

Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2018- 2019

Emil Vahtera, Marjut Räsänen, Jyrki Muurinen



Kaupunkiympäristön julkaisuja 2020:25

Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2018-2019

Emil Vahtera, Marjut Räsänen, Jyrki Muurinen

Kannen kuva | Emil Vahtera
Julkaisija | Helsingin kaupunki / Kaupunkiympäristön toimiala
ISBN | 978-952-331-817-5
ISSN | 2489-423



Sisällysluettelo

Tiivistelmä	6
Sammandrag	8
Summary.....	10
1 Johdanto	12
1.1 Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymän toiminta.....	12
1.2 Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan rakennetun omaisuuden hallinnan toiminta	13
1.3 Helen Oy:n toiminta	13
1.4 Espoon teknisen keskuksen toiminta	14
1.5 Fortum Power and Heat Oy:n toiminta	15
1.6 Helsinki Shipyard Oy:n toiminta.....	15
1.7 Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun ulkopuolinen ympäristö- tai vesilupaa vaativa toiminta.....	15
2 Tarkkailualue ja sääolot	17
2.1 Tarkkailualue	17
2.2 Sääolot.....	21
3 Merialueen kuormitus	24
3.1 Johdanto	24
3.2 Viikinmäen jätevedenpuhdistamo	24
3.3 Suomenojan jätevedenpuhdistamo	28
3.4 Vantaanjoen sekä mereen laskevien purojen tuoma kuormitus ja kokonaiskuormituksen pitkän aikavälin muutokset	30
3.5 Sekaviemäröidyn alueen ylivuodot	35
3.6 Läjitysalueet	36
3.7 Voimalat	36
4. Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu.....	38
4.1 Johdanto	38
4.1.2 Näytteenotto ja menetelmät.....	40
4.2. Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu	42
4.2.1 Pintavesi	42
4.2.2 Pohjanläheinen vesi.....	46
4.3 Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden fysikaaliskemialliseen ja hygieeniseen laatuun	49

4.3.1 Vuoden 2018 ja 2019 poikkeukselliset havainnot Katajaluodon ja Knaperskärin havaintoasemilla (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma)	49
4.3.2 Veden fysikaaliskemiallisen ja hygieenisen laadun erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutusten alaisena olevien näyteasemien välillä	55
4.4. Espoonlahden veden laatu	57
5 Kasviplankton	63
5.1 Johdanto	63
5.2 Näytteenotto ja menetelmät.....	64
5.3 Kasviplanktonyhteisön koostumus	66
5.3.1 Ulkosaaristo	66
5.3.2 Lahtialueet	72
5.4 Kasviplanktonyhteisön koostumuksen erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutuksen alaisina olevien näyteasemien välillä	78
5.5 Perustuotantokyky	80
5.6 Rehevöityneisyys- ja sameusindeksi.....	84
5.6.1 Aineisto ja menetelmät	85
5.6.2 Tulokset	86
5.7 Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus.....	88
5.7.1 Johdanto	88
5.7.2 Aineisto ja menetelmät	88
5.7.3 Tulokset	92
5.8 Yhteenveto.....	94
6 Pohjaeläimet.....	96
6.1 Johdanto	96
6.2 Aineisto ja menetelmät	97
6.3 Tulokset	99
6.3.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuma.....	99
6.3.2 Porvoo-Helsinki vesimuodostuma	106
6.3.3 Suvisaari-Lauttasaari vesimuodostuma.....	107
6.3.4 Espoonlahden vesimuodostuma	108
6.3.5 Seurasaaren vesimuodostuma	113
6.3.6 Kruunuvuorenselän vesimuodostuma	115
6.3.7 Villingin vesimuodostuma	117
6.3.8 Sipoon saariston vesimuodostuma.....	118
6.3.9 Lökkiluodon, Koirasaarenluotojen ja Rövargrundetin läjitysalueiden pohjaeläintulokset	120
6.4 Yhteenveto.....	125
6.4.1 Lahtialueet ja ulkosaaristo	125
6.4.2 Läjitysalueet.....	126

7 Eläinplankton	128
7.1 Johdanto	128
7.2 Menetelmät	128
7.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu	130
7.3.1 Eläinplanktonin yksilömäärät ja yhteisön monimuotoisuus	130
7.3.2 Eläinplanktonin biomassa	132
7.4 Yhteenveto	136
8 Litoraalin kasvillisuus	137
8.1 Johdanto	137
8.2 Tulokset	138
8.2.1 Yleisimmät habitaatit ja taksonit vuonna 2019	138
8.2.2 Ekologinen luokittelu 2019	138
8.2.3 Sukelluslinjojen avoimuus, irtonaisen sedimentin määrä ja lajimäärät 2019	139
8.2.4 Vesikasvillisuuden monimuotoisuus 2019	140
8.2.5 Muutokset vesikasvillisuusyhteisöissä 1998-2019	145
8.2.6 Vuosaaren edustan vesikasvillisuuden tilan muutokset	146
8.3 Yhteenveto	147
9 Voimaloiden merilauhdevesien ympäristövaikutukset	149
9.1 Johdanto	149
9.1.1 Salmisaaren laitokset	149
9.2 Salmisaaren voimalaitoksen ja kaukojäähdytyskeskuksen merilauhdevesien vaikutusten arvio	151
9.3 Aineisto ja menetelmät	153
9.3.1 Mallinnus	153
9.3.2 Merilauhdevedet	155
9.4 Tulokset	156
9.4.2 Merilauhdevesien vaikutus Lapinlahden kokonaislämpömäärään ja veden vaihtuvuuteen	160
9.4.3 Merilauhdevesien mahdolliset vaikutukset Lapinlahdella tapahtuvaan perustuotantoon	162
9.5 Yhteenveto	164
Yhteenveto	165
Viitteet	167
Liitteet	174

Tiivistelmä

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun tuloksia raportoidaan laajemmin kahden vuoden välein yhteenvetoraportin muodossa. Tämä yhteistarkkailun yhteenvetoraportti käsittelee vuosien 2018-2019 tuloksia. Seuratut meren tilaa kuormittavat toiminnot olivat puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen, ruoppausmassojen läjittäminen meriläjäytysalueille, voimaloiden jäähdytysvesien johtaminen mereen sekä telakkatoiminta. Viimeisten vuosien aikana ei ole tapahtunut merkittäviä laajemman mittakaavan muutoksia alueen veden laadussa tai ympäristön tilassa. Pidemmällä aikavälillä, väli- ja ulkosaariston keskimääräistä korkeampi veden lämpötila ja matalampi suolaisuus, alueen pohjaeläinyhteisön muutokset, rakkohaurukasvustojen määrän väheneminen, typpiravinteiden pitoisuuksien lasku ja fosforipitoisuuksien kasvu, ovat veden sameuden ja a-klorofyllin pitoisuuksien kasvun ohella suurimmat kokonaisvaltaiset havaitut muutokset.

Tarkkailujakson molemmat vuodet olivat keskimääräistä leudompia, sademäärien erotessa voimakkaasti. Vuosi 2018 oli keskimääräistä vähäsateisempi ja vuosi 2019 oli keskimääräistä sateisempi. Vantaanjoen alueelle tuoma ravinnekuormitus oli tästä syystä vuonna 2019 typen osalta noin 96 % vuotta 2018 suurempi ja fosforin osalta noin 82 % vuotta 2018 suurempi. Jätevedenpuhdistamoiden aiheuttama ravinteiden yhteiskuormitus kasvoi vastaavasti typen osalta noin 19 % ja fosforin osalta noin 26 % vuodesta 2018 vuoteen 2019. Vantaanjoen alueelle tuoma ravinnekuormitus keskittyy alueen sisälahdille ja sisäsaaristoon, Vanhankaupunginlahdelle ja Kruunuvoorenselän ympäristöön. Puhdistettujen jätevesien välitön vaikutus keskittyy purkualueiden läheisyyteen välisaaristoon. Jätevedenpuhdistamoiden osuus kokonaiskuormasta vuosina 2018-2019 oli typen osalta noin 45-59 % ja fosforin osalta noin 32-40 %.

Alueen muu pääasiallinen dokumentoitu kuormitus koostuu meriläjäytysalueille läjitettävästä maa-aineksesta sekä voimaloiden jäähdytysvesien mukana mereen johdettavasta lämpöenergiasta. Meriläjäytyskelpoista maa-ainesta vietiin alueen kolmelle käytössä olevalle läjitysalueelle vuosina 2018 ja 2019 yhteensä noin 343 000 m³, joista valtaosa läjitettiin Lökkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueille. Voimaloiden jäähdytysvesien välittömät vaikutukset keskittyvät purkualueina toimivien sisälahtien läheisyyteen. Lämpökuorma kulkeutui kuitenkin ajan myötä suhteellisen laajalle alueelle, sekoittuen tehokkaasti, täten pienentäen syntyviä lämpötilaeroja vedessä huomattavasti niin että niillä todennäköisesti ei ole fysiologista merkitystä alueen eliöstölle muutoin kuin aivan purkualueen läheisyydessä.

Puhdistettujen jätevesien johtaminen välisaaristoon kasvattaa hieman purkualueiden ympäristön mitattuja typpiravinteiden pitoisuuksia sekä veden sameutta. Myös veden hygieeninen laatu on purkualueiden läheisyydessä ympäröivää tarkkailualuetta hieman heikompi. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähellä kasviplanktoniyhteisön perustuotantokyky, a-klorofyllin pitoisuus, silmälevien sekä viherlevien määrä ovat vertailualuetta suuremmat. Myös eläinplanktonmäärät ovat suuremmat puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna vertailualueeseen. Puhdistettujen jätevesien johtaminen välisaaristoon lieventää alueelle tyypillistä kasviplanktonin typpirajoittuneisuutta, etenkin Suomenojan puhdistamon purkualueen läheisyydessä. Suhteessa edeltävään 20-vuoden vertailujaksoon, alueen rehevöityneisyys ei ole viime vuosina kuitenkaan muuttunut merkittävästi.

Alueen pohjaeläinyhteisön tila on hieman kohentunut 2000-luvun alun heikosta tilasta, etenkin tarkkailualueen väli- ja ulkosaariston vertailualueilla. Heikoimmassa kunnossa olevat pohjat esiintyvät alueen sedimentin akkumulaatioalueilla itäisessä ulkosaaristossa sekä läntisessä väli-

saaristossa, jonne myös Suomenojan jätevedenpuhdistamo johtaa puhdistetut jätevetensä. Lokiluodon ja Koirasaarenluotojen uusien läjitysalueiden pohjaeläinyhteisöissä havaittiin jo häiriöitä yhteisökoostumuksessa (näytteet otettiin läjitysalueen sisäpuolelta, alueilta jonne ei vielä oltu läjitetty massoja). Alueiden ulkopuolella sijaitsevien näyteasemien pohjaeläinyhteisöt olivat läjitysalueilla sijaitsevia asemia monipuolisemmat ja yksilömääriltään runsaammat. Koirasaarenluotojen ympäristön pohjaeläinyhteisön todettiin olevan tarkkailualueen monipuolisin.

Tarkkailualueen vesikasvillisuuden tilaa arvioitiin pääosin rakkohauruvyöhykkeen alakasvurajan sekä tiettyjen punalevälajien esiintymisen kautta laskettavilla indekseillä, mutta myös tarkastelemalla lajistoa alueilla joilla indeksin käyttö ei ollut soveltuvaa. Vesikasvillisuuden tila oli huonoin matalilla sisälähdillä ja paras väli- ja ulkosaariston hieman suojaisemmillä kasvupaikoilla. Selkeitä ja systemaattisia yhteyksiä merialueen yhteistarkkailun puitteissa tarkkailtavien toimien ja litoraalin kasvillisuuden tilan välillä ei vuoden tarkkailussa 2019 huomattu. Poikkeuksena, muista välisaariston sukelluslinjoista, Suomenojan puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä olevalta sukelluslinjalta ei havaittu rakkohaurua eikä sen tyypillisiä epifyyttilajeja ja linjan lajimäärä oli tästä syystä muita linjoja huomattavasti pienempi. Pidemmällä aikavälillä vesikasvillisuuden tila tarkkailualueella on heikentynyt.

Sammandrag

Övervakningen av tillståndet av huvudstadsregionens havsområden utförs som en samövervakning och resultaten rapporteras utförligare vartannat år. Denna rapport behandlar resultaten för åren 2018-2019. Den uppföljda verksamheten som påverkar havets tillstånd inkluderade ledandet av renade avloppsvatten till havet, deponering av muddrat havssediment, ledandet av kylvatten från kraftverk till havet samt skeppsvarvsverksamhet. Under de senaste åren har inga större förändringar skett i områdets vattenkvalitet eller i miljöns tillstånd. På längre sikt kan förändringar skönjas i mellersta- och yttre skärgården, bl.a. en högre vattentemperatur, en lägre salthalt, förändringar i bottenfaunans sammansättning, minskning av blåstångsbestånd, minskning av mängden kväve och en ökning av mängden fosfor. Vattnets grumlighet har också ökat tillsammans med större a-klorofyll halter.

Övervakningsperiodens båda år var något varmare än genomsnittet, med stora skillnader i mängden regn. Året 2018 var torrare, medan år 2019 var regnigare än genomsnittet. Detta ledde till att näringsämnesbelastningen från Vanda å var ca. 96 % större gällande kväve och ca. 82 % större gällande fosfor under år 2019 jämfört med år 2018. Avfallsvattensreningsverkens sammanräknade näringsämnesbelastning ökade ca. 19 % för kväve samt ca. 26 % för fosfor under år 2019 jämfört med år 2018. Näringsämnesbelastningen från Vanda å påverkar mest innervikarna och inre skärgården (Gammelstadsfjärden och Kronbergsfjärdens omgivning). De renade avfallsvattnen påverkar mest mellersta skärgården i närheten av områdena dit renade avfallsvattnen leds. Av den totala kvävebelastningen i området under åren 2018-2019 kom ca. 45-59 % från belastningen från avfallsvattensreningsverken, för fosforbelastningen var andelen ca. 32-40 %.

Den huvudsakliga övriga belastningen av området bestod av deponering av muddrade havssediment på deponeringsområden samt ledandet av kraftverkens kylvatten till havet. Kylvattnen tillför värme-energi till havsvikarna. 343 000 m³ muddrat havssediment deponerades på de tre aktiva deponeringsområdena i mellersta och yttre skärgården. Största delen av deponeringen skedde på Måshällens och Hundörsbådarnas deponeringsområden. De direkta effekterna av energibelastningen från kraftverkens kylvatten koncentrerar sig i innervikarna i närheten av utsläppskällorna. Energibelastningen sprids dock med tiden ut på ett större område. Den effektiva omblandningen av vattnet minskar dock de mätbara temperaturskillnaderna kraftigt så att energitillförseln knappast har någon fysiologisk inverkan på områdets flora eller fauna, förutom i närheten av utsläppskällorna.

De renade avfallsvattnen som leds till mellersta skärgården orsakar en något högre kvävenäringshalt samt något grumligare vatten i utsläppskällornas närhet. Vattnets hygieniska kvalitet är också något nersatt. I närheten av områdena dit renade avfallsvatten leds är växtplanktonsamhällets primärproduktionskapacitet, a-klorofyllhalten och euglenofyternas samt grönalgernas mängder högre än i jämförbara områden dit renade avfallsvatten inte leds. Djurplanktonmängderna är också högre i områden som påverkas av renade avfallsvatten. Ledandet av de renade avfallsvattnen till mellersta skärgården lättar på det typiska kvävebegränsade tillståndet av växtplanktonsamhället. Fenomenet är tydligast i närheten av Finno reningsverks utsläppstunnel. I jämförelse med en 20-årig referensperiod, har övervakningsområdets eutrofiering inte förändrats märkbart de senaste åren.

Sen det dåliga tillståndet i början på 2000-talet, har bottenfaunans tillstånd förbättrats något, specifikt i områden som inte påverkas av belastning i den mellersta och yttre skärgården. De sämst mående områdena förekommer på ställen där sediment ackumuleras, i östra delarna av

yttre skärgården samt västra delarna av mellersta skärgården. Finno avfallsvattensreningsverk leder sina renade avfallsvatten till västra delarna av den mellersta skärgården. Bottenfaunasamhällena vid Måshällens och Hundörsbådarnas nya deponeringsområden var redan till en viss grad degraderade (prov togs innanför deponeringsområdena dit det ännu inte hade deponerats sedimentmassor). Bottenfaunasamhällets sammansättning på provtagningsstationerna som låg utanför deponeringsområdena var mångsidigare och stationerna hade högre individantal än stationerna innanför områdena. Stationerna utanför Hundörsbådarnas deponeringsområde hade de mångsidigaste bottenfaunasamhällena i övervakningsområdet.

Tillståndet av vattenvegetationen värderades i huvudsak med hjälp av blåstångsbältets nedre förekomstgräns samt ett index som uträknas med hjälp av ett antal rödalgsarter, men också genom att granska artsammansättningen i de områden där indexen inte kunde tillämpas. Vattenvegetationens tillstånd är sämst i de grunda innervikarna och bäst i mellersta och yttre skärgårdens mera skyddade områden. Klara och systematiska kopplingar till verksamhet som övervakas i kunde inte påvisas för undersökningen som gjordes 2019. Som ett undantag kan dock nämnas ett område i närheten av Finno avfallsvattensreningsverks avloppstunnel, där blåstång samt dess epifytarter inte påträffades, vilket ledde till ett märkbart mindre artantal än vid andra liknande områden. På längre sikt har vattenvegetationens tillstånd försämrats i övervakningsområdet.

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 2018-2019. The activities potentially affecting the state of the aquatic environment include the discharge of treated wastewaters, dumping of dredged sediments, the discharge of power plant cooling waters and a shipyard. Marked changes in water quality or the state of the environment were not detected during the past few years. On a longer time perspective, water temperature has risen, salinity has decreased, the community structure of the benthic community has changed, the amount of high quality bladderwrack stands has declined, nitrogen concentrations have declined and phosphorus concentrations increased in the area, along with increasing water turbidity and chlorophyll-a concentrations.

Both years 2018 and 2019 were warmer than average, however, the amount of rainfall differed markedly between the years. The year 2018 was drier than average, whereas 2019 saw more rainfall than on average. Therefore, the nutrient load from the Vantaanjoki river to the monitoring area was 96% higher with regards to nitrogen and 82 % higher with regards to phosphorus during 2019 compared to 2018. The nutrient load from the wastewater treatment plants in the area were 19 % higher with regards to nitrogen and 26 % higher with regards to phosphorus during 2019, compared to 2018. The nutrient load from the Vantaanjoki river affects directly the inner bays and inner archipelago in the Vanhankaupunginlahti bay and Kruunuvuorenselkä estuarine areas. The direct effects of treated wastewaters is limited to areas close to the outfalls in the middle to outer archipelago area. The proportion of the total nitrogen load brought to the sea area by the wastewater treatment plants varied between 54-59 % in 2018-2019 and the proportion of the total phosphorus load during the same period was approximately 32-40 %.

The other main environmental pressures in the area were dumping of dredged material at designated dumping sites and the load of thermal energy from power plant cooling waters. Approximately 343 000 m³ of materials deemed suitable for maritime dumping were deposited at the dumping areas in 2018 and 2019. The vast majority was deposited at the Lokkiluoto and Koirasaarenluodot dredged material dumping sites. The direct effects of the thermal effluents from the power stations are concentrated to the direct vicinity of the outfall sites. However, with time the thermal energy is distributed and mixed into a large water volume affecting a significantly larger area. However, due to the mixing, the measurable temperature differences are negligible and physiological effects on organisms are likely only occurring close to the outfall sites.

The discharge of treated wastewaters to the archipelago area causes a slightly higher nitrogen concentration and a higher water turbidity in the affected areas. In addition, the hygienic quality of affected areas is slightly poorer, compared to unaffected areas. In areas affected by treated wastewaters, the primary production capacity of the phytoplankton community, chlorophyll-a concentrations and the amounts of euglenophytes and chlorophytes are slightly higher than in unaffected sites. Zooplankton amounts are also higher in areas affected by treated wastewaters. The discharge of treated wastewaters to the coastal archipelago eased the typical nitrogen limited status of the phytoplankton community in the area, especially in the vicinity of the discharge site of the Suomenoja wastewater treatment facility. The eutrophication status of the area in 2018 and 2019 did not change markedly when compared to a 20-year reference period.

The state of the benthic communities, especially in the outer archipelago area of relatively less disturbed sites in the area, had slightly improved since the early 2000's when the state of benthic communities were poor. The benthic communities of sediment accumulation areas in the eastern

outer archipelago and the communities of the western archipelago areas where treated wastewaters are discharged, were in poorest condition. Disturbances in the benthic community composition were detected on the new dredged material dumping sites of Lokkiluoto and Koirasaarenluodot (samples within the dumping sites were taken from areas where material had not been dumped yet). Benthic communities at sites outside the dumping areas were more diverse and had higher counts of organisms. The monitoring sites surrounding the Koirasaarenluodot dumping site had the most diverse benthic communities of all monitored sites.

The state of the underwater vegetation in the area was assessed mainly by the lower growth limit of the bladder wrack belt and an index calculated using a number of red algae taxa, but also assessing the community composition of sites where indexes were not applicable. The state of the underwater vegetation was poorest in shallow inner bays and best at slightly more sheltered sites in the middle to outer archipelago. No clear and systematic effects of environmental pressures included in the monitoring programme on the underwater vegetation were detected. As a single exception, a site close to the discharge site of Suomenoja wastewater treatment plant, had no bladder wrack stands nor associated epiphytic species, thus markedly diminishing the amount of species on the site. On a longer time perspective, the state of the underwater vegetation in the area has declined.

1 Johdanto

Tässä selvityksessä esitetään yhteenveto pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun tulok-
sista vuosilta 2018 ja 2019. Yhteistarkkailun toteuttamisesta ovat sopineet Helsingin seudun ym-
päristöpalvelut – kuntayhtymä (HSY), Helen Oy, Espoon kaupungin tekninen keskus, Fortum Po-
wer and Heat Oy, Arctech Helsinki Shipyards Oy, Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toi-
mialan rakennetun omaisuuden hallinta (tarkkailu ympäristölupien velvoittamaa) ja ympäristön-
suojelu sekä Espoon ympäristökeskus (tarkkailu omaehtoista). Yhteistarkkailussa toteutetaan
kaikkien sopimusosapuolten veloitettarkkailuja niin, että tarkkailun eri osat tukevat toisiaan.

Tarkkailu on toteutettu Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan ympäristönseuranta-
ja -valvontayksikön vesi-tiimin laatiman yhteistarkkailuohjelman mukaisesti, jonka käyttöönotosta
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 ympäristöhallinnon valtakunnallisiin tietojärjestelmiin
(Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta, syke.fi/avointieto).

Tässä raportissa esitetyt tulokset kokosi ja tarkkailun suoritti Helsingin kaupungin kaupunkiympä-
ristön toimialan ympäristönseuranta- ja -valvontayksikön vesi-tiimi, Viikinkaari 2a, 00790 Hel-
sinki, missä alkuperäismateriaalia 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 nii-
den palautumista takaisin vesistöön. HSY:n kaksi jätevedenpuhdistamoa, Viikinmäessä Helsin-
gissä ja Suomenojalla Espoossa, vastaavat jätevesien käsittelystä pääkaupunkiseudulla.

Puhdistetut jätevedet johdetaan tunnelissa ulkosaaristoon. Jätevedet johdetaan Viikinmäen puh-
distamolta 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 jäte-
veden sisältämä orgaaninen aine, fosfori- ja typpiravinteet sekä ulosteperäiset bakteerit. Viikin-
mäen jätevedenpuhdistamon jätevesien johtaminen ja ympäristövaatimukset vesiympäristön vai-
kutusten osalta perustuvat päätökseen: Ympäristölupa Nro 240/2015/2 (Dnro
ESAVI/341/04.08/2013)

Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesien johtaminen 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 hallinta 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 otettiin 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 otettiin 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

Helen Oy 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 kivihiihivoimalaitoksen 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 kivihiihivoimalaitos 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.

Helen Oy:n toiminnan ympäristön tarkkailun velvoitteet määritellään seuraavissa päätöksissä:

- Salmisaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/178/04.08/2013
- Hanasaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/135/04.08/2013
- Katri Valan lämpöpumppulaitoksen ympäristölupa 7.4.2006 annettu ympäristölupapäätös Dnro LSY-2005-Y-398.
- Vuosaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/330/04.08/2012

1.4 Espoon teknisen keskuksen toiminta

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

Läjitäys Rövargrundetin meriläjitäysalueelle on alkanut vuonna 1983. Vuodesta 1983 vuoteen 2019 alueelle on läjitetty ruoppausmassoja yhteensä noin 797 650 m³. Läjitysalueelle tuotavat ruoppausmassat ovat tyypillisesti peräisin yksityisten kiinteistöjen rantojen pienruoppauksista.

Rövargrundetin meriläjitäysalueella on Länsi-Suomen ympäristölupaviraston (9.12.2008) myöntämä lupa (Nro 78/2008/2) ruoppausmassojen läjittämiseen Rövargrundetin meriläjitäysalueelle sekä lupa jo läjitettyjen ruoppausmassojen pysyttämiseksi läjitäysalueen 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 läjittämiseen Rövargrundetin meriläjitäysalueelle 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 läjitäysten vaikutuksia merialueen tilaan ja läjitäysmassojen pysyvyyttä läjitäysalueella Uudenmaan ELY-keskuksen hyväksymällä tavalla. Päätöksen mukaan läjitäysalueen tarkkailut voidaan suorittaa yhteistarkkailuna. Rövargrundetin läjitäysalueen vaikutuksia merialueen tilaan tarkkaillaan Helsingin ja Espoon merialueen yhteistarkkailussa. Espoon kaupunki on toimijoiden keskinäisillä sopimuksilla sitoutunut yhteistarkkailuun vuosina 2014-2022. Läjitysalueen luotaukset sedimenttien pysyvyyden tarkkailemiseksi toteutetaan toiminnan harjoittajan toimesta ostopalveluna. Luotauksen tuloksia käsitellään tämän raportin yhteydessä, kappaleessa 6.

1.5 Fortum Power and Heat Oy:n toiminta

Suomenojan voimalaitoksella on viisi tuotantoyksikköä: höyryvoimalaitos, kombivoimalaitos, leijupolttokattilalaitos, kaasuturbiinilaitos ja apukattila. Suomenojan voimalaitos ottaa jäähdytysvedensä 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 Espoon, Kauniaisten ja Kirkkonummen asukkaille sekä sähköä valtakunnan verkkoon. Kaukolämmön tuotanto on 1 800 – 2 200 GWh ja sähkön tuotanto 700 – 1800 GWh vuodessa. Jäähdytysmeriveden vuotuinen määrä on vaihdellut välillä 6 – 12 milj. m³.

Etelä-Suomen aluehallintovirasto on 15.4.2013 päätöksellään Nro 76/2013/1 myöntänyt Fortum Power and Heat Oy:lle ympäristöluvan Suomenojan voimalaitoksen toiminnalle. Lupaa on tarkennettu ja Etelä-Suomen aluehallintovirasto on 21.12.2015 päätöksellään 336/2015/1 myöntänyt muutosluvan laitoksen toiminnalle. Luvan 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 Helsinki Shipyard Oy:n toiminta

Helsinki Shipyard Oy:n Helsingin telakka sijaitsee Hernesaassa Hietalahden rannalla, jossa Helsingin satama myös hallinnoi vilkasta satama-aluetta. Helsinki Shipyard Oy:n Helsingin telakan potentiaaliset vaikutusalueet ja tarkkailuvälitteet kohdistuvat samalle Länsisataman-Hietalahden merialueelle. Uudenmaan ympäristökeskuksen 11.4.2008 antamassa Helsingin telakan ympäristöluvassa (Dnro: UUS-2004-Y-341-111), joka on myönnetty Aker Yards Oy:lle, ja joka on siirtynyt sittemmin STX Finland Cruise Oy:lle, edelleen Arctech Helsinki Shipyard Oy:lle ja edelleen Helsinki Shipyard Oy:lle on asetettu velvoite tarkkailla telakkatoiminnan vaikutuksia merialueen pohjasedimentteihin.

Helsingin telakan vesistö tarkkailu on toteutettu Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuun mukaisesti.

1.7 Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun ulkopuolinen ympäristö- tai vesilupaa vaativa toiminta

Helsingin rannikkoalueilla toteutettiin vuosien 2016-2017 tapaan vuosina 2018-2019 laajoja vesirakennustöitä ja muita ympäristö- tai vesilupaa vaativia töitä yhteensä 56 (vuosina 2018-2019 myönnetyt luvat) kappaletta¹. Näistä arvioitiin 20:llä olevan vaikutusta suoraan merialueen tilaan. Työt sisälsivät ruoppauksia (8 kohdetta, vain luvalliset > 500 m³ ruoppaukset), meritäyttöjä, rantarakentamista, väylämuutoksia, rakennustyömaavesien johtamista mereen ja meriläjiä.

¹ <https://tietopalvelu.ahto.fi/Lupa/>

Espoon rannikkoalueella annettiin 31 vesi- ja ympäristölupapäätöstä vuosina 2018 ja 2019. Näistä viidellä arvioidaan olevan vaikutusta suoraan merialueen tilaan, ja ruoppauksia tai meriläjityksiä koskevia lupia oli yhteensä 2 (ei sisällä < 500 m³ pienruoppauksia).

Helsingin sataman Vuosaaren satamalla on myös ympäristölupamääräykset, joissa toimijaa veloitetaan tarkkailemaan meriveden laatua sataman lähistöllä.

2 Tarkkailualue ja sääolot

2.1 Tarkkailualue

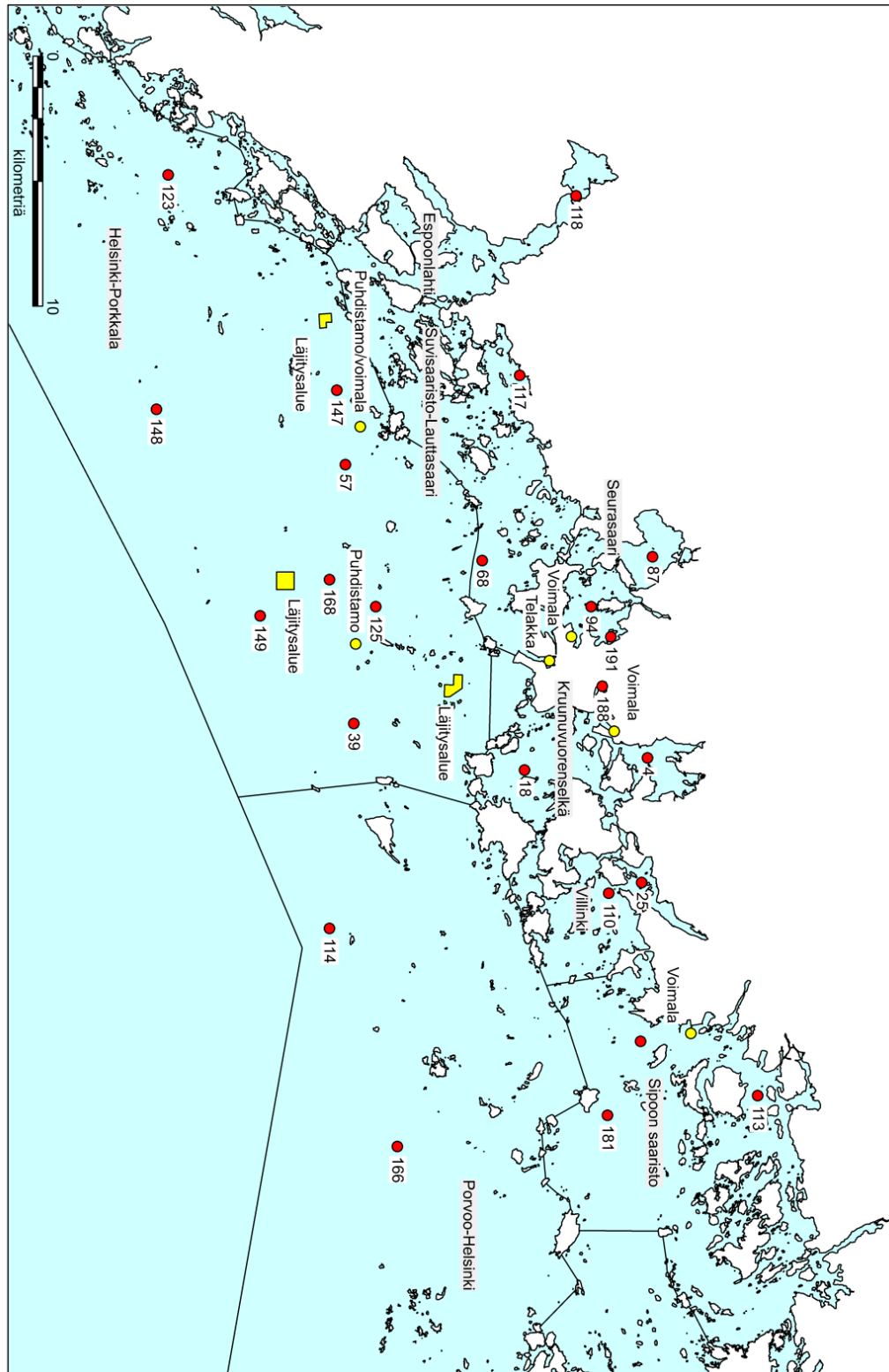
Tarkkailualue käsittää Helsingin ja Espoon kaupunkien sekä osittain Kirkkonummen ja Sipoon kuntien merialueet (kuva 2.1). Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden rannikon sisä- ja ulkosaariston vesistötyyppeihin. Se koostuu suhteellisen eristettyjen lahtien vyöhykkeestä, missä veden keskisyvyys on vain 1–3 m, tämän vyöhykkeen ulkopuolella olevasta 7–10 km levyisestä saaristovyöhykkeestä (syvyys 10–20 m), sekä uloimpana ulkoluotojen ja avomerén vyöhykkeestä, missä veden syvyys on yleensä yli 30 m.

Alueella on neljä syvälle mantereeseen sisään ulottuvaa lahtea (Espoonlahti, Laajalahti, Vanhankaupunginlahti sekä Vartiokylänlahti), joilla vedenvaihtuvuus on heikkoa. Lahtialueet voidaan luokitella herkiksi tai erittäin herkiksi ulkoisen kuormituksen vaikutuksia arvioitaessa (Håkanson ja Bryhn 2008).

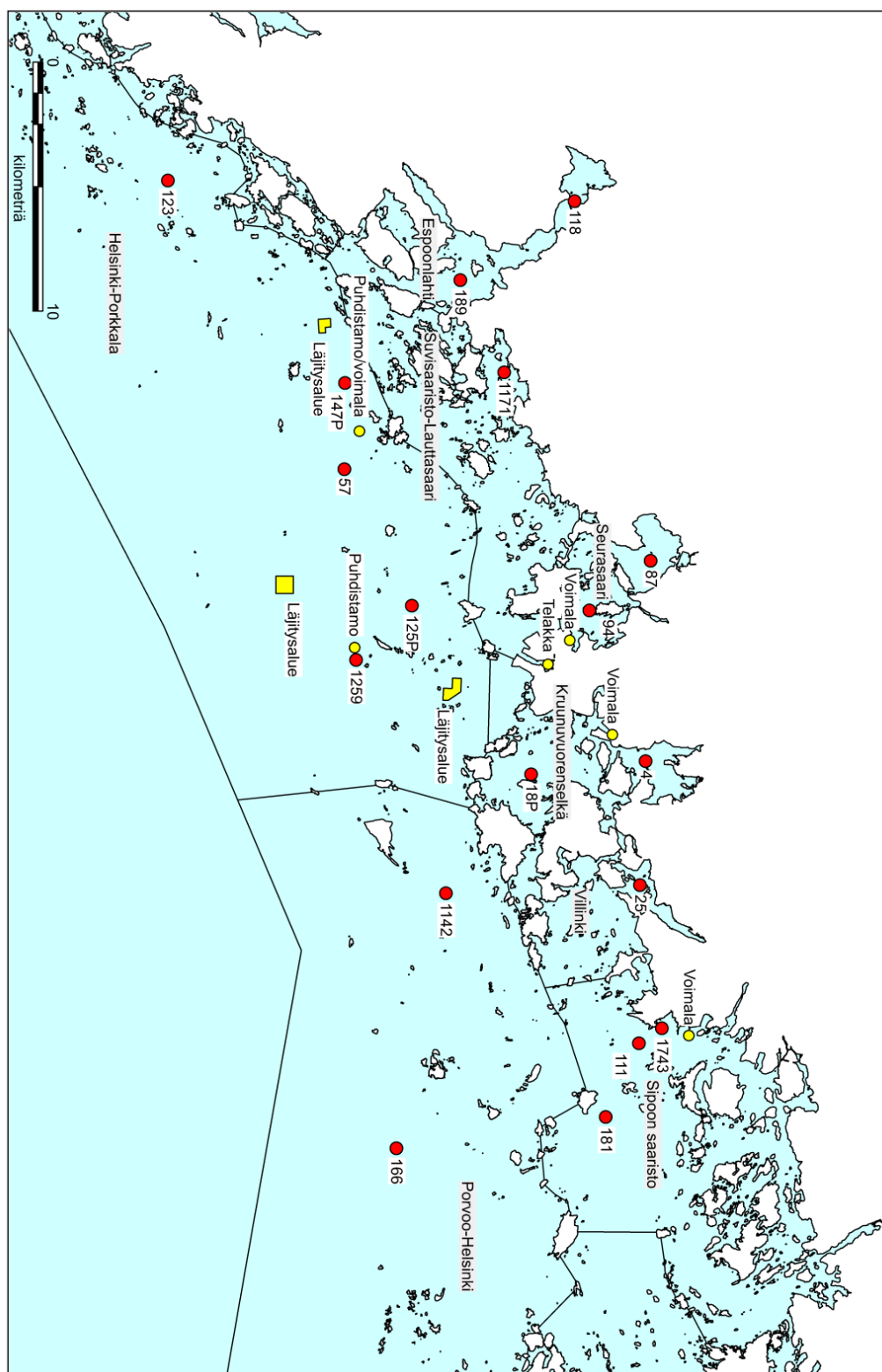
Merkittävimmät alueelle laskevat joet ovat Vanhankaupunginlahteen laskeva Vantaanjoki sekä Espoonlahteen laskevat Espoonjoki ja Mankinjoki. Alueen itäosassa on merkitystä myös Sipoonlahteen laskevalla Sipoonjoella. Helsingin edustalla saaristo on harvahkoa, minkä vuoksi veden vaihtuvuus saaristossa on 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 avomerén reunaan Katajaluodon eteläpuolelle, noin seitsemän kilometrin etäisyydelle rannikosta (kuva 2.1). Espoon Suomenojan puhdistamon jätevedet sekä Fortumin Suomenojan voimalaitoksen jäähdytysvedet johdetaan niin ikään kalliotunnelissa noin seitsemän kilometrin päähän ulkosaaristoon, Gåsgrundet-saaren kaakkoispuolelle (kuva 2.1). Jätevesien puhdistuslaitoksia hallinnoi Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut. Purkukohtien etäisyys toisistaan itä-länsisuunnassa on noin kahdeksan kilometriä.

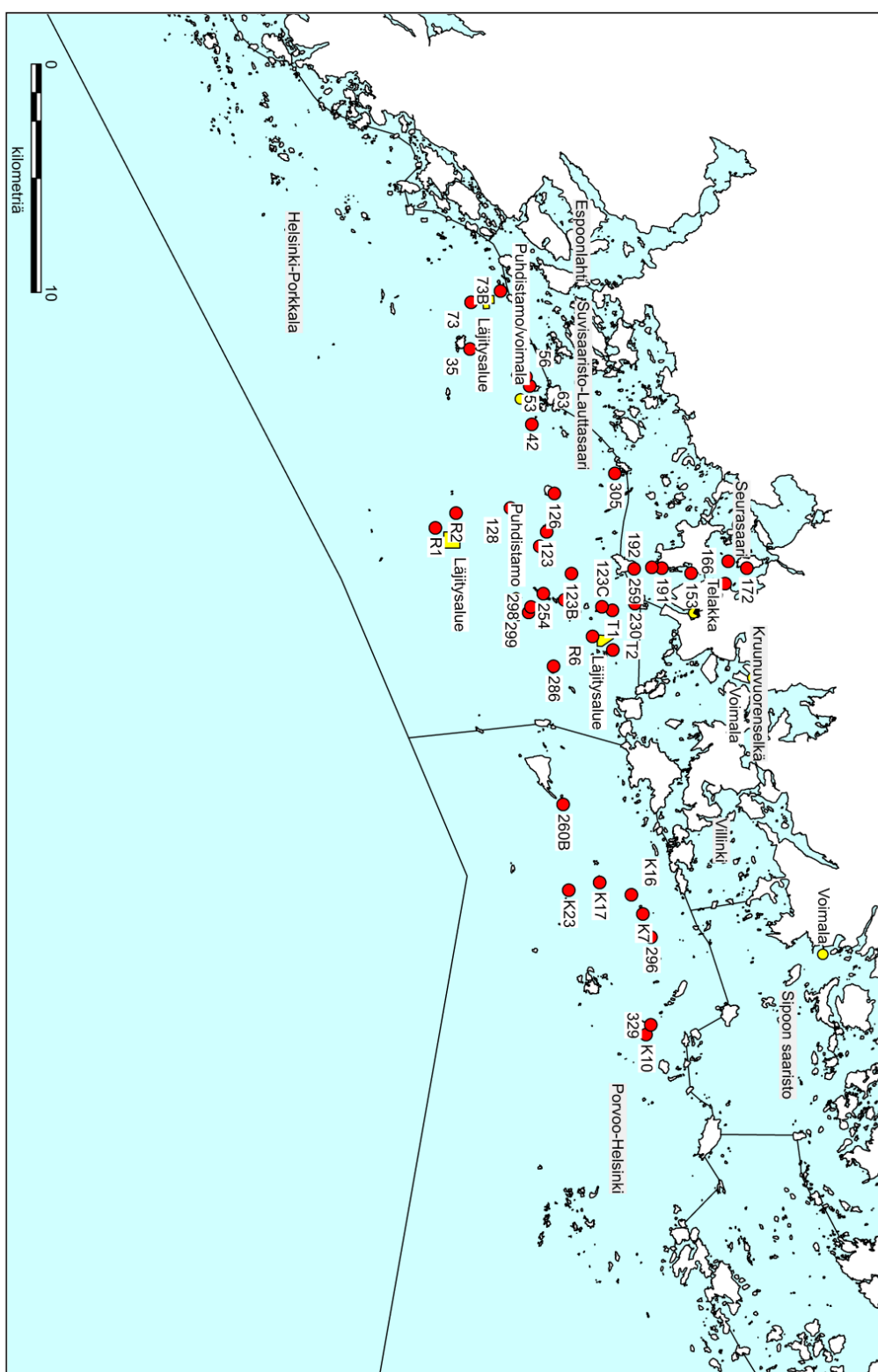
Tämän lisäksi alueella sijaitsi tarkkailun toteutuksen aikana (2018-2019) kolme merisedimenttien läjitysaluetta, Rövargrundet, Lökkiluoto ja Koirasaarenluodot (kuva 2.1). Rövargrundet on Espoon teknisen keskuksen hallinnoima läjitysalue ja Lökkiluoto sekä Koirasaarenluodot ovat Helsingin ympäristöpalveluiden hallinnoimia läjitysalueita. Rövargrundet sijaitsee Espoon Suvisaariston kaakkoispuolella (kuva 2.1). Lökkiluoto sijaitsee aivan Helsingin edustalla, Kaivopuistosta noin 4 km etelään ja Koirasaarenluotojen läjitysalue sijaitsee ulompana noin 11 km Helsingistä Etelä-lounaaseen. Alueen muita toimintoja ovat Länsisatamassa sijaitseva Helsinki Shipyard Oy:n telakka (kuva 2.1) 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 2018 ja 2019, sekä merialueen jaottelu vesienhoitosuunnitelman mukaisiin vesimuodostumiin ja tarkkailuun osallistuvien tahojen kuormituslähteiden sijainnit.



Kuva 2.2 Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun pohjaeläin-näytteenoton havaintopaikat vuosina 2018 ja 2019, sekä merialueen jaottelu vesipuitedirektiivin mukaisiin vesimuodostumiin ja tarkkailuun osallistuvien tahojen kuormituslähteiden sijainnit.



Kuva 2.3. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun vesikasvillisuusselvityksen seurantalinjojen aloituskohdat vuonna 2019 sekä tarkkailuun osallistuvien tahojen kuorituslähteiden sijainnit.

2.2 Sääolot

Jäätalvi 2017–2018 oli Suomenlahdella keskimääräinen. Talvella 2018–2019 kylmä tammikuu aiheutti nopeaa jäätymistä, ja meri oli jäässä tavanomaista hieman aikaisemmassa vaiheessa. Lopulta jäätalvi kuitenkin luokiteltiin leudoksi (taulukko 2.1).

Taulukko 2.1. Helsingin edustan jäätilanteen kehitys, talvet 2017–18 ja 2018–19. Lähde: Ilmatieteen laitoksen Merentutkimusyksikkö.

Paikka	Lat N	Lon E	A	B	C	D	E
2017–2018							
Suomenlinna	60°08.3′	24°59.1′	31.1.	9.2.	23.3.	1.4.	57
Harmaja	60°06.3′	24°58.5′	4.2.	13.2.	20.3.	1.4.	54
Helsingin matala	59°56.9′	24°55.5′	11.2.	20.2.	10.3.	30.3.	39
2018–2019							
Suomenlinna	60°08.3′	24°59.1′	8.1.	22.1.	25.2.	11.3.	43
Harmaja	60°06.3′	24°58.5′	19.1.	22.1.	4.2.	18.2.	25
Helsingin matala	59°56.9′	24°55.5′	5.2.	-	-	5.2.	1

Selitteet:

A = Jäätyminen

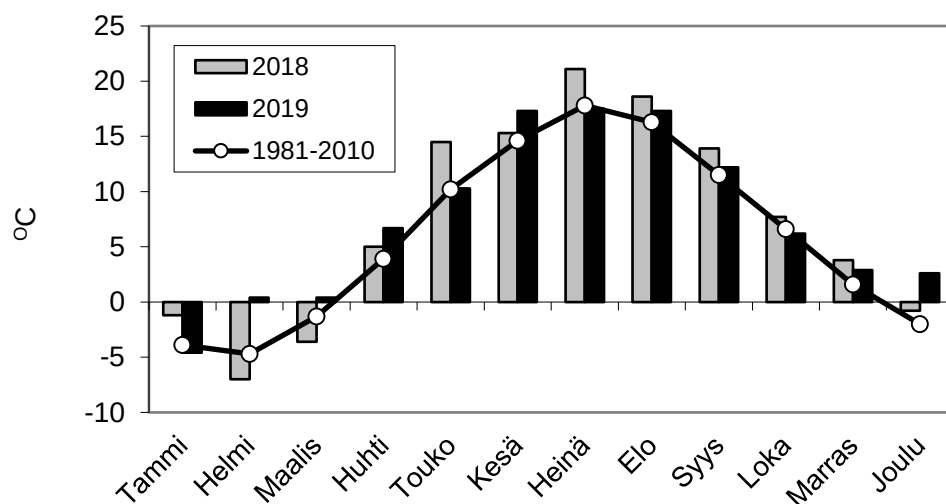
B = Pysyvän jääpeitteen muodostuminen

C = Pysyvän jääpeitteen päättyminen

D = Jään lopullinen katoaminen

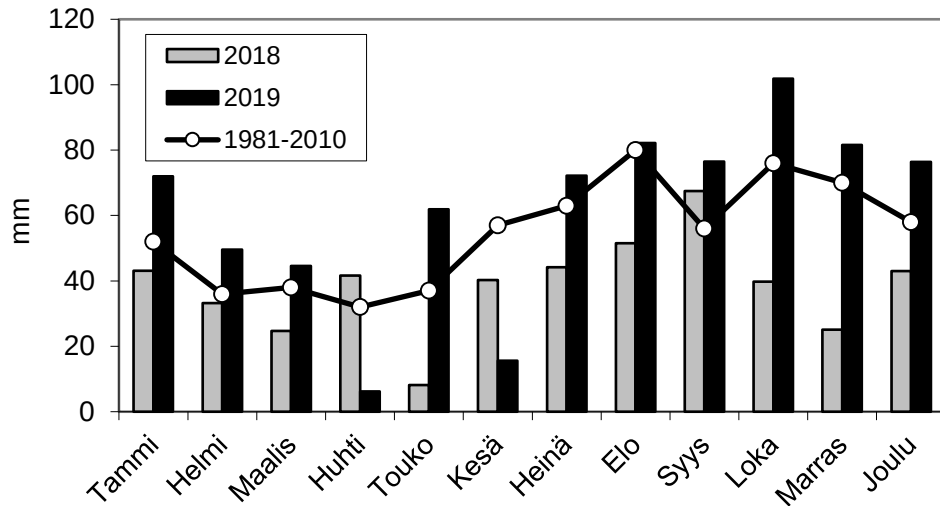
E = Todellisten jääpäivien lukumäärä

Tarkkailujakson molempien vuosien keskilämpötilat olivat Helsingin Kaisaniemessä pitkän ajan keskiarvoa korkeammat. Vuonna 2018 oli 1,4 °C ja vuonna 2019 1,5 °C lämpimämpää kuin vertailujaksolla (kuva 2.4).



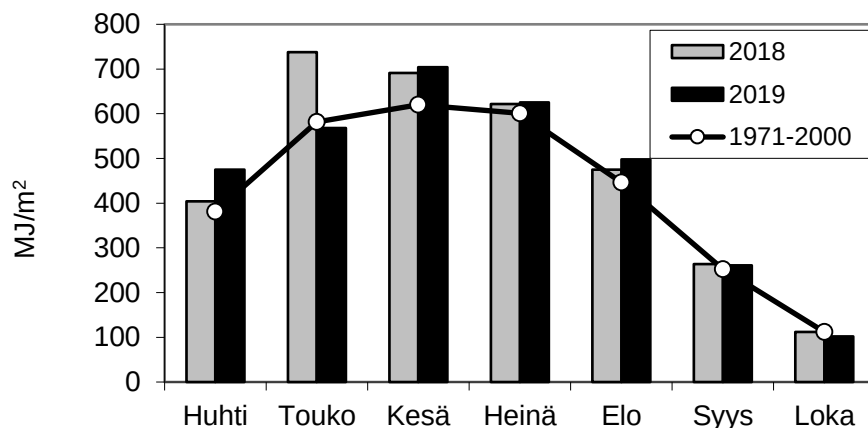
Kuva 2.4. Kuukauden keskilämpötila (°C) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 2018 ja 2019 sekä vuosina 1981–2010 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

Sademäärät poikkesivat toisistaan huomattavasti. Kaisaniemessä vuoden 2018 kokonaissademäärä oli 462 mm joka on keskiarvoon verrattuna lähes 30 % vähemmän. Vuoden 2019 sademäärä 741 mm oli 13 % suurempi kuin vertailujaksolla. Vuoden 2018 kesä oli hyvin kuiva, 2019 puolestaan syksystä kehittyi erityisen sateinen (kuva 2.5).



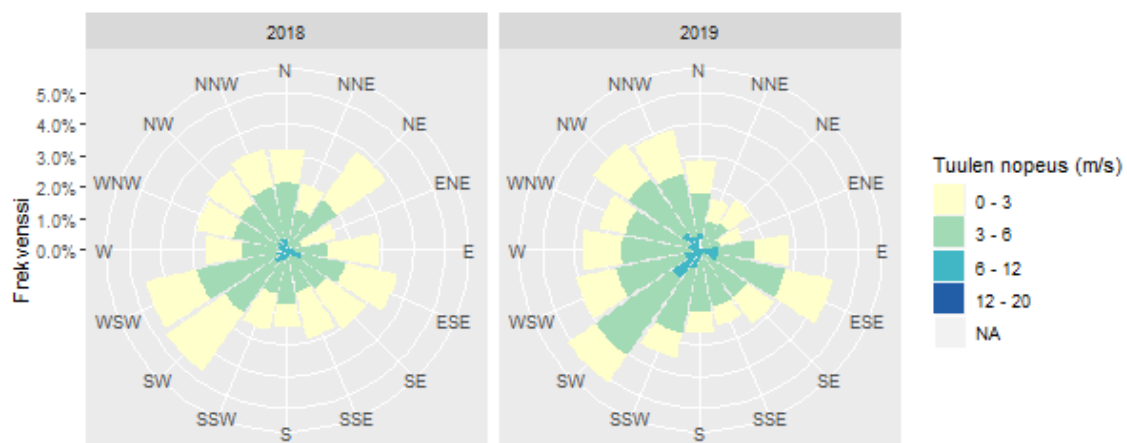
Kuva 2.5. Kuukauden sademäärä (mm) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 2018 ja 2019 sekä vuosina 1981–2010 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

Auringosta maahan kohdistuvan säteilyn (globaalisäteily) määrä korreloi sateisuuden suhteen (kuvat 2.5 ja 2.6). Erityisen selkeästi tämä on havaittavissa toukokuun 2018 mittauksissa, tuolloin auringon paistetta oli tavallista enemmän, sademäärä vähäinen ja myös lämpöä riitti. Muuten tarkkailuvuosien säteilymäärät olivat hyvin tavanomaisia.



Kuva 2.6. Kasvukauden globaalisäteily kuukausittain (MJ/m²) Helsinki-Vantaan lentoasemalla 2018 ja 2019 sekä vuosina 1971-2000 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

Tarkkailujakson molempina vuosina vallitseva tuulen suunta oli lounaasta (kuva 2.7). Vuoden 2019 tuulet olivat vaihtelevampia ja tuulen nopeudet hieman suurempia verrattuna vuoteen 2018.



Kuva 2.7. Tuuliruusut Helsingin Kaisaniemen sääaseman tuulihavainnoille vuosille 2018 ja 2019. Aineisto: Ilmatieteen laitos.

3 Merialueen kuormitus

3.1 Johdanto

Tässä raportissa käsiteltävä kuormitus koostuu puhdistettujen jätevesien johtamisesta mereen, ruoppausmassojen meriläjittämisestä, 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 pääsoin meriveden lämpenemisestä. Yllä mainittujen toimien osalta on käytössä kuormitustiedot. Telakkatoiminta aiheuttaa pääsoin haitta-aineiden kulkeutumista meriympäristöön. Telakkatoiminnan osalta käytössä ei ole kuormitustietoja.

Ravinnekuormituksen osalta merialueelle laskee myös Vantaanjoki, jonka ravinnekuormitustiedot käsitellään myös tässä kappaleessa. Merialueelle laskee myös useampi pienempi puro ja oja, sekä kaupunkialueen hulevesiä ja kantakaupungin alueen sekaviemäröidyn alueen ajoittaisia ylivuotovesiä. Purojen ja ojien sekä sekaviemäröidyn alueen ylivuotojen kuormitus suhteessa muuhun ravinnekuormitukseen pyritään arvioimaan. Hulevesien määristä jotka eivät laske mereen ojien ja purojen kautta ei ole kattavaa tietoa.

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. rinnakkaissaostus-periaatteella. 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 denitrifikaatio-suodattimissa. 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 2018 ja 2019 seuraavat (kts. myös taulukko 3.1): *Mereen johdettavan jäteveden BHK_{7-ATU}-arvon on oltava enintään 10 mg O₂/l, kokonaisfosforipitoisuuden enintään 0,3 mg P/l ja kemiallista hapenkulutusta kuvaavan 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 ohjauksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien. Puhdistustehon*

typen suhteen tulee olla vähintään 80 % vuosikeskiarvona laskien mahdolliset ohijuoksutukset ja poikkeustilanteet mukaan lukien.

Alla esitetään lyhyt yhteenveto Viikinmäen jätevedenpuhdistamon toiminnasta vuosina 2018 ja 2019. Tarkemmat kuvaukset esitetään pääkaupunkiseudun jätevedenpuhdistuksen vuosiyhteenvetoraporteissa². 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 2018 92,4 milj. m³ ja vuonna 2019 107,1 milj. m³. Keskimääräinen puhdistamolle tuleva vuorokautinen jätevesimäärä oli vuonna 2018 253 214 m³. Suurin päiväkohtainen tulovirtaama, 552 380 m³, mitattiin 25.1.2018. Vuonna 2019 puhdistamolle tuli päivässä keskimäärin 293 958 m³ jätevettä, suurimman päiväkohtaisen tulovirtaaman oltua 14.11.2019 mitattu 671 330 m³. Puhdistetut jätevedet johdettiin kalliotunnelissa noin seitsemän kilometrin etäisyydelle rannikosta Kattajaluodon eteläpuolelle (kuva 2.1).

Vuosina 2018 ja 2019 Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla ei tapahtunut laitosohituksia, jossa jätevettä johdetaan biologisten puhdistusprosessien ohi. Vuoden 2018 kesällä Viikinmäen puhdistamolla tapahtui kuitenkin biologisen puhdistusprosessin vakava häiriö. Toistaiseksi tuntemattomasta syystä typen biologinen puhdistusprosessi lakkasi toimimasta, kun biologisen puhdistuksen nitrifikaatiomikrobien toiminta estyi. Nitrifikaatioprosessin lakkaaminen johti denitrifikaation hiipumiseen (saatavilla olevan nitraatin määrä laski niin alhaiseksi, että denitrifikaatio ei enää toimi tehokkaasti), jolloin jätevesien mukana mereen kulkeutui suuri määrä ammoniumtyyppiä. Arvioitu kokonaiskuormitus häiriön aikana (23.7. – 13.8.2018) oli noin 96 tonnia tyyppiä. 93% kokonaistyyppikuormasta oli liukoisessa muodossa, josta noin 84% oli ammoniumtyyppinä. Häiriön aiheuttamista ympäristövaikutuksista on julkaistu erillinen raportti (liite 1).

Verkosto-ohituksia, jotka useimmiten liittyvät poikkeuksellisen koviin sateisiin, arvioitiin kantaakungin alueella vuonna 2018 laskennallisen mallin avulla olleen noin 56 303 m³, joka vastaa noin 0,04 % Viikinmäen puhdistamolle tulevasta kokonaisjätevesimäärästä. Verkosto-ohituksista noin 1,3 % arvioitiin olevan asumisjätevesiä, eli noin 704 m³. Vastaavasti vuonna 2019 verkosto-ohituksia arvioitiin olevan noin 205 839 m³, joka vastasi noin 0,14 % vuoden kokonaisjätevesimäärästä. Vuoden 2019 verkosto-ohituksista asumisjätevesien määräksi arvioitiin noin 1,3 %, eli 2721 m³. Viikinmäen puhdistamon lupaehdot täytettiin molempien vuosien kaikilla vuosineljänneksillä (taulukko 3.1). Muita verkostoylivuotoja jätevesipumppaamoilla oli vuonna 2018 670 m³. Vuonna 2019 ei ilmoitettu verkoston pumppaamoylivuodoista Viikinmäen puhdistamon verkostossa.

²HSY 2018, Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2018: <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2018.html>

HSY 2019, Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2019: <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2019.html>

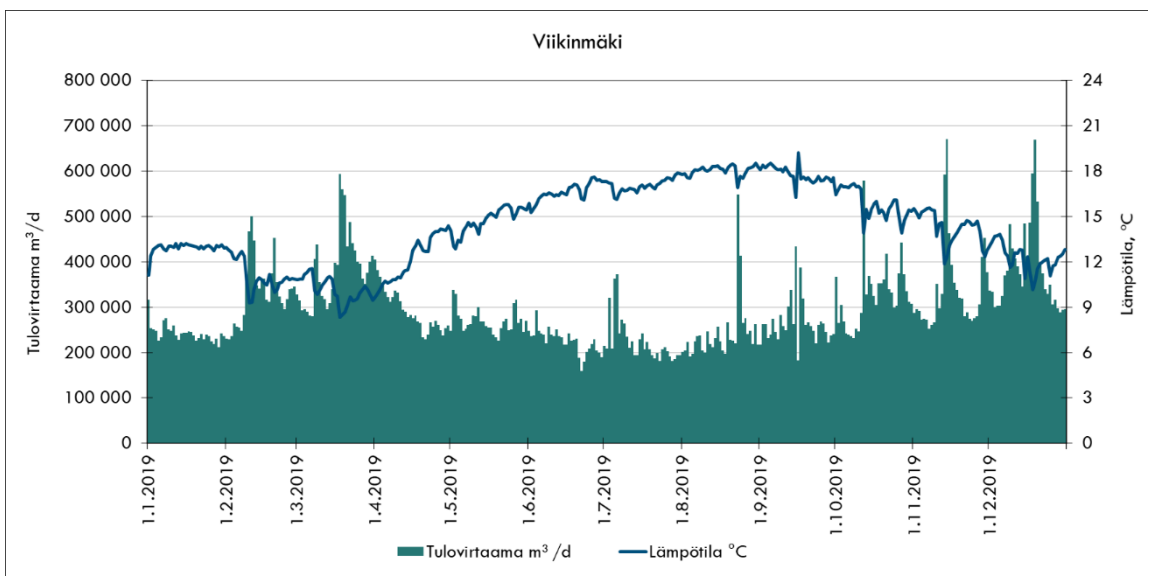
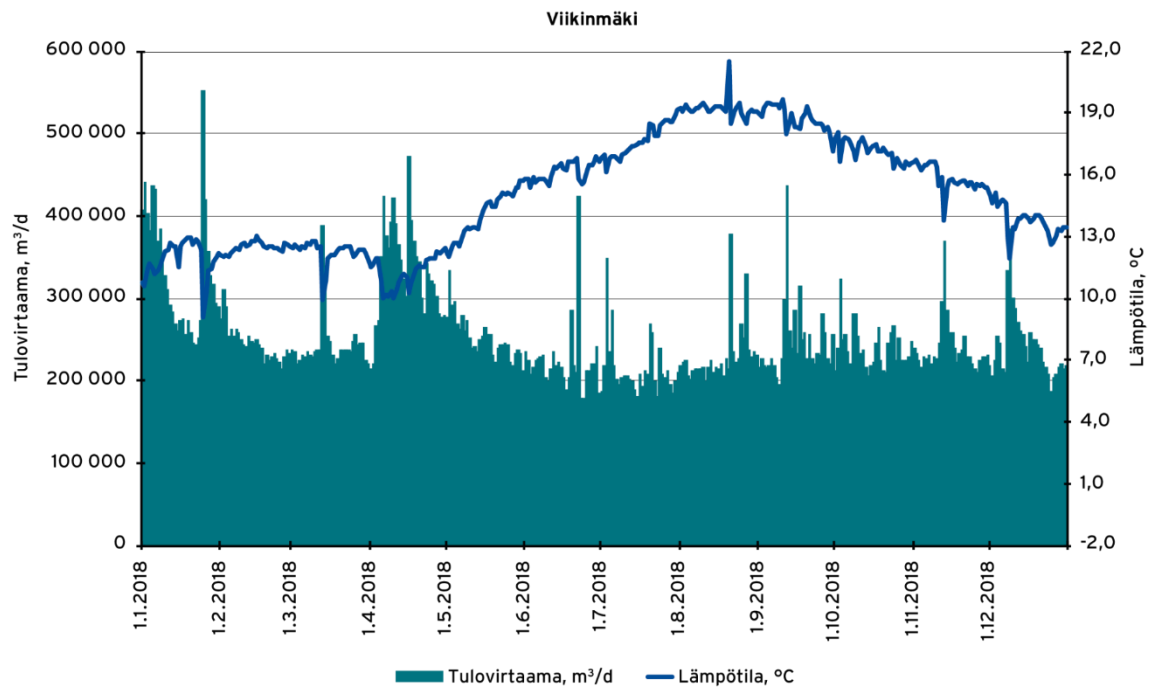
Taulukko 3.1. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta mereen johdetun puhdistetun jäteveden pitoisuuksien (mg/l) ja reduktioiden (%) neljännesvuosikeskiarvot, niistä lasketut keskiarvot sekä lupaehdot.

	BOD _{7ATU}		Kok-P		Kok-N	COD _{Cr}	
	mg/l	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %
Lupaehto	≤ 10*	≥ 95*	≤ 0.30*	≥ 95*	≥ 80**	≤ 75*	≥ 85*
2018	4,6	99	0,16	97	91	43	93
I/2018	4,6	98	0,16	97	90	45	93
II/2018	4,9	99	0,17	97	91	45	94
III/2018	4,3	98	0,16	97	88	40	93
IV/2018	4,5	98	0,16	98	94	42	93
2019	6,2	97	0,19	97	90	43	92
I/2019	5,1	98	0,15	97	88	40	92
II/2019	9,8	96	0,27	96	86	54	91
III/2019	4,3	98	0,17	98	95	39	93
IV/2019	5,5	97	0,18	97	90	40	92

* neljännesvuosikeskiarvo, ** vuosikeskiarvo

Vuoden 2018 Viikinmäen keskimääräinen vuorokautinen tulovirtaama oli 253 214 m³ ja suurin vuorokausivirtaama, 552 380 m³ mitattiin alkuvuodesta 25.1.2018. (kuva 3.1). Huhtikuussa havaittiin myös merkittävä virtaamahuippu, jonka jälkeen virtaama oli suhteellisen tasainen loppuvuoden ajan. Vuoden 2019 Viikinmäen keskimääräinen vuorokautinen tulovirtaama oli vuoden 2018 keskivirtaamaa suurempi, 293 958 m³ ja suurin vuorokausivirtaama, 671 330 m³ mitattiin loppuvuodesta, marraskuussa. Jätevesivirtaama oli vuonna 2019 aivan alkuvuodesta vuotta 2018 pienempää mutta kasvoi suureksi keväällä ja loppuvuodesta (kuva 3.1).

Johtuen suuremmista jätevesien virtaamista vuonna 2019 kuormitus mereen Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta kasvoi biologisen hapenkulutuksen, fosforin ja typen osalta (taulukko 3.2).



Kuva 3.1 Viikinmäen jätevedenpuhdistamon jätevesien kokonaisvirtaama (m³/kk) vuosina 2018 ja 2019 (kuvat raportista ”Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2018, HSY” <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2018.html> sekä Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2019, HSY <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2019.html>).

Taulukko 3.2. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus mereen vuosina 2018 ja 2019 sekä vuosien 2018 ja 2019 välinen kuormituksen muutos.

	Kokonaiskuormitus t/vuosi		Muutos
	2018	2019	
BOD _{7ATU}	424	656	+232
Fosfori	15	20	+5
Typpi	454	530	+76

3.3 Suomenojan jätevedenpuhdistamo

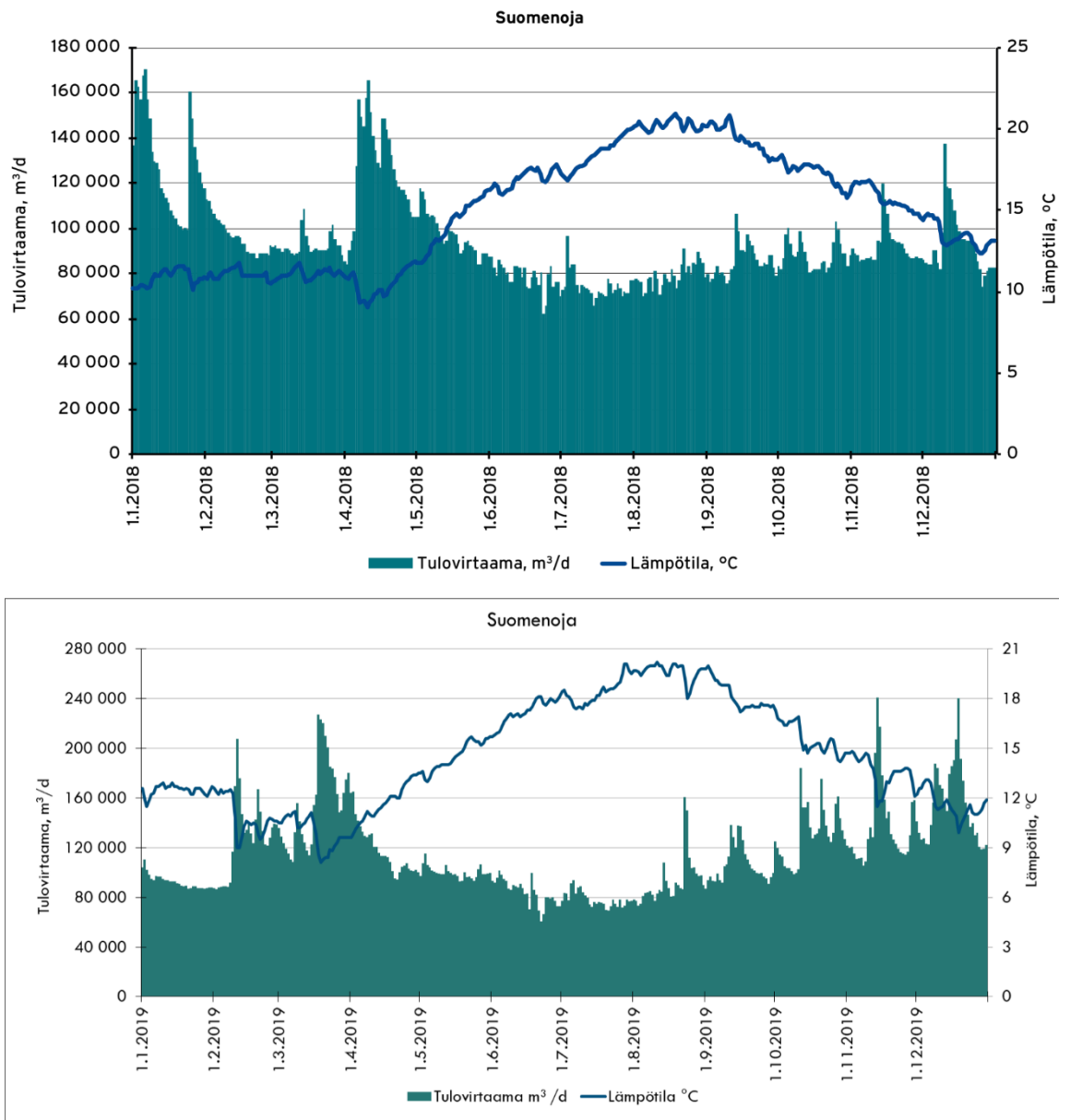
Suomenojan jätevedenpuhdistamo on niin ikään aktiivilietelaitos, joka on nykyisen tyyppisenä prosessina otettu käyttöön vuonna 1997 varsinaisen puhdistustoiminnan käynnistyttyä jo vuonna 1964 lammikkopuhdistamona. Fosforinpoisto toteutetaan myös Suomenojalla kemiallisesti ns. rinnakkaissaostusperiaatteella. Fosforin saostuskemikaalina käytetään ferrosulfaattia, joka syötetään prosessin alkuun karkeavälppien jälkeisten ruuvipumppujen imultaaseen. 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. Jätevedet johdettiin 7,5 km pituisessa kalliotunnelissa ulkosaaristoon Gåsgrundet-saaren kaakkoispuolelle noin 15 m syvyyteen (kuva 2.1).

Suomenojan jätevedenpuhdistamon lupaehdot olivat vuosina 2018 ja 2019 seuraavat (kts. myös taulukko 3.3): *Vesistöön johdettavan jäteveden BHK_{7ATU}-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. Kokonaistypen poistotehon on oltava vähintään 70 %, joka lasketaan vuosikeskiarvona. COD_{Cr}-poistovaatimuksena on enintään 75 mg/l vesistöön johdettuna, poistotehon ollessa vähintään 85 %. Viimeksi mainittu lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina.*

Alla esitetään lyhyt yhteenveto Suomenojan jätevedenpuhdistamon toiminnasta vuosina 2018 ja 2019. Tarkemmat kuvaukset esitetään pääkaupunkiseudun jätevedenpuhdistuksen vuosiyhteenvetoraporteissa³. Espoon jätevedet käsiteltiin Suomenojan jätevedenpuhdistamolla, minne johdettiin Espoon, Kauniaisten, Länsi-Vantaan, Kirkkonummen ja Siuntion jätevedet. Kokonaisjätevesimäärä vuonna 2018 oli noin 34,5 milj. m³ (keskiarvo 94 432 m³/vrk) ja vuonna 2019 noin 42 milj. m³ (keskiarvo 114 579 m³/vrk). Maksimivuorokausivirtaamat mitattiin tammikuussa 2018, 170 511 m³ ja marraskuussa 2019, 240 605 m³ (kuva 3.2).

³HSY 2018, Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2018: <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2018.html>

HSY 2019, Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2019: <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2019.html>



Kuva 3.2. Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesien kokonaisvirtaama (m³/kk) vuosina 2018 ja 2019 (kuvat raportista ”Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2018, HSY” <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2018.html> sekä Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2019, HSY <https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2019.html>).

Laitosohituksia ei tapahtunut vuonna 2018. Vuonna 2019 Suomenojan puhdistamolla tapahtui vakava käyttöhäiriö. Aktiivilieteprosessin näytevetä pääsi vuotamaan Suomenojan virtaustauslammikkoon ja sen läheiseen ojaan, jota kautta vesi valui Ryssjeholmsfjärdenin Nuottalahteen. Vuoto tapahtui ajanjaksolla 4.7. – 21.8.2019 ja vuodon kokonaismääräksi arvioitiin 7835 m³. Vuodon ympäristövaikutuksista on julkaistu erillinen raportti (liite 2).

Verkosto-ohituksista ilmoitettiin Suomenojan jätevesiverkoston alueelta vuonna 2018 kerran (ylivuotaneen veden määrä 600 m³) ja vuonna 2019 kolme kertaa (ylivuotaneen veden kokonaismäärä 19 m³). Suomenojan jätevedenpuhdistamon ympäristöluvassa määritellyt lupaehdot täyttyivät molempien vuosien osalta (taulukko 3.3).

Taulukko 3.3. 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 %
Lupaehto	≤ 10*	≥ 95*	≤ 0.35*	≥ 95*	≥ 70**	≤ 75*	≥ 85*
2018	5,0	98	0,23	97	76	37	93
I/2018	6,2	97	0,26	96	71	45	91
II/2018	5,1	98	0,21	97	74	38	93
III/2018	3,6	99	0,22	97	83	31	95
IV/2018	5,2	98	0,24	97	77	34	94
2019	5,1	98	0,22	98	72	32	93
I/2019	5,7	97	0,20	97	64	33	93
II/2019	4,8	98	0,19	98	75	33	94
III/2019	4,7	97	0,25	98	82	30	94
IV/2019	5,1	98	0,22	97	68	33	92

* neljännesvuosikeskiarvo, ** vuosikeskiarvo

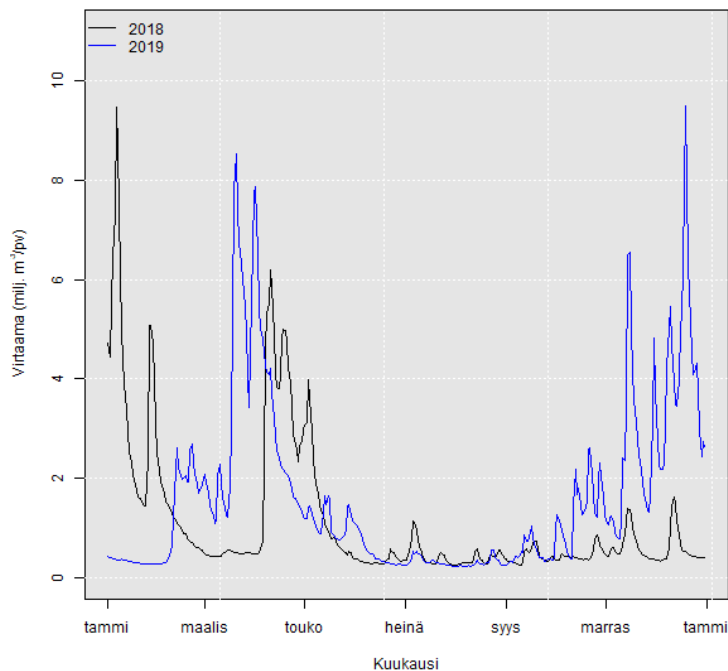
Johtuen suuremmista jätevesien virtaamista vuonna 2019 kuormitus mereen Suomenojan jätevedenpuhdistamolta kasvoi biologisen hapenkulutuksen, fosforin ja typen osalta (taulukko 3.2).

Taulukko 3.4. Suomenojan jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus mereen vuosina 2018 ja 2019.

	Kokonaiskuormitus t/vuosi		Muutos
	2018	2019	
BOD _{7ATU}	178	214	+36
Fosfori	8	9	+1
Typpi	594	715	+121

3.4 Vantaanjoen sekä mereen laskevien purojen tuoma kuormitus ja kokonaiskuormituksen pitkän aikavälin muutokset

Vantaanjoen merialueelle tuoma typpikuormitus oli vuonna 2018 noin 730 t. Vuoden 2019 typpikuormitus oli vuoteen 2018 verrattuna liki kaksinkertainen (taulukko 3.5). Vuosien 2018 ja 2019 erot fosforikuormituksen osalta oli typpikuormituksen kaltainen, fosforikuormituksen ollessa vuonna 2019 liki kaksinkertainen vuoteen 2018 verrattuna (taulukko 3.5). Suuri ero kokonaiskuormituksessa johtui pääosin Vantaanjoen virtaamien vaihteluista vuosien 2018 ja 2019 välillä (kuva 3.3). Vuonna 2018 virtaama oli suurinta tammikuussa ja huhti- ja toukokuun vaihteessa. vuoden 2019 pääasiallinen kevätvirtaaman huippu ajoittui vuotta 2018 hieman aikaisemmaksi, mutta loppuvuodesta (marras- ja joulukuu) havaittiin myös suuria virtaamia. Kuormitushuiput ajoittuvat luonnollisesti virtaamahuippujen kanssa samaan aikaan (kuvat 3.3 ja 3.4).



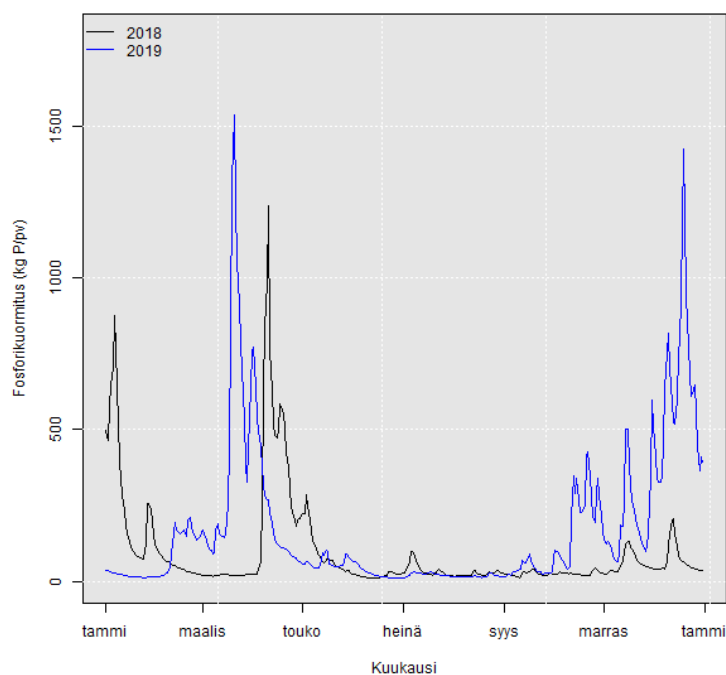
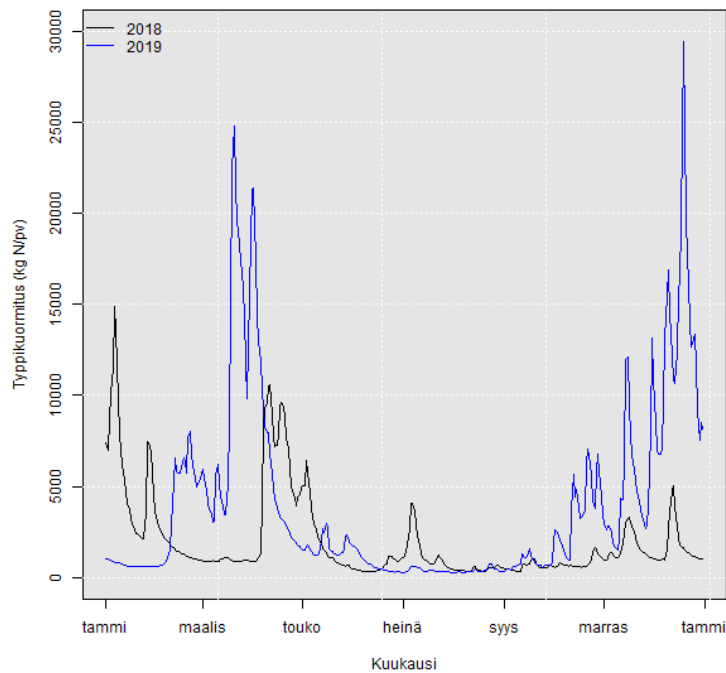
Kuva 3.3. Vantaanjoen virtaama vuosina 2018 ja 2019.

Verrattuna puhdistettujen jätevesien ravinnekuormitukseen vuoden 2003 jälkeen⁴ Vantaanjoen kuormitus on typen osalta noin 28 % suurempi ja fosforin osalta noin kaksinkertainen (taulukko 3.5).

Taulukko 3.5. Vantaanjoen pääkaupunkiseudun merialueelle tuoma ravinnekuormitus vuosien 2003-2019 keskiarvo ($\pm$ keskihajonta) sekä vuosien 2018 ja 2019 kuormitus (tonnia ravinteita per vuosi).

Vantaanjoki	2003-2019	2018	2019
Typpi (t/vuosi)	1293 ($\pm$ 366)	730	1434
Fosfori (t/vuosi)	68 ($\pm$ 26)	34	62
Jätevedenpuhdistamot			
Typpi (t/vuosi)	1008 ($\pm$ 129)	1048	1244
Fosfori (t/vuosi)	34 ($\pm$ 6)	23	29

⁴ Viimeisimmät jätevesien puhdistustehoon merkittävästi vaikuttavat uudistukset jätevedenpuhdistamoilla on tehty joulukuussa 2003, jolloin Viikinmäen puhdistamolla otettiin käyttöön biologinen jälkikäsittely-yksikkö.



Kuva 3.4. Vantaanjoen pääkaupunkiseudun merialueelle tuoma päiväkohtainen (kg/päivä) typpi ja fosforikuormitus vuosina 2018 ja 2019.

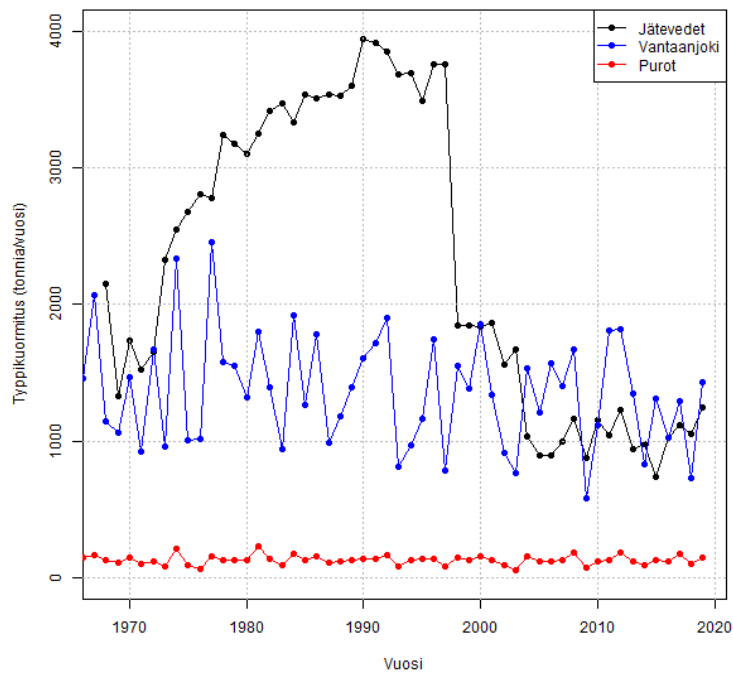
Pidemmillä aikavälillä (1966-2019) Vantaanjoen tuomat typpi- ja fosforikuormituksen määrät⁵ ovat hieman laskeneet, mutta vuosien välinen kuormituksen vaihtelu on huomattavan suurta (kuvat 3.5 ja 3.6), johtuen pääosin vuosien välisistä jokivirtaaman vaihteluista (kuva 3.7). Pitkän aikavälin (1966-2019) keskimääräinen ($\pm$ keskihajonta) virtaama on ollut noin 520 ($\pm$ 140) milj. m³ vuodessa. Saman ajanjakson minimi- ja maksimivirtaamat olivat vastaavasti noin 203 ja 926 milj. m³ vuodessa.

Puhdistettujen jätevesien osuus pääkaupunkiseudun merialueen typen kokonaiskuormituksesta oli huomattava vuoteen 1997 saakka, jonka jälkeen puhdistamoilla otettiin käyttöön esidenitrifikaatioon perustuva typenpoisto, mikä johti puhdistamoiden typpikuorman puolittumiseen (kuva 3.5). Vuoden 2003 jälkeen käyttöön otettu biologinen jälkikäsittely tehosti edelleen typen poistoa jonkin verran. Purojen yhteenlaskettu typpikuorma⁶ on verrattuna Vantaanjoen tai puhdistettujen jätevesien kuormaan kertaluokkaa pienempi ja se vaihtelee pääosin purojen virtaamien mukaan. Purojen typpikuorman osuus kokonaiskuormasta on nykyään noin 6 %.

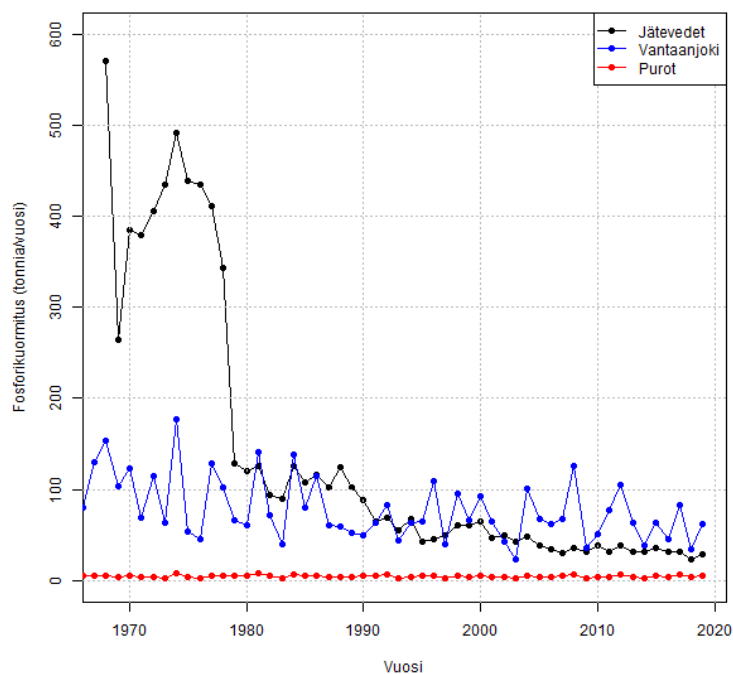
Fosforikuormituksen osalta puhdistettujen jätevesien osuus kokonaiskuormasta laski huomattavasti jo 1970-luvun lopulla ja edelleen 1990-luvulla (kuva 3.6). Purojen tuoma fosforikuorma on tämän arvion mukaan kertaluokkaa pienempi, verrattuna Vantaanjoen tuomaan kuormaan ja noin 5-8 kertaa pienempi puhdistettujen jätevesien tuomaan kuormaan verrattuna. Puhdistettujen jätevesien tuoman fosforikuorman pienennettyä, purojen lähivesiä kuormittava suhteellinen vaikutus on kuitenkin kuusinkertaistunut vuodesta 1966 vuoteen 2019. Purojen fosforikuorman osuus kokonaiskuormasta on nykyään noin 6 %.

⁵ Vantaanjoen kuormitus on arvioitu mitatun päiväkohtaisen virtaaman ja harvemmin mitattujen veden kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien avulla. Aineisto on ladattu valtiohallinnon ympäristötietojärjestelmästä https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat. Ravinnepitoisuuksille on puuttuvilla päivillä imputoitu arvot lineaarisen interpolaation avulla, jonka jälkeen päiväkohtainen ravinnekuormitus on laskettu kertomalla päiväkohtainen virtaama ravinnepitoisuudella.

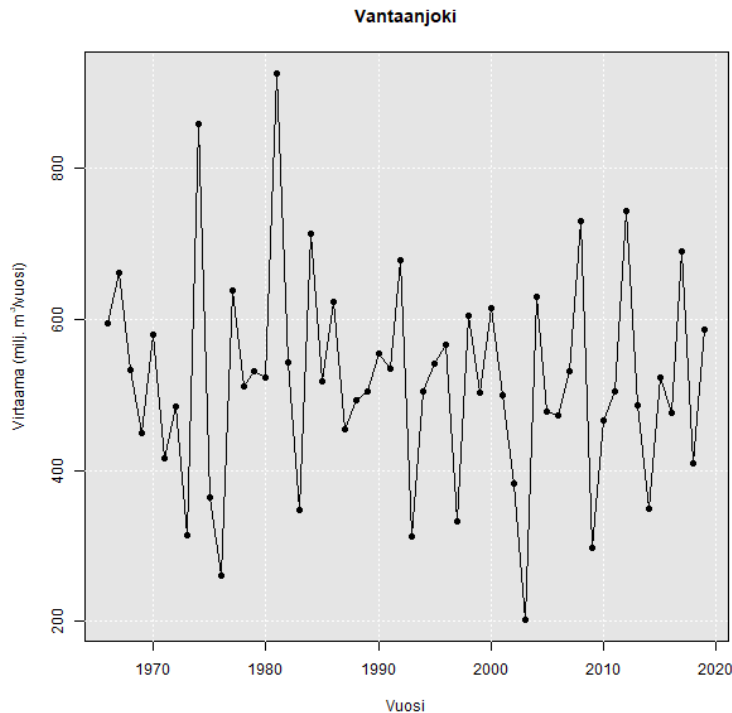
⁶ Purojen kokonaiskuormitus on arvioitu käyttämällä Helsingin kaupungin ylläpitämän vedenlaatutietokannan purenturantojen tuloksia. Tietokannasta on laskettu purokohtaisesti koko havaintohistorian kattava keskimääräinen purojen virtaama sekä ravinnepitoisuudet. Päiväkohtainen virtaama-aikasarja vuosille 1966-2019 on laskettu skaalaamalla Vantaanjoen virtaaman päiväkohtainen virtaama-aikasarja purokohtaisella keskivirtaamalla. Tämä tapa todennäköisesti yliarvioi kokonaisvirtaamaa, joidenkin purojen miltei kuivuessa alivirtaaman aikaan. Päiväkohtainen skaalattu virtaama on tämän jälkeen kerrottu purokohtaisella keskimääräisellä ravinnepitoisuudella, jonka jälkeen kaikkien purojen päiväkohtainen kuormitus on summattu.



Kuva 3.5. Vantaanjoen, jätevedenpuhdistamoiden ja pääkaupunkiseudun purojen yhteenlaskettu pitkän aikavälin typpikuormitus (tonnia/vuosi).



Kuva 3.6. Vantaanjoen, jätevedenpuhdistamoiden ja pääkaupunkiseudun purojen yhteenlaskettu pitkän aikavälin fosforikuormitus (tonnia/vuosi).



Kuva 3.7. Vantaanjoen pitkän aikavälin keskimääräinen vuosittainen virtaama (miljoonaa m³ / vuosi).

3.5 Sekaviemäröidyn alueen ylivuodot

Helsingin keskustan alueella, Munkkiniemessä ja Herttoniemessä on noin 2100 ha sekaviemäröityjä alueita. Sekaviemärit kuljettavat yhdyskuntajätevesien lisäksi sade- ja kuivausvesiä puhdistamoille. Sekaviemäriverkosto on mitoitettu kerran kolmessa vuodessa toistuville sadetapahtumille, tätä suurempien sadetapahtumien yhteydessä syntyvät hulevedet ohjataan ylivuotokaivojen kautta mereen. Sekaviemäröidyn alueen verkostoylivuotoja ei mitata, joten ylivuotojen aiheuttama kuormitus ympäristöön raportoidaan laskennallisten mallin avulla.

Mallinnus toteutettiin vuosina 2018 ja 2019 FCG:n toimesta, käyttäen MIKE Urban – mallinnusohjelmistoa. Laskenta koostuu valuma-aluemallista, joka laskee toteutuneiden sadetietojen avulla nopean pintavalun ja hitaan pohjavalun kullakin mallinnetulla osavaluma-alueella. Tämän jälkeen verkostomalli laskee valun aiheuttaman virtaaman ja lasketun jätevesimäärän avulla verkostosta valuntahuippujen aikana ylivuotaneen veden määrän sekä lasketun asutusjäteveden osuuden ylivuotaneesta vedestä. Mallin tulokset on raportoitu vuosille 2018 ja 2019 näiden vuosien yhteenvetoraporteissa⁷.

Vuonna 2018 sekaviemäriverkoston ylivuodoista pääsi viemäriverettä vesistöihin laskentatulosten mukaan noin 56 300 m³, josta yhdyskuntajätevesien osuus oli reilu 1.3 %, eli noin 704 m³. Laskennallinen ainekuormitus vesistöön oli vuonna 2018 noin 7.5 kg kokonaisfosforia, 57 kg kokonaistyppeä ja 298 kg kiintoainetta. Biologisen hapenkulutuksen kuormitus oli 286 kg (BHK₇).

⁷ FCG Suunnittelu ja tekniikka raportti 31.1.2019 P30529. Sekaviemäriverkon ylivuotojen kuormitustarkastelut – Yhteenvetoraportti vuodesta 2018.

FCG Suunnittelu ja tekniikka raportti 6.3.2020 P30529. Sekaviemäriverkon ylivuotojen kuormitustarkastelut – Yhteenvetoraportti vuodesta 2019.

Vuonna 2018 suurin osa verkostosta ylivuotaneesta vedestä vuosi Etelärannassa sijaitsevasta kaivosta josta vedet lasketaan Makasiinilaiturin kohdalta eteläsatamaan. Kyseinen kaivo on ollut pääasiallinen kaivo, josta ylivuotoja tapahtuu useimpina mallinnuksen toteutuksen vuosina. Vuonna 2018 myös Eteläsataman Keisarinluodon laiturin kupeeseen laskeva purkukaivo sekä Taivallahden pohjukkaan laskeva kaivo olivat merkittäviä ylivuotoja vastaanottavia alueita. Suurin osa ylivuodoista tapahtui huhti-syyskuun välisenä aikana. Noin 80 % arvioituista ylivuodoista tapahtui kahden Eteläsatamaan laskevan kaivon kautta.

Vuonna 2019 sekaviemäriverkoston ylivuodoista pääsi viemärivettä vesistöihin laskentatulosten mukaan noin 205 800 m³, josta yhdyskuntajätevesien osuus oli reilu 1.3 %, eli noin 2721 m³. Laskennallinen ainekuormitus vesistöön oli vuonna 2018 noin 28.8 kg kokonaisfosforia, 220 kg kokonaistyppeä ja 1151 kg kiintoainetta. Biologisen hapenkulutuksen kuormitus oli 1105 kg (BHK₇). Vuonna 2019 kesällä esiintyneiden rankkasateiden johdosta arvioita ylivuodoista tehtiin useille mallinnetuille ylivuotokaivoille. Verkoston suurin kuormittaja oli tosin taas Makasiinilaiturin kupeeseen Eteläsatamaan laskeva ylivuotokaivo sekä Keisarinluodon laiturin kupeeseen laskeva kaivo. Edellisen vuoden tapaan liki 80% laskennallisista ylivuodoista tapahtui kahden kaivon kautta jotka purkavat vedet Eteläsatamaan. Muita merkittäviä ylivuotoja vastaanottaneita alueita vuonna 2019 olivat Taivallahti, Hietalahti, Hernesaarenranta, Katajanokanlaituri, Tervasaari, Siltavuorensalmi, Sompasaarenallas ja Tiiliruukinlahti.

Sekaviemäröidyn alueen ainekuormat ja vesimäärät ovat suhteessa muihin alueen kuormittajiin hyvin pienet, vuonna 2019 osuus kuormittajien kokonaisvesimäärästä oli noin 0.03% ja purojen merialueelle tuomasta vesimäärästä noin 0.3%. Sekaviemäröidyn alueen ylivuotojen vaikutukset ovat kuitenkin paikallisia ja äkillisiä ja niillä saattaa olla terveysvaikutuksia. Ylivuotojen seurantaa ollaankin kehittämässä ylivuotojen mallinnuksen uusinnan myötä⁸.

3.6 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. Vaikutuksia merialueen tilaan tarkkailaan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa ja toimijat teettävät itsenäisesti läjitysmassojen pysyvyyden tarkkailun joiden tulokset toimitetaan erikseen tarkkailun tuloksia valvovalle viranomaiselle (Uudenmaan ELY-keskus).

Rövargrundetin läjitysalueelle läjitettiin vuonna 2018 yhteensä noin 5070 m³ ja vuonna 2019 yhteensä noin 9580 m³ meriläjityskelpoisia maamassoja. Määrät olivat edeltävien vuosien tasolla tai sitä suuremmat (2016: 1320 m³, 2017: 6390 m³). Pääkaupunkiseudun merialueella avattiin vuonna 2018 lopulla kaksi uutta läjitysalueetta, joista molemmille ensimmäiset läjitykset tehtiin vuoden 2019 aikana. Koirasaarenluotojen läjitysalueella läjitettiin vuonna 2019 yhteensä noin 153 876 m³ meriläjityskelpoisia maamassoja ja Lokkiluodon läjitysalueelle läjitettiin vuonna 2019 yhteensä noin 174 892 m³ meriläjityskelpoisia maamassoja.

3.7 Voimalat

Voimalat tarkkailevat toimiansa ympäristövaikutuksia osallistumalla pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuun. Voimaloiden kuormitus koostuu laitosten jäähdytyksessä käytetyn läm-

menneen meriveden johtamisesta takaisin mereen. Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevedet puretaan Suomenojan puhdistamon purkutunneliin ja johdetaan sitä kautta mereen. Laitos käyttää hyödykseen myös Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesien sisältämää lämpöenergiaa. Voimalaan asennettujen lämpöpumppujen johdosta vuosikohtaiset kokonaislämpökuormat ovat olleet negatiivisia, mikä tarkoittaa, että laitokselle otettu merivesi ja puhdistettu jätevesi viilenevät jonkin verran ennen, kun se lasketaan Suomenojan jätevesipurkutunneliin.

Helen Oy:n voimalat sijaitsevat Vuosaarella, josta lauhdevedet johdetaan Vuosaaren sataman satama-altaaseen, Hanasaarella jossa lauhdevedet johdetaan Sörnäisten sataman satama-altaaseen sekä Salmisaarella jossa lauhdevedet johdetaan Lapinlahteen. Salmisaarella on toiminnassa myös kaukojäähdytyslaitos. Sörnäisten satama-altaaseen johdetaan myös Katri Valan lämpöpumppulaitoksen kautta kulkevat merivedet. Helen Oy:n kokonaiskuormitus vesistöihin hukkalämmön muodossa oli käytettyjen merilauhdevesien osalta vuonna 2018 noin 126 gigawattituntia (454 TJ) ja 2019 noin 147 gigawattituntia (529 TJ). Kuormitus oli samalla tasolla vuosien 2016 (576 TJ) ja 2017 (436 TJ) kanssa.

