



Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin

Niina Laurila (toim.)

Niina Laurila (toim.)

Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin



Vipuvoimaa
EU:lta
2014–2020



XAMK KEHITTÄÄ 230

KAAKKOIS-SUOMEN AMMATTIKORKEAKOULU
MIKKELI 2023



© Tekijät ja Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

Kannen kuva: Manu Eloaho

Taitto: Grano Oy

ISBN: 978-952-344-561-1 (PDF)

ISSN: 2489-3102

julkaisut@xamk.fi

TIIVISTELMÄ

WaterPlus – Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin -hankkeessa kehitettiin vesistöihin kohdistuvien hulevesistä peräisin olevien haitta-aineiden, erityisesti mikromuovin, analysointia ja monitorointia. Etelä-Savon vesistöjen nykytilaselvitys mikromuovin ja haitta-aineiden osalta toteutettiin kymmenen eteläsavolaisen kuntataajaman lähivesistöistä. Haitta-aineista tutkittiin muun muassa torjunta-aineita sekä PFAS-yhdisteitä. Mikromuoveja löydettiin kaikilta kohdealueilta, ja niiden määrät olivat samankaltaisia kuin muissa Suomessa tehdyissä järvivesitutkimuksissa on löydetty. Haitta-aineista ei havaittu raja-arvot ylittäviä pitoisuuksia.

Hankkeessa jalkautettiin kansalaisia tekemään havaintoja Etelä-Savon vesistöjen tilasta. Kansalaishavainnoinnin ohella järjestettiin viidellä paikkakunnalla roskien siivoustalkoita. Kansalaisten aktivointi havainnointiin koettiin haasteelliseksi, mutta silti havaintoja saatiin ja ne nähtiin hyödyllisiksi.

Monitorointimenetelmien pilotoinnissa seurattiin vedenlaatua automaattisilla mittausasemilla samalla varmentaan niiden luotettavuutta sekä testattiin erilaisia menetelmiä ympäristötilan seurantaan. Jatkuvatoinnilla vedenlaatu seurannalla saatiin kustannustehokkaasti suuria määriä varmennettua dataa. Monitoroiduissa kaupunkijoissa ei havaittu koholla olevia parametrejä. Passiiviset näytteenottimet osoittautuivat hyväksi keinoksi seurata haitallisten aineiden pitoisuuksia pidemmällä aikavälillä. Drooneilla saatiin hyviä alustavia tuloksia, mutta käytetyt menetelmät vaativat vielä kehitystyötä.

Mikromuovien kulkeutumista vesistöihin, torjuntaa ja talteenottoa selvitettiin sekä testattiin menetelmiä. Laboratoriossa tutkittiin, miten mikromuovianalytiikkaa voidaan nopeuttaa sekä miten esimenetelmät vaikuttavat muovien laatuun. Luotiin kokoava portaali, jolla voidaan yhdistää Etelä-Savon alueen eri toimijoiden tuottamaa vesistötutkimusdataa.

Asiasanat: vesi, vedenlaatu, hulevesi, mikromuovi, haitta-aine, mittalaitteet, monitorointi, PFAS

ABSTRACT

In the 'New Methods to Promote Water Purity' WaterPlus project, methods were developed to monitor contaminants, such as microplastics, affecting waterways. A survey of microplastics and pollutants such as pesticides and PFAS compounds was conducted of ten lakes near urban areas in South Savo, Finland. Microplastics were found in all target areas, with similar quantities to those found in other Finnish studies. However, no concentrations exceeding threshold values for pollutants were detected.

The project involved citizens in observing the state of the waters in South Savo. In addition to citizen observations, waste clean-up events were organized in five locations. Engaging citizens was, at times, challenging, but ultimately the observations made were successful and beneficial.

In the pilot testing of monitoring methods, water quality was analyzed with automatic measuring stations, simultaneously validating their reliability. Additionally, different methods for environmental monitoring were used and tested. Continuous water quality monitoring was cost-effective and provided large amounts of data. Passive samplers were found to be a useful method for testing concentrations of harmful substances over longer periods. Drones (UAV) yielded good preliminary results, but the methods used still require further development.

The transport, control, and removal of microplastics in water bodies were investigated, and several methods were tested. Thus, laboratory methods and microplastic analytics were investigated to develop a method to understand how they affect the quality of studied plastics. A comprehensive online portal was created to integrate water research data from various South Savo region stakeholders.

Keywords: water, water quality, stormwater, microplastics, monitoring, pollutants, PFAS

LUKIJALLE

WaterPlus – Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin -hanke toteutettiin yhteistyössä Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun Metsä, ympäristö ja energia -vahvuusalan ja Suomen ympäristökeskuksen kesken. Hanketta rahoitti Etelä-Savon ELY-keskus Euroopan unionin aluekehitysrahastosta.

Hanketta toteutettiin 1.4.2021–30.11.2023. Hankkeen projektipäällikkönä Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoululla toimi TKI-asiantuntija Niina Laurila ins. (AMK). Xamkilla hankkeessa työskentelivät projektitutkija ins. (AMK) Aki Mykkänen, kemisti Marjatta Lehesvaara, projekti-insinööri ins. (AMK) Juha Vihavainen ajalla 1.4.2021–30.11.2022, projektitutkija ins. (AMK) Henri Kettunen ajalla 1.1.–30.6.2023, projektitutkija tradenomi IT Miika Hämäläinen vastuualueenaan tietoaalusta sekä projektityöntekijänä laborantti ins. (AMK) opiskelija Jonna Hauvala ajalla 1.1.–30.11.2023. Lisäksi projektitutkijana työskenteli luonnontieteiden kandidaatti Lauri Virkkunen 1.6.–31.8.2023 ja tiedotuksessa projektiasiantuntija MBA Juha-Pekka Ontronen 1.6.–30.11.2023. WaterPlus-hankkeen vastuullisena johtajana toimi tutkimusjohtaja FT Lasse Pulkkinen, hankkeen yhteyshenkilönä tutkimusryhmäpäällikkö TkT Hanne Soininen ja hankeasiantuntijana Hanna-Maija Penttinen.

Syken projektipäällikkönä toimi tutkija Joonas Kahiluoto (DI). Hankkeessa työskentelivät myös tutkimusprofessori Maiju Lehtiniemi (FT), johtava tutkija Outi Setälä (FT), johtava tutkija Markus Sillanpää (FT, dos), erikoissuunnittelija Timo Pyhälähti (DI), tutkija Anna-Riina Mustonen (FM), erikoistutkija Jari Silander (Tkt), tutkija Niina Kärkkäinen (FM), laboratorioinsinööri Jukka Hirvonen (ins. (AMK)), laboratorioinsinööri Tuomas Hirvonen (ins. (AMK)), apulaistutkija Minna Sepponen (laborantti), viestintäasiantuntija Eija Järvinen sekä harjoittelijat Anni Jylhä-Vuorio (BSc (Hons) Marine Biology), Oma-Emmi Hallman ja Polina Saarinen.

Hankkeen etenemistä ohjasi ja valvoi ohjausryhmä, johon kuuluivat BEM Cluster Manager Panu Jouhkimo Mikkelin kehitysyritys Miksei Oy:stä, tekninen johtaja Pekka Häkkinen Pieksämäen kaupungilta, verkostopäällikkö Sami Kaipainen Mikkelin Vesilaitokselta, projektipäällikkö liro Kiuukas Ramboll Finland Oy:stä, kehittämisspäällikkö Teemu Näykki Suomen ympäristökeskuksesta, Sanna Poutamo Etelä-Savon maakuntaliitosta,

tutkimusryhmäpäällikkö Hanne Soininen Kaakkois-Suomen ammatti-korkeakoulusta, toimitusjohtaja Marko Tanninen Suomi Connect Oy:stä, ympäristösuunnittelija Heikki Tanskanen Mikkelin kaupungilta ja verkostoinsinööri Leena Vihavainen Savonlinnan kaupungilta.

Hankkeen ohjausryhmässä rahoittajan edustajina toimivat yritysasiatuntija Jarkko Rautio ja rahoitusasiantuntija Samuli Salo Etelä-Savon ELY-keskuksesta. Tekijät kiittävät hankkeen rahoittajia kehittämistyön rahoittamisesta sekä muita hankkeeseen osallistuneita.



Kuva Juha-Pekka Ontronen

KIRJOITTAJAT

JONNA HAUVALA,

ins. (AMK) opiskelija, tutkimusapulainen,
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

MIIKA HÄMÄLÄINEN,

tradenomi IT, projektitutkija,
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

PANU IMMONEN,

ins. (AMK) opiskelija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

ANNI JYLHÄ-VUORIO,

BSc (Hons) Marine Biology, harjoittelija, Suomen ympäristökeskus

JOONAS KAHILUOTO,

DI, tutkija, Suomen ympäristökeskus

HENRI KETTUNEN,

ins. (AMK), projektitutkija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

NIINA KÄRKKÄINEN,

FM, tutkija, Suomen ympäristökeskus

NIINA LAURILA,

ins. (AMK), TKI-asiantuntija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

MARJATTA LEHESVAARA,

FM, lehtori, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

MAIJU LEHTINIEMI,

FT, tutkimusprofessori, Suomen ympäristökeskus

ANNA-RIINA MUSTONEN,

FM, tutkija, Suomen ympäristökeskus

AKI MYKKÄNEN,

ins. (AMK), projektitutkija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

RITA MÄKELÄ,

ins. (AMK) opiskelija, Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

TIMO PYHÄLAHTI,

DI, erikoissuunnittelija, Suomen ympäristökeskus

OUTI SETÄLÄ,

FT, johtava tutkija, Suomen ympäristökeskus

MINNA SEPPONEN,

kemian laborantti, apulaistutkija, Suomen ympäristökeskus

JARI SILANDER,

TKT, erikoistutkija, Suomen ympäristökeskus

MARKUS SILLANPÄÄ,

FT, dos., Suomen ympäristökeskus

HANNE SOININEN,

TkT, tutkimusryhmäpäällikkö,
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

JUHA VIHAVAINEN,

ins. (AMK), projekti-insinööri,
Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu

SISÄLTÖ

TIIVISTELMÄ.....	5
ABSTRACT	6
LUKIJALLE	7
KIRJOITTAJAT	10
ETELÄ-SAVON VESISTÖIHIN KOHDISTUU HULEVESIKUORMITUSTA	14
Niina Laurila & Hanne Soininen & Joonas Kahiluoto	
VESISTÖTUTKIMUSTA ETELÄ-SAVON KYMMENESSÄ KUNTATAAJAMASSA	21
Niina Laurila & Aki Mykkänen	
HAITTA-AINESELVITYS ETELÄ-SAVON VESISTÖISTÄ	35
Aki Mykkänen & Niina Laurila	
MIKROMUOVIEIEN ESIINTYVYYS ETELÄ-SAVON PINTAVESISSÄ JA RANTAHIEKASSA	48
Outi Setälä & Maiju Lehtiniemi & Anna-Riina Mustonen & Markus Sillanpää & Minna Sepponen & Aki Mykkänen & Juha Vihavainen & Niina Laurila	
KANSALAISHAVAINNOINNIN JA JOUKKOISTAMISEN MAHDOLLISUUDET JA HAASTEET	70
Timo Pyhälähti & Anna-Riina Mustonen & Matti Lindholm & Jari Silander & Anni Jylhä-Vuorio & Aki Mykkänen & Niina Laurila	
MIKKELIN KAUPUNKIJOKIEN VEDENLAADUN SEURANTAA	95
Aki Mykkänen & Niina Laurila & Joonas Kahiluoto	
TAKAISINVIRTAAMA PAPPILANSELÄLTÄ PURSIALANLAHTEN	127
Aki Mykkänen	
URPOLANJOEN PURKAUTUMISKÄYRÄN MÄÄRITTÄMINEN	135
Panu Immonen & Aki Mykkänen	
PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO PFAS-YHDISTEIDEN SEURANNASSA	147
Aki Mykkänen & Niina Laurila	
DROONIT APUNA YMPÄRISTÖN MONITOROINNISSA	162
Joonas Kahiluoto	
KLOROFYLLIPITOISUUDEN MÄÄRITTÄMINEN VESINÄYTTEESTÄ MULTISPEKTRIKAMERALLA	170
Henri Kettunen	

VESISTÖJEN KLOOROFYLLIPITOISUUKSIEN MÄÄRITTÄMINEN DROONILLA	184
Henri Kettunen	
MIKROMUOVIEIN KVALITATIIVINEN JA KVANTITATIIVINEN ANALYTIikka	205
Markus Sillanpää	
MIKROMUOVIEIN ERISTÄMINEN VESINÄYTTEISTÄ	215
Jonna Hauvala & Marjatta Lehesvaara	
MIKROMUOVIEIN ERISTÄMINEN HIEKKANÄYTTEISTÄ – KÄSITTELYMENETELMIEN VERTAILUA SAANTOKOKEILLA	229
Rita Mäkelä & Jonna Hauvala & Marjatta Lehesvaara & Aki Mykkänen & Juha Vihavainen	
NÄYTTEEN ESIKÄSITTELYN VAIKUTUS ABS-MUOVIIIN	241
Jonna Hauvala & Markus Sillanpää	
VESISTÖÄ KUORMITTAVIA TEKIJÖITÄ SAADAAN TALTEEN KAIVOSUODATTIMILLA	247
Niina Laurila & Jonna Hauvala & Aki Mykkänen	
MIKROMUOVIEIN VÄHENTÄMISEN JA TORJUNNAN KEINOT	259
Niina Laurila & Jonna Hauvala	
YMPÄRISTÖTIEDON JAKAMISEEN SOVELTUVAN ALUSTAN KEHITTÄMINEN VESISTÖTUTKIMUKSEN TARPEISIIN – CASE MIKKELI	279
Miika Hämäläinen	
LOPPUSANAT	283
Tekijät	

ETELÄ-SAVON VESISTÖIHIN KOHDISTUU HULEVESIKUORMITUSTA

Niina Laurila & Hanne Soininen & Joonas Kahiluoto

Etelä-Savon vesistöt ovat maakunnan voimavara. Maakunnan vesistöt ovat pääasiallisesti hyvässä tai erinomaisessa tilassa, mutta tilanteen säilyttäminen vaatii työtä, johon sisältyy vesistöjä kuormittavien tekijöiden selvittäminen. Hulevesien vesistöihin aiheuttaman kuormituksen hallinta edellyttää paikallisesti pitkällä aikavälillä tuotettuja laadukkaita havaintoja ja mittausaineistoja, joista voidaan seurata hulevesien mukana kulkeutuvaa kuormitusta. Myös kansalaisten tuottamia havaintoja voidaan käyttää muiden menetelmien tukena. Tutkimuksissa kertyvän datan kokoaminen yhteiseen portaaliin edesauttaa tiedonjakoa, uudelleenkäyttöä ja yhteistyötä sekä sitä kautta vesistöjen puhtaana pysymistä.

WaterPlus – Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin -hankkeen tavoitteena oli kehittää vesistöihin kohdistuvien, hulevesistä peräisin olevien haitta-aineiden, erityisesti mikromuovien, analysointia ja monitorointia (kuva 1). Lisäksi tavoitteena oli mikro- ja makromuovien havainnointiin liittyvien näytteenottomenetelmien sekä hulevesien mukana kulkeutuvan mikromuovin suodatusmenetelmien kehittämistyö. Hankkeen toteutusajaksi oli 1.4.2021–30.11.2023. WaterPlus – Vesistöjen puhtautta edistämässä uusin menetelmin – hankkeen toteuttivat yhteistyössä Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu ja Suomen ympäristökeskus (www.xamk.fi/waterplus). Hanketta rahoitti Etelä-Savon ELY-keskus Euroopan aluekehitysrahastosta.

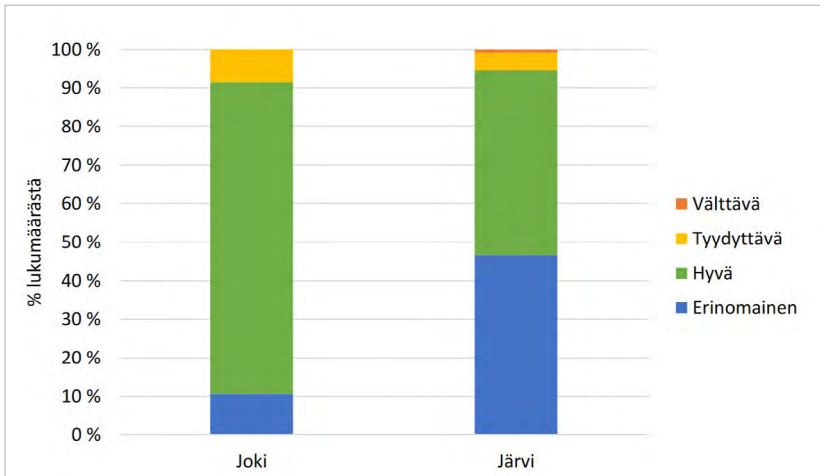


Kuva 1. WaterPlus-hankkeessa tutkittiin Etelä-Savon vesistöjen tilaa (kuva Manu Eloaho).

Kansallisena ja kansainvälisenä tavoitteena on vesien hyvän ekologisen tilan saavuttaminen ja turvaaminen. Vesienhoito on osa koko Euroopan laajuista, vesipolitiikan puitedirektiiviin pohjautuvaa työtä, joka on liitetty osaksi suomalaista vesien käyttöön, hoitoon ja suojeluun liittyvää toimintaa.

Suomen ympäristökeskuksen uusin arvio Suomen pintavesien ekologisesta tilasta osoittaa, että järviemme pinta-alasta 87 prosenttia ja jokivesistämme 65 prosenttia on hyvässä tai erinomaisessa tilassa. Rehevöityminen on edelleen suurin ongelma. Sisävesien tila ei ole muuttunut merkittävästi vuodesta 2013, joskin paikoin on havaittavissa lievää paranemista. (Suomen ympäristökeskus 2023.)

Etelä-Savon maakunnan pinta-alasta noin 25 prosenttia on vesistöjä. Maakunnassa on 515 kappaletta yli 50 hehtaarin järveä sekä 55 kappaletta merkittäviä jokimuodostumia. Vesistöjen laadulla ja niiden puhtaana säilymisellä on suuri merkitys Etelä-Savossa. (Kotanen 2016.) Etelä-Savon vedet luokitellaan ekologisen tilan perusteella kuuluviksi erinomaisesta tyydyttävään (kuva 2). Vesistöjä kuormittavia tekijöitä ovat muun muassa maa- ja metsätalous, hulevedet ja haja-asutuksen jätevedet. Ilmastonmuutoksen myötä arvioidaan, että vesistöihin kohdistuva kuormitus kasvaa. Etelä-Savon maakunnan alueella järvien tila on parempi kuin Suomessa keskimäärin. Järvien luokitellusta pinta-alasta 98 prosenttia on erinomaisessa tai hyvässä ekologisessa tilassa. (Kotanen ym. 2021.)



Kuva 2. Etelä-Savon ELY-keskuksen hallinnoimien pintavesien ekologinen tila vuonna 2019 (Kotanen ym. 2021).

Ilmastonmuutoksen vaikutus tulee näkymään virtaamassa, vedenkorkeudessa ja valunnassa ilmastonmuutoksen lisätessä rankkasateita, myrskyjä sekä lumen ajoittaista sulamista talven aikana. On arvioitu, että ravinnekuormitus ja vesien rehevöityminen voimistuvat. (Kotanen ym. 2021.) Ilmastonmuutos tulee korostamaan vesiä kuormittavien tekijöiden hallintaa, jotta vesistöjen tila saadaan säilytettyä nykyisellä tasolla. Tämä vaatii tietoa kuormittavista tekijöistä ja kuormituksen vähentämiseen pyrkivien toimenpiteiden vaikuttavuudesta.

WaterPlus-hankkeessa tuotettiin tietoa vesistöön kohdistuvasta kuormituksesta

Hankkeen toimenpiteillä tuotettiin tietoa hulevesien aiheuttamista mikromuovi- ja haitta-ainekuormituksista Etelä-Savon kuntataajamien vesistöissä. Hankkeessa testattiin menetelmiä näytteenottoon sekä sitä, miten droonilla tuotettua dataa voidaan hyödyntää ympäristötilan monitoroinnissa. Lisäksi selvitettiin, voidaanko mikromuovinäytteen eristämistä näytteestä nopeuttaa. Hankkeen toimenpiteet, jotka jakautuivat kuuteen toimenpiteeseen, on esitetty kuvassa 3.



Kuva 3. Hanke koostui kuudesta toimenpiteestä (kuvat Niina Laurila & Jonna Hauvala & Miika Hämäläinen).

Etelä-Savon vesistöjen nykytilaselvitys mikromuovin ja haitta-aineiden osalta toteutettiin kymmenen kuntataajaman lähivesistöistä. Näytteitä otettiin Hirvensalmen, Juvan, Kangasniemen, Mikkelin, Mäntyharjun, Pieksämäen, Puumalan, Rantasalmen, Savonlinnan ja Sulkavan vesistöistä. Näytteenottoaikoja valittiin yhteistyössä kuntien edustajien kanssa alueilta, joihin arvioitiin kohdistuvan hulevesistä aiheutuvaa kuormitusta. Vertailua haitta-aine- ja mikromuovipitoisuuksista tehtiin Luonterin vesistöä saatuihin tuloksiin. Haitta-aineista tutkittiin muun muassa torjunta-aineita sekä PFAS-yhdisteitä. Toimenpiteessä kartoitettiin myös Suomessa tehdyt mikromuovitutkimukset sekä niissä löydetty muovi-laadut.

Hankkeen toisessa toimenpiteessä jalkautettiin kansalaisia tekemään havaintoja Etelä-Savon vesistön tilasta. Jalkauttaminen toteutettiin jakamalla vesitesti-reppuja havaintojen tekoa varten partiolaisille. Lisäksi reppuja sai lainata Mikkelin seutukirjastosta sekä Urpolan luontokeskuksesta. Repun käytöstä sekä kansalaishavainnoinnista pidettiin koulutuksia (partiolaiset, Urpolan luontokeskus, rotarit). Kansalaishavaintoja esiteltiin useassa tapahtumassa. Kansalaishavainnoinnin ohella järjestettiin viidellä paikkakunnalla roskien siivoustalkoot.

Monitorointimenetelmien pilotoinnissa seurattiin Mikkelin kaupunkijokien vedenlaatua automaattisten mittausasemien lisäksi näytteenotoin. Laitteistojen toimintaa seurattiin viikoittain toteutetuilla kenttäkäynneillä sekä laitteistojen rinnakkaismittausten avulla. Muita kohteissa toteutettuja mittauksia olivat pinnankorkeus ja virtaama. Miehitettävissä ilma-aluksia eli drooneja käytettiin hyväksi levän havainnoinnissa sekä virtaaman määrittämisessä.

Neljännessä toimenpiteessä selvitettiin ja kartoitettiin, millä keinoilla mikro- ja makromuovien kulkeutumista vesistöön voidaan torjua ja poistaa. Selvitystä tehtiin myös mikromuovien analysoinnin käytössä olevista sekä uusista menetelmistä. Mikromuovien talteenottoa testattiin sekä laboratorioskokeilla että kenttätestauksilla. Analytiikkapuolella selvitettiin, voidaanko muovinäytteiden käsittelymenetelmiä nopeuttaa sekä miten käsittelymenetelmät vaikuttavat tutkittaviin muovilaatuihin.

Vesistö tutkimuksen tarpeisiin luotu kokoava portaali (demoalusta) yhdistää Etelä-Savon alueen eri toimijoiden tuottaman vesistö tutkimusdatan Mikkelin alueelta. Demoalustassa on käytetty avointa lähdekoodia, josta muokattiin alustamäärittelmän mukainen sovellus.

Tuloksena uutta tietoa vesistöjen tilasta ja monitorointimenetelmistä

Hankkeessa tuotettiin tietoa Etelä-Savon vesistöjen mikromuovi- ja haitta-ainepitoisuuksista (ravinteet, raskasmetallit, torjunta-aineet, PFAS-yhdisteet) sekä toimenpiteistä ja menetelmistä, joilla hulevesien laatua voidaan hallita. Tietoa saatiin mikromuovitutkimukseen liittyvästä näytteenotosta, analysoinnista ja tulosten tulkinnasta.

Kansalaisten aktivoinnista ympäristön tilan havainnointiin saatiin kokemusta aktivoinnin haasteellisuudesta. Ihmisiä saatiin aktivoitua, mutta määrät jäivät vähäisiksi. Kuitenkin kansalaisten tuottama data osoittautui erittäin hyödylliseksi. Havainnointiin liittyvää koulutusta annettiin koululaisille, partiolaisille, kuntalaisille sekä mökkiläisille ja rotareille. Havainnoinnista kerrottiin myös eri-ikäisille lapsille suunnatuissa tapahtumissa. Hanke edisti ihmisten ympäristötietoisuutta koulutusten ja havaintojen avulla.

Kokemusta saatiin pilotoitujen seurantamenetelmien soveltuvuudesta ja käytettävyydestä. Menetelmillä on mahdollista kerätä aineistoa kustan-

nustehokkaasti, ja ne sopivat pintavesien näytteenottoon ja seurantaan. Osa testatuista menetelmistä vaatii kuitenkin vielä kehitystyötä.

Hankkeessa tuotettiin tietoa mikromuovinäytteiden käsittelyssä käytettävien käsittelymenetelmien vaikutuksesta tutkittavaan materiaaliin. Testatulla vaihtoehtoisella menetelmällä (Fenton-käsittely) voidaan mikromuovin eristämiseen menevää aikaa lyhentää, mutta osa materiaaleista saattaa kärsiä käsittelyn aikana. Lisää tutkimusta tarvitaan, sillä nykyisin näytteiden käsittelyyn kuluu aikaa ja nopeuttaminen toisi kustannussäästöjä.

Tehdylä demonstraatiolla osoitettiin, kuinka hulevesien mukana kulkeuvia haitta-aineita, kuten muovia, kumirouhetta ja tupakantumpeja, saadaan otettua talteen. Testaus myös osoitti, että suodattimien sijoitteluun kannattaa käyttää aikaa, jotta ne tulevat sijoitettua ns. hot spot kohteisiin, joista vesistöihin tulee kuormitusta. Lisäksi tulee varautua yllättäviin seikkoihin, kuten suodatinmateriaalien tuhoutumiseen suodatimeen päättäneen kuuman materiaalin vuoksi.

Hankkeessa kehitetty alusta ympäristötiedon jakamiseen mahdollistaa entistä helpomman ja avoimemman tiedonjaon eri toimijoiden kesken. Tämä tarkoittaa tuotetun mittausdatan parempaa hyödynnettävyyttä, luo jatkuvuutta tutkimuksille sekä karsii päällekkäisyyksiä. Hankkeessa tuotettu tutkimustieto jää viranomaisten, tutkimuslaitosten ja yritysten käyttöön.

Tarkemmin WaterPlus-hankkeen toimenpiteiden tuloksista kerrotaan loppujulkaisun artikkeleissa.

LÄHTEET

Kotanen, J., Manninen, P., Huttunen, M., Petäjä-Ronkanen, A., Haapala, A. & Sojakka, P. 2016. Vesien tila hyväksi yhdessä, Etelä-Savon vesienhoidon toimenpideohjelma vuosiksi 2016–2021. Raportteja 4. Etelä-Savon ELY-keskus. Saatavissa: https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/120004/Raportteja_4_2016.pdf?sequence=2&isAllowed=y

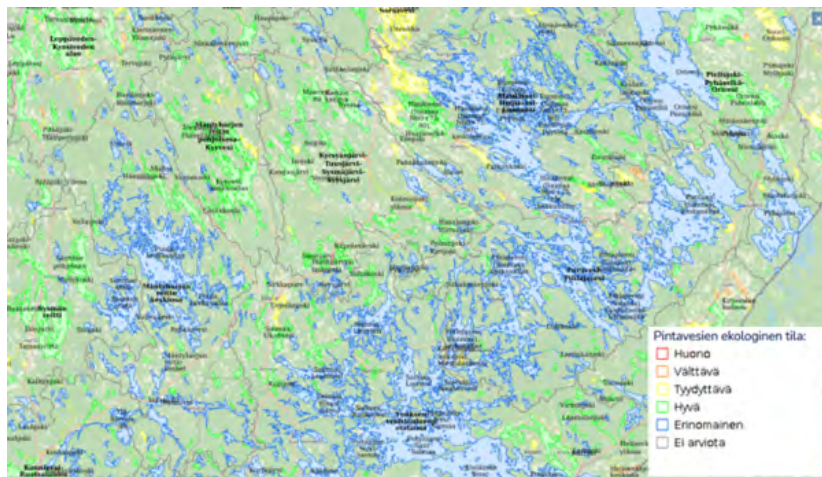
Kotanen, J., Manninen, P., Muuri, L., Ranta, P., Sojakka, P., Lindholm, P., Roiha, T., Rajala, V., Kujala, K. & Tirkkonen, M. 2021. Vesien tila hyväksi yhdessä. Etelä-Savon vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2022–2027. Etelä-Savon ELY-keskus. Saatavissa: <https://www.etpo.fi/etela-savo/>

Suomen ympäristökeskus 2023. Katsaus Suomen ympäristön tilaan. Sisävesien ekologinen tila enimmäkseen hyvä. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/fi/ympariston-tila/vesi/sisavesien-ekologinen-tila> (Sivut päivitetty 24.3.2023)

VESISTÖTUTKIMUSTA ETELÄ-SAVON KYMMENESSÄ KUNTATAAJAMASSA

Niina Laurila & Aki Mykkänen

4 413 km² vesistöä, 12 688 km² maapinta-alaa, 132 695 asukasta ja 46 572 kesäasukasta – niistä on Etelä-Savon maakunta tehty vuonna 2021 (Tilastokeskus 2021). Vesistöjä maakunnassa on toiseksi eniten Suomessa, ja ne ovat ekologiselta tilaltaan erinomaisia, hyviä tai tyydyttäviä (kuva 1). Alueelle kohdistuva kuormitus on peräisin ihmisen toimista, kuten asutuskeskittymistä, maa- ja metsätaloudesta sekä teollisuusalueilta. Hyvän tai erinomaisen tason ylläpitäminen ja tyydyttävän tason parantaminen vaativat työtä ja tutkimusta, jotta haitta-ainepitoisuudet saadaan selvitettyä sekä päästään kiinni vesistöä kuormittaviin uomiin sekä toimintoihin. Tuotetun tiedon avulla voidaan vesistön kuntoa parantavia toimenpiteitä kohdentaa oikeisiin alueisiin.



Kuva 1. Etelä-Savon pintavesistä suurin osa kuuluu ekologiselta tilaltaan hyvään tai erinomaiseen (ELY 2021).

Taajama-alueiden vaikutus vesistöihin

WaterPlus-hankkeen tavoitteena oli tehdä nykytilaselvitystä mikromuovien ja haitta-aineiden osalta Etelä-Savon kuntataajamien läheisistä vesistöistä. Ihmiskasutuksen läheisille vesistöille kohdistuu kuormaa, joka voi vaikuttaa vesistöjen vedenlaatuun sekä ekologiseen tilaan. Mikro-muoveja on tutkittu Suomen sisävesiltä vasta vähän, joten hankkeessa tarkasteltiin, millaisia mikromuovipitoisuuksia maakuntatasolla havaitaan.

Etelä-Savon alueella tehty tutkimus kohdennettiin kymmeneen kuntataajaman läheiseen vesistöön. Näiden taajamakohteiden lisäksi vertailla varten otettiin näytteet myös suhteellisen luonnontilaisesta vedestä, Mikkelin alueella sijaitsevasta Luonterista. Tämän Saimaaseen kuuluvan Natura 2000 -suojelualan vesi on syvää, kirkasta ja karua. Luonteri kuuluu osana rantojensuojeluohjelmaan sekä erityissuojelua vaativiin vesistöihin. Maakuntakaavassa Luonteri on merkitty natura-alueeksi (nat) ja luonnonsuojelun alueeksi (SL). Lisäksi alueella on useita yksityismailla olevia luonnonsuojelun alueita (Ympäristö.fi, Luonteri – Natura 2000 -suojelun alue). Luonteri ei ole Saimaan valtavyöly, eikä sen rannoilla ole suuria asutuskeskuksia. Tämän myötä se soveltui hyvin verrokkikohteeksi taajama-alueiden vaikutusta tarkasteltaessa.

Tutkittavista kohteista kolme eli Mikkeli, Pieksämäki ja Savonlinna ovat kaupunkeja, ja loput seitsemän kohdetta Hirvensalmi, Juva, Kangasniemi, Mäntyharju, Rantasalmi, Sulkava ja Puumala ovat kuntia. Kaupunkien taajama-asteet ovat 75–81 prosenttia (taulukko 1), mikä tarkoittaa noin 24 820–42 000 asukkaan taajamia. Väestömäärät kuntataajamissa ovat huomattavasti pienemmät eli 724–2 974 asukasta.

Taulukko 1. Tunnuslukuja kunnista vuodelta 2021 ja 2023 (Tilastokeskus 2021, Järvi-wiki 2023).

Kohde	Maapinta-ala [km ²]	Taajama-aste [%]	Taajamaväestö [lkm]	Väkiluku [lkm]	Kesäasukkaat [lkm]	Vesistö [km ²]
Hirvensalmi	465	35,2	724	2131	4 311	282
Juva	1 163	50,9	2 974	5 887	2 203	183
Kangasniemi	1 069	50,9	2 633	5 230	4 441	258
Mikkeli	2 548	81,2	42 000	52 122	10 541	681
Mäntyharju	981	63,3	3 511	5 635	6 519	230
Pieksämäki	1 569	75,0	12 844	17 253	2 527	267
Puumala	794	50,6	1 046	2 117	5 172	444
Rantasalmi	559	38,9	1 276	3 300	2 248	366
Savonlinna	2 238	77,5	24 818	32 547	6 943	1 360
Sulkava	585	42,4	1 014	2 430	2 677	185

Suomessa vesistöjen ekologista tilaa arvioidaan ja luokitellaan ihmisen toiminnan aiheuttamien muutosten perusteella. Tavoitteena ei ole siis muokata kaikkia järviä kirkasvesisiksi, vaan pyrkiä säilyttämään niiden luontainen tila. Esimerkiksi luontaisesti humuksisten ja rehevien järvien ekologinen tila voi olla erinomainen, mutta jos vaikutukset ovat ihmisen aiheuttamia, muuttuu ekologinen tila määrittelyprosessin mukaan osoittamaan, kuinka paljon vesistön laatutila on heikentynyt. Koska vesistöjä on luontaisesti erilaisia, ei ole suotavaa vertailla niitä keskenään, vaan erilaisille pintavesimuodostumille on määritetty niiden omat vesistötyypit sekä näille tyyppiluokille ominaiset vertailuolot. Itse ekologinen tila määräytyy kolmen eri muuttujakokonaisuuden myötä: biologiset, fyysikaaliskemialliset sekä hydrologis-morfologiset muuttujat. Ensisijaisesti luokittelu tehdään biologisten muuttujien pohjalta, mutta lopullinen luokka muodostuu kaikkien muuttujien yhtenäissummasta, jossa eri tekijöitä painotetaan niiden vaikuttavuuden perusteella. Tarkastelemalla näiden muuttujien vertailuoloja kohdevesistöistä havaittuihin arvoihin voidaan vesistön ekologinen tila luokitella viisiportaisesti joko erinomaiseksi, hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi (Aroviita ym. 2019).

Tutkimuksessa mukana olleet kuntataajamien läheiset vesistöt ovat pintavesiluokituksiltaan hyvinkin erilaisia. Mukana on sekä vähähumuksia että humuspitoisia vesiä (taulukko 2), jotka on luokiteltu erinomaisesta aina välttävään ekologiseen tilaan. Lisäksi myös kohdevesistöjen pinta-alat sekä niiden veden vaihtuvuus vaihtelevat suuresti. Vertailukohteenä toimiva Luonterin ekologinen tila on erinomainen, ja sen biologiset ja fysikaalis-kemialliset sekä hydrologis-morfologiset muuttujat ovat erinomaisia. Taajamakohteista Savonlinna ja Puumala saavuttavat myös erinomainen- luokan. Molemmat ovat osa Saimaata, jolloin niiden taajamien lähivesistöissä virtaavat vesimäärät ovat valtavia. Suuren veden vaihtuvuuden myötä myös ihmisvaikutukset eivät näy näissä kohteissa yhtä helposti kuin matalammassa, hitaammin virtaavissa vesissä. Savonlinnassa taajamassa asuu 23 kertaa enemmän väestöä kuin Puumalassa, joten kuormitus vesistöön on lähtökohtaisesti suurempi Savonlinnassa.

Taulukko 2. Kohdevesistöjen ekologinen tila. Ekologinen tila määräytyy biologisten, fysikaaliskemiallisten sekä hydrologis-morfologisten muuttujien yhteissummasta (Hertta-tietojärjestelmä, SYKE, ELY-keskukset. Avoin data. 2023).

Kohde	Vesistömuodostuma	Pintavesityyppi	Ekologinen tila (3. kausi)	Biologiset muuttujat	Fysikaaliskemialliset muuttujat	HyMo muuttujat
Hirvensalmi	Liekune	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Hyvä
Juva	Jukajärvi	Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	Hyvä	Hyvä	Erinomainen	Tyydyttävä
Kangasniemi	Puula, Ruovedenselkä-Vuojaselkä	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)	Hyvä	Hyvä	Hyvä	Hyvä
Mikkeli	Saimaa, Annilanselkä-Kyyhkylänselkä	Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	Tyydyttävä	Tyydyttävä	Tyydyttävä	Hyvä
Mäntyharju	Pyhävesi	Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Hyvä
Pieksämäki	Pieksänjärvi	Matalat humusjärvet (Mh)	Hyvä	Hyvä	Hyvä	Hyvä
Puumala	Saimaa, Lietvesi	Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen
Rantasalmi	Pieni Raudasvesi	Matalat humusjärvet (Mh)	Tyydyttävä	Tyydyttävä	Tyydyttävä	Hyvä
Rantasalmi	Suuri Raudanvesi	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)	Tyydyttävä	Hyvä	Tyydyttävä	Erinomainen
Savonlinna	Pihlajavesi (Saimaa), keskusallas	Suuret humusjärvet (Sh)	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen
Sulkava	Pihlajavesi (Saimaa), Alanne	Pienet humusjärvet (Ph)	Hyvä	Hyvä	Erinomainen	Erinomainen
Luonteri	Saimaa, Luonteri	Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen	Erinomainen

Toinen hyvä esimerkki taajama-alueiden kokoerosta ja ekologista tilasta saadaan Mikkelistä (Saimaa, Annilanselkä-Kyyhkylänselkä) sekä Mäntyharjulta (Pyhävesi). Molempien pintavesityypiksi on luokiteltu keskikokoiset humusjärvet, mutta Annilanselkä-Kyyhkylänselän ekologinen tila on tyydyttävä, kun taas Pyhäveden erinomainen. Mikkelin taajama-alueella asuu noin 12 kertaa enemmän ihmisiä kuin Mäntyharjulla. Tämän myötä myös vesistöön kohdistuva kuormitus on suurempaa. On kuitenkin myös huomioitavaa, että Mikkelin alueiden suuremman kuormituksen myötä alueen vesistöjä on myös tutkittu huomattavasti enemmän kuin Mäntyharjulla. Kohteista Rantasalmella on esitettyä kaksi vesistöä (Pieni ja Suuri Raudanvesi), koska WaterPlus-hankkeen kaksi näytteistä oli otettu Pienen Raudanveden puolelta ja yksi Suuren Raudanveden puolelta. Molemmissa Raudanvesissä ekologinen tila on tyydyttävä, mutta Pienen Raudanveden luokka on kohonnut välttävistä tyydyttävään tilaan. Alueella tehdään merkittävää hoitokalastusta, jolla on saatu poistettua ravinteita vesistöistä (Haukiveden osuuskunta, Raudanvedet 2021 -hanke).

Kemiallisen tilan luokittelu eroaa ekologisen tilan luokittelusta, ja se on vain kaksiportainen, jossa vesistöt voivat saada luokakseen joko hyvän tai hyvää huonomman. Määrittelyssä kohteista otetaan näytteitä, joista analysoidaan valtioneuvoston asetukseen vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) ja sen muutoksessa (1090/2016) annettujen prioriteettiaineiden pitoisuuksia. Asetukset sisältävät EU-, sekä kansallisella tasolla vaadittuja aineita, joille on annettu sallitut ympäristölaatu normit (Aroviita ym. 2019, 104). Vesistökohtaista tilaa tarkastellaan ubi-aineiden (engl. ubiquitous: ubiikki/ubikvitaarinen, kaikkialla läsnä oleva) sekä ”paikallisesti vaikuttavien” aineiden osalta. Ubi-aineita kuten bromattuja difenyylieettereitä (PBDE), päätyy ympäristöön kaukolaskeman sekä vesisateiden mukana, jolloin niitä päätyy kaikkialle. Aineet ovat useasti myös äärimmäisen hitaasti ympäristössä hajoavia. Vesien kemiallisen tilan määrittelyssä tämä erotus ubi-aineiden ja muiden välillä on tehty, jotta vesistöissä pystytään paremmin vaikuttamaan paikallisesti havaittuihin ongelmiin. Kaikkialta löytyvien ubi-aineiden paikallisiin pitoisuuksiin EU:n jäsenmailla ei ole mahdollista vaikuttaa kansallisin toimenpitein, jolloin niiden osalta voidaan poiketa vesien hyvän tilan vaatimuksesta (Kangas 2018, 28).

Kun tarkastellaan WaterPlus-hankkeen Etelä-Savon kohteiden kemiallista tilaa, nähdään, että kaikkien kohteiden kemiallinen tila ilman ubi-aineita on hyvä (taulukko 3). Tämä tarkoittaa sitä, että kohteista ei ole havaittu seurannan piirissä olevia paikallisia kemiallisia yhdisteitä, joilla olisi vesistön laatua heikentävää vaikutusta. Ubi-aineet mukaan lukien kaikissa

kohteissa kemiallinen tila kuitenkin muuttuu hyvää huonommaksi. Asiantuntija-arvion mukaan kaikissa kohteissa bromattujen difeenyylieetterien arvot ylittyvät kaukolaskeuman kautta. Tämän lisäksi myös Juvalla, Kangasniemellä, Mäntyharjulla, Pieksämäellä, Rantasalmella sekä Sulkavalla elohopean määrä kalassa ylittyy kaukolaskeuman sekä luonnonolosuhteiden perusteella asiantuntija-arvion mukaan.

Taulukko 3. Kohdevesistöjen kemiallinen tila (Hertta-tietojärjestelmä, SYKE, ELY-keskukset. Avoin data. 2023).

Kunta	Vesistömuodostuma	Pintavesityyppi	Kemiallinen tila (Ilman ubi-aineita)	Kemiallinen tila (ubi-aineet)	Syy kemiallinen tila
Hirvensalmi	Liekune	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)	Hyvä	Hyvää huonompi	2
Juva	Jukajärvi	Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Kangasniemi	Puula, Ruovedenselkä-Vuojaselkä	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Mikkeli	Saimaa, Annilanselkä-Kyyhköylänselkä	Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	Hyvä	Hyvää huonompi	2
Mäntyharju	Pyhävesi	Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Pieksämäki	Pieksänjärvi	Matalat humusjärvet (Mh)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Puumala	Saimaa, Lietvesi	Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)	Hyvä	Hyvää huonompi	2
Rantasalmi	Suuri Raudanvesi	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Rantasalmi	Pieni Raudasvesi	Matalat humusjärvet (Mh)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Savonlinna	Pihlajavesi (Saimaa), keskusallas	Suuret humusjärvet (Sh)	Hyvä	Hyvää huonompi	2
Sulkava	Pihlajavesi (Saimaa), Alanne	Pienet humusjärvet (Ph)	Hyvä	Hyvää huonompi	1
Mikkeli (Luonteri)	Saimaa, Luonteri	Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)	Hyvä	Hyvää huonompi	2

1 Bromatut difeenyylieetterit ja elohopea kalassa ylittyy asiantuntija-arvion, kaukolaskeumariskin ja luonnonolosuhteiden perusteella

2 Bromatut difeenyylieetterit ylittävät asiantuntija-arvioina (hajakuormituslaskeuma)

Etelä-Savon ELY-keskuksen mukaan Etelä-Savon vesistöjen pintavesien tila on Suomen parhaimmista. Vuoden 2019 katsauksessa järvien kokonaispinta-alasta 97 prosenttia on erinomaisessa tai hyvässä tilassa, kolme prosenttia tyydyttävässä ja välttävissä tilassa 0,2 prosenttia. Huonoksi ekologiselta tilaltaan luokiteltuja järviä ei ole Etelä-Savon alueella. Tyydyttävät ja välttävät tilat ovat lähes kaikki asutuskeskusten lähivesiä, kuten Mikkelin eteläpuolinen Saimaa. Kokonaiskuvassa vesistöjen tila on parantunut. Esimerkiksi erinomainen-luokkaan on noussut järviä ja jokia, joiden luokka oli aikaisemmalla kaudella hyvä. Muutosten nähdään johtuvan kattavasta seuranta-aineistoissa, mutta myös joissakin vesistöissä vedenlaatua on todistetusti parannettu. Koska Etelä-Savon pinta-alasta 25 prosenttia on vettä, on myös järviä valtava määrä. ELY-keskus myös toteaa, että erityisesti pienemmissä järvissä seurantaan käytettäviä aineistoja on hyvin vähän tai seurantapistettä voi olla kokonaisessa järvesä vain yksi, joka ei välttämättä edusta koko vesistön tilaa. Pääasiallisesti kuitenkin suurimmat ja eniten ihmisvaikutuksen alaisuudessa olevien vesistöjen tila tunnetaan hyvin (Etelä-Savon ELY-keskus, 2019).

WaterPlus-hankkeen näytteenotot

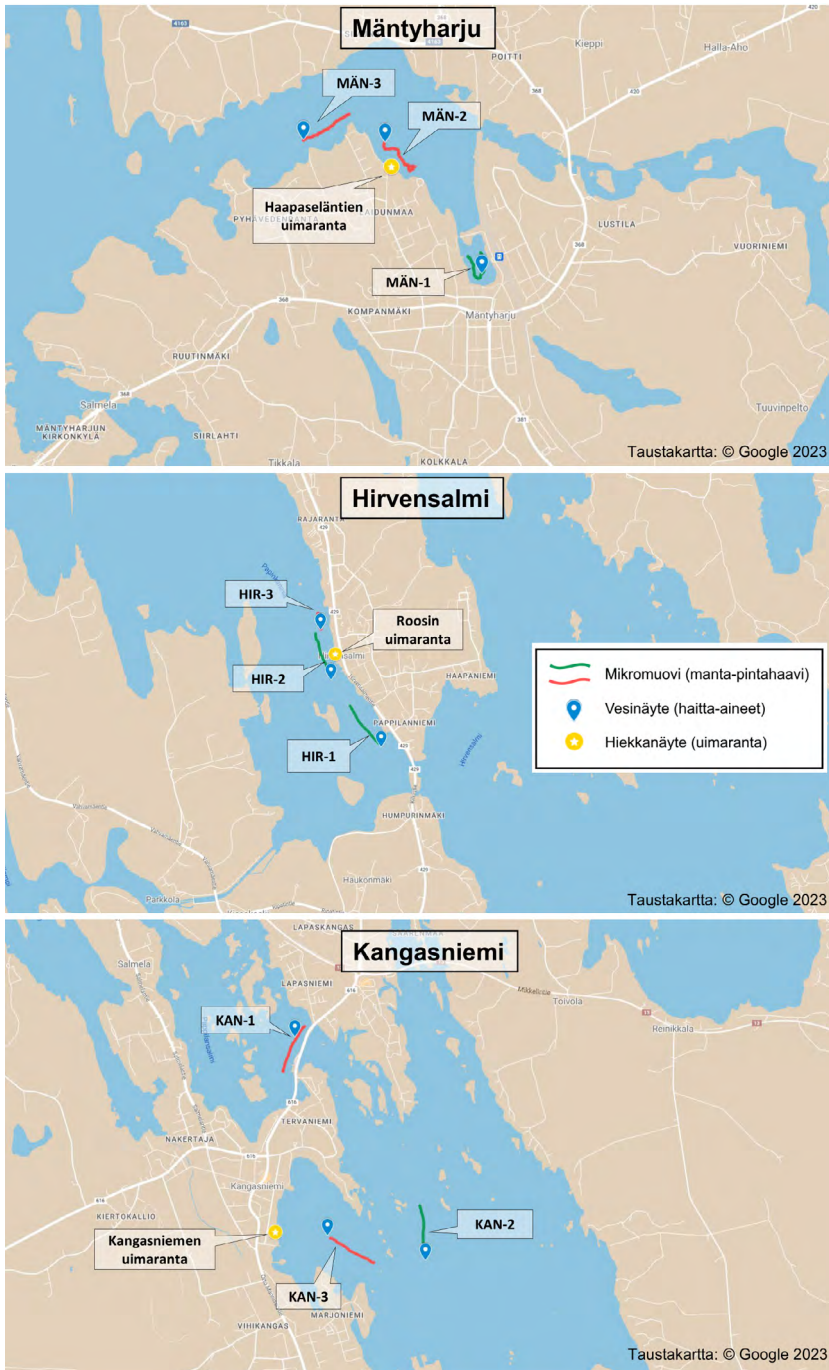
Näytteenottokohteiden määrittelyssä tehtiin paikallisten viranomaisten kanssa yhteistyötä, jotta näytteenotot saatiin kohdennettua niille alueille, joihin kohdistuu normaalia suurempi hulevesien aiheuttama haitta-ainekuormitus. Kaikissa kohteissa tämä tarkoitti heti taajamien läheisyydessä olevia vesistöjä. Tarkempia näytteenottoalueita tarkasteltiin myös veneväylien sekä syvyyden perusteelta niin, että mikromuovinäytteenotot voitiin toteuttaa. Lisäksi myös esimerkiksi jätevedenpuhdistamoiden purkuputkien välitöntä läheisyyttä pyrittiin välttämään, jotta saataisiin parempaa kokonaiskuvaa vesistön tilasta.

Mikromuovinäytteitä otettiin jokaisesta kohdekunnasta lukuun ottamatta Sulkavaa ja Puumalaa. Mikromuovianalytiikka on kallista ja hidasta toteuttaa, jolloin nämä kaksi kuntataajamaa jätettiin pois tarkastelusta, jotta muista kohteista saatiin enemmän rinnakkaisnäytteitä. Puumalan (Saimaa, Lietvesi) ekologinen tila on erinomainen ja Sulkavan (Pihlajavesi - Saimaa, Alanne) hyvä, ja molempien taajamassa asuva väestön määrä on vain noin tuhat. Tämän myötä kohteiden ihmisvaikutuksista tuleva hulevesikuorma nähtiin pieneksi, mikä puolsi lisää kohteiden jättämistä pois mikromuovinäytteenotosta. Kaikista muista kohteista otettiin yhteensä kolme mikromuovinäytettä manta-pintahaavilla sekä hiekanäyte kokoomanäytteenä paikalliselta uimarannalta. Mikromuovinäytteenoton

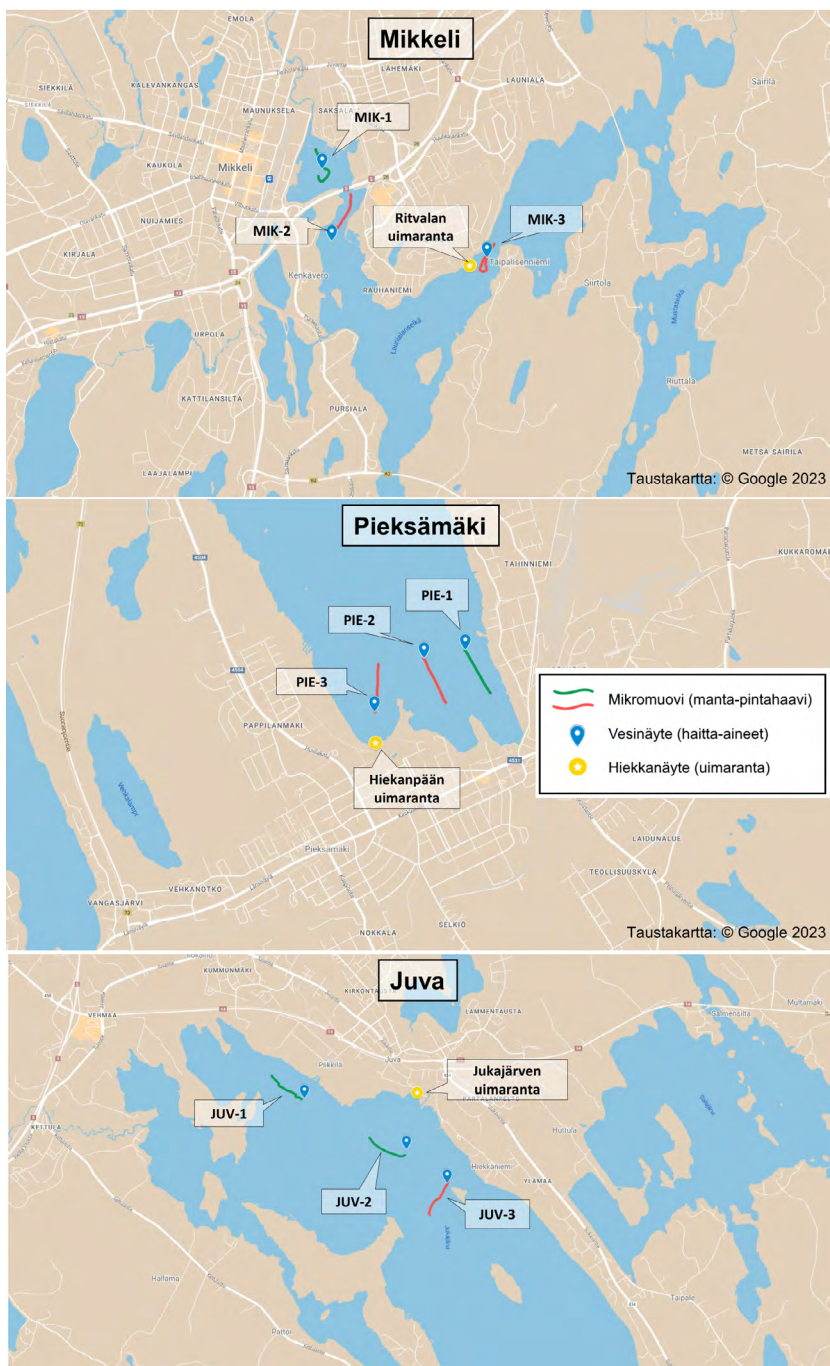
toteutuksesta ja tuloksista on kerrottu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa Mikromuovit Etelä-Savon vesistöissä.

Haitallisten aineiden osalta näytteenottoa tehtiin kaikilta kohdealueilta. Osa tutkittavista parametreista otettiin kokoomanäytteinä, kun taas osa kolmena erillisnäytteenä. Näytteenottoalueina olivat samat pisteet, joista mikromuovinäytteet otettiin. Koska Puumalasta ja Sulkavalta ei otettu mikromuovinäytteitä, ei kohteissa ollut käytettävänä venettä. Näytteet otettiin näissä kahdessa kohteessa esimerkiksi laitureilta ja silloilta, mutta kuitenkin alueilta, joihin johdetaan hulevesiä. Haitta-ainenäytteenoton toteutuksesta ja tuloksista on kerrottu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa Haitta-aineselvitys Etelä-Savon vesistöissä.

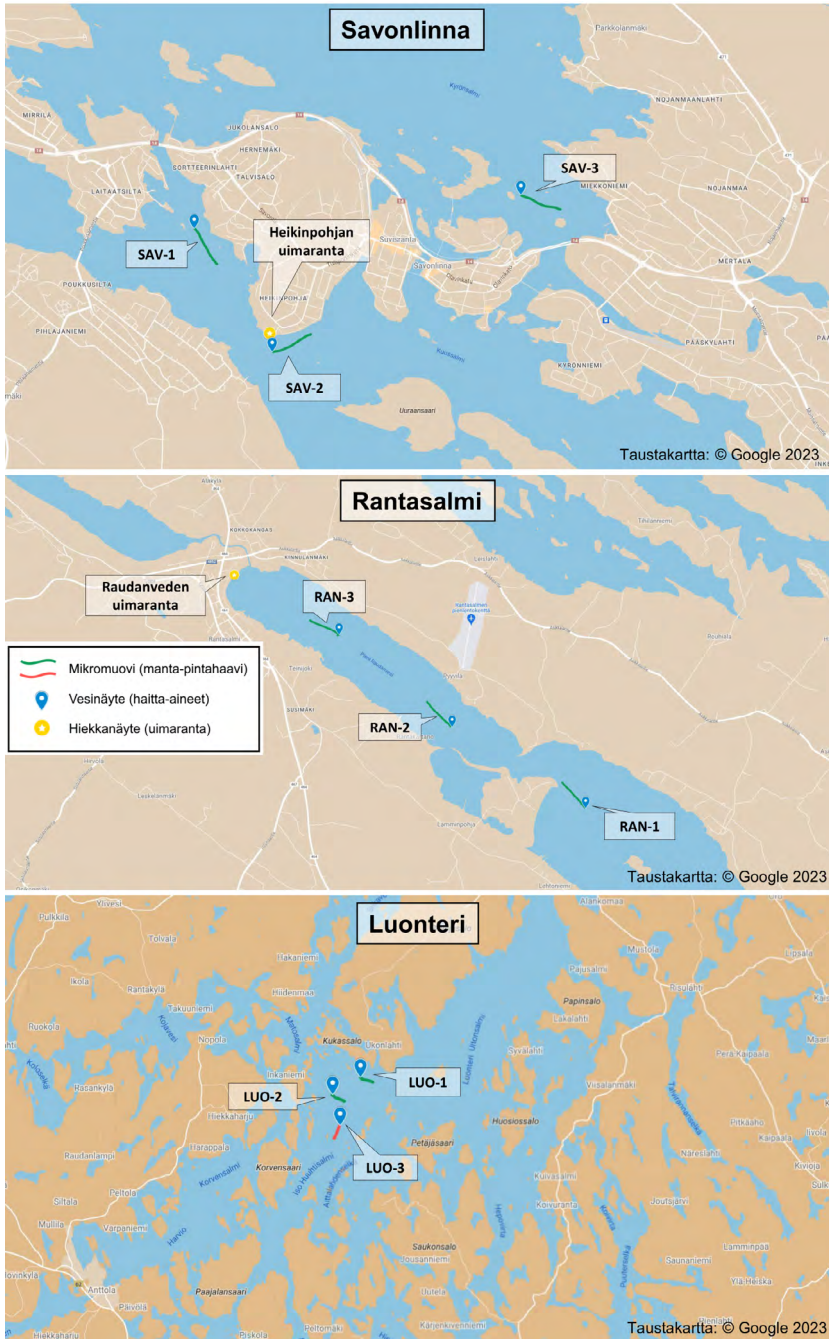
Kaikkien kohteista tehtyjen näytteenottojen tarkemmat sijainnit ovat esillä tämän artikkelin kuvissa 2, 3, 4 ja 5. Mikromuovinäytteenoton jälkeen osa näytteistä tuhoutui Xamkin Ympäristölaboratorion pakastamisen hajoamisen myötä. Karttakuviin manta-pintahaavin vedot on merkitty viivoilla käyttäen värejä vihreä (näyte selvisi) ja punainen (näyte tuhoutui).



Kuva 2. Mäntyharjun, Hirvensalmen ja Kangasniemen näytteenottopisteet (kuva mukaellen karttapohja Google).



Kuva 3. Mikkelin, Pieksämäen ja Juvan näytteenottopisteet (kuva mukael-
 len karttapohja Google).



Kuva 4. Savonlinnan, Rantasalmen ja Luonterin näytteenottopisteet (kuva mukaellen karttapohja Google).



Kuva 5. Puumalan ja Sulkavan näytteenottopisteistä otettiin vain vesinäytteet. (kuva mukaellen karttapohja Google).

LÄHTEET

Aroviitta, J., Mitikka, S. & Vienonen, S. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019. Saatavissa: <https://vesi.fi/aineistopankki/pintavesien-tilan-luokittelu-ja-arviointiperusteet-vesienhoidon-kolmannella-kaudella/>

Etelä-Savon ELY-keskus. Etelä-Savon pintavesien tila maan parhaimmistoa. Julkaistu 12.9.2019. WWW-sivu. Saatavissa: <https://www.ely-keskus.fi/-/etela-savon-pintavesien-tila-maan-parhaimmistoa-etela-savo-> (Luettu 14.11.2023)

Haukiveden osuuskunta. Raudanvedet 2021 -hanke. Saatavissa: <https://www.haukivedenok.fi/vesienhoito/hankkeet/>

Järvi-wiki 2023. Vesistö-pinta-alat. WWW-sivu. Saatavissa: <https://www.jarviwiki.fi>

Kangas, A. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen – kuvaus hyvistä menettelytavoista. 2018. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 19/2018. Saatavissa: https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/160990/YMra_19_2018_Vesiymparistolle_vaarallisiajahaitallisia.pdf

Tilastokeskus. Kuntien avainluvut 2021. WWW-sivu. Saatavissa: https://px-data.stat.fi/PxWeb/pxweb/fi/Kuntien_avainluvut/Kuntien_avainluvut_2021/

Vesienhoidon toimenpideohjelmat valtakunnallinen tietopalvelu. 2023 ELY/Elinkeino-, liikenne- ja ympäristövirasto. Saatavissa: <https://www.etpo.fi/>

Ympäristö.fi. 2023. Luonteri. Julkaistu 23.2.2023. WWW-sivu. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/fi/luonto-vesistot-ja-meri/luonnon-monimuotoisuus/suojelu-ennallistaminen-ja-luonnonhoito/natura-2000-alueet/luonteri>

Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta. Avoimien ympäristötietojärjestelmät -palvelu. Suomen ympäristökeskus 2023. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat

HAITTA-AINESELVITYS ETELÄ-SAVON VESISTÖISTÄ

Aki Mykkänen & Niina Laurila

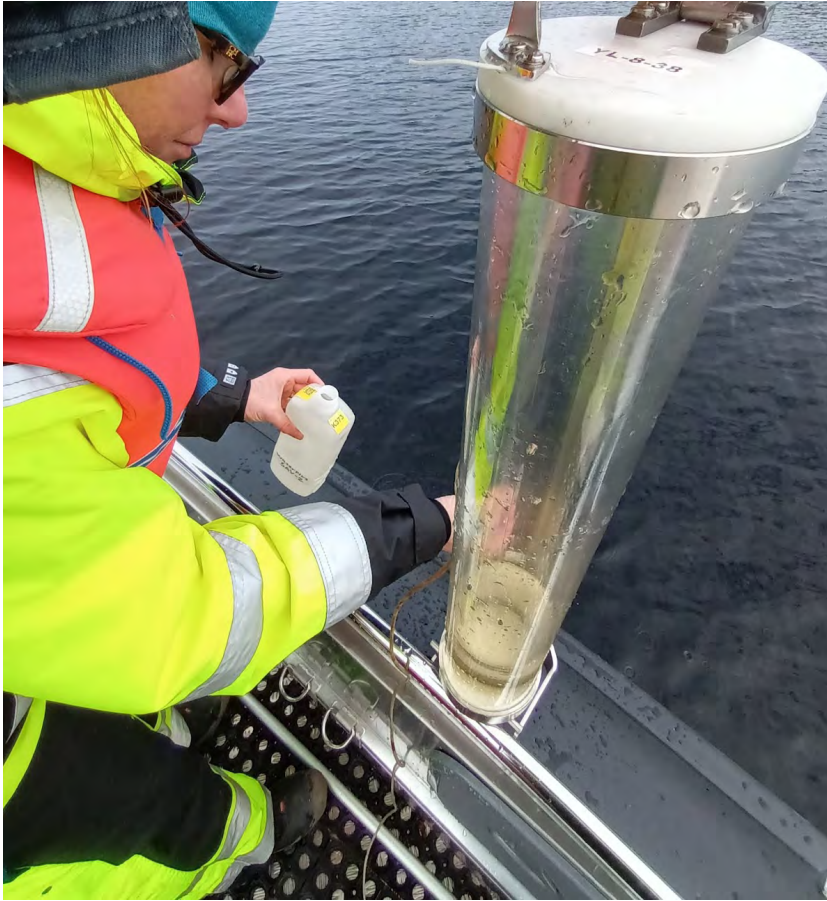
WaterPlus-hankkeessa tehtiin yhdessä mikromuovinäytteenoton kanssa haitta-aineselvitys, jossa tarkasteltiin yleisiä vesistöjen laatua heikentäviä aineita. Hulevesien mukana päätyy vesistöihin ravinteita ja haitta-aineita ihmistoimintojen myötä. Vaikutukset vesistöissä voivat näkyä hetkellisenä päästökuormana. Osa haitta-aineiden ja ravinteiden vaikutuksista näkyvät vasta pidemmän ajan kuluessa vesien laadun heikentyessä. Vaikutukset voivat ulottua myös eliöstön toimintaan. Seuraamalla vesistöjen haitta-ainepitoisuuksia voidaan arvioida aineiden vaarallisuus sekä sitä, millaisiin toimenpiteisiin tulee ryhtyä kuormituksen pienentämiseksi.

Selvityksen tavoitteet

Hulevesien mukana vesistöihin kulkeutuvat haitta-aineet ja ravinteet lisäävät vesistöjen kuormitusta. Kuormituksen hallinnan näkökulmasta on olennaista analysoida hulevesien sisältämiä epäpuhtauksia. Esimerkiksi teollisilta alueilta hulevesien mukana vesistöihin voi päätyä haitallisia aineita, joilla on negatiivisia vaikutuksia vesieliöihin ja mahdollisesti lopulta ihmisiin. Etelä-Savo on tunnettu laajoista ja monipuolisista vesistöistään. Haitta-ainetutkimukset on hyvä aloittaa laajemmilta alueilta, jotta mahdollisiin ongelmakohtiin voidaan kohdistaa tarkempia tutkimuksia. WaterPlus-hankkeessa näytteenottoja tehtiin kaikilta 11 kohdealueelta, jotta saadaan alustavaa kuvaa siitä, mikä haitta-aineiden tila vesistöissä on. Tarkempia tietoja kohdealueista sekä tarkemmat näytteenottopisteet on esitelty tämän julkaisun artikkelissa Vesistötutkimusta Etelä-Savon 10 kuntataajamassa.

Haitta-aineselvitys

Kohteissa näytteet otettiin Limnos-noutimella, jota käytettiin pääasiallisesti veneestä (kuva 1). Puumalassa sekä Sulkavalla näytteet otettiin silloilta sekä laitureilta. Kaikilta alueilta näytteet otettiin yhden metrin syvyydeltä eli pintavedestä.



Kuva 1. Vesinäytteenottoa Limnos-noutimella (kuva Aki Mykkänen).

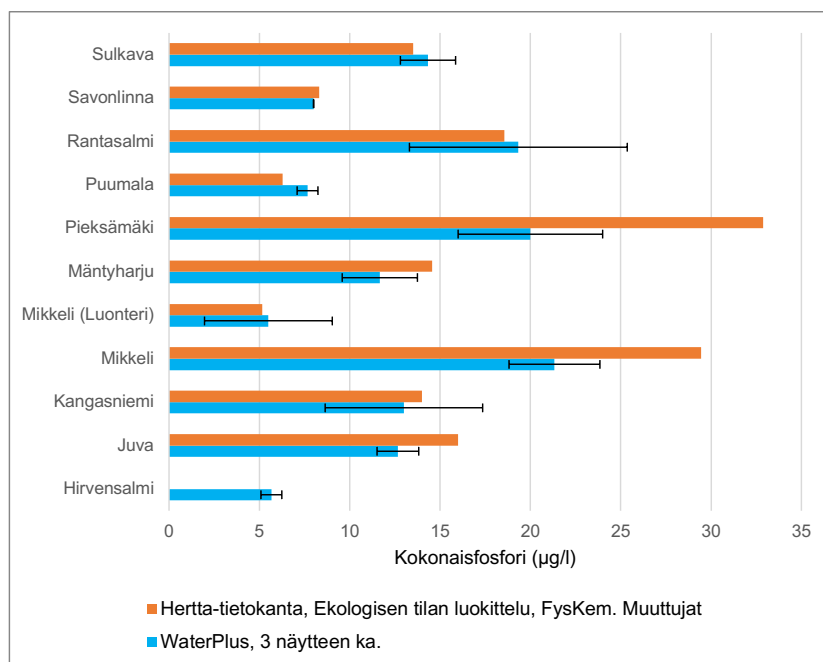
Metallit (kokonais- sekä liukoinen pitoisuus), kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, kiintoaine, väriluku, kemiallinen hapenkulutus, happamuus sekä sameusnäytteet otettiin kolmena näytteenä jokaiselta kohdealueelta. Torjunta-aineet sekä PFAS-yhdisteet otettiin kolmen osapisteen kokoomänäytteenottoina.

Ravinteet

Kokonaisfosforin ja -typen sekä väriarvon tuloksia verrattiin raja-arvoihin sekä vesienhoidon suunnittelun kolmannen kauden ekologisen tilan luokittelussa käytettyihin, kohteista mitattuihin arvoihin. Koska kohdealueiden vesistötyypit vaihtelevat suuresti, ei ole järkevää vertailla niitä keskenään. Lisäksi ekologisen tilan luokittelua varten ravinnenäytteet (typpi ja fosfori) tulisi ottaa kasvukaudella eli kesä–syyskuussa (Aroviita

ym. 2019). WaterPlus-hankkeen näytteet on otettu toukokuun puolessa välissä eli pari viikkoa ennen kasvukauden alkamista. Tällä on voinut olla vaikutusta ravinnetuloksiin.

Ravinteissa tai väriarvossa ei havaittu poikkeamia. Esimerkiksi kokonaisfosforin tuloksia (kuva 2) tarkasteltaessa nähdään, että tulokset ovat pääosin yhtenäisiä näytteenottojärvien ekologisen tilan luokitteluun käytetyissä arvoissa. Suurimpina poikkeuksina ovat Pieksämäellä ja Mikkelissä havaitut, ekologisen tilan luokitteluun käytettyä arvoa matalammat pitoisuudet. Hirvensalmelta ekologisen tilan luokitteluun käytetty kokonaisfosforipitoisuutta ei ollut saatavilla.



Kuva 2. WaterPlus-hankkeessa otettujen kolmen rinnakkaisnäytteen kokonaisfosforin keskiarvo sekä Herta-tietokannan vesistökohtaiset ekologisen tilan luokitteluun käytetyt arvot.

Torjunta-aineet

Torjunta-ainenäytteistä tutkittiin seitsemää atsoliyhdistettä: tebukonatsoli, imatsaliili, penkonatsoli, prokloratsi, tetrakonatsoli, metkonatsoli ja ipkontasaoli. Kaikkien torjunta-aineiden määrittämissä raja-arvo oli 50 ng/l. Analysoivana laboratoriona toimi Eurofins Finland. Yhdestäkään toukokuussa 2022 otetusta kokoomänäytteestä ei havaittu määrittämissä ylittäviä arvoja.

Raskasmetallit

Metallien kokonaispitoisuudet tutkittiin elohopeasta, antimonista, arseenista, kadmiumista, koboltista, kromista, kuparista, lyijystä, nikkelistä, sinkistä ja vanadiinista (analysoija KVVY Tutkimus Oy). Lisäksi liukoiset pitoisuudet tutkittiin kadmiumista, lyijystä sekä nikkelistä (analysoija SGS Finland Oy). Minkään metallin osalta selkeästi koholla olevia tai poikkeuksellisia arvoja ei havaittu yhdessäkään näytteistä. Myöskään yleisissä vedenlaatuparametreissa eli happamuudessa, sähkönjohtavuudessa, kiintoaineessa, sameudessa tai kemiallisessa hapenkulutuksessa ei havaittu mitään normaalista poikkeavaa. Tulosten tarkastelussa tulee muistaa, että kyseessä oli yksittäinen näytteenotto.

PFAS-yhdisteet

Per- ja polyfluoratut alkyylilyhdisteet ovat tuhansien synteettisten kemikaalien joukko, jotka ovat olleet käytössä 1940-luvulta lähtien. Näissä yhdisteissä osa tai kaikki hiilivetysidoksista on korvattu hiili-fluoridoksella, yhdellä orgaanisen kemian kestävimällä sidoksella. Tämän myötä yhdisteet ovat äärimmäisen kestäviä niin käytössä kuin ympäristössäkin. PFAS-yhdisteet luokitellaan myös niin sanottuihin ikuisuuskemikaaleihin, eli ympäristöön päätyessään niiden hajoaminen voi kestää kymmeniä, jopa satoja vuosia. (THL 2023.)

Yhdisteiden rasvaa, vettä ja likaa hylkivät ominaisuudet ovat olleet äärimmäisen hyödyllisiä aina jokapäiväisistä kuluttajatuotteista spesifeihin käyttötarkoituksiin, kuten elektroniikkaan tai jäänestoaineisiin. Yleisimpiä käyttökohteista ovat esimerkiksi paistinpannut, vettä hylkivät tekniset vaatteet, suksivoiteet, elintarvikepakkaukset sekä sammutusvaahdot. Ympäristöön ja ihmisiin näitä yhdisteitä voi päätyä koko tuotteiden elinkaaren ajan, mikä tarkoittaa tuotteiden valmistusta, varastointia, myyntiä, käyttöä ja hävittämistä. (THL 2023.)

PFAS-yhdisteiden terveysvaikutuksista on tutkimustietoa saatavilla vielä vähäisesti. Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen mukaan riskiä saattaa aiheutua ihmisten terveydelle ja kehitykselle. Esimerkiksi lapsilla altistuminen voi heikentää immuunivastetta ja suuremmille pitoisuuksille altistuminen pienentää syntymäpainoa. Vaikutuksia voi myös olla maksan toimintaan, tulehdusalttiuteen sekä lisääntymisterveyteen. Koska yhdisteet ovat biokertyviä, eivät ne poistu elimistöstä ulosteen tai virtsan mukana, vaan kertyvät elimiin sekä veren proteiineihin. (THL 2023.)

EU-tasolla PFAS-yhdisteille on määritetty raja-arvoja (taulukko 1), jotka useasti kuitenkin koskevat vain PFOS:ia tai osaa haitalliseksi todetuista PFAS-yhdisteistä. Suomessa ei myöskään sovelleta kaikkia EU-tason suosituksia. Esimerkiksi PFOS:ille on vesipuitedirektiivissä annettu sallituksi vuosikeskiarvopitoisuudeksi (AA-EQS) sisävesille 0,65 ng/l. Suomen ympäristökeskus on tehnyt vuonna 2023 ehdotuksen, että tämä direktiivissä esitelty arvo otettaisiin käyttöön. Samassa ehdotuksessa myös esitetään muun muassa tarkennuksia raja-arvoihin sekä useampien PFAS-yhdisteiden lisäämistä tarkkailtaviksi aineiksi. PFAS-yhdisteet ovat myös ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi (Mehtonen ym. 2023). Vesipuitedirektiivissä esitellyt arvot tulevat todennäköisesti muuttamaan lähivuosina siten, että ne kattavat useammat PFAS-yhdisteet, ja niiden raja-arvot tiukentuvat. Esimerkiksi vuoden 2023 voimaan astuneessa, niin sanotussa EU:n uudessa juomavesidirektiivissä on PFAS-yhdisteille annettu kaksi raja-arvoja. Näistä korkeampi raja-arvo 500 ng/l on annettu kaikkien PFAS-yhdisteiden kokonaissummalle. Alempi raja-arvo 100 ng/l on sen sijaan annettu haitalliseksi todettujen 20:n eri PFAS-yhdisteen summalle. (Direktiivi 2020/2184.)

Taulukko 1. Esimerkkejä PFAS-yhdisteiden raja-arvoista.

Kohde	Tarkennus	Raja-arvo	Lähde
Kala (ahven sisämaan vedet, silakka rannikko-vedet)	PFOS- ja sen johdannaiset (EQS-eliöstö ympäristölaatu-normi)	9100 ng/kg _{tuorepaino}	Vesipuitedirektiivi 2000/60/EY
Sisämaan pintavedet	PFOS- ja sen johdannaiset (MAC-EQS - Sallittu lyhytaikainen enimmäispitoisuus ympäristölaatu-normi)	36 000 ng/l	
Juomavesi	PFAS-yhdisteet yhteensä	500 ng/l	EU:n uusi juomavesidirektiivi (EU) 2020/2184
	Haitalliseksi todettujen PFAS-aineiden summa	100 ng/l	

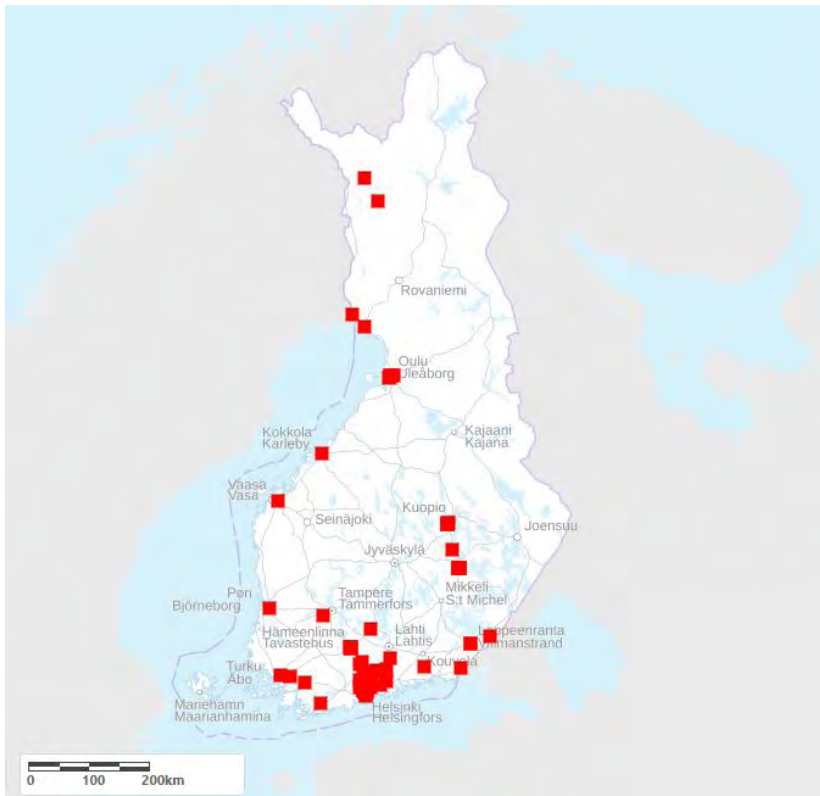
EU:n alueelle ajetaan myös yli 10 000 PFAS-yhdisteen käyttökieltoa Tanskan, Saksan, Alankomaiden, Norjan ja Ruotsin viranomaisten toimesta. Ehdotus kiellosta jätettiin Euroopan kemikaalivirastolle helmikuussa

2023 (ECHA 2023). Kiellon toteutuessa näiden yhdisteiden tuottaminen, käyttö, myynti sekä maahantuonti olisivat kiellettyjä. Kiellon tavoitteena on vähentää ympäristöön päätyvien yhdisteiden määrää sekä suojella kuluttajia tekemään tuotteista ja prosesseista turvallisempia. Ehdotus tuodaan esille suunnitelmien mukaan vuonna 2025. Ongelma-kohtina nähdään esimerkiksi korvaavien yhdisteiden löytyminen. Monilla PFAS-yhdisteillä on tärkeitä rooleja yhteiskunnassamme, joten ennen niiden kieltämistä tulee korvaavat tuotteet löytää tilalle. Jos ehdotus menee läpi, olisi se suurin Euroopassa tehty kemikaalikielto. PFAS-yhdisteet ovat polttava puheenaihe, mutta aika näyttää, mihin suuntaan niihin liittyvä lainsäädäntö muovautuu.

PFAS-yhdisteiden ympäristöpitoisuuksia on tutkittu Suomessa vähän, ja yleisesti ottaen tutkimukset ovat keskittyneet vain muutamaisiin näistä yhdisteistä. Esimerkiksi tarkasteltaessa Hertta-tietokannasta löytyviä avoimia tietoja perfluoroalkylyliyhdisteistä on valtaosa löydöksistä tehty pääkaupunkiseudulla sekä rannikkoalueilla (kuva 3). Sisämaassa tutkimuksia on tehty lähinnä tunnetuilta pistelähteiltä, kuten paloharjoittelualueilta. Lisäksi näistä tutkimuksista valtaosassa on tarkastelu pelkästään PFOS-yhdisteitä tai muita yleisimpiä PFAS-yhdisteitä. Hertta-tietokannan julkisten tietojen mukaan Etelä-Savossa ei ole tehty PFAS-yhdisteiden vesinäytteenottoa (tilanne marraskuu 2023). On kuitenkin mahdollista, että yhdisteitä on tutkittu, mutta tulokset eivät vielä ole julkisia.

Sisämaasta paloharjoittelualueiden lähialueilla tehdyissä tutkimuksissa löydettiin korkeita PFAS-pitoisuuksia. Suomen ympäristökeskuksen tekemässä selvityksessä esimerkiksi Joroisista otettujen näytteiden PFAS-summapitoisuus oli 38 000 ng/l ja vastaavasti Kuopion 11 000 ng/l. Molempien kohteiden näytteet oli otettu paloharjoittelualueiden läheisistä ojista. Alavirtaan päin mennessä pitoisuudet laskevat, mutta myös alapuolisissa vesistöissä havaitaan PFAS-yhdisteitä. Vesinäytteissä Joroisen Haapavedeltä, paloharjoittelualan laskuojan läheisyydessä pintaveden summapitoisuudet ovat olleet 1,9–8 ng/l. Vesinäytteiden tehdyssä tutkimuksessa selvitettiin lisäksi, onko kaloihin kertynyt PFAS-yhdisteitä. Joroisilla otetuissa ahvennäytteissä tuorepainoa kohden PFAS-summapitoisuudeksi analysoitiin 7 400–11 000 ng/kg (Reinikainen ym. 2022). Ahvenelle vesipuitteidirektiivissä asetettu ympäristölaatuormi on 9 100 ng/kg_{tuorepaino}, jonka osa Haapavedeltä otetuista kalanäytteistä ylittää. Vaikuttaisi siltä, että PFAS-yhdisteet ovat kertyneet ahveniin, sillä Haapaveden pintavedelle mitattiin PFAS-summapitoisuuksia, joiden arvo oli vain 1,9–8 ng/l. Tutkimuksessa kuitenkin todetaan, että tarkkoja arvioita vuo-

sikeskiarvoista ei voida sanoa vähäisten näytemäärien takia. Tutkimuksia olisi hyvä tehdä lisää alueen sedimenteistä sekä muista eliöistä, kuten selkärangattomista ja kasveista.



Kuva 3. Hertta-tietokannassa olevat avoimet tutkimukset, joissa on tarkasteltu vesistöissä olevia PFAS-yhdisteitä (Hertta-tietokanta, vedenlaatu, tietojen haku, kaikki perfluoroalkyyliyhdisteet).

Vesinäytteiden sijaan Etelä-Savon alueelta on tutkittu eliöiden PFOS-yhdistepitoisuuksia. Syken Haitalliset aineet Suomen vesissä -raportissa ahvennäytteitä on otettu Rantasalmen Haukivedeltä sekä Mikkelin Yövedeltä. Haukivedeltä vuonna 2012 havaittu PFOS-pitoisuus on ollut 7 300 ng/kg, kun taas Yövedeltä 1 500 ng/kg vuonna 2014. Vesipuidedirektiivissä sisävesien ahvenille annettu ympäristölaatunormi on 9 100 ng/kg. Saimaalta noin kymmenen vuotta sitten havaitut PFOS-pitoisuudet ovat olleet selvästi ympäristölaatunormin alapuolella. Samassa tutkimuksessa esimerkiksi Helsingissä ja Porvoossa havaittiin laatunormin ylittäviä pitoisuuksia ahvenessa (Siimes ym. 2019). PFAS-yhdisteiden pitoisuuksia luonnonvesissä sekä eliöissä olisi hyvä tutkia lisää Etelä-Savon alueella.

