



TAMPERE

SITOWISE

Tampereen kaupunki

Viinikanlahden sedimentin haitta-aineiden päivitetty ympäristöriskinarvio

Ympäristöriskinarvion päivitys vuoden 2022 tutkimustulosten perusteella

Päiväys	25.11.2022
Tekijä	Outi Hyttinen
Tilaaja	Tampereen kaupunki
Projektinumero	YKK65945

Sisällys

1.	Yhteystiedot.....	1
1.1.	Kohde	1
1.2.	Tilaaaja.....	1
1.3.	Suunnittelu	1
2.	Johdanto	2
3.	Kohteen kuvaus	2
	Sijainti	2
4.	Rajaukset	4
5.	Aiemmat tutkimukset.....	5
5.1.	Vuoden 2019 pintasedimenttitutkimukset ja riskinarvio	5
5.2.	Vuoden 2022 sedimenttitutkimukset	6
6.	Riskitarkastelun päivitys	11
7.	Johtopäätökset.....	19
	Lähteet	19

LIITTEET

- Liite 1 Tampereen Viinikanlahti suunnittelusta rakentamiseen, Tampereen kaupunki 15.11.2022.
- Liite 2 Sedimentin haitta-ainepitoisuuksien riskinarviointi. Viinikanlahti, Tampere. Tampereen kaupunki. 10.2.2020. YKK64250 Sitowise Oy.
- Liite 3 Viinikanlahden sedimenttitutkimukset 2022. Tampereen kaupunki 19.10.2022. YKK65495 Sitowise Oy.

1. Yhteystiedot

1.1. Kohde

Viinikanlahti
Tampere

1.2. Tilaaaja

Tampereen kaupunki, kiinteistötoimi
PL 487
33101 Tampere
Katariina Rauhala
puh 040 159 8808
sähköposti katariina.rauhala@tampere.fi

1.3. Suunnittelu

Sitowise Oy
Vuolteenkatu 2
33100 Tampere

Outi Hyttinen, FT
Puh 044 427 9111
sähköposti outi.hyttinen@sitowise.com

Arto Itkonen, FT
Puh +358 50 551 3497
sähköposti arto.itkonen@sitowise.com

2. Johdanto

Tämän riskinarvion tarkoituksena on tarkentaa Sitowisen tekemää, vuonna 2019 valmistunutta Viinikanlahden sedimentin haitta-ainepitoisuuksien ekologisten riskien arviota päivitysneiden täyttösuunnitelmien sekä alueella suoritettujen täydentävien sedimenttitutkimusten pohjalta. Vuoden 2019 riskinarvio on liitteenä 2.

Vuoden 2019 riskinarviossa käsiteltiin sedimentistä mahdollisesti aiheutuvat terveys- ja ekologiset riskit nykytilanteessa sekä suunnitellun maankäytön mukaisessa tilanteessa, jossa Viinikanlahden rantaa on täytetty ja entisen jäteveden puhdistamoalue on asuinkäytössä. Lisäksi tarkasteltiin vesirakentamisen vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen.

Terveysriskien osalta suunnitellut täytöt tai uudet tutkimustulokset eivät aiheuttaneet lisätarkastelutarvetta. Ekologisten riskien osalta keskityttiin vesirakentamisen vaikutukseen haitta-aineiden kulkeutumiseen.

3. Kohteen kuvaus

Sijainti

Viinikanlahti on osa Tampereen Pyhäjärveä. Kohde sijaitsee Pirkanmaalla, Tampereen keskustan eteläpuolella Hatanpään ja Ratinan kaupunginosien välissä. Kohteen sijainti on esitetty kuvassa 1. Lahden koko on noin 400 m * 1 000 m.

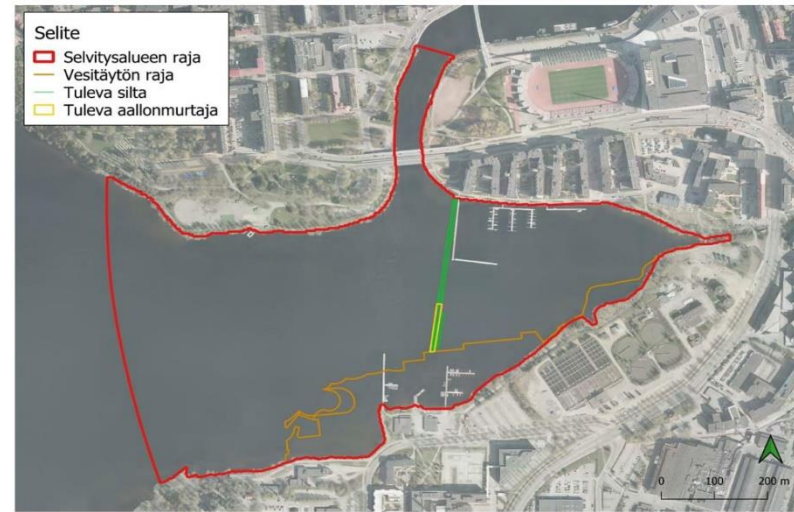
Pyhäjärven pinta-ala on noin 121,6 km², keski-syvyys 5,5 m, suurin syvyys 50 m ja tilavuus noin 668 miljoonaa m³ (Ympäristötietojärjestelmä Hertta). Veden viipymä on noin 38 vrk. Pyhäjärvi on siis läpivirtausallas, jossa veden vaihtuvuus on nopeaa (KVVY 2021).

Tammerkoskesta tuleva virtaus jakautuu kahteen haaraan, josta itäinen osa kiertää Viinikanlahden vastapäivään. Virtaus kuljettaa ainesta kohti rauhallista lahdenpohjukkaa, johon myös Viinikanoja tuo ainesta, ja pohjoisrantaa.

Riskinarvion päivityksessä on käytetty kuvassa 2 esitettyä rantaviivan ja täyttöalueiden sijaintia.



Kuva 1. Hankealueen likimääräinen sijainti Pyhäjärven itäosassa, Tampereen keskustan eteläpuolella, on merkitty kuvaan ympyrällä. Lähde: Karttapalvelu Karpalo (10/2022).



Kuva 2. Viinikanlahden alue ja riskinarviossa käytetty rantaviivaskenaario. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2022.

4. Rajaukset

Päivitetty tarkastelu rajataan Viinikanlahteen ja sen tilassa rakentamisen myötä tapahtuviin muutoksiin. Viinikanlahden ympäristön teollisuuden aiheuttamasta historiallisesta kuormituksesta peräisin olevien haitta-aineiden merkitystä koko Pyhäjärven laajuudessa ei arvioida tässä riskinarviossa.

Riskitarkastelu rajataan vesiekosysteemiin. Maa-alueet rajataan riskitarkastelun ulkopuolelle.

Terveysriskien osalta suunnitellut täytöt tai uudet tutkimustulokset eivät aiheuttaneet lisätarkastelutarvetta. Riskinarviossa todettiin, että niille alueille, joilla on todettu korkeimpia pitoisuuksia, ei voida riskitarkastelun perusteella täysin riskittömästi osoittaa esimerkiksi uimapaikkoja tai muita alueita/toimintoja, joissa ihmiset pääsevät toistuvasti kosketuksiin haitta-ainepitoisen sedimentin kanssa. Yksittäiset altistumiskerrat eivät aiheuta terveystarvea, sillä todetut haitta-aineet eivät ole akuutisti toksisia. Ihmisten altistumisen mahdollisuus kalaa syömällä tarkasteltiin laskennallisesti, mutta riskiä ei arvioitu olevan, kun kalaa syödään Elintarviketurvallisuusviraston suositusten mukaisia määriä.

Terveysriskien laskennassa käytettiin vuonna 2019 kriittisten haitta-aineiden maksimipitoisuuksia. Laskennat sisältävät näin ollen suuren varmuuskertoimen. Vuoden 2022 sedimenttitutkimuksissa ei noussut esille uusia kriittisiä haitta-

aineita, tai pitoisuuksia, jotka olisivat olleet laajalla alueella merkittävästi korkeampia kuin vuonna 2019 laskennassa käytetyt pitoisuudet.

Kaavamuutosalueen suunnittelussa on huomioitu aiemman riskinarvion johtopäätökset terveystarvien osalta, eikä korkeimpien haitta-ainepitoisuuksien alueille ole sijoitettu alueita/toimintoja, joiden yhteydessä altistuisi toistuvasti kosketukselle haitta-ainepitoiseen sedimenttiin. Täytön alle jäävä sedimentti ei muodosta terveystarvea. Suunnitellut täytöt ulottuvat noin 6 m vesisyvyvyyteen asti, tällöin altistuminen sedimentille rannasta käsin on hyvin epätodennäköistä.

Vesirakentamisen riskitarkastelussa keskitytään suunnitellun rantalinjan alueelle, jossa vesitötäyttöjä, ruoppauksia, sedimentin syrjäytymistä tai virtausmuutoksia rakentamisesta johtuen tiedetään tai arvioidaan tapahtuvan.

Pohjadynamiikan muutoksia on käsitelty erillisessä raportissa, tulosten perusteella nykytilanteeseen verrattuna tuleva rantaviivalinjaus ei muuta pohjadynaamisten alueiden sijaintia merkittävästi. Rinnevalumat ovat alueella potentiaalisesti merkittäviä resuspensioprosesseja.

Riskinarviossa tarkastellaan haitta-aineiden mahdollisia kulkeutumisen- ja altistumisreittejä. Lisäksi haitta-ainepitoisuuksia verrataan ekologiin viitearvoihin.

Riskitarkastelu tehdään vuoden 2019 alueellisten pintasedimentin kokoomanäytteiden ja vuoden

2022 tutkimusten yksittäisnäytteiden tulosten perusteella. Kokoomanäytteet antavat luotettavamman kuvan pitoisuustasoista ja sitä kautta riskeistä, kuin yksittäiset näytetulokset. Yksittäisten näytetulosten tavoitteena on ollut selvittää lähinnä syvyysuuntaista ulottuvuutta PCB:n, PCDD/F:n ja TBT:n osalta.

Koska Pyhäjärvi on suuri järvi, jonka geokemiallisen tilan arvioidaan olevan vakaa, erillistä herkkyystarkastelua haitta-aineiden pysyvyydestä geokemiallisten olosuhteiden muuttuessa ei tehdä. Tämä tarkoittaa esimerkiksi muutoksia hapetus-pelkistysolosuhteissa tai pH:ssa.

5. Aiemmat tutkimukset

Viinikanlahdella todettiin kohonneita PCB-pitoisuuksia ensimmäistä kertaa jo 1980-luvulla. Viime vuosikymmeninä alueen sedimenteistä on mitattu haitta-ainepitoisuuksia (mm. PCB) Ratinanrannan rakentamisen yhteydessä (2004), Pyhäjärven kunnostustarpeen selvityksen yhteydessä (2007), Viinikanojan tutkimuksen yhteydessä (2017) ja Hatanpään sairaala-alueen tutkimuksen yhteydessä (2018). Tulokset vaihtelivat paikallisesti. Tämä kertoo haitta-aineiden esiintymisalueiden yhteydestä alueen virtauksiin, kerrostumiseen, eroosioon ja kuljetukseen.

5.1. Vuoden 2019 pintasedimenttitutkimukset ja riskinarvio

Vuonna 2019 Sitowisen toteuttamissa pintasedimenttitutkimuksissa (0-30 cm) kokoomanäytteissä epäorgaanisilla haitta-aineilla oli 30 cm aluekohtaisissa keskiarvoissa enimmillään kynnyksarvojen ylityksiä. Eniten kynnyksarvojen ylityksiä oli Tammerkosken suun lähellä ja pohjoisrannalla sekä Viinikanojan suulla ja lahden keski-osassa. Orgaanisilla haitta-aineilla eniten kynnyksarvojen ja alempien ohjearvojen ylityksiä oli altaan keskiosissa ja itse Viinikanojan alueella. PCB:n, PCDD/F-yhdisteiden ja öljyhilivetyjen summapitoisuudet ylittivät lähes kaikilla alueilla vähintään kynnyksarvon. PCB-pitoisuudet olivat korkeimmillaan Viinikanojan suualueella (alemman ohjearvon ylityksiä), kun taas PCDD/F-pitoisuus oli korkein lähellä Hatanpään sairaalaa olevalla alueella (alemman ohjearvon ylitys). Öljyhilivedyt ja TBT-TPT-yhdisteet olivat melko tasaisesti jakautuneita. PAH-yhdisteitä oli lähinnä altaan keskiosassa ja etelärannan lähellä.

Kokoomanäytteiden lisäksi analysoitiin yksittäisnäytteistä muutamia syvempiä näytteitä PCB- ja organotinapilaantumien syvyysuuntaisen ulottumisen selvittämiseksi. Analysoiduissa lisänäytteissä PCB-yhdisteiden summapitoisuuden ylempi ohjearvo ylittyi yhdessä näytteessä (SWSED102 0-10 cm). Alemman ohjearvon ylityksiä todettiin useammassa näytteessä 60-90 cm syvyydelle

saakka. TBT-TPT yhdisteillä ylempi ohjearvo ylittyi yhdessä näytteessä (SWSED84 30-60 cm). Lisäksi todettiin yksi alemman ohjearvon ylitys ja kaksi kynnsarvon ylitystä 60-77 cm syvyydelle saakka.

Viinikanlahden sedimenttinäytteiden normalisoiduissa tuloksissa todettiin kaikista paitsi näytteestä Alue 7 0-10 cm vähintään yhden haitta-aineen osalta tason 2 pitoisuus sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen (YM, 2015) pitoisuustasoihin verrattaessa. Metallipitoisuuksista elohopea, kromi, kupari, lyijy ja nikkeli ylittivät tason 2. Orgaanisista haitta-aineista taso 2 ylittyi PAH-yhdisteillä, PCDD/F-yhdisteillä, TBT:llä, öljyhiilivetyjen summa-arvolla sekä kaikilla mitatuilla PCB-kongeneereilla. Tason 1C ylityksiä oli elohopean, kuparin, lyijyn, sinkin, PAH-, PCDD/F- TBT- sekä PCB-yhdisteiden osalta.

Alueelta otettiin pintavesi- ja huokosvesinäytteitä, joissa ei todettu riskinarvion kannalta merkittäviä pitoisuuksia haitta-aineita. Huokosveden ei katsottu vaikuttavan merkittävästi pintaveden laatuun pohjanläheisessä kerroksessa.

Riskinarvioinnin perusteella Viinikanlahden alueen sedimentin kohonneet metalli-, PAH-, PCB- PCDD/F- ja TBT- pitoisuudet eivät nykyisessä tai tiedossa olevassa toiminnassa aiheuta merkittäviä riskejä. Lieviä/kohtuullisia riskejä aiheutuu lähinnä sedimentin suspendoitumisesta ja haitta-aineiden uudelleenvapautumisesta johtuen, jolloin altistujina voivat olla lähinnä pohjaeliöt ja pohjakalat.

Riskinarvioraportti tutkimustuloksineen on liitteenä 2.

5.2. Vuoden 2022 sedimenttitutkimukset

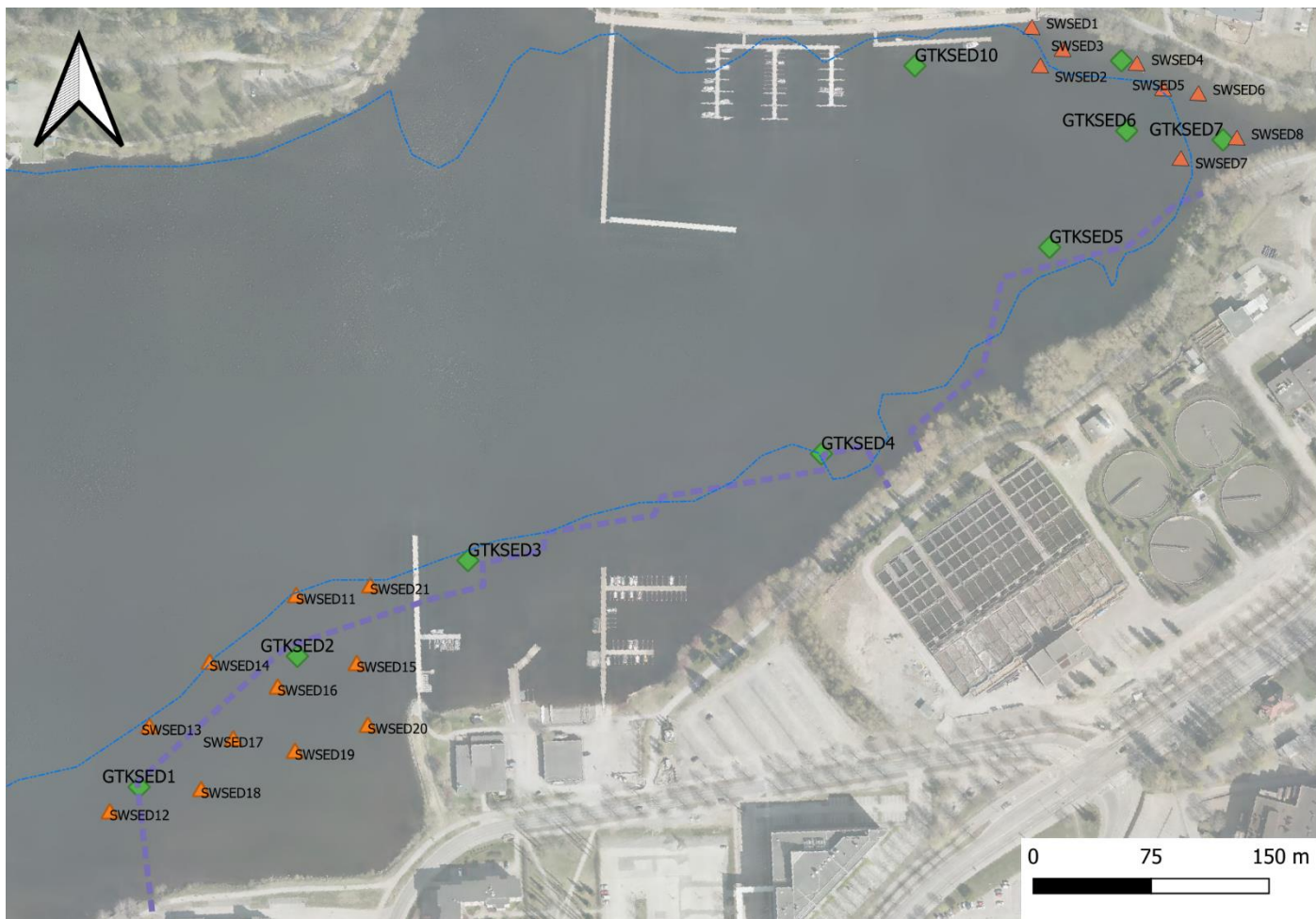
Haitta-ainepitoisen sedimenttikerroksen paksuuteen liittyi epävarmuutta tulevalla rantalinjalla ja erityisesti Viinikanojan deltan alueella. Kullenberg-menetelmä mahdollistaa pitkien häiriintymättömien ja yhtenäisten sarjojen saamisen. Menetelmää on käytetty menestyksekkäästi myös pima-kerrosten varmistamiseen pääkaupunkiseudulla. GTK:n näytteenottajat suorittivat kairaukset lautalta GTK:n kalustolla 29.-30.3.2022. Sitowise otti putket haltuun, avasi ja kuvasi ne sekä valitsi osanäytteet laboratorioon. Näytepisteiden sijainnit on esitetty kuvassa 3. Sedimenttisarjojen pituudet vaihtelivat 0,35 m - 2,14 m välillä.

Lisäksi mahdollisilta ruoppausalueilta Viinikanojan suualueen lähellä (kaavamuutoshankeesta erillinen projekti) sekä Takon soutajien edustalta otettiin veneestä pintasedimenttinäytteitä Grab-näytteenottimella 27.4.2022 ja 1.6.2022. Näytepisteiden sijainti on esitetty kuvassa 3. Tutkimukset rajoitettiin 6 m:n vesisyvyyteen aiemman kohteen riskienhallintatarpeesta tehdyn päätöksen vuoksi. Näytepistemäärä oli ruoppaus- ja läjitysohjeen mukainen. Sedimenttitutkimukset ja tärkeimmät tulokset on kuvattu erillisessä raportissa (liite 3).

Pintasedimentissä yksittäisnäytteistä todetut PCB-pitoisuudet vastaavat vuoden 2019 kokoomanäytteiden tuloksia. Syvempien näytteiden analyysitulokset on esitetty taulukoissa 1 ja 2. Viinikanojan suulla havaitaan pitoisuuksissa suurempaa vaihtelua. Syvempien kerroksien tulokset viittaavat siihen, että Viinikanojan suulla korkeimmat havaitut pitoisuudet ovat noin ylimmässä 0,6 sedimenttimetrissä. Lisäksi pitoisuudet voivat nousta pistemäisesti hyvinkin korkeiksi. Dioksiinien ja furanien osalta yksittäisnäytteiden pitoisuudet olivat vastaavalla tai alemmalla tasolla kuin vuoden 2019 pintasedimentin kokoomanäytteissä. Korkeimmat mitatut pitoisuudet olivat kynnysarvon ylityksiä. Tulosten perusteella PCDD/F-yhdisteiden pitoisuudet ovat havaittavasti koholla Viinikanojan suualueen lähellä ainakin metrin syvyydelle. Takon soutajien alueella korkeimmat pitoisuudet rajoittuvat tulosten perusteella noin 0,1 m pintakerrokseen.

Muista analysoiduista haitta-aineista metallien pitoisuudet olivat enimmillään kynnysarvotasolla lukuun ottamatta kahta alemman ohjearvon ylitystä sinkin osalta (GTKSED5 0-25 m sekä SWSED6 0-0,1 m). Tulokset ovat linjassa vuoden 2019 kokoomanäytteistä saatujen tulosten kanssa. PAH-yhdisteet ylittivät näytteessä GTKSED3 0,55-0,65 m alemman ohjearvon bentso(a)pyreenin, fenantreenin sekä PAH-yhdisteiden summapitoisuuden osalta. Samassa näytteessä myös C10-C21 öljyhiilivetyjen summapitoisuus ylitti alemman ohjearvon, ja C21-C40 öljyhiilivetyjen summapitoisuus ylemmän ohjearvon. Samasta sedimenttiyksiköstä pisteestä GTKSED2 0,34-0,45 m analysoidussa näytteessä PAH-yhdisteiden pitoisuudet olivat alle määrittämissä kynnysarvojen ylityksiä. Organotinojen (TBT ja TPT) pitoisuudet olivat selvästi alle kynnysarvotason.

Koska alueella ei suunnitella ruoppausmassojen läjitystä vesistöön, ei ns. Ruoppaus- ja läjitysohjeen laatukriteeritasoon vertailua ole tehty kuin tason 2 ylittävien haitta-ainepitoisuuksien osalta. Tämä on tehty ruoppauksen ja sedimentin syrjäytymisen riskilaskentaan vaadittavaa kriittisten haitta-aineiden valintaa varten. Normalisoitujen tulosten perusteella metalleista tasolla 2 olivat 5/17 näytteessä joku tai joitakin seuraavista metalleista: kadmium, kromi, kupari, nikkeli ja sinkki. PAH-yhdisteistä antraseeni, bentso(a)antraseeni, bentso (g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, fenantreeni, indeno (1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni ja pyreeni olivat 1/8 näytteessä tasolla 2. PCB-yhdisteistä 16/17 näytteessä oli vähintään yksi kongeneeri tasolla 2. Dioksiineista ja furaneista tai TBT-TPT-yhdisteistä ei todettu tasolla 2 olevia pitoisuuksia. Normalisoinnissa jouduttiin osin käyttämään arviota pintasedimentin orgaanisen aineksen pitoisuudesta sekä raekoosta näytemateriaalin rajoitetun määrän takia.



Kuva 3. Vuoden 2022 tutkimuspisteiden sijainnit. Vihreät timantit: pitkät, häiriintymättömät sedimenttisarjat. Oranssit kolmiot: pintasedimenttinäytteet erillisalueilta. Violetti katkoviiva: suunniteltu rantaviiva, sininen pisteviiva: 6 metrin vesisyvyyden raja.

Taulukko 1. PCB-yksittäisanalyysien tulokset. Pitoisuudet ovat mg/kg, vertailuarvoina on käytetty PCB:n kynnysarvoa (0,1 mg/kg), alemmaa ohjearvoa (0,5 mg/kg), ylempää ohjearvoa (5 mg/kg) sekä ohjeellista vaarallisen jätteen raja-arvoa (10 mg/kg). Harmaa täyttö merkitsee kynnysarvon ylitystä, oranssi täyttö alemman ohjearvon, punainen täyttö ylempään ohjearvon ja sininen vaarallisen jätteen ohjeellisen raja-arvon ylitystä.

Pistetunnus	Syvyys (m)	Kerros-paksuus (m)	PCB (mg/kg)
GTKSED 1	0,00-0,20	0,2	0,04
GTKSED 3	0,00-0,25	0,3	0,33
	1,00-1,10	0,1	0,009
GTKSED 5	0,00-0,25	0,3	2,3
	0,75-0,85	0,1	0,077
GTKSED 6	0,00-0,25	0,3	0,5
	1,00-1,10	0,1	0,36
GTKSED 7	0,00-0,25	0,3	18
	0,45-0,55	0,1	45
	0,80-0,90	0,1	0,037
	1,10-1,30	0,2	0,01
GTKSED 9	0,00-0,15	0,2	0,026
	0,55-0,65	0,1	<0,007
SWSED 2	0,00-0,10	0,1	0,87
SWSED 6	0,00-0,10	0,1	0,37
SWSED 7	0,00-0,10	0,1	0,82
SWSED 8	0,00-0,10	0,1	<0,007

Taulukko 2. PCDD/F-yksittäisanalyysien tulokset. Lb tarkoittaa lowerbound-arvoa (vain määritysrajan ylittäneet pitoisuudet) ja ub upperbound-arvoa (määritysrajan alittaneet pitoisuudet laskettu mukaan määritysrajan suuruksina). Pitoisuudet ovat mg/kg, vertailuarvoina on käytetty PCDD/F:n kynnysarvoa (10 ng/kg), alemmaa ohjearvoa (100 ng/kg), ylempää ohjearvoa (1500 ng/kg) sekä ohjeellista vaarallisen jätteen raja-arvoa (15 000 ng/kg). Harmaa täyttö merkitsee kynnysarvon ylitystä.

Pistetunnus	Syvyys (m)	Kerros- pak- suus (m)	PCDD/F lb (ng/kg)	PCDD/F ub (ng/kg)
GTKSED 2	0,35-0,45	0,1		<3,3
	0,70-0,80	0,1		<3,2
GTKSED 3	0,55-0,65	0,1	0,51	8,4
GTKSED 5	0,45-0,55	0,1	13	25
GTKSED 7	1,10-1,30	0,2	15,8	
SWSED6	0,00-0,10	0,1	4,7	15
SWSED12	0,00-0,10	0,1	0,056	3
SWSED14	0,00-0,10	0,1	0,63	2,9
SWSED15	0,00-0,10	0,1	0,43	3,2
SWSED18	0,00-0,10	0,1	6,2	8,9
SWSED19	0,00-0,10	0,1	10	13
SWSED21	0,00-0,10	0,1	1,2	4,3

6. Riskitarkastelun päivitys

Kriittiset haitta-aineet vuoden 2019 riskitarkastelussa olivat elohopea, kupari, lyijy, sinkki, bentso(a)pyreeni, fluoranteeni, PCB summapitoisuus, PCDD/F summapitoisuus ja TBT.

Tasolla 2 ainakin yhdessä näytteessä olleita haitta-aineita olivat vuonna 2019 elohopea, kromi, kupari, lyijy, nikkeli, antraseeni, bentso(a)antraseeni, bentso(g,h,i)peryleeni, fluoranteeni, indeno(1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni, pyreeni, PCB, PCDD/F, TBT sekä C10-C40. Näistä kromi, nikkeli, muut PAH-yhdisteet sekä C10-

C440 öljyhiilivedyt arvioitiin ei-kriittisiksi haitta-aineiksi pääasiassa niukkaliukoisuutensa ja voimakkaan sedimenttiin sitoutumistaipumuksensa takia.

Vuoden 2022 täydentävissä tutkimuksissa tasolla 2 olivat kadmium, kromi, kupari, nikkeli, sinkki, antraseeni, bentso(a)antraseeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, fenantreeni, indeno (1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni, pyreeni ja PCB.

Tasolla 2 olleiden aineiden havaittuja normalisoiduttomia maksimipitoisuuksia vuoden 2019 ja 2022 tutkimuksissa on verrattu taulukossa 3.

Taulukko 3. Vuoden 2019 ja 2022 tutkimusten tasolla 2 olleiden haitta-aineiden normalisoimattomat maksimipitoisuudet.

Haitta-aine	MAX 2022 (mg/kg)	MAX 2019 (mg/kg)
Elohopea	0,6	1
Kadmium	2,2	1,6
Kromi	2200	237,3
Kupari	88,3	88
Lyijy	60,4	174
Nikkeli	121,6	41
Sinkki	314,4	280
Antraseeni	0,95	1,5
Bentso(a) antraseeni	3,1	3,6
Bentso(a) pyreeni	3,1	2,9
Bentso (g,h,i) peryleeni	2,1	2
Bentso(k) fluoranteeni	2,6	2,1
Dibentso(a,h) antraseeni	0,74	1,7
Fenantreeni	5,2	5
Fluoranteeni	1,4	6,9
Indeno (1,2,3c,d) pyreeni	2,1	2,7
Kryseeni	4,1	4,2
Pyreeni	6,5	8,6
PCB	45	11
PCDD/F (ng/kg)	25	27
TBT	0,0044	0,39
Öljyhiilivedyt sum. C10-C40	2900	4300

Vertailun perusteella voidaan todeta, että vuoden 2019 maksimipitoisuudet elohopean, kuparin, lyijyn, sinkin, bentso(a)pyreenin, fluoranteenin, PCDD/F summapitoisuuden ja TBT:n osalta ovat vuoden 2019 tutkimuksissa vastaavalla/korkeammalla tasolla kuin vuoden 2022 maksimipitoisuudet. Myös PCB:n maksimipitoisuus pitoisuus on samaa suuruusluokkaa.

Maksimipitoisuuksien vertailun perusteella vuoden 2019 riskitarkastelussa saadut tulokset eivät elohopean, kuparin, lyijyn, sinkin, bentso(a)pyreenin, fluoranteenin, PCDD/F summapitoisuuden ja TBT osalta vaadi lisätarkastelua.

Kohteessa mahdollisia kulkeutumis- ja altistusreittejä on esitetty kuvassa 3 ja käsitteellinen malli kuvassa 4. Näistä tarkasteluun on otettu ruoppaamisen ja syrjäytymisen aiheuttama haitta-ainepitoisen sedimentin resuspensio ja sen ekologiset vaikutukset.

Varmuusperiaatteen pohjalta sedimentin ruoppaamisen ja syrjäytymisen vaikutuksia tarkastellaan vuoden 2022 PCB:n maksimipitoisuudella, lisäksi tarkastellaan Tasolla 2 olleita PAH-yhdisteitä (poislukien fluoranteeni) niiden suhteellisen yleisen esiintyvyyden takia (antraseeni, bentso(a)antraseeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, fenantreeni, indeno(1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni ja pyreeni). Metallien suhteen lisätarkastelutarvetta ei arvioitu olevan.

Arvioinnissa käytetään kirjallisuuteen ja käytännön kokemuksiin perustuvia kiintoaineen pitoisuuksia 200 mg/l (ruoppauksen maksimi), 100 mg/l (syrjäytymisen maksimi) ja 30 mg/l (luontainen resuspendoituminen). Sedimentin resuspendoitumisen lyhytaikaisia vaikutuksia arvioidaan laskemalla veteen liukenevien orgaanisten haitta-aineiden pitoisuus alla olevan kaavan mukaisesti

(Rossi, 2009):

$$C_{diss} = \frac{10^3 q_i TSS_{wc}}{1 + K_d TSS_{wc}}, \text{ jossa}$$

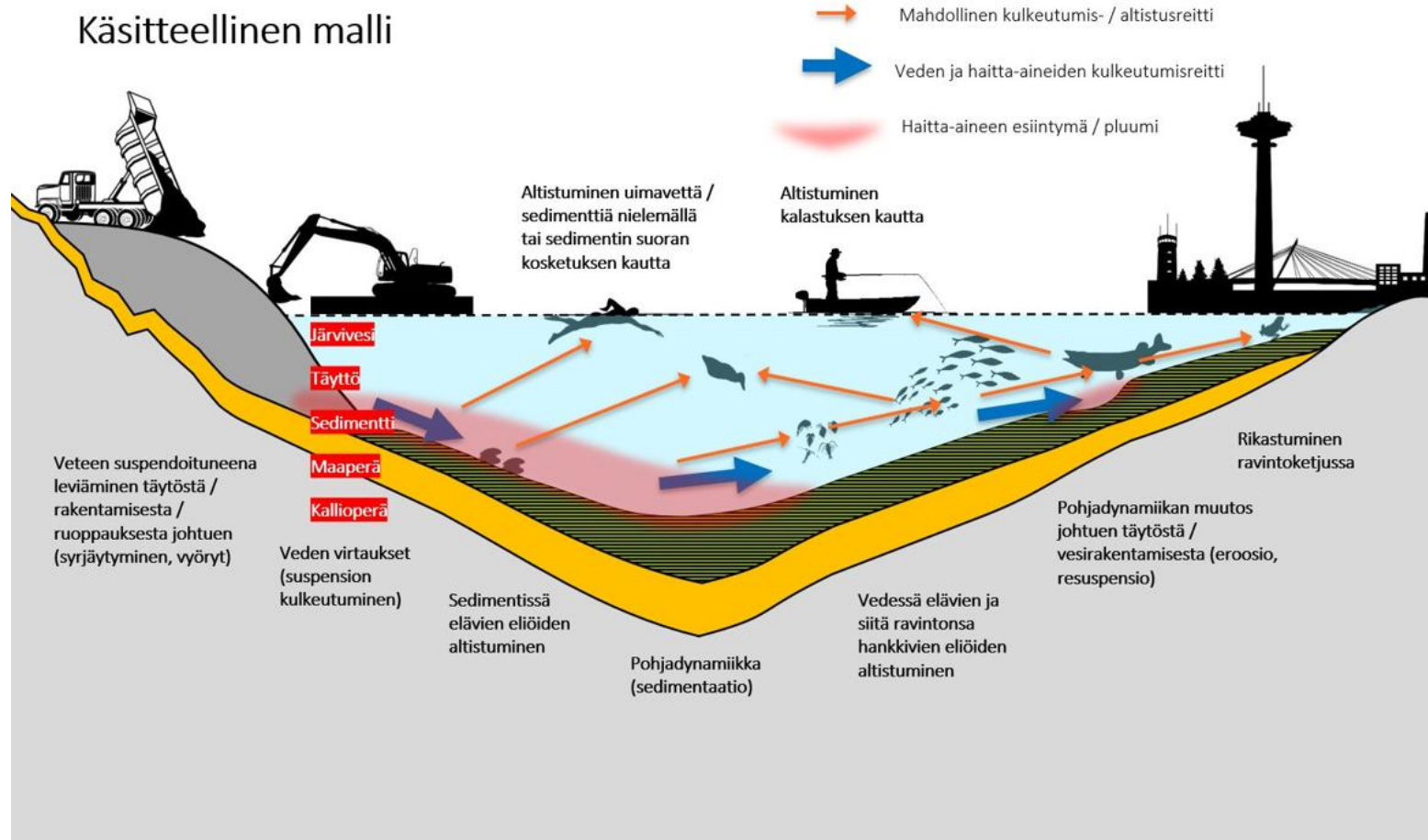
- C_{diss} = veteen liunneen haitta-aineen pitoisuus ($\mu\text{g/l}$)
- K_d = haitta-aineen jakautumiskerroin kiintoaine / vesi (l/kg)
- q_i = sedimentin haitta-ainepitoisuus (mg/kg)
- TSS_{wc} = kiintoainepitoisuus (kg/l).

Liunneiden pitoisuuksien laskennassa on tässä käytetty kokonaispitoisuuksia, sillä varovaisuusperiaatteen mukaisesti kaikki resuspendoituneessa sedimentissä oleva haitta-aine lasketaan tässä biosaatavaksi/liukoiseksi.

Laskennan tulokset on esitetty taulukossa 4.

		Kulkeutuminen	Ekologinen altistuminen	Ihmisten altistuminen		
Järvi- vesi	1	Veteen liuenneena leviäminen	A	Eliöstön altistuminen suoraan veden kautta	E	Suora altistuminen veden kautta
					F	Altistuminen kasteluveden kautta
					G	Altistuminen saunaveden kautta
			B	Rikastuminen ravintoketjussa (pohjaeliöt - kalat- linnut)	J	Altistuminen ravinnon kautta (kalojen ja lintujen kotitarvekäyttö, kalojen ammattimainen hyödyntäminen)
2	Veteen suspendoituneena leviäminen	A	Eliöstön altistuminen suoraan veden kautta	E	Suora altistuminen veden kautta	
		B	Rikastuminen ravintoketjussa	J	Altistuminen ravinnon kautta (kalojen ja lintujen kotitarvekäyttö, kalojen ammattimainen hyödyntäminen)	
Sedi- mentti	3	Sedimentin akkumuloituminen pohjaan	C	Sedimentissä elävien eliöiden altistuminen	H	Altistuminen ihokosketuksen välityksellä, esim. pohjassa kahlatessa
	4	Uudelleenvapautuminen sedimentistä pintaveteen diffuusion, kaasuturbaation ja bioturbaation kautta	A	Eliöstön altistuminen suoraan veden kautta	E,F,G	Altistuminen uima-, kastelu- tai saunaveden kautta
			B	Rikastuminen ravintoketjussa	I	Altistuminen ravinnon ja sedimentin tahattoman syömisen kautta
	5	Uudelleenvapautuminen sedimentistä ruoppaus- tms. töistä johtuen	D	Eliöstön altistuminen veteen suspendoituneen kiintoaineen haitta-aineille	E,F,G	Altistuminen uima-, kastelu- tai saunaveden kautta
6	Uudelleenvapautuminen sedimentistä vesirakentamisen aiheuttamasta pohjadynamiikan muutoksesta johtuen	D	Eliöstön altistuminen veteen suspendoituneen kiintoaineen haitta-aineille	I	Altistuminen ravinnon ja sedimentin tahattoman syömisen kautta	

Kuva 4. Kohteessa mahdollisia kulkeutumis- ja altistusreittejä. Tässä riskitarkastelussa on keskitytty eliöstön altistumiseen veteen suspendoituneille haitta-aineille ruoppauksesta ja sedimentin syrjäytymisestä johtuen.



Kuva 5. Kohteen käsitteellinen malli. Tässä riskitarkastelussa on keskitytty eliöstön altistumiseen veteen suspendoituneille haitta-aineille ruoppauksesta ja sedimentin syrjäytymisestä johtuen.

Taulukko 4. Ruoppauksen, syrjäytymisen ja luontaisen resuspension alueella aiheuttamia maksimipitoisuuksia vedessä.

Haitta-aine	Kd	qi (max.)	Ruoppaus	Syrjäytyminen	Luontainen resuspensio
	l/kg	mg/kg	max., µg/l	max., µg/l	max., µg/l
Antraseeni	399	1,50	0,28	0,14	0,04
Bentso(a)antraseeni	6935	3,6	0,30	0,21	0,09
Bentso(g,h,i)	31698	2,1	0,06	0,05	0,03
Bentso(k)fluoranteeni	2094	2,6	0,37	0,21	0,07
Fenantreeni	340	5,2	0,97	0,50	0,15
Indeno(1,2,3,c,d)	3991	2,7	0,30	0,19	0,07
Kryseeni	7962	4,2	0,32	0,23	0,10
Pyreeni	19,1	8,6	1,71	0,86	0,26
PCB	23718,0	45,0	1,57	1,33	0,79

Tuloksia on verrattu taulukossa 5 viitearvoihin, NOEC_{aq}- ja HC5_{aq} viitearvojen lähde Suomen ympäristö (2007) ja MAC_{eco}-viitearvon Verbruggen (2012). MAC_{eco} = maximum acceptable concentrations for aquatic ecosystems, suurimmat hyväksyttävät pitoisuudet vesiympäristössä. Jälkimmäinen on vastaavalla tasolla VNa 1022/2006 MAC-EQS -arvojen kanssa niiden aineiden kohdalla, josta molemmat arvot saatavissa. Käytetyt viitearvot kuvaavat pidempiaikaisen altistumisen riskejä. Laskennallisten pitoisuuksien perusteella viitearvot voivat kaikkein korkeimpien pitoisuuksien alueella hetkellisesti ylittyä vesistöarakennustöiden aikana. Merkittävää riskiä arvioidaan aiheutuvan lähellä pohjaa pienellä alueella ja lyhyen ajan kerrallaan. Altistujina ovat lähinnä pohjajeliöt. Pitoisuudet vaimenevat nopeasti kauemaksi siirryttäessä. Lisäksi on huomattava, että

laskennat sisältävät suuret varmuuskertoimet ja laskennassa on käytetty todettuja maksimipitoisuuksia. Tulokset tukevat aiempia havaintoja: kroonista altistusta voi esiintyä satunnaisesti pienillä alueilla pohjan lähellä, mikäli esimerkiksi vesistön ruoppaus-, täyttö- tai rakennustyöt tapahtuisivat korkeimpien pitoisuuksien alueella ja jatkuisivat pitkän aikaa, tai luontaiset resuspensio-prosessit jatkuisivat kauan. Erilaiset vesistöarakennustyöt eivät yleensä kestä kuukausia, niissä käytetään pengerreunuksia ja silttiverhoa. Työtapa-menettelyin ja suojarakentein vaikutuksia voidaan lieventää. Myös haitta-ainepitoisen sedimentin työn aikana todennäköisesti tapahtuva sekoittuminen syvemmällä oleviin kerroksiin laimentaa haitta-ainepitoisuuksia. Luontainen resuspensio ei kestä yleensä kuin joitakin päiviä kerrallaan, jolloin kroonista altistumista ei ehdi tapahtua.

Taulukko 5. Tuloksia on verrattu taulukossa 5 viitearvoihin, viitearvojen lähde Suomen ympäristö (2007) ja Verbruggen (2012). Viitearvot kuvaavat pidempiaikaisen altistumisen riskejä.

