

Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2016–2017

Emil Vahtera, Marjut Räsänen ja Jyrki Muurinen



Helsinki

Kaupunkiympäristön julkaisuja 2018:21

Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2016–2017

Emil Vahtera, Marjut Räsänen ja Jyrki Muurinen

Julkaisija | Helsingin kaupunki / kaupunkiympäristön toimiala
Kannen kuva | Tero Muona
ISBN | 978-952-331-495-5
ISSN | 2489-4230

Sisällys

1 Johdanto	10
1.1 Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymän toiminta.....	10
1.2 Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan rakennetun omaisuuden hallinnan toiminta.....	11
1.3 Helen Oy:n toiminta.....	11
1.4 Espoon teknisen keskuksen toiminta	12
1.5 Fortum Power and Heat Oy:n toiminta.....	12
1.6 Arctech Helsinki Shipyard Oy:n toiminta	13
2 Tarkkailualue ja sääolot.....	14
2.1 Tarkkailualue.....	14
2.2 Sääolot.....	18
3 Merialueen kuormitus	21
3.1 Johdanto	21
3.2 Viikinmäen jätevedenpuhdistamo	21
3.3 Suomenojan jätevedenpuhdistamo.....	24
3.4 Vantaanjoen tuoma kuormitus	26
3.5 Läjitysalueet	28
3.6 Voimalat	28
4. Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu	29
4.1 Johdanto	29
4.1.1. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun ulkopuolisen toiminnan vaikutus meriveden laatuun	30
4.1.2 Näytteenotto ja menetelmät.....	30
4.2 Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu	32
4.2.1 Pintavesi	32
4.2.2 Pohjanläheinen vesi	35
4.3 Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden fysikaaliskemialliseen ja hygieeniseen laatuun	37
4.3.1 Vuoden 2016 ja 2017 poikkeukselliset havainnot Katajaluodon ja Knaperskärin näyteasemilla (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma)	37
4.3.2. Veden fysikaaliskemiallisen ja hygieenisen laadun erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutuksen alaisena olevien näyteasemien välillä.....	41
4.4. Espoonlahden veden laatu.....	43
4.5 Viitteet	48
5 Kasviplankton	50
5.1. Johdanto	50

5.2. Aineisto ja menetelmät	51
5.3. Tulokset ja tulosten tarkastelua	52
5.3.1. Ulkosaaristo	52
5.3.2. Lahtialueet ja sisäsaaristo	61
6 Pohjaeläimet	68
6.1 Johdanto	68
6.2 Aineisto ja menetelmät	69
6.3 Tulokset	71
6.3.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuma	71
6.3.2. Porvoo-Helsinki vesimuodostuma	76
6.3.3. Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuma	77
6.3.4. Seurasaaren vesimuodostuma	78
6.3.5. Kruunuvuorenselän vesimuodostuma	80
6.3.6. Villingin rannikkovesimuodostuma	82
6.3.7. Sipoon saariston rannikkovesimuodostuma	82
6.3.8. Espoonlahden rannikkovesimuodostuma	84
6.3.9. Mustakuvun, Rövargrundetin ja Länsisataman pohjaeläintulokset	85
6.4 Tulosten tarkastelu	92
6.4.1. Lahtialueet ja ulkosaaristo	92
6.4.2. Läjitysalueet	93
6.5. Viitteet	110
7 Eläinplankton	111
7.1. Johdanto	111
7.2. Menetelmät	111
7.3. Tulokset ja tulosten tarkastelu	112
7.4. Yhteenveto	115
7.5 Viitteet	119
8 Haitta-aineet sedimentissä ja liejusimpukoiden pehmytkudoksessa	120
8.1 Johdanto	120
8.2 Aineisto ja menetelmät	121
8.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu	122
8.3.1. Raskasmetallit	122
8.3.2. Öljyhiilivedyt	123
8.3.3. PAH-yhdisteet	124
8.3.4. PCB-yhdisteet	125
8.3.5. Organotinayhdisteet	125
8.4 Viitteet	126

9 Pääkaupunkiseudun merialueen veden laadun mallinnus.....	128
9.1 Johdanto	128
9.2 Mallikuvaus	128
9.3 Pääkaupunkiseudun rannikkomalli.....	129
9.4. Mallinnusskenaarioiden kuvaus	130
9.5 Tulokset.....	137
9.5.1 Puhdistettujen jätevesien leviäminen ja vaikutusalueen laajuus	137
9.5.2. Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden laatuun.....	144
9.6 Mallin epävarmuustekijät.....	151
9.7 Viitteet	152

Tiivistelmä

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun tuloksia raportoidaan laajemmin kahden vuoden välein yhteenvetoraportin muodossa. Tämä yhteistarkkailun yhteenvetoraportti käsittelee vuosien 2016-2017 tuloksia. Seuratut meren tilaa kuormittavat toiminnot olivat puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen, ruoppausmassojen läjittäminen meriläjitysalueille, voimaloiden merilauhdevesien johtaminen mereen sekä telakkatoiminta.

Merkittäviä muutoksia merialueen veden laadussa tai pohjan tilassa ei ole tapahtunut. Vuosien välinen vaihtelu on joidenkin parametrien suhteen suurta johtuen esimerkiksi veden kerrostumisen eroista ja vuosien 2014-2016 aikana Itämerelle työntyneiden suolavesipulssien johdosta. Suolavesipulssit työnsivät Itämeren pääaltaalta pohjanläheistä vettä Suomenlahdelle, mikä aiheutti vuoden 2016 loppuun ja 2017 aikana kohonneita suola- ja fosfaattifosforin pitoisuuksia tarkkailualueella. Yleisesti ottaen veden laatu ja vedenalainen luonto olivat pääkaupunkiseudun alueella välttävissä tai tyydyttävässä kunnossa. Sisälahdista etenkin Espoonlahti, Laajalahti ja Vanhankaupunginselkä olivat rehevöityneimpiä alueita. Ulkosaaristossa oli paikoittain alueita, jotka olivat paremmassa kunnossa, mutta näihin vaikuttaa kuitenkin Suomenlahden kokonaisuudessaan heikohko tila. Pohjanläheisen veden vähähappisuutta esiintyy etenkin Sipoonselän alueella.

Puhdistettujen jätevesien johtaminen väli- ja ulkosaaristoon näkyi pääosin veden hygieenisessä laadussa kohonneina ulosteperäisten bakteerien pitoisuuksina. Myös nitraattityypen pitoisuudet olivat ajoittain koholla puhdistettujen jätevesien välittömällä vaikutusalueella. Korkeammat nitraatin pitoisuudet näyttäivät muokkaavaan jossain määrin kasviplankton- ja eläinplanktonyhteisöjen koostumusta. Vuosien 2016 ja 2017 aikana väli- ja ulkosaaristossa ei esiintynyt laajempia sinilevien aiheuttamia kukintoja.

Alueen pohjaeläinlajistossa on tapahtunut suuria muutoksia viimeisten 40 vuoden aikana. Likaantumiselle herkkä valkokatka on vähentynyt voimakkaasti Helsingin edustalla mutta myös muualla Suomenlahden rannikolla. Pohjaeläinyhteisöjä dominoivat liejusimpukat ja liejuputkimadot. Viime vuosien aikana joidenkin asemien pohjaeläinyksilömäärät kasvoivat ja toisten vähenivät, mutta vaihtelulle ei pystytty osoittamaan selkeitä syitä. Joillakin itäisen ulkosaariston asemilla pohjaeläinyhteisöt koostuivat miltei ainoastaan vähähappisuutta sietävistä liejuputkimadoista. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä esiintyi vähemmän likaantuneisuutta kanttavia lajeja kuin vertailualueilla, mikä viittaa puhdistettujen jätevesien purkamisen vaikutukseen alueella. Läjitysalueilla huomattiin ympäristön häirintää heikosti sietävien valkokatkojen määrien vähentyneen. Länsisataman alueen pohjaeliöstö on voimakkaasti ihmistoiminnan vaikutuksen alainen ja eroaa täten muiden tutkittujen alueiden yhteisöistä voimakkaasti.

Vuonna 2017 toteutettiin sedimentin ja simpukoiden haitta-ainekartoitus. Selvästi likaantunein alue oli Länsisatama, jossa sedimentissä esiintyi runsaasti eri haitta-aineita. Muita haitta-aineiden osalta likaantuneita alueita olivat Skatanselkä, jossa havaittiin korkeita Arseenin pitoisuuksia, sekä Espoonlahti ja Ryssjeholmsfjärden, joissa havaittiin kohonneita organotinayhdisteiden pitoisuuksia. Öljyhiilivetyjen kohonneita pitoisuuksia tavattiin usealta eri asemalta. Öljyhiilivedyt vaikuttavat olevan laajimmin eri metallien ohella sedimentissä esiintyvä haitta-aine. Simpukoi-

den pehmytkudoksesta löytyi Länsisataman alueelta korkeita PAH-yhdisteiden pitoisuuksia. Espoonlahden ja Länsisataman simpukoissa havaittiin myös kohonneita pitoisuuksia organotinayhdisteitä.

Tarkkailualueen veden virtausten ja veden laadun mallinnuksen mukaan vuosina 2016 ja 2017 puhdistettujen jätevesien todettiin pääosin leviävän purkualueilta länteen ja lounaaseen. Välitön vaikutusalue oli kuitenkin suhteellisen pieni ja keskittyi purkualueiden läheisyyteen. Mallinnustulokset tukevat veden laadun mitaustuloksia, jotka osoittavat pääasiallisten puhdistettujen jätevesien välittömien vaikutusten olevan veden hygieenisen laadun heikkeneminen ja nitraattitypen pitoisuuden kohoaminen.

Sammandrag

Övervakningen av tillståndet av huvudstadsregionens havsområden utförs som en samövervakning och resultaten rapporteras i vidare utsträckning vartannat år. Denna rapport behandlar resultaten för åren 2016-2017. Den uppföljda verksamheten som påverkar havets tillstånd inkluderade ledandet av renade avloppsvatten till havet, deponering av muddrat havssediment, ledandet av havskylvatten från kraftverk till havet samt skeppsvarvsverksamhet.

Större märkbara förändringar i havsområdets vattenkvalitet skedde inte under åren 2016-2017. Variationen mellan åren är dock stort för vissa parametrar, beroende på skillnader i den vertikala skiktningen samt effekterna av saltvattenpulserna som trängde in till Östersjön under åren 2014-2016. Saltvattenpulserna orsakade förhöjda salt- och fosfathalter under senare delen av 2016 och under 2017. Vattenkvaliteten och undervattensmiljön i huvudstadsregionen är i försvarligt eller tillfredställande tillstånd. I de inre vikarna finner man inte enhälliga blåstångsförekomster, vattnet är grumligt och om somrarna är algiomassan hög. I yttre skärgården finns det ställvis områden vilka är i ett bättre tillstånd, dessa påverkas dock till en större grad av situationen i hela Finska viken, vilken också är endast försvarlig. Låga syrehalter förekommer i botten nära vattensikt speciellt i trakterna omkring Sibbofjärden.

Ledandet av renade avloppsvatten till mellersta- och yttre skärgården syntes huvudsakligen som en försämrad hygienisk vattenkvalitet, samt i tidvis högre nitratkoncentrationer i området som påverkades av renade avloppsvatten. De förhöjda nitratkoncentrationerna påverkar i någon grad artsammansättningen av växt- och djurplanktonsamhällena. Under åren 2016-2017 förekom det inte storskaliga blågrönalgsblomningar i området.

Bottendjursamhällets artsammansättning i området har förändrats märkvärt under de senaste 40 åren. Den känsliga vitmärlan har minskat kraftigt i antal. Minskningen i antalet vitmärlor har också konstaterats i andra områden i Finska viken. Bottendjursamhällena domineras nuförtiden av Östersjömusslan och havsborstmasken *Marenzelleria*. Under åren 2016-2017 ökade totalantalet bottendjursindivider på vissa områden och minskade på andra, orsakerna för förändringarna förblev oklara. På vissa områden i den östra yttre skärgården bestod bottendjursamhället i praktiken endast av havsborstmaskar som tål låga syrehalter. I närheten av områdena dit det leds renade avloppsvatten observerades ett högre antal bottendjursarter som tål förorening, vilket indikerar en viss effekt av de renade avloppsvatten på bottendjursfaunan. I områdena där det deponeras muddrade havssediment observerades ett mindre antal havsmärlor än på de omgivande havsbottenarna. Bottendjursfaunan i Västra hamnen var kraftigt påverkad av hamnverksamheten och avviker därför kraftigt från de andra undersökta områdena.

Året 2017 utfördes en kartering av förekomsten av skadliga ämnen i bottensedimenten och musslor. Det mest förorenade området var Västra hamnen där det förekom höga halter av olika skadliga föreningar. Andra områden förorenade av skadliga ämnen var Skatafjärden där det förekom höga halter av Arsen, samt Esboviken och Ryssjeholmsfjärden där det förekom förhöjda halter av organiska tennföreningar. Oljebaserade kolväteföreningar förekom på flera undersökta stationer. De oljebaserade kolväteföreningarna verkar vara den mest utspridda gruppen.

pen av skadliga ämnen som förekommer i området. Höga halter av PAH-föreningar påträffades i musslor i Västra hamnen. Förhöjda halter av organiska tennföreningar påträffades i musslor också i Västra hamnen samt i Esboviken.

Enligt modellerings undersökningar som utfördes för åren 2016-2017 sprids de renade avloppsvattnen i huvudsak till väst/sydväst från områdena där utsläppen sker. Området där direkta effekter kan observeras är dock relativt litet och koncentrerar sig runt utsläppsområdena. Resultaten av modellstudierna understöder resultaten från de andra studierna och förstärker antagandet att den direkta effekten på vattenkvaliteten av renade avloppsvatten manifesteras i huvudsak som en något försämrad hygienisk vattenkvalitet samt något förhöjda nitrathalter.

Summary

The results of the joint monitoring programme of the sea area of the Helsinki metropolitan area are published with two-year intervals. This report presents the results for 2016-2017. The activities potentially affecting the state of the aquatic environment include the discharge of treated wastewaters, dumping of dredged sediments, the thermal discharge of power plants and a shipyard.

No significant changes have happened in the water quality or state of the sea floor during the past years in the area. The inter-annual variation in some monitored parameters is large due to differences in vertical stratification and effects caused by salt-water pulses to the Baltic Sea in 2014-2016. The salt-water pulses caused elevated salinity and phosphate concentrations in the area. In general, the water quality and underwater environment of the Helsinki metropolitan area is in a passable to satisfactory state. In the inner bays no coherent stands of bladder wrack can be found, the water is turbid and the algal biomasses are large. Some areas in the outer archipelago are in a better state, however, these areas are influenced by the water quality of the open Gulf of Finland, which is also only in a passable state. Low near bottom oxygen concentrations were observed especially in the eastern sediment accumulation area of Sipoonsele.

The discharge of treated wastewaters caused a slight deterioration of water hygienic quality and higher nitrate concentrations in the areas directly under the influence of the discharges. Higher nitrate concentrations seem to affect the species composition of the phyto- and zooplankton communities to some degree. No large-scale blooms of cyanobacteria were observed in 2016-2017 in the area.

The benthic community in the area has undergone large changes during the past 40 years. The benthic amphipod *Monoporeia affinis* has declined markedly in the area, but also on a larger scale in the entire Gulf of Finland. Benthic communities are dominated by the mussel *Macoma balthica* and the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. In 2016 and 2017 total counts of benthic organisms increased at some stations and declined at others, however no clear reasons for the variation could be assigned. At some monitoring stations in the eastern parts of the monitoring area benthic communities consisted almost solely of polychaetes that are resistant to low oxygen conditions. Near wastewater discharge tunnels, benthic communities included more species resistant to environmental degradation, indicating the effect of the discharge of treated wastewaters. Benthic amphipods that are sensitive to environmental degradation avoided areas designated for dumping of dredged sediments. The benthic community of the harbor area included in the joint monitoring programme, was under severe anthropogenic influence and thus diverges markedly from the other investigated areas.

The presence of harmful substances in sediments and mussels was monitored in 2017. Highest concentrations were observed in the Western harbor of Helsinki, where many different compounds were observed at higher levels than in the surrounding area. Other contaminated areas were Skatanselkä where elevated concentrations of Arsenic in the sediment were observed and the Espoonlahti bay and Ryssjeholmsfjärden bay where elevated concentrations of organic tin compounds were observed. Elevated concentrations of oil-based hydrocarbons were observed at several monitoring stations. The hydrocarbons seem to be the most extensively occurring harmful substance in the area. Elevated concentrations of

PAH-substances were detected in mussels in the Western harbor. Organic tin compounds were detected in mussels in Espoonlahti bay and the Western harbor.

Modelling of currents and the water quality in the area revealed that treated wastewaters mainly spread to the west and southwest from the discharge sites. The immediate area where effects can be detected was nevertheless rather restricted and was concentrated close to the discharge sites. Results from the modelling studies support the results from traditional monitoring methods, the effects of treated waste waters were mainly manifested as a slightly deteriorated seawater hygienic quality and elevated nitrate concentrations.

1 Johdanto

Tässä selvityksessä esitetään yhteenveto pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun tuloksista vuosilta 2016 ja 2017. Yhteistarkkailun toteuttamisesta ovat sopineet Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymä (HSY), Helen Oy, Espoon kaupungin tekninen keskus, Fortum Power and Heat Oy, ArcTech Helsinki Shipyards Oy, Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan rakennetun omaisuuden hallinta ja ympäristönsuojelu sekä Espoon ympäristökeskus. Yhteistarkkailussa toteutetaan kaikkien sopimusosapuolten veloitettarkkailuja niin, että tarkkailun eri osat tukevat toisiaan.

Tarkkailu on toteutettu Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan ympäristönsuojeluyksikössä laaditun yhteistarkkailuohjelman mukaisesti, jonka käytönotosta on sovittu Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen kanssa. Veden fysikaalista, kemiallista ja hygieenistä tilaa sekä *a*-klorofyllin pitoisuuksia, kasviplankton- ja pohjaeläinlajistoa koskevat havaintoaineistot ovat toimitettu valtakunnalliseen vedenlaaturekisteriin (VESLA).

Tässä raportissa esitetyt tulokset kokosi ja tarkkailun suoritti Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan ympäristönsuojeluyksikkö, Viikinkaari 2a, 00790 Helsinki, missä alkuperäismateriaalia samoin kuin mahdollisesti tämän selostuksen ulkopuolelle jätettyä aineistoa säilytetään.

Tarkkailuvelvollisten toimintaa säätelevät ympäristöluvut määrittelevät tarkkailuohjelman sisällön.

1.1 Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymän toiminta

Pääkaupunkiseudun asukkaat ja yritykset tuottavat jätevettä noin 100 miljoonaa kuutiometriä vuodessa. Jätevedet johdetaan viemäriverkostoa pitkin käsiteltäväksi puhdistamolle ennen niiden palautumista takaisin vesistöön. HSY:n kaksi jätevedenpuhdistamoa, Viikinmäessä Helsingissä ja Suomenojalla Espoossa, vastaavat jätevesien käsittelystä pääkaupunkiseudulla.

Puhdistetut jätevedet johdetaan tunnelissa ulkosaaristoon. Jätevedet johdetaan Viikinmäen puhdistamolta Katajaluodon eteläpuolelle (purkukohdan koordinaatit wgs84: 60° 5.279', 24° 55.107', syvyys n. 21 m) ja Suomenojan puhdistamolta Gåsgrundetin itäpuolelle (koordinaatit wgs84: 60° 5.377', 24° 45.674', syvyys n. 10 m). Suomenojan voimalaitoksen (Fortum Power and Heat Oy) jäähdytysvedet otetaan Suomenojan rannasta ja johdetaan merelle samassa purkutunnelissa Suomenojan puhdistamon vesien kanssa. Kuormituksen merkittävimmät komponentit ovat jäteveden sisältämä orgaaninen aine sekä fosfori- ja typpiravinteet.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon jätevesien purkulupa ja muut ympäristövaatimukset vesiympäristön vaikutusten osalta perustuvat päätökseen: Ympäristölupa Nro 240/2015/2 (Dnro ESAVI/341/04.08/2013)

Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesien purkulupa ja muut ympäristövaatimukset vesiympäristön vaikutusten osalta perustuvat päätökseen: Ympäristölupa Nro 239/2015/2 (Dnro ESAVI/340/04.08/2013)

1.2 Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan rakennetun omaisuuden hallinnan toiminta

Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan rakennetun omaisuuden hallintaa hallinnoi Mustakuvun, Lökkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueita. Mustakuvun läjitysalue (21 ha) sijaitsee Itä-Helsingin merialueella Villingin kaakkoispuolella. Läjitysalue on otettu käyttöön vuonna 1988 ja sen kapasiteetti on täyttynyt ja toiminta lopetetaan vuoden 2018 loppuun mennessä. Alueen jälkitarkkailusta sovitaan erikseen Uudenmaan ELY-keskuksen kanssa.

Lökkiluodon läjitysalue sijaitsee noin 3 km Helsingin Kaivopuiston rannasta etelään Taulukarin länsipuolella. Vesisyvyys on alueella noin 10 ja 16 m välillä, alue otetaan käyttöön vuoden 2018 aikana. Lökkiluodon meriläjitysalueen ympäristövaikutuksia veden laatuun seurataan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman mukaisesti. Vaikutuksia kalastoon, linnustoon ja läjitysmassojen pysyvyyttä seurataan erillisten seurantaohjelmien mukaisesti. Lökkiluodon meriläjitysalueelle on annettu seuraavat lupapäätökset, AVI: 92/2015/2, 13.5.2015 (Dnro ESAVI/73/04.09/2014), VHAO: 16/0299/2, 9.12.2016 (01531/15/5201).

Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen läjitysalue sijaitsee noin 11 km Helsingin Länsisatamasta etelään, Koirasaarenluotojen itäpuolella. Vesisyvyys on alueella noin 30 m ja alue otetaan käyttöön vuoden 2019 alusta. Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen läjitysalueen ympäristövaikutuksia veden laatuun seurataan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman mukaisesti. Vaikutuksia kalastoon, linnustoon ja läjitysmassojen pysyvyyttä seurataan erillisten seurantaohjelmien mukaisesti. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueelle on annettu seuraavat lupapäätökset, AVI: 93/2015/2, 13.5.2015 (Dnro ESAVI/74/04.09/2014), VHAO: 16/0253/2, 8.11.2016 (01533/15/5201 ja 01534/15/5201).

1.3 Helen Oy:n toiminta

Helsingin Energia tuottaa lämpöä, sähköä ja jäähdytystä pääasiassa omissa voimalaitoksissaan ja lämpökeskuksissaan. Vesiympäristöön liittyviä tarkkailuvelvoitteita on Hanasaaren, Salmisaaren ja Vuosaaren laitoksilla, sekä Katri Valan lämpö- ja jäähdytyslaitoksella.

Vuosaaren voimalaitokset sijaitsevat Vuosaaren sataman naapurina. Vuosaaren maakaasulla toimivissa voimalaitoksissa tuotetaan valtaosa Helsingin sähköstä ja kaukolämmöstä. Voimalaitosten yhteenlaskettu sähkön tuotantoteho on 630 MW ja kaukolämmön tuotantoteho 580 MW. Vuosaaren voimalaitokset ovat kombivoimalaitoksia.

Salmisaaren kivihiilivoimalaitoksen toiminta alkoi vuonna 1953. Nykyään päätuotantoyksikkönä toimiva Salmisaari B valmistui 1980-luvulla. Voimalaitosten sähkön tuotantoteho on 160 MW ja kaukolämmön tuotantoteho 480 MW. Salmisaaren voimala tuottaa myös kaukojäähdytystä. Voimalassa aloitettiin pellettien osittainen polttaminen (5-10 %) vuonna 2014.

Hanasaaren kivihiilivoimalaitos on valmistunut 1974. Laitoksen sähköntuotantoteho on 220 MW ja kaukolämmön tuotantoteho 445 MW. Voimalassa aloitettiin pellettien osittainen polttaminen (5-10 %) vuonna 2014. Katri Valan lämpö- ja jäähdytyslaitoksen kaukolämmön tuotantoteho on 90 MW ja kaukojäähdytyksen 60 MW.

Voimalaitosten potentiaaliset vesistö- ja kalataloudelliset vaikutukset ja tarkkailuvelvoitteet kohdistuvat Vuosaaren itäpuoliselle merialueelle, Lapinlahdelle ja Seurasaarenselän eteläosiin sekä Hanasaaren voimalan itäpuolella sijaitsevaan satama-altaaseen ja ne koostuvat pääosin jäähdytysvesipäästöistä.

Helsingin Energian toiminnan ympäristön tarkkailun vaatimukset määritellään seuraavissa päätöksissä:

- Salmisaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/178/04.08/2013
- Hanasaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/135/04.08/2013
- Vuosaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/330/04.08/2012

1.4 Espoon teknisen keskuksen toiminta

Espoon kaupungin Rövargrundetin meriläjitäsalue sijaitsee Espoon Suvisaariston yhteisellä vesialueella noin 4.5 km Espoon Soukanniemestä etelään ja noin 1.5 km Kytön saaresta luoteeseen. Läjitäsalueen pinta-ala on noin 27 ha.

Läjitä Rövargrundetin meriläjitäsalueelle on alkanut vuonna 1983. Vuodesta 1983 vuoteen 2017 alueelle on läjitetty ruoppausmassoja yhteensä noin 783 000 m³. Läjitäsalueelle tuotavat ruoppausmassat ovat tyypillisesti peräisin yksityisten kiinteistöjen rantojen pienruoppauksista.

Rövargrundetin meriläjitäsalueella on Länsi-Suomen ympäristölupaviraston (9.12.2008) myöntämä lupa (Nro 78/2008/2) ruoppausmassojen läjitämiseen Rövargrundetin meriläjitäsalueelle sekä lupa jo läjitettyjen ruoppausmassojen pysyttämiseksi läjitäsalueen koilliskulman alueella. Päätös on voimassa 31.12.2018 saakka. Vaasan hallinto-oikeus antoi 14.3.2011 päätöksen (Nro 11/0049/1) ympäristölupaa koskevien valitusten johdosta lupa-määräyksiä osin muuttaen ja tehdyt valitukset muutoin hyläten.

Etelä-Suomen aluehallintovirasto on myöntänyt Espoon kaupungille uuden luvan ruoppausmassojen läjitämiseen Rövargrundetin meriläjitäsalueelle 15.6.2018 annetun päätöksen (Nro 92/2018/2, Dnro ESAVI/12563/2017) mukaisesti. Päätös on lainvoimainen ja voimassa vuoden 2028 loppuun saakka.

Päätöksessä (Nro 92/2018/2) on määrätty, että luvan saajaan on tarkkailtava vuosittain läjitästen vaikutuksia merialueen tilaan ja läjitäsmassojen pysyvyyttä läjitäsalueella Uudenmaan ELY-keskuksen hyväksymällä tavalla. Päätöksen mukaan läjitäsalueen tarkkailut voidaan suorittaa yhteistarkkailuna.

Rövargrundetin läjitäsalueen vaikutuksia merialueen tilaan tarkkaillaan Helsingin ja Espoon merialueen yhteistarkkailussa. Espoon kaupunki on toimijoiden keskinäisillä sopimuksilla sitoutunut yhteistarkkailuun vuosina 2014- 2022.

1.5 Fortum Power and Heat Oy:n toiminta

Suomenojan voimalaitoksella on viisi tuotantoyksikköä: höyryvoimalaitos, kombivoimalaitos, leijupolttokattilalaitos, kaasuturbiinilaitos ja apukattila. Suomenojan voimalaitos ottaa jäähdytysvetensä merestä voimalaitoksen eteläpuolella olevan venesataman rantapenkereestä ja purkaa ne HSY:n Suomenojan puhdistamon poistovesitunneliin, jonka purkukohta on noin 800 m Gåsgrundista kaakkoon (koordinaatit kohdassa kappaleessa 2.1). Voimalaitos tuottaa kaukolämpöä Es-

poon, Kauniaisten ja Kirkkonummen asukkaille sekä sähköä valtakunnan verkkoon. Kaukolämmön tuotanto on 1 800 – 2 200 GWh ja sähkön tuotanto 700 – 1 800 GWh vuodessa. Jäähdytysmeriveden vuotuinen määrä on vaihdellut välillä 6 – 12 milj. m³.

Fortum Power and Heat Oy:n Suomenojan voimalaitokselle on myönnetty ympäristölupa 15.4.2013, jonka mukaan voimalaitoksen mereen johdettavien jäähdytys- ja jätevesien vaikutuksia purkualueen (Gåsgrund) vesien tilaan on tarkkailtava osallistumalla Helsingin ja Espoon merialueiden yhteistarkkailuun. Voimalan yhteyteen asennettujen lämpöpumppujen johdosta mereen johdettava energiamäärä on nykyään negatiivinen, eli merivesi viilenee hieman ennen purkutunneliin johtamista.

1.6 Arctech Helsinki Shipyard Oy:n toiminta

Arctech Helsinki Shipyard Oy:n Helsingin telakka sijaitsee Hernesaassa Hietalahden rannalla. Helsingin Sataman Länsisataman ja Arctech Helsinki Shipyard Oy:n Helsingin telakan potentiaaliset vaikutusalueet ja tarkkailuvelvoitteet kohdistuvat samalle Länsisataman-Hietalahden merialueelle.

Uudenmaan ympäristökeskuksen 11.4.2008 antamassa Helsingin telakan ympäristöluvassa, joka on myönnetty Aker Yards Oy:lle, siirtynyt sittemmin STX Finland Cruise Oy:lle ja edelleen Arctech Helsinki Shipyard Oy:lle, on asetettu velvoite tarkkailla telakkatoiminnan vaikutuksia merialueen pohjasedimentteihin. Luvan mukaisesti Arctech Helsinki Shipyard Oy:n tuli tehdä hakemus ympäristöluvan lupamääräysten tarkistamiseksi 31.3.2018 mennessä.

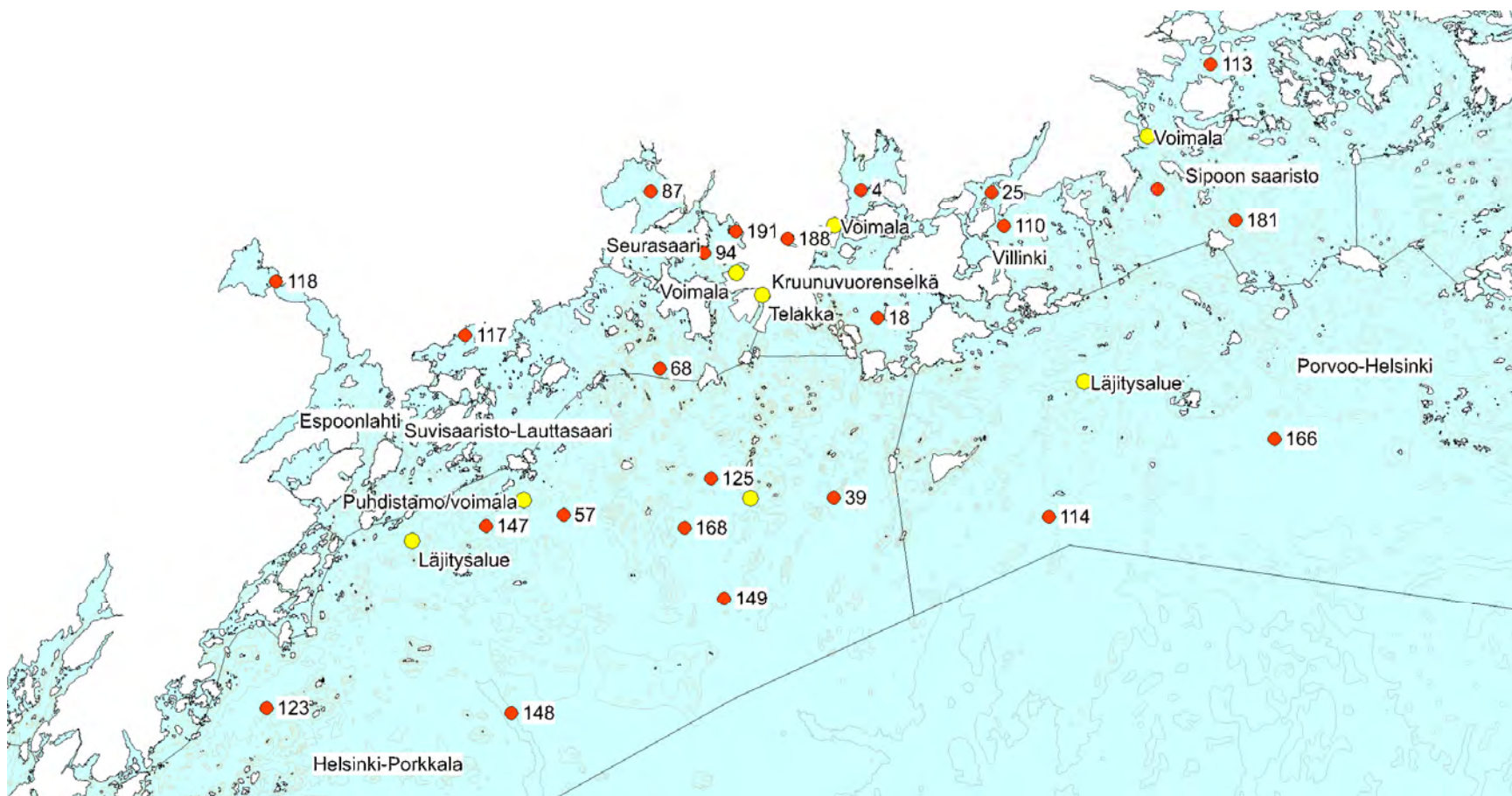
Helsingin telakan vesistötarkkailu on toteutettu Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuun mukaisesti.

2 Tarkkailualue ja sääolot

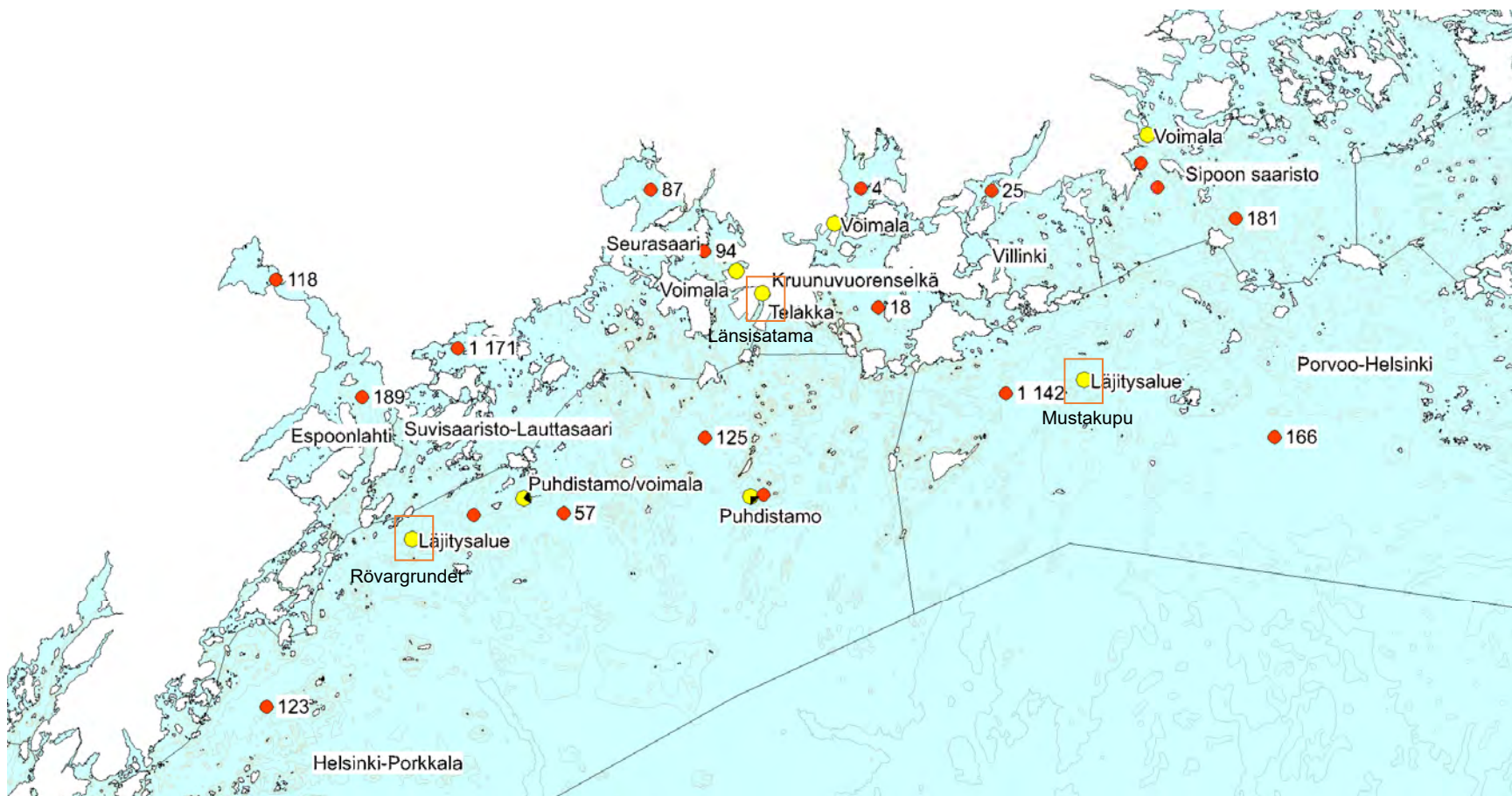
2.1 Tarkkailualue

Tarkkailualue käsittää Helsingin ja Espoon kaupunkien sekä osittain Kirkkonummen ja Sipoon kuntien merialueet (kuva 2.1). Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden pohjoisrannikon saaristovyöhykkeeseen. Se koostuu suhteellisen eristettyjen lahtien vyöhykkeestä, missä veden keskisyvyys on vain 1–3 m, tämän vyöhykkeen ulkopuolella olevasta 7–10 km levyisestä saaristovyöhykkeestä (syvyys 10–20 m), sekä uloimpana ulkoluotojen ja avomeren vyöhykkeestä, missä veden syvyys on yleensä yli 30 m. Alueella on neljä syvälle mantereen sisään ulottuvaa lahtea (Espoonlahti, Laajalahti, Vanhankaupunginlahti sekä Vartiokylänlahti), joilla vedenvaihtuvuus on heikkoa. Merkittävimmät alueelle laskevat joet ovat Vanhankaupunginlahteen laskeva Vantaanjoki sekä Espoonlahteen laskevat Espoon- ja Mankinjoki. Alueen itäosassa on merkitystä myös Sipoonlahteen laskevalla Sipoonjoella. Helsingin edustalla saaristo on harvahkoa, minkä vuoksi veden vaihtuvuus saaristossa on suhteellisen hyvä. Aluetta luonnehtivat kaakosta luoteeseen suuntautuvat syvänteet, joiden kautta tapahtuu kumpuamista sisempään saaristoon.

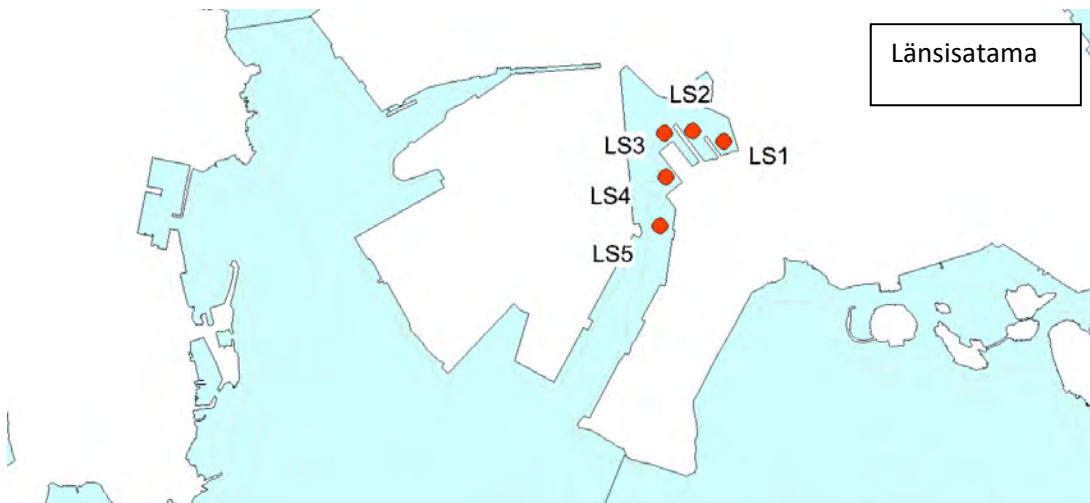
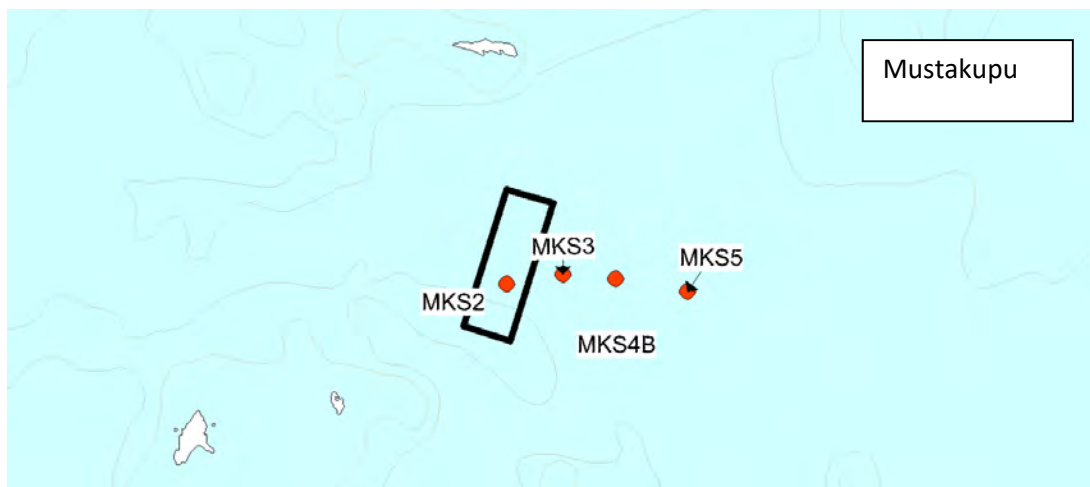
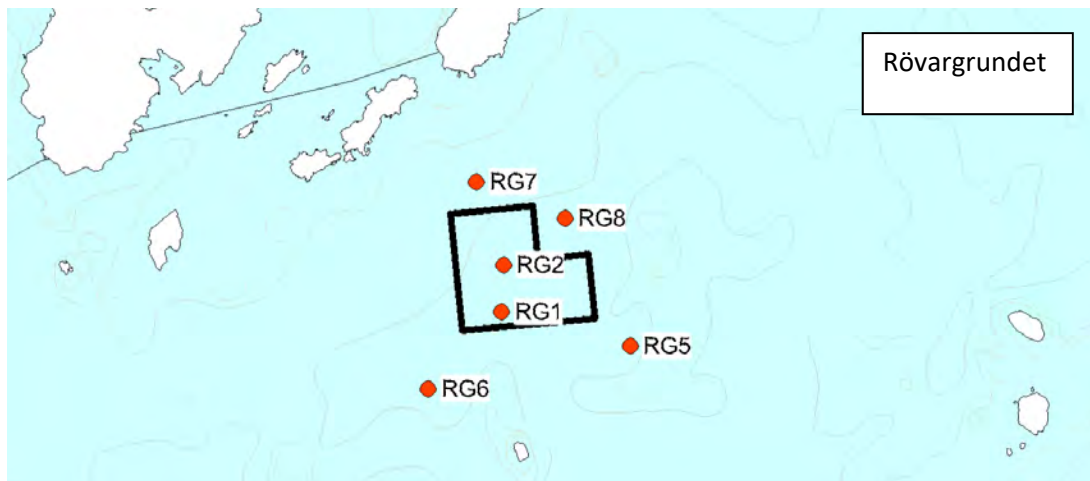
Alueella on kaksi puhdistettujen jätevesien purkupaikkaa. Helsingin Viikinmäen puhdistamolta jätevedet johdetaan kalliotunnelissa avomeren reunaan Katajaluodon eteläpuolelle, noin seitsemän kilometrin etäisyydelle rannikosta. Espoon Suomenojan puhdistamon jätevedet sekä Fortumin Suomenojan voimalaitoksen jäähdytysvedet johdetaan niin ikään kalliotunnelissa noin seitsemän kilometrin päähän ulkosaaristoon, Gåsgrundet-saaren kaakkoispuolelle. Jätevesien puhdistuslaitoksia hallinnoi Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut. Purkukohtien etäisyys toisistaan itä-länsisuunnassa on noin kahdeksan kilometriä. Tämän lisäksi alueella sijaitsi tarkkailun toteutuksen aikana (2016-2017) kaksi merisedimenttien läjitysaluetta, Rövargrundet ja Mustakupu. Rövargrundet on Espoon teknisen keskuksen hallinnoima läjitysalue ja Mustakupu on Helsingin ympäristöpalveluiden hallinnoima läjitysalue. Rövargrundet sijaitsee Espoon Suvisaariston kaakkoispuolella (kuvat 2.2 ja 2.3). Mustakupu sijaitsee Helsingin itäisen ulkosaariston vyöhykkeellä (kuvat 2.2 ja 2.3). Alueen muita toimintoja ovat Länsisatamassa sijaitseva Archtech Shipyards Oy:n telakka (kuvat 2.2 ja 2.3) sekä Helen Oy:n (Vuosaari, Sörnäinen ja Salmisaari) ja Fortum Power and Heat Oy:n (Suomenoja) rannikolla sijaitsevat voimalat (kuva 2.1).



Kuva 2.1. Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun veden fysikaaliskemiallisen, hygieenisen laadun sekä kasviplankton- ja eläinplanktonlajiston havaintopaikat vuosina 2016 ja 2017, sekä merialueen jaottelu vesipuitedirektiivin mukaisiin vesimuodostumiin ja tarkkailuun osallistuvien tahojen kuormituslähteiden sijainnit.



Kuva 2.2. Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun pohjaeläin- ja sedimentin haitta-aineiden näytteenoton havaintopaikat vuosina 2016 ja 2017, sekä merialueen jaottelu vesipuitteidirektiivin mukaisesti vesimuodostumiin ja tarkkailuun osallistuvien tahojen kuormituslähteiden sijainnit. Läjäytysalueiden (Rönkägrundet, Mustakupu) ja Länssataman (Arctech Oy telakka) näytteenottoasemat esitetään kuvassa 2.3 Tarkempien karttojen alueet ovat merkitty punaisilla suorakulmioilla.



Kuva 2.3. Läjitysalueiden (Rövargrundet, Mustakupu) ja Länsisataman pohjaeläin- ja sedimentin haitta-aineiden näytteenottoasemat ja läjitysalueiden rajat.

2.2 Sääolot

Jäätalvi 2015–2016 oli Suomenlahdella leuto ja alkupainotteinen: jäät hävisivät Helsingin edustalta jo helmikuun alkupuolella. Talvella 2016-2017 jäätyminen tapahtui myöhemmin, helmikuun alkupäivinä. Jäätalvi luokiteltiin lopulta leudoksi (taulukko 2.1).

Taulukko 2.1. Helsingin edustan jäätilanteen kehitys, talvet 2015–16 ja 2016–17.

Lähde: Ilmatieteen laitoksen Merentutkimusyksikkö.

Paikka	Lat N	Lon E	A	B	C	D	E
2015–2016							
Suomenlinna	60°08.3′	24°59.1′	7.1.	17.1.	2.2.	6.2.	25
Harmaja	60°06.3′	24°58.5′	14.1.	17.1.	28.1.	6.2.	20
Helsingin matala	59°56.9′	24°55.5′	19.1.	-	-	23.1.	5
2016–2017							
Suomenlinna	60°08.3′	24°59.1′	7.2.	8.3.	20.3.	20.3.	35
Harmaja	60°06.3′	24°58.5′	7.2.	-	-	7.3.	13
Helsingin matala	59°56.9′	24°55.5′	-	-	-	-	0

Selitteet:

A = Jäätyminen

B = Pysyvän jääpeitteen muodostuminen

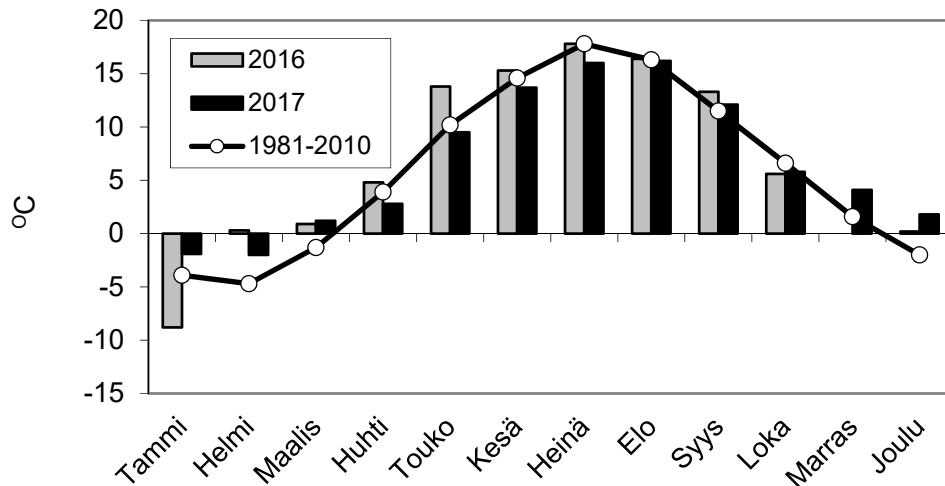
C = Pysyvän jääpeitteen päättyminen

D = Jään lopullinen katoaminen

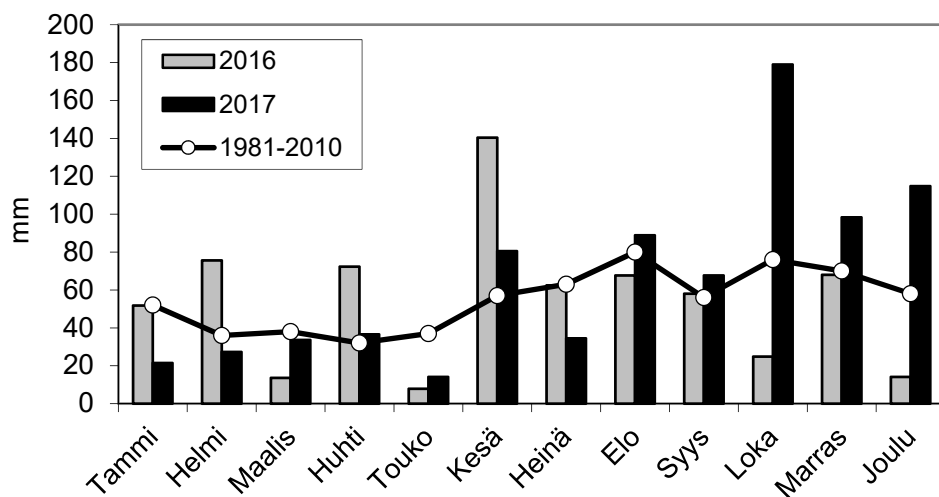
E = Todellisten jääpäivien lukumäärä

Tarkkailujakson molempien vuosien keskilämpötilat olivat Helsingin Kaisaniemessä pitkän ajan keskiarvoa korkeammat. Molempina vuosina keskimääräinen ero pitkän ajan keskiarvosta oli +0,7 °C (+12 %) (kuva 2.4).

Sateisuudeltaan vuodet poikkesivat toisistaan huomattavasti. 2016 Kaisaniemen kokonaissademäärä, 657 mm, oli lähes tarkalleen pitkän ajan keskiarvon mukainen. Vuonna 2017 sen sijaan satoi 797 mm joka on melkein 22 % yli tavanomaisen. Vuoden 2017 syksy oli hyvin sateinen (kuva 2.5).

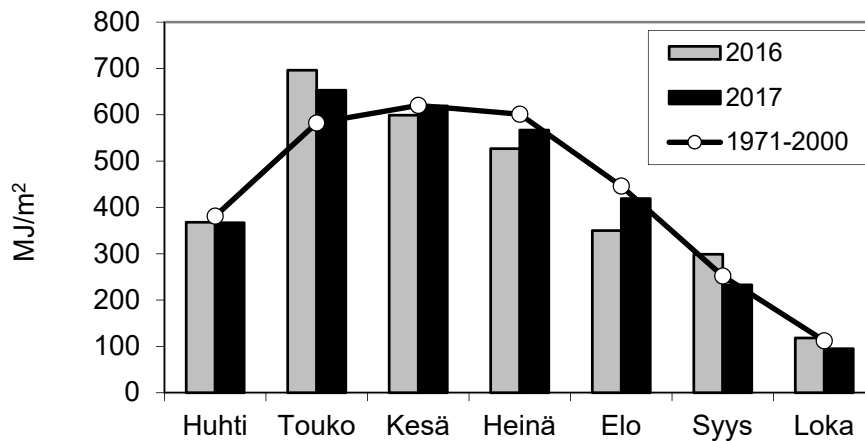


Kuva 2.4. Kuukauden keskilämpötila (°C) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 2016 ja 2017 sekä vuosina 1981–2010 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.



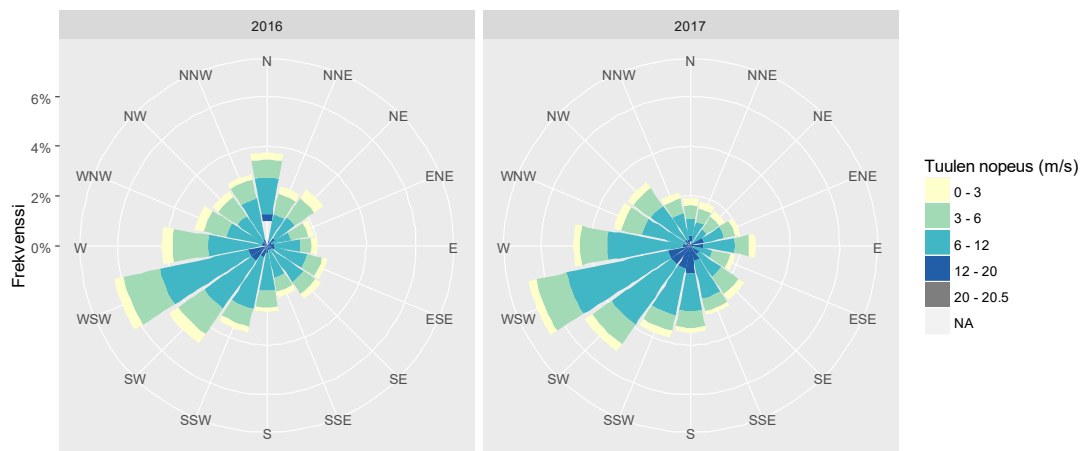
Kuva 2.5. Kuukauden sademäärä (mm) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 2016 ja 2017 sekä vuosina 1981–2010 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

Auringosta maahan kohdistuvan säteilyn (globaalisäteily) määrä kuukausittain kuvastaa varsinkin keväällä ja kesällä samanaikaista sademäärää (kuva 2.4). Molempien vuosien toukokuut olivat erityisen vähäsateisia. Tällöin myös auringon säteilyä pääsi maankamaralle runsaasti. Lokakuun 2017 kaksinkertainen sateen määrä normaaliin verrattuna sen sijaan ei juuri erotu säteilykuvassa. Myöhään syksyllä valoisa aika on joka tapauksessa lyhyempi (kuva 2.6).



Kuva 2.6. Kasvukauden globaalisäteily kuukausittain (MJ/m²) Helsinki–Vantaan lentoasemalla 2016 ja 2017 sekä vuosina 1971–2000 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

Tuuliolosuhteet olivat vuosina 2016 ja 2017 samankaltaiset, länsilounaasta puhalta-
vat tuulet olivat yleisimpiä. Vuonna 2016 havaittiin jonkin verran enemmän pohjois-
tuulia. Kokonaisuudessaan vuonna 2017 havaittiin enemmän kovatuulisia (> 12 m
s⁻¹) päiviä (kuva 2.7).



**Kuva 2.7. Tuuliruusut Helsingin majakan tuulihavainnoille vuosille 2016 ja 2017. Ai-
neisto: Ilmatieteenlaitos.**

3 Merialueen kuormitus

3.1 Johdanto

Tässä raportissa käsiteltävä kuormitus koostuu puhdistettujen jätevesien johtamisesta mereen, ruoppausmassojen meriläjäyttamisestä, voimaloiden merilauhdevesien johtamisesta mereen sekä telakkatoiminnasta. Jätevedenpuhdistamoiden kuormitus koostuu ravinteista, orgaanisesta aineksesta sekä haitta-aineista, läjitystoiminta muokkaa pohjan habitaatteja, aiheuttaa veden samentumista ja mahdollisesti haitta-aineiden leviämistä meriympäristössä. Mereen läjitettävälle massoille on haitta-aineiden osalta pitoisuusrajat, joten massojen mukana ei pitäisi mereen kulkeutua suuria määriä haitta-aineita. Merilauhdevesien kuormittavuus perustuu pääosin meriveden lämpenemisestä. Yllä mainittujen toimien osalta on käytössä kuormitustiedot. Telakkatoiminta aiheuttaa pääosin haitta-aineiden kulkeutumista meriympäristöön. Telakkatoiminnan osalta käytössä ei ole kuormitustietoja.

Ravinnekuormituksen osalta merialueelle laskee myös Vantaanjoki, jonka ravinnekuormitustiedot käsitellään myös tässä kappaleessa.

3.2 Viikinmäen jätevedenpuhdistamo

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on vuonna 1994 käyttöön otettu aktiivilietelaitos, jossa jätevedenpuhdistuksen vaiheina ovat mekaaninen, kemiallinen ja biologinen puhdistus. Ravinteista fosforin poisto toteutetaan kemiallisesti ns. rinnakkaissaostusperiaatteella. Fosforin saostuskemikaalina käytetään ferrosulfaattia, jota annostellaan sekä hiekanerotusaltaaseen prosessin alussa että kaasunpoistoaltaaseen ennen jälkiselkeytystä. Biologinen typen poisto toteutetaan Viikinmäessä kaksivaiheisesti. Ensimmäisessä vaiheessa typpeä poistetaan aktiivilieteprosessissa denitrifikaatio-nitrifikaatioperiaatteella ja toisessa vaiheessa biologisissa denitrifikaatiosuodattimissa. Nitraatin pelkistämiseksi biologisissa suodattimissa käytetään metanolia ja nitrifikaatioprosessin alkaliteettitasoa ylläpitämiseksi prosessia tuetaan ajoittain kalkin syötöllä. Orgaaninen lika-aines (BOD) poistetaan osittain prosessin alkuvaiheessa kemiallisesti kiintoaineen erotuksen myötä ja osittain biologisessa vaiheessa bakteeritoiminnan avulla.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lupaehdot olivat vuosina 2016 ja 2017 seuraavat: Mereen johdettavan jäteveden BHK_{7-ATU} -arvon on oltava enintään 10 mg O_2/l , kokonaisfosforipitoisuuden enintään 0,3 mg P/l ja COD_{Cr} -arvon enintään 75 mg/l. BHK_{7-ATU} -puhdistustehon on oltava vähintään 95 %, fosforin puhdistustehon vähintään 95 % ja COD_{Cr} -puhdistustehon vähintään 85 %. Arvot lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina mahdolliset ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien. Puhdistustehon typen suhteen tulee olla vähintään 80 % vuosikeskiarvona laskien mahdolliset ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien.

Alla esitetään lyhyt yhteenveto jätevedenpuhdistamoiden toiminnasta vuosina 2016 ja 2017. tarkemmat kuvaukset esitetään jätevedenpuhdistamoiden vuosiyhteenveto-raporteissa¹. Viikinmäen keskuspuhdistamolla puhdistetaan Helsingin, Vantaan keski- ja itäosien, Sipoon, Keski-Uudenmaan vesiensuojelun liitoslaitoskuntayhtymän (KUVES), Mäntsälän Ohkolan kylän sekä Pornaisten alueelta tulevat jätevedet. Kokonaisjätevesimäärä oli vuonna 2016 98,8 milj. m³ ja vuonna 2017 105,8 milj. m³. Keskimääräinen puhdistamolle tuleva vuorokautinen jätevesimäärä oli vuonna 2016 269 993 m³. Suurin päiväkohtainen tulovirtaama, 660 040 m³, mitattiin helmikuussa. Vuonna 2017 puhdistamolle tuli päivässä keskimäärin 289 869 m³ jätevettä, suurimman päiväkohtaisen tulovirtaaman oltua lokakuun 11. päivänä (721 012 m³). Puhdistetut jätevedet johdettiin kalliotunnelissa noin seitsemän kilometrin etäisyydelle rannikosta Katajaluodon eteläpuolelle (kuva 2.1).

Biologisen prosessin ohituksia (laitosohituksia) Viikinmäen puhdistamolla tapahtui vuonna 2016 yhtenä päivänä helmikuussa jolloin 1 311 m³ esiselkeytettyä jätevettä johdettiin purkutunneliin. Vuonna 2017 laitosohituksia ei tapahtunut. Verkosto-ohituksia, jotka useimmiten liittyvät poikkeuksellisen koviin sateisiin, mitattiin vuonna 2016 laskennallisen mallin avulla 297 700 m³. Tästä määrästä asumisjäteveden osuus oli noin 0,76 % eli 2 265 m³. Vuoden 2017 vastaavaksi määräksi arvioitiin 127 916 m³, josta asumisjäteveden osuus oli noin 2,3 % eli 2 960 m³. Viikinmäen puhdistamon lupaehdot täytettiin molempien vuosien kaikilla vuosineljänneksillä (taulukko 3.1).

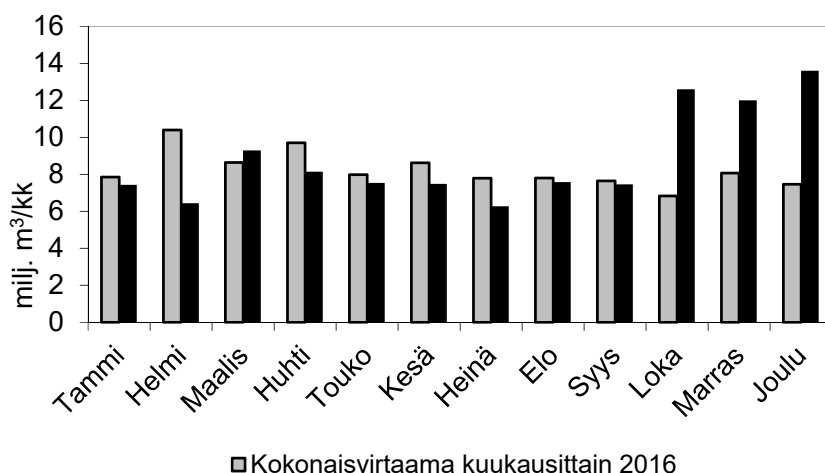
Taulukko 3.1. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta mereen johdetun puhdistetun jäteveden pitoisuuksien (mg/l) ja reduktioiden (%) neljännesvuosikeskiarvot, niistä lasketut keskiarvot sekä lupaehdot.

	BOD _{7ATU}		Kok-P		Kok-N	COD _{Cr}	
	mg/l	Poisto- teho %	mg/l	Poisto- teho %	Poisto- teho %	mg/l	Poisto- teho %
Lupa- ehto	≤ 10*	≥ 95*	≤ 0.30*	≥ 95*	≥ 80**	≤ 75*	≥ 85*
2016	4,9	98	0,21	97	92	41	93
I/2016	5,3	98	0,23	96	90	42	92
II/2016	4,7	98	0,22	97	93	43	92
III/2016	5,0	98	0,20	97	92	39	94
IV/2016	4,4	98	0,19	97	93	40	94
2017	4,3	98	0,19	97	91	40	93
I/2017	5,1	98	0,20	97	91	45	93
II/2017	3,9	99	0,20	97	93	38	94
III/2017	4,1	98	0,17	97	95	42	93
IV/2017	4,3	98	0,17	96	85	36	93

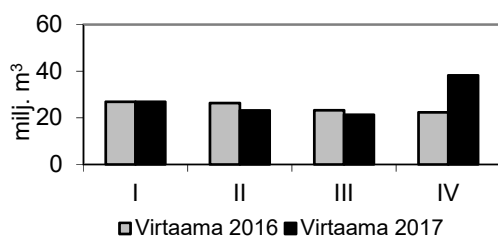
* neljännesvuosikeskiarvo, ** vuosikeskiarvo

¹ Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2017: https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Julkaisusarja/1_2018-jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2017.pdf
Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2016: https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Julkaisusarja/1_2017-jatevedenpuhdistus-pkseudulla-2016.pdf

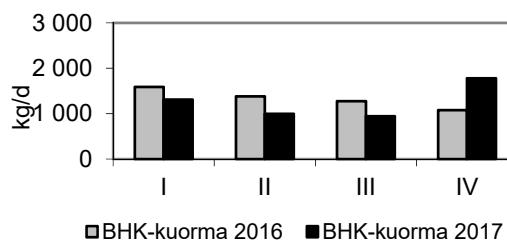
Vuosien jätevesivirtaamat olivat toistensa kaltaisia, lukuun ottamatta vuoden 2016 helmikuuta ja vuoden 2017 viimeistä neljännettä jolloin ennätysmäiset sateet nostivat virtaamia (kuvat 3.1 ja 3.2). Koko vuoden kuormitus pieneni biologisen hapenkulutuksen ja fosforin osalta vuodesta 2016 vuoteen 2017 (kuvat 3.3 ja 3.4, taulukko 3.3). Typpikuorma mereen oli suhteellisen suuri vuoden 2017 loppupuolella (kuva 3.5), kasvattaen kokonaiskuormitusta (taulukko 3.3). Myös kemiallisen hapenkulutuksen kuormitus kasvoi hieman (taulukko 3.3).



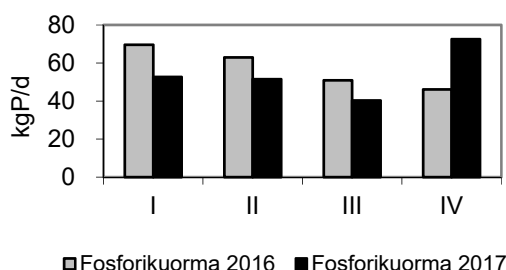
Kuva 3.1. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kokonaisvirtaama (m³/kk) kuukausittain vuosina 2016 ja 2017



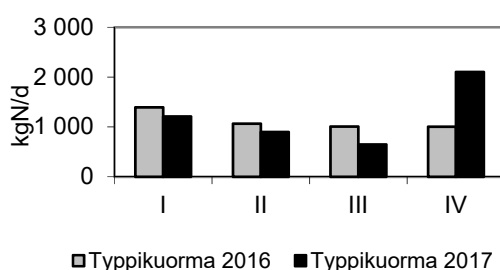
Kuva 3.2. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kokonaisvirtaama vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017.



Kuva 3.3. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon keskimääräinen BOD_{7ATU}-kuormitus vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017.



Kuva 3.4. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon keskimääräinen fosforikuormitus vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017.



Kuva 3.5. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon keskimääräinen typpikuormitus vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017.

Taulukko 3.3. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus mereen vuosina 2016 ja 2017.

	Keskimääräinen kuormitus kg/päivä		Kokonaiskuormitus t/vuosi		Muutos
	2016	2017	2016	2017	
BOD ₇ ATU	1330	1257	485	459	-5,4 %
COD _{Cr}	11181	11550	4081	4216	+3,3 %
Fosfori	57,4	54,3	20,9	19,8	-5,3 %
Typpi	1118	1215	408	443	+8,7 %

3.3 Suomenojan jätevedenpuhdistamo

Suomenojan jätevedenpuhdistamo on niin ikään aktiivilietelaitos, joka on nykyisen tyyppisenä prosessina otettu käyttöön vuonna 1997 varsinaisen puhdistustoiminnan käynnistyttyä jo vuonna 1964 lammikkopuhdistamona. Fosforinpoisto toteutetaan myös Suomenojalla kemiallisesti ns. rinnakkaissaostusperiaatteella. Fosforin saostuskemikaalina käytetään ferrosulfaattia, joka syötetään prosessin alkuun karkeavälp-pien jälkeisten ruuvipumppujen imualtaaseen. Typenpoisto tapahtuu biologisesti aktiivilieteprosessissa esidenitrifikaatio-nitrifikaatioperiaatteella. Denitrifikaatioprosessia tehostetaan lisäämällä metanolia lisähiililähteeksi aktiivilieteprosessin alkuosaan. Nitrifikaation vaatiman alkaliteettitason ylläpitämiseen Suomenojalla käytetään soodaa. Orgaaninen lika-aines poistetaan osittain prosessin alkuvaiheessa kemiallisesti kiintoaineen erotuksen myötä ja osittain biologisessa vaiheessa bakteeritoiminnan avulla.

Suomenojan jätevedenpuhdistamon lupaehdot olivat vuosina 2016 ja 2017 seuraavat:

Vesistöön johdettavan jäteveden BHK_{7(ATU)}-arvon on oltava enintään 10 mg O₂/l ja kokonaisfosforipitoisuus enintään 0,35 mg P/l neljännesvuosikeskiarvoina. BOD_{7ATU}-poistotehon on oltava vähintään 95 %, kokonaisfosforin vähintään 95 %. Tulokset lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina ohitukset ja häiriötilanteet mukaan lukien. Koko-naistypen poistotehon on oltava vähintään 70 %, joka lasketaan vuosikeskiarvona. COD_{Cr}-poistovaatimuksena on enintään 75 mg/l vesistöön johdettuna, poistotehon ollessa vähintään 85. Viimeksi mainitut lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina.

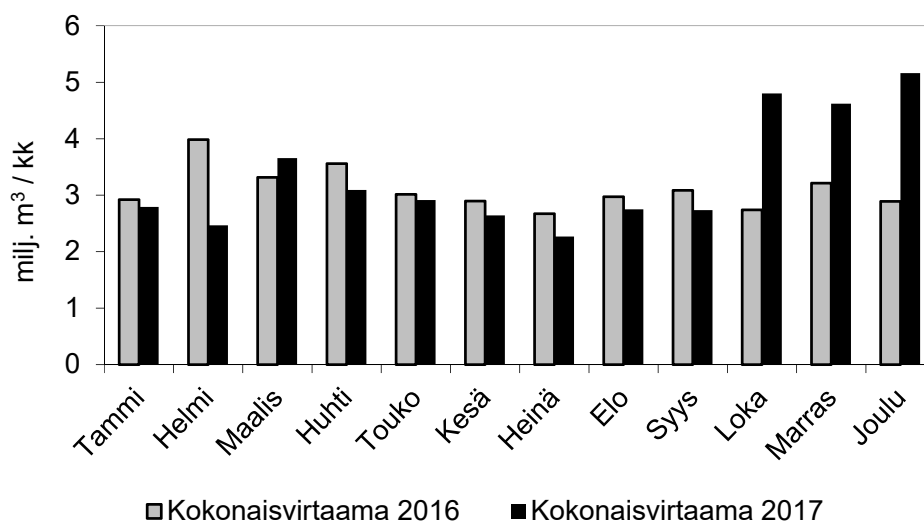
Espoon jätevedet käsiteltiin Suomenojan jätevedenpuhdistamolla, minne johdettiin Espoon, Kauniaisten, Länsi-Vantaan, Kirkkonummen ja Siuntion jätevedet. Kokonais-jätevesimäärä vuonna 2016 oli 37,3 milj. m³ (keskimäärin 102 192 m³/vrk) ja vuonna 2017 39,9 milj. m³ (109 315 m³/vrk). Maksimivuorokausivirtaamat mitattiin helmikuussa 2016, 660 040 m³ ja lokakuussa 2017, 270 768 m³. Jätevedet johdettiin 7,5 km pituisessa kalliotunnelissa ulkosaaristoon Gåsgrundet-saaren kaakkoispuolelle noin 15 m syvyyteen (kuva 2.1). Laitosohituksia tapahtui vuoden 2016 helmikuussa 60 892 m³, ja vuoden 2017 lokakuussa 17 500 m³. Verkosto-ohituksia ei havaittu. Lupaehdot täyttyivät Suomenojan puhdistamolla kaikilla laskentajaksoilla sekä pitoisuus- että poistotehovaatimusten osalta, lukuun ottamatta vuoden 2017 viimeistä vuosineljännestä jolloin biologisen hapenkulutuksen poistovaatimuksesta jäätin yksi prosenttiyksikkö ja fosforin vastaavasta kaksi (taulukko 3.4).

Taulukko 3.4. Mereen johdetun puhdistetun jäteveden pitoisuuksien (mg/l) ja reduktioiden (%) neljännesvuosikeskiarvot, niistä lasketut keskiarvot sekä lupaehdot.

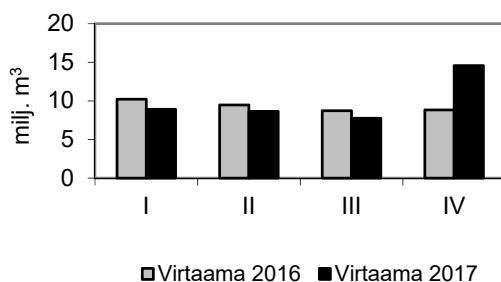
	BOD _{7ATU}		Kok-P		Kok-N	COD _{Cr}	
	mg/l	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %
Lupa- ehto	≤ 10*	≥ 95*	≤ 0.35*	≥ 95*	≥ 70**	≤ 75*	≥ 85*
2016	5,4	97	0,29	96	74	37	92
I/2016	6,9	96	0,31	95	68	43	90
II/2016	5,6	97	0,30	95	75	38	92
III/2016	4,6	98	0,29	96	79	34	93
IV/2016	4,6	98	0,25	96	75	35	93
2017	6,3	97	0,27	95	73	35	92
I/2017	5,7	97	0,27	96	70	35	93
II/2017	5,6	97	0,26	96	76	32	94
III/2017	5,4	98	0,29	96	80	34	93
IV/2017	8,8	94	0,28	93	65	37	89

* neljännesvuosikeskiarvo, ** vuosikeskiarvo

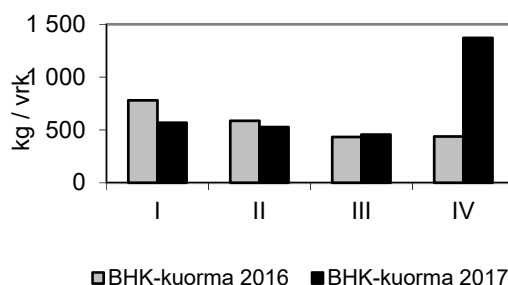
Suomenojan jätevedenpuhdistamon kuukausikohtainen kokonaisvirtaama oli selvästi suurinta vuoden 2017 lopussa. Myös vuoden 2016 helmikuun virtaama oli suhteellisen suuri (kuva 3.6). Vuosineljänneksittäin tarkasteltuna vuosien 2016 ja 2017 virtaamat olivat melko tasasuuruisia, kunnes syksyn 2017 erityisen suuret sateet nostivat virtaamat huippuarvoihin (kuva 3.7). Mereen päätynyt kuormitus seurasi kokonaisvirtaamien määriä (kuvat 3.8–3.10).



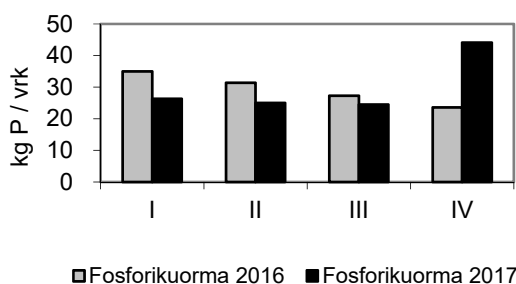
Kuva 3.6. Suomenojan jätevedenpuhdistamon kokonaisvirtaama (m³/kk) kuukausittain.



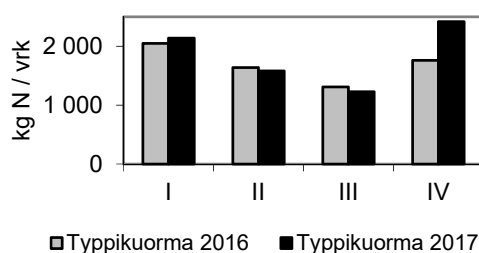
Kuva 3.7. Suomenojan jätevedenpuhdistamon kokonaisvirtaama vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017



Kuva 3.8. Suomenojan jätevedenpuhdistamon keskimääräinen BOD_{7ATU} kuormitus vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017.



Kuva 3.9. Suomenojan jätevedenpuhdistamon keskimääräinen fosforikuormitus vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017.



Kuva 3.10. Suomenojan jätevedenpuhdistamon keskimääräinen typpikuormitus vuosineljänneksittäin vuosina 2016 ja 2017

Suomenojan puhdistamon mereen kohdistama kuormitus kohosi hyvin selkeästi vuodesta 2016 vuoteen 2017 biologisen hapenkulutuksen (BOD_{7ATU}) ja typen osalta. Fosforimäärät ja kemiallisesti happea kuluttavan aineksen määrät pysyivät saman suuruisina molempina vuosina (taulukko 3.5).

Taulukko 3.5. Suomenojan jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus mereen vuosina 2016 ja 2017.

	Keskimääräinen kuormitus kg/päivä		Kokonaiskuormitus t/vuosi		Muutos
	2016	2017	2016	2017	
BOD _{7ATU}	559	731	204	267	+30,9 %
CODCr	3846	3817	1404	1393	-0,8 %
Fosfori	29,3	29,9	10,7	10,9	+1,9 %
Typpi	1690	1842	617	672	+8,9 %

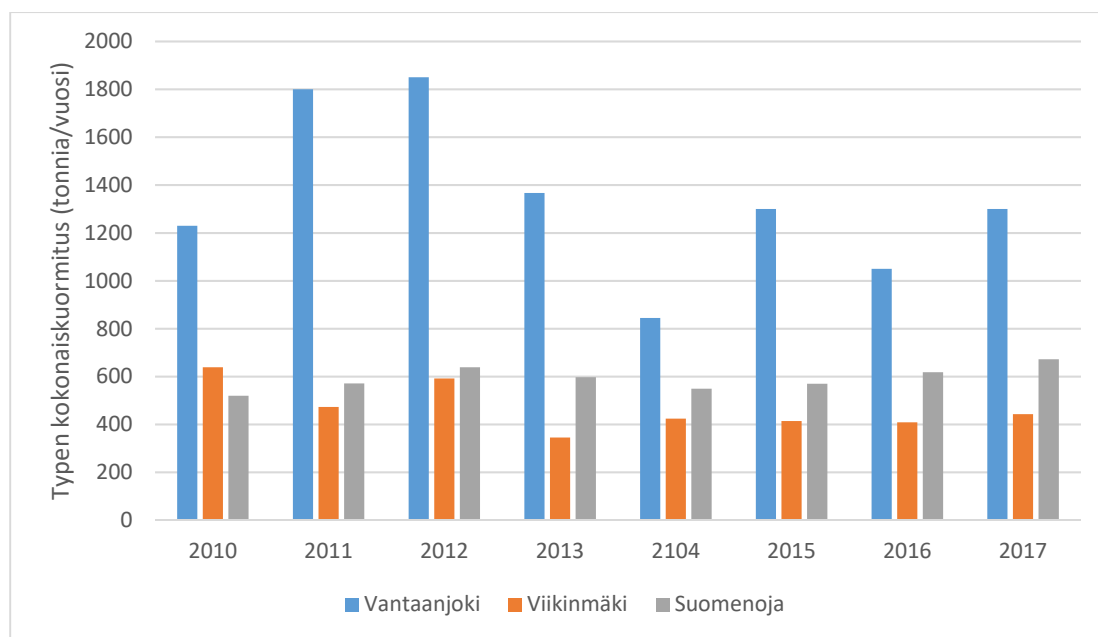
3.4 Vantaanjoen tuoma kuormitus

Vuoden 2017 syksyn runsaiden sateiden myötä Vantaanjoen tuoma ravinnekuormitus nousi erityisesti fosforin osalta selkeästi edeltäviä vuosia korkeammaksi (taulukko 3.6, kuvat 3.11 ja 3.12). Vantaanjoen merialueelle tuoma typpikuormitus on ollut 2010-luvulla samaa suuruusluokkaa kuin Suomenojan ja Viikinmäen puhdistamojen yhteenlaskettu kokonaiskuormitus, jokivesien mukanaan tuoma fosforikuormitus on ollut suhteellisesti hieman suurempaa.

