

# **Rauman uimavesien mikrobiologiseen laatuun vaikuttavat tekijät**

Minna Kivimäki

Biologia (ekologia ja evoluutiobiologia)

Pro gradu -tutkielma

Laajuus: 30 op

Ohjaajat:

Timo Vuorisalo

Tero Klemola

16.12.2022

Turku

Turun yliopiston laatujärjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu  
Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä.

Pro gradu -tutkielma

**Pääaine:** Ekologia

**Tekijä(t):** Minna Kivimäki

**Otsikko:** Rauman uimavesien mikrobiologiseen laatuun vaikuttavat tekijät

**Ohjaaja(t):** Timo Vuorisalo, Tero Klemola

**Sivumäärä:** 44 sivua + liitteet 3 sivua

**Päivämäärä:** 16.12.2022

---

Uimaveden mikrobiologisessa laadunvalvonnassa käytetään indikaattoribakteereina suolistoperäisiä enterokokkeja ja *Escherichia coli* -bakteeria. Monet ympäristön stressitekijät, sekä abioottiset että bioottiset, vaikuttavat indikaattoribakteerien selviytymiseen vesiympäristössä. Varsinkin tilanteissa, joissa saastelähde on peräisin pistekuormituksen sijaan hajakuormituksesta, on tautiriskin arvioiminen ja lähteen selvittäminen hankalaa. Tutkielmani tavoitteena oli selvittää uimarantavesien mikrobiologisen laadun pitkäaikaisaineiston ja kohdennettujen vesinäytteenottojen avulla tekijät, jotka vaikuttavat Rauman kaupungissa sijaitsevien uimarantojen mikrobiologiseen laatuun. Tutkimuksesta saatavalla tiedolla voidaan mahdollisesti tehdä ratkaisuja, joilla voidaan paikallistasolla parantaa uimavesien vedenlaatua. Tutkimuksessani oli mukana neljä uimarantaa, jotka kaikki sijaitsevat matalissa merenlahdissa. Uimarantavesien mikrobiologisen laadun pitkäaikaisaineisto on kerätty terveystoimintamaitten toimesta vuosien 2013-2020 aikana. Lisäksi näyteaineisto sisälsi kohdennettuja vesinäytteitä Syväraumanlahden osavalmu-alueiden hulevesistä ja kahden eri uimarannan (Otanlahti ja Lillonkari) lähialueelta. Kohdennetuilla näytteenotoilla selvitettiin hulevesien mikrobiologista laatua ja mikrobiologisen vedenlaadun paikallista vaihtelua. Tutkimukseni tulokset osoittavat, että kaupunkimaisessa ympäristössä hulevesillä on merkittävä vaikutus uimarantojen mikrobiologiseen laatuun. Tulosteni mukaan kolibakteerien pitoisuuksia Otanlahden ja Saharannan uimarannoilla selittää edeltävän 3–7 vuorokauden sadanta, kun taas enterokokkien pitoisuuksia Otanlahden uimarannalla selitti edeltävän kuukauden sadanta. Lisäksi Syväraumanlahden osavalmu-alueiden hulevesistä otetut näytteet osoittavat hulevesien bakteerimäärien olevan osittain moninkertaisia verrattuna uimaveden laadunvalvonnan raja-arvoihin. Saastelähteen lisäksi tutkimuksessa mukana olevien uimarantojen mikrobiologiseen vedenlaatuun vaikuttivat uimarannan vesiympäristöön liittyvät paikalliset olosuhteet, kuten veden fysikaaliskemialliset olosuhteet ja sedimentin resuspensio. Ottaen huomioon erilaiset tekijät, jotka vaikuttavat jo Rauman kaupungin uimavesien sisällä bakteeripitoisuuksien vaihteluun, tulisi EU:n uimavesidirektiivissä määritelty näytteenottostrategia uudistaa ja näytteenotossa vaatia ottamaan huomioon uimarannan erityispiirteet. Nykyisten indikaattoribakteerien lisäksi tulisi miettiä vaihtoehtoisia tapoja selvittää uimavesien mikrobiologista laatua ja mahdollista tautiriskiä uimareille.

---

**Avainsanat:** *Echerichia coli*, suolistoperäinen enterokokki, hulevesi, sedimentin resuspensio, uimaveden laatu

# Sisällysluettelo

<b>1 JOHDANTO .....</b>	<b>1</b>
1.1 UIMAVESIEN LAADUNVALVONTA INDIKAATTORIBAKTEEREILLA .....	1
1.2 HAJAKUORMITUS, ERITYISESTI HULEVEDET, UIMAVESIEN SAASTELÄHTEENÄ .....	4
1.3 TUTKIMUKSEN TARKOITUS JA SOVELTAMINEN .....	5
<b>2 AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>7</b>
2.1 TUTKIMUSALUEET .....	7
2.1.1 <i>Rauman merialue</i> .....	7
2.1.2 <i>Syväraumanlahti</i> .....	8
2.1.3 <i>Uimarannat</i> .....	11
2.2 SYVÄRAUMANLAHDEN VALUMA-ALUEEN HULEVESIEN MIKROBIOLOGINEN NÄYTTEENOTTO .....	13
2.2.1 <i>Kappelinsalmen valuma-alueen hulevedet</i> .....	13
2.2.2 <i>Otanlahden valuma-alueen hulevedet</i> .....	14
2.3 UIMARANTAVESIEN MIKROBIOLOGINEN LAATU.....	15
2.4 MIKROBIOLOGISEN VEDENLAADUN PAIKALLINEN VAIHTELU .....	16
2.4 SÄÄAINEISTO .....	16
2.5 TILASTOLLISET MENETELMÄT .....	17
<b>3 TULOKSET.....</b>	<b>19</b>
3.1 SYVÄRAUMANLAHDEN UIMAVEDEN LAADUN YLEISKUVAUS .....	19
3.2 KAPPELINSALMEN VALUMA-ALUEEN HULEVESINÄYTTEET .....	20
3.3 OTANLAHDEN VALUMA-ALUEEN HULEVESINÄYTTEET .....	22
3.4 KOLIBAKTEERIEN LUKUMÄÄRÄÄN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT .....	24
3.5 ENTEROKOKKIEN LUKUMÄÄRÄÄN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT .....	27
3.6 MIKROBIOLOGISEN VEDENLAADUN PAIKALLINEN VAIHTELU .....	30
<b>4 TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>31</b>
4.1 UIMAVESIEN MIKROBIOLOGISEEN LAATUUN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT .....	31
4.2 YHTEENVETO JA TOIMENPIDE-EHDOTUKSET .....	36
<b>5 KIITOKSET .....</b>	<b>40</b>
<b>6 KIRJALLISUUS .....</b>	<b>40</b>
<b>7 LIITTEET .....</b>	<b>45</b>

# 1 Johdanto

Suomen tuhannet järvet, tuhannet saaret ja tuhansia kilometrejä pitkä Itämeren rannikko-viiva mahdollistavat luonnonvesien monipuoliset virkistyskäyttömahdollisuudet. Varsinkin uiminen on tärkeä ja suosittu harrastus, ja vuosittain noin 70 prosenttia suomalaisista kertoo uivansa luonnonvesissä (Sievänen ja Neuvonen 2011). Osaksi korkeaa lukemaa selittää mökkikulttuuri, sillä suomalaiset omistavat yli puoli miljoonaa vapaa-ajan asuntoa, joista yli 80 prosenttia sijaitsee vesistöjen rannalla (Voutilainen ym. 2021). Lisäksi kunnat ja kaupungit ylläpitävät yli 300 yleistä uimarantaa, joista neljännes sijaitsee rannikolla ja muut järvien ja jokien rannoilla (EEA, 2021). Näiden ohella on pienempiä, esimerkiksi kylien ja yhdistysten ylläpitämiä uimapaikkoja, joiden tarkkaa määrää ei tiedetä.

Luonnonvarakeskuksen kyselytutkimuksen mukaan suomalaisille uimisessa on tärkeää hyvä veden laatu, ja suomalaiset ovat huolissaan veden laadun heikkenemisestä (Sievänen ja Neuvonen 2011.). Uusimman ekologisen tilan luokituksen myötä huoli on varsinkin rannikkoseudulla aiheellinen, sillä ainoastaan 13 % rannikkovesien kokonaispinta-alasta on hyvässä tilassa, kun vastaava lukema järvien osalta on 87 % (Pintavesien ekologinen tila 2019). Kyselytutkimuksesta kävi ilmi, että tärkeimmät veden laatutekijät uintikohdetta valitessa ovat sinilevätilanne, limattomuus ja veden bakteeripitoisuus, eli uimaveden mikrobiologinen laatu (Sievänen ja Neuvonen 2011).

## 1.1 Uimavesien laadunvalvonta indikaattoribakteereilla

Uimavesien laatua valvotaan ja luokitellaan Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2006/7/EY mukaisesti, jonka perusteella on annettu kansalliset uimavesiasetukset STM 177/2008 ja STM 354/2008. Asetusta STM 177/2008 sovelletaan yleisille uimarannoille, joilla odotetaan käyvän huomattava määrä uimareita päivässä. Näistä uimarannoista puhutaan yleisesti EU-uimarantoina. Yleisille uimarannoille asetus vaatii myös laskemaan mikrobiologisen laadun perusteella uimavesiluokan ja laatimaan uimavesiprofiilin. Pienille yleisille uimarannoille, joilla ei odoteta käyvän huomattavaa määrää uimareita päivässä, sovelletaan asetusta STM 354/2008.

Uimaveden mikrobiologisessa laadunvalvonnassa käytetään indikaattoribakteereina suolistoperäisiä enterokokkeja ja *Escherichia coli* -bakteeria (STMa 177/2008; STMa 354/2008, Valvira 2008). *E. coli* -bakteeri (myöh. kolibakteeri) kuuluu lämpökestoisten koliformisten bakteerien ryhmään. Kolibakteeria pidetään parhaana käytettävissä olevana suolistoperäisen saastumisen indikaattorimikrobina, sillä se on nykytietämyksen mukaan peräisin lähes yksinomaan ihmisten tai tasalämpöisten eläinten ulosteesta ja ilmentää tuoretta ulostesaastumista (Valvira 2008). Suolistoperäiset enterokokit (myöh. enterokokit) kuuluvat *Streptococcus* sukuun, ja niitä on useita lajeja. Kolibakteerista poiketen enterokokkeja voi esiintyä muuallakin kuin ihmisten ja tasalämpöisten eläinten ulosteissa, kuten maaperässä. Enterokokit säilyvät vesiympäristössä kauemmin kuin kolibakteerit, sillä ne kestävät ympäristöolosuhteiden aiheuttamaa stressiä paremmin. Enterokokit voivatkin ilmentää pidempiaikaisempaa ulostesaastumista (Valvira 2008).

Erilaisten ympäristöolosuhteiden takia sisämaan uimavesille ja rannikon uimavesille on asetettu toisistaan poikkeavat toimenpideraja-arvot indikaattoribakteereille. Sisämaassa raja-arvot ovat kolibakteereille 1000 pmy/100 ml ja enterokokeille 400 pmy/100 ml. Rannikolla raja-arvot ovat kolibakteereille 500 pmy/100 ml ja enterokokeille 200 pmy/100 ml. Toimenpideraja-arvojen ylitykset tarkoittavat käytännössä sitä, että terveydensuojeluviranomaisen täytyy alkaa selvittää, voiko uimavesistä aiheutua uimareille terveyshaittaa (Valvira 2008).

Indikaattoribakteerit eivät itsessään aiheuta tautiriskiä uimareille, mutta uimavedestä mitattujen enterokokkien ja kolibakteerien lukumäärän tiedetään korreloivan positiivisesti muiden patogeenisten mikro-organismien kanssa aiheuttaen infektioriskin suurenemista (Cabelli ym. 1989; Bel ym. 2010). Patogeeniset mikro-organismit ovat monipuolinen joukko erilaisia bakteereita, viruksia ja alkuelämiä, ja niiden havaitsemiseen vedestä liittyy monia rajoituksia. Tämän takia indikaattoribakteerien käyttäminen mahdollisen terveysriskin ilmentäjänä on helpompaa, nopeampaa ja edullisempaa kuin jokaisen yksittäisen patogeenin tutkiminen uimavedestä (Pommepuy ym. 2005; Boehm ja Soller 2012).

Tuoreessa, käsittelemättömässä jätevedessä kolibakteerin ja enterokokkien katsotaan olevan hyviä indikaattoreita kuvaamaan patogeenien aiheuttamaa tautiriskiä (Wade ym. 2006; Sadowsky ja Whitman 2011). Jäteveden päätyessä vesistöön voi indikaattoribakteerien ja patogeenisten mikro-organismien suhde kuitenkin muuttua (Devane ym. 2014;

Ahmed 2018). Tämä voi johtua muun muassa mikro-organismeja sisältävän kontaminoituneen veden laimentumisesta, veden virtauksista ja taudinaiheuttajien selviytymisestä kyseisessä vesiympäristössä (Pommepuy ym. 2005). Tutkimukset indikaattoribakteerien ja taudinaiheuttajamikrobien suhteesta tautiriskiä arvioitaessa ovatkin johtaneet ristiriitaisiin tuloksiin. Korajkic ym. (2018) tutki yli 73 tehtyä tutkimusta yli 40 vuoden ajalta, ja tulosten mukaan yksikään indikaattoribakteeri ei ilmaise luotettavasti kaikkia mahdollisia uimavesissä esiintyviä patogeeneja (bakteereita, viruksia ja alkueläimiä).

Suurin indikaattoribakteereihin liittyvä epävarmuus ja keskustelun aihe ovat niiden kyky säilyä ja lisääntyä myös suoliston ulkopuolella (Anderson ym 2005). Aikaisemmasta tiedosta poiketen indikaattoribakteerien ei uskota enää elävän vain tasalämpöisten eläinten suolistossa ja kuolevan aina nopeasti suoliston ulkopuolella (Frick ym. 2018). Devane ym. (2020) ovat katsausartikkelissaan käyneet läpi tutkimuksia indikaattoribakteerien genomista ja ympäristöistä, joista indikaattoribakteereita löytyy. Genomitutkimukset ovatkin osoittaneet, että ympäristöstä löytyy kahdenlaisia luontoon sopeutuneita indikaattoribakteereita. Toiset ovat peräisin aikaisemmasta saastumistilanteesta. Niitä on löydetty maaperästä, rantahiekasta, sedimentistä ja vesikasvillisuudesta, joten nämä ympäristöt ovat osoittautuneet suotuisiksi bakteereille säilyä ja lisääntyä. Toinen ryhmä koostuu muinaisista *E. coli*:n ja *Enterococcus* sukujen linjoista. Nämä muinaiset sukulaiset pysyvät luonnollisesti elämään vesiympäristössä niin sanotusti varastona ilman ulosteperäistä saastumista (Devane ym. 2020). Molemmat ryhmät aiheuttavat uimavesinäytteissä tautiriskin yliarvioimista, sillä ne eivät kerro tuoreesta ulostesaasteesta ja näin ollen patogeenistä. Jälkimmäisessä tapauksessa patogeeneja ei ole missään vaiheessa edes ollut vesiympäristössä.

Monet ympäristön stressitekijät, sekä abioottiset että bioottiset, vaikuttavat indikaattoribakteerien selviytymiseen vesiympäristössä (Noble ym. 2004; Pommepuy ym. 2005; Ballesté ym. 2018). Edellä mainitut luontoon sopeutuneet indikaattoribakteeriryhmät sietävät kyseisiä stressitekijöitä paremmin kuin indikaattoribakteerit, jotka kulkeutuvat saastetilanteessa vesiympäristöön (Dewane ym. 2020). Tutkimuksissa on todettu, että merkittävimpiä ympäristön mahdollisia stressitekijöitä ovat auringon UV-säteily, kiintoaineksen määrä ja veden lämpötila (Cho ym. 2010; Perkins ym. 2016; Eregno ym. 2018). Myös fysikaaliset tekijät, kuten ilmanpaineesta ja tuulesta johtuvat virtaukset, vesipatsaan vertikaalinen sekoittuminen ja sedimentaatio vaikuttavat indikaattoribakteerien selviytymiseen (Noble ym. 2004; Pommepuy ym. 2005).

## 1.2 Hajakuormitus, erityisesti hulevedet, uimavesien saastelähteenä

Indikaattoribakteerien tehokkuus tautiriskin ennustamisesta kyseenalaistetaan varsinkin tilanteissa, joissa kyseessä on pistekuormituksen sijaan hajakuormitus (Rowny ja Stewart 2012; Perkins 2016; Evans ym. 2019). Pistekuormituksessa on yleensä kyse yksittäisistä suurista indikaattoribakteerien raja-arvojen ylityksistä, kun taas hajakuormituksessa raja-arvojen ylitykset ovat pidempiaikaisia, mutta pitoisuudet eivät ole yhtä suuria (Devane ym. 2014). Pidempiaikainen raja-arvojen ylitys voi johtua eri aikoina tapahtuneesta useasta saastumisesta vaikeuttaen lähteen selvittämistä (Teixeira 2020). Yksiselitteisen pistekuormituksen lähde voi esimerkiksi olla rannikolla sijaitseva jätevedenpuhdistamo. Jätevedenpuhdistamoilta tuleva saastuminen on kuitenkin helpommin tunnistettavissa kuin hajakuormituslähteet, sillä jätevedenpuhdistamot ovat valvottuja laitoksia, joiden ympäristöluvuissa määrätään tarkkailuvelvoite jätevedenpuhdistamoiden vesistö-vaikutuksille (Ympäristöhallitus 2011).

Hajakuormituksesta aiheutuvan saastumislähteen selvittäminen rannikkoalueella ja varsinkin merenlahdissa ei ole yksinkertaista, sillä kyseessä on ympäristö, jossa maa-alueet, merivesi ja makea vesi ovat vuorovaikutuksessa keskenään (Pommepeuy ym. 2005). Rannikkoalueella ja merenlahdissa ympäröivällä maankäytöllä ja hulevesien määrällä on suuri vaikutus mikrobiologiseen laatuun (Hong ym. 2010). Bakteeripitoisuuksien on todettu olevan suurimmillaan sekä keskusta-alueiden että asuinalueiden lähivesistöissä (Schoonover ja Lockaby 2006). Suuria pitoisuuksia havaitaan myös laitumien ja maatalousmaiden lähellä olevissa vesistöissä (Evans ym. 2019). Selkeästi metsämaiden lähetyvillä olevissa vesistöissä tavataan pienimpiä indikaattoribakteeripitoisuuksia (Tong ja Chen 2002).

Hulevesien roolista hajakuormituksen saastelähteenä ollaankin kiinnostuneita ja tutkimuksia on tehty mm. Saksassa (Buer ym. 2018), Ruotsissa (Galfi ym. 2016) ja Norjassa (Eregno ym. 2016). Hulevesi on maankäyttö- ja rakennuslaissa sekä Suomen Kuntaliiton (2012) julkaisemassa oppaassa määritelty seuraavasti: ”Hulevesi on maan pinnalta, rakennuksen katolta tai muilta vastaavilta läpäisemättömiltä pinnoilta pois johdettava sade- tai sulamisvesi”. Oppaan julkaisuajankohdilla myös Suomessa hulevesien aiheuttamiin ongelmiin alettiin etenevässä määrin kiinnittää huomiota.

Ympäristössä hulevedet voivat kovalla rankkasateella aiheuttaa tulvia kaduilla, pihoidella, viemäriverkostossa sekä purkuvesistöissään (SYKE 2016). Lisäksi hulevedet kuljettavat huuhtoutuessaan mukanaan erilaisia haitta-aineita ja patogeeneja, jotka kulkeutuvat purkuvesistöön heikentäen sen veden laatua ja aiheuttaen potentiaalisen terveystoriskin (Lundy ym. 2018). Suomessa hulevesien hygieenisestä laadusta ja roolista uimavesien saastuttajana on melko vähän tutkimustietoa (Kuntaliitto 2012). Myös hulevesiä koskeva lainsäädäntö on vielä melko uutta, sillä huomattava muutos hulevesien hallintaa koskevaan lainsäädäntöön tuli voimaan 1.9.2014. Tuolloin sekä maankäyttö- ja rakennuslain (682/2014) että vesihuoltolain (681/2014) muutokset tulivat lainvoimaisiksi. Maankäyttö- ja rakennuslakia täydennettiin uudella hulevesien hallinnan erityismääräyksiä sisältävällä luvulla 13 a.