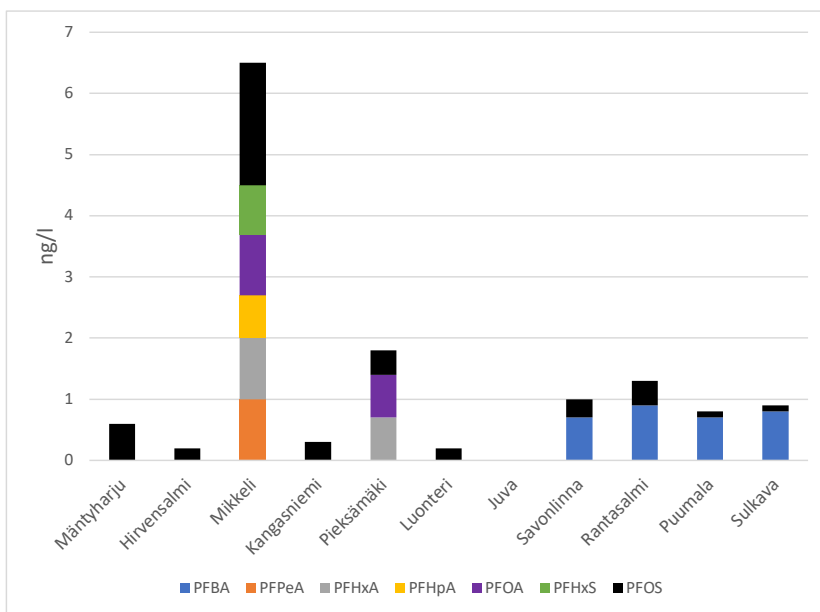
WaterPlus-hankkeen PFAS-näytteenotot

Hankkeessa toukokuussa 2022 toteutetun mikromuovinäytteenoton yhteydessä PFAS-yhdisteitä tutkittiin kolmen pisteen kokoomanäytteistä, jolloin jokaisesta 11 kohdealueesta saatiin yksi näyte. Tutkitut yhdisteet, joita on 30 kappaletta, on esitetty taulukossa 2. Määritysraja yhdisteille oli 0,5 ng/l pois lukien yleisin PFOS-yhdiste, jonka määritysraja oli 0,1 ng/l.

Taulukko 2. Vesinäytteistä analysoidut PFAS-yhdisteet. Analysointi Eurofins Environment Testing Finland Oy, 2022.

PFAS-yhdiste ja -lyhenne	PFAS-yhdiste ja -lyhenne
Perfluoroundekaanihappo (PFUnDA)	Perfluorododekaanihappo (PFDoDA)
Perfluorotridekaanihappo (PFTrDA)	Perfluorodekaanisulfonaatti (PFDS)
Perfluorotetradekaanihappo (PFTA)	Perfluorodekaanihappo (PFDA)
Perfluoropentaanisulfonaatti (PFPeS)	Perfluorobutaanisulfonamidi (PFBSA)
Perfluoropentaanihappo (PFPeA)	Perfluorobutaanisulfonaatti (PFBS)
Perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS)	Perfluorobutaanihappo (PFBA)
Perfluoro-oktaanihappo (PFOA)	Perfluoro-1-undekaanisulfonaatti (PFUdS)
Perfluoro-oktaanidekaanihappo (PFODA)	Perfluoro-1-tridekaanisulfonaatti (PFTrDS)
Perfluorononaanisulfonaatti (PFNS)	Perfluoro-1-heksaanisulfonamidi (FHxSA)
Perfluoroheptaanisulfonaatti (PFHpS)	Perfluorioktaanisulfonamidi (PFOSA)
Perfluoroheptaanihappo (PFHpA)	Perfluorinonaanihappo (PFNA)
Perfluoroheksadekaanihappo (PFHxDA)	2H-Perfluoro-2-dekeenihappo (8:2 FTUCA)
Perfluoroheksaanisulfonaatti (PFHxS)	1H,1H,2H,2H-Perfluoro-oktaanisulfonaatti (6:2 FTS)
Perfluoroheksaanihappo (PFHxA)	1H,1H,2H,2H-Perfluoroheksaanisulfonaatti (4:2 FTS)
Perfluorododekaanisulfonaatti (PFDoS)	1H,1H,2H,2H-Perfluorodekaanisulfonaatti (8:2 FTS)

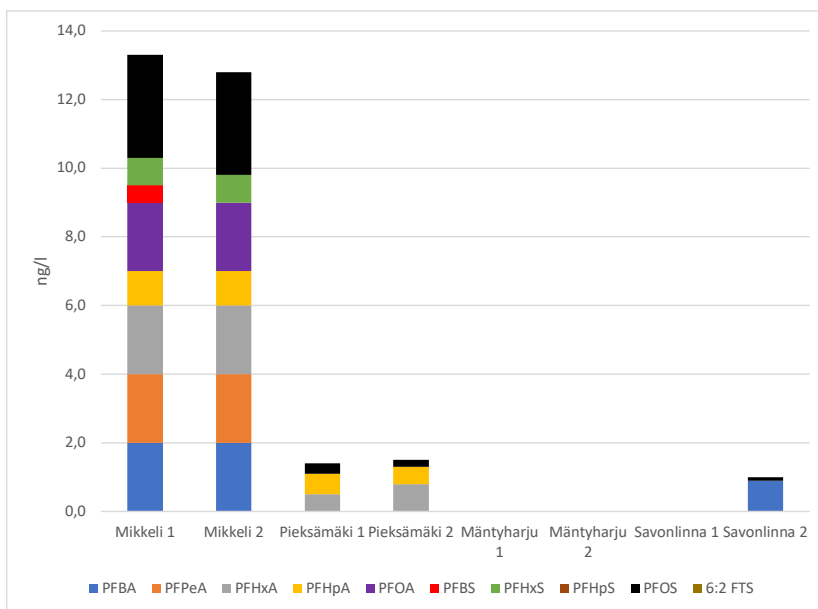
Juvaa lukuun ottamatta kaikista muista kohdealueiden näytteistä havaittiin PFAS-yhdisteitä (kuva 4). Suurimmat havaittujen yhdisteiden summapitoisuudet 6,5 ng/l havaittiin Mikkelissä, kun muissa kohteissa summapitoisuus oli alle 2 ng/l. Kaikissa kohteissa (pois lukien Juva) havaittiin PFOS-yhdistettä, joka on yleisin PFAS-yhdiste. Suurin pitoisuus oli Mikkelissä (2 ng/l). Savonlinnassa, Rantasalmella, Puumalassa ja Sulkavalla PFBA:ta havaittiin enemmän kuin PFOS:a. Huomioitavaa on kuitenkin, että koska kyseessä on vain yksittäinen näytteenotto, voivat pitoisuuksien määrät vaihdella eri vuodenaikojen mukaan tai esimerkiksi rankkasateiden aikaan.



Kuva 4. Toukokuussa 2023 kolmen pisteen kokoomanäytteistä Etelä-Savon alueen vesistöistä havaitut PFAS-yhdisteet.

PFAS-yhdisteiden näytteenotto uusittiin neljässä vuoden 2022 kohteessa, joissa aineita oli havaittu. PFAS-yhdisteet ovat POP-yhdisteitä eli hyvin pitkäikäisiä orgaanisia yhdisteitä, joita voi päätyä kohteisiin hyvin erilaista lähteistä. Näytteenotto toteutettiin drone-avusteisesti 28.9.2023 Mikkelissä ja Pieksämäellä sekä 29.9.2023 Mäntyharjulla ja Savonlinnassa. Näytteet otettiin samoilta alueilta kuin vuonna 2022, mutta kokoomanäytteiden sijasta näytteitä otettiin kaksi rinnakkaista. Näytteistä analysoitiin samat 30 PFAS-yhdistettä kuin aikaisemmistakin Eurofins Environment Testing Finland Oy:n ottamista näytteistä. Drone-näytteenoton toteutuksesta on kerrottu lisää tämän julkaisun artikkelissa Droonit apuna ympäristön monitoroinnissa.

Syyskuun 2023 näytteenoton tulokset on esitetty kuvassa 5. Suurimmat pitoisuudet havaittiin jälleen Mikkelissä, ja rinnakkaisten näytteiden summapitoisuudet olivat 13,3 ja 12,8 ng/l. Pieksämäellä havaittiin summapitoisuudet 1,4 ja 2,1 ng/l. Mäntyharjun kummassakaan rinnakkaisnäytteessä ei havaittu PFAS-yhdisteitä. Savonlinnan vain toisessa rinnakkaisessa näytteessä havaittiin summapitoisuus 1,0 ng/l. Mikkelistä eniten havaitut yhdisteet olivat PFOS (3 ng/l), PFOA (2 ng/l), PFHxA (2 ng/l), PFPeA (2 ng/l) sekä PFBA (2 ng/l).



Kuva 5. Syyskuussa 2023 Mikkelistä, Pieksämäeltä, Mäntyharjulta sekä Savonlinnasta otettujen vesinäytteiden PFAS-pitoisuudet.

Kuten kuvissa 4 ja 5 esitetyistä tuloksista voidaan nähdä, havaittiin Mikkelissä eniten PFAS-yhdisteitä. Huomioitavaa on, että kohdealueet eroavat hyvin paljon toisistaan. Mikkelissä sataman ja Pappilanselän alue on matalaa, sekä veden vaihtuvuus on siellä pientä verrattuna esimerkiksi Savonlinnaan. Vaikkakin Mikkelin pitoisuudet korostuvat muista kohteista, ovat pitoisuudet vielä kaukana esimerkiksi juomavedelle asetetusta PFAS-summapitoisuuden raja-arvosta 500 ng/l. Tästä huolimatta pitoisuudet voivat kertyä eliöihin. Mikäli PFAS-päästö alueelle on jatkuvaa, kertyy vuositasolla eliöihin merkittävä määrä yhdisteitä. Mikäli Suomen ympäristökeskuksen lokakuussa 2023 ehdottama PFOS:n AA-EQS-arvo (sallittu vuosikeskiarvo) 0,65 ng/l tulee voimaan (Mehtonen ym. 2023), ylitetään sen arvo Mikkelin sataman ja Pappilanselän alueella hankkeessa saatujen tulosten perusteella. WaterPlus-hankkeessa Mikkelin alueella

toteutettiin myös PFAS-yhdisteiden passiivista näytteenottoa, josta on tarkemmin kerrottu tämän julkaisun artikkelissa Passiivinen näytteenotto PFAS-yhdisteiden seurannassa. Artikkelissa vertaillaan myös vesinäytteistä saatuja tuloksia passiivisen näytteenoton tuloksiin.

PFAS-yhdisteet eivät kuulu luontoon, ja niiden leviäminen ympäristöön tulisi estää. Tämän myötä on tärkeää tutkia yhdisteiden ympäristöpitoisuuksia, koska ne voivat kertyä eliöihin ja lopulta päätyä ihmisiin ruoan kautta. Etelä-Savon alueella olisi hyvä tehdä lisää perusteellisia PFAS-tutkimuksia, jotta voitaisiin tunnistaa mahdolliset päästölähteet ja ehkäistä niiden myötä tulevat ympäristövaikutukset. Koska PFAS-yhdisteitä käytetään hyvin laajasti ihmistoiminnoissa ja ne leviävät kaukolaskeuman mukana, niitä löytyy ympäristönäytteistä myös tulevaisuudessa.

Yhteenveto

WaterPlus-hankkeessa tehdyssä haitta-aineselityksessä ei havaittu merkittäviä poikkeuksia missään kohdekunnassa. Huomioitavaa on kuitenkin se, että kyseessä on vain yksittäinen näytteenottokerta. Kattavampaa selvitystä varten näytteitä tulisi ottaa useampana vuotena sekä eri vuodenaikoihin. Tehdyn näytteenoton tulosten perusteella vesistöjen tila on kuitenkin hyvä.

PFAS-yhdisteitä havaittiin lähes kaikilta kohdealueilta, ja suurimmat määrät olivat Mikkelissä. Havaitut pitoisuusmäärät ovat vielä kaukana nykyisistä raja-arvoista. Lainsäädäntöön ja raja-arvoihin on kuitenkin todennäköisesti tulossa lähivuosina muutoksia, joten myös yhdisteiden pienimmät sallitut määrät ympäristössä voivat tiukentua. Mikkelissäkin havaitut pitoisuudet ovat pieniä, mutta koska yhdisteet ovat biokertyviä, voivat yhdisteet rikastua ja kertyä eliöihin, kuten kaloihin. Koska PFAS-yhdisteet ovat täysin ihmislähtöisiä ja niillä on terveydelle haitallisia vaikutuksia, tulisi niiden ympäristöön päätyminen estää.

LÄHTEET

Aroviitta, J., Mitikka, S. & Vienonen, S. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019. Saatavissa: <https://vesi.fi/aineistopankki/pintavesien-tilan-luokittelu-ja-arviointiperusteet-vesienhoidon-kolmannella-kaudella/>

Euroopan kemikaalivirasto. ECHA publishes PFAS restriction proposal. Saatavissa (Luettu 20.10.2023): <https://echa.europa.eu/fi/-/echa-publishes-pfas-restriction-proposal>

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, 23.10.2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista (vesipuidedirektiivi VDP).

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2020/2184, annettu 16. päivänä joulukuuta 2020, ihmisten käyttöön tarkoitetun veden laadusta (uudelleenlaadittu).

Mehtonen, J., Siimes, K., Leppänen, M., Junttila, V., Äystö, L., Vähä, E., Karjalainen, J., Xiaoxuan, H., Österholm, P. & Nystrand, M. Haitalliset aineet pintavesissä – Muutosehdotuksia vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetukseen. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 28/2023. Saatavissa (Luettu 6.11.2023): <https://helda.helsinki.fi/items/41c09c4d-ca2f-402e-99a0-b496c0e772d3>

Reinikainen, J., Perkola, N., Äystö, L. & Sorvari, J. The occurrence, distribution, and risks of PFAS at AFFF-impacted sites in Finland. 2022. Science of The Total Environment. Volume 829, 10 July 2022, 154237. Saatavissa (Luettu 9.11.2023): <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722013298>

Siimes, K., Vähä, E., Junttila, V., Lehtonen, K. & Mannio, J. Haitalliset aineet Suomen vesissä – Tilanne ja seurannan suuntaviivat. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 8/2019. Saatavissa (Luettu 6.11.2023): <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/b44b081a-0c9e-4dd2-bca7-5b5821f8b5db/content>

Terveyden ja hyvinvoinnin laitos. PFAS-yhdisteet. Saatavissa (Päivitetty 5.9.2023) (Luettu 20.10.2023): <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/ymparistomyrkyt/pfas-yhdisteet>

Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta. Avoimien ympäristötietojärjestelmien palvelu. Suomen ympäristökeskus 2016. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Ymparistotietojarjestelmat

MIKROMUOVIEEN ESIINTYVYYS ETELÄ-SAVON PINTAVESISSÄ JA RANTAHIEKASSA

Outi Setälä & Maiju Lehtiniemi & Anna-Riina Mustonen
& Markus Sillanpää & Minna Sepponen & Aki Mykkänen
& Juha Vihavainen & Niina Laurila

Mikromuovit

Mikromuovit tulivat mukaan Suomen ympäristön tilan seurantaan ja tutkimukseen merenhoidon tarpeiden kautta 2010-luvun alussa, jolloin myös kerättiin ensimmäiset mikroroskanäytteet Suomen merialueella. Huomio mikromuoveja kohtaan on kasvanut maailmanlaajuisesti koko 2000-luvun ajan, ja nykyisin mikromuovitutkimus kattaa laajasti sekä ympäristöön että terveyteen liittyviä kysymyksiä. Mikromuovitutkimusta hankaloittaa se, ettei mikromuoville ole toistaiseksi olemassa yhteisesti sovittua määritelmää. Yleisimmin käytössä olevan määritelmän mukaan mikromuoveilla tarkoitetaan muovihiukkasia, jotka ovat suurimmalta dimensioltaan alle 5 mm (<5 000 μm). Euroopan kemikaaliviraston (ECHA) määritelmän mukaan tämä kokoluokitus koskee hiukkasmuotoisia mikromuoveja. Mikromuovikuidut ovat ECHA:n määritelmän mukaan pituudeltaan alle 15 mm. Näkemykset siitä, mikä on mikromuovin koon alaraja, vaihtelevat, ja yleensä se on 0,01–20 μm (Hartmann ym. 2019). Mikromuoveja pienemmät muovihiukkaset ovat nanomuoveja. Koon lisäksi mikromuovien määrittelyssä on huomioitu, että niiden tulee säilyttää alkuperäinen kiinteä olomuotonsa vedessä (ECHA 2019).

Meriympäristöön päätyneestä, ihmissilmälle näkyvästä roskasta suurin osa on kaikkialla maailmassa tehtyjen havaintojen mukaan muovia, ja näin on myös Suomessa (Setälä & Suikkanen 2020). Sisävesien osalta kattavia arvioita ei Suomessa ole tehty, mutta oletettavasti muovit muodostavat suurimman roskajakeen myös makeissa vesissä. Muovin osuutta kaikesta mikroskooppisesta roskasta on vaikea arvioida kerättyjen ympäristönäytteiden perusteella. Mikromuovien kemiallinen eristysmenetelmä poistaa muita roskamateriaaleja ympäristönäytteistä, mikä on

johtanut siihen, että mikroskooppisen roskan osalta tutkimusaineistoa kertyy etenkin mikromuovista ja vain hyvin vähän muista materiaaleista, kuten luonnonkuiduista, lasista ja metalleista.

Mikromuovit ovat kemialliselta koostumukseltaan hyvin heterogeeninen ryhmä. Ne jaotellaan yleensä primaareihin ja sekundaareihin hiukkasiin, joista primaarit mikromuovit ovat alun perinkin tarkoituksellisesti valmistettu pieneen kokoon, kun taas sekundaarit mikromuovit ovat muodostuneet kulumalla tai haurastumalla isommasta muovista. Muovien ominaisuudet vaikuttavat osaltaan myös niiden kulkeutumiseen ympäristössä. Yleisesti ottaen muovien tiheys on pieni, eli ne ovat kevyitä. Eräät yleiset muovipolymeerit, kuten polyeteeni ja polypropeeni, kelluvat sekä makeassa että suolaisessa vedessä, mutta monet muut laadut, kuten PET, PVC tai polyesteri, uppoavat. Ajan myötä myös vettä kevyemmät muovit muuttuvat raskaammiksi ja vajoavat, kun niiden pinnalle on muodostunut veden pinneistä koostuvaa kasvustoa eli biofilmiä.

Taulukko 1. Ympäristöstä löytyvien yleisten muovipolymeerien tiheys sekä niiden yleisiä käyttökohteita. Alkuperäinen taulukko: Setälä & Suikkanen 2020.

Materiaali	Yleisiä käyttökohteita	Tiheys g/cm ³	Vedessä
Polystyreeni (paisutettu) (EPS)	Kylmälaukut, kellukkeet, kupit	0,02–0,64	Kelluu
Polypropeeni (PP)	Köydet, pullonkorkit, auton osat, siteet	0,90–0,92	
Polyeteeni (PE)	Muovipussit, säilytysastiat	0,91–0,95	
Styreenibutadieenikumi (SBR)	Autonrenkaat	0,94	
Polystyreeni (PS)	Tarvikkeet, astiat	1,04–1,09	Uppoa
Polyamidi tai nailon (PA)	Kalastusverkot, köydet	1,13–1,15	
Polyakrylinitriili (akryyli)	Tekstiilit	1,18	
Polyvinyylikloridi (PVC)	Ohuet kalvot, putket, astiat	1,16–1,30	
Polymetyyliakrylaatti	Ikkunat (akryylilasi)	1,17–1,20	
Polyuretaani	Eristeet, kalusteet	1,2	
Selluloosa-asettaatti	Savukkeiden filtterit	1,22–1,24	
Polyeteenitereftalaatti (PET)	Pullot, siteet	1,34–1,39	
Polyesterihartsit + lasikuitu	Tekstiilit, veneet	>1,35	
Viskoosi	Tekstiilit, saniteettituotteet	1,5	
Polytetrafluorieteeni (PTFE)	Teflon, eristemuovi	2,2	
Makea vesi		1	
Murtovesi (Itämeri)		1,01	
Merivesi (valtameret)		1,03	

Mikromuovien lähteet ja kulkeutuminen vesiympäristöön

Mikromuoveja muodostuu kaikissa ihmistoiminnoissa, joissa muoveja käsitellään. Primaarimikromuovien lähteitä ovat muun muassa pesu- ja puhdistusaineissa ja kosmetiikassa käytetyt muovikuulat tai muoviraakeet, joita käytetään pintojen hiomisessa. Muovituotteiden valmistuksessa käytetty raemainen raaka-aine, muovigranulaatti, on myös usein niin pientä, että ne luetaan primaareihin mikromuoveihin. Sekundaarimikromuovien lähteet ovat osittain samoja kuin isommankin muoviroskan, sillä sekundaareja mikromuoveja muodostuu hankauksen ja kulumisen seurauksena, myös haurastumalla tai muuten pilkkoutumalla suuremmista muovikappaleista. Muovien haurastumisessa tärkein prosessia kiihdyttävä tekijä on auringon UV-säteily. Rannoille päätyneet muoviroskat haurastuu tästä syystä huomattavasti tehokkaammin ja nopeammin kuin merenpohjalle vajonnut muovi, jossa olosuhteet (pimeä, kylmä) ovat hajoamisen kannalta epäsuotuisat. Kuluttaja- ja kotitaloustuotteet sekä niiden pakkaukset muodostavat kaikkialla maailmassa hyvin suuren osan meriin päätyvästä makroskooppisesta ja siten myös mikromuoviroskasta, mutta sekundaareilla mikromuoveilla on myös runsaasti muita lähteitä, kuten tieliikenteen aiheuttamat päästöt (tiemerkintämassat, rengaspöly) tai keinokuitutekstiilit, rakentamisessa käytetyt eristemateriaalit, maalit ja pinnoitteet sekä kalastusvälineet ja -kellukkeet.

Yksittäisten lähteiden osuutta mikromuovikuormituksessa on arvioitu useissa Euroopan maissa sekä myös Euroopan laajuisesti. Myös Suomessa arvioitiin sekä suuremman makroroskan että mikromuovien potentiaalista kuormitusta senhetkisten tietojen avulla (Setälä & Suikkanen 2020). Koska mittauksia potentiaalisten päästölähteiden aiheuttamista mikromuovipäästöistä on ollut vain vähän saatavilla, perustuvat arviot suurelta osin tietoihin materiaalivirroista, tuotantoprosesseista, materiaalien kulumisesta sekä ihmisten kulutustottumuksista ja käyttäytymisestä. Esimerkiksi arviot tieliikenteen aiheuttamasta mikromuovikuormituksesta perustuvat saatavilla olevaan tietoon erityyppisten renkaiden kulumisesta ja ajoneuvojen liikennesuoritteista. Lähes kaikissa tehdyissä arvioissa, kuten myös Suomen arviossa, tieliikenne (renkaiden, jarrujen ja tien pinnan kulumisen) arvioidaan tärkeimmäksi yksittäiseksi mikromuoveja tuottavaksi toiminnoksi. Muita merkittäviä lähteitä ovat muun muassa tekonurmikentät ja muut keinoalustat sekä keinokuitutekstiilit, joiden kokonaispäästöjä ei ole arvioitu. Sen sijaan esimerkiksi pyykinpesusta aiheutuvia keinokuitupäästöjä on tarkasteltu monissa tutkimuksissa (esim. Sillanpää & Sainio 2017; Kärkkäinen & Sillanpää 2020).

Eri reittejä pitkin vesistöihin kulkeutuvan mikromuovikuorman määrää on vaikea arvioida. Mikromuoveja päätyy vesistöihin myös sellaisia reittejä pitkin, joiden kautta kulkevaa kuormitusta voidaan mitata. Jätevedenpuhdistamoiden kautta kulkevaa, etenkin kotitalouksista syntyvää mikroska- ja mikromuovikuormitusta ja puhdistusprosessien tehokkuutta on tutkittu varsin perusteellisesti. Suomessa selvityksiä on tehty muun muassa Helsingissä Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla (Talvitie 2017 a, b), Mikkelissä (Lares, 2018) ja Jyväskylässä (Ryymin, 2019). Näiden tutkimusten mukaan Suomen jätevedenpuhdistamoissa päästään, puhdistamoprosessista riippuen, jopa yli 99 % puhdistustehoon, mikä tarkoittaa sitä, että suuri osa puhdistamattoman jäteveden sisältämistä mikromuoveista päätyy jätevesiliitteeseen (Talvitie 2017a).

Rakennetuissa ympäristöissä päällystetty tienpinta tarjoaa reitin, jota pitkin sade- ja sulamisvedet kuljettavat kiintoainesta ja roskaa, mukaan lukien mikromuoveja hulevesivesiin. Hulevesien laatuun vaikuttavat muun muassa sadanta, valuma-alue ja vuodenaika. Erityisesti kaupunkien ja autoteiden hulevesien mukana vesistöihin kulkeutuu myös roskaa. Kaupunkiympäristön toiminnot, kuten tieliikenne, roskaaminen ja rakentaminen, ovat potentiaalisia mikromuovilähteitä hulevesiin. Hulevesien merkitys mikromuovien reittinä ympäristöön on suurelta osin tuntematon. Tanskassa tehdyn tutkimuksen mukaan (Liu ym. 2019) hulevesilammikoista otetuista näytteistä löytyi 490–22 894 mikromuovihiukkasta kuutiometrissä hulevettä (massaltaan arviolta 85–1 143 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Tutkimuksen mukaan havaittu mikromuovipitoisuus vaihteli ympäristön mukaan. Korkeimmat mikromuovipitoisuudet löytyivät yritys- ja teollisuusalueiden hulevesilammikoista ja alhaisimmat pitoisuudet asuin- ja tieliikennealueilta. Myös joet ja purot kuljettavat mikromuoveja, joista osa päätyy lopulta vesistöihin. Toistaiseksi vähän tutkittu kulkeutumisreitti on ilman kautta kulkeutuvat ja sieltä laskeutuvat mikromuovit.

Mikromuovit Suomen vesiympäristössä

Mikromuovitutkimuksen kehittymisen myötä näytteiden kerääminen, käsittely ja analytiikka on ottanut aimo harppauksia eteenpäin. Muun muassa tästä syystä tutkimustulosten vertailu keskenään on hankalaa. On myös ilmeistä, että mitä pienemmistä hiukkaista on kyse, sitä enemmän niitä näytteistä löytyy. Siksi esimerkiksi pintavesinäytteistä saatuja tuloksia tarkasteltaessa tulee aina huomioida se, minkä silmäkoon haavilla tai suodattimella näyte on kerätty. Esimerkiksi 100 μm :n ja 300 μm :n suodattimien avulla kerättyistä näytteistä saadut tulokset eivät ole suoraan toisiinsa verrannollisia.

Eniten aineistoa mikromuoveista Suomen vesistöissä on saatavilla merialueelta, missä mikromuovitutkimus käynnistyi toden teolla vuonna 2013. Tutkimushankkeiden keräämää tietoa on kertynyt mikromuovipitoisuuksista pintavedessä (Talvitie ym. 2015; Setälä ym. 2016; Railo ym. 2018; Sainio ym. 2021; Setälä ym. 2022), vesipatsaan eri kerroksissa (Uurasjärvi ym. 2020), pohjasedimentissä (Tirroniemi 2019), rantahiekassa (Karjalainen 2019) sekä merieliöissä (Railo ym. 2018; Mustonen 2020; Sainio ym. 2021). Vuosien kehitystyön jälkeen Suomen meriroskaseuranta käynnistyi vuonna 2021 ja on nyt osa Suomen kansallista meren tilan seurantaa.

Ensimmäiset selvitykset mikromuoveista Suomen järvissä käynnistyivät Kallavedellä vuonna 2017. Kallavedeltä on kerätty mikromuoviaineistoa muun muassa pintavedestä (Uurasjärvi ym. 2019) ja kaloista (Uurasjärvi ym. 2021). Muita sisävesissä tehtyjä mikromuovitutkimuksia on muun muassa tutkimus, jossa selvitettiin mikromuovien vuodenaikaisen sedimentaation vaihtelua Haukivedellä (Saarni ym. 2021), Mikkelin lähistöllä tehty selvitys jätevedenpuhdistamon vaikutuksesta mikromuovipitoisuuksiin pohjasedimentissä sekä järvivedessä (Viitala ym. 2022) sekä Lahdessa tehty tutkimus Vesijärven ja Pikku Vesijärven mikromuovipitoisuuksista lumessa, jäässä sekä pohjasedimentissä (Scopetani ym. 2019).

Mikromuovialtistuksen vaikutuksia merieliöstölle on selvitetty etenkin vesiselkärangattomien osalta. Mikromuovien on havaittu kulkeutuvan ravintoverkossa kahden (Setälä ym. 2014) tai jopa kolmen ravintoverkon portaan yli (Kangas ym. 2023) riippuen eliöiden ravinnonottokäyttäytymisestä. Kulkeutumiseen on havaittu vaikuttavan etenkin mikromuovihiukkasen koko (Lehtiniemi ym. 2018). Itämeren pohjaeläimillä tehtyjen kokeiden perusteella mikromuovit hautautuvat vähitellen pohjasedimenttiin osittain pohjaeläinten aktiivisuuden eli bioturbaation seurauksena (Näkki ym. 2017; 2019). Vastaavia havaintoja on tehty myös valtamerissä. Mikromuovin haittavaikutuksia puolestaan on selvitetty kokeellisesti muun muassa eläinplanktonin osalta (Lehtiniemi ym. 2021).

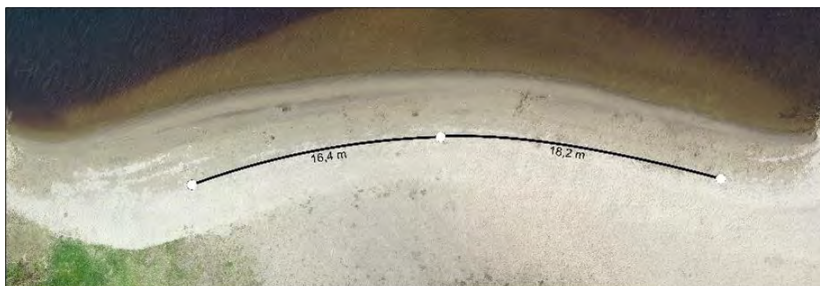
Mikromuovitutkimus Etelä-Savon järviolueella

Mikromuovinäytteitä kerättiin yhteensä kymmeneltä järveltä. Jokaisesta järvestä kerättiin näytteet pintavedestä ja rantahiekasta. Tavoitteena oli tarkastella mikromuovipitoisuuksia paikallisesti sekä tuottaa vertailukelpoista aineistoa mikromuovipitoisuuksista eri järviolueilta. Hankkeen yksi tavoite on tarkastella hulevesien mukana kulkeutuvia haitta-aineita, joihin

mikromuovitkin kuuluvat. Mikromuovinäytteenotto suunniteltiin Suomen ympäristökeskuksen (Syke) ja Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun (Xamk) tutkijoiden välisenä yhteistyönä. Paikallisilta viranomaisilta saatiin asiantuntemusta, jonka perusteella määritettiin hankkeen kannalta sopivat näytteenottoalueet. Mikromuovinäytteenoton toteuttivat molemmat hanketoimijat.

Hiekkänäytteet

Hiekkänäytteenotossa käytetty menetelmä mukaillee Hanken ym. (2013) ja Besleyn ym. (2017) suosittamia vakiotoimintamenettelyjä. Jokaiselta hiekkarannalta otettiin kolme osanäytettä, jotka yhdistettiin yhdeksi kokoomänäytteeksi. Näytteenottoapaikkana oli korkeimman veden vyöhyke eli alue, jossa oli eniten aallokon tuomaa pintaroskaa. Hiekkänäytteenotto vesistökohteiden rannoilta toteutettiin kokoomänäytteenottona. Jokaisesta kohteesta määritettiin kolme näytepistettä rannansuuntaisessa linjassa korkeimman veden vyöhykkeeltä, ja tavoitteena oli se, että minimietäisyys pisteiden välillä oli 5–10 metriä. Kuvassa 1 on esitetty Mikkelin vesistökohteen hiekkänäytteenottopisteet, jotka on merkitty kuvaan valkoisella.



Kuva 1. Hiekkänäytteenottopisteet Mikkeliissä Tuppuralan uimarannalla (kuva Juha Vihavainen).

Näytealat eristettiin muusta hiekasta 0,5 x 0,2 metrin peltilevyillä siten, että näytealaksi saatiin 0,25 m²:n kokoinen alue (kuva 2). Rajatulta alueelta kerättiin ensi suuret kasvinosat pois. Jokaiselta näytepisteeltä näytteet kaavittiin 0–2 cm:n syvyyksiltä levyihin merkittyjen näytteenotussyvyyksien avulla. Kun kaikki kolme näytettä samalta rannalta oli kerätty, näytteet yhdistettiin kokoomänäytteeksi metalliämpäriin ja hiekka homogenisoitiin sekoittamalla sitä puulusikalla. Lopullinen näyte (500 g) kerättiin homogenoidusta hiekasta. Kentänollanäytteet otettiin huuhtelemalla kaikki työvälineet Milli-Q-vedellä (ämpäri, lapiot, siivilä ym.).



Kuva 2. Näytteenottoalue rajattiin metallilevyjen avulla (kuva Juha ViHAVAINEN).

Vesinäytteet

Näytteet kerättiin niin sanotulla mantahaavilla (kuva 3), jota käytetään yleisesti pintaveden mikroroska- ja mikromuovinäytteiden keräämisessä. Haavi koostuu metallikehikosta, johon on kiinnitetty virtausmittari, ja haavipussista, johon näytevesi virtaa.



Kuva 3. Mantahaavi (kuva Outi SETÄLÄ).

Järvinäytteenotossa käytettiin 100 µm:n silmäkoon haavipussia, joka mahdollistaa suhteellisen pienten hiukkasten keräämisen. Haavipussin peräpäässä on kiinni irrotettava erillinen peräpussi (kuva 4).



Kuva 4. Pieksäjärven näytteenotossa haavin peräpussi oli täynnä orgaanista ainesta (kuva Maiju Lehtiniemi).

Jokaiselta järveltä kerättiin kolme erillistä näytettä vetämällä haavia veneen perässä 1,5 solmun vauhdilla 30 minuuttia. Jokaisen vedon lopussa peräpussi irrotettiin ja siirrettiin sisältöineen minigrip-pussiin. Haavipussi huuhdeltiin ennen seuraavaa näytteenottoa huolellisesti järvisedellä täytetyssä astiassa, minkä jälkeen uusi puhdas peräpussi kiinnitettiin haavipussiin. Haavi pestiin ennen siirtymistä järviolueelta toiselle. Näytteet toimitettiin Xamkin ympäristölaboratorioon, jossa peräpussien sisältö siirrettiin lasipulloihin ja pakastettiin. Helteiden aikaan kesällä 2022 ympäristölaboratorion

pakastehuoneen kylmälaitteisto vikaantui useaan otteeseen. Pakastetut, lasipurkeissa olevat näytteet pääsivät sulamaan ja jäätymään useita kertoja, minkä myötä osa näytteistä pääsi tuhoutumaan. Jäljelle jääneet näytteet lähetettiin Sykelle esikäsiteltäviksi ja analysoitaviksi.

Näytteen esikäsitely

Kaikki hiekka- ja vesinäytteet toimitettiin Syken Viikin toimipisteeseen, jossa ne käsiteltiin mikromuovien eristämiseksi näytematriiseista. Näytteiden käsittelyyn sovellettiin monivaiheista menetelmää (Löder ym. 2017), jossa näytematriisista poistetaan orgaaninen kiintoaine kemiallisesti ja entsyymaattisesti sekä tarvittaessa kiintoaines tiheuserottelun avulla (kuva 5).



Kuva 5. Laboratoriokäsittelyt. Linkki videoon: ([Mikromuovien eristys ympäristönäytteistä / Extraction of microplastics from environmental samples - YouTube](#)). (Suomen ympäristökeskus 23.11.2021).

Vesinäytteet

Vesinäytteet (16 kpl) seulottiin 500 µm:n silmäkoon läpi, ja 100 µm:n terässuodattimelle jäänyt 100–500 µm:n fraktio käsiteltiin vetyperoksidilla ja entsyymeillä (Löder ym. 2017). Kentällä tehdyt tyhjat nollanäytteet (2 kpl) ja laboratoriovaiheen nollanäytteet (3 kpl) käsiteltiin samaan tapaan, mutta tyhjat purkit huuhdeltiin Milli-Q-vedellä. Näytteet kävivät läpi seuraavat käsittelyvaiheet: natriumdodekyylisulfaatti (10 %) (SDS), proteaasi, vetyperoksidi (30 %), kitinaasi, vetyperoksidi (30 %). Niiden jälkeen ne siirrettiin etanoliin (70 %) ja säilytettiin huoneenlämmössä. Myöhemmin näytteille tehtiin vielä lopputiheuserottelu natriumjodilla (Kedzierski ym. 2017), minkä jälkeen näytteet siirrettiin uudelleen etanoliin (70 %) ja säilytettiin jääkaapissa. Osa vesinäytteistä sisälsi hyvin paljon orgaanista kiintoainetta, erityisesti planktonia. Näille näytteille tehtiin erillinen vetyperoksidikäsittely ennen varsinaisen näytekäsittelyn aloitusta.

Hiekkänäytteet

Kahdeksan hiekkänäytettä ja kolme nollanäytettä (tyhjää näytettä) kuivattiin lämpökaapissa ja niiden kuivapainot punnittiin (406–483 g) ennen näytekäsittelyn aloitusta. Näytteille tehtiin tiheyserottelu natriumjodidi (NaI) -liuoksella, jonka tiheys oli 1,7–1,8 g/ml. Tiheyserottelussa liuosta painavampi hiekka painuu pohjalle, kun taas liuosta kevyemmät materiaalit jäävät kellumaan pinnalle. Liuoksen tiheys valittiin niin, että painavimmatkin muovimateriaalit saatiin talteen.

Tiheyserottelu tehtiin lasidekassa (1 l) (kuva 6a), johon lisättiin hiekkänäyte (406,483 g) ja natriumjodidia 750 ml:n viivaan asti. Tämän jälkeen näytettä sekoitettiin sekoittajalla (Velp Scientifica OHS 200 Advanc head stirrers) (kuva 6b). Sekoitus oli ohjelmoitu seuraavasti: 1 min: nopeuden nosto 0–220 rpm, 3 min 220 rpm ja lopuksi 1 min nopeuden hidastus ja pysäytys tasaisesti 220–0 rpm. Sekoituksen jälkeen lasidekan reunoille jääneet hiukkaset huuhdottiin natriumjodidilla liuokseen ja näytteen annettiin laskeutua viisi minuuttia, minkä jälkeen hiekan yläpuolella oleva liuos suodatettiin 500 µm seulan läpi 100 µm:n teräsuodattimelle. Suodattimelle jäänyt 100–500 µm:n fraktio siirrettiin etanoliin (70 %) lasipurkkiin odottamaan jatkokäsittelyä. Tiheyserottelu toistettiin samalle hiekkänäytteelle mikromuovien saantoprosentin tehostamiseksi.



Kuva 6a



Kuva 6b

Kuva 6. a) Hiekan tiheyserottelun ensimmäinen vaihe, hiekan sekoitus dekassa tiheyserotteluliuokseen, tehtiin kuvan mukaisella b) sekoittajalla (kuvat Anna-Riina Mustonen).

Näytekäsittelyiden saantoprosentti

Hiekkanäytteiden tiheyserottelun saantoprosentti testattiin, jotta uutta sekoittajalla tehtyä tiheyserottelua voitiin arvioida. Aiemmissa Syken laboratoriossa tehdyissä maaperän (julkaisematon tieto) ja sedimentin (Tirroniemi 2019) tiheyserottelun saantokokeissa tiheyserottelun toistaminen on tehostanut saantoa merkittävästi, ja siihen perustuen saantoprosenttia testattiin suoraan kahden perättäisen tiheyserottelun jälkeen. Saantokoheet tehtiin kahdella erilaisella tunnistettavalla muovimateriaalilla ja tiheyserottelun jälkeen 100 µm:n suodattimelle jäänyt materiaali mikroskopioitiin ja saadut muovit laskettiin. Saanto oli 72,4 prosenttia 200–300 µm:n polystyreenimuovikuulille ja 84,4 prosenttia 500 µm:n nylonmuovikuiduille. Monivaiheisen mikromuovien eristysmenetelmän keskimääräinen saantoprosentti vesinäytteellä on $84,5 \pm 3,3$ prosenttia (Löder ym. 2017).

Tiheyserottelun jälkeen saadut 100–500 µm:n fraktiot käsiteltiin vetyperoksidilla ja entsyymaattisesti (Löder ym. 2017). Käsittelyvaiheita olivat: SDS 10 %, proteaasi, vetyperoksidi 30 %, kitinaasi, vetyperoksidi 30 %. Lopuksi näytteet siirrettiin etanoliin (70 %) ja säilytettiin jääkaapissa.

Kemiallinen analyysi

Esikäsittelyn jälkeen kaikki 16 vesinäytettä ja kahdeksan rantahiekkanäytettä suodatettiin Anodisc-suodattimille (Whatman, halkaisija 25 mm, huokoskoko 0,2 µm) ja ne analysoitiin kuvantavalla Fourier-muunnos-infrapunaspektroskopi (FTIR) -laitteella (Bruker Lumos II FPA). Laitteessa on 32x32-pikselin fokuoiva tasorakennedetektor (focal plane array, FPA). Valittu analyysialue (17,9 x 17,9 mm) kattoi koko suodattimen efektiivisen pinta-alan. Spektrometrin asetukset valittiin seuraavasti: spektrialue 3590–1250 cm⁻¹, spektriresoluutio 8 cm⁻¹ ja spektriskannausten lukumäärä 1, mutta koska neljän pikselin mittaukset yhdistettiin (binning 2x2), mitattu spektri syntyi neljän mittauksen keskiarvona. Näillä asetuksilla yhden näytteen analyysi kestää viisi tuntia tuottaen kooltaan 29,2 gigatavun mittaustiedoston.

Edellä kuvatuin asetuksin kuvantava FTIR-analyysi tuottaa yhdestä näytteestä 3,2 miljoonaa spektriä. Mikromuovit tunnistettiin vertailemalla mitattuja spektrejä siMPle-tietokannan (versio 1.0.1) spektreihin siMPle-ohjelman avulla (Primpke ym. 2018; 2020). SiMPle-tietokannan spektrit on ajettu ympäristöstä kerätyistä muoviroskista. Tietokannassa on 326 spektriä yhteensä 32 materiaalista, joista 26 luokitellaan muoveiksi (taulukko 2). Muovin tunnistus perustui mitattujen spektrien vertai-

luun tietokannan referenssispektreihin. Vertailussa laskettiin spektrien 2. derivaatan korrelaatio, jolle oli määritetty ainekohtaiset raja-arvot välillä 0,55–0,81. Korrelaatiokertoimen ylittäessä asetetun raja-arvon mitattu aine tunnistettiin tietokannassa olevaksi aineeksi. Ennen lukumääräpitoisuuden laskemista näytteiden tuloksista vähennettiin nollanäytteestä tunnistetut muovit. Pitoisuudet ilmoitettiin mikromuovien lukumääränä kerättyä vesikuutiometriä kohden (kpl/m³) tai lukumääränä kilogrammassa kuivattua rantahiekkänäytettä (kpl/kg).

Taulukko 2. siMPLe-tietokantaan muoveiksi luokitellut aineet ja esimerkkejä niiden käytöstä.

	Polymeeri	Lyhenne	Esimerkkejä käytöstä
1	Polyeteeni	PE	Pakkaukset, muovipussit, muovikalvot, astiat
2	Hapetettu polyeteeni	OPE	Pintakäsittelyaineet, liukuaineet
3	Kloorattu polyeteeni	CPE	PVC-valmisteiden lisäaineet
4	Polypropeeni	PP	Kalvot, kuidut, köydet, levyt, katekankaat
5	Polystyreeni	PS	Suojapakkaukset, astiat, kannet, pullot, aterimet
6	Polykarbonaatti	PC	CD-levyt, kypärät, iskunkestävät muovit
7	Polyamidi	PA	Vaatteet, matot, köydet, erilaiset koneenosat
8	Polyvinyylilokloridi	PVC	Rakennusmateriaalit, putket, laukut, sadeasut
9	Kem. modifioitu selluloosa		
10	Nitriilikumi	NBR	Öljy- ja polttoaineletkujen sisäkumit, tiivisteet
11	Polyesteri	PES	Tekstiili- ja verhoilumateriaalit, pullot, kudolangat
12	Akryyli/polyuretaani/lakka		Pintakäsittelyaineet, eristämateriaalit
13	Polysulfoni	PSU	Elektroniikkalaitteiden ja ajoneuvojen osat
14	Polyeetterieetteriketoni	PEEK	Tekniset osat, kuten laakerit, pumput ja venttiilit
15	Polykloropreeni		Sukelluspuvut, kahluuhousut
16	Kloorattu polyisopreeni		
17	Polylaktidi	PLA	Lääkinnällisten laitteiden ja ruokapakkausten materiaalit
18	Polykaprolaktoni	PCL	Lisäaineena esim. polyuretaaneissa ja PVC:ssä
19	Etyleenivinyylisetaatti	EVA	Jalkapallokengät, jalkineet, joogamatot, liimat
20	Polyimidi	PI	Polttokennot, näytöt
21	Polyoksymetyyleeni	POM	Hammaspyörät, kuulalaakerit, kiinnikkeet, aseenosat
22	Polybutadieeni	BR	Autonrenkaat
23	Akrylonitriilibutadieeni	NBR	Öljy- ja polttoaineletkujen sisäkumit, tiivisteet
24-26	Kumi: tyypit 1–3		Tiivisteet

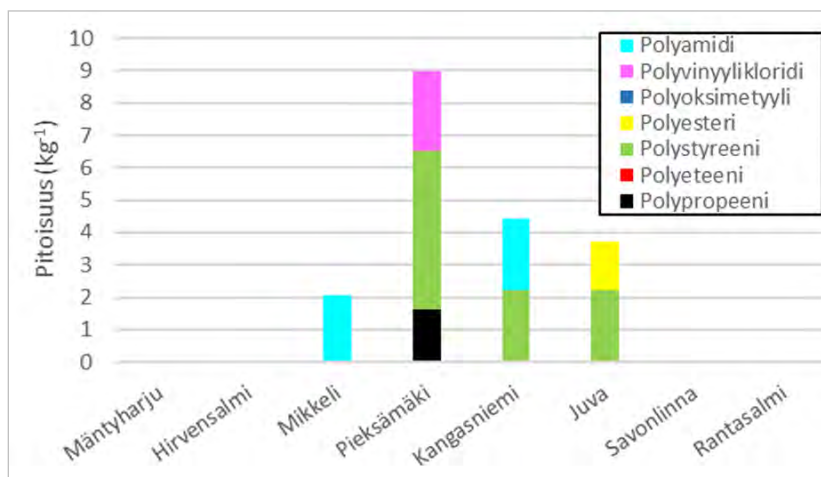
Tuloksista on poistettu polysulfoni, jonka pitoisuudet olivat samansuuruisia sekä nollanäytteissä että varsinaisissa näytteissä. Polysulfonia ilmeisesti vapautuu näytteisiin suodatinlaitteistosta. Lisäksi tuloksista on poistettu eteenivinyyliasettaatti ja samankaltaisista spektreistä koostuva ryhmä akrylaatit/polyuretaanit/lakka, sillä näytteissä olleet luonnonmateriaalit haittasivat poistettujen aineiden luotettavaa tunnistamista. Esitetyt polyeteenipitoisuudet on laskettu polyeteenin ja klooratun polyeteenin summana, sillä näiden polymeerien tunnistaminen toisistaan mitatulla aaltolukualueella ei ole luotettavaa.

Analyysimenetelmällä ei pystytä tunnistamaan voimakkaasti absorboivia mustia hiukkasia (esim. rengaspölyä ja pikimustia katemuovien fragmentteja) eikä kuituja niiden orientaation ja menetelmän lateraalisen resoluution takia. Lisäksi käytetyllä menetelmällä pystytään tunnistamaan vain muovit, joista oli referenssispektri data-analyysissä käytetyssä SIMPLIE-tokannassa (taulukko 2).

Tulokset ja pohdinta

Hiekkänäytteet

Kahdeksalta paikkakunnalta kerätyistä rantahiekkänäytteistä mikromuoveja löytyi neljältä tutkimusrannalta: Mikkelistä, Pieksämäeltä, Kangasniemeltä ja Juvalta (kuva 7). Näytteistä tunnistettiin viittä erilaista muovipolymeeriä eli polystyreeniä, polyamidia, polyvinyylidikloridia, polypropeeniä ja polyesteriä, mutta ei valtamuoveihin lukeutuvaa polyeteeniä. Hiekkänäytteistä määritetyt mikromuovipitoisuudet vaihtelivat 2,1–9,0 kpl kg⁻¹.

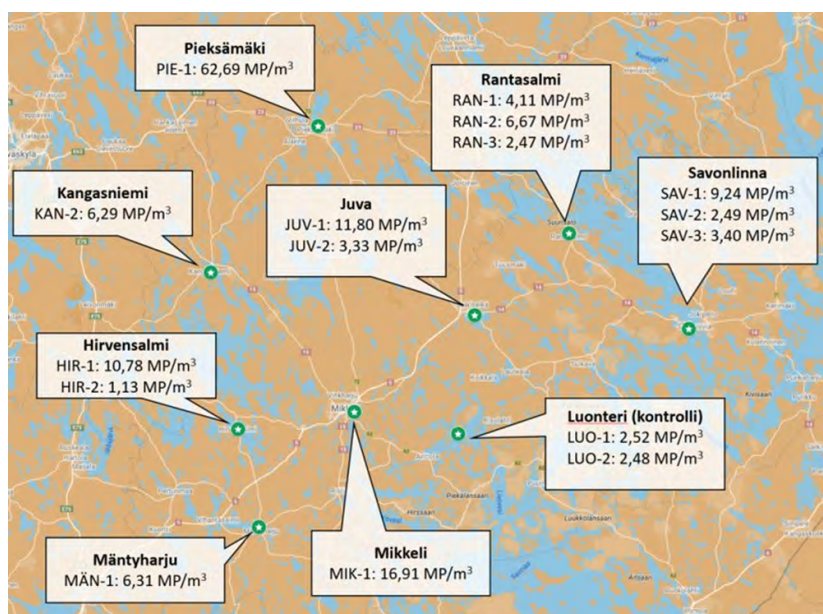


Kuva 7. Etelä-Savon järvialueen kahdeksalta paikkakunnalta otettujen rantahiukkasanäytteiden mikromuovipitoisuudet ja muovipolymeerit.

Suomessa on tutkittu rantahiekan mikromuovipitoisuutta kerran aikaisemmin (Karjalainen 2019), jolloin tutkimuksen kohteena oli kaksi rantaa Suomenlahdella: Porvoossa ja Kotkassa. Tässä tutkimuksessa näytteitä kerättiin kolmesta eri kohdasta, mutta näytteitä ei yhdistetty kokoomanäytteeksi. Lisäksi näytteet kerättiin kahdelta eri syvyydeltä (0–2 ja 2–5 cm:n syvyyksiltä). Karjalaisen tutkimuksessa havaitut keskimääräiset mikromuovipitoisuudet (>100 µm, 0–2 cm) Kotkassa vastasivat aiempia havaintoja muilta Itämeren hiekkarannoilta, kun taas Porvoossa kuivapainoa kohden ilmoitettu hiukkasmäärä (242 muovihiukkasta kg dw⁻¹) oli poikkeuksellisen korkea aiempiin tutkimuksiin verrattuna. Aiempien Itämeren rannikolla tehtyjen tutkimusten mukaan mikromuovipitoisuudet voivat vaihdella paljon yhden rannan alueella (Graca 2017; Chubarenko ym. 2018).

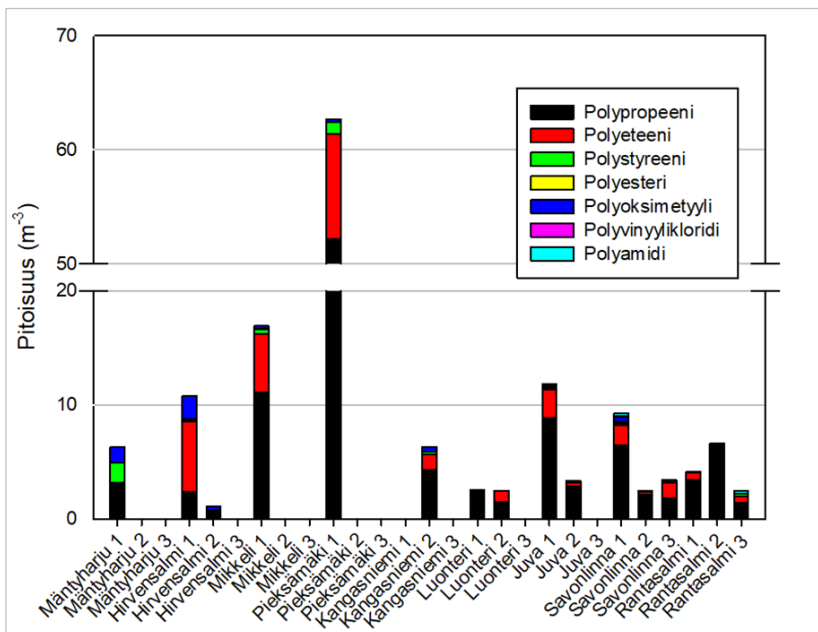
Vesinäytteet

Mantahaavin läpi virranneen veden määrä vaihteli tutkimusjärvien välillä (4,4–20 m³). Vaihteluun vaikutti vedessä olevan orgaanisen aineksen ja kiintoaineksen määrä. Voimakkaasti humuspitoisessa vedessä kiintoainekset tukkii nopeasti haavipussin kudoksen reiät, jolloin veden virtaus haavin läpi estyy. Lukuun ottamatta Savonlinnan ja Luonterin näytteitä, kaikki muut näytteet kerättiin humusvesistä. Kaikkien tutkittujen järvien pintavesinäytteistä löytyi mikromuoveja. Tarkastelun kohteena olivat 100–500 µm:n kokoiset hiukkaset, joita löytyi 1,1–63 kappaletta kuutiometristä vettä (kuva 8).



Kuva 8. Mikromuovipitoisuudet tutkimusjärivistä kerätyissä näytteissä (Kartta Google, muokkaukset Aki Mykkänen).

Pieksjärven näytteestä analysoitu mikromuovipitoisuus, 63 kpl m^{-3} , erosi selkeästi muista tuloksista, jotka olivat kahta poikkeusta lukuun ottamatta alle 10 kpl m^{-3} (Mikkeli: 17 kpl m^{-3} ja Juva-1: 12 kpl m^{-3}). Analysoitujen näytteiden lukumäärät vaihtelivat 1–3 näytettä/järvalue, mikä vaikeuttaa tarkempaa vertailua sekä järvien välillä että järvikohtaisten näytteenottoalueiden välillä. Yleisimmät näytteistä havaitut muovipolymeerit olivat valtamuoveja (polyeteeni, polypropeeni), joita käytetään ja kulutetaan eniten (kuva 9).



Kuva 9. Etelä-Savon järvalueen yhdeksältä paikkakunnalta otettujen vesinäytteiden mikromuovipitoisuudet ja muovipolymeerit.

Järvien mikromuoveja on tutkittu huomattavasti vähemmän kuin merialueiden mikromuoveja, eikä Suomestakaan ole toistaiseksi saatavilla aineistoa kuin muutamasta tutkimuksesta. Suomen Akatemian rahoittamassa MIF-hankkeessa selvitettiin mikromuovipitoisuuksia sekä rannikolla että Kallavedellä. Kallavedeltä otettujen näytteiden mikromuovipitoisuudet kokoluokassa $100\text{--}300 \mu\text{m}$ olivat keskimäärin $12 \pm 17 \text{ kpl m}^{-3}$ (Uurasjärvi ym. 2019), mikä vastaa varsin hyvin Etelä-Savon järvistä nyt saatuja mikromuovituloksia. Varsin kattavassa Navan ym. (2023) tutkimuksessa kerättiin $300 \mu\text{m}$:n pintahaavilla mikromuovinäytteitä yhteensä 38 järvalueelta 23 maasta hyvin erikokoisista ($0,04\text{--}32 \text{ 600 km}^2$) järvistä. Tutkimusjärvistä 55 prosentissa mikromuovikonsentraatio oli $< 1 \text{ kpl m}^{-3}$, 37 % $1\text{--}5 \text{ kpl m}^{-3}$ ja 8 % $> 5 \text{ kpl m}^{-3}$. Lukuun ottamatta niitä tutkimuksessa olleita järviä, joiden mikromuovipitoisuudet olivat $> 5 \text{ kpl m}^{-3}$, olivat tulokset sa-

mansuuruisia kuin mitä keskimäärin on havaittu maailman eri merialueilta. Saatuja tuloksia ei suoraan voi verrata Etelä-Savon järviolueella tehdyn tutkimuksen aineistoon, koska tutkitut mikromuovit olivat erikokoisia.

Suurin osa Itämerellä tehdyistä tutkimuksista on keskittynyt hieman suurempiin, $>300 \mu\text{m}$:n kokoisiin mikromuoveihin, joiden pitoisuudet avomeren pintavesinäytteissä ovat olleet $<1\text{--}2 \text{ kpl m}^{-3}$ (Setälä ym. 2016; Tamminga ym. 2018; Schönlau ym. 2020; Setälä ym. 2022). Rannikon läheisyydessä pitoisuudet voivat olla korkeampia kuten Tukholman saaristossa, jossa asutuskeskusten läheltä kerätystä näytteistä analysoitiin jopa $7,7 \text{ kpl m}^{-3}$ (Gewert ym. 2018). Alle $300 \mu\text{m}$:n hiukkasia ei Itämerellä ole kerätty pinta- ja pohvesinäytteillä, vaan näytteenotto on toteutettu pumppaamalla vettä halutun kokoiselle suodattimelle joko kenttäolosuhteissa tai laboratoriossa. Tällöin on mahdollista tarkastella pienempiä hiukkasia, mutta vastaavasti tutkittu vesimäärä jää usein hyvin pieneksi. Yli $100 \mu\text{m}$:n kokoisten mikromuovien pitoisuudet Itämeren pintavedessä ovat eri tutkimuksissa vaihdelleet $0,3\text{--}16 \text{ kpl m}^{-3}$ (Setälä ym. 2016; Sainio ym. 2021; Zhou ym. 2021).

Johtopäätökset

Tutkimuksessa kartoitettiin sisävesimuodostumien mikromuovipitoisuuksia toisiaan lähellä olevissa vesimuodostumissa järviolueella keväällä ennen kasvukauden alkua. Havaitut mikromuovipitoisuudet vaihtelivat jonkin verran eri järvien välillä sekä alueellisesti saman järven eri tutkimusalueiden välillä. Tilastollista tarkastelua vaihtelusta ei tehty, koska osa näytteistä tuhoutui säilytyksen aikana. Nyt saatujen tulosten perusteella pintaveden mikromuovipitoisuudet eivät poikkea erityisesti siitä, mitä esimerkiksi Itämerellä tai Kallavedellä on mitattu. Mikromuovipitoisuuksien vaihteluun vaikuttavat paitsi erot vesialueeseen kohdistuvassa kuormituksessa, myös alueen tuuliolot ja hydrodynamiikka. Haavinäytteenoton tarkoitus on tavoittaa osa tästä vaihtelusta, kun haavia vedetään riittävän pitkä aika veden pintaa pitkin. Tämä tavoite ei täysin onnistunut, koska humuspitoisissa järvissä haavin läpi suodattunut vesimäärä jäi välillä suhteellisen pieneksi. Mikromuovimäärät tutkituilla hiekkarannoilla olivat samaa tasoa tai alempia kuin aiemmin havaittu eri maissa Itämeren hiekkarannoilla (Stolte ym. 2015; Esiukova 2017; Graca ym. 2017).

Tulevissa tutkimuksissa tulisi vesi- ja hiekkänäytteiden rinnalla kerätä tietoa mikromuovipitoisuuksista pohjasedimentissä, jonne muovihiukkaset ennemmin tai myöhemmin päätyvät. Pohjasedimentti toimii eräänlaisena mikromuovien loppusäilytyspaikkana, jota tutkimalla on mahdollista kerätä tietoa mikromuovisedimentaation ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta.

LÄHTEET

AChubarenko, I. P., Esiukova, E. E., Bagaev, A. V., Bagaeva, M. A. & Grave, A. N. 2018. Three-dimensional distribution of anthropogenic microparticles in the body of sandy beaches. *Science of the Total Environment* 628–629, 1340–1351. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.167>

Besley, A., Viiver, M. G., Behrens, P. & Bosker, T. 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X16306877>

ECHA (European Chemicals Agency). 2019. Annex XV restriction report. Proposal for a restriction. Substance name(s): intentionally added microplastics. Saatavissa: <https://echa.europa.eu/documents/10162/82cc5875-93ae-d7a9>

Esiukova, E. 2017. Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. *Marine Pollution Bulletin* 114, 1072–10

Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., Macleod, M. 2018. Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 120: 292-302. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062>

Graca, B., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dołęga, A. & Szczerbowska-Boruchowska, M. 2017. Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 7650–7661.

Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R., Palatinus, A., Van Franeker, J. A., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J. M., Matiddi, M., Alcaro, L., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J. & Liebezeit, G. 2013. Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Saatavissa: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC83985/lb-na-26113-en-n.pdf>

Hartmann, N., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E. & Herrling, M.P. 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science and Technology* 53: 1039–1047. Saatavissa: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

Kangas, A., Setälä, O., Kauppi, L. & Lehtiniemi, M. 2023. Trophic transfer increases the exposure to microplastics in littoral predators. *Marine Pollution Bulletin* 196: 115553. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115553>

Karjalainen, M. 2019. Mikromuovit Suomenlahden hiekkarannoilla – Näytteenoton testaus, hiukkasten määrä ja morfologia. *Opinnäytetyö*, 44 s. Ympäristötekniikka. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu.

Kedzierski, M., Le Tilly, V., César, G., Sire, O. & Bruzard, S. 2017. Efficient microplastics extraction from sand. A cost effective methodology based on sodium iodide recycling. *Marine Pollution Bulletin* 115(1-2):120–129. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.002>

Kärkkäinen, N. & Sillanpää, M. 2020. Quantification of different microplastic fibres discharged from textiles in machine washing and tumble drying. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 16253–16263. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11988-2>

Lares, M., Necibi, M.C., Sillanpää, M. & Sillanpää, M.E.T. 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibres in a municipal WWTP combining conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research* 133, 236–246. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>

Lehtiniemi, M., Hartikainen, S., Näkki, P., Engström-Öst, J., Koistinen, A. & Setälä, O. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs* 17 e00097. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00097>

Lehtiniemi, M., Hartikainen, S., Turja, R., Lehtonen, K.K., Vepsäläinen, J., Peräniemi, S., Leskinen, J. & Setälä, O. 2021. Exposure to leachates from post-consumer plastic and recycled rubber causes stress responses and mortality in a copepod *Limnocalanus macrurus*. *Marine Pollution Bulletin*, 173: Part B. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113103>

Löder, M.G.J., Imhof, H.K., Ladehoff, M., Löschel, L.A., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Schrank, I., Laforsch, C. & Gerdt, G. 2017. Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental Science & Technology* 51, 14283–14292. Saatavissa: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03055>

Liu, F., Borg Olesen, K., Reimer Borregaard, A. & Vollertsen, J. 2019. Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Sci. Total Environ.* 671: 992–1000. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416>

Mustonen, A.-R. 2020. Mikromuovit Suomenlahden pohjaeläimissä. Pro gradu -tutkielma, 63 s. Helsingin yliopisto. Biotieteiden laitos. Ekologia ja evoluutiobiologia. Saatavissa: <https://ethesis.helsinki.fi/repository/handle/123456789/34509>

Nava, V., Chandra, S., Aherne, J., ym. 2023. Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature* 619, 317–322. Saatavissa: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06168-4>

Näkki, P., Setälä, O. & Lehtiniemi, M. 2017. Bioturbation transports secondary microplastics to deeper layers in soft marine sediments of the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 119(1), 255–261. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.065>

Näkki, P., Setälä, O. & Lehtiniemi, M. 2019. Seafloor sediments as microplastic sinks in the northern Baltic Sea – negligible upward transport of buried microplastics by bioturbation. *Environmental Pollution* 249, 74–81. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.099>

Primpke, S., Cross, R.K., Mintenig, S.M., Simon, M., Vianello, A., Gerdt, G. & Vollertsen, J. 2020. Toward the Systematic Identification of Microplastics in the Environment: Evaluation of a New Independent Software Tool (siMPle) for Spectroscopic Analysis. *Applied Spectroscopy* 74, 1127–1138. Saatavissa: <https://doi.org/10.1177/0003702820917760>

Primpke, S., Wirth, M., Lorenz, C. & Gerdt, G. 2018. Reference database design for the automated analysis of microplastic samples based on Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410, 5131–5141. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1156-x>

Railo, S., Talvitie, J., Setälä, O., Koistinen, A. & Lehtiniemi, M. 2018. Application of an enzyme digestion method reveals microlitter in *Mytilus trossulus* at a wastewater discharge area. *Marine Pollution Bulletin* 130: 206–214. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.022>

Ryymin, K. 2019. Mikromuovien prosessikohtalo Nenäinniemen jätevedenpuhdistamolla. Pro gradu -tutkielma, 38 s. Jyväskylän yliopisto. MATEMAATTIS-LUONNONTIETEELLINEN TIEDEKUNTA. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Ympäristötiede. WWW-dokumentti. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:ju-201904032054>

Saarni, S., Hartikainen, S., Meronen, S., Uurasjärvi, E., Kalliokoski, M. & Koistinen, A. 2021. Sediment trapping - An attempt to monitor temporal variation of microplastic flux rates in aquatic systems. *Environmental Pollution* 274: 116568. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116568>

Sainio, E., Lehtiniemi, M. & Setälä, O. 2021. Microplastic ingestion by small coastal fish in the northern Baltic Sea, Finland. *Marine Pollution Bulletin* 172:112814. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112814>

Schönlau, C., Karlsson, T.M., Rotander, A., Nilsson, M., Engwall, M., van Bavel, B. & Kärrman, A. 2020. Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump. *Marine Pollution Bulletin* 153:111019. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111019>

Scopetani, C., Chelazzi, D., Cincinelli, A. & Esterhuizen-Londt, M. 2019. Assessment of microplastic pollution: occurrence and characterisation in Vesijärvi lake and Pikku Vesijärvi pond, Finland. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 652. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7843-z>

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. & Lehtiniemi, M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. – *Environmental Pollution* 185, 77–83. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>

Setälä, O., Magnusson, K., Lehtiniemi, M. & Norén, F. 2016. Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Marine Pollution Bulletin* 110: 177–183. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.065>

Setälä & Suikkanen toim. 2020. Suomen merialueen roskaantumisen lähteet. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 9. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/313542>

Setälä, O., Tirroniemi, J. & Lehtiniemi, M. 2022. Testing citizen science as a tool for monitoring surface water microplastics. *Environmental Monitoring and Assessment* 194, 851. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10487-w>

Sillanpää, M. & Sainio, P. 2017. Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washing. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 19313–19321. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9621-1>

Stolte, A., Forster, S., Gerdts, G. & Schubert, H. 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin* 99, 216–229. Saatavissa: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>

Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O. & Vahala, R. 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? – Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology* 72: 1495–1504. Saatavissa: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.360>

Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M. & Koistinen, A. 2017. How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, 109, 164–172. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A. & Setälä, O. 2017. Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Res.*, 123: 401–407. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>

Tamminga, M., Hengstmann, E. & Fischer, E.K. 2018. Microplastic analysis in the South Funen Archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling. *Marine Pollution Bulletin* 28: 601–608. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.066>

Tirroniemi, J. 2019. Mikromuovit Pohjoisen Itämeren pohjasedimentissä: alueellinen vaihtelu ja menetelmäkehitys. Pro gradu -tutkielma, 72 s. Helsingin yliopisto. Ympäristötieteen laitos. Ympäristöekologia. Saatavissa: <https://ethesis.helsinki.fi/repository/handle/123456789/24841>

Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M. & Koistinen, A. 2019. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environment Research* 92: 149–156. Saatavissa: <https://doi.org/10.1002/wer.1229>

Uurasjärvi, E., Pääkkönen, M., Setälä, O., Koistinen, A. & Lehtiniemi, M. 2020 Microplastics accumulate to thin layers in the stratified Baltic Sea. *Environmental Pollution*. 268: 11570. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115700>

Uurasjärvi, E., Sainio, E., Setälä, O., Lehtiniemi, M. & Koistinen, A. 2021. Validation of an imaging FTIR spectroscopic method for analyzing microplastics ingestion by Finnish lake fish (*Perca fluviatilis* and *Coregonus albula*). *Environmental pollution* 288: 117780. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117780>

Viitala, M., Steinmetz, Z., Sillanpää, M.E.T., Mänttari, M. & Sillanpää, M. 2022. Historical and current occurrence of microplastics in water and sediment of a Finnish lake affected by WWTP effluents. *Environmental Pollution* 314, 120298. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120298>

Zhou, Q., Tu, C., Yang, J., Li, Y. & Waniek, J.J. 2021. Trapping of Microplastics in Halocline and Turbidity Layers of the Semi-enclosed Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 8:761566. Saatavissa: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.761566>

KANSALAISHAVAINNOINNIN JA JOUKKOISTAMISEN MAHDOLLISUUDET JA HAASTEET

Timo Pyhälähti & Anna-Riina Mustonen
& Matti Lindholm & Jari Silander & Anni Jylhä-Vuorio
& Aki Mykkänen & Niina Laurila

Kansalaistieteellä (Tampereen yliopisto 2023) tarkoitetaan maallikoiden kokonaan tai osittain tekemää tieteellistä tutkimusta. Luonnon, tiettyjen luontotyyppien tai oman lähiympäristön piirissä tapahtuva kansalaistiede ja siihen liittyvä ilmiöiden seuranta lähtee pohjimmiltaan osallistujien omasta kiinnostuksesta. Kansalaistieteen tutkimus voi johtaa omaan julkaisutoimintaan asti (esim. Ruoveden linnusto ja luonto (Sahi ym. 2022)), mutta vaikkapa vesiluonnon osalta tyypillinen tiedon tallennusalue on Järvi- ja meriwiki (jarviwiki.fi) (Järvi- ja Meriwiki 2023). Innostuneet havaitsijat ovat keränneet Järvi- ja meriwikiin pitkiä aikasarjoja jäänlähdistä ja muita koosteita havainnoista (esim. Sammalkallio, Luonterin (Järvi-meriwiki 2023)).

Tutkimusta, alueellista seurantaa ja kansalaishavaintoja tehdään yhteistyönä eri toimijoiden vahvuuksia yhdistellen. Yhteistoiminnan hyvänä esimerkkinä on valtakunnallinen sinileväseuranta (Valtakunnallinen sinileväseuranta 2023), jossa viranomaiset ja koulutetut vapaaehtoiset yhdessä tuottavat tietoa, josta julkaistaan erilaisia leväbarometri-yhteenvedoja, esimerkiksi Etelä-Savon alueelle (Järvi-meriwiki 2023). Vaikkapa Launianlahti (Järvi-meriwiki 2023) on eräs näistä seurantapaikoista, mutta se ei suinkaan ole ainut Mikkelin lähialueen tai Ukonveden (Järvi-meriwiki 2023) vapaaehtoisista seurantapaikoista. Kansalaisten omien seurantojen eräänä keskeisenä haasteena on toiminnan ja motivaation ylläpito: Monilla havaintopaikoilla havaintotoiminta jää kertaluonteiseksi tai muutamiksi havaintokerroiksi.

Kansalaishavaintojen ja kansalaisten omien selvitysten taustalla on usein huoli lähiympäristön tilan muutoksista, ja ne liittyvät usein tarpeeseen saada parannuksia aikaan. Tehtyjen havaintojen odotetaan johtavan toimintaan pelkän tilanteen selvittämisen lisäksi. Roskaisuus on tästä

erinomainen esimerkki: Roskaisuuden havainnoinnin sijasta suurin kiinnostus kohdistuu roskien siivoamiseen pois lähiluonnosta, ja kiinnostavia havaintoja ovat talkoilla kerättyjen roskien määrät talkootapahtumien määrien lisäksi. Yhdessä kokoontumisen ja talkoilla tekemisen perinne on muutoksessa sosiaalisen median ja muun verkon vapaa-ajantekemisen tarjonnan kilpailussa, mutta kuten kansalaishavainnoinnissa muutenkin, uudet mobiilipalvelut tarjoavat toimintaan uusia mahdollisuuksia.

WaterPlus-hankkeessa selvitettiin ja kokeiltiin nykyisillä Syken ja yhteistyökumppanin Pidä saaristo siistinä Ry:n (PSS) käytettävissä olevilla menetelmillä kansalaishavaintotoiminnan järjestämistä Mikkelissä ja Etelä-Savossa laajemminkin Xamkin paikallisella avustuksella. Roskien siivoustalkoiden etäjärjestelyiden lisäksi kokeiltiin vedenpinnan korkeuden ja vedenlaadun havainnointia kansalaisvoimin.

Viestinnän keinoin on haastavaa herättää innostusta. Narulla ei voi työntää, eli jos ei saada aikaan paikallista omaehtoista toimintaa itsestään ja omista lähtökohdista, se olisi käynnistettävä ainakin aluksi ulkopuolelta tuotavin palkkioin ja järjestelyin. Havaitsemaan lähiympäristön kuntoa -kokeilussa selviteltiin, millaisia taustajärjestelmiä tarvittaisiin, jotta pelillistämisen tai muun ulkoisen motiivoinnin kautta tavoitteelliseen pitkäjänteiseen osallistumiseen pyrkivää paikallista kansalaishavainnointia voisi synnyttää, ylläpitää ja jatkossa myös hyödyntää. Liian henkilö- ja tavoitteeskeinen pelillistäminen saattaa tuottaa vain ulkoisen palkitsemisen varassa tapahtuvaa toimintaa. Yhdessä ja yhteiseksi hyväksi tapahtuva osallistuminen yhteisine haasteineen puolestaan saattaisi luoda osallistumisen kulttuuria, jossa myös sisäinen ja omakohtainen motivaatio säilyy. Näiden järjestämistä helpottamaan tarvitaan jatkossa valmiita palveluiden ja toiminnan rakenteita paikallisen toiminnan tueksi, esimerkiksi tämän kokeilun pohjalta kehitettyinä.

Hankkeen tavoitteet

Hankkeessa oli tavoitteena kehittää Suomen ympäristökeskus (Syke) kansalaishavainnoinnin jo olemassa olevia ja käyttöön tulevia palveluita (jarviwiki.fi, kansalaishavainnot.fi taustajärjestelmien jne.) Mikkelin alueella kokeiltaviksi uusiksi tiedon keräämisen tavoiksi. Ympäristöhavaintoja kansalaisilta kerättäisiin erityisesti vedenkorkeudesta ja -laadusta. Ympäristön roskaantumisen ja vesistöjen muoviroskan kautta mukana oli myös havainnoista toimintaan -elementti: Pidä saaristo siistinä ry:n kautta roskatalkoiden järjestämistä ja SiistiBiitsi-applikaation hyödyntä-

mistä. Koulujen ja kansalaisjärjestöjen (esimerkiksi partiolaisten) kautta järjestettäisiin tapahtumia ja erityistä koulutusta materiaaleineen ja havaintolaitteineen ja suurta yleisöä tavoiteltiin yleisötapahtumien ja yleisen viestinnän lisäksi esimerkiksi havaintopaikkojen merkitsemisellä kylteillä ja vedenkorkeusasteikoilla. Yhden vedenkorkeuspaikan havaintoja verrattaisiin myös automaattisen vedenkorkeusanturin mittauksiin.

Roskatalkoot

Pidä Saaristo Siistinä ry (PSS ry) järjesti toukokuussa 2023 roskatalkoot Mikkelissä ja sen neljässä ympäryskunnassa Hirvensalmella, Kangasniemellä, Rantasalmella ja Puumalassa. Roskatalkoot järjestettiin lisäksi syyskuussa 2023 Mikkelissä Kalevankankaalla ja Mikkelin satamassa (kuva 1) yhteistyössä PSS ry:n, Syken ja Xamkin kanssa.



Kuva 1.a



Kuva 1.b

Kuva 1. a) Mikkelin satama (syyskuu 2023) roskatalkoot ja b) roskasaalista (kuvat Aki Mykkänen).

Talkoiden tavoitteena oli siivota rantoja, kerätä tietoa siivottavien rantojen roskaisuudesta ja havahduttaa kansalaisia roskaisuusongelmaan. Siivottavat kohteet selvitettiin yhteistyössä kuntien edustajien kanssa, ja tavoitteena oli löytää mahdollisimman roskaiset rannat vesistöjen äärellä. Siivottavat pinta-alat mitattiin, jotta vertailu eri rantojen roskaisuuden välillä on mahdollista. Siivottavalta alalta pyrittiin keräämään kaikki roskat.

Siivottuun pinta-alaan suhteutettuna eniten roskaa löytyi syksyn siivouksissa Mikkelin satamasta ja Kalevankankaalta Pankajoen varrelta. Toukokuun talkoiden rannat roskaisimmasta alkaen olivat Mikkelin satama, Puumala, Kangasniemi, Hirvensalmi ja Rantasalmi. Mikkelin satama-alueella järjestettyjen kaksien talkoiden eroja roskamäärissä selittää se, että kevään ja syksyn roskatalkoiden siivottavat alueet olivat erikokoiset ja siivoukset tehtiin niissä osin eri alueilla. (Taulukko 1.) Kaiken kaikkiaan raportoidut roskamäärät ovat samassa suhteessa alueilla liikkuvien ihmismäärien kanssa: Mikkelin siivousalueilla on enemmän ihmispainetta ja siten sieltä löytyy enemmän myös roskaa. Hiekkarantojen rantaroskatutkimuksissa on myös tunnistettu urbaanien rantojen roskamäärien olevan suurempia kuin luonnontilaisilla rannoilla (Setälä & Suikkanen 2020). Talkoissa löydetty yleisin roskamateriaali oli muovi, ja toiseksi yleisin roskatyyppi oli tupakantumppi. Kyseiset roskatyypit ovat myös muissa seurannoissa todettu yleisimmiksi roskatyypeiksi rannoilla (Setälä & Suikkanen 2020).

Taulukko 1. Siivotut rannat, alueiden pinta-alat, niiltä löytyneet roskatyypit, roskien määrät (kpl) ja roskien määrät suhteutettuna pinta-alaan (kpl/ha). Rannat on järjestetty taulukkoon roskaisimmasta rannasta puhtaimpaan.

	Siivotun alueen pinta-ala (m ²)	Muovi	Tupakantumppi	Paperi	Metalli	Nuuska	Kangas	Vaarallinen jäte	Lasi	Orgaaninen jäte	Kumi	Puu	SER-jäte	Kalastustarvike	Muu roska	Kaikki roskat yhteensä	Roskia kpl/ha
Mikkelin satama (syksy)	196900	1139	1268	432	128	65	21	55	28	16	35	24	8	1	15	3235	231
Mikkeli, Pankajoen varsi	10000	929	410	333	112	46	29	2	18	29	15	13	3	1	46	1986	142
Mikkelin satama (kevät)	140000	310	63	154	63	3	1	0	10	5	0	3	0	0	43	655	47
Puumala, satama-alue	13272	51	100	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	11	172	12
Kangasniemen venesatama	9360	30	68	13	6	35	0	0	0	1	0	1	0	0	6	160	11
Hirvensalmi, Roosin uimaranta	2814	35	14	8	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	67	5
Rantasalmen vierasvenesatama	67759	19	8	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7	37	3
Yht.		2513	1931	941	317	153	57	57	56	51	50	41	11	2	132	6312	

Kansalaisten aktivointi roskatalkoisiin

Kevään roskatalkoita PSS ry mainosti Facebook-sivuillaan, ja mainosta jaettiin alueiden paikallisiin Facebook-ryhmiin. Kutsuja lähetettiin yhdistyksille. Roskatalkoot järjestettiin päiväaikaan lukuun ottamatta Kangasniemen roskatalkoita, jotka olivat illalla. Kevään talkoissa osallistujia oli vähän, vain 1–3 henkilöä kussakin, ja Puumalassa ei ollut lainkaan osallistujia. Osallistujien lisäksi talkoojärjestäjät osallistuivat siivoukseen.

Syksyn roskatalkootapahtumaa mainostettiin Mikkelin paikallislehdessä, Facebook-ryhmissä ja Xamkin verkkosivuilla. Mukaan kutsuttiin Kalevankankaan koulu, partiolaisia ja Xamkin opiskelijoita. Kalevankankaan koulun kanssa sovittiin heille sopiva kellonaika päiväaikaan, ja koulun toiveesta talkoot järjestettiin koulun vieressä. Mikkelin sataman talkoot järjestettiin illalla, jotta työssäkäyvät pääsevät osallistumaan. Lehti-ilmoituksen kautta talkoisiin osallistui kolme siivoamaan. Xamkin opiskelijoille tapahtumaa mainostettiin erikseen, ja he saivat osallistumisesta suorituksen opintoihinsa. Roskatalkoot sopivat hyvin partiolaisten partio-ohjelmaan, ja yksi lapsiryhmä osallistui kutsun kautta mukaan. Syksyn talkoissa oli Mikkelisä Kalevankankaalla Pankajoen varrella oli 123 osallistujaa ja satamassa 35 osallistujaa.

Kansalaisten aktivointi mukaan sosiaalisen median tai lehtimainosten kautta näyttäisi tavoittavan vain muutamia osallistujia mukaan. Näissä roskatalkoissa saatiin syksyllä eniten osallistujia ottamalla suoraan yhteyttä osallistujiin ja sovittamalla roskatalkoot vastaamaan heidän tarpeitaan: ajankohdasta ja sijainnista sopiminen, opintosuorituspisteet ja kohdennettu mainostus partiolaisille, joiden kasvatusohjelmaan roskatalkoot kuuluvat. Jatkossa talkoiden järjestäminen kannattaakin suoraan aloittaa ottamalla yhteyttä tahoihin (esim. yhdistykset, koulut, ympäristöalan opiskelijat), joiden toimintaan talkoot sopivat. Osallistujien kanssa kannattaa sopia ajankohta ja sijainti ja sitouttaa heidät mukaan osallistumaan. Yksi vaihtoehto on myös mennä mukaan johonkin isoon tapahtumaan, jonka ohjelmaan roskatalkoot sopivat.

Vedenlaatu- ja vedenkorkeushavainnot

Kansalaisia aktivoitiin tekemään vedenlaatuhavainnointia, joihin kuuluivat näkösyvyys, lämpötila, sinilevän määrä, happamuus eli pH ja happipitoisuus. Lisäksi vedenkorkeuden havainnointia kerättiin. Kansalaisia aktivoitiin mukaan koulutuksilla, kertomalla havaintojen teosta Mikkelin tieteen-

päivillä, järjestämällä Mikkelin kirjastolla vesihavaintojen tekoa perheille ja ottamalla yhteyttä tahoihin, joiden toimintaan vedenlaatuhavainnot sopivat. Näitä tahoja olivat Mikkelin koulut, Mikkelin Seudun Partiolaiset, Urpolan luontokeskus, Mikkelin kirjasto ja tiedekasvatusta edistävä Tiede Mikkelä.

Havainnointivälineistön ja ohjeet sisältäviä vesitestireppuja (kuva 2) jaettiin käyttöön Mikkelin Seudun Partiolaisille (MisPa ry) (9 kpl), Kalevankankaan koululle (3 kpl) ja lasten tiedeosaamista edistävälle Tiedepolulle (4 kpl). Seitsemän partiolippukuntaa, Kalevankankaan koulun biologian ja maantieteen opettaja ja Tiedepolun työntekijä perehdytettiin vedenlaadun havaintojen tekoon ja raportointiin, jotta he voisivat ohjeistaa muita partiolaisia, oppilaita ja opettajia havaintojen tekoon.



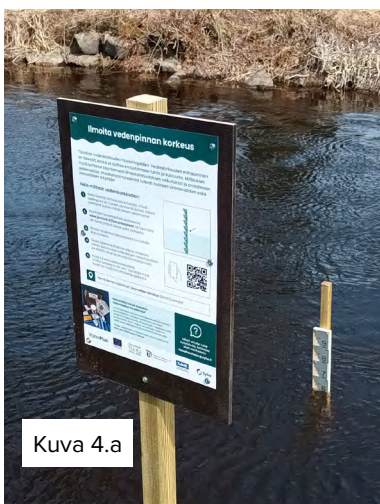
Kuva 2. Vesitestireppu sisältää secchi-levyn, lämpömittarin, sameushavaintopurkin, indikaattoritabletit happamuuden (pH) ja happipitoisuuden mittaukseen sekä ohjeet havaintojen tekoon (kuva Anna-Riina Mustonen).

