



Outokumpu Chrome Oy

Kemin kaivos

Kokonaistypen ja kloridin kuormituslaskenta ja
vaikutusarvio – Iso-Ruonaoja ja Hepolahti

101015305-001

8.12.2021

Tekijät

Eeva-Leena Anttila, FM
Janne Salmi, DI
Anssi Karppinen, DI
Marika Paakkinen, MMM

08/12/2021

Tarkastaja/hyväksyjä
Anna Väisänen, FM

101015303-001



Sisältö

1	Johdanto	4
2	Tutkimusalue ja lähtötiedot	4
3	Ekologinen ja kemiallinen tila.....	7
3.1	Iso-Ruonaojan pintavesityypin ja tilan alustava arvio v. 2018	8
3.2	Hepolahden pintavesityyppi	9
3.3	Perustuotanto ja minimiravinne	11
4	Kuormituslaskenta	13
4.1	Typpilaskelma	14
4.1.1	Iso-Ruonanoja	14
4.1.2	Hepolahti	16
4.2	Kloridilaskelma	17
4.2.1	Iso-Ruonanoja	17
4.2.2	Hepolahti	19
5	Typpikuormituksen vaikutukset Iso-Ruonaojassa ja Hepolahdessa.....	21
6	Kloridikuormituksen vaikutukset Iso-Ruonaojassa ja Hepolahdessa.....	23
6.1	Yleisesti suolaantumisesta	23
6.2	Suolakuormituksen vaikutukset piilevästään	24
6.3	Vaikutukset Iso-Ruonaojassa ja Hepolahdessa	25
7	Viitteet.....	28

1 Johdanto

Työn tarkoituksena oli tarkastella Kemin kaivoksen typpi- ja kloridikuormitusten muutosten vaikutuksia alapuoleiseen Iso-Ruonaojaan ja Hepolahteen. Pää tavoitteena oli määrittää kokonaistyyppi -ja kloridipitoisuudet lähellä Iso-Ruonaojan suuta ja Hepolahdessa, jos kaivoksen kuormitus puolitetaan tai kaksinkertaistetaan ja arvioida kuormitusmuutoksien vaikutuksia vesistöjen ekologiaan. Pitoisuuksien määrittäminen tarkasteltavissa pisteissä toteutettiin laimenemislaskentana.

2 Tutkimusalue ja lähtötiedot

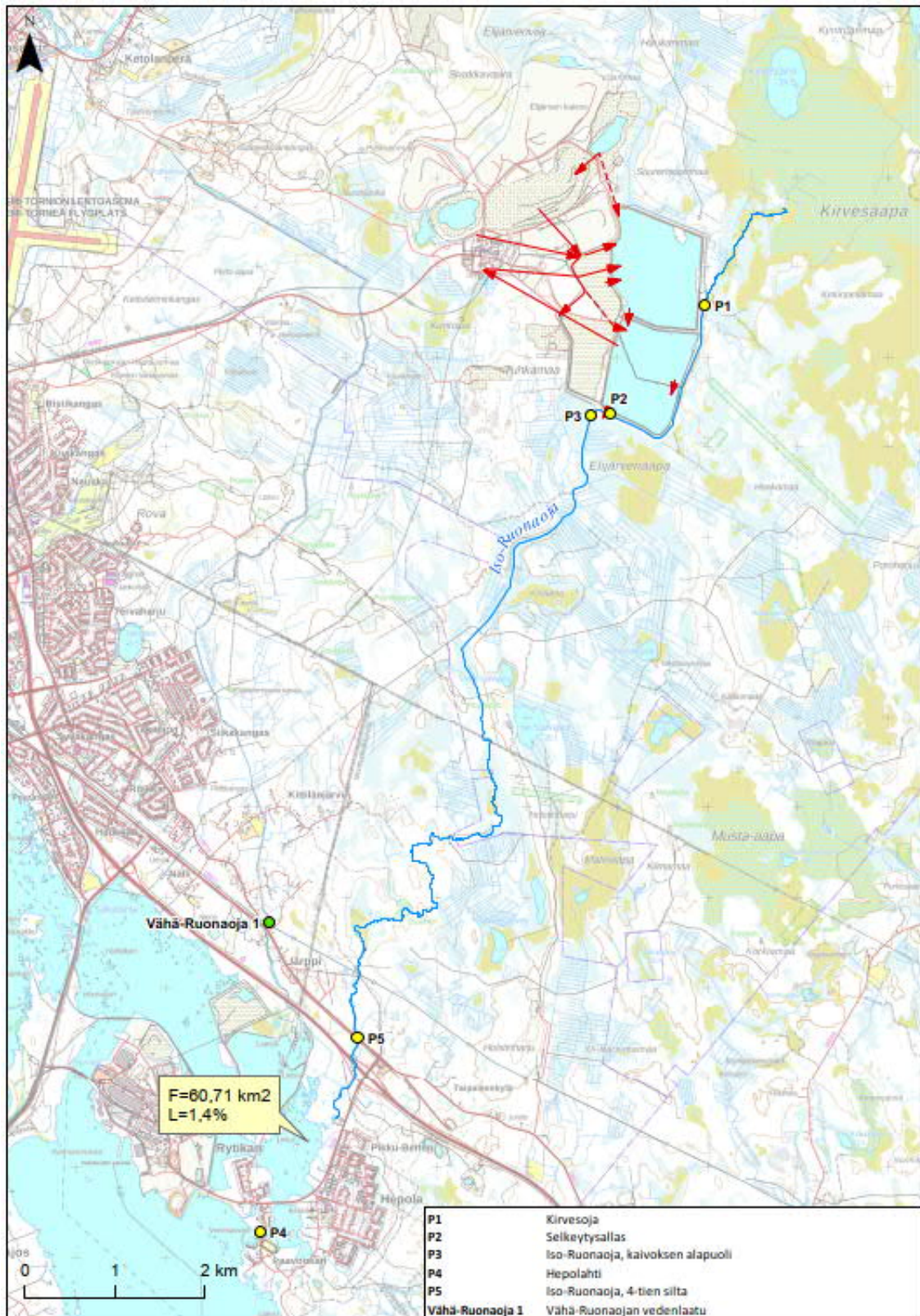
Iso-Ruonaoja on Perämeren Hepolahteen laskeva pieni joki, jonka valuma-alue on noin 60 km². Iso-Ruonaoja saa alkunsa Kemin kaivoksen eteläpuolella pisteessä, jossa Kirvesoja laskee Iso-Ruonaojaan. Myös kaivoksen vesien purku tapahtuu tälle alueelle. Kaivoksen kuormitus voidaan määrittää kaivoksen alapuolisen mittapisteen P3 ja kaivosta edeltävän mittapisteen P1 erotuksena (Kuva 2-1). Iso-Ruonaojan alaosaan ennen Hepolahtea on myös mittapiste P5, jonka perusteella voidaan arvioida kaivoksen päästöjen laimenemistä.

Iso-Ruonaojaan kohdistuu kaivoksen kuormituksen lisäksi pistekuormitusta myös Tuhkamaan maa-aineksen ottoalueilta kaivoksen länsi- ja lounaispuolelta. Kuormituksen määrästä ei ole olemassa tarkkaa tietoa, mutta yleisellä tasolla ottoalueet aiheuttavat alapuolisiin vesiin kiintoaineen ja ravinteiden kuormitusta (Ympäristöministeriö 2020).

Hepolahteen laskevat Iso-Ruonaojan lisäksi Töyränoja ja Vähä-Ruonaoja. Töyränoja laskee Hepolahden eteläiseen osaan ja Vähä-Ruonaoja Stora Enson makeavesialtaan kautta Hepolahden pohjoisosaan. Töyränojan valuma-alue on n. 12,2 km² ja Vähä-Ruonaojan 25,2 km². Töyränojan ja Vähä-Ruonaojan virtaamat on arvioitu Iso-Ruonaojan virtaaman ja valuma-alueiden suhteiden perusteella ja Iso-Ruonaojan virtaama on määritetty Vemalamallin perusteella.

Hepolahden purkautuminen Perämereen tapahtuu pohjapadon kautta ja normaalivedenkorkeudella Hepolahden vesipinta on noin metrin korkeammalla merivesipintaa. Pohjapato estää meriveden sekoittumisen Hepolahteen, mutta merivesipinnan ollessa korkealla merivettä voi satunnaisesti virrata lahteen. Pohjapadon yläpuolella lähellä purkupistettä on myös vedenlaadun tarkkailupiste, joka on esitetty kartassa pisteellä P4 (HL). Lisäksi Veitsiluodontie jakaa Hepolahden kahteen osaan, jotka ovat yhteydessä toisiinsa siltarummun tai kanavan kautta.

Laskennassa käytetyt luontaiset typpipitoisuudet on määritetty Iso-Ruonaojan osalta Vemalamallin perusteella, joka on keskimäärin n. 1,24 mg/l. Vähä-Ruonaojan, Töyränojalle ja makeavesialtaan typpipitoisuudeksi on oletettu 0,62 mg/l, joka on Vähä-Ruonaojan vedentarkkailupisteestä Vähä-Ruonaoja 1 (VR1) tehtyjen mittausten keskiarvo. Laskennan kloridipitoisuudet on määritetty Kirvesojan keskimääräisen pitoisuuden avulla, joka on 3,76 mg/l.



Kuva 2-1. Iso-Ruonaojan, Hepolahden ja Vähä-Ruonaojan vedenlaadun tarkkailupisteet.



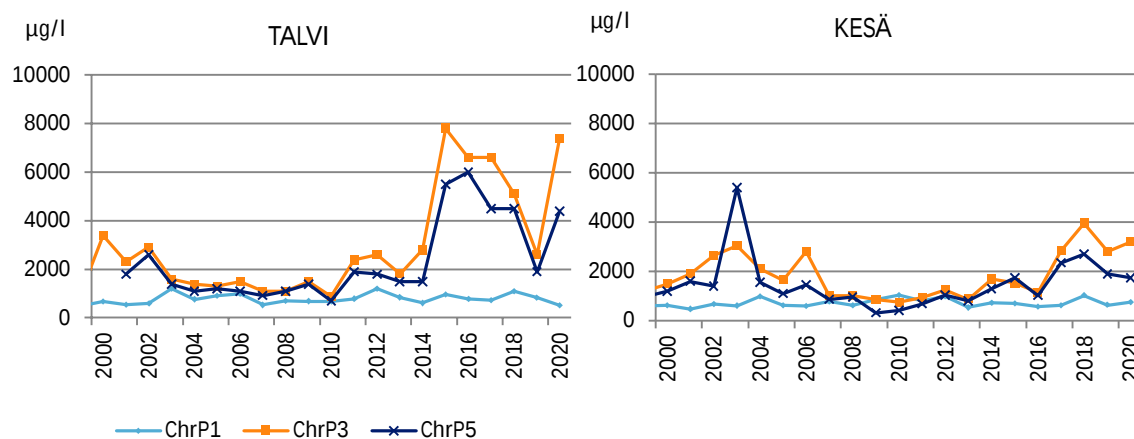
Iso-Ruonaojan vesi on luonnostaan tummaa, humuspitoista ja lievästi hapanta suovettä. Kemian kaivoksen vaikutukset näkyivät vuonna 2020 veden pH:n kohoamisena sekä veden sähköjohtavuuden, kloridi- ja kalsiumpitoisuuden sekä kokonaistyyppipitoisuuden selvänä kasvuna kaivoksen yläpuolisesta tasosta. Iso-Ruonaojasta Hepolahteen siirryttäessä veden kokonaistyyppi-, kloridi-, kalsium-, rauta- ja metallipitoisuudet laskevat (Taulukko 2-1).