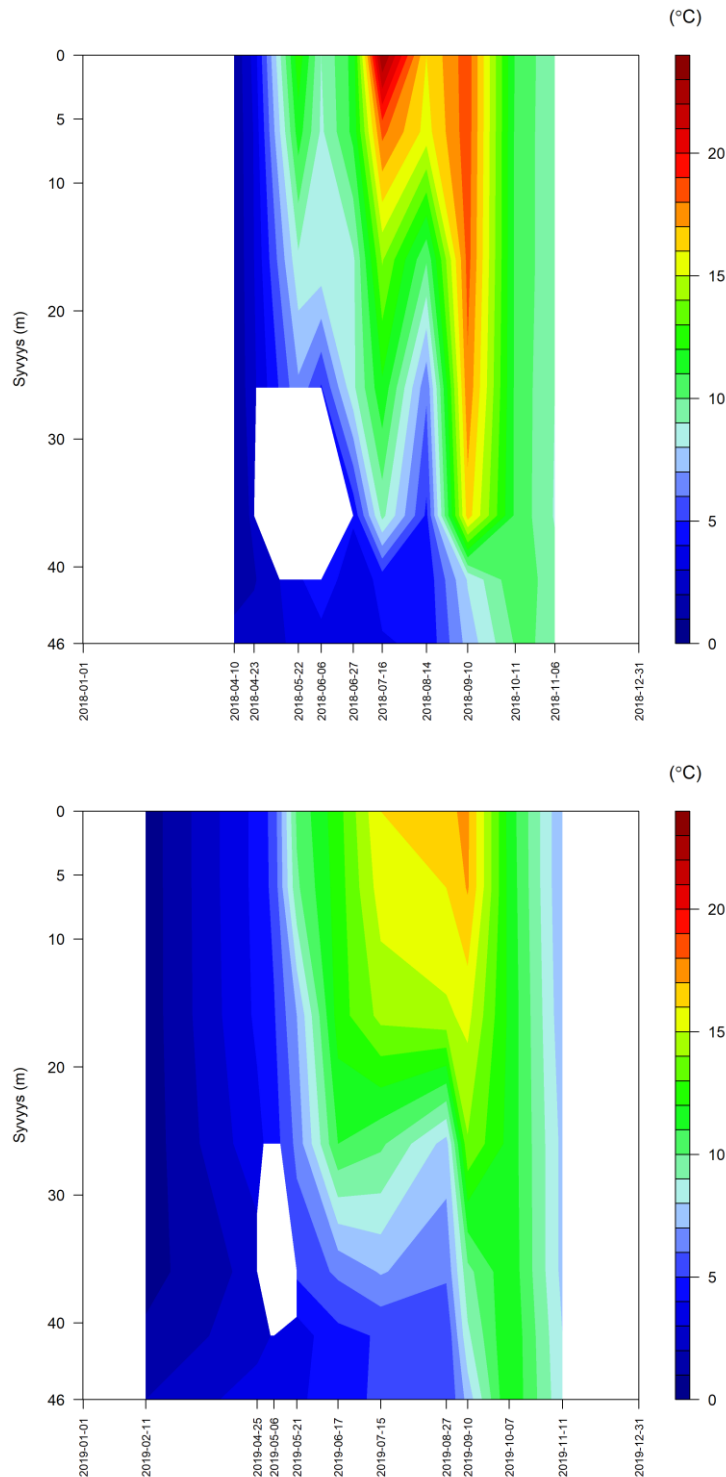
4. Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu

4.1 Johdanto

Meriveden kemiallisen, fysikaalisen ja hygieenisen laadun seuranta on osa pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailua. Tämän raportin tarkoituksena on selvittää merialueen tilaa vuosina 2018 ja 2019 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) mukaisesti vesimuodostumiin (taulukko 4.1), joita käytetään myös valtakunnallisessa pintavesien tilan arvioinnissa. Näistä vesimuodostumista kaksi (Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala) kuuluvat pintavesityyppiin Suomenlahden ulkosaaristo ja loput kolme (Kruunuvuorenselkä, Suvisaaristo-Lauttasaari, Sipoon saaristo) kuuluvat pintavesityyppiin Suomenlahden sisäsaaristo.

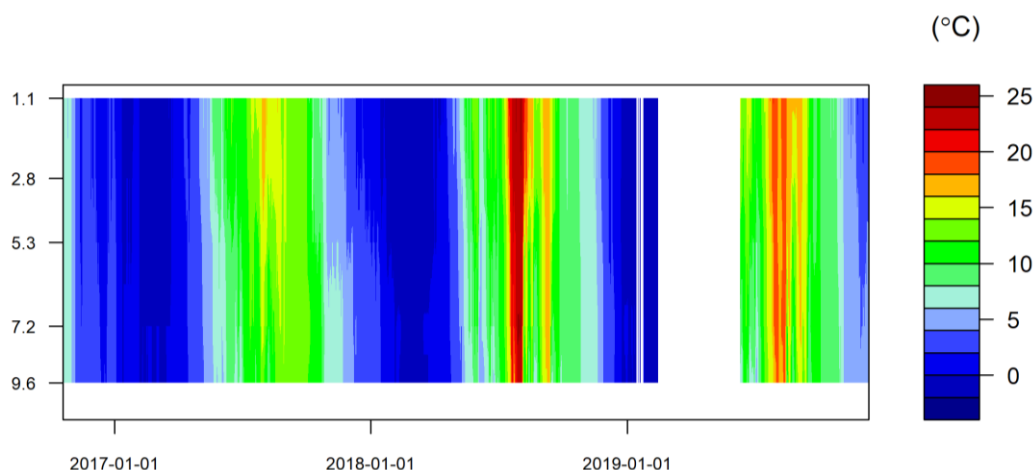
Ulkosaariston havaintopaikkoja yhdistää niiden avoimuus sekä syvyys, joka ylittää 25 m. Syvempien asemien syvimmissä vesikerroksissa saattaa ajoittain esiintyä suhteellisen voimakastakin suolaisuuden kerrostuneisuutta, joka johtaa suhteellisen korkeisiin pinnan- ja pohjanläheisten vesien välisiin tiheyseroihin ($> 3 \text{ kg m}^{-3}$). 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, mikä näkyy esimerkiksi vesipatsaan yhtenäisenä lämpötilana (kuva 4.1).



Kuva 4.1. Veden pystysuuntainen lämpötilan jakauma Länsi-Tontun (114) havaintoasemalla vuosina 2018 ja 2019. X-akselille on merkitty havaintojen päivämäärät.

Sisäsaaristoon lasketaan kuuluviksi rannikon läheinen saaristoalue ja matalat lahdet. Maalta tuleva valuma ja ulkosaariston vesimassat vaikuttavat vuodenajasta 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 (kuva 4.2). Rannikonläheisillä havaintopaikoilla veden suolapitoisuuteen vaikuttavat sadannan ja mantereelta tulevan valunnan määrä ja erityisesti Vanhankaupunginselällä Vantaanjoen virtaama.



Kuva 4.2. Kruunuvuorenselän vesipatsaan lämpötila. Kruunuvuorenselän vesipatsaan lämpötilan kehitystä voi seurata miltei reaaliajassa osoitteessa meri.hel.fi. Aineisto: Ilmatieteenlaitos.

Pidemmän aikavälin veden fysikaaliskemiallisista muutoksista merkittävimpiä ovat väli- ja ulkosaariston veden korkeampi lämpötila ja alhaisempi suolaisuus, pienentyneet typen pitoisuudet, kasvaneet fosforin pitoisuudet ja kasvanut veden sameus (Vahtera 2019).

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 1997–2017. Vuosien 2018 ja 2019 kuukausikohtaiset keskiarvot esitetään kuvissa erikseen. Sekä tilastollisesti mallinnetulle pitkän ajan kuukausikeskiarvolle, että vuosien 2018 ja 2019 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 näyttepulloihin. Lämpötila mitattiin noutimen sisällä olevalla lämpömittarilla (mittaustarkkuus 0.1 °C) ja näkösyvyys noutimen valkoista kansilevyä käyttäen lähimpään 0.1 m arvoon. 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 mustissa kylmälaukuissa laboratorioon saman päivän aikana. Näytteistä analysoitiin taulukon 4.2. mukaiset suureet MetropoliLab Oy:n toimesta.

Taulukko 4.1. Kemiallisen ja hygieenisen yleistarkkailun havaintopaikkojen nimet, asematunnisteet, syvyydet, sijaintikoordinaatit ja näytteenottosyvyydet sekä jako vesienhoitolain mukaisiin vesimuodostumiin ja rannikkovesityyppeihin (SS: Suomen-lahden sisäsaaristo, SU: Suomenlahden ulkosaaristo). Espoonlahden näyteaseman näytteenottofrekvenssi on muista asemista (10 kertaa vuodessa) poiketen 4 kertaa vuodessa.

Vesimuodostuma/ Havaintopaikka	Asematunnus	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
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-Lauttasaari (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

*Kuuluvat Helsingin ja Espoon kaupunkien kustantamiin omiin ei ympäristölupavelvoitteellisiin vesistötarkkailuohjelmiin.

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

Määrittäminen	Menetelmä	Määrittämisraja	Mittausepävarmuus
Näkösyvyys (kenttämittaus)	Valkolevynä Ruttner-noutimen kansi		
Lämpötila (kenttämittaus)	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 -tyypin pitoisuus*	ISO 7150: 1984, disc. anal.	4 µg/l	15 %
Nitraatti- ja nitriittityypin summa, (NO ₃ +NO ₂)N*	SFS-EN ISO 13395/DA	2 µg/l	15 %
Tyypin 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	0,75 µg/l	15 %

4.2. Veden fysikaaliskemiallinen ja hygieeninen laatu

4.2.1 Pintavesi

Lämpötila

Pintaveden lämpötila vaihtelee eri vesimuodostumien alueella keskimäärin noin yhdestä aseesta vajaan 20 asteeseen vuoden aikana (Liite 2). Pintavesi on keskimäärin kylmimmillään helmimaaliskuussa ja lämpimimmillään heinä- elokuussa. Pintaveden lämpötila poikkesi keskimääräisestä Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueella vuonna 2018, etenkin toukokuussa ja heinäkuussa, jolloin pintavesi oli tavanomaista huomattavasti lämpimämpää. Myös elo- ja syyskuussa havaittiin normaalia korkeampia pintaveden lämpötiloja sekä ulko- että sisäsaaristossa. Yleisesti tarkasteltuna, pintavedet näyttivät lämpenevän tavanomaista hieman nopeammin, korkeimmat lämpötilat olivat huomattavasti normaalia suuremmat, etenkin vuonna 2018. Syyskuun jälkeen, pintavedet viilenivät pääosin tavanomaiseen tapaan. Joidenkin vesimuodostumien alueella havaittiin normaalista poikkeavia viileämpiä lämpötiloja kesä- tai heinäkuussa.

Verrattuna edellisiin 2-vuotis yhteenvetoraportteihin, pintaveden lämpötilat olivat vuonna 2014 keuhällä myös normaalia lämpimämmät, vuoden 2016, 2018 ja 2019 tapaan. Vuodet 2016-2019 poikkesivat kuitenkin vuosista 2014 ja 2015 niin, että pintavedet viilenivät syksyllä normaaliin tapaan, kun taas vuosina 2014-2015 veden pintalämpötilat viilenivät poikkeuksellisen hitaasti (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018). Pääkaupunkiseudun merialueen pintaveden lämpötilat ovat viimeisen 40 vuoden aikana lämmenneet noin 1.5 °C (Vahtera 2019). Vuosien välinen ja sisäinen vaihtelu voi kuitenkin olla suurta johtuen kumpuamisesta, tuulioloista ja veden suolaisuuden vaihteluista mikä vaikuttaa veden kerrostuneisuuden voimakkuuteen pidemmällä aikavälillä (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.

Pintaveden suolaisuus vaihteli voimakkaasti vuosina 2018 ja 2019 Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueella (liite 2), ollen alkuvuodesta 2018 paikoitellen poikkeuksellisen matala. Tämä johtui suurista jokivirtaamista tammi- ja helmikuussa (kuva 3.1). Pintaveden suolaisuus oli pääosin tavanomaista suurempi loppuvuodesta 2018, samaan aikaan matalien jokivirtaamien kanssa (kuva 3.1).

Vuonna 2019 suolaisuus oli alkuvuodesta paikoittain tavanomaista korkeampi, ja palasi sen jälkeen pääosin tavanomaiselle tasolle. Loppuvuodesta pintaveden suolaisuus laski tavanomaista pienemmäksi. Pintaveden suolaisuuden muutoksiin vaikutti jokivirtaama, mikä oli alkuvuodesta 2019 pientä ja kasvoi loppuvuodesta vuotta 2018 huomattavasti suuremmaksi. Vuosina 2014 ja 2015 suolaisuus oli ajoittain keskimääristä hieman suurempi, vuonna 2016 suolaisuus oli taas keskimääräistä hieman alhaisempi, suurimman osan vuotta. Vuonna 2017 pintaveden suolaisuus oli taas loppukesällä saakka tavanomaista korkeampi. Vuosien välinen ja sisäinen vaihtelu vaikuttaa olevan alueella suhteellisen suurta, vaikkakin aineistoissa on havaittavissa tyypilliset vuodenaikaisvaihtelut tietyille alueille. Vuosien välisellä jokivirtaamien vaihtelulla näyttää olevan ulkosaaristonkin alueella huomattava vaikutus pintaveden suolaisuuteen.

Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien veden suolaisuuteen vaikuttavaa myös lyhyemmän aikavälin tuuliolojen vaihtelut (Liblik ja Lips 2017, Lips ym. 2017, Suhhova ym. 2018). Tuulilolot määräävät pintaveden liikkeitä, jolloin itätuulten vallitessa ja veden virratessa ulos Suomenlahdella 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. Rannikko-ulappa vaihettumavyöhykkeellä, johon tarkkailualue kuuluu, jokivirtaamien määrät vaikuttavat myös suoraan pintaveden suolaisuuteen.

Vesimuodostumat joidenka alueella maalta tulevan valuman vaikutus on suuri, näkyy suolaisuuden vuosien 2018 ja 2019 kuukausikeskiarvoissa tyypillisesti suurta vaihtelua vuoden alkupuolella, jolloin valunta oli suurimmillaan (liite 2). 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. Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumien suolaisuus oli vuonna 2018 keskimääräistä hieman suurempi (etenkin loppuvuodesta), kun se vuonna 2019 oli lähempänä tavanomaista.

Ravinnepitoisuudet

Kokonaistypen määrä on alueesta riippumatta suurimmillaan talvella ja alkukevästä, pitoisuudet kasvavat tyypillisesti myös rannikkoa kohden (liite 2). Vantaanjoen vaikutuksen alaisena oleva Kruunuvuoren vesimuodostuma on alueista selkeästi rehevöitynein kokonaistypen määrissä mitattuna. Alueilla joilla esiintyy typeä sitovien syanobakteerien kukintoja kokonaistypen määrät kasvavat hieman loppukesästä.

Kokonaistypen pitoisuudet olivat pääosin keskimääräiset tai sitä hieman matalammat vuosien 2018 ja 2019 aikana Kruunuvuoren, Seurasaaren ja Villingin vesimuodostumien havaintoasemilla, jatkaen osittain matalien kokonaistypen pitoisuuksien tasoa vuosilta 2014-2017 (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018). Muiden vesimuodostumien kokonaistypen pitoisuudet olivat tavanomaisella tasolla, tai sitä suuremmat. Joitakin yksittäisiä poikkeuksellisen suuria kokonaistypen pitoisuuksia havaittiin maaliskuussa vuosina 2018 ja 2019 (sisäsaariston vesimuodostumat), sekä heinäkuussa vuonna 2018 (ulkosaariston vesimuodostumat). Vantaanjoen merialueelle tuoma typpikuormitus oli vuonna 2019 huomattavasti suurempi kuin vuonna 2018, mikä näkyi myös kokonaistypen pitoisuuksien vuosien välisissä eroissa alkuvuodesta.

Suuret pitoisuudet heinäkuussa 2018 johtuivat suurista typeä sitovien syanobakteerien biomassoista ulkosaaristossa, jotka kasvattavat kokonaistypen määrää pintavedessä (Larsson ym. 2001, Eggert ja Schneider 2015). Korkeita kokonaistypen pitoisuuksia havaittiin myös 2016, jolloin edellinen laajempi typeä sitovien syanobakteerien kukinta esiintyi alueella (Vahtera ym. 2018). Vuoden 2018 heinäkuun lopulla tapahtuneen Viikinmäen puhdistamon vakavan typenpoistohäiriön⁸ vaikutuksia ei havaita kokonaistypen keskiarvopitoisuuksissa (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma) jossa pitoisuudet olivat tavanomaisella tasolla. Vuoden 2019 heinä-elokuussa tapahtuneen Suomenojan puhdistamon lieteylivuodon⁹ vaikutuksia ei havaita kokonaistypen keskiarvopitoisuuksissa (Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuma).

Kokonaistypen tapaan pintaveden kokonaisfosforin keskimääräinen pitoisuus on suurimmillaan talvella ja alkukevästä. Tästä poikkeuksena on Seurasaaren vesimuodostuma, jossa pitoisuudet ovat keskimäärin korkeimmillaan elokuussa, indikoiden alueella esiintyvän fosforin sisäisen kuormituksen merkitystä alueen ravinne-dynamiikkaan (Liite 2). Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat ulkosaariston alueella sekä Sipoon saariston vesimuodostuman havaintoasemilla pääosin keskimääräiset tai sitä korkeammat vuosina 2018 ja 2019. Sisäsaariston alueella pitoisuudet olivat keskimääräiset tai ajoittain sitä matalammat, joitakin suurempia loppukesän pitoisuuksia lukuun ottamatta. Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuman havaintoasemien tuloksissa voitiin huomata Suomenojan puhdistamon lieteylivuodon vaikutukset kokonaisfosforipitoisuuksissa, jotka olivat tavanomaista suuremmat elokuussa. Pitoisuus laski kuitenkin tavanomaiselle tasolle syyskuulle siirryttäessä.

Liukoisen typen pitoisuudet ovat suurimmillaan talvella ja ne ehtyvät pintavedestä melkein poikkeuksetta toukokuuhun mennessä. Kruunuvuoren vesimuodostuman alueella liuennutta typeä on pintavedessä vielä ajoittain kesälläkin (Liite 2). Rannikonläheiset talven ajan pitoisuudet ovat jopa 15–20 kertaiset verrattuna ulkosaariston pitoisuuksiin. Liukoisen typen pitoisuudet olivat talvikaudena tavanomaista suuremmat, mutta liukoinen tyyppi ehtyi pintakerroksesta tavanomaista nopeammin vuosina 2018 ja 2019. Liukoisen typen pitoisuudet olivat jo huhtikuussa lähellä analyttistä määritysrajaa. Sama havainto tehtiin vuosina 2016 ja 2017 (Vahtera ym. 2018).

⁸ Vahtera, E. 2018. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoistohäiriö – Arvioidut potentiaaliset ympäristövaikutukset merialueen rehevöitymiseen. Helsingin kaupunki – Ympäristöpalvelut 6.11.2018

⁹ Vahtera, E. 2019. Suomenojan puhdistamon lieteylivuoto – Vaikutukset meriveden laatuun Ryssjeholmsfjärden ympäristössä. Helsingin kaupunki – Ympäristöpalvelut 15.11.2019

Vantaanjoen merialueelle tuoma typpikuormitus oli vuonna 2019 huomattavasti suurempi kuin vuonna 2018, mikä näkyi myös liukoisen typen pitoisuuksien vuosien välisissä eroissa alkuvuodesta.

Liukoisen fosfaatin pitoisuudet ovat suurimpia talvisin (Liite 2), pohjan sedimentistä lähtöisin olevan sisäisen fosforikuormituksen vaikutus näkyy kesimääräisen pitoisuuden kasvuna loppukesästä, etenkin sisäsaariston havaintoasemilla jossa pintaveden ja pohjan yhteys on läheinen eikä vesi kerrostu voimakkaasti. Liukoisen fosforin pitoisuuksissa on enemmän vaihtelua verrattuna liukoisen typen pitoisuuksiin, ilmentäen fosforin parempaa saatavuutta kasviplanktonlevien kasvun suhteen. Tuottavan kauden aikana (maaliskuu-lokakuu) suuri osa liukoisista ravinteista sidotaan partikkelimaiseen muotoon kasviplanktonlevien ja bakteerien toimesta eri eliöryhmien vaatimien ravinnesuhteiden mukaan. Mikäli valon määrä ei rajoita levien kasvua on kasvu pääosin typpiravinteiden rajoittamaa pääkaupunkiseudun merialueella (kts. kappale 5.X) (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016), eli liukoista fosfaattia kertyy kasvukauden mittaan vesipatsaaseen.

Ulkosaariston liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat pääosin tavanomaiset. Vuoden 2018 loppukesän sekä loka- ja marraskuun pitoisuudet pintavedessä olivat tosin tavanomaista suuremmat (liite 2). Vuoden 2019 pintaveden liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat vuotta 2018 yleensä pienemmät. Sisäsaariston liukoisen fosfaatin pitoisuudet vaihtelivat ulkosaariston vastaavia enemmän ja pitoisuudet olivat tavanomaiset tai tavanomaista suuremmat, etenkin Sipoon saaristossa havaittiin useita poikkeuksellisen korkeita liukoisen fosfaatin pitoisuuksia vuonna 2018.

Sameus

Veden sameus tarkkailualueella vaihtelee luonnollisesti, riippuen vedessä keijuvien levien sekä jokivesien mukanaan kuljettaman saviaineksen määrästä. Vesi on ulkosaaristossa tyypillisesti sameimmillaan keväällä ja loppukesästä jolloin levämäärät vedessä ovat suurimmat. Lähempänä rannikkoa veden sameus vaihtelee huomattavasti enemmän. Matalilla alueilla tuulen ja vesialueen liikennekäytön aiheuttama pohjan kiintoaineksen resuspensio aiheuttaa veden samentumista. Vettä samentavat matalilla alueilla myös laivaliikenne sekä ruoppaukset, hieman syvemmällä ruoppausaineksen läjitys.

Vuosien 2014-2017 tapaan pintaveden sameus vaihteli suhteellisen paljon, etenkin rannikonläheisemmillä asemilla (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018), mikä näkyy suurina keskiarvojen luottamusväleinä (liite 2). 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 vaihteluita). Pintaveden sameus oli pääosin keskimääräisellä tai sitä hieman alhaisemmalla tasolla, joitakin poikkeuksellisen korkeita havaintoja lukuun ottamatta. Suurimmat pintaveden sameuden poikkeamat havaittiin ulkosaariston havaintoasemilla heinäkuussa. Veden voimakas loppukesän samentuminen johtunee alueella esiintyneistä syanobakteerien kukinnoista, jotka tyypillisesti samentavat pintavettä tähän aikaan vuodesta.

Kerrostuneisuus

Veden kerrostuneisuus muodostuu Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueilla pintaveden lämmitessä keväällä. Kerrostuneisuus on täten voimakkaimmillaan heinä- elokuussa (Liite 2). Pinta- ja pohjaveden suolaisuuserot säätelevät alueen pidemmän ajan kerrostuneisuuden muutoksia, yhdessä vallitsevien tuulen suuntien kanssa (Liblik ja Lips 2011, 2017, Vahtera

2019). Veden kerrostuneisuuden voimakkuus vaikutta pintaveden ravinnevarantoihin sekä kasviplanktonyhteisön koostumukseen (Lips ym. 2009, Lips ja Lips 2017). Muiden vesimuodostumien alueilla veden kerrostuminen vaihtelee suhteellisen paljon ollen kuitenkin keskimääräisesti heikkoa.

Ulkosaaristossa vesi kerrostui vuonna 2018 normaalia nopeammin ja kerrostuneisuus oli tavanomaista voimakkaampaa aina syyskuun alkuun, jonka jälkeen kerrostuneisuus murtui ja vesi sekoittui tehokkaasti loppuvuoden ajan. Vuonna 2019 veden kerrostuneisuus seurasi keskimääräistä kehitystä.

Vuonna 2016 ulkosaariston alueella vesi kerrostui normaalia aikaisemmin, mutta kerrostuneisuus heikkeni selvästi elokuussa 2016 ollen kesimääräistä heikompaa suurimman osan loppuvuotta (Vahtera ym. 2018). Vuonna 2017 vesi kerrostui ulkosaaristossa heikosti, voimakkuuden ollessa heinä- elokuussa vai noin vajaa puolet pitkän ajan keskiarvojen tasoista (Vahtera ym. 2018). Veden kerrostuneisuuden muutokset vaikuttavat kasviplanktonyhteisön koostumukseen. Veden sekoittuessa tehokkaasti heikkenee syanobakteerien potentiaali muodostaa kukintoja. Vuosina 2016 ja 2018 jolloin veden kerrostuneisuus oli voimakkaampaa, muodostui alueelle myös voimakkaammat syanobakteerien kukinnot (kts. kappale 5, Vahtera ym. 2018).

4.2.2 Pohjanläheinen vesi

Lämpötila

Pohjanläheisen veden lämpötila seuranta-alueella kehittyi vuoden mittaan pintaveden lämpötilan tapaan, ollen lämpimintä loppukesästä/alkusyksystä (Liite 2). Veden lämpötila syvemmillä alueilla jää kuitenkin useita asteita pintavettä viileämmäksi. Matalimmilla alueilla pinta- ja pohjanläheisen veden lämpötilaero on hyvin pieni.

Pohjanläheisen veden lämpötila kehittyi pääosin tavanomaisesti huhtikuulle saakka, jonka jälkeen toukokuussa havaittiin paikoittain molempina vuosina (2018 ja 2019) tavanomaista korkeampia lämpötiloja. Ulkosaariston alueella vuoden 2018 pohjanläheisen veden lämpötilat kasvoivat poikkeuksellisen korkeiksi heinäkuussa ja syyskuussa ja pohjanläheisen veden lämpötilat olivat vielä lokakuussa tavanomaista korkeammat. Myös vuonna 2016 havaittiin tavanomaista korkeampia pohjanläheisen veden lämpötiloja (Vahtera ym. 2018). Pohjanläheisen veden lämpötila vaihteli huomattavan paljon sisäsaariston vesimuodostumien alueella, etenkin Suvisaari-Lautasaari, Seurasaari ja Kruunuvuorenselkä –vesimuodostumien havaintoasemilla.

Suolaisuus

Pohjanläheisen veden keskimääräinen suolaisuus on suhteellisen vakaa ulkosaariston alueella. Lähempänä rannikkoa kevään jokivaluntahuippu näkyy pintaveden tapaan matalampana suolaisuutena alkuvuodesta (Liite 2). Pohjanläheisen veden suolaisuuden vaihtelu oli huomattavaa ulkosaaristossa, etenkin kesäkuukausina. Vuoden 2018 pohjanläheisen veden suolaisuus oli pääosin vuotta 2019 korkeampaa, mikä on osittain saattanut johtaa voimakkaampaan veden pystysuuntaiseen kerrostumiseen, vaikka pohjanläheinen vesi oli ennätyslämpimintä. Yleensä kesän ajan kerrostuminen johtuu pääosin lämpötilaeroista, mutta syvemmillä asemilla pohjaa myöden rannikkoa kohden työntyvä suolainen vesi saattaa vahvistaa kerrostuneisuutta. Tämä näkyy esimerkiksi Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueella korkeana pohjanläheisenä suolaisuutena kesä- ja elokuussa, jolloin myös pinta- ja pohjanläheisen veden tiheyserot olivat suurimmillaan.

Heinä- ja syyskuussa jolloin pohjanläheinen vesi oli lämpimimmillään, oli myös tiheysero pienempi, viitaten veden pystysuuntaiseen sekoittumiseen tai pintaveden vajoamiseen Suomenlahden pohjoisrannikolla. Matalampi suolaisuus lämpimän pohjanläheisen veden aikaan tukee vajoamista syynä lämpimiin pohjanläheisiin vesiin. Suolaisuuden aiheuttamat kerrostuneisuuden muutokset näkyvät myös esimerkiksi liukoisien fosfaattien pitoisuuksissa, jotka olivat korkeammat alueella korkean suolaisuuden ja voimakkaamman kerrostuneisuuden vallitessa, kesä- ja elokuussa. Samantapainen ilmiö havaittiin vuonna 2016, kerrostuneisuuserot ja Suomenlahden pintaveden työntymisen Suomen rannikkoa kohden kasvattaa pohjanläheisen veden lämpötilaa ja laskee suolaisuutta pintaveden vajoamisen myötä. Nämä olosuhteet kuljettavat myös ulapan syanobakteerilauttoja lähemmäs Suomen rannikkoa, jolloin leväkukinta koetaan voimakkaampana.

Ravinnepitoisuudet

Kokonaistypen pitoisuudet ovat suhteellisen vakaat ja vaihtelevat ulkosaariston pohjanläheisessä vedessä noin 375 ja 425 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä (Liite 2). Sisäsaariston vesimuodostumien alueella pitoisuudet vaihtelevat enemmän ollen korkeimmillaan talvella. Poiketen vuosista 2014-2017 pohjanläheisen veden kokonaistypen pitoisuudet olivat paikoitellen tavanomaista suuremmat, etenkin vuonna 2018. Vaihtelu aineistossa oli kuitenkin suhteellisen suurta ja Seurasaaren ja Kruunuvuoren vesimuodostumien havaintoasemilla kokonaistypen pitoisuudet olivat etenkin alkuvuodesta ajoittain tavanomaista huomattavasti pienemmät.

Kokonaisfosforin pitoisuudet ovat pohjanläheisessä vedessä suhteellisen vakaat tai kasvavat loppukesästä (Liite 2). 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 2014-2017, mutta pitoisuudet olivat loppukesästä pääosin tavanomaista suuremmat, indikoiden sedimentistä vapautuvan fosforin ja Suomenlahden ulapalta rannikkoa kohden työntyvän suolaisemman ja ravinteikkaamman veden vaikutuksia alueella.

Liukoisien typen pitoisuudet pohjanläheisessä vedessä laskevat tyypillisesti alle analyttisen määrittämissä viimeistään toukokuun aikana, lukuun ottamatta ulkosaariston Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki sekä Kruunuvuoren vesimuodostumia (liite 2). Näiden vesimuodostumien pohjanläheiseen veteen jää yleensä liukoissa muodossa olevia ravinteita veden kerrostumisen jälkeen. Poiketen vuosista 2016 ja 2017, liukoisien typen pitoisuudet eivät pääosin laskeneet alle analyttisen määrittämissä ulkosaariston alueella. Pitoisuudet olivat kuitenkin pääosin tavanomaista pienemmät tai tavanomaisella tasolla. Monien vesimuodostumien havaintoasemilla havaittiin elokuussa kohonneita liukoisien typen pitoisuuksia pohjanläheisessä vedessä. Tätä ilmiötä ei oltu havaittu edeltävinä vuosina. Kohonneet liukoisien typen pitoisuudet saattavat johtua sedimentistä vapautuneesta typpiravinteista tai alueelle työntyneestä suolaisemmasta ja ravinteikkaammasta Suomenlahden syvänteiden vedestä.

Liukoinen fosfaatti käyttäytyy kokonaisfosforin tapaan ulkosaariston pohjanläheisessä vedessä pitoisuuksien ollessa myös hyvin lähellä toisiaan. Suurin osa fosforiravinteesta syvemmissä rannikkovesissä on liukoissa muodossa. Lähempänä rannikkoa, matalilla alueilla liukoisien fosforin pitoisuudet laskevat voimakkaasti alkukesään saakka, jonka jälkeen pitoisuudet taas kasvavat (liite 2). Liukoisien fosforin pitoisuudet vaihtelivat kaikkien vesimuodostumien kohdalla suhteellisen paljon vuosina 2018 ja 2019 ja fosforin sisäinen kuormitus vaikuttaa olevan ongelma

monien vesimuodostumien alueella, sama ilmiö havaittiin edellisen kaksivuotisyhteenvetoraportin yhteydessä (Vahtera ym. 2018) ja fosforin sisäisen kuormituksen on todettu olevan pääkaupunkiseudun merialueella myös paikallinen ongelma (Vahtera ja Lukkari 2015).

Sameus

Pohjanläheisen veden sameus on tyypillisesti pientä ja suhteellisen vakaa ulkosaariston alueella. Lähempänä rannikkoa vesi samenee kesällä orgaanisen aineksen määrän lisääntyessä ja kirkastuu uudestaan talveksi (Liite 2). Ulkosaaristossa pohjanläheisen veden sameus oli pääosin keskimääräisellä tasolla tai sitä matalampi, muutamaa poikkeusta huomioon ottamatta. Sisäsaariston veden sameus vaihteli suhteellisen paljon, ollen kuitenkin keskimääräistä hieman alhaisempi suurimman osan vuotta. Joitakin poikkeuksellisen suuria sameushavaintoja tehtiin Seuraasaari, Villinki ja Kruunuvuori –vesimuodostumien havaintoasemilla. Kruunuvuorenselän pohjanläheisen veden sameus oli yhtä havaintoa lukuun ottamatta pääosin keskimääräistä alhaisempi. Aiempina vuosina (2014-2017) pohjanläheinen vesi on ollut keskimääräistä sameampaa, vaihdellen kuitenkin suhteellisen paljon (Vahtera ym. 2018).

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 2018 ja 2019 seuranta-alueella ei havaittu hyvin vähähappisia vesiä (< 2 mg l⁻¹) kerätyissä seurantaohjelman rutini-näytteissä (Liite 2). Keskimääräistä selvästi matalampia pitoisuuksia mitattiin Helsinki-Porkkala, Porvoo-Helsinki ja Sipoon saaristo vesimuodostuminen alueella heinä-, elo- ja syyskuussa (liite 2). Edellisinä vuosina (2016-2017) selvästi keskimääräistä alhaisempia happipitoisuuksia mitattiin vain Porvoo-Helsinki ja Sipoon saariston vesimuodostumien havaintoasemilla elo- ja lokakuussa. Alueen itäosissa sijaitsevien Sipoon saariston ja Porvoo-Helsinki vesimuodostumien alueella on sedimentin akkumulaatioalueita, joilla pohjanläheisen veden happipitoisuus toistuvasti laskee alhaiseksi loppukesästä (Rantataro 1992, Vahtera ja Lukkari 2015). Pohjanläheisen veden happipitoisuus mitataan seurantaohjelmassa noin 1 m etäisyydeltä pohjasta, tarkemmissa mittauksissa 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 alueella. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueelle johdetaan puhdistettuja jätevesiä, alue on pääosin vesisyvyydeltään paljon matalampi, verrattuna Porvoo-Helsinki vesimuodostuman osaan joka kuuluu yhteistarkkailun puitteisiin. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueella on yksittäisiä pienempiä sedimentin akkumulaatioalueita, pohjanläheisen veden hapen kulutukseen vaikuttaa kuitenkin voimakkaammin alueelle johdettava orgaanisen aineksen kuormitus.

4.3 Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden fysikaaliskemialliseen ja hygieeniseen laatuun

4.3.1 Vuoden 2018 ja 2019 poikkeukselliset havainnot Katajaluodon ja Knaperskärin havaintoasemilla (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma)

Helsingin Seudun Ympäristöpalveluiden puhdistettujen jätevesien tarkkailu on toteutettu esittämällä Helsinki-Porkkala vesimuodostuman pintaveden pitkän ajan aineiston (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*-bakteerien määrien kasvuna tai suurempana vaihteluna purkualueiden lähistön näyteasemilla. Bakteerimäärät indikoivat jätevesien vaikutusta alueella, jolloin myös mahdollisesti muut, samaan aikaan esiintyvät poikkeamat aineistossa, voidaan tulkita johtuvan puhdistettujen jätevesien johtamisesta alueelle. Mikäli havainto sijoittuu 5 tai 95 prosenttipisteen ala- tai yläpuolelle, voidaan havaintoa pitää normaalista hyvin poikkeavana ja sille pyritään löytämään tulkinta. Graafisen tarkastelun lisäksi purku-alueiden lähistöllä sijaitsevien asemien 39, 57, 125 ja 147 kuukausikeskiarvoja verrataan hydrografialtaan vastaavien asemien 114, 148, 166 ja 181 kuukausikeskiarvoihin. Analyysi tehdään vuosien välisen ja vuoden mittaan tapahtuvan mitattujen suureiden vaihtelu huomioon ottaen tilastollisella lineaarisella sekamallilla (Pinheiro ym. 2019). Näytteenottovuosi ja -kuukausi ovat mallissa satunnaismuuttujia ja näytepisteen etäisyys puhdistettujen jätevesien purkualueista selittää mitatuissa suureissa potentiaalisesti havaittavia eroja. Etäisyys otetaan huomioon luokittelevana muuttujana, jolla on kaksi tasoa.

Pintaveden lämpötila oli poikkeuksellisen korkea vuoden 2018 toukokuussa ja heinäkuussa sekä Katajaluodon että Knaperskärin havaintoasemilla (kuva 4.3). Pintaveden lämpötila oli tavanomaista korkeampi myös kesäkuussa, syyskuussa ja marraskuussa vuonna 2018. Korkeat pintaveden lämpötilat johtuivat poikkeuksellisen tynnestä ja lämpimästä säästä kesällä 2018. Vuoden 2019 pintaveden lämpötila oli tavanomaista korkeampi huhtikuussa, ja osittain toukokuussa, elokuussa ja syyskuussa. Yksittäinen poikkeuksellisen matala pintaveden lämpötilan havainto tehtiin elokuussa Katajaluodon asemalla. Matala pintaveden lämpötila johtunee rannikon kumpuamisilmästä, joka on myös havaittavissa satelliittikuvista¹⁰.

Pintaveden suolaisuus vaihteli suhteellisen paljon vuonna 2018, pintaveden suolaisuus oli poikkeuksellisen matala Katajaluodon havaintoasemalla helmikuussa ja heinäkuussa (kuva 4.3). Vastaavasti lokakuussa, pintaveden suolaisuus oli huomattavan suuri sekä Katajaluodon että Knaperskärin asemilla. Matalat suolapitoisuudet alkuvuodesta Katajaluodon asemalla johtuvat suuresta jokivalumasta aivan alkuvuodesta, tammi- ja helmikuussa sekä toisesta voimakkaasta valumapiikistä huhtikuun ja toukokuun aikana. Loppuvuodesta 2018 jokivaluma oli pientä ja pintaveden suolaisuus nousi. Vuonna 2019 pintaveden suolaisuus vaihteli pääosin tavanomaisen puitteissa. Katajaluodon asemalla havaittiin tavanomaisesta matalampia suolapitoisuuksia elokuussa, tällöin kuitenkin jokivaluma on ollut huomattavan pientä. Elokuussa 2019 sademäärät

¹⁰ <http://www4.ymparisto.fi/fi4/fin/tarkka/index.html?type=SST&date=2019-08-24&lang=fi&zoom=9&lat=59.89232&lon=24.69687> Suomen ympäristökeskuksen tulkitsema satelliittikuva Suomenlahden pintalämpötilasta 24.8.2019

olivat suuret, tästä johtuen hulevesien määrät joita johdetaan Viikinmäen puhdistamon kautta ovat olleet suuria, tämä saattaa näkyä Katajaluodon havaintoaseman alentuneena suolapitoisuutena pintavirtausten suuntautuessa luoteeseen.

Kokonaistypen pitoisuuksissa esiintyi vuosina 2018 ja 2019 ajoittain voimakasta vaihtelua (kuva 4.3). Vuonna 2018 suurimmat poikkeamat havaittiin heinäkuussa. Heinäkuussa tarkkailualueella havaittiin myös hyvin voimakas syanobakteerien pintakukinta¹¹. Vuonna 2018, heinäkuun puolella välissä Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoisto häiriintyi voimakkaasti (liite 1) ja typenpoistoteho laski muutamaksi päiväksi heinäkuun lopulla noin 10 %:iin tavanomaisesta, noin 95 % poistotehosta. Häiriön aikana typpikuormitus yli kymmenkertaistui tavanomaiseen tasoon nähden ja suurin osa mereen johdetusta tyypestä häiriön aikana oli liukoisessa muodossa, ammoniumtyyppinä.

Typenpoistokapasiteetti palautui normaalille tasolle elokuun puolella välissä. Heinäkuun 2018 suurin kokonaistypen pitoisuus havaittiin Knaperskärin havaintoasemalla, pitoisuus oli poikkeuksellisen korkea, ollen noin kaksi kertaa suurempi kuin mitä ajankohtana tavanomaisesti alueella tavataan. Samaan aikaan korkean kokonaistypen havainnon kanssa tehtiin havainnot poikkeuksellisen suuresta kokonaisfosforin pitoisuudesta, myös sameus ja hapen kyllästysaste oivat näytteessä poikkeuksellisen suuret. Näiden havaintojen pohjalta voidaan olettaa, että korkeat kokonaisravinnepitoisuudet tässä näytteessä selittyvät voimakkaalla syanobakteerikukinnolla.

Heinäkuussa 2018 havaittiin myös Katajaluodon asemalla poikkeuksellisen suuria, mutta myös poikkeuksellisen pieniä kokonaistypen pitoisuuksia (kuva 4.3). Korkeat kokonaistypen pitoisuudet havaittiin 17.7.2018, joka ajoittuu aikaan juuri ennen Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoistohäiriötä. Tämän näytteenoton yhteydessä myös veden sameus ja hapen kyllästysaste olivat koholla, mikä Knaperskärin havaintojen tapaan viittaa syanobakteeribiomassaan havainnon syynä. Poikkeuksellisen pienet kokonaistypen pitoisuuden havainnot tehtiin 31.7.2018, jolloin typenpoistohäiriö puhdistamolla oli vielä käynnissä. Tämän havainnon yhteydessä tehtiin havainnot poikkeavan suurista liukoisen typen pitoisuuksista (pääosin ammoniumtyyppiä), sekä tavanomaista pienemmästä hapen kyllästysasteesta. Myös pintaveden suolaisuus oli näytteessä poikkeuksellisen alhainen. On oletettavaa, että tällöin aseman 125 (Katajaluoto) näytevesi on koostunut suurelta osin puhdistetuista jätevesistä ja tämän johdosta kokonaistypen pitoisuus oli suhteellisen matala koska näytteessä ei ollut läsnä kasviplanktonia tai muuta luonnollista kiintoainesta joka kesällä muodostaa suurimman osan pintaveden kokonaistyyppipitoisuuksista. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoistohäiriön vaikutukset pystyttiin havaitsemaan rutiininäytteenotolla. Typenpoistohäiriön vaikutuksia on tarkasteltu tarkemmin erillisessä raportissa (liite 1).

Kokonaisfosforin pitoisuudet pintavedessä olivat pääosin tavanomaisten pitoisuuksien puitteissa (etenkin vuonna 2019), lukuun ottamatta 2018 heinäkuun havaintoa Knaperskärin asemalta, mikä todennäköisesti liittyy suureen syanobakteeribiomassaan alueella. Kokonaisfosforin pitoisuudet kasvoivat molemmilla havaintoasemilla myös loppuvuodesta 2018, mikä johtuu osittain suolaisemman Suomenlahden ulappaveden, jossa kokonaisfosforin pitoisuudet ovat korkeammat, työntymisestä alueelle ja pohjanläheisen veden sekoittumisesta pintaveteen vuonna 2018 vallinneen voimakkaan vesipatsaan kerrostumisen purkauduttua (kuva 4.1 ja liite 2).

Liukoisen typen pitoisuudet olivat pääosin tavanomaisen puitteissa, lukuun ottamatta yllä käsiteltyä heinäkuussa tapahtunutta Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoistohäiriötä sekä kesä-

¹¹ <http://www.i4.ymparisto.fi/i4/fin/tarkka/index.html?type=ALGAE&date=2018-07-16&lang=fi&zoom=9&lat=60.03020&lon=24.60392> Suomen ympäristökeskuksen tulkitsema satelliittikuva Suomenlahden pintaleväesiintymistä 16.7.2018

kuussa tehtyä suurta liukoisen typen pitoisuutta Knaperskärin asemalla. Tämän havainnon yhteydessä kokonaistypen pitoisuus sekä *E. coli* -bakteerien määritelmät olivat myös koholla (kuva 4.3), mikä viittaa Suomenojan jätevedenpuhdistamon puhdistettuihin jätevesiin syynä havainnolle. Liukoisen typen pitoisuudet olivat myös koholla alkutalvella 2018 ja loppuvuodesta 2019. Alkutalven havainto vuonna 2018 liittyy luonnolliseen vaihteluun, loppuvuoden 2019 havainnon yhteydessä *E. coli* -bakteerien määrät olivat myös koholla, mikä viittaa Suomenojan jätevedenpuhdistamon alueelle johdettavien jätevesien vaikutukseen liukoisen typen pitoisuuksissa.

Liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat alkutalvesta 2018 ja 2019 tavanomaiset tai sitä suuremmat. Liukoisen fosfaatin pitoisuudet ehtyivät vuonna 2019 poikkeuksellisen nopeasti, ollen lähellä analyttistä määritysrajaa jo huhtikuussa. Vuoden 2018 liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat tavanomaiset tai sitä korkeammat. Pitoisuudet kasvoivat uudestaan hetkellisesti elokuussa, molempina vuosina, mutta laskivat vuonna 2018 uudestaan syyskuussa poikkeuksellisen pieniksi. Tämä johtui todennäköisesti laajojen syanobakteerikukintojen aiheuttamasta kasvaneesta liukoisen fosfaatin tarpeesta perustuottajayhteisössä. Voimakkaan lämpötilakerrostuneisuuden murtuessa loppusyksyllä 2018 pintaveden sekoittui kuitenkin suhteellisen paljon liukoista fosfaattia (kuva 4.3). Vuoden 2019 loppuvuoden liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat edeltävää vuotta matalammat.

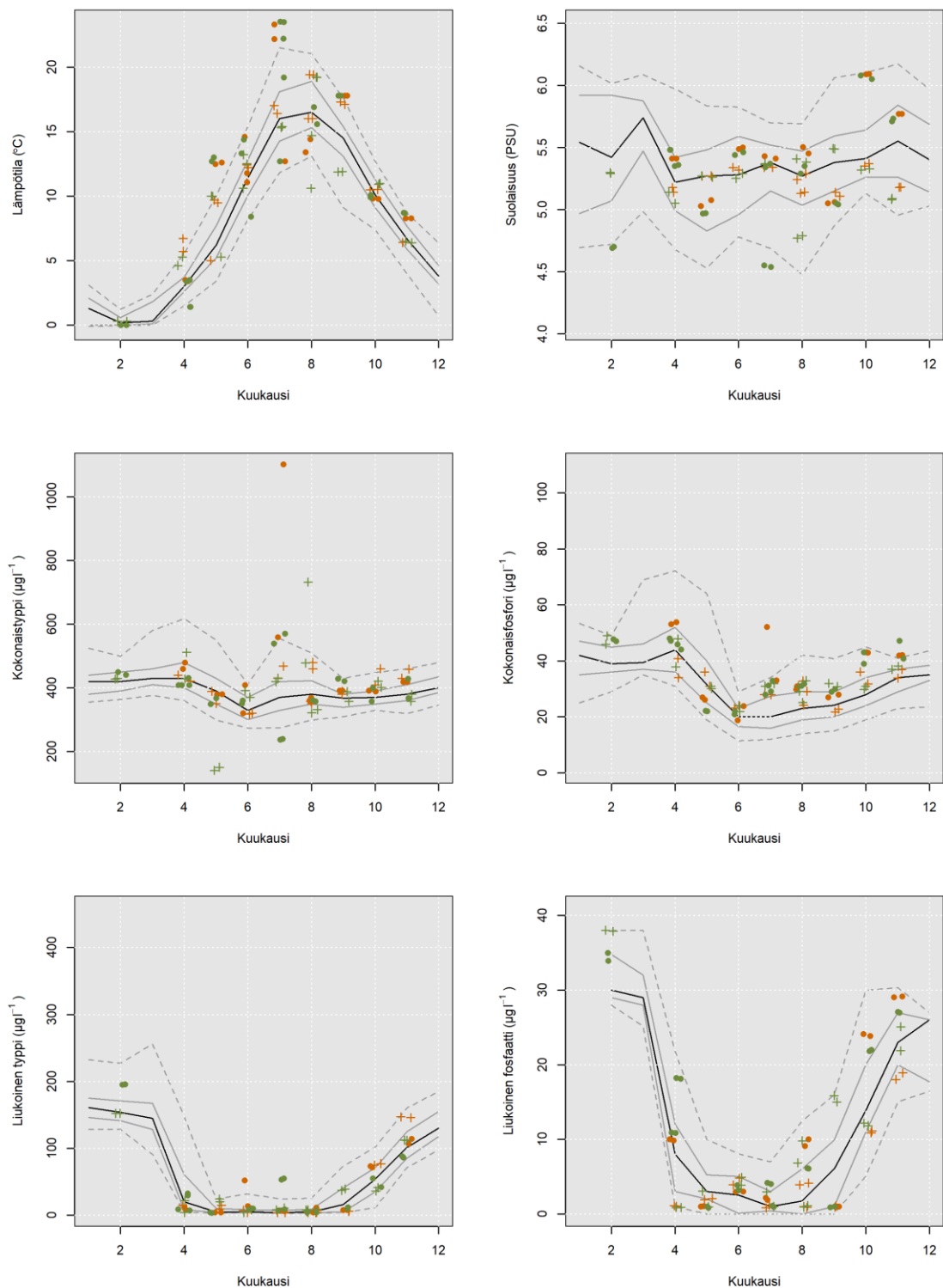
Pintaveden sameus oli vuonna 2018 heinä- ja elokuuta lukuun ottamatta tavanomaisen puitteissa (kuva 4.3). Heinäkuussa mitattiin poikkeuksellisen korkeita pintaveden sameuksia johtuen alueella esiintyneistä laajoista syanobakteerien pintaesiintymistä. Syanobakteerien runsas määrä samensi pintavettä vielä elokuussakin (katso kappale 5). Vuonna 2019 pintaveden sameus oli koholla myös kevätukukinnan aikaan huhtikuussa, loppukesän korkeiden arvojen lisäksi. Pintaveden sameus johtui oletettavasti pääosin alueella esiintyvistä kasviplanktonbiomassasta.

Pintaveden pH vaihtelee vuoden mittaan rannikkoalueilla pääosin johtuen levien perustuotannosta joka kasvattaa veden pH:ta tai hapellisesta respiraatiosta joka laskee pH:ta, tämän lisäksi monet muut prosessit (kuten kaasujen vaihto ilmakehän ja veden välillä) vaikuttavat veden pH arvoon, mutta arvoa voi käyttää indikaattorina levien perustuotannosta ja systeemin respiraatiosta (Soetaert ym. 2007). Vuoden 2018 aikana pH oli pääosin tavanomaisen puitteissa ollen koholla toukokuussa ja tavanomaista suurempi heinäkuussa syanobakteerikukintojen aikaan (kuva 4.3). pH oli myös lievästi koholla syyskuussa. Vuonna 2019 pH oli korkeimmillaan huhtikuussa, levien kevätukukinnan aikaan. pH vaihteli suhteellisen paljon elokuussa ja syyskuussa, mutta suuria poikkeamia ei havaittu.

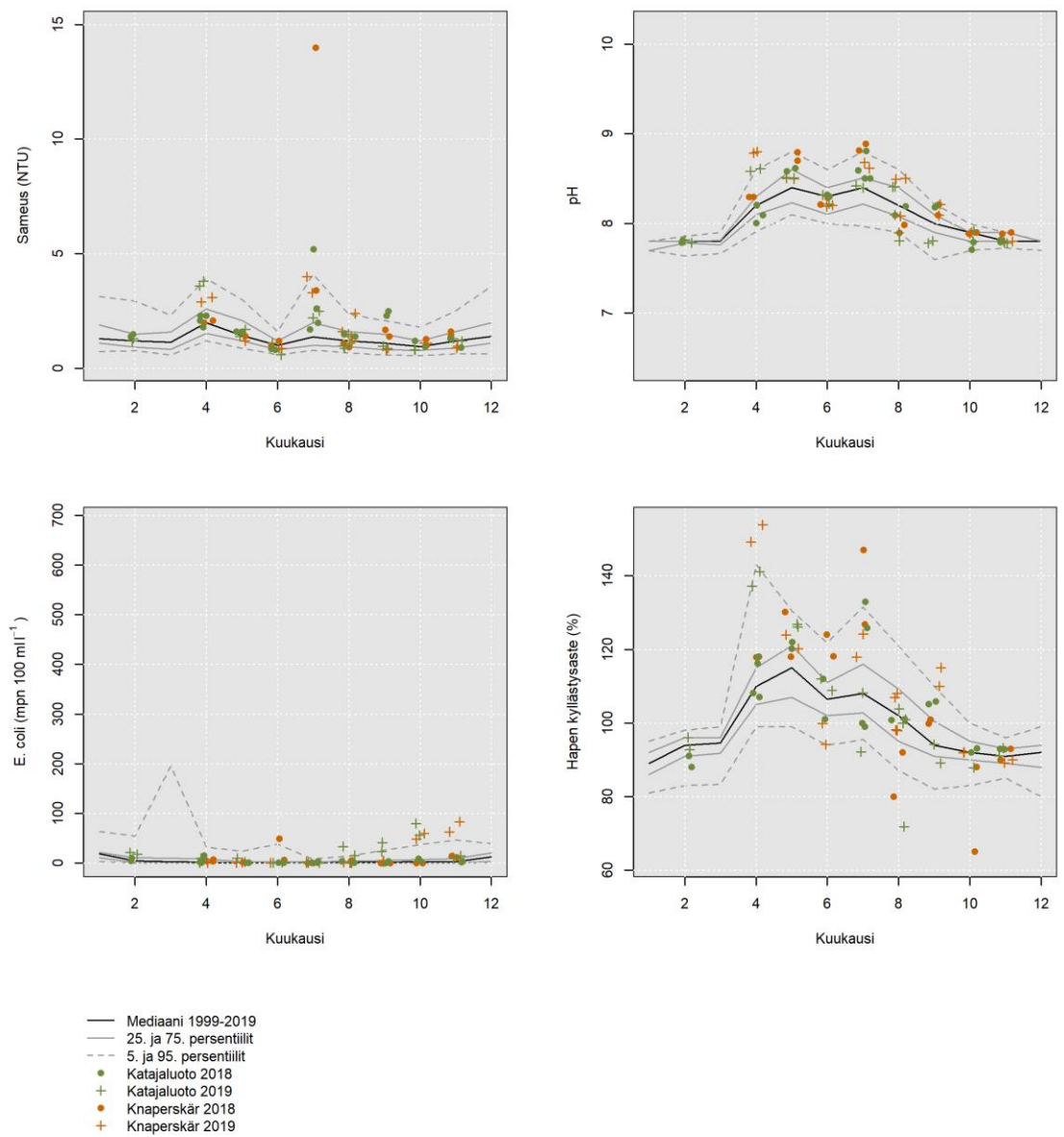
E. coli -bakteerien määrät olivat alueelle pääosin tavanomaisella tasolla. Vuonna 2018 havaittiin yksi merkittävä poikkeama Knaperskärin havaintoasemalla ja vuonna 2019 elokuulta lokakuulle havaittiin poikkeavan korkeita määriä Katajaluodon havaintoasemalla ja lokakuussa ja marraskuussa Knaperskärin havaintoasemalla (kuva 4.3). Suuret bakteerimäärät osuvat yhteen suurten jokivirtaamien kanssa. Jokivirtaamien määrät indikoivat yleistä pintavirtaamien määrää, joka myös korreloi hulevesien määrän kanssa. Osa syntyvistä hulevesistä johdetaan vielä puhdistamoille mikä lisää puhdistettujen jätevesien virtaamia ja täten laajentavat puhdistettujen jätevesien vaikutusalueita merellä. Pitoisuudet eivät kuitenkaan ylittäneet yksittäisen valvontanäytteen toimenpiderajaa mutta ne ilmentävät selvästi puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella.

Pintaveden hapen kyllästysasteeseen vaikuttavat pitkälti samat tekijät, kun mitä pintaveden pH:n vaihteluun, levien perustuotanto sekä keijustoyhteisön respiraatio sekä kaasujen vaihto ilmakehän ja veden välillä. Suurin lyhyen aikavälin vaihtelu johtuu tuotannosta ja respiraatiosta. Pinta-

vedessä ei tavanomaisesti esiinny voimakasta hapen alikyllästyneisyyttä, alhaiset arvot indikoivat voimakasta happea kuluttavan orgaanisen aineksen kuormaa. Voimakasta hapen ylikyllästyneisyyttä (>120 %) esiintyy alueella ajoittain, etenkin keväällä ja loppukesästä jolloin levätuotanto voi olla voimakasta. Vuonna 2018 voimakasta veden hapen ylikyllästyneisyyttä tavattiin heinäkuussa, molemmilla havaintoasemilla (kuva 4.3). Elo- ja lokakuussa Knaperskärin asemalla havaittiin poikkeuksellisen alhaisia hapen kyllästysprosentteja. Havainnoille ei ole aineiston pohjalta selvää selitystä. Ne saattavat johtua puhdistettujen jätevesien aiheuttamasta orgaanisen aineksen kuormituksesta tai leväkukinnan päättymisen yhteydessä kasvaneesta keijustoyhteisön nettorespiraatiosta. Vuonna 2019 hapen erittäin voimakasta ylikyllästystä tavattiin huhtikuussa, kevätukinnan yhteydessä. Myös syyskuussa tehtiin havainto poikkeavan suuresta hapen kyllästysasteesta. Molemmat näistä havainnoista tehtiin Knaperskärin havaintoasemalla. Vuonna 2019 Katajaluodon havaintoasemalla mitattiin heinä- ja elokuussa poikkeuksellisen matalia hapen kyllästysasteita. Havainnoille ei ole aineiston pohjalta selvää selitystä. Ne saattavat johtua puhdistettujen jätevesien aiheuttamasta orgaanisen aineksen kuormituksesta tai leväkukinnan päättymisen yhteydessä kasvaneesta keijustoyhteisön nettorespiraatiosta.



Kuva 4.3. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman pintaveden laadun mediaanit (1996–2015), 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, sekä 2016 ja 2017 Katajaluodon ja Knaperskärin asemien havainnot.



Kuva 4.3. Jatkoa edelliseltä sivulta.

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

Puhdistettujen jätevesien vaikutusta testattiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella sekamallilla (Pinheiro ym. 2019) käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2019). Lineaariset sekamallit ovat yleistettyjen lineaaristen mallien laajennuksia. Sekamalleja voidaan käyttää tilanteissa, joissa analysoitava aineisto sisältää jollakin tapaa korreloituneita havaintoja. Sekamalliin lisätään tästä syystä yleistetyn lineaarisen mallin lisäksi satunnaisosa. Mallin satunnaisosa määrittelee vastemuuttujien kovarianssirakenteen ja mahdollistaa täten toisistaan riippuvien ja variansseiltaan eri suuruisten vastemuuttujaryhmien vertailun.

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 tehtiin aiemmin toteutetun mallinnushankkeen tulosten pohjalta (Viitasalo ym. 2012).

Tilastollisella mallilla testattiin näiden kahden asemaryhmän pintavedestä (0-5 m) viimeisen 10 vuoden aikana mitattujen suureiden eroavaisuuksia toisistaan. Analyysi tehtiin ottamalla huomioon vuosien välinen sekä vuosien sisäinen kuukausien välinen satunnainen vaihtelu aineistossa, käyttäen näytteenottovuotta ja kuukautta satunnaisvaihtelun lähteenä tilastollisessa mallissa. Poiketen tästä raportista, edellisiissä yhteenvetoraporteissa (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018) on tarkasteltu vain kahden vuoden jaksoa vertailtaessa puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisina olevien näyteasemien ja vaikutusalueen ulkopuolella olevien näyteasemien tuloksia. Niin että vuosien välinen vaihtelu voidaan ottaa paremmin huomioon, on tarkastelujaksoa pidentetty 10 vuoteen.

Analysointi rajataan pintaveteen koska puhdistetut jätevedet nousevat meren pohjassa sijaitsevasta purkutunnelin aukosta käytännössä suoraan pintaan, koska jätevesien tiheys on merivettä huomattavasti pienempi, jätevesien ollessa makeaa vettä.

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). Edellisen kaksivuotis yhteenvetoraportin tulosten mukaan lämpötilassa ei myöskään havaittu tilastollista eroa asemaryhmien välillä (Vahtera ym. 2018).

Samoin kun edellisen kaksivuotistarkastelujakson tulokset osoittavat (Vahtera ym. 2018) on pintaveden suolaisuudessa tilastollisesti merkitsevä ero asemaryhmien välillä myös 10 vuoden jaksolla. Pintaveden suolaisuus on hieman korkeampi jäteveden vaikutuksen alaisena olevilla havaintoasemilla (taulukko 4.3). Suolaisuuden ero asemaryhmien välillä (0.06) viimeisten 10 vuoden aikana on absoluuttisesti hyvin pieni eikä sillä ole merkitystä alueen kasvi- tai eläinplanktonin esiintymiseen. Vuosien välien keskimääräinen vaihtelu aineistossa (0.19 PSU) sekä vuosien sisällä kuukausien välinen vaihtelu (0.26 PSU) ovat kertaluokkaa suuremmat kuin asemien välinen vaihtelu ja vaikuttavat täten voimakkaammin alueen eliöstöön. Asemaryhmien välinen ero johtuu Suomenlahden luonnollisesta Itä-Länsisuuntaisesta suolaisuuden vaihtelusta. Jäteveden vaikutuksen alaisina olevat asemat ovat kaikki hieman lännempänä kuin jätevesien vaikutuksen ulkopuolella olevat asemat.

Kokonaistypen pitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat ($11.12 \mu\text{g l}^{-1}$) purkualueiden vaikutuksen alaisilla pisteillä, myös liukoisen typen pitoisuus oli tilastollisesti merkitsevästi korkeampi ($6.97 \mu\text{g l}^{-1}$) (taulukko 4.3). Korkeammat pitoisuudet purkualueilla ovat absoluuttisesti melko pienet (keskimääräinen kokonaistypen pitoisuus vertailupisteillä: $376 \mu\text{g l}^{-1}$, kuukausien välinen vaihtelu vuosien sisällä: $40 \mu\text{g l}^{-1}$), mutta ne ilmentävät todennäköisesti puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella. Edellisen kaksivuotisyhteenvetoraportin yhteydessä tehtyjen tilastollisten analyysien tulokset olivat saman suuntaiset (Vahtera ym. 2018).

Poiketen edellisten kaksivuotistarkasteluiden tuloksista, jotka indikoivat kokonaisfosforin pitoisuuksien olleen hieman suuremmat puhdistettujen jätevesien purkualueilla, ei 10-vuotis jaksoa tarkasteltaessa aineistosta löytynyt tilastollisesti merkitsevää eroa kokonaisfosforin osalta (taulukko 4.3). Liukoisen fosforin pitoisuuksien erot (merkitsevästi pienempi pitoisuus puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisina olevilla asemilla, taulukko 4.3) poikkesivat myös edellisen tarkastelun tuloksista, jolloin pitoisuuksilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa (Vahtera ym. 2018). Liukoisen fosfaatin ero oli kuitenkin absoluuttisesti hyvin pieni ($0.55 \mu\text{g l}^{-1}$) verrattuna alueen vuoden sisäiseen aineiston vaihteluun ($11.4 \mu\text{g l}^{-1}$), joten erolla ei todennäköisesti ole juurikaan käytännön tasolla merkitystä ja ero johtuu todennäköisesti muista tekijöistä kuin jätevesien johtamisesta alueelle.

Pintavesi oli jätevesien purkualueella vertailualuetta hieman sameampaa, mutta kokonaisuudessaan ero oli hyvin pieni ($0.12 \text{ NTU yksikköä}$).

E. coli –bakteerien määrien analysointi muille suureille sovellettujen menetelmien kanssa on aineiston luonne huomioon ottaen haastavaa. Aineisto on voimakkaasti vasemmalle vinoutunut ja aineistossa on suuri määrä 0-havaintoja. Tarkasteltaessa bakteeriaineiston tunnuslukuja voidaan kuitenkin huomata, että puhdistettujen jätevesien purkualueilla tehdään useammin havaintoja *E. coli* –bakteereista, ja että bakteerien määrät ovat suuremmat näillä asemilla (taulukko 4.3).

Taulukko 4.3. Tilastollisen toistomittaukset huomioon ottavan sekamallin tulokset, merkitsevyystasona käytetty p-arvoa < 0.05, sekä *E. coli* -aineiston joitakin tunnuslukuja (keskiarvo, 75- ja 95-kvantiilien arvot, maksimi ja 0-havaintojen suhde kokonaisnätemäärään) jätevesien vaikutuksen alaisina oleville asemille (JV) ja vertailualueen asemille (VA).

	Ero vertailu- asemiin		Keskivirhe		Vapausasteet		t-arvo		p-arvo	
Lämpötila	0.12		0.08		637		1.55		0.12	
Suolaisuus	0.06		0.01		629		5.02		< 0.05	
Kokonaistyyppi	11.12		2.91		629		3.82		< 0.05	
Kokonaisfosfori	0.27		0.34		629		0.79		0.43	
Liukoinen typpi	6.67		1.47		628		4.73		< 0.05	
Liukoinen fosfaatti	-0.55		0.21		629		-2.52		< 0.05	
Sameus	0.12		0.04		629		2.90		< 0.05	
	Keskiarvo		75-kvantiili		95-kvantiili		Maksimi		0-havaintojen suhde	
	JV	VA	JV	VA	JV	VA	JV	VA	JV	VA
<i>E. coli</i> (mpn 100 ml ⁻¹)	7.7	0.4	5	0	38	1	490	11	34 %	77 %

E. coli –bakteerien määrät ovat selvästi suurempia 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. Tämä huomio tukee muiden tulosten tulkintaa puhdistettujen jätevesien vaikutuksia arvioitaessa. Puhdistettujen jätevesien ravinnepitoisuudet ovat voimakkaasti typpiravinteiden suhteen rikastuneita, mikä myös näkyy ajoittain suurempina kokonaistypen tai liukoisen typen pitoisuuksina jätevesien vaikutuksen alaisina olevilla asemilla ja *E. coli* bakteerien suurempi määrä tukee oletusta siitä, että nämä alueelliset erot johtuvat jätevesien johtamisesta alueelle. Fosforiravinteiden pitoisuudet eivät ole eronneet asemaryhmien välillä edellisinä vuosina (Vahtera ym. 2016), tai erot ovat olleet vastakkaiset (Vahtera ym. 2018), indikoiden luonnollisen vertikaalisen ravinteiden kulkeutumisen samankaltaisuutta alueiden välillä ja luonnollisten syiden merkitystä vaihtelun lähteenä. Mikäli vertikaalinen sekoittuminen tai kumpuaminen eroisi alueiden välillä selvästi näkyisi se juuri fosforiravinteissa joita on runsaasti saatavilla kylmemmässä pohjanläheisessä vedessä (Zhurbas ym. 2008).

Tässä raportissa käytetty tapa analysoida aineisto, yhdistäen 10-vuoden aineistot ja ottaen huomioon vuosien välinen ja vuosien sisäinen kuukausien välinen vaihtelu, lisää hieman tilastollisten testien todistusvoimaa. Tämä on oletettavasti johtanut esim. liukoisen fosfaatin erojen tilastollisen merkitsevyyteen. Puhdistetuilla jätevesillä vaikuttaa olevan vaikutus alueen vedenlaatuparametreihin, kohottaen typpipitoisuuksia 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 pinta- ja pohjanläheiselle vedelle, joita vasten vuosien 2018 ja 2019 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, 2013, 2016 ja 2017. Tästä johtuen prosenttipisteiden arviointi on epävarmaa ja varsinaisia poikkeamia keskimääräisestä veden laadusta vuosien 2018 ja 2019 kohdalla on osittain vaikea arvioida.

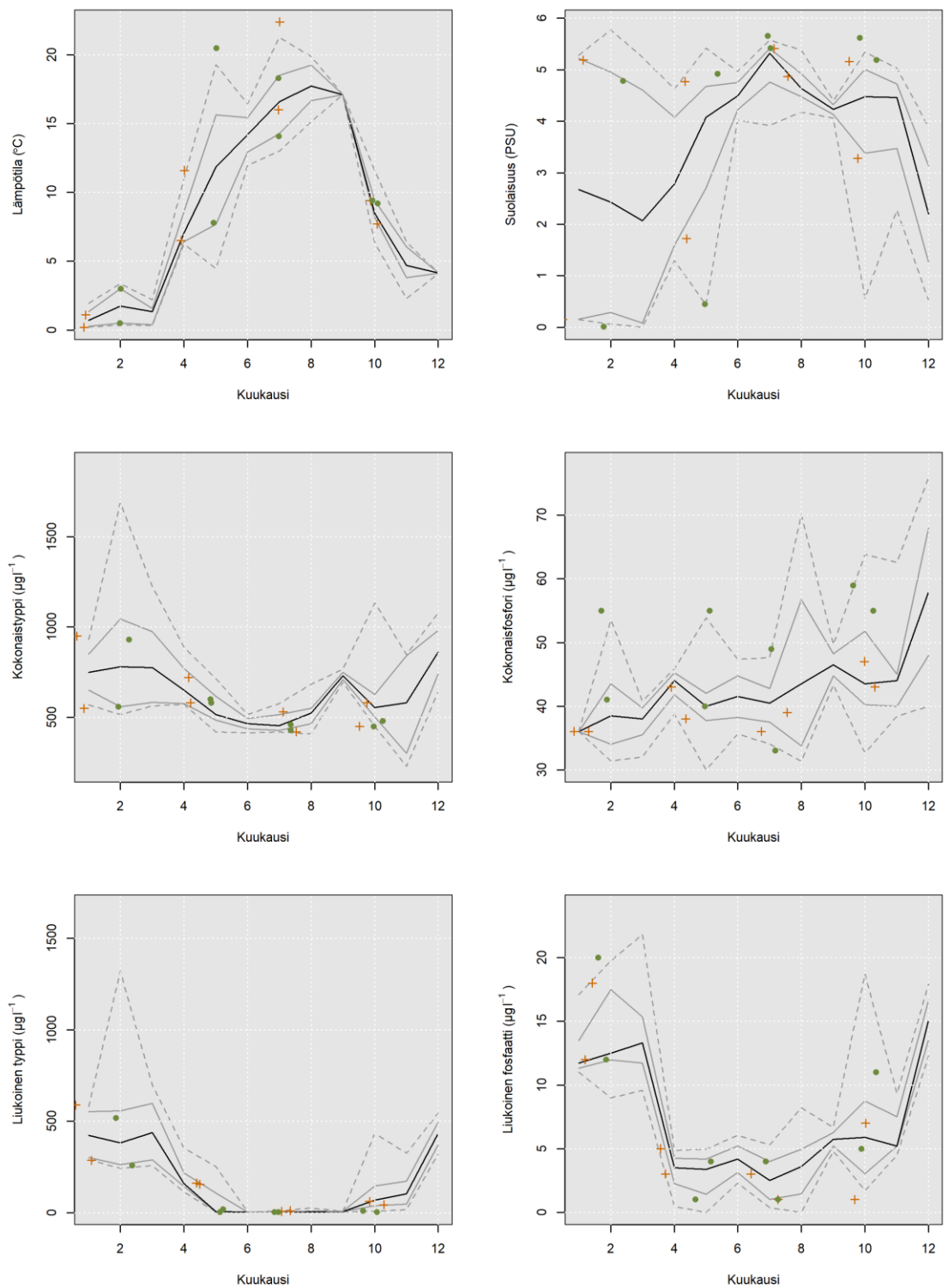
Vuoden 2018 seurantanäytteet haettiin osittain ohjelmasta poiketen helmikuussa, toukokuussa, heinäkuussa ja lokakuussa. Vuoden 2019 seurantanäytteet haettiin ohjelman aikataulun mukaisesti.

Espoonlahden veden laadun vaihteluissa näkyy Espoonjoen ja Mankinjoen vaikutukset ja täten veden laadun vaihtelut muistuttavatkin Kruunuvuorenselän vesimuodostuman veden laadun vaihtelua (liite 2), joskin vaihtelun amplitudit ovat hieman pienemmät (kuva 4.4). Lämpötila kehittyy tavanomaisesti, muiden rannikon vesimuodostumien tapaan ja suolaisuus vaihtelee suuresti alkuvuodesta, jokivaluman määrien mukaan (kuva 4.4). Kuvassa 4.4. on esitetty tulokset 0 ja 5 m syvyyden näytteille. Kuten kuvasta huomaa on Espoonlahden vesi voimakkaasti kerrostunutta aina kesäkuun alkuun saakka, mikä ilmenee suurista eroista 0 ja 5 m näytteiden suolaisuudessa. Tämä kerrostuneisuus jossa makeampaa vettä virtaa ulos lahdelta pintakerroksessa vaikuttaa myös muihin seurantatuloksiin.

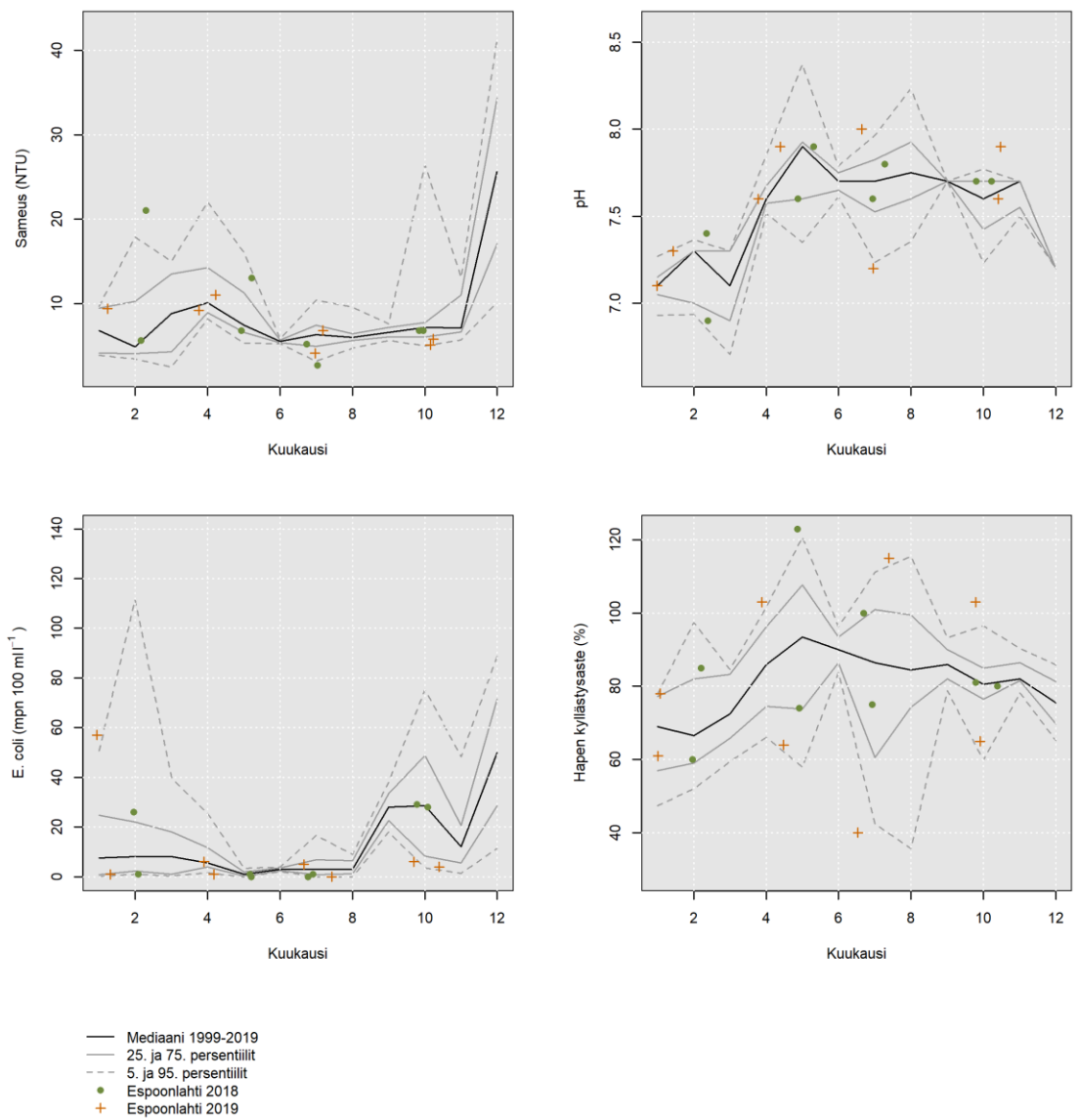
Kokonaisravinnepitoisuudet ovat suhteellisen korkeat ja kokonaisfosforin määrä pintavedessä kasvaa vuoden mittaan, indikoiden alueella mahdollisesti esiintyvää fosforin sisäistä kuormitusta. Alku- ja loppuvuodesta 0 m näytteen pitoisuus on 5 m näytteen pitoisuutta suurempi, kun taas keväällä ja kesällä 5 m näytteen pitoisuus on 0 m pitoisuutta suurempi.

Liukoisen typen pitoisuudet laskevat kesällä tyypillisesti alle analyttisen määrittämissärajat, kun taas liukoista fosforia on pintavedessä jonkin verran saatavilla (kuva 4.4), tämä edelleen viittaa sisäisen kuormituksen vaikutukseen alueella. Pintaveden pH:n ja hapen kyllästysasteen tulosten perusteella voidaan päätellä tyypillisen voimakkaan levien kevätkukinnan olevan suhteellisen heikko alueella ja perustuotanto vaikuttaa keskittyvän keskikesään. Sama ilmiö huomataan Kruunuvuorenselän ja myös jossain määrin Seurasaaren vesimuodostumien alueilla joilla maalta tuleva kuormitus tai liettyneen sedimentin resuspensio aiheuttaa veden samentumista ja heikentää täten etenkin valuntahuippujen aikaan valon läpäisevyyttä vedessä. Vuoden 2019 heinäkuussa nähdään vertailuaineistoon nähden poikkeuksellisen matala hapen kyllästysaste 5 m syvyydessä, korostaen sisäisen kuormituksen ongelmaa ja alueen rehevöitymistä. Samaan aikaan mitatun 0 m näytteen hapen kyllästysaste on ollut ylikyllästytyn puolella ($> 100\%$), viitaten voimakkaaseen paikalliseen levätuotantoon.

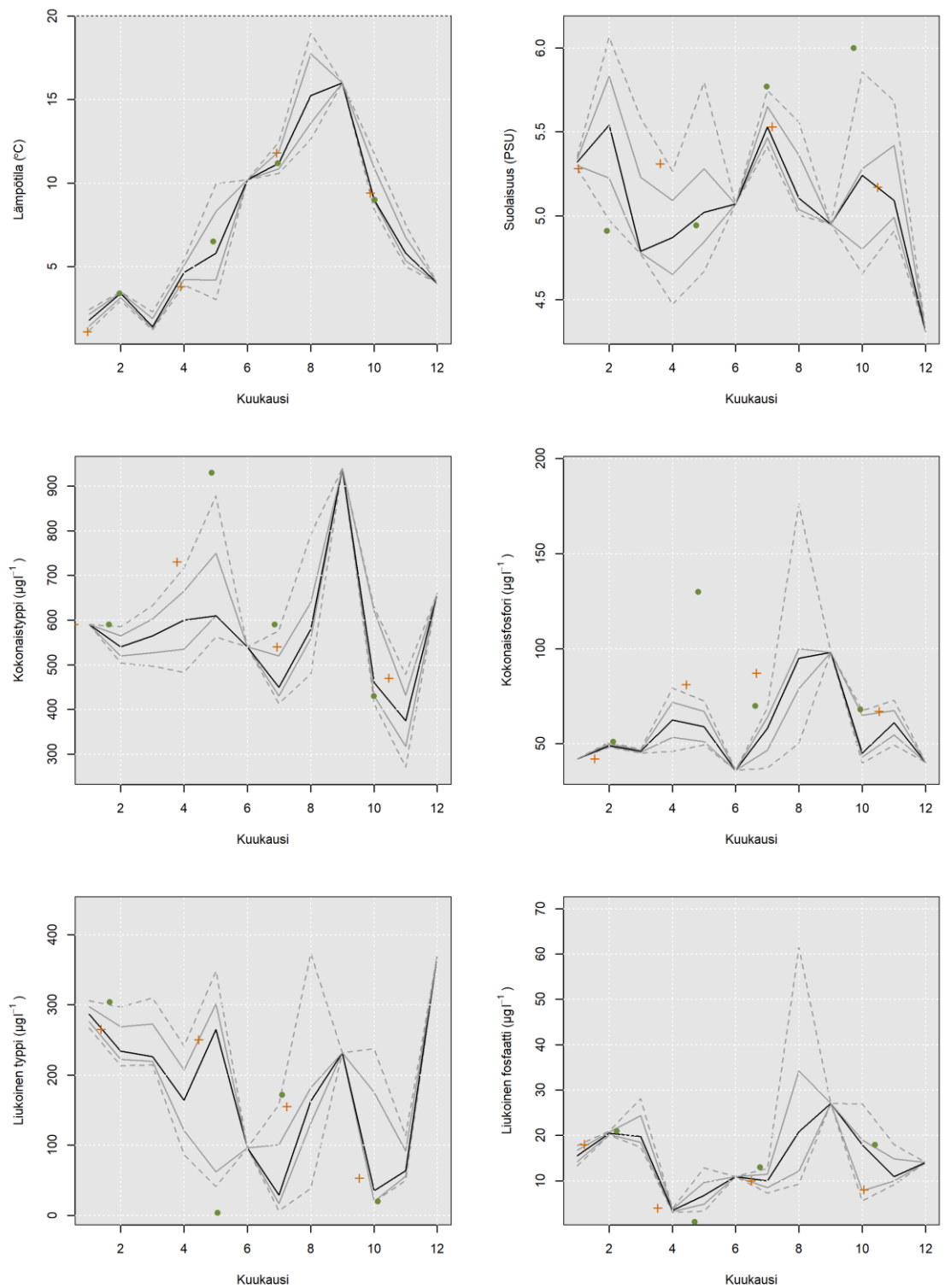
Pohjanläheisen veden happipitoisuus laskee alueella alhaiseksi (kuva 4.5) ja ravinnepitoisuudet pohjanläheisessä vedessä ovat korkeat. Alueella voidaan todeta esiintyvän huomattavaa sisäistä kuormitusta, sekä typen että fosforin suhteen, liukoisten ravinteiden pitoisuudet moninkertaistuvat pohjanläheisessä vedessä loppukesästä. Vuonna 2019 pohjanläheisen veden happipitoisuus laski alle 0.9 mg l^{-1} , alle 2 mg l^{-1} pitoisuuksia pidetään yleisesti voimakkaan happivajeen rajana, jossa tavanomaisen pohjan eliöstön selviytymismahdollisuudet ovat olemattomat.



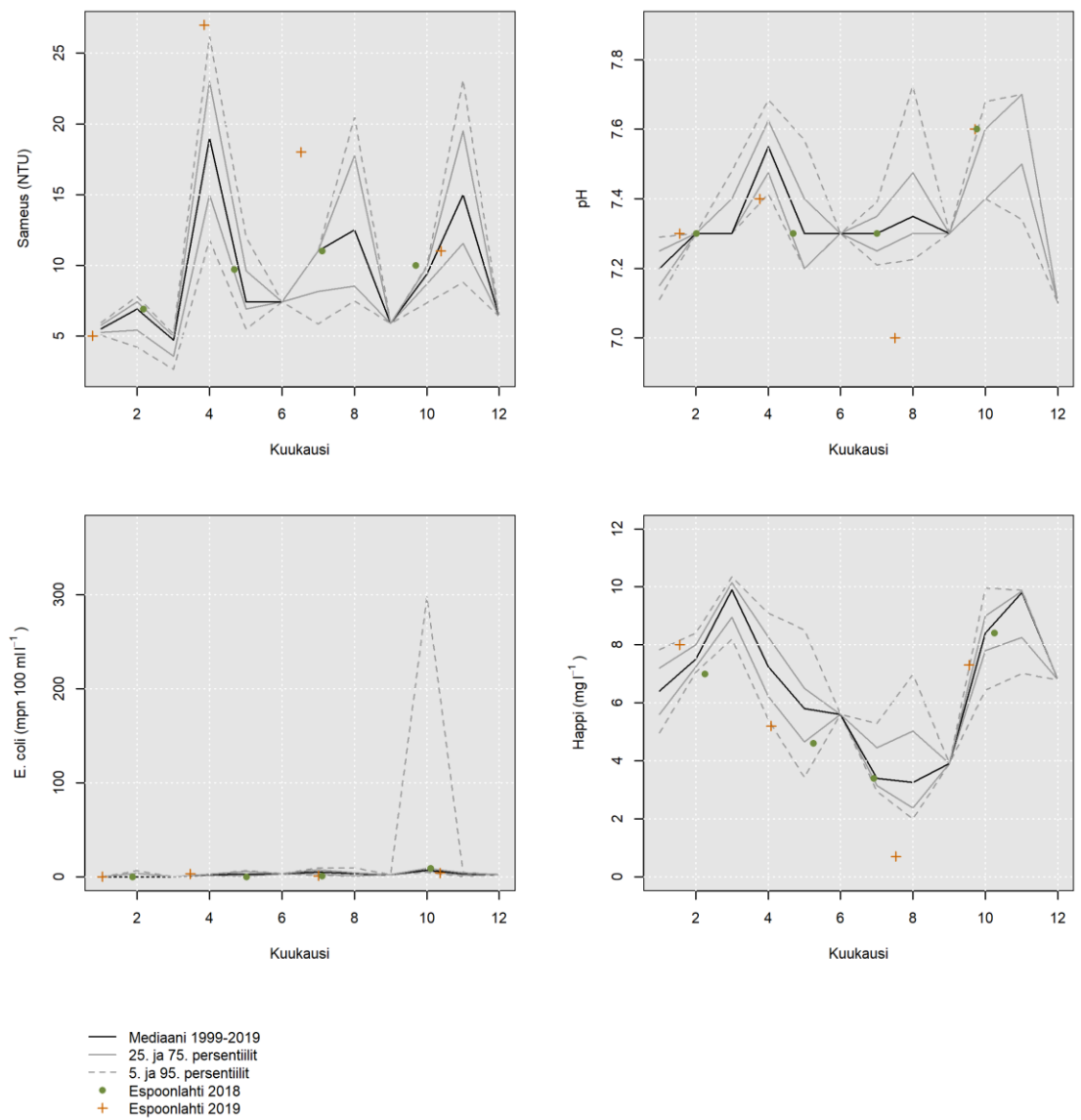
Kuva 4.4. Espoonlahden pintaveden (0 ja 5 m) laadun mediaanit, 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, sekä 2018 ja 2019 havainnot.



Kuva 4.4. Jatkoa edelliseltä sivulta.



Kuva 4.5. Espoonlahden pohjanläheisen veden (13 m) laadun mediaanit, 5, 25, 75 ja 95 prosentti-pisteet, sekä 2018 ja 2019 havainnot.



Kuva 4.5. Jatkoa edelliseltä sivulta.

5 Kasviplankton

5.1 Johdanto

Kasviplankton on herkkä indikaattori veden tilan muutoksille koska kasviplanktonin määrä ja lajistorakenne reagoivat herkästi ympäristön muutoksiin. Kasviplanktoniyhteisön kokonaisbiomassan, perustuotannon ja lajirikkauden vaihtelut selittyvät kasvua tukevien resurssien (pääasiassa ravinteet ja valo) saatavuudella (Lehtinen ym. 2017), mutta yhteisökoostumukseen vaikuttavat kuitenkin myös monet muut tekijät laidunnuksesta ja virusinfektioista voimakkaaseen satunnaisvaihteluun. Kasviplanktoniyhteisön koostumus kertoo planktisen ravintoverkon toiminnasta ja voi täten ennakoida vaikutuksia ravintoverkon ylemmille tasoille (Lehtinen ym. 2016). Kasviplanktonin tuotanto vaikuttaa tosin myös hapen määrään suoraan ja ravinteiden ja hivenaineiden käyttö muokkaa myös veden kemiallista koostumusta. Osa kasviplanktonilajeista voivat olla suoraan haitallisia ravintoverkon muille eliöille, esimerkiksi myrkkujen tuotannon johdosta. Miksotrofisten lajien runsastuminen taas voi kertoa bakteerituotannon ja veden mikrobisilmukan merkityksen kasvusta, mikä on ravintoverkon kannalta kielteistä, koska sen on todettu vähentävän ravintoverkon ylempien tasojen tuotantoa, verrattuna tilanteeseen jossa ravintoverkon tuotanto pohjautuu pääasiassa autotrofiseen eliöstöön (Berglund ym. 2007).

Kasviplanktonin määrän selvittämiseen käytetään monesti epäsuoraa menetelmää, jossa määritetään veden a-klorofyllipitoisuus. Tarkemman kuvan lajistosta ja biomassasta antaa kuitenkin kvantitatiivinen mikroskopoimalla tehty määrittäminen. Lisäksi perustuotantokymmittausten avulla voidaan edelleen seurata rehevöitymistilannetta. Kasviplanktonin perustuotannolla tarkoitetaan veden liuenneen epäorgaanisen hiilen sitoutumista leväsoluihin orgaanisiksi hiiliyhdisteiksi. Perustuotantokyky ei kerro luonnossa tapahtuvasta perustuotannosta vaan on kuvaus sen hetkisen perustuottajayhteisön yhteyttämistehokkuudesta vakioituissa olosuhteissa laboratoriossa. Tässä raportissa tarkastellaan rannikkovesien rehevöitymiskehitystä yllä mainittujen menetelmien lisäksi edelleen, käyttämällä resurssien saatavuutta ja kasviplanktonin tuottavuutta kuvaavia trofia- ja sameus-indeksejä (Vollenweider ym. 1998). Lehtinen ym. (2016) kehittämän ravintoverkoindikaattorin tuloksiin vuosille 2010-2017 pohjautuen pääkaupunkiseudun merialueen ulkosariston tila on heikko, mutta merkkejä tilan kohentumisesta on havaittu (Suikkanen ym. 2019). Heikko tila johtuu sinilevien suurista määristä kasviplanktoniyhteisössä. Sinilevien määrät ovat kuitenkin hieman laskeneet tarkastellulla jaksolla. Sisäsaariston tila arvioitiin myös heikoksi suurien sinilevävärien johdosta. Sekä ulko- että sisäsaaristossa arvioitiin esiintyvän yli 30 haitalliseksi arvioitua kasviplanktonitaksonia (Suikkanen ym. 2019).

Kasviplanktonseurantaa on tehty Helsingin ja Espoon merialueen seurannan yhteydessä jo 1960-luvun puolesta välistä lähtien. Seuranta on ollut laajaa ja tuloksista 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 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 puhdistettujen jätevesien johtaminen

mereen ja muu alueella tapahtuva ympäristölupavelvoitteinen toiminta vaikutuksia kasviplanktonlajistoon, määriin ja kasviplanktonin tuotantoon. Kasviplanktonin tuotantoa tarkastellaan perustuotantokyvyn sekä rehevöitymisindeksien avulla.

Rannikkovedet jaotellaan vesimuodostumiin. Ympäristöhallinnon vesimuodostumajaoittelun 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 ulko-saaristo”. Näiden kolmen havaintopaikan tuloksia käsitellään yhdessä, sillä pääpiirteiltään havaintopaikkojen kasviplanktonlajisto muistuttavat toisiaan.

Helsingin suurista lahdista 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 erilaisia.

5.2 Näytteenotto ja menetelmät

Yhteistarkkailuun kuuluvat kvantitatiiviset kasviplanktonlajistonäytteet Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilta otettiin vuonna 2018 ja 2019 huhtikuun ja marraskuun välisenä aikana. Näytteet otettiin pääsääntöisesti kahden viikon välein aamupäivisin putkinoutimella 0-4 metrin syvyydestä kokoomanäytteenä. Näytteitä määritettiin kasvukauden aikana vuonna 2018 12 kappaletta Katajaluodolta ja Knaperskäriltä ja 13 kappaletta Länsi-Tontulta. Vuonna 2019 näytteitä määritettiin 10 kappaletta Katajaluodolta sekä 11 kappaletta Knaperskäriltä ja Länsi-Tontulta.

Helsingin ympäristöpalvelut seurasi vuosien 2018 ja 2019 aikana kasviplanktonlajistoa ja -biomassoja myös lahtialueilla. Seurantaa tehtiin Vanhankaupunginselältä, Vartiokylänlahdelta ja Laajalahdelta. 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. Menetelmän kuvaus löytyy Suomen ympäristökeskuksen [www-sivuilta](http://www.sivuilla) löytyvästä kasviplanktonin tutkimusmenetelmäohjeesta (Järvinen ym. 2011). Ohjeen perustana on eurooppalainen standardi SFS-EN-15204 "Water quality – Guidance on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique)" (SFS 2006).

Kasviplanktonin lajistonäytteiden kanssa samasta kokoomanäytteestä Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilta otettiin myös perustuotantokynäytteet. Yhteistarkkailun perustuotantokymittaukset tehtiin MetropoliLab Oy:n toimesta akkreditoidulla menetelmällä, joka pohjautuu standardiin SFS 2049:1977.

Ennen vuotta 2014 merialue seurannan a-klorofyllinäytteet otettiin kokoomanäytteenä 0-4 metristä. Vuodesta 2014 vuoteen 2017 yhteistarkkailun a-klorofyllinäytteet otettiin Ruttner-noutimella kahdelta syvyydeltä (0 ja 5 metriä). Näytteet eri syvyyksiltä analysoitiin erikseen. Vuodesta 2018 lähtien siirryttiin ottamaan a-klorofyllinäytteet jälleen kokoomanäytteenä 0-4 metristä. A-klorofylli

määritettiin MetropoliLab Oy:n toimesta akkreditoidulla sisäisellä menetelmällä joka on fluoro-metrinen etanoluuttomenetelmä (Mittausepävarmuus 15 % ja määritysraja 0,75 µg l⁻¹).

Taulukossa 5.1. on esitetty yhteistarkkailun a-klorofyllihavaintopaikat. A-klorofyllituloksia on saatu myös yhteistarkkailuun kuulumattomista Helsingin kaupungin toteuttamista tarkkailuista, joiden tuloksia tarkastellaan raportoinnin yhteydessä.

Taulukko 5.1. Yhteistarkkailuun kuuluvat a-klorofyllihavaintopaikat, havaintopaikan syvyysskoordinaatit ja näytesyvytydet. Kasviplanktonlajisto ja perustuotantokyky -näytteet otettiin tähdellä merkityiltä havaintopaikoilta. Vartiokylänlahti, Laajalahti ja Skatanselkä eivät sisälly yhteistarkkailuun vaan ovat Helsingin omaa seurantaa.

Havaintopaikka	Tunnus	Syvyys (m)	Koordinaatit (WGS 84)		a-klorofyllin, suluissa lajisto- ja perustuotantokynäytteen- den, syvytydet
			Lat	Lon	
Vanhankaupunginselkä	4	2,5	60.19267	24.98976	0-2
Flathällgrundet	39	33	60.08459	24.97956	0-4
Kytön väylä	57	31	60.08005	24.78031	0-4
Länsi-Tonttu*	114	47	60.08236	25.12483	0-4
Ryssjeholmsfjärden	117	3,5	60.14246	24.72521	0-3
Stora Mickelskären	123	27	60.02849	24.60473	0-4
Katajaluoto*	125	28	60.09872	24.88555	0-4
Knaperskär*	147	27	60.08106	24.73821	0-4
Bergrund	148	51	60.03166	24.72217	0-4
Gråskärsbådan	149	32	60.05946	24.88344	0-4
Koiraluoto	168	31	60.0727	24.8677	0-4
Vartiokylänlahti	25	5	60.11576	25.05100	0-4
Laajalahti	87	3,5	60.11595	24.50904	0-3
Skatanselkä	111	13	60.11643	25.11566	0-4

Perustuotanto-, a-klorofylli- ja kasviplanktonbiomassa- sekä kasviplanktonlajiryhmätuloksia tarkasteltiin myös tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella mallilla (Pinheiro ym. 2019) käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2019). Tarkasteluun sisällytettiin aineisto vuosilta 2016-2019 analyysien tilastollisen voiman lisäämiseksi. 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).

5.3 Kasviplanktonyhteisön koostumus

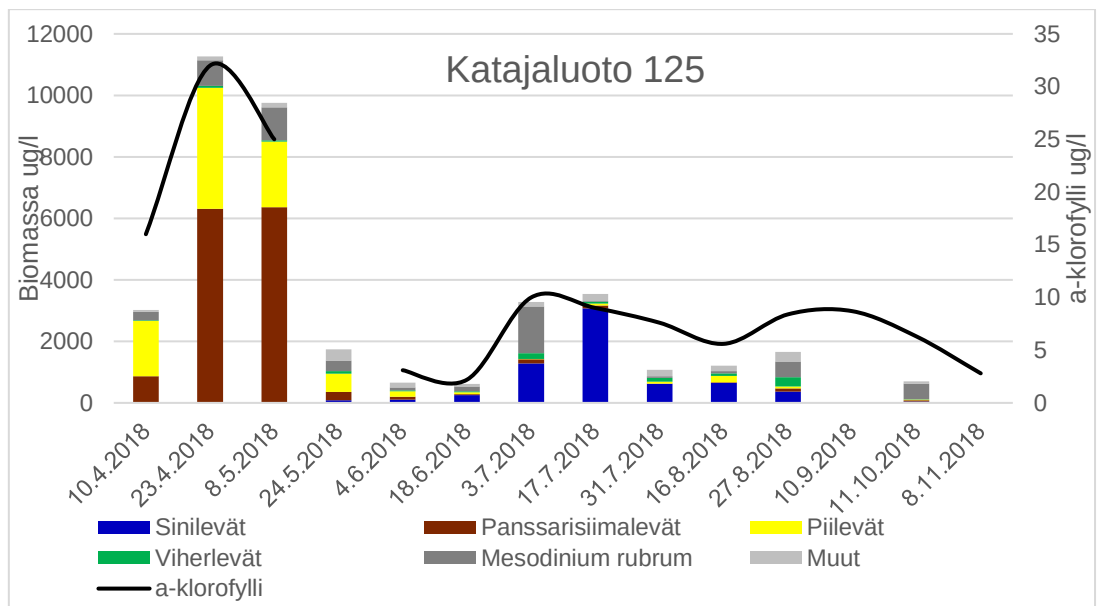
5.3.1 Ulkosaaristo

Yhteistarkkailun kasviplanktonitarkkailun painopistealueet sijaitsivat ulkosaaristossa, Helsinki-Porkkalan (125 ja 147) ja Porvoo-Helsinki (114) rannikkovesimuodostumien alueella.

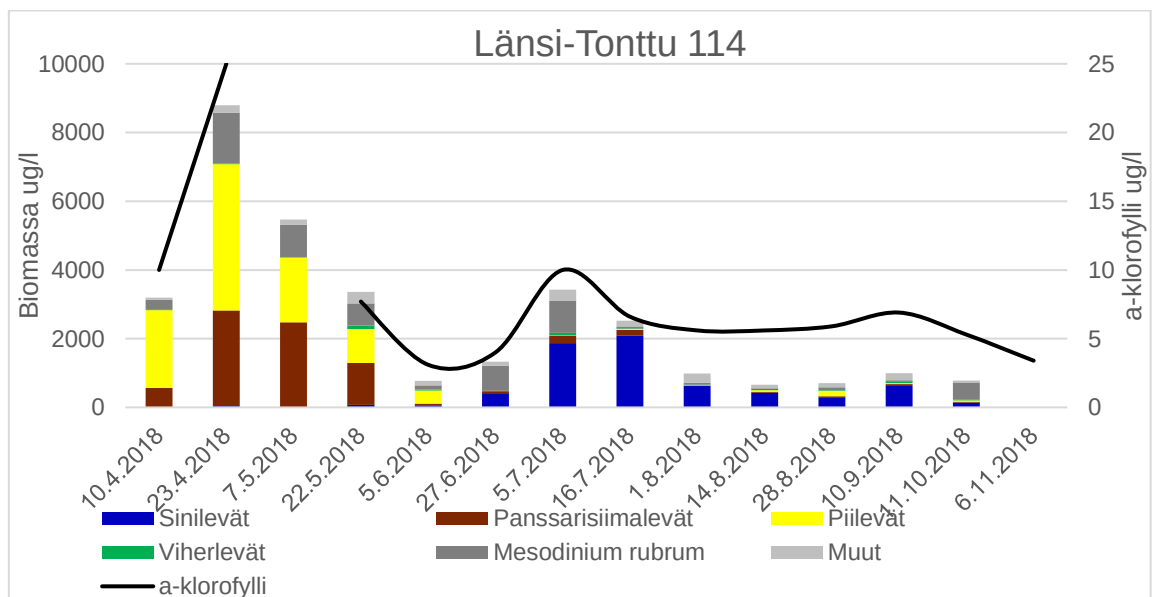
Lajisto koostui lähes samoista lajeista kaikilla ulkosaariston kolmella havaintopaikalla (125, 147 ja 114). Määräsuhteet kuitenkin vaihtelevat. Monien lajien, esimerkiksi keskikesällä runsastuvien sinilevien ja panssarisiimalevien, suurimmat määrät havaitaan ensin läntisimmällä Knaperskärin havaintopisteellä edeten sieltä itään Katajaluodolle ja Länsi-Tontulle. Paikallisia muita runsastumisia havaitaan myös ajoittain.

Ensimmäiset näytteet keväällä 2018 saatiin ennen huhtikuun puoliväliä (Katajaluoto ja Länsi-Tonttu), jolloin kevätukinta oli vasta alkamassa. Biomassat olivat pieniä ja koostuivat valtaosin piilevistä (mm. *Thalassiosira baltica*) (kuvat 5.1, 5.2 ja 5.3). Seuraavan näytteenoton aikana huhtikuun loppupuolella levämäärät olivat jo runsastuneet keväiseen huippuunsa. Tällöin runsaimpina leväryhminä olivat piilevät (mm. *T. baltica* ja *Pauliella taeniata*) ja panssarisiimalevät, valtalajina *Peridiniella catenata*. Katajaluodolla biomassat olivat tällöin muita havaintopisteitä suurempia johtuen *P. catenata* -panssarisiimalevän suuresta määrästä. Kokonaisbiomassa oli tällöin n. 11 200 µg/l ja a-klorofylli 32 µg/l.