Haitta-aine	Ruoppaus	Syrjäytyminen	Luontainen re-suspensio	NOEC aq	HC5 aq	MACeco water
	max., µg/l	max., µg/l	max., µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Antraseeni	0,28	0,14	0,04	1,7-300	0,034	0,10
Bentso(a)antraseeni	0,30	0,21	0,09	-	0,01	0,10
Bentso(g,h,i)	0,06	0,05	0,03			0,0082
Bentso(k)fluoranteeni	0,37	0,21	0,07	0,36	0,036	-
Fenantreeni	0,97	0,50	0,15	32-600	3,2	6,7
Indeno(1,2,3,c,d)	0,30	0,19	0,07			-
Kryseeni	0,32	0,23	0,10			0,070
Pyreeni	1,71	0,86	0,26			0,023
PCB	1,57	1,33	0,79	0,1-2,0	0,01	-

7. Johtopäätökset

Sedimentin haitta-ainepitoisuustutkimusten perusteella keskeisin haitta-aine alueella on PCB. Sen pitoisuudet ovat sedimentissä korkealla tasolla Viinikanojan deltan alueella. Korkeimmat pitoisuudet todettiin noin 0,5 m:n syvyydellä, ja kohonneet pitoisuudet rajoittuvat tulosten perusteella ylimpään metriin. Myös pinnassa havaittiin pistemäisesti korkeita pitoisuuksia.

PCDD/F-yhdisteitä löytyy tasaisesti koko tutkimusalueelta. Korkeimmat havaitut pitoisuudet olivat vuoden 2022 tutkimuksissa kynnysarvotasolla ja vuoden 2019 tutkimuksissa alemmalla ohjearvotasolla. Korkeimmat pitoisuudet vaikuttavat tulosten perusteella rajautuvan sedimentin pintaosaan. Hieman taustasta kohonneita pitoisuuksia todettiin vielä noin metrin syvyydellä sedimentissä.

PCB, PCDD/F-yhdisteet, metallit, PAH-yhdisteet, organotinayhdisteet ja öljyhiilivedyt C10-C40 eivät tulosten perusteella aiheuta merkittävää tai liiallista ekologista riskiä täyttöalueiden sedimentin syrjäytyessä tai ruoppauksen yhteydessä.

Lähteet

KVVY 2021. Tampereen seudun yhteistarkkailu vuonna 2020. KVVY Tutkimus Oy. Julkaisu nro 850. 77 s + liitteet.

Rossi, E., 2009. Riskinarvio Jätkäsaaren edustan kontaminoituneiden sedimenttien ruoppauksesta. Esko Rossi Oy, 23.11.2009. 18 s.

Suomen ympäristö 23/2007: Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. ISBN 978-952-11-2732-8 (PDF)

Verbruggen, E.M.J, 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM report 607711007/2012.

Ympäristöministeriö, 2015. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. 72 s.

Tampereen Viinikanlahti suunnittelusta rakentamiseen

Asemakaavaluonnoksen nro 8755, yleissuunnitelman, osasuunnitelmien ja muiden valmisteluaineistojen liite.

Tampereen kaupunki 15.11.2022

Viinikanlahden asemakaavaluonnos, yleissuunnitelma, siihen liittyvät erikoisalojen osasuunnitelmat, selvitykset ja muu asemakaavan valmisteluaineisto asetetaan nähtäville vuoden 2022 lopulla. Yleissuunnitelman pohjana on vuosina 2019 - 2020 järjestetyn, kaupunki- ja maisema-arkkitehtuuria koskeneen, kaksivaiheisen kansainvälisen ideakilpailun voittanut kilpailuehdotus "Lakes and Roses" (Arkkitehtitoimisto NOAN). Monialaisen yleissuunnittelun aikana 2020 - 2022 kokonaissuunnitelmaa on kehitetty eteenpäin. Työssä ovat olleet pohjana kilpailun tuomariston antamat suositukset, Tampereen kaupunginhallituksen kilpailun jälkeen antamat linjaukset, sekä lukuisat kilpailun ratkeamisen jälkeen tehdyt selvitykset ja erikoisalojen osasuunnitelmat. Yleissuunnitelmassa yhdistyvät kaupunki-, maisema-, liikenne-, infra- ja ympäristösuunnittelu kokonaisvaltaiseksi visioksi tulevasta kaupunginosasta.

Viinikanlahden alue on ympäristö- ja infrateknisesti vaativa suunnittelukohte. Alueella on esimerkiksi vanhoja sekalaisia täyttömaita, sedimenttien ja maa-alueiden pilaantuneisuutta, ympäristöstä tulevaa meluhaittaa sekä vesialueella vedenpinnan vaihtelua, virtauksia ja tuulisuutta. Tämän takia kilpailun jälkeisessä jatkokehittämisessä on kaupunki- ja maisema-arkkitehtuurin laadun lisäksi kiinnitetty aivan erityistä huomiota rakentamisen tekniseen ja taloudelliseen toteutuskelpoisuuteen. Viinikanlahden kilpailun jälkeinen ja asemakaavaluonnosta edeltävä yleissuunnittelu 2020 - 2022 on ollut tiivistä yhteistyötä vaatinut moniammatillinen kaupunki- ja infrasuunnitteluprosessi. Kaupunkisuunnittelua, infrasuunnittelua sekä selvitysten ja ennakoivan vaikutusten arvioinnin tuloksia yhteensovittavan Viinikanlahden yleissuunnitelman on laatinut Tampereen kaupungin tilauksesta ja sen ohjauksessa Arkkitehtitoimisto NOAN, yhteistyössä muiden alojen konsulttien, suunnittelijoiden ja selvitysten tekijöiden kanssa.



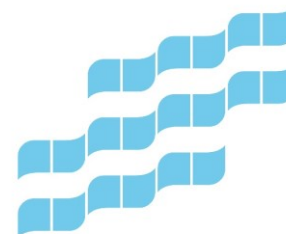
Alueen nykytila vuonna 2018



Kilpailuvoittaja "Lakes and Roses" 2020
Arkkitehtitoimisto NOAN Oy



Yleissuunnitelma 2022, Arkkitehtitoimisto NOAN Oy
Viinikanlahti vuonna 2035



SUUNNITTELUSTA RAKENTAMISEEN
Tampereen kaupunki ja muut toimijat

Yleissuunnittelun vaiheet

2018 – 2019	Kaupunki- ja infrasuunnittelun lähtötiedot Ideakilpailun tavoitteet ja kilpailuohjelmat
2019 - 2020	Kaksivaiheinen kansainvälinen ideakilpailu Yhteistyössä SAFA JA MARK
2019 - 2022	Yleissuunnitelma asemakaavaluonnosta varten Erikisalojen osasuunnitelmat, selvityksiä ja monialaista yhteensovitusta, vaikutusten arviointia
2023 - 2024	Yleissuunnitelman ja erikisalojen osasuunnitelmien viimeistely rinnan asemakaavoituksen kanssa

Asemakaavoituksen vaiheet

2019	Asemakaava vireille ja OAS nähtävillä
2019-	Selvityksiä ja vaikutusten arviointia
2020	Asemakaavan valmisteluaineistoa nähtävillä
2022 - 2023	Asemakaavan luonnos ja valmisteluaineistoa nähtävillä
2023	Asemakaavan ehdotus nähtävillä (arvioitu aika)
2023 - 2024	Asemakaava lainvoimainen (arvioitu aika)

Vesi- ja ympäristölupien vaiheet

2022 -	Vesi- ja ympäristöluvat vaiheittain maa- ja vesialueilla
2024 -	Vesiluvat täytille ja silloille

Rakentamisen vaiheet

2019 - 2025	Siirtoviemärit ja jätevedenpumppaamo, Keskuspuhdistamo Oy
2025 - 2026	Jätevedenpuhdistamon purku
2024 -	Esirakentaminen vaiheittain: ympäristökunnostukset, vesistötäytöt, pohjarakentaminen, kadut, sillat, puistot, rannat ja muut yleiset alueet
2025 - 2035	Aluerakentaminen vaiheittain: tontinluovutukset, julkiset rakennukset, korttelirakentaminen noin 1/vuosi
2025 - 2028	Raitiotien rakentaminen Tre keskusta-Hatanpään valtatie-Pirkkala, Tampereen Raitiotie Oy (arvioitu aika, jos rakentamispäätös 2023)

YLEISSUUNNITTELUN JA SELVITYSTEN OHJAUS
Tampereen kaupunki

Suunnitteluryhmä

Minna Seppänen (kansainvälinen ideakilpailu, kaupunkisuunnittelu ja kaupunkikehittäminen)
Raija Tevaniemi (infrasuunnittelu ja rakennuttaminen)
Milla Hilli-Lukkarinen 3/2022 alkaen (asemakaavoitus ja kaupunkisuunnittelu)
Anna Hyyppä 2/2022 asti (kansainvälinen ideakilpailu, asemakaavoitus ja kaupunkisuunnittelu)
Timo Seimelä (liikenne ja kadut)
Anna Levonmaa (maisema ja viherympäristö)
Juha Kaivonen (rakentaminen ja kiinteistökehitys)
Katariina Rauhala (ympäristökunnostukset)
Heli Toukoniemi (maanomistus ja kiinteistöt)
Aila Taura (kiinteistöt ja tontit)
Petri Rantanen (kunnallistekniikka)
Rodrigo Coloma (tietomallinnus ja tiedonhallinta)
Sekä johdon edustajina:
Tero Tenhunen (kehitysohjelmat)
Elina Karpainen (asemakaavoitus)

Tampereen kaupunki muut asiantuntijat

Matti Joki / Tuomas Salovaara (satamat)
Pekka Heinonen / Juhon Korkalainen (hulevedet)
Jukka Rantala (sillat)
Jaana Suittio / Heini Raasakka (kaavatalous)
Pekka Veiste (keskustan seurantajärjestelmän tarkastelut)
Pasi Kamppari (maanvuokraus)
Jarmo Viljakk (julkiset rakennukset)
Muita asiantuntijoita (eri aiheita, eri vaiheissa)

YLEISSUUNNITTELUN KONSULTIT

Yleissuunnitelma ja koordinaatio osasuunnitelmiin

Arkkitehtitoimisto NOAN Oy:
Teemu Paasiaho, Janne Ekman, Justina Mäenpää, Jaakko Heikkilä

Osasuunnitelmat sekä tärkeimmät suunnitteluratkaisuihin vaikuttaneet selvitykset vastuhenkilöineen

Kaupunkiympäristön yleissuunnitelma asemakaavan viitesuunnitelmaksi: Teemu Paasiaho, Arkkitehtitoimisto NOAN Oy
Arkkitehtuuritarkastelut: Teemu Paasiaho, Arkkitehtitoimisto NOAN Oy
Liikenne- ja katusuunnittelu, Riku Jalkanen, RAMBOLL Finland Oy
Vihersuunnittelu, korttelit ja pihat: Anna-Kaisa Aalto, INARO
Maisemasuunnittelu, julkiset ulkotilat: Pia Kuusiniemi, LOCI maisema-arkkitehdit Oy
Tuulimallinnus ja -suunnittelu: Eero Puurunen, SITOWISE Oy
Geotekninen suunnittelu: Juhon Mansikkamäki, AFRY Finland Oy
Vesistösuunnittelu (virtaukset, aaltoilu ja sedimentit): Arto Itkonen, SITOWISE Oy
Ympäristösuunnittelu (pilaantuneisuus maa- ja vesialueilla): Jenni Haapaniemi, SITOWISE Oy
Hulevesisuunnittelu: Kimmo Hell, RAMBOLL Finland Oy
Kunnallistekniikan pääsuunnittelu: Petri Rantanen, Tampereen kaupunki
Siltatarkastelut: Harri Kallio, A-Insinöörit Civil Oy
Energiaselvitys: Santeri Siren RAMBOLL Finland Oy
Meluselvitys: Tiina Kumpula, SITOWISE Oy
Raitiotiesuunnittelu (yhteensovitus): Jari Laaksonen, WSP Finland Oy
Asemakaavan vaikutusten arviointi: Sakari Grönlund, SITOWISE Oy
Muut suunnittelun pohjana olevat lähtötiedot ja selvitykset: luetteloitu asemakaava-aineistoissa

LISÄTIETOJA

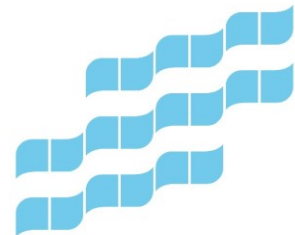
Tampereen kaupunki

Verkkosivu

www.tampere.fi/viinikanlahti

Yhteyshenkilöt

Asemakaavoitus: Milla Hilli-Lukkarinen, projektiarkkitehti
Kaupunkikehittäminen/suunnittelu: Minna Seppänen, hankekehityspäällikkö
Infra- ja ympäristösuunnittelu: Raija Tevaniemi, rakennuttajainsinööri



Sedimentin haitta-ainepitoisuuksien riskinarviointi

Päiväys	10.2.2020. Revisio 15.11.2022 (raporttiosa muutettu teknisesti saavutettavaksi)
Tekijä	Matias Tuominen, Minna Vesterinen ja Outi Hyttinen
Tarkastaja	Jenni Haapaniemi ja Arto Itkonen
Hyväksynyt	Katariina Rauhala
Projektinumero	YKK64250

Sisällys

1.	Yhteystiedot.....	1
1.1	Kohde.....	1
1.2	Tilaaaja.....	1
1.3	Suunnittelu.....	1
2	Tiivistelmä.....	2
3	Johdanto.....	3
4	Kohteen kuvaus.....	4
4.1	Sijainti.....	4
4.2	Toimintahistoria.....	4
4.3	Maankäyttö ja nykyinen toiminta.....	4
4.4	Tuleva toiminta.....	5
5	Aiemmat selvitykset.....	6
5.1	Veden laatu ja eliöstö.....	6
5.2	Yhteenveto aiemmista tutkimuksista.....	6
5.2.1	Ratinanrannan sedimenttitutkimus 2004.....	6
5.2.2	Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys 2007.....	6
5.2.3	Viinikanojan sedimenttitutkimus 2017.....	7
5.2.4	Vuoden 2018 sedimenttitutkimus.....	8
6	Tutkimukset ja tulokset.....	9



6.1	Luotaukset.....	9
6.2	Sedimenttitutkimukset.....	10
6.2.1	Sedimentin fysikaaliset ominaisuudet	12
6.2.2	Sedimentin ajoitukset	15
6.2.3	Sedimentin haitta-ainepitoisuudet.....	17
6.2.4	Osittaisuutot	25
6.3	Pintavesi ja huokosvesi.....	25
6.3.1	Pintavesi.....	25
6.3.2	Huokosvesi	28
6.3.3	Sedimentin haitta-ainepitoisuuksien vertailu taustapitoisuuksiin ja muihin vastaaviin tapauksiin	31
6.4	Hydrodynaaminen mallinnus.....	33
6.5	Erosioherkkyystutkimukset	39
6.6	Transportaatio-, akkumulaatio- ja eroosioalueiden sijainti ja rinteiden stabiliteetti	40
6.7	Yhteenvedo tutkimustuloksista	47
7	Riskinarvioinnin lähtökohdat	48
7.1	Arvion tavoitteet.....	48
7.2	Rajaukset	48
7.3	Kriittiset haitta-aineet ja niiden ominaisuudet	49
7.3.1	Epäorgaaniset haitta-aineet	49
7.3.2	Orgaaniset haitta-aineet.....	53
8	Käsitteellinen malli.....	57
8.1	Kulkeutuminen	60



8.2	Ekologinen altistuminen	61
8.3	Ihmisten altistuminen	62
9	Ekologisten riskien viitearvovertailut ja laskennalliset tarkastelut	63
9.1	Yleistä.....	63
9.2	Menetelmät.....	64
9.3	Sedimentin viitearvovertailu	64
9.4	Lyhytaikaiset ekologiset riskit	67
9.5	Pitkäaikaiset ekologiset riskit	71
10	Terveysriskien laskennalliset tarkastelut.....	72
10.1	Menetelmät.....	72
10.2	Suoran ihokosketuksen ja ruuansulatuksen välityksellä altistuminen, sedimentin haitta-aineet	73
10.3	Ruuansulatuksen välityksellä altistuminen, kalojen käyttö ravintona.....	80
10.4	Tausta-altistuminen.....	86
11	Epävarmuustarkastelu.....	86
11.1	Tutkimukset.....	86
11.2	Ekologiset riskit	87
11.3	Terveysriskit	88
12	Yhteenveto ja riskien hallinta	89
13	Lähteet	90



1.Yhteystiedot

1.1 Kohde

Viinikanlahti, Tampere

1.2 Tilaaja

Tampereen kaupunki
PL 487
33101 Tampere

Katariina Rauhala
puh 040 159 8808
sähköposti katariina.rauhala@tampere.fi

1.3 Suunnittelu

Sitowise Oy
Åkerlundinkatu 11 D
33100 Tampere

2 Tiivistelmä

Riskinarviossa selvitettiin Viinikanlahden sedimentin haitta-aineista mahdollisesti aiheutuvat terveys- ja ekologiset riskit nykytilanteessa, sekä suunnitellun maankäytön mukaisessa tilanteessa, jossa Viinikanlahden rantaa on täytetty nykyistä enemmän. Lisäksi tarkasteltiin vesirakentamisen ja rinnevalumien vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen. Työ rajattiin koskemaan Viinikanlahden aluetta, eikä valuma-alueelta tulevan historiallisen haitta-ainekuormituksen koko Pyhäjärven laajuudessa aiheuttamaa pitkäaikaisriskiä tarkasteltu.

Viinikanlahden valuma-alueella on pitkä teollinen historia, ja jo 1980-luvulta saakka on tiedetty Viinikanlahden sedimenteissä olevan esimerkiksi korkeita PCB-pitoisuuksia. Viime vuosikymmeninä alueen sedimenteistä on mitattu haitta-ainepitoisuuksia (mm. PCB) Ratinanrannan rakentamisen yhteydessä (2004), Pyhäjärven kunnostustarpeen selvityksen yhteydessä (2007), Viinikanojan tutkimuksen yhteydessä (2017) ja Hatanpään sairaala-alueen tutkimuksen yhteydessä (2018). Tulokset vaihtelivat paikallisesti: Hatanpään tutkimuksessa vain muutaman metallin mitatut pitoisuudet ylittivät Vna 214/2007 mukaisen kynnysarvon, kun taas muissa selvityksissä mm. PCB-pitoisuuksissa oli kynnys- ja ohjearvojen ylityksiä. Tämä kertoo haitta-aineiden esiintymisalueiden yhteydestä alueen virtauksiin, kerrostumiseen,

eroosioon ja kuljetukseen. Näiden prosessien parempi ymmärtäminen vaati koko lahden kattavaa tutkimusta.

Tammerkoskesta tuleva virtaus jakautuu kahteen haaraan, josta itäinen osa kiertää Viinikanlahden vastapäivään. Virtaus kuljettaa ainesta kohti rauhallista lahdenpohjukkaa, johon myös Viinikanoja tuo ainesta, ja pohjoisrantaa. Tämä päävirtauskuvio ja virtausnopeudet säilyivät samana myös eri täyttökkenaarioilla tehdyissä mallinuksissa. Suurin eroavuus täyttöjen myötä nykytilanteeseen oli Viinikanlahden pohjukan muuttuminen entistä rauhallisemmaksi sedimentaatioalueeksi: vastapäivään kiertävä silmukka kääntyi nopeammin kohti pohjoista. Eteläosassa rantaviiva siirtyi täyttöjen myötä nykyistä lähemmäksi eroosio- ja transportaatioalueita.

Sedimentin kohonneet haitta-ainepitoisuudet eivät nykyisessä tai tiedossa olevassa toiminnassa aiheuta merkittäviä riskejä Viinikanlahdessa. Sedimentin suspendoituminen ja haitta-aineiden uudelleen vapautuminen aiheuttavat lieviä/kohtuullisia riskejä. Altistujina voivat tällöin olla lähinnä pohjaeliöt ja pohjakalat. Korkeimpien haitta-ainepitoisuuksien alueille ei voida riskitarkastelun perusteella täysin riskittömästi osoittaa esimerkiksi uimapaikkoja tai muita alueita/toimintoja, joissa ihmiset pääsevät toistuvasti kosketuksiin haitta-ainepitoisen sedimentin kanssa. Yksittäiset altistumiskerrat eivät aiheuta terveysriskejä. Vesirakentaminen, rinnevalumat ja virtausväylien muutokset täytöistä johtuen voivat lisätä haitta-

aineiden kulkeutumista kohti Viinikanlahden pohjukkaa, syvänteitä ja pohjoisrantaan. Näillä alueilla on jo todettu kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Täytöt toisaalta lisäävät sedimentaatiota lahden pohjukassa, jolloin haitta-ainepitoisuudet laimevat ja peittyvät.

Vesistö rakentamisessa tulisi noudattaa resuspendoitumista minimoivia työtapoja. Tällaisia ovat esimerkiksi työn suorittaminen mahdollisimman lyhyen ajan kuluessa ja siltti- tai kuplaverhojen käyttö tarvittaessa. Vesistö rakentamiseen liittyen laaditaan tarkkailusuunnitelma, jossa määritellään vesistö tarkkailu rakentamisen aikana ja sen jälkeen mahdollisten viiveellä ilmenevien vaikutusten toteutukseksi. Viinikanojan puhdistusrakennuksen hyödyllisyys PCB:n kulkeutumisen vähentämiseksi tulee arvioida.

3 Johdanto

Tampereen Viinikanlahdella on todettu useissa tutkimuksissa kohonneita PCB-pitoisuuksia. PCB-yhdisteiden on epäilty olevan peräisin lähellä sijainneelta Nokian kondensaattoritehtaalta ja Viinikanlahden pohjasedimentin on arveltu olevan kokonaisuudessaan pilaantunutta. PCB-yhdisteiden lisäksi Viinikanlahdella on todettu kohonneita pitoisuuksia myös monista muista haitta-aineista.

Tämän riskinarvion tarkoituksena on selvittää sedimentin haitta-aineista mahdollisesti aiheutuvat terveys- ja ekologiset riskit nykytilanteessa sekä

suunnitellun maankäytön mukaisessa tilanteessa, jossa Viinikanlahden rantaa on täytetty ja entisen jäteveden puhdistamoalue on asuinkäytössä. Lisäksi tarkastellaan vesirakentamisen vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen.

Työn tilaajana toimii Tampereen kaupunki edustajanaan Katariina Rauhala. Tutkimustulosten käsitteily ja riskinarvion laati Sitowise Oy, jossa työstä vastasivat projektipäällikkönä DI Jenni Haapaniemi, asiantuntijoina FT Arto Itkonen, FM Minna Vesterinen ja FT Outi Hyttinen. Hydrodynaamisesta mallinnuksesta vastasivat Sitowisesta DI Lauri Harilainen ja DI Giovanni Chaurand yhteistyössä Turun Yliopiston kanssa. Sedimentti- ja vesinäytteenotosta vastasi sertifioitu ympäristönäytteenottaja Ins. (AMK) Matias Tuominen. Geologian tutkimuskeskus vastasi sedimentin ajoituksesta. Pohjadynaamiset mittaukset toteutti FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy. Luotaukset toteutti Civil Tech Oy Ab.

Riskinarviointi toteutettiin voimassaolevan riskinarviointiohjeistuksen (Ympäristöministeriö, Ympäristöhallinnon ohjeita 6 / 2014) mukaisesti. Opas on ladattavissa ympäristöhallinnon [www-sivuilta](http://www.sivuilla), ja sen alkulehdillä on selitetty tässä raportissa käytetty keskeinen käsitteistö.

4 Kohteen kuvaus

4.1 Sijainti

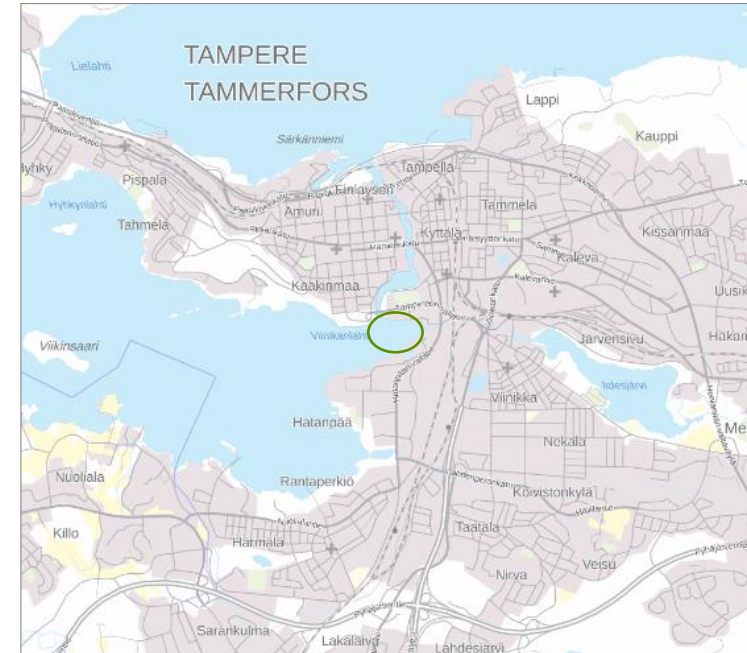
Viinikanlahti on osa Tampereen Pyhäjärveä. Kohde sijaitsee Pirkanmaalla, Tampereella keskustan eteläpuolella Hatanpään ja Ratinan kaupunginosien välissä. Kohteen sijainti on esitetty kuvassa 1. Lahden koko on noin 400 m * 1 000 m.

4.2 Toimintahistoria

Alueella on toiminut useita eri teollisuusalojen tehtaita. Viinikanlahden lähellä sekä siihen johtavan Viinikanojan varrella ovat aikaisemmin sijainneet muun muassa tekstiili-, metalli-, muovi-, kenkä- ja nahkatehtaat sekä Nokian kondensaattoritehdas. Useiden tehtaiden jätevedet on laskettu aikanaan Tammerkoskeen, Viinikanlahteen sekä Viinikanojaan. Tammerkosken alapuolella Ratinan suvannossa on edelleen toiminnassa oleva kartonkitehdas sekä Viinikanlahden eteläpuolella Viinikan jätevedenpuhdistamo.

Viinikanlahdella todettiin kohonneita PCB-pitoisuuksia ensimmäistä kertaa jo 1980-luvulla ja niiden epäillään olevan lahden itäpuolella sijainneen Nokian kondensaattoritehtaan peruja. Tehdas aloitti toimintansa Hatanpään kaupunginosassa 1960-luvulla, kunnes se siirtyi pois Hatanpäältä

1980-luvun puolivälissä. Tehtaan epäillään laske-
neen jätevetensä käsittelemättöminä Viini-
kanojaan.



Kuva 1. Viinikanlahden sijainti on merkitty kuvan vihreällä rajauksella.

4.3 Maankäyttö ja nykyinen toiminta

Viinikanlahti sijaitsee osittain Tampereen keskustan osayleiskaavan alueella, johon alue on merkitty vesialueeksi ja rannat lähivirkistysalueiksi, jotka sijoittuvat arvokkaalle maisema- ja/tai luonnonalueelle.

4.4 Tuleva toiminta

Viinikanlahden etelärannalla sijaitsee tällä hetkellä Viinikan jätevedenpuhdistamo, joka tullaan purkamaan uuden keskuspuhdistamon valmistuksessa. Puhdistamon edustaa on suunniteltu täytettäväksi, ja puhdistamon paikalle ja rantaan on suunniteltu rakennettavaksi uusi asuinalue, jossa huomioidaan myös viheryhteydet ja virkistyskäyttö. Alueella on käynnistetty asemakaavoitus keväällä 2019 ja samalla on käynnistetty kansainvälinen ideakilpailu, jonka tuloksia käytetään asemakaavoituksessa jatkovalmistelun pohjana. Päättöksiä täytön laajuudesta tai varsinaisia täyttösuunnitelmia ei ole tehty.

Riskinarvion apuna on käytetty kolmea eri tilanneskenaariota (kuva 2). Skenaario 0 edustaa alueen nykytilaa, skenaario 1 kohtuullista täyttöä alueen kaakkoisreunalla ja skenaario 2 suurta täyttöä alueen kaakkoisreunalla. Täyttöalueiden sijainti ja koko on määritetty syvyysvyöhykkeiden perusteella, eivätkä ne kuvaa todellisia suunnitelmia alueella.



Kuva 2. Viinikanlahden ilmakeku ja riskinarviossa käytetyt täyttötilanneskenaariot. Skenaario 0 edustaa nykytilaa, skenaario 1 suppeampaa täyttöä ja skenaario 2 laajempaa täyttöä. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

5 Aiemmat selvitykset

5.1 Veden laatu ja eliöstö

Pyhäjärvi on humusjärvi, jonka pohjoisosan ekologinen, kemiallinen, biologinen ja fysikaalis-kemiallinen tila on nykyisin hyvä (Hertta-tietokanta, SYKE seuranta-aineisto 2012-2016). Pirkanmaan ELY-keskuksen 2007 tekemässä kunnostustarpeen selvityksessä pohjoisosan tila oli arvioitu keskimäärin tyydyttäväksi, osin jopa hyväksi (Frisk et al. 2007). Pyhäjärven fosforipitoisuudet laskivat huomattavasti 1990-luvun alussa ja järvi siirtyi rehevästä luokasta lievästi reheviin vesiin.

Tampereen seudun yhteistarkkailussa 2013 syvänpohjaeläinindeksin mukaan syvänteiden ekologinen tila oli Pyhäjärvellä tyydyttävä ja Chironomidi-indeksin mukaan syvänteen pohja luokiteltiin reheväksi (Kyvy 2017). 1970-lukuun verrattuna Pyhäjärven pohjaeläimistö on monipuolistunut ja pohjan olosuhteet parantuneet (Nurmi 1998).

Pyhäjärven kalaston tärkein saalislaji on kuha, mutta myös kirjolohi-istutuksilla on huomattava merkitys kokonaissaaliissa. Siikasaaliit ovat heikentyneet 2000-luvulla. Hatanpään pyyntialueella verkkokoekalastusten tulosten vertailu kalastoperusteisen ekologisen luokittelun raja-arvoihin kuvasi kaikkien kolmen muuttujan perusteella ainoastaan välttävää ekologista tilaa (Kyvy 2018). Viinikanlahdella ei tiettävästi esiinny merkittävää suojeltavaa eliöstöä.

5.2 Yhteenveto aiemmista tutkimuksista

5.2.1 Ratinanrannan sedimenttitutkimus 2004

Tutkimusalueen pohjoisosassa, Ratinan alueella, tehtiin vuonna 2004 rantarakentamisen takia sedimentin haitta-ainetutkimuksia. Alueelle tehtiin 24 tutkimuspistettä, joista tutkittiin kaikista PCB-pitoisuudet. Osasta näytteitä tutkittiin myös metalli-, PAH- ja öljyhiilivetyypitoisuuksia. Viinikanojan edustalla olevissa tutkimuspisteissä PCB-pitoisuudet ylittivät Vna 214/2007 mukaisen ylemmän ohjearvon 0-140 cm syvyydellä (näytepiste 101). Alemman PCB-ohjearvon ylityksiä oli lähes kaikissa tutkimuspisteissä. Lähellä Ratinanokkaa olevissa tutkimuspisteissä oli myös ylemmän ohjearvorajan ylityksiä kromin ja keskiras-kaiden öljyjakeiden osalla.

5.2.2 Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys 2007

Pirkanmaan ELY-keskuksen Pyhäjärven kunnostustarpeen selvityksessä (2007) Viinikanlahdelta otetusta simpukkanäytteestä analysoidut PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat enimmillään yhden kongeneerin osalta 0,35 ng/kg tuorepainoa (Frisk et al. 2007). Neljän viikon testin aikana simpukoihin kertyi PCB-yhdisteitä yhteensä noin 2,4 ng/kg. Alemman kloorausasteen PCB-yhdisteitä (PCB-18 ja PCB-28) todettiin kertyvän Viinikanlahdella simpukoihin enemmän kuin muilla tutkimuspisteillä. Selvityksessä otettiin myös sedi-

mentti- ja kalanäytteitä Viinikanlahden ulkopuolelta. Korkeimmat PCB-pitoisuudet havaittiin 12 – 30 cm syvyydeltä otetuissa sedimenttinäytteissä, luokkaa 500 µg/kg. Naarashaukien PCB-pitoisuuksien todettiin vakiintuneen noin 0,02 mg/kg (tuorepainoa) tasolle. Selvityksen kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien myrkyllisyysarvion mukaan pitoisuudet olivat kohonneita, mutta arvot alittivat elintarvikkeille asetetut raja-arvot. Selvityksen mukaan vuoden 1993 analyysitulosten perusteella PCDD/F/PCB-yhdisteiden suositusten mukainen vuorokausiannos täyttyi 75 kg painavalla henkilöllä 190 g vuorokausiannoksella muikkua, vuoden 1998 tulosten perusteella 70 g annoksella muikkua ja vuoden 2002 tulosten perusteella 410 g annoksella haukea.

5.2.3 Viinikanojan sedimenttitutkimus 2017

Ratnan kauppakeskuksen rakennustöihin liittyen KYVY ry otti Viinikanojan suulta, Hatanpään valtatie­n länsipuolelta, neljä sedimenttinäytettä talvella 2017. Yksi näyte otettiin purkupu­tken edustalta, kaksi ojan keskeltä ja yksi ojan suistoaluel­ta. Näytteiden maksimisyyvyys oli 50 cm. Ku­vassa 3 on esitetty raportin tutkimuspisteet. Sedi­menttiaines oli pääasiassa hiekkaa, osin myös lie­juisempaa/savisempaa ainesta. Näytteistä määri­tettiin raskasmetallit, PAH-yhdisteet, PCB-yhdis­teet, organotinayhdisteet ja hiilivetyindeksi.



Kuva 3. Viinikanojan vuoden 2017 sedimenttitutkimuksen tutkimuspisteet. Kuvaan on merkitty myös kovettuneen hiekan tai selvästi karkeamman aineksen alue punaisella rasterilla tutkimuksen aikaisten havaintojen perusteella.

Tutkimuspisteiden analyysituloksia verrattiin normalisoituina ruoppaus- ja läjitysohjeen (YO 1/2015) mukaisiin sedimenttien laatukriteeritasoihin. Pääsääntöisesti PCB-pitoisuudet olivat korkeampia syvyydellä 20-50 cm kuin 0-20 cm. Molemmilla syvyytasoilla pisteissä SED1 ja SED4 oli eri kongeneereilla useampia laatukriteeritason 2 ylityksiä kuin pisteissä SED2 ja SED3. PCB-yhdisteiden summapitoisuudet ylittivät PIMA-asetuksen ylemmän ohjearvon pisteillä SED1 ja SED4. Alempi ohjearvo ylittyi pisteillä SED1 ja SED4. Lisäksi näytteistä todettiin useampi tason 2 ja 1C ylitys metallien ja PAH-yhdisteiden osalta.

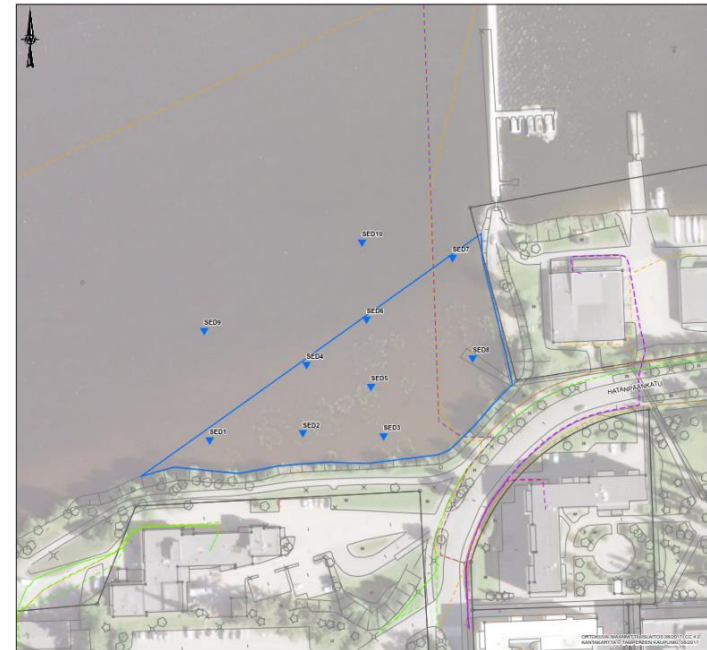
5.2.4 Vuoden 2018 sedimenttitutkimus

Vuonna 2018 Golder Associates teki sedimenttitutkimuksia Hatanpään sairaalan lähellä, tämän raportin tutkimusalueen lounaisreunalla. Kuvassa 4 on esitetty raportoitujen tutkimuspisteiden sijainnit. Alueelta otettiin näytteitä kymmenestä näytepisteestä, maksimissaan 50 cm syvyydeltä. Sedimenttiaines oli savea ja hiekkaa. Laboratorioanalyyskejä tehtiin kuudesta kokoomanäytteestä ja muutamasta yksittäisnäytteestä. Analysoituja aineita olivat metallit ja epämetallit, öljyhiilivedyt, PCB- ja PAH -yhdisteet, TerrAttesT -paketti, torjunta-aineet, organotinayhdisteet (TBT ja TPT), PCDD/F-yhdisteet, rakeisuus ja humuspitoisuus.

Näytteistä todettiin Vna 214/2007 kynnys- ja ohjearvoihin vertailtaessa vain kynnysarvojen ylityksiä. Suurin osa kynnysarvoylityksistä todettiin arseenin ja koboltin osalta, mitkä ovat Pirkanmaalla taustapitoisuukseltaan korkealla tasolla. Ainoastaan SED2 25-40 cm todettu pitoisuus vanaadiinia ylitti sekä kynnysarvon että Pirkanmaan taustapitoisuuden. PCB:n osalta tutkituissa kuudessa kokoomanäytteissä ei todettu määrittämisen ylittäviä pitoisuuksia. Kahdessa yksittäispisteessä todettiin 0,0117 mg/kg ja 0,025 mg/kg summapitoisuudet (SED7) ja 0,0009-0,0019 mg/kg pitoisuuksia yksittäisillä kongeneereilla (SED6).

Normalisoituja tuloksia vertailtiin ruoppaus- ja läjitysohjeen (YO 1 / 2015) laatukriteeritasoihin. Näytteen SED7 0-10 cm pintakerroksesta todettiin tason 1C pitoisuus kuparin osalta ja tason 2

pitoisuus nikkelin osalta. Muiden analysoitujen näytteiden pitoisuudet olivat 1-1B tasoilla.



Kuva 4. Hatanpään sairaalan vuoden 2018 sedimenttitutkimuspisteiden sijainnit.

6 Tutkimukset ja tulokset

Tavoitteet

Tehtyjen tutkimuksien tavoitteena oli selvittää koko Viinikanlahden alueen sedimentin laatu ja haitta-ainepitoisuudet riskinarviointia varten. Tavoitteena oli selvittää riskejä nykytilassa, sekä tilanteessa, jossa Viinikanlahden puhdistamon rannaa täytetään (skenaariot 0, 1 ja 2; kuva 2). Aikaisemmin tehdyt tutkimukset käsittivät vain yksittäisiä alueita ja pisteitä lahdella, eikä niiden kattavuus riitä nyt tehtävään arviointiin. Lisätutkimuksilla pyrittiin selvittämään myös virtausten voimakkuus ja suunta, pohjan laatu, sedimentaation nopeus alueella sekä sedimentin eroosioherkkyys eri täyttöskenaarioissa.

6.1 Luotaukset

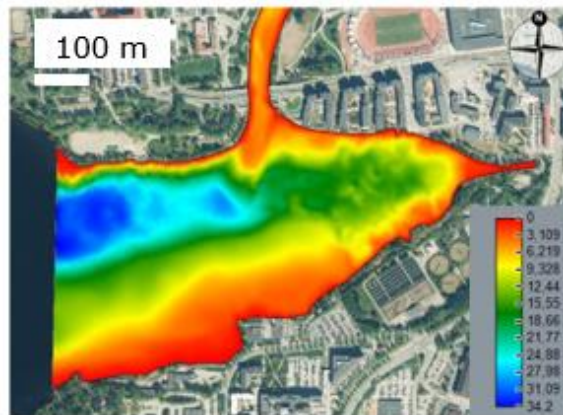
Civil Tech Oy Ab monikeila- ja matalataajuusluotasi tutkimusalueen keväällä 2019. Monikeilaluotauksessa tutkimusalueilla ajettiin yhteensä 249 luotauslinjaa 400 kHz taajuudella. Luodattujen alueiden pinta-ala oli yhteensä noin 69,2 ha. Tutkimusalueet luodattiin siinä laajuudessa, kuin se oli mahdollista alueen mataluudesta ja alueella olevista rakenteista johtuen. Matalataajuusluotauksessa tutkimusalueilla ajettiin yhteensä 37 linjaa 20 m linjavälillä. Linjaväliä tihennettiin niillä alueilla, joilla luotausignaalin todettiin tunkeutuvan hyvin sedimenttiin. Matalataajuusluotaus suoritettiin 24 kHz taajuudella.

Monikeilaluotausten perusteella tehty syvyyskartta on esitetty kuvassa 5. Tutkimusalueen pohjoisranta on jyrkkä, etelä- ja itäreuna syvenevät loivemmin. Syvimmät kohdat alueella ovat noin 30 m. Alueen vapauduttua mannerjäätikön alta noin 11 300 vuotta sitten, oli tutkimusalue jäätikköjärveä. Tällöin veden pinta alueella noin 80 metriä nykyistä korkeammalla. Altaaseen kerrostui ns. lustosavia, joissa on erittäin vähän orgaanista ainesta ja toistuva hienomman ja karkeamman aineksen vuorottelun tuottama raitainen rakenne. Koko allasta kiertää noin 10 m syvyydessä töyräs, joka todennäköisesti on syntynyt aaltoeroosion vaikutuksesta ns. Ancyclusjärvi-vaiheen aikana noin 10 000 vuotta sitten. Tällöiseen järvioltaaseen kerrostui tasalaatuisempaa hienoa savea, jossa orgaanisen aineksen määrä oli jo korkeampi. Pyhäjärvi kuroutui Itämerestä omaksi altaakseen noin 9 000 vuotta sitten. Tämän jälkeen järveen alkoi kerrostua orgaanisrikkaampaa saviliejua ja liejua.

Viinikanlahtea rajaa pohjoisrannassa pieni kynäs, ja lahden itäpään pohjamorfologia on kuoppainen. Maan kohoaminen jäätä vapautumisen jälkeen on aiheuttanut mm. Tammerkosken puhkeamisen noin 7 500 vuotta sitten. Tapahtuman on arvioitu väliaikaisesti nostaneen Pyhäjärven vedenpintaa noin 3-4 m, tämä on saattanut aiheuttaa pohjan eroosiota tutkimusalueen itäpäässä. Soutukeskuksen alueella järvenpohjassa todettiin turvetta. Turve on todennäköisesti peräisin epätasaisen maankohoamisen aiheuttamasta

myöhemmästä vedenpinnan hitaasta noususta soistuneille ranta-alueille.