Urpolan luontokeskuksella järjestettiin havainnointikoulutus luontokeskuksen kausioppaille ja avoin koulutus kansalaisille (kuva 3). Vesireppuja toimitettiin Urpolan luontokeskukselle (7 kpl), Mikkelin seutukirjastoon (3 kpl) ja Savonlinnaan kirjastoille (4 kpl), jotta kansalaiset voisivat lainata niitä käyttöönsä. Mikkelin seutukirjastolla vesireppuja lainattiin 14 kertaa toukokuun ja lokakuun välillä vuonna 2023.



Kuva 3. Kansalaisia tekemässä vedenlaatuhavaintoja Urpolan luontokeskuksella järjestetyssä koulutustapahtumassa (kuva Niina Laurila).

Vedenkorkeuden mittauspaikoille ja uimarannoille vietiin hankkeessa tehtyjä ohjekylttejä vedenkorkeuden ja sinilevän havainnoista, jotta sattunaiset ohikulkijat voisivat myös aktivoitua havaintojen tekoon (kuva 4). Sinilevähavaintokylttejä vietiin viisi kappaletta Etelä-Savon uimarannalle.



Kuva 4.a



Kuva 4.b

Kuvat 4. a) Ohjekyltti ja mitta-asteikko joessa vedenkorkeushavainnon tekemiseen. B) Ohjekyltti sinilevähavainnon tekemiseen. (Kuvat Niina Laurila)

Tehdyt vedenlaadun kansalaishavainnot

Vedenlaadun, vedenkorkeuden, jäätilanteen ja roskaisuuden kansalaishavainnot raportoitiin Järvi- & Meriwikiin #waterplus-tunnisteella yhteensä 150 kappaletta. Vedenlaadun ja vedenkorkeuden havainnot Mikkelissä ja sen ympäryskunnissa oli yhteensä 105 kappaletta 15:llä eri havaintopaikalla (taulukko 2). Kaikki havainnot oli tehty vesirepun välineistöllä. Vedenlaadun havainnot saatiin liian vähän, jotta vertailuja esimerkiksi eri vesistöjen välillä olisi voitu tehdä. Sen sijaan vedenkorkeuden havainnot saatiin runsaasti Urpolanjoesta ja niiden arvoja verrattiin jatkuvatoimisiin mittauksiin ja viranomaisten tekemiin tarkitusmittauksiin.

Taulukko 2. Tehdyt vedenlaadun ja vedenkorkeuden kansalaishavainnot Mikkelissä ja sen ympäryskunnissa Juvalla ja Savitaipaleella.

Havaintopaikan tunnus Meri- & Järviwikissä	Kunta	Ajankohta	Sinilevätilanne	Lämpötila (°C)	Vedenkorkeus (cm)	Sameus (FTU)	Happamuus (pH)	Näkösyyvyys (m)	Pintaveden happipitoisuus (mg/l)
Kuolimo (04.141.1.001)/ Orrainlahti	Savitaipale	20.7.2023	Ei levää	22	±0	0	6	4	2
Ukonvesi (Saimaa) (04.151.1.001)/ Mikkelin sataman veneenlaskulaituri	Mikkeli	19.9.2023						1	
Urpolanlampi (04.152.1.001)/ Kartanon uimaranta	Mikkeli	3.5.2023			6				
Paljavesi (04.112.1.436)/ Hamppu	Mikkeli	16.7.2023		22,5			6,8	3	5
Linnajärvi (04.152.1.009)/ Karkuuslahti	Mikkeli	29.6.2023	Ei levää	25		0	7	2	4
Ukonvesi (Saimaa) (04.151.1.001)/ Havaintopaikka 3	Mikkeli	13.5.2023	Ei levää	18			7		4
		24.5.2023	Ei levää	18,5			7		6

Alemmainen (04.112.1.314)/ Alemmainen	Juva	7.5.2023	Ei levää	8	-3		6,5	2	4
		18.5.2023	Ei levää	15	-15		6,5	2	4
Kuojärvi (14.929.1.017)/ Havaintopaikka 1	Mikkeli	20.5.2023	Ei levää	15,5	0		6,5	1,3	5,5
Urpolanlampi (04.152.1.001)/ Kartanon uima- ranta	Mikkeli	3.5.2023	Ei levää	7	0		6,5		3,8
Urpolanjoen valuma-alue (04.152)/Urpolan luontokeskus	Mikkeli	3.5.2023			60				
		7.5.2023			60				
		9.5.2023			60				
		15.5.2023			58				
		20.5.2023			55				
		26.5.2023	Ei levää		54				
Emolanjoen valuma-alue (04.153)/Naistingin alajuoksu SoSi	Mikkeli	29.3.2023			50				
Urpolanjoen valuma-alue (04.152)/Urpolan aarimaan puisto- väylän silta	Mikkeli	22.2.2023				0	6,1		
		5.4.2023	Ei levää				6,5		4
		3.5.2023							
Puula (14.923.1.001)/ Otavan satama	Mikkeli	4.5.2022		5		0	6	2	6
Emolanjoen valuma-alue (04.153)/Kalevan- kangas 2	Mikkeli	18.4.2022							
		3.5.2022		3		0	6		4
		25.4.2022							
		10.5.2022		9		0	6		4
		16.5.2022		11		0	6		6
		18.5.2022		9		0	6		6
		19.5.2022		10		0	7		6
		20.5.2022		11,5		0	7		6
		1.6.2022		15		20	6		4
		9.5.2023			50				
		12.5.2023			48				
16.5.2023			45						
Ukonveden lähialue (04.151)/Leiritytöt	Mikkeli	6.4.2022		1		40	6	0,8	4
		16.5.2023			69				
		26.5.2023			75				
		28.5.2023			82				

Urpolan asteikon vertailu

Urpolan luontokeskuksen puistoväylän sillalle oli asennettu myös WaterPlus-hankkeen työpaketin 3 yhteydessä jatkuvatoimisia mittalaitteita. Yksi näistä laitteista oli Keller ADT-1-lähetin, johon oli kytketty paine-eron mittaukseen perustuva Keller 36X pinnankorkeusanturi. Muista pisteeseen asennetuista mittareista on kerrottu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa “Mikkelin kaupunkijokien vedenlaadun seuranta”.

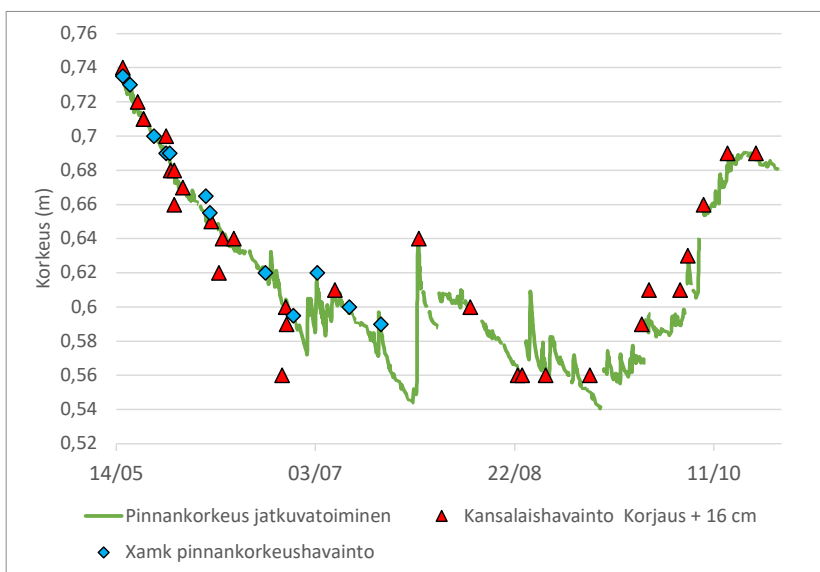
Laitevalmistajan mukaan 36X-pinnankorkeusanturin tarkkuus on 0–50 °C:n lämpötila-alueella $\pm 0,05$ prosenttia kokonaislukemasta (Keller Series 36X -tuotesivu 2023). Koska veden pintaliikkeillä kuten aalloilla on vaikutusta pinnankorkeuslukemaan, asennettiin anturi rei'itetyn alumiiniputken sisälle (kuva 5). Vedenkorkeus putken sisällä pääsee muuttumaan joessa tapahtuvien muutosten mukaisesti, mutta esimerkiksi tuulen aiheuttama pintaväreily ei vaikuta putken sisäpuoliseen veteen parantaen paineanturin tulosten luotettavuutta.



Kuva 5. Vasemmalla Keller ADT-1 -lähetin sekä alumiiniputki, jonka sisälle Keller 36X pinnankorkeusanturi asennettiin. Oikealla mittarikokonaisuus asennettuna Urpolan luontokeskuksen läheisen sillan alapuolelle jatkuvatoimisen YSI EXO -vedenlaatusondin viereen. Putki ylettyy uoman pohjaan saakka. (Kuva Aki Mykkänen)

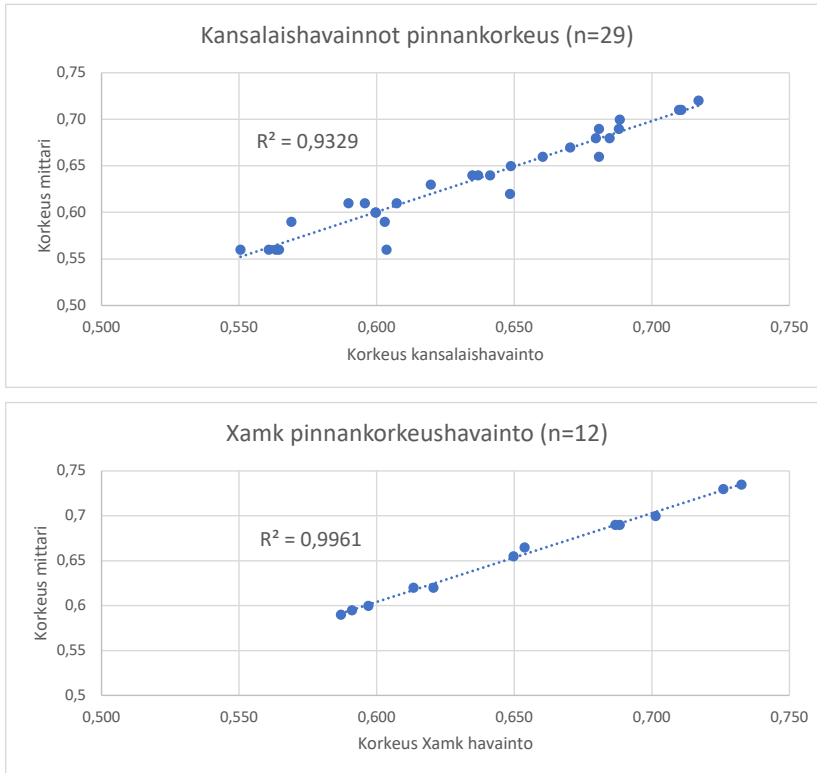
Mittarikokonaisuus asennettiin kohteeseen 15.5.2023, jossa se oli toiminnassa 27.10.2023 saakka. Mittausintervallina pidettiin koko mittausajan 30 minuuttia, eli vuorokaudessa pinnankorkeushavainnointia saatiin 48 kappaletta. Paineanturi kalibroitiin mittausten alussa täsmäämään noin viiden metrin päässä sijaitsevan Mikkelin kaupungin vedenkorkeuden mittapaalun kanssa. Mittauskauden alussa touko–heinäkuussa anturin toimintaa tarkasteltiin havainnoimalla mittapaalusta vedenkorkeus ja vertaamalla sitä jatkuvatoimisesti mitattuun arvoon. Mikkelin kaupungin mittapaalu ja kansalaishavaintoihin käytetty pinnankorkeusasteikko ovat noin puolen metrin päässä toisistaan, jolloin niiden tuloksia voidaan vertailla keskenään. Paalu on kuitenkin vaikeasti luettava maalta käsin, minkä myötä kansalaishavainnoille päädyttiin asentamaan uusi pinnankorkeusasteikko.

Kansalaishavainnointia kohteesta saatiin touko–lokakuun välisenä aikana kaiken kaikkiaan 38 kappaletta. Ilmoitetuista havainnoista 29 kappaletta tehtiin samaan aikaan, kun Xamk toteutti kohteessa 15.5.–27.10.2023 jatkuvatoimista pinnankorkeuden mittausta ja havainnointia Mikkelin kaupungin mittapaalusta. Näitä mittauksia käytettiin hyväksi tarkasteltaessa kansalaishavaintojen luotettavuutta. Kansalaishavaintojen tuloksiin on lisätty 0,16 metriä pinnankorkeusasteikon ja Mikkelin kaupungin asteikon välisen asennuseron korjaamiseksi. Kuten kuvasta 6 voidaan nähdä, täsmäivät kansalaishavainnot hyvin jatkuvatoimisesti mitattuihin arvoihin muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta.



Kuva 6. Kansalaishavainnot (punainen), Xamkin tutkijoiden tekemät korkeushavainnot (sininen) sekä Xamkin jatkuvatoimisen pinnankorkeusanturin tulokset (vihreä) Urpolan luontokeskuksen puistoväylän sillalta 15.5.–27.10.2023.

Kansalaishavaintojen luotettavuutta tarkasteltiin myös tarkemmin vertaamalla niitä ajankohdan mukaan lähintä jatkuvatoimisesti mitattua arvoa vastaan regressiosuoran avulla. Sama tehtiin Xamkin tekemille havainnoille. Kuvassa 7 nähdään selittävyysasteen R^2 olevan kansalaishavainnoille 0,9329 ja Xamkin havainnoille 0,9961. Kansalaishavaintoja oli 29 kappaletta, kun taas Xamkin havaintoja oli 12 kappaletta.



Kuva 7. Kansalaishavaintojen ja Xamkin pinnankorkeushavaintojen regressiosuorat verrattuna jatkuvatoimisesti mitattuun pinnankorkeusarvoon sekä suorien selittävyysasteet R^2 .

Valtaosa kansalaishavainnoista täsmää hyvin jatkuvatoimisesti mitattuun pinnankorkeuteen. Selittävyysaste on täydellinen tuloksen ollessa 1, joten kansalaishavainnoilla päästiin hyvin lähelle jatkuvatoimisesti mitattuja arvoja. Muutamia selkeitä virhelukemia aineistosta löytyy, ja ne laskevat selittävyysastetta. Näissä tuloksissa kansalaishavainnon tekijälle on voinut tapahtua esimerkiksi lukuvirhe asteikosta tai näppäilyvirhe ilmoittaessa tuloksia Havaintolähettiin. Pinnankorkeusasteikon tarkempi lukeminen voi olla myös haastavaa. Esimerkiksi jos ajanhetkellä vedessä on paljon liikettä, kuten aaltoja, voi tarkan pinnankorkeuslukeman saaminen olla lähes mahdotonta. Lisäksi myös kansalaishavainnoissa käytetyssä asteikossa lovet ovat kahden senttimetrin välein, mikä voi aiheuttaa lukuvirheitä.

Tulosten ja tehdyn vertailun perusteella voidaan sanoa pinnankorkeuden kansalaishavaintojen olleen luotettavia Urpolan luontokeskuksen puistoväylän sillalla. Luotettavuutta saadaan parannettua poistamalla tunnistetut virhelukemat aineistoista. Kansalaishavainnoilla saatujen tulosten luotettavuuden varmentaminen ja tulosten tutkimuksiin käyttäminen tarvitsevat aina asiantuntijan tekemää tarkastelua mahdollisten virhetulosten tunnistamiseksi ja poistamiseksi. Kansalaishavaintopisteessä, jossa ei ole muita verrokkituloksia, voi virhetulosten havaitseminen olla vaikeaa. Jos kansalaishavainnoilla saatuja tuloksia käytetään tieteelliseen tutkimukseen, olisi verrokkiaineistoa hyvä tuottaa ammattitaitoisen tutkijan tai automaattisen mittalaitteen toimesta.

Esittelytilaisuudet vapaa-ajan asukkaille

Kohderyhmänä olivat vakituiset sekä vapaa-ajan asukkaat, joiden määrä alueella on merkittävä ja merkitys alueen hyvinvointiin suuri. Kansalaishavaintojen kytkemiseksi osaksi vesistöjen tilanseurantaa päätettiin, että vapaa-ajan asukkaiden tavoittaminen alueella on tärkeää, koska seutu on tunnettu lukuisista kesämökeistä. Esimerkiksi Mäntyharjulla on 6 000 asukasta ja vapaa-ajan asukkailla kesämökkejä 4 800 kappaletta. Vapaa-ajan asukkaat sekä vakituiset asukkaat tavoitettiin tekemällä yhteistyötä Vapaa-ajan asukkaiden Liitto VAAL ry:n sekä Suomen Omakotiliitto ry:n kanssa. Tavoitteena oli järjestään viisi tilaisuutta, joissa kerrottiin hankkeen teeman liittyvistä lähivesitutkimuksista ja jaettiin tietoa lähivesistä, mikromuoveista sekä kansalaisille kehitetyistä palveluista että hankkeen tuloksista. Lisäksi kansalaishavainnointia, seurantakiinnostuksen periaatteita ja ympäristön roskaantumisen vastaista talkootyötä esiteltiin Mikkelin tiedepäivillä 22.2.2023.

Markkinoinnissa teeman valinta on tärkeää. Yhteistyössä päätettiin, että yhteinen ja kiinnostava teema olisi vesistöpäivä, jossa kerrottaisiin siitä, miten kuntalaiset voivat havainnoida järvesien tilaa, missä kunnossa lähivesistöt ovat ja miten paikalliset ja vapaa-ajan asukkaat voivat huolehtia vesistöistä, sekä annettaisiin mahdollisuus tutustua vesistöjen kuntoon ja niiden puhtaana pitämiseen. Tilaisuudet suunniteltiin kiinnostuneiden kuntien kanssa yhteistyössä ja niitä lähestyttiin yhteistyöehdotuksella. Tilaisuudet ajoitettiin viikonloppuihin ja iltoihin, joten kaikilla oli mahdollisuus osallistua.

Markkinoinnissa hyödynnettiin niin kunnan kuin yhteistyötahojen viestintäkanavia eli verkkosivuja ja sosiaalista mediaa ennen sekä jälkeen

tilaisuuden. Näin varmistettiin, että WaterPlus-hankkeen löytävät kiinnostuneet sekä myös ne, jotka eivät päässeet tilaisuuteen. Viestinnän ohjeena oli kaikille tahoille, että järjestäjien, rahoittajan ja hankkeen logojen tulee näkyä viestinnässä ja ohjelmissa. Pääosin tässä onnistuttiin, mutta kuntien viestinnän kohdalla tästä oli poikkeuksia.

Tilaisuuksia järjestettiin viidessä kunnassa, Kangasniemi, Mäntyharju, Rantasalmi, Heinävesi sekä Sulkava, joissa on noin 15 000 kesämökkiä. Ajankohtaehdotukset kunnista osuivat pääosin suurien yleisötilaisuuksien ajankohtiin, kuten Kangasniemen Kesän avaukseen, jonka yhteydessä järjestettiin Kangasniemen kunnantalolla ”Vesistöilta Kangasniemellä”. Paikalle saatiin myös kunnan johtohenkilöitä. Markkinointi tehtiin järjestäjien sivuilla, ja yhteistyötahoihin kuului myös kunta, jotten saatiin hyvä näkyvyys myös kunnan sivujen sekä sosiaalisen median kautta (kuva 8).



Kuva 8. Sulkavalla yhteisen ja yhteisesti markkinoitun kesäasukasillan avulla tavoitettiin 60–100 ihmistä. Paikalla kokeiltiin myös SiistiBiitsi-sovellusta.

Tilaisuuksissa tavoitettiin noin 20–100 ihmistä paikasta riippuen. Tilaisuuksien luonne vaihteli, ja Mäntyharjulla oli esittelypiste (kuva 9) sekä puheita, kun taas Kangasniemen valtuustosalissa tilaisuus oli enemmän luentotyypinen. Tilaisuuksissa oli kahvia sekä arpajaisia eri toimijoiden tarjoamina.



Kuva 9. Vesistöpäivä vakituisille ja vapaa-ajan asukkaille järjestettiin Mäntyharjulla 20.5.2023 osana laajempaa tapahtumaa (kuva ©Marju Silander).

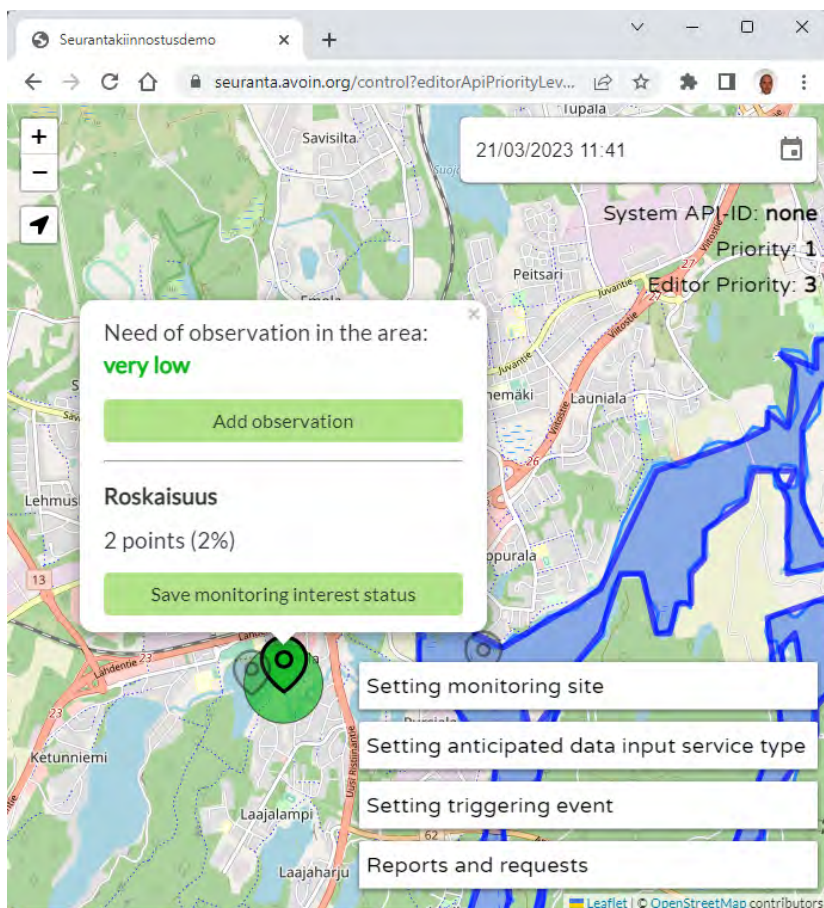
Kansalaiset olivat kiinnostuneita lähivesien tilasta. Osallistujien ikä vaihteli riippuen tapahtumasta. Luentotyypiset tilaisuudet keräsivät pääosin yli 40-vuotiaita, kun taas kesäpäivän avauksissa tavoitettiin paljon myös nuoria. Erityisen kiinnostuneita oltiin lähivesien kunnostamisesta sekä mikromuovien vaikutuksesta järvien tilaan, ja se nousi esille erityisesti Kangasniemellä, jonne suunnitellaan uusia tuulivoimaloita. Lähiympäristön seurannasta kiinnostuneita oli vähän, mutta WaterPlus-hankkeessa tehdyt käyntikortit ja muu markkinointimateriaali kävivät hyvin kaupaksi.

Seurataan lähiympäristön kuntoa -kampanja ja seurantakiinnostusjärjestelmän esittelyversio

Teknisenä demonstraationa tuotettiin Mikkelin alueelle Seurataan lähiympäristön kuntoa -kampanjasivusto, jolla esiteltiin seurantakiinnostuksen teknisiä mahdollisuuksia havainnoinnin keskittämiseen ja ohjaamiseen tietyille paikoille määritellyistä aiheista, silloin kun kyseiset havainnot ovat ajankohtaisia. Palveluissa, kuten vesi.fi, havaitsija voi ilmoittaa havaintonsa siellä missä haluaa, eli spontaanin havainnon lähettäminen on helppoa. Kuitenkin satunnaisissa paikoissa satunnaiseen aikaan tehtyjen havaintojen käyttö muuna kuin satunnaisena tilannetietoilmoituksena on hankalaa esimerkiksi silloin, jos haluttaisiin tuottaa tilastoja tai aikasarjoja.

Vesistöjen kansalaishavaintoja laajasti kansalaisilta keräävässä Järvi- ja Meriwiki-palvelussa (jarviwiki.fi) havainnot yhdistetään havaintopaikkoihin, joita kansalaishavaintosijat saavat vapaasti perustaa valitsemiinsa paikkoihin. Paikkoihin merkityt havainnot kootaan automaattisesti nimenomaan kyseistä paikkaa kuvaavien havaintojen aineistoiksi: Mikäli havaintoja paikalla tehdään usein, saadaan näkyville kesän vedenlaadun kehitystä kuvaava käyrä. Palvelun kartoilla havaintopaikkaa klikkaamalla huomaa, mikäli havaintopaikalta ei viime aikoina ole tullut havaintoja. Monesti havaintosijoiden kertaluontoiset havaintoilmoituskokeilut jäävät havaintopaikoiksi, joita ei myöhemmin täydennetä muilla havainnoilla. Lähekkäiset havaintopaikat saattavat aiheuttaa sekaannusta ja aikasarjojen jakautumista eri havaintopaikkojen välillä, kuten vahingossa kävi Urpolanjoella vedenkorkeushavainnoissa. Usein rinnakkaiset paikat ovat myös tarpeen, jos esimerkiksi tietty paikka aikasarjoineen halutaan varata valtakunnalliseen ja vaikkapa viranomaisen ylläpitämään havaintotoimintaan.

Seurantakiinnostustekniikassa havaintopaikkojen valinnan joukkoistamista tehdään vastaavasti havaintopaikkakohtaisesti, mutta havaintopaikkaa varten voitaisiin määritellä myös siellä kiinnostava havaintotyyppi ja kiinnostuksen taso määräytymismekanismineen: Syken CitobsDB-kansalaishavaintoalustalle voidaan jarviwiki.fi:n tapaan tallentaa kansalaisten ja ammattilaisten yhteiseen käyttöön havainnoinnin paikkoja. Seurantakiinnostuksen käytettävissä olleen käyttöliittymädemostraatioversion avulla oikeus määritellä havaintopaikkoja ja niiltä seurattavia asioita olisi kuitenkin mahdollista rajata vain kampanjointia organisoivalle ryhmälle, joka toki voisi olla paikallistenkin henkilöiden ryhmä. Tavallisten havaintosijoiden käyttöön saataisiin havainnonkeräys- tai talkookampanjointia varten näkymä, jossa tärkein pyydetty havainto paikkoineen juuri tietynä päivänä ja kellonaikana olisi merkitty suurimmalla ja punaisimmalla karttamerkillä (kuva 10).



Kuva 10. Seurantakiinnostuksen demonstraatioversio kampanjan paikalliselle ohjaajalle. Paikallinen ohjaaja voi muun muassa määrittellä havaintopaikkoja ja tallentaa erikseen määritellyn seurantakiinnostuksen pistemäärätilanteen kartoilla erikseen näkyväksi ilmoitukseksi. Tavalliselle havaitsijalle näytettävässä karttanäkymässä näkyisi vain kiinnostuksen paikkoja osoittavia paikkasymboleita, joiden värillä, koolla sekä ilmoitetulla piste- ja prosentimäärällä kuvattaisiin kiinnostuksen suuruutta juuri tietyn asian havainnon ilmoittamiseksi.

Seurantakiinnostus (S) ilmoitetaan kampanjan ohjaajan määrittelemän kaavan mukaan: Joko määritellyn aikaan tai tiettyntyyppisen ilmoituksen jälkeen havaitsijoille ilmaistaisiin pistemäärää osoittavalla S-arvolla, että uusien havaintojen saaminen kiinnostaisi paljon. Jonkin ajan kuluttua kiinnostus nousisi jälleen seuraavien havaintojen hankkimiseksi ja mahdollisesti havaintojen aikasarjan muodostamiseksi. Uudesta ilmoituksesta tietyllä hetkellä saatavalle pistemäärälle voidaan asettaa myös minimi- ja maksimitasot, joiden mukaan vaikkapa karttamerkini väri voidaan muuntaa prosenttiluvuksi skaalatulla arvolla (P). Hetkellinen S-arvo voidaan myös tallentaa erillisenä ilmoituksena CitobsDB:n kautta jaettavaan paikkatietoaineistoihin, joten se olisi esitettävissä ”herätteenä” erilaisissa verkkokarttapalveluissa.

Valitettavasti havaintojen asettaminen hankkeen aikana käytössä olleella demonstraatioversiolla oli niin monimutkaista ja palvelun toiminta käyttäjälle niin hidasta, että kokeilua ei ollut käytännöllistä toteuttaa vapaaehtoisten avulla. Muissa hankkeissa pääosin toteutettu demonstraatioversiokin saatiin käyttöön vain kesäksi 2023, eivätkä muut käyttöliittymät, kuten vesi.fi ja jarviwiki.fi, vielä tue sen tietoturvallista käyttöä. Tarvittavien teknisten alustapalveluiden kehitys Sykessä jatkuu taas alkaen vuodesta 2024 muissa hankkeissa. Toisaalta seurantakiinnostuksen pistelasku tukisi merkittäväällä tavalla toimintamallia, jossa paikallinen järjestö, yritys tai yhteisö järjestäisi tavoitteellista havainnoinnin ja osallistamisen toimintaa paikallisesti esimerkiksi pelillistämisen tekniikoita apuna käyttäen. Tässä tarvittavat paikkaan sidottujen pelien ja palveluiden mobiilikäyttöliittymät olisi tarpeen toteuttaa hankkeessa alusta lähtien toimivien kansalaisjärjestö- ja yrityskumppaneiden kanssa. Tällaisille hankkeille olisi esimerkinomaisesti ja ideoiden demonstraatio-tarkoitukseen tekninen alusta valmiina eli tässä hankkeessa toteutettu ”Seurataan lähiympäristön kuntoa” kampanja. Kampanjaa ei varsinaisesti käynnistetty ja markkinoitu, koska tavallisten osallistujien käyttäjäkokemukset olisivat jääneet vaatimattomiksi, mutta sen avulla voidaan esitellä palveluiden jatkokehityksen mahdollisuuksia.

Hankkeen aikana ideoitiin ”Seurataan lähiympäristön kuntoa” -kampanjatoimintaa, jossa erilaisia ympäristön havainnoinnin ja lähiympäristö-talkoiden yksin tai ryhmässä tehtävien toimenpiteiden (roskien siivous, keväisin talven routavaurioiden kartoitus liikuntapaikoilla, katujen ja kiinteistöjen vikatilanteiden ja vaurioiden yleinen ilmoittelu jne.) tarvetta eri paikoissa ja aikoina voidaan esitellä asiaan osallistuville. Esimerkkinä viestintämateriaalista yleistä paikallisosallistumistoimintaa varten on tarra (kuva 11), jonka avulla voitaisiin merkitä paikkoja, joilla vapaaehtoisten osallistumista usein toivotaan. Järjestely jää hankkeen jälkeen toimimaan, ja sitä voidaan päivittää myöhemmän kehityksen mukaisesti. Näin kyseisellä QR-koodilla voidaan ohjata käyttäjät aina kulloinkin ajankohtaisille palvelusivuille.



Kuva 11. Seurantakiinnostuksen esittelykampanja "Seurataan lähiympäristön kuntoa" ohjasi karttapalveluihin, joissa yhdistetään ja priorisoidaan erilaisen paikallisen havainnoinnin ja osallistumisen tarpeita osallistumista varten.

Toimittaessa avoimen datan ja avoimien rajapintojen avulla toimintaan voisi liittyä erilaisia pelien yms. mobiiliapplikaatioiden palveluntarjoajia ja toiminnan organisoojia, joiden palvelut olisivat yhteentoimivia eri palveluntuottajien kesken. Tämä mahdollistaisi selkeän viestinnän myös osallistujien suuntaan. Olisi myös mahdollista asettaa alueellisia tietoaineistojen ja toiminnan tavoitteita, joita eri osallistujaryhmät voisivat yhdessä edistää. Tällaiselle yhteistoiminnan järjestämisen mahdollisuudelle voidaan nähdä myös taloudellista arvoa ja merkitystä esimerkiksi uudenaikaisena yksityisenä tai yhdistysten palvelutoimintana.

Johtopäätökset

Kansalaishavainnoinnin järjestäminen on pohjimmiltaan viestintää, ja käytännön järjestelyt monessakin mielessä ovat avainasemassa. Yhteistyö alueen eri toimijoiden kanssa on tärkeää jo tilaisuuksien suunnitteluvaiheessa, ja näin tilaisuudet voidaan ajoittaa hyvin sekä yhteisesti markkinoida, jolloin mahdollisimman moni aiheesta kiinnostunut pääsee paikan päälle. Vapaa-ajan sekä vakituisten asukkaiden tilaisuudet ajoitettiin viikonloppuihin ja kesäiltoihin. Näin kaikki yhteistyötahot hyötyvät ja tilaisuuksien laatu sekä hanketulosten vaikuttavuus paranevat. Oppilaille järjestetyissä tilaisuuksissa on tärkeää puhutella heitä oikealla tavalla, ja esimerkiksi pelit koettiin oppilaiden ja lasten keskuudessa kiinnostaviksi. Esittelytilaisuuksissa niillä sai heidän täyden huomionsa.

Huomion herättämisestä kertaluontoisessa tapahtumassa tai ilmoitusjärjestelmien kokeilemisesta on kuitenkin vielä matkaa kansalaishavainnointitavan muodostumiseen. Havainnosta ilmoitushetkellä kiittelevän ilmoituslomakkeen ja ihastusta herättävän pitkäaikaisen sitoutumisen tuottaman näyttävän aikasarjan välistä puuttui selvästi kannustavan palautteen antamisen antotapa. Monet havaintopaikat jäivät lähinnä kertakokeiluiksi, joihin kertyy vain yksittäisiä havaintoja lähinnä ensimmäiseltä kokeilukerralta. Automaattiset muistutusviestit järjestelmistä saattaisivat olla jatkossa harkinnanarvoinen vaihtoehto, mutta kestävämpi tapa lie nee tukea paikallisen yhteisöllisen toiminnan kehittymistä: Havaintopaikka, johon olisi sitoutunut useampi henkilö tai jokin paikallinen yhdistys ja jonka havaintojen kertymiseen – tai kertymättömyyteen – myös jokin ulkopuolinen taho osoittaisi säännöllistä kiinnostusta, voisi tuottaa varmemmin havaintotietoja paikallisesta ympäristöstä. Sopiva ulkoinen tunnustus kehittäisi myös sisäistä motivaatiota yksilölle ja ryhmälle omaksi koetussa tekemisessä.

Esittelytilaisuuksien yhteydessä yritettiin käynnistää erilaisia kampanjoita ja tempauksia kansalaishavaintojen rekrytoimiseksi mukaan vapaaehtoistoimintaan, mutta osallistumisesta havainnointiin ei jaettu havaintokohtaisia palkkioita tai järjestetty havaintojakohtaisia kisoja. Tarjotut kannustimet olisivat toteutuneet osallistujille vasta paljon osallistumistapahtumaa myöhemmin, ja koska niihin ei liittynyt merkittävää suoraa rahallista tai muuta arvoa, ne eivät houkuttelleet osallistujia. Tarjolla oli esimerkiksi mahdollisuus saada osallistumistodistus, joka olisi voinut olla avuksi koululaisille kesätöiden hankkimisessa. Havainnoinnin aloittamisen motivoinnissa jo pullopanttien kokoluokan pienet palkinnot olisivat selvästi tarpeen, mutta tämä vaatii hankkeissa varautumista sekä

tehtävään soveltuvien järjestelmien ja järjestelyiden kehittämisessä että palkkiotoimintaan erikseen budjetoitua rahaa, unohtamatta palkkioiden rahoituksen varainhankinnan kustannuksia tai vaadittavan raha- ja sopimusasioiden hallinnoinnin järjestelyitä.

Tällä hetkellä Syken Citobs-kansalaishavaintojen joukkoistamisalustan rajapintojen avulla ei ole vielä voitu tuottaa mobiiliapplikaatioita, joilla havaitsijoiden henkilötietoja olisi voitu käsitellä palkintojen jakamisen ja maksamisen vaatimalla luotettavuudella ja luottamuksellisuudella. Kansalaishavainnoinnin ja joukkoistamisen Citobs-alusta on luotu nimenomaan anonyymien tai pseudonymisoidun tiedon käsittelyyn, ja alustaa hyödyntävien mobiilipalveluiden tehtävänä on niihin liittyvien käyttäjien henkilötietojen hallinnoiminen. Alustalle keskitetysti toteutettu tuki sellaisten kilpailu- jne. palveluiden järjestämiselle, joissa havaitsijoiden henkilökohtaisista tai havaintopalveluiden järjestäjäorganisaatioita koskevasta rahaliikenteestä voidaan huolehtia, on selvästikin tarpeen.

Osallistumisen motivoinnin pieniä palkkioita olisi myös järkevää kerätä joukkorahoituksella tai pienillä lahjoituksilla. Tällainen varainhankinnan ja kilpailullisen palkitsemisen toiminta soveltuisi yhdistyksille ja yrityksille paremminkin kuin tutkimuksen tai koulutuksen organisaatioille tai julkishallinnollisille laitoksille. Toisaalta julkishallinnollisten toimijoiden olisi palkkioiden jakotoiminnan avulla mahdollista taata saatavuus vaikkapa kerättävien havaintojen ja yleisten havaintokohteiden joukkoistetusti tuotetuille tietoaineistoille, jos toiminnan tavoitteista ja tuloksia vastaavista korvauksista voitaisiin sopia järjestävien yhdistysten ja yritysten kanssa myös suurempina hankintoina. Koska havaintojen tavoiteltujen lukumäärien ja yksittäisten havaintotapahtumien kiinnostavuutta osoittavien pistemäärien avulla voidaan määritellä kriteerejä joukkoistamalla hankittavien aineistojen ominaisuuksille, ei rahoitusta tarvitse myöntää yleisavustuksena, vaan tarvittaessa kilpailutettavana hankintana toiminnan yleiseksi järjestämiseksi. Tämä edellyttää joukkoistamisen alustaa ja yhteistä havaintotoiminnan tulosten tietoaineistoa, jonka varaan erilaisia pelillisiä ja osallistavia mobiiliratkaisuja olisi helppo rakentaa.

Tällaiselle joukkoistamisalustalle yhteisesti kerättyjen uusien havaintotulosten lisäarvo voitaisiin hankinnan avulla saatavan rahoituksen avulla jakaa toimintaan osallistuville yrityksille ja yhteisöille. Hankinnassa maksun vastikkeena saataisiin kerätty uusi esimerkiksi tietyn kesän havaintoaineisto. Hankintaehtoihin voitaisiin luonnollisesti kirjata esimerkiksi minimivaatimuksia kertyneelle aineistolle lukumäärinä ja kiinnostuspisteiden kertyminä, minimivaatimusten ylittävän havaintojen korvausta kohottavan

vaikutuksen säännöt ja maksimimäärä korvaukselle eli kattohinta hankinnalle. Olisi myös suunniteltava, miten vaikkapa vesistön kunnostushanke voisi mahdollisesti saada tukea kustannuksiinsa ja toimintaansa sen pohjalta, että se järjestää alueella toimiville tärkeiden ympäristöhavaintojen ilmoittamisen mahdollisuuksia ja siihen kannustavaa toimintaa.

Hankkeen aikana esiteltyä ja kehitettyä havainnoinnin seurantakiinnostuksen laskennan mekanismia voidaan käyttää joukkoistettujen tulosten hankintaprosessissa apuna, mutta varsinaisesti tällainen uudenlainen hankintaprosessi saadaan luotua vain kokeiluilla. Kyseessä ei ole enää pelkästään tekninen ongelma. Asian vaatimia sopimuksia olisi luonnosteltava ja valmisteltava ennen käytännön kokeiluja tehtävään soveltuviin organisaatioiden kanssa. Vielä melko abstraktilla tasolla olevia suunnitelmia paikallisen yhteistyön järjestämisestä yleisesti olisi konkretisoitava kokeilukohteissa siten, että teknisille alustoille voidaan toteuttaa selkeitä järjestelyiden käytännön toteuttamisen tapoja. Osallistuville rahoittaville ja toteuttaville organisaatioille olisi erityisen tärkeää voida arvioida vaadittuja ponnistuksia ja omia panostuksia verrattuina odotettavissa oleviin tuloksiin eli kerättyjen tietojen todennäköiseen arvoon ja näitä vastaan jaettavaan palkkio- ja järjestelyrahoihin. Vapaaehtoistoiminnassa on lähdettävä ajatuksesta, että satunnainen vaihtelu ja hyvin monimutkaiset vuorovaikutukset määrittelevät, kuinka paljon ilmoituksia lopulta saadaan kerättyä ja kuinka arvokkaina niitä voidaan pitää. Toisaalta vaihtelu ja toiminnan vapaaehtoisuus saattavat kannustaa toimintaan sitoutumiseen, jos vaikkapa oma aktiivisuus suoraan vaikuttaa oman koti- tai mökkivesistön kunnostusprojektin tämän toiminnan kautta saamaan tukeen juuri tänä kesänä.

Yhteenvetona voidaan todeta, että toiminnan esittelyn vastaanotto on ollut myönteistä ja osallistujamäärät ovat olleet korkeita markkinoiduissa tilaisuuksissa, mutta panostukset uuteen teknologiaan eivät johtaneet merkittäviin havaintomääriin alueella. Pelkkä mahdollisuuksien esittely ei riitä toiminnan ulkoisena kannustimena havaitsijoiden pitkäaikaisen sitoutumisen sisäisten kannustimien syntyminen ja riittävään vahvistumiseen. Mikäli havainnointia järjestetään organisoidun systemaattisesti, voitaisiin saada aikaan ruohonjuuritason kiinnostuksesta kumpuavaa ympäristöaiheisiin yleisemminkin liittyvää toimintaa.

LÄHTEET

Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus/Sinilevätilanne. Valtakunnallisen sinileväseurannan alueellinen yhteenvetosivu verkkopalvelu Järvi- ja Meriwikiissä. Saatavissa: https://www.jarviwiki.fi/wiki/Etel%C3%A4-Savon_elinkeino-,_liikenne-_ja_ymp%C3%A4rist%C3%B6keskus/Sinilev%C3%A4tilanne [Viitattu: 7.11.2023]

Järvi- ja Meriwiki, Verkkopalvelu, palvelun ylläpitäjä Suomen ympäristökeskus (Syke). Saatavissa: <https://jarviwiki.fi> [Viitattu: 7.11.2023]

Kansalaistiede: Mitä kansalaistiede on? Tampereen yliopisto. 2023. URL: <https://libguides.tuni.fi/kansalaistiede> [Viitattu: 8.11.2023]

Keller. Series 36X -tuotesivu. Saatavissa: <https://keller-druck.com/en/products/level-probes/standard-level-probes/series-36xw> [Viitattu: 8.11.2023]

Launialanlahti. Valtakunnallisen sinileväseurannan havaintopaikka verkkopalvelu Järvi- ja Meriwikiissä. Saatavissa: [https://www.jarviwiki.fi/wiki/Ukonvesi_\(Saimaa\)_04.151.1.001/Valtakunnallinen_sinilev%C3%A4seuranta_\(Launialanlahti\)](https://www.jarviwiki.fi/wiki/Ukonvesi_(Saimaa)_04.151.1.001/Valtakunnallinen_sinilev%C3%A4seuranta_(Launialanlahti)) [Viitattu: 7.11.2023]

Luonteri, Sammalkallio. Havaintopaikka ”Saimaa (04.112.1.001)/Luonteri, Sammalkallio” verkkopalvelu Järvi- ja Meriwikiissä. Saatavissa: https://www.jarviwiki.fi/wiki/Saimaa_04.112.1.001/Luonteri,_Sammalkallio [Viitattu: 7.11.2023]

Sahi, I., Hallanaro, E-L. & Aho, K. 2022 Ruoveden linnusto ja luonto, 436 s <https://oy.finna.fi/Record/vaari.2731118> ISBN: 978-952-94-6576-7

Setälä, O. & Suikkanen, S. 2020. Suomen merialueen roskaantumisen lähteet. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2020:9. PDF-tiedosto. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5140-8> [Viitattu: 8.11.2023]

Ukonvesi (Saimaa). Järvikohtainen yhteenvetosivu ”Ukonvesi (Saimaa) (04.151.1.001)” verkkopalvelu Järvi- ja Meriwikiissä. Saatavissa: [https://www.jarviwiki.fi/wiki/Ukonvesi_\(Saimaa\)_04.151.1.001](https://www.jarviwiki.fi/wiki/Ukonvesi_(Saimaa)_04.151.1.001) [Viitattu: 7.11.2023]

Valtakunnallinen sinileväseuranta. Havaintokampanja verkkopalvelu Järvi- ja Meriwikiissä. Saatavissa: https://www.jarviwiki.fi/wiki/Valtakunnallinen_sinilev%C3%A4seuranta [Viitattu: 7.11.2023]

Vesistöilta Kangasniemellä. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.kangasniemi.fi/tapahtumat/kangasniemen-kesan-avaus/> [Viitattu 7.11.2023]

Vesi.fi, Verkkopalvelu. Saatavissa: <https://www.vesi.fi/> [Viitattu: 7.11.2023]

MIKKELIN KAUPUNKIJOKIEN VEDENLAADUN SEURANTAA

Aki Mykkänen & Niina Laurila & Joonas Kahiluoto

Jatkuvatoimisilla mittauksilla päästään nopeasti kiinni vedenlaadussa tapahtuviin äkillisiin, mahdollisesti myös lyhytaikaisiin muutoksiin, jotka perinteisessä näytteenotossa saattaisivat jäädä huomaamatta. Näytteenottoja ei yleensä ole mahdollista tehdä usein, kun taas jatkuvatoimisilla mittausjärjestelmillä voidaan tuottaa jatkuvia datasarjoja halutulla aikavälillä. Useiden tekijöiden samanaikaisella mittauksella saadaan muutoksia aiheuttavien tekijöiden vaikutus vedenlaatuun kokonaisvaltaisemmin selville. Jatkuvatoimisten mittausten laatua tulee kuitenkin todentaa. Mitareiden anturit voivat esimerkiksi haastavissa kohteissa likaantua, mikä näkyy mittaustuloksissa hitaasti tapahtuvana ryömintänä. Tämä vaikutus täytyy osata erottaa ympäristöstä tapahtuvista muutoksista. Automaattisten mittausjärjestelmien tuottaman datan luotettavuus on verrannollinen laadunvarmistukseen käytettyyn aikaan.

WaterPlus-hankkeessa toteutettiin kaksi vedenlaadun mittaussarjaa, jotka kohdistuivat Mikkelin taajama-alueen jokiuomiin: Siekkilänjokeen sekä Urpolanjokeen. Veden laadussa tapahtuvia muutoksia seurattiin usealla jatkuvatoimisella laitteilla, joiden toimintaa varmennettiin automaattisen laadunvarmennuksen lisäksi viikoittaisilla kenttämittauksilla. Lisäksi kohteiden vedenlaatua seurattiin näytteenotoin.

Mittauskohteet

WaterPlus-hankkeessa mittauksia tehtiin vuonna 2022 Mikkelin Siekkilänjoella, joka on osa Emolanjokea, sekä vuonna 2023 Urpolanjoesta. Molemmat kohteet sisältävät suuria maa-alueita sekä myös osia Mikkelin kaupunkialueesta. Emolanjoen ja Urpolanjoen valuma-alueet vaikuttavat Mikkelin alapuolisen Saimaan vedenlaatuun. Näistä kahdesta valuma-alueesta kuormitusta tulee enemmän Emolanjoesta, ja sen pinta-ala on 116 km² (Urpolanjoen valuma-alueen pinta-ala on 45 km²). Siekkilänjoen mittauspisteet (3 kpl) kattoivat Emolanjoen valuma-alueesta 61 km², ja alueen kokonaispinta-ala on 116 km². Urpolanjoessa mittauksia tehtiin

useammalla laitteistolla viidessä pisteessä, joilla katettiin koko Urpolanjoen valuma-alueelta 45 km². Taulukkoon 1 on koottu hulevesialueiden maankäyttö.

Taulukko 1. Maankäyttö Emolanjoen ja Urpolanjoen valuma-alueilla (Value, valuma-alueen rajaustyökalu KM10, 2023)

Maankäyttö [%]	Emolanjoen valuma-alue	Urpolanjoen valuma-alue
Asuinalueet	4,7	8,3
Teollisuus, palvelut ja liikenne	5,8	4,7
Maa-ainesten ottoalueet, kaato-paikat, rakennustyöalueet	0,2	0,3
Virkistys- ja vapaa-ajan toiminta-alueet	2,5	1,5
Viljelysmaat	4,6	5,7
Monipuoliset viljelmät		0,1
Laidunmaat	0,1	
Heterogeeniset maatalousvaltaiset alueet	0,6	0,2
Sulkeutuneet metsät	59,5	53
Harvapuustoiset metsät, pensaistot, avoimet kankaat	11,7	9,4
Sisämaan kosteikot, suot	0,4	0,1
Kalliot, avoimet kankaat		0,1
Sisävedet	9,8	16,7

Vesienhoidon kolmannen kauden seurannassa molemmat joet on luokiteltu ja niille on annettu ekologinen tila, joka perustuu tehtyihin biologisiin, fysikaaliskemiallisiin sekä hydro-morfologisiin muuttujiin. Emolanjoen tyyppinä on keskisuuret kangasmaiden joet ja Urpolanjoen pienet kangasmaiden joet. Molempien ekologinen luokka on hyvä. (Hertta-tietojärjestelmä.)

Xamkin käyttämät vedenlaatumittarit

Kohteiden seurannassa käytettiin YSI-vedenlaatumittareita. Vuonna 2022 7-nimisellä joella mittaukset toteutettiin hanketta varten ostetuilla YSI EXO-2- ja YSI 6920 V2 vedenlaatumittareilla. Urpolanjoella mittauksia päästiin tekemään useammalla laitteistolla, sillä hanke sai käyttöönsä

kaksi YSI EXO 3 -mittaria, joiden lisäksi mittauksia jatkettiin hankkeen YSI EXO 2- ja YSI EXO 3 -mittareilla (kuva 1). YSI EXO 3 -laitteisto hankittiin 6920 V2:n tilalle sen vikaantuttua 7-nimisen joen mittauksen aikana. Laitteiston tuotetuki oli päättymässä kesällä 2023, joten oli järkevää hankkia uusi mittari vikaantuneen tilalle.



Kuva 1. Vuonna 2023 Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun mittauksiin käytetyt kolme YSI EXO-3 -vedenlaatumittaria sekä yksi YSI EXO-2 -mittari (kuva Aki Mykkänen).

YSI EXO -sondit saavat normaalisti käyttämänsä virran D-paristoista. Mittalaitteita muokattiin niin, että EXOn tarvitsema virtaa saatiin paristojen sijaan ulkopuolisesta akusta. Virtalähteenä käytetyt 12 voltin moottori-pyörien geeliakut mahdollistivat jopa kuukausien toiminta-ajan ilman akunvaihtoa. Virtatulo akulta laitteistoon varustettiin sulakkeella mahdollisen vikavirran aiheuttamien vaurioiden estämiseksi. Kaikki käytetty elektronikka rakennettiin lukittavan kytkentäkotelon sisälle (kuva 2), joka suojasi laitteita sekä vandalismita että säältä. Tiedonsiirto suoritettiin kaikissa Xamkin mittarikokoonpanoissa Keller ARC-1 -lähettimien avulla Keller-Kolibri-pilvipalveluun. EXO-2-vedenlaatumittarin tuottama data

muutettiin SDI-12-rajapintaan SOA-signaalinmuuntimella. EXO-3-mittareissa signaalinmuunnin on kiinteänä mittareiden sisällä, jolloin ulkoisia muuntajia ei tarvittu. Pilvipalveluun asetettiin myös mittauskohtaiset hälytysrajat, jolloin niiden ylitymisestä saatiin sähköpostiin tieto.



Kuva 2. Valmis vedenlaadun mittausasema. Kuvassa kytkentäkotelon sisällä ylipänä harmaa Keller ARC-1-lähetin sekä antenni. Lähettimen alapuolella on SOA-signaalinmuunnin, johon kytkennät akun, mittarin sekä lähettimen välillä tehtiin. Alimpana kaikissa asemissa käytetyt 12 voltin geeliakut. (Kuva Aki Mykkänen)

Kohteista seurattiin mittareiden avulla veden lämpötilaa, sähkönjohtavuutta, happamuutta, happipitoisuutta sekä sameutta. Laitteistot kalibroitiin ennen mittauksen aloitusta sekä mittauksen aikana noin kuuden viikon välein. EXO-sarjassa samaa mittausta tekevät anturit on mahdollista kalibroida samanaikaisesti yhtä EXO-runkoa käyttäen. Kalibrointitiedot on siis sisällytetty anturiin, ei sondiin. Tämä nopeuttaa useamman vedenlaatumittarin samanaikaista kalibrointia. Mittareiden toimintaa seu-

rattiin Kolibri-pilvipalvelusta jatkuvasti sekä viikoittaisten kenttäkäyntien yhteydessä.

Jatkuvatoimisten vedenlaatumittareiden lisäksi mittauksia tehtiin myös käsikäyttöisellä YSI ProDSS -kenttämittarilla, jonka avulla saadaan tehtyä helposti havaintoja useista eri pisteistä. Vuonna 2022 kenttämittaria käytettiin pääasiallisesti vain varmentamaan jatkuvatoimisten mittareiden tuloksia, mutta vuonna 2023 samalla tehtiin havaintoja muistakin pisteistä. ProDSS mittaa veden lämpötilaa, sähkönjohtavuutta, happamuutta, happipitoisuutta sekä sameutta. Urpolanjoesta kenttämittausten lisäksi kohteesta otettiin näytteitä, jotka analysointiin Xamkin Ympäristölaboratoriossa. Näytteitä lähetettiin myös ulkopuolisen laboratorion analysoitavaksi.

Syken Envistation

Syken liikkuvalla Envistation-kenttämittausalustalla tehtiin mittausjaksot vuosina 2022 ja 2023. Envistation on rakennettu taukovaunun (kuva 3) pohjalle, ja siinä on 300 kg:n akusto, aurinkopaneelit, etäohjattava generaattori, kompressori, sääasema, näytteenottopumput ja ohjausjärjestelmä. Mittauksissa vesinäyte pumpattiin vaunun mittausastiaan, johon YSI EXO-3 -vedenlaatumittari oli sijoitettu ja josta Optoseven otti omilla pumpuillaan osanäytteen. Jatkuvatoimisina vedenlaatumittareina käytettiin YSI EXO-3 -sondia ja Optoseven FSA-CT1000 -mittalaitetta (Optoseven). EXO-3 mittasi lämpötilaa, sähkönjohtavuutta, liuennutta happea ja sameutta. Optoseven mittasi sameutta ja UV-absorbanssia, joka korreloi vedessä olevan liuenneen orgaanisen aineksen kanssa.



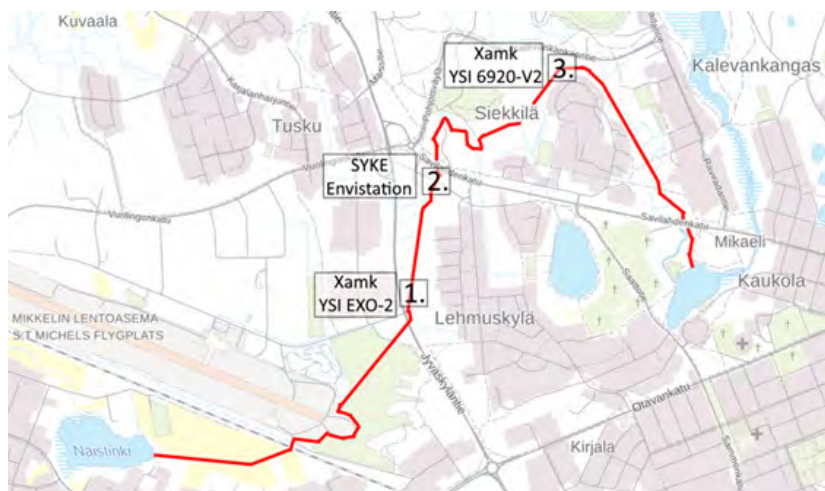
Kuva 3. Envistation-mittausvaunusta vuoden 2022 mittauspaikalta Siekkilänjoen varrelta (kuva Tuomas Hirvonen).

Optosevenin mittauskokoontamisessa oli mahdollisuus mitata ohjelmoitusti tunnetun pitoisuuden kontrolliliuoksia sekä nollaliuosta ja käyttää tuloksia laadunvarmistukseen. Automaattisessa mittausepävarmuuden

määrityksessä hyödynnettiin Syken AutoMUKit-ohjelmaa (AutoMUKit-mittausepävarmuusohjelmisto 2023). AutoMUKit käyttää rutiininäytteiden rinnakkaistuloksia ja tunnettujen referenssiluosten mittaustuloksia mitta-usepävarmuuden arviointiin.

Siekkilänjoen mittaukset

Vuonna 2022 WaterPlus-hankkeen mittauksia tehtiin Mikkelin Siekkilänjoella. Joki on osa Emolanjokea, johon muodostuu hulevesikuormaa useista eri Mikkelin kaupunginosista. Mittauskohteet valikoituivat viranomaisten kanssa käytyjen keskustelujen perusteella. Mittausten laadunvarmistuksen vuoksi laitteistot asennettiin lähelle toisiaan, kuitenkin niin, että eri alueista aiheutuvaa kuormitusta saatiin monitoroitua. Xamkin EXO 2 -laitteistolla monitoroitiin Naistingilta tulevan joen vedenlaatu Jyväskylätien viereiseltä, jo käytöstä poistetun kävelysillan kohdalla. Syken laitteisto asennettiin Oksakujan päätyyn puretun sillan kohdalle. Nyt Naistingilta tulevan veden laatuun vaikutti jo muun muassa Sannastinoja, Tuskun teollisuus- ja asuinalueet ja Lehmuskylän asuinalueet. Kolmanteen kohteeseen Siekkilän asuinalueen pohjoispuolen kävelysillalle asennettiin YSI 6920-V2 sondi. Tässä kohteessa veden laatuun vaikuttaa Siekkilän asuinalueelta johdettujen hulevesien lisäksi Karkialammelta ja Kalevankankaan tulevat vedet. Mittauskohteiden sijainnit ovat esitetty kuvassa 4. Mittauspisteiden 1 ja 3 välillä on jokea pitkin noin 1,7 kilometriä.



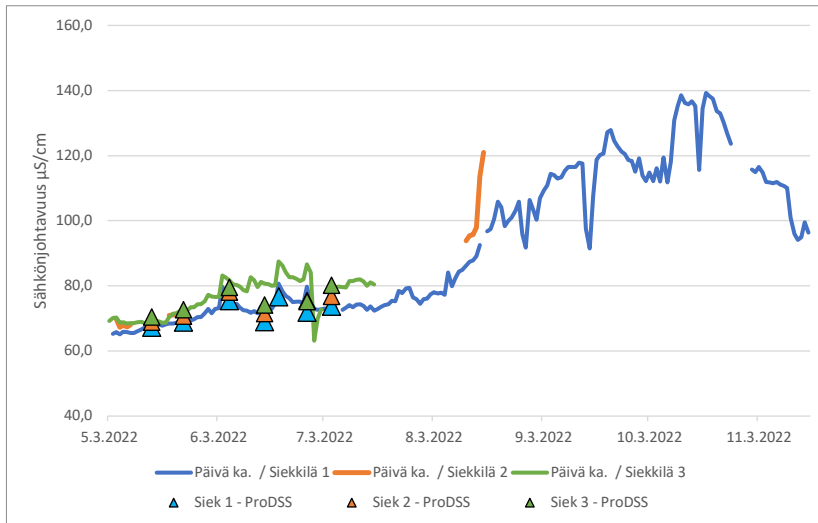
Kuva 4. Siekkilänjoen (korostettu punaisella) mittauspisteet vuonna 2022 (Kartta Maanmittauslaitos, muokkaukset Aki Mykkänen).

Mittaukset käynnistettiin kaikissa kolmessa kohteessa toukokuun alussa 2022, ja mittareita huollettiin noin 4–6 viikon välein. Jo muutama viikko käynnistyksestä Envistationilla ilmeni pumppausongelma, jonka takia veden siirto vaunuun ei enää onnistunut. Pumpussa ilmennyt vika saatiin korjattua vasta elokuussa, mutta pumppu ehti olla toiminnassa vajaan viikon, kun se jälleen hajosi. Mittaukset Syken osalta päättyivät elokuussa, ja laitteisto siirrettiin Helsinkiin huollettavaksi.

Myös Xamkin laitteistoa vikaantui. Heinäkuussa vanhempi YSI 6920-V2 (Siekkilä 3) alkoi antamaan virheellisiä mittaustuloksia. Laitteisto tutkittiin elokuussa, jolloin vian syyksi osoittautui viallinen lämpötila-anturi. Korvaavaa anturia ei kuitenkaan hankittu, koska YSI ei enää tuottanut 6920-V2-sarjalle varaosia. Koska muut mitattavat parametrit tarvitsevat lämpötila-anturin lämpötilakorjausta varten, ei muitakaan mittauksia voida jatkaa. Pitkien toimitusaikojen takia tilalle hankittu korvaava anturi ei ehtinyt saapua ajoissa, jotta se olisi voitu asentaa kohteeseen. Ensimmäinen asema, johon oli asennettuna YSI EXO-2 -anturi, toimi moitteettomasti marraskuun puoleenväliin saakka, jolloin se poistettiin ennen jäiden tuloa.

Siekkilänjoen tulokset

Verrattaessa saatavilla olevia tuloksia toisiinsa ilmeni, että ne ovat johdonmukaisia. Rinnakkaismittaukset ProDSS-kenttäanturilla ovat myös yhtenäisiä jatkuvatoimisesti havaittujen arvojen kanssa. Kuvassa 5 on esitettyä kaikki vuonna 2022 mitatut sähkönjohtavuudet. Toukokuun alkupuolella, jolloin kaikista kolmesta kohteesta saatiin mittaustuloksia, nähdään johtokyvyssä loogista pientä kasvua sen mukaan, mitä pidemmälle joessa mennään. Sähkönjohtavuuden lukemat ovat pienimpiä ensimmäisellä pisteellä ja suurimpia kolmannella. Keskimäärin kasvu on toukokuussa ollut noin 2–3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, joka on todella pieni. Koko mittauskauden toiminnassa olleessa mittarissa (Siekkilä-1) nähdään kasvua kevästä syksyä kohden. Tätä selittää syksyn myötä tulleiden sateiden kasvanut hulevesivaikutus, jolloin jokeen tulee enemmän valumaa. Sähkönjohtavuuden kasvua voivat selittää esimerkiksi valuma-alueella olevat moottoritiet, joiden suolaukseen käytetyt maantiesuolat lähtevät liikkeelle vesisateiden mukana.



Kuva 5. Siekkilänjoen sähkönjohtavuuden päiväkeskiarvot sekä ProDSS-kenttämittarin tulokset. Envistationin (Siekkilä 2) sekä Xamkin YSI 6920V2:n (Siekkilä 3) mittauksissa oli häiriöitä vuonna 2022, minkä vuoksi mittausdataa on vain osalta mittausjaksosta.

Mittalaitteiden kanssa esiintyneiden ongelmien ja katkonaisen datan takia vuoden 2022 mittausjaksosta on vaikea tehdä tarkempaa tulkintaa tai mittareiden välistä vertailua. Koko mittauskauden toiminnassa olleen ensimmäisen pisteen mittarin tuloksista nähdään tyypillisiä jokivesien muutoksia esimerkiksi sameudessa, eikä havaituissa arvoissa ole viitteitä esimerkiksi poikkeuksellisista hule- tai jätevesikuormista. Siekkilä-1-aseamalla nähtiin myös mittauksia haitanneita tekijöitä. Toukokuun aikana pisteestä havaittiin useita kertoja moninkertaisia sameuslukemia, jotka eivät täsmänneet kenttämitattuihin arvoihin. Kenttäkäynnin yhteydessä syyksi paljastuivat surviaisentoukat, jotka olivat peittäneet mittarin ulkopuolen sekä erityisesti mittapäät (kuva 6). Vaikkakin EXO-mittarissa on puhdistusharja lian poistamiseksi mittapäistä, ei se ollut ollut riittävä surviaisten poistamiseen. Mittari huollettiin ja puhdistettiin, minkä jälkeen se toimi hyvin loppu mittauskauden.



Kuva 6. Siekkilä-1-mitta-asemalla mittaushäiriötä aiheuttaneet surviais-entoukat toukokuussa 2022 (kuva Aki Mykkänen).

Laitehäiriöiden takia vuoden 2022 mittauksia Siekkilänjoella eivät onnistuneet odotusten mukaisesti. Yksittäisen mittarin tuloksista on mahdotonta sanoa, ovatko muutokset tapahtuneet koko joessa vai koskevatko ne vain yhtä pistettä. Jatkuvatoimisten mittausten automaattinen sekä manuaalinen valvonta ovat ensiarvoisen tärkeitä, jotta saadaan tuotettua laadukkaita, kohteessa tapahtuvia muutoksia kuvaavia aineistoja. Tästä huolimatta laiterikot tai olosuhteet voivat yllättää. Korvaavien osien tai laitteiden saaminen voi kestää kuukausia, jolloin käynnissä oleva mittauskausi voi olla jo menetetty.

Mittaukset Urpolanjoella

Vuonna 2023 siirryttiin monitoroimaan Urpolanjokea, joka sijaitsee Mikkelin kaupungin eteläpuolella. Kuten aikaisempanakin vuonna, keskusteltiin soveltuvista ja kiinnostavista mittauspaikoista paikallisten viranomaisten kanssa. Mittauksia tehtiin Syken Envistation-aseman lisäksi neljällä Xamkin laitteistolla (kuva 7). Veden laatua monitoroitiin Pitkäjärven luusualta (asema A), Luontokeskuksen sillalta (asema B), Lohikadun kevyenliikenteen sillalta (asema ES), vanhan Ristiinantien kivisillalta (asema C) ja Pursialan ratasillalta (asema D). Asemien A ja D välillä on linnuntietä etäisyyttä noin kaksi kilometriä, kun taas jokiuomaa seuraten etäisyys kasvaa noin 2,5 kilometriin.



Kuva 7. Urpolanjoen vedenlaatua seurattiin viidellä jatkuvatoimisella laitteistolla aina Pitkäjärven luusualta Pursialan purkuun. Pisteet A–D ovat Xamkin YSI EXO mittausasemia sekä piste ES on Syken Envistation (Kartta Google, muokkaukset Aki Mykkänen).

Urpolanjoen laatua seurattiin Siekkilänjoen tapaan myös kenttämittauksilla YSI ProDSS:llä. Satunnaisten käyntien sijasta kenttäkäyntejä tehtiin nyt systemaattisesti viikoittain 11 pisteestä. Mittaus- ja näytteenottopisteet ovat esitettyinä kuvassa 8. Yhteensä kenttäkäyntejä muodostui touko–syyskuussa 19 kappaletta.



Kuva 8. Urpolanjoen kenttämittauspisteet. Asteriksilla merkityistä kohteista otettiin myös vesinäytteitä. Tarkempia tietoja kohteista on esitetty taulukossa 2 (Kartta Google, muokkaukset Aki Mykkänen).

Kenttämittausten lisäksi kohteen vedenlaatua seurattiin vesinäyttein, jotka analysoitiin Xamkin Ympäristölaboratoriossa. Ajoittain näytteitä lähetettiin myös ulkopuolisen laboratorion analysoitavaksi esimerkiksi öljypitoisuuden tai metallien määrittämiseksi. Näytteitä otettiin yhteensä seitsemästä kohteesta. Taulukkoon 2 on kerätty tiedot kenttämittaus- ja näytteenottopisteistä sekä näytteistä tehtävät analyysit. Muista näytteistä poiketen Xamkin Ympäristölaboratoriossa analysoitiin kiintoaine kahdeksasta kohteesta.

Taulukko 2. Urpolanjoen kenttämittaus- ja näytteenottopisteet. Kaikista pisteistä otettiin vedenlaatumittauksia YSI ProDSS -vedenlaatumittarilla.

Kohde	Sijainti	Jatkuva-toiminen rinnakkaismittaus	Kiintoaine näytteenotto	Metallit, ravinteet, ym. näytteenotto
1*	Pitkäjärven luusua	Asema A	X	X
2*	Tulo Urpolanlampeen		X	
3*	Urpolanlampi, padelkenttien läheinen hulevesilaskupiste		X	X
4*	Urpolanlampi, Saimaanportin koulun rakennustyömaan hulevesiallas		X	X
5	Urpolanlampi, Urpolan kartanon laituri			
6*	Urpolan luontokeskuksen viereinen kävelysilta	Asema B	X	X
7	Urpolan kevyenliikenteen silta	Envistation		
8	Urpolanlaakso			
9*	Vanhan Ristiinantien kivi-silta, tulo Kattilanlahteen	Asema C	X	X
10*	Kaihunharjun kävelysilta		X	X
11*	Pursialan ratasilta	Asema D	X	X

Pisteet 3 ja 4 ovat hulevesipisteitä, jolloin niissä monitoroitu vesi ei ole jokivettä vaan hulevettä. Tämä on erityisen huomattavaa pisteessä 4, joka on Saimaanportin koulun rakennustyömaan hulevesiallas. Allas on tehty Urpolanlampeen eristämällä hulevesiputken päästä alue silltikankaalla (kuva 9). Mittaukset ja näytteenotot pisteestä tehtiin putken suulta. Koko vuoden 2023 aikana vesi altaassa oli selvästi sameampaa kuin muissa pisteissä, sekä altaan veden pinnalla nähtiin muun muassa selkeitä öljylauttoja.



Kuva 9. Saimaanportin koulun rakennustyömaan hulevesiallas Urpolanlammessa 6.6.2023. Allas on eristetty muusta lammesta silttikankaan avulla. Kuvassa etualalla putken suulle asennettu öljypuomi. WaterPlus-hankkeen mittauksissa ja näytteenotoissa hulevesiallas oli nimellä piste 4 (kuva Aki Mykkänen).

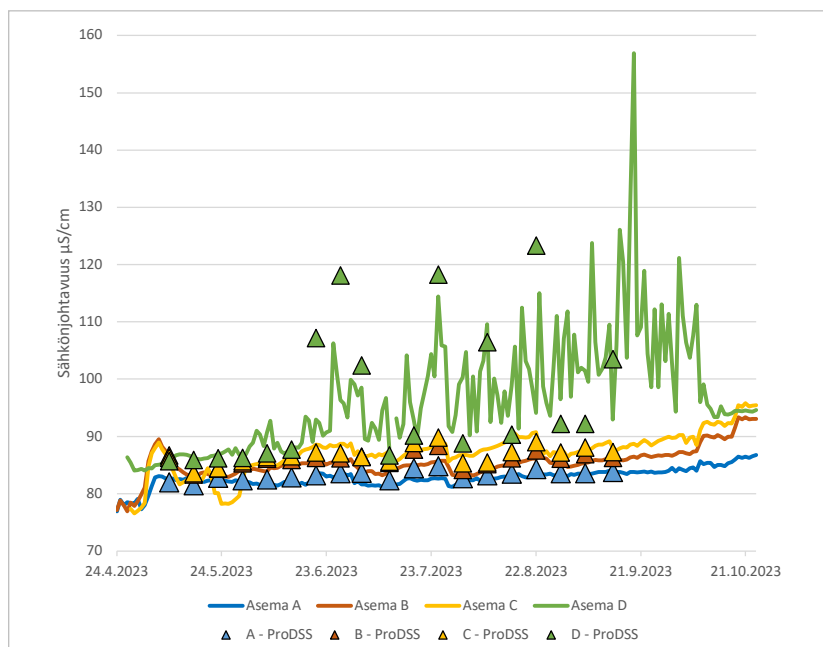
Eri kohdissa jokea olevien pisteiden välisiä muutoksia seuraamalla pystyttiin arvioimaan sitä, mitä Urpolanjoen vedenlaadulle tapahtuu veden virratessa kaupunkialueen läpi. Lisäksi hulevesipisteiltä saatiin kuvaa siitä, mitä vesistöön kohdistuva kuorma on. Jos hulevesipisteiden jälkeisillä jokipisteillä havaitaan kohenneita arvoja, voidaan päätellä huleveden vaikuttaneen jokiveteen.

Urpolanjoen vedenlaatumittaukset

Urpolanjoen jatkuvatoimiset vedenlaatumittaukset aloitettiin vuoden 2023 huhtikuun loppupuolella jäiden sulamisen jälkeen ja niitä jatkettiin aina lokakuun puoleenväliin saakka. Kenttämittauksia sekä näytteenottoja tehtiin viikoittain toukokuun alusta aina syyskuun puoleen väliin saakka. Yhteensä kenttäkäyntejä muodostui mittauskaudella 19 kappaletta.

Sähkönjohtavuuden jatkuvatoimisesti mitatuista arvoista (kuva 10) asemilta A, B ja C havaitaan vain hyvin pieni kasvu sähkönjohtavuudessa. Aseman A (Pitkäjärven luusua) kaikkien havaintojen keskiarvo on 83 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aseman B (luontokeskuksen silta) 85 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sekä aseman C (vanhan Ristiinantien kivisilta) 87 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sen sijaan asemalta D (Pursialan ratasil-

ta) sähkönjohtavuuden tuloksissa nähdään selkeitä muutoksia, jotka joh-
tuvat Pappilanselältä tulevasta takaisinvirtaamasta. Aiheesta kerrotaan
enemmän tämän julkaisun artikkelissa Takaisinvirtaama Pappilanselältä
Pursialanlahteen. Jos takaisinvirtaaman aikaisia tuloksia ei huomioida, on
aseman D sähkönjohtavuus noin 90–95 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Kaikissa mittauspisteis-
sä sähkönjohtavuuden osalta YSI ProDSS kenttämittarilla tehdyt rinnak-
kaismittaukset osuvat täydellisesti jatkuvatoimisesti mitattuihin arvoihin.
Tämä havaittu pieni kasvu sähkönjohtavuudessa on normaalia virtaa-
vissa vesissä nähtävää muutosta. Mitä pidemmälle jokea mennään, sitä
enemmän sen valuma-alue kasvaa, jolloin jokeen kohdistuu enemmän
niin luonnollista huuhtoumaa kuin hulevesien vaikutuksia. Havaittu noin
5–15 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sähkönjohtavuuden kasvu noin 2,5 kilometrin jokiosuudella
on hyvin pieni, eikä se anna viitteitä, että alueelle kohdistuisi esimerkiksi
jätevesiä tai suuria maantiesuolauksen aiheuttamia vaikutuksia.



Kuva 10. Sähkönjohtavuuden ($\mu\text{S}/\text{cm}$) jatkuvatoimisesti mitattujen arvojen päiväkeskiarvot neljältä asemalta sekä YSI ProDSS -kenttämittarilla tehdyt asemakohtaiset rinnakkaismittaukset. ProDSS-mittaukset asemalta D (vihreä, Pursialan ratasilta) täsmäävät jatkuvatoimisesti mitattuihin arvoihin tuntikohtaisia mittaustuloksia tarkasteltaessa. Esitettyssä päiväkeskiarvossa näkyy asemalla D havaittu takaisinvirtaama.

Tarkasteltaessa yhdeltätoista kenttämittauspisteeltä tehtyjä sähkönjoh-
tavuusmittauksia nähdään myös samankaltaiset muutokset kuin jatkuva-
toimisesti mitatuista arvoista (taulukko 3). Joessa sijaitsevien pisteiden
keskiarvot kasvavat tasaisesti lukemasta 83,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aina viimeisen

pisteen lukemaan 96,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sen sijaan pientä kasvua nähdään hulevesipisteessä 3 edeltävään pisteeseen verrattuna. Suurimmat sähkönjohtavuuden tulokset havaittiin pisteeltä 4, joka on Saimaanportin rakennustyömaan hulevesiallas. Pisteellä 4 myös tulosten vaihtelevuus oli suurta. Esimerkiksi sateisten päivien aikaan pisteeltä 4 havaittiin muita kohteita alhaisempia arvoja kaikkien havaintojen minimin ollessa 49 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sateisina päivinä hulevesiallas täyttyy sadevedellä, jolloin altaan vesi laimenee ja havaitut arvot ovat alhaisempia.

Taulukko 3. YSI ProDSS:lla mitatun sähkönjohtokyvyn keskiluvut aikaväliltä 9.5.–13.9.2023. Yhteensä 19 mittauskertaa.

Piste	Sähkönjohtokyky [$\mu\text{S}/\text{cm}$]				
	Keski-arvo	Keskijajonta	Mediaani	Min.	Max.
1. Pitkäjärvi luusua	83	1	83	82	85
2. Urpolanlampi tulo	85	2	85	83	92
3. Urpola hulevesi	88	2	88	84	91
4. Urpola rakennustyömaa	296	123	325	49	454
5. Urpola kartano laituri	86	1	86	84	88
6. Luontokeskus silta	86	1	86	84	88
7. Urpola pyörätie	86	1	86	84	89
8. Urpola mylly	86	1	86	84	89
9. Kattilanlahti tulo	87	2	87	84	90
10. Kaihunharjun silta	88	2	88	86	91
11. Pursialan ratasilta	97	13	90	86	123

Hulevesipisteiden 3 ja 4 jälkeisillä näytepisteissä 5 ja 6 mitattiin alhaisia sähkönjohtavuuden arvoja, mikä viittaa siihen, etteivät hulevesien vaikutukset näy pidemmälle jokea mentäessä. Tämä on hyvä tulos erityisesti rakennustyömaan hulevesialtaan osalta, sillä sen sähkönjohtavuuden arvot olivat noin 3,5-kertaisia jokiveteen verrattuna. Jos rakennustyön aikaista hulevesiallasta ei olisi rakennettu, olisi hulevesi todennäköisesti vaikuttanut koko Urpolanjoen vedenlaatuun.

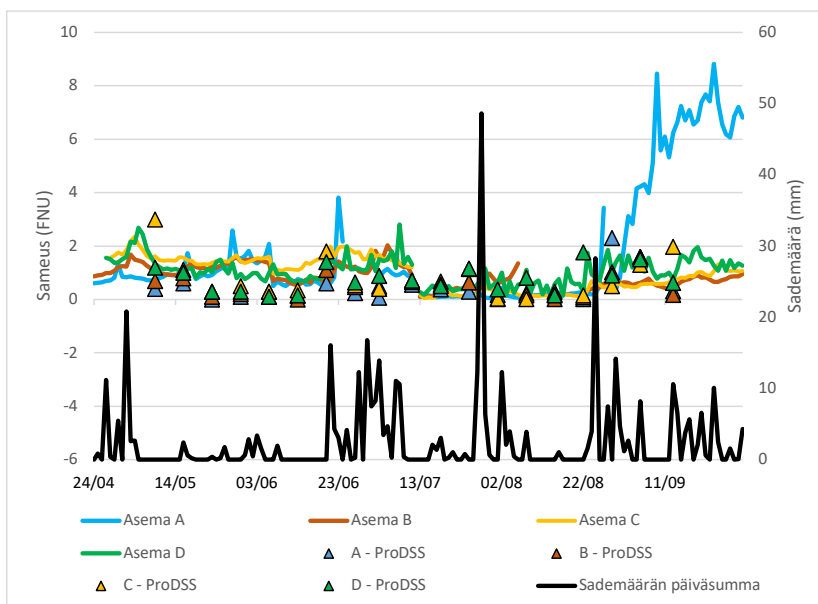
Kaikista mittauksista alttein häiriöille oli sameus. Lähes jokaisella jatkuvatoimisella mittarilla oli ajanjakso, jolloin mitattuja sameustuloksia ei voitu pitää luotettavina. Syitä tähän olivat esimerkiksi asemalla A (Pitkäjärven luusua) virran mukana tullut mittariin juuttunut oksa, asemalla B (Luontokeskuksen silta) runsas leväkasvusto sekä asemalla D (Pursialan

ratasilta) sondin sensorisuojan sisälle liikkunut kotilo (kuva 11). Optisen sameusanturin edessä olevat roskat vääristävät mittaustuloksia, jolloin ne eivät enää edusta vedenlaatua. Sondissa oleva puhdistusharja pitää normaalitilanteissa anturin mittauspään puhtaana, mutta joissakin tilanteissa harja ei välttämättä pysty toimimaan kunnolla.



Kuva 11. Aseman D sensorisuojan sisälle muuttanut kotilo, joka häytti sameusmittauksia noin viikon ajan ennen kuin asemaa pystyttiin käymään huoltamassa ja kotilo häätämässä (kuva Aki Mykkänen).

Todistetut mittausrvirheet poistettiin sameustuloksista. Asemalla A (Pitkäjärven luusua) havaittiin syyskuun alusta eteenpäin kohonneita sameustuloksia, mutta huolloista ja kalibroinneista huolimatta tulokset pysyivät koholla. Kenttämittarilla ei havaittu sameusarvoissa kohonneita arvoja, joten on täysin mahdollista, että kyseessä oli mittausrvirhe. Kohenneet sameusarvot ovat pieniä, noin 4–7 FNU. Yleisesti ottaen kaikki saadut sameustulokset ovat matalia, ja niiden arvot olivat noin 1–3 FNU. Sameustulokset sekä Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman sademäärä ovat esillä kuvassa 12. Vesisateilla ei vaikuttaisi olevan suurta vaikutusta sameustuloksiin.



Kuva 12. Jatkuvatoimisesti mitatun sameuden (FNU) päiväkeskiarvot, asemakohtaiset kenttämitatut ProDSS-sameusarvot sekä Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentotaseaman sademäärä.

Kenttämittauspisteistä mitatut sameusarvot olivat samassa linjassa jatkuvatoimisten mittausten kanssa. Jokipisteissä suuria eroja pisteiden välillä ei havaittu. Pisteiden 1–2 ja 5–11 keskiarvot ovat kaikki 0,5–0,8 FNU. Kuten sähköjohtavuudessa, havaitaan hulevesipisteissä 3 ja 4 kohonneita sameuslukemia. Pisteessä 3 kasvu on hyvin pientä, mutta silti havaittavaa keskiarvon ollessa 1 FNU. Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaassa (piste 4) arvot ovat taas moninkertaisia muihin pisteisiin verrattuna keskiarvon ollessa noin 55 FNU. Altaan vesi oli myös silmämääräisesti hyvin ruskeaa ja sameaa lähes koko mittauskauden ajan. Vesisateiden aikaan altaan veden laimentuessa altaan sameus myös väheni minimin ollessa 8,4 FNU. Kenttämitatut sameustulokset ovat esitetty taulukossa 4.

Taulukko 4. YSI ProDSS:illa mitattujen sameuden keskiluvut aikaväliltä 9.5.–13.9.2023. Yhteensä 19 mittauskertaa.

Piste	Sameus [FNU]				
	Keskiarvo	Keskihajonta	Mediaani	Min.	Max.
1. Pitkäjärvi luusua	0,5	0,6	0,3	0,1	2,3
2. Urpolanlampi tulo	0,5	0,5	0,3	0,1	1,9
3. Urpola hulevesi	1,0	0,8	0,8	0,1	3,0
4. Urpola rakennustyömaa	55,1	31,0	55,1	8,4	121,7
5. Urpola kartano laituri	0,5	0,5	0,4	0,0	1,8
6. Luontokeskus silta	0,5	0,4	0,5	0,1	1,6
7. Urpola pyörätie	0,5	0,5	0,5	0,1	1,6
8. Urpola mylly	0,8	0,8	0,5	0,1	3,6
9. Kattilanlahti tulo	0,8	0,8	0,5	0,1	3,0
10. Kaihunharju silta	0,5	0,5	0,3	0,1	1,7
11. Voimalaitos silta	0,8	0,5	0,7	0,1	1,8

Urpolanjoesta sameustulokset eivät anna viitettä esimerkiksi kasvaneesta kiintoainekuormasta, sillä sameusarvoissa ei tapahtunut nousua. Myös silmämääräisesti havaittuna Urpolanjoen vesi oli jatkuvasti hyvin kirkasta mittauksen ajan. Luonnonvesissä pienien alle 5 FNU sameuden vaihteluiden havaitseminen on hankalaa, ja havaintoon veden kirkkaudesta vaikuttavat monesti myös veden väri sekä valaistus.