Taulukko 2-1. Iso-Ruonaojan ja Hepolahden vedenlaatu vuosina 2018–2020. (SYKE ja ELY-keskukset 2021)

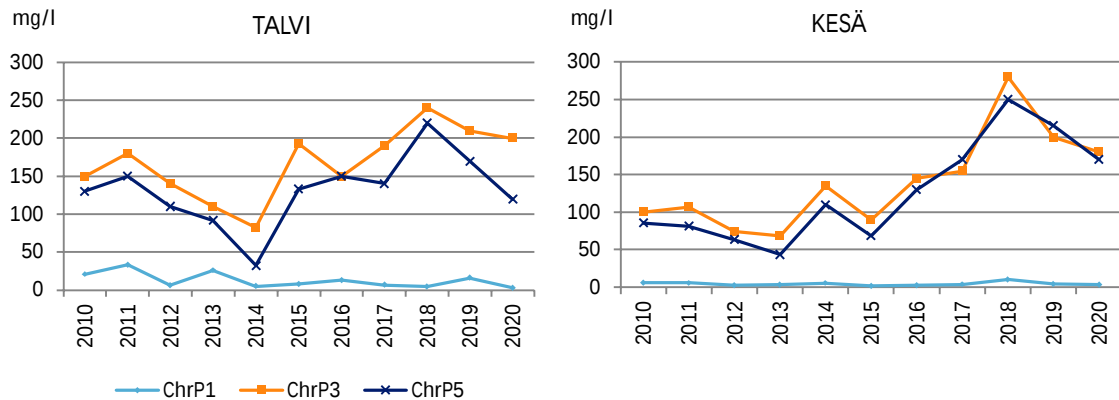
	Näyte- syv. m	Happi mg/l	pH	Sähkön- joht. mS/m	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	CODMn mg/l	Kiinto- aine mg/l	Kok.N µg/l	Kok.P µg/l	Cr liuk. µg/l	Fe µg/l	Ni liuk. µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	Näkö- syv. m	Kok. syv. m	n
Iso-Ruonaoja (ChrP5)																		
ka	0,6	9,2	7,2	76	153	23*	18	3,2	2 698	22	1,2	2 213	3,6	3,3	3,7	0,7	1,2	26–27
min	0,3	5,5	6,7	13	20		9	0,7	860	12	0,4	470	2,9	2,9	2,2	0,4	0,4	
max	1,0	13,0	8,2	163	410		27	8,0	6 100	40	1,9	5 500	4,8	3,8	5,2	1,2	2,0	
Hepolahti (ChrP4)																		
ka	0,4	9,0	7,5	43	80	18*	15	3,3	1 261	36	0,8	1 825	1,9	1,7	2,4	0,7	0,7	12
min	0,3	5,9	7,1	21	34		8	1,2	390	17	0,1	360	1,1	1,2	1,4	0,6	0,6	
max	0,5	11,1	9,4	101	210		23	7,8	4 000	69	1,5	4 000	3,7	2,5	3,8	0,9	0,9	
											*n=1							
													3–9					

Kaivoksen yläpuoliseen vesistöön verrattuna kokonaistyyppipitoisuus on hieman korkeampi Hepolahdessa kuin kaivoksen yläpuolisessa vesistössä. (AFRY Finland Oy 2021a) Näytteenotossa saatujen tietojen perusteella sekä Iso-Ruonaoja että Hepolahden näytteenottopaikka ovat matalia, ja Hepolahden kokonaissyvyys on arviolta vain 1,5 metrin luokkaa. Tyyppipitoisuudet ovat olleet viime vuosina selvässä kasvussa heti kaivoksen alapuolisessa pisteessä (ChrP3) ja kauempana Iso-Ruonaojassa (ChrP5). Talvella tyyppipitoisuudet ovat huomattavasti suuremmat kuin kesällä (Kuva 2-2).

Kloridipitoisuudet ovat olleet kaivoksen alapuolella viime vuosina kokonaistyyppipitoisuuden tavoin kasvussa. Maksimipitoisuudet on mitattu vuonna 2018. Kaivoksen yläpuoliseen vesistöön verrattuna kloridipitoisuudet kasvavat kaivoksen alapuolella voimakkaasti, ja etenkin kesäaikaan merkittävää laimenemista ei tapahdu Iso-Ruonaojan alajuoksulla (Kuva 2-3). Talviaikaan kloridipitoisuudet pienenevät lievästi Iso-Ruonaojan alajuoksulla välittömästi kaivoksen alapuolella sijaitsevaan pisteeseen (ChrP3) verrattuna. Keskimääräinen kloridipitoisuus on pienempi Hepolahdessa kuin Iso-Ruonaojan alajuoksulla, mutta selvästi suurempi kuin kaivoksen yläpuolisissa vesistössä.



Kuva 2-2 Iso-Ruonaojan tyyppipitoisuudet eri vuodenaikoina vuosina 2000–2020 (AFRY Finland Oy 2021a).



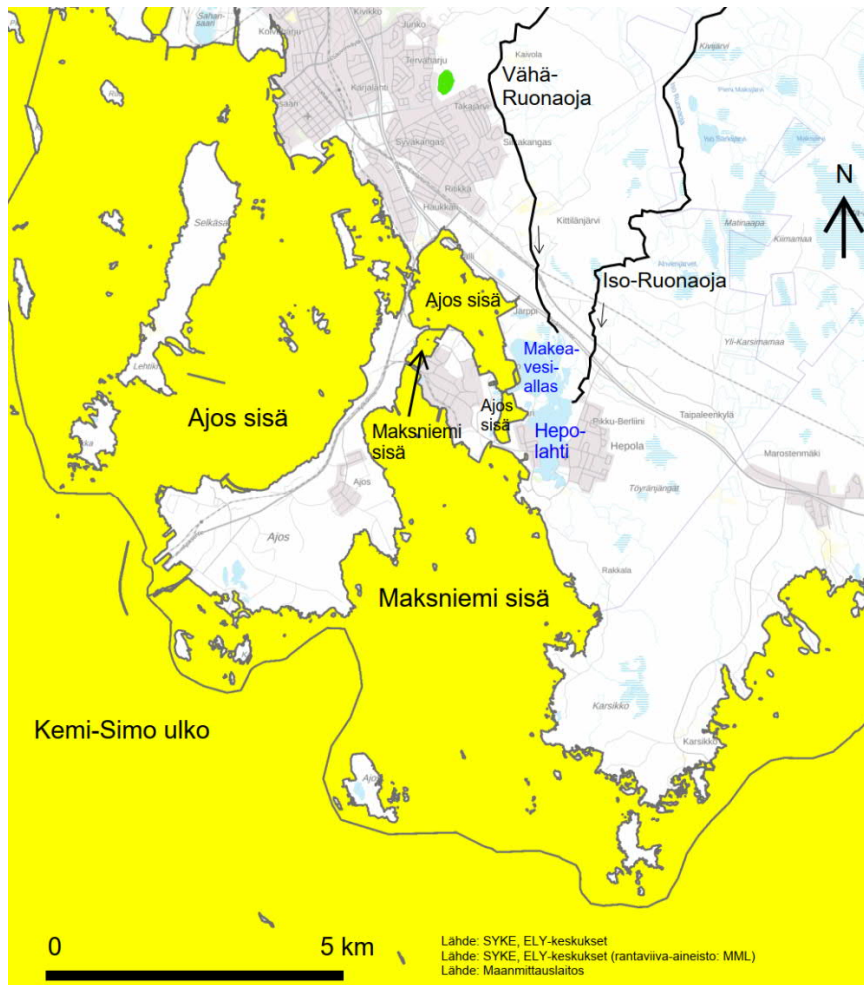
Kuva 2-3 Iso-Ruonaojan kloridipitoisuudet eri vuodenaikoina vuosina 2000–2020 (AFRY Finland Oy 2021a).

3 Ekologinen ja kemiallinen tila

Ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelu tehdään vesimuodostumakohtaisesti. Vesimuodostumalla tarkoitetaan pintavesien erillistä ja merkittävää osaa (esim. järvi tai rannikkovesien osa), ja vesimuodostumat on nimetty maantieteellisten ja luonnontieteellisten ominaispiirteidensä mukaan eri pintavesityyppeihin (esim. Perämeren sisemmät ja ulommat rannikkovedet). Rannikkovedet on tyypitelty mm. veden suolapitoisuuden, aallokon vaikutuksen, jäätalven pituuden, veden syvyyden ja veden sekoittumisolojen mukaan. Tyypittelyä tarvitaan, jotta muodostumille voidaan asettaa niiden luontaisia ominaisuuksia vastaavat tilatavoitteet. (Aroviita ym. 2019)

Kemin rannikkoalue on jaettu kolmeen eri rannikkovesimuodostumaan: Ajos sisä (Ps), Maksniemi sisä (Ps) ja Kemi-Simo ulko (Pu). Rannikkovedet on jaoteltu kahteen tyyppiin, Perämeren sisemmät rannikkovedet Ps ja ulommat rannikkovedet Pu. Tyyppien raja noudattaa likimain viiden metrin syvyyskäyrää. Sisemmät rannikkovedet on jaettu isompien saarten, niemien tai lahtien perusteella omiksi vesimuodostumikseen. (Aroviita ym. 2019). Iso-Ruonaoja, Vähä-Ruonaoja, Hepolahti ja makeavesiallas eivät ole vesimuodostumia, eikä niille ole määritelty ekologista tai kemiallista tilaluokkaa (Kuva 3-1).

Vesipolitiikan puitedirektiivin kansalliseksi soveltamiseksi on laadittu useita ohjeraportteja (guidance document). Raportissa n:o 2 (Identification of Water Bodies) on täsmennetty vesimuodostumien määrittelyä. Pienten (A < 50 ha) pintavesien osalta vesimuodostuman muodostaminen johtaisi kohtuuttomaan hallinnolliseen taakkaan, ja ohjeessa kehoitetaan siksi yhdistämään useita samanlaisia pieniä muodostumia yhdeksi vesimuodostumaksi. Mikäli yhdistäminen ei onnistu, tulee tutkia uudelleen, onko kyseessä niin merkittävä vesialue, että se tulisi luokitella omaksi vesimuodostumaksi. Ellei tähän ole tarvetta, on huolehdittava, että pienten muodostumien tilan muutokset eivät aiheuta alapuolisten luokiteltujen vesimuodostumien tilan heikkenemistä.



Kuva 3-1. Vesimuodostumien rajat Kemin kaivoksen vesien purkureitillä. Ruonaojat, Hepolahti ja makeavesiallas eivät kuulu mihinkään vesimuodostumaan. Vihreä = hyvä ekologinen tila, keltainen = tyydyttävä tila

3.1 Iso-Ruonaojan pintavesityypin ja tilan alustava arvio v. 2018

Iso-Ruonaojan vesimuodostuman ekologista ja kemiallista tilaa on arvioitu vuonna 2018 Lapin ELY-keskuksen määräaikaistarkastuksen tarkastuskertomuksessa (LAPELY/1937/2015, 22.5.2017) esitetyn vaatimuksen mukaisesti. Iso-Ruonaojalle tehtiin alustava arvio vesistön vesimuodostumasta, ekologisesta ja kemiallisesta tilasta sekä Kemin kaivoksen kuormituksen vaikutuksesta ojan tilaan (Pöyry Finland Oy 2018). Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004) sekä valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006) määrittelevät alueelliset ympäristökeskukset (nyk. elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset) tahoksi, joka vastaa vesimuodostumien virallisesta tyypittelystä ja tilan arvioinnista.

Edellä mainitun selvityksen perusteella Iso-Ruonaojan alustava pintavesityyppi määriteltiin pieneksi turvemaiden joeksi (Pt), sillä uoman valuma-alueen pinta-ala oli 54,27 km² ja noin 30 % alueesta oli turvemaata. Tarkastelun perusteella oja ei ollut hydrologis-morfologisen tilan perusteella voimakkaasti muutettu vesimuodostuma, mutta HyMo-tila määriteltiin tyydyttäväksi (yht. 7 pistettä). (Pöyry Finland Oy 2018)

Syyskesällä 2017 Iso-Ruonaojasta otettiin piilevä- ja pohjaeläinnäytteet sekä tehtiin sähkökoekalastus. Piilevätutkimuksen tulokset viittasivat lähinnä tyydyttävään ekologiseen tilaluokkaan, pohjaeläintulokset erinomaiseen tilaluokkaan ja kalastotulokset hyvään tilaan.



Ojan veden fysikaalis-kemiallinen tila oli pH-minimitulosten perusteella erinomainen, kokonaistyyppitulosten perusteella välttävä ja kokonaisfosforitulosten perusteella hyvä. Luokitteluohjeistuksen (Aroviita ym. 2012) perusteella fysikaalis-kemiallisen tilan arvioinnissa voidaan huomioida myös luokkarajattomia vedenlaatuparametreja (esim. sähkönjohtavuus, happitilanne, bakteeritiheys). Ojan kloridipitoisuudet ja sähkönjohtavuusarvot olivat kuitenkin alueen luonnonvesille tyypillisestä tasosta poikkeavia lähes koko uoman alueella, ja myös bakteeripitoisuuksien nousua on havaittu ajoittain. Arvion mukaan Iso-Ruonaojan vedenlaatu poikkesi luonnontilasta, ja fysikaalis-kemiallisen tilan arvioitiin olevan kokonaisuutena tyydyttävä. (Pöyry Finland Oy 2018)

Ekologisessa tilaluokituksessa painotettiin ohjeistuksen mukaisesti biologisten laatutekijöiden tuloksia ja veden fysikaalis-kemiallinen tila toimi arviota tukevana tekijänä. Arvion perusteella Iso-Ruonaojan kalasto on luontaisesti melko vähälajinen ja niukka, ja kalaindeksin ilmentämä hyvä ekologinen tila lieenee päätelmänä oikeansuuntainen. Pohjaeläimet ja piilevät ilmentävät vesistöön kohdistuvaa kuormitusta hieman eri tavalla, mikä kävi ilmi myös Iso-Ruonaojan tutkimustuloksista. Pohjaeläinyhteisöjen on havaittu reagoivan voimakkaimmin vesistön fyysisissä ominaisuuksissa tapahtuviin muutoksiin (virtausolosuhteet, jne.), ravinnepitoisuuksien kasvuun ja esimerkiksi kiintoaineen ja humuksen määrän lisääntymiseen (Soininen ja Könönen 2004). Piilevät reagoivat voimakkaimmin vesistön pH-tasossa, suolapitoisuudessa ja rehevyydessä tapahtuviin muutoksiin (Soininen ym. 2004, Andrén & Jarlman 2008). Sulfaattipitoisten kaivosvesien on havaittu muuttavan voimakkaammin virtavesien piileväyhteisöjen koostumusta, kuin pohjaeläinyhteisöjen koostumusta. Näistä syistä ekologisen tilan luokittelussa painotettiin piileväindeksien tuloksia pohjaeläinindeksituloksia enemmän. Konsultin asiantuntija-arvion mukaan Iso-Ruonaojan ekologinen tila oli tyydyttävä. (Pöyry Finland Oy 2018)

Iso-Ruonaojan kemiallinen tila oli vuoden 2018 arvion perusteella hyvä. Saatavilla olevien vesianalyysitulosten perusteella elohopean, kadmiumin, lyijyn ja nikkelin pitoisuudet eivät ylittäneet valtioneuvoston asetuksessa 1308/2015 annettuja ympäristönläätunormeja. Sinkille, arseenille ja kloridille ei ollut saatavissa suomalaisia läätunormeja, mutta vertailussa viitteellisinä käytetyt kanadalaiset läätunormit eivät ylittyneet (Pöyry Finland Oy 2018). Vesienhoidon kolmannella kierroksella arvioitiin, että bromattujen difenyyliettereiden (PBDE) läätunormi ylittyi kaukokulkeuman takia kaikissa Euroopan vesimuodostumissa (Suomen ympäristökeskus 2020), eli todennäköisesti siis myös Iso-Ruonaojassa.