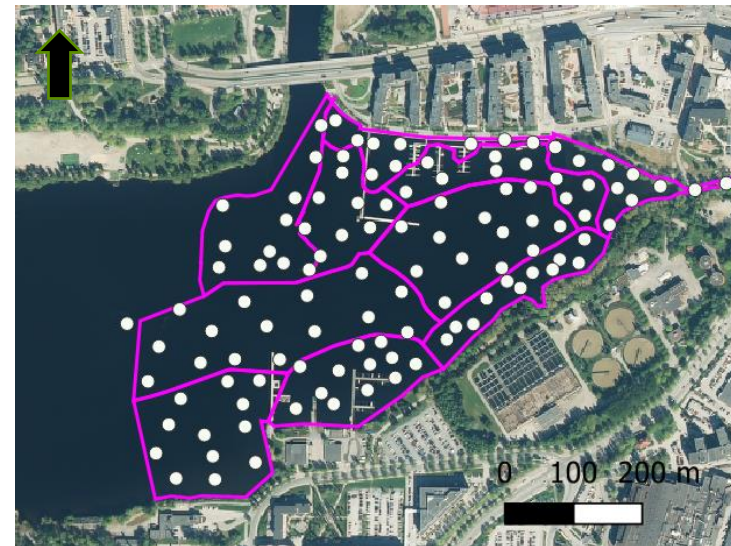
Matalataajuusluotausaineistosta ei voitu tulkita moreeni- tai kalliopintaa. Sedimentin sisäiset rakenteet näkyivät vain alueen eteläosassa, lähellä vedenpuhdistamo. Täällä pintakerros tulkittiin kerralliseksi saveksi, jossa on selkeitä eroosion merkkejä. Pintasedimentissä on merkkejä kaasunmuodostuksesta suuressa osassa tutkimusaluetta. Vuonna 2015 Pyhäjärvellä nykyistä tutkimusaluetta hieman lännempänä tehdyissä luotauksissa pintasedimentti oli tulkittu pääosin siltiksi ja saveksi, jossa oli paikoin seassa orgaanista ainesta. Viinikanlahtea lähinnä olevilla alueilla pintasedimentti oli kaasupitoista. Pinnassa oleva hiekka oli tulkittu osin uudelleenkerrostuneeksi.



Kuva 5. Monikeilaluotauksen perusteella tuotettu Viinikanlahden syvyyskartta. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

6.2 Sedimenttitutkimukset

Viinikanlahti jaettiin luotausaineiston ja suunnitelmatietojen perusteella 11 pohjadynaamiikaltaan tai käyttötavaltaan poikkeavaan alueeseen. Tutkimusalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on noin 23,2 ha. Alueelle tehtiin yhteensä 113 tutkimuspistettä, joista otettiin näytteitä mahdollisuuksien mukaan seuraavista kerroksista: 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm ja 60-90 cm. Käytetty jaotus on yhteensopiva Ruoppaus- ja läjitysohjeen (YO 1/2015) ohjeistuksen kanssa. Näytealueet ja näytepisteiden sijainnit on esitetty kuvassa 6.



Kuva 6. Luotausaineiston perusteella jaotellut tutkimusalueet (punainen viiva) ja yksittäisten näytepisteiden sijainnit (valkoiset ympyrät).

Näytteet otettiin alueittain kokoomanäytteinä eri syvyyksiltä. Ratinan suvannon suulla (alue 7) pohja oli hiekkaa ja alueelta saatiin otettua näytteitä vain 0-10 cm kerroksesta. Kokoomanäytteet homogenisoitiin ennen laboratorioon lähettämistä. Lisäksi kaikista näytepisteistä otettiin jokaiselta syvyydeltä yksittäisnäyte, jotta haitta-ainepitoisuuksien esiintymistä voitiin tarvittaessa tarkentaa.

Veden syvyys tarkastettiin näytteenottoasemien kohdilta mittaamalla kaikuluotaimella. Paikannus tehtiin noin 5 m:n tarkkuudella GPS:llä. Sedi-menttinäytteenoton yhteydessä tehtiin havaintoja pohjadynaamisista vyöhykkeistä. Kaikista otetuista näytepisteistä saatiin riittävä määrä edustavaa materiaalia analyyseihin.

Sedimentin laatu ja kerrosjärjestys kuvattiin erilliselle kenttälomakkeelle. Näytteet valokuvattiin. Kaikki näytteet tutkittiin näytteenoton yhteydessä aistinvaraisesti ja niistä kirjattiin ylös maalaji, väri, haju sekä muut havainnot. Näytteet säilytettiin viileässä ja lähetettiin viipymättä analysoiviin laboratorioihin kylmälaukuissa. Näytteet pakattiin riittäväillä näytetunnuksilla varustettuna pakasterasioihin, lasipurkkeihin tai kaasutiiviisiin ympäristönäytteenottopusseihin.

Reservinäytteet pakastettiin mahdollisia myöhemmin sovittavia lisäanalyysejä varten.

Alueilta 1-6 ja 8-11 analysoitiin laboratoriossa kerroksista 0-10 cm ja 10-30 cm ja alueelta 7 kerroksesta 0-10 cm tehdyistä kokoomista seuraavat parametrit:

- Vesipitoisuus ja hehkutushäviö
- Savespitoisuus (18 kpl) tai rakeisuus areometrillä (3 kpl)
- PCB-yhdisteet
- Öljyhiilivedyt C10-C40
- PAH-yhdisteet
- Organotinat
- Metallit (ruoppaus- ja läjitysohjeen mukainen listaus)
- Dioksiinit ja furaanit
- Ftalaatit

Neljästä tutkimuspisteestä, (SWSED5, SWSED82, SWSED102 ja SWSED113) sedimentin pintakerroksesta 0-10 cm tehtiin seuraavat analyysit:

- Terratest® -sedimenttianalyysipaketti
- Terratest® -vesianalyysipaketti sedimentin huokosvedestä
- pH ja redox (sondilla)
- Biosaatavuutta kuvaava metallien heikko osittaisuutto ammoniumasetaatilla
- Metyylielohopea

Sedimentin PCB- ja organotinayhdistepitoisuuksista tehtiin täydentäviä analyysejä (taulukko 1).

Laboratoriotutkimusten tulokset on esitetty seuraavissa kappaleissa.

Taulukko 1. Täydentävien PCB- ja orgaanisten tinayhdisteiden (TBT ja TPT) analyysinäytteiden pisteet ja näytesyvyydet.

Näyte	PCB	TBT-TPT
SWSED7 30-60 cm	x	x
SWSED7 60-90 cm	x	x
SWSED14 30-60 cm	x	x
SWSED14 60-90 cm	x	x
SWSED40 30-60 cm	x	x
SWSED40 60-80 cm	x	x
SWSED50 30-60 cm	x	x
SWSED50 60-80 cm	x	x
SWSED84 30-60 cm	x	x
SWSED84 60-77 cm	x	x
SWSED87 30-60 cm	x	x
SWSED87 60-90 cm	x	x
SWSED103 60-90 cm	x	x
SWSED102 12-14 cm	x	
SWSED102 14-16 cm	x	
SWSED102 16-18 cm	x	
SWSED102 18-20 cm	x	
SWSED102 20-22 cm	x	
SWSED102 22-24 cm	x	

6.2.1 Sedimentin fysikaaliset ominaisuudet

Sedimentin vesipitoisuus vaihteli välillä 26,9 – 79,0 %/FS, hehcutushäviö välillä 1,0 – 18,7 %/DW ja tiheys välillä 1,13 – 1,80 t/m³. Sedimentti on hehcutushäviön perusteella tutkituin osin enimmäkseen saviliejuja. Saveksen määrä oli 1,7–17 p.-%. Kokoomanäytteistä määritettyjen fysikaalisten ominaisuuksien alueellisia keskiarvoja on esitetty kuvassa 7.

Näytepisteistä SWSED5, SWSED83, SWSED102 ja SWSED113 10 cm pintakerroksista otetuista näytteistä tehtiin sondilla kenttämittauksia. Kenttämittaustulokset on esitetty taulukossa 2. Mitattu pH vaihteli välillä 5,86-6,67 ja redox-arvo -202 – 100 mV.

Taulukko 2. Sedimenttinäytteiden kenttämittaustulokset.

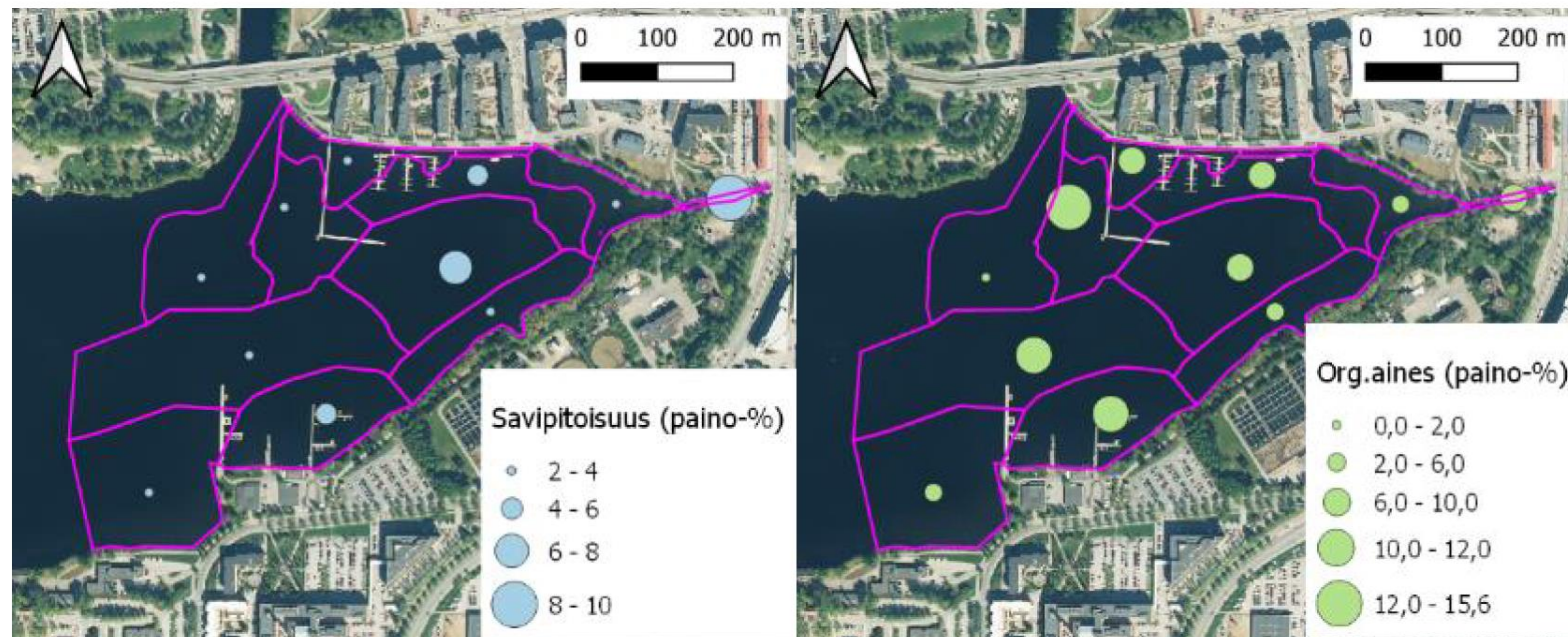
Näytepiste	Veden-syvyys m	Lämpö-tila °C	pH	Redox mV
SWSED5	5,0	13,9	6,67	-162
SWSED83	14,9	15,4	6,16	100
SWSED102	12,3	17,9	6,52	-161
SWSED113	16,5	17,2	5,86	-202

Kattava sedimenttinäyteaineisto (pisteet SWSED1-113) tutkimusalueelta tuo lisätietoa luotaustuloksiin. Näytteisiin perustuvassa stratigrafiassa alinna on kerrallinen saviyksikkö. Kerrallisen saven sijainti vahvasti luotaustulkinnan Hatanpään rannan puoleisesta rakenteellisesta savialueesta. Suurinta osaa tutkimusalueen pohjasta peittää kerrallisen saviyksikön päällä oleva liejusavinen/liejuinen sedimenttiyksikkö. Muutamassa näytepisteessä kerrallisen saviyksikön ja liejuisen yksikön välissä oli ohut, rakenteettoman olinen saviyksikkö. Useimmat tutkitut pisteet ulottuivat vain liejusaviseen yksikköön asti. Paikoitellen tutkimusalueen pohjalla tavattiin joitakin kymmeniä senttejä paksu hiekka -tai sorakerros, joissakin pisteissä näytettä ei saatu/pohja todettiin soraiseksi. Viinikanlahden sedimenttiyksiköistä kerrallinen savi liittyy Yoldiavaiheen, homogeeninen savi Ancyclusvaiheen ja saviliejuinen yksikkö järvi-vaiheen kerrostumiseen. Soraiset ja hiekkaiset alueet tulkitaan pääasiassa uudelleenkerrostuneeksi materiaaliksi.

Etelä- ja Lounais-Suomen Ancyclus-vaiheessa kerrostuneet sedimentit sisältävät tyypillisesti savea n. 40-70 p.-%, Keski-Suomen vastaavissa kerrostumissa on savea n. 10-30 p.-%. (Gardemeister 1974). Orgaanista ainesta Ancyclusvaiheen kerrostumissa on tyypillisesti noin 0,5-2 %/DW ja sisämaassa vesipitoisuus on noin 20-50 %/FS luokkaa (Gardemeister 1975). Tutkimusalueelta mitatut arvot sopivat hyvin näihin keskimääräisiin arvoihin.

Sedimenttinäytteissä liejusavinen yksikkö on monesti kaasun hieman deformatioima. Tämä kaasunmuodostus orgaanisesta aineksestä todennäköisesti selittää matalataajuusluotauksen signaalin huonon tunkeutumisen. Myös pinnan hiekkakerros voi toimia samalla tavalla esteenä. Useissa näytepisteissä pohjalta löytyi muovirokkaa, joka koostui lähinnä muovipussien ja erilaisten muovipakkausten palasista. Hatanpään vedenpuhdistamon lähellä pisteissä SWSED31 ja SWSED32 havaittiin kalkkisaostumakerros, jonka paksuus vaihteli 60 ja 80 cm välillä.

Hienoaines pidättää haitallisia aineita ja parantaa sedimentin koheesiota ja koossapysymistä. Kerrostunut savivalentainen sedimentti vaatii suhteellisen suuria virtausnopeuksia lähteäkseen uudestaan liikkeelle. Toisaalta suspensiossa oleva hienoaines (etenkin savi) kulkeutuu pitkiäkin matkoja ja voi pysyä suspensiokuormassa melko pienillä virtausnopeuksilla. Orgaaninen aines imee itseensä haitallisia aineita ja parantaa sedimentin koheesiota. Toisaalta orgaaninen aines alentaa sedimentin tiheyttä, joten korkeat orgaanisen aineksen pitoisuudet (yli 12-14 %; Grabowski et al. 2011) voivat muuttaa sedimentin eroosioherkemmäksi.



Kuva 7. Ylimmän 0-30 cm aluekohtaiset savipitoisuuden ja orgaanisen aineksen määrän keskiarvot. Keskiarvo on laskettu alueittain ainekohtaisista pitoisuuksista 0-10 cm ja 10-30 cm näytteissä. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

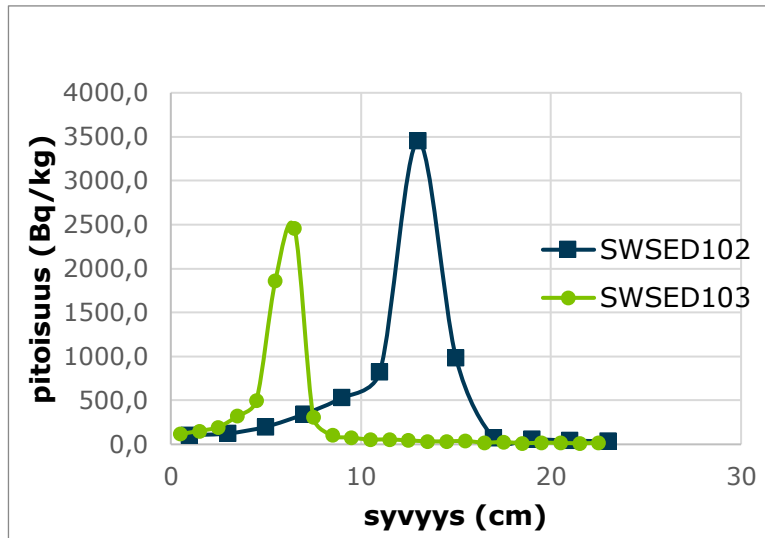
Analyysitulosten perusteella Viinikanlahden sedimentin ylin 30 cm ei ole kovin savespitoinen, eli suspensiokuormassa oleva kiintoaine koostuu pitkälti orgaanisesta aineksesta ja saven lisäksi mahdollisesti siltistä. Tämä todennäköisesti tekee sedimentistä helpommin liikkeelle lähtevää ja nopeammin suspensiokuormasta laskeutuvaa kuin hyvin savirikas aines olisi. Rakennustöiden yhteydessä mahdollisesti häiriintyvät syvemmät sedimentaatioyksiköt ovat oletettavasti savespitompaa ainesta. Tämä saattaa lisätä suspensiokuorman määrää ja kulkeutumismatkaa.

Voidaan olettaa, että pahimmat haitta-ainepitoisuudet rajoittuvat liejuiseen sedimenttiyksikköön. Sekoittuminen savisempaan materiaaliin laimentaa uudelleenkerrostuvan sedimentin haitta-ainepitoisuutta. Tarkasteltujen fysikaalisten ominaisuuksien perusteella voidaan todeta, että pehmeille orgaanisrikkaille sedimenteille eroosion kannalta kriittisenä virtausnopeutena käytetty noin 10 cm/s sopii yleiseksi lukuarvoksi myös Viinikanlahdelle. Tätä yleistä arvoa on tarkennettu aluekohtaiseen mittausaineistoon pohjautuen luvussa 6.7 (Eroosioherkkyystutkimus).

6.2.2 Sedimentin ajoitukset

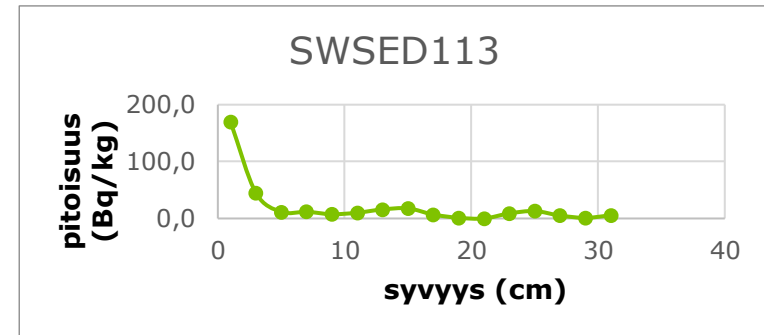
Täysin ihmistoiminnasta peräisin olevana aineena cesiumin isotooppia ¹³⁷ voidaan hyödyntää sedimentaationopeuksien määrittämiseen. Sen maksimipitoisuus sedimentissä liittyy yleensä vuonna 1986 tapahtuneen Tšernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeumaan, jota muodostaa sedimenttiin suhteellisen helposti mitattavan Cs-137 -merkkikorison. Kaikki Cs-137 -analyysit on tehty Geologian tutkimuskeskuksen laboratoriossa. Ajoitettujen näytepisteiden sijainnit on esitetty kuvassa 12.

Näytesarjoja otettiin Viinikanlahdelta kolmesta pisteestä: SWSED102, SWSED103 ja SWSED113. Näytesarjat SWSED102 ja SWSED113 otettiin 2 cm siivuina ja näytesarja SWSED103 otettiin 1 cm siivuina. Näytepisteiden SWSED102 ja SWSED103 näytesarjoissa (kuva 8) näkyy Tšernobylin laskeuma selvänä piikkinä. Näytepisteestä SWSED102 suurin Cs-137-pitoisuus todettiin 12-14 cm syvyydessä, mikä vastaa noin 4 mm/v sedimentaationopeutta. Näytepisteestä SWSED103 (kuva 8) korkein Cs-137-pitoisuus todettiin 6-7 cm syvyydestä, mikä vastaa noin 2mm/v sedimentaationopeutta.



Kuva 8. Viinikanlahden tutkimuspisteistä SWSED102 ja SWSED103 sedimentin ylimmästä 25 cm määritetyt cesium-pitoisuudet.

Näytteessä SWSED113 korkein Cs-137-pitoisuus todettiin 0-2 cm näytteessä (kuva 9). Pitoisuus on kertaluokkaa pienempi kuin kahden muun sarjan korkein pitoisuus. SWSED113 sijaitsee alueella, joka on luotauksien perusteella pääosin eroosio-pohjaa. Todennäköisesti kerrostuminen ei ole ollut tasaista tai sitä ei ole tapahtunut viime vuosina, eikä näytteestä SWSED113 voi tehdä päätelmiä kerrostumisnopeudesta.



Kuva 9. Viinikanlahden tutkimuspisteestä SWSED113 sedimentin ylimmästä 35 cm määritetyt cesium-pitoisuudet.

Tyypillinen keskimääräinen sedimentaationopeus (boreaalisisissa) suomalaisissa järvissä viimeisen 6 000 vuoden aikana on noin 0,6-1 mm/vuosi (Valpola & Ojala 2006). Viinikanlahden tutkimusalueen oletetut sedimentaationopeudet ovat korkeampia. Luonnollisista tekijöistä näytepisteiden SWSED102 ja 103 kohtuullisen suojainen sijainti, Tammerkoskesta ainesta lahden suuntaan kuljettava virtauskuvio, keskelle jäävät rauhallisen virtaaman poukammat ja Viinikanojan lahteen kuljettava aines selittävät eroa. Määritysrajan ylittäviä PCB- ja organotinapitoisuuksia havaittiin tässä tutkimuksessa jopa 60-90 cm syvyydeltä olevissa näytteissä. Tämä vastaisi häiriöttömissä oloissa noin 12-18 mm/v kerrostumisnopeutta, jos PCB:n oletetaan alkaneen kerrostua aikaisintaan 1960. Näin laskettuna ylin 30 cm olisi kerrostunut noin 16-25 vuoden aikana. Todellisuudessa kerrostumisessa voi olla taukoja ja sedimenttiä voi kulua pois.

6.2.3 Sedimentin haitta-ainepitoisuudet

Laboratoriotuloksia vertailtiin Vna 214/2007 mukaisesti kynnys- ja ohjearvoihin, sekä normalisoituja tuloksia sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa (YO 1/2015) annettuihin laatuksiteeritasoihin (Taulukot 3 ja 4). Vertailun pohjana olivat alueiden kokoomanäytteet, analysoitujen yksittäispisteiden tuloksia käsitellään tarkemmin vain, jos niiden pitoisuudet ylittävät kokoomanäytteistä mitatut suurimmat pitoisuudet (lyijy, sinkki, PCB, öljyhiilivedyt) tai täydentävät tuloksia merkittävästi (orgaaniset tinayhdisteet ja PCB).

Vertailu Vna 214/2007 kynnys- ja ohjearvoihin

Analysoidussa ylimmässä 30 cm:ssä todettiin ylempään ohjearvon ylitykset öljyhiilivetyjen raskaiden tisleiden osalta kahdessa kokoomanäytteessä ja kahdessa yksittäisnäytteessä. Lisäksi näytteestä SWSED83 todettiin ylempään ohjearvon ylitys öljyhiilivetyjen keskiraskaiden tisleiden osalta sekä näytteestä SWSED102 PCB-yhdisteiden summapitoisuuden osalta.

Alemman ohjearvon ylityksiä todettiin useamassa kokooma- ja yksittäisnäytteissä PCB-yhdisteiden summapitoisuuden osalta ja öljyhiilivetyjen keskiraskaiden ja/tai raskaiden tisleiden osalta. Lisäksi alempi ohjearvo ylittyi PAH-yhdisteillä kahdessa kokoomanäytteessä, kromilla kahdessa kokoomanäytteessä ja sinkillä kahdessa yksittäispisteessä.

Kynnysarvojen ylityksiä todettiin lähes kaikista laboratoriossa analysoiduista näytteistä. Kynnysarvojen ylityksiä todettiin metallien, PAH-yhdisteiden, PCB-yhdisteiden, orgaanisten tinayhdisteiden ja öljyhiilivetyjen osalta.

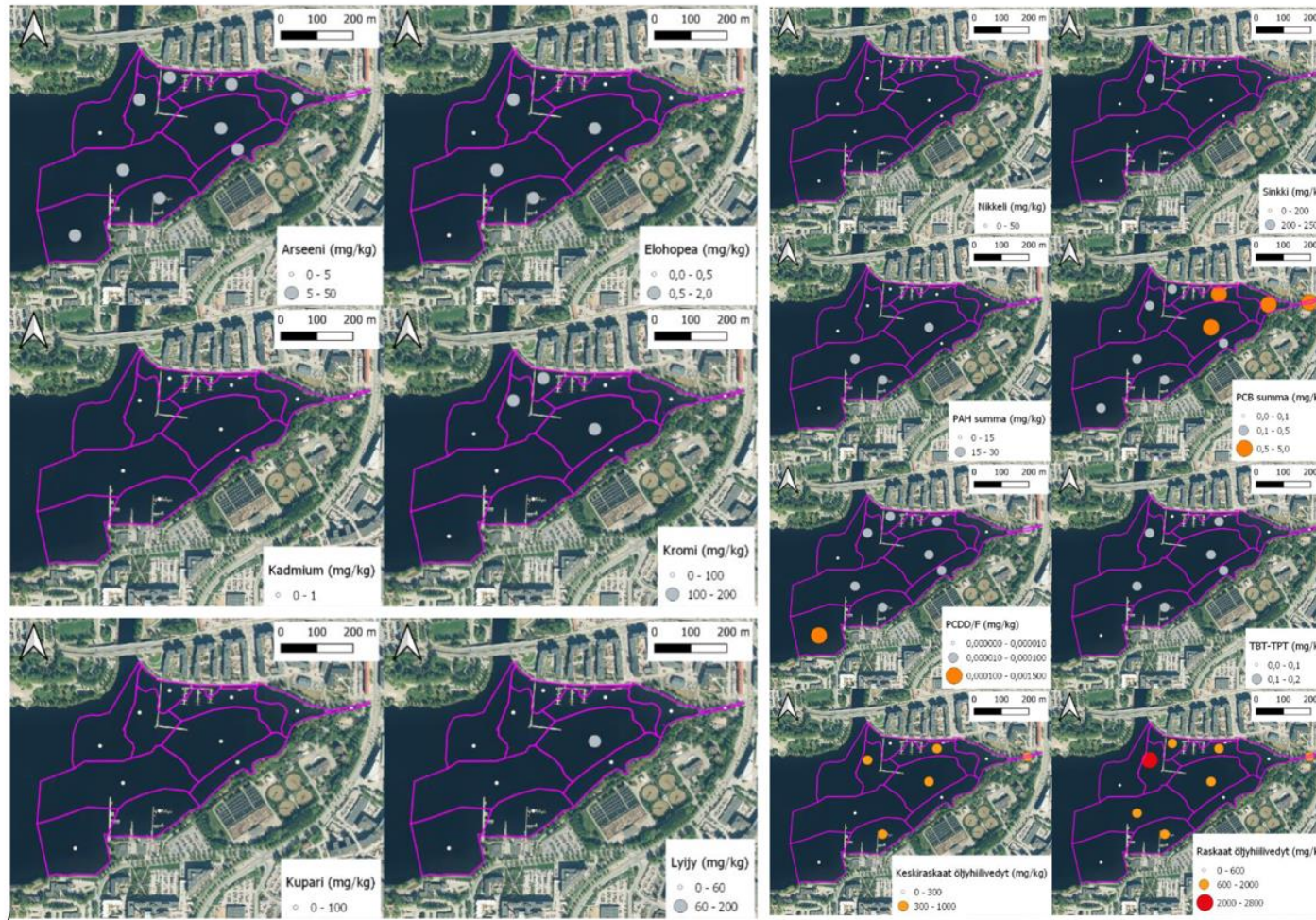
Tulosten perusteella ylintä 30 cm on perusteltua käsitellä yhtenä kokonaisuutena. Aluekohtaisia haitta-ainepitoisuuksien keskiarvoja ylimmässä 0-30 cm:ssä (normalisoimaton aluekohtainen keskiarvo haitta-aineen pitoisuuksista 0-10 cm ja 10-30 cm näytteissä) esitetään kuvassa 10. Neljän analysoidun yksittäispisteen normalisoimattomia tuloksia lyijyn, sinkin ja öljyhiilivetyjen summapitoisuuden osalta syvyydellä 0-10 cm on esitetty kuvassa 11.

Taulukossa 3 käytetyistä lyhenteistä KA= kynnysarvo, AOA=alempi ohjearvo, YOA= ylempi ohjearvo, SHPeko=ekologinen viitearvo, SHPterv=terveysperusteinen viitearvo. Ainekohtainen keskiarvo on laskettu kokoomanäytteiden pitoisuuksista syvyydeltä 0-30 cm. Yksittäisiä tai syvemmältä olevia määritystuloksia ei ole mukana. Määritysrajan alittavat tulokset on laskettu mukaan keskiarvoon määritysrajan suuruisina pitoisuuksina.

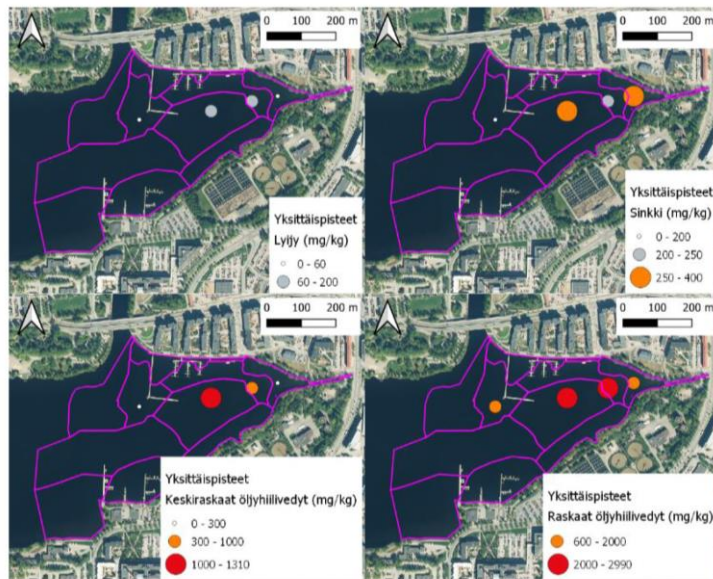
Taulukko 3. Analysoitu näytteiden määrä, haitta-aineiden todetut maksimipitoisuudet, kokoomanäytteiden haitta-ainekohtaiset keskiarvopitoisuudet (0-30 cm), kynnys- ja ohjearvot (KA, AOA ja YOA) sekä ekologiset ja terveysvaikutteiset viitearvot (SHPEko ja SHPter). Ainekohtainen keskiarvo on laskettu kokoomanäytteiden pitoisuuksista syvyydeltä 0-30 cm. Yksittäisiä tai syvemmältä olevia määrittystuloksia ei ole mukana. Määrittysrajan alittavat tulokset on laskettu mukaan keskiarvoon määrittysrajan suuruksina pitoisuuksina.

Haitta-aine	Ana-lyysit (kpl)	MAX (mg/kg)	Kes-kiarvo (mg/kg)	KA (mg/kg)	AOA (mg/kg)	YOA (mg/kg)	SHPEko (mg/kg)	SHPter(mg/kg)
Arseeni (As)	25	25,5	9,9	5	50	100	56	424
Elohopea (Hg)	25	1	0,53	0,5	2	5	36	43
Kadmium (Cd)	25	1,6	0,59	1	10	20	12	25
Kromi (Cr)	25	237	99,74	100	200	300	120	3190
Kupari (Cu)	25	88	47,47	100	150	200	125	>10 000
Lyijy (Pb)	25	174	45,91	60	200	750	490	212
Nikkeli (Ni)	25	41	20,11	50	100	150	65	1190
Sinkki (Zn)	25	280	145,18	200	250	400	210	>10 000
Tolueeni	5	0,6	-	-	5	25	47	6,7
Antraseeni	25	1	0,29	1	5	15	1,6	7160
Asenaftteeni	25	0,17	0,08	-	-	-	-	-
Asenaftyleeni	25	0,41	0,11	-	-	-	-	-
Bentso(a)ant-raseeni	25	3,6	0,9	1	5	15	2,5	30
Bentso(a)pyreeni	25	2,9	0,86	0,2	2	15	7	2,6
Bentso(b)fluoran-teeni	25	1,7	0,57	-	-	-	-	-
Ben-tso(g,h,i)peryleeni	25	2,4	0,9	-	-	-	-	-
Bentso(k)fluoran-teeni	25	2,1	0,6	1	5	15	38	340

Haitta-aine	Analyysit (kpl)	MAX (mg/kg)	Keskiarvo (mg/kg)	KA (mg/kg)	AOA (mg/kg)	YOA (mg/kg)	SHP _{eko} (mg/kg)	SHP _{ter} (mg/kg)
Dibentso(a,h)ant-raseeni	25	1,7	0,51	-	-	-	-	-
Fenantreeni	25	5	1,12	1	5	15	31	3300
Fluoranteeni	25	6,9	1,67	1	5	15	260	450
Fluoreeni	25	0,58	0,15	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-c,d)pyreeni	25	2,7	1,04	-	-	-	-	-
Kryseeni	25	2,6	1,08	-	-	-	-	-
Naftaleeni	25	0,53	0,1	1	5	15	17	66
Pyreeni	25	8,6	1,71	-	-	-	-	-
PAH summa	25	45	11,72	15	30	100	15	-
PCB summa	45	11	0,67	0,1	0,5	5	14	0,063
PCDD/F	21	0,000277	0,00003	0,00001	0,0001	0,0015	-	0,00002
Ftalaatit summa	4	50	-	-	-	-	-	-
TBT	35	2,9	0,14	-	-	-	0,56	5,3
TPT	35	0,001	0,001	-	-	-	0,9	14
TBT-TPT summa	35	2,9	0,15	0,1	1	2	-	-
keskitisleet	25	1310	301,2	-	300	1000	-	-
raskaat	25	2990	938,33	-	600	2000	-	-



Kuva 10. Ylimmän 0-30 cm aluekohtaiset haitta-ainepitoisuuksien keskiarvot. Keskiarvo on laskettu alueittain ainekohtaisista pitoisuuksista 0-10 cm ja 10-30 cm näytteissä. Valkoinen piste osoittaa alle kynnyksarvon jääviä pitoisuuksia. Harmaa piste merkitsee kynnyksarvon ylittäviä ja alemman ohjearvon alle jääviä pitoisuuksia, oranssi piste alemman ohjearvon ylittäviä ja ylemmän ohjearvon alle jääviä pitoisuuksia sekä punainen piste ylemmän ohjearvon ylittäviä pitoisuuksia. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.



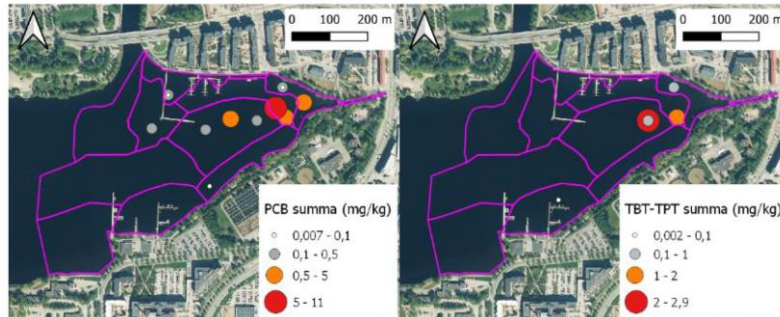
Kuva 11. Yksittäispisteiden 0-10 cm normalisoidun analyysitulokset lyijyn, sinkin ja öljyhilivetyjen summapitoisuuden osalta. Värien selitys kuten kuvassa 10. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

Epäorgaanisilla haitta-aineilla ylimmän 30 cm aluekohtaisissa keskiarvoissa on vain kynnysarvojen ylityksiä. Kadmiumin, kuparin ja nikkelin keskiarvot eivät ylitä kynnysarvoa millään alueella. Eniten kynnysarvojen ylityksiä on Tammerkosken suun lähellä ja pohjoisrannalla (kuva 10; arseeni, elohopea, kromi ja sinkki) sekä Viinikanojan suulla ja lahden keskiosassa (kuva 10 ja 11; arseeni, elohopea, kromi, lyijy ja sinkki). Eteläisen rannan läheisyydessä kynnysarvo ylittyy arseenilla ja elohopealla (kuva 10).

Orgaanisilla haitta-aineilla eniten kynnysarvojen ja alempien ohjearvojen ylityksiä on altaan keskiosissa ja itse Viinikanojan alueella (kuva 10). PCB, PCDD/F ja öljyhilivetyjen summapitoisuudet ylittivät lähes kaikilla alueilla vähintään kynnysarvon (kuva 10). PCB-pitoisuudet ovat korkeimmillaan Viinikanojan suualueella, kun taas PCDD/F-pitoisuus on korkein lähellä Hatanpään sairaalaa olevalla alueella. Öljyhilivedyt ja TBT-TPT-yhdisteet ovat melko tasaisesti jakautuneita. PAH-yhdisteitä on lähinnä altaan keskiosassa ja etelärannan lähellä.

Kokoomanäytteiden lisäksi analysoitiin yksittäispisteistä muutamia syvempiä näytteitä PCB- ja orgaanipilaantumien syvyysuuntaisen ulottuman selvittämiseksi (taulukko 1). Analysoiduissa lisänäytteissä PCB-yhdisteiden summapitoisuuden ylempi ohjearvo ylittyi yhdessä näytteessä (SWSED102 0-10 cm). Alemman ohjearvon ylityksiä todettiin useammassa näytteessä 60-90 cm syvyydelle saakka. TBT-TPT-yhdisteillä ylempi ohjearvo ylittyi yhdessä näytteessä (SWSED84 30-60 cm). Lisäksi todettiin yksi alemman ohjearvon ylitys ja kaksi kynnysarvon ylitystä 60-77 cm syvyydelle saakka. Kaikkien analysoitujen PCB- ja orgaanipitoisuuksien määrittämisen tarkastellaan kuvassa 12. Molemmilla haitta-aineilla suurimmat mitatut pitoisuudet sijoittuvat Viinikanojan edustalle. Todennäköisesti tämä liittyy lahden vastapäivään kiertävään päävirtauskuviioon: Viinikanojasta virtaava kiintoaine jää pääosin rauhall-

liseen lahdelmaan ja siirtyy osin kohti Ratinanrantaa. Tammerkoskesta tuleva kiintoaines ajautuu puolestaan kohti Viinikanlahtea.



Kuva 12. Yksittäisten, määritysrajan ylittäneiden PCB- ja organotinayhdisteiden analyysitulosten jakaantuminen. Kuvassa esitetty vain määritysrajan ylittävät pitoisuudet. Osa näytteistä on yhdestä pisteestä eri syvyystasoilta, tämä selittää päällekkäiset symbolit. Värien selitys kuten kuvassa 10. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

Vertailu Ruoppaus ja läjitysohjeen laatuksiteritasoihin

Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa (Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015) on annettu haitta-aineille laatuksiteritasot, joiden perusteella arvioidaan ruoppausmassan läjityskelpoisuus. Haitta-ainepitoisuuksiltaan ylimmän laatuksiteritason (taso 2) ylittävää ruoppausmassaa pidetään haitallisuuden takia pääsääntöisesti vesistöläjityskelvottomana. Tällainen ruoppausmassa voidaan sijoittaa vesiympäristöön vain, jos maalle sijoittaminen on ympäristön kannalta huonompi ratkaisu.

Normalisoiduista tuloksista todettiin kaikista paitsi näytteestä Alue 7 0-10 cm vähintään yhden haitta-aineen osalta tason 2 pitoisuus. Metallipitoisuuksista elohopea, kromi, kupari, lyijy ja nikkeli ylittävät tason 2. Orgaanisista haitta-aineista taso 2 ylittyy PAH-yhdisteillä, PCDD/F-yhdisteillä, TBT:llä, öljyhiilivetyjen summa-arvolla sekä kaikilla mitatuilla PCB-kongeneereilla. Tason 1C ylityksiä on elohopean, kuparin, lyijyn, sinkin, PAH-, PCDD/F- TBT- sekä PCB-yhdisteiden osalta. Taulukoissa 4 ja 5 esitetään normalisoidujen tulosten tasoylitykset haitta-aineittain sekä haitta-aineen mitattu maksimi- ja keskiarvopitoisuus.

Taulukko 4. Epäorgaanisten haitta-aineiden laatuksiteritasot, niiden ylitysten määrä sekä maksimi- ja keskipitoisuudet.

Haitta-aine	Analyysit (kpl)	MAX (mg/kg)	Keskipitoisuus (mg/kg)	Taso 1A (mg/kg)	Taso 1B (mg/kg)	Taso 1C (mg/kg)	Taso 2 (mg/kg)
Arseeni (As)	25	39	14,4	15	50	-	70
Elohopea (Hg)	25	2	0,7	0,1	0,6	0,8	1
Kadmium (Cd)	25	2	0,7	0,5	-	-	2,5
Kromi (Cr)	25	409	170,29	65	-	-	270
Kupari (Cu)	25	134	75,68	35	50	70	90
Lyijy (Pb)	25	222	61,96	40	80	100	200
Nikkeli (Ni)	25	123	50,68	45	50	-	60
Sinkki (Zn)	25	465	270,19	170	360	-	500

Taulukko 5. Orgaanisten haitta-aineiden laatukriteeritasot, niiden ylitysten määrä sekä maksimi- ja keskipitoisuudet (keskipit.).