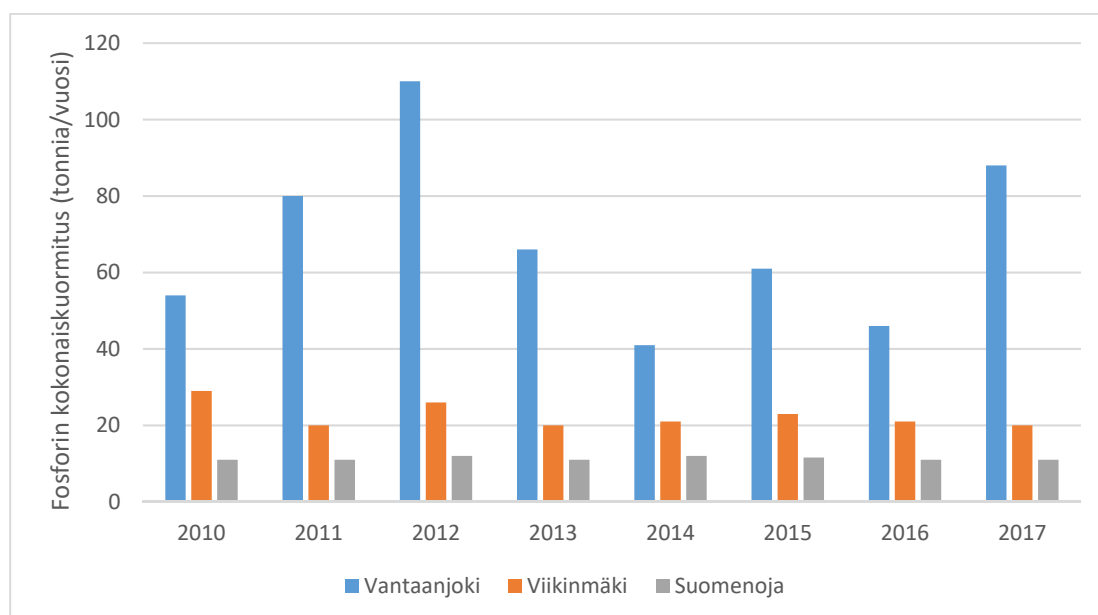
Taulukko 3.6. Vantaanjoen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus merialueelle vuosina 2015, 2016 ja 2017.

	2014	2015	2016	2017
fosfori t/a	41	61	46	88
typpi t/a	845	1300	1050	1300

Lähde: Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry.



Kuva 3.11. Yhteistarkkailualueen pääasiallisten ravinnekuormituslähteiden vuosikohittaiset kokonaistyyppikuormat.



Kuva 3.12. Yhteistarkkailualueen pääasiallisten ravinnekuormituslähteiden vuosikohittaiset kokonaisfosforikuormat

3.5 Läjitysalueet

Läjitysalueiden osalta ympäristölupiin on merkitty, että läjityksestä vastaavien tahojen tulee tarkkailla läjitystoiminnan vaikutuksia meriympäristön tilaan ja läjitysmassojen pysyvyyttä läjitysalueilla Uudenmaan ELY-keskuksen hyväksymällä tavalla. Veden laadun tarkkailu suoritetaan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa ja toimijat teettävät itsenäisesti läjitysmassojen pysyvyyden tarkkailun.

Rövargrundetin läjitysalueelle vietiin vuonna 2016 1320 m³ ja vuonna 2017 6390 m³ läjitysmassoja. Mustakuun läjitysalueelle vietiin vuonna 2016 259 327 m³ ja 2017 17 500 m³ läjitysmassoja.

3.6 Voimalat

Voimalat tarkkailevat toimiensa ympäristövaikutuksia osallistumalla pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuun. Voimaloiden kuormitus koostuu laitosten jäähdytyksessä käytetyn lämmenneen meriveden johtamisesta takaisin mereen.

Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevedet puretaan Suomenojan puhdistamon purkutunneliin ja johdetaan sitä kautta mereen. Voimalaan asennettujen lämpöpumppujen johdosta vuosikohtaiset kokonaislämpökuormat ovat nykyisin negatiivisia (2016: -189 TJ, 2017: -198 TJ).

Helen Oy:n voimalat sijaitsevat Vuosaaressa, josta lauhdevedet johdetaan Vuosaaren sataman satama-altaaseen, Hanasaareissa jossa lauhdevedet johdetaan Sörnäisten sataman satama-altaaseen sekä Salmisaaressa jossa lauhdevedet johdetaan Lapinlahteen. Salmisaaressa on toiminnassa myös kaukojäähdytyslaitos. Sörnäisten satama-altaaseen johdetaan myös Katri Valan lämpöpumppulaitoksen kautta kulkevat merivedet. Helen Oy:n kokonaiskuormitus vesistöihin merilauhdevesien osalta oli vuonna 2016 noin 576 TJ ja 2017 noin 436 TJ.

4. Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu

4.1 Johdanto

Meriveden kemiallisen, fysikaalisen ja hygieenisen laadun seuranta on osa pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailua. Tämän raportin tarkoituksena on selvittää merialueen tilaa vuosina 2016 ja 2017 ja verrata näiden vuosien tilaa edeltäviin vuosiin. Meriveden fysikaalista, kemiallista ja hygieenistä laatua seurattiin tarkkailuohjelman mukaisesti 14 havaintopaikalta (taulukko 4.1 ja kuva 2.1) noin kuukauden välein. Näiden asemien tulokset toimivat jätevesien velvoitetarkkailun pääasiallisena aineistona. Tämän ohella, nämä tulokset toimivat taustatietona tarkkailun muille osioille.

Tässä raportissa aineiston tarkastelussa merialue jaotellaan vesienhoitolain (1299/2004) mukaisiin vesimuodostumiin (taulukko 4.1), jota käytetään myös valtakunnallisessa pintavesien tilan arvioinnissa. Näistä vesimuodostumista kaksi (Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala) kuuluvat pintavesityyppiin Suomenlahden ulkosaa-risto ja loput kolme (Kruunuvuorenselkä, Suvisaaristo-Lauttasaari, Sipoon saaristo) kuuluvat pintavesityyppiin Suomenlahden sisäsaaristo.

Ulkosaariston havaintopaikkoja yhdistää niiden avoimuus sekä syvyys, joka ylittää 25 m. Syvempien asemien syvimmissä vesikerroksissa saattaa ajoittain esiintyä suhteellisen voimakastakin suolaisuuden kerrostuneisuutta, joka johtaa suhteellisen korkeisiin pinnan- ja pohjanläheisten vesien välisiin tiheyseroihin ($> 3 \text{ kg m}^{-3}$). Kesäaikaan näitä asemia luonnehtii myös veden suhteellisen voimakas kerrostuneisuus lämpötilan suhteen. Vesi ei täten kesällä voimakkaimman kerrostuneisuuden aikana sekoitu pohjaan saakka, rajoittaen syvemmissä vesikerroksissa olevien ravinnevarantojen päätymistä yhteyttävään pintakerrokseen ja rajoittaen hapellisen pintaveden sekoittumista syvemmälle. Rannikonläheinen kumpuaminen on alueelle kuitenkin tyypillistä, mikä johtaa ajoittaiseen veden kesänaikaiseenkin sekoittumiseen (Alenius ym. 1998). Helsingin, Espoon ja Sipoon merialueen kaikilla näyteasemilla vesi sekoittuu pohjaa myöten jossakin vaiheessa marraskuun ja maaliskuun välisenä aikana.

Sisäsaaristoon lasketaan kuuluviksi rannikon läheinen saaristoalue ja matalat lahdet. Maalta tuleva valuma ja ulkosaariston vesimassat vaikuttavat vuodenaikasta riippuen alueen hydrografisiin ominaisuuksiin. Maalta tulevan valuman vaikutus on suhteellisesti suurempi alueilla, joilla veden vaihtuvuus on heikkoa. Vanhankaupunginselän ja Kruunuvuorenselän alueiden veden laatuun vaikuttaa voimakkaasti Vantaanjoen valuma. Rannikonläheisten asemien tulosten hajonta onkin paljon suurempaa verrattuna ulompana oleviin asemiin, johtuen luonnollisesti suuremmasta vaihtelusta. Sisäsaariston havaintopaikoilla vesipatsas sekoittuu käytännössä pohjaan saakka suurimman osaa vuotta. Lyhyitä pääosin lämpötilan aiheuttamia kerrostuneisuusjaksoja saattaa esiintyä tyynellä säällä. Rannikonläheisillä havaintopaikoilla veden suolapitoisuuden vaikuttavat sadannan ja mantereelta tulevan valunnan määrä ja erityisesti Vanhankaupunginselällä Vantaanjoen virtaama.

4.1.1. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun ulkopuolisen toiminnan vaikutus meriveden laatuun

Kruunuvuoren ja Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostumien alueella on vuosien 2016 ja 2017 aikana harrastettu veden laatuun vaikuttavaa toimintaa, merialueen täyttöjä, meri- ja rantarakentamista ja rakennusalueille kertyneen veden mereen pumpausta sekä ruoppauksia (Siika ja Eronen 2016, Lahtinen ja Eronen 2017, Roikonen ja Moisio 2018). Toiminnasta on koitunut ajoittain veden samentumista ja kokonaisravinnepitoisuuksien kasvua rakennus- ja ruoppauskohteiden lähistöllä, etenkin Kalasataman alueen rakentamisen ja ruoppauksien yhteydessä. Vaikutukset eivät ole ulottuneet tässä raportissa käsiteltäville näyteasemille, joista lähimmät sijaitsevat Kruunuvuorenselällä (18) ja Vanhankaupunginlahdella (4). Länsisataman alueen rakentamisesta ei tarkkailuraportin mukaan juurikaan esiintynyt veden laadun vaikutuksia. Länsisataman toiminta oli ruoppaustoimintaa ja keskittyi vuoden 2017 huhtikuun ajalle.

4.1.2 Näytteenotto ja menetelmät

Fysikaaliskemialliset ja hygieeniset mittaustulokset esitetään taustoittamaan muita tarkkailun osia kuukausikeskiarvoin jotka ovat tuotettu sovittamalla yleistetty additiivinen malli aineistoon vuosilta 1997–2015. Vuosien 2016 ja 2017 kuukausikohtaiset keskiarvot esitetään kuvissa erikseen. Sekä mallinnetulle pitkän ajan kuukausikeskiarvolle, että vuosien 2016 ja 2017 tuloksille esitetään myös 95 % luottamusvälit jotka kuvaavat luotettavuutta jolla keskiarvo esitetään, eli otoksen perusteella todellinen keskiarvo sijaitsee 95 % todennäköisyydellä tämän vaihteluvälin sisällä.

Kaikki vesinäytteet otettiin Ruttner-putkinoutimella (tilavuus 2.8 litraa) ja valutettiin suoraan näytepulloihin. Lämpötila mitattiin noutimen sisällä olevalla lämpömittarilla ja näkösyvyys noutimen valkoista kansilevyä käyttäen. Asemakohtaiset näytesyvyydet esitetään taulukossa 4.1, pintanäyte on merkitty 0 m ja on otettu niin että noutimen kansi on juuri veden pinnan alapuolella. Pohjanläheisen veden näyte on pyritty ottamaan niin että noutimen keskikohta on noin 1 m pohjan yläpuolella. Kaikki vesinäytteet toimitettiin kylmälaukuissa laboratorioon saman päivän aikana. Näytteet analysoitiin MetropoliLab:ssa (taulukko 4.2).

Taulukko 4.1. Pitkän ajan keskiarvojen laskennassa käytettyjen sekä vuosien 2016 ja 2017 fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen yleistarkkailun havaintopaikkojen nimet, asematunnisteet, syvyydet, sijaintikoordinaatit ja näytteenottosyvyydet sekä luokittelu vesienhoitolain mukaisiin vesimuodostumiin ja rannikkovesityyppeihin (SS: Suomenlahden sisäsaaristo, SU: Suomenlahden ulkosaaristo). Espoonlahden näyteaseman näytteenottofrekvenssi on muista asemista (10 kertaa vuodessa) poiketen 4 kertaa vuodessa.

Vesimuodostuma/ Havaintopaikka	Asema- tun- nus	Syvyys (m)	Koordinaatit (WGS-84)		Näytesyvyydet (m)
			lat	lon	
Kruunuvuorenselkä (SS)					
Vanhankaupunginselkä	4	2,5	60° 11.752'	24° 59.625'	0, 2
Kruunuvuorenselkä*	18	17	60° 8.925'	25° 0.310'	0, 5, 10, 16
Eläintarhanlahti*	188	2,8	60° 10.729'	24° 56.577'	0, 2

Vesimuodostuma/	Asematun- nus	Syvyys (m)	Koordinaatit (WGS-84)		Näytesyvyydet (m)
Havaintopaikka			lat	lon	
Seurasaari (SS)					
Laajalahti	87	3,5	60 11.726	24 50.906	0, 3
Porsas	94	9	60 10.436	24 53.142	0, 4, 8
Rajasaaren silta	191	3	60 10.884	24 54.430	0, 2
Suvisaaristo-Lautta- saari (SS)					
Ryssjeholmsfjärden	117	3,5	60° 8.734'	24° 43.236'	0, 3
Melkin selkä*	68	17	60° 8.056'	24° 51.297'	0, 5, 10, 16
Sipoon saaristo (SS)					
Skatanselkä*	111	13	60° 11.579'	25° 11.833'	0, 5, 12
Granöfjärden*	113	7	60° 14.292'	25° 13.656'	0, 6
Musta Hevonen*	181	14	60° 11.098'	25° 15.156'	0, 5, 13
Villinki (SS)					
Vartiokylänlahti	25	5	60 11.704	25 5.032	0, 4
Kallvikinselkä	110	11	60 10.100	25 5.539	0, 5, 10
Porvoo-Helsinki (SU)					
Flathällgrundet	39	33	60° 5.395'	24° 58.506'	0, 15, 32
Länsi-Tonttu	114	47	60° 4.996'	25° 7.389'	0, 5, 10, 20, 30, 40, 46
Pentarn*	166	48	60° 6.586'	25° 16.733'	0, 25, 47
Helsinki-Porkkala (SU)					
Kytön väylä	57	31	60° 5.038'	24° 47.338'	0, 15, 30
Stora Mickelskären	123	27	60° 1.003'	24° 35.096'	0, 13, 26
Katajaluoto	125	28	60° 5.791'	24° 53.428'	0, 5, 10, 20, 27
Knaperskär	147	27	60° 4.803'	24° 44.131'	0, 5, 10, 20, 26
Berggrund	148	51	60° 0.925'	24° 45.206'	0, 25, 50
Gråskärsbådan	149	32	60° 3.305'	24° 53.975'	0, 15, 31
Koiraluoto	168	31	60° 4.776'	24° 52.323'	0, 15, 30
Espoonlahti (SS)					
Espoonlahti	118	14	60° 9.818'	24° 35.381'	0, 5, 13

* näyteasemat kuuluvat Helsingin kaupungin ylläpitämiin seurantaohjelmiin.

Taulukko 4.2. Tarkkailussa käytetyt määritykset ja menetelmät. Akkreditoidut menetelmät on merkitty tähdellä.

Määrittäminen	Menetelmä	Määritysraja	Mittausepävarmuus
Näkösyvyys	Valkolevynä Ruttner-noutimen kansi		
Lämpötila	Ruttner-noutimen lämpömittari		
Suolaisuus*	Sis. menet. perus. Grashoff 1999		3 %
Sameus*	SFS-EN ISO 7027:2000	0,05 FNU	15 %
pH*	SFS 3021:1979		3 %
Happi*	SFS-EN 25813:1996		10 %
NH ₄ -typen pitoisuus*	ISO 7150: 1984, disc. anal.	4 µg/l	15 %
Nitraatti- ja nitriittityypen summa, (NO ₃ +NO ₂)N*	SFS-EN ISO 13395/DA	2 µg/l	15 %
Typen kokonaispitoisuus*	SFS-EN ISO 11905-1	50 µg/l	15 %
PO ₄ - fosforin pitoisuus, liukoinen (0.45 µm)*	SFS-EN ISO 6878: 2004	5 µg/l	15 %
Fosforin kokonaispitoisuus*	SFS 3026 mod. DA	5 µg/l	15 %
<i>Escherichia coli</i> *	ISO 9308-2:2012	< 1	
a-klorofylli*	Sisäinen menetelmä		15 %

4.2 Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu

4.2.1 Pintavesi

Lämpötila

Pintaveden lämpötila vaihtelee keskimäärin eri vesimuodostumien alueella noin yhdestä asteesta vajaaseen 20 asteeseen (Liite 4.1). Pintavesi on keskimäärin kylmimmillään helmi- maaliskuussa ja lämpimimmillään heinä- elokuussa. Pintaveden lämpötila poikkesi vuonna 2016 touko- ja kesäkuussa keskimääräisestä, ollen keskimääräistä lämpimämpää kaikkien vesimuodostumien alueella (liite 4.1). Heinä- elokuussa vesi oli vuonna 2016 paikoittain keskimääräistä viileämpää. Poiketen vuodesta 2016, vuonna 2017 pintavesi kaikkien vesimuodostumien alueella lämpeni hitaammin ollen keskimääräistä viileämpää aina elokuulle saakka. Vuosi 2017 oli keskimäärin tuulisempi kuin 2016 (kts. kappale 2.2), mikä on vaikuttanut pintaveden lämpötilan kehitykseen sekä sekoittanut vettä tehokkaasti. Pintavesi viileni molempina tarkkailun vuosina normaaliin tapaan kaikkien vesimuodostumien alueella. Verrattuna edelliseen 2-vuotis yhteenvetoraporttiin, pintaveden lämpötilat olivat vuonna 2014 keväällä myös normaalia lämpimämmät, vuoden 2016 tapaan. Vuodet 2016 ja 2017 poikkesivat kuitenkin vuosista 2014 ja 2015 niin että pintavedet viilenivät syksyllä normaaliin tapaan, kun taas edeltävinä vuosina veden pintalämpötilat viilenivät poikkeuksellisen hitaasti (Vahtera ym. 2016). Pääkaupunkiseudun merialueen pintaveden lämpötilat ovat viimeisen 40 vuoden aikana lämmenneet noin 1.5 °C (Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut), vuosien välinen vaihtelu voi kuitenkin olla suurta johtuen kumpuamisesta, tuuliloista ja veden suolaisuuden vaihteluista mikä vaikuttaa veden kerrostuneisuuden voimakkuuteen (Vahtera ym. 2005, Väli ym. 2013).

Suolaisuus

Pintaveden suolaisuus on ulkosaaristossa korkeimmillaan talvikuukausina, laskien kesää kohden, kun taas lähempänä rannikkoa kehitys on päinvastainen. Maalta tuleva valuma laskee pintaveden suolaisuutta rannikon lähellä alkuvuodesta ja vaikutus ulottuu hiljattain ulkosaaristoon kesän edetessä. Syksyn täyskierron jälkeen ulkosaariston pintaveden suolaisuus palaa korkeammaksi. Vuonna 2016 pintaveden suolaisuus oli keskimääräistä pienempi suurimman osan vuotta, etenkin Suomenlahden ulkosaariston rannikkovesityypin vesimuodostumissa (liite 4.1), kun se vuosina 2014 ja 2015 oli ollut ajoittain keskimääräistä suurempi (Vahtera ym. 2016). Vuoden 2016 Heinä-, elo- ja syyskuussa pintaveden suolaisuus oli keskimääräisen suolaisuuden tasolla, laskien uudestaan alhaisemmaksi loppuvuodesta. Vuoden 2017 alusta pintaveden suolaisuus oli poikkeuksellisen korkea, aina syyskuulle saakka (liite 4.1). Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien veden suolaisuuteen vaikuttaa pääosin lyhyemmän aikavälin tuuliolojen vaihtelut (Liblik ja Lips 2017, Lips ym. 2017, Suhhova ym. 2018). Tuuliolot määräävät pintaveden liikkeitä, jolloin itätuulten vallitessa ja veden virratessa ulos Suomenlahdelta syvään veteen muodostuu kompensatiovirtaus, joka tuo Itämeren päänalta vettä Suomenlahdelle syvemmissä vesikerroksissa. Tuulten puhaltaessa pääosin lännen suunnalta, veden pystysuuntainen kerrostuneisuus heikkenee, syvässä vedessä tapahtuvan kompensatiovirtauksen heiketessä. Heikomman veden pystysuuntaisen kerrostuneisuuden vallitessa veden suolaisuus rannikoilla on yleensä suurempi. Ilmatieteen laitoksen Helsingin majakan mittausaseman tuulihavaintojen perusteella vallitsevat tuulensuunnat vuosina 2016 ja 2017 olivat lounas ja länsilounas (kts. kappale 2.2). Näiden pintaveden suolaisuudeltaan erilaisien vuosien samankaltaisten tuuliolojen johdosta, voidaan olettaa että vuoden 2017 tavanomaista korkeampi pintaveden suolaisuus johtui Itämerelle vuoden 2014 jälkeen työntyneistä suolapulsseista ja niiden jälkivaikutuksista (Mohrholz ym. 2015, Sommer ym. 2017, Liblik ym. 2018).

Vesimuodostumat joidenka alueella maalta tulevan valuman vaikutus on suuri, näkyy suolaisuuden vuosien 2016 ja 2017 kuukausikeskiarvoissa tyypillisesti suurta vaihtelua vuoden alkupuolella, jolloin valunta oli suurimmillaan (liite 4.1). Kruunuvuoren vesimuodostuman alueella vaihtelu on suurta läpi vuoden näyteasemien sijainnin vuoksi, Vanhankaupunginselän asema on jatkuvasti Vantaanjoen valuman vaikutuksen alaisena, kun taas Kruunuvuorenselän asema on muutoin kuin suurimman jokivalunnan aikana voimakkaammin meriveden vaikutuksen alaisena. Näiden kahden aseman suolaisuuden erot johtavat alueen suolaisuuden keskiarvon arvioimisessa epävarmuuteen mikä näkyy suurina keskiarvon luottamusväleinä.

Ravinnepitoisuudet

Kokonaistypen määrä on alueesta riippumatta suurimmillaan talvella ja alkukeväästä, pitoisuudet kasvavat tyypillisesti myös rannikkoa kohden (liite 4.1). Vantaanjoen vaikutuksen alaisena oleva Kruunuvuoren vesimuodostuma on alueista selkeästi rehevöitynein, kokonaistypen määrissä mitattuna. Kokonaistypen määrät olivat pääosin keskimääräisellä tasolla tai sitä matalammat vuosina 2016 ja 2017, jatkaen matalien kokonaistypen pitoisuuksien tasoa vuosilta 2014 ja 2015 (Vahtera ym. 2016). Kokonaistypen pitoisuudet olivat erityisen matalat vuoden 2017 kesällä ulkosaariston alueella, johtuen todennäköisesti korkeasuolaisemmasta Itämeren pääaltaan vedestä. Heinäkuussa 2016 useammalla asemalla mitattiin keskimääräistä korkeampia kokonaistypen pitoisuuksia, mikä johtuu todennäköisesti syanobakteerien typensidonasta ja vuonna 2016 esiintyneistä sinileväkukinnoista (kts. kappale 5.3). Sinilevien typensidonta kasvattaa tyypillisesti pintaveden kokonaistypen määrää (Larsson ym.

2001, Eggert ja Schneider 2015), typensidonnan osuus Itämeren kokonaistyyppikuormasta on huomattava.

Kokonaistypen tapaan kokonaisfosforin pitoisuus pintavedessä on suurimmillaan talvella ja alkukeväästä, tästä poikkeuksena on Seurasaaren vesimuodostuma, jossa pitoisuudet ovat keskimäärin korkeimmillaan elokuussa, indikoiden alueella esiintyvän fosforin sisäisen kuormituksen merkitystä alueen ravinne-dynamiikkaan (Liite 4.1). Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat ulkosaariston alueella vuonna 2016 ajoittain keskimääräistä matalammat, samaan tapaan vuosien 2014 ja 2015 kanssa. Vuonna 2017 kokonaisfosforin pitoisuudet olivat keskimääräistä korkeammat, johtuen suolaisemman veden suuremmasta vaikutuksesta alueella. Maalta tuleva makea vesi on useimmiten typpiravinteiden rikastamaa ja suolaisempi merivesi fosforiravinteiden rikastamaa. Kevään ajan kokonaisfosforipitoisuudet olivat keskimääräistä pienemmät kaikkien vesimuodostumien alueilla.

Liukoisen typen pitoisuudet ovat suurimmillaan talvella ja ne ehtyvät pintavedestä melkein poikkeuksetta toukokuuhun mennessä. Kruunuvuoren vesimuodostuman alueella liuennutta typpeä on pintavedessä vielä ajoittain kesälläkin (Liite 4.1). Rannikonläheiset talven ajan pitoisuudet ovat jopa 15–20 kertaiset verrattuna ulkosaariston pitoisuuksiin. Liukoisen typen pitoisuudet olivat muutamaa yksittäistä havaintoa lukuun ottamatta keskimääräistä pienemmät, ja liukoinen tyyppi ehtyi pintakerroksesta tavanomaista nopeammin vuosina 2016 ja 2017. Havainnot suurimmista poikkeamista liukoisen typen pitoisuuksissa tehtiin Suvisaari-Lauttasaari vesimuodostuman alueella. Havaitut korkeat pitoisuudet voivat johtua Suomenojan tasauslammikoon johdetuista suurista käsittelemättömistä jätevesimääristä (maaliskuu 2017 n. 8000 m³). Seurasaaren vesimuodostuman alueelle kohdistui myös alkuvuodesta 2017 suurehko n. 5000 m³ huleveden ja viemäriveden päästö (sekaviemäroidyn alueen viemäritukos), mikä on voinut olla osasyynä vuoden 2017 havaittuihin korkeisiin liukoisen typen pitoisuuksiin.

Liukoisen fosforin pitoisuudet kehittyvät samaan tapaan liukoisen typen kanssa, pitoisuuksien ollessa suurimpia talvisin (Liite 4.1). Sisäisen fosforikuormituksen vaikutus näkyy keskimääräisen pitoisuuden kasvuna loppukesästä. Liukoisen fosforin pitoisuuksissa on enemmän vaihtelua verrattuna liukoisen typen pitoisuuksiin, ilmentäen fosforin parempaa saatavuutta kasviplanktonlevien kasvun suhteen. Tuottavan kauden aikana (maaliskuu-lokakuu) suuri osa liukoista ravinteista sidotaan partikkelimaiseen muotoon kasviplanktonlevien ja bakteerien toimesta. Mikäli valon määrä ei rajoita levien kasvua on kasvu pääosin typpiravinteiden rajoittamaa pääkaupunkiseudun merialueella (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016). Vuoden 2016 liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat pääosin keskimääräistä matalammat, vuosien 2014 ja 2015 tapaan (Vahtera ym. 2016). Vuonna 2017 liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat etenkin Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueella normaalia selvästi suuremmat, johtuen suolaisen veden vaikutuksesta alueella. Kokonaisfosforin suuremmat pitoisuudet vuonna 2017 johtuivat todennäköisesti liukoisen fosfaatin pitoisuuksien kasvusta eikä partikkelimaisen fosforin määrien kasvusta. Vuonna 2017 ravinnepitoisuuksien osalta oli otolliset olosuhteet laajojen typpeä sitovien syanobakteerikukintojen synnylle. Typpeä sitovien syanobakteerien kasvupotentiaali on sitä suurempi mitä enemmän liukoista fosfaattia vedessä on saatavilla (Laanemets ym. 2006, Raateoja ym. 2011), syanobakteerikukinnot jäivät alueella kuitenkin pieniksi vuonna 2017, ja kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli monin paikoin pienempi vuonna 2017 kuin vuonna 2016 (kts. kappale 5.3), vaikka ravinnepitoisuuksien osalta levien kasvupotentiaalin olisi voinut ennustaa olevan suurempi vuonna 2017. Tuulinen ja viileä sää rajoitti todennäköisesti leväbiomassan kasvua.

Sameus

Veden sameus tarkkailualueella vaihtelee luonnollisesti riippuen vedessä keijuvien levien sekä jokivesien mukanaan kuljettaman saviaineksen määrästä. Matalilla alueilla tuulen aiheuttama pohjan kiintoaineksen resuspensio aiheuttaa myös veden samentumista. Vettä samentavat matalilla alueilla myös laivaliikenne sekä ruoppaukset, hieman syvemmällä ruoppausaineksen läjitys. Vuosien 2014 ja 2015 tapaan veden sameus vaihteli suhteellisen paljon, etenkin rannikonläheisemmillä asemilla, mikä näkyy suurina keskiarvojen luottamusväleinä (liite 4.1). Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että veden samentumista aiheuttavat tekijät ovat hetkellisiä ja vesi kirkastuu myös sameamman jakson jälkeen suhteellisen nopeasti (näytteenottofrekvenssi noin 4 viikkoa ei riitä dokumentoimaan vaihtelua). Pintaveden sameus oli vuosina 2016 ja 2017 pääosin tavanomaisella tai hieman tavanomaista matalammalla tasolla verrattuna pitkän ajan keskiarvoon. Joitakin yksittäisiä sameamman veden havaintoja tehtiin Helsinki-Porkkala, Suvisaaristo-Lauttasaari sekä Seurasaaari-vesimuodostumien alueilla.

Kerrostuneisuus

Veden kerrostuneisuus muodostuu Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueilla pintaveden lämmitessä. Kerrostuneisuus on täten voimakkaimmillaan heinä-elokuussa (Liite 4.1). Pinta- ja pohjaveden suolaisuuserot säätelevät alueen pidemmän ajan kerrostuneisuuden muutoksia (Vahtera, julkaisematon). Muiden vesimuodostumien alueilla veden kerrostuminen vaihtelee suhteellisen paljon ollen kuitenkin keskimääräisesti heikkoa. Vuonna 2016 ulkosaariston alueella vesi kerrostui normaalia aikaisemmin, mutta kerrostuneisuus heikkeni selvästi elokuussa 2016 ollen kesimääräistä heikompaa suurimman osan loppuvuotta. Vuonna 2017 vesi kerrostui ulkosaaristossa heikosti, voimakkuuden ollessa heinä- elokuussa vai noin vajaa puolet pitkän ajan keskiarvojen tasoista. Veden kerrostuneisuuden muutokset vaikuttavat kasviplanktoniyhteisön koostumukseen. Veden sekoittuessa tehokkaasti heikkenee syanobakteerien potentiaali muodostaa kukintoja. Heikko veden kerrostuneisuus toisaalta myös hapettaa pohjanläheistä vettä tehokkaammin, parantaen esimerkiksi pohjaeliöstön esiintymismahdollisuuksia.

4.2.2 Pohjanläheinen vesi

Lämpötila

Pohjanläheisen veden lämpötila seuranta-alueella kehittyi vuoden mittaan pintaveden lämpötilan tapaan, ollen lämpimintä loppukesästä/alkusyksystä (Liite 4.1). Veden lämpötila syvemmällä alueilla jää kuitenkin useita asteita pintavettä viileämmäksi. Matalimmilla alueilla pinta- ja pohjanläheisen veden lämpötilaero on hyvin pieni. Pohjanläheisen veden lämpötila kehittyi alkuvuosina 2016 ja 2017 pitkän ajan keskiarvon mukaan. Vuoden 2016 elo- ja syyskuussa, ulkosaariston alueella pohjanläheinen vesi oli pitkän ajan keskiarvoa huomattavasti lämpimämpää (liite 4.1). Pohjanläheisen veden lämpeneminen osuu yhteen veden kerrostuneisuuden heikkenemisen kanssa, mikä indikoi voimakasta veden pystysuuntaista sekoittumista tai rannikonläheistä pintaveden vajoamisilmiötä. Pintaveden vajoamista tapahtuu Suomenlahdella pohjoisrannikolla, kun tuuli puhalttaa pääosin etelän ja idän väliltä. Tuulet puhalsivat ajankohdastaan pääosin länsilounaasta ja lounasta, indikoiden veden pystysuuntaista turbulenttia sekoittumista lämpötilan nousun syynä. Länsilounaasta tai lounaasta puhaltavat tuulet saavat tyypillisesti aikaan rannikonläheistä kumpuamista Suomenlahden pohjoisrannikolla (Myrberg ja Andrejev 2003), joskin kumpuamisen synty tietyille alueille on todellisuudessa monimutkaisempi ilmiö mikä riippuu monesta osatekijästä.

Vuonna 2017 pohjanläheisen veden lämpötilat kohosivat huomattavasti syyskuussa (liite 4.1). Vesi oli heikosti kerrostunutta suurimman osan vuotta, ja syyskuussa tuuli puhalsi pääosin idästä, viitaten rannikonläheisen pintaveden vajoamiseen syyksi pohjanläheisen veden huomattavaan lämpenemiseen syyskuussa 2017.

Suolaisuus

Pohjanläheisen veden suolaisuus on suhteellisen vakaa ulkosaariston alueella. Lähempänä rannikkoa kevään jokivaluntahuippu näkyy pintaveden tapaan matalampana suolaisuutena (Liite 4.1). Ulkosaaristossa pohjanläheisen veden suolaisuus oli etenkin vuonna 2016 ajoittain pitkän ajan keskiarvoa matalampi. Vuonna 2017 suolaisuus oli pääosin keskimääräisellä tasolla, mutta esimerkiksi lokakuussa 2017 ulkosaariston Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki vesimuodostumien pohjanläheisen veden suolaisuusero oli verrattain suuri, osoittaen alueella esiintyvää suhteellisen pienen mittakaavan merkittävää vaihtelua pohjanläheisen veden laadussa. Vuoden 2014 jälkeen tapahtuneiden Tanskan salmien kautta Itämerelle saapuneiden suolapulssien vaikutukset lienevät osasyynä vuoden 2017 korkeisiin suolapitoisuuksiin pohjanläheisessä vedessä (Liblik ym. 2018). Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumien pohjanläheisen veden suolaisuus oli vuonna 2016 pääosin pitkän ajan keskiarvoa matalampi ja vuonna 2017 pääosin pitkän ajan keskiarvoa suurempi. Loppuvuodesta 2017 suolapitoisuudet laskivat edeltään vuoden tasolle. Myös vuosina 2014 ja 2015 pohjanläheisen veden suolapitoisuudet olivat pääosin pitkän ajan keskiarvoja matalammat (Vahtera ym. 2016).

Ravinnepitoisuudet

Kokonaistypen pitoisuudet ovat suhteellisen vakaat ja vaihtelevat ulkosaariston pohjanläheisessä vedessä noin 375 ja 425 µg l-1 välillä (Liite 4.1). Sisäsaariston vesimuodostumien alueella pitoisuudet vaihtelevat enemmän ollen korkeimmillaan talvella. Vuosien 2014 ja 2015 tapaan kokonaistypen pitoisuudet olivat monin paikoin pitkän ajan keskiarvoa matalammat vuosina 2016 ja 2017, etenkin keskikesällä ulkosaariston vesimuodostumissa sekä itäisen sisäsaariston vesimuodostumissa.

Kokonaisfosforin pitoisuudet ovat pohjanläheisessä vedessä suhteellisen vakaat tai kasvavat loppukesästä (Liite 4.1). Kokonaisfosforin pitoisuuden kasvaminen indikoi fosforin sisäistä kuormitusta ja sedimentin fosforin sitomiskyvyn heikkenemistä, mikä johtuu suuresta orgaanisen aineksen kuormasta hapen kulumisesta sedimentissä ja pohjan yläpuolisessa vedessä. Kokonaisfosforin pitoisuuksissa ilmeni suurehkoa vaihtelua, kuten oli myös havaittu vuosina 2014 ja 2015. Ulkosaaristossa vuonna 2016 havaittiin useampia pitkän ajan keskiarvoa matalampia pitoisuuksia.

Liukoisen typen pitoisuudet pohjanläheisessä vedessä laskevat tyypillisesti alle analyttisen määrittämissärajien viimeistään toukokuun aikana, lukuun ottamatta ulkosaariston Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki sekä Kruunuvuoren vesimuodostumia (liite 4.1). Näiden vesimuodostumien pohjanläheiseen veteen jää yleensä liukoisessa muodossa olevia ravinteita veden kerrostumisen jälkeen. Vuosina 2016 ja 2017 pohjanläheisen veden liukoisen typen pitoisuudet laskivat normaalista poiketen kesäksi pääosin alle analyttisen määrittämissärajien. Alkuvuoden pitoisuudet olivat pitkän ajan keskiarvon tasolla ulkosaaristossa. Sisäsaariston alueen vesimuodostumissa pitoisuudet olivat paikoittain alkuvuodesta pitkän ajan keskiarvoa matalammat.

Liukoinen fosfori käyttäytyy kokonaisfosforin tapaan ulkosaariston pohjanläheisessä vedessä pitoisuuksien ollessa myös hyvin lähellä toisiaan. Suurin osa fosforiravinteesta syvemmissä rannikkovesissä on liukoisessa muodossa. Lähempänä rannikkoa, matalilla alueilla liukoisen fosforin pitoisuudet laskevat voimakkaasti alkukesään

saakka, jonka jälkeen pitoisuudet taas kasvavat (liite 4.1). Liukoisen fosforin pitoisuudet vaihtelivat kaikkien vesimuodostumien kohdalla suhteellisen paljon vuosina 2016 ja 2017 ja fosforin sisäinen kuormitus vaikuttaa olevan ongelma monien vesimuodostumien alueella.

Sameus

Pohjanläheisen veden sameus on tyypillisesti pientä ja suhteellisen vakaa ulkosaa-riston alueella. Lähempänä rannikkoa vesi samenee kesällä ja kirkastuu uudestaan talveksi (Liite 4.1). Vuosina 2016 ja 2017 pohjanläheinen vesi oli ajoittain keskimää-rästä sameampaa, etenkin ulkosaa-ristossa, vaihdellen kuitenkin suuresti. Sama ha-vainto tehtiin vuosina 2014 ja 2015 (Vahtera ym. 2016).

Happi

Pohjanläheisen veden happipitoisuus vaihtelee keskimäärin noin 12 ja 8 mg l⁻¹ välillä, johtuen osittain veden lämpötilan muutoksista joka vaikuttaa hapen liukenemiseen. Kesällä myös hajoava orgaaninen aines kuluttaa happea pohjanläheisessä vedessä. Vuosina 2016 tai 2017 seuranta-alueella ei havaittu hyvin vähähappisia vesiä (< 2 mg l⁻¹) kerätyissä seurantaohjelman rutiininäytteissä. Keskimääräistä selvästi matalam-pia pitoisuuksia mitattiin Porvoo-Helsinki ja Sipoon saaristo vesimuodostuminen alu-eella elokuussa ja lokakuussa (liite 4.1). Alueella sijaitsee sedimentin akkumulaatio-alueita joilla pohjanläheisen veden happipitoisuus toistuvasti laskee alhaiseksi loppu-kesästä (Rantataro 1992, Vahtera ja Lukkari 2015). Pohjanläheisen veden happipitoi-suus mitataan seurantaohjelmassa noin 1 m etäisyydeltä pohjasta, tarkemmissa mit-taukissa on huomattu että tätä lähempänä pohjaa hapen pitoisuus laskee usein hyvin voimakkaasti (Vahtera ja Lukkari 2015). Aivan pohjanläheisen veden happipitoisuus saattaa täten paikoin olla niin matala, että se haittaa pohjaeläinten esiintymistä alu-eella.

4.3 Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden fysikaaliskemialliseen ja hygieeniseen laatuun

4.3.1 Vuoden 2016 ja 2017 poikkeukselliset havainnot Katajaluodon ja Knapers-kärin näyteasemilla (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma)

Helsingin Seudun Ympäristöpalveluiden puhdistettujen jätevesien tarkkailu on toteu-tettu esittämällä Helsinki-Porkkala vesimuodostuman pintaveden pitkän ajan aineis-ton (1996–2015) mediaani, 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, joita vasten vuosien 2016 ja 2017 asemien 125 (Katajaluoto) ja 147 (Knaperskär) havaintoja verrataan suoraan. Prosenttipisteet ilmaisevat sen rajan aineistossa, jonka ulkopuolelle tietty prosentti-osuus aineiston havainnoista jää. Esimerkiksi 5 % aineiston pienimmistä havainnoista sijaitsee 5. prosenttipisteen janan alapuolella, käänteisesti 5 % aineiston suurimmista havainnoista sijaitsee 95. prosenttipisteen janan yläpuolella. Esittämällä aineisto näin on helppo havaita pitkän ajan aineistosta poikkeavia yksittäisiä havaintoja.

Puhdistettujen jätevesien vaikutusten oletetaan näkyvän ensisijaisesti *E. coli*-baktee-rien määrien kasvuna tai suurempana vaihteluna purkualueiden lähistön näytease-milla. Bakterimäärät indikoivat jätevesien vaikutusta alueella, jolloin myös mahdolli-sesti muut, samaan aikaan esiintyvät poikkeamat aineistossa, voidaan tulkita johtu-van puhdistettujen jätevesien johtamisesta alueelle. Mikäli havainto sijoittuu 5 tai 95 prosenttipisteen ala- tai yläpuolelle, voidaan havaintoa pitää normaalista hyvin poik-

keavana ja sille pyritään löytämään tulkinta. Graafisen tarkastelun lisäksi purkualueiden lähistöllä sijaitsevien asemien 39, 57, 125 ja 147 kuukausikeskiarvoja verrataan hydrografialtaan vastaavien asemien 114, 148, 166 ja 181 kuukausikeskiarvoihin, vuoden mittaan tapahtuvan parametrien vaihtelu huomioon ottavalla tilastollisella lineaarisella sekamallilla (Wood 2011). Kuukausi on mallissa satunnaismuuttuja ja näytetepisteen etäisyys puhdistettujen jätevesien purkualueista selittää mitatuissa suurissa potentiaalisesti havaittavia eroja.

Pintaveden lämpötila oli poikkeuksellisen korkea huhti- ja toukokuussa 2016 verrattuna viimeisen 30 vuoden aineistoon sekä Katajaluodon että Knaperskärin asemilla (kuva 4.1). Samaan aikaan pintaveden lämpötila oli muidenkin vesimuodostumien alueella keskimääräistä korkeampi (liite 4.1), viitaten luonnolliseen vaihteluun syynä korkeammille pintaveden lämpötiloille. Vesi oli poikkeuksellisen viileää heinä- ja marraskuussa 2016, sekä heinä- ja elokuussa 2017, vaihdelleen taas samankaltaisesti ulkosaariston muiden havaintojen kanssa, viitaten taas luonnolliseen vaihteluun syynä poikkeaville havainnoille.

Pintaveden suolapitoisuus oli matala alkuvuodesta 2016 ja korkea alkuvuodesta 2017 Katajaluodon ja Knaperskärin asemilla (kuva 4.1), vaihtelu oli identtistä muun merialueen kanssa (liite 4.1). Katajaluodon asemalla tehtiin poikkeuksellisen matalan suolapitoisuuden havaintoja lokakuussa 2017, jolloin tyypillisesti pintaveden suolaisuus on hieman kasvanut. Pintaveden suolaisuuden vaihtelut johtuvat Itämeren ja Suomenlahden veden kierron vaihteluista joita säätelevät tuuliolot, jokivirtaamat sekä Itämeren pääaltaan ja Suomenlahden välinen veden vaihtuvuus.

Kokonaistypen pitoisuudet olivat poikkeuksellisen suuret pintavedessä heinäkuussa 2016 Knaperskärin asemalla (kuva 4.1). Samaan aikaan ulkosaariston vesimuodostumien kokonaistypen pitoisuudet olivat koholla, mahdollisesti viitaten tyypeä sitovien syanobakteereihin syynä kohonneelle kokonaistypen pitoisuudelle. Syanobakteerien typensidonnin on todettu kasvattavan kesän ajan kokonaistypen pitoisuuksia avomerialueilla (Larsson ym. 2001, Eggert ja Schneider 2015). Samaan aikaan havaittiin Knaperskärin havaintoasemalla poikkeuksellisen korkeita liukoisen typen pitoisuuksia sekä poikkeuksellisen korkeita *E. coli* –bakteerien pitoisuuksia (kuva 4.1), mitkä viittaavat puhdistettuihin jätevesiin havaintojen syynä. *E. coli* –bakteerien pitoisuudet eivät ylittäneet yksittäiselle valvontanäytteelle asetettuja toimenpideraja-arvoja (Uimavesiasetus 177/2008, yksittäisen valvontanäytteen toimenpideraja *E. coli*-bakteereille rannikon uimavesissä on 500 mpn/100 ml).

Kokonaisfosforin pitoisuuksissa ei tehty tavallisesta poikkeavia havaintoja, joskin vuodet 2016 ja 2017 erosivat toisistaan selvästi. Vuoden 2017 kokonaisfosforin pitoisuudet olivat kauttaaltaan korkeampia, johtuen alkuvuoden mereisemmän veden suuremmasta vaikutuksesta alueella.

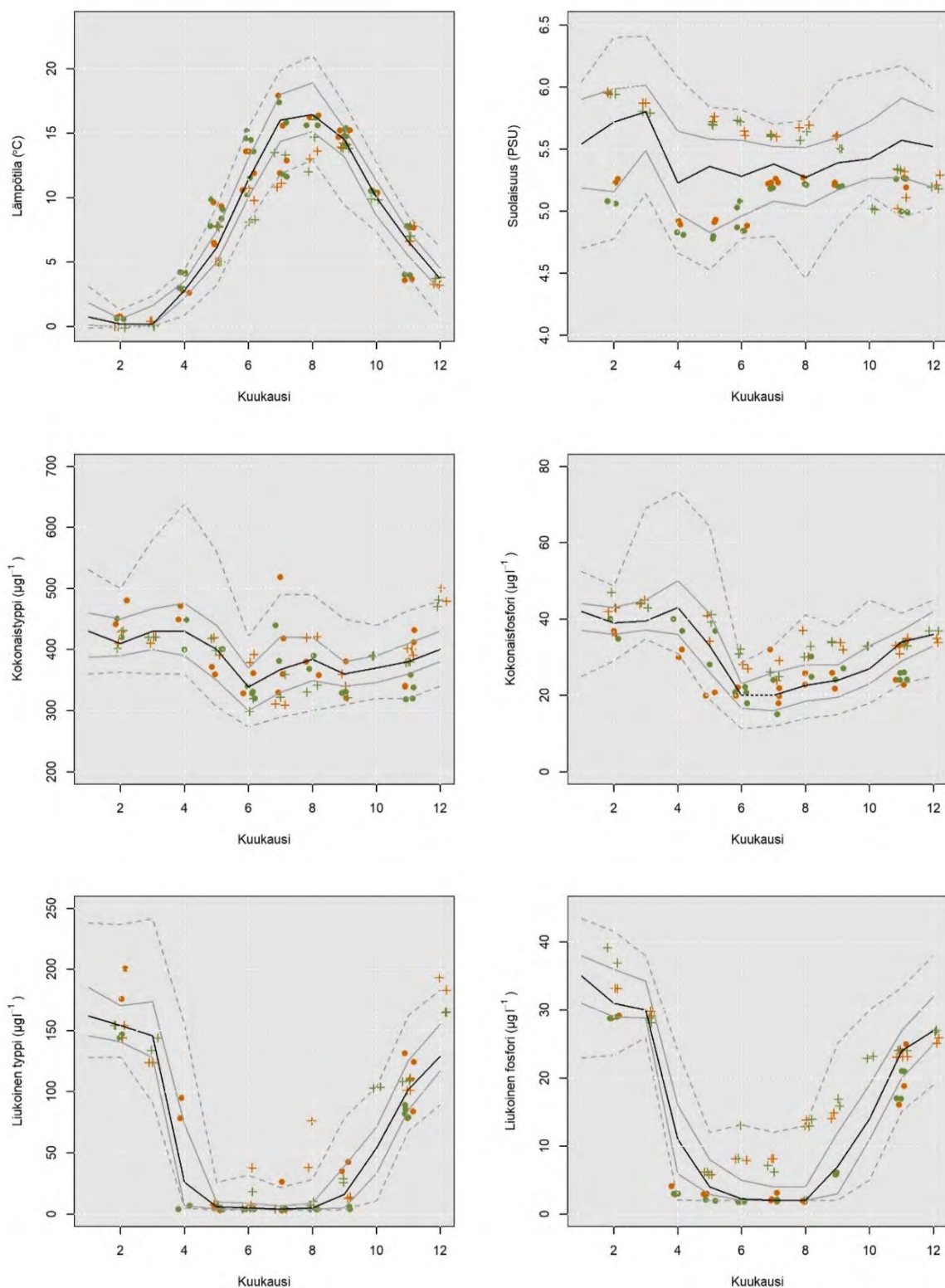
Poikkeuksellisen suuria liukoisen typen pitoisuuksia havaittiin Knaperskärin havaintoasemalla sekä vuonna 2016 että 2017 (kuva 4.1). 2016 tehtiin yksi havainto heinäkuussa, samaan aikaan poikkeuksellisen suuren kokonaistypen ja *E. coli* –bakteerien pitoisuuksien kanssa, viitaten puhdistettuihin jätevesiin syynä veden laadun heikkenemiseen. Vuonna 2017 havainnot tehtiin kesäkuussa ja elokuussa. Samaan aikaan havaittiin pitkän ajan aineistoon verrattuna poikkeuksellisen suuria *E. coli*-pitoisuuksia, viitaten taas puhdistettuihin jätevesiin syynä veden laadun heikkenemiseen. *E. coli* –bakteerien määrät eivät ylittäneet yksittäisen valvontanäytteen toimenpiderajan raja-arvoa.

Liukoisen fosforin osalta tilanne oli samankaltainen kokonaisfosforin kanssa. Vuodet 2016 ja 2017 erosivat toisistaan selvästi (kuva 4.1), vuoden 2017 pitoisuuksien ollessa kauttaaltaan korkeammat. Sama havainto tehtiin myös muiden vesimuodostumien alueella ja kohonneet fosfaatin pitoisuudet johtuivat luonnollisesta vaihtelusta meriveden laadussa.

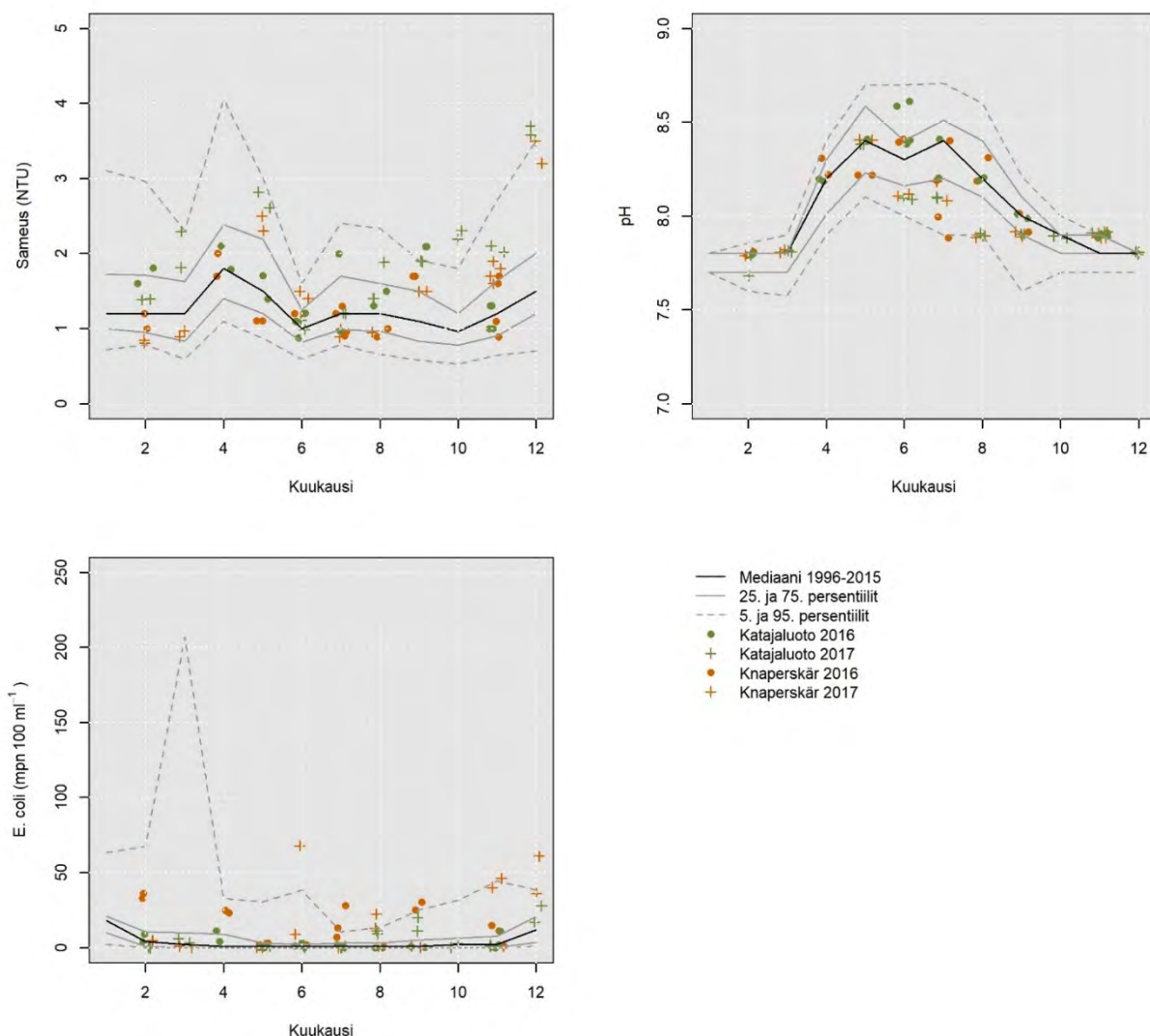
Pintaveden sameus oli kauttaaltaan korkeampi vuonna 2017 verrattuna vuoteen 2016 sekä Knaperskärin että Katajaluodon asemilla (kuva 4.1). Poikkeuksellisen sameaa pintavettä havaittiin Katajaluodon asemalla syyskuussa 2016 ja lokakuussa 2017. Sameuden vaihtelu oli kuitenkin suhteellisen pientä eikä silmin havaittavan veden samentumisen rajaa (noin 10 NTU) ylitetty. Veden samentumien voi johtua joko leväbiomassasta tai muusta kiintoaineen aiheuttamasta samentumasta.

Pintaveden pH oli alueella tavanomainen vuosina 2016 ja 2017, yhtä poikkeuksellisen matalan pH:n havaintoa lukuun ottamatta heinäkuussa 2016 Knaperskärin asemalla. Matala pH-havainto ajoittuu samaan aikaan poikkeuksellisen korkeiden typpiravinteiden ja *E. coli*-bakteerien havaintojen kanssa. On mahdollista, että matala pH –arvo johtuu puhdistettujen jätevesien vaikutuksesta alueella. Heterotrofinen hajoitustoiminta kasvattaa veden hiilidioksidin määrää mikä laskee pH:ta. Jätevesien sisältämä orgaanisen aineksen kuorma saattaa kiihdyttää bakteerituotantoa, mikä vastaavasti laskee pH:ta. Tavanomaisesti makean veden pH on merivettä matalampi.

E. coli –bakteerien määrät olivat kauttaaltaan suuremmat Knaperskärin asemalla verrattuna katajaluodon asemaan. Poikkeuksellisen korkeita havaintoja tehtiin Knaperskärin asemalla molempina tarkkailun vuosina (kuva 4.1). Pitoisuudet eivät kuitenkaan ylittäneet yksittäisen valvontanäytteen toimenpiderajaa mutta ne ilmentävät selvästi puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella.



Kuva 4.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman pintaveden laadun mediaanit (1996–2015), 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, sekä 2016 ja 2017 Katajaluodon ja Knaperskärin asemien havainnot.



Kuva 4.1. Jatkoa edelliseltä sivulta.

4.3.2. Veden fysikaaliskemiallisen ja hygieenisen laadun erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutuksen alaisena olevien näyteasemien välillä

Puhdistettujen jätevesien vaikutusta testattiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella mallilla (Pinheiro ym. 2014) käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2015). Vaikutuksia testattiin jaotteleamalla sarja näytepisteitä jätevesien vaikutuksen alaisena oleviin pisteisiin (Knaperskär 147, Kytön väylä 57, Katajaluoto 125 ja Flathällgrundet 39) ja vaikutusten ulkopuolella oleviin pisteisiin (Länsi-Tonttu 114, Berggrund 148, Pentarn 166 ja Musta-Hevonen 181) jotka ovat hydrografialtaan samankaltaisia vaikutuksen alaisina olevien asemien kanssa. Jaottelu toteutettiin aiemmin tehdyn mallinnushankkeen tulosten pohjalta (Viitasalo ym. 2012). Tilastollisella mallilla testattiin näiden kahden asemaryhmän pintavedestä (0-10 m) mitattujen suureiden eroavaisuuksia toisistaan ottaen huomioon vuosien välinen sekä vuoden sisällä tapahtuva kuukausien välinen satunnainen vaihtelu aineistossa, käyttäen näytteenottovuotta ja kuukautta satunnaisvaihtelun lähteenä tilastollisissa mallissa.

Tilastollisen mallin mukaan arvioidut keskimääräiset erot analysoiduissa parametreissa ovat esitetty taulukossa 4.3. Pintaveden lämpötilan erot eivät olleet tilastollisesti merkitsevästi erilaisia jätevesien vaikutusten alaisena olevilla pisteillä, verrattuna vertailuasemien pintalämpötiloihin (taulukko 4.3). Pintaveden suolaisuus oli tilastollisesti merkitsevästi korkeampi (0.05 PSU) purkualueiden vaikutuksen alaisilla pisteillä. Tämä ero on absoluuttisesti hyvin pieni eikä sillä ole merkitystä alueen kasvi- tai eläinplanktonin esiintymiseen, eikä se ilmennä alueiden hydrografiaissa eroja. Vuosien välien keskimääräinen vaihtelu aineistossa (0.3 PSU) sekä vuosien sisällä kuukausien välinen vaihtelu (0.2 PSU) ovat kertaluokkaa suuremmat kuin asemien välinen vaihtelu ja vaikuttavat täten voimakkaammin alueen eliöstöön.

Kokonaistypen pitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat (13.81 µg l⁻¹) purkualueiden vaikutuksen alaisilla pisteillä, myös liukoisen typen pitoisuus oli korkeampi (5.35 µg l⁻¹) (taulukko 4.3). Korkeammat pitoisuudet purkualueilla ovat absoluuttisesti melko pienet (keskimääräinen kokonaistypen pitoisuus vertailupisteillä: 366 µg l⁻¹, kuukausien välinen vaihtelu vuosien sisällä: 41 µg l⁻¹), mutta ne ilmentävät todennäköisesti puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella.

Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat merkitsevästi suuremmat (1.29 µg l⁻¹) purkualueiden lähistöllä (taulukko 4.3), mutta liukoisen fosforin erot eivät. Noin vajaa puolet kokonaisfosforista puhdistetuissa jätevesissä on fosfaattifosforia. Partikkelimaisessa muodossa tai muihin yhdisteisiin sidottu fosfori on todennäköisesti vaikeasti hajoavaa, jolloin vaikutukset kokonaisfosforiin näkyvät purkualueiden lähistöllä juuri kokonaisfosforin pitoisuuksissa. Kokonaisfosforin pitoisuuden ero ympäröivään alueeseen on absoluuttisesti pieni, mutta ilmentäne jossain määrin puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella.

Pintavesi oli purkualueiden lähistöllä hieman sameampaa (0.18 NTU) ja ero vertailuasemien keskimääräiseen pitoisuuteen oli tilastollisesti merkitsevä. Samoin, *E. coli* –bakteerien pitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi korkeammat (4.72 mpn 100 ml⁻¹) purkualueiden lähistöllä (taulukko 4.3). Bakteeripitoisuudet ovat yleisesti ottaen hyvin pienet ulkosaariston pintavedessä, ollen vertailuasemilla noin 0.9 mpn 100 ml⁻¹.

Taulukko 4.3. Tilastollisen toistomittaukset huomioon ottavan sekamallin tulokset vuodelle 2016. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä, merkitsevyystasona käytetty p-arvoa < 0.05.

	Ero vertailuasemiin	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Lämpötila	-0.25	0.14	107	-1.81	0.0729
Suolaisuus	0.05	0.02	107	2.34	0.021*
Kokonaistyyppi	13.81	4.55	107	3.04	0.003*
Kokonaisfosfori	1.29	0.62	107	2.07	0.0408*
Liuk. typpi	5.35	2.15	107	2.49	0.0143*
Liuk. fosfori	-0.05	0.37	107	-0.15	0.8836
Sameus	0.18	0.08	107	2.23	0.0276*
<i>E. coli</i>	4.72	1.11	107	4.25	< 0.001*

Verrattuna edellisen 2-vuotisyhteenvetoraportin tuloksiin jossa tarkasteltiin vuosia 2014 ja 2015 ovat *E. coli* –bakteerien määrät pysyneet muuttujana joka kaikilla kerroilla on ollut suurempi jätevesien vaikutuksen alaisuuteen arvioitujen asemien tuloksissa, viitaten siihen, että asemat todellisuudessa ovat jonkin ihmisperäisen päästön

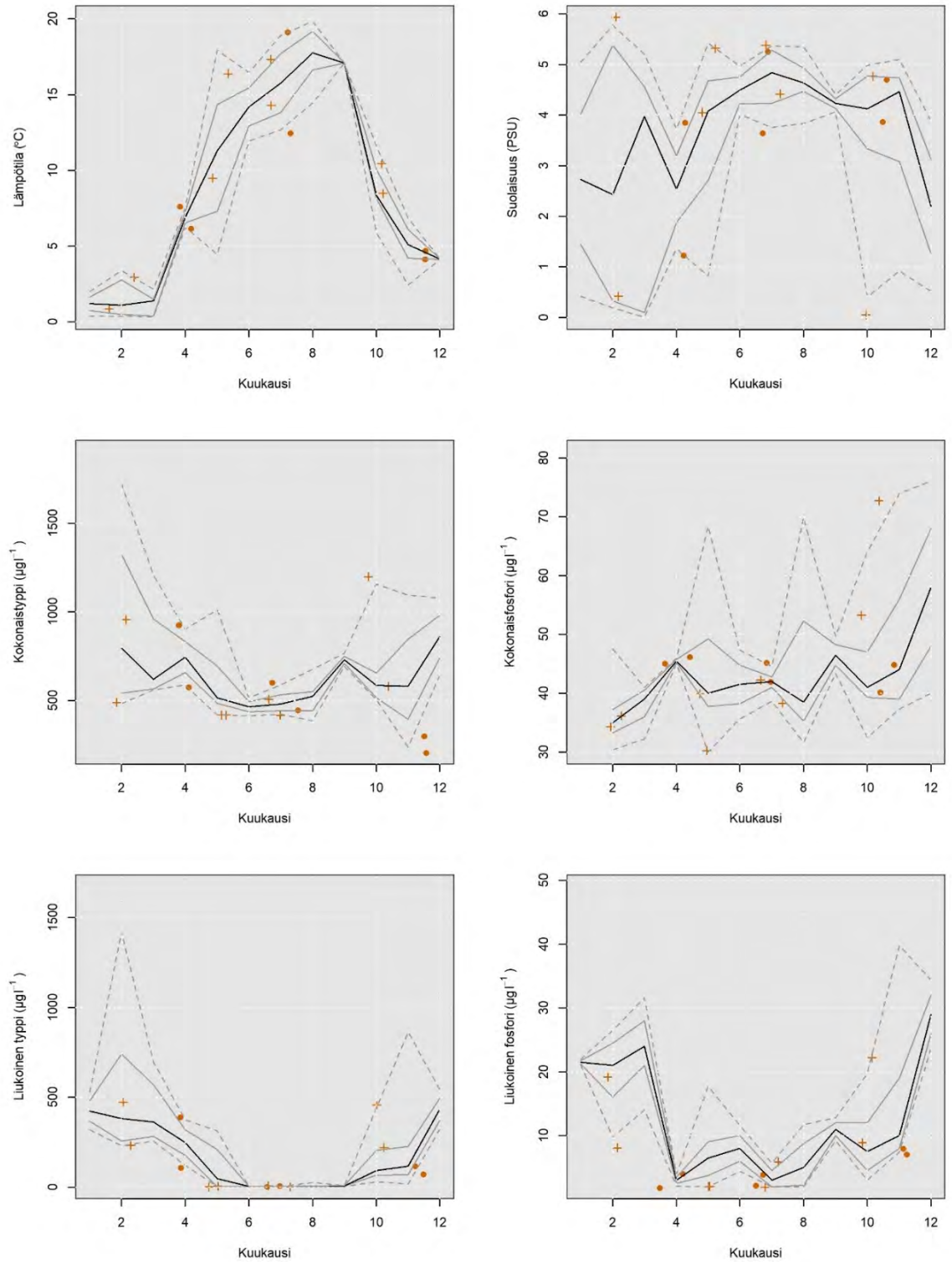
vaikutuksen alaisena. Alueella jossa asemat sijaitsevat ainoat merkittävät bakteerien päästölähteet ovat jätevesien purkutunnelit. Suolaisuuden ja lämpötilan erot, jotka ajoittain ovat tilastollisesti merkitseviä ovat suhteellisen pieniä ja todennäköisesti johtuvat luonnollisesta vaihtelusta. Puhdistettujen jätevesien ravinnepitoisuudet ovat voimakkaasti typpiravinteiden suhteen rikastuneita, mikä myös näkyy ajoittain suurempina kokonaistypen tai liukoisen typen pitoisuuksina jätevesien vaikutuksen alaisina olevilla asemilla. Fosforiravinteiden pitoisuudet eivät ole eronneet asemaryhmien välillä edellisinä vuosina, indikoiden luonnollisen vertikaalisen ravinteiden kulkeutumisen samankaltaisuutta alueiden välillä. Mikäli vertikaalinen sekoittuminen tai kumpuaminen eroisi alueiden välillä näkyisi se juuri fosforiravinteissa joita on runsaasti saatavilla kylmemmässä pohjanläheisessä vedessä (Vahtera ym. 2005, Zhurbas ym. 2008). Tässä raportissa käytetty tapa analysoida aineisto, yhdistäen molempien vuosien aineistot ja ottaen huomioon vuosien välinen ja vuosien sisäinen kuukausien välinen vaihtelu lisää hieman tilastollisten testien todistusvoimaa, mikä on oletettavasti johtanut esim. kokonaisfosforin erojen tilastollisen merkitsevyyteen. Puhdistetuilla jätevesillä vaikuttaa olevan vaikutus alueen vedenlaatuparametreihin, kohottaen ravinnepitoisuuksia hieman.

4.4. Espoonlahden veden laatu

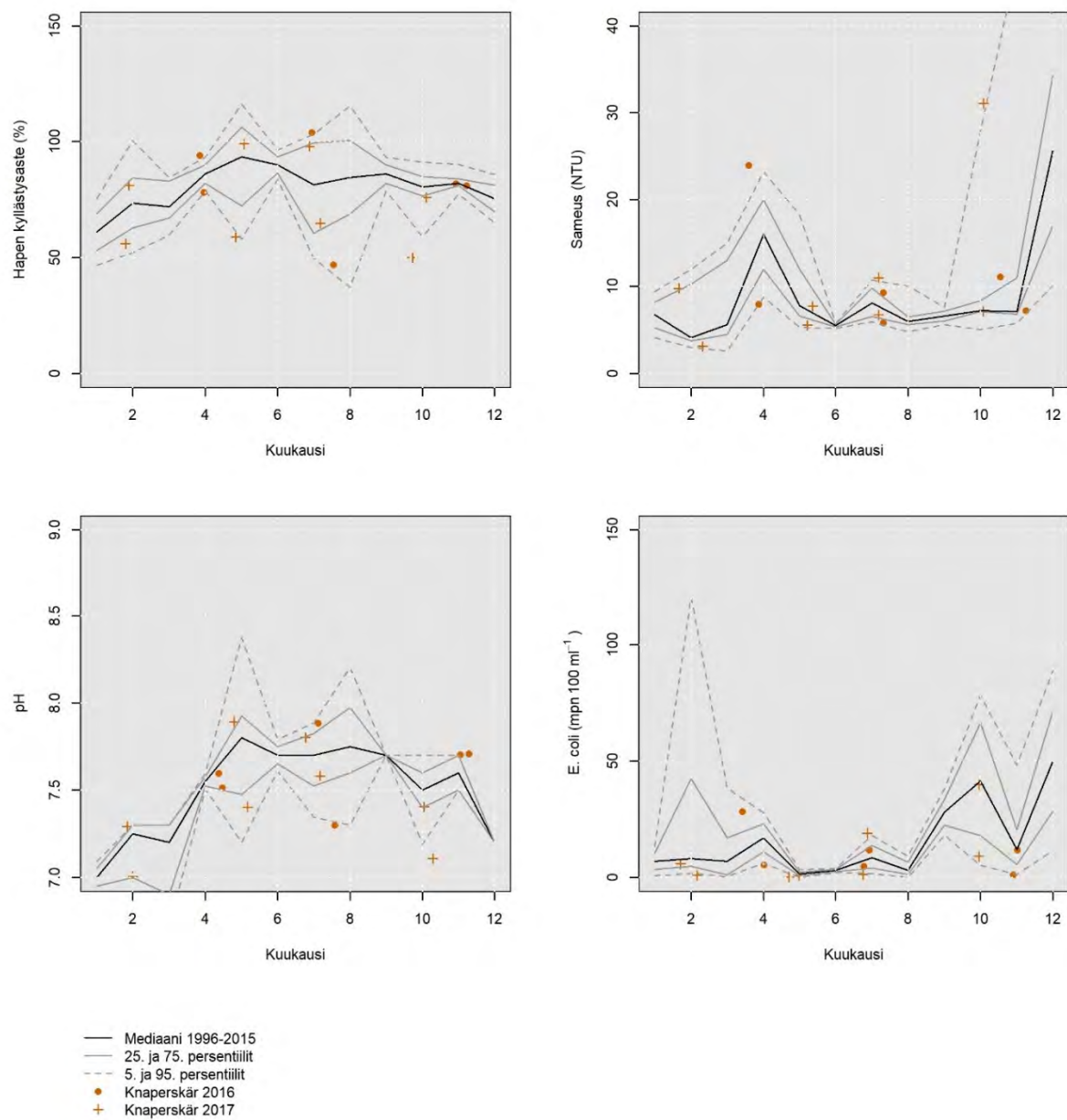
Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun puitteissa toteutetaan myös Espoon kaupungin Espoonlahden veden fysikaaliskemiallisen ja hygieenisen laadun tarkkailu yhdeltä näytteenottoasemalta (taulukko 4.1) jolta haetaan näytteet neljä kertaa vuodessa, tammikuussa, huhtikuussa, heinäkuussa ja lokakuussa. Analyysivalikoima on sama kuin tarkkailu muilla asemilla (taulukko 4.2). Veden laadun keskimääräiset muutokset esitetään kuukausikohtaisina mediaaneina sekä 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteinä, joita vasten vuosien 2016 ja 2017 yksittäisiä havaintoja verrataan. Kuukausikohtaiset mediaanit ja prosenttipisteet perustuvat muuta yhteistarkkailua suppeampaan aineistoon. Mediaanit ja prosenttipisteet ovat laskettu käytettävissä olevan aineiston pohjalta, aineisto koostuu havainnoista vuosilta 1998, 2001, 2005, 2007, 2009, 2010, 2011 ja 2013. Tästä johtuen prosenttipisteiden arviointi on epävarmaa ja varsinaisia poikkeamia keskimääräisestä veden laadusta vuosien 2016 ja 2017 kohdalla on vaikea arvioida.

Espoonlahden veden laadun vaihteluissa näkyy Espoonjoen ja Mankinjoen vaikutukset ja täten veden laadun vaihtelut muistuttavatkin Kruunuvuorenselän vesimuodostuman veden laadun vaihtelua, joskin vaihtelun amplitudit ovat hieman pienemmät. Lämpötila kehittyy tavanomaisesti, muiden rannikon vesimuodostumien tapaan ja suolaisuus vaihtelee suuresti alkuvuodesta, jokivaluman määrien mukaan (kuva 4.2). Kokonaisravinnepitoisuudet ovat suhteellisen korkeat ja kokonaisfosforin määrä pintavedessä kasvaa vuoden mittaan, indikoiden alueella mahdollisesti esiintyvää fosforin sisäistä kuormitusta. Liukoisen typen pitoisuudet laskevat kesällä tyypillisesti alle analyttisen määrittäysrajan, kun taas liukoista fosforia on pintavedessä jonkin verran saatavilla. Pintaveden pH:n ja hapen kyllästysasteen tulosten perusteella voidaan päätellä tyypillisen voimakkaan levien kevätukinnan olevan suhteellisen heikko alueella ja perustuotanto vaikuttaa keskittyvän keskikeseään. Sama ilmiö huomataan Kruunuvuorenselän ja myös jossain määrin Seurasaaressa vesimuodostumien alueilla.

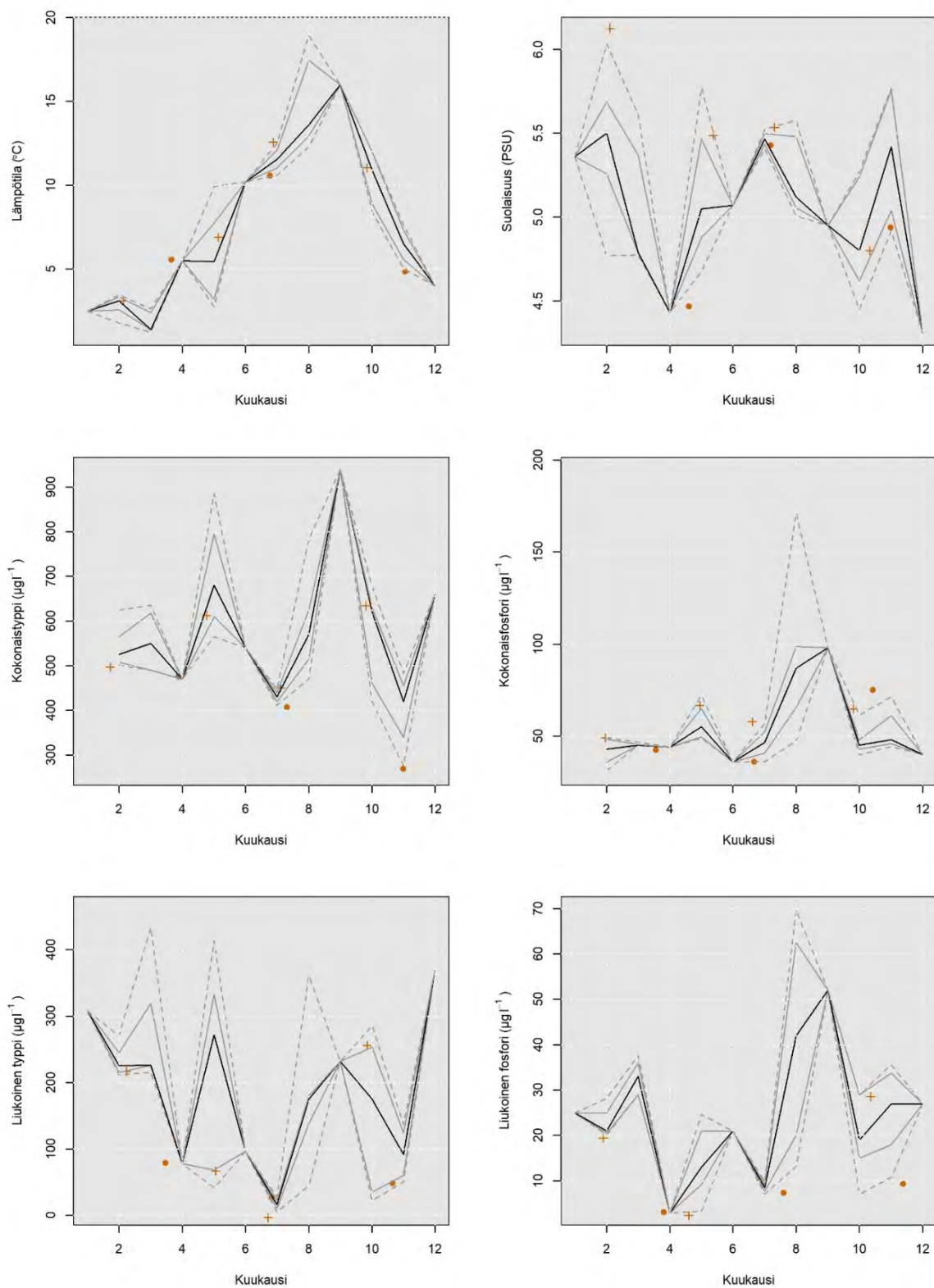
Pohjanläheisen veden happipitoisuus laskee alueella alhaiseksi (kuva 4.3) ja ravinnepitoisuudet pohjanläheisessä vedessä ovat korkeat. Alueella voidaan todeta esiintyvän huomattavaa sisäistä kuormitusta, sekä typen että fosforin suhteen, liukoisten ravinteiden pitoisuudet moninkertaistuvat pohjanläheisessä vedessä loppukesästä.