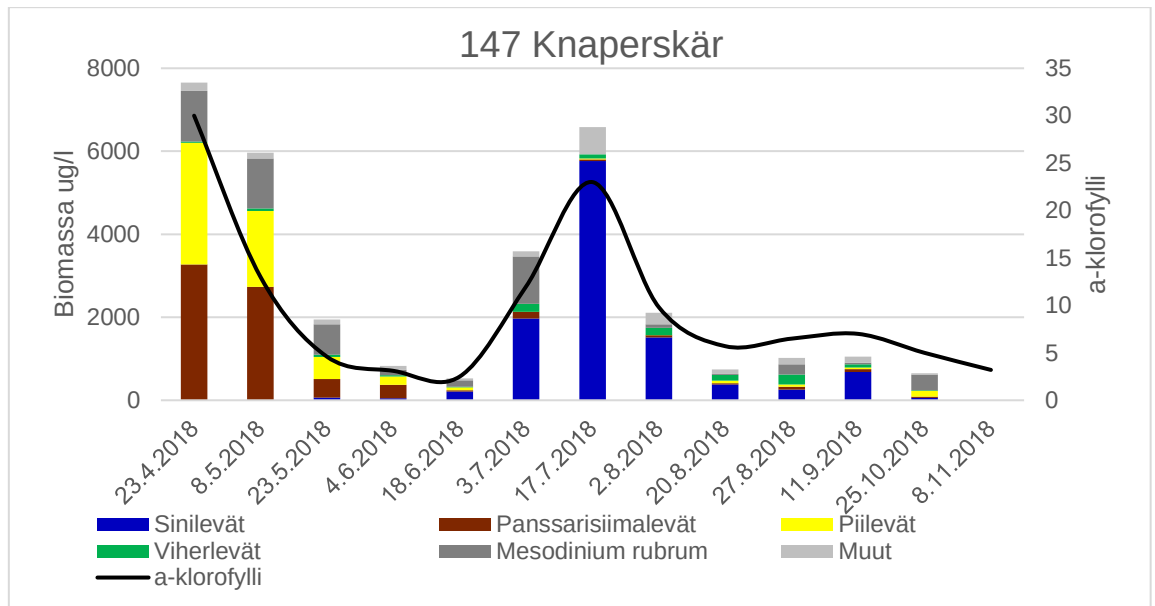
Kesällä 2018 kasviplanktonin määrä laski ulkosaariston alueella kesäkuun puoliväliin saakka, jolloin saavutettiin kesäminimi. Katajaluodolla kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli tällöin 616 µg/l ja a-klorofyllin määrä vain 2,2 µg/l. Sinilevien määrä alkoi lisääntyä jo kesäkuun lopulla ja oli runsaimmillaan heinäkuun puolivälissä. 2018 kesällä havaittiin ulkosaariston veden olevan vahvasti kerrostunutta (kts. kappale 4), joka osaltaan mahdollisti voimakkaat sinileväkukinnot, vuoden 2016 tapaan (Vahtera ym. 2018). Länsi-Tontulla ja Katajaluodolla sinilevälajisto koostui valtaosin *Aphanizomenon flos-aquae* -lajista. *Dolichospermum lemmermannii* -lajia esiintyi vähäisiä määriä ja *Nodularia spumigena* -lajia vain harvakseltaan. Knaperskärillä, missä sinilevien määrä oli suurin, *N. spumigena* oli ajoittain jopa runsain laji. Myös *A. flos-aquae* ja *D. lemmermannii* -sinileviä oli runsaasti. Suurimmat kesän 2018 kasviplanktonin kokonaisbiomassat mitattiin Knaperskärillä 17. heinäkuuta, jolloin kokonaisbiomassa oli noin 6600 µg/l ja a-klorofyllin pitoisuus 23 µg/l. Sinilevien määrä väheni ulkosaariston alueella melko nopeasti elokuulle tultaessa. Syksyllä levämäärät pysyivät pieninä.



Kuva 5.1 Katajaluodon (125) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2018.



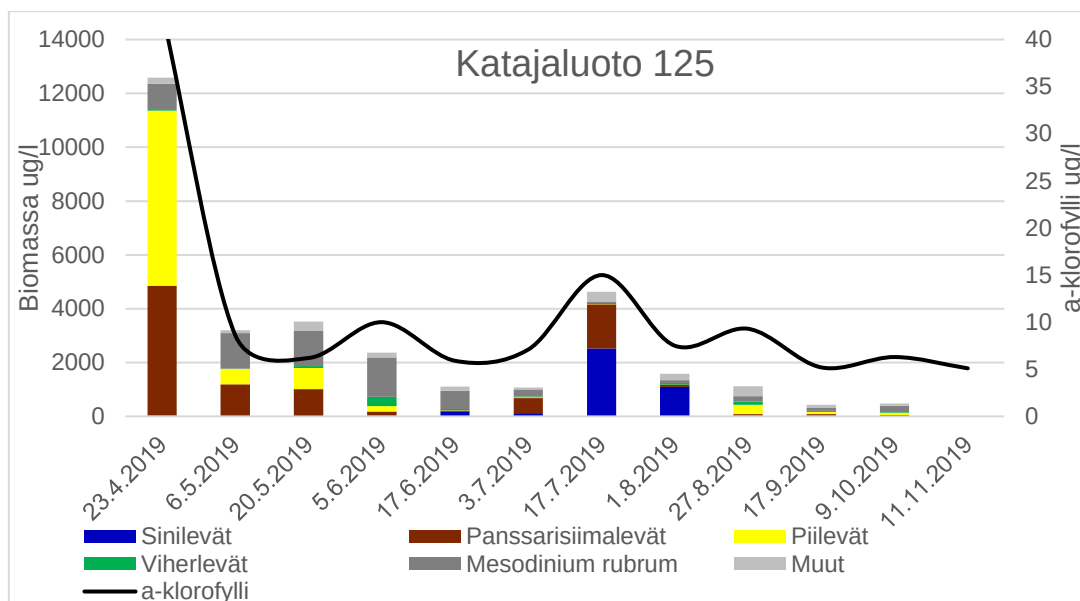
Kuva 5.2 Länsi-Tontun (114) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2018.



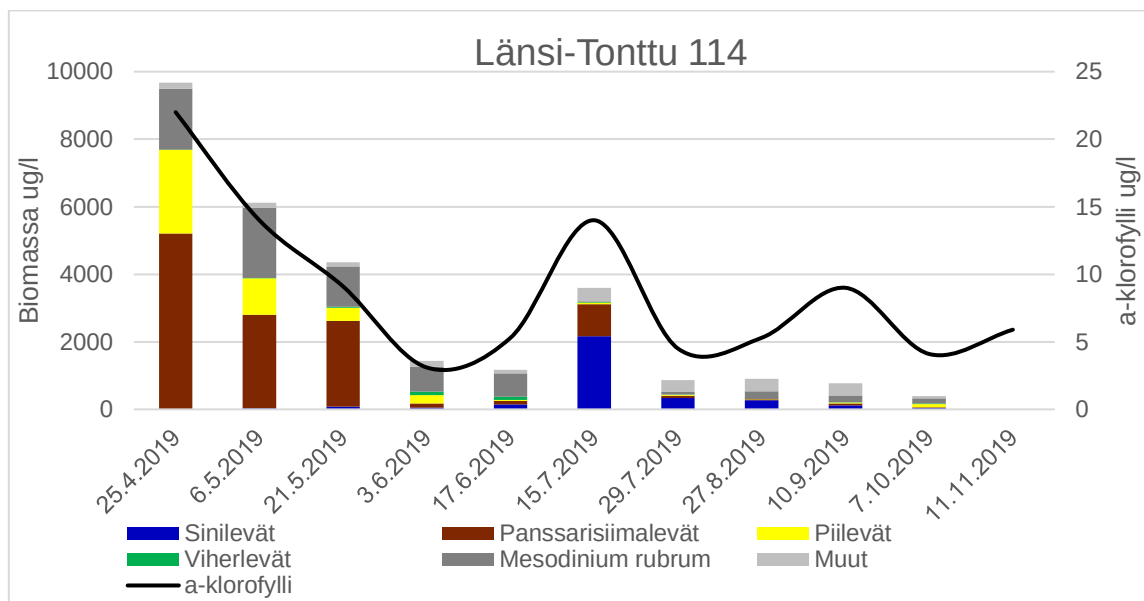
Kuva 5.3 Knaperskärin (147) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2018.

Vuoden 2019 ensimmäiset lajistonäytteet saatiin ulkosaaristosta 2019 huhtikuun loppupuolella, jolloin kevätkukinta oli jo huipussaan (kuvat 5.4, 5.5 ja 5.6). Kokonaisbiomassat kohosivat tällöin suuremmiksi kuin edellisenä vuonna. Knaperskärillä havaittiin ulkosaariston korkeimmat kokonaisbiomassat (lähes 14 000 µg/l), jolloin lajistossa runsaimpina olivat *P. catenata*-panssarsiimalevät. Katajaluodolla sen sijaan mitattiin korkeimmat a-klorofyllipitoisuudet (yli 40 µg/l). Lajistossa runsaimpina tällöin olivat piilevät (*Skeletonema marinoi* ja *T. baltica*). Kasviplanktonin minimi saavutettiin ulkosaaristossa kesäkuun alkupuolella.

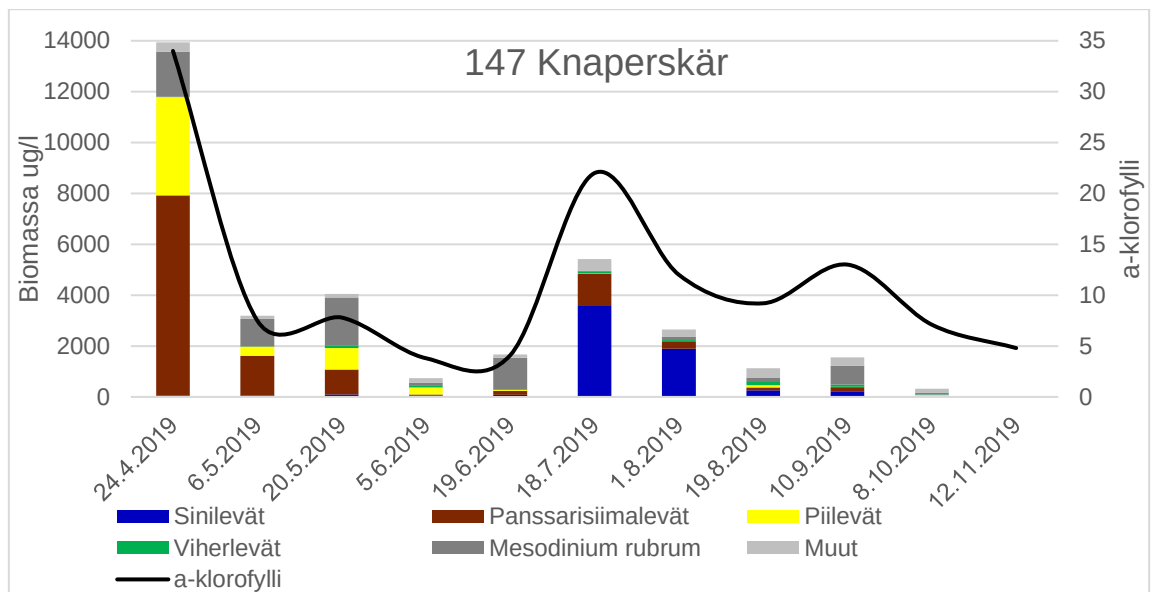
Heinäkuun puolivälissä mitattiin ulkosaaristossa suuria kokonaistypen pitoisuuksia. Samaan aikaan sinilevät olivat alueella runsaimmillaan. Tällöin valtalajina esiintyi *A. flos-aquae*, kun taas *D. lemmermanii* ja *N. spumigenan* määrät jäivät vähäisiksi. Sinilevien määrät olivat Knaperskärillä myös kesällä 2019 ulkosaariston havaintopaikoista runsaimpia, vaikka edellisen kesän kaltaisia sinilevämmääriä ei havaittukaan. Sinilevien runsastuminen jäi myös suhteellisen lyhytaikaiseksi, sillä viileä pintavesi ja tehokas sekoittuminen estivät laajempien sinilevien pintaesiintymien muodostumisen (kts. kappale 4). Erona edelliseen vuoteen, sinilevien pienemmän määrän lisäksi oli, että *Heterocapsa triquetra* -panssarsiimalevä esiintyi heinäkuussa 2019 runsaana kaikilla ulkosaariston havaintopaikoilla. Lajia pidetään haitallisena, sillä se voi massaesiintymiä muodostaessaan aiheuttaa happikatoa varsinkin suljetuissa lahdenpoukamissa (Hällfors 2007).



Kuva 5.4 Katajaluodon (125) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2019.



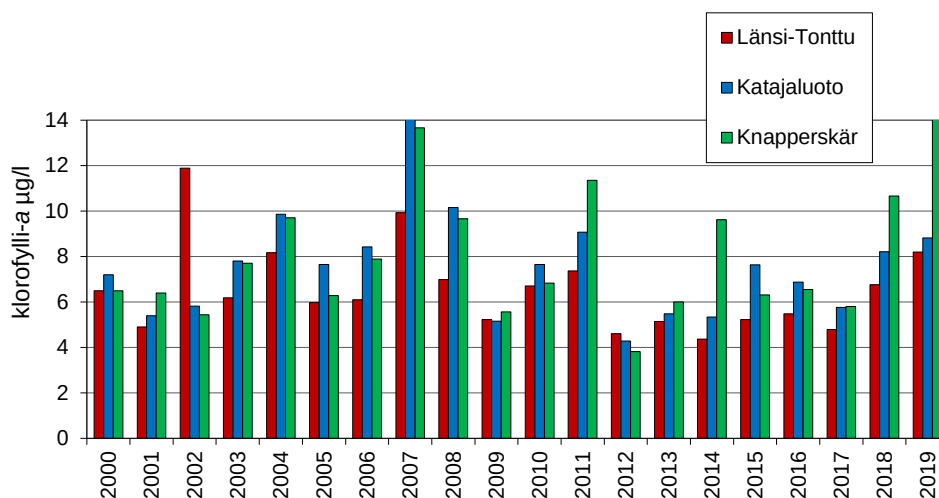
Kuva 5.5 Länsi-Tonttun (114) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2019.



Kuva 5.6 Knaperskärin (147) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2019.

Mikstotrofista *Mesodinium rubrum* –ciliaattia esiintyi keväällä ja keskikesällä 2018 kohtalaisia määriä. Vuonna 2019 ciliaatin määrä oli edellistä vuotta hieman runsaampi. Runsaimpaan sinileväaikaan *M. rubrum* lähes puuttui lajistosta, mutta muina aikoina lajia kuitenkin tavattiin vaihtelevissa määrin. Laji on runsastunut tällä vuosikymmenellä paitsi pääkaupunkiseudun edustan näytteissä niin myös koko Suomenlahden ulkosaaristossa (Suikkanen ym. 2019). Laji pystyy liikkumaan ”siimariviensä” ansiosta nopeasti poikittais- sekä syvyys suunnassa ja voi täten runsastua eri vesikerroksissa. *M. rubrum* voi esiintyä olosuhteista riippuen joko heterotrofisena tai autotrofisena eikä sen runsaus aina näy a-klorofyllituloksissa. Ciliaatin runsastuminen viittaa mikrobisilmukan merkityksen kasvuun vesipatsaan ravintoverkossa, mikä viittaa ravintoverkon heikompaan tilaan koska mikrobisilmukan hallitessa tuotantoa pienempi osa tuotannosta siirtyy ylemmille trofian tasoille (Berglund ym. 2007).

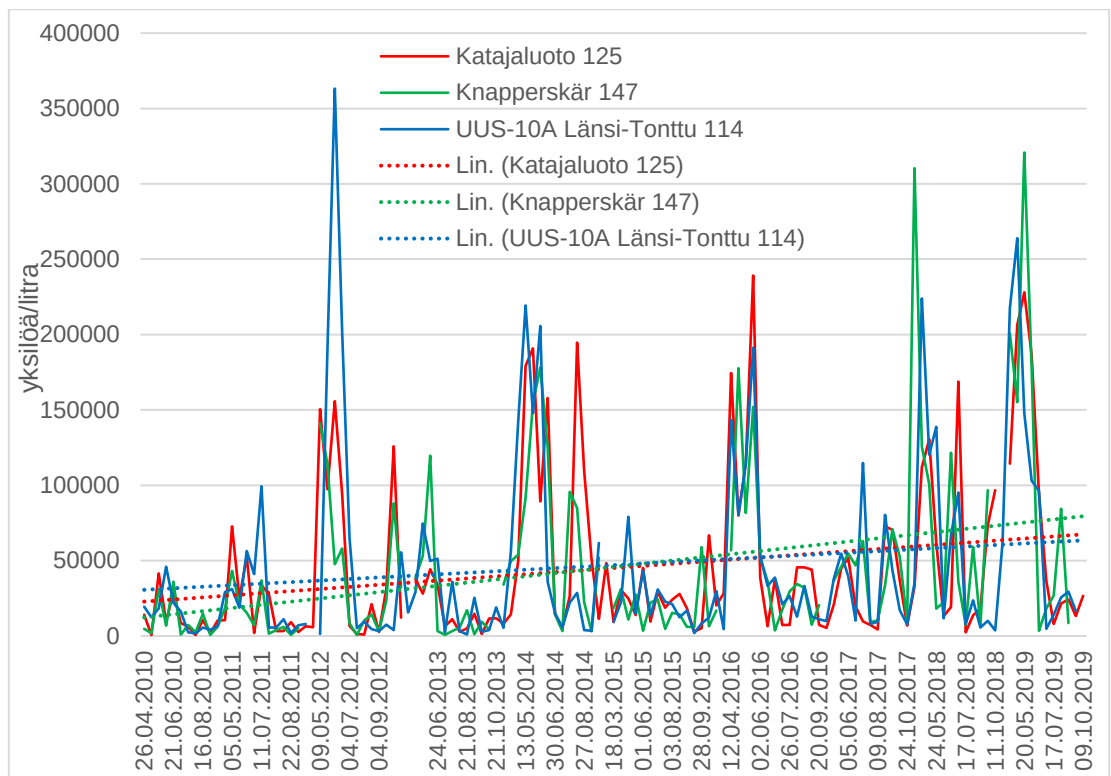
Kasviplanktonin kokonaismäärä (a-klorofylli) viime vuosina heinä-syyskuussa oli ulkosaariston havaintopaikoista suurin Knaperskärillä (kuva 5.7). Joinakin vuosina Katajaluodon kasviplanktonmäärät ovat myös ajoittain olleet runsaita. Länsi-Tontulla levämäärät ovat olleet kolmesta havaintopaikasta pienimpiä.



Kuva 5.7 Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knapperskärin (147) heinä-syyskuun a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot 2000 - 2019. Tulokset ovat 0-4 m kokoomanäytteiden heinä- syyskuun keskiarvoja, paitsi vuodet 2014-2017 jolloin tulokset ovat 1 m ja 5 m näytteiden keskiarvon heinä- syyskuun keskiarvoja.

Koko Suomen avomerialuetta tarkasteltaessa tyypeä sitovien sinilevien määrä on pitkällä aikavälillä lisääntynyt (Korpinen ym. 2018). Lyhyemmällä aikajänteellä vuosien 2010-2017 välisenä aikana kaikilla pääkaupunkiseudun ulkosaariston havaintopaikoilla suuntaus oli lähes päinvastainen, sillä Nostocales-sinilevien, varsinkin *Aphanizomenon* spp.-suvun sinilevien määrä väheni (Suikkanen ym.2017). Vähenevä suuntaus ei kuitenkaan viime vuosina ole jatkunut, sillä vuosina 2018 ja 2019 Nostocales-sinilevien määrät olivat kesällä taas varsin suuria. Varsinkin Knapperskärillä Nostocales -sinilevien määrä oli huomattava, mikä johtui myös osittain kauempaa ajautuneista sinilevälautoista.

Mesodinium rubrum -ciliaatti on runsastunut tällä vuosikymmenellä Suomenlahden ulkosaaristossa (Suikkanen ym. 2017). Sama havainto voidaan tehdä myös pääkaupunkiseudun edustan merialueelta kerätystä aineistosta (kuva 5.8).



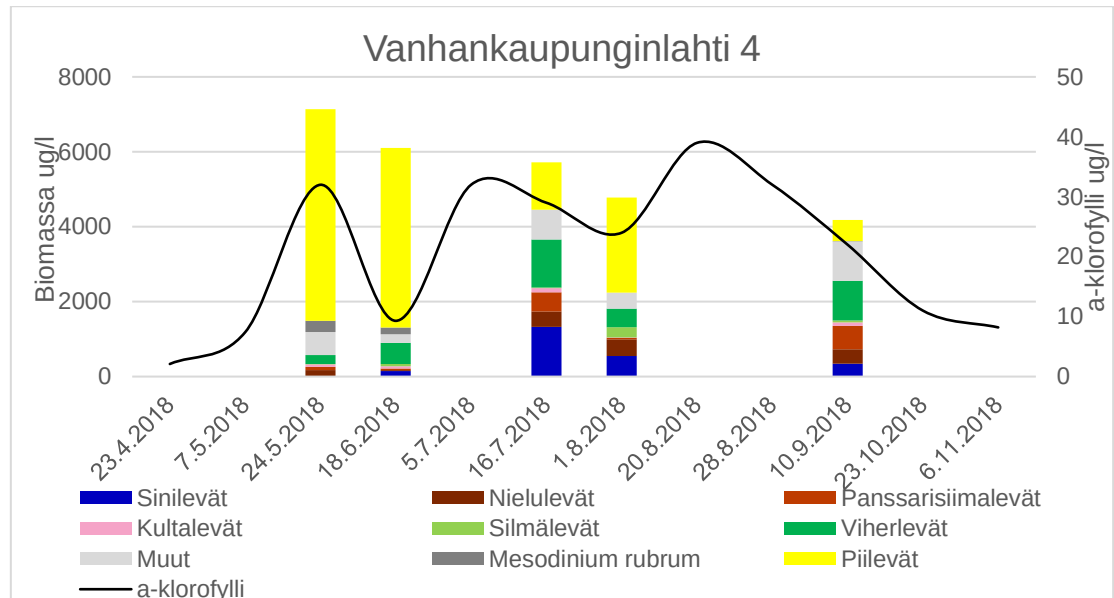
Kuva 5.8. *Mesodinium rubrum* –ciliaatin yksilömäärät 2010-2019 Katajaluodon (125), Knapperskärin (147) ja Länsi-Tontun (114) asemilla, sekä aineistojen lineaarinen trendi.

5.3.2 Lahtialueet

Helsingin kasviplanktonseurannassa olevat suuret lahdet 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 sisäisen kuormituksen (Vaalgamaa 2004, Airola ja Vahtera 2016) ja heikohkon veden vaihtuvuuden johdosta. Vartiokylänlahti on ollut ja on edelleen Helsingin suurista sisälahdista vähiten rehevöitynyt (Kajaste 2004, Airola ja Vahtera 2016), sillä sinne ei ole kohdistunut yhtä voimakasta kuormitusta kuin muihin Helsingin lahtiin. Se on myös avoimempi ulkosaaristosta tuleville virtauksille.

Vanhankaupunginlahti (4) sijaitsee Kruunuvuorenselän rannikkovesimuodostuman alueella. Vantaanjoen virtaama vaikuttaa Vanhankaupunginlahden kasviplanktonmääriin ja lajistoon voimakkaasti. Keväisin, huhti-toukokuussa, kun kevätkukinta on muilla vesialueilla runsaimmillaan, samentavat Vantaanjoen tuomat makeat sulamisvedet Vanhankaupunginlahden veden ja kasviplanktonin määrä pysyy pienenä, tämä ilmiö havaittiin myös keväällä 2018 (kuva 5.9). Kasviplanktonin määrä lisääntyi toukokuun loppupuolella. Tällöin Vanhankaupunginselän havaintopaikan kasviplanktonlajisto koostui lähinnä Vantaanjoen tuomasta makeanveden lajistosta. Lajistossa vallitsivat piilevät, runsaimpina ryhminä pienet kiekkomaiset piilevät sekä *Skeletonema* -

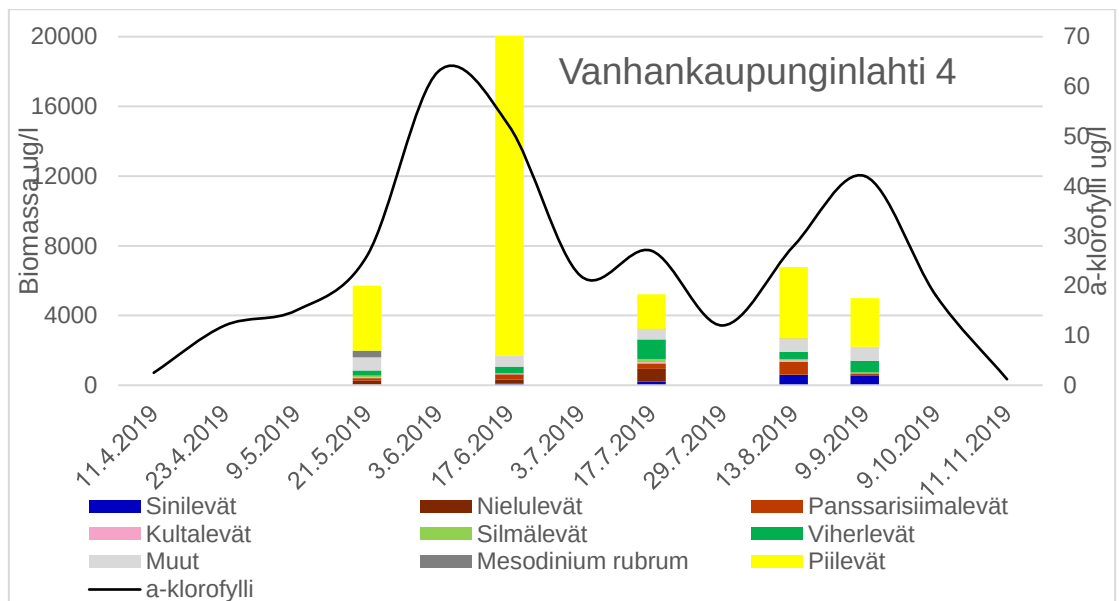
suvun lajit. Nämä kaksi ryhmää muodostavat yli 60 % kokonaisbiomassasta. Suurin osa Vanhankaupunginlahden lajistosta oli tavalliseen tapaan hyvin pienikokoista. A-klorofyllin pitoisuus pintavedessä kohosi toukokuun lopulla 32 µg/l:ssa.



Kuva 5.9 Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2018.

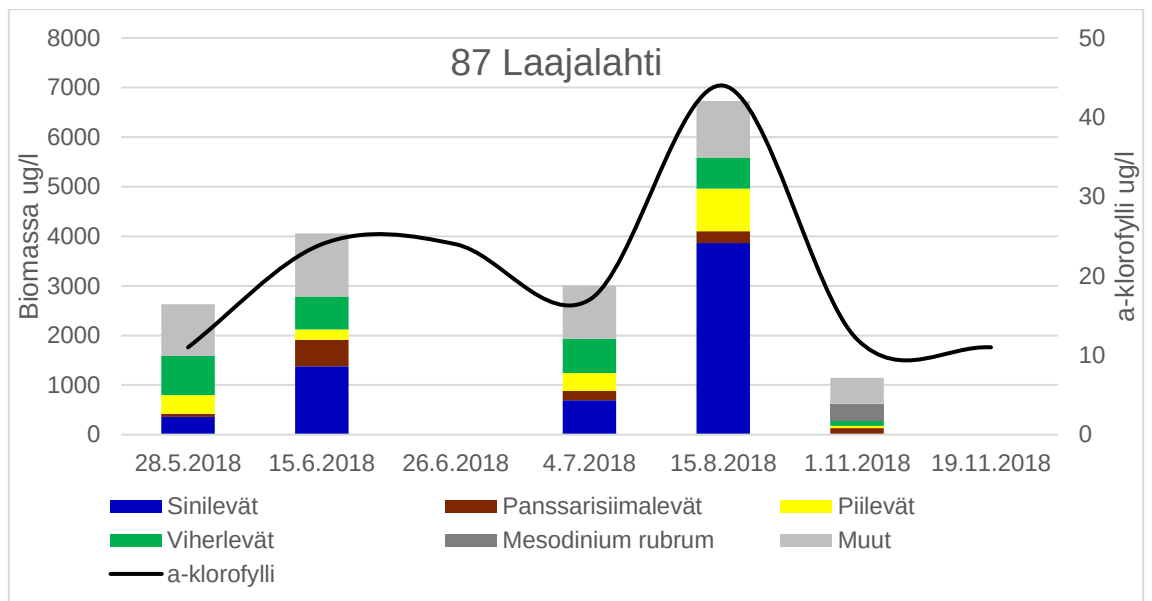
Heinäkuun puolivälissä 2018, kun sinilevien määrä oli suurimmillaan ulkosaaristossa, myös Vanhankaupunginlahden lajistossa oli poikkeuksellisen paljon rihmamaisia sinileviä; jopa yli 20 % kokonaisbiomassasta koostui *Dolichospermum* ja *Aphanizomenon*-sukujen sinileivistä. Samaan aikaan lajistossa runsaslukuisina esiintyivät myös *Chrysochromulina* -tarttumalevät, *Pyramimonas* -viherlevät ja *Plagioselmis* -nielulevät, vaikka niiden biomassa ei kasvanut kovin suureksi (kuva 5.9). Elokuun puolivälissä mitattiin kauden korkein a-klorofyllipitoisuus pitoisuus, 39 µg/l. Samaan aikaan mitattiin kesän 2018 suurimmat levämäärät myös Laajalahdella ja Vartiokylänlahdella.

Kesällä 2019 kasviplanktonbiomassat alkoivat edellisten vuosien tapaan kasvaa Vantaanjoen virtaaman vähennyttyä ja veden kirkastuttua (kuva 5.10). Keväisessä lajistossa runsaimpia olivat *Diatoma tenuis*-piilevät ja pienet kiekkomaiset piilevälajit. Biomassat kasvoivat kesäkuun alkuun saakka. Tuolloin biomassa oli erittäin suuri ja a-klorofylli kohosi yli 60 µg/l:ssa. Lajistossa vallitsivat edelleen piilevät. Kesäkuun puolivälissä *Skeletonema* -suvun piilevät muodostivat yli 80% kokonaisbiomassasta. Myöhemmin kesällä lajisto monipuolistui kokonaisbiomassojen pienentyessä ja piilevien vähentyessä. Lajeista runsastuivat mm. *Plagioselmis prolunga*-nielulevät, *Nephroselmis olivacea*-viherlevät, lukumääräisesti myös esim. *Merismopedia* -sinilevät, *Pyramimonas* spp. - ja *Dictyosphaerium*-viherlevät. Vielä syyskuussakin levämäärät olivat vielä suuria; syyskuun alkupuolella a-klorofyllin määrä oli 42 µg/l.



Kuva 5.10. Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2019.

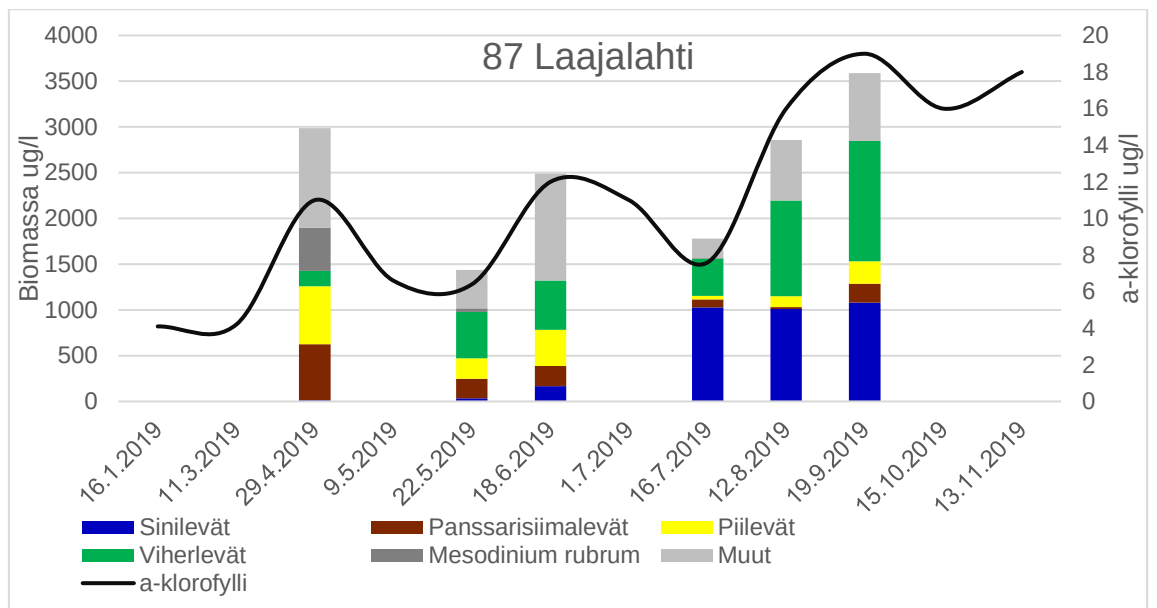
Seurasaaren vesimuodostuman alueella sijaitsevan Laajalahden kasviplanktonlajisto oli 2018 monipuolinen. Kuten yleensäkin Laajalahdella, monet lajit esiintyivät varsin pienisoluisina ja määräsuhteet vaihtelivat olosuhteiden mukaan melko nopeastikin. Kasviplanktonin keväinen runsastuminen oli jo Laajalahdella ohitettu, kun ensimmäinen näyte saatiin toukokuun lopulla (kuva 5.11). Tällöin biomassoiltaan runsaimpia olivat flagellalliset *Pyramimonas* -viherlevät, *Pseudopedinella* -kultalevät ja *Chrysochromulina* -tarttumalevät sekä pienet kiekkomaiset piilevät. Myös monet muut pienisoluiset lajit esiintyivät runsaslukuisina, vaikkakin niiden osuus biomassassa on vaatimaton. Tällaisia olivat mm. *Plagioselmis* -nielulevät, *Dictyosphaerium* -, *Koliella* - *Raphidocelis* -, *Monoraphidium* - ja *Phacotus* -viherlevät. Lajistoon olivat ilmestyneet myös jo *Dolichospermum* -ja *Aphanizomenon* -sinilevät, joiden määrä lisääntyi kesän edetessä. Kesäkuussa lajistossa hetkellisesti runsastui myös *Heterocapsa rotundata* -panssarisiimalevä, jota tavataan alueella pienempiä määriä läpi kesän.



Kuva 5.11 Laajalahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2018.

Suurimmat kesän 2018 kasviplanktonbiomassat havaittiin Laajalahdella kuitenkin elokuussa (a-klorofylli 44 µg/l), jolloin sinilevät olivat runsaimpina lajiryhmänä. Sinilevät, varsinkin *Aphanizomenon* spp. ja *Dolichospermum lemmermanii*, runsastuvat alueella joka vuosi. Lahdella havaitaan säännöllisesti sinileväkukintoja, joita tuulet kuljettavat rannoille. Sinilevälajistossa esiintyy myös muita, pienempiä lajeja jotka eivät muodosta pintakukintoja mm. *Romeria* sp., *Snowella* spp, *Lemmermanniella* spp. ja *Merismopedia* spp. joiden lukumäärät ovat kuitenkin huomattavia ja ne saattavat värjätä veden vihertäväksi. Myös monet edellä mainituista jo kevätkestä runsaina esiintyvistä lajeista esiintyivät vaihtelevissa määrissä myös myöhemmin kesällä

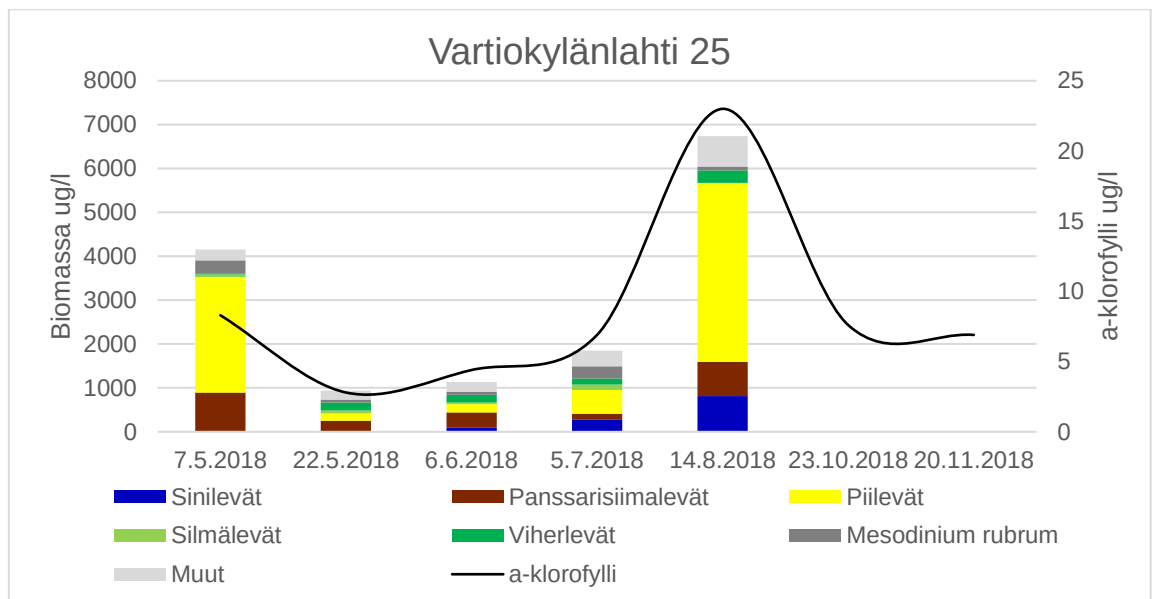
Vuoden 2019 kasviplanktonin määrät Laajalahdella jäivät edellistä vuotta pienemmiksi. Ensimmäisessä lajistonäytteessä huhtikuun lopulla havaittiin kevätkekinnän lajistoa (kuva 5.12). Piilevistä *Skeletonema marinoi* muodosti 13 % kokonaisbiomassasta. *Peridinella catenata* oli runsain panssarisiimalevälaaji. Lajistossa oli paljon myös *Mesodinium rubrum*-ciliaatteja (16 % kokonaisbiomassasta). Ryhmä muut käsittää useita lajeja, runsaimpina *Chrysochromulina* spp. -suvun tarttumalevät. Sinilevien määrä ei kohonnut kovin suureksi. Mutta myöhemmin kesällä sinilevien määrä suhteessa muuhun lajistoon kuitenkin lisääntyi. Heinäkuussa ilman molekyylärisen typen sitomiseen pystyvät *Aphaninomenon* spp. ja *D. lemmermanii* –sinilevät runsastuivat lajistossa. Myöhemmin kesällä *Snowella* spp. –sinilevät (15 % kokonaisbiomassasta syyskuun puolivälissä) ja *Crucigenia tetrapedia*-viherlevät (27% kokonaisbiomassasta) olivat molekyylärisen typen sitomiseen pystyviä sinilevälajeja runsaampia.



Kuva 5.12 Laajalahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2019.

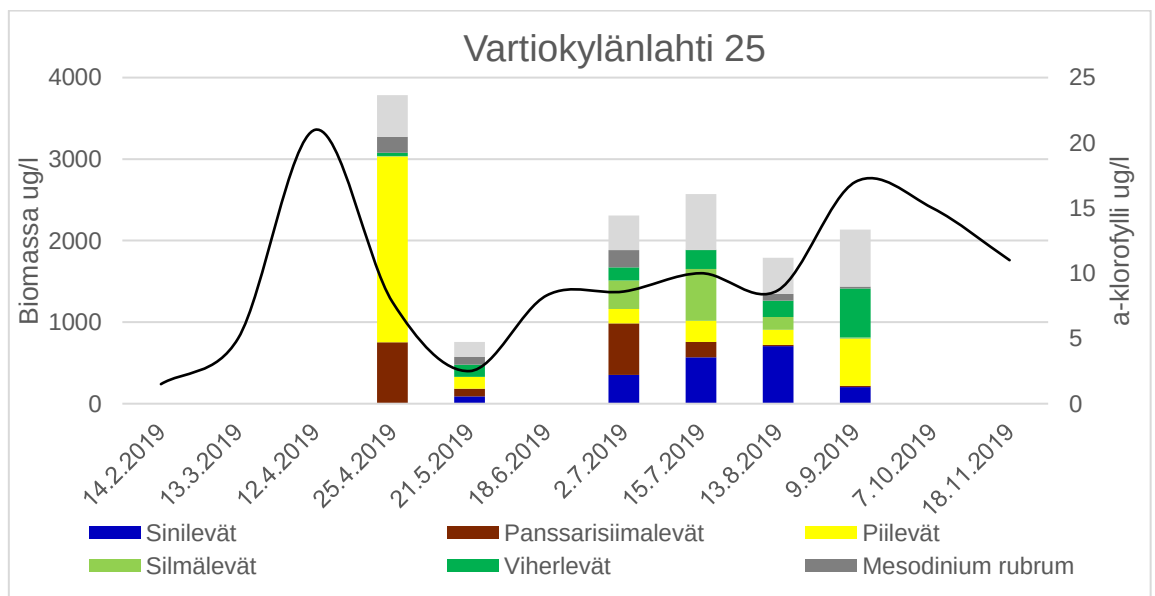
Viimeisen kymmenen vuoden aikana sinilevien määrä on Laajalahdella lisääntynyt. Tämä johtuu lähinnä pienisoluisten sinileväkolonioiden kasvaneista lukumääristä (lahkot Chroococcales ja Synechococcales). Nostocales-lahkon rihmamaiset sinileväkoloniat, jotka kesäaikana muodostavat pintakukintoja, ovat sen sijaan jopa hiukan vähentyneet. Myös silmälevien, kultalevien ja pienten flagellallisten levien (lahkoista Prasinophyceae, Prymnesiophyceae ja Pyramimonadophyceae) osuus lajistossa on kasvanut. *Mesodinium rubrum*-ciliaatin määrät ovat lisääntyneet myös Laajalahdella, kuten myös koko pääkaupunkiseudun edustalla (Suikkanen ym. 2019).

Villingin rannikkovesimuodostuman alueella Vartiokylänlahdella kevään 2018 kasviplanktonkukinnan huippu jäi oletettavasti näytteenoton ulkopuolelle, mutta toukokuun alkupuolella alueella oli vielä runsaasti kevätukinnan lajistoa (kuva 5.13). Piilevistä runsaimpana esiintyivät *Chaetoceros wighamii* ja *Skeletonema marinoi* ja panssarisiimalevistä *Peridinella catenata*. Toukokuun loppupuolella kasviplankton oli minimissään. Kesällä, ennen sinileväaikaa pienikokoista lajistoa havaittiin runsaasti. Lajistossa esiintyi vaihtelevassa määrin mm. *Pyramimonas* spp.-viherleviä, *Chrysochromulina* spp.-tarttumaleviä ja pienikokoisia, Centrales-ryhmän piileviä. Yksittäisiä panssarisiimaleviä esiintyi myös keskikesällä, kuten muillakin havaintopaikoilla, mutta ne olivat harvalukuisia. Elokuun puolivälissä, jolloin sinilevät yleensä ovat biomassaltaan suurimpana ryhmänä, veden samensivat piilevät. Piilevät muodostivat tällöin yli puolet kokonaisbiomassasta. Lajistossa esiintyi tällöin monipuolisesti sentrisiä piilevälajeja mm. *Cyclotella choctawhatcheana*. Sinilevien määrä jäi alle 10% kokonaisbiomassasta.



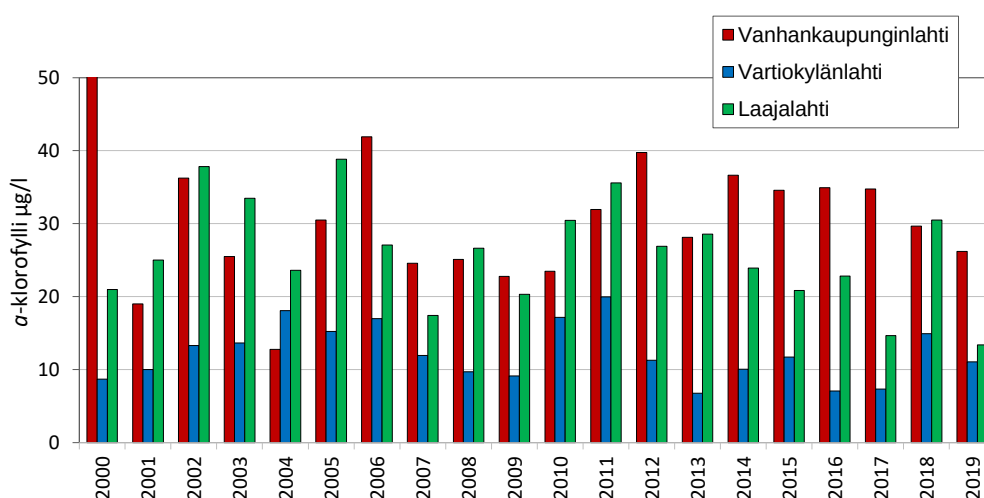
Kuva 5.13 Vartiokylänlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2018.

Myös keväällä 2019 kevätukinnan huippu oli jo ohitettu, kun ensimmäiset näytteet saatiin huhtikuun loppupuolella (kuva 5.14). Tällöin Vartiokylänlahdella havaittiin kasvukauden 2019 korkeimmat levämäärät. Myös edellisenä keväänä runsaana esiintynyt *Skeletonema marinoi* –piilevä oli valtalajina. Panssarisiimaleviä (*Peridiniella catenata*) oli lajistossa huomattavasti piileviä vähemmän. Levien määrä oli minimissään toukokuun loppupuolella, mutta kasvoi loppukesää kohti. *Eutreptiella*-silmälevät runsastuivat heinäkuun alkupuolella veden suolaisuuden kohotessa. Sini-levät olivat runsaimmillaan elokuun puolivälissä, jolloin mitattiin myös kesän korkeimpia pintaveden lämpötiloja.



Kuva 5.14 Vartiokylänlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2019.

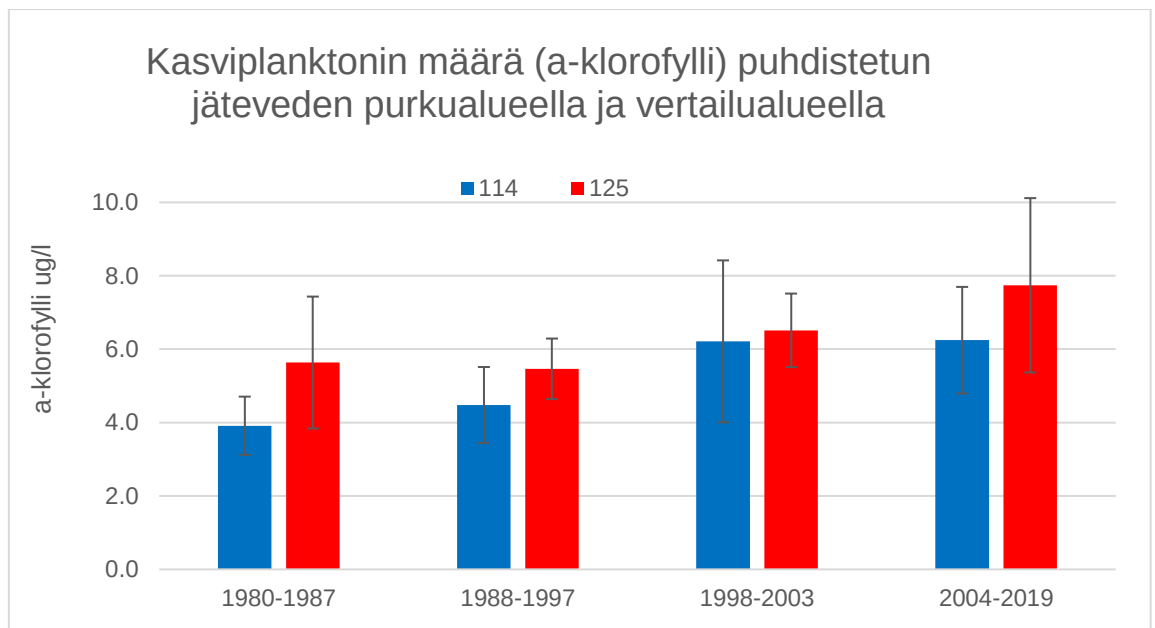
Vanhankaupunginlahdella tavattiin lähes säännöllisesti 2010-luvulla Helsingin suurten lahtialueiden heinä-syyskuun suurimmat kasviplanktonmäärät (kuva 5.15). Sinilevien, varsinkin typensidontaan pystyvien rihmamaisten lajien, määrät eivät olleet kovin suuria. Sen sijaan pienikokoiset piilevät olivat runsaita koko kesän. Laajalahden kesäaikainen planktonlevien määrä vähentyi 2010-luvulla, mutta kesällä 2018 kasviplanktonlevien määrä kasvoi taas suureksi. Kesällä 2018 varsinkin elokuussa olosuhteet sinilevien runsastumiselle olivat hyvät; vesi oli lämmintä ja varsinkin fosforiravinteita oli runsaasti saatavilla. Sinileväkukinnat olivat tällöin runsaita ja lajistossa oli runsaasti ilmakehän molekyyläristä tyyppiä sitovia lajeja. Kesällä 2019 olosuhteiden ollessa levien kasvuille epäedullisemmat, Laajalahden kasviplanktonlevien määrät olivat huomattavasti vähäisempiä. Vartiokylänlahti on edelleen Helsingin suurista sisälahdista vähiten rehevöitynyt ja avoimuutensa johdosta kasviplanktonlajisto muistuttaa ajoittain ulompien alueiden lajistoa. Lajistossa on kuitenkin ajoittain runsaastikin pienikokoisia lahtialueille tyypillisiä lajeja esim. piileviä.



Kuva 5.15 Vanhankaupunginlahden (4), Laajalahden (87) ja Vartiokylänlahden (25) heinä-syyskuun a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot vuodesta 2000. Tulokset ovat 0-4 m kokoomanäytteiden heinä- syyskuun keskiarvoja, paitsi vuodet 2014-2017 jolloin tulokset ovat 1 m ja 5 m näytteiden keskiarvon heinä- syyskuun keskiarvoja.

5.4 Kasviplanktonyhteisön koostumuksen erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutuksen alaisina olevien näyteasemien välillä

Kasviplanktonlajiston erot jätevesien purkupaikkojen läheisyydessä ja vertailualueella ovat edellisvuosien tapaan suhteellisen vähäisiä. Kesäaikaisen (heinä-syyskuu) kokonaisbiomassan on kuitenkin havaittu ajoittain olevan korkeampi purkualueiden läheisyydessä kuin Länsi-Tontun havaintoasemalla. Erot näiden alueiden välillä eivät kuitenkaan mikroskopointitulosten kokonaisbiomassan osalta olleet tilastollisesti merkitseviä. Edellisen yhteenvetoraaportin yhteydessä todettiin, että tilanne on ollut samansuuntainen jo ennen jätevesien johtamista ulkosaaristoon eikä jätevesien johtaminen ole muuttanut tilannetta havaittavasti (Vahtera ym. 2018). Kun kokonaisbiomassaa tarkastellaan a-klorofyllitulosten pohjalta, keskimääräinen a-klorofyllin taso on kuitenkin tilastollisesti merkitsevästi suurempi puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä, verrattuna Länsi-Tontun aseman vastaaviin tuloksiin (kuva 5.16) (taulukko 5.2).



Kuva 5.16 Länsi-Tontun ja Katajaluodon kasviplanktonin määrän (a-klorofylli) heinä-syyskuun keskiarvo ennen jätevesien laskemista ulkosaaristoon (1980-1987), jätevesien johtamisen aloittamisen jälkeen (1988-1997), typen poiston alettua Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla (1998-2003) ja sen tehostuttua (2004-2019).

A-klorofyllipitoisuus oli kesällä 2018 ja 2019 purkualueilla Katajaluodolla sekä Knaperskärillä keskimääräisesti suurempi kuin vertailualueella Länsi-Tontulla (Kuva 5.7), ja ero oli tilastollisesti merkitsevä, kun analyysissä käytettiin vuosien 2016-2019 aineistoa (taulukko 5.2). A-klorofyllin pitoisuuksissa on todettu esiintyvän merkittävää vaihtelua tilallisella ja ajallisella mittakaavalla, jotka ovat pienempiä kuin pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun asemien keskimääräiset etäisyydet toisistaan ja/tai näytteenottojen ajallinen frekvenssi (Little ym. 2018).

A-klorofyllipitoisuuksien vaihtelun on todettu myös olevan suhteellisen suurta Suomenlahdella kumpuamistapahtumien yhteydessä, jolloin kasviplanktonbiomassan tilallista jakaumaa määrittävät kumpuamisen muokkaamat pintavirtaukset (Uiboupin ym. 2012). A-klorofylli ja mikroskooppilaskentaan perustuva kasviplanktonin kokonaisbiomassa pyrkivät kuvaamaan saamaa asiaa, eli kasvikeijuston kokonaismäärää vedessä. A-klorofyllin määrä leväsolun sisällä vaihtelee kuitenkin solun fysiologisen tilan mukaan. Solun tilaan ja sen sisältämän a-klorofyllin määrään vaikuttavat pääosin valon määrä sekä typpiravinteiden saatavuus (Seppälä 2009). Valon määrään vesipatsaassa vaikuttaa veden sameus sekä sekoittuvan kerroksen syvyys. Veden sameus on tilastollisesti merkitsevästi suurempaa puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä, verrattuna alueisiin, jotka ovat etäämmällä purkualueista (kts. kappale 4). Veden kerrostuneisuus on alueilla samankaltaista. Myös liukoisten typpiravinteiden pitoisuudet ovat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purkualueiden lähistöllä. Tästä johtuen korkeamman a-klorofyllin määrän purkualueiden lähistöllä, vaikka mikroskooppilaskentoihin perustuva kasviplanktonin kokonaisbiomassa ei olekaan suurempi, voi selittyä leväsolujen paremmalla ravinteiden saannilla ja hieman heikommalla valoympäristöllä, mikä ajaa solut syntetisoimaan enemmän a-klorofylliä leväsolua kohti.

Silmälevien ja viherlevien määrät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purkualueiden läheisyydessä verrattuna Länsi-Tontun aseman 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

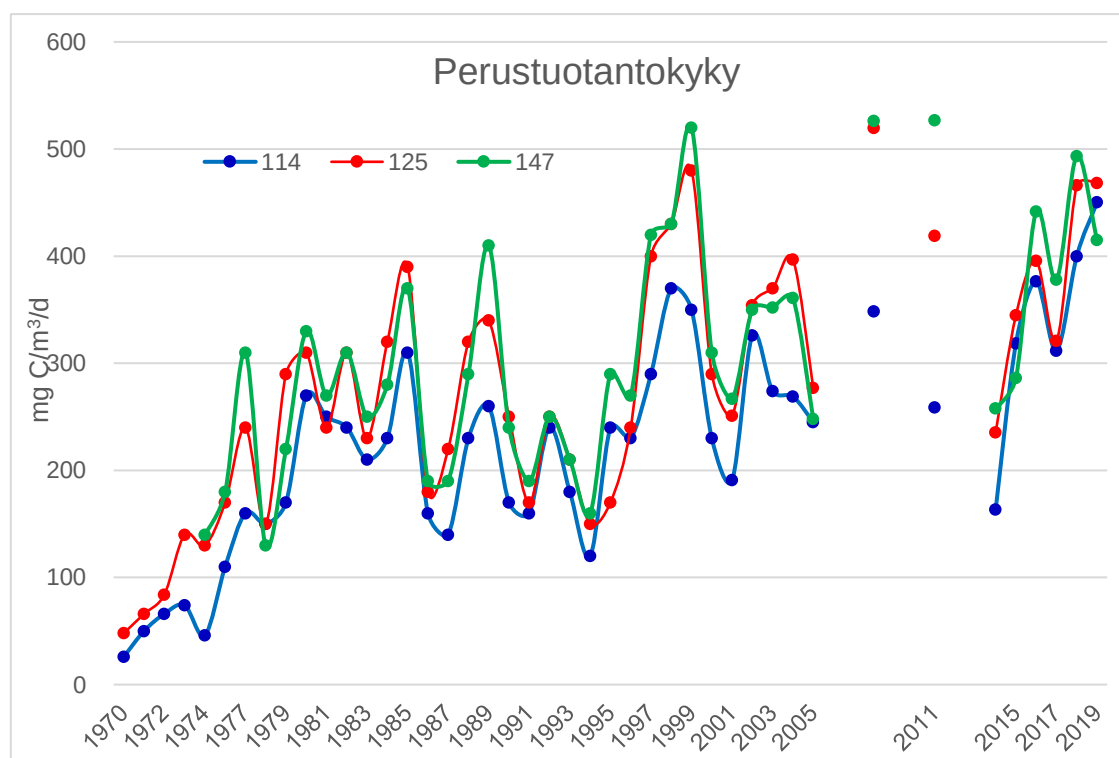
den käytön johdosta (Jensen ym. 1994, Paerl ym. 2003, Vuorio ym. 2005). Silmälevien ja viherlevien suurempi määrä puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähellä saattaa indikoida jätevesien johtamisen vaikutusta alueella.

Taulukko 5.2. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset kasviplanktonryhmien biomassojen suhteen vuosille 2016 - 2019. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä, logaritminmuunnetyt vastemuuttujat merkitty numerolla 1.

	Ero maan	vertailu-ase-	Keski- virhe	Vapausas- teet	t-arvo	p-arvo
Perustuotantokyky	43.5		24.9	62	1.75	0.09
Kokonaisbiomassa ¹	0.03		0.10	74	0.31	0.76
a-klorofylli	1.44		0.59	77	2.43	< 0.05*
Syanobakteerit ¹	-0.24		0.25	74	-0.93	0.35
Panssarsiimalevät ¹	0.29		0.22	74	1.35	0.18
Piilevät ¹	-0.10		0.27	74	-0.38	0.70
Silmälevät ¹	0.65		0.22	74	2.92	< 0.05*
Viherlevät ¹	0.31		0.11	74	2.91	< 0.05*
<i>M. rubrum</i> ¹	-0.02		0.11	74	-0.19	0.85

5.5 Perustuotantokyky

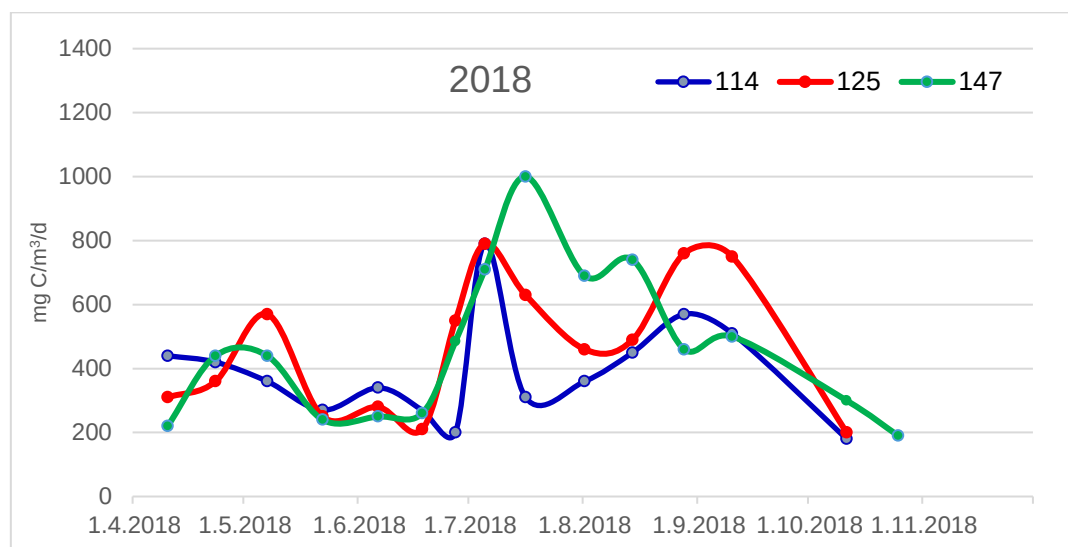
Perustuotantokyvyn vuosikeskiarvot ovat 1970-luvulta alkaneen seurannan tulosten perusteella kasvaneet selvästi. 1970-luvulla perustuotantokyky oli Länsi-Tontulla vain noin kolmannes 2010-luvun perustuotantokyvystä. Perustuotantokyky oli jo 1970-luvulla Katajaluodolla ja Knaperskärillä selvästi suurempi kuin Länsi-Tontulla (kuva 5.17).



Kuva 5.17 Kasviplanktonin perustuotantokyky 1970-luvulta lähtien (mg C(yht)/m³/d) Länsi-Tontulla (114), Katajaluodolla (125) ja Knaperskärillä (147).

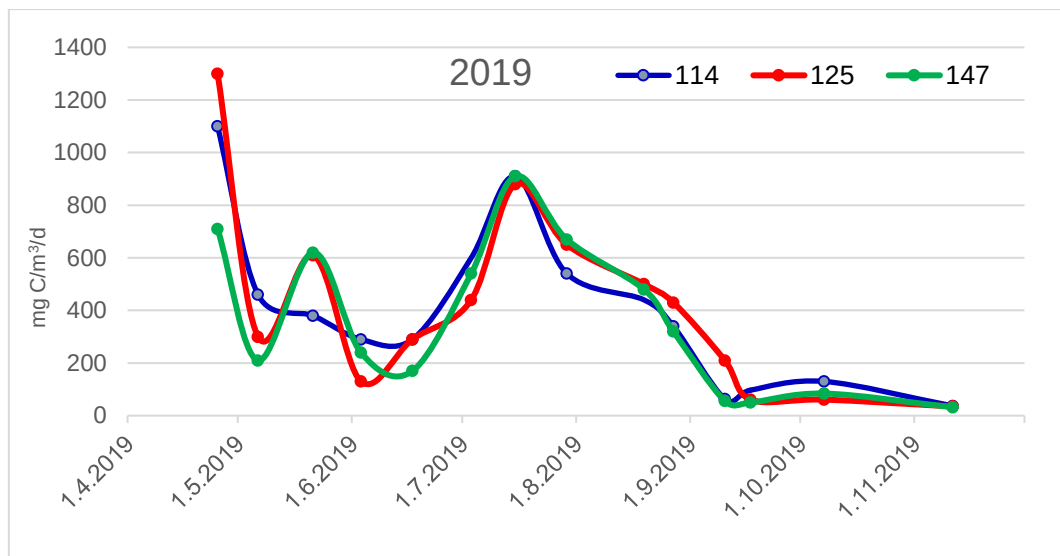
Keväällä 2018 ensimmäisen näytteenoton aikaan kasviplanktonin perustuotantokyky jäi suhteellisen pieneksi kaikilta ulkosaariston havaintopisteiltä otetuissa näytteissä (kuva 5.18). Perustuotantokyvyn huippu saavutettiin mahdollisesti jo ennen näytteenottokauden alkua eikä keväistä tuotantomaksimia luultavasti onnistuttu mittaamaan.

Perustuotantokyky oli suhteellisen maltillisella tasolla loppukevään ajan vaihdellen 240-570 mg C(yht.)/m³/d välillä. Länsi-Tontulla ja Katajaluodolla savutettiin kesän 2018 perustuotantokyvyn huippu heinäkuun alussa (molemmilla asemilla 790 mg C(yht.)/m³/d). Knaperskärillä koko alueen kesän suurimmat perustuotantokyvyn arvot mitattiin vasta hieman myöhemmin heinäkuun puolivälissä (1000 mg C(yht.)/m³/d), jolloin aseman tuloksissa havaittiin myös suuria sinilevämääriä. Perustuotantokyky kasvoi Länsi-Tontulla ja Katajaluodolla myös syyskuun puolivälissä, jolloin havaittiin pientä runsastumista myös sinilevien sekä *Mesodinium rubrum* -määriä.



Kuva 5.18 Kasviplanktonin perustuotantokyky vuonna 2018 Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintoasemilla.

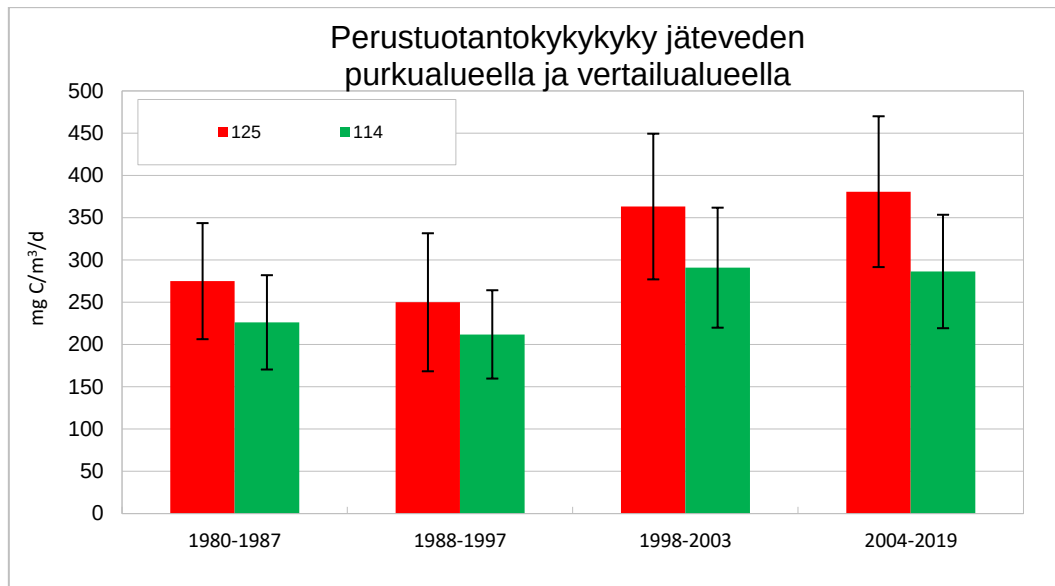
Vuoden 2019 kevään perustuotantokyky oli varsinkin Länsi-Tontun aseman näytteissä korkea ja ajoittui kevään ensimmäisen näytteenoton kanssa samoihin aikoihin huhtikuun loppupuolelle (kuva 5.19). Tällöin vedessä oli runsaasti pii- ja panssarisiimaleviä. Perustuotantokyky kasvoi alkukesän matalampien perustuotantotulosten jälkeen jälleen heinäkuun puolivälissä, samaan aikaan sinilevien runsastumisen kanssa. Knaperskärillä ja Katajaluodolla perustuotantokyky kasvoi alkukesästä uudelleen. *Mesodinium rubrum* -ciliaatti esiintyi tällöin edellistä kesää runsaampana. Kesän perustuotantokyvyn huippu saavutettiin kaikilla kolmella havaintoasemalla heinäkuun puolivälissä (noin 900 mg C(yht.)/m³/d), jolloin sinilevät ja *Heterocapsa triquetra* –panssarisiimalevät olivat runsaimmillaan. Tämä jälkeen perustuotantokyvyn taso pieneni aina syksyyn saakka.



Kuva 5.19 Kasviplanktonin perustuotantokyky vuonna 2019 Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintoasemilla.

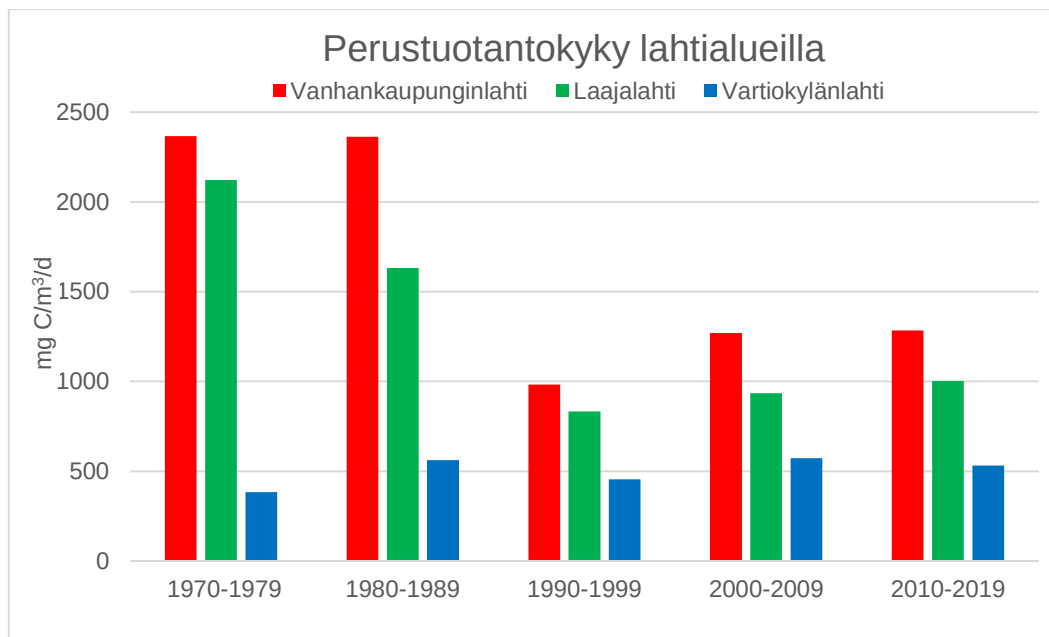
Vuonna 2018 perustuotantokymittausten tulokset olivat Katajaluodolla ja Knaperskäriällä keskimääräisesti korkeampia kuin Länsi-Tontulla. Vuonna 2019 Knaperskärin havaintopaikan keskimääräinen perustuotantokyky oli taas ulkosaariston havaintopaikoista alhaisin, mikä johtunee muita havaintopaikkoja matalammasta kevättuloksesta ja kevätkukinnan huipun puuttumisesta tuloksista. Perustuotantokyky oli alueella huipussaan luultavasti hieman muita havaintoalueita aikaisemmin, jolloin näytteitä ei vielä saatu.

Ennen jätevesien purkamista ulkosaaristoon (1980-1987) keskimääräinen perustuotantokyky Katajaluodolla oli noin 275 mg C/m³/d ja Länsi-Tontulla 226 mg C/m³/d. Jätevesien johtamisen aloittamisen jälkeen (1987) perustuotantokyky pysyi samalla tasolla. 2000-luvun alkupuolelle siirryttäessä perustuotanto kasvoi molemmilla alueilla, mutta hieman enemmän asemalla 125 verrattuna aseman 114 tuloksiin. Jätevesien tehostettu typenpoisto aloitettiin vuonna 2003 mikä viittaa puhdistettujen jätevesien laskemisen ja yleisemmän rehevöitymiskehityksen yhteisvaikutukseen alueella. Jätevesien puhdistusprosessin typen poiston alkamisen ja sen tehostumisen jälkeen merialueen perustuotantokyky pysyi edelleen korkealla tasolla. Katajaluodolla perustuotantokyky näyttää viimeisinä vuosina kasvaneen, kun taas Länsi-Tontulla hieman laskeneen. Nämä tulokset voivat osittain ilmentää puhdistettujen jätevesien rehevöittävää vaikutusta alueella. Perustuotantokyvyn erot puhdistettuja jätevesiä vastaanottavien alueiden asemien ja Länsi-Tontun aseman välillä eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä (taulukko 5.2).



Kuva 5.20 Katajaluodon ja Länsi-Tontun perustuotantokyky vuosikeskiarvoina ennen jätevesien laskemista ulkosaaristoon (1980-1987), jätevesien laskemisen aloittamisen jälkeen (1988-1997), typenpoiston alettua Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla (1998-2003) ja sen tehostuttua (2004-2019).

Vanhankaupunginlahden perustuotantokytulokset olivat 1970 ja 1980-luvuilla suuria johtuen puhdistettujen jätevesien johtamisesta alueelle vuoteen 1986 asti (kuva 5.21). Vantaanjoki toi lisäksi alueelle kuormitusta (kts. kappale 2). 2000-luvulla Vanhankaupunginselältä on otettu perustuotantokytuloksia ainoastaan neljänä vuotena (2000, 2005, 2008 ja 2011) ja näiden perusteella perustuotantokyky on kasvanut 1990-luvun tuloksista. Laajalahdella perustuotantokyky kasvoi 2000-luvulla. Vartiokylänlahdella perustuotantokyky on kuitenkin pysynyt kymmeniä vuosia lähes ennallaan. Lahtialueiden perustuotantokytulosten tulokset eivät suoranaisesti enää kerro jätevesien johtamisen vaikutuksista nykyisin. Ne voivat kuitenkin varsinkin Laajalahdella kertoa menneiden vuosikymmenien jätevesien laskemisen vaikutuksista sisäisen kuormituksen ja heikon veden vaihtuvuuden kautta, sekä nykyisen hajakuormituksen vaikutuksista.



Kuva 5.21 Vanhankaupunginselän, Laajalahden ja Vartiokylänlahden perustuotantokyky 1970-luvulta lähtien eri vuosikymmenillä.

5.6 Rehevöityneisyys- ja sameusindeksi

Merialueen tilaa arvioidaan useilla eri menetelmillä, vertailemalla suoraan esim. vesikemiallisia mittaustuloksia tai biologisia mittaustuloksia (esim. kasviplanktonbiomassa ja lajisto, pohjaeläin tiheys ja lajisto jne.) toisiin mittaustuloksiin tai referenssitasoihin jotka ovat ennalta määritelty kuvaamaan ympäristön tilan muutoksia.

Yleisin Suomessa käytetty vesiympäristön tilaa kuvaava indeksi lienee ELS-arvo (ekologinen laatusuhde) (Aroviita ym. 2012, Aroviita ym. 2019). Ekologisen tilan luokitus on kattava arvio vesiympäristön tilasta ja se tehdään valtiohallinnon toimesta joka kuudes vuosi käyttäen edellisen kuuden vuoden aikana kertynyttä aineistoa. Ekologisen tilan luokittelussa eri biologisten tekijöiden laatusuhteet ilmaistaan ELS-arvoina, joita käytetään mm. rannikkovesiemme ekologisen tilan arvioinnin pohjana. Ekologisen luokituksen tekeminen on suhteellisen työlästä ja dataintensivistä ja siihen sisältyy ennen lopullista luokitusta asiantuntija-arvio. Pääkaupunkiseudun merialueelle tehdään joka vuosi valtiohallinnon virallisesta luokituksesta poikkeava ekologisen tilan luokittelun periaatteiden (Airola ja Vahtera 2016, Aroviita ym. 2019) mukaisesti laskettu laatuluokitus, joka poikkeaa virallisesta luokituksesta mm. siten, että siinä käytetään neljän viimeisen vuoden aineistoa ja luokitus tehdään pelkästään laskennallisesti käyttämättä asiantuntija-arviota (Airola ja Vahtera 2016)¹².

Tässä kappaleessa esitetään ELS-arvoa kevyempi ja pääasiassa vesipatsaan perustuotantoa ja ravinnevarantoja kuvaava trofia-indeksi, joka on luotu ilmentämään vesiympäristön rehevöitymisen tasoa (Vollenweider ym. 1998). Trofia-indeksi perustuu rutiininomaisesti ja helposti mitattaviin parametreihin (a-klorofylli, happi, typpi ja fosfori), se on luotu ottamaan huomioon perustuotannon lopputuote (biomassa) ja perustuotantodynamiikka (happi). Indeksillä sisällytetään myös rehevöitymisen pääasialliset kausaaliset tekijät (ravinteet) ja se kuvaa täten suhteellisen kattavasti

¹² <https://www.hel.fi/static/vmk/merialueen-seuranta/ELS-kartta.pdf>

vesiympäristön rehevöitymisen muutoksia. Indeksiksi ei oteta huomioon vesiympäristön kasvillisuutta tai pohjaeläimiä ja on täten kattavuudeltaan huomattavasti suppeampi kuin ELS-arvo ja siitä johdettava virallinen ekologinen luokitus.

5.6.1 Aineisto ja menetelmät

Trofiaindeksi (TRIX) kuvaa vesipatsaan rehevöityneisyyttä ottamalla huomioon kasviplanktonin biomassan ja tuotannon sekä ottamalla huomioon pääasialliset biomassaan ja tuotantoon vaikuttavat tekijät ja se pohjautuu rutiininomaisesti mitattaviin parametreihin (Vollenweider ym. 1998). Indeksiksi laskettiin vesimuodostumakohtaisesti parametrien vuosien 2018 ja 2019 kesäkuukausien (kesäkuu-syyskuu) keskiarvoille kaavalla:

$$TRIX = (Log[Chl-a * aDO\%] * N_{tot} * P_{tot}) - [3.2]/0.5 \quad (1)$$

jossa *Chl-a* on klorofyllipitoisuus, *aDO%* on pintaveden hapen kyllästysasteen absoluuttinen poikkeama 100:sta, *N_{tot}* on pintaveden kokonaistypen pitoisuus ja *P_{tot}* pintaveden kokonaisfosforin pitoisuus. Indeksiksi on skaalattu niin, että se saa arvot 0-10 väliltä ja indeksiksi sovitettiin käytössä olevan aineiston vaihteluun, koska alkuperäinen indeksin laskukaava oli sovitettu Välimereitä kerättyyn aineistoon.

Indeksien yksinkertainen tulkinta on, että indeksin arvoille < 4 rehevöityneisyyden taso on alhainen ja vesistön tila vesipatsaan tuotannon ja perustuottajien resurssitarpeen osalta on erinomainen, arvoille 4-5 tila on hyvä, arvoille 5-6 tila on keskinkertainen ja arvoille > 6 tila on huono.

TRIX-indeksin lisäksi laskettiin veden sameusindeksi (TRBIX) (Vollenweider ym. 1998), jota voi käyttää yhdessä TRIX-indeksin kanssa arvioimaan veden sameuden pääasiallisia lähteitä. Veden sameus johtuu ainakin kolmesta eri tekijästä 1) vedestä ja veteen liuenneesta aineksesta johtuva, 2) biomassasta johtuva ja 3) elottomasta kiintoaineksesta johtuva valon absorptio tai siirto. Itämerellä liuenneen aineksen tiedetään vaikuttavan veden valon läpäisevyyteen paljonkin (Kowalczyk ym. 2005, Simis ym. 2017), ja koska kohtaa 1 ei erikseen huomioida TRBIX-indeksin laskennassa ovat tulokset todennäköisesti hieman vääristyneet. Indeksiksi kuvaa kuitenkin elottoman ja elollisen kiintoaineksen suhteiden vaihteluiden vaikutusta veden valon läpäisevyyteen. TRBIX lasketaan kaksivaiheisesti, laskemalla yksinkertainen suhde veden läpinäkyvyyden ja klorofyllin välille:

$$TRSP(p) = 30 / Chl-a \ 0.7 \quad (2)$$

jossa *Chl-a* on α -klorofyllin pitoisuus. Kaavan 2 mukaisen suhteen pohjalta lasketaan nk. "sameus/klorofylli -suhde" (TRBR) joka on potentiaalisen (p) ja mitatun (a) veden läpinäkyvyyden (TRSP) suhde, $TRBR = TRSP(p) / TRSP(a)$. Mitattuna veden läpinäkyvyytenä käytetään mitattua näkösyvyyttä. Sameusindeksi lasketaan kaavalla 3:

$$TRBIX = \log_2(TRBR) \quad (3)$$

Sameusindeksin yksinkertainen tulkinta on indeksin arvolla 0 veden sameus on biomassasaturoitunut, eli leväbiomassa aiheuttaa kaiken veden sameuden. TRBIX arvolla 1 veden sameus on puoliksi biomassan ja puoliksi elottoman kiintoaineksen aiheuttamaa, arvolla 2 biomassan osuus veden sameudesta on 1/4, jne. Sameusindeksi laskettiin trofiaindeksin tapaan käytettävien parametrien kesäkuukausien keskiarvoista, vesimuodostumakohtaisesti.

5.6.2 Tulokset

Trofia-indeksillä arvioituna tarkkailualueen vähiten rehevöityneet vesimuodostumat ovat Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki (kuva 5.22). Näiden vesimuodostumien tila ei ole juurikaan poikennut suhteessa referenssijakson (1997-2017) luokitteluun. Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki vesimuodostumien tila arvioitiin trofia-indeksin mukaan hyväksi. Näiden kahden vesimuodostuman ekologinen laatuluokitus on viimeisimmän vuonna 2019 tehdyn alustavan luokituksen mukaan tyydyttävä¹³.

Veden sameusindeksin (TRBIX) mukaan veden sameus johtui Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala vesimuodostuminen havaintoasemilla noin puoliksi kasviplanktonbiomassasta ja puoliksi muista näkösyvyyteen vaikuttavista tekijöistä. Näiden kahden vesimuodostuman veden laatu oli keskimääräistä parempaa ja veden sameus johtui keskimääräistä enemmän kasviplanktonbiomassasta (luokittelutulos sijoittuu indeksien keskiarvoja kuvaavien pisteistä koostuvien viivojen muodostamien kvadranttien vasempaan alakvadranttiin, kuva 5.22). Keskimääräistä parempi rehevöityneisyysluokitus ja sameusluokitus havaittiin myös Sipoon saariston vesimuodostuman osalta, joskin luokitus oli heikentynyt yhden luokan vuosille 2018-2019 verrattuna referenssijaksoon (kuva 5.22).

Kruunuvuorenselän (Vanhankaupunginlahti käsitellään erikseen), Suvisaaristo-Lauttasaari, Seurasaarenselkä (Laajalahti käsitellään erikseen) ja Villinki vesimuodostumien luokitukset olivat hyvin samankaltaisia ja sijoittuivat koko tarkkailualueen keskiarvon lähelle (kuva 5.22). Näiden vesimuodostumien rehevöityneisyys tai sameusluokituksessa ei juuri ole tapahtunut muutoksia vuosille 2018-2019 verrattuna referenssijaksoon. Näiden vesimuodostumien rehevöityneisyysluokitus oli "keskinkertainen" ja sameusindeksin mukaan noin ¼ -osa veden sameudesta enää johtuu kasviplanktonbiomassasta ja ¾ muista vettä samentavista tekijöistä. Näiden vesimuodostumien vesisyvyys oli suhteellisen matala ja pohjan laatu lähellä rannikkoa orgaanispitoista liejua, joka resuspendoituu tuulen vaikutuksesta suhteellisen helposti. Osaan vesimuodostumista kohdistuu myös maalta tulevaa kiintoainekuormitusta ja voimakasta vesialueen käyttöpainetta, esim. veneilyn ja rantarakentamisen muodossa, mikä edelleen samentaa vettä.

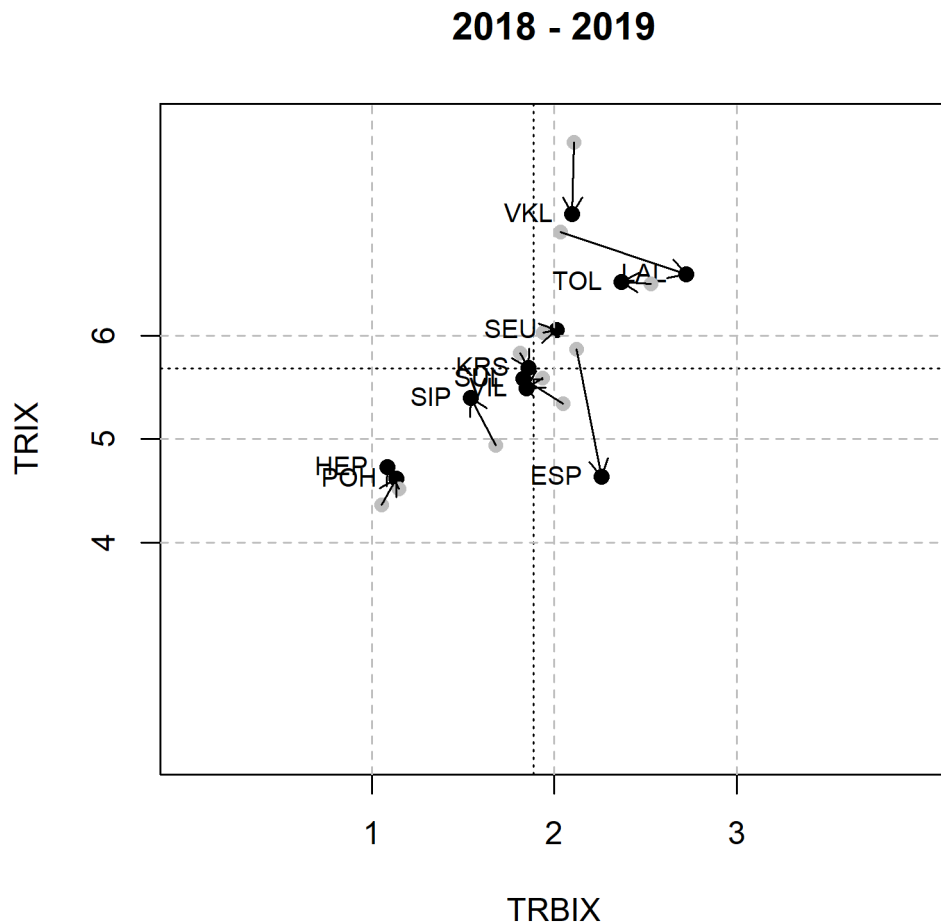
Espoonlahden rehevöityneisyysluokitus on kohentunut huomattavasti tarkasteltaessa vuosia 2018-2019 suhteessa referenssijaksoon, joskin veden sameus johtui vielä suurelta osin todennäköisesti Espoon- ja Mankinjoen kiintoainekuormituksesta. Espoonlahden rehevöityneisyysluokitus on nykyään trofia-indeksin mukaan hyvä, joskin alueella tiedetään esiintyvän vähähappisuutta alueen syvänteissä (katso kappale 4).

Alueista huonoimmassa kunnossa ovat Vanhankaupunginlahti, Laajalahti sekä Töölönlahti. Nämä Helsingin sisälahdet kuuluvat virallisessa ekologisessa luokituksessa suurempiin vesimuodostumakokonaisuuksiin, mutta koska ne eroavat niin voimakkaasti veden laadultaan muista lähistön sisälahdista (Seurasaarenselkä Laajalahden osalta ja Kruunuvuorenselkä Vanhankaupunginlahden ja Töölönlahden osalta) käsitellään ne tässä kappaleessa erikseen. Näiden alueiden trofia-indeksin mukainen rehevöityneisyysluokitus oli "huono." Töölönlahden luokitustulos ei juuri poikennut referenssijaksosta. Vanhankaupunginlahden rehevöityneisyysluokitus oli jonkin verran parantunut, kun taas Laajalahden trofia-indeksin arvo on jokseenkin pysynyt samana, mutta kiintoaineksen tai muun kuin a-klorofyllin mukaan arvioitun kasviplanktonbiomassan vaikutus veden sameuteen on kasvanut huomattavasti suhteessa referenssijaksoon. Laajalahdella a-klorofyllin määrässä ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia vuoden 2000 jälkeen (kuva 5.15),

¹³ Ympäristöhallinnon vesikartta-palvelu <http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta/> 26.5.2019

mikä viittaa elottoman kiintoaineksen määrän kasvuun alueella syynä sameus-indeksin arvon kasvuun.

Trofiaindeksin tulokset ovat pääosin linjassa muiden rehevöityneisyyden tilaa arvioivien menetelmien kanssa (esim. perustuotantokyky, biomassa ja ekologinen laatuluokitus).



Kuva 5.22. Pääkaupunkiseudun rannikon vesistöalueiden TRIX- ja TRBIX-indeksien keskiarvot referenssijaksolle 1997-2017 (harmaat pallot) ja vuosille 2018-2019 (mustat pallot). Nuolet indikoivat keskiarvon muutosta. Harmaat katkoviivat indikoivat indeksien luokkarajoja (katso teksti) ja mustat pisteistä koostuvat viivat TRIX ja TRBIX-indeksien kaikkien vesimuodostumien keskiarvoa. Vesistöalueiden lyhenteet: ESP: Espoonlahti, HEP: Helsinki-Porkkala, KRS: Kruunuvuorenselkä, LAL: Laajalahti, POH: Porvoo-Helsinki, SIP: Siipoon saaristo, SUL: Suvisaaristo-Lauttasaari, TOL: Töölönlahti, VIL: Villinki, VKL: Vanhankaupunginlahti.

5.7 Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus

5.7.1 Johdanto

Yksinkertaistettusti, kasviplanktonin perustuotantoa säätelevät ympäristön lämpötila, valaistusolosuhteet sekä ravinteiden saatavuus ja biomassan muodostumista tietyllä alueella edellä mainittujen lisäksi laidunnus, sedimentaatio, kulkeutuminen ja kuolevuus johtuen monesta eri tekijästä. Ravinteiden saatavuus on tekijä joka asettaa rajan suurimmalle mahdolliselle muodostuvalle biomassalle, tämän johdosta rehevöitymisen (ravinteiden ylitarjonta) yksi oire on suuri kasviplanktonbiomassa. Pääkaupunkiseudun merialueen pääasialliset pistemäiset ulkoiset ravinnelähteet ovat Vantaanjoki, Suomenojan jätevedenpuhdistamo ja Viikinmäen jätevedenpuhdistamo. Nykyisillä jätevedenpuhdistusmenetelmillä molempien jätevedenpuhdistamoiden osuus kokonaistyyppi-kuormasta merialueelle on noin reilu 40 % ja fosforin osalta luku on noin 30 % (kts. kappale 3). Ravinnekuormitus jätevedenpuhdistamoilta kohdistuu kuitenkin väli- ja ulkosaaristoon jossa liukoiset ravinteet usein ehtyvät kesällä (kts. kappale 4), lieventäen näin todennäköisesti ravinnerajoittuneisuutta jollakin mittakaavalla.

Suomenlahden rannikon kasviplanktonyhteisön kasvun on ravinteiden osalta todettu pääosin olevan typpiravinteen rajoittamaa (Tamminen ja Andersen 2007). Sama yleistetty johtopäätös vedettiin myös vuonna 2015 pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa toteutettujen kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta selvittävien koesarjojen perusteella (Vahtera ym. 2016). Vuoden 2015 tulosten pohjalta todettiin, että tarkkailuasemien 114, 125 ja 147 (kts. kappale 2, kuva 2.1) kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuusluokka vaihteli yksinomaisen typpirajoittuneisuuden ja ensisijaisen yhteisrajoittuneisuuden välillä.

Selvityksessä todettiin, että aseman 114 kasviplanktonyhteisö oli useammin ensisijaisesti typen rajoittama ja asemien 125 ja 147 useammin yksinomaan typen rajoittamia. Yksinomainen typen rajoittuneisuus viittaa tilanteeseen jossa fosforiravinteiden saatavuus on suurempi suhteessa tarpeeseen kuin ensisijaisen typpirajoittuneisuuden tapauksissa. Suhteellisesti paremman fosforin saatavuuden asemilla 125 ja 147 todettiin todennäköisesti johtuvan näiden asemien matalammasta vesisyvyyksistä ja heikommasta vesipatsaan kerrostuneisuudesta, verrattuna asemaan 114. Asemilla 125 ja 147 todettiin myös useammin ensisijaisesti typen ja fosforin yhteisesti rajoittamia tapauksia, mikä viittaa siihen, että kasviplanktonyhteisöön vaikuttavat osittain myös puhdistettujen jätevesien mukanaan tuomat ravinteet (pääosin typpi). Kasviplanktonyhteisö ajautuu yksinomaisesta ja ensisijaisesta typpirajoittuneesta tilasta ensisijaiseen yhteisrajoittuneeseen tilaan typpiravinteiden saatavuuden kasvaessa ja fosforiravinteiden saatavuuden pysyessä samana (tai vaihtoehtoisesti fosforiravinteiden saatavuuden laskiessa ja typpiravinteiden saatavuuden pysyessä samana). Puhdistetut jätevedet ovat typpiravinteiden osalta rikastuneita (liukoisten typpi ja fosforiravinteiden suhde vaihtelee noin 40:1 – 70:1 välillä, lähde: HSY 2018). Asemilla jotka olivat lähempänä puhdistettujen jätevesien purkualueita, kasviplanktonyhteisö oli siis ravinedynamiikaltaan epävakampi (Vahtera ym. 2016), todennäköisesti puhdistettujen jätevesien aiheuttamista typpiravinnepulsseista johtuen.

5.7.2 Aineisto ja menetelmät

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta tarkkailtiin poiketen edellisestä ravinnerajoittuneisuuden tarkkailusta (Vahtera ym. 2016) aivan puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyy-

dessä. Edellisen tarkkailun yhteydessä vuonna 2015, näyteasemien etäisyydet purkualueista olivat noin 2000 m tai enemmän. Vuoden 2018 Tarkkailu toteutettiin kummallakin puhdistettujen jätevesien purkualueella kolmella asemalla, joiden etäisyys purkualueesta oli kasvava. Ensimmäinen asema oli aivan purkualueen vieressä ja seuraavien asemien etäisyys toisistaan oli n. 200 m. Asemat olivat sijoitettu linjassa purkualueesta luoteeseen Katajaluodolla ja linjassa lounaaseen Viipurinkivellä (taulukko 5.3). Molempien purkualueiden ympäristöissä tehtiin kolme koesarjaa (taulukko 5.4).

Taulukko 5.3. Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta selvittävien koesarjojen havaintoasemat, havaintoaseman sijaintikoordinaatit sekä näyteasemien syvyudet.

Alue	Asema	Etäisyys purkutunnelista	Koordinaatit (wgs-84)		Aseman syvyys (m)
			Lat	Lon	
Katajaluoto	201	n. 10	60.09969	24.91848	10
	201b	200	60.09066	24.91461	26
	201c	400	60.09178	24.91275	25
Viipurinkivi	221	n. 10	60.08897	24.76194	9
	221a	200	60.08814	24.75946	12
	221b	400	60.08704	24.75725	10

Katajaluodon ensimmäisen koesarjan yhteydessä kevätkukinta oli huipussaan ja kasviplanktonyhteisö koostui pääosin piilevistä ja panssarisiimalevistä (kuva 5.1). Toisen koesarjan yhteydessä kasviplanktonbiomassa oli vuoden minimissään ja biomassa jakautui suhteellisen tasaisesti eri ryhmien välille (kuva 5.1), eläinplanktonin laidunnuspaine on saattanut olla voimakas biomassan muodostusta rajoittava tekijä tämän kokeen aikana. Laidunnuspaine on todennäköisesti kohdistunut kuitenkin kooltaan pieniin kasviplanktonsoluihin, rataseläinten (ryhmän muut ohella) ollessa runsain eläinplanktonryhmä kokeen aloitusajankohdan aikana. Suurempia kasviplanktonsoluja laiduntavat vesikirput ja hankajalkaiset runsastuivat vasta heinäkuussa ja elokuussa, vastaavasti (kts. kappale 7, kuva 7.2). Kolmannen koesarjan yhteydessä sinilevien määrä oli suhteessa suurin, mutta niiden kukintahuippu oli jo ohitettu (kuva 5.1), laidunnuspaine on saattanut tämän kokeen aloitusajankohtana olla kohtalainen ja kohdistua myös sinileviin (Motwani ym. 2018).

Viipurinkiven ensimmäisen koesarjan aikana kevätkukinta oli hiipumassa, mutta yhteisökoostumus oli samankaltainen Katajaluodon ensimmäisen koesarjan kanssa, piilevien ja panssarisiimalevien ollessa runsaimmat ryhmät. Eläinplanktonin määrät olivat ajankohtana vielä pienet (kts. kappale 7, kuva 7.2). Toinen koesarja ajoittui sinileväkukinnan alkuvaiheeseen, jossa sinilevien määrätä olivat vielä kasvussa, toisena runsaana ryhmänä kasviplanktonyhteisössä oli *Mesodinium rubrum* –ciliaatti joka pääosin laiduntaa bakteereja. Eläinplankton oli vasta runsastumassa, ja runsain ryhmä oli rataseläimet, joten kasviplanktoniin kohdistuva laidunnuspaine lie-nee ollut suhteellisen pieni (kts. kappale 7, kuva 7.2). Kolmas koesarja ajoittui sinileväkukinnan jälkeiseen loppukesän biomassaminimiin, jolloin laidunnuspaine on todennäköisesti ollut suhteellisen voimakas suuren hankajalkaispopulaation koon myötä (kts kappale 7, kuva 7.2).

Veden laatu vaihteli eri koesarjojen välillä voimakkaasti, etenkin Katajaluodon ympäristössä jonne Viikinmäen jätevedenpuhdistamo johtaa puhdistetut jätevedet. Suuri vaihtelu, etenkin typen pitoisuuksissa johtui Viikinmäen puhdistamon typenpoistoprosessin häiriöstä 23.7. – 13.8.2018 välisenä aikana (typenpoistohäiriön ympäristövaikutusten arvioinnista on julkaistu erillinen raportti, kts. liite 1). Typenpoistohäiriön vaikutuksia arvioivaan raporttiin ei ole tässä raportissa lisättävää.

Katajaluodon ympäristön ensimmäisen kokeen aikana pintavedessä oli vielä suhteellisen runsaasti liukoisia ravinteita saatavilla (taulukko 5.4), liukoisen typen pitoisuuksissa havaittiin gradientti etäännyttäessä purkualueen lähistöltä. Liukoisen fosfaatin osalta puhdistettujen jätevesien vaikutusta ei juuri havaittu. Kokonaisravinteet käyttäytyivät liukoisten tapaan, niin että kokonaistypen suhteen havaittiin pitoisuusgradientti etäännyttäessä purkualueelta. A-klorofyllin pitoisuudet olivat suurimmillaan kevään näytteenoton yhteydessä. Loppukesän näytteenoton yhteydessä alueella vallitsi täysin poikkeuksellinen tilanne, missä liukoisen typen pitoisuudet olivat tavanomaiseen verrattuna yli 100-kertaiset. Mereen johdettavan puhdistetun jäteveden kokonaistyyppipitoisuudet (n. 40 mg l⁻¹) muistuttivat pitoisuuksia, joita johdettiin mereen vielä 1990-luvun puoleen väliin saakka (kts. kappale 3, kuva 3.13).

Viipurinkiven ympäristön vesinäytteissä alueelle purettavien puhdistettujen jätevesien aiheuttama ravinnegradientti oli huomattavan voimakas, etenkin liukoisen typen osalta (taulukko 5.4). Gradientti oli myös huomattavissa kokonaistypen pitoisuuksissa. A-klorofyllin pitoisuudet olivat samankaltaiset kahden ensimmäisen näytteenoton yhteydessä ja hieman pienemmät viimeisen näytteenoton yhteydessä.

Ravinnelisäyskokeiden tulokset riippuvat paitsi alueen yleisestä rehevöityneisyydestä myös ajankohdasta jolloin kokeet toteutetaan. Ennen kevätukinnan huippua ravinteet eivät juuri rajoita levien kasvua, kun taas rajoittuneisuus on hyvin voimakasta kesän lämpimimpinä viikkoina. Ensimmäinen näytteenotto Katajaluodon ympäristössä ajoittui kevätukinnan huipun aikoihin, jolloin perustuotanto on suurta ja levien biomassaa suurimmillaan. Samaan aikaan ravinteiden saatavuus rupeaa rajoittamaan levien kasvua mutta eläinplanktonlaiduntajien määrät eivät ole vielä kasvaneet merkittävästi. Viipurinkiven ympäristön ensimmäinen näytteenotto ajoittui kevätukinnan jälkeiseen aikaan, jolloin veden kerrostuminen ja sitä myötä pintaveden ravinnepitoisuuksien ehtyminen yleensä rajoittaa kasviplanktonin perustuotantoa ja eläinplanktonin laidunnus rupeaa jossain määrin rajoittamaan biomassan muodostusta.

Katajaluodon ympäristön toinen näytteenotto ajoittui kasviplanktonin tyypilliseen vuoden minimipitoisuuksien ajankohtaan, jolloin ravinteiden saatavuus ja eläinplanktonin laidunnus jo rajoittavat biomassan muodostusta. Viipurinkiven ympäristössä toinen näytteenotto ajoittui aikaan jolloin tyyppiä sitovien syanobakteerien määrät tyypillisesti ovat kasvussa ja kasviplanktonyhteisön perustuotannon fosforintarve kasvaa. Katajaluodon kolmas näytteenotto ajoittui ajankohtaan jolloin tyyppiä sitovien syanobakteerien määrät ovat jo kasvaneet ja perustuotantoa rajoittaa ravinteiden saatavuus ja biomassan muodostusta tämän lisäksi valikoiva laidunnus. Viipurinkiven kolmas näytteenotto ajoittui loppukesälle, jolloin tyyppiä sitovien syanobakteerien määrät avoimella paikoittain ovat jo vähentyneet, mutta ajoittaisia esim. panssarisiimalevien massaesiintymiä voi vielä esiintyä.