Haitta-aine	Analyysit (kpl)	MAX (mg/kg)	Keskipit. (mg/kg)	Taso 1A (mg/kg)	Taso 1B (mg/kg)	Taso 1C (mg/kg)	Taso 2 (mg/kg)
Antraseeni	25	2	0,26	0,02	-	-	0,5
Asenaftteeni	25	0,3	0,07	-	-	-	-
Asenaftyleeni	25	0,3	0,1	-	-	-	-
Bentso(a)antraseeni	25	4	0,83	0,02	0,1	-	1
Bentso(a)pyreeni	25	3	0,78	0,02	0,45	-	4,5
Bentso(b)fluoranteeni	25	2	0,51	-	-	-	-
Bentso(g,h,i)peryleeni	25	2	0,83	0,02	0,25	-	1
Bentso(k)fluoranteeni	25	2	0,55	0,02	0,25	-	2,5
Dibentso(a,h)antraseeni	25	2	0,47	-	-	-	-
Fenantreeni	25	5	1,02	0,02	0,2	-	5
Fluoranteeni	25	7	1,53	0,02	0,2	-	2
Fluoreeni	25	1	0,14	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-c,d)pyreeni	25	3	0,95	0,02	0,1	-	1
Kryseeni	25	4	0,99	0,02	0,3	-	3
Naftaleeni	25	0,4	0,09	0,02	0,25	-	2,5
Pyreeni	25	9	1,57	0,02	0,28	-	2,8
PCDD/F	21	0,0003	0,00003	5E-06	0,00001	0,00003	0,00006
TBT	35	0,4	0,17	0,005	0,03	0,1	0,15
TPT	35	< 0,001	0,002	0,002	0,01	0,02	0,03
Öljyhiilivedyt C10-C40	25	3413	1592	100	300	-	1500
PCB#28	45	8	0,97	0,002	0,004	0,01	0,03
PCB#52	45	2	0,24	0,002	0,004	0,01	0,03
PCB#101	45	0,1	0,03	0,002	0,004	0,01	0,03
PCB#118	45	0,9	0,06	0,002	0,004	0,01	0,03
PCB#138	45	0,06	0,03	0,002	0,004	0,01	0,03
PCB#153	45	0,06	0,03	0,002	0,004	0,01	0,03
PCB#180	45	0,05	0,02	0,002	0,004	0,01	0,03

Vertailu SHP_{ter} ja SHP_{eko}-viitearvoihin

Normalisoimattomia maksimipitoisuuksia tarkasteltaessa kromi, sinkki, bentso(a)antraseeni ja TBT ylittivät SHP_{eko}-viitearvon (taulukko 3). Ylimmän 0-30 cm normalisoimattomilla keskipitoisuuksilla SHP_{eko} ei ylittynyt millään haitta-aineella. Vastaavasti bentso(a)pyreenin, PCB:n ja PCDD/F:n maksimipitoisuudet sekä PCB:n ja PCDD/F:n keskipitoisuudet ylittivät SHP_{ter}-arvon.

6.2.4 Osittaisuutot

Metallien biosaatavaa osuutta sedimentissä tutkittiin heikolla osittaisuutolla (ammoniumasetatti-utto, tässä biosaatavat pitoisuudet) ja kuningasvesiutolla (tässä kokonaispitoisuudet). Tulokset on esitetty taulukossa 6.

Osittaisuuttopitoisuudet ovat pääosin huomattavasti matalampia kuin kokonaispitoisuudet, ja terveysriskiä aiheuttamattomalla tasolla. Esimerkiksi arseenin kokonaispitoisuus näytteessä SWSED5/0-10 cm oli 14 mg/kg, kun taas biosaatava pitoisuus oli 0,7 mg/kg. Biosaatavat prosentiosuudet olivat matalimmillaan 0,059% (kromi) ja korkeimmillaan 33,3 % (kadmium). Elohopealla biosaatavat pitoisuudet jäivät alle määritysrajan, biosaatava prosenttiosuus on laskettu olettamalla biosaatava pitoisuus määritysrajan suuruiseksi (paitsi näytteelle SWSED5 0-10 cm).

6.3 Pintavesi ja huokosvesi

Vesinäytteitä otettiin sedimenttitutkimuksien yhteydessä neljästä tutkimuspisteestä (SWSED5, SWSED82, SWSED102 ja SWSED113) sekä pohjan läheisestä vesikerroksesta että suoraan sedimentistä (huokosvesi). Näytepisteiden sijainnit on esitetty kuvassa 13. Vesinäytteet otettiin Limnoskerrosnäytteenottimella ja huokosvesinäytteet huokosvesikeräimellä.

Kaikista vesinäytteistä analysoitiin seuraavat parametrit:

- Kiintoaine
- DOC
- pH ja Redox (sondilla)
- Terratest®-vesianalyysipaketti
- Liukoiset metallit
- PCB-yhdisteet

6.3.1 Pintavesi

Vesinäytepisteistä mitattiin kentällä veden syvyys, veden lämpötila, pH ja redox ennen näytteen lähettämistä laboratorioon. Taulukossa 7 on esitetty kenttämittauksien tulokset.

Pintaveden happamuus vaihteli välillä 6,9-7,9. Sähkönjohtavuus oli tutkimuspisteestä SWSED5 otetussa näytteessä 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja muissa 67-73 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Kiintoaineen määrä oli 5,7 mg/l pisteessä SWSED5 ja jäi muissa pisteissä alle määrittäjärajan 5,0 mg/l. Liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus oli noin 8 mg/l.

Liukoisten metallien ja puolimetallien pitoisuudet (taulukko 6) olivat enimmäkseen matalia: antiimonin, arseenin, elohopean, kadmiumin, kobolttin, kromin, kuparin, lyijyn, molybdeenin, nikkelin ja vanadiinin pitoisuudet alittivat laboratorioanalyysien määrittäjärajat. Alumiinia, bariumia, kaliumia, kalsiumia, litiumia, mangaania, magnesiumia, natriumia, rautaa ja sinkkiä todettiin määrittäjärajat ylittävinä pitoisuuksina. Näistä sinkki ylitti pisteessä SWSED113 pintaveden laadun yleisen vertailuarvot niukasti (Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014). Kaikki määrittäjärajan ylittäneet metallipitoisuudet olivat kuitenkin samalla tasolla Suomen purovesien geokemiallisessa kartoituksessa saatujen tyypillisten arvojen kanssa (Lahermo et al. 1996). Talousveden enimmäispitoisuussuositukseen verrattuna Al, Fe, Mn jäävät selvästi alle enimmäispitoisuussuositusten. Lisäksi vesinäytteissä todettiin määrittäjärajat ylittävinä, mutta kuitenkin matalina pitoisuuksina haihtuvia orgaanisia hiilivetyjä (mm. etyylibentseeni, tolueni ja styreeni), fenolia, bifenyliä ja öljyhiilivetyjä (C16-C21 ja C21-C30). Pintavesinäytteessä ei todettu riskinarvion kannalta merkittäviä pitoisuuksia haitta-aineita.



Kuva 13. Yllä pinta- ja huokosvesinäytepisteiden (valkoiset pisteet) sekä alla ajoitusnäytepisteiden (siniset pisteet) sijainti.

Taulukko 6. Biosaatavat raskasmetallipitoisuudet (mg/kg), vastaavien näytteiden kokonaispitoisuudet (mg/kg) sekä biosaatava %-osuus.

	Biosaatava pit. (mg/kg)	Kokonaispit. (mg/kg)	Biosaatava %-osuus
Arseeni			
SWSED5/0-10	0,7	14	5 %
SWSED83/0-10	1,3	11	11,8 %
SWSED102/0-10	0,8	12	6,7 %
SWSED113/0-10	0,82	6,3	13 %
Kadmium			
SWSED5/0-10	0,11	0,49	22,4 %
SWSED83/0-10	0,16	1,2	13,3 %
SWSED102/0-10	0,23	0,85	27,1 %
SWSED113/0-10	0,13	0,39	33,3 %
Kromi			
SWSED5/0-10	<0,05	84	0,06 %
SWSED83/0-10	0,13	150	0,09 %
SWSED102/0-10	0,11	140	0,08 %
SWSED113/0-10	0,08	72	0,11 %
Kupari			
SWSED5/0-10	1,1	75	1,5 %
SWSED83/0-10	2,4	86	2,8 %
SWSED102/0-10	2,5	85	2,9 %
SWSED113/0-10	1,3	44	3 %
Nikkeli			
SWSED5/0-10	0,39	41	1 %
SWSED83/0-10	0,68	32	2,1 %
SWSED102/0-10	0,73	41	1,8 %
SWSED113/0-10	0,5	24	2,1 %
Lyijy			
SWSED5/0-10	0,46	33	1,4 %
SWSED83/0-10	4,1	86	4,8 %
SWSED102/0-10	5,2	110	4,7 %

	Biosaatava pit. (mg/kg)	Kokonaispit. (mg/kg)	Biosaatava %-osuus
SWSED113/0-10	2,4	25	9,6 %
Sinkki			
SWSED5/0-10	22	270	8,1 %
SWSED83/0-10	16	280	5,7 %
SWSED102/0-10	24	240	10 %
SWSED113/0-10	15	120	12,5 %
Elohopea			
SWSED5/0-10	<0,1	0,063	N/A
SWSED83/0-10	<0,1	0,93	< 11 %
SWSED102/0-10	<0,1	0,33	< 30 %
SWSED113/0-10	<0,1	0,25	< 40 %

Taulukko 7. Kenttämittauksissa saadut pohjanlähteiden vesinäytteiden fysikaaliset ominaisuudet.

Näytepiste	Veden-syvyys	Lämpötila	pH	Redox
	m	°C		mV
SWSED5	5	17,7	7,98	93
SWSED83	14,9	15,6	7,57	86
SWSED102	12,3	17,5	7,59	91
SWSED113	16,5	17,1	7,42	86

6.3.2 Huokosvesi

Huokosveden happamuus vaihteli välillä 6,0-6,7. Sähkönjohtavuus oli tutkimuspisteestä SWSED102 otetussa näytteessä 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja muissa 270-290 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Huokosvesinäytteiden analyysitulokset on esitetty taulukossa 8.

Liukoisten metallien ja puolimetallien pitoisuudet vaihtelivat: antimonin, elohopean, kadmiumin, kuparin, lyijyn, molybdeenin, nikkelin ja vanadiinin pitoisuudet alittivat laboratorioanalyysien määrittämisrajat. Arsenia, bariumia, kobolttia, kromia ja sinkkiä todettiin määrittämisrajat ylittävänä pitoisuuksina ja näistä koboltti, kromi sekä sinkki ylittivät pintaveden laadun yleiset vertailuarvot (Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014). Lisäksi huokosvesinäytteissä todettiin matalina pitoisuuksina bentseeniä, etyylibentseeniä, tolueenia, ksyleenejä, styreeniä, trimetyylibentseeniä, fenoleja, halogenoituja hiilivetyjä, klooribentseeniä, kloorifenolia, bifenyliä ja öljyhiilivetyjä (C10-C12 ja C16-C21). Huokosveden mitatut pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa pintaveden pitoisuuksien kanssa. Huokosveden analyysitulokset indikoivat tutkittujen metallien ja puolimetallien hyvin heikkoa vesiliukoisuutta lukuunottamatta kobolttia, kromia ja sinkkiä. Huokosveden ei katsota vaikuttavan merkittävästi pintaveden laatuun pohjanläheisessä kerroksessa.

Taulukko 8. Pohjanlähteisten vesinäytteiden kokonaispitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) verrattuna pintaveden yleisiin vertailuarvoihin, pintaveden laatonormeihin ja talousveden enimmäispitoisuussuositukseen. Purovesien (tyypilliset ja mediaani(md)pitoisuudet) arvojen lähde: Lahermo et al. 1996. GTK:n geokemian atlas, osa 3. Tyypillinen arvo= 90 % tuloksista.

Aine	SWSED5	SWSED83	SWSED102	SWSED113	Purovedet tyypillinen	Purovedet md	Suosittelut pintaveden vertailuarvot	Talousveden laatusuositukset (enimmäispit.)
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
Al	41	41	40	40	20-250	95		200
Ba	7,66	7,49	7,57	7,54	3.-30	10		
Ca	6300	6560	6240	6430	1700-18000	4100		
Fe	76	69,4	69	69,6	60-2600	680		200
K	1440	1520	1400	1410	240-4000	700		
Li	1,1				0,2-7	1		
Mg	1560	1550	1500	1520	600-7000	1390		
Mn	3,54	1,56	1,54	1,49	2-145	29		50
Na	3980	4090	3820	3960	1300-14000	2100		
Zn	2,6			5,4	1,5-25	3,6	3,1-7,8	
Etyylibentseeni	0,17	0,2	0,52				100	
Tolueeni	0,29	0,37	0,81				74	
m-p ksyleeni			0,14				ksyleeni summa 8,6	
Styreeni	0,45	0,49	1,2					

Aine	SWSED5	SWSED83	SWSED102	SWSED113	Purovedet tyyppillinen	Purovedet md	Suosittelut pintaveden vertailuarvot	Talousveden laatusuositukset (enimmäispit.)
n-propyylibentseeni			0,22					
isopropyylibentseeni			0,11					
fenoli	0,9							
bifenyylit	0,07	0,04	0,03					

Taulukko 9. Huokosvesinäytteiden haitta-ainepitoisuudet ja pintaveden laadun yleiset vertailuarvot ($\mu\text{g/l}$).

Aine	SWSED5 ($\mu\text{g/l}$)	SWSED83 ($\mu\text{g/l}$)	SWSED102 ($\mu\text{g/l}$)	SWSED113 ($\mu\text{g/l}$)	Suosittelut pintaveden vertailuarvot ($\mu\text{g/l}$)
Arseeni	4,9	4,5			24
Barium	44	69	20	24	
Kromi		4,6	3	2,5	3,4
Koboltti		5,4	4	1,1	0,5
Sinkki	27	28	7,1	13	3,1-7,8
Bentseeni		0,15	0,56	0,6	10
Etyylibentseeni	0,52	0,42	0,36	0,48	100
Tolueeni	2,1	1,9	2	1,7	74
Ksyleenit (summa)	0,51	0,3	0,34	0,2	8,6
Styreeni	0,16	0,16	0,13	0,24	
1,2,4,-Trimetyylibentseeni	0,34				
1,3,5-Trimetyylibentseeni	0,16				
n-Propyylibentseeni				0,17	
Isopropyylibentseeni				0,11	
Fenoli	3,6	3,5	2,6	4,3	
p-Kresoli		0,67			

Aine	SWSED5 (µg/l)	SWSED83 (µg/l)	SWSED102 (µg/l)	SWSED113 (µg/l)	Suosittelut pinta- veden vertailuar- vot (µg/l)
2,6-Dimetyylifenoli		0,04			
2,3/3,5-Dimetyylifenoli+4-Etyylifenoli		0,04		0,03	
Dikloorimetaani			1,5	1,4	20
1,1-Dikloorieteeni			0,21	0,26	
Tetrakloorieteeni	0,11		0,11		10
Monoklooribentseeni	0,11	0,086	0,062	0,053	
4-kloori-3-metylfenoli		0,05			
Bifenyli				0,05	
C10-C12			23		
C16-C21	26				

6.3.3 Sedimentin haitta-ainepitoisuuksien vertailu taustapitoisuuksiin ja muihin vastaaviin taupauksiin

Viinikanlahden pintasedimentistä (0-30 cm) analysoitujen kokoomanäytteiden metalli- ja epämetallipitoisuuksia verrattiin Viinikan vedenpuhdistamon sedimenttitutkimuksen tuloksiin, Tampereen pintamaan tausta-ainepitoisuustutkimuksen tuloksiin, GTK:n taustapitoisuusrekisterin (TAPIR-karttapalvelu) tietoihin, Neulalahden ja Savilahden sedimenttitutkimukseen Kuopiossa ja Suomenlahden sedimenttien taustapitoisuustutkimukseen (taulukko 10).

Taulukossa 10 esitettyjen tulosten perusteella elohopea, kadmium, kupari-, kromi-, lyijy- ja

sinkkipitoisuudet ovat koholla verrattuna paikallisiin metallipitoisuuksiin tai vastaaventyypisiin kerrostumiin merialueilla/suurella järjessä.

Taulukko 10. Viinikanlahden sedimenttikokoomanäytteiden keskiarvopitoisuuksien vertailu taustapitoisuuksiin sekä vastaavantyyppiseen järvitutkimukseen. Viinikan vedenpuhdistamon tutkimus: KVVY 2018; Tampereen maaaperän pintamaan taustapitoisuus: Tarvainen et al. 2013; Neulalahden ja Savilahden sedimenttitutkimus: Itkonen ja Vesterinen 2019; Suomenlahden taustapitoisuudet: Vallius 2007.

Parametri	Viinikan vedenpuhdistamon sedimenttitutkimus^a (2018) n=10	Tampereen maaaperän pintamaan tausta-ainepitoisuus^b (2013) n=359	GTK:n Maa-perän taustapitoisuudet (TAPIR)-karttapalvelu, n=79	Neulalahti & Savilahti, Kuopio^c (2018) n=10-99	Suomenlahden taustapitoisuudet (Vallius 2007) n=4-10 mediaani	Viinikanlahti 2019 n=25
	mediaani	mediaani	mediaani	keskiarvo	mediaani	keskiarvo
Arseeni, mg/kg	8	8	7	7,9	16	10
Elohopea, mg/kg	0,08	0,03	0,03	2	0,02	0,5
Kadmium, mg/kg	0,3	0,15	0,18	0,6	0,16	0,6
Kromi, mg/kg	53	39	60	48	69	100
Kupari, mg/kg	43	26	30	45	30	48
Nikkeli, mg/kg	27	18	29	27	35	20
Lyijy, mg/kg	24	12	14	52	24	46
Sinkki, mg/kg	190	85	110	108	120	145

6.4 Hydrodynaaminen mallinnus

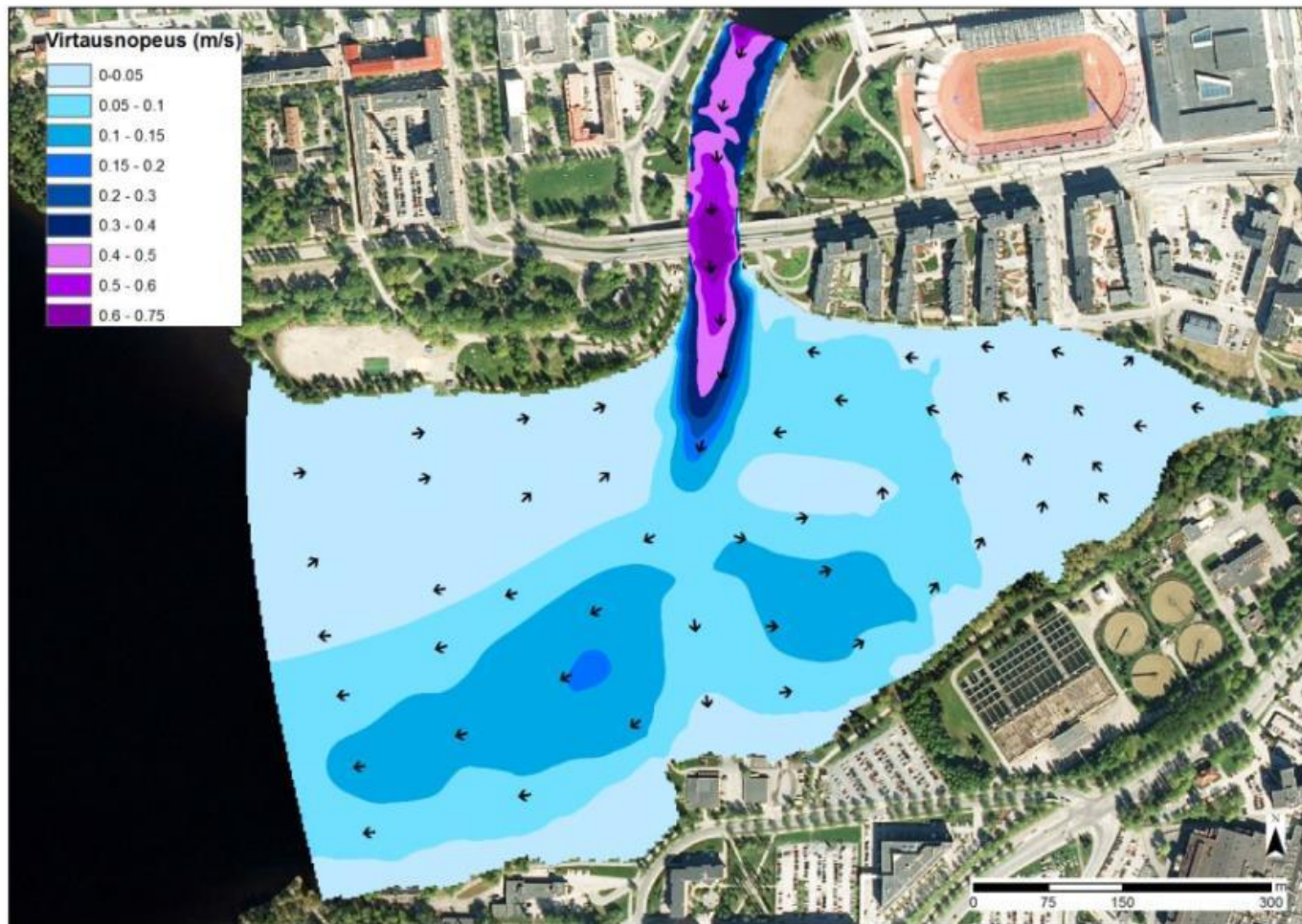
Viinikanlahden tutkimusalueen virtausmallinnuksessa käytettiin hydrodynaamista Delft3D-flow -mallia, joka simuloi kaksi- ja kolmiulotteisesti veden virtaamista. Malliajoja varten käytetty las-kentagridin resoluutio vaihteli välillä 2,8 ja 6,6 metriä, ollen tarkimmillaan Viinikanlahden sisäosissa ja karkein tutkimusalueen ulkorajalla Viinikanlahden länsiosissa. Tammerkosken keskivirtaamana on käytetty 73 m³/s ja suurimpana virtaamana 247 m³/s. Viinikanojan keskivirtaamaksi on arvioitu noin 0,26 m³/s ja suurimmaksi virtaamaksi noin 2,73 m³/s. Mallin kalibroinnissa on käytetty 15.05.-16.05.2019 tehtyjä kenttämittauksia. Malliajojen tulosten perusteella ympäristön veden virtaukseen aiheuttamaa kitkaa kuvavaan Manningin arvon suuruudeksi on valittu 0,02. Käytetty tuulennopeus on 5 m/s.

Skenaario 0 eli nykytilanne

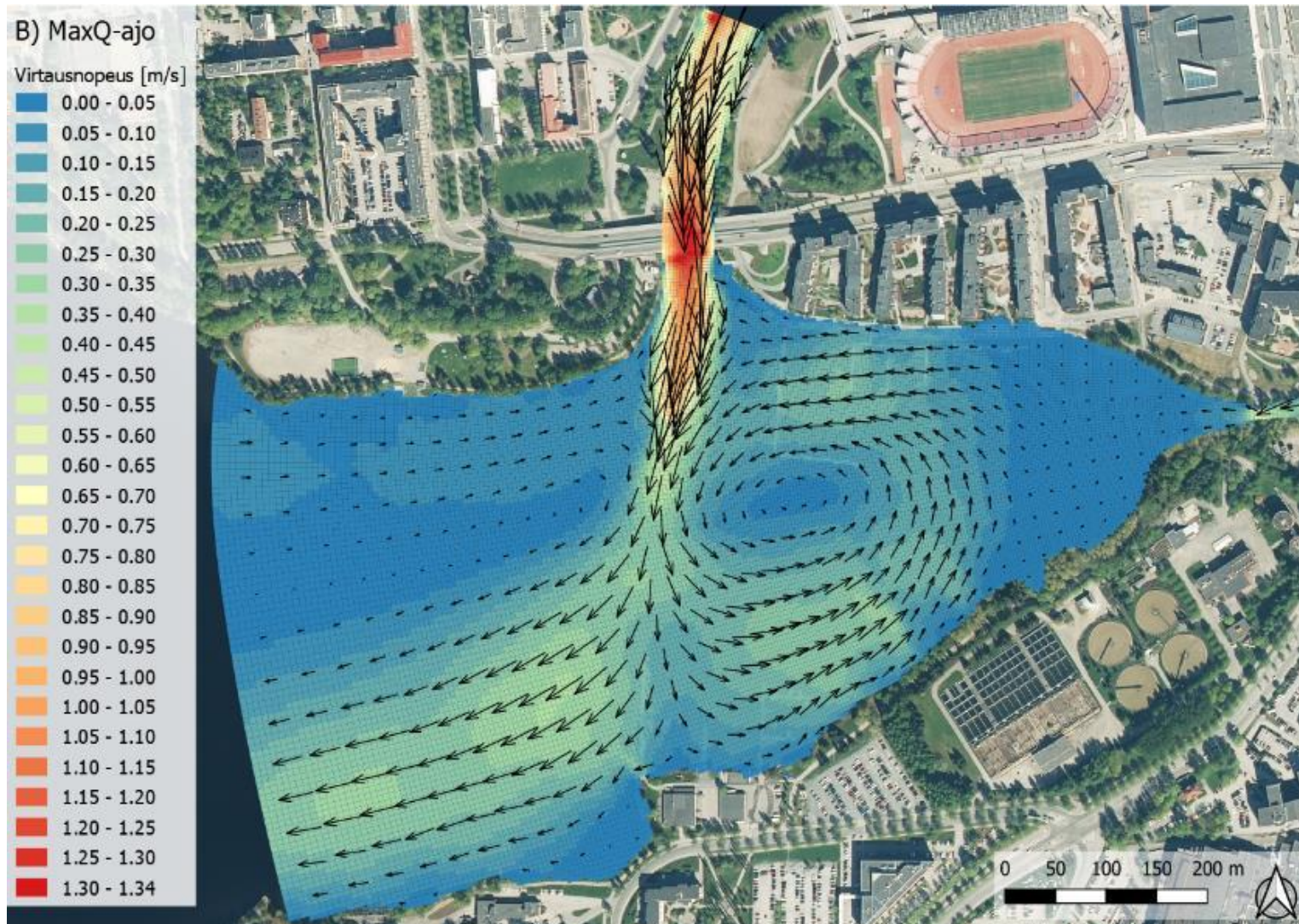
Mallissa on käytetty kymmentä vertikaalikerrosta, joista jokaisen paksuus on 10% vesipatsaan kokonaispaksuudesta. Pohjakerroksen simuloidut virtausnopeudet ovat Tammerkosken sillan kohdalla enimmäkseen 0,6-0,75 m/s. Virtausnopeudet pienenevät nopeasti virtauksen levittäytyessä Viinikanlahteen. Tammerkoskesta lahteen tuleva virtaus jakautuu kahteen isompaan haaraan,

josta toinen kääntyy itään ja toinen länteen (kuva 14). Viinikanlahden eteläosissa pohjanläheiset virtausnopeudet ovat voimakkaimmillaan läntisessä haarassa 0,16 m/s ja itäisessä haarassa 0,13 m/s. Valtaosa Tammerkoskesta tulevasta vedestä kääntyy virtaamaan läntiseen haaraan. Viinikanlahden itäosissa virtaukset olivat keskimäärin alle 0,05 m/s. Viinikanlahdelle muodostuu pyörre, jossa lahden pohjoisosissa tapahtuu takaisinvirtausta kohti Tammerkosken päävirtausta. Näillä alueilla pohjakerroksen virtausnopeudet ovat enimmillään 0,07-0,09 m/s. Maksimivirtaamalla (kerroksen paksuus 10% vesikerroksen paksuudesta) yli 10cm/s virtausvoimakkuuden alue kasvaa lähemmäksi eteläistä ja pohjoista ranta-alueita ja virtaussilmukan keskusta, eli alueilla, joissa on havaittu kohonneita haitta-ainepitoisuuksia (kuva 15).

Verrattaessa haitta-aineiden yksittäisten tutkimuspisteiden pintamaalajin suhdetta nykytilanteen mukaisen pohjanläheisen kerroksen virtausnopeusmallin tuloksiin (kerroksen paksuus 10% vesikerroksen paksuudesta), voidaan todeta, että hiekkaiset alueet liittyvät pääosin Tammerkosken päävirtaaman kulkureittiin, Viinikanojaan tai rannan suhteelliseen läheisyyteen (kuva 16). Savea havaittiin etelärannan lähituntumassa. Hiekka lie-nee uudelleenkerrostunutta ainesta.



Kuva 14. Simuloidut virtausnopeudet ja suunnat pohjakerroksessa 16.5.2019 klo 12:00. Virtausnopeudet ovat voimakkaimmillaan Tammerkosken sillan kohdalla, noin 0,75 m/s. Viinikanlahdessa virtaus jakautuu kahteen haaraan, joista toinen kääntyy itään ja toinen länteen. Lahden pohjoisosassa molemmissa haaroissa tapahtuu takaisinvirtausta kohti Tammerkoskesta tulevaa päävirtaamaa. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.



Kuva 15. Maksimivirtaamalla ($247 \text{ m}^3/\text{s}$) mallinnettu virtausnopeus pohjanläheisessä kerroksessa (kerroksen paksuus 10% vesimassasta) nykytilassa (skenaario 0). Virtausnopeudet kuvassa m/s. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

Tutkimusalueet

havainnot

maalaji

lieju

• 0 - 150

hiekkä

• 0 - 35

savi

• 0 - 80

Scenario0

Scenario0_calib_ts15_velocity_10%layer

■ 0.00 - 0.05

■ 0.05 - 0.10

■ 0.10 - 0.15

■ 0.15 - 0.20

■ 0.20 - 0.25

■ 0.25 - 0.30

■ 0.30 - 0.35

■ 0.35 - 0.40

■ 0.40 - 0.45

■ 0.45 - 0.50

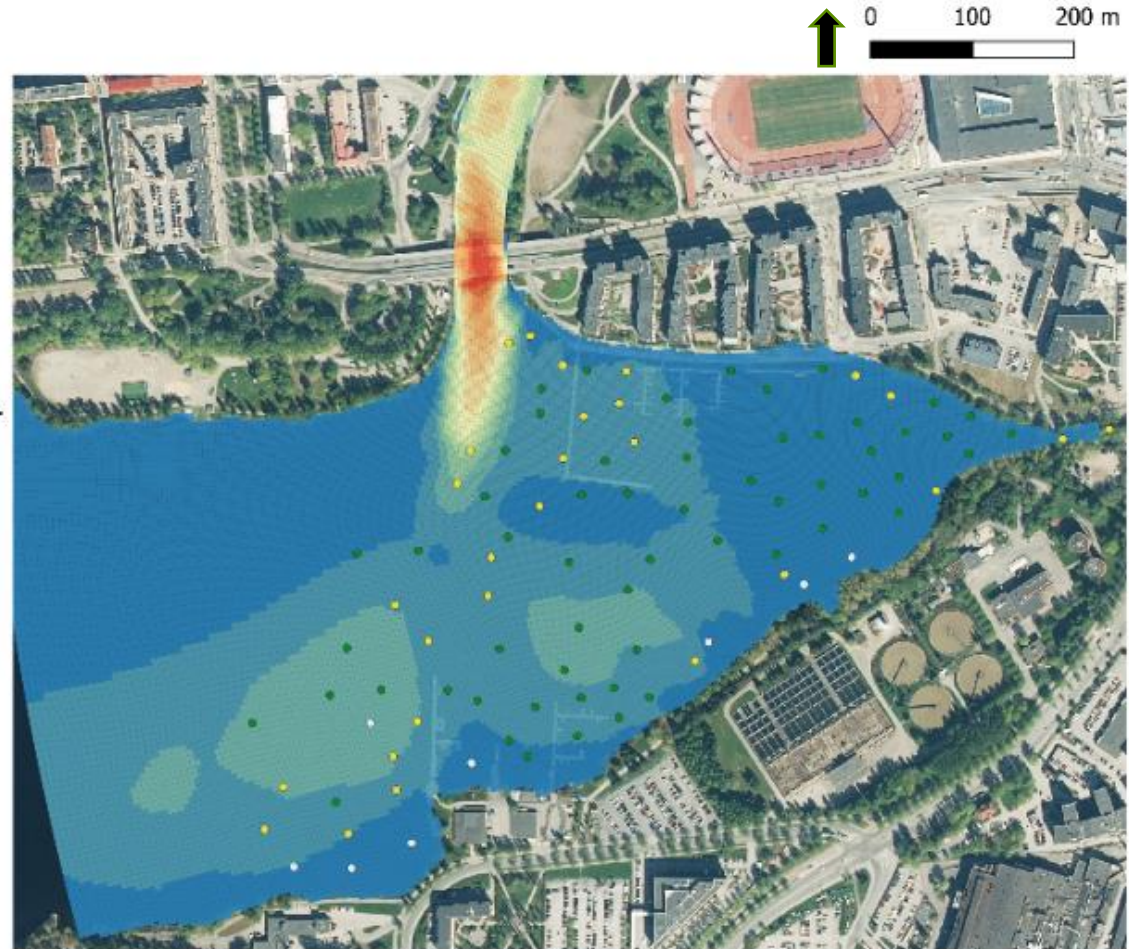
■ 0.50 - 0.55

■ 0.55 - 0.60

■ 0.60 - 0.65

■ 0.65 - 0.70

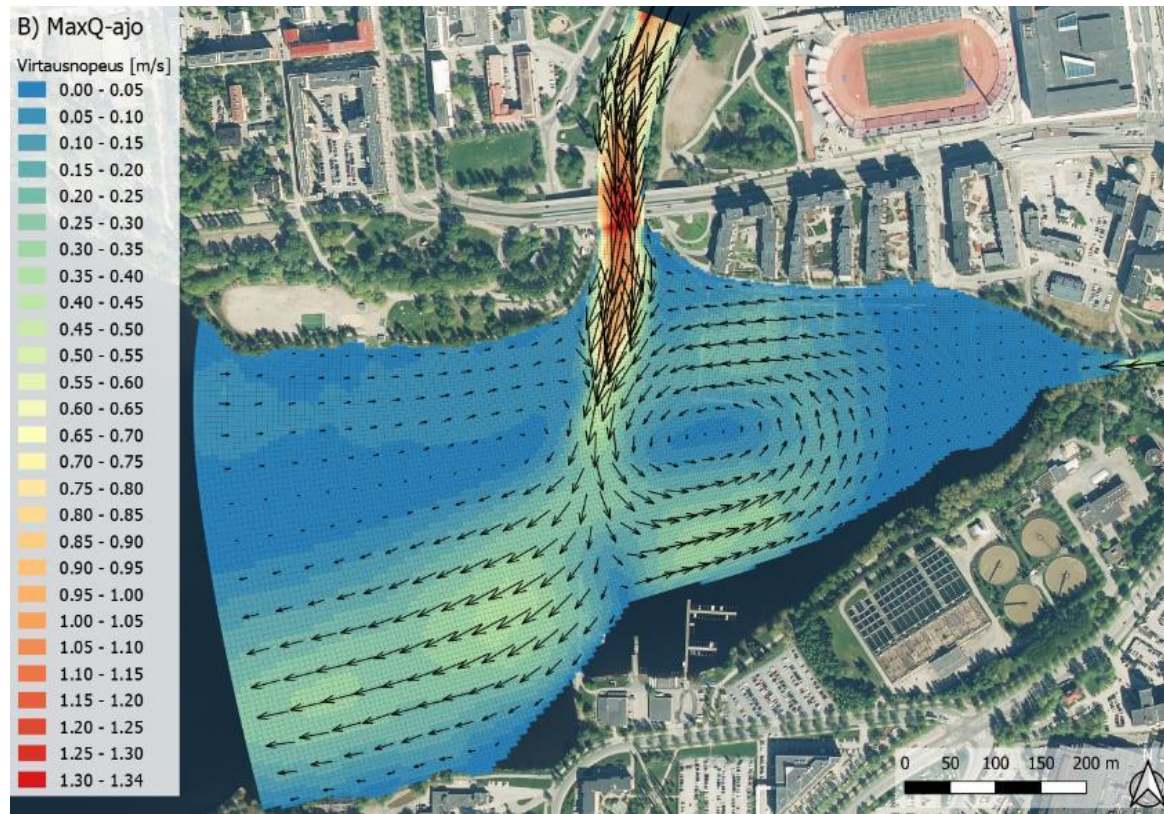
■ 0.70 - 0.72



Kuva 16. Tutkimuspisteiden pintamaalajin sijoittuminen nykytilanteen mukaisessa pohjanläheisen kerroksen virtausnopeusmallissa. Kerroksen paksuus on 10% vesikerroksen paksuudesta. Keltaiset pisteet merkitsevät havaintoa hiekkapohjasta, harmaat savipohjasta ja vihreät liejusavi/saviliejupohjasta. Ortoilmakuva: Maanmittauslaitos 2018.

Skenaario 1 (kapea täyttö Hatanpään puoleisessa rannassa)

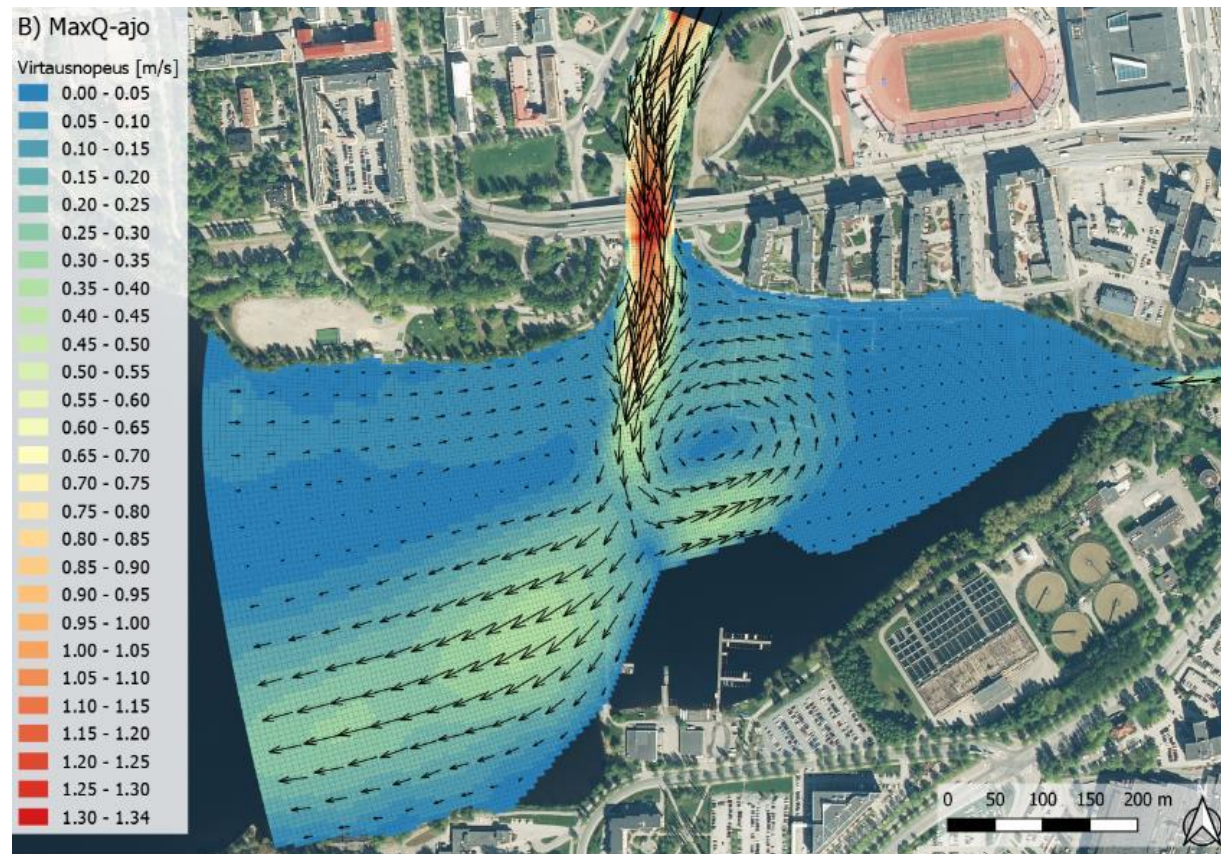
Kuvassa 17 on esitetty mallinnustulos pohjanläheisen kerroksen (paksuus 10 % vesimassasta, syvimässä kohdassa noin 3 metriä) virtausnopeudesta maksimivirtaamalla 247 m³/s. Virtausnopeus 0,1 m/s on kriittinen löyhän materiaalin resuspension rajana. Verratessa skenaarioon 0 maksimivirtaamalla, virtauskuviossa ja yli 10 cm/s alueissa ei ole suuria muutoksia. Huomattavaa kuitenkin on, että kuvitteellisen täyttöalueen lähellä on kohtuullisen voimakkaita virtauksia.



Kuva 17. Pohjanläheisen kerroksen virtausnopeuden mallinnustuloksia skenaariossa 1. Maksimivirtaama (247 m³/s) ja kerrospaksuus on 10% vesimassasta. Virtausnopeudet kuvassa ovat m/s.

Skenaario 2 (laajempi täyttö Hatanpään puoleisessa rannassa)

Kuvassa 8 on esitetty mallinnustulos pohjanläheisen kerroksen (paksuus 10 % vesimassasta, syvimmässä kohdassa noin 3 metriä) virtausnopeudesta maksimivirtaamalla 247 m³/s. Virtausnopeus 0,1 m/s on kriittinen löyhän materiaalin resuspension rajana. Verratessa skenaarioon 1 maksimivirtaamalla, virtauskuviossa ja yli 10 cm/s alueissa ei ole suuria muutoksia. Suurempi osa Viinikanlahden pohjukasta on rauhallisen virtaaman aluetta, sillä kuvitteellinen täyttö kääntäisi keskiosan virtaussilmukkaa jyrkemmin kohti pohjoista.



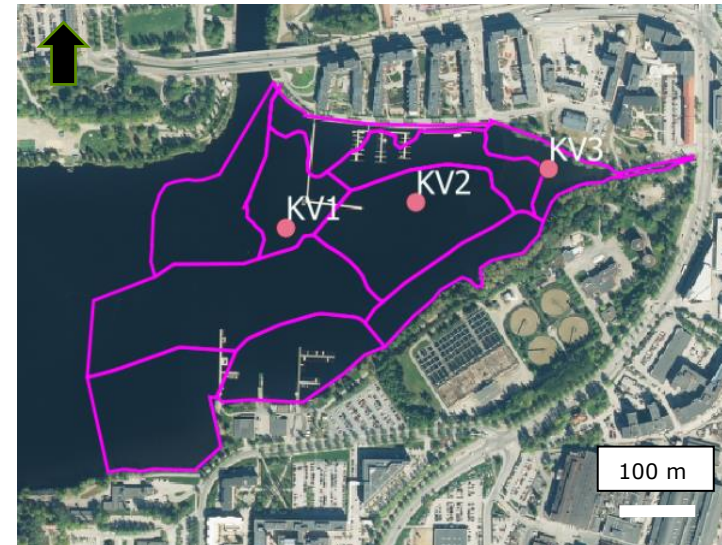
Kuva 18. Pohjanläheisen kerroksen virtausnopeuden mallinnustuloksia skenaariossa 2. Maksimivirtaama (247 m³/s) ja kerrospaksuus on 10% vesimassasta. Virtausnopeudet kuvassa ovat m/s.