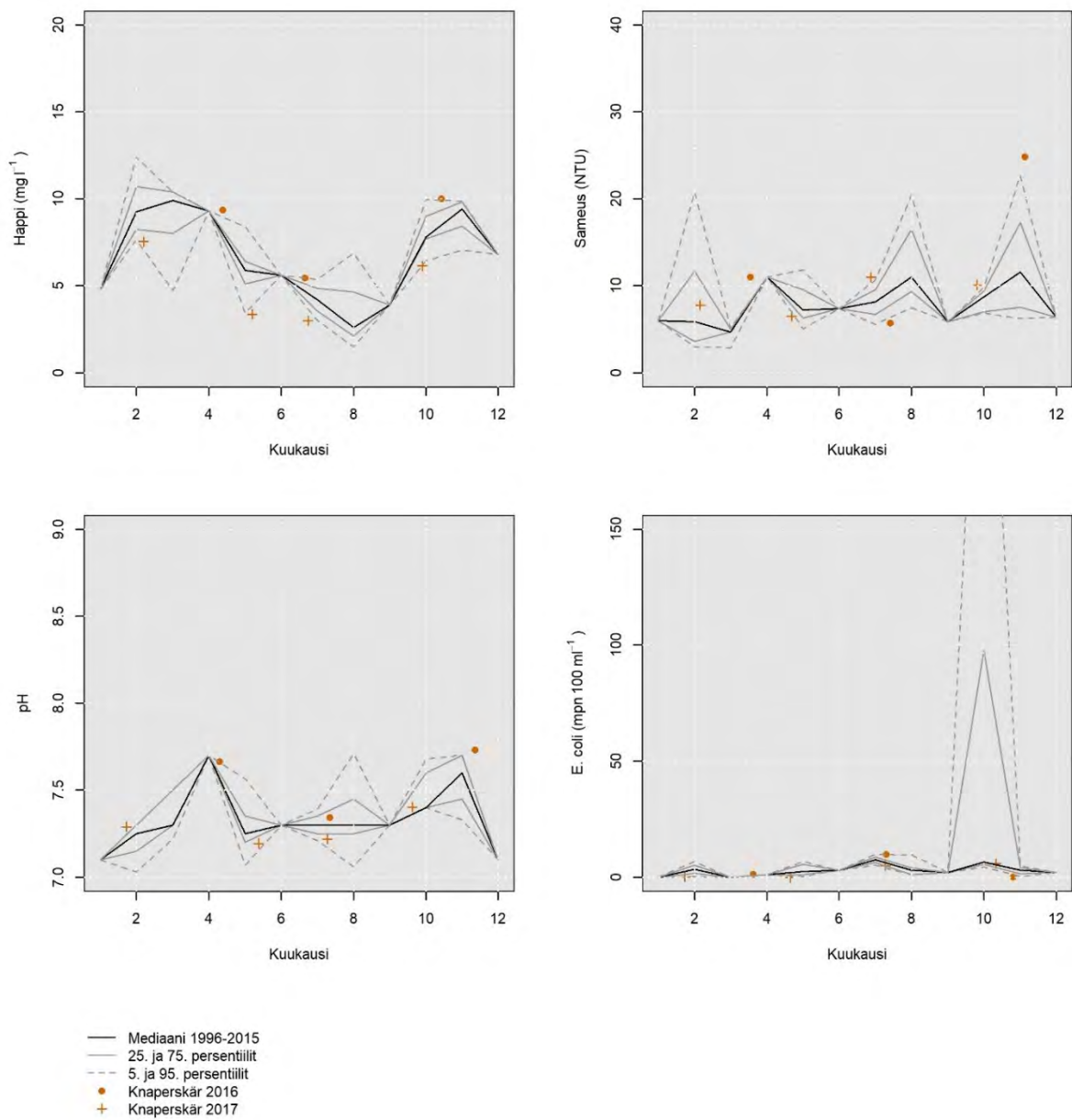
Kuva 4.2. Espoonlahden pintaveden (0 ja 5 m) laadun mediaanit, 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, sekä 2016 ja 2017 havainnot.



Kuva 4.2. Jatkoa edelliseltä sivulta.



Kuva 4.3. Espoonlahden pohjanläheisen veden (13 m) laadun mediaanit, 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, sekä 2016 ja 2017 havainnot.



Kuva 4.3. Jatkoa edelliseltä sivulta.

4.5 Viitteet

- Alenius, P., Myrberg, K. ja Nekrasov, A. 1998: The physical oceanography of the Gulf of Finland: a review. *Boreal Environment Research* 3: 97-125.
- Eggert, A. ja Schneider, B. 2015: A nitrogen source in spring in the surface mixed-layer of the Baltic Sea: Evidence from total nitrogen and total phosphorus data. *Journal of Marine Systems* 148: 39-47.
- Helsingin kaupunki ympäristöpalvelut 1.9.2017. Retrieved 7.8.2018, from <https://www.hel.fi/helsinki/fi/asuminen-ja-ymparisto/luonto-ja-viheralueet/vedet/itameri/seuranta>.
- Laanemets, J., Lilover, M.-J., Raudsepp, U., Autio, R., Vahtera, E., Lips, I. ja Lips, U. 2006: A Fuzzy Logic Model to Describe the Cyanobacteria *Nodularia spumigena* Blooms in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia* 554(1): 31-45.
- Lahtinen, E. ja Eronen, S. 2017: Kalasataman edustan merialue - Vesistötarkkailun vuosiraportti 2017, FCG Suunnittelu ja Tekniikka Oy: 19 + liitteet.
- Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J. ja Elmgren, R. 2001: Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. *Limnology and Oceanography* 46(4): 811-820.
- Liblik, T. ja Lips, U. 2017: Variability of pycnoclines in a three-layer, large estuary: the Gulf of Finland. *Boreal Environment Research* 22: 27-47.
- Liblik, T., Naumann, M., Alenius, P., Hansson, M., Lips, U., Nausch, G., Tuomi, L., Wesslander, K., Laanemets, J. ja Viktorsson, L. 2018: Propagation of Impact of the Recent Major Baltic Inflows From the Eastern Gotland Basin to the Gulf of Finland. *Frontiers in Marine Science* 5(222).
- Lips, U., Laanemets, J., Lips, I., Liblik, T., Suhhova, I. ja Suursaar, Ü. 2017: Wind-driven residual circulation and related oxygen and nutrient dynamics in the Gulf of Finland (Baltic Sea) in winter. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 195: 4-15.
- Mohrholz, V., Naumann, M., Nausch, G., Krüger, S. ja Gräwe, U. 2015: Fresh oxygen for the Baltic Sea — An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. *Journal of Marine Systems* 148: 152-166.
- Myrberg, K. ja Andrejev, O. 2003: Main upwelling regions in the Baltic Sea - a statistical analysis based on three-dimensional modelling. *Boreal Environment Research* 8: 97-112.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. ja Sarkar, D. 2014: R Core Team (2014) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-117. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Raateoja, M., Kuosa, H. ja Hällfors, S. 2011: Fate of excess phosphorus in the Baltic Sea: A real driving force for cyanobacterial blooms? *Journal of Sea Research* 65(2): 315-321.
- Rantataro, J. 1992: Pääkaupunkiseudun edustan vedenalaisten maa-ainesvarojen kartoitus. Helsingin seutukaavaliiton julkaisu. C 31: 84 + liitteet.

Roikonen, T. ja Moisio, T. 2018: Länsisataman edustan merialue - Vesitötarkkailun vuosiraportti 2017, Ramboll: 13 + liitteet.

Siika, T. ja Eronen, S. 2016: Kalasataman edustan merialue - Vesitötarkkailun vuosiraportti 2016, FCG Suunnittelu ja Tekniikka Oy: 13 + liitteet.

Sommer, S., Clemens, D., Yücel, M., Pfannkuche, O., Hall, P. O. J., Almroth-Rosell, E., Schulz-Vogt, H. N. ja Dale, A. W. 2017: Major Bottom Water Ventilation Events Do Not Significantly Reduce Basin-Wide Benthic N and P Release in the Eastern Gotland Basin (Baltic Sea). *Frontiers in Marine Science* 4(18).

Suhhova, I., Liblik, T., Lilover, M.-J. ja Lips, U. 2018: A descriptive analysis of the linkage between the vertical stratification and current oscillations in the Gulf of Finland. *Boreal Environment Research* 23: 83-103.

Tamminen, T. ja Andersen, T. 2007: Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 340: 121-138.

Team, R. C. 2015: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Vahtera, E., Laanemets, J., Pavelson, J., Huttunen, M. ja Kononen, K. 2005: Effect of upwelling on the pelagic environment and bloom-forming cyanobacteria in the western Gulf of Finland, Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 58(1): 67-82.

Vahtera, E. ja Lukkari, K. 2015: Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus (in Finnish). Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2015: 45.

Vahtera, E., Räsänen, M., Muurinen, J. ja Pääkkönen, J.-P. 2016: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014-2015. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2: 187.

Viitasalo, M., Andrejev, O., Sokolov, A. ja Vahtera, E. 2012: Puhdistettujen jätevesien leviäminen purkputkien kautta pääkaupunkiseudun merialueella - Mallinnustyö. Technical report of the MARISPLAN -project. Helsinki: 34.

Wood, S. N. 2011: Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1): 3-36.

Väli, G., Meier, H. E. M. ja Elken, J. 2013: Simulated halocline variability in the Baltic Sea and its impact on hypoxia during 1961–2007. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 118(12): 6982-7000.

Zhurbas, V., Laanemets, J. ja Vahtera, E. 2008: Modeling of the mesoscale structure of coupled upwelling/downwelling events and the related input of nutrients to the upper mixed layer in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 113(C5): n/a-n/a.

5 Kasviplankton

5.1. Johdanto

Kasviplanktonin esiintyminen, kasviplanktonin määrä ja lajistorakenne reagoivat herkästi ympäristön muutoksiin ja siksi kasviplanktonia käytetään indikoimaan veden tilaa. Kvantitatiivinen lajisto ja biomassa määritetään mikroskopoimalla, joka on erityisasiantuntemusta ja aikaa vaativaa työtä. Kasviplanktonin määrän selvittämiseen käytetäänkin lisäksi epäsuoraa menetelmää, jossa määritetään veden a-klorofyllipitoisuus. Kasviplanktonlajistoa ja biomassaa indikoivan a-klorofyllipitoisuuden lisäksi tehtävien perustuotantokykymittausten avulla seurataan pääkaupunkiseudun merialueen rehevöitymistilannetta. Koska kasviplanktonyhteisö on dynaaminen ja biomassassa havaittavat vasteet ympäristön muutoksiin saattavat ilmetä huomattavallakin viiveellä, on perustuotantokyky hyvä muuttuja ilmentämään lyhemmän aikavälin muutoksia. Kasviplanktonin perustuotantoa rajoittaa pääosin valon ja ravinteiden saataavuus.

Kasviplanktonseurantaa on tehty Helsingin ja Espoon merialueen seurannan yhteydessä jo 1960-luvun puolivälissä lähtien. Seurantatuloksista on raportoitu lukuisissa aikaisemmissa velvoitetarkkailuraporteissa. Tuloksia on käytetty myös laajasti ympäristöhallinnon tutkimusprojekteissa. Vuonna 2014 otettiin käyttöön uusi yhteistarkkailuohjelma, joka sisältää puhdistettujen jätevesien vaikutusten tarkkailun lisäksi energiantuotannon jäähdytysmerivesien johtamisen, satama ja telakkatoimintojen sekä läjitysalueiden vaikutusten tarkkailua. Tämän raportin kasviplanktonosuuden tarkoitus on esitellä tuloksia, joita tarkkailussa kerätään ja verrataan niitä aikaisempiin vuosiin. Samalla yritetään selvittää, aiheuttaako nimenomainen toiminta, kasviplanktonin osalta lähinnä jätevesien laskeminen, vaikutuksia kasviplanktonlajistoon ja määriin. Yhteistarkkailun kasviplanktonitarkkailun painopiste on nykyisin ulkosaaristossa.

Helsingin puhdistettuja jätevesiä alettiin johtaa tunnelia pitkin Katajaluodolle vuonna 1986. Katajaluodon havaintopaikka 125 sijaitsee purkutunnelin lounaispuolella. Yleinen virtaussuunta Suomenlahden pohjoisrannalla on idästä länteen, jolloin itäistä Länsi-Tontun 114 havaintopistettä voidaan käyttää purkualueen vertailualueena. Suomenojan jätevedenpuhdistamo taas on laskenut puhdistetut jätevetensä vuodesta 1974 tunnelia pitkin Gåsgrundetin saaren itäpuolelle, joka on lähellä Knaperskärin 147 havaintopaikkaa.

Rannikkovedet on nykyisin jaettu vesimuodostumiin. Ympäristöhallinnon vesimuodostumajaottelun mukaan Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikat sijoittuvat Helsinki-Porkkala rannikkovesimuodostumaan ja Länsi-Tontun (114) havaintopaikka sijoittuu Porvoo-Helsinki rannikkovesimuodostumaan. Nämä vesimuodostumat kuuluvat pintavesityyppiin "Suomenlahden ulkosaaristo". Näiden kolmen havaintopaikan tuloksia käsitellään yhdessä, sillä pääpiirteiltään havaintopaikkojen kasviplanktonlajisto muistuttaa toisiaan.

Helsingin suurista lahdist Vanhankaupunginlahti (4) kuuluu Kruunuvuorenselän vesimuodostumaan, Laajalahti (87) Seurasaaren vesimuodostumaan ja Vartiokylänlahti (25) Villingin vesimuodostumaan. Nämä vesimuodostumat kuuluvat pintavesityyppiin "Suomenlahden sisäsaaristo". Näiden sisäsaariston vesimuodostumien veden laatu ja myös kasviplanktonlajisto ovat keskenään hyvin erilaisia.

5.2. Aineisto ja menetelmät

Yhteistarkkailuun kuuluvat kvantitatiiviset kasviplanktonlajistonäytteet otettiin kahden viikon välein 2016 ja 2017 huhtikuun ja marraskuun välisenä aikana Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilta. Näytteet otettiin putkinoutimella 0-4 metrin syvyydestä kokoomanäytteenä. Näytteenoton ajankohta oli yleensä aamupäivä. Näytteitä määritettiin kasvukauden aikana yhteensä 11-14 näytettä kultakin havaintopaikalta.

Helsingin ympäristöpalvelut seurasi vuosien 2016 ja 2017 aikana kasviplanktonlajistoa ja -biomassoja myös lahtialueilla, joiden kasviplanktonseuranta ei sisälly enää yhteistarkkailuun. Seuranta tehtiin vuonna 2016 Vartiokylänlahdelta ja Laajalahdelta sekä vuonna 2017 myös Vanhankaupunginselältä. Laajalahdelta ja Vartiokylänlahdelta määritettiin huhti-syyskuun välisenä aikana noin kahden viikon välein kerätyistä näytteistä kummaltakin 12 näytettä ja Vanhankaupunginselältä 5 näytettä. Myös nämä näytteet otettiin pintavedestä kokoomanäytteenä putkinoutimella, mikä tarkoittaa Vartiokylänlahdella 0-4 metriä, Laajalahdella 0-3 metriä ja Vanhankaupunginlahdella 0-2 metriä.

Kasviplanktonlaskenta tehtiin Utermöhl-menetelmällä. Menetelmässä lasketaan tietty osa laskentakyvatin pohjasta. Tälle alueelle laskeutuneet kasviplanktonlajit tunnistetaan ja lukumäärät lasketaan. Koska laskeutettu vesimäärä ja lajien tilavuudet tiedetään, voidaan kertoimen avulla laskea kokonaisbiomassa tiettyä vesimäärää kohti. Menetelmän kuvaus löytyy Suomen ympäristökeskuksen www.sivuilla löytyvästä kasviplanktonin tutkimusmenetelmäohjeesta (Järvinen ym. 2011).

Kasviplanktonin lajistonäytteiden kanssa samasta kokoomanäytteestä Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilta otettiin myös näytteet perustuotantokyvyn määrittämistä varten. Kasviplanktonin perustuotannolla tarkoitetaan veteen liuenneen epäorgaanisen hiilen sitoutumista leväsoluihin orgaanisiksi hiiliyhdisteiksi fotosynteesin kautta. Perustuotantokyky-mittauksissa arvioidaan yhteyttämisen tehokkuutta vakioituissa olosuhteissa laboratoriossa. Perustuotantokykytulosten pohjalta voidaan tulkita alueen yleistä rehevöitymiskehitystä. Perustuotantokyky ei kerro luonnossa tapahtuvasta perustuotannosta, vaan on kuvaus sen hetkisen perustuottajayhteisön maksimaalisesta perustuotantokyvystä (vakioituissa lämpötilassa ja valaistuksessa) sillä hetkellä käytettävissä olevilla veden ravinnevaroilla. Yhteistarkkailun perustuotantokyky mittaukset tehtiin Metropolilabissa akkreditoidulla menetelmällä, joka pohjautuu standardiin SFS 2049:1977.

Ennen vuotta 2014 merialue seurannan *a*-klorofyllinäytteet otettiin kokoomanäytteenä 0-4 metristä. Vuodesta 2014 lähtien yhteistarkkailun *a*-klorofyllinäytteet otettiin avoimen meren näytteenottoasemilta Ruttner-noutimella kahdelta syvyydeltä (0 ja 5 metriä). Näytteet eri syvyyksiltä analysoitiin erikseen. Tällöin tuloksia voidaan käyttää myös optisten *a*-klorofyllin määrämittaavien laitteiden kalibrointiin. Näin myös tämä aineisto on käyttökelpoista vertailuaineistoa. Rannikonläheisiltä asemilta näytteet otettiin myös kahdelta taulukon 5.1 osoittamalta syvyydeltä. *a*-klorofylli määritettiin Metropolilabissa ”sisäisellä menetelmällä” joka on fluorometrinen uuttomenetelmä (mittausepävarmuus 15 % ja määrittämisraja 0,75 µg/l). Sama menetelmä on käytössä myös Suomen ympäristökeskuksen merikeskuksessa.

Yhteistarkkailun *a*-klorofyllihavaintopaikat on kerätty taulukkoon 5.1. *a*-klorofyllituloksia on saatu myös yhteistarkkailuun kuulumattomista Helsingin ympäristöpalveluiden suorittamista tarkkailuista, joiden tuloksia voidaan myös tarkastella raportoinnin yhteydessä.

Taulukko 5.1. Yhteistarkkailuun kuuluvat a-klorofyllihavaintopaikat, havaintopaikan syvyyskoordinaatit ja näytesyvytydet. Kasviplanktonlajisto ja perustuotantokyky näytteet otettiin tähdellä merkityiltä havaintopaikoilta ja syvyyksiltä.

Havaintopaikka	Tun- nus	Sy- vyys (m)	Koordinaatit (WGS 84)	(WGS 84)	a-klorofyllin, suluissa lajisto ja perustuotantokykynäytteiden syvytydet
			Lat	Lon	
Vanhankaupungin- selkä	4	2,5	60.19267	24.98976	0, 2
Flathällgrundet	39	33	60.08459	24.97956	0, 5
Kytön väylä	57	31	60.08005	24.78031	0, 5
Länsi-Tonttu*	114	47	60.08236	25.12483	0, 5 ja (0-4*)
Ryssjeholmsfjärden	117	3,5	60.14246	24.72521	0, 3
Stora Mickelskären	123	27	60.02849	24.60473	0, 5
Katajaluoto*	125	28	60.09872	24.88555	0, 5 ja (0-4*)
Knaperskär*	147	27	60.08106	24.73821	0, 5 ja (0-4*)
Bergrund	148	51	60.03166	24.72217	0, 5
Gråskärsbådan	149	32	60.05946	24.88344	0, 5
Koiraluoto	168	31	60.0727	24.8677	0, 5

Perustuotanto-, a-klorofylli- ja kasviplanktonbiomassa- sekä kasviplanktonlajiryhmätuloksia tarkasteltiin myös tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella mallilla (Pinheiro ym. 2014) käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2017). Vaikutuksia testattiin jaotteleamalla näytepisteet 125 ja 147 jätevesien vaikutuksen alaisena oleviksi pisteiksi ja 114 vaikutusten ulkopuolella olevaksi pisteeksi, sekä käyttäen näytteenottovuotta ja kuukautta satunnaisina muuttujina, näin ottaen huomioon vuosien ja kuukausien välisen satunnaisen vaihtelun vaikutuksen. Näytteenotto-asetat ovat pintaveden fysikaalisilta ominaisuuksiltaan samankaltaisia (kts. kappale 4).

5.3. Tulokset ja tulosten tarkastelua

5.3.1. Ulkosaaristo

5.3.1.1 Helsinki- Porkkalan ja Porvoo-Helsingin rannikkovesimuodostumat

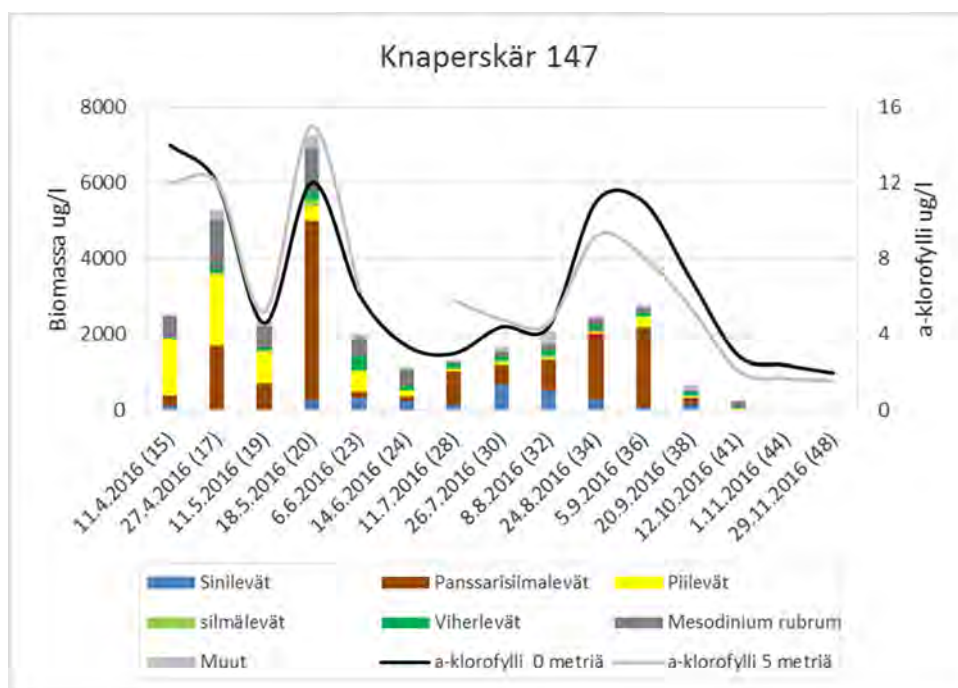
Kasviplanktonlajisto ja -biomassa

Ensimmäiset näytteet keväällä 2016 saatiin huhtikuun alkupuoliskolla, jolloin piilevät olivat Knaperskärillä (kuva 5.1) ja Katajaluodolla (kuva 5.2) runsaimpana lajiryhmänä. Tällöin suurimman osan biomassasta muodostivat kiekkomaiset piilevät (mm. *Thalassiosira baltica*) ja *Chaetoceros wighamii*. Länsi-Tontun alueella (kuva 5.3) liukoinen tyyppi oli jo toukokuussa ehtynyt vedestä (kts. kappale 4), joten piilevien määrä jäi tällä alueella vähäiseksi. Länsi-Tontulla panssarisiimalevät olivat runsain ryhmä koko kevätkauden ja jo toukokuussa 2016 panssarisiimalevät muodostivat suurimman osan biomassasta kaikilla ulkosaariston havaintopaikoilla. Lajeista runsain oli *Peridiniella catenata*, mutta runsaana esiintyi myös lajikompleksi *Scrippsiella hangoei/Biecheleria baltica/Gymnodinium corollarium*. Myös *Mesodinium rubrum*-ciliaatti oli keväällä 2016 runsas joskaan ei yhtä runsas kuin esiintymisen huippuvuonna 2014.

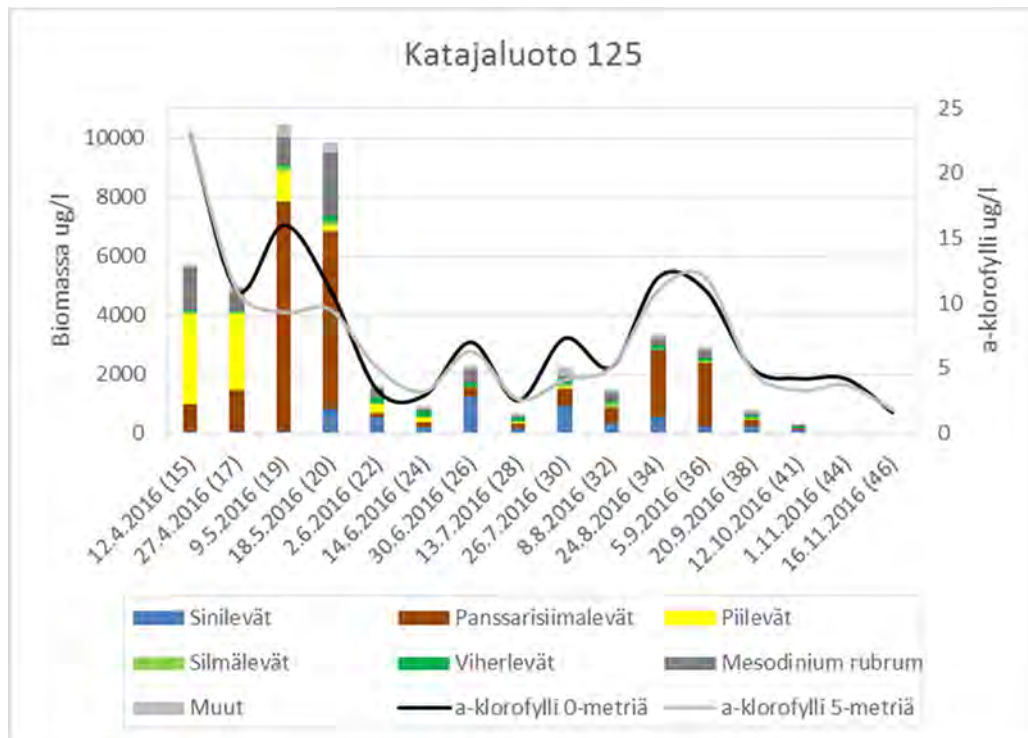
Keväällä 2016 alkoi pieniä määriä *Aphanizomenon*-sinileviä esiintyä jo viileän veden aikana toukokuussa, jolloin panssarisiimalevien kevätukinta oli vielä käynnissä. Kesäkuussa sinilevien määrä alkoi lisääntyä, mutta viileä heinäkuun alku piti levämäärät vaatimattomina. Heinäkuun lopulla sinilevien määrät olivat suurimmillaan, mutta jäivät silloinkin melko vaatimattomiksi. Lajeista runsain oli *Aphanizomenon flos-aquae*. Gråskärsbådan havaintopaikalla (149), joka kuuluu a-klorofyllinäytteiden havaintopaikoihin, havaittiin heinäkuussa voimakas leväkukinta. Paikka on kuitenkin niin paljon Katajaluotoa ulompana, ettei kukinta voi johtua puhdistettujen jätevesien laskemisesta Katajaluodon alueelle, vaan se heijastaa enemmänkin avoimen Suomenlahden tilaa.

Edellisinä kesinä myös *Eutreptiella gymnastica*-silmlälevät ovat runsastuneet juuri lämpimän veden aikaan, mutta kesällä 2016 silmlälevien määrät jäivät vähäisiksi. *Heterocapsa triquetra*-panssarisiimalevät taas runsastuivat loppukesästä edellisen kesän tapaan ja muodostivat elo-syyskuussa valtaosan kasviplanktonista. A-klorofyllipitoisuudet olivat tällöin suhteellisen korkeita. Paikoin *Heterocapsa triquetra*-esiintyi runsaampana pintavedessä ja paikoin se levittyi myös syvemmälle. *Heterocapsa triquetra* voi myös värjätä veden silminnähden ruskehtavaksi.

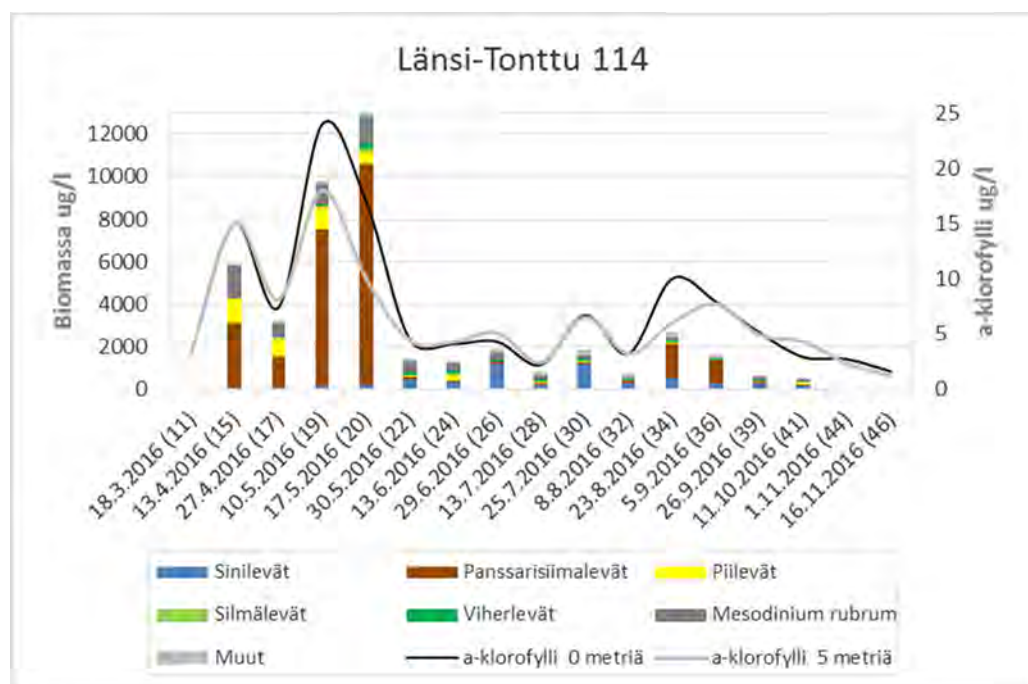
A-klorofyllin määrä oli keväällä 2016 joinain päivinä suurempi viiden metrin näytteessä kuin pintanäytteessä. Tämä johtuu kasviplanktonin laikuittaisesta esiintymisestä mm. eri vesikerroksissa. Esimerkiksi keväällä 2016 runsaana esiintyvä *Mesodinium rubrum* voi runsastua eri vesikerroksissa, sillä se pystyy liikkumaan ”siimariviensä” ansiosta nopeasti poikittais- sekä syvyysuunnassa. *Mesodinium rubrum* voi myös esiintyä olosuhteista riippuen joko heterotrofisena tai autotrofisena.



Kuva 5.1 Knaperskärin (147) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa ug/l) vuonna 2016. Numero päivämäärän jäljessä tarkoittaa viikon numeron.



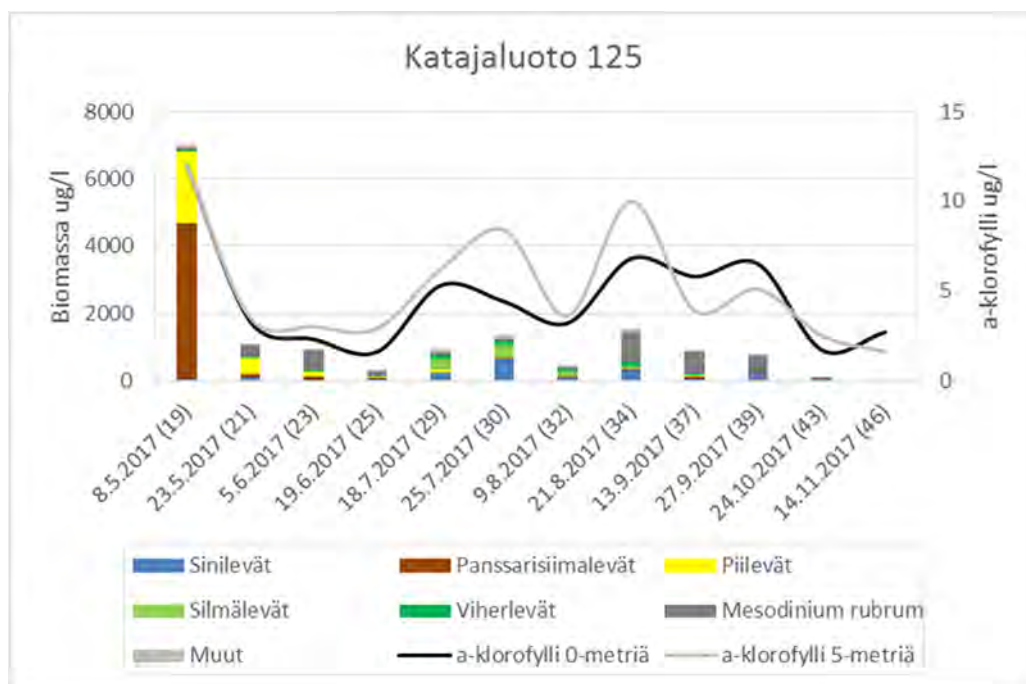
Kuva 5.2 Katajaluodon (125) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa ug/l) vuonna 2016. Numero päivämäärän jäljessä tarkoittaa viikon numeroa.



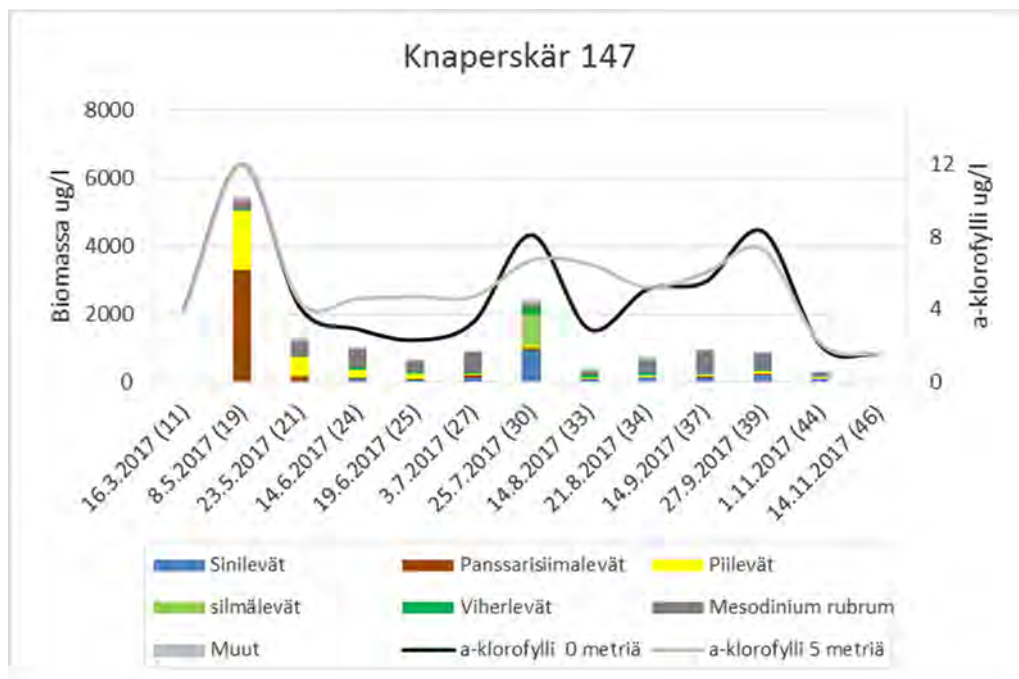
Kuva 5.3 Länsi-Tontun (114) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa ug/l) vuonna 2016. Numero päivämäärän jäljessä tarkoittaa viikon numeroa.

Ensimmäiset lajistonäytteet saatiin ulkosaaristosta 2017 vasta toukokuussa, jolloin kevätkukinnan huippu oli jo ohitettu (kuvat 5.4, 5.5 ja 5.6). Toukokuun näytteet koostuivat valtaosin panssarisiimalevistä ja lähes kokonaan *Peridinella catenata*-lajista. Piilevien määrä oli panssarisiimaleviä pienempi. Piilevistä vallalla olivat *Thalassiosira baltica* sekä myös muut kiekkomaiset piilevät. Keväällä 2017 *Mesodinium rubrum*-ciliaattia esiintyi edellistä kevättä pienempiä määriä. Kesän aikana, kun biomassat olivat muuten melko pieniä, *Mesodinium rubrum* kuitenkin muodosti valtaosan lajistosta biomassan ollessa noin kolme kertaa suurempi vuonna 2017 verrattuna vuoteen 2016. Runsaimpaan sinileväaikaan heinäkuussa *Dolichospermum lemmermannii* (entinen *Anabaena*) oli runsain sinilevä, mutta sinilevien määrät jäivät kuitenkin kokonaisuutena vähäisiksi. Tyypillisesti Suomenlahdella suurimman osan sinilevien biomassasta muodostavan *Aphanizomenon* sp.:n (Lehtinen ym. 2016) kesän kokonaisbiomassa oli vain noin kolmanneksen vuoden 2016 biomassasta. Viileä pintavesi ja tehokas sekoittuminen estivät sinilevien laajempien pintaesiintymien muodostumisen. *Eutreptiella* sp.-silmaleviä esiintyi heinäkuussa paikoittain runsaasti, kun taas edellisenä kesänä runsaana esiintynyt *Heterocapsa triquetra* -panssarisiimalevä oli kesällä 2017 harvalukuinen.

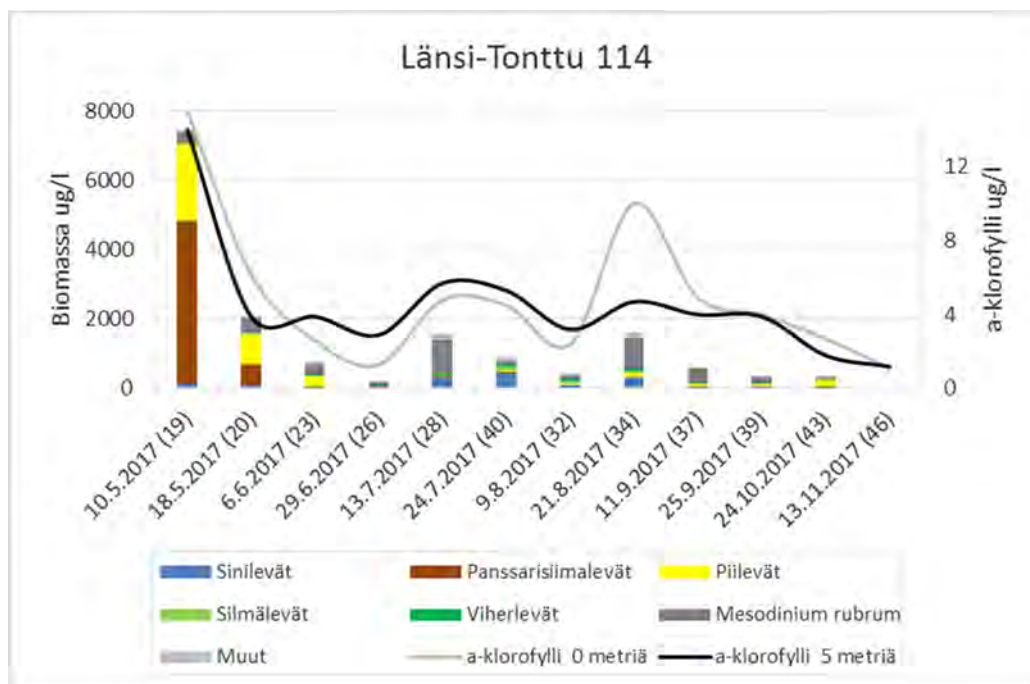
Vuonna 2017 olosuhteet levämäärien kokonaisbiomassojen kasvulle olivat otolliset ravinteiden suhteen. Tyypiravinteita oli saatavilla ulkosaariston alueella suhteellisen kauan ja liukoista fosforia oli kesällä pintavedessä suhteellisen paljon (kts. kappale 4). Tämä osoittaa muiden säätelevien tekijöiden merkitystä kasviplanktonin kokonaisbiomassan muodostuksessa alueella. Kokonaisbiomassamääriin vaikuttavat oletettavasti veden virtaukset, eli leväbiomassan kulkeutuminen alueelle ja sieltä pois, veden pystysuuntainen sekoittuminen sekä veden lämpötila ja esim. eläinplanktonin laidunnus.



Kuva 5.4 Katajaluodon (125) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa ug/l) vuonna 2017. Numero päivämäärän jäljessä tarkoittaa viikon numeroa.



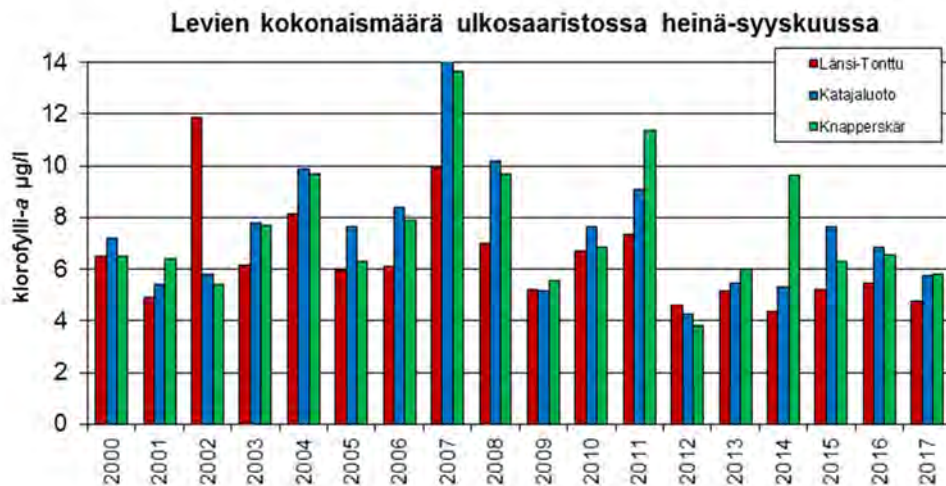
Kuva 5.5 Knaperskärin (147) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa ug/l) vuonna 2017. Numero päivämäärän jäljessä tarkoittaa viikon numeroa.



Kuva 5.6 Länsi-Tontun (114) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa ug/l) vuonna 2017. Numero päivämäärän jäljessä tarkoittaa viikon numeroa.

Kasviplanktonlajiston erot jätevesien purkupaikkojen läheisyydessä ja vertailualueella ovat edellisvuosien tapaan suhteellisen vähäisiä. Kesäaikaisen kokonaisbiomassan on kuitenkin havaittu ajoittain olevan korkeampi purkualueiden läheisyydessä kuin

Länsi-Tontun havaintoasemalla. Erot näiden alueiden välillä eivät kuitenkaan kokonaisbiomassan osalta olleet tilastollisesti merkitseviä. *a*-klorofyllipitoisuus (kasviplanktonmäärä) oli kesällä 2016 ja 2017 purkualueilla Katajaluodolla sekä Knaperskärillä keskimääräisesti suurempi kuin vertailualueella Länsi-Tontulla (Kuva 5.7), mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Tilanne on kuitenkin ollut samansuuntainen jo ennen jätevesien johtamista ulkosaaristoon eikä jätevesien johtaminen ole muuttanut tilannetta havaittavasti. Suuri vesitilavuus ja merivirtojen aiheuttama kulkeutuminen peittävät jätevesien mahdolliset vaikutukset kokonaisbiomassaan. *a*-klorofyllin pitoisuuksissa on todettu esiintyvän merkittävää vaihtelua tilallisella ja ajallisella mitta-kaavalla, jotka ovat pienempiä kuin pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun asemien keskimääräiset etäisyydet toisistaan ja/tai näytteenottojen ajallinen frekvenssi (Little ym. 2018). *a*-klorofyllipitoisuuksien pitoisuuksien vaihtelun on todettu olevan suhteellisen suurta myös Suomenlahdella kumpuamistapahtumien yhteydessä, jolloin kasviplanktonbiomassan tilallista jakaumaa määrittävät kumpuamisen muokkaamat pintavirtaukset (Uiboupin ym. 2012). Biologisten ja fysikaalisten tekijöiden aiheuttama ajallinen ja tilallinen vaihtelu *a*-klorofyllipitoisuuksissa todennäköisesti peittää alleen mahdolliset puhdistettujen jätevesien aiheuttamat rehevöitymisvaikutukset, jotka olisivat havaittavissa nykyisen kaltaisella näytteenotolla.



Kuva 5.7 Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) heinä-syyskuun *a*-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot vuodesta 2000. Vuodesta 2000 vuoteen 2013 saakka tulokset ovat vuosikohtaisia heinä-syyskuun keskiarvotuloksia kokoomanäytteestä. Vuodesta 2014 vuoteen 2017 tulokset taas ovat kahden näytteenottosyvyyden heinä-syyskuun vuosikeskiarvojen keskiarvoja

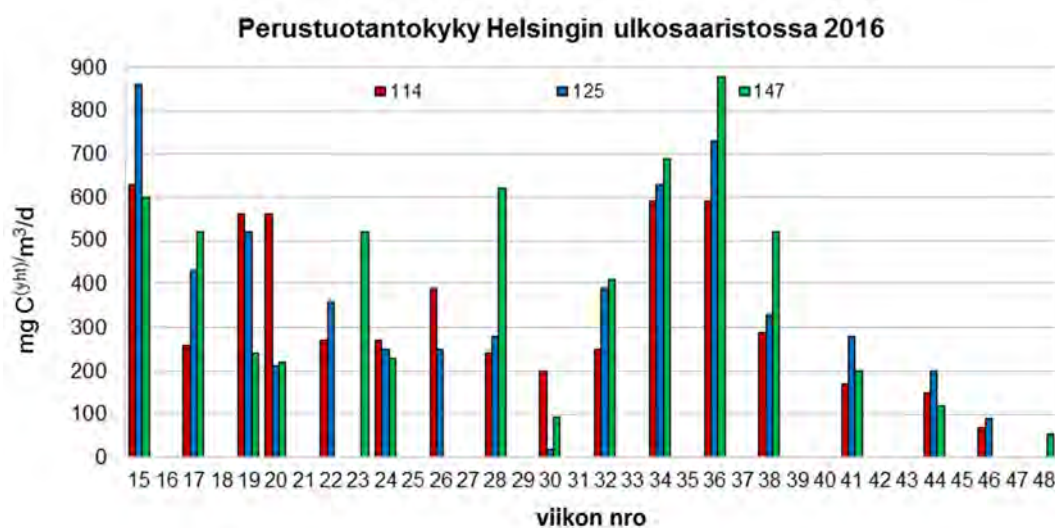
Silmälevien ja viherlevien määrät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purkualueiden läheisyydessä verrattuna Länsi-Tontun tuloksiin (taulukko 5.2). Silmälevien on todettu Helsingin alueella ilmentävän rehevöitymistä (Finni ym. 2001). Viherlevien on todettu hyötyvän jatkuvasta ravinnekuormituksesta suhteellisen nopean kasvunopeutensa ja tehokkaan ravinteiden käytön johdosta (Jensen ym. 1994, Paerl ym. 2003, Vuorio ym. 2005). Silmälevien ja viherlevien suurempi määrä puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähellä saattaa indikoida jätevesien johtamisen vaikutusta alueella.

Taulukko 5.2. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset kasviplanktonryhmien biomassojen suhteen vuosille 2016 ja 2017. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

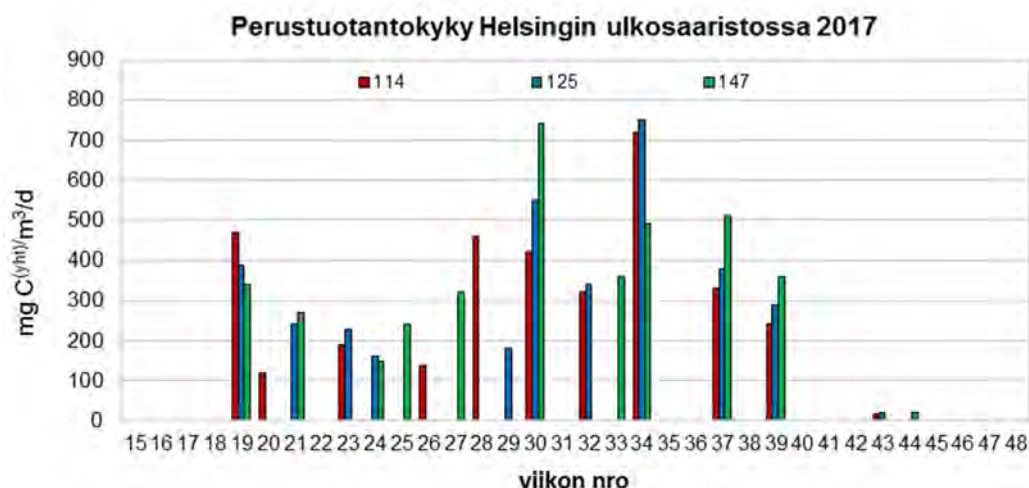
	Ero vertailu- asemaan	Keskivirhe	Vapausas- teet	t-arvo	p-arvo
Kokonaisbio- massa	-153.4	360.4	38	-0.43	0.67
a-klorofylli	0.32	0.57	43	0.55	0.58
Syanobakteerit	-7.32	35.0	38	-0.21	0.84
Panssarisiimale- vät	-291.2	304.9	38	-0.95	0.35
Piilevät	73.0	79.5	38	0.92	0.36
Silmälevät	48.3	23.5	38	2.06	0.0466*
Viherlevät	23..92	7.8	38	3.07	0.0039*
<i>M. rubrum</i>	8.65	59.5	38	0.15	0.89

Perustuotantokyky

Perustuotantokyky kohoaa keväisin yleensä tuotantomaksimiin. Tämä oli havaittavissa myös vuonna 2016 kaikilla ulkosaariston havaintopisteillä (kuva 5.8). Tällöin runsaimpina leväryhminä esiintyivät varsinkin panssarisiima- mutta myös piilevät. Kaikilla havaintopisteillä oli myös kesällä ja syksyllä useita lyhyitä tuotantohuippuja havaittavissa. Korkeimmat tuotantohuiput vuonna 2016 saavutettiin elokuun lopulla ja syyskuun alussa, jolloin *Heterocapsa triquetra*- panssarisiimalevä runsastui. Sinilevien määrän lisääntyminen ajoittui myös yhteen perustuotantokyvyn kohoamisen kanssa.



Kuva 5.8 Perustuotantokyvyn vuosisykli Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knäperskärin (147) havaintopaikoilla vuonna 2016



Kuva 5.9 Perustuotantokyvyn vuosisykli Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilla vuonna 2017

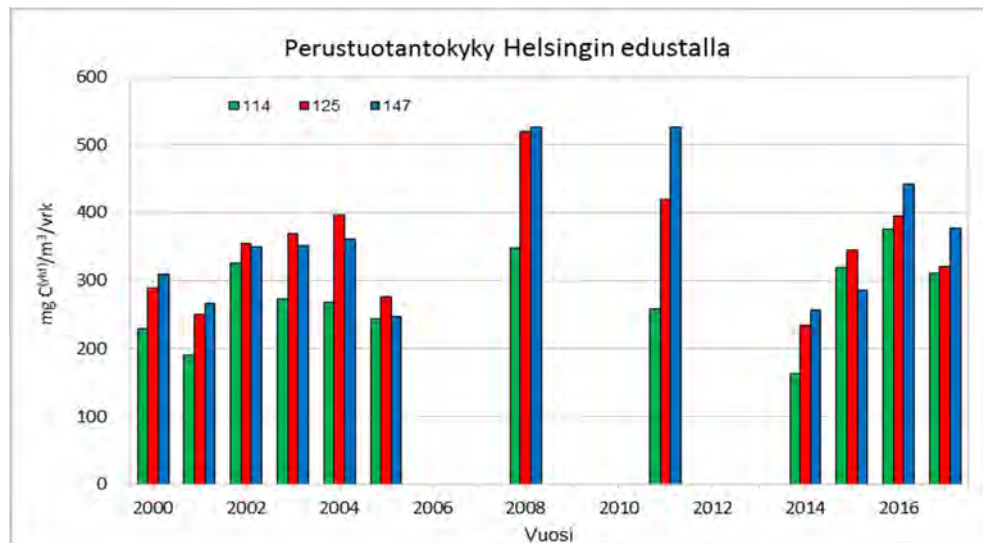
Vuoden 2017 kevään tuotantokuippu jäi näytteenoton ulkopuolelle, sillä ensimmäiset näytteet otettiin vasta toukokuun alkupuolella (kuva 5.9). Tällöin vedessä oli vielä kuitenkin runsaasti *Peridiniella catenata* -panssarisiimalevää. Viileä sää vaikutti todennäköisesti levätuotantoon hillitsevästi koko kevään ja kesän ajan. Heinäkuun lopulla sinilevät ja paikoin myös silmälevät runsastuivat samaan aikaan kasvaneen perustuotantokyvyn kanssa. Kesän loppupuolella leväbiomassa koostui suurelta osin *Mesodinium rubrum*-ciliaatista, jonka määrän vaihtelu on todennäköisesti vaikuttanut perustuotantokyvyn vaihteluun.

Mitattu perustuotantokyky oli usein korkeimmillaan asemalla 147 (kuvat 5.8. ja 5.9.), varsinkin vuonna 2016. Asema 147 sijaitsee Viipurinkiven purkualueen lähellä, jonne puretaan Suomenojan puhdistamon puhdistetut jätevedet. Asemalla 147 havaittiin useaan otteeseen vuosien 2016 ja 2017 aikana kohonneita liuenneen typen pitoisuuksia, verrattuna pitkän aikavälin aineistoon (kts. kappale 4). Kohonneet liuenneen typen pitoisuudet osuivat useasti yhteen kohonneiden *E. coli* -bakteerien määrien kanssa, viitaten puhdistettuihin jätevesiin ravinteiden lähteenä. Alueella ei havaittu korkeampia α -klorofyllin pitoisuuksia. Pääkaupunkiseudun merialueen ulkosaariston leväbiomassan kasvun tiedetään olevan typpiravinteiden rajoittamaa (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016). Johtuen kuitenkin esimerkiksi eläinplanktonin laidunnuksesta ja veden virtauksien aiheuttamasta kulkeutumisesta ravinneliset mereen eivät aina johda kasviplanktonin biomassan kasvuun päästölähteen lähistöllä. Satunnaisesti kohonnut perustuotantokyky päästölähteen lähistöllä kuitenkin indikoi, että kohonneet typpiravinteiden pitoisuudet kanavoituvat perustuotannon kautta joko ylemmälle trofiatasolle laidunnuksen myötä tai että leväbiomassa kulkeutuu mahdollisesti muualle ja dispersoituu merivirtojen mukaan.

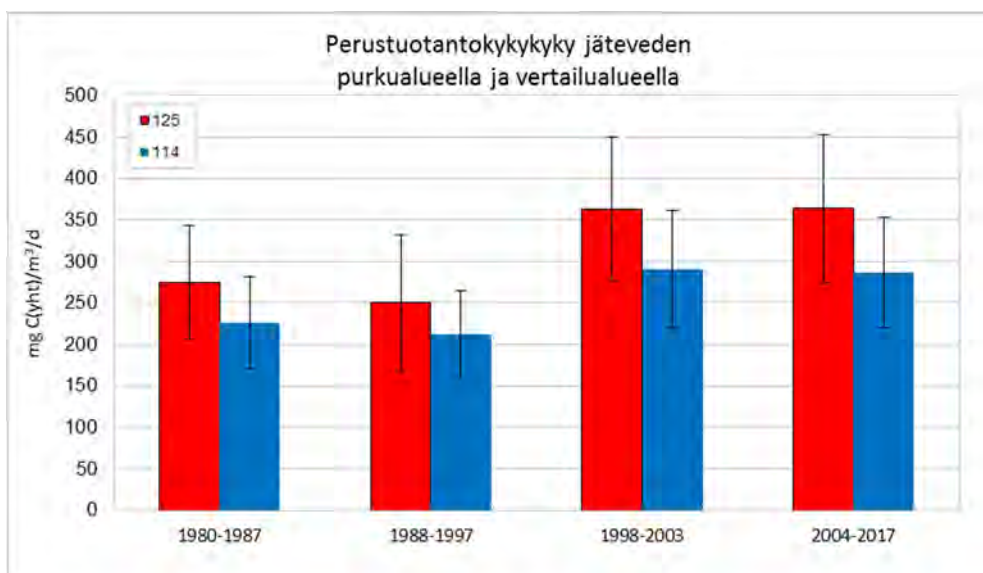
Koska perustuotantokyky on suhteellisen nopeasti muuttuva suure, saattavat havaitut erot asemien ja vuosien välillä perustuotantokytuloksissa selittyä eroilla näytteenoton tiheydessä ja ajankohdassa. Varsinkin vuonna 2017 eri asemien näytteenotto oli hajautunut jopa useille viikoille, jolloin näytteenottoasemien väliset erot voivat olla harhaanjohtavia, etenkin tarkasteltaessa aineiston kuukausien välisiä eroja.

Perustuotantokyvyn taso purkualueiden lähellä sijaitsevilla näyteasemilla (125, 147) oli keskimäärin $26 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ suurempi kuin kontrolliasemana toimivalla asemalla 114. Perustuotantokyvyn ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä asemien välillä. Tilastollisen mallin mukaan vaihtelua dominoi kuukausien ja viikkojen välinen vaihtelu aineistossa.

Perustuotantokyvyn määrissä on aikaisempina vuosikymmeninä tapahtunut tutkimusalueella suuria muutoksia. Perustuotantokyky kasvoi ulkosaaristossa 1970-luvun alusta 1980-luvun alkuun moninkertaiseksi (Vahtera ym. 2016). Tilanne oli samanlainen koko ulkosaariston alueella. 1980-luvun puolivälistä 1990-luvun puoliväliin arvot näyttivät kääntyvän laskuun, mutta tämän jälkeen suunta oli taas nouseva. a-klorofylli pitoisuuden vaihtelu on samansuuntaista, mutta vaihteluamplitudi on pienempi. Vuosien välillä on perustuotantokyvyssä ollut suurta vaihtelua. Esimerkiksi vuosina 2008 ja 2011 perustuotantokyvyn kasvukauden keskiarvot olivat poikkeuksellisen korkeita asemilla 125 ja 147 (kuva 5.10). Länsi-Tontulla on mitattu säännöllisesti matalampia perustuotantokyvyn arvoja kuin Katajaluodon ja Knaperskärin alueella. Vuosien välinen vaihtelu näiden asemien välillä on ollut samansuuntaista, mikä viittaa paikallista ravinnekuormitusta laajemmin mittakaavaan säätelymekanismeihin tarkastellulla tilallisella mittakaavalla.



Kuva 5.10 Kasviplanktonin perustuotantokyky kasvukausien keskiarvoina Länsi-Tontulla (114), Katajaluodolla (125) ja Knaperskäriellä (147) vuodesta 2000-lähtien.



Kuva 5.11 Katajaluodon ja Länsi-Tontun perustuotantokyky vuosikeskiarvoina ennen jätevesien laskemista ulkosaaristoon (1980-1987), jätevesien laskemisen aloittamisen jälkeen (1988-97), typenpoiston alettua Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla (1998-2003) ja sen tehostuttua (2004-2017).

Perustuotantokyky on pysynyt suurin piirtein samalla tasolla vuodesta 1980 aina 1990-luvun loppuun saakka, ollen korkeampaa puhdistettujen jätevesien purkualueen lähistöllä myös ennen jätevesien purkamista alueelle 1980-lopulla (kuva 5.11). Keskimääräinen perustuotantokyky kasvaa noin $250 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ tasosta noin $350 \text{ mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ tasolle siirryttäessä 2000-luvulle. Perustuotantokyvyn arvojen nousu on tapahtunut myös itäisellä Länsi-Tontun vertailualueella, mikä viittaa puhdistettujen jätevesien laskemista yleisempään rehevöitymiskehitykseen ja levämäärän kasvuun. Jätevesien puhdistusprosessin typenpoiston alkamisen ja sen tehostumisen jälkeen (1990-luvun loppu) merialueen perustuotantoarvot näyttävät edelleen pysyvän korkeammalla tasolla. 2000-luvun alkupuolelta lähtien ero purkualueen ja vertailualueen välillä on pysynyt lähes samanlaisena. Tulokset voivat osittain ilmentää puhdistettujen jätevesien johtamisen vaikutuksia alueella. Kuitenkin kun aineistoa tarkastellaan pidemmällä aikavälillä ja tarkkailualueeseen ja toimintoihin suhteutettuna laajalla tilallisella mittakaavalla, viittaavat ne pääosin muiden laajemman mittakaavan tekijöiden vaikutuksiin perustuotantokykyä säätelevinä tekijöinä. Varsinkin Viipurinkiven ympäristössä tyyppikuormitus näyttää ajoittain kasvattavan perustuotantokykyä lieventäessä levien tyyppirajoittuneisuutta.

5.3.2. Lahtialueet ja sisäsaaristo

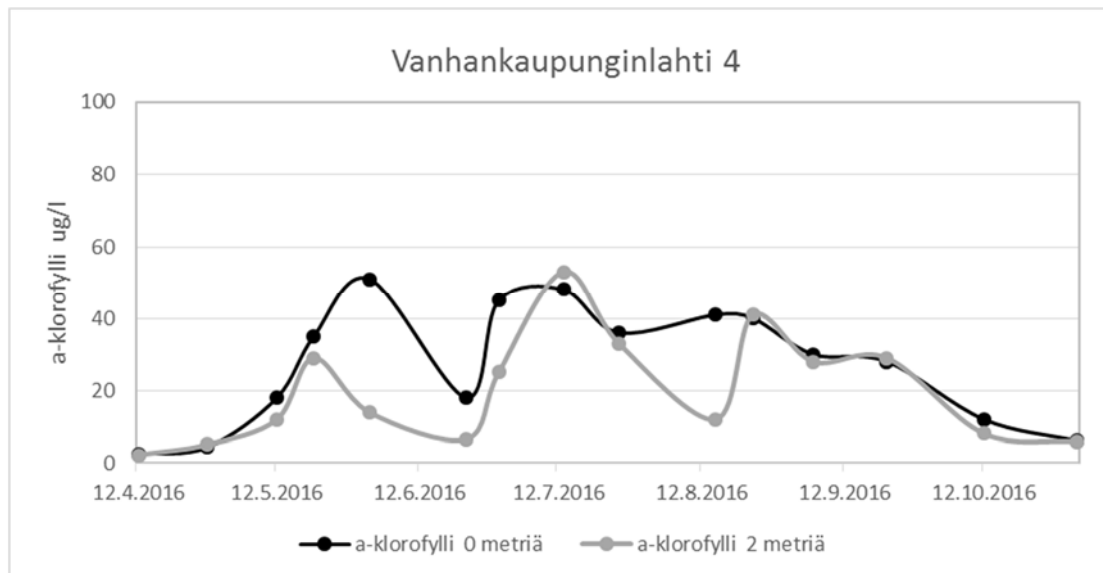
Helsingin kasviplanktonseurannassa olevat suuret merenlahdet ovat ominaisuuksiltaan ja historialtaan hyvin erilaisia. Vanhankaupunginlahteen on suuresti vaikuttanut se, että vielä 1980-luvun alkupuolella noin 75% Helsingin puhdistetuista jätevesistä johdettiin Vanhankaupunginselän-Tullisaarenselän-Kruunuvuorenselän alueelle. Vuonna 1986 puhdistettuja jätevesiä alettiin johtaa Katajaluodon alueelle. Tämän jälkeen kuormitus Vanhankaupunginlahteen on tullut lähinnä Vantaanjoesta. Laajalahteen vaikutti 1960- ja 1970-luvuilla toiminut Talin jätevedenpuhdistamo, joka laski puhdistetut jätevetensä Rajasaaren edustalle vuoteen 1978 asti. Nykyisin Laajalahteen tuleva kuormitus on lähinnä hajakuormitusta. Alue on kuitenkin pysynyt rehevänä voimakkaan sisäisen kuormituksen ja heikohkon veden vaihtuvuuden johdosta. Vartiokylänlahti on ollut ja on edelleen Helsingin suurista sisälahdista vähiten rehevöitynyt, sillä sinne ei ole kohdistunut yhtä voimakasta kuormitusta kuin muihin Helsingin merenlahtiin.

5.3.2.1 Kruunuvuorenselän rannikkovesimuodostuma

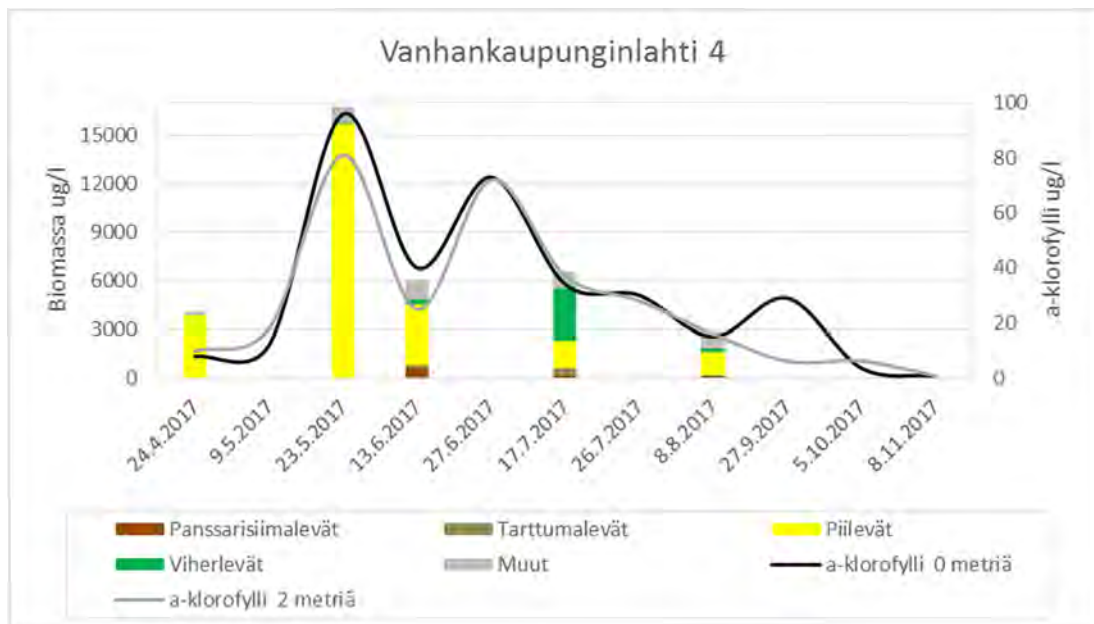
Lahtialueista Vanhankaupunginselkä (4) kuuluu Kruunuvuorenselän rannikkovesimuodostumaan. Vanhankaupunginlahdella ei tehty kvantitatiivista kasviplanktonlaskentaa vuonna 2016. Lajistokoostumusta tarkkailtiin kvalitatiivisesti listaamalla yleisimpiä lajeja ja kokonaisbiomassaa arvioitiin *a*-klorofyllitulosten perusteella.

Varhaiskevällä vuosina 2016 ja 2017, kevätkukinnan ollessa muilla alueilla runsaimmillaan, samensivat Vantaanjoen tuomat makeat sulamisvedet Vanhankaupunginlahden veden. Siksi kasviplanktonin määrä pysyi pienenä (kuva 5.12). Vanhankaupunginlahden veden kirkastuttua ja pintalämpötilan kohottua myöhemmin keväällä, kasviplankton pääsi käyttämään sulamisvesien tuomat ravinteet hyödykseen ja runsastui. *a*-klorofyllin pitoisuus pintavedessä kohosi vuonna 2016 touko-kesäkuun vaihteessa noin $50 \mu\text{g/l}$:ssa ja oli toukokuussa 2017 jopa lähes $100 \mu\text{g/l}$ (kuva 5.13), *a*-klorofyllin pitoisuuksien ollessa huomattavasti muita lahtialueita korkeampi. Ulompana merialueella ja Vartiokylänlahdella *a*-klorofyllin pitoisuus oli samaan aikaan kesäminimissään vaihdellen $1\text{--}6 \mu\text{g/l}$:n välillä. Laajalahdella *a*-klorofyllipitoisuudet vaihtelivat samaan aikaan $6\text{--}9 \mu\text{g/l}$:n välillä. Tällöin Vanhankaupunginlahden lajisto koostui valtaosin piilevistä, joista runsaimpina esiintyivät pienet (alle $10 \mu\text{m}$ halkaisijaltaan) kiekkomaiset piilevät ja *Skeletonema subsalsum*-piilevä. Piileviä esiintyi runsaasti läpi

koko kasvukauden. Myöhemmin kesällä lajistossa esiintyi vaihtelevassa määrin mm. monia viherleviä (esimerkiksi *Chlamydomonas* sp. ja *Monoraphidium* spp.) ja nieluleviä (esimerkiksi *Plagioselmis prolunga*). Kevätkesällä Vanhankaupunginselän havaintopaikan kasviplanktonlajisto koostui lähinnä Vantaanjoen tuomasta makeanveden lajistosta. Myöhemmin kesällä, kun suolaisuus lisääntyi, esiintyi lajistossa myös murtovettä suosivia lajeja. Vanhankaupunginlahden kasviplanktonyhteisö on dynaaminen vaihdellen jokivirtaaman vaihtelun myötä. Kasvukausina 2016 ja 2017 sinilevien määrät jäivät Vanhankaupunginlahdella vähäisiksi, mikä on ollut alueelle tyypillistä (Muurinen ym. 2012, Vahtera ym. 2016). Todennäköisesti perustuotannon valorajoittuneisuus ja veden suurehko vaihtuvuus heikentävät hitaammin kasvavien sinilevien kasvuedellytyksiä alueella.



Kuva 5.12. Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) vuonna 2016. Kasviplanktonlajistoa ja biomassoja ei määritetty kvantitatiivisesti vuonna 2016



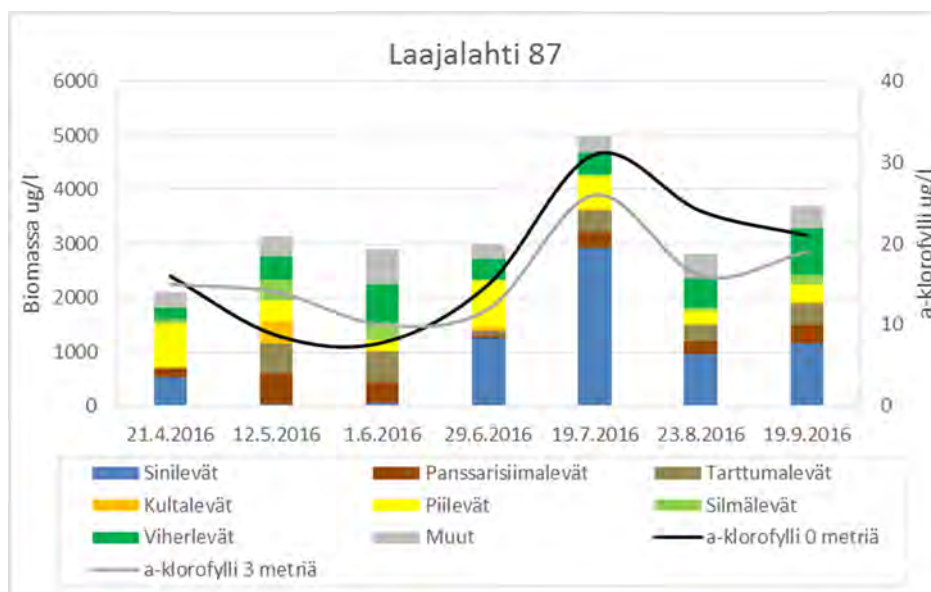
Kuva 5.13. Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, ug/l) vuonna 2017

5.3.2.2 Seurasaaren rannikkovesimuodostuma

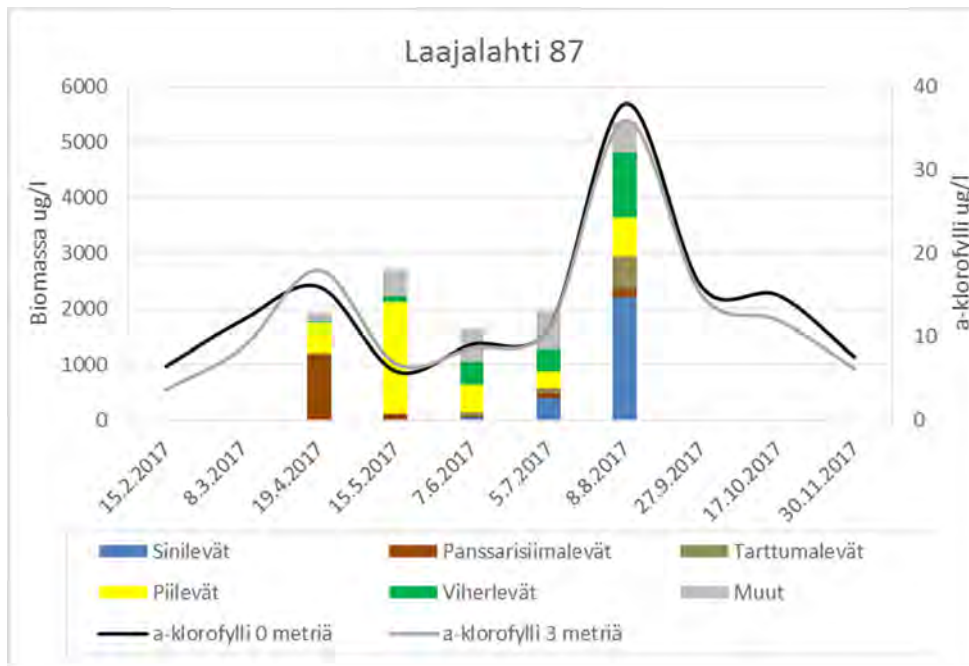
Ensimmäiset Laajalahden kasviplanktonnäytteet sekä vuonna 2016 että 2017 otettiin huhtikuun puolivälissä. Kevätkukinta, eli panssarisiimalevien ja piilevien keväinen runsastuminen, oli tällöin jo ohitettu (Kuvat 5.14). Laajalahden kesäinen kasviplanktonlajisto oli tavalliseen tapansa monipuolinen ja monet lajit esiintyivät varsin pienisoluisina muotoina. Eri lajien määräsuhteet vaihtelivat sääolojen sekä ravinnetilanteen mukaan. Lajistossa tällöin säännöllisesti havaittuja pienisoluisia lajeja olivat mm. *Snowella* spp., *Merismopedia* spp., *Cyanonephron styloides*, *Chroococcus microscopicus*, *Romeria* sp. sinilevät, *Chrysochromulina* sp. tarttumalevät, *Pseudopedinella* spp. kultalevät, *Cyclotella* spp. ja muut pienet ”kiekkomaiset” piilevät sekä *Phacotus* sp. *Pyramimonas* sp., *Monoraphidium* spp. ja *Dictyosphaerium* sp. viherlevät.

Laajalahdella sinilevien silminnähtävä runsastuminen on jokavuotinen ilmiö vesien lämmetessä ja sameuden pienentyessä keskikesällä, ja usein tuuli kuljettaa leviä kasaumiksi rannoille. Ilmakehässä olevaa molekylaarista typpeä käyttämään pystyvät sinilevät runsastuivat vuonna 2016 jo kesäkuun lopulla. Valtalajeina tällöin olivat *Aphanizomenon* sp. ja *Dolichospermum lemmermannii*. Samaan aikaan varsinkin kesällä 2016 runsastuivat myös *Snowella* spp. koloniat, jotka kuitenkin eivät muodosta sinileväkukintoja. Pintakukintoja esiintyi alueella pitkälle syksyyn. Samaan aikaan vedessä oli runsaslukuisesti myös em. muuta kasviplanktonlajistoa.

Humalahden alueella oli kevään 2017 talvikierroksen aikana havaittu jään alla leväkukintaa ja *a*-klorofyllin määräksi oli mitattu yli 20 µg/l. Laajalahden näytteissä tällaista ei kuitenkaan havaittu. Kevät 2017 oli kylmä ja tuulinen ja levien kevätkukinta Laajalahdella jäikin melko vaatimattomaksi (kuva 5.15). Korkeimmat mitatut *a*-klorofyllipitoisuudet olivat vain noin 15 µg/l, jolloin lajisto muodostui lähinnä *Peridiniella catenata*-panssarisiimalevistä ja *Skeletonema marinoi*-piilevistä. Kesällä planktonlajistoon kuuluivat em. pienisoluiset lajit, mitkä myös edellisenä kesänä olivat runsaita. *Aphanizomenon* sp. ja *Dolichospermum lemmermannii* -sinilevät runsastuivat vasta heinä-elokuussa ja pintakukintoja oli tuolloinkin havaittavissa vielä syyskuussa. Laajalahdella sinilevien osuus kokonaisbiomassasta on tyypillisesti suhteellisen suuri verrattuna muihin lahtialueisiin (Muurinen ym. 2012, Vahtera ym. 2016). Valo ei rajoita perustuotantoa samassa määrin Laajalahdella kuin esimerkiksi Vanhankaupunginlahdella (kts. kappale 4, liite 4.1 veden sameus) ja veden vaihtuvuus on myös heikompi. Nämä tekijät yhdessä suurten ravinnemäärien kanssa mahdollistavat sinileväkukintojen muodostumisen alueella.



Kuva 5.14 Laajalahden (87) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, ug/l) vuonna 2016

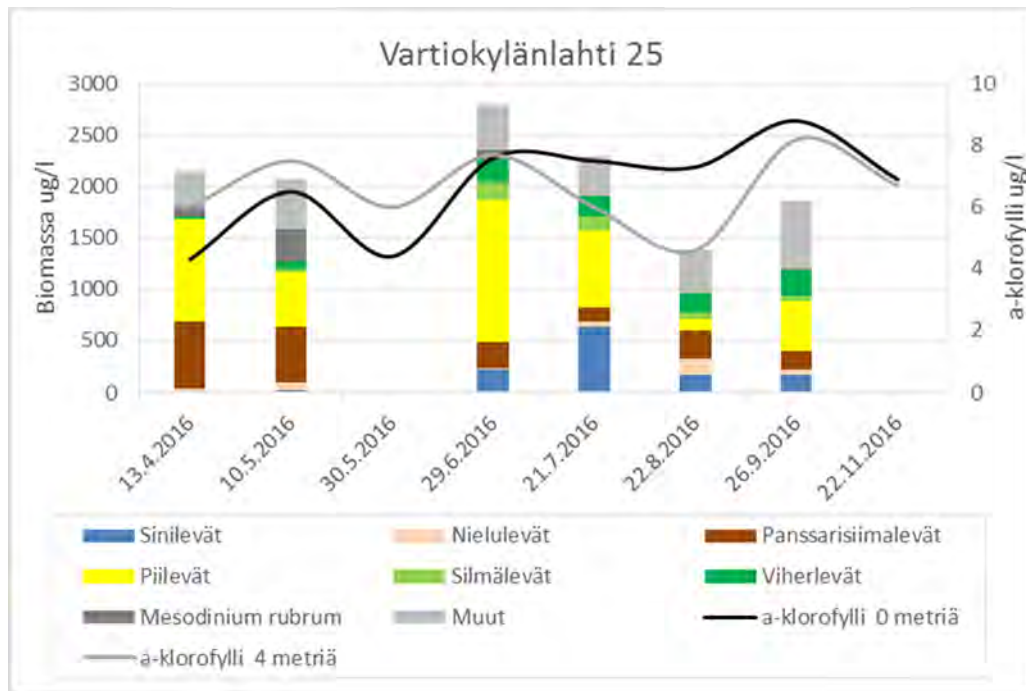


Kuva 5.15 Laajalahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, ug/l) vuonna 2017

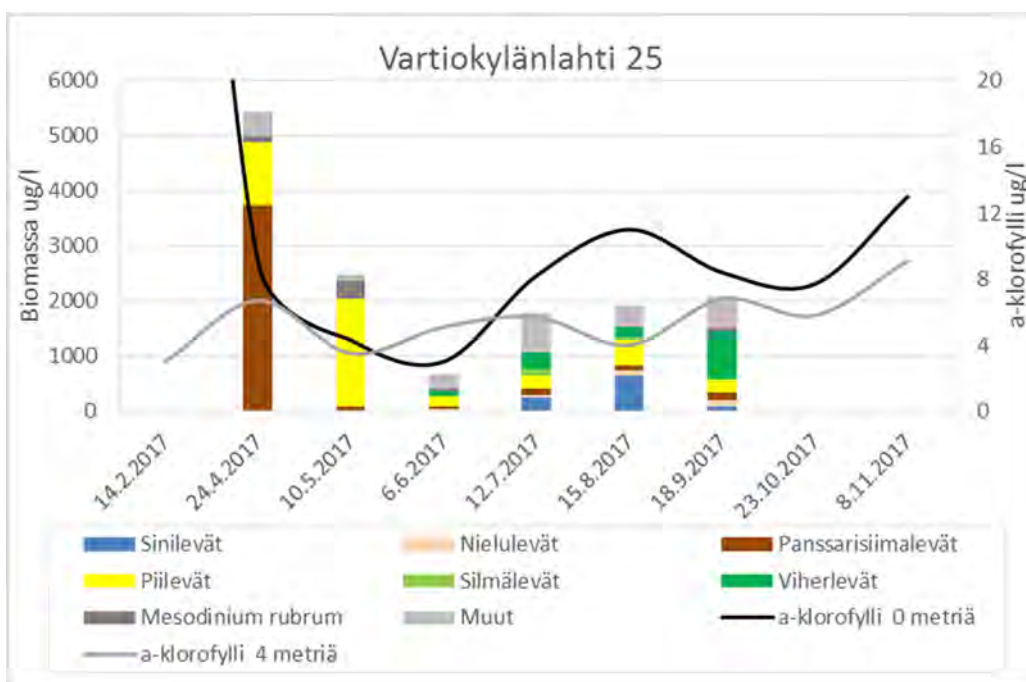
5.3.2.3 Villingin rannikkovesimuodostuma

Kevätkukinnan huippu oli keväällä 2016 Vartiokylänlahdella ohitettu, kun ensimmäiset näytteet huhtikuun puolivälissä otettiin (Kuva 5.16). Lajistossa oli kuitenkin vielä kevätkukinnan lajistoa, joista runsaimpina *Thalassiosira baltica* ja *Chaetoceros spp.* piilevät ja *Scrippsiella hangoei/Biecheleria baltica/Gymnodinium corollarium* -lajikompleksin lajeja. Piilevät, lähinnä pienet kiekkomaiset piilevät, esiintyivät Vartiokylänlahdella runsaina koko kesän 2016 ajan. Pieniä siimallisia lajeja oli myös runsaasti kuten *Chrysochromulina spp.*-tarttumalevät, *Pseudopedinella spp.*-kultalevät ja *Pyramimonas spp.* -viherlevät. Heinäkuun loppupuolella runsastuivat myös sinilevät, joista runsaimpina *Dolichospermum lemmermannii*, *Aphanizomenon spp.* ja *Snowella spp.* Seurantakauden 2016 korkein a-klorofyllipitoisuus mitattiin vasta syyskuun lopulla, jolloin lajisto oli hyvin monipuolinen sisältäen valtaosin piileviä, tarttumaleviä ja viherleviä. Planktonlajisto ei ollut kesän 2016 aikana tasaisesti vesipatsaaseen sekoittunut. Huhti-toukokuussa neljän metrin syvyydessä oli säännöllisesti suuremmat a-klorofyllin pitoisuudet kuin pintavedessä. Vesien lämmentyä ja sinilevien määrän lisääntyä heinäkuussa tilanne taas muuttui päinvastaiseksi.