3.2 Hepolahden pintavesityyppi

Hepolahti on merestä erottunut lahti, joka yhdistyy eteläpäässään Perämereen kapealla lasku-uomalla ja lisäksi länsireunaltaan kapealla kanavalla Rytikarin itäpuoliseen vesialtaaseen. Molemmissa uomissa on pohjapato. Hepolahti on jakautunut selvästi kahteen osaan, joita erottaa kapea kanava. Vuoden 1955–56 peruskarttalehdissä (Kuva 3-2) lahti on vielä näkyvässä patoamattomana, mutta vuoden 1974 kartassa allas on jo nykyisessä muodossaan. Patoamiseen saakka Hepolahti olisi todennäköisesti kuulunut Perämeren sisempien rannikkovesien (Ps) -vesimuodostumatyyppiin.



Kuva 3-2. Hepolahti vuosien 1955–56 peruskartoissa (Vanhat kartat 2021).

Hepolahden nykyisen pintavesityypin arvioiminen on varsin haasteellista. Lahdesta ei ole saatavilla tarkkoja syvyystietoja, joten veden viipymää on vaikea arvioida. Olemassa olevan tarkkailutiedon ja paikallisten tietämyksen perusteella Hepolahti on kuitenkin matala, keskimäärin 1–2 metriä syvä. Vedenlaatu heijastelee Iso-Ruonaojan ja pienempien ojien tuoman veden laatua, mutta todennäköisesti ainakin ajoittain on havaittavissa meriveden vaikutusta, kun merivettä nousee pohjapadon yli lahden puolelle. Veden suotautuminen patojen läpi on myös mahdollista. Ympäristöhallinnon avoimen tiedon palvelussa ensimmäiset Hepolahden alueen vedenlaatutulokset ovat 1980-luvulta, eli altaasta ei ole yleisesti saatavilla vedenlaatutietoa ennen patoamista. Vuosina 1987–89 altaan väriarvot olivat 60–240 mg/l Pt, keskiarvo 120 mg/l Pt (n=26) (SYKE ja ELY-keskukset 2021). Mikäli lahti luokiteltaisiin sisämaan pintavesityyppiin nykyohjeistuksen (Aroviita ym. 2019) mukaan, se voisi kuulua

tyyppiin matalat runsashumuksiset järvet (MRh) tai hyvin lyhytviipymäiset järvet (Lv). On myös mahdollista, että se luokiteltaisiin voimakkaasti muutetuksi vesimuodostumaksi patoamisesta johtuvien hydrologis-morfologisten muutosten takia.

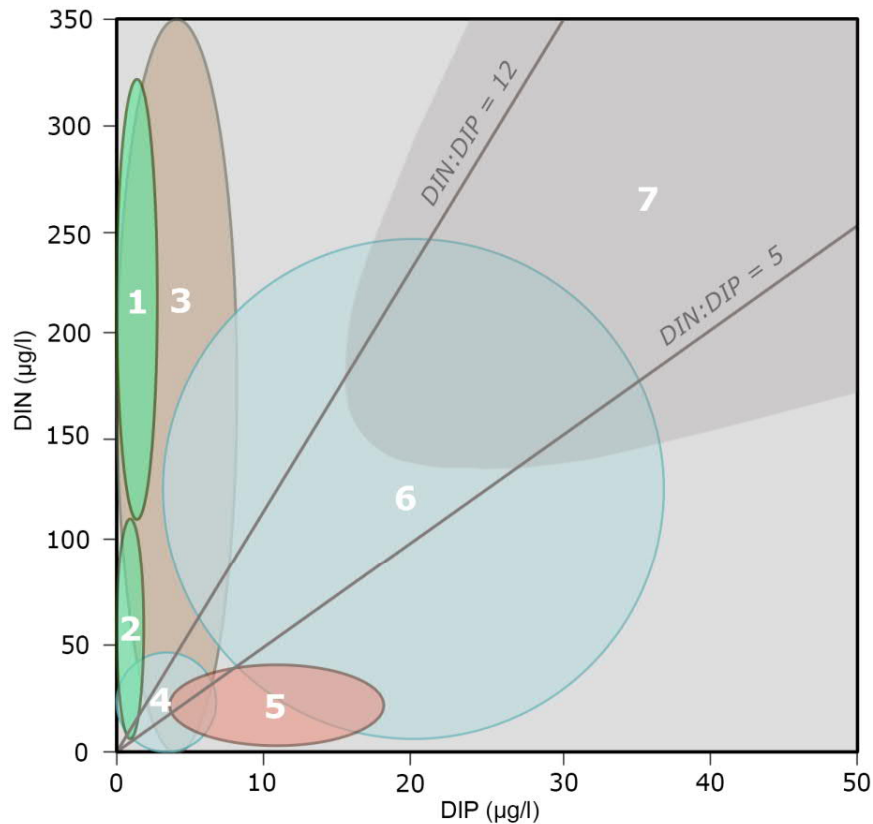
3.3 Perustuotanto ja minimiravinne

Fosfori ja typpi ovat perustuotannon välttämättömiä tarveaineita, ja kun tuotanto muiden tekijöiden taholta ei ole rajoitettu, rajoittajaksi muodostuu toinen tai molemmat pääravinteista. Perustuotantoa rajoittaa makeissa vesissä useimmiten fosfori, mutta myös typpi voi säädellä tuotannon määrää etenkin rehevissä vesissä. Virtavesissä ravinteiden lisäyksen ja perustuotannon kasvun välisen korrelaation on kuitenkin havaittu olevan usein heikompi kuin järviympäristöissä. Perustuotannon määrään vaikuttavat ravinnepitoisuuksien lisäksi merkittävästi myös muut tekijät kuten lämpötila, virtausolosuhteet ja niissä tapahtuvat muutokset, valaistus, humuspitoisuus, pohjan laatu ja levä- ja pohjaeläinyhteisöjen koostumus. (Wetzel 2001, Dodds ym. 2002, Faithfull ym. 2011, Bennett ym. 2021)

Suomalaisten järvien (174 havaintopaikkaa) ja jokien (32 paikkaa) minimiravinnetta on tutkittu vuosina 1990-1997 kesä-elokuussa kerätyn aineiston perusteella. Lähes kaikki suuret järvet ja reittivedet arvioitiin tällöin fosforirajoitteisiksi. Yhteisrajoitteisia järviä esiintyi etenkin Suomenselän ja Kuusamon alueella ja vesistöalueiden latvoilla. Selkeästi typpirajoitteisiksi arvioitiin tutkimusaikana voimakkaasti kuormitetut, rehevät järvet (esim. Tuusulanjärvi, Iisalmen reitin Onkivesi), ja typpirajoitteisuus oli ajoittaista sekä voimakkaasti vaihtelevaa. Lisäksi heikosti typpirajoitteisiksi arvioitiin monet voimakkaasti humuspitoiset vedet. Rehevimpien vesien typpirajoitteisuus oli usein seurausta fosforin voimakkaasta sisäisestä kuormituksesta. Jokivesistä Keski- ja Pohjois-Pohjanmaan joet arvioitiin usein yhteisrajoitteisiksi. Perämereen laskevat Lapin joet Iijoesta Tornionjokeen arvioitiin vaihtelevasti mineraaliravintesuhteen perusteella typpirajoitteisiksi tai kokonaisravintesuhteen perusteella fosforirajoitteisiksi. (Pietiläinen & Räike 1999)

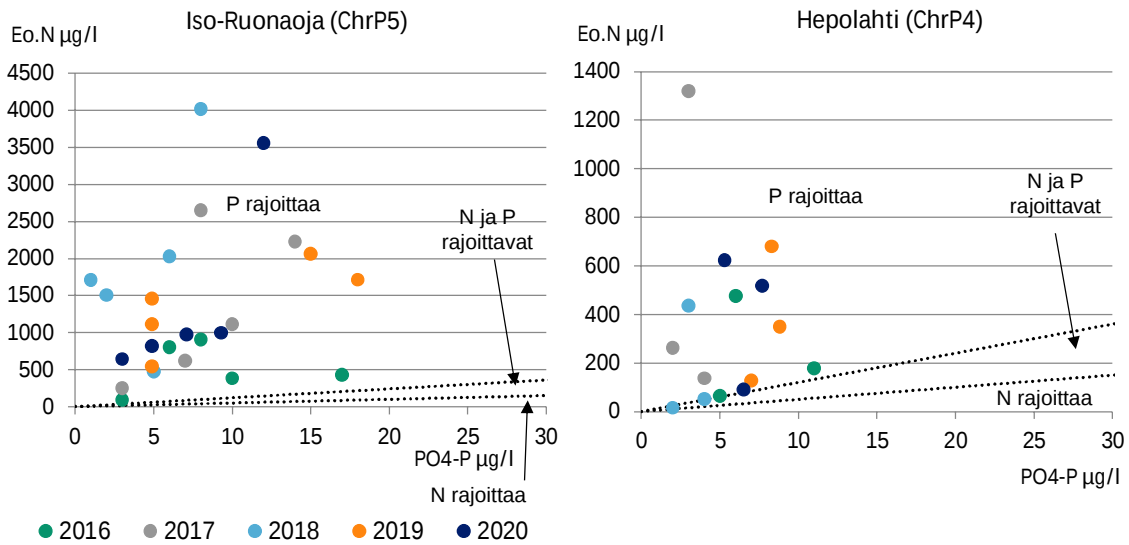
Pietiläinen ja Räike (1999) jakoivat aineistonsa havaintopaikat epäorgaanisten ravinnepitoisuuksien mukaan seitsemään erilaiseen ravinnerajoitteisuusluokkaan (Kuva 3-3). Tarkasteltaessa yksittäistä vesistöä tulee ravintesuhteen ohella kiinnittää huomiota myös itse pitoisuustasoihin ja niiden ajalliseen vaihteluun. Ravinteen kulumisen loppuun tai lähes loppuun on selvä osoitus sen rajoittavuudesta. Toisaalta suurilla pitoisuuksilla on todennäköistä, että tuotanto ei ole lainkaan ravinnerajoitteista.

Iso-Ruonaojan alaosalta mitattujen touko-syyskuun 2016-2020 epäorgaanisten ravinnepitoisuuksien mukaan vesistö oli fosforirajoitteinen (luokat 1-3), ja epäorgaanista tyyppiä esiintyi yleensä hyvin runsaasti verrattuna fosfaattifosforin esiintymiseen (Kuva 3-4). Yksittäisillä havaintokerroilla myös fosfaattifosforin pitoisuudet olivat hieman koholla (17-18 µg/l), mikä viittaa siihen, että perustuotantoa rajoittivat myös muut tekijät kuin makroravinteiden saatavuus. Hepolahdella epäorgaanisen typen esiintyminen oli kasvukaudella vähäisempää kuin Iso-Ruonaojassa. Lahdessa fosforirajoitteisuus oli kuitenkin jopa selkeämpää kuin Iso-Ruonaojassa Pietiläisen ja Räikkeen (1999) kriteerien perusteella arvioituna.