Happamuudesta mitatut arvot olivat myös hyvin tyypillisiä luonnonvesiarvoja, jotka vaihtelevat sään ja vuodenajan mukaisesti. Kaikki tehdyt jatkuvatoimiset havainnot ovat kaikissa pisteissä 6,6–7,6 pH-yksikön välillä, eli vaihteluväli on vain yhden pH-yksikön verran. Vesienhoidon kolmannen kauden Urpolanjoki on luokiteltu pieneksi kangasmaiden joeksi. Jokien vedenlaadun vertailuoloissa ja luokkarajoissa pienten kangasmaiden jokivesille on annettu pH-minimiksi 5,8 pH-yksikköä. Tämän arvon ylittävä joki saa luokitusarvokseen erinomainen-luokan (Aroviita ym. 2019). Koska Urpolanjoelta havaitut minimiarvot olivat noin 6,6 pH-yksikköä, voidaan todeta, ettei happamuudessa havaita viitteitä mahdollisista ongelmista.

Myöskään liuenneessa hapessa ei havaittu mitään erityistä huomiota herättävää. Mitatut happipitoisuudet vaihtelevat kaikissa pisteissä lämpötilan ja vuodenajan mukaisesti korkeampien arvojen ollessa noin 12 mg/l ja matalimpien 8 mg/l. Liukoista happea seurataan yleensä järvien poh-

janläheisestä vesikerroksesta happikadon tarkastelemiseksi. Jokivesistä happipitoisuutta seurataan harvemmin, koska veden pintakerroksissa tapahtuu jatkuvaa happivaihtoa veden ja ilmankehän välillä. Happikatoa voi tapahtua myös jokivesissä esimerkiksi suurien jätevesipäästöjen myötä tai muissa kuormituksissa, jotka sisältävät happea kuluttavia aineita.

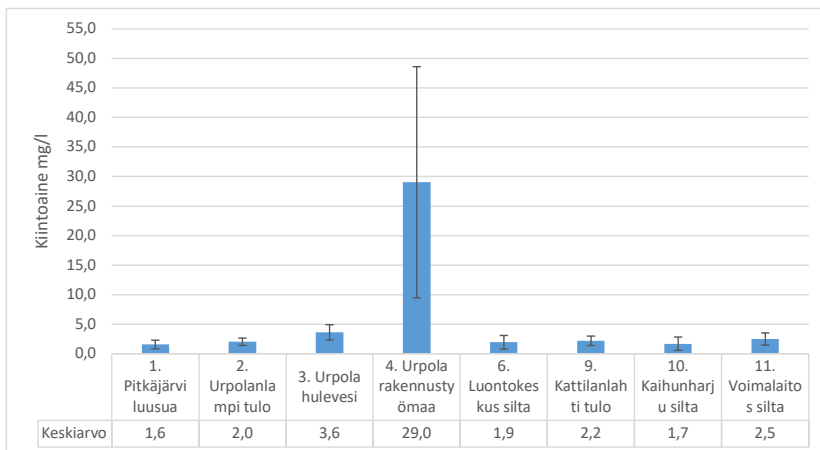
Yhteenvedona voidaan todeta, että Urpolanjoelta jatkuvatoimisesti ja kenttämitatuissa vedenlaatuparametreissa ei havaittu viitteitä esimerkiksi suurista hulevesikuormista tai muista tekijöistä, joilla olisi ollut vedenlaatu heikentävä vaikutus. Pidemmälle jokea mentäessä havaitaan kasvua esimerkiksi sähkönjohtavuudessa sekä sameudessa, mutta muutokset ovat äärimmäisen pieniä. Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaalta havaittiin selvästi moninkertaisia arvoja joesta mitattuihin arvoihin verrattuna, mutta altaan jälkeisistä jokipisteistä ei havaita viitteitä pitoisuuksien kasvusta. Hulevesiallas vaikuttaa toimineen, ja se on estänyt rakennustyön aikaisten hulevesien vaikutusten pääsemisen pidemmälle Urpolanjokea.

Kiintoaine

Kiintoaineen määrät vesistöissä voivat lisääntyvät hule- ja jätevesikuormituksen, eroosion sekä esimerkiksi suurien levämäärien seurauksena. Jokivesissä kiintoainepitoisuudet ovat yleisesti hieman korkeampia kuin järvesissä veden jatkuvan liikkeen seurauksena. Kuntaliiton teettämän Hulevesioppaan mukaan kiintoainepitoisuutta voidaan pitää merkittävänä haitallisia vesistövaikutuksia aiheuttavana tekijänä. Kiintoaineeseen on myös monesti sitoutunut haitallisia aineita sekä ravinteita, jolloin ne huuhtouman mukana päätyvät vesistöihin. Virtausnopeuden hidastuessa veteen liukenematon kiintoaine sedimentoituu. Hulevesialtaissa vettä saadaan viivytettyä eli virtaamanopeutta pienennettyä. Tällöin kiintoaine ja siinä olevat aineet jäävät altaan pohjalle, jolloin ne eivät pääse jatkaamaan alapuoliseen vesistöön.

Kahdeksan näytepisteen kiintoaine analysointiin kolmella rinnakkaisella näytteellä 17 kertaa 16.5.–5.9.2023. Kiintoaineen keskiarvot sekä keskihajonnat ovat esillä kuvassa 13. Urpolanjoessa sijaitsevista pisteistä kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin noin 1,6–2,5 mg/l. Pisteiden välillä ei myöskään nähdä selkeää kasvua. Hulevesipisteissä (pisteet 3 ja 4) havaittiin selkeästi korkeampia tuloksia. Pisteellä 3 on havaittavissa pientä kasvua verrattuna jokipisteisiin. Pisteiden 4 hulevesialtaassa sen sijaan tulokset ovat yli kymmenkertaisia verrattuna muihin pisteisiin, ja keskiarvo

on 29 mg/l. Koska noin 400 metrin päässä alavirralla sijaitsevalla pisteellä 6 ei havaita kohonneita arvoja kiintoaineessa, voidaan hulevesialtaan todeta toimineen. Pisteeltä 4 havaittu kiintoaine laskeutuu altaan pohjalle ja sedimentoituu. Lisäksi koska veden virtausnopeus hidastuu Urpolanlammessa, on itse lammella myös kiintoainetta sedimentoiva vaikutus.



Kuva 13. Urpolanjoesta havaittujen kiintoainepitoisuuksien keskiarvot ja keskihajonnat (mg/l).

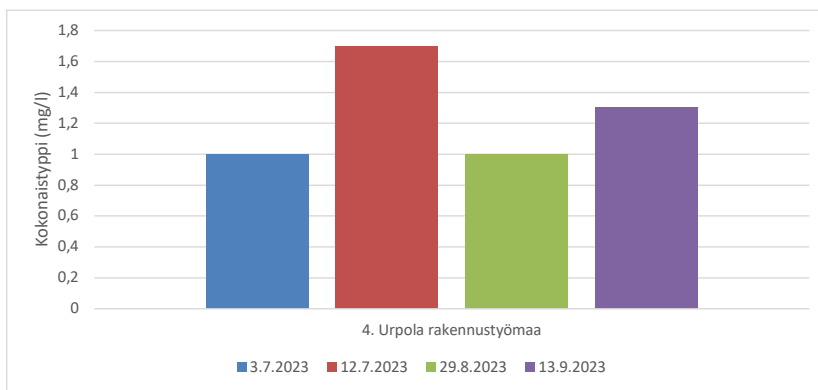
Urpolanjoesta havaittuja kiintoainepitoisuuksia voidaan pitää matalina, eikä niissä ole viitteitä hulevesikuorman tai eroosion aiheuttamasta kasvusta. Saimaanportin rakennustyömaan hulevesiallas vaikuttaisi toimineen kiintoaineen vähentämisessä, koska hulevesipisteiden jälkeisillä pisteillä ei havaita viitteitä kiintoainepitoisuuden kasvusta. Sedimentoitumista tapahtuu myös luonnollisesti veden siirtyessä jokiuomasta esimerkiksi lampeen, jolloin veden virtaus hidastuu.

Ravinteet

Ravinteita eli typpeä ja fosforia päätyy hulevesien kautta vesistöihin esimerkiksi lannoitteiden, ulosteiden sekä luonnonhuuhtouman kautta. Arviolta noin kolme neljäsosaa fosforikuormasta ja kaksi kolmasosaa typpeä aiheutuu ihmistoiminnoista (Vesi.fi, Rehevöittävä kuormitus). Lisäksi esimerkiksi avohakkuualueilta vapautuu fosforia valunnan lisääntyessä (Mannermaa 2023). Jokiympäristössä typpi-fosforisuhde on yleensä 15:1, eli fosfori on kasvua rajoittava tekijä (Ympäristöopas 2008, Vesistötietoa näytteenottajille.) Kaupungeissa sateisuus on yleensä suurempaa ja vastaavasti haihdunta vähäistä. Ilmastomuutos lisää vesisateiden määrää, mikä merkitsee huuhtoutuman ja ravinnepestöjen kasvua.

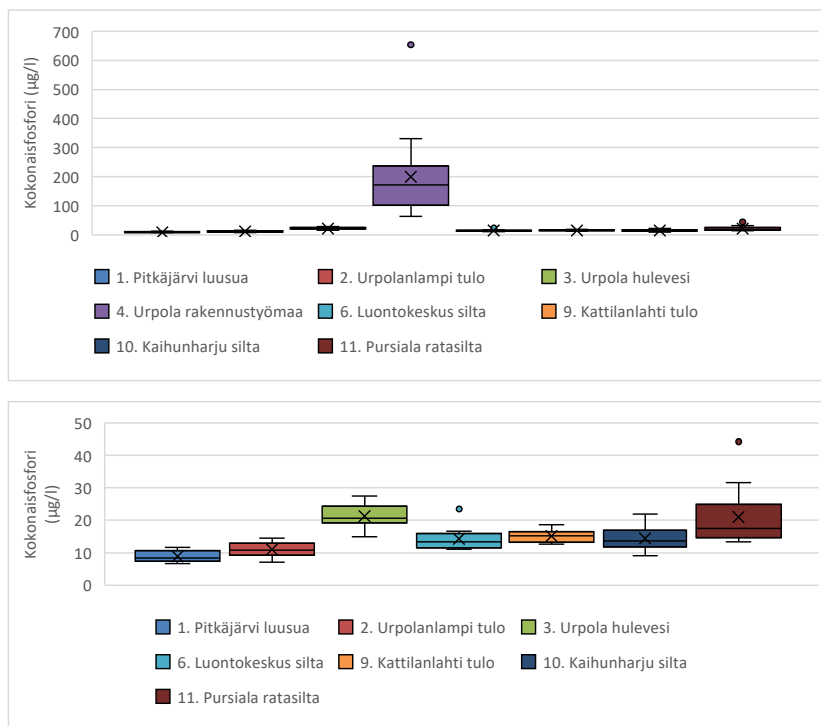
Vesistöissä ravinteet kiihdyttävät levien ja vesikasvien kasvua enemmän kuin olisi luonnollisesti mahdollista. Tätä kutsutaan rehevöitymiseksi, joka voi näkyä esimerkiksi levälauttoina sekä veden samentumisena ja limoitumisena. Vakavissa rehevöitymisissä vesistöjen eläin- ja kasvilajistot voivat muuttua ja yksipuolistua sekä happikatoja voi tapahtua. (Vesi.fi, Mistä rehevöityminen johtuu.)

Typpinäytteitä otettiin kohteesta neljänä ajankohtana. Muihin mittauspisteisiin nähden rakennustyömaan hulevesialtaasta (piste 4) mitattiin korkeita, jopa 1,7 mg:n/l typpipitoisuuksia (kuva 14). Hulevesien mukana lampeen kulkeutui ravinteita. Muissa kohteissa typpipitoisuudet olivat alle 1 mg/l.



Kuva 14. Rakennustyömaan hulevesialtaalla mitattiin kesäaikana jopa 1,7 mg:n/l kokonaistyyppipitoisuus.

Kokonaisfosfori analysoitiin Xamkin Ympäristölaboratoriossa hankehenkilöstön toimesta yhteensä 13 kertaa kahdeksalta näytteenottopisteeltä (pisteet 1, 2, 3, 4, 6, 9, 10 ja 11). Tulokset on esitetty ruutu- ja janakaavioilla (kuva 15), joista nähdään hulevesialtaalla olevan selkeästi korkeimmat kokonaisfosforipitoisuudet keskiarvon ollessa 200 µg/l. Jokea pitkin mennessä kokonaisfosforipitoisuudessa nähdään kasvua keskiarvon ollessa pisteessä 1 (Pitkäjärven luusua) 9 µg/l ja pisteessä 10 (Kaihunharjun silta) 14 µg/l. Pisteessä 11 (Pursialan ratasilta) tuloksissa on todennäköisesti nähtävillä takaisinvirtaaman vaikutusta, koska pisteellä nähdään suurimmat vaihteluvälit verrattaessa niitä muihin kuvaajassa esitettyihin pisteisiin.



Kuva 15. Xamkin Ympäristölaboratoriossa analysoituja 13 näytteenoton kokonaisfosforin $\mu\text{g/l}$ ruutu- ja janakaavio. Ylempi graafi kaikki pisteet, alempi graafi ilman pistettä 4.

Vesien ekologisen tilan luokittelussa Urpolanjoki on määritelty luokkaan pienet kangasmaiden joet. Vesienhoidon kolmannen kauden jokien vedenlaadun vertailuolouissa ja luokkarajoissa on annettu arvot kokonaisfosforille, joiden pohjalta joen luokka määräytyy (taulukko 5).

Taulukko 5. Pintavesien tilan luokitteluun vesienhoidon kolmannella kaudella käytetyt pienten kangasmaiden jokien vedenlaadun luokkaraja kokonaisfosforin osalta (Aroviita ym. 2019).

Parametri	Luokkarajat				
	Erinomainen	Hyvä	Tyydyttävä	Välttävä	Huono
Kok. P ($\mu\text{g/l}$)	<15	15–35	35–55	55–85	>85

Hankkeen näytteenottojen tuloksia verrattaessa ekologisen tilan luokittelussa käytettyihin luokitusrajoihin nähdään, että lähes kaikki jokipisteistä ovat erinomaisessa luokassa (taulukko 6). Pisteessä 9 (Kattilanlahti tulo) pitoisuus on erinomaisen ja hyvän rajalla $15 \mu\text{g/l}$. Pursialan ratasillalla näkyvä Pappilanselän takaisinvirtaaman vaikutus on todennäköisesti kohottanut fosforipitoisuutta näytepisteessä noin $5\text{--}10 \mu\text{g/l}$, jolloin sen

luokaksi tulee hyvä. Hulevesipisteissä sen sijaan nähdään selkeitä eroja. Huomioitavaa on, että luokkarajoja ei ole tarkoitettu hulevesien laadun tarkasteluun, mutta koska pisteiden 3 ja 4 hulevedet laskevat Urpolanjokeen, tehtiin vertailu myös niihin. Pisteiden 3 (Urpolanlampi hulevesi) luokka on hyvä, kun taas pisteessä 4 (Urpola rakennustyömaa) huono. Rakennustyömaan fosforimäärä on keskimäärin yli kymmenkertainen verrattuna muihin pisteisiin. Vaikkakin joen myötä edetessä nähdään muutosta fosforipitoisuudessa, vaikuttaisi siltä, että valtaosa hulevesialtaan fosforikuormasta on jäänyt altaaseen. Hulevesikuormituksen lisäksi fosforipitoisuuteen voi myös vaikuttaa muut lähteet, kuten esimerkiksi luonnonhuuhtouma.

Taulukko 6. Urpolanjoen 13 näytteen kokonaisfosforin (Xamk, Ympäristölaboratorio) keskiarvot kahdeksalta näytepisteeltä sekä niiden mukaan määrytynyt vedenlaadun luokka pienten kangasmaiden jokien vedenlaadun luokitusrajojen mukaan. Huomioitavaa pisteet 3 ja 4 edustavat hulevesiä, eivät jokivettä.

Näytepiste	Keskiarvo	Luokka
1. Pitkäjärvi luusua	8,8 ± 1,7	Erinomainen
2. Urpolanlampi tulo	11,0 ± 2,4	Erinomainen
3. Urpola hulevesi	21,2 ± 3,8	Hyvä
4. Urpola rakennustyömaa	200 ± 157	Huono
6. Luontokeskus silta	14,3 ± 3,5	Erinomainen
9. Kattilanlahti tulo	15,1 ± 1,9	Erinomainen/Hyvä
10. Kaihunharju silta	14,4 ± 3,4	Erinomainen
11. Pursiala ratasilta	21,0 ± 8,9	Hyvä

Hertta-tietokannassa Urpolanjoen luokka fosforipitoisuuden osalta on erinomainen. Arviointiin käytetty viranomaisen näytteenottama arvo on 9,18 µg/l. Kesä-syyskuussa 2023 WaterPlus-hankkeen näytteenotoissa joessa havaitaan fosforipitoisuuden kasvua Urpolanjoessa, mutta luokkaraja pysyy silti pääosin erinomaisen puolella. Alueen hulevesiä on kuitenkin hyvä hallita ja tarkastella, koska joen loppupäässä kokonaisfosforin pitoisuudet lähestyvät hyvä-luokan arvoa 15 µg/l. On myös huomioitava, että vuoden 2023 aikana Urpolan alueella on Saimaanportin koulun rakentamisen lisäksi tehty paljon maansiirtotöitä kuten Urpolanlammen pohjoispuolen kevyen liikenteen väylien uusiminen. Lisäksi lammen luoteisosaan tehtiin rantalentopallokentät, sekä jatkettiin vuonna 2022 aloitettua Urpolanjoen ennallistamista myllyn kohdalta. Näillä kaikilla on voinut olla vaikutusta Urpolanjokeen tulevaan valumaan vuonna 2023. Havaitun, noin 5 µg/l kokonaisfosforin kasvun aiheuttaja tai osa-aiheut-

taja voi myös olla esimerkiksi peltoviljely tai luonnonhuuhtouma. Ekologisen tilan luokittelussa jokivesien kokonaisfosforia tarkastellaan koko vuodelta, sekä luokkamäärittelyyn käytetyt aineistot ovat useiden vuosien ajalta (Aroviita ym. 2019). Näytteenotot WaterPlus-hankkeessa tehtiin vain noin kolmen kuukauden ajanjaksolta, joten ne eivät välttämättä edusta kokovuonna kokonaisfosforipitoisuudessa tapahtuvia muutoksia.

Metallit

Metalleja voi päätyä vesistöihin ihmistoimintojen seurauksena ja luonnollisena huuhtoumana eroosion kautta. Metalleja analysoitiin yhteensä neljänä eri näytteenottokertana Urpolanjoesta vuoden 2023 aikana. Metallit olivat osana alkuaineanalyysia, jossa tarkasteltiin kokonaisia sekä liukoisia pitoisuuksia. Analysoitavat alkuaineet olivat hopea (Ag), alumiini (Al), arseeni (As), boori (B), barium (Ba), beryllium (Be), kalsium (Ca), kadmium (Cd), koboltti (Co), kromi (Cr), kupari (Cu), rauta (Fe), elohopea (Hg), kalium (K), litium (Li), magnesium (Mg), mangaani (Mn), molybdeeni (Mo), natrium (Na), nikkeli (Ni), fosfori (P), lyijy (Pb), antimoni (Sb), selenium (Se), tina (Sn), titanium (Ti), tallium (Tl), uraani (U), vanadium (V) sekä sinkki (Zn). Analysoinnit toteutti ALS Finland Oy.

Kuten muissakin parametreissä, korostuu piste 4 (rakennustyömaan huivesiallas) muista näytepisteistä myös metallien osalta. Esimerkiksi alumiinin, raudan ja sinkin osalta tulokset ovat jopa tuhatkertaisia verrattuna jokivesipisteisiin (taulukko 7). Tästä huolimatta ovat pitoisuudet silti matalia. Alumiinista liukoinen osuus on vain noin yksi prosentti kokonaispitoisuudesta, raudassa noin 31 prosenttia ja sinkissä 75 prosenttia. On todennäköistä, että pelkästään liukoinen osuus jatkaa altaasta eteenpäin, kun taas kiintoaineeseen sitoutunut loppuosio kokonaispitoisuudesta jää altaaseen veden sedimentoituessa.

Taulukko 7. Alumiinin, raudan ja sinkin kokonais- ja liukoisen pitoisuuden keskiarvot sekä keskihajonnat µg/l (4 näytteenottoa).

Näytepiste	Alumiini (Al) (µg/l)		Rauta (Fe) (µg/l)		Sinkki (Zn) (µg/l)	
	Kok.	Liuk.	Kok.	Liuk.	Kok.	Liuk.
1. Pitkäjärvi luusua	19 ± 6	12±4	43±15	21±7	4,7±0,2	<2,0
3. Urpola hulevesi	61 ± 56	11±3	346±278	110±33	5±2	6±2
4. Urpola rakennustyömaa	1535 ±1438	26±15	3664±2793	625±877	49±33	22±24
6. Luontokeskus silta	16±7	10±2	102±40	68±16	5±0,4	5±1
9. Kattilanlahti tulo	20±6	11±3	140±19	77±20	7±2	5±0
10. Kaihunharju silta	18±6	10±1	94±40	69±30	6±2	7±3
11. Voimalaitos silta	19±16	14±9	127±90	91±66	6±3	5±0,6

Raskasmetalleja havaittiin pääasiallisesti vain pisteen 4 hulevesialtaalta (taulukko 8). Eniten havaintoja on arseenista (As), kromista (Cr), kuparista (Cu) sekä nikkelistä (Ni). Lyijyä pisteestä havaittiin kahtena näytteenottokertana. Havaitut pitoisuudet ovat kuitenkin pieniä.

Taulukko 8. Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaasta (piste 4) neljänä näytteenottona havaitut raskasmetallipitoisuudet µg/l.

Metalli	3.7.2023	12.7.2023	29.8.2023	13.9.2023
As	4	1,8	1,52	2,1
Cd	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Cr	7,1	<0,400	0,738	14,3
Cu	7,2	4,5	2,1	10,3
Hg	<0,005	<0,005	0,0051	<0,005
Ni	4,7	4,4	<2,00	9,2
Pb	1,3	<0,500	<0,500	2,2
Sb	<1,0	<1,0	1,12	<1,0
Se	<5,0	<5,0	<1,00	<5,0
Sn	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Ti	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50

Suomessa hulevesien metallipitoisuuksille ei ole annettu raja-arvoja. Suomalaisissa tutkimuksissa yleisesti käytetäänkin ruotsalaisia Tukholman läänin hulevesille käytettyjä raja-arvoja antamaan kuvaa hulevesien päästöistä. Kohteesta mitatut metallipitoisuudet eivät ylittäneet Tukholman läänin asettamia raja-arvoja (taulukko 9).

Taulukko 9. Tukholman läänin raja-arvot (Riktvärdesgruppen 2009) metallien osalta sekä Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaasta (piste 4) havaittu neljän näytteen kokonaispitoisuuksien keskiarvo µg/l.

Metalli	Alin raja-arvo, µg/l	Ylin raja-arvo, µg/l	Piste 4 keskiarvopitoisuus
Cd	0,4	0,5	<0,005
Cr	10	25	5,6 ± 6,5
Cu	18	40	6,0 ± 3,5
Hg	0,03	0,07	<0,005
Ni	15	30	5,0 ± 3,0
Pb	8	15	1,1 ± 0,7
Zn	75	125	49 ± 32

Urpolanjoesta ei havaittu poikkeuksellisia tai koholla olevia metallipitoisuuksia. Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaalta havaittiin jokiveteen verrattuna korkeampia pitoisuuksia, mutta ne olivat silti alhaisia. Koska altaan jälkeisillä jokipisteillä metallien kasvua ei ole havaittu, ei ole viitettä siitä, että hulevesien mukana niitä olisi päässyt jokeen. Hulevedessä olleet metallipitoisuudet ovat todennäköisesti sedimentoituneet kiintoaineen mukana hulevesialtaan pohjalle.

Öljypitoisuudet

Öljyjä päätyy hulevesiin liikenteestä, asutuksesta sekä rakennustyömailta, ja hulevesistä ne voivat lopulta päätyä vesistöihin. Erityisesti mineraaliöljyt ja niiden jatkojalosteet ovat myrkyllisiä, ja ne liukenevat veteen huonosti. Öljyt faasiutuvat veden pinnalle ja voivat kulkeutua öljylauttoina pitkiä matkoja päästölähteeltään. Lisäksi ne voivat sitoutua orgaaniseen aineeseen ja lopulta sedimentoitua. Jotkin, yleisesti kevyemmät öljy-yhdisteet myös haihtuvat ilmaan. Öljyt sisältävät myös useasti ympäristölle haitallisia lisäaineita. (Ylönen 2005.)

Vuonna 2023 Urpolanjoelta tutkittiin myös öljypitoisuuksia vesinäytteistä. Ne osoittautuivat erityisen ajankohtaisiksi, koska Urpolanjoessa ha-

vaihtoi huhtikuussa 2023 jäiden sulamisen yhteydessä öljypäästö, joka näkyi selkeinä öljylauttoina Urpolanlammen ja Urpolanjoen veden pinnalla. Mikkelin kaupungin 26.4.2023 tekemän tiedotteen mukaan öljyä oli päätyntä lampeen arviolta noin puoli litraa Urpolanlammen pohjois- ja koillisrannalla. Öljyn alkuperästä ei ole varmuutta. Sama öljyhavainto tehtiin myös WaterPlus-hankkeessa, kun Envistation-mittausvaunua oltiin asentamassa kohteeseen.

Öljyä tarkasteltiin kahdella eri tavalla. ALS Finlandille lähetettiin neljältä eri näytteenotokerralta vesinäytteet analysoitaviksi, joista tarkasteltiin näytteiden C10–C21 (keskitisleet) sekä C21–C40 (raskaat öljyjakeet) öljyfraktiot. Lisäksi Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun Ympäristölaboratoriolla tehtiin Infracal-analysaattorilla öljyjen summapitoisuuden arviointi kymmenenä kertana. Molemmilla menetelmillä näytteitä otettiin yhteensä seitsemästä eri kohteesta.

ALS Finlandille lähetetyistä tuloksista öljyä havaittiin lähinnä Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaalla (piste 4). Lisäksi myös 12.7.2023 näytteissä öljyä havaittiin Urpolanlammen pohjoispäädyn hulevesien las- kupisteellä (piste 3) 0,078 mg/l C10-C40 öljyfraktioiden summapitoisuus. Rakennustyömaan hulevesien öljytuloksia tarkasteltaessa (taulukko 10) on selvää, että jokaisella näytteenotolla valtaosa öljystä on C21–C40 fraktiolla, joka vastaa raskaita öljyjakeita. Jakeeseen kuuluvat esimerkiksi voiteluöljyt. Koska rakennustyömaalla työskenteli kesän 2023 aikana runsaasti raskaita työkoneita, on loogista, että myös alueen hulevesistä löytyy öljyä. Xamkin Ympäristölaboratoriolla Infracal-analysaattorilla analysoiduissa näytteissä öljyä havaittiin myös pelkästään hulevesipisteiltä.

Taulukko 10. Saimaanportin rakennustyömaan hulevesialtaasta (piste 4) havaitut öljyfraktiot mg/l. Analysointi ALS Finland.

Fraktio	3.7.2023	12.7.2023	29.8.2023	13.9.2023
C10–C21 fraktio mg/l	0,54	0,03	0,12	<0,025
C21–C40 fraktio mg/l	7,43	0,25	1,55	0,08
C10–C40 summa mg/l	7,97	0,28	1,68	0,09

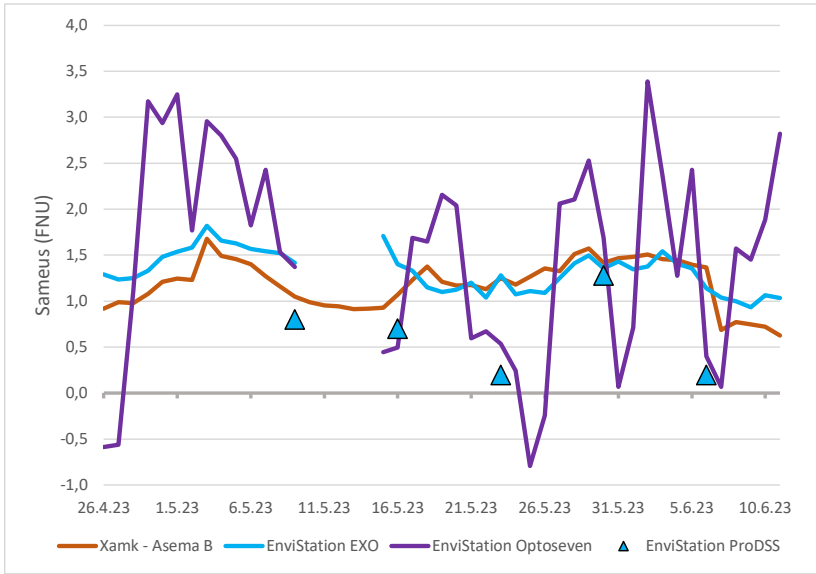
Suomessa hulevesien öljypitoisuuksille ei ole annettu raja-arvoja. Sen sijaan valtioneuvoston asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä 30.11.2006/1040 on annettu pohjavettä pilaavien aineiden ympäristölaa- tunormiksi C10–C40 öljyjakeille arvo 0,05 mg/l. Ruotsissa käytettyjen Tukholman läänin raja-arvoissa on annettu hulevesien öljyhiilivedyille alempi raja-arvo 0,4 mg/l sekä ylempi raja-arvo 0,7 mg/l (Riktvärdesgrup-

pen 2009). Näihin arvoihin verrattaessa hulevesialtaalla vaikuttaisi olleen haitallisia määriä öljyä. Koska öljyjä ei havaittu pisteen 4 jälkeisistä näytteenottopisteistä kertaakaan, vaikuttaisi siltä, että altaassa oleva öljypuomi sekä itse allas on toiminut tarkoituksessaan havaintokauden aikana ja estänyt öljyjen pääsemisen pidemmälle Urpolanlampeen ja Urpolanjokeen. Kansalaishavaintojen perusteella allas on kuitenkin vuotanut vesisateiden aikana. Hankkeen mittauskauden tuloksissa selviä vuotamisesta aiheutuneita vaikutuksia jokivedessä ei kuitenkaan havaittu.

Envistationin mittaustulosten vertailu

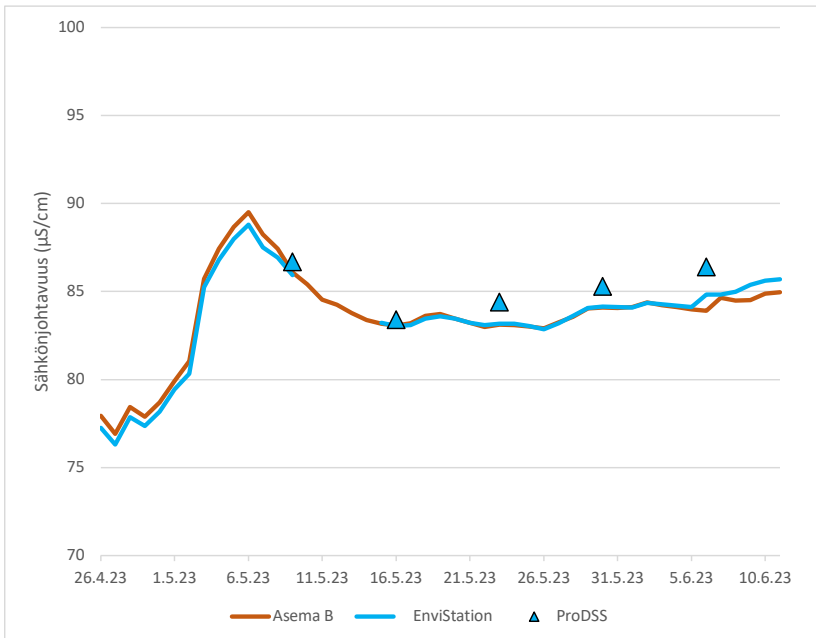
Yleisesti vedenlaatumittareita käytetään niin, että mittareiden anturipäät ovat kosketuksissa mitattavaan veteen. Envistationissa sen sijaan vesi pumpataan mitattavasta kohteesta vaunuun, jossa mittaus tapahtuu. Vuonna 2023 haluttiin nähdä, onko veden pumppauksella vaikutusta mittaustuloksiin. Tätä tehtiin vertaamalla Envistationilta saatuja tuloksia lähimpään Xamkin veteen asentamaan jatkuvatoimiseen mittariin sekä pumppauskohdan läheltä tehtyihin vedenlaadun kenttämittauksiin.

Verrattaessa Envistationin mittaustuloksia lähimmän mittarin tuloksiin (asema B – Urpolan luontokeskuksen läheinen kävelysilta) sekä Envistationin kohdalta YSI ProDSS kenttämittarilla mitattuihin arvoihin voidaan havaita, että Optosevenin mittalaite ei ole toiminut oikein. Näytteenotossa (pumppaus vaunun mittausastiasta Optosevenin mittalaitteelle) on ollut ongelmia (kuva 16). Tämä käy ilmi myös automaattisesta laadunvarmistuksesta, joka antaa Optosevenin tulosten laajennetuksi mittausepävarmuudeksi huomattavan korkean lukeman $\pm 5,1$ FNU. Laitteen validointikokeissa ja aiemmissa mittauksissa tyypillinen mittausepävarmuus pienillä pitoisuuksilla on ollut luokkaa 1–2 FNU. Muiden mittausten päiväkeskiarvot mahtuvat mittausepävarmuuden sisään, eli laadunvarmistus on tältä osin toiminut. Harmillisesti suuri mittausepävarmuus yhdistettynä pieniin pitoisuuksiin tekee Optosevenin mittaustuloksista käyttökelvottomia. Xamkin ja Envistationin EXO-vedenlaatumittareiden tulokset ovat sen sijaan samansuuntaisia, vaikkakin hieman eroavia ProDSS-mittarilla mitatuista arvoista. Tätä kuitenkin selittää osittain anturiden valmistajan antama mittavirhe, joka on 0,3 FNU.



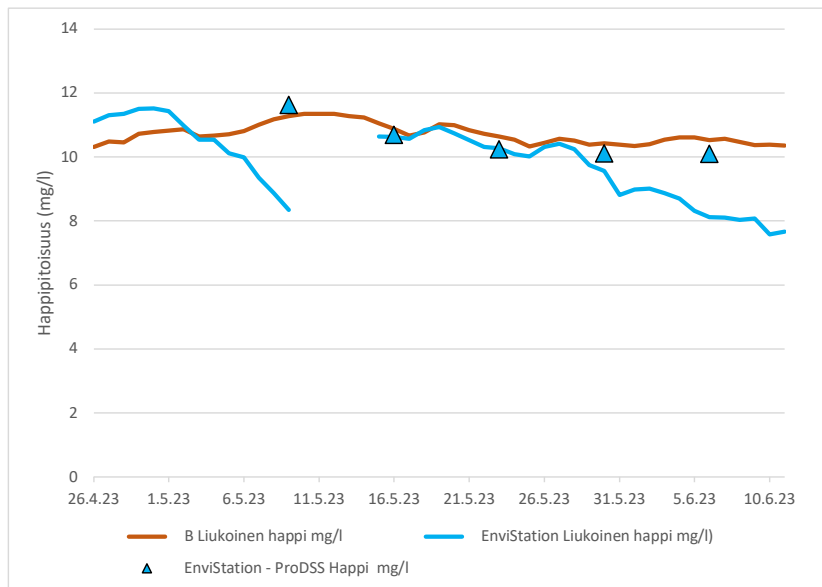
Kuva 16. Envistationin EXO-vedenlaatumittarin sekä Optosevenin ja Xamkin aseman B sameuden (FNU) jatkuvatoimiset päiväkeskiarvot sekä ProDSS-kenttämitattu sameus Envistationin kohdalta.

Sähkönjohtavuuden osalta Envistationin sekä Xamkin aseman B tulokset ovat lähes täydellisen yhtenäiset (kuva 17). ProDSS-mittarin antamat arvot heittävät hieman, mutta näkyvä, noin 1–2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ero on äärimmäisen pieni. Tuloksia voidaan pitää yhtenäisinä.



Kuva 17. Envistationin ja Xamkin mittauspisteen B sähkönjohtavuuden päiväkeskiarvot $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Liuenneen hapen pitoisuuksissa Envistationin EXOn tulokset näyttävät vaeltavan kalibrointien jälkeen. Näytteen pumppaus vesistöstä vaunuun ei todennäköisesti selitä happipitoisuuden laskua, sillä pumppauksen pitäisi teoriassa ennemminkin lisätä veden happipitoisuutta. Todennäköisempi syy on Envistationin EXOn happimembraanin ikääntyminen. Heti kalibrointien jälkeiset mittaukset ovat kuitenkin yhtenäisiä. Happitulokset on esitetty kuvassa 18.



Kuva 18. Envistationin ja Xamkin mittauspisteen B liuenneen hapen päiväkeskiarvot mg/l.

Envistationin näytteenoton toimintaongelmilta ei välttytty toisenakaan kesänä. Toukokuussa mittauksissa oli lyhyempi automaation jumiutumises- ta johtunut noin viikon kestänyt katkos. Ongelma korjaantui automaation uudelleenkäynnistyksellä. Kesäkuun puolenvälin tienoilla tuntemat- tomaksi jääneestä syystä näytteenottopumppuun oli päässyt ilmaa, ja näytteenottolinja oli tyhjentynyt vaatien uudet siemenvedet pumppuun. Elokuussa kesälomakauden jälkeen, kun vaunua päästiin huoltamaan, ilmeni uusia ongelmia virransyötössä. Mittausvaunu tulee vaatimaan pe- rusteellisemmän remontin ennen seuraavaa käyttöä kohteessa, jossa verkkovirtaa ei ole saatavilla. Saatujen tulosten perusteella vaikuttaisi kuitenkin siltä, että veden pumppauksella ei ole ollut merkittävää vaiku- tusta vedenlaatutuloksiin.

Yhteenveto

Hankkeessa vuosina 2022 ja 2023 tehdyissä mittauksissa saatiin suuria määriä mittaus- ja näytteenottodataa. Vuoden 2022 Siekkilänjoen mittauksissa laitehäiriöiden takia mittausjakso jäi keskeneräiseksi, eikä suuria johtopäätöksiä tuloksista voitu tehdä. Vuonna 2023 Urpolanjoelta saatiin vertailukelpoista dataa, joka antaa kuvaa joen tilasta. Jatkuvatoimisten mittauksien ja näytteenottojen perusteella vaikuttaisi siltä, että hankkeen havaintokaudella vuonna 2023 Urpolanjoella ei tapahdu merkittävää vedenlaadun heikentymistä. Tästä huolimatta alueen hulevesien laatua on kuitenkin hyvä tarkastella ja hallita, jotta vedenlaatu ei huonone. Kaikki korkeimmat havaitut arvot kaikissa tutkituissa parametreissa nähtiin Urpolanlammessa olevassa Saimaanportin koulun rakennustyömaan hulevesialtaassa. Hulevesialtaassa oleva vesi on vedenlaadullisesti selvästi huonolaatuisempaa kuin Urpolanjoessa. Koska hulevesialtaan jälkeisillä jokipisteillä ei nähty merkittävää kasvua missään tutkitussa parametrissa, vaikuttaisi siltä, että hulevesiallas on toiminut sille tarkoitetulla tavalla hankkeen tutkimusaikana. Altaasta oli tehty vesisateiden aikana kansalaishavaintoja altaan vuotamisesta. Hankkeen mittauskauden tuloksissa selviä vuotamisesta aiheutuneita vaikutuksia jokivedessä ei kuitenkaan havaittu. Rakennustyön päättyessä hulevesiallas on hyvä purkaa asianmukaisesti ja sinne sedimentoitunut aines tulee käsitellä sille soveltuvalla tavalla.

Jatkuvatoimiset mittarit ovat hyvä keino seurata kustannustehokkaasti vedenlaadun muutoksia pidemmällä ajanvälillä sekä tiheällä mittausväliillä. WaterPlus-hankkeessa vuoden 2023 mittauksissa jokaiselta asemalta saatiin keskimäärin noin 8 500 havaintopistettä, joista jokainen havainto sisältää useita eri mitattuja parametreja. Suuren datamäärän ansiosta mittareilla voidaan saada havaittua asioita, jotka saattaisivat jäädä huomioidatta pistehavainnoinnissa. Usein tarvitaan useammasta lähteestä tuotettua tietoa, jotta muutokset vedenlaatuparametreissa saadaan selvitettyä. Tämän takia kohdetta on myös hyvä havainnoida näytteenotoilla, jotta tutkittavasta kohteesta saadaan kattava kokonaiskuva.

LÄHTEET

Aroviitta, J., Mitikka, S. & Vienonen, S. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019. Saatavissa: <https://vesi.fi/aineistopankki/pintavesien-tilan-luokittelu-ja-arviointiperusteet-vesienhoidon-kolmannella-kaudella/>

AutoMUKit-mittausepävarmuusohjelmisto. Syke, 2023. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Palvelut/Laatu_ja_laboratoriopalvelut/Kalibrointipalvelut_ja_sopimuslaboratorio/AutoMUKit_mittausepavarmuusohjelmisto

Hulevesiopas 2012. Suomen kuntaliitto. Saatavissa (luettu 2.11.2023): <https://www.kuntaliitto.fi/julkaisut/2012/1481-hulevesiopas>

Ilmatieteen laitos. Mikkeli lentoasema. Havaintojen lataus. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus>

Mannermaa, A. 2023. Puuston hakkuiden tai palamisen aiheuttamat tyypen ja fosforin ravinnehuhtoumat. Kandidaatintyö. Ympäristötekniikan tutkinto-ohjelma. Oulun yliopisto. Saatavissa: <http://jultika.oulu.fi/files/nbnfioulu-202308142930.pdf>

Mikkelin kaupunki. Urpolanlammella on tehty havainto öljystä. Saatavissa (luettu 24.10.2023): <https://mikkeli.fi/2023/04/26/urpolan-lammella-on-tehty-havainto-oljysta/>

Optoseven. FSA-CT1000 – UV COD and Turbidity Liquid Analyser. Tuote-esite. Saatavissa: https://www.optoseven.com/wp-content/uploads/2022/12/Optoseven-FSA-CT1000_web.pdf

Riktvärdesgruppen. 2009. Förslag till riksvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvat tennätverket i Stockholms län.

Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä. 2006. 1040/30.11.2006.

Vesi.fi. Rehevöittävä kuormitus. Saatavissa (luettu 8.11.2023): <https://www.vesi.fi/vesitieto/rehevoittava-kuormitus/>

Vesi.fi. Mistä rehevöityminen johtuu? Saatavissa (luettu 8.11.2023): <https://www.vesi.fi/vesitieto/mista-rehevoityminen-johtuu/>

Ylönen, K. 2005. Eräät orgaaniset ja epäorgaaniset haitta-aineet Ete- lä-Savon tärkeimpien vedenottamoiden raaka- ja pohjavesissä. Ete- lä-Savon ympäristökeskuksen moniste 65. PDF-dokumentti. Saatavissa (luettu 9.11.2023): <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/134557/ESAmo65.pdf?sequence=23>

Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat

TAKAISINVIRTAAMA PAPPILANSELÄLTÄ PURSIALANLAHTEEN

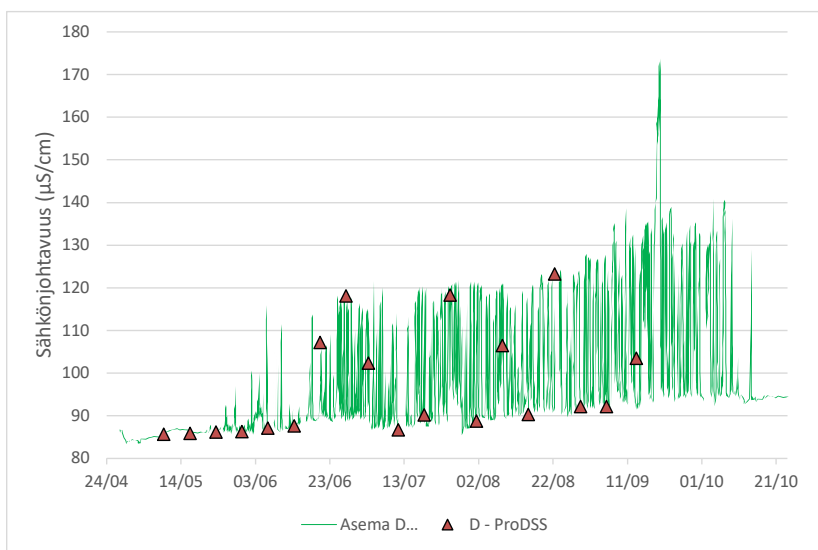
Aki Mykkänen

Jatkuvatoimisilla vedenlaatumittauksilla voidaan seurata kustannustehokkaasti vedenlaadussa tapahtuvia muutoksia, jolloin äkillisetkin erot saadaan havaittua. WaterPlus-hankkeessa vuonna 2023 Mikkelin Urpolanjoella touko–lokakuun aikana tehdyssä seurannassa Pursialan voimalaitoksen läheiseltä ratasillalta havaittiin jokivedelle poikkeuksellisia tuloksia, jotka osoittautuivat Pappilanselältä Pursialanlahteen tulevaksi takaisinvirtaamaksi. Koska Pursialanlahteen laskevan Urpolanjoen ja Pappilanselän vedenlaaduissa on eroa, voi takaisinvirtaamalla olla negatiivista vaikutusta alueen vedenlaatuun. Tarkemmin tehdyistä mittauksista on kerrottu tämän julkaisun artikkelissa Mikkelin kaupunkijokien vedenlaadun seurantaa.

Takaisinvirtaama näkyy jatkuvatoimisilla vedenlaatumittareilla

Pursialan voimalaitoksen vanhalle rautatiesillalle asennetun aseman D mittaustuloksista havaittiin kesäkuussa 2023 outoja tuloksia erityisesti sähkönjohtavuudessa. Koko Urpolanjoen alueella sähkönjohtavuus oli kaikissa muissa pisteissä noin 80–90 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mutta voimalaitoksen tuloksissa havaittiin välillä jopa kaksinkertaisia arvoja. Aluksi aiheuttajaksi epäiltiin vesihyönteisiä tai leviä, jotka mahdollisesti olisivat vaikuttaneet sähkönjohtokykynturin toimintaan. Anturin kärki sisältää kammion, johon usein muodostuu kasvustoja ja hyönteisten pesiä samalla vääristäen mitattuja tuloksia. Huollon ja puhdistamisen jälkeen kuitenkin tulokset pysyivät heittelevinä, eikä selkeää aiheuttajaa aluksi saatu selville. Erään kesäkuun loppupuolen kenttäkäynnin yhteydessä mittapisteestä tehdyllä YSI ProDSS -kenttämittauksella havaittiin kuitenkin samanlainen kasvu sähkönjohtavuudessa kuin jatkuvatoimisesti havaittuna. Samaan aikaan oli silmin nähtävissä, että vesi virtasi kohteessa niin sanotusti väärään suuntaan eli takaisin Pursialanlahtea päin.

Tämän myötä seuraavalla mittauskerralla otettiin myös muutamia kenttämittauksia voimalaitoksen edustalta Pappilanselän puolelta. Tulokset sieltä olivat samoja kuin jatkuvatoimisen mittarin havaitsemat korkeammat arvot. Tarkastellessa kaikkia kohteesta havaittuja sähkönjohtavuuden tuloksia (kuva 1) nähdään vaihtelujen normaalin virtaaman ja takaisinvirtaaman välillä olevan hyvin selkeitä. Normaalin virtauksen aikana tulokset ovat noin 85–95 $\mu\text{S}/\text{cm}$, kun taas takaisinvirtaaman aikana ne nousevat lukemiin noin 120–130 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Pisteestä kenttämittarilla havaitut arvot täsmäävät täydellisesti jatkuvatoimisesti mitattuihin arvoihin. Takaisinvirtaamatapahtumat olivat toisinaan vain tunnin kestäviä, kun taas välillä useita päiviä.

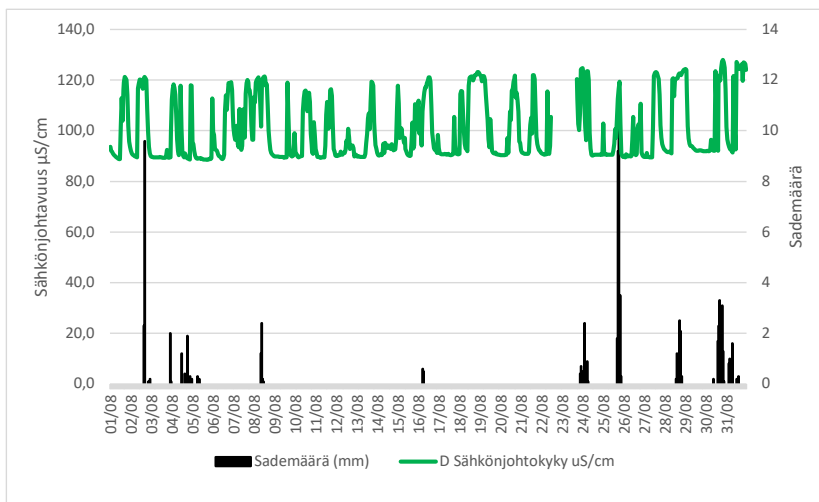


Kuva 1. Jatkuvatoimisesti mitattu sähkönjohtavuus ($\mu\text{S}/\text{cm}$) sekä kenttämittarin tulokset Pursialan ratasillan mittauspisteessä 28.4.–24.10.2023.

Myös jatkuvatoimisen mittausaseman parametreissa havaittiin takaisinvirtauksen aiheuttamia muutoksia veden laatuun. Muutoksia vedenlaadussa takaisinvirtaaman aikana nähdään myös muissa pisteestä jatkuvatoimisesti mitatuissa parametreissa. Esimerkiksi happamuudessa nähdään pieniä, noin 0,1–0,2 pH-yksikön muutoksia sen mukaan, kumpaan suuntaan vesi virtaa. Sama nähdään sameudessa, jolloin muutokset ovat noin 2–4 FNU. Muutokset ovat pieniä, eikä niillä ole suuria vaikutuksia vedenlaatuun. Mielenkiintoisempaa on se, milloin ja miksi takaisinvirtaama käynnistyy.

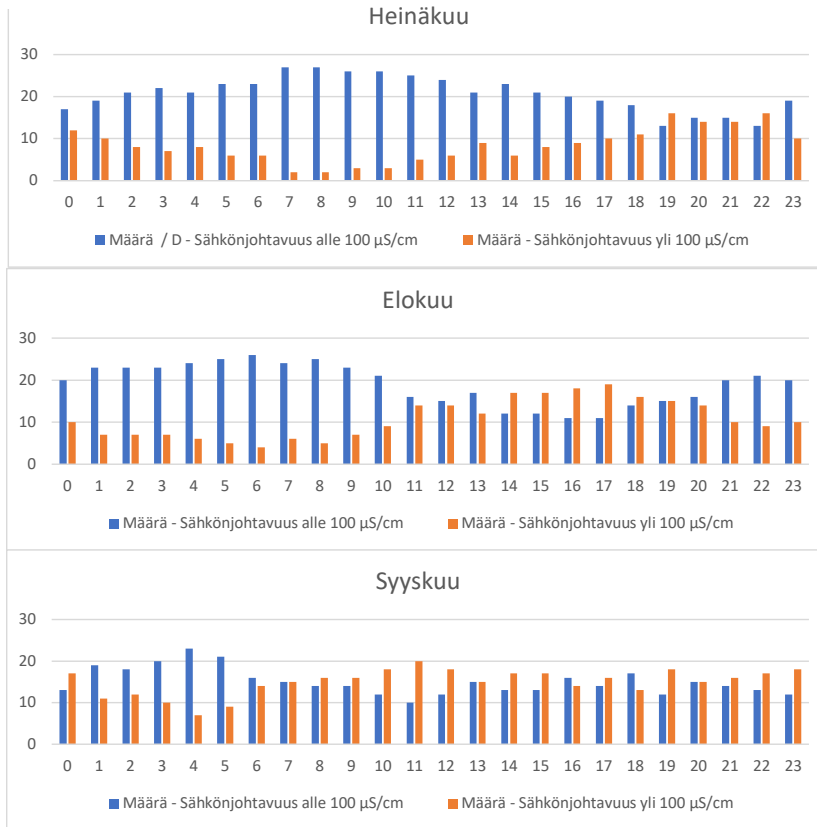
Koska muutos näkyy selvimmin sähkönjohtavuudessa, voidaan takaisinvirtaaman esiintymistä tarkastella sähkönjohtavuuden tuloksista.

Tarkasteltaessa sähkönjohtavuutta ja Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman sademääriä (kuva 2) nähdään, että esimerkiksi elokuussa yksittäisillä vesitateilla ei ole ollut huomattavaa vaikutusta takaisinvirtaamaan. Myöskään muina kuukausina selviä sadehetkien kanssa yhtenäisiä muutoksia ei havaittu. Huomioitavaa kuitenkin on, että Mikkelin lentoasema on noin 4,5 kilometrin päässä asemalta D. Todelliset aseman D kohdalla olleet sademäärät voivat olla hieman erilaisia.



Kuva 2. Elokuun 2023 sähkönjohtavuuden tulokset Pursialan voimalaitoksen vanhalta rautatiesillalta sekä Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman sademäärä.

Koska joen virratessa normaalisti sähkönjohtavuuden lukemat olivat selkeästi alle 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja takaisinvirtauksen aikana yli 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, voitiin tulokset luokitella kellonaikojen mukaan kahteen ryhmään. Kuvassa 3 on esiteltyä yli ja alle 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sähkönjohtokyvyn lukemien esiintymisen kellonaikojen mukaan kolmelta eri kuukaudelta. Kuvaajista nähdään heinäkuussa takaisinvirtaamaa tapahtuvan enemmän ilta-aikaan (kello 18–0). Elokuussa havainnot olivat enemmän keskittyneitä iltopäivään ja iltaan (kello 11–18). Syyskuussa havaintoja oli melko tasaisesti koko vuorokauden aikana, mutta selkeästi vähiten yöllä (kello 1–6). Kokonaishavaintomäärästä myös prosenttiosuuksissa oli eroavaisuuksia. Heinäkuussa noin 30 prosenttia havainnoista oli takaisinvirtaamaa, elokuussa 35 prosenttia ja syyskuussa 50 prosenttia.



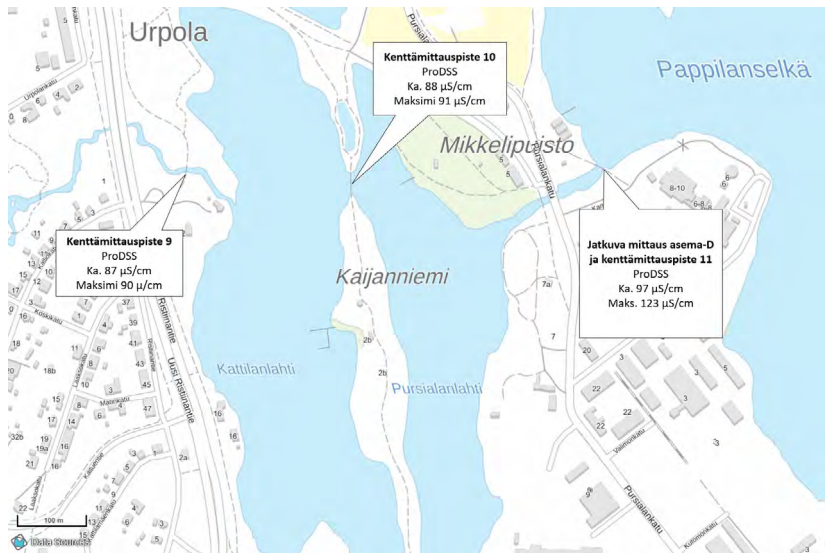
Kuva 3. Heinä-, elo- ja syyskuun sähkönjohtokyvyn lukemat Pursialan rautasillan asemalta eriteltynä lukumäärittäin alle ja yli 100 µS/cm lukemiin esiintymiskellonaikojen mukaan.

Takaisinvirtaamaa havaittiin heinä-, elo- ja syyskuussa kaikkina kellonai-
koina, joten esimerkiksi päiväkiertoon liittyvät muuttujat, kuten auringon
vaikutus, eivät vaikuttaisi olevan yksittäinen selittäjä takaisinvirtaaman
käynnistymiselle. Toukokuun mittauksissa takaisinvirtaamaa ei havait-
tu, jolloin todennäköisimpänä selityksenä on jäiden ja lumen sulamisen
vaikutus Urpolanjoen virtaamaan. Tällöin Urpolanjoki todennäköisesti
purkaa enemmän vettä kuin siihen pääsee takaisinvirtaamaa. Samaa vai-
kutusta nähdään myös lokakuun mittauksissa, joissa takaisinvirtaamaa
ei enää havaittu samalla tavalla kuin aikaisempina kuukausina. Pisteeltä
ei tehty virtaamamittauksia, joten tarkemmista takaisin virtaavista vesi-
määristä ei ole toistaiseksi tietoa.

Takaisinvirtaaman vaikutusalue Pursialanlahden veteen

Mikkelin Pursialan pohjavedenottamolle tehdään tekopohjavettä Pursialanlahden ja Kattilanlahden vedestä, jota pumpataan Kaihunharjun pohjoispäädyssä olevaan tekopohjavesialtaaseen, josta se sitten imeytyy harjuun ja pohjaveteen. Tämän myötä Pappilanselältä takaisinvirtaava vesi voi mahdollisesti päätyä tekopohjavedeksi ja sitä kautta ihmisten käyttöön. Vesistöjen ekologisen tilan luokittelun mukaan Urpolanjoen vesi on luokiteltu hyväksi, kun taas Pappilanselkä, joka on osa ”Saimaa Annilanselkä-Kyyhkylänselkä” -vesistömuodostumaa, on luokiteltu tyydyttäväksi (Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta). Vedenlaadullisesti Pappilanselältä takaisin tuleva vesi on huonompilaatuisempaa kuin Urpolanjoen vesi, joten takaisin virtaavalla vedellä voi olla vaikutusta siihen, kuinka paljon tekopohjavettä joudutaan puhdistamaan ennen sen käyttämistä juomavedeksi.

Touko–syyskuussa 2023 Urpolanjoen vedenlaatua seurattiin jatkuvatoimisten mittausten lisäksi YSI ProDSS -kenttämittarilla viikoittain. Mittauskertoja tuli yhteensä 19 kappaletta. Kuten jatkuvatoimisissa mittauksissa, nähdään takaisinvirtaaman vaikutus myös kenttämittarilla mitatuissa arvoissa pisteeltä 11 (Pursialan ratasilta). Sen sijaan edeltävässä, noin 400 metrin päässä Kaihunharjun kävelysillalta olevalta pisteeltä 10 ei havaita viitteitä kohonneista sähkönjohtavuuden tuloksista. Pisteeltä mitattujen 19 mittauskerran sähkönjohtavuuden keskiarvo oli 88 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sekä maksimi 91 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ylemmällä, noin 300 metrin päässä sijaitsevalla mittauspisteellä 9 keskiarvo oli 87 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sekä maksimi 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Alueen mittauspisteet ja sähkönjohtavuuden arvot on esitetty kuvassa 4. Vaikuttaisi siltä, että takaisinvirtaamalla ei ole ollut mittausaikana havaittavaa vaikutusta syvemmälle Pursialanlahteen. Kaihunharjun kävelypisteen silältä mitattu sähkönjohtavuus on samaa luokkaa kuin mitä ylempää Urpolanjokea on havaittu, jolloin pisteen voidaan sanoa edustavan enemmän Urpolanjoen vedenlaatua.



Kuva 4. WaterPlus-hankkeen mittauspisteet Pursialan alueella touko-syyskuussa 2023. Pappilanselältä takaisvirtaamaa havaitaan aseman D sijainnista, mutta ei enää Kaihunharjulla olevalta kenttämittauspisteeltä 10. Havaintokertoja ProDSS-mittarilla 19 kappaletta. (Kartta Maanmittauslaitos, muokkaukset Aki Mykkänen)

Koska havainnot ovat vain yhdeltä vuodelta eikä tarkempia virtaamamääriä ole havainnoitu, ei voida vielä varmasti sanoa, kuinka suuri vaikutus takaisvirtaamalla on Pursialanlahden veteen. Myöskään siitä, miksi takaisvirtaama tapahtuu, ei ole varmuutta. Tarkempi selvitys vaatisi alueelta virtaama- sekä pinnankorkeustietojen seuranta. Tästä huolimatta hankkeessa tehdyillä havainnoilla takaisvirtaamaa voidaan todeta tapahtuneen vuoden 2023 kesä–syyskuussa.

Pursialanlahden tulevan takaisvirtaaman havaitseminen jatkuvatoimilla vedenlaatumittareilla on mielenkiintoinen tulos. Vaikka tarkempia virtaamamääriä ei voida pelkällä vedenlaatumittauksella havainnoida, saadaan tulosten avulla kuvaa siitä, milloin takaisvirtaamaa tapahtuu. Vaikkakin muutos sähköjohtavuudessa itsessään ei ole suuri, voi takaisvirtaaman mukana Pappilanselältä tulla esimerkiksi haitallisia aineita, joilla voi olla negatiivinen vaikutus Pursialanlahden veteen ja sitä kautta tekopohjaveteen, josta tehdään Mikkelin kaupungin juomavettä.

Yhteenveto

Jatkuvatoimisten mittalaitteiden avulla saatiin havaittua Urpolanjoen loppupäässä tapahtuvaa takaisinvirtamaa Pappilanselältä. Takaisin virtaava järvi on selkeästi erilaista verrattuna jokiveteen, jolloin sillä voi olla joen vedenlaatua heikentävä vaikutus. Takaisinvirtaaman myötä Pappilanselältä voi mahdollisesti tulla esimerkiksi haitallisia aineita, joita ei Urpolanjoelta tulevassa vedessä normaalisti olisi. Vaikuttaisi kuitenkin siltä, että takaisinvirtaaman vaikutus on hyvin paikallista. Edeltävältä, noin 400 metrin päässä Kaihunharjun kävelysillalla olevalta mittauspisteeltä ei havaittu samanlaisia kohonneita arvoja sähkönjohtavuudessa. Takaisinvirtaaman tarkempaa käynnistymissyötä ei voida sanoa hankkeen tietojen perusteella, kuten ei myöskään, kuinka suuria ovat takaisinvirtaaman määrät. Ilmiötä olisi hyvä tutkia lisää, jotta saadaan parempaa kuvaa siitä, millainen vaikutus ilmiöllä on Pursialanlahden vedenlaatuun.

LÄHTEET

Ilmatieteen laitos. Havaintojen lataus. Mikkelin lentoasema, sademäärän summa. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus>

Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat

URPOLANJOEN PURKAUTUMISKÄYRÄN MÄÄRITTÄMINEN

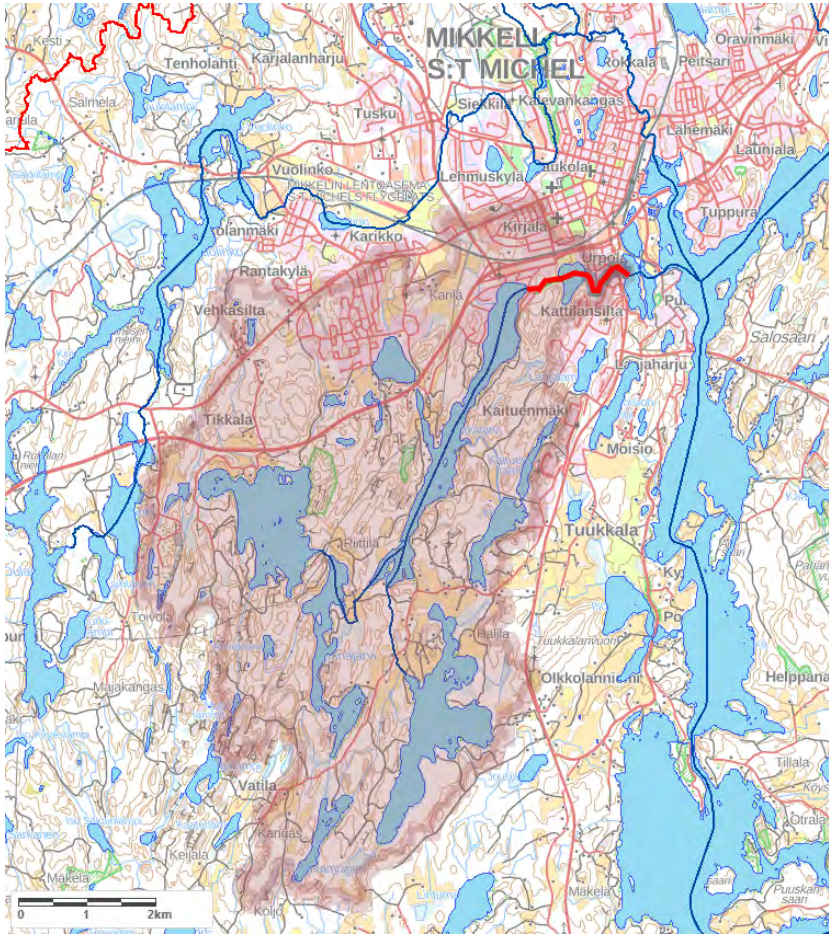
Panu Immonen & Aki Mykkänen

Virtaamatietoja voidaan käyttää esimerkiksi vedenhankinnassa, luonnonsojeluksessa sekä ympäristön tilan seurannassa. Virtaamamittaukset ovat kuitenkin monesti aikaa vieviä toteuttaa. Tätä voidaan helpottaa tarkastelemalla samanaikaisesti joen virtaamaa sekä pinnankorkeutta, jolloin niiden välillä voidaan luoda purkautumiskäyrä. Hyvin toteutetun purkautumiskäyrän avulla pelkkää pinnankorkeutta havainnoimalla saadaan laskettua myös luotettavasti virtaamamääriä.

Urpolanjoessa tehtiin vuonna 2022 ennallistamistöitä, joissa joen vanhat patorakenteet korvattiin kalaportilla. Tavoitteena ennallistamisella on mahdollistaa vaelluskalojen nouseminen jokea pitkin kutualueille. Muokkaustyöt vaikuttivat myös alueen virtaamiin, eikä joelle tehtyä vanhaa purkautumiskäyrää ollut enää suotavaa käyttää. Opinnäytetyössä Purkautumiskäyrän määrittäminen Urpolanjoelle tehtiin uusi Urpolanjoen purkautumiskäyrä ennallistamistöiden jälkeen. Opinnäytetyö tehtiin yhteistyössä WaterPlus-hankkeen sekä Mikkelin seudun ympäristöpalveluiden kanssa.

Urpolanjoen patojen ennallistaminen

Urpolanjoki virtaa Mikkelin keskustan läheisyydessä, ja sen valuma-alue käsittää noin 4 200 hehtaarin alueen (kuva 1). Joen latvajärvi on Otramoinen, josta vedet virtaavat Linnajärven ja Pitkäjärven kautta. Otramoisen oma valuma-alue on noin 26 hehtaaria ja koostuu pääosin metsäalueista. Lisäksi muita vesistöjä, jotka vaikuttavat Urpolanjokeen, ovat muun muassa Syysjärvi, Kallajärvi, Nielus, Kaituenlampi ja Orijärvi. Hulevesiä Urpolanjokeen tulee muun muassa Kirjalasta, Rantakylästä, Kattilasillasta sekä itse Urpolasta. Urpolan alueella kulkee Pursialan pohjavesialue, joka on tärkeä Mikkelin talousveden hankinnalle.



Kuva 1. Urpolanjoki (korostettu punaisella viivalla) sekä Urpolanjoen valuma-alue (tummennettu alue). Valuma-alueen koko noin 42 neliökilometriä (VALUE-Valuma-alueen rajaustyökalu KM10, SYKE).

Urpolanjoella on sijainnut myllyjä jo 1500-luvulta lähtien, ja niistä ainoa jäljellä oleva on niin sanottu Alamyly, jota varten oli tehty myllypato (Wirilander 1982, 447). Myllyn yläpuolella sijaitsi kalankasvattamo vuosina 1963–1988, ja sen takia jokeen oli tehty myös säännöstelypato. Urpolanjokilaakso on ollut rauhoitettu rauhoituspäätöksellä vuodesta 1981, ja rauhoitusalueetta laajennettiin vuonna 1988 (Itä-Suomen aluehallintovirasto 2022).

Vuonna 2022 Urpolanjoen vaelluskalojen elinolosuhteita päätettiin kunnostaa Nousu-ohjelman rahoituksella. Kunnostuksen toteuttivat yhteistyössä maa- ja metsätalousministeriö, Metsähallitus, ELY-keskukset sekä patojen omistajat. Kunnostustöissä säännöstelypato ja myllypato korvattiin kalateillä, joiden rakenteissa käytettiin luonnonkiviä. Kalaportaissa oli

myös kivillä verhoiltuja vaimennus- ja levähdysaltaita. Kunnostuksessa noudatettiin Suomen ympäristökeskuksen kalateiden suunnittelu- ja mitoitusohjeita. Ylempään säännöstelypatoon lisätyn kalatien tarkoituksena on myös säännöstellä Urpolanlammen vedenkorkeutta ja turvata minimivirtausta kuivina kausina. Muutostöiden yhteydessä jokeen rakennettiin myös kutosorakoita. (Itä-Suomen aluehallintovirasto 2022.)

Tehtyjen kunnostustoimenpiteiden laskettiin vaikuttavan Urpolanjoen vedenkorkeuden yliveteen laskemalla sitä seitsemän senttimetriä ja aliveden aikaista korkeutta 20 senttimetriä. Haittavaikutuksiksi tunnistettiin lyhytaikainen vaikutus veden laatuun johtuen veden samentumisesta. Päätöksen mukaisesti Mikkelin kaupunki oli velvoitettu seuraamaan hankkeen vaikutuksia vedenkorkeuteen viiden vuoden ajan (Itä-Suomen aluehallintovirasto 2022). Kunnostustyöt toteutettiin syksyllä 2022 sekä viimeisteltiin alkuvuodesta 2023.

Urpolanjoelle oli tehty aikaisempi purkautumiskäyrä Etelä-Savon ELY-keskuksen toimesta vuosien 2012–2017 aikana kerätyistä tiedoista. Jokeen tehtyjen kunnostamistoimenpiteiden myötä nähtiin hyödylliseksi tehdä joelle uusi purkautumiskäyrä. Uusi purkautumiskäyrä toteutettiin osana WaterPlus-hanketta Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun opinnäytetyössä Purkautumiskäyrän määrittäminen Urpolanjoelle (Immonen 2023).

Virtaamamittaukset: FlowTracker2

Virtaamamittauksiin käytettiin Sontekin valmistamaa FlowTracker2 - ADV (acoustic doppler velocimeter) -virtaamamittaria. Laite lähettää äänisignaalia noin kymmenen senttimetrin päähän mittapäästä, josta ne heijastuvat vedessä olevista partikkeleista takaisin mittapään detektoreille. Koska partikkelit liikkuvat veden virtaamanopeuden mukaisesti, voidaan doppler-ilmiön avulla havainnoida virtaamanopeuksia. Liian kirkkaasta, partikkelittomasta vedestä laitteella ei voida tehdä mittauksia. Mittauksia voidaan tehdä virtaama-alueella 0,001–4 m³/s sekä 0,02–1,4 metrin syvyydestä. Mittaussyvyys voidaan mitata laitteessa olevalla paineanturilla tai manuaalisesti mittausvarressa olevasta mitta-asteikoista. (Sontek.)

Virtaamamittauksia tehtiin standardin SFS-EN ISO 748:2021 mukaisesti. Standardi suosittelee, että itse mittauskohta tulee valita niin, että veden virtaus on mahdollisimman laminaarista. Ennen mittauskohtaa olisi suositeltavaa olla suoraa uomaa vähintään kuusi kertaa mitattavan uoman leveys, kun taas alavirralla riittää kolme kertaa. Kaltevuuden ja poikki-

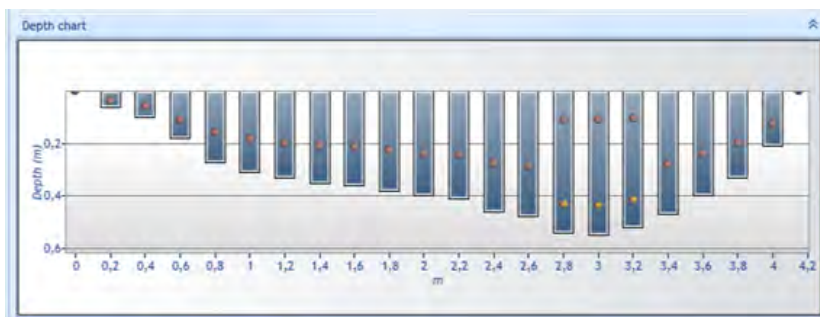
leikkauksen tulisi myös olla tasainen virtaamahäiriöiden estämiseksi. Vedessä ei saa myöskään olla esimerkiksi kaatuneita puita tai muita esteitä, jotka voivat vaikuttaa virtaamaan.

Mittauksia varten määritellään ensimmäisenä uoman leveys, joka määrittää standardin SFS-EN ISO 748:2021 mukaisesti, moneenko osamittaukseen uoma pitää jakaa. Esimerkiksi 0,5–5,0 metrin uomalla osamittauksia tulee olla vähintään 20 kappaletta. Tämä on tärkeää, koska uoman virtaama voi olla jakautunut niin, että reunoilla virtaama on pientä, kun taas keskellä uomaa hyvin suurta (kuva 2). Tällöin liian pienellä osamittausmäärällä suuremmat virtaamat voivat vääristää kokonaistulosta. Standardin mukaan yhdenkään osamittauspiteen virtaama ei saa ylittää kymmentä prosenttia kokonaisvirtaamasta tulosten luotettavuuden varmistamiseksi.



Kuva 2. Esimerkki FlowTracker2-virtaamamittauksesta. Suurin virtaama on uoman keskikohdalla, kun taas reunoilla virtaama on hyvin pientä. Vihreällä merkittynä osamittaukset, jotka ovat 0–5 prosenttia kokonaisvirtaamasta ja keltaisella 5–10 prosenttia kokonaisvirtaamasta.

Samaa pätee myös korkeussuunnassa, jossa mittauspisteitä voi olla useampia. Virtaama voi olla hyvin erilaista veden pinnalla kuin keskisyvyydellä tai pohjassa. Mittauksissa käytettiin FlowTracker2-mittarin omia 1-, 2- tai 3-kerkeussuuntaisia osapisteitä. Yhden pisteen osamittauksessa mittaus tehdään aina 60 prosentin syvyydessä. Kahden pisteen osamittauksessa 20 ja 80 prosentin syvyyksistä ja kolmen pisteen osamittauksessa 20, 60 ja 80 prosentin syvyyksiltä. FlowTracker2 osaa automaattisesti valita tietyllä syvyydelle soveltuvan osamittausmäärän (kuva 3). Jos esimerkiksi kahden osapisteiden mittauksissa havaitaan epäloogisuuksia, pyytää laite automaattisesti kolmatta osamittaus tulosten varmuuden parantamiseksi. Standardin suosittelema osapisteiden mittausaika on vähintään 30 sekuntia. Tehdyissä mittauksissa käytettiin FlowTrackerin vakioasetuksena olevaa 40 sekunnin mittausaika.



Kuva 3. Esimerkki Flowtracker2-virtaamamittauksen syvyysprofiilista. Yli 0,5 metrin syvyyksillä laite on automaattisesti vaihtanut 2-pistemittaukseen, kun taas alle 0,5 metrin syvyydet on tehty 1-pistemittauksella.

Mittattavaan uomaan asennetaan mittaushetkellä mittanauha, jonka avulla uoma voidaan helposti jakaa osamittauspisteisiin (kuva 4). Mittaukset aloitetaan joko uoman vasemmasta tai oikeasta reunasta, minkä jälkeen edetään valittu etäisyys mittanauhasta seuraavalle mittauspisteelle. Tätä toistetaan niin kauan, kunnes saavutetaan uoman toinen reuna. Mittauksen aikana laitteen paineanturi kalibroidaan tasavälein ilmanpaineeseen luotettavan syvyystiedon saamiseksi. Paineanturin tulos on kuitenkin aina hyvä varmistaa mittausvarren mitta-asteikosta.



Kuva 4. Opinnäytetyöntekijä Panu Immonen tekemässä virtaamamittaus- ta Urpolan luontokeskuksen puistoväylän kävelysillalla. Uoman päälle on asetettu mittanauha, jonka avulla uoma voidaan helposti osamittauspisteisiin. Kuvassa veden virtaussuunta vasemmalle. (Kuva Aki Myk- känen).

Mittausten aikana on tärkeää, että mittalaite pysyy mahdollisimman paikoillaan mittausten aikana. Laitteessa on vesivaa'an lisäksi elektroninen vesivaaka sekä gyroskooppi, joista mittaaja näkee välittömästi, mikäli laite ei ole suorassa. Näyttöpäätteestä näkyy mittaushetkellä myös virtaaman suunta sekä mittauksen tiedot (kuva 5).



Kuva 5. FlowTracker2-mittarin näyttöpäätte mittausten aikana. Oikealla ylhäällä näkyy elektroninen vesivaaka, oikealla alhaalla virtaamaan suunta. Punaisella käyrällä näkyvillä mittauskohtainen virtaama sekä sinisellä signaali-kohinasuhde. (Kuva Aki Mykkänen)

Kun kaikki osapisteet on saatu mitattua, antaa laite lopullisen tuloksen kuutiometriä sekunnissa. Samasta pisteestä mittauksia tehdessä vertailun vuoksi on tärkeää, että mittaukset suoritetaan mahdollisimman hyvin samoista kohdista sekä samalla osapistemäärällä sekä -etäisyyksillä.

Purkautumiskäyrän muodostaminen ja hyödyntäminen

Purkautumiskäyrällä tarkoitetaan uomassa olevan veden pinnankorkeuden sekä virtaamanopeuden välistä suhdetta. Kun vedenkorkeus pienenee, vähenee myös silloin uomassa liikkuvan veden määrä. Hyvää purkautumiskäyrää varten pinnankorkeus sekä virtaamaa tulisi havainnoida kaikilta vedenkorkeuksilta. Suomessa vuosikierron myötä virtaamat voivat olla esimerkiksi keväällä lumien sulamisen aikaan moninkertaisia

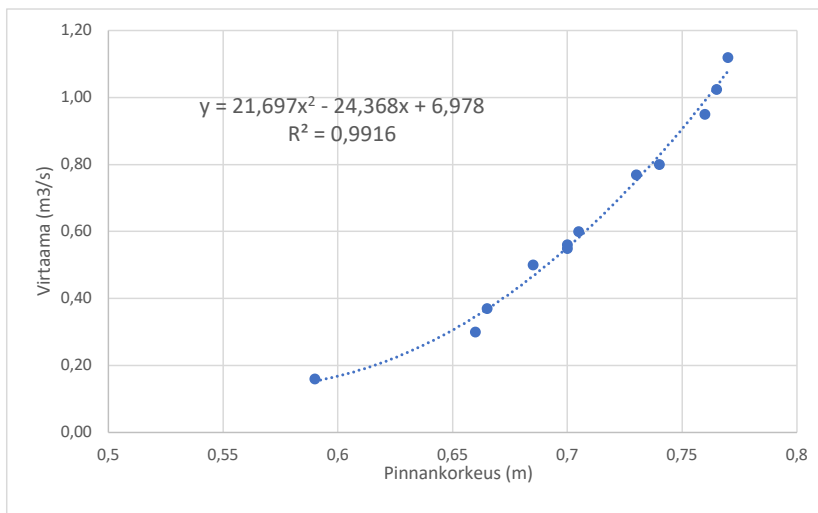
verrattuna kuivempien kesäkausien virtaamiin. Jos purkautumiskäyrän avulla saadaan luotettava suhde pinnankorkeuden ja virtaaman välille, voidaan silloin laskea toiselle muuttujalle arvo toisen avulla. Koska virtaamamittaukset ovat yleensä työläämpiä tehdä, tarkoittaa tämä yleisesti sitä, että pinnankorkeustiedon avulla saadaan kuvattua myös virtaamaa (Vesivarat ryhmä, SYKE).

Virtaamamittauksia tehtiin maalīs–heinäkuussa Urpolanjoesta Urpolan luontokeskuksen puistoväylän kävelysillalta yhteensä 12 kappaletta. Samaa aikaan kohteesta tehtiin myös pinnankorkeushavaintoja Mikkelin kaupungin Urpolanjoen mittapaalusta, joka oli noin viiden metrin päässä virtaamamittauspaikasta (taulukko 1). Lisäksi kohteessa testattiin virtaamamittauksia suolapulssimenetelmällä. Tarkemmin mittauksista sekä suolapulssimenetelmästä on kerrottu hankkeessa tehdyssä opinnäytetyössä Purkautumiskäyrän määrittäminen Urpolanjoelle (Immonen 2023). Opinnäytetyössä tehtiin myös vertailua Etelä-Savon ELY-keskuksen tekemiin mittauksiin sekä aikaisempaan Urpolanjoesta tehtyyn purkautumiskäyrään. Lopullinen purkautumiskäyrä kuitenkin määritettiin pelkästään FlowTracker2-mittarilla tehdyillä mittauksilla.

Taulukko 1. Urpolanjoen pinnankorkeudet sekä mitatut virtaamat Urpolan luontokeskuksen puistoväylän kävelysillan kohdalta.

Päivämäärä	Korkeus (m) Mikkelin kaupungin Urpolanjoen mittapaalu	FlowTracker2:n virtaama (m ³ /s)
22.3.2023	0,66	0,30
6.4.2023	0,685	0,50
12.4.2023	0,7	0,56
13.4.2023	0,705	0,60
20.4.2023	0,73	0,77
26.4.2023	0,76	0,95
27.4.2023	0,765	1,03
4.5.2023	0,77	1,12
17.5.2023	0,74	0,80
26.5.2023	0,7	0,55
5.6.2023	0,665	0,37
19.7.2023	0,59	0,16

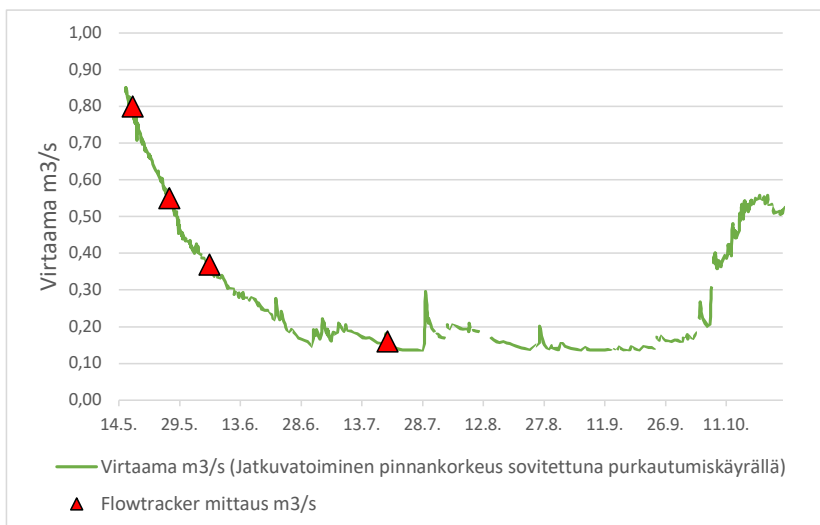
Mitattuihin virtaamiin ja pinnankorkeuksiin sovellettiin toisen asteen polynomista funktiota (kuva 6). Saatua funktio on $y = 21,697x^2 - 24,368x + 6,978$ + **6,978**. Funktio soveltuu aineistoon erinomaisesti, ja vain yksi tehty mittaus (22.3.2023) vaikuttaisi hieman poikkeavan muista tuloksista. Muodostetusta purkautumiskäyrästä nähdään myös sen selitysasteen R^2 olevan 0,9916. Selitysasteen ollessa täydellinen arvolla 1 on 0,9916 tulos erittäin hyvä.



Kuva 6. Urpolanjoelta määritetty purkautumiskäyrä, sen funktio sekä selitysaste R^2 .