Vartiokylänlahdella mitattiin helmikuussa 2017 jään alla korkea a-klorofyllin pitoisuus (yli 60 µg/l), joka on osoitus jäänalaisesta leväkukinnasta. Kukinnasta johtuen myös pH ja hapen kyllästysaste olivat poikkeuksellisen korkeat (kts. kappale 4, liite 4.1). Ensimmäinen kasviplanktonnäyte saatiin alueelta huhtikuun puolivälissä (kuva 5.17), jolloin lajisto koostui vielä valtaosin kevätkukinnan lajistosta; *Peridinella catenata*-panssarisiimalevistä ja *Thalassiosira baltica*-piilevistä. Toukokuussa kasviplanktonlajisto koostui valtaosin *Skeletonema marinoi*-piilevistä. Kesällä 2017 levämäärä jäi edellistä vuotta pienemmäksi mutta lajistokoostumus muistutti suurelta osin kesän 2016 lajistoa.



Kuva 5.16 Vartiokylänlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, ug/l) vuonna 2016.



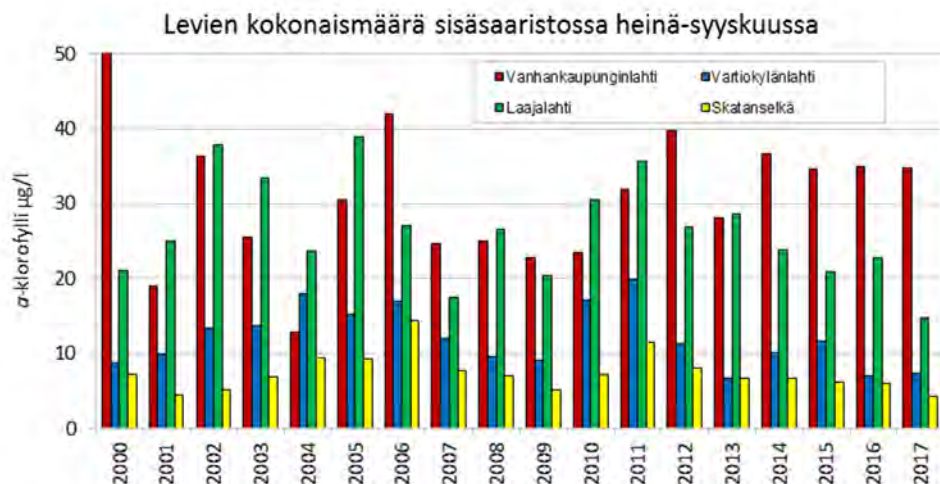
Kuva 5.17 Vartiokylänlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, ug/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, ug/l) vuonna 2017.

Lahtialueiden suurimmat kesäaikaiset levämäärät (heinä-syyskuu) mitattiin kesällä 2016 ja 2017 Vanhankaupunginlahdella (kuva 5.18). Tällöin a-klorofyllin kesäaikaiset keskiarvotulokset nousivat molempina vuosina lähelle 35 $\mu\text{g/l}$:ssa. Vaikka Laajalahti on rehevä lahti, olivat levämäärät kesällä 2016 ja 2017 Vanhankaupunginlahtea pienempiä. Erot vuosien välillä ovat ajoittain suuria mutta suuntaus Laajalahden a-klorofyllin määrissä 2000-luvulla on selvästi laskeva. Esimerkiksi kesällä 2017 Laajalah-

della havaittiin matalimpia keskimääräisiä *a*-klorofyllipitoisuuksia mitä koko 2000-luvulla on vastaavana aikana mitattu (kts kuva 5.18).

HELEN oy:n kaukojäähdytyslaitos sijoittuu myös Seurasaaren vesimuodostuman alueelle kuten myös Laajalahti. Ilmeistä on, että HELEN:in kaukojäähdytyslaitoksissa lämmenneen meriveden johtaminen Lapinlahteen ei vaikuta Laajalahdelle saakka, vaikka se voikin edesauttaa lämpimissä vesissä viihtyvien sinilevien esiintymistä Lapinlahden alueella.

Vartiokylänlahti oli vähemmän rehevöitynyt, kun Vanhankaupunginlahti tai Laajalahti. Laajalahden tapaan Vartiokylänlahden levämäärät ovat keskimääräisesti pienentyneet tarkasteltaessa ajanjaksoa 2000-luvun alusta vuosiin 2016 ja 2017. Myös Skatanselällä tilanne näyttää samansuuntaiselta.



Kuva 5.18 Vanhankaupunginlahden (4), Vartiokylänlahden (25) Laajalahden (87) ja Skatanselän heinä-syyskuun *a*-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot vuodesta 2000. Vuodesta 2000 vuoteen 2013 saakka tulokset ovat vuosikohtaisia heinä-syyskuun keskiarvotuloksia kokoomanäytteestä. Vuodesta 2014 vuoteen 2017 tulokset taas ovat kahden näytteenottosyvyyden heinä-syyskuun vuosikeskiarvojen keskiarvoja

Viitteet

Finni, T., Laurila, S. ja Laakkonen, S. 2001: The History of Eutrophication in the Sea Area of Helsinki in the 20th Century. *AMBIO: A journal of the Human Environment* 30(4): 264-271.

Jensen, J. P., Jeppesen, E., Olrik, K. ja Kristensen, P. 1994: Impact of Nutrients and Physical Factors on the Shift from Cyanobacterial to Chlorophyte Dominance in Shallow Danish Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(8): 1692-1699.

Järvinen, M., Forström, L., Huttunen, M., Hällfors, S., Jokipii, R., Niemelä, M. ja Palomäki, A. 2011: Kasviplanktonin laskentamenetelmät, Suomen Ympäristökeskus: 19.

Lehtinen, S., Suikkanen, S., Hällfors, H., Kauppila, P., Lehtiniemi, M., Tuimala, J., Uusitalo, L. ja Kuosa, H. 2016: Approach for Supporting Food Web Assessments with

Multi-Decadal Phytoplankton Community Analyses—Case Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 3(220).

Little, H. J., Vichi, M., Thomalla, S. J. ja Swart, S. 2018: Spatial and temporal scales of chlorophyll variability using high-resolution glider data. *Journal of Marine Systems* 187: 1-12.

Muurinen, J., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M., Vahtera, E., Turja, R. ja Lehtonen, K. K. 2012: Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2007-2011 - Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. 4: 164.

Paerl, H. W., Valdes, L. M., Pinckney, J. L., Piehler, M. F., Dyble, J. ja Moisander, P. H. 2003: Phytoplankton Photopigments as Indicators of Estuarine and Coastal Eutrophication. *BioScience* 53(10): 953-964.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. ja Sarkar, D. 2014: R Core Team (2014) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-117. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

Tamminen, T. ja Andersen, T. 2007: Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 340: 121-138.

Team, R. C. 2017: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Uiboupin, R., Laanemets, J., Sipelgas, L., Raag, L., Lips, I. ja Buhhalko, N. 2012: Monitoring the effect of upwelling on the chlorophyll a distribution in the Gulf of Finland (Baltic Sea) using remote sensing and in situ data**The study was supported by the Estonian Science Foundation (grants No. 7467, No. 6752, No. 7633, No. 7581 & No. 8968). The remote sensing data were provided by ESA via Cat-1 project No. 6855. *Oceanologia* 54(3): 395-419.

Vahtera, E., Räsänen, M., Muurinen, J. ja Pääkkönen, J.-P. 2016: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014-2015. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2: 187.

Vuorio, K., Lagus, A., Lehtimäki, J. M., Suomela, J. ja Helminen, H. 2005: Phytoplankton community responses to nutrient and iron enrichment under different nitrogen to phosphorus ratios in the northern Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 322(1): 39-52.

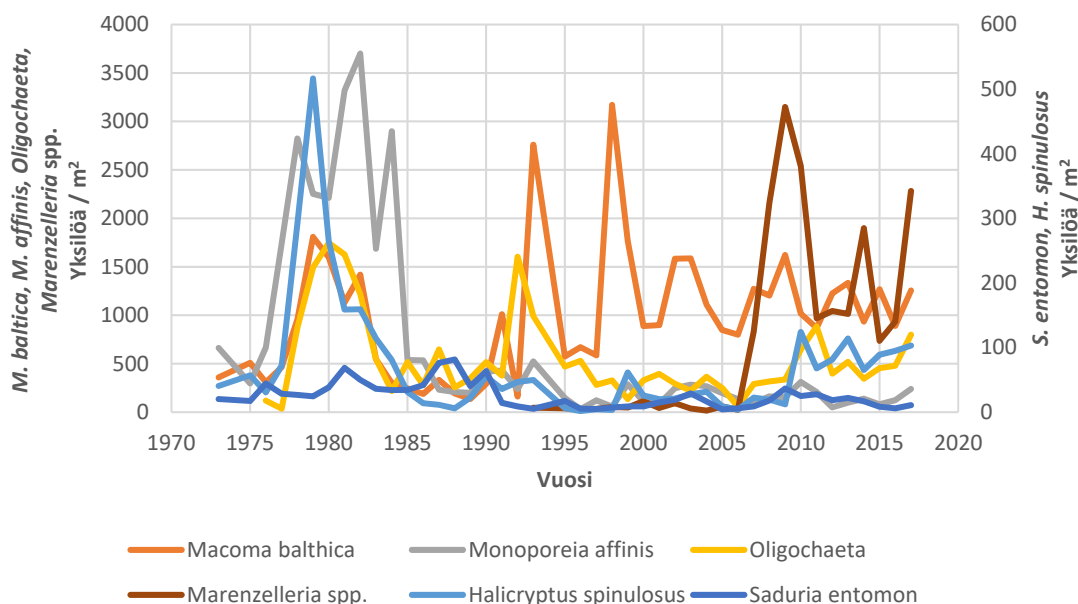
6 Pohjaeläimet

6.1 Johdanto

Pohjaeläintarkkailussa seurataan makroskooppisen pohjaeläimistön lajistoa, yksilötiheyttä ja biomassaa. Vuoden 2017 näytteistä tehtiin lajisto-analyysien ohella myös sedimentin ja simpukoiden haitta-aineiden määrytyksiä, joiden tulokset esitetään erillisessä kappaleessa 8. Pohjaeläimistön seuranta on sisällynyt 1960-luvulta lähtien Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailuseurantaan, koska pohjaeläimet ovat hyviä ympäristön indikaattoreita. Ne ovat suhteellisen paikallaan pysyviä, pitkäikäisiä ja ilmentävät hyvin pidemmän aikavälin muutoksia. Tuloksia on raportoitu vuosiraporteissa sekä erilaisissa julkaisuissa. Tässä raportissa keskitytään vuosiin 2016 ja 2017. Tulosten pohjalta pyritään arvioimaan mahdollisten kuormituslähteiden (puhdistettujen jätevesien purkaminen ja ruoppausmassojen läjitys) vaikutusta pohjaeläinmääriin ja lajistoon sekä myös haitta-aineiden pitoisuuksiin. Puhdistettujen jätevesien määrät ja laatu esitetään kappaleessa 3, läjitysmäärät esitetään taulukossa 6.3.

Pääkaupunkiseudun merialueen pohjaeläinlajistossa on tapahtunut suuria muutoksia 1970-luvulta nykypäivään. Suurimmat muutokset ajoittuvat meriveden laajamittaiseen suolapitoisuuden laskuun 1980-luvun puolivälissä², jolloin 1970-luvun puolivälistä runsastuneiden harvasukasmatojen (*Oligochaeta*), liejusimpukoiden (*Macoma baltica*) ja erityisesti okamakaramatojen (*Halicryptus spinulosus*) ja valkokatkojen (*Monoporeia affinis*) määrät laskivat voimakkaasti (kuva 6.1). Pohjaeläinten yksilömäärät olivat pieniä 1980-luvun lopulla, jonka jälkeen liejusimpukoiden ja osittain harvasukasmatojen määrät kasvoivat jonkin verran. Vuoden 2005 jälkeen monisukasmatoihin kuuluvavieraslaji *Marenzelleria* spp. -liejuputkimato on runsastunut voimakkaasti. Myös harvasukasmatojen ja okamakaramatojen määrät ovat lisääntyneet jonkin verran. Valkokatka on laji, joka ei siedä alhaisia happipitoisuuksia, kun taas liejuputkimato kestää huonojakin oloja.

² <https://www.hel.fi/helsinki/fi/asuminen-ja-ymparisto/luonto-ja-viheralueet/vedet/itameri/seuranta>



Kuva 6.1. Yleisimmät pohjaeläintaksonit pääkaupunkiseudun merialueen ulkosaaristossa.

6.2 Aineisto ja menetelmät

Vuodesta 2014 lähtien yhteistarkkailussa on ollut käytössä uusi ohjelma, jonka mukaan tarkkailua nykyisin tehdään. Vuonna 2016 pohjaeläinnäytteet otettiin syys-marraskuun aikana kahdeltatoista yhteistarkkailuohjelman mukaiselta havaintopaikalta (taulukko 6.1, kuva 2.2). Näytteet otettiin myös Laajalahden, Porsaan, Vartiokylänlahden, Vasikkasaaren ja Skatanselän havaintopaikoilta, jotka ovat ympäristökeskuksen omaa pohjaeläinseurantaa. Vuosi 2017 oli yhteistarkkailun laajennetun pohjaeläintarkkailun vuosi, jolloin pohjaeläinnäytteitä otettiin samoilta seitsemältätoista paikalta kuin edellisenä vuonna ja lisäksi myös Mustakuvun ja Rövargrundetin läjitysalueilta sekä Länsisatamasta.

Näytteenottoalueet ovat ympäristöhallinnon ohjeistuksen mukaan jaoteltu vesimuodostumiin. Stora Mickelskärenin (123), Knaperskärin (147P), Kytön väylän (57) ja Katjaluodon kaksi pohjaeläinhavaintopaikkaa (125P ja 1259) kuuluvat Helsinki-Porkkalan rannikkovesimuodostumaan. Itäinen ulkosaaristo (1142) ja Pentarn (166) kuuluvat Porvoo-Helsinki vesimuodostumaan, Musta Hevonen (181) ja Skatanselkä (111) Siipoon saariston rannikkovesimuodostumaan, Vartiokylänlahti (25) Villingin rannikkovesimuodostumaan, Vanhankaupunginselkä (4) ja Vasikkasaari (18) Kruunuvuorenselän vesimuodostumaan, Laajalahti (87) ja Porsas (94) Seurasaaren vesimuodostumaan, Ryssjeholmsfjärden (1171) Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostumaan ja Espoonlahti (118) sekä Björköfjärden (189) Espoonlahden rannikkovesimuodostumaan.

Näytteenotossa käytettiin lahtialueilla menetelmää SFS 5076 ja ulommilla alueilla Itämeren Biologien (BMB) suositusta. Näytteenottimena pehmeillä pohjilla käytettiin Ekman-Birge -tyyppistä pohjanoudinta (pinta-ala 303 cm²), jolla otettiin viisi rinnakkaisnäytettä yhtä havaintopaikkaa kohti. Näytteet seulottiin vesijohtovedellä 0,5 mm teräsverkoseulan läpi. Kovemmilla pohjilla käytettiin van Veen -tyyppistä pohjanoudinta (pinta-ala 1111 cm²), jolla otettiin kolme osanäytettä kultakin havaintopaikalta. Kovien pohjien näytteet seulottiin heti näytteenoton jälkeen vesijohtovedellä kahden teräsverkoseulan läpi (1,0 mm ja 0,5 mm). Jokaisen noston eri seuloissa

olleet osanäytteet säilöttiin erilliseen astiaan, Bengalrosalla värjättyyn noin 94 % etanoliiin. Näytteenoton yhteydessä arvioitiin sedimentin laatu kvalitatiivisesti ja lisäksi arvioitiin sedimentin pinnan värin perusteella onko pinta hapettava vai pelkistävä (musta pinta = pelkistävä ympäristö) sekä rikkivedyn muodostus aistinvaraisesti hajun perusteella. Maastotiedot vietiin suoraan maastossa käsitietokonetta käyttäen internetin kautta toimivaan tietokantasovellukseen.

Vuoden 2017 pohjaeläinnäytteistä poimittiin seulontavaiheessa kaikki silminnähtävät liejusimpukat erilliseen astiaan, jotta ne voitiin erikseen käsitellä haitta-aine analyysiä varten. Simpukoita pidettiin noin vuorokausi merivedessä ennen pakastamista, jotta eliöiden suoli ehtisi tyhjentyä. Laboratoriossa simpukoiden koko mitattiin ja lukumäärä laskettiin, niistä poistettiin pehmytosat ja ne yhdistettiin asemakohtaiseksi näytteeksi. Haitta-aine analyysiä varten pehmytosia tarvittiin yhteensä vähintään 5 g näytease-maa kohti. Tämän pienemmät määrät jäivät analysoimatta.

Taulukko 6.1 Yhteistarkkailun pohjaeläinseurannan havaintopaikat vuosina 2016 ja 2017. Tähdellä merkityt havaintopaikat ovat ympäristökeskuksen oman seurannan havaintopaikkoja. Rövargrundetin ja Mustakuvun läjitysalueilta ja Länsisatamasta otettiin näytteitä vain vuonna 2017.

Havaintopaikka	Nro	Koordinaatit (WGS-84)		syvyys (m)
		lat	lon	
Vanhankaupungin-selkä	4	60.19267	24.98976	2,5
Kytön väylä	57	60.08005	24.78031	31
Itäinen ulkosaaristo	1142	60.12516	25.09345	30
Ryssjeholmsfjärden	1171	60.14557	24.7206	3
Espoonlahti	118	60.16294	24.58931	13
Stora Mickelskären	123	60.02849	24.60473	27
Katajaluoto	125	60.09872	24.88555	28
Katajaluoto	1259	60.0885	24.89435	29
Knaperskär	147	60.08106	24.73821	27
Pentarn	166	60.11659	25.25354	48
Musta Hevonen	181	60.1847	25.26701	14
Björköfjärden	189	60.12389	24.65284	6
*Laajalahti	87	60.19275	24.84524	4
*Porsas	94	60.1745	24.88591	9
*Vartiokylänlahti	25	60.19311	25.08503	5
*Vasikkasaari	18	60.1518	25.00502	14
*Skatanselkä	111	60.19624	25.19857	13
Länsisatama	LS2	60.15804	24.92567	11
Länsisatama	LS3	60.15624	24.92571	10
Mustakupu	MKS2	60.12990	25.14776	19
Mustakupu	MKS3	60.13035	25.15236	27
Mustakupu	MKS4B	60.13006	25.15671	32
Mustakupu	MKS5	60.12989	25.16156	32
Rövargrundet	RG1	60.07640	24.68169	21
Rövargrundet	RG2	60.07335	24.68329	21
Rövargrundet	RG5	60.07235	24.69373	22
Rövargrundet	RG6	60.07126	24.67900	23
Rövargrundet	RG7	60.07846	24.68268	18
Rövargrundet	RG8	60.07688	24.68987	15

Eläimet lajistoanalyysiä varten eroteltiin muusta seulontajätteestä laboratoriossa stereomikroskoopin avulla vähintään kuusinkertaista suurennosta käyttäen. Eläimet määritettiin pääasiassa lajitasolle, mutta harvasukasmatojen (*Oligochaeta*) ja surviaissääskien (*Chironomidae*) toukat määritettiin ryhmätasolle. Leväkatkat (*Gammarus* spp.) ja *Marenzelleria* -liejuputkimadot (*Marenzelleria* spp.) määritettiin sukutasolle. Sukkulamatoja (*Nematoda*) ja levärupea (*Electra crustulenta*) ei laskettu yksilömääriin tai biomassaan, mutta niiden esiintyminen huomioitiin. Raakkuäyriäiset (*Ostracoda*) poimittiin ja niiden lukumäärä laskettiin, mutta niitä ei punnittu. Puhuttaessa lajimäärästä eri havaintopaikoilla mukaan lasketaan myös nämä edellä mainitut taksonit. Poimittuja näytteitä säilytettiin noin kuukausi etanolissa ennen niiden punnitsemista. Ennen punnitusta eläimiä liotettiin hetki vedessä, jonka jälkeen ne ”kuivattiin” imupaperin päällä. Jokainen laji/ryhmä punnittiin erikseen kaikista nostoista. Liejusimpukat (*Macoma balthica*) jaettiin 1 mm:n tarkkuudella kokoluokkiin ja biomassa määritettiin koon perusteella. Taustatietona käytettiin ympäristökeskuksessa vuosien 1990–1995 aineistosta tehtyä kokoluokkien painokerroinselvitystä.

Tulokset siirrettiin käyttöä ja säilytystä varten Helsingin ympäristöpalveluiden vesitietokantasovellukseen.

6.3 Tulokset

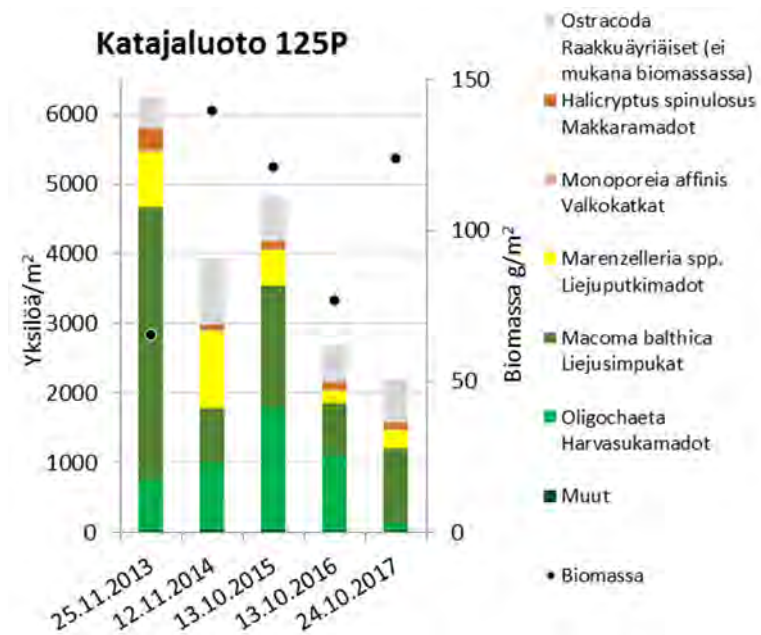
Pohjaeläintulokset kaikilta havaintopaikoilta on esitetty pohjaeläinosision lopussa taulukoissa 6.4 ja 6.5.

6.3.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuma

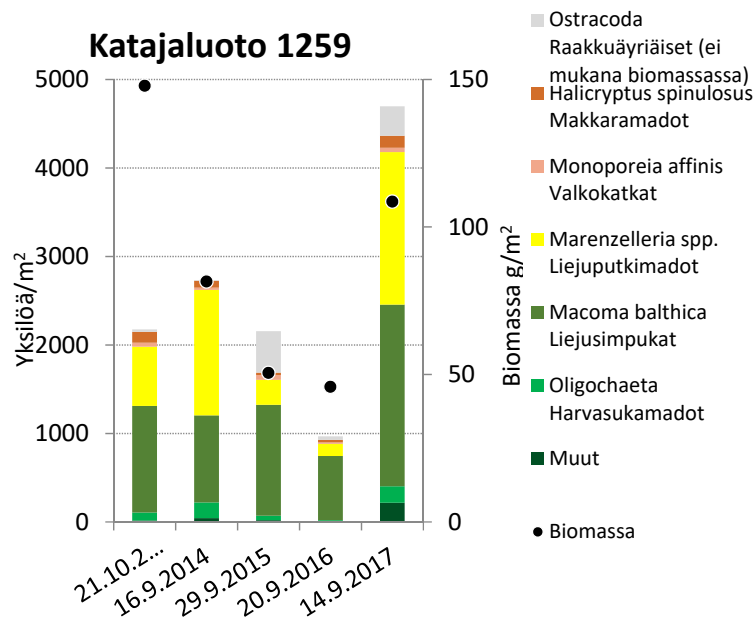
Helsinki–Porkkala vesimuodostumaan sijoittuvat yhteistarkkailun puitteissa tarkkailtavista toimista Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkualueet, Espoon teknisen keskuksen läjitysalue sekä Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevesien purkualue. Katajaluodon havaintopaikat (125P ja 1259) ovat havaintopaikoista lähimpänä Viikinmäen jätevesitunnelin purkupaikkaa. Alueen pohja on liejua ja savea.

Valkokatkat, liejusimpukat ja harvasukasmadot esiintyivät 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa tällä alueella runsaslukuisena. Valkokatkojen vähennyttyä 1980-luvun lopulta lähtien vallitsivat, varsinkin alueella 125P, liejusimpukat ja harvasukasmadot. Samansuuntaisia muutoksia on havaittu myös muualla Suomenlahdella ja syiksi arvioidaan pohjanläheisen veden lämpötilan nousua, suolapitoisuuden laskua, rehevöitymistä ja pohjan happitilannetta (Laine ym. 2007, Österblom ym. 2007, Rousi ym. 2013). Vieraslajina tunnettu liejuputkimato, *Marenzelleria* spp., ilmestyi alueelle jo 1993 mutta runsastui vasta 2000-luvulla, samankaltainen kehitys on huomattu laajemmalla mittakaavalla (Kauppi ym. 2015).

Viimeisien vuosien aikana liejusimpukat olivat Katajaluodon alueella (125P) yhä vallitsevia ja myös *Marenzelleria* spp.-liejuputkimato oli kohtalaisen runsas (kuva 6.2 ja 6.3). Harvasukasmatojen määrä on vähentynyt viimeisempien vuosien aikana. Yksilömäärät ja biomassat vaihtelevat kuitenkin eri vuosien välillä runsaasti. Valkokatkaa tavataan alueella vieläkin säännöllisesti mutta yksilölukumäärät ja biomassat ovat pieniä. Lajilukumäärä vaihteli alueella 8–13 lajin välillä.



Kuva 6.2. Katajaluodon (125P) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.



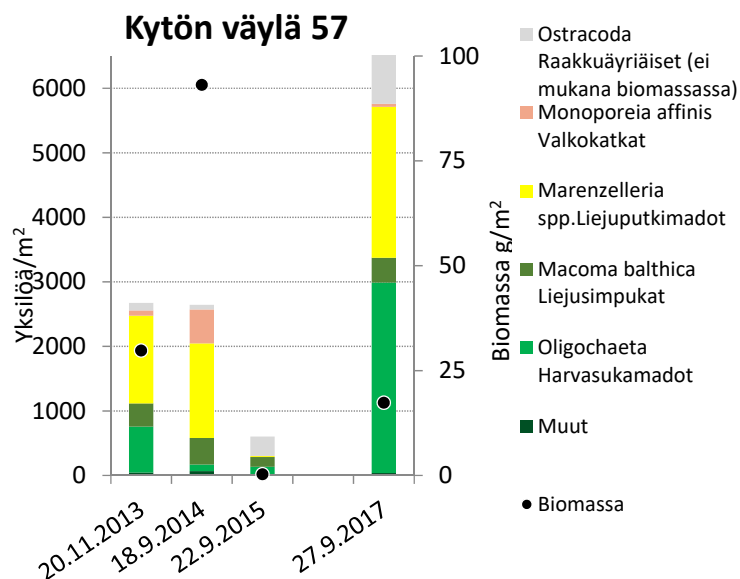
Kuva 6.3. Katajaluodon (1259) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

Lähellä Suomenojan puhdistamon purkualuetta sijaitsevat Knaperskärin (147P) ja Kytön väylän (57) havaintopaikat, joiden sedimentti on savea ja paikoittain myös soraa. Kytön väylän alue on liejua ja on hieman Knaperskärin syvempänä alueena kärsinyt ajoittaisista happiongelmissa.

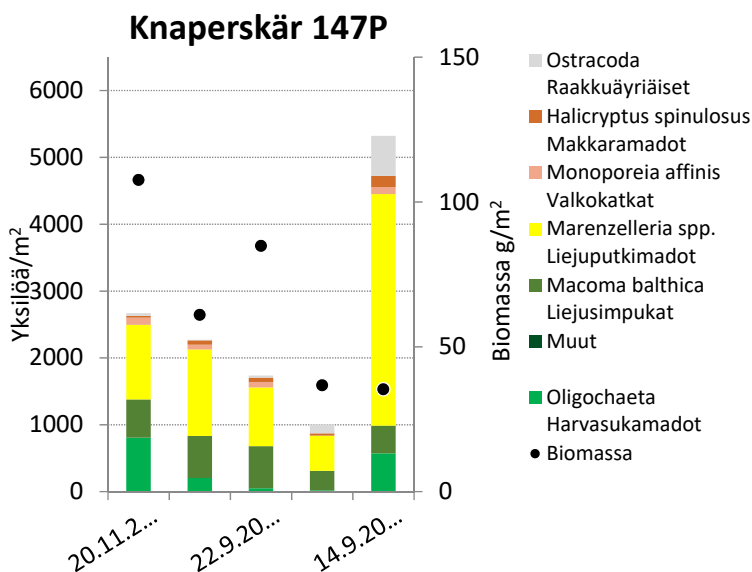
Knaperskärin alueen lajistokehitys muistuttaa Katajaluodon vastaavaa. Alue oli myös tyypillisesti 1970-1980-luvulla liejusimpukan ja valkokatkan dominoimaa aluetta, Tämän jälkeen kuitenkin harvasukamatojen osuus lajistossa kasvoi, mikä vaikuttaa olevan laajempi ilmiö Suomenlahdella (esim. Rousi ym. 2013). Kokonaisyksilömäärät pysyivät suhteellisen vaatimattomina 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun alkupuolella.

Marenzelleria–liejuputkimato kasvatti yksilölukumäärää vuodesta 2007 vuoteen 2010, minkä jälkeen yksilölukumäärät taas pienenivät.

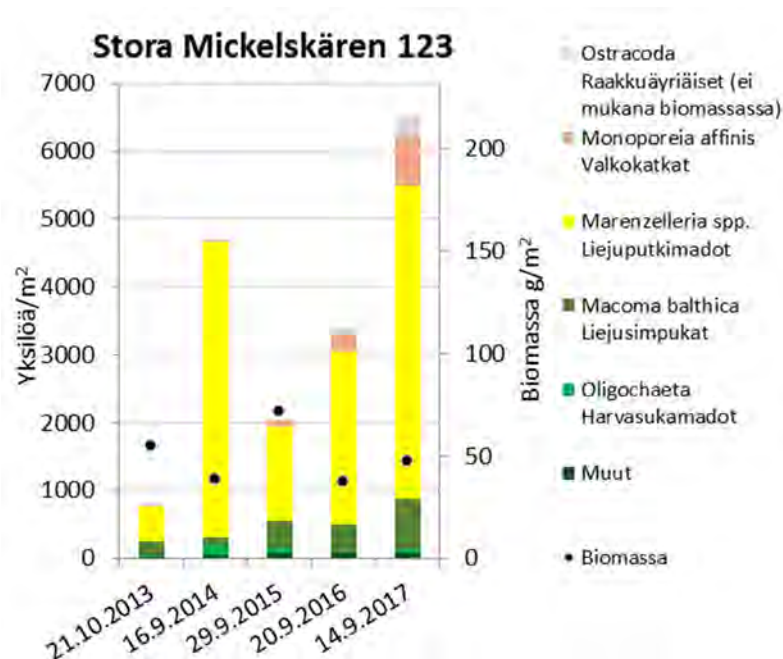
Vuosien 2015 ja 2016 aikana happitilanne varsinkin Kytön väylän alueella on ollut huono ja pohjaeläinten määrä vähäinen. Vuoden 2017 pohjaeläinnäytteissä yksilömäärät olivat kasvaneet; Kytön väylän näytteessä oli runsaasti pieniä *Oligochaeta*-harvasukasmatoja ja *Marenzelleria*-liejuputkimatoja (kuva 6.4). *Marenzelleria* –liejuputkimadot olivat vuonna 2017 edellisiä vuosia runsaampia myös Knaperskärillä sekä Stora Mickelskärenillä (kuva 6.5 ja kuva 6.6). Lajin yksilölukumäärät ovat muuallakin Helsingin läntisen ulkosaariston alueella lisääntyneet.



Kuva 6.4. Kytön väylän (57) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013, 2014, 2015 ja 2017.

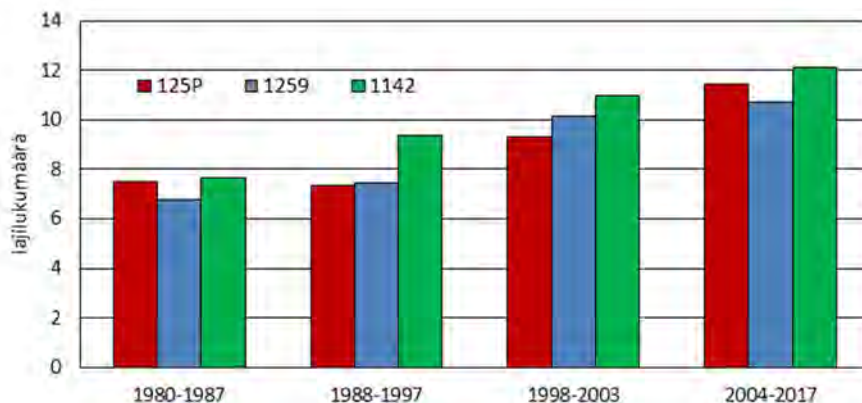


Kuva 6.5. Knaperskärin (147) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.



Kuva 6.6. Stora Mickelskärenin (123) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

Pohjan tilan voidaan katsoa olevan sitä parempi mitä enemmän lajeja näytteessä esiintyy eli mitä monimuotoisempi lajisto on. Pohjaeläinlajien/taksonien lukumäärä on lisääntynyt 1980-luvulta lähtien sekä Katajaluodolla että itäisessä ulkosaaristossa (kuva 6.7). Erot asemien välillä ovat kuitenkin pieniä.



Kuva 6.7. Pohjaeläinlajien/taksonien lukumäärä (keskiarvona rinnakkaisnäytteistä) Itäisessä ulkosaaristossa (1142) ja Katajaluodolla (125P ja 1259). Vuosina 1980-87 Helsingin ulkosaaristoon ei vielä johdettu puhdistettuja jätevesiä. Jaksolla 1988-1997 Helsingin puhdistetut jätevedet jo johdettiin ulkosaaristoon. Vuosina 1998-2003 typenpoisto oli käytössä Viikin keskuspuhdistamolla ja vuodesta 2004 typenpoistoa oli edelleen tehostettu.

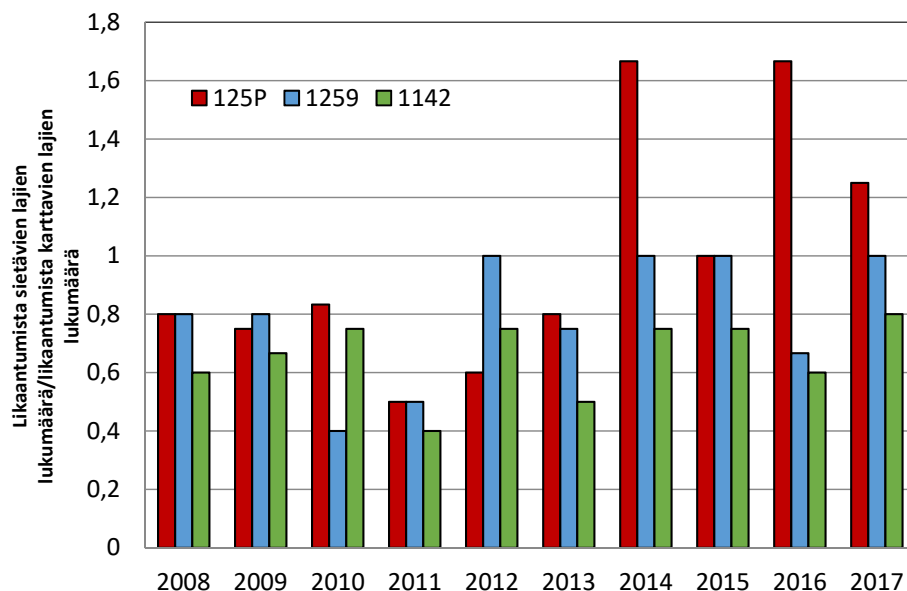
Puhdistettujen jätevesien purkualueiden ja vertailualueen pohjaeläinten lajistosuhteita tarkasteltiin myös Leppäkosken ryhmittelyn pohjalta. Leppäkosken (1975) likaantuneisuusluokituksen mukaisessa taulukossa (taulukko 6.2) on listattu lajit/taksonit, jotka joko hyötyvät tai sietävät orgaanista likaantumista tai lajit, jotka karttavat likaantumista.

Taulukko 6.2 Likaantumista sietävät tai siitä hyötyvät taksonit ja likaantumista karttavat taksonit

Likaantumista/orgaanista kuormitusta ilmentävät lajit	Likaantumista/orgaanista kuormitusta karttavat lajit
<i>Oligochaeta</i> , harvasukamadot	<i>Halicryptus spinulosus</i> Makkaramato
<i>Hediste diversicolor</i> Merisukasjalkainen	<i>Harmotoe sarsi</i> Liejusukasjalkainen
<i>Polydora redeki</i> -mo	<i>Monoporeia affinis</i> Valkokatka
<i>Manayunkia aestuarina</i>	<i>Prostoma obscurum</i> Nauhamato
Chironomidae surviaissääsket, erityisesti suku <i>Chironomus</i>	<i>Mesidotea entomon</i> (entinen <i>Saduria e</i>)
<i>Macoma baltica</i> Liejusimpukka	Kilkki
<i>Hydrobia</i> spp. Sukkulakotilo	<i>Gammarus</i> spp. Katkat
	<i>Corophium volutator</i> Liejukatka
	<i>Cerastoderma glaucum</i> , Idänsydänsimpukka
<i>Potamopyrkus antipodarum</i> Vaeltajakotilo	

Tarkastelussa verrattiin puhdistettujen jätevesien purkualueiden ja sekä vertailualueen taksonien määriä viimeisen kymmenen vuoden aikana. Suhdeluku kuvaa likaantumista ilmentävien taksonien määrää suhteessa likaantumista karttaviin taksoneihin. Pieni suhdeluku kertoo paremmasta tilanteesta kuin suuri suhdeluku. Reilun kymmenen vuoden aikana suhdeluku oli suurimmillaan vuosina 2014 ja 2016 Katajaluodon asemalla (kuva 6.8). Suhdeluku on lähes jatkuvasti ollut hieman suurempi kuormiteuilla alueilla.

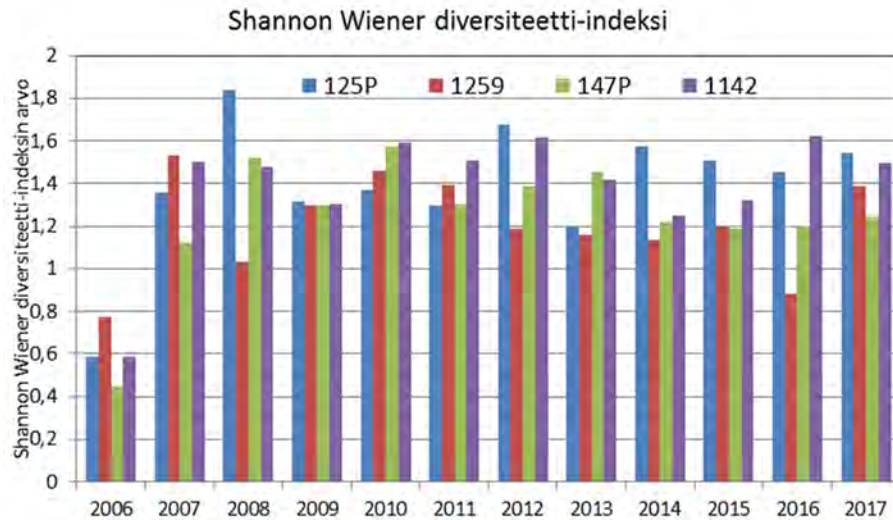
Huomioitavaa on, että luokitus on tehty jo 1970-luvulla eikä luokitus ole huomionut alueelle asettuneita vieraslajeja kuten *Marenzelleria*-liejuputkimatoa.



Kuva 6.8. Kuormitusta ilmentävien lajien lukumäärä suhteessa kuormitusta karttavien lajien lukumäärään Itäisessä ulkosaaristossa(1142) ja Katajaluodolla (125P ja 1259).

Vuosien 2016 ja 2017 pohjaeläintuloksista laskettiin edellisten vuosien tapaan myös Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi (Krebs 1985), mikä kuvaa lajiston monimuotoisuutta. Indeksien arvo on sitä suurempi, mitä enemmän lajeja havaitaan ja mitä tasaisemmin ne esiintyvät. Indeksit laskettiin neljältä havaintoasemalta, joista kolme oli suhteellisen lähellä puhdistettujen jätevesien purkupaikkoja Helsingissä ja Espoossa

(1259, 125P ja 147P) ja yksi oli perinteinen vertailuasema Itäisellä saaristoalueella (1142). Verrattaessa kuormitusta lähellä olevien havaintoasemien monimuotoisuuden vaihtelua Itäisessä saaristossa sijaitsevaan vertailuhavaintoasemaan, ei selkeitä johdonmukaisia eroja ollut havaittavissa (kuva 6.9). Vuosina 2016 ja 2017 Katajaluodon (125P) ja Itäisen saaristoalueen (1142) pohjaeläimistö oli monimuotoisempi kuin muilla vertailtavilla havaintopaikoilla.



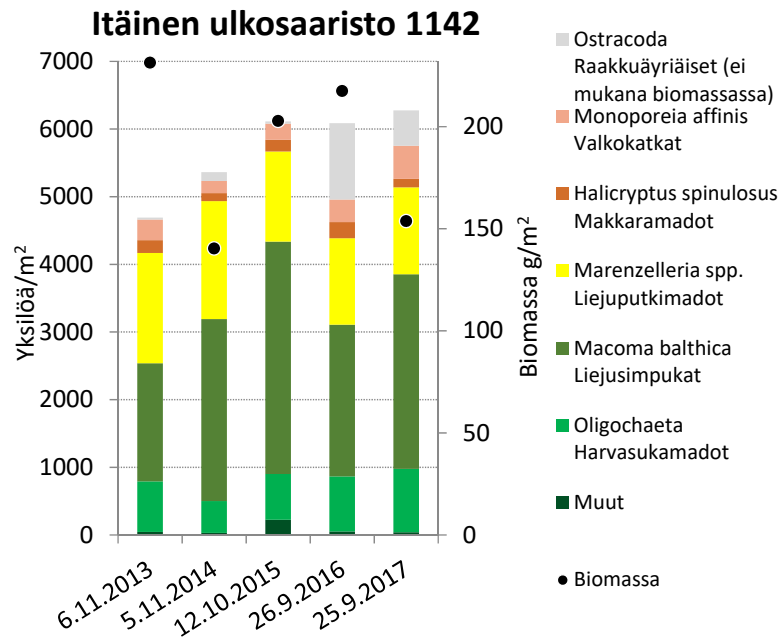
Kuva 6.9. Shannon Wiener diversiteetti-indeksit Katajaluodolla (125P ja 1259), Knaperskärillä (147) ja Itäisessä ulkosaaristossa (1142). Pysty-akselilla diversiteetti-arvo.

6.3.2 Porvoo-Helsinki vesimuodostuma

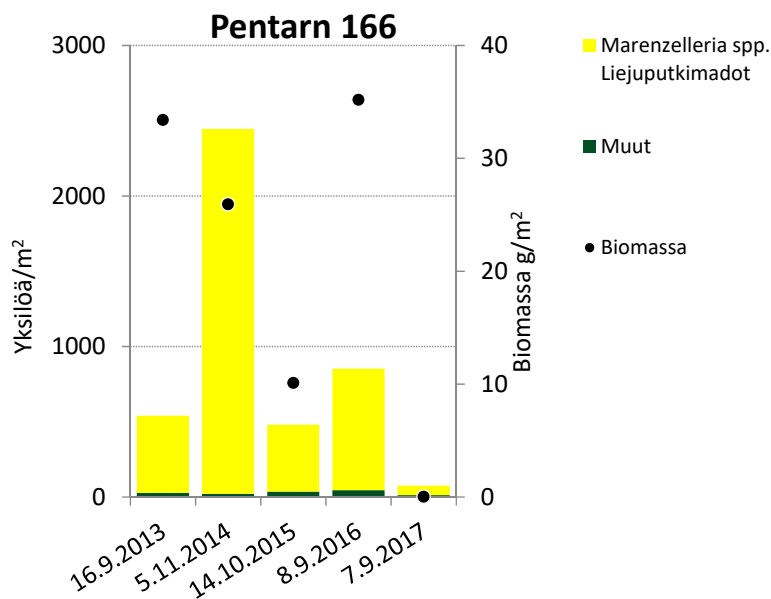
Yhteistarkkailussa Porvoo-Helsinki vesimuodostuman alueelle sijoittuvat Itäisen saaristoalueen havaintoasema 1142 ja Pentarn 166. Myös Helsingin sataman Mustakuvun läjitysalue sijaitsee tällä alueella. Mustakuvun ja Rövargrundetin läjitysalueiden sekä Länsisataman pohjaeläintuloksia käsitellään pohjaeläinosision loppupuolella.

Länsi-Tontun 114 ja Itäisen saaristoalueen 1142 havaintoasemia voidaan pitää vertailualueena Katajaluodon ja Knaperskärin tuloksille. Pohjaeläinlajisto tällä alueella muistuttaa yleisesti Katajaluodon ja Knaperskärin lajistoa. Valkokatka oli alueella runsas 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alussa. Tämän jälkeen liejusimpukat runsastuivat ja myös harvasukamatojen osuudet kasvoivat, kuten on myös havaittu tapahtuneen muualla Suomenlahdella (Rousi ym. 2013). *Marenzelleria*-liejuputkimato runsastui voimakkaasti 2008, jonka jälkeen sen osuus taas on pienentynyt. Vuosina 2016 ja 2017 liejusimpukat olivat runsaimpina lajina edellisten vuosien tapaan (kuva 6.10). Liejuputkimadon osuus kokonaisuksilömäärästä on viime aikoina ollut huomattavasti 2000-luvun alun huippumääriä pienempi. Valkokatkaa esiintyy alueella vieläkin säännöllisesti, vaikka sen määrä ei ole ollut kovin suuri.

Pentarnin 166 havaintopaikka on 48 m syvä ja se sijaitsee sedimentin akkumulaatio-alueella Sipoon selällä (Rantataro 1992) ja siksi se on altis happiongelmille. Seuranan alussa 2006 alueen lajisto koostui lähinnä vähäisestä määrästä liejusimpukoita. Tämän jälkeen lajisto on entisestään yksipuolistunut. *Marenzelleria*-liejuputkimadot selviävät myös vähähappisessa ympäristössä ja ovat nykyisin lähes ainoa alueella viihtyvä laji. Vuonna 2017 pohjaeläinten määrä oli Pentarnin näytteessä lähes olematon, mikä kertoo tämänhetkisestä alueella vallitsevasta huonosta happitilanteesta (kuva 6.11).



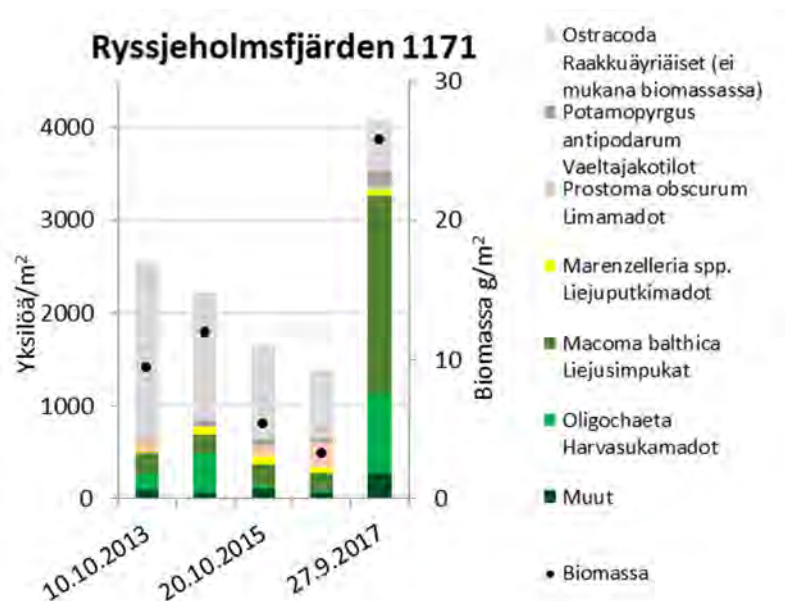
Kuva 6.10. Itäisen saaristoalueen (1142) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.



Kuva 6.11. Pentarnin (166) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

6.3.3 Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuma

Ryssjehomsfjärdenin alueelle sijoittuu yhteistarkkailussa seurattavista toimista Helsingin Sataman Länsisataman alue ja Arctech Shipyards oy:n telakka. Alueelle on aikaisemmin johdettu puhdistettuja jätevesiä Suomenojan puhdistamolta. Alueella sijaitsee myös Suomenojan puhdistamon virtaaman tasaussammikko.



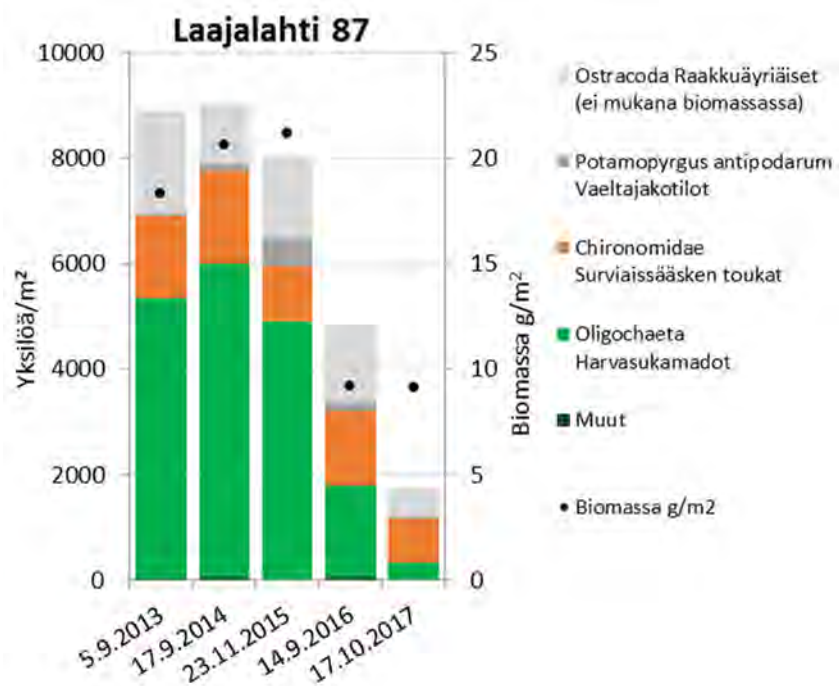
Kuva 6.12. Ryssjeholmsfjärdenin (1171) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

Ryssjeholmsfjärdenin (1171) alue on matalaa, eikä happiongelmia yleensä esiinny. 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alussa pohjaeläinten yksilömäärät olivat suuria, jopa 18000 yksilöä/m², ja lajisto oli monipuolinen. Valtalajina oli tällöin liejusimpukka. Huippuvuosien jälkeen yksilölukumäärät taantuivat. Myöhemmin vaihtelu kokonaisyksilömäärissä on ollut vuosien välillä suurta sisältäen suurimmaksi osaksi liejusimpukoita ja surviaissääskien toukkia. 2010-luvulla yksilömäärät ovat olleet melko pieniä, mutta vuonna 2017 määrät kohosivat yli 3000:een yksilöön/m² (kuva 6.12). Tällöin lajisto koostui suurimmaksi osaksi liejusimpukoista, mutta alueella tavattiin myös esimerkiksi liejukatkoja (*Corophium volutator*), sukkulamerietanoita (*Limapontia capitata*), hiekkaputkimatoja (*Manayunkia aestuarina* ja *Pygospio elegans*) ja viherlimamatoja (*Cyanophthalma obscura*) sekä kilkkejä (*Saduria entomon*). Kokonaislajilukumäärä (13 lajia) kasvoi edellisistä vuosista.

6.3.4 Seurasaaren vesimuodostuma

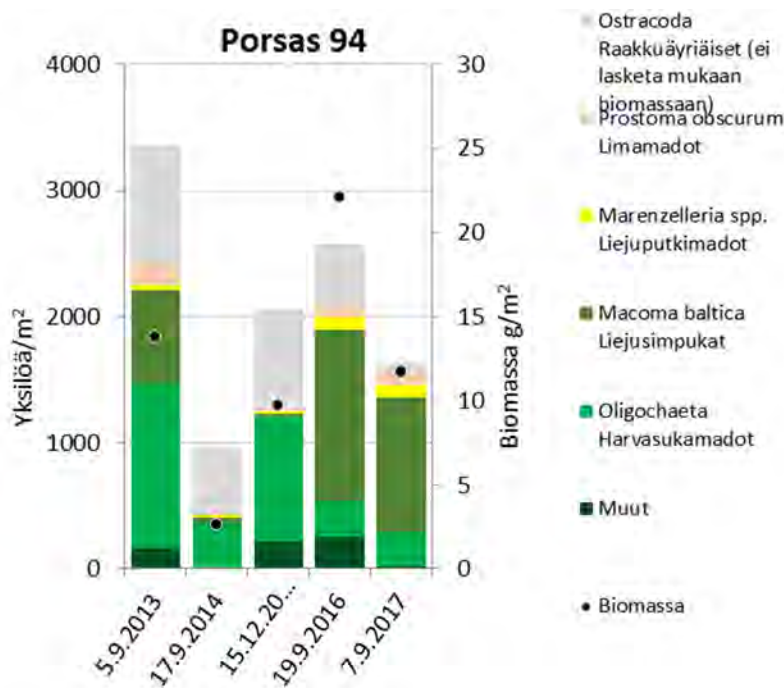
Yhteistarkkailuun kuuluva Salmisaaren voimala purkaa lauhdevetensä Seurasaaren vesimuodostuman alueelle. Alueella sijaitsevat Laajalahden (87) ja Porsaan (94) havaintopaikat, jonne on 1960 ja 1970-luvuilla kohdistunut myös voimakasta jätevesikuormitusta.

1960 ja 1970-luvuilla Laajalahden alue oli pohjaeläinten osalta lähes kuollutta aluetta. Laajalahden pohja olikin lähes hapetonta sulfidiliejua. 1980-luvun loppupuolella pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat alkoivat lisääntyä selvästi ja alueella havaittiin koko tarkkailualueen yksilötiheyden maksimi, lähes 21700 yksilöä/m². Tämän jälkeen tilanne tasaantui. Seuraavien vuosikymmenien huippuvuosia olivat 1993, 2000 ja 2014, jolloin kokonaisyksilömäärä olivat noin 7000 yksilöä/m². Kahden viimeisen vuoden aikana (2016 ja 2017) pohjaeläinmäärät, lähinnä juuri harvasukamatojen määrät, ovat selvästi vähentyneet (kuva 6.13). Lajimäärä on myös vähentynyt sillä 2017 tavattiin enää viisi lajia.



Kuva 6.13. Laajalahden (87) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

Myös Seurasaarenselän veden laatu parani 1970 ja 1980-luvuilla, kun Rajasaaren ja Talin jätevedenpuhdistamot alueella lakkautettiin. Alueen pohjaeläimistö elpyi veden laadun paranemisen myötä. Seurasaarenselän pohja muodostui ja muodostuu yhä monin paikoin sulfidiliejusta, tosin aivan pintasedimentti on nykyään monin paikoin hapettunutta. Alueen pohjaeläimistön yksilölukumäärät olivat 1980-luvulla noin 2000 yksilöä/m². Lajeista runsaslukuisimpia olivat harvasukamadot, surviaissääsken toukat ja liejusimpukat. Vuosien 2016 ja 2017 aikana kokonaistilanne ei ole juuri muuttunut, vaan pohjaeläinten määrät ovat pysyneet lähellä 2000 yksilöä/m² (kuva 6.14). Lajitosuhteissa on kuitenkin tapahtunut pieniä muutoksia. Liejusimpukat ovat vahvistaneet asemaansa kun taas harvasukasmatojen määrät ovat vähentyneet. Vuonna 2016 alueella tavattiin 12 lajia mutta vuonna 2017 vain 8 lajia.

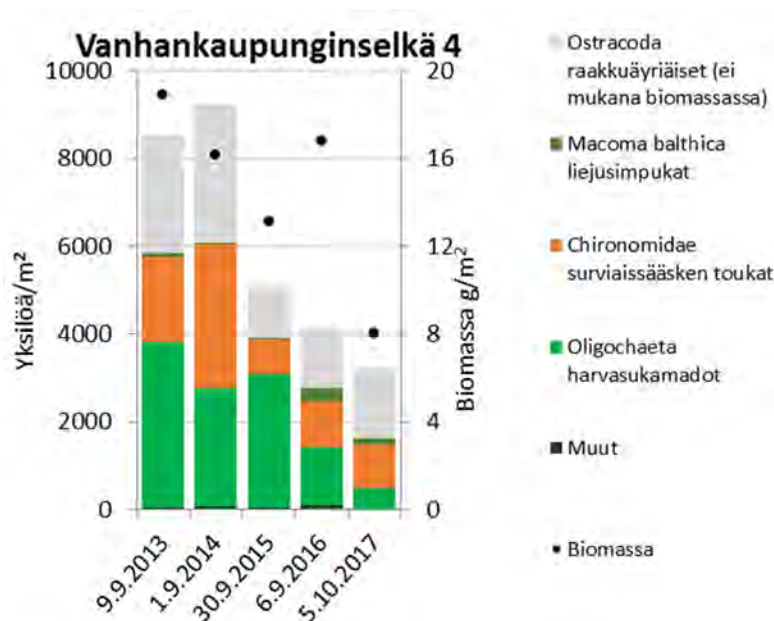


Kuva 6.14. Porsaan (94) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

6.3.5 Kruunuvuorenselän vesimuodostuma

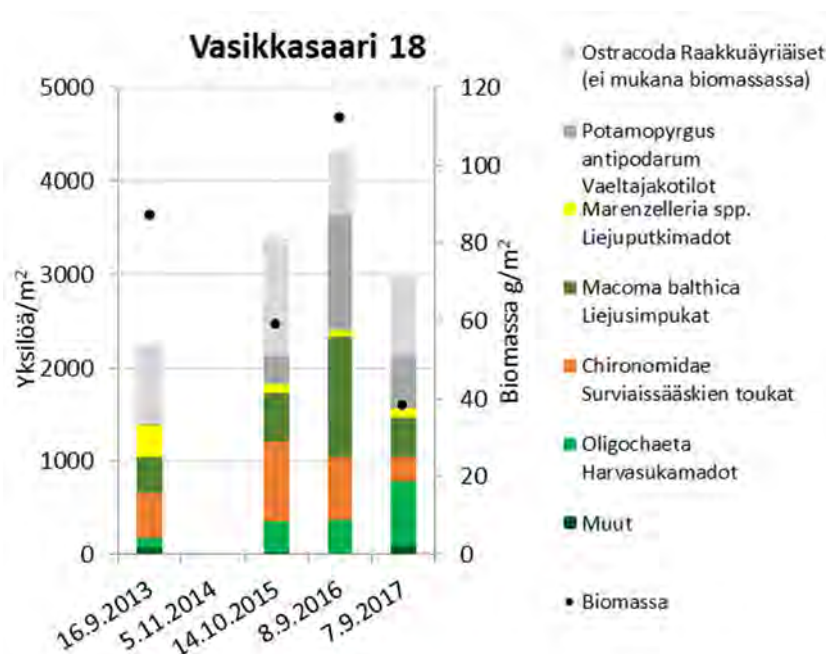
Kruunuvuorenselän alueelle sijoittuu Helsingin sataman eteläsatama, Viikinmäen jätevedenpuhdistamon puhdistettujen jätevesien vara- ja hätäpurkureitit sekä Helsingin energian Hanasaaren voimalaitoksen ja Katri Valan lämpö ja jäähdytyslaitoksen lauhdevesien purkualueita. Vantaanjoki myös vaikuttaa alueeseen voimakkaasti.

Vanhankaupunginlahden veden laatu parantui 1970-luvun lopun jälkeen selvästi mikä heijastui myös pohjaeläimistössä. Pohjaeläinten yksilölukumäärät kasvoivat 80-luvun alkupuolelle saakka, mutta sen jälkeen yksilömäärät ovat vaihdelleet melko paljon vuosien välillä. Vuonna 2011 yksilölukumäärä oli suuri (n.15000 yksilöä/m²), mutta sen jälkeen määrät ovat olleet laskussa (kuva 6.15). Valtalajeina ovat olleet harvasukasmadot ja surviaissääsken toukat, mutta varsinkin harvasukasmatojen määrät ovat vähentyneet. Alueen lajilukumäärä on 80-luvulta lähtien ollut pienessä kasvussa. Viimeisten vuosien aikana (2016 ja 2017) lajilukumäärä on kuitenkin vähentynyt.



Kuva 6.15. Vanhankaupunginselän (4) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

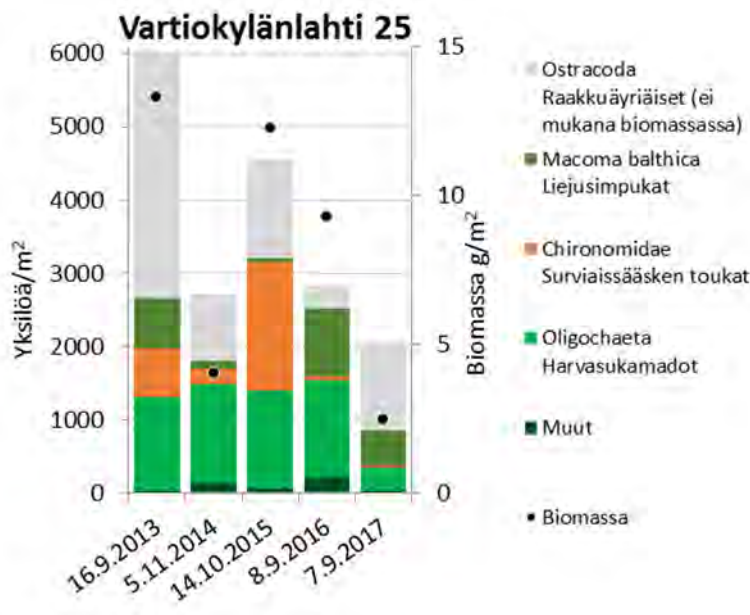
Suurimmat pohjaeläinlukumäärät havaittiin Kruunuvuorenselällä Vasikkasaaren (18) havaintopaikalla 1980-luvulla, jolloin selvinä valtalajeina olivat harvasukasmadot. Jo 90-luvulla yksilömäärät taantuivat ja ovat sen jälkeen pysytelleet noin 2000 yksilöä/m² tuntumassa. Kruunuvuorenselällä on myös ollut lahtialueita hieman enemmän liejusimpukoita johtuen avoimemmasta yhteydestä merelle. Myös viimeisimpien vuosien aikana liejusimpukat, surviaissääsken toukat ja harvasukamadot ovat pysyneet lajistossa runsaimpina, joskin harvasukamatojen osuus ei ole ollut lajistossa enää valitseva (kuva 6.16). Viimeisimpien vuosien aikana lajilukumäärä on vaihdellut 7 ja 11 lajin välillä.



Kuva 6.16. Vasikkasaaren (18) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013 ja 2015-2017.

6.3.6 Villingin rannikkovesimuodostuma

Villingin rannikkovesimuodostuman alueelle on ennen johdettu puhdistettuja jätevesiä vaikka kuormitus ei ole kohdistunutkaan suoraan Vartiokylänlahteen. Vartiokylänlahden pohjaeläimistö olikin 1970-1980-luvulla lahtialueista monipuolisin (Pesonen 1988). Tämän jälkeen lajilukumäärät ovat vaihdelleet vuosittain melko paljon. Viimeisinä vuosina pohjaeläinten kokonaisyksilömäärä Vartiokylänlahdella on ollut noin 2000 yksilöä/m², joskin vaihtelua molempiin suuntiin esiintyy. Vuonna 2017 yksilömäärät olivat vain vajaa 1000 yksilöä/m². Alueella runsaimpina esiintyviä lajeja muiden lahtialueiden tavoin ovat olleet harvasukamadot, liejusimpukat ja surviaissääsken toukat, vaikkakin vuosien 2016 ja 2017 tuloksissa surviaissääsken toukat ovat vähentyneet (kuva 6.17). Viimeisimpien vuosien aikana lajilukumäärä on vaihdellut 7-8 lajin välillä.

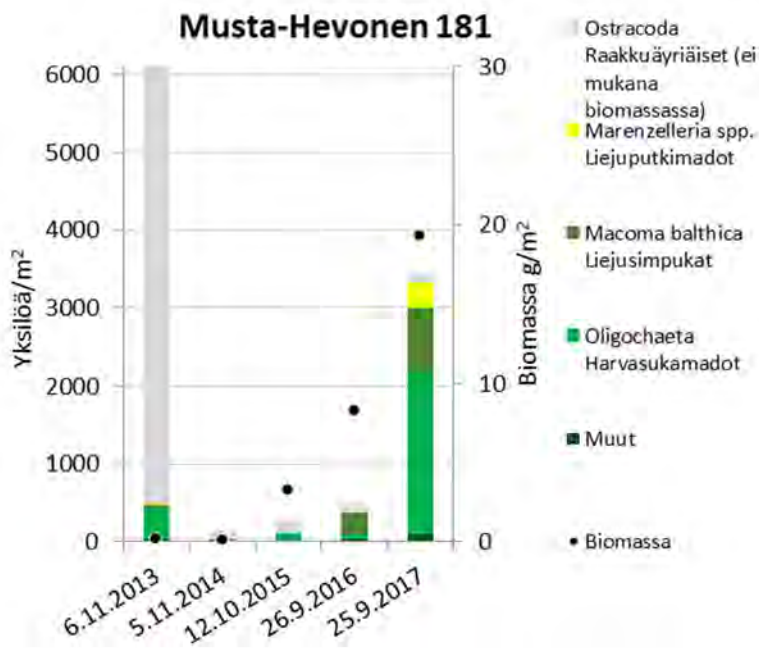


Kuva 6.17. Vartiokylänlahden (25) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

6.3.7 Sipoon saariston rannikkovesimuodostuma

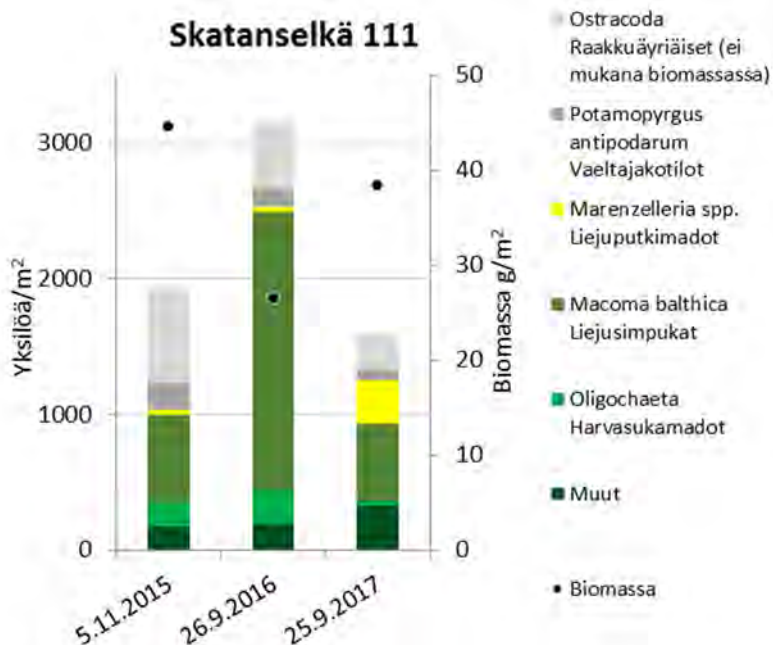
Sipoon saariston rannikkovesimuodostumaan sijoittuu tarkkailtavista alueista Vuosaaren satama, jossa on Helsingin sataman satamatoimintaa sekä Helsingin energian voimalatoimintaa. Pohjaeläinhavaintopaikoista alueelle sijoittuu Mustan Hevososen (181) ja Skatanselän (111) havaintopaikat.

Mustan Hevososen (181) Havaintopaikka on ympäristöään syvempi (15 metriä) ja se sijaitsee sedimentin akkumulaatioalueella ja sedimentin pinta on ajoittain pelkistävä ja aivan pohjanläheinen vesi saattaa olla vähähappista (Rantataro 1992, Vahtera ja Lukkari 2015). Hapenpuutteesta johtuen pohja on sulfidiliejua ja siksi pohjaeläimistö monina aikaisempina vuosina on ollut niukkaa. Vuonna 2017 selvää elpymistä on tapahtunut ja pohjaeläinten määrä on lisääntynyt (kuva 6.18). Valtaosa pohjaeläimistä oli harvasukamatoja, mutta myös liejusimpukoita ja *Marenzelleria*-liejuputkimatoja esiintyi.



Kuva 6.18. Mustan hevosen (181) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

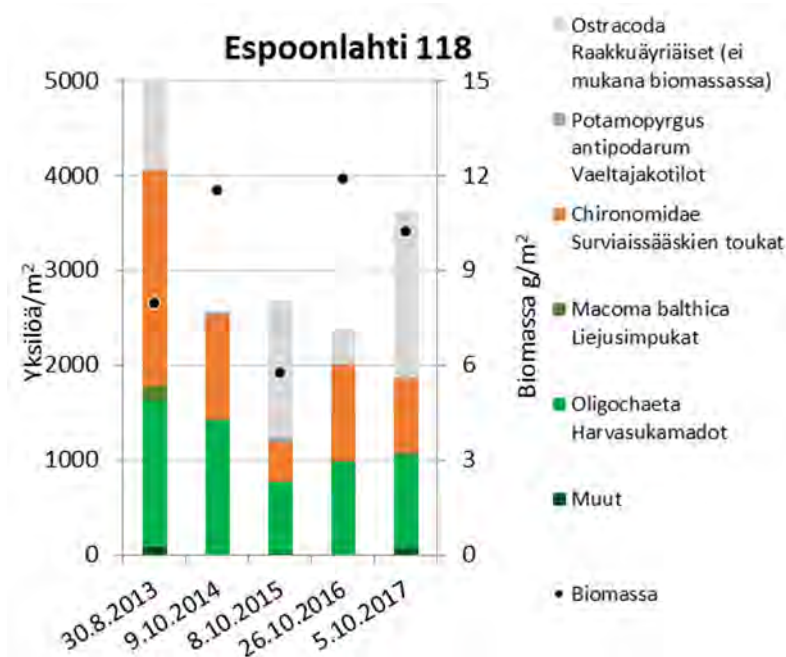
Skatanselän (111) havaintopaikka on melko avoin ja muistuttaa mereisempiä havaintopaikkoja. Liejusimpukat ovat runsaimpina lajina, mutta näytteissä tavattiin myös *Marenzelleria*-liejuputkimatoja (kuva 6.19). Lajimäärä on Skatanselällä vaihdellut 11 ja 13 lajin välillä



Kuva 6.19. Skatanselän (111) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2017.

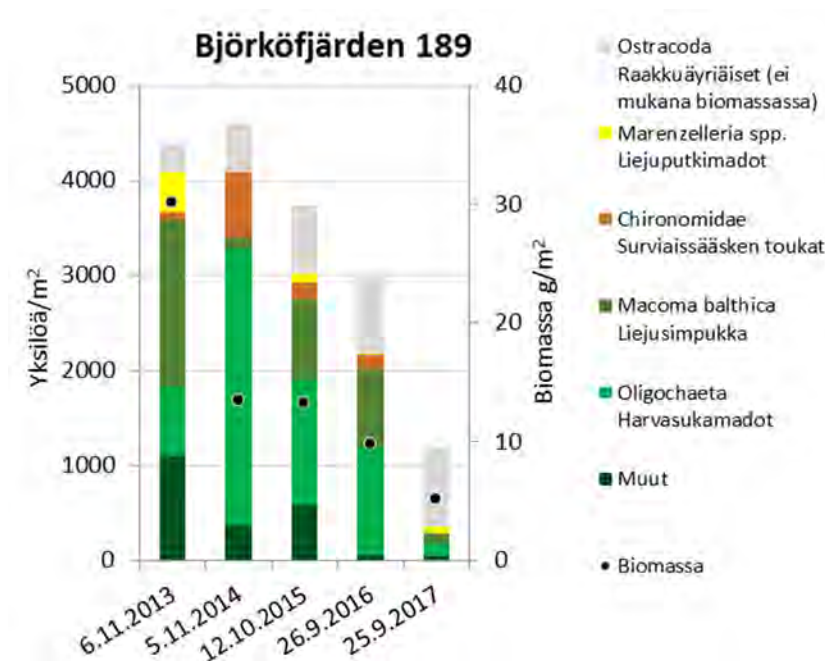
6.3.8 Espoonlahden rannikkovesimuodostuma

Espoonlahden (118) ja Björkfjärdenin (189) pohjaeläinhavaintopaikat sijoittuvat Espoonlahden rannikkovesimuodostuman alueelle. Pohjaeläinten yksilömäärät vaihtelivat Espoonlahden perukassa vuosien välillä happitilanteen mukaan. Pohjaeläinten määrä on vähentynyt niinä vuosina kun alue on kärsinyt hapen vajauksesta pohjan läheisessä vesikerroksessa. Valtalajina alueella ovat olleet harvasukamadot ja surviaissääsken toukat. Lajisto on pysynyt samanlaisena myös viimeisen kahden vuoden aikana (kuva 6.20). Kokonaisyksilömäärä oli noin 2000 yksilöä/m². Lajimäärä on viimeisinä vuosina vaihdellut 5:en ja 10:en välillä.



Kuva 6.20. Espoonlahden (118) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

Toinen Espoonlahdella Björkön kaakkoispuolella sijaitseva havaintopaikka on Björkfjärden (189). Björkfjärden ei sijaitse syvänteessä (syvyys 6 metriä) ja happiolosuhteet ovat periaatteessa Espoonlahden perukkaa suotuisammat. Pohjaeläimiä onkin vuosikymmenen alkupuolella ollut suhteellisen runsaasti. Kuitenkin vuonna 2017 pohjaeläinten lukumäärä on vähentynyt selvästi (kuva 6.21). Lajilukumäärä on myös pienentynyt ollen vuonna 2017 8 lajia.



Kuva 6.21. Björköfjärdenin (189) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2013-2017.

6.3.9 Mustakuvun, Rövargrundetin ja Länsisataman pohjaeläintulokset

Mustakuvun läjitysalue on vuoden 2016 alusta ollut entisen Helsingin rakennusviraston ja nykyisen Helsingin kaupunkiympäristö-toimialan hallinnassa. Tämä Villingin kaakkoispuolella sijaitseva läjitysalue otettiin käyttöön 1988 (kts. kappale 2). Alueelle voidaan läjittää paitsi Helsingin vesialueelta tulevia ruoppausmassoja niin kohtuullisessa määrin myös Sipoosta tulevia ruoppausmassoja. Läjitysalueen kapasiteetti (700 000 m³) on täyttymässä ja sen käyttö lopetetaan vuoden 2018 loppuun mennessä vesiluvan umpeutuessa (nro 98/2009/2, Dnro LSY-2008-Y-189).

Mustakuvun läjitysalue sijaitsee syvänealueen länsireunalla. Keväällä 2008 tehdyn luotauksen perusteella vesisyvyys läjitysalueella vaihtelee 17 ja 25 metrin välillä (Hovi ym. 2014). Läjitysalueen pohja on Geologian tutkimuskeskuksen vuonna 1987 tekemän kartoituksen mukaan ollut pääasiassa glasiaalisavea ja moreenia. Niiden päälle on viimeisen 20 vuoden aikana läjitetty erityyppisiä massoja, pääosin savea ja silttiä. Alueella tehtyjen sedimenttinäytteenottojen perusteella läjitysalueen sedimentin pintakerros on pääosin savea, mutta paikoitellen sedimentissä on seassa hiesua ja hiekkaa (katso viitteet Hovi ym. 2014).