6.5 Eroosioherkkyystutkimukset

FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy suoritti eroosioherkkyystutkimuksia. Näytteitä otettiin kesällä 2019 kolmesta tutkimuspisteestä (KV1-KV3; kuva 19). Näytteistä analysoitiin kuiva-ainepitoisuus, orgaanisen aineksen määrä ja savespitoisuus (alle 0,002 mm raekokoluokka). Eroosioherkkyystutkimukset toteutettiin käytännön koejärjestelynä tarkoitusta varten rakennetulla laitteistolla, jolla häiriintymättömän sedimenttinäytteen päälle luodaan laminaarinen vesivirtaus. Tutkimukset aloitettiin hitaalla virtausnopeudella, minkä jälkeen virtausnopeutta nostettiin asteittain sitä mukaa kun eroosiota ei enää tapahtunut sen hetkiselällä virtausnopeudella tai eroosionopeus oli kokeen kannalta hidasta. Tutkimuksen aikana tiedot virtausnopeuden muutoksista, eroosion määrästä sekä muista havainnoista kirjattiin tutkimuslomakkeelle.

Eroosioherkkyystutkimuksien näytteissä sedimentti oli siltistä liejua, syvyydellä 0-6 cm sedimentin kuiva-ainepitoisuus vaihteli välillä 18,2-36,5 %/FS, hehkutushäviö välillä 10,5-31,0 %/DW, savespitoisuus välillä <2-3 p.-%/DW ja laskennallinen tiheys välillä 1,08-1,25 t/m³. Näyte KV1 on läheltä Viinikanojan suuta, KV2 eteläpään keskisyväällä alueella, ja KV3 lahden keskisyvänteessä. Eroosioherkkyystutkimusten perusteella näytteessä KV1 eroosio virtausnopeuksilla 7-12 cm oli erittäin hidasta, vain muutamia millimetrejä. Virtausnopeudella 15-17 cm/s eroosio

kiihtyi ja vaikutti noin 1cm syvyyteen, jonka jälkeen eroosionopeus hidastui merkittävästi. Näytteessä KV2 eroosio oli virtausnopeudella 1-17 cm noin 1 mm. Nopeuden ylittäessä 17 cm/s eroosio kiihtyi ja ulottui virtausnopeudella 30 cm/s noin 3,5 cm syvyyteen saakka. Näytteessä KV3 eroosio ulottui noin 2 cm syvyyteen virtausnopeudella 30 cm/s.

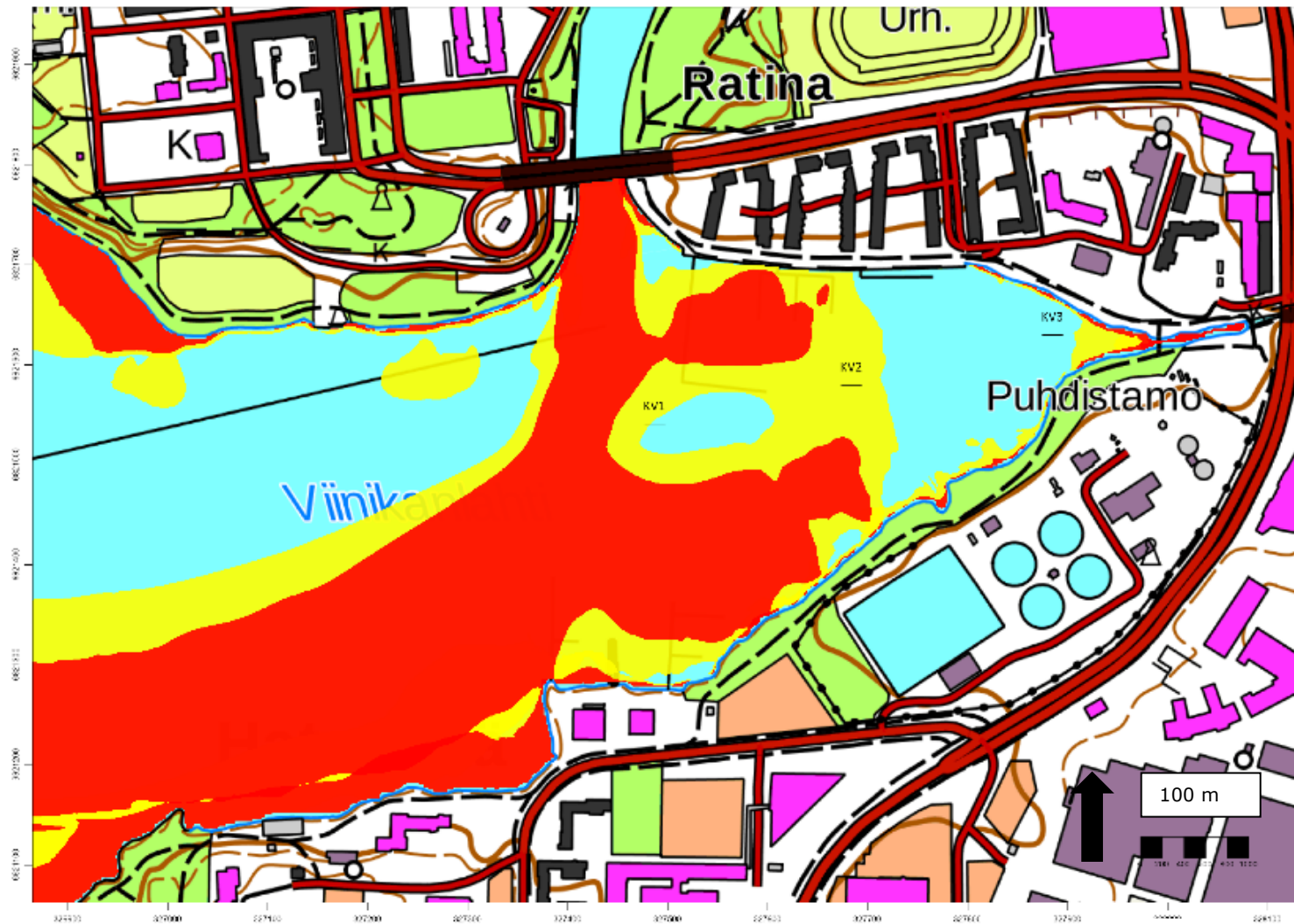


Kuva 19. Eroosioherkkyystutkimuksen pisteet KV1-KV3.

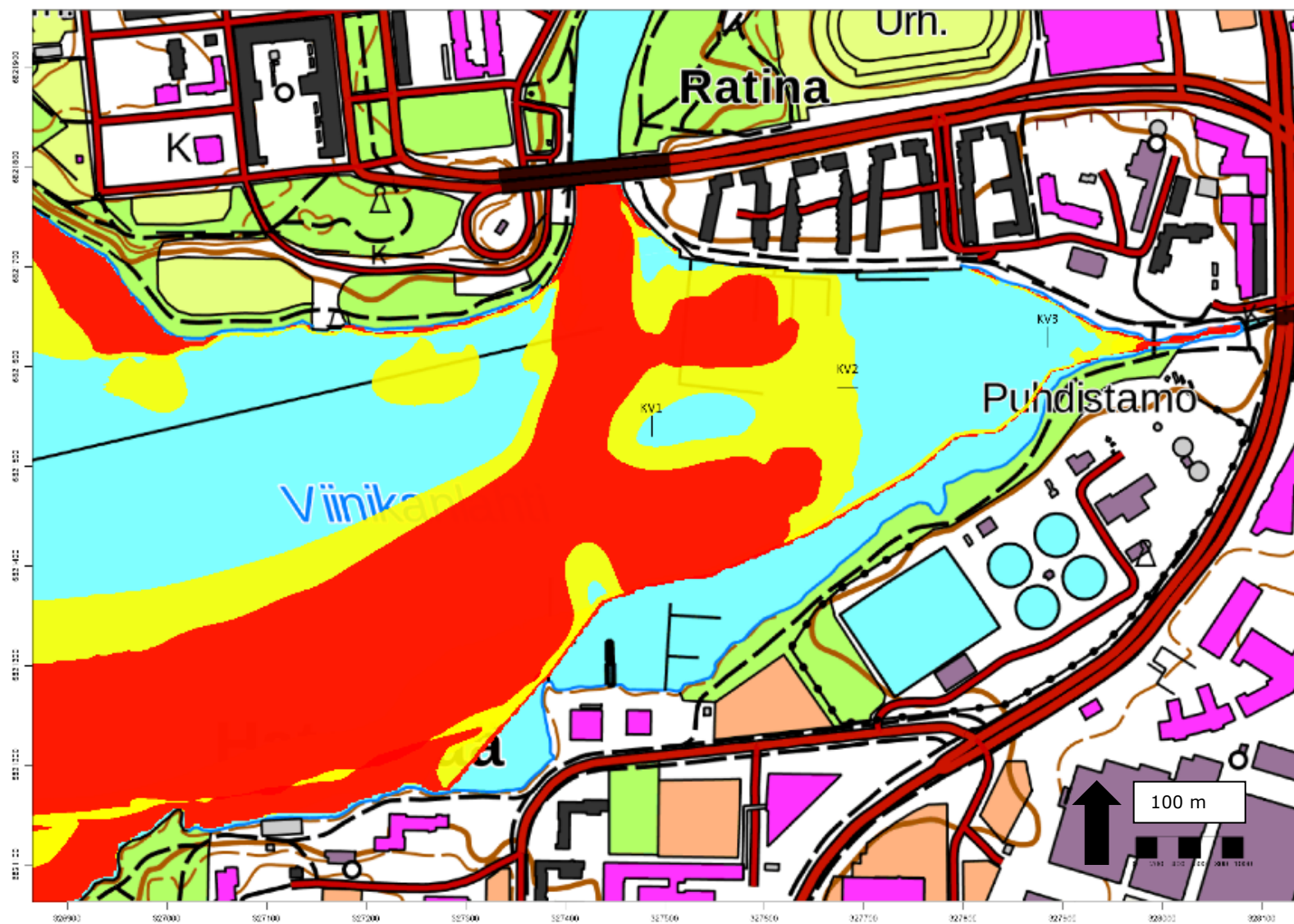
6.6 Transportaatio-, akkumulaatio- ja eroosioalueiden sijainti ja rinteiden stabiliteetti

Transportaatio, akkumulaatio- ja eroosioalueiden sijainnin määrittelemisessä hyödynnettiin Viinikanlahden pohjukalle laskettuja pyyhkäisymatkoja, veden syvyysmittauksia, pohjanläheisen kerroksen maksimivirtaamalla mallinnettuja vir-

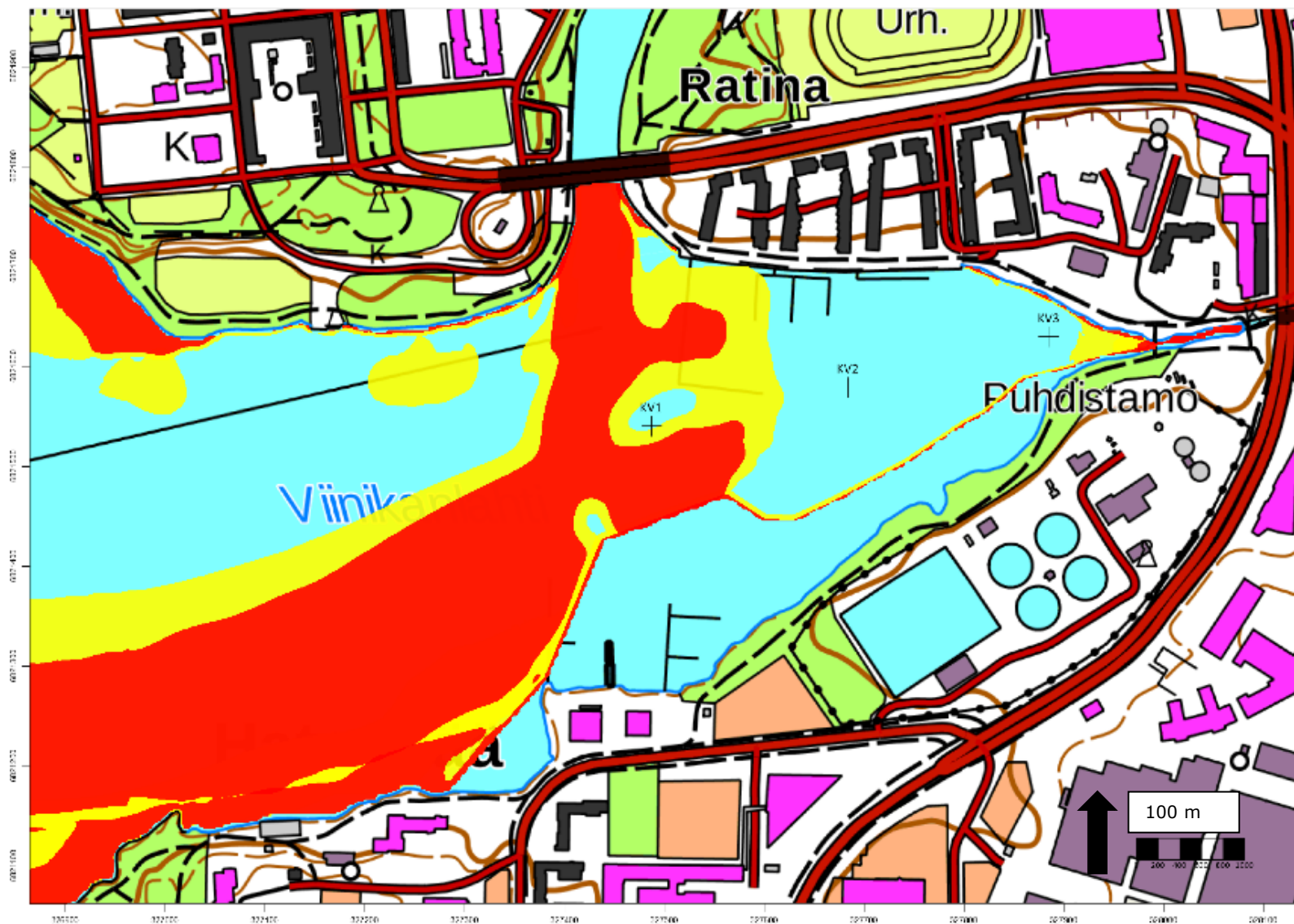
tausnopeuksia sekä eroosioherkkyyskokeen tuloksia. Pyyhkäisymatkojen avulla laskettiin syvyydet, joilla tuuli (aallot ja virtaukset) aiheuttaa eroosiota (erosiosyvyys) ja välillä kuljettaa, välillä kerrostaa sedimenttiä (transportaationsyvyys). Mallinnettujen virtausnopeuksien ja eroosioherkkyyskokeiden tulosten avulla määriteltiin vastavat rajasyvyydet jokieroosiolle ja -transportaatiolle. Eroosio- ja akkumulaatioalueiden sijainnit eri skenaarioissa on esitetty kuvissa 20-22.



Kuva 20. Viinikanlahden eroosioalueen (punainen) ja transportaatioalueen (keltainen) sijainti skenaariossa 0 (nykytilanne).



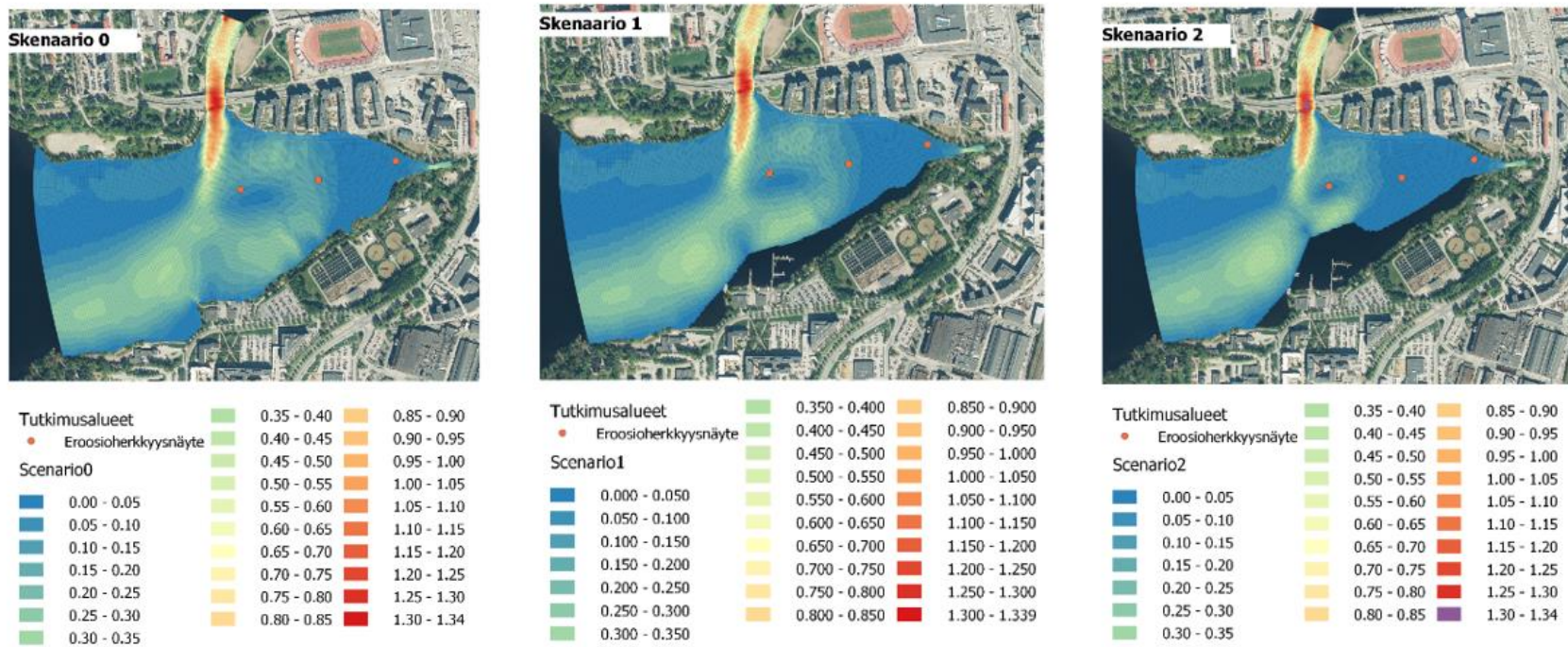
Kuva 21. Viinikanlahden eroosioalueen (punainen) ja transportaatioalueen (keltainen) sijainti skenaariossa 1.



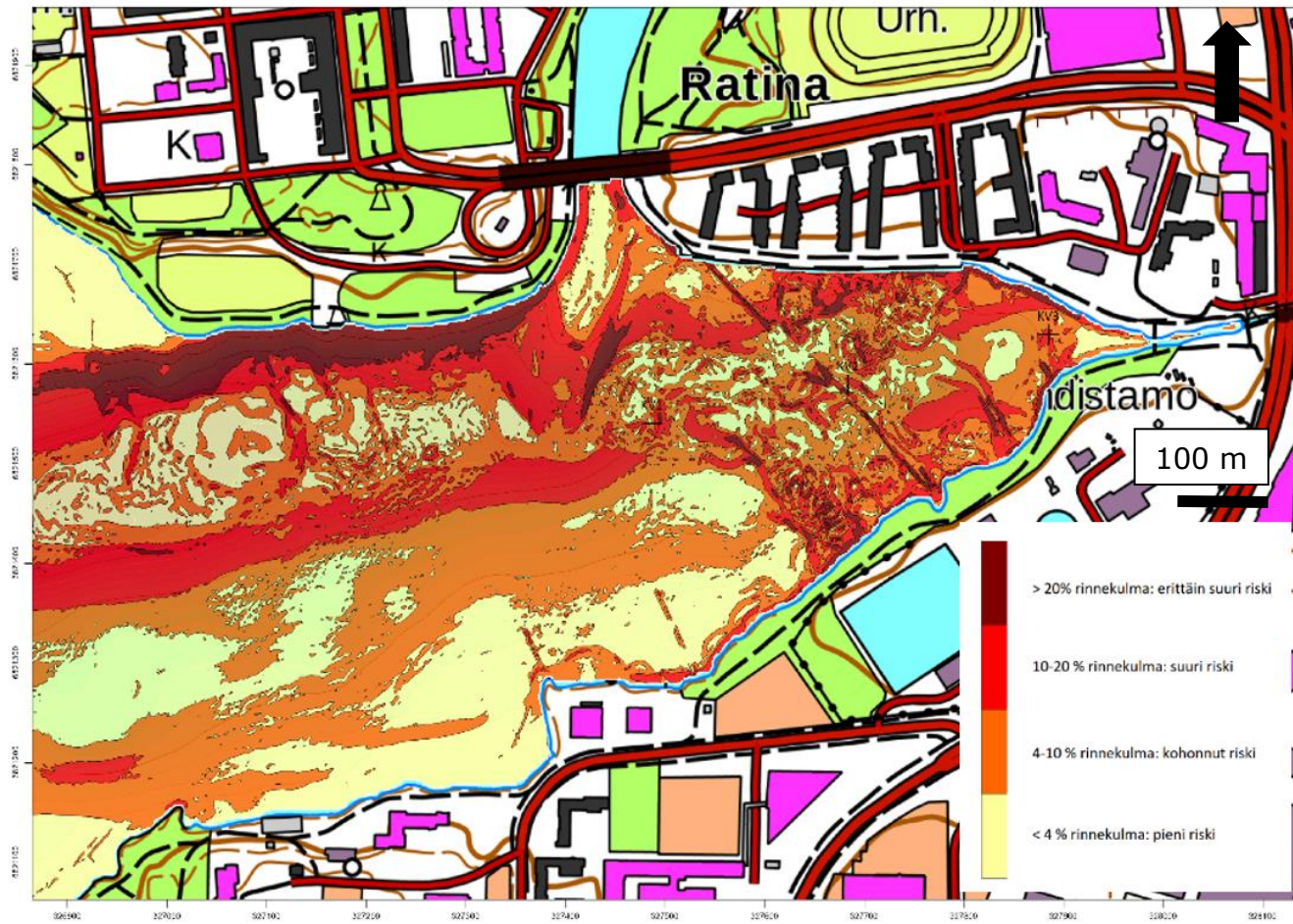
Kuva 22. Viinikanlahden eroosioalueen (punainen) ja transportaatioalueen (keltainen) sijainti skenaariossa 2.

Tuulen aiheuttama eroosio ja transportaatio on kaikissa skenaarioissa suurinta Viinikanlahden etelärannan länsireunassa (tutkimusalueen ulkopuolella) ja pohjoisrannan länsireunassa. Lahdenpohjukassa tuulen vaikutus on merkittävää rannan/täytön välittömässä läheisyydessä kapealla vyöhykkeellä. Tammerkosken virtauksen synnyttämät eroosio- ja transportaatioalueet ovat merkittäviä päävirtaaman kohdalla sekä noin lahden puoliväliin saakka. Alueet pienentyvät molemmissa täyttöskenaarioissa nykytilanteeseen verrattuna. Eroosioalue ulottuu kaikissa skenaarioissa rannan/täytön viereen. Mikäli eroosioherkyysskokeen tulokset ovat likimäärin vertailukelpoisia mallinnettujen virtausnopeuksien kanssa, Viinikanlahden liejuinen sedimenttiyksikkö ei eroidu merkittävästi lisää ennustetuilla virtausnopeuksilla (kuva 23).

Viinikanlahden alue jaettiin neljään rinnevalumien todennäköisyyksiä kuvaavaan luokkaan (kuva 24). Alueilla, joilla rinnekulma on alle 4%, valumariski on yleiseen tietoon perustuen arvioitu pieneksi. Rinnekulman ollessa 4-10%, riski on kohonnut. Luokassa 10-20% riski on suuri, ja yli 20% kaltevuuksien alueilla erittäin suuri. Suurimman riskin alueet sijoittuvat länsiosaan, kanjonimaiseen muodostumaan, jota pitkin Tammerkosken virtaama kulkeutuu länteen päin. Viinikanlahden itäosassa suuren ja erittäin suuren riskin alueet ovat pienipiirteisempiä. Rinnevalumien esiintyminen vesirakennustöiden yhteydessä on suuressa osassa Viinikanlahtea hyvin todennäköistä.



Kuva 23. Eroosioherkkyysskokeen näytenpisteiden sijainnit verrattuna pohjanläheisen kerroksen mallinnettuun virtausnopeuteen maksimivirtaamalla nykytilanteessa (skenaario 0), kapeassa täytössä (skenaario 1) ja laajemmassa täytössä (skenaario 2).



Kuva 24. Viinikanlahden rinnevalumien todennäköisyysluokittelussa on käytetty pohjan kaltevuuskulmia. Luokkia on neljä. Vaaleankeltaiset alueet: alle 4% kaltevuus, valumien riski on pieni. Oranssit alueet: 4-10% kaltevuus, riski on kohonnut. Punaiset alueet 10-20% kaltevuus: riski on suuri sekä tummanpunaiset alueet: > 20% kaltevuus, riski on erittäin suuri.

6.7 Yhteenvedo tutkimustuloksista

Haitta-aineet ovat jakautuneet koko Viinikanlahden alueelle. Suurimmat pitoisuudet epäorgaanisista haitta-aineista ovat pohjoisrannalla ja alueen keskiosissa. Orgaanisista haitta-aineista TBT- ja PCB-pitoisuudet ovat korkeimmat Viinikanojan suulla. Öljyhiilivedyt, PCDD/F-yhdisteet ja PAH-yhdisteet ovat jakautuneet tasaisemmin. Korkeimmat mitatut pitoisuudet PCB- ja organotinayhdisteistä sekä keskiraskaista ja raskaista öljyhiilivedyistä ylittivät ylemmän ohjearvon. PAH-yhdisteet, PCDD/F-, sinkki ja kromi ylittivät alemman ohjearvon.

Koko ylimmän 0-30 cm alueella oli kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. PCB- ja organotinapitoisuuksia analysoitiin myös syvemmistä näytteistä, 60-90 cm syvyydellä oli vielä raja-arvojen/kynnysarvojen ylityksiä.

Sedimentaationopeus tutkimusalueella (ainakin itäisellä reunalla) on todennäköisesti korkea, jopa luokkaa 1,8 cm/vuosi.

Viinikanlahden pohjukkaan päättyy suuri osa Tammerkosken virtaamasta ja Viinikanojan mukanaan

kuljettava aines. Osa virtauksesta kiertää pohjoisrantaa pitkin takaisin Tammerkosken päävirtaamaan. Nykytilanteeseen verrattuna eri täytöskenaariot eivät muuta virtauskuviota merkittävästi. Eroosiotodennäköisyys Viinikanlahden pohjukassa ja pohjoisosassa pienenee hieman, täytön mukana eteläranta tulee lähemmäksi voimakamman virtauksen aluetta.

Liutustestien perusteella biosaattavat pitoisuudet metalleilla ja epämetalleilla ovat pieniä verrattuna kokonaispitoisuuteen.

Pintavedessä pitoisuudet olivat pieniä. Myös huokosvedessä pitoisuudet ovat pieniä, eikä niillä katsota olevan vaikutusta pohjanläheisen vesimassan pitoisuuksiin. Huokosveden matalat metalli- ja puolimetallipitoisuudet viittaavat myös niiden heikkoon vesiliukoisuuteen.

Eroosiomittausten perusteella Viinikanlahden liejuinen sedimenttiyksikkö kestää hyvin alle 10 cm/s virtauksia, ja ainakin kohtuullisesti 15 cm/s virtauksia.

Rinnevalumat ovat alueella potentiaalisesti merkittäviä resuspensioprosesseja

7 Riskinarvioinnin lähtökohdat

7.1 Arvion tavoitteet

Riskinarviointi on tarpeen tehdä sen varmistamiseksi, että sedimentin kohonneiden haitta-ainepitoisuuksien ympäristö- ja terveysriskit ja niihin vesirakentamisesta/rannan täyttämistä aiheutuvat muutokset ovat hyväksyttäviä.

Arvion tavoitteen on selvittää, esiintyykö Viinikanlahden alueella sellaisia haitta-ainepitoisuuksia tai päästöjä, että niiden aiheuttamat terveys- tai ekologiset haitat estävät alueen maankäyttösuunnitelmien toteuttamisen (mukaan lukien virkistyskäytön) sen suunnitellussa muodossa. Lisäksi arvioidaan, minkälaisia riskinhallintakeinoja alueelle tarvitaan.

Riskejä arvioidaan nykytilanteessa sekä maankäyttösuunnitelmien mukaisessa suunnitellussa käyttökäytössä todennäköisimmässä riskitilanteessa sekä pahimmassa päästö-, kulkeutumis- ja altistusskenaariossa.

7.2 Rajaukset

Tarkastelu rajataan Viinikanlahteen ja sen tilassa rakentamisen myötä tapahtuviin muutoksiin. Viinikanlahden ympäristön teollisuuden aiheuttamasta historiallisesta kuormituksesta peräisin olevien haitta-aineiden merkitystä koko Pyhäjärven laajuudessa ei arvioida tässä riskinarviossa.

Riskinarviossa tarkastellaan haitta-aineiden mahdollisia kulkeutumis- ja altistumisreittejä. Lisäksi haitta-ainepitoisuuksia verrataan terveysperusteisiin ja ekologiin viitearvoihin. Kulkeutumista ja ihmisten altistumista haitta-aineille tarkastellaan myös laskennallisesti. Riskitarkastelu rajataan vesiekosysteemiin. Maa-alueet rajataan riskitarkastelun ulkopuolelle.

Riskitarkastelu tehdään pääosin alueellisin kokoomänäytteiden tulosten perusteella, sillä ne antavat luotettavamman kuvan pitoisuustasoista ja sitä kautta riskeistä, kuin yksittäiset näytetulokset. Yksittäisten näytetulosten tavoitteena on ollut selvittää lähinnä syvyysuuntaista ulottuvuutta.

Koska Pyhäjärvi on suuri järvi, jonka geokemiallisen tilan arvioidaan olevan vakaa, erillistä herkkyystarkastelua haitta-aineiden pysyvyydestä geokemiallisten olosuhteiden muuttuessa ei tehdä. Tämä tarkoittaa esimerkiksi muutoksia hapetus-pelkistysolosuhteissa tai pH:ssa.

Vesirakentamisen riskitarkastelussa keskitytään kohteisiin, joissa vesistöäytöjä, ruoppauksia tai virtausmuutoksia rakentamisesta johtuen tiedetään tai arvioidaan tapahtuvan. Riski-tarkastelussa huomioidaan myös alueen maankäytön kehittämisen aiheuttama tulevaisuudessa lisääntyvä paine järviekosysteemin hyödyntämiseen ja virkistyskäyttöön.

7.3 Kriittiset haitta-aineet ja niiden ominaisuudet

Kriittisillä haitta-aineilla tarkoitetaan haitta-aineita, jotka voivat ominaisuuksiensa ja pitoisuuksiensa vuoksi aiheuttaa terveys-, kulkeutumis- tai ekologisia riskejä. Haitta-aineiden kriittisyys arvioidaan aina kohdekohtaisesti tutkimustulosten ja aineiden ominaisuuksien perusteella.

Vna:n 214/2007 kynnys- ja ohjearvot on asetettu vain maaperässä esiintyville haitta-aineille, joten niiden avulla ei voi suoraan arvioida sedimentistä mahdollisesti aiheutuvia terveysriskejä. Kynnys- ja ohjearvot sekä niiden määrittämisessä käytetyt suurimmat hyväksyttävät pitoisuudet (SHP-arvot, Suomen ympäristö 23/2007) antavat kuitenkin osaltaan tietoa aineiden toksisuudesta ja haitallisuudesta ihmisille myös sedimentin välityksellä altistuttaessa. Tästä johtuen kynnys- ja ohjearvoja sekä ekologisia ja terveysperusteisia viitearvoja (SHPeko ja SHPter) käytetään avuksi haitta-aineiden kriittisyyden arvioinnissa (taulukko 2, taulukko 3, taulukko 11, taulukko 12).

7.3.1 Epäorgaaniset haitta-aineet

GTK:n ylläpitämässä valtakunnallisessa taustapitoisuusrekisterissä (TAPIR) Viinikanlahti sijoittuu

sekä arseeniprovinssin että metalliprovinssin alueelle. Arseeniprovinssit ovat alueita, joilla arseenin ja paikoin myös antimonin pitoisuudet ovat moreenissa ja savessa usein suurempia kuin muualla Suomessa. Metalliprovinssit ovat alueita, joilla koboltin, kromin, kuparin, nikkelin, vanadiinin tai sinkin pitoisuudet ovat moreenissa ja savessa usein suurempia kuin muualla Suomessa. Metalliprovinssit ovat yhteenveto kuuden alkuaineen esiintymisestä. Provinseissa kynnysarvot eivät aina ylity, mutta keskipitoisuudet voivat olla suurempia kuin provinssin ympäristössä.

Viinikanlahden sedimentissä on todettu arseenia kynnysarvon ylittävänä pitoisuuksina suuressa osassa näytteitä. Ohje- tai SHP-arvojen ylityksiä ei ole todettu (taulukko 2, taulukko 11). Mitattu maksimipitoisuus ylittää taustapitoisuusrekisterissä (TAPIR) esitetyn hienoaineksen suurimman suositellun taustapitoisuuden (SSTP) (taulukko 11). Arseenia on esiintynyt vastaavan suuruusina kynnysarvon ylittävänä pitoisuuksina erilaisissa taustapitoisuus selvityksissä (taulukko 10). Arseeni sitoutuu yleensä savekseen ja orgaaniseen ainekseen, eikä arseenilla ole voimakasta kertymistaipumusta kasveihin tai eläimiin. Koska luonnaiset alueelliset taustapitoisuudet ovat vastaavalla tasolla, arseenia ei arvioida kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi.

Taulukko 11. Epäorgaanisten haitta-aineiden suurimmat mitatut ja keskipitoisuudet, maa-vesi – jakautumiskertoimet, suurin suositeltu taustapitoisuus (SSTP) sekä terveys- ja ympäristövaikutteiset suurimmat haitattomat pitoisuusarvot (SHPEko ja SHPter). Kd- ja SHP-arvojen lähde: YM2007:23. Suurin suositeltu taustapitoisuusarvo on luonnonmaan siltti- ja savifraktiolle, lähde GTK:n TAPIR-taustapitoisuuskarttapalvelu.

Haitta-aine	MAX (mg/kg)	Keskiarvo (mg/kg)	Kd (l/kg)	Suurin suositeltu taustapitoisuus (mg/kg)	SHP _{eko} (mg/kg)	SHP _{ter} (mg/kg)
Arseeni (As)	25,5	9,9	980	14	56	424
Elohopea (Hg)	1	0,53	3300	0,11	36	43
Kadmium (Cd)	1,6	0,59	190	0,48	12	25
Kromi (Cr)	237	99,74	4800	110	120	3190
Kupari (Cu)	88	47,47	540	50	125	>10 000
Lyijy (Pb)	174	45,91	2380	28	490	212
Nikkeli (Ni)	41	20,11	560	49	65	1190
Sinkki (Zn)	280	145,18	250	190	210	>10 000

Taulukko 12. Orgaanisten haitta-aineiden suurimmat mitatut ja keskipitoisuudet sekä terveys- ja ympäristövaikutteiset suurimmat haitattomat pitoisuusarvot (SHPEko ja SHPter). SHP-arvojen lähde: YM2007:23.

Haitta-aine	MAX (mg/kg)	Keskiarvo (mg/kg)	SHP _{eko} (mg/kg)	SHP _{ter} (mg/kg)
bentso(a)pyreeni	2,9	0,86	7	2,6
fluoranteeni	0,69	1,67	260	450
PCB summa	11	0,67	14	0,063
PCDD/F summa	0,000277	0,00003	0,091	0,00002
TBT	2,9	0,14	0,56	5,3
Öljyhiilivedyt summa	4300	1240	280*/88**	140/25000

Elohopeapitoisuuksissa on todettu kynnysarvon ylityksiä noin kolmasosassa näytteistä. Ohje- tai SHP-arvojen ylittäviä pitoisuuksia ei ole havaittu. Ruoppaus- ja läjitysohjeen taso 2 ylittyy. Taustapitoisuusselvityksiin verrattuna Viinikanlahden sedimentistä mitattu maksimipitoisuus ja keskipitoisuus ovat korkeammalla tasolla (taulukko 9 ja 10). Osittaisuuttopitoisuudet ovat selvästi matalampia kuin kokonaispitoisuudet, ja pintavedessä tai huokosvedessä ei todettu elohopeaa. Elohopea on heikosti vesiliukoinen ja maa-vesi jakautumiskertoimensa (K_d , taulukko 11) perusteella kulkeutumaton. Elohopea kiinnittyy helposti partikkeleihin ja orgaaniseen ainekseen. Epäorgaaninen elohopea voi muuntua vesiympäristössä orgaaniseksi me-tyylielohopeaksi, joka on epäorgaanista elohopeaa haitallisempi ja ravintoverkoissa rikastuva. Viinikanlahdelta analysoidussa näytteessä ei havaittu määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia me-tyylielohopeaa. Elohopea on terveydelle vaarallinen aine, joka vaikuttaa haitallisesti hermostoon ja aivoihin. Erityisen vaarallista se on sikiön ja lapsen kehittyvälle keskushermostolle. Elohopea arvioidaan kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi riskien arvioinnissa.

Kadmiumin pitoisuudet ovat ylittäneet kahdessa kokoomanäytteessä ja yhdessä erillisnäytteessä sille asetetut kynnysarvot, ohje- tai SHP-arvojen ylittäviä pitoisuuksia ei ole havaittu. Taustapitoisuudet (taulukot 10 & 11) ylittyvät maksimipitoisuudella. Kadmium on K_d -arvonsa perusteella kulkeutumaton (taulukko 11). Ihmisessä kadmium kertyy ensisijaisesti munuaisiin ja jatkuva

altistuminen voi aiheuttaa munuaisvaurioita. Kadmium on haitallisinta liukoisessa muodossa, haitallisuutta vähentää sen sitoutuminen esimerkiksi maaperän tai sedimentin orgaanisiin yhdisteisiin ja saveen. Osittaisuutettujen näytteiden kadmiumin biosaatava osuus oli metalleista korkein ja vaihteli välillä 13-34% (taulukko 6). Biosaatavat pitoisuudet (tai kokonaispitoisuudet) eivät kuitenkaan olleet erityisen korkeita, vaikka prosenttiosuudet olivatkin suurehkoja. Huokosvedessä tai pintavedessä ei todettu kadmiumia. Kadmiumia ei arvioida kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi.

Kromia esiintyy sekä kynnysarvojen että alemman ohjearvon ylittävinä pitoisuuksina noin kolmasosassa näytteistä. Kromin mitattu maksimipitoisuus ylittää myös SHPeko-arvon. Taustapitoisuudet ylittyvät maksimipitoisuudella (taulukko 10 & 11). Kromin maksimipitoisuus ylittää myös ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 2. Kromin osittaisuutolla määritetyt biosaatavat pitoisuudet ($<0,05...0,88$ mg/kg) olivat kuitenkin korkeimmillaan vain 0,11 % kokonaispitoisuuksista. Viinikanlahden huokosvesinäytteistä mitattu suurin kromipitoisuus on vain noin 6 $\mu\text{g/l}$, tulos jää talousveden terveystasaisen enimmäispitoisuuden 50 $\mu\text{g/l}$ (Anon 1994a) alle. Pintavedessä kromia ei havaittu. Kromi on K_d -arvonsa perusteella kulkeutumaton. Luonnossa kromi esiintyy yleensä hapetusluvulla +3 ja +6. Näistä kuudenarvoinen kromi on liikkuvampi ja suurina pitoisuuksina eliölle hyvin myrkyllinen. Kuudenarvoinen kromi pelkistyy helposti kolmenarvoiseksi kromiksi, joka

sitoutuu yleensä sedimentin orgaaniseen ainekseen ja savekseen eikä ole terveydelle vaarallinen. Kromia ei arvioida kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi.

Kupari ei ylitä kynnys- tai SHP-arvoja. Alueen taustapitoisuuteen verrattuna kupari on hieman korkeammalla tasolla (taulukko 10&11). Ruoppaus- ja läjitysoheen mukainen taso 2 ylittyy. Kd-arvonsa perusteella kupari on kulkeutumaton (taulukko 11). Kupari sitoutuu sedimentissä muun muassa orgaaniseen ainekseen ja savimineraaleihin. Myrkyllisyys riippuu etupäässä liukoisen metallin määrästä sedimentissä ja kasvaa ympäristön happamoitumisen myötä. Suurina määrinä kupari on myrkyllistä erityisesti vesieliöille. Biosaatavat pitoisuudet olivat matalia, huokosvedessä kuparia ei todettu lainkaan. Kupari ei ole haitallista ihmisille suurinakaan pitoisuuksina. Kuparia ei arvioida kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi, mutta sen ekotoksisuutta vesiympäristössä arvioidaan varmuusperiaatteen mukaisesti jäljempänä (kappale 9.4 ja 9.5).

Lyijypitoisuuksissa on kynnysarvojen ylityksiä kahdella alueella ja kahdessa yksittäisnäytteessä. Ohje- tai SHP-arvojen ylittäviä pitoisuuksia ei ole havaittu. Ruoppaus- ja läjitysoheen taso 2 ylittyy. Viinikanlahden keskipitoisuudet ovat lähellä taustapitoisuustasoja mutta mitattu maksimipitoisuus ylittää ne (taulukko 10&11). Biosaatavat pitoisuudet ovat pieniä, huokosvedessä ja pintavedessä lyijyä ei ole. Lyijy on heikosti vesiliukoinen ja Kd-arvon perusteella kulkeutumaton.

Lyijy kiinnittyy helposti partikkeleihin ja orgaaniseen ainekseen. Lyijy on hermostomyrkyllinen aine, jolla on haitallisia vaikutuksia keskus- ja ääreishermoston lisäksi mm. munuaisiin ja veren hemoglobiiniin. Elohopean tapaan lyijy on erityisen haitallista sikiölle ja lapsille. Lyijy arvioidaan kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi riskien arvioinnissa.

Nikkelillä mitatut pitoisuudet eivät ylitä kynnysarvoja tai SHP-arvoja. Ruoppaus- ja läjitysoheen mukainen taso 2 ylittyy. Suurin mitattu pitoisuus jää tausta-arvojen alapuolelle (taulukko 10&11). Nikkeli sitoutuu sedimentissä muun muassa orgaaniseen ainekseen ja savimineraaleihin. Koska luontaiset alueelliset taustapitoisuudet ovat vastaavalla tasolla, nikkeliä ei arvioida kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi.

Sinkkiä on todettu kahdella alueella ja kolmessa yksittäisnäytteessä pitoisuuksina, jotka ylittävät alemman ohjearvon ja SHPeko-arvon. Ruoppaus- ja läjitysoheen taso 1B ylittyy joillakin alueilla. Keskiarvo on koholla verrattuna taustapitoisuuksiin (Taulukko 10&11). Pintavesinäytteissä sinkki ylitti yhdessä pisteessä pintaveden laadun yleisen vertailuarvot niukasti. Sedimentissä sinkkiä sitovat muun muassa orgaaninen aines ja savimineraalit. Sinkki on Kd-arvonsa perusteella kulkeutumaton (taulukko 11). Sinkkiä ei arvioida kohteessa kriittiseksi haitta-aineeksi, mutta sen ekotoksisuutta arvioidaan varmuusperiaatteen mukaisesti jäljempänä (kappale 9.4 ja 9.5).