Hulevesien patogeeni-profiilin uskotaan olevan erilainen kuin jätevesijärjestelmän, sillä kaupunkiympäristössä potentiaalisia patogeeni-lähteitä on monia (WHO 2006). Tyypillisiä lähteitä ovat a) eläinten ulosteet (kotieläimet, kaupunkien villieläimet ja viemäreissä olevat jyrsijät), b) valuma-alueen pinnan ominaisuuksiin ja maankäyttötoimintoihin liittyvät lähteet (huuhtouman määrä, puhtaana-pidon puute esimerkiksi katualueilla mukaan lukien kiinteiden jätteiden huono keruu ja lisäksi kaupunkiviljely ja puutarhanhoito) sekä c) kaupungin putkistojen infrastruktuuriin liittyvät lähteet (sedimenttien kerääntyminen hulevesikaivoihin ja putkistoihin, jätevesi- ja hulevesiviemäreiden liitännän heikkoudet, pysyvät bakteerikannat seisovassa ja ravinne-pitoisessa vedessä hulevesijärjestelmän sisällä) (Olyphant ym. 2003; Jeng ym. 2005; Rowny ja Stewart 2012).

### 1.3 Tutkimuksen tarkoitus ja soveltaminen

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, vaikuttavatko ympäristötekijät, varsinkin sademäärä, Rauman kaupungin uimavesien mikrobiologiseen vedenlaatuun. Lisäksi selvitin tutkimuksessani Rauman kaupungin Syväraumanlahden osavaluma-alueiden hulevesien mikrobiologista laatua.

Tämä tutkimus toteutettiin yhteistyössä Rauman kaupungin ja Lounais-Suomen vesien-suojeluyhdistyksen kanssa. Etenkin yhden tutkimuksessa mukana olevan uimarannan (Otanlahti) uimavesiluokan huonontuminen kesän 2019 jälkeen motivoi lisääntyneeseen



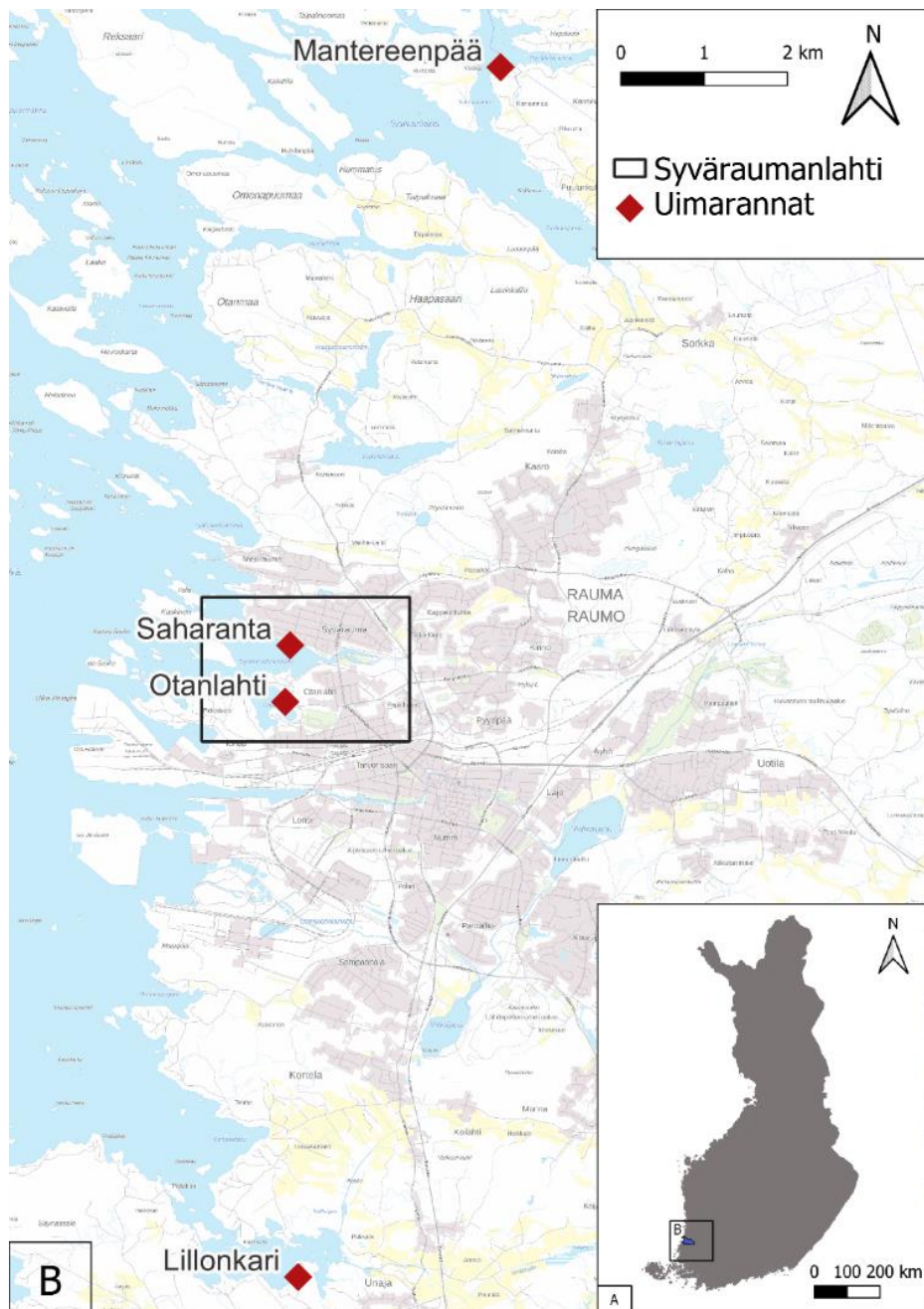
seurantaan, minkä tuloksia tutkielmassanikin esittelen. Ennen seurannan toteuttamista Otanlahden alueella toteutettiin hulevesiviemäreiden savututkimus, jolla poissuljettiin jätevesistä johtuva saastuminen. Tutkimuksesta saatava tieto on toimenpiteiden kohdentamiseksi arvokasta sekä Rauman kaupungille että muillekin kunnille, joissa uimavesien mikrobiologinen vedenlaatu on ajoittain huono ilman selkeää saastelähdettä. Tutkimuksesta saatavalla tiedolla voidaan mahdollisesti tehdä ratkaisuja, joilla voidaan paikallistamalla parantaa uimavesien vedenlaatua. Huomionarvoista on, että Luonnonvarakeskuksen kyselytutkimuksen (Sievänen ja Neuvonen 2011) mukaan vedenlaadun heikentyessä uimakelvottomaksi omassa suosikkipaikassa yli puolet uinnin harrastajista oli täysin tai jokseenkin sitä mieltä, etteivät uisi lainkaan sillä uintikaudella. Tutkimuksen mukaan erityisesti Länsi-Suomessa, missä korvaavia uimapaikkoja ei välttämättä löydy kohtuulliselta etäisyydeltä, heikentyneen vedenlaadun aiheuttamat menetykset ovat ilmeisiä, ja toisaalta parantuneen vedenlaadun tuomat hyödyt huomattavia.

## 2 Aineisto ja menetelmät

### 2.1 Tutkimusalueet

#### 2.1.1 Rauman merialue

Tutkimuksen kohteena olevat uimarannat (Otanlahti, Saharanta, Lillonkari ja Mantereenpää) ja merenlahti (Syväraumanlahti) sijaitsevat Raumalla, joka on noin 39 000 asukkaan rannikkokaupunki Lounais-Suomessa (Kuva 1).



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti Suomessa (A), uimarantojen ja Syväraumanlahden sijainti Rauman kaupungissa (B). Taustakartat: Maanmittauslaitos hallintorajat (2021), Maanmittauslaitos taustakarttasarja (2018).

Rauman pinta-alasta noin 600 km<sup>2</sup> on merialuetta, jossa veden keskisyvyys on 5–7 metriä ja suurimmat syvyydet 15 metriä. Merialue on Selkämerta. Suhteellisen avoimen sisäsaariston ja melko kapean saaristovyöhykkeen myötä avomeren vaikutus tuntuu voimakkaana Rauman lähivesissä. Rauman merialueen pintavesi on ekologiselta tilaltaan luokiteltu hyväksi, poikkeuksena tyydyttävässä tilassa oleva voimakkaasti muuttunut teollisuuden ja taajaman lähivesialue, jonne johdetaan kaupungin ja teollisuuden puhdistetut jätevedet (Pintavesien ekologinen tila 2019).

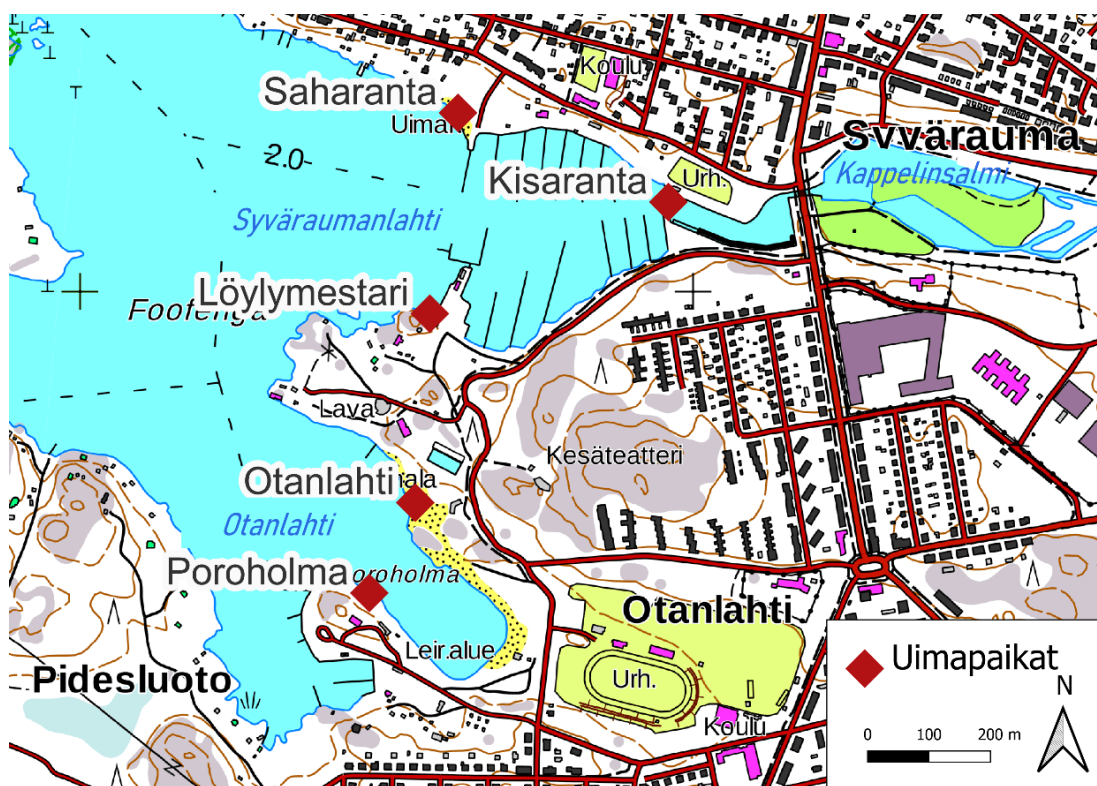
Rauman merialueen suurin rannikolta peräisin oleva ravinnekuormituslähde on metsäteollisuuden ja yhdyskunnan jätevedet, jotka johdetaan saman yhteispuhdistamon kautta mereen. Lisäksi Rauman kaupungilla on erillinen Maanpäänniemen kemiallinen puhdistamo, jota käytetään poikkeuksellisissa tilanteissa, kuten yhteispuhdistamon toimintahäiriöiden aikana. Myös lumien sulamisen sekä voimakkaiden sadejaksojen aikana virtaavat jätevesiverkostossa kasvavat lisäten ravinnekuormitusta ylimääräisten hulevesien vuotessa viemäriverkostoon. Metsäteollisuuden ja yhdyskuntien jätevesien vaikutuksia merialueen tilaan ja käyttökelpoisuuteen on tarkkailtu vuodesta 1969 lähtien. Viimeisten vuosien velvoitetarkkailuissa jätevesien hygieeninen haitta on rajautunut pääosin jätevesien purkupaikan lähiympäristöön. (Turkki 2013; Turkki 2021).

Rauman merialueelle purkautuu valumavesiä melko vähän, joten maa-alueilta luontaisesti tai hajakuormituksena tuleva ravinnekuormitus on pientä (Turkki 2021). Lisäksi Selkämerta ja sitä kautta myös Rauman merialuetta kuormittaa muualta Itämereltä kulkeutuvat ravinteet (Alahuhta 2008).

### 2.1.2 Syväraumanlahti

Syväraumanlahti on Rauman pohjoispuolella sijaitseva merenlahti, johon kuuluvat Kappelinsalmi, Otanlahti ja varsinainen Syväraumanlahti. Syväraumanlahdessa on kaupunkilaisten suosimia uimarantoja ja talviuintipaikkoja (Kuva 2). Talviuintipaikoista Kisaranta sijaitsee aivan Syväraumanlahden pohjukassa Kappelinsalmen suulla. Toinen talviuintipaikka, Löylymestari, sijaitsee varsinaisessa Syväraumanlahdessa. Löylymestari on myös

kesäisin käytössä. Virallisia uimarantoja Syväraumanlahdessa on kolme, Poroholman leirintäalueen uimaranta, Saharanta ja Otanlahti, joista kaksi jälkimmäistä esitellään tarkemmin myöhemmin (kts. 2.1.3).



Kuva 2. Syväraumanlahden uimapaikat. Taustakartta: Maanmittauslaitos peruskartta (2020).

Syväraumanlahti on arvioitu ekologisessa tilan luokituksessa voimakkaasti muuttuneeksi alueeksi (Pintavesien ekologinen tila 2019). Vuonna 2007 Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy on selvittänyt Syväraumanlahden tilaa raportissaan ”Rauman matkailurantojen vesiensuojelu” (Koivunen ym. 2007). Selvityksessä on todettu uimarantojen ja Kisarannan talviuintipaikan osalta, että veden hygieeninen tila on enimmäkseen ollut hyvä yksittäisiä raja-arvojen ylityksiä sekä taannoin Raumanmeren juhannusfestivaalin jälkeistä hygieenisen tilan heikentymistä lukuun ottamatta. Raportin mukaan hulevesistä aiheutuva haitta rajautuu pääosin suureen kiintoainekuormaan, joten merkittäviä toimenpiteitä ei ehdotettu tehtäväksi, kunhan tulevaisuuden maankäytössä huomioidaan hulevesien parempi hallinta. Hulevesikuormaa oli arvioitu ominaiskuormitusarvojen avulla, joiden perusteella Syväraumanlahden kiintoainekuorma oli ollut 43 800 kg/vuosi. Ominaiskuormitusarvot perustuvat hulevesien pitoisuuksista tehtyihin todellisiin mittauksiin (Taulukko 1), ja ne saadaan laskettua keräämällä tiedot eri maankäyttötapojen pinta-aloista ja kertomalla pinta-alat ominaiskuormitusarvoilla.

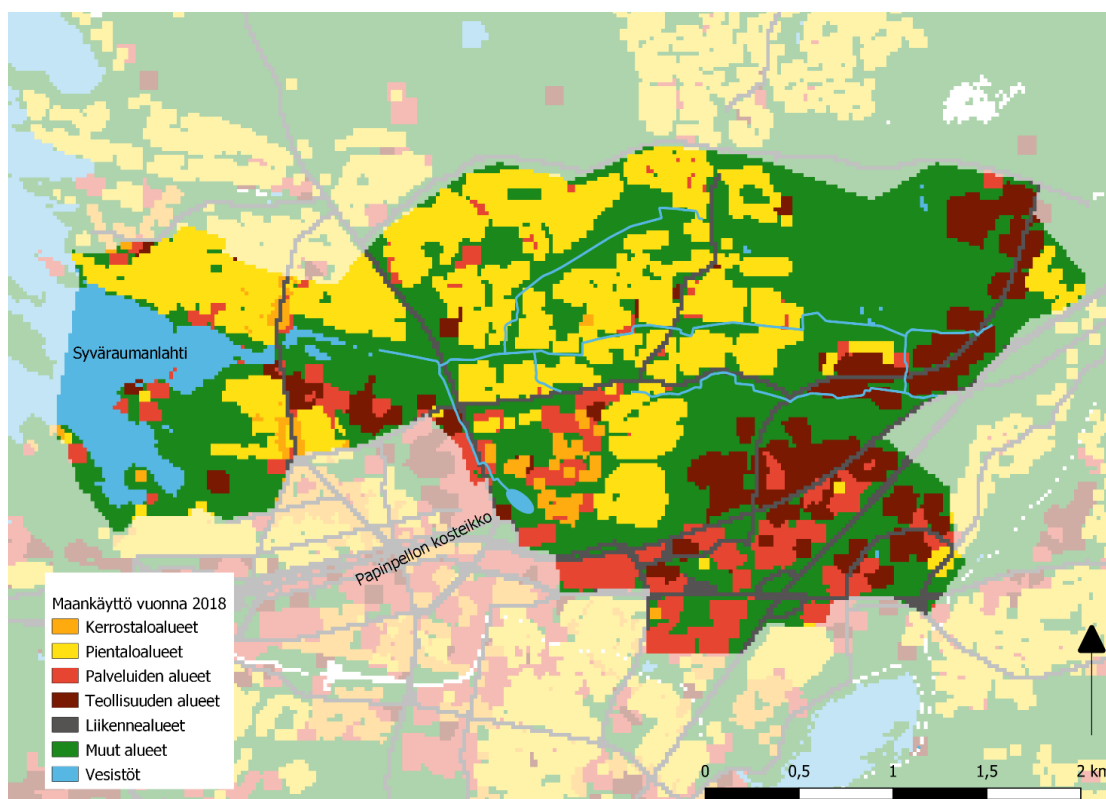
Taulukko 1. Eri maankäyttömuotojen ominaiskuormitusarvoja Suomessa. Kuormitus kg/km<sup>2</sup>/vuosi (Koivunen ym. 2007)

Alue	Kokonaisfosfori	Kokonaistyyppi	Kiintoaine
Kerrostaloalueet	38	884	21000
Pientaloalueet	24	495	10000
Keskusta-alueet	142	725	45000
Teollisuus- ja varastoalueet	86	290	79000
Liikennealueet	41	300	37000

Syväraumanlahteen tuleva hulevesikuorma on verrattain suuri, sillä jo suoraan putkia pitkin Syväraumanlahteen laskevat arviolta 110 hehtaarin alueelta tulevat hulevedet (Koivunen ym. 2007). Pääosin hulevesikuorma tulee siltikin suuremman laskuojan, eli Kinnonojan kautta Kappelinsalmeen ja siitä edelleen varsinaiseen Syväraumanlahteen. Kinnonojan valuma-alue on raportin teon aikaan ollut n. 7,1 km<sup>2</sup> suuruinen, ja osa valuma-alueesta on ollut muutakin kuin rakennettua ympäristöä (Koivunen ym. 2007). Raportin valmistumisen jälkeen Kinnonojaan johdettavien hulevesien määrä on kuitenkin kasvanut entisestään, sillä kaupunki rakennutti uuden hulevesikosteikon (Papinpellon kosteikko), jonka kautta johdetaan 181 hehtaarin alueelta rakennetun kaupunkitaajaman hulevedet Pyynpäänojaan, joka laskee edelleen Kinnonojaan.