Taulukossa 6.3 nähdään Mustakuvun ja Rövargrundetin läjitysalueiden viimeisimpien vuosien läjitettyjen ruoppausmassojen määriä. Läjitys aiheuttaa sameuden lisääntymistä erityisesti pohjan lähellä. Sedimentoituvan aineksen määrän lisääntyminen saattaa aiheuttaa pohjaeläimille pysyviä vaikutuksia. Mustakuvun pohjaeläinseurannassa on selvästi ollut havaittavissa 2000-luvun alkupuolen suurien läjitysmäärien (> 200 000 m³) negatiivinen vaikutus pohjaeläimiin (Vatanen ym. 2011, Haikonen ym. 2012). Läjitysmäärien vähennyttyä pohjaeläinyhteisöjen on todettu elpyneen niin että vuoteen 2011 mennessä alueelle oli palannut valkokatkat sekä kilkki ja kokonaisyksilömäärät vaihtelivat noin 900 ja 1800 yksilöä m² välillä.

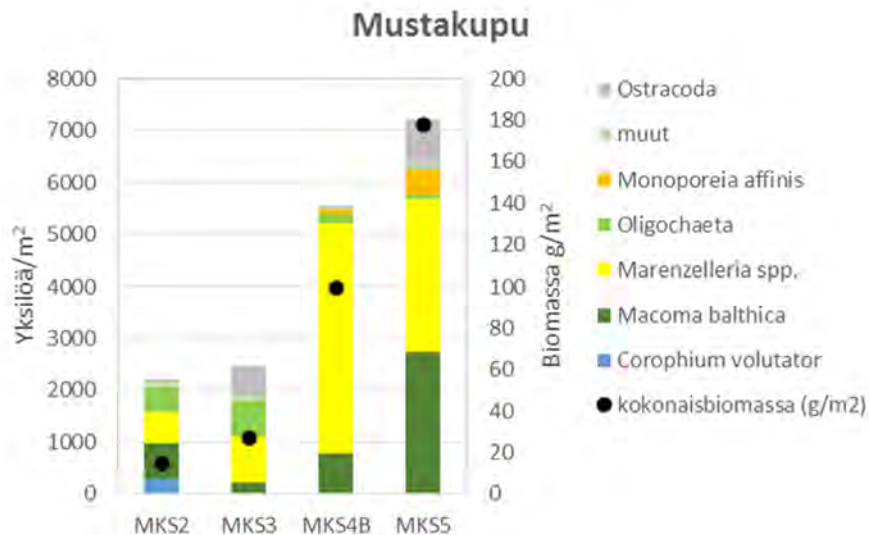
Taulukko 6.3. Rövägrundetin ja Mustakuvun läjitysalueille läjitetyt ruoppausmassat vuosina 2014, 2015, 2016 ja 2017.

Läjitysalue	Läjitetty ruoppausmassa (m ³)			
	2014	2015	2016	2017
Rövägrundet	3 800	10 320	1 320	6 390
Mustakupu	2 280	17 890	259 327	17 500

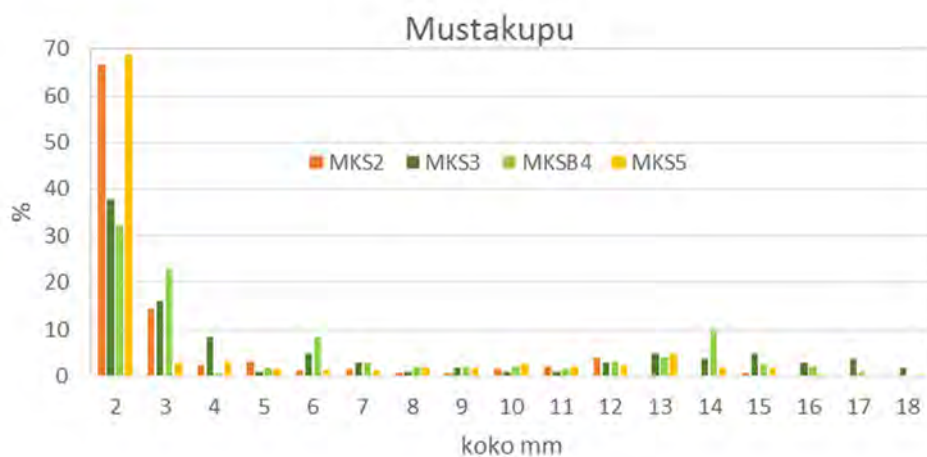
Vuoden 2017 Mustakuvun pohjaeläinnäytteet MKS2, MKS3, MKS4B ja MKS5 otettiin samoista paikoista ja samoilla kerroilla, kuin näytteet sedimentin ja simpukoiden haitta-aine selvitystä varten. Havaintoasema MKS2 on läjityksen suoran vaikutuksen alueella ja muut kolme havaintoasemaa, MKS3, MKS4B ja MKS5 loittonevat alueelta tasaisin välimatkoin (kuva 2.3, kappale 2). Asemat ovat samat kuin aiemmin toteutuksessa selvityksessä (Hovi ym. 2014), mutta eroavat vanhemmista selvityksistä (esim. Haikonen ym. 2012).

Vuonna 2017 Mustakuvun pohjaeläinlajisto koostui lähinnä liejusimpukoista (*Macoma baltica*), *Marenzelleria*-liejuputkimadoista ja harvasukasmadoista (*oligochaeta*) (kuva 6.22). Suoraan läjitysten vaikutuksen alaisilla alueilla yksilölukumäärät sekä biomassat ovat pienempiä mitä kauempana läjitysalueista sijaitsevilla alueilla. Yksilömäärät olivat samassa suurusluokassa kun mitä alueella havaittiin vuonna 2011 (Haikonen ym. 2012). Läjityksillä on kuitenkin selvästi havaittava vaikutus pohjaeläinmääriin. Pohjaeläinmäärät olivat selvästi pienemmät lähimpänä läjitysaluetta. Vuoden 2017 runsailla läjitysmäärillä on ollut vaikutusta pohjaeläinlajistoon ja lukumääriin alueella. Havaintopaikalla MKS2, joka on varsinaisella läjitysalueella, oli suhteellisen runsaasti liejupohjilla viihtyviä liejukatkoja (*Corophium volutator*). Harvasukasmatoja, jotka sievät huonompiakin olosuhteita, oli läjitysalueella (MKS2) ja aivan läjitysalueen lähellä sijaitsevalla havaintopaikalla (MKS3) enemmän kuin kauempana läjitysalueesta sijaitsevilla asemilla (MKS4B ja MKS5). Ympäristön häiriöille herkemmat valkokatkat (*Monoporeia affinis*) taas näyttävät karttavan läjitysten alaisia alueita, sillä valkokatkojen määrä on näytteissä sitä runsaampi mitä kauempana läjitysalueesta havaintopaikka sijaitsee.

Yksilölukumäärät ovat vuoden 2017 pohjaeläinnäytteissä suurempia mitä aikaisempina tarkkailuvuosina on alueella havaittu, kun taas biomassat ovat aikaisempaa pienempiä. Tämä selittyy runsaalla pienikokoisten liejusimpukoiden (kuva 6.23) ja *Marenzelleria*-liejuputkimatojen määrällä. Runsas pienikokoisen lajiston määrä kertoo alueella toteutetusta läjitystoiminnasta, joka käytännössä tuhoaa pohjaeläinyhteisön ja että lähialueen pohjaeläinyhteisöistä alueelle saapuu uusia yksilöitä, usein runsaimpien lajien nuoruusvaiheita. Lajimäärä vaihteli havaintopisteiden MKS2 ja MKS5:n kahdentoista lajin ja MKS3:n yhdeksän lajin välillä.



Kuva 6.22. Mustakuvun läjitysalueen havaintopaikkojen (MKS2, MKS3, MKS4B ja MKS5) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2017.



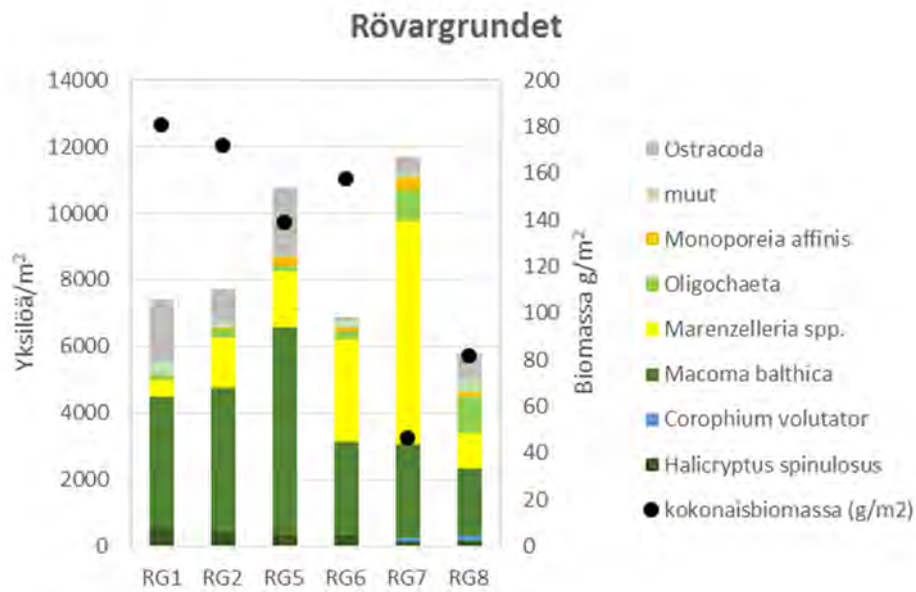
Kuva 6.23. Mustakuvun liejusimpukoiden kokojakauma prosentteina 2017

Rövägrundetin läjitysalue sijaitsee Espoon Suvisaariston alueella ja on Espoon kaupungin ainoa käytössä oleva ruoppausmassojen meriläjitysalue. Rövägrundetin läjitysalue on avattu vuonna 1983 ja vuoteen 2012 mennessä alueelle oli läjitetty yhteensä noin 620 000 m³ läjitysmassoja (Peltonen ja Salo 2013). Viimeisten vuosien läjitysaktiiviteetti on ollut pientä, vuosien 2000-2014 välillä massoja kertyi yhteensä 314 177 m³, joista noin reilu 1 % (3800 m³) läjitettiin vuoden 2014 aikana, vuonna 2015 määrä oli hieman suurempi (10320 m³). Vuosien 2016 ja 2017 läjitysmäärät olivat vuoden 2015 määrää pienempiä (taulukko 6.3).

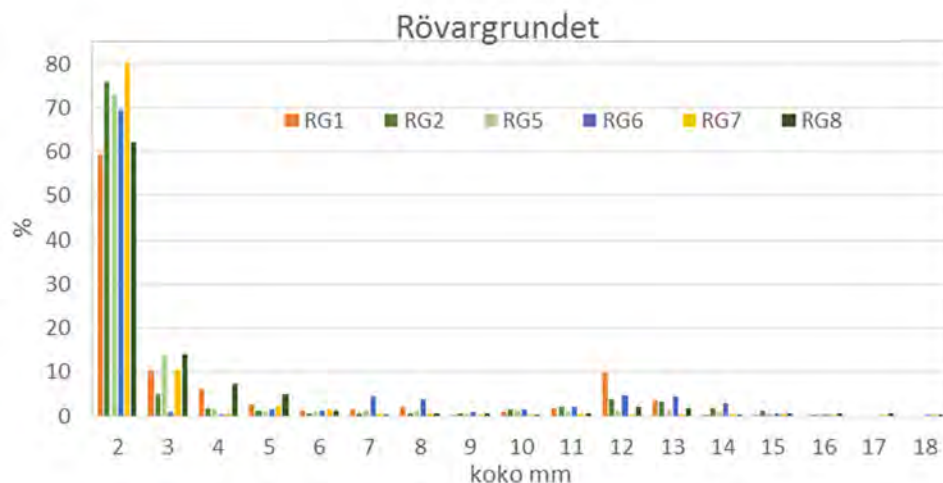
Vuoden 2017 Rövägrundetin pohjaeläinnäytteet RG1, RG2, RG5, RG6, RG7 ja RG8 otettiin samoista paikoista ja samoilla kerroilla, kuin näytteet sedimentin ja simpukoiden haitta-aine selvitystä varten. Havaintoasemat RG1 ja RG2 ovat läjityksen suoran vaikutuksen alueella ja muut neljä havaintoasemaa, RG5, RG6, RG7 ja RG8 sijaitsevat eri puolilla läjitysalueen ulkopuolella (kuva 2.3, kappale 2).

Vuonna 2017 Rövargrundetin pohjaeläimistö koostui valtaosin liejusimpukoista (*Macoma baltica*) ja *Marenzelleria*-liejuputkimadoista (kuva 6.24), joiden määrät vaihtelivat suuresti eri puolelta otetuissa näytteissä. Valtaosa havaituista liejusimpukoista oli pieniä, vain 1-2 mm:n kokoisia (kuva 6.25). Valkokatkojen (*Monoporeia affinis*) määrä on runsaampi Mustakuvun tapaan myös Rövargrundetin varsinaisen läjitysalueen ulkopuolisilla havaintopaikoilla. Läjitysalueen ulkopuolisilla näytepaikoilla RG7 ja RG8 havaittiin enemmän harvasukasmatoja kuin muilla Rövargrundetin näytepaikoilla. Näillä samalla kahdella havaintopaikalla esiintyi myös liejuisilla pohjilla viihtyviä liejukatkoja (*Corophium volutator*), joita ei muilla Rövargrundetin havaintopaikoilla tavattu.

Suoraan Rövargrundetin läjitysten vaikutuksen alaisilla alueilla (RG1 ja RG2) yksilölukumäärät olivat pienempiä kuin havaintopaikoilla RG5 ja RG7, mutta suurempia kuin havaintopaikoilla RG6 ja RG8. Biomassat taas olivat suoraan läjitysten vaikutusten alaisilla alueilla suuremmat kuin läjitysaluetta ympäröivillä alueilla. Yksilölukumäärät ovat kaikilla seuratuilla havaintoasemilla suhteellisen suuria, joten läjitysten aiheuttamaa taantumista ei yksilömäärien eikä biomassojen osalta ole havaittavissa. Lajilukumäärät olivat myös suhteellisen suuria, vaihdellen RG6 havaintopaikan 11 lajista läjitysalueen RG2 (läjitysalueen sisällä) havaintopaikan 19 lajiin. Liejusimpukoiden kokojakauma muistutti Mustakuvun alueen simpukoiden kokojakaumaa, missä suurin osa simpukkapopulaatioista koostuu pienimmästä kokoluokasta. Joukossa oli kuitenkin myös runsaammin yli 10 mm:n kokoisia simpukoita (kuva 6.25).



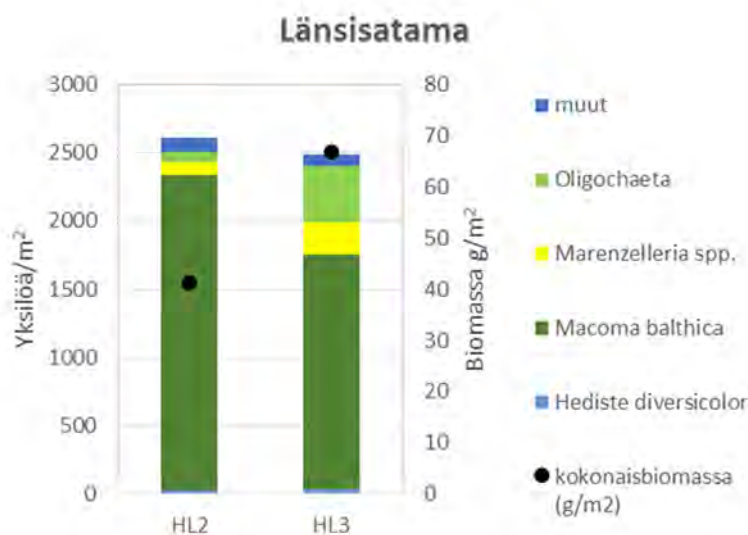
Kuva 6.24. Rövargrundetin läjitysalueen havaintopaikkojen (RG1, RG2, RG5, RG6, RG7 ja RG8) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2017.



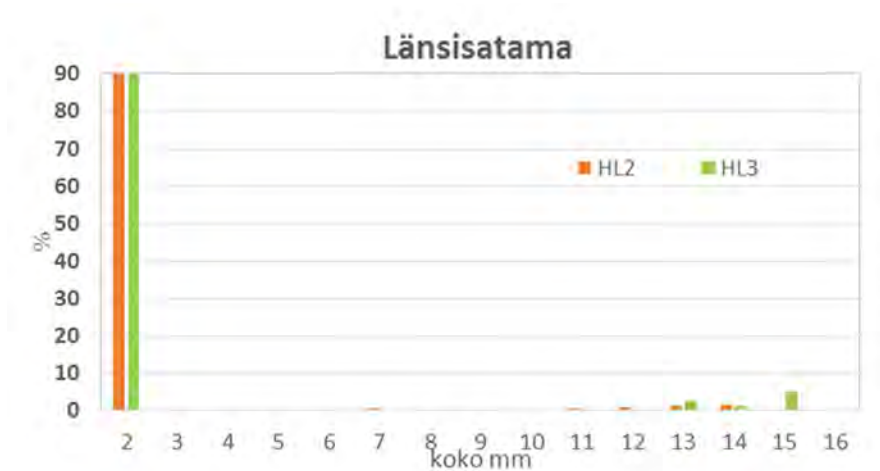
Kuva 6.25. Rövägrundetin liejusimpukoiden kokojakauma prosentteina 2017

Helsingin Sataman hallinnoimalta Länsisataman alueelta otettiin pohjaeläinnäytteet kahdelta havaintopaikalta HL2 (LS2) ja HL3 (LS3) (kuva 2.3). Näytteet otettiin samalla kun otettiin myös näytteet sedimentin ja simpukoiden haitta-aine selvitystä varten.

Länsisataman pohjaeläimistö koostui valtaosin liejusimpukoista (*Macoma balthica*). Alueella havaittiin myös pienempiä määriä *Marenzelleria*-liejuputkimatoja ja harvasukasmatoja (*oligochaeta*) (kuva 6.26). Kokonaisyksilömäärät olivat Länsisataman näytteissä yli 2500 yksilöä/m². Biomassat jäivät alhaisiksi (alle 70 g/m²) muihin asemiin verrattuna, mikä johtui runsaana esiintyneiden liejusimpukoiden pienestä koosta (kuva 6.27). Länsisataman havaintopaikkojen lajimäärä oli vuonna 2017 yllättävän suuri, sillä havaintopaikalla HL2 lajimäärä oli 14 ja havaintopaikalla HL3 12 lajia.

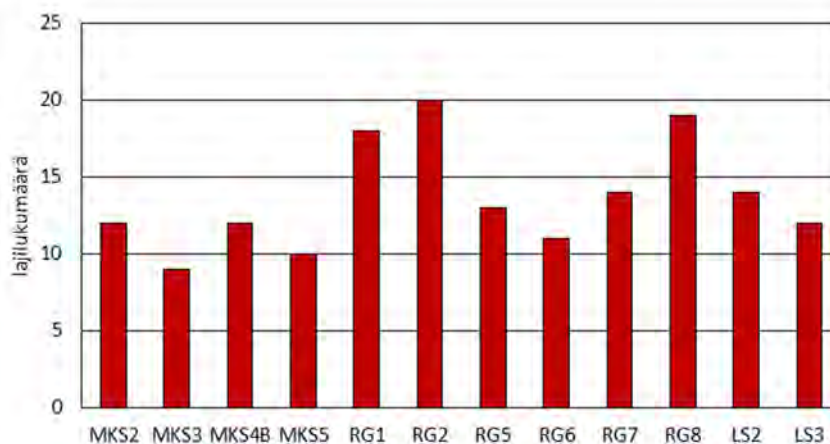


Kuva 6.26. Länsisataman läjitysalueen havaintopaikkojen (HL2 ja HL3) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2017.



Kuva 6.27. Länsisataman liejusimpukoiden kokojakauma prosentteina 2017

Pohjan tilan voidaan katsoa olevan sitä parempi mitä enemmän lajeja näytteessä esiintyy eli mitä monimuotoisempi lajisto on. Mustakuvun ja Rövargrundetin läjitysalueiden sekä Länsisataman pohjaeläinlajien lukumääriä tarkasteltiin vuoden 2017 tulosten pohjalta. Tulokset eivät kuitenkaan anna selkeää kuvaa läjitysten vaikutuksista lajimääriin, vaan lajimäärät vaihtelevat epä johdonmukaisesti eri havaintopaikoilla (kuva 6.28).

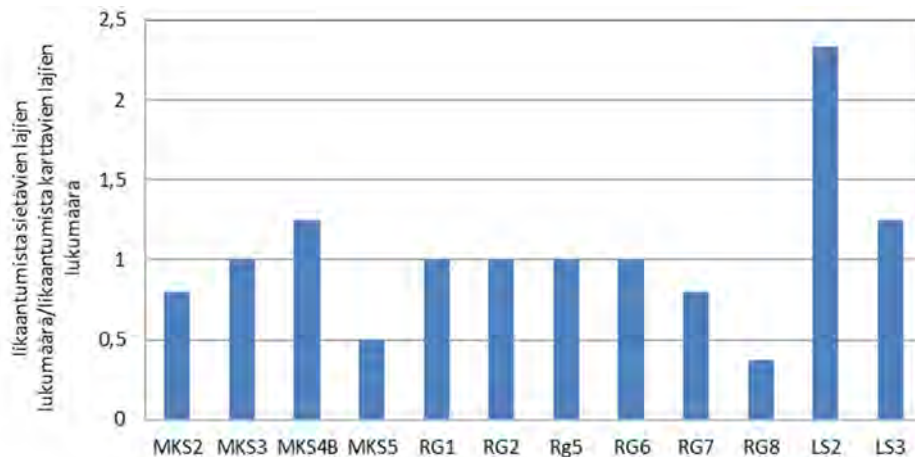


Kuva 6.28. Pohjaeläinlajien/taksonien lukumäärä (keskiarvona rinnakkaisnäytteistä) Mustakuvun, Rövargrundetin ja Länsisataman alueella.

Mustakuvun ja Rövargrundetin läjitysalueiden sekä Länsisataman pohjaeläinlajien lukumääriä tarkasteltiin myös Leppäkosken likaantuneisuusluokituksen pohjalta. Taulukossa on listattu lajit/taksonit, jotka joko hyötyvät tai sietävät orgaanista likaantumisesta tai lajit, jotka karttavat likaantumista (taulukko 6.2).

Luokittelussa suhdeluku kuvaa likaantumista ilmentävien taksonien määrää suhteessa likaantumista karttaviin taksoneihin. Pieni suhdeluku kertoo paremmasta tilanteesta kuin suuri suhdeluku. Länsisataman, varsinkin aseman LS2 alueella, suhde-

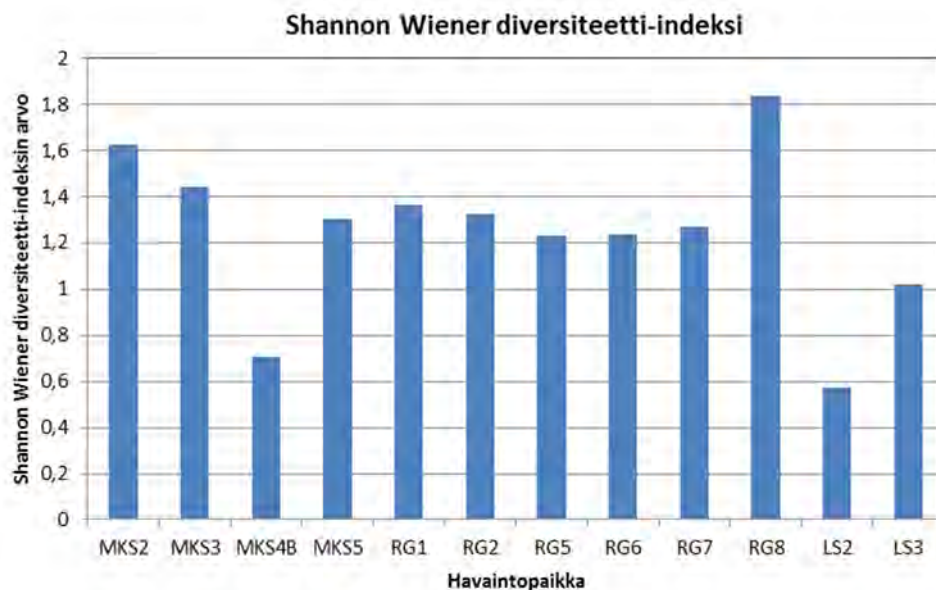
luku on alueen suurin, joten kuormitusta karttavat lajit eivät selvästikään viihdy Länsisataman alueella (kuva 6.29). Rövargrundetin läjitysalue seurannan havaintopisteillä RG7 ja RG8 kuormitusta karttavia lajeja on enemmän kuin läjityksen suoranaيسessa vaikutuspiirissä havaintopisteillä RG1 ja RG2. Vertailuhavaintopisteillä RG5 ja RG6, jotka sijaitsevat läjitysalueen eteläpuolella, suhdeluku on kuitenkin sama kuin läjitysalueella asemilla RG1 ja RG2. Mitä ilmeisimmin läjityksen aiheuttama mahdollinen veden samentuminen ei välttämättä suoranaisesti näy Leppäkosken luoman likaantumisindeksin tuloksissa. Likaantumisindeksin arvot olivat läjitysalueilla samaa suuruusluokkaa verrattuna ympäröivän merialueen vastaaviin indeksiin arvoihin (kuva 6.8).



Kuva 6.29. Kuormitusta ilmentävien lajien lukumäärä suhteessa kuormitusta karttavien lajien lukumäärään Mustakuvun (MKS2, MKS3, MKS4B ja MKS5) ja Rövargrundetin (RG1, RG2, RG5, RG6, RG7 ja RG8) läjitysalueilla sekä Länsisatamassa (LS2 ja LS3).

Mustakuvun ja Rövargrundetin läjitysalueiden sekä Länsisataman vuoden 2017 näytteistä laskettiin myös Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi (Krebs 1985), mikä kuvaa lajiston monimuotoisuutta. Indeksien arvo on sitä suurempi, mitä enemmän lajeja havaitaan ja mitä tasaisemmin ne esiintyvät.

Indeksien arvot läjitysalueilla ja niitä ympäröivillä alueilla ovat samaa kokoluokkaa kuin lähellä puhdistettujen vesien purkupaikkaa (1259, 125P ja 147) ja vertailuasemalla Itäisellä saaristoalueella (1142) (kuva 6.30). Matalin indeksin arvo havaittiin Länsisatamassa (LS2) missä olosuhteet monimuotoiselle ja tasaisesti esiintyvälle lajistolle ovat ymmärrettävästi heikot. Rövargrundetin läjitysalueella ja sen ympäristössä lajistoltaan monipuolisin havaintopaikka (RG8) oli varsinaisesta läjitysalueesta kauimpana koillisessa. Mustakuvun havaintopaikoista heikoimman diversiteetti-indeksin arvon sai MKS4B, joka sijaitsee varsinaisesta läjitysalueesta itään. Muilla Mustakuvun havaintoalueilla diversiteetti-indeksien arvot olivat samaa kokoluokkaa kuin Rövargrundetin alueen havaintopaikoilla.



Kuva 6.30. Shannon Wiener diversiteetti-indeksit, jotka on laskettu Mustakuvun ja Rönkägrundetin läjitysalueiden sekä Länsisataman vuoden 2017 näytteistä. Pysty-akselilla diversiteetti-arvo

6.4 Tulosten tarkastelu

6.4.1 Lahtialueet ja ulkosaaristo

Vuosien 2016 ja 2017 aikana pohjaeläinten määrät olivat Helsingin suurilla lahtialueilla (Laajalahti, Vanhankaupunginlahti ja Vartiokylänlahti) vähentyneet, mikä johtuu lähinnä harvasukasmatojen määrän vähenemisestä. Surviaissääsken toukat ovat tällä hetkellä runsaimpina lajina Laajalahdella ja Vanhankaupunginlahdella, kun taas Vartiokylänlahdella runsaimpina esiintyvät liejusimpukat. Espoonlahdella pohjaeläinmäärät ovat pysyneet vakaana, mutta sen sijaan lahden suulla, Björköfjärdenillä, pohjaeläinmäärät ovat Helsingin lahtien tapaan selvästi vähentyneet. Idässä Mustan-Hevosen aikaisemmista happiongelmista kärsinyt havaintopaikka on selvästi elpynyt ja lähinnä harvasukasmatojen ja liejusimpukoiden yksilömäärät sekä biomassat ovat kasvaneet.

Helsingin ja Espoon edustalla Läntisen ulkosaariston alueella pohjaeläinten yksilömäärät ovat voimakkaasti kasvaneet (1259, 57, 147 ja 123). Kasvu koostuu läntisimmillä alueilla lähinnä pienien *Marenzelleria*-liejuputkimatojen runsastumisesta. Hiekan idempänä näiden ohella yksilömääriään ovat kasvattaneet liejusimpukat ja harvasukasmadot. Itäisen ulkosaariston alueella (1142) pohjaeläinten määrä on pysynyt jo usean vuoden ajan suhteellisen vakaana ja yksilömäärät ovat samaa suuruusluokkaa läntisen merialueen kanssa. Itäisellä syvällä havaintopaikalla (166) happiongelmat ovat vähentäneet pohjaeläinten määrää huomattavasti.

Jätevesikuormituksella vaikuttaa olevan vaikutusta lajistorakenteeseen, sillä kuormitusta kättavia lajeja oli enemmän vertailualueella. Kuormitus ei kuitenkaan näytä juuri vähentävän purkualueiden pohjaeläinlajiston monimuotoisuutta, sillä lajimäärä on kasvanut tasaisesti sekä purkualueilla että vertailualueilla.

6.4.2 Läjitysalueet

2000-luvun alkupuolen suurehkojen läjitysmäärien negatiivinen vaikutus Mustakuvun pohjaeläimiin on ollut havaittavissa, mutta läjitysmäärien vähennyttyä pohjaeläinyhteisöt ovat elpyneet. Vuonna 2017 suoraan Mustakuvun läjitysten vaikutuksen alaisilla alueilla yksilölukumäärät sekä biomassat ovat pienempiä mitä kauempana läjitysalueista sijaitsevilla alueilla, ilmentäen vuonna 2017 suoritettuja aikaisempia vuosia suurempia läjitysmääriä. Harvasukasmatoja, jotka sietävät huonompiakin olosuhteita, oli läjitysalueella (MKS2) ja aivan läjitysalueen lähellä sijaitsevalla havaintopaikalla (MKS3) enemmän kuin kauempana läjitysalueesta sijaitsevilla asemilla (MKS4B ja MKS5). Vaativimmat valkokatkat (*Monoporeia affinis*) näyttävät karttavan läjitysten alaisia alueita, sillä valkokatkojen määrä oli näytteissä sitä runsaampi mitä kauempana läjitysalueesta havaintopaikka sijaitsee. Mustakuvun tulosten perustella läjityksillä näyttäisi olevan negatiivista vaikutusta pohjaeläinmääriin ja myös lajistoon. Runsaas pienikokoinen lajiston määrä kertoo kuitenkin alueen pohjaeläinlajiston elpymisestä ja uudistumiskyvystä.

Rövargrundetin suurelta osin liejusimpukoista ja *Marenzelleria*-liejuputkimadoista koostuva pohjaeläimistön määrissä oli suurta vaihtelua eri puolelta Rövargrundetin läjitysalueita sekä sen ulkopuolelta otetuissa näytteissä. Yksilölukumäärät ovat kuitenkin kaikilla Rövargrundetin seuratuilla havaintoasemilla suhteellisen suuria, joten ainakaan suurta taantumista läjitysten vaikutuksesta ei ole havaittavissa. Pienemmät läjitysmäärät Rövargrundetin läjitysalueella saattavat aiheuttaa tilanteen, jossa alueen pohjaeläinyhteisöä häiritään sen uusiutumiskyvyn rajalla. Tällöin ympäröivän alueen pohjaeläinyhteisöistä saapuu jatkuvasti uusia yksilöitä läjitysalueen vapaille kasvu-alueille, mikä johtaa suurempaan lajimäärään verrattuna ympäröivään merialueeseen kokonaisuudessa. Suuri osa lajeista alueella esiintyy kuitenkin harvalukuisena eikä yhteisö ei ole välttämättä stabiili. Lajeista valkokatkat reagoivat kuitenkin herkästi ja näyttävät karttavan suoranaisesti läjitysten alaisia alueita.

Mustakuvun ja Rövargrundetin alueilla Shannon Wiener diversiteetti-indeksin arvot olivat saman suuruisia kuin lähellä jätevesien purkupaikkoja (125P, 1259, ja 147) ja itäisellä saaristoalueella (1142). Rövargrundetin osalta lajimäärä oli kuitenkin muita alueita suurempi, mikä tarkoittaa että osa näistä lajeista esiintyi näytteissä hyvin harvalukuisina.

Länsisataman pohjaeläinten kokonaisyksilömäärät olivat Länsisataman näytteissä yli 2500 yksilöä/m², mikä koostui suurelta osin liejusimpukoista. Liejusimpukkapopulaation kokojakaumasta puuttuu lähes täysin 3 – 10 mm yksilöt, mikä ilmentää alueella olevaa suurta simpukoiden kuolleisuutta. Leppäkosken likaantuneisuusluokittelun ja Shannon Wiener diversiteetti-indeksin pohjalta kuitenkin havaittiin, että olosuhteet monimuotoiselle ja tasaisesti esiintyvälle lajistolle ovat ymmärrettävästi heikot ja että kuormitusta karttavat lajit eivät viihdy Länsisataman alueella.

Taulukko 6.4 Pohjaeläintulokset havaintopaikoittain vuonna 2016. Taulukossa taksoni, yksilölukumäärä neliössä ja paino grammoina neliössä. Likaantumista/orgaanista kuorimitusta ilmentävät pohjaeläinlajit on merkitty punaisella ja likaantumista/orgaanista kuorimitusta karttavat, eli puhtaampia oloja ilmentävät, vihreällä.

111, Skatanselkä, 26.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Fabricia sabella	3,0003	0,00021
<i>Halicryptus spinulosus</i>	27,0027	0,00642
<i>Hydrobia</i> sp.	30,003	0,00489
Limapontia capitata	54,0054	0,0273
<i>Macoma balthica</i>	2052,20522	25,6183
<i>Manayunchia aestuarina</i>	57,0057	0,00255
Marenzelleria spp.	36,0036	0,34824
<i>Oligochaeta</i>	255,0255	0,03096
Ostracoda	498,0498	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	126,0126	0,36019
<i>Prostoma obscurum</i>	45,0045	0,05311
	3183,31832	26,45217

1142, Itäinen ulkosaaristo, 14.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Bithynia tentaculata	3,0003	0,00141
<i>Corophium volutator</i>	3,0003	0,02025
<i>Gammarus</i> sp.	9,0009	0,01776
<i>Halicryptus spinulosus</i>	240,024	5,85932
Jaera albifrons	6,0006	0,00084
Limapontia capitata	12,0012	0,0072
<i>Macoma balthica</i>	2244,22442	203,39259
Marenzelleria spp.	1275,12751	4,24497
<i>Monoporeia affinis</i>	333,0333	1,01479
Neomysis integer	3,0003	0,00039
<i>Oligochaeta</i>	813,08131	0,2121
Ostracoda	1128,11281	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	9,0009	0,04413
<i>Mesidotea entomon</i>	6,0006	2,59406
	6084,60845	217,40981

1171, Ryssjeholmsfjärden, 20.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Hediste diversicolor</i>	59,40594	0,55162
<i>Limapontia capitata</i>	6,60066	0,00112
<i>Macoma balthica</i>	178,21782	1,32033
<i>Marenzelleria</i> spp.	59,40594	0,8866
<i>Oligochaeta</i>	33,0033	0,00937
Ostracoda	726,07261	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	46,20462	0,26475
<i>Prostoma obscurum</i>	270,62706	0,21314
	1379,53795	3,24693

118, Espoonlahti 118, 26.10.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Chironomus</i> spp.	1003,30033	11,21472
<i>Corophium volutator</i>	6,60066	0,00026
<i>Macoma balthica</i>	26,40264	0,02297
<i>Oligochaeta</i>	963,69637	0,6138
Ostracoda	363,0363	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	19,80198	0,00607
	2382,83828	11,85782

123, Stora Mickelskären, 20.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Halicryptus spinulosus</i>	63,0063	0,12421
<i>Macoma balthica</i>	429,0429	24,74398
<i>Marenzelleria</i> spp.	2556,25563	10,30231
<i>Monoporeia affinis</i>	252,0252	0,96892
Ostracoda	78,0078	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3,0003	0,00591
<i>Mesidotea entomon</i>	6,0006	1,04056
	3387,33873	37,18589

1259, Katajaluoto, 13.10.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Corophium volutator</i>	3,0003	0,01668
<i>Halicryptus spinulosus</i>	30,003	0,15824
<i>Macoma balthica</i>	726,07261	45,10564
<i>Marenzelleria</i> spp.	138,0138	0,47246
<i>Monoporeia affinis</i>	15,0015	0,05626
<i>Neomysis integer</i>	3,0003	0,00471
<i>Oligochaeta</i>	12,0012	0,00045
Ostracoda	39,0039	0
	966,09661	45,81444

125P, Katajaluoto, 13.10.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	3,0003	0,00225
Gammarus sp.	3,0003	0,00033
Halicryptus spinulosus	108,0108	1,94413
Limapontia capitata	12,0012	0,00465
Macoma balthica	759,07591	73,30186
Manayunchia aestuarina	3,0003	0,00027
Marenzelleria spp.	183,0183	0,82214
Monoporeia affinis	12,0012	0,13432
Oligochaeta	1074,10741	0,28746
Ostracoda	534,05341	0
Potamopyrgus antipodarum	15,0015	0,03729
	2706,27063	76,5347

147P, Knaperskär, 20.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	3,0003	0,07171
Gammarus sp.	3,0003	0,00135
Halicryptus spinulosus	33,0033	0,29733
Macoma balthica	291,0291	35,09595
Marenzelleria spp.	525,05251	1,25596
Monoporeia affinis	3,0003	0,01359
Oligochaeta	18,0018	0,00051
Ostracoda	135,0135	0
	1011,10111	36,7364

166, Pentarn, 14.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Macoma balthica	3,0003	0,01203
Marenzelleria spp.	807,08071	3,08398
Monoporeia affinis	15,0015	0,0901
Ostracoda	15,0015	0
Saduria entomon	12,0012	32,00249
	852,08521	35,1886

18, Vasikkasaari, 6.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	660,06601	8,62865
Halicryptus spinulosus	13,20132	59,40759
Macoma balthica	1300,33003	42,46172
Marenzelleria spp.	72,60726	0,18007
Oligochaeta	363,0363	0,1734
Ostracoda	686,46865	0
Potamopyrgus antipodarum	1221,12211	1,50898
	4316,83168	112,36041

181, Musta Hevonen, 26.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	15,0015	0,1559
Halicryptus spinulosus	9,0009	0,00135
Macoma balthica	273,0273	8,06253
Marenzelleria spp.	3,0003	0,00669
Oligochaeta	69,0069	0,02751
Ostracoda	114,0114	0
Potamopyrgus antipodarum	3,0003	0,00204
Prostoma obscurum	3,0003	0,00741
	489,0489	8,26343

189, Björköfjärden, 26.10.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	151,81518	1,147
Limapontia capitata	39,60396	0,04528
Macoma balthica	825,08251	7,57314
Marenzelleria spp.	6,60066	0,14092
Oligochaeta	1128,71287	0,62462
Ostracoda	798,67987	0
Potamopyrgus antipodarum	125,41254	0,20356
Prostoma obscurum	19,80198	0,07716
	3095,70957	9,81168

25, Vartiokylänlahti, 8.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	59,40594	0,76119
Fabricia sabella	13,20132	0,00106
Macoma balthica	924,09241	7,76581
Marenzelleria spp.	6,60066	0,0132
Oligochaeta	1320,13201	0,60343
Ostracoda	323,43234	0
Potamopyrgus antipodarum	6,60066	0,0064
Prostoma obscurum	184,81848	0,13076
	2838,28382	9,28185

4, Vanhankaupunginselkä, 6.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	1042,90429	7,54508
Gammarus sp.	6,60066	0,0004
Macoma balthica	303,63036	8,32515
Marenzelleria spp.	33,0033	0,23162
Neomysis integer	46,20462	0,02383
Oligochaeta	1326,73267	0,67056
Ostracoda	1372,93729	0
Potamopyrgus antipodarum	13,20132	0,00231
	4145,21451	16,79895

87, Laajalahti, 14.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Chironomus</i> spp.	1405,94059	8,06033
<i>Fabricia sabella</i>	6,60066	0,00073
<i>Hydrobia</i> sp.	6,60066	0,04046
<i>Macoma balthica</i>	13,20132	0,01149
<i>Neomysis integer</i>	33,0033	0,09274
<i>Oligochaeta</i>	1735,9736	0,5066
Ostracoda	1458,74587	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	165,0165	0,46416
	4825,0825	9,17651

94, Porsas, 19.9.2016

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Halicryptus spinulosus</i>	6,60066	0,00686
<i>Hediste diversicolor</i>	13,20132	2,33076
<i>Hydrobia</i> sp.	72,60726	0,0538
<i>Limapontia capitata</i>	6,60066	0,00139
<i>Macoma balthica</i>	1359,73597	18,51426
<i>Manayunchia aestuarina</i>	6,60066	0,0004
<i>Marenzelleria</i> spp.	99,0099	0,55861
<i>Neomysis integer</i>	39,60396	0,1565
<i>Oligochaeta</i>	277,22772	0,13492
Ostracoda	495,0495	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	112,21122	0,28455
<i>Prostoma obscurum</i>	85,80858	0,06469
	2574,25741	22,10674

Taulukko 6.5 Pohjaeläintulokset havaintopaikoittain vuonna 2017. Taulukossa taksoni, yksilölukumäärä neliössä ja paino grammoina neliössä. Likaantumista/orgaanista kuormitusta ilmentävät pohjaeläinlajit on merkitty punaisella ja likaantumista/orgaanista kuormitusta karttavat, eli puhtaampia oloja ilmentävät, vihreällä

111, Skatanselkä, 25.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Alderia modesta	3,0003	0,00012
Corophium volutator	9,0009	0,00186
Fabricia sabella	3,0003	0,0054
Halicryptus spinulosus	9,0009	0,00039
Limapontia capitata	15,0015	0,00249
Macoma balthica	564,05641	37,23294
Manayunchia aestuarina	237,0237	0,00819
Marenzelleria spp.	321,0321	0,81869
Neomysis integer	3,0003	0,0009
Oligochaeta	42,0042	0,0096
Ostracoda	249,0249	0
Potamopyrgus antipodarum	90,009	0,25089
Prostoma obscurum	42,0042	0,03585
	1587,15871	38,36732

1142, Itäinen ulkosaaristo, 28.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Corophium volutator	3,0003	0,00009
Gammarus sp.	9,0009	0,00507
Halicryptus spinulosus	126,0126	2,72553
Hydrobia sp.	3,0003	0,02022
Jaera albifrons	9,0009	0,00222
Limapontia capitata	3,0003	0,00219
Macoma balthica	2877,28773	143,16799
Marenzelleria spp.	1284,12841	3,01164
Monoporeia affinis	489,0489	1,91623
Oligochaeta	936,09361	0,31563
Ostracoda	522,05221	0
Potamopyrgus antipodarum	3,0003	0,00048
Saduria entomon	9,0009	2,53951
	6273,62736	153,7068

1171, Ryssjeholmsfjärden, 27.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	85,80858	0,13703
Corophium volutator	13,20132	0,01182
Jaera albifrons	6,60066	0,00086
Limapontia capitata	19,80198	0,00304
Macoma balthica	2125,41254	24,77043
Manayunchia aestuarina	132,0132	0,00125
Marenzelleria spp.	66,0066	0,18396
Oligochaeta	858,08581	0,15551
Ostracoda	547,85479	0
Potamopyrgus antipodarum	151,81518	0,1765
Prostoma obscurum	46,20462	0,09558
Pygospio elegans	13,20132	0,0002
Saduria entomon	6,60066	0,21914
	4072,60726	25,75532

118, Espoonlahti, 5.10.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	785,47855	9,37611
Gammarus sp.	6,60066	0,01373
Macoma balthica	19,80198	0,06647
Mysis mixta	13,20132	0,02647
Neomysis integer	52,80528	0,06488
Oligochaeta	976,89769	0,64132
Ostracoda	1742,57426	0
Potamopyrgus antipodarum	13,20132	0,00363
	3610,56106	10,19261

123, Stora Mickelskären, 14.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Gammarus sp.	3,0003	0,00069
Halicryptus spinulosus	69,0069	0,03
Macoma balthica	732,07321	28,76055
Marenzelleria spp.	4620,46205	12,71677
Monoporeia affinis	720,07201	2,50867
Oligochaeta	51,0051	0,00054
Ostracoda	309,0309	0
Mesidotea entomon	12,0012	3,22148
	6516,65167	47,2387

1259, Katajaluoto, 24.10.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Gammarus sp.	147,0147	0,75803
Halicryptus spinulosus	135,0135	1,47966
Jaera albifrons	33,0033	0,0087
Limapontia capitata	9,0009	0,00267
Macoma balthica	2052,20522	97,3943
Manayunchia aestuarina	3,0003	0,00039
Marenzelleria spp.	1725,17252	2,5763
Monoporeia affinis	48,0048	0,2739
Mytilus trossulus	9,0009	2,07351
Oligochaeta	186,0186	0,01422
Ostracoda	333,0333	0
Polychaeta	3,0003	0,00033
Mesidotea entomon	12,0012	4,01581
	4695,46954	108,59782

125P, Katajaluoto, 24.10.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	3,0003	0,0042
Gammarus sp.	9,0009	0,02223
Halicryptus spinulosus	81,0081	0,68056
Hydrobia sp.	6,0006	0,05293
Macoma balthica	1071,10711	120,03954
Marenzelleria spp.	264,0264	0,1793
Monoporeia affinis	30,003	0,15825
Mytilus trossulus	3,0003	1,27753
Oligochaeta	105,0105	0,02736
Ostracoda	636,06361	0
Potamopyrgus antipodarum	252,0252	1,25431
Prostoma obscurum	3,0003	0,00009
	2463,24632	123,6963

147P, Knaperskär, 14.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Fabricia sabella	3,0003	0,00012
Gammarus sp.	60,006	0,04941
Halicryptus spinulosus	168,0168	1,76526
Hirudinae	6,0006	0,01407
Limapontia capitata	6,0006	0,00171
Macoma balthica	414,0414	24,98026
Marenzelleria spp.	3465,34653	5,96115
Monoporeia affinis	105,0105	0,30777
Oligochaeta	570,05701	0,0279
Ostracoda	600,06001	0
Potamopyrgus antipodarum	9,0009	0,02157
Prostoma obscurum	3,0003	0,02541
Mesidotea entomon	9,0009	2,18494
	5418,54185	35,33957

166, Pentarn, 25.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Macoma balthica	3,0003	0,00261
Marenzelleria spp.	63,0063	0,0315
Ostracoda	6,0006	0
Prostoma obscurum	3,0003	0,0099
	75,0075	0,04401

181, Musta Hevonen, 25.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	6,0006	0,00216
Corophium volutator	3,0003	0,00378
Halicryptus spinulosus	6,0006	0,0006
Macoma balthica	804,08041	18,05695
Manayunchia aestuarina	60,006	0,00111
Marenzelleria spp.	342,0342	0,49643
Oligochaeta	2088,20882	0,78626
Ostracoda	123,0123	0
Potamopyrgus antipodarum	9,0009	0,00336
Prostoma obscurum	12,0012	0,00729
	3453,34533	19,35794

189, Björköfjärden, 27.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Hediste diversicolor</i>	13,20132	0,04482
<i>Macoma balthica</i>	105,61056	4,08053
<i>Manayunchia aestuarina</i>	6,60066	0,00013
<i>Marenzelleria</i> spp.	66,0066	0,81591
<i>Oligochaeta</i>	132,0132	0,0833
Ostracoda	844,88449	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	33,0033	0,07003
<i>Prostoma obscurum</i>	26,40264	0,03307
	1227,72277	5,12779

25, Vartiokylänlahti, 7.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Chironomus</i> spp.	33,0033	0,02416
<i>Macoma balthica</i>	475,24752	2,28205
<i>Mysis mixta</i>	6,60066	0,00013
<i>Mytilus trossulus</i>	6,60066	0,0264
<i>Oligochaeta</i>	323,43234	0,11446
Ostracoda	1207,92079	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	6,60066	0,00323
	2059,40593	2,45043

4, Vanhankaupunginselkä, 5.10.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Chironomus</i> spp.	1009,90099	7,34964
<i>Macoma balthica</i>	151,81518	0,49987
<i>Marenzelleria</i> spp.	6,60066	0,01327
<i>Oligochaeta</i>	468,64686	0,13353
Ostracoda	1610,56106	0
	3247,52475	7,99631

57, Kytön väylä, 27.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Halicryptus spinulosus</i>	36,0036	0,00216
<i>Macoma balthica</i>	384,0384	12,1066
<i>Marenzelleria</i> spp.	2340,23402	4,93099
<i>Monoporeia affinis</i>	45,0045	0,11995
<i>Oligochaeta</i>	2952,29523	0,14572
Ostracoda	1044,10441	0
	6801,68016	17,30542

87, Laajalahti, 17.10.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	811,88119	9,02944
Macoma balthica	13,20132	0,01149
Oligochaeta	323,43234	0,05069
Ostracoda	541,25413	0
Potamopyrgus antipodarum	59,40594	0,04785
	1749,17492	9,13947

94, Porsas, 7.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Macoma balthica	1069,30693	11,23485
Manayunchia aestuarina	6,60066	0,0002
Marenzelleria spp.	99,0099	0,30046
Neomysis integer	6,60066	0,00007
Oligochaeta	270,62706	0,1538
Ostracoda	72,60726	0
Potamopyrgus antipodarum	6,60066	0,00706
Prostoma obscurum	99,0099	0,03578
	1630,36303	11,73222

LS2, Länsisatama, 6.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Cerastoderma glaucum	4,50045	0,00005
Chironomus spp.	4,50045	0,00005
Corophium volutator	4,50045	0,00531
Hediste diversicolor	22,50225	0,81481
Hydrobia sp.	22,50225	0,00414
Limapontia capitata	4,50045	0,00594
Macoma balthica	2317,73177	40,25639
Manayunchia aestuarina	4,50045	0,00005
Marenzelleria spp.	90,009	0,18492
Nematoda	4,50045	0,00005
Neomysis integer	27,0027	0,00923
Oligochaeta	72,0072	0,01607
Potamopyrgus antipodarum	4,50045	0,01494
Prostoma obscurum	27,0027	0,02367
	2610,26102	41,33562

LS3, Länsisatama, 6.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3,0003	0,00057
<i>Corophium volutator</i>	15,0015	0,00519
<i>Halicryptus spinulosus</i>	3,0003	0,00048
<i>Hediste diversicolor</i>	36,0036	4,61215
<i>Jaera albifrons</i>	3,0003	0,00084
<i>Macoma balthica</i>	1716,17162	61,63099
<i>Manayunchia aestuarina</i>	12,0012	0,00057
<i>Marenzelleria</i> spp.	240,024	0,43174
<i>Neomysis integer</i>	18,0018	0,00315
<i>Oligochaeta</i>	408,0408	0,10621
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	33,0033	0,11707
<i>Prostoma obscurum</i>	3,0003	0,00084
	2490,24902	66,9098

RG1, Rövargrundet, 31.8.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
<i>Chironomus</i> spp.	6,0006	0,00399
<i>Corophium volutator</i>	12,0012	0,04584
<i>Gammarus</i> sp.	42,0042	0,01161
<i>Halicryptus spinulosus</i>	516,05161	7,0441
<i>Harmothoe sarsi</i>	3,0003	0,00327
<i>Hediste diversicolor</i>	9,0009	0,22232
<i>Hydrobia</i> sp.	6,0006	0,00507
<i>Limapontia capitata</i>	3,0003	0,00291
<i>Macoma balthica</i>	3972,39724	168,37318
<i>Marenzelleria</i> spp.	483,0483	0,38542
<i>Monoporeia affinis</i>	12,0012	0,04446
<i>Mytilus trossulus</i>	9,0009	1,04923
<i>Oligochaeta</i>	168,0168	0,05011
Ostracoda	1902,19022	0
<i>Pontoporeia femorata</i>	3,0003	0,00075
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	237,0237	1,06502
<i>Saduria entomon</i>	39,0039	1,94416
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	6,0006	0,32106
	7428,74287	180,5725

RG2, Rövargrundet, 31.8.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	18,0018	0,05104
Corophium volutator	6,0006	0,03315
Gammarus sp.	15,0015	0,02043
Halicryptus spinulosus	396,0396	4,15977
Harmothoe sarsi	3,0003	0,00636
Hydrobia sp.	21,0021	0,09076
Jaera albifrons	12,0012	0,00303
Limapontia capitata	3,0003	0,0015
Macoma balthica	4362,43624	165,81365
Manayunchia aestuarina	15,0015	0,00051
Marenzelleria spp.	1491,14911	0,8733
Monoporeia affinis	51,0051	0,1159
Mytilus trossulus	3,0003	0,02133
Oligochaeta	276,0276	0,09283
Ostracoda	993,09931	0
Potamopyrgus antipodarum	36,0036	0,17189
Mesidotea entomon	9,0009	0,47726
Theodoxus fluviatilis	3,0003	0
Valvata piscinalis	3,0003	0,03612
	7716,77166	171,96883

RG5, Rövargrundet, 31.8.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	3,0003	0,00921
Corophium volutator	9,0009	0,02304
Halicryptus spinulosus	333,0333	6,22136
Harmothoe sarsi	3,0003	0,00195
Limapontia capitata	9,0009	0,00924
Macoma balthica	6222,62226	130,35989
Manayunchia aestuarina	30,003	0,00153
Marenzelleria spp.	1698,16982	1,39226
Monoporeia affinis	255,0255	0,79754
Oligochaeta	162,0162	0,03915
Ostracoda	2034,20342	0
Potamopyrgus antipodarum	15,0015	0,04647
Mesidotea entomon	12,0012	0,2919
	10786,0786	139,19354

RG6, Rövargrundet, 20.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Gammarus sp.	6,0006	0,00381
Halicryptus spinulosus	333,0333	3,47777
Hediste diversicolor	3,0003	0,00003
Macoma balthica	2826,28263	147,41341
Marenzelleria spp.	3048,30483	4,25443
Monoporeia affinis	102,0102	0,433
Nematoda	18,0018	0,00006
Oligochaeta	258,0258	0,10528
Ostracoda	87,0087	0
Potamopyrgus antipodarum	3,0003	0,00156
Mesidotea entomon	171,0171	2,20957
	6855,68556	157,89892

RG7, Rövargrundet, 20.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Corophium volutator	87,0087	0,04473
Gammarus sp.	6,0006	0,00606
Halicryptus spinulosus	150,015	0,7526
Hydrobia sp.	15,0015	0,02415
Limapontia capitata	27,0027	0,01527
Macoma balthica	2844,28443	36,41431
Marenzelleria spp.	6705,67057	5,83333
Monoporeia affinis	408,0408	2,26718
Mytilus trossulus	3,0003	0,00234
Nematoda	3,0003	0,00003
Oligochaeta	894,08941	0,4354
Ostracoda	462,0462	0
Potamopyrgus antipodarum	84,0084	0,52031
Saduria entomon	9,0009	0,13978
	11698,16981	46,45549

RG8, Rövargrundet, 20.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Balanus improvisus	3,0003	0,22886
Corophium volutator	165,0165	0,15725
Gammarus sp.	15,0015	0,03474
Halicryptus spinulosus	183,0183	0,23924
Harmothoe sarsi	6,0006	0,01008
Hydrobia sp.	27,0027	0,04317
Jaera albifrons	6,0006	0,00138
Limapontia capitata	18,0018	0,0066
Macoma balthica	1971,19712	66,96334
Marenzelleria spp.	1101,11011	0,80807
Monoporeia affinis	135,0135	0,645
Mya arenaria	3,0003	0,10444
Mytilus trossulus	39,0039	3,36349
Nematoda	3,0003	0,00003
Oligochaeta	1089,10891	0,39286
Ostracoda	816,08161	0
Potamopyrgus antipodarum	120,012	0,52541
Prostoma obscurum	3,0003	0,00003
Saduria entomon	93,0093	8,20843
	5796,57965	81,73242

MKS2, Mustakupu, 19.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Corophium volutator	291,0291	0,10111
Gammarus sp.	3,0003	0,00015
Halicryptus spinulosus	27,0027	0,02991
Macoma balthica	687,06871	14,00672
Manayunchia aestuarina	72,0072	0,00468
Marenzelleria spp.	594,05941	0,37342
Monoporeia affinis	6,0006	0,0123
Oligochaeta	465,0465	0,09526
Ostracoda	57,0057	0
Potamopyrgus antipodarum	6,0006	0,00678
Saduria entomon	3,0003	0,05815
Theodoxus fluviatilis	3,0003	0,03459
	2214,22142	14,72307

MKS3, Mustakupu, 19.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Gammarus sp.	3,0003	0,00177
Gastropoda	3,0003	0,0009
Halicryptus spinulosus	24,0024	0,57687
Macoma balthica	207,0207	23,66694
Marenzelleria spp.	909,09091	2,36322
Monoporeia affinis	12,0012	0,07579
Oligochaeta	681,06811	0,07651
Ostracoda	579,05791	0
Potamopyrgus antipodarum	57,0057	0,20324
	2475,24753	26,96524

MKS4B, Mustakupu, 19.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Chironomus spp.	6,0006	0,01839
Gammarus sp.	6,0006	0,00072
Halicryptus spinulosus	9,0009	0,00963
Hediste diversicolor	12,0012	0,01812
Hydrobia sp.	3,0003	0,00492
Jaera albifrons	6,0006	0,0051
Macoma balthica	780,07801	84,32082
Marenzelleria spp.	4428,44284	11,02448
Monoporeia affinis	105,0105	0,29094
Oligochaeta	168,0168	0,01089
Ostracoda	9,0009	0
Saduria entomon	9,0009	3,97051
	5541,55415	99,67452

MKS5, Mustakupu, 19.9.2017

Taksoni	yks/m2	g/m2
Gammarus sp.	6,0006	0,00288
Halicryptus spinulosus	111,0111	4,49259
Jaera albifrons	3,0003	0,00531
Macoma balthica	2733,27333	158,49109
Marenzelleria spp.	2949,29493	5,26091
Monoporeia affinis	477,0477	1,42487
Nematoda	3,0003	0,00003
Oligochaeta	78,0078	0,0066
Ostracoda	831,08311	0
Saduria entomon	21,0021	8,44839
	7212,72127	178,13267

6.5. Viitteet

Haikonen, A., Karppinen, P., Kiirikki, M., Leinikki, J., Lindfors, A., Oulasvirta, P., Syväranta, J. ja Vatanen, S. 2012: Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2011. Kala- ja vesimonisteita. 77: 71 + 10 liitettä.

Haikonen, A., Vatanen, S., Ilmarinen, K., Oulasvirta, P., Kiirikki, M., Lindfors, A., Piispanen, A. ja Heitto, A. 2012: Vuosaaren sataman rakentamisen aikaisen (2003-2008) vesistö- ja kalataloustarkkailun yhteenvetoraportti. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanenym, Kala- ja vesitutkimus Oy. 57: 198 + liitteet.

Hovi, M., Karppinen, P., Leinikki, J., Lindfors, A., Syväranta, J. ja Vatanen, S. 2014: Taulukarin läjitysalueen vesistö- ja kalataloustarkkailu sekä Mustakuvun läjitysalueen vesistötarkkailu vuonna 2013. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen. 140: 45 + 43 liitettä.

Kauppi, L., Norkko, A. ja Norkko, J. 2015: Large-scale species invasion into a low-diversity system: spatial and temporal distribution of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. in the Baltic Sea. *Biological Invasions* 17(7): 2055-2074.

Krebs, C.J. 1985: *Ecology - the Experimental Analysis of Distribution and Abundance*, 3rd edition. HarperCollins Publishers, Inc: New York, NY.

Laine, A. O., Andersin, A.-B., Leiniö, S. ja Zuur, A. F. 2007: Stratification-induced hypoxia as a structuring factor of macrozoobenthos in the open Gulf of Finland (Baltic Sea). *Journal of Sea Research* 57(1): 65-77.

Leppäkoski, E. 1975: Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackishwater environment. - *Acta Acad. Aboensis*, Ser. B. 35(2): 1-90.

Peltonen, H. ja Salo, E. 2013: Ruoppausmassojen meriläjitysalue, Rövargrundet Ympäristövaikutusten seurantatulokset vuonna 2012, Ramboll: 39.

Rantataro, J. 1992: Pääkaupunkiseudun edustan vedenalaisten maa-ainesvarojen kartoitus. Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja C 31. 84 s. + liitteet.

Rousi, H., Laine, A. O., Peltonen, H., Kangas, P., Andersin, A.-B., Rissanen, J., Sandberg-Kilpi, E. ja Bonsdorff, E. 2013: Long-term changes in coastal zoobenthos in the northern Baltic Sea: the role of abiotic environmental factors. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*.

Vahtera, E. ja Lukkari, K. 2015: Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2015

Vatanen, S., Haikonen, A., Huttunen, O., Ilmarinen, K., Karppinen, P., Kiirikki, M., Leinikki, J., Lindfors, A., Mykkänen, J. ja Oulasvirta, P. 2011: Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2010. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen. 49: 79 + 11 liitettä.

Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. ja Folke, C. 2007: Human-induced Trophic Cascades and Ecological Regime Shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10(6): 877-889.

7 Eläinplankton

7.1. Johdanto

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailussa eläinplanktonseurantaan kuuluu kolme Suomenlahden ulkosaariston asemaa (114 Länsi-Tonttu, 125 Katajaluoto, 147 Knaperskär, taulukko 7.1, kuva 2.1), joilta ohjelman mukaan haetaan näytteitä maaliskuun-lokakuun aikana samaan aikaan muun näytteenoton kanssa. Tässä raportissa tarkastellaan vuosien 2016-17 eläinplanktontuloksia ja vertaillaan niitä alueelle kohdistuvaan kuormitukseen, yhteistarkkailun muissa osakokonaisuuksissa havaittuihin tuloksiin, sekä vanhempiin aineistoihin menetelmämuutosten sallimissa rajoissa.

Eläinplanktonlajiston ja -biomassan seuranta on ollut aiemmin osa Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten seuranta. Helsingin edustan merialueen eläinplanktonseuranta on aloitettu jo 1960-luvulla ja tuloksia on julkaistu velvoitetarkkailuraporteissa sekä pitkän aikavälin seurantaraporteissa, joskin näytteenottomenetelmät ovat muuttuneet vuosien saatossa minkä johdosta aineistot eivät ole keskenään vertailukelpoisia. Alueen eläinplanktonista on tehty erillisselvityksiä, ajanjaksoille joille löytyy yhtenäistä aineistoa. Selvityksissä on tutkittu muun muassa lajisto- ja biomassamuutoksia sekä niihin vaikuttavia ympäristötekijöitä (Pellikka ja Viljamaa 1998). Eläinplanktonbiomassa ja yksilömäärä olivat tyypillisesti suurimmat sisäsaaristossa. Ulkosaariston eläinplanktonin kokonaisyksilömäärien ja kokonaisbiomassan todettiin pysyneen suurin piirtein samana 1980- ja 1990-lukujen aikana, ollen kesimäärin vastaavasti noin 30 000 yks. m^{-3} ja 40 mg C m^{-3} . Näytteet otettiin 1980- ja 1990-luvuilla 28 l vesinoutimella, jonka jälkeen näyte konsentroitiin 50 μm haavikankaalle. Uudemmissa näytteissä pienimmät (< 100 μm) eivät sisälly näytteisiin koska 2000-luvulla siirryttiin käyttämään HELCOM ohjeistuksen (HELCOM 2015) mukaista haavinäytteenottoa jossa haavin silmäkoko on 100 μm .

Edellisessä pääkaupunkiseudun merialueen kaksivuotisyhteenvetoraportissa todetaan että keskimääräiset kokonaisyksilömäärät ja keskimääräinen kokonaisbiomassa vuonna 2014 olivat kolmella näytteenottoasemalla poikkeuksetta korkeammat kuin vuonna 2015 (Vahtera ym. 2016). Kokonaisyksilömäärät vaihtelivat vuonna 2014 noin 50 000 ja 70 000 yksilön m^{-3} välillä ja keskimääräiset kokonaisbiomassat noin 20 ja 35 mg C m^{-3} välillä. Vuonna 2015 keskimääräiset kokonaisyksilömäärät vaihtelivat noin 30 000 ja 45 000 yksilön m^{-3} välillä ja biomassat vaihtelivat noin 7 ja 10 mg C m^{-3} välillä.

7.2. Menetelmät

Pääkaupunkiseudun merialueelta otettiin vuosittain eläinplanktonnäytteitä kolmelta ulkosaaristoon sijoittuvalla havaintopaikalta (taulukko 7.1, kuva 2.1). Näytteet otettiin vuonna 2016 WP-2 sulkuhaavilla (haavikankaan silmäkoko 100 μm) 1 m pohjan yläpuolelta (mitattuna haavin alaosa) pintaan ulottuvana haavivetona. Haavin läpi virtaavan veden määrä estimoitiin haavin suuaukkoon (pinta-ala 0,255 m^2) kiinnitetyllä Tsurumi-Seiki virtausmittarilla. Vuonna 2017 näytteet otettiin Aquatic Research Instruments sulkuhaavilla (haavikankaan silmäkoko 100 μm) 1m pohjan yläpuolelta pintaan ulottuvana vetona. Aquatic research Instruments haavi on noin 1.5 m lyhyempi kuin WP-2 haavi mikä vaikuttaa haavivedon kokonaispituuteen sitä hieman suurentaen. Haavin läpi virtaavan veden määrä arvioitiin haavin suuaukon (pinta-ala 0,0718

m²) kiinnitetyllä SeaLite MF315 virtausmittarilla. Näytteet säilöttiin 37 % neutraloidulla formaliinilla (lopullinen konsentraatio 4 %).

Taulukko 7.1. Eläinplanktonseurannan havaintopaikat, niiden tunnistenumero, kokonaissyvyys (m), sijaintikoordinaatit, sekä näytteiden määrä eri vuosina.

Havaintopaikka	Nro	Syvyys	Koordinaatit (WGS-84)		Näytteiden lukumäärä	
		m	Lat	Lon	2016	2017
Länsit-Tonttu	114	47	60.08236	25.12483	12	10
Katajaluoto	125	27	60.09872	24.88555	12	10
Knaperskär	147	27	60.08106	24.73821	12	11

Eläinplankton-näytteiden lajimäärytyksestä ja laskennasta vastasi Tmi Zwerver. Näytteen jakaminen erikokoisiin osanäytteisiin suoritettiin suuriaukkoisella pipetillä. Siivilään jääneeseen näytteeseen lisättiin muutama kymmenen millilitraa tavallista vettä. Näytteen paino punnittiin tässä vaiheessa 0,01 mg:n tarkkuudella. Tämän jälkeen näyte jaettiin laskennalle sopiviin osanäytteisiin suoraan laskentakyvetiin pipetillä. Osanäytteitä tutkittiin yleensä näytettä kohden useampia. Pipetoidun näytteen paino suhteutettiin koko litramäärään, jolloin saatiin tietää lasketun näyteosion edustama alkuperäinen näytemäärä.

Näyte tutkittiin valomikroskooppia käyttäen, kirkaskenttäoptiikalla. Ensiksi tarkastettiin näytteen tasainen jakautuminen kyvetin pohjalle pienellä (37,5x) suurennuksella, jonka jälkeen lajit määritettiin käyttäen 62,5- ja 125-kertaista suurennusta. Tarvittaessa käytettiin 312,5-kertaista suurennusta. Kyvetistä laskettiin aina joko puolet tai koko kyvetin pinta-ala.

Näytteestä laskettiin ja määritettiin mikrop plankton (0,02–0,2 mm = lähinnä alkueläimet [mm. ryhmä ripsieläimet] ja pienemmät rataseläimet) sekä mesozooplankton (0,2–20 mm = suuremmat rataseläimet, vesikirput ja hankajalkaiset) ja näihin kokoluokkiin kuuluva meroplankton (lähinnä simpukan ja merirokon toukkavaiheet; ryhmä muut). Määrytykset pyrittiin viemään lajitasolle. Lajien biomassat ovat arvioitu laskennallisesti käyttäen biomassamuuntotaulukoita.

Tässä raportissa tuloksia tarkasteltiin yksilömäärinä (yks m⁻³) sekä biomassana (µg C m⁻³). Puhdistettujen jätevesien vaikutusta eläinplanktonryhmien yksilömääriin ja biomassaan testattiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisen selittävien muuttujien lineaarisella mallilla (Pinheiro ym. 2014) käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2017). Vaikutuksia testattiin jaotteleamalla näytepisteet 125 ja 147 jätevesien vaikutuksen alaisena oleviksi pisteiksi ja 114 vaikutusten ulkopuolella olevaksi pisteeksi, sekä käyttäen näytteenottovuotta ja kuukautta satunnaisina muuttujina, näin ottaen huomioon vuosien ja kuukausien välisen satunnaisen vaihtelun vaikutuksen. Näytteenottoasemat ovat pintaveden fysikaalisilta ominaisuuksiltaan samankaltaisia (kts. kappale 4).

7.3. Tulokset ja tulosten tarkastelu

Keskimääräiset eläinplanktonin yksilömäärät ja biomassat olivat suurempia puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä kuin vertailualueilla. Eläinplanktonin keskimääräiset yksilömäärät ja biomassa olivat suurempia vuonna 2017 verrattuna vuoteen 2016 (taulukko 7.2. ja kuva 7.1). Yksilömäärät olivat samassa suurusluokassa

kuin vuosina 2014 ja 2015 (Vahtera ym. 2016), lukuun ottamatta vuoden 2017 Knaperskärin aseman (147) keskimääräisiä eläinplanktonin yksilömääriä, jotka olivat miltei kaksinkertaiset edellisen raportin keskimääräisiin tuloksiin. Kokonaisyksilömäärät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna Länsi-Tontun (114) asemaan (taulukko 7.3). Vesikirppujen, hankajalkaisten ja ryhmän muut yksilömäärät olivat myös tilastollisesti merkitsevästi suurempia purkualueiden läheisyydessä. Hankajalkaisten osalta *Acartia* sp. ja *Eurytemora* sp. nuoruusvaiheet olivat runsaimpia taksona. Vesikirpuista runsaimpia olivat *Podon polyhormoides* ja *Evadne nordmannii* lajit. Ryhmä ”muut” koostui pääosin simpukoiden sekä merirokon toukista. Muita runsaana esiintyneitä ryhmiä ryhmän ”muut” sisällä olivat monisukasmatojen toukat sekä *Fritillaria borealis* (Pyrstökkäät, Vaippaeläinten pääjakso).

Yksilömäärinä mitattuna rataseläimet ja hankajalkaiset olivat runsaimmat ryhmät kaikilla asemilla, etenkin rataseläinten suurempi määrä vuonna 2017 vaikutti aseman 147 suureen eläinplanktonin yksilömäärään.

Suuremmat eläinplanktonin yksilömäärät vuonna 2017 voivat johtua näytteenottimen vaihdosta. Molemmissa käytössä olleissa haaveissa on tosin käytetty samaa silmäkokoa olevaa haavikangasta (100 µm), mutta vuonna 2017 käyttöön otettu haavi on kooltaan pienempi ja meriolosuhteissa helpokäyttöisempi mikä on saattanut vaikuttaa näytteenottoon ja näytteiden edustavuuteen. Myös virtausmittarin vaihto on voinut vaikuttaa haavin läpivirtaavan veden määrän arvioiden muuttumiseen. Vuonna 2017 käytetty haavi on myös kokonaisuudessaan lyhyempi mikä johtaa pidempään haavivetoon, kun haavivedon pituus lasketaan alkavan haavin alaosan ollessa noin 1 m pohjasta. Haavin läpi kulkevan veden määrän arviointi virtausmittarin avulla pitäisi kuitenkin kompensoida tämä ero. Erot yksilömäärien runsauksissa aseman 114 ja asemien 125 ja 147 ovat haavin vaihdosta huolimatta pysyneet samassa kokoluokassa, joskin aseman 114 ja 147 eläinplanktonin yksilömäärien erot kaksinkertaistuvat vuodesta 2016 vuoteen 2017 (taulukko 7.2).

Taulukko 7.2. Tarkkailuasemien vuosien 2016 ja 2017 keskimääräiset eläinplanktonin kokonaisyksilömäärät (yks. m-3) ja kokonaisbiomassat (µg C m-3), sekä yksilömäärien erotukset asemien 114 ja 125 sekä 114 ja 147 välillä.

	114		125		Yks.lkm.	147		Yks.lkm.
	Yksilö-määrä	Bio-massa	Yksilö-määrä	Bio-massa	erotus	Yksilö-määrä	Bio-massa	erotus
2016	36 852	8 891	70 903	13 716	34 051	57 100	10 523	20 248
2017	49 658	15 158	76 662	17 979	27 004	108 463	22 634	58 805

Taulukko. 7.3. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset eläinplanktonryhmien yksilömäärien suhteen vuosille 2016 ja 2017. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

Yksilömäärät	Ero vertailu- asemaan	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Kaikki ryhmät	33750	16016	52	2.11	0.0399*
Ripsieläimet	1871	1224	52	1.53	0.1323
Vesikirput	1096	474	52	2.31	0.0247*
Hankajalkaiset	7115	3501	52	2.03	0.0473*
Muut	4368	1525	52	2.86	0.0060*
Rataseläimet	18994	12673	52	1.50	0.1400

Laskennallinen keskimääräinen eläinplanktonbiomassa oli vuonna 2017 suurempi kaikilla asemilla verrattuna vuoteen 2016 (taulukko 7.2). Tarkasteltaessa vuosia yksittäin eläinplanktonbiomassa oli purkualueiden lähistöllä hieman suurempi verrattuna asemaan 114 (kuva 7.1). Kokonaisuutena tarkasteltuna eläinplanktonin keskimääräisissä kokonaisbiomassoissa ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää eroa (taulukko 7.4). Ryhmän muut biomassojen ero asemien 114 ja 125 sekä 114 ja 147 oli kuitenkin tilastollisesti merkitsevä. Puuttuvat merkitsevät erot eläinplanktonbiomassoissa verrattuna merkitseviin eroihin yksilölukumäärissä on voinut johtua pienikokoisemmista yksilöistä tai lajistosta purkualueiden läheisyydessä, mikä johtaa erojen taantumiseen biomassoja arvioitaessa.

Erot purkualueiden läheisyydessä sijaitsevilla asemilla sekä aseman 114 välillä eläinplanktonin yksilömäärissä ja biomassassa voivat myös johtua hydrografisista eroista alueilla. Eri vesimassoissa, joita suolaisuus alueella luonnehtii, voi kehittyä erilaiset eläinplanktonyhteisöt. Suolaisempi vesi on peräisin ulompaa avomereltä ja täten eläinplanktonyhteisöllä on eri kehityshistoria ja sen lajisto ja biomassa voivat erota johtuen tästä syystä. Suolaisuuden vaihtelu puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisina olevien ja kontrolliasemien välillä selittyi merkitsevästi näytepisteiden sijainnilla, vuosien ja kuukausien välinen vaihtelu huomioon ottaen (ero vertailuasemiin: 0.05 PSU, keskivirhe: 0.02, vapausasteet: 107, t-arvo: 2.34, p-arvo: <0.05). Absoluuttinen ero suolaisuudessa on hyvin pieni, mikä indikoi biologisia syitä eläinplanktonyhteisön erojen taustalla. Mahdollisia syitä voivat olla parempi ravinnon saanti mikä johtuisi puhdistettujen jätevesien johtamisen rehevöittävästä vaikutuksesta mikä kohottaa alueen levätuotantoa ja mahdollisesti muokkaa kasviplankton lajistoa (kts kappale 5).

