hankkeen vaikutusalueella olevat pienemmät vesistöt on esitetty louhosalue- ja hankevaihtoehtokohtaisesti seuraavassa taulukossa (Taulukko 1).

Taulukko 1. Vesienpurgureitit louhosalueilta eri hankevaihtoehtoisissa.

Louhosalue	Vesienpurgureitti	Vaihtoehto
Länttä	Lähdeoja – Ullavanjärvi – Vienoja - Ullavanjoki	VE1, VE2, VE3
Syväjärvi	Ruohonjärvenoja – Rytilampinoja - Vanha Toroja - Ullavanjoki	VE1, VE2, VE3
Rapasaari	Metsäojat – Näätinkioja – Kärmeoja - Köyhäjoki	VE1, VE3
	Metsäojat – Ruohonjärvenoja – Rytilampinoja - Vanha Toroja - Ullavanjoki	VE2
Outovesi	Metsäojat – Mato-oja - Ullavanjoki	VE1, VE2
	Metsäojat – Harijärvenoja - Köyhäjoki	VE3

Hankkeen vaikutusalueen vesistöjen nykytilan kuvaus sekä vesistövaikutusten arvioinnin periaatteet on esitetty tarkemmin louhoshankkeen YVA-selostuksessa. Tässä selvityksessä on arvioitu YVA-selostuksessa arvioitujen kokonaistypen pitoisuusmuutosten vaikutuksia purkuvesistöissä.

4. TYPEN ROOLI VESIEKOSYSTEEMISSÄ

Perhonjoen vesistöalueen keski- ja yläosassa keskeisiksi ongelmiksi vesien tilan näkökulmasta on nostettu hajakuormitus, kiintoainekuormitus, rakenteelliset muutokset, järvien sisäinen kuormitus ja veden vähyys. Perhonjoen virkistyskäyttöä ja kalataloutta on kehitetty viime vuosina mm. kalojen ja rapujen istutuksin sekä toteuttamalla kalateitä ja vesistökunnostushankkeita (Airiola ym. 2016).

Perhonjoen vesi on tummaa ja hyvin ravinteikasta. Perhonjoen vesistöalueen veden laadun ongelmia ovat happamuus ja rehevyys, suuri ravinne- ja orgaaninen kuormitus tulevat Perhonjoen vesistöalueella pääosin maa- ja metsätalousalueilta. Perhonjoen ja Kälviänjoen ihmistoiminnasta aiheutuva ravinnekuormitus on pääosin peräisin peltoviljelystä. Fosforikuormituksesta maatalou-

den osuus on mallitarkastelun arvion mukaan noin 61 % ja typpikuormituksesta 34 %. Ravinnekuormituksen lisäksi myös kiintoainekuormitus ja eroosio ovat merkittäviä ongelmia Perhonjoen valuma-alueella.

Vesien tilaa arvioidaan Suomessa ja EU-tasolla ekologisen luokittelun avulla. Ekologinen luokitus painottaa vesien biologiaa eli sitä, miten vesiluonto reagoi ihmistoiminnan aiheuttamiin muutoksiin. Arvioitaessa ihmisen toiminnan aiheuttamaa vaikutusta lähtökohtana ovat kunkin vesistön luontaiset ominaispiirteet. Vesistöt on tyypitelty niiden luontaisten ominaispiirteiden mukaan ja esimerkiksi matalia humusjärviä, ulkosaariston vesiä ja kangasmaiden jokia ei vertailla toisiinsa. Jokaisella vesistötyypillä on omat luontaista tilaa edustavat tavoitearvonsa, johon tyyppiin kuuluvan järven ja joen tilaa verrataan. Taulukkoon 2 on koottu selvitysalueen vesistöjen (MRh = matala runsashumuksinen järvi (Ullavanjärvi), St = suuri turvemaiden joki, Kt = keskisuuri turvemaiden joki, Pt = pieni turvemaiden joki) vesistötyypin mukaiset luokkarajat typen (N) ja fosforin (P) osalta.

Taulukko 2. Vedenlaadun luokittelussa käytetyt ravinnepitoisuuksien luokkarajat matalan runsashumuksisen järven (MRh) ja turvemaiden jokityyppien (St, Kt ja Pt) osalta (Suomen ympäristökeskus 2012)

yks µg/l	tyyppi	vertailuolot	E/H	H/T	T/V	V/Hu
N	MRh ¹⁾	510	580	800	1000	1200
	St, Kt, Pt ²⁾	<450	450	900	1500	2500
P	MRh	20	30	45	60	75
	St, Kt, Pt	<20	20	40	60	90

¹⁾ ravinnepitoisuudet laskettu kasvukaudella (kk VI-IX) keskiarvona 0-2 m näytteistä

²⁾ jokiekosysteemeissä ravinnepitoisuudet vuosimedianana 1 luokittelukaudella vuosikeskiarvona toisella luokittelukaudella

Tyypittelyjärjestelmään sisältyy myös ongelmia, esimerkiksi osa vesistötyypeistä pitää sisällään hyvin erikokoisia vesistöjä, millä on vaikutuksia sekä vertailuarvojen määräytymiseen että luokitusjärjestelmän herkkyyteen havaita muutoksia. Osa muutoksista, kuten humuspitoisuuden kasvu taas ovat sellaisia, että käytettävissä olevat menetelmät eivät näihin kovin hyvin reagoi, koska niitä ei ole alun perinkään suunniteltu kyseisen muutoksen havaitsemiseen.

Tarkasteltujen vesimuodostumien tilatavoitteet on asetettu pääosin veden kokonaisfosforiin, kokonaistyppeen, pH-arvoihin ja a-klorofyllipitoisuuteen perustuen. Hyvä tila on arvioitu saavutettavan, kun näiden muuttujien pitoisuudet ovat kulloisenkin vesistötyypin luokkarajojen E/H ja H/T välillä. Ravinteiden lisäksi on asetettu hydrologiaan ja morfologiaan sekä kemialliseen tilaan liittyviä tavoitteita sekä erityisiin alueisiin liittyviä alueellisia erityistavoitteita. Tilatavoitteet ja tilan parantamiseksi tarvittavat toimenpiteet on koottu vesienhoitoalueittain tehtyihin vesienhoitosuunnitelmiin sekä alueellisiin vesienhoidon toimenpideohjelmiin. Tämän hankkeen osalta tavoitteita ja toimenpiteitä on käsitelty Perhonjoen ja Kälviänjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelmassa vuosille 2016–2021. Alueellisessa toimenpideohjelmassa on esitetty tilatavoitteen saavuttamiseksi ainoastaan fosforin sekä klorofyllin vähennystarpeita. Typelle ei ole esitetty erikseen vähennystarvetta.

Maaperässä on merkittävä typpivarasto (valtaosin orgaanista typpeä), josta typpeä huuhtoutuu eri muodoissa vesistöihin. Vesissä typpi esiintyy molekulaarisena typpenä (N₂), ammoniumina (NH₄), nitriittinä (NO₂), nitraattina (NO₃), liuenneina orgaanisina typpiyhdisteinä (DON) ja orgaanisina hiukkasmaisina typpiyhdisteinä (PON). Suomen pohjoisissa oloissa orgaanisen humustypen merkitys on suuri. (Pietiläinen 2008)

Typen roolia tuotantoa rajoittavana ravinteena on pohdittu Suomessa paljon ja käytetty esimerkiksi erilaisia ravinnesuhteita rajoittavan pääravinteiden määrittämiseksi. Ravinnesuhteita voidaan laskea kokonaisravinnesuhteena, mineraaliravinnesuhteena tai ns. ravinteiden tasapainosuhteena. Yleisesti ottaen on havaittu ravinnesuhteiden havaitsevan rajoittavan ravinteiden, mikäli toises- ta pääravinteesta on selkeä alijäämä. Usein tilanne ei kuitenkaan ole selkeä ja rajoitteisuus vai-

telee vuodenaikojen ja virtaamatilanteiden mukaan tai tuotantoa rajoittaa jommankumman pääravinteen ohella jokin muu tekijä. (Pietiläinen 2008)

Tarkasteltaessa koko Suomen vesistöjen ravinnetasetta mineraali- ja kokonaisravinnesuhteiden perusteella, havaittiin, että monet voimakkaasti humuspitoiset vedet ovat heikosti tyypirajoitteisia. Fosforin on usein todettu kiertävän tehokkaammin ja nopeammin vesiekosysteemeissä kuin typen, joka on paljolti sitoutunut suurimolekyylisiin ja hitaasti hajoaviin aminohappoihin. Typen pidätyminen (erityisesti denitrifikaatio) on tehokkainta pitkäviipymäisissä suhteellisen rehevissä järvissä. (Pietiläinen 2008)

Hydrologiset vuodet vaihtelevat paljon ja vaikuttavat merkittävästi typen pidätymiseen erityyppisissä vesistöissä. Runsassateisina vuosina, jolloin kevät- ja syystulvat ovat suuria, haja-kuormitus on keskimääräistä suurempaa ja ravinteiden pidätyminen vähäjärvisillä rannikon vesistöalueilla tavanomaista vähäisempää. Lisääntyvä valunta maaperän pintakerroksissa aiheuttaa voimistuvaa eroosiota ja humustypen huuhtoutumista pintavesiin. Etenkin humustypen ja virtaaman välinen korrelaatio on tyypillisesti positiivinen. (Pietiläinen 2008)

Noin puolet vesistä mitatusta DOC:n hiilestä on humusaineista peräisin. Hyvin värillisissä humus-vesissä osuus voi olla jopa 90 %. Humusyhdisteissä on hiilen lisäksi happea (35–40 %), vetyä (4–5 %) ja typpeä n. 1–5 % (Kronberg, L 1999). Ammoniumtyppeä muodostuu humusyhdisteiden hajoamisen yhteydessä (Wetzel 1975). Humusyhdisteet hajoavat hitaasti ja epäorgaanisen typen ja fosforin pitoisuuden kasvu voi kiihdyttää hajoamista (Wetzel 1975).

5. TOKSISEKSI ARVIOIDUT PITOISUUDET

Suomessa tai EU-tasolla ei ole asetettu nitraatti-, ammonium- tai kokonaistyppeä koskevia raja-arvoja vesieliöstön suojelemiseksi. Nitraattidirektiivin yhteydessä on joskus määritelty vesistöjen nitraattipitoisuuden raja-arvoksi 25 mg/l (nitraattityppinä 5,7 mg/l), nykyisin nitraattidirektiivin toimeenpano on osa vesipolitiikan puitteiden toimeenpanoa ja siten Suomessa osa vesien tilan luokitteluun ja vesienhoitoon liittyvää työtä. Kontaminoituneena voidaan pitää pintavettä jonka nitraattipitoisuus ylittää 50 mg/l.

Pohjavesien ympäristölaatunormi (VNa 341/2009) nitraatille on 50 mg/l (nitraattityppinä 11,3 mg/l) ja ammoniumtyypelle 0,20 mg/l. Pohjaveden ympäristölaatunormilla tarkoitetaan pilaantumisen indikaattorin pitoisuutta pohjavedessä ilmaistuna laatunormina, jota ihmisen terveyden tai ympäristön suojelemiseksi ei saa ylittää.