Todetut metallit ja puolimetallit sitoutuvat tiukasti tai melko tiukasti sedimenttiin, erityisesti orgaaniseen ainekseen ja savifraktioon. Metallit eivät ole haihtuvia.

7.3.2 Orgaaniset haitta-aineet

Sedimentissä on todettu PAH-yhdisteillä sekä kynnys- että alemman ohjearvon ylityksiä. Bentso(a)pyreenin pitoisuudet ylittävät myös SHPter-arvon (taulukko 12). Ruoppaus- ja läjitysohjeen laatutaso 2 ylittyy useamman yhdisteen kohdalla. PAH-yhdisteet ovat niukkaliukoisia veteen ja sitoutuvat voimakkaasti sedimenttiin, Koc-arvojen perusteella PAH-yhdisteitä voidaan pitää kulkeutumattomina (taulukko 13). Vain naftaleeni on liukeneva ja haihtuva, mutta naftaleenia ei todettu kynnysarvoa ylittävänä pitoisuutena. Biologinen kertyvyys on mahdollista. Useat PAH-yhdisteet ovat myrkyllisiä vesiekosysteemille. Tunnetuista PAH-yhdisteistä bentso(a)pyreeni on herkimmin syöpää aiheuttava yhdiste. Todennäköinen altistusreitti on sedimentin syöminen. PAH-yhdisteet ovat kriittisiä haitta-aineita riskien arvioinnissa. PAH-yhdisteistä tarkasteltaviksi valitaan bentso(a)pyreeni ja fluoranteeni, joita todettiin alemmat ohjearvot ylittävinä pitoisuuksina.

Viinikanlahden sedimenteissä on todettu PCB-yhdisteiden summapitoisuuksissa kynnys- ja ohjearvon ylityksiä, ja yksi ylemmän ohjearvon ylitys. SHPter-arvo ylittyy (taulukko 12). Ruoppaus- ja

läjitysohjeen tason 2 ylityksiä on kaikilla kongeneereilla. PCB-yhdisteitä voidaan maa-vesi- ja kautumiskertoimen (taulukko 12) perusteella pitää niukkaliukoisina ja kulkeutumattomina. Ne ovat myös heikosti haihtuvia. PCB-yhdisteet ovat erittäin kertyviä vesiympäristössä ja voivat rikastua ravintoketjussa kertyessään eläinten rasvakuksiin. Pitkäaikainen altistuminen PCB-yhdisteille on aiheuttanut lisääntymis- ja kehityshäiriöitä esim. hylkeillä ja linnuilla. Todennäköinen altistusreitti on kalan/sedimentin syöminen. PCB-yhdisteet ovat kriittisiä haitta-aineita riskien arvioinnissa. PCB-yhdisteitä arvioidaan summana.

Dioksiineilla ja furaaneilla (PCDD/F) kynnysarvo ylittyy useimmissa näytteissä. Yhdessä näytteessä on havaittu myös alemman ohjearvon ja useassa näytteessä SHPter-arvon ylitys (taulukko 12). Suurimmat pitoisuudet ylittivät ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 1C. Maaperässä PCDD/F-yhdisteet ovat niukkaliukoisia, erittäin heikosti kulkeutuvia ja pysyviä, ja sitoutuvat voimakkaasti sedimenttiin (taulukko 13). Vesistöissä ne ovat voimakkaasti kertyviä ja voivat rikastua ravintoketjussa. Ihmisellä todettuja pitkäaikaisaltistumisen vaikutuksia ovat mm. hermostolliset kehityshäiriöt, hormonitoiminnan muutokset, maksasairaudet ja lisääntymishäiriöt. Todennäköinen altistusreitti on kalan/sedimentin syöminen. PCDD/F -yhdisteet ovat kriittisiä haitta-aineita riskien arvioinnissa. PCDD/F-yhdisteitä arvioidaan summana.

Analyysitulosten perusteella trifenyylitinan (TPT) määrät ovat erittäin pieniä/jäävät useimmiten määrittämissä rajan alapuolelle. Tarkastelussa keskityttiin siksi tributyylitinan (TBT) pitoisuuksiin. TBT:llä oli kynnysarvojen ylityksiä, SHPEko ylittyi mitatulla maksimipitoisuudella (taulukko 12). Organotinayhdisteet ovat kulkeutumattomia (Taulukko 13). TBT on rasvaliukoinen ja kertyy tämän vuoksi vesistöissä eliöihin, kuten kaloihin. TBT on hyvin myrkyllistä useimmille vesieliöille ja voi aiheuttaa pitkäaikaisessa altistuksessa mm. hormonaalisia muutoksia ja lisääntymishäiriöitä. Todennäköinen altistusreitti on kalan/sedimentin syöminen. TBT on kriittinen haitta-aine riskien arvioinnissa.

Öljyhiilivetyjen kynnys- ja ohjearvot on määritetty VNa 214/2007:ssa hiililuvun perusteella kolmelle eri jakeelle. Öljyhiilivedyt ovat vettä kevyempiä orgaanisia kemikaaleja, jotka voivat esiintyä maaperässä omana vetenä liukenemattomana faasinaan. Vapaan faasin lisäksi öljyhiilivetyjä voi esiintyä maa-ainekseen sitoutuneena, huokos- ja pohjavetessä liuenneena tai huokoskaasuun haihtuneena. Öljyn raskaammat jakeet ovat ominaisuuksiltaan hyvin niukkaliukoisia, eivätkä erityisen helposti haihtuvia, alifaattiset raskaammat jakeet voivat olla kuitenkin kohtalaisen haihtuvia

(taulukko 13). Keskiraskaat hiilivedyt saattavat sisältää haihtuvaksi luokiteltavia aromaattisia fraktioita ja alifaattisia liukenevia fraktioita (taulukko 13). Öljyhiilivetyjä ei ole tarkastelussa jaoteltu tai fraktioitu. Kirjallisuudessa ekotoksikologista tietoa öljyhiilivetyjen osalta on saatavissa vain vähän, eivätkä terveydelle vaaralliset karsinogeenit (mm. bentseeni ja tietyt PAH-yhdisteet) välttämättä edusta maaperäeliöstön suhteen haitallisimpia öljyhiilivetykomponentteja.

Koska pilaantuminen on vanhaa, kevyet yhdisteet ovat sedimentistä todennäköisesti jo haihtuneet tai liuenneet. Raskaat jakeet eivät ole toksisia ihmisille, mitattujen PAH-pitoisuuksien perusteella myöskään keskiraskaissa jakeissa ei ole merkittävässä määrin toksisia PAH-yhdisteitä. Öljyhiilivetyjen haitallisuutta eliöille pidetään moniin muihin orgaanisiin yhdisteisiin verrattuna yleisesti melko alhaisena. Öljyhiilivetyjen keskiraskaat ja raskaat tisleet eivät ole kriittisiä haitta-aineita riskien arvioinnissa.

Todetut orgaaniset haitta-aineet ovat kohteen olosuhteissa niukkaliukoisia, heikosti kulkeutuvia tai kulkeutumattomia eivätkä ne ole haihtuvia.

Taulukko 13. Orgaanisten haitta-aineiden fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia (lähde: Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014). Taulukossa: S=vesiliukoisuus, V_p=Höyrynpaine, H=Henryn lain vakio eli haitta-aineen haihtuvuus vedestä, K_{oc}=jakautumiskerroin (kulkeutuvuus), K_{ow} =oktanoli/vesi jakautumiskerroin (kertyvyys).

Aine	S (mg/l)	V _p (Pa) (+10°C)	H (+10° C)	logK _{oc} (l/kg)	logK _{ow}
	Vesiliukoisuus	Höyrynpaine	Henryn lain vakio	Jakautumiskerroin	Oktanoli/vesi Jakautumiskerroin
Bentso(a)pyreeni	0,000842 hyvin niukkaliukoinen	0,000000125 hyvin heikosti haihtuva	0,000016 hyvin heikosti haihtuva	5,82 kulkeutumaton	6,13 erittäin kertyvää
Fluoranteeni	0,201 niukkaliukoinen	0,0038 heikosti haihtuva	0,00163 hyvin heikosti haihtuva	5,18 kulkeutumaton	5,16 erittäin kertyvää
PCDD/F	0,0003 hyvin niukkaliukoinen	0,0000014 hyvin heikosti haihtuva	0,00065 hyvin heikosti haihtuva	3,92 kulkeutumaton	5,18 erittäin kertyvää
TBT	0,75 niukkaliukoinen	0,00095 heikosti haihtuva	0,0000149 hyvin heikosti haihtuva	4,1 kulkeutumaton	3,64 hieman kertyvää
PCB	0,0063 hyvin niukkaliukoinen	0,00052 heikosti haihtuva	0,0113 hyvin heikosti haihtuva	5,61 kulkeutumaton	6,8 erittäin kertyvää
Alifaattiset öljyhiilivedyt					

Aine	S (mg/l)	V _p (Pa) (+10°C)	H (+10° C)	logK _{oc} (l/kg)	logK _{ow}
>C ₁₀ -C ₁₂	0,0261 hyvin niukkaliukoi- nen	79 haihtuva	60 helposti haihtuva	5,4 kulkeutumaton	3,76 hieman kertyvää
>C ₁₂ -C ₁₆	0,00059 hyvin niukkaliukoi- nen	3,55 haihtuva	69 helposti haihtuva	6,7 kulkeutumaton	3,85 hieman kertyvää
>C ₁₆ -C ₃₅	0,000000999 hyvin niukkaliukoi- nen	0,172 kohtalaisen haih- tuva	87 helposti haihtuva	8,8 kulkeutumaton	3,97 hieman kertyvää
Aromaattiset öljyhiilive- dyt					
>C ₁₀ -C ₁₂	25 liukeneva	79 haihtuva	0,13 heikosti haihtuva	3,4 heikosti kulkeutuva	3,58 hieman kertyvää
>C ₁₂ -C ₁₆	5,8 niukkaliukoinen	3,55 haihtuva	0,028 heikosti haihtuva	3,7 kulkeutumaton	3,61 hieman kertyvää
>C ₁₆ -C ₂₁	0,65 niukkaliukoinen	0,172 kohtalaisen haih- tuva	0,0019 heikosti haihtuva	4,2 kulkeutumaton	3,66 hieman kertyvää
>C ₂₁ -C ₃₅	0,0066 hyvin niukkaliukoi- nen	0,000017 hyvin heikosti haih- tuva	0,000017 hyvin heikosti haih- tuva	5,1 kulkeutumaton	3,74 hieman kertyvää

8 Käsitteellinen malli

Haitta-aineet voivat aiheuttaa riskin esiintyessään haitallisena pitoisuutena ja määränä sellaisessa ympäristössä ja olosuhteissa, joissa niille altistuminen on mahdollista. Myös haitta-aineiden kulkeutuminen etäämmälle esiintymisalueeltansa voi aiheuttaa riskejä.

Kuvassa 25 on esitetty mahdollisia haitta-aineiden kulkeutumisreittejä sekä haitta-aineille altistumisen reittejä ihmiset ja eliöstö huomioiden.

Terveysperusteisina altistujina kohteessa ovat todennäköisesti virkistyskäyttäjät, uimarit ja kalastettua kalaa syövät, sekä järvivettä talousvetenä esimerkiksi kasvien kasteluun tai saunomiseen käyttävät henkilöt. Ympäristöperusteisina altistujina kohteessa tarkastellaan vesieliöstöä järvessä (pohjaeläimiä ja kaloja). Kuvassa 26 on esitetty yksinkertaistetusti kohteen olosuhteet sekä mahdolliset kulkeutumis- ja altistumisreitit. Näitä reittejä arvioidaan seuraavissa kappaleissa

Kulkeutuminen			Ekologinen altistuminen		Ihmisten altistuminen	
Järvivesi	1	Veteen liuenneena leviäminen	A	Eliöstön altistuminen suoraan veden kautta	E	Suora altistuminen veden kautta
					F	Altistuminen kasteluveden kautta
					G	Altistuminen saunaveden kautta
	B	Rikastuminen ravintoketjussa (pohjaeliöt - kalat - linnut)	J	Altistuminen ravinnon kautta (kalojen ja lintujen kotitarvekäyttö, kalojen ammattimainen hyödyntäminen)		
2	Veteen <u>suspendoituneena</u> leviäminen	A	Eliöstön altistuminen suoraan veden kautta	E	Suora altistuminen veden kautta	
				B	Rikastuminen ravintoketjussa	J
Sedimentti	3	Sedimentin akkumuloituminen pohjaan	C	Sedimentissä elävien eliöiden altistuminen	H	Altistuminen ihokosketuksen välityksellä, esim. pohjassa kahlatessa

Kuva 25. Mahdolliset kulkeutumis- ja altistumisreitit. Reittejä on käsitelty tarkemmin kappaleissa 8.1 ja 8.2.



Kuva 26. Käsitteellinen malli kohteessa mahdollisista kulkeutumis- ja altistusreiteistä.

8.1 Kulkeutuminen

1. Veteen liuenneena leviäminen

Vedessä ei todettu merkittävästi kohonneita pitoisuuksia metalleja nyt tehdyissä tutkimuksissa. Orgaanisia haitta-aineita todettiin huokosvesinäytteissä ja pintavesinäytteissä pieniä pitoisuuksia. Kriittisten haitta-aineiden laskennalliset ja sedimentistä osittaisuutoilla määritetyt liuenneen fraktion osuudet sekä pitoisuudet huokosvedessä ovat erittäin pienet.

Veteen liuenneena leviäminen arvioidaan merkityksettömäksi kulkeutumisreitiksi.

2. Veteen suspendoituneena leviäminen

Ruoppaus ja täyttö aiheuttavat veden kiintoainepitoisuuden kohoamista ja samennusta ruoppausalueella ja sen välittömässä läheisyydessä. Vaikutus vähenee nopeasti ja sitä ei yleensä havaita enää muutaman sadan metrin etäisyydellä (mm. Bridges et al. 2008). Esimerkiksi sata-maympäristössä on todettu ruoppaustöiden aiheuttaman suspension sedimentoituvan uudelleen suuruusluokkaa 0,5-1 km olevan kulkeutumismatkan jälkeen (mm. Golder Associates, 2007). Ajoittain näkyvää samentumaa on eräissä hankkeissa todettu 2,5 km etäisyydelle saakka (Lindfors & Kiirikki 2004; Lindfors ym. 2005; Rossi 2007). Haitta-aineiden veteen suspendoituneena leviäminen on tässä kohteessa mahdollista, jos vesirakentaminen tapahtuu niillä pohjan alueilla, joilla haitta-aineita esiintyy merkittävästi.

Veteen suspendoituneena leviäminen arvioidaan mahdolliseksi kulkeutumisreitiksi mahdollisten rakentamistöiden aikana.

3. Uudelleenvapautuminen sedimentistä pintaveteen diffuusion, kaasuturbaation ja bioturbaation kautta

Haitta-aineiden vapautuminen sedimentistä vesimassaan diffuusion, kaasuturbaation ja bioturbaation kautta on luontaista kulkeutumista, jonka suuruus riippuu näiden prosessien voimakkuudesta.

Kaasuturbaatiota esiintyy yleensä merkittävästi vain heikentyneillä pohjan alueilla. Bioturbaatiota esiintyy kaikkialla missä pohja ei ole täysin kuollutta. Diffuusiota edesauttaa suuri pitoisuusgradientti ja sedimentin löyhyys, mutta vähentää haitta-aineiden kiinnittyminen partikkeleihin. Tutkimusalueilla ylimmän sedimentaatioyksikön aineksessa on havaittavissa kaasun kertymistä. Alkuperäiset kerrosrakenteet ovat kuitenkin melko hyvin havaittavissa, joten sedimentin häiriintyminen lienee vähäistä. Pintavesinäytteissä mitatut metallien ja orgaanisten yhdisteiden määrät olivat matalia.

Rakentamisesta johtuva uudelleenvapautuminen sedimentistä pintaveteen diffuusion, kaasuturbaation ja bioturbaation kautta arvioidaan merkityksettömäksi kulkeutumisreitiksi.

4. Uudelleenvapautuminen ja -kerrostuminen sedimentistä täytön/vesirakentamisen aiheuttamasta pohjadynamiikan muutoksesta johtuen

Vesirakentamisen tapahtuu todennäköisesti alueilla, joilla haitta-ainepitoisuudet ovat kohonneet ja joilla on merkitystä riskien kannalta. Vesirakentaminen saattaa muuttaa pohjanläheistä virtausvoimakkuutta tutkimusalueen keskiosissa ja eteläreunalla. Tämä saattaa edelleen irrottaa haitta-aineita sisältävää sedimenttiä ja kuljettaa sitä virtauksen mukana Viinikanlahden pohjukkaa kohti (kts. kappale 6.6 Virtausmallinnuksen tuloksista). Mallinnustulosten perusteella täyttö Hatanpään alueella näyttäisi säilyttävän tämänhetkisen virtauskuvion varsin samanlaisena. Kulkeutuva suspensiokuorma päätyisi alueille, joissa haitta-ainepitoisuudet ovat jo kohonneet.

Uudelleenvapautuminen ja -kerrostuminen sedimentistä vesirakentamisen aiheuttamasta pohjadynamiikan muutoksesta johtuen arvioidaan mahdolliseksi kulkeutumisreitiksi.

8.2 Ekologinen altistuminen

A Eliöstön altistuminen suoraan veden kautta

Viinikanlahden vesimassassa ei ole todettu merkittävästi kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Sedimentissä on todettu merkittävästi kohonneita

metallien ja orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksia. Haitta-aineiden liukeneminen vesimassaan merkittävässä määrin ei ole todennäköistä, sillä valitut kriittiset haitta-aineet ovat vesianalyysien, heikkouuttojen ja jakautumiskertoimien perusteella lähes veteen liukenemattomia.

Eliöstön suora altistuminen veteen liuenneille haitta-aineille arvioidaan merkityksettömäksi altistumisreitiksi.

B Rikastuminen ravintoketjussa (pohjaeliöt -> kalat -> linnut)

Raskasmetallit ja erilaiset orgaaniset yhdisteet voivat päätyä kaloihin veden, sedimentin ja ravinnon välityksellä. Tyypillisesti haitta-aineet voivat siirtyä kalan elimistöön ruuansulatuksen (pohja-eläinten syönti ja pohjan pöyhiminen) ja kidusten kautta. Toksisia vaikutuksia kalassa ilmenee silloin, kun raskasmetalleja ja orgaanisia yhdisteitä kerääntyy kalaan enemmän kuin se pystyy erittämään niitä pois. Kriittiset haitta-aineet voisivat siirtyä pohjakaloista edelleen petokaloihin ja lintuihin, sekä kalastuksen kautta ihmisiin. Esimerkiksi elohopean, PCB-yhdisteiden ja dioksiinien rikastuminen ravintoketjussa on tunnettu ilmiö.

Rikastuminen ravintoketjussa on mahdollista. Altistumisreittiä tarkastellaan viitearvovertailuna/laskennallisesti.

C Sedimentissä elävien eliöiden altistuminen

Viinikanlahden pohjaeliöstöä ei arvioida erityisen arvokkaaksi. Alueella ei tiettävästi ole suojeltavaa lajistoa. Pohjan tila lienee heikentynyt jo teollisen

vaikutuksen voimistumisen yhteydessä. Kuormitus on tietävästi alkanut jo 1960-luvulla, joten eliöstö lienee jossain määrin sopeutunut tilanteeseen.

Sedimentissä elävien eliöiden altistuminen on mahdollista. Altistumisreittiä tarkastellaan viitearvovertailuna (kohta 9.4).

D Eliöstön altistuminen veteen suspendoituneen kiintoaineen haitta-aineille

Kohonneita haitta-ainepitoisuuksia sisältävää sedimenttiä voi suspendoitua vesimassaan ruopauksen, vesistötyttöjen ja muun vesistörakentamisen yhteydessä, jos ne kohdistuvat ko. sedimenttien alueelle, tai muuttavat pohjadynamiikkaa siten että ko. sedimentin liikkeellelähtöä tapahtuu. Liikkeelle lähtenyt haitta-ainepitoinen kiintoainepilvi voi aiheuttaa eliöstön altistumista (altistumisreitit B ja C). Viinikanlahden sedimentit sisältävät laajalla alalla kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Suurimmat mitatut pitoisuudet ovat lähellä Viinikanojan suuaukkoa. Tämä liittyy aiemmin tapahtuneeseen teollisuuden jätevesien laskemiseen Viini-kanojaan. Tämä on myös suunta, jonne suuri osa Tammerkoskesta tulevaa virtaamaa kiertää.

Eliöstön altistuminen veteen suspendoituneen kiintoaineen haitta-aineille on mahdollista. Altistumisreittiä on tarkasteltu laskennallisesti (kohdat 9.4 ja 9.5).

8.3 Ihmisten altistuminen

E,F,G Järviveden välityksellä altistuminen

Viinikanlahden etelärannalle on suunniteltu asuin-käyttöä. Maankäyttö tulee olemaan kaupunkimaisa, joten altistuminen järvestä otettavan kasteluveden ja saunaveden välityksellä on epätodennäköistä. Lisäksi Viinikanlahdella voi liikkua ihmisiä veneillä, sup-laudoilla, vesijeteillä ja kanooteilla.

Haitta-aineille altistuminen suoraan järviveden tai järvestä otetun kastelu- tai saunaveden välityksellä arvioidaan epätodennäköiseksi koska järvi-vedessä ei ole todettu merkittäviä haitta-ainepitoisuuksia. Suora altistuminen haitta-aineille yllä mainittujen vesiaktiiviteettien aikana tai järiveden tai järvestä otetun kastelu- tai saunaveden välityksellä arvioidaan merkityksettömäksi altistumisreitiksi.

H Sedimentin välityksellä altistuminen, suora ihokosketus

Viinikanlahden etelärannan maankäytön suunnittelu on käynnissä, eikä mahdollisesta virkistyskäytöstä ole vielä tarkkaa tietoa. Nykyisellään lähimmät uimapaidat/virkistyskäyttöalueet sijaitsevat Ratinan suvannossa (saunaravintolan uima- paikka), sekä eteläpuistossa. Rantojen virkistyskäyttö maalta käsin ei altista sedimentissä todetuille haitta-aineille. Merkittävän riskin muodostumista vähentää myös se, että vesistöissä oleskelu painottuu Suomen olosuhteissa pääosin muutamalle kesäkuukaudelle. Sedimentissä esiintyvät

haitta-ainepitoisuudet eivät ole akuutisti toksisia, eli ne eivät aiheuta haittaa lyhyessä altistumisessa.

Suora ihokosketus arvioidaan merkityksettömäksi altistumisreitiksi. Altistumisreittiä tarkastellaan varmuusperiaatteen mukaisesti kuitenkin myös laskennallisesti (kohta 10.2).

I Sedimentin tahattoman nielemisen välityksellä altistuminen

Altistuminen sedimentin haitta-aineille ruuansulatuskanavan välityksellä on aikuisten osalta vähäistä, mutta tahatonta sedimentin nielemistä voi tapahtua lasten leikkiessä rantavedessä ja sedimentin sekoittuessa veteen.

Altistuminen sedimentin tahattoman nielemisen välityksellä arvioidaan mahdolliseksi altistumisreitiksi. Altistumisreittiä tarkastellaan myös laskennallisesti (kohta 10.3).

J Ravinnon välityksellä altistuminen

Ravinnon välityksellä altistuminen rajautuu kalan syömisen välityksellä altistumiseen. Pyhjärven kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien myrkyllisyysarvion mukaan pitoisuudet ovat nelinkertaisia verrattuna Päijänteen ja noin kymmenkertaisia verrattuna Pielisen haukiin (Frisk et al. 2007). Vuonna 1998 tehtyjen simpukkatestien perusteella Viinikanlahden PCB-pitoisuudet ovat noin nelinkertaiset verrattuna Päijänteessä suoritettuihin testeihin (Nakari et al. 2002).

Altistuminen ravinnon välityksellä arvioidaan mahdolliseksi altistumisreitiksi. Altistumisreittiä tarkastellaan myös laskennallisesti (kohta 10.4).

9 Ekologisten riskien viitearvovertailut ja laskennalliset tarkastelut

9.1 Yleistä

Viinikanlahdella ei tiettävästi esiinny suojeltavaa eliöstöä. Kalasto muodostuu tavallisista järvika-loista. Vesieliöstö voi altistua haitta-aineille veden, sedimentin tai ravinnon välityksellä. Kohteen vedessä ei ole todettu merkittäviä haitta-ainepitoisuuksia, joten suora altistuminen veden välityksellä ei ole todennäköistä. Sedimentissä esiintyvät haitta-aineet voivat vaikuttaa ja kertyä ensisijaisesti pohjaeläimiin, mahdollisesti myös pohjan kasvillisuuteen. Lisäksi pohjalla elävät kalat voivat altistua suoraan sedimentin haitta-aineille. Pohjaeläimiä syövät kalat voivat altistua haitta-aineille ravintonsa välityksellä. Myös linnut ja nisäkkäät voivat altistua haitta-aineille, mikäli ne käyttävät ravinnokeeseen haitta-ainepitoista kalaa.

9.2 Menetelmät

Ekologisia riskejä Viinikanlahdella tarkastellaan vertaamalla todettuja pitoisuuksia saatavilla oleviin ekologiin viitearvoihin. Vesistötyttöjen ja erilaisten ruoppaustöiden aiheuttaman ekologisen riskin arviointiin käytetään kirjallisuudesta saatavia arvoja: eli näiden toimenpiteiden aiheuttaman arvioidun sedimentin resuspension perusteella laskettuja haitta-ainepitoisuuksia vesimassassa. Tutkimusalueelta ei ole käytettävissä kiintoainepitoisuuden mittaustuloksia alueelta aiemmin tehdyistä vastaavista toimenpiteistä. On esitetty, että ruoppauksen aiheuttamat kiintoainepitoisuudet vedessä ruoppauskohteen lähellä ovat olleet mekaanisissakin ruoppauksissa pääosin alle 100 mg/l ja lähes kaikissa tapauksissa alle 300 mg/l (Rossi, 2007). Helsingin edustalla tehdyissä tavanomaisissa kauharuoppauksissa suurimmat yksittäiset kiintoainepitoisuudet ovat olleet luokkaa 200 mg/l. Läjitysalueilla veden sameudeksi on läjitysten yhteydessä mitattu enimmillään suuruusluokkaa 100 mg/l olevia arvoja. Sedimentin luontainen suspendoituminen esimerkiksi myrskyjen yhteydessä on yleensä korkeintaan vain joitakin kymmeniä mg/l. Suurimmat kiintoainepitoisuudet on mitattu pohjan läheltä.

Tässä työssä käytetään laskennassa kirjallisuuteen ja käytännön kokemuksiin perustuvia kiintoainepitoisuuksia 200 mg/l (pahin tapaus), 100 mg/l (realistinen tapaus) ja 30 mg/l (luontainen resuspendoituminen). Sedimentin resus-

pendoitumisen lyhytaikaisia vaikutuksia arvioidaan laskemalla veteen liukenevien orgaanisten haitta-aineiden pitoisuus alla olevan kaavan mukaisesti (Rossi, 2009):

$$C_{diss} = \frac{10^3 q_i TSS_{wc}}{1 + K_d TSS_{wc}}, \text{ jossa}$$

- C_{diss} = veteen liunneen haitta-aineen pitoisuus ($\mu\text{g/l}$)
- K_d = haitta-aineen jakautumiskerroin kiintoaine / vesi (l/kg)
- q_i = sedimentin haitta-ainepitoisuus (mg/kg)
- TSS_{wc} = kiintoainepitoisuus (kg/l)

Pitkäaikaisvaikutuksia arvioidaan orgaanisten haitta-aineiden jakautumiskertoimien ja yleisesti saatavilla olevien luonnollisen resuspension enimmäismääristä tehtyjen arvioiden perusteella. Metallien biosaatavuutta tarkastellaan heikkouutolla (ammoniumasetaatti) ja vahvalla happouutolla määritettyjen pitoisuuksien suhteen avulla.

9.3 Sedimentin viitearvovertailu

In situ -sedimenttien haitta-ainepitoisuuksille ei ole määritetty kansallisia raja-arvoja. Sedimenttien haitta-ainepitoisuuksien viitearvoina sovelletaan usein ruopatun sedimentin läjityskelpoisuuden arviointiin tarkoitetun Ympäristöministeriön ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015) pitoisuustasoja. Pitoisuustasot on

tarkoitettu ns. normalisoiduille haitta-ainepitoisuuksille, joita kohteesta ei ole saatavilla kaikkien tutkimustulosten osalta. Näin ollen kohteessa todettuja haitta-ainepitoisuuksia verrataan aineiden

ekotoksisuuden perusteella määritettyihin viitearvoihin (taulukko 14 ja 15).

Taulukko 14. Kanadassa käytössä olevat makean veden sedimentin viitearvot (mg/kg) sekä keskimääräiset kokonaispitoisuudet ja biosaatavat pitoisuudet (mg/kg). ISQG = The Interim Sediment Quality Guidelines. Arvot alitavilla pitoisuuksilla ei odoteta olevan haitallisia ekotoksikologisia vaikutuksia. PEL = The Probable Effects Levels. Arvot ylittävillä pitoisuuksilla todetaan usein haitallisia biologisia vaikutuksia.

Viitearvo	ISQG	PEL	Pitoisuus	Biosaatava
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Hg	0,17	0,486	0,5	0,1
Cu	35,7	197	48	1,83
Pb	35	91,3	46	3,04
Zn	123	315	145	19,25
bentso(a)pyreeni	0,032	2,4	0,86	-
fluoranteeni	0,111	0,782	1,67	-
PCB summa	0,034	0,277	0,67	-
PCDD/F	0,00000085	0,0000215	0,0003	-

Taulukko 15. Euroopan kemikaaliviraston (ECHA) määrittämät PNEC-arvot makean veden sedimentille (mg/kg) sekä keskimääräiset kokonaispitoisuudet ja biosaatavat pitoisuudet (mg/kg). PNEC = Predicted No-Effect Concentrations. Arvot alittavilla pitoisuuksilla ei odoteta olevan haitallisia ekotoksikologisia vaikutuksia.

Viitearvo	Eloho- pea	Ku- pari	Lyijy	Sinkki
PNEC	9,3	87- 174	186	117,8
Pitoisuus keskimäärin	0,5	48	46	145
Biosaatava pitoisuus	0,1	1,83	3,04	19,25

Keskimääräisiä kokonaispitoisuuksia tarkasteltaessa elohopea, kupari, ja lyijy ja sinkki ylittävät ISQG-arvot (taulukko 14). ISQG -arvot alittavilla pitoisuuksilla ei odoteta olevan haitallisia ekotoksikologisia vaikutuksia. Elohopea ylittää myös PEL-arvon. PEL-arvot ylittävillä pitoisuuksilla todetaan usein haitallisia biologisia vaikutuksia. Keskimääräisissä kokonaispitoisuuksissa PNEC-arvo ylittyy sinkillä (taulukko 15). PNEC-arvot alittavilla pitoi-

suuksilla ei odoteta olevan haitallisia ekotoksikologisia vaikutuksia. Kokonaispitoisuudet on saatu uuttamalla tiukasti sedimenttiin kiinnittyneet raskasmetallit vahvalla happouutolla. Luonnossa vastaavia olosuhteita ei ole, siksi kokonaispitoisuudet eivät anna realistista kuvaa haitta-aineiden haitallisuudesta. Eliöiden saatavilla olevia raskasmetallipitoisuuksia kuvaavat paremmin osittaisuutoilla määritetyt biosaatavat pitoisuudet, jotka ovat huomattavasti kokonaispitoisuuksia matalampia (taulukko 6). Merkittävää raskasmetallien kertymistä pohjaeliöstöstä kaloihin ei ole tapahtunut (kappale 5.3.2). Lintujen ja nisäkkäiden altistumisen arvioidaan vastaavan normaalia altistumista, koska kalojen raskasmetallipitoisuudet eivät ole merkittävästi koholla.

Orgaanisista haitta-aineista fluoranteeni, PCB-summa ja PCDD/F-summa ylittävät ISQG- ja PEL-arvot (taulukko 13). TBT:n osalta viitearvoa ei ollut saatavilla. Kohteen orgaaniset haitta-aineet sitoutuvat kuitenkin tehokkaasti eloperäiseen ainekseen ja hienoainekseen. Pyhäjärven kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat elintarvikkeille määrättyjen raja-arvojen alapuolella (Frisk et al. 2007).

Kohteessa todettujen sedimentin haitta-aineiden pitoisuuden arvioidaan olevan ekologista riskiä aiheuttamattomalla tasolla. Lintujen ja nisäkkäiden altistumisen arvioidaan vastaavan tavanomaista tausta-altistumista.

9.4 Lyhytaikaiset ekologiset riskit

Vesistöön kohdistuvien toimenpiteiden yhteydessä vesimassaan muodostuvia suurimpia pitoisuuksia on arvioitu taulukoissa 16 (pahin tapaus), 17 (realistinen tapaus) ja 18 (luontainen resuspendoituminen). Metallien ja orgaanisten haitta-aineiden liuenneiden pitoisuuksien laskennassa on tässä käytetty kokonaispitoisuuksia, sillä varovaisuusperiaatteen mukaisesti kaikki resuspendoituneessa sedimentissä oleva haitta-aine lasketaan tässä biosaatavaksi/liukoiseksi. Pitoisuuksina käytettiin suurimpia todettuja pitoisuuksia (pahin tapaus) sekä keskiarvopitoisuuksia (realistinen tapaus ja luontainen resuspendoituminen). Haitta-aineiden lyhytaikaisia vaikutuksia eliöstöön on tarkasteltu viitearvovertailuna. Todettujen haitta-aineiden laskettuja suurimpia pitoisuuksia (pahin skenaario, realistinen tapaus ja luontainen resuspendoituminen) on verrattu viitearvoihin taulukossa 19. Kaikkien haitta-aineiden pitoisuudet voivat pahimmassa skenaariossa nousta vesimassassa niin korkeiksi että eliöstö (kalat ja pohjaeläimet) altistuu niille ja altistuksella voi olla haitallisia vaikutuksia. Tällaista voi tapahtua lähinnä suurimpien pitoisuuksien alueella ruoppaus- ja vesirakennusrakennustöiden aikana. Todennäköisesti töiden aiheuttama häiriö karkottaa kuitenkin

kalat kauemmaksi. Realistisessa skenaariossa lyijyn, bentso(a)pyreenin, fluoranteenin,

PCB:n, PCDD/F-summan ja TBT:n pitoisuudet voivat nousta altistusta aiheuttavalle tasolle, ja pinta-veden ympäristönormin sallittu enimmäispitoisuus voi ylittyä elohopealla, lyijyllä, fluoranteenilla ja TBT:llä.

On kuitenkin huomattava, että NOEC_{aq}, HC50_{aq}- ja HC5_{aq}- arvot kuvaavat pidempiaikaisen altistumisen riskejä, akuuttia altistumista kuvaava EPA-arvo ylittyy vain TBT:llä (pahin skenaario). Merkittävää riskiä arvioidaan aiheutuvan lähellä pohjaa pienellä alueella ja lyhyen ajan kerrallaan. Altistujina ovat lähinnä pohjaeliöt.

Taulukko 16. Kriittisten haitta-aineiden todetut normalisoimattomat maksimipitoisuudet, normalisoimattomat keskiarvopitoisuudet (0-30 cm) ja niiden perusteella lasketut maksimi- ja keskipitoisuudet merivedessä ruoppauksen aikana (pahin skenaario, suspensio 200 mg/l). Haitta-aineiden oletetaan olevan kokonaan liukoisia.

Haitta-aine	qi (max.) mg/kg	qi (keski) mg/ kg	ruop- paus max, µg/l	ruop- paus keski, µg /l
elohopea	1	0,53	0,18	0,1
lyijy	174	45,91	29	7,7
bentso(a)py- reeni	2,9	0,86	0,25	0,07
fluoranteeni	0,69	1,67	1,06	0,26
PCB summa	11	0,67	1,35	0,08
PCDD/F summa	0,000277	0,00003	0,000031	0,000003
TBT	2,9	0,14	0,57	0,03

Taulukko 17. Kriittisten haitta-aineiden todetut normalisoimattomat maksimipitoisuudet, normalisoimattomat keskiarvopitoisuudet (0-30 cm) ja niiden perusteella lasketut maksimi- ja keskipitoisuudet merivedessä ruoppauksen aikana (realistinen skenaario, suspensio 100 mg/l). haitta-aineiden oletetaan olevan kokonaan liukoisia.

Haitta-aine	qi (max.) mg/kg	qi (keski) mg/kg	ruop- paus max, µg/l	ruop- paus keski, µg/l
elohopea	1	0,53	0,1	0,05
lyijy	174	45,91	15,8	4,2
bentso(a)py- reeni	2,9	0,86	0,17	0,05
fluoranteeni	0,69	1,67	0,60	0,15
PCB summa	11	0,67	0,84	0,05
PCDD/F summa	0,000277	0,00003	0,000020	0,000002
TBT	2,9	0,14	0,29	0,01

Taulukko 18. Kriittisten haitta-aineiden todetut normalisoimattomat maksimipitoisuudet, normalisoimattomat keskiarvopitoisuudet (0-30 cm) ja niiden perusteella lasketut maksimi- ja keskipitoisuudet merivedessä ruoppauksen aikana (luontainen suspensio 30 mg/l). Haitta-aineiden oletetaan olevan kokonaan liukoisia.

Haitta-aine	qi (max.) mg/kg	qi (keski) mg/kg	ruop- paus max, µg/l	ruop- paus keski, µg/l
elohopea	1	0,53	0,03	0,02
lyijy	174	45,91	5,1	1,3
bentso(a)py- reeni	2,9	0,86	0,07	0,02
fluoranteeni	0,69	1,67	0,20	0,05
PCB summa	11	0,67	0,30	0,02
PCDD/F summa	0,000277	0,00003	0,000007	0,000001
TBT	2,9	0,14	0,09	0,00

Taulukko 19. Todettujen haitta-ainepitoisuuksien (kolmessa eri skenaariossa: pahin, realistinen ja luontainen resuspensio) vertailu viitearvoihin.

Haitta-aine	Pahin max, µg/l	Realistinen max, µg /l	Luontainen max, µg /l	EPA akuutti µg/l	NOEC _{aq} µg/l	Pintavesi ympäristönormi (1380/2015) µg/l	HC50 _{aq} µg/l	HC5 _{aq} µg/l
epäorgaaninen elohopea	0,18	0,1	0,03	1,4	0,1-780	0,07	14	0,23
lyijy	29	15,8	5,1	82	9-2100	14	150	11
bentso(a)pyreeni	0,25	0,17	0,07	-	6,3	0,27	0,72	0,005
fluoranteeni	1,06	0,60	0,20	-	12-200	0,12	49	0,12
PCB summa	1,35	0,84	0,30	-	0,1-2,0	-	0,29	0,005
PCDD/F summa	0,000031	0,000020	0,000007	-	0,000011-1,3	-	0,0038	0,00000011
TBT	0,57	0,29	0,09	0,46	0,05-32	0,0015	0,75	0,017

9.5 Pitkäaikaiset ekologiset riskit

Haitta-aineiden pitkäaikaisia vaikutuksia eliöstöön on tarkasteltu viitearvovertailuna. Todettujen haitta-aineiden laskettuja suurimpia pitoisuuksia realistisessa tapauksessa ja luontaisessa resuspendoitumisessa on verrattu viitearvoihin taulukossa 20. Vesimassaan muodostuvat suurimmat pitoisuudet ja skenaarit ovat samat kuin edellisessä kohdassa (lyhytaikaiset vaikutukset). Kuitenkaan pahinta tapausta ei tässä tarkastella, sillä vesimassan pitoisuuksien pysyminen pitkän aikaa pahimman skenaarion tasolla ei arvioida olevan mahdollista.

Pitkäaikaista altistusta makeanveden sedimentille kuvaava viitearvo (EPA krooninen) ylittyy sekä realistisessa skenaariossa että luontaisessa resuspensiossa lyijyn, PCB:n summapitoisuuden ja TBT:n kohdalla. Bentso(a)pyreenin, fluoranteenin ja PCDD/F-summapitoisuuden kohdalla viitearvoa ei ollut käytettävissä.

Edellä esitetyn perusteella kroonista altistusta voi esiintyä pohjan lähellä, mikäli esimerkiksi vesis-

tön ruoppaus-, täyttö- tai rakennustyöt tapahtuisivat korkeimpien pitoisuuksien alueella ja jatkuisivat pitkän aikaa, tai luontaiset resuspensioprosessit jatkuisivat kauan. Erilaiset vesistö-rakennustyöt eivät yleensä kestä kuukausia, niissä käytetään pengerreunuksia ja siltiverhoa. Työtapa-menettelyin ja suojarakentein vaikutuksia voidaan lieventää. Myös haitta-ainepitoisen sedimentin työn aikana todennäköisesti tapahtuva sekoittuminen syvemmällä oleviin kerroksiin laimentaa haitta-ainepitoisuuksia. Luontainen resuspensio ei kestä yleensä kuin joitakin päiviä kerrallaan, jolloin kroonista altistumista ei ehdi tapahtua.

Laskennan perusteella kohteessa todetut lyijy-, PCB summa- ja TBT -pitoisuudet voivat joissakin epätodennäköisissä tapauksissa aiheuttaa merkittävää kalojen ja pohjaeläiden altistumista. Tällainen voisi olla esimerkiksi pitkäaikainen vesistö-rakennustyö merkittäviä pitoisuuksia sisältävillä sedimenttialueilla.

Taulukko 20. *Haitta-ainepitoisuuksien (realistinen skenaario ja luontainen resuspensio) vertailu kroonista altistumista kuvaavaan viitearvoon.*

Haitta-aine	Realistinen skenaario: ruoppaus max (µg /l)	Luontainen resuspensio: doittuminen max (µg /l)	EPA krooninen (µg/l)
elohopea*	0,1	0,03	0,77
lyijy	15,8	5,1	3,2
bentso(a)pyreeni	0,17	0,07	-
fluoranteeni	0,60	0,20	-
PCB summa	0,84	0,30	0,014
PCDD/F summa	0,000020	0,000007	-
TBT	0,29	0,09	0,072

10 Terveysriskien laskennalliset tarkastelut

10.1 Menetelmät

Laskennoissa käytetään RISC WB 5.0 (RISC WorkBench 2010) laskentaohjelmaa. Malli perustuu ASTM:n (American Society For Testing and Materials; ASTM 1995) RBCA-standardin (Risk Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites), sekä Yhdysvaltain ympäristöviraston U.S. EPA:n standardeissa ja ohjeissa esitettyihin laskentakaavoihin. Malli sisältää yleisesti käytettyjä, hyväksytyjä ja testattuja osamalleja mm. laskentajärjestelmän päästölähteiden, leviämismekanismien ja altistusreittien sekä altistumisen kuvaamiseksi ja riskien kvantifioimiseksi. Laskennan tuloksena saadaan riskisuhde HQ, joka kuvaa kohteessa mitattujen pitoisuuksien perusteella laskettujen päivittäisten, pitkäkestoisten altistuspitoisuuksien suhdetta arvioituun haitattomaan pitoisuuteen.