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden arvioimiseen käytetty menetelmä on yksityiskohdaisesti esitetty julkaisuissa Andersen ym. (2007) sekä Tamminen ja Andersen (2007). Kaikki kokeet suoritettiin Suomen ympäristökeskuksen merikeskuksen laboratorioissa. Näytteet kerättiin aamupäivällä, kokoomanäytteenä, joka vastasi kaksi kertaa näkösyvyyden syvyyttä. Näytteen tilavuus oli 10–20 litraa. Näytteet toimitettiin aina saman päivän aikana laboratorioon, jossa ne asetettiin vesihauteeseen, jonka lämpötila vastasi sen hetkistä meriveden lämpötilaa ja valaistusoloihin, jonka valorytmi vastasi näytteenottoajankohdan luonnollista valorytmiä. Seuraavana päivänä kokoomanäyte jaettiin alanäytteisiin (tilavuus 1 l), jossa osaan alanäytteistä lisättiin yksittäin pääravinteita eli tyyppiä ja fosforia tai näitä ravinteita yhdessä. Ravinnelisäysten vaikutusta kasviplanktonin biomassaan seurattiin mittaamalla päivittäin a-klorofyllin määrää.

Taulukko 5.4. Ravinnelisäyskokeiden näytevesien näytteenottopäivämäärä, ravinne- ja a-klorofyllin pitoisuudet, näyteaseman näkösyvyys sekä veden lämpötila.

Katajaluodon ympäristö								
Pvm	Asema	Liu. N ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Liu. PO4 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Kokon. N ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Kokon. P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	a-klorofylli ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Näkösyv. (m)	Lämpötila (°C)
23.4.2018	201	38	14	460	41	18	3.0	3.5
	201B	21	12	430	40	21	3.0	3.5
	201C	12	11	440	45	24	3.0	3.5
4.6.2018	201	60	14	480	36	3	3.2	9.4
	201B	11	4	370	26	4.2	3.0	11.8
	201C	6	4	350	25	4.4	3.0	11.6
31.7.2018	201	1207	10	1400	37	5.8	3.0	22.8
	201B	1107	10	1300	34	6.1	3.0	23.2
	201C	839	8	1000	36	6.8	3.0	23.2
Viipurinkiven ympäristö								
14.5.2018	221	302	< 2	1200	36	8.9	2.0	12.3
	221A	171	< 2	880	35	10	2.0	11.6
	221B	92	< 2	540	35	11	1.9	11.6
3.7.2018	221	146	4	550	30	9.2	3.8	12.0
	221A	27	3	470	32	9.4	3.7	12.7
	221B	41	3	470	31	11	3.6	12.4
20.8.2018	221	393	16	830	43	5.7	2.8	15.1
	221A	85	10	620	35	6.3	2.8	15.2
	221B	26	9	450	35	7.1	2.9	15.1

Tulokset (a-klorofyllin vaste ravinnelisäyksiin) luokiteltiin autonomisesti tilastollisella menetelmällä yhteen seitsemästä erilaisesta ravinnerajoittuneisuusluokasta, joille voidaan määrittää logisia biologisia tulkintoja. Tulokset esitetään ravinnerajoittuneisuusluokan todennäköisyyksinä, jotka on laskettu käyttäen aineiston uudelleenotantamenetelmää (bootstrap). Duplikaatteina mitattujen a-klorofyllin pitoisuuksien uudelleenotanta luokittelua varten toteutettiin jokaisen kokeen osalta 1000 kertaa. Uudelleenotanta tehtiin koska autonomisen luokittelun tuloksessa on aina epävarmuutta, johtuen aineiston vaihtelusta. Esittämällä todennäköisyys luokittelun tulokselle kuvataan myös osittain aineiston vaihtelua, luokittelutuloksen varmuuden ohella. Suurempi vaihtelu aineistossa ilmentää myös järjestelmän häiriöitä, esim. ravinnepulsseja.

Käytetyt luokat olivat 1) Ei vastetta (OO); tämä luokka kuvaa tilannetta jossa molempia pääravinteita on runsaasti saatavilla, tai mahdollisesti tilanteita jossa levien kasvu on voimakkaasti lämpötilan, valon tai laiduntajien kontrolloimaa. 2) Yksinomaan fosforin rajoittama (XP); tyyppiä on niin runsaasti saatavilla, että sen lisäys ei aiheuta biomassavastetta. 3) Ensisijaisesti fosforin rajoittama (P1); tyypiravinnetta on niin runsaasti saatavilla, että pelkän typen lisääminen ei aiheuta muutoista biomassassa. Pelkän fosforin lisääminen johtaa kuitenkin typpivajeeseen ja siksi käsittely, johon lisätään sekä tyyppiä että fosforia, käyttäytyy eri tavalla kuin käsittely, johon lisätään vain fosforia. 4) Yksinomaan typen ja fosforin yhteisesti rajoittama (XC); typen ja fosforin saatavuus on tasapainossa kasviplanktonyhteisön tarpeeseen nähden. Pelkästään sekä typen että fosforin lisääminen aiheuttaa biomassavasteen 5) Ensisijaisesti typen ja fosforin yhteisesti rajoittama (C1); kaikki käsittelyt eroavat toisistaan. Tähän luokkaan kuuluvat tilanteet, joissa yhteisö voi olla muutostilassa ja sen eri lajit ovat eri ravinneyhdistelmien rajoittamia. 6) Ensisijaisesti typen rajoittama (N1); fosforiravinnetta on niin runsaasti saatavilla, että pelkän fosforin lisääminen ei aiheuta muutoista biomassassa. Pelkän typen lisääminen johtaa kuitenkin fosforivajeeseen ja siksi käsittely, johon lisätään sekä tyyppiä että fosforia, käyttäytyy eri tavalla kuin käsittely, johon lisätään vain tyyppiä. 7) Yksinomaan typen rajoittama (XN); fosforia on niin runsaasti saatavilla, että sen lisäys ei aiheuta biomassavastetta.

5.7.3 Tulokset

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus vaihteli purkualueiden välillä ja niiden sisällä. Suomenojan puhdistamon purkualueen kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuusluokitus indikoi runsasta typpiravinteen lisää alueella. Viipurinkiven ympäristön kasviplanktonyhteisö oli ajoittain yksinomaan fosforiravinteen rajoittamaa, etenkin kevätkukinnan jälkeisenä aikana, mikä on Suomenlahden rannikon kasviplanktonyhteisölle poikkeuksellista. Katajaluodon ympäristön kasviplanktonyhteisö oli pääosin typpiravinteen rajoittamaa, lukuun ottamatta Viikinmäen puhdistamon typenhäiriön aiheuttamaa tilannetta, jossa kasviplanktonyhteisö vapautui kokonaan ravinnerajoittuneisuudesta, mikä on loppukesästä alueella hyvin poikkeuksellista.

Katajaluodon ympäristön kasviplanktonyhteisö oli melkein poikkeuksetta yksinomaan typpiravinteen rajoittama ensimmäisen koesarjan (23.4.2018) yhteydessä (kuva 5.23). Koesarjan toteutus ajoittui kevätkukinnan huipun jälkeiseen aikaan, kevätkukinta hiipuu Itämerellä useimmiten typpiravinteiden ehdyttyä pintakerroksesta (Kivi ym. 1993). Suomenlahdelle ja pohjoiselle Itämerelle on tyypillistä kevätkukinnan jälkeinen fosforin ylijäämä (Conley ym. 2009), mikä myös indikoi typpiravinteen saatavuuden kasviplanktonyhteisöä rajoittavaa vaikutusta. Puhdistettujen jätevesien vaikutusta ei havaittu tässä kyseisessä koesarjassa, sillä se ilmeni todennäköisimmin typpirajoittuneisuuden lieventymisenä lähempänä purkualuetta.

Toisen koesarjan (4.6.2018) yhteydessä kasviplanktonyhteisö oli yksinomaan typpiravinteen rajoittama asemilla 201 ja 201C, lähimpänä ja kauimpana purkualueesta (kuva 5.23). Asemalla 201B kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus oli ensisijaisesti typen rajoittama (n. 60 % todennäköisyys ja 35 % todennäköisyydellä yksinomaan typen rajoittama). Ensisijainen typen rajoittuneisuus eroaa yksinomaisesta typen rajoittuneisuudesta, ensisijaisesti typen rajoittama yhteisö ajautuu pelkällä tyypillisellä pian fosforirajoittuneisuuteen, jonka johdosta koeyksiköiden tulokset joihin on lisätty vain typpeä, eroavat koeyksiköiden tuloksista joihin on lisätty sekä typpeä että fosforia. Tämän tuloksen voi tulkinta niin, että fosforiravinnetta oli käytettävissä vähemmän, tai että kasviplanktonyhteisön sisäiset fosforivarannot olivat pienemmät asemalla 201B verrattuna asemiin 201 ja 201C.

Kolmas koesarja ajoittui Viikinmäen puhdistamon typenpoistohäiriön kanssa samaan aikaan. Kaikkien asemien ravinnerajoittuneisuusluokitus oli miltei yksinomaan ravinteiden suhteen rajoittamaton (ravinnerajoittuneisuusluokka: OO). Tavanomaiseen kuormitukseen nähden yli 10-kertaisesti kasvanut liukoisen typen kuormitus vapautti kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuudesta kokonaan vähintään noin 400 m etäisyydellä purkualueesta. Huomionarvoista on myös se, että kasviplanktonyhteisö ei ajautunut fosforirajoittuneisuuteen huomattavan tyypillisän myötä. Tämä viittaa siihen, että alueella on ollut runsaasti fosforia saatavilla suhteessa kasviplanktonyhteisön tarpeisiin. Normaalin nykytoiminnan puitteissa vaikuttaa siltä, että Viikinmäen puhdistamon typpikuorman vaikutukset kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen ovat pienet.

Viipurinkiven ympäristön kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuusluokitusten todennäköisyydet olivat huomattavasti vaihtelevampia verrattuna Katajaluodon ympäristössä tehtyihin luokituksiin. Tuloksissa on myös nähtävissä purkualueelta etääntyvä gradientti voimistuvasta kasviplanktonyhteisön typpirajoittuneisuudesta. Alueelta kerätyt vedenlaatutiedot tukivat myös tätä tulosta, typpipitoisuudet pienenevät säännönmukaisesti mitä etäämmälle purkuaukosta mentiin (taulukko 5.4).



Kuva 5.23. Autonomisen ravinnerajoittuneisuusluokittelun tulokset esitettynä luokittelun todennäköisyytenä pohjautuen tulosten uudelleenotantamenetelmään.

Ensimmäisen koesarjan yhteydessä Viipurinkiven ympäristön kasviplanktonyhteisö oli miltei yksinomaan fosforin rajoittama (Kuva 5.23) lukuun ottamatta asemaa 221B jossa kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuusluokka oli yksinomainen yhteisrajoitus (XC). Ensimmäinen koesarja ajoittui kevätkukinnan huipun jälkeiseen aikaan, jolloin kasviplanktonyhteisö on tyypillisesti voimakkaasti typpiravinteiden rajoittama (Tamminen ja Andersen 2007, Kivi ym. 1993). Noin 200 m etäisyydellä purkualueelta alueelle johdettavien puhdistettujen jätevesien mukanaan tuoma typikuorma (taulukko 5.4) ajoi kasviplanktonyhteisön yksinomaan fosforin rajoittamaan tilaan, mikä on Suomenlahden rannikkovesissä poikkeuksellista (Tamminen ja Andersen 2007). Noin 400 m etäisyydellä purkualueesta todennäköisin ravinnerajoittuneisuusluokka oli yksinomainen yhteisrajoittuneisuus, eli ainoastaan sekä typen että fosforin lisä on käsittelyistä eronnut kontrollista. Tämä on tyypillistä tilanteessa, jossa ravinteiden saatavuus suhteessa kasviplanktonyhteisön tarpeisiin on tasapainossa, tällainen tilanne saattaa esiintyä puhdistettujen jätevesien vaikutusalueen rajalla, jossa fosfaattipitoinen merivesi sekoittuu typpipitoiseen puhdistettuun jäteveteen.

Toisen koesarjan yhteydessä (3.7.2018) ravinnerajoittuneisuusluokitusten todennäköisyydet jakautuivat lähimpänä purkualuetta pääosin luokkiin ei rajoittuneisuutta (OO), yksinomainen fosforin rajoittuneisuus (XP) ja yksinomainen yhteisrajoittuneisuus (XC). Luokat OO ja XC ovat josain määrin biologiselta tulkinnaltaan lähekkäin. Luokassa OO kaikki käsittelyt käyttäytyvät samaan tapaan. OO -luokitus indikoi, että jokin muu tekijä kuin ravinteet rajoittavat kasviplanktonyhteisön biomassan muodostusta, tällainen tilanne voidaan kohdata silloin kun ravinteiden saatavuus on niin suurta, että muista tekijöistä tulee rajoittavia tai kun muiden tekijöiden aiheuttama biomassan kasvun rajoitus on niin suurta, että ravinteita jää käyttämättä koska esimerkiksi suurin osa kasviplanktonyhteisöstä laidunnetaan hyvin nopeasti. Aseman 211 sijainti hyvin lähellä puhdistettujen jätevesien purkukohtaa antaisi olettaa, että tulkinta jossa ravinteiden saatavuus on niin suurta, että ne eivät rajoita kasviplanktonyhteisön biomassan muodostusta olisi oikea.

Hieman etäämmällä purkualueesta asemalla 211A pääasiallinen rajoittuneisuusluokka oli toisen koesarjan aikaan yksinomainen yhteisrajoittuneisuus (XC). Mutta todennäköisyys rajoittuneisuusluokalle XN (yksinomainen typpirajoittuneisuus) oli kasvanut noin 25%. Siirryttäessä asemalle 211B, todennäköisin ravinnerajoittuneisuusluokitus oli XN, joskin myös luokka XC oli todennäköinen. Tulokset viittaavat kuitenkin vähenevään puhdistettujen jätevesien vaikutukseen siirryttäessä etäämmälle purkualueelta.

Kolmannen koesarjan aikaan (20.8.2018) Viipurinkiven ympäristön ravinnerajoittuneisuusluokitus painottui luokkiin XC, C1, N1 ja XN, eli fosforin rajoittuneisuus oli alueella huomattavasti vähentynyt. Asemilla 221 ja 221A lähimpänä purkualuetta luokat XC ja C1 olivat todennäköisimpiä, kun kauimpana purkualueesta rajoittuneisuusluokka oli XN, eli yksinomaan typpirajoittunut. Asemien 221 ja 221A luokittelutuloksen selittää todennäköisesti alueelle purettavat puhdistetut jätevedet ja niiden mukanaan tuoma typikuorma, mikä on ajanut kasviplanktonyhteisöä pois typpirajoittuneesta tilasta. Suomenojan puhdistamon alueelle purettavien puhdistettujen jätevesien vaikutukset näkyivät tuloksissa selvästi.

5.8 Yhteenveto

Kasviplanktonin määrä (a-klorofylli) oli Helsingin ja Espoon ulkosaaristossa vuosina 2018 ja 2019 hieman suurempi kuin edellisinä vuosina. Ulkosaariston havaintopaikoista suurimmat kokonaislevämäärät havaittiin Knaperskärillä, jossa varsinkin kesällä 2018 oli runsaasti sinileviä. Sinilevien valtalajeina edustan näytteissä esiintyivät *Aphanizomenon flos-aquae* ja *Dolichospermum*

lemmermannii, Knaperskärillä myös *Nodularia spumigena*. Länsi-Tontulla levämäärät ovat olleet havaintopaikoista pienimpiä. *Mesodinium rubrum* –ciliaatti on selvästi runsastunut seuranta-alueen näytteissä.

a-klorofyllin keskimääräinen taso oli vuosina 2018 ja 2019 tilastollisesti merkitsevästi suurempi puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä Katajaluodolla ja Knaperskärillä kuin vertailualueella Länsi-Tontulla. Silmälevien ja viherlevien määrät olivat jäteveden purkualueiden läheisyydessä myös suurempia verrattuna vertailualue Länsi-Tontun tuloksiin.

Jo ennen jätevesien johtamista purkualueille perustuotantokykytulokset olivat Katajaluodolla ja Knaperskärillä suurempia kuin Länsi-Tontulla. Myös vuonna 2018 perustuotantokykytulokset olivat Katajaluodolla ja Knaperskärillä keskimääräisesti korkeampia kuin Länsi-Tontulla. Vuonna 2019 Knaperskärin havaintopaikan keskimääräinen perustuotantokyky oli taas ulkosaariston havaintopaikoista alhaisin, mikä johtuneen muita havaintopaikkoja matalammasta kevättuloksesta. Katajaluodolla perustuotantokyky näyttää viimeisinä vuosina kasvaneen, kun taas Länsi-Tontulla hieman laskeneen. Nämä tulokset voivat osittain ilmentää puhdistettujen jätevesien rehevöittävää vaikutusta alueella, vaikka perustuotantokyvyn erot puhdistettuja jätevesiä vastaanottavien alueiden asemien ja Länsi-Tontun aseman välillä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.

Trofia-indeksin avulla arvioitu merialueen rehevöityneisyys on voimakkainta Vanhankaupunginlahdella, Laajalahdella ja Töölönlahden ympäristössä, jotka kaikki saavat huonon rehevöityneisyysluokitustuloksen. Seurasaarenselän alue saa luokitustuloksen aivan huonon ja välttävän rajalla. Pääkaupunkiseudun merialueen keskimääräinen luokitustulos on välttävä ja tähän luokkaan kuuluvat alueet Sipoon saaristo, Villinki, Suvisaaristo-Lauttasaari ja Kruunuvuorenselkä. Ulkosaariston alueet Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala luokitellaan trofia-indeksin mukaan rehevöityneisyystasoltaan luokkaan tyydyttävä.

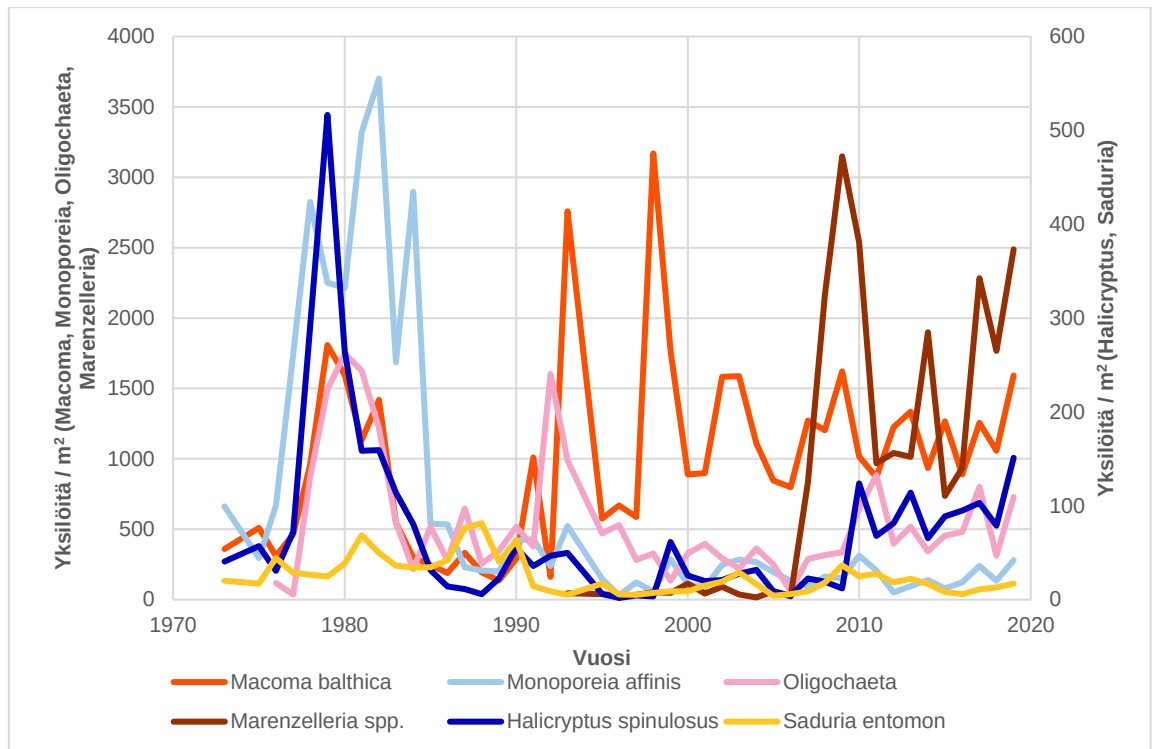
Suomenojan puhdistamon puhdistettujen jätevesien purkualueen ympäristössä jätevesien purkaminen alueelle selvästi lieventää Suomenlahden rannikolle tyypillistä kasviplanktonlevien biomassan typpiravinteiden rajoittuneisuutta. Selvästi havaittavat vaikutukset heikkenevät etäännyttäessä purkualueelta jo noin 400 m etäisyydelle, mutta kuten edellisen ravinnerajoittuneisuusselvityksen yhteydessä todettiin, esiintyy noin 2000 m etäisyydellä purkualueesta aineistossa enemmän vaihtelua verrattuna kontrollialueeseen, mikä viittaa jätevesien vaikutukseen alueella jopa 2000 m etäisyydellä purkukohdasta. Viikinmäen puhdistamon puhdistettujen jätevesien purkualueella, puhdistamon normaalin toiminnan puitteissa, puhdistettujen jätevesien ravinnelisan vaikutukset kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuustilaan ovat huomattavasti Suomenojan vastaavaa tilannetta pienemmät.

6 Pohjaeläimet

6.1 Johdanto

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun pohjaeläinosuudessa seurataan makroskooppisen pohjaeläimistön lajistoa, yksilötiheyttä ja biomassaa. Saman tyyppistä seurantaa on sisällynyt 1960-luvulta lähtien Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailuseurantaan. Pohjaeläimet ovat suhteellisen paikallaan pysyviä, pitkäikäisiä ja ilmentävät hyvin pidemmän aikavälin muutoksia ja ovat täten hyviä ympäristön indikaattoreita. Tulosten pohjalta pyritään arvioimaan mahdollisten kuormituslähteiden (puhdistettujen jätevesien purkaminen ja ruoppausmasojen läjitys) vaikutusta pohjaeläinmääriin, lajistoon ja pohjaeläinyhteisön monimuotoisuuteen. 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 puolivälissä (Vahtera 2019), jolloin 1970-luvun puolivälistä runsastuneiden harvasukasmatojen (*Oligochaeta*), liejusimpukoiden (*Macoma baltica*) ja erityisesti okamakkaramatojen (*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 kuuluva vieraslaji *Marenzelleria* spp. -liejuputkimato on runsastunut voimakkaasti. Myös harvasukasmatojen ja okamakkaramatojen määrät ovat lisääntyneet jonkin verran. Valkokatka on laji, joka ei siedä alhaisia happipitoisuuksia, kun taas liejuputkimato kestää huonojakin oloja.



Kuva 6.1. Yleisimmät pohjaeläintaksonit pääkaupunkiseudun merialueen ulkosaaristossa.

6.2 Aineisto ja menetelmät

Nykyinen yhteistarkkailuohjelma on ollut toteutuksessa vuodesta 2014 lähtien. Aikaisempien tarkkailuvuosien tulokset löytyvät kaupungin oman Mobilinote-vesitietokantasovelluksen lisäksi SYKE:n Hertta-tietojärjestelmästä. Vuosina 2018 ja 2019 pohjaeläinnäytteet otettiin elo-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. Vuonna 2019 otettiin näytteitä myös Lökkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueilta.

Näytteenottopisteet ryhmitellään ympäristöhallinnon vesimuodostumajaon pohjalta. Stora Mickelskärenin (123), Knaperskärin (147P), Kytön väylän (57) ja Katajaluodon 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) Sipoon 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.

Taulukko 6.1 Yhteistarkkailun pohjaeläinseurannan havaintopaikat, koordinaatit (lat, lon, WGS-84) ja näytteenottoasemien syvyydet (metriä) vuosina 2018 ja 2019. Tähdellä merkityt asemat ovat nk. liikkuvia asemia, joihin kuluvaan vuoden aikana on läjitetty massoja. (Asemalle L2 ei ollut näytteenottoaikaan vielä läjitetty), vuoden 2019 sijainnit näille liikkuville asemille ovat esitetty alla.

Havaintopaikka	Nro	lat	lon	syvyys
Vanhankaupunginselkä	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	125P	60.09872	24.88555	28
Katajaluoto	1259	60.0885	24.89435	29
Knaperskär	147P	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	18P	60.1518	25.00502	14
Skatanselkä	111	60.19624	25.19857	13
Koirasaarenluodot	K1*	60.06577	24.87055	32
Koirasaarenluodot	K2*	60.06252	24.87711	32
Koirasaarenluodot	K3	60.06973	25.87326	25
Koirasaarenluodot	K4	60.06343	25.86078	25
Koirasaarenluodot	K5	60.05701	25.87486	27
Lokkiluoto	L1*	60.12335	24.94906	12,5
Lokkiluoto	L2*	60.12345	24.95274	15
Lokkiluoto	L3	60.13036	24.93247	32
Lokkiluoto	L4	60.12264	24.93671	32

Näytteenotossa sovellettiin lahtialueilla menetelmää SFS 5076 ja ulommilla alueilla Itämeren Biologien (BMB) suositusta. Näytteenottimena pehmeillä pohjilla käytettiin Ekman-Birge –tyypistä pohjanoudinta (pinta-ala 303 cm²), jolla otettiin viisi rinnakkaisnäytettä yhtä havaintopaikkaa kohti. Näytteet seulottiin vesijohtovedellä 0,5 mm teräsverkkoseulan läpi. Kovemmilla pohjilla käytettiin van Veen -tyypistä pohjanoudinta (pinta-ala 1111 cm²), jolla otettiin kolme osanäytettä kultakin havaintopaikalta. Kovien pohjien näytteet seulottiin heti näytteenoton jälkeen vesijohtovedellä kahden teräsverkkoseulan läpi (1,0 mm ja 0,5 mm). Jokaisen noston eri seuloissa olleet osanäytteet säilöttiin erilliseen astiaan, Bengalrosalla värjättyyn noin 94 % etanoliini. Näytteenoton yhteydessä arvioitiin sedimentin laatu kvalitatiivisesti. Lisäksi arvioitiin sedimentin pinnan värin perusteella, onko pinta hapettava vai pelkistävä (musta pinta = pelkistävä ympäristö) sekä rikkivedyn muodostus hajun perusteella.

Eläimet lajistoanalyysiä varten eroteltiin muusta seulontajätteestä laboratoriossa stereomikroskoopin avulla vähintään kuusinkertaista suurennosta käyttäen. Eläimet nypittiin ja määritettiin pääasiassa lajitasolle, mutta harvasukasmatojen (*Oligochaeta*) ja surviaissääskien (*Chironomidae*) toukat määritettiin ryhmätasolle. Leväkatkat (*Gammarus* spp.) määritettiin sukutasolle. *Marrenzelleria* -liejuputkimadot käsitellään lajiryhmänä, sillä lajintunnistus perustuu siinä lähinnä molekyyliogeneettisiin menetelmiin. Ryhmä sisältää kolme lajia; *M. viridis*, *M. neglecta* ja *M. arctica*.

Suomen vesiltä löytyy ilmeisesti lajeista *M. neglecta* ja *M. arctia* (laji.fi). Sukkulamatoja (*Nematoda*) ja levärupea (*Electra crustulenta*) ei laskettu yksilömääriin tai biomassaan, mutta niiden esiintyminen huomioitiin. Raakkuäyriäisten (*Ostracoda*) lukumäärä laskettiin mutta niitä ei poimittu eikä punnittu. Raakkuäyriäisiä ole huomioitu näytteistä ennen vuotta 2006. Tässä pohja-eläinraportissa lajimäärä tarkoittaa yleensä taksonimäärää.

Poimittuja näytteitä säilytettiin noin kuukausi etanolissa ennen niiden punnitsemista. Ennen punnitusta eläimiä liotettiin hetki vedessä, jonka jälkeen ne ”kuivattiin” imupaperin päällä. Jokainen laji/taksoni punnittiin erikseen kaikista nostoista.

Liejusimpukat (*Macoma baltica*) jaettiin 1 mm:n tarkkuudella kokoluokkiin ja biomassa määritettiin koon perusteella. Taustatietona käytettiin ympäristökeskuksessa vuosien 1990–1995 aineistosta tehtyä kokoluokkien painokerroinselvitystä.

Kaikilta pohjaeläinhavaintoasemilta laskettiin Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktio, mikä kuvaa lajiston monimuotoisuutta. Indeksien arvon eksponenttifunktio on sitä suurempi, mitä enemmän lajeja havaitaan ja mitä tasaisemmin yksilömäärät ovat jakautuneet.

Tuloksia säilytetään Helsingin ympäristöpalveluiden Mobilinote-vesitietokantasovelluksessa. Tulokset viedään myös SYKE:n pohjaeläintietokantaan.

6.3 Tulokset

Kaikki pohjaeläinlaskentojen tulokset vuosilta 2018 ja 2019 esitetään liitteessä 4.

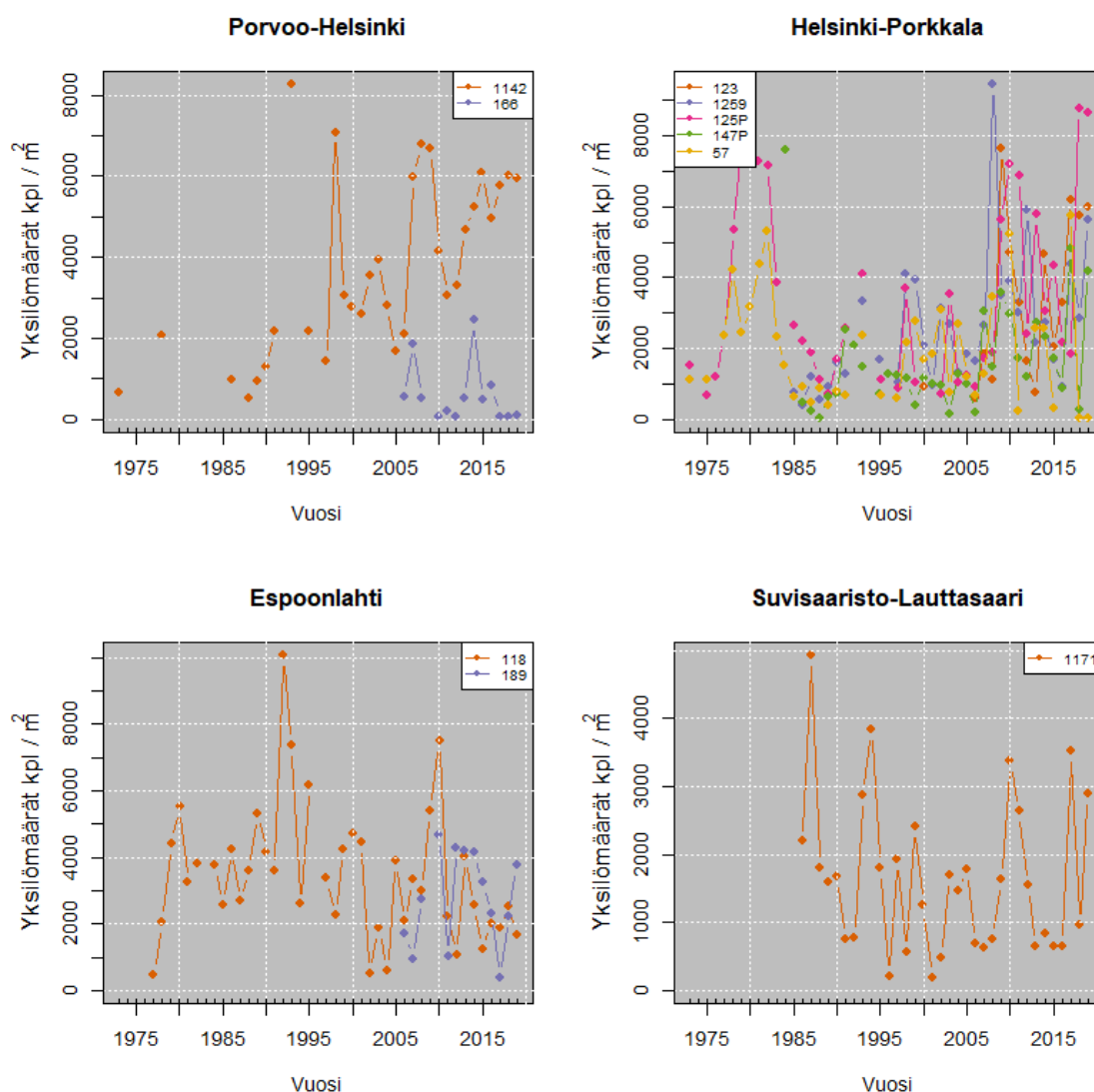
6.3.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuma

Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamojen purkualueet, Espoon teknisen keskuksen läjitysalue sekä Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevesien purkualue sijoittuvat Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueelle. Katajaluodon havaintopaikat (125P ja 1259) ovat havaintopaikoista lähimpänä Viikinmäen jätevesitunnelin purkupaikkaa. Havaintoasemat sijaitsevat etelään avautuvassa syvännelkoudassa jota ympäröi matalampi, sekasedimentistä koostuva pohja ja asemien länsipuolella useampi kallioinen vedenalainen riutta. Havaintoasemien pohja koostuu pääosin hiekkaisesta savesta.

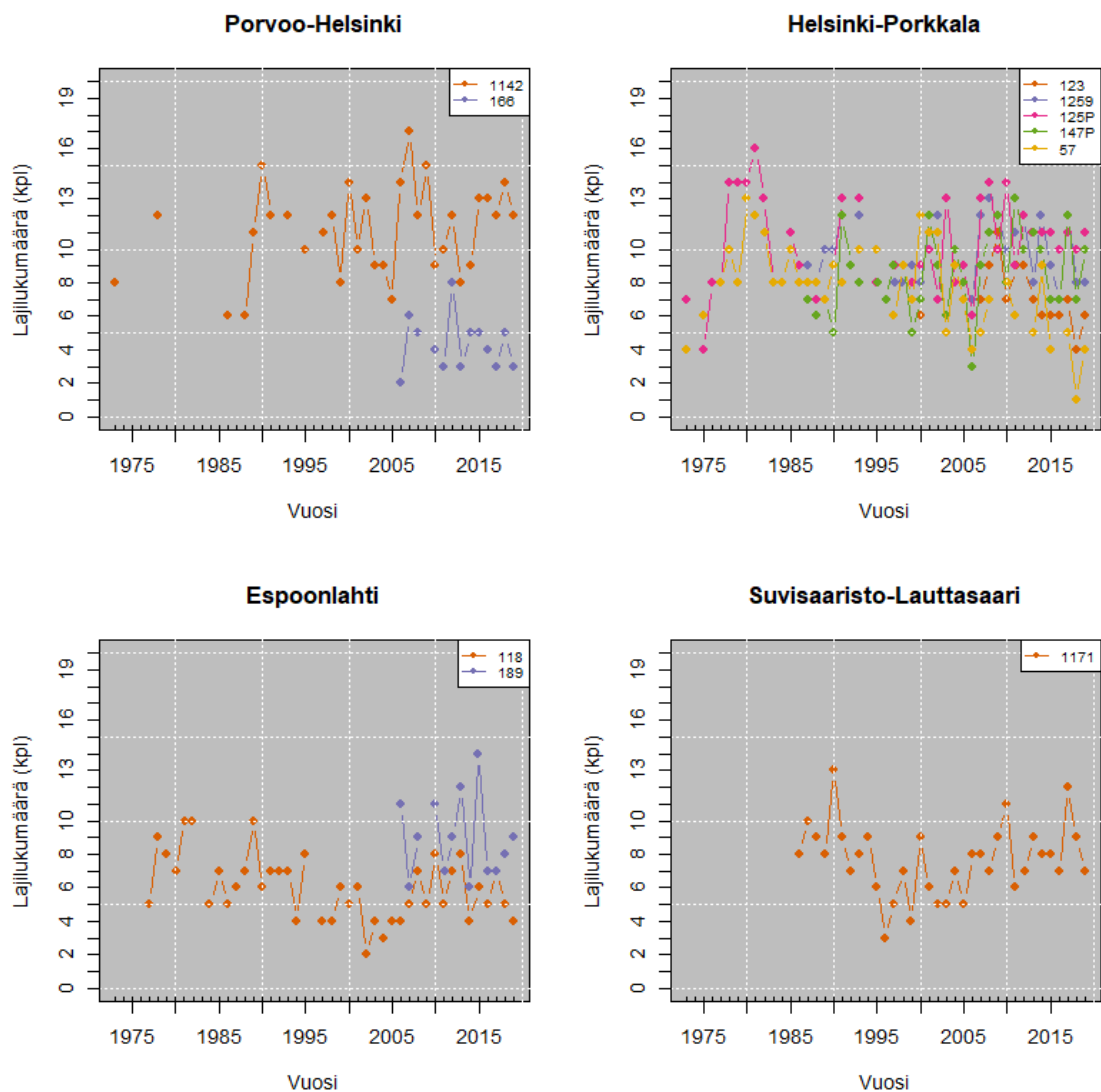
Valkokatkat, liejusimpukat ja harvasukasmadot esiintyivät 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa tällä alueella runsaslukuisena. Valkokatkojen vähennyttyä 1980-luvun lopulta lähtien vallitsivat, varsinkin alueella 125P, liejusimpukat ja harvasukasmadot. Samansuuntaisia muutoksia on havaittu myös muualla Suomenlahdella ja yhdeksi syyksi arvioidaan pohjanläheisen veden lämpötilan nousua (Rousi ym. 2013). Vieraslajina tunnettu liejuputkimato, *Marenzelleria* spp., ilmestyi alueelle jo 1993 mutta runsastui vasta 2000-luvulla (kuva 6.1).

Vesimuodostuman pohjaeläinten yksilömäärät ovat vaihdelleet vuodesta 1973 vuoteen 2019 joidenkin asemien täysin kuolleista pohjista aseman 1259 yli 9000 yksilöön m⁻² (kuva 6.2). Yksilömäärien vaihtelu vuosien välillä on huomattavaa, jopa useita tuhansia yksilöitä, keskimääräinen yksilömäärä alueella vaikuttaa kuitenkin kasvaneen vuoden 2005 jälkeen, verrattuna edeltävään kahteen vuosikymmeneen. Vesimuodostuman havaintoasemien lajimäärät ovat vaihdelleet yhden ja 16 välillä, keskimäärin pienimmät lajimäärät ovat asemilla 57 ja 123 ja suurimmat asemilla

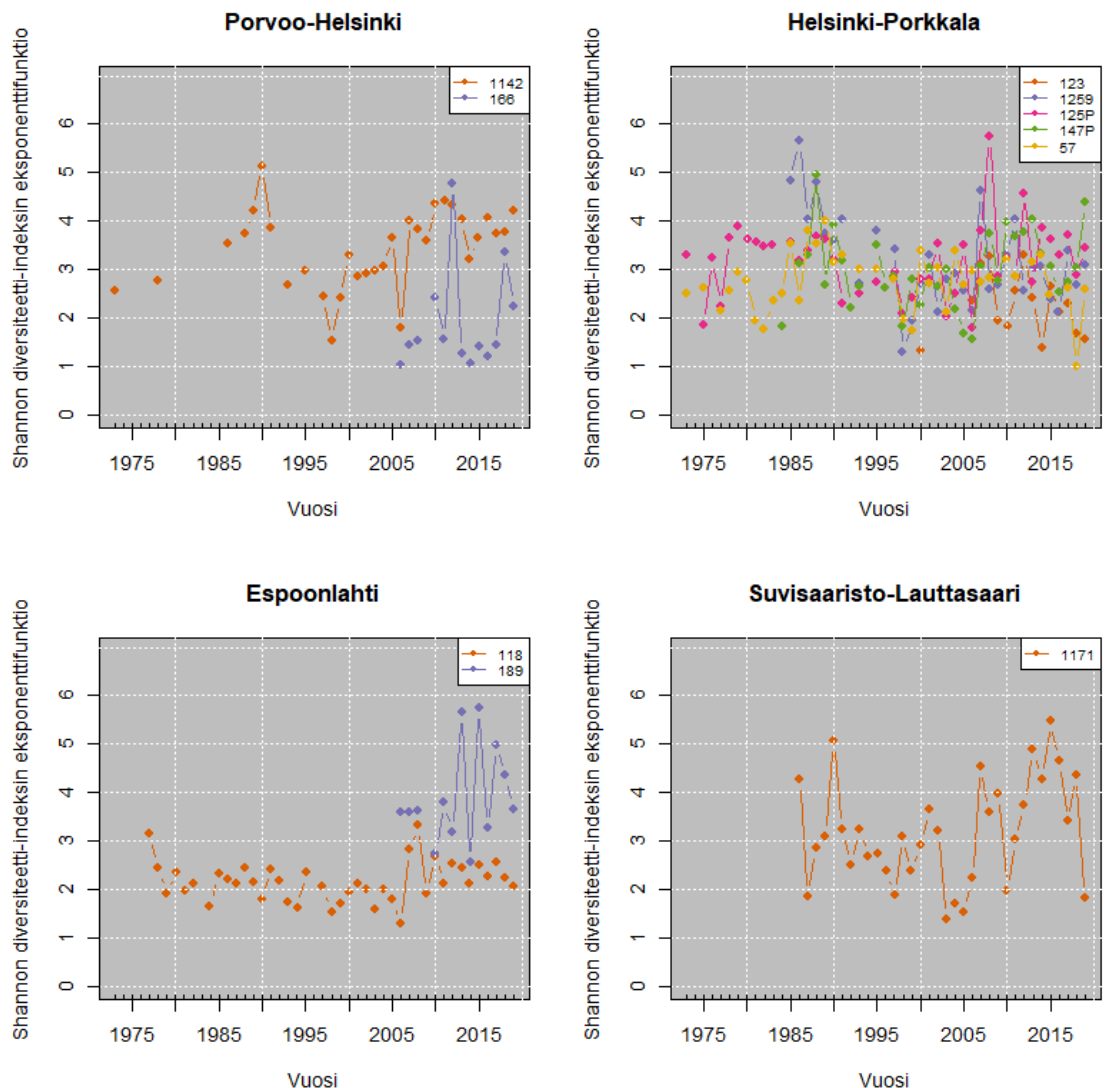
1259, 125P ja 147P. Lajimäärä näyttää vähentyneen hieman 1970-luvulta nykypäivään (kuva 6.3). Vesimuodostuman pohjaeläinyhteisön monimuotoisuus on hieman heikentynyt asemilla 57 ja 123 1980-luvun puolesta välistä. Sama suuntaus on myös havaintoasemalla 1259, jossa yhteisön monimuotoisuus on myös vähentynyt saman ajanjakson aikana (kuva 6.4). Pohjaeläinyhteisöt näyttävät olleen kokonaisuudessaan yleisesti vähemmän monimuotoisia vuosien 1995-2000 välisenä aikana. Kaikkien yhteisön kuntoa kuvaavien parametrien vuosien välinen vaihtelu on kuitenkin huomattavaa.



Kuva 6.2 Porvoo-Helsingin, Helsinki-Porkkalan, Espoonlahden ja Suvisaari-Lauttasaaren vesimuodostumien pohjaeläinten yksilömäärien aikasarjakuva 1973-2019.



Kuva 6.3 Porvoo-Helsingin, Helsinki-Porkkalan, Espoonlahden ja Suvisaari-Lauttasaaren vesimuodostumien pohjaeläinten lajimäärien/taksonimäärien aikasarjakuvat 1973-2019.

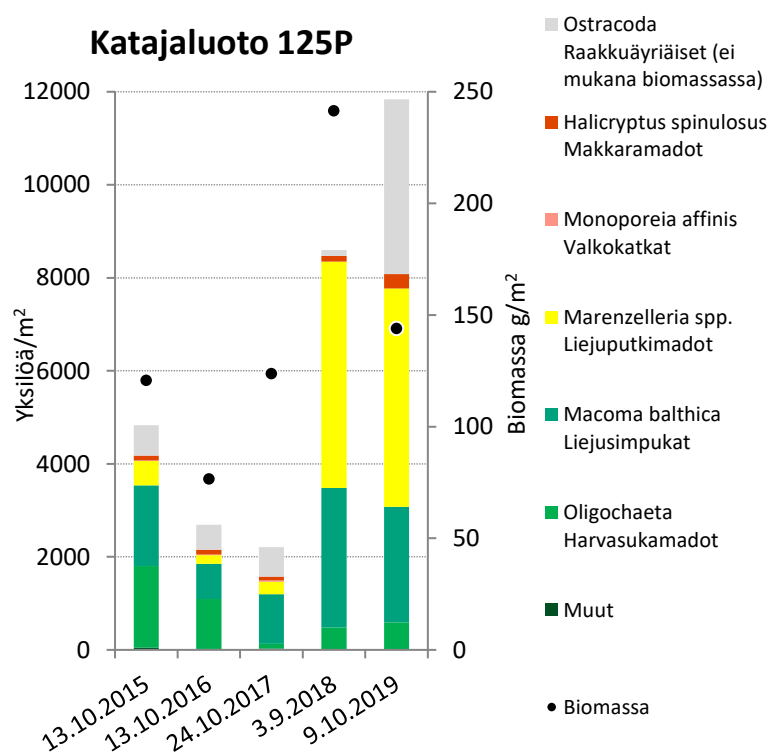


Kuva 6.4 Porvoo-Helsingin, Helsinki-Porkkalan, Espoonlahden ja Suvisaari-Lauttasaaren vesimuodostumien pohjaeläinten Shannonin diversiteetti-indeksi eksponenttifunktion arvo, eli monimuotoisuus 1973-2019.

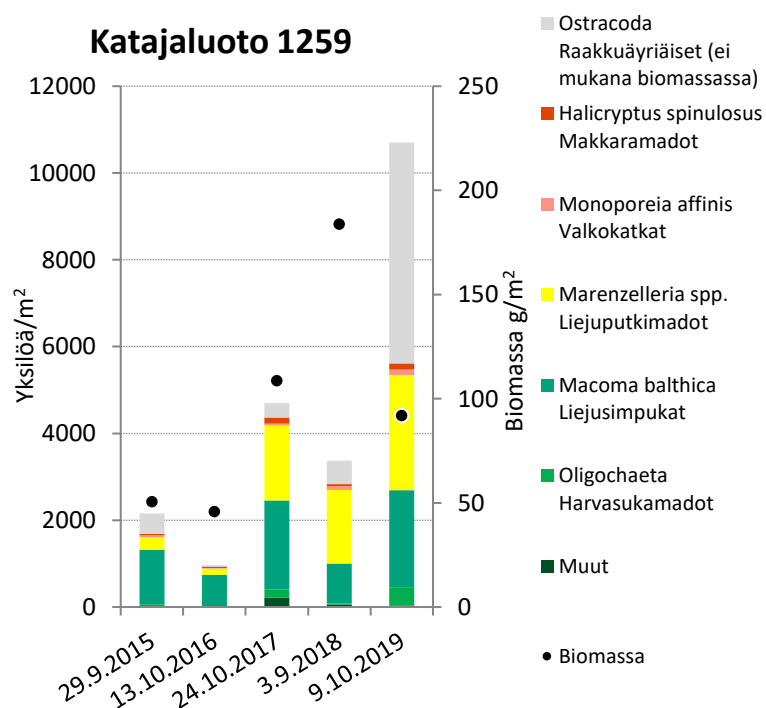
Kahden viime vuoden aikana Katajaluodon (125P ja 1259) pohjaeläinten määrät kasvoivat verrattuna muutamaan aikaisempaan vuoteen (kuva 6.5 ja 6.6). Yksilömäärien kasvu johtui lähinnä *Marenzelleria* spp.-liejuputkimatojen yksilömäärien runsastumisesta. Liejusimpukat esiintyivät alueella myös kohtalaisen runsaslukuisina. Harvasukasmadot olivat alueella melko harvalukuisia, joskin niiden määrät lisääntyivät. Valkokatkaa tavattiin alueella vieläkin säännöllisesti, mutta vaatimattomia yksilölukumääriä ja biomassoja.

Ulkosaariston alueella vuoden 2018 pohjanläheisen veden lämpötilat kasvoivat poikkeuksellisen korkeiksi heinäkuussa ja syyskuussa ja pohjanläheisen veden lämpötilat olivat vielä lokakuussa tavanomaista korkeammat. Tämä saattaa olla vaikuttanut Katajaluodon lisääntyneisiin *Marenzelleria* spp. -liejuputkimatojen määriin. Vuonna 2019 Katajaluodon havaintoasemalla mitattiin heinä- ja elokuussa poikkeuksellisen matalia hapen kyllästysasteita. Nämä havainnot saatavat olla yhteydessä Viikinmäen puhdistamon typenpoistohäiriöön, jonka aikana mereen johdettiin

suuria määriä ammoniumtyyppiä (kts. ravinnepöytä). Matalat happipitoisuudet vuonna 2018 eivät kuitenkaan heijastuneet vuoden 2019 Katajaluodon pohjaeläinmääriin.



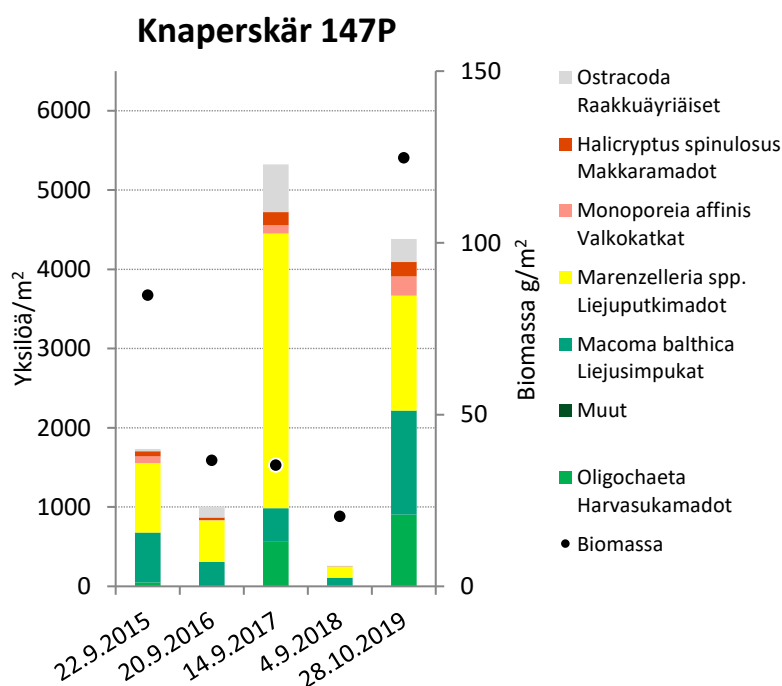
Kuva 6.5 Katajaluodon (125P) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.



Kuva 6.6 Katajaluodon (1259) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

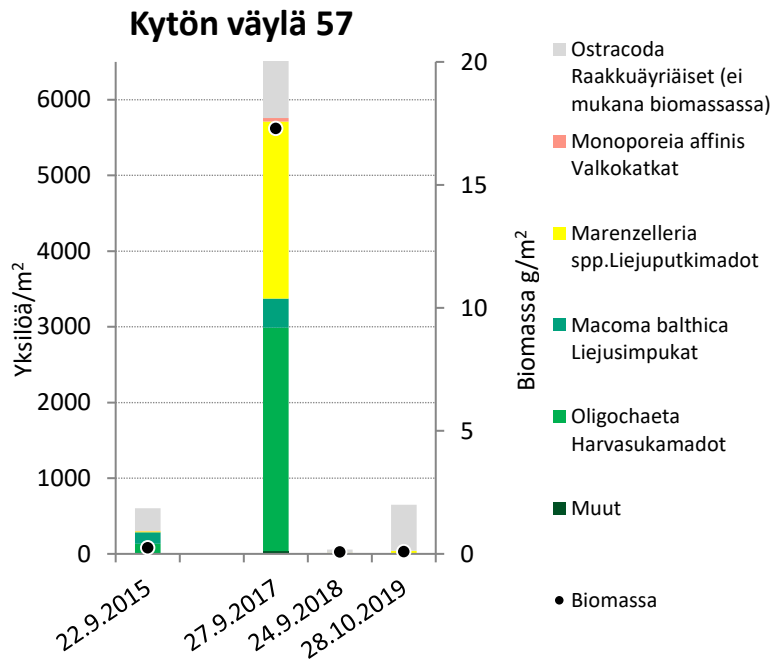
Knaperskärin (147) ja Kytön väylän (57) havaintopaikat sijaitsevat lähellä Suomenojan puhdistamon purkualuetta. Vuonna 2017 Kytön väylän sekä Knaperskärin alueella oli melko runsaslukuisen pohjaeläimistö, mutta 2018 pohjaeläimet molemmilla havaintoasemilla vähentyivät romahdusmaisesti (Kuva 6.7 ja 6.8). Kytön alueella happiongelmia ovat aikaisempinakin vuosina olleet tavallisia, mutta Knaperskärillä, savi ja sorapohjilla, tilanne on ollut harvinaisempi. Knaperskärillä kuitenkin mitattiin poikkeuksellisen alhaisia happipitoisuuksia 2018 elo-lokakuussa (kts. kappale 4). Yksilömäärien ja biomassojen lisäksi myös taksonimäärä vähentyi kolmestatoista kahdeksaan lajiin Knaperskärillä ja kuudesta kahteen lajiin Kytön asemalla. Tilanne Knaperskärillä elpyi nopeasti, mutta Kytön asemalla happiongelmia yksilö- ja biomassatulosten perusteella näyttävät jatkuvan.

Marenzelleria –liejuputkimadot ja liejusimpukat olivat 2019 Knaperskärin havaintoasemalla runsaslukuisimpina taksonina, mutta myös *Oligochaeta*-harvasukamatoja oli runsaasti. Valkokatka ja liejukatka olivat myös palanneet alueelle. Myös muut puhtaampia oloja ilmentävät lajit kuten makkaramato ja kilkki olivat myös hieman runsastuneet.

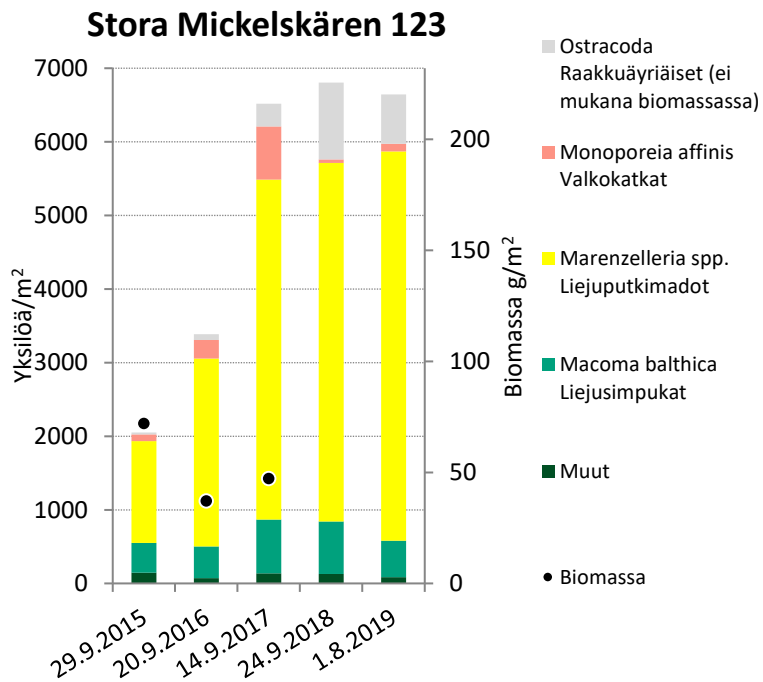


Kuva 6.7 Knaperskärin (147) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

Stora Mickelskärenillä *Marenzelleria* –liejuputkimatojen yksilömäärät ovat viime vuosien aikana olleet erittäin suuria, vuonna 2019 jopa yli 5200 yksilöä m⁻². Suurin osa yksilöistä oli kuitenkin hyvin pienikokoisia ja biomassa ei siksi kasvanut kovin suureksi (kuva 6.9). Lajisto ei kuitenkaan ollut monipuolinen; vuonna 2018 havaittiin 5 lajia ja vuonna 2019 7 lajia ja Shannonin diversiteetti-indeksin arvo on laskenut vuodesta 2010 nykypäivään (kuva 6.4), mikä viittaa aseman pohjaeläinyhteisön olevan jossain määrin häiriintynyt.



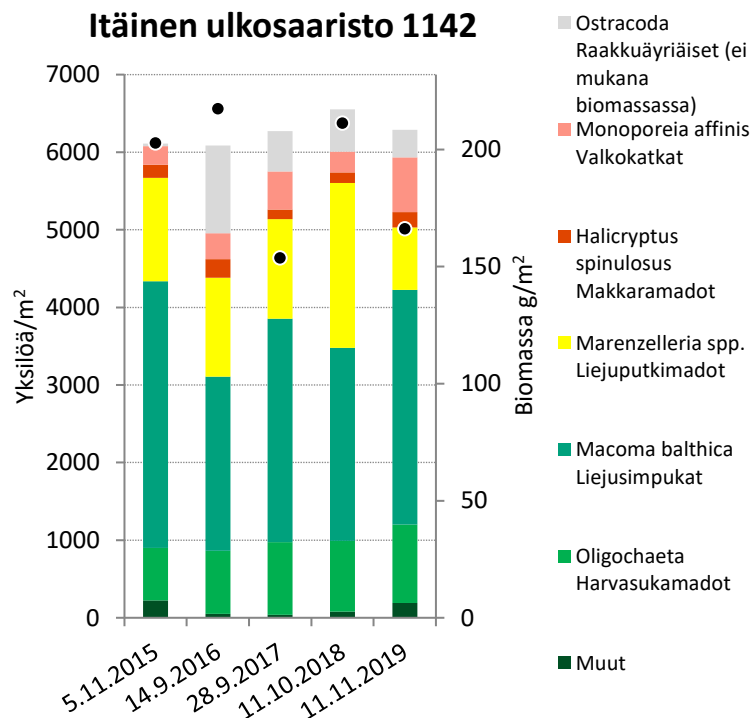
Kuva 6.8 Kytön väylän (57) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015, 2017, 2018 ja 2019.



Kuva 6.9 Stora Mickelskärenin (123) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

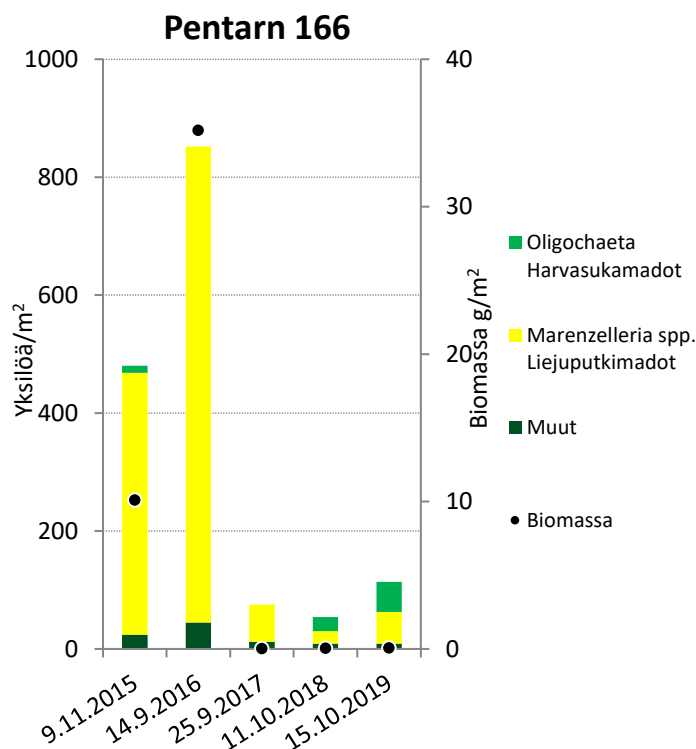
6.3.2 Porvoo-Helsinki vesimuodostuma

Porvoo-Helsinki vesimuodostuman alueelle sijoittuvat Itäisen saaristoalueen havaintoasema 1142 ja Pentarn 166. Länsi-Tontun 114 ja Itäisen saaristoalueen 1142 havaintoasemia voidaan pitää kuormittamattomana vertailualueena Katajaluodon ja Knaperskärin asemien tuloksille. Länsi-Tontun yksilölukumäärät ovat 1980-luvulta lähtien hieman kasvaneet, kun taas kuormitettumalla alueella vaihtelut ovat olleet suurempia (kuva 6.2). Lajimäärä on viime vuosina vesimuodostuman havaintoasemilla pysynyt tasaisena ja yhteisökoostumus vaikuttaa stabiilimmalta verrattuna Katajaluodon ja Knaperskärin alueeseen (kuvat 6.3 ja 6.4). Pohjaeläinlajisto on kuitenkin samankaltainen ulkosaariston vesimuodostumien asemilla. Liejusimpukka esiintyy kuitenkin monesti runsaampana Itäisen saariston alueella kuin Katajaluodon alueella. Vuosina 2018 ja 2019 edellisten vuosien tapaan, liejusimpukat olivat näytteissä runsaimpina lajina (kuva 6.10). Liejuputkimadon osuus kokonaisyksilömäärästä on viime aikoina ollut huomattavasti 2000-luvun alun huippumääriä pienempi. Länsi-Tontulla on jatkuvassa seurannassa olevista havaintopaikoista eniten valkokatkaa, vaikka kokonaisyksilömäärät eivät pidemmän aikavälin tarkastelussa olekaan kovin suuria (kuvat 6.1 ja 6.10).



Kuva 6.10 Itäisen ulkosaaristoalueen (1142) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

Pentarnin 166 havaintopaikka on 48 metriä syvä ja se sijaitsee sedimentin akkumulaatioalueella Sipoon selällä (Rantataro 1992) ja siksi se on altis happiongelmille. *Marenzelleria*-liejuputkimadot selviävät myös vähähappisessa ympäristössä ja ovat parhaiten alueella selviävä laji. Vuosina 2017, 2018 ja 2019 pohjaeläinten määrät olivat Pentarnin näytteessä hyvin vähäisiä, mikä kertoo tämänhetkisestä huonosta happitilanteesta. Alueella havaittiin lähinnä liejuputkimatoja ja harvasukamatoja (kuva 6.11).



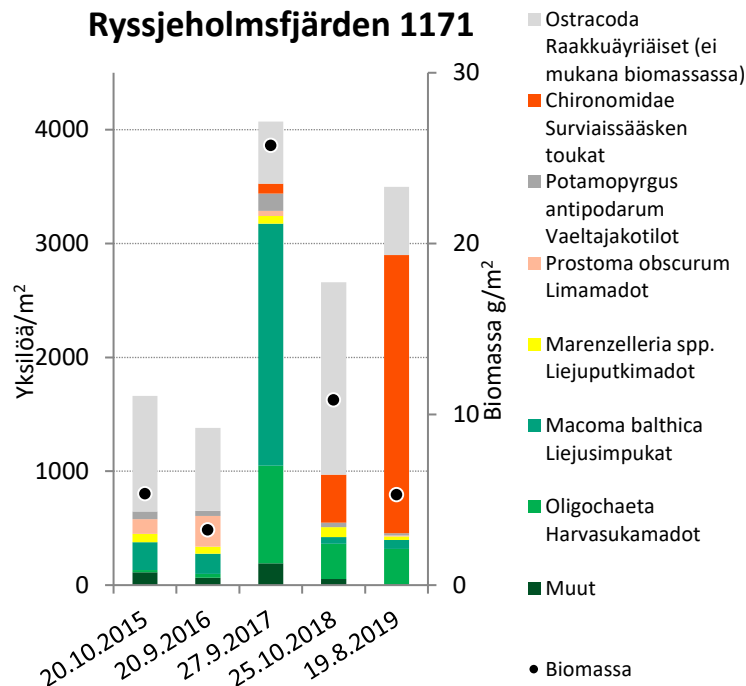
Kuva 6.11 Pentarnin (166) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

6.3.3 Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuma

Ryssjehomsfjärdenin alueelle sijoittuu yhteistarkkailussa seurattavista toimista Helsingin Sata-man Länsisataman alue ja Arctech Shipyards oy:n telakka. Alueelle on aikaisemmin johdettu puhdistettuja jätevesiä Suomenojan puhdistamolta. Alueella sijaitsee myös Suomenojan puhdis-tamon virtaaman tasauslammikko.

Ryssjeholmsfjärdenin (1171) alue on matalaa, eikä happiongelmia juuri ole esiintynyt. Alueen pohjaeläinmäärät olivat alueella suurimmillaan 1980-luvun alussa, jolloin havaintopaikka (117) oli nykyistä hieman idempänä. Tuolloin yksilömäärät olivat jopa 18000 yksilöä m⁻². Vaihtelu koko-naisyksilömäärissä on ollut vuosien välillä kuitenkin suurta (kuva 6.2). Vuonna 2017 kokonaisyk-silömäärä kohosi yli 3000 yksilöön m⁻² (kuva 6.12). Tällöin lajisto koostui suurimmaksi osaksi lie-jusimpukoista, mutta monipuolisessa lajistossa tavattiin myös esimerkiksi liejukatkoja (*Co-rophium volutaror*), sukkulamerietanoita (*Limapontia capitata*), hiekkaputkimatoja (*Manayunkia aestuarina* ja *Pygospio elegans*) ja viherlimamatoja (*Cyanophtalma obscura*) sekä kilkkejä (*Mesi-dotea entomon*). Myös kokonaislajilukumäärä (13 lajia) kasvoi edellisistä vuosista (kuva 6.3). 2018 yksilömäärät painuivat taas alle 1000 yksilöä m⁻² ja lajimäärä oli myös laskussa. Vaikka yk-silömäärät lisääntyivät seuraavana vuonna surviaissääskentoukkien lukumäärän lisääntyessä, lajimäärä kuitenkin pieneni olosuhteille herkempien lajien kadotessa (esim. *Corophium volutator* ja *Mesidotea entomon*). Samalla myös yhteisön monimuotoisuus heikkeni (kuva 6.4). Kesän 2019 Suomenojan vakavan käyttöhäiriön johdosta aktiivilieteprosessin näytevetä valui myös Ryssjeholmsfjärdenin Nuottalahteen (liite 3). Surviaissääsken toukat runsastuivat tuolloin Ryss-jeholmsfjärdenin havaintopisteellä selvästi, minkä ei kuitenkaan suoraan voida katsoa johtuvan

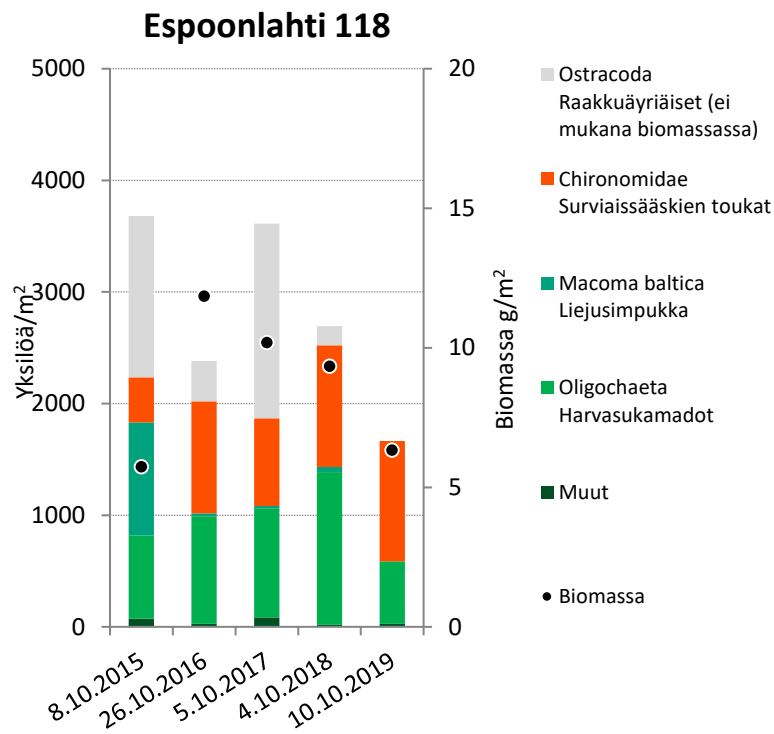
näyteveden valumisesta Nuottalahteen, joskin surviaissääsken toukat hyötyvät orgaanisen kuorituksen kasvusta. Surviaissääsken toukkien suuri määrä vuonna 2019 on saattanut johtua poikkeuksellisen lämpimästä kesästä 2018 joka on saattanut vaikuttaa sen kesän aikuisyksilöiden munintamenestykseen positiivisesti. Surviaissääsken toukkien määrät lisääntyivät myös muilla asemilla, joilla niitä tyypillisesti esiintyy.



Kuva 6.12 Ryssjeholmsfjärdenin (1171) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

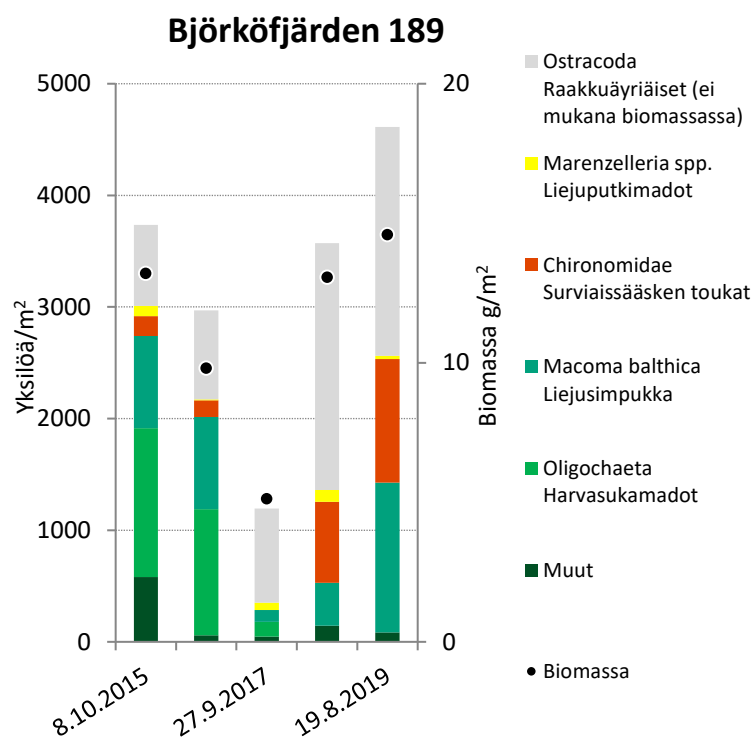
6.3.4 Espoonlahden vesimuodostuma

Espoonlahden (118) ja Björkfjärdenin (189) pohjaeläinhavaintopaikat sijoittuvat Espoonlahden rannikkovesimuodostuman alueelle. Pohjaeläinten yksilömäärät vaihtelevat Espoonlahden peruskassa vuosien välillä happitilanteen mukaan. Pohjaeläinten määrä on vähentynyt niinä vuosina, kun alue on kärsinyt happivajeesta pohjanläheisessä vesikerroksessa. Happipitoisuudet olivat pohjanläheisessä vedessä pienet myös vuonna 2019 (kts. kappale 4.4). Yksilölukumäärät ovat kuitenkin olleet lähellä 2000 yksilöä m⁻², joskin ne laskivat vuodesta 2018 etenkin harvasukasmatojen osalta (kuva 6.13, kuva 6.2). Valta-taksoneina ovat harvasukamadot ja surviaissääsken toukat, jotka selviävät melko heikoissakin olosuhteissa. Espoonlahden aseman (118) lajimäärä on viimeisimpinä vuosina vähentynyt kahdeksasta neljään lajiin (kuva 6.3). Monimuotoisuus (Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion arvo) on vaihtelevasta pohjanläheisen veden happitilanteesta huolimatta viime vuosina pysynyt suhteellisen vakaana (kuva 6.4).

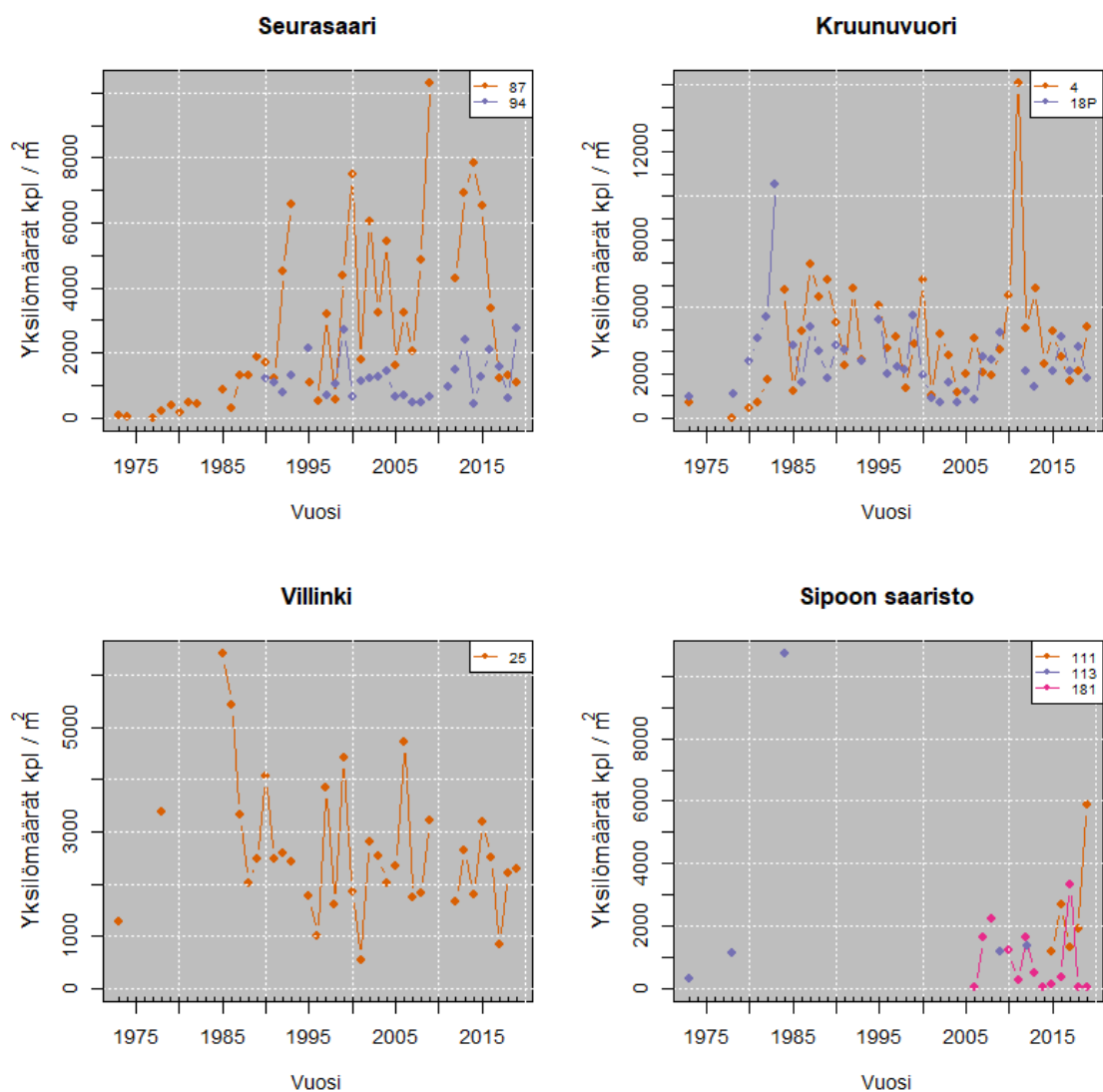


Kuva 6.13 Espoonlahden (118) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

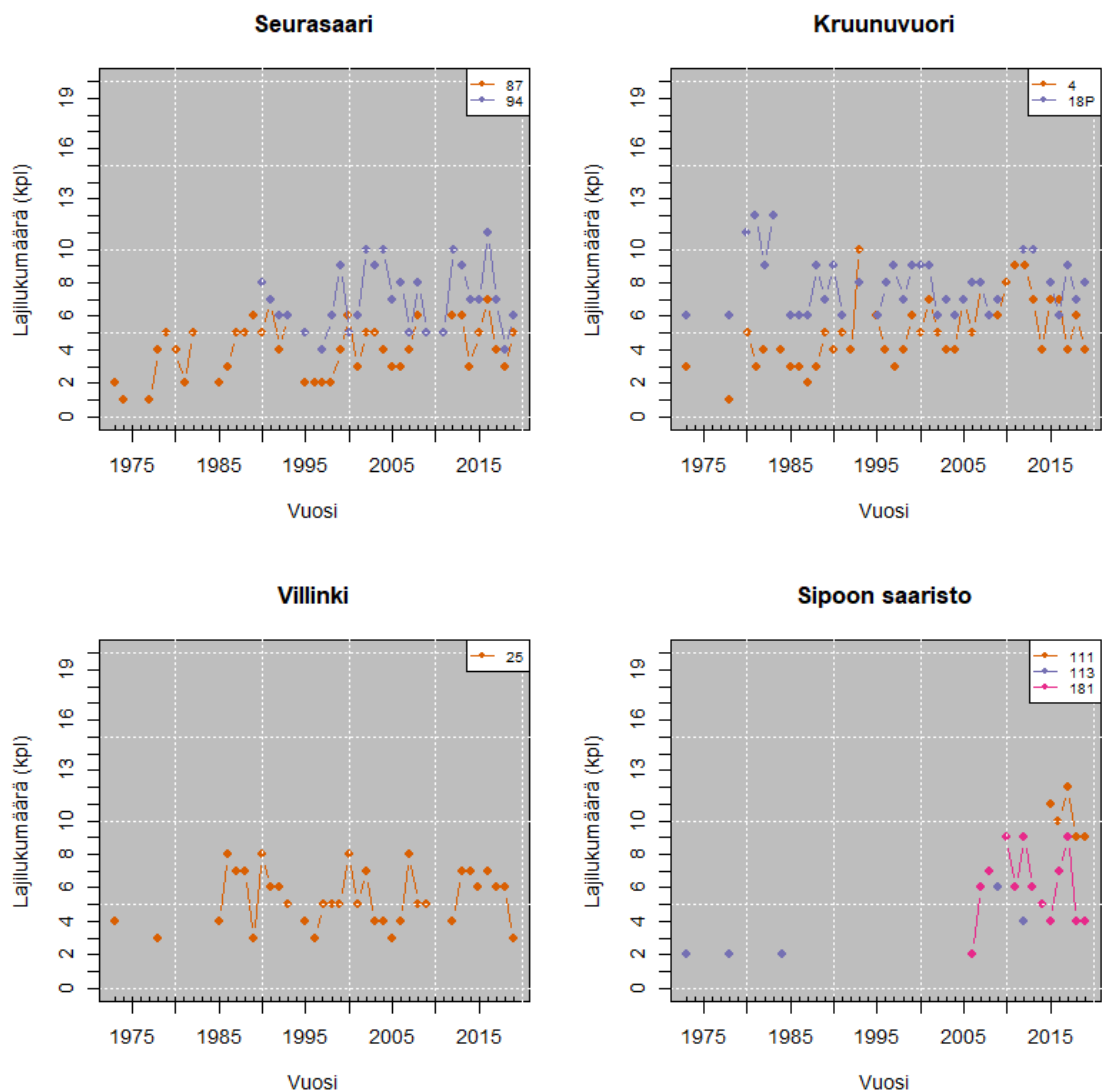
Björkfjärdenin (189) havaintopaikka Espoonlahdella sijaitsee Björkön kaakkoispuolella. Björkfjärden ei sijaitse syvänteessä (syvyys 6 metriä) ja happiolosuhteet ovat yleensä Espoonlahden asemaa (118) suotuisammat. Pohjaeläimiä ja myös eri lajeja onkin vuosikymmenen alkupuolella ollut suhteellisen runsaasti. Kuitenkin vuonna 2017 pohjaeläinten lukumäärä väheni selvästi indikoiden happiongelmia (kuva 6.14). Kahden viimeisen vuoden aikana tilanne on kuitenkin parantunut ja pohjaeläinten, lähinnä surviaissääsken toukkien ja liejusimpukoiden, määrä on lisääntynyt. Myös taksonimäärä on lisääntynyt kahdeksasta kymmeneen.



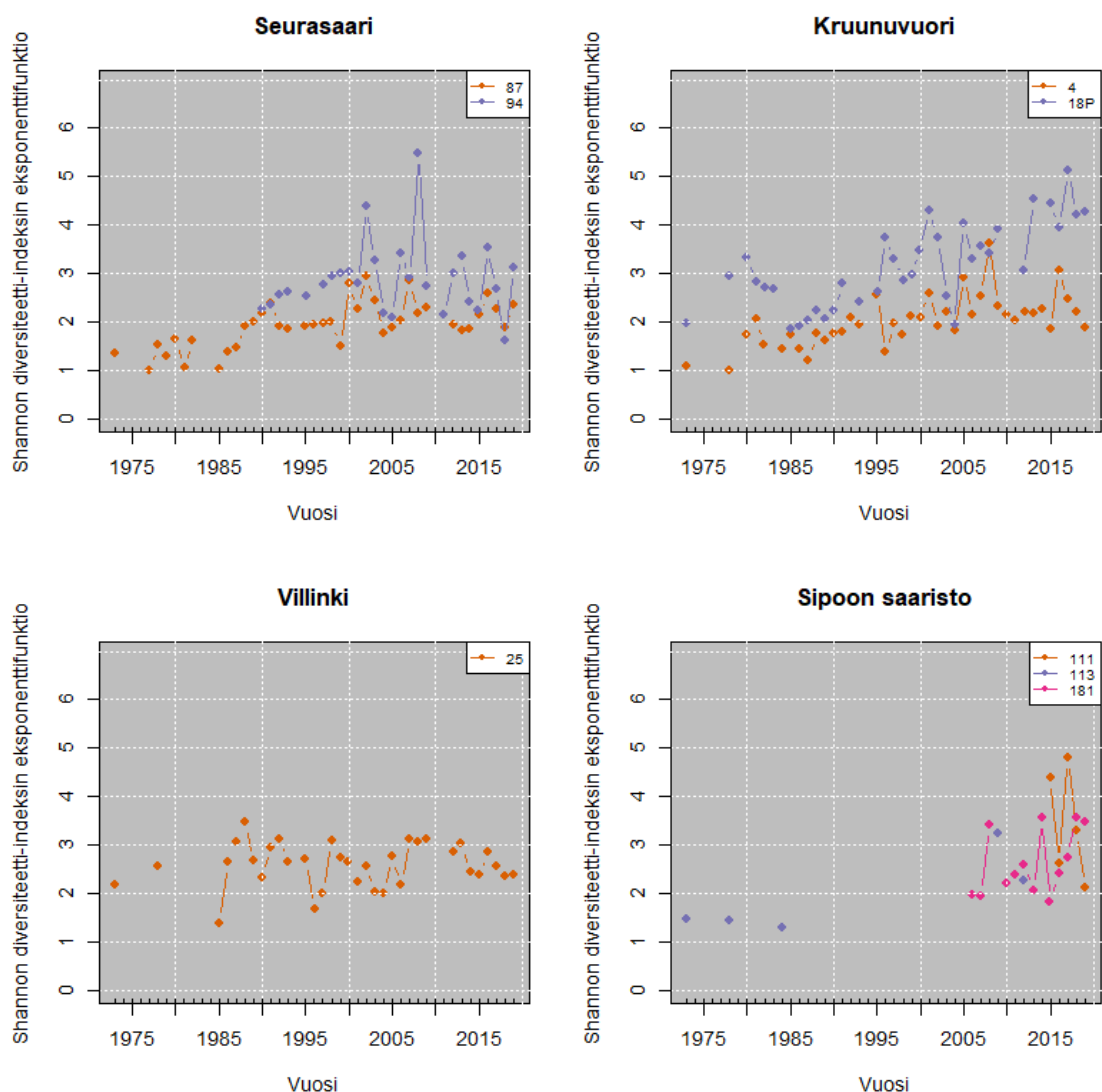
Kuva 6.14 Björköfjärdenin (189) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.



Kuva 6.15 Seurasaaren, Kruunuvuoren, Villingin ja Sipoon saariston vesimuodostumien pohjaeläinten yksilömäärien aikasarjakuvat 1973-2019.



Kuva 6.16 Seurasaaren, Kruunuvuoren, Villingin ja Sipoon saariston vesimuodostumien pohjaeläinten lajimäärien/taksonimäärien aikasarjakuvat 1973-2019.



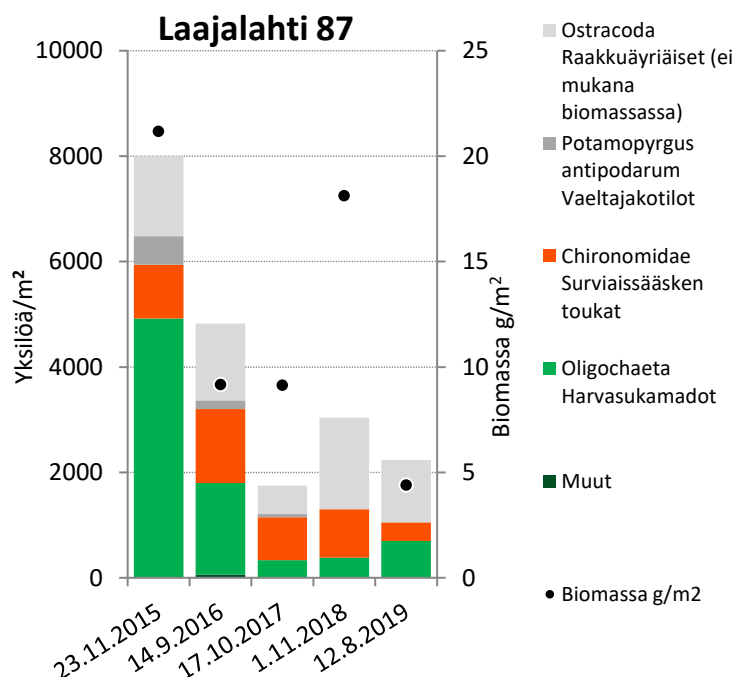
Kuva 6.17 Seurasaaren, Kruunuvuoren, Villingin ja Sipoon saariston vesimuodostumien pohjaeläinten Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktiot 1973-2019.

6.3.5 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 (havaintopiste 83, ei kuulu nykyisen tarkkailun piiriin) havaittiin koko tarkkailualueen yksilötiheyden maksimi, lähes 21700 yksilöä m^{-2} . Tämän jälkeen tilanne tasaantui. Seuraavien vuosikymmenien huippuvuosia olivat 1993, 2000 ja 2014, jolloin kokonaisyksilömäärä olivat noin 7000-8000 yksilöä m^{-2} (kuva 6.15). Lajimäärä on alueella ollut pieni, joskin lajien määrä on hieman kasvanut (kuva 6.16).

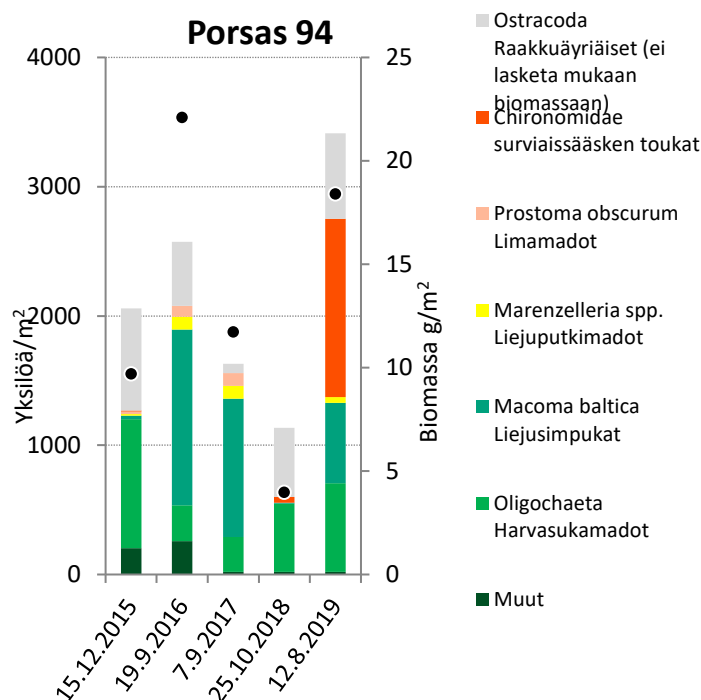
Viimeisien vuosien aikana Laajalahden pohjaeläinten yksilömäärät ovat selvästi vähentyneet (kuva 6.18). Suurin vähennys on tapahtunut harvasukasmatojen lukumäärässä, mutta myös alueelle toinen tyypillinen ryhmä, surviaissääsken toukat, ovat vähentyneet. Surviaissääsket olivat 2018 melko suurikokoisia ja kasvattivat biomassaa, mikä lienee johtunut hyvin lämpimästä ke-sästä. Lajimäärä oli alueella pieni; 2018 neljä lajia ja 2019 kuusi lajia.



Kuva 6.18 Laajalahden (87) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

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.

Vuosina 2016 ja 2017 liejusimpukat runsastuivat, kun taas harvasukasmatojen määrät vähentyivät. Vaikka vuonna 2018 pohjaeläinten määrät vähenivät liejusimpukoiden lähes kadotessa lajistosta, lisääntyivät surviaissääsken toukat jo seuraavana vuonna runsaasti (kuva 6.19). 2016 alueella tavattiin jopa 12 taksonia mutta tämän jälkeen taksonimäärä on vähentynyt. Vuonna 2019 tavattiin vain seitsemän taksonia. Seurasaarenselän lajisto ei viime vuosina ole ollut kovin monimuotoinen (kuva 6.17)

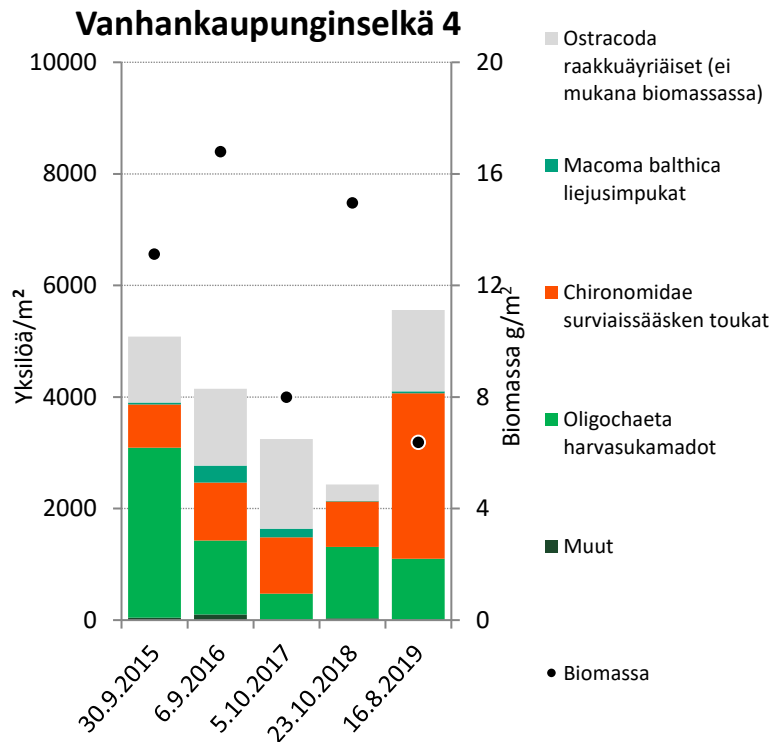


Kuva 6.19 Porsaan (87) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

6.3.6 Kruunuvuorenselän vesimuodostuma

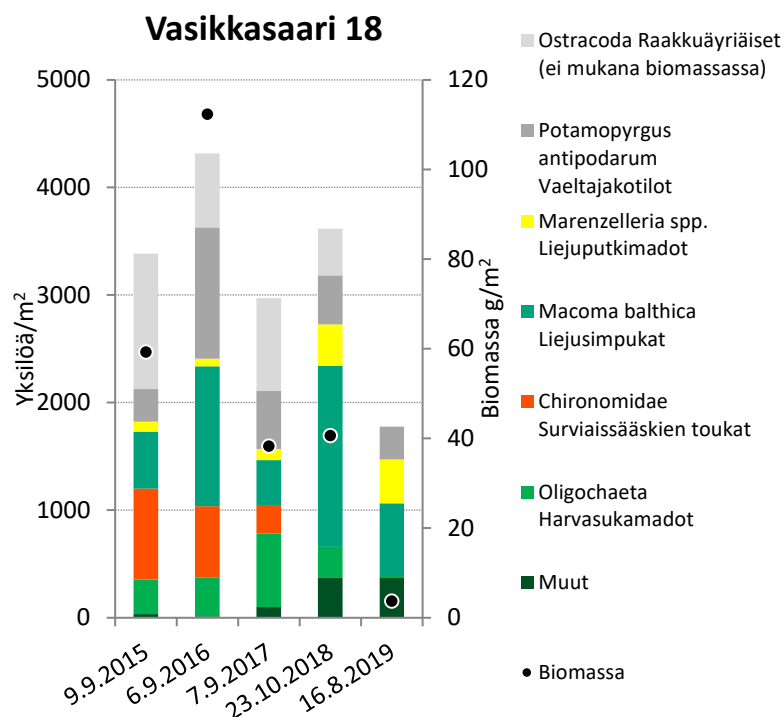
Kruunuvuorenselän alueelle sijoittuu Helsingin sataman eteläsatama, Viikinmäen jätevedenpuhdistamon puhdistettujen jätevesien varapurkureittejä sekä Helsingin energian Hanasaaren voimalaitoksen ja Katri Valan lämpö ja jäähdytyslaitoksen lauhdevesien purkualueita. Vantaanjoki myös vaikuttaa alueeseen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

Vanhankaupunginlahden veden laatu parantui 1970-luvun lopun jälkeen selvästi mikä heijastui myös pohjaeläimistössä. Pohjaeläinten yksilölukumäärät kasvoivat 1980-luvun alkupuolelle saakka, mutta sen jälkeen yksilömäärät ovat vaihdelleet melko paljon vuosien välillä (kuva 6.15). Vuonna 2011 yksilölukumäärä oli erittäin suuri (n.15000 yksilöä m⁻²), mutta sen jälkeen määrät ovat olleet laskussa. Viimeisien vuosien aikana yksilölukumäärät vaihtelivat 2000-4000 yksilöä m⁻² välillä (kuva 6.20). Valtataksoneina olivat harvasukasmadot ja surviaissääsken toukat, kuten aikaisemminkin. Vuonna 2019 surviaissääsken toukat olivat runsain taksoni. Alueen taksonimäärä vähentyi vuoden 2016 jälkeen kahdeksasta viiteen lajiin (kuva 6.16).



Kuva 6.20 Vanhankaupunginlahden (4) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

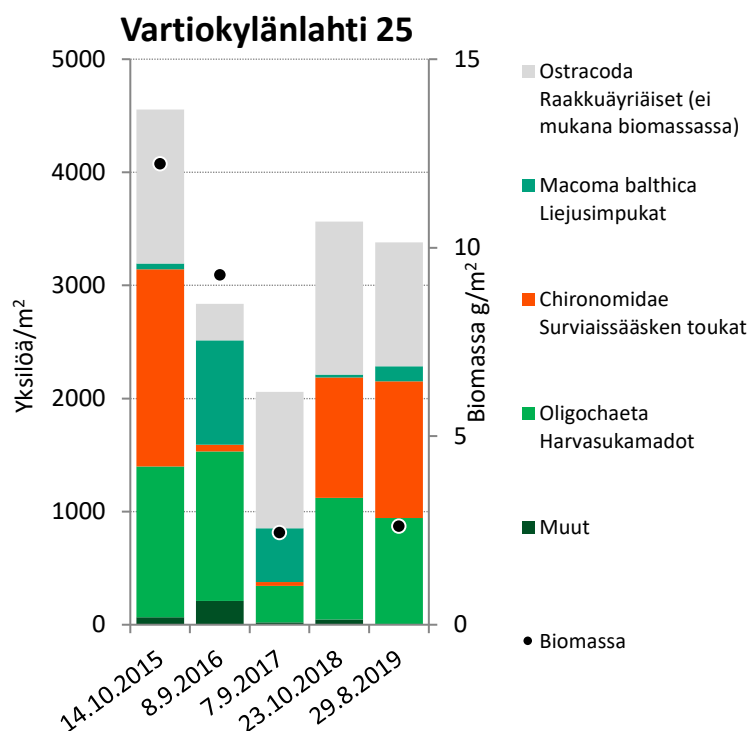
Kruunuvuorenselällä Vasikkasaaren (18) havaintopaikalla suurimmat pohjaeläinlukumäärät havaittiin 1980-luvulla. 1990-luvulla yksilölukumäärät taantuivat ja ovat sen jälkeen pysytelleet noin 2000 yksilöä m^{-2} tuntumassa. 2018 yksilölukumäärät kohosivat yli 3000 yksilöön m^{-2} ja laskivat taas vuonna 2019 vajaaseen 2000 yksilöön m^{-2} (kuva 6.21). Kruunuvuorenselällä on myös monesti ollut lahtialueita enemmän liejusimpukoita johtuen avoimemmasta yhteydestä merelle. 2018 ja 2019 liejusimpukat ja myös *Marenzelleria* -liejuputkimadot vahvistivat asemaansa, kun taas harvasukamatojen osuus on vähentynyt selvästi. Surviaissääsken toukat puuttuivat kahden viimeisen vuoden lajistosta kokonaan. Vasikkasaaren Shannon-indeksin eksponenttifunktion arvo (monimuotoisuus) on kasvanut tasaisesti vuodesta 1985 (kuva 6.17). Taksonimäärä sekä yksilölukumäärä ovat pysyneet pitkään lähes samana, joten indeksin arvon kasvu kertonee yhteisön stabiilista tilasta.



Kuva 6.21 Vasikkasaaren (18) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

6.3.7 Villingin vesimuodostuma

Villingin rannikkovesimuodostuman alueelle on ennen johdettu puhdistettuja jätevesiä. Kuormitus ei kuitenkaan ole kohdistunut suoraan Vartiokylänlahteen. Vartiokylänlahden pohjaeläimistö olikin 1970-1980-luvuilla lahtialueista monipuolisin (Pesonen 1988). Vuodesta 1973 lähtien taksonimäärä on vaihdellut 3 ja 8 välillä (kuva 6.16). Vaikka yksilömäärä on hiukan laskenut (kuva 6.15), on diversiteetti-indeksin arvo (monimuotoisuus) pysynyt samana (kuva 6.17). Runsaimpana ryhmänä 2018 ja 2019 aikana olivat liejusimpukat, joiden ohella runsastuivat myös harvasukamadot (kuva 6.22). Viimeisimpinä vuosina on kuitenkin havaittu surviaissääskien toukien korvanneen liejusimpukat alueella.

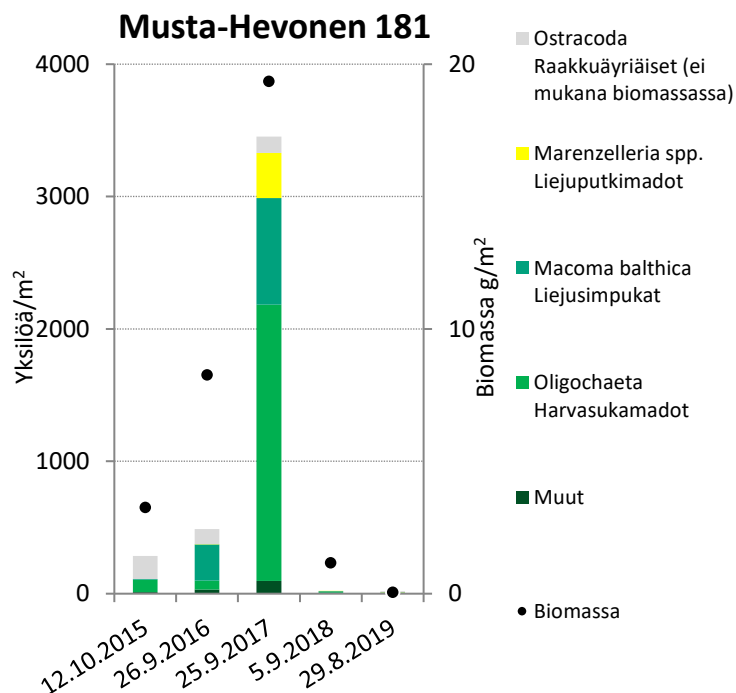


Kuva 6.22 Vartiokylänlahden (25) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

6.3.8 Sipoon saariston vesimuodostuma

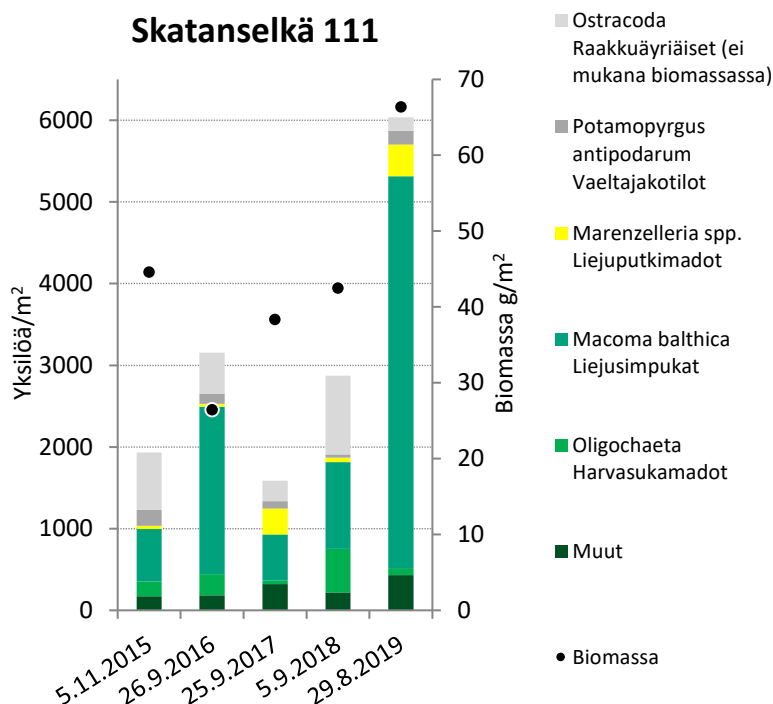
Sipoon saariston rannikkovesimuodostumaan sijoittuu tarkkailtavista alueista Vuosaaren satama, jossa on Helsingin sataman satamatoimintaa sekä Helsingin energian voimalatoimintaa. Pohjaeläinhavaintopaikoista alueelle sijoittuu Mustan Hevosen (181) ja Skatanselän (111) havaintopaikat.