Talousvesiasetuksessa (STM 1352/2015) säädetään talousveden laatuvaatimuksista ja suosituksista. Talousveden laatuvaatimuksena on, että nitraatin pitoisuus juomavedessä tulee olla alle 50 mg/l (11,3 mg/l NO₃-N) ja nitriitin 0,5 mg/l (0,15 mg/l NO₂-N). Ammoniumtyypelle on asetettu laatusuositus, jonka mukaan suositellaan, että ammoniumpitoisuus ei ylitä tasoa 0,5 mg/l (0,4 mg/l NH₄-N).

Yleisimmin kaivosvesissä esiintyvä typpilaji on nitraatti (75–99 % kokonaistypestä). Ammoniumtypen osuus on välillä 0,5–24 % kokonaistypestä. Typpi vaihtuu helposti muodosta toiseen mikrobiologisten prosessien seurauksena.

Maailmalla on tehty lukuisia ekotoksikologisia tutkimuksia sekä ammoniumin että nitraatin vaikutuksista vesieliöstöön. Kohde-eläiminä on käytetty kasvillisuutta, selkärangattomia ja kaloja. Toksisuustutkimuksiin ja turvakertoihin perustuen on asetettu ympäristölaatunormeja, joiden alle jäävissä pitoisuuksissa ei arvioida aiheutuvan vaikutuksia vesieliöstölle.

Yhdysvaltain ympäristövirasto (USEPA 2013) on asettanut vedenlaatukriteerit koskien ammoniumia. Akuutin toksisuuden raja on ammoniumina 17 mg/l ja kroonisen toksisuuden raja 1,9 mg/l (ammoniumtyppinä vastaavasti 13,2 mg/l ja 1,5 mg/l).

Kanadassa Brittiläisen Columbian provinssissa ympäristöministeriön alaisuudessa on tehty ekotoksikologisia tutkimuksia ja määritetty vedenlaadun ohjearvot (CCME 2009) typelle koskien nitraattia. Nitraattitypelle kuukausikeskiarvoa koskeva pitoisuusraja on asetettu tasolle 3,0 mg/l ja enimmäispitoisuus 32,8 mg/l.

Tarkasteltaessa pitoisuusrajojen määrittelyn taustalla olevia tutkimustuloksia, voidaan löytää tarkempaa tietoa vaikutuksista aiheuttavista pitoisuuksista sekä siitä mitä vaikutuksia lähinnä nitraattimuotoinen typpikuormitus voi aiheuttaa.

Pitkäaikaisessa altistustutkimuksessa havaittiin sammakon (*Pseudocaris negilla*) alkion kasvun hidastumista nitraatin pitoisuustasolla 133 mg/l ($LOEC_{10d}$ = lowest effect concentration, alin pitoisuus jossa vaikutuksia havaitaan), josta turvakertoimen avulla johdettiin nitraattityppeä koskeva laatu normi 3,0 mg/l. Aiemmissa tutkimuksissa oli todettu, että sammakon alkiovaihe olisi vesieliöistä herkimpiä kuormitukselle. Nykyinen CCME laatu normi (3,0 mg/l NO_3-N) on havaittu olevan riittävä myös kaloille (*Salvelinus namaycush*, *Coregonus clupeaformis*), joiden elinkierron varhaisvaiheet ovat niin ikään herkimpiä. *Salvelinus namaycush* -lajilla havaittiin kuoriutuneiden poikasten painon kehityksen hidastumista alhaisilla nitraattipitoisuuksilla 6,25 mg/l $LOEC$ ja 1,6 mg/l $NOEC$ ($NOEC$ = no effect concentration, pitoisuustaso, jossa ei havaita vaikutuksia). Näiden tulosten perusteella olisi päädytty esittämään pitkäaikaisen altistuksen laatu normiksi 3,1 mg/l.

Selkärangattomista herkimpien lajien kuolleisuuden lisääntymistä on havaittu nitraattitypen pitoisuustasoilla 62–113 mg/l (LC_{50} = Lethal Concentration 50 %, pitoisuustaso, jossa puolet testieliöistä menehtyy) lajista riippuen.

Ecotox-tietokantaan on tallennettu julkisesti saatavilla olevaa ekotoksikologista tietoa koskien kemikaalien ympäristövaikutuksia. Tietokannasta poimittiin nitraattialtistukseen liittyviä kaloilla tehtyjä tutkimustuloksia. Kuolleisuuden lisääntymistä havaittiin satojen milligrammojen pitoisuuksissa. Alimmat toksisuustestien pitoisuustulokset koskivat alkion kehitystä ja kasvua ollen tasolla 4,7 mg/l siialla ja 13,3 mg/l järvitaimenella. Toksisuustutkimusten tuloksia koottiin liitteeseen 1.

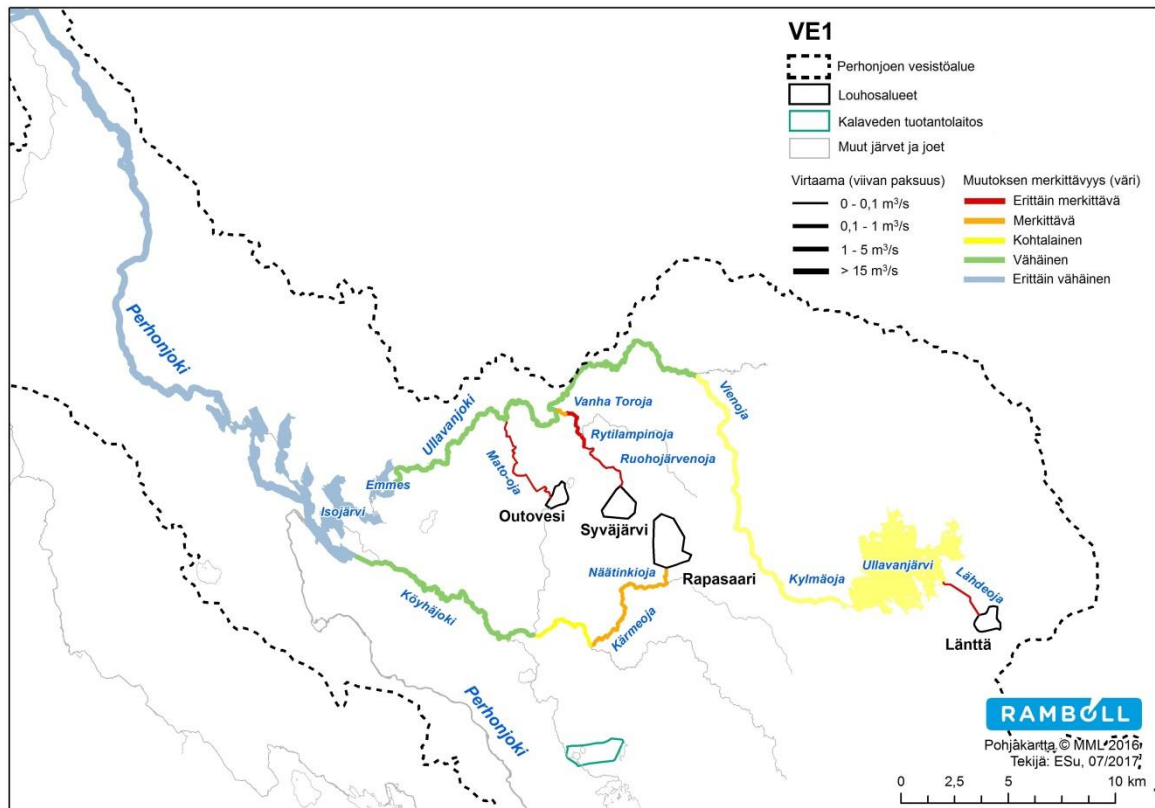
Korkea orgaanisen aineksen eli humuksen pitoisuus voi muuttaa kuormituksena vesistöön tulevan nitraatin toksisia vaikutuksia. Vaikutukset voivat olla vähäisempiä kuin kirkkaissa vesissä, sillä humusyhdisteet tarjoavat runsaasti sitoutumispintaa erilaisille ioneille ja nitraatin biosaataavuus on todennäköisesti alhaisempi kuin vähähumuksisissa vesissä. Tästä ei kuitenkaan ole löytynyt tutkimustuloksia ja useimmat toksisuustestit on tehty vedellä joka sisältää vain vähän orgaanista ainesta. Tässä tarkastelussa on oletettu varovaisuusperiaatteen mukaisesti, että ennustettu kokonaistypen pitoisuus on täysin nitraattimuotoista ja biosaataavaa.

6. TYPPIKUORMITUKSEN VAIKUTUKSET

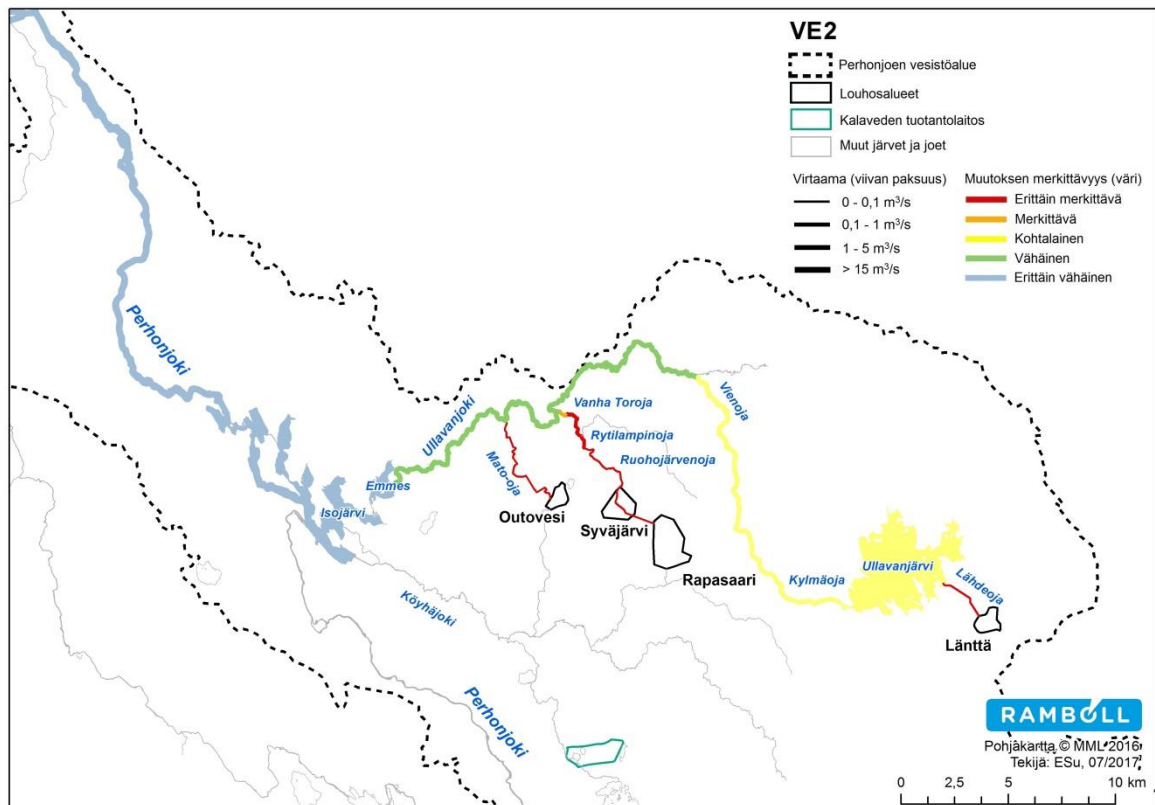
Kaikissa vaihtoehdoissa (VE1–VE3) merkittävin vesistövaikutus aiheutuu louhostoiminnan typpikuormituksesta. Ojissa ja joissa typpikuormitus kulkeutuu alavirtaan ja tyydestä aiheutuvaa rehevöitymistä voidaan arvioida tapahtuvan lähinnä järviosissa. Typpikuormitus kohdistuu myös Perhonjoen myötä Pohjanlahteen, mutta siellä kuormituksesta aiheutuva rehevöitymisvaikutus arvioidaan hyvin pieneksi. Kaikissa vaihtoehdoissa typpikuormitus kohdistuu samanlaisena Ullavanjärveen sekä Perhonjoen keskiosan järviolueelle (Emmes, Isojärvi ym.). Kyseisten järviolueiden vesistövaikutuksissa ei siis ole eroja hankevaihtoehtojen VE1–VE3 välillä.