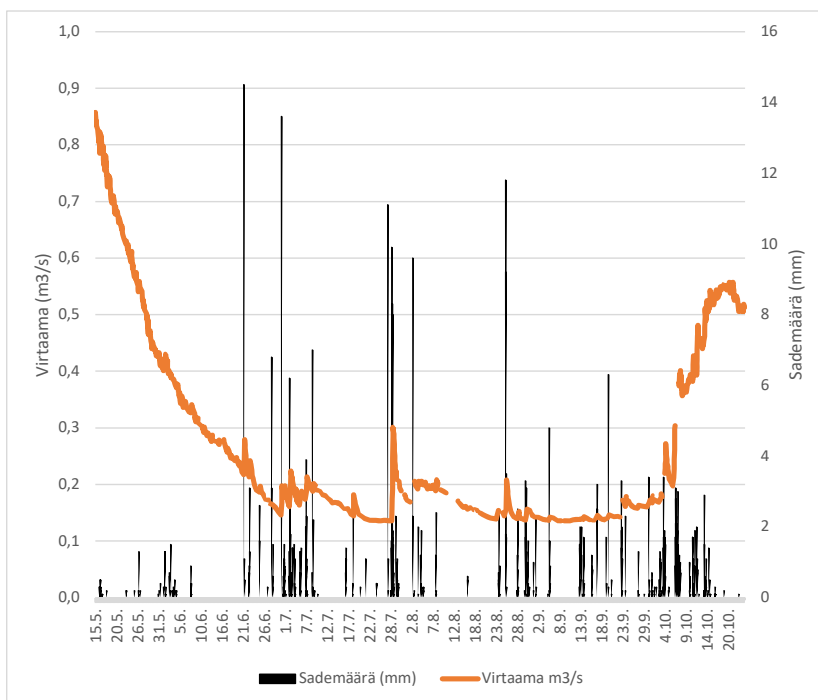
Hyvästä selitysasteesta huolimatta purkautumiskäyrä on vielä puutteellinen. Sen tarkentamiseen tarvittaisiin vielä enemmän havaintoja yli- ja erityisesti alivirtaaman aikana. Lisämittauksia ei voitu kuitenkaan toteuttaa opinnäytetyössä.

WaterPlus-hankkeessa Urpolanjoen alueelle oli asennettu kolme jatkuva-toimista Keller 36X -vedenpinnankorkeusanturia. Yksi näistä mittareista oli samassa kohteessa, jossa virtaamamittauksia tehtiin. Anturin toiminnasta ja asennuksesta on kerrottu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa Kansalaishavainnoinnin ja joukkoistamisen mahdollisuudet ja haasteet. Koska jatkuvatoimista pinnankorkeusdataa oli samalta ajalta kuin virtaamamittauksia, voitiin tuloksia vertailla keskenään. Laskettu purkautumiskäyrä sovitettiin jatkuvatoimisen pinnankorkeusdatan kanssa yhteen, jolloin kohteesta saatiin 30 minuutin tarkkuudella oleva virtaamatieto aikavälille 15.5.–27.10.2023 (kuva 7). Jatkuvatoimisen pinnankorkeusmittauksen ajalta oli neljä kappaletta FlowTrackerilla tehtyjä virtaamamittauksia, joita myös verrattiin jatkuvatoimiseen dataan.



Kuva 7. Urpolanjoesta Urpolan luontokeskuksen puistoväylän kävelysillalta mitattu jatkuvatoiminen pinnankorkeus sovitettuna purkautumiskäyrällä sekä FlowTracker2- mitattu virtaama 15.5.–27.10.2023.

FlowTracker2-mittarilla tehdyt virtaamamittaukset osuvat täydellisesti jatkuvatoimisen pinnankorkeusanturin arvoista purkautumiskäyrän avulla johdettuihin virtaamamääriin, ja tulos on erinomainen. Vaikuttaisi myös siltä, että jatkuvatoimisen pinnankorkeusseurannan avulla on saatu havainnointia vesisateen aiheuttamia muutoksia pinnankorkeudessa ja sitä kautta virtaamassa. Esimerkiksi heinäkuun loppupuolella havaitaan äkillinen nousu virtaamassa. Tämän on aiheuttanut rankkasade 28.7.2023, jolloin Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman havaintopisteen mukaan on satanut noin 49 millimetriä vettä. Hetkellishavainnot tarkasteltaessa ennen vesisadetta virtaama joessa on ollut noin 0,15 m³/s, ja vesisateiden myötä se tuplaantui arvoon 0,30 m³/s. Muinakin ajankohtina vesisateella on ollut selkeä vaikutus virtaamamääriin, mikä näkyy hyvin virtamaa ja sademäärän summia tarkasteltaessa (kuva 8).



Kuva 8. Purkautumiskäyrän avulla Urpolan luontokeskuksen puistoväylän kävelysillan jatkuvatoimisesta pinnankorkeustiedosta johdettu virtaamamäärä (m^3/s) sekä Ilmatieteen laitoksen Mikkelin lentoaseman sademäärän summa (mm) aikavälillä 15.5.–24.10.2023.

Vesisateiden aiheuttaman virtaaman kasvu voi olla hyvin äkillistä ja kestää vain pieniä aikoja. Jatkuvatoimisissa pinnankorkeusmittauksissa käytetty mittausintervalli oli 30 minuuttia, joka vaikuttaisi riittävän äkillisten pinnankorkeusmuutosten havainnointiin. Tarkkuutta saataisiin vielä lisää pienentämällä mittausintervallia esimerkiksi 15:een tai jopa viiteen minuuttiin, mutta tällöin myös laitteen virrankulutus sekä datan määrä kasvavat. Lisäksi muutamia minuutteja kestäville, korkeammilla virtaamatuloksilla on vain pientä vaikutusta koko päivän virtaamasummaan. Kuukausia kestäväällä mittausjaksolla onkin tärkeämpää havainnoida luotettavasti suuren aikavälin muutoksia kuin pieniä hetkelliseroja.

Yhteenveto

WaterPlus-hankkeessa tehdyn Purkautumiskäyrän määrittäminen Urpolanjoelle opinnäytetyön tavoitteessa onnistuttiin hyvin. Vaikka tehtyä purkautumiskäyrää pystyttäisiin vielä tarkentamaan, vaikuttaisi se erinomaisesti kuvaavan virtaaman ja veden pinnankorkeuden välistä suhdetta.

Päivitetyn purkautumiskäyrän avulla Urpolanjoesta saadaan nyt pelkän pinnankorkeustiedon avulla helposti myös virtaamatietoa. Koska pinnankorkeushavainnot vaativat vain arvon lukemisen asteikosta verrattuna jopa kaksi tuntia kestävään virtaamamittaukseen, saadaan purkautumiskäyrän avulla kustannustehokkaasti suuria määriä virtaamatietoa. Lisäksi jos kohteeseen asennetaan jatkossakin jatkuvatoiminen pinnankorkeusanturi, saadaan sen suurella havaintomäärällä kiinni esimerkiksi sateiden aikaisia hetkellismuutoksia.

LÄHTEET

Ilmatieteen laitos, Mikkelin lentoasema. Havaintojen lataus, sademäärä. Saatavissa: <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus>

Immonen, P. 2023. Purkautumiskäyrän määrittäminen Urpolanjoelle. Opinnäytetyö. 149 s. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:NBN:fi:amk-2023112130785>

Itä-Suomen aluehallintovirasto. 2022. Kalateiden rakentaminen Urpolanjoen patojen yhteyteen ja vanhan vesitalousluvan rauettaminen. Päätös. Nro 18/2022 Dnro ISAVI/3579/2021

SFS-EN ISO 748:2021. 2021. Hydrometry. Measurement of liquid flow in open channels. Velocity area methods using point velocity measurements.

Sontek. SonTek FlowTracker2 Handheld-ADV s.a. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.yssi.com/flowtracker2> [luettu31.10.2023]

VALUE-Valuma-alueen rajaustyökalu KM10. SYKE. Avoin data. Saatavissa: <http://paikkatieto.ymparisto.fi/value/>

Vesivarat ryhmä, SYKE. Hydrologisen seurannan kenttätöiden toimintakäsikirja. 2022. Saatavissa: <https://vesi.fi/aineistopankki/hydrologisen-seurannan-kenttatoiden-toimintakasikirja/>

Wirilander, H. 1982. Mikkelin pitäjän historia. Mikkeli: Länsi-Savo.

PASSIIVINEN NÄYTTEENOTTO PFAS-YHDISTEIDEN SEURANNASSA

Aki Mykkänen & Niina Laurila

Passiivisella näytteenotolla saadaan havainnointua haitta-ainepitoisuuksia pidemmillä ajanjaksoilla kuin vesinäytteillä. Passiiviset näytteenottimet asennetaan kohteeseen, jossa ne keräävät tutkittavia aineita itseensä. Ennalta määritetyn tutkimusajan jälkeen ne voidaan noutaa ja määrittää niistä tutkittavien aineiden määrä. Koska veden liike on jatkuvaa, saadaan näin mahdollisesti havaittua pitoisuuksia, jotka jäisivät piste-näytteenotoilla havainnoimatta. WaterPlus-hankkeessa Mikkelin kaupunkialueella toteutetussa PFAS-yhdisteiden näytteenotossa hyödynnettiin POCIS-PFAS- passiivikeräimiä.

Passiivinen näytteenotto

Vesien seurannassa yksi suurimmista haasteista on veden jatkuva liikkuvuus. Esimerkiksi luonnonvesiin huuhtouman mukana maa-alueilta voi tulla haitallisia aineita, jotka liikkuvat vesimassojen mukana. Tämä tarkoittaa sitä, että jos huuhtouman aiheuttamia kuormituksia halutaan tutkia, tulisi myös tutkimukset, kuten näytteenotot, tehdä silloin, kun huuhtouma on tutkittavassa pisteessä. Toteuttamisen kannalta tämä voi kuitenkin olla haastavaa, koska sadetapahtumien tarkkaa aikaa on vaikea ennustaa. Lisäksi voi kestää jopa tunteja vesisateesta siihen, että esimerkiksi rakennetulle alueelle satanut vesi on huuhtoutunut alapuolisiin vesiin, kuten jokiin. Tämän myötä tarkka vesisateen ennustaminenkaan ei välttämättä riitä luotettavasti tutkittavien aineiden tarkasteluun.

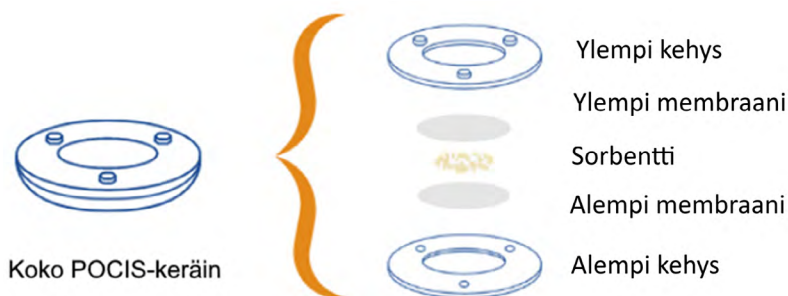
Passiivisessa näytteenotossa vesinäytteiden sijasta tutkittavaan kohteeseen asetetaan keräin, joka kerää itseensä näytteenottoajan tutkittavia aineita. Keräintyyppin, kohteen ja tutkittavan aineen mukaan altistusajat voivat olla tunteja tai jopa kuukausia. Näytteenoton jälkeen aineet voidaan eristää keräimestä ja tutkia kertyneet pitoisuudet. Koska erilaiset kemikaaliyhdisteet toimivat eri tavalla, ei ole olemassa mitään yhtenäistä

kaikille aineille toimivaa keräinmallia, vaan erilaisille aineryhmille on olemassa niiden ominaisuuksille soveltuvat keräinmallit ja menetelmät. Passiivinäytteenottimet voidaan kuitenkin luokitella kahteen keräinryhmään, integroiviin (kineettisiin) sekä tasapainokeräimiin. Integroivat keräimet keräävät vedessä olevia pitoisuuksia itseensä altistusaikansa ajan, kun taas tasapainokeräimet saavuttavat altistusaikana tasapainotilan ympäröivän matriisin, kuten ilman, maaperän tai veden, kanssa sekä siinä olevien aineiden kanssa (Alvarez, 2010).

Passiivisella näytteenotolla saadaan havainnoitua pelkästään liuenneita ainepitoisuuksia, jotka pystyvät kerääntymään keräimiin. Tämä tarkoittaa sitä, että esimerkiksi kiintoaineeseen jo sitoutuneet partikkelit eivät keräännä. Kertänäytteenottoihin verrattuna passiivisella näytteenotolla saadaan myös kiinni pienempiä pitoisuusmääriä. Kertänäytteenotossa näytteenotettu vesimäärä on yleensä korkeintaan muutamia litroja, kun taas passiivisella näytteenotolla saadaan havainnoitua sadoista litroista jopa useisiin tuhansiin kuutioihin vettä. Pidemmällä ajanjaksolla keräimeen kertyvät pitoisuudet konsentroituvat, jolloin ne saadaan helpommin havaittua. Tämän myötä aineita, joiden pitoisuusmäärät olisivat esimerkiksi litran vesinäytteistä määritysrajojen allittavia, saadaan myös mahdollisesti havainnoitua passiivisella näytteenotolla (Ahkola & Siimes 2022). Viime vuosikymmenillä kaupallisesti saatavia passiivisia näytteenottimia on tullut markkinoille useilta eri valmistajilta. On kuitenkin aina tärkeää varmistaa, että käytettävä keräin soveltuu tutkittavalle matriisille sekä aineelle.

POCIS-passiivikeräimet

Polar Organic Chemical Integrative Sampler eli POCIS on kaupallisesti saatavilla oleva integroiva passiivinen näytteenotin. Keräimessä jauhemainen vastaanottava faasi eli sorbentti on puristettuna kahden nylonkalvon väliin teräksisten kehysten avulla (kuva 1). Keräimestä on useita erilaisia malleja, niin muodon kuin tutkittavien aineiden osalta. WaterPlus-hankkeessa käytettiin pyöreää keräinmallia, mutta POCIS-keräintä on myös saatavilla suorakulmion muotoisena, esimerkiksi pohjavesiputkeen sopivaa versiota. Erilaisia sorbentteja sisältävien mallien avulla voidaan tutkia esimerkiksi lääkeaineita, glyfosaattia ja torjunta-aineita (Affiniseip).

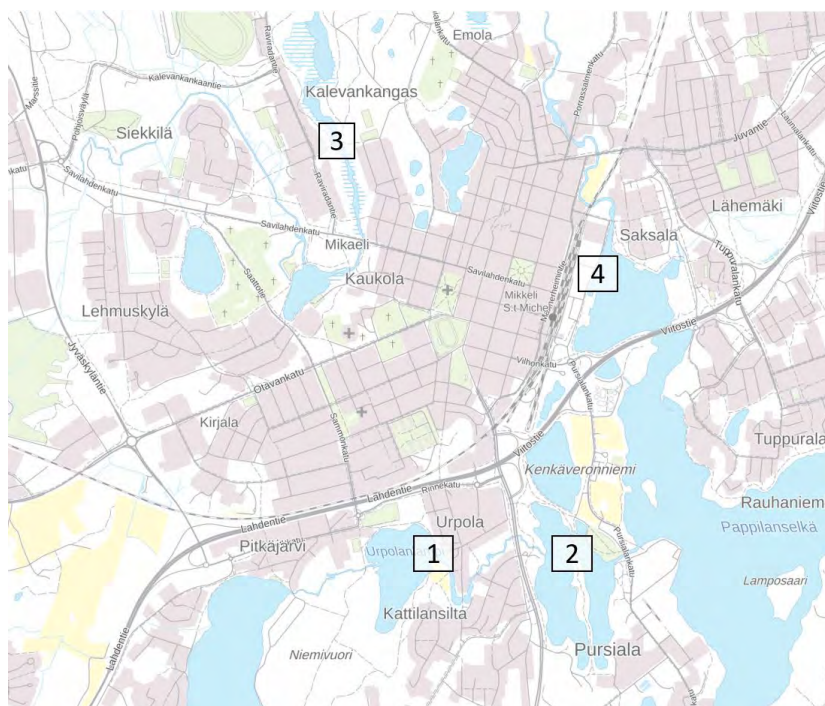


Kuva 1. POCIS-keräin. Itse tutkittavat aineet keräävä osio on sorbentti, joka on suljettu paikoilleen kahden vettä läpäisevän membraanin sekä teräksisten kehysten avulla. (Ylempi kuva Affinisep, suomennos Aki Mykkänen. Alempi kuva Aki Mykkänen).

Suomessa POCIS-HLB-keräimillä on tutkittu muun muassa PFOS-yhdisteiden pitoisuutta hulevesialtaista Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistyksen toimesta (Vahtera ym. 2022). Tutkimuksessa käytetty keräin ei varsinaisesti ole tarkoitettu PFAS-yhdisteen havainnointiin. WaterPlus-hankkeessa PFAS-yhdisteiden näytteenotto toteutettiin POCIS-PFAS-keräimillä, jotka tulivat markkinoille vuoden 2023 alkupuolella.

Passiivinen PFAS-yhdisteiden näytteenotto Mikkelissä

WaterPlus-hankkeessa toteutetussa haitta-ainetutkimuksessa havaittiin Mikkelissä kohonneita PFAS-yhdisteiden pitoisuuksia, joten passiivikeräimillä toteutettu PFAS-yhdistetutkimus kohdennettiin Mikkelin kaupunkitaajama-alueelle. Näytteenottopaikoiksi valikoitui Urpolan kävelysilta (piste 1), Kaihunharjun kävelysilta (piste 2), Kalevankankaan kävelysilta (piste 3) sekä Mikkelin sataman pohjoispäädyssä oleva laituri (piste 4). Näistä pisteet 1 ja 2 ovat Urpolanjoen valuma-alueella, kun taas piste 3 on osa 7-nimistä jokea, joka laskee Mikkelin satamaan (piste 4). Kaikki näytepisteet ovat esiteltyinä kuvassa 2. Tarkemmin PFAS-yhdisteistä on kerrottu tämän julkaisun artikkelissa Haitta-aine selvitys Etelä-Savon vesistöistä.



Kuva 2. Näytteenottopisteet Mikkeliissä. 1) Urpolanlammen kävelysilta. 2) Kaihunharjun kävelysilta. 3) Kalevankankaan kävelysilta. 4) Mikkelin sataman pohjoisen venerampin viereinen laituri. (Kuva Maanmittauslaitos, muokkaukset Aki Mykkänen).

Jokaisessa asennettavassa keräinkokonaisuudessa oli kolme PO-CIS-näytteenotinta, joten jokaiselta näytepisteeltä saatiin kolme saman altistusajan rinnakkaistulosta. Keräimille on olemassa valmistajan oma suojakotelo, johon keräimet voidaan asentaa. Näitä kuitenkin hankittiin vain kaksi kappaletta, joten muihin kahteen näytteenottimeen hyödynnettiin improvisoituja suojakoteloita, jotka tehtiin teräksisestä häkistä (kuva 3). Idea näihin saatiin Suomen ympäristökeskuksen Passiivikeräimien käyttö vesien haitta-aineseurannassa -raportissa, jossa suojakotelona oli käytetty metallista perunapesuria.



Kuva 3. Valmistajan suojakotelo POCIS-keräimille kasattuna (yläoikea) sekä avattuna (ylävasen). Avatussa kotelossa keskellä teline, johon POCIS-keräimet asennetaan. Alhaalla improvisoitu teräskotelo valmiina asennettavaksi kohteeseen. (Kuvat Aki Mykkänen)

Tehtaalta sinetöidyissä pusseissa tulleet POCIS-kiekot asennettiin telineisiin nippusitein tutkimuskohteissa 2.6.2023. Asennuksen yhteydessä jokaisessa kohteessa toteutettiin kenttänollan näytteenotto, jossa suo-japussistaan otettua keräintä heilutettiin ilmassa usean minuutin ajan. Ilma-altistuksen jälkeen nollanäyte suljettiin takaisin suo-japussiinsa. Suo-jakotelot asennettiin reikäpannan avulla pisteissä 1, 2 ja 3 siltojen pyl-väisiin (kuva 4) ja kohteessa 4 kiinteään laiturirakenteeseen. Jokaisessa pisteessä veden syvyys oli noin 1,5 metriä, ja keräimet asennettiin noin 0,5 metrin syvyyteen niin, että ne herättäisivät mahdollisimman vähän huomiota vandalismin estämiseksi.



Kuva 4. POCIS-suojakotelo (vasen) sekä metallihäkistä rakennettu improvisoitu suojakotelo (oikea) asennettuna siltojen pylväisiin (kuva Aki Mykkänen).

Keräimiä altistettiin kohteissa kahden viikon ajan (2.–16.6.2023), minkä jälkeen ne siirrettiin välittömästi kentällä suojapusseihin. Kaikkien keräinten pintaan oli muodostunut likaa, ja ne olivat värjäytyneet ruskeiksi (kuva 5). Keräimet siirrettiin kylmälaukussa ja toimitettiin Suomen ympäristökeskukselle analysoitavaksi.



Kuva 5. POCIS-keräimiä 14 vuorokauden altistumisen jälkeen. Keräimien pintaan on selvästi muodostunut likaa ja biofilmiä. (Kuva Niina Laurila)

Yhdisteiden analysointi keräimistä

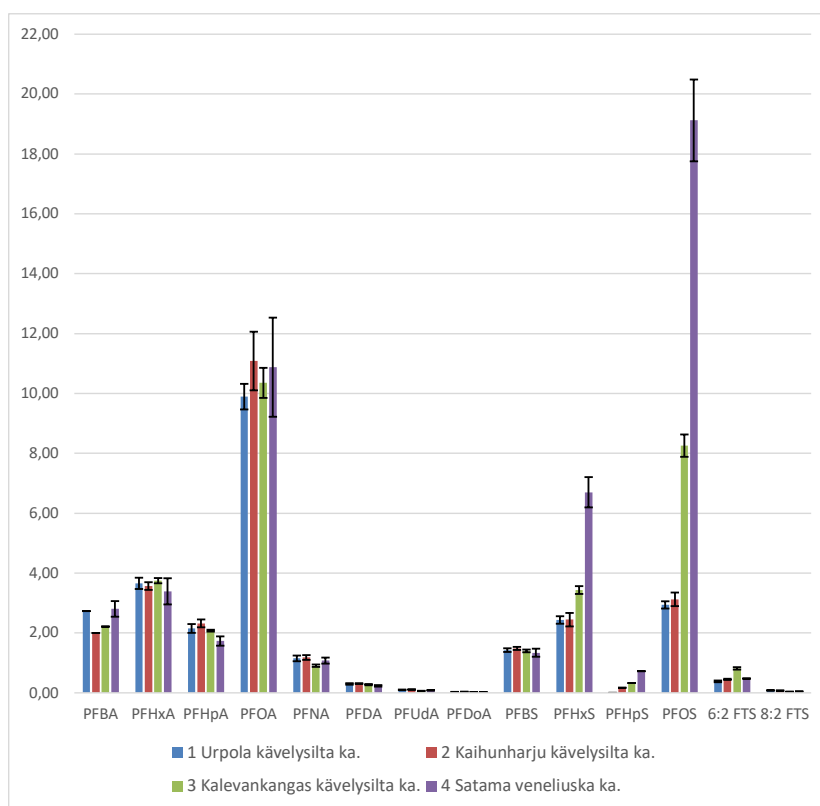
Kertyneet yhdisteet eristettiin uuttamalla keräimistä laitevalmistajan ohjeiden mukaisesti mukana tulleiden tarvikkeiden avulla. Keräimet huuhdeltiin ultrapuhtaalla vedellä, minkä jälkeen teräskehukset avattiin varovasti. Membraanit eroteltiin toisistaan ja niiden välissä oleva sorbentti siirrettiin keräinten mukana tulleisiin kolonneihin ja puristettiin paikalleen mukana tulleella levyllä. Tämän jälkeen itse uutto tehtiin metanolilla, johon sorbenttiin kerääntyneet PFAS-yhdisteet siirtyivät. Uutettu metanoli kerättiin talteen, minkä jälkeen se voitiin analysoida. Jäljelle jäänyt sorbentti kuivattiin ja sen kuivamassa otettiin ylös. Uuton jälkeen näytteet analysoitiin nestekromatografia-massaspektrometrisesti (LC-MS). Uutteista analysoitiin yhteensä 21 erilaista PFAS-yhdistettä (taulukko 1).

Taulukko 1. PFAS-POCIS-keräimistä analysoidut yhdisteet (Syke Tutkimusinfra, Ympäristövaikutus).

Yhdisteryhmä	Yhdiste	Lyhenne
Perfluori-karboksylihapot (PFCA)	Perfluoributaanihappo	PFBA
	Perfluoripentaanihappo	PFPeA
	Perfluoriheksaanihappo	PFHxA
	Perfluoriheptaanihappo	PFHpA
	Perfluorioktaanihappo	PFOA
	Perfluorinonaanihappo	PFNA
	Perfluoridekaanihappo	PFDA
	Perfluoriundekaanihappo	PFUdA
	Perfluoridodekaanihappo	PFDoA
	Perfluoritridekaanihappo	PFTrDA
	Perfluoritetradekaanihappo	PFTeDA
	Perfluoriheksadekaanihappo	PFHxDA
	Perfluorioktadekaanihappo	PFODA
Perfluori-sulfonihapot (PFSA)	Perfluoributaanisulfonihappo	PFBS
	Perfluoriheksaanisulfonihappo	PFHxS
	Perfluoriheptaanisulfonihappo	PFHpS
	Perfluorioktaanisulfonihappo	PFOS
	Perfluoridekaanisulfonihappo	PFDS
	1H,1H,2H,2H-perfluoriheksaanisulfonihappo	4:2 FTS
	1H,1H,2H,2H-perfluorioktaanisulfonihappo	6:2 FTS
1H,1H,2H,2H-perfluoridekaanisulfonihappo	8:2 FTS	

Passiivisen näytteenoton tulokset

Näytteistä määritysrajat ylittäneet PFAS-yhdisteet on esitetty kuvassa 6. Korkeimpia PFAS-yhdistepitoisuuksia mitattiin yleisimmin luonnossa tavatuista PFOS- ja PFOA-yhdisteistä. Eniten PFOSia havaittiin Mikkelin satamasta ja Kalevankankaalta. PFOS-pitoisuus on sataman näytteestä noin kuusi kertaa korkeampi kuin Urpolasta havaittu pitoisuus. Sataman kohteesta havaittiin myös noin kaksi kertaa korkeammat PFHxS-pitoisuudet muihin kohteisiin verrattua. PFOA:ta kaikista kohteista havaittiin noin 10 ng/g. Kaikkien keräinten kolmen rinnakkaisnäytteiden pitoisuudet olivat hyvin tasaisia keskenään, kuten näkyy kuvassa 6 esitetyissä keskihajonnoissa. Esitetyistä tuloksista on vähennetty näytepestekohtaisten nollakeräinten arvot.



Kuva 6. Ajanjaksolla 2.6.–16.6.2023 (14 vuorokautta) tehdystä altistuksesta havaitut neljän pisteen PFAS-pitoisuuksien kolmen keräimen keskiarvo sekä keskihajonta (ng/g uutetun absorbentin massa).

Koska passiivisia näytteenottimia oli altistettu 14 vuorokauden ajan, ei tuloksia voida suoraan vertailla vesinäytteillä havainnoituihin tuloksiin. Tuloksia voidaan suhteuttaa vuorokausikohtaisiksi, minkä jälkeen tuloksia voitiin paremmin verrata vesinäytteitä vastaan. Passiivikeräinten käyttöön sekä tulosten laskemiseen ja tulkittamiseen saatiin apua Suomen ympäristökeskuksen erikoistutkijalta Heidi Ahkolalta. Saaduille tuloksille laskettiin aikapainotteen keskiarvopitoisuus seuraavan kaavan avulla (Ahkola & Siimes 2022):

$$C_{vesi} = \frac{C_{POCIS}M_{POCIS}}{R_s t}$$

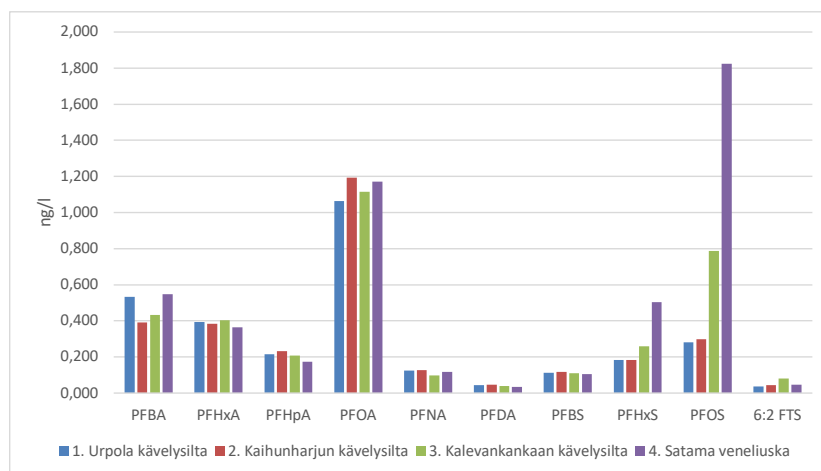
jossa	C_{vesi}	aikapainotettu keskiarvopitoisuus	[ng/l]
	C_{POCIS}	kerääntyneen yhdisteen määrä jaettuna valmistajan ilmoittamalla sorbentin massalla	[ng/g]
	M_{POCIS}	kertyneen yhdisteen massa	[ng]
	R_s	keräin- ja aineyypin mukainen kerääntymisnopeus	[l/vrk]
	t	keräimen altistusaika	[vrk]

Valmistajan ilmoittama keräinten vastaanottavan faasin massa on 0,23–0,24 grammaa. Laskutoimituksissa arvona käytettiin 0,235 grammaa. Laskennassa käytettäviä ainekohtaisia kerääntymisnopeuksia voidaan selvittää laboratoriokeiden avulla. Hankkeessa tätä ei voitu kuitenkaan tehdä, vaan laskuihin käytettiin valmistajan (Affinisep) ilmoittamia kerääntymisnopeuksia POCIS-PFAS-keräimelle ja PFAS-yhdisteille (taulukko 2). Huomioitavaa on, että kerääntymisnopeutta ei ollut saatavilla PFUdA:lle, PFDoA:lle, PFHpS:lle ja 8:2 FTS:lle, joita havaittiin vähäisiä määriä (kuva 6). Tämän vuoksi kaikkien PFAS-yhdisteiden yhteissummalle niiden puuttumisella ei ole suurta vaikutusta.

Taulukko 2. Aikapainotetun keskiarvopitoisuuden laskemiseen käytetyt, keräinvalmistajan tuottamat POCIS-PFAS-keräimen kerääntymisnopeudet PFAS-yhdisteille (Affinisep).

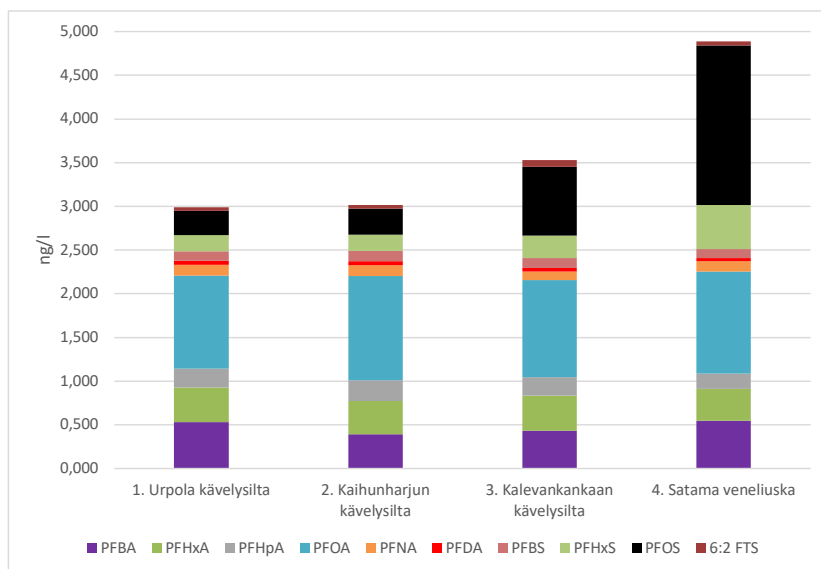
PFAS-yhdiste	Lyhenne	Kerääntymisnopeus R_s (l/vrk)
Perfluoributaanihappo	PFBA	0,086
Perfluoripentaanihappo	PFPeA	0,136
Perfluoriheksaanihappo	PFHxA	0,156
Perfluoriheptaanihappo	PFHpA	0,167
Perfluorioktaanihappo	PFOA	0,156
Perfluorinonaanihappo	PFNA	0,155
Perfluoridekaanihappo	PFDA	0,115
Perfluoributaanisulfonihappo	PFBS	0,213
Perfluoriheksaanisulfonihappo	PFHxS	0,223
Perfluorioktaanisulfonihappo	PFOS	0,176
1H,1H,2H,2H-perfluorioktaani-sulfonihappo	6:2 FTS	0,172

Aikapainotetuista keskiarvotuloksista nähdään, että keräinten välillä on selkeitä eroja (kuva 7). Yleisintä PFOS-yhdistettä on havaittu selvästi enemmän Kalevankankaalta ja Mikkelin satamasta. Lisäksi PFHxS-yhdistettä on noin kaksinkertainen määrä satamassa verrattuna muihin pisteisiin. Muita yhdisteitä on havaittu tasavertaiset määrät kaikista keräimistä.



Kuva 7. Neljän keräimen ainekohtaiset päiväkeskiarvopitoisuudet 2.–16.6.2023 (14 vuorokautta) altistusajalta.

Tarkasteltaessa kaikkien POCIS-keräimillä havaittujen PFAS-yhdisteiden päiväkeskiarvon summapitoisuutta (kuva 8) nähdään, että Urpolanjoen näytepisteissä (pisteet 1 ja 2) ei havaita pitoisuuksien kasvua päiväkeskiarvon summapitoisuuden ollessa molemmissa noin 3 ng/l. Tämä viittaisi siihen, että PFAS-yhdisteet ovat päätyneet veteen jo ennen ensimmäistä näytepistettä esimerkiksi kaukolaskeumana. Sen sijaan Kalevankankaan ja sataman näytepisteistä (pisteet 3 ja 4) on nähtävissä selkeä konsentraation nousu erityisesti PFOS-yhdisteen pitoisuudessa. Kalevankankaan pisteessä summapitoisuus on noin 3,5 ng/l ja sataman pisteessä noin 4,9 ng/l. Tuloksista voidaan todeta, että 7-nimisellä joella PFAS-yhdisteiden pitoisuudet ovat korkeampia kuin Urpolanjoessa. On mahdollista, että 7-nimisen joen valuma-alueella on jokin PFAS-yhdisteiden lähde, joka nostattaa Kalevankankaan ja sataman pisteiden pitoisuuksia. Sataman pisteessä on kuitenkin huomioitava se, että PFAS-yhdisteitä voi myös päätyä satamaan 7-nimisen joen lisäksi esimerkiksi veneiden sekä suo-raan sinne johdettujen hulevesien mukana.



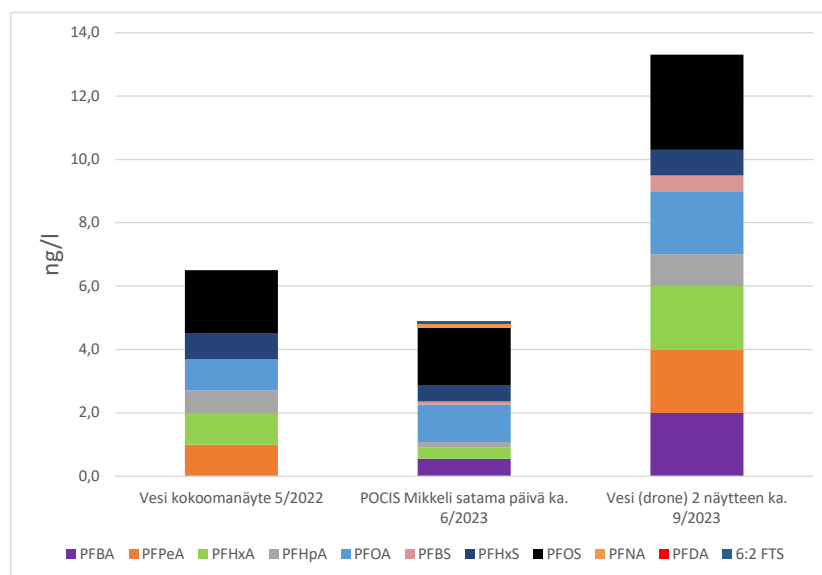
Kuva 8. Kesäkuussa 2023 POCIS-keräimillä havaittujen PFAS-yhdisteiden päiväkeskiarvon summapitoisuudet.

Tulosten vertailua vesinäytteisiin

Hankkeen työpaketissa 1 toteutetussa haitta-aineselvytyksessä PFAS-yhdisteiden vesinäytteenottoa tehtiin Mikkelissä kolmen pisteen kokoomanäytteenä toukokuussa 2022 sekä kahdella rinnakkaisnäytteellä syyskuussa 2023. Näytteet oli otettu Mikkelin7

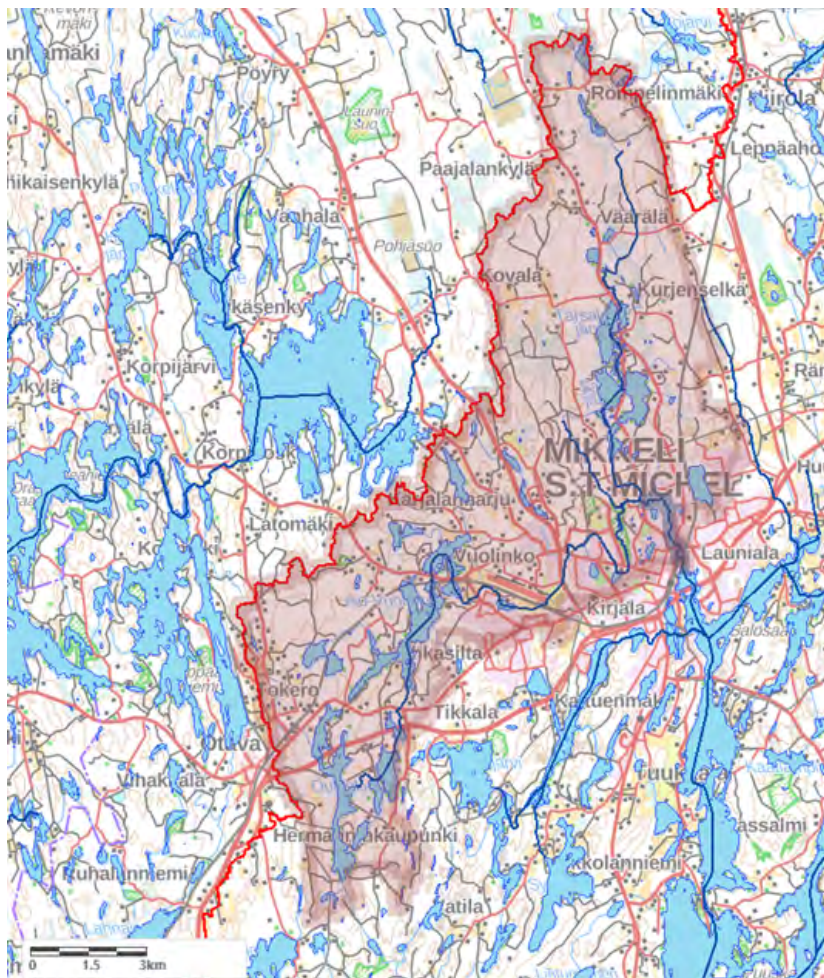
satamasta sekä Pappilanselältä, johon virtaa vettä muun muassa satamasta. Vesinäytteistä on tarkemmin kerrottu tämän julkaisun artikkelissa Haitalliset aineet Etelä-Savon vesistöissä. Vesinäytteiden PFAS-pitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin satamassa (piste 4) POCIS-keräimillä saadut pitoisuudet (kuva 9).

Sataman POCIS-keräimien PFAS-yhdisteiden summasta tulee muistaa, ettei siihen ole sisällytetty kaikkia PFAS-yhdisteitä kerääntymisnopeuden puuttumisen vuoksi. Vertailussa on myös huomioitava, että kokoomavesinäytteet (vuosi 2022) ovat alueelta satama–Pappilanselkä–Launialan ranta ja että dronenäytteenoton (vuosi 2023) näytteet on otettu Pappilanselältä noin 1–1,5 kilometrin päästä satamasta.



Kuva 9. WaterPlus-hankkeen PFAS-tulokset Mikkelin alueelta. Toukokuussa 2022 otettu kolmen pisteen kokoomanäyte, Mikkelin sataman kesäkuun 2023 POCIS-keräimen päiväkeskiarvo sekä Pappilanselältä syyskuussa 2023 otettu kahden rinnakkaisen vesinäytteen keskiarvo.

Tarkempaa kuormittajaa 7-nimisen joen valuma-alueelta on mahdotonta sanoa kerätyillä tiedoilla. Lisätutkimuksia alueelle asian varmistamiseksi olisi hyvä tehdä. Joen valuma-alue käsittää noin 116 neliökilometrin kokoisen alueen (kuva 10), joka pitää sisällään suuren osan Mikkelin kaupunkialueesta, mukaan lukien esimerkiksi teollisuusalueita sekä Mikkelin lentokentän.



Kuva 10. 7-nimisen joen valuma-alue, jonka pinta-ala noin 116 neliökilometriä (VALUE- Valuma-alueen rajaustyökalu KM10/SYKE, MML).

Koska PFAS-yhdisteitä käytetään niin monessa erilaisessa ihmistoiminnossa, on mahdollisia päästönlähteitä useita. Lisäksi koska kyseessä on myös vain yksittäinen passiivinen näytteenotto, ei tiedetä, ovatko PFAS-yhdistepäästöt jatkuvia. Tutkimuksia pitäisi tehdä esimerkiksi joen eri latvakohdissa sekä eri vuodenaikoina yhdisteiden tarkemman kulkeutumisen selvittämiseksi.

Yhteenveto

POCIS-keräinten pintaan kerääntynyt lika ei näytä vaikuttaneen keräinten toimintaa, kun tarkastellaan rinnakkaisten keräinten pitoisuuksia, jotka olivat hyvin keskinäisiä. Keräinten valmistaja mainitseeekin tuote-esitteessä (Affinisep 2022), että näytteenottimia voidaan käyttää haastavissa kohteissa. Nollanäytteistä ei myöskään havaittu viitteitä kontaminaatiosta.

Mahdollisista virhelähteistä huolimatta Mikkelin alueen vesistä löydettiin PFAS-yhdisteitä. Havaintoa tukee se, että WaterPlus-hankkeen aikana yhdisteitä löydettiin kahden eri näytteenoton yhteydessä samankaltaisia määriä. Lisäksi passiivisilla keräimillä havaittiin suurimpia pitoisuuksia Mikkelin satamasta, johon kohdistuu kaikista pisteistä suurinta hulevesikuormaa. Tehtyjen näytteenottojen perusteella vaikuttaisi siltä, että POCIS-PFAS-keräimet soveltuvat hyvin per- ja polyfluorattujen yhdisteiden passiiviseen näytteenottoon vedestä. Saadut tulokset olivat johdonmukaisia, ja ne täsmäsivät alueelta muina ajankohtina otettujen vesinäytteiden tuloksiin.

Kuten tämän julkaisun artikkelissa Haitalliset aineet Etelä-Savon vesistöissä esiteltiin vesinäytteiden osalta, vaikuttaisi Mikkelin satama-alueelle kohdistuvan PFAS-yhdistekuormaa. Passiivisilla keräimillä havaittujen tulosten mukaan suurempi osa tästä kuormasta vaikuttaisi tulevan 7-nimisen joen kautta kuin Urpolanjoesta. Mikkelin sataman alueelle lisäksi laskee useita hulevesiputkia, joista kuormitusta voi syntyä. Koska otanta oli kuitenkin pieni ja pieneltä alueelta, olisi lisätutkimuksia hyvä tehdä mahdollisen haitta-ainelähteen selvittämiseksi.

LÄHTEET

Affinisep. Application note – PFAS analysis in river water using AttractSPE® POCIS-PFAS. WWW-dokumentti. Saatavissa [Luettu 26.10.2023]: <https://www.affinisep.com/products/passive-samplers/pocis/attractspe-pocis-pfas/>

Affinisep. POCIS. Saatavissa [Luettu 30.10.2023]: <https://www.affinisep.com/products/passive-samplers/pocis/>

Affinisep 2022. Water analysis compressed. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.affinisep.com/wp-content/uploads/2021/11/booklet-2022-water-analysis_compressed-1.pdf

Alvarez, D. 2010. Guidelines for the Use of the Semipermeable Membrane Device (SPMD) and the Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS) in Environmental Monitoring Studies. United States Geological Survey. Saatavissa: <https://pubs.usgs.gov/tm/tm1d4/pdf/tm1d4.pdf>

Ahkola, H. & Siimes, K. Passiivikeräimien käyttö vesien haitta-aineseurannassa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 46/2022. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/351138>

VALUE – Valuma-alueen rajaustyökalu. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: <http://paikkatieto.ymparisto.fi/value/>

Vahtera, H., Fjäder, P., Ahkola, H., Laitinen, J., Lehto, R., Nystén, T. & Rytteri, T. 2022. KasviHAVA-hanke. Haitta-aineiden pidättäytyminen huolevesialtaissa. Saatavissa: http://www.vhvsy.fi/files/upload_pdf/10245/Julkaisu90-2022%20KasviHava-hanke%20Loppuraportti.pdf

DROONIT APUNA YMPÄRISTÖN MONITOROINNISSA

Joonas Kahiluoto

Miehittämättömien ilma-alusten ja etenkin droonien käyttö on muuttunut monella yhteiskunnan alueella arkipäiväiseksi. Myös ympäristön monitoroinnissa uusia drooneja hyödyntäviä sovelluskohteita keksitään jatkuvasti. Tällä hetkellä laajempaa käyttöä on kehittymässä etenkin maa- ja metsätaloudessa. Yleisimmin käytetyn työkalun eli droonikuvausten avulla kohteista saadaan kattava kuva ja näkökulmia, jotka maan tasalta jäisivät pimettiin. Erilaisten spektrikameroiden avulla voidaan tutkia monipuolisesti myös muita ilmiöitä, jotka ovat muuten ihmissilmälle näkymättömiä. Drooniin voidaan myös kiinnittää vesinäytteenotin tai muita näytteenottoa helpottavia sensoreita sekä sensoreita, joilla voidaan tehdä kenttämittauksia vaikeasti saavutettavissa paikoissa. Droonien käytössä tulee aina ottaa huomioon lainsäädännön vaatimukset, jotka voivat rajoittaa käyttöä tietyillä alueilla. Seuraavassa kerrotaan tarkemmin WaterPlus-hankkeen drooneihin liittyvistä piloteista.

Lainsäätö on otettava aina huomioon lentotoiminnassa

Miehittämättömässä ilmailussa, johon droonien käyttö kuuluu, on noudatettava voimassa olevaa lainsäädäntöä. Sääntely on jaettu kolmeen luokkaan lentotoiminnan riskien mukaan. Kevyimmän säädellyssä avoimessa kategoriassa on tällä hetkellä sallittua lennättää alle 25 kilogramman painoisia ilma-aluksia ilman erillistä toimilupaa enintään 120 metrin korkeudella maanpinnasta siten, että näköyhteys ilma-alukseen säilyy koko ajan. Mikäli jokin näistä säännöistä ylittyy tai lennokkia lennätetään alueella, jossa ei ole näköyhteyttä tai lähellä on ihmisiä, siirtyy toiminta erityinen-luokkaan ja siihen tarvitaan Traficomien myöntämä toimilupa. Lisäksi on tärkeää kunnioittaa kotirauhaa ja noudattaa salakatselusäänöksiä, erityisesti kun lennetään lähellä asuinalueita. Salakatseluun voi syyllistyä, vaikka lennätettäessä ei tallennettaisikaan kuvia tai videoita. Lisäksi maanpuolustuksen kannalta merkittävien kohteiden kuvaaminen ja niiden lähellä lennättäminen vaativat erillisen luvan. Kaikki lennättäjät,

joiden dronit painavat yli 250 grammaa tai sisältävät kameran, ovat velvollisia rekisteröitymään dronitoimijarekisteriin ja suorittamaan verkkotentin. On tärkeää ottaa nämä seikat huomioon etukäteen, kun harkitaan dronien hyödyntämistä eri sovelluksissa. (Droneinfo 2023)

Vesinäytteenotto dronilla

Vedenlaatuparametrien tutkimus dronin avulla voi tuottaa huomattavasti lisää tietoa, erityisesti vaikeasti saavutettavista tai vaarallisista paikoista. Potentiaalisimpia menetelmiä ovat vesinäytteenotto dronilla ja suorat kenttämittaukset dronin kiinnitettyllä anturilla. Dronin käyttö vesinäytteenotossa edellyttää, että näytteenotosta laadittuja ohjeita sovelletaan sopivin osin dronikäyttöön. On ensisijaisen tärkeää, että dronin käyttäjä ymmärtää, mitä hän tutkii ja miksi, jotta näytteenotto voidaan suorittaa tarkoituksenmukaisesti ja laadukkaasti. Näytteenotin ei saa myöskään aiheuttaa kontaminaatioita. Dronilla tehtävissä kenttämittauksissa tulee varmistua, että käytetty sensori ehtii stabiloitua mitapisteiden välillä.

Käyttämällä dronia vesinäytteenotossa voidaan saada seuraavia etuja: Näytteenotto on mahdollista suorittaa nopeasti ja toistettavasti halutusta paikasta ja syvyydestä. Droni on työturvallisempi vaihtoehto vaikeasti saavutettavissa ja vaarallisissa paikoissa. Droni on kevyt liikuteltava eikä vesikulkuneuvoa tarvita. Kalusto on kaupallisesti saatavissa. Hankkeessa käytetty droni ja näytteenotin pystyvät yhdellä akkupaketilla suorittamaan useita näytteenottoja, ja 1,5 litran näytetilavuus riittää suurimpaan osaan yleisimmistä laboratorioanalyseistä.



Kuva 1. Drosens Oy:n dronikäyttöön suunniteltu vesinäytteenotin (kuva: Aki Mykkänen).

Droonin käytössä on myös omat haasteensa: Näytteenotto vaatii suhteellisen ison droonin. Droonin käyttö vaatii osaavan pilotin ja lainsäädännön tuntemusta. Lainsäädäntö estää raskaamman kaluston käytön ihmisten ja asutuksen lähellä. Sääolosuhteet, signaalin kantama ja vaatimukset näköyhteydessä toimimisesta rajoittavat käyttöä.

WaterPlus-hankkeessa tehtiin vesinäytteenottoa droonilla Mikkelissä, Pieksämäellä, Mäntyharjulla ja Savonlinnassa (kuva 2). Näytteenotossa käytettiin Syken DJI M600 Pro -droonia ja Drosensin WaterSampler-vesinäytteenotinjärjestelmää. Käytetty drooni kykenee noin 20 minuutin lentoaikaan vesinäytteenottimen kanssa näytetilavuuden ollessa 2 x 750 ml. Vesinäytteenottimeen voidaan ohjelmoida mobiilisovelluksella molemmille putkille omat näytteenottosyvyydet paineanturiin perustuen. Näytteenoton jälkeen sovelluksesta saa raportin, josta näkee syvyyttä ja lämpötilaprofiilit. Otetuista vesinäytteistä analysoitiin haitta-aineita, ja saadut tulokset olivat hyvin linjassa perinteisellä näytteenotolla samoista vesistöistä aiemmin otettujen näytteiden tulosten kanssa. Lentoalueiden ja näytteenottoaikojen löytäminen oli haastavaa ristiriitaisten toiveiden ja vaatimusten takia. Lainsäädäntö edellytti 150 metrin etäisyyttä ulkopuolisista ihmisistä ja asutuksesta, kun taas tutkimuksen mielenkiinto kohdistui hulevesien vaikutukseen, joka kohdistuu ihmistoiminnan lähi-alueille. Lopulta jokaisesta suunnitellusta kohteesta löytyi kuitenkin kelvollinen toiminta-alue. (Drosens 2023)



Kuva 2. Vesinäytteenottoa droonilla. Kuvassa vasemmalta Tuomas Hirvonen (Syke), Jukka Hirvonen (Syke) ja Niina Laurila (Xamk) (kuva: Aki Mykkänen).

Droonit ovat jo nyt hyvä työkalu vesinäytteenotossa veneilyn kannalta haastavissa paikoissa tai silloin, kun venettä ei ole saatavilla. Tulevaisuudessa droni- ja laboratorioteknologioiden kehittyessä droonilla tehtävästä näytteenotosta tulee todennäköisesti entistä houkuttelevampaa. Parempi akkukesto mahdollistaa pidemmät toiminta-ajat ja laboratorioanalyysiin tarvittavat näytetilavuudet todennäköisesti pienenevät luoden droonien käytölle entistä paremmat mahdollisuudet. (Sutinen ym. 2020)

Öljyn havaitseminen vedestä

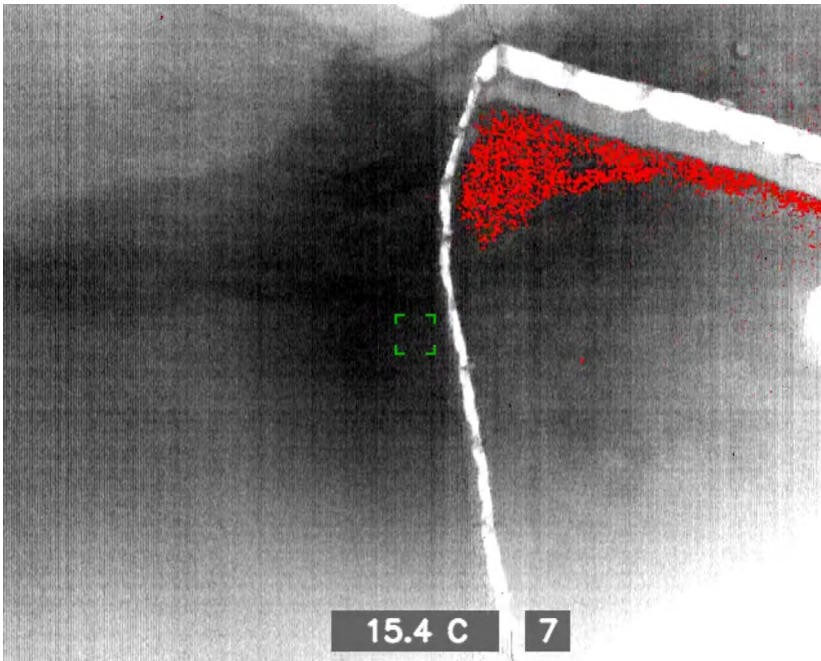
Öljyä päätyy veteen eri lähteistä kohtalaisen usein. Öljy on myrkyllistä ja luonnossa erittäin hitaasti häviävää. Vesistöihin tai rannoille päätyessään sillä on paljon haitallisia vaikutuksia ekosysteemissä pieneliöistä ihmisiin. Ympäristössä esiintyvän öljyn olomuoto voi vaihdella riippuen öljyn määrästä, laadusta, iästä ja olosuhteista. Öljyn voi tunnistaa veden pinnalle muodostuvasta kalvosta, vähentyneestä aaltojen muodostuksesta tai selvästä mustasta lautasta. Öljy voi myös painua pinnan alle, jopa pohjaan asti. Ilmasta erilaisilla kameroilla voidaan saada parempi kuva öljyn leviämisestä ja kohdentaa sitä kautta tarvittavia toimenpiteitä, kuten näytteenottoa ja torjuntaa. (Lehmuskoski 2006)

Droonin hyödyntämistä öljyn havaitsemisessa pilotoitiin Syken DJI M600 pro -droonilla, joka oli varustettu Polaris Sensor Technologiesin Pyxis-kamerajärjestelmällä. Kyseinen kamerajärjestelmä koostuu polarisoidusta pitkän aallonpituuden lämpökamerasta (LWIR) ja tavallisesta RGB-kamerasta. Öljyn havaitseminen perustuu veden ja öljyn lämpötilaeroon sekä erilaisiin heijastuksiin. Samankaltaista teknologiaa käytetään tyypillisesti isommassa mittakaavassa lentokoneista tai satelliiteista. Drooniin sopivassa kokoluokassa se on vielä harvinaista. (Polaris Sensor 2023). Testit suoritettiin Xamkin testialtaassa Kotkassa, joka on yksi harvoista paikoista, missä voidaan hallitusti kaataa öljyä veteen (kuva 3). (Xamk 2023)



Kuva 3. Pyxis-kameran kokeilua altaan reunalta Xamkin öljyntorjunnan tutkimus- ja testausympäristössä (kuva SYKE).

Testeissä vedessä oleva öljy saatiin ohjelmistolla korostettua kameran kuvasta (kuva 4), mutta toisaalta öljy näkyi vähintään yhtä hyvin tavallisen RGB-kameran kuvasta. Olosuhteet olivat osin haastavat ilman, öljyn ja veden ollessa kutakuinkin saman lämpöisiä pilvisessä ja hieman sateisessa säässä. Myös altaan reunojen aiheuttamat heijasteet aiheuttivat oman virhelähteensä. Kalustoa tulisi testata oikeassa ympäristössä, jolloin saataisiin parempi kuva suorituskyvystä.



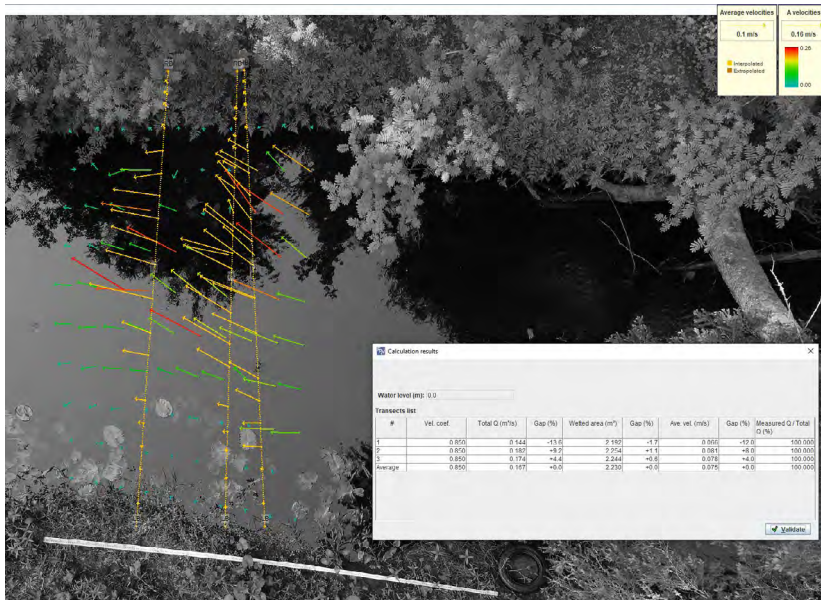
Kuva 4. Kameran ohjelmiston vedestä merkaama öljy näkyy kuvassa punaisella (kuva SYKE).

Virtausnopeuden ja virtaaman määrän arviointi dronilla kuvatulta videolta

Virtaamamittauksia hyödynnetään monissa tärkeissä käyttötarkoituksissa, kuten vesistömalleissa, tulvaennusteissa, purkautumiskäyrien muodostamisessa ja tarkistamisessa sekä vesihuollon tarpeissa. Virtausolosuhdetiedot ovat olennaisia monenlaisessa ekohydrologisessa tutkimuksessa, esimerkiksi vesihabitaattien luomisessa ja kalojen liikkumisen esteiden arvioinnissa. Ilmastonmuutoksen vaikutukset tulevaisuudessa korostavat edelleen tarvetta ajantasaiselle ja luotettavalle tiedolle virtaamien ja virtausolosuhdeiden muutoksista. Perinteiset hydrologian mittausten menetelmät ovat osoittautuneet tehokkaiksi monien vuosien käytännön kokemuksen perusteella, ja niiden käyttö on rajoitettu helposti saavutettaviin paikkoihin. Näiden menetelmien käyttäminen edellyttää suoraa kosketusta veteen, mikä tekee niiden soveltamisesta haastavaa ja jopa riskialtista erityisissä tilanteissa, kuten tulvissa. Nämä rajoitukset ovat johtaneet siihen, että kaukokartoitusmenetelmiä on alettu laajalti hyödyntää erilaisissa ympäristötutkimuksissa, osittain myös teknisen kehityksen seurauksena. (Korhonen 2007)

Konenäkömenetelmien avulla on mahdollista tuottaa tietoa virtausnopeuksista havaitsemalla muutoksia videon tai kuvasarjan aikana. Virtaaman laskemiseen tarvitaan kuitenkin lisäksi myös taustatietoa uoman poikkileikkauksesta. Konenäkömenetelmät ovat kustannustehokkaita verrattuna perinteisiin mittaustekniikoihin, koska nykyään lähes millä tahansa laitteella (dronit, kamerapuhelimet, riistakamerat) voidaan tuottaa tarvittavan tarkkaa kuvaa. Erityisen houkutteleviksi nämä menetelmät tekee nykyaikaisten edullisten dronien käyttömahdollisuus maastossa, koska ne ovat helppokäyttöisiä ja tuottavat vakautettua kuvaa. Hankkeessa testattiin Fujitan kehittämää LSPIV-menetelmää (Large Scale Particle Image Velocimetry) virtausnopeuden ja virtaaman arvioimiseen dronilla kuvatulta videolta. Menetelmä perustuu virtauksen mukana kulkevien hiukkasten liikkeen jäljittämiseen. (Fujita 1998)

Virtausnopeuksien määrittystä varten kuvattiin pystysuoraan alaspäin noin 10–30 sekunnin mittaisia videopätkiä uomasta. Videokuvassa uoman tulee peittää suurin piirtein 50 prosenttia kuva-alasta ja kunkin reunan noin 25 prosenttia. Kuvassa tulee olla joko sijainniltaan (tarkat koordinaatit) tunnettuja pisteitä tai kaksi pistettä tunnetulla etäisyydellä mittakaavan määrittämistä varten. Analyysi Fudaa-LSPIV-ohjelmalla koostuu käytettävien kuvien valitsemisesta, virtausalueen määrittämisestä, kuvien vakauttamisesta, mittakaavan asettamisesta, tarkastelualueen määrittämisestä ja lopulta virtausnopeuksien ja virtaaman laskemisesta. Kuvassa 5 on esitetty yksi virtaaman laskemiseen asti toteutettu Fudaa-LSPIV-analyysi.



Kuva 5. Näkymä Fudaa-LSPIV-ohjelmassa virtaaman laskemisen jälkeen (kuva SYKE).

Hanhijoella tehtiin 14.6.2023 virtaamamittauksia ja kuvattiin droonilla videoita rinnakkaismäärytyksiä varten. Taulukossa 1 on esitetty Flow Trackerin tulokset ja Fudaa-LSPIV-ohjelmalla hieman eri kohtiin asemoidusta poikkileikkauksesta tehdyt virtaama- ja virtausnopeusmäärytykset. Poikkileikkauksen suunnalla ja asemoinnilla on suuri vaikutus LSPIV-analyysin tulokseen.

Taulukko 1. Virtaama- ja virtausnopeuksien vertailu Hanhijoen 14.6.2023 aineistosta.

Menetelmä	Virtaama (m³/s)	Keskimääräinen virtausnopeus (m/s)	Ero virtaamassa %	Ero keskinopeudessa %
Flow tracker	0,257	0,116	0	0
LSPIV 1	0,191	0,091	-25,68 %	-21,55 %
LSPIV 2	0,144	0,066	-59,16 %	-54,95 %
LSPIV 3	0,182	0,081	-52,08 %	-53,03 %
LSPIV 4	0,173	0,079	-46,15 %	-45,68 %

Eri menetelmien tulokset poikkesivat jonkin verran toisistaan (22–59 %). Parempaan tulokseen voitaisiin päästä asemoidulla poikkileikkaukset tarkemmin vastaavaan kohtaan. Hanhijoella uoman reunoilla oleva kasvillisuus peitti jossain määrin uomaa ja virtausta, mikä selittää osin videosta tehdyn määrytyksen matalamman tason. Suurimmat virtausnopeudet (Flow tracker 0,216 m/s ja LSPIV 0,26 m/s) eivät ole kohtuuttoman kaukana toisistaan 20 prosentin tai 0,44 m/s erolla.

LÄHTEET

Droneinfo 2023. Itseopiskelumateriaalit EU-asetuksen mukaisiin kauko-ohjaajan kokeisiin WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://droneinfo.fi/fi/itseopiskelumateriaalit-eu-asetuksen-mukaisiin-kauko-ohjaajan-kokeisiin> [viitattu 23.10.2023].

Drosens 2023. WaterSampler – vesinäytteenotinjärjestelmä. WWW-dokumentti. Saatavissa <https://drosens.fi/> [viitattu 23.10.2023].

Fujita, I., Muste, M. & Kruger, A. 1998. Large-Scale Particle Image Velocimetry for Flow Analysis in Hydraulic Engineering Applications°. *Journal of Hydraulic Research* 36.3, 397± 414. DOI: 10.1080/00221689809498626.

Korhonen, J. 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. Saatavissa <https://helda.helsinki.fi/items/1a7c4450-ba15-464d-8e8d-aa488df23a49>.

Lehmuskoski A. 2006. Öljyntorjuntaopas Ohjeita öljyntyneiden rantojen puhdistamiseksi. WWF Suomen raportti nro 19. 2. painos. Saatavissa: https://wwf.fi/app/uploads/l/f/e/x2kkgjzdixdrlq3hkkskaqe/oljyntorjuntaopas_suomi_2painos.pdf.

Polarissensor 2023. Pyxis LWIR. Saatavissa <https://www.polarissensor.com/pyxis/>. [viitattu 23.10.2023].

Sutinen V., Härkönen, M., Pasanen, A., Panttila, H., Lahtinen, T., Hellsten, S., Väisänen, T., Kolehmainen, J., Vilmi, A., Sarkkinen, M., Korhonen, A. & Kaukonen, L. 2020. Dronet mittauksessa ja näytteenotossa. Oulun yliopisto, Kajaanin yliopistokeskus; Geologian tutkimuskeskus; Suomen ympäristökeskus Acta Univ. Oul. F 16. Saatavissa <http://jultika.oulu.fi/files/isbn9789526226576.pdf>.

Xamk 2023. Öljyntorjunnan tutkimus- ja testausympäristö. Saatavissa <https://www.xamk.fi/tutkimus-ja-kehitys/oljyntorjunnan-tutkimus-ja-testausymparisto/>. [viitattu 23.10.2023]

KLOROFYLLIPITOISUUDEN MÄÄRITTÄMINEN VESINÄYTTEESTÄ MULTISPEKTRIKAMERALLA

Henri Kettunen

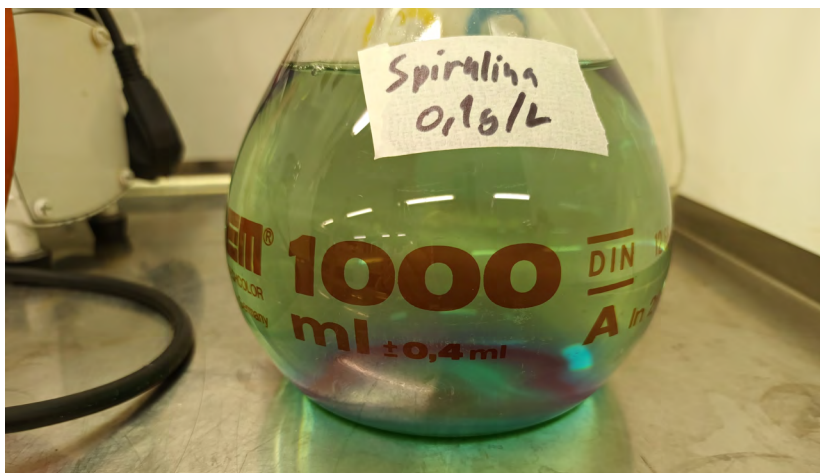
Spektrikameroiden käyttö ympäristön tilan tutkimisen työkaluna liittyy yleensä kasvillisuuden tilan arviointiin etenkin kasvillisuusindeksejä määrittämällä. Kasvillisuusindekseillä voidaan havaita esimerkiksi heikkokuntoisia alueita metsästä tai viljelyspelloilta, jolloin osataan kohdistaa lannoitus- tai tuholaistorjuntaan liittyviä toimenpiteitä oikeille alueille ja oikeassa mittasuhteessa kerätyn spektridatan perusteella. Spektrikameroita voisi mahdollisesti hyödyntää myös vesistöjen laadun selvityksessä, kuten rehevyyden arvioinnissa vesistöissä havaittavan leväpitoisuuden kautta.

Mikrolevät toimivat vesistöissä ravintoketjun perustuottajina. Ne muodostavat epäorgaanisista aineista orgaanista ravintoa ja happea muiden eliöiden käyttöön yhteyttämällä. Tämä prosessi vaatii toimiakseen aurionvaloa, hiilidioksidia, veteen liuenneita ravinteita sekä lehtivihreää eli klorofylliä, joka on fotosynteettinen pigmentti. Klorofyllipitoisuus vedessä on mahdollista määrittää vesinäytteestä, ja se toimii suoraan veden leväbiomassan mittarina. (Järviwiki 2014.)

Perinteisesti a-klorofylli määritetään vesinäytteestä esimerkiksi SFS 5772 -standardin mukaan suodattamalla näyte ja uuttamalla liuottimeen suodatinpaperille jäävä kiintoaine, joka analysoidaan laboratoriossa spektrofotometrisesti. Analyysin tulos on tarkka, mutta tuloksen saamisessa kestää suhteellisen kauan. On tyypillistä, että näyte joudutaan postittamaan laboratorioon, jolloin jo näytteiden kuljetukseen menee vuorokausi, ennen kuin näytettä päästään analysoimaan. Hankkeessa testattiin dronilla lennätettäväksi tarkoitetun multispektrikameran hyödyntämistä vesinäytteen klorofyllipitoisuuden arviointiin ensin laboratoriossa ja myöhemmin kentällä. Droniin ripustetulla multispektrikameralla voisi olla mahdollista tehdä suuntaa antavia havaintoja vesistön klorofyllipitoisuudesta parhaimmillaan jo kenttätoiminnan aikana. Tällöin vesistön leväbiomassan määrää eli rehevyyttä voisi arvioida hyvin nopeasti näytteenottoon ja analytiikkaan verrattuna.

Levää sisältäneitä vesiliuoksia kuvattiin laboratoriossa spektrikameralla ja analysoitiin standardimenetelmällä

Klorofyllin tutkimiseksi hankittiin pulverimaista spirulinaleväjauhetta. Spirulina lukeutuu Cyanobacteria-leväryhmään. Suomen ympäristökeskuksen (2014) kokoaman leväpigmenttitaulukon mukaan kyseinen leväryhmä sisältää klorofyllipigmenteistä ainoastaan a-klorofylliä. Tämän johdosta spirulinajauhe soveltui hyvin tähän kokeeseen, kun tavoitteena oli tutkia nimenomaan a-klorofyllin havaitsemista spektrikuvista. Jauhetta oli myös helppo annostella haluttu määrä veteen, jolloin saatiin valmistettua ikään kuin standardisuoraa varten laimennussarja eri klorofyllipitoisuuksilla. Spirulina muodosti veteen sekoitettuna väriltään tasaisen voimakkaan vihreän liuoksen, mutta laskeutettuna parin tunnin jälkeen se muuttui kuultavan sinivihreäksi kiintoaineen vajottua astian pohjalle (kuva 1).



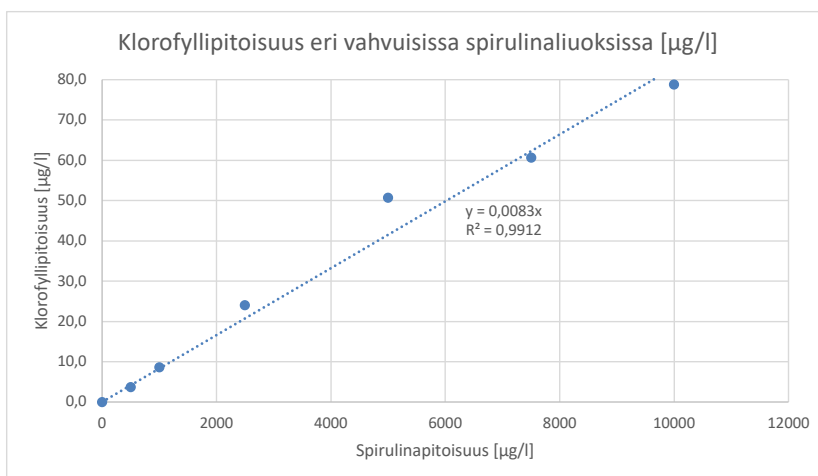
Kuva 1. Spirulina muodosti veteen sekoitettuna sinivihreän liuoksen (kuva: Henri Kettunen).

Laimennussarjaa varten valmistettiin ensin perusliuos, jonka spirulinapitoisuus oli 0,1 g/l. Tästä laimennettiin kuusi eri vahvuista standardiliuosta (kuva 2) ja nollanäytteenä käytettiin puhdasta vettä. Esikokeilla varmistettiin tarvittavat liuospitoisuudet, sillä näytteiden klorofyllipitoisuuksien haluttiin asettuvan välille 0–100 µg/l. Tällöin ne edustaisivat Suomen sisävesissä tyypillisesti havaittavia klorofyllipitoisuuksia. Vanajavesikeskuksen (s.a.) mukaan klorofyllin luokittelussa pitoisuus < 4 µg/l tarkoittaa karua, > 10 µg/l rehevää ja > 40 µg/l ylirehevää vesistöä.



Kuva 2. Kokeessa tutkitut erivahvuiset vesi-leväliuokset (kuva: Henri Ket-tunen).

Levää sisältäneet vesiliuokset analysoitiin Xamkin ympäristölaborato-riossa standardin SFS 5772 mukaisesti. Liuosten spirulinapitoisuudella havaittiin olevan erittäin vahva lineaarinen riippuvuus suhteessa niiden sisältämään klorofyllipitoisuuteen (kuva 3).



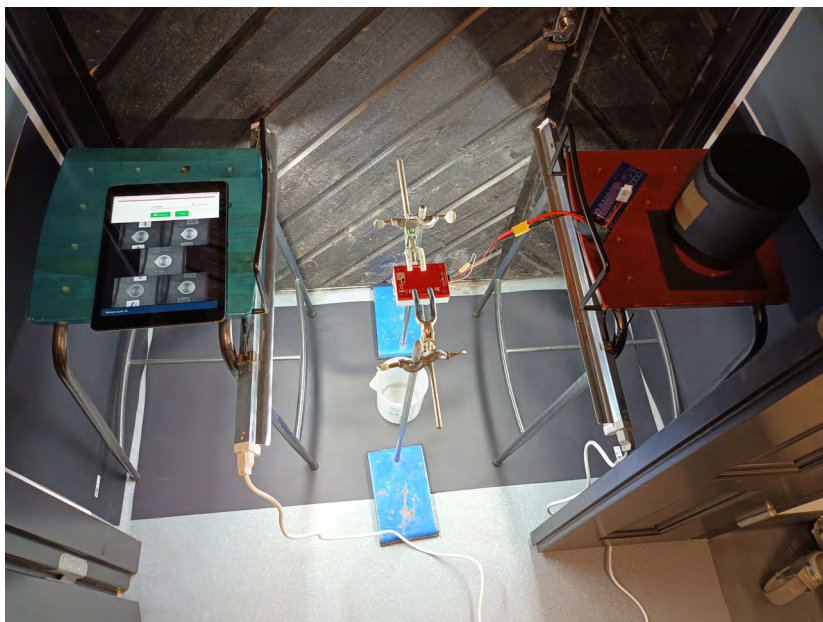
Kuva 3. Spirulinaliuosten pitoisuus suhteessa niistä analysoituun klorofylli-pitoisuuteen.

Näytteiden spektrikuvaamisessa käytettiin MicaSensen RedEdge-MX-multispektrikameraa. Kamera pystyy kuvaamaan viittä eri aallonpituus-kaistaa, joten siinä on viisi eri linssiä. Kameran kuvaamien kaistojen keskiaallonpituudet kaistanleveyksineen on esitetty taulukossa 1. Koska kamera on tarkoitettu kiinnitettäväksi drooniin ilmakehävälähteen varten, sen käyttö laboratorioissa vaatii erillisen virtalähteen eli pienoismallikäyttöön tarkoitetun akun kytkemistä kameraan. Tätä varten kameraan valmistet-tiin MicaSensen (2023c) ohjeiden mukaisesti sopiva virta-adapteri.

Taulukko 1. RedEdge-MX-multispektrikameran aallonpituuskaistat (mukaillen MicaSense 2023a).

Kaistan nimi	Kaistan keski-aallonpituus [nm]	Kaistanleveys [nm]
Blue (sininen)	475	± 32
Green (vihreä)	560	± 27
Red (punainen)	668	± 14
Red Edge (punareuna)	717	± 12
NIR (lähi-infrapuna)	842	± 57

Laboratorioon rakennettiin koejärjestely näytteiden kuvaamiseksi (kuva 4). Koejärjestelystä tehtiin esikoe vetokaapissa, jossa näyteastiana käytettiin dekanterilasia. Esikokeissa ilmeni kuitenkin tarve suuremmalle tilantarpeelle ja paremmin kohdistetulle valaistukselle. Dekanterilasi korvattiin muovisella, sillä lasin pohjan epäiltiin luovan kuviin häiritseviä heijastuksia, joita muovimateriaalin käyttö voisi vähentää. Kuvaustilan seinät ja kattopinta vuorattiin tummalla kartongilla estämään kuvaustilan heijastuksia. Multispektrikamera aseteltiin kuvaustilaan statiivien avulla kiinteään pisteeseen siten, että se osoitti suoraan alaspäin kohti näyteastiaa ja näyteliuosta. Kameran molemmin puolin aseteltiin loisteputkilamput hieman viistoon siten, että ne osoittivat kohti näytettä. Valaisimina käytettiin kahta loisteputkilamppua, jotka tuottivat melko tasaisen spektrin kameran havaitsemilla aallonpituuksilla. Kokeessa yritettiin käyttää LED-loisteputkia, mutta niiden käytöstä luovuttiin, koska havaittiin, ettei kameran NIR-kaista havainnut juuri lainkaan säteilyä kyseisillä valaisimilla. Spektriltään mahdollisimman tasainen valaistus oli tärkeää, jotta kullakin kaistalla oli mahdollista nähdä selkeästi eri näytteillä tapahtuvat muutokset klorofyllipitoisuuden vaihtuessa.



Kuva 4. Laboratoriokoejärjestely näytteiden kuvaamiseksi, oikeassa kuvaustilanteessa ovet pidettiin kiinni ja kuvaus tapahtui etäohjauksella tabletin avulla (kuva: Henri Kettunen).

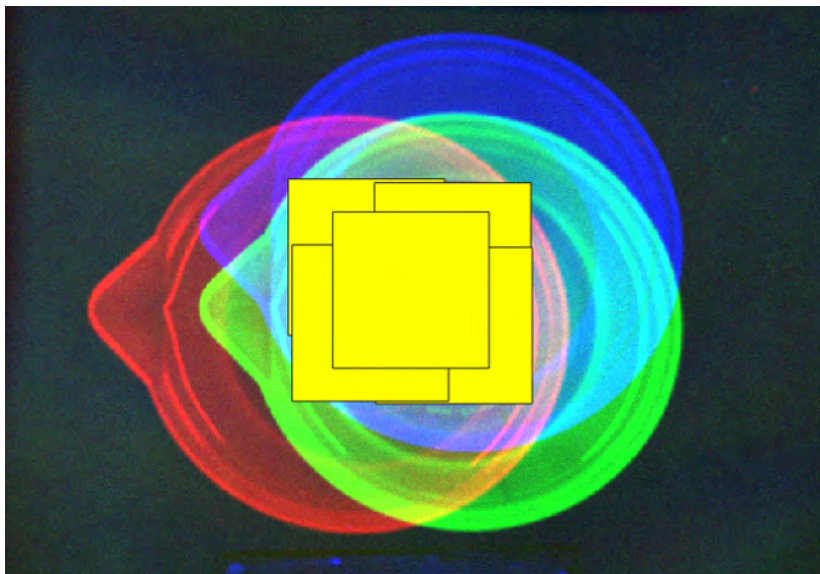
Liuokset siirrettiin mittapulloista muoviseen dekantteriin ja ne kuvattiin kolmella eri tavalla: 1) näyteastia paljaana, 2) näyteastian ympärille asetettiin pahvi peitteeksi ja 3) lisäksi näyteastian päälle asetettiin pahvinen kehys, jolloin astian reunat eivät näkyneet kuvassa. Näytteet kuvattiin järjestyksessä pienimmästä vahvimpaan, jotta pitoisuudeltaan vahvimmat liuokset eivät aiheuttaisi kontaminaatiovaikutusta pitoisuudeltaan pienempiin liuoksiin. Ennen ja jälkeen näytteiden kuvaamista otettiin samassa tilassa kuvat myös kameras kalibrointipaneelista, jota käytettiin datankäsittelyvaiheessa normalisoimaan kaistojen vasteet ja muodostamaan raaosta pikseliarvoista reflektanssiarvoja.

Toistaiseksi prosessoinnin haasteet pakottavat käsittelemään multispektriaineistoa kaista kerrallaan

Koska laboratoriossa näytteistä otetut kuvat olivat kaikki samasta pisteestä otettuja eivätkä ne sisältäneet paikkatietoa, niitä ei pystynyt käsittelemään fotogrammetriaan pohjautuvilla ohjelmistoilla, kuten PIX4Dmapper-ohjelmistolla. Tämän takia kuvien prosessointi täytyi suorittaa manuaalisesti Python-ohjelmointikielellä MicaSensen Github-sivustolle avoimesti jakamia koodikirjastoja käyttäen. Muunnoskoodeilla

yksittäiset raakakuvasarjat (1 kuvasarja = 5 eri kuvaa samasta näytteestä eri kaistoilla nähtynä) muutettiin yhdessä kalibroitipaneelista poimittujen tietojen avulla reflektanssikuviksi.

MicaSense (2023b) suosittelee, että kameraa käytettäisiin vähintään 15 metrin korkeudelta, kun taas laboratoriokokeissa kamerasen etäisyys näyteistä oli noin 45 cm. Suosituskorkeutta lähempää otettujen kuvien käsittely on mahdollista, mutta se vaatii manuaalisia työvaiheita. Kuvatussa näyteastioita viisilinssisellä kameralla sen suositeltuun käyttökorkeuteen verrattuna ilmeni läheltä kuvatun materiaalin prosessointivaiheessa ongelma: kuvasarjan yksittäiset kuvat eivät asettuneet päällekkäin siten, että joka kuvassa näyteastia olisi keskellä. Sen sijaan joka kuvassa näyteastian sijainti vaihteli riippuen linssin fyysisestä sijainnista kamerassa, eli perspektiivi oli kuvakohtainen (kuva 5).



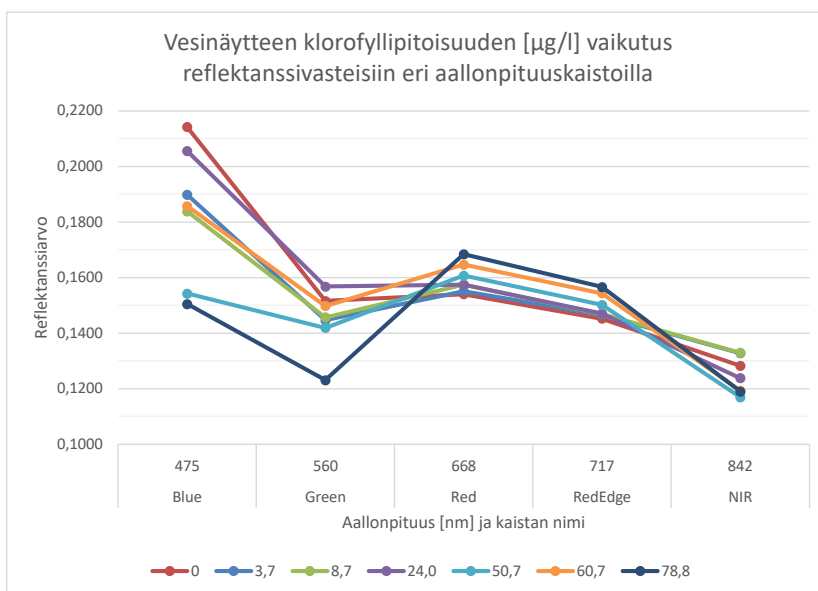
Kuva 5. Yhdestä näytteestä muodostettu RGB- eli tosivärikuva, kuvan päällä näytteenottoalueet kaistoittain aseteltuina (kuva: Henri Kettunen).