- 1) vesistö voimakkaasti fosforirajoitteinen
- 2) vesistö melko voimakkaasti fosforirajoitteinen
- 3) vesistö lähinnä fosforirajoitteinen,
mutta ajoittain esiintyy myös typpirajoitteisuutta
- 4) vesistö samanaikaisesti fosfori- ja typpirajoitteinen
- 5) vesistö typpirajoitteinen
- 6) vesistö vaihtelevasti fosfori- ja typpirajoitteinen
- 7) ravinteet eivät rajoita perustuotantoa vesistössä

Kuva 3-3. Vesistöjen jakautuminen ravinnerajoitteisuusluokkiin päällysveden tuotantokauden aikaisten mineraaliravinnepitoisuuksien ja -suhteiden tyypillisten esiintymisalueiden perusteella (Pietiläinen & Räike 1999). DIN = liukoinen epäorgaaninen typpi, DIP = liukoinen epäorgaaninen fosfori



Kuva 3-4. Perustuotantoa rajoittava laskennallinen minimiravinne Iso-Ruonanojan alaosan (P5) ja Hepolahden (P4) näytepisteillä touko-syyskuussa vuosina 2016-2020.

4 Kuormituslaskenta

Kokonaistyyppi -ja kloridipitoisuudet laskettiin Iso-Ruonanojan ja Hepolahden purkupisteisiin. Laskenta suoritettiin nykyisten kaivoksen kuormitusarvojen mukaan, mutta myös puolitetulla sekä kaksinkertaistetulla kuormituksella alla esitetyn mukaisesti. Iso-Ruonanojan kuormituslaskennassa huomioitiin myös välillä P3 ja P5 muodostuva taustakuormitus. Kuormituslaskenta toteutettiin laimenemislaskentana ja oletuksena oli, että tyyppi ei sitoudu kasvillisuuteen eikä denitrifikaatiota tapahdu. Tarkastelu suoritettiin kuukausittaisella tasolla vuosina 2016-2020.

Iso-Ruonanoja:

Iso-Ruonanojan kokonaistyyppi- ja kloridipitoisuudet pisteessä P5 määritettiin seuraavalla tavalla:

$$NC_{P5} = \left((NLT_{P3} + NLk) + NC_{P3,P5} * (Q_{P5} - Q_{P3}) \right) / Q_{P5} \quad (1)$$

, missä

NLT_3 = mittapisteen P3 taustakuormitus (kg/kk)

NLk = kaivoksen kuormitus (kg/kk)

$NC_{P3,P5}$ = mittapisteiden P3 ja P5 välillä muodostuvan taustakuormituksen pitoisuus (mg/l)

Q_3 = mittapisteen P3 virtaaman kuukausikeskiarvo (m³/kk)

Q_5 = mittapisteen P5 virtaaman kuukausikeskiarvo (m³/kk)

Hepolahti:

Hepolahden kokonaistyyppi- ja kloridipitoisuudet pisteessä HL (P4) määritettiin seuraavalla kaavalla:

$$NC_{HL} = (NLk + NC_{P5}Q_{P5} + NC_{VR1}(Q_T + Q_{VR1} + Q_{MV})) / (Q_{P5} + Q_T + Q_{VR1} + Q_{MV}) \quad (2)$$

, missä

NLk = kaivoksen kuormitus (kg/kk)

$NC_{P3,P5}$ = mittapisteiden P3 ja P5 välillä muodostuvan taustakuormituksen pitoisuus (mg/l)

NC_{VR1} = Vähä-Ruonaojan kokonaistyyppipitoisuus (mg/l)

Q_{P5} = mittapisteen P5 virtaaman kuukausikeskiarvo (m³/kk)

Q_T = Töyränojan virtaaman kuukausikeskiarvo (m³/kk)

Q_{VR1} = Vähä-Ruonaojan virtaaman kuukausikeskiarvo (m³/kk)

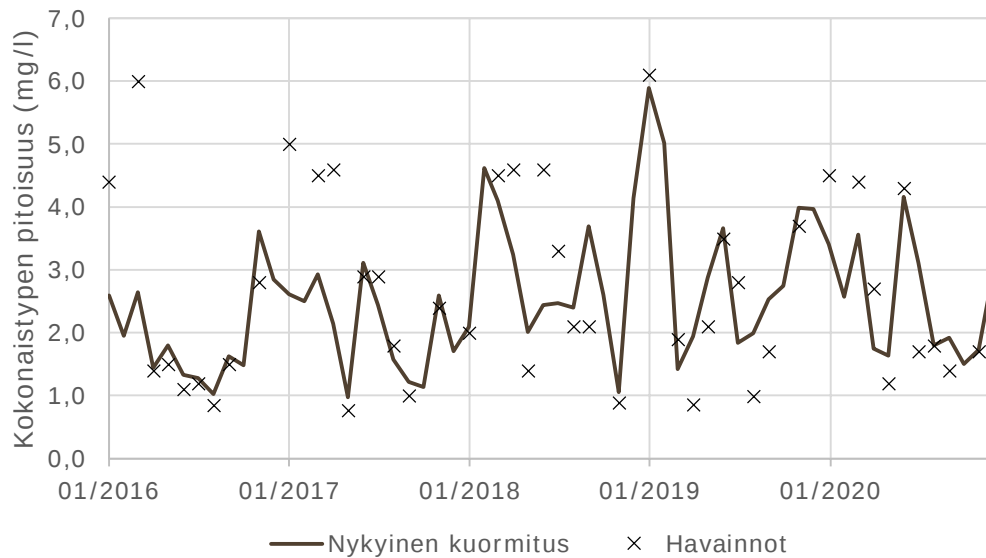
Q_{MV} = Makeavesialtaan nettovirtaaman kuukausikeskiarvo (m³/kk)

Hepolahden typen ja kloridin pitoisuuksien arvioinnissa tehtiin oletus, että koko lahti on täysin sekoittunut ja pitoisuuseroja lahden eri osissa ei esiinny.

4.1 Typpilaskelma

4.1.1 Iso-Ruonanoja

Iso-Ruonanojan laskennallista kokonaistyyppipitoisuutta verrattiin tehtyjen vesinäytteiden pitoisuuksiin (Kuva 4-1). Mitatut ja lasketut pitoisuudet vastaavat paikoitellen toisiaan hyvin, mutta myös suuria poikkeamia arvojen väliltä on havaittavissa. Erityisesti talvella 2016 ja 2017 sekä kevät-kesällä 2018 havaitut pitoisuudet ovat olleet selkeästi laskennallisia pitoisuuksia korkeampia. Toisaalta vuonna 2019 sulan maan aikaan mitatut pitoisuudet ovat vastaavasti olleet laskennallisia pitoisuuksia matalampia. Kuitenkin tarkastelujaksolla lasketun kokonaistypen pitoisuuden keskiarvo on ollut 2,52 mg/l ja havaintojen vain hieman korkeampi 2,65 mg/l. Pitoisuuksien keskiarvot vastaavat siis kohtalaisen hyvin toisiaan.



Kuva 4-1. Iso-Ruonaojan lasketut ja mitatut kokonaistypen pitoisuudet.

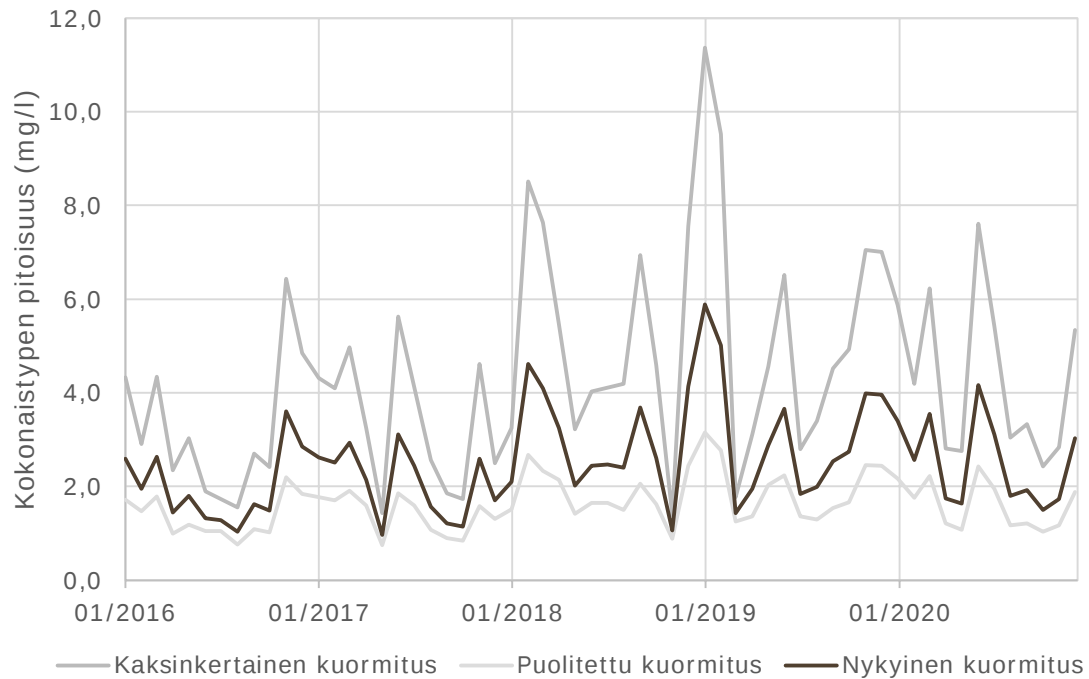
Iso-Ruonaojan nykyisen tilanteen kuormitus ja kaivoksen typpikuormituksen puolittumisen ja kaksinkertaistumisen taulukot ja kuvaajat on esitetty taulukossa 4-1 ja kuvassa 4-2 Kuva 2-1.

Vuotuiset kokonaistypen keskiarvot ovat nykytilanteessa vaihdelleet 1,97-3,16 mg/l pitoisuuksien välillä. Kuormituksen puoliintumisen myötä kokonaistypen keskimääräiseksi pitoisuudeksi koko tarkastelujaksolla määritettiin 1,63 mg/l ja vastaavasti kaksinkertaisella kuormituksella kokonaistypen keskiarvoksi muodostuisi 4,31 mg/l.

Mitattujen pitoisuuksien suuret arvot voivat olla peräisin siitä, että mittaushetkellä kuormitus on hetkellisesti ollut kuukauden keskiarvoa suurempaa tai mittaushetkellä ojan virtaama on ollut keskimääräistä matalampi. Vastaavasti matalampien mitattujen pitoisuuksien kohdalla ojan virtaama on voinut olla keskimääräistä korkeampi tai kuormitus keskimääräistä pienempää. Tihennetyllä mittausvälillä olisi mahdollista päästä luotettavampiin tuloksiin.

Taulukko 4-1. Vuotuiset keskimääräiset kokonaistypen pitoisuudet eri kuormitusskenaarioilla Iso-Ruonaojan mittauspisteessä P5.

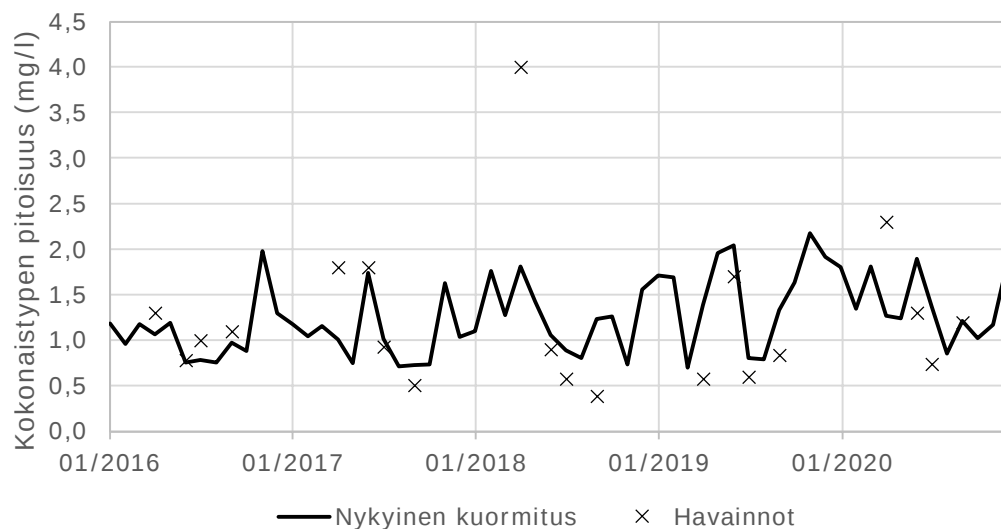
Vuotuiset keskimääräiset typen pitoisuudet (mg/l)			
Vuosi	Nykytilanne	Puolitettu kuormitus	Kaksinkertainen kuormitus
2016	1.97	1.34	3.21
2017	2.08	1.40	3.42
2018	2.90	1.82	5.07
2019	3.16	1.96	5.55
2020	2.72	1.60	4.32



Kuva 4-2. Iso-Ruonanojan kokonaistypen pitoisuudet kaivoksen erisuuruksilla kuormituksilla mittauspisteessä P5.