Typpikuormitukset ja sitä kautta myös vesistövaikutukset vaihtelevat vuosittain toiminnassa olevien louhosten, louhintamäärien ja vuodenaikojen vaihdellessa, joten seuraavassa esitetyissä karttakuvissa muutoksen merkittävyys on esitetty kuhunkin vesistöön kohdistuvan merkittävimmän typen pitoisuusmuutoksen mukaan. Karttakuvat eivät siis kuvaa koko hankkeen toiminta-

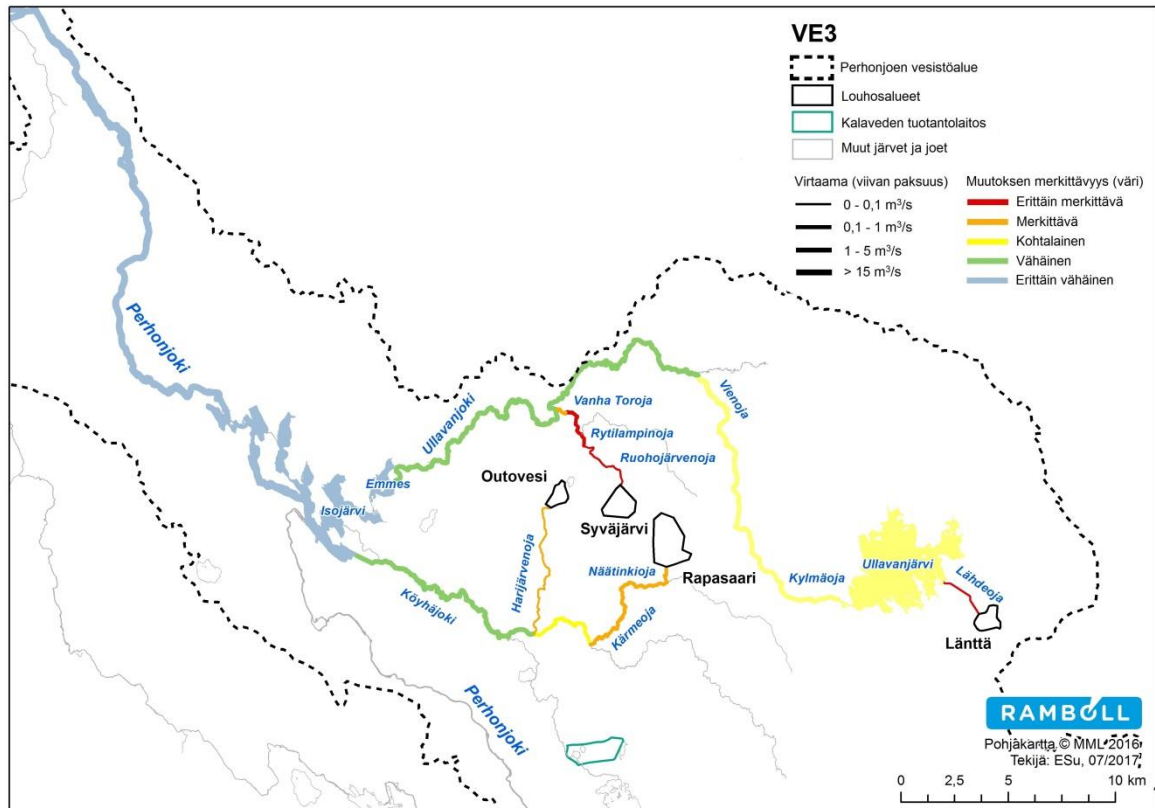
ajan kumulatiivista tilannetta, vaan jokaisen vesistön kohdalla on esitetty kyseisen hankevaihtoehdon mukainen pahin tilanne.



Kuva 3. Vaihtoehdossa VE1 louhosvesiä johdetaan sekä Ullavanjoen että Kyyhjäjoen kautta Perhonjokeen.



Kuva 4. Vaihtoehdossa VE2 kaikkien louhosten vedet johdetaan Ullavanjoen kautta Perhonjokeen.



Kuva 5. Vaihtoehdossa VE3 louhosvesiä johdetaan sekä Ullavanjoen että Köyhäjoen kautta Perhonjokeen.

Vesistövaikutusarvio on YVA-selostuksen vesistövaikutusten arvioinnissa laskettu keskivirtaamatilanteessa ja oletuksella, että vesienkäsittely kykenee poistamaan 30 % kokonaistypestä. Selostuksessa laskettua kuormitus- ja vaikutusarviota on käytetty tämän selvityksen lähtötietona. YVA-vaiheessa tarkastelu on tehty koskien kokonaistyyppiä. Tässä tarkastelussa on oletettu varovaisuusperiaatteen mukaisesti, että kokonaistyyppi esiintyy täysin nitraattimuotoisena. Louhosalueiden tyyppi on pääosin nitraattimuotoista, jopa 80–90 %.

6.1 Syväjärvi

Syväjärven louhoksen toiminta-ajan on arvioitu olevan noin 4 vuotta. Louhinnan päätyttyä ympäristöön purettavien vesien määrä vähenee ja samalla vähenevät myös toiminnasta alapuolisiin vesistöihin kohdistuvat vaikutukset. Toiminnan vaikutus Ruohojärvenoja, Ryttilampinoja ja Vanhan Torojan tyyppipitoisuuksiin on merkittävä. Syväjärven louhosalueen tyyppikuormituksen arvioidaan olevan ensimmäisinä kahtena vuonna suuruusluokkaa 12–13 t/a ja jälkimmäisenä kahtena vuonna 2,3–3,5 t/a. Ullavanjoella toiminnasta aiheutuvat tyyppipitoisuudet ovat pieniä, eikä niiden ole arvioitu vaikuttavan merkittävästi esim. Ullavanjoen rehevöitymiseen.

Taulukko 3. Syväjärven louhoksen toiminnasta (4 toimintavuotta) aiheutuvan tyyppikuormituksen vaikutus alapuolisten vesistöjen tyyppipitoisuuteen.

	Tyyppipitoisuus (mg/l)								
	Nykytila	1. vuosi		2. vuosi		3. vuosi		4. vuosi	
Vaikutusalueen vesistöt		kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi
Ruohojärvenoja	0,9 ¹⁾	6,4	7,8	5,9	7,2	2,2	2,6	1,7	2,0
Ryttilampinoja	0,9	3,3	3,9	3,1	3,7	1,5	1,6	1,3	1,4
Vanha Toraja	0,8	2,0	2,4	1,9	2,2	1,1	1,2	1,0	1,1
Ullavanjoki, Torojan kohdalla	1,1	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1
Ullavanjoki, alaosa	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0

¹⁾ Ruohojärvenoja vedenlaatua ei ole analysoitu, joten arvio perustuu Ruohojärvien (Syväjärvi ja Heinäjärvi) sekä Ryttilampinoja tyyppipitoisuuksiin. Toiminnan aikaista tyyppipitoisuutta laskettaessa on käytetty arvoa 920 µg/l.

Syväjärven louhostoiminta kasvattaa merkittävästi Ruohojärvenoja tyyppipitoisuutta koko louhoksen toiminta-ajan. Ensimmäisenä ja toisena louhintavuonna pitoisuuksien arvioidaan nouse-

van tasolle 6-8 mg/l, mikä ylittää ekotoksikologisissa tutkimuksissa alimmat pitkäaikaisaltistukselle määritetyt turvalliset pitoisuudet. Eliöstölle haitalliseksi arvioitu pitoisuustaso ei kuitenkaan ylity. Ruohojärvenojassa voidaan siis havaita typpikuormituksen seurauksena joitain ekologisia vaikutuksia, käytännössä kuormitukselle herkimpien eliöiden kasvun hidastumista tai lisääntymisen häiriöitä. Ensimmäisten toimintavuosien jälkeen pitoisuuksien arvioidaan tasaantuvan haitattomalle tasolle (<3 mg/l). Mikäli suunniteltu typenpoistomenetelmä ei toimi laskelman mukaisella tavalla voi turvallinen pitoisuustaso ylittyä myös louhinnan loppuvuosina.

Rytilampinojan ja Vanhan Torojan osalta vaikutukset ovat merkittäviä kahtena ensimmäisenä toimintavuonna. Sen jälkeen typpikuormitus vähenee ja vaikutukset Rytilampinojaan ja Vanhaan Torojaan pienenevät selvästi. Rytilampinojassa ensimmäisen ja toisen vuoden aikana pitoisuudet nousevat niukasti yli ekotoksikologisissa tutkimuksissa pitkäaikaisaltistukselle määritettyjen turvallisten pitoisuuksien. Mikäli suunniteltu typenpoistomenetelmä ei toimi laskelman mukaisella tavalla (30 % reduktio) voi turvallinen pitoisuustaso ylittyä Vanhassa Torojassa. Louhinnan aikana kolmantena ja neljäntenä vuonna pitoisuudet ovat jo palanneet turvalliseksi arvioidulle tasolle.

Rytilampinojasta ja Uuden Torojan sähkökoekalastuksissa vuonna 2014 ei saatu saalista. Vanhasta Torojan koekalastusalueelta saatiin 4 ahventa. Koekalastusten perusteella ojien kalataloudellista merkitystä voidaan pitää pienenä. Ullavanjoen kalasto koostui selvitysten perusteella ahvenista, hauista, särkikaloista, kivisimpuista, kivennuoliaisista sekä mateista. Ullavanjoen yläosalta Hyypästä saatiin vuoden 2014 kalastoselvityksessä taimenia, mutta niiden lisääntymisestä ei ole merkkejä. Ullavanjoella harrastetaan virkistyskalastusta ja sitä voidaan pitää potentiaalisena jokena myös lohikalojen lisääntymiselle. Ullavanjoen tila kalaston perusteella on arvioitu tyydyttäväksi.