Kuvasta 3. näkyy tämänhetkinen maankäyttö Syväraumanlahden valuma-alueella. Tein valuma-aluejaon maanmittauslaitoksen korkeusmallin ja Rauman kaupungin sadevesiviemärikarttojen pohjalta. Pientaloalueet muodostavat koko valuma-alueen maapinta-alasta melkein kolmanneksen; 29 %. Kerrostaloalueita maa-alasta on 2 % ja liikennealueita 5 %. Varsinkin valuma-alueen kaakkoisosaa hallitsevat palveluiden alueet, joiden koko osuus maa-alasta on 9 %. Näiden lisäksi valuma-alueella on laikuittaisia teollisuus-alueita, joiden osuus maa-alasta on 11 %. Muiden alueiden osuus maankäytöstä on 44 %, ja se pitää sisällään mm. puistoja, urheilualueita ja metsää. Tein tarkat pinta-alalaskelmat Suomen ympäristökeskuksen tuottamalla CORINE maanpeite 2018 -rasteriaineistolla (20mx20m).

Laskettaessa yhteen kunkin rakennetun alueen pinta-ala kerrottuna Taulukossa 1 esite-tyillä ominaiskuormitusarvoilla saadaan Syväraumanlahden nykyiseksi kiintoainekuormaksi 151 137,6 kg/vuosi, fosforikuormaksi 268,5 kg/vuosi ja typpikuormaksi 2267 kg/vuosi.



Kuva 3. Syväraumanlahden valuma-alueen maankäyttö luokiteltuna ominaiskuormitusluokkien mukaan (ks. Taulukko 1). Luokkaan ”Muut alueet” on yhdistetty kaikki ne maankäyttömuodot, joista ei ole olemassa ominaiskuormitusarvoja. Taustakartta: Suomen ympäristökeskus CORINE maanpeite (2018).

### 2.1.3 Uimarannat

#### *Saharanta*

Saharannan uimaranta on EU-ranta, joka sijaitsee varsinaisen Syväraumanlahden koillisella rannalla (Kuva 2.). Uimaranta sijoittuu asuinalueen ja pienvenesataman väliin, ja onkin tällä hetkellä Rauman kaupungin suosituin uimaranta. Hiekkaranta on loivasti syvenevä, ja sen vedensyvyys on suurimmillaan 1,5 metriä. Uimavesiprofilissa mahdollisiksi uimarannan vedenlaatua huonontaviksi tekijöiksi luetellaan vesilinnut, pintavedet, pienvenesatama ja hulevedet. Saharannalle laskee hulevesiä viereiseltä asuinalueelta, ja myös aikaisemmin mainitut Kappelinsalmen valuma-alueelta laskevat vedet voivat vaikuttaa Saharannassa asti.

### *Otanlahti*

Otanlahden uimaranta on EU-ranta, jonka läheisyydessä on maauimala, Rauman kesäteatteri, Otanlahden rantapuisto ja Otanlahden urheilukeskus (Kuva 2.). Lisäksi lahden toisella puolella sijaitsee Poroholman leirintäalue. Otanlahti on matala, hiekkainen lahti, jonka vedensyvyys on 1–2 metriä. Vesi syvenee lahden auetessa varsinaiseen Syväraumanlahteen, jolloin vedensyvyys on jo 4 metriä. Uimavesiprofilissa mahdolliseksi uimarannan vedenlaatua huonontaviksi tekijöiksi luetellaan vesilinnut, hulevedet ja läheisen leirintäalueen matkailuautot. Otanlahden valuma-alue on noin 17 hehtaaria.

### *Lillonkari*

Lillonkarin uimaranta on pieni yleinen uimaranta, joka sijaitsee Rauman kaupungin eteläpuolella Unajan kylässä. Uimaranta on suosittu sekä paikallisten kyläläisten että myös kauempaa tulevien keskuudessa. Uimarannalla on myös yleinen rantasauna. Ranta sijaitsee Unajanlahdessa, joka on noin 87 hehtaarin kokoinen matala merenlahti, jolla on kapea yhteys Unajansalmen kautta Kortelanlahteen (kts. Liite, kuva L1). Unajanlahteen laskee pienempien ojien lisäksi Unajanjoki, jonka valuma-alueen pinta-ala on 33,97 km<sup>2</sup>. Peltosen (1996) tekemän tutkimuksen mukaan vuonna 1993 Unajanjoen keskivirtaama on ollut 0,19 m<sup>3</sup>/s ja kiintoainekuorma on ollut noin 10–100 t, fosforikuorma noin 0,74 t ja typikuorma 9,46 t. Suuri kuormitus, merenlahden sulkeutuneisuus maannouseman myötä ja mataluus ovat aiheuttaneet lahden rehevöitymistä, joka vuosien aikana on voimistunut. Käyttöluokituksestaan alue on tyydyttävä, sillä kasvillisuus on paikoin hyvinkin runsasta (Alahuhta 2008).

### *Mantereenpää*

Mantereenpään uimaranta on pieni yleinen uimaranta, joka sijaitsee Rauman kaupungin pohjoispuolella Sorkan kylässä. Uimarannalla on myös yleinen rantasauna. Uimaranta on rikkonaisessa poukamassa, josta on kapeat yhteydet Olkiluodonveteen, Sorkanlahteen ja Eurajoensalmeen (kts. Liite, kuva L2). Uimarannasta hieman pohjoiseen laskee Lapinjoki, jonka valuma-alueen pinta-ala on 462 km<sup>2</sup> keskivirtaaman ollessa 3,2 m<sup>3</sup>/s. Lapinjoen ainevirtaama Eurajoen-Lapinjoen-Sirppujoen pintavesien vesienhoidon toimenpideohjelmassa on arvioitu olevan fosforin osalta 11 tonnia vuodessa ja typen osalta 300 tonnia vuodessa. Kapeiden yhteyksien takia poukaman vesi vaihtuu huonosti.

## 2.2 Syväraumanlahden valuma-alueen hulevesien mikrobiologinen näytteenotto

Tutkiakseni hulevesien mikrobiologista laadunvaihtelua Syväraumanlahden osavaluma-alueilla toteutin kevään ja kesän 2020 aikana näytteenottoja hulevesikanavista. Kaikki vesinäytteet, jotka olen tässä tutkimuksessa ottanut, on analysoitu akkreditoitussa testauslaboratoriossa ja näytteenotossa on noudatettu mikrobiologisen näytteenoton standardeja. Näytteet on otettu analysoitavaksi alle 24 tunnin sisällä näytteenotosta. Näytteitä on tätä ennen säilytetty asianmukaisesti viileässä. Näytteet on kerätty laboratorion toimittamiin 500 ml astioihin. Näytteistä on analysoitu suolistoperäiset enterokokit SFS-EN ISO 7899-2 menetelmällä ja *Escherichia coli* -bakteerit SFS-EN ISO 9308-1 menetelmällä.

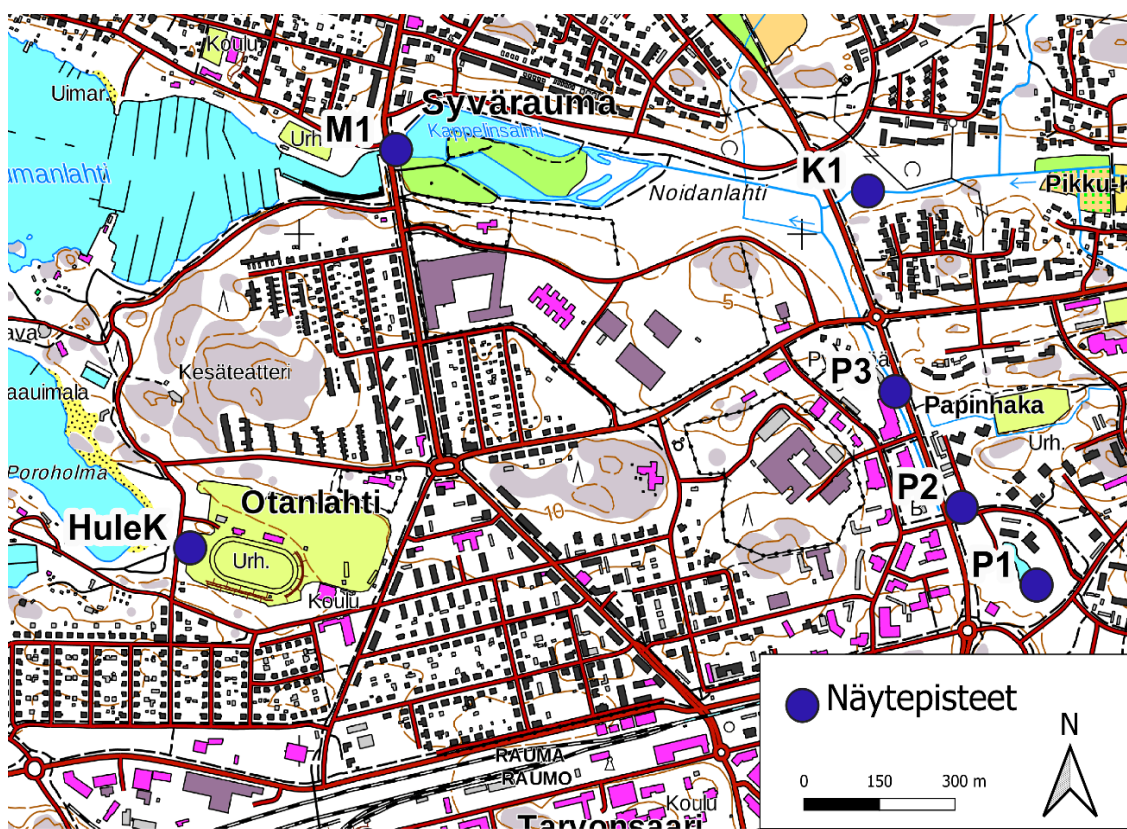
### 2.2.1 Kappelinsalmen valuma-alueen hulevedet

Tutkin keväällä 2020 Kappelinsalmeen tulevien hulevesien mikrobiologista laatua näytteenotoilla, joista analysoitiin enterokokkien ja kolibakteerien pitoisuudet. Otin ojavesinäytteet neljästä eri näytepisteestä, joiden lisäksi yksi näytepisteistä sijaitsi Kappelinsalmessa (Kuva 4.). P1-näytepiste sijaitsee hulevesiputken päässä, josta vedet laskevat Papinpellon hulevesikosteikkoon. P2-näytepiste sijaitsee hulevesiputken päässä, josta vedet purkautuvat Papinpellon hulevesikosteikosta Pyynpäänojaan. P3-näytepiste sijaitsee Pyynpäänojassa kohdassa, johon vedet purkautuvat Papinhaan pieneltä osa-valuma-alueelta. K1-näytepiste sijaitsee Kinnonojassa. M1-näytepiste sijaitsee Kappelinsalmessa lähellä Syväraumanlahden siltaa.

Näytekerroksia oli yhteensä viisi, ja näytemäärä oli kokonaisuudessaan 27 kappaletta. Näytteitä oli tarkoitus ottaa useamman eri sadetapahtuman aikana ja kuivaan aikaan, mutta vähäsateisen kevään takia varsinaisia useamman millimetrin sadannan aikaisia näytteitä sain vain kahtena kertana. Sateiden aikaiset näytteet ajoitin sadejakson loppunneille, jotta näyte koostuisi sen hetkisestä sateesta eikä pohjavalunnasta. Virtaaman voimakkuuden kasvu oli sadejakson lopussa myös silmämääräisesti nähtävissä. Näytteiden ottoajankohdat (pvm) ja näytteenottoa edeltäneet sademäärät (mm) käyvät ilmi tuloksista (kts. 3.2).



Näytteenoton toteutin keräämällä manuaalisesti kokoomanäytteen. Näytteenotolla pyrittiin saamaan keskimääräinen bakteeripitoisuus kyseiseltä paikalta tunnin ajalta. Kokoomanäytteen toteutin ottamalla näytteen noin 15 minuutin välein tunnin ajan astiaan, josta otin varsinaisen näytteen yksittäiseen 500 ml analyysipulloon. Paikoista P1-P3 otin näytteet desinfioidulla kauhalla 5–10 cm pinnan alapuolelta ja paikasta K1 otin näytteen Limnos-näytteenottimella noin 10 cm pinnan alapuolelta. Paikasta M1 otin kolme ensimmäistä näytteenottokertaa kokoomanäytteet sekä 30 cm että 50 cm pinnan alapuolelta. Kahdella viimeisellä näytteenottokerralla meriveden korkeus oli alhainen, joten sain edustavan kokoomanäytteen vain 30 cm pinnan alapuolelta. M1-paikan näytteet otin Limnos-näytteenottimella.



Kuva 4. Kappelinsalmen ja Otanlahden valuma-alueelta kerättyjen hulevesinäytteiden näytepisteet. Taustakartta: Maanmittauslaitos peruskartta (2020).

### 2.2.2 Otanlahden valuma-alueen hulevedet

Tutkin kesällä 2020 Otanlahden uimarannan valuma-alueelta tulevien hulevesien mikrobiologista laatua näytteenotoilla, joista analysoitiin enterokokkien ja kolibakteerien pitoisuudet. Otin yhteensä 17 vesinäytettä yhdestä hulevesikaivosta neljän eri sadetapahtuman

aikana (Kuva 4. HuleK). Näytteiden ottoajankohdat (pvm), näytteenottoa edeltäneet sademäärät (mm) ja sadetapahtuman tiedot käyvät ilmi tuloksista (kts. 3.3).

Käytin samaa näytteenottomenetelmää kuin Paule-Mercado ym. (2016) omassa tutkimuksessaan, eli otin näytteet ennen sadetta (kontrolli) ja useamman näytteen sadetapahtuman aikana. Ensimmäisellä kerralla en saanut kontrollinäytettä, sillä sade alkoi yllättäen ja rankasti. Otin näytteet noin puolen tunnin välein, ja riippuen sateen kokonaiskestosta otin 3–5 näytettä kaivosta sadetapahtuman aikana. Näytteenotossa käytin Limnosta, jonka laskin veden pinnalle niin, ettei kaivon sakkapesä sekoittunut. Keräsin näytteet steriiliin 500 ml muovi- tai lasipulloon. Jokaisen yksittäisen näytteen jälkeen laskin hulevesikäivon karkean virtaaman astiamittauksella. Kaivossa asetin ämpärin tulevan veden putken alle, ja katsoin sekuntikellosta ajan, joka kului ämpärin täyttymiseen. Näytteenoton tarkoituksena oli saada käsitys hulevesien mikrobiologisen laadun muuttumisesta ennen sadetta ja sateen aikana.

### 2.3 Uimarantavesien mikrobiologinen laatu

Uimarantavesien mikrobiologisen laadun pitkäaikaisaineisto on saatu Rauman kaupungin ympäristöterveydenhuollolta. Terveysviranomaiset ovat vuosien 2013–2020 aikana seuranneet uimaveden laatua STM:n asetusten mukaisesti. Näytteet on otettu kahlaamalla rannasta aamupäivän aikana noin 30 cm:n syvyydeltä uimaveden pinnasta, ja mikäli mahdollista, sellaisesta kohdasta, jossa veden syvyys on vähintään yhden metrin. Uimarantojen vesinäytteet on säilytetty ja analysoitu samalla tavoin kuin hulevesinäytteet (2.2).

Raumalla uimakausi on alkanut kesäkuussa ja loppunut elokuuhun. Näytteitä on otettu rannoilta 2 viikon tai kuukauden välein, myös satunnaisissa tapauksissa tiheämmin. STM:n asetuksissa (177/2008) ja (354/2008) on määritelty suunnitelmallisten näytteiden määrä uimakauden aikana. Yleisiltä uimarannoilta, eli nk. EU-uimarannoilta on otettava näyte noin kaksi viikkoa ennen uimakauden alkua ja sen jälkeen vähintään kolme näytettä uimakauden aikana. Pieniltä yleisiltä uimarannoilta on otettava vähintään kolme näytettä uimakauden aikana. Näytteenottopäivät jaetaan tasaisesti koko uimakaudelle siten, ettei näytteenottopäivien väli ylitä yhtä kuukautta. Aineistossani ei ole nk. uusintänäytteitä, jotka otetaan EU:n velvoittamana tilanteissa, joissa suunnitelmallisessa näytteessä indikaattoribakteerien raja-arvot ovat ylittyneet. Uusintänäytteitä ei käytetä tutkimuksessani,

sillä ne ovat olleet valikoivia eivätkä ole perustuneet alkuperäiseen näytteenottosuunnitelmaan. Yhteensä aineisto sisälsi 156 uimavesinäytettä.

#### 2.4 Mikrobiologisen vedenlaadun paikallinen vaihtelu

Kävin ottamassa kesällä 2020 tarkentavia näytteitä sekä Otanlahden rannan uimavedestä että Unajanlahdesta, jossa Lillonkarin uimaranta sijaitsee (kts. Liite, kuvat L3 ja L4). Otanlahden rannan uimavedestä otin neljänä eri kertana näytteet kolmesta eri kohdasta, 50–70 metrin välein. Yksi näytepaikoista oli sama, josta varsinaiset uimavedenlaadun näytteet otetaan Rauman kaupungin terveystoimikunnan toimesta. Näytteiden tarkoitus oli selvittää, onko uimarannan lähialueella indikaattoribakteeripitoisuuksien vaihtelua näin lyhyiden etäisyyksien välillä toisistaan. Näytteet otettiin vastaavalla tavalla kuin varsinaiset uimarantanäytteet otetaan (kts. 2.3).

Unajanlahdelta otin kanootista käsin näytteitä heinäkuun lopussa ja elokuun puolivälissä kolmena eri kertana. Jokaisella näytteenottokerralla keräsin 8 näytettä eri puolilta lahtea kattaen myös isoimmat laskuojien ja laskujoen suut. Ensimmäisellä näytteenottokerralla näytteistä analysoitiin vain enterokokit, sillä Lillonkarin uimarannan vesinäytteissä enterokokit olivat koholla. Kahdella jälkimmäisellä kerralla analysoitiin enterokokkien lisäksi kolibakteerit. Jälkimmäiset näytteenotot ajoitin niin, että kävin keräämässä näytteet 3 vuorokautta ennen ennustettua rankempaa sadetta, ja sateiden toteuduttua kävin toistamassa näytteenoton vuorokauden päästä sateista. Unajanlahdelta kerättyjen näytteiden tarkoitus oli selvittää kohonneiden enterokokkipitoisuuksien paikallisuutta ja syitä, eli ovatko pitoisuudet koholla joka puolella lahtea ja vaikuttavatko sateet enterokokkien pitoisuuksiin.

#### 2.4 Sääaineisto

Kaikki tutkimuksessa käytettävät säätiedot on kerätty yksityisen ihmisen ylläpitämällä Davis Vantage Pro 2 -sääasemalla. Sääasema sijaitsee Rauman pohjoispuolella. Tutkimuksessa on hyödynnetty säätietoja vuodesta 2013 alkaen. Laadun varmistamiseksi vertasin sääaseman tietoja Ilmatieteen laitoksen Pyynpäässä sijaitsevan aseman havaintoihin. Ilmatieteen laitoksen asema on ollut toiminnassa vasta vuodesta 2018 alkaen. Asemat

sijaitsevat alle kilometrin päässä toisistaan, ja tulokset olivat sateiden osalta lähes vastaavat.

Sääasema kerää havaintoja 10 minuutin välein. Mittauksiin sisältyvät lämpötila, kastepiste, tuulen nopeus ja -puuska, ilmankosteus, ilmanpaine ja sateenmäärä sekä -intensiteetti. Indikaattoribakteereita kuvaavissa malleissa käytetään selittäjänä ilman lämpötilaa, jonka laite mittaa 0,1 °C tarkkuudella. Selittäjänä käytetään myös sademäärää, jonka laite mittaa 0,2 millimetrin tarkkuudella. Laite tuottaa säähavainnoista raportit, jotka sisältävät edeltävien selittäjien osalta vuorokauden sademäärän ja päivän keskilämpötilan. Näillä tiedoilla olen laskenut yhteen näytteenottoa edeltäneiden vuorokausien sää tietoja.

## 2.5 Tilastolliset menetelmät

Analysoin uimavesiaineiston yleistetyillä lineaarisilla sekamalleilla, joilla pyrin löytämään parhaat selittävät tekijät bakteeripitoisuuksien vaihtelulle useiden mahdollisten selittäjien joukosta. Vastemuuttujat, enterokokki- ja kolibakteerimäärät, ovat (usein aggregoitunutta) lukumääräaineistoa, joten malleissa käytettiin negatiivista binomijakaumaa ja log-linkkifunktiota. Nimittäjän vapausasteet määritettiin Kenwardin ja Rogerin menetelmällä. Suoritin analyysit SAS 9.4 tilasto-ohjelman GLIMMIX-proseduurilla (Stroup 2013).