4.1.2 Hepolahti

Kokonaistypen laskennalliset pitoisuuden muutokset Hepolahdessa mukailevat mitattuja arvoja, mutta pitoisuuksien suuruuksissa on paikoitellen hajontaa (Kuva 4-3). Kokonaistypen laskettujen pitoisuuksien keskiarvo on 1,26 mg/l ja havaintojen keskiarvo 1,2 mg/l, joten mitatut ja lasketut pitoisuudet vastaavat keskimäärin hyvin toisiaan.

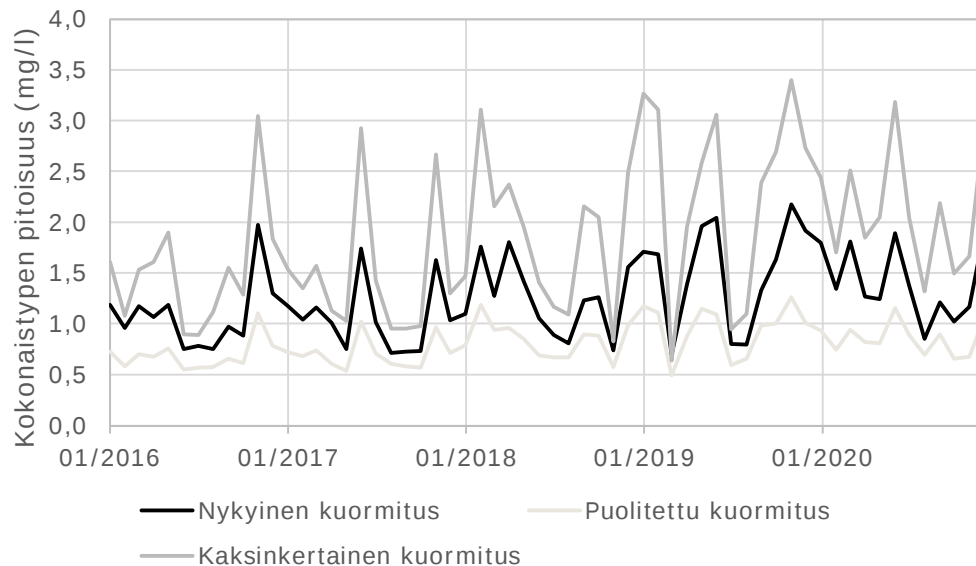


Kuva 4-3. Hepolahden lasketut ja mitatut kokonaistypen pitoisuudet.

Puolitettulla ja kaksinkertaistetulla kaivoksen kuormituksella Hepolahden keskimääräiseksi kokonaistypen pitoisuudeksi määritettiin 0,81 mg/l ja 1,83 mg/l (Taulukko 4-2 ja Kuva 4-4). Nykyisin vuosittainen keskimääräinen pitoisuus on vaihdellut välillä 1,06-1,51 mg/l.

Taulukko 4-2. Vuotuiset keskimääräiset kokonaistypen pitoisuudet eri kuormitusskenaarioilla Hepolahdessa.

Vuotuiset keskimääräiset pitoisuudet (mg/l)			
Vuosi	Nykytilanne	Puolitettu kuormitus	Kaksinkertainen kuormitus
2016	1.08	0.69	1.53
2017	1.06	0.70	1.48
2018	1.24	0.84	1.85
2019	1.51	0.95	2.32
2020	1.41	0.86	2.12

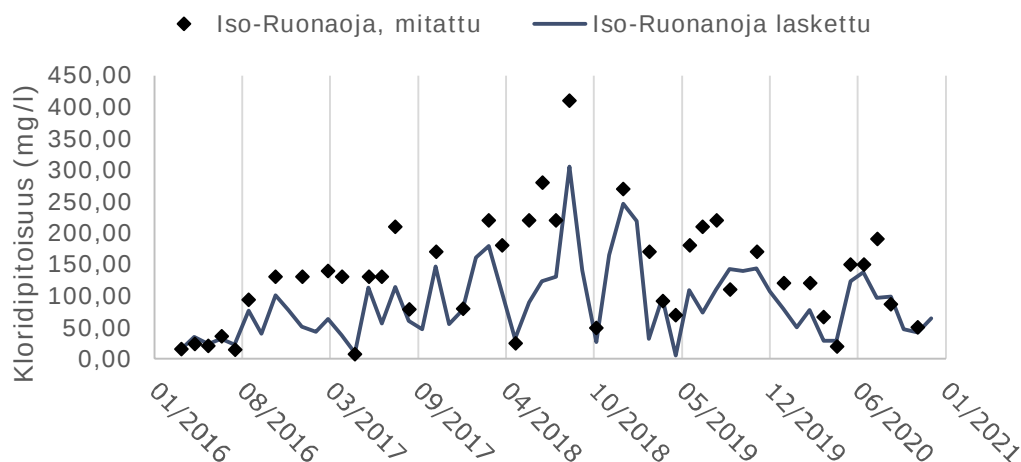


Kuva 4-4. Hepolahden kokonaistypen pitoisuudet kaivoksen erisuuruksilla kuormituksilla.

4.2 Kloridilaskelma

4.2.1 Iso-Ruonanoja

Iso-Ruonaojan laskennallista kloridipitoisuutta verrattiin tehtyjen vesinäytteiden pitoisuuksiin (Kuva 4-5). Mitatut ja lasketut pitoisuudet vastaavat paikoitellen toisiaan hyvin, mutta laskenta ei toista suurimpia pitoisuuksia erityisen hyvin. Viimeisten kahden vuoden osalta laskennan ja havaittujen pitoisuuksien ero on pieni. Nelostie ja sen suolaus voivat olla mahdollinen selittävä tekijä kloridipitoisuuksien eroissa Iso-Ruonaojassa sekä Hepolahdessa erityisesti kylmempinä vuodenaikoina ja aikoina kun suola voi kulkeutua vesistöihin (esim. kevään sulamisaika).

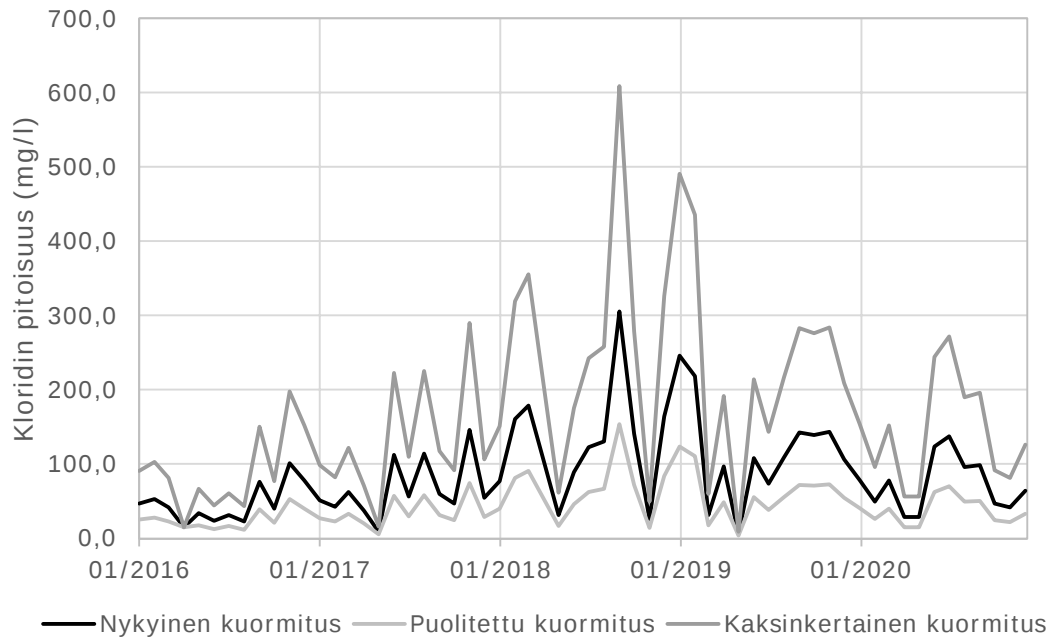


Kuva 4-5. Iso-Ruonanojan lasketut ja mitatut kloridipitoisuudet

Vuotuiset kloridin keskiarvot ovat nykytilanteessa vaihdelleet Iso-Ruonanojassa 46,69–127,34 mg/l välillä. Kuormituksen puoliintumisen myötä kloridin keskimääräiseksi pitoisuudeksi koko tarkastelujaksolla määritettiin 44,28 mg/l ja vastaavasti kaksinkertaisella kuormituksella kloridin keskiarvoksi muodostuisi 168,85 mg/l (Taulukko 4-3 ja Kuva 4-6).

Taulukko 4-3. Vuotuiset keskimääräiset kloridin pitoisuudet eri kuormitusskenaarioilla Iso-Ruonanojan mittauspisteessä P5.

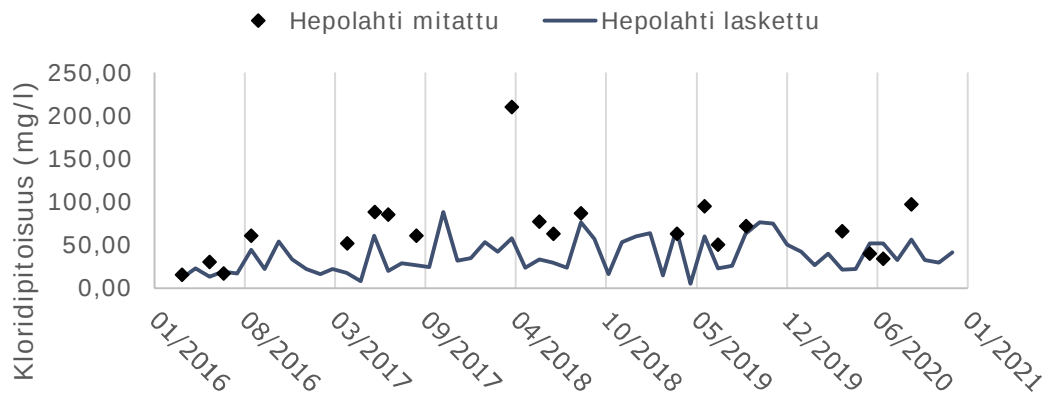
Vuotuiset keskimääräiset kloridin pitoisuudet (mg/l)			
Vuosi	Nykytilanne	Puolitettu kuormitus	Kaksinkertainen kuormitus
2016	46,69	25,03	90,01
2017	65,91	34,15	129,43
2018	127,34	64,78	245,82
2019	118,19	60,19	234,19
2020	72,46	37,27	142,85



Kuva 4-6. Iso-Ruonanojan kloridin pitoisuudet kaivoksen erisuuruuksilla kuormituksilla mittauspisteessä P5.

4.2.2 Hepolahti

Hepolahden mitattujen ja laskettujen kloridipitoisuuksien välillä on pääsääntöisesti tasoero (Kuva 4-7), jolle ei löydetty selkeää selitystä. Nelostien läheisyys ja sen mahdollinen suolaaminen voivat vaikuttaa myös Hepolahden kloridipitoisuuksiin. Toinen mahdollinen selittävä tekijä on meriveden nouseminen altaaseen, sillä merivesi sisältää runsaasti kloridia sisävesiin verrattuna. Laskentaa voidaan kuitenkin hyödyntää arvioitaessa kuormituksen muutoksien aiheuttamaa pitoisuuksien vaihtelua Hepolahdessa.



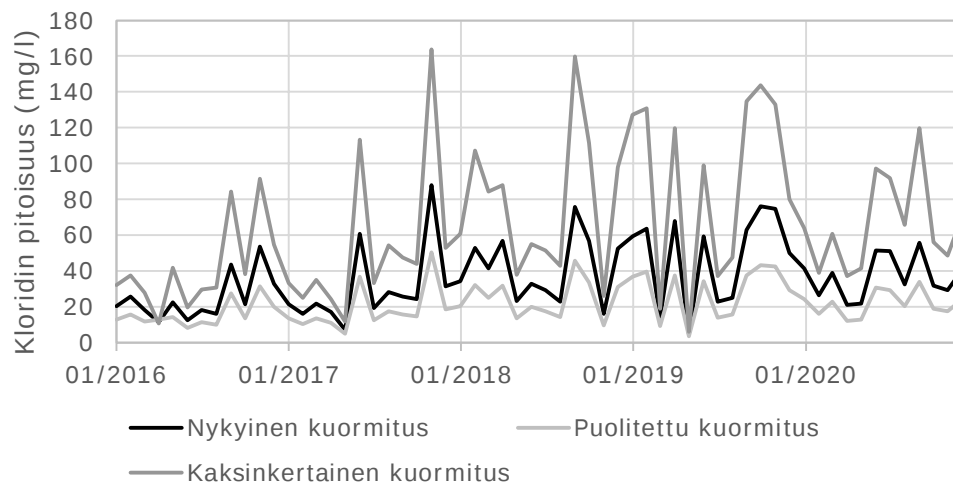
Kuva 4-7. Hepolahden mitatut ja lasketut kloridin pitoisuudet.