Toiminnan vaikutukset Ullavanjoen typpipitoisuuksiin ovat pieniä koko louhoksen toiminta-ajan. Ullavanjoki luokituu ekologisessa luokittelussa typpipitoisuuden perusteella tyydyttävään tilaan, mutta on siitä huolimatta ekologiselta tilaltaan hyvässä tilassa. Ekologiseen luokitukseen ei arvioida tulevan muutoksia kuormituksen seurauksena. Ruohojärvenojassa, Rytilampinojassa ja Vanhassa Torojassa vedenlaatu on jatkossa typpipitoisuuden perusteella arvioitavissa tyydyttävään tilaan. Vesistöjen havaittavaan rehevyytasoon vaikuttavat typpipitoisuuden lisäksi myös muut perustuotantoa säätelevät tekijät, kuten fosforipitoisuus, hivenravinteet sekä lämpö-, virtaus- ja valaistusolot eikä typpi yksin määrittele rehevyyttä.

6.2 Länttä

Läntän louhosalueen toiminta-ajan on arvioitu olevan vain pari vuotta, jonka jälkeen purettavien vesien määrä ja vaikutukset vähenevät. Toiminnan vaikutus Lähdeojan, Ullavanjärven, Kylmäojan ja Vienojan typpipitoisuuksiin on merkittävä. Läntän louhosalueen typpikuormituksen arvioidaan olevan suuruusluokkaa 17 t/a. Ullavanjoen alaosa toiminnasta aiheutuvat typpipitoisuudet ovat joen alaosan nykyisiin typpipitoisuuksiin verrattuna pieniä, eikä toiminnan arvioida vaikuttavan merkittävästi esim. Ullavanjoen alaosan rehevöitymiseen.

Taulukko 4. Läntän louhoksen toiminnasta (2 toimintavuotta) aiheutuvan typpikuormituksen vaikutus alapuolisten vesistöjen typpipitoisuuteen.

	Typpipitoisuus (mg/l)				
	Nykytila	1. vuosi		2. vuosi	
Vaikutusalueen vesistöt		kesä	talvi	kesä	talvi
Lähdeoja, alaosa	0,9	8,3	10,3	8,3	10,2
Ullavanjärvi	1,0	1,4	1,4	1,3	1,4
Kylmäoja, Ullavanjärven luusua	1,1	1,4	1,5	1,4	1,5
Ullavajoki, alaosa	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1

Läntän louhostoiminta kasvattaa Lähdeojan, Kylmäojan ja Ullavanjärven typpipitoisuutta merkittävästi koko louhoksen toiminta-ajan. Lähdeojassa toiminta-aikana pitoisuudet voivat laskelman perusteella nousta tasolle 8-10 mg/l. Mikäli suunniteltu typenpoisto ei toimi oletetulla tehokkuudella, voivat pitoisuudet nousta vielä tätäkin korkeammaksi. Talvella ennustetaan havaittavan korkeampia pitoisuuksia kuin kesällä. Muutos on erittäin suuri nykytilanteeseen verrattuna ja

havaittavat pitoisuudet ylittävät ekotoksikologisissa tutkimuksissa pitkäaikaisaltistukselle määritetyt turvalliset pitoisuudet. Pitoisuudet nousevat Lähdeojassa tasolle, jossa voidaan havaita vaikutuksia, jotka kohdistuvat todennäköisesti vesien selkärangattomiin sekä kalojen varhaisvaiheisiin. Välttömästi haitalliseksi arvioitu pitoisuustaso ei kuitenkaan ylity, eikä lisääntyvää kuolleisuutta todennäköisesti havaita. Läntän louhosalueen ensimmäisessä alapuolisessa uomassa voidaan siis havaita typpikuormituksen seurauksena joitain ekologisia vaikutuksia. Lähdeojan kalastosta ei ole saatavilla tutkittua tietoa, mutta ojala ei arvioida olevan merkittävää kalastollista tai kalataloudellista arvoa.

Lähdeoja laskee Ullavanjärveen ja edelleen Kylmäojaa pitkin Ullavanjokeen. Näissä vesistöissä vaikutukset jäävät vähäisemmäksi ja pitoisuudet jäävät alle pitkäaikaisaltistukselle määritettyjen turvallisten pitoisuuksien. Ullavanjärven ekologinen tila on nykyisin tyydyttävä. Ekologisen tilan arvioinnissa laskennallinen kesäaikainen typpipitoisuus jää kuormituksen seurauksena jatkossakin alle 1,4 mg/l, jota luokittelussa pidetään tyydyttävän ja välttävän rajana.

Ullavanjärvi on paikallisesti merkittävä kohde kalastuksen kannalta. Kotitarve- ja virkistyskalastajien tärkeimmät saaliskalat ovat hauki ja ahven. Ahven on ollut vuoden 2014 kalastoselvitysten perusteella valtalaji ja seuraavaksi eniten saaliissa on ollut särkeä. Muita järvestä esiintyviä lajeja ovat ainakin lahna, kiiski ja salakka. Järveen on istutettu myös kuhia, kirjolohia, planktonsiikojia, mateita ja nahkiaisia, mutta kyseisiä lajeja ei järvestä ilmeisesti ole saatu saaliiksi virkistystai koekalastuksissa. Kuormituksen ei arvioida aiheuttavan vaaraa kalastolle.

Louhostoiminnan jälkeen pitoisuudet Lähdeojassakin todennäköisesti vähitellen palautuvat lähelle nykytilaa. Ullavanjoessa ekologiseen luokitteluun ei arvioida aiheutuvan muutoksia kuormituksen seurauksena. Ullavanjärven typpipitoisuus on nykytilassa tyydyttävän ja välttävän rajalla ja typpipitoisuuden arvioidaan nousevan niin, että se viittaa kuormituksen jälkeen huonoon fysikaalis-kemialliseen tilaan. Kylmäojalla Ullavanjärven luusuassa typpipitoisuus voi nousta nykyisestä tyydyttävästä lähelle tyydyttävän ja välttävän välistä raja-arvoa. Fysikaalis-kemiallisen tilan määrittelyn mahdollinen muuttuminen kuormituksen seurauksena ei kuitenkaan välttämättä heikennä vesistöjen ekologista tilaa, joka puolestaan muodostuu fysikaalis-kemiallisten tekijöiden ohella hydrologis-morfologisesta tilasta sekä biologisesta tilasta. Näihin ei ennusteta muutoksia kuormituksen seurauksena.

6.3 Rapasaari

6.3.1 Hankevaihtoehdot VE1 ja VE3

Rapasaaren louhoksen toiminta-ajan on arvioitu olevan noin seitsemän vuotta. Louhinnan päätyttyä ympäristöön purettavien vesien määrä vähenee ja samalla vähenevät myös toiminnasta alapuolisiin vesistöihin kohdistuvat vaikutukset. Rapasaaren louhosalueen typpikuormituksen arvioidaan olevan ensimmäisenä ja viimeisenä toimintavuonna 1,4–2,2 t/a ja vuosina 2–6 suuruusluokkaa 6,8–26 t/a.

Tarkasteluvaihtoehdoissa VE1 ja VE3 louhostoiminnan aiheuttama lisäys Näätinkiojan, Kärmeojan ja osittain myös Köyhäjoen typpipitoisuuksiin on merkittävä. Köyhäjoen alaosa toiminnasta aiheutuvat typpipitoisuudet ovat pieniä, eikä niiden ole arvioitu vaikuttavan merkittävästi esim. joen alaosan rehevöitymiseen.

Taulukko 5. Rapasaaren louhoksen toiminnasta (7 toimintavuotta) aiheutuvan typpikuormituksen vaikutus alapuolisten vesistöjen typpipitoisuuteen vaihtoehdoissa VE1 ja VE3.

	Typpipitoisuus (mg/l)														
	Nykytila	1. vuosi		2. vuosi		3. vuosi		4. vuosi		5. vuosi		6. vuosi		7. vuosi	
Vaikutusalueen vesistöt		kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi
Näätinkioja	1,4	1,5	1,5	3,3	3,8	2,7	3,0	2,3	2,6	2,1	2,3	1,8	2,0	1,4	1,4
Köyhäjoki, Näätinkiojan kohdalla	1,5	1,5	1,5	2,2	2,4	2,0	2,1	1,8	1,9	1,8	1,8	1,7	1,7	1,5	1,5
Köyhäjoki, alaosa	1,3	1,4	1,4	1,6	1,7	1,5	1,6	1,5	1,5	1,4	1,5	1,4	1,4	1,3	1,3

Vaihtoehdoissa VE1 ja VE3 Rapasaaren louhostoiminta kasvattaa Näätinkiojan typpipitoisuutta merkittävästi toisena - kuudentena toimintavuonna. Pitoisuudet voivat toisena ja kolmantena vuonna nousta ekotoksikologisissa tutkimuksissa pitkäaikaisaltistukselle määritettyjen alhaisim-

man turvallisen pitoisuustason tasolle. Mikäli suunniteltu typenpoistomenetelmä ei toimi laskelman mukaisella tavalla ja lisäksi alivirtaama-aikoina voi turvallinen pitoisuustaso Näätingiojassa ylittyä myös louhinnan loppuvuosina. Tämän jälkeen typpikuormitus vähenee ja havaittavat pitoisuudet ovat turvalliseksi arvioidulla tasolla.

Köyhäjoella (Näätingiojan kohdalla) toisena-neljäntenä toimintavuonna vaikutukset ovat selvästi havaittavia, mutta pitoisuuksien ei arvioida nousevan tasolle jolla voisi olla haitallisia vaikutuksia eliöstöön. Köyhäjoen alaosan ekologinen tila on typpipitoisuuden perusteella nykytilanteessa tyydyttävä ja ekologinen tila välttävä. Kuormituksen arvioidaan nostavan kokonaistypen pitoisuutta siten, että luokitus voi muutamana (toisena-neljäntenä) vuonna olla välttävällä tasolla. Köyhäjoelle on tehty myös keskialivirtaamaolosuhteita koskeva laskelma ja alivirtaamatilanteissa typen pitoisuus voi nousta tasolle 4 mg/l, mikä ylittää alimman nitraattityypelle määritetyn turvallisen pidetyn pitoisuusrajan.

Köyhäjoki on virkistyskalastuksen kannalta paikallisesti merkittävä kohde. Saaliskaloja ovat ahven, hauki, särkikalat sekä vähäisissä määrin made. Viimeisimmissä kalastoselvityksissä taimen on ollut joessa jopa valtalaji ja se myös lisääntyy joessa. Taimenkanta on istutuksista peräisin. Köyhäjoen kunnostus on päättynyt heinäkuussa 2013 ja kunnostuskohteiden tilan palautuessa taimenkannan voi olettaa vahvistuvan. Köyhäjoen kalastosta ovat puuttuneet kokonaan kivisimppu ja kivennuoliainen, mikä viittaa siihen, että ympäristön kuormituksen vaikutukset ovat olleet Köyhäjoen pääuomassa merkittäviä. Näätingiojan kalastossa voi olla Köyhäjoesta nousevaa taimenta.