Mustan Hevosen (181) Havaintopaikka on ympäristöään syvämpi (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 tapahtui selvää elpymistä ja pohjaeläinten määrä lisääntyi. Viimeisenä kahtena vuonna alue on taas kärsinyt hapenpuutteesta ja lajisto on ollut hyvin niukkaa (kuva 6.23). Näytteenottojen yhteydessä on havaittu selvää sulfidiliejun hajua.



Kuva 6.23 Mustan Hevosen (25) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

Skatanselän (111) pohjaeläinlajisto on koostunut viime vuosina pääosin liejusimpukoista (kuva 6.24), joita on ollut varsin runsaasti. Näytteissä on tavattu myös *Marenzelleria*-liejuputkimatoja. Liejusimpukoiden yksipuolinen runsastuminen on kuitenkin heikentänyt aseman monimuotoisuutta (kuva 6.17). Lajimäärä on viime vuosien aikana vaihdellut 13 ja 10 lajin välillä. Skatanselän pohjaeläinhavaintopaikka on Vuosaaren sataman läheisyyden takia myös varsin potentiaalinen paikka uusien vieraslajien havaitsemiselle. Syksyn 2019 Skatanselän näytteestä löytyikin seurannalle uusi laji, *Sinelobus vanharenii*-saksisiira (Bamber, R.N. 2014). Laji elää rakentamis- saan putkissa merenpohjassa ja voi runsastuessaan syrjäyttää muita lajeja esiintymisalueeltaan. Suomessa lajin ensimmäinen havainto tehtiin Inkoossa 2016.



Kuva 6.24 Skatanselän (111) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2015-2019.

6.3.9 Lökkiluodon, Koirasaarenluotojen ja Rövargrundetin läjitysalueiden pohjaeläintulokset

Pääkaupunkiseudun merialueen läjitysalueiden pohjaeläinlajiston seuranta toteutetaan määrävuosin. Edellinen tarkkailu on toteutettu vuonna 2017 (Vahtera ym. 2018), jolloin tarkkailussa oli mukana myös nykyään lakkautettu Mustakuvun läjitysalue. Lökkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueille tehtiin ensimmäiset läjitykset vuoden 2019 aikana, näiltä läjitysalueilta haettiin myös ensimmäiset näytteet vuonna 2019 läjitysten alettua. Rövargrundetin läjitysalueelta ei haettu näytteitä vuonna 2019. Seuraava kaikki läjitysalueet kattava näytteenotto toteutetaan keuhalla 2020.

Lökkiluodon läjitysalue sijaitsee noin 4 km etäisyydellä Länsisatamasta ns. välisaariston alueella. Alue on pienten saarien ja luotojen ympäröimä (kuva 2.1). Alueen pohjan topografia on suhteellisen tasainen, vesisyvyyden vaihdellessa noin 10 ja 16 m välillä ja pohjan laadun ollessa pääosin savea, hiekkaa ja soraa, mutta alueella on myös liejua. Alue jakautuu kahteen pohjan painumaan, joista eteläisempi on kuppimainen ja korkeampien harjanteiden rajaama. Alueen YVA-selvityksen yhteydessä on selvinnyt, että alueen länsi osassa pintasedimentin (0-5 cm) TBT pitoisuudet ylittivät ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 1 pitoisuudet, myös elohopean ja kromin pitoisuuksien todettiin olevan koholla (viite). Lökkiluodon läjitysalueen kapasiteetti on arvioitu olevan noin 680 000 m³. Alueelle ei läjitetty massoja vuonna 2018, vuonna 2019 alueelle läjitettiin yhteensä noin 174 892 m³ (taulukko 6.2) massoja joista noin 1100 m³ tuli asuinkiinteistöjen rantojen parannuskohteista ja loput kaupungin toteuttamista rantarakentamiskohteista.

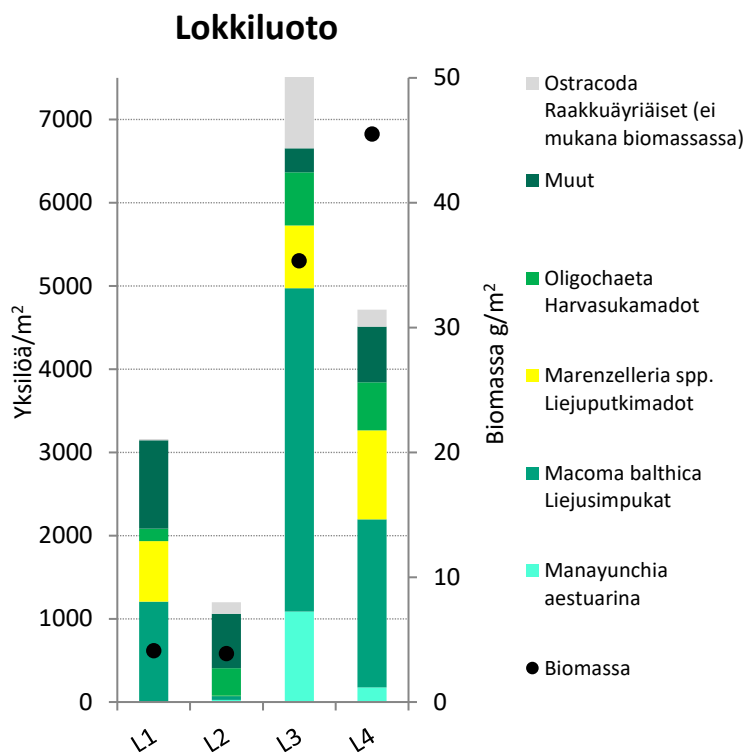
Koirasaarenluotojen ja Lökkiluodon läjitysalueilla toteutettiin veden sameuskartoitukset läjitystoinnin ollessa käynnissä vuoden 2019 aikana (Lindfors ym. 2019). Kartoituksissa todettiin suurimman sameusvaikutuksen rajautuvan läjitysalueiden sisäpuolelle, mutta etenkin Koirasaarenluotojen läjitysalueen osalta, sameusvaikutuksia havaittiin läjitysalueen länsipuolella noin puolen kilometrin etäisyydellä läjitysalueen reunasta. Sameusvaikutukset rajoittuivat pääosin alimpaan viiden metrin vesikerrokseen ja suurimmat erot taustasameuteen aiheutuivat läjitysmassojen osumisesta meren pohjaan. Hienojakoinen läjitetty aines kulkeutuu läjitysalueelta lähiympäristön pohjille ja sillä voi olla vaikutusta alueen pohjan eliöstöön.

Taulukko 6.2. Lökkiluodon, Koirasaarenluotojen ja Rövargrundetin läjitysalueille läjitetyt ruoppausmassat vuosina 2014-2019.

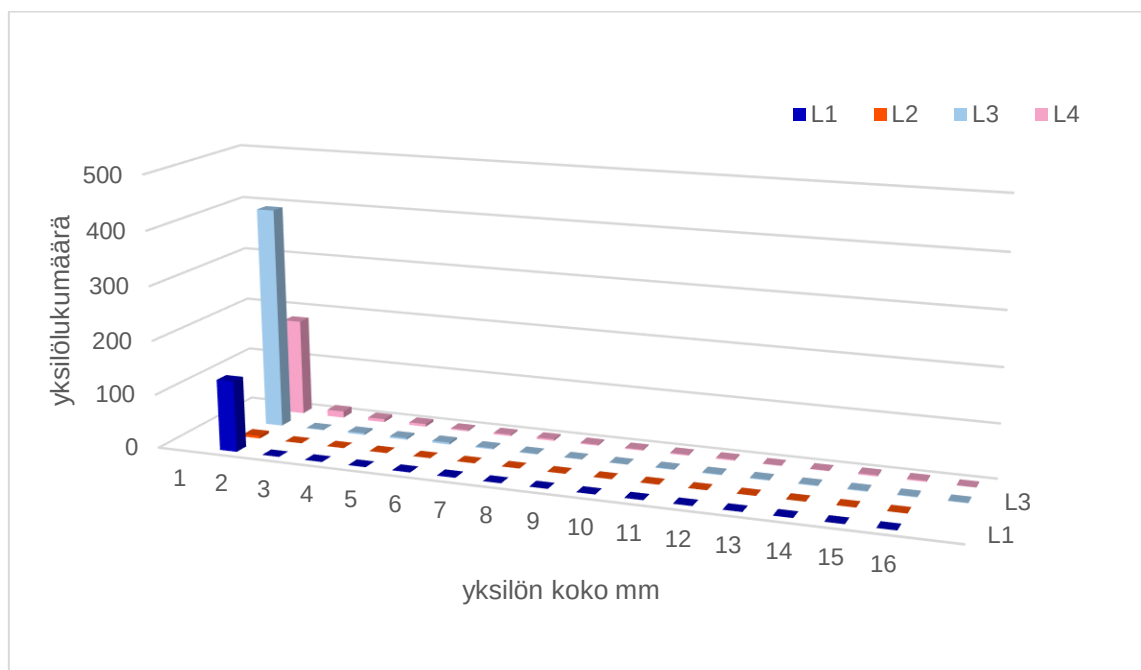
Vuosi	Läjitetty massa (m ³)		
	Lökkiluoto	Koirasaarenluodot	Rövargrundet
2014	0	0	3 800
2015	0	0	10 320
2016	0	0	1 321
2017	0	0	6 390
2018	0	0	5 070
2019	174 892	153 876	9 580

Lökkiluodon pohjaeläinlajistoa on seurattu 2005, 2008 ja 2011 Taulukarin läjitysalueen seuranan yhteydessä (Haikonen ym. 2012). Pohjaeläinmäärät vähentyivät Lökkiluodolla (seuranta-asema 1618) vuodesta 2005 vuoteen 2011. Yksilömääriltään ja biomassaltaan runsain laji oli tuolloin liejusimpukka. Vuosina 2005 ja 2008 *Marenzelleria* -liejuputkimadot runsastuivat mutta 2011 niiden määrät taas vähentyivät.

Lökkiluodon pohjaeläinlajisto koostui 2019 valtaosin liejusimpukoista, liejuputkimadoista ja harvasukamadoista (kuva 6.25). Läjitysalueella olevan havaintopaikan (L1) pohjaeläinten yksilömäärät ovat pienempiä kuin alueen ulkopuolella olevien havaintopaikkojen (L3 ja L4). Läjitysalueen ulkopuolella olevilla paikoilla L3 ja L4 yksilömäärät olivatkin varsin suuria (yli 7000 yksilöä m²). Lajeista runsaimpina esiintyivät liejusimpukat. Kooltaan liejusimpukat olivat sekä havaintopaikoilla L3 ja L4 että L1 lähes kaikki hyvin pieniä (2-3 mm) (kuva 6.26), mikä viittaa suhteellisen tuoreeseen kolonisaatioon alueella ja aikaisempaan vanhempien yksilöiden korkeaan mortaliteettiin. Havaintopaikoilla L1 sekä L3 havaittiin 9 taksonia ja havaintopaikalla L4 11 taksonia. Läjitysalueen sisällä olevalle L2 havaintopaikalle ei oltu vielä läjitetty ja se oli pohjaltaan varsin erilainen kuin muut Lökkiluodon havaintopaikat. Havaintopaikan L2 näyte sisälsi paljon kuolevaa kasvijätettä ja massassa oli näytteenoton yhteydessä havaittu ”puhdistamolietemäinen” haju. Mahdollisesti näytteenotin ei ollut yltänyt kasvimassan läpi maa-ainekseen saakka, sillä näytteestä lähes puuttuu muilla Lökkiluodon havaintoasemilla tavatut monisukasmadot (*Marenzelleria* spp. ja *Manayunkia aestuarina*) ja liejusimpukat, joista suurin osa Lökkiluodon muiden asemien yksilömäärästä koostui. Vaikka yksilölukumäärän ei havaintopaikalla L2 havaittu olevan kovin suuri, oli alueen lajimäärä suhteellisen suuri (16 taksonia).



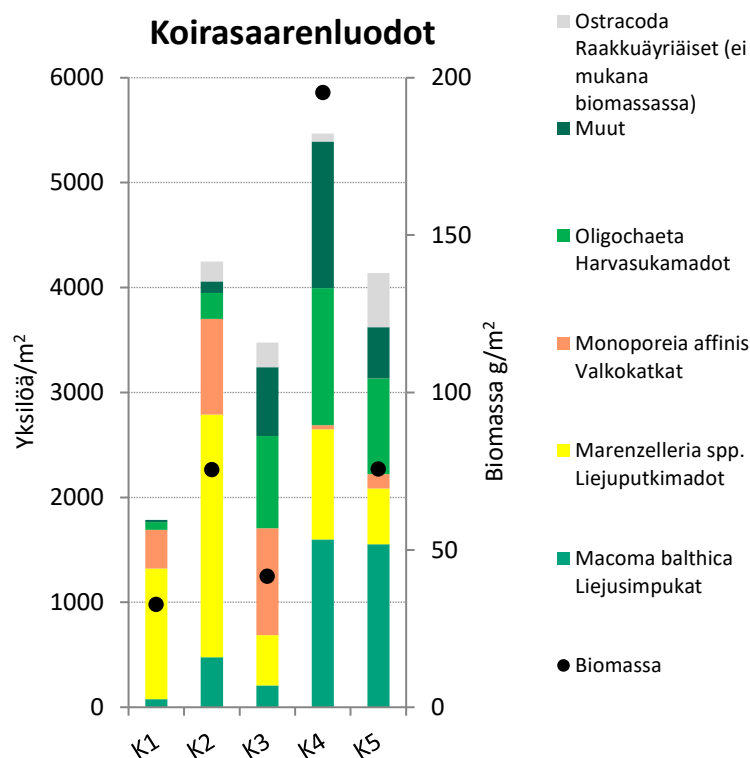
Kuva 6.25 Lokkiluodon pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2019.



Kuva 6.26 Liejusimpukoiden kokojakauma Lokkiluodolla 2019.

Koirasaarenluotojen läjitysalue sijaitsee ulkosaaristossa, noin 11 km päässä Helsingistä, jossa vedenlaatuun vaikuttaa pääasiassa ulkomeren veden laatu (kuva 2.2). Koirasaarenluotojen läjitysalue on pohjan topografialtaan hyvin tasainen ja se sijaitsee pohjois-eteläsuuntaisen syvänteen länsireunalla, vesisyvyyden vaihdellessa noin 29-31 m välillä. Alueen pohjan on luotauksin todettu koostuvan löyhästä sedimentistä. Näytteenottoasemien pohjan laatu oli havaintojen perusteella pääosin savea ja hiekan/soran sekaista savea. Muutamalla asemalla esiintyi runsaasti rauta-mangaani konkretioita. Koirasaarenluotojen läjitysalueelle läjitettiin vuonna 2019 noin 153876 m³ massoja (taulukko 6.2).

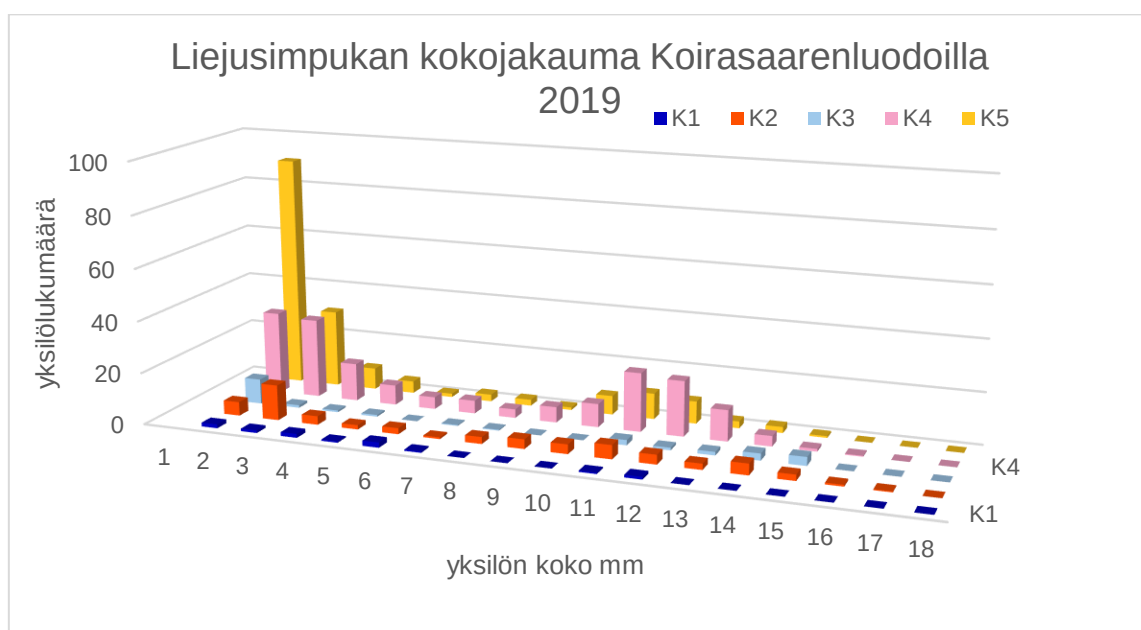
Koirasaarenluotojen havaintopaikat K1 ja K2 sijaitsevat läjitysalueella. Näiltä alueilta otettujen pohjaeläinnäytteiden havaittiin jo näytteenoton yhteydessä muistuttavan läjitysmassaa. Alueen runsaimpina pohjaeläinlajeina esiintyivät *Marenzelleria*-liejuputkimadot ja *Monoporeia affinis*-valkokatkat (kuva 6.27). Valkokatkat eivät Koirasaarenluotojen läjitysalueella näytä karttavan läjitys-
aluetta.



Kuva 6.27 Koirasaarenluotojen pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2019.

Koirasaarenluotojen havaintopaikat K3, K4 ja K5 sijaitsevat läjitysalueiden ulkopuolella. Havaintopaikoilla K3 ja K4 havaittiin jo näytteenoton yhteydessä erittäin runsaasti rauta-mangaani konkretioita. Myös havaintopaikalla K5 konkretioita oli melko paljon. Konkretioiden tiedetään lisäävän biologista monimuotoisuutta pehmeillä pohjilla muodostamalla kolmiulotteisia ja kovia rakenteita, jotka tarjoavat suojaa ja kiinnittymisalustoja pohjaeläimille (Suomen ympäristö 5/2018). Tämän lisäksi ne voivat suojata pehmeää pohjaa eroosiolta ja pohjaa pitkin liikkuvilta virtauksilta. Rauta-mangaanisaostumat sitovat ympäristömyrkköjen lisäksi myös fosforia. Rauta-mangaanisaostumat yhdistetään usein suhteellisen rikkaaseen pohjaeläinyhteisöön.

Koirasaarenluodon konkretiopohjat olivat yhteistarkkailualueen lajirikkaimpia pohjia. Lajistossa hallitsivat liejusimpukat (*Macoma baltica*), harvasukasmadot (*Oligochaeta*), *Marenzelleria* spp. – liejuputkimadot ja sinisimpukat (*Mytilus trossulus*). Kaikilla konkretiopohjilla esiintyi myös, K1 ja K2 havaintopaikoista poiketen, siiroja (*Jaera albifrons*), sukkulamerietanoita (*Limapontia capotata*) ja vaeltajakotiloita (*Potamopyrgus antipodarum*). Lajilukumäärät olivat havaintopaikkoja K1 ja K2 suurempia; K3:lla 15 taksonia ja K4:lla sekä K5:lla 16 taksonia. Liejusimpukoiden kokojakauma oli hyvin samanlainen sekä K4 että K5 havaintopaikoilla; pieniä liejusimpukoita (2-3 mm) oli runsaasti mutta myös kokoluokissa 10-13 mm oli huomattava määrä yksilöitä (kuva 6.28). Läjitetyllä alueella (K2) liejusimpukat, joita oli vähemmän, vaikuttivat olevan laajemmin hajautuneet eri kokoluokkiin ja hyvin pienten kokoluokkien osuus lajistossa oli vähäisempi kuin läjittämättömillä alueilla. Läjitykset vaikuttavat estäneen liejusimpukoiden kolonisaation, tai ennen läjityksiä tapahtunut toukkavaiheiden kolonisaatio hautautui läjitysmassan alle.

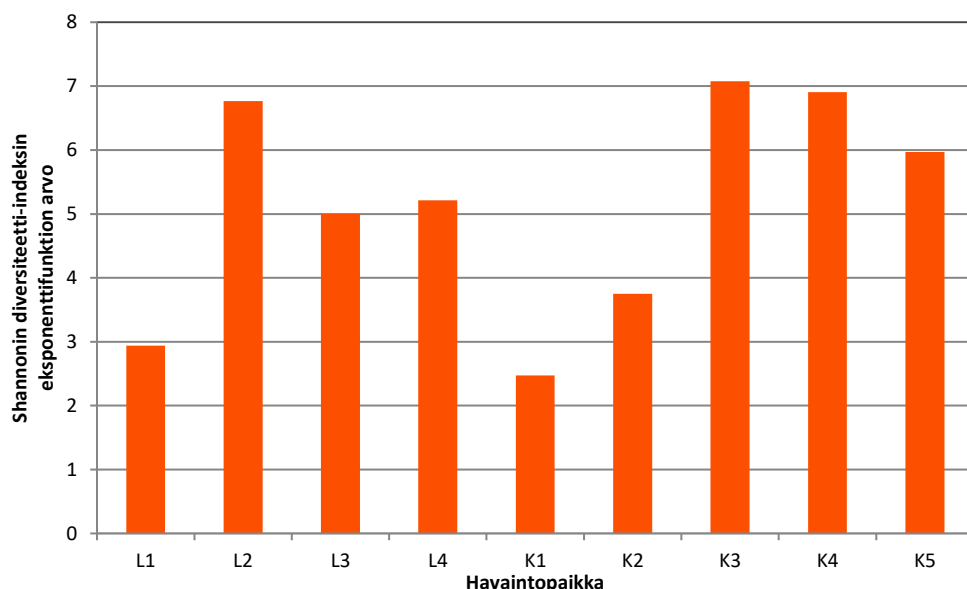


Kuva 6.28 Liejusimpukoiden kokojakauma Koirasaarenluodoilla 2019.

Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen tilaa arvioitiin myös 2012 tehdyssä meriläjitysalueen ruopausmassojen ympäristövaikutusten arviointiselostuksessa (Ramboll Finland Oy 2012) Brackish Water Benthic Indeksien (BBI) perusteella, jonka oletus on, että lajiston monimuotoisuus pienenee ympäristöstressin kasvaessa. Indeksi on sovellettu Itämeren olosuhteisiin ja se ottaa huomioon rannikkovesien luonnostaan alhaisen lajimäärän (Perus 2007). Luokituksen perusteella Lokkiluodon pohjaeläinyhteisö luokiteltiin ekologiselta luokaltaan hyväksi ja Koirasaarenluotojen alue erittäin hyväksi

Lajilukumäärä oli suurin Lokkiluodon L2 havaintopaikalla, jonne ei vielä oltu läjitetty. Yhtä suuria lajimääriä havaittiin myös Koirasaarenluotojen läjittämättömillä alueilla. Pienimmät lajimäärät havaittiin läjitetyillä alueilla Koirasaarenluodoilla. Pohjan tilan voidaan katsoa olevan sitä parempi mitä enemmän lajeja näytteessä esiintyy eli mitä monimuotoisempi lajisto on ja mitä korkeamman arvon Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktio saa. Indeksien arvot läjitysalueilla vaihtelivat odotetusti, asemat joille oli läjitetty massoja, saivat heikomman arvon (kuva 6.29). Lokkiluodolla heikoimman indeksiarvon sai L1, jonne oli jo läjitetty. Läjitysalueen sisällä sijaitseva L2, jonne ei vielä oltu läjitetty, sai parhaan indeksi-arvon. Alueen diversiteetti tulee oletetta-

vasti jatkossa vähenemään läjitysten alkaessa. Koirasaarenluotojen heikoimmat diversiteettiarvot olivat läjitysten alaisilla havaintopaikoilla K1 ja K2. Koirasaarenluotojen läjitysalueiden ulkopuolisilla konkretiohavaintopaikoilla K3, K4 ja K5 olosuhteet monimuotoiselle ja tasaisesti esiintyvälle lajistolle olivat hyvät ja ne saivatkin korkeat diversiteettiarvot.



Kuva 6.29 Pohjaeläinlajien Shannon diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion arvot Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueilla 2019.

6.4 Yhteenveto

6.4.1 Lahtialueet ja ulkosaaristo

1960- ja 1970-luvuilla Laajalahden alue oli pohjaeläinten osalta lähes kuollutta aluetta, kunnes 1980-luvun loppupuolella pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat alkoivat lisääntyä. Vaikka Laajalahden yksilölukumäärät ovat vuosikymmenien kuluessa vaihdelleet melko runsaasti, lajilukumäärä ja monimuotoisuus ovat olleet hienoisessa kasvussa. Myös Seurasaarenselän veden laatu parani 1970 ja 1980-luvuilla veden laadun paranemisen myötä. Paraneminen näkyi myös 1990-luvulla lajilukumäärän sekä monimuotoisuuden lisääntymisenä, joskin kahden viimeisen vuosikymmenen aikana vuosien väliset erot ovat olleet suuria. Vanhankaupunginlahden veden laatu parantui 1970-luvun lopun jälkeen ja pohjaeläinten yksilölukumäärät kasvoivat 1980-luvun alkupuolelle saakka. Kahden seuraavan vuosikymmenen ajan yksilömäärät jopa vähenivät. Taksonimäärä sen sijaan kasvoi mikä näkyi myös monimuotoisuuden lisääntymisenä. Kruunuvuorenselällä Vasikkasaaren (18) havaintopaikalla suurimmat pohjaeläinten yksilömäärät havaittiin myös 1980-luvulla. 1990-luvulla yksilölukumäärät taantuivat ja ovat sen jälkeen pysytelleet noin 2000 yksilöä m⁻² tuntumassa. Vartionkylänlahden pohjaeläimistö oli 1970-1980-luvuilla lahtialueista monipuolisin. Yksilömäärässä on tapahtunut melko paljon muutoksia vuosittain, mutta taksonimäärä on pysynyt suhteellisen vakaana.

Vuosien 2018 ja 2019 aikana Laajalahden pohjaeläinten yksilömäärä pieneni edellisistä vuosista. Valtalajina esiintyivät harvasukamadot ja surviaissääsken toukat. Vanhankaupunginlahdella ja Vartiokylänlahdella pohjaeläinten kokonaisyksilömäärä taas kasvoi, mikä johtui lähinnä surviaissääsken toukkien määrän lisääntymisestä, mikä on todennäköisesti johtunut lämpimästä kesästä 2018. Liejusimpukoita esiintyi lahdilla vain vähän. Espoonlahden havaintopaikalla pohjaeläinmäärät ovat pysyneet suhteellisen vakaina. Espoonlahden suulla Björköfjärdenillä pohjaeläinmäärät ovat lisääntyneet viimeisen kahden vuoden aikana ja surviaissääsken toukkien lisäksi alueella tavattiin runsaasti liejusimpukoita. Idässä Sipoon edustalla Mustan-Hevosen havaintopaikka on kärsinyt happiongelmista ja pohjaeläimiä ei juurikaan havaittu.

Kahden viimeisen vuoden aikana pohjaeläinten määrät ovat lisääntyneet Katajaluodolla (125P ja 1259). Lisääntyminen johtuu lähinnä *Marenzelleria* spp. -liejuputkimatojen yksilömäärien runsastumisesta. Lajistossa esiintyy myös liejusimpukkaa sekä harvasukasmatoja. Valkokatkaa tavaataan alueella vieläkin säännöllisesti, mutta niiden yksilölukumäärät ja biomassat ovat vaatimattomia.

Lännempänä Knaperskärin (147P) ja Kytön väylän (57) havaintopaikoilla pohjaeläimet vähentyivät 2018 romahdusmaisesti happiongelmiin takia. Knaperskäriellä lajisto elpyi nopeasti mutta Kytön havaintoasemalla happiongelmat näyttävät jatkuvan. Stora Mickelsärenillä (123) *Marenzelleria*-liejuputkimadot ovat hyvin runsaslukuisia. Niiden määrä oli jopa yli 5200 yksilöä m⁻². Ajoittain hapettomina käyvien asemien palautuminen alueella näyttää olevan suhteellisen nopeaa, mikä johtunee hapettomien alueiden laikuittaisuudesta. Lähistöllä on suhteellisen hyvin voivia pohjaeläinyhteisöjä, joilta leviää yksilöitä alueille jotka ovat uudelleen hapettuneet.

Itäisen ulkosaariston alueella lajilukumäärät ovat pysyneet myös melko tasaisina vuodesta toiseen, tasaisempana kuin kuormitetuilla alueilla. Edellisten vuosien tapaan runsaimpana lajina olivat liejusimpukat. *Marenzelleria*-liejuputkimadon osuus kokonaisyksilömäärästä on viime aikoina ollut huomattavasti 2000-luvun alun huippumääriä pienempi. Itäisen ulkosaariston havaintopaikalla (1142) havaittiin jatkuvassa seurannassa olevista havaintopaikoista eniten valkokatkaa, vaikkakin melko pieniä määriä. Pentarnin (166) syvän havaintopaikan pohjaeläinten määrät olivat vuosina 2017, 2018 ja 2019 vähäisiä, mikä kertoo tämänhetkisestä huonosta happitilanteesta. Alueella havaittiin vain pieniä määriä liejuputkimatoja ja harvasukamatoja.

Pohjan happitilanne vaikuttaa muuttujista selvimmin pohjaeläinten määriin ja lajistoon. Alueen pohjaeläinhavaintopaikoista Knaperskärin ja Kytön havaintopaikat sijaitsevat Suomenojan jätevedenpuhdistamon vaikutusalueella, joten yhtenä osasyynä alueen happiongelmiin ja sitä kautta pohjaeläinten määrän vähenemiseen voidaan pitää myös puhdistamon aiheuttamaa orgaanisen aineksen ja typpiravinteiden kuormitusta. Hapettomuuden pääsyyntä voidaan kuitenkin pitää laajemman mittakaavan prosesseja ja Suomenlahden yleisesti rehevöitynyttä tilaa (Raateoja ja Setälä 2016).

6.4.2 Läjitysalueet

Koirasaarenluotojen havaintopaikat K1 ja K2 sijaitsevat läjitysalueella. Runsaimpina pohjaeläinlajeina esiintyivät *Marenzelleria*-liejuputkimadot ja *Monoporeia affinis*-valkokatkat. *Monoporeia affinis* ei herkempänä lajina näytä tällä alueella kuitenkaan karttavan läjityspohjia mikä voi johtua siitä, että läjitysalueet ovat olleet toiminnassa vasta vuoden ja että läjitysalueiden ympäristön pohjat ovat valkokatkoille suotuisia alueita joilla on elinvoimaisia populaatioita.

Koirasaarenluodon konkretiopohjat K3, K4 ja K5 olivat yhteistarkkailualueen monilajisimpia pohjia. Lajistossa hallitsivat liejusimpukat (*Macoma baltica*), harvasukasmadot (*Oligochaeta*), *Marenzelleria* spp. –liejuputkimadot ja sinisimpukat (*Mytilus trossulus*). Kaikilla konkretiopohjilla esiintyi myös siiroja (*Jaera albifrons*), sukkulamerietanoita (*Limapontia capitata*) ja vaeltajakotiloita (*Potamopyrgus antipodarum*). Näiden asemien yhteisön koostumuksen muutoksia tulee seurata tarkasti läjitystoiminnan jatkuessa, etenkin jos alueille kertyy hienojakoista äjityksestä peräsiin olevaa ainesta joka voi aiheuttaa liettymistä. Tuloksista voidaan saada viitteitä läjitystoiminnan pidempiaikaisista välillisistä vaikutuksista läjitysalueiden lähistön pohjaeläinyhteisöille.

Liejusimpukat (*Macoma baltica*) olivat Lokkiluodon pohjaeläinlajiston runsain laji. Läjitysalueella olevan havaintopaikan (L1) pohjaeläinmäärät ovat pienempiä kuin alueen ulkopuolella olevien havaintopaikkojen (L3 ja L4). Läjitysalueen sisällä olevalla L2 havaintopaikalle ei ole vielä läjitetty. Läjitysalueen ulkopuolella olevilla paikoilla L3 ja L4 yksilömäärät ovat varsin suuria, jopa yli 7000 yksilöä m⁻².

Lokkiluodon sekä varsinkin Koirasaarenluotojen alueella läjitykset vähensivät lajimäärää ja destabiloivat yhteisöä aiheuttamalla suurempia vaihteluita taksonikohtaisiin yksilömääriin (selvästi pienempi Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktio arvo). Läjitysalueiden ulkopuolisilla alueilla havaittiin enemmän lajeja ja yksilömäärien jakauma taksonien välillä oli tasaisempi.

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 2018-19 eläinplanktontuloksia ja vertaillaan niitä alueelle kohdistuvaan kuormitukseen, yhteistarkkailun muissa osakokonaisuuksissa havaittuihin tuloksiin, sekä vanhempiin eläinplanktonaineistoihin menetelmämuutosten sallimissa rajoissa.

Eläinplanktonlajiston ja -biomassan seuranta on ollut osana Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten seurantaan jo 1960-luvulta ja tuloksia on julkaistu velvoitetarkkailuraporteissa sekä pitkän aikavälin seurantaraporteissa. Näytteenottomenetelmät ovat kuitenkin muuttuneet vuosien saatossa, minkä johdosta eri vuosien aineistot eivät ole keskenään suoraan 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). Pellikka ja Viljamaa (1998) totesivat että, 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 konsentroidiin 50 µm haavikankaalle. Uudemmissa näytteissä (2007 - 2019) pienimmät eliöt (< 100 µm, pääosin ripsieläimiä ja pienimmät rataseläimet) eivät sisälly näytteisiin koska 2000-luvulla siirryttiin käyttämään HELCOM ohjeistuksen (HELCOM 2015) mukaista haavinäytteenottoa jossa haavin silmäkoko on 100 µm.

Viimeisten vuosien aikana (2014-2017) vuoden keskimääräiset kokonaisyksilömäärät ja keskimääräinen kokonaisbiomassa ovat vaihdelleet noin 30 000-110 000 yksilön m⁻³ ja 7-23 mg C m⁻³ välillä (Vahtera ym. 2016).

7.2 Menetelmät

Pääkaupunkiseudun merialueelta otettiin vuosittain eläinplanktonnäytteitä kolmelta ulkosaaristoon sijoittuvalla havaintopaikalta (taulukko 7.1, kuva 2.1), näytteet on otettu vuodesta 2008 vuoteen 2016 WP-2 sulkuhaavilla (haavikankaan silmäkoko 100 µm) ja vuodesta 2017 eteenpäin Aquatic Research Instruments sulkuhaavilla (haavikankaan silmäkoko 100 µm). Haavivedot ovat tehty 1 m pohjan yläpuolelta pintaan ulottuvana vetona. 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. Eläinplankton havaintopaikat, niiden tunnistenumero, kokonaissyvyys (m), sijaintikoordinaatit, sekä näytteiden määrä eri vuosina.

Havainto- paikka	Nro	Syvyys	Koordinaatit (WGS-84)		Näytteiden lukumäärä	
		m	Lat	Lon	2018	2019
Länsi-Tonttu	114	47	60.08236	25.12483	10	10
Katajaluoto	125	27	60.09872	24.88555	11	10
Knaperskär	147	27	60.08106	24.73821	11	10

Eläinplankton-näytteiden lajimäärityksestä ja laskennasta vastasi Tmi Zwerver. Näytemäärän pienentämiseksi näytteet siivilöitiin 48 µm haavin läpi formaliinin poistamiseksi. Tämän jälkeen näytteet jaettiin erikokoisiin osanäytteisiin suuriaukkoisella pipetillä. Siivilään jääneeseen näytteeseen lisättiin muutama kymmenen millilitraa tavallista vettä niin että näytteen tilavuudeksi saatiin noin 60-80 ml. Näytteen paino punnittiin tässä vaiheessa 0,01 mg:n tarkkuudella. Tämän jälkeen näyte jaettiin laskennalle sopiviin osanäytteisiin suoraan laskentakyvettiin pipetillä. Osa-näytteitä tutkittiin yleensä näytettä kohden useampia. Pipetoidun näytteen paino suhteutettiin koko litramäärään, jolloin saatiin tietää lasketun näyteosion edustama alkuperäinen näytemäärä.

Jos näytteessä oli runsaasti levää, siivilöitiin näyte erikseen 120 µm haavin läpi, jotta suurin osa levistä saataisiin pois näytteestä. Tämän johdosta osa pienimmistä eliöistä (naupliukset, ripsieläimet) menetettiin. Ripsieläinten määrin tulisikin suhtautua varauksella.

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 mikroplankton (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). Koska näytteenotossa on käytetty 100 µm silmäkooltaan olevaa haavia on osa mikroplanktoniin kuuluvista organismeista aliedustettuina näytteissä, etenkin ripsieläinten ja osittain rataseläinten määrään tulee suhtautua varauksella. Määritykset pyrittiin viemään lajitasolle. Lajien biomassat ovat arvioitu laskennallisesti käyttäen biomassamuuntotaulukoita.

Tässä raportissa tuloksia tarkasteltiin yksilömäärinä (yks m⁻³) sekä biomassana (µg C m⁻³) eläinplanktonryhmien tasolla. Ripsieläimet jätettiin analyysistä pois johtuen menetelmämuutoksista ja näytteenotossa pääosin käytetystä 100 µm haavikankaan silmäkoosta johtuen. Suuri osa ripsieläimistä on 100 µm pienempiä jonka johdosta tulokset ovat epäluotettavia. Kasviplanktonanalyysien yhteydessä lasketaan mikсотrofisen *Mesodinium rubrum* ripsieläimen lukumääriä, joiden määriä tarkastellaan myös tässä kappaleessa. Ripsieläinten esiintymisen on todettu olevan yhteydessä orgaanisen aineksen kuormituksen lisääntymisen kanssa, ja kytköksissä pelagisen ravintoverkon mikrobisilmukan voimistumiseen (Paczkowska ym. 2020). Mikrobisilmukan korostuminen ravintoverkossa on yleensä merkki ravintoverkon häiriöstä (Havenhand ym. 2019).

Puhdistettujen jätevesien vaikutusta eläinplanktonryhmien yksilömääriin ja biomassaan testattiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella mallilla (Pinheiro ym. 2019), käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2019). 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). Analysoidun aineiston vastemuuttujille (eläinplanktonlukumäärät ja biomassa) tehtiin logaritimuunnos normaalisuuden ja residuaalien heteroskedastisuuden korjaamiseksi. Analyysissä käytettiin aineistoja vuosilta 2014-2019. Eläinplanktonyhteisön monimuotoisuutta tarkasteltiin laskemalla taksonomisille yksiköille Shannonin monimuotoisuusindeksi (H' , arvio yhteisön entropiasta) ja muuntaen se tehokkaaksi lajien määräksi (arvio yhteisön diversiteetistä) laskemalla H' :n eksponenttifunktio (Jost 2006) käyttäen R-ohjelmiston "vegan" -kirjastoa (Oksanen ym. 2019).

7.3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Keskimääräiset eläinplanktonin yksilömäärät ja biomassat olivat suurempia puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä kuin vertailualueilla (taulukko 7.2). Eläinplanktonin keskimääräiset yksilömäärät ja biomassa olivat suurempia vuonna 2019 verrattuna vuoteen 2018 asemalla 114 ja hieman pienemmät vuonna 2019 verrattuna vuoteen 2018 asemilla 125 ja 147. Vuodesta 2014 eläinplanktonin vuosikohtainen keskimääräinen kokonaislukumäärä näyttää kasvaneen jonkin verran (kuva 7.1). Erot vuosijaksojen 2014-2016 ja 2017-2019 johtunevat tosin todennäköisesti näytteenottomenetelmän muutoksesta.

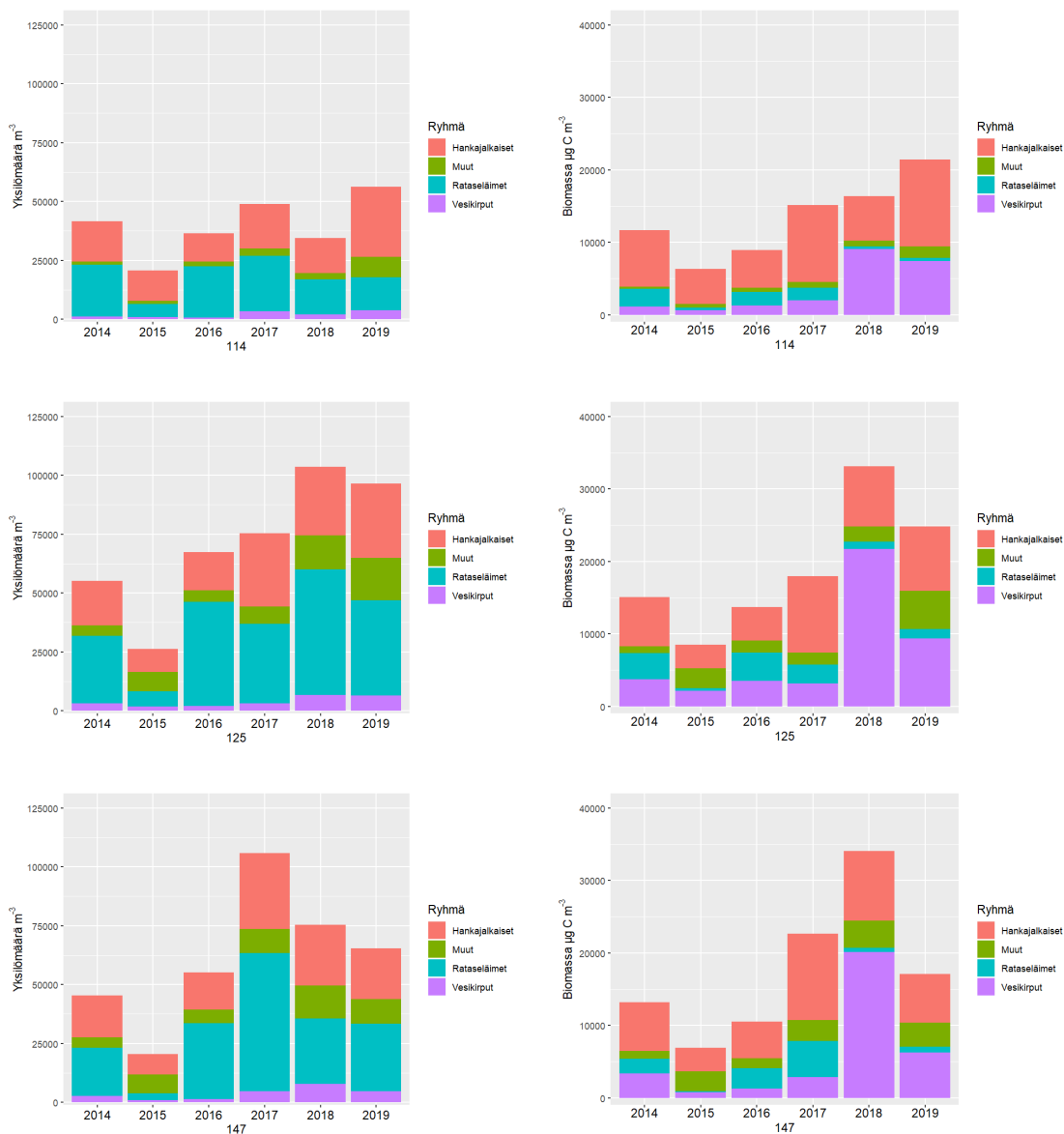
Taulukko 7.2. Tarkkailuasemien vuosien 2018 ja 2019 eläinplanktonin näytteenottokertojen kokonaisyksilömäärien (yks. m^{-3}) ja kokonaisbiomassojen ($\mu g\ C\ m^{-3}$) keskiarvot, sekä yksilömäärien erotukset asemien 114 ja 125 sekä 114 ja 147 välillä. Ripsieläimiä ei ole sisällytetty laskuihin.

	114		125		Yks.lkm.	147		Yks.lkm.
	Yksilömäärä	Bio-massa	Yksilömäärä	Bio-massa	erotus	Yksilömäärä	Bio-massa	erotus
2018	34601	16332	75424	33112	40823	75444	34044	40843
2019	56190	21409	103488	24831	47298	65280	17106	9090

7.3.1 Eläinplanktonin yksilömäärät ja yhteisön monimuotoisuus

Kokonaisyksilömäärät sekä tarkasteltujen eläinplanktonryhmien yksilömäärät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna aseman 114 tuloksiin (taulukko 7.3). Ero alueiden välillä oli suurin ryhmässä "muut", jossa myös aineiston vaihtelu oli suhteessa pienintä (t-arvo 8.24). Ryhmä "muut" koostuu pääosin eri eliöiden toukkavaiheista. Asemien 125 ja 147 ympäristö on aseman 114 ympäristöä huomattavasti vesisyvyydeltään matalampaa ja pohjan morfologialtaan vaihtelevampaa. Lähistöllä on todennäköisemmin esimerkiksi suurempia simpukkapopulaatioita joiden toukkavaiheet näkyvät asemien 125 ja 147 tuloksissa. Yksilömäärissä mitattuna rataseläimet ja hankajalkaiset olivat runsaimmat ryhmät kaikilla asemilla.

Tarkasteltuna vuodesta 2017 eteenpäin, yksilömäärät ovat pysyneet jokseenkin samana tarkastellulla kolmella eri asemalla. Aseman 147 eläinplanktonin yksilömäärät ovat laskeneet pääosin johtuen pienemmistä rataseläinten yksilömäristä (kuva 7.1).



Kuva 7.1. Aseilla 114, 125 ja 147 vuosina 2014– 2019 havaittujen eri eläinplankton-ryhmien keskimääräinen kokonaisyksilömäärä (yks. m⁻³) ja kokonaisbiomassa (µg C m⁻³), sekä eläinplanktonryhmien osuudet kokonaismäärästä.

Runsaimpien lajien osalta suuria muutoksia vuosista 2016 ja 2017 ei ollut tapahtunut. Vesikirppujen osalta runsaimmat lajit olivat *Podon polyhelmoides* ja *Evadne nordmannii*. Hankajalkaisista runsaimmat suvut olivat *Eurytemora* ja *Acartia*. Vuonna 2018 *Pseudocalanus*-suku ja vuonna 2019 *Cyclops* suvun lajit olivat myös suhteellisen runsaita. Aseilla 125 ja 147 esiintyi myös poiketen aseman 114 lajistosta vesikirppuihin kuuluvat *Daphnia cristata*, *Daphnia cuculata*, *Bosmina* sp. ja *Cercopagis pengoi*. *C. pengoi* on suurikokoinen petovesikirppu joka, on Itämerellä tulokaslaji ja se muodostaa ajoittain massaesiintymiä. Lajin yksilömäärät olivat kuitenkin

maltiliset vuosina 2018-2019. Rataseläimistä runsaimmat suvut olivat *Keratella* ja *Synchaeta*. Ryhmä ”muut” koostui pääosin simpukoiden ja merirokkojen toukista.

Asemien välinen taksonomisten yksikköjen monimuotoisuus (mitattu Shannonin-monimuotoisuusindeksin eksponenttifunktiolla: $e(H)$) oli samankaltainen. Vuosien 2014-2019 keskiarvo ($\pm$ keskihajonta) oli asemalle 114: $e(H) = 16 \pm 2$, asemalle 125: $e(H) = 14 \pm 3$ ja asemalle 147: $e(H) = 16 \pm 2$. Taksonomisten yksiköiden määrien (ts. lajirikkaus, sisältäen lajien eri elinkierron vaiheet) keskiarvot ja keskihajonta vuosille 2014-2019 olivat vastaavasti, asema 114 $n = 80 \pm 11$, asema 125: $n = 73 \pm 6$ ja asema 147: $n = 78 \pm 7$. Eläinplanktonyhteisön monimuotoisuuden osalta asemien välillä ei näyttänyt olevan eroja.

Taulukko. 7.3. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset eläinplanktonryhmien yksilömäärien suhteen vuosille 2014-2019. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

Yksilömäärät	Ero vertailuase- maan (log)	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Kaikki ryhmät	0.61	0.10	151	6.12	< 0.01*
Vesikirput	0.64	0.22	151	2.85	< 0.01*
Hankajalkaiset	0.30	0.10	151	2.95	< 0.01*
Muut	1.15	0.14	151	8.24	< 0.01*
Rataseläimet	0.68	0.23	151	2.92	< 0.01*

7.3.2 Eläinplanktonin biomassa

Laskennallinen keskimääräinen eläinplanktonbiomassa oli asemilla 125 ja 147 suurempi vuonna 2018, verrattuna vuoteen 2019. Aseman 114 eläinplanktonbiomassa oli taas pienempi vuonna 2018 verrattuna vuoteen 2019. Pääasialliset erot johtuvat asemilla 125 ja 147 vesikirppujen biomassan muutoksista. Vesikirppujen biomassa oli suurempi vuonna 2018. Aseman 114 osalta hankajalkaisten biomassan kasvu vuonna 2019 aiheutti suuremman kokonaisbiomassan asemalla tuona vuonna.

Tarkasteltaessa vuosia yksittäin, eläinplanktonbiomassa oli purkualueiden lähistöllä hieman suurempi verrattuna asemaan 114 (kuva 7.1). Eläinplanktonin keskimääräisissä kokonaisbiomassoissa oli tilastollisesti merkitsevää ero. Myös ryhmän ”muut” biomassa erosi tilastollisesti merkitsevästi aseman 114 ja asemien 125 ja 147 välillä (taulukko 7.4). Puuttuvat merkitsevät erot muiden ryhmien eläinplanktonbiomassoissa verrattuna merkitseviin eroihin yksilölukumäärissä on voinut johtua pienikokoisemmista yksilöistä tai lajistosta purkualueiden läheisyydessä, mikä johtaa erojen tasaantumiseen biomassoja arvioitaessa.

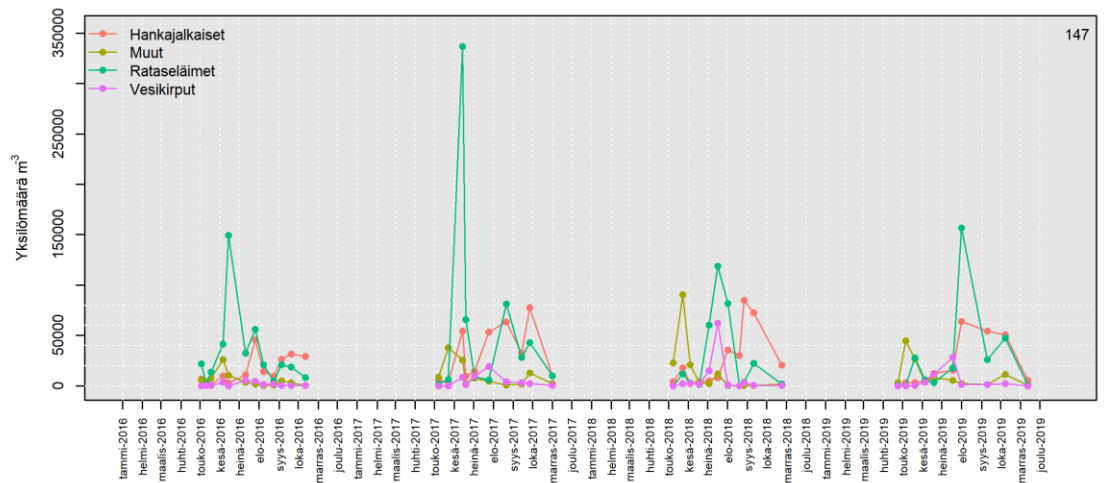
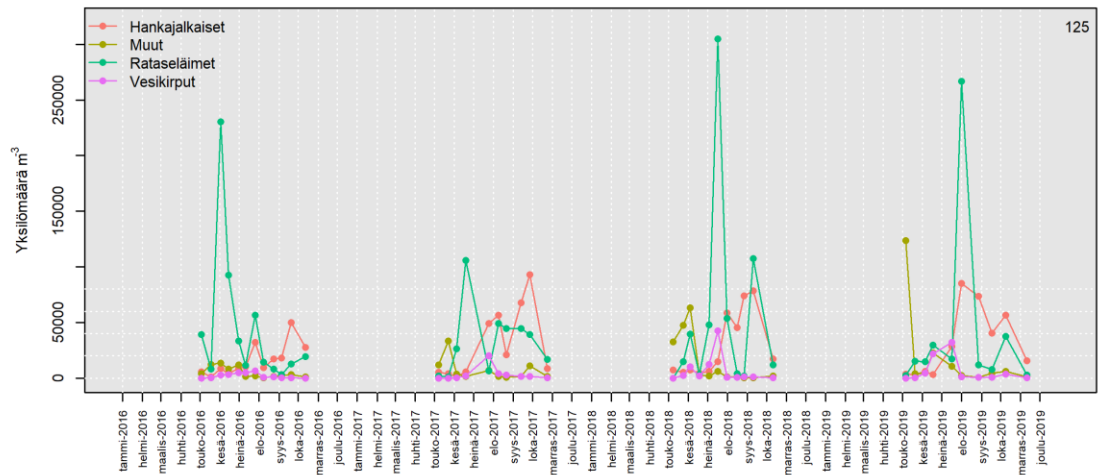
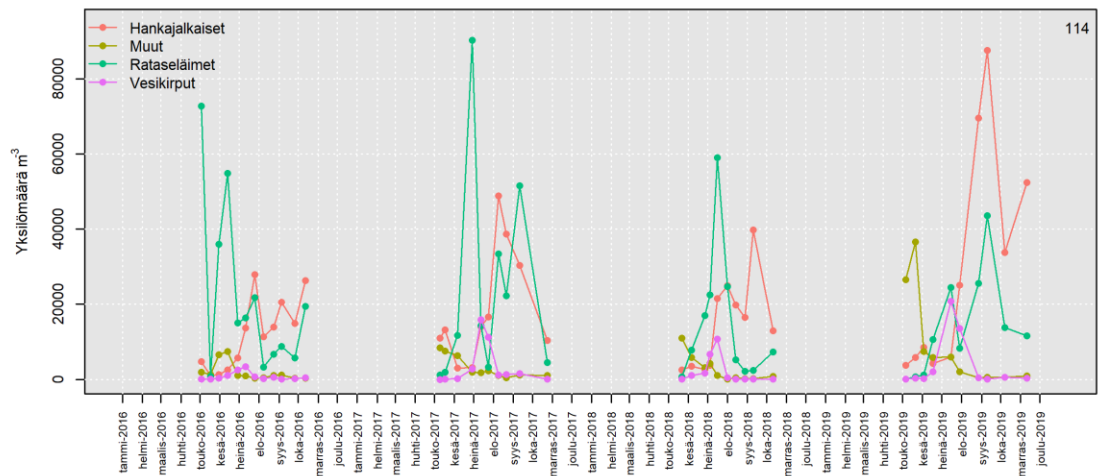
Erot purkualueiden läheisyydessä sijaitsevilla asemilla sekä aseman 114 välillä eläinplanktonin yksilömäärissä ja biomassassa voivat myös johtua hydrografisista eroista alueilla. Eri vesimassoissa, joita suolaisuus alueella luonnehtii, voi kehittyä erilaiset eläinplanktonyhteisöt. Suolaisempi vesi on 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 näytenä sijainnilla, vuosien ja kuukausien välinen vaihtelu huomioon ottaen (ero vertailuasemiin: 0.06 PSU, keskivirhe: 0.01, vapausasteet: 629, t-arvo: 5.02, p-arvo: <0.05). Absoluuttinen ero suolaisuudessa on kuitenkin hyvin pieni (vesi on 0.06 PSU yksikköä suolaisempaa lähempänä jätevesien purkualuetta johtuen purkualueiden sijainnista joka on vertailualuetta lähempänä), 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).

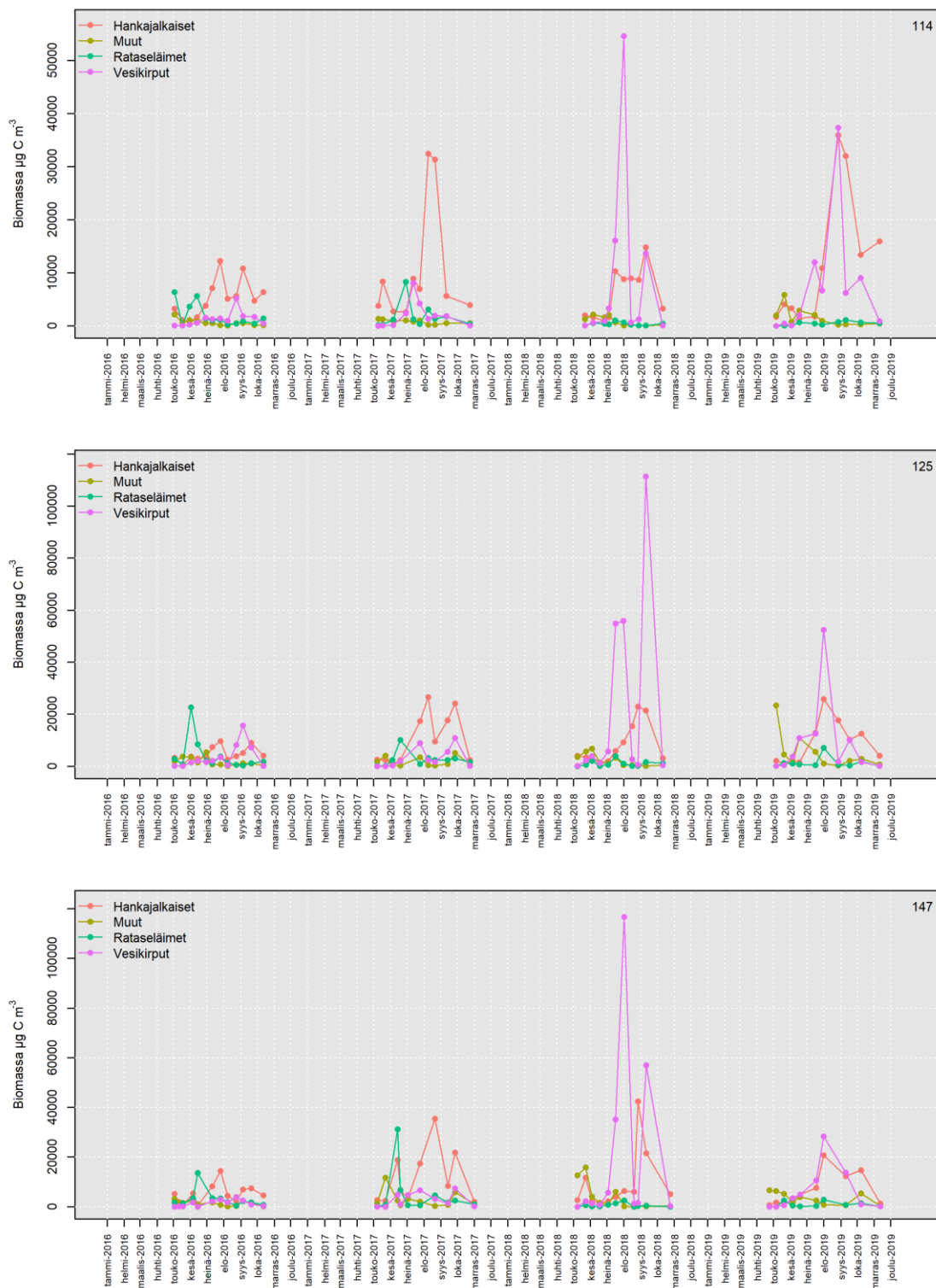
Taulukko. 7.4. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset eläinplanktonryhmien biomassojen suhteen vuosille 2014-2019. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

Yksilömäärät	Ero vertailuase- maan (log)	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Kaikki ryhmät	0.27	0.09	151	2.97	< 0.01*
Vesikirput	0.42	0.22	151	1.89	0.06
Hankajalkaiset	-0.10	0.10	151	-0.99	0.32
Muut	0.95	0.14	151	7.02	< 0.01*
Rataseläimet	0.29	0.21	151	1.40	0.16

Lajistotasolla suurimmat yksilömäärien poikkeamat asemien 125 ja 147 sekä 114 välillä johtuivat ajoittaisista *Keratella quadratica* –lajin (rataseläin) nopeasta runsastumisesta heinäkuussa 2018 ja 2019 (Kuva 7.2). Laji runsastui myös asemalla 114, mutta yksilömäärät olivat kuitenkin huomattavasti muita asemia pienemmät. Hankajalkaisten osalta, poikkeukset johtuivat pääosin ajoittaisista *Eurytemora* ja jossain määrin *Acartia* -sukujen nauplius- ja juveniilivaiheiden voimakkaista runsausvaihteluista (kuva 7.2). Eläinplanktonbiomassa koostui kaikilla asemilla pääosin vesikirpuista ja hankajalkisista (kuvat, 7.1 ja 7.3). Suurimman biomassavaihtelun aiheuttaa ajoittainen koukkuvesikirpun (*Cercopagis pengoi*) biomassojen voimakas kasvu (kuva 7.3). Koukkuvesikirppujen yksilöiden suuri koko vaikuttaa voimakkaasti ryhmän vesikirput kokonaisbiomassaan. Lämmin kesä 2018 jolloin alueella esiintyi myös laajoja sinileväkukintoja (kts. kappale 5) näyttää suosineen koukkuvesikirpun esiintymistä. Koukkuvesikirppujen runsastuminen johti suureen vesikirppujen biomassaan vuonna 2018.



Kuva 7.2. Asemien 114, 125 ja 147 havaitut eläinplanktonryhmien yksilömäärät (yks. m⁻³) vuosina 2016 - 2019.



Kuva 7.3. Asemien 114, 125 ja 147 havaitut eläinplanktonryhmien biomassat ($\mu\text{g C m}^{-3}$) vuosina 2016 - 2019.

7.4 Yhteenveto

Eläinplanktonyksilömäärät olivat suuremmat jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna aseman 114 yksilömääriin, tarkasteltuna kokonaisyksilömäärinä sekä ryhmittäin. Biomassan osalta, kokonaisbiomassa ja ryhmän ”muut” biomassojen erot purkualueiden läheisyydessä olevilla asemilla verrattuna asemaan 114 olivat tilastollisesti merkitseviä. Purkualueiden lähistön asemien eläinplanktonyhteisön monimuotoisuus ei poikennut aseman 114 aseman monimuotoisuudesta. Erojen syyt tässä aineistossa eivät vaikuta olevan vesimassojen kulkeutumisessa, indikoiden biologisten tekijöiden vaikutusta pääasiallisena runsauseroja ajavana tekijänä. Yleisemällä tasolla rehevöityminen, jota puhdistettujen jätevesien purkaminen alueelle jossain määrin aiheuttaa (kts. kappale 4 ja 5), on todettu voivan johtavan eläinplanktonyhteisön muutoksiin (Suikkanen ym. 2013). On mahdollista, että puhdistettujen jätevesien johtaminen alueelle johtaa suurempiin eläinplanktonin yksilömääriin purkualueiden lähistöllä, vaikutus eläinplanktonbiomassaan ei oltu yhtä selvä.

8 Litoraalin kasvillisuus

8.1 Johdanto

Yhteistarkkailun viimeisin vesikasvillisuuskartoitus toteutettiin heinä-elokuussa 2019. Kartoituksen toteutti Alleco Oy ja kenttätöitä tekivät FM Juha Syväranta, FT Ari Ruuskanen ja LuK Pauliina Saarmann (Syväranta ym. 2019). Syväranta ym. (2019) raportti ja kartoituksen menetelmäkuvaus esitetään kokonaisuudessaan liitteessä 5.

Tässä kappaleessa esitetään raportin tulosten yhteenveto sekä joitakin aineistosta tehtyjä lisä-analyyskejä. Kappaleessa käsitellään myös vesikasvillisuuden pidemmän aikavälin muutoksia pohjautuen vuosina 1989-1999, 2005, 2014 ja 2019 Helsingin sisä- ja välisaaristossa tehtyihin kartoituksiin sekä vuosina 2007, 2012, 2014 ja 2019 Helsingin väli- ja ulkosaaristossa tehtyihin kartoituksiin. Kappaleessa tarkastellaan myös Vuosaaren sataman ympäristön vesikasvillisuuden kehitystä pohjautuen vuosina 2010 ja 2018 Vuosaaren ympäristössä tehtyihin kartoituksiin.

Sukelluslinjoja oli vuoden 2019 kartoituksessa yhteensä 51. Näistä sukelluslinjoista yhteensä 41 on yhteistarkkailuohjelman mukaisia linjoja. Lisäksi tutkittiin 10 lisälinjaa, joilta on aiemmin kerätty tietoa litoraalin kasvillisuudesta ja jotka sijoittuvat tarkkailualueen suurille sisälahdille (Laa-jalahti, Vanhankaupunginsele, Kruunuvuorenselkä) sekä rannikonläheisille selille (Miessaarenselkä, Bodönselkä, Vuosaarenselkä). Vastaavia vesikasvillisuuskartoituksia on toteutettu ennen vuotta 2019 vuosina 2007, 2012, 2014, näiden selvitysten kenttäaineisto on kerätty samoin menetelmin (sukellusmenetelmä¹⁴) kaikkina vuosina (Ilmarinen ja Oulasvirta 2008, Leinikki ja Syväranta 2012, Syväranta ja Leinikki 2014, Syväranta ym. 2019). Vuosien 1998 ja 1999 (Viitasalo ym. 2002) selvitykset tehtiin eri menetelmällä (varsiharalla 3-5 m levyinen rantakaistale joka tutkittiin noin 1.5 m syvyyteen), joten pidemmän aikavälin vertailuun tulee suhtautua varauksella.

Syväranta ym. (2019) kuvasi tarkkailualueen ekologista tilaa käyttäen ekologista laatusuhdetta (EQR). EQR on eri biologisten muuttujien havaittujen arvojen suhde odotettuihin vertailuolosuhteissa esiintyviin arvoihin. Vuoden 2019 aineistosta EQR laskettiin kahdella menetelmällä, käyttämällä pelkän rakkohauruvyöhykkeen alarajaa luokittelevana tekijänä sekä käyttämällä rakkohauruvyöhykkeen ja neljän eri punalevälajin kasvustojen alarajoja (FMI-indeksi) luokittelevina tekijöinä. Vesikasvillisuuden tilaan vaikuttavat kuormituksen lisäksi avoimuus aallokolle sekä kasvuympäristön tyyppi. Vesikasvillisuuskartoituksen yhteydessä sukelluslinjoille laskettiin SWM-avoimuusindeksi (Isæus ja Rygg 2005), käyttäen vuoden todellisia tuuliaineistoja. Sukelluslinjojen tutkimusruuduille tehtiin myös HELCOM HUB habitaatti-luokitus¹⁵.

Tässä kappaleessa esitetään lisäksi karttakuvina sukelluslinjojen lajimäärät ja Shannonin diversity-indeksin eksponenttifunktion arvo sukelluslinjakohtaisesti arvioituna. Shannon-indeksin eksponenttifunktio kuvaa tehokasta lajimäärää, ottamalla huomioon eri lajien keskinäiset run-

¹⁴ Kuvattu julkaisussa: Ilmarinen, K. & Oulasvirta, P. 2007: Vesikasvillisuuden sukelluslinjat ja yleiskartoitus. Alleco Oy raportti. s.29–39. Liite raportissa: Vatanen, S., Niinimäki, J. & Haikonen, A. 2007: Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2006. Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja 1/2007. 76s. + liitteet.

¹⁵ <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/helcom-hub/>

saussuhteet. Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktio kuvaa yhteisön todellista diversiteettiä, logaritmisesti käyttäytyvästä Shannonin diversiteetti-indeksistä poiketen, joka kuvaa yhteisön entropiaa (Jost 2006). Shannon-indeksi laskettiin käyttäen sukelluslinjalla havaittujen lajien keskimääräisiä peittävyksiä lajien välisten runsaussuhteiden vaihtelun kuvaamiseksi.

8.2 Tulokset

8.2.1 Yleisimmät habitaatit ja taksonit vuonna 2019

Yleisimpinä HUB-habitaattiluokituksen mukaisina habitaatteina seuranta-alueella nousivat esiin valoisassa kerroksessa sijaitsevien yksivuotisten levien dominoimat kallio- ja kivikkopohjat (luokka AA.A1S, 66 havaintoa), monivuotisten rihmalevien dominoimat kallio- ja kivikkopohjat (luokka AA.A1C5, 60 havaintoa) ja rakkohaurun dominoimat kallio- ja kivikkopohjat (luokka AA.A1C1, 56 havaintoa) (Syväranta ym. 2019).

Viisi yleisintä lajia tarkkailualueen sukelluslinjojen havaintojen lukumäärien perusteella olivat viherahdinparta, punahelmilevä, lettiruskolevä, rakkohauru ja haarukkalevä (taulukko 8.1). Sukelluslinjoilla havaitun keskimääräisen peittävyyden osalta 5 yleisintä lajia olivat miltei samat, poiketen vain viidenneksi yleisimmän lajin osalta joka oli ruskokivitupsu (*Sphacelaria arctica*). Haarukkalevä oli kuudenneksi yleisin laji keskimääräisen peittävyyden mukaan.

Taulukko 8.1. Tarkkailualueen yleisimmät litoraalin kasvillisuuden lajit sukelluslinjojen havaintojen lukumäärien ja keskimääräisen peittävyyden mukaan.

Laji	Havaittu linjalla (n)	Peittävyys, keskiarvo (%)
Viherahdinparta, <i>Cladophora glomerata</i>	47	33
Punahelmilevä, <i>Ceramium tenuicorne</i>	43	15
Lettiruskolevä, <i>Pilayella littoralis</i>	40	21
Rakkohauru, <i>Fucus vesiculosus</i>	39	12
Haarukkalevä, <i>Furcellaria umbricalis</i>	37	8

Vaikka rakkohaurua tavattiin useilta sukelluslinjoilta ja vaikka se kuului keskimääräiseltä peittävyydeltään viiden yleisimmän lajin joukkoon, oli sen keskimääräinen peittävyysprosentti tärkeänä habitaatin muodostajalajina suhteellisen alhainen (12 %). Syväranta ym. (2019) toteavatkin että yhtenäistä rakkohauruvyöhykettä ei tavata kaikilla rannoilla ja että rakkohaurukasvustojen tila on melko heikko tarkkailualueella. Rakkohaurua kasvaa kuitenkin harvakseltaan varsin yleisesti.

8.2.2 Ekologinen luokittelu 2019

Rakkohauruvyöhykkeen alarajan perusteella suurin osa tutkituista kasvillisuuslinjoista kuului ekologiselta laadultaan huono (23 linjaa), 9 linjaa luokkaan välttävä ja 19 linjaa luokkaan tyydyttävä. Mikään linjoista ei kuulunut luokkiin hyvä tai erinomainen (Syväranta ym. 2019). Karitoituksen aivan suojaisimmat linjat ja myös vastaavasti avoimimmat linjat saivat rakkohauruvyöhykkeen alarajan perusteella tilaluokituksen huono. Uloimmilla linjoilla tulos ei todennäköisesti kerro huonosta vedenlaadusta vaan pikemminkin suuresta aallokon vaikutuksesta hyvin avoimilla avomerien matalikoilla, mikä johtaa siihen, että rakkohauru ei menesty näillä alueilla. Sisimmät sukelluslinjat eivät taas välttämättä edusta rakkohaurulle sopivia elinympäristöjä suo-

jaisuutensa vuoksi. Itäinen ulkosaaristo erottu rakkohauruvyöhykkeen alarajan suhteen tarkkailu-alueella edukseen. Täällä suurin osa sukelluslinjoista sai luokitustuloksen tyydyttävä. Tutkimuslinjojen tila oli hieman kohentunut vuodesta 2014. Rakkohaurun alarajan mukaan tuotettu ekologinen laatuluokitus soveltuu parhaiten väli- ja ulkosaariston suojaisemmillä alueilla käytettäväksi.

FMI-indeksin mukaan laskettu ekologinen laatusuhde oli rakkohauruvyöhykkeen alarajan mukaan laskettua laatusuhdetta parempi. Suurin osa sukelluslinjoista asettui luokkaan tyydyttävä, vain viisi linjaa oli luokassa välttävä ja kaksi luokassa huono. Joskin 12 linjaa jätettiin luokittelematta koska niillä ei havaittu luokittelussa käytettäviä lajeja, nämä olivat kaikkein suojaisimmat sukelluslinjat sisälahdilla (Syväranta ym. 2019). Kaksi linjaa ulkosaaristossa (K17 ja R1) saivat FMI-indeksin mukaan luokittelutulokset hyvin lähellä luokan hyvää alarajaa. K17 sijaitsee Mustakuvun läjitysalueen lähistöllä ja R1 Koirasaarenluotojen läjitysalueen lähistöllä. Korkeasta ekologisesta laatuluokitustuloksesta huolimatta nämä kasvillisuuslinjat eivät kuuluneet kaikkein monimuotoisimpiin sukelluslinjoihin kartoituksessa. Linjan K17 lajilukumäärä oli 12 ja linjan R1 11, kun lajirunsaimmalla linjalla kartoitettiin 17 lajia (sukelluslinja K23).

8.2.3 Sukelluslinjojen avoimuus, irtonaisen sedimentin määrä ja lajimäärät 2019

Tarkkailualueen avoimuusindeksin arvo oli kasvanut kaikilla sukelluslinjoilla verrattuna vuoteen 2014, johtuen tuulen suuntien ja nopeuksien erilaisesta jakaumasta. Sukelluslinjat joilla on suurin avoimuusindeksin arvo (> 10000), sijoittuvat ulkosaariston matalikoille (kuva 8.1). Väli- ja ulkosaaristossa kartoitettiin kuitenkin myös runsaasti suojaisempia paikkoja, joiden avoimuusindeksin arvot olivat välillä 4000-10000 (45% kaikista linjoista). Nämä linjat luokitellaan avoimuusindeksin jaottelun mukaan hyvin suojaisiksi (Isaeus 2004). Kaikkein suojaisimmat linjat sijoittuvat rannikon matalille alueille ja saarten tuulen suojan puolelle (kuva 8.1). Pienemmällä mitataavalla vaihteleva avoimuus määrittelee tiettyjen lajien menestymismahdollisuuksia, rannan kallistuksen, rehevöitymisen, ja suolaisuuden kanssa (Isaeus 2004).

Sukelluslinjan avoimuus määrittelee irtonaisen sedimentin määrän tutkituilla alueilla ($r^2 = 0.46$). Joidenkin sukelluslinjojen irtonaisen sedimentin määrä oli suhteessa saman avoimuusluokituksen saaneisiin linjoihin pienempi. Nämä linjat (126, 128, 259, 296) sijaitsivat pääosin laivaväylien varrella jossa alusliikenteen aiheuttamat virtaukset huuhtovat rantavyöhykettä. Eniten irtonaista sedimenttiä vesikasvillisuuden pinnalla esiintyi suojaisimmilla linjoilla sisäsaaristossa, Laajalahdella ja Seurasaarenselällä (linjat 11B, 16, 168B, 166). Myös Kruunuvuorenselän useilla linjoilla havaittiin paljon irtonaista sedimenttiä. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueella runsaasti irtonaista sedimenttiä havaittiin myös linjoilla T2 Taulukari ja 230 Pihlajakari, jotka sijaitsevat käytöstä poistetun Taulukarin ja uuden käytössä olevan Lökkiluodon läjitysalueiden lähellä.

Tarkkailualueella kaikilla sukelluslinjoilla tavattu lajimäärä oli 35 lajia, mikä oli sama määrä lajeja, kun edellisellä kartoituskerralla (Syväranta ja Leinikki 2014). Lajimäärä kasvoi 19 linjalla ja väheni 14 linjalla, eikä lajimäärien osalta ole nähtävissä selvää trendiä (Syväranta ym. 2019). Lajirikkaimmat sukelluslinjat sijoittuvat pääosin hieman suojaisemmilta alueilta välisaaristossa (kuva 8.2). Lajimäärien ja kummankaan tarkkailussa käytetyn ekologisen laatuluokitusindeksin välillä ei ollut yhteyttä ($r^2 < 0.1$). Ekologisen laadun indikaattorit eivät ennustaneet tarkkailun sukelluslinjojen lajirunsautta.

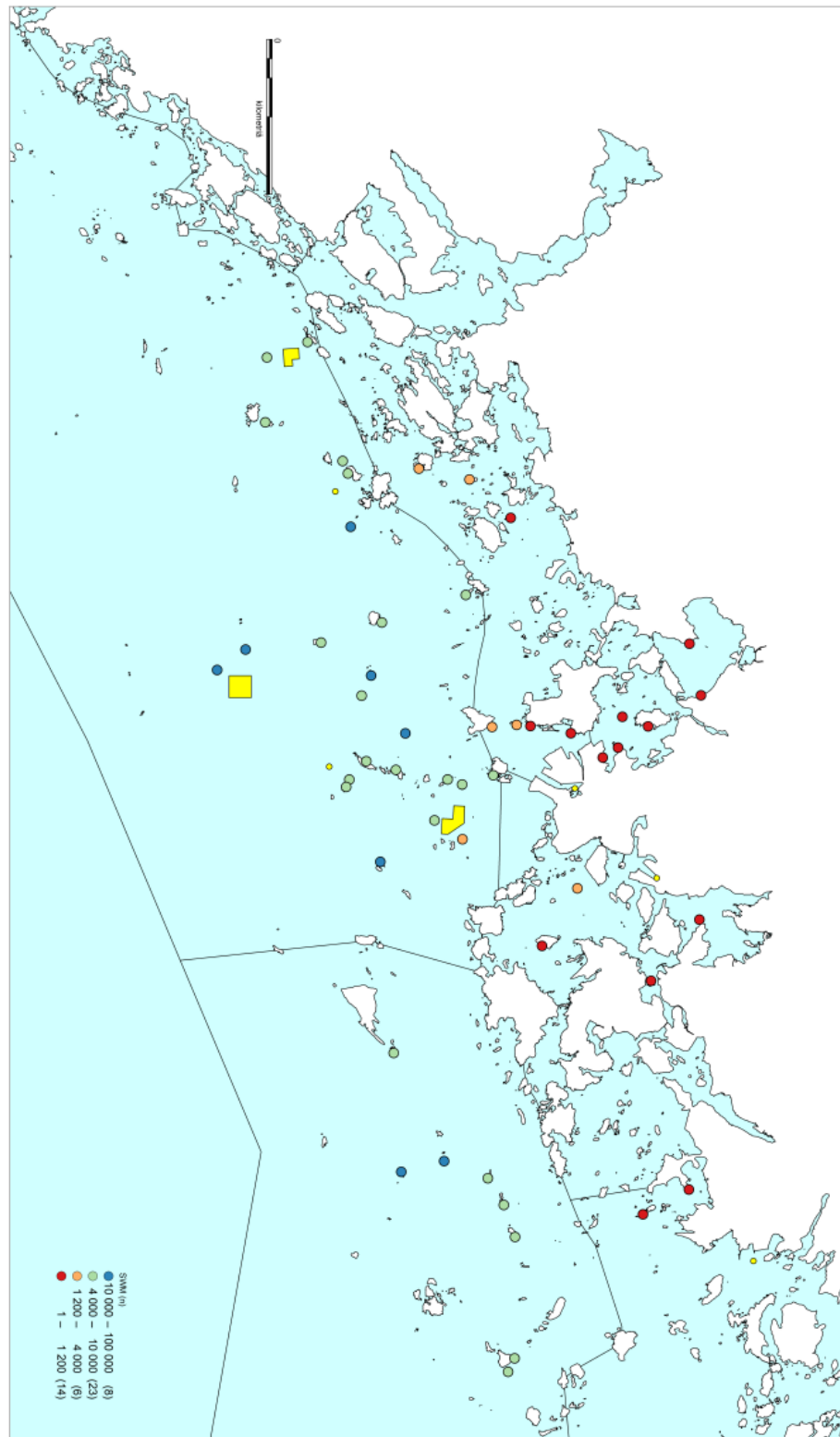
Lajimäärä kasvoi avoimuuden kasvaessa, mutta kaikkein avoimimmilla linjoilla lajimäärä kääntyi uudestaan laskuun (kuva 8.3). Pienimmät lajimäärät löytyvät suojaisimmilta alueilta, jotka ovat myös kuormitetuimpia ja veden laadultaan heikoimpia. Avoimuusindeksin alueella 4000-10000

(hyvin suojaisa) jossa suuri määrä lajirikkaista linjoista löytyy, lajimäärien vaihtelu on pienempää kuin kaikkein suojaisimmilla alueilla (kuva 8.3). Lajimäärän suhteen poikkeava havainto avoimuusindeksin alueella 10000-12000 on sukelluslinja 42, jolta kartoitettiin 8 lajia. Linja sijaitsee Suomenojan puhdistamon purkualueen lähistöllä. Linjan avoimuus on muita saman alueen linjojen avoimuutta suurempi, mutta saman avoimuusindeksin arvon alueella (10000-12000) tavattiin myös tarkkailun lajirikkaimmat linjat (K23, 260B ja 286). Linjalta 42 puuttui esimerkiksi linjoilla K23, 260B ja 286 suhteellisen yleisenä esiintyneet rakkohauru ja rakkohaurun epifyytteinä usein kasvavat lettiruskolevä (*Pilayella littoralis*), rakkolevätupsu (*Elachista fucicola*) sekä huiskupunalevä (*Rhodomela confervoides*). Viherahdinparta taas kasvoi hyvin runsaana linjalla 42. On mahdollista, että lähistön puhdistettujen jätevesien purku rehevöittää aluetta niin että rakkohauru ei menesty alueella ja nopeammin kasvava ja rakkohaurukasvustoja tukahduttava viherahdinparta on syrjäyttänyt alueella rakkohaurun.

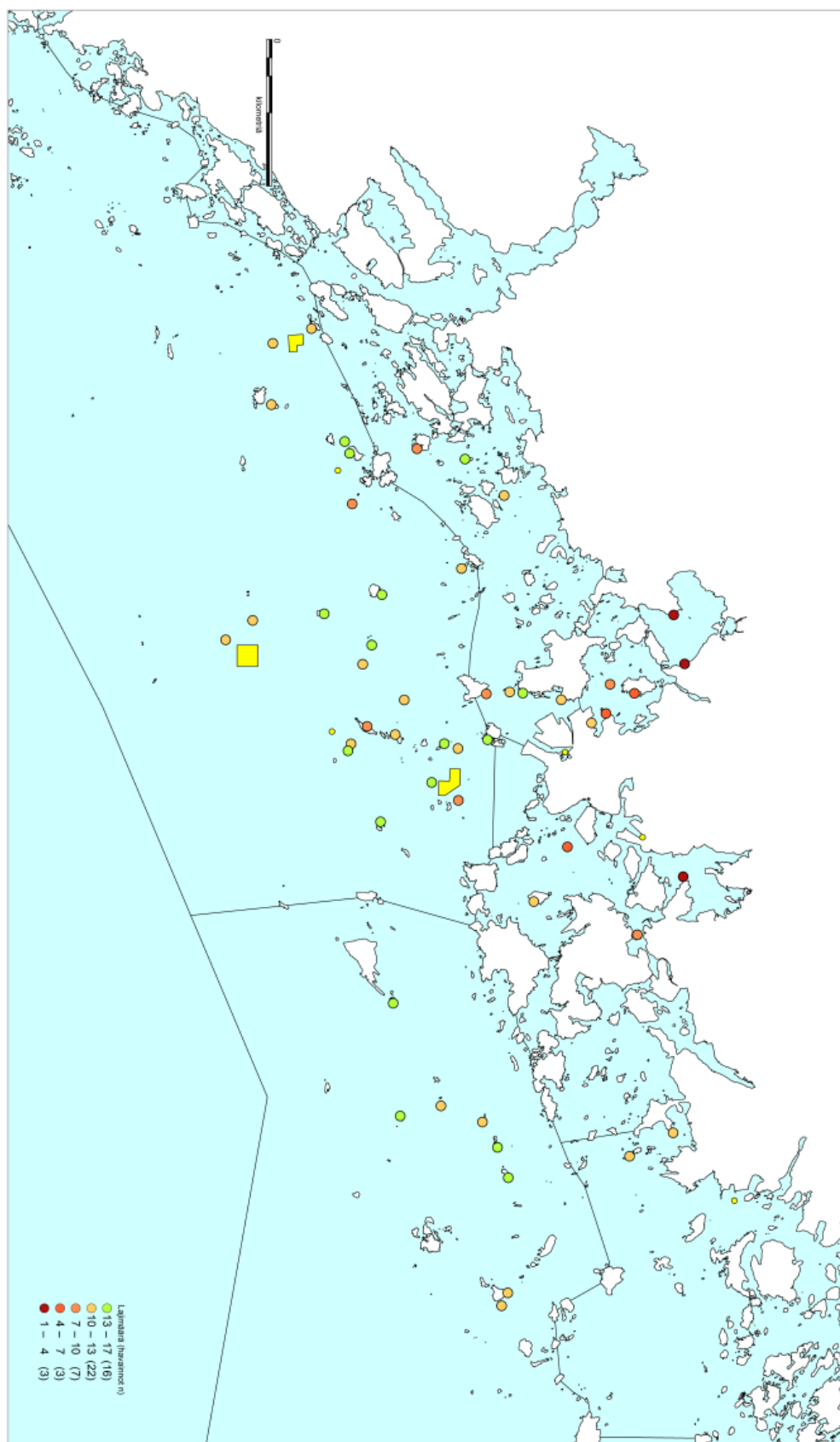
8.2.4 Vesikasvillisuuden monimuotoisuus 2019

Litoraalin kasvillisuuden yhteisöjen monimuotoisuutta kuvattiin Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktiolla (Jost 2006), joka ottaa huomioon lajimäärän sekä lajien väliset runsaussuhteet. Lajimäärätarkastelun tapaan, Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion mukaan monimuotoisimmat litoraalin kasvillisuuden yhteisöt sijaitsevat väli- ja ulkosaariston hieman suojaisemmissa vyöhykkeillä (kuva 8.4). Monimuotoisia vesikasviyhteisöjä kartoitettiin Mustakuvun suljetun läjitysalueen ympäristöstä (seurantalinjat K7 Långgratan, K16 Mustakuppu ja K23 Sipulipaasi), Isosaaren itäpuolelta (260B Peninkarit), Katajaluodon ympäristöstä (123 Louekarinpaadet, 286 Harmajanourit, 298 Pitkäkari, 299 Laakapaasi) sekä Knaperskärin ympäristöstä (53 Gåsgrundet, 56 Bullan Knaperskär). Monimuotoisia vesikasviyhteisöjä tavattiin myös kuormituslähteiden läheisyydestä, mutta etenkin puhdistettujen jätevesien purkutunnelien lähistöllä seurantalinjojen rakkohauruyhteisöt olivat suhteellisen huonokuntoisia ja peittävyys pienä (53 Gåsgrundet: 5%, 56 Bullan Knaperskär: 2%, Katajaluoto torni 254: 1%)

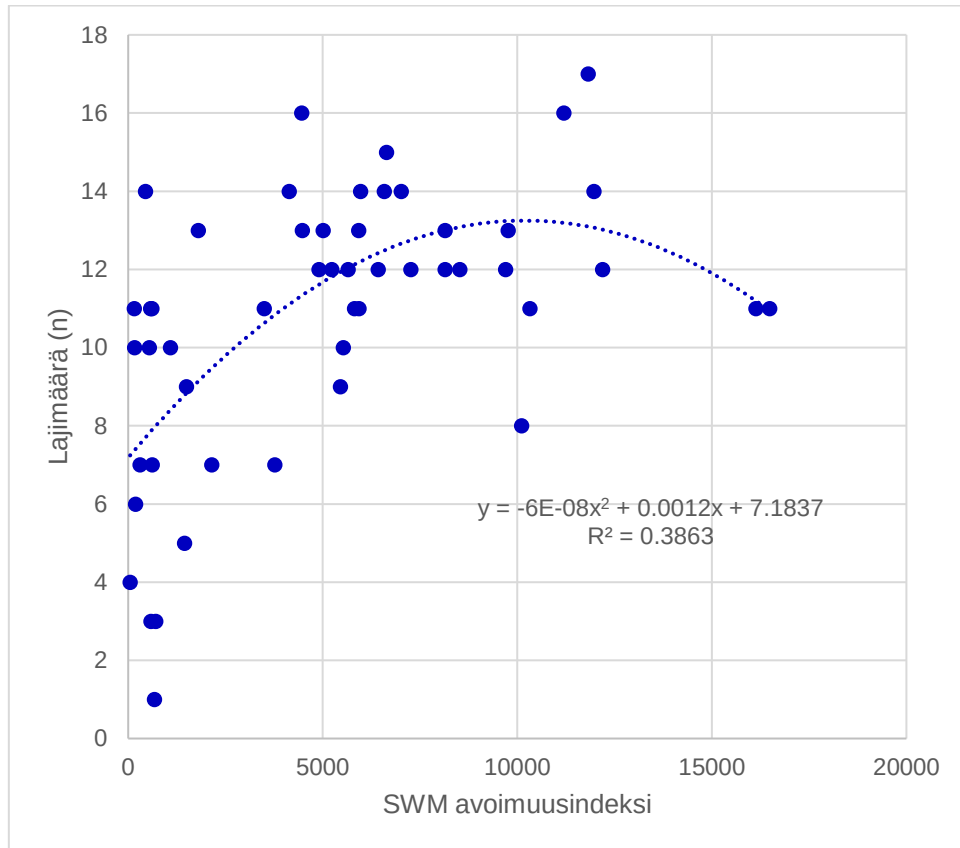
Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion arvo korreloi hyvin lajimäärien kanssa ($r^2 = 0.7$), mikä tarkoittaa, että eri alueilla esiintyvien yhteisöjen lajien väliset runsaussuhteet ovat olleet suhteellisen samankaltaiset. Mikäli lajimäärien ja indeksin arvon korrelaatio hajoaisi, voitaisiin korrelaation heikkous selittää lajien runsaussuhteiden voimakkaalla vaihtelulla (indikaatio häiriintyneestä yhteisöstä), koska indeksin laskentaan käytetään sekä lajien määrää sekä runsaussuhteita ja juuri väli- ja ulkosaariston hieman suojaisemmat linjat olivat myös kartoituksen lajirikkaimmat.



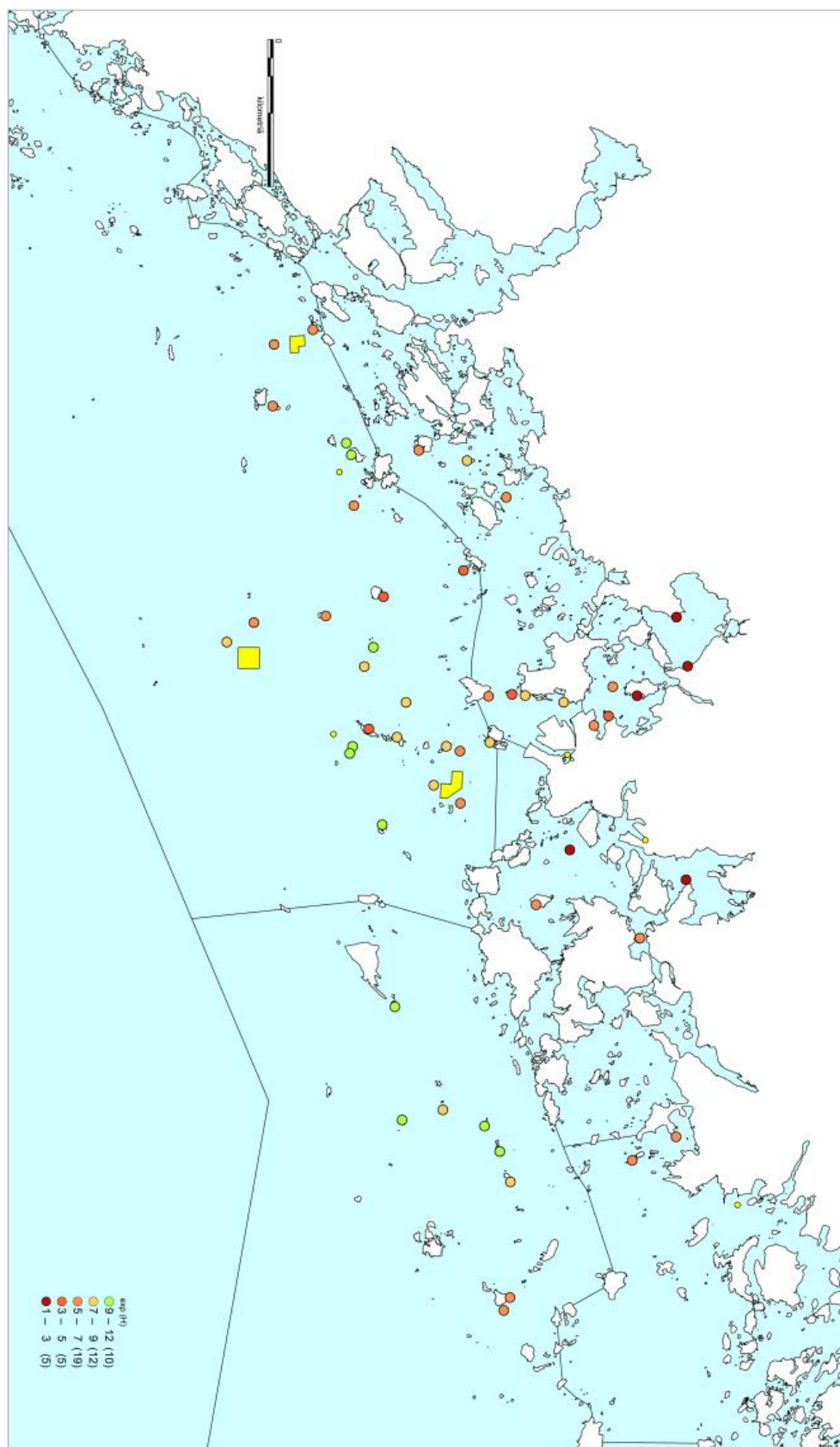
Kuva 8.1. Sukelluslinjojen avoimuusindeksin luokitus Isaeus (2004) mukaan. Indeksien arvo 1-1200 ultrasuojaisa, 1200-4000 äärimmäisen suojaisa, 4000-10000 hyvin suojaisa, 10000-100000 suojaisa.



Kuva 8.2. Sukelluslinjojen lajimäärät.



Kuva 8.3. Avoimuusindeksin ja lajimäärän suhde tarkkailun sukelluslinjoilla.



Kuva 8.4. Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion arvo sukelluslinjoilla.

8.2.5 Muutokset vesikasvillisuussyhteisöissä 1998-2019

Vuosina 1998-1999 toteutetun vesikasvillisuusselvityksen (Viitasalo ym. 2002) seuranta-asemistusta osa on samoja kuin uudemmissa selvityksissä (2005, 2014, 2019). Asemat sijoittuvat seurasaareselälle ja Lauttasaarenselälle sisäsaaristoon tai Katajaluodon ja Rysäkarin ympäristöön väli- ja ulkosaaristoon. Vaikka tämän vanhimman kartoituksen kenttätöskentelymenetelmä (varsihara) eroaa uudempien selvitysten menetelmästä (linjasukellus) pyritään tässä kappaleessa arvioimaan vesikasvillisuussyhteisön muutoksia sisä-, väli- ja ulkosaaristossa pääkaupunkiseudun edustalla. Hara- ja sukellusmenetelmien tulosten välillä on havaittu eroja, jotka korostuvat rannoilla jossa suuri osa sukelluslinjan kattavasta pohjasta on yli 2 m syvyydessä (Ilmarinen ja Viitasalo 2006).

Pidemmän aikavälin muutoksia on tarkasteltu pääkaupunkiseudun rannikkoalueen osalta käyttäen hyödyksi alueella tehtyjä tarkkailuja vuosilta 1921-2014 ja arvioimalla vesikasvillisuuden tilaa rakkolevävyöhykkeen alakasvurajan sekä usean eri indeksin (Saprobiaindexi, Likaisuusindexi Mlc, peittävyys %) avulla (Ruuskanen 2017). Ruuskanen (2017) totesi että sisäsaariston luonnontilassa säilyneiden alueiden vesikasvillisuudessa ei ollut tapahtunut merkittäviä muutoksia tarkkailujakson aikana, kun taas ulkosaariston luonnontilaisten alueiden osalta vesikasvillisuus oli taantunut. Ulkosaaristossa rakkolevän alakasvuraja oli selvästi madaltunut 1970- ja 2010-lukujen välillä ja samalla vyöhykkeen peittävyys oli pienentynyt. Kuormituksen alaisilla alueilla, niin sisä- kuin ulkosaaristossa vesikasvillisuus oli aina taantunut (Ruuskanen 2017). Kuormituksen lakattua joidenkin alueiden tila koheni, mutta etenkin sisäsaariston suljetummilla lahdilla vesikasvillisuuden tilan kohentumista ei juuri havaittu, vaikka suora kuormitus olikin lakanut. Ilmarinen ja Viitasalo (2006) koostivat Helsingin edustan vesikasvillisuusselvitysten tuloksia vuosilta 1979-2005, todeten että pohjautuen likaantuneisuusindeksiin vesikasvillisuudessa ei ollut tapahtunut merkittäviä muutoksia merialueen tarkastelluilla osa-alueilla (Seurasaareselkä, Lauttasaarenselkä, Katajaluoto-Rysäkäri). Huomattavin trendi oli likaantuneisuusindeksin arvojen kohentuminen siirryttäessä sisäsaaristosta ulommas (Ilmarinen ja Viitasalo 2006).

Seurasaareselän vesikasvillisuuden tila oli vuonna 1998 Viitasalon likaantuneisuusluokituksen mukaan häiriintynyt (Viitasalo ym. 2002), alueen tila on pysytellyt saman kaltaisena vuodesta 1979. Valtalajeina suurella osaa seuranta-asemistusta olivat ennen vuotta 1993 suolilevät, joita alueella oli esiintynyt massoittain. Vuosina 1979-1988 suolilevien massaesiintymiä tavattiin 20-37 prosentilla koealoista. Massaesiintymien katsottiin hävinneen vuoteen 1993 mennessä (Viitasalo ym. 2002). Vuoden 1998 selvityksessä valtalajeina alueella olivat ahdinparta, ahven- ja jouhivita, ärviät ja karvalehti. Alueella tavattiin myös merihauraa ja punanäkinpartaa. Rakkohauraa Seurasaareselällä oli edellisen kerran havaittu 1960-luvulla (Viitasalo ym. 2002). Vuoden 2019 kartoituksessa valtalajeina oli viherahdinparta, hapsivita ja ahvenvita. Alueella tavattiin myös suolileviä, tähkä-ärviää, mukulanäkinpartaa, karvalehteä, hapranäkinpartaa, ja merihauraa. Valtalajien osalta tilanne on pysynyt alueella samankaltaisena viimeiset 20 vuotta.

Hieman ulompana Lauttasaarenselän vesikasvillisuuden tila oli vuonna 1998 Viitasalon likaantuneisuusluokituksen mukaan pääosin lievästi likaantunut tai lievästi häiriintynyt (Viitasalo ym. 2002). Aivan Melkin saaren pohjoispuolella sijaitseva asema 259 todettiin vuoden 1998 selvityksessä luonnontilaiseksi. Alueella havaittiin vuoden 1998 kartoituksessa kuitenkin runsaasti suolileviä ja etenkin Lauttasaaren itärannan kasvillisuuden tilan todettiin heikentyneen vuodesta 1979 (Viitasalo ym. 2002). Aseman 191 Vattuniemen uimalan ympäristöstä ei enää havaittu alueella ennen runsaana kasvanutta rakkohauraa (Viitasalo ym. 2002). Alueen valtalajeina olivat suolilevät ja viherahdinparta. Vuoden 2019 kartoituksessa valtalajeina alueella olivat viherahdinparta

sekä pilvuskolevä ja lettiruskolevä. Alueella havaittiin myös hapsivittaa ja hauruja ja Vattunien uimalan havaintolinjalla (191) heikkokuntoinen rakkoleväkasvusto. Valtalajeista, suorasta ravinnekuormituksesta hyötyvät suolilevät, olivat alueelta käytännössä kadonneet. Alueen tila vaikuttaa hieman kohentuneen vuodesta 1998 ja lajisto vaikuttaa monipuolistuneen.