Puolitetulla ja kaksinkertaistetulla kaivoksen kuormituksella Hepolahden keskimääräiseksi kloridin pitoisuudeksi määritettiin 21,84 mg/l ja 65,51 mg/l (Taulukko 4-4 ja Kuva 4-8). Nykyisin vuosittainen keskimääräinen pitoisuus on vaihdellut välillä 24,71-48,34 mg/l.



Taulukko 4-4. Vuotuiset keskimääräiset kloridin pitoisuudet eri kuormituskenaarioilla Hepolahdessa.

Vuotuiset keskimääräiset pitoisuudet (mg/l)			
Vuosi	Nykytilanne	Puolitettu kuormitus	Kaksinkertainen kuormitus
2016	24,71	15,81	41,55
2017	30,12	18,34	53,21
2018	41,25	24,53	76,92
2019	48,34	28,58	89,83
2020	36,84	21,94	66,04



Kuva 4-8. Hepolahden kloridin pitoisuudet kaivoksen erisuuruksilla kuormituksilla.

5 Typpikuormituksen vaikutukset Iso-Ruonaojassa ja Hepolahdessa

Iso-Ruonaoja ja Hepolahti eivät ole virallisesti tyypiteltäviä ja luokiteltuja vesimuodostumia, mutta typpipitoisuuden vaikutusten arvioinnissa voidaan käyttää viitteellisinä vertailuarvoina luokitelluille vesimuodostumille asetettuja typen fysikaalis-kemiallisen tilan luokkarajoja (Taulukko 5-1). Rannikkovesien luokittelussa tarkastellaan heinä-elokuun kokonaistyyppipitoisuuksia, järvissä kesä-syyskuun pitoisuuksia ja jokivesissä koko vuoden pitoisuuksia.

Taulukko 5-1 Eri pintavesityypeille asetetut kokonaistypen tilan luokkarajat ($\mu\text{g/l}$) (Aroviita ym. 2019). E = erinomainen tila, HY = hyvä tila, T = tyydyttävä tila, V = välttävä tila, HU = huono tila

Pintavesityyppi	E/HY	HY/T	T/V	V/HU
Perämeren sisemmät rannikkovedet Ps	305	340	370	420
Matalat runsashumuksiset järvet MRh	580	800	1000	1200
Hyvin lyhytviipymäiset järvet Lv*	450	610	900	1400
Pienet turvemaiden joet Pt	450	900	1500	2500
*suuntaa-antavat luokkarajat (humuspitoisuus vaihtelee)				

Iso-Ruonaojassa kokonaistypen pitoisuudet viittasivat nykyisen kuormituksen perusteella laskettuna vuosina 2016–2017 välttävään ja vuosina 2018–2020 huonoon fysikaalis-kemialliseen tilaan, kun vertailuarvoina käytettiin pienille turvemaan joille asetettuja luokkarajoja (Taulukko 5-2). Laskennan edustavuutta on käsitelty kappaleessa 4.1 ja tulokset ovat vastanneet keskimäärin kohtalaisen hyvin Iso-Ruonaojasta mitattuja kokonaistyyppipitoisuuksia. Mikäli kuormitus olisi vain puolet nykyisestä, vuosina 2016–2020 ojasta olisi mitattu keskimäärin tason 1300–1900 $\mu\text{g/l}$ typpipitoisuuksia. Tällöin ojan typpipitoisuudet olisivat viittanneet tyydyttävään tai välttävään tilaluokkaan, eli typen osalta tilaluokka olisi noin yhden luokan verran parempi kuin nykyisellä kuormituksella laskettuna. Mikäli kuormitus olisi kaksinkertainen nykyiseen nähden, mitattavat pitoisuudet olisivat nousseet tasolle 3200–5600 $\mu\text{g/l}$. Kokonaistyyppipitoisuudet viittaisivat siten selkeästi huonoon tilaluokkaan, jonka alaraja on 2500 $\mu\text{g/l}$. Laskennallisesti typen tilaluokka laskisi suuremman kuormituksen myötä siten vuodesta riippuen yhden tilaluokan nykyiseen tasoon verrattuna, tai tila pysyisi samana kuin nykyisin.

Taulukko 5-2 Iso-Ruonaojan alaosan (P5) kokonaistyyppipitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) eri kuormitustilanteissa ja pitoisuuksien mukainen typen fysikaalis-kemiallinen tilaluokka. T = tyydyttävä tila, V = välttävä tila, HU = huono tila

vuosi	Nykytilanne		Kuormitus 0,5x		Kuormitus 2x	
2016	1970	V	1340	T	3210	HU
2017	2080	HU	1400	T	3420	HU
2018	2900	HU	1820	V	5070	HU
2019	3160	HU	1960	V	5550	HU
2020	2720	HU	1600	V	4320	HU

Hepolahden osalta tuloksia on verrattu useaan eri pintavesityyppiin, koska nykyisen muodostelman pintavesityyppiä ei ole mahdollista määritellä aukottomasti. Mikäli Hepolahti kuuluisi Perämeren sisempien rannikkovesien tyyppiin (Ps), nykyisen kuormituksen mukaiset kokonaistyyppipitoisuudet viittaisivat huonoon fysikaalis-kemialliseen luokkaan vuodesta riippumatta. Laskennalliset typpipitoisuudet vastasivat keskimäärin hyvin mitattuja



pitoisuuksia (Taulukko 5-3). Rannikkovesien luokkarajat ovat lähtökohtaisesti alhaisia ja huonon tilaluokan alaraja on 420 µg/l, eli selvästi matalampi kuin sisävesimuodostumien huonon tilan raja. Mikäli kaivoksen kuormitus olisi vain puolet nykyisestä tai toisaalta kaksinkertainen nykyiseen nähden, typen fysikaalis-kemiallinen tilaluokka ei muuttuisi nykyisestä. Ps-tyyppin osalta luokittelussa käytetään ainoastaan heinä-elokuun kokonaistyyppipitoisuuksia.

Taulukko 5-3 Hepolahden (P4) heinä-elokuun kokonaistyyppipitoisuudet (µg/l) eri kuormitustilanteissa ja pitoisuuksien mukainen typen fysikaalis-kemiallinen tilaluokka Ps-pintavesityypin luokkarajojen mukaan arvioituna. HY = hyvä tila, T = tyydyttävä, V = välttävä, HU = huono

vuosi	Nykytilanne		Kuormitus 0,5x		Kuormitus 2x	
2016	770	HU	570	HU	1000	HU
2017	860	HU	660	HU	1190	HU
2018	850	HU	670	HU	1280	HU
2019	800	HU	630	HU	1020	HU
2020	1110	HU	800	HU	1680	HU

Mikäli Hepolahti luokiteltaisiin matalat runsashumuksiset järvet (MRh) -pintavesityyppiin tai hyvin lyhytviipymäiset järvet (Lv) -tyyppiin, tilaluokan tarkastelussa käytettäisiin kesä-syyskuun kokonaistyyppipitoisuuksia. Nykyisen kuormituksen mukaiset pitoisuudet luokittelisivat Hepolahden kokonaistypen fysikaalis-kemiallisen tilan tyydyttävästä huonoksi vuodesta riippuen (

Taulukko 5-4).

Taulukko 5-4 Hepolahden (P4) kesä-syyskuun kokonaistyyppipitoisuudet (µg/l) eri kuormitustilanteissa ja pitoisuuksien mukainen typen fysikaalis-kemiallinen tilaluokka MRh- ja Lv-pintavesityypin luokkarajojen mukaan arvioituna. HY = hyvä tila, T = tyydyttävä, V = välttävä, HU = huono

vuosi	Nykytilanne		Kuormitus 0,5x		Kuormitus 2x	
2016	810	T	590	HY	1110	V
2017	1050	V	730	HY-T	1560	HU
2018	1000	T-V	730	HY-T	1460	HU
2019	1240	V-HU	830	T	1870	HU
2020	1330	V-HU	910	T-V	2180	HU

Sekä Iso-Ruonaojassa että Hepolahdessa perustuotantoa rajoittaa pääsääntöisesti fosfori (ks. kpl 3.3). Vuonna 2020 kaivoksen fosfaattifosforikuormitus Iso-Ruonaojaan oli touko-syyskuussa 3,9-7,3 kg/kk ja epäorgaanisen typen kuormitus samalla jaksolla 361-5778 kg/kk, ja suurimmillaan kuormitus oli tulva-aikaan toukokuussa (AFRY Finland Oy 2021a). Fosforikuormituksen määrä oli siten huomattavan pieni typpikuormitukseen verrattuna. Nykyisen typpikuormituksen ei ole velvoitetarkkailun tulosten perusteella havaittu aiheuttavan merkittävää haittaa, kuten esimerkiksi happiongelmia alapuolisissa vesistöissä, sillä kasvukaudella ammoniumtypen kuormitus on pientä verrattuna nitraattikuormitukseen.

Kuormituksen pieneneminen johtaisi typen fysikaalis-kemiallisen tilan luokituksessa noin yhden luokan nousuun Iso-Ruonaojan alueella ja mahdollisesti luokan parantumiseen Hepolahden alueella, mikäli sitä arvioidaan MRh- tai Lv-pintavesityyppien kriteerien mukaan. Kuormituksen muutoksen vaikutuksia ekologisen tilan laatutekijöihin (piilevät, pohjaeläimet, kasviplankton, kalat) ja vesistöjen muuhun vesieliöistöön on kuitenkin vaikea arvioida tarkasti. Typpikuormituksen huomattava kasvu voi mahdollisesti huonontaa eliöstön tilaa. Kuormituksen lasku saattaa myös aiheuttaa jonkinlaista tilan parantumista eliöstössä, mutta

biologisten järjestelmien monimutkaisuuden takia tilan parantuminen voi myös jäädä tapahtumatta. Iso-Ruonaojan ja Hepolahden tila muuttuisi todennäköisesti eniten siinä tapauksessa, että vesistöön kohdistuva fosforikuormitus kasvaisi selvästi nykyisestä tasosta. Koska ojassa ja lahdella on saatavilla epäorgaanista tyypeä myös kasvukaudella, fosfaattifosforin pitoisuuksien kasvu voisi johtaa perustuotannon kasvuun, mikä heijastuisi ajan myötä myös ravintoverkon ylemmille tasoille esimerkiksi kalastomuutoksina. Ajallisesti ravinteiden lisäys aiheuttaa todennäköisesti suurimmat muutokset nimenomaan kasvukauden aikana. Talviaikaan perustuotanto on vähäistä kylmyyden ja valon puutteen takia, joten ravinnelisäyksen vaikutukset olisivat todennäköisesti tällöin pienempiä kuin kesäaikaan.

Suomessa ei ole käytössä ympäristölaatu normia pintavesien typpipitoisuudelle. Kanadassa on pintavesille vesieliöstön suojelemiseksi säädetty pitkäaikaisen nitraattipitoisuuden (NO_3) laatu normi $13\,000\ \mu\text{g/l}$ ($=3000\ \mu\text{g/l}$ nitraattityppipitoisuutena ($\text{NO}_3\text{-N}$)). (CCME 2012) Kokonaistypen pitoisuudet jäävät tämän rajan alapuolelle sekä Hepolahdessa kaikissa laskennallisissa kuormitustilanteissa ja Iso-Ruonaojassa puolitetun kuormituksen laskentatilanteessa sekä nykytilanteessa lukuun ottamatta vuotta 2019 (taulukot 5-2–Taulukko 5-4). Koska nitraattityppi muodostaa vain osan kokonaistypestä, on mahdollista että nitraattityypin raja-arvo $3000\ \mu\text{g/l}$ alittuu myös vuoden 2019 osalta. Koska CCME:n laatu normi on sovitettu kanadalaisiin olosuhteisiin, sitä voidaan soveltaa suomalaisiin vesistöihin vain viitteellisesti. Koska Iso-Ruonaoja ja Hepolahti eivät ole virallisesti luokiteltuja vesimuodostumia, vesienhoidon tavoitteena on näiden vesistöjen osalta se, että niiden tila ei vaaranna alapuolisten luokiteltujen vesimuodostumien tilaa tai vesienhoidon tavoitteiden saavuttamista luokitelluissa vesimuodostumissa. Merialueen vesienhoidon tavoitteiden toteutumista on tarkasteltu aiemmassa mallinnusraportissa (AFRY Finland Oy 2021b). Mallinnustulosten perusteella voitiin todeta, että Kemin kaivoksen lähimmissä rannikkovesimuodostumissa Kemin kaivoksen merkittävä (-50 % nykytilanteesta) fosfori- ja typpikuormituksen vähennys ei johda klorofyllin hyvän tavoitetilan saavuttamiseen merialueen vesimuodostumissa. Kokonaisuutena Kemin kaivoksen kuormituksen vaikutus Kemin edustan vesimuodostumien ekologiseen ja kemialliseen tilaan oli verrattain vähäinen, ja kaivoksen kuormituksen suurelleen muutokset eivät aiheuta merkittävää muutosta ekologisissa laatu tekijöissä (kasviplankton, pohjaeläimet) merialueella. Suomen ympäristökeskuksen mallinnuksen mukaan suurin osa rannikolle tulevasta kuormituksesta on peräisin jokivesistä, joten suurin vaikutus rannikon tilaan on jokivesistä tulevan kuormituksen vähenemisellä.