Bakteeripitoisuuksien vaihtelua pyrittiin selittämään näytteenottohetkeä edeltävillä sade summilla, takautuvilla lämpötilamuuttujilla, näytteenottohetken veden lämpötilalla ja ajallisella vaikutuksella. Lisäksi kaikissa sovitetuissa malleissa oli kiinteänä tekijänä paikka (eli uimaranta: Lillonkari, Mantereenpää, Otanlahti, Saharanta) ja satunnaistekijänä vuosi.

Mallinnus toteutettiin monessa eri vaiheessa ja erikseen molemmille indikaattoribakteereille. Mallit rakennettiin AIC-arvoja (Akaike's Information Criterion) hyödyntäen, ja lisäksi malliin valittiin biologisesti mielenkiintoisimmat tekijät ja yhdysvaikutukset. AIC-arvo on vaihtoehtoisten mallien paremmuuden valinnassa käytetty indeksi, joka huomioi paitsi mallin tilastollisen hyvyyden, yhteensopivuuden havaintoaineiston kanssa, niin myös mallissa olevien parametrien määrän.

Tarkoituksena oli rakentaa kolibakteeriaineistoon vain yksi malli, mutta kahden eri mallin AIC-arvojen ollessa lähes vastaavat (1350,33/1351,81) on perusteltua tehdä kaksi eri mallia. Kahteen malliin päädyttiin, sillä samaan malliin ei voi sovittaa kahta eri takautuvaa, keskenään korreloitunutta sadesummaa, jotka aiheuttaisivat selkeän kollineaarisuus-ongelman (Dormann ym. 2013). Lisäksi lämpötilamuuttujat jätettiin pois kaikista malleista, sillä niiden todettiin korreloivan näytteenottoajan kanssa. Kesän edetessä voidaan olettaa myös ilman ja veden lämpötilan kasvavan.

Mallinnus aloitettiin sademuuttujista, ja parhaiten kolibakteerien pitoisuusvaihtelua selittivät sekä näytteenottoa edeltävän 3 vuorokauden että 7 vuorokauden sadesummat. Molemmissa kolibakteerimalleissa aikamuuttujista parhain selittäjä oli luokiteltu muuttuja, eli kesä-elokuun ajanjakso oli jaettuna kuuteen luokkaan, jossa yksi luokka edusti aina puolen kuukauden jaksoa. Seuraavassa vaiheessa edeltävät selittävät tekijät yhdistettiin kahdeksi erilliseksi malliksi ja malleihin lisättiin yhdysvaikutuksia. Ensimmäisessä lopullisessa mallissa kolibakteerien lukumäärän vaihtelua selitettiin edeltävän 3 vuorokauden sadesummalla, luokitellulla kuukaudella ja paikalla ja paikan ja sateen yhdysvaikutuksilla. Toisessa lopullisessa mallissa kolibakteerien lukumäärän vaihtelua selitettiin edeltävän 7 vuorokauden sadesummalla, luokitellulla kuukaudella ja paikalla ja paikan ja sateen yhdysvaikutuksilla.

Enterokokin kohdalla mallinnuksen ensimmäisessä vaiheessa sademuuttujista parhaaksi selittäväksi valikoitui malli, jossa on mukana edeltävän kuukauden sademäärä. Lämpötilamuuttujista parhain selittäjä olisi ollut edeltävän kuukauden keskilämpötila, mutta se jätettiin kollineaarisuus-ongelman vuoksi pois lopullisesta mallista. Aikamuuttujien osalta parhain selittäjä oli toisen asteen ajallinen vaikutus. Seuraavassa vaiheessa edeltävät selittäjät yhdistettiin yhdeksi malliksi ja malliin lisättiin yhdysvaikutuksia. Lopullisessa mallissa enterokokin lukumäärän vaihtelua selitettiin edeltävän kuukauden sademäärällä, paikalla, toisen asteen ajallisella vaikutuksella ja sademuuttujan ja paikan sekä ajan ja paikan yhdysvaikutuksilla.

## 3 Tulokset

### 3.1 Syväraumanlahden uimaveden laadun yleiskuvaus

Syväraumanlahden uimaveden mikrobiologinen laatu vaihteli eri puolille sijoittuvien uimarantojen ja uintipaikkojen välillä (Taulukko 2). Kisarannan talviuintipaikan vesinäytteiden bakteeripitoisuuksien keskiarvot olivat suurempia kuin muiden näytteenottoaikojen. Kisarannassa on myös määrällisesti ollut eniten raja-arvojen ylityksiä. Näitä oli etenkin talvella 2019–2020, jolloin Kisarannassa mitattiin poikkeuksellisen korkeita indikaattoribakteeripitoisuuksia. Uimarannoista Otanlahdessa on ollut eniten raja-arvojen ylityksiä ja korkeimmat bakteeripitoisuuksien keskiarvot muiden rantojen uimavesiin verrattuna (Taulukko 2).

Taulukko 2. Eri näytteenottoaikoilta mitatut indikaattoribakteerien geometrinen keskiarvot (mpn/100 ml), minimi- ja maksimiarvot (mpn/100 ml) ja raja-arvojen ylitykset (RA) sekä suluissa ylitysten prosentuaalinen osuus kaikista näytteistä kyseiseltä näytteenottoaikalta. Näytteet ovat pääosin vuosilta 2010–2020, poikkeuksena Löylymestari vuosilta 2019 ja 2020. Löylymestarin talvinäytteiden arvot suluissa.

<b>Näytteenottoaika</b>	<b>Kolibakteerit (RA 500 pmy/100ml)</b>	<b>Enterokokit (RA 200 pmy/100ml)</b>
<i>Kisaranta (talviuintipaikka)</i>		
Näytemäärä	104	104
Keskiarvo	81	42
Min-Max	1-1700	1-920
RA ylitykset	14 (7,4 %)	14 (7,4 %)
<i>Löylymestari (kesä- ja talviuintipaikka)</i>		
Näytemäärä	6 (6)	12 (6)
Keskiarvo	6 (24)	3 (5)
Min-Max	3-20 (3-250)	1-16 (1-87)
RA ylitykset	0	0
<i>Otanlahti (uimaranta)</i>		
Näytemäärä	65	67
Keskiarvo	28	14
Min-Max	1-2400	1-1400
RA ylitykset	3 (4,6 %)	8 (12 %)
<i>Saharanta (uimaranta)</i>		
Näytemäärä	65	67
Keskiarvo	19	10
Min-Max	1-1200	1-1200
RA ylitykset	1 (1,5 %)	5 (7,5 %)
<i>Poroholma (uimaranta)</i>		
Näytemäärä	38	38
Keskiarvo	21	9
Min-Max	1-520	0-1400
RA ylitykset	1 (2,6 %)	3 (7,9 %)

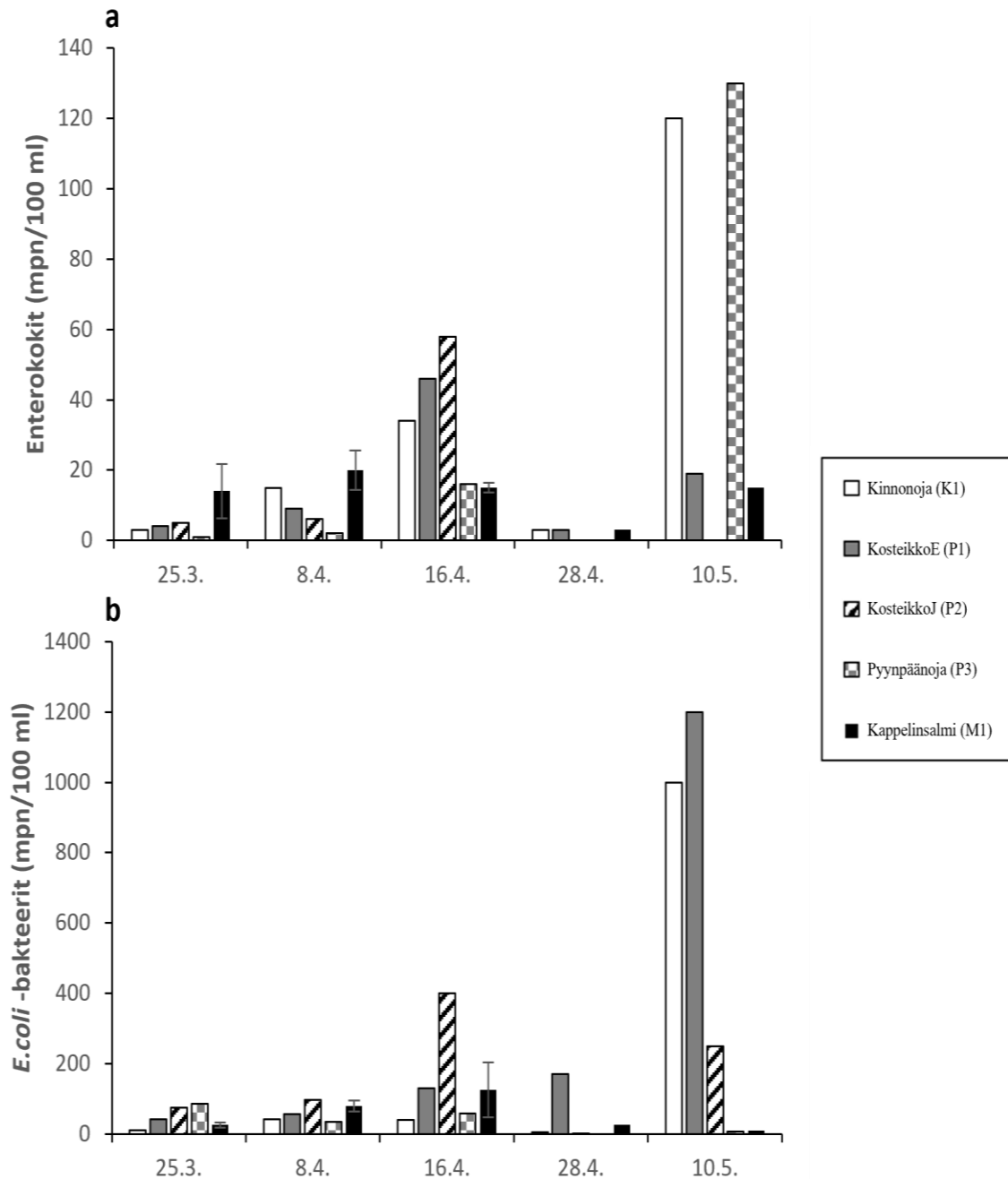
### 3.2 Kappelinsalmen valuma-alueen hulevesinäytteet

Kappelinsalmen valuma-alueelta otettujen näytteiden edeltävissä sademäärissä oli vaihtelua huolimatta kevään 2020 vähäsateisuudesta. Näytteenottoa 16.4. edeltänyt 11,8 mm sadanta tuli kahdessa osassa edeltävän päivän ja näytteenottoamun aikana (Taulukko 3). Näytteenottoa 10.5. edeltänyt 7,6 mm sadanta tuli kaikki saman sadejakson aikana, jonka lopussa näytteet otettiin (Taulukko 3). Suurimmat bakteeripitoisuudet mitattiin 16.4. ja 10.5. (Kuva 5), jolloin myös edeltävien vuorokausien sadanta oli runsainta (Taulukko 3). Pienimmät bakteeripitoisuudet mitattiin 28.4., jota edelsi myös pitkä sateeton kausi.

Taulukko 3. Kappelinsalmen valuma-alueelta kerättyjä näytteitä edeltävät sademäärät

<b>Päivämäärä</b>	<b>Edeltävä 24h sadanta (mm)</b>	<b>Edeltävä 72h sadanta (mm)</b>	<b>Edeltävä 7 vrk sadanta (mm)</b>
25.3.2020	0	0	3
8.4.2020	1,8	2	7,2
16.4.2020	11,8	17,8	23,6
28.4.2020	0	0	0
10.5.2020	7,6	8,8	9

Valuma-alueelta otetuissa ojavesinäytteissä oli pääosin huomattavasti enemmän kolibakteereita kuin enterokokkeja (Kuva 5). Ainoana poikkeuksena oli 10.5. Pyynpäänojusta otettu näyte, jossa oli enterokokkeja enemmän. Kolibakteerit ylittivät uimaveden laadunvalvonnan raja-arvon 16.4. Papinpellon hulevesikosteikon purkuputken päästä otetussa näytteessä sekä 10.5. Kinnonojasta ja Papinpellon hulevesikosteikkoon laskevan putken päästä otetuissa näytteissä. Pyynpäänojusta ei saanut edustavaa näytettä 28.4. vähäisen vesimäärän takia (Kuva 5).



Kuva 5. a) Enterokokkien (mpn/100 ml) ja b) kolibakteerien pitoisuudet (mpn/100 ml) näytteenottovuorokausina keväällä 2020 Kappelinsalmesta ja sen valuma-alueen ojista (huomioi y-akselien erilainen skaalaus). ”KosteikkoE” on kosteikkoon laskevasta hulevesiputkesta otettu näyte ja ”KosteikkoJ” on kosteikosta purkautuvan hulevesiputken päästä otettu näyte. Kappelinsalmen 25.3., 8.4., ja 16.4. pitoisuudet on esitetty kahden eri syvyydestä otettujen näytteiden keskiarvona, josta laskettiin keskihajonta (hajontapalkit).



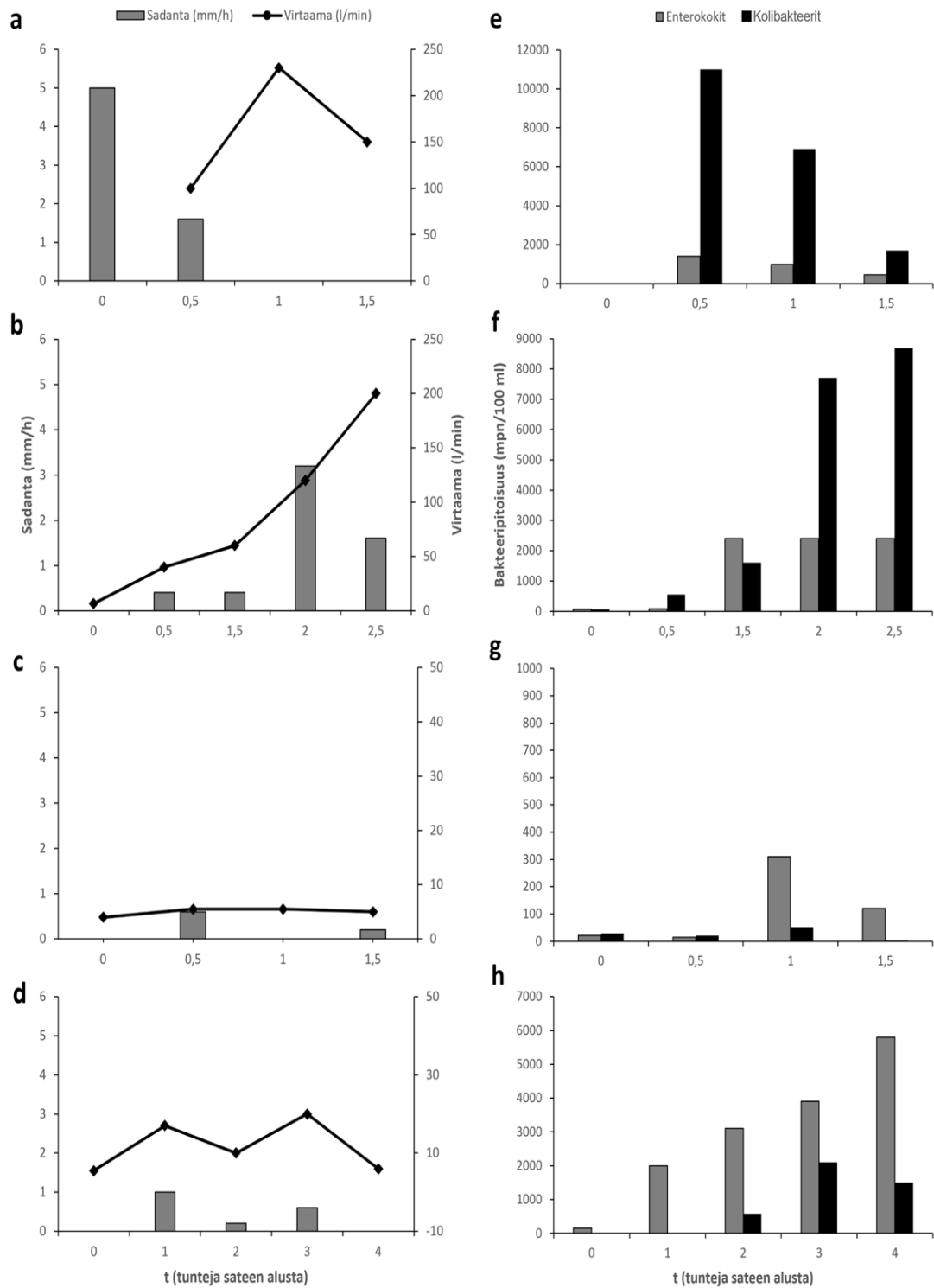
### 3.3 Otanlahden valuma-alueen hulevesinäytteet

Otanlahden hulevesinäytteet otettiin suoraan kaivosta sadetapahtuman aikana. Taulukosta 4 nähdään sadetapahtumaa edeltävien vuorokausien sadantatietoja. Edeltävien vuorokausien sademäärät ovat vaihdelleet ja näin ollen saattaneet vaikuttaa eri näytteenotto-kertojen virtaamien määriin (Kuva 6).

Taulukko 4. Otanlahden hulevesikaivosta kerättyjä näytteitä edeltävät sademäärät

<b>Päivämäärä</b>	<b>Edeltävä 24h sadanta (mm)</b>	<b>Edeltävä 72h sadanta (mm)</b>	<b>Edeltävä 7 vrk sadanta (mm)</b>
17.6.2020	0	0	0
5.7.2020	6,2	17,8	22,6
21.7.2020	0,8	0,8	0,8
8.9.2020	6,2	6,4	21,8

Kesän ja syksyn aikana tehdyissä tehoseurantajaksoissa sadanta ja virtaamamäärät sekä bakteeripitoisuudet vaihtelivat (Kuva 6). Ensimmäisellä näytteenottokerralla sade tuli yllättäen, joten näytettä tai virtaamatietoa ei saatu ennen sateen alkua (Kuva 6a ja e). Sade tuli lyhyenä rankkasateena, jonka aiheuttama pintavalunta suurensi virtaamaa (Kuva 6a). Bakteeripitoisuudet olivat selvästi yli uimaveden laatuvaatimusten, mutta varsinkin koli-bakteeria oli todella runsaasti ensimmäisessä kahdessa näytteessä (Kuva 6e). Toisella näytteenottokerralla sade alkoi hiljalleen, mutta välissä tuli isompi sadekuuro, joka sekini nosti virtaaman määrää (Kuva 6b). Myös bakteeripitoisuudet kasvoivat kuuron aikana ja jälkeen (Kuva 6f). Kahdella viimeisellä näytteenottokerralla sadanta jäi muutamiin millilitroihin, eikä virtaamissa ollut suuria vaihteluita (Kuva 6c ja d). Kolmannella näytteenottokerralla bakteeripitoisuudet pysyivät pääosin uimaveden laatuvaatimusten rajoissa, poikkeuksena kolmannen näytteen enterokokkien lievä (310 mpn/100 ml) ylitys (Kuva 6g). Viimeisellä näytteenottokerralla bakteeripitoisuudet kohosivat varsinkin enterokokkien osalta todella korkeiksi ylittäen uimaveden laatuvaatimusten raja-arvot melkein 30-kertaisesti (Kuva 6h). Bakteeripitoisuuksissa on nähtävissä selkeä ero ennen sadetta otetun näytteen ja sateen aikana otettujen näytteiden välillä (Kuva 6f, g ja h).