Riskin merkittävyys määritetään vertaamalla HQ-arvoa lukuun 1. Kun HQ-arvo on pienempi kuin 1, on riski hyväksyttävällä tasolla: keskimääräinen päivittäinen haitta-aineannos on pienempi kuin ihmisen terveydelle haitattomaksi arvioitu päivittäinen haitta-aineannos. Riski-suhde HQ laskeaan erikseen jokaiselle kriittiselle haitta-aineelle.

Kokonaisriskiä tarkastellaan laskemalla HQ-arvot yhteen. Lisäksi lasketaan erikseen syöpäriskin merkittävyys syöpää mahdollisesti aiheuttavien aineiden osalta. Syöpäriski on hyväksyttävä silloin, kun sen riskiluku alittaa arvon 105 (laskennallisesti 1 henkilö 100 000 henkilöstä saa syövän). Kalojen käyttöä ravintona tarkastellaan laskentayhtälöillä.

10.2 Suoran ihokosketuksen ja ruuansulatuksen välityksellä altistuminen, sedimentin haitta-aineet

Ihon kautta altistuminen sedimentissä oleville haitta-aineille on monivaiheinen prosessi, jossa sedimentin haitta-aineiden täytyy ensin siirtyä sedimentistä vesifaasiin ja sen jälkeen diffundoitua vesifaasista ihon läpi verenkiertoon. Kriittiset haitta-aineet ovat kiinnittyneet tiukasti sedimentin orgaaniseen ja hienoainekseen, mikä vähentää myös niiden pääsyä elimistöön ihon lävitse. Altistuvan ihon pinta-alaksi valittiin jalkojen osuus ihon pinta-alasta ja sedimentti-iho-tarttumiskerroin valittiin US EPA:n suosituksen mukaisesti tilanteeseen, jossa altistujien jalkateriin tarttuu sedimenttiä sedimentissä kahlaamisen vuoksi.

Sedimentin joutuessa tahattomasti tai tahallisesti suuhun ja ruuansulatuksen välityksellä altistuttaessa sedimentin haitta-aineiden täytyy siirtyä sedimentin partikkeleista vesifaasiin ja vesifaasissa

ruuansulatuskanavan seinämän läpi verenkiertoon ja sen mukana kohde-eliimiin. Saatavilla on vain vähän tietoa siitä, miten eri haitta-aineet käyttäytyvät ruuansulatuskanavassa. Tästä joutuen laskennassa oletetaan, että aineet imeytyvät ruuansulatuskanavasta kokonaisuudessaan (absorptiokerroin 1). Todellisuudessa imeytyvä määrä on todennäköisesti huomattavasti pienempi. Sedimenttiä arvioidaan joutuvan aikuisaltistujan elimistöön 40 mg päivässä ja lapsialtistujan elimistöön 90 mg päivässä.

Laskennat tehdään siten, että altistujina tarkastellaan aikuista ja lasta näiden altistujaryhmien erilaisen herkkyyden vuoksi. Altistumisaika aikuisella on 20 vuotta ja lapsella 5 vuotta. Altistumiskertoja arvioidaan aikuisilla olevan 30 vuodessa ja lapsella 60 vuodessa, mikä kuvaa runsasta altistumista.

Laskennallisesti tarkastellaan korkeimpia todettuja kokonaispitoisuuksia sekä keskiarvopitoisuuksia. Laskennan lähtöpitoisuudet on esitetty taulukossa 21. Laskentaparametrit on esitetty taulukossa 22. Laskennan tulokset on esitetty taulukossa 23.

Taulukko 21. Laskennassa käytettävät pitoisuudet.

Aine	Kokonaispitoisuus max, mg/kg	Keskiarvopitoisuus, mg/kg
elohopea	1	0,53
lyijy	174	45,91
bentso(a)pyreeni	2,9	0,86
fluoranteeni	0,69	1,67
PCB summa	11	0,67
PCDD/F summa	0,000277	0,00003
TBT	2,9	0,14

Taulukko 22. Laskentaparametrit.

Parametri	Parametrin arvo (aikuisen)	Parametrin arvo (lapsi)
Aika, jonka suhteen keskimääräinen altistus lasketaan, a	70	70
Altistumisen kesto, a	20	5
Altistujan paino, kg	70	15
Altistustapahtumien määrä, krt/a	30	60
Altistuvan ihon pinta-ala, cm ²	1030	455
Sedimentti-iho-tarttumiskerroin, mg/cm ²	21	21
Sedimentin syönti, mg/d	40	90
Ruuansulatuskanavan absorptiokerroin	1	1

Taulukko 23. Laskennan tuloksena saadut riskiluvut kokonaispitoisuuksien perusteella aikuiselle ja lapselle. Korkein hyväksyttävä riskiluku on 1.

Haitta-aine	Aikuinen - sedimentin tahaton syöinti	Aikuinen - ihon kautta altistuminen	yhteensä	Lapsi - sedimentin tahaton syöinti	Lapsi- ihon kautta altistuminen	yhteensä
elohopea	0,0002	0,0850	0,08500	0,0033	0,3500	0,3500
lyijy	0,0023	0,0120	0,01500	0,0480	0,0510	0,0980
Bentso(a)pyreeni	0,0005	0,0320	0,03200	0,0095	0,1300	0,1400
Fluoranteeni	0,0000	0,0001	0,00006	0,0000	0,0002	0,0003
PCB (Aroclor 1254)	0,0260	2,0000	2,00000	0,5400	8,1000	8,6000
PCDD/F (TCDD, 2,3,7,8)	0,0130	0,2100	0,22000	0,2700	0,8700	1,1000
TBT	0,0006	0,3000	0,30000	0,0110	1,2000	1,2000

Riskiluvut alittivat suurelta osin hyväksyttävän riskiluvun 1. PCB-yhdisteistä laskennallisesti aiheutuva riski oli koholla sekä aikuis- että lapsialtistujalla ihon välityksellä altistuttaessa. Lisäksi lapsialtistujan ihon välityksellä altistumisen laskennallinen riskiluku ylitti hyväksyttävän tason myös tributyylitinan osalta. Laskennan tulosten perusteella sedimentin tahaton syöminen ja ruuansulatuksen välityksellä altistuminen ei aiheuta merkittävää terveysriskiä, sillä tämän altistumis-

reitien riskiluvut jäivät alle yhden. Taulukoissa esitettyjen riskilukujen lisäksi syöpävaarallisille aineille lasketaan syöpäriskiluvut. Syöpäriskin osalta korkein sallittu riskiluku on $1E-05$. Korkeimmilla todetuilla pitoisuuksilla saatiin laskennallisesti kohonnut aikuis- ja lapsialtistujan syöpäriski PCB-yhdisteille sekä bentso(a)pyreenille ihon kautta altistuttaessa. Ruuansulatuskanavan kautta altistuttaessa syöpä-riskiluvut alittivat hyväksyttävän riskitason. Syöpäriskiluvut on esitetty taulukossa 24.

Taulukko 24. Laskennan tuloksena saadut syöpäriskiluvut kokonaispitoisuuksien perusteella aikuiselle ja lapselle. Korkein hyväksyttävä riskiluku on 1E-05.

Haitta-aine	Aikuinen - se- dimentin taha- ton syönti	Aikuinen -ihon kautta altistu- minen	yhteensä	Lapsi - sedi- mentin taha- ton syönti	Lapsi- ihon kautta altistu- minen	yhteensä
elohopea	ND	ND	ND	ND	ND	ND
lyijy	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Bentso(a)py- reeni	0,00000028	0,00002000	0,00002000	0,00000150	0,00002100	0,00002200
Fluoranteeni	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB (Aroclor 1254)	0,00000030	0,00002200	0,00002300	0,00000160	0,00002300	0,00002500
PCDD/F (TCDD, 2,3,7,8)	0,00000048	0,00000780	0,00000830	0,00000250	0,00000810	0,00001100
TBT	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Edellä esitetyn laskennan lähtökohtana käytettiin korkeimpia kokonaispitoisuuksia, joita tutkimuspisteissä on todettu. Laskenta kuvaa näin ollen pahinta mahdollista tilannetta, ottaen huomioon laskentaan aina sisältyvän epävarmuuden (epävarmuustarkastelu, kappale 11). Keskiarvopitoisuuksilla laskettuna riskit ovat alhaisempia (taulukko 25).

Keskiarvopitoisuuksilla sekä terveysriski että erikseen laskettu syöpäriski (taulukko 26) jäävät hyväksyttävälle tasolle aikuis- ja lapsialtistujalla. Keskiarvopitoisuuksien käyttö laskennan lähtökohtana arvioidaan hyväksyttäväksi siksi, että vesistön käyttäjät ja rannalla oleskelevat altistujat eivät oletettavasti oleskele vain yhdessä tietyssä kohdassa, jossa pitoisuudet ovat korkeimmillaan, vaan rantaa käytetään laajemmin ja altistutaan näin vaihteleville pitoisuuksille. Keskiarvopitoisuudet laskettiin vuonna 2019 otetuista näytteistä, joista jokainen koostui useasta osanäytteestä. Näytteenottotavalla saadaan näytteitä, jotka edustavat hyvin sedimentin haitta-ainepitoisuuksia, joten tässäkin suhteessa keskiarvopitoisuuksien käyttöä riskilaskentojen lähtökohtana voidaan pitää hyväksyttävänä.

Laskennallisissa tarkasteluissa laskentaparametrit valitaan usein realistisen tiedon puutteessa siten, että ne eivät ainakaan vähättele riskiä. Tästä johtuen laskennalliset tarkastelut saattavat liioitella riskiä, ja riski on todellisessa tilanteessa vähäisempi. Sedimentissä on kuitenkin todettu haitallisia ja mahdollisesti syöpää aiheuttavia yhdisteitä, joten niille alueille, joissa on todettu taulukossa 3

esitettyjä korkeimpia pitoisuuksia, ei voida laskennallisen tarkastelun perusteella täysin riskittömästi osoittaa esimerkiksi uimapaikkoja tai muita alueita/toimintoja, joissa ihmiset pääsevät kosketuksiin haitta-ainepitoisen sedimentin kanssa. Yksittäiset altistumiskerrat eivät aiheuta terveysriskejä, sillä todetut haitta-aineet eivät ole akuutisti toksisia.

Taulukko 25. Laskennan tuloksena saadut riskiluvut keskiarvopitoisuuksien perusteella aikuiselle ja lapselle. Korkein hyväksyttävä riskiluku on 1.

Haitta-aine	Aikuinen - sedimentin tahaton syöinti	Aikuinen - ihon kautta altistuminen	yhteensä	Lapsi - sedimentin tahaton syöinti	Lapsi- ihon kautta altistuminen	yhteensä
elohopea	0,0001	0,0450	0,04500	0,0017	0,1900	0,1900
lyijy	0,0006	0,0032	0,00380	0,0130	0,0130	0,0260
Bentso(a)pyreeni	0,0001	0,0095	0,00960	0,0028	0,0390	0,0420
Fluoranteeni	0,0000	0,0001	0,00014	0,0000	0,0006	0,0006
PCB (Aroclor 1254)	0,0016	0,1200	0,12000	0,0330	0,4900	0,5200
PCDD/F (TCDD, 2,3,7,8)	0,0014	0,0230	0,02400	0,0300	0,0940	0,1200
TBT	0,0000	0,0140	0,01400	0,0006	0,0590	0,0590

Taulukko 26. Laskennan tuloksena saadut syöpäriskiluvut keskiarvopitoisuuksien perusteella aikuiselle ja lapselle. Korkein hyväksyttävä riskiluku on 1E-05.

Haitta-aine	Aikuinen - sedimentin tahaton syöinti	Aikuinen -ihon kautta altistuminen	yhteensä	Lapsi - sedimentin tahaton syöinti	Lapsi- ihon kautta altistuminen	yhteensä
elohopea	ND	ND	ND	ND	ND	ND
lyijy	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Bentso(a)pyreeni	0,00000008	0,00000590	0,00000600	0,00000044	0,00000610	0,00000660
Fluoranteeni	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PCB (Aroclor 1254)	0,00000002	0,00000140	0,00000140	0,00000009	0,00000140	0,00000150
PCDD/F (TCDD, 2,3,7,8)	0,00000005	0,00000085	0,00000090	0,00000028	0,00000088	0,00000120
TBT	ND	ND	ND	ND	ND	ND

10.3 Ruuansulatuksen välityksellä altistuminen, kalojen käyttö ravintona

Lähtökohdat

Kalojen käyttö ravintona saattaa aiheuttaa terveysriskejä, mikäli kalan ravintona käytettäviin osiin, lähinnä lihaksiin, on kertynyt merkittäviä haitta-ainepitoisuuksia. Tässä käsitellyistä haitta-aineista elohopea, lyijy, PCDD/F-yhdisteet, PCB ja TBT voivat kertyä kaloihin merkittävässä määrin. PAH-yhdisteitä ei käsitellä tässä tarkastelussa, sillä ne eivät tiettävästi ole merkittäviä haitta-aineita tuoreessa kalassa. Esimerkiksi Ympäristöhallinnon KERTY-rekisterin mukaan fenantreenin ja bentso(a)pyreenin mitatut pitoisuudet ovat Pyhäjärven kaloissa jääneet alle määrittämiskrajan/olleet < 1µg/kg.

EU:n asetuksen mukaan elintarvikkeena käytettävän kalan elohopeapitoisuus ei saa ylittää 0,5 milligrammaa kilossa kalan tuorepainoa kohti. Eräillä petokaloilla – kuten hauella – pitoisuusraja on korkeampi; 1,0 mg/kg. Lyijylle pitoisuusraja on 0,30 mg/kg. Elintarvikkeena käytettävässä kalassa saa olla dioksiineja (PCDD/F) enintään 3,5 pg/g (eli 0,000035 mg/kg), ja PCB yhdisteitä alle 75 ng/g (eli 0,075 mg/kg) (kalan tuorepainossa). Orgaanisille tinayhdisteille ei ole elintarvikkeissa asetettu raja-arvoja. Luonnonvarakeskuksen julkaiseman tilaston mukaan Suomessa vuonna 2017 kotimaista haukea syötiin 0,44

kg/henkilö/vuosi, kuhaa 0,4 kg/henkilö/vuosi, ahventa 0,41 kg/henkilö/vuosi ja muikkua 0,61kg/henkilö/vuosi.

Vuonna 2018 Itäisen Pyhäjärven kuhien keskimääräinen elohopeapitoisuus oli 0,28 mg/kg (vaihteluväli 0,099–0,49 mg/kg) kalan tuorepainoa kohti (Pirkkalan kalastoalueen toimeksiantotutkimus 2018). Yleisesti elohopeapitoisuudet nousivat kalan koon noustessa, mutta yksilökohtainen vaihtelu oli huomattavaa. Pyhäjärven Nokian puoleisessa osassa mitattiin 2001 haukien keskimääräiseksi elohopeapitoisuudeksi 0,36 mg/kg (vaihteluväli 0,16-0,73 mg/kg) (KERTY-tietokanta). Pirkanmaan ahvenissa on mitattu keskimäärin elohopeaa 0,2 mg/kg (Uutisröy: Hämeen Ely tiedotuslehti 1/2014).

Pyhäjärven Pirkkalan puolella mitatut hauen lyijypitoisuudet olivat keskimäärin 0,04 mg/kg (kuivapainosta). Oletuksella että 70% kalan lihaksesta on vettä, tämä vastaisi noin 0,13 mg/kg pitoisuutta tuorepainosta.

Itäisen Pyhäjärven hauen PCB summapitoisuudet ovat noin 0,02 mg/kg (tuorepainoa) tasolla (Frisk et al. 2007). Pitoisuudet ovat korkeampia kuin maamme muissa isoissa järvissä, mutta ne jäävät silti huomattavasti alle sallitun tason (Frisk et al. 2007).

Itäisen Pyhäjärven hauen PCDD/F-pitoisuudet ovat 0,8 pg/g (eli 0,000008 mg/kg) TEQ ja muiden 0,7-4,6 pg/g TEQ. (Frisk et al. 2007).

Pirkkalan puoleisella Pyhäjärvellä vuonna 2003 mitattu hauen TBT-pitoisuus oli 2,3 µg/kg (Ym-

päristöhallinnon KERTY-tietokanta) ja 2009 mitattu ahvenen pitoisuus 1,5 µg/kg (Rantala 2010).

Kalojen ravintokäytön välityksellä altistumisen riskiä tarkastellaan varmuusperiaatteen mukaisesti laskennallisesti. Laskennallisia tarkasteluja voidaan tehdä erilaisilla laskentakaavoilla ja lähtöoletuksilla. Tässä riskiä tarkastellaan kahdella eri tavalla. Ensimmäinen keskimääräiseen päivittäiseenhaitta-aineannokseen perustuva laskentatapa on peräisin julkaisusta Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. Toinen laskentatapa keskittyy tässä yhteydessä vain elohopeaan ja perustuu tilastotietoon suomalaisten hauen kulutusmääristä, Euroopan elintarviketurvallisuusviraston saantisuosituksiin ja kalojen pitoisuuksiin. Toisin kuin ensimmäisessä laskennassa, toisessa laskennassa on erotettu metyylielohopea kokonaiselohopeasta ja laskettu metyylielohopealle altistumisesta aiheutuva riski erikseen.

Ruokavirasto on antanut kalojen käyttösuositukset Suomen kalojen sisältämän elohopean vuoksi: erityisesti lapsia, nuoria ja hedelmällisessä iässä olevia suositellaan syömään järvestä tai merestä pyydettyä haukea vain 1-2 kertaa kuussa sekä raskaana olevia ja imettäviä välttämään kokonaan hauen syöntiä. Ensimmäisessä keskimääräiseen päivittäiseenhaitta-aineannokseen perustuvassa tarkastelussa suositus huomioitiin altistumisen toistuvuuden (EF) lukuarvossa. Laskenta 2 perustuu Luonnonvarakeskuksen julkaisemaan, vuoden 2017 tilastolliseen hauen (0,44 kg/henkilö/vuosi) kulutukseen.

Tarkastelu 1

Kalojen syönnin seurauksena saatavat keskimääräiset päivittäiset elohopea, lyijy, kadmium, PCB-, PCDD/F- ja TBT-annokset (ADD) laskettiin laboratorioanalyysillä määritettyjen pitoisuuksien perusteella. Keskimääräisen päivittäisen annoksen laskennassa käytettiin seuraavaa kaavaa:

$$ADD = \frac{C_i \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}, \text{ jossa}$$

ADD = Keskimääräinen päivittäinen annos: mg/kg/d

C_i = Haitta-aineen pitoisuus kalassa: mg/kg tp

IR = Kalan päivittäinen saanti elimistöön: 0,1 kg/d aikuinen/0,05 kg/d lapsi

EF = Altistumisen toistuvuus: 12 d/a

ED = Altistumisen kesto: 20 v aikuinen/6 v lapsi

BW = Kehon paino: 70 kg aikuinen, 15 kg lapsi

AT = Aika, jonka suhteen keskimääräinen päivittäisannos lasketaan: 7 300 d (20 v) aikuinen, 2 190 d (6 v) lapsi

Laskennan tuloksena saadut keskimääräiset päivittäiset annokset on esitetty taulukossa 26.

ADD-arvojen avulla laskettiin terveysriskitaso (ns. vaaraosamäärä HQ) kaavalla: HQ=ADD/TDI, jossa HQ=riskiluku (vaaraosamäärä) ja TDI=häväksyttävä päivittäinen saanti (taulukko 26).

Laskennan tuloksena saadut kriittisten haitta-aineiden vaaraosamäärät (HQ) on esitetty taulukossa 27. Altistumisesta aiheutuva terveysriski on hyväksyttävä, kun $HQ < 1$. Laskennallisen tarkastelun perusteella tarkastelussa käytetyn elohopean haitta-ainepitoisuuksista ei aiheudu riskiä laskennan oletusten mukaisessa tilanteessa. Riskiluvut jäävät sekä lapsella että aikuisella selvästi alle hyväksyttävän riskin. Jotta riskiluku HQ olisi 1, elohopean pitoisuuden kalassa tulisi olla 0,9 mg/kg (lapsen ravintonaan käyttämä kala) tai 2,1 mg/kg (aikuisen ravintonaan käyttämä kala). Pitoisuudet ovat hieman korkeampia Pyhjärven kaloissa todettuihin pitoisuuksiin nähden. Korkein todettu pitoisuus alittaa myös kalalle asetetun enimmäispitoisuuden 0,5 mg/kg (Komission asetus (EY) N:o 1881/2006 ja sen muutos (EY) N:o 629/2008). Myös lyijyllä ja kadmiumilla riskiluvut jäävät sekä lapsella että aikuisella selvästi alle hyväksyttävän riskin. Jotta riskiluku HQ olisi 1, lyijyn pitoisuuden tulisi olla 16,4 mg/kg (lapsen ravintonaan käyttämä kala) tai 38,3 mg/kg (aikuisen ravintonaan käyttämä kala) ja kadmiumin 4,6 mg/kg (lapsen ravintonaan käyttämä kala) tai 10,6 mg/kg (aikuisen ravintonaan käyttämä kala). Pitoisuudet ovat selvästi korkeampia Pyhjärven kaloissa todettuihin pitoisuuksiin nähden.

Laskennallisen tarkastelun perusteella kalan elohopea, lyijy- ja kadmiumpitoisuuksista aiheutuva riski on hyväksyttävällä tasolla.

PCDD/F-yhdisteiden pitoisuuksista ei laskennan mukaan aiheudu riskiä oletetussa tilanteessa. Riskiluvut jäävät sekä lapsilla että aikuisilla selvästi alle hyväksyttävän riskin. Jotta riskiluku HQ olisi 1, PCDD/F-yhdisteiden pitoisuuden kalassa tulisi olla 0,0002 mg/kg (lapsen ravintonaan käyttämä kala) tai 0,0004 mg/kg (aikuisen ravintonaan käyttämä kala). Pitoisuudet ovat selvästi korkeampia Pyhjärven kaloista todettuihin pitoisuuksiin nähden.

Laskennallisen tarkastelun perusteella kalan PCDD/F-pitoisuuksista aiheutuva riski on hyväksyttävällä tasolla.

Taulukko 27. Keskimääräiset päivittäiset haitta-aineannokset (ADD), hyväksyttävät annokset (TDI) ja riskiluvut (HQ).

Aine	Kalan pitoisuus (mg/kg)	ADD (mg/kg/d) aikuinen	ADD (mg/kg/d) lapsi	TDI	HQ aikuinen	HQ lapsi
Hg	0,28	0,000013	0,000031	0,0001	0,13	0,31
Pb	0,13	0,0000061	0,0000142	0,0018	0,003	0,008
Cd	0,1	0,0000047	0,0000110	0,0005	0,009	0,022
PCDD/F	0,0000046	0,0000000002	0,000000001	0,00000002	0,011	0,025
PCB	0,02	0,000001	0,000002	0,00001	0,094	0,22
TBT	0,0023	0,0000001	0,0000003	0,0003	0,0004	0,0008

PCB-yhdisteiden summapitoisuuksista ei laskennan mukaan aiheudu riskiä oletetussa tilanteessa. Riskiluvut jäävät sekä lapsilla että aikuisilla selvästi alle hyväksyttävän riskin. Jotta riskiluku HQ olisi 1, PCB-yhdisteiden summapitoisuuden kalassa tulisi olla 0,09 mg/kg (lapsen ravintonaan käyttämä kala) tai 0,22 mg/kg (aikuisen ravintonaan käyttämä kala). Pitoisuudet ovat hieman korkeampia Pyhäjärven kaloista todettuihin pitoisuuksiin nähden.

Laskennallisen tarkastelun perusteella kalan PCB-pitoisuuksista aiheutuva riski on hyväksyttävällä tasolla.

TBT:stä ei laskennan mukaan aiheudu riskiä oletetussa tilanteessa. Riskiluvut jäävät sekä lapsilla että aikuisilla selvästi alle hyväksyttävän riskin. Jotta riskiluku HQ olisi 1, TBT:n pitoisuuden kalassa tulisi olla 2,8 mg/kg (lapsen ravintonaan käyttämä kala) tai 6,4 mg/kg (aikuisen ravintonaan käyttämä kala). Pitoisuudet ovat selvästi korkeampia Pyhäjärven kaloista todettuihin pitoisuuksiin nähden.

Mikäli kalaa syödään suurempia määriä, useammin kuin kerran kuussa ja pidemmän aikaa kuin laskennassa on oletettu, myös riski suurenee. Riskin muodostumiseen vaikuttaa myös haitta-aineiden imeytyminen suolistosta elimistöön, joka

laskennassa oletettiin olevan 100 %. Imeytymisen on todennäköisesti vähäisempää, mikä pienentää riskiä. Laskutavan (HQ = ADD/TDI) vuoksi riski on myös suoraan riippuvainen TDI-arvon suuruudesta (taulukko 27). Arvoksi on valittu Suomen ympäristökeskuksen käyttämät ja esittämät TDI-arvot (Suomen ympäristö 23/2007).

Tarkastelu 2.

Kotimaista haukea kulutettiin vuonna 2017 0,44 kg/henkilö. Pyhjärven pohjoisosista pyydetyn hauen keskimääräinen elohopeapitoisuus oli 0,36 mg/kg (kuhan 0,28 mg/kg ja ahvenen 0,2 mg/kg; hauki valittu tarkasteluun suurimman pitoisuuden vuoksi). Vuoden 2017 kulutuksella lasketuna (syödyn kalan määrä x kalan pitoisuus) henkilö saisi hauesta elohopeaa 0,158 mg/vuosi. Mikäli ravinnoksi käytetään enemmän haukea, esimerkiksi 1 kg vuodessa, on kalasta saadun elohopean määrä 0,36 mg/vuosi.

Jos oletetaan, että 90 % elohopeasta on muuntunut metyylielohopeaksi, saadaan hauen 0,44 kg vuosikulutuksella metyylielohopeaa 0,142 mg/vuosi. Vastaavasti 1 kg vuosikulutuksella metyylielohopeaa saadaan 0,324 mg/vuosi. Viikoittaiset määrät saadaan jakamalla vuodessa saatava elohopeamäärä viikkojen lukumäärällä 52. Viikoittaiset hauesta saatavat määrät on esitetty taulukossa 28.

Euroopan elintarviketurvallisuusviraston mukaan elohopeaa voidaan viikon aikana saada turvallisesti korkeintaan 0,004 mg painokiloa kohden ja metyylielohopeaa 0,0013 mg painokiloa kohden.

Lapsi, joka painaa 15 kg, voi siis saada 0,06 mg elohopeaa ja 0,02 mg metyylielohopeaa (hyväksyttävä saanti x henkilön paino). Vastaavasti aikuinen, joka painaa 70 kg, voi saada viikossa 0,28 mg elohopeaa ja 0,091 mg metyylielohopeaa (taulukko 28).

Taulukosta 28 on huomattavissa, että hauesta (tai kuhasta/ahvenesta) saatavan elohopean määrä on pienempi kuin suurin hyväksyttävä elohopean tai metyylielohopean määrä.

Viikoittaisen saannin ja hyväksyttävän viikoittaisen saannin perusteella voidaan vielä laskea riskiluvut HQ (taulukko 29). Esitetyt riskiluvut on laskettu metyylielohopealle sekä kokonaiselohopealle. Riskiluvun ollessa < 1, riski on hyväksyttävällä tasolla.

Riskiluvut jäivät kaikissa tarkastelluissa tapauksissa pienemmiksi kuin hyväksyttävä riskitaso 1, joten hauen (tai kuhan/ahvenen) syönnistä ei laskennan mukaan aiheudu terveysriskiä. Kohonnut terveysriski voi esiintyä, mikäli kalaa syödään niin paljon, että viikoittainen hyväksyttävä elohopean määrä ylittyy. Lapsen tapauksessa metyylielohopean hyväksyttävä saanti ylittyy, mikäli haukea syödään enemmän kuin 2,9 kg vuodessa ja aikuisen tapauksessa yli 13,1 kg vuodessa. Kokonaiselohopean osalta hyväksyttävä saanti ylittyisi määrillä 8,6 kg/vuosi (lapsi) ja 40 kg/vuosi (aikuisen). Määrät ovat huomattavasti suurempia kuin tilastollinen hauen vuosikulutus 0,44 kg/hlö.

Taulukko 28. Hauesta saatavan elohopean määrä viikkotasolla sekä hyväksyttävä saantimäärä lapselle (paino 15 kg) ja aikuiselle (70 kg).

	Hauesta saatavan metyylielohopean määrä (mg/viikko)	Hyväksyttävä metyylielohopeamäärä mg/viikko, lapsi	Hyväksyttävä metyylielohopeamäärä mg/viikko, aikuinen	Hauesta saadun kokonaiselohopean määrä (mg/viikko)	Hyväksyttävä kokonaiselohopeamäärä mg/viikko, lapsi	Hyväksyttävä kokonaiselohopeamäärä mg/viikko, aikuinen
Hauen kulutus 0,44 kg/vuosi	0,0027	0,02	0,091	0,003	0,06	0,28
Hauen kulutus 1 kg/vuosi	0,0062	0,02	0,091	0,007	0,06	0,28

Taulukko 29. Riskiluvut HQ metyylielohopealle ja kokonaiselohopealle.

	HQ lapsi, metyylielohopea	HQ aikuinen, metyylielohopea	HQ lapsi, kokonaiselohopea	HQ aikuinen kokonaiselohopea
Hauen kulutus 0,44 kg/vuosi	0,135	0,03	0,05	0,01
Hauen kulutus 1 kg/vuosi	0,31	0,07	0,12	0,025

10.4 Tausta-altistuminen

Kohteen haitta-aineiden lisäksi ihminen voi altistua samoille aineille muista lähteistä ns. tausta-altistumisena. Tämä kaikkien lähteiden yhteensä aiheuttama kokonaisaltistuminen määrää terveysriskin suuruuden. Mikäli samanaikaisesti Pyhäjärven kalojen käytön yhteydessä käytetään ravintona kohonneita pitoisuuksia sisältävää kala- tai muuta ravintoa, voi riski muodostua edellä esitettyä suuremmaksi. Metyylielohopean taustasaanniksi on esitetty 0,00032 mg/viikko painokiloa kohden (Leino ym. 2013). PCDD/F taustasaanniksi on esitetty 2 pg/viikko painokiloa kohti koko elämän ajan (EFSA) ja TBT:n taustasaanniksi enintään 1,75 µg/viikko painokiloa kohti (EFSA). Lyijylle ja PCB-summapitoisuudelle ei ole saatavilla Euroopan elintarviketurvallisuusviraston suositusta hyväksyttävästä saannista, sillä viraston kannan mukaan turvallista määrää ei voi määrittää.

Määrät ovat niin pieniä, että ne eivät edellä esitettyihin laskentoihin lisättynä nosta riskiä merkittäväälle tasolle. Kotimaista kalaa käytettäessä on kuitenkin hyvä huomioida Eviran esittämät kalansyönnin suositukset.

11 Epävarmuustarkastelu

11.1 Tutkimukset

Tutkimusmenetelmiin ei arvioida liittyvän sellaisia epävarmuuksia, jotka estäisivät tulosten luotettavan hyödyntämisen. Näytepisteitä oli riittävästi ja kattavasti alueella tätä työtä varten. Tutkimusmenetelmät valittiin huolellisen työohjelman laatimisen yhteydessä.

Analyysimenetelmien määritysrajat olivat työhön riittävällä tasolla. Muiden kuin nyt tutkittujen haitta-aineiden esiintyminen merkittävinä pitoisuuksina on mahdollista mutta epätodennäköistä, sillä nyt tutkitut haitta-aineet valittiin aiemman tutkimustiedon perusteella. Lisäksi sedimentistä ja vedestä tehtiin Terratest -analyysijä, joissa pyritään skannaamaan kaikki ympäristö- ja terveysriskien kannalta merkittävät haitta-aineet (220 ainetta ja yhdistettä).

Aiemmat tutkimukset ovat keskittyneet jonkun tietyn haitta-aineen (esim. PCB ja dioksiinit) tai Viinikanlahden osa-alueen (esim. Ratinanranta, Hatanpään sairaala-alueen ranta) tarkasteluun. Kokonaisvaltaista alueellista lähestymistä ei ole tehty. Näytemateriaalin dokumentaation taso aiemmissa tutkimuksissa vaihtelee, ja osa näytteistä on otettu hyvin rajatulta syvyydeltä, kun taas osa edustaa huomattavasti suurempia syvyysvyöhykkeitä. Tämä vaikuttaa esimerkiksi sedimentaationopeuksien arviointiin. Myöskään tut-

kimusmenetelmät eivät ole vertailukelpoisia, esimerkiksi erilaisten näytteenottomenetelmien tai näytteiden häiriintymisen vuoksi.

Erosioherkkyyden mittauksissa koejärjestelyssä virtaus oli laminaarinen ja mittausaika oli luonnonolosuhteisiin verrattuna lyhyt. Luonnossa esiintyvän turbulenttisen virtauksen mahdollinen vaikutus sekä pidemmän aika-altistuksen vaikutus ovat suurimmat epävarmuustekijät.

Erosio- ja transportaatioalueiden määrittämisessä eri skenaarioille on käytetty virtausmallinnuksen ja sedimentin eroosioherkkyydstutkimuksen tuloksia. Eroosioherkkyydstutkimuksessa saadut kriittiset nopeudet on mitattu sedimentin pinnan välittömästä läheisyydestä. Virtausmallinnuksessa saadut nopeudet eivät ole mittaus- vaan mallinnustuloksia, ja kuvaavat tilannetta hieman kauempana sedimentin pinnasta. Virtauksen hidastuminen luonnollisissa olosuhteissa on vaikeasti mallinnettavissa, sillä se riippuu mm. pohjan tasaisuudesta sekä kasvillisuudesta.

Tulokset ovat kuitenkin linjassa keskenään. Eroosio- ja transportaatioalueiden rajauksessa on myös käytetty maksimivirtaamatilannetta, jolloin pienet eroavuudet mitattujen kriittisten nopeuksien ja mallinnettujen virtausnopeuksien tarkkuudessa eivät merkittävästi vaikuta tulokseen. Tuulen (aaltojen ja virtausten) vaikutus eroosio- ja transportaatioalueisiin on suurin tutkimusalueen ulkopuolella ja aivan rannan läheisyydessä, vaikutus on laskettu nykyisillä laiturirakenteilla kaikissa skenaarioissa. Mahdolliset uudet laiturit/aallon-

murtajat tai nykyisten purkaminen voi vaikuttaa lähinnä pohjoisrannan aaltojen ja virtausten vaikutusalueeseen. Rinteiden stabiliteettia tarkasteltaessa kriittisenä rinnekaltevuutena on käytetty jäätikköjärvien saville määritettyä 10 astetta. Tätä voidaan pitää realistisena myös pinnassa olevalle orgaanisriikkaammalle ainekselle. Täytöskenaarioissa täyttöluiskat on tehty 1:2 jyrkkyyteen. Täyttö todennäköisesti tehdään kalliouheella, jolloin luiskien kohdalla rinteiden stabiliteetti on parempi kuin kriittisen rinnekaltevuuden tarkastelun perusteella vaikuttaa.

Viitearvovertailussa SHPeko - viitearvot ovat määritetty maaperää varten. Maaperän eliöt voivat olla eri tavalla herkkiä haitta-aineille kuin vesieliöt. Tätä on huomioitu käyttämällä ekotoksisuuden viitearvovertailussa myös makean veden sedimenteille tarkoitettuja ISQG- ja PNEC-arvoja.

11.2 Ekologiset riskit

Riskinarvio sisältää aina epävarmuutta, jota aiheutuu muun muassa pitoisuustietojen niukkuudesta ja hajonnasta, ympäristön ominaisuuksien pienipiirteisestä vaihtelusta, lajistotietojen puutteellisuudesta, annos-vaste -suhteen epävarmuudesta ja kemikaalien fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien epävarmuudesta. Lisäksi sovellettavat laskentamenetelmät ja -mallit ovat aina vain karkea yleistys luonnon monimutkaisista tapahtumaketjuista (Rossi, 2007).

Tässä riskinarviossa käytettiin laskentoihin korkeimpia sedimentissä todettuja pitoisuuksia, vaikka keskipitoisuudet jäivät huomattavasti pienemmiksi. Korkeimmat pitoisuudet on todettu sedimentissä paikallisesti. Metallien oletettiin olevan suspendoituneessa sedimentissä kokonaisuudessaan biosaatavassa muodossa ja orgaanisten haitta-aineiden kokonaan liukoisia. Myös veden kiintoainepitoisuuksiksi arvioitiin aiemmissa tutkimuksissa todetut korkeimmat pitoisuudet. Käyttämällä korkeimpia todettuja pitoisuuksia saatiin vähennettyä lähtöparametreihin ja laskelmien perusteella tehtäviin johtopäätöksiin sisältyvää epävarmuutta.

Laskelmissa esiintyviä epävarmuuksia pyrittiin kompensoimaan valitsemalla lähtöarvot varmuusperiaatteen mukaisesti. Pahimman tapauksen laskelmat perustuivat siten epäedullisten olettusten yhtäaikaiseen toteutumiseen, mikä on epätodennäköistä. Lisäksi käytetyt viitearvot sisältävät jo lähtökohtaisesti varmuuskertoimen.

Ekologisten riskien arviointi kohteessa perustui erilaisiin skenaarioihin, joilla pyrittiin kattamaan kaikki mahdolliset haitta-aineiden kulkeutumislanteet. Skenaariot muodostettiin kuitenkin siten että ne eivät aliarvioi, vaan pikemminkin yliarvioivat riskiä. Ne ovat yksinkertaisuuksia todellisista toteutuvista hankkeista, joten riskinarvioinnin tulokset on syytä tarkastaa hankekohtaisesti, kun haitta-aineiden kulkeutumiseen vaikuttavat hankkeet konkretisoituvat.

Arviointiin liittyvät epävarmuudet ovat hyväksyttävällä tasolla ja/tai mahdollisia riskejä voidaan

vähentää riskienhallintakeinoilla, joita on esitetty kappaleessa 11.

11.3 Terveysriskit

Laskennallinen arvio on aina yksinkertaistus todellisuudessa vallitsevasta tilanteesta, ja siihen liittyy jo lähtökohtaisesti epävarmuutta. Laskenta toteutettiin kuitenkin siten, että laskentatulokset eivät ainakaan vähättele haitta-aineista mahdollisesti aiheutuvaa riskiä. Esimerkiksi altistumiskertoja arvioitiin olevan runsaasti vuositasolla ja altistumisen arvioitiin aikuisen osalta kestävän 20 vuotta. Ihoon tarttuvan sedimentin määräksi oletettiin US EPA:n suositusten mukaisesti 21 g/cm², mikä on varsin suuri määrä. Sedimentin tahattoman syömisen laskennallisessa tarkastelussa puolestaan tarvitaan lähtötiedoksi arvio haitta-aineiden imeytymisestä suolistosta verenkiertoon. Imeytymisestä ei kuitenkaan ole saatavilla luotettavaa numeerista tietoa, joten tarkastelussa oletettiin haitta-aineiden imeytyvän suolistosta kokonaisuudessaan. Oletus todennäköisesti liioittelee imeytymisen tehokkuutta. Laskennoissa ei myöskään otettu huomioon aineiden poistumista elimistöstä esimerkiksi virtsan mukana. Riskiä liioittelevasta lähtötietojen valinnasta huolimatta laskennalliset pitoisuudet jäivät hyväksyttävälle tasolle.

Kalojen ravintokäytön laskennassa oletettiin, että kalassa esiintyvä elohopea, dioksiinit ja PCB

imeytyvät kokonaisuudessaan ruuansulatuskanavasta verenkiertoon. Tämä todennäköisesti hie-man liioittelee riskiä.

12 Yhteenveto ja riskien hallinta

Riskinarvioinnin perusteella Viinikanlahden alueen sedimentin kohonneet metalli-, PAH-, PCB-PCDD/F- ja TBT- pitoisuudet eivät nykyisessä tai tiedossa olevassa toiminnassa aiheuta merkittäviä riskejä. Lieviä/kohtuullisia riskejä aiheutuu lähinnä sedimentin suspendoitumisesta ja haitta-aineiden uudelleenvapautumisesta johtuen, jolloin altistujina voivat olla lähinnä pohjaeliöt ja pohjakalat. Työ rajattiin koskemaan Viinikanlahden aluetta, eikä valuma-alueelta tulevan historiallisen haitta-ainekuormituksen koko Pyhäjärven laajuudessa aiheuttamaa pitkäaikaisriskiä tarkasteltu.

Ruoppaukset, täytöt ja muu vesistöarakentaminen aiheuttavat sedimentin resuspensiota. Vesistöarakentamisen vaikutus on yleensä melko paikallista, mutta jatkuessaan kauan se voisi altistaa pohjaeliöitä ja pohjan kaloja merkittävän korkeille haitta-ainepitoisuuksille. Rantaviivan muutokset muuttavat virtausväyliä. Vallitseva virtauskuvio tai virtausnopeudet eivät tarkastelluissa täytöskenaarioissa muutu suuresti. Virtausmallinnusten perusteella vesistötäyttöjen suspensiokuorma kerrostuu osittain Viinikanlahden pohjukassa ja pohjoisrannalla, ja osittain jatkaa päävirtauksen mukana kohti Viinikanlahden keskiosan sedimentaatioaluetta.

Virtausväylien muuttuminen muuttaa pohjadynamiikkaa. Käytetyissä skenaarioissa rantaviiva siirtyy nykytilanteesta lähemmäs eroosiopohjan tai transportaatiopohjan aluetta. Tämä voi johtaa mahdollisen haitta-ainepitoisen kiintoaineksen irtoamiseen pohjasta, läheltä tulevaa rantavyöhykettä ja aiheuttaa kulkeutumista virtauksen mukana Viinikanlahden keski- ja pohjoisosien sedimentaatioalueille, jossa haitta-ainepitoisuudet ovat jo ennestään koholla. Todennäköisesti tämä myös laimentaisi korkeimpia haitta-ainepitoisuuksia, sillä mukana olisi myös pienempiä pitoisuuksia sisältävää sedimenttiä. Toisaalta skenaarioissa täytöt laajentaisivat rauhallisen kerrostumisen aluetta Viinikanlahden pohjukassa virtauksen hidastumisesta johtuen. Tämä mahdollistaisi korkeampien haitta-ainepitoisuuksien hautautumisen uuden kerrostuman alle, mikä poistaa haitta-aineita geokemiallisesta kierrosta. On mahdollista, että Viinikanojasta tulevien päästöjen merkitys korostuu sen suun lähialueella kun ojan kautta tulevan sedimentin kertyminen ojan suulle lisääntyy.