6 Kloridikuormituksen vaikutukset Iso-Ruonaojassa ja Hepolahdessa

6.1 Yleisesti suolaantumisesta

Suolaantumista aiheuttavat vesistössä useimmiten ionit Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} ja HCO_3^- , mutta periaatteessa suolaantumista aiheuttavat myös muut epäorgaaniset ionit. Suolakuormitus vaikuttaa makean veden ympäristössä sekä vesistön fysikaalis-kemiallisiin olosuhteisiin että makeaan veteen sopeutuneen vesieliöstön fysiologiaan. Suolakuormitukseen liittyy usein myös muiden aineiden kuormitusta ja vesieliöstössä näkyvät muutokset ovat kaikkien vesistöön kohdistuvien paineiden summa. Yksittäisen tekijän vaikutusten erottaminen onkin usein mahdotonta.

Suolaantuminen saattaa muuttaa vesistön fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia monin tavoin. Esimerkiksi järvissä suolaantuminen voi johtaa kerrostumiseen, jolloin täyskierrot voivat estyä osittain tai kokonaan. Makeissa vesissä elävät eliöt säätelevät joko aktiivisesti tai passiivisesti sisäistä suolatasapainoaan suhteessa ympäröivän veden suolapitoisuuteen. Jos ympäristön suolapitoisuus nousee liian suureksi, säätelyjärjestelmä romahtaa ja eliö kuolee. Tätä tasoa pienemmät suolapitoisuudet aiheuttavat eliössä kuitenkin jo fysiologista stressiä sekä lisääntynyttä kuolleisuutta, kasvun häiriöitä, lisääntymishäiriöitä tai epämuodostumia. Nuoria yksilöitä ja poikasvaiheita pidetään usein aikuisia alttiimpina toksisille vaikutuksille. Suolaantuneissa vesissä elävät aikuiset saattavat esimerkiksi säilyä hengissä, mutta lisääntyminen ei enää onnistu, sillä munat tai poikaset menehtyvät. Australiassa tehtyjen

tutkimusten (Nielsen ym. 2003) mukaan ryhmänä levät ja vesikasvit olivat selvästi herkempiä suolaantumisen aiheuttamille haitallisille vaikutuksille kuin aikuiset kalat tai pohjaeläimet.

Suolajien toksisuuteen eliöstölle vaikuttavat myös vesistön muut fysikaalis-kemialliset ominaisuudet kuten veden pH, lämpötila ja orgaanisen aineen määrä vesistössä. Vedessä olevien suolajien määrä vaikuttaa myös metallien toksisuuteen. Suolajien (mm. Ca, Mg) lisääntyminen vedessä lisää veden kovuutta, ja kovassa vedessä monien metallien (mm. Ni, Cd, Cu, Mn, Pb, Zn) biosaatavuus on pienempi kuin pehmeässä vedessä (Luoma & Rainbow 2008). On myös esitetty näkemys, jonka mukaan suolapitoisuuksien hidas lisääntyminen olisi joillekin eliölajeille vähemmän vaarallista kuin nopea suolaantuminen (James ym. 2003). Tämä johtuu sopeutumisesta, joka on mahdollista kun muutos on hidas (akklimatisaatio).

Vesistöjen suolaantuminen aiheuttaa suorien toksisuusvaikutusten lisäksi myös eliöyhteisöjen muuttumista. Useimmissa eliöyhteisöissä esiintyy lajeja, jotka ovat erityisen herkkiä suolapitoisuuden kasvulle sekä lajeja, jotka kestävät suolapitoisuuksien nousua. Suolapitoisuuksien kasvaessa vesistössä herkkiin lajeihin kuuluvat yksilöt joko menehtyvät tai siirtyvät muualle. Jäljelle jäävät kestävätkin lajit voivat runsastua ja yhteisöön voi ilmaantua myös uusia lajeja, jotka hyötyvät muuttuneista olosuhteista. Muutokset voivat heijastua ravintoverkon muille tasoille ja aiheuttaa merkittävää haittaa tai jopa vaarantaa muiden eliöryhmien olemassaolon.

6.2 Suolakuormituksen vaikutukset piilevästään

Virtavesien piilevästö reagoi herkästi suolakuormitukseen, ja lajistojakaumaa säätelevät voimakkaimmin pH-taso ja sähkönjohtavuuteen liittyvät tekijät ravinteisuuden ohella (mm. Andrén & Jarlman 2008). Pohjois-Suomessa tunnetuilla malmialueilla sekä kaivosalueilla havaittiin selkeitä eroja piilevästössä kontrollialueisiin verrattuna, ja aineistosta oli mahdollista tunnistaa myös joitakin erityisesti kaivoskuormitusta ilmentäviä indikaattorilajeja (mm. *Diatoma tenuis*, *Diatoma moniliformis* ja *Fragilaria recapitellata*). (Mykrä ym. 2021)

Syyskuussa 2017 Iso-Ruonaojasta on otettu kaksi piilevänäytettä ekologisen tilan arviota (Pöry Finland Oy 2018) sekä kolme näytettä Lapin Kaiku -tutkimushanketta varten (Mykrä ym. 2021). Hankkeen piilevien määritystiedot pyydettiin Suomen ympäristökeskukselta tätä selvitystä varten (Vilmi 2021). Kummassakin näytesarjassa esiintyi runsaasti *Achnanthes minutissimum* -ryhmän leviä. *A. minutissimum* -ryhmän leviä tavataan laajasti eri ympäristöissä, ja Omnidia-ohjelmistossa käytössä olevassa luokittelussa ne on nimetty neutraaleja, vähäsuolaisia vesiä suosivaksi leväryhmäksi, jonka esiintyminen ei ole riippuvainen vesistön rehevyydestä. Esimerkiksi Wojtal ym. (2011) kuitenkin totesivat, että puolalaisista joista otetuissa piilevänäytteissä *Achnanthes minutissimum* -ryhmä sisälsi todellisuudessa ainakin yhdeksän eri lajia, joiden suosimat ympäristöolosuhteet vaihtelivat karuista ja vähäravinteisista vesistä aina kalsiumpitoisiin tai reheviin vesiin saakka. Monia ryhmän lajeista ei ole mahdollista tunnistaa ilman elektronimikroskooppia. Saattaa olla, että Iso-Ruonaojan näytteet sisältävät todellisuudessa suolakuormitusta ilmentäviä piilevälajeja, mutta nykyisin käytössä olevilla valomikroskoopeilla lajinmäärittäystä ei voida tehdä.

Syyskuun alussa 2017 otetuissa näytteissä esiintyy vain pieniä määriä (< 5 %) *Karayevia oblongella* -leviä, mutta syyskuun puolen välin jälkeen otetuissa näytteissä laji muodosti noin 35–84 % piilevästä. *K. oblongella* esiintyy sisävesissä, mutta myös rannikkoalueiden murtovesissä eli se vaikuttaa sietävän kohonnutta suolapitoisuutta (sähkönjohtavuuden kasvua) (Hodgson ym. 1996, Witak 2013, Wetzel ym. 2017). Laji esiintyy varsin yleisesti Itämeressä (Snoeijs & Kasperoviciene 1996). Lajin poikkeavan runsas esiintyminen osassa Ruonaojan näytteitä viittaa siihen, että kaivoksen kuormitus vaikuttaa ainakin ajoittain Iso-Ruonaojan piilevälajistoon. On mahdollista, että tietyissä kuormitustilanteissa vähäisempiä suolapitoisuuksia sietävät lajit karsiutuvat piilevästä, mikä mahdollistaa *K. oblongellan* suuren runsastumisen.

6.3 Vaikutukset Iso-Ruonaojassa ja Hepolahdessa

Kloridikuormituksen vaikutusten arvioimiseksi arvioitiin laskennallisesti Iso-Ruonaojan ja Hepolahden kloridipitoisuudet kolmessa erilaisessa kuormitustilanteessa, nykytilanteessa sekä tilanteissa, joissa kaivoksen kuormitus puolitettaisiin tai kaksinkertaistettaisiin. Edellä on esitetty kappaleessa 4 laskelmat Iso-Ruonaojan ja Hepolahden kloridipitoisuuksista eri kuormitustilanteissa.

Kloridipitoisuudet ovat olleet kaivoksen alapuolella viime vuosina kokonaistyyppipitoisuuden tavoin kasvussa (AFRY Finland Oy 2021a). Maksimipitoisuudet on mitattu vuonna 2018. Kaivoksen yläpuoliseen vesistöön verrattuna kloridipitoisuudet kasvavat kaivoksen alapuolella voimakkaasti, ja etenkin kesäaikaan merkittävää laimenemista ei tapahdu Iso-Ruonaojan alajuoksulla. Talviaikaan kloridipitoisuudet pienenevät lievästi Iso-Ruonaojan alajuoksulla välittömästi kaivoksen alapuolella sijaitsevaan pisteeseen verrattuna. Keskimääräinen kloridipitoisuus on ollut selvästi pienempi Hepolahdessa kuin Iso-Ruonaojan alajuoksulla, mutta selvästi suurempi kuin kaivoksen yläpuolisissa vesistöissä.

Iso-Ruonaojassa vuotuiset kloridin laskennalliset keskiarvot olivat nykytilanteessa tarkastelujaksolla 2016-2020 keskimäärin 86 mg/l. Kuormituksen puoliintumisen myötä kloridin keskimääräiseksi pitoisuudeksi määritettiin 44 mg/l ja vastaavasti kaksinkertaisella kuormituksella kokonaistyyppien keskiarvoksi muodostuisi 168 mg/l. Puolitettulla ja kaksinkertaistetulla kaivoksen kuormituksella Hepolahden keskimääräiseksi kloridin pitoisuudeksi määritettiin tarkastelujaksolla 2016-2020 keskimäärin 22 mg/l ja 66 mg/l. Nykyisellä kuormitustasolla vuosittainen keskimääräinen pitoisuus on vaihdellut laskennallisesti välillä 25-48 mg/l ollen tarkastelujaksolla 2016-2020 keskimäärin 36 mg/l.

Mitattujen ja laskennallisten kloridipitoisuuksien välillä todettiin pääsääntöisesti tasoero sekä Iso-Ruonaojan että Hepolahden osalta, mille ei löydetty selkeää selitystä. Nelostien läheisyys ja sen mahdollinen suolaaminen voivat vaikuttaa kloridipitoisuuksiin sekä Hepolahdessa myös meriveden nouseminen altaaseen. Laskentaa voidaan havaitusta tasoerosta huolimatta hyödyntää kuormituksen vaikutusten arvioinnissa kuvaamaan muutoksien aiheuttamaa pitoisuuksien vaihtelua.

Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksessa (Vna 1308/2015) on määritelty ympäristölaatu-normit joillekin metalleille, mutta yleisimmin suolaantumista aiheuttavat aineet eivät kuulu asetuksen piiriin. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 368/2017 määrittelee talousvedelle asetetut laatuvaatimukset ja -suositukset (Taulukko 6-1), jotka eivät kuitenkaan sovellu suoraan vesieliöstön turvallisuuden arvioimiseen.

Eri puolilla maailmaa on pyritty määrittelemään vesistöihin kohdistuvan kuormituksen ympäristölaatu-normeja, joiden tarkoituksena on estää vesistöjen eliöyhteisöjen tilan huonontuminen. Raja-arvot määritetään useimmiten herkimmän tiedossa olevan eliölajin tai -ryhmän toksisuustestaustulosten perusteella. Suurimpaan turvallisena pidettyyn pitoisuustasoon lisätään usein vielä varmuuskerroin. Kanadan liittovaltion, Yhdistyneet kuningaskunnat, Brittiläisen Kolumbian provinssin ja Yhdysvaltain liittovaltio ovat määritelleet ympäristölaatu-normeja kloridille (Taulukko 6-1). Kaikki tahot ovat määritelleet ainepitoisuuksille pitkän ja lyhyen ajan laatu-normit. Lyhyen ajan laatu-normi määrittelee yksittäisten näytteiden metallipitoisuuksille enimmäistason, jonka ylitys todennäköisesti aiheuttaa haittavaikutuksia vesieliöstölle. Pitkän ajan laatu-normi määrittelee suurimman pitoisuustason, joka on todennäköisesti turvallinen kaikille vesieliöille.

Taulukko 6-1 Talousveden laadulle asetetut vaatimukset ja suositukset sekä eri maissa asetetut ympäristölaatu-normit (BCMEa 2016, CCMEb 2016, YSEPAc 2016, UK Environment Agency 2018).