Kuva 6. Otanlahden hulevesikaivon tuntisadannat ja -virtaamat näytteenottokerroilla a) 17.6.2020, b) 5.7.2020, c) 21.7.2020 ja d) 8.9.2020. Oikealla näytteistä analysoidut koli-bakteerien ja enterokokkien pitoisuudet e) 17.6.2020, f) 5.7.2020 g) 21.7.2020 ja h) 8.9.2020. Huomioi y-akselien erilaiset skaalaukset.

### 3.4 Kolibakteerien lukumäärään vaikuttavat tekijät

Taulukosta 5a nähdään, että paikka (eli uimaranta), edeltävän 3 vuorokauden sademäärä sekä aika vaikuttavat merkitsevästi kolibakteerien lukumäärään uimavesinäytteissä. Vastaava tulos paikan ja ajan vaikutuksesta saadaan myös Taulukosta 5b, joiden lisäksi edeltävän 7 vuorokauden sademäärä vaikuttaa merkitsevästi kolibakteerien lukumäärään uimavesinäytteissä. Lisäksi molemmissa malleissa sademuuttujalla ja paikalla oli merkitsevä yhdysvaikutus.

Taulukko 5. Kolibakteerin aineistoon sovitettujen mallien tulokset a) sademuuttujana edeltävän 3 vuorokauden sadanta ja b) sademuuttujan edeltävän 7 vuorokauden sadanta. Mallien aikamuuttuja oli luokitteleva (kesä-elokuu jaettu puolen kuukauden jaksoihin).

#### a) Kolibakteeri

##### Tyypin III kiinteiden tekijöiden vaikutukset

Vaikutus	Osoittajan vapausasteet	Nimittäjän vapausasteet	F-arvo	P-arvo
Paikka	3	142	6,75	0,0003
3vrksade	1	142	19,74	<0,0001
Luokiteltu kk	5	141,3	3,05	0,0120
3vrksade × Paikka	3	137	2,75	0,0453

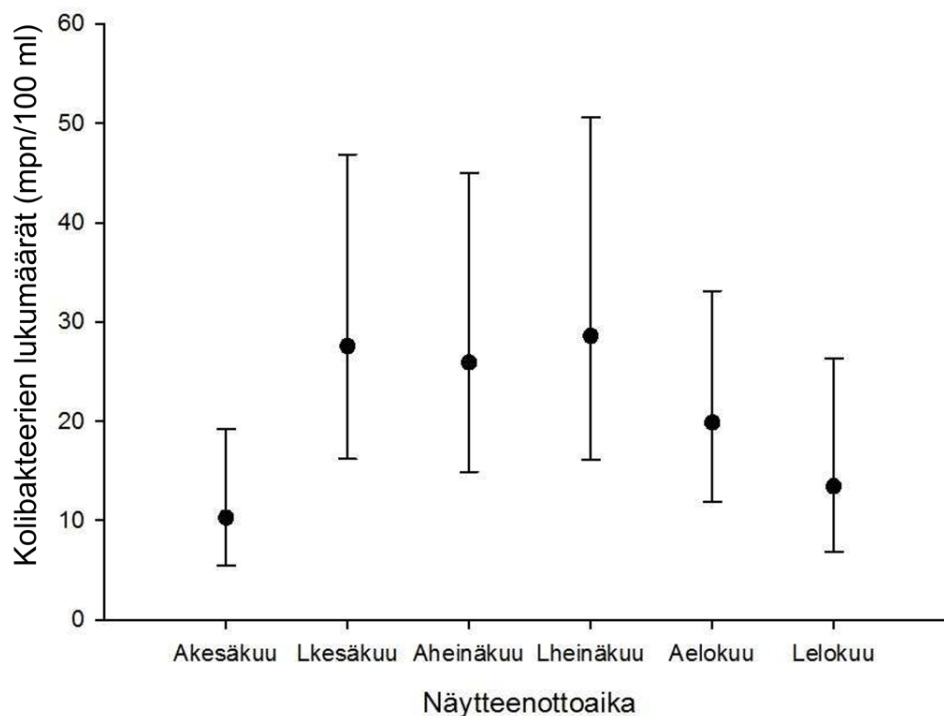
#### b) Kolibakteeri

##### Tyypin III kiinteiden tekijöiden vaikutukset

Vaikutus	Osoittajan vapausasteet	Nimittäjän vapausasteet	F-arvo	P-arvo
Paikka	3	142	6,34	0,0005
7vrksade	1	142	27,16	<0,0001
Luokiteltu kk	5	141,3	2,83	0,0182
7vrksade × Paikka	3	139,2	9,31	<0,0001

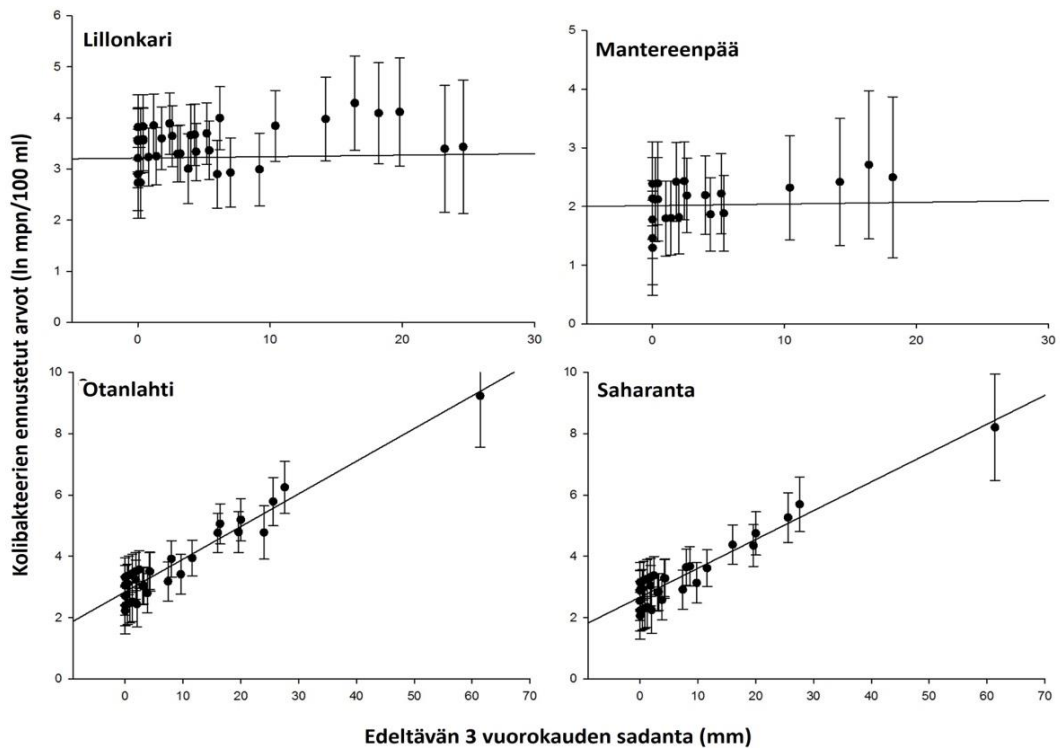
Mallin satunnaistekijä vuosi selitti kolibakteerien lukumäärien vaihtelua (Likelihood Ratio testi malli a=  $P < 0,0037$ ,  $\chi^2 = 7,18$ ; malli b=  $P < 0,0022$ ,  $\chi^2 = 8,15$ ). Vuosien välillä ei kuitenkaan ollut löydettävissä selkeitä eroja, jolloin tiettyinä vuosina olisi ollut merkittävästi enemmän tai vähemmän kolibakteereita näytteissä.

Malliin (Taulukko 5a) perustuvat pienimmän neliösumman keskiarvot (lsmeans) näytteenottoajalle 95 % luottamusvälein osoittavat, että kolibakteereita on enemmän uimavesinäytteissä keskikesällä. Tarkasteltaessa näytteenottoaikojen välisiä parittaisia eroja Tukey-Kramerin testillä, löytyi ero alkukesäkuun ja loppukesäkuun ( $P = 0,05$ ) ja alkukesäkuun ja loppuheinäkuun ( $P = 0,05$ ) välillä (Kuva 7). Vastaavat erot löytyivät myös Taulukon 5b mallista.

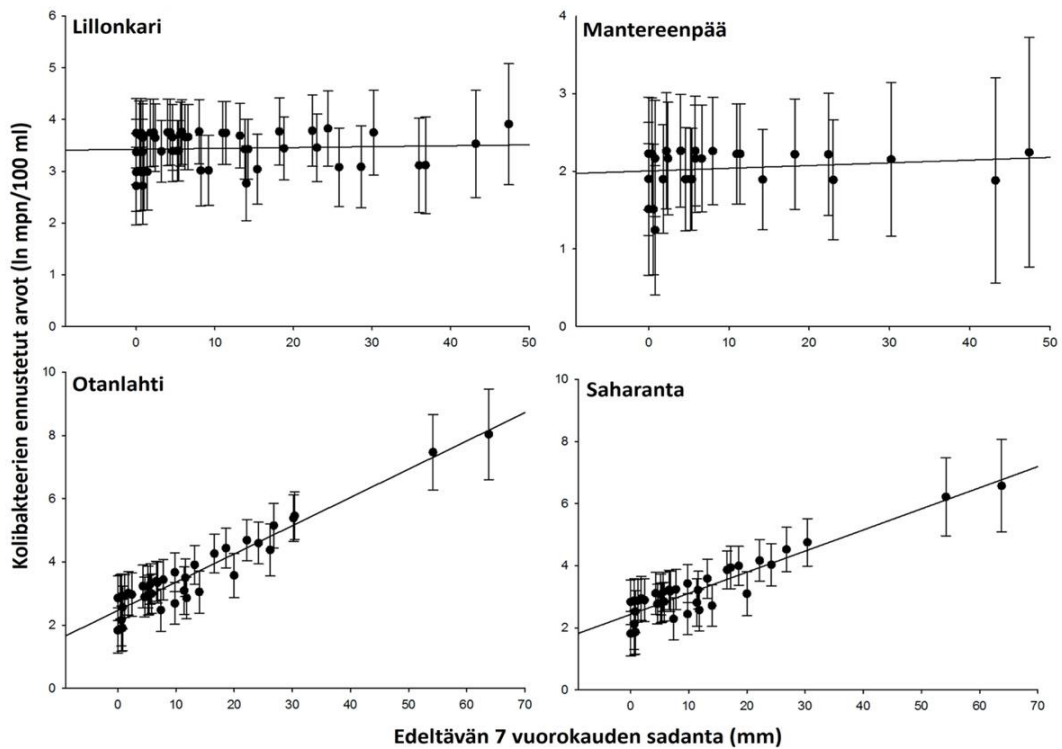


Kuva 7. Kolibakteerien lukumäärien pienimmän neliösumman keskiarvoestimaatit ja 95 %:n luottamusvälit eri näytteenottoaikoina (A viittaa kuukauden alkupuoliskoon ja L loppupuoliskoon).

Tarkastellessani tarkemmin edeltävän 3 vuorokauden sademäärän ja paikan yhdysvaikutusta kävi ilmi, että edeltävän 3 vuorokauden sademäärällä on positiivinen yhteys kolibakteerien lukumäärään Otanlahden ja Saharannan uimavesissä (Kuva 8). Lillonkarin ja Mantereenpään uimavesissä edeltävän 3 vuorokauden sademäärä ei näyttäisi olevan yhteydessä kolibakteerien lukumäärään (Kuva 8). Vastaava tulos kävi ilmi tarkastellessani edeltävien 7 vuorokauden sademäärän ja paikan yhdysvaikutusta (Kuva 9).



Kuva 8. Kolibakteerien ennustetut arvot eri rantojen uimavesissä, kun selittäjänä on edeltävän 3 vuorokauden sademäärä. Huomioi, että ennustetut arvot ovat logaritmisia log-linkkifunktion määräämänä ja että x- ja y-akseleiden skaalaus ei ole sama eri rantojen kuvissa.



Kuva 9. Kolibakteerien ennustetut arvot eri rantojen uimavesissä, kun selittäjänä on edeltävän 7 vuorokauden sademäärä. Huomioi, että ennustetut arvot ovat logaritmisia log-linkkifunktion määräämänä ja että x- ja y-akseleiden skaalaus ei ole sama eri rantojen kuvissa.

### 3.5 Enterokokkien lukumäärään vaikuttavat tekijät

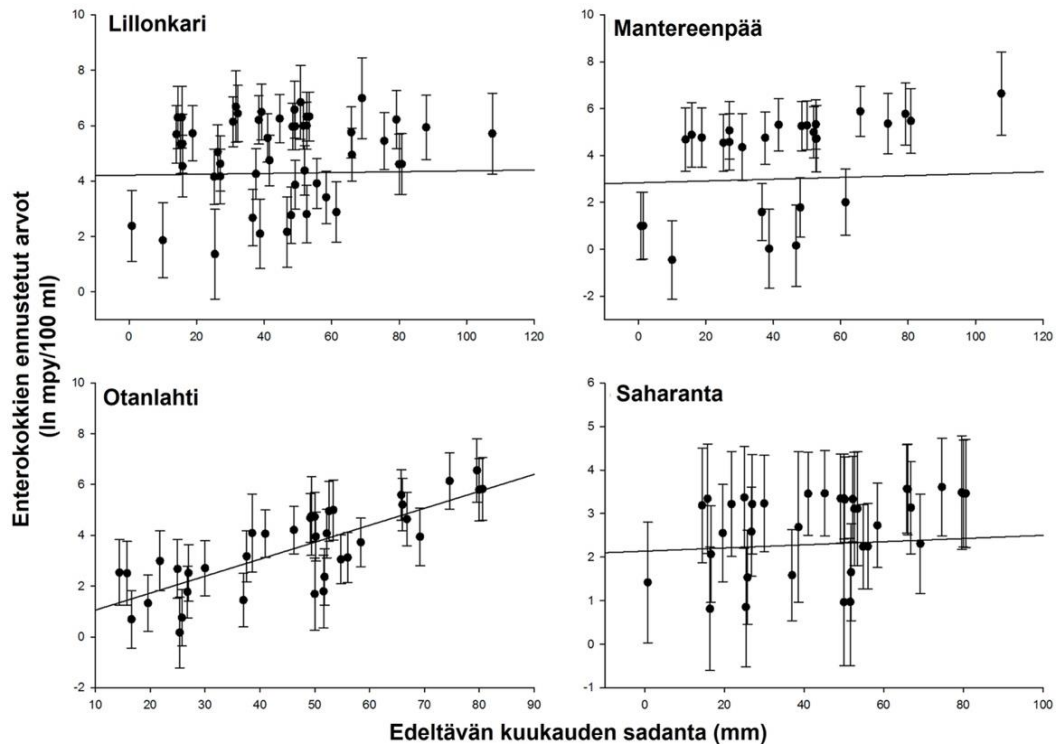
Taulukosta 6 nähdään, että paikalla (eli uimarannalla), edeltävän kuukauden sademäärällä ja aikamuuttujalla (viikkonumero<sup>2</sup>) on yhteys enterokokkien lukumäärään uimavesinäytteissä. Näiden lisäksi paikalla ja edeltävän kuukauden sademäärällä sekä paikalla ja toisen asteen ajallisella vaikutuksella on yhdysvaikutus enterokokkien lukumäärään uimavesinäytteissä. Taulukossa näkyy myös edeltävän kuukauden keskilämpötilan yhteys enterokokkien lukumäärään uimavesinäytteissä, vaikkakin lämpötila jätettiin viimeisestä mallista pois selittävien tekijöiden keskinäisen korrelaation takia (kts. menetelmät 2.5).

Taulukko 6. Enterokokkien aineistoon sovitetun mallin tulokset.

Enterokokki				
Tyypin III kiinteiden tekijöiden vaikutukset				
Vaikutus	Osoittajan vapausasteet	Nimittäjän vapausasteet	F-arvo	P-arvo
Paikka	3	140	2,78	0,0437
Kk sade	1	138,3	12,25	0,0006
Viikko <sup>2</sup>	2	140	39,53	<,0001
Kk sade × Paikka	3	132,2	4,47	0,0051
Viikko <sup>2</sup> × Paikka	6	139,3	3,10	0,0070
Karsittu muuttuja				
Kklämpötila	1	139	6,24	0,0137

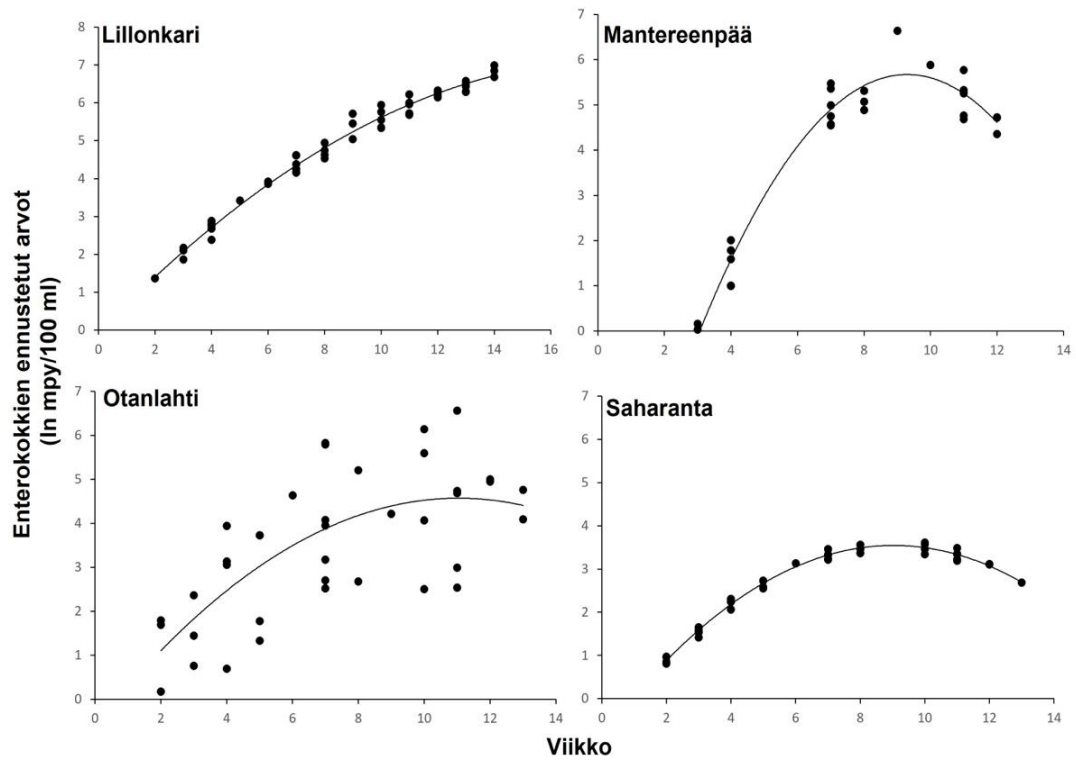
Mallin satunnaistekijä vuosi selitti enterokokkien lukumäärien vaihtelua (Likelihood Ratio testi  $P < 0,0001$ ,  $\chi^2 = 21,05$ ). Tarkastellessani aineiston avulla tarkemmin vuosien välistä vaihtelua kävi ilmi, että vuonna 2015 enterokokkeja oli vähiten kaikista näytteenottovuosista (0,02; CI 0,003-0,1; arvot ovat logaritmisia log-linkkifunktion määräämänä) ja vuonna 2020 enterokokkeja oli eniten kaikista näytteenottovuosista (0,19; CI 0,03-1,01; arvot ovat logaritmisia log-linkkifunktion määräämänä). Näyteaineistosta kävi ilmi, että vuosi 2015 oli ainoa, jolloin enterokokkien raja-arvot eivät ylittyneet yhdelläkään uimarannalla ja vastaavasti vuosi 2020 oli ainoa, jolloin raja-arvot ylittyivät kaikilla tutkimuksessa mukana olevista uimarannoista. Eniten enterokokkeja on ollut Lillonkarin uimavesinäytteissä (Kuvat 10 ja 11).