Reflektanssikuviksi muunnettujen kuvasarjojen käsittely ja analysointi suoritettiin QGIS-ohjelmistolla. Yksittäisestä näytteestä koottu TIFF-kuvatiedosto sisälsi kunkin kaistan tiedot eri kerroksina, joten tiedostosta täytyi irrottaa kukin kaista näkymään erikseen. Kullakin kuvakerroksella näytettä sisältänyt alue oli sijoittunut hieman eri kohtaan, joten kerroksen reflektanssiarvojen poimimiseksi täytyi ”näytteenottoalue” valita kullakin kerrokselta käsin Grid-toiminnolla. Alue pidettiin kuitenkin joka kaistalla mitoiltaan samana, jolloin jokainen näytteenottoalue oli samankokoinen.

Näytteenottoalueelta poimittiin sen sisältämien pikselien eli reflektanssiarvojen keskiarvo ja muita statistisia tietoja Zonal statistics -toiminnolla. Tiedot siirrettiin Exceliin, jossa muodostettiin taulukko kunkin kaistan reflektanssiarvoista näytteen klorofyllipitoisuutta vasten. Kerätystä aineistosta etsittiin korrelaatioita sekä yksittäisten kaistojen että niiden suhteista verrattuna näytteestä analysoituun klorofyllipitoisuuteen.

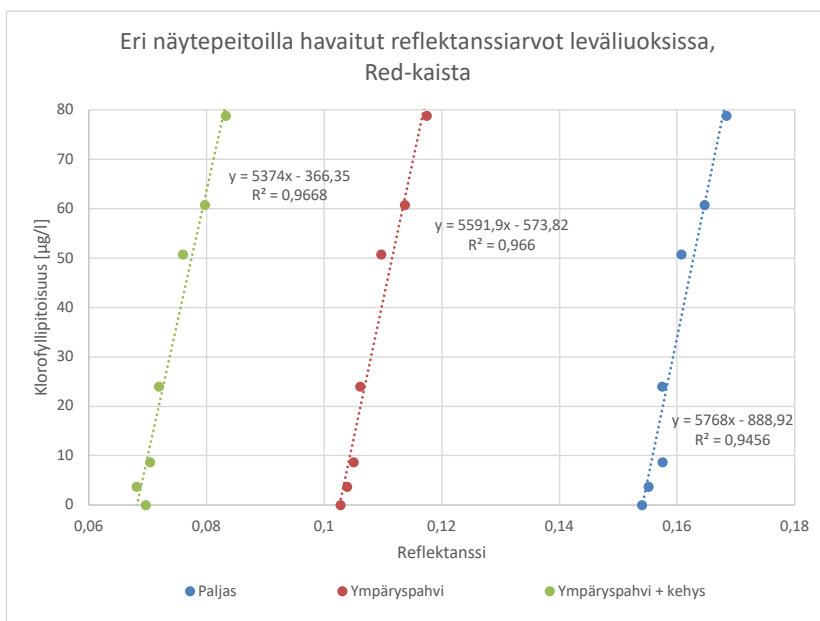
Multispektrikameralla on mahdollista havaita klorofyllin pitoisuseroja vesinäytteistä

Eri klorofyllipitoisuudet ilmenivät poimituissa reflektanssiarvoissa vaihtelevasti aallonpituuskaistasta riippuen, kuten nähdään kuvassa 6, jossa eri kaistojen reflektanssivaste on esitetty näytepitoisuuskohtaisesti värjättyinä käyriä. Eräillä kaistoilla reflektanssiarvoissa oli havaittavissa systemaattinen muutos pitoisuuden muuttuessa. NIR-kaistalla klorofyllipitoisuuden kasvaessa reflektanssiarvo yleensä pieneni, kun taas Red- ja RedEdge-kaistoilla se kasvoi. Havaituista vastemuutoksista voidaan päätellä, että käytetyllä kameralla on mahdollista havaita leväpitoisuuden muutoksia vesinäytteestä etenkin näillä kaistoilla.



Kuva 6. Klorofyllipitoisuuden vaikutus vesinäytteen reflektanssiarvoihin paljaassa näytteessä.

Tarkasteltaessa yksittäisiä aallonpituuskaistoja tarkemmin havaittiin Red- ja RedEdge-kaistoilla olevan vahva lineaarinen korrelaatio suhteessa näytteen klorofyllipitoisuuteen. Esimerkkinä tästä on kuvassa 7 esitetty Red-kaistan reflektanssiarvojen ja näytteen klorofyllipitoisuuden riippuvuuksia trendiviivoina eri näytteenpeittotavoilla. Red-kaistan reflektanssiarvoilla on vahva riippuvuus suhteessa klorofyllipitoisuuteen, ja paljaan näytteen reflektanssiarvot ovat loogisesti suurimmat, kun taas enemmän peitetyillä näytteillä reflektanssiarvo pienenee näytteeseen pääsevän valon määrän vähentyessä.



Kuva 7. Eri tavoilla peitettyjen leväliuosten reflektanssiarvot Red-kaistalla suhteessa niistä analysoituun klorofyllipitoisuuteen.

Yksittäisen kaistan käyttö klorofyllipitoisuuden arvioimiseksi spektrikuviosta ei kuitenkaan ole suositeltavaa, koska reflektanssiarvo on riippuvainen koejärjestelystä ja ympäristön valaistuksesta. Laboratoriossa toimittaessa, jos kyseessä on aina samanlainen näytematriisi samassa kuvausympäristössä, voisi eri näytteiden tuloksia pitää toisiinsa verrattavina. Jos menetelmän olosuhteet yhtään muuttuisivat, eivät eri näytteiden tulokset enää olisi vertailukelpoisia keskenään. Tämän vuoksi tehtiin myös vertailua kaistojen kesken eli etsittiin eri kaistojen suhdeluvuista korrelaatiota klorofyllipitoisuuteen. Kaistojen suhteet voisivat muodostaa ”sormenjäljen” kullekin pitoisuudelle, joten suhdelukujen muutokset kertoisivat pitoisuuden muutoksesta. Suhdelukujen käyttö voisi myös estää erilaisten häiriötekijöiden vaikutusta pitoisuuden arvioinnissa olettaen, että häiriö

näkyisi yhtä suuresti toisellakin kaistalla eli vaikutukset kumoaisivat toisensa. Yhden kaistan mallilla näin ei voi tapahtua.

Laboratoriokokeiden tuloksista saatiin klorofyllipitoisuuden arviointimalleja jatkotestattavaksi

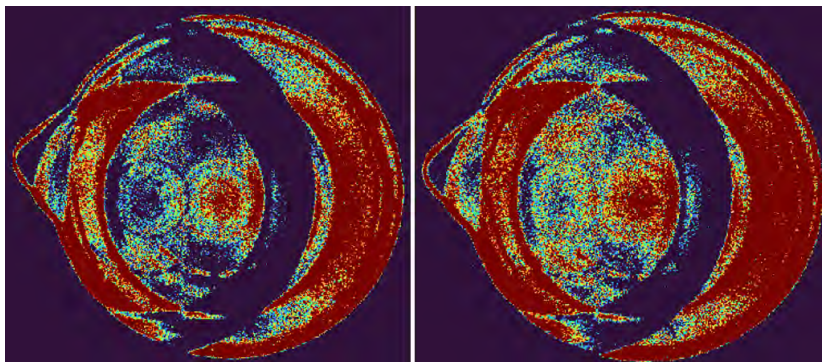
Kaistojen suhteita tarkasteltaessa löydettiin jokaisella näytteen peittotavalla neljä hyvän lineaarisen korrelaation antanutta kaistasuhdetta: R/NIR, NIR/R, RE/NIR ja NIR/RE (kaikissa $r^2 > 0,80$). Mitä enemmän näytettä peitettiin, sitä suuremmaksi korrelaatio kasvoi, mikä oletettavasti johtui ylimääräisten heijastusten vähenemisestä näytteessä. Lisäksi kun pelkästään pahvi asetettiin näyteastian ympärille, myös Blue-kaista ilmeni merkitykselliseksi muuttujaksi suhteessa Red- ja RedEdge-kaistoihin, mutta sama ilmiö ei toistunut muissa näytteenpeittotavoissa. Tarkemmin jatkotestattavaksi valittiin R/NIR-kaistasuhde. Eri koejärjestelyillä R/NIR-suhteesta muodostettiin taulukon 2 mukaiset mallikaavat.

Taulukko 2. Koejärjestelyn parhaan korrelaation mallit eri näytteenpeittotavoilla.

Koejärjestely	Laskentamalli klorofyllipitoisuudelle [$\mu\text{g/l}$]	r^2
Paljas näyte	$292,0 * R/NIR - 342,9$	0,86
Pahvi astian ympärillä	$274,9 * R/NIR - 331,1$	0,89
Pahvikehys + ympärillä	$261,6 * R/NIR - 313,0$	0,97

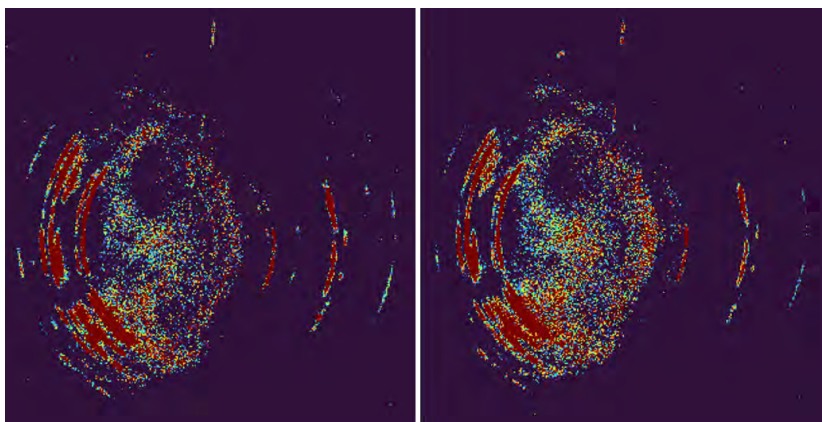
Malleja kokeiltiin sovittamalla kuvattua aineiston sisäisesti eli selvittää klorofyllipitoisuus spirulinalevää sisältävästä vesinäytteestä muodostamalla uudet rasterikuvat näytteen reflektanssikuvista mallikaavan mukaisesti. Mallilla saatiin lupaavia tuloksia etenkin saman koejärjestelyn näyteliuoksista. Muodostetut rasterikuvat värjättiin siten, että pieni klorofyllipitoisuus ilmenee sinisellä ja korkea pitoisuus punaisella värillä. Kuvan 8 vasemmassa näyteliuoksessa klorofyllipitoisuus on $8,7 \mu\text{g/l}$, ja sen pitoisuudeksi määritettiin paljaan näytteen mallikaavalla $8,1 \mu\text{g/l}$. Kuvan 8 oikeanpuoleinen liuos on pitoisuudeltaan $50,7 \mu\text{g/l}$. Tämän näytteen pitoisuudeksi määritettiin samalla mallilla $41,0 \mu\text{g/l}$. Pitoisuuden kasvaessa mallin virhe siis vaikuttaa kasvavan, mutta se toimii etenkin pienillä pitoisuuksilla suuntaa antavasti. Pitoisuuden muutos on myös selvästi nähtävissä kuvan väreistä näyteastian keskellä: väkevämmässä liuoksessa on punaista väriä selvästi enemmän kuin laimeammassa, eli mallin vaste on

sitä suurempi, mitä suurempi on klorofyllipitoisuus. Kuvien ”haamuefekti” johtuu multispektrikameran linssien perspektiivierosta, kuten kuvan 5 yhteydessä on selitetty.



Kuva 8. Paljaan näytteen R/NIR-mallilla väritetyt leväliuokset mallisarjan sisäisesti, klorofyllipitoisuus on vasemmalla 8,1 µg/l ja oikealla 50,7 µg/l.

Kun samaa mallia sovitettiin esitestien koesarjan kuviin, joissa näyteastian oli lasinen dekantteri, tuloksissa oli selvästi enemmän heittoa. Kuvan 9 vasemmassa näyteliuoksessa klorofyllipitoisuus on 6,5 µg/l, ja sen pitoisuudeksi määritettiin paljaan näytteen mallikaavalla -1,0 µg/l. Kuvan 9 oikeanpuoleinen liuos on pitoisuudeltaan 32,8 µg/l, ja samalla mallilla määritettiin pitoisuudeksi 21,8 µg/l. Eri koesarjan kuvamateriaaleista määritettynä myös matalammilla pitoisuuksilla on enemmän heittoa kuin mallisarjan sisäisesti, eli mallin luotettavuus kärsii etenkin, jos näyteastia on erilainen. Kuvan värikyksen intensiteetti on myös selvästi heikompi kuin kuvassa 8, mutta siitä voi karkeasti nähdä erot klorofyllipitoisuuksissa vierekkäin vertailtaessa.



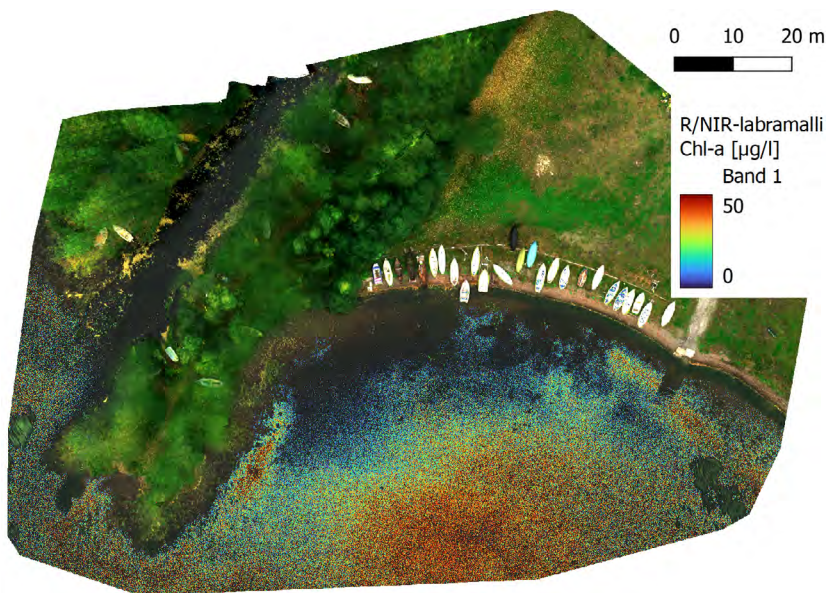
Kuva 9. Paljaan näytteen R/NIR-mallilla väritetyt klorofylliliuokset eri koesarjalla, klorofyllipitoisuus on vasemmalla 6,5 µg/l ja oikealla 32,8 µg/l.

Saatuja malleja testattiin kolmen eri vesistökohteen reflektanssikarttoihin, jotka oli luotu samalla multispektrikameralla vuonna 2022 otetuista kuvista PIX4Dmapper-ohjelmistolla. R/NIR-mallin mukaiset tulokset näiltä kohteilta on esitetty taulukossa 3. Kohteilta ei ollut määritetty klorofyllipitoisuutta kuvausajankohtina, mutta sen suuruusluokkaa voi epäsuorasti päätellä taulukossa esitetyistä YSI ProDSS -kenttämittarilla saaduista mittaustuloksista.

Taulukko 3. Vedenlaadun mittaustuloksia YSI ProDSS -kenttämittarilla ja R/NIR-mallilla määritetty klorofyllipitoisuus eri vesistökohteilta.

Suure	Jukajärvi	Ristiinan vanhan kaatopaikan suotovesiallas	Pieni Laulaa-lampi
Päivämäärä	21.9.2022	4.7.2022	26.8.2022
Lämpötila	11,8	19,9	17,3
Happi [%]	93,6	19,9	69,9
Happi [mg/l]	10,1	1,81	6,7
Sähkönjohtavuus [μ S/cm]	85,2	1257	157,2
pH	7,5	7,8	7,0
Sameus [FNU]	1,2	25	0,5
Klorofyllipitoisuus, R/NIR-malli [μ g/l]	44,4	-3,4	-13,8

R/NIR-mallilla määritetyt klorofyllipitoisuudet ovat suhteessa oikeansuuntaisessa mittaluokassa, mutta tarkemmin tarkasteltuna arvot eivät ole uskottavia. Suomen ympäristökeskuksen (2023) mukaan vuonna 2021 Jukajärvellä mitatut klorofyllipitoisuudet olivat 7,0–11 μ g/l, joten mallin tulos on selvästi liian suuri. Kuvassa 10 on esitetty R/NIR-mallilla määritetyt Jukajärven klorofyllipitoisuudet värikarttana tosivärikuvan päällä. Kuvassa ilmenee alhainen klorofyllipitoisuus heti rannassa eli matalalla, mutta se kasvaa nopeasti pitoisuuteen 50 μ g/l edettäessä kauemmas rannasta eli syvemmälle. Suotovesialtaan ja Pienen Laulaa-lammen mallin tulokset ovat negatiivisia, mikä sinänsä ei olisi väärin, jos oikea klorofyllipitoisuus kohteilla olisi lähellä nollaa. Todellisuudessa klorofyllipitoisuus ei voi olla negatiivinen, mutta lievästi negatiivinen luku kuitenkin voi kertoa hyvin alhaisesta klorofyllipitoisuudesta mallin virherajat huomioiden. Kuitenkin Pienen Laulaa-lammen vahvasti negatiivinen tulos heikentää tuloksen uskottavuutta. Näistä tuloksista voidaan päätellä, etteivät laboratorio-olosuhteissa kuvattujen multispektriaineistojen pohjalta luodut klorofyllipitoisuuden arviointimallit toimi luotettavasti suoraan ilmakehän kanssa.



Kuva 10. Paljaan näytteen R/NIR-mallin mukainen rasterivärijäys Jukajärven venerannalla tosivärikuvan päällä (kuva: J. Vihavainen, muokkaukset Henri Kettunen).

Menetelmä vaatii jatkokehitystä luotettavampien tulosten saavuttamiseksi

Tehdyissä laboratoriokokeissa on mahdollisia virhelähteitä, sillä koejärjestelyt eivät olleet herkkää optista mittalaitetta ajatellen täydelliset. Useat tekijät voivat vaikuttaa eri näytteistä havaittuihin reflektanssiarvoihin ja sen myötä kokeissa muodostettuihin malleihin, joten mallit ovat vain koekohtaisesti päteviä ja niihin tulisi suhtautua suuntaa antavina. Näyteastianä käytetty muovinen dekanteri oli joka kokeessa sama, mutta sen pohjan näkyminen näytteen läpi voi tuoda häiriötä etenkin pienemmillä näytepitoisuuksilla, joissa pohja näkyy parhaiten. Käytetyt valaisimet olivat koejärjestelyyn riittävät, mutta ne olisivat voineet olla vielä tarkemmin ja tasaisemmin kohdistettuja näytteeseen.

Laboratoriossa multispektrikameraa ei kannata käyttää klorofyllipitoisuuksien arviointiin ainakaan näissä kokeissa käytetyillä järjestelyillä ja sen vuoksi, että tällä hetkellä datankäsittelyyn liittyy ongelmia. Vaikka kameralla saatavalla spektridatalla olisi potentiaalia arvioida pitoisuutta, vaatisi menetelmän käyttöönotto monia luotettavuutta parantavia toimenpiteitä.

Kuvaustilan olosuhteet täytyisi saada vielä tarkemmin normalisoitua ja näyteastian vaikutusta eri kaistojen vasteisiin tulisi selvittää. Menetelmää varten tulisi rakentaa täysin yksilöity kuvauskammio, johon saataisiin standardoidusti asetettua näyte, kamera sekä tarvittavat valaisimet ja jossa ulkopuolisen valon pääsy tilaan voitaisiin estää. Kameran fyysisesti eri kohdissa sijaitsevat linssit vaikeuttavat datan käsittelyä. Kuvien jälkikäsittelyn suoraviivaistamiseksi linssit täytyisi saada täsmällisesti siirrettyä aina samaan sijaintiin esimerkiksi automatisoitua mekatronista kiskojärjestelmää hyödyntäen ja ottaa kuva näytteestä aina kaista kerrallaan. Kamera on suunniteltu lennätettäväksi, jolloin se normaalisti viilenee passiivisesti lentotoiminnan aikana, minkä vuoksi se täytyisi pystyä viilentämään jollain tuuletinratkaisulla kuvauskammiossa ollessaan (MicaSense 2023b). Lisäksi on huomioitava, että näissä kokeissa käytettiin vain yhtä levälajia, joka oli sekoitettu puhtaaseen veteen, jotta saatiin minimoitua eri tekijöiden vaikutus kaistojen vasteisiin. Tulokset voisivat olla hyvin erilaiset, jos näyteastiassa olisi ollut luonnonvesistä nouduettua vettä. Näytteen klorofyllipitoisuuden selvittämiseksi kannattaa siis toistaiseksi pysyä standardoiduissa menetelmissä, jotka ovat tarkkoja ja luotettavia vesinäytteen hankintapaikasta riippumatta, vaikka näytteen analysointi vaatiikin oman aikansa ottavaa työtä.

Multispektrikameran hyödyntäminen kuitenkin nähtiin näiden kokeiden pohjalta potentiaalisena keinona vesistön tilan arviointiin, joten sitä sovellettiin myöhemmin hankkeessa kenttäolosuhteissa klorofyllipitoisuuden havaitsemiseksi erilaisista vesistöistä. Multispektrikameraa lennätettiin droonin avulla vesistöjen yli ja kuva-aineistosta muodostettiin reflektanssikartat eri ajankohdilta. Samalla vesistöistä kerättiin vesinäytteet ja niiden sisältämää klorofyllipitoisuutta verrattiin reflektanssikartoista poimittuihin reflektanssiarvoihin. Näitä kokeita on kuvattu eri artikkeleissa.

LÄHTEET

Järviwiki. 2014. Perustuottaja. WWW-artikkeli. Saatavissa: <https://www.jarviwiki.fi/wiki/Perustuottaja>. Päivitetty 26.11.2014. [viitattu 25.8.2023]

MicaSense. 2023a. What is the center wavelength and bandwidth of each filter for MicaSense sensors? WWW-artikkeli. Saatavissa: <https://support.micasense.com/hc/en-us/articles/214878778-What-is-the-center-wavelength-and-bandwidth-of-each-filter-for-MicaSense-sensors->. Päivitetty 17.4.2023. [viitattu 25.8.2023]

MicaSense. 2023b. Capturing from low altitudes and from a fixed point. WWW-artikkeli. Saatavissa: <https://support.micasense.com/hc/en-us/articles/360045449134-Capturing-from-low-altitudes-and-from-a-fixed-point>. Päivitetty 24.5.2023. [viitattu 25.8.2023]

MicaSense. 2023c. How to connect a LiPo battery to a MicaSense Camera. WWW-artikkeli. Saatavissa: <https://support.micasense.com/hc/en-us/articles/360043672954-How-to-connect-a-LiPo-battery-to-a-MicaSense-Camera>. Päivitetty 20.7.2023. [viitattu 25.8.2023]

Suomen ympäristökeskus. 2014. Jatkuvatoinen levämäärien mittauss. Ympäristöhallinnon ohjeita 5. PDF-julkaisu. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/45421/OH_5_2014.pdf. [viitattu 16.8.2023]

Suomen ympäristökeskus. 2023. Ympäristöhallinnon tietojärjestelmät / Vedenlaatu. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Ymparistotietojarjestelmat. [viitattu 16.8.2023]

Vanajavesikeskus. s.a. Vedenlaatuopas. Saatavissa: https://www.vanajavesi.fi/2018/wp-content/uploads/2014/02/vvk_vedenlaatuopas_vedos_191213.pdf. [viitattu 16.8.2023]

VESISTÖJEN KLOROFYLLIPITOISUUKSIEN MÄÄRITTÄMINEN DROONILLA

Henri Kettunen

Drooniteknologian kehitys on luonut uusia ulottuvuuksia ympäristödatan keräämiseksi ja ympäristön tilan seurannan tehostamiseksi. Vesistön mikrolevä määrää käytetään yhtenä veden laatua osoittavana indikaattorina, ja se on verrannollinen veden a-klorofyllipitoisuuteen. Hankkeessa tutkittiin aiemmin multispektrikameran hyödyntämistä klorofyllipitoisuuden määrittämiseksi vesinäytteestä laboratorio-olosuhteissa. Laboratoriotesteissä havaittujen positiivisten tulosten valossa kokeita jatkettiin kentällä sulan maan aikana ilmakehämällä muutamia erilaisia vesistöjä drooniin kiinnitetyllä multispektrikameralla. Vesistökohteilta kerättiin samalla vesinäytteet klorofyllipitoisuuden laboratoriomäärittäystä varten ja tuloksia verrattiin multispektrikameralla saatuun dataan. Korrelaatiota etsittiin vesistöistä muodostettujen reflektanssikarttojen ja vesinäytteiden analyysitulosten kesken. Jos löydettäisiin tietyillä aallonpituuskaistoilla tai niiden suhteilla selkeästi vesistön klorofyllipitoisuuden osoittava laskentamalli, voitaisiin tulevaisuudessa havaita vedenlaatu poikkeamia drooniin liitetyllä spektrikameralla ainakin suuntaa antavasti ilman näytteenottoa ja laboratorioanalyysia. Näin säästettäisiin aikaa ja rahaa vesistön tilan muutoksia selvitetessä ja jopa korvattaisiin näytteenotto kokonaan. Vedenlaadun luokittelutulos voisi näkyä jopa reaaliajassa laitteen näytöltä tehtäessä kartoituksia laajoilta alueilta yhden lennon aikana. Ilmakehämällä olisi myös mahdollista saavuttaa alueet, joille on muutoin vaikea päästä näytteenottolaitteiden kanssa, esimerkiksi jos kohteen lähelle ei johda tietä.

Uudet tutkimukset puoltavat droonien hyödyntämistä vesistöjen laatuominaisuuksien selvitykseen

Veden laatua on alettu tutkia aktiivisesti niin multi- kuin hyperspektrikameroilla niitä kantamaan kykenevien droonien tullessa yhä tehokkaammiksi ja edullisemmiksi. Kaukokartoitusta on ollut mahdollista

Zhao ym. (2023) puolestaan tutkivat koneoppimista hyödyntäen erilaisen kasvillisuusindeksien soveltamista veden klorofyllipitoisuuden määrittämiseen Kiinan Dalissa sijaitsevasta Erhai-nimisestä järvestä droniin ripustetulla multispektrikameralla kuvatun aineiston pohjalta. Tuloksien perusteella yksittäisistä indekseistä DVI (difference vegetation index, NIR–Red) korreloi parhaiten veden klorofyllipitoisuuden kanssa, mutta sen yksinään antamat tulokset eivät olleet täysin johdonmukaisia. Tekijät myös totesivat parhaan yksittäisen kasvillisuusindeksin korrelaation vaihtelevan eri tutkimuksien välillä, joten yksittäisen indeksin käyttöä veden klorofyllipitoisuuden ennustamisessa ei pidetä tarpeeksi tarkkana. Pitoisuusennuste kohentui huomattavasti yhdistelemällä useaa eri kasvillisuusindeksiä. Convolutional Neural Networks -koneoppimisjärjestelmään perustuva malli, jossa käytettiin useita muuttujia eri indekseistä, antoi testien parhaat tulokset ($r^2 = 0,79$).

Tóth ym. (2021) tutkivat neljälinssisen DB2 Vision LaQuinta -multispektrikameran käyttöä droonilennätyksissä Unkarin järvi- ja jokivesien klorofyllipitoisuuden selvittämiseksi. Klorofyllipitoisuuksista muodostettiin malleja, joiden pohjadata kerättiin ilmakuvasta spektrikuva-aineistosta sekä vesinäytteitä keräämällä. Tutkimuksessa havaittiin B/G- ja NIR/R-kaistasuhteilla vahvoja korrelaatioita vesistön klorofyllipitoisuuteen. Käytetty kaistasuhde sekä siihen liitettävä kerroinluku kuitenkin riippuivat vesistöstä ja paikkakohtaisesta syvyydestä. Korkeimmillaan Pearsonin korrelaatioluvuksi saavutettiin 0,96 käyttämällä B/G-suhdelukua. Teknis-taloudellisessa tarkastelussa menetelmä todettiin 29 prosenttia halvemmaksi sekä ajankäytön osalta puolet nopeammaksi verrattuna perinteiseen vesinäytteenottoon ja analysointiin. Se todettiin myös resoluutioltaan huomattavasti tarkemmaksi kuin satelliittidatan käyttö. Menetelmällä ei saa yhtä tarkkoja tuloksia kuin vesinäytteenotolla, mutta se nähdään potentiaalisena täydentävänä työkaluna leväseurantojen monitorointirutiineihin tulevaisuudessa.

Kuvamateriaalia ja referenssinäytteitä kerättiin vesistökohteista droneja koskeva lainsäädäntö huomioiden

Tutkimuksessa käytetty kuvauskalusto koostui Micasensen RedEdge-MX-multispektrikamerasta, joka oli ripustettu DJI Matrice 300 RTK-drooniin (kuva 2). Kameran mukana tullessa integrointikitissä on huomioitu droonin etenemisliikkeestä seuraava kallistuskulma kompensoimalla se ripustuksessa, mutta muuten ripustus on kiinteä. Käytetyn multispektrikameran kuvaamat aallonpituuskaistat on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Micasensen RedEdge-MX-multispektrikameran kuvaamat aallonpituuskaistat (mukaillen Micasense 2020).

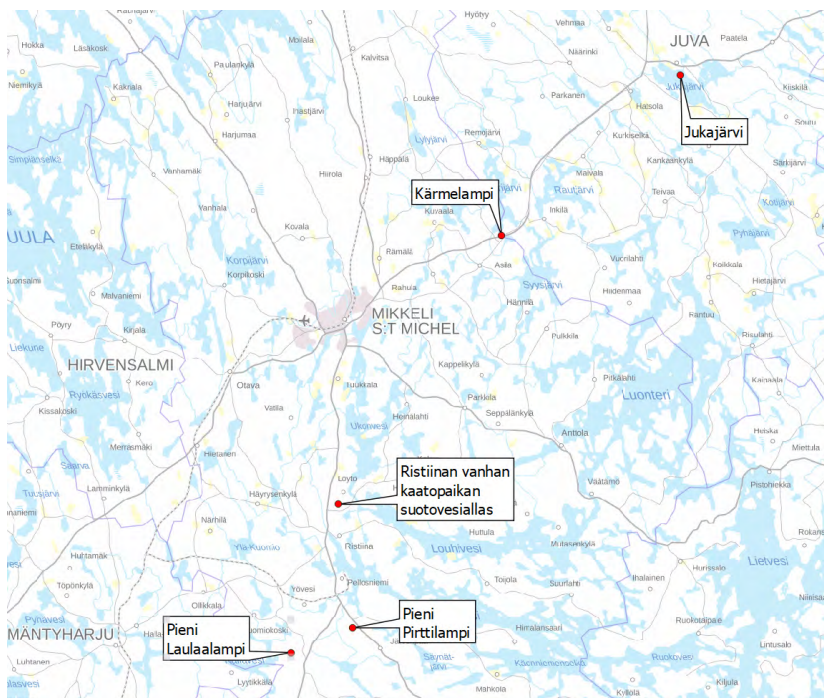
Kaistan nimi	Keskiaallonpituus [nm]	Kaistanleveys [nm]
Blue (sininen)	475	± 32
Green (vihreä)	560	± 27
Red (punainen)	668	± 16
RedEdge (punareuna)	717	± 12
NIR (lähi-infrapuna)	842	± 57

Vesistökohteilla suoritettiin dronilla valmiiksi ohjelmoitu automaattilennätys vesialueen yli. Automaattilennätyksessä droni kulkee halutun alueen yli yhdensuuntaisia lentoratoja pitkin edestakaisin siten, että reitillä otetut kuvat ovat hieman limittäin keskenään. Lennätykset suoritettiin eri päivinä, mutta noin tunnin tarkkuudella aina samaan aikaan päivästä kohteittain. Lennätyksiä tehtiin aina kaksi kappaletta peräkkäin. Niiden erona oli lentokorkeuden säätö tai lentosuunnan muutos kohteesta ja vesistön muodosta riippuen. Näin toimimalla varmistettiin, että kohteista kuvattu materiaali saadaan jälkikäsiteltyä fotogrammetriaohjelmistolla laadukkaasti. Lennätyskorkeus vaihteli 50–120 metriin. Suuremmalla lentokorkeudella on mahdollista kuvata suurempi alue lennätyksen aikana ja samalla tallennettujen kuvien määrä vähenee. Matalammalla lennätyksellä saataisiin yksityiskohtaisempia kuvia, mutta tämä toisi kuvien prosessointiin haasteita heijastavaa vesipintaa kuvatessa. Kuvamateriaalin radiometrinen kalibrointi vaati myös kalibrointipaneelin (kuva 2) kuvaamisen heti ennen ja jälkeen lentojen dronia käsin ilmassa pitäen. PIX4D:n (s.a.) mukaan paneelin kuvaamisessa on tärkeää välttää aiheuttamasta heijastuksia (esimerkiksi värikkäistä vaatteista) tai varjoja paneelin ylle ja ottaa kuvat siten, että aurinko asettuu kuvan ottajan taakse. Myös dronin päällä sijaitseva DLS- eli valoanturi, joka tallentaa kuvien metatietoihin dataa auringonvalon suunnasta ja intensiteetti muutoksista lennätysten aikana, vaatii samojen asioiden huomiointia. Vain tällöin voidaan saada vertailukelpoista dataa eri ajankohdilta. Paneelista otettiin kullakin kohteella vähintään viisi kuvasarjaa. Prosessointiin valittiin kuvasarja, jossa paneeli sijaitsi mahdollisimman keskellä kuvia ja joka kaistalla tasaisesti valottuneena.



Kuva 2. Käytetty kuvauslaitteisto ja spektrikuvien kalibrointipaneeli (kuva: Henri Kettunen).

Kesän 2023 aikana klorofyllipitoisuuksista kerättiin pohjadataa kenttäseurannalla droonilla ja vesinäytteenotoin viidellä eri vesistökohteella Etelä-Savon alueella (kuva 3). Lennätykset pyrittiin tekemään ”todellisen maailman olosuhteissa”; jos droonin operointi oli sään puolesta mahdollista eli sateetonta ja tuulennopeus oli alle droonin kestokyvyn, se oli riittävä kriteeri kuvauksien toteutukselle. Oman rajoituksensa menetelmän kokeilulle kuitenkin asetti droneja koskeva lainsäädäntö. Tutkimuksessa käytettyä droonia oli massansa puolesta mahdollista lennättää vain avoimessa A3-kategoriassa, eli droonin etäisyys rakennuksiin sekä ulkopuolisiin ihmisiin ja teihin tuli olla lennätyksen aikana vähintään 150 metriä (Droneinfo 2023). Kohteena olleen vesistön rannalla ei myöskään saanut olla asutusta, jotta yksityisyydensuojaa ei rikottaisi. Näiden kriteerien täyttämiseksi vesistökohteet valittiin sijaintinsa perusteella siten, että ne olivat riittävän kaukana asutetuilta alueilta. Toimiminen taajama-alueen vesistöillä olisi vaatinut erityisluvan hakemista Traficomilta ja siihen liittyvien lisätoimenpiteiden toteuttamista.



Kuva 3. Vesistökohteiden sijainnit (kuva: Maanmittauslaitos 2023, muokkaukset: Henri Kettunen).

Kohteista Ristiinan vanhan kaatopaikan suotovesiallasta kuvattiin toukokuun alusta alkaen viikoittain elokuun alkuun saakka heinäkuuta lukuun ottamatta. Kerätyistä ilmakehän aineistosta määritettynä suotovesialtaan pinta-ala on noin 0,22 hehtaaria. Altaan syvyydestä ei ole tarkkaa tietoa, mutta se on arviolta noin kaksi metriä syvä. Kohde on Xamkin seurannassa jatkuvasti muihin hankkeisiin liittyen, joten sen lähiympäristön toiminnasta pystyttiin olemaan aina tietoisia. Kohde on selvästi poikkeava muihin verrattuna, sillä allas on rakennettu kaatopaikan suotovesien käsittelyn jatkeeksi, mutta muut kohteet ovat varsinaisia luonnonvesistöjä. Altaassa oli poikkeuksellisen ruskea väri läpi seurantajakson, ja etenkin alkukesästä vesi oli hyvin sameaa. Altaalla epäiltiin olevan suuria klorofyllipitoisuuksia aiempina vuosina tehtyjen vedenlaatu seurantojen perusteella, minkä takia allas nähtiin mielenkiintoiseksi seurantakohteeksi tähän tutkimukseen.



Kuva 4. Pieni Pirttilampi sijaitsi kaukana asutuksesta (kuva: Henri Kettunen).

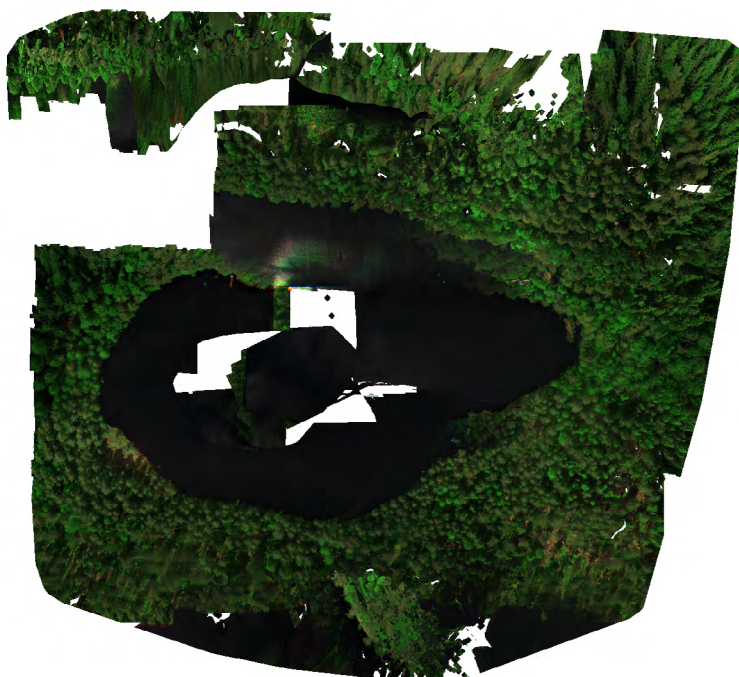
Muita tutkittuja kohteita olivat Juvalla Jukajärven veneranta, Valtatie 5:n varrella Mikkelin ja Juvan välissä Kärmelampi sekä Ristiinan kirkonkylästä etelään sijainneet Pieni Lauaalampi ja Pieni Pirttilampi (kuva 4). Seuranta toteutettiin edellä mainituilla kohteilla neljänä eri ajankohdana kesän 2023 aikana. Vesistökohteiden ominaisuuksia on esitetty taulukossa 2. Seuratuista luonnonvesikohteista ei löytynyt virallisia aiempia vedenlaatutietoja Jukajärveä lukuun ottamatta. Vesistökohteiden sameus mitattiin joka näytteenotokerralla WTW Turb 430 IR -kenttämittarilla ja väriluku määritettiin 27.9.2023 otetuista vesinäytteistä Lovibond Nessleriser 1209 -värivertilulaitteella. Kohteiden pinta-alat on Jukajärveä lukuun ottamatta määritetty kerätystä ilmakehä-aineistosta. Suomen ympäristökeskuksen (2023) mukaan Jukajärven keskisyyvyys on 3,9 metriä ja maksimisyyvyys 16,4 metriä. Viimeisimmät klorofyllipitoisuuden tulokset kohteesta olivat vuodelta 2021, jolloin klorofyllipitoisuus järvessä on vaihdellut ajankohdasta riippuen 7,0–11 µg/l (Suomen ympäristökeskus 2023).

Taulukko 2. Vesistökohteiden ominaisuuksia.

	Jukajärvi	Kärme- lampi	Pieni Lauaalampi	Pieni Pirtti- lampi
Vesipinta-ala [ha]	914,5 (*)	1,4	1,5	0,8
Sameuden vaihteluväli kesä–elokuussa [FNU]	1,8–4,0	0,8–1,2	1,0–2,1	1,7–1,9
Väriluku [mg/l Pt]	80	35	225	400

(*) Lähde: Suomen ympäristökeskus 2023.

Kuvamateriaalin prosessointi analysoitavaan muotoon eli radiometri-
sesti kalibroiduiksi reflektanssikartoiksi (ortomosaiikeiksi) suoritettiin
fotogrammetriaan perustuvalla PIX4Dmapper-ohjelmistolla. Runsaasti
vesialueita sisältävät yksittäiset kuvat tekevät prosessoinnin ja orto-
mosaiikin muodostamisen ongelmalliseksi, kuten kuvasta 5 käy ilmi, sillä
paikkatietoa ja viereisten kuvien samankaltaisuuksia konenäöllä auto-
maattisesti etsivä ohjelma ei osaa aina tulkita oikein tällaisen kuvan si-
joittelua. Hankkeen vesistökohteet olivat kuitenkin kooltaan sellaisia,
että tarkalla lentoradan ennakkosuunnitelulla ja ylilennettävän alueen
rajauksella kuvien jälkikäsitteily onnistui uskottavalla lopputuloksella. Tär-
keäksi nähtiin lennätysten suoritus reilusti yli vesistön sivurajojen, jotta
dronin käännökset lentoradalla etenemiseksi tapahtuisivat muualla kuin
vesialueen yläpuolella. Lisäksi nähtiin hyväksi suorittaa lennätys pitkit-
täissuunnassa vesistön muotoon nähden ja siten, että keskellä vesistöä
saataisiin kuvaan näkyvä jommankumman rannan maastosta. Tämän
takia Jukajärvellä kuvaukset ulotettiin vain noin 50 metrin etäisyydelle
rannasta. Pientä Lauaalampea suurempi vesistö (noin 200 m * 100 m)
vaatisi käytetyllä kalustolla yli 120 metrin korkeudella lennätystä, jotta ku-
viin saataisiin riittävästi yksittäisen kuvan sijainnin osoittavia kiintopisteitä
vesistöä ympäröiviltä maa-alueilta. Korkeammat lennätykset vaatisivat
nykyisen lainsäädännön mukaan erityislupaa, eli se tulisi lisäämään toi-
minnan kustannuksia ja tapauksesta riippuen muita erityistoimia.



*Kuva 5. Ortomosaiikin muodostaminen Pienestä Lauaalammesta oli foto-
grammetriaohjelmistolle haastavaa (kuva: Henri Kettunen).*

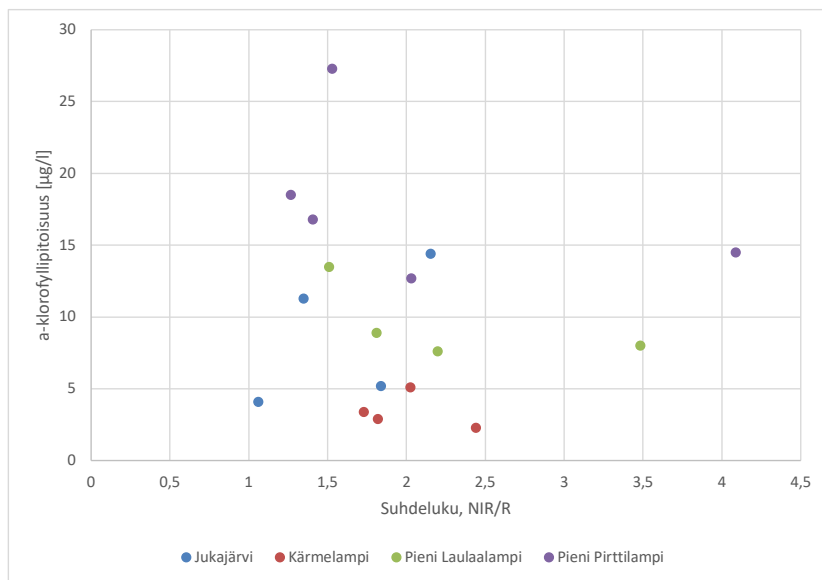
Lennätysten lisäksi kohteilta otettiin vesinäytteet a-klorofyllin pitoisuuden laboratorioanalysointia varten heti lennätysten jälkeen. Näytteet otettiin noin kahden metrin päästä rannasta 0–30 cm:n syvyydeltä ja niitä säilytettiin kylmässä ja pimeässä enintään yön yli. Klorofyllipitoisuus määritettiin näytteistä standardin SFS 5772 mukaisesti. Näytteet suodatettiin lasikuitusuodattimien läpi, joista a-klorofylli uutettiin 75 °C:n lämpöhauteessa etanoliin. Jäähtyneet uutokset kirkastettiin sentrifugoimalla ja niiden absorbanssi mitattiin spektrofotometrillä aallonpituuksilla 665 nm ja 750 nm käyttäen sekä 1 cm:n että 5 cm:n mittaisia lasikyvettejä. Näytteiden suodatukset tehtiin aina kahdella eri näytemäärällä (100 ml ja 500 ml). Tällä tavoin toimimalla pyrittiin välttämään mahdollisten suurten pitoisuuksien aiheuttamia absorbanssipikejä spektrofotometrillä. Näytteiden a-klorofyllipitoisuus laskettiin standardissa mainitulla kaavalla absorbanssitulosten perusteella.

Multispektrikuvaamalla saadut tulokset vaihtelevat vesistökohteittain

Kun kohteiden kuvamateriaalit oli prosessoitu kaistoittain kalibroiduiksi reflektanssikartoiksi, hyödynnettiin niiden analysoinnissa QGIS-ohjelmaa. Kunkin kohteen reflektanssikartoille muodostettiin neliönmuotoinen polYGONI, jonka sivujen pituus oli kohteesta riippuen 5–10 metriä. Tämä alue pyrittiin sijoittamaan mahdollisimman lähelle kohteilta otettujen vesinäytteiden sijaintia, mutta kuitenkin pois mahdollisista puiden varjoista, vesikasvien päältä tai niin matalilta alueilta, joissa vesistön pohjaa näkyi veden läpi. Kultakin aallonpituuskaistalta poimittiin alueen sisään jäävien reflektanssiarvojen keskiarvo. Vesistökohteiden reflektanssikartoista poimitut eri aallonpituuskaistojen reflektanssiarvot ja niistä määritetyt suhdeluvut taulukoitiin verrattuna samana päivänä otettujen vesinäytteiden klorofyllipitoisuuksiin. Vertailua suoritettiin sekä kohteittain että vertailemalla kaikkea kerättyä dataa keskenään. Tästä selvisi, että kaislasuhteiden riippuvuus veden klorofyllipitoisuuteen on selvästi parempi tarkasteltaessa yksittäistä vesistöä kerrallaan.

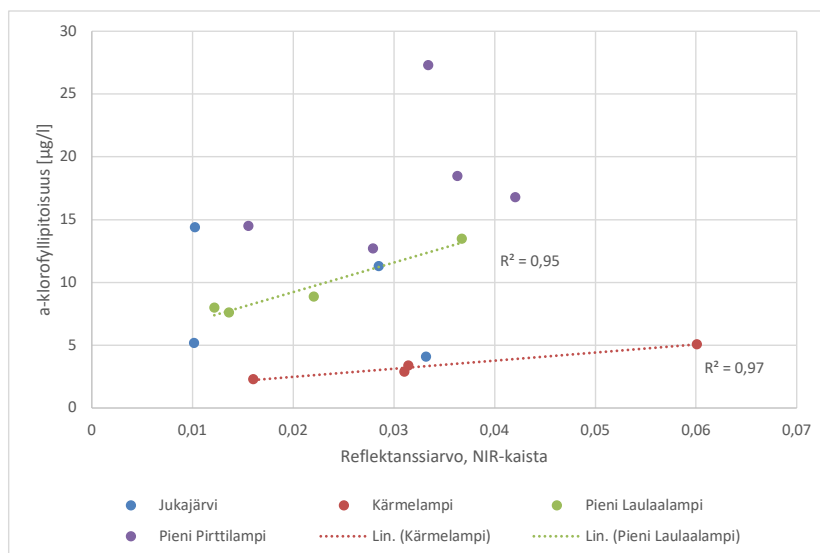
Tutkimuksen kohteena olleet vesistöt erosivat optisilta ominaisuuksiltaan toisistaan liikaa, jotta yksikään käytettyyn aallonpituuskaistaan tai niiden suhteisiin perustuva lineaarinen malli pystyisi ennustamaan veden klorofyllipitoisuutta universaalisti. Esimerkiksi kuvassa 5 on esitetty kunkin vesistön NIR/R-suhdeluku verrattuna samalla kerralla otetun vesinäytteen klorofyllipitoisuuteen. Vaikka NIR/R-suhdelukujen hyödyntäminen osoittautui laboratoriokokeissa lupaavaksi klorofyllipitoisuuden määrit-

tämiseksi vesinäytteestä, nähdään kuvasta 5 luonnonvesistä määritettyjen tulosten sijoittuvan hajalleen pitkin kaaviota, eivätkä ne muodosta keskenään selkeää lineaarista riippuvuutta. Näiden kokeiden perusteella universaalisti toimivaa mallia veden klorofyllipitoisuuden arviointiin ei ole mahdollista luoda ainakaan pelkistä kaistojen suhdeluvuista kyseisellä multispektrikameralla. Sen sijaan muodostetut mallit ovat pikemminkin paikallisesti toimivia.



Kuva 5. Luonnonvesistöjen NIR/R-suhteet verrattuna vedestä määritettyyn klorofyllipitoisuuteen.

Tarkastelemalla reflektanssikartoista poimittuja arvoja vesistökohteittain päästiin huomattavasti parempiin lineaarisiin korrelaatioihin. Jo hankkeen aiemmissa laboratorioskokeissa todettiin, että yksittäisistä kaistoista etenkin Red-kaistalla saatiin koekohtaisesti erinomainen korrelaatio vesinäytteen klorofyllipitoisuuteen. Kenttäkokeissa sen sijaan löydettiin selkeitä korrelaatioita NIR-kaistalla, mutta ei kaikilla kohteilla. Kuvasta 6 nähdään, että Kärmelammen ja Pienen Lauaalammen reflektanssiarvot muodostavat vesistökohtaisesti voimakkaan lineaarisen riippuvuuden NIR-kaistalla ($r^2 > 0,95$). Muilla kohteilla NIR-kaistan reflektanssiarvot jakautuivat enemmän hajalleen toisistaan.



Kuva 6. NIR-kaistan reflektanssiarvot suhteessa veden klorofyllipitoisuuden kohteittain.

Jukajärvellä ja Pienellä Pirttilammella parhaiten korreloivaksi yksittäiseksi kaistaksi havaittiin Blue-kaista, mutta senkin korrelaatioluku klorofyllipitoisuuteen nähden oli vain 0,20–0,25. Näillä kohteilla kuitenkin löytyi kahden kaistan suhteella muodostetut mallit, joiden korrelaatiot olivat tätä parempia. Kunkin vesistökohteen korrelaatioltaan parhaaksi todettu malli klorofyllipitoisuuden määrittämiseksi reflektanssikartoista on esitetty taulukossa 3.

Taulukko 3. Parhaat löydetyt korrelaatiot ja laskentamallit klorofyllipitoisuuden määrittämiseksi reflektanssikartoista vesistökohteittain.

Kohde	Laskentamalli klorofyllipitoisuudelle [µg/l]	r ²
Jukajärvi	-41,2 * Green/RedEdge + 47,9	0,75
Kärmelampi	64,4 * NIR + 1,2	0,97
Pieni Lauaalampi	235,1 * NIR + 4,5	0,95
Pieni Pirttilampi	57,1 * Blue/RedEdge - 40,9	0,41
Ristiinan suotovesiallas	77,6 * Green/Red - 63,1	0,57

Kesän aikana hankitun aineiston pohjalta luotujen vesistökohtaisten mallien toimivuutta testattiin kuvaamalla kohdevesistöt vielä kertaalleen syksyllä. Samalla otettiin vesinäytteet kohteilta laboratoriomäärityksiä varten. Kohteilta muodostettiin reflektanssikartat ja niistä laskettiin taulukossa 3 esitettyjen mallien mukaisesti klorofyllipitoisuudet näytteenot-

topaikoilta. Vesistökohtaiset tulokset on esitetty taulukossa 4. Tulosten mukaan mallit antavat Jukajärven ja Kärmelammen kohdalla hieman pienempiä pitoisuusarvoja kuin laboratorioissa määritetty pitoisuus. Pienen Lauaalammen ja Pienen Pirttilammen tapauksessa mallien antamat pitoisuusarvot ovat laboratoriomäärittämiä suuremmat. Tuloksia voi muiden vesistöjen kohdalla pitää uskottavina, mutta Pienen Pirttilammen tuloksessa on yli 25 µg:n/l heitto. Tämä voi johtua muun muassa kyseisen vesistön suuresta väriluvusta suhteessa muihin vesistöihin (taulukko 2) yhdistettynä siihen, että vuodenaika oli testikuvausten aikaan jo syksyn puolella. Tällöin ympäristön valaistus oli heikompaa kuin kesällä, jolloin kerättiin mallien pohjadata. Testikuvauksen tulokset ovat kuitenkin vain yhdeltä ajankohdalta, joten mallien luotettavuuden tarkempi arviointi vaatisi useampia testikertoja.

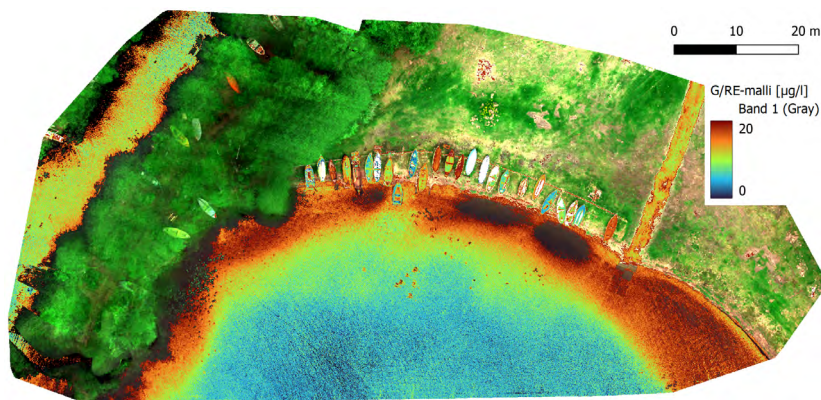
Taulukko 4. Vesistökohteiden testiaineistoista määritetyt klorofyllipitoisuudet ja laboratorioissa määritetyt pitoisuudet 27.9.2023 otetuista näytteistä.

Kohde	Klorofyllipitoisuus, kohteen malli [µg/l]	Klorofyllipitoisuus, laboratoriomäärittäminen [µg/l]
Jukajärvi	5,4	7,3
Kärmelampi	3,5	4,2
Pieni Lauaalampi	10,2	8,5
Pieni Pirttilampi	36,9	11,7

Lisäksi kokeiltiin aiemmin laboratoriokokeissa määritettyjen klorofyllipitoisuutta arvioivien mallien soveltuvuutta kesän aikana kuvattuihin luonnonvesikohteisiin syöttämällä laboratoriokokeiden mallikaavoja QGIS:n rasterilaskimeen kunkin kohteen reflektanssikarttoja käyttäen. Tämän perusteella laboratorioissa saadut mallikaavat eivät suoraan toimineet klorofyllipitoisuuden arviointiin luonnonvesistöistä, sillä niiden antamat tulokset olivat epäuskottavan suuria tai pieniä, mutta joidenkin mallien kohdalla mallin ja laboratoriomäärittäksen korrelaatioluku oli yli 0,8. Laboratoriomallit vaatisivat uusien kertoimien määrittäystä toimiakseen kenttäkohteissa.

Vaikka kenttäkohteiden seurannalla saadut tulokset ja niistä johdetut mallit olivat erilaisia kuin laboratoriokokeiden vastaavat, kenttädatalla luodut mallit tiettyjen kaistojen suhteilla voivat olla tarpeeksi lähellä todellista klorofyllipitoisuutta vesistökohtaisen klorofyllipitoisuuden suuntaa antavaan selvittämiseen. Vesistökohtaisesti täytyy kuitenkin kerätä ensin kalibrointidataa, että mallin kertoimet saadaan määritettyä. Tässä

tutkimuksessa luotujen mallien toimivuus etenkin seurannoilla mitattujen pitoisuusalueiden ulkopuolella on epävarmaa datan vähäisestä määrästä johtuen. Lisäksi kun malleilla lasketaan uudet rasterikerrokset kohteelle osoittamaan klorofyllipitoisuutta, etenkin puiden varjot ja matalikot näyttävät liian korkeina pitoisuuksina pohjan näkyessä veden läpi (kuva 7). Klorofyllipitoisuusmallien käytössä on siis asioita, jotka täytyy ottaa huomioon tuloksia tulkittaessa väärin johtopäätöksiä välttämiseksi.



Kuva 7. Klorofyllipitoisuudet Jukajärven venerannalla G/RE-mallilla tosivärikuvan päällä (kuva: Henri Kettunen).

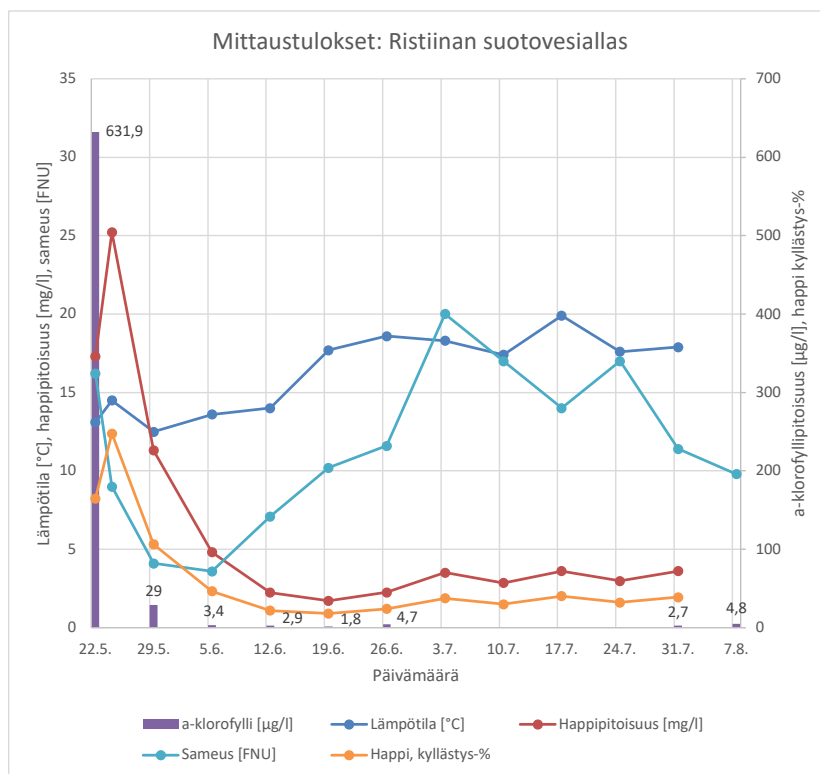
Suotovesiallas poikkesi laadultaan verrattuna luonnonvesiin

Ristiinan vanhan kaatopaikan suotovesialtaan osalta mittaustuloksia käsiteltiin erillään muista vesistökohteista jo lähtökohtaisesti, sillä suotovesi oli väriltään poikkeavan ruskeaa ja läpinäkymätöntä eikä kyseessä ollut varsinaisesti luonnonvesistö (kuva 8). Lisäksi veden pinnalla oli paikoin nähtävissä öljymäinen kalvo. Kalvon alkuperää tai sisältöä ei ole selvitetty, mutta se voi olla peräisin esimerkiksi bakteeritoiminnasta rautapitoisessa suotovedessä, ei välttämättä öljystä.



Kuva 8. Ristiinan kaatopaikan suotovesiallas kesäkuussa 2023 (kuva: Henri Kettunen).

Suotovesialtaalla suoritettiin Xamkin Deve-hankkeen toimesta mittauksia YSI ProDSS vedenlaatumittarilla toukokuun lopusta alkaen lähes aina samoina päivinä kuin klorofylliseurantaa toteutettiin. Mittaustulokset (kuva 9) osoittavat altaan happipitoisuuden seuraavasti voimakkaasti klorofyllipitoisuutta niinä päivinä kuin niitä yhtäaikaisesti seurattiin ($r^2 = 0,90$); suurimpien klorofyllipitoisuuksien aikaan myös happipitoisuus ja hapen kyllästysprosentti olivat korkeat. Sen sijaan vesinäytteistä määritetty sameus korreloi heikommin klorofyllipitoisuuden kanssa ($r^2 = 0,45$).



Kuva 9. Ristiinan suotovesialtaan vedenlaadun mittaustulokset kesällä 2023.

Toukokuun puolivälissä ilman lämpötilan noustessa kohteen vesinäytteistä määritettiin kahden viikon aikana yli 600 µg:n/l klorofyllipitoisuudet. Kun nämä tulokset sisällytettiin muun tältä kohteelta kerätyn klorofylli- ja reflektanssidatan kanssa samaan taulukkoon, saatiin huonoja korrelaatiotuloksia, sillä voimakas klorofyllipitoisuuden muutos ei näkynyt läheskään yhtä voimakkaana reflektanssiarvon muutoksena. Käytetyiltä aallonpituuskaistoilta luodut lineaariset mallit eivät näytä soveltuvan näin suuren pitoisuuden selvittämiseen tällä kohteella. Kun nämä pitoisuudet jätettiin pois aineistosta, korrelaatiot paranivat huomattavasti. Jäljelle jääneet tulokset olivat melko suppealta pitoisuusalueelta (1,8–5,2 µg/l) yhtä poikkeusta lukuun ottamatta, mikä toisaalta heikentää aineistosta muodostettavien mallien luotettavuutta tätä aluetta suuremmilla pitoisuuksilla. Parhaaksi laskentamalliksi Ristiinan suotovesialtaalla todettiin G/R-kaistojen suhde, josta muodostetulla mallilla saatuja tuloksia vertailtiin vesinäytteistä määritettyihin pitoisuuksiin. Nämä tulokset on esitetty taulukossa 5. Kun G/R-mallia käytetään aineiston sisäisesti laskemaan klorofyllipitoisuus spektridatasta, mallin tulokset sisältävät heittoa (yli 600 µg:n/l pitoisuuksia lukuun ottamatta) suurimmillaan 9 µg/l. Suurten

pitoisuuksien tarkempi havaitseminen mallilla jäi epävarmaksi. Suuntaa antavasti malli siis näyttäisi toimivan, mutta tulevaisuudessa sitä käytettäessä mallin antamien pitoisuuksien epätarkkuus täytyy tiedostaa tuloksia tulkittaessa ja varmistaa poikkeukselliset tulokset laboratoriomäärityksin.

Taulukko 5. Ristiinan suotovesialtaan klorofyllipitoisuudet kesällä 2023 ja vertailu G/R-mallilla saatuun pitoisuuteen.

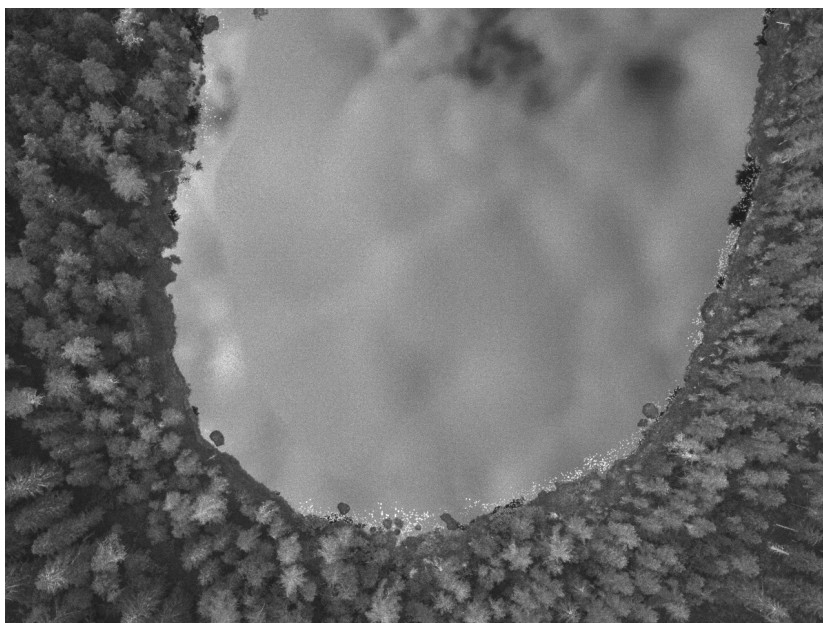
Päivämäärä	Klorofyllipitoisuus, todellinen [$\mu\text{g/l}$]	Klorofyllipitoisuus, G/R-malli [$\mu\text{g/l}$]	Erotus: Malli – analyysitulokset [$\mu\text{g/l}$]
10.5.	5,2	8,7	+3,5
16.5.	678	27,1	-651
22.5.	632	27,1	-605
29.5.	29	20,1	-8,9
5.6.	3,4	11,6	+8,2
12.6.	2,9	5,2	+2,3
19.6.	1,8	3,8	+2,0
26.6.	4,7	0,4	-4,3
31.7.	2,7	6,5	+3,8
7.8.	4,8	-1,7	-6,5

Vesialueiden kaukokartoitusdatan keräämisessä ja tulkinnessa on useita haasteita, joiden merkitys kaipaa lisätutkimuksia

Jos lainsäädäntö jätetään huomioimatta, tärkein kriteeri testatun menetelmän käyttökelpoisuudelle tulevaisuudessa on vallitseva säätilanne. Ilmakuvaukset toteutettiin sateettomina päivinä jo senkin vuoksi, ettei käytetty multispektrikamera ole IP-suojattu. Vaikka kuvaaminen sateisella säällä olisi mahdollista, toisi sade visuaalista haittaa kuvamateriaaliin, jolloin kuvat tuskin olisivat vertailukelpoisia muina ajankohtina kerätyn materiaalin kanssa. Lisäksi liian kova tuuli voi estää paitsi turvallisen lennätyksen, myös laadukkaan kuva-aineiston hankinnan. Koska tutkimuksessa käytetty kamera oli kiinteästi kiinnitettynä drooniin, sillä ei ole kykyä vakauttaa itseään aina täsmällisesti kohtisuoraan maahan (nadir), kuten gimbaaleilla varustetut droonikamerat tekisivät. Yllättävät tuulenpuuskat saattavat keuhuttaa droonia, jonka automaattiset korjausliikkeet lentoradan ylläpitämiseksi aiheuttavat yksittäisten kuvien suuntaukseen hieman heittoa. Tämän takia jo lennonsuunnittelussa on tärkeää sijoittaa droonin käännöspaikat

yli varsinaisen kuvattavan alueen, jotta kohteelta saadaan mahdollisimmat vakaat kuvat reunoja myöten. Fotogrammetriaohjelmisto osaa ottaa kuvien kulmaerot huomioon 3D-pistepilvimallia luodessa, mutta radiometristä kalibrointia vaativissa reflektanssikarttojen laadinnassa kuvakulmaerojen merkitystä tulisi selvittää tarkemmin etenkin, jos kuvataan vesistökohteita, joista otettujen kuvien käsittelyketjussa on muitakin haasteita.

Tuulen vaikutus näkyy myös veden pinnan aaltoiluna, joka voi vaikuttaa tulosten tulkintaan valon heijastuessa aallokon eri kohdissa eri tavoin. Toisaalta vaikka sää olisi tyyni, myös pilvet ja aurinko voivat peilautua veden pinnasta kohti kameraa (kuva 10). Vaikka tutkimuksessa käytetty kalusto sisälsi valaistusolosuhteiden muutoksia kompensoivan valoanturin, on valaistuksen merkitys voimakkaasti heijastavaa vesipintaa kuvatessa suurempi kuin esimerkiksi kasvipeitteen tilaa arvioitaessa spektriaineiston pohjalta, sillä kimaltava alue voi ylisaturoitua suhteessa muuhun ympäristöön. Jos vain mahdollista, tulisi menetelmää hyödyntäessä pyrkiä suorittamaan lennätyskset sellaisina vuorokaudenaikoina, jolloin etenkin aurinko ei peilautuisi suoraan vesistön pinnasta kohti kameraa aiheuttaen suuren kimaltavan alueen kuvaan. Rantakasvillisuus ja korkeat puut voivat tiettyinä ajankohtina muodostaa varjoja veden pinnalle niin, että luotettavan datan saaminen hyvin pienistä lammista (läpimitaltaan alle 50 m) voi olla haastavaa. Kuvamateriaalin hankinnassa ja tulosten tulkinnassa tulee siis huomioida monta asiaa.



Kuva 10. Pilvien heijastuma veden pinnasta Blue-kaistan raakakuvassa (kuva: Henri Kettunen).

Menetelmää tulisi jatkokehittää tarkempien mallien muodostamiseksi. Nyt saadut tulokset antavat suuntaa ajatukselle, että eri vesistöillä tulisi käyttää niille ominaisia malleja klorofyllipitoisuuden arvioimiseksi spektrikuvaamisen pohjalta. Tämä täytyy todeta vesistökohtaisilla kokeilla ja etsiä tuloksista selkein lineaarisen korrelaation muodostava kaista tai kaistojen suhde. Lisäksi näytteenottokertojen määrän lisääminen toisi varmuutta saatavaan tulokseen. Tässä tutkimuksessa suhteellisen pienellä vesistökohtaisella näytemäärällä yksikin virheellinen analyysitulokset tai spektrikuvaamisessa ja datankäsittelyketjussa pieleen mennyt vaihe johtaa suureen epävarmuuteen. Oma vaikutuksensa saatuihin tuloksiin on myös sillä, että reflektanssikartoista valittiin manuaalisesti niin sanottu näytteenottoalueet, joista data poimittiin ja joiden sijainti kohteella on voinut hieman vaihdella kuvauskertojen välillä. Myös veden pinnalla ajoittain vellova siitepöly tai puista karissut aines voi vaikuttaa tuloksiin. Datan poimiminen reflektanssikartoista kaipaisi automatisointia, ja se voitaisiin tehdä esimerkiksi laatimalla algoritmi, jolla eristettäisiin kuvista vesialue maskitasoa hyödyntäen ja saataisiin koko näkyvä vesialue tarkasteluun. Näin välttäisiin käsityöltä ja sen aiheuttamilta inhimillisiltä virheiltiltä. Saadut tulokset ovat kuitenkin saman suuntaiset kuin Tóthin ym. (2021) tutkimuksessa, eli pitoisuusmallit vaikuttavat olevan vesistökohtaisia, tosin eri laitteiden käyttö vaikutti siihen, mitä aallonpituuskaistoja malleissa havaittiin parhaiksi käyttäen.

Tutkimusta voisi jatkaa tarkastelemalla vielä tarkemmin yksittäistä suurempaa vesistökohdetta tai leveää uomaa. Kohteelta tulisi ottaa vesinäytteitä useasta kohtaa ja eri syvyyksiltä. Näytteistä määritettyjä pitoisuuksia verrattaisiin spektrikuvaamalla saatuun dataan. Olisi tärkeää saada kiinni eri pitoisuuksia eli ottaa näytteitä useilta eri ajankohdilta. Tämä vaatisi säännöllisiä monitorointikäyntejä kohteella, myös eri vuodenaikoina jääpeitteistä aikaa lukuun ottamatta. Vesistökohteen pohjatopografia olisi mielenkiintoinen lisätieto osana tulosten tarkastelua. Julkisista paikkatietoaineistoista ei löydy syvyystietoja monistakaan vesistökohteista, joten syvyystietoja täytyisi paikallisesti selvittää esimerkiksi drooniin kiinnitettävällä batometrisella anturilla. Lisäksi tulisi pohtia näkösyvyyden vaikutusta spektrikuvaamisella luoduilla malleilla saatavaan klorofyllipitoisuuden reflektanssikarttoja tarkasteltaessa.

Tarkempien ja jopa universaalisti toimivien mallien löytyessä seuraava askel menetelmän jatkokehityksessä olisi reaaliaikaisesti klorofyllipitoisuuden ilmaisevan sovelluksen kehittäminen droonin kauko-ohjaimelle. Esimerkiksi multispektrikameran sisältävä DJI Mavic 3 Multispectral -drooni kykenee lähettämään spektrikaistoista muodostetun NDVI-kas-

villisuusindeksikuvan reaaliajassa droonin ohjaimen näytölle (DJI Agriculture 2022). Tässä tutkimuksessa käytetty kamera ei pysty vastaavaan ainakaan vakiotoiminnoiltaan, mutta sovelluskehityksen kautta se voisi olla mahdollista. Kehitettävä sovellus voisi hyödyntää kuvattua spektridataa ja muuttaa ohjaimen näkymän mallien perusteella määritetyksi klorofyllipitoisuudeksi esiasetetuilla väriasetuksilla. Vertailukelpoisen tiedon saamiseksi tämä vaatisi, että spektriaineiston reflektanssiarvojen kalibrointiin tarvittava kalibroitipaneeli olisi kuvattu ennen lennätyksen aloitusta ja sovellus osaisi poimia siitä kaistojen kalibrointiin tarvittavat tiedot. Sovellus täytyisi saada kommunikoimaan yhdessä droonin ja kameran kanssa saumattomasti. Jo lennätyksen aikana saatava tieto olisi hyödyksi nopeuttamaan päätöksentekoa kenttätoiminnan aikana. Ympäristön tilaa voisi selvittää suuremmalta alueelta ilmasta skannaamalla tai osoittamaan kohteen mielenkiintoisimmat näytteenottosijainnit, jolloin spektrikuvantaminen toimisi pikamenetelmänä ja perinteisen näytteenoton tukikeinona.

LÄHTEET

DJI Agriculture. 2022. Mavic 3M Review: How M3M Work in Different Operation Scenarios. Youtube. Videoleike. Julkaistu 27.12.2022. Saatavissa: <https://www.youtube.com/watch?v=NnfkT3-cfV8>. [viitattu 25.8.2023]

Droneinfo. 2023. Mitä sääntöjä on ilmassa? – ilmailun säädökset. Www-artikkeli. Saatavissa: <https://droneinfo.fi/fi/koulutusmateriaali/mita-saantoja-ilmassa-ilmailun-saadokset>. Päivitetty 25.4.2023. [viitattu 16.8.2023]

Isgró, M.A., Basallote, M.D. & Barbero, L. 2022. Unmanned Aerial System-Based Multispectral Water Quality Monitoring in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Mine Water and the Environment* 41, 30–41. Verkkojlehti. Saatavissa: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10230-021-00837-4>. [viitattu 17.8.2023]

Itämeri.fi. 2023. Kaukokartoitus. WWW-artikkeli. Saatavissa: https://www.ostersjon.fi/fi-FI/Tutkimus_ja_menetelmat/Menetelmat/Kaukokartoitus. Ei päivitystietoja. [viitattu 17.8.2023]

Maanmittauslaitos. 2023. Karttapaikka - Taustakartta. Saatavissa: <https://asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka/>. [viitattu 17.8.2023]

Micasense. 2020. RedEdge-MX Integration Guide. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://support.micasense.com/hc/en-us/articles/360011389334-RedEdge-MX-Integration-Guide>. Päivitetty 17.11.2022. [viitattu 21.8.2023]

PIX4D. s.a. Radiometric calibration target. WWW-julkaisu. Saatavissa: <https://support.pix4d.com/hc/en-us/articles/206494883-Radiometric-calibration-target>. [viitattu 18.8.2023]

Suomen ympäristökeskus. 2023. Ympäristöhallinnon tietojärjestelmät / Vedenlaatu. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat. [viitattu 16.8.2023]

Tóth, V.Z., Grósz, J., Ladányi, M. & Jung, A. 2021. A new lake algae detection method supported by a drone-based multispectral camera. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 26, 3. Verkkolehti. Saatavissa: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/lre.12377>. [viitattu 22.2.2023]

Zhao, X., Li, Y., Chen, Y., Qiao, X. & Qian, W. 2023. Water Chlorophyll a Estimation Using UAV-Based Multispectral Data and Machine Learning. *Drones* 7(1), 2. Verkkolehti. Saatavissa: <https://www.mdpi.com/2504-446X/7/1/2>. [viitattu 17.8.2023]

MIKROMUOVIEEN KVALITATIIVINEN JA KVANTITATIIVINEN ANALYTIikka

Markus Sillanpää

Ympäristön kemikalisoitumisessa on oleellisen tärkeä tunnistaa tutkittavien aineiden lähteet, määrittää aineiden pitoisuudet ja jakautuminen ympäristössä, selvittää aineiden ympäristövaikutukset ja kehittää keinoja, joilla vähentää aineiden pääsyä ympäristöön tai joilla puhdistaa saastunutta ympäristöä. Näissä jokaisessa vaiheessa tarvitaan mittaustekniikoita aineiden pitoisuuden tai muiden ominaisuuksien määrittämiseksi. Tässä artikkelissa pureudutaan mikromuovien kemiallisiin määrittäytetekniikoihin. Lähteenä artikkelissa on käytetty teosta *Muovien haitalliset ympäristö ja terveysvaikutukset* (Fjäder ym. 2023).

Laadunvarmistus ja menetelmästandardisoinnin tilanne

Laadunvarmistus on huomioitava analyysin eri vaiheissa aina, kun se on käytännöllisesti toteutettavissa. Mikromuovien kohdalla laadunvarmistukseen sisältyy laboratorio- ja/tai kenttänäynteiden käyttö, rinnakkaisnäynteiden otto, saantokokeet ja mittauslaitteen toimivuuden testaus sekä analyysimenetelmän herkkyyden ja määrittäsalueen selvittäminen. Analyysien eri vaiheissa on tarkkaan huomioitava mahdolliset kontaminaatiolähteet. Kontaminaation minimoimiseksi näytteet tulee säilyttää asianmukaisesti suojattuna. Myös materiaalivalinnoilla on iso merkitys. Analyysin eri vaiheissa käytettävien aineiden ja tarvikkeiden tulee olla mahdollisimman muovivapaita tai materiaalit valitaan niin, että niissä ei ole ainakaan yleisimpiä muoveja. Työskentelytiloissa tulee välttää muovimateriaaleja ja työasuiksi suositellaan puuvillavaatteita.

Analyysimenetelmien harmonisointi koskien analyysin kolmea eri vaihetta – näytteenotto, näytteen esikäsittely sekä identifiointi ja pitoisuuden määrittä – on äärimmäisen tärkeää tulosten vertailtavuuden kannalta. Toistaiseksi mikromuoveille ei ole ISO- tai CEN-menetelmästandardeja,

mutta molemmissa standardisointielimissä tarve on todettu ja valmisteleva työ on aloitettu. ISO-standardisointielimessä on perustettu keväällä 2021 uusi yhteistyöryhmä (ISO/TC 147/SC 2/JWG 1), jossa yhdistetään Vedenlaadun fysikaalisten, kemiallisten ja biokemiallisten metodien työryhmä (ISO/TC 147/SC 2) ja Muovit vedessä ja vastaavissa matriiseissa -työryhmä (ISO/TC 61/SC 14 WG). Myös Suomessa osallistutaan yhteistyöryhmän toimintaan. Ensimmäisten ISO-standardien arvioidaan valmistuvan toukokuussa 2025.

Maailmanlaajuinen standardisointiorganisaatio (ISO) on alkanut valmistella seuraavia menetelmästandardeja:

- EN ISO 16094-2 - Water quality – Analysis of plastics in water – Part 2: Method using vibrational spectroscopy
- EN ISO 16094-3 – Water quality – Analysis of plastics in water – Part 3: Thermo-analytical methods for waters with low content of natural suspended solids
- EN ISO 16094-1 - Water quality – Analysis of plastics in water – Part 1: General and sampling
- ISO/PWI 16094-4 – Water quality – Analysis of plastics in water – Part 4: Sample preparation for monitoring of microplastics in water

Eurooppalaisessa standardisointiorganisaatiossa (CEN) on suunnitteilla tekninen spesifikaatio:

- CEN/TC 444/WG 6 Cross cutting issues: Sludge, treated biowaste, soil and waste – Sampling, pre-treatment and analysis of microplastics

Aikaisemmista poiketen ASTM International on jo julkaissut kolme menetelmästandardia:

- D8332-20: Standard Practice for Collection of Water Samples with High, Medium, or Low Suspended Solids for Identification and Quantification of Microplastic Particles and Fibers (viimeisin päivitys 14.8.2020)
- D8333-20: Standard Practice for Preparation of Water Samples with High, Medium, or Low Suspended Solids for Identification and Quantification of Microplastic Particles and Fibers Using Raman Spectroscopy, IR Spectroscopy, or Pyrolysis-GC/MS (viimeisin päivitys 14.8.2020)
- D8489-23: Test Method for Determination of Microplastics Particle and Fiber Size, Distribution, Shape, and Concentration in Waters with High to Low Suspended Solids Using a Dynamic Image Particle Size and Shape Analyzer (viimeisin päivitys 12.5.2023)

Tuloksia raportoitaessa analyysin eri vaiheet on kuvattava riittävän yksityiskohtaisesti. Cowger ym. (2020) ovat listanneet näytteenotosta, näytteen esikäsittelystä ja instrumentaalista analytiikasta tarvittavat tiedot, jotta tutkimustuloksia voidaan vertailla toisiinsa. Yhtenä keskeisenä tekijänä on raportoitava tarkasteltujen mikromuovien kokoalue eli ala- ja yläraja. Tarkasteltavien hiukkasten koon alaraja on erityisen tärkeä tieto, kun tulokset ilmoitetaan mikromuovien lukumääräpitoisuuksina. Tutkimuksia ei ole mielekästä vertailla toisiinsa, jos mikromuovien kokoalueet vaihtelevat tutkimusten välillä.

Näytteen esikäsittely

Ennen kemiallista analyysiä ympäristönäytteistä tulee poistaa mineraalihiukkaset ja orgaaninen kiintoaine, sillä ne häiritsevät mikromuovien analyysiä. Näytteenesikäsittelyn valintaan vaikuttaa näytematriisin koostumus. Vaativille näytteille, esimerkiksi kiinteille ympäristönäytteille, joudutaan tekemään sarjassa useita erilaisia esikäsittelyjä, jotta saadaan valmistettua riittävän puhdas näyte. Seuraavaksi tarkastellaan mikromuovitutkimuksessa yleisesti käytettyjä fysikaalisia, kemiallisia ja entsymaattisia käsittelyjä.

Ympäristönäytteessä olevat mineraalihiukkaset poistetaan näytteestä tiheyserottelun avulla. Raskaassa suolaliuoksessa mineraalihiukkaset laskeutuvat näyteastian pohjalle, kun taas kevyemmät aineet kelluvat liuoksen pinnalla. Tavallisesti suolaliuos valmistetaan sekoittamalla suodatettuun veteen natriumjodidia (NaI) tai sinkkikloridia ($ZnCl_2$). Myös natriumkloridia on käytetty, mutta sen tiheys pystyy erottelemaan yleisimmistä muoveista vain polyeteenin ja polypropeenin. Taulukossa 1 on esitetty tiheyserottelussa käytettyjä suoloja ja niiden kylläisen liuoksen tiheydet. Tässä esikäsittelyvaiheessa on huomioitava, että näytehävikkiä saattaa aiheutua raskaisiin mineraalihiukkasiin tai erotusastian pintoihin kiinnittyneistä mikromuoveista.

Taulukko 1. Mikromuovien näytteenesikäsittelyvaiheita (lähteenä da Prata ym. 2019).