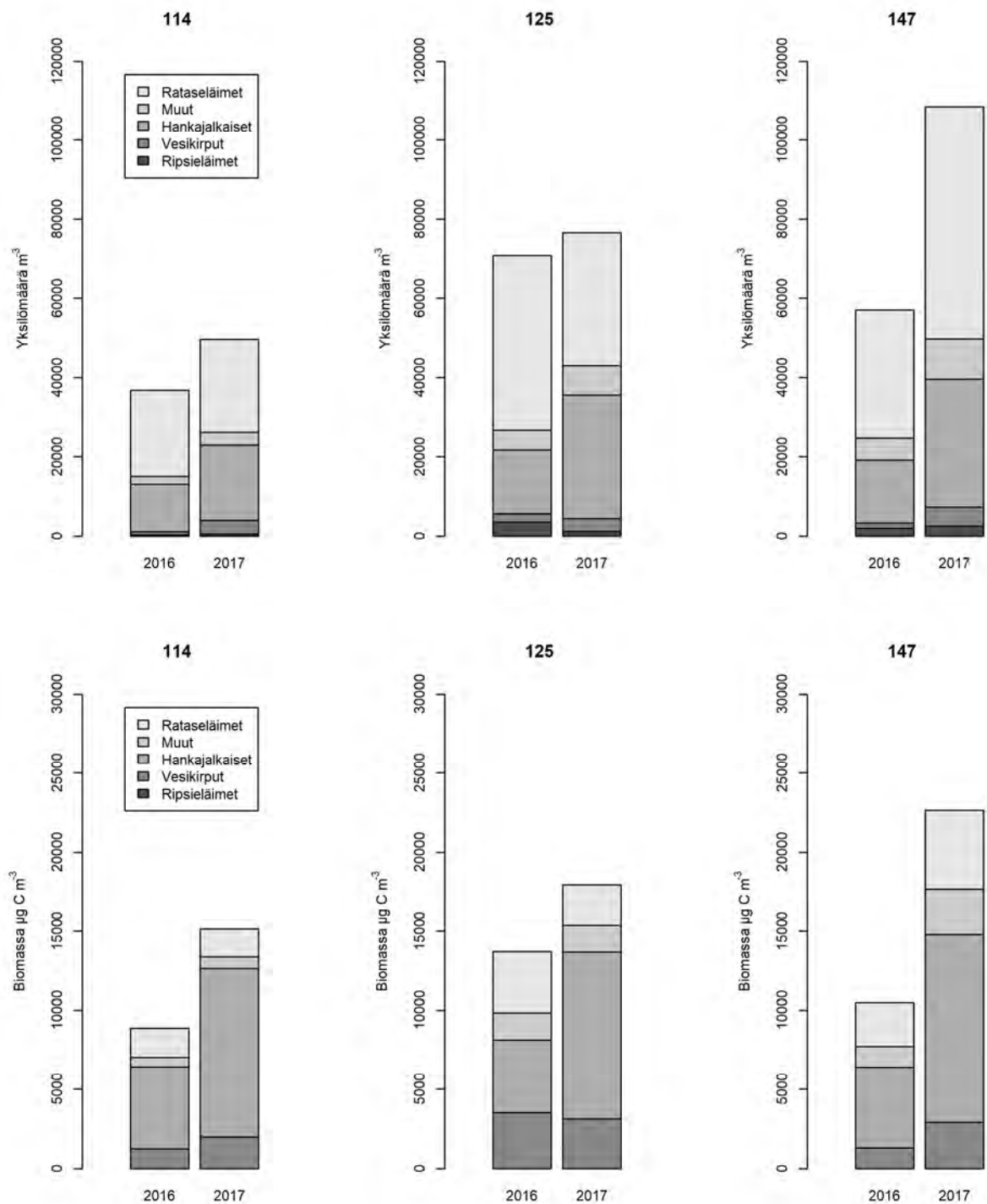
Taulukko. 7.4. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selettävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset eläinplanktonin ryhmien laskennallisten biomassojen suhteen vuosille 2016 ja 2017. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

Biomassa	Ero vertailuasemaan	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Kaikki ryhmät	4118	2439	52	1.69	0.0974
Ripsieläimet	7.88	4.24	52	1.86	0.0687
Vesikirput	1060	625	52	1.69	0.0962
Hankajalkaiset	224	1281	52	0.17	0.8619
Muut	1179	414	52	2.85	0.0063*
Rataseläimet	1700	1186	52	1.43	0.1577

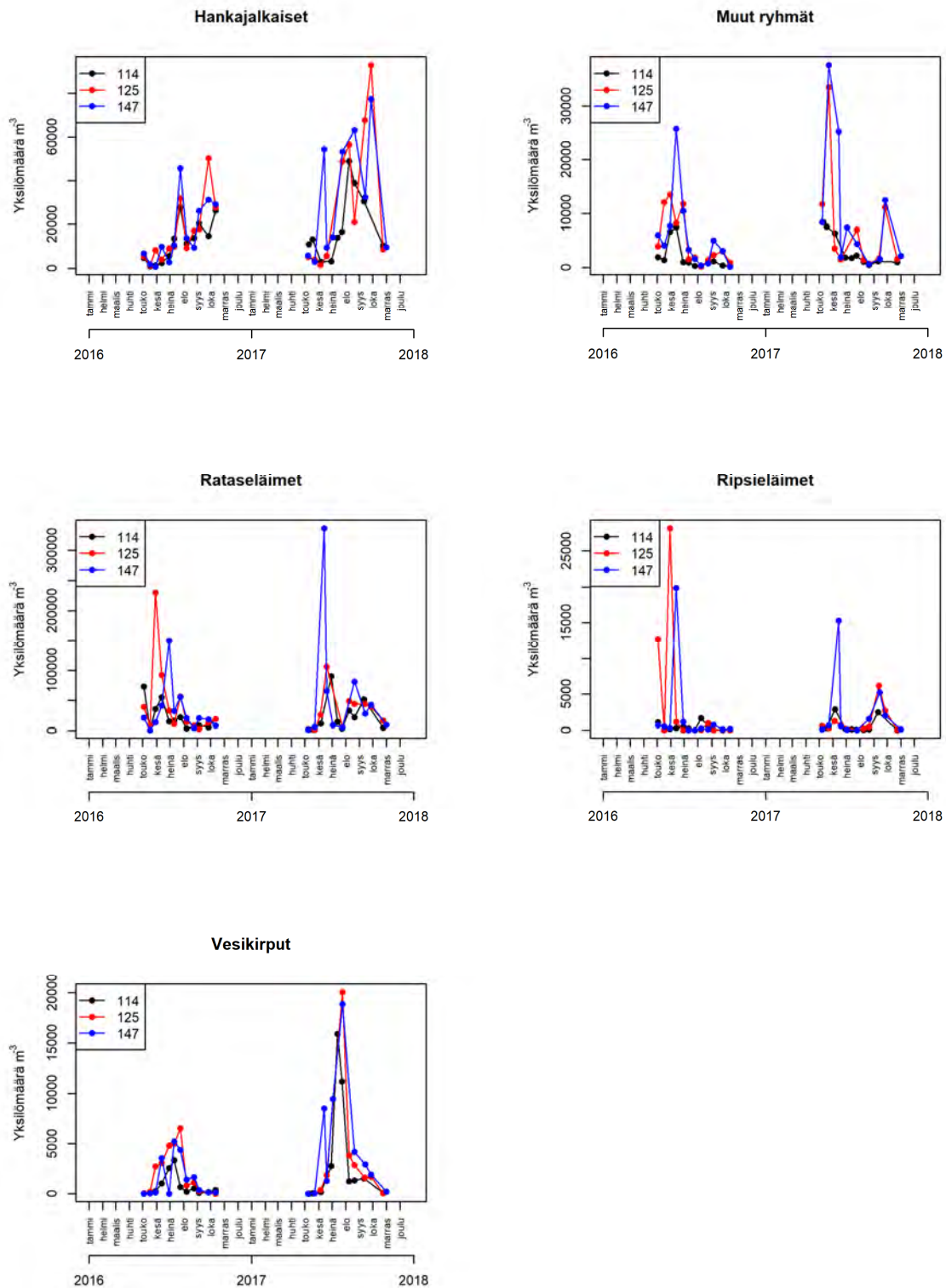
Lajistotasolla suurimmat yksilömäärien poikkeamat asemien 125 ja 147 sekä 114 välillä johtuivat ajoittaisista *Synchaeta baltica* -lajin (rataseläin) pienen elinmuodon (koko < 200µm) nopeasta runsastumisesta kesäkuussa 2016 (asemat 125 ja 147) sekä kesäkuussa 2017 (asema 147) (kuva 7.2). Tällöin kasviplanktonbiomassa oli molemmilla em. havaintopaikoilla minimissään. Ripsieläimistä *Tintinnopsis tubulosa* esiintyi runsaana alkuvuodesta 2016 asemilla 125 ja 147 ja vuonna 2017 asemalla 147 (kuva 7.2). Hankajalkaisten osalta, poikkeukset johtuivat pääosin ajoittaisista *Acartia* ja *Eurytemora* -sukujen lajien voimakkaista runsausvaihteluista (kuva 7.2). Ryhmätasolla biomassavaihtelut seurasivat suurin piirtein yksilömäärävaihtelua, lukuun ottamatta vuonna 2016 loppuvuodesta havaittua voimakasta biomassapiikkiä vesikirput ryhmässä (kuva 7.3). Tämä johtui suurikokoisten *Cercopagis pengoi* -koukkuvesikirppujen suhteellisen suuresta määrästä, mikä yksilöiden suuren koon johdosta vaikuttaa voimakkaasti ryhmän vesikirput kokonaisbiomassaan.

7.4. Yhteenveto

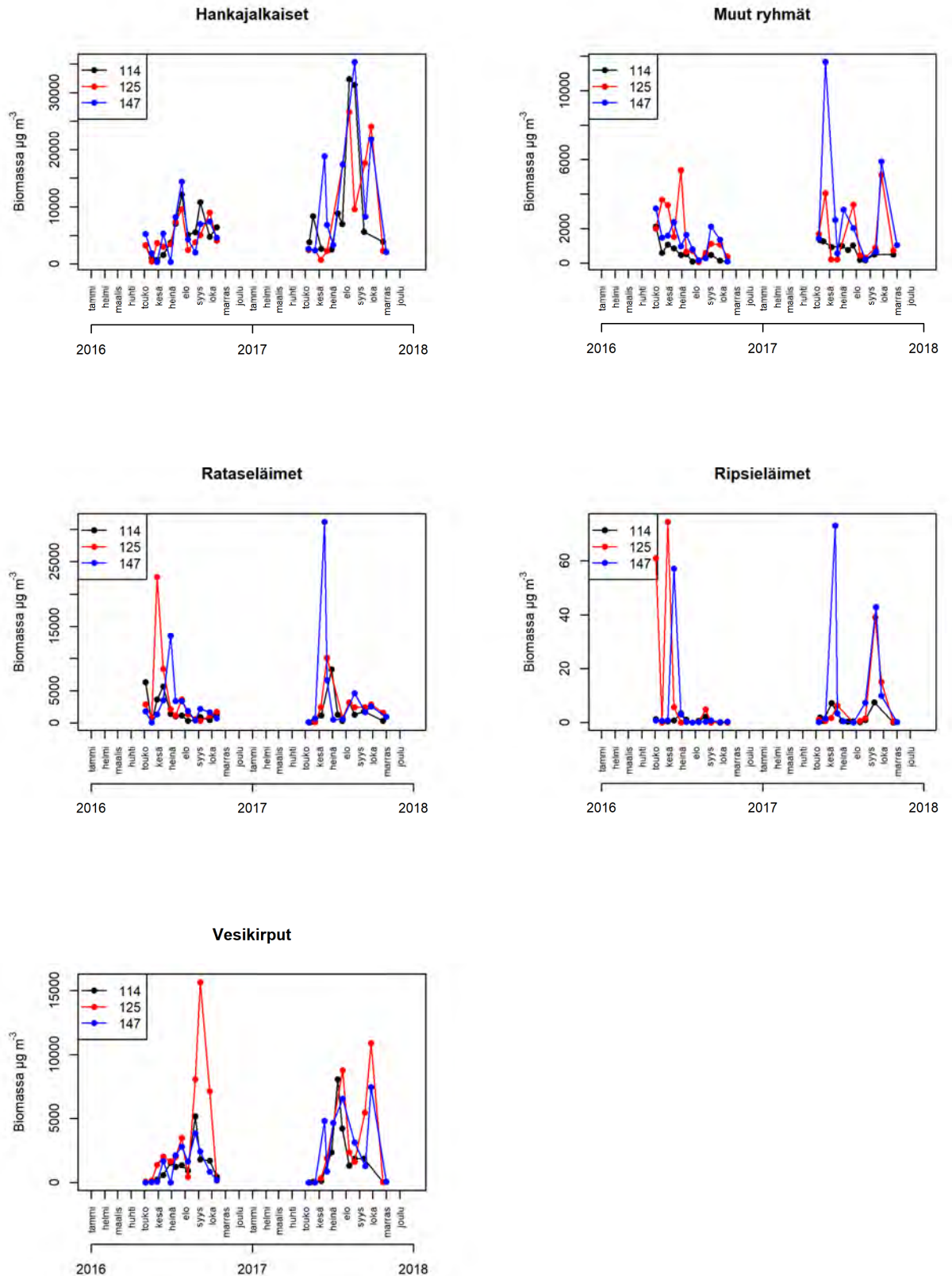
Eläinplanktonyksilömäärät olivat suuremmat jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna aseman 114 yksilömääriin, eläinplankton ryhmistä vesikirppujen, hankajal-
kaisten ja ryhmän muut yksilömäärät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia pur-
kualueiden läheisyydessä. Biomassan osalta vain ryhmän muut suurempi biomassa
purkualueiden läheisyydessä oli tilastollisesti merkitsevä. Erojen syyt tässä aineis-
tossa eivät vaikuta olevan vesimassojen kulkeutumisessa, indikoiden biologisten te-
kijöiden vaikutusta pääasiallisena runsauseroja ajavana tekijänä. Yleisemmällä ta-
solla rehevöityminen, jota puhdistettujen jätevesien purkaminen alueelle jossain mää-
rin aiheuttaa (kts. kappale 4 ja 5), on todettu johtavan eläinplanktonyhteisön muutok-
siin (Suikkanen ym. 2013).



Kuva 7.1. Asemilla 114, 125 ja 147 vuosina 2016 – 2017 havaittujen eri eläinplanktonryhmien keskimääräinen kokonaisyksilömäärä (yks/m³) ja kokonaisbiomassa (µg C/m³), sekä eläinplanktonryhmien osuudet kokonaismäärästä.



Kuva 7.2. Asemien 114, 125 ja 147 havaitut eläinplanktonryhmien yksilömäärät (yks. m³) vuosina 2016 ja 2017.



Kuva 7.3. Asemien 114, 125 ja 147 havaitut eläinplanktonryhmien biomassat (µg C m⁻³) vuosina 2016 ja 2017.

7.5 Viitteet

HELCOM 2015: Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM.

Pellikka, K. ja Viljamaa, H. 1998: Eläinplankton Helsingin merialueella 1969-1996. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/98: 48.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. ja Sarkar, D. 2014: R Core Team (2014) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-117. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

Suikkanen, S., Pulina, S., Engström-Öst, J., Lehtiniemi, M., Lehtinen, S. ja Brutemark, A. 2013: Climate Change and Eutrophication Induced Shifts in Northern Summer Plankton Communities. PLoS ONE 8(6): e66475.

Team, R. C. 2017: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Vahtera, E., Räsänen, M., Muurinen, J. ja Pääkkönen, J.-P. 2016: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014-2015. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2: 187.

8 Haitta-aineet sedimentissä ja liejusimpukoiden pehmytkudoksessa

8.1 Johdanto

Vuonna 2017 pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman puitteissa toteutettiin sedimentin laadun ja haitta-aineiden esiintymisen tarkkailu. Haitta-aineet analysoitiin pintasedimentistä (0-10 cm) yhteensä 32 asemalta ja liejusimpukoiden pehmytkudoksesta yhteensä 25 asemalta. Sedimenttien laadun ja haitta-aineiden tarkkailuilla pyritään arvioimaan meriläjitystoiminnan, telakkatoiminnan ja jätevedenpuhdistuksen vaikutuksia merialueen pohjien tilaan sekä haitta-aineiden esiintymiseen tutkitulla alueella.

Sedimenteissä esiintyviä haitta-aineita on tutkittu alueella aiemmin laajalti eri tarkkailuohjelmien ja rakennushankkeiden yhteydessä (Vatanen 2005, 2010, Vatanen ym. 2011, Haikonen ym. 2012, Pelttonen ja Salo 2013, Hovi ym. 2014, Lindfors ym. 2015). Myös vesifaasissa esiintyviä haitta-aineita on analysoitu esimerkiksi ruoppausten yhteydessä (Karjalainen ja Nyman 2016). Läjityksen aiheuttamia vesistövaikutuksia on tutkittu laajalti Vuosaaren sataman rakentamisen yhteydessä (Haikonen ym. 2007, Haikonen ym. 2012).

Edeltävinä vuosina orgaanisten tinayhdisteiden on huomattu aiheuttavan haitta-aineista suurimmat ongelmat. Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet sedimentissä ovat tosin laskeneet yhdisteiden käytön osittaisen (vuodesta 2003) sekä täyskiellon jälkeen (vuodesta 2008) (Vatanen 2005, Lindfors ym. 2015). Suurimmat orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat keskittyneet Länsisataman, Kruunuvuorenselän sekä Vartiokylänlahden ympäristöihin. Linjan Melkki-Vallisaari-Santahamina eteläpuolella orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat olleet alle määritysrajojen. PCB-yhdisteitä on todettu esiintyvän suhteellisen laajalla alueella ja raskasmetallien pitoisuudet ovat olleet koholla etenkin Laajalahdella, Vanhankaupunginlahdella sekä Sörnäisten sataman lähistöllä.

Valtiorahallinnon ohjeistuksessa on lyhyt suomenkielinen yhteenveto haitta-aineiden vaikutuksista meriympäristössä (Ympäristöministeriö 2015). Raportissa todetaan, että haitallisten aineiden eliövaikutukset muodostuvat aineen luontaisiin ominaisuuksiin perustuvasta vaikutustavasta sekä eliöiden altistumisesta aineille. Haitta-aineiden myrkyllisyys on luonteeltaan sekä välitöntä että pitkän ajan kuluessa ilmenevää. Ympäristön kannalta haitallisimpia ovat ne aineet, jotka ovat myrkyllisiä jo hyvin pieninä pitoisuuksina tai aineet jotka ovat pysyviä ja/tai jotka kertyvät eliöihin ja rikastuvat ravintoketjuissa. Tyypillisiä päästölähteitä ovat erityyppinen teollinen toiminta, kaivos-alueet, satamat, telakat, jätevedenpuhdistamot ja laivaliikenne sekä vanhat läjitysalueet.

Aineen pidäytyminen kiintoainekseen vähentää sen biosaatavuutta ja täten myös myrkyllisyyttä. Sedimentin sisältämästä haitta-aineesta vain osa on biosaatavassa muodossa. Biosaatavuuskysymys on pyritty osittain huomioimaan haitallisille aineille annettujen ohjeellisten pitoisuustasojen määrittelyssä normalisoimalla tulokset standardisedimenttiin, jolloin eri alueita voidaan vertailla keskenään. Standardisedimentin orgaanisen aineksen kuivapaino-osuus on 10 % ja saven ($< 2 \mu\text{m}$ raekooltaan oleva aines) kuivapaino-osuus on 25 % (Ympäristöministeriö 2015). Tämän seurannan normalisoituja tuloksia verrataan Ruoppaus ja läjitysohjeistuksen pitoisuustasoihin.

Haitta-aineiden arvioidut biologiset vaikutukset ovat esitetty ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöministeriö 2015) liitteessä 2. Vertailutason 1 raja-arvo on asetettu niin, että se kuvaa tyypillistä taustapitoisuutta tarkastellulle aineelle. Metallien ja PAH-yhdisteiden osalta taso 1A edustaa pitoisuutta, jonka ei arvioida pitkäaikaisenaan altistuksen aikana aiheuttavan eliöille haittaa. Vastaavasti 1B on pyritty asettamaan niin, että haittaa ei koidu lyhytaikaisen altistuksen aikana. Metallien osalta taso 1C edustaa pitoisuutta, jolla 5 %:lle vesieliöistä aiheutuu akuuttia toksisuutta. Muilla metalleilla, poislukien elohopea, kupari ja lyijy, vastaava toksisuus ilmene tasolla 2. PAH-yhdisteiden osalta niiden toksisuuteen vaikuttaa yhdisteiden taipumus pidentyä sedimentin orgaaniseen- ja hienoainekseen ainekseen. PAH-yhdisteiden osalta pitoisuustaso 2 on pyritty asettamaan niin, että sen alittavilla pitoisuuksilla ei eliöille koidu haittaa pitkäaikaisenaan altistumisen yhteydessä sedimentissä, jonka sorptio-ominaisuudet vastaavat 10 % orgaanista hiiltä sisältävän sedimentin sorptio-ominaisuuksia. Öljyhiiliveytien pitoisuustaso on asetettu hallinnollisin perustein, eikä arvioita biologisista haittoista ole lainkaan. TBT:n osalta biologisista vaikutuksista löytyy paljon tietoa, mutta pitoisuustasot 1B, 1C ja 2 ovat kuitenkin asetettu hallinnollisin perustein. Itämerellä esiintyvistä TBT:lle altistuvista lajeista herkin laji on sinisimpukka (*Mytilus edulis*), jolle haitaton TBT:n pitoisuus vedessä on 6 ng/l (Lapota ym. 1993, Stenalt ym. 1998). Tätä korkeammilla pitoisuuksilla sinisimpukan aikuisvaiheen esiasteilla on havaittu kasvunopeuden hidastumista. Kuoleman tai hormonaalisia vaikutuksia aiheuttavien pitoisuuksien todetaan olevan suurimmalle osalle lajeista yllä mainittua pitoisuutta huomattavasti korkeampia (>50-200 ng/l). Hyvän ympäristön tilan arvioinnissa käytetään kuitenkin myös huomattavan pieniä pitoisuuksia johtuen yksilönkehityshäiriöistä sekä simpukoiden kyvyttömyydestä demetyloida tinayhdisteitä, mikä aiheuttaa kertymistä ravintoketjussa simpukoita syövien eliöiden kautta (HELCOM 2017).

Myös normalisoimattomia tuloksia tarkastellaan ja näitä verrataan pääosin HELCOMin koostamiin hyvän ympäristön tilan arvoihin (sekä sedimentissä että eliöissä). Arvot löytyvät HELCOMin internetsivuilta (<http://www.helcom.fi>). HELCOM-GES raja-arvot ovat asetettu simpukan pehmytkudoksen kuiva-ainepainoa kohden ja tämän seurantalutkimuksen haitta-aineanalyysit simpukan pehmytkudoksesta tehtiin tuorepainoa kohden. Täten, tämän seurannan puitteissa ilmoitetut simpukan pehmytkudoksen haitta-ainepitoisuudet ovat suhteessa kuivapainoon normalisoituihin raja-arvoihin ali-arvioita. Tämä huomio pätee kaikkien simpukan pehmytkudoksesta tehtyjen haitta-aineanalyysien osalta.

8.2 Aineisto ja menetelmät

Sedimentti- ja pohjaeläin-näytteet otettiin ajanjaksolla 6.9. – 17.10.2017. Sedimenttinäytteet otettiin kaksiputkista Gemax -putkinoudinta tai Van Veen -pohjanoudinta käyttäen. Van Veen -pohjanoudinta käytettiin niillä asemilla, joilla pohja oli liian kovaa putkinoutimen käyttöön. Pohjan kovuuteen vaikuttaa niin saviaineksen kuin karkeamman aineksen määrä. Kiinteä savi estää Gemax -noutimen käytön samoin kuin suuri soran tai pienten kivien määrä, mikä estää noutimen sulkeutumasta kunnolla. Pohjaeläinnäytteet nostettiin Van Veen -pohjanoutimella tai Ekman-Birge noutimella. Van Veen -noudinta käytettäessä näytteistä nostettiin kolme rinnakkaista ja Ekman-Birge pohjanoudinta käytettäessä viisi rinnakkaista näytettä. Pohjaeläintulokset esitetään tarkemmin kappaleessa 6. Tässä kappaleessa käsitellään pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä kerättyjen liejusimpukoiden pehmytkudoksen haitta-ainetulokset.

Gemax putkinoutimen kahdesta saman noston näytteestä siivutettiin 0-10 cm pintakerros ja erillisiä näytteitä yhdistettiin laboratorioon vietäväksi analysoitavaksi näytteeksi. Mikäli sedimenttinäytteenotossa jouduttiin käyttämään Van Veen pohjanoudinta, otettiin näyte kaapimalla noin 10 cm syvyyteen noutimen pinnasta, joka vastaa Gemax noutimella nostetun yhdistetyn sedimenttinäytteen määrää. Käytettäessä

Van Veen –noudinta, on todennäköistä, että aivan pintasedimentti on huuhtoutunut näytteestä veteen nostoa tehdessä, jolloin aivan tuoreeseen orgaaniseen ainekseen tai muuhun pienirakeiseen partikkelimaiseen ainekseen sitoutuneet haitta-aineet eivät näy tuloksissa.

Näytteet suljettiin Rilsan-pusseihin ja toimitettiin laboratorioon kylmälaukuissa saman päivän aikana. Sedimenttinäytteistä määritettiin Metropolilab Oy:n tai Eurofins Analytico B.V.:n toimesta savipitoisuus ($< 2 \mu\text{m}$), hehkutushäviö, kuiva-aine, Arseeni (As), Elohopea (Hg), Kromi (Cr), Kupari (Cu), Lyijy (Pb), Nikkeli (Ni), Sinkki (Zn), Kadmium (Cd), öljyhiilivedyt ($>\text{C}_{10}\text{-C}_{21}$, $>\text{C}_{21}\text{-C}_{40}$, $>\text{C}_{10}\text{-C}_{40}$), Pah-yhdisteet, PCB-yhdisteet ja organotinayhdisteet pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman mukaisesti.

Simpukkanäytteet haitta-aineanalyysyä varten otettiin muun pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä (kts. yllä ja kappale 6). Pohjaeläinnäytteiden seulonnan yhteydessä liejusimpukat erotettiin sedimentistä ja niitä säilytettiin vähintään 24 tuntia merivedessä ennen pakastamista. Pakastetut simpukat sulatettiin laboratoriossa, simpukoiden lukumäärä laskettiin ja niiden pituudet mitattiin, jonka jälkeen simpukoista erotettiin pehmytkudos. Simpukoiden pehmytkudosnäytteet yhdistettiin näyteasemakohtaisesti ja toimitettiin laboratorioon. Näyteasemakohtaiset pehmytkudosnäytteet homogenisoitiin ja toimitettiin analysoitavaksi. PCB- ja PAH-yhdisteiden määritykset toteutettiin Galab Laboratories GmbH:n toimesta, muut määritykset tehtiin Metropolilab Oy:n toimesta. Simpukan pehmytkudoksista tehtiin samat määritykset kuin sedimenttinäytteistä lukuun ottamatta öljyhiilivetyjä. Kaikilta asemilta ei saatu tarpeeksi simpukoita (tai asemilla ei esiintynyt simpukoita lainkaan) kaikkien haitta-ainemäärityksien tekoa varten.

8.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

8.3.1 Raskasmetallit

Sedimentti

Raskasmetalleista elohopeaa (Hg), kuparia (Cu) ja kadmiumia (Cd) esiintyi sedimentissä suurimmalla osalla näyteasemia (liite 8.1) ruoppaus- ja läjitysohjeen pitoisuustasolla 1. Sinkin pitoisuudet sedimentissä olivat absoluuttisesti korkeimpia, mutta raja-arvojen ylityksiä oli tasolle 1A kolme (LS1, 87, 118) ja 1B yksi (LS2). Vähiten raskasmetalleja havaittiin läjitysalueiden ja niiden ympäristön sedimenteissä. Skatanselän asemalla (111) havaittiin suuria määriä arseenia (As), mikä oli valtiovallinnon ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasolla 2 (Ympäristöministeriö 2015). Mahdollisia lähteitä arseenille ovat mm. hiilen poltto, sulfidipitoisten malmien sulatus ja monet torjunta-aineet. Arseeni voi myös korvata apatiitissa esiintyvän fosforin aiheuttaen maaperän pilaantumista (Salminen 2005). Skatanselällä havaittiin myös kohonnut nikkelin pitoisuus (vertailutaso 1B). Länsisataman alueella (asema LS2) sedimentissä havaittiin ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 2 pitoisuuksia elohopealle, kuparille ja lyijylle. Lyijyn pitoisuus ylitti myös HELCOM-GES raja-arvon ($>200 \text{ mg/kg Pb ka}$). Vertailutason 1B pitoisuuksia oli eniten kuparilla, asemilla 87 (Laajalahti), 118, (Espoonlahti), LS1 (Länsisatama) ja LS3 (Länsisatama). Aseman LS2 sinkin pitoisuus oli vertailutasolla 1B. Vertailutason 1A pitoisuuksia oli eri alueilla useita eri metalleille. Poikkeuksena olivat läjitysalueet, joilla raskasmetallien pitoisuudet olivat kauttaaltaan pienet ja vertailutason 1A pitoisuuksia havaittiin Rövargrundetin alueella vain kolme (arseni ja kadmium).

Simpukan pehmytkudos

Simpukan pehmytkudoksesta määritettiin määritysrajojen ylittäviä pitoisuuksia arseenia, kuparia, lyijyä, sinkkiä ja kadmiumia (liite 8.2). Minkään määritysrajoja ylittäneen aineen pitoisuudet eivät ylittäneet HELCOM-GES raja-arvoja. Kuten sedimentin osalta, olivat sinkin pitoisuudet simpukan pehmytkudoksessa absoluuttisesti korkeimmat kaikista analysoiduista metalleista. Sinkin pitoisuudet simpukan pehmytkudoksessa olivat keskimäärin miltei samalla tasolla sedimentissä esiintyvien pitoisuuksien kanssa. Myös kuparia oli sedimentissä keskimäärin suhteellisen paljon. Simpukoista löytyneet pitoisuudet olivat suhteessa sedimentin pitoisuuksiin noin puolet pienempiä. Kadmiumin pitoisuudet olivat sedimentissä noin neljä kertaa suuremmat kuin simpukoiden keskimääräinen pitoisuus. Lyijyn pitoisuudet olivat sedimentissä noin 70-kertaiset suhteessa simpukoista löytyneisiin pitoisuuksiin.

Metallien biosaatavuus määrittyy monen tekijän summana. Vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi vaihtelu metallien mobilisaatiosta huokosveteen, metylaatio, raudan oksidien ja orgaanisen aineksen vaikutus muiden metallien mobilisaatioon ja bioturbation, hapetus-pelkistyspotentiaal ja pH:n vaikutus yllä mainittuihin tekijöihin (Bryan ja Langston 1992, Pempkowiak ym. 1999).

Korkeimmat metallipitoisuudet havaittiin Länsisataman alueella, jossa erityisesti elohopean, kuparin ja lyijyn pitoisuudet olivat hyvin korkeat. Tämä ei kuitenkaan suoraan heijastunut korkeisiin pitoisuuksiin simpukoissa, mikä indikoi metallien huonoa biosaatavuutta tai mahdollisesti hyvin tuoretta päästöä, jolloin metallit eivät olisi vielä ehtineet kertyä simpukoihin. Simpukoiden kokojakauma Länsisataman alueella oli myös hyvin vinoutunut pieniin yksilöihin (alle 2 mm). Simpukat olivat alueella hyvin nuoria eikä niihin ollut ehtinyt kertyä metalleja. Asemalla 111 havaittiin hyvin korkea arseenin pitoisuus sedimentissä, mikä poikkesi yli kymmenkertaisesti muiden asemiin pitoisuuksista. Myöskään tällä asemalla ei simpukoista mitattu poikkeavan suuria arseenin pitoisuuksia mikä viittaa huonoon biosaatavuuteen tai tuoreeseen päästöön.

8.3.2 Öljyhiilivedyt

Sedimentti

Keskiraskaiden ja raskaiden öljyhiilivetyjen summa (>C10-C40) oli miltei kaikilla näytteenottoasemilla ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasolla 1B (Liite 8.3). Korkeimmat pitoisuudet havaittiin Rövargrundetin läjitysalueen (RG1, sijaitsee läjitysalueella), Sipoonسلän Pentarnin (166) ja Ryssjeholmsfjärdenin (1171) asemilla, jossa havaitut pitoisuudet olivat kaksin- ja kolminkertaiset koko alueen keskiarvoon verrattuna. Myös Espoonlahdella (118) ja Länsisataman alueella (LS2) tehtiin havaintoja kohonneista pitoisuuksista verrattuna koko alueen keskiarvoon.

Öljyhiilivetyjä näyttää esiintyvän laajalti koko alueella suhteellisen korkeina pitoisuuksina. Suurimmat pitoisuudet löytyivät sedimenttien akkumulaatioalueilta Espoonlahdelta ja Sipoonسلältä (118, 166) sekä läjitysalueelta (Rövargrundet) ja satama- ja pienvenesatama-alueelta (LS2 ja 1171).

Öljyhiilivetyjä ei mitattu simpukoiden pehmytkudoksista.

8.3.3 PAH-yhdisteet

Sedimentti

PAH-yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet olivat osalla näyteasemia alle analyttisen määrittämissärajien tai sen lähellä (liite 8.4). Miltei kaikilla asemilla havaittiin kuitenkin jonkun yhdisteen pitoisuuksia. Analyttisen määrittämissärajan yleisimmin ylittäviä yhdisteitä (tavattiin yli 10 asemalla) olivat Fenantreeni, Fluorantreeni, Pyreeni, Bentso(a)antraseeni, Kryseeni, Bentso(k+b)fluorantreeni, Bentso(a)pyreeni, Indeno(1,2,3,cd)pyreeni ja Bentso(ghi)peryleeni. Ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöministeriö 2015) vertailutason 1A PAH-yhdisteiden pitoisuuksia tavattiin useilta asemilta ja useille yhdisteille. Bentso(a)antraseenin, Fluoranteenin ja Bentso(ghi)peryleenin vertailutason 1B pitoisuuksia tavattiin useilla asemilla. Eniten vertailutason 1B pitoisuuksia eri yhdisteille tavattiin Länsistaman asemalla LS2, jolla myös havaittiin vertailutason 2 pitoisuus Fluoranteenia. Fluorantreeni on yksi puunkyllästysaineena käytettävän Kreosootin pääainesosista ja sitä muodostuu öljyhiilivetyjen palaessa. Fluorantreeni adsorboituu tehokkaasti orgaaniseen ainekseen ja se on adsorboituneena hyvin pysyvä. Bioakkumuloituvana aineena se kertyy yleensä esimerkiksi simpukoihin.

Asenaftenin pitoisuus (200 µg/kg ka) Länsisatamassa sijaitsevalla asemalla LS2 ylitti HELCOM-GES raja-arvon 24 µg/kg ka. Aseman LS2 PAH-yhdisteiden kokonaispitoisuus oli myös kaikkien asemien keskimääräistä normalisoitua PAH-yhdisteiden kokonaispitoisuutta (900 µg/kg ka) huomattavasti suurempi (8400 µg/kg ka). Myös Vuosaaren sataman edustalla (asema 1743), kahdella muulla Länsisataman asemalla (LS1, LS3), sekä alueilla jotka tiedetään olevan sedimenttien akkumulaatioalueita (asemat 4, 87, 118, 166, 18P) PAH-yhdisteiden normalisoitu kokonaispitoisuus ylitti koko tutkitun alueen keskimääräisen pitoisuuden.

Simpukan pehmytkudos

Simpukan pehmytkudoksen PAH-yhdisteiden määritykset tehtiin GALAB-laboratories GmbH:n toimesta ja määrittämissärajat olivat 1000 kertaa pienemmät kuin sedimenttinäytteille (0.1 µg/kg märkäpaino vs. 100 µg/kg ka). Määrittämissärajan ylittäviä PAH-yhdisteiden pitoisuuksia simpukoiden pehmytkudoksista löytyi miltei kaikilta asemilta ja kaikkien PAH-yhdisteiden osalta (liite 8.5). Länsisataman alueella sijaitseva asema LS3 poikkesi huomattavan korkeiden PAH-yhdistepitoisuuksiensa johdosta kaikista muista asemista. Tällä asemalla ylittyi myös kaikki HELCOM-GES raja-arvot (Bentso(a)pyreeni 5 µg/kg ka, Fluorantreeni 30 µg/kg ka, Summa PAH4 30 µg/kg ka). Muista asemista eniten PAH-yhdisteitä esiintyi Mustakuvun läjitysalueen asemalla ja Rövargrundetin asemalla (RG5). Pitoisuudet simpukoissa eivät kuitenkaan näillä asemilla ylittäneet raja-arvoja. Huomionarvoista on, että läjitysalueiden sedimenteistä ei juurikaan havaittu määrittämissärajan ylittäviä pitoisuuksia. Sedimenttimatriisin määrittämissäraja oli kuitenkin jopa 1000-kertainen simpukan pehmytkudoksen määrittämissärajaan verrattuna, mikä saattaa olla osasy syy tähän havaintoon. Toisaalta myös sedimenttien läjittämisen yhteydessä PAH-yhdisteet saattavat helpommin mobilisoitua ja päätyä eliöihin. Läjitysten pohjanläheisen veden samennusvaikutuksen tiedetään leviävän alueella jopa parin kilometrin säteellä. Samennus koostuu läjitettävän aineksen pienijakoisimmasta aineksesta, johon PAH-yhdisteet ovat kiinnittyneenä. Tällöin nämä yhdisteet myös päätyvät herkemmin simpukoiden ruuansulatusjärjestelmään ja tätä kautta akkumuloituvat simpukoihin. Ruoppauksen aiheuttaman hienoaineksen leviämisen on todettu erityisesti PAH-yhdisteiden osalta lisäävän huomattavasti altistusta ja täten näiden yhdisteiden kertymistä simpukoihin (Martins ym. 2012).

8.3.4 PCB-yhdisteet

Sedimentti

Suurimmalla osalla PCB-yhdisteitä sedimentistä määritetyt pitoisuudet alittivat analyttisen määritysrajan (liite 8.6). Yhdisteille PCB28, 52, 101, 105, 118, 126, 156, 169, 180 ja 195 ei tehty ainuttakaan määritysrajan ylittävää havaintoa. Laajalahdelta (asema 87), Espoonlahdelta (asema 118) ja Länsisatamasta (asema LS2) havaittiin ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöministeriö 2015) vertailutason 1B pitoisuuksia PCB138 –yhdistettä. Espoonlahden asemalta havaittiin myös PCB153 –yhdisteelle vertailutason 1B pitoisuus.

Simpukan pehmytkudos

Analyttisen määritysrajan ylittäviä PCB-yhdisteiden pitoisuuksia simpukan pehmytkudoksessa havaittiin alueella vain kahdelta asemalta (liite 8.7). PCB-yhdisteiden analyttinen määritysraja on alhaisempi sedimentissä kuin eliöissä, mutta PCB on PAH- ja orgaanisten tinayhdisteiden tapaan eliöihin kertyvä yhdisteryhmä (Laughlin 1996, Martins ym. 2012). PCB-yhdisteitä havaittiin Länsisataman alueelta (LS3), indikoiden pientenkin sedimentin pitoisuuksien vaikutusta eliöstöön. Asemalta 118, jossa tavattiin korkeimmat sedimentin PCB pitoisuudet, ei saatu simpukkanäytettä. Alue on altis hapettomuudelle, joka rajoittaa simpukoiden esiintymistä alueella. Mustakuvun läjitysalueen itäpuolella mitattiin myös simpukoista juuri määritysrajalla oleva PCB28-pitoisuus (10 µg/kg märkäpaino).

8.3.5 Organotinayhdisteet

Sedimentti

Organitinayhdisteistä Tetrabutyyliitin, Mono-oktyyliitin, Dioktyyliitin ja Trisykloheksyyliitin osalta ei havaittu analyttisen määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia sedimentissä. Muita organitinayhdisteitä havaittiin runsaimmin Länsisatamaan alueella ja vähiten läjitysalueiden ympäristössä (liite 8.8). Tributyyliitin osalta havaittiin eniten ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasojen (Ympäristöministeriö 2015) 1 ylittäviä pitoisuuksia. Suurella osaa asemista pitoisuudet olivat tasolla 1A, Kruunuvuorenselällä (asema 18P) havaittiin tason 1B pitoisuus ja Länsisataman alueella tasojen 1C ja 2 pitoisuuksia. Trifenyyliitin osalta tason 1A ja 1B pitoisuuksia oli vähemmän ja tason 1C pitoisuuksia havaittiin Espoonlahden (asema 118) ja Ryssjeholmsfjärdenin (asema 1171) asemilla. HELCOM-GES raja-arvo (TBT 1.6 µg/kg ka) ylittyi miltei kaikilla havaintoasemilla. Länsisataman asemat erottuvat muista asemista selvästi korkeammilla organitinayhdisteiden pitoisuuksilla.

Simpukan pehmytkudos

Organitinayhdisteistä Tetrabutyyliitin, Mono-oktyyliitin, Dioktyyliitin ja Trisykloheksyyliitin osalta ei havaittu analyttisen määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia simpukoiden pehmytkudoksessa. Muita organitinayhdisteitä havaittiin runsaimmin Länsisatamaan alueella ja sedimentin akkumulaatioalueella Espoonlahdella (asema 118). Myös Mustakuvun läjitysalueen kahdella asemalla havaittiin taustapitoisuudesta (Espoonlahden ja Länsisataman asemat pois lukien) hieman koholla olevia pitoisuuksia (liite 8.9).

Simpukan pehmytkudoksessa tinayhdisteistä suurimmat pitoisuudet olivat Tributyyliitinalla. Pitoisuudet olivat samalla tasolla tai suurempia kuin sedimentin pitoisuudet

ilmentäen yhdisteiden bioakkumulaatiota ja havaittua yhteyttä sedimenttipitoisuuksien ja simpukoiden välillä (Langston ja Burt 1991). Tributyyliitin pitoisuudet ylittivät kaikilla asemilla HELCOM-GES raja-arvon (12 µg/kg ka). Korkeimmat havaitut pitoisuudet simpukoissa olivat noin 500 µg/kg märkápaino Länsisataman alueella. Tributyyliitinalla on havaittu olevan erilaisia fysiologisia vaikutuksia kudospitoisuuksilla jotka liikkuvat suuruusluokassa 3-36 mg/kg kuivapaino (Widdows ja Page 1993). Vaikutuksia eri simpukoiden kasvuun on tosin ja havaittu niinkin matalilla pitoisuuksilla kuin 0.1-3.2 µg/kg märkápainoa (Salazar ja Salazar 1991). Tässä seurannassa tavatuilla simpukoiden pehmytkudoksen TBT-pitoisuuksilla on mahdollisesti jo vaikutusta eliöiden fysiologiaan ja lisääntymiseen ja tätä kautta populaatiokokoon ja ekosysteemin toimintaan.

8.4 Viitteet

Bryan, G. W. and W. J. Langston (1992). "Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review." Environmental Pollution **76**(2): 89-131.

Haikonen, A., A. Heitto, et al. (2007). Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2006. Vuosaaren satamahanke. S. Vatanen and A. Haikonen: 132.

Haikonen, A., P. Karppinen, et al. (2012). Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2011. Kala- ja vesimonisteita. 77: 71 + 10 liitettä.

Haikonen, A., S. Vatanen, et al. (2012). Vuosaaren sataman rakentamisen aikaisen (2003-2008) vesistö- ja kalataloustarkkailun yhteenvetoraportti. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen, A. Haikonen and A. Piispanen, Kala- ja vesitutkimus Oy. 57: 198 + liitteet.

HELCOM. (2017). "TBT and imposex. HELCOM core indicator report. Online. 6.4.2018 <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/tbt-and-imposex/>."

Hovi, M., P. Karppinen, et al. (2014). Taulukarin läjitysalueen vesistö- ja kalataloustarkkailu sekä Mustakuvun läjitysalueen vesistötarkkailu vuonna 2013. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen. 140: 45 + 43 liitettä.

Karjalainen, E. and T. Nyman (2016). Jätkäsaaren edustan merialue, Helsinki Yhteistarkkailu, Vuosiraportti 2015, Ramboll: 10 + liitteet.

Langston, W. J. and G. R. Burt (1991). "Bioavailability and effects of sediment-bound TBT in deposit-feeding clams, *Scrobicularia plana*." *Marine Environmental Research* **32**(1): 61-77.

Lapota, D., D. E. Rosenberger, et al. (1993). "Growth and survival of *Mytilus edulis* larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin." *Marine Biology* **115**(3): 413-419.

Laughlin, R. B. (1996). Bioaccumulation of TBT by Aquatic Organisms. Organotin: Environmental fate and effects. M. A. Champ and P. F. Seligman. Dordrecht, Springer Netherlands: 331-355.

Lindfors, A., M. Kiirikki, et al. (2015). Taulukarin läjitysalueen vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2014. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen. 173: 31 + 35 liitettä.

Martins, M., P. M. Costa, et al. (2012). "Impact of remobilized contaminants in *Mytilus edulis* during dredging operations in a harbour area: Bioaccumulation and biomarker responses." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 85: 96-103.

Peltonen, H. and E. Salo (2013). Ruoppausmassojen meriläjitysalue, Rövargrundet Ympäristövaikutusten seurantatulokset vuonna 2012, Ramboll: 39.

Pempkowiak, J., A. Sikora, et al. (1999). "Speciation of heavy metals in marine sediments vs their bioaccumulation by mussels." *Chemosphere* 39(2): 313-321.

Salazar, M. H. and S. M. Salazar (1991). "Assessing site-specific effects of TBT contamination with mussel growth rates." *Marine Environmental Research* 32(1): 131-150.

Salminen, R. (2005). *Geochemical Atlas of Europe*.

Stenalt, E., B. Johansen, et al. (1998). "Mesocosm Study of *Mytilus edulis* Larvae and Postlarvae, Including the Settlement Phase, Exposed to a Gradient of Tributyltin." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 40(3): 212-225.

Vatanen, S. (2005). Sedimenttien haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella vuonna 2005. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 8/2005: 24 + 21 liite.

Vatanen, S. (2010). Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailuohjelma vuosille 2010-2014. Kala- ja vesimonisteita. 23: 31 + 32 liitettä.

Vatanen, S., A. Haikonen, et al. (2011). Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2010. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen. 49: 79 + 11 liitettä.

Widdows, J. and D. S. Page (1993). "Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*." *Marine Environmental Research* 35(3): 233-249.

Ympäristöministeriö (2015). Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita. 1: 55 + liitteet.

9 Pääkaupunkiseudun merialueen veden laadun mallinnus

9.1 Johdanto

Tässä raportissa esitetään Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamoiden sekä Fortum Power and heat Oy:n toimintojen vaikutuksia pääkaupunkiseudun merialueen tilaan käyttäen työkaluna rannikkomerialueelle laadittua kolmiulotteista fysikaalista ja biologista mallia. Mallinnus toteutetaan DHI MIKE3FM- ja Ecolab-ohjelmistoilla. Raportin yhteenvedossa pyritään suhteuttamaan mallinnuksen avulla saadut tulokset vaikutuksen alaisina olevien alueiden erityispiirteisiin, erityisesti veden hygieeniseen laatuun sekä rehevöitymiskehitykseen, mutta myös yleiseen hydrografiin. Mallinnustulokset ovat suunta antavia ja niiden tuloksia ei tule tulkita mittaustuloksia vastaavina, etenkin mallin biologinen osa on hyvin yksinkertaistettu kuvaus todellisuudesta.

Mallinnusalueen tarkempi kuvaus esitetään tässä raportissa kappaleessa 2 sekä pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelmassa jonka saa pyydettäessä³. Mallinnusalue on monimuotoinen, rantaviiva on rikkonainen, pohjan muodot ovat vaihtelevat ja alueella on useita saaria, mikä tekee veden liikkeiden mallinnuksen haastavaksi. Mallinnushilan tarkkuus ei riitä koko alueen yksityiskohtaisten pienemmän mittakaavan (< 100 m) tarkasteluihin riittävällä tarkkuudella. Tästä johtuen mallinnustuloksia tulee käsitellä laajemmalla mittakaavalla ja kokonaisuutena. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden ympäristö on mallinnettu pienemmällä hilalla.

9.2 Mallikuvaus

Mallinnuksessa käytettiin DHI MIKE3FM – mallinnusohjelmistoa ja sen Ecolab-lisäosaa, jotka ovat luonnonolosuhteisiin rannikko-, estuaari- ja jokiympäristöjen kehitetyjä ohjelmistoja veden sekä sedimentin, vedenlaadun ja akvaattisen eliöstön vuorovaikutusten simuloimiseen. Veden fysikaalisia tekijöitä mallintava MIKE3FM-ohjelmisto käyttää joustavaa kolmikulmaista mallihilaa, jonka resoluutiota voidaan suurentaa paikallisen tarkkuuden lisäämiseksi. Syvyysuunnassa malli käyttää sigma-koordinaatteja, joissa jokainen hilapiste jaetaan yhtä moneen osaan, mahdollistaen yhteinäiset pohjan ja pinnan rajakerrokset. Tässä raportissa esitetyssä mallitarkastelussa on käytetty kymmentä syvyyskerrosta. Käytettyjen hilojen pienimpien solujen pinta-alat purkualueiden läheisyydessä ovat noin 100 m².

Ekosysteemimallin tulokset lasketaan samaan aikaan fysikaalisen mallin kanssa. Ekosysteemimallin ”ei kiinteät”-mallinnettavat muuttujat liikkuvat veden liikkeiden mukana ja niille on määritetty omat yhtälöt, joiden mukaan ne reagoivat ympäristössä tapahtuviin muutoksiin. Tässä tarkastelussa käytetyssä ekosysteemimallissa käytetään 9 muuttujaa, jotka kuvastavat veden hygieenisen laadun muutoksia sekä mah-

³ Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut toimittaa tarkkailuohjelman pyydettäessä: emil.vahtera@hel.fi

dollisesti aluetta rehevöitäviä vaikutuksia. Taulukossa 9.1 esitetään ekosysteemimallin muuttujat sekä mallinnusalueen aloitustilanteen, että mallinnusalueen reunojen muuttujien pitoisuudet. Mallinnusalueen reuna-alueiden fysikaalisen sekä ekosysteemimallin muuttujien pitoisuuksien kuvaamiseksi on käytetty pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa kerättävän aineiston pohjalta interpoloituja muuttujien pitoisuuksia. Ekosysteemimallin muut määrittelyparametrit esitetään liitteessä 9.1. Mallilaskenta aloitettiin lyhyellä käynnistysajolla (3 vrk) niin, että mallinnettavien parametrien arvot vastaavat paremmin mallinnettavan vuoden tilannetta. Tämän jälkeen laskettiin 6 vuorokauden pituinen jakso, jonka perusteella tarkastettiin mallinnettavien parametrien yhteensopivuus mallinnettavien parametrien mittaustulosten kanssa. Varsinaiset mallinnusjaksot ovat 10.3.–27.11.2016 ja 10.3.–27.11.2017.

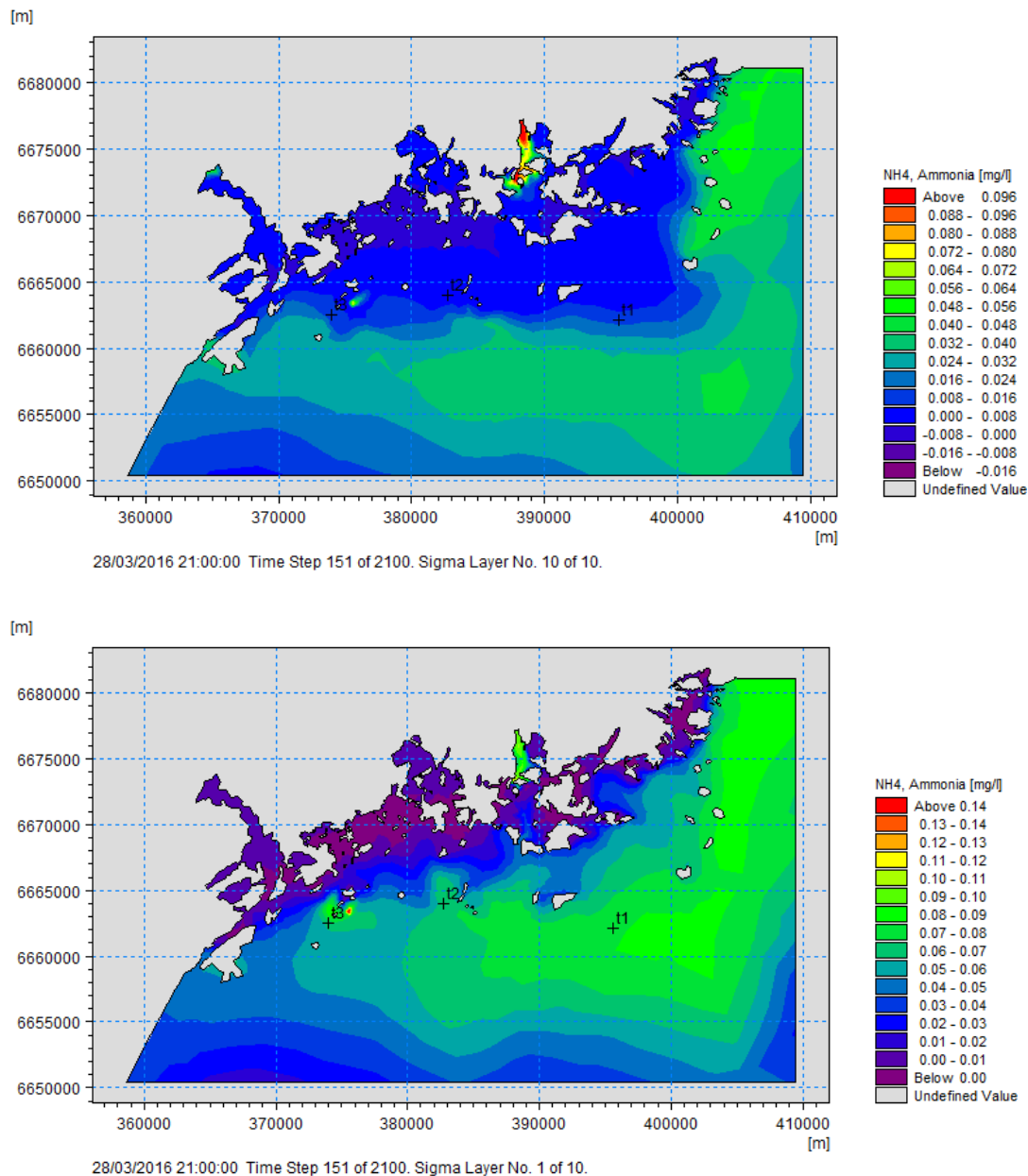
Taulukko 9.1. Ekosysteemimallin mallinnettavat parametrit ja mallinnuksen alkutilanteen (1.3.2016 ja 1.3.2017) pitoisuudet sekä mallinnusalueen ulkoreunoilla koko vesipatsaassa ennen mallin käynnistysajoa.

Muuttuja	Aloituspitoisuus	Yksikkö
BOD	1	mg/l
Liuenut happi	12	mg/l
Klorofylli-a	0.001	mg/l
Ammoniumtyppi	0.006	mg/l
Nitriittityppi	0.001	mg/l
Nitraattityppi	0.15	mg/l

9.5 Tulokset

9.5.1 Puhdistettujen jätevesien leviäminen ja vaikutusalueen laajuus

Yleisellä tasolla, koko mallinnusaluetta tarkasteltaessa puhdistettujen jätevesien johtaminen näkyy vain hetkittäin aivan purkualueiden läheisyydessä kohonneina bakteeripitoisuuksina ja ajoittain liukoisen typen pitoisuuksien kohoamisena (kuva 9.7). Vantaanjoen kuormitus alueella on niin voimakasta, että jätevesien vaikutukset peittyvät osittain Vantaanjoen kuormituksen aiheuttaman vaihtelun alle. Merkittävimmät välittömät vaikutukset keskittyvät mallinnustulosten mukaan pohjanläheiseen kerrokseen ja vaikutukset ovat nähtävissä etenkin Viipurinkiven purkualueen lähistöllä, jonne Suomenojan puhdistamo purkaa puhdistetut jätevetensä. Selkeimmät erot ympäröivään veteen näkyvät ammoniumtyypessä. Välitön vaikutusalue vaihtelee kooltaan ja sijainniltaan meriveden virtausten mukaan mutta keskittyy joidenkin satojen metrien etäisyydelle purkutunneleista.

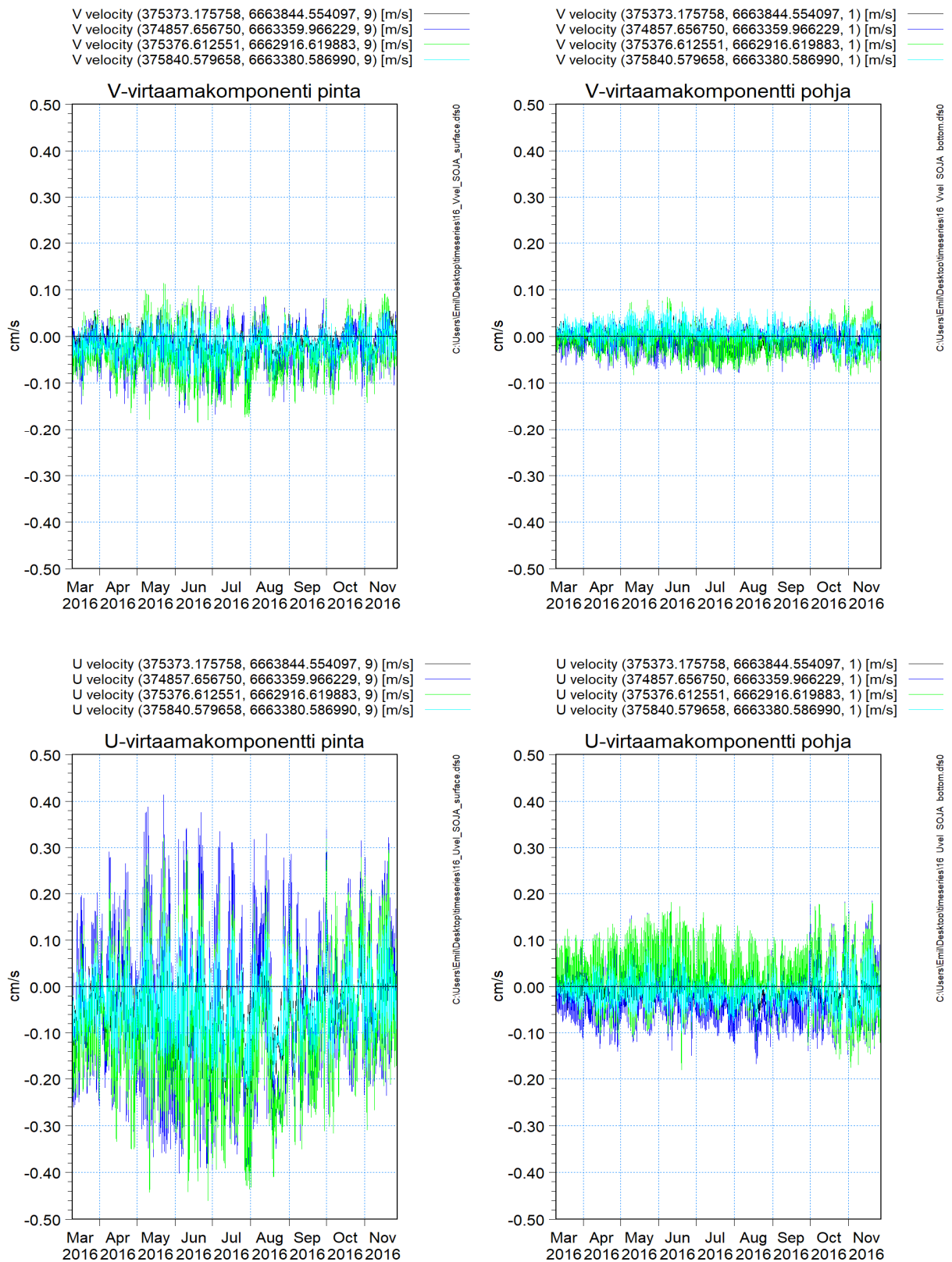


Kuva 9.7. Kuvakaappaus vuoden 2016 rannikkomallin tuottamasta veden laadun simulaatiosta ammoniumtyypen osalta 28.3.2016 pintakerrokselle (ylempi paneeli) ja pohjakerrokselle (alempi paneeli).

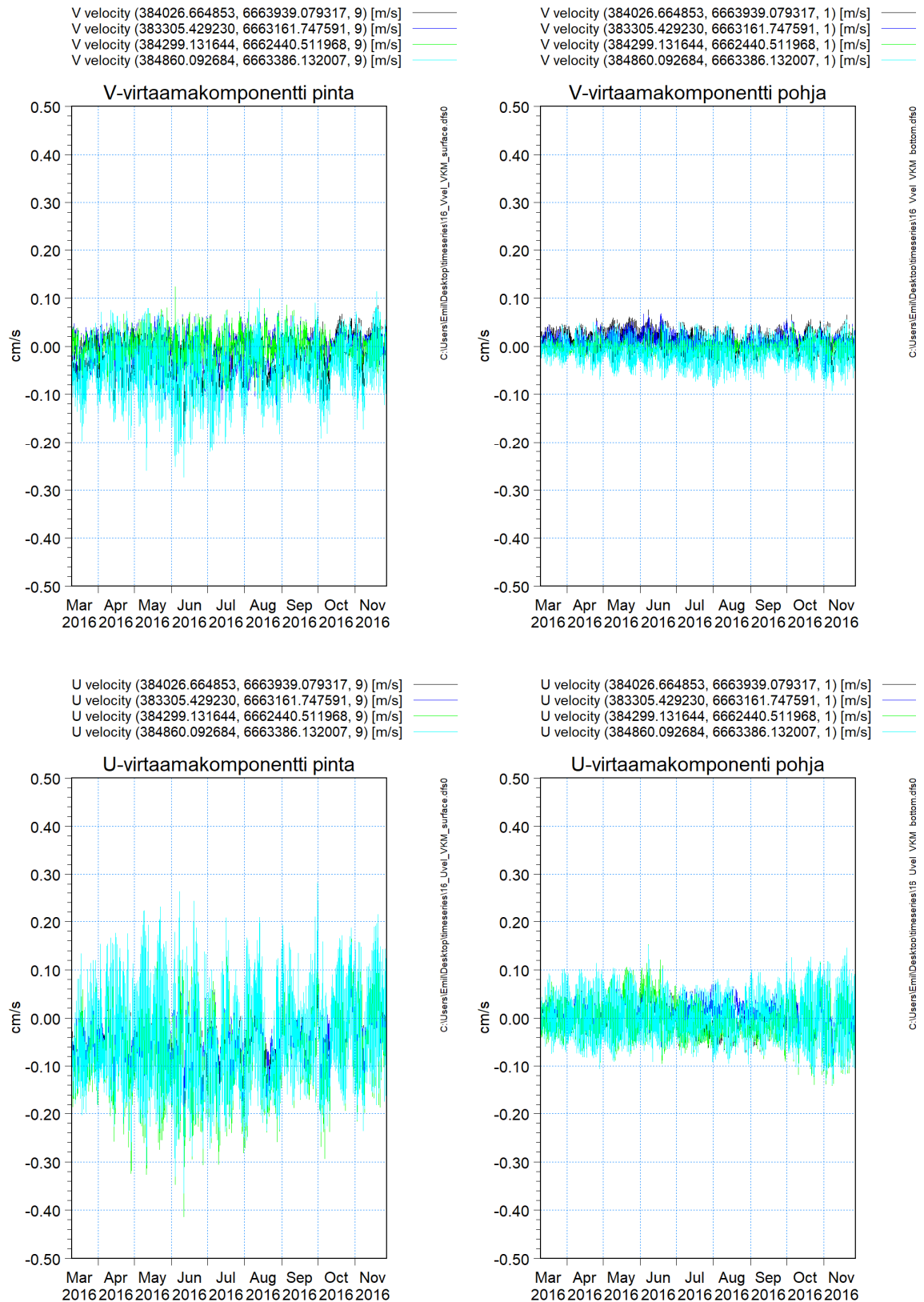
Mallinnustulosten perusteella puhdistetut jätevedet levisivät Suomenojan puhdistamon purkualueelta useimmin länteen ja lounaaseen (joskin virtausten suunnat vaihtelevat voimakkaasti), mikä voidaan havaita tarkastelemalla purkualueen lähistön mallinnettuja veden virtaaman v- ja u-komponentteja (kuvat 9.8 ja 9.10). Positiivinen v-virtaamakomponentti tarkoittaa veden virtaamista pohjoiseen ja negatiivinen etelään ja positiivinen u-virtaamakomponentti tarkoittaa veden virtaamista itään ja negatiivinen länteen. Suurin vaihtelun magnitudi on havaittavissa pinnan läheisen virtaaman u-komponentissa, mikä tarkoittaa, että pintaveden virtaukset suuntautuvat alueella pääosin rannikon myötäisesti. Sama ilmiö on havaittavissa pintaveden u-virtauskomponentin vaihtelua kuvaavassa simulointitulosten animaatiossa (kts. animaatio <https://helsinki.emmi.fi//PQzVfPHK7mT8>). Pohjanläheisen veden virtausten suunnan

vaihtelu on pienempää eikä virtauksilla ole yhtä selkeää pääsuuntaa kuin pintavirtauksilla. Mallinnustulosten pohjalta voidaan arvioida, että Suomenojan puhdistamon purkualueen länsipuolella sijaitseva saaristo altistui eniten puhdistettujen jätevesien vaikutukselle. Virtauskentät muodostuivat pääosin tuulen vaikutuksesta. Mallinnustulosten mukaan lännestä alueelle työntyvä suolaisempi vesi muodosti makeamman rannikonläheisen veden kanssa suolaisuusrintaman Espoon Suvisaariston eteläpuolelle niin, että avomerellä pintaveden päävirtaussuunta oli useimmiten itään tai etelään, kun se rintaman pohjoispuolella oli pääosin länteen.

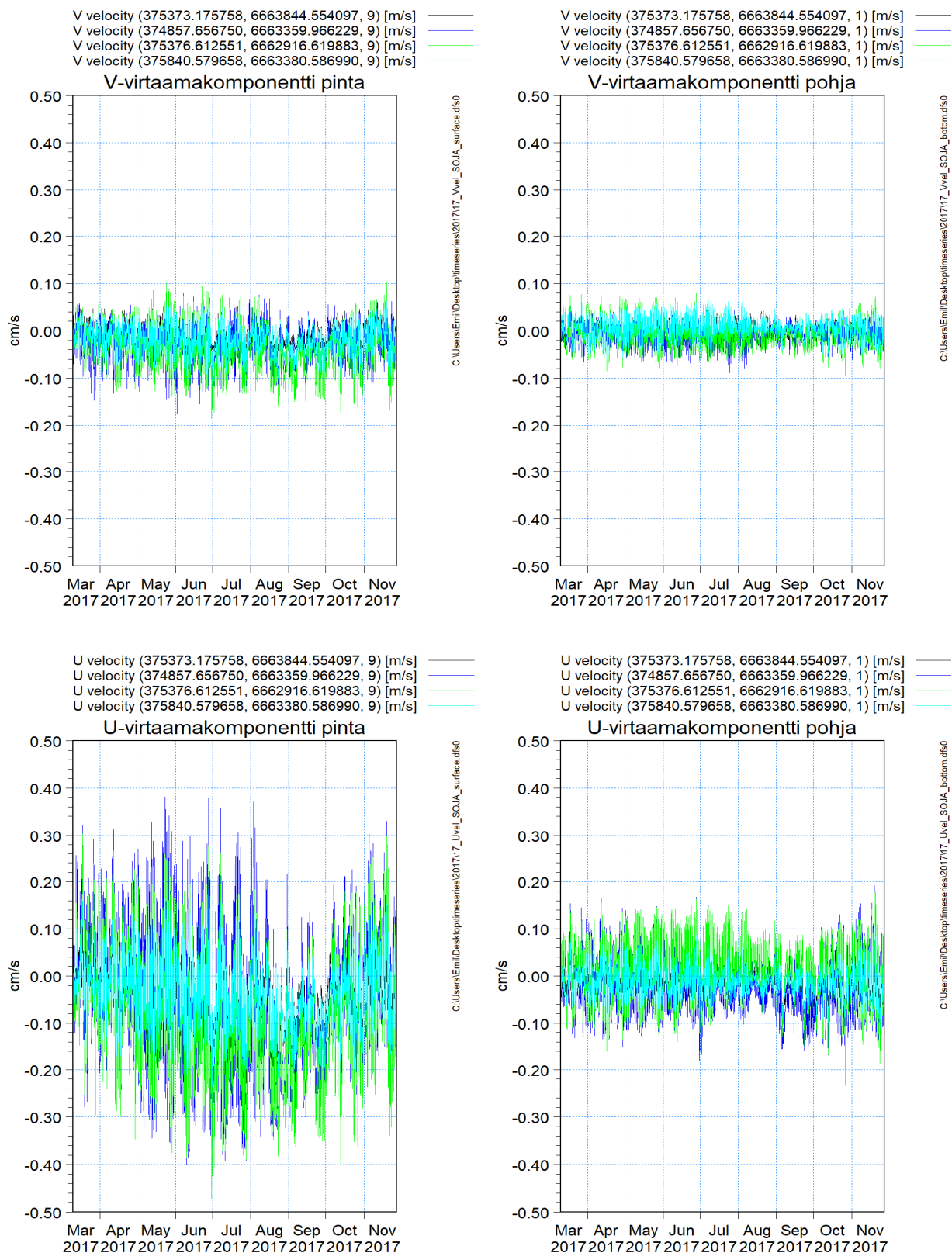
Mallinnustulosten perusteella Viikinmäen puhdistamon purkualueen virtaukset suuntautuivat useammin etelään ja lounaaseen (kuvat 9.9 ja 9.11). V-virtaamakomponentin vaihtelu oli suurempaa verrattuna Suomenojan puhdistamon purkualueen pintavirtauksiin ja u-virtaamakomponentin vaihtelu taas suhteessa pienempää. Viikinmäen purkutunnelin ympäristössä U-virtaamakomponentin vaihtelu oli kuitenkin suurempi kuin v-virtaamakomponentin (kuvat 9.9. ja 9.11), indikoiden rannikon suuntaisen virtauksen olevan alueella voimakkaampaa. Mallinnustulosten perusteella Viikinmäen puhdistamon jätevedet levisivät purkualueelta pääosin lounaaseen. Viikinmäen puhdistamon puhdistettujen jätevesien välittömät vaikutukset purkualueen läheisyydessä olivat kuitenkin Suomenojan puhdistamon vaikutuksia pienemmät. Vaikka puhdistettujen jätevesien määrät ovat suurempia on purkualue syvempi ja etenkin typen pitoisuudet ovat Viikinmäeltä purettavissa vesissä pienemmät. Syvempi purkualue johti mallinnustulosten perusteella puhdistettujen jätevesien tehokkaampaan sekoittumiseen ympäröivään veteen puhdistettujen jätevesien noustessa pintaan, mikä pienentää välittömien vaikutusten havaittavissa olevaa vaikutusaluetta. Mallinnustulosten perusteella voidaan arvioida, että Viikinmäen jätevedenpuhdistamon välittömät vaikutukset purkualueen ympäristössä ovat Suomenojan puhdistamoa pienemmät. Välilliset vaikutukset saattavat kuitenkin voimistaa Suomenojan puhdistamon vaikutuksia Suvisaariston kaakkoisosissa, koska jätevesien arvioitiin kulkeutuvan purkualueelta lounaaseen.



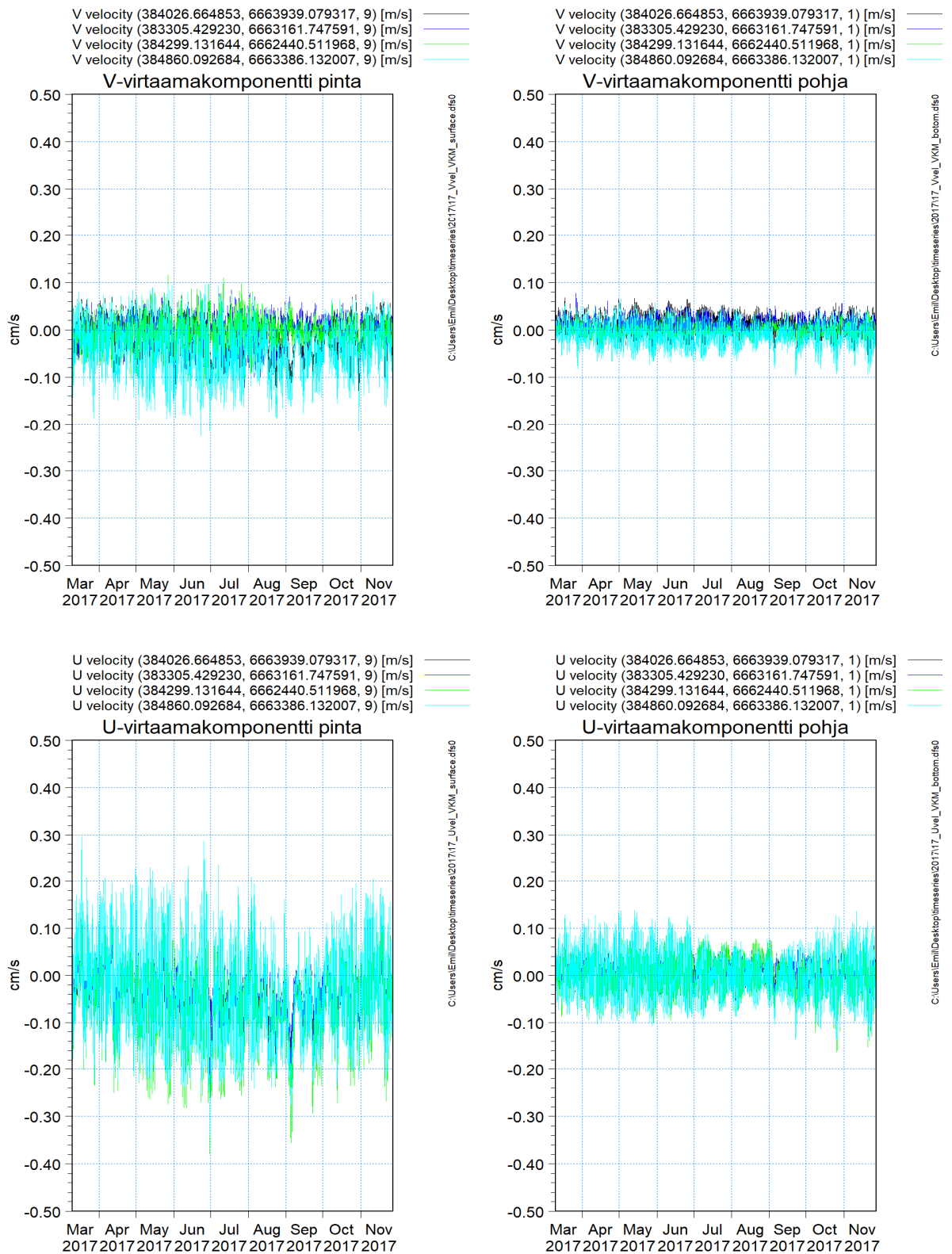
Kuva 9.8. Neljän Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkualueen lähistön pisteen v- (positiivinen virtaus pohjoiseen, negatiivinen etelään) ja u-virtaamakomponentin (positiivinen virtaus itään, negatiivinen länteen) pinta- ja pohjakerroksessa vuonna 2016.



Kuva 9.9. Neljän Viikinmäen jätevedenpuhdistamon purkualueen lähistön pisteen v- (positiivinen virtaus pohjoiseen, negatiivinen etelään) ja u-virtaamakomponentin (positiivinen virtaus itään, negatiivinen länteen) pinta- ja pohjakerroksessa vuonna 2016.



Kuva 9.10. Neljän Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkualueen lähistön pisteen v- (positiivinen virtaus pohjoiseen, negatiivinen etelään) ja u-virtaamakomponentin (positiivinen virtaus itään, negatiivinen länteen) pinta- ja pohjakerroksessa vuonna 2017.

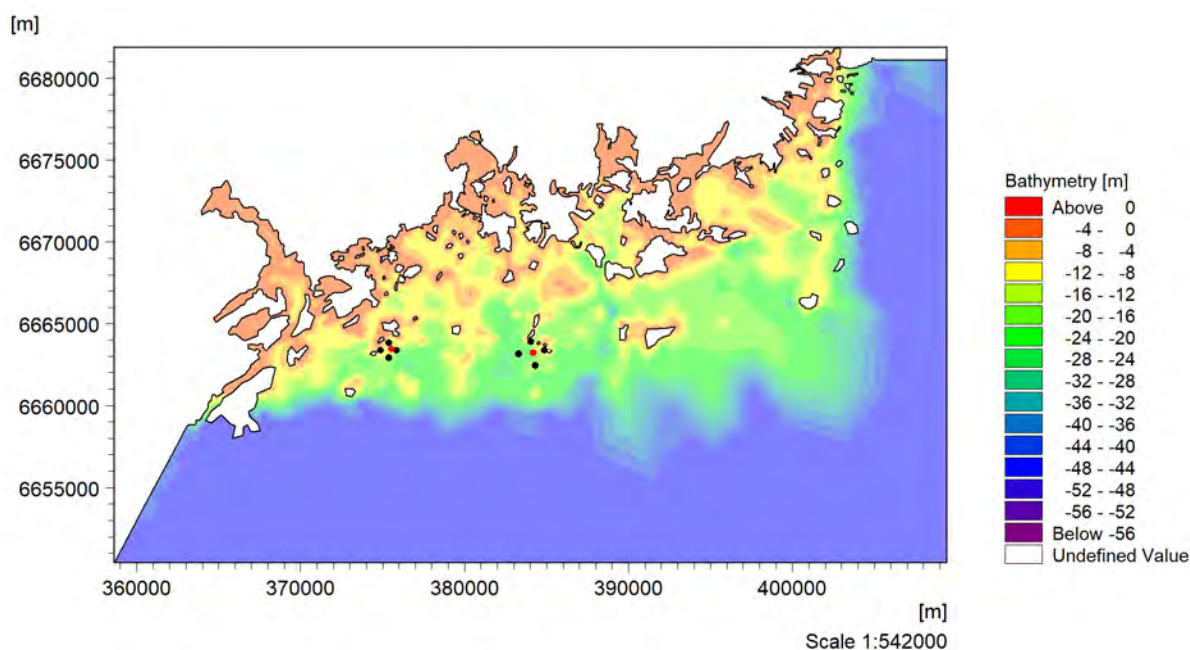


Kuva 9.11. Neljän Viikinmäen jätevedenpuhdistamon purkualueen lähistön pisteen v- (positiivinen virtaus pohjoiseen, negatiivinen etelään) ja u-virtaamakomponentin (positiivinen virtaus itään, negatiivinen länteen) pinta- ja pohjakerroksessa vuonna 2017.

9.5.2. Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden laatuun

Vaikutukset veden laadussa ilmenevät pääasiassa hetkittäisinä *E. coli* bakteerien ja nitraattitypen kohonneina pitoisuuksina purkualueiden lähistössä. Vaikutukset näkyvät voimakkaammin Suomenojan puhdistamon purkuputken alueella, mikä johtuu todennäköisesti matalammasta vesisyvyydestä sekä korkeammista bakteeri ja typpipitoisuuksista mereen purettavissa puhdistetuissa jätevesissä (kuvat 9.5 ja 9.6).

Puhdistettujen jätevesien vaikutusta purkualueiden lähistön veden laatuun tarkasteltiin neljän purkualueen lähistölle sijoitetun pisteen mallinnettujen aineistojen perusteella. Pisteiden etäisyys purkutunnelin kohdasta oli noin 100-200 m ja ne sijoitettiin neljään eri pääilmansuuntaan purkutunnelista (kuva 9.12). Vedenlaatuparametrit otettiin mallin vesikerroksesta 9, mikä vastaa purkualueilla suurin piirtein syvyyttä 1-5 m. Mallin tuottamat tulokset keskiarvoistettiin mallinnetulle jaksolle (maaliskuu-marraskuu). Keskiarvoja kahdesta mallinnusskenaariosta, jossa toisessa mereen purettiin puhdistettuja jätevesiä ja toisessa ei, verrattiin toisiinsa. Aiempien mallinnustutkimusten mukaan vuoden 1999 jätevedenpuhdistamoiden typen kuormitustasojen puolittaminen olisi muutaman vuoden aikavälillä johtanut noin 5-10% vähennykseen planktonlevien määrässä väli- ja ulkosaaristossa (Korpinen ym. 2004). Nykykuormitus on noin puolet vuosituhannen vaihteen kuormituksesta ja tarkasteltu ajanjakso on vain yksi kasvukausi, joten kuormituksen vähentämisen voidaan olettaa tuottavan suhteessa pienemmät vaikutukset kuin mitä aiemmin on arvioitu.



Kuva 9.12. Karttakuva pisteistä purkualueiden läheisyydestä joilta mallinnustuloksia vertailtiin kahden mallinnusskenaarion (puhdistettujen jätevesien purku mereen/ei puhdistettuja jätevesiä) välillä.

Suomenojan puhdistamo

Suomenoja purkutunnelin ympäristön liukoisen typen (nitriittityppi + nitraattityppi + ammoniumtyppi) pintaveden mallinnetut pitoisuudet (mallinnetun jakson keskiarvo) eivät eronnet toisistaan vuonna 2016. Vuoden 2017 mallinnetut pintaveden liukoisen typen pitoisuudet olivat korkeammat, kun mallissa alueelle johdettiin puhdistettuja jätevesiä (kuva 9.13). Typen kokonaiskuorma mereen Suomenojan puhdistamolta oli suurempi vuonna 2017 kuin vuonna 2016 (kts. kappale 3), mikä on todennäköisesti osasy s tähän tulokseen. Nitraattitypen pitoisuudet olivat mallinnustulosten mukaan korkeammat alueella molempina vuosina purettaessa puhdistettuja jätevesiä alueelle (kuva 9.13) mutta ero nitraattitypen mallinnusjakson keskiarvoissa oli hieman suurempi vuonna 2017. Jätevesien johtamisella Suomenojan purkutunnelin alueelle näyttää siis nykykuormitustasoilla olevan, etenkin nitraattitypen pitoisuuksia kasvattava vaikutus (kts. animaatio <https://helsinki.emmi.fi//PQzVfPHK7mT8>).