Alivirtaama-aikaan kuormitus voi nostaa pitoisuuksia tasolle, jossa voi ilmetä vähäisiä vaikutuksia kalojen varhaisiin elinkierron vaiheisiin. Taimenen herkkimät elinkierron vaiheet osuvat kuoriutumisen jälkeiseen kevättulvien aikaan, mikä on typpipitoisuuksien kannalta parhaan laimenemisen aikaa ja taimenelle muodostuva riski jää vähäiseksi.

Kaikki edellä olevassa taulukossa (5) esitetyt vesistöt ovat nykytilassa typpipitoisuutensa perusteella luokiteltavissa tyydyttävään fysikaalis-kemialliseen tilaan. Vaihtoehtoissa VE1 ja VE3 louhostoiminnan arvioidaan lisäävän typpipitoisuutta Näätingiojassa sekä Köyhäjoessa (Näätingiojan kohdalla) niin, että ojan ja joen vedenlaatu on jatkossa typpipitoisuuden heikoimmillaan huono, mutta kuormituksen loppuvuosina palannut tyydyttävälle tasolle. Köyhäjoen alaosan vedenlaadun arvioidaan olevan typpipitoisuuden perusteella voimakkaimman kuormituksen aikaan välttävä, mutta kuormituksen lopulla palaa nykytilannetta vastaavalle tyydyttävälle tasolle. Vesistöjen havaittavaan rehevyytasoon vaikuttavat typpipitoisuuden lisäksi myös muut perustuotantoa säätelevät tekijät, kuten fosforipitoisuus, hivenravinteet sekä lämpö-, virtaus- ja valaistusolot eikä typpi yksin määrittele rehevyyttä.

6.3.2 Hankevaihtoehto VE2

Tarkasteluvaihtoehdossa VE2 louhostoiminnan vaikutus Ruohojärvenojan, Rytilampinojan ja Vanhan Torojan typpipitoisuuksiin on merkittävä. Ullavanjoella toiminnasta aiheutuvat typpipitoisuudet ovat kohtalaisen pieniä, eikä niiden ole arvioitu vaikuttavan merkittävästi esim. Ullavanjoen rehevöitymiseen.

Taulukko 6. Rapasaaren louhoksen toiminnasta (7 toimintavuotta) aiheutuvan typpikuormituksen vaikutus alapuolisten vesistöjen typpipitoisuuteen vaihtoehtoissa

	Typpipitoisuus (mg/l)														
	Nykytila	1. vuosi		2. vuosi		3. vuosi		4. Vuosi		5. vuosi		6. vuosi		7. vuosi	
Vaikutusalueen vesistöt		kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi	kesä	talvi
Ruohojärvenoja	0,9 ¹⁾	1,6	1,8	10,9	13,6	7,7	9,5	6,0	7,4	4,7	5,8	3,4	4,1	1,2	1,4
Rytilampinoja	0,9	1,2	1,3	5,5	6,7	4,0	4,8	3,2	3,9	2,6	3,1	2,0	2,3	1,0	1,1
Vanha Toroja	0,8	1,0	1,0	3,2	3,8	2,4	2,9	2,0	2,4	1,7	2,0	1,4	1,6	0,9	0,9
Ullavanjoki, Torojan kohdalla	1,1	1,1	1,1	1,3	1,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1
Ullavanjoki, alaosa	1,0	1,0	1,0	1,1	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0

¹⁾ Ruohojärvenojan vedenlaatua ei ole analysoitu, joten arvio perustuu Ruohojärvien (Syväjärvi ja Heinäjärvi) sekä Rytilampinojan typpipitoisuuksiin. Toiminnan aikaista typpipitoisuutta laskettaessa on käytetty arvoa 920 µg/l.

Vaihtoehdossa VE2 Rapasaaren louhostoiminta kasvattaa Ruohojärvenojan ja Rytilampinojan typpipitoisuutta merkittävästi koko toiminta-ajan. Erityisesti Ruohojärvenojassa, mutta myös

Rytilampinojassa, typpipitoisuuksien ennustetaan nousevan yli ekotoksikologisissa tutkimuksissa pitkäaikaisaltistukselle määritettyjen turvallisten pitoisuuksien. Ruohojärvenojassa voidaan havaita typpikuormituksen seurauksena joitain ekologisia vaikutuksia, käytännössä kuormitukselle herkimpien eliöiden kasvun hidastumista tai lisääntymisen häiriöitä.

Vanhan Torojan typpipitoisuudet kasvavat merkittävästi toimintavuosien 2–6 välisenä aikana. Ajoittain pitoisuudet voivat nousta yli turvalliseksi arvioidun pitoisuustason.

Louhostoiminnan vaikutukset Ullavanjoen typpipitoisuuteen ovat kohtalaisen pieniä koko louhoksen toiminta-ajan eikä niiden arvioida aiheuttavan toksisia vaikutuksia eliöstössä. Ullavanjoki on luokiteltu ekologisen tilan arvioinnin yhteydessä kokonaisuutena hyvään tilaan. Nykytilassa typpipitoisuus viittaa tyydyttävään luokkaan, eikä kuormituksen vaikutuksella arvioida olevan vaikutusta ekologisen tilan arvioon.

Rytilampinojasta ja Uuden Torojan sähkökoekalastuksissa vuonna 2014 ei saatu saalista. Vanhasta Torojan koekalastusalueelta saatiin 4 ahventa. Koekalastusten perusteella ojien kalataloudellista merkitystä voidaan pitää pienenä. Ullavanjoen kalasto koostui selvitysten perusteella ahvenista, hauista, särkikaloista, kivisimpuista, kivennuoliaisista sekä mateista. Ullavanjoen yläosalta Hyypästä saatiin vuoden 2014 kalastoselvityksessä taimenia, mutta niiden lisääntymisestä ei ole merkkejä. Ullavanjoella harrastetaan virkistyskalastusta ja sitä voidaan pitää potentiaalisena jokena myös lohikalojen lisääntymiselle. Ullavanjoen tila kalaston perusteella on arvioitu tyydyttäväksi.

Kaikki taulukossa (Taulukko 6) esitetyt vesistöt ovat nykytilassa typpipitoisuutensa perusteella arvioitavissa reheväksi. Louhostoiminnan arvioidaan lisäävän typpipitoisuutta pienissä metsäojissa niin, että kyseisten ojien typpipitoisuus on louhoksen toiminta-aikana erittäin rehevällä tasolla.

Ullavanjoen typpipitoisuuksien ei arvioida nousevan louhostoiminnan vaikutuksesta ekologisen luokituksen taustalla olevassa typpipitoisuuden luokituksessa vaikuttavan arvioon ekologisesta tilasta. Vesistöjen havaittavaan rehevyydestään vaikuttavat typpipitoisuuden lisäksi myös muut perustuotantoa säätelevät tekijät, kuten fosforipitoisuus, hivenravinteet sekä lämpö-, virtaus- ja valaistusolot eikä typpi yksin määrittele rehevyyttä.

6.4 Outovesi

6.4.1 Hankevaihtoehdot VE1 ja VE2

Outoveden louhoksen toiminta-ajan on arvioitu olevan vain yksi vuosi, josta louhinta-aika on noin puoli vuotta. Vaihtoehdoissa VE1 ja VE2 louhosvedet johdetaan Mato-ojaa pitkin Ullavanjoen alaosaan. Mato-ojan vedenlaadusta ei ole käytettävissä tietoja ja Outoveden louhostoiminnan vaikutus Ullavanjoen typpipitoisuuteen on arvioitu pieneksi. Pitoisuuksien muutoksilla ei arvioida olevan vaikutusta vesistön ekologisen tilan arvioon eikä pitoisuuksien arvioida olevan haitallisia vesieliöstölle.

Taulukko 7. Outoveden louhoksen toiminnasta (1 toimintavuosi) aiheutuvan typpikuormituksen vaikutus alapuolisten vesistöjen typpipitoisuuteen (VE1 ja VE2).

	Typpipitoisuus (mg/l)		
	Nykytila	1. vuosi	
Vaikutusalueen vesistöt		kesä	talvi
Ullavanjoki, alaosa	1,0	1,0	1,1

6.4.2 Hankevaihtoehdot VE3

Vaihtoehdossa VE3 Outoveden louhostoiminnan vaikutus Harijärvenojan typpipitoisuuteen on merkittävä. Pitoisuuksien arvioidaan louhinnan aikana nousevan tasolle joka ylittää turvalliseksi arvioidut pitoisuudet. Alempana vesistössä Köyhäjoella typpikuormituksen johdosta nousevat pitoisuudet eivät nouse niin korkealle, että niillä olisi eliöstölle haitallisia vaikutuksia. Harijärvenoja ja Köyhäjoki ovat nykytilassa typpipitoisuutensa perusteella arvioitavissa reheväksi (Köyhäjoki sivuaa Harijärvenojan kohdalla erittäin rehevää tasoa). Ekologisessa luokittelussa Köyhä-

joki on luokiteltu ekologiselta tilaltaan välttäväksi ja typen pitoisuustaso on tyydyttävä. Kuormituksen seurauksena pitoisuustaso nousee asteikolla tyydyttävän ja välttävän rajalle.

Louhostoiminnan arvioidaan vaihtoehdossa VE3 lisäävän veden typpipitoisuutta niin, että Harijärvenojan vedenlaatu on jatkossa erittäin rehevällä tasolla ja Köyhäjoen vedenlaatu on Harijärvenojan kohdalla erittäin rehevällä tasolla ja alaosalla lähellä erittäin rehevän tason rajaa. Vesistöjen havaittavaan rehevyytasoon vaikuttavat typpipitoisuuden lisäksi myös muut perustuotantoa säätelevät tekijät, kuten fosforipitoisuus, hivenravinteet sekä lämpö-, virtaus- ja valaistusolot eikä typpi yksin määrittele rehevyyttä.

Taulukko 8. Outoveden louhoksen toiminnasta (1 toimintavuosi) aiheutuvan typpikuormituksen vaikutus alapuolisten vesistöjen typpipitoisuuteen (VE3).

	Typpipitoisuus (mg/l)		
	Nykytila	1. vuosi	
Vaikutusalueen vesistöt		kesä	talvi
Harijärvenoja	1,0	3,9	4,7
Köyhäjoki, Harijärvenojan kohd	1,5	1,7	1,7
Köyhäjoki, alaosa	1,3	1,4	1,5

Köyhäjoelle on tehty myös keskialivirtaamaolosuhteita koskeva laskelma ja alivirtaamatilanteissa typen pitoisuus voi nousta tasolle 4,0 mg/l, mikä ylittää nitraattityypelle määritetyn alhaisimman turvallisena pidetyn pitoisuusrajan.