Kuvasta 10 nähdään, että edeltävän kuukauden sademäärällä oli positiivinen yhteys enterokokkien lukumäärään Otanlahden uimavesinäytteissä, kun taas kolmella muulla uimarannalla, sademäärällä ei näyttäisi olevan yhteyttä enterokokkien lukumäärään, mikä selittää merkitsevän sademäärän ja paikan välisen yhdysvaikutuksen.



Kuva 10. Enterokokkien ennustetut arvot eri rantojen uimavesissä, kun selittäjänä on edeltävän kuukauden sademäärä. Huomioi, että ennustetut arvot ovat logaritmisia log-linkkifunktion määräämänä ja että x- ja y-akseleiden skaalaus ei ole sama eri rantojen kuvissa.

Enterokokkien pitoisuudet vaihtelevat ajallisesti eri rantojen uimavesien välillä (Taulukko 6 ja Kuva 11). Mantereenpään rannan uimavedessä (Kuva 11) bakteeripitoisuudet kohoavat keskikesällä ja laskevat loppukesää kohden, kun taas vastaavaa ajallista vaikutusta ei ole muiden rantojen uimavesissä. Lillonkarin rannan uimavedessä (Kuva 11) bakteeripitoisuudet kohoavat keskikesällä, mutta samanlaista laskua ei ole havaittavissa, vaan bakteerit pysyvät koholla loppukesän. Otanlahden ja Saharannan uimarannoilla enterokokkipitoisuudet eivät keskikesällä kasva yhtä voimakkaasti kuin Lillonkarin ja Mantereenpään rannoilla (Kuva 11).

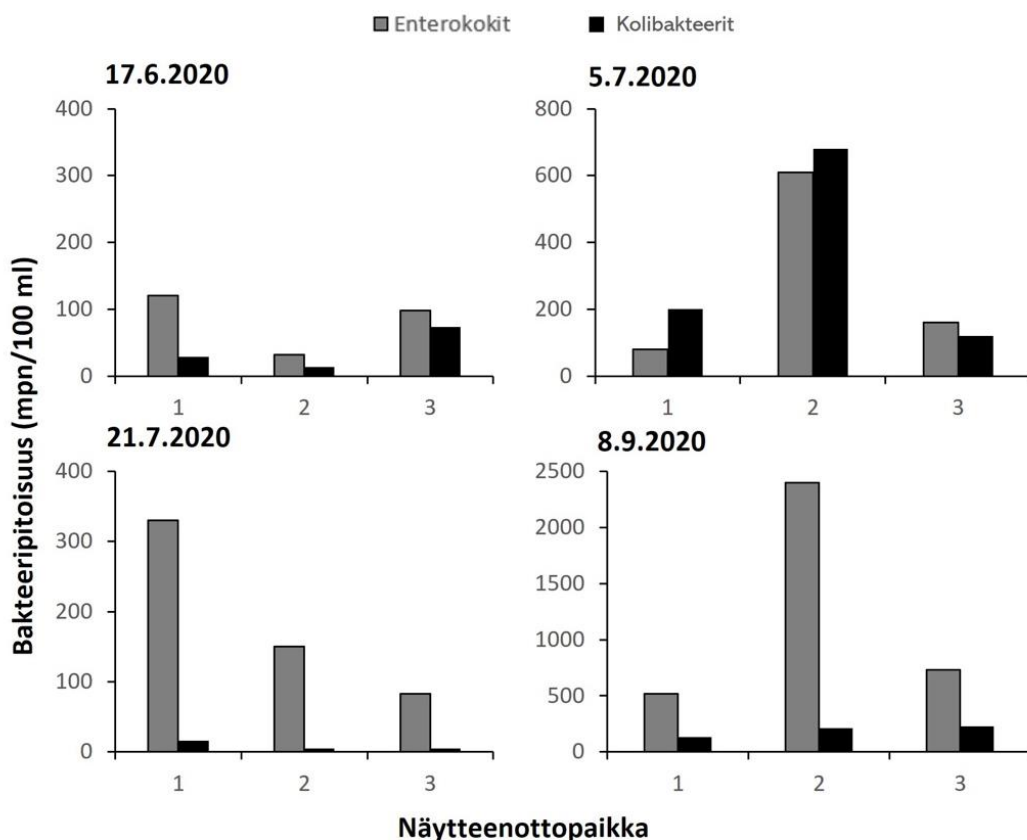


Kuva 11. Enterokokkien ennustetut arvot eri rantojen uimavesistä, kun selittävänä tekijänä on ajan vaikutus. Viikkonumerointi alkaa kesäkuun alusta, eli viikko 0 on kesäkuun ensimmäinen viikko ja viikko 14 on elokuun viimeinen viikko. Huomioi, että ennustetut arvot ovat logaritmisia log-linkkifunktion määräämänä ja että x- ja y-akseleiden skaalaus ei ole sama eri rantojen kuvissa.



### 3.6 Mikrobiologisen vedenlaadun paikallinen vaihtelu

Otanlahden uimarannalta otettujen näytteiden bakteeripitoisuudet vaihtelivat paljon sekä näytteenottokertojen että näytteenottopaikkojen välillä (Kuva 12). Viimeisellä näytteenottokerralla (Kuva 12; 8.9.2020) enterokokkien määrä ylitti uimaveden laatuvaatimukset kaikilla kolmella näytteenottopaikalla.



Kuva 12. Otanlahden rannan uimaveden enterokokkien ja kolibakteerien pitoisuudet kolmelta eri näytteenottopaikalta neljänä eri ajankohta kesällä 2020. Huomioi y-akselien erilaiset skaalaukset.

Unajanlahdelta, eli Lillonkarin uimarannan välittömästä läheisyydestä (1 km säteeltä, kts. Liite, kuva L3), otetuissa vesinäytteissä enterokokkien pitoisuudet vaihtelivat näytteenottopaikkojen ja näytteenottokertojen välillä, mutta pääosin kaikissa näytteissä ylitettiin uimaveden laatuvaatimukset (Taulukko 7). Näytteenottopaikalta G ja F mitattiin suurimmat pitoisuudet. Kyseiset näytteenottopaikat sijaitsevat kahden eri laskuojan suulla (Unajanjoen ja Rahkeenojan). Huomionarvoista kuitenkin on, että pitoisuudet olivat suuremmat 19.8. ennen sateita kuin 23.8. sateiden jälkeen. Sadetta tuli näytteenottoa edeltävänä päivänä (22.8.) yhteensä 6 mm. Kolibakteerien pitoisuudet eivät kahdella viimeisellä näytteenottokerralla ylittäneet uimaveden laatuvaatimusten raja-arvoja.

Taulukko 7. Unajanlahdelta otettujen vesinäytteiden enterokokkien- ja kolibakteerien (mpn/100 ml) pitoisuudet eri näytteenottoaikoilla. Näytteenottoaikoilta mitattiin myös vedensyvyys ja -lämpötila. Liitteenä olevasta kartasta käy ilmi, että E\* näytteenottoaikojen sijainti vaihtui ensimmäisen (26.7.2020) näytteenottokerran jälkeen.

Paikka (vedensyvyys m)	26.7.2020		19.8.2020			23.8.2020		
	Enterokokit	°C	Enterokokit	Kolibakteerit	°C	Enterokokit	Kolibakteerit	°C
A (1,2-1,5)	11	18,2	1200	1	19,8	920	4	20
B (1,0-1,3)	990	19,2	310,0	29	22,2	980	130	20,4
C (1,5-1,8)	1900	19,5	1400	1	22,5	1600	37	20,5
D (1,5-1,8)	1600	19,5	840	1	22,2	430	16	20,5
E* (0,7-1,0)	960	19,1	1900	1	22,6	980	1	21,1
F (1,0-1,3)	1900	19,9	690	3	22,6	820	24	20,2
G (0,7-1,0)	270	21,7	6400	12	22,5	4100	190	19
H (0,4-0,7)	1300	21,6	8500	8	22,6	7400	60	20,4

## 4 Tulosten tarkastelu

### 4.1 Uimavesien mikrobiologiseen laatuun vaikuttavat tekijät

Rauman kaupunki halusi selvittää yhteistyössä Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry:n kanssa uimarantojen mikrobiologiseen laatuun vaikuttavat tekijät, sillä useampi uimaranta on kärsinyt viime vuosina huonontuneesta bakteeritilanteesta ilman selvää saastelähdettä. Tutkimukseni tulokset osoittavat, että kaupunkimaisessa ympäristössä hulevesillä on merkittävä vaikutus uimarantojen mikrobiologiseen laatuun. Tulosteni mukaan kolibakteerien pitoisuuksia Otanlahden ja Saharannan uimarannoilla selitti edeltävän 3–7 vuorokauden sadanta, kun taas enterokokkien pitoisuuksia Otanlahden uimarannalla selitti edeltävän kuukauden sadanta. Lisäksi Syväraumanlahden osavaluma-alueiden hulevesistä otetut näytteet osoittavat hulevesien bakteerimäärien olevan osittain moninkertaisia verrattuna uimaveden laadunvalvonnan raja-arvoihin. Sadannan kasvaessa pintahuuhtouman määrä lisääntyy, jonka mukana valuma-alueelta päätyy epäpuhtauksia uimaveeseen. Haja-asutusalueilla sijaitsevien uimarantojen (Lillonkari ja Mantereenpää) mikrobiologiseen laatuun sateilla ei ollut vaikutusta, mutta kesän lopulle ajoittuva suolistoperäisten enterokokkien huippu näyttäisi olevan yhteydessä lämpötilan pitkäaikaiseen kehitykseen.

Tulokseni osoittavat, että hulevesissä indikaattoribakteerien määrä ylittää usein uimaveden laadunvalvonnan raja-arvot. Vaikka tutkimuksessa ei tehty eri maankäyttäjien vertai-

luja, vahvistaa työni jo aikaisemmissa tutkimuksissa todetun kaupunkialueiden hulevesien huomattavan merkityksen hajakuormittavina saastelähteinä (Amorim ym. 2014; Paule-Mercado ym. 2016; Galfi ym. 2016). Otanlahden valuma-alueelta otetuissa näytteissä indikaattoribakteerien pitoisuudet vaihtelivat runsaasti näytteenotokertojen välillä, mutta suurta vaihtelua havaitsin myös yksittäisen sadetapahtuman aikana. McCarthy ym. (2012), Galfi ym. (2016) ja Bach ym. (2010) ovat tutkineet indikaattoribakteerien pitoisuusvaihtelua ja siihen vaikuttavia tekijöitä hulevesissä, ja todenneet valuma-alueen koon, maankäytön ja sadetta edeltäneiden sääolosuhteiden vaikuttavan eniten vaihteluun. Varsinkin kirjallisuudessakin tunnettu ”first flush”, eli ryöpsähdysefekti on sitä voimakkaampi mitä pienemmästä valuma-alueesta on kyse (Bach ym. 2010). Ryöpsähdysefektissä sateen alkuvaiheessa pitoisuudet ovat korkeimmillaan, sillä sateen mukana huuhtoutuvat kaikki epäpuhtaudet, jotka ovat kertyneet läpäisemättömille pinnoille viimeisimmän sateen jälkeen (Bertrand-Krajewski ym. 1998). Tästä syystä ilmiön voimakkuuteen vaikuttavat lisäksi edeltänyt sateetoman jakson pituus ja sateen intensiteetti (Galfi ym. 2016). Otanlahdessa oli viitteitä ryöpsähdysefektistä ensimmäisellä näytteenotokerralla, jolloin sade tuli äkillisenä rankkasateena nostattaen pitoisuudet aluksi huippuunsa, jonka jälkeen ne lähtivät laskuun. Ensimmäistä näytteenotokertaa oli edeltänyt lisäksi 10 päivän sateeton jakso.

Muilla näytteenotokerroilla ei ollut vastaavaa edeltävää sateetonta jaksoa, eikä sade tullut myöskään yhtä rankkana. Muilla näytteenotokerroilla pitoisuudet kasvoivat sadetapahtuman aikana, eivätkä uimaveden laadunvalvonnan raja-arvot ylittyneet ennen sateita otetuissa näytteissä. Tämä viittaisi virtaaman vaikutukseen, eli virtaaman kasvaessa bakteerien määrä näytteissä lisääntyy (Stumpf ym. 2010). Virtaaman lisääntymisen tiedetään heikentävän mekanismeja, joiden avulla vesi puhdistuu ennen purkuvesistöön päätymistä (Hong ym. 2010). Tällaisia mekanismeja ovat sedimentaatio, suodattuminen, UV-säteily sekä muiden organismien saalistus. Kovemmallalla virtaamalla mekanismit eivät ehdi joko vaikuttaa tai ne eivät ylipäättään toimi (Hong ym. 2010). Tutkimukseni vahvistaa Hathawayn ja Huntin (2010) havainnon, jonka mukaan hulevesien bakteeripitoisuudet ylittävät uimaveden laadunvalvonnan raja-arvot koko sadetapahtuman ajan ja vielä sen loputtuaikin.

Hulevesikaivossa oli kesäkuun lopussa ja heinäkuun alussa enemmän kolibakteereita kuin enterokokkeja. Heinäkuun lopun ja syyskuun alun näytteissä tilanne kääntyi toisin päin, ja enterokokkeja oli selkeästi enemmän. Varsinkin syyskuussa enterokokkien määrä

kolminkertaistui ja samaan aikaan kolibakteerien määrä laski kolmannekseen verrattuna kahteen ensimmäiseen näytteenottokertaan. Ilmiö on mielenkiintoinen, mutta sen syyn selvittäminen vaatisi jatkotutkimuksia.

Kevään vähäsateisuuden vuoksi Kappelisalmen valuma-alueen hulevesien näytemäärä jäi liian pieneksi, jotta kokoomanäytteistä olisi voitu tehdä kattavia päätelmiä eri sääolosuhteiden vaikutuksesta bakteeripitoisuuksiin. Pitoisuusvaihtelu kuitenkin vahvistaa ajatusta, että valuma-alueelta voi aika ajoin tulla hulevesiä, jotka aiheuttavat Syväraumanlahdessa indikaattoribakteerien raja-arvojen ylityksiä. Varsinkin Kisarannan talviuintipaikan, joka sijaitsee Kappelinsalmen valuma-alueen purkupaikan välittömässä läheisyydessä, tiedetään kärsivän suurista bakteeripitoisuuksista varsinkin sateisina aikoina sekä lumien sulassa. Myös Taulukosta 2 näkyy, että Kisarannassa on ollut eniten raja-arvojen ylityksiä verrattuna muihin Syväraumanlahden uimarantoihin ja talviuintipaikkoihin.

Syväraumanlahden valuma-alueelta ominaiskuormituslaskelmilla todetut korkeat hulevesien kiintoaines- ja ravinnepitoisuudet pidentävät indikaattoribakteerien selviytymisaikaa. Indikaattoribakteerien tiedetään selviytyvän pidempään kiintoainekseen sitoutuneena kuin vapaana vedessä (Walters ym 2013; Perkins ym. 2016). Kiintoaines tuo suojaa bakteereille esimerkiksi auringon uv-säteilyltä, jolta lisäksi suojaa veden sameus (Walters ym. 2013; Perkins ym. 2016). Jo aikaisempi julkaisu Rauman matkailurantojen vesien suojelelusta korosti varsinkin suurta kiintoaineksen määrää, joka laskee Kappelinsalmen kautta Syväraumanlahteen. Tekemäni tarkemmat ominaiskuormituslaskelmat osoittavat kiintoainekuorman koko Syväraumanlahden valuma-alueelta olevan kolminkertainen aikaisempaan tietoon verrattuna (Koivunen ym. 2007). Suurempaan hulevesikuormaan vaikuttavat myös jo aiemmin selostetut maankäytön muutokset, jotka ovat lisänneet valuma-alueen pinta-alaa. Kiintoainekuorman lisäksi fosforikuormitus on viisinkertainen ja typikuormitus nelinkertainen aikaisempaan tietoon verrattuna (Koivunen ym. 2007). Kyseiset kuormitusmäärät lisäävät Syväraumanlahden sameutta ja sedimentin määrää sekä lisäävät jo aikaisempaa rehevöitymistä lahdessa.

Havaitsin tutkimuksessani, että uimarannan sijainnilla kaupunkimaisessa ympäristössä sekä edeltävällä sademäärällä on selkeä positiivinen yhteys kolibakteerien pitoisuuksiin. Otanlahden ja Saharannan uimarannoilla kolibakteerien määrään vaikutti kuitenkin oltuksen vastaisesti pidemmän aikavälin kokonaissademäärä. Positiivinen yhteys havaittiin

sekä kolmen että seitsemän edeltävän vuorokauden kokonaissademäärillä, vaikka suomalaisessa ympäristöseurannassa yleisesti oletetaan kolibakteerien ilmentävän nimenomaan tuoretta saastetilannetta (Valvira 2008).

Tulokseni on kuitenkin yhdenmukainen Schernewskin ym. (2010) toteuttaman laboratoriotutkimuksen kanssa, jossa kolibakteerien selviytymisaika vaihteli kolmesta tunnista useampaan vuorokauteen. Tutkimuksessa kolibakteerien selviytymisaikaa testattiin eri lämpötila- ja valo-olosuhteissa, minkä lisäksi selviytymistä testattiin vesikasvillisuuden joukossa, sedimentissä ja rantahiekassa. Merkittävimmät selviytymisaikaa pidentävät tekijät olivat veden sameus ja sitoutuminen pohjasedimenttiin, joista jälkimmäisessä kolibakteerien pitoisuudet jopa runsastuivat ensimmäisen päivän aikana. On hyvin mahdollista, että kolibakteerien pitkää selviytymisaikaa Otanlahden ja Saharannan uimavesissä selittävät fysikaaliskemialliset tekijät, kuten edellä mainittu veden sameus, kiintoaineksen määrä ja ravinteet. Kolibakteeria mitattiin eniten keskikesällä, joka voi viitata korkean lämpötilan vaikutukseen bakteerien lisääntymisnopeuteen.

Toinen mahdollinen selitys sateen pidempiaikaiselle vaikutukselle on sedimentin resuspensio. Varsinkin matalissa merenlahdissa indikaattoribakteerien tiedetään sitoutuvan sedimenttiin, josta ne resuspendoituvat takaisin veteen esimerkiksi aallokon ja hulevesien purkuputkien virtaaman sekoittaessa sedimenttiä (Sanders ym. 2005; Hong ym. 2010; Perkins ym. 2014). Kyse on siis saastetilanteen vaikutuksen viivästyttämisestä. Huomionarvoista on, että resuspensio ja vedenlaatutekijät vaikuttavat yhdessä. Kiintoaines paitsi suojaa bakteereita myös edistää niiden laskeutumista pohjan sedimenttiin, josta ne voivat resuspendoitua takaisin veteen (Kay ym. 2005).

Sedimentin resuspension merkitystä korostaa myös Otanlahden uimarannalla havaittu saateiden ja enterokokkimäärien positiivinen yhteys. Parhaiten enterokokkipitoisuuksia selitti edeltävän kuukauden kokonaissademäärä. Tämä tulos tukee aikaisempia tutkimushavaintoja enterokokkien selviytymisestä luonnossa kolibakteereja pidempään (Edberg ym. 2000; Borrego ym. 2002; Staley ym. 2014). Kuitenkaan enterokokkitkaan eivät selviä vapaana vedessä, joten tulos tukee myös oletusta bakteerien sitoutumisesta sedimenttiin (Staley ym. 2014; Buer ym. 2018). Otanlahdessa tiedetään olevan melko runsaasti pohjasedimenttiä, ja huono veden vaihtuvuus voi lisätä bakteerien sitoutumista sedimenttiin (Koivunen ym. 2007).

Paikalliset olosuhteet vaikuttavat sedimentin resuspensioon. Esimerkiksi Saharannassa resuspensio tuskin on yhtä merkittävä tekijä kuin Otanlahdessa, sillä ranta on avoimempi mahdollistaen nopeamman veden vaihtuvuuden ja veden liike saattaa vähentää sedimentin kerääntymistä (Lee ym. 2006). Saharannassa ei myöskään havaittu pidemmän aikavälin sademäärän vaikutusta enterokokkien lukumäärään. Aineistossa kuitenkin havaittiin Saharannassa enterokokkien osalta raja-arvon ylistyksiä, joita oli edeltänyt runsas sade edeltävänä vuorokautena. Näin ollen uimarannan sijainnilla ja paikallisilla olosuhteilla, kuten hyvällä veden vaihtuvuudella, on huomattava vaikutus havaittuihin bakteerimääriin.