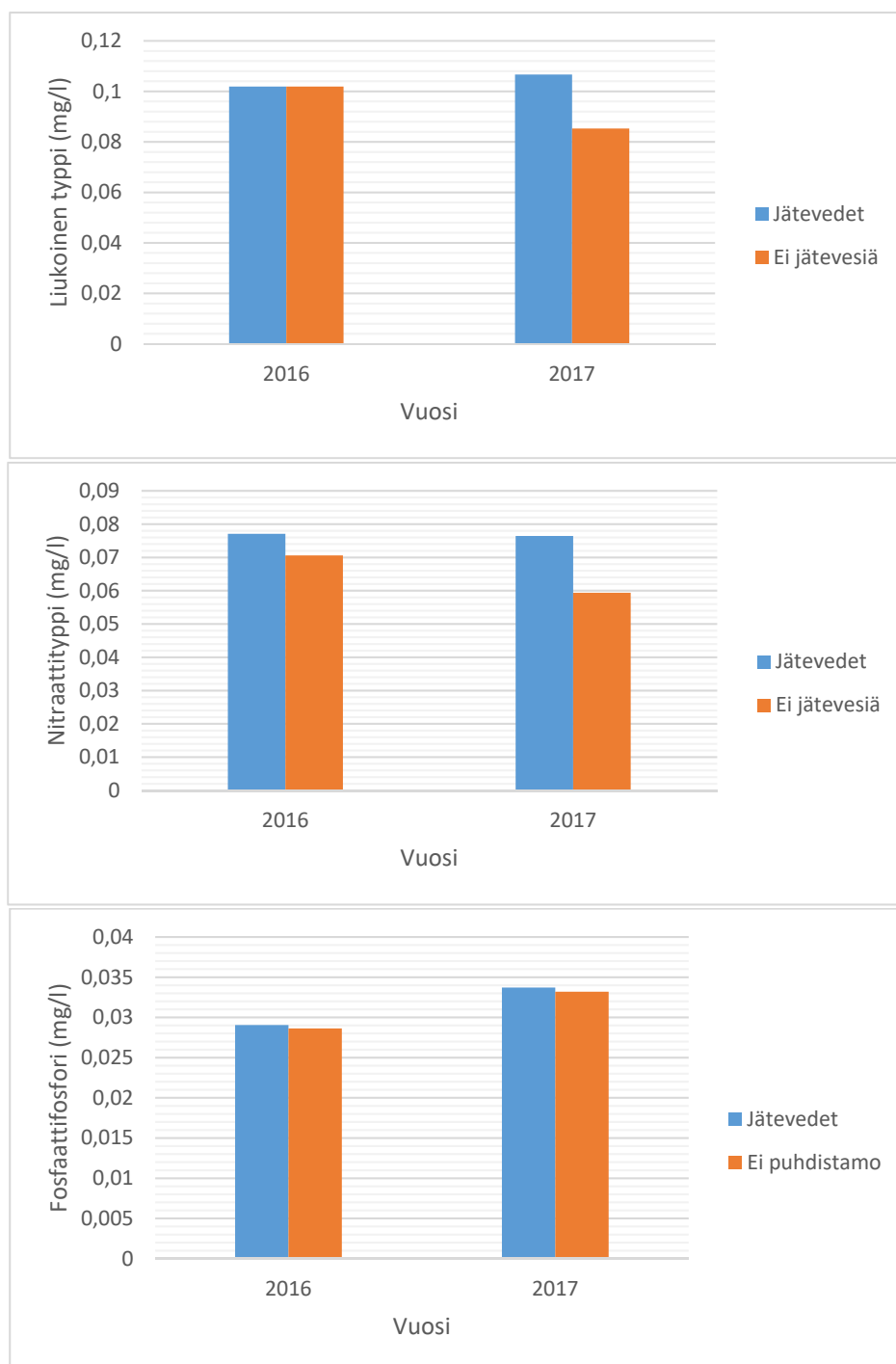
Fosfaattifosforin pitoisuudet olivat mallinnustulosten mukaan vuonna 2017 keskimäärin korkeammat verrattuna vuoteen 2016 Suomenojan purkutunnelin alueella, mikä myös havaittiin koko merialueen osalta laboratoriossa analysoiduista vesinäytteistä (kts. kappale 4). Erot mallinnusskenaarioiden välillä olivat hyvin pienet, vaikka johdetaessa puhdistettuja jätevesiä alueelle pitoisuudet olivat mallinnustulosten mukaan hieman korkeammat (kuva 9.13).

Mallinnustulokset tukevat havaintoja (kts. kappale 4) että puhdistettujen jätevesien johtaminen johtaa liukoisen typen, etenkin nitraattitypen pitoisuuksien kohoamiseen purkutunnelien läheisyydessä Suomenojan jätevedenpuhdistamon osalta. Kohonneiden tyypipitoisuuksien voi olettaa vaikuttavan alueen levätuotantoon sitä kiihdyttäen koska alueen tiedetään olevan pääosin typpiravinteiden rajoittamaa kasvukauden aikana (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016).

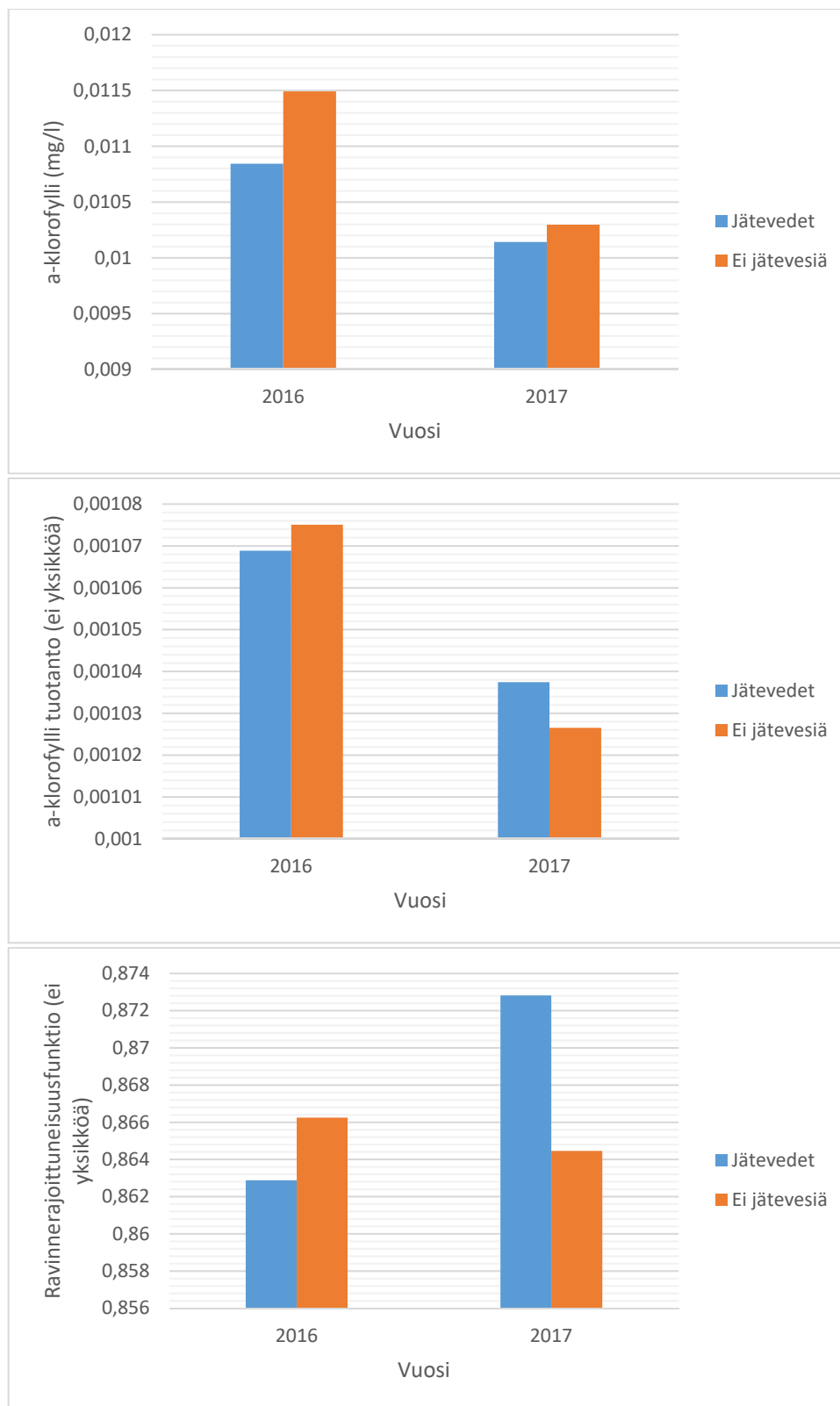
A-klorofyllin pitoisuudet olivat Suomenojan puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä korkeammat vuonna 2016, verrattuna vuoteen 2017 (kuva 9.14), mallinnustulokset tukevat luonnossa tehtyjä havaintoja, jossa vuosi 2016 myös erottui korkeammilla a-klorofyllin pitoisuuksilla alueella (kts. kappale 5). Mallinnusskenaariossa, jossa alueelle ei johdettu puhdistettuja jätevesiä, a-klorofyllin pitoisuudet olivat korkeammat molempina vuosina, joskin absoluuttiset erot pitoisuuksissa olivat pienet (suurimmillaan n. 0.5 µg/l). Ero saattaa johtua puhdistettujen jätevesien aluetta huuhtovasta vaikutuksesta (jätevesien a-klorofyllipitoisuus on 0 µg/l). A-klorofyllin tuotanto ei eronnut juurikaan eri mallinnusskenaarioiden välillä, eikä puhdistettujen jätevesien vaikutukset levätuotannon tutkimuksin havaittuun typen rajoittuneisuuteen näkynyt mallinnustuloksissa (kuva 9.14). Mallinnustulosten mukaan pääkaupunkiseudun merialueen kasviplanktonyhteisö ei juurikaan ajaudu kesällä voimakkaaseen ravinnerajoittuneisuuden tilaan, mitä alueen havainnot eivät tue. Toisaalta mallinnustulokset saattavat indikoida myös sitä, että merialueen saatavilla olevat ravinnepitoisuudet ovat niin korkeat, että yhden kasvukauden aikana mereen johdettujen puhdistettujen jätevesien vaikutus ei ole alueella merkittävä tekijä levätuotannon kannalta nykykuormitustasoilla. Tämän johtopäätöksen vahvistaminen vaatii kuitenkin mallin biologisen osan toiminnan tarkentamista.

Puhdistettujen jätevesien johtaminen alueelle näkyi parhaiten *E. coli* bakteerien määrissä (kts. kappale 4). Myös mallinnustulokset tukivat myös tätä havaintoa (kuva 9.15). Suurimmat bakteerimäärät osuivat yhteen suurimpien jätevesien virtaamien kanssa.

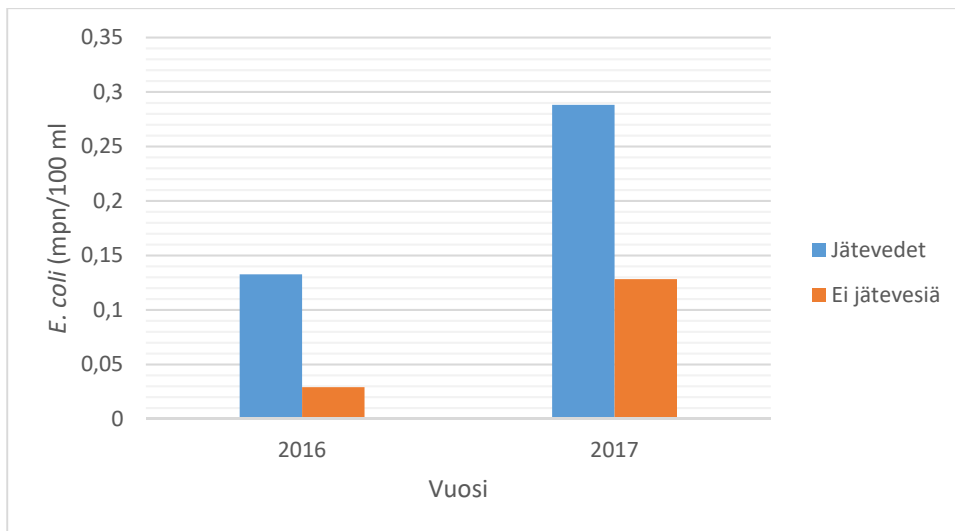
Mallinnustulosten perusteella vaikutukset veden hygieeniseen laatuun keskittyivät kuitenkin vain purkutunnelien läheisyyteen ja absoluuttiset E. coli bakteerien määrät olivat vaikutusalueella suhteellisen pienet (< 10 mpn/100 ml) (kts. animaatio <https://helsinki.emmi.fi//PQzVfPHK7mT8>). Pintalämpötilan osalta havaittavia eroja ei Suomenojan purkutunnelin alueella ei ollut.



Kuva 9.13. Suomenojan puhdistamon mereen laskemien puhdistettujen jätevesien mallinnetut vaikutukset veden laatuun (mg/l liukoinen typpi, mg/l nitraattityppi ja mg/l fosfaattifosfori) vertailtaessa kahta eri mallinnusskenaarioita, joista toisessa on sisällytetty puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen ja toisessa ei.



Kuva 9.14. Suomenojan puhdistamon mereen laskemien puhdistettujen jätevesien mallinnetut vaikutukset veden laatuun (mg/l a-klorofylli, a-klorofyllin tuotanto, ravinnerajoittuneisuusfunktio) vertailtaessa kahta eri mallinnusskenaarioita, jossa toisessa on sisällytetty puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen ja toisessa ei.



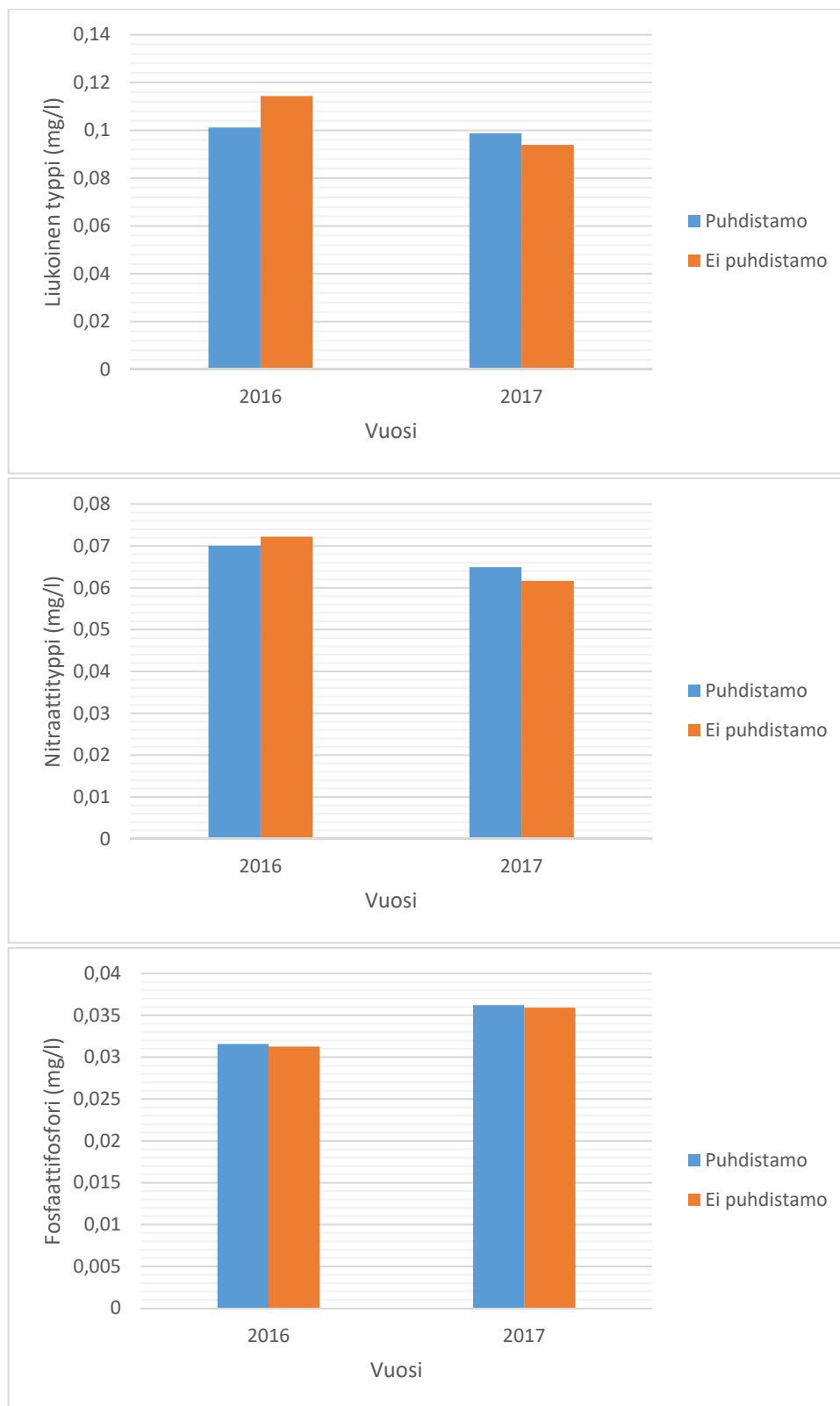
Kuva 9.15. Suomenojan puhdistamon mereen laskemien puhdistettujen jätevesien mallinnetut vaikutukset veden laatuun (*E. coli*) vertailtaessa kahta eri mallinnusskenaarioita, jossa toisessa on sisällytetty puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen ja toisessa ei.

Viikinmäen puhdistamo

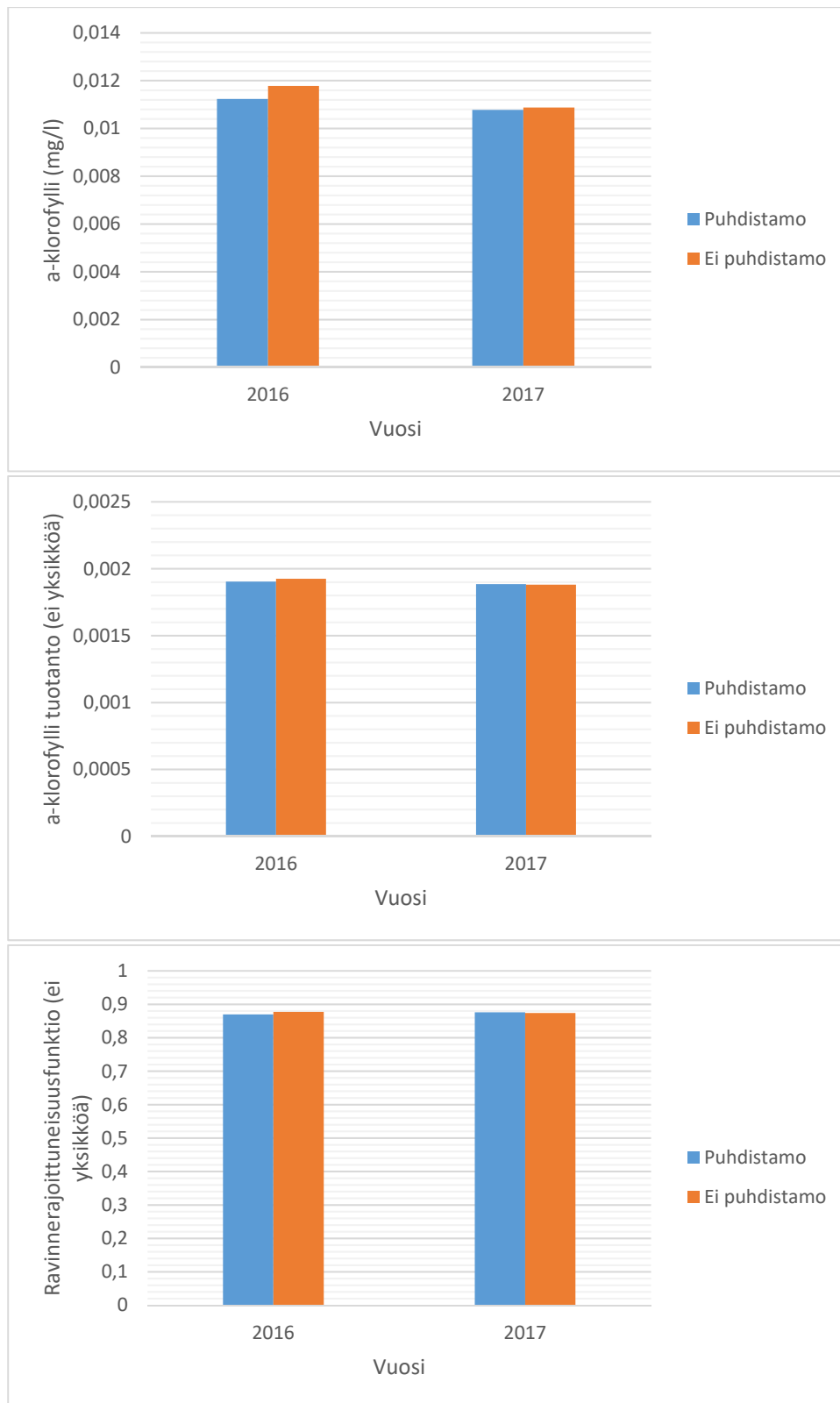
Liukoisen typen pitoisuudet olivat Viikinmäen puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä veden pintakerroksessa mallinnustulosten mukaan hieman korkeammat ilman puhdistamokuormitusta vuonna 2016 ja hieman matalammat ilman puhdistamokuormitusta vuonna 2017 (kuva 9.16). Nitraattitypen osalta tilanne oli samankaltainen, joskin erot olivat hieman pienemmät (kuva 9.16 ja kts. animaatio <https://helsinki.emmi.fi//PQzVfPHK7mT8>). Fosfaattifosforin osalta eroja kahden mallinnusskenaarion välillä ei ollut.

Viikinmäen puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä a-klorofyllin pitoisuudet, a-klorofyllin tuotanto tai ravinnerajoittuneisuusfunktio eivät juurikaan eronneet toisistaan kahden mallinnusskenaarion välillä (kuva 9.14). *E. coli* bakteerien määrät olivat suuremmat, kun alueelle johdettiin puhdistettuja jätevesiä (kuva 9.15 ja kts. animaatio <https://helsinki.emmi.fi//PQzVfPHK7mT8>), samaan tapaan Suomenojan puhdistamon kanssa.

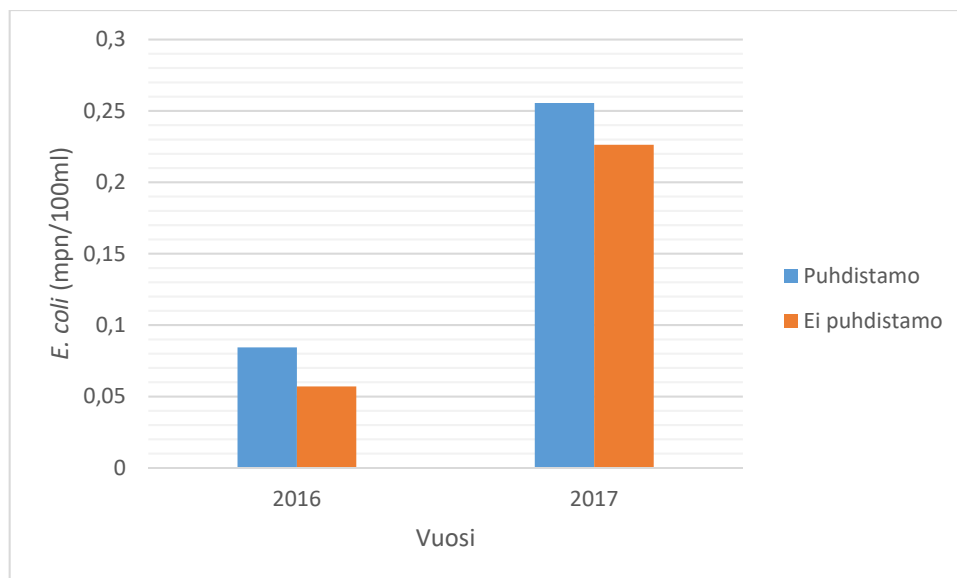
Puhdistettujen jätevesien välittömät vaikutukset lähiympäristöönsä vaikuttavat olevan suuremmat Suomenojan puhdistamon osalta. Käytetyllä mallilla Viikinmäen puhdistamon vaikutukset ovat hyvin pienet, mikä osittain saattaa johtua mallin puutteellisesta ympäristön biologisesta kuvauksesta ja osittain puutteellisesta vertikaalisen dispersion kuvaamisesta.



Kuva 9.16. Viikinmäen puhdistamon mereen laskemien puhdistettujen jätevesien mallinnetut vaikutukset veden laatuun (mg/l liukoinen typpi, mg/l nitraattityppi ja mg/l fosfaattifosfori) vertailtaessa kahta eri mallinnusskenaarioita, jossa toisessa on sisällytetty puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen ja toisessa ei.



Kuva 9.14. Viikinmäen puhdistamon mereen laskemien puhdistettujen jätevesien mallinnetut vaikutukset veden laatuun (mg/l a-klorofylli, a-klorofyllin tuotanto, ravinnerajoittuneisuusfunktio) vertailtaessa kahta eri mallinnusskenaarioita, jossa toisessa on sisällytetty puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen ja toisessa ei.



Kuva 9.15. Viikinmäen puhdistamon mereen laskemien puhdistettujen jätevesien mallinnetut vaikutukset veden laatuun (*E. coli*) vertailtaessa kahta eri mallinnusskenaarioita, jossa toisessa on sisällytetty puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen ja toisessa ei.

9.6 Mallin epävarmuustekijät

Mallin kuvaamat liukoisen typen pitoisuudet kesällä ovat havaintoihin nähden liian korkeat, mikä johtaa tilanteeseen, jossa leväyhteisö ei ajaudu ravinnerajoittuneeseen kasvuun. Tämä viittaa mallin biologisen osan puutteisiin, jossa typen kierron kuvaus ei todennäköisesti vastaa tarvittavalla tarkkuudella luonnossa tapahtuvia prosesseja. Etenkin ammoniumtyppeä näyttää kertyvän vesipatsaaseen liikaa suhteessa havaintoihin. Tämä johtaa todennäköisesti tulokseen, jossa puhdistamokuormien vaikutukset pintavesikerroksessa aliarvioidaan. Osasyynä tulokseen saattaa olla myös mallin liian heikko vertikaalinen puhdistettujen jätevesien dispersio, jolloin puhdistetut jätevedet eivät nouse pintakerrokseen todellisuutta vastaavalla tavalla ja vaikutukset pintakerrokseen jäävät liian pieniksi. Myös eläinplanktonin laidunnuspaine, mikä mallinnetaan käytetyssä mallissa lämpötilasidonnaisena hävikkinä, on todennäköisesti liian pieni. Mallinnustuloksiin tulee täten suhtautua varauksella, vaikkakin osa tuloksista tukee havaintoja. Typen kierron, levätuotannon sekä eläinplanktonin laidunnuksen kuvausta mallissa tulee jatkossa parantaa ja malliin tulee lisätä typpeä sitovia leviä kuvaava leväryhmä, joka tällä hetkellä ei ole mallissa edustettuna.

9.7 Viitteet

Korpinen, P., Kiirikki, M., Koponen, J., Peltoniemi, H. ja Sarkkula, J. 2004: Evaluation and control of eutrophication in Helsinki sea area with the help of a nested 3D-ecohydrodynamic model. *Journal of Marine Systems* 45(3): 255-265.

Tamminen, T. ja Andersen, T. 2007: Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 340: 121-138.

Vahtera, E., Räsänen, M., Muurinen, J. ja Pääkkönen, J.-P. 2016: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014-2015. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 2: 187.

Liitteet

Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu

Liite 4.1. Tarkkailualueen vesimuodostumien keskimääräinen veden laatu.

Haitta-aineet sedimentissä ja liejusimpukoiden pehmytkudoksessa

Liite 8.1. Raskasmetallien normalisoidut (10 % TOC, 25 % savi) pitoisuudet (mg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot sekä HELCOM GES-raja-arvot.

Liite 8.2. Raskasmetallien pitoisuudet (mg/kg märkäpaino) simpukan pehmytkudoksessa ja HELCOM GES-raja-arvot.

Liite 8.3. Öljyhiilivetyjen pitoisuudet sedimentissä (mg/kg ka) ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot.

Liite 8.4. PAH-yhdisteiden normalisoidut (10 % TOC) pitoisuudet (µg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot sekä HELCOM GES-raja-arvot.

Liite 8.5. PAH-yhdisteiden pitoisuudet (µg/kg märkäpaino) simpukan pehmytkudoksessa.

Liite 8.6. PCB-yhdisteiden normalisoidut (10 % TOC) pitoisuudet (µg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot.

Liite 8.7. PCB-yhdisteiden pitoisuudet (µg/kg märkäpaino) simpukan pehmytkudoksessa.

Liite 8.8. Organotina-yhdisteiden normalisoidut (10 % TOC) pitoisuudet (µg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot, sekä HELCOM-GES raja-arvo TBT:lle joka on normalisoitu 5 % TOC sedimentille.

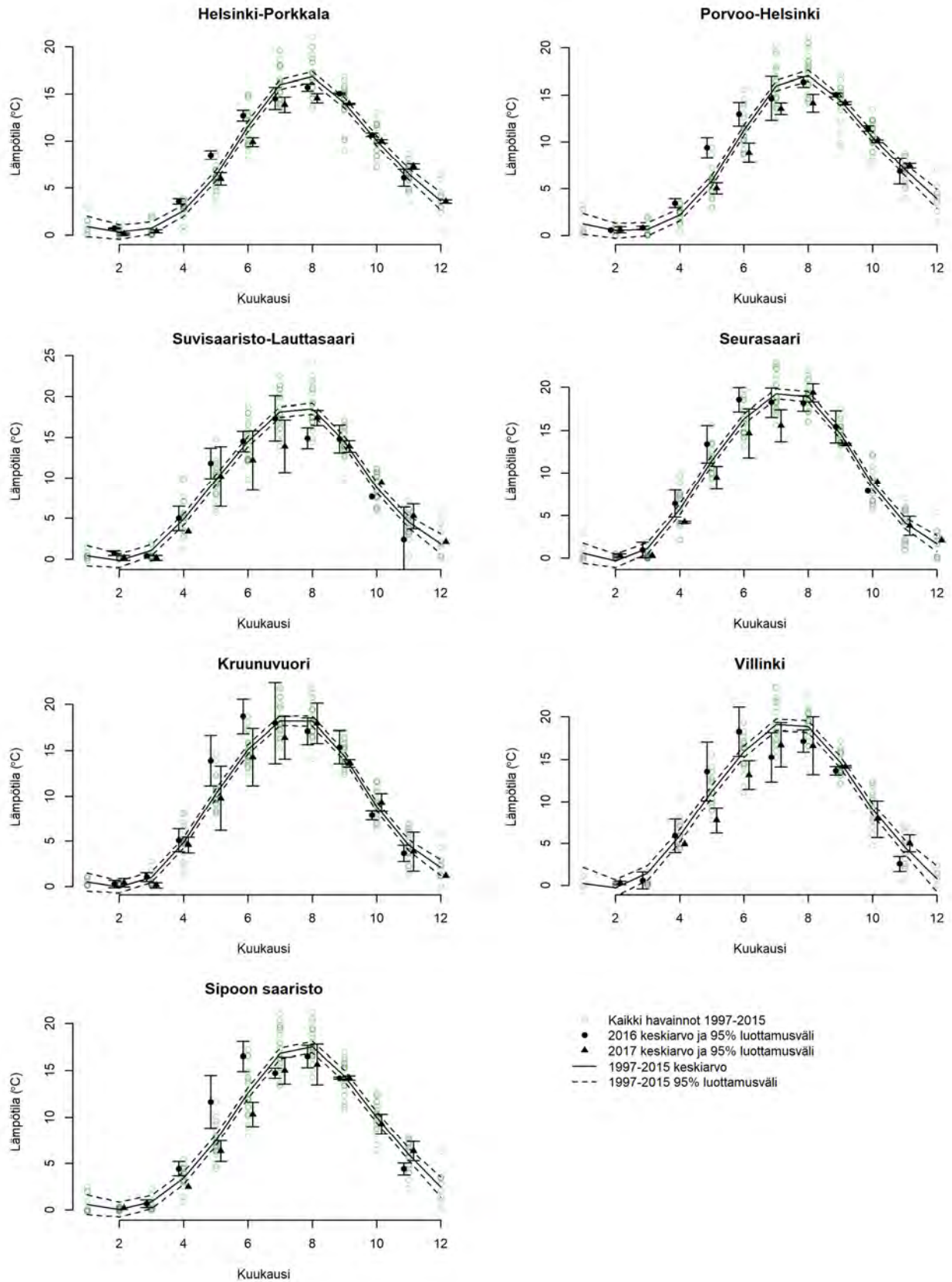
Liite 8.9. Organotinayhdisteiden pitoisuudet (µg/kg märkäpaino) simpukan pehmytkudoksessa ja HELCOM GES-raja-arvot.

Pääkaupunkiseudun merialueen veden laadun mallinnus

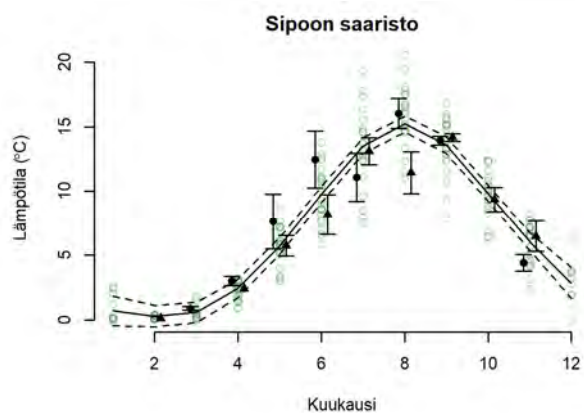
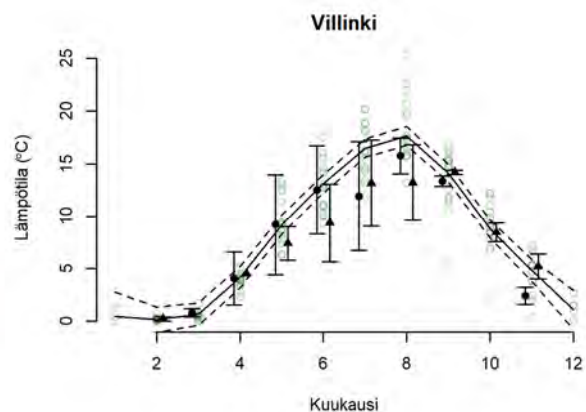
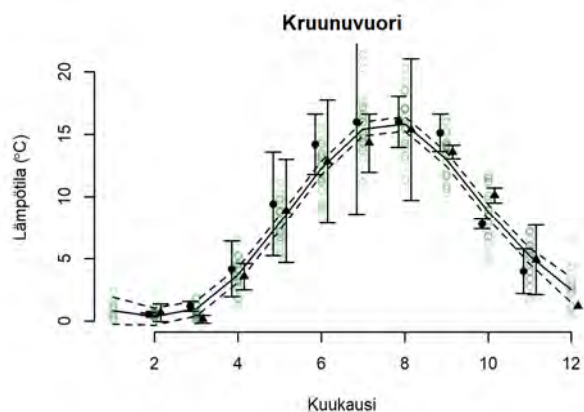
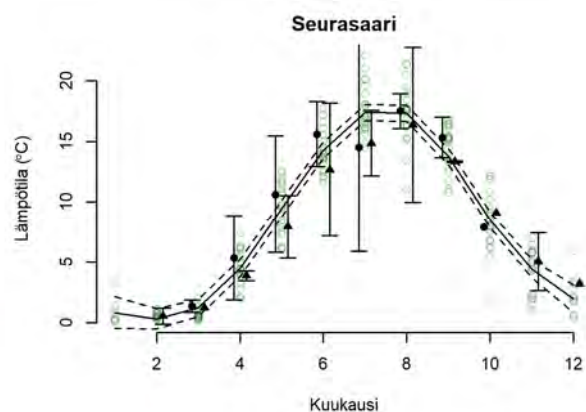
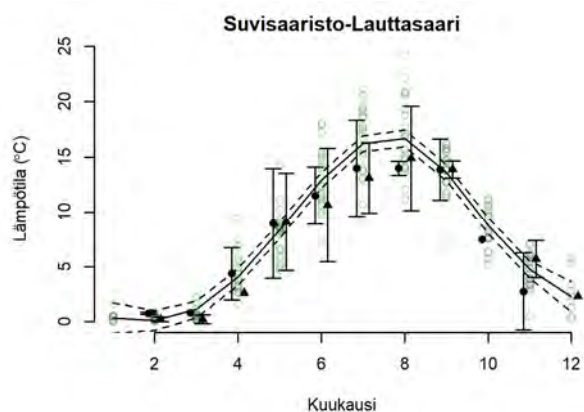
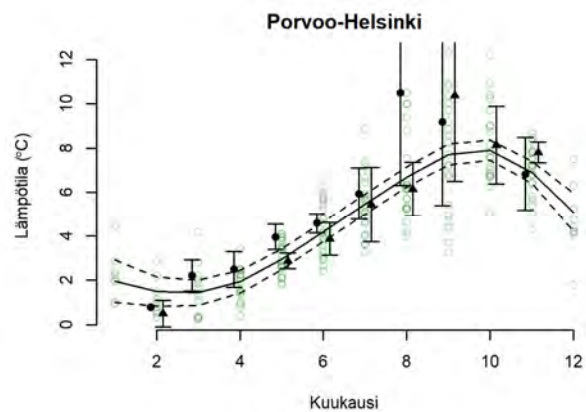
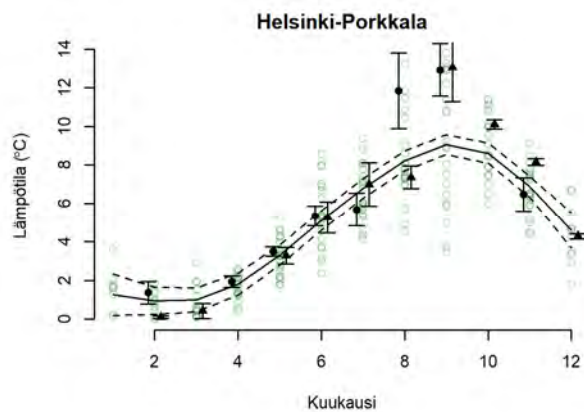
Liite 9.1. Ekosysteemimallissa käytetyt vakiot.

Liite 9.2. Pääkaupunkiseudun rannikkomallin laskentahila ja syvyysmalli.

Liite 4.1. Tarkkailualueen vesimuodostumien keskimääräinen veden laatu.

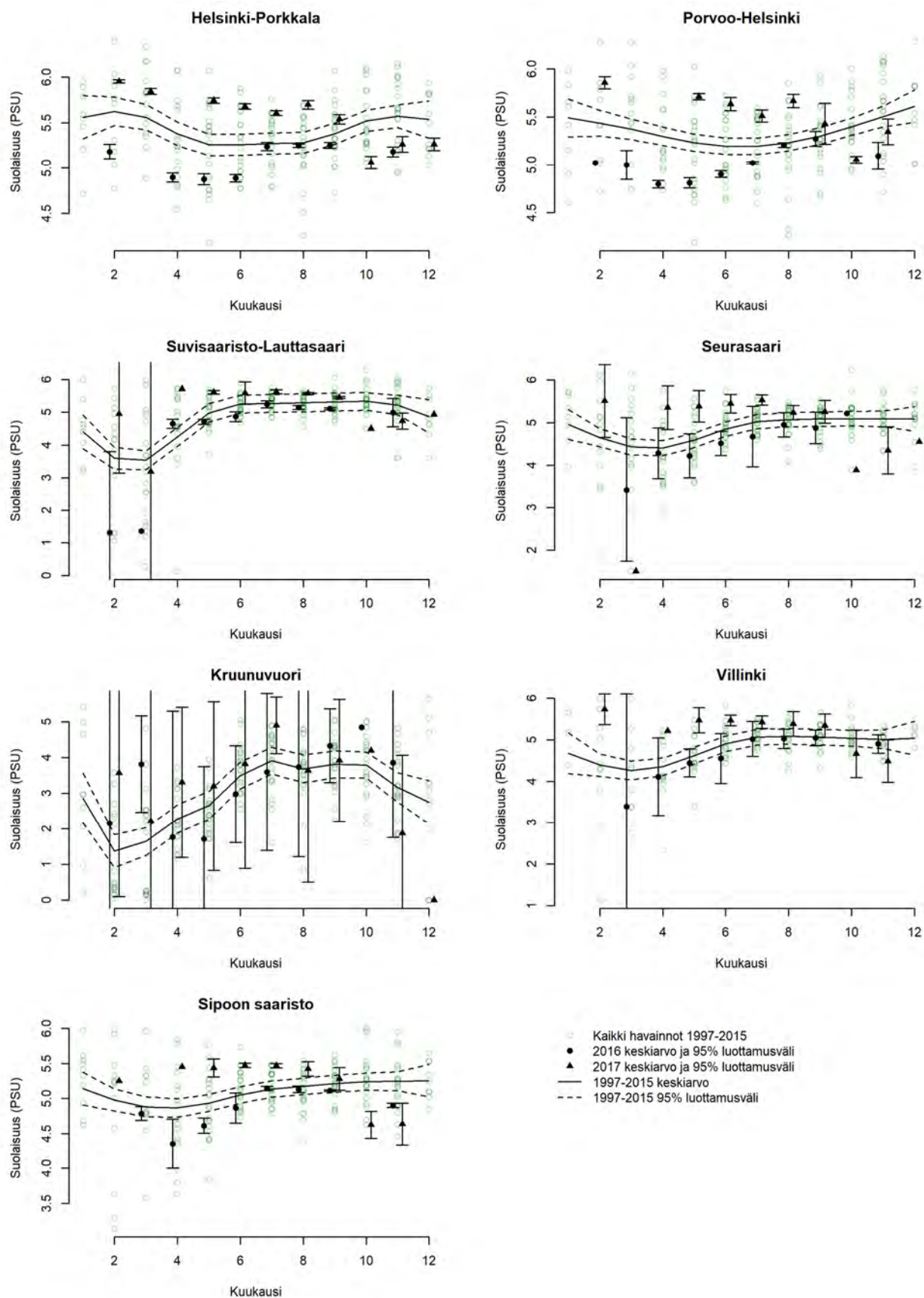


Pintaveden lämpötilan kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

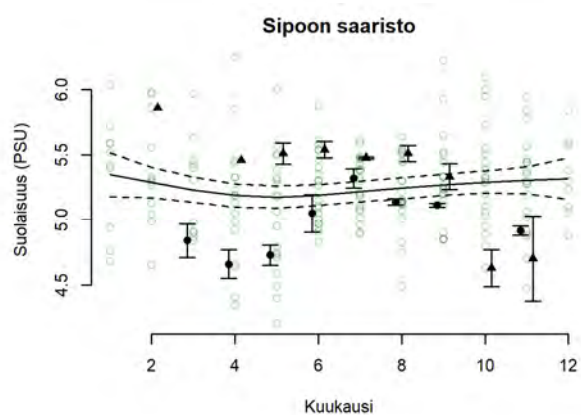
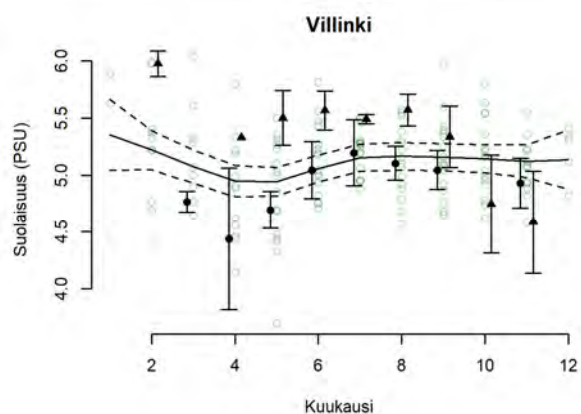
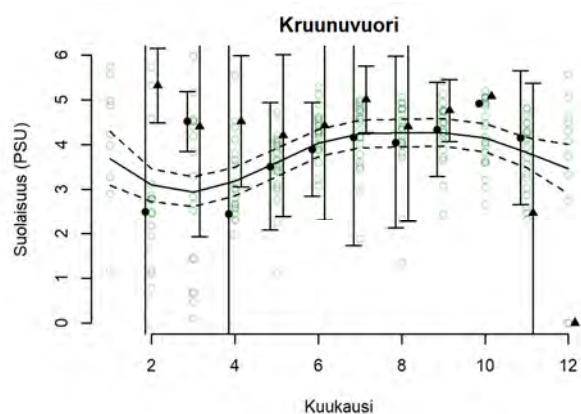
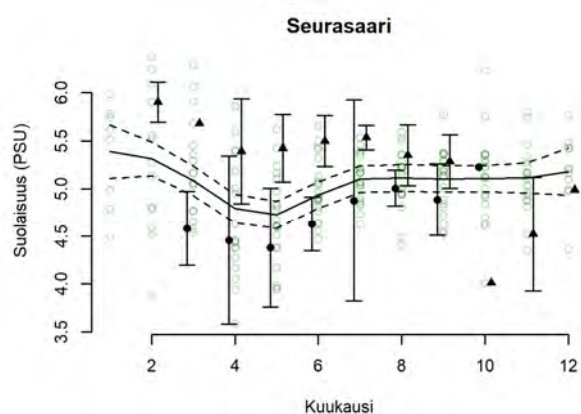
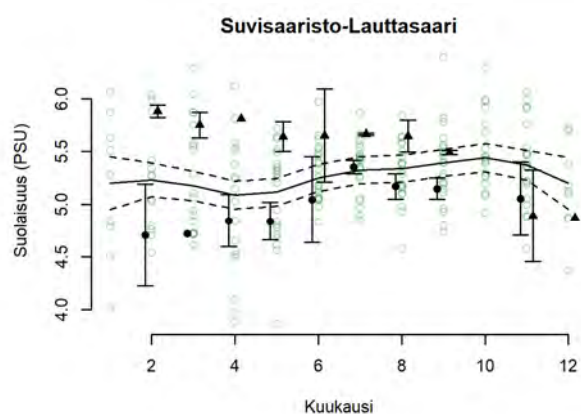
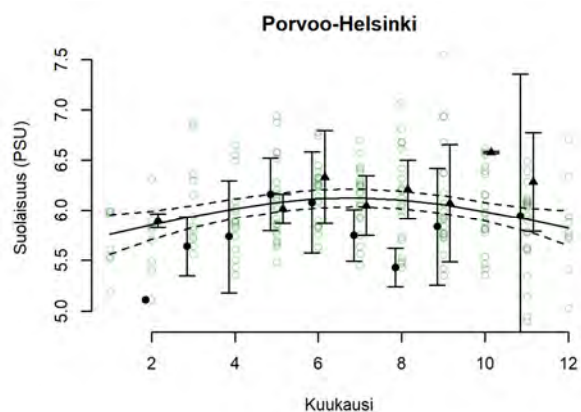
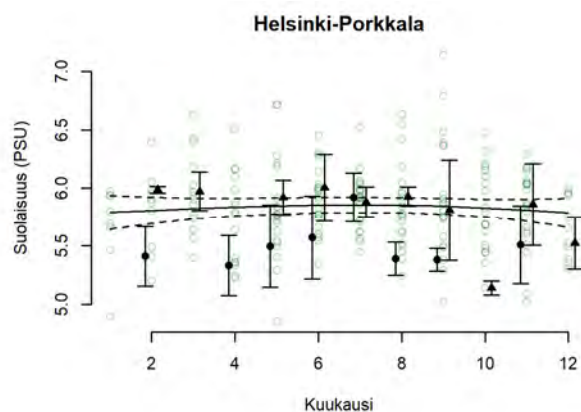


○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 - - 1997-2015 95% luottamusväli

Pohjanläheisen veden lämpötilan kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

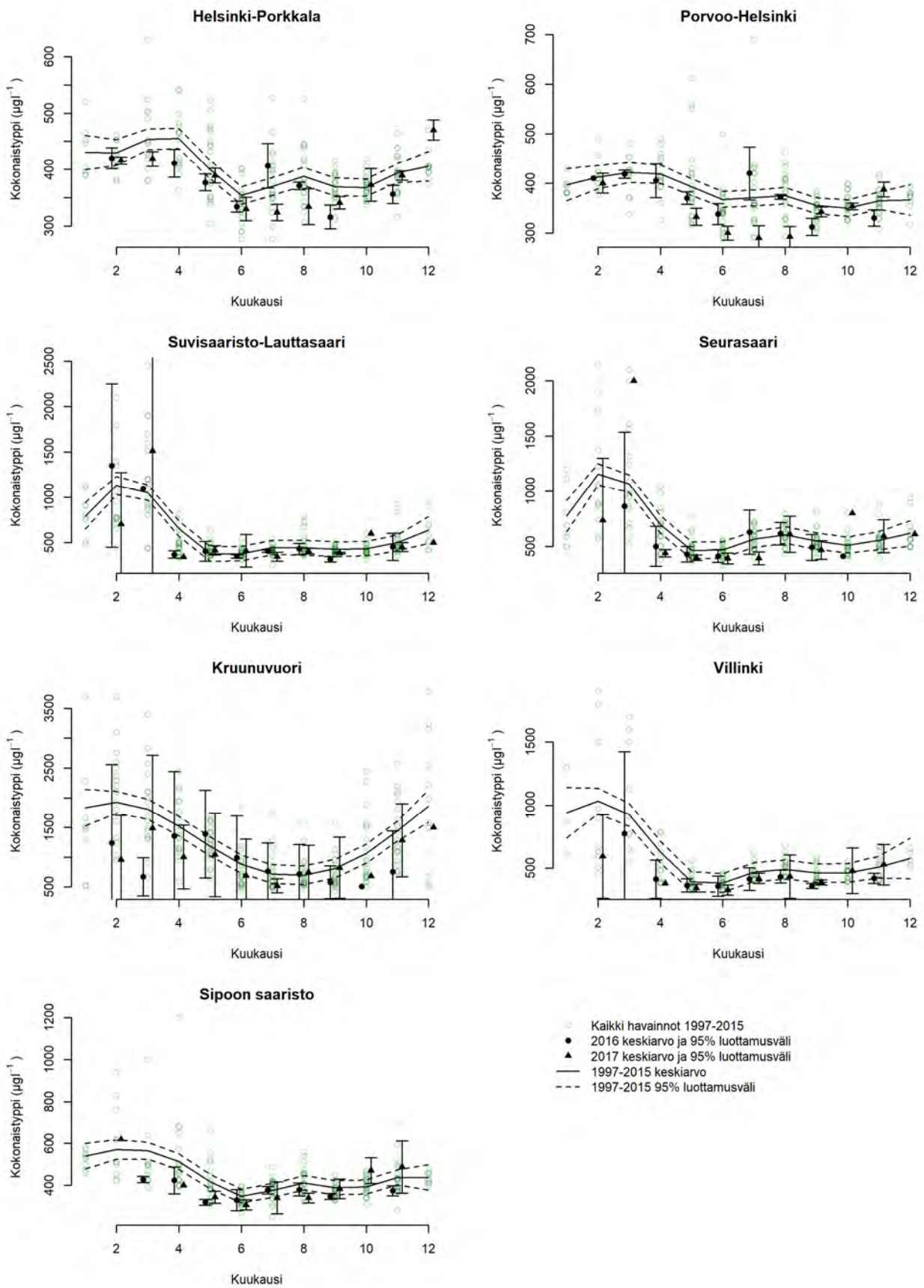


Pintaveden suolaisuuden kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

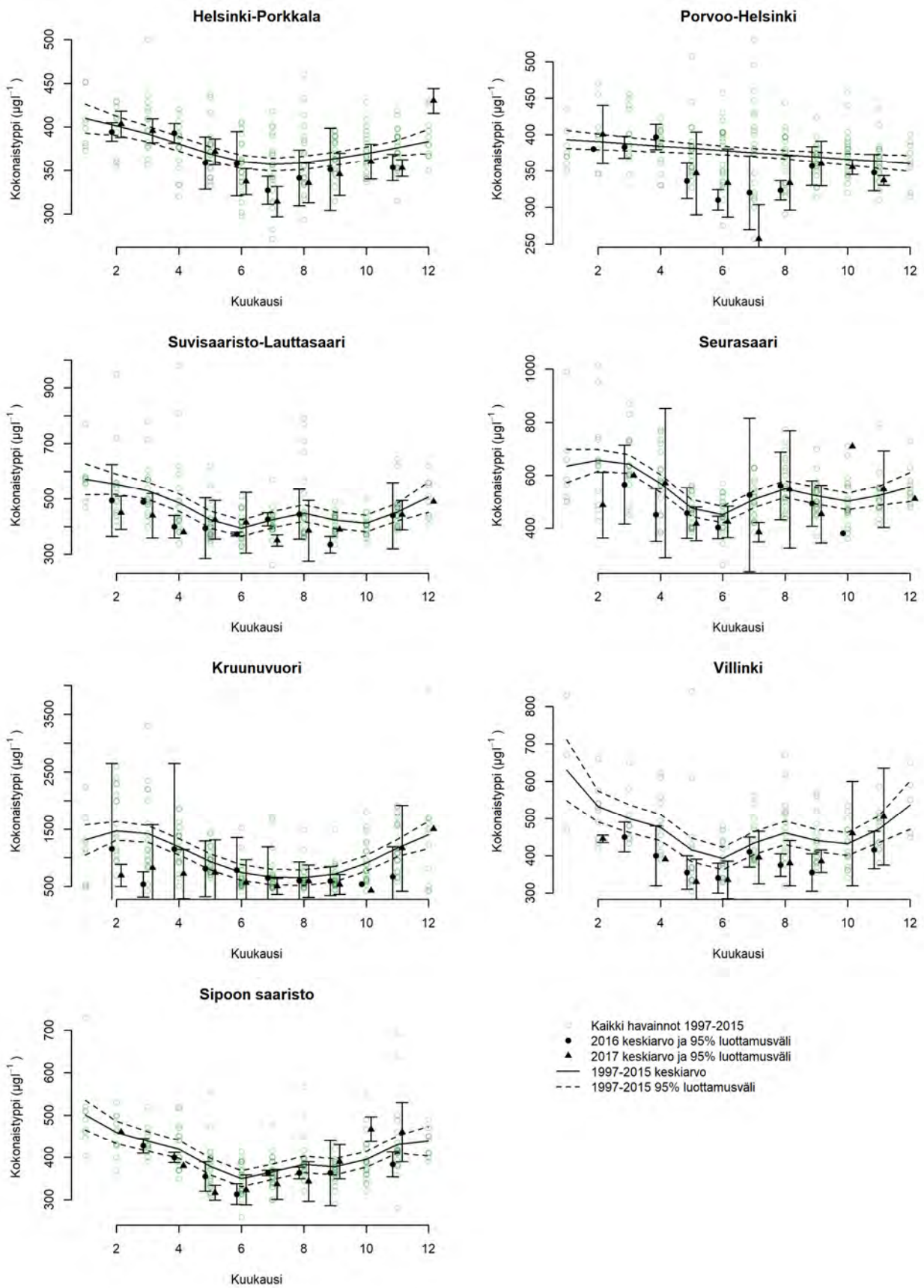


○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 - - 1997-2015 95% luottamusväli

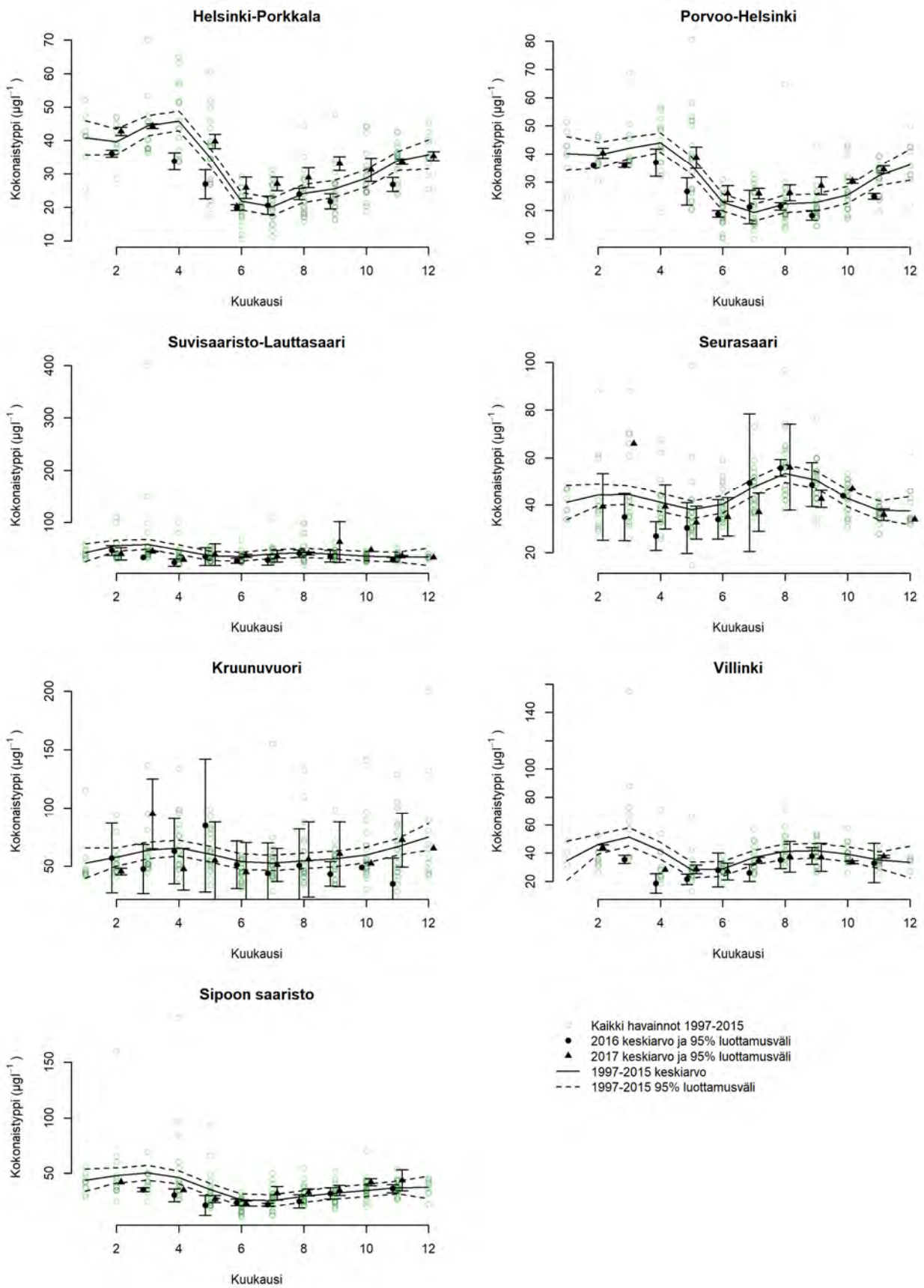
Pohjanläheisen veden suolaisuuden kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



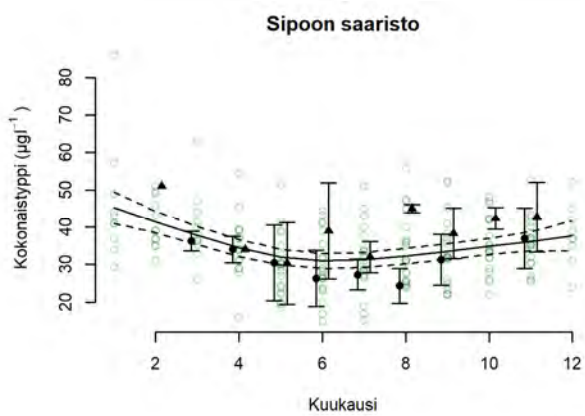
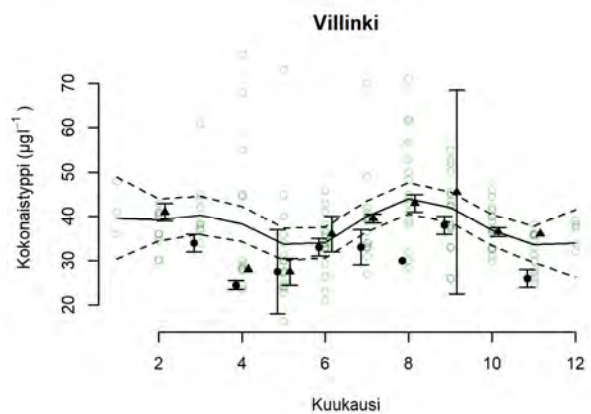
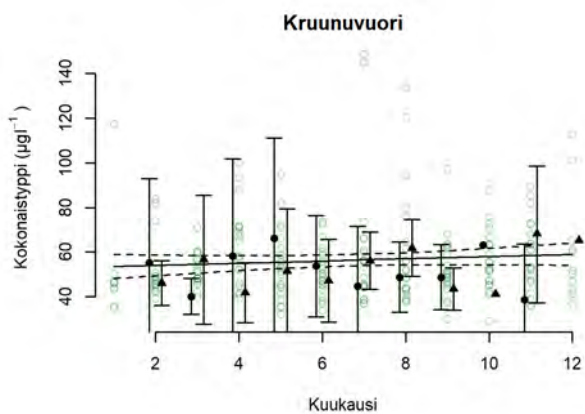
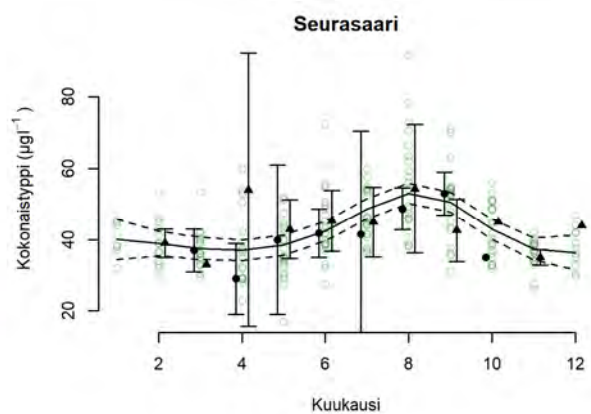
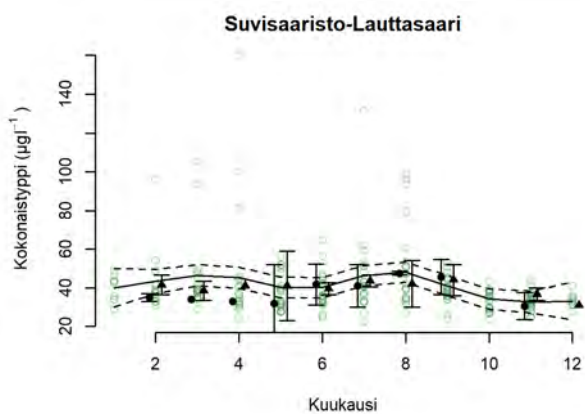
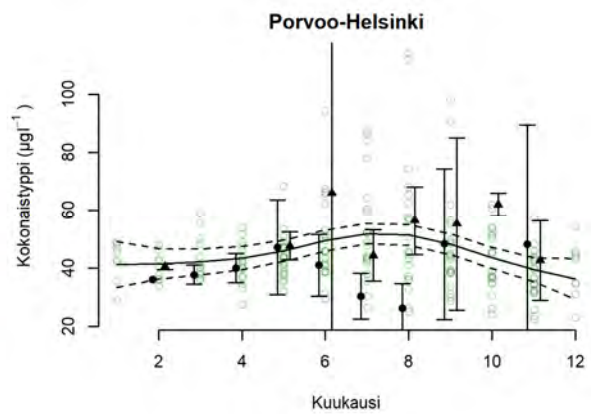
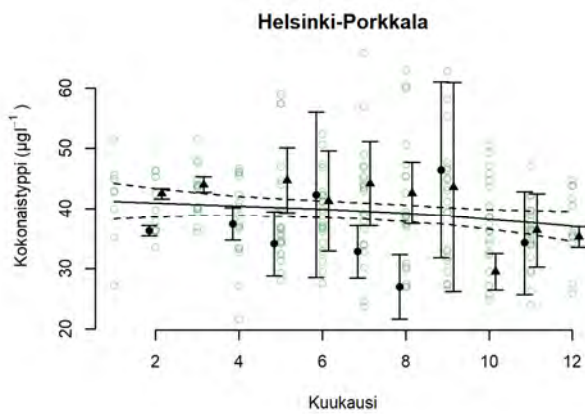
Pintaveden kokonaistyyppien kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



Pohjanläheisen veden kokonaistyyppien kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

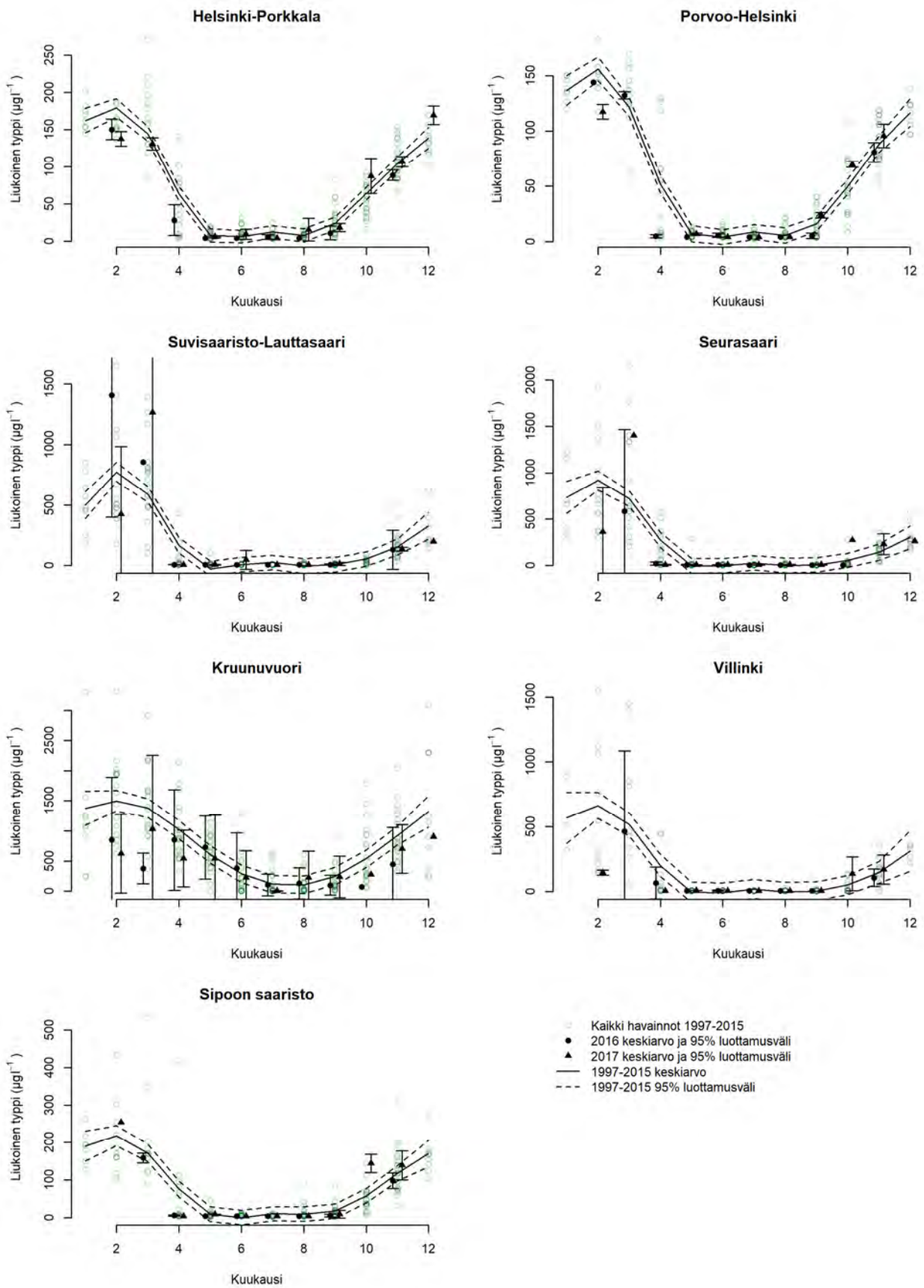


Pintaveden kokonaisfosforin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

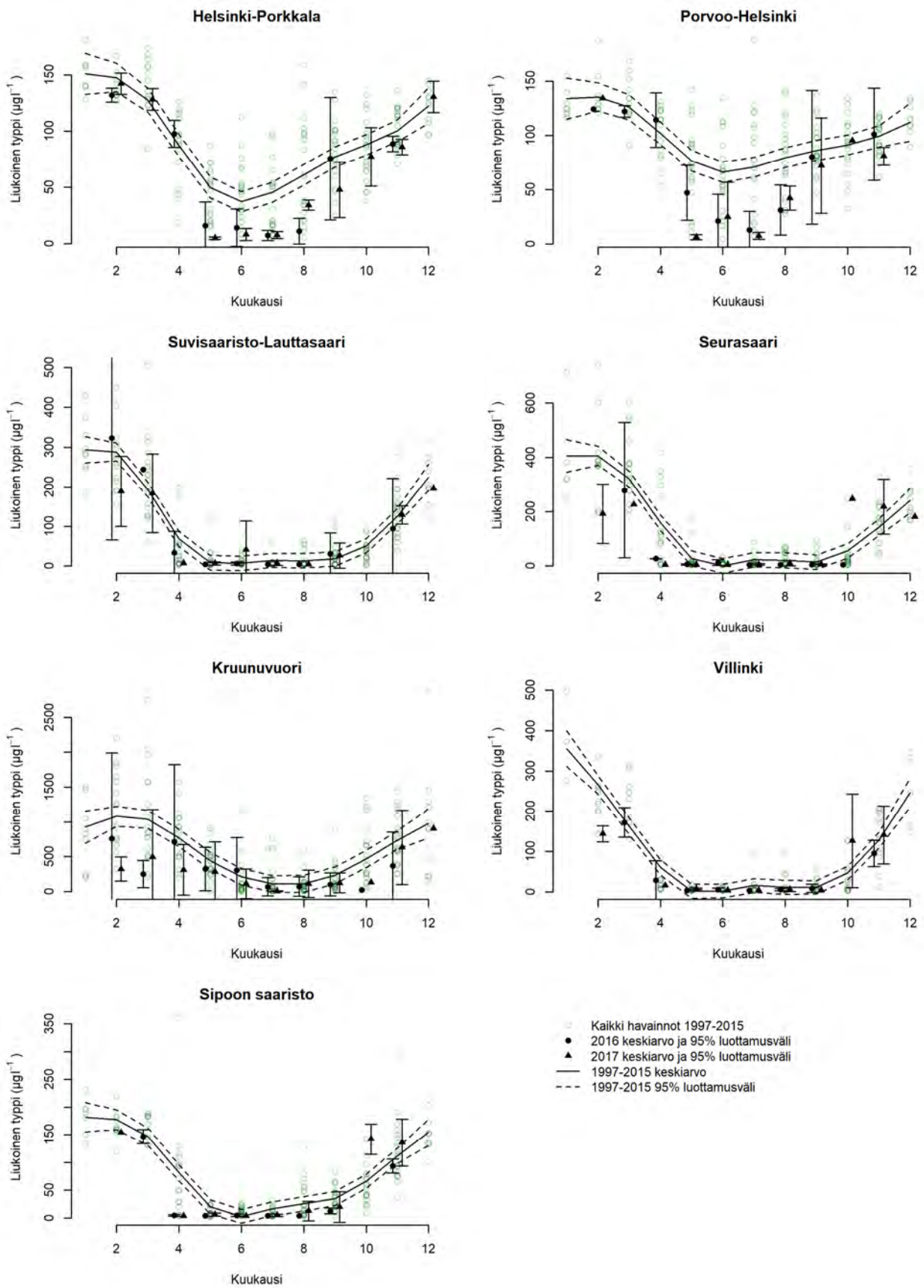


○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 --- 1997-2015 95% luottamusväli

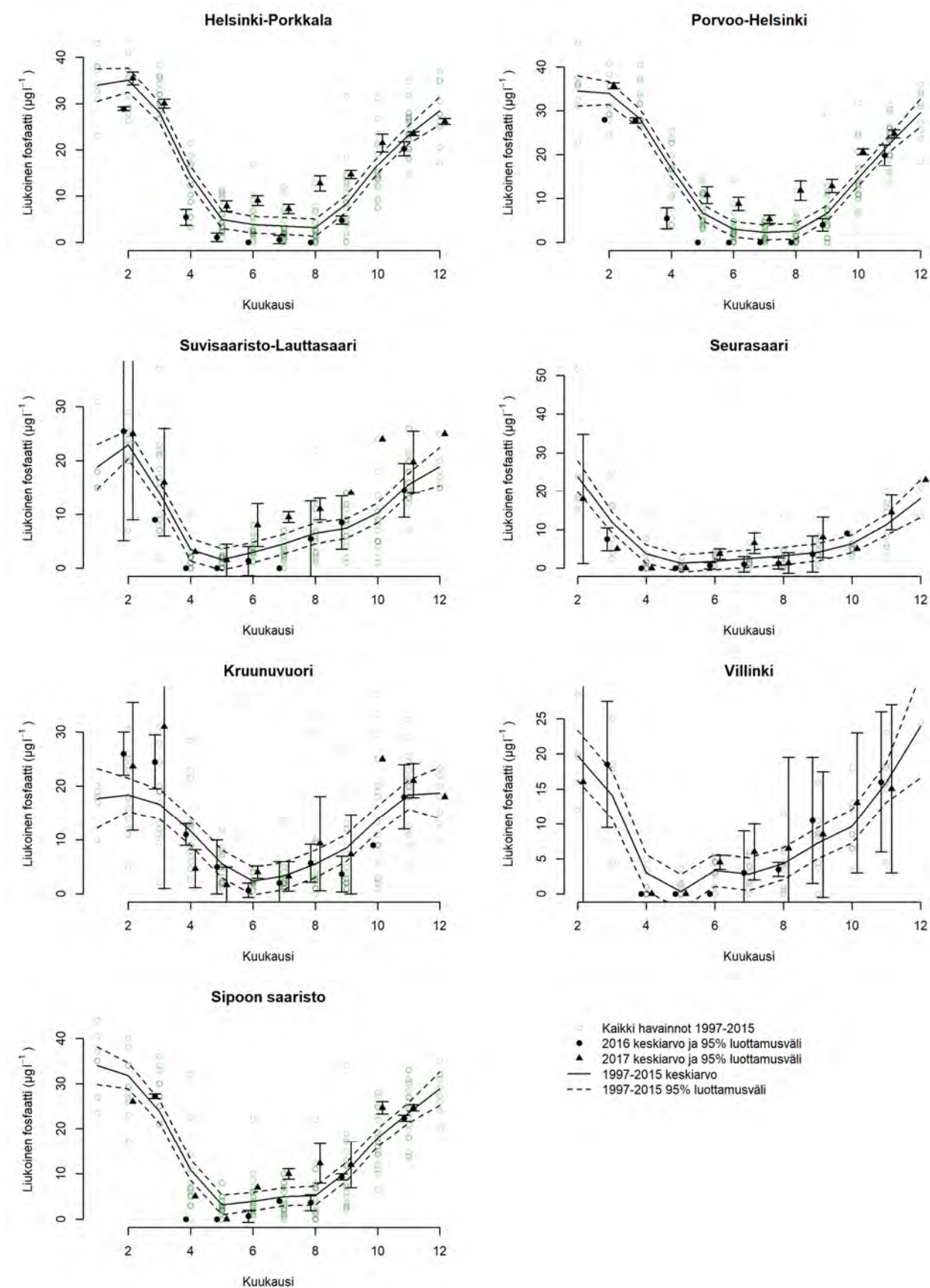
Pohjanläheisen veden kokonaisfosforin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



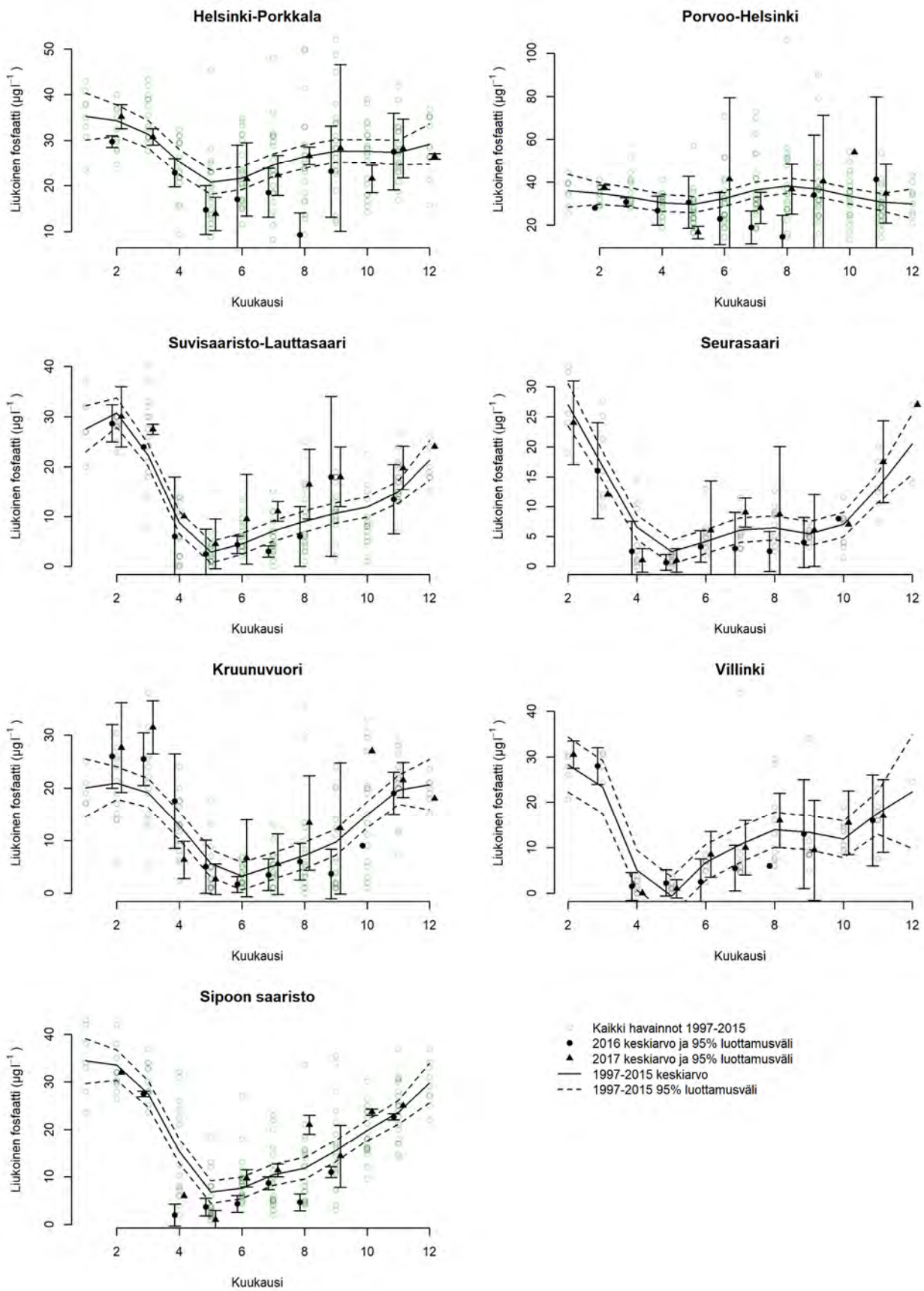
Pintaveden liukoisin typin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