Katajaluoto-Rysäkari alueen vesikasvillisuuden tila oli vuonna 1998 suhteellisen hyvä, ja Viitasalon likaantuneisuusluokituksen mukainen luokitus alueen seurantalinoille oli joko luonnontilainen tai lievästi häiriintynyt (Viitasalo ym. 2002). Alueella esiintyi hyväkuntoisia rakkoleväkasvustoja, lukuun ottamatta Katajaluodon eteläpuolista aluetta, jonne Viikinmäen puhdistetut jätevedet puretaan. Purkutunnelin vaikutuksen todettiin näkyvän lievänä Rysäkarille asti, joka sijaitsee Katajaluodosta noin 6 km etäisyydellä länteen. Valtalajeina olivat pääosin rakkohauru (runsas arvioitu Viitasalon ym. 2002 kuvaaman menetelmän mukaan noin 60 %¹⁶) ja viherahdinparta, lukuun ottamatta aivan puhdistettujen jätevesien purkutunnelin lähistöllä jossa ei tavattu rakkohaurua lainkaan ja vesikasviyhteisöjä hallitsi viherahdinparta ja suolilevät. Vuoden 2019 kartoituksessa rakkolevää esiintyi jonkin verran aivan purkutunnelin läheisyydessä, vesikasviyhteisön koostumus vaikutti olevan aiempiin kartoituksiin (ennen vuotta 2005) nähden monipuolisempi. Alueen seurantalinoilla havaittiin 10-14 lajia, lajimäärien muutokset vuoden 2014 kartoituksesta vaihtelivat eri sukelluslinjojen välillä (Syväranta ym. 2019).

Vertailukelpoisin menetelmin tehtyjen vesikasvikartoitusten pohjalta lajimäärät samoilla seurantalinoilla ovat pysyneet suurin piirtein samoina vuodesta 2005 vuoteen 2019, vaihdellen 3 ja 17 välillä. Lajimäärän keskiarvo kunkin alueen kaikilta seurantalinoilta oli pienin Seurasaarenselällä (7 lajia vuosien 2014 ja 2019 kartoituksissa, vuoden 2005 kartoituksen yhteydessä Seurasaarenselän asemille ei ilmoitettu kokonaislajimäärää). Lauttasaarenselän alueella lajeja oli keksimäärin 12 (vuonna 2005), 10 (vuonna 2014), ja 11 (vuonna 2019) ja Katajaluoto-Rysäkari alueella 12 (vuonna 2005), 13 (vuonna 2014) ja 12 (vuonna 2019).

8.2.6 Vuosaaren edustan vesikasvillisuuden tilan muutokset

Vuosaaren sataman ympäristön vesikasvillisuuden tilaa on seurattu kattavasti nykyisten menetelmien kanssa vertailukelpoisin menetelmin 1990-luvulta saakka (Haikonen ym. 2012) ja alueelta on tehty useita kartoituksia myös ennen tätä (kts. esim. Viitasalo ym. 2002). Yhtenäisimmin alueella on seurattu vesikasviyhteisön muutoksia rakkohaurukasvustojen peittävyiden ja alasekä yläkasvurajojen muutosten kautta. Rakkohaurukasvustojen kuntoa on seurattu koska hyväkuntoiset rakkohaurukasvustot tukevat monipuolista eliöyhteisöä ja täten heijastavat osittain myös yhteisön taksonomista ja toiminnallista monimuotoisuutta.

Vuosaaren sataman ympäristön rakkohaurun peittävyys heikentyi sataman rakentamisen myötä, joskin peittävyysprosenttien summan lievä kasvu havaittiin rakennustöiden lakattua 2008 (Haikonen ym. 2012). Rakkohaurukasvustojen peittävyiden on havaittu kasvaneen vuodesta 2008 vuoteen 2018 sataman edustalla sijaitsevan sekä sataman pohjoispuolella sijaitsevilla seurantalinoilla (Syväranta ja Leinikki 2018). Sataman syväväylän varrella sijaitsevan aseman rakkolevään peittävyiden todettiin hieman heikentyneen viime vuosina, kun taas aivan sataman edustalla olevan aseman rakkohaurun peittävyys oli hieman kohentunut vuodesta 2009 ja 2010 (Heitto ym. 2011, Syväranta ja Leinikki 2018). Varsinaista suoraa yksinään satamatoiminnan aiheuttama vaikutusta rakkohaurun menestymiseen alueella on aineiston pohjalta vaikea todeta.

¹⁶ Tulos ei ole suoraan vertailukelpoinen sukellusmenetelmän mukaan arvioidun peittävyysprosentin kanssa, mutta suuntaa antavaa vertailua voidaan tehdä.

Suurin tilamuutos alueella havaitaan Vuosaaren sataman ja Vuosaarenlahden huvivenesataman eteläpuolella sijaitsevalla seurantalinjalla, jossa muutos todettiin jo vuonna 2010 (Heitto ym. 2011). Seurantalinja ei ole suoraan sataman väylän varrella vaan pienveneväylän sekä Vuosaarenlahden pienvenesataman välittömässä läheisyydessä. Uutelan Särkkäniemen luonnonsuojelualueen rannasta alkavalla seurantalinjalla rakkohaurun peittävyysprosentti oli laskenut hyvin pieneksi (17 %) eikä alueella ollut enää yhtenäistä rakkohauruvyöhykettä (Syväranta ja Leinikki 2018). Alueen pohjoispuolella sijaitseva Vuosaarenlahti on muutettu luonnontilaisesta lahdesta yli 1000 veneen pienvenesatamaksi vuoden 2000 jälkeen. Vilkas pienveneliikenne, voimakkaasti rakentunut merialue sekä voimakkaasti muuttunut maankäyttö lähistöllä ovat todennäköisesti vaikuttaneet heikentyneeseen vesikasvillisuuden tilaan alueella.

Yhtenä syynä paikalliseen vesikasvillisuusyhteisön heikentyneeseen tilaan voi olla kiintoaine-kuormitus ja sen resuspensio. Tätä vaikutusta voidaan tarkastella vesikasvillisuuden pinnalla olevan irtonaisen sedimentin kautta, jonka määrää arvioidaan tehtäessä sukelluskartoitusta suhteellisella asteikolla 0-5. Tämä mittari on kuitenkin suhteellisen herkkä tuulioloille, joka voi resuspendoida sedimenttiä vesikasvillisuuden pinnalta, aiheuttaen vaihtelua aineistoon. Irtonaisen sedimentin määrä on kytköksissä alueen suojaisuuteen (kts. kappale 8.2.3). Vuosaaren sataman tarkkailulinjoista irtonaista sedimenttiä oli eniten vuonna 2018 aivan sataman edustan linjalla K1, sekä etäämmällä satamasta toimivialla samankaltaisen avoimuusluokituksen omaavalla sisäsaariston vertailulinjalla K33 (Syväranta ja Leinikki 2018). Vertailtaessa aiempien vuosien kartoituksiin huomataan myös, että saman linjan eri vuosien irtonaisen sedimentin määrä vaihtelee huomattavasti. Lähimpänä satamaa olevien linjojen (K1, K2) keskimääräiset sedimentin määrän luokitustulokset ovat vaihdelleet vuodesta 1997 vuoteen 2018 noin 1,2 ja 3,7 välillä ja vertailulinjoina toimivien K32 ja K33 arvot ovat vaihdelleet 1,3 ja 3,7 välillä. Satamatoiminnan vaikutusta irtonaisen sedimentin määrään vesikasvillisuuden päällä on aineiston pohjalta vaikea todeta.

Vuosaaren ympäristön vesikasvillisuuden lajistossa ei havaittu merkittäviä muutoksia vuosien 1984-1997 aikana (Saarnio 1998). Runsaimpina lajeina esiintyvät suolilevät, viherahdinparta sekä rakkohauru ja sen epifyttiset kumppanilajit pilvyruskolevä ja lettiruskolevä. Vuonna 1997 alueella havaittiin myös ruskokivitupsua jota aiempina vuosina ei oltu havaittu. Koska vuosien 1984 – 1997 kartoitukset toteutettiin varsiharalla ei näytteissä esiintynyt laikkupunalevää eikä merirokkoa (esiintyy kasvillisuuden seassa kovilla pinnoilla) jotka esiintyivät alueella vuoden 2010 kartoituksessa (Heitto ym. 2011). Vuoden 2010 kartoituksessa valtalajeina alueella olivat laikkupunalevän ohella viherahdinparta, rakkohauru, ruskokivitupsu, sekä rakkohaurun epifyttiset kumppanilajit pilvyruskolevä ja lettiruskolevä. Vuoden 2018 kartoituksen valtalajeina alueella olivat laikkupunalevä, viherahdinparta, rakkohauru, laikkuruskolevä sekä merirokko. Paikoittain havaittiin suhteellisen paljon myös mustaluulevää, meriahdinpartaa, ruskokivitupsua sekä hapsivitaa. Aiempina vuosina runsaampana esiintyneet suolilevät olivat harvalukuisia ja yhteisö vaikuttaa hieman monipuolistuneen, joskin rakkohaurukasvustot ovat paikoitellen heikkokuntoisia, etenkin Uutelan itärannalla Vuosaarenlahden pienvenesataman eteläpuolella.

8.3 Yhteenveto

Selkeitä ja systemaattisia yhteyksiä merialueen yhteistarkkailun puitteissa tarkkailtavien toimien ja litoraalin kasvillisuuden tilan välillä ei vuoden tarkkailussa 2019 huomattu. Suomenojan puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä (linja 42) havaittiin poikkeuksena muista saman avoimuusluokan linjoista suhteellisen pieni lajimäärä. Linjalta 42 (Notgrundet) puuttui kokonaan rakkohaurukasvusto ja tämän myötä lajimäärä jäi pieneksi koska usein rakkoevän epifyytteinä kasvavat muut levät puuttuivat alueelta myös. Linjan vallitseva laji oli viherahdinparta, joka hyötyy

ravinnekuormituksesta. Poikkeama voi johtua Suomenojan puhdistamon alueelle kohdistuva ravinnekuormitus, aiempien vuosien kartoituksissa on havaittu samankaltainen ilmiö Katajaluodon ympäristössä, ennen vuosituhanteen vaihdetta jolloin Viikinmäen typpikuormitus oli nykyistä huomattavasti suurempi (kts. kappale 3, Viitasalo ym. 2002).

Pidemmällä aikavälillä vesikasvillisuuden tila on heikentynyt Uudenmaan rannikkovesissä, etenkin ulkosaaristossa ja kuormitetuilla alueilla sisäsaaristossa (Ruuskanen 2017). Muutoksia ilmentävät kuormitetuilla alueilla rehevöitymistä sietävien lajien lisääntyminen suhteessa rehevöitymisestä kärsivien lajien määrään sekä ulkosaaristossa rakkohaurun alakasvurajan ja kasvustojen peittävyys heikkeneminen.

Vesikasvillisuuden tila on huonoin matalilla sisälahdilla, jotka kärsivät pääosin hyvin sameista vesistä mikä rajoittaa valon läpäisevyyttä. Samea vesi johtunee pääosin suuresta vesialueen käyttöpaineesta, rehevöitymisen myötä liettyneistä pohjista, ravinteiden vapautumisesta sedimentistä sekä nykyisestä ulkoisesta kuormituksesta (hulevedet, puro/jokivedet) sekä sisälahtien heikommasta veden vaihtuvuudesta. Parhaassa kunnossa vaikuttaa olevan väli- ja ulkosaariston hiegan suojaisemmat alueet. Näillä alueilla sijaitsevilla sukelluslinjoilla havaittiin lajirikkaimmat yhteisöt sekä suurin osa hyvän EQR arvon saaneista sukelluslinjoista. Rakkohaurukasvustoja esiintyy alueella monin paikoin mutta kasvustojen kunto on huono.

Suoraa yksinään Vuosaaren satamatoiminnan aiheuttamaa vaikutusta rakkohaurun menestymiseen alueella ei pystytty aineiston pohjalta suoranaisesti toteamaan. Suurin tilamuutos Vuosaaren alueella havaittiin Vuosaaren sataman ja Vuosaarenlahden huvivenesataman eteläpuolella, missä vilkas pienveneliikenne, voimakkaasti rakentunut merialue sekä voimakkaasti muuttunut maankäyttö lähistöllä ovat todennäköisesti vaikuttaneet heikentävästi vesikasvillisuuden tilaan.

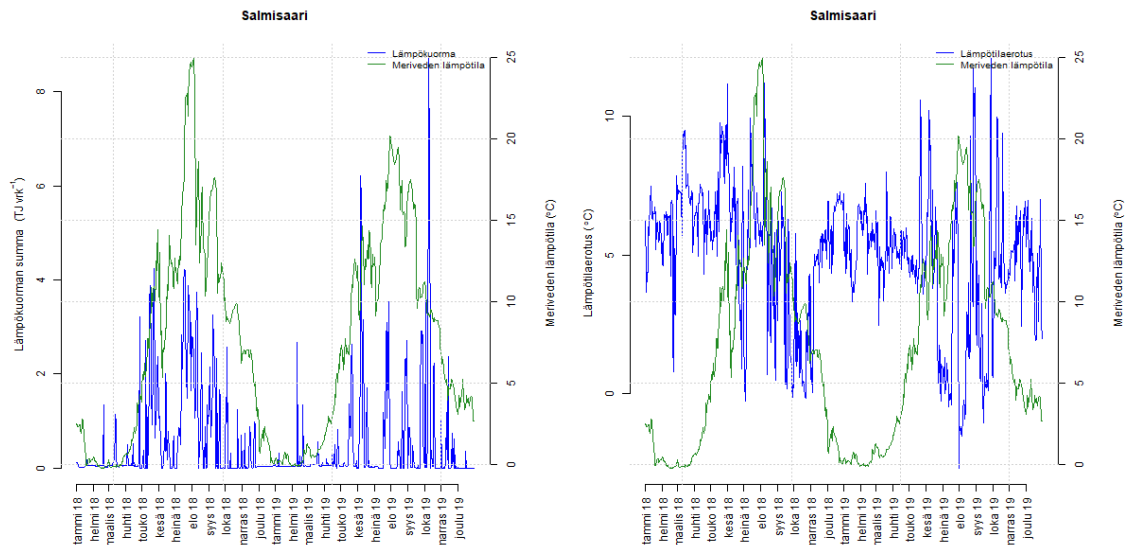
9 Voimaloiden merilauhdevesien ympäristövaikutukset

9.1 Johdanto

Helen Oy:n voimaloiden ja kaukojäähdytyslaitosten (Salmisaari, Hanasaari, Vuosaari) merilauhdevesien vaikutuksia arvioidaan tarkkailuohjelman mukaisesti pääosin mallintamalla. Mallinnukset tehdään lyhemmille jaksoille merilauhdevesien määrien ollessa suuria ja ympäröivän merialueen lämpötilan erotessa mereen johdettavien merilauhdevesien lämpötilasta mahdollisen paljon. Nämä jaksot ajoittuvat yleensä kevääseen jolloin merivesi on vielä kylmää mutta ilman lämpötila on jo noussut, mikä vähentää kaukolämmön kulutusta ja laitoksilla hukkalämmön tuotantoa. Hukkalämpö johdetaan lauhdevesien mukana mereen. Poiketen yhteistarkkailuohjelmasta, mallinnus toteutettiin vuonna 2018 vain Salmisaaren voimalan merilauhdevesille huhti- toukokuun ajalle. Poiketen yhteistarkkailuohjelmasta, Vuosaaren ja Hanasaaren, sekä Katri Valan lämpöpumppulaitoksen jäähdytysvesien mallinnusta ei toteutettu tätä raporttia varten. Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevesien vaikutukset Suomenojan puhdistamon purkutunnelin alueella ovat huomaamattoman pienet eikä niitä ole sisällytetty tähän tarkasteluun.

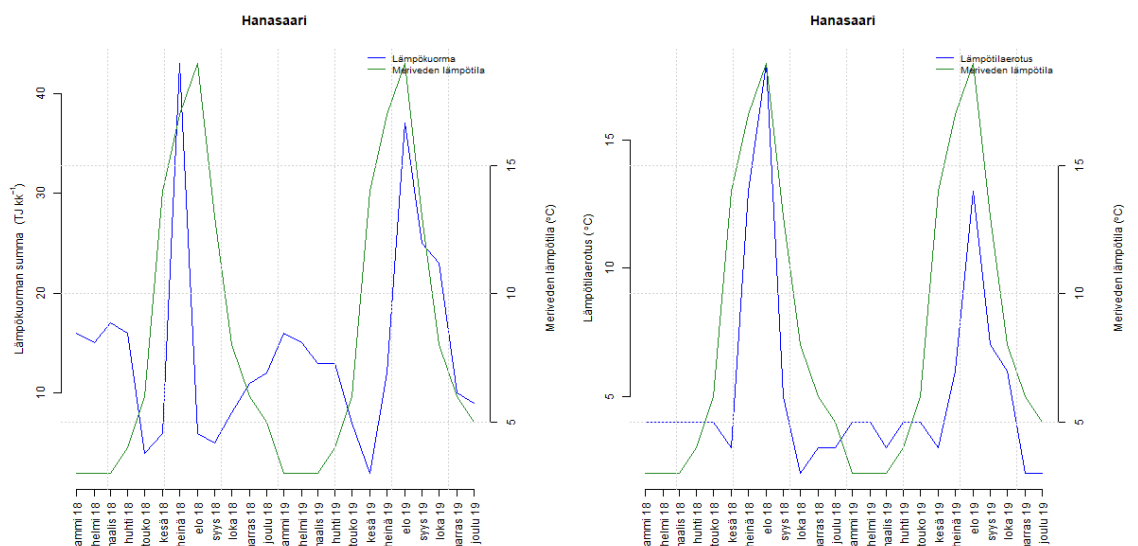
9.1.1 Salmisaaren laitokset

Salmisaaren laitoksilta johdettiin mereen energiaa hukkalämpönä vuonna 2018 noin 215 TJ ja vuonna 2019 noin 161 TJ. Suurimmat hukkalämmön kuormitusjaksot ajoituivat vuonna 2018 toukokuulle ja heinä- elokuulle. Vastaavia pidempikestoisia kuormitusjaksoja ei ollut vuonna 2019 vaan kuormitustapahtumat olivat lyhytkestoisempia mutta intensiivisempiä. Vuonna 2019 voimakkaimmat hukkalämmön kuormitustapahtumat ajoituivat kesäkuulle ja lokakuulle (kuva 9.1). Meriveden ja mereen purettujen merilauhdevesien lämpötilaerotus oli keskimäärin suurimmillaan vuoden 2018 alkupuoliskon aikana, lämpötilaerotuksen ollessa keskimäärin ($\pm$ keskihajonta) noin $6.2 (\pm 2.0) ^\circ\text{C}$. Kuukausikohtainen maksimi lämpötilaerotus havaittiin toukokuussa 2018, noin $7.5 ^\circ\text{C}$. Vuosien 2018 ja 2019 keskimääräinen merilauhdevesien ja vastaanottavan vesistön lämpötilaerotus oli noin $5.0 (\pm 2.5) ^\circ\text{C}$.



Kuva 9.1. Salmisaaren voimalan ja kaukojäähdytyslaitoksen vuorokausikohtainen mereen purkama energiakuorma (TJ) ja meriveden lämpötila sekä meriveden lämpötilan nousu laitoksella (Lämpötilaerotus) ja meriveden lämpötila.

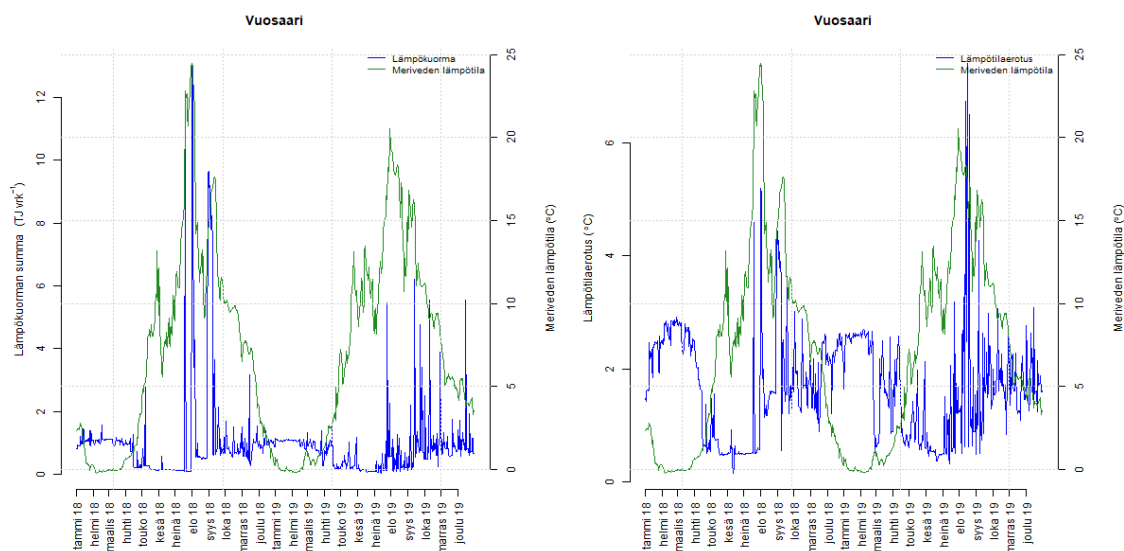
Hanasaaren laitosten kuormitustiedot toimitettiin kuukausikohtaisina arvoina. Hanasaaren laitoksilta johdettiin energiaa hukkalämpönä mereen vuonna 2018 noin 159 TJ ja vuonna 2019 noin 182 TJ. Suurimmat hukkalämmön kuormitusjaksot ajoittuivat heinäkuulle 2018 ja elokuulle 2019 (kuva 9.2). Energiakuormitus oli myös Salmisaaren laitoksia suurempaa talvikuukausina. Vastaanottavan vesistön ja merilauhdevesien lämpötilaerotus oli suurimmillaan kuormitushuippujen aikaan, heinäkuussa 2018 (lämpötilaerotus: 13 °C) ja elokuussa 2019 (lämpötilaerotus: 13 °C). Lämpötilaerotus oli myös suuri elokuussa 2018 (18 °C).



Kuva 9.2. Hanasaaren voimalan ja Katri Valan kaukojäähdytyslaitoksen kuukausikohtainen mereen purkama energiakuorma (TJ) ja meriveden lämpötila sekä meriveden lämpötilan nousu laitoksella (Lämpötilaerotus) ja meriveden lämpötila.

Vuosaaren laitoksilta johdettiin energiaa hukkalämpönä mereen vuonna 2018 noin 398 TJ ja vuonna 2019 noin 280 TJ. Suurimmat hukkalämmön kuormitusjaksot ajoittuivat heinä-syyskuulle

2018 ja vuoden 2019 viimeiselle kolmannekselle (kuva 9.3). Energiakuormitus oli Hanasaaren laitoksen tapaan myös Salmisaaren laitoksia suurempaa talvikuukausina. Loppukeväästä ja alkukesästä kuormitus oli hyvin pientä. Vastaanottavan vesistön ja merilauhdevesien lämpötilan erotus oli suurimmillaan elokuussa molempina vuosina. Lämpötilaerotuksen profiili oli hyvin erilainen verrattuna Salmisaaren laitokseen vastaavaan (kuvat 9.1 ja 9.3), jossa lämpötilaerotus ja kautui huomattavan paljon tasaisemmin vuoden eri kuukausille. Salmisaaren osalta kuormitus jakautui pääosin lämpimän veden kuukausille, kun taas Hanasaaren ja Vuosaaren osalta kuormitus ajoittui kylmille talvikuukausille, sekä loppukesään.



Kuva 9.3. Vuosaaren laitosten vuorokausikohtainen mereen purkama energikuorma (TJ) ja meriveden lämpötila sekä meriveden lämpötilan nousu laitoksella (Lämpötilaerotus) ja meriveden lämpötila.

9.2 Salmisaaren voimalaitoksen ja kaukojäähdytyskeskuksen merilauhdevesien vaikutusten arvio

Helen Oy:n Salmisaaren yhteistuotantovoimalaitokset tuottavat sähköä, kaukolämpöä ja kaukojäähdytystä. Kaukojäähdytysverkkoon johdettava vesi viilennetään meriveden avulla lämmönvaihtimilla ja absorptiopumpuilla. Jäähdytykseen käytettävä merivesi otetaan voimalaitoksen länsipuolelta Lauttasaarensalmen pohjoispäästä noin seitsemän metrin syvyydestä, ja jäähdytysprosessissa lämmennyt merivesi johdetaan purkukanavan kautta voimalaitoksen pohjoispuolelle Lapinlahteen (Kuva 9.4).

Salmisaaren voimalaitoksen lauhde- ja jätevesien mereen johtamiseen liittyvää vesistötarkkailua on tehty alueella noin kahdenkymmenen vuoden ajan. Tarkkailumenetelmänä on ollut pääasiassa vesinäytteisiin perustuva vedenlaadun fysikaaliskemiallinen seuranta. Laitoksen purkuveillä ei ole kuitenkaan havaittu olevan merkittäviä vaikutuksia alueen veden laatuun (Heitto ja Vatanen 2011) ja merilauhdevesikuormien vaikutus on osoittautunut vaikeaksi havainnoida merilauhdevesien virtaamien ollessa jaksottaisia (Karppinen ym. 2011). Salmisaaren vesistötarkkailu liittyy Länsi-Suomen ympäristölupaviraston lupapäätökseen: Dnro ESAVI/178/04.08/2013.



Kuva 9.4. Ilmakuva Lapinlahden alueesta sekä merilauhdeveden otto- ja purkukohdat (keltai-set pallot), mallinnusjakson aloitustilanteen kartoitusasemat (punaiset pallot) ja mallin-nus-jakson aikaisten lämpötilamittausasemien (siniset pallot) sijainnit.

Merilauhdevesien Lapinlahtea lämmittävää vaikutusta ja merilauhdevesien leviämistä on selvi-tetty aiemmin (Heitto ja Vatanen 2011, Karppinen ym. 2011). Karppisen ym. (2011) selvitys teh-tiin aikavälillä 1.7. – 30.9.2011 sijoittamalla lahdelle viisi kiinteää jatkuvatoimista lämpötilan mit-taus-asemaa, joilla lämpötilaa mitattiin kolmelta eri syvyydeltä. Mittausasemaverkostoa täyden-nettiin yhdellä asemalla, mittausjakson keskivaiheilla. Jatkuvan seurannan ohella Lapinlahdessa ja sen läheisellä merialueella tehtiin seurantajakson aikana kuusi erillistä lämpötilakartoitusta noin kahden viikon välein. Selvitysjakson aikainen kuukausikohtainen keskimääräinen lämpö-kuorma Lapinlahteen oli noin 37 TJ, ollen suurimmillaan heinäkuussa, noin 55 TJ. Vuoden 2018 toukokuun lämpökuorma oli Lapinlahteen noin 41 TJ.

Selvityksessä pystyttiin havaitsemaan merilauhdevesien vaikutus säännöllisesti aivan purkuka-navan suulla, jossa lämpötilaeron todettiin olevan noin 0.5 °C suhteessa ympäröivään veteen. Lämpimämmät merilauhdevedet sekoittuivat Lapinlahden veteen tehokkaasti ja etäämmällä pur-kukanavasta kohonneita lämpötiloja havaittiin vain satunnaisesti, riippuen ympäröivän veden lämpötilasta ja vallitsevasta tuulen suunnasta ja tuulen nopeudesta. Lämmittävä vaikutus keskit-tyi selvityksen mukaan pääosin vesipatsaan ylimpään 2 m kerrokseen. Lämpimämpiä vesiä ha-vaittiin ajoittaan lahden keskipaikkeilla ja etenkin länsituulilla Lapinlahden itäpäässä, jossa veden vaihtuvuus on suhteellisesti heikompa. Kokonaisuudessaan vaikutukset todettiin kuitenkin pie-niksi.

Tässä selvityksessä pyritään arvioimaan merilauhdevesien kokonaisvaikutusta Lapinlahden me-riveden lämpötilaan ja merilauhdevesien lämpökuorman mahdollisia muita ympäristövaikutuksia. Arvio tehtiin kolmiulotteisella fysikaalisella rannikkomallilla (DHI MIKE3FM) ja fysikaalisen malliin liitettyllä ekosysteemimallilla (DHI Ecolab) sekä kenttämittauksin.

9.3 Aineisto ja menetelmät

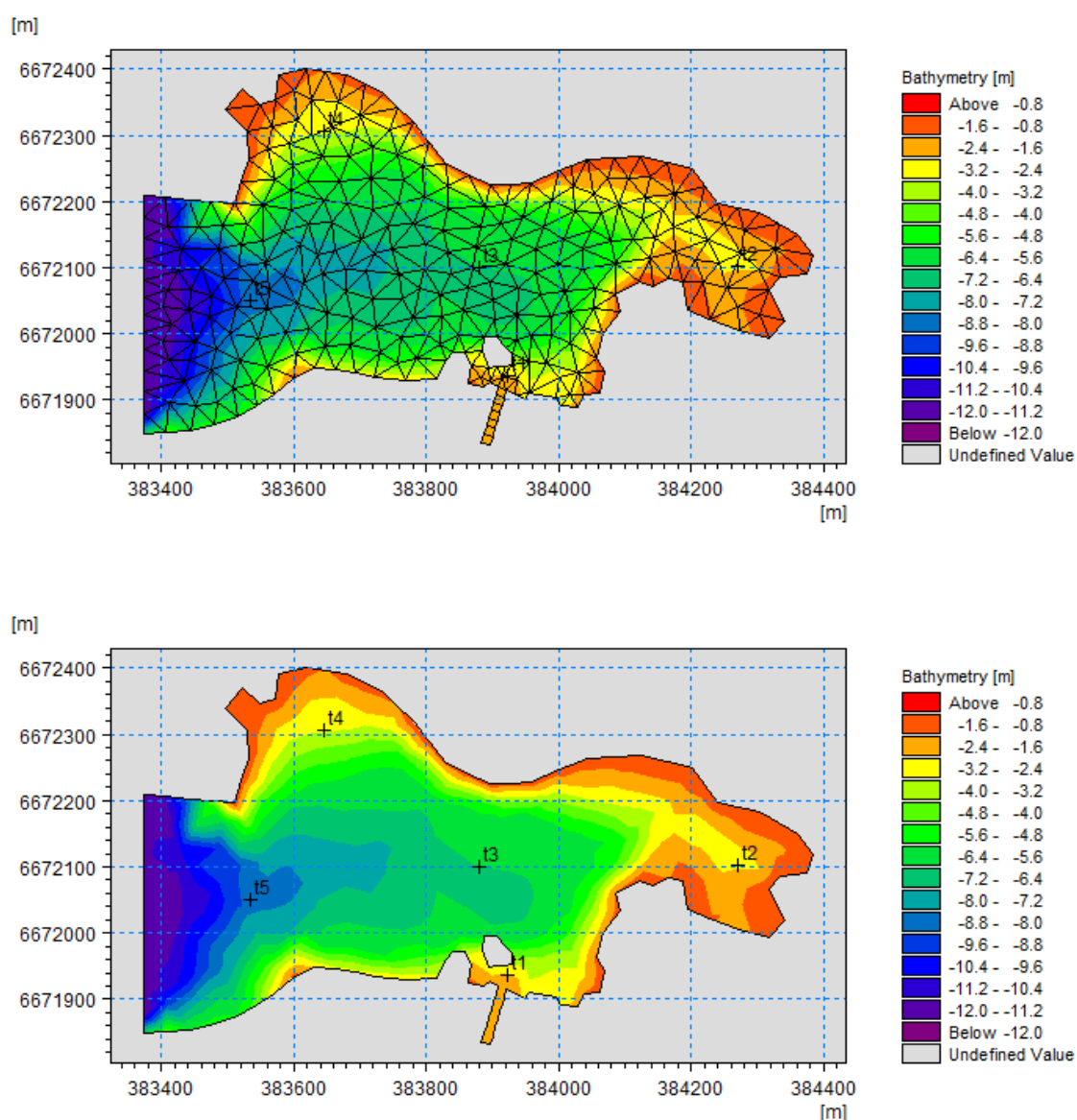
Meriveden lämpötilaseuranta ja mallinnus toteutettiin ajanjaksolle 3.4. – 31.5.2018. Meriveden lämpötilaa seurattiin jatkuvatoimisilla lämpötila-antureilla (VEMCO Minilog II) kahdella mittausasemalla, kolmelta eri syvyydeltä. Yksi asema asetettiin noin 100 m päähän merilauhdevesien purkukanavan suulta (kuva 1). Tämän aseman mittauksia käytettiin mallin kalibrointiin ja validointiin. Yksi mittausasemaa asetettiin mallinnusalueen avoimelle reunalle, tämän aseman tuloksia käytettiin lämpötilan reuna-ehtoaineistona aluetta kuvaavassa fysikaalisessa mallissa. Lapinlahden ja Seurasaarenselän reuna-alueella tehtiin myös virtausmittauksia kahdelta eri asemalta, joita käytettiin mallin virtauskenttien validointiin.

9.3.1 Mallinnus

Lapinlahden veden virtaukset ja veden lämpötilan mallinnus toteutettiin kolmiulotteisella fysikaalisella rannikkomallilla (DHI MIKE3FM). Mallinnusalue kattoi Lapinlahden kokonaisuudessaan ja mallin avoin reuna sijoitettiin Lapinlahden länsireunalle (kuva 9.4). Mallinnushila koostui 10 syvyys-kerroksesta koko syvyysalueella (sigma-koordinaatisto) ja kolmion muotoisista hilakopeista (pienin pinta-ala n. 80 m²) lahtialueella ja suorakaiteen muotoisista hilakopeista merilauhdevesien purkukanavassa (kuva 9.4). Malli kuvasi Lapinlahden meriveden virtaukset sekä veden lämpötilan kehityksen, veden suolaisuus pidettiin vakiona. Malliajot tehtiin kahtena eri skenaariona samoilla ympäristöpakotteilla sisällyttäen merilauhdevesien johtamisen lahteen ensimmäisessä tapauksessa ja jättäen ne pois toisessa, niin että merilauhdevesien lyhytkestoisia vaikutuksia voitiin arvioida vertailemalla näiden kahden skenaarion tuloksia.

Mallin avoimen reunan lämpötila kuvattiin mallin reunalla kolmelta eri syvyydeltä mitatuilla lämpötilatuloksilla ja mallin veden vaihtoa pakotettiin avoimen rajapinnan meriveden pinnan vaihteluilla sekä tuuliaineistolla. Mallissa huomioitiin lämmön vaihto veden ja ilman välillä sekä aurinгон säteily¹⁷.

¹⁷ Ilman lämpötila ja tuuli mitattiin Ilmatieteen laitoksen Kaisaniemen mittausasemalla, aurinгон säteily mitattiin Ilmatieteen laitoksen Kumpulan mittausasemalla ja meriveden pinnankorkeuden vaihtelut Ilmatieteenlaitoksen Kaivopuiston mareografilta.

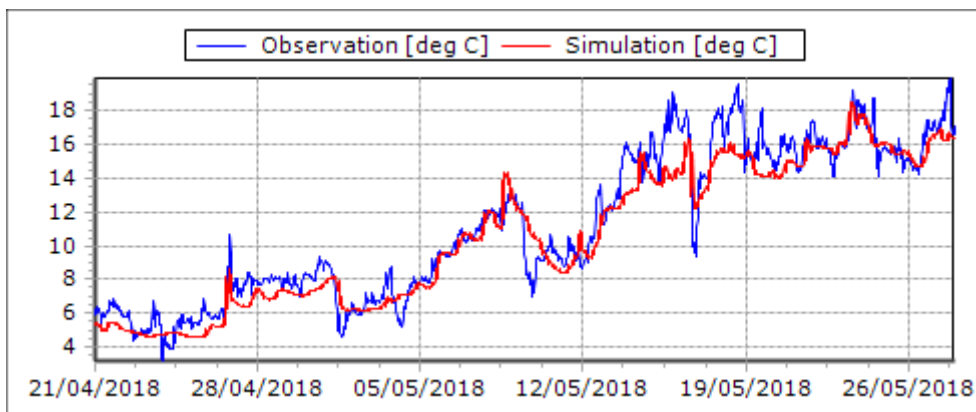


Kuva 9.4. Lapinlahden fysikaalisen mallin syvyysmalli ja mallinnushila sekä mallinnustulosten tarkastelua varten valitut asemat, t1: purkukanavan suu, t2: Lapinlahden itäpää, t3: Lapinlahden keskikohta, t4: Lapinlahden pohjoispää, t5: Lapinlahden suu.

Malli kuvasi hyvin pohjanläheisen veden lämpötilan kehityksen merilauhdevesien purkukohdan edustalla (kuva 9.5), havaintojen ja mallinnettujen tulosten keskimääräisen eron ollessa noin 0.6 ± 1.1 °C. Mallilla ei onnistuttu tuottamaan mittauksia vastaavia virtauksia läntisen reunan lähistöllä, pääosin aliarvioiden mitattuja virtausnopeuksia ja täten aliarvioiden veden vaihtoa lahdella jonkin verran.

Lapinlahden fysikaalisen mallin ohella laskettiin myös fysikaaliseen malliin kytketty biologinen mallin osa. Biologisella mallilla kuvattiin pääravinteiden (typpi ja fosfori) kierto, sekä yksinkertaistettu ravintoverkko, vedessä keijuvat levät ja pohjaan kiinnittyneet levät, sekä laiduntajayhteisö (eläinplankton). Biologisella mallilla pyrittiin kuvaamaan merilauhdevesien johtamisen potentiaalisia perustuotantoon ja sitä kautta rehevöitymiseen vaikuttavia tekijöitä.

Biologisen mallin reunaehtopakotteina käytettiin Seurasaarenselän Porsaan seuranta-aseman tulosten pohjalta laskettuja ajankohdalle tyypillisiä arvoja kokonais- ja liukoisille ravinteille sekä a-klorofyllin määrälle. Eläinplanktonin määrä pidettiin reunoilla vakiona. Mallin biologista osaa ei kalibroitu sopivan kalibrointiaineiston puutteen vuoksi, joten tuloksiin tulee suhtautua varauksella ja esitetyt pitoisuudet eivät välttämättä vastaa luonnossa Lapinlahdella esiintyviä pitoisuuksia.

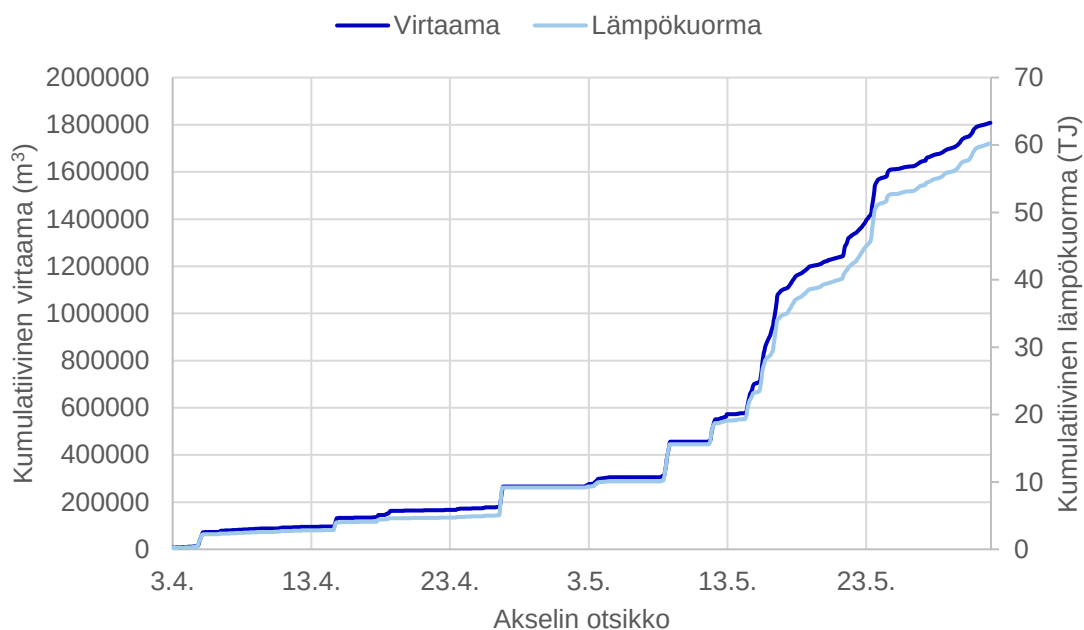
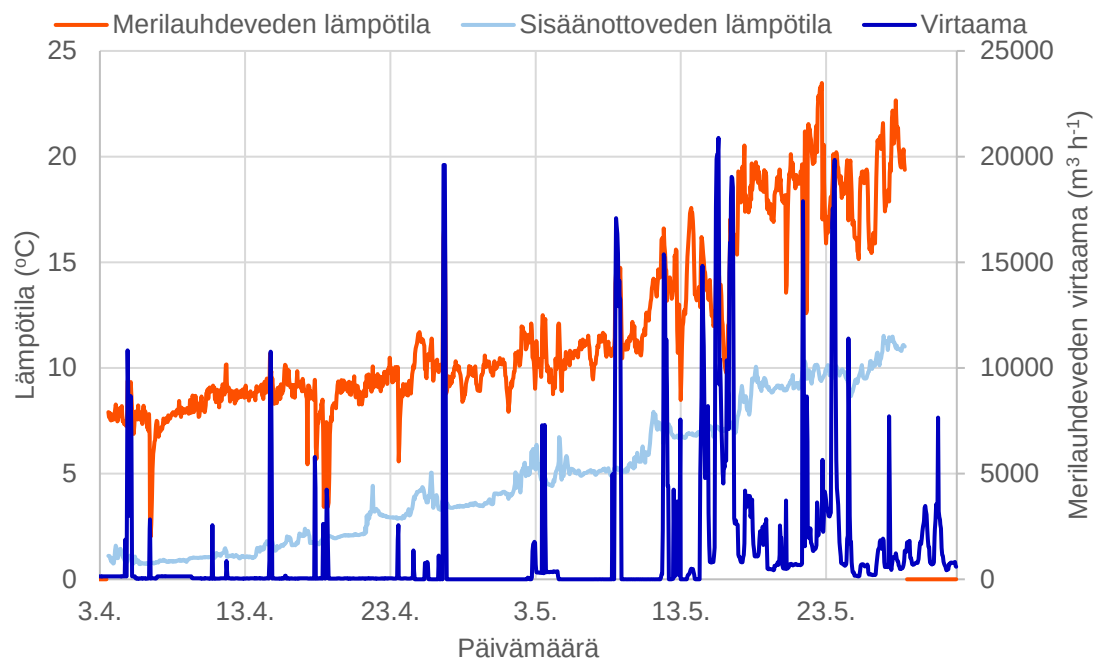


Kuva 9.5. Pohjanläheisen veden lämpötilan mittaus- ja mallinnustulokset merilauhdevesien purkukohdan lähistöllä.

9.3.2 Merilauhdevedet

Merilauhdevedet johdetaan Lapinlahteen purkukanavan kautta lahden eteläreunalta. Merivesi lämpeni laitoksessa keskimäärin noin 7.17 °C ennen lahteen johtamista (kuva 4). Vuoden 2018 huhti- ja toukokuun aikana merilauhdevesiä Salmisaaren voimalasta ja kaukojäähdytyslaitoksesta johdettiin Lapinlahteen yhteensä noin 1.8 milj. m³ ja lahteen johdetun lämpömäärän energiasisällöksi arvioitiin noin 60 TJ. Lahteen johdettu lämpöenergia vastaa keskimääräistä päiväkohtaista lämpöenergiamäärää joka on noin 274 MWh/pv. Keskimääräinen päiväkohtainen lämpöenergian määrä joka johdettiin lahteen, oli hieman pienempi kuin edellisen kattavan selvityksen aikana, jolloin kesä-, heinä- ja elokuun keskimääräiseksi päiväkohtaiseksi lämpöenergiakuormaksi arvioitiin 338 MWh/pv (Karppinen ym. 2011).

Mallinnusjakson alkupuolella merilauhdevirtaamatapahtumat olivat yksittäisiä lyhytkestoisia piikkejä, joiden suuruus vaihteli noin 2500 ja 10000 m³ h⁻¹ välillä (kuva 9.6). Ensimmäinen voimakas purkutapahtuma tapahtui 26.4. jolloin merilauhdevesien virtaama oli hetimitäin noin 20 000 m³ h⁻¹ ja merivesi oli lämmennyt laitoksella noin 6 °C suhteessa ympäröivään meriveteen. Pidempikestoista merilauhdevesien johtamista lahteen tapahtui toukokuun puolenvälin jälkeen. 13.5. jälkeen Lapinlahteen johdettujen merilauhdevesien määrät vastasivat noin 2/3 mallinnusjakson aikaisesta kumulatiivisesta merilauhdevesien määrästä ja lämpökuormasta.



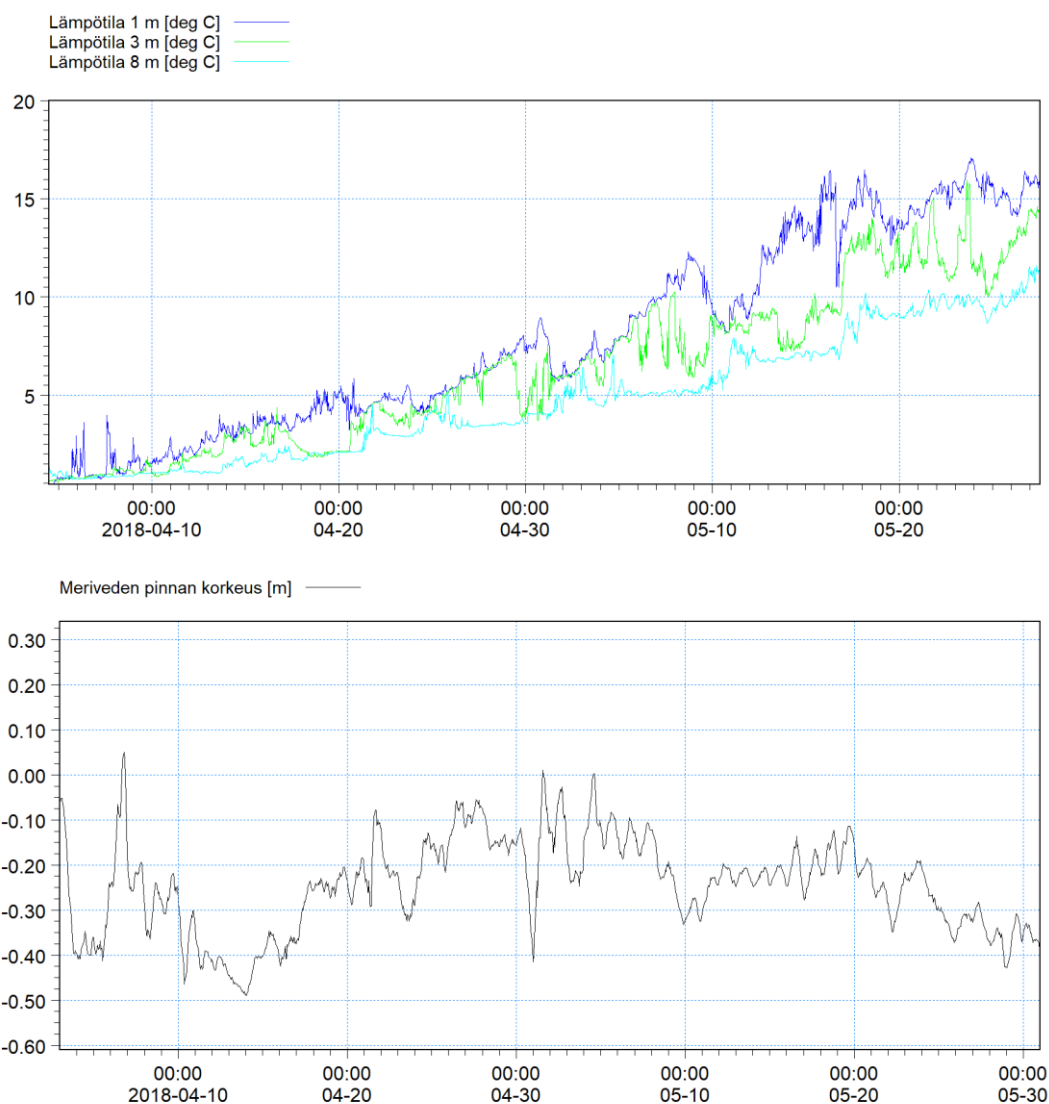
Kuva 9.6. Salmisaaren lämpö- ja jäähdytyslaitosten merilauhdevesien virtaama, meriveden ja laitokselta poistuvan merilauhdeveden lämpötila sekä mallinnusjakson aikainen kumulatiivinen merilauhdevesien virtaama sekä lämpökuorma (TJ).

9.4 Tulokset

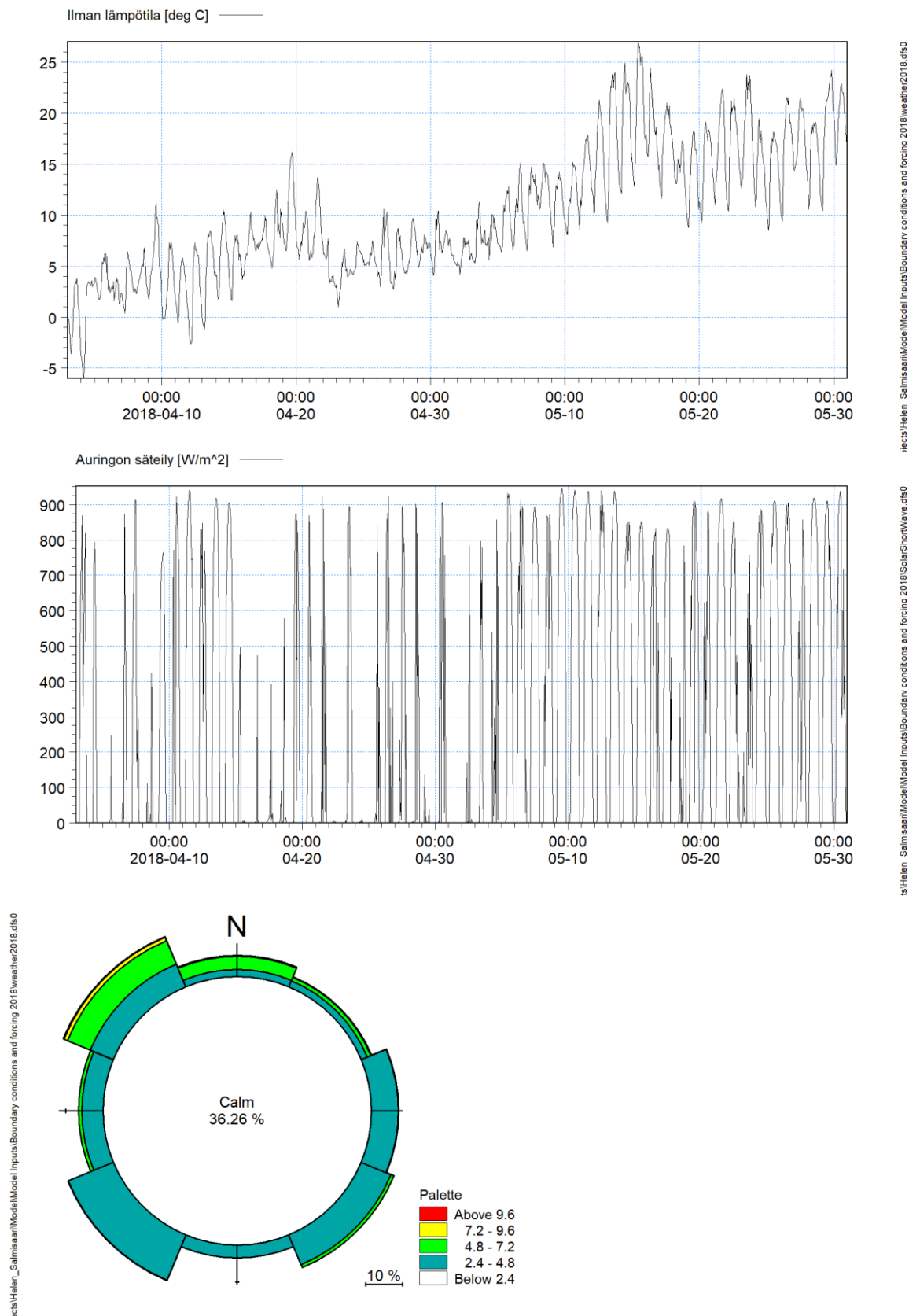
Mallinnusjakson alussa Lapinlahdella oli jääpeite, joka sulii huhtikuun alussa. Meriveden lämpötila oli mallinnusjakson alussa matala, etenkin 3 ja 8 m syvyydessä (kuva 9.6). Pintavesi lämpeni ajoittain noin 3 °C:een jääpeitteen alla huhtikuun alussa. Jääpeitteen hajoamisen jälkeen pinta-

veden lämpötila kasvoi suhteellisen tasaisesti mallinnusjakson aikana ja alueella muodostui vesipatsaan lämpötilakerrostuneisuutta. Mallinnusjakson aikana on havaittavissa useampi lämpötilakerrostuneisuuden hajoaminen, esim. 22.4., 2.5. ja 10.5. (kuva 9.6), jolloin pintavesi on jäähtynyt ja syvämpi vesi lämmennyt tuulten aiheuttaman sekoittumisen johdosta. Meriveden pinnan korkeus oli koko mallinnusjakson aikana suhteellisen matalalla (kuva 9.6).

Ilman lämpötila pysytteli noin 5 ja 15 °C välillä aina toukokuun puoleen väliin saakka, jonka jälkeen sää lämpeni huomattavasti (kuva 9.7), lämmittäen samalla pintavettä. Auringon lyhytaaltiosien säteilyn määrä kasvoi samaan aikaan (kuva 9.7). Mallinnusjakson aikana voimakkaimmat tuulet puhalsivat luoteesta ja pohjoisesta, yleisimmät tuulensuunnat olivat luode, lounas tai kaakko (kuva 9.7).



Kuva 9.6. Meriveden lämpötila mallin avoimella reunalla 1, 3 ja 8 m syvyydessä sekä meriveden pinnan vaihtelu Kaivopuiston mareografilla.

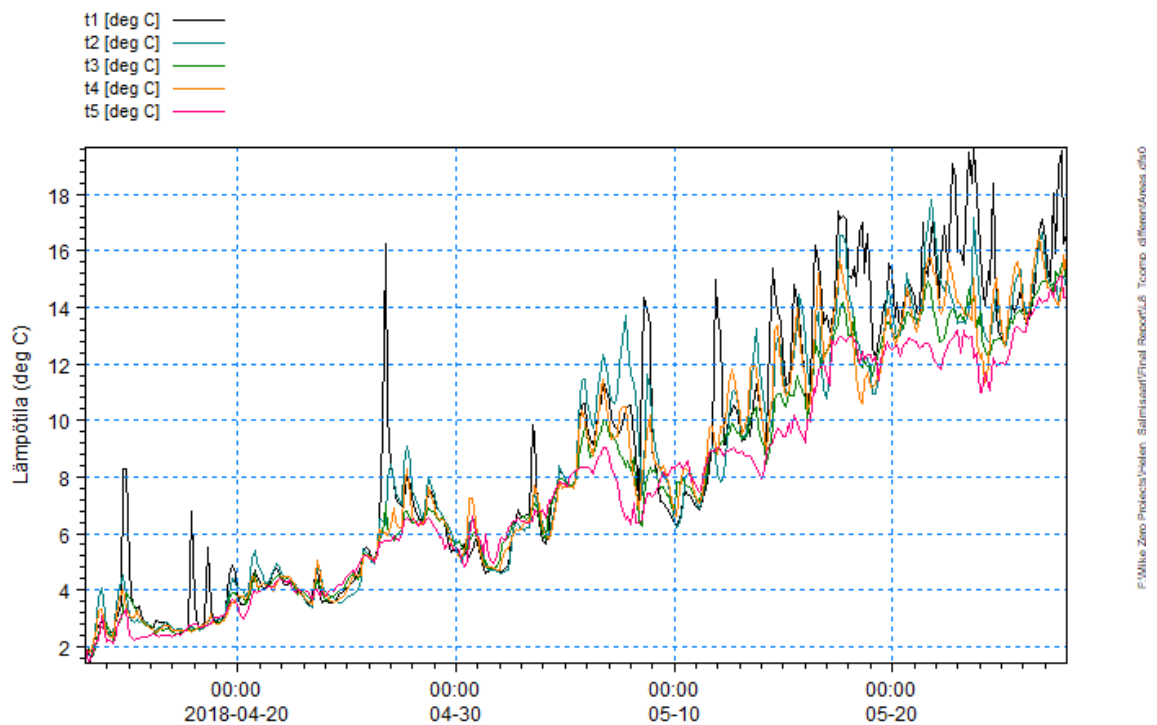


Kuva 9.7. Ilman lämpötila, auringon lyhytaaltainen säteily ja tuuliolot mallinnusjakson aikana.

9.4.1 Merilauhdevesien leviäminen Lapinlahdella

Edellisten selvitysten tapaan (Karppinen ym. 2011), suurempien purkutapahtumien aikaan merilauhdevedet levisivät mallinnustulosten mukaan lahdella pääosin koilliseen ja itään, riippuen valitsevasta tuulen suunnasta ja lahden virtauskentistä (liite 6). Pintaveden lämpötila laski mallinnustulosten perusteella vastaamaan ympäröivän veden lämpötilaa noin vuorokaudessa päästön lakattua (kuva 9.8). Huomattavia pintalämpötilan poikkeamia ei juuri havaittu Lapinlahden keski- ja länsiosissa ja vaikutukset keskittyivät pääosin purkualueen edustalle ja lahden itäosiin (kuva 9.8).

Merilauhdevesien johtaminen Lapinlahteen aiheutti mallinnusjakson alkupuolella selvästi voimakkaampia poikkeamia pintaveden lämpötilassa, verrattuna mallinnusjakson loppupuoleen jolloin meriveden lämpötila oli jo noussut yli 10 °C. Mallinnusjakson loppupuolella pintalämpötilan poikkeamat purkualueen lähellä ympäröivän meriveden lämpötilasta olivat kuitenkin pidempikestoisia, johtuen pidempikestoisista yhtenäisemmistä merilauhdevesien virtaamista.



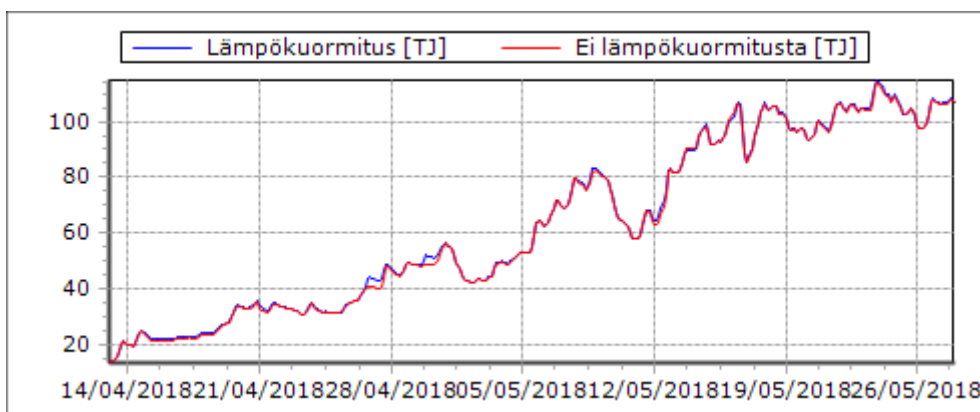
Kuva 9.8. Pintaveden lämpötila Lapinlahdella viidellä eri mittaus-asetalla (asemien sijainnit esitetty kuvassa 2).

Merilauhdevedet levisivät lahdella pääosin veden pintakerroksissa, sekoittuen kuitenkin kuormituksen lakattua suhteellisen tehokkaasti koko vesipatsaaseen (liite 7), kuten on myös aiemmin todettu (Karppinen ym. 2011, Vahtera ym. 2016). Lahden vesi oli kuormitustapahtuman loppupuolella merilauhdevesien vaikutuksen alaisilla alueilla lahden itäosissa kauttaaltaan, pinnasta pohjaan, hieman ympäröivää merivettä lämpimämpää. Kokonaisuudessaan hetkittäiset merilauhdevesien purkutapahtumat Lapinlahteen lämmittivät merivettä vain hetkellisesti ja vaikutukset olivat helpommin havaittavissa mallinnusjakson alkupuolella, kun ympäröivä merivesi oli kylmempää.

Verrattaessa kahta eri mallinnusskenaariota keskenään, vaikuttaa mallinnustulosten pohjalta siltä, että merilauhdevesien johtaminen Lapinlahteen voimistaa jonkin verran lämpötilagradientteja sekä horisontaali- (liite 6) että vertikaalisuunnassa (liite 7). Tämä voimistaa jonkin verran veden kerrostuneisuutta lahdella mikä saattaa vaikuttaa ravinteiden ja hapen kiertoon, mikäli ilmiö on pysyvämpi. Merilauhdevesien purkutapahtumien ollessa jaksottaisia tämä on kuitenkin epätoennäköistä ja kuten lyhyen mallinnusjakson aikana huomattiin, muodostunut lämpötilakerrostuneisuus murtui useamman kerran, mikä on tyypillistä matalille rannikonläheisille alueille keväällä.

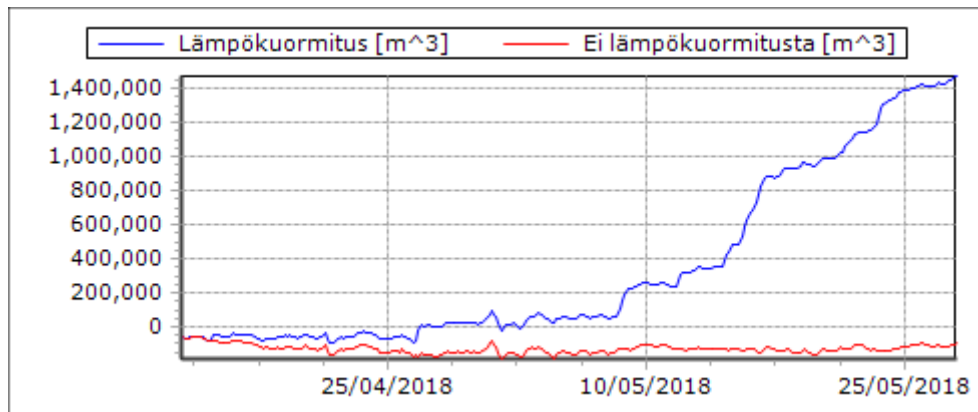
9.4.2 Merilauhdevesien vaikutus Lapinlahden kokonaislämpömäärään ja veden vaihtuvuuteen

Lapinlahden sisältämä hetkellinen lämpöenergian määrä kasvoi mallinnusjakson alusta noin 25 TJ:sta mallinnusjakson lopun noin 110 TJ:een. Verrattaessa kahta mallinnusskenaariota jossa toisessa merilauhdevesien vaikutus jätettiin pois, ei kokonaislämpöenergian määrässä havaittu merkittäviä poikkeamia (kuva 9.9). Hetkellistä kokonaisenergian määrää Lapinlahdessa säätelee siis auringon säteily, ilman lämpötila, lämmön vaihto veden ja ilmakehän välillä sekä meriveden liikkeet lahdelta ulos ja sisään sekä tuulen aiheuttama veden vertikaalinen sekoittuminen joka siirtää lämpöenergiaa syvempiin vesikerroksiin.



Kuva 9.9. Lapinlahden mallinnettu hetkellinen kokonaislämpöenergian määrä kahdella eri mallinnusskenaariolla.

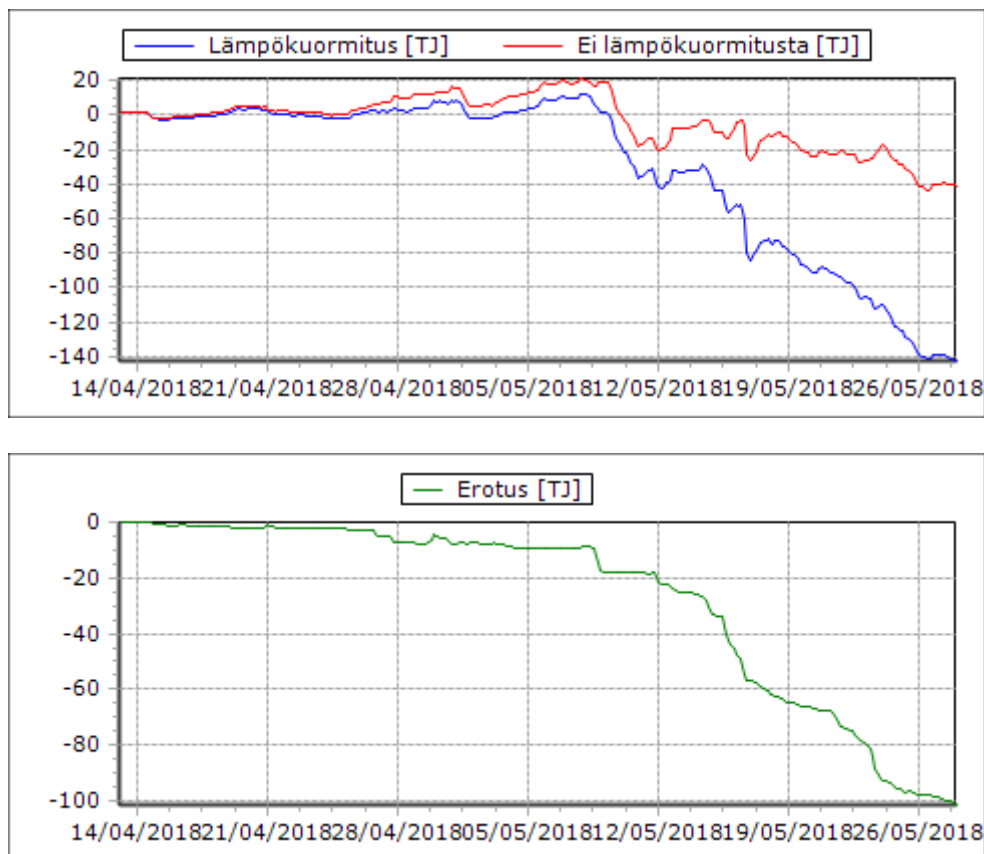
Merilauhdevesien johtaminen Lapinlahteen vaikutti mallinnustulosten pohjalta arvioituna kuitenkin merkittävästi lahden veden vaihtumiseen (kuva 9.10). Mallinnusjakson aikainen nettovirtaama mallinnusalueen reunalla oli lahdelta ulos Seurasaarenselälle, kun Lapinlahdelle johdettiin merilauhdevesiä. Kertynyt nettovirtaama mallinnusjakson lopulla merilauhdevesiä johdettaessa lahdelle oli noin 1.4 milj. m³ (kuva 9.10). Mallinnustulosten pohjalta arvioituna, kun merilauhdevesiä ei johdettu lahdelle, oli mallin reunan nettovirtaama negatiivinen, mikä tarkoittaa, että vettä pääosin virtasi lahdelle sisään Seurasaarenselältä.



Kuva 9.10. Mallin avoimen Seurasaarenselän rajapinnan läpi kulkenut kumulatiivinen vesimäärä mallinnusjakson aikana kahdelle eri mallinnusskenaariolle sisältäen merilauhdevesien johtamisen tai sisältämättä niitä. Negatiiviset arvot indikoivat lahdelle kulkeutuvaa tilavuutta ja positiiviset lahdelta pois kulkeutuvaa tilavuutta.

Merivirtojen mukana lahdelta pois kulkeutuva lämpöenergian määrä oli noin 100 TJ suurempi, kun lahdelle johdettiin merilauhdevesiä verrattuna skenaarioon jossa lahdelle ei johdeta merilauhdevesiä (kuva 9.11). Mallinnettu, lahdelta Seurasaarenselälle kulkeutuva lämpöenergian määrän kasvu suhteessa mallinnettuun kulkeutumisarvioon jossa merilauhdevesiä ei johdeta lahdelle, on kumulatiivista merilauhdevesien myötä lahdelle johdetun lämpöenergian määrää suurempi (kuva 9.6). Merilauhdevesien vaikutus näyttää olevan lahdella pääosin hetkellinen ja lämpöenergian kuormitusmäärät vaikuttavat todennäköisesti suoraan, mutta vain hetkellisesti, mahdollisiin kerrannaisiin vaikutuksiin, esim. perus- ja sekundäärituotantoon.

Mallinnustulosten perusteella voidaan todeta, että Lapinlahdelta pois kulkeutuva lämpöenergian määrä kasvaa enemmän, kun mitä lahdelle johdetaan lämpöenergiaa lämpö- ja jäähdytyslaitoksilta, eli myös osa auringon säteilyenergian aiheuttamasta lämpöenergian kasvusta kulkeutuu pois lahdelta, kun sinne johdetaan merilauhdevesiä. Tämä kasvattaa lahdelta lähtevää lämpöenergiakuormitusta suhteessa enemmän, kun mitä sinne Salmisaaren laitoksilta johdetaan.



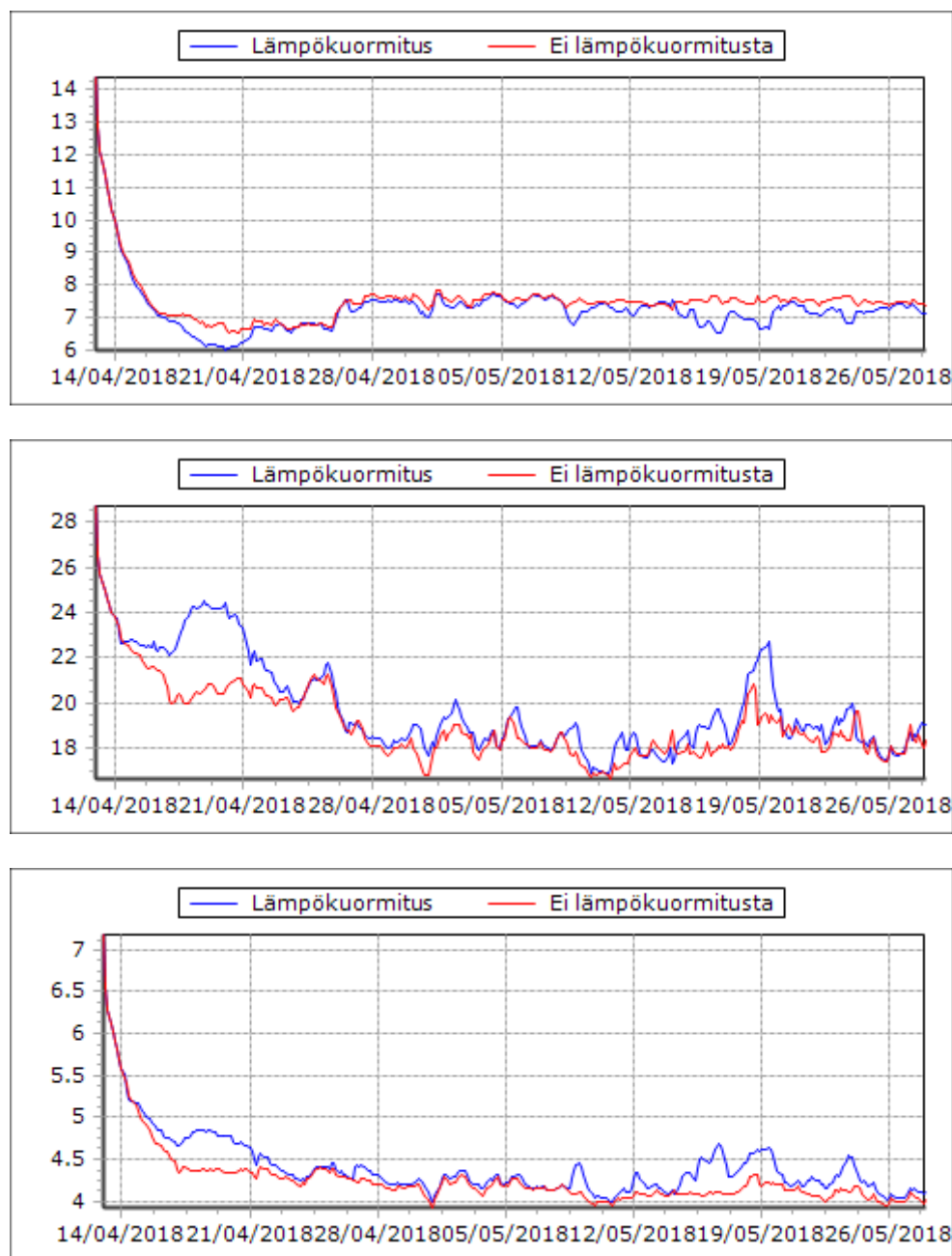
Kuva 9.11. Lapinlahdelta kulkeutuvan lämpöenergian määrä kahdella eri mallinnusskenaariolla sekä kahden eri mallinnusskenaarion lahdelta kulkeutuvan lämpöenergian määrän erotus. Negatiiviset arvot ilmentävät lahdelta avoimen vesirajapinnan kautta pois kulkeutuvaa lämpöenergian määrää ja positiiviset lahdelle sisään kulkeutuvaa lämpöenergian määrää.

9.4.3 Merilauhdevesien mahdolliset vaikutukset Lapinlahdella tapahtuvaan perustuotantoon

Mallinnuksen avulla arvioitiin merilauhdevesien johtamisen mahdollisia vaikutuksia myös Lapinlahden ravinteiden kiertoon sekä vedessä keijuvien ja pohjaan kiinnittyneiden levien perustuotantoon ja biomassaan sekä veden happipitoisuuksiin. Mallin biologisen osan tuloksia ei ole kalibroitu vastaamaan luonnossa esiintyviä pitoisuuksia sopivan kalibrointiaineiston puutteen vuoksi.

Merilauhdevesien johtamisen mereen on todettu aiheuttavan useita eri ekologisia häiriöitä suurten voimaloiden merilauhdevesiä vastaanottavissa vesistöissä. Vaikutuksista selkeimpiä ovat yleensä kasvukauden piteneminen ja perustuotannon kasvu ja esimerkiksi piilevien (Keskitalo ja Heitto 1987), rihmamaisten viherlevien sekä kotiloiden (Snoeijs 1989) määrien lisääntyminen. Loviisan ydinvoimalan merilauhdevesien johtaminen Suomenlahteen on pahentanut vastaanotettavan vesistön rehevöitymistä, heikentänyt pohjaeliöstön tilaa ja kasvattanut orgaanisen aineksen hajoitusta, mikä on johtanut alueella happivajeeseen (Ilus 2009).

Salmisaaren laitokselta Lapinlahteen johdetut merilauhdevesien määrät ovat suuria ydinvoimaloita huomattavasti pienemmät. Lapinlahti on kuitenkin suhteellisen rehevöitynyt ja tämän johdosta merilauhdevesien johtamisella saattaa olla alueelle merkittäviä vaikutuksia. Lapinlahden pohjaeliöstö ja vesikasvillisuus ilmentävät hyvin rehevöitynyttä alueen tilaa, toisaalta Seurasaa-renselän pohjan eliöstön tai vesikasvillisuuden tila ei merkittävästi eroa Lapinlahden tilasta¹⁸.



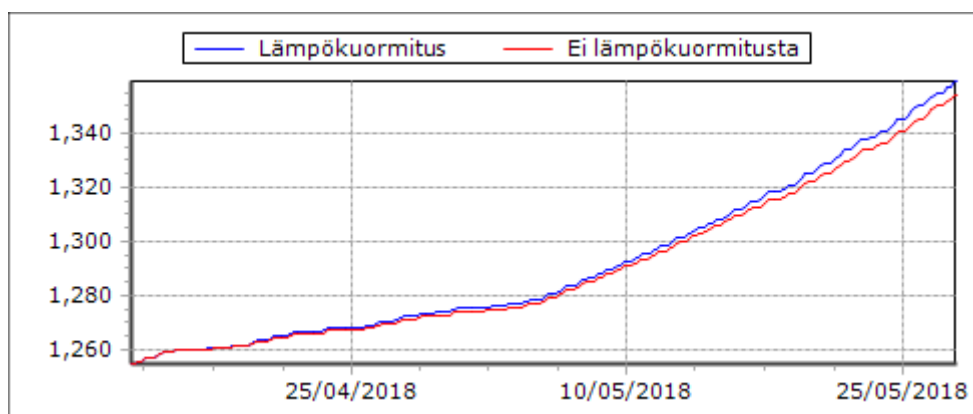
Kuva 9.12. Lapinlahden mallinnetut hetkelliset a-klorofyllin (kg, ylin paneeli), liukoisen ty-
pen (kg, keskimäinen paneeli) ja liukoisen fosforin (kg, alin paneeli) kokonaismäärät.

Merilauhdevesien johtaminen Lapinlahteen kasvatti mallinnustulosten pohjalta veden vaihtu-
vuutta lahdella merkittävästi, mikä vaikutti mallinnustulosten mukaan suoraan lahdella esiinty-

¹⁸ <https://paikkatieto.ymparisto.fi/velmu/>

vään vesipatsaan a-klorofyllin määrään. Koska veden vaihtuvuus kasvaa lahdelle kertyvä kasviplanktonbiomassa on hieman pienempi merilauhdevesien kuormituksen sisältävässä skenaariossa (kuva 9.12). Mallinnustulosten mukaan myös liuenneiden ravinteiden määrät olivat hieman suuremmat johdettaessa merilauhdevesiä lahdelle (kuva 9.12), mikä saattaa osittain johtua pienemmästä kasviplanktonbiomassasta ja merilauhdevesien lahtea huuhtovasta vaikutuksesta. Toinen syy voi myös olla kiihtynyt ravinteiden remineralisaatio joka johtuisi korkeimmista lämpötiloista. Mallinnustulosten mukaan ei kuitenkaan havaittu merkittäviä pitkäkestoisia vaikutuksia Lapinlahden lämpötilaan. Mittaustulosten mukaan vaikutukset olivat myös suhteellisen lyhytkestoisia.

Merilauhdevesien johtaminen lahdelle vaikutti lisäävän hieman pohjakasvillisuuden määrää, (kuva 9.13), mutta vaikutuksia hapen kulutuksessa ei mallinnustulosten pohjalta havaittu. Pohjakasvillisuuden määrä saattoi lisääntyä suoraan merilauhdevesien lämmittävän vaikutuksen ja ajoittain hieman suurempien ravinnepitoisuuksien johdosta. Lämpimämpi vesi kiihdyttää pohjakasvillisuuden kasvua suhteessa tilanteeseen jossa lahdelle ei johdeta merilauhdevesiä ja vesi on kauttaaltaan viileämpää. Happipitoisuuksissa lahdella ei havaittu merkittäviä poikkeamia, pitoisuuksien vaihdellessa mallinnusjakson aikana noin 10 ja 12.5 mg l⁻¹ välillä, mikä on alueelle ajankohtaan nähden normaalia.



Kuva 9.13. Lapinlahden mallinnetut hetkelliset pohjakasvillisuuden (kg) kokonaismäärät.

9.5 Yhteenveto

Merilauhdevesien pääasiallinen vaikutus Lapinlahdella oli veden vaihtuvuuden kasvu, jonka myötä kasviplanktonin määrää ilmaisevan a-klorofyllin määrät olivat lahdella hieman pienemmät verrattuna mallinnusskenaarioon jossa lahdelle ei johdeta merilauhdevesiä. Merilauhdevesien johtaminen lahdelle tosin kasvatti hieman pohjan kasvillisuuden määrää. Kasvaneen veden vaihtuvuuden myötä Lapinlahdelta kohdistui Seurasaarenselälle lämpöenergian kuormitusta, joka oli huomattavasti suurempi, kun mitä lahdelle johdettu kokonaisenergian määrä. Kasvanut veden vaihtuvuus kuljettaa lahdelta Seurasaarenselälle lämpöenergiaa joka on lähtöisin merilauhdevesistä ja jota veteen varastoituu auringon säteilystä. Lahdelta pois kulkeutuvan lämpöenergian mahdollisia ympäristövaikutuksia ei voida tämän tarkkailun pohjalta arvioida.

Yhteenvedo

Tarkkailualueen merialue on selvästi ihmistoiminnan vaikutuksen alaisena ja merialueen tila on tästä syystä luonnontilaisesta poikkeava, tämä pätee kokonaisuudessaan myös Suomenlahteen ja Itämereen (Raateoja ja Setälä 2016, HELCOM 2018). Suomenlahden osalta HELCOM:n arvioimista ekosysteemin osista ja ympäristöön kohdistuvista paineista mikään ei ole hyvässä tilassa (HELCOM 2018). Tarkkailualueen meriympäristön tilan ja veden laadun muutokset ovat monen tekijän summa ja mitä kauemmas rannikosta edetään sen suurempi ja suoraviivaisempi avomeren tilan vaikutus alueella on (Raateoja ja Kauppila 2018). Pääkaupunkiseudun edustalla maalta tulevan valuman vaikutus keskittyy suuremmille sisälähdille (Espoonlahti, Ryssjeholmsfjärden, Laajalahti/Seurasaarenselkä, Vanhankaupunginlahti/Kruunuvuorenselkä, Vartiokylänlahti) ja sisäsaaristoon.

Tarkkailualueen merkittävämät yksittäiset hyvin dokumentoidut kuormituslähteet ovat Viikimäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamot. Näiden laitosten pistekuormitus muodostaa Vantaanjoen ohella liki puolet alueen ravinnekuormituksesta. Ravinnekuormituksen määrä sekä puhdistamoilta että Vantaanjoesta on kytköksissä kokonaissademääriin. Tavanomaista vähäsateisempina vuonna 2018 puhdistamoiden kokonaisravinnekuormitus oli huomattavasti vuotta 2019 pienempi. Myös Vantaanjoen tuoma ravinnekuorma oli vuonna 2018 liki kaksi kertaa pienempi verrattuna vuoteen 2019. Lyhyemmällä aikavälillä Vantaanjoen kuormitus kohdistuu pääosin Vanhankaupunginlahdelle ja Kruunuvuorenselälle, jossa se huomattavasti heikentää alueen veden laatua. Jätevedenpuhdistamoiden välitön vaikutus keskittyy välisaariston ulkoreunalle, jossa välittömän vaikutusalueen voidaan arvioida olevan alle 1000 m purkutunnelin suulta. Jätevesikuormituksen välittömät vaikutukset huomataan veden hygieenisen laadun heikkenemisenä sekä kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuustilan muutoksena. Välillisten vaikutusten mittaaminen ja syy-seuraus suhteiden osoittaminen on ravinnekuormituksen osalta huomattavasti haastavampaa. Joitakin merkkejä vaikutuksista voidaan havaita, esim. puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä a- klorofyllin pitoisuus, silmälevien ja viherlevien määrät ja eläinplanktonin yksilömäärät ovat ympäröivää merialuetta suuremmat. Tämä viittaa ympäröivää aluetta rehevöityneempään tilaan. Suomenojan puhdistamon purkualueen lähistön pohjan yhteisön tila vaikuttaa olevan muuta vastaavaa saaristoaluetta heikompi ja sekä Suomenojan että Viikimäen puhdistamoiden purkualueiden vesikasvillisuudessa on havaittavissa lieviä merkkejä ympäröivää aluetta voimakkaammasta rehevöitymisestä. Pidemmällä aikavälillä tarkasteltuna puhdistettujen jätevesien ravinnekuormitus on vähentynyt huomattavasti ja välittömien vaikutusten merkitys on pienentynyt.

Ravinnekuormituksen ohella läjitystoiminta on toinen tarkkailualueella selvästi ympäristöä muuttava aktiviteetti. Läjityksen aiheuttama habitaattien peittyminen keskittyy kuitenkin rajatuille alueille läjitysalueiden sisäpuolelle, joskin sameusvaikutukset ja täten hienojakoisen sedimentin leviäminen ympäristöön on ilmeistä. Vasta käyttöön otetulla Koirasaarenluotojen läjitysalueella tavattiin vielä herkkänä pidettyä valkokatkaa ja Koirasaarenluotojen ympäristön pohjaeläinyhteisöt olivat tarkkailualueen monipuolisimpia. Pidempään käytössä olleilla läjitysalueilla pohjaeläinyhteisöt palautuvat viiveellä ja vaikutuksia (paljon pienikokoisia simpukoita, lajiköyhempi yhteisö ja pienemmät kokonaisyksilömäärät) nähdään jossain määrin läjitysalueiden ulkopuolellakin. Pohjaeläinyhteisöjen kunto paranee kuitenkin etäännyttäessä läjitysalueilta. Ulkosaariston pohjaeläinyhteisöissä on tapahtunut myös viimeisten vuosikymmenten aikana laajempia muutoksia.

Kokonaisyksilömäärät olivat aina 2000-luvun alkupuolelle saakka suhteellisen pieniä, jonka jälkeen liejuputkimatojen asettuminen yhteisöön on kasvattanut kokonaisyksilömääriä huomattavasti. Lajimäärät seuranta-asetilla ovat kuitenkin hieman laskeneet. Yhteisökoostumus on ajoittain hyvin yksipuolinen riippuen liejuputkimatojen ja liejusimpukoiden runsausvaihteluista. Heikentävä pohjaeliöyhteisöjen yleistila heikentää häiriintyneiden pohjien palautumiskykyä, mikä saattaa tulevaisuudessa korostaa läjitystoiminnan vaikutuksia pohjaeliöyhteisöjen tilaan.

Vesikasvillisuuden tila on tarkkailualueella heikentynyt etenkin tarkasteltaessa rakkohaurukasvustoja ulkosaaristossa sekä vesikasviyhteisöjä kuormitetuilla sisälahdilla. Rakkohaurua esiintyy tasaisesti väli- ja ulkosaariston alueella, mutta kasvustojen peittävyys on pieni ja rakkohauruyslöiden tila huono. Tarkasteltaessa rakkohaurukasvustojen tilan ohella punalevien esiintymistä, vesikasviyhteisöjen tila näyttyy hieman parempana. Tarkkailualueen yleisimmät vesikasvilajit olivat vuonna 2019 viherahdinparta, punahelmilevä, lettiruskolevä, rakkohauru sekä haarukalevä, joista viherahdinparran keskimääräinen peittävyys tutkimuslinjoilla oli yli 30 %. Lajimäärissä ei ole viime vuosien aikana tapahtunut merkittäviä muutoksia ja lajirikkaimmat alueet sijaitsivat välisaariston hieman suojaisemmissa paikoissa. Väli- ja ulkosaariston avoimet alueet ovat luonnostaan vähälajisempia suuren aaltoenergian määrän johdosta, kun taas sisälahtien tilanne on huono johtuen suuresta veden sameudesta, joka haittaa vesikasvien esiintymistä lahdilla. Vesikasviyhteisön tila ilmentää pääosin pidemmän aikavälin rehevöitymiskehitystä tarkkailualueella.

Laajemmassa mittakaavassa tarkasteltuna tarkkailualueen veden laatu sekä eliöyhteisöjen tila on pysynyt suhteellisen samana viimeiset 15-20 vuotta. Alueen tila on yleisesti ottaen heikentynyt ja luonnontilaisia kohteita ei enää muutamia yksittäisiä poikkeuksia lukuun ottamatta alueella esiinny. Rehevöityminen on laajin vesiympäristön tilaan vaikuttava ulkoinen paine ja paikallisesti läjitystoiminta sekä pienemmässä määrin voimalaitosten jäähdytysvedet vaikuttavat rannikkoalueen tilaan. Pääkaupunkiseudun rannoista suuri osa on rakennettua ja luonnolliset rantayhteisöt ovat täten tuhoutuneet. Voimakas maankäyttö ja suuri rakennettujen kovien pintojen osuus lisäävät aivan rannikon lähellä ihmistoiminnan vaikutuksia, mikä näkyy monien ranta-alueiden heikona tilana ja erittäin sameana vetenä. Vesialueilla myös alati kasvavalla pienveneliikenteellä on todennäköisesti merkittävä rooli rannikonläheisen ympäristön tilaa muokkaavana tekijänä.

Viitteet

Airola, S. ja Vahtera, E. 2016: Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokitus - Työkalu rannikkovesien laatuluokituksen laskentaan sekä laatuluokituksen vauhtelu 1970-luvulta nykypäivään. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 9: 34 + liitteet.

Alenius, P., Myrberg, K. ja Nekrasov, A. 1998: The physical oceanography of the Gulf of Finland: a review. *Boreal Environment Research* 3: 97-125.

Andersen, T., Saloranta, T. M. ja Tamminen, T. 2007: A statistical procedure for unsupervised classification of nutrient limitation bioassay experiments with natural phytoplankton communities. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 5: 111-118.

Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. ja Vuori, K.-M. 2012: Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012-2013 - päivitetyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus. 7: 144.

Aroviita, J., Mitikka, S. ja Vienonen, S. 2019: Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019: 114.

Berglund, J., Müren, U., Båmstedt, U. ja Andersson, A. 2007: Efficiency of a phytoplankton-based and a bacterial-based food web in a pelagic marine system. *Limnology and Oceanography* 52(1): 121-131.

Conley, D. J., Björck, S., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B. G., Hietanen, S., Kortekaas, M., Kuosa, H., Markus Meier, H. E., Müller-Karulis, B., Nordberg, K., Norkko, A., Nürnberg, G., Pitkänen, H., Rabalais, N. N., Rosenberg, R., Savchuk, O. P., Slomp, C. P., Voss, M., Wulff, F. ja Zillén, L. 2009: Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 43(10): 3412-3420.

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.

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.

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.

Havenhand, J. N., Filipsson, H. L., Niiranen, S., Troell, M., Crépin, A.-S., Jagers, S., Langlet, D., Matti, S., Turner, D., Winder, M., de Wit, P. ja Anderson, L. G. 2019: Ecological and functional consequences of coastal ocean acidification: Perspectives from the Baltic-Skagerrak System. *Ambio* 48(8): 831-854.

Heitto, A., Haikonen, A., Ilmarinen, K., Lindfors, A., Kiirikki, M., Oulasvirta, P. ja Vatanen, S. 2011: Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistö- ja kalataloustarkkailu vuona 2010. Kala- ja vesimonisteita nro 45, Kala- ja vesitutkimus Oy: 46.

Heitto, A. ja Vatanen, S. 2011: Helsingin Energian Hana- ja Salmisaaren voimalaitosten vesistövaikutusten tarkkailu vuonna 2010. Kala- ja vesimonisteita. 44: 22 + liitteet.

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

HELCOM 2018: State of the Baltic Sea - Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* 155.

Håkanson, L. ja Bryhn, A. C. 2008: Tools and Criteria for Sustainable Coastal Ecosystem Management - Examples from the Baltic Sea and Other Aquatic Systems. Berlin Heidelberg, Springer Verlag.

Hällfors, S. 2007: Annex 6: Potentially harmful phytoplankton species of the Baltic Sea. ICES, Report of the ICES-IOC-SCOR Working Group on GEOHAB Implementation in teh Baltic (WGGIB), 7-9 May 2007. S. Hällfors. Helsinki, Finland, ICES CM. 2007/BCC:05: 21-28.

Ilmarinen, K. ja Oulasvirta, P. 2008: Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston - Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 11/2008.

Ilus, E. 2009: Environmental effects of thermal and radioactive discharges from nuclear power plants in the boreal brackish-water conditions of the northern Baltic Sea. Department of

Biological and Environmental Sciences, Aquatic Sciences. Helsinki, University of Helsinki. PhD: 380.

Isaeus, M. 2004: Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Department of Botany. Stockholm, Stockholm University. PhD.

Isæus, M. ja Rygg, B. 2005: Wave exposure calculations for the Finnish coast.

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.

Jost, L. 2006: Entropy and Diversity. Oikos 113(2): 363-375.

Järvinen, M., Forström, L., Huttunen, M., Hällfors, S., Jokipii, R., Niemelä, M. ja Palomäki, A. 2011: Kasviplanktonin laskentamenetelmät <https://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BAC2A0126-44F3-4419-8590-F7A5B0100ACD%7D/29255>, Suomen Ympäristökeskus: 19.

Kajaste, I. 2004: Vartiokylänlahden tila - Vartiokylänlahden veden laatu vuosina 2000-2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. 4: 53.

Karppinen, P., Haikonen, A. ja Vatanen, S. 2011: Helsingin Energian Salmisaaren voimalaitosten jäähdytysvesien leviämiskartoitus. Kala- ja vesimonisteita. 66: 14 + 12 liitettä.

Keskitalo, J. ja Heitto, L. 1987: Overwintering of benthic vegetation outside the Olkiluoto nuclear power station, west coast of Finland. Annales Botanici Fennici 24(3): 231-243.

Kivi, K., Kaitala, S., Kuosa, H., Kuparinen, J., Leskinen, E., Lignell, R., Marcussen, B. ja Tamminen, T. 1993: Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. Limnology and Oceanography 38(5): 893-905.

Kowalczyk, P., Olszewski, J., Darecki, M. ja Kaczmarek, S. 2005: Empirical relationships between coloured dissolved organic matter (CDOM) absorption and apparent optical properties in Baltic Sea waters. International Journal of Remote Sensing 26(2): 345-370.

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.

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).

Lehtinen, S., Tamminen, T., Ptacnik, R. ja Andersen, T. 2017: Phytoplankton species richness, evenness, and production in relation to nutrient availability and imbalance. *Limnology and Oceanography* 62(4): 1393-1408.

Leinikki, J. ja Syväranta, J. 2012: Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston - Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2012. Alleco raportti n:o 8/2012, Alleco Oy 30.11.2012.

Liblik, T. ja Lips, U. 2011: Characteristics and variability of the vertical thermohaline structure in the Gulf of Finland in summer. *Boreal Environment Research* 16 (suppl. A): 73-83.

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.

Lindfors, A., Mykkänen, J. ja Meriläinen, T. 2019: Koirasaarenluotojen ja Lökkiluodon sameusmittaukset, Luode Consulting Oy. 12.9.2019.

Lips, I. ja Lips, U. 2017: The Importance of *Mesodinium rubrum* at Post-Spring Bloom Nutrient and Phytoplankton Dynamics in the Vertically Stratified Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 4(407).

Lips, I., Lips, U. ja Liblik, T. 2009: Consequences of coastal upwelling events on physical and chemical patterns in the central Gulf of Finland (Baltic Sea). *Continental Shelf Research* 29(15): 1836-1847.

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.

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.

Motwani, N. H., Duberg, J., Svedén, J. B. ja Gorokhova, E. 2018: Grazing on cyanobacteria and transfer of diazotrophic nitrogen to zooplankton in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 63(2): 672-686.

Oksanen, J., Blanchet, G. F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. ja Wagner, H. 2019: vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Paczkowska, J., Brugel, S., Rowe, O., Lefebvre, R., Brutemark, A. ja Andersson, A. 2020: Response of Coastal Phytoplankton to High Inflows of Terrestrial Matter. *Frontiers in Marine Science* 7.

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.

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. 2019: R Core Team (2019) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-139. Available at <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

Raateoja, M. ja Kauppila, P. 2018: Interaction between the land and the sea: sources and patterns of nutrients in the scattered coastal zone of a eutrophied sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 191(1): 24.

Raateoja, M. ja Setälä, O. 2016: The Gulf of Finland assessment.

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

Ruuskanen, A. 2017: Velvoitetarkkailujen vesikasvillisuustutkimuksia vuosina 1921–2014: vesikasvillisuuden muutokset veden tilan muutosten kuvaajina Uudenmaan rannikkovesillä.

Saarnio, S.-P. 1998: Helsingin itäisen merialueen kalliorantojen uposkasvillisuus vuonna 1997: vertailu vuosiin 1984, 1988 ja 1993, Helsingin kaupunki.

Seppälä, J. 2009: Fluorescence properties of Baltic Sea phytoplankton. Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences. Helsinki, University of Helsinki. PhD.

Simis, S. G. H., Ylöstalo, P., Kallio, K. Y., Spilling, K. ja Kutser, T. 2017: Contrasting seasonality in optical-biogeochemical properties of the Baltic Sea. *PLoS ONE* 12(4): e0173357.

Snoeijs, P. J. M. 1989: Effects of Increasing Water Temperatures and Flow Rates on Epilithic Fauna in a Cooling-Water Discharge Basin. *Journal of Applied Ecology* 26(3): 935-956.

Soetaert, K., Hofmann, A. F., Middelburg, J. J., Meysman, F. J. ja Greenwood, J. 2007: Reprint of "The effect of biogeochemical processes on pH". *Marine Chemistry* 106(1-2): 380-401.

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.

Suikkanen, S., Lehtinen, S. ja Hällfors, H. 2019: Uudenmaan rannikon kasviplanktonyhteisön koostumus ja muutokset 2010-2017. Raportteja, Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 52: 50.

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.

Syväranta, J. ja Leinikki, J. 2014: Litoraalin kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2014. Alleco Oy raportti n:o 11/2014, Alleco Oy 19.12.2014.

Syväranta, J. ja Leinikki, J. 2018: Vuosaaren sataman syventämishankkeeseen liittyvä vesikasvillisuustarkkailu, Alleco Oy. 20/2018. Alleco Oy 21.12.2018.

Syväranta, J., Leinikki, J. ja Saarman, P. 2019: Litoraalin kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2019. Alleco Oy raportti n:o 25/2019. Alleco Oy 9.12.2019.

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. 2019: 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.

Vaalgamaa, S. 2004: The effect of urbanisation on Laajalahti Bay, Helsinki City, as reflected by sediment geochemistry. Marine Pollution Bulletin 48: 650-662.

Vahtera, E. 2019: Pääkaupunkiseudun rannikkovesien laatu - Ilmastonmuutoksen ja ravinnekuormituksen vaikutukset 1970-luvulta nykypäivään. Helsingin kaupunkiympäristön julkaisuja 2019:6: 26.

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. ja Muurinen, J. 2018: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2016-2017. Kaupunkiympäristön julkaisuja 21. Helsinki: 145 + liitteet.

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, I., Hyytiäinen, U.-M., Pekuri, S., Saarnio, S.-P. ja Toppinen, H. 2002: Rantavyöhykkeen upokasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1998-99. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. 4: 48 + liitteet.

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

Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G. ja Rinaldi, A. 1998: Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrics* 9: 329-357.

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.

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.

Liitteet

- Liite 1. Raportti - Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoistohäiriö – Arvioidut potentiaaliset ympäristövaikutukset merialueen rehevöitymiseen. Emil Vahtera 6.11.2018.
- Liite 2. Raportti – Suomenojan puhdistamon lietevuoto – Vaikutukset meriveden laatuun Ryssjeholmsfjärdin ympäristössä. Emil Vahtera 15.11.2019
- Liite 3. Vesimuodostumakohtaiset pintaveden (0-0.5 m) ja pohjanläheisen veden (pohja +1m) lämpötilan, suolaisuuden, kokonaistypen, kokonaisfosforin, liukoisen epäorgaanisen typen, liukoisen fosfaatin, veden sameuden, pinta ja pohjanläheisen veden tiheyseron viimeisen 20-vuoden (1998-2017) havainnot, näiden havaintojen kuukausikohtainen keskiarvo ja 95% luottamusväli sekä vesimuodostuman alueella vuosina 2018 ja 2019 tehtyjen havaintojen keskiarvo ja 95% luottamusväli.
- Liite 4. Pohjaeläintulokset havaintopaikoittain vuonna 2018 ja 2019. Taulukossa taksoni, yksilölukumäärä ja paino. Likaantumista/orgaanista kuormitusta ilmentävät pohjaeläinlajit on merkitty punaisella ja likaantumista/orgaanista kuormitusta karttavat, eli puhtaampia oloja ilmentävät, vihreällä.
- Liite 5. Raportti – Syväranta, J., Leinikki, J. ja Saarman, P. 2019: Litoraalin kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2019. Alleco Raportti N:O 25/2019.
- Liite 6. Mallinnettu pintaveden lämpötila ajanjaksolla 26.4.2018 15:00 – 27.4.2018 3:00 kahdelle eri määritellylle mallinnusskenaariolle ilman merilauhdevesikuormitusta (vasen sarake) ja merilauhdevesikuormituksella (oikea sarake).
- Liite 7. Lapinlahden mallinnettu lämpötila ajanjaksolla 26.4.2018 15:00 – 27.4.2018 3:00 lahden keskeltä menevällä poikkileikkauksella kahdelle eri määritellylle mallinnusskenaariolle ilman merilauhdevesikuormitusta (vasen sarake) ja merilauhdevesikuormituksella (oikea sarake).