Viinikanlahdella on luotausten perusteella tapahtunut aiemmin rinnevalumia. Tällaiset paino-voimavirtaamat voivat edetä pohjaa pitkin, ja samalla saattaa sedimenttiä suspensioon. Valumia voi tapahtua ulkopuolisen häiriön vaikutuksesta esimerkiksi vesistötäyttöjen aiheuttamasta syrjäytymisestä johtuen, mutta myös silloin kun sedimenttikerroksen paksuus ylittää kriittisen rajan. Myös virtausväylien muuttumisen mahdollisesti lisäämä eroosio voi laukaista valumia jyrkemmillä

rinteillä. Myös rinnevalumien aiheuttamat riskit arvioitiin.

Niille alueille, joilla on todettu korkeimpia pitoisuuksia, ei voida riskitarkastelun perusteella täysin riskittömästi osoittaa esimerkiksi uimapaikkoja tai muita alueita/toimintoja, joissa ihmiset pääsevät toistuvasti kosketuksiin haitta-ainepitoisen sedimentin kanssa. Yksittäiset altistumiskerrat eivät aiheuta terveysriskejä, sillä todetut haitta-aineet eivät ole akuutisti toksisia. Ihmisten altistumisen mahdollisuus kalaa syömällä tarkasteltiin laskennallisesti, mutta riskiä ei arvioitu olevan, kun kalaa syödään Elintarviketurvallisuusviraston suositusten mukaisia määriä.

Vesistö rakentamisessa tulisi noudattaa resuspendoitumista minimoivia työtapoja. Tällaisia ovat esimerkiksi työn suorittaminen mahdollisimman lyhyen ajan kuluessa ja siltti- tai kuplaverhojen käyttö tarvittaessa. Vesistö rakentamiseen liittyen laaditaan tarkkailusuunnitelma, jossa määritellään vesistö tarkkailu rakentamisen aikana ja sen jälkeen mahdollisten viiveellä ilmenevien vaikutusten toteamiseksi. Viinikanojan puhdistusruoppauksen hyödyllisyys PCB:n kulkeutumisen vähentämiseksi tulee arvioida.

Sitowise Oy

Outi Hyttinen Vanhempi asiantuntija

Jenni Haapaniemi

Osastopäällikkö

13 Lähteet

Bridges, T.S., Ells, S., Hayes, D., Mount, D., Nadeau, S.D., Palermo, M.R., Patmont, C. and Schroeder P. 2008. The four R's of environmental dredging: resuspension, release, residual, risk. Dredging operations and environmental research program. ERDC/EL TR-08-4.

CCME, 2019. Canadian Water Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>

Frisk, T., Bilaletdin, Ä., Kaipainen, H., Paananen, A. ja Peltonen, A. 2007. Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys. Pirkanmaan ympäristökeskuksen raportteja 03/2007. ISBN 978-952-11-2752-6 (PDF)

Gardemeister, R. 1975. On engineering-geological properties of fine-grained sediments in Finland. Technical research centre of Finland. Building technology and community development publication 9. ISBN 951-38-0185-3.

Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3: ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Golder Associates, 2007. Sedimentin ruoppauksen aiheuttamat ympäristö- ja terveysriskit. Saukonpaaden edustan merialue, Helsinki. Helsingin kaupunki, Kiinteistövirasto. Golder Associates Oy, 06-4361, 20.6.2007. 42 s.

Grabowski, R.C., Droppo I.G., Wharton G. 2011. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews* 105: 101-120.

Itkonen, A & Vesterinen, M. 2019. Sedimentin haitta-ainepitoisuuksien riskinarviointi. Neula-lahti ja Savilahti, Kuopio. Sitowise Oy, YKK64330.

Kyvy 2017. Tampereen seudun keskuspuhdistamo Oy, vesi ja ympäristölupahakemus. Vesistöä koskevat tiedot sekä arvio kuormituksen vesistövaikutuksista. Kirje nro 274/2017.

Kyvy 2018. Tampereen seudun keskuspuhdistamon purkuputkilinjan ja Vihiojan sedimenttitutkimukset 2018 sekä riskinarvio putken rakentamisesta. Raportti nro 883/18.

Lindfors, A. & M. Kiirikki, 2004. Vuosaaren sataman ruoppaustöiden aiheuttama veden samentuminen ja sameuden leviäminen työkohteiden ympäristössä sekä Eestiluodon läjitysalueella vuonna 2003. Luode Consulting Oy, 4.1.2004.

Lindfors, A., O. Huttunen & M. Kiirikki, 2005. Eestiluodon eteläpuolen meriläjitysalueella ja sen ympäristössä mitattu veden sameus vuonna 2004. Luode Consulting Oy, 25.1.2005.

Nakari, T., Suortti, A-M. & Järvinen, O. 2002. Sisä- ja rannikkovesien ympäristömyrkköjen seuranta v. 1997-1999. Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 271.

Nurmi P. 1998. Eräiden Suomen järvien pohjaeläimistö. *Suomen ympäristö*: 172.

Rantala, M. 2010. Orgaaniset tinayhdisteet sedimenteissä ja kaloissa. Diplomityö, Tampereen teknillinen yliopisto, ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelma. 84 sivua, 11 liitesivua.

Rossi, E. 2007. Riskinarvio Pohjankurun väylän lievästi kontaminoituneiden sedimenttien ruoppauksesta ja läjittämisestä. Merenkululaitos. Esko Rossi Oy, 30.7.2007. 26 s.

Rossi, E., 2009. Riskinarvio Jätkäsaaren edustan kontaminoituneiden sedimenttien ruoppauksesta. Esko Rossi Oy, 23.11.2009. 18 s.

Suomen ympäristö 23/2007: Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. ISBN 978-952-11-2732-8 (PDF)

Tarvainen, T., Luoma, S. & Hatakka, T. 2013. Tampereen taajama-alueen taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti 128/2013.

U.S. EPA, 2019. National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>

Vallius, H. 2007. Background concentrations of trace metals in modern muddy clays of Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Geological Survey of Finland, Special paper 45*: 63-70.

Valpola, S. ja Ojala, A. 2006. Post-glacial sedimentation rate and patterns in six lakes of the Kokemäenjoki upper watercourse. *Boreal Environmental Research* 11: 195-211.

Ympäristöministeriö, 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöhallinnon ohjeita 6 2014. 235 s.
[https://www.ym.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Julkaisut/OH_62014_Pilaantuneen_maaalueen_riskinar\(31863\)](https://www.ym.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Julkaisut/OH_62014_Pilaantuneen_maaalueen_riskinar(31863))

Ympäristöministeriö, 2015. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. 72s.

Viinikanlahden sedimenttitutkimukset 2022



Päiväys	15.11.2022
Tekijä	Outi Hyttinen
Tilaaja	Tampereen kaupunki
Projektinumero	YKK65945

Sisällys

1.	Yhteystiedot.....	1
1.	1. Kohde	1
2.	2. Tilaaja.....	1
3.	3. Suunnittelu	1
2.	Johdanto	2
3.	Kohteen kuvaus	2
1.	1. Sijainti	2
4.	Rajaukset	3
5.	Aiemmat tutkimukset.....	3
6.	Tutkimukset.....	4
1.	1. Tavoitteet	4
2.	2. Näytteenotto	4
7.	Tulokset ja niiden tulkinta.....	8
8.	Johtopäätökset.....	13

1. Yhteystiedot

1. Kohde

Viinikanlahti
Tampere

2. Tilaaja

Tampereen kaupunki, kiinteistötoimi
PL 487
33101 Tampere
Katariina Rauhala
puh 040 159 8808
sähköposti katariina.rauhala@tampere.fi

3. Suunnittelu

Sitowise Oy
Vuolteenkatu 2
33100 Tampere

Outi Hyttinen, FT
Puh 044 427 9111
sähköposti outi.hyttinen@sitowise.com

Arto Itkonen, FT
Puh +358 50 551 3497
sähköposti arto.itkonen@sitowise.com

2. Johdanto

Viinikanlahden sedimentin haitta-ainepitoisen kerroksen paksuuteen liittyi epävarmuutta tulevalla rantalinjalla ja erityisesti Viinikanojan deltan alueella. Käsityksen tarkentamiseksi alueella otettiin pitkiä, häiriintymättömiä näytesarjoja Kullenbergnoutimella 29.-30.3.2022. Erityinen mielenkiinnon kohde alueella on PCB. Lisäksi ruopattavaksi mahdollisesti suunnitelluilla alueilla tarkennettiin pinta-sedimentin haitta-ainepitoisuutta yksittäisnäyttein.

Näytteet otti Geologian tutkimuskeskus. Sitowise Oy:n vastuuhenkilönä hankkeessa toimi Outi Hyttinen, joka myös kuvasi näytteet. Laadunvarmistuksesta vastasi Arto Itkonen. Tilaajan yhteyshenkilönä hankkeessa toimi Katariina Rauhala.

3. Kohteen kuvaus

1. Sijainti

Viinikanlahti on osa Tampereen Pyhäjärveä. Kohde sijaitsee Pirkanmaalla, Tampereen keskustan eteläpuolella Hatanpään ja Ratinan kaupunginosien välissä. Kohteen sijainti on esitetty kuvassa 1. Lahden koko on noin 400 m * 1 000 m.

Pyhäjärven pinta-ala on noin 121,6 km², keski-syvyys 5,5 m, suurin syvyys 50 m ja tilavuus noin 668 miljoonaa m³ (Ympäristötietojärjestelmä Hertta). Veden viipymä on noin 38 vrk. Pyhäjärvi on siis läpivirtausallas, jossa veden vaihtuvuus on nopeaa (KVVY 2021).

Tammerkoskesta tuleva virtaus jakautuu kahteen haaraan, josta itäinen osa kiertää Viinikanlahden vastapäivään. Virtaus kuljettaa ainesta kohti rauhallista lahdenpohjukkaa, johon myös Viinikanoja tuo ainesta, ja pohjoisranta.



Kuva 1. Hankealueen likimääräinen sijainti Pyhäjärven itäosassa, Tampereen keskustan eteläpuolella on merkitty kuvaan ympyrällä. Lähde: Kartta-palvelu Karpalo (10/2022).

4. Rajaukset

Viinikanlahden tapauksessa pima-kerroksen pak-suuteen liittyi epävarmuutta tulevalla rantalinjalla ja erityisesti Viinikanojan deltan alueella. Pitkät sedimenttisarjat keskitettiin tälle alueelle. Pintasedimentin osalta tutkimukset rajattiin mahdollisesti ruopattaviin alueisiin.

5. Aiemmat tutkimukset

Viinikanlahdella todettiin kohonneita PCB-pitoisuuksia ensimmäistä kertaa jo 1980-luvulla. Viime vuosikymmeninä alueen sedimenteistä on mitattu

haitta-ainepitoisuuksia (mm. PCB) Ratinanrannan rakentamisen yhteydessä (2004), Pyhäjärven kunnostustarpeen selvityksen yhteydessä (2007), Viinikanojan tutkimuksen yhteydessä (2017) ja Hatanpään sairaala-alueen tutkimuksen yhteydessä (2018). Tulokset vaihtelivat paikallisesti. Tämä kertoo haitta-aineiden esiintymisalueiden yhteydestä alueen virtauksiin, kerrostumiseen, eroosioon ja kuljetukseen.

Vuonna 2019 sedimentin riskinarviota varten Viinikanlahti jaettiin luotausaineiston ja suunnitelmatietojen perusteella 11 pohjadynaamiikaltaan tai käyttötavaltaan poikkeavaan alueeseen. Tutkimus-alueiden yhteenlaskettu pinta-ala oli noin 23,2 ha.

Sitowisen toteuttamissa pintasedimenttitutkimuksissa (0-30 cm) kokoomanäytteissä epäorgaanisilla haitta-aineilla oli 30 cm aluekohtaisissa keskiarvoissa enimmillään kynnysarvojen ylityksiä. Eniten kynnysarvojen ylityksiä oli Tammerkosken suun lähellä ja pohjoisrannalla sekä Viinikanojan suulla ja lahden keskiosassa. Orgaanisilla haitta-aineilla eniten kynnysarvojen ja alempien ohjearvojen ylityksiä oli altaan keskiosissa ja itse Viinikanojan alueella. PCB:n, PCDD/F-yhdisteiden ja öljyhiilivetyjen summapitoisuudet ylittivät lähes kaikilla alueilla vähintään kynnysarvon. PCB-pitoisuudet olivat korkeimmillaan Viinikanojan suualueella (alemman ohjearvon ylityksiä), kun taas PCDD/F-pitoisuus oli korkein lähellä Hatanpään

sairaalaa olevalla alueella (alemman ohjearvon ylitys). Öljyhiilivedyt ja TBT-TPT- yhdisteet olivat melko tasaisesti jakautuneita. PAH-yhdisteitä oli lähinnä altaan keskiosassa ja etelärannan lähellä.

Kokoomanäytteiden lisäksi analysoitiin yksittäispisteistä muutamia syvempiä näytteitä PCB- ja organotinapilaantumien syvyysuuntaisen ulottuman selvittämiseksi. Analysoituissa lisänäytteissä PCB-yhdisteiden summapitoisuuden ylempi ohjearvo ylittyi yhdessä näytteessä (SWSED102 0-10 cm). Alemman ohjearvon ylityksiä todettiin useammassa näytteessä 60-90 cm syvyydelle saakka. TBT-TPT yhdisteillä ylempi ohjearvo ylittyi yhdessä näytteessä (SWSED84 30-60 cm). Lisäksi todettiin yksi alemman ohjearvon ylitys ja kaksi kynnysarvon ylitystä 60-77 cm syvyydelle saakka.

Viinikanlahden sedimenttinäytteiden normalisoiduissa tuloksissa todettiin kaikista paitsi näytteestä Alue 7 0-10 cm vähintään yhden haitta-aineen osalta tason 2 pitoisuus sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen (YM, 2015) pitoisuustasoihin verrattaessa. Metallipitoisuuksista elohopea, kromi, kupari, lyijy ja nikkeli ylittivät tason 2. Organisista haitta-aineista taso 2 ylittyi PAH-yhdisteillä, PCDD/F-yhdisteillä, TBT:llä, öljyhiilivetyjen summa-arvolla sekä kaikilla mitatuilla PCB-kongeneereilla. Tason 1C ylityksiä oli elohopean, kuparin, lyijyn, sinkin, PAH-, PCDD/F- TBT- sekä PCB-yhdisteiden osalta.

Alueelta otettiin pintavesi- ja huokosvesinäytteitä, joissa ei todettu riskinarvion kannalta merkittäviä pitoisuuksia haitta-aineita. Huokosveden ei katsottu vaikuttavan merkittävästi pintaveden laatuun pohjanläheisessä kerroksessa.

6. Tutkimukset

1. Tavoitteet

Työn tavoitteena oli tuottaa tarvittava aineisto Viinikanlahden vesilupahakemukseen koskien sedimentin laatua ja pilaantuneisuuden syvyysulottumaa alueilla, joihin kohdistuu ruoppausta, vesitötäyttöjä ja rantarakenteita. Lisäksi raporttia hyödynnetään alueen kaava-aineistona. ELY-keskus on lisäksi edellyttänyt Viinikanojan suualueen sekä Takon soutajien edustalta sedimentin tutkimista tarkemmin yksittäisnäyttein.

2. Näytteenotto

Pintasedimenttinäytteenotto

Mahdollisilta ruoppausalueilta Viinikanojan suualueen lähellä (kaavamuuotoshankkeesta erillinen projekti) sekä Takon soutajien edustalta otettiin veneestä pintasedimenttinäytteitä Grab-näytteenotimella (kuva 2). Näytteenotto suoritettiin 27.4.2022 ja 1.6.2022. Sää oli 27.4. pilvinen ja

sateeton, tuulen nopeus vaihteli 5-7 m/s välillä ja lämpötila oli noin + 4 astetta. Säätila oli 1.6. pilvinen ja sateeton, tuulen nopeus oli noin +5 metriä sekunnissa ja lämpötila oli noin + 11 astetta. Näytteenottojana toimi Sitowisen Mikko Laamanen.

Tutkimukset rajoitettiin 6 m:n vesisyvyyteen aiemman kohteen riskienhallintatarpeesta tehdyn päätöksen vuoksi. Näytepistemäärä oli ruoppaus- ja läjitysohjeen mukainen.

Pintanäytteistä tehtiin SGS Finland Oy: n Kotkan laboratoriossa seuraavat analyysit:

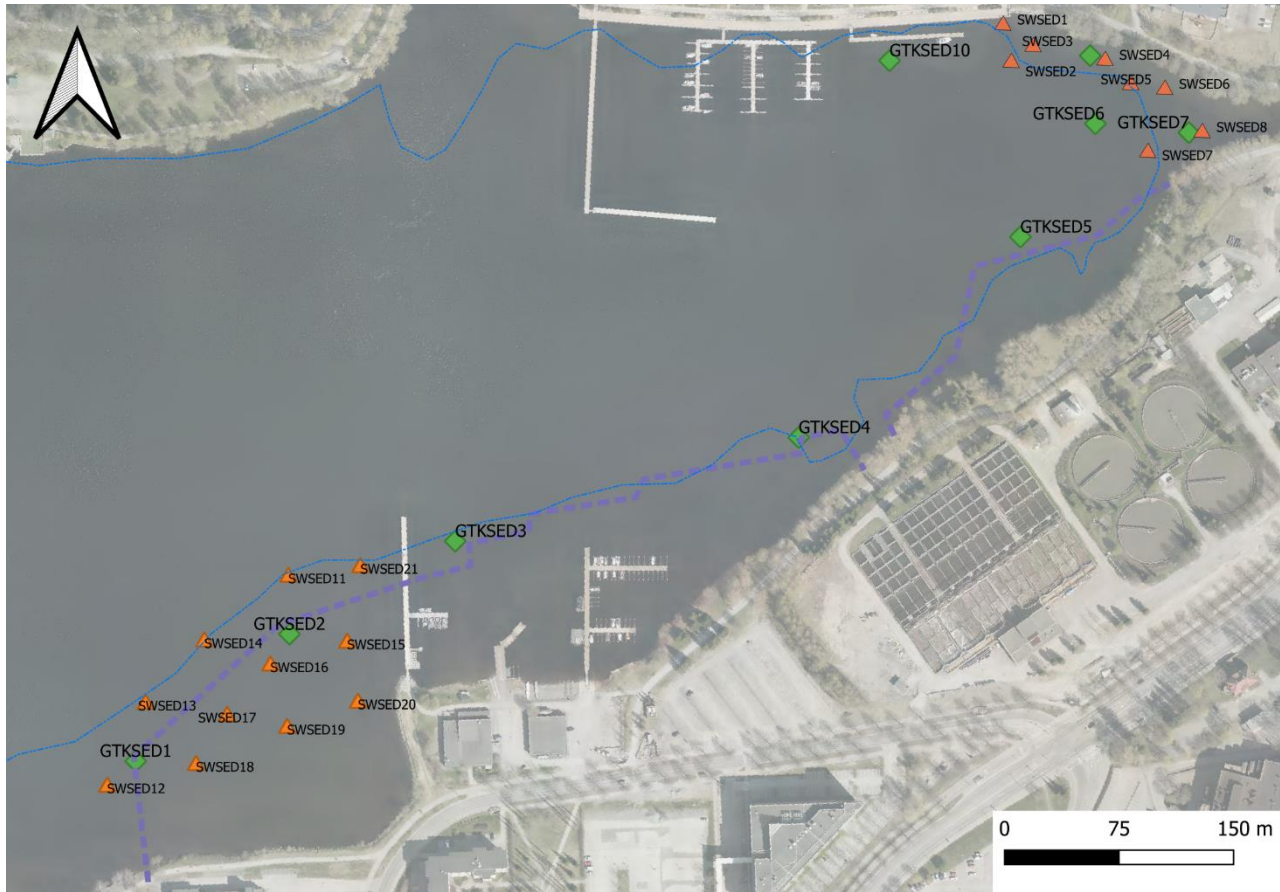
- Kuiva-ainepitoisuus 8 kpl
- Rakeisuus (areometri+pesuseulonta) 4 kpl
- Hehkutushäviö 8 kpl
- Tiheys (laskennallisesti em. parametreistä) 4 kpl
- Metallit (Vna 214/2007)) 7 kpl
- Öljyhiilivedyt C10-C40 1 kpl
- PAH-yhdisteet (16 kpl) 5 kpl
- PCB-yhdisteet 4 kpl
- PCDD/PCDF – yhdisteet 6 kpl

Analyyseissa keskityttiin niihin haitta-aineisiin, jotka lähtötietojen valossa olivat alueilla pintasedimentissä selkeästi koholla.

Kullenberg-näytteenotto

Kullenberg-menetelmä mahdollistaa pitkien häiriintymättömien ja yhtenäisten sarjojen saamisen. Menetelmää on käytetty menestyksekkäästi myös pima-kerrosten varmistamiseen pääkaupunkiseudulla. GTK:n näytteenottajat suorittivat kairaukset lautalta GTK:n kalustolla 29.-30.3.2022. Sitowise otti putket haltuun, avasi ja kuvasi ne sekä valitsi osanäytteet laboratorioon.

Näytepisteiden sijainnit on esitetty kuvassa 2. Sedimenttisarjojen pituudet vaihtelivat 0,35 m - 2,14 m välillä (Taulukko 1).



*Kuva 2. Sedimenttitutkimusten 2022 näytepisteet. Pinnanäytteet on merkitty ympyröillä, pitkät näytesarjat timanttikuvi-
oilla. Paksumpi katkoviiva kuvaa täyttöalueen suunniteltua rajaa ja ohut pisteiviiva 6 metrin vesisyvyyden rajaa.*

Taulukko 1. Pitkien sedimenttisarjojen sijainnit, vesisyvyys, näytepituus sekä näytteenoton aikaisia huomioita.

Asema	Pvm	N (WGS 84)	E (WGS84)	Vesisyvyys (m)	Näytepituus (cm)	Huomioita
GTKSED1	29.3.2022	61 29.167	23 45.270	3,9	164,0	Pohjalla savi.
GTKSED2	29.3.2022	61 29.212	23 45.383	3,9	214,0	Pohjalla savi.
GTKSED3	29.3.2022	61 29.245	23 45.505	5,4	210,0	Pohjalla hiekkainen lieju
GTKSED4	29.3.2022	61 29.282	23 45.758	6,5	164,0	Pohjalla savi.
GTKSED5	29.3.2022	61 29.353	23 45.921	8,3	150,0	Pohjalla hiekkainen lieju
GTKSED6	30.3.2020	61 29.393	23 45.976	10,0	204,0	Pohjalla lieju.
GTKSED7	30.3.2020	61 29.390	23 46.045	1,3	155,0	Pohjalla hiekkainen lieju.
GTKSED8						Liian matalaa --> ei näytettä
GTKSED9	30.3.2020	61 29.417	23 45.972	3,5	84,0	Pohjalla savi.
GTKSED10	30.3.2020	61 29.415	23 45.824	9,9	35,0	Jäykkä savi, johon näytteenotin ei tunkeutunut.

Pitkistä näytesarjoista tehtiin SGS Finland Oy:n Kotkan laboratoriossa seuraavat analyysit:

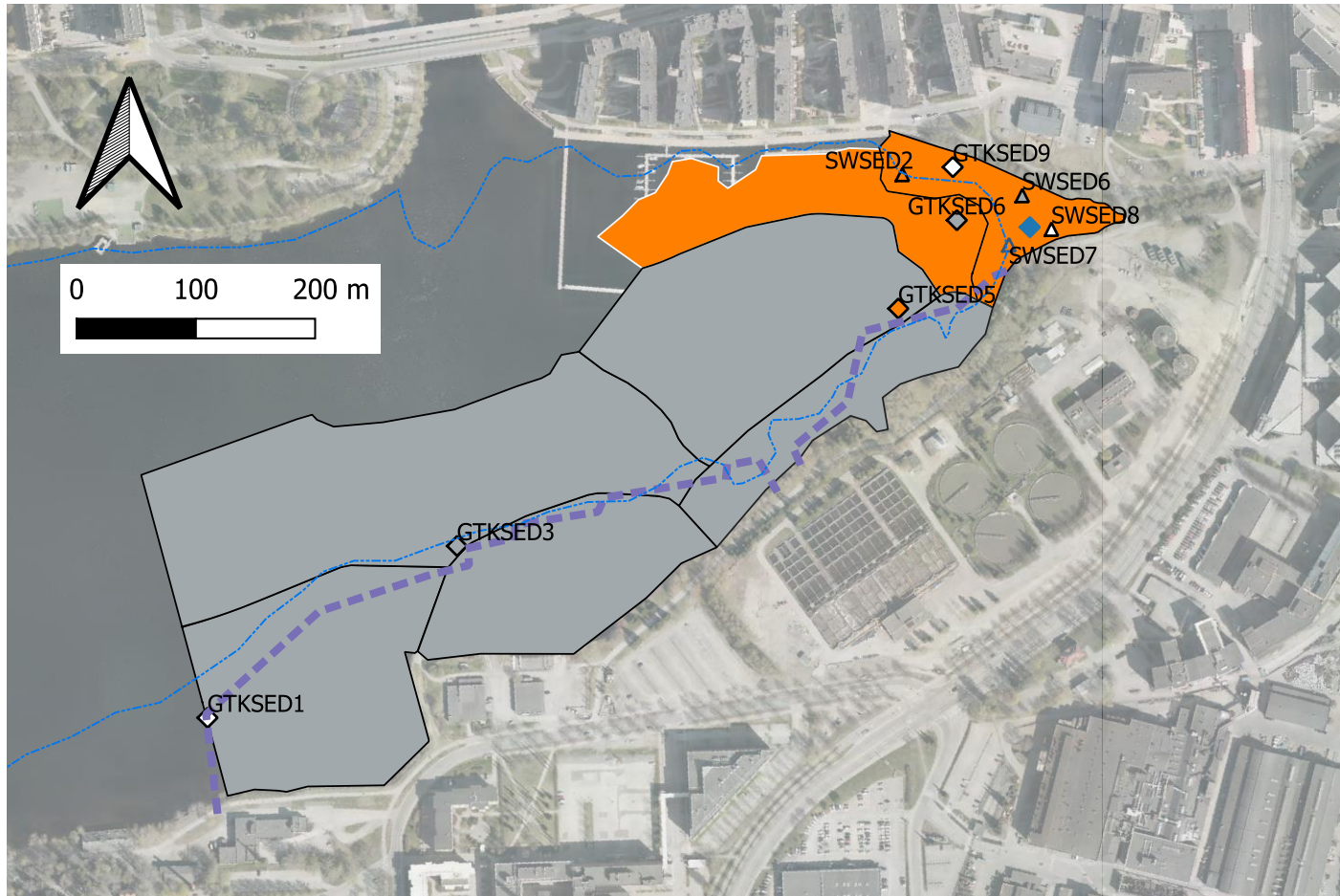
- Kuiva-ainepitoisuus 9 kpl
- Rakeisuus (areometri+pesuseulonta) 10 kpl
- Hehkutushäviö 9 kpl
- Tiheys (laskennallisesti em. parametreistä) 9 kpl
- Metallit (Vna 214/2007)) 13 kpl
- Öljyhiilivedyt C10-C40 2 kpl
- Orgaaniset tinayhdisteet 4 kpl
- PAH-yhdisteet (16 kpl) 2 kpl
- PCB-yhdisteet 13 kpl
- PCDD/PCDF – yhdisteet 4 kpl

Analyyseissa keskityttiin ensisijaisesti PCB- sekä PCDD/F-yhdisteisiin.

Keskeisimmät tulokset on esitetty taulukoissa 2 ja 3.

7. Tulokset ja niiden tulkinta

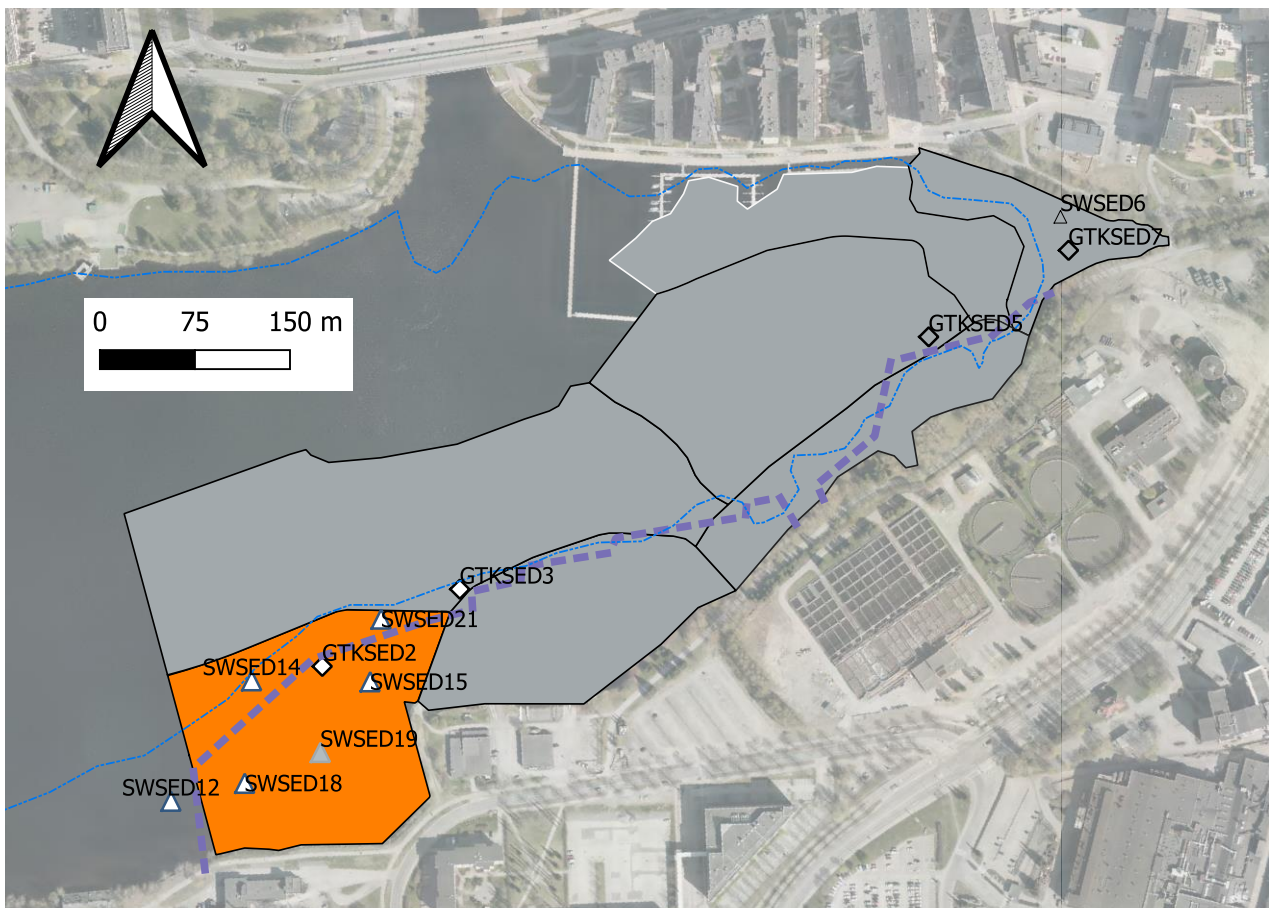
Keskeisimpien haitta-aineiden (PCB ja PCDD/F) esiintyminen sedimentin pintakerroksesta (max syvyys 0-30 cm) on esitetty kuvissa 3 ja 4. Syvempien näytteiden analyysitulokset on esitetty taulukoissa 2 ja 3. Pintasedimentissä yksittäisnäytteistä todetut PCB-pitoisuudet (kuva 3) vastaavat vuoden 2019 kokoomanäytteiden tuloksia. Viinikanojan suulla havaitaan pitoisuuksissa suu-remppaa vaihtelua. Taululukossa 2 ja 3 esitetyt syvempien kerroksien tulokset viittaavat siihen, että Viinikanojan suulla korkeimmat havaitut pitoisuudet ovat noin ylimmässä 0,6 sedimenttimetrissä. Lisäksi pitoisuudet voivat nousta pistemäisesti hyvinkin korkeiksi. Dioksiinien ja furaanien osalta yksittäisnäytteiden pitoisuudet olivat vastaavalla tai alemmalla tasolla kuin vuoden 2019 pintasedimentin kokoomanäytteissä (kuva 4, taulukko 3). Korkeimmat mitatut pitoisuudet olivat kynnsarvon ylityksiä. Tulosten perusteella PCDD/F-yhdisteiden pitoisuudet ovat havaittavasti koholla Viinikanojan suualueen lähellä ainakin metrin syvyydelle. Takon soutajien alueella korkeimmat pitoisuudet rajoittuvat tulosten perusteella noin 0,1 m pintakerrokseen.



Kuva 3. Pintasedimentin (0-30 cm) PCB-yhdisteiden lisäanalyysien määrittämissärajaa ylittäneet tulokset (timantit: pitkien sedimenttisarjojen pintanäytteet ja kolmiot: erilliset pintanäytteet). Violetti katkoviiva kuvaa täyttöalueen suunniteltua rajaa ja sininen pisteiviiva kuuden metrin vesisyvyyden rajaa. Taustalla täyttöaluetta lähimpien vuoden 2019 aluekohtaisten kokoomanäytteiden (0-10 cm ja 10-30 cm) korkein pitoisuus. Sininen väri: vaarallisen jätteen ohjeellisen raja-arvon ylitys, punainen väri: ylemmän ohjearvon ylitys, oranssi väri: alemman ohjearvon ylitys, harmaa väri: kynnysarvon ylitys. Valkoinen väri: alle kynnysarvon/määrittämissärajaa.

Taulukko 2. PCB-yksittäisanalyysien tulokset. Pitoisuudet ovat mg/kg, vertailuarvoina on käytetty PCB:n Vna 214/2007 kynnysarvoa (0,1 mg/kg), alemmaa ohjearvoa (0,5 mg/kg), ylemmää ohjearvoa (5 mg/kg) sekä ohjeellista vaarallisen jätteen raja-arvoa (10 mg/kg). Harmaa täyttö tai lyhenne KA merkitsee kynnysarvon ylitystä, oranssi täyttö tai lyhenne AO alemman ohjearvon, punainen täyttö tai lyhenne YO ylempään ohjearvon ja sininen täyttö tai lyhenne VAAR vaarallisen jätteen ohjeellisen raja-arvon ylitystä.

Pistetunnus	Syvyys (m)	Kerrospaksuus (m)	PCB (mg/kg)	Ylittävä vertailuarvo
GTKSED 1	0,00-0,20	0,2	0,04	
GTKSED 3	0,00-0,25	0,3	0,33	KA
	1,00-1,10	0,1	0,009	
GTKSED 5	0,00-0,25	0,3	2,3	AO
	0,75-0,85	0,1	0,077	
GTKSED 6	0,00-0,25	0,3	0,5	KA
	1,00-1,10	0,1	0,36	KA
GTKSED 7	0,00-0,25	0,3	18	VAAR
	0,45-0,55	0,1	45	VAAR
	0,80-0,90	0,1	0,037	
	1,10-1,30	0,2	0,01	
GTKSED 9	0,00-0,15	0,2	0,026	
	0,55-0,65	0,1	<0,007	
SWSED 2	0,00-0,10	0,1	0,87	AO
SWSED 6	0,00-0,10	0,1	0,37	KA
SWSED 7	0,00-0,10	0,1	0,82	AO
SWSED 8	0,00-0,10	0,1	<0,007	



Kuva 4. PCDD/F-yhdisteiden lisäanalyysien (syvyys max 0,80 m) määrittämissärajien ylittäneet tulokset (upperbound value) (timantit: pitkien sedimenttisarjojen pintanäytteet ja kolmiot: erilliset pintanäytteet). Violetti katkoviiva kuvaa täyttöalueen suunniteltua rajaa ja sininen pisteviiva kuuden metrin vesisyvyyden rajaa. Taustalla täyttöaluetta lähimpien vuoden 2019 aluekohtaisten kokoomanäytteiden (0-10 cm ja 10-30 cm) korkein pitoisuus. Oranssi väri: alemman ohjearvon ylitys; harmaa väri: kynnysarvon ylitys. Valkoinen väri: alle kynnysarvon/määrittämissärajien.

Taulukko 3. PCDD/F-yksittäisanalyysien tulokset. Lb tarkoittaa lowerbound-arvoa (vain määritysrajan ylittäneet pitoisuudet) ja ub upperbound-arvoa (määritysrajan alittaneet pitoisuudet laskettu mukaan määritysrajan suuruusina). Pitoisuudet ovat mg/kg, vertailuarvoina on käytetty PCDD/F:n Vna 214/2007 kynnysarvoa (10 ng/kg), alemmaa ohjearvoa (100 ng/kg), ylempää ohjearvoa (1500 ng/kg) sekä ohjeellista vaarallisen jätteen raja-arvoa (15 000 ng/kg). Harmaa täyttö tai lyhenne KA merkitsee kynnysarvon ylitystä.

Pistetunnus	Syvyys (m)	Kerrospaksuus (m)	PCDD/F lb (ng/kg)	PCDD/F ub (ng/kg)	Ylittynyt vertailuarvo
GTKSED 2	0,35-0,45	0,1		<3,3	
	0,70-0,80	0,1		<3,2	
GTKSED 3	0,55-0,65	0,1	0,51	8,4	
GTKSED 5	0,45-0,55	0,1	13	25	KA
GTKSED 7	1,10-1,30	0,2	15,8		KA
SWSED6	0,00-0,10	0,1	4,7	15	KA
SWSED12	0,00-0,10	0,1	0,056	3	
SWSED14	0,00-0,10	0,1	0,63	2,9	
SWSED15	0,00-0,10	0,1	0,43	3,2	
SWSED18	0,00-0,10	0,1	6,2	8,9	
SWSED19	0,00-0,10	0,1	10	13	KA
SWSED21	0,00-0,10	0,1	1,2	4,3	

Muista analysoiduista haitta-aineista metallien pitoisuudet olivat enimmänsä kynnysarvotasolla lukuun ottamatta kolmea alemman ohjearvon ylitystä sinkin osalta (GTKSED5 0-25 m, GTKSED5 0,75-0,85m sekä SWSED6 0-0,1 m), yhtä alemman ohjearvon ylitystä nikkelin osalta (GTKSED5 0,75-0,85 m) ja yhtä ohjeellista vaarallisen jätteen pitoisuuden ylitystä kromin osalta (GTKSED5 0,75-0,85 m).

Tulokset ovat linjassa vuoden 2019 kokoomanäytteistä saatujen tulosten kanssa. PAH-yhdisteet ylittivät näytteessä GTKSED3 0,55-0,65 m alemman ohjearvon bentso(a)pyreenin, fenantreenin sekä PAH-yhdisteiden summapitoisuuden osalta. Samassa näytteessä myös C10-C21 öljyhiilivetyjen summapitoisuus ylitti alemman ohjearvon, ja C21-C40 öljyhiilivetyjen summapitoisuus ylemmän ohjearvon. Samasta sedimenttiyksiköstä pisteestä GTKSED2 0,34-0,45 m analysoidussa näytteessä PAH-yhdisteiden pitoisuudet olivat alle määrittämiskokojen. Muissa näytteissä PAH-yhdisteillä oli enimmänsä kynnysarvojen ylityksiä. Organotoinojen (TBT ja TPT) pitoisuudet olivat selvästi alle kynnysarvotasoon.

Koska alueella ei suunnitella ruoppausmassojen läjitystä vesistöön, ei ns. Ruoppaus- ja läjitysohjeen laatukriteeritasoon vertailua ole tehty kuin tason 2 ylittävien haitta-ainepitoisuuksien osalta. Tämä on tehty ruoppauksen ja sedimentin syrjäytymisen riskilaskentaan vaadittavaa kriittisten

haitta-aineiden valintaa varten. Normalisoitujen tulosten perusteella metalleista tasolla 2 olivat 6/17 näytteessä joku tai joitakin seuraavista metalleista: kadmium, kromi, kupari, nikkeli ja sinkki. PAH-yhdisteistä antraseeni, bentso(a)antraseeni, bentso (g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, fenantreeni, indeno (1,2,3-c,d)pyreeni, kryseeni ja pyreeni olivat 1/8 näytteessä tasolla 2. PCB-yhdisteistä 16/17 näytteessä oli vähintään yksi kongeneeri tasolla 2. Dioksiineista ja furaneista tai TBT-TPT-yhdisteistä ei todettu tasolla 2 olevia pitoisuuksia. Normalisoinnissa jouduttiin osin käyttämään arviota pintasedimentin orgaanisen aineksen pitoisuudesta sekä raekoosta. Arvio on tehty konservatiivisesti, jotta se ei ainakaan laske tulosta.

8. Johtopäätökset

Sedimentin haitta-ainepitoisuustutkimusten perusteella keskeisin haitta-aine alueella on PCB. Sen pitoisuudet ovat sedimentissä korkealla tasolla Viinikaojan deltan alueella. Korkeimmat pitoisuudet todettiin noin 0,5 m:n syvyydellä, ja kohonneet pitoisuudet rajoittuvat tulosten perusteella ylimpään metriin. Myös pinnassa havaittiin pistemäisesti korkeita pitoisuuksia.

PCDD/F-yhdisteitä löytyy tasaisesti koko tutkimusalueelta. Korkeimmat havaitut pitoisuudet olivat

kynnysarvotasolla. Korkeimmat pitoisuudet vaikuttavat tulosten perusteella rajautuvan sedimentin pintaosaan. Hieman taustasta kohonneita pitoisuuksia todettiin vielä noin metrin syvyydellä sedimentissä.

Muissa tutkituissa haitta-aineissa pitoisuudet olivat enimmäkseen melko matalalla tasolla (enintään kynnysarvotasolla). Joitakin alemman ohjearvon ylityksiä havaittiin PAH-yhdisteiden, lyijyn, sinkin sekä C10-C21 öljyhiilivedyn osalta, sekä yksi ylemmän ohjearvon ylitys C21-C40 öljyhiilivetyjen osalta ja yksi ohjeellisen vaarallisen jätteen ohjearvon ylitys kromin osalta.

Sitowise Oy



Outi Hyttinen

Vanhempi asiantuntija, FT