Köyhäjoki on virkistyskalastuksen kannalta paikallisesti merkittävä kohde. Saaliskaloja ovat ahven, hauki, särkikalat sekä vähäisissä määrin made. Viimeisimmissä kalastoselvityksissä taimen on ollut joessa jopa valtalaji ja se myös lisääntyy joessa. Taimenkanta on istutuksista peräisin. Köyhäjoen kunnostus on päätynyt heinäkuussa 2013 ja kunnostuskohteiden tilan palautuessa taimenkannan voi olettaa vahvistuvan. Köyhäjoen kalastosta ovat puuttuneet kokonaan kivisimppu ja kivennuoliainen, mikä viittaa siihen, että ympäristön kuormituksen vaikutukset ovat olleet Köyhäjoen pääuomassa merkittäviä. Köyhäjokea on kunnostettu Kaustisen kunnan toimesta. Lisäksi joen kunnostusta on tarkoitus jatkaa hankkeen ulkopuolelle jäävien perattujen virtapaikkojen kalatalouskunnostuksena alueellisen kalatalousviranomaisen toimesta.

Alivirtaama-aikaan kuormitus voi nostaa pitoisuuksia tasolle, jossa voi ilmetä vähäisiä vaikutuksia kalojen varhaisiin elinkierron vaiheisiin. Taimenen herkimät elinkierron vaiheet osuvat kuoriutumisen jälkeiseen kevättulvien aikaan, mikä on typpipitoisuuksien kannalta parhaan laimenemisen aikaa ja taimenelle muodostuva riski jää vähäiseksi.

6.5 Louhosalueiden yhteisvaikutukset

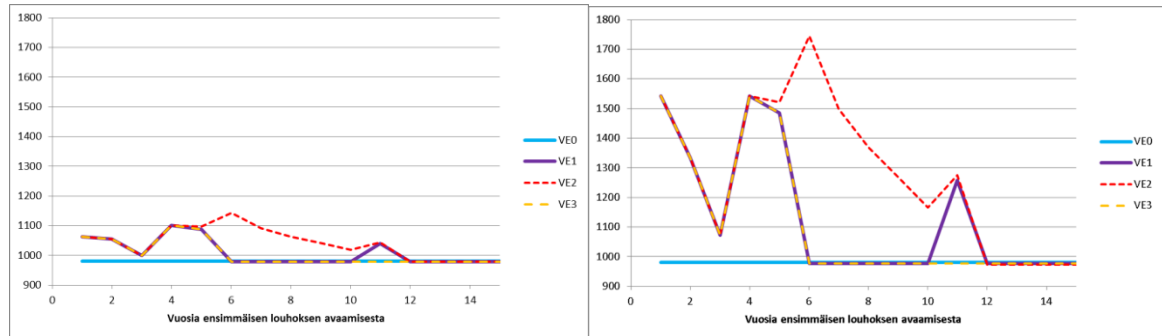
Suunnitelmien mukaan Syväjärven louhos avataan ensimmäisenä, sitä seuraavat Länttä ja Rapasaari ja viimeisenä malmituotantoon otetaan Outoveden louhos. Louhosten toiminta-ajat ja avaamisjärjestys on esitetty seuraavassa taulukossa (Taulukko 9).

Taulukko 9. Louhosten toiminta-ajat ja avaamisjärjestys.

Toiminta-aika (vuosina)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Syväjärvi											
Länttä											
Rapasaari											
Outovesi											

Louhosten toiminta-aikaiset yhteisvaikutukset **Ullavanjoen** typpipitoisuuteen kesäaikana on esitetty keskivirtaamatilanteessa ja keskialivirtaamatilanteessa kuvassa 6. Keskivirtaamatilanteessa Ullavanjoen veden typpipitoisuuden kasvu on hillitty. Typpipitoisuus kasvaa eniten vaihtoehdossa VE2 kuudentena vuonna ensimmäisen louhoksen avaamisesta. Tuolloin Ullavanjoen typpipitoisuus kasvaa keskivirtaamatilanteessa arvion perusteella tasolta 980 µg/l noin tasolle 1 140 µg/l. Kyseinen typpipitoisuuden kasvu on arvioitu pieneksi, eikä kasvun arvioida merkittävästi vaikuttavan Ullavanjoen rehevyyteen tai aiheuttavan eliöstövaikutuksia.

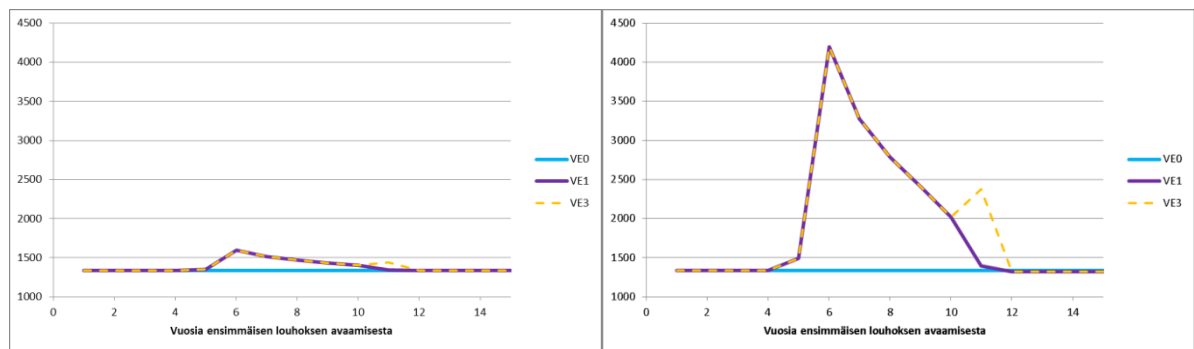
Keskialivirtaamatilanteessa typpipitoisuuden kasvu Ullavanjoessa on merkittävämpää ja pitoisuus nousee korkeimmillaan noin tasolle 1 750 µg/l. Kyseinen typpipitoisuus ilmentää erittäin rehevää tasoa. Pitoisuuden ei arvioida aiheuttavan toksisuusvaikutuksia vesieliöstölle. Muuten typpikuormituksen arvioidaan kohdistuvan pääosin merialueelle, jossa sen vaikutukset ovat erittäin pieniä.



Kuva 6. Arvio Ullavanjoen (alaosa) typpipitoisuudesta (µg/l) kesäaikana keskivirtaamatilanteessa (vas.) ja keskialivirtaamatilanteesta (oik.) vaihtoehdoissa VE0-VE3.

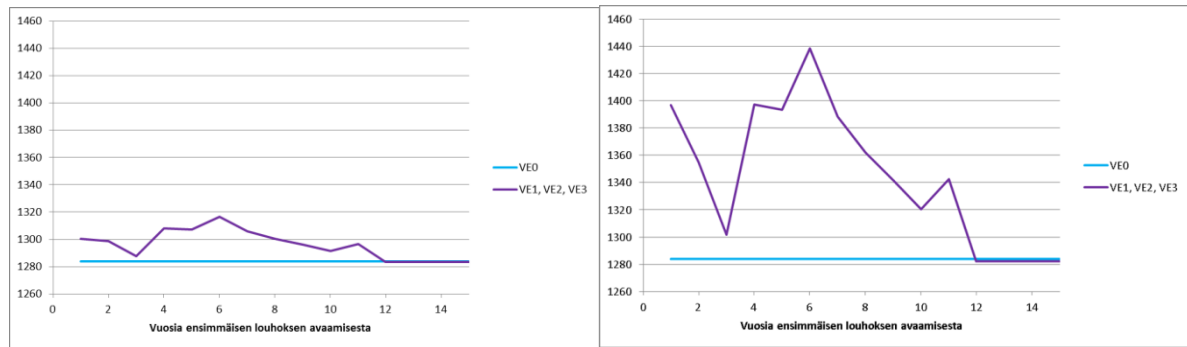
Köyhäjokeen aiheutuu yhteisvaikutuksia vaihtoehdossa VE3 Rapasaaren ja Outoveden louhoksilta. Kuvassa (Kuva 7) on esitetty arvio Köyhäjoen tulevasta typpipitoisuudesta kesäisin louhosten toiminta-aikoina keskivirtaamatilanteesta ja keskialivirtaamatilanteesta. Keskivirtaamatilanteesta Köyhäjoen typpipitoisuuden kasvu on kohtalaisen hillittyä. Typpipitoisuus nousee korkeimmalle tasolle kuudentena vuonna ensimmäisen louhoksen avaamisesta. Tuolloin Köyhäjoen typpipitoisuus nousee keskivirtaamatilanteesta arvion perusteella noin tasolta 1,3 mg/l noin tasolle 1,6 mg/l. Kyseisen typpipitoisuuden ei arvioida merkittävästi rehevöittävän Köyhäjokea tai olevan eliöstölle haitallinen.

Keskialivirtaamatilanteesta typpipitoisuuden kasvu Köyhäjoessa on merkittävämpää ja typpipitoisuus nousee korkeimmillaan noin tasolle 4 200 µg/l, mikä ylittää eliöstölle turvallisena pidetyn pitoisuusrajan. Turvallisen pitoisuusrajan ylittävissä pitoisuuksissa voidaan havaita vähäistä kasvun hidastumista tai lisääntymisen häiriöitä herkimmille vesieliöille. Kyseinen typpipitoisuus ilmentää erittäin rehevää tasoa. Vaihtoehdossa VE1 Köyhäjoen typpipitoisuuteen vaikuttaa vain Rapasaaren louhos ja vaihtoehdossa VE2 Köyhäjoelle ei kohdistu vaikutuksia miltään louhosalueelta.



Kuva 7. Arvio Köyhäjoen typpipitoisuudesta (µg/l) kesäaikana keskivirtaamatilanteissa (vas.) ja keskialivirtaamatilanteesta (oik.) vaihtoehdoissa VE0, VE1 ja VE3. Vaihtoehdossa VE2 Köyhäjokeen ei kohdistu vaikutuksia lainkaan.

Perhonjoen ennustettu typpipitoisuus kuormituksen seurauksena keskivirtaamatilanteesta sekä keskialivirtaamatilanteesta on esitetty kuvassa 8. Typpipitoisuuden on arvioitu kasvavan kuivina kesinä korkeimmillaan noin tasolle 1 440 µg/l. Typpipitoisuuden kasvun ei arvioida lisäävän Perhonjoen rehevyyttä eikä aiheuttavan eliöstövaikutuksia.



Kuva 8. Arvio Perhonjoen (keskiosa) tulevasta typpipitoisuudesta (µg/l) kesäaikana keskivirtaamatilanteessa (vas.) ja keskialivirtaamatilanteessa (oik.) vaihtoehdoissa VE0-VE3.

7. TYPPIKUORMITUKSEN VÄHENTÄMISTARVE

Vastaanottavissa vesimuodostumissa on arvioitu pääosin minimiravinteeksi fosfori. Humuspitoisissa tummissa latvavesissä rehevöitymistä rajoittava minimiravinne voi olla kuitenkin usein myös typpi. Vesistöalueella myös muu maankäyttö lisää typpikuormitusta (turvetuotanto ja turvemaan metsätalous). Latvavesien virtaamat ovat äärevöityneet ja esim. talvella aineiden sekoittuminen vesimassaan on heikkoa. Talvella typpeä vedestä poistavat biologiset prosessit eivät toimi. Ravinnekuormituksen rehevöittävä vaikutus on kuitenkin suurin kesän pienten virtaamien aikaan, jolloin perustuotanto on voimakkaimmillaan. Tähän voidaan vaikuttaa tehostamalla vesienkäsittelyä.