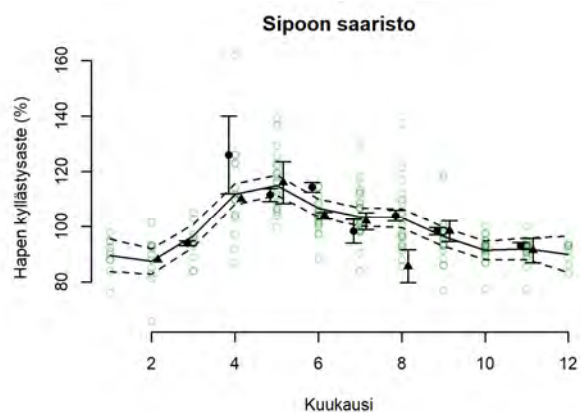
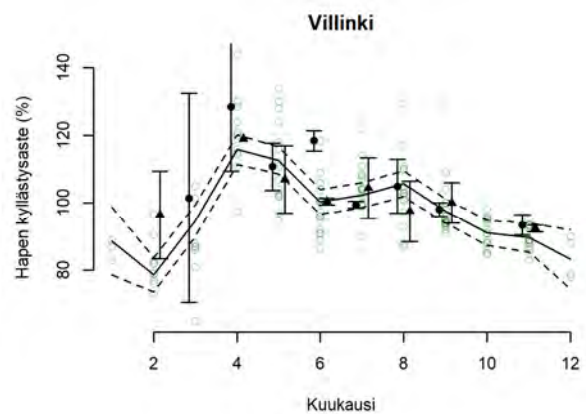
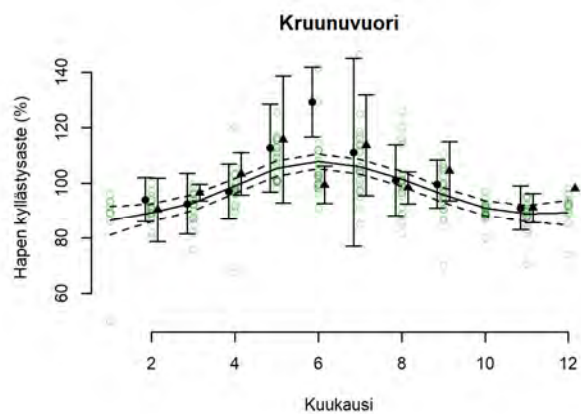
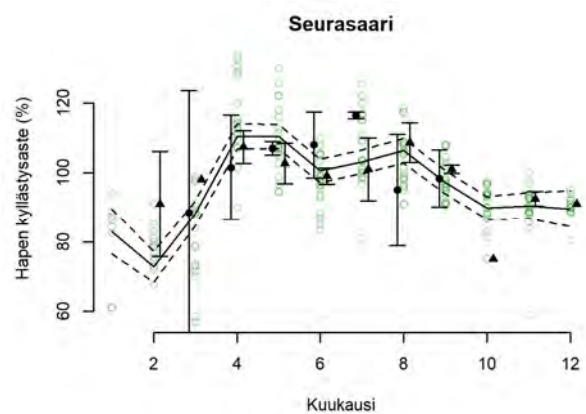
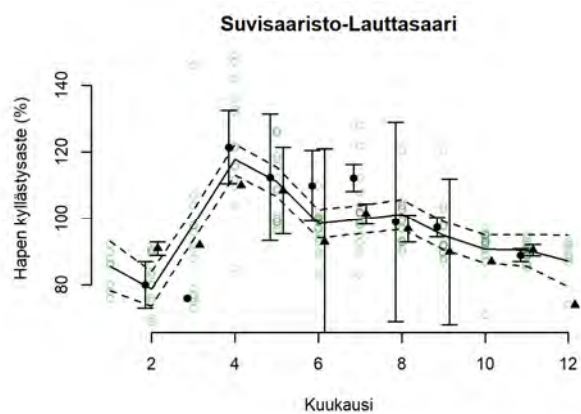
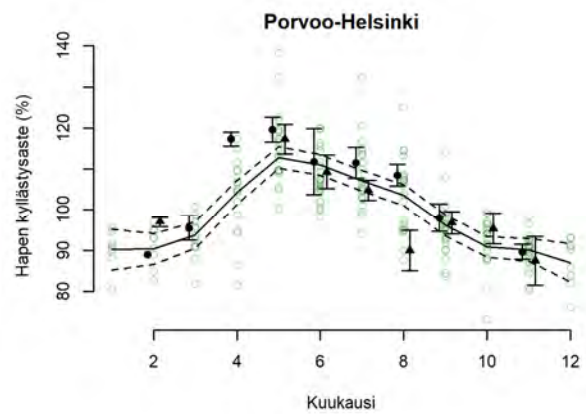
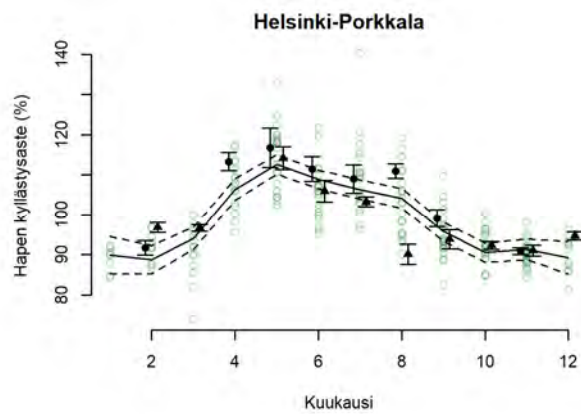
Pohjanläheisen veden liukoisin typin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



Pintaveden liukoisin fosfaattifosforin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

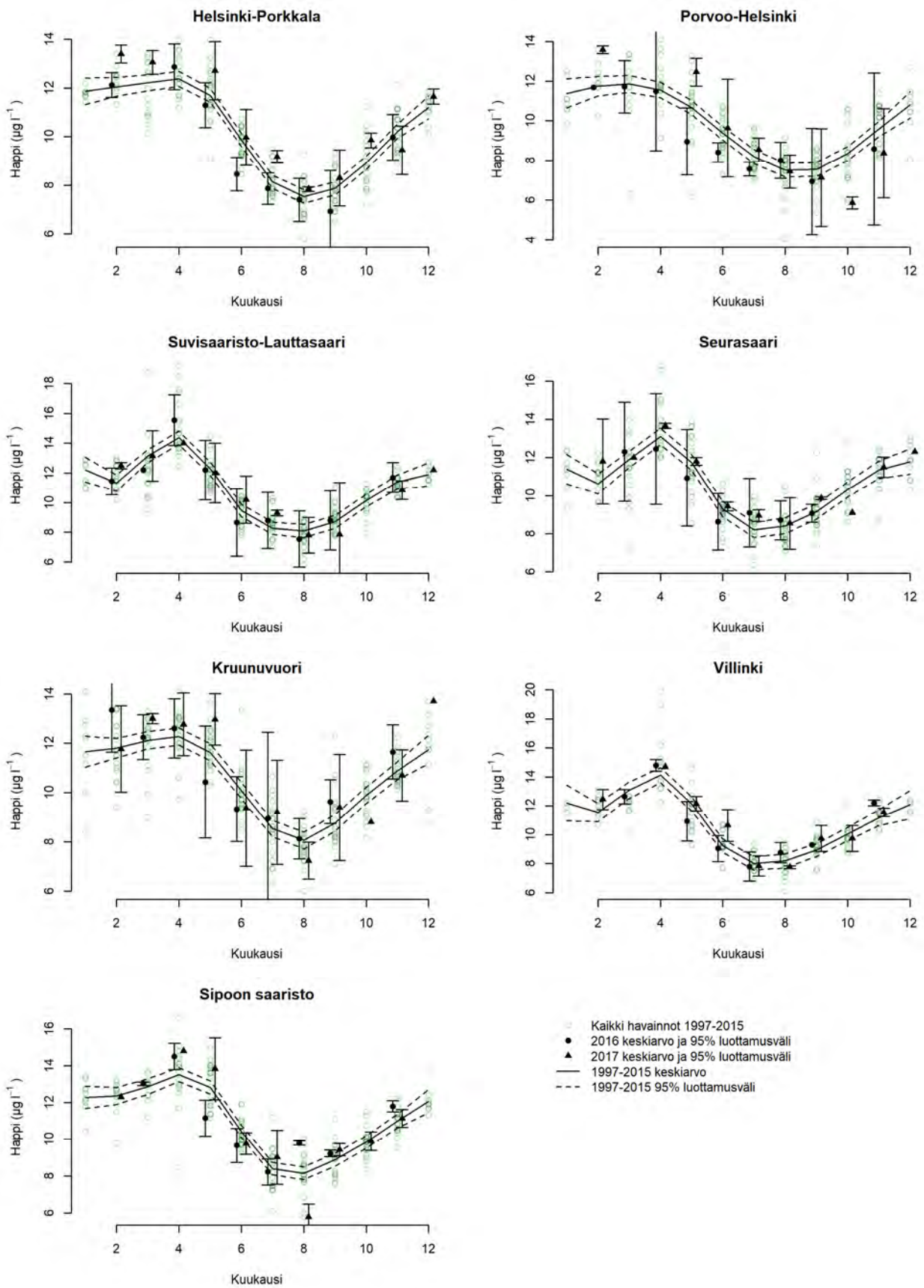


Pohjanläheisen veden liukoisin fosfaattifosforin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

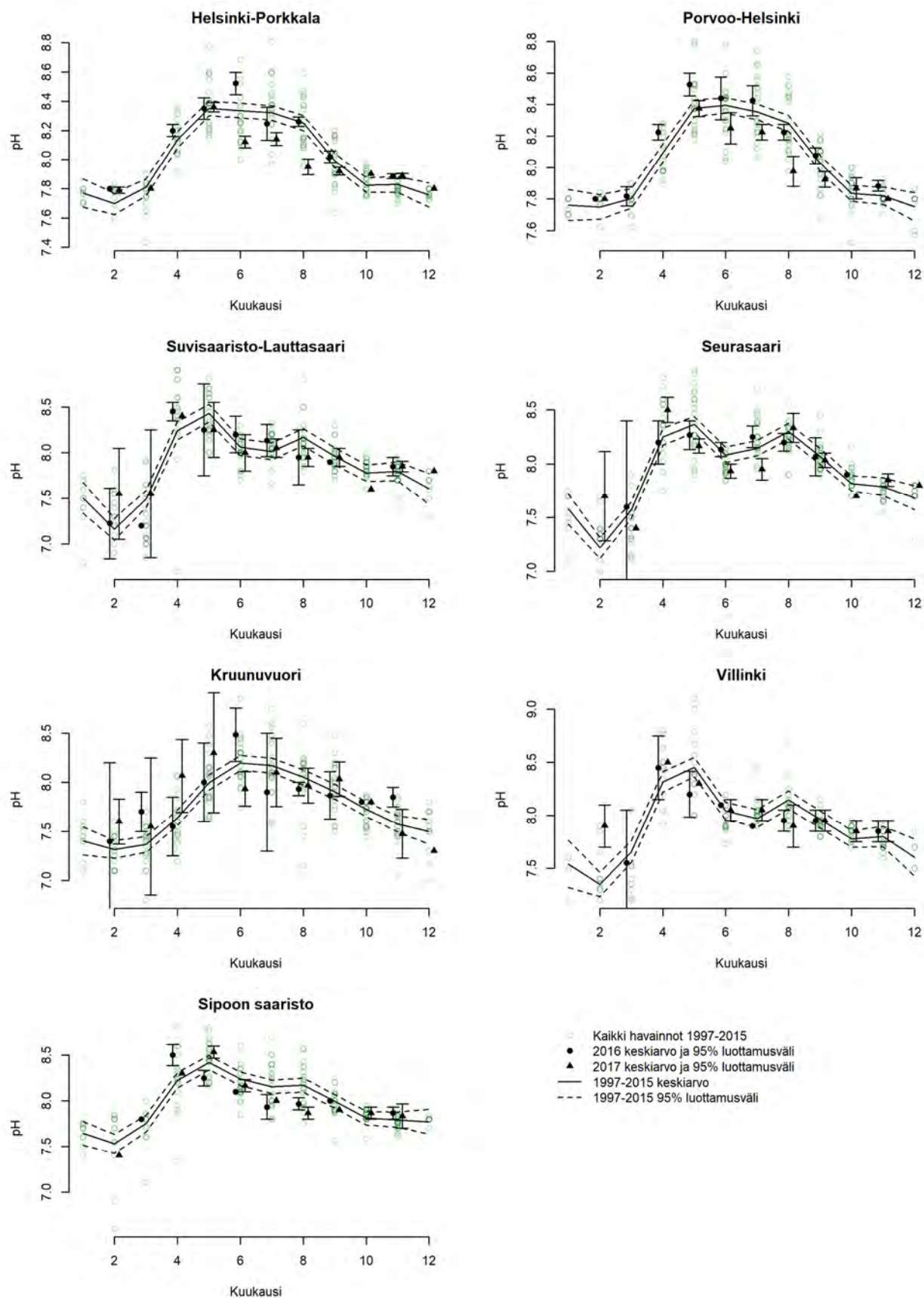


○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 - - 1997-2015 95% luottamusväli

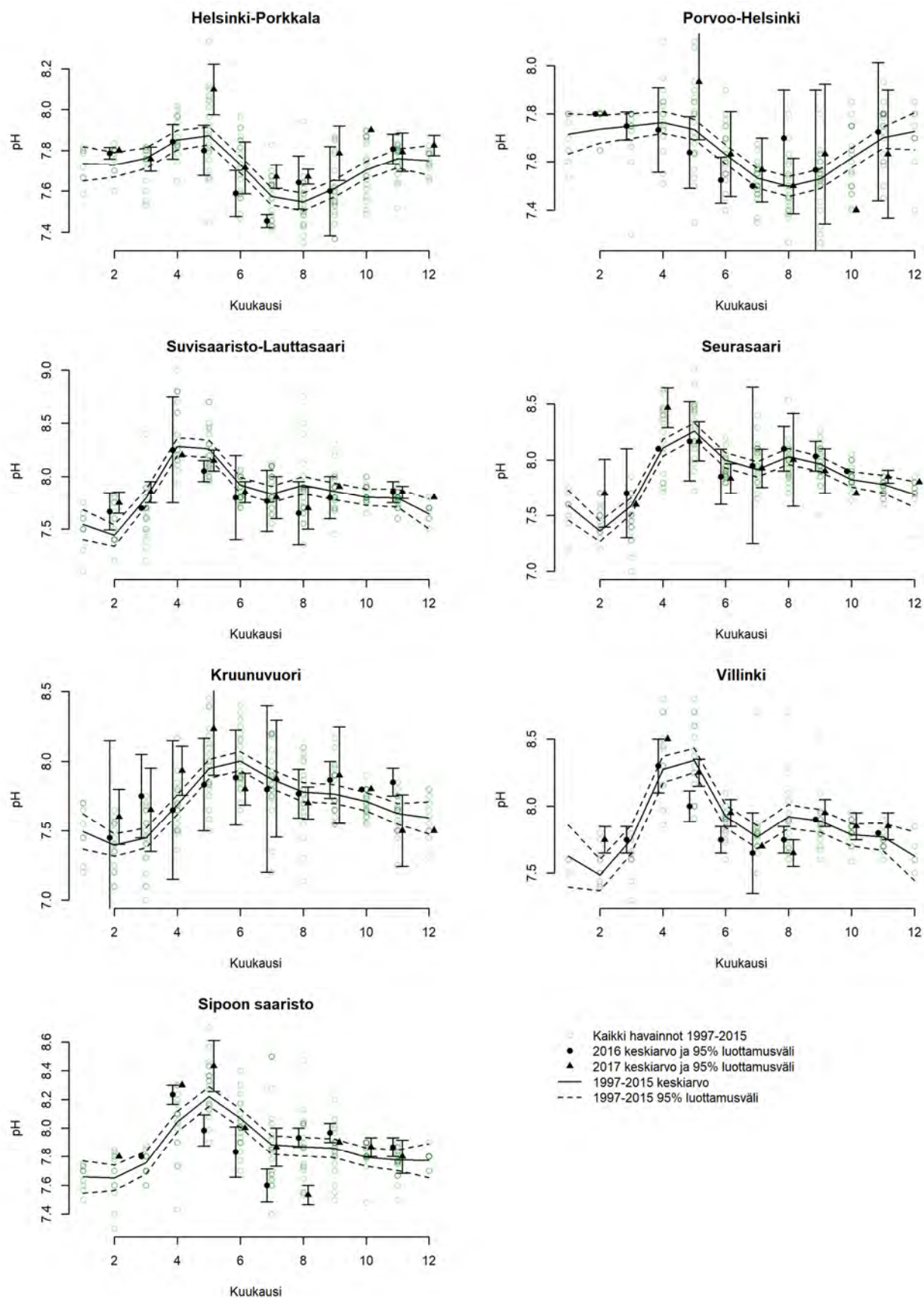
Pintaveden hapen kyllästysasteen kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



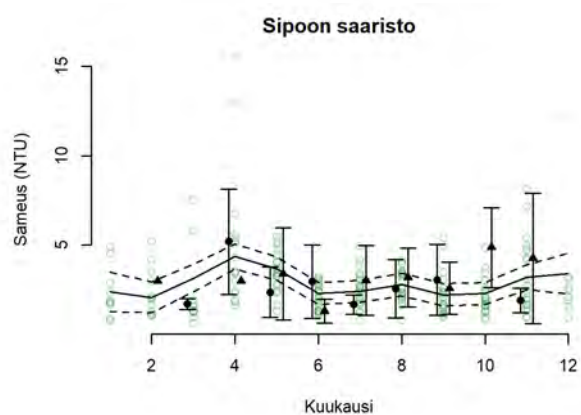
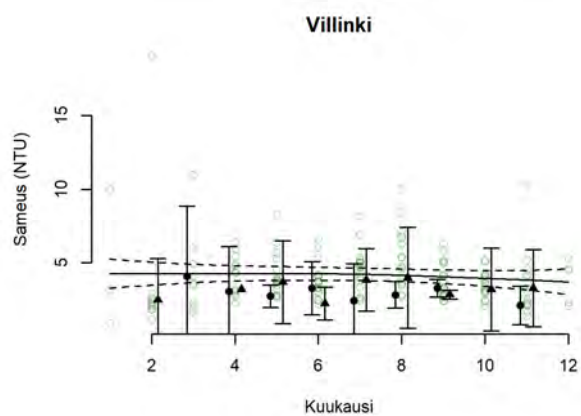
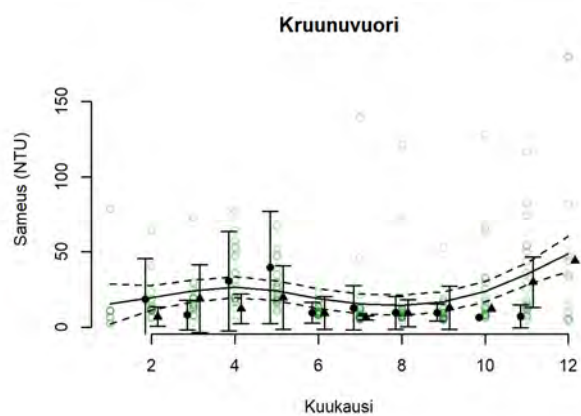
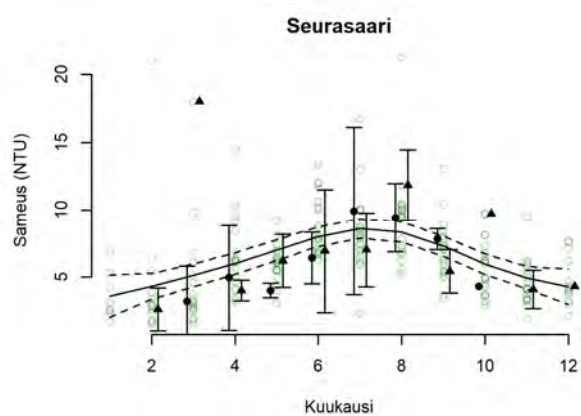
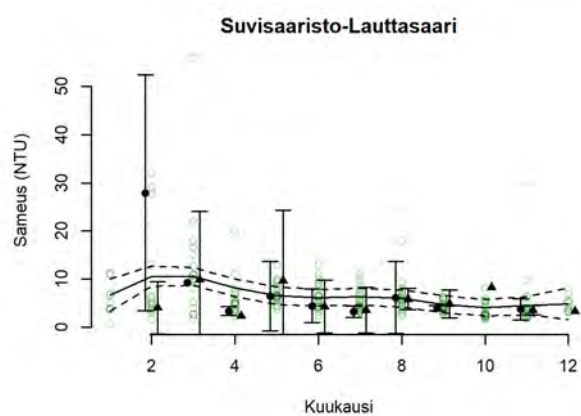
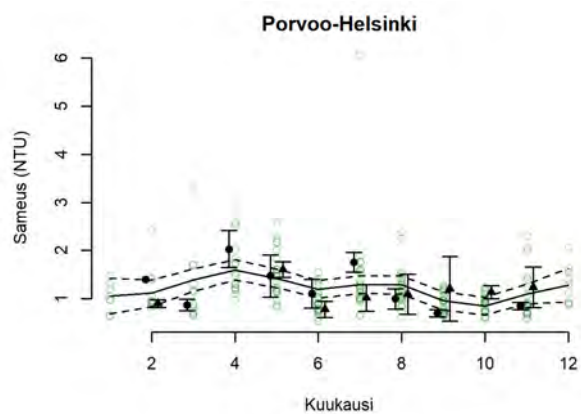
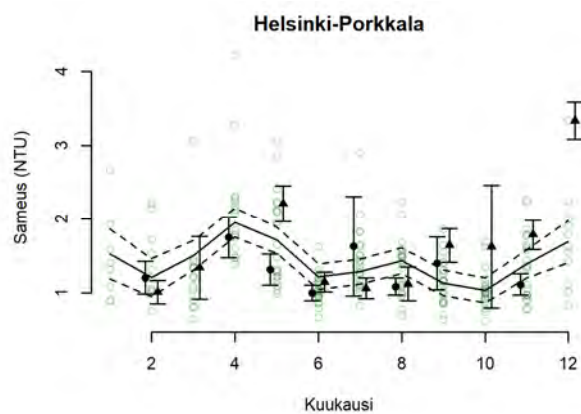
Pohjanläheisen veden happipitoisuuden kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



Pintaveden pH:n kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

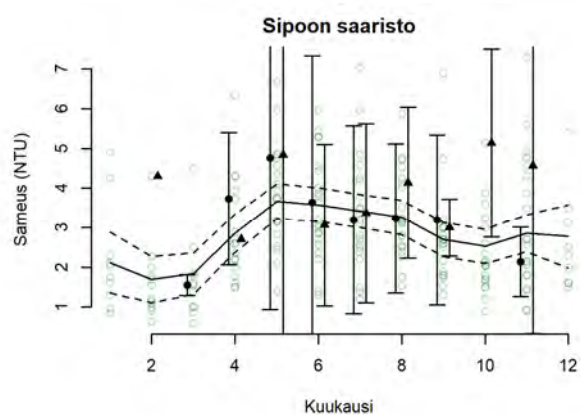
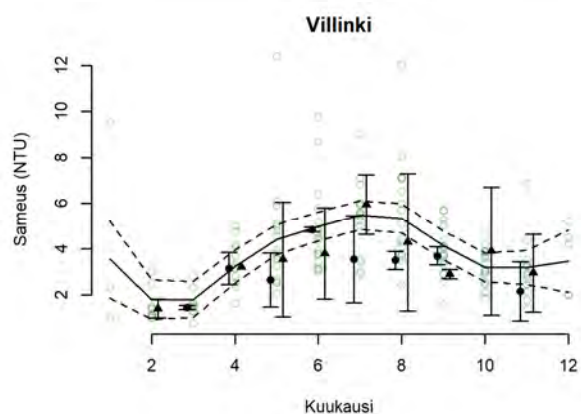
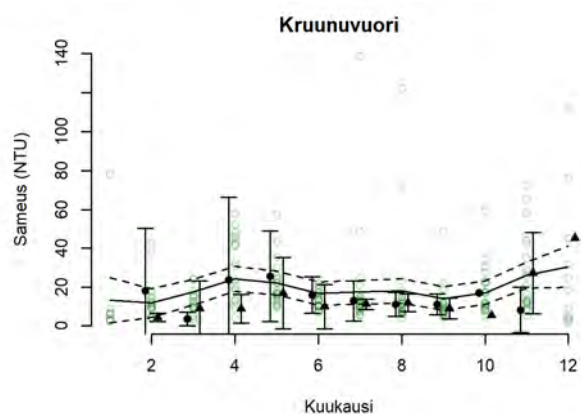
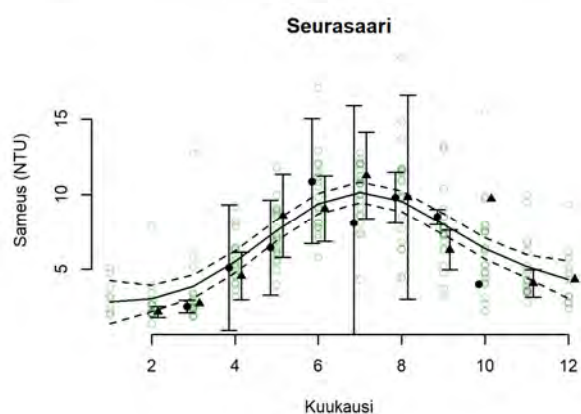
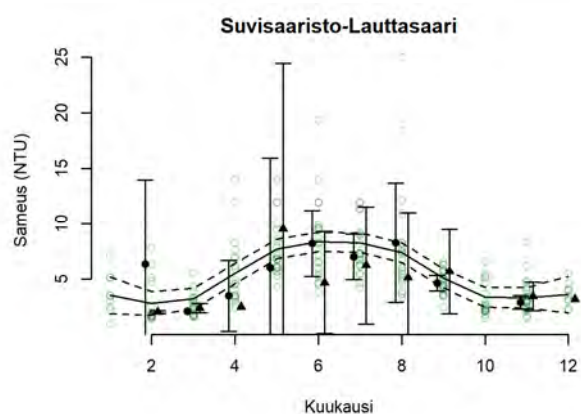
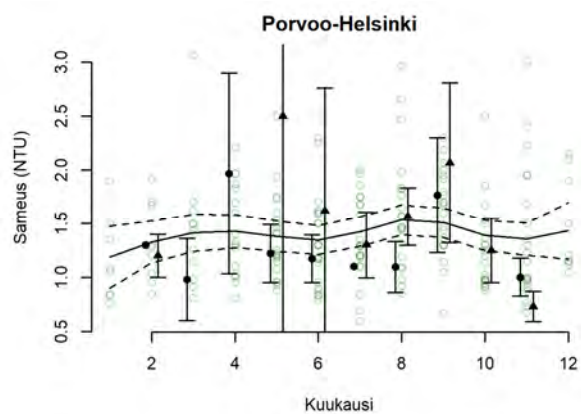
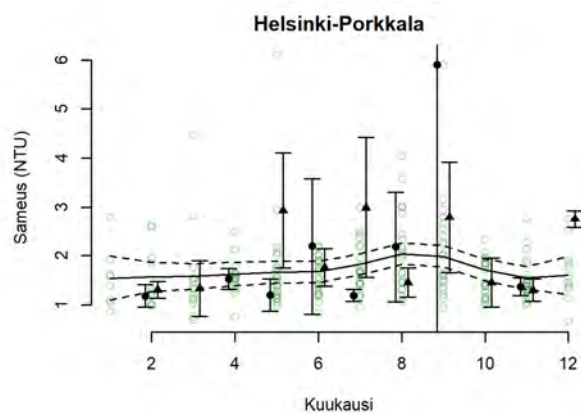


Pohjanläheisen veden pH:n kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



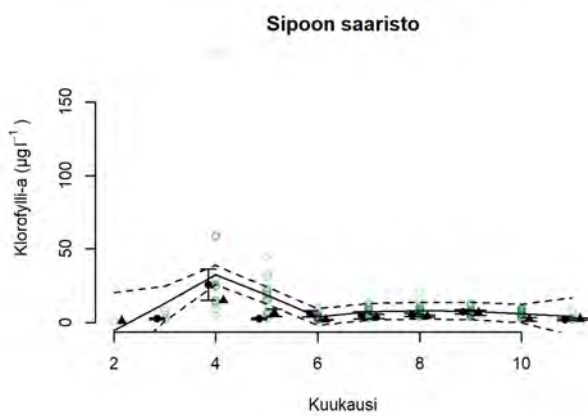
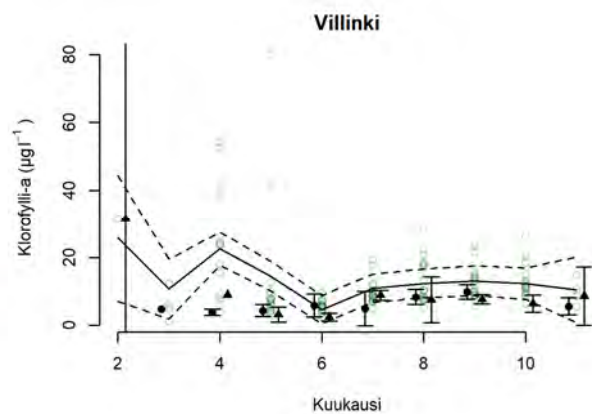
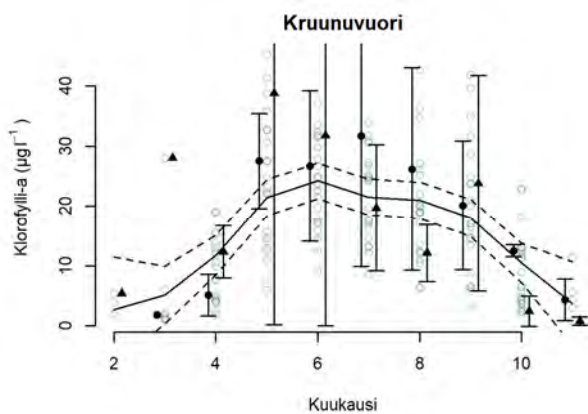
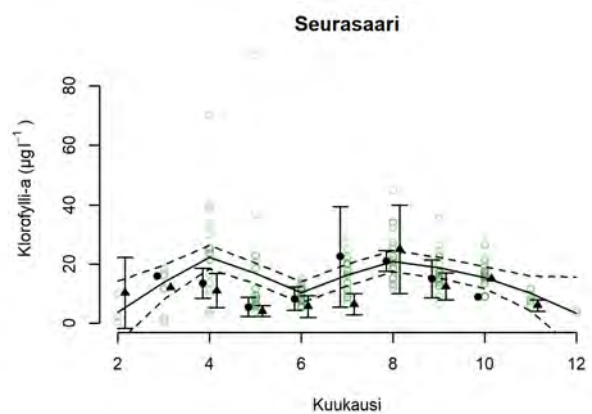
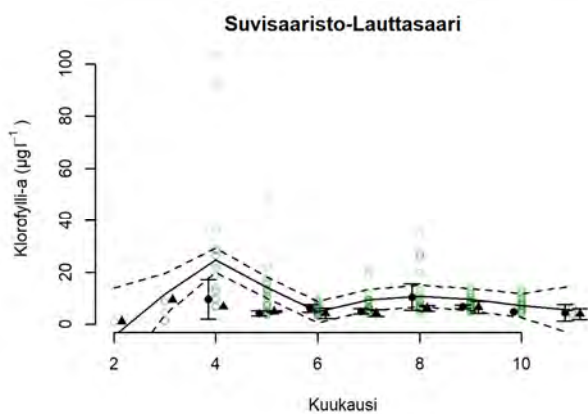
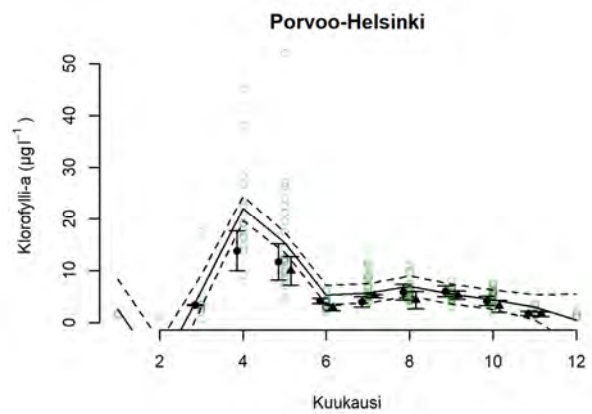
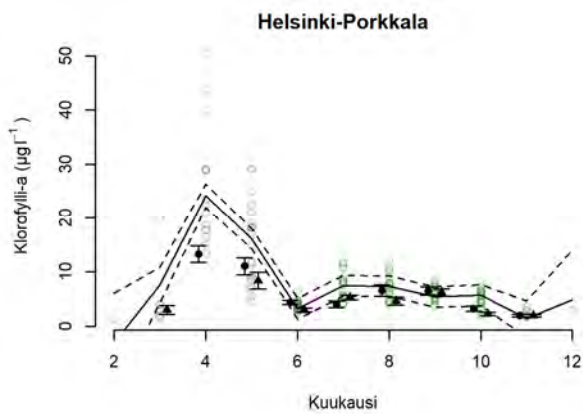
○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 - - 1997-2015 95% luottamusväli

Pintaveden sameuden kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



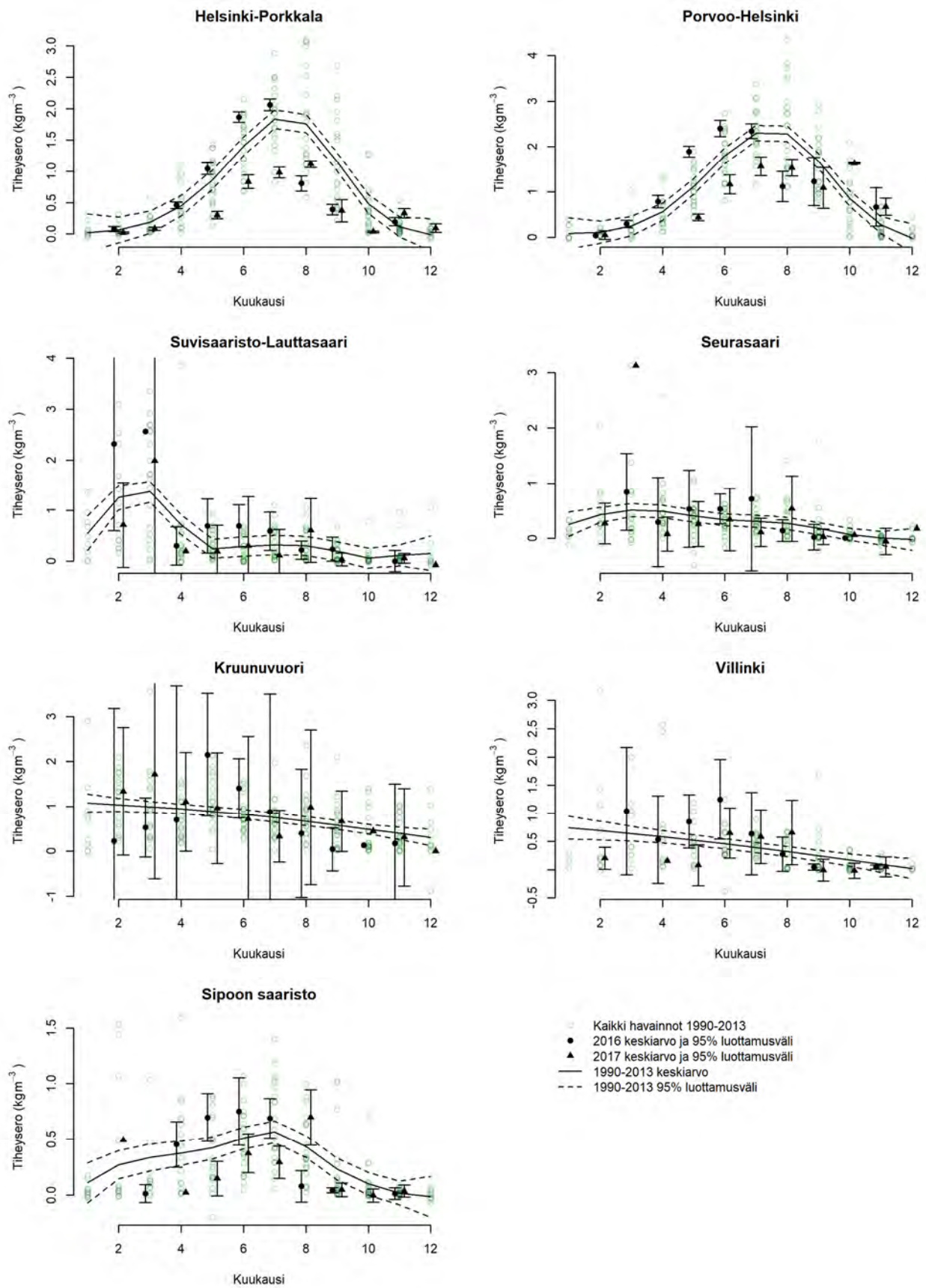
○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 - - 1997-2015 95% luottamusväli

Pohjanläheisen veden sameuden kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

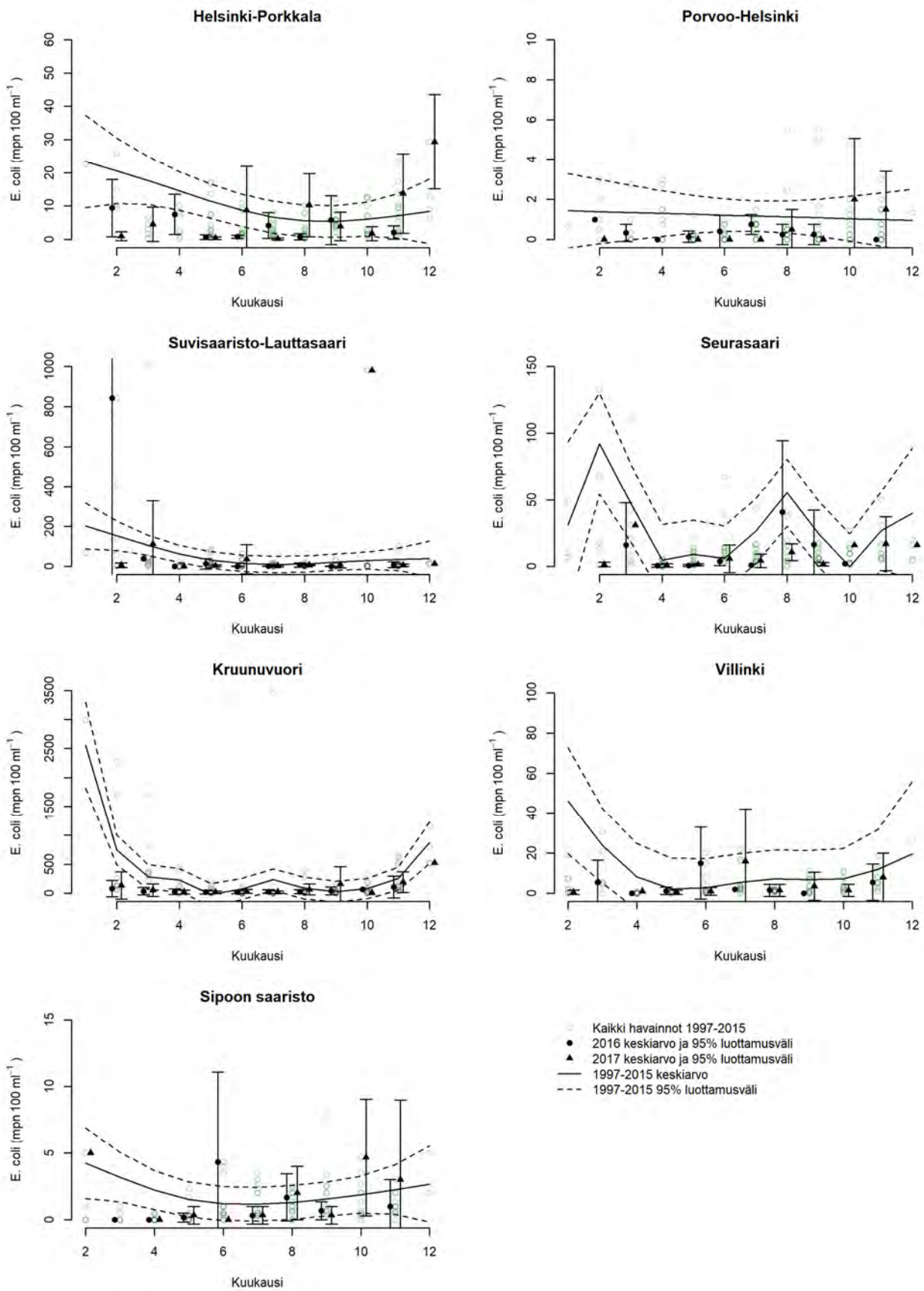


○ Kaikki havainnot 1997-2015
 ● 2016 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 ▲ 2017 keskiarvo ja 95% luottamusväli
 — 1997-2015 keskiarvo
 - - 1997-2015 95% luottamusväli

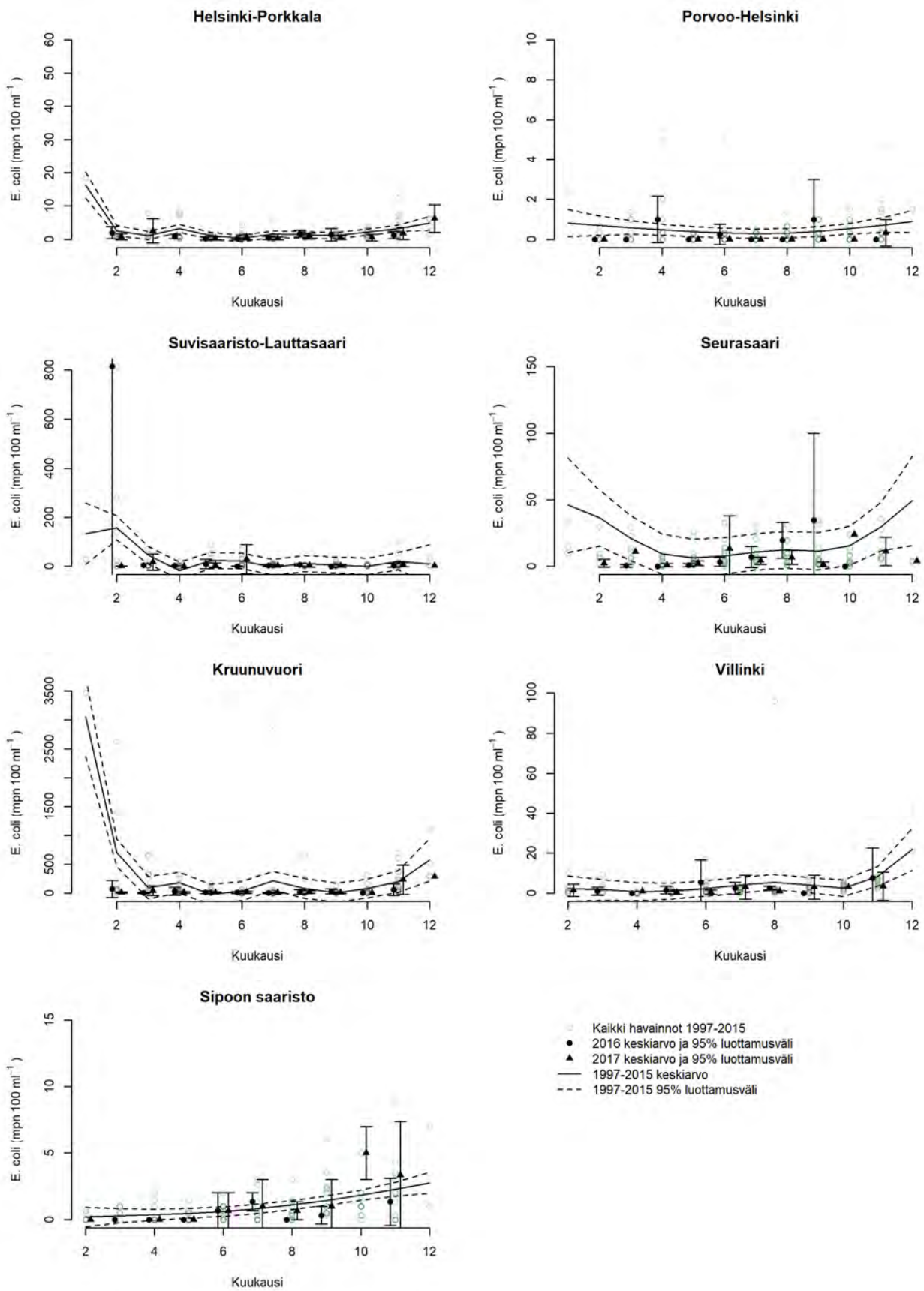
Pintaveden a-klorofyllin kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



Pintaveden ja pohjanläheisen veden tiheyserojen kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



Pintaveden *E. coli*-bakteerien kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.



Pohjanläheisen veden *E. coli*-bakteerien kuukausikohtaiset keskiarvot, 95% luottamusvälit ja vuosien 2016 ja 2017 keskiarvot ja 95% luottamusvälit.

Asema	Savitit.	Org.	As	Hg	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Cd
4	50	1.9	6	0.1	55	37	18	25	124	0.4
25	58	9.8	5	0.1	48	38	27	21	129	0.3
57	10	0.6	5	<0.05	21	15	20	12	80	0.7
87	48	8.6	9	0.2	66	68	32	30	210	1.2
94	72	7.1	6	0.2	46	39	24	19	106	0.2
111	14	4.8	129	0.1	41	34	25	55	169	0.9
118	32	1.9	7	0.2	67	53	48	33	216	0.5
123	31	1.0	8	<0.05	46	29	18	24	91	0.5
166	54	11.1	7	0.1	46	35	31	21	116	0.9
181	12	7.9	8	0.1	32	19	17	21	106	0.4
189	43	1.2	9	<0.05	45	27	12	20	77	0.2
1142	63	1.2	4	<0.05	38	20	10	17	56	0.2
1171	54	1.4	5	0.1	51	42	24	21	124	0.5
1259	9	1.6	5	<0.05	25	12	8	13	55	<0.1
1743	13	0.7	6	<0.05	34	28	8	17	72	0.2
125P	12	2.0	7	0.1	32	20	20	18	99	0.6
147P	31	2.3	8	<0.05	44	24	9	21	78	0.2
18P	54	8.7	7	0.2	49	31	31	21	106	0.2
LS1	40	4.7	9	0.4	58	59	41	27	190	0.3
LS2	26	3.7	8	1.7	52	109	224	24	472	0.6
LS3	22	4.2	6	1.3	43	59	41	22	137	0.2
LS4	10	1.4	6	0.2	34	33	29	23	111	0.2
MKS2	36	1.3	5	<0.05	47	28	9	21	79	0.2
MKS3	33	1.3	4	<0.05	34	21	5	15	58	0.2
MKS4B	13	1.9	6	<0.05	34	23	9	18	81	0.3
MKS5	12	1.3	6	<0.05	26	17	11	14	67	0.3
RG1	34	1.7	5	<0.05	51	27	7	23	76	0.6
RG2	46	2.4	3	<0.05	36	23	10	19	55	0.1
RG5	12	2.1	11	<0.05	35	21	15	22	82	0.3
RG6	10	1.5	10	<0.05	23	15	10	21	70	0.3
RG7	6	1.7	22	<0.05	23	18	13	35	97	0.5
RG8	28	1.2	7	<0.05	56	32	8	26	92	0.3

I	<15	<0.1	<65	<35	<40	<45	<170	<0.5
IA	15-50	0.1-0.6	65-270	35-50	40-80	45-50	170-360	0.5-2.5
IB	50-70	0.6-0.8		50-70	80-100	50-60	360-500	
IC		0.8-1		70-90	100-200			
2	>70	>1	>270	>90	>200	>60	>500	>2.5

2.3

Liite 8.2. Raskasmetallien pitoisuudet (mg/kg märkápaino) simpukan pehmytkudoksessa ja HELCOM GES-raja-arvot.

Asema	As	Hg	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Cd
4								
25	1.7	< 0.05	< 0.5	6.3	0.35	< 0.5	95	< 0.05
57	1.2	< 0.05	< 0.5	37	0.6	< 0.5	130	0.06
87								
94	1.1	< 0.05	< 0.5	50	1	< 0.5	240	0.14
111	1.1	< 0.05	< 0.5	13	0.18	< 0.5	98	0.07
118	1.2	< 0.05	< 0.5	22	0.33	< 0.5	180	0.13
123								
166								
181	0.9	< 0.05	< 0.5	4.2	0.25	< 0.5	62	0.06
189								
1142	1.3	< 0.05	< 0.5	7.3	0.22	< 0.5	76	0.07
1171	0.8	< 0.05	< 0.5	27	0.2	< 0.5	140	0.07
1259	0.8	< 0.05	< 0.5	5.3	0.15	< 0.5	57	< 0.05
1743								
125P	1	< 0.05	< 0.5	8.1	0.21	< 0.5	70	< 0.05
147P	1	< 0.05	< 0.5	16	0.17	< 0.5	91	< 0.05
18P								
LS1	0.9	< 0.05	< 0.5	27	0.4	< 0.5	55	< 0.05
LS2	1.1	< 0.05	< 0.5	31	0.83	< 0.5	100	0.09
LS3	0.7	< 0.05	< 0.5	12	0.46	< 0.5	73	< 0.05
LS4								
MKS2	1.5	< 0.05	1	15	0.51	0.7	180	0.17
MKS3	1	< 0.05	< 0.5	20	0.26	< 0.5	91	< 0.05
MKS4B	1.1	< 0.05	< 0.5	13	0.39	< 0.5	100	0.05
MKS5	1.2	< 0.05	< 0.5	19	0.36	< 0.5	89	0.07
RG1								
RG2								
RG5	1.3	< 0.05	< 0.5	27	0.31	< 0.5	80	0.07
RG6	1.1	< 0.05	< 0.5	15	0.19	< 0.5	110	0.09
RG7								
RG8								
HELCOM-GES raja-arvot mg/kg kuivapaino*								
	0.02			1.3			0.96	

* Poiketen tutkimuksen metallien määrittäytavasta, raja-arvot ovat määritetty kuivapainoa kohden. Tästä johtuen seurannan tuloksia ei voi suoraan verrata raja-arvoihin. Seurannan näytteen märkápainoa kohden tehdyt määritykset aliarvioivat metallien määrän suhteessa kuivapainoarvioon.

Liite 8.3. Öljyhiilivetyjen pitoisuudet sedimentissä (mg/kg ka) ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot.

Asema	Keskiraskaat >C10- C21	Raskaat >C21-C40	Öljyhiilivedyt >C10- C40
4	180	190	370
25	170	160	330
57	200	130	330
87	190	280	470
94	120	130	250
111	250	160	410
118	230	570	800
123	320	210	530
166	900	550	1 500
181	190	130	320
189	300	200	500
1142	260	170	430
1171	600	380	980
1259	180	130	310
1743	200	140	340
125P	300	190	490
147P	280	170	450
18P	170	140	310
LS1	200	220	420
LS2	270	360	630
LS3	< 50	69	< 100
LS4	< 50	98	< 100
MKS2	230	140	360
MKS3	220	140	360
MKS4B	160	99	260
MKS5	170	110	280
RG1	850	150	1 000
RG2	660	130	790
RG5	530	110	640
RG6	120	72	190
RG7	110	72	180
RG8	160	110	270
Vertailutasot mg/kg ka (Ympäristöministeriö 2015)			
I	<100		
IA	100-300		
IB	300-1500		
IC			
2	>1500		

Liite 8.4. PAH-yhdisteiden normalisoidut (10 % TOC) pitoisuudet (µg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot sekä HELCOM GES-raja-arvot. Alle määrittäysrajan olevia pitoisuuksia ei ole normalisoitu. Yhdisteitä joilla ei havaittu määrittäysrajan ylittäviä pitoisuuksia ei esitetä (1-metyyli-naftaleeni, 2-Metyyli-naftaleeni, 2,6-Dimetyyli-naftaleeni, Asenaftyleeni, Dibentso(a,h)antraseeni). Kaikkien havaintoasemien orgaanisen aineksen osuus oli < 10 % jolloin normalisointikaavassa orgaanisen aineksen osuutena on käytetty 10 %.

Asema	Org. Aines	Naftaleeni	Bifenyyli	Asenaftee ni	2,3,5- Trimetyylin aftaleeni	Fluoreeni	Fenantree ni	1- Metyylifen antreeni
4	1.9	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<100
25	9.8	<20	<100	<100	<100	<100	20	<100
57	0.6	<20	<100	<100	<100	<100	30	<100
87	8.6	<20	<100	<100	<100	<100	60	<100
94	7.1	<20	<100	<100	<100	<100	90	<100
111	4.8	<20	<100	<100	<100	<100	30	<100
118	1.9	<20	<100	<100	<100	<100	60	<100
123	1.0	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<100
166	11.1	70	110	<100	<100	<100	70	<100
181	7.9	<20	<100	<100	<100	<100	40	<100
189	1.2	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<100
1142	1.2	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<100
1171	1.4	20	<100	<100	<100	<100	30	<100
1259	1.6	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<100
1743	0.7	40	280	<100	<100	<100	230	40
125P	2.0	<20	<100	<100	<100	<100	30	<20
147P	2.3	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
18P	8.7	<20	<100	<100	<100	<100	130	40
LS1	4.7	30	<100	<100	<100	<100	210	30
LS2	3.7	70	<100	200	140	150	680	140
LS3	4.2	<20	<100	<100	<100	<100	170	30
LS4	1.4	<20	<100	<100	<100	<100	120	<20
MKS2	1.3	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
MKS3	1.3	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
MKS4B	1.9	<20	<100	<100	<100	<100	40	<20
MKS5	1.3	<20	<100	<100	<100	<100	70	<20
RG1	1.7	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
RG2	2.4	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
RG5	2.1	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
RG6	1.5	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
RG7	1.7	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20
RG8	1.2	<20	<100	<100	<100	<100	<20	<20

Vertailutasot µg/kg ka (Ympäristöministeriö 2015)

I	<20	<20	<20
IA	20-250	20-500	20-500
IB	250-2500	500-5000	
IC			
2	>2500	>5000	>500

HELCOM GES-raja µg/kg

Liite 8.4 jatkoa.

Fluoranttee ni	Pyreeni	Bentso(a)a		Bentso(b+k))fluoranttee		Bentso(e)p		Bentso(a)p		Indeno(1,2 ,3- cd)pyreeni		Bentso(ghi)peryleeni	
		ntraseeni	Kryseeni	ni	yreeni	yreeni	yreeni	Peryleeni	Peryleeni	cd)pyreeni	cd)pyreeni	p)perylenei	p)perylenei
40	40	810	720	<20	<100	<20	<100	<100	<100	20	20	20	20
60	40	<20	20	40	<100	30	<100	<100	<100	<20	50	50	50
60	30	100	20	20	<100	20	<100	<100	<100	<20	30	30	30
70	110	730	660	<20	150	50	<100	<100	<100	60	60	60	60
170	100	230	50	70	<100	60	<100	<100	<100	30	80	80	80
40	30	100	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
80	130	500	450	<20	110	50	<100	<100	<100	20	30	30	30
20	<20	120	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
120	120	340	160	90	160	50	<100	<100	<100	30	120	120	120
80	40	110	<20	40	<100	30	<100	<100	<100	<20	30	30	30
<20	<20	140	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
<20	<20	<20	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
80	50	230	<20	40	<100	30	<100	<100	<100	<20	40	40	40
<20	<20	<20	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
430	280	860	110	120	170	150	120	120	120	30	120	120	120
50	30	100	<20	20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	20	20	20
<20	<20	110	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
300	170	240	120	90	130	110	290	290	290	40	80	80	80
310	170	210	140	110	130	100	<100	<100	<100	40	90	90	90
2300	1200	470	560	580	430	590	140	140	140	220	260	260	260
250	120	140	90	100	<100	80	<100	<100	<100	40	50	50	50
170	80	110	80	70	<100	60	<100	<100	<100	20	30	30	30
50	30	90	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
20	<20	90	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
70	40	100	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
110	60	100	20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
<20	<20	100	130	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
<20	<20	80	110	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
30	20	80	110	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
<20	<20	<20	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
<20	<20	70	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20
<20	<20	<20	<20	<20	<100	<20	<100	<100	<100	<20	<20	<20	<20

Vertailutasot (Ympäristöministeriö 2015)

<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
20-200	20-280	20-100	20-300	20-250	20-450	20-100	20-100	20-100
200-2000	280-2800	100-1000	300-3000	250-2500	450-4500	100-1000	100-1000	100-1000
>2000	>2800	>1000	>3000	>2500	>4500	>1000	>1000	>1000

HELCOM GES-raja mg/kg

Liite 8.5. PAH-yhdisteiden pitoisuudet (µg/kg märkäpaino) simpukan pehmytkudoksessa. Simpukan pehmytkudokselle ei ole HELCOM-GES raja-arvoa. Yhdisteet joille ei mitattu määrittäysrajan ylittäviä pitoisuuksia ei esitetä (Asenaftyleeni, Dibentso(a,h)antraseeni).

Asema	Asenaftteeni	Antraseeni	Benzo(a)an traseeni	Bentso(a)p yreeni	Bentso(a)flu oranteeni	Bentso(g,h,i)p eryleen	Bentso(k)fluo ranteeni	Kryseeni
4								
25								
57								
87								
94								
111								
118								
123								
166								
181								
189								
1142	< 0.1	0.3	1.9	0.6	3	1.3	1.1	2.2
1171								
1259	0.5	0.2	0.6	0.6	1.6	0.9	0.5	1.1
1743								
125P	< 0.1	0.3	2.3	1.1	3.8	1.6	1.5	2.4
147P	< 0.1	0.4	1.5	1	3.1	1.7	1.2	2.3
18P								
LS1								
LS2								
LS3	0.8	3.6	69.3	23.1	35.3	7.6	16.4	63.3
LS4								
MKS2								
MKS3	< 0.1	1	4.3	1.5	3.9	1.2	1.2	3.5
MKS4B	< 0.1	0.6	3.5	1.4	3.9	1.5	1.4	3.3
MKS5	< 0.1	0.3	1.5	1.1	3	1.3	1	1.3
RG1								
RG2								
RG5	0.6	0.4	2.4	1.2	4.9	1.9	1.3	3
RG6								
RG7								
RG8								

HELCOM-GES raja-arvot µg/kg märkäpaino

5

Liite 8.5. Jatkoa.

Fluoranteeni	Fluoreeni	Indeno(1,2,3-c,d)pyreeni	Naftaleeni	Fenantreeni	Pyreeni	Summa PAH4 (reg(EC)1881/2006)*
2.5	0.5	0.9	< 0.3	0.9	1.9	7.7
1.9	0.3	< 0.1	< 0.3	0.9	1.5	3.9
3.5	0.3	1.1	< 0.3	0.7	2.7	9.5
3.2	0.9	< 0.1	9.4	1.4	2.5	7.9
98.1	2.2	6.1	16.1	8.2	145	191
9.4	1.7	0.8	10.6	4.7	8.9	13.2
8.3	1.2	1.4	10.9	2.1	6.4	12.1
3.8	0.7	0.7	9.6	1.9	2.6	7
4.7	1	1.8	13.4	2.2	3.6	11.4
HELCOM-GES raja-arvot µg/kg			EC1881/2006 raja-arvo µg/kg			
30			30			

* Summa Bentso(a)pyreeni, bentso(a)antraseeni, bentso(b)fluoranteeni, kryseeni. Raja-arvo koskee ihmisravinnoksi tarkoitettuja tuoreita simpukoita µg/kg tuorepaino.

Liite 8.6. PCB-yhdisteiden normalisoidut (10 % TOC) pitoisuudet (µg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot. Alle määrittäysrajan olevia pitoisuuksia ei ole normalisoitu. Yhdisteitä joilla ei havaittu määrittäysrajan ylittäviä pitoisuuksia ei esitetä (PCB28, 52, 101, 105, 118, 126, 156, 169, 180 ja 195). Orgaanisen aineksen osuuden ollessa alle 2 % on orgaanisen aineksen osuutena normalisointikaavassa käytetty 2 %.

Asema	Org. Aines	PCB-yhdisteet		
		summa	PCB 138	PCB 153
4	1.9	< 3	< 2	< 2
25	9.8	< 3	< 2	< 2
57	0.6	< 3	< 2	< 2
87	8.6	8	6	2
94	7.1	< 3	< 2	< 2
111	4.8	< 3	< 2	< 2
118	1.9	20	10	10
123	1.0	< 3	< 2	< 2
166	11.1	< 3	< 2	< 2
181	7.9	< 3	< 2	< 2
189	1.2	< 3	< 2	< 2
1142	1.2	< 3	< 2	< 2
1171	1.4	< 3	< 2	< 2
1259	1.6	< 3	< 2	< 2
1743	0.7	< 3	< 2	< 2
125P	2.0	< 3	< 2	< 2
147P	2.3	< 3	< 2	< 2
18P	8.7	< 3	< 2	< 2
LS1	4.7	< 3	< 2	< 2
LS2	3.7	8	8	< 2
LS3	4.2	< 3	< 2	< 2
LS4	1.4	< 3	< 2	< 2
MKS2	1.3	< 3	< 2	< 2
MKS3	1.3	< 3	< 2	< 2
MKS4B	1.9	< 3	< 2	< 2
MKS5	1.3	< 3	< 2	< 2
RG1	1.7	< 3	< 2	< 2
RG2	2.4	< 3	< 2	< 2
RG5	2.1	< 3	< 2	< 2
RG6	1.5	< 3	< 2	< 2
RG7	1.7	< 3	< 2	< 2
RG8	1.2	< 3	< 2	< 2
Vertailutasot µg/kg ka (Ympäristöministeriö 2015)				
I			< 2	< 2
IA			2-4	2-4
IB			4-10	4-10
IC			10-30	10-30
2			> 30	> 30

Liite 8.7. PCB-yhdisteiden pitoisuudet (µg/kg märkápaino) simpukan pehmytkudoksessa. Simpukan pehmytkudokselle ei ole HELCOM-GES raja-arvoa. Yhdisteet joille ei mitattu määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia ei esitetä (PCB180, PCB52).

Asema	PCB101	PCB138	PCB153	PCB28
4				
25				
57				
87				
94				
111				
118				
123				
166				
181				
189				
1142	< 10	< 10	< 10	< 10
1171				
1259	< 10	< 10	< 10	< 10
1743				
125P	< 10	< 10	< 10	< 10
147P	< 10	< 10	< 10	< 10
18P				
LS1				
LS2				
LS3	17	19	17	< 10
LS4				
MKS2				
MKS3	< 10	< 10	< 10	10
MKS4B	< 10	< 10	< 10	< 10
MKS5	< 10	< 10	< 10	< 10
RG1				
RG2				
RG5	< 10	< 10	< 10	< 10
RG6	< 10	< 10	< 10	< 10
RG7				
RG8				

Liite 8.8. Organotina-yhdisteiden normalisoidut (10 % TOC) pitoisuudet (µg/kg ka) sedimentissä ja Ympäristöministeriön (2015) ruoppaus- ja läjitysohjeen vertailutasot, sekä HELCOM-GES raja-arvo TBT:lle joka on normalisoitu 5 % TOC sedimentille. Alle määrittäysrajan olevia pitoisuuksia ei ole normalisoitu. Yhdisteitä joilla ei havaittu määrittäysrajan ylittäviä pitoisuuksia ei esitetä (Tetrabutyylitina, Mono-oktyyylitina, Dioktyyylitina, Trisykloheksyyylitina). Orgaanisen aineksen osuuden ollessa alle 2 % on orgaanisen aineksen osuutena normalisointikaavassa käytetty 2 %.

Asema	Org. Aines	Monobuty ylitina	Dibutyyli na	Tributyyli na	TBT 5 % TOC	Monofeny ylitina	Difenyyliti na	Trifenyyliti na
4	2	20	25	15	8	5	10	10
25	10	45	48	12	6	13	16	7
57	1	10	10	10	5	1	1	1
87	9	24	35	5	2	10	7	2
94	7	23	28	14	7	7	6	3
111	5	6	6	8	4	1	1	1
118	2	45	70	25	13	15	15	25
123	1	10	15	15	8	1	1	1
166	11	14	12	30	15	3	3	2
181	8	3	3	1	1	1	1	1
189	1	10	10	10	5	1	5	1
1142	1	1	1	1	1	1	1	1
1171	1	75	60	25	13	35	30	20
1259	2	5	1	5	3	1	1	1
1743	1	15	20	25	13	10	10	5
125P	2	30	25	25	13	15	10	1
147P	2	9	4	1	1	1	1	1
18P	9	14	74	51	25	3	6	5
LS1	5	34	104	185	93	6	4	4
LS2	4	11	46	103	51	1	1	16
LS3	4	12	52	100	50	2	2	2
LS4	1	45	270	415	208	1	1	1
MKS2	1	1	1	5	3	1	1	1
MKS3	1	1	1	5	3	1	1	1
MKS4B	2	5	10	10	5	1	1	1
MKS5	1	10	10	25	13	1	1	1
RG1	2	1	1	1	1	1	1	1
RG2	2	1	1	1	1	1	1	1
RG5	2	10	1	5	2	5	5	1
RG6	2	100	5	10	5	1	1	1
RG7	2	5	1	1	1	1	1	1
RG8	1	1	1	1	1	1	1	1

Vertailutasot µg/kg ka (Ympäristöministeriö 2015)

I	<5	<2
IA	5-30	2-10
IB	30-100	10-20
IC	100-150	20-30
2	>150	>30

HELCOM GES-raja µg/kg ka (5 % TOC)

Liite 8.9. Organotinayhdisteiden pitoisuudet (µg/kg märkápaino) simpukan pehmytkudoksessa ja HELCOM GES-raja-arvot. Yhdisteet joille ei mitattu määrittysrajan ylittäviä pitoisuuksia ei esitetä (Tetrabutyylitina, Mono-oktyyylitina, Dioktyyylitina, Trsykloheksaanitina, Monofenyylitina, Difenyyylitina).

Asema	Monobutyylitina	Dibutyyylitina	Tributyyylitina	Trifenyylitina
4				
25				
57				
87				
94				
111	< 2	2	18	4
118	< 2	10	91	9
123				
166				
181	< 2	21	22	5
189				
1142	< 2	2	20	3
1171				
1259	< 2	5	16	2
1743				
125P	< 2	5	18	2
147P	< 2	2	24	3
18P				
LS1	3	43	523	12
LS2	< 2	8	604	12
LS3	< 2	27	414	8
LS4				
MKS2				
MKS3	< 2	14	52	3
MKS4B	< 2	7	35	3
MKS5	< 2	2	22	2
RG1				
RG2				
RG5	< 2	3	28	3
RG6	< 2	11	20	3
RG7				
RG8				
HELCOM-GES raja-arvo µg/kg				

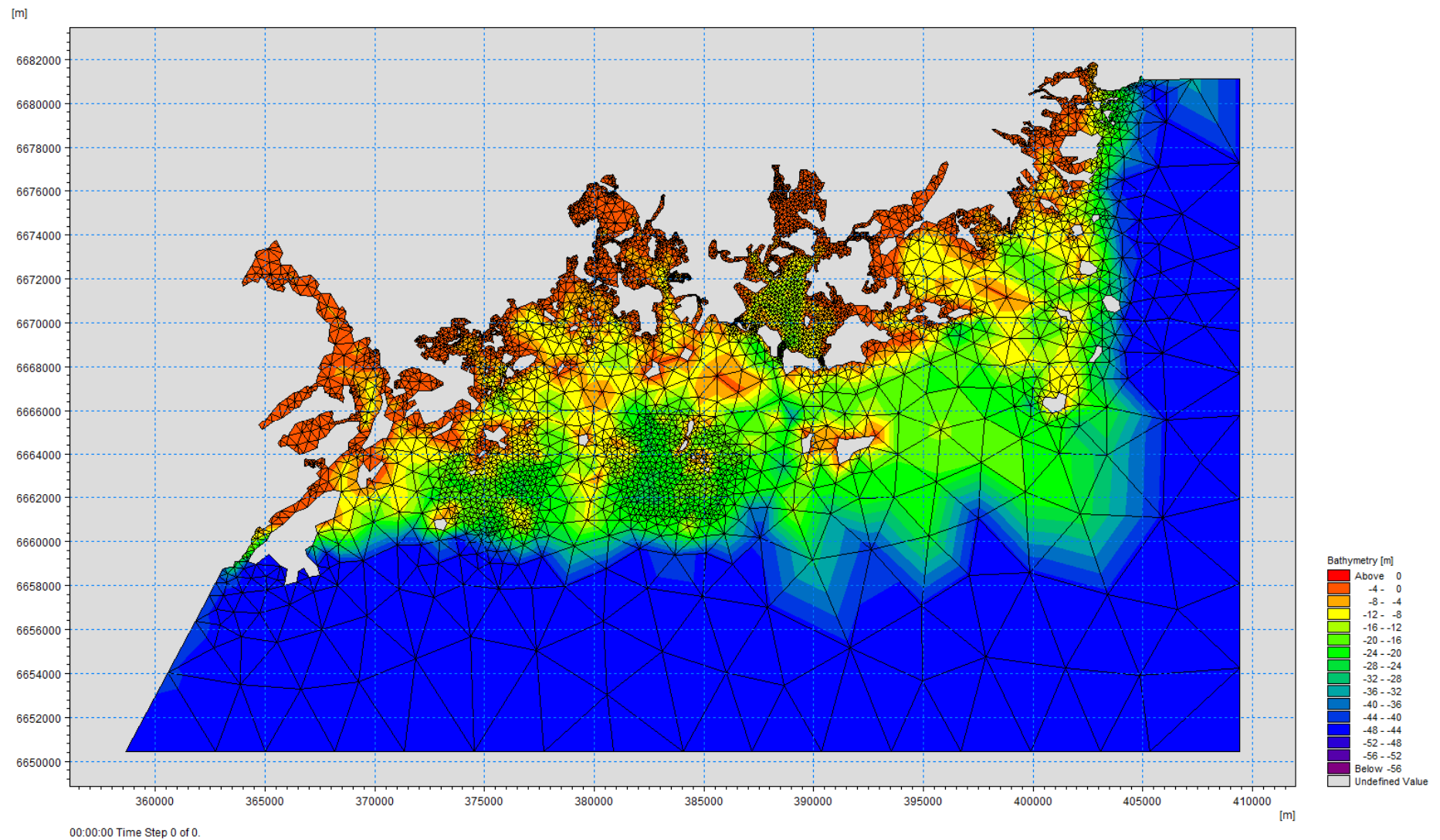
* Poiketen tutkimuksen organotinayhdisteiden määrittystavasta, raja-arvo on määritetty kuivapainoa kohden. Tästä johtuen seurannan tuloksia ei voi suoraan verrata raja-arvoihin. Seurannan näytteen märkápainoa kohden tehdyt määrittymiset aliarvioivat metallien määrän suhteessa kuivapainoarvioon.

Liite 9.1. Ekosysteemimallissa käytetyt vakiot.

Muuttuja	Tyyppi	Arvo	Yksikkö
BOD Processes: 1st order decay rate at 20 deg. celcius (dissolved)	Constant	0.5	/d
BOD processes: Temperature coefficient for decay rate (dissolved)	Constant	1.07	dimensionless
BOD Processes: Half-saturation oxygen concentration	Constant	2	mg/l
Oxygen processes: Secchi disk depths	Varying in domain	0.4	m
Oxygen processes: Maximum oxygen production at noon, m2	Constant	2	/d
Oxygen processes: Time correction for at noon	Constant	0	hour
Oxygen processes: Respiration rate of plants, m2	Constant	0	/d
Oxygen processes: Temperature coefficient, respiration	Constant	1.08	dimensionless
Oxygen processes: Half-saturation conc. for respiration	Constant	2	mg/l
Oxygen processes: Sediment Oxygen Demand per m2	Varying in domain	1	/d
Oxygen processes: Temperature coefficient for SOD	Constant	1.07	dimensionless
Oxygen processes: Half-saturation conc. for SOD	Constant	2	mg/l
Nitrification: 1st order decay rate at 20 deg. C	Constant	0.05	/d
Nitrification: 1st order decay rate at 20 deg. C	Constant	1	/d
Nitrification: Temperature coefficient for decay rate, ammonia to nitrite	Constant	1.008	dimensionless
Nitrification: Temperature coefficient for decay rate, nitrite to nitrate	Constant	1.008	dimensionless
Nitrification: Oxygen demand by nitrification, NH4 to NO2	Constant	3.42	g O ₂ /g NH ₄ -N
Nitrification: Oxygen demand by nitrification, NO2 to NO3	Constant	1.14	g O ₂ /g NO ₂ -N
Nitrification: Half-saturation oxygen concentration	Constant	2	mg/l
Ammonia processes: Ratio of ammonium released by BOD decay (dissolved)	Constant	0.3	g NH ₄ -N/g BOD
Ammonia processes: Amount of NH3-N taken up by plants	Constant	0.066	g N/g DO
Ammonia processes: Amount of NH3-N taken up by bacteria	Constant	0.109	g N/g DO
Ammonia processes: Halfsaturation conc. for N-uptake	Constant	0.01	mg/l
Nitrate processes: 1 st order denitrification rate at 20 deg. C	Constant	0.1	/d

Nitrate processes: temperature coefficient for denitrification rate	Constant	1.16	dimensionless
Phosphorus processes: Phosphorus content in dissolved BOD	Constant	0.06	g P/g BOD
Phosphorous processes: Amount of PO ₄ -P taken up by plants	Constant	0.0091	g P/g DO
Phosphorous processes: Amount of PO ₄ -P taken up by bacteria	Constant	0.015	g P/g DO
Phosphorus processes: Halfsaturation conc. for P-uptake	Constant	0.005	mg/l
Chlorophyll processes: Halfsaturation conc. for nitrogen, limitation for photosynthesis by plants and algae	Constant	0.01	
Chlorophyll processes: Halfsaturation conc. for phosphorus, limitation for photosynthesis by plants and algae	Constant	0.005	
Chlorophyll processes: Chlorophyll-a to carbon ratio	Constant	0.025	mg CHL/mg C
Chlorophyll processes: Carbon to oxygen ration at primary production	Constant	0.2857	mg C/ mg O
Chlorophyll processes: Death rate of chlorophyll-a	Constant	0.015	/d
Chlorophyll processes: Settling rate of chlorophyll-a	Constant	0.2	m/day
Coliform: 1st order decay 20 deg. C, fresh, dark (faecal)	Constant	0.8	/d
Coliform: 1st order decay 20 deg. C, fresh, dark (total)	Constant	0.8	/d
Coliform: Temperature coefficient for decay rate	Constant	1.09	dimensionless
Coliform: Salinity coefficient for decay rate	Constant	1.006	dimensionless
Coliform: Light coefficient for decay rate	Constant	7.4	dimensionless
Coliform: Maximum insolation at noon	Constant	0.1	kW/m ²

Liite 9.2. Pääkaupunkiseudun rannikkomallin laskentahila ja syvyysmalli.



Kuvailulehti

Tekijä(t)	Emil Vahtera, Marjut Räsänen ja Jyrki Muurinen
Nimeke	Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2016–2017
Sarjan nimeke	Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön julkaisuja
Sarjanumero	2018:18
Julkaisuaika	Lokakuu 2018
Sivuja	189
Liitteitä	12
ISBN	978-952-331-495-5
ISSN	2489-4230 (verkkojulkaisu)
Kieli koko teos	Suomi
Kieli, yhteenveto	Suomi, ruotsi, englanti

Tiivistelmä:

Tämä raportti käsittelee pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun vuosien 2016-2017 tuloksia. Merkittäviä muutoksia merialueen veden laadussa tai pohjan tilassa ei ole tapahtunut. Vuosien välinen vaihtelu oli joidenkin parametrien suhteen suurta. Veden laatu ja vedenalainen luonto olivat pääkaupunkiseudun alueella välttävissä tai tyydyttävässä kunnossa. Sisälahdistta etenkin Espoonlahti, Laajalahti ja Vanhankaupunginselkä olivat rehevöityneimpiä alueita. Ulkosaaristossa oli paikoittain alueita, jotka olivat paremmassa kunnossa, mutta näihin vaikuttaa kuitenkin Suomenlahden kokonaisuudessaan heikohko tila.

Puhdistettujen jätevesien johtaminen väli- ja ulkosaaristoon näkyi pääosin veden hygieenisessä laadussa kohonneina ulosteperäisten bakteerien pitoisuuksina. Myös nitraattitypen pitoisuudet olivat ajoittain koholla puhdistettujen jätevesien välittömällä vaikutusalueella. Korkeammat nitraatin pitoisuudet näyttävät muokkaavaan jossain määrin kasviplankton- ja eläinplanktonyhteisöjen koostumusta. Vuosien 2016 ja 2017 aikana väli- ja ulkosaaristossa ei esiintynyt laajempia sinilevien aiheuttamia kukintoja.

Viime vuosien aikana pohjaeläinlajistossa joidenkin asemien pohjaeläinyksilömäärät kasvoivat ja toisten vähenivät, mutta vaihtelulle ei pystytty osoittamaan selkeitä syitä. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä esiintyi vähemmän likaantuneisuutta karttavia lajeja kuin vertailualueilla, mikä viittaa puhdistettujen jätevesien purkamisen vaikutukseen alueella. Läjitysalueilla huomattiin ympäristön häirintää heikosti sietävien valkokatkojen määrien vähentyneen. Länsisataman alueen pohjaeliöstö on voimakkaasti ihmistoiminnan vaikutuksen alainen ja eroaa täten muiden tutkittujen alueiden yhteisöistä voimakkaasti.

Vuoden 2017 sedimentin ja simpukoiden haitta-ainekartoituksessa selvästi likaantunein alue oli Länsisatama. Muita haitta-aineiden osalta likaantuneita alueita olivat Skatanselkä, Espoonlahti ja Ryssjeholmsfjärden. Öljyhiilivetyjen kohonneita pitoisuuksia tavattiin usealta eri asemalta. Simpukoiden pehmytkudoksesta löytyi Länsisataman alueelta korkeita PAH-yhdisteiden pitoisuuksia. Espoonlahden ja Länsisataman simpukoissa havaittiin myös kohonneita pitoisuuksia organotinayhdisteitä.

Mallinnustulosten mukaan vuosina 2016 ja 2017 puhdistettujen jätevesien todettiin pääosin leviävän purkualueilta länteen ja lounaaseen. Välitön vaikutusalue oli kuitenkin suhteellisen pieni ja keskittyi purkualueiden läheisyyteen. Mallinnustulokset tukevat veden laadun mittaustuloksia, jotka osoittavat pääasiallisten puhdistettujen jätevesien välittömien vaikutusten olevan veden hygieenisen laadun heikkeneminen ja nitraattitypen pitoisuuden kohoaminen.

Avainsanat:

vesistötutkimus, veden laatu, ympäristön tila, jätevesi, lauhdevesi, satama, Suomenlahti, Helsinki, Espoo, Sipoo



Helsinki

Kaupunkiympäristön toimiala huolehtii Helsingin kaupunkiympäristön suunnittelusta, rakentamisesta ja ylläpidosta, rakennusvalvonnasta sekä ympäristöön liittyvistä palveluista.

www.hel.fi/kaupunkiymparisto