Liite 1

Viikinmäen jäteveden- puhdistamon typen- poistohäiriö

Arvioidut potentiaaliset ympäristövaikutukset merialueen rehevöitymiseen

Emil Vahtera 6.11.2018

Sisällys

Tiivistelmä.....	3
1 Johdanto	4
2 Aineisto ja menetelmät.....	5
2.1 Kuormitus- ja seuranta-aineiston kuvaus	5
2.2 Laskennallisen biomassalisäyksen teoreettinen tausta, epävarmuustekijät ja biomassalisän laskenta	6
3 Tulokset ja tulkinta	8
3.1 Typpikuormitus	8
3.2 Meriveden liukoisen typen ja a-klorofyllin pitoisuudet	9
3.3. Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus.....	12
3.4 Typpikuormituksen laskennallinen vaikutus a-klorofyllipitoisuuksiin puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisena olevalla alueella	14
4. Viitteet	17

Tiivistelmä

Kesällä 2018 Viikinmäen jätevedenpuhdistamon biologinen typenpoisto lakkasi toimimasta noin kolmen viikon ajaksi. Typenpoiston häiriön johdosta mereen johdettiin normaalista poikkeava, suuria typpiravinteiden määriä puhdistettujen jätevesien mukana. Puhdistamon vuoden 2018 kolmannen vuosineljänneksen typpikuorma oli noin viisinkertainen verrattuna vuoteen 2017. Suuri typpikuorma näytti aiheuttavan liukoisen typen pitoisuuksien kasvun jopa 4 km etäisyydellä puhdistettujen jätevesien purkualueesta. Koska alueen kasviplanktonyhteisö on pääosin typpiravinteiden rajoittamaa, voitiin olettaa, että suurempi typpikuorma saattaisi johtaa kasviplanktonbiomassan kasvuun. Oletettua biomassan kasvua ei kuitenkaan voitu todentaa mittauksin, mikä todennäköisesti johtui merivirtojen aiheuttamasta kasviplanktonbiomassan kulkeutumisesta pois alueelta ja mahdollisesti päästön aikaan merialueella vallinneesta laajasta tyypeä sitovien sinilevien kukinnasta mikä näytti lieventävän kasviplanktonyhteisön typen rajoittuneisuutta. Mittaukset päästön aikana viittasivat kasvaneen typpikuorman vaikuttaneen kasviplanktonin kasvun typpirajoittuneisuuden hellittämiseen. Typpirajoittuneisuus on normaaleilla kuormitustasoilla alueella yleistä. Toisaalta, ennen typpipäästöä lännempänä päästöalueesta havaittiin mahdollisesti tyypeä sitovien sinilevien runsaudesta johtuen tyypillisen kasviplanktonyhteisön typpirajoittuneisuuden hellittämistä. Laskennallisesti arvioitiin, että poikkeuksellisen suuri typpikuorma aiheutti suurimmillaan noin $0.68 \mu\text{g l}^{-1} \text{d}^{-1}$ päiväkohtaisen a-klorofyllipitoisuuden kasvun alueella, kun se normaalikuormitustilanteessa olisi noin $0.046 \mu\text{g l}^{-1} \text{d}^{-1}$. Tarkastelujakson aikaisen kumulatiivisen a-klorofyllin kertymisen alueelle, ottamatta huomioon kulkeutumista ja luonnollista hävikkiä, olisi vuonna 2018 tuottanut alueelle noin $9.37 \mu\text{g l}^{-1}$ a-klorofyllipitoisuuden. Vastaava pitoisuus vuoden 2017 kuormitustasolla olisi ollut noin $2.02 \mu\text{g l}^{-1}$. Havaittu a-klorofyllin pitoisuus alueella vuonna 2018 oli noin $6.5 \mu\text{g l}^{-1}$. Typenpoistohäiriön johdosta liukoisen typen pitoisuudet kasvoivat alueella jopa usean kilometrin päässä puhdistettujen jätevesien purkupaikasta. Kasviplanktonbiomassan pitoisuus merivedessä on saattanut kasvaa alueella noin viisinkertaisesti, mutta pitoisuuden kasvua ei voitu todentaa mittauksin johtuen merivirtojen aiheuttamasta kasviplanktonbiomassan kulkeutumisesta pois alueelta ja samaan aikaan esiintyneistä runsaista tyypeä sitovien sinilevien esiintymistä. Laskennalliset arviot ovat herkkiä laskennassa käytetyille parametrien arvojen valinnoille ja laskennalliseen arvioon tulee täten suhtautua varauksella.

1 Johdanto

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on pohjoismaiden suurin jätevedenpuhdistamo jossa, käsitellään yhteensä noin 800 000 asukkaan jätevedet. Jätevedenpuhdistamoa käyttää ja hallinnoin Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut -kuntayhtymä (HSY). Puhdistamon kokonaisvirtaama vuorokaudessa on noin 270 000 m³, ja jätevettä puhdistetaan vuodessa keskimäärin 100 miljoonaa m³ (Graan ym. 2018). Puhdistetut jätevedet johdetaan kalliotunnelissa kahdeksan kilometrin päähän Helsingin eteläkärjestä Katajaluodon edustalle noin 20 metrin syvyyteen. Puhdistamolle tulevasta jätevedestä noin 85 % on yhdyskuntajätevesiä ja 15 % teollisuusjätevesiä.

Viikinmäen puhdistamon puhdistusprosessi perustuu aktiivilietemenetelmään ja se sisältää kolme vaihetta: mekaanisen, biologisen ja kemiallisen puhdistuksen. Typen biologinen puhdistus perustuu nitrifikaatio-denitrifikaatio periaatteeseen jossa laitoksella ylläpidettävä mikrobiyhteisö ensin nitrifioi jätevedessä esiintyvän ammonium-typen jonka jälkeen denitrifikaatiomikrobit muuntavat nitrifikaatioprosessissa muodostetun nitraatin typpikaasuksi. Typenpoistoa on tehostettu Viikinmäen puhdistamolla vielä biologisella suodattimella, joka perustuu denitrifikaatiobakteerien toimintaan. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla jätevedestä poistetaan kiinteät ja happea kuluttavat aineet sekä fosfori (P) 95-prosenttisesti ja typpi (N) 90-prosenttisesti.

Vesistöön johdettava kuormitus on kokonaisuudessaan Viikinmäen puhdistamon merkittävin ympäristöindikaattori. Normaalitilanteissa keskimääräinen päivittäinen typpikuorma mereen on viimeisen 2 vuoden aikana ollut noin 1200 kg typpeä vuorokaudessa, josta arviolta noin 45 % on liukoissa levillä käyttökelpoisessa muodossa joko nitraattina (NO₃⁻) tai ammoniumina (NH₄⁺).

Kesällä 2018 toistaiseksi tuntemattomasta syystä typen biologinen puhdistusprosessi lakkasi toimimasta, kun biologisen puhdistuksen nitrifikaatiomikrobien toiminta estyi. Nitrifikaatioprosessin lakkaaminen johti denitrifikaation hiipumiseen (saatavilla olevan nitraatin määrä laski niin alhaiseksi, että denitrifikaatio ei enää toimi tehokkaasti), jolloin jätevesien mukana mereen kulkeutui suuri määrä ammoniumtyppeä. Arvioitu kokonaiskuormitus häiriön aikana (23.7. – 13.8.2018) oli noin 96 tonnia typpeä. 93% kokonaistyyppikuormasta oli liukoissa muodossa, josta noin 84% oli ammoniumtyppinä.

Tässä raportissa tarkastellaan typenpoistohäiriön potentiaalisia ympäristövaikutuksia vastaanotavan merialueen rehevöitymisen kannalta. Aineistona käytetään HSY:n toimittamia kuormitustietoja ja pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa kerättyä aineistoa. Lisäksi vaikutuksia merialueen rehevöitymiseen arvioidaan teoreettisilla laskelmilla.

Levätuotannon tiedetään olevan Suomenlahdella pääosin typpiravinteiden rajoittamaa silloin kun valo ei rajoita kasvua (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016). Poikkeuksen typpirajoituneisuuteen muodostavat typpeä sitovat sinilevät. Biomassan muodostumista tietyllä alueella rajoittaa laidunnus ja muut hävikkiä aiheuttavat tekijät kuten kulkeutuminen ja tuottavasta kerroksesta vajoaminen ja luonnollinen solujen kuoleminen. Typenpoistohäiriön aiheuttama rehevöitymisvaikutus aiheutuu pääosin typpiravinteiden kuormasta. Fosforia on levätuotannon tarpeisiin nähden alueella yleensä saatavilla, eikä mahdollista fosforin lisän vaikutusta ole arvioissa huomioitu.

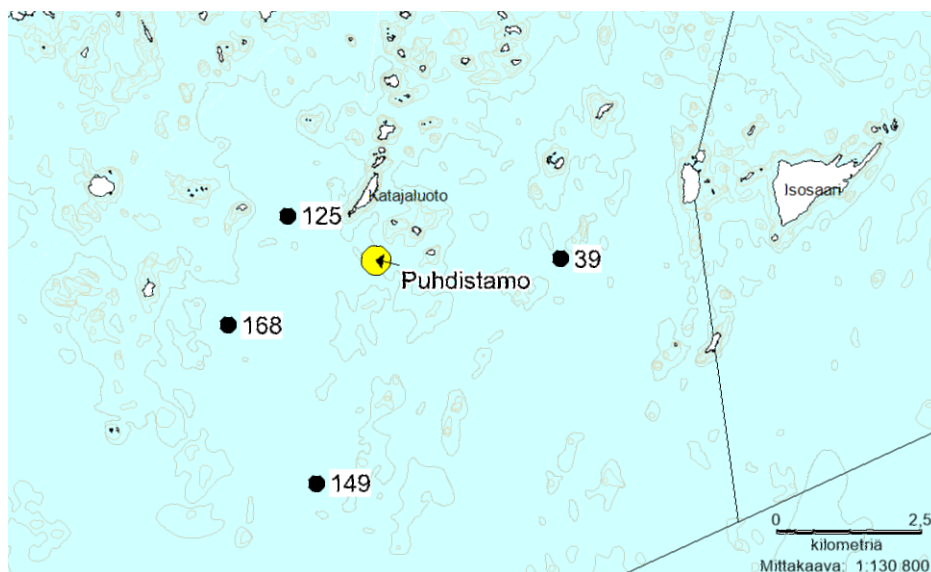
2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Kuormitus- ja seuranta-aineiston kuvaus

Ympäristövaikutuksen arvioinnissa käytettiin HSY:n toimittamia kuormitustietoja vuosille 2017 ja 2018. HSY mittaa tulevien ja laitokselta poistuvien puhdistettujen jätevesien ravinnepitoisuuksia ja virtaamia, joiden perusteella lasketaan ravinteiden päivittäiset kokonaiskuormat. Vuoden 2017 kuormitustietoja käytettiin arvioimaan normaalitilanteen kuormituksen vaihtelua, jota vasten vuoden 2018 aikana tapahtuneen typenpoistohäiriön vaikutuksia voidaan verrata.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon purkuputken lähistöllä sijaitsee neljä näyteasemaa (kuva 1), joista lähin (asema 125) sijaitsee purkupaikasta länsiluoteeseen noin 1.6 km päässä. Kaikilta neljältä asemalta haettiin näytteet typenpoistohäiriön aikana. Rehevöitymisvaikutusten arviointia varten käytettiin kuormitustietojen liukoisen typen jakeita (nitraatti- ja ammoniumtyppi) jotka ovat mitattu biologisesti käsitellystä puhdistetusta jätevedestä. Liukoisten jakeiden pitoisuuksien pohjalta laskettua typpikuormitusta käytettiin arvioimaan suuremman typpikuormituksen vaikutusta kasviplanktonbiomassaan vastaanottavalla merialueella. Arviossa oletetaan typpikuorman liukoisten jakeiden olevan suoraan kasviplanktonbiomassan käytettävissä puhdistettujen jätevesien purkupaikan merialueella.

Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun puitteissa analysoidaan kuukausittain merialueelta otetuista näytteistä meriveden laatuparametreja, mukaan lukien liukoiset ja kokonaisravinteet, kasviplanktonbiomassa a-klorofyllinä sekä kasviplanktonbiomassan perustuotantokapasiteetti. Tarkkailun puitteissa kerätään myös kasviplanktonnäytteitä mikroskooppianalyysjä varten, mutta mikroskooppitulokset eivät olleet käytössä tätä raporttia tehdessä.



Kuva 1. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun fysikaalis-kemiallisen seurannan vesinäyteasemat Viikinmäen jätevedenpuhdistamon purkutunnelin lähistöllä.

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa toteutetaan joka kolmas vuosi kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden tilaa selvittäviä kokeita. Kokeet toteutettiin vuoden

2018 aikana kolmeen otteeseen sekä Katajaluodon että Knaperskärin ympäristöissä, jonne alueen puhdistamoiden puhdistetut jätevedet johdetaan. Yksi koe toteutettiin Katajaluodon purkutunnelin ympäristössä Viikinmäen typenpoistohäiriön aikaan. Kokeiden tuloksia käytetään arvioimaan suuremman typpikuorman vaikutusta kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen.

Kokeiden toteutus on kuvattu tarkemmin julkaisuissa Tamminen ja Andersen (2007) ja Vahtera ym. (2016). Ravinnerajoittuneisuuden määrittämistä varten näytevevettä kerättiin kolmelta näytepisteeltä etäännyvällä etäisyydellä purkutunnelin päästä. Lähin piste sijaitsee aivan purkutunnelin kohdalla, seuraava luoteeseen noin 100 m päässä tunnelin suusta ja viimeinen näyteasema luoteeseen noin 200 m päässä purkutunnelin suulta. Vettä kerättiin kokoomanäytteenä kaksi kertaa näkösyvyyttä (näkösyvyys oli noin 3 m typenpoistohäiriötä vastaavana ajankohtana) vastaavalta syvyydeltä. Vesi kuljetettiin laboratorioon, jossa se jaettiin osanäytteiksi, joihin laboratoriossa lisättiin joko typpeä tai fosforia tai sekä typpeä että fosforia. Kasviplanktonbiomassan kasvua seurattiin kolmen päivän ajan. Kokeiden tulosten pohjalta kasviplanktonyhteisö voidaan luokitella yhteen seitsemästä ravinnerajoittuneisuuden luokasta, riippuen havaituista biomassavasteista eri ravinnelisiäyksiköissä.

2.2 Laskennallisen biomassalisäyksen teoreettinen tausta, epävarmuustekijät ja biomassalisän laskenta

Suuremman hetkellisen typpikuorman aiheuttama kasviplanktonbiomassan teoreettinen kasvu arvioitiin laskennallisesti kirjallisuuteen pohjautuvan tiedon perustella. Arviossa ei otettu huomioon laidunnuksesta tai solujen kuolemista aiheutuvaa hävikkiä tai ravinnepilpailua muiden osmotrofisten organismien kanssa. Arvio ravinnerajoituksen vaikutuksesta kasviplanktonbiomassaan on tehty kahdella eri tavalla. Ensimmäinen, suoraviivainen tapa on laskea mereen lasketun typpiravinteiden tuottama kokonaisleväbiomassan teoreettinen määrä, ottamatta huomioon miten puhdistetut jätevedet mahdollisesta sekoittuvat ympäröivään meriveteen ja ottamatta huomioon vaikutusalueen laajuutta. Tällä tavalla tehtynä, arviossa on oletettu 100 % typpikuormasta päätyvän kasviplanktonbiomassan muodostukseen. Arvioksi saadaan tällöin muodostuneen a-klorofyllin kokonaismäärä. Toinen tapa arvioida biomassalisä pyrkii huomioimaan puhdistettujen jätevesien sekoittumisen ympäröivään meriveteen sekä mahdollisen vaikutusalueen laajuuden, jolloin pystytään arviomaan päiväkohtainen a-klorofyllin pitoisuuden muutos, johtuen kasvaneesta typpikuormasta tietyn alueen sisällä. Sekoittuminen ympäröivään meriveteen on arvioitu kiinteän laimentumiskertoimen avulla, joka on arvioitu perustuen mittauksiin sekä aiempiin mallinnustutkimuksiin. Arvio kasviplanktonbiomassan kasvusta on teoreettinen maksimaalinen biomassan kertymisen arvio laskennassa käytettyjen parametrien puitteissa.

Arviot laskettiin vuosien 2017 ja 2018 typen kuormitusmäärille yksinkertaisena kokonaisbiomassan (kilogrammaa a-klorofylliä) maksimaalisena lisänä jonka ajankohdan typpikuorma teoreettisesti pystyisi tuottamaan, sekä vaikutuksen alaisena olevan alueen a-klorofyllin pitoisuuksien ($\mu\text{g l}^{-1}$) integroituna kasvuna purkualueella ympäröivällä merialueella.

Vaikutusalueen laajuus on arvioitu mallinnustutkimusten ja mittaustulosten perusteella. Keskimääräisen suoran vaikutusalueen laajuus on arvioitu olevan säteeltään noin 2000 m (taulukko 1). Todellisuudessa vaikutusalueen laajuus vaihtelee tuuliolojen ja pintavirtausten myötä. Kokonaisbiomassan maksimaalinen lisä (kg a-klorofylliä) antaa arvion typpipäästön kokonaisvaikutuksesta leväbiomassaan verrattuna normaaleihin kuormitustasoihin. Siitä on vaikea arvioida päästön varsinaisia ympäristövaikutuksia, koska tälle arviolle ei ole kokonaisleväbiomassan havaintoja seuranta-aineistoissa. Tästä johtuen pyrittiin myös siis tuottamaan arvio a-klorofyllin pitoi-

suuksien kasvusta vaikutuksen alaisena olevalla merialueella, jolloin päästön vaikutusten suuruusluokkaa ympäristön tilaan on mahdollista arvioida vertaamalla arvoja havaittuihin a-klorofyllipitoisuuksiin alueella.

Merialueen kasviplanktonbiomassan tiedetään olevan kesäaikaan pääosin typpiravinteiden rajoittamaa (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016). Poikkeuksena ovat ilmakehästä veteen liukenevaa typpi-kaasua biologisesti käyttökelpoiseen muotoon sitovat syanobakteerit, joiden biomassan kasvua rajoittaa ravinteiden osalta osittain fosforin saatavuus (Kangro ym. 2007). Sinilevät kasvavat tyypillisesti hyvin hitaasti, ja kasvu tukeutuu suurelta osin ennen kukintakautta kertyneisiin solun sisäisiin fosforin varantoihin (Larsson ym. 2001, Vahtera ym. 2007), mistä syystä arvioissa ei ole otettu huomioon mahdollista sinilevien biomassan kasvua.

Tavanomaista suuremman typpikuorman aiheuttama pääravinteiden (typpi ja fosfori) suhteiden muutokset merivedessä saattavat johtaa kasviplanktoniyhteisön koostumuksen muutoksiin, mutta vasteet riippuvat alkutilanteen kasviplanktoniyhteisön koostumuksesta (Kangro ym. 2007, Lehtinen ym. 2017). Tässä raportissa esitetyt arviot eivät ota huomioon mahdollisia pidemmän aikavälin kerrannaisvaikutuksia, jotka mahdollisesti syntyvät suuremman typpikuorman aiheuttamasta potentiaalisesta kasviplanktoniyhteisön koostumuksen muutoksista ja alkutilanteen kasviplanktoniyhteisön koostumuksesta. Arvioissa ei ole myöskään huomioitu mahdollisesti denitrifikaation myötä poistuvan nitraatin määrää.

Typpikuorman oletetaan leviävän heti puhdistettujen jätevesien vaikutuksena olevan merialueen nk. tuottavaan pintakerrokseen. Tuottavan pintakerroksen paksuus on ajankohtana arvioitu olevan noin 7 m syvä (merialueen seurannan mittaustulokset, Helsingin kaupunki). Puhdistetut jätevedet sekoittuvat ympäröivään meriveteen noustessaan merenpohjassa olevasta purkaukosta pintaan. Samalla puhdistettujen jätevesien ravinnepitoisuudet laimenevat voimakkaasti. Mallinustutkimusten pohjalta on arvioitu, että mereen purettavien puhdistettujen jätevesien ravinteiden määrät laimenevat noin 100 kertaisesti pintaan noustessaan (Viitasalo ym. 2012). Suolapitoisuuksien mittausten perusteella on arvioitu, että purkualueen lähiympäristössä noin 5% pintavedestä muodostuu puhdistetuista jätevesistä. Laskennallisessa a-klorofyllin pitoisuuksia koskevassa arvioissa oletettiin, että noin 5% päivittäisestä ravinnekuormasta saavuttaa tuottavan pintakerroksen ja tukee lisätuotantoa alueella (taulukko 1, laimentumiskerroin). Loput ravinnekuormasta joko kulkeutuu alueelta pois virtausten mukana ja edelleen sekoittuu ympäröivään meriveteen tai poistuu merivedestä denitrifikaation tai pohjan sedimenttiin hautautumisen kautta. Käytetty laimentumiskerroin arvio täten myös epäsuorasti muita typpikuorman hävikkiin vaikuttavia tekijöitä.

Kasviplanktonisolujen oletettiin ottavan ravinteet heti soluihinsa ja käyttävän ne biomassan ja a-klorofyllin muodostamiseen. Biomassan ja a-klorofyllin muodostamisen arvioissa käytetään kirjallisuudessa julkaistuja kasviplanktonin solujen hiilen ja typen- (C:N) ja a-klorofyllin ja hiilen- (Chla:C) suhteita. Kasviplanktonisolujen C:N -suhde vaihtelee populaation kasvunopeuden, valon määrän ja ravinteiden saatavuuden mukaan. Kun kasviplanktonin kasvunopeudet ovat hitaita, vastaavat kasviplanktonisolujen ravinnesuhteet yleensä ravinnelisyysten ravinnesuhteita. Kun kasvunopeus kasvaa, kaventuu C:N -suhteen vaihtelu (Klausmeier ym. 2004). Maksimaalisilla kasvunopeuksilla C:N -suhde on samankaltainen eri kasviplanktonilajeilla, noin 6:1 (paino:paino-suhde), suhteen vaihdellessa kuitenkin noin 2.5:1 ja 14.5 välillä (Geider ja La Roche 2002).

Typenpoiston häiriötilanteessa kasviplanktonin solujen oletettiin kasvavan eksponentiaalisesti, ja arvioissa sovellettiin täten C:N- suhdetta 6:1, minkä on todettu olevan yleisin nopeasti kasvavien kasviplanktonisolujen C:N –suhde (Geider ja La Roche 2002).

Kasviplanktonsolujen a-klorofyllin määrä vaihtelee valon määrän ja solujen sisäisten ravinnetsojen mukaan, eri kasviplanktonlajeilla on myös eri vaihteluvälit Chla:C –suhteelle. Valon määrän vähetessä kasviplankton tuottaa enemmän a-klorofylliä valon saannin takaamiseksi, jolloin heikossa valaistuksessa solujen Chla:C –suhde kasvaa. Valon määrän kasvaessa suhde vastaavasti pienenee. Ravinteiden rajoittaessa solun metaboliaa, Chla:C –suhde myös pienenee, kun soluilla ei ole tarpeeksi ravinteita syntetisoida a-klorofylliä.

Julkaistut arvot Chla:C –suhteelle vaihtelevat noin 0.01 ja 0.1 välillä (Cloern ym. 1995), keskimääräisen Chla:C –suhteen ollessa noin 0.02. Muunnokset kasviplanktonin hiilibiomassasta a-klorofyllin määräksi tehtiin käyttäen Chla:C suhteen vaihteluväliä 0.01-0.1, olettaen että keskimääräinen suhde 0.02 on yleisin esiintyvä suhdeluku.

Arvio kasviplanktonin biomassalisästä tulee tulkita maksimaalisena biomassan kertymisenä, jota lisääntynyt typpikuorma pystyy ylläpitämään tietyn kokoisen vaikutusalueen sisällä. Ottaen huomioon epäsuorasti, laimentumiskertoimen kautta, biologisten prosessien kautta tapahtuvaa kasviplanktonin hävikkiä ja laimentumista ympäröivän merialueen kanssa.

Biomassalisä laskettiin päiväkohtaisen kuorman tuottamana päiväkohtaisena a-klorofyllipitoisuutena sekä integroituna a-klorofyllin pitoisuutena noin kolmen kuukauden jaksolle heinäkuun alusta syyskuun loppuun vaikutuksen alaisena olevalle alueelle käyttäen taulukossa 1 esitettyjä C:N- ja Chla:C suhteita.

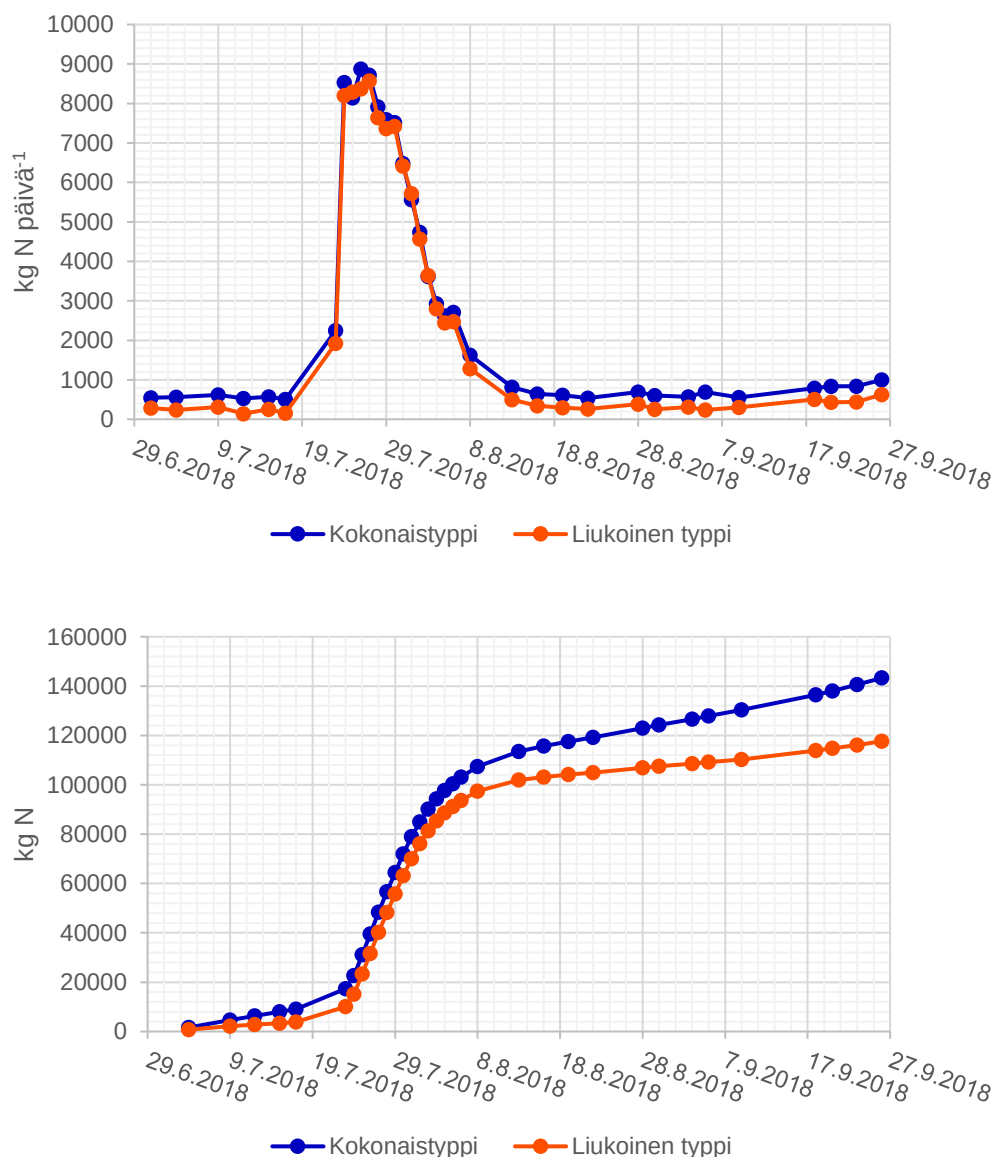
Taulukko 1. Biomassalisäarvio laskennassa käytetyt vakiot.

Muuttuja	Arvot	Viite
Kasviplankton C:N (painosuhte)	2,6; 6,0; 14,6	Geider ja La Roche 2002
Kasviplankton Chla:C (painosuhte)	0,01; 0,02; 0,1	Cloern ym. 1995
Tuottavan kerroksen paksuus (m)	7	Helsingin kaupunki, seuranta-aineisto
Vaikutusalueen säde (m)	2000	Viitasalo ym. 2012, Lindfors ym. 2015
Laimentumiskerroin	0,05	Viitasalo ym. 2012, Helsingin kaupunki, seuranta-aineisto

3 Tulokset ja tulkinta

3.1 Typpikuormitus

Typen poistoteho Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla laski normaalitilanteen noin 95%:sta noin 10%:iin typenpoiston häiriötilanteen johdosta. Puhdistettujen jätevesien kokonaistypen pitoisuudet kasvoivat noin 3 mg l⁻¹:sta yli 40 mg l⁻¹:ssa. Leville käyttökelpoisen liukoisen typen osuus oli typenpoistohäiriön aikana liki 100%, kun se normaalitilanteessa on noin 50%. Päiväkohtainen kuorma oli suurimmillaan heinäkuun lopussa, noin 8 500 kg liukoista typpeä päivässä ja kumulatiivinen liukoisen typen kuorman määrä kolmen kuukauden ajanjakson aikana oli noin 120 000 kg (kuva 2), kun se vuonna 2017 saman ajanjakson aikana oli noin 25 000 kg.

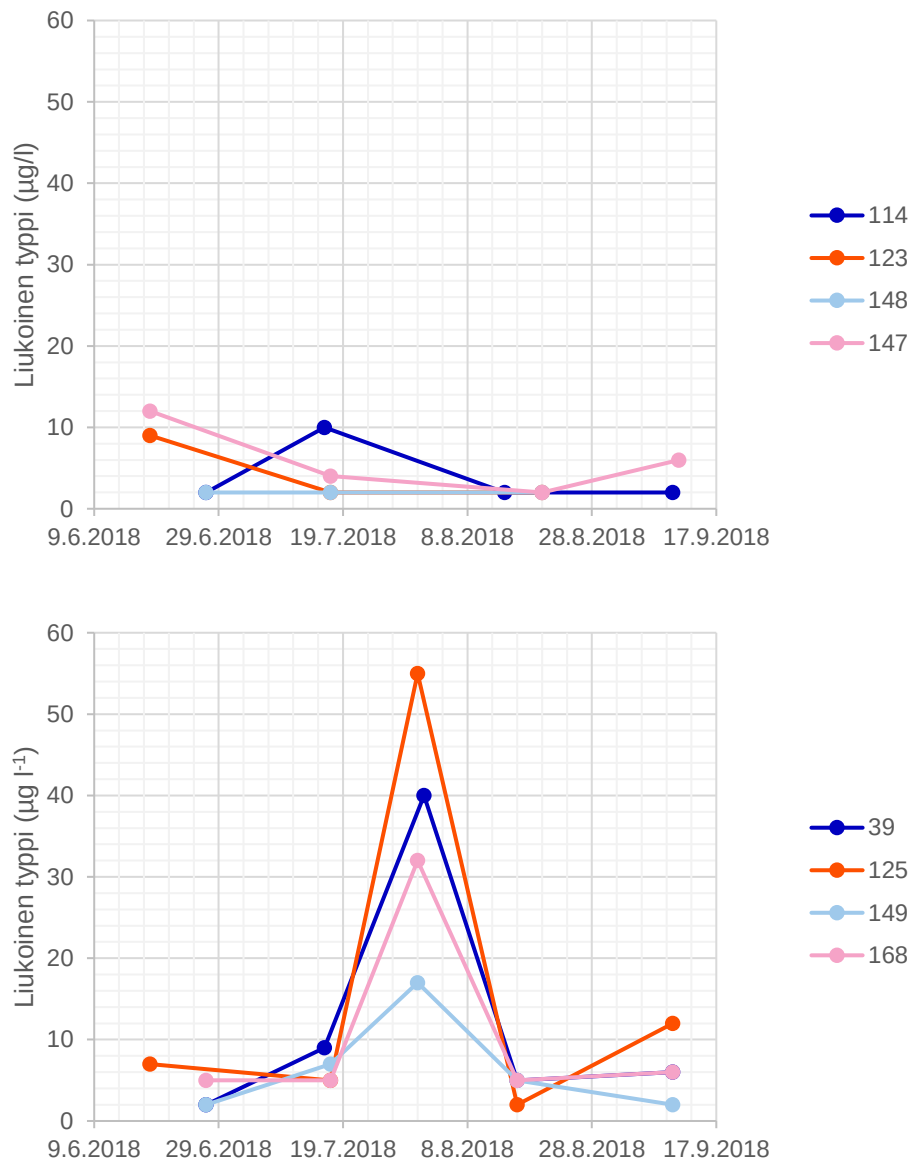


Kuva 2. Päiväkohtainen ja kumulatiivinen kokonaistypen ja liukoisen typen kuormitus mereen vuonna 2018 typenpoistohäiriön aikana.

3.2 Meriveden liukoisen typen ja a-klorofyllin pitoisuudet

Meriveden liukoisen typen pitoisuudet ovat alueella tyypillisesti kesäaikaan lähellä analyttistä määrittämissrajaa tai sen alla¹. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa kerättyjen näytteiden perusteella etäällä puhdistettujen jätevesien purkupaikasta sijaitsevilla näyteasemilla liukoisen typen pitoisuudet olivat pintavedessä alle 10 µg l⁻¹ päästöä edeltävänä ja sen jälkeisellä jaksolla (kuva 3). Näytteitä ei haettu etäämmällä Viikinmäen purkutunnelin sijainnista olevilta asemilta päästön aikana. Purkupaikan lähistöllä sijaitsevilla asemilla liukoisen typen pitoisuudet olivat selvästi koholla, ollen noin 2 - 5 kertaiset normaalitasoon verrattuna päästön aikana. Häiriön lakattua pitoisuudet laskivat normaalille tasolle alle 10 µg l⁻¹:ssa.

¹ <https://www.hel.fi/static/ymk/merialueen-seuranta/viimeisin-neljannesvuosisiraportti.pdf>

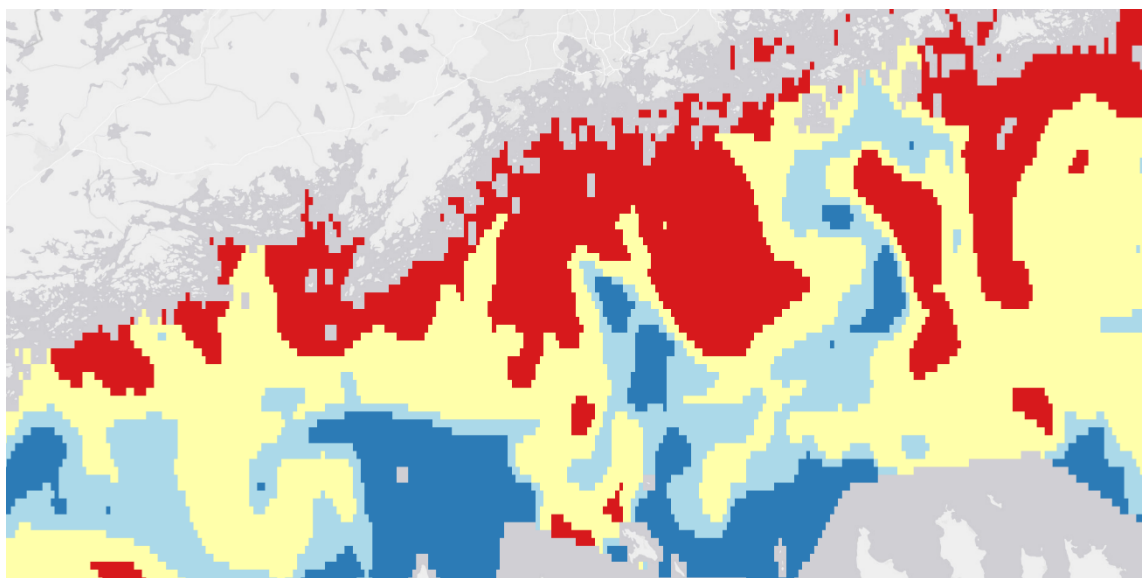


Kuva 3. Typenpoistohäiriön aikaiset pintaveden liukoisen typen pitoisuudet pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun näyteasemilla etäällä purkupaikasta (114, 123, 148, 147) ja sen lähistöllä (39, 125, 149, 168).

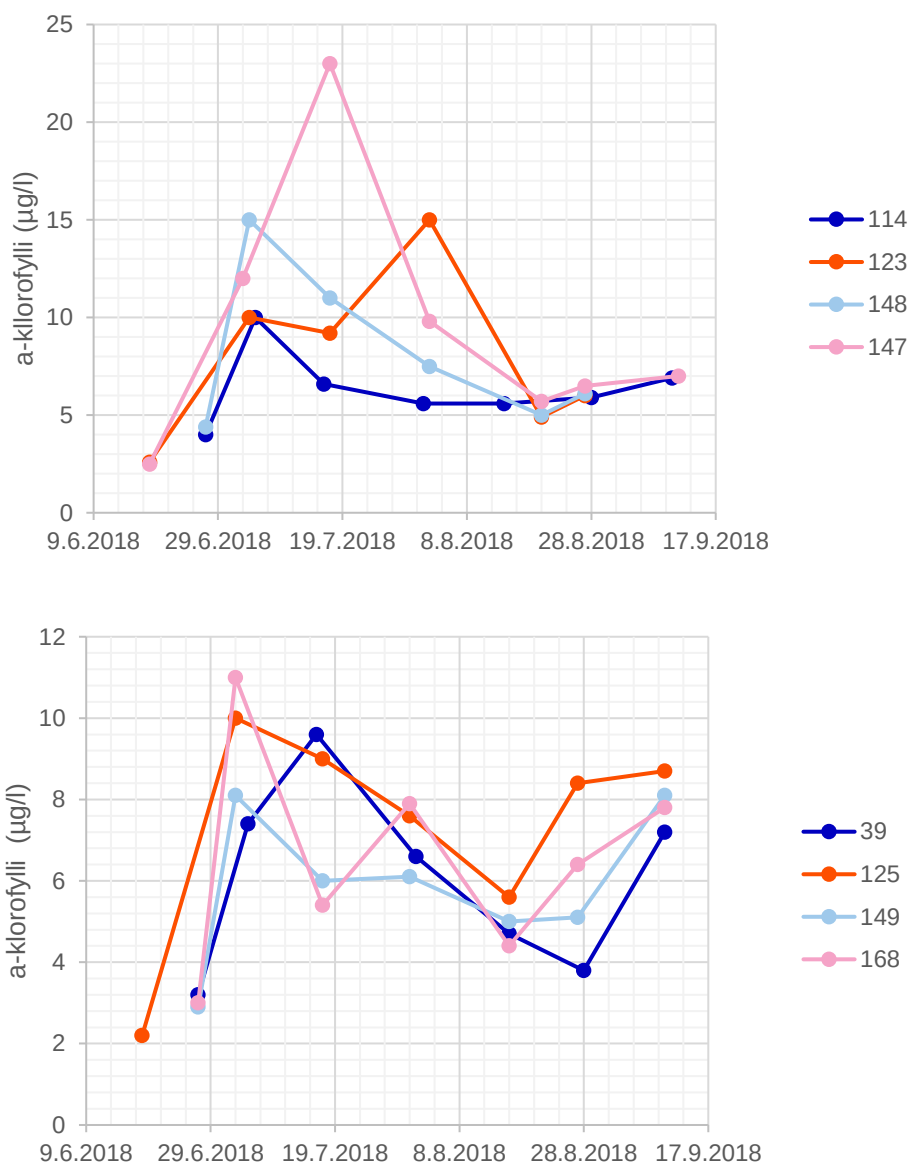
Liukoisen typen pitoisuudet olivat selvästi koholla asemalla 125, joka sijaitsee noin 1.5 km etäisyydellä purkupaikan sijainnista ja asemilla 39 ja 168 joiden etäisyys purkupaikan sijainnista on noin 3 km. Myös asemalla 149, joka on 4 km etäisyydellä purkupaikasta, todettiin typenpoistohäiriön aikaan normaalitasosta koholla olevia liukoisen typen pitoisuuksia. Typenpoiston häiriö näyttää vaikuttaneen alueen pintaveden liukoisen typen pitoisuuksiin, mutta on mahdollista, että osa liukoisen typen pitoisuuksien kasvusta pintavedessä johtuu sinilevien typensidonasta, koska vertailuasemilta ei ole näytteitä heinäkuun lopulta (kuva 3) ei vaikutuksen suuruusluokkaa voida varmistaa. Typpipitoisuuksien lasku siirryttäessä etäämmälle purkualueesta (vertaa liukoisen typen pitoisuuksia asemilla 125, 39, 168 ja 149 etäisyyden kasvun järjestyksessä) viittaa kuitenkin typenpoistohäiriön vaikuttaneen suhteellisen voimakkaasti liukoisen typen pintaveden pitoisuuksiin.

Leväbiomassa ilmaistuna a-klorofyllin määränä oli kesällä 2018 koko pääkaupunkiseudun edustallanormaalaa suurempi, johtuen laajoista sinilevien pintakukinnoista (kuva 4).

Puhdistettujen jätevesien purkualueen lähistön asemien keskimääräinen ($\pm$ keskihajonta) tarkastelujakson a-klorofyllipitoisuus oli noin $6.5 (\pm 2.3) \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 5), kun se etäämmällä purkualueesta oli noin $8.0 (\pm 4.5) \mu\text{g l}^{-1}$. Typenpoistohäiriön vaikutuksia a-klorofyllin pitoisuuksiin luonnollisesta vaihtelusta ei voida erottaa, johtuen laajoista sinileväkukinnoista alueella.



Kuva 4. Helsingin edustan merialueen pintaleväesiintymät (punainen väri: varma havainto) 16.7.2018. Satelliittikuvan tulkinta SYKE.



Kuva 5. Typenpoistohäiriön aikainen pintaveden a-klorofyllin pitoisuudet pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun näyteasemilla etäällä purkupaikasta (114, 123, 148, 147) ja sen lähistöllä (39, 125, 149, 168).

3.3. Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden kokeita toteutettiin vuonna 2018 Viikinmäen puhdistamon puhdistettujen jätevesien purkupaikan läheisellä merialueella kolmena eri ajankoh- tana (taulukko 2), joista viimeinen toteutettiin puhdistamon typenpoistohäiriön aikaan 31.7.2018. Kokeet toteutettiin kolmelta asemalta loittonevalla etäisyydellä purkupaikan sijainnista. Norma- alissa tilanteessa ja normaaleilla puhdistettujen jätevesien aiheuttamalla kuormitustasoilla typpi rajoittaa leväbiomassan kasvua Viikinmäen puhdistamon purkualueella (taulukko 2). Vertailuai- neistona käytettävän Suomenojan puhdistamon purkualueen tilanne näyttää eroavan Viikinmäen puhdistamon purkualueen tilasta. Suomenojan puhdistamon purkualueen läheisyydessä kasvi- planktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus vaihtelee enemmän ja on ajoittain myös fosforin rajoitta-

maa (taulukko 2), johtuen todennäköisesti Suomenojan suuremmasta keskimääräisestä typpi-kuormasta². Suomenojan purkualueen ympäristössä havaittiin myös tilanteita jossa kumpikaan pääravinteista ei rajoittanut kasviplanktonbiomassan muodostumista. Viikinmäen purkualueen ympäristössä havaittiin, että typen poiston häiriötilanteen aikana leväyhteisön biomassan muodostusta ei rajoittanut kumpikaan pääravinne.

On oletettavaa, että tämä johtuu typenpoiston häiriön aiheuttamasta suuremmasta typpikuormasta. Mutta on myös mahdollista, että ravinnerajoittuneisuuden hellittäminen johtuu osittain kasviplanktonyhteisön koostumuksen muutoksesta. Heinäkuun lopulla typpeä sitovien sinilevien määrä alueella oli suuri, mikä voi ajaa yhteisön fosforirajoittuneeseen tilaan tai tilaan jossa mikään pääravinteista ei rajoita kasviplanktonbiomassan muodostumista, mikäli fosforia on runsaasti saatavilla.

Typenpoiston häiriön aikaan koko merialueen pintaveden fosfaattifosforin pitoisuudet olivat määritysrajan alla tai sen lähellä. Tämä viittaa mahdollisesti tilanteeseen jossa kasviplanktonyhteisöä on dominoinut typpeä sitovat sinilevät joiden solun sisäiset fosforivarannot ovat olleet riittävän suuret tukemaan biomassan muodostusta kokeissa. Muut kasviplanktonyhteisön osatekijät ovat mahdollisesti typenpoiston häiriön aiheuttaman tyypillisän johdosta ajautuneet fosforin rajoittamiksi, mutta vastetta koeolosuhteissa ei ole havaittu pienestä aloitusbiomassasta ja mahdollisesti laidunnuksesta johtuen. Kasviplanktonyhteisön koostumuksen analyysit valmistuvat vasta vuoden 2019 alkupuolella, jolloin ravinnerajoittuneisuuskokeiden tulosten analyysiä voidaan laajentaa.

Taulukko 2. Ravinnerajoittuneisuuskokeiden toteutusajankohdat, puhdistamo jonka purkupaikan alueella asemat sijaitsevat, asemat, asemien etäisyydet purkupaikan sijainnista, sekä kokeiden ravinnerajoittuneisuusuokituksen tulokset pääasiallisen rajoittavan ravinteen suhteen.

Pvm	Puhdistamo	Asema	Etäisyys (m)	Ravinnerajoittuneisuus luokitus
23.4.2018	Viikinmäki	201	10	Typpi
		201b	100	Typpi
		201c	200	Typpi
4.6.2018	Viikinmäki	201	10	Typpi
		201b	100	Typpi
		201c	200	Typpi
31.7.2018	Viikinmäki	201	10	Ei ravinnerajoitusta
		201b	100	Ei ravinnerajoitusta
		201c	200	Ei ravinnerajoitusta
14.5.2018	Suomenoja	221	10	Fosfori
		221a	100	Fosfori
		221b	200	Fosfori + Typpi
3.7.2018	Suomenoja	221	10	Ei ravinnerajoitusta
		221a	100	Ei ravinnerajoitusta
		221b	200	Ei ravinnerajoitusta
20.8.2018	Suomenoja	221	10	Ei ravinnerajoitusta
		221a	100	Ei ravinnerajoitusta
		221b	200	Typpi

² https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Julkaisusarja/1_2018-jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2017.pdf

3.4 Typpikuormituksen laskennallinen vaikutus a-klorofyllipitoisuuksiin puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisena olevalla alueella

Vastaanottavan merialueen kasviplanktonyhteisön biomassan kasvu on normaalitilanteessa pääosin typpiravinteiden rajoittamaa (taulukko 2). Mikäli normaalitilanteessa puhdistettujen jätevesien mukana tulevan typen oletetaan päätyvän kokonaisuudessaan suoraan tuottavaan pintakerrokseen pystyisi normaalitilanteen alueelle kohdistuva kumulatiivinen typpikuormitus (n. 25 000 kg N) kokonaisuudessaan tukemaan noin 3000 kg a-klorofylli määrän muodostamista (keskimääräisillä C:N ja Chl a:C suhteilla laskettuna; taulukko 1).

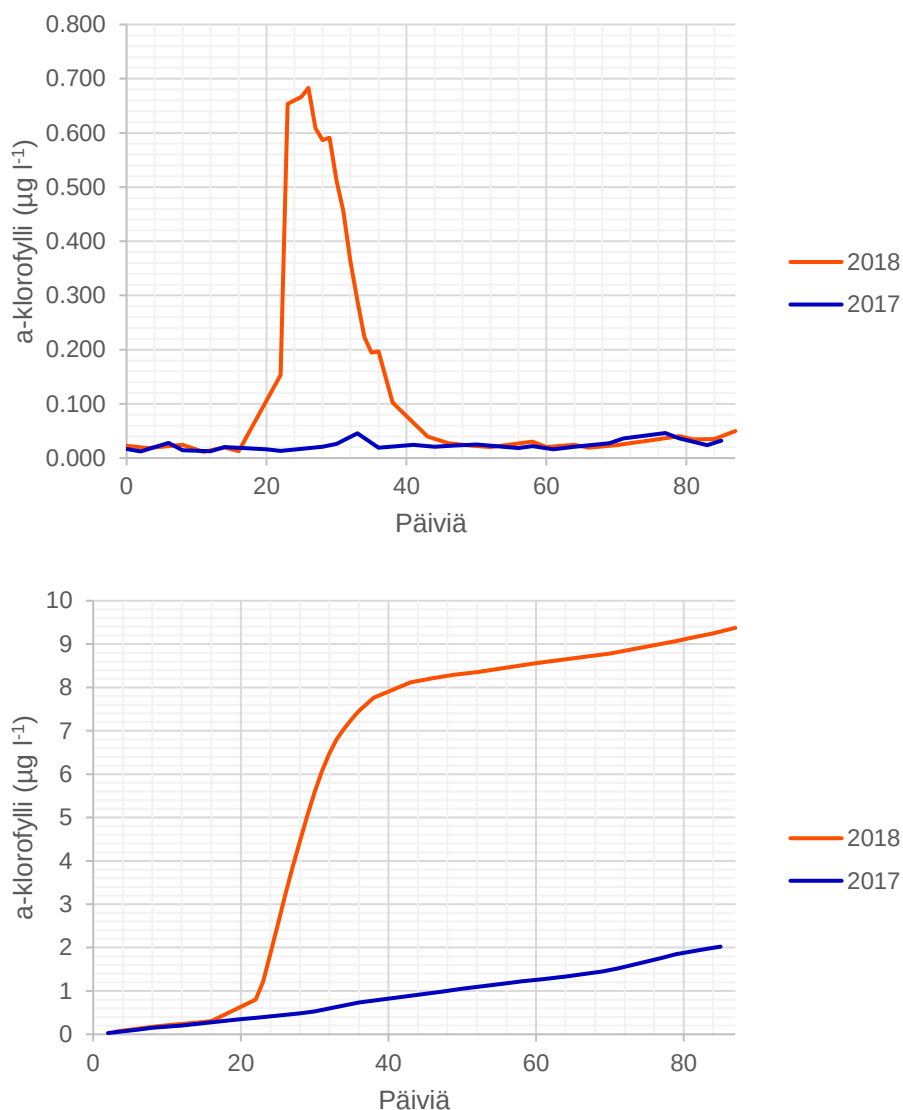
Tarkastellun kolmen kuukauden jakson aikana kumulatiivinen kokonaiskuormitus oli noin 120 000 kg N, mikä vastaavasti pystyisi tuottamaan noin 14 000 kg a-klorofylliä. Olettaen, että kuormitus kokonaisuudessaan päätyisi tuottavaan pintakerrokseen ja koko tyypillisä käytettäisiin biomassan muodostamiseen. Häiriötilanteen typpikuorman aiheuttama a-klorofyllin lisä olisi täten noin viisinkertainen normaalitilanteeseen verrattuna tarkastellulla ajanjaksolla.

Jotta tulokset voidaan suhteuttaa merialueen seurantatuloksiin, tulee a-klorofyllin kokonaismäärät muuntaa pitoisuuksiksi. Oletamalla suoraan typpikuormituksen vaikutuksen alaisena olevan alueen säteen olevan noin 2000 m, tuottavan pintakerroksen olevan noin 7 m paksu, puhdistettujen jätevesien laimentuvan noin 20-kertaisesti pintaan noustessaan (eli, 5 % ajanjakson kokonaiskuormituksesta saavuttaa tuottavan pintakerroksen) ja käyttäen keskimääräisiä C:N- ja Chl a:C –suhteita biomassan muodostuksessa on päiväkohtainen a-klorofyllin maksimaalinen lisä alueella $0.68 \mu\text{g l}^{-1} \text{d}^{-1}$ (kuva 6). Tarkastelujakson aikana typpikuorman aiheuttama päiväkohtainen a-klorofyllin muodostuminen tuottaisi noin $9.37 \mu\text{g l}^{-1}$ a-klorofyllipitoisuuden alueelle (kuva 6). Normaalikuormitustasoilla (vuoden 2017 kuormitustaso) maksimaalinen a-klorofyllin päiväkohtainen lisä alueella olisi ollut noin $0.046 \mu\text{g l}^{-1} \text{d}^{-1}$ ja kumulatiivinen a-klorofyllin määrä ajanjaksolle olisi ollut noin $2.02 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 6).

C:N ja Chl a:C –suhteiden muuttaminen laskennassa kasvattaa tai pienentää arviota a-klorofyllin pitoisuuksista kahden kertaluokan verran. Pitoisuusarvioiden perusteella vaikuttaa siltä, että ainostaan C:N ja Chl a:C –suhteiden maksimiarvojen käyttäminen tuottaa mittaustuloksiin verrattuna epärealistisen suuria tuloksia, kun laskennassa käytettiin laimennuskerrointa (taulukko 3 ja kuva 5). Ilman laimennuskerrointa myös keskimääräisten C:N ja Chl a:C –suhteiden käyttäminen tuottaa epärealistisen suuria a-klorofyllin pitoisuuksien arvioita.

Taulukko 3. C:N ja Chl a:C suhteiden vaihtelun sekä laimentumiskertoimen käytön vaikutukset a-klorofyllin maksimaaliseen päiväkohtaisen kasvuun ja kumulatiiviseen a-klorofyllin pitoisuuteen tarkastelujaksolla.

C:N ja Chl a:C suhteen arvot	Laimentumiskertoimella		Ilman laimentumiskerrointa	
	a-klorofylli $\mu\text{g l}^{-1} \text{d}^{-1}$	a-klorofylli $\mu\text{g l}^{-1}$ tarkastelujaksolla	a-klorofylli $\mu\text{g l}^{-1} \text{d}^{-1}$	a-klorofylli $\mu\text{g l}^{-1}$ tarkastelujaksolla
Minimi	0,04	0,60	0,88	12,05
Keskimääräinen	0,68	9,37	13,66	187,49
Maksimi	8,29	113,83	165,86	2276,69



Kuva 6. Vuosien 2017 ja 2018 Katajaluodon ympäristöön kohdistuneiden typpikuormien laskennallisesti aiheuttamat a-klorofyllin päiväkohtaiset lisät sekä kumulatiiviset alueelle kertyneet a-klorofyllin pitoisuudet mahdollista hävikkiä alueelta huomioimatta.

Minimisuhdelukujen käyttö kuvastaisi tilannetta jossa ravinteita on saatavilla runsaasti, valo ei rajoita kasvua mutta levät kasvaisivat hitaasti. Keskimääräisten suhteiden käyttö kuvastaa tilannetta jossa ravinteita on saatavilla tarpeeksi, eikä valo juurikaan rajoita kasvua. Maksimaalisten suhteiden käyttö tilannetta, jossa ravinteet mahdollisesti rajoittavat kasvua ja valon määrä ei ole riittävä, mutta levät kasvaisivat suhteellisen nopeasti.

Näistä todennäköisin skenaario, joka vastaa kesän tilannetta, on keskimääräisten C:N ja Chl:a:C -suhteiden skenaario. Verrattuna havaittuihin a-klorofyllin pitoisuuksiin kaikki skenaariot voivat kuitenkin olla todellisen puitteissa, mikäli laskennassa käytetään laimennuskerrointa. Epätodennäköisin lienee maksimaalisten suhteiden skenaario. Minimisuhteiden ja keskimääräisten suhteiden osalta vaikutus kasviplanktonin a-klorofyllin määrän lisääntymiseen on niin pieni, että arviot ovat a-klorofyllin havaitun luonnolliseen vaihtelun puitteissa.

Tarkastelujakson kumulatiivisen a-klorofyllin määrä voisi näkyä mittauksissa, mikäli suhdeluvut kuvaisivat todellisuutta. Merialueella ei havaittu a-klorofyllin pitoisuuksien kasvua typen poiston

häiriön aikana. Mikäli maksimaaliset suhdearvot vastaisivat todellista tilannetta, voisi olettaa, että a-klorofyllin pitoisuuksien kasvu näkyisi mittaustuloksissa, mutta johtuen mahdollisesta leväbiomassan kasvuvasteen viivästymisestä, ja kasvavan leväbiomassan sekoittumisesta ja kulkeutumisesta ei mittaustuloksissa nähdä vastetta.

C:N ja Chla:C –suhteiden ja laimentumiskertoimen ohella vaikutuksen alaisena olevan alueen säteen arvio vaikuttaa a-klorofyllin määrien tuloksiin, pienempi alueen säde tuottaa suuremman a-klorofyllipitoisuuden. Mittaustuloksissa havaittiin kohonneita liukoisen typen pitoisuuksia jopa 3 km etäisyydellä purkualueesta, jolloin käytetty 2 km vaikutusalueen säde saattaa hieman yliarvioida tuotetun a-klorofyllin määrää. Käytetty laimentumiskerroin vaikuttaa suoraan tuloksiin, pohjautuen kuitenkin useisiin lähteisiin ja mittauksiin vaikuttaa siltä, että pintaan nousevat puhdistetut jätevedet laimenevat voimakkaasti turbulentin sekoittumisen kautta. Siten arviot, jossa koko ravinnekuorman oletetaan kohdistuvan tuottavaan pintakerrokseen, yliarvioivat potentiaalisen tuotetun a-klorofyllin määrän voimakkaasti. Laimentumiskerroin arvioi myös epäsuorasti muuta typpikuorman ja kasviplanktonbiomassan hävikkiä.

Laskennallinen a-klorofyllin määrän kasvun arvio on kuitenkin herkkä parametrien valinnoille, eikä siinä pystytä eksplisiittisesti huomiomaan sekoittumisen ja kulkeutumisen aiheuttamaa laimentumista tai muuta hävikkiä. Arvioon tulee suhtautua varoen, mutta keskimääräisiä arvoja käyttäen arvio vaikuttaa olevan oikeassa suurusluokassa.

Mittaustulosten pohjalta ei pystytty havaitsemaan hetkellisesti suuremman typpikuorman vaikutusta kasviplanktonin a-klorofyllin pitoisuuksiin ja onkin mahdollista, että vaikutukset näkyvät voimakkaammin esimerkiksi pohjaan kiinnittyneissä levissä, joita tässä arviossa ei ole huomioitu.

4. Viitteet

- Cloern, J. E., Grenz, C. ja Videgar-Lucas, L. 1995: An empirical model of the phytoplankton chlorophyll : carbon ratio-the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnology and Oceanography* 40(7): 1313-1321.
- Geider, R. ja La Roche, J. 2002: Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology* 37(1): 1-17.
- Graan, M., Kuokkanen, A., Lallukka, S., Lehtinen, E., Rossi, L. ja Urho, A. 2018: Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2017 - Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamot. HSY:n julkaisu 1/2018, Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä: 72.
- Kangro, K., Olli, K., Tamminen, T. ja Lignell, R. 2007: Species-specific responses of a cyanobacteria-dominated phytoplankton community to artificial nutrient limitation in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 336: 15-27.
- Klausmeier, C. A., Litchman, E. ja Levin, S. A. 2004: Phytoplankton growth and stoichiometry under multiple nutrient limitation. *Limnology and Oceanography* 49(4part2): 1463-1470.
- 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.
- Lehtinen, S., Tamminen, T., Ptacnik, R. ja Andersen, T. 2017: Phytoplankton species richness, evenness, and production in relation to nutrient availability and imbalance. *Limnology and Oceanography* 62(4): 1393-1408.
- Lindfors, A., Kiirikki, M. ja Laukkanen, A. 2015: Helsingin ja Espoon edustan vedenlaatu touko-, elo- ja lokakuussa 2015 tehtyjen läpivirtausmittausten perusteella. LUODE CONSULTING OY 1636922-4: 17.
- 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., Laamanen, M. ja Rintala, J. M. 2007: Use of different phosphorus sources by the bloom-forming cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* and *Nodularia spumigena*. *Aquatic Microbial Ecology* 46(3): 225-237.

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 purkuputkien kautta pääkaupunkiseudun merialueella - Mallinnustyö. Technical report of the MARISPLAN -project. Helsinki: 34.

Liite 2

The Helsinki logo is a white speech bubble with a tail pointing downwards, containing the word "Helsinki" in a white sans-serif font.

Helsinki

Suomenojan puhdistamon lietevuoto

Vaikutukset meriveden laatuun Ryssje-holmsfjärdin ympäristössä

Helsingin kaupunki
Kaupunkiympäristön toimiala
Palvelut ja luvat
Ympäristöpalvelut
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Lisätietoja:
Tutkija, Emil Vahtera
emil.vahtera@hel.fi

Sisällys

Johdanto.....	4
Alue, menetelmät ja aineisto.....	4
Tulokset	7
Yhteenveto.....	12
Viitteet.....	12
Liitteet.....	13

Johdanto

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymän (HSY) Suomenojan jätevedenpuhdistamolla tapahtui aktiivilieteprosessin näyteveden vuotaminen läheiseen Suomenojan lammikon ja puhdistamoalueen väliseen ojaan ajanjaksolla 4.7.-21.8.2019. Puhdistustoimenpiteiden jälkeen ympäristöön jääneeksi laitokselta vuotaneen kuorman kokonaismääräksi arvioitiin noin 7835 m³, joka sisälsi typpeä 1199 kg, fosforia 393 kg ja kiintoainetta noin 21 946 kg. Ympäristöön jääneen vuodon biologisen hapenkulutuksen (BOD₇atu) arvioitiin olleen noin 7954 kg ja kemiallisen hapenkulutuksen (CODCr) noin 21 025 kg. Tarkempi selvitys vuodosta on esitetty HSY:n häiriötilanneraportissa¹.

Tässä raportissa esitetään ylivuodon seurauksena käynnistetyn näytteenoton tulokset ja arvioidaan ylivuodon vaikutuksia Nuottalahden ja Ryssjeholmsfjärdenin veden laatuun. Nuottalahdella on todettu esiintyvän rauhoitettu meriuposkuoriainen (Saari 2014). Tässä selvityksessä käytettyjen aineistojen perusteella ei voida arvioida ylivuodon mahdollisia vaikutuksia meriuposkuoriaisen esiintymiseen.

Alue, menetelmät ja aineisto

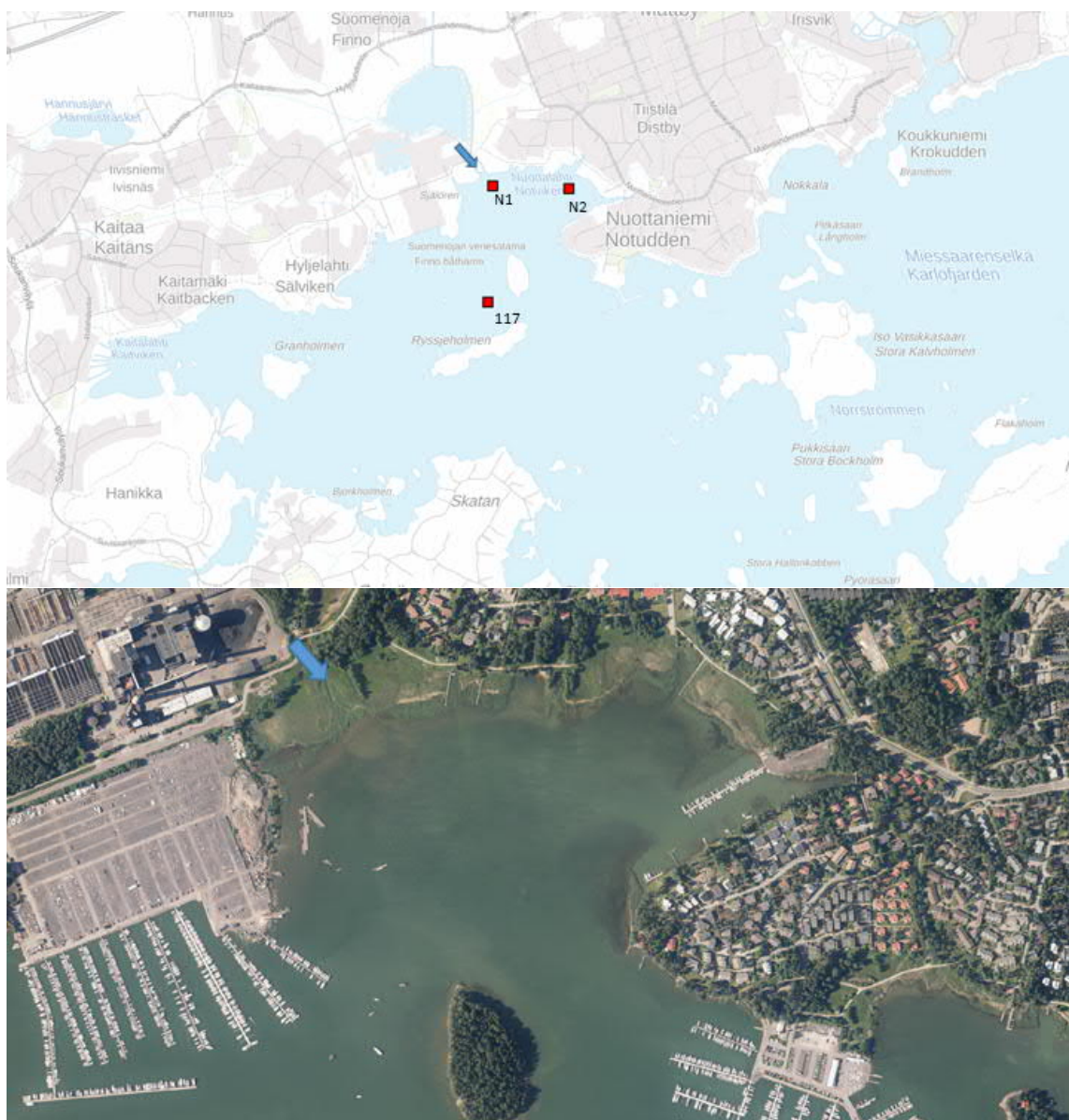
Oja johon lietevuoto kohdistui, laskee Finnoompuroon juuri ennen puron laskemista Nuottalahteen. Finnoompuro laskee Nuottalahden lahden luoteisnurkassa (kuva 1), puron veden ravinnepitoisuudet ovat suurehkot, kokonaisfosforin pitoisuuksien ollessa noin 60 µg/l ja kokonaistypen pitoisuuksien ollessa noin 1300 µg/l (keskiarvo kaikista havainnoista 2017-2019 Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 7.11.2019). Nuottalahden luoteisnurkka on matala ja ruovikkoinen. Pohjaa on paikoittain ruopattu kiinteistöjen laitureiden ja venesatamien johdosta. Pirisaaren pohjoispuolen vesisyvyys vaihtelee noin 0,5 ja 2 m välillä. Pohja on pääasiassa pehmeä liejua ja pohjan kasvillisuus koostuu pääosin sarvikarvalehdestä, ärviöistä, vidoista ja sätkin-lajeista (Salomäki et al. 2012) jotka ovat rehevöitymisestä hyötyviä ryhmiä. Alue on yleisominaisuuksiltaan rehevöitynyt ja sameavetinen. Ruovikkoisuus ja vesikasvillisuuden esiintyminen hidastavat lahden pohjukan veden vaihtuvuutta ja jossain määrin pidättävät Finnoompuron kuormitusta.

Nuottalahden veden vaihto on riippuvainen tuulioloista sekä meriveden pinnan vaihteluista. Valitsevien länsi- tai lounaistuulten on todettu käynnistävän Pirisaaren ympäri, myötäpäivään kiertävän virtauskentän, jolloin vesi Nuottalahdelta poistuu Pirisaaren itäpuolitse. Virtaussuunnat vaihtelevat kuitenkin meriveden pinnan vaihteluiden mukaan, niin että vettä virtaa alueen salmista sisään meriveden pinnan noustessa ja salmista ulos meriveden pinnan laskiessa. Tämän johdosta virtauksissa on suhteellisen paljon vaihtelua (Mykkänen and Lindfors 2016). Meriveden viipymän on mallinnustutkimusten perusteella todettu olevan Nuottalahdella noin 1-1,5 vuorokautta ja laajemmin Ryssjeholmsfjärdin alueella noin viikko (Mykkänen et al. 2016). Tämä johtaa siihen että, vaikka Nuottalahden veden vaihtuvuus on suhteellisen nopea, vaihtelevat virtaussuunnat

¹ HÄIRIÖRAPORTTI: JÄTEVESILIETTEEN PÄÄSTÖ SUOMENOJAN PUHDISTAMON JA SUOMENOJAN LINTULAMMIKON VÄLISEEN OJAAN. Lisätietoja: eiija.lehtinen@hsy.fi

tuovat lahdelta takaisin sieltä vastikään pois virrannutta vettä, joka ei ole poistunut laajemmalta Ryssjeholmsfjärdin alueelta, hidastaen todellista veden vaihtuvuutta.

Näytteenotto lietejätteen tarkkailemiseksi käynnistettiin 22.8.2019 sen jälkeen, kun lietepäästöistä oli saatu tieto. Ylivuodon arvioitiin alkaneen jo 4.7.2019. Näytteet haettiin kolmelta havaintoasemalta (22.8.2019 kahdelta asemalta) yhteensä neljä kertaa (taulukko 1). Näytteet otettiin veneestä käsin Ruttner-noutimella. Näytteistä analysoitiin taulukon 2 mukaiset parametrit. Näytteiden analysoinnista vastasi Metropolilab Oy. Säätiiedot (Kaisaniemen sääasema) ja merenpinnan korkeustiedot (Kaivopuiston mittausasema) ovat ladattu ilmatieteenlaitoksen aineistonlatauspalvelusta².



Kuva 1. (a) Karttakuva Ryssjeholmsfjärdin alueesta näyteasemien sijainnit (punaiset neliöt) sekä kohta josta Finnoonpuro laskee Nuottalahteen (sininen nuoli). (b) Ilmakuva Nuottalahden alueesta (vuodelta 2017, lähde: HSY-karttapalvelu) sekä kohta josta Finnoonpuro laskee Nuottalahteen (sininen nuoli).

² <https://ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus#/>

**Taulukko 1. Näyteasemat, näytteenottopäivämäärät, asemien vesisyvyydet sekä näytteenotto-
syvyydet mitattuna noutimen kannen mukaan.**

Asema	Näytteenotto pvm	Aseman vesisyvyys (m)	Näytesyvyydet (m)
N1	22.8.2019, 26.8.2019, 4.9.2019, 15.10.2019	0.5	0
N2	26.8.2019, 4.9.2019, 15.10.2019	1	0
117	22.8.2019, 26.8.2019, 4.9.2019, 15.10.2019	3.5	0, 3

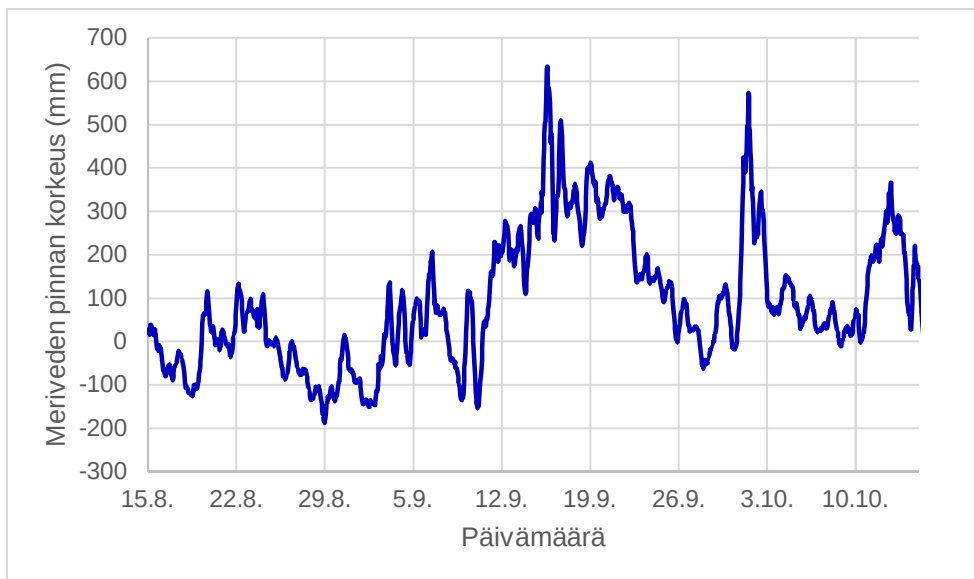
Taulukko 2. Seurannan toteutuksessa käytetyt analyysimenetelmät. Akkreditoidut menetelmät merkitty tähdellä.

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	Epävarmuus-%
<i>Escherichia coli</i>	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	mpn/ 100 ml	
Kiintoaine (GF/C)	*	mg/l	10
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	µg/l	20
Klorofylli-a	* Sisäinen menetelmä	µg/l	15
Veden lämpötila	kenttämittaus	°C	

Tulokset

Vaikutusten tarkkailu merialueen ulottui elokuun 22. päivästä lokakuun 15. päivään. Tämän jakson aikana meriveden pinnan korkeus vaihteli noin -200 ja +600 mm välillä, ollen pääosin keskivedenkorkeutta matalammalla jakson alkupuolella ja keskiveden tasoa korkeammalla jakson loppupuolella (kuva 2).

Kun meriveden pinta alueella laskee, suuntautuu keskimääräinen veden virtaus pääosin ulos lahdelta ja meriveden pinnan noustessa keskimääräinen veden virtaussuunta vaihtuu lahdelle päin. Yleisesti ottaen voidaan olettaa, että jaksoilla jotka ulottuvat noin 22.8. – 29.8., 15.9. – 27.9. ja 1.10. – 10.10. veden pääasiallinen keskimääräinen virtaussuunta olisi ollut lahdelta ulospäin, laimentaen mahdollisia lietevuodon vaikutuksia Nuottalahdella. Kun taas jaksoilla 10.9. – 15.9. ja 28.9. – 1.10. pääasiallinen keskimääräinen meriveden virtausten suunta olisi ollut lahdelle päin, aiheuttaen veden pakkautumista Nuottalahden pohjukkaan, konsentroiden mahdollisia lietevuodon vaikutuksia. Veden pintavirtauksiin ja veden vaihtuvuuteen vaikuttavat kuitenkin myös tuulen suunta ja nopeus.

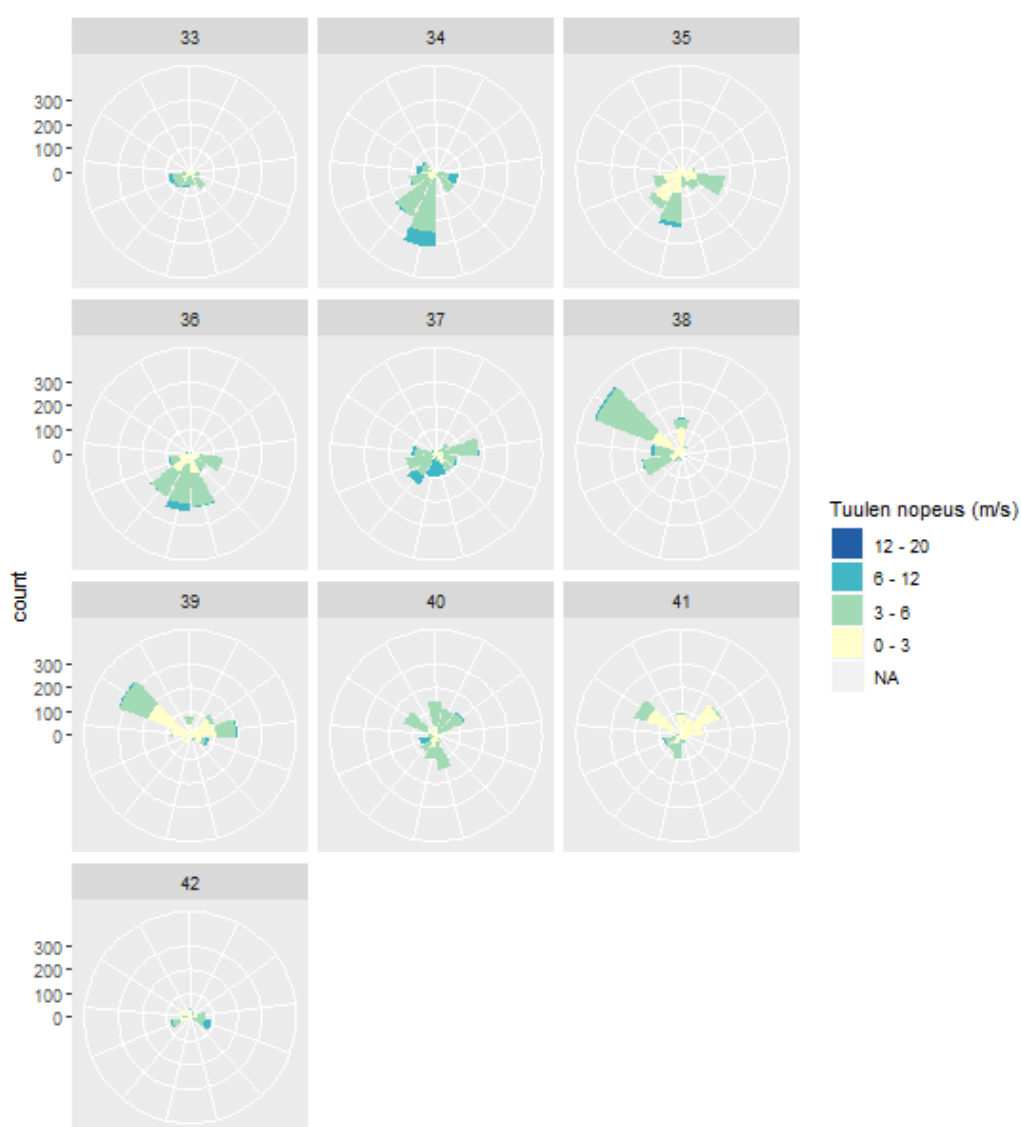


Kuva 2. Meriveden pinnan korkeus Kaivopuiston mareografilla. Aineisto: Ilmatieteenlaitos.

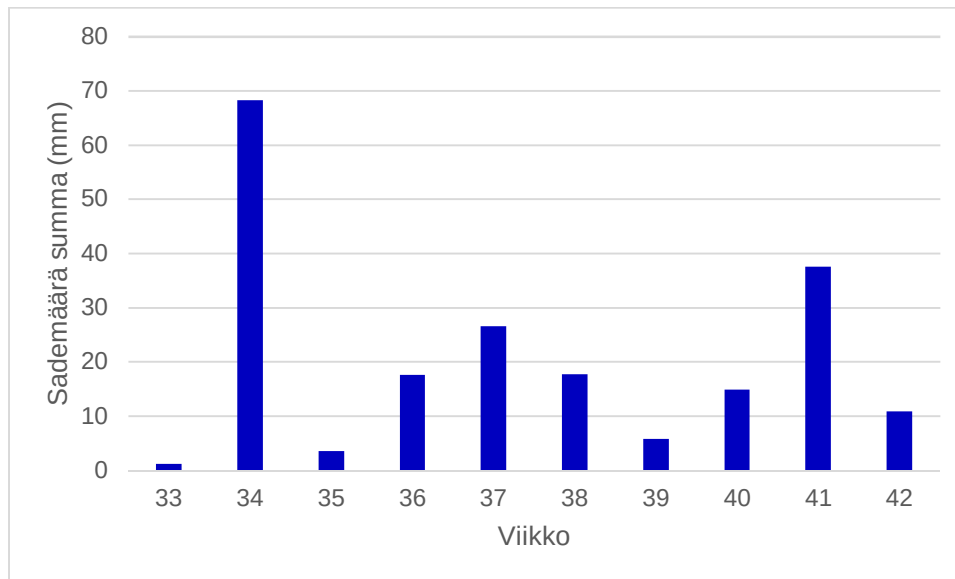
Ajankohdan voimakkaimmat tuulet ajoittuivat viikolle 34 (18-24.8.), jolloin tuulet puhalsivat pääosin etelän ja lounaan välistä (kuva 3). Tuulen suunta pysyi pääosin samana kahden seuraavan viikon aikana viikolle 37 (8-14.9.). Tämän jälkeen tuuli kääntyi pääosin luoteeseen, joskin tuulen nopeudet olivat edeltävää jaksoa hieman alhaisemmat. Jakson alkupuolen tuulet ovat voineet käynnistää Ryssjeholmsfjärdillä Pirisaaren ympäri kiertävän virtauskentän, etenkin kun myös meriveden pinta oli jakson alussa matala. On todennäköistä, että Nuottalahdelle päätyneet epä-

puhtaudet lieteylivuodosta ovat kulkeutuneet jakson alussa osittain alueelta ulommas välisaaristoon Pirisaaren itäpuolitse. Pääosin etelän puoleisilla tuulilla osa pintavedestä on voinut mahdollisesti työntyä myös Nuottalahden pohjukkaan.

Jakson toisella puoliskolla tuulet kääntyivät puhaltamaan luoteesta, mikä pääosin työntäisi pintavettä ulos lahdelta etelään suuntautuvien salmien kautta. Samanaikainen meriveden pinnan nousu on saattanut johtaa kaksikerrosvirtauksiin, missä mereisempää vettä etelästä virtaa pohjaa myöten pohjoiseen ja pintavettä virtaa ulos lahdelta etelään. Tämä ilmiö on todennäköisesti huuhtonut alueen suhteellisen hyvin ja päästöjen vaikutukset alueella jäisivät alueella mahdollisesti pienemmiksi, leviten kuitenkin etelään laajemmalle alueelle.



Kuva 3. Viikkokohtaiset tuuliruusut Kaisaniemen sääaseman aineistoille. Aineisto: Ilmatieteen laitos.

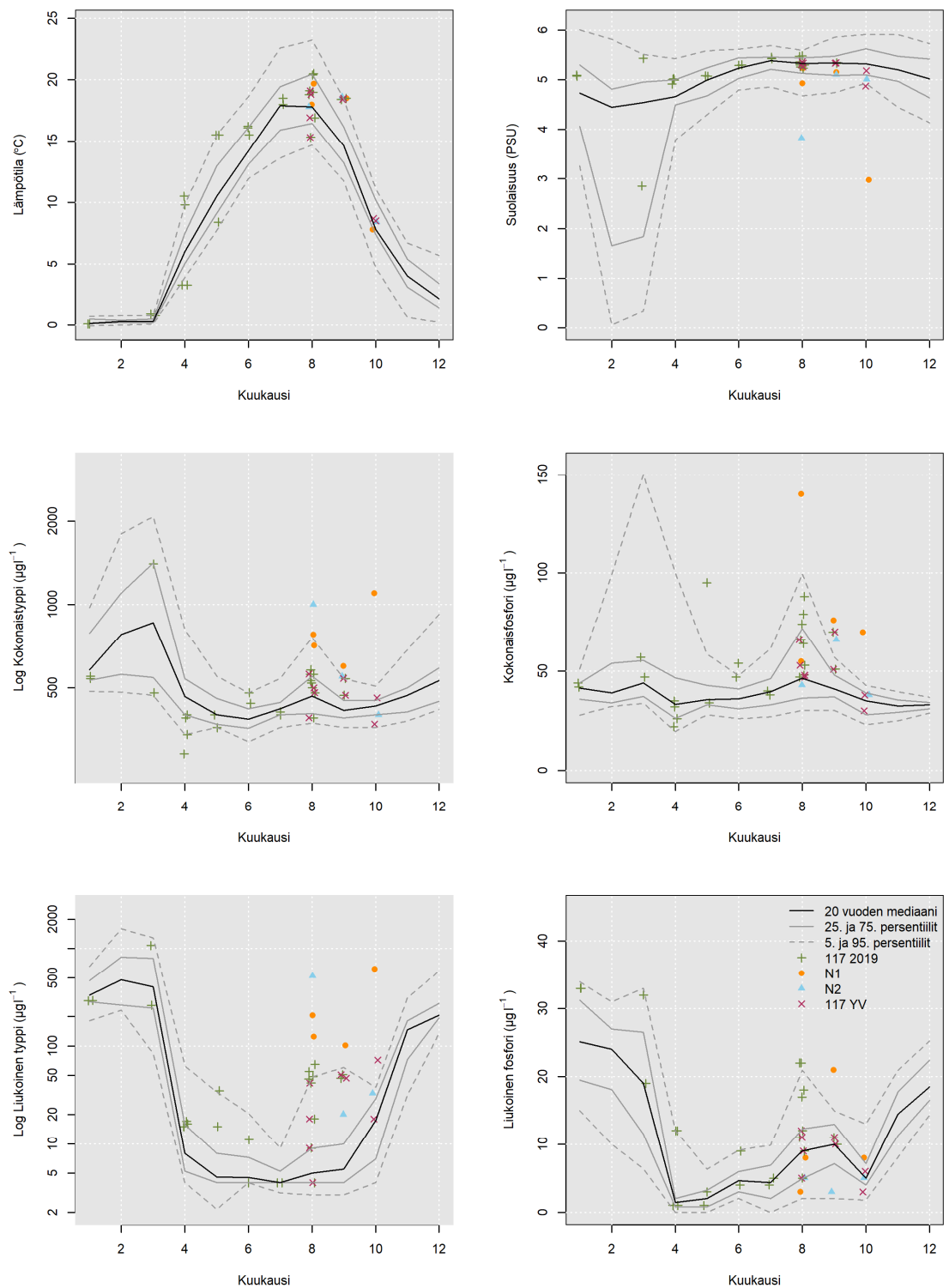


Kuva 4. Kaisaniemen sääasemalla mitattu viikkokohtainen sademäärän summa (mm) tarkkailun ajanjaksolle.

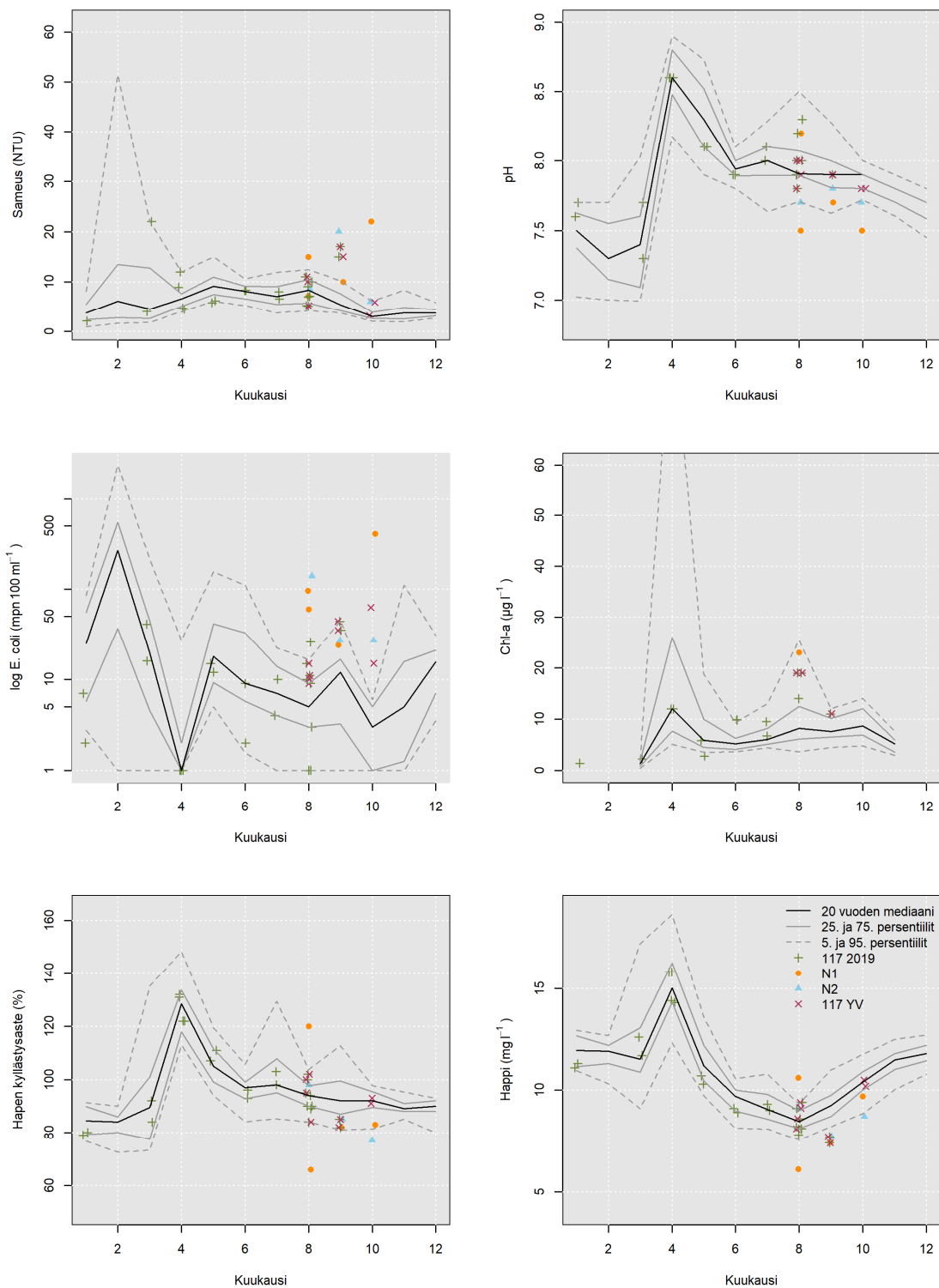
Sademäärät ja sitä kautta maalta tulevan valuman määrät olivat suurimmat viikoilla 34, 37 ja 41 (kuva 4).

Näytteenotto merialueella toteutettiin viikoilla 34 (22.8.), 35 (26.8.), 36 (4.9.) ja 42 (15.10). Lietevuodon arvioidaan alkaneen jo heinäkuun alussa. Heinäkuun aikana haetuissa pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun näytteissä ei havaittu tavanomaisesta poikkeavia tuloksia (kuva 5). Elokuun alkupuolella haetuissa näytteissä liukoisen typen ja *E. coli* -bakteerien pitoisuudet ovat kuitenkin poikkeavan korkeat Ryssjeholmsfjärdin seuranta-asemalla (kuva 5, 117 2019), johtuen mahdollisesti ylivuodosta.

Lietevuodon vaikutukset näkyivät liukoisen typen, *E. coli* -bakteerien, pH:n ja hapen poikkeuksellisin pitoisuuksina Nuottalahdella ja Ryssjeholmsfjärdenillä (kuva 5). Vaikutukset olivat havaittavissa selvästi elokuussa, asemalla N1 Finnoonojan edustalla. Liukoisen typen ja *E. coli* -bakteerien pitoisuudet olivat asemalla N2 myös poikkeuksellisen korkeat elokuussa. Tällä asemalla pH ja happitasot pysyivät kuitenkin tavanomaisten puitteissa. Kahden ensimmäisen näytteenoton yhteydessä (22.8. ja 26.8., viikot 34 ja 35) tuulet ovat todennäköisesti osittain työntäneet pintavesiä Nuottalahden pohjukkaa kohden, samaan aikaan osuneet suuret sademäärät ovat lisänneet Finnoonpurosta Nuottalahteen laskeneen veden määrää, mikä huomataan voimakkaina veden laadun poikkeamina. Kolmannen näytteenoton yhteydessä poikkeamat veden laadussa olivat pienemmät, joskin etenkin aseman N1 liukoisten ravinteiden pitoisuudet olivat yhä alueelle tyypillistä suuremmat.



Kuva 5. Veden laadun 20 vuoden mediaanit (asema 117), 5., 25., 75. ja 95. persenttiilit, sekä vuoden 2019 aseman 117 havainnot (117 2019). Kuvissa esitetään erikseen asemien N1, N2 sekä 117 (117 YV) tulokset lietevuodon seurannan ajalta. Tuloksia jotka ovat 5. tai 95. persenttiilien rajoja pienempiä tai suurempia voidaan pitää vertailuaineistoon nähden hyvin poikkeavina.



Kuva 5. Jatkoa edelliseltä sivulta.

Lokakuussa tuloksissa havaitaan veden laadun poikkeamia usean parametrin osalta, viitaten mahdollisesti alueella jatkuviin lietevuodon vaikutuksiin. HSY:n toimittaman häiriöraportin mukaan³ mereen laskevan Finnoonpuron veden laatu oli palannut tavanomaiselle tasolle jo 26.8.2019 (kts. raportin liite 2). Tämä viittaa siihen, että vaikka suora kuormitus oli saatu loppumaan, lietevuodon vaikutukset saattoivat olla pidempiaikaiset Nuottalahden pohjukassa. Tämä johtuu osittain alueen veden vaihtuvuudesta, joka saattaa olla rajoittuneempi kuin mitä alueen virtausmallinnukset antavat odottaa. On myös mahdollista, että koska mereen päätyneestä päästöstä osa on ollut kiintoaineenaja laskeutunut Nuottalahden alueelle pohjaan pidentäen lietevuodon vaikutusaikaa.

Yhteenvedo

Suomenojan jätevedenpuhdistamon lieteylivuoto kohdistui laitosalueen läheisen ojan ja Finnoonpuron kautta Nuottalahteen. Nuottalahti on suhteellisen rehevöitynyt sameavetinen alue ja rannat ovat osin ruovikoituneet, mikä hidastaa veden vaihtuvuutta alueella. Ylivuodon vaikutukset olivat selvästi havaittavissa elokuussa heikentyneenä pintaveden laatuna Nuottalahdella. Veden laatu koheni alueella syyskuussa lietevuodon puhdistustoimenpiteiden jälkeen, mutta lähimpänä Finnoonpuron suuta olevalla näyteasemalla havaittiin vielä lokakuussa poikkeuksellisen matala pH taso, suuria *E. coli* bakteerien määriä sekä poikkeuksellisen korkeita typen pitoisuuksia, viitaten mahdollisesti ylivuodon pidempikestoiseen vaikutukseen alueella.

Viitteet

Mykkänen, J. and Lindfors, A. (2016). Virtaus- ja vedenlaatumittaukset Finnoon edustan merialueella. Luode Consulting Oy. Espoo: 18.

Mykkänen, J., Rasmus, K., Lindfors, A. and Vartia, M. (2016). Finnoon meritäyttöjen vesistövaikutusten mallinnus. Luode Consulting Oy. Espoo: 29.

Saari, S. (2014). Meriuposkuoriaisen esiintyminen Finnoon alueella Espoossa. Pintafilmi Oy, Porvoo: 10 + liitteet.

Salomäki, P., Virtanen, T., Yrjölä, R. and Friman, M. (2012). Ryssjeholmen ja Pirisaari sekä Finnoon satama-alue, Espoo Luontoselvitykset 2012. Ympäristötutkimus Yrjölä: 39.

³ HÄIRIÖRAPORTTI: JÄTEVESILIIETTEEN PÄÄSTÖ SUOMENOJAN PUHDISTAMON JA SUOMENOJAN LINTULAMMIKON VÄLISEEN OJAAN. Lisätietoja: eiija.lehtinen@hsy.fi

Liitteet

Liite 1. Tarkkailun testausselosteet.

Tilaaja
2274241-9
HSY Meritarkkailun analyysit

000012644/Lehtinen/merialuetarkkailu/Kemia

PL 1100
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

**HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut
-kuntayhtymä
Ostolaskut**

PL 303
00066 HSY



Näytetiedot	Näyte	Meri laaja		
	Näyte otettu	22.08.2019	Kellonaika	13.46
	Vastaanotettu	22.08.2019	Kellonaika	15.00
	Tutkimus alkoi	22.08.2019	Näytteenoton syy	Velvoitetarkkailu
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Hav.Paikka: **117 Ryssjeholmsfjärden**

Kok.syvyys m 3,5.

Analyysi	Menetelmä	20605-1 Meri laaja 117, 0 m	20605-2 Meri laaja 3 m	20605-3 Meri laaja 0 - 4 m	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	15	9		mpn/ 100 ml	
Kiintoaine - GF/C	* SFS-EN 872:2005	14	15		mg/l	10
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	10	11		FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	8,0	8,0			3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,3	5,36		o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	102	95		%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	9,1	8,6		mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	< 4	23		µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	16	19		µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	560	480		µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	11	12		µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	66	53		µg/l	15
Klorofylli-a	* Sisäinen menetelmä			19	µg/l	15
Veden lämpötila	kenttämittaus	19,1	18,8		°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaja
0201256-6
Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 53237
00099 HELSINGIN KAUPUNKI


Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	22.08.2019	Kellonaika	14.19
	Vastaanotettu	22.08.2019	Kellonaika	15.00
	Tutkimus alkoi	22.08.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti/0,00		
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Havaintopaikka: Nuottalahti/0,00 (Y-YLIM - Nuottalahti0)

Kok.syvyys m 0,5. Näkösyvyys m >.

Analyysi	Menetelmä	20607-1 Vesistövesi Nuottalahti/0,00	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	96	mpn/ 100 ml	
Kiintoaine - GF/C	* SFS-EN 872:2005	12	mg/l	10
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	7,1	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	8,2		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,23	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	120	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	10,6	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH4-N	* ISO 7150: 1984, DA	120	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO3NO2)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	5	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	780	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO4-P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	3	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	55	µg/l	15
Klorofylli-a	* Sisäinen menetelmä	23	µg/l	15
Veden lämpötila	kenttämittaus	19,7	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaja
2274241-9
HSY Meritarkkailun analyysit

000012644/Lehtinen/merialuetarkkailu/Kemia

PL 1100
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

**HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut
-kuntayhtymä
Ostolaskut**

PL 303
00066 HSY



Näytetiedot	Näyte	Meri laaja		
	Näyte otettu	26.08.2019	Kellonaika	10.08
	Vastaanotettu	26.08.2019	Kellonaika	11.40
	Tutkimus alkoi	26.08.2019	Näytteenoton syy	Velvoitetarkkailu
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Hav.Paikka: **117 Ryssjeholmsfjärden**

Kok.syvyys m 3,5. Näkösyvyys m 1,1.

Analyysi	Menetelmä	20843-1 Meri laaja 117, 0 m	20843-2 Meri laaja 3 m	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	10	11	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	5,2	5,1	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,9	7,8		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,26	5,33	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	100	84	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	9,4	8,1	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	< 4	4	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	< 4	5	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	500	390	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	5	9	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	47	48	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	130	63	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	16,9	15,3	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaja
0201256-6
Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 53237
00099 HELSINGIN KAUPUNKI


Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	26.08.2019	Kellonaika	10.20
	Vastaanotettu	26.08.2019	Kellonaika	11.40
	Tutkimus alkoi	26.08.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti/0,00		
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Havaintopaikka: Nuottalahti/0,00 (Y-YLIM - Nuottalahti0)

Kok.syvyys m 0,5. Näkösyvyys m >.

Analyysi	Menetelmä	20844-1 Vesistövesi Nuottalahti/0,00	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	60	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	15	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,5		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	4,93	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	66	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	6,1	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH4-N	* ISO 7150: 1984, DA	96	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO3NO2)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	110	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	710	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO4-P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	8	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	140	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	450	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	18,0	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

Tilaaja
0201256-6
Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 53237
00099 HELSINGIN KAUPUNKI



Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	26.08.2019	Kellonaika	10.31
	Vastaanotettu	26.08.2019	Kellonaika	11.40
	Tutkimus alkoi	26.08.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti 2		
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Havaintopaikka: Nuottalahti 2 (Y-YLIM - Nuotta2)

Kok.syvyys m 1. Näkösyvyys m 0,9.

Analyysi	Menetelmä	20845-1 Vesistövesi Nuottalahti 2	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	140	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	8,6	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,7		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	3,82	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	98	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	9,1	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH4-N	* ISO 7150: 1984, DA	52	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO3NO2)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	470	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	1 000	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO4-P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	5	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	43	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	410	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	17,8	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaja
2274241-9
HSY Meritarkkailun analyysit

000012644/Lehtinen/merialuetarkkailu/Kemia

PL 1100
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

**HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut
-kuntayhtymä
Ostolaskut**

PL 303
00066 HSY


Näytetiedot	Näyte	Meri laaja	Kellonaika	11.03
	Näyte otettu	04.09.2019	Kellonaika	12.55
	Vastaanotettu	04.09.2019	Näytteenoton syy	Velvoitetarkkailu
	Tutkimus alkoi	04.09.2019		
	Näytteen ottaja	Turula Ari		

Hav.Paikka: **117 Ryssjeholmsfjärden**

Kok.syvyys m 3,5. Näkösyvyys m 0,6.

Analyysi	Menetelmä	21838-1 Meri laaja 117, 0 m	21838-2 Meri laaja 3 m	21838-3 Meri laaja 0 - 4 m	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	44	35		mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	15	17		FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,9	7,9			3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,33	5,34		o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	82	85		%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	7,4	7,7		mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH4-N	* ISO 7150: 1984, DA	36	33		µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO3NO2)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	15	14		µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	470	540		µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO4-P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	11	10		µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	51	70		µg/l	15
Klorofylli-a	* Sisäinen menetelmä			11	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	330	340		µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	18,5	18,4		°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

Tilaaaja

0201256-6

Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500

00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 53237

00099 HELSINGIN KAUPUNKI



Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	04.09.2019	Kellonaika	11.10
	Vastaanotettu	04.09.2019	Kellonaika	12.55
	Tutkimus alkoi	04.09.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti/0,00		
	Näytteen ottaja	Turula Ari		

Kok.syvyys m 0,5. Näkösyvyys m >.