Paikallisesti olosuhteet voivat vaihdella myös yksittäisen uimarannan sisällä. Olosuhteiden vaihtelua kuvastavat hyvin tarkentavat näytteenottotulokset Otanlahden uimarannalta, joissa bakteeripitoisuudet vaihtelivat, vaikka näytteenottoaikat sijaittivat alle 200 metrin päässä toisistaan (Kuva 12). Huomionarvoista on, että bakteerien raja-arvot ylittyivät useammin näytteenottoaikoissa 1 ja 2 kuin näytteenottoaikaissa 3, joka on virallinen Rauman kaupungin terveydensuojelun näytteenottoaika. Myös Wheeler ym. (2003), Whitman ja Nevers (2004) ja Fan ym. (2015) ovat tutkimuksissaan todenneet uimarannan sisällä vaihtelua indikaattoribakteerien pitoisuuksissa.

Mielenkiintoinen tulos liittyy enterokokkien pitoisuuksiin Mantereepään ja Lillonkarin uimarannoilla, joissa pitoisuudet olivat koholla heinä-elokuun vaihteessa, ja Lillonkarissa joinain vuosina myös elokuun loppuun asti. Edeltävän kuukauden sadannalla ei ollut yhteyttä enterokokkien pitoisuuksiin kummallakaan uimarannalla. Lisäksi Lillonkarin läheisyydestä otetut tarkentavat näytteet (Taulukko 7) vahvistavat, että sateiden aiheuttama lisääntynyt pintavalunta ei toimi enterokokkien lähteenä, sillä enterokokkeja todettiin enemmän ennen sateita kuin sateiden jälkeen.

Tilastollisista malleista jätettiin selittävien tekijöiden keskinäisen korrelaation takia pois edeltävän kuukauden keskilämpötila, joka olisi voinut selittää enterokokkien pitoisuuksia Lillonkarin ja Mantereepään uimarannoilla keski- ja loppukesästä (Taulukko 6). Myös vuosien välillä tehty vertailu vahvistaa ajatusta lämpötilan vaikutuksesta. Tästä syystä tarkastelin Ilmatieteen laitoksen vuositilastoja ([www.ilmatieteenlaitos.fi/vuositilastot](http://www.ilmatieteenlaitos.fi/vuositilastot)). Vuonna 2015 todettiin vähiten enterokokkeja, ja Ilmatieteen laitoksen mukaan kyseisen vuoden kesä oli tavanomaista kylmempi. Vastaavasti kesä 2020, jolloin todettiin eniten enterokokkeja, oli tavanomaista lämpimämpi.

Myös Tiwari ym. (2019) ovat tutkineet enterokokin selviytymistä Suomen rannikolla, ja havainneet tietyillä uimarannoilla enterokokkien pitoisuuksien olevan koholla kesän loppulla. Tutkimuksessaan he totesivat enterokokkien selviävän varsinkin sedimentissä yli 20 vuorokautta. Tutkimukseni uimarannoista Lillonkari ja Mantereenpää sijaitsevat merenlahdissa, joihin laskee maatalousjokia isoilta valuma-alueilta, joten näissä lahdissa on varsin runsaasti sedimenttiä. Tämä, ja jo aikaisemmin mainitsemani asiat sedimentin resuspensiosta tukevatkin sitä oletusta, että myös Lillonkarin ja Mantereenpään uimarannoilla sedimentti voi toimia bakteerien lähteenä. Myös Taulukossa 7 nähtävistä tuloksista voi huomata, että enterokokkien pitoisuudet ovat koholla koko Unajanlahdella ja mielenkiintoisesti korkeimmat tulokset ovat veden syvyydeltään matalimmilla näytteenottopaikoilla. Taulukon 7 tuloksista näkee, että kyseessä on varsin korkeita pitoisuuksia, sillä ne ylittävät uimaveden laadunvalvonnan raja-arvot moninkertaisesti.

Huomionarvoinen lisätieto Unajanlahdelta on myös se, että pohjasedimentti haisee vahvasti rikkivedyltä (oma havainto), joka viittaisi hapettomiin olosuhteisiin. Onkin mahdollista, että korkeassa loppukesän lämpötilassa hapeton sedimentti muuttuu enterokokin lähteeksi, sillä olosuhteet vastaavat ruuansulatuskanavan anaerobisia olosuhteita. Myös Kim ja Wuertz (2015) ovat tutkimuksessaan osoittaneet, että hapeton sedimentti voi kesäaikaan toimia pistekuormituslähteenä indikaattoribakteereille. Heidän tutkimuksessaan indikaattoribakteerien määrä aluksi lisääntyi 20 asteisessa hapottomassa sedimentissä, jonka jälkeen se palasi takaisin lähtötasolle. Heidän tutkimuksen aikana, eli yli 40 vuorokauden kuluessa, enterokokkien määrä ei merkittävästi pienentynyt.

#### 4.2 Yhteenveto ja toimenpide-ehdotukset

Tutkimukseni tulos vahvistaa, että tutkimuksessa mukana olevien uimarantojen mikrobiologiseen vedenlaatuun vaikuttavat saastelähteen lisäksi uimarannan vesiympäristöön liittyvät paikalliset olosuhteet. Indikaattoribakteerien tiedetään selviävän paremmin merialueiden vesiympäristössä, jonka vesi on sameaa ja sisältää runsaasti kiintoainesta tarjoten bakteereille suojaa eri bioottisilta ja abioottisilta stressitekijöiltä. Tutkimuksessa mukana olevat uimarannat sijaitsevat matalissa merenlahdissa, joiden vesi on ajoittain hyvinkin sameaa ja lahtiin tiedetään kulkeutuvan valumavesien mukana merkittäviä määriä kiintoainesta.

Kiintoaines edesauttaa bakteerien laskeutumista pohjalle ja sitoutumista sedimenttiin. Sedimentistä bakteerit resuspensoituvat takaisin vesiympäristöön joko aallokon tai las-kuojien virtaaman takia. Erityisesti hulevedet lisäävät indikaattoribakteerien määrää vesiympäristössä, mutta hulevesien purkuputket voivat myös aiheuttaa sedimentin resuspen- siota.

Nykyisin hulevesien hallintamenetelmät ovat kehittyneet merkittävästi, ja erilaisilla lä- päisevillä päällysteillä, imeytysrakenteilla ja painanteilla pyritään ehkäisemään huleve- sien muodostumista tai niihin liittyvän laatuhaitan aiheuttajia (Kuntaliitto 2012). Kuiten- kin pitää muistaa, että millään hallintamenetelmällä ja järjestelmällä ei voida ehkäistä kaikkein rankimmista sateista aiheutuvia haittoja. Tästä syystä hallintamenetelmien li- säksi tulisi yhdyskuntarakenteen suunnittelussa kiinnittää enemmän huomiota myös pur- kupisteiden sijaintiin, eikä sijoittaa niitä esimerkiksi herkkien kohteiden, kuten uimaran- tojen läheisyyteen. Hulevesien laatua ja niiden vaikutuksia vesistöihin on edelleen tutkittu Suomessa sen verran vähän, että niitä voitaisiin ilman minkäänlaista riskiä johtaa minne vain. Mielestäni varsinkin merenlahtien tyyppisiin vesistöihin hulevesien johtamista tulisi tapauskohtaisesti harkita, sillä lahtien veden vaihtuvuus on yleisesti ottaen huono ja hu- levesien mukana tuleva kuormitus on määrällisesti suuri verrattuna lahtien vesimäärään. Otanlahdessa kaupunkisuunnittelu päättyi näytteenottotuloksieni perusteella rakentamaan uuden tilapäisen pumppausjärjestelmän, jonka kautta hulevedet johdetaan toiseen paik- kaan. Pumppausjärjestelmä valmistui keväällä 2021, ja tihennetyssä seurannassa ei kesän 2021 ja 2022 aikana todettu kuin yksittäinen raja-arvon ylitys, joka johtui pumppausjär- jestelmän ylivuodosta kovalla rankkasateella.

Meriympäristön fysikaaliskemiallisiin ominaisuuksiin ei pystytä vaikuttamaan yhtä yk- sinkertaisesti, ja siksi tarvitaankin lisää tietoa näiden ominaisuuksien vaikutuksesta indi- kaattoribakteerien selviytymiseen, ja varsinkin varsinaisten patogeenien selviytymiseen. Myös, mikäli suotuisissa anaerobisissa olosuhteissa sedimentti voi muuttua enterokok- kien lähteeksi, olisi ensiarvoisen tärkeää tarkemmin selvittää happitilanteen ja tarkemmin hapettoman sedimentin vaikutus suolistoperäisten enterokokkien pitoisuuksiin. Bäckin ym. (2010) mukaan Itämeren rannikkovesien pohjasedimentin tiedetään kärsivän kau- sihapettomuudesta, joka keskittyy keski- ja loppukesään, sillä vedestä ehtii siirtyä happea vähemmän pohjasedimenttiin kuin pohjasedimentti sitä kuluttaa. Happitilanteen tiedetään korjautuvan aina syksyisin, kun lämpötilakerrostuneisuus poistuu ja sedimentin pinta ha- pettuu (Bäck ym. 2010).



Itämeren jatkaessa rehevöitymistään tulee tulevaisuudessa hapettomia alueita olemaan yhä enemmän. Onkin tärkeää selvittää, voiko happikadosta kärsivä sedimentti toimia enterokokkien lisäksi myös patogeenien lähteenä, sillä silloin etenevästä rehevöitymisestä voisi pahimmassa tapauksessa aiheutua terveysriski uimareille.

Uimaveden laadun mikrobiologista tarkkailua on tehty vuosikymmeniä Suomessa perustuen EU:n uimavesidirektiivin lisäksi kansalliseen lainsäädäntöön. EU:n uimavesidirektiivi vaatii yleisille uimarannoille uimavesiprofiilin laatimista, jossa määritellään uimarantaa koskevat riskitekijät, jotka voivat vaikuttaa uimaveden laatuun. Riskitekijöiden määrittäminen ei kuitenkaan vaikuta näytteenottostrategioihin, ja onkin perusteltua todeta, että nykyinen käytäntö yksittäisen näytteen ottamisesta on jokseenkin puutteellinen eikä kuvasta koko rannan tilannetta. Yksittäinen näytteenotto ei toimi varsinkaan rannoilla, jotka kärsivät pienimuotoisista ajallisista ja paikallisista vaihteluista, joita esimerkiksi hulevedet voivat aiheuttaa (Wheeler ym. 2003; Whitman ja Nevers 2004; Fan ym. 2015).

Paikallisia vaihteluita varten Euroopan uimavesidirektiivissä on määritelty lyhytaikainen saastumistilanne, jolloin kohonneita indikaattoribakteeripitoisuuksia voi esiintyä uimavesissä. Uimavesiasetuksen soveltamisoppaan (Valvira 2008) mukaan lyhytaikaisena saastumistilanteena voidaan pitää mm. etukäteen tiedossa olevaa hetkellistä jätevesien ohitusjuokсутusta tai runsaiden sateiden vaikutusta, jos edellä mainittujen tiedetään tilapäisesti huonontavan uimarannan vedenlaatua. Lyhytkestoiseksi saastumiseksi voidaan kuitenkin katsoa vain sellainen uimaveden mikrobiologista laatua huonontava tilanne, joka on kunnan terveydensuojeluviranomaisen tiedossa jo ennen, kun se on ehtinyt vaikuttaa uimaveden laatuun ja jonka hoitamiseksi ja uimareiden terveyshaittojen ehkäisemiseksi on ehditty käynnistää asianmukaiset toimenpiteet (Valvira 2008). Lyhytkestoisella saastumisella on rajattu kesto, eikä sen yleensä odoteta vaikuttavan uimaveden laatuun kolmea vuorokautta kauemmin. Tätä pidempään kestäviä tilanteita ei voida pitää lyhytkestoisina saastumistilanteina (Valvira 2008). Tulokseni viittaavat kuitenkin siihen, että sateiden kohdalla kolmen vuorokauden tarkasteluväli on välillä liian lyhyt, ja kyse ei siis enää ole lyhytkestoisista saastumistilanteista.

Ottaen huomioon erilaiset tekijät, jotka vaikuttavat jo Rauman kaupungin uimavesien sisällä bakteeripitoisuuksien vaihteluun, tulisi EU:n uimavesidirektiivissä määritelty näyt-

teenottostrategia uudistaa ja näytteenotossa vaatia ottamaan huomioon uimarannan erityispiirteet. Uimarannan sisäisen paikallisen vaihtelun tunnistamiseen toimii tässäkin tutkimuksessa käytetty kokoomanäytteenotto, eli näyte otetaan useammasta kohdasta, jolloin se kuvastaisi keskimääräistä pitoisuutta koko rannan alueelta. Toinen keino olisi mallintaa millaisella sademäärällä, millä intensiteetillä ja mitkä vesiympäristön laatutekijät kasvattavat tautiriskiä, jotta jatkossa esimerkiksi säätiedoilla pystyttäisiin ennakoimaan tautiriskiä ja harjoittamaan kohdennettua näytteenottoa. Mallintaminen vaatii pidempiaikaisempaa tutkimusta, jonka aikana näytteitä otetaan sekä uimarannalta että hulevesikanavista ja laskuojista.

Ajallinen ja paikallinen vaihtelu saattaa aiheuttaa uimareille terveystarpeita mutta myös terveystarpeita. Jälkimmäinen tilanne liittyy indikaattoribakteereihin, jotka ovat sopeutuneet ympäristöön ja pystyvät elämään ja lisääntymään ympäristössä pitkiä aikoja (Devane ym. 2020). Näiden kohdalla ei ole välttämättä varsinaista tautiriskiä, sillä indikaattoribakteerit voivat elää pidempään ympäristössä kuin varsinaiset tauteja aiheuttavat patogeenit. Huomionarvoista on, että samoilla indikaattoribakteereilla pyritään ilmentämään mahdollista tautiriskiä ympäri Eurooppaa täysin erilaisissa vesiympäristöissä. Samaan aikaan kuitenkin tiedostetaan, ettei yhdenkään indikaattorin oleteta ilmentävän kaikissa erilaisissa ympäristöissä jokaista mahdollista patogeenia (Griffith ym. 2016).

Tiwari ym. (2021) ovat tutkimuksessaan ehdottaneet, että uimaveden laadunvalvonnan tulisi olla kokonaisvaltaisempaa, jolloin historiatietoihin ja mahdollisiin saastelähteisiin nojaten valittaisiin uimarantakohtaisesti parhaimmat keinot tautiriskin ilmentämiseen. Tällöin esimerkiksi Unajanlahdessa, jossa enterokokit ovat suurella todennäköisyydellä peräisin ympäristöstä, voitaisiin käyttää vaihtoehtoisia indikaattoreita ja arviointikeinoja. Ei ole kenenkään etu rajoittaa uimista tilanteissa, joissa indikaattoribakteerit eivät todellisuudessa ilmennä ulosteperäisestä saastumisesta ja oikeasta tautiriskistä. Voisikin kysyä, annetaanko tällä hetkellä liikaa painoarvoa suolistoperäisille enterokokeille ja *Escherichia coli* -bakteerille, jotka eivät yksinkertaisuudessaan sovi indikaattoribakteereiksi Itämeren mataliin merenlahtiin?

## 5 Kiitokset

Haluan kiittää ohjaajiani Tero Klemolaa ja Timo Vuorisaloa rakentavista ja selkeistä neuvoista sekä kannustavasta ohjauksesta tutkielman eri vaiheissa. Lisäksi haluan kiittää Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistystä ja Rauman kaupunkia tutkielmani näytteenottojen rahoittamisesta. Erityiset kiitokset myös Juha Hyväriselle esikuvana toimimisesta ja luottamuksesta sekä tämän tutkielman aikana että työelämässä. Kiitän myös Piia Leskistä, joka tutkielman alkuvaiheessa antoi rakentavia neuvoja hulevesien tutkimiseen. Lopuksi kiitän läheisiäni tärkeästä tuesta ja kannustuksesta tutkielmantekoprosessin aikana.

## 6 Kirjallisuus

- Ahmed W, Hamilton KA, Lobos A, Hughes B, Staley C, Sadowsky MJ, Harwood VJ (2018) Quantitative microbial risk assessment of microbial source tracking markers in recreational water contaminated with fresh untreated and secondary treated sewage. *Environmental International* 117: 243-249.
- Alahuhta J (2008) Selkämeren rannikkovesien tila, vesikasvillisuus ja kuormitus -Rehevöytymistarkastelu. Turku: Lounais-Suomen ympäristökeskus. PDF-dokumentti saatavissa: <https://urly.fi/2Vaa> (Luettu: 12.5.2022).
- Amorim E, Sandra R, Adriano AB, (2014) Relevance of temporal and spatial variability for monitoring the microbiological water quality in an urban bathing area. *Ocean & Coastal Management* 91: 41-49.
- Anderson KL, Whitlock JE, Harwood VJ (2005) Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 3041-3048.
- Bach PM, McCarthy DT, Deletic A (2010) Redefining the stormwater first flush phenomenon. *Water Research* 44: 2487-2498.
- Ballesté E, García-Aljaro C, Blanch AR (2018) Assessment of the decay rates of microbial source tracking molecular markers and faecal indicator bacteria from different sources. *Journal of Applied Microbiology* 125: 1938-1949.
- Pommepuy M, Hervio-Heath D, Caprais MP, Gourmelon M, J. Le Saux JC, Le Guyader F (2005) Fecal contamination in coastal areas: an engineering approach. Teoksessa: *Oceans and health: pathogens in the marine environment*. (Belkin S & Colwell RR, toim.) s.331-359. Springer.
- Bertrand-Krajewski J, Chebbo G, Saget A (1998) Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research* 32: 2341-2356.
- Boehm AB, Soller JA (2012) Risks associated with recreational waters: pathogens and fecal indicators. Teoksessa: *Encyclopedia of sustainability science and technology* (Meyers RA, Toim.), s.8758-8770 Springer.
- Borrego JJ, Castro D, Figueras MJ (2002) Fecal streptococci/enterococci in aquatic environments. Teoksessa: *Encyclopedia of environmental microbiology* (Bitton G, toim.), s.1264-1278 John Wiley & Sons Inc, USA.

- Buer A, Gyraite G, Wegener P, Lange X, Katarzyte M, Hauk G, Schernewski G (2018) Long term development of bathing water quality at the german baltic coast: spatial patterns, problems and model simulations. *Marine Pollution Bulletin* 135: 1055-1066.
- Bäck S, Ollikainen M, Bonsdorff E, Eriksson A, Hallanaro E, Kuikka S, Viitasalo M, Walls M (2010) Itämeren tulevaisuus. *Helsinki: Gaudeamus Helsinki University Press*.
- Cabelli VJ (1989) Swimming-associated illness and recreational water quality criteria. *Water Science and Technology* 21: 13-21.
- Cho KH, Cha SM, Kang J, Lee SW, Park Y, Kim J, KM JH (2010) Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: A modeling approach. *Water Research* 44: 2189-2202.
- Devane ML, Moriarty E, Weaver L, Cookson A, Gilpin B (2020) Fecal indicator bacteria from environmental sources; strategies for identification to improve water quality monitoring. *Water Research* 185: 116204-116204.
- Devane ML, Moriarty E, Wood D, Webster-Brown J, Gilpin BJ (2014) The impact of major earthquakes and subsequent sewage discharges on the microbial quality of water and sediments in an urban river. *Science of the Total Environment* 485-486: 666-680.
- Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, Marqués JRG, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean C, Osborne PE, Reineking B, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S (2012) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27-46.
- Edberg SC, Rice EW, Karlin RJ, Allen MJ (2000) *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology* 88: 106-116.
- Eregno FE, Tryland I, Myrmel M, Wennberg A, Oliinyk A, Khatri M, Heistad A (2018) Decay rate of virus and faecal indicator bacteria (FIB) in seawater and the concentration of FIBs in different wastewater systems. *Microbial Risk Analysis* 8: 14-21.
- Eregno FE, Tryland I, Tjomsland T, Myrmel M, Robertson L, Heistad A (2016) Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. *Science of the Total Environment* 548-549: 270-279.
- European Environment Agency (EEA). European bathing water quality in 2021. EEA Raportti numero 8/2022. <https://www.eea.europa.eu/publications/european-bathing-water-quality-2021> (Luettu: 1.9.2022).
- Evans AEV, Mateo-Sagasta J, Qadir M, Boelee E, Ippolito A (2019) Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 36: 20-27.
- Fan J, Ming H, Li L, Su J (2015) Evaluating spatial-temporal variations and correlation between fecal indicator bacteria (FIB) in marine bathing beaches. *Journal of Water and Health* 13:1029–1038.
- Frick C, Vierheilig J, Linke R, Savio D, Zornig H, Antensteiner R, Baumgartner C, Bucher C, Blaschke AP, Derx J, Kirschner AKT, Ryzinska-Paier G, Mayer R, Seidl D, Nadiotis-Tsaka T, Sommer R, Farnleitner AH (2018) Poikilothermic animals as a previously unrecognized source of fecal indicator bacteria in a backwater ecosystem of a large river. *Applied and Environmental Microbiology* 84: e00715-18.