	Käsittely	Tarkoitus	Esimerkkejä
Fysikaalinen	Suodatus	Kiinteiden aineiden erottelu nesteestä	Useita erilaisia suodattimia ja siivilöitä
	Tiheuserottelu	Raskaiden mineraalien tai kevyiden kasvinosien erottelu muoveista	NaI (1,8 g cm ⁻³) ZnCl ₂ (1,7 g cm ⁻³) ZnBr ₂ (1,7 g cm ⁻³) NaCl (1,2 g cm ⁻³) Etanoli (0,8 g cm ⁻³) Tungstaatit Canola- ja oliiviöljy
	Ultraääni	Hiukkasten erottelu toisistaan ja biologisen aineen hajotuksen tehostaminen	Ultraäänihaude Ultraäänisondi
Kemiallinen	Hapetus	Biologisen aineen hajotus	H ₂ O ₂ fenton
	Hapot	Biologisen aineen hajotus	HNO ₃ HNO ₃ + HCl HNO ₃ + HClO ₄
	Emäkset	Biologisen aineen hajotus	KOH NaOH NaOH + NaClO NaOH + SDS
	Orgaaniset aineet	Biologisen aineen hajotus	Natriumdodekyylisulfaatti (SDS)
Biologinen	Entsymaattinen hajotus	Biologisen aineen hajotus	Sellulaasi Lipaasi Kitinaasi Proteaasi Amylaasi Pepsiini Tripsiini Kollagenaasi Papaiini

Näytteessä oleva biologinen kiintoaine hajotetaan kemiallisin tai entsyymaattisin menetelmin. Taulukkoon 1 on koottu kemikaaleja ja entsyymejä, joita on käytetty aikaisemmissa tutkimuksissa. Menetelmän tulee hajottaa mahdollisimman tehokkaasti biologinen kiintoaine, mutta samanaikaisesti käsittely ei saa merkittävästi vaikuttaa mikromuoveihin (Nguyen ym. 2019). Entsyymaattinen käsittely on muovien suhteen tavallisesti kemiallista käsittelyä hellävaraisempi, mutta entsyymit hajottavat vain tiettyjä aineita. Menetelmän optimoinnissa on huomioitava hajottavan aineen sopiva tilavuus sekä väkevyys, liuoksen pH, reaktioaika ja -lämpötila.

Yhteenvedon voidaan todeta, että näytteenesikäsittely riippuu näytteen koostumuksesta, tutkittavien hiukkasten koosta ja käytettävästä analy-

sitekniikasta. Mitä heterogeenisempi näyte ja mitä enemmän se sisältää orgaanista ainetta, sitä monivaiheisempi näytteenesikäsittely edellyttää ennen instrumentaalista analyysia. Löder ym. (2017) ovat kehittäneet monivaiheisia esikäsittelymenetelmiä mikromuovien analysoimiseksi erilaisista ympäristönäytteistä. Monivaiheinen näytteenesikäsittelymenetelmä voi olla erittäin työläs ja kestoaltaan pitkä (jopa 2–3 viikkoa) sekä altis kontaminaatiolle ja näytehävikille.

Analysitekniikat mikromuovitutkimuksessa

Taulukossa 2 on esitetty mittaustekniikoita, jotka soveltuvat mikromuovien määrittämiseen ympäristönäytteistä. Taulukkoon on koottu vain tekniikat, joilla pystytään kemiallisesti tunnistamaan muovipolymeerit. Siten tarkastelun ulkopuolelle on jätetty esimerkiksi kuumaneula, fluoresoivat väriaineet, kokonaisorgaanisen hiilen (TOC) määrittäminen sekä alkuaineanalytiikassa käytetyt tekniikat, esimerkiksi yksittäishiukkasten induktiivisesti kytketty plasma – massaspektrometri (sp-ICP-MS) ja pyyhkäisy-elektromikroskoopi – energiadiispersiivinen röntgenspektroskopia, joita on hyödynnetty mikromuovitutkimuksessa, mutta menetelmillä ei pystytä tunnistamaan muoveja.

Mikromuovien kemiallinen tunnistaminen on useimmiten perustunut värähdyspektroskooppisiin tekniikoihin (Renner ym. 2018). Infrapuna- tai Raman-spektroskopialla saatu värähdyspekttri johtuu molekyylin värähdystilojen ja elektromagneettisen säteilyn välisestä vuorovaikutuksesta. Mitattu spektri on aina yksilöllinen tutkittavalle materiaalille. Värähdyspektroskooppiset tekniikat ovat toisiaan täydentäviä, sillä infrapunaspektroskopia on tavallisesti herkkä poolisille yhdisteille, kun taas poolittomat yhdisteet synnyttävät vahvan signaalin Raman-spektroskopiassa.

Fourier-muunnos infrapuna -spektrometri (FTIR) on yleisin kemiallinen analyysitekniikka mikromuovitutkimuksessa. FTIR-mittauksessa näytteen kohdistetaan IR-säde, josta osa ohittaa molekyylin ja osa absorboituu. Säteilyn absorptio on sitä voimakkaampaa, mitä suurempi sidoksen dipolimomentti on. Absorboituvaa säteilyä saa molekyylien sidokset värähtelemään, mikä voidaan havaita valon absorptiona tietyillä aallonpituuksilla tai aaltoluvuilla. Näin saadaan mitatuksi aineen IR-spektri, jota tavallisesti verrataan aineen tunnistamiseksi laajaan spektritietokantaan. On huomioitava, että tutkittavassa aineessa mahdollisesti tapahtuneet kemialliset muutokset muuttavat myös spektriä.

IR-spektri voidaan mitata joko transmittanssina, reflektanssina tai niin sanottuna vaimennettuna kokonaisheijastuksena (ATR). Transmittanssimittauksessa näyte viedään IR-läpinäkyvälle alustalle (esim. ZnSe-ikkunalle tai alumiinioksidisuodattimelle), josta voidaan mitata noin alle 300 µm:n paksuiset hiukkaset. Reflektanssimittauksessa näytealustana tulee olla heijastava pinta, esimerkiksi hopealla tai kullalla pinnoitettu suodatin. Reflektanssimittaus ei tuota yhtä laadukasta spektriä, mutta toisaalta se ei ole yhtä herkkä mitattavan kappaleen paksuudelle kuin transmittanssimittaus. ATR-mittauksessa kappaleen paksuudella ei ole merkitystä, kunhan kappaleen pinta-ala on riittävä: halkaisijan on oltava vähintään noin 500 µm tavanomaisella ATR:llä ja noin 80 µm mikro-ATR:llä.

Mikromuovitutkimuksessa pienimmät hiukkaset on mitattava **FTIR-mikroskoopilla**, jossa mikroskoopin avulla IR-valo voidaan kohdistaa tarkasti pienelle alueelle. FTIR-mikroskoopilla valitut hiukkaset analysoidaan yksitellen näytesuodattimelta. Jos FTIR-mikroskoopissa on kuvantava detektori (esim. fokuoiva taseorakenne (FPA) tai lineaarinen rakenne (LA)), koko suodattimen voi analysoida ja data-analyysin avulla muodostaa mitatusta alueesta kemiallinen kartta. FTIR-mikroskoopilla voidaan mitata pienimmillään halkaisijaltaan 10–20 µm:n hiukkasia. Kuvantavan analyysin kokonaisuikaan vaikuttavat analysoitava pinta-ala, detektorikennon koko, pikselikoko eli kemiallisen kartan kokoresoluutio ja spektrometrin mittaasetukset (mitattava aaltolukualue, mittauspisteiden tiheys eli spektri-resoluutio ja skannausten lukumäärä). Sen sijaan analyysiaikaan ei vaikuta näytteessä olevien hiukkasten lukumäärä. Näytteiden tulee olla kuivia, sillä vesi absorboi voimakkaasti IR-valoa. FTIR:llä ei pysty mittaamaan voimakkaasti absorboivia aineita.

Mikromuovianalytiikassa on hiljattain hyödynnetty myös **laserohjattua infrapunaspektrofotometriä** (LDIR, Laser Direct InfraRed Spectroscopy), jossa IR-valolähteenä on kvanttikaskadilaser (QCL). Tutkittava näyteala kuvataan mikroskoopin avulla ja hiukkaset tunnistetaan kuva-analyysin avulla, minkä jälkeen valituista hiukkasista mitataan IR-spektri. Yksittäisen hiukkasen mittaaminen on erittäin nopea, mutta analyysin kokonaisuika riippuu näytteessä olevien hiukkasten lukumäärästä. LDIR:ssä mitattavan spektrin aaltolukualue on kapeampi ja spektritietokannat muoveille ainakin toistaiseksi suppeammat kuin FTIR:ssä. Lisäksi eri aineiden muodostamat agglomeraatit jäävät helposti tunnistamatta.

Raman-spektroskopiassa laservalo (tavallisesti 633 tai 532 nm) suunnataan mitattavaan kohteeseen. Absorption sijasta Raman-spektroskopiassa mitataan valon sirontaa, josta syntyy aineelle ominainen spektri. Raman-mikroskoopilla pystytään periaatteessa mittaamaan pienimil-

lään 200 nm:n kokoisia hiukkasia, mutta ympäristönäytteissä alaraja jää tavallisesti noin 5 µm:iin (Primpke ym. 2022). Kuva-analyysiin perustuvassa mittauksessa on huomioitava, että mitä pienempiä hiukkasia mitataan, sitä enemmän niitä on näytteessä ja sitä pidempään analyysi kestää. Raman-spektroskopiassa pystytään tutkimaan aineen pinnan kemiallisia muutoksia, mutta toisaalta mittaus on herkkä väriaineille, lisäaineille ja fluoresoiville aineille.

Kuvantavissa tekniikoissa (µFTIR ja µRaman) analyysin jälkeen on raskas mittausaineiston käsittely, sillä analyysin aikana on mitattu jopa miljoonia spektrejä. Näiden kaikkien spektrien vertailu kirjastospektreihin, joita saatetaan olla sadoista tuhansiin, vaatii tietokoneelta suurta prosessointitehoa. Data-analyysin sujuvoittamiseksi viime aikoina on kehitetty muun muassa koneoppimiseen ja tekoälyyn perustuvia ohjelmia (Fang ym. 2023).

Termistä analyysiä on käytetty kolmantena lupaavana tekniikkana. Siinä näyte aluksi hajotetaan korkeassa lämpötilassa ja näin syntyneet kaasumaiset hajoamistuotteet analysoidaan. **Pyrolyysi-kaasukromatografi-massaspektrometrissa (Py-GC-MS)** pyrolyysiyksikkö on kytketty suoraan kaasukromatografiaan, kun taas **lämpöuuttodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometrissa (TED-GC-MS)** termogravimetrinen analysaattori (TGA) on erillinen laite ja hajoamistuotteet kerätään adsorptioputkeen, jossa ne siirretään analysoitaviksi GC-MS:ään (Seeley & Lynch 2023). Molemmissa tekniikoissa mikro- ja nanomuoveista (< 500 µm) muodostuneet kaasut erotellaan kaasukromatografilla. Mitattava hajoamistuote tulee valita kullekin tutkittavalle muoville niin, että molekyyli-ioni on samaan aikaan riittävän spesifi (luotettava tunnistaminen) ja määrällisesti riittävä (menetelmän herkkyys) (Yakovenko ym. 2020). Yhdisteiden derivatisoinnin (esim. tetrametyyliammoniumhydroksidin (TMAH)) avulla on parannettu menetelmän herkkyyttä polyetyleenitereftalaatille tai tuotettu polykarbonaatille ja poly(methakrylaatti)polymeereille erittäin spesifisiä molekyyliä. Analyysimenetelmä on kehitettävä jokaiselle muoville erikseen, mutta samalla analyysimenetelmällä voidaan analysoida useampia muoveja yhdellä ajolla. Tukittavien aineiden massojen määrittämistä varten on valmistettava ulkoiset kalibrointiliuokset. Vaikkakaan termiset analyysit eivät ole hiukkasten koosta riippuvia analyseja, pelkkien nanohiukkasten massapitoisuudet ympäristönäytteissä haastavat menetelmän herkkyuden (Jakubowicz ym. 2021; Schwaferts ym. 2019). Tulosten tulkinnassa tulee muistaa analyysiin liittyvät epävarmuustekijät: 1) polymeerien kemiallinen rakenne (esim. polymeeriketjun pituus), 2) muovin puhtaus ja muut aineet, 3) polymeerin osuus muovissa, 4) polymeerin mahdollinen muuntuminen ympäristössä (weathering) ja 5) matriisivaikutukset erityisesti pyrolyysissä.

Taulukko 2. Mikromuovien määrittämisessä käytetyt instrumentaaliset tekniikat sekä niiden soveltuvuudet ja tyypilliset ominaisuudet.

Laite	Mittaus- alue	Mitä mitataan?	Vahvuudet	Heikkoudet
FTIR	>500 µm	Aineen kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla.	Yksinkertainen menetelmä. Nopea yksittäisen hiukkasen analyysi (n. 1 min). Laaja spektritietokanta.	Vain isoimmat mikromuovit. Näytteen pitää olla kuiva.
FTIR-mikroskooppi	>10 µm	Yksittäisten tai valittujen hiukkasten kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla.	Suoraviivainen menetelmä. Pienten mikromuovien määrittäminen. Melko laadukas spektri.	Hidas analyysi (t – vrk:t) ja siksi analysoidaan tavallisesti vain osa suodattimesta. Näytteen pitää olla kuiva.
Kuvantava FTIR	>10–20 µm	Valitun alueen IR-spektristä rakennettu kemiallinen kartta (10–20 µm:n resoluutiolla).	Koko suodattimen analyysi (muutama tunti). Pienten mikromuovien määrittäminen.	Spektrien laatu heikompi kuin FTIR-mikroskoopilla. Näytteen pitää olla kuiva. Analyysi tuottaa valtavan mittausaineiston (Gb:t/näyte). Kallis laite (> 150 000 €).
LDIR	>20 µm	Yksittäisten tai valittujen hiukkasten kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla.	Nopea mittaus. Automatisoitu mittaus. Mittausaineiston koko.	Suppeat spektritietokannat. Aaltolukuaalue kapeahko. Analyysi-aika riippuu mitattavien hiukkasen määrästä.
Raman-mikroskooppi	>1 µm	Yksittäisten tai valittujen hiukkasten kemiallinen koostumus IR-spektrin avulla.	Pienten mikromuovien määrittäminen. Pintakemian tutkiminen. Mittaus useilta alustoilta.	Fluoresoivat aineet häiritsevät analyysiä. Hidas kuvantava analyysi.
Py-GC-MS	<5 mg	Muovipolymeerin merkkiaineeksi valitun pyrolyysituotteen massapitoisuus.	Massabalanssitarkastelu. Nopeahko analyysi (< tunti). Pitkälle automatisoitu menetelmä.	Semi-quantitatiivinen. Työläs menetelmän kehittäminen. Rajallinen näytemäärä. Ei tietoa yksittäisistä hiukkasista.
TED-GC-MS	<100 mg	Muovipolymeerin merkkiaineeksi valitun pyrolyysituotteen massapitoisuus.	Ei näytteenesikäsittelyä helpoimmille matriiseille. Nopeahko analyysi (< tunti). Massabalanssitarkastelu. Pitkälle automatisoitu menetelmä.	Semi-quantitatiivinen. Työläs menetelmän kehittäminen. Ei tietoa yksittäisistä hiukkasista.

^a Lyhenteet: FTIR Fourier-muunnos infrapunaspektrofotometri, LDIR laserohjattu infrapunaspektrofotometri, TED-GC-MS lämpöuuttodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometri ja Py-GC-MS pyrolyysi-kaasukromatografi-massaspektrometri.

LÄHTEET

Cowger W., Booth A.M, Hamilton B.M., Thaysen C., Primpke S., Munno K., Lusher A.L., Dehaut A., Vaz V.P., Liboiron M., Devriese L.I., Hermabesiere L., Rochman C., Athey S.N., Lynch J.M., De Frond H., Gray A., Jones O.A.H., Brander S., Steele C., Moore S., Sanchez A. & Nel H. 2020. 1 Reporting Guidelines to Increase the Reproducibility and Comparability of Research on Microplastics. *Applied Spectroscopy* 74, 1066–1077. Saatavissa: <https://doi.org/10.1177/0003702820930292>

Fang C., Luo Y. & Naidu R. 2023. Microplastics and nanoplastics analysis: Options, imaging, advancements and challenges. *Trends in Analytical Chemistry* 166 177158. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117158>

Fjäder, P., Korkalainen, M., Kauppi, S., Lehtiniemi, M., Salminen, J., Selonen, S., Setälä, O., Sillanpää, M., Sorvari, J., Suikkanen, S., Talvitie, J., Turunen, T., Virkkunen, H. & Ala-Ketola, U. 2022. Mikromuovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2022. ISBN 978-952-11-5480-5 (PDF). ISSN 1796-1726 (verkkokoj.). Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5480-5>

Jakubowicz I., Enebro J. & Yarahmani N. 2021. Challenges in the search for nanoplastics in the environment – a critical review from the polymer science perspective. *Polymer testing* 93,106953. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2020.106953>

Löder M.G.J., Imhof H.K., Ladehoff M., Löschel L.A., Lorenz C., Mintenig S., Piehl S., Primpke S., Schrank I., Laforsch C. & Gerdts G. (2017) Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples *Environmental Science & Technology* 51, 14283–14292. Saatavissa: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b03055>

Ngyuen B., Claveau-Mallet D., Hernandez L.M., Xu E.G., Farner J.M. & Tufenkji N. 2019. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Accounts of Chemical Research* 52, 858-866. Saatavissa: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.accounts.8b00602>

Prata J.C., da Costa J.P., Duarte A.C. & Rocha-Santos T. 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *Trends in Analytical Chemistry* 110, 150-159. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>

Primpke S., Booth A.M., Gerdts G., Gomiero A., Kögel T., Lusher A., Strand J., Scholz B.M., Galgani F., Provencher J., Aliani S., Patankar S. & Vorkamp K. 2022. Monitoring of microplastic pollution in the Arctic: recent developments in polymer identification, quality assurance and control, and data reporting. *Arctic Science* 9, 176-197. Saatavissa: <https://doi.org/10.1139/as-2022-0006>

Renner G.R., Schmidt T.C. & Schram J. 2018. Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose? *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1, 55-61. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.11.001>

Schwaferts C., Niessner R., Elsner M. & Ivleva N.P. 2019. Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. *Trends in Analytical Chemistry* 112, 52-65. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.014>

Seeley M.E. & Lynch J.M. 2023. Previous successes and untapped potential of pyrolysis-GC/MS for the analysis of plastic pollution. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 415, 2873-2890. Saatavissa: <https://doi.org/10.1007/s00216-023-04671-1>

Yakovenko N., Carvalho A. & ter Halle A. 2020. Emerging use thermo-analytical method coupled with mass spectrometry for the quantification of micro(nano)plastics in environmental samples. *Trends in Analytical Chemistry* 131, 115979. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115979>

MIKROMUOVIEEN ERISTÄMINEN VESINÄYTTEISTÄ

Jonna Hauvala & Marjatta Lehesvaara

Mikromuoveiksi määritellään joko primääriseen mikrokokoon valmistettu tai isommasta muovikappaleesta jauhautunut sekundäärinen mikromuovi. Kooltaan mikromuovin määritellään olevan 1 µm – 5 mm. Mikromuovin pääkomponentti on syntetttinen polymeeri (Finntesting 2023). Mikromuoveja päätyy vesistöön muun muassa hulevesien mukana, pintavaluntana penkereiltä ja tahallisen roskaamisen seurauksena. Mitä enemmän vesistön läheisyydessä on ihmisen toimintaa, sitä enemmän vesistöissä esiintyy myös mikromuoveja.

Mikromuoveista voidaan analysoida useita eri ominaisuuksia, kuten kemiallista koostumusta, partikkelikokoa, lukumäärää tai muotoa ja väriä. Tässä tutkimuksessa keskityttiin havainnoimaan erotusprosessin onnistumista saantokokeiden avulla sekä testattiin kahden eri eristämismenetelmän tehokkuutta. Saantokokeet tarjoavat tietoa siitä, kuinka hyvin eristysprosessi toimii, ja auttavat kehittämään prosessia. Vielä toistaiseksi yleisin tapa erottaa mikromuovit näytematriisista on hyödyntää eri kemikaaleja, entsyymejä ja tiheyserottelumenetelmiä. Mikromuovien tunnistukseen käytetään useimmiten visuaalista tunnistamista ja FTIR- ja Raman-spektroskopiamenetelmää. (Prata ym. 2019.)

Testatut käsittelymenetelmät

Ensimmäisenä testattavana mikromuovien eristysmenetelmänä käytettiin niin sanottua Löderin menetelmää (Löder ym. 2017), jossa luonnonvesinäytteiden sisältämä orgaaninen aine poistetaan näytematriisista entsyymien sekä kemiallisen hapetuksen avulla. Tavoitteena on saada mahdollisimman puhdas suodatin, jotta jäljelle jääneiden epäorgaanisten aineiden, kuten mikromuovien, mikroskoipoiminen olisi luotettavampaa. Entsyymaattinen käsittelymenetelmä on pitkäkestoinen ja monivaiheinen. Usein paljon orgaanista ainetta sisältävä näyte joudutaan jakamaan useampaan suodatuserään, mikä tarkoittaa useamman suodattimen käyttöä sekä eristyksessä käytettävien kemikaalimäärien ja työajan lisääntymistä. Entsyymaattinen menetelmä sisältää kahdeksan käsittelyvaihetta ennen lopussa tehtävää tiheyserottelua.

Aiemmin tehtyjen eri menetelmien testauksessa huomattiin, että esimerkiksi Fentonin reaktio kykeni hajottamaan näytteen sisältämän orgaanisen aineen tehokkaasti jopa vuorokaudessa +40 °C:ssa. Havaittua ilmiötä tuki kirjallisuus (Tagg ym 2017). Fentonin reaktio on osa Haber-Weiss-sykliä. Fentonin reaktio käynnistyy, kun Fe (II) reagoi vetyperoksidin (H₂O₂) kanssa (kaava 1), jolloin muodostuu hydroksyyliiradikaaleja (•OH).

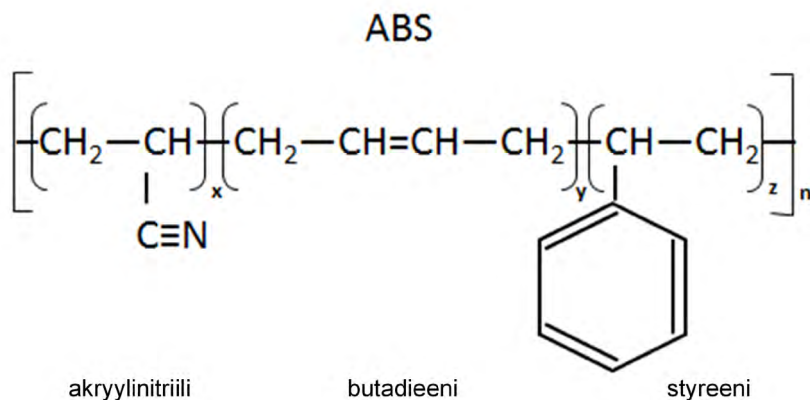


Hydroksyyliiradikaalit reagoivat edelleen ympäristön ferroraudan tai vetyperoksidin kanssa tai hapettavat vedessä olevia muita yhdisteitä, kuten liuennutta orgaanista hiiltä. Hydroksyyliiradikaali on voimakas hapetin, joka kykenee hapettamaan myös muuta heikommin hajoavaa orgaanista materiaalia. Mitä enemmän vedessä on orgaanista ainetta ja rautaa, sitä tehokkaampaa •OH muodostuminen näyttäisi olevan. Humuspitoisissa järvissä muodostuu luonnostaan enemmän hydroksyyliiradikaaleja. DOC:n (dissolved organic carbon) hapettuessa syntyy erilaisia happamia yhdisteitä, kuten muurahais-, oksaali- ja etikkahappoa. (Kotiranta 2012, 10.)

Löderin menetelmässä Fentonin reaktiota hyödynnetään vasta monivaiheisen eristämismenetelmän loppupuolella. Toisessa tutkittavassa menetelmässä hyödynnettiin yllä kuvattua Fentonin reaktiota sijoittamalla se heti käsittelyn alkuun. Entsyymejä kokeessa ei käytetty lainkaan. Näin ollen testissä käytettiin vain kahta reagenssia: vetyperoksidia ja Fenton-rautaliuosta.

Saantopartikkelien valmistus

Testattavien käsittelymenetelmien vaikutusta näytteisiin tarkasteltiin saantopartikkelien avulla. Näytteisiin lisättiin seuraavia muovilaatuja: polyeteeniä (PE), akryylinitriilibutadieenistytreenia (ABS) ja polyeteenitereftalaattia (PET). ABS-muovi valittiin tähän tutkimukseen, koska se on rakenteeltaan hieman erilainen kuin yleisimmät muovilaadut, kuten polyeteeni ja polystyreeni. ABS-muovi on hyvin muotonsa pitävä ja erittäin iskunkestävä muovilaatu, ja se on eri muovilajien raskaimmasta päästä (tiheys 1,05 g/cm³). ABS-muovilla on myös yleisimmistä muovilaaduista poiketen bentseenirengasrakenne (kuva 1), jonka vuoksi se on alttiimpi hapettumiselle kuin muut.



Kuva 1. Akryliniiriibutadieenistyreenin (ABS) rakennekaava $((\text{C}_8\text{H}_8 \cdot \text{C}_4\text{H}_6 \cdot \text{C}_3\text{H}_3\text{N})_x$

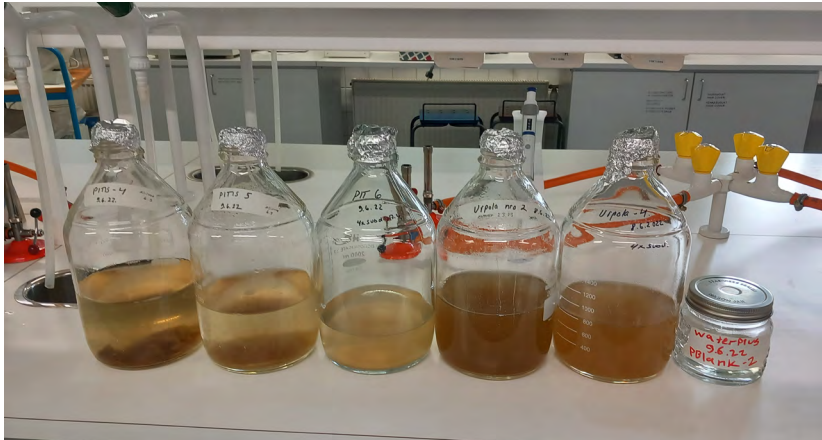
Tunnistamisen helpottamiseksi saantopartikkeleina käytettävät muovit olivat erivärisiä. PE-testimuovi saatiin keltaisista hamahelmistä. PET-testimuovi oli puolestaan peräisin punaisesta ketsuppipullosta ja ABS-muovi sinisestä Lego Duplo -palikasta. Materiaalit murskattiin pienemmiksi partikkeleiksi IKA-A11 Basic -myllyllä. Muovipartikkelien kokoerottelua varten valmistettiin vesi–muoviseos, joka sitten suodatettiin 500, 315 ja 150 μm :n metallisuodattimien läpi. Suodatus aloitettiin isoimmalla verkkokoolla. Metalliverkolle jäänyt materiaali huuhdeltiin 70-prosenttisella etanolilla ja vedellä. Kokeissa käytettiin suodatuksesta saatu 150–315 μm :n fraktio, josta siirrettiin pinseteillä 30 mahdollisimman erikokoista saantopartikkelia vesinäytteisiin esisuodatusvaiheiden jälkeen.

Näytteet

Tutkimuksessa käytettiin Urpolanlammesta, Pitkäjärveltä ja Kattilalahdelta 8.–10.6.2022 manta-haavilla otettuja näytteitä. Näytteenotossa käytettiin haavia, jonka silmäkoko oli 100 μm . Ennen analysointia näytteitä säilytettiin +4 °C:ssa Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulun Ympäristölaboratorion kylmätilassa.

Näytteiden entsymaattinen käsittely

Entsymaattisen käsittelyn joka vaiheessa käytössä oli kullekin entsyymille pH:ltaan sopiva puskuriliuos ja inkubointilämpötila. Entsymaattisessa menetelmässä käytetyt entsyymit ja puskuriliuokset suodatettiin ennen käyttöä 1,6 μm :n lasikuitusuodattimen läpi ja kaikki välineet ja suodatinverkot huuhdottiin jokaisen suodatusvaiheen jälkeen ultrapuhtaalla vedellä ja 70-prosenttisella etanolilla käyttäen imusuodatuslaitteistoa. Entsymaattinen käsittely aloitettiin näytteiden kiintoaineen poistolla suodattamalla ne ensin 500 μm :n ja sitten 315 μm :n metallisuodattimen läpi (kuva 2). Mikromuovien eristäminen näytteestä aloitettiin lisäämällä näytteisiin 50 ml 30-prosenttista vetyperoksidia.



Kuva 2. Näytteet 315 μm :n suodatinverkolle suodatuksen jälkeen (kuva Jonna Hauvala).

Tekeydyttyään vuorokauden näyte huuhdeltiin vedellä ja etanolilla. Seuraavaksi aloitettiin näytteen käsittely entsyymeillä järjestyksen ollessa seuraava: proteaasi, lipaasi, amylaasi, sellulaasi. Näiden entsyymien jälkeen näytteeseen lisättiin Fenton-liuosta (sisältää vetyperoksidia ja rautaa) ja tehtiin Fenton-käsittely, minkä jälkeen näytteet olivat valmiita tiheyserotteluun tai vaihtoehtoisesti suoraan mikroskopointiin riippuen jäljellä olevan näytematriisin määrästä. Lyhimmillään käsittely kestää noin 14–16 vuorokautta, mutta käytännössä aika on pidempi, koska näytteitä oli mahdollista käsitellä Ympäristölaboratoriossa vain arkipäivisin. Keskimääräinen käsittelyaika oli kolme viikkoa. Taulukkoon 1 on koottu entsymaattisen käsittelymenetelmän vaiheet reagensseittain.

Taulukko 1. Orgaanisen aineksen poistovaiheet järjestyksessä entsyymaattisessa menetelmässä, reagenssien vaikutustapa ja lisätty määrä, inkubointiaika ja puskuriliuoksen pH.

Käytetty reagenssi	Vaikutustapa	Lisätty määrä (ml)	Inkubointiaika ja lämpötila	Puskuriliuoksen pH
Vetyperoksidi 30 %	hapettaa kaikkea orgaanista materiaalia näytteessä	n. 50	1 vrk, h ¹⁾	ei tiedossa
Proteaaasi	pilkkoo proteiinitketjua peptideiksi	5	1 vrk, 50 °C	9
Lipaasi	hajottaa näytteen rasvoja	5	1 vrk, 50 °C	10,5
Amylaasi	hajottaa näytteen tärkkelystä	0,5	1 vrk, 50 °C	5
Sellulaasi	hajottaa näytteen selluloosaa	0,5	4 vrk, 50 °C	5
Fenton-liuos I	hapettaa kaikkea orgaanista materiaalia	10	1 vrk, 40 °C	ei tiedossa
Kitinaasi	hajottaa näytteen kitiiniä, esimerkiksi hyönteisten kovia kuoriosia	1-2	5 vrk, 37 °C	5
Fenton-liuos II	hapettaa kaikkea orgaanista materiaalia	10	1 vrk, 40 °C	ei tiedossa

¹⁾ h¹⁾ huoneenlämpö

Entsyymaattisen käsittelyn jälkeen osalle näytteistä tehtiin tiheyserottelu natriumjodidilla (NaI, tiheys 1,84 g/ml). Tiheyserotteluun käytettiin testien aluksi myös sinkkikloridia (ZnCl₂, tiheys 1,7 g/ml), mutta se vaihdettiin ympäristöystävällisempään natriumjodidiin. Tiheyserottelussa muovit nousevat kevyempänä materiaalina pinnalle ja vesinäytteissä mukana ollut raskaampi aines, kuten hiekka, laskeutuu painavampana pohjaan. Näin tiheydeltään erilaiset aineet eroteltiin toisistaan. Kokeissa käytettyjen näytteiden todettiin sisältävän silmämääräisesti hyvin vähän muita kiinteitä partikkeleita, minkä vuoksi entsyymaattinen menetelmä todettiin toimivaksi ilman tiheyserotteluakin, joten vain osalle näytteistä tehtiin tiheyserottelu.

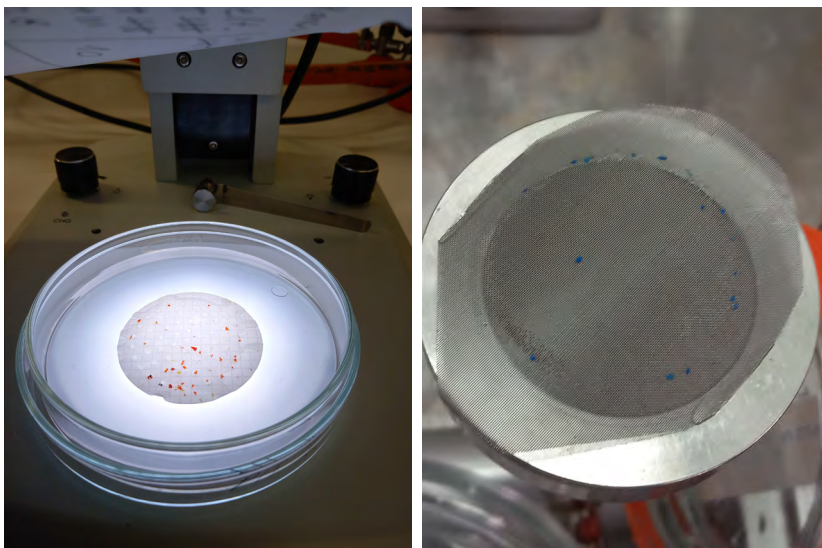
Näytteiden fenton-käsittely

Fenton-käsittelyä testattiin Pitkäjärvestä otettuun näytteeseen, johon lisättiin kokeen alussa ensiksi 50 ml 30-prosenttista vetyperoksidia. Näytteen inkubointi aloitettiin huoneenlämpötilasta, jossa sitä pidettiin vuorokauden ajan. Tämän jälkeen näyte siirrettiin inkuboitumaan

vielä viideksi vuorokaudeksi 40 °C:n lämpötilaan. Inkubointia seurasi näytteen suodatus 150 µm:n metalliverkolle käyttäen huuhtelemiseen vettä ja 70-prosenttista etanolia. Fenton-käsittelyssä lasipurkkiin siirretylle metalliverkolle lisättiin 50 ml 30-prosenttista vetyperoksidia ja 10 ml FeSO₄-rautaliuosta (6,7 mg/ml). Fenton-reaktion käynnistyttyä näyte siirrettiin vesihauteseen jäähtymään ja reaktion tasaannuttua näytettä inkuboitiin 40 °C:ssa kahden vuorokauden ajan. Seuraavaksi suodatinverkko huuhdeltiin vielä kertaalleen vedellä ja 70-prosenttisella etanolilla, minkä jälkeen saantomuovipartikkelit olivat valmiita mikroskoointiin.

Mikroskoointi

Kun mikromuovien eristäminen oli saatu päätökseen, jäljelle jääneille saantomuovi- ja muille partikkeleille (kooltaan 150–315 µm) suoritettiin laskenta valomikroskoopilla. Osa näytteistä suodatettiin kokeen loppuksi steriilille suodatinpaperille, jossa oli laskentaruudukko valmiina. Tarkoituksena oli testata, olisiko valkoista taustaa vasten helpompi havaita ja laskea muovipartikkeleita. Suurin osa testatuista näytteistä suodatettiin kuitenkin 150 µm:n metalliverkolle (kuva 3).



Kuva 3. Steriili paperisuodatin (vas.) ja 150 µm:n metallinen suodatinverkko (oik.).

Kaksi henkilöä osallistui suodattimella näkyvien mikromuovien, saantomuovikappaleiden ja muiden mikromuovien laskentaan. Näin saatiin hieman luotettavampi tulos, koska mikromuovien laskeminen tavallista mikroskooppia käyttäen on hyvin tulkinnanvaraista.

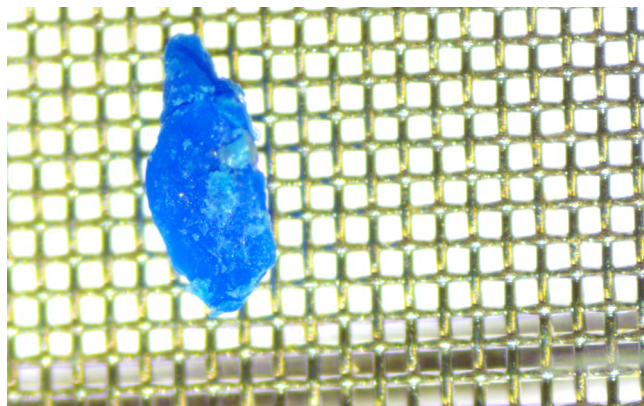
Entsyymattinen käsittely, saantokokeiden tulokset

Väriiltään keltainen PE-muovi oli entsyymattisen käsittelymenetelmän loppuvaiheessa vaalentunut vaikeasti havaittavaksi ja punainen PET-muovi osoittautui helposti murenevaksi, joten saantokokeissa keskityttiin pääasiassa väriiltään helposti havaittaviin ja käsiteltäviin sinisiin ABS-muoveihin ja niiden käyttäytymiseen suodatusten eri vaiheissa. ABS-kontrollipartikkeleita lisättiin kymmeneen eri vesinäytteeseen (taulukko 4). Eristämisen päätteeksi laskettujen ABS-kontrollipartikkelien keskiarvo oli 24,7. Enimmillään laskettuja saantomuovipartikkeleita saatiin 31 kpl ja vähimmillään 17 kpl. Keskihajonta yksittäisten näytteiden välillä oli suuri (4,9). PE-muovia lisättiin vain neljään ja PET-muovia kolmeen näytteeseen.

Taulukko 4. ABS-, PE- ja PET-saantomuovipartikkeleiden summa, keskiarvo, keskihajonta, minimi ja maksimi entsyymattisen käsittelyn jälkeen.

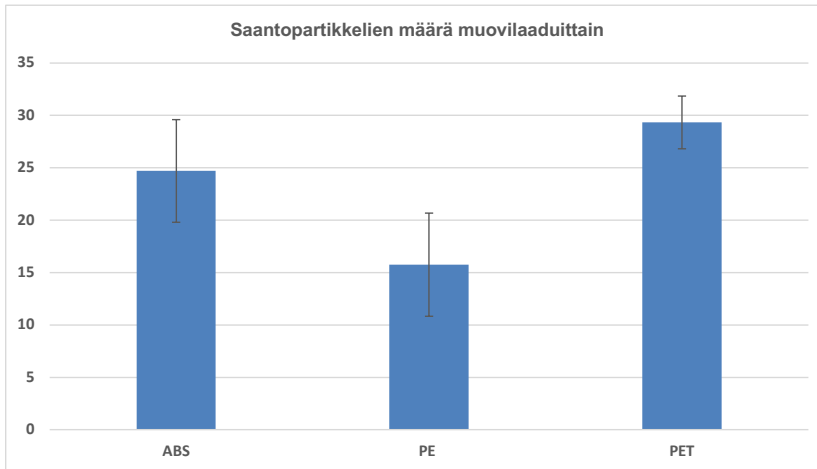
	ABS-muovi	PE-muovi	PET-muovi
Summa	10	4	3
Keskiarvo	24,7	15,8	29,3
Keskihajonta	4,9	4,9	2,5
Minimi	17	10	27
Maksimi	31	22	32

Entsyymattisella menetelmällä saatiin näytteisiin lisätyistä PET-saantopartikkeleista talteen 97,8 prosenttia. ABS-muovilla saantoprosentti oli puolestaan 82,3 prosenttia (kuva 4). PE-muovia saatiin talteen vähemmän, vain 52,5 prosenttia.



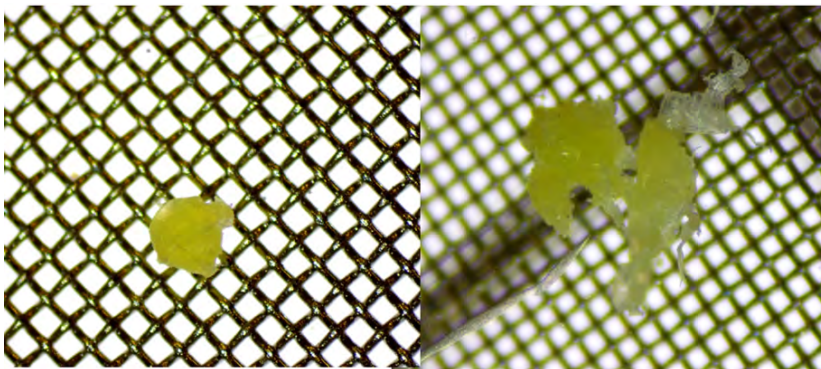
Kuva 4. Lisätty sininen ABS-kontrollipartikkeli, 2,0-kertainen suurennos (kuva Jonna Hauvala).

Kuvassa 5 nähdään lisättyjen saantopartikkelien määrä muovilaaduittain entsyymaattisen käsittelyn jälkeen. Sekä ABS- että PE-muovilaaduissa todettiin suurta vaihtelua saantopartikkelien määrässä. Tästä voidaan päätellä, että käsittelymenetelmissä on vielä monia epävarmuustekijöitä.



Kuva 5. Vesinäytteissä käytettyjen saantomuovipartikkelien (kpl) ruutu- ja jänakaavio (mediaani, keskiarvo \bar{x} , kvartaalit, minimi ja maksimi). Saantopartikkeleita oli lisätty 30 kpl jokaiseen näytteeseen.

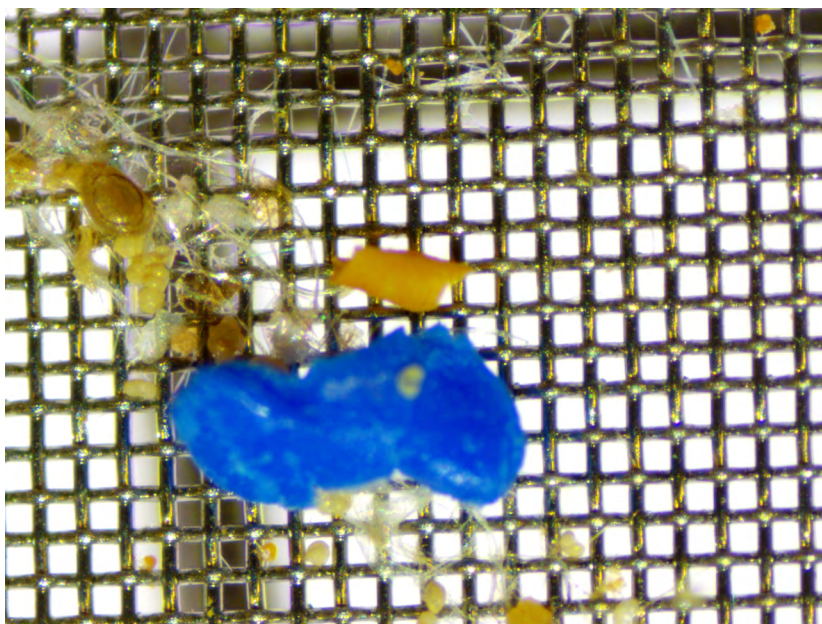
PET-muovin hyvä saantoprosentti saattoi selittyä osaksi muovilaadun pirstoutuvuuden vuoksi, joka saattoi vääristää saantomuovipartikkelien määrää. PE-muovin matala saantoprosentti saattoi johtua prosessin aikana niissä ilmenneen himmentyneen värin tulkintahaasteista. Kuvassa 6 nähdään PE-muoveja ennen ja jälkeen käsittelyn.



Kuva 6. Kuvassa vasemmalla käsittelemätön PE-muovi ja oikealla entsyymaattisen käsittelyn läpikäynyt PE-muovi 150 µm:n metalliverkolla (kuvat Jonna Hauvala).

PE-muovin muuttuessa käsittelyn aikana osittain väriltään vaaleammaksi ja ohuemmaksi saattoi osa niistä jäädä havaitsematta silmämääräisesti. Varmuudella ei enää pystytty osoittamaan, olivatko vaaleat partikkelit keltaista PE-muovia vai luonnosta peräisin olevaa mikromuovia.

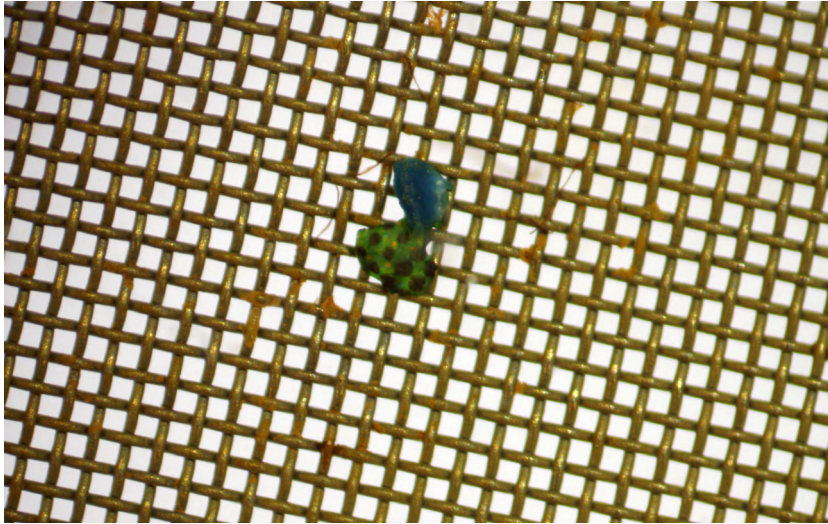
Koska Ympäristölaboratoriossa ei ollut käytössä mikromuovin tunnistamiseen tarvittavaa välineistöä, kuten Ramanian tai FTIR:ä, valomikroskoopin avulla tehty tarkastelu oli pitkälti tulkinnanvaraista ja vaatisi harjaannusta. Osassa näytteissä mikromuovit aggregoituivat voimakkaasti muodostaen todella tiiviitä kasaumia (kuva 7) yhdessä luonnosta peräisin olevan materiaalin kanssa.



Kuva 7. Näytematriisia 150 µm:n metallisella suodatinverkolla, 1,5-kertainen suurennos (kuva Jonna Hauvala).

Parhaimmat saantotulokset antoivat entsymaattisessa käsittelyssä näytteet, jotka eivät olleet käyneet läpi tiheyserottelua, ja näytteet, jotka alun perin suodattuivat yhdelle suodatinverkolle esisuodatusten aikana. Pintavesinäytteiden tiheyserottelu entsymaattisessa käsittelyssä teki kolmeen näytteeseen Fenton-liuoksesta peräisin olevaa rautasakkaa, joka vaikeutti saantomuovipartikkelien laskentaa. Mitä useampi työvaihe, sitä enemmän hävikkiä syntyi saantomuovipartikkelien osalta.

Mikroskoopilla tarkasteltiin ja laskettiin myös muita vesinäytteissä olevia mikromuoveja (kuva 8). Näitä ei käsitelty tuloksissa, sillä näytteen materiaaleja ei pystytty tunnistamaan luotettavasti.



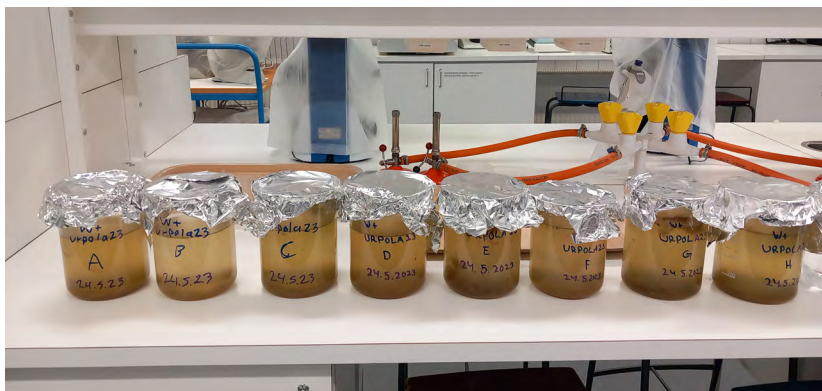
Kuva 8. Kattilansillasta peräisin oleva mikromuovi, 1,5-kertainen suurenos mikroskoopilla (kuva Jonna Hauvala).

Fenton-käsittely, saantokokeen tulos

Saantoprosentiksi Fenton-käsittelyssä saatiin 103 prosenttia. Tämä voi myös indikoida sitä, että muovi on käsittelyn seurauksena pirstoutunut pienempiin partikkeleihin. Sijoittamalla Fentonin reaktio suodatusprosessin alkuun säästyttiin tukkeutuneilta suodatinverkoilta, ja näytettä pystyi mikroskopoimaan mikromuovien osalta jo alle viikossa. Toisaalta sijoittamalla Fentonin reaktio suodatusprosessin alkuun saattaa reaktiosta tulla hallitsematon ja kohonnut lämpötila voi nousta niin, että orgaanisen materiaalin lisäksi myös muoveja tuhoutuu.

Fenton-lisättestaus

Fenton-käsittelyn osoittauduttua lupaavaksi jatkettiin menetelmän testausta Urpolanlammesta 24.5.2023 100 µm:n silmäkoon manta-haavilla otetuille näytteille (kuva 9). Tavoitteena oli selvittää, toimisiko pelkkä Fentonin reaktion käyttö alussa riittävän hyvin mikromuovien luotettavaan analysointiin. Näytteisiin ei lisätty lainkaan saantomuovipartikkeleita. Verrokkina kokeessa käytettiin ultrapuhdasta Milli Q -vettä.



Kuva 9. Urpolanlammen vesinäytteet (kuva Jonna Hauvala).

Viimeisen erotusvaiheen jälkeisessä suodatuksessa käytettiin 75 μm :n suodattimia aiemmin käytettyjen 150 μm :n suodattimien sijasta. Näytteet suodattuivat niihin hyvin, mikä eroaa esimerkiksi vastaavan entsyymaattisen käsittelyn alkuvaiheista, joissa käytettiin 150 μm :n suodatinverkkoja, jotka nekin tukkeutuivat helposti. Partikkelien lisäksi suodattimille jäi myös rautasakkaa (kuva 10), jota tavattiin myös entsyymaattisen käsittelyn tiheyserotteluvaiheessa. Rauta poistettiin näytteistä ultraäänihauhteella.



Kuva 10. Näyte D 75 μm :n suodatinverkolla Fenton-käsittelyn jälkeen (kuva Jonna Hauvala).

Suodatetuista näytteistä SYKE analysoi kokonaismikromuovipitoisuuden lisäksi myös yleisimpien mikromuovien polypropeenin ja polyeteenin pitoisuudet FTIR-spektroskopiolla. Näytteenottoon käytetyssä manta-pintahaavissa on kierrosmittari, jonka avulla voidaan laskea näytteenotettu vesimäärä. Havaittujen mikromuovien määrä on suhteutettu vesimäärään lopullisen tuloksen ollessa mikromuovipartikkeliä kuutiometriä vettä kohden (taulukko 5).

Taulukko 5. Urpolanlammelta 24.5.2023 otettujen näytteiden 1, 2 ja 3 analyysit kuvantavalla FTIR:llä. Pitoisuudet esitetty mikromuovia kuutiometriä kohden.

MP/m ³	Näyte 1	Näyte 2	Näyte 3
Polypropeeni	8,2	2,1	5,3
Polyeteeni	1,6	0,26	0,64
Mikromuovipitoisuus	9,8	2,3	6,0

Orgaanisen materiaalin poistaminen Fenton-käsittelyllä osoittautui sangen tehokkaaksi, koska mikromuovipitoisuus saatiin tutkittua suodatinverkkojen ollessa riittävän puhtaat näinkin lyhyen käsittelyn jälkeen. Tässä koeasetelmassa ei käytetty lisättyjä saantomuovipartikkeleita, vaan pyrittiin selvittämään Urpolanlammen keskimääräinen mikromuovipitoisuus. Tulosten perusteella voitiin todeta, että mikromuovipitoisuudet tutkitulla alueella olivat samaa suuruusluokkaa kuin muissakin sisävesien mikromuovitutkimuksissa.

Pohdintaa eristysmenetelmien tehostamisesta luonnonvesistä

Mikromuovinäytteen eristämiseen entsyymaattista menetelmää käyttäen menee lähes kolme viikkoa. Näytteen käsittelyjärjestystä muuttamalla saataisiin pitkäkestoista suodatusprosessia nopeutettua ja helpotettua. Pintavesiä käsiteltäessä Fenton-liuos näyttäsi hajottavan suuren osan orgaanisesta materiaalista, jolloin suodatinverkkoja tarvitaan vähemmän ja käsittely helpottuu. Etenemällä Löderin menetelmän mukaisessa järjestyksessä saatetaan alkusuodatusten jälkeen joutua käyttämään jopa neljää yksittäistä suodatinverkkoa per näyte. Tämä lisää käytettävien reagenssien ja käytettävien työvälineiden määrää ja ennen kaikkea työaikaa. Verrattuna monivaiheiseen entsyymaattiseen menetelmään Fenton-käsittely lyhentää kokonaiskäsittelyaikaa kolmasosaan.

Fentonin reaktion käyttäminen suodatusprosessin aluksi saattaa myös vahingoittaa kaikkia muoveja näytteen kuumentuessa voimakkaasti riippuen näytematriisin koostumuksesta. Alustavat tutkimukset osoittivat, että Fentonin reaktio saattaa vaurioittaa jonkin verran ABS-muovin rakennetta. Tämä tutkimus on tarkemmin kuvattu tässä julkaisun artikkelissa ”Näytteen esikäsittelyn vaikutus ABS-muoviin”. On mahdollista, että materiaalit, jotka sisältävät bentseenirenkaan, voivat kärsiä Fenton-käsittelystä. Voidaankin pohtia, soveltuuko tämä menetelmä paremmin muille yleisille muoveille, kuten polyeteenille ja polystyreenille, joiden rakenne on erilainen.

Yhteenveto

Mikromuovien analysointi on erittäin haastavaa ja aikaa vievää. Koska mikromuovitutkimus on vielä varsin uusi tutkimusala, tässä koeasetelmassa lähes jokaisessa prosessivaiheessa havaittiin seikkoja, mitä voisi tehdä toisin tai jopa jättää tekemättä riippuen analysoitavasta materiaalista. Näitä olisi mielenkiintoista testata ja jatkotyöstää tulevaisuudessa.

Mikromuovien analysoinnissa jokaisen vaiheen puhtaus on avainasemassa tavoiteltaessa mahdollisimman luotettavaa lopputulosta. Mikromuovinäytteitä käsiteltäessä tulisi välttää muovia sisältäviä laboratoriovälineitä ja työvaatteita ja työskentely tulisi suorittaa tilassa, jossa ilmaitse tapahtuva mahdollinen mikromuovikontaminaatio olisi mahdollisimman vähäinen.

Mikromuovien määrä vesistöissämme tulee lisääntymään seuraavien vuosien aikana huolestuttavissa määrin, joten on ensiarvoisen tärkeää tutkia ja kehittää tehokkaita mikromuovien eristys- ja analyysimenetelmiä. Mikäli mikromuovien eristämisen ja analyysimenetelmiä pystyttäisiin nopeuttamaan, palvelisi se paremmin yhä kasvavaa kysyntää näytteille. Tällä hetkellä haasteena on se, että näytteitä on enemmän kuin niitä pystytään tämänhetkisinä resursseilla analysoimaan, joten analyysien tuloksia voidaan joutua odottamaan pitkään (Finntesting 2023). Käytössä olevia menetelmiä täytyisi validoida lisää ennen kuin mikromuovien seurannalle voi asettaa vaatimuksia. Mikromuovien eri eristysmenetelmät tarvitsevat vielä sujuvoittamista, ja niiden tehokkuus vaihtelee suuresti riippuen olosuhteista ja käytetyistä reagensseista. Menetelmät tarvitsevat vielä harmonisointia.

LÄHTEET

Finntesting. 2023. Mikromuovitutkimus ja mittaushaasteet -seminaari. Finntesting yhdistyksen kevätkokous 10.5.2023.

Fjäder, P., Korkalainen, M., Kauppi, S., Lehtiniemi, M., Salminen, J., Selonen, S., Setälä, O., Sillanpää, M., Sorvari, J., Suikkanen, S., Talvitie, J., Turunen, T., Virkkunen, H. & Ala-Ketola, U. 2022. Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2022. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/items/5cdfb581-f118-4da7-807b-570227cdca35> [viitattu 26.9.2023].

Kotiranta, T. 2012. Hydroksyyliiradikaalien muodostuminen järviveteen biogeenisessä Fentonin reaktiossa. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://jyx.jyu.fi/handle/123456789/78030> [viitattu 7.6.2023].

Löder, M., Imhof, H., Ladehoff, M., Löschel, L., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Shcrank, I., Laforsch, C. & Gerds, G. 2017. Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environmental science & technology* 51, 14283-14292. WWW.dokumentti. Saatavissa: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29110472/> [viitattu 25.9.2023].

Prata, J., Costa, J., Duarte, A. & Santos, T. 2018. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*. Volume 110. January 2019 150. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165993618305247> [viitattu 25.9.2023].

Sillanpää, M., Sainio, P. & Haapala, H. 2010. Teollisesti valmistettujen nanohiukkasten määrittäminen ympäristönäytteistä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 13/2010. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/50bee958-4704-42e2-8fd4-bc302bd7c6d2/content> [viitattu 7.6.2023].

Tagg, A., Harrison, J., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E., Sinclair, C. & Ojeda, J. 2016. Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. *Journal of chemical communications*. Issue 2. 2017. Verkkolehti. Saatavissa: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2017/cc/c6cc08798a> [viitattu 7.6.2023].

MIKROMUOVIEEN ERISTÄMINEN HIEKKANÄYTTEISTÄ – KÄSITTELYMENETELMIEN VERTAILUA SAANTOKOKEILLA

Rita Mäkelä & Jonna Hauvala & Marjatta Lehesvaara
& Aki Mykkänen & Juha Vihavainen

Mikromuoveja on löydetty kaikkialta ympäristöstä aina järvien sedimentoista pintavesiin. Koska muoveja havaitaan kaikkialta, päätyy niitä myös esimerkiksi aallokon mukana hiekkarannoille. Mikromuovien eristäminen rantojen hiekkänäytteistä on tutkimusaiheena suhteellisen uusi, eikä näytteille ole vielä vakiintunutta esikäsittelymenetelmää. Menetelmissä on monesti useita eri vaiheita, joiden aikana mikromuoveja voi hävitä tai tulla lisää näytteisiin. WaterPlus-hankkeessa tutkittiin saantokokeilla, miten erilaiset esikäsittelymenetelmät eli Löderin menetelmä (Löder ym. 2017) sekä pelkkä vetyperoksidikäsittely vaikuttavat mikromuovien eristämiseen hiekkänäytteistä. Lisäksi analysoiduista hiekkänäytteistä laskettiin niistä löytyvät mikromuovipartikkelit. Tehty tutkimus on jatkoa vesinäytteiden saantokokeille (artikkeli ”Mikromuovien puhdistaminen vesinäytteistä”). Kokeet tehtiin WaterPlus-hankkeen opinnäytetyössä Mikromuovien erottelu hiekkänäytteistä, menetelmäkuvaus ja saantokokeet (Mäkelä 2023).

Mikromuovit hiekassa

Mikromuovit voivat päätyä rantahiekkaan monin eri tavoin. Yksi keskeisimmistä tekijöistä, joka ratkaisee, mihin muovit päätyvät, on niiden ominaispaino. Kevyimmät muovit, kuten polyeteeni (PE) ja polypropyleeni (PP), voivat tuulen mukana kulkeutua kauaksikin alkulähteestä. Myös aallot ja veden virtaukset voivat kuljettaa mikromuoveja rantahiekkaan. Sade voi myös huuhtoa mikromuoveja sekä veteen että vedestä rannalle. Raskaimmat muovit, kuten polyeteenitereftalaatti (PET) ja akrylinitriilibutadieenistyreeni (ABS), pyrkivät sen sijaan painumaan rantahiekkaan. Aivan yksiselitteistä mikromuovien jakautuminen ei ole, sillä muoveihin usein käytetyt lisäaineet ja niihin takertuneet eliöt tai muut roskat lisäävät

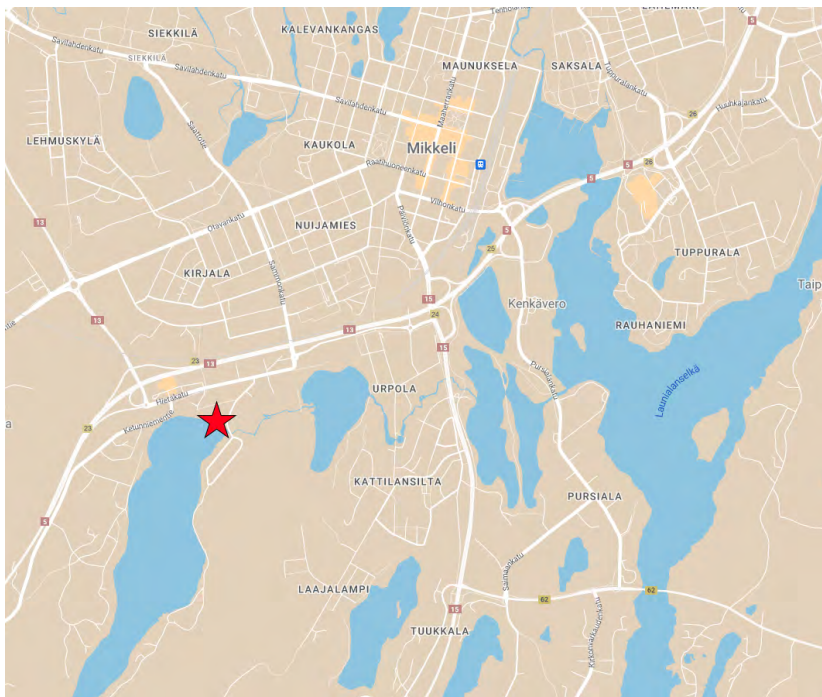
niiden painoa. (Cole ym. 2011.) Mitä rosoisempi muovipartikkelin pinta on, sitä helpommin siihen tarttuu muuta ainesta, ja tämä vaikuttaa myös sen kulkeutumiseen ympäristössä.

Mikromuovianalytiikasta tekee haastavaa vaikeat näytematriisit. Näytteet yleensä sisältävät mikromuovien lisäksi paljon muita orgaanisia ja epäorgaanisia partikkeleita. Jotta mikromuovit voidaan tunnistaa näytteistä luotettavasti, tulee ne ensiksi eristää muista näytteessä olevista partikkeleista. Vielä haastavampaa tästä tekee se, että käytetyt menetelmät eivät saa hajottaa tai tuhota itse tutkittavia mikromuoveja. Yleensä tämä tarkoittaa jopa viikkoja kestäviä käsittelyjä. Lisäksi näissä prosesseissa on useita erilaisia vaiheita, joissa näytteissä olevia mikromuoveja voi hävitä tai niiden määrä voi lisääntyä.

Toistaiseksi vakiintuneita hiekkänäytteiden esikäsittelymenetelmiä ei vielä ole käytössä. Hiekkänäytteissä suurin osa näytematriisista on hiekkaa, jonka seassa ovat muut partikkelit, kuten mikromuovit. Tällä hetkellä eniten käytetty menetelmä mikromuovien esikäsittelyssä hiekkänäytteissä on ominaispainoltaan kevyempien muovipartikkeleiden tiheyserottelu hiekasta kylläistä suolaliuosta käyttäen (Besley ym. 2017). Tiheyserotellussa hiekkaa kevyemmät partikkelit, kuten mikromuovit, jäävät suolaliuoksen pinnalle, kun taas raskaampi hiekka laskeutuu pohjalle. Pinnalle kertyneet partikkelit voidaan erottaa ja niitä voidaan lähteä jatkokäsittelymään muovien eristämiseksi muista partikkeleista. Muita tiheyserotelluun käytettäviä suoloja ovat esimerkiksi sinkkikloridi ($ZnCl_2$), jota tässä tutkimuksessa käytettiin.

Näytteenotto

Kokeita varten haluttiin tutkia aidon hiekkarannan näytteitä. Tällöin saantokokeiden jälkeen näytteistä voidaan laskea myös niistä löytyvät mikromuovipartikkelit, jotta saadaan kuvaa, minkälaisia pitoisuuksia hiekkarannalta löytyy. Kuusi rantahiekkänäytettä kerättiin 9.6.2022 Mikkelin Pitkäjärven rannasta (kuva 1). Näytteet otettiin kokoomänäytteenottona rannan myötäisestä korkeimman veden vyöhykkeeltä, ja osanäytepisteiden etäisyys oli vähintään viisi metriä.



Kuva 1. Pitkäjärven uimarannan sijainti Mikkelissä (Kartta Google, muokkaukset Aki Mykkänen).

Osanäytteenottoalueilta poistettiin suuret irtoroskat ennen näytteenottoa. Kolmen näytealueen (0,5 m²) rajaamisessa käytettiin hyväksi metallilaattoja (kuva 2a), joihin oli merkitty syvyydet. Kolmen pisteen kaikki hiekka kahden senttimetrin syvyyteen saakka kerättiin ja seulottiin 5 mm:n seulan läpi metalliämpäriin suurien irtokappaleiden, kuten kivien, erottamiseksi (kuva 2b). Välineistöt huuhdottiin huolellisesti puhtaalla vedellä eri näytteenottokohteiden välillä. Lopulta kolmen osanäytteen hiekat sekoitettiin puulusikalla mahdollisimman homogeeniseksi. Tästä kokoomänäytteestä otettiin kuusi rinnakkaista 500 gramman näytettä (PIT 1–6), jotka säilöttiin lasipurkkeihin.



Kuva 2. a) Näytealueen rajauksessa hyödynnettiin 0,5 x 0,2 metrin peltilevyjä (kuva Aki Mykkänen). b) Näytteen siivilöinnissä käytettiin 3,5 mm:n siivilää (kuva Juha Vihavainen).

Näytteenoton luotettavuuden varmistamiseksi menetelmällä otettiin myös kaksi nollanäytettä (Blank 1 & 2). Nollanäytteenä käytettiin ultra-puhdasta vettä, jolle tehtiin samat toimenpiteet kuin varsinaisille näytteille, eli vesi laskettiin käytettyjen työkalujen sekä seulan läpi ämpäriin ja ämpäristä vettä kerättiin 500 grammaa lasipurkkiin. Kokoomahiekkänäytteitä sekä nollanäytteitä säilytettiin Kaakkois-Suomen ympäristölaboratorion kylmähuoneeseen kevääseen 2023 saakka, jolloin niiden esikäsittelyt aloitettiin. Jokaisesta 500 gramman näytteistä otettiin märkäpainonsa mukaan noin 120–130 gramman näyte, joka kuivattiin 50 °C:n lämpötilassa noin vuorokauden ajan, minkä jälkeen se seulottiin vielä 1 mm:n ja 2 mm:n seulojen läpi suurempien roskien poistamiseksi.

Saantopartikkelien valmistus

Käsittelymenetelmien testauksessa käytettiin aluksi kahta toisistaan tiheydeltään eroavaa muovi-laatua, keltaista PE- ja sinistä ABS-muovia. Tavoitteena oli selvittää, kuinka monta lisätyistä partikkeleista häviää eri esikäsittelymenetelmän aikana. Saantokokeisiin käytettyjen partikkeleiden valmistus on kuvattu artikkelissa ”Mikromuovien eristäminen vesinäytteistä”. Kuten pintavedestä otettuihin mikromuovinäytteisiin, myös tässä testissä saantopartikkeleita lisättiin 30 kappaletta molempia muovi-laatuja. PE-muovin kuitenkin havaittiin hajoavan käsittelyjen aikana pienemmiksi mikromuoveiksi, joten sen käyttö lopetettiin. Lopullinen tulostarkastelu tehtiin pelkästään ABS-muovipartikkeleiden saantokokeista.

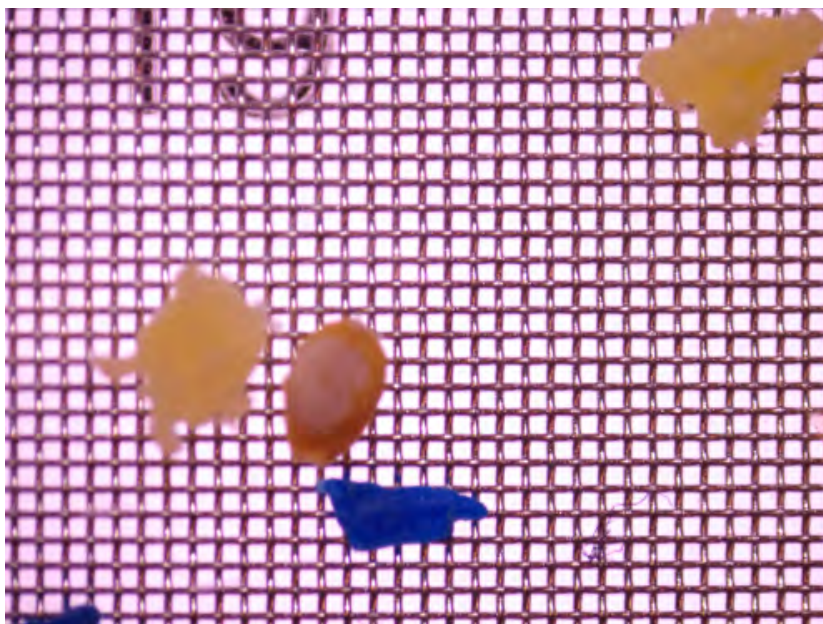
Mikromuovien eristäminen hiekkänäytteistä kahdella menetelmällä

Kaikkien näytteiden käsittely aloitettiin tiheyserottelulla. Kuudesta kuivatusta, noin 120–130 gramman näytteistä (PIT 1–6) punnittiin kaksi 50 gramman hiekkänäytettä (A ja B) 100 ml:n dekantterilasiin ja kaikkiin näytteisiin lisättiin saantokappaleet (30 kpl) sekä 30–40 ml sinkkikloridia ($ZnCl_2$). Näytteitä sekoitettiin magneettisekoittajalla ja seoksen annettiin seisoa yön yli. Tämän jälkeen sinkkikloridia lisättiin siten, että se valui dekantterilasin reunoja pitkin yli dekantterilasin alla olevalle petri-maljalle. Ylivalutusta jatkettiin niin kauan, kunnes silmämääräisesti kaikki saantomuovikappaleet saatiin valutettua reunojen yli. Seuraavaksi dekantterilasin pohja ja reunat huuhdottiin sinkkikloridilla käyttäen lasista pasteur-pipettiä, jotta kaikki partikkelit saatiin näytteeseen mukaan. Erottelun jälkeen näytteet suodatettiin 150 μm :n metalliverkolle sinkkikloridin poistamiseksi. Tiheyserottelu toistettiin näytteille, joiden suodattimiin oli jäänyt paljon hiekkaa. Erottelussa käytetty, suodatettu sinkkikloridiliuos otettiin talteen uudelleenkäyttöä varten. Tiheyserottelu tehtiin samalla tavalla myös nollanäytteille. Metalliverkkoihin kertyneet partikkelit huuhdottiin ultrapuhtaalla vedellä ja 70 prosentin etanoliliuoksella lasipurkkeihin odottamaan kahta käytettävää esikäsittelymenetelmää.

Tiheyserottelun jälkeen näytteiden mikromuovit eristettiin käyttämällä kahta menetelmää. Ensimmäinen menetelmä oli niin sanottu Löderin entsyymattinen menetelmä (Löder ym. 2017). Käytetty menetelmä ja loppuvaiheen tiheyserottelu on kuvattu tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa ”Mikromuovien eristäminen vesinäytteistä”. Monivaiheisen entsyymattisen mikromuovien eristysprosessin tarkoitus on poistaa näytematriisista orgaaninen materiaali vaihe vaiheelta käyttäen viittä eri entsyymiä: proteaasi, lipaasi, amylaasi, sellulaasi ja kitinaasi. Tämän lisäksi sellulaasi- ja kitinaasikäsittelyjen välissä näytematriisia puhdistettiin hapettamalla sitä Fenton-liuoksella. Poiketen pintavesistä otetuille mikromuovinäytteille, näille näytteille ei tehty alussa vetyperoksidikäsittelyä, vaan siirryttiin suoraan proteaasi-entsyymien lisäämiseen. Eri näytevaiheiden välissä näytteitä suodatettiin uudestaan samalle 150 μm :n metalliverkolle vaiheessa käytetyn entsyymien poistamiseksi. Lopullinen eroteltu näyte huuhdeltiin puhtaalla vedellä ja 70-prosenttisella etanolilla, minkä jälkeen näytteet asetettiin lasipurkkeihin odottamaan mikroskopointia. Entsyymattisen käsittelyn käyneet näytteet merkattiin merkinnällä PIT 1-6 A. Menetelmä toistettiin nollanäytteelle Blank-1.

Toinen käytetty menetelmä oli vetyperoksidikäsittely. Tiheyserottelun jälkeen metalliverkolle jäänyttä materiaalia puhdistettiin lisäämällä lasipurkkiin 30-prosenttista vetyperoksidia niin kauan, kunnes suodatinverkot peittyivät, minkä jälkeen näytteet siirrettiin inkuboitumaan 50 °C:seen viideksi vuorokaudeksi. Tämän jälkeen näytteet suodatettiin 150 µm:n suodatinverkolle vetyperoksidin poistamiseksi. Suodatinverkolle jääneet partikkelit huuhdeltiin puhtaalla vedellä ja 70-prosenttisella etanolilla ja verkot asetettiin lasipurkkeihin mikroskopointia varten. Vetyperoksidikäsittelyn käyneet näytteet merkattiin merkinnällä PIT 1-6 B. Menetelmä toistettiin nollanäytteelle Blank-2.

Suodatinverkoille jääneitä partikkeleja tarkasteltiin mikroskopoimalla sekä pyrittiin tunnistamaan alkuperäisiin näytteisiin lisätyt saantomuovipartikkelit, joiden kappalemäärät laskettiin (kuva 3). Lisäksi näytteistä laskettiin kaikki muut partikkelit lisättyjen saantokappaleiden lisäksi kuvaamaan hiekkänäytteistä löytyviä mikromuoveja.

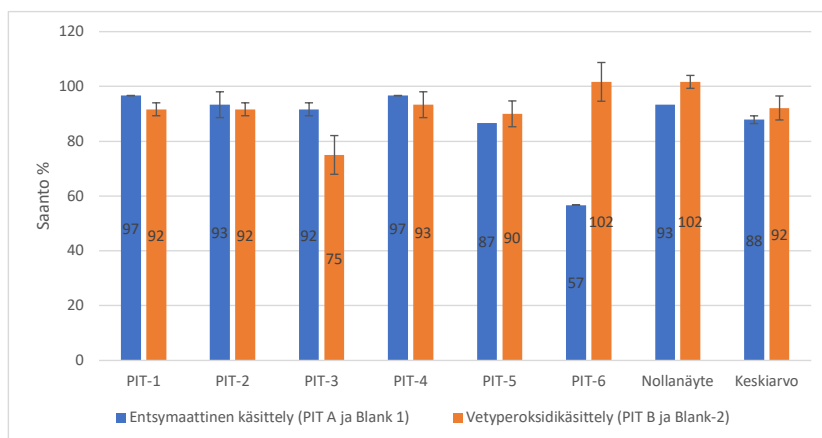


Kuva 3. Lisättyjä saantokappaleita (sininen) 150 µm:n suodatinverkolle sekä mahdollisesti näytteessä ollut kasvinsiemen (kuva Rita Mäkelä).

Mikroskopointiin osallistui kaksi henkilöä tulosten luotettavuuden parantamisen vuoksi. Koska laskeminen perustuu silmämääräisesti tehtyyn havaintoon, voi henkilöiden tulkinnoissa olla eroja. Lopulliset esitetyt tulokset ovat kahden laskennan keskiarvoja 150–1000 µm:n kokoisista partikkeleista. Entsyymattisen käsittelyn käyneet näytteet PIT-5A sekä Blank-1 havainnoi vain yksi henkilö.

Kokeiden tulokset

Saantokokeiden tulokset osoittivat, että molemmilla menetelmillä lisätyistä 30 ABS-muovisesta partikkelista osa oli hävinnyt prosessissa. Saantopartikkeleiden saantoprosentti oli hieman parempi vetyperoksidikäsittelyssä (92 %) kuin pitkäkestoisen entsyymikäsittelyn (kuva 4) läpikäyneiden saantopartikkeleiden (88 %). Vetyperoksidikäsittely on huomattavasti lyhytkestoisempi kuin monivaiheinen entsyymaattinen käsittely, jolloin riski lisättyjen saantopartikkelien katoamiselle prosessin aikana on suurempi. Parempi saantoprosentti vetyperoksidikäsittelyssä vahvistaa tätä oletusta.



Kuva 4. Entsyymi- ja vetyperoksidikäsittelyjen saantoprosentit. Jokaiseen näytteeseen oli lisätty 30 kappaletta ABS-muovista partikkeliä.

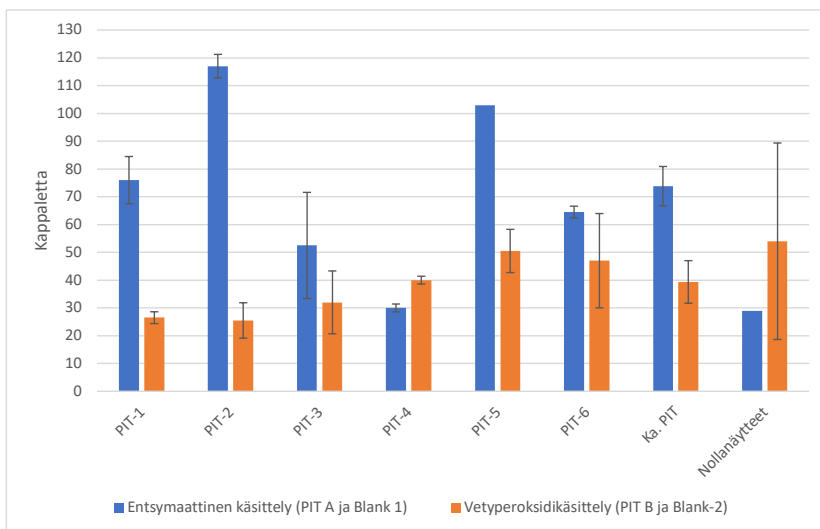
Vaikka molemmilla menetelmillä päästiin keskimäärin noin 90 prosentin saantoon, kaikkien saantopartikkelien määrissä seitsemän eri näytteen välillä oli kuitenkin merkittäviä eroja. Tämä tukee oletusta siitä, että kumpikaan menetelmä ei ole vielä riittävän luotettava satunnaisvirheen mahdollisuuden ollessa korkea. Entsyymaattisen käsittelyn saantoprosentit vaihtelevat 56,7–96,7, kun taas vetyperoksidikäsittelyn tulokset 75–101,7 prosenttiin. Molemmissa menetelmissä on vaiheita, joissa näytteissä olevia muovipartikkeleita voi hävitä. Vaikkakin saantoprosentit ovat lähellä sataa prosenttia, olisi silti ideaalia, ettei yhtään mikromuovipartikkeliä häviäisi esikäsittelyn aikana.

Teoriassa esikäsittelyjen jälkeen suodattimilla ei pitäisi olla jäljellä muuta kuin mikromuoveja, mutta kaikista näytteistä havaittiin vielä esimerkiksi hyönteisten kuoria ja muita partikkeleita, joiden olisi pitänyt poistua näytteistä (kuva 5). Tämä viittaisi siihen, että käytettyjen kemikaalien toiminta-ajat eivät ole olleet riittäviä esimerkiksi suurien hyönteisten osien poistamiseen.



Kuva 5. Vielä käsittelyiden jälkeen suodatinverkoilla havaittiin muitakin partikkeleita kuin mikromuoveja. Kuvassa hyönteisen kuori sekä muita ei-muovisia partikkeleja. (kuva Rita Mäkelä)

Näytteisiin lisättyjen saantokappaleiden lisäksi myös kaikki muut partikkelit laskettiin mikroskopoimalla. Teoriassa tämän tarkasteltavan osion tulisi kuvata pelkästään hiekkänäytteessä olevia mikromuoveja, mutta oli selvää, että esikäsittelyt eivät olleet poistaneet kaikkia muita partikkeleita. Lisäksi samasta näytteestä eri käsittelyihin menneistä osanäytteistä havaittiin suuria eroja (kuva 6). Esimerkiksi näytteestä PIT-2 havaittiin vetyperoksidikäsittelyn jälkeen 26 partikkelia, kun taas entsyymattisen käsittelyn jälkeen 117 kappaletta eli melkein viisinkertainen määrä. Kaikkien kuuden hiekkänäytteen keskiarvot olivat entsyymattiselle käsittelylle 74 partikkelia, kun taas vetyperoksidikäsittelylle 39 partikkelia. Koska kaikki näytteet ovat osanäytteitä suuremmasta Pitkäjärven uimarannan kookonäytteestä, tulisi kaikkien osanäytteiden tulosten olla keskenään samankaltaisia. Saatujen tulosten perusteella tätä ei havaittu.



Kuva 6. Hiekka- ja nollanäytteistä havaitut muut kuin saantokokeisiin käytetyt partikkelit. Samasta näytteestä eri menetelmillä tehtyjen osanäytteiden tulokset vaihtelevat suuresti keskenään, eikä tuloksia voida pitää luotettavina kuvaamaan Pitkäjärven uimarannan mikromuovipitoisuuksia.

Huomioitavaa on, että molemmista nollanäytteistä havaittiin merkittäviä määriä partikkeleita. Vetyperoksidikäsittelyn käyneistä näytteistä suurimmat partikkelimäärät havaittiin nollanäytteessä Blank-2, jonka arvo oli 54. Toisaalta myös näytteen keskihajonnat ovat suuret. Ensimmäinen havainnoitsija oli laskenut Blank-2-näytteestä 29 partikkelia, kun taas toinen havainnoitsija 79 partikkelia. Tästä huolimatta vaikuttaisi siltä, että nollanäytteisiin on päässyt näytteenoton tai molempien esikäsittelyprosessien aikana merkittäviä määriä partikkeleita, joten esitettyjä tuloksia voidaan pitää kyseenalaisina kuvaamaan Pitkäjärven uimarannan mikromuovipitoisuuksia.

Se, että kahdella menetelmällä saman näytteen osanäytteistä havaitaan hyvin erilaisia tuloksia, selittyy sillä, että menetelmät eivät onnistuneet poistamaan kaikkia ei-muovisia partikkeleita. Koska mikroskoipoimalla on lähes mahdotonta erotella sitä, mikä on muovia ja mikä ei, on laskuihin tullut mukaan partikkeleita, jotka eivät ole mikromuoveja. Koska mikroskoipointi perustuu täysin havainnoitsijan erotteluun siitä, mikä lasketaan mikromuoviksi ja miten päällekkäisiä muoveja lasketaan, tulee tuloksiin suurta heittoa. Esikäsittelymenetelmiä tulisi siis vielä tehostaa, jotta lopulliset käsitellyt näytteet sisältäisivät pelkästään ympäristönäytteessä olevat mikromuovit. Lisäksi mikroskoipointia ei voida pitää luotettavana tapana analysoida ympäristönäytteistä löytyviä mikromuovipartikkeleita suurien virhemahdollisuuksien takia. Mikromuovit olisi hyvä saada varmasti tunnistettua esimerkiksi FTIR-spektroskopiolla.

Yhteenveto

Tehdyn tutkimuksen tulokset tukivat päätelmiä, jotka saatiin pintavedestä analysoitujen mikromuovien käsittelykokeista. Mitä monivaiheisempi ja pidempi saantokokeiden käsittely oli, sitä heikompi oli saantoprosentti. Saantopartikkelien määrä loppulaskennassa vaihteli kuitenkin merkittävästi eri näytteiden kesken, mikä tukee oletusta siitä, että saattunaisvirheiden mahdollisuus on korkea. Mikromuovilaskenta pelkällä valomikroskoopilla on erittäin haastavaa ja vaatii harjaannusta, eikä käytetty suodatuslaitteisto välttämättä sovi tämänkaltaiseen tutkimukseen. Mikroskopioimalla on lähes mahdotonta selvittää, ovatko tutkitut partikkelit varmasti muovia. Mikromuovinäytteiden analysoitiin olisi hyvä käyttää esimerkiksi FTIR-spektroskopiaa muovien tunnistamiseksi ja materiaalien varmistamiseksi.