	STM 368/2017 vaati- mukset	suosi- tukset	Brittiläinen Kolumbia ^a		Kanada ^b		USA ^c	
			ka (30 vrk)	max	pitkä- aikainen	lyhyt- aikainen	jatkuva	max
Cl ⁻ mg/l		<250	150	600	120	640	230	860



Kanadassa on makeille pintavesille vesieliöstön suojelemiseksi säädetty pitkäaikaisen kloridipitoisuuden laatu normi 120 mg/l ja lyhytaikaisen kloridipitoisuuden laatu normi 640 mg/l (CCME 2012). Pitoisuuden pysyessä alle 120 mg/l, pitoisuudesta ei ole haitallisia vaikutuksia tutkimuksessa tarkastelluille eliöille. Kloridipitoisuuden noustessa yli 640 mg/l, eliöissä voi ilmetä vakavia vaikutuksia ja kuolemia. Yhdysvaltain liittovaltio on asettanut kloridin pitoisuusrajoiksi makeassa vedessä 230 mg/l pitempiaikaisen altistumisen kroonisten haittavaikutusten estämiseksi ja 860 mg/l lyhyen altistumisajan välittömien haittavaikutusten estämiseksi. Vertailu erilaisten kuormituskenaarioiden osalta tehdään kanadalaisiin laatu normeihin, jotka ovat tiukemmat kuin Yhdysvaltain liittovaltion asettamat raja-arvot.

Iso-Ruonaojan vuotuiset keskimääräiset laskennalliset kloridipitoisuudet jäävät nykytilanteessa kanadalaisen pitkäaikaisen kloridipitoisuuden laatu normin alapuolelle, ja myös laskennalliset maksimipitoisuudet jäävät lyhytaikaisen kloridipitoisuuden laatu normin alapuolelle. Poikkeuksen muodosti kuitenkin vuosi 2018, jolloin mitatut kloridipitoisuudet olivat suurimmillaan. Tuolloin ylittyi pitkäaikaisen kloridipitoisuuden raja-arvo (120 mg/l) lievästi. Puolitettulla kuormituksella tilanne vesistössä on nykytilannetta parempi, eivätkä raja-arvot ylity. Kaksinkertaisella kuormituksella pitkäaikaisen kloridipitoisuuden laatu normi ylittyi tarkastelujaksolla 2016-2020 kaikkina vuosina lukuun ottamatta vuotta 2016 (taulukko 4-2). Lyhytaikainen laatu normi ei sen sijaan ylittynyt kaksinkertaisella kuormituksella laskennallisesti lainkaan (kuva 4-4). Vertailussa on huomioitava, että laskennallisten ja mitattujen pitoisuuksien vertailussa todettiin tasoero, ja etenkin maksimipitoisuudet eivät toistuneet laskennallisesti hyvin. Lisäksi CCME:n laatu normi on sovitettu kanadalaisiin olosuhteisiin, joten sitä voidaan soveltaa suomalaisiin vesistöihin vain viitteellisesti.

Hepolahdessa kloridikuormituksen vaikutukset laimenevat, ja vuotuiset keskimääräiset laskennalliset kloridipitoisuudet jäävät nykytilanteessa selvästi kanadalaisen pitkäaikaisen kloridipitoisuuden laatu normin alapuolelle, ja myös laskennalliset maksimipitoisuudet jäävät lyhytaikaisen kloridipitoisuuden laatu normin alapuolelle (taulukko 4-4, kuva 4-8). Puolitettulla kuormituksella tilanne vesistössä on nykytilannetta parempi, eivätkä raja-arvot ylity. Myöskään kaksinkertaisella kuormituksella sekä pitkäaikaisen kloridipitoisuuden että lyhytaikaisen kloridipitoisuuden laatu normit eivät ylittyneet tarkastelujaksolla 2016–2020. Hepolahdenkin osalta vertailussa on huomioitava, että laskennallisten ja mitattujen pitoisuuksien vertailussa todettiin tasoero. Hepolahden puolella kloridipitoisuuden kasvu voisi tiheysmuutosten myötä aiheuttaa kerrosteisuuden voimistumista, mutta alueen mataluus ja avoimuus huomioiden se ei liene todennäköistä. Lisäksi Hepolahdella todennäköisesti ainakin ajoittain on havaittavissa meriveden vaikutusta, kun merivettä nousee pohjapadon yli lahden puolelle. Meriveden suotautuminen patojen läpi on todettu olevan myös mahdollista.

Ekologisessa tilaluokituksessa painotettiin ohjeistuksen mukaisesti biologisten laatu tekijöiden tuloksia ja veden fysikaalis-kemiallinen tila toimi arviota tukevana tekijänä. Ojan kloridipitoisuudet ja sähköjohtavuusarvot olivat alueen luonnonvesille tyypillisestä tasosta poikkeavia lähes koko uoman alueella. Arvion mukaan Iso-Ruonaojan vedenlaatu poikkesi luonnontilasta, ja fysikaalis-kemiallisen tilan arvioitiin olevan kokonaisuutena tyydyttävä. (Pöry Finland Oy 2018). Koska kloridipitoisuudelle ei ole olemassa raja-arvoja ekologisen tilan arvioimisessa, ei kloridipitoisuuden perusteella voida suoraan arvioida ekologisessa tilassa mahdollisesti eri kuormituskenaarioissa tapahtuvaa muutosta. Kloridikuormituksen vaikutuksia ekologisen tilan laatu tekijöihin (piilevät, pohjaeläimet, kasviplankton, kalat) ja vesistöjen muuhun vesieliöstöön on muutoinkin vaikea arvioida tarkasti. Vuoden 2017 piilevätutkimuksissa saatiin viitteitä siitä, että kaivoskuormitus mahdollisesti muokkaa Iso-Ruonaojan piilevästön tilaa ainakin ajoittain, mutta ei ole mahdollista arvioida, kuinka paljon piilevästö poikkeaa alueelle tyypillisestä luonnontilasta.

On mahdollista, että kaivoksen nykyinen suolakuormitus vaikuttaa ajoittain Iso-Ruonaojan piilevästöön (vrt. kpl 6.2). Tästä näkökulmasta käsin suolakuormituksen vähentyminen voi parantaa piileväälajiston tilaa ja vastaavasti suolakuormituksen kasvu voi lisätä suolapitoisia vesiä sietävien lajien esiintymistä makean veden lajiston kustannuksella. Pohjois-Suomen kaivosalueiden tutkimuksessa havaittiin kaivosten vaikutusalueen piilevästön poikkeavan vertailualueen lajistosta (Mykrä ym. 2021). On kuitenkin huomattava, että saman tutkimuksen perusteella piilevästö oli erilainen myös niillä malmialueilla, joilla ei ollut koskaan harjoitettu

kaivostoimintaa, eli kallio- ja maaperän geokemialliset ominaisuudet muokkaavat myös näiden alueiden piilevästään erilaiseksi kuin vertailualueilla havaittu lajisto. Koska Iso-Ruonaojasta ei ole saatavilla tietoa piilevästään koostumuksesta kaivostoimintaa edeltävältä ajalta, ei voida tarkasti arvioida, mikä on alueen luonnontila ja kuinka paljon nykyisin ojassa havaittu lajisto poikkeaa siitä. Mykrän ym. (2021) tutkimuksessa tarkasteltiin myös pohjaeläimistöä, mutta tulosten mukaan pohjaeläimistö ei ole erityisen herkkä kuvaamaan kaivostoiminnan vaikutuksia.

Kloridikuormituksen huomattava kasvu siten, että kloridipitoisuudet ylittäisivät Kanadassa pintavesille vesieliöstön suojelemiseksi säädetyt laatu normit voi huonontaa eliöstön tilaa etenkin Iso-Ruonaojassa esiintyvien makean veden lajien osalta (kuten kivennuoliainen, useat pohjaeläinlajit ja makeisiin vesiin sopeutuneet piilevät). Iso-Ruonaojassa esiintyy myös murtovedessä pärjääviä lajeja (ahven, hauki, made, useat pohjaeläinlajit esimerkiksi surviaissääsket sekä tiettävästi piilevistä ainakin *Karayevia oblongella*), jotka arvion mukaan eivät olisi niin herkkiä kloridipitoisuuden kohoamiselle. Hepolahdessa, johon tiettävästi pääsee ajoittain myös merivettä, eliöstö koostunee lajistosta, joka ei ole erityisen herkkä kloridipitoisuuden kohoamiselle.

7 Viitteet

AFRY Finland Oy 2021a. Outokumpu Chrome Oy. Kemin kaivoksen velvoitetarkkailun vuosiytteenveto 2020.

AFRY Finland Oy 2021b. Outokumpu Chrome Oy. Kemin edustan rannikkovesien vesistö- ja klorofyllimallinnus ja arvio Kemin kaivoksen vaikutuksesta rannikkovesien ekologiseen ja kemialliseen tilaan. Moniste. 13.8.2021

Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 173(3):237–253

Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppi, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012, Suomen ympäristökeskus.

British Columbia Ministry of Environment 2016. Water Protection & Sustainability Branch. British Columbia Approved Water Quality Guidelines: Aquatic Life, Wildlife & Agriculture. Summary Report. March 2016.

Bennett, M. G., Lee, S. L., Schofield, K. A., Ridley, C. E., Washington, B. J. & Gibbs, D. A. 2021. Response of chlorophyll a to total nitrogen and total phosphorus concentrations in lotic ecosystems: a systematic review. *Environmental Evidence* 10:23

Canadian Council of Ministers of the Environment 2016. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. <<http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>>

Dodds, W. K., Smith, V. H. & Lohman, K. 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 59:865–874

Faithfull, C., Bergström, A.-K. & Verde, T. 2011. Effects of nutrients and physical lake characteristics on bacterial and phytoplankton production: A meta-analysis. *Limnology and Oceanography* 56(5): 1703–1713

Hyvärinen, A. 2021. Kloridi Kemin kaivosalueen vesissä. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu. opinnäytetyö

James, K. R., Cant, B. & Ryan, T. 2003. Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Australian Journal of Botany* 51:703-713

Luoma, S. N. & Rainbow, P. S. 2008. Metal Contamination in Aquatic Environments. Science and Lateral Management. Cambridge University Press.

Mykrä, H., Kuoppala, M., Nykänen, V., Tolonen, K., Turunen, J., Vilmi, A. & Karjalainen, S. M. 2021. Assessing mining impacts: The influence of background geochemical conditions on diatom and macroinvertebrate communities in subarctic streams. *Journal of Environmental Management* 278:111532

Nielsen, D. L., Brock, M. A., Rees, G. N. & Baldwin D. S. 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany* 51:655–6 Pohjaeläinrekisteri (viitattu 6.11.2020)

Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. *Suomen ympäristö* 313

Pöyry Finland Oy 2018. Outokumpu Chrome Oy. Iso-Ruonaojan biologiset tutkimukset sekä ekologisen ja kemiallisen tilan luokittelu. Moniste

Snoeijs, P. & Kasperoviciene, J. (eds.) 1996. Intercalibration and distribution of diatom species in the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication 16d(4)

Suomen ympäristökeskus 2020. Vesistöjen kemiallinen tila on edelleen huono. Tiedote. <[https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_\(58390\)>](https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_(58390)>)

Suomen ympäristökeskus ja ELY-keskukset 2020–2021. Pintavesien tilan tietojärjestelmä, vedenlaatu. www.syke.fi/avointieto

UK Environment Agency 2018. Fresh water specific pollutants and operational environmental quality standards (EQS).

https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/601584/Estuaries_and_coastal_waters_specific_pollutants.csv Updated April 2018

US Environmental Protection Agency 2016. National Recommended Water Quality Criteria -Aquatic Criteria Table. October 2016. < <https://www.epa.gov/wqc/national-recommendedwater-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>>

Vanhat kartat 2021. Peruskarttalehdet 254107 (1955) ja 254110 (1956) <<https://vanhatkartat.fi/>>

Vilmi, A. 2021. Sähköposti, Lapin Kaiku -hankkeen piilevänäytteiden laskentatiedot. Suomen ympäristökeskus.

Wetzel, R. G. 2001. Limnology. Lake and Reservoir Ecosystems. Elsevier Science Direct

Wetzel, C. E. Lange-Bertalot, H. & Ector, L. 2017. Type analysis of *Achnanthes oblongella* Østrup and resurrection of *Achnanthes saxonica* Krasske (Bacillariophyta). *Nova Hedwigia* 146:209–227

Witak, M. 2013. Diatom biofacies in the SW Gulf of Gdansk and the Vistula Lagoon (the southern Baltic Sea) as indicators of the basin evolution in the Middle and Late Holocene. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 42:70–88

Wojtal, A. Z., Ector, L., Van de Vijver, B., Morales, E. A., Blanco, S., Piatek, J. & Smieja, A. 2011. The *Achnantheidium minutissimum* complex (Bacillariophyceae) in southern Poland. *Algological Studies* 136/137:211–238

Ympäristöministeriö 2020. Maa-ainesten ottaminen. Opas ainesten kestävään käyttöön. Ympäristöministeriön julkaisuja 2020:24.