- Galfi H, Österlund H, Marsalek J, Viklander M (2016) Indicator bacteria and associated water quality constituents in stormwater and snowmelt from four urban catchments. *Journal of Hydrology* 539: 125-140.
- Griffith JF, Weisberg SB, Arnold BF, Cao Y, Schiff KC, Coldord JM (2016) Epidemiologic evaluation of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches. *Water Research* 94: 371-381.
- Hong H, Qiu J, Liang Y (2010) Environmental factors influencing the distribution of total and fecal coliform bacteria in six water storage reservoirs in the Pearl River Delta Region, China. *Journal of Environmental Sciences (China)* 22: 663-668.
- Jeng HAC, Englande AJ, Bakeer RM, Bradford HB (2005) Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 513-526.
- Kay D, Stapleton CM, Wyer MD, McDonald AT, Crowther J, Paul N (2005) Decay of intestinal enterococci concentrations in high-energy estuarine and coastal waters: towards real-time T90 values for modelling faecal indicators in recreational waters. *Water Research* 39: 655-667.
- Kim M, Wuertz S (2015) Survival and persistence of host-associated *Bacteroidales* cells and DNA in comparison with *Escherichia Coli* and *Enterococcus* in freshwater sediments as quantified by PMA-qPCR and qPCR. *Water research* 87: 182-192.
- Koivunen S, Leino N, Turkki H, Kirkkala T (2007) Rauman matkailurantojen vesiensuojelu: Vesialueiden tila, ongelmat ja toimenpide-ehdotukset. *Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy ja Rauman kaupunki*. 83 s.
- Korajkic A, Mcminn BR, Harwood VJ (2018) Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15: 2842.
- Lee CM, Lin TY, Lin C, Kohbodi GA, Bhatt A, Lee R, Jay JA (2006) Persistence of fecal indicator bacteria in Santa Monica Bay beach sediments. *Water research* 40: 2593-2602.
- Lundy L, Revitt M, Ellis B, (2018) An impact assessment for urban stormwater use. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 19259-19270.
- McCarthy DT, Hathaway JM, Hunt WF, Deletic A (2012) Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. *Water Research* 46: 6661-6670.
- Noble RT, Lee IM, Schiff KC (2004) Inactivation of indicator micro-organisms from various sources of fecal contamination in seawater and freshwater. *Journal of Applied Microbiology* 96: 464-472.
- Olyphant GA, Thomas J, Whitman RL, Harper D (2003) Characterization and statistical modeling of bacterial (*Escherichia coli*) outflows from watersheds that discharge into southern Lake Michigan. *Environmental Monitoring and Assessment* 81: 289-300.
- Paule-Mercado MA, Ventura JS, Memon SA, Jahng D, Kang JH, Lee CH, (2016) Monitoring and predicting the fecal indicator bacteria concentrations from agricultural, mixed land use and urban stormwater runoff. *The Science of the Total Environment* 550: 1171-1181.
- Perkins TL, Clements K, Baas JH, Jago CF, Jones DL, Malham SK, McDonald JE, Gomes NC (2014) Sediment composition influences spatial variation in the abundance of human pathogen indicator bacteria within an estuarine environment. *PLoS ONE* 9: e112951.
- Perkins TL, Perrow K, Rajko-Nenow P, Jago CF, Jones DL, Malham SK, McDonald JE (2016) Decay rates of faecal indicator bacteria from sewage and ovine faeces in brackish and

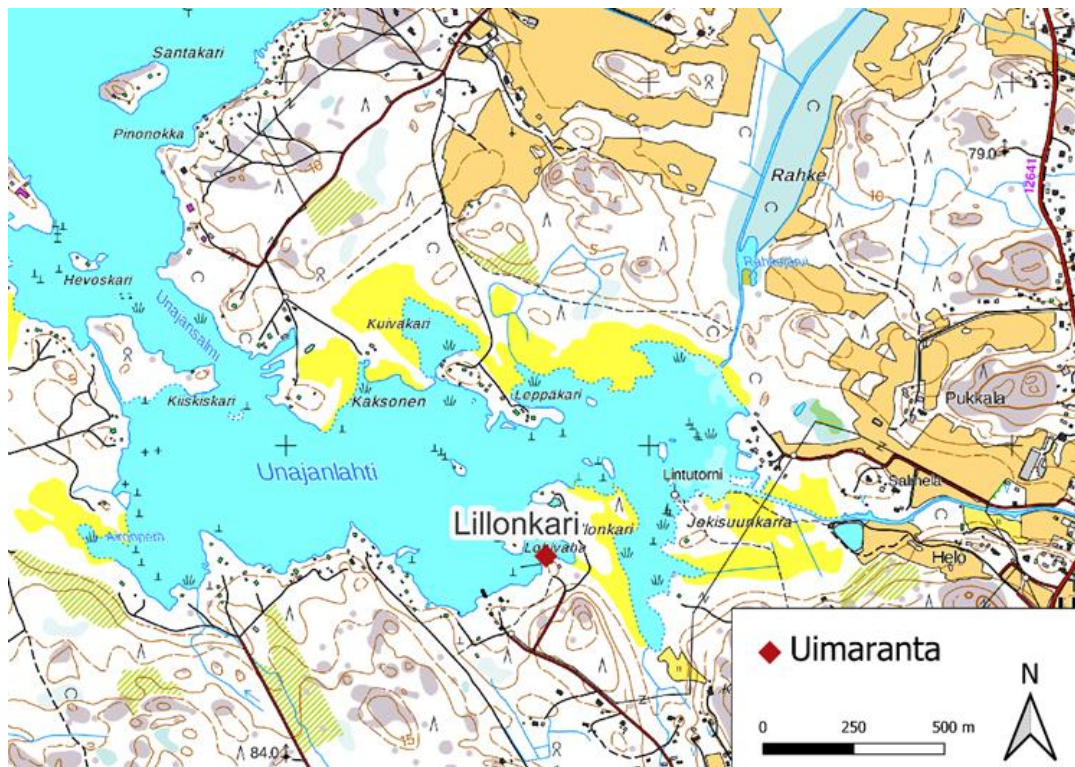
- freshwater microcosms with contrasting suspended particulate matter concentrations. *Science of The Total Environment* 572: 1645-1652.
- Rowny JG, Stewart JR (2012) Characterization of nonpoint source microbial contamination in an urbanizing watershed serving as a municipal water supply. *Water Research* 46: 6143-6153.
- Sadowsky MJ, Whitman RL (2011) The fecal bacteria. ASM Press, Washington, DC, 23-38.
- Sanders BF, Arega F, Sutula M (2005) Modeling the dry weather tidal cycling of fecal indicator bacteria in surface waters of an intertidal wetland. *Water Research* 39: 3394-3408.
- Schernewski G, Fischer E, Huttula T, Jost G, Ras M (2012) Simulation tools to support bathing water quality management: *Escherichia coli* bacteria in a Baltic lagoon. *Journal of Coastal Conservation* 16: 473-488.
- Schoonover JE, Lockaby BG (2006) Land cover impacts on stream nutrients and fecal coliform in the lower Piedmont of West Georgia. *Journal of Hydrology* 331: 371-382.
- Sievänen T, Neuvonen M (2011) Luonnon virkistyskäyttö 2010. Metlan työraportteja numero 212. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-40-2331-6> (Luettu 1.3.2022).
- Staley C, Dunny GM, Sadowsky MJ (2014) Environmental and animal-associated enterococci. *Advances in Applied Microbiology* 87: 147-186.
- Stroup WW (2013) Generalized linear mixed models: modern concepts, methods and applications. CRC Press, Boca Raton.
- Stumpf CH, Piehler MF, Thomson S, Noble RT (2010) Loading of fecal indicator bacteria in North Carolina tidal creek headwaters: hydrographic patterns and terrestrial runoff relationships. *Water Research* 44: 4704-4715.
- Suomen Kuntaliitto (2012) Hulevesiopas. Helsinki: Suomen Kuntaliitto.
- Suomen ympäristökeskus (2016) Kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuus hulevesien käsittelyssä - HULE-hankkeen loppuraportti. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 7/2016.
- Suomen ympäristökeskus (2019) Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 37/2019.
- Teixeira P, Salvador D, Brandão J, Ahmed W, Sadowsky MJ, Valério E (2020) Environmental and adaptive changes necessitate a paradigm shift for indicators of fecal contamination. *Microbiology Spectrum*, 8.
- Tiwari A, Kauppinen A, Pitkänen T (2019) Decay of *Enterococcus Faecalis*, *Vibrio Cholerae* and MS2 Coliphage in a laboratory mesocosm under brackish beach conditions. *Frontiers in Public Health* 7: 269-269.
- Tiwari A, Oliver DM, Bivins A, Sherchan SP, Pitkänen T (2021) Bathing water quality monitoring practices in Europe and the United States. *International Journal Environmental Research and Public Health* 18: 5513.
- Tong STY, Chen W (2002) Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66: 377-393.
- Turkki H (2013) Rauman edustan merialueen tarkkailuohjelma. *Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy*, Nro116-13-133.
- Turkki H (2021) Rauman merialueen tarkkailututkimus, vuosiraportti 2020. *Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy*, Nro 116-21-6769.

- Valvira (2008) Soveltamisopas uimavesiasetukseen 177/2008. Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön asetus 177/2008 yleisten uimarantojen uimaveden laatuvaatimuksista ja valvonnasta. PDF-dokumentti saatavissa: <https://urly.fi/2V9R> (Luettu: 15.4.2022).
- Voutilainen O, Korhonen K, Ovaska U, Vihinen H (2021) Mökkibarometri 2021. *Luonnonvara-keskus*. PDF-dokumentti saatavana: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-237-7> (Luettu: 1.3.2022).
- Wade TJ, Calderon RL, Sams E, Beach M, Brenner KP, Williams AH, Dufour AP (2006) Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives* 114: 24-28.
- Wade TJ, Sams E, Brenner KP, Haugland R, Chern E, Beach M, Wymer L, Rankin CC, Love D, Li Q, Noble R, Dufour AP (2010) Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: a prospective cohort study. *Environmental Health* 9: 66-66.
- Walters E, Graml M, Behle C, Müller E, Horn H (2013). Influence of particle association and suspended solids on UV inactivation of fecal indicator bacteria in an urban river. *Water, Air and Soil Pollution*. 225: 1-9.
- Wheeler-Alm WE, Burck J, Spain A (2003) Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Research* 37: 3978-3982.
- Whitman RL, Nevers MB, Korinek GC, Byappanahalli N (2004) Solar and temporal effects of *Escherichia coli* concentration at a Lake Michigan swimming beach. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 4276-4285.
- WHO (2006) Guidelines for drinking-water quality. *World Health Organization Press*, Switzerland.
- Ympäristöhallitus (2011) Yhdyskuntajätevesien puhdistuslaitosten päästöjen seuranta ja raportointi – hyvien menettelytapojen kuvaus. Etelä-Suomi: Ympäristöhallinto. PDF-dokumentti saatavana: <https://urly.fi/2Va1> (Luettu: 21.4.2021).

## 7 Liitteet

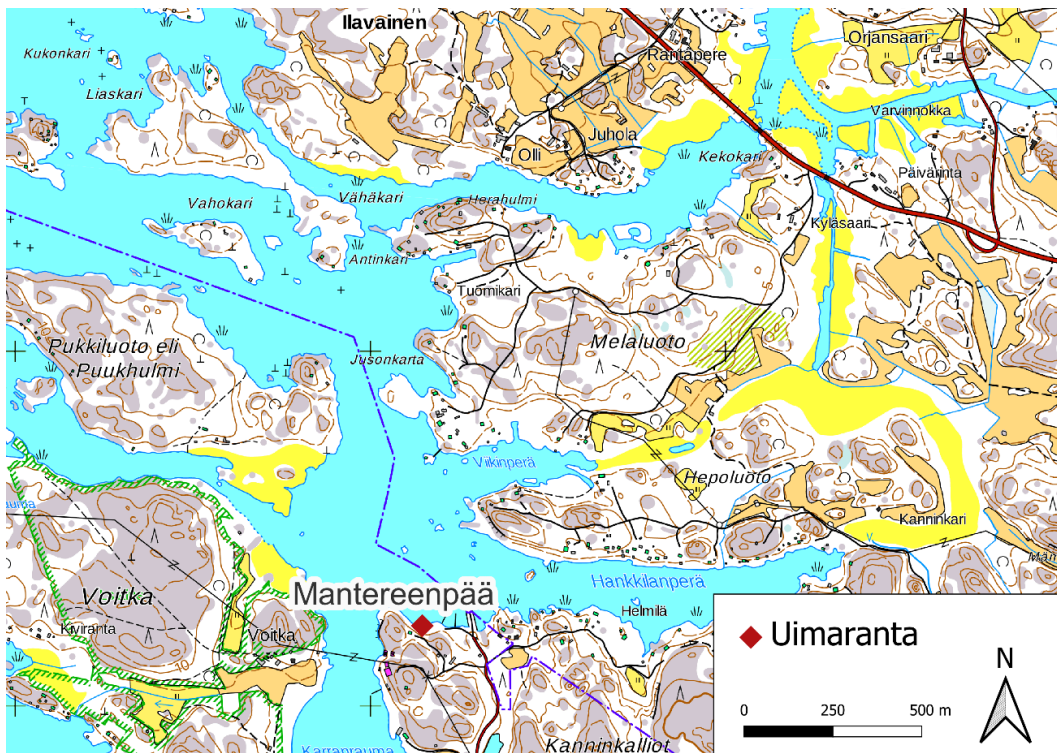
### Liite 1

Kartat Lillonkarin ja Mantereenpään lähialueesta sekä Unajanlahden ja Otanlahden näytteenottoaikoista.

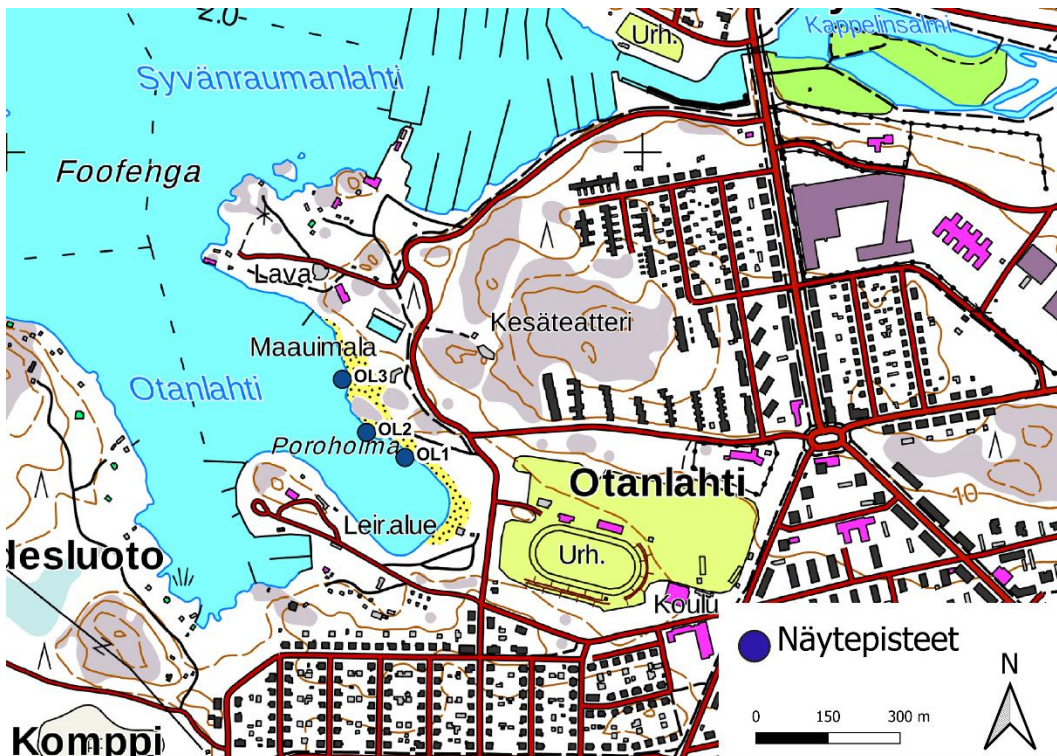


Kuva L1. Kartta Lillonkarin uimarannan lähialueesta.

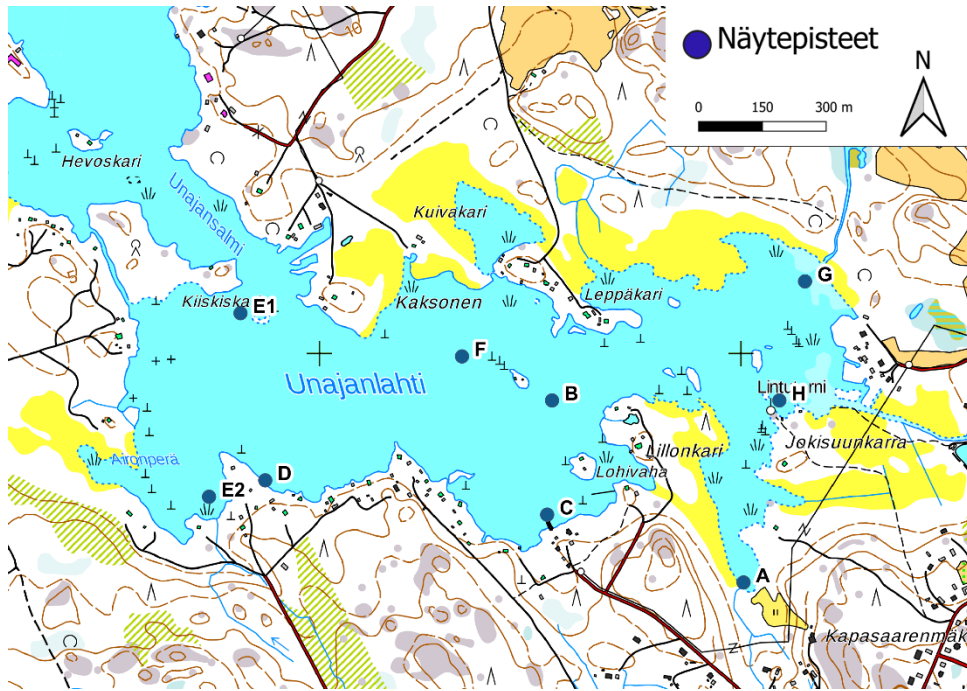




Kuva L2. Kartta Mantereenpään uimarannan lähialueesta.



Kuva L3. Kartta Otanlahden uimarannalta otettujen vesinäytteiden sijainneista. OL3-paikka on Rauman kaupungin terveystoimikunnan virallinen näytteenottoaika.



Kuva L4. Kartta Unjanlahdelta otettujen vesinäytteiden sijainneista. E1-paikasta otin näytteen vain ensimmäisellä näytteenotokerralla (26.7.2020) ja seuraavat kaksi kertaa otin näytteen E2-paikasta.