Haasteet eri puhdistusvaiheissa olivat hyvin pitkälti samoja kuin aiemmin tässä julkaisussa esitetyt havainnot pintavesien mikromuovinäytteistä. Entsymaattisen puhdistuksen lukuisat eri suodatusvaiheet aiheuttavat enemmän virhetekijöitä kuin lyhytkestoinen vetyperoksidipohjainen menetelmä. Suurimmaksi haasteeksi tässä kokeessa osoittautui hiekan ja ei-muovisten partikkeleiden poistaminen näytteestä riittävän hyvin. Myös tiheyserottelussa havaittu saantomuovipartikkeleiden painuminen takaisin sinkkikloridin sekaan johti siihen, että tiheyserottelu jouduttiin osassa näytteitä toistamaan. Jatkotutkimuksia voisi tehdä vetyperoksidikäsittelystä niin, että lopussa tehty toinen tiheyserottelu tehtäisiin vain toiseen sarjaan näytteitä.

Jos verrataan käsittelymenetelmiin kulunutta aikaa saantoprosenttiin, on vetyperoksidipohjainen puhdistus lupaava vaihtoehto lukuisia eri käsittelyvaiheita käsittävälle entsymaattiselle puhdistukselle. Toisaalta taas pelkän vetyperoksidipuhdistuksen läpikäyneet näytteet eivät näyttäneet silmämääräisesti puhdistuneen yhtä hyvin kuin näytteet, jotka olivat käyneet läpi entsymaattisen käsittelyn.

Pitkäjärven uimarannan hiekanäytteistä havainnoituja mikromuovipitoisuuksia ei voida pitää luotettavina. Kahden menetelmän välillä samasta näytteestä lasketut partikkeleiden kappalemäärät vaihtelivat suuresti. Lisäksi molemmista nollanäytteistä havaittiin merkittäviä määriä partikkeleita, mikä myös tukee sitä, ettei tuloksia voida pitää luotettavina. Lisäksi esikäsittelyn jälkeen näytteisiin oli jäänyt vielä paljon ei-muovisia partikkeleita, kuten hyönteisten osia, joten muoveja ei voitu pelkän mikroskopoinnin avulla erotella muista partikkeleista.

Mikromuovianalytiikka on aikaa vievää sekä haastavaa, ja sen joka vaiheessa on suuri mahdollisuus tehdä virheitä. Erityisesti esikäsittelymenetelmät vaativat vielä jatkokehitystä, jotta näytteissä olevat mikromuovit saadaan eristettyä muista näytteessä olevista partikkeleista. Lisäksi muovien tunnistamiseen tulisi käyttää menetelmiä, joilla muovit ja niiden laadut saadaan luotettavasti tunnistettua.

LÄHTEET

Besley, A., Viiver, M., Behrens, P. & Bosker, T. 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin* 114, 77–83. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27614562/> [viitattu 6.11.2023].

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, S. C. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2588–2597. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://www.researchgate.net/publication/51719107_Microplastics_as_contaminants_in_the_marine_environment_A_review [viitattu 6.11.2023].

Löder M., Imhof, H., Ladehoff, M., Löschel, L., Lorenz, C., Mintenig, S., Piehl, S., Primpke, S., Shcrank, I., Laforsch, C. & Gerdt, G. 2017. Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environmental science & technology* 51, 14283-14292. WWW.dokumentti. Saatavissa: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29110472/> [viitattu 2.11.2023].

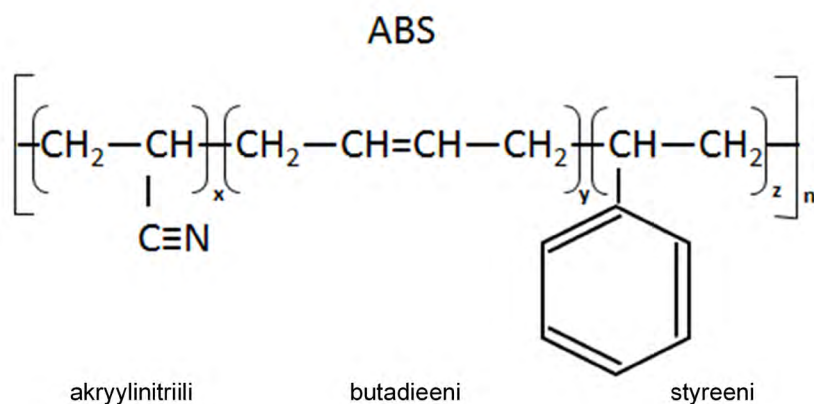
Mäkelä, R. 2023. Mikromuovien erottelu hiekkänäytteistä, menetelmäkuvaus ja saantokokeet. Opinnäytetyö.

NÄYTTEEN ESIKÄSITTELYN VAIKUTUS ABS-MUOVIIN

Jonna Hauvala & Markus Sillanpää

Mikromuovitutkimuksessa ympäristönäytteiden esikäsitteily on analyysiketjun työläin ja aikaa vievin vaihe (Ainali ym. 2021; Löder ym. 2017). Koska näytteestä pitää poistaa ennen kemiallista määrittystä mineraalihiukkasia ja orgaanista kiintoainetta, esikäsitteily vaatii tavallisesti useita vaiheita, muun muassa suodatuksia, tiheyserottelun raskaassa suolaliuoksessa, kemiallisen hapetuksen ja/tai entsyymaattisen hajotuksen (Razeghi ym. 2022). Menetelmä tulee kehittää niin, että se samanaikaisesti poistaa riittävän tehokkaasti kemiallista mittausta häiritsevän näytematriisin, mutta ei merkittävästi muuta näytteessä olevia mikromuoveja (Stock ym. 2019). Standardisoitua menetelmää ei ole vielä julkaistu (ks. *Mikromuovien kvalitatiivinen ja kvantitatiivinen analytiikka* artikkeli), minkä johdosta eri tutkimuksissa käytetään vaihtelevasti edellä mainittuja esikäsitteilyvaiheita.

Tässä kokeessa vertailtiin kahden esikäsitteilymenetelmän vaikutusta testimateriaaliksi valittuun akrylinitriilibutadieenistyreenimuoviin (ABS) (kuva 1). Testimateriaali valittiin kokeeseen, koska se on rakenteensa vuoksi alttiimpi kemialliselle hapettumiselle kuin esimerkiksi polyeteeni tai polypropeeni.



Kuva 1. Akrylinitriilibutadieenistyreenin kemiallinen kaava.

Testimateriaalin valmistus

ABS-testimateriaali valmistettiin Legon Duplo-rakennuspalikasta, josta pihdeillä murretut palat jauhettiin analyysimyllyllä (A11 Basic, IKA) pienemmiksi. Jauhetun muovin kokoerottelua varten jauhe sekoitettiin veteen ja suodatettiin imusuodatuksen avulla eri silmäkokoisten metallisuodattimien läpi (suodatinkoot 500, 315, 150 μm) aloittaen suodatus 500 μm :n verkolla. Suodattimiin jäänyt materiaali huuhdeltiin vedellä ja 70-prosenttisella etanolilla. Esikäsittelykokeissa käytettiin viimeiselle metalliverkko-suodattimelle (150 μm) jäänyttä 150–315 μm :n kokofraktion muovia. Tätä kokofraktiota käytettiin seuraavaksi kuvatuissa esikäsittelykokeissa.



Kuva 2. Jauhettuja ja seulottuja (150–315 μm) ABS-muovihiukkasia (Kuva: Jonna Hauvala).

Laboratoriokokeet

ABS-hiukkaset käsiteltiin kahdella menetelmällä: monivaiheisella esikäsittelymenetelmällä (Löder ym. 2017) ja fenton-käsittelyllä. Vertailumateriaalina käytettiin käsittelemättömiä ABS-muovihiukkasia. Vesinäytteet valmistettiin pintavesinäytteisiin, jotka suodatettiin aluksi ultrapuhtaalla vedellä Büchner-suppilolla 500 μm :n ja 315 μm :n metalliverkoille. Suodatetut vesiliuokset siirrettiin kahden litran lasipulloihin, joihin lisättiin 30 ABS-muovihiukkasta (kooltaan 150–315 μm). Pullojen suuaukot peitettiin alumiinifoliolla.

Jokaiseen näytteeseen lisättiin aluksi 50 ml 30-prosenttista vetyperoksidia ja näyteliuosta inkuboitui vuorokausi huoneenlämmössä. Tämän jälkeen näytteet siirrettiin inkuboitumaan vielä viideksi vuorokaudeksi 40 °C:n lämpötilaan. Seuraavaksi näytteet suodatettiin 150 µm:n metalliverkolle käyttäen puhdistamiseen vettä ja 70-prosenttista etanolia. Fenton-käsittelyssä lasipurkkeihin siirretyille metalliverkoille lisättiin 50 ml 30-prosenttista vetyperoksidia ja 10 ml FeSO₄-rautaliuosta (6,7 mg/ml). Fenton-reaktion käynnistyttyä näytteet siirrettiin vesihauteeseen ja reaktion tasaannuttua näytteet inkuboitui 40 °C:ssa kahden vuorokauden ajan.

Fentonin reaktiossa muodostui jonkin verran rautasakkaa, joka onnistuttiin poistamaan suurimmaksi osaksi käyttämällä näytettä ultrapuhdetaan veden kanssa ultraäänihauteessa noin viiden minuutin ajan ennen viimeistä suodatusta. Täten esikäsittely kesti kokonaisuudessaan seitsemän vuorokautta.

Monivaiheisessa esikäsittelymenetelmässä (Löder ym. 2017) näytteistä poistettiin orgaanista kiintoainetta kemiallisen hapetuksen (vetyperoksidi ja 2 x Fenton-reaktio) ja entsyymien hajotusten (proteasi, lipaasi, amylaasi, sellulaasi ja kitinaasi) avulla. Jokaisessa entsyymihajotuksessa käytettiin kullekin entsyymille sopivaa puskuriliuosta ja inkubointilämpötilaa. Käsittelyjen välissä näyte suodatettiin saman 150 µm metalliverkon läpi. Esikäsittely on kuvattu tarkemmin vesinäytteiden saantokokeiden yhteydessä (artikkeli ”Mikromuovien eristäminen vesinäytteistä”), mutta tässä yhteydessä ei tehty tiheyserottelua. Monivaiheinen esikäsittely kesti 21 vuorokautta.

Käsiteltyjä ja käsittelemättömiä ABS-hiukkasia poimittiin pinseteillä septum-pulloihin, joissa oli 70-prosenttista etanolia. Näytepullot lähetettiin tiiviisti suljettuina Sykelle analysoitavaksi.

Kemialliset analyysit

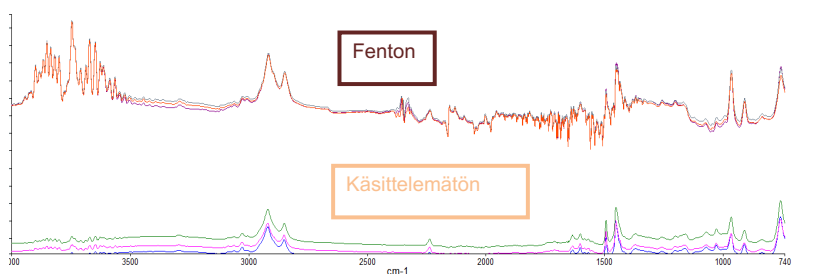
Mittaukset tehtiin Fourier-muunnos infrapuna -spektrometrillä (FTIR) (Spectrum Two, Perkin Elmer), johon oli asennettu vaimennettu kokonaisheijastus -yksikkö (ATR) (Specac Quest). Spektrometrin asetukset valittiin seuraavasti: spektrialue 4000–740 cm⁻¹, spektriresoluutio 4 cm⁻¹ ja jokaisessa mittauksessa 32 skannausta. Mittauksissa käytettiin DTGS-detektoria (deuteroitu triglysiinisulfaatti).

Mittauksessa 3–4 hiukkasta asetettiin timanttikiteen päälle. Kaikista kolmesta näytteestä tehtiin kolme mittausta. Testihiukkasten vaihtojen yhteydessä timanttikide puhdistettiin isopropanolilla kastellulla puhdas-tilaliinalla (Kimberly Clark Kimtech).

Tulokset

Aluksi visuaalisena havaintona voi todeta, että käsittelemättömät hiukkaset ja monivaiheisella menetelmällä käsitellyt hiukkaset olivat selvästi sinisiä. Tästä poiketen Fenton-reaktio oli selvästi haalistanut testihiukkasten väriä.

Kaikki mitatut yhdeksän spektriä tunnistettiin kirjastoverailun avulla olevan samaa ainetta eli styreeni/butadieeni-kopolymeeriä, koska spektirikirjastossa ei ole akrylinitriilibutadieenistyreenin spektriä. Mitattujen spektrien ja kirjastospektrin yhdenmukaisuutta kuvaavat lukuarvot (Search Score) olivat 0,88–0,89 puhtaille ABS-hiukkasille ja 0,85–0,88 monivaiheisen esikäsitteilymenetelmän läpi käyneille ABS-hiukkasille, mutta selkeästi pienemmät 0,62–0,64 Fenton-käsitellyille ABS-hiukkasille. Vertailtaessa mitattuja spektrejä keskenään Fenton-käsittely synnytti testimateriaalissa voimakasta kohinaa aaltolukualueilla 1500–2000 cm^{-1} ja 3500–3900 cm^{-1} (kuva 3), mikä viittaa ABS-hiukkasten hapettumiseen, sillä ensin mainitulla alueella esimerkiksi C=O-sidos aiheuttaa piikin ja jälkimmäisellä alueella O-H-sidos.



Kuva 3. Kolme FTIR-spektriä käsittelemättömistä ja Fenton-käsittelyn läpi käyneistä ABS-hiukkasista.

Johtopäätökset ja ehdotus jatkotutkimukselle

Mittausten perusteella Fenton-käsittely saattaa muuttaa ABS-hiukkasten rakennetta. Jatkotutkimuksella mahdollisesta hapettumisesta saisi varmuuden. Käsittelyn vaikutusta ABS-muovin kemialliseen pintamuuntumaan pitäisi tarkastella isommilla testihiukkasilla (halkaisija $>500 \mu\text{m}$), joita pystytään mittaamaan yksittäin ATR-mittauksella. Hiukkasten hajoamista pitäisi taas tutkia mahdollisimman pienillä ABS-hiukkasilla, joiden pinta-alan suhde tilavuuteen on mahdollisimman iso. Mikroskooppiavusteisen FTIR-mittauksen edellytyksenä on, että tutkittava kappale on halkaisijaltaan vähintään $10 \mu\text{m}$. Fenton-käsittelyn optimoinnissa tulisi huomioida reagenssien pitoisuudet ja tilavuudet suhteessa näytteen tilavuuteen tai massaan, reaktion kontrolloitu lämpötila ja käsittelyn kesto. Lisäksi kokeessa pitäisi tarkastella käsittelyn vaikutusta erityyppisiin polymeereihin, esimerkiksi ABS:n lisäksi polyeteeniin.

LÄHTEET

Ainali N.M., Kalaronis D., Kontogiannis A., Evgenidou E., Kyzas G.Z., Yang X., Bikiaris D.N. & Lambropoulou D.A. (2021) Microplastics in the environment: sampling, pretreatment, analysis and occurrence based on current and newly-exploited chromatographic approaches. *Science of the Total Environment* 794, 148725. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148725>

Löder M.G.J., Imhof H.K., Ladehoff M., Löschel L.A., Lorenz C., Mintenig S., Piehl S., Primpke S., Schrank I., Laforsch C. & Gerdts G. (2017) Enzymatic purification of microplastics in environmental samples *Environmental Science & Technology* 51, 14283–14292. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b03055>

Razeghi N., Hamidian A.H., Mirzajani A., Abbasi S., Wu C., Zhang Y. & Yang M. (2022) Sample preparation methods for the analysis of microplastics in freshwater ecosystems: a review. *Environmental Chemistry Letters* 20, 417-443. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01341-5>

Stock F., Kochleus C., Bänsch-Baltruschat B., Brennholt N. & Reiferscheid G. (2019) Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – a review. *Trends in Analytical Chemistry* 113, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.01.014>

VESISTÖÄ KUORMITTAVIA TEKIJÖITÄ SAADAAN TALTEEN KAIVOSUODATTIMILLA

Niina Laurila & Jonna Hauvala & Aki Mykkänen

Mikkelissä tarkasteltiin kesällä 2023 katukaivoihin asennettujen suodattimien avulla vesistöön päätyvän kiintoaineen eli roskan laatua ja määrää sekä suodattimien toimintaa. Tarkastelu suoritettiin viidessä kohteessa, joista kahdesta tiedettiin, että niistä päätyi materiaalia vesistöön. Kolmen muun kohteen arveltiin olevan toimintoiltaan sellaisia, että niistä voisi päätyä roskaa vesistöön. Varmat kohteet olivat tekonurmikenttiä ja muut kohteet alueita, joissa ihmisiä liikkuu paljon (tori, liikekeskus ja liikekeskuksen kierrätyspiste). Hulevesien mukana päätyy vesistöön usein roskia, jotka pääosin ovat muovia. Ympäristöön kulkeutuneet muovit ovat pitkäikäisiä, ja haurastuessaan ne murentuvat yhä pienemmiksi partikkeleiksi, mikromuoveiksi. Muovin tuotantomäärä maailmalla jatkaa kasvuaan, joten on todennäköistä, että luontoon päätyy yhä enemmän muovia. Kuitenkaan muovien ympäristö- ja terveysvaikutuksista ei vielä ole tarpeeksi tietoa. Muovin lisäksi hulevesien mukana vesistöön päätyy haitta-aineita veteen liuenneena sekä kiintoaineeseen sitoutuneena.

Kaivosuodattimet

Hulevesikaivon suodatuskokeessa käytettiin Watec Consulting Oy:ltä hankittuja Filtro Green -kaivosuodattimia, joita on testattu ja joita käytetään muun muassa tekonurmikenttien kumirouheen talteenotossa. Suodattimilla saadaan kiinni muutkin vesistöön päätyvät roskat ja kiintoaineet. Kaivosuodatuksella on mahdollista saavuttaa 90 prosentin reduktioita kiintoaineen poistossa (Saarelainen 2023). Tuote on saanut Suomen Messusäätiön Pelasta Itämeri -palkinnon. Metallikehysteisen suodattimen pussi on valmistettu viirasta (kuva 1). Pussin yläosassa on aukot, joista vesi pääsee kulkeutumaan pois, mikäli suodatin on täyttynyt eikä tyhjennystä vielä ole tehty. Myyjä asensi suodattimet kaivoihin 9.6.2023.



Kuva 1. Filtro Green -hulevesisuodatin (kuva Aki Mykkänen).

Tekonurmikenttäkohteet

Mikkelissä on neljä tekonurmikenttä: Hänninkenttä, Suojakallionpuiston kenttä, Kalevankankaan koulun kenttä sekä Urpolan kenttä. Näiden kenttien lisäksi kumirouhetta käytetään kahdessa jääpallokentässä (Launiala ja Lähemäki) (Mikkelin kaupunki 2017). Tekonurmikentissä käytetään yleisimmin SBR-kumirouhetta, kuten Mikkelinkin kohteissa (Juhola 2023) (kuva 2), ja se koostuu luonnon kumiseoksen (NR) lisäksi synteettisestä kumista (styreeni-butadieeni). Rouhemateriaalia saadaan henkilöautojen ja kuorma-autojen sekä teollisuuden kierrätyskumeista (NH-koneet 2022). Tekonurmikenttien yleistymistä on edistänyt niiden helppohoitoisuus verrattuna perinteisiin nurmikenttiin sekä käytettävyys talvisin (lämmitettävät kentät). Kumirouhe luokitellaan mikromuoviksi.



Kuva 2. Kumirouhetta Kalevankankaan tekonurmikentältä (kuva Aki Mykkänen).

Suomen ympäristökeskus selvitti Tekonurmi-hankkeessa kumirouheen kulkeutumisreittejä ja määriä kahden erilaisen kentän osalta. Kumirouhetta päätyy ympäristöön kenttää huoltavista laitteista ja kentän käyttäjistä sekä hulevesistä. Yhdeksi merkittäväksi kumirouheen kulkeutumistavaksi paljastui kentältä aurattu lumi. Rouheen kulkeutumiseen vaikuttaa vuodenajan ja sateen intensiteetin lisäksi kenttää ympäröivän ympäristön rakenne (pinnan tiiviys, kaltevuus sekä karheus) (Suomen ympäristökeskus 2022).

Kaivosuodatuskokeisiin valittiin lähellä vesiuomaa sijaitsevat Kalevankankaan koulun sekä Urpolan kentät. Molemmista kentistä hulevedet johdetaan läheisiin lampiin, Hanhi- ja Urpolanlampeen (kuva 3), jotka molemmat ovat osa uomia, joista juomavettä saadaan Mikkelille.



Kuva 3. Kaksi Mikkelin taajama-alueen tekonurmikenttää sijaitsee tärkeäksi määritettyjen vesistöjen välittömässä läheisyydessä (kuvat: Niina Laurila ja kartta: Maamittauslaitos 2023).

Urpolan kentällä suodatin asennettiin parkkipaikan viereiselle sivulle lähelle kentän kulkuaukkoa. Kenttätöiminnan lisäksi suodattimella oli mahdollista päästä kiinni rakennustyömaalta kulkeutuviin roskiin/kiintoaineisiin, sillä kentän välittömässä läheisyydessä rakennettiin uutta eteläistä aluekoulu. Kalevankankaalla suodatin asennettiin kentän pohjoispuolen kulmakaivoon.

Tori ja Graanin liikekeskus

Kolmen muun suodattimen sijoituskohteet valikoituvat loppukeväältä tehdyllä tarkastelukierroksella. Esimerkiksi Graanin liikekeskuksen kiertämyspisteellä käynti paljasti, että kohteessa päätyy paljon kierrätysmateriaalia ympäristöön (kuva 4). Kierrätyspisteen haasteiden lisäksi alueelle päätyy roskaa myös viereiseltä Valtatie viitosen rampilta. Graanin alueelta löytyy hypermarkettien lisäksi myös pikaruokaa myyviä yrityksiä.



Kuva 4. Muovi- ja pakkausmateriaalien keräysastioiden ympäriltä löytyi paljon maahan päätynyttä kierrätysmateriaalia (kuva Niina Laurila).

Kierrätyspisteen lisäksi Graanilla roskaantumista monitoroitiin myös parkkipaikan hulevesikaivosta (kuva 5). Viimeinen kaivosuodatin asennettiin torille lähelle toripaviljonkia (kuva 5). Graanin ja torin hulevesikaivoja yhdistävä tekijä on Saimaa, johon molemmista kohteista hulevedet johdetaan. Graanin valintaan vaikutti myös vilkas liikennemäärä.



Kuva 5. Kolme suodatinta asennettiin kohteisiin, joista hulevedet johdetaan Saimaaseen (kuvat: Aki Mykkänen ja Niina Laurila. Kartta: Maanmittauslaitos 2023).

Kuumat tumpit sulattivat suodattimiin reikiä

Jo ensimmäisellä tarkastuskerralla 29.6.2023 huomattiin, että suodattimiin oli päätyneet niiden ollessa vielä tyhjiä kuumia tupakantumpeja, jotka olivat polttaneet suodattimiin reikiä. Torin suodattimen todettiin reikiintyneen lisää (kuva 6), kun suodattimet tarkastettiin uudestaan 4.7. Tämä johti siihen, että kaivoon hankittiin uuden suodattimen lisäksi rosterinen allas (korkeus 100 mm), joka asennettiin suodattimen päälle (kuva 6).



Kuva 6. Torin hulevesisuodatin kärsi tupakantuppien aiheuttamasta reikiintymisestä (kuvat Niina Laurila & Aki Mykkänen).

Kuuman tupakan aiheuttaman ongelman ajateltiin liittyvän vielä pääsääntöisesti tyhjiin suodattimiin, mutta kierrätyspisteen suodattimessa löydettiin myös kerääntyneen suodoksen päälle päätyneen tupakan aiheuttama reikä (kuva 7). Tupakan lisäksi suodattimen toimintaa hankaloitti kierrätyspisteessä sinne kulkeutunut multa, joka tukki viiran pintaa (kuva 7). Suodatin pestiin tarkastuksen yhteydessä puhtaaksi.



Kuva 7. Ekopisteen suodattimeen päätyneet palavat tupakat sulattivat suodattimiin reikiä (kuva Niina Laurila).

Suodattimen reikiintymistä tapahtui niin usein, että niiden uusimisesta päätettiin luopua. Lisäksi rosterialtaiden hankkiminen jokaiseen kohteeseen ei ollut mahdollista, joten suodattimet päätettiin korjata, koska suurin osa suodattimen materiaalista oli käyttökelpoista. Paikoissa käytettiin samaa viiramateriaalia, jota itse suodatin oli. Paikkausviiraa saatiin käytöstä poistetusta suodattimesta.



Kuva 8. Reikiintyneen suodattimen paikkaus käynnissä (kuvat: Aki Mykkänen).

Roskia päätyi myös kaivosuodattimen sijasta kaivon pinnalle (kuva 9), kuten kierrätyspisteen kohteessa. Yleensä materiaali oli liian isokokoinen päätyäkseen kaivoon. Kuvasta 9 kuitenkin nähdään, että alueelle tuodaan materiaalia, jonka kierrättäminen kohteessa ei ole mahdollista. Näitä ovat muun muassa puu, muovinkeräykseen sopimattomat muovilaadut sekä astioihin liian isot tuotteet. Osa roskista saattaa olla myös rampilta kulkeutuvaa roskaa. Muovia ympäristöön pääty tahattomastikin, sillä tuulisina päivinä kierrätyksen yhteydessä sitä karkailee ympäristöön. Paalaavasta keräyskontista tuotteet eivät karkaa, vaan vahinko sattuu jätettäessä muovia jäteastiaan. Kierrätykseen toimitettavan muovin tulee olla irtonaista, eli pakattuna niitä ei saisi palauttaa.



Kuva 9. Rankkasateiden jälkeen kaivonkansien päältä löytyi paljon roskaa (kuvat: Niina Laurila & Aki Mykkänen).

Suodosten käsittely

Kaivosuodattimet tyhjennettiin aikavälillä 29.6.–4.9.2023 viisi kertaa muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Mikäli esimerkiksi ajoneuvo oli parkkeerattu hulevesikaivon päälle, ei suodattimesta voitu poistaa siihen päätynyttä ainesta. Hulevesikaivon suodattimien sisältö lajiteltiin, punnittiin ja valokuvattiin. Vähemmän kosteat näytteet kuivattiin huoneenlämmössä ja kosteampien näytteiden kuivaamisessa käytettiin apuna lämpökaappia, jossa kuivauslämpötila oli asetettu 50 asteeseen. Kuivasta suodoksesta eroteltiin roskat kiintoaineesta, kuten hiekasta, sepeleistä, puunlehdistä ja urvuista.

Kaivojen sakka

Kalevankankaan koulun tekonurmikentältä saatiin suodattimen avulla talteen kumirouhetta ja kiintoainetta, tässä tapauksessa soraa ja hiekkaa, yhteensä 28,5 kg. Muutamasta sakkaerästä koetettiin erottaa kumirouhe sorasta. Täydellisesti siinä ei onnistuttu, mutta tehdyn työn perusteella erotelluissa erissä rouheen määrä kokonaisuudesta oli noin 65 prosenttia. Kumirouheen (kuva 10) lisäksi kentältä kulkeutui suodattimeen nukkalancaa (kuva 10) eli tekonurmea, joka niin ikään on muovia.



Kuva 10. Kalevankankaan hulevesikaivoon päätynyttä materiaalia (kuvat: Niina Laurila ja Jonna Hauvala).

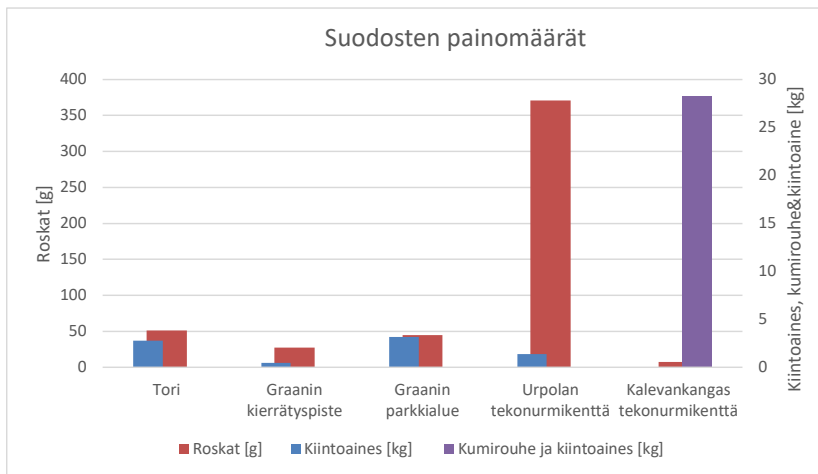
Toisessa tekonurmikentäkohteessa Urpolassa ei tekonurmen rouhetta saatu kerättyä talteen lainkaan. Vaikka kaivon ympärillä oli rouhetta, päätyi siihen soraa, hiekkaa, tupakkaa, metallia sekä asfalttia (kuva 11) pysäköintialueen asfaltoinnin yhteydessä. Rouhetta kuitenkin alueella päätyi kaivoihin, sillä suodattimen sijoituspaikkaa etsiessä löydettiin kai-

voja, jotka olivat täynnä kumirouhetta. Näihin kaivoihin suodatinta ei kuitenkaan voitu asentaa.



Kuva 11. Urpolan kohteessa suodattimeen päätyi metallia, tupakkaa ja asfalttia (kuva: Jonna Hauvala).

Niin ihmisen toiminta kuin luonnon kiertokulun ja sään vaihtelut vaikuttivat kaivosuodattimeen päätyneen materiaalin määrään ja laatuun. Kesän vaikutus näkyi myös kaivosuodattimien sakassa, sillä torin kohteessa suodattimeen päätyi koivunsiemeniä runsaasti. Tori on reunustettu koi-
vuilla, ja tänä vuonna koivu tuotti hyvin urpuja ja täten myös siemeniä, jotka löysivät pinnoitetulta torin pinnalta tiensä huleveden avulla kaivoon. Torin suodattimesta poistettiin parhaimmillaan noin kymmenen litran ver-
ran siementä. Runsaasti liikennöidyillä alueilla ja keskeisillä paikoilla, kuten Graanin ostoskeskuksen parkkipaikalla ja Mikkelin torilla, tupakkaan liittyvät tuotteet, kuten tupakantumpit, nuuskapussit ja sähkösavukkeiden metalliset etiketit, olivat pääasiallinen roskan lähde muovin lisäksi. Kaivoihin päätynyt aine esitetty kuvassa 12, jossa vasemmalla on roskat ja oikealla kiintoaines- sekä kumirouhemäärät.



Kuva 12. Kaivosuodattimien sakkujen määrät.

Yhteenveto

Huleveden mukana vesistöön päätyvien muovien talteenotto onnistui hyvin niissä kohteissa, joissa kaivosuodattimien sijoitus oli niin sanotussa hot spot -kohteessa, kuten Kalevankankaan tekonurmikentän hulevesikaivossa. Muistakin kohteista muovia ja muuta kiintoainetta saatiin talteen, vaikka kaivosuodattimen sijoittelu ei ollut täysin onnistunut kaikissa kohteissa. Kaikki materiaali, joka saadaan pois hulevesistä, on aina pois vesistöistä. Kiintoaineisiin tarttuu ravinteita ja haitta-aineita, joten kiintoainetta poistettaessa poistuu myös haitta-aineita.

Kesän tutkimus osoitti, että hulevesikaivoja käytetään tupakan roskiksi, sillä usein kaivoihin päätyneet tupakat (kuva 13) olivat vielä palavia tai kuumia, jolloin kaivosuodattimen materiaaliin paloi reikiä. Todennäköisesti ihmiset eivät ole tietoisia siitä, että kaivoihin päätyvä vesi ylimääräisine materiaaleineen ei päädy jätevedenpuhdistamolle, vaan hulevesi ohjataan suoraan lähimpää uomaan tai järveen.



Kuva 13. Torin suodattimen muovisaalista (kuva Jonna Hauvala).

Hulevesiin päätyvän roskan määrää lisää roskisten vähäinen määrä, kuten Mikkelissä 15.5. sekä 18.9. järjestetyissä roskatalkoissa todettiin, kun keräysalueelta kerättyä roskamäärää verrattiin alueen roskisten määrään. Esimerkiksi reitti, jossa siirrytään kaupungin keskustasta Vilhonkadulta Graanille, on Saimaan välittömässä läheisyydessä, ja reitiltä puuttuu roska-astioita.

Vaikka tällä hetkellä vesistöön päätyy kumirouhetta, on sen käyttämisestä tehty kielteinen päätös. Kumin käyttö tekonurmikenttien materiaalina tulee päätymään viimeistään kahdeksan vuoden päästä, sillä EU:n jäsenmaat hyväksyivät 26.4.2023 komission ehdotuksen mikromuovien rajoittamisesta. Kielto tulee koskemaan kaikkia tarkoituksellisesti lisättyjä mikromuovipartikkeleja, jotka ovat kokoluokaltaan alle viiden millimetrin partikkeleita (mukaan lukien alle 0,1 µm:n nanopartikkelit) sekä alle 15 millimetrin kuitumaisia partikkeleita. (Ympäristöministeriö 2023)

LÄHTEET

Juhola, T. Liikuntapäällikkö, Mikkelin kaupunki. Sähköposti 13.10.2023. [Viitattu 13.10.2023]

NH-koneet, 14.2.2022. Kumirouhe. Saatavissa: <https://nh-koneet.com/tuote/kumirouhe/>. [Viitattu 11.10.2023].

Setälä, O. & Hakala, O. & Lehtiniemi, M. & Pankkonen, P. & Sainio, E. & Tirroniemi J. 2022. Kumirouheen kulkeutuminen jalkapallokentiltä ympäristöön. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 24. ISSN 1796-1726 (verkkoy.). Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/items/76d15773-e205-43cf-afd1-1ec7d23dfe0f>. [Viitattu 11.10.2023]

Saarelainen, J-P. 2023. Kaivosuodatin hulevesikuormituksen ratkaisuun. Hulakas- ja Mahanpuruja muovista hakkeen tulokset, Watec Consulting Oy. pptx-esitys. Sähköposti 9.2.2023. [Viitattu 12.10.2023]

Ympäristöministeriö, tiedote 27.4.2023. EU:n laajuinen rajoitus vähentää mikromuovien päästöjä ympäristöön. Saatavissa: <https://ym.fi/-/eu-n-laajuinen-rajoitus-vahentaa-mikromuovien-paastoja-ymparistoon> [Viitattu 11.10.2023]

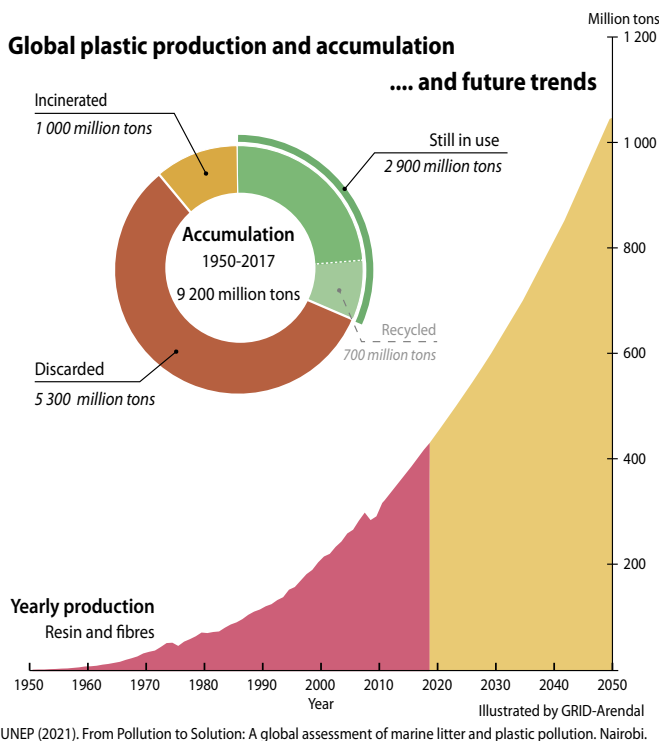
MIKROMUOVIN VÄHENTÄMISEN JA TORJUNNAN KEINOT

Niina Laurila & Jonna Hauvala

Muovi, tuo hyvä, paha materiaali, joka on ominaisuuksiensa vuoksi mahdollistanut monta asiaa. Muovilla on ollut merkittävä rooli ruoka-, terveys-, vesi- ja -energiahuollossa turvallisuutta ja rakentamista unohdamatta. On arvioitu, että 80 prosenttia tuotetusta muovista päätyy luontoon, jossa se on suuri ongelma. Kukapa ei olisi nähnyt kuvia eläimestä, joka on saanut ikuisen muiston kehoonsa kietoutuneesta muovista, tai eläimestä, jonka ravintoa on ollut muovi. Näiden haittojen lisäksi muovien kemikaaleista aiheutuu riskiä luontoon sekä ihmiseen. Muovit sisältävät paljon kemikaaleja, jotka ovat eliöille haitallisia. Lisäksi niille on ominaista kerätä ympäristöstä haitallisia aineita itseensä. Tämän vuoksi on erittäin tärkeää kiinnittää huomiota muovin käytön määrään ja järkevöittää sitä, mutta myös pyrkiä siihen, että muovia saadaan otettua talteen esimerkiksi hulevesistä.

Muovi

Muovit ovat keveitä, helposti muovattavissa, kestäviä sekä edullisia materiaaleja. Muovi voidaan jakaa kesto- ja kertamuoveihin. Valtamuovit, kuten polyeteeni (PE), polypropeeni (PP), polyesterit (PET), polyvinyylilokloridi (PVC) ja polyeteeni (HDPE, LDPE), ovat uudelleen muokattavissa olevia kestumuoveja (kuva 1). Kertamuoveihin kuuluvat muun muassa polyuretaani (PU), melamiini ja bakeliitti (PF).



Kuva 2. Muovia tuotettaneen 1 100 miljoonaa tonnia vuonna 2050 (Grayner 2020 / Grida Arendal 2021).

Mikromuovit

ECHA:n (European Chemicals Agency) määritelmän mukaan mikromuovit ovat kooltaan alle 5 mm:n kokoisia kiinteitä synteettisiä polymeerihiukasia (ECHA 2020). Mikromuovit voidaan jakaa primaarisiin ja sekundäärisiin mikromuoveihin perustuen niiden muodostumistapaan. Primäärisiä mikromuoveja ovat lähtökohtaisesti jo pieneksi valmistetut alle 5 mm:n kokoiset partikkelit, joita käytetään kosmetiikka- ja hygienia tuotteissa, teollisuuden puhdistimissa ja lannoitteissa. Sekundääriset mikromuovit ovat suurimmista muovituotteista muodostuneita kappaleita. Näitä sekundäärisiä mikromuoveja ovat esimerkiksi autonrenkaiden kulumistuotteet eli kumimurut, keinokuituisten tekstiilien kuidut ja tekonurmikenttien rouhe. Sekundäärinen mikromuovi muodostuu suurimmista muoveista kulumisen, hajoamisen ja sirpaloitumisen seurauksena (Fjäder 2016). Muovi pirstaloituu aina vain pienemmiksi kappaleiksi, ja alle 1 µm:n kappaleita sanotaan nanomuoveiksi. Taulukkoon 1 on koottu mikromuovi-lähteitä (WWF s.a.).

Taulukko 1. Mikromuovien lähteitä (WWF s.a.) (yhdistetty alkuperäisistä lähteistä EUNOMIA 2018, ECHA Annex XV report 2019).

Kategoria	Alakategoria	Tarkoituksella lisätty	Syntyy käytön aikana	Vapautuminen ympäristöön (t/v)
Tekonurmi	Täyte	x		3 800 (1700–5 900)
	Kuidut		x	n/a
Ajoneuvot	Jarrut		x	2 000 (100–5 000)
	Renkaat		x	94 000 (52 000–136 000)
Synteettiset tekstiilit	Matot		x	n/a
	Puhdistusliinat		x	n/a
	Hygieniatuotteet		x	n/a
	Vaatteet		x	13 000 (4 000–23 000)
Muovituotteiden raaka-aineet	3D-tulosteet	x		n/a
	Muovin kierrätys		x	n/a
	Pelletit/jauheet	x		41 000 (3 000–78 000)
Öljy ja kaasu	Porausnesteet	x		270 (~0–550)
Maatalous	Suojaharsot		x	n/a
	Viljelykatteet		x	n/a
	Päällystetyt siemenet ja kasvinsuojeluaineet	x		23 500 (5 400–39 700)
Maalit ja pinnoitteet	Rakentaminen	x	x	2 700 (0–5 200)
	Merenkulku	x	x	400 (n/a)
	Tie	x	x	15 000 (10 000–21 0000)
	Liukastumisen estojauhe	x		n/a
Hygieniatuotteet	Lasertulostimen musteet	x		n/a
	Poispestävät	x		3 155 (1 400–4 900)
Puhdistusaineet	Iholle jätettävät	x		650 (300–1 000)
	Teollisuuden pesuaineet	x		4 400 (1 000–8 000)
Kalanviljely, kalastus	Kotitalouksien pesuaineet	x		4 400 (1 000–8 000)
	Kalastusvälineet		x	2 600 (500–5 000)
Teollisuuden hiontarakeet	Vesiviljely		x	n/a
Lääketieteelliset tuotteet	Hionta-aine	x		n/a
	Ioininvaihtoresiinit	x		1 100 (400–1 800)
	Kalvo/Kapseli	x		1 100 (400–1 800)
Muut	In vitro -diagnostiikka/lääketieteelliset laitteet	x		1 100 (400–1 800)
	Kengän kuluminen		x	n/a
	Hampaiden kiillotusaine	x		n/a
	Talon eristeet	x		n/a
	Kalusteet	x		n/a
	Keittiövälineet		x	n/a
	Rakennukset		x	n/a
Huonepöly		x	n/a	

Muovien kulkeutuminen

On arvioitu, että kaikesta valmistetusta muovista päätyy ympäristöön 80 prosenttia. Tutkimuksissa muovia on löydetty maasta, vedestä, ilmasta, pohjavedestä, ravinnosta ja ihmisistä. Muovia ympäristöön kulkeutuu niiden käyttökohteista, kuten maataloudesta, rakentamisesta, teollisuudesta, jätteenkäsittelyalueilta, lumenkaadosta, laittomasta hylkäämisestä, ympäristöön sijoitetuista muovituotteista sekä toimimattomasta jätehuollosta, vesiliikenteestä, kalastuksesta ja vesiviljelystä (Syke 2022). Muovia päätyy ympäristöön suoran vesikosketuksen lisäksi myös maaperästä, hulevesistä ja vesiteitse (purot, joet, ojat). Valtaosa mikromuoveista päätyy hulevesien mukana puhdistamattomina avo-ojien ja hulevesiviemäreiden kautta puroihin, jokiin ja suoraan vesistöihin. Myös tekonurmikentistä ja muovigranuloista tehtyjen urheiluratojen ympäristöön hajonneiden mikromuovien pitoisuudet ovat erityisen kiinnostuksen kohteena. Hulevesivirtaamat tulevat jatkossakin lisääntymään kaupungeissa, koska läpäisemättömiä pintoja on runsaasti. Lisääntyneen hulevesivirtaaman seurauksena tapahtuu ranta-alueiden eroosiota, joka edistää haitta-aineiden, kuten myös mikromuovien pääsyä vesistöön. (Jormola 2019.)

Mikromuovien haitat

Luontoon päätyneet muovit ja niiden sisältämät haitta-aineet aiheuttavat kohteissaan fysikaalisia ja kemiallisia haittavaikutuksia ekosysteemeihin. Muovi itsessään ei välttämättä aina sisällä haitallisia aineita, mutta siihen voi kerääntyä ympäristömyrkkyjä, kuten PCB:tä ja PBDE:tä, sekä raskasmetalleja. Mitä pienempi muovipartikkeli on, sitä enemmän siinä on sitoutumispinta-alaa, johon haitalliset aineet voivat kiinnittyä. (Fjäder 2016.) Muoveissa käytettäviä haitallisia apuaineita ovat muun muassa palonestoaineet (bromiyhdisteitä), bisfenoli A (BPA), dispergointiaineena käytettävä PFOA (perfluoriooktaanihappo) (taulukko 2). Monet näistä aineista kuuluvat POP-yhdisteisiin eli pysyviin organisiin yhdisteisiin (BPA, PFOA, PBDE, HBCD, SCCP).

Taulukko 2. Muovien haitalliset aineet, käyttötarkoitus sekä luokitus vesiympäristölle vaaralliset ja haitalliset aineet (taulukko muokattu alkuperäisen Mannio & Kiviranta 2019 Vaaralliset aineet ympäristössä ja väestössä pohjalta).

Yhdiste	Lyhenne	Käyttötarkoitus	Liukenee	Haitallinen	Vaarallinen
Bisfenoli A	BPA	antioksidantti, monomeeri, käytetään valmistuksessa	x		
Benstyylibutyyliftalaatti	BBP	pehmenin	x	x	
Dibutyyliftalaatti	DBP	pehmenin	x	x	
Dietyyliftalaatti	DBP				
Di-(2-etyyliheksyyli)ftalaatti	DEHP	pehmenin	x		x
Di-isoheptyyliftalaatti	DIHP	pehmenin	x		
Heksabromosyklo-dodekaani	HBCD	palonsuoja-aine	x		x
Polybromatut difenyylieetterit	PBDE	palonsuoja-aine	x		x
Tetrabromibisfenoli A	TBBA	palonsuoja-aine	x		
Nonyylifenolit ja niiden etoksylaattit	NP/NPE	stabiilaattori	x		x
Oktyylifenolit ja niiden etoksylaattit	OP/OPE	antioksidantti, stabiilaattori, emulgointiaine	x	x	
Organotinat	OT	biosidi, stabiilaattori	x		x
Lyhytketjuiset klooriparafiinit	SCCP	sekundäärinen pehmenin, palonsuoja-aine	x		x
Perfluorioktaanihappo	PFOA	dispergointiaine	x		
Lyijy ja lyijy-yhdisteet	Pb	lämpö ja UV-stabiilaattori, PVC:ssä, pigmentti		x	
Kadmium ja kadmiumyhdisteet	Cd	pigmenttinä, lämpö ja UV-stabiilaattoreina			x
Elohopea ja elohopeayhdisteet	Hg	Katalysaattori			x
Polyaromaattiset hiilivedyt	PAH	Epäpuhtautena mm. mineraaliöljy-pohjaisissa muoveissa			x

Luontoon kuulumaton muovi aiheuttaa sekä fyysisiä, kemiallisia että biologisia vaikutuksia. Muovit voivat takertua eliöihin, niitä voi päätyä ruuansulatusjärjestelmään ja ne voivat muuttaa elinolosuhteita. Muovien matkassa voi tulla vieraslajeja sekä taudinaiheuttajia. (Syke 2022.) Muovien vaikutuksista ihmisiin on vielä vähän tietoa saatavilla, mutta esimerkiksi bisfenoli A:n on todettu vaikuttavan muun muassa hormonitoimintaan ja lisääntymiseen. Muovi on pitkäikäinen, joka luonnossa haurastuu ja hajoaa pienemmiksi partikkeleiksi.

Mikromuovien vähentämisen keinot

EU:n vuonna 2018 hyväksymän EU:n muovistrategian yksi päätavoitteista on kaikkien muovituotteiden uudelleenkäytettävyys tai kierrätettävyys alueellaan vuoteen 2030 mennessä. Muovistrategiaan kuuluu myös muovituotteiden asteittainen vähentäminen ja siirtyminen ekologisimpien materiaalien käyttöön muovivalmisteiden sijaan. Strategiassa esitetyt muovituotteiden käyttö- ja valmistusrajoitukset koskevat ennen kaikkea niitä muovituotteita, joille on jo olemassa vaihtoehtoinen ekologisempi vaihtoehto. Suomen muovitiekartta (kuva 4) on luotu EU:n muovistrategian pohjalta vuonna 2018 (YM 2022).



Kuva 4. Suomen muovitiekartta on laadittu EU:n muovistrategian perusteella (YM 2022).

REACH-asetuksessa on valmisteltu pitkään tarkoituksella lisättyjen mikromuovien rajoittamista, kuten hygieniä- ja kosmetiikkatuotteille, lannoitteille ja torjunta-aineille. Euroopan komission ehdotus mikromuovien rajoittamiseksi hyväksyttiin 26.2.2023. On arvioitu, että rajoitusten seurauksena mikromuovipäästöt vähenevät seuraavan 20 vuoden aikana jopa puoli miljoonaa tonnia. Esimerkiksi kumirouheen käyttö urheiluraidoilla ja tekonurmikentillä kielletään kokonaan kahdeksan vuoden kuluessa. (VN 2023.)

Tuotteille voidaan asettaa lakiin perustuva tuotevastuu jätelain mukaisesti velvollisuudesta järjestää tuotteille jätehuolto. Tuotevastuu koskee niin valmistajaa, maahantuoja ja pakkaajaa. Suomessa tuotevastuu koskee pakkauksia, paperia, paperituotteita, akkuja ja paristoja, renkaita sekä sähkö- ja elektroniikkatuotteita. Tuotevastuulla on Suomeen rakennettu muun muassa juomapakkausten palautusjärjestelmä (VNa 523/2013), jonka toiminnasta vastaa Palpa. Suomessa tämä pitkään toi-

minut pantillinen järjestelmä on osoittautunut tehokkaaksi keinoksi vähentää roskaantumista.

Euroopan unionin SUP-direktiivi (Single Use Plastics) (2019/904/EU) rajoittaa kertakäyttöisten muovituotteiden kulutusta. Tämän saasteetomuustoimintaohjelman tavoitteena on vähentää vuoteen 2030 mennessä ympäristöön pääseviä mikromuoveja 30 prosenttia (Saarela ym. 2022, 63). Kertakäyttöisille muoveille on direktiivin pohjalta asetettu markkinoille saattamisen kieltö muovista tai osittain muovista valmistetuille kertakäyttöisille tuotteille:

- pillit
- ruokailuvälineet
- lautaset
- ilmapallojen varret
- vanupuikot
- juomien sekoitustikut
- paisutetusta polystyreenistä valmistetut:
 - elintarvikepakkaukset, joista ruoka on mahdollista syödä heti
 - juomapakkaukset, korkit ja kannet
- kaikki oxo-hajoavasta muovista valmistetut tuotteet.

Kielto ei koske tuotteita, joilla on lääkinällinen käyttötarkoitus. Kielto astui voimaan 23.8.2021. Tuotekiellon lisäksi samana päivänä astui voimaan EU:n täytäntöönpanoasetus (EU2020/2151), joka velvoittaa merkitsemään muovista tai osittain muovista valmistetut tuotteet. Merkintäpakko koskee seuraavia tuotteita: juomamukit, tupakkatuotteissa käytettäviä suodattimia sekä suodattimellisia tupakkatuotteita, kosteuspyyhkeitä, tamponoja sekä niiden asettimia ja terveystiteitä. Tuotemerkinnöllä kerrotaan, onko tuotteessa muovia vai onko tuote kokonaan muovinen (kuva 5). (Tukes s.a.) Muovista kertovalla merkinnällä on tarkoitus tiedostaa kuluttajaa muovin käyttämisestä ja roskaamisen vaikutuksista.



Kuva 5. Jokaisessa pakkausmerkinnässä tulee olla tuotetta kuvaava kuva sekä tieto muovista (kuva EU Environment s. a.).

Ensi vuonna 3.7.2024 astuu voimaan tuotevaatimus juomapakkausten korkkien käytönaikaisesta kiinnipysymisestä. Myös tämä vaatimus on peräisin SUP-direktiivistä. Suomessa tällaisia juomapakkauksia ilmestyi markkinoille jo vuonna 2023.

Jo yli puolet käyttämistämme vaatteista sisältää muovia, kuten polyesteriä ja akryyliä. Pesun aikana tekstiileistä voi irrota jopa 700 000 mikromuovipartikkelia (Euroopan parlamentti 2020) yhden pesun aikana, ja suurin osa päättyy suoraan vesijohtoverkoston.

Mikromuovien talteenotto

Yksi lähtökohta mikromuovien talteenotossa on estää roskaantuminen, jolloin muovia ei päädy hulevesien mukana vesistöihin tai sitä ei päädy ensin maaperään (kuva 6). Tämä tarkoittaa sekä tiedon lisäämistä roskaamisen vaikutuksista (roskakampanjat) sekä roska-astioiden määrän lisäämistä.



Kuva 6. Luontoon tarkoituksellisesti tyhjennetty roskiksen sisältö (kuva N. Laurila).

Roskaantumisesta sekä roskaamisen vaikutuksista kertovista kampanjoista on hyvä esimerkki Pidä Saaristo Siistinä ry:n Mahanpurua muovista -kampanja, jossa herätellään ihmisiä ajattelemaan, mihin kadulla oleva roska päätyy. Mahanpurua muovista kampanjassa asennetaan hulevesikaivojen ympärille kahden viikon ajaksi huomiota herättävät kalatarat, joiden tarkoitus on saada ihmiset miettimään, mihin roska kadulta päätyy (kuva 7). Monikaan ei tiedä, että hulevedet roskineen eivät mene jätevedenpuhdistamolle, vaan useimmiten katukaivon kautta suoraan lähimpään vesistöön. Kampanja toteutetaan yhteistyössä kaupunkien kanssa. Mahanpuruja muovista on osa EU:n rahoittamaa PlastLIFE-hanketta, jossa Pidä Saaristo Siistinä ry on mukana.



Kuva 7. Pidä Saaristo Siistinä ry:n Mahanpuruja muovista -kampanja herättää ihmisiä miettimään, mihin roska kadulta päätyy. Kampanja on osa PlastLIFE-hanketta. (Kuva: Pidä Saaristo Siistinä ry 2019).

Roskaantumista voi vähentää myös Roska päivässä -liikkeen teeman mukaisesti keräämällä edes yksi eteen tullut roska talteen (Roska päivässä 2023). Myös ploggingissa eli roskajuoksussa kerätään lenkkeilyn aikana vastaan tulleet roskat. Samalla kun hoitaa kuntoaan, voi hoitaa myös luonnon hyvinvointia. Yle puolestaan järjesti vuonna 2023 Miljoona roskapussia -kampanjan, joka tarkoituksena oli kannustaa ihmisiä keräämään roskia reittien varsilta ja jossa tiedotettiin muun muassa roskaantumista ja kierrättämisestä (Yle 2023). Mukana kampanjassa oli 170 kuntaa sekä 30 yhteistyökumppania. Siisti Biitsissä keskitytään siivoamaan rannalta roskat ennen kuin ne päätyvät veteen tai ennen kuin ne palautuvat sinne. Siisti Biitsi on Pidä Saaristo Siistinä ry:n ohjelma, jossa roskienkeräyksistä vastaavat vapaaehtoiset talkoolaiset. Löydetyistä roskista raportoidaan Pidä Saaristo Siistinä ry:lle.

Roskaantumista voidaan vähentää lisäämällä roskakorien määrä taajama-alueilla. Kaupungit ovat kiristyneen taloustilanteen vuoksi vähentäneet roskakorien määrää. Vaihtoehtona voisivat olla niin sanotut älykkäät roskakorit, jotka ilmoittaisivat tyhjennystarpeestaan, mistä voisi saada kustannussäästöjä, kun roskakoreja ei tarvitse käydä tyhjentämässä säännöllisesti. Roskaantumista tulisi vähentää myös muovien keräyspisteillä, joiden ympäristö on kovin usein roskaantunut. Yhtenä syynä ovat avonaiset keräysastiat, joista muun muassa tuuli voi niitä kuljettaa

toisaalle. Roskia löytyy myös kohteista, joissa käytetään keräysastioita. Muovit palautetaan keräysastiaan erillisinä, eli niitä ei saa pakata muovipusseihin. Kuitenkin näin toimimalla muovia pääsee kulkeutumaan ympäristöön. Ei ole tarkoituksen mukaista yrittää saada talteen muovia, jos sen keräyksen yhteydessä samalla myös päätyy muovia ympäristöön. Muovien palautus suljetuissa pusseissa pitäisi sallia.

Hulevedet

Muovin talteenotto hulevesistä voidaan toteuttaa kosteikolla, jonka tarkoitus on viivästää veden virtausta niin, että kiintoaine ja kiintoaineeseen kiinnittyneet haitta-aineet pääsevät laskeutumaan pohjaan. Lappeenrannassa on tutkittu Sammonlahden kosteikon toimivuutta mikromuovin talteenottajana. Kosteikko on neljän allasrakenteen sekä niiden välissä olevista puro-osuuksista koostuva kokonaisuus, jonka ensimmäinen osa rakennettiin 2012. Tämä 1,1 hehtaarin kosteikon viimeisin alin osa on rakennettu vuonna 2020. (Pien-Saimaa 2023.) Kosteikon mikromuovin talteenotosta tehtiin tutkimusta vuonna 2019, ja neljän näytteen analysoinnin perusteella todettiin kosteikon pidättävän 50 prosenttia tulevasta muovista (Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus 2019).

Helsingin yliopistolla on tutkittu erilaisten biosuodatinmateriaalien käyttöä hulevesien epäpuhtauksien suodatuksessa. Tutkimuksessa käytettiin suodatushiekkaa, Filtralite P erikoiskevyytsoraa, 30-prosenttista kevytsora-biohiiliseosta (kuusi) sekä betonimurskettä suodatinmateriaaleina. Osassa suodattimia kasvatettiin viiruhelppiä, jolla on kyky suodattaa hulevesien epäpuhtauksia. Viiruhelpillisiin suodattimiin lisättiin kasteluventenä toimivan huleveden mukana tietty määrä fluorisoivaa polyeteeniä. Tehdyssä tutkimuksessa viiruhelppi pidätti mikromuovin juurikanaviinsa. Suodattimen läpi tulleesta vedestä ei löydetty mikromuoveja. Tutkimuksessa huomattiin myös, että kasvit auttoivat juurikanaviiden avulla huleveden imeytymisessä, ja ilman niitä imeytymistä ei tapahtunut. Suodatinmateriaaleilla saatiin poistettua mikromuovin lisäksi ravinteita, metalleja sekä kiintoainetta. (Kuoppamäki ym. 2021.)

Helsingin Taivallahdessa pilotoitiin vuonna 2019 noin 60 m³:n suodatusarkkua, jonka tehtävänä oli saada talteen hulevesien haitta-aineiden lisäksi mikromuovia. Suodatusarkku koostuu kolmesta osasta, joista ensimmäisessä tasataan ja hajautetaan virtaama viivytys-/laskeutusaltaan avulla. Tämän jälkeen vesi suodatetaan kahdessa osassa, joista ensimmäinen on karkeasuodatus ja toinen hienosuodatus (biohiili- ja

hiekkasuodatus). (Ingatus ym. 2019.) Kohteesta tehdyssä mikromuovitutkimuksessa selvisi, että suodatusarkun hiekkasuotimen tehokkuus muovien talteenotossa oli 96 prosenttia ja biohiilen 93 prosenttia muoviartikkelien koon ollessa 90 µm – 5 mm (Pankkonen 2020).

Hulevesien mukana kulkeutuvat kiintoaineet, roskat, mikromuovit ja jopa haitta-aineet voidaan ottaa talteen hulevesikaivoihin asennettavilla kaivosuodattimilla (kuva 10) (Watec Consulting Oy 2023). Kyseessä on viirasta valmistettu yläpuolelta metallikehykseen kiinnitetty ylivuodolla varmistettu suodatin. Kaivosuodattimet ovat helppokäyttöisiä ja nopeasti asennettavia eikä niiden käyttöönotto vaadi muutoksia rakenteisiin, vaan suodatin voidaan asentaa suoraan hulevesikaivoon. Suodattimilla on saatu talteen jopa 2 µm:n partikkeleita (Saarelainen 2023). Suodattimia on käytössä tekonurmikenttien kumirouheen talteenotossa. Tuotteella on voitettu Suomen Messusäätiön Pelasta Itämeri kilpailun ensimmäinen palkinto (Saarinen 2023).



Kuva 8. Hulevesikaivon suodattimilla saadaan kiintoaineen lisäksi talteen mikromuovia ja roskaa (kuva Watec Consulting 2023).

Jätevedet

Suomessa on tutkittu, kuinka hyvin jätevedenpuhdistamot pystyvät poistamaan jätevedestä mikromuovia. Tarkastelu tehtiin primäärijätevedtä käsittelevälle kalvobioreaktorille (MBR) sekä kolmelle eri tertiäärikäsittelylle, joissa käytetään sekundaarista jätevedtä. Tarkasteltavat tertiäärikäsittelymenetelmät olivat (DF), nopea hiekkasuodatus (RSF) ja paineflotaatio (DAF). Parhaiten eli 99,9 kiekkosuodin prosenttia mikromuovia suodatti (6,9–0,005 MP/l) MBR. 97 prosentin (0,7–0,02 MP/l) puhdistustehokkuuteen päästiin nopealla hiekkasuodatuksella ja vastaavasti DAF-menetelmällä 95 prosenttiin. Kiekkosuodattimella puhdistustehokkuus toimi vaihtelevasti sen ollessa 40–98,5 prosenttia. Tehty tutkimus osoittaa, että tutkitut jätevedenpuhdistamoiden tekniikat vähentävät mikromuovien määrää puhdistettavasta vedestä. (Talvitie ym. 2017.)

Uusia menetelmiä muovien talteenottoon kehitellään koko ajan

Tutkimusta tehdään paljon, jotta löydettäisiin uusia menetelmiä, joilla mikromuoveja saadaan otettua talteen sekä hajotettua. Haris ym. (2022) ovat hyödyntäneet laboratoriomittakaavan tutkimuksessaan rautaoksidia sisältävän nanoputkirakenteen kykyä adsorboida mikromuoveja. Rautaoksidi mahdollistaa talteenoton magneetin avulla. Heidän kehittämänsä 2D MOF@C@FeO -adsorbentti pystyi poistamaan ~100 prosenttia kokeessa käytetystä mikromuovista (MP) jopa tunnissa.

Muovien talteenotossa on tutkittu myös agglomerointia, jossa agglomeraatiolla pyritään muodostamaan yksittäisistä partikkeleista suurempia orgaanisten silaanien avulla sooli-geeli prosessissa. Agglomeroinnissa organosilaani kiinnittyy mikromuovien pintaan, minkä jälkeen organosilaanit muodostavat kolmen reaktiivisen ryhmänsä avulla kiinteän hybridisilikageelin. Menetelmää on testattu seuraaviin muoveihin: PE, PP, PVC, PA, PES. Saadut tulokset olivat lupaavia menetelmän toimiessa. Mikromuoveista muodostuneiden isompien kappaleiden poisto vedestä onnistuu helposti, sillä partikkelit ovat kelluvia. Lämpötilalla ei ollut reaktion toimivuuden kannalta merkitystä, ja menetelmä toimi kaikissa testatuissa lämpötiloissa (testattu 7–40 °C:ssa). (Strum ym. 2021.)

Myös valokatalyyysi on menetelmä, jotta on tutkittu muovien käsittelyssä. Katalyyttinä käytetään titaanioksidia (TiO₂), joka on stabiili ja myrkytön. Menetelmä perustuu siihen, että titaanioksidin absorboidessa ultravi-

oletettavasti vesiliuoksessa muodostuu superoksidianioneja ja hydrok-syyliiradikaaleja, jotka reagoivat liuoksessa olevien yhdisteiden kanssa hajottaen niitä. Menetelmässä riittää vielä kehiteltävää, sillä hajotustehokkuuteen vaikuttivat sekä mikromuovien koko ja muoto että TiO₂:n modifiointi. (Keroala 2022.)

VTT on tutkinut Plastic Bug -projekteissaan kehitettyä bioteknistä kierrätystä, jossa mikrobit/entsyymit hajottavat muovia. Niistä mikrobeista, jotka kykenevät hajottamaan muovia, etsitään ja identifioidaan ne entsyymit, jotka mahdollistavat muovin hajottamisen. Näistä identifioituneista entsyymeistä eristetyt geenit ilmennetään tuotantomikrobissa, jonka avulla pyritään tehostamaan muovin hajotustehokkuutta. Mikrobimuokkauksen tavoitteena on tuottaa mikrobia, joka pystyy käsittelemään useita muovilaatuja. Menetelmä on vielä testausvaiheessa. (VTT 2019.) Muovin hajottaminen mikrobeilla mahdollistaisi esimerkiksi lietteen puhdistamisen muovista, jolloin ravinnepitoista lietettä päästään hyödyntämään. Parempi olisi, jos muovit saataisiin talteen ennen niiden joutumista lietteeseen. Muovia joudutaan aina puhdistamaan joistakin aineista, kuten kompostista tai biokaasulaitoksen rejektistä, sillä kierrätykseen päätyy sinne kuulumatonta materiaalia.

LÄHTEET

European Chemicals Agency. 2020. Mikromuovit. Saatavissa: <https://echa.europa.eu/fi/hot-topics/microplastics>

European Environment Agency. 2022. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.eea.europa.eu/publications/microplastics-from-textiles-towards-a> [viitattu 16.10.2023].

Euroopan parlamentti. Muovijäte ja kierrätys EU:ssa. Luotu 19.12.2018. Päivitetty 30.6.2021. Saatavissa: <https://www.europarl.europa.eu/news/fi/headlines/society/20181212STO21610/muovijate-ja-kierratys-eu-ssa>

Euroopan parlamentti. 2020. Tekstiilituotannon ja -jätteen vaikutus ympäristöön. WWW-dokumentti. Päivitetty 2.6.2023. Saatavissa: <https://www.europarl.europa.eu/news/fi/headlines/society/20201208S-TO93327/tekstiilituotannon-ja-jatteen-vaikutus-ymparistoon> [viitattu 1.11.2023].

EU. 2018. Euroopan unionin strategia muoveista kiertotaloudessa. WWW-dokumentti. Saatavissa: https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-8-2018-0352_FI.html

EU 2019/904. EUROOPAN PARLAMENTIN JA NEUVOSTON DIREKTIIVI (EU) 2019/904 tiettyjen muovituotteiden ympäristövaikutuksen vähentämisestä.

EU 2020/2021. Täytäntöönpanoasetus.

EU Environment. s. a. Marking specifications for single-use plastic products. Saatavissa: https://environment.ec.europa.eu/topics/plastics/single-use-plastics/sups-marking-specifications_en

Fjäder, P. 2016. Merten roskaantuminen, muovit, mikromuovit ja haitalliset aineet. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/86d02185-2fa9-432f-8bd7-0f8ae10a249e/content>

Fjäder, P., Korkalainen, M., Kauppi, S., Lehtiniemi, M., Salminen, J., Selonen, S., Setälä, O., Sillanpää, M., Sorvari, J., Suikkanen, S., Talvitie, J., Turunen, T., Virkkunen, H. & Ala-Ketola, U. 2022. Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2022. Suomen ympäristökeskus (SYKE). ISBN 978-952-11-5480-5 (PDF). ISSN 1796-1726 (verkkoj.). Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-5480-5>

Geyer, R. 2020. Chapter 2 - Production, use, and fate of synthetic polymers (pages 13-32). *Plastic Waste and Recycling*. Academic Press. ISBN 9780128178805. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00002-5>

Grida Adelal 2021. Global plastic production, accumulation and future trends. Saatavissa: <https://www.grida.no/resources/15041>

Haris, M., Khan, M., Zavabeti, A., Mahmood, N. & Eshtiaghi, N. 2022. Self-assembly of C@FeO nanopillars on 2D-MOF for simultaneous removal of microplastic and dissolved contaminants from water. *Chemical Engineering Journal*. Volume 445.2023. Verkkoj. Saatavissa: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894722058703?casa_token=ZD5OT-i7sDkAAAAA:GZgRautPSJ34rLV9VKByT2IWXihuTdY6O-4mu8n9O6ju72_Cg3v-hS1oWHS_H-hboj33HyOIteoo [viitattu 29.9.2023].

Ignatus, S-M., Hakala, O., Kerkkänen, J., Kuoppamäki, K., Pankkonen, P., Sillanpää, N. & Sänkiäho, Leena. 2019. Uusia hulevesiratkaisuja tiiviissä kaupunkiympäristössä. *Vesitalous* 2019, sivut 12–15. Saatavissa: https://vesitalous.fi/wp-content/uploads/2019/03/VT1902_lowres.pdf

Jormola, J. 2019. SYKE. Uutta tietoa hulevesien käsittelyrakenteiden toimivuudesta vesistöjen kannalta. Vesistökunnostusverkoston vuosiseminaari 3.–5.6.2019. Youtube. Videoleike. Saatavissa: <https://www.youtube.com/watch?v=ZruV4cdqVTQ>

Kerola, A. 2022. Mikromuovien valokatalyyttinen hajotus titaanioksidilla. PDF-dokumentti. Saatavissa: <nbnfioulu-202206152840.pdf> [viitattu 4.10.2023]

Kuoppamäki, K., Pflugmacher Lima, S., Scopetani, C. & Setälä, H. 2021. The ability of selected filter materials in removing nutrients, metals, and microplastics from stormwater in biofilter structures. *Journal of Environmental Quality*, vol. 50, no. 2, pp. 465-475. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/dab0fc58-1c9b-4cde-bcbc-82c873efe9e7/content>

Lannoitevalmistusasetus (EU) 2019/1009. [viitattu 16.10.2023].

Mannio, J. (SYKE) & Kiviranta, H. (THL). 2019. Vaaralliset aineet ympäristössä ja väestössä. Sirkku-hankkeen Muovi-keskustelutilaisuus 20.3.2019. Syke. Saatavissa: <https://www.syke.fi/download/noname/%7B-B39EB33F-F5FA-448E-93A3-F7DE990EEE30%7D/145231>

Muoviteollisuus ry. Luotu 2010. Päivitetty 2019. Muovien luokitus. Saatavissa: https://www.plastics.fi/fin/muovitieto/muovit/muovien_luokitus/

Pankkonen, P. 2020. Urban stormwater microplastics – Characteristics and removal using a developed filtration system. Master's Programme in Water and Environmental Engineering (WAT). Aalto-yliopisto. Saatavissa: <https://aaltdoc.aalto.fi/handle/123456789/44294>

Pidä Saaristo Siistinä ry. 2023. Mahanpuruja muovista 2023. Saatavissa: <https://pidasaaristosiiistina.fi/2023/05/23/mahanpuruja-muovista-2023/>

Pien-Saimaa. Vesiensuojelurakenteet. Saatavissa: <https://www.piensaimaa.fi/vesiensuojelurakenteet/>

Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus. 2019. Kosteikko voi vähentää järveen päätyvää mikromuovin määrää jopa 50 %. Saatavissa: <https://www.svsy.fi/svyt-uutiset/kosteikko-voi-vahentaa-jarveen-paatyvaa-mikromuovin-maaraa-jopa-50/>

Saarela, S., Turunen, T., Tynkkynen, O., Beringer, K., Forsberg, T., Forsius, K., Haavisto, T., Helminen, M., Hilden, M., Jouttijärvi, T., Kautto, P., Lepänen, M., Mehtonen, J., Toivanen, R. & Vähä, E. 2022. Valtioneuvoston selvitys ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2022:32. Kohti saasteetonta tulevaisuutta. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/163971/VNTEAS_2022_32.pdf?sequence=1

Saarelainen, J-P. 2023. Hulevesien käsittelymenetelmät ja muovien talteenotto. Seminaariesitys. WaterPlus-hankkeen tulostietue hulevedet haltuun. Saatavissa: https://www.xamk.fi/wp-content/uploads/2023/11/waterplus-hankkeen-tulostietue-esitykset-kokoelma_compressed-1.pdf

Saarinen, E. 2023 Uusiouutiset-lehti. <https://www.uusiouutiset.fi/itameri-alkaa-ritilakaivosta-watec-consulting-keksi-keinon-vahentaa-tekonurmikenttien-mikromuovipaastoja-palkittiin-pelasta-itameri-palkinnolla/>

Siisti Biitsi. 2023. Pidä Saaristo Siistinä ry. Saatavissa: <https://www.siistiibiitsi.fi/>

Strum, T., Horn, H. & Schuhen, K. 2021. Removal of Microplastics from Waters through Agglomeration-Fixation Using Organosilanes—Effects of Polymer Types, Water Composition and Temperature. *Water* 2021, volume 13, issue 5, 675. Saatavissa: <https://doi.org/10.3390/w13050675>

Suomen kuntaliitto. Hulevesiopas 2012. Saatavissa (Luettu 17.11.2023): <https://www.kuntaliitto.fi/julkaisut/2012/1481-hulevesiopas>

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A. & Setälä, O. 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, Volume 123, Pages 401-407. Saatavissa: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>

Tukes. s.a. Kertakäyttöiset muovituotteet, SUP (single use plastics). WWW-dokumentti. <https://tukes.fi/tuotteet-ja-palvelut/kertakayttoiset-muovituotteet-sup>.

Valtioneuvosto. 2023. EU:n laajuinen rajoitus vähentää mikromuovien päästöjä ympäristöön. Tiedote. Saatavissa: <https://valtioneuvosto.fi/-/1410903/eu-n-laajuinen-rajoitus-vahentaa-mikromuovien-paastoja-ymparistoon> [viitattu 1.11.2023]

VNa 523/2013. Valtioneuvoston asetus juomapakkausten palautusjärjestelmästä.

Viherliitto. 2019. Töölössä kokeillaan uutta tapaa suodattaa mikromuoveja hulevesistä. Saatavissa: <https://www.vyl.fi/uutiset/toolossa-kokeillaan-uutta-tapaa-suodattaa-mikromuoveja-hulevesista/>

VTT. 2022. Mikrobit töihin! Muovijätteen hiili biohajoavaksi materiaaliksi. Saatavissa: <https://www.vttresearch.com/fi/uutiset-ja-tarinat/mikrobit-toihin-muovijatteen-hiili-biohajoavaksi-materiaaliksi>

Watec Consulting Oy. 2023. FILTRO-hulevesisuodatin. <https://www.watec.fi/tuotteet/p/filtro>

WSP Finland. 2019. WWW-dokumentti. Saatavissa: <https://www.wsp.com/fi-fi/projects/suodatusarkku-uusi-ratkaisu-hulevesien-kasittelyyn>

WWF. s.a. Euroopan kemikaaliviraston rajoitusehdotus mikromuovien käytölle. PDF-dokumentti. Saatavissa: https://wwf.fi/app/uploads/a/f/2/lyeu48t55uoruhxgrzsuak/wwf_mikromuovit_paino_0403.pdf

Yle 2023. Mikä Miljoona roskapussia? Saatavissa: <https://yle.fi/aihe/s/mika-miljoona-roskapussia>

Ympäristöministeriö. 2022. Vähennä ja vältä, kierrätä ja korvaa. Muovitikartta 2.0. PDF-dokumentti. Saatavissa: <https://ym.fi/documents/1410903/42733297/V%C3%A4henn%C3%A4+ja+v%C3%A4litt%C3%A4,+kierr%C3%A4t%C3%A4+ja+korvaa.+Muovitikartta+2.0.pdf/4336039b-f222-dc07-6ae5-f193ad418e60/V%C3%A4henn%C3%A4+ja+v%C3%A4litt%C3%A4,+kierr%C3%A4t%C3%A4+ja+korvaa.+Muovitikartta+2.0.pdf?t=1681804745974>

YMPÄRISTÖTIEDON JAKAMISEEN SOVELTUVAN ALUSTAN KEHITTÄMINEN VESISTÖTUTKIMUKSEN TARPEISIIN – CASE MIKKELI

Miika Hämäläinen

Vesistötietojen hajautuminen on tunnistettu ongelmaksi sekä tutkimuksen että päätöksenteon kannalta. Keskitetyn ja turvatus digitaalisen alustan tarve on noussut esille tietolähteiden yhtenäistämisen ja tiedon saavutettavuuden parantamisen näkökulmasta. Vastaavia tietojärjestelmiä on olemassa, mutta WaterPlus-hankkeessa haluttiin luoda uusi alusta Etelä-Savon alueella toimivien tutkijoiden yhteistyön helpottamiseksi. Tutkimustiedon lähteinä ovat muun muassa opinnäytetyöt, TKI-hankkeet ja viranomaisten mittaukset.

Tekninen toteutus ja alustavalinta

Sovelluksen pohjaksi on valittu avoimen lähdekoodin sovelluspohja, joka sisältää kirjautumis- ja rekisteröitymisjärjestelmän sekä tarjoaa mahdollisuuden nopeutettuun sovelluskehitykseen. Pohjan tekniset komponentit muodostavat yhdessä joustavan ja skaalautuvan ratkaisun alustan tarpeisiin.

Tietoalusta perustuu useisiin moderneihin ja suosittuihin teknologioihin, jotka yhdessä muodostavat luotettavan ja tehokkaan järjestelmän:

- **React:** Sovelluksen käyttöliittymässä käytetty teknologia. React mahdollistaa dynaamisten ja käyttäjäystävällisten sivujen rakentamisen, mikä tekee sovelluksesta helppokäyttöisen ja nopean.
- **TRPC:** Viestintäväline palvelimen ja asiakaspuolen välillä. TRPC:llä varmistetaan, että sovelluksen eri osat kommunikoivat keskenään sujuvasti ja tehokkaasti.
- **Node.js:** Palvelinpuolen suoritusympäristö. Node.js mahdollistaa monipuolisten toimintojen ja palveluiden toteuttamisen, kuten käyttäjien autentikoinnin ja datan tallentamisen.

- **MongoDB:** Tietokanta, jossa sovelluksen tiedot säilytetään. MongoDB on joustava tietokanta, joka soveltuu erityisesti suurten tietomäärien tallentamiseen ja hallintaan.
- **Cloudinary:** Pilvipalvelu, johon tallennetaan tutkimustuloksiin liittyvät tiedostot. Palvelun käyttö on ilmaista tiettyyn datamäärään asti, ja sen jälkeen datan siirrosta sekä säilytyksestä on maksettava.

Sovelluksen rekisteröitymisprosessi on suunniteltu rajoittuvan tietyille sähköpostiosoitteille kuuluville organisaatioille. Tämä takaa sen, että alustalle syötetty tieto on laadukasta ja relevanttia. Tiedon syöttäminen ja jakaminen on myös yksinkertaistettu, minkä ansiosta käyttäjät voivat helposti lisätä ja jakaa tietoa useissa eri formaateissa, kuten *.xlsx ja *.pdf.

Sovelluksen käyttäminen

Sovellukseen kirjautunut käyttäjä pystyy suodattamaan etusivulla näkyviä raportteja yhden tai useamman sisältökentän perusteella (kuva 1). Etusivulla näkyvistä raporteista käy ilmi niistä vastaava organisaatio, otsikko, kategoria, latauspäivä, viimeisin päivytyspäivämäärä sekä lisääjän tiedot. Alustaa tullaan vielä täydentämään interaktiivisella karttatoiminnolla, josta voi nähdä raporttien sijainnit. Kartta auttaa käyttäjiä hahmottamaan tutkimusalueet ja raporttien sijainnit visuaalisesti. Kartassa suunnitellaan myös samankaltaista suodatusmahdollisuutta kuin etusivun raporttilistauksessa. Yksittäistä raporttia voi tarkastella klikkaamalla sen listauselementtiä, minkä jälkeen käyttäjä ohjataan raportin tarkastelunäkymään. Tarkastelunäkymässä raportilla on yksilöllinen tunnus URL-osoitteen lopussa, mikä mahdollistaa raportin jakamisen linkin avulla toisille käyttäjille.

The screenshot shows the WaterPlus application interface. At the top left is the logo 'WaterPlus'. To the right are navigation links: 'Etusivu', 'Profiili', 'Luo raportti', and 'Kirjaudu ulos'. Below the navigation is a search bar with a dropdown menu 'Hae kentästä' and a button 'Piilota hakupalkit'. The main content area displays three report cards:

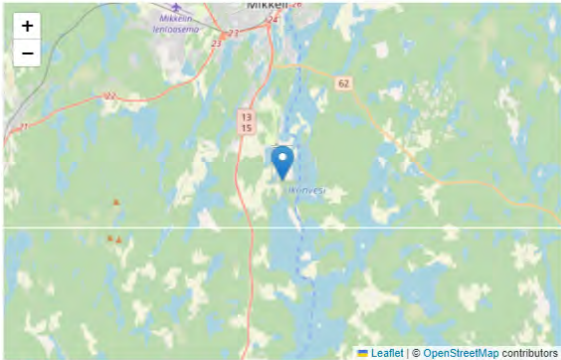
- Report 1:** XAMK logo, title 'Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu', identifier 'asdf', category 'asdf', date '21.08.2023', updated 'Päivitetty:21.08.2023', and user 'Miika Hämäläinen'.
- Report 2:** XAMK logo, title 'Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu', identifier 'testiotsikko', category 'testikategoria', date '22.08.2023', updated 'Päivitetty:11.09.2023', and user 'Miika Hämäläinen'.
- Report 3:** MIKKELIN KAUPUNKI logo, title 'TestiRaportti', identifier 'Vesi', date '12.09.2023', updated 'Päivitetty:06.11.2023', and user 'Testi käyttäjä'.

Kuva 1. Sovelluksen päänäkymä (kuva Miika Hämäläinen).

Uuden raportin voi luoda yläpalkin *Luo raportti* -painiketta painamalla. Raportteja voi muokata painamalla ellipsipainiketta ja valitsemalla ”muokkaa”. Raporttia luodessa tai aikaisemmin luotua raporttia muokattaessa käyttäjän on syötettävä raportin tekstimuotoiset yleistiedot niihin tarkoitettuihin kenttiin. Lisäksi raportille tulee määrittää sijainti kartan avulla, ja latauspainikkeen avulla käyttäjä voi valita raporttitiedoston (ks. kuva 2).

Muokkaa raporttia

Otsikko	Kategoria
<input type="text" value="asdf"/>	<input type="text" value="asdf"/>
Kohteen ID	Kohteen nimi
<input type="text" value="asdf"/>	<input type="text" value="asdf"/>
Ajankohta	Paikan nimi
<input type="text" value="asdf"/>	<input type="text" value="asdf"/>
Vesistöalueen ID	Pintaveden tyyppi
<input type="text" value="asdf"/>	<input type="text" value="asdf"/>
Sisältö	
<input type="text" value="asdf"/>	



Lataa tiedosto

[Choose File](#) No file chosen

[Päivitä](#)

Kuva 2. Raportin muokkausnäky (kuva Miika Hämäläinen).

Sovelluksen vaikutus ja mahdollisuudet

Tietoalustan lanseeraus tarjoaa mahdollisuuden keskittää vesistötutkimuksen tietoja ja havaintoja yhdelle alustalle. Tämä yhtenäistää tiedonkulkua ja helpottaa datan analysointia. Alustan erityisominaisuudet, kuten havaintojen ilmoittaminen ja datan liittäminen, ovat ratkaisevia sen suhteen, miten tehokkaasti ja johdonmukaisesti dataa voidaan käsitellä ja hyödyntää. Keskittämällä nämä tiedot yhteen paikkaan voidaan myös varmistaa, että vesistötutkimuksen parissa työskentelevät tahot voivat tehdä päätöksiä ajankohtaisen ja laadukkaan tiedon perusteella.

Yhteistyö ja tiedonkulku

Tämän alustan käyttöönotto kannustaa eri toimijoita, kuten Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulua, Mikkelin kaupunkia, ELY-keskusta ja Suomen ympäristökeskusta, yhteistyöhön vesistötutkimuksen parissa. Koska alustalle pääsevät vain tietyt, valikoidut käyttäjät, se luo luotettavan ympäristön tiedonvaihdolle. Tämä valikoiva pääsy varmistaa, että jaettu tieto on luotettavaa ja relevanttia, mikä puolestaan edesauttaa avointa ja tehokasta yhteistyötä eri sidosryhmien välillä.

Yhteenveto

WaterPlus-hankkeessa kehitetty sovellus tarjoaa keskitetyn alustan vesistötutkimuksen ja -suojelun tiedonvaihtoon Mikkelin alueella. Sovelluksen toteuttamiseen käytössä olleista rajallisista resursseista pyrittiin saamaan maksimihyöty hyödyntämällä valmiita ratkaisuja sovelluspohjassa. Kaikkia sovellusmäärittelyssä suunniteltuja kohtia ei pystytty toteuttamaan, mutta avoimen lähdekoodin pohja sekä valitut tekniset ratkaisut tukevat sovelluksen jatkokehitystä ja ylläpitoa. Käyttäjien mahdollisuus tuottaa sisältöä alustalle edistää yhteistyötä ja tiedonvaihtoa vesistötutkimuksen parissa toimivien tahojen kesken.

LOPPUSANAT

Tekijät



Muovin on helppo päätyä veteen, mutta vaikea poistaa.

(kuva Aki Mykkänen)



XAMK
KEHITTÄÄ