Kiintoaineen poistoon on suunniteltu ja mitoitettu laskeutusaltaita ja selkeytysaltaita. Laskeutusaltaiden allassyvyys ja viipymä eivät yleensä riitä typenpoistoon ja altaissa tapahtuu korkeintaan ammoniumtypen poistoa.

Laskeutusaltaiden lisäksi kohteisiin tehdään pintavalutuskentät, joiden tarkempi suunnittelu on kesken. Ne voidaan suunnitella siten, että niiden typenpoistokyky olisi mahdollisimman suuri. Pintavalutuskenttien yleiset mitoitusperusteet (metsätalous, turvetuotanto) ovat usein pinta-alaperusteisia. Parempi suunnitteluperuste olisi kaivosalueen vesimäärään (sadeveden lisäksi pohjavettä) tapauskohtaisesti sovitettu rakenne, jotta pintavalutuskentällä saavutettaisiin riittävä viipymä myös ylivirtaamatilanteissa. Tavoitteena voidaan pitää vähintään 3-5 päivän viipymää. Jatkosuunnittelun yhteydessä tulisi tarkastella kenttäkohtaiset viipymät ja mitoittaa kentät ylivirtaamatilanteet huomioiden.

Pintavalutuskenttien toimintaan ja puhdistustehoon vaikuttaa viipymän lisäksi mm. kentän hydrauliset olosuhteet. Alustavasti suunnitellut pintavalutuskentät ovat osittain ojitetulla alueella, mikä voi johtaa oikovirtauksiin ja tehollisen virtausalan pienenemiseen. Kenttien turvepaksuudet, turpeen laatu ja tiiveys sekä metsänpohjan ravinteikkuus vaikuttavat kenttien toimivuuteen. Vesienkäsittelyn kannalta turpeen pitäisi olla maatumatonta tai vain heikosti maatunutta, jotta vesi jakautuisi tasaisesti turpeen pintakerrokseen, viipymä olisi riittävä ja biologisille prosesseille olisi optimaaliset olosuhteet.

Ammoniumtyppi vähenee kaivosvesistä tyypillisesti jo laskeutusaltaissa. Nitriitin ja nitraatin reduktio tyypillisillä vesienkäsittelymenetelmillä (laskeutusaltaat, pintavalutuskenttä/kosteikko) on vähäisempää. Perinteisten vesienkäsittelymenetelmien reduktiot ovat kokonaistypen osalta 30–50 %, ammoniumtypen (NH₄-N) osalta 30–90% ja nitraatti- ja nitriittitypen (NO_{2,3}-N) osalta 40–50 %. Typen korkeammat reduktiot on saavutettu yleensä kohteissa, joissa on pintavalutuksen/kosteikon lisäksi ollut myös riittävät allasalueet.

Luonnonmukaisilla ja perinteisesti käytetyillä vesienkäsittelymenetelmillä ei ole mahdollista päästä tasolle, joka turvaisi kaikissa vesistöissä ja virtaamatilanteissa eliöstön näkökulmasta pitkäaikaisaltistuksessa (kuukauden altistus) turvalliset pitoisuudet. Turvallisen pitoisuusrajan ylitty-

sä ei kuitenkaan välittömästi havaita toksisia vaikutuksia. Turvalliset pitoisuustasot ylittyvät pienimmissä kaivetuissa metsäojissa, joissa ei ole esim. kalastollista arvoa. Luonnonmukaisia vesienkäsittelymenetelmiä voidaan optimoida typenpoiston tehostamiseksi.

8. KEINOT TYPPIKUORMITUKSEN HALLINTAAN

Kaivosvesien typpikuormitus on lähtöisin suurelta osin räjähdeaineista. Typpikuormitusta voidaan vähentää tuotantovaiheessa esimerkiksi seuraavilla toimenpiteillä:

- Vähätyypisen tai niukka- tai runsasliukaisen (käsittelymenetelmästä riippuen) räjähdeaineen valinta
- Räjäytysaineen käytön tarkka mitoitus ja räjäytysten optimointi
- Kaivoksen kuivatusveden määrän vähentäminen (niskaojitukset, jotta kuivatusvesi rajoittuu ainoastaan suoraan kaivosalueelle satavaan veteen), suunniteltu tehtävän
- Sivukivialueille päätyvien ulkopuolisten valumavesien vähentäminen (niskaojitukset, jotta suotovedeksi päätyy ainoastaan suoraan läjitysalueelle satava vesi), suunniteltu tehtävän
- Sivukivien läjitysalueiden suunnittelu ja vesienjohtaminen lohkoittain. Aktiivisessa läjityksessä olevan lohkon alueelta johdetaan vedet käsittelyyn. Kun lohkon typpipäästö pienenee, ohjataan sen lohkon suotovedet käsittelyn ohi ja vastaavasti uuden lohkon alue otetaan vesienkäsittelyn piiriin.
- Kokeiluluonteinen orgaanisen hiilen syöttö sivukivialueen päälle nitraattityypen poistamiseksi (menetelmästä ei ole toistaiseksi kokemuksia)

Typpipäästöjä voidaan vähentää vesienkäsittelymenetelmillä kemiallisesti, fysikaalisesti tai biologisesti. Biologinen typenpoisto on menetelmistä edullisin ja tehokkain, joten typpikuormituksen hallintakeinoissa on keskitytty biologisiin menetelmiin.

Typenpoisto on biologinen prosessi: ammoniumtyppi muuttuu hapellisissa olosuhteissa mikrobien vaikutuksesta nitriitiksi (nitrifikaatio). Nitriitti hapettuu nitraatiksi. Nitraatti hajoaa hapettomissa olosuhteissa mikrobien avulla typpikaasuksi (denitrifikaatio). Nämä mikrobit tarvitsevat orgaanista ravintoa. Mikrobiologinen typenpoisto toimii yleensä vain kesäisin, kun veden lämpötila yli +12 °C. Tehokas typenpoisto vaatii sopivan lämpötilan, pH:n, mikrobille käytettävissä olevaa hiiltä (esim. etanolia) ja sopivat happiolosuhteet.

Luonnonmukaisia vesienkäsittelymenetelmiä voidaan optimoida typenpoiston tehostamiseksi. Pintavalutuskentän ja kosteikkojen (kaivokset, turvetuotantoalueet, metsätalous, maatalous) typenpoisto perustuu biologiseen puhdistukseen (nitrifikaatio-denitrifikaatio). Ammoniumtyypeä voi sitoutua myös vähäisissä määrin kasveihin. Viipymän on oltava riittävän suuri, jotta typen poistoa ehtii tapahtua. Kaivosvesistä tulisi poistaa usein nitraattia, mutta pintavalutuskentillä ei ole välttämättä sopivia anaerobisia olosuhteita denitrifikaatiolle.

Metsätalouden, maatalouden ja turvetuotannon vesienkäsittelykosteikolla ja pintavalutuskentällä tulisi olla tutkimusten mukaan vähintään 3...5 päivän viipymä myös ylivirtaamatilanteissa, jotta typen poistoa ehtii tapahtua. Louhoksesta pumpattava vesimäärä rajoittaa kaivosalueelta pois johdettavia ylivirtaamia. Pumpun tuoton avulla voidaan arvioida vesienkäsittelykentälle johdettava mitoitusvirtaama, ja näin mitoittaa kentän pinta-ala riittävän suureksi. Kenttäkohtaisen mitoituksen, viipymän ja hydraulisen toimivuuden suunnittelussa kannattaa huomioida kentän rakenteet, padotustasot eri vesitilanteissa, varastotilavuus, tehollinen virtausalue, valuntamatka jne. Pidempi viipymä ja valuntamatka lisäävät puhdistustehoa. Oikovirtaukset, mättäät, tiivis maatunut turve ja maaperän ravinteikkaus heikentävät puhdistustehoa. Johdettavaan vesimäärään nähden pienet pintavalutuskentät ja kosteikot toimivat lähinnä kiintoaineen ja siihen sitoutuneen fosforin mekaanisessa poistossa.

Typenpoisto vaatii sopivia anaerobisia olosuhteita. Tämä saavutetaan riittävän suuren syvemmän veden (0,8...1,2 m) allasalueen luomisella. Allasalueita suunnitellaan tyypillisesti kosteikoille. Tehokkain menetelmä aerobisten ja anaerobisten olosuhteiden varmistamiseksi on suunnitella kosteikolle padottavia välipenkereitä, jolloin matalan ja syvemmän veden alueet vaihtelevat. Oikovirtaukset tulee estää ja koko kentän pinta-ala tulee saada käyttöön (ei kuivia alueita). Hydraulisesti monimuotoisen kosteikon viipymä on myös pidempi. Allasalueita voi kattaa esim. kelluvalla sammalturvepatjalla, jolla edistetään hapettomia oloja. Puhdistustehot ovat sitä paremmat, mitä ravinnepitoisempaa puhdistettava vesi on. Orgaaninen aine (turve ja kasvillisuus) voi lisätä typen poiston mahdollisuutta, mutta riittävä mikrobien ravinnonsaanti tulisi tarvittaessa varmistaa lisäämällä altaisiin orgaanisen hiilen syöttö. Näillä toimenpiteillä voidaan saavuttaa kosteikoissa tyypillistä paremmat typen reduktiot.

Luonnonmukaiset vesienkäsittelymenetelmät voivat toimia pintavalutuksen ja kosteikkojen puhdistusprosessien yhdistelmällä (laskeutuminen, imeytyminen, mekaaninen suodatus, biologinen sidonta, haihdunta, geokemialliset prosessit).

Typenpoistoon on kehitetty myös mm. reaktiivisia biosuodattimia ja bioreaktoreita ympärivuotisen typenpoiston tehostamiseksi. Näillä on jopa 100 %:n typen reduktio. Nitrifikaatio ja denitrifikaatio on mahdollista yhdistää myös samaan kalvoreaktoriin, jolloin prosessia säädetään ilmastuksen avulla aerobiseksi ja anaerobiseksi. Menetelmällä voidaan saavuttaa lähes 70 % reduktio. Menetelmät vaativat oikeanlaisen mikrobiyhteisön.

- Leijupetireaktorit (FBR, fluidized bed reactor)
- Kalvobioreaktorit (MBR, membrane bioreactors)

Kemiallisista ja fysikaalisista vesienkäsittelymenetelmiä ovat esim.

- Reaktiiviset seinämät lähinnä ammoniumtypen poistoon (jos prosessiin halutaan liittää myös denitrifikaatio, käyttökustannukset nousevat huomattavasti)
- kalvoreaktorit (esim. käänteisosmoosi)
- saostuskemikaalien käyttö (tukemaan muita prosesseja)

Kaikki reaktiiviset biosuodattimet ja bioreaktorit vaativat säädetyn prosessin ja sähköä sekä optimaaliset olosuhteet (lämpötila, paine). Kaikki menetelmät ovat luonnonmukaisia vesienkäsittelyratkaisuja kalliimpia.

9. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämä selvitys on tehty osana Keski-Pohjanmaan litiumprovinssin YVA- ja ympäristölupaprosesseja, jotka koskevat malmin louhintaa useista erillisistä louhoksista. Kiviaineksen louhinnan yhteydessä syntyy vesistövaikutuksia aiheuttavia tyypipäästöjä. Typpi on peräisin räjähteistä. Hankkeen YVA-selostuksessa on kuvattu eri vaihtoehtojen (VE0, VE1, VE2, VE3) typpikuormituksen leviämistä ja sekoituspitoisuuksia vastaanottavissa vesistöissä. Vaihtoehdosta riippuen vedet johdetaan pääosin pienempiä uomia pitkin Ullavanjokeen tai Köyhäjokeen, joita pitkin vedet päätyvät lopulta järvien kautta Perhonjokea myöten Pohjanlahteen.

Tässä selvityksessä on tarkasteltu louhosalueelle arvioitua typpikuormitusta vesistöjen vedenlaadun ja vesieliöstön kannalta. Typpikuormituksen aiheuttamia sekoituspitoisuuksia verrataan ekotoksikologisten tutkimusten tuloksiin sekä maailmalla esitettyihin akuutin ja kroonisen toksisuuden raja-arvoihin.

Typen lisääntyminen vesiekosysteemeissä voi lisätä Keliberin louhosalueiden alapuolisten vesistöjen rehevyytasoa tai vaikuttaa arvioon ekologisesta tilasta. Vesistöt ovat pääosin pääravinteiden suhteen fosfori- tai yhteisrajoitteisia, jolloin perustuotantoa säätelevät vuoroin typpi vuoroin fosfori ja toisaalta muut perustuotantoon vaikuttavat olosuhteet. Voimakas typpipitoisuuden lisäys voi muuttaa purkuvesien eliöstön yhteisörakennetta ja lajistoa.

Vesistöjen ekologinen tila määräytyy vesistön biologisen, fysikaalis-kemiallisen ja hydrologis-morfologisen luokittelun perusteella. Louhostoiminnalla on arvioitu olevan lähinnä vain fysikaalis-kemiallisia vesistövaikutuksia. Vesistöjen fysikaalis-kemiallinen luokka määräytyy typpi- ja fosforipitoisuuden sekä mahdollisesti veden happamuuden perusteella. Typpipitoisuuksien kasvusta huolimatta, louhostoiminnalla ei arvioida olevan vaikutuksia vesistöjen fysikaalis-kemiallisiin luokitteluihin, sillä toiminnalla ei arvioida olevan merkittäviä vaikutuksia vesien fosforipitoisuuteen tai happamuuteen. Lisäksi louhostoiminta on kohtalaisen lyhytaikaista, eivätkä vesistöjen typpipitoisuuteen kohdistuvat vaikutukset ole pysyviä. Näin ollen, louhostoiminnalla ei arvioida olevan vaikutuksia vesistöjen ekologiseen luokitteluun

Louhosalueiden typpikuormitus voidaan havaita voimakkaimmin välittömästi louhosalueiden alapuolisissa ojissa ja puroissa, joiden kalataloudellinen arvo on käytettävissä olevien tietojen mukaan vähäinen. Keskivirtaamatilanteessa kokonaistypen pitoisuudet nousevat korkeimmillaan tasolle 13 mg/l, ollen kuitenkin pääosin alle 3 mg/l. Alivirtaama-aikaan pitoisuudet nousevat keskivirtaamatilanteessa arvioitua korkeammaksi. Valtaosa louhoksilta poisjohdetusta kokonaistypestä on todennäköisesti nitraattimuotoista. Suuremmista uomista Köyhäjoessa voidaan keskialivirtaama-aikaan havaita pitoisuuksia, jotka kohoavat yli 4 mg/l.

Nitraatin toksisuutta selvittävissä tutkimuksissa Kanadassa on asetettu pitoisuusraja 3,0 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ herkimprien vesieliöiden suojelemiseksi. Herkimpinä eliöinä voidaan pitää kalojen ruskuaispussipoikasia. Kokonaistypelle ei ole suoraan esitetty vastaavia tuloksia, joten tässä tarkastelussa on oletettu typpipitoisuuden olevan kokonaan nitraattimuotoista. Lisäksi on oletettu, että veden sisältämä runsas orgaanisen aineen pitoisuus ei vähennä nitraatin biosaatavuutta.

Luonnonmukaisilla ja perinteisesti käytetyillä vesienkäsittelymenetelmillä ei ole mahdollista päästä tasolle, joka turvaisi kaikissa vesistöissä ja virtaamatilanteissa eliöstön näkökulmasta pitkäaikaisaltistuksessa (kuukauden altistus) turvalliset pitoisuudet. Turvallisen pitoisuusrajan ylittyessä ei kuitenkaan välittömästi havaita toksisia vaikutuksia. Herkimmän eliölajin (Lake trout embryo) osalta vähäisiä vaikutuksia (LOEC eli lowest observable effect concentration) on todettu tutkimuksissa 18,7 mg/l ylittävillä nitraattipitoisuuksilla. Tälle tasolle pitoisuuksien ei ennusteta nousevan. Eli todennäköisesti vesistön rehevyysvaikutukset ja sen aiheuttamat muutokset elinolosuhteissa ovat purkuvesissä merkittävämpiä kuin nitraatin suorat toksiset vaikutukset. Missään purkuvesistöissä ei ennusteta pitoisuuksia, jotka voisivat olla akuutisti toksisia.

Ruohojärvenojaan ja Rytilampinojaan kohdistuu peräkkäin voimakkaita vaikutuksia (pitoisuudet nousevat yli turvallisenä pidetyn tason), mikäli Rapasaaren louhosalueen purkureitti on VE2 mukainen.

Louhoksien tehokkaalla typenpoistolla voidaan vähentää typen aiheuttamia muutoksia elinympäristöissä. Alustavasti suunniteltua vesienkäsittelyä on mahdollista tehostaa paremmin typenpoistoon soveltuvaksi. Luonnonmukaisia vesienkäsittelymenetelmiä voidaan optimoida suunnittelemalla pintavalutuskentät/kosteikot hydraulisesti tehokkaiksi ja monimuotoisiksi (allasalueet anaerobisten olosuhteiden luomiseksi ja orgaanisen hiilen lähde, viipymän kasvattaminen esim. väli-penkereiden avulla, oikovirtausten estäminen jne). Vesienkäsittelyrakenteiden tarkemman suunnittelun yhteydessä jokainen pintavalutuskenttä/kosteikko voidaan suunnitella tapauskohtaisesti mahdollisimman hyvin tyypeä puhdistavaksi. Lisäksi syntyvän typpikuormituksen määrää on mahdollista vähentää tuotantovaiheessa mm. vähentämällä muodostuvien kuivatusvesien määrää, muodostuneiden vesien tehokkaalla hallinnalla ja räjäytysaineen käytön optimoinnilla.

Louhostoiminta ja typpikuormituksen voimakas lisääntyminen kullakin louhoksella on kestoaltaan lyhytaikaista (1–7 vuotta). Vaikutusarvion ja ekotoksikologisten tutkimusten perusteella ei ole todennäköistä, että kuormituksen seurauksena havaitaan suoraan toksisia vaikutuksia vaan vaikutukset rajoittuvat rehevyysvaikutuksiin ja mahdollisiin vähäisiin muutoksiin eliö- ja yhteisörakenteessa. Minkään eliölajin lisääntymisen tai kasvun voimakasta häiriintymistä ei ennusteta.

Alustavasti suunniteltujen vesienkäsittelyrakenteiden jatkosuunnittelun yhteydessä niiden rakenteet ja toiminta voidaan optimoida erityisesti typenpoistoon soveltuvaksi. Typpikuormitusta ehkäistään tuotantovaiheessa esim. sivukivialueille päätyvien ulkopuolisten valumavesien vähentämisellä. Nämä toimenpiteet ovat vesieliöstön näkökulmasta riittäviä turvaamaan elinolosuhteet ja minimoimaan kuormituksen vaikutukset.

10. LÄHTEET

Airiola, S., Koivisto, A-M., Mäenpää, E. (toim.), Mäensivu, M., Pakkala, J., Teppo, A., Westberg, V. 2016. Perhonjoen ja Kälviänjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2016–2021. Etelä-Pohjanmaan elinkeino -, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 47/2016.

CCME 2009. Ministry of Environment. Province of British Columbia. Water Quality Guidelines for Nitrogen (nitrate, Nitrite and Ammonia) Overview report update. 2009 and Addendum to Technical Appendix 2009.

Ecotox Knowledge Base <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>, viitattu 27.9.2017

FCG Oy, 2015. Keliber Oy, Syväjärven ja Heinäjärven kuivattamissuunnitelma, Raportti. 16.10.2015

Kronberg, L. 1999. Content of Humic Substances in Freshwater. Limnology of humic waters. pp. 9-10. Edited by: J. Keskitalo and P. Eloranta. Backhuys Publishers. Leiden. The Netherlands.

Pietiläinen, O-P (toim.) 2008. yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila. Suomen ympäristö 46/2008. Suomen ympäristökeskus.

Suomen ympäristökeskus. 2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. permalink: <http://hdl.handle.net/10138/41785>

Suomen ympäristökeskus. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. permalink: <http://hdl.handle.net/10138/41788>

US EPA 2013. Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – Freshwater 2013. US Environmental Protection Agency. Office of Water. 255 p.

Wetzel, R.G. 1975(1). Limnology. Organic carbon cycle and detritus. Sources of allochthonous organic matter. W.B. Saunders company.

Wetzel, R.G. 1975 (2). Limnology. Organic carbon cycle and detritus. Utilization of organic matter. W.B. Saunders company.

LIITE 1

TOKSISUUSTUTKIMUSTEN TULOKSIA ECOTOX-TIETOKANNASTA

Liite 1. Ecotox- tietokantaan tallennettujen kalojen nitraattialtistusta koskevien ekotoksikologisten tutkimusten tuloksia
(pitoisuudet µg/l)

	EC50	n	LC50	n	LOEC	n	NOEC	n	Yhteensä Keskiarvo	n
Chinook Salmon										
Juvenile										
Mortality			5 300 000	2					5 300 000	2
Chinook Salmon			5 300 000	2					5 300 000	2
Lake Trout, Siscowet										
Embryo										
Development					400 000	1	400 000	1	400 000	2
Growth					53 125	2	13 300	2	33 213	4
Mortality	400 000	2			400 000	2	400 000	2	400 000	6
Fry										
Mortality			1 731 950	2	2 400 000	2	1 200 000	2	1 777 317	6
Lake trout sum	400 000	2	1 731 950	2	872 321	7	518 086	7	777 597	18
Rainbow Trout										
Juvenile										
Mortality			2 939 667	6			720 000	1	2 622 571	7
Rainbow Trout sum			2 939 667	6			720 000	1	2 622 571	7
Lake Whitefish										
Embryo										
Development	89 580	5			18 750	3	4 700	3	47 114	11
Mortality	260 900	3			250 000	8	109 375	8	192 511	19
Fry										
Mortality			2 043 850	2	2 400 000	2	1 200 000	2	1 881 283	6
Lake Whitefish sum	153 825	8	2 043 850	2	527 404	13	253 008	13	429 546	36
Kaikki yhteensä	203 060	10	2 982 467	12	648 125	20	363 605	21	927 276	63