Analyysi	Menetelmä	21839-1 Vesistövesi Nuottalahti/0,00	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	24	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	10	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,7		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,15	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	82	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	7,4	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	79	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	23	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	600	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	21	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	76	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	310	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	18,5	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite

Viikinkaari 4
00790 Helsinki

metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin

+358 10 391 350

Faksi

+358 9 310 31626

Y-tunnus

2340056-8

Alv. Nro

FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaaja
0201256-6
Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

Maksaja
Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

PL 53237
00099 HELSINGIN KAUPUNKI


Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	04.09.2019	Kellonaika	11.18
	Vastaanotettu	04.09.2019	Kellonaika	12.55
	Tutkimus alkoi	04.09.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti 2		
	Näytteen ottaja	Turula Ari		

Kok.syvyys m 1. Näkösyvyys m 0,5.

Analyysi	Menetelmä	21840-1 Vesistövesi Nuottalahti 2	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	27	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	20	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,8		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,1	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	85	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	7,7	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	5	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	15	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	550	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	3	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	66	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	440	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	18,6	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

Tilaaja
2274241-9
HSY Meritarkkailun analyysit

000012644/Lehtinen/merialuetarkkailu/Kemia

PL 1100
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

**HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut
-kuntayhtymä
Ostolaskut**

PL 303
00066 HSY



Näytetiedot	Näyte	Meri laaja		
	Näyte otettu	15.10.2019	Kellonaika	13.25
	Vastaanotettu	15.10.2019	Kellonaika	15.10
	Tutkimus alkoi	15.10.2019	Näytteenoton syy	Velvoitetarkkailu
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Hav.Paikka: **117 Ryssjeholmsfjärden**

Kok.syvyys m 3,5. Näkösyvyys m 1,1.

Analyysi	Menetelmä	25766-1 Meri laaja 117, 0 m	25766-2 Meri laaja 3 m	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	63	15	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	5,9	3,2	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,8	7,8		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	4,87	5,18	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	93	91	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	10,5	10,2	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	< 4	6	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	70	12	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	460	370	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	3	6	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	38	30	µg/l	15
Veden lämpötila	kenttämittaus	8,5	8,7	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaja
0201256-6
Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 53237
00099 HELSINGIN KAUPUNKI



Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	15.10.2019	Kellonaika	13.36
	Vastaanotettu	15.10.2019	Kellonaika	15.10
	Tutkimus alkoi	15.10.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti 1		
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Havaintopaikka: Nuottalahti 1 (Y-YLIM - Nuot1)

Kok.syvyys m 0,5. Näkösyvyys m >.

Analyysi	Menetelmä	25768-1 Vesistövesi Nuottalahti 1	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	410	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	22	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,5		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	2,98	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	83	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	9,7	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH ₄ -N	* ISO 7150: 1984, DA	17	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO ₃ NO ₂)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	600	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	1 100	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO ₄ -P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	8	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	70	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	760	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	7,8	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

Tilaaja
0201256-6
Helsingin kaupunki, Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 500
00099 HELSINGIN KAUPUNKI

Maksaja

Ympäristöpalvelut
Ympäristönsuojeluyksikkö

PL 53237
00099 HELSINGIN KAUPUNKI



Näytetiedot	Näyte	Vesistövesi		
	Näyte otettu	15.10.2019	Kellonaika	13.40
	Vastaanotettu	15.10.2019	Kellonaika	15.00
	Tutkimus alkoi	15.10.2019	Näytteenoton syy	Tilaustutkimus
	Ottopiste	Nuottalahti 2		
	Näytteen ottaja	Muurinen Jyrki, apulaistutkija		

Havaintopaikka: Nuottalahti 2 (Y-YLIM - Nuotta2)

Kok.syvyys m 1. Näkösyvyys m 0,8.

Analyysi	Menetelmä	25769-1 Vesistövesi Nuottalahti 2	Yksikkö	Epävarmuus-%
Escherichia coli	* SFS-EN ISO 9308-2:2014	27	mpn/ 100 ml	
Sameus	* SFS-EN ISO 7027	6,0	FNU	15
pH	* SFS 3021:1979	7,7		3
Saliniteetti	* Sis. menet. perus. Grashoff 1999	5,01	o/oo	5
Hapen kyllästysaste	* SFS-EN 25813:1996	77	%	10
Happi	* SFS-EN 25813:1993	8,7	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH4-N	* ISO 7150: 1984, DA	12	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, (NO3NO2)N	* SFS-EN ISO 13395/DA	21	µg/l	15
Kokonaistyyppi, N	* SFS-EN ISO 11905-1	400	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO4-P, liukoinen (NPC)	* SFS-EN ISO 6878: 2004	5	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	* SFS 3026 mod. DA	38	µg/l	15
Rauta, Fe	* SFS-EN ISO 11885:2009	110	µg/l	20
Veden lämpötila	kenttämittaus	8,4	°C	

* = Akkreditoitu menetelmä

Yhteyshenkilö Punkari Milla, 010 391 3406, ympäristöekologi

Akkreditointi ei koske lausuntoa. Analyysitulokset pätevät ainoastaan analysoiduille näytteille.
Analyysitodistuksen saa kopioida vain kokonaan. Muussa tapauksessa kopioinnista on saatava lupa.

Postiosoite
Viikinkaari 4
00790 Helsinki
metropolilab@metropolilab.fi

Puhelin
+358 10 391 350

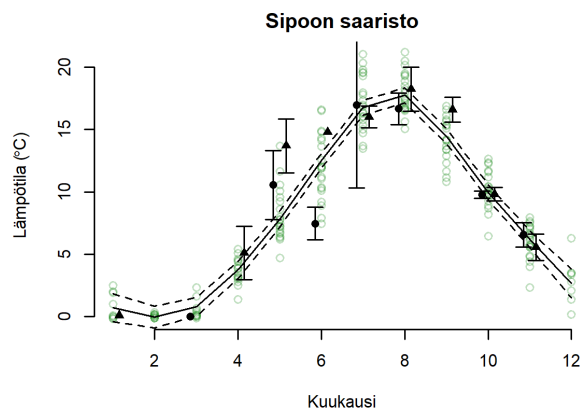
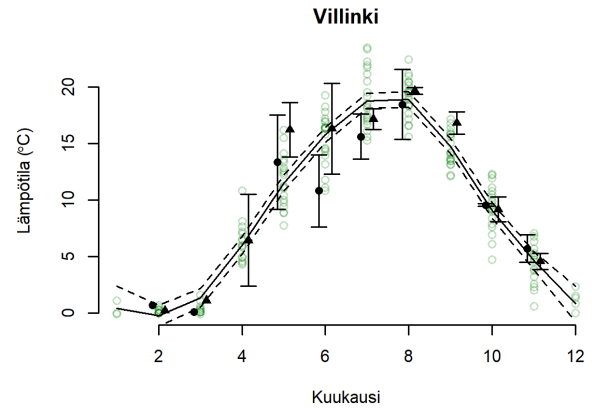
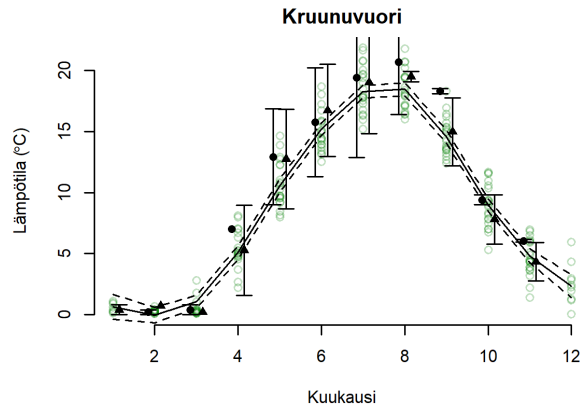
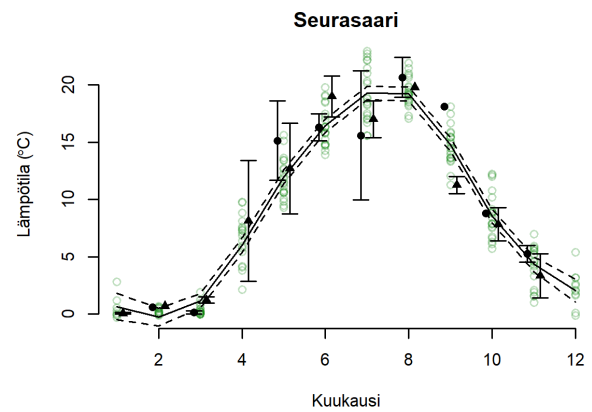
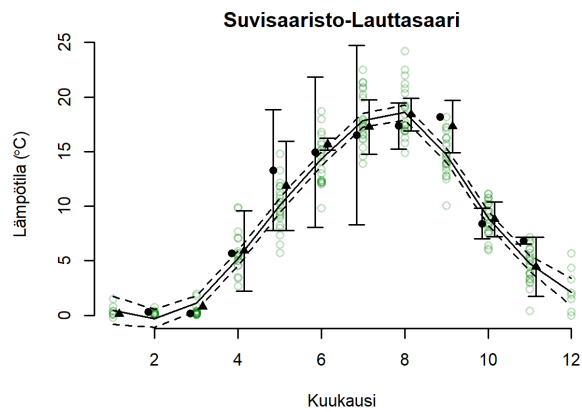
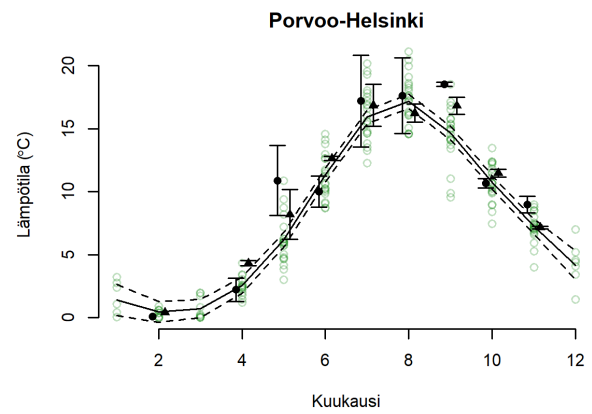
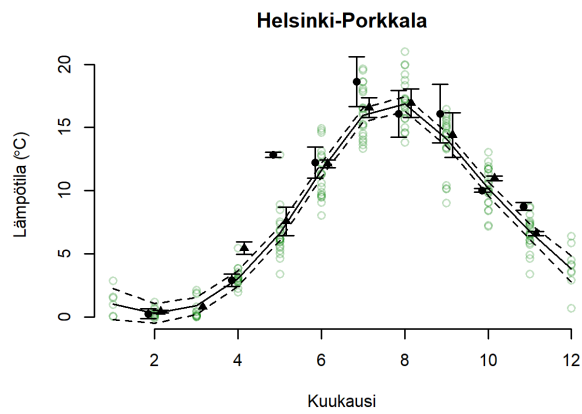
Faksi
+358 9 310 31626

Y-tunnus
2340056-8
Alv. Nro
FI23400568

<http://www.metropolilab.fi>

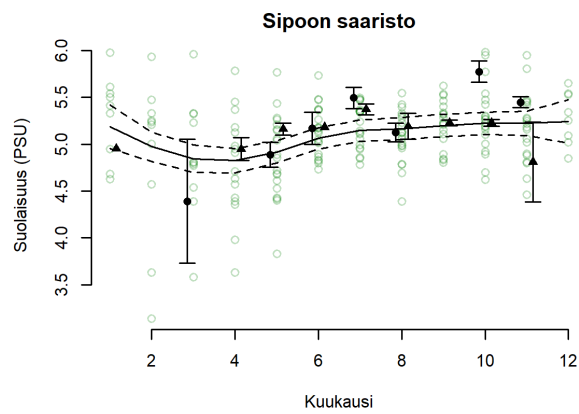
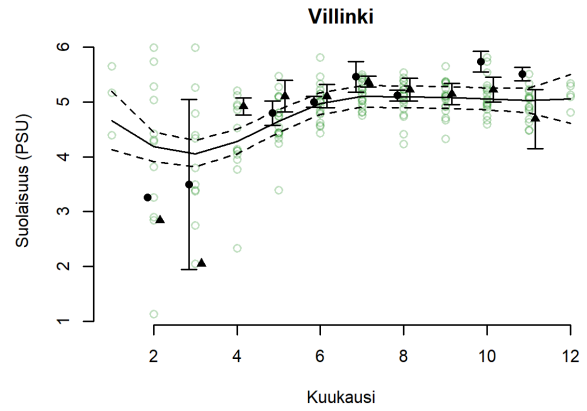
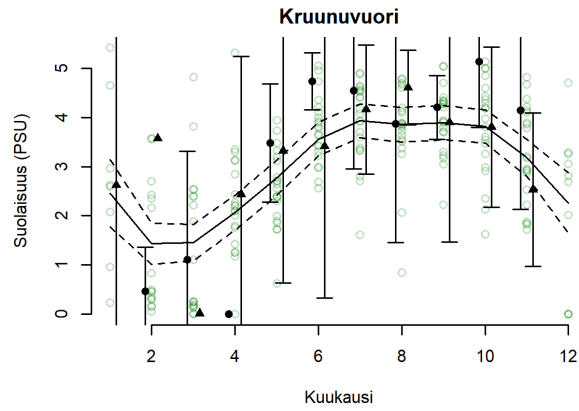
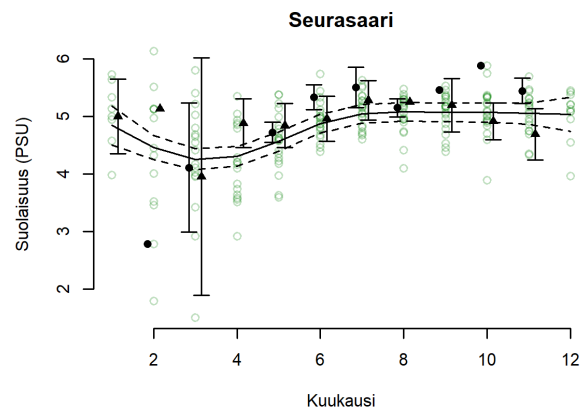
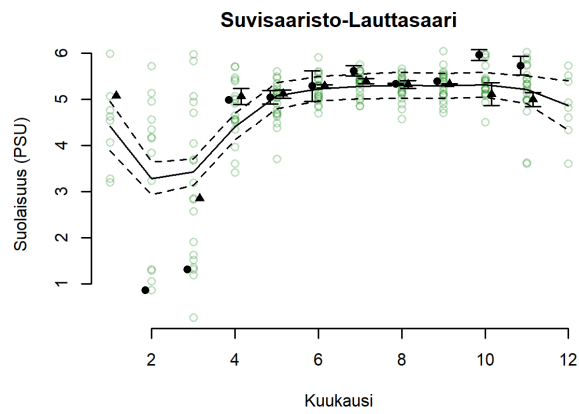
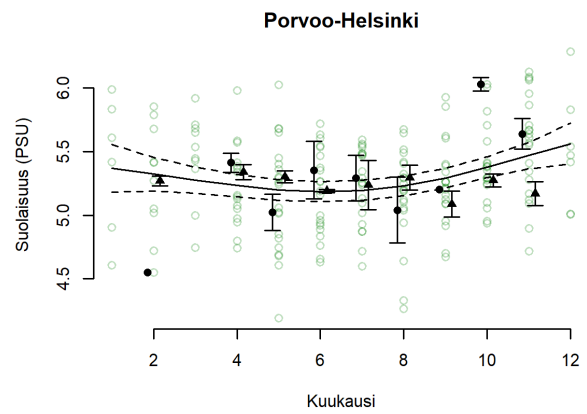
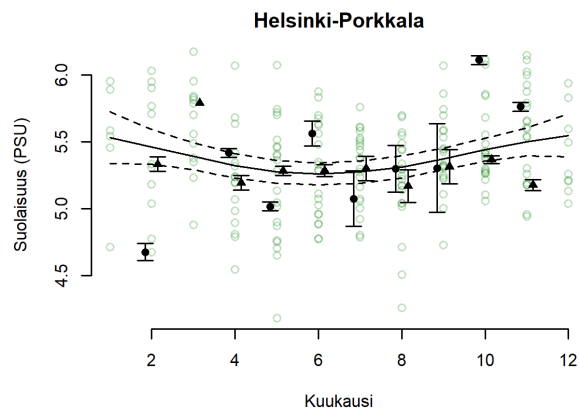
Liite 3

Pintavesi (0 - 0.5 m)



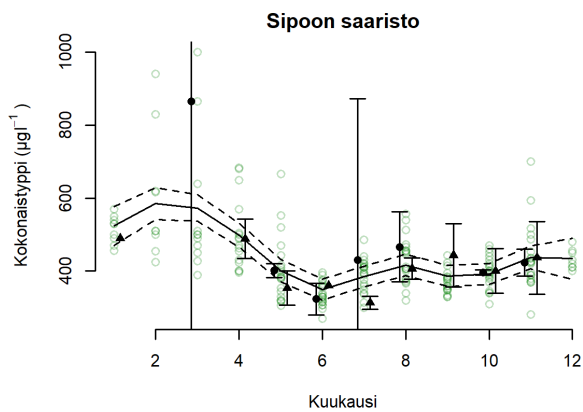
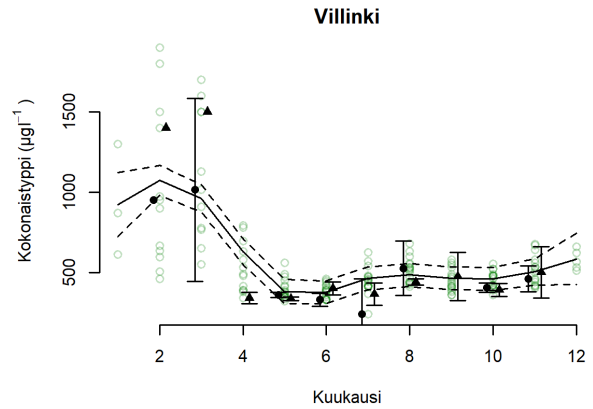
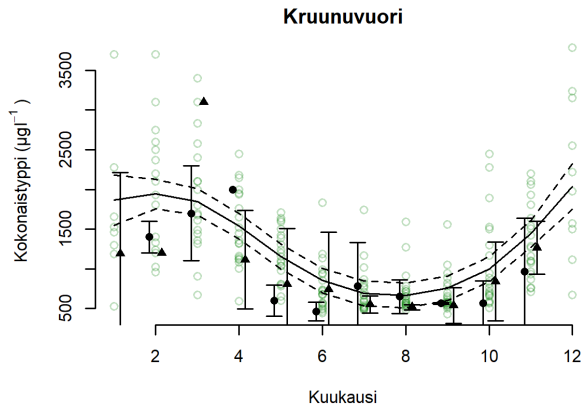
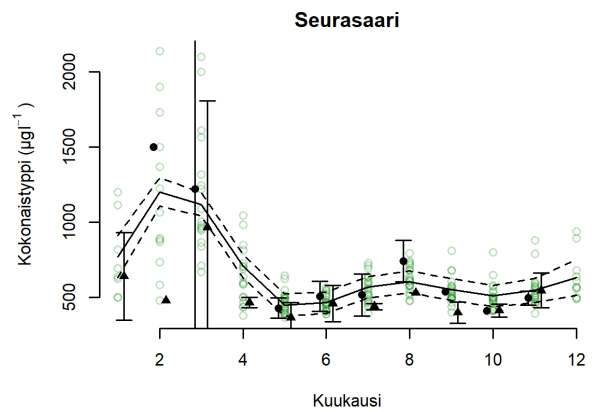
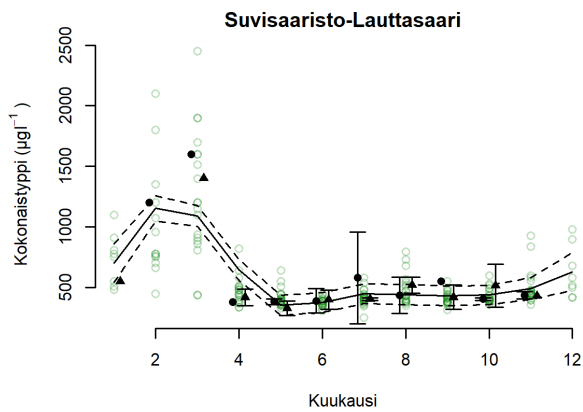
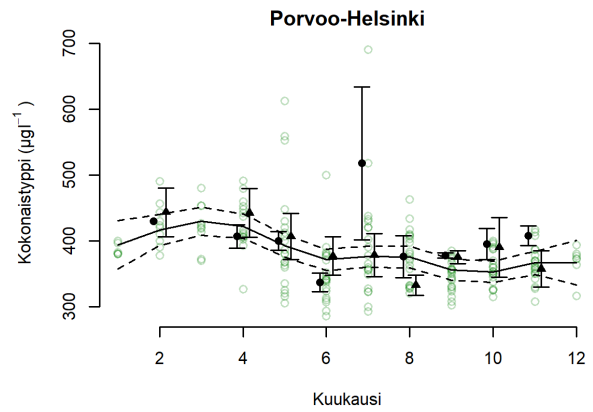
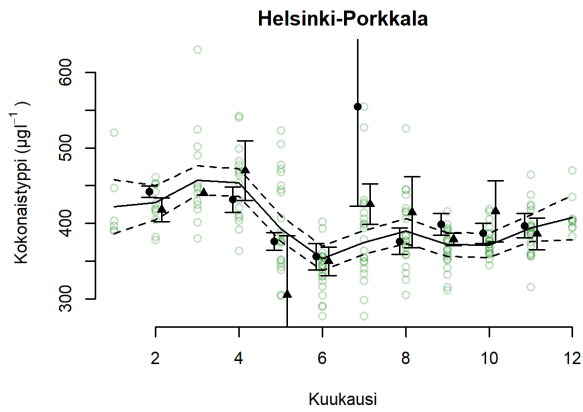
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pintavesi (0 - 0.5 m)



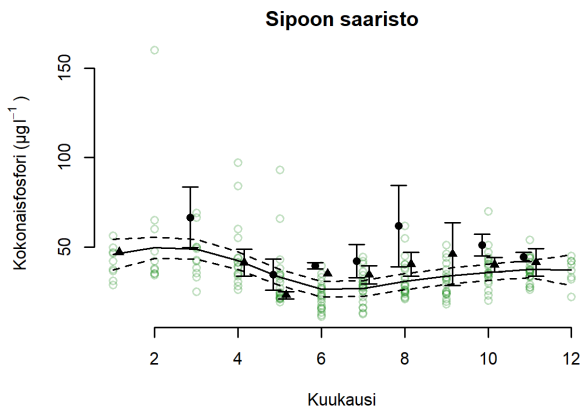
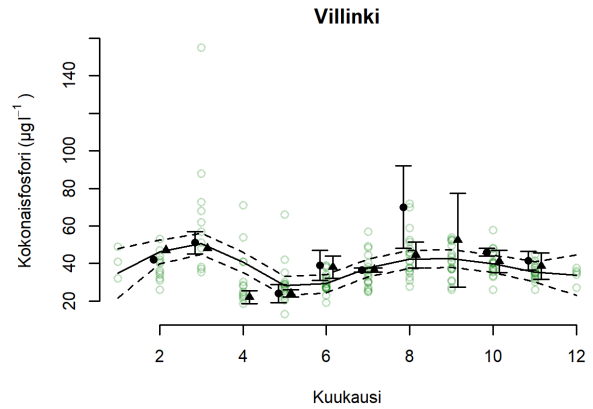
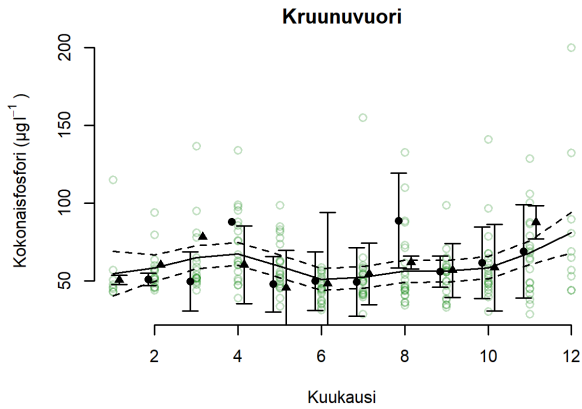
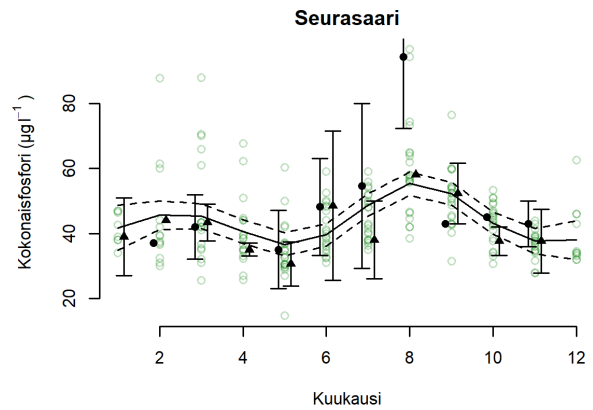
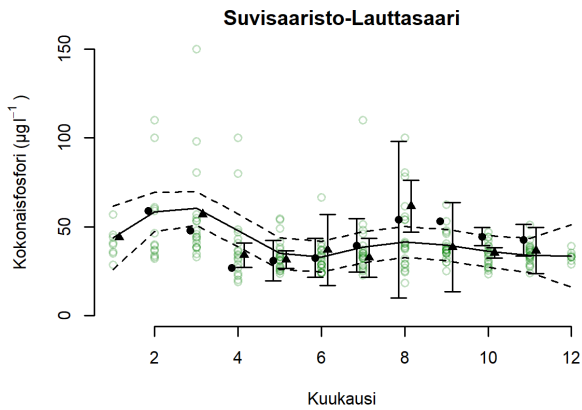
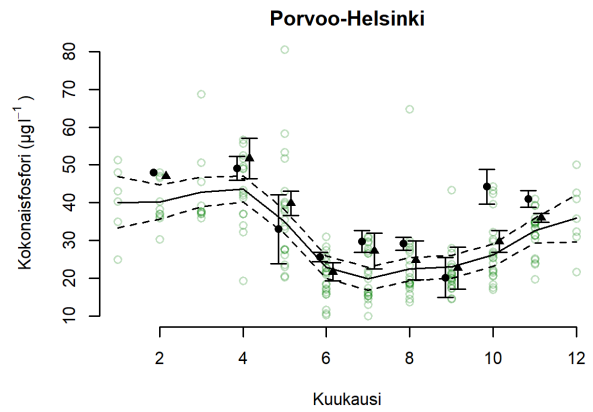
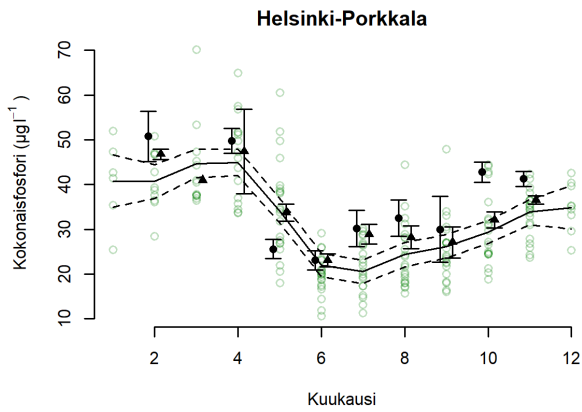
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pintavesi (0 - 0.5 m)



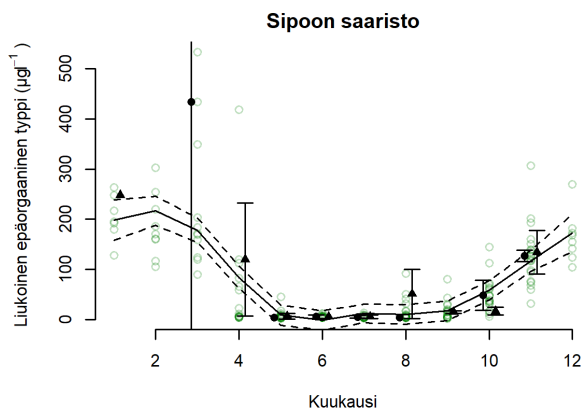
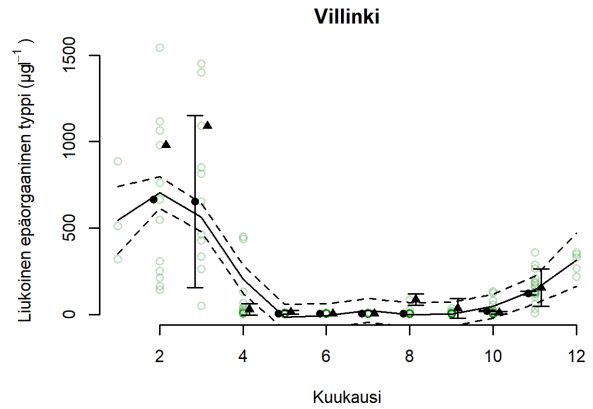
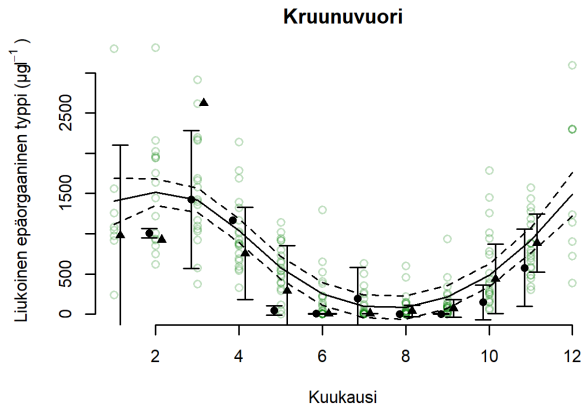
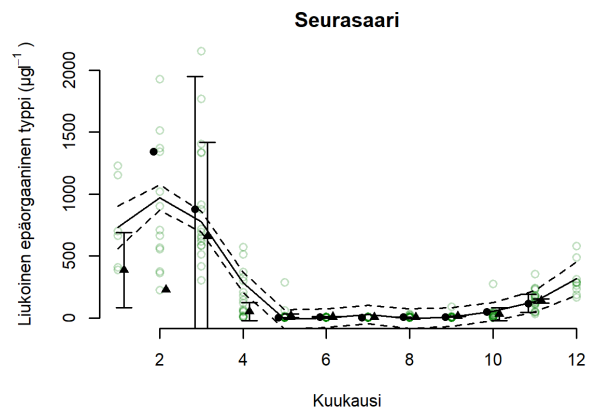
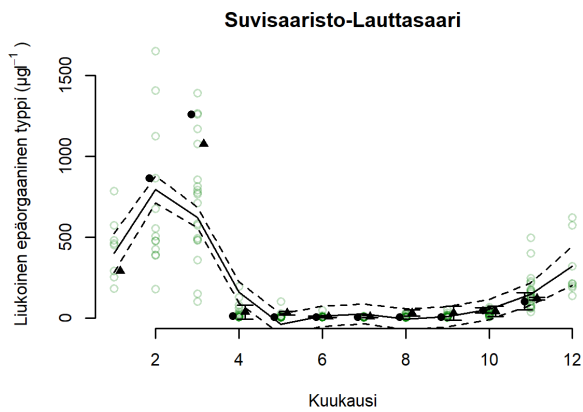
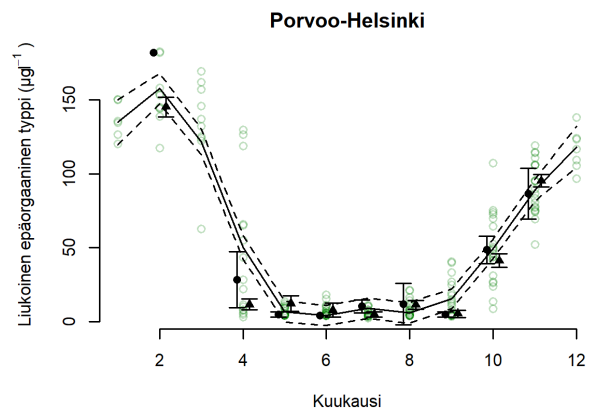
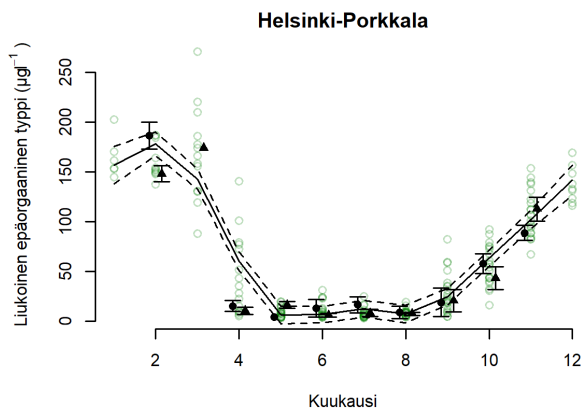
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pintavesi (0 - 0.5 m)



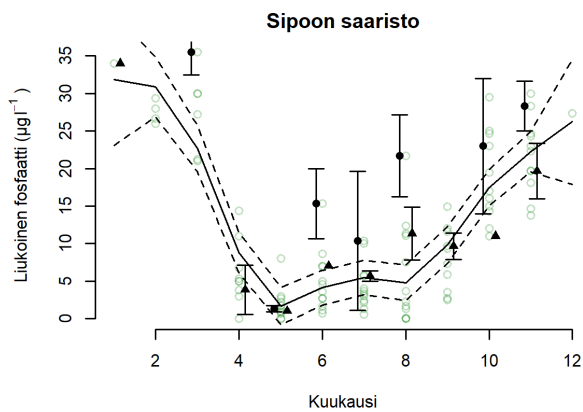
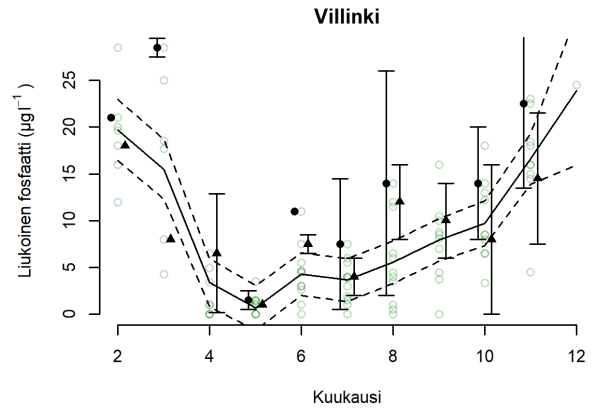
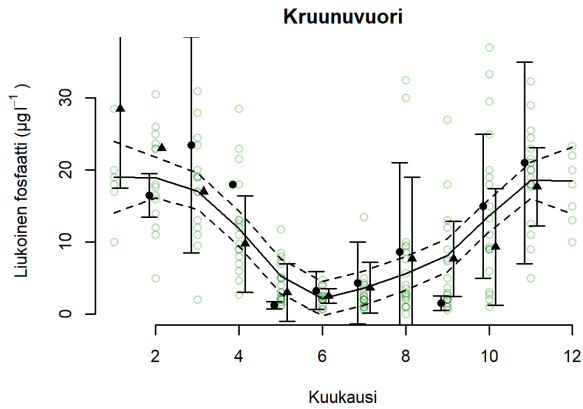
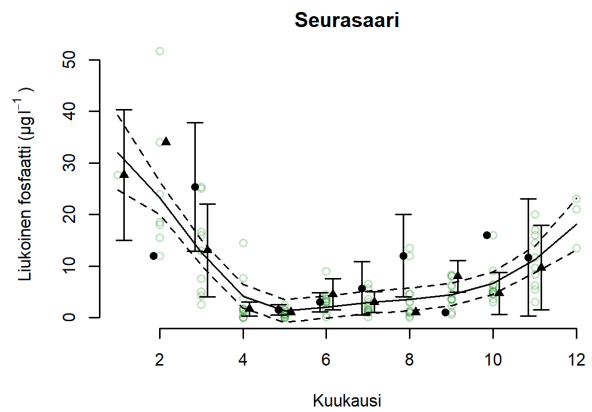
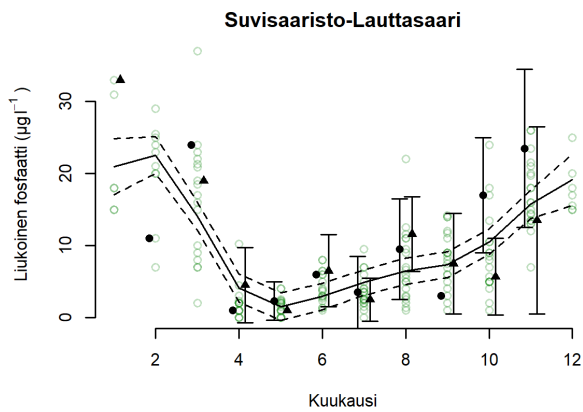
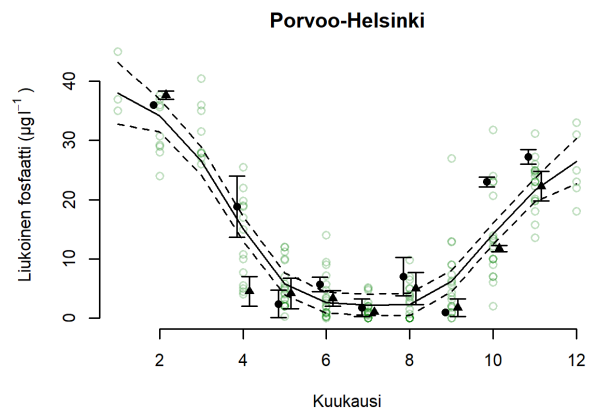
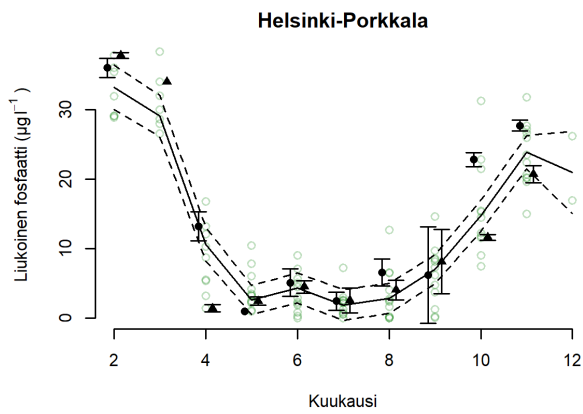
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pintavesi (0 - 0.5 m)



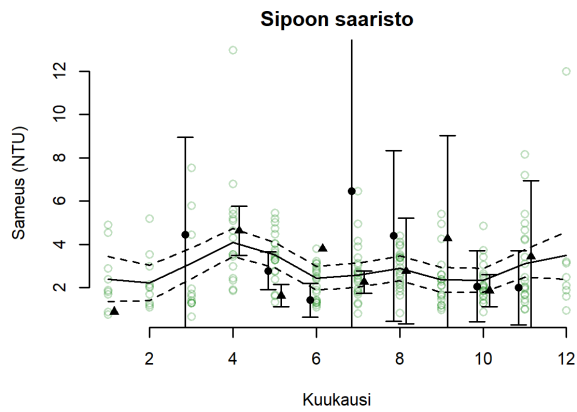
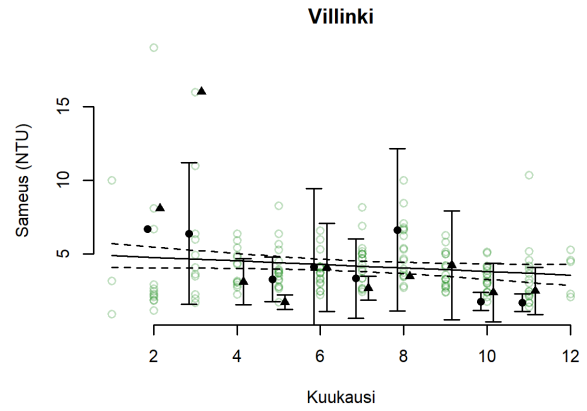
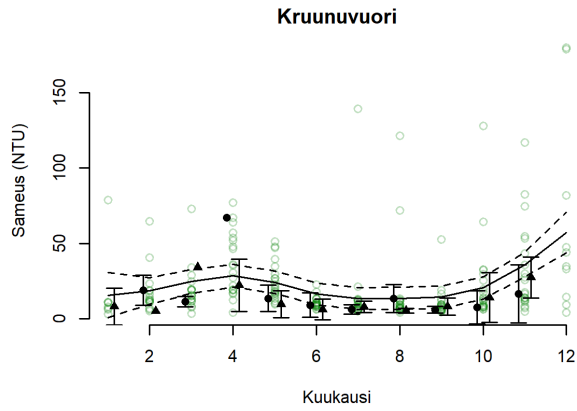
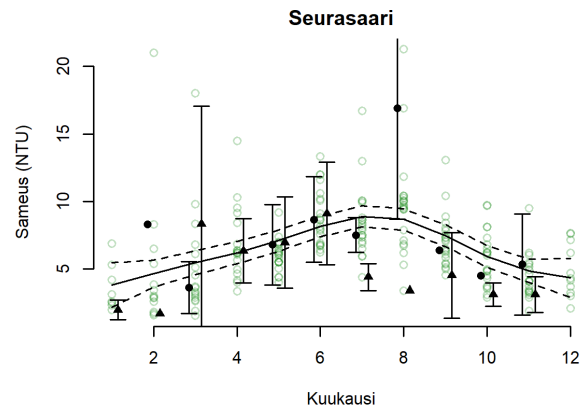
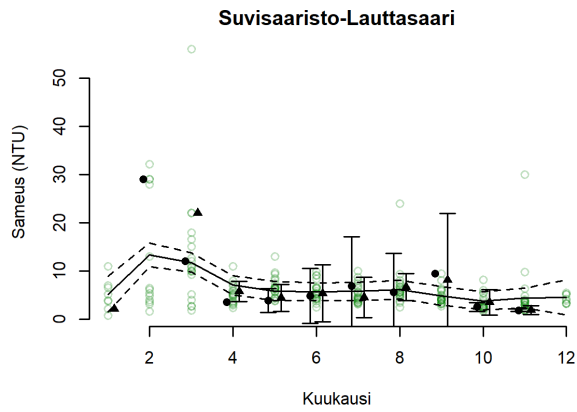
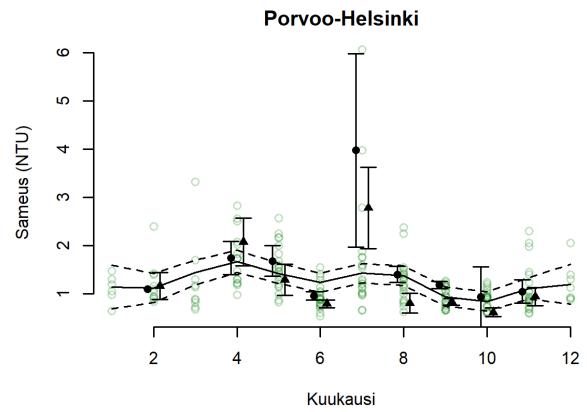
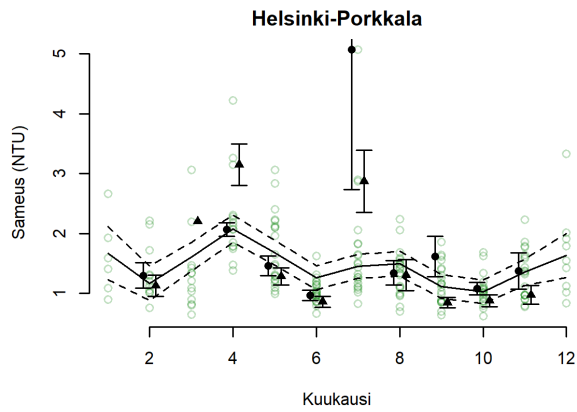
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pintavesi (0 - 0.5 m)



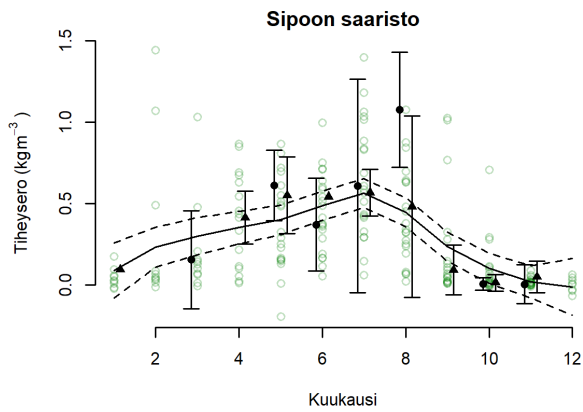
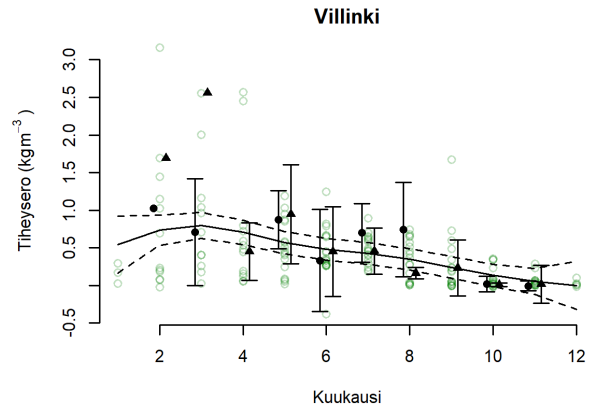
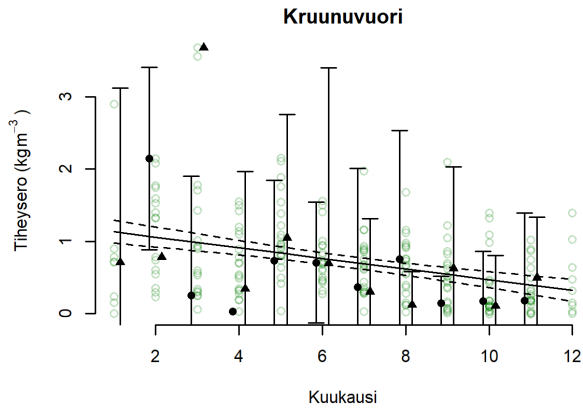
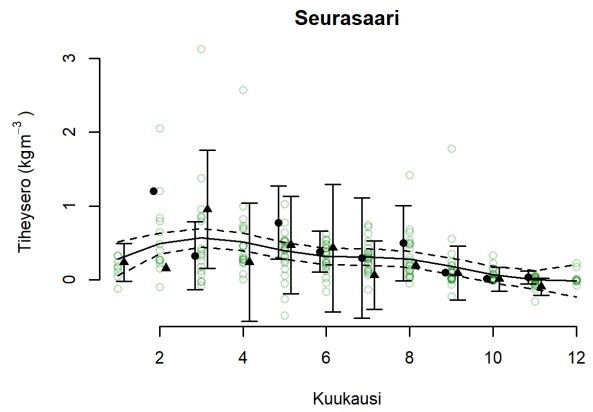
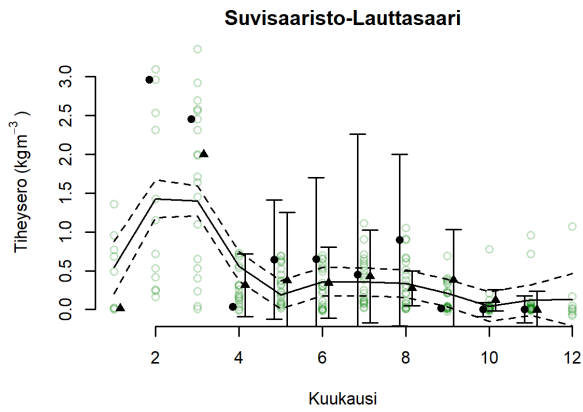
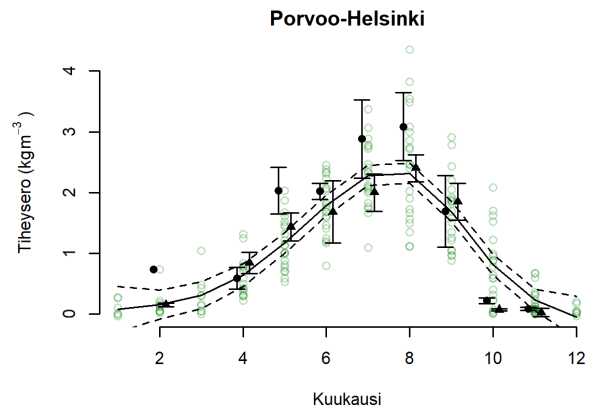
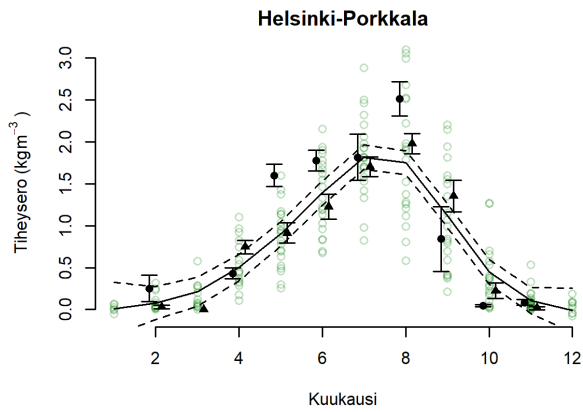
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pintavesi (0 - 0.5 m)



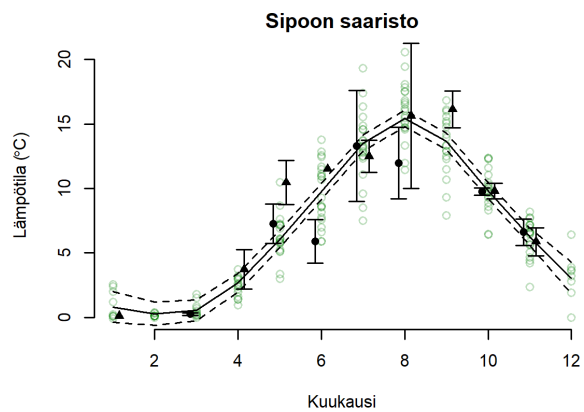
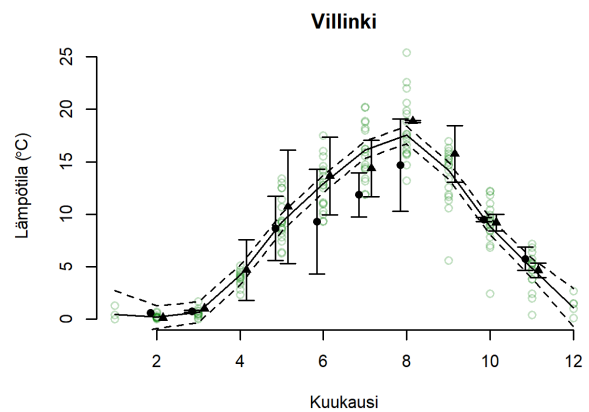
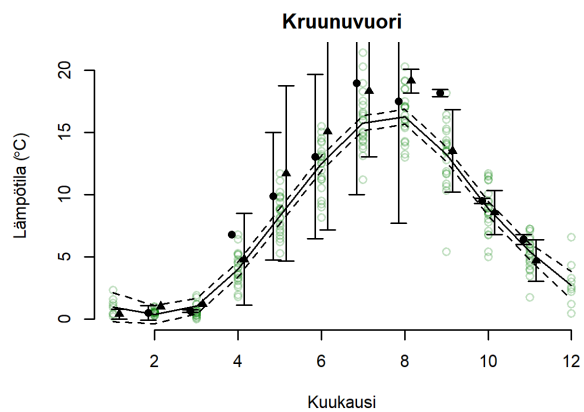
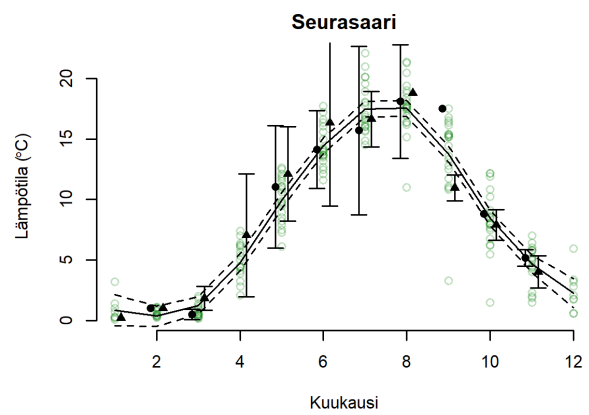
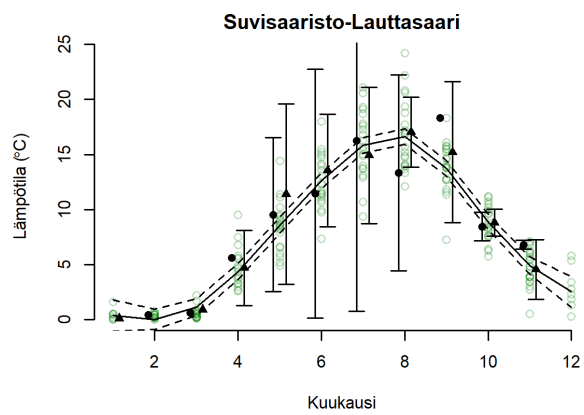
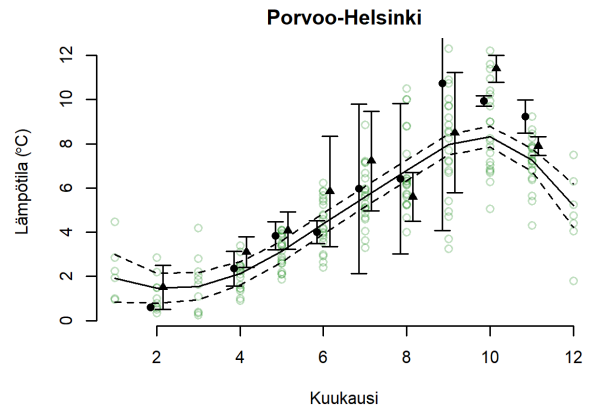
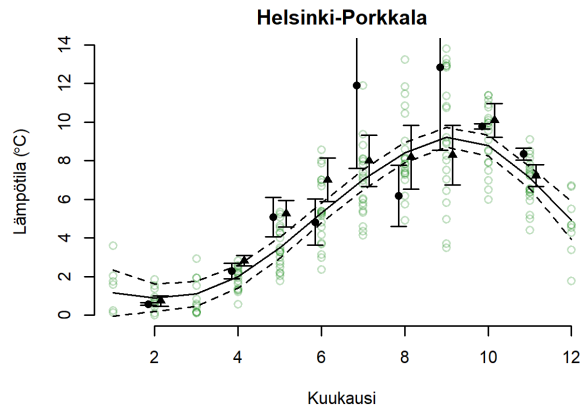
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pinta- ja pohjanläheisen veden tiheysero



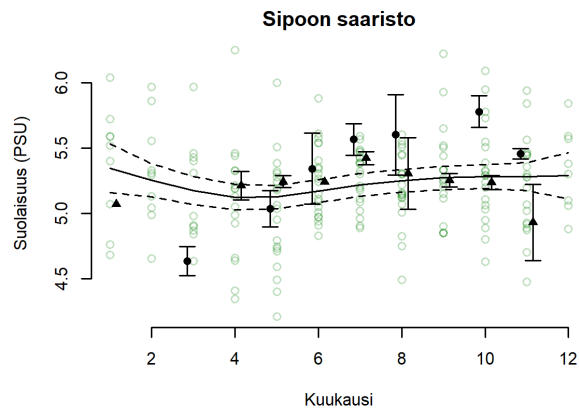
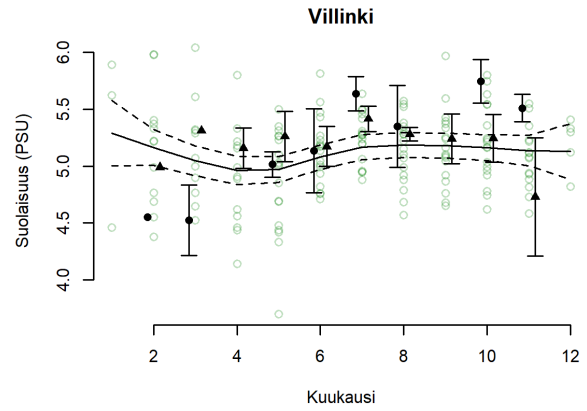
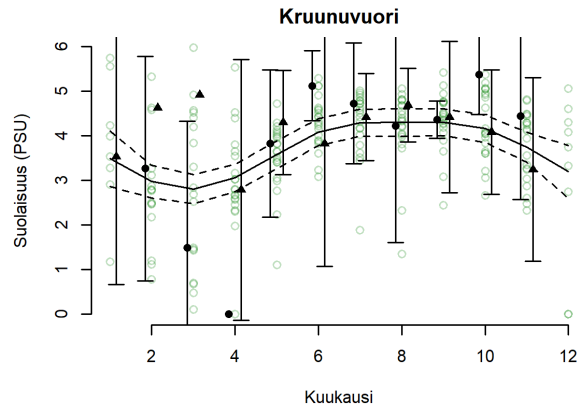
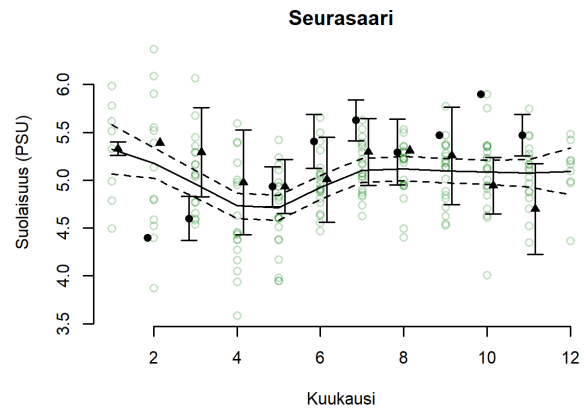
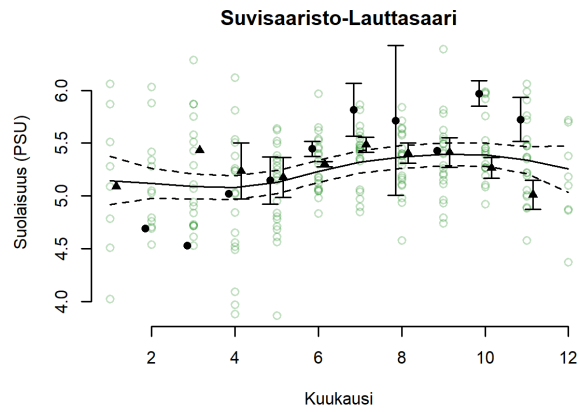
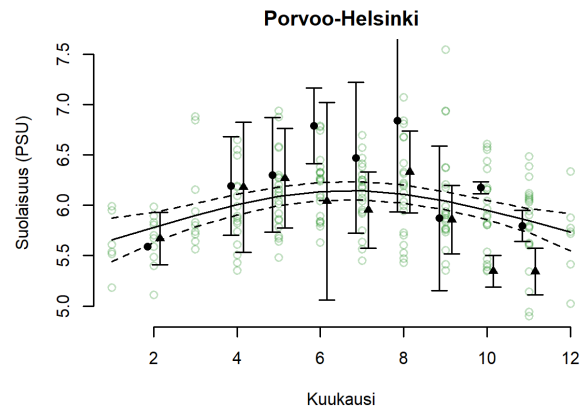
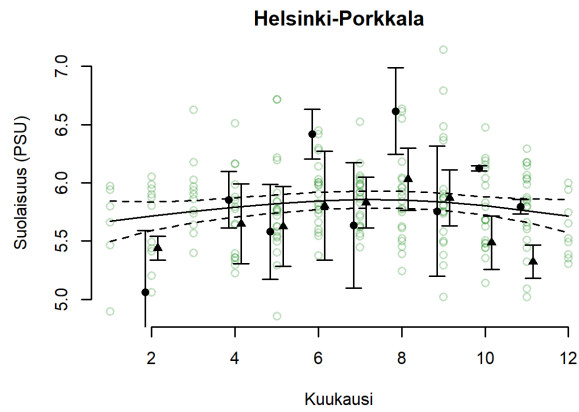
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



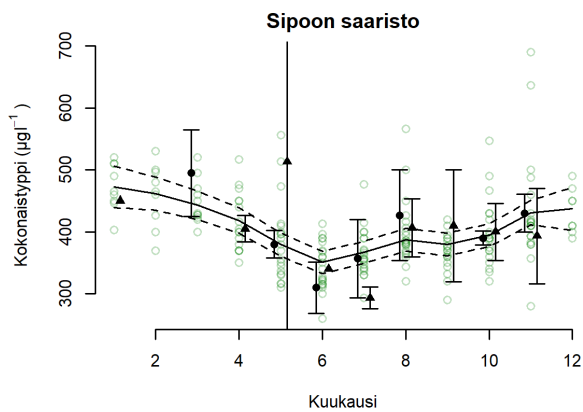
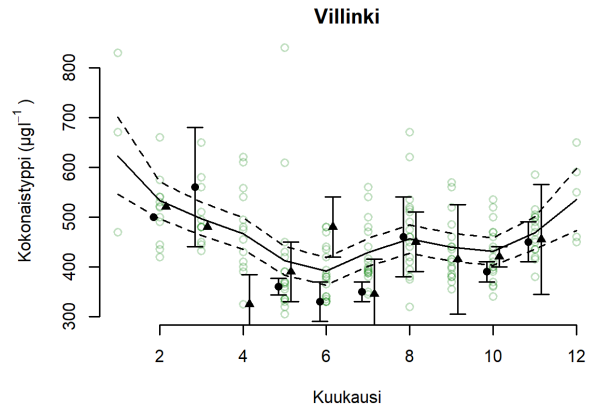
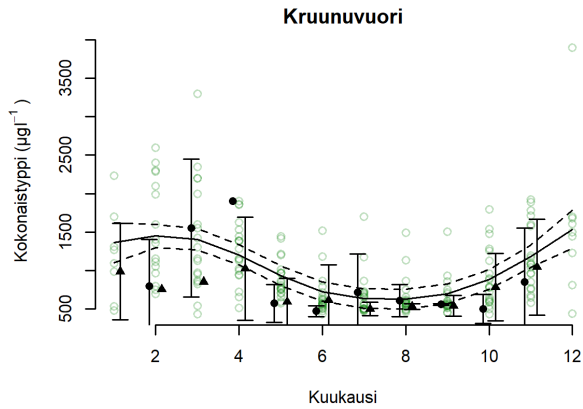
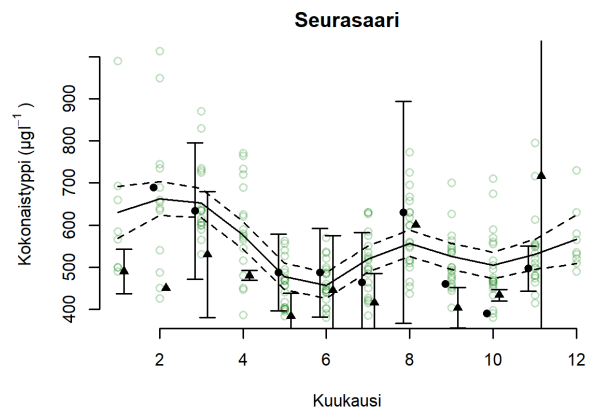
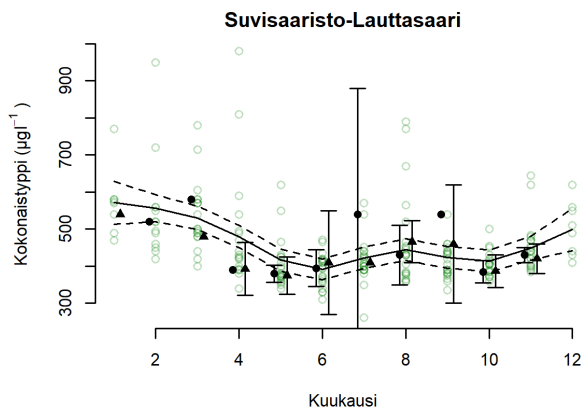
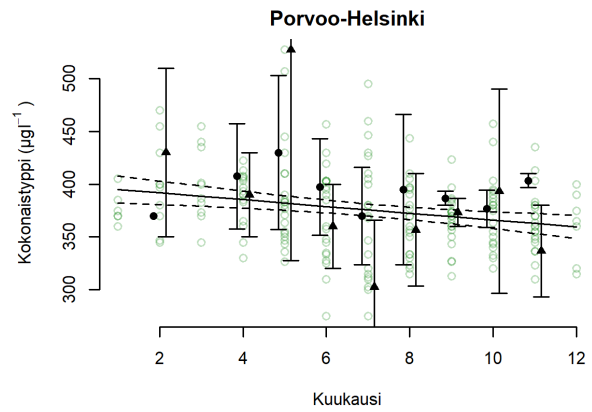
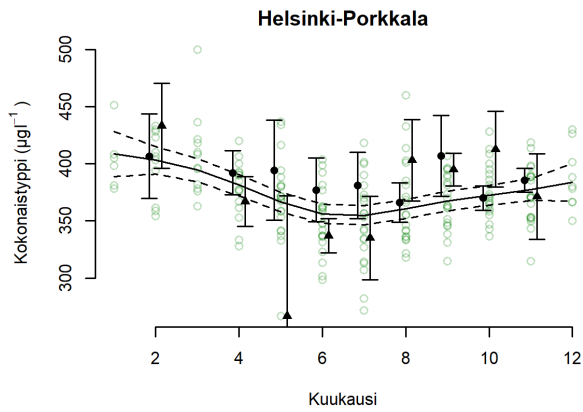
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



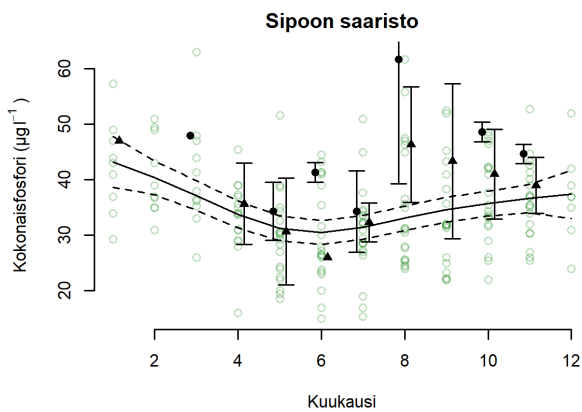
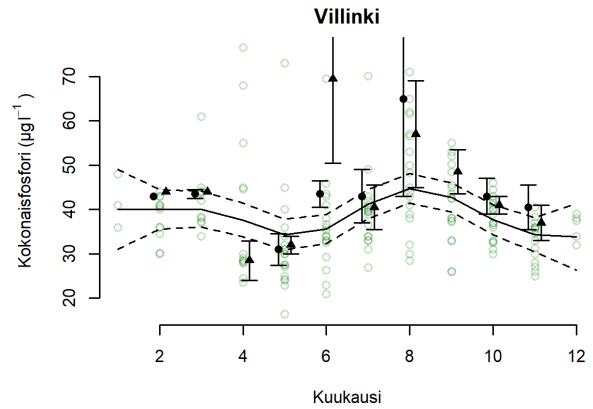
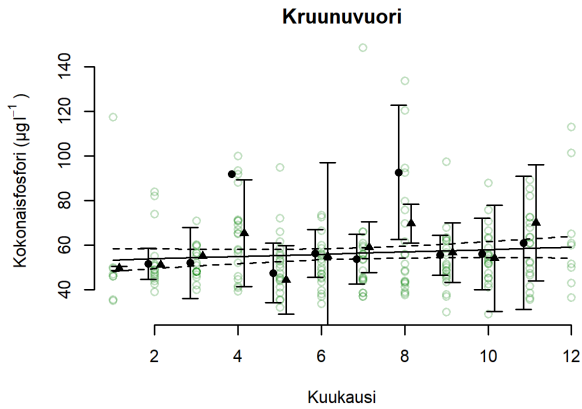
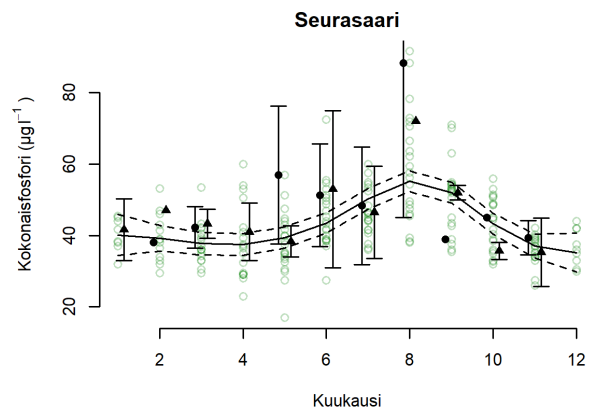
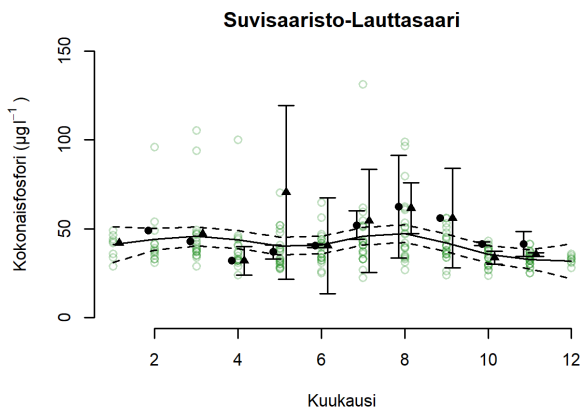
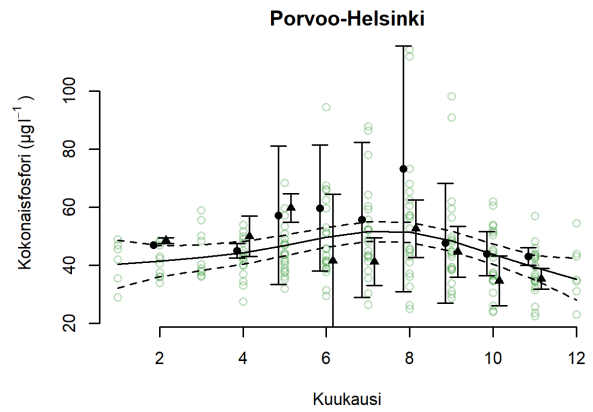
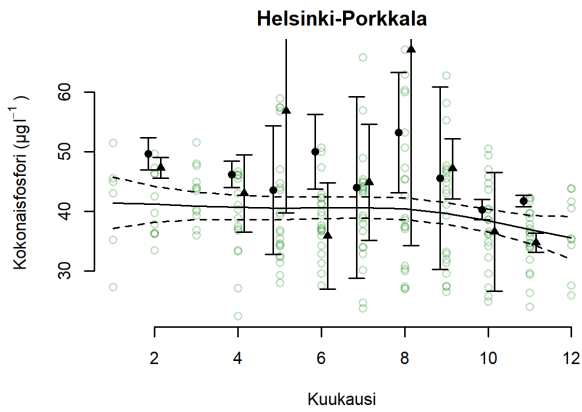
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



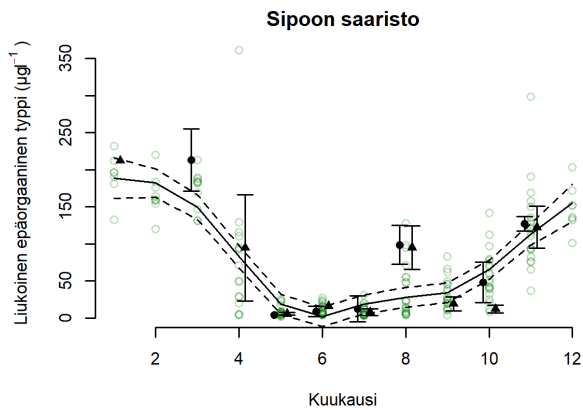
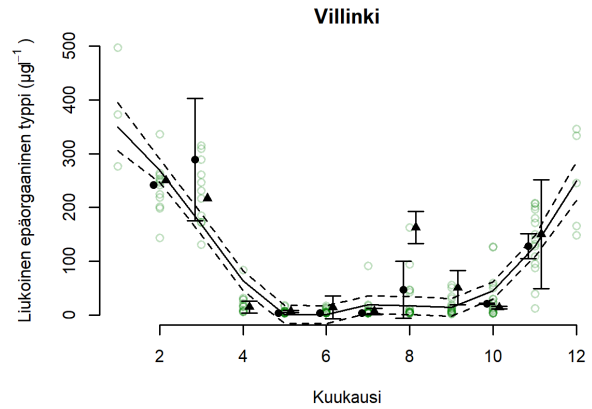
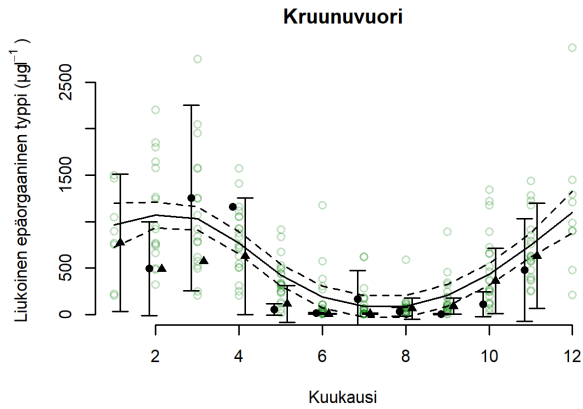
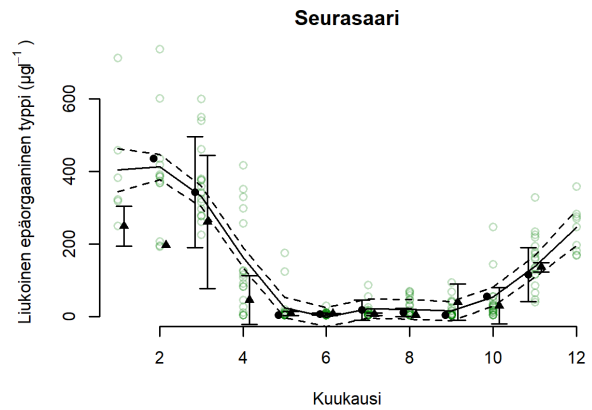
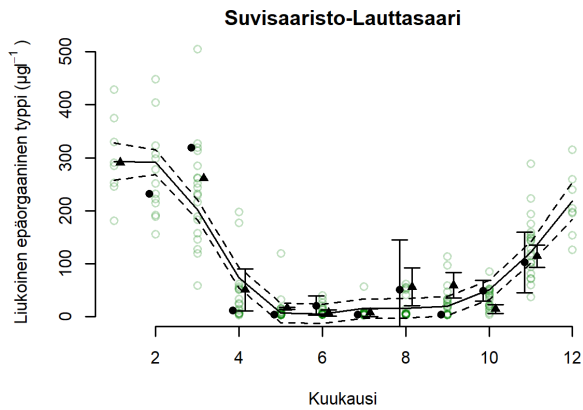
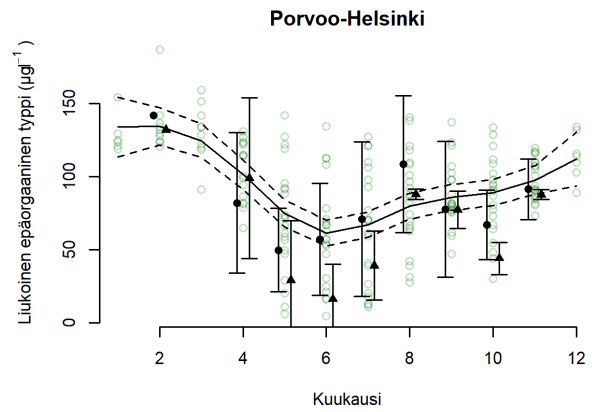
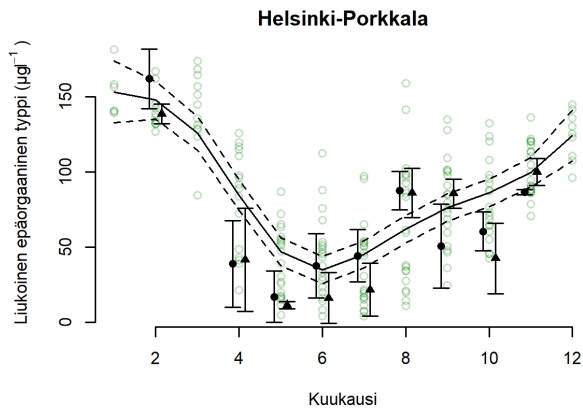
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



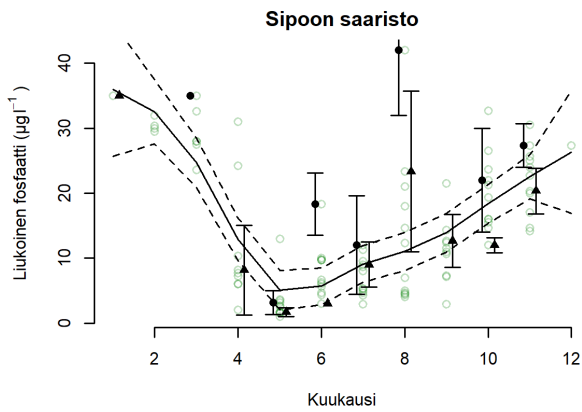
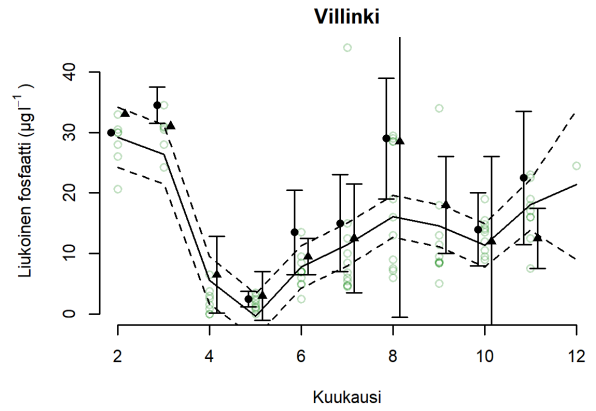
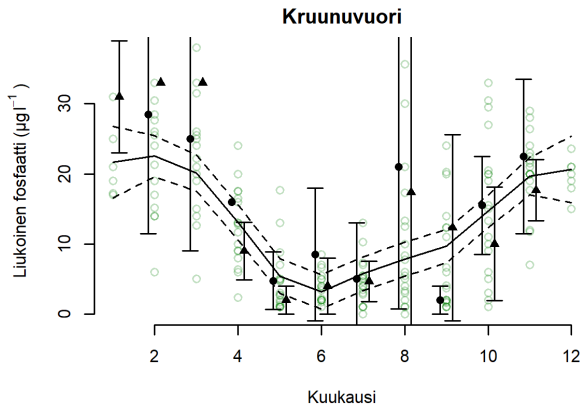
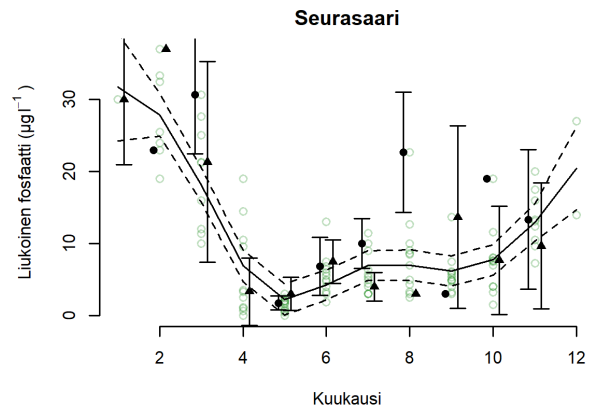
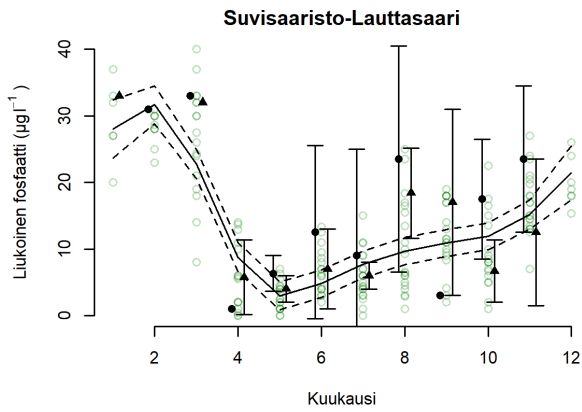
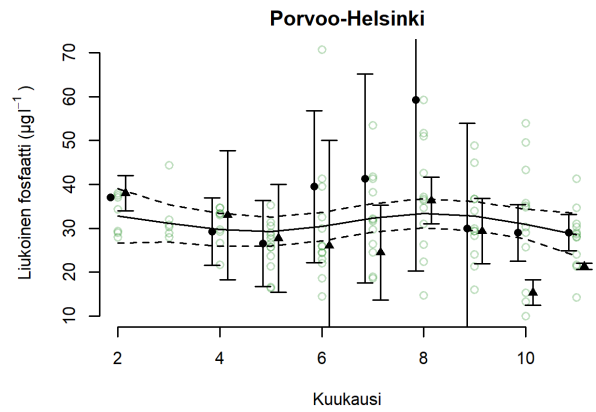
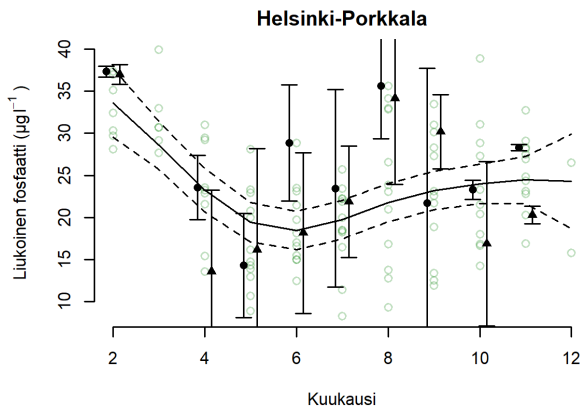
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



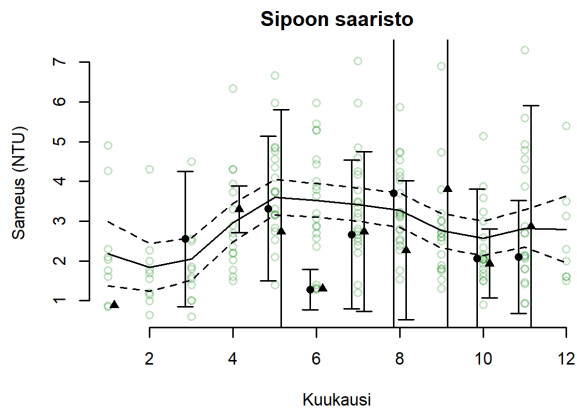
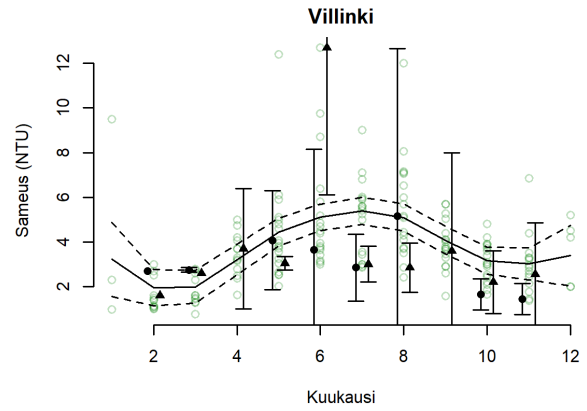
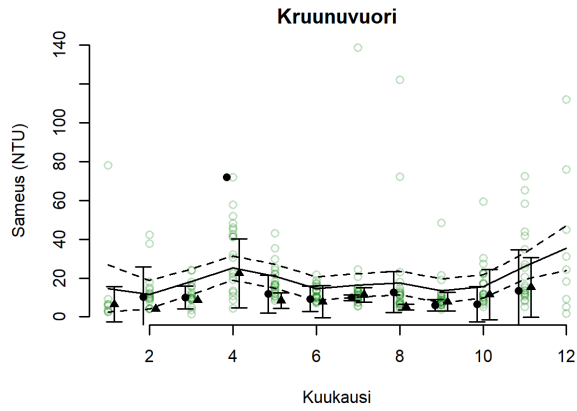
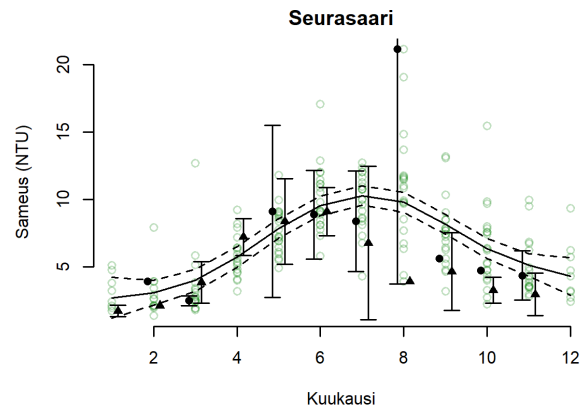
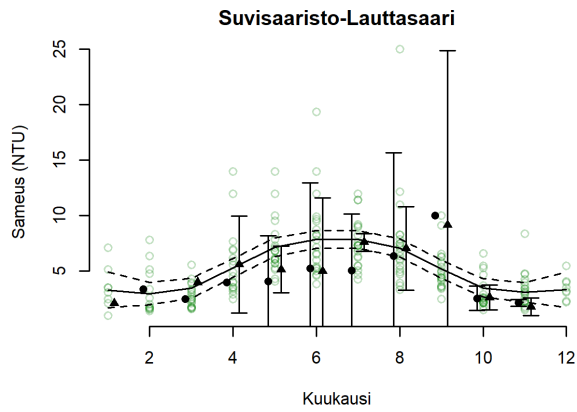
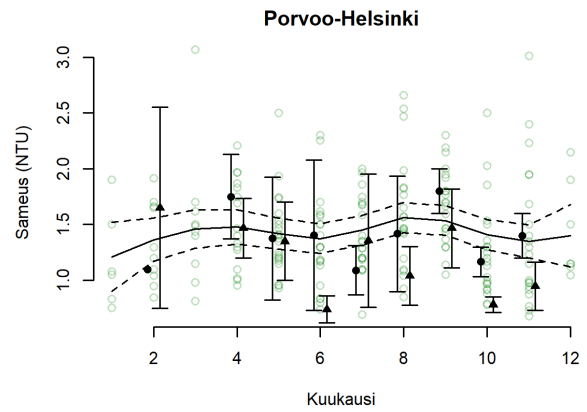
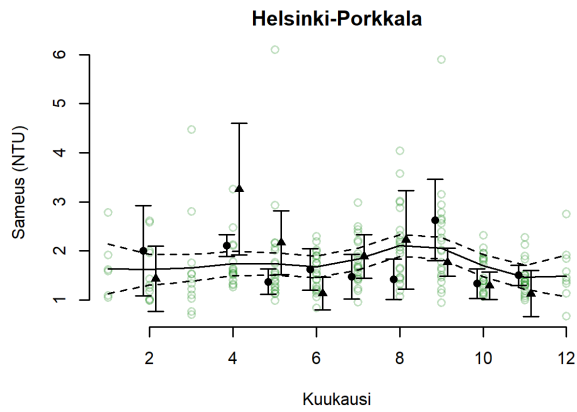
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



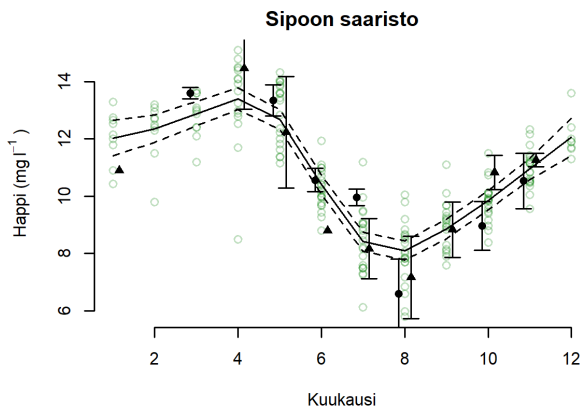
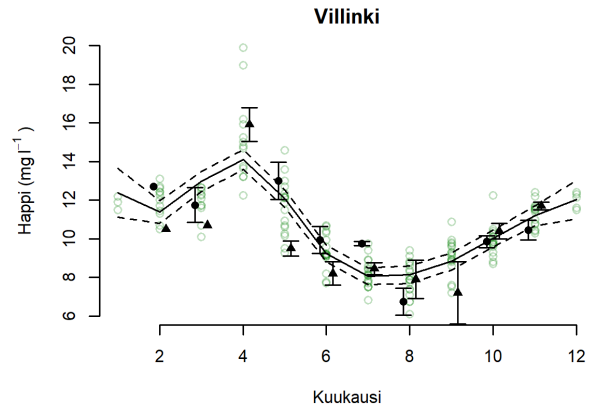
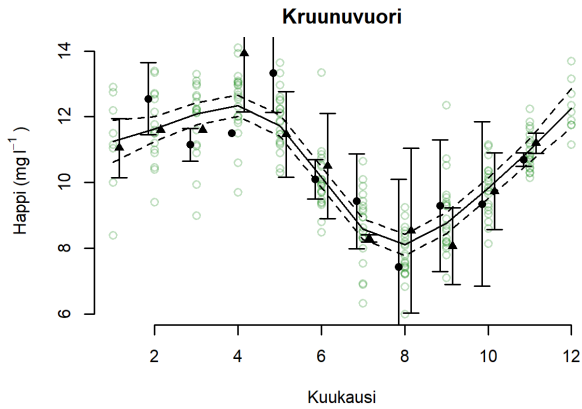
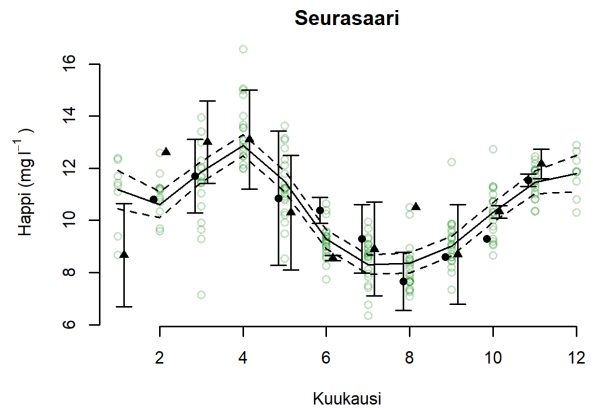
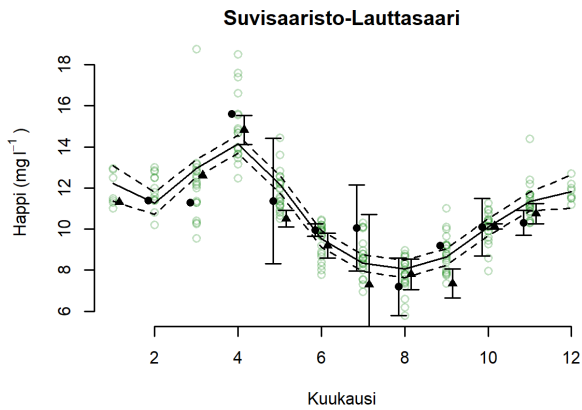
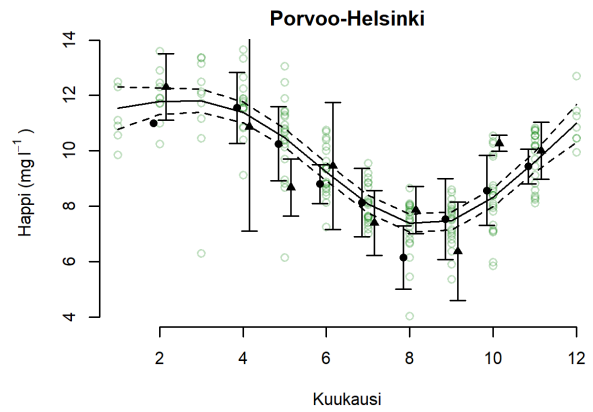
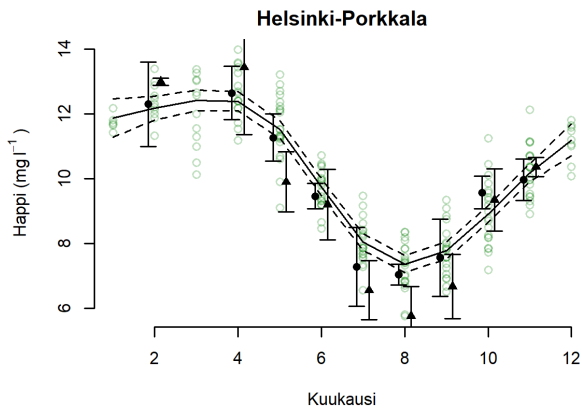
- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Pohjanläheinen vesi (näyteaseman vesisyvyys +1 m)



- Kaikki havainnot
- 2018 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- ▲ 2019 keskiarvo ja 95% luottamusväli
- Kaikki keskiarvo
- - - Kaikki 95% luottamusväli

Liite 4

Liite 4. Pohjaeläintulokset havaintopaikoittain vuonna 2018 ja 2019. Taulukossa taksoni, yksilölukumäärä ja paino. Likaantumista/organista kuormitusta ilmentävät pohjaeläinlajit on merkitty punaisella ja likaantumista/organista kuormitusta karttavat, eli puhtaampia oloja ilmentävät, vihreällä.

111, Skatanselkä 5.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	6.0006	0.00117
Halicryptus spinulosus	3.0003	0.00036
Macoma balthica	1062.10621	42.06916
Manayunchia aestuarina	174.0174	0.00807
Marenzelleria spp.	54.0054	0.312
Neomysis integer	3.0003	0.00246
Oligochaeta	534.05341	0.02523
Ostracoda	966.09661	
Potamopyrgus antipodarum	39.0039	0.06226
Prostoma obscurum	33.0033	0.00696

111, Skatanselkä 29.8.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Halicryptus spinulosus	3.0003	0.00027
Hediste diversicolor	6.0006	0.19697
Macoma balthica	4794.47945	63.8895
Manayunchia aestuarina	108.0108	0.00303
Marenzelleria spp.	390.039	1.83399
Oligochaeta	87.0087	0.02472
Ostracoda	165.0165	
Potamopyrgus antipodarum	168.0168	0.30099
Prostoma obscurum	315.0315	0.15818
Sinelobus Vanhaareni	3.0003	

1142, Itäinen ulkosaaristo, 11.10.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Corophium volutator</i>	3.0003	0.00156
<i>Gammarus</i> sp.	9.0009	0.00684
<i>Halicryptus spinulosus</i>	138.0138	1.67426
<i>Harmothoe sarsi</i>	6.0006	0.00048
<i>Hydrobia</i> sp.	3.0003	0.03636
<i>Jaera</i> sp.	3.0003	0.00186
<i>Macoma balthica</i>	2487.24872	195.08095
<i>Manayunchia aestuarina</i>	9.0009	0.0003
<i>Marenzelleria</i> spp.	2121.21212	7.95386
<i>Monoporeia affinis</i>	267.0267	1.26454
<i>Mytilus trossulus</i>	3.0003	1.35461
<i>Oligochaeta</i>	912.09121	0.41059
Ostracoda	546.05461	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	39.0039	0.04686
<i>Mesidotea entomon</i>	12.0012	3.47105

1142, Itäinen ulkosaaristo, 11.11.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Corophium volutator</i>	30.003	0.05932
<i>Gammarus</i> sp.	3.0003	0.0006
<i>Halicryptus spinulosus</i>	195.0195	3.3351
<i>Jaera albifrons</i>	3.0003	0.00228
<i>Limapontia capitata</i>	66.0066	0.0261
<i>Macoma balthica</i>	3027.30273	142.50261
<i>Manayunchia aestuarina</i>	3.0003	0.00006
<i>Marenzelleria</i> spp.	804.08041	2.20198
<i>Monoporeia affinis</i>	708.07081	2.64803
<i>Oligochaeta</i>	1011.10111	0.47657
Ostracoda	354.0354	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	60.006	0.09796
<i>Mesidotea entomon</i>	24.0024	14.806

1171, Ryssjeholmsfjärden, 25.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	422.44224	6.12264
Gammarus sp.	19.80198	0.00455
Hediste diversicolor	6.60066	0.30673
Macoma balthica	59.40594	2.18033
Marenzelleria spp.	85.80858	1.60858
Neomysis integer	19.80198	0.02046
Oligochaeta	310.23102	0.07624
Ostracoda	1689.76898	
Potamopyrgus antipodarum	39.60396	0.28601
Theodoxus fluviatilis	6.60066	0.25221

1171, Ryssjeholmsfjärden, 19.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	2442.24422	4.56488
Hediste diversicolor	6.60066	0.06884
Macoma balthica	79.20792	0.06891
Marenzelleria spp.	33.0033	0.35327
Oligochaeta	310.23102	0.21663
Ostracoda	600.66007	0
Potamopyrgus antipodarum	19.80198	0.0295
Prostoma obscurum	6.60066	0.01069

118, Espoonlahti, 4.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	1089.10891	8.5635
Gammarus sp.	6.60066	0.00422
Macoma balthica	46.20462	0.0402
Oligochaeta	1366.33663	0.72766
Ostracoda	171.61716	0
Potamopyrgus antipodarum	13.20132	0.00376

118, Espoonlahti, 10.10.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	1075.90759	5.77386
Neomysis integer	13.20132	0.1233
Oligochaeta	561.05611	0.43644
Potamopyrgus antipodarum	13.20132	0.00455

123, Stora Mickelskären, 24.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Halicryptus spinulosus</i>	129.0129	3.07942
<i>Macoma balthica</i>	711.07111	49.28095
<i>Marenzelleria</i> spp.	4872.48725	25.19463
<i>Monoporeia affinis</i>	48.0048	0.15995
Ostracoda	1044.10441	

123, Stora Mickelskären, 1.8.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Chironomus</i> spp.	3.0003	0.00663
<i>Halicryptus spinulosus</i>	78.0078	2.20306
<i>Macoma balthica</i>	492.0492	39.41959
<i>Marenzelleria</i> spp.	5289.52895	29.21185
<i>Monoporeia affinis</i>	105.0105	0.16982
Ostracoda	672.06721	
<i>Mesidotea entomon</i>	6.0006	0.01767

1259, Katajaluoto, 3.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Gammarus</i> sp.	33.0033	0.02898
<i>Halicryptus spinulosus</i>	48.0048	0.82814
<i>Macoma balthica</i>	927.09271	164.46664
<i>Marenzelleria</i> spp.	1692.16922	5.60264
<i>Monoporeia affinis</i>	90.009	0.158
<i>Neomysis integer</i>	3.0003	0.00036
<i>Oligochaeta</i>	18.0018	0.00195
Ostracoda	534.05341	
<i>Mesidotea entomon</i>	24.0024	12.74938

1259, Katajaluoto, 9.10.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Halicryptus spinulosus</i>	138.0138	0.34761
<i>Limapontia capitata</i>	3.0003	0.00126
<i>Macoma balthica</i>	2232.22322	74.95926
<i>Marenzelleria</i> spp.	2655.26553	6.90624
<i>Monoporeia affinis</i>	129.0129	0.58491
<i>Oligochaeta</i>	417.0417	0.05953
Ostracoda	5094.50945	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	15.0015	0.01554
<i>Mesidotea entomon</i>	21.0021	9.0132

125P, Katajaluoto, 3.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Gammarus sp.	3.0003	0.00297
Halicryptus spinulosus	126.0126	0.67828
Hydrobia sp.	30.003	0.04221
Limapontia capitata	3.0003	0.00165
Macoma balthica	3000.30003	228.33066
Marenzelleria spp.	4866.48665	10.93345
Monoporeia affinis	72.0072	0.13324
Oligochaeta	480.048	0.22616
Ostracoda	123.0123	
Potamopyrgus antipodarum	159.0159	1.1183
Mesidotea entomon	6.0006	0.03363

125P, Katajaluoto, 9.10.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Corophium volutator	9.0009	0.0069
Halicryptus spinulosus	309.0309	2.86325
Limapontia capitata	27.0027	0.02445
Macoma balthica	2490.24902	124.64758
Manayunchia aestuarina	3.0003	0.00042
Marenzelleria spp.	4689.46895	14.0393
Monoporeia affinis	210.021	1.15677
Neomysis integer	3.0003	0.00468
Oligochaeta	588.05881	0.21401
Ostracoda	3762.37624	
Potamopyrgus antipodarum	300.03	0.56088
Mesidotea entomon	6.0006	0.47882

147P, Knaperskär, 4.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	12.0012	0.13168
Gammarus sp.	3.0003	0.00105
Halicryptus spinulosus	3.0003	0.00054
Macoma balthica	102.0102	18.96241
Marenzelleria spp.	138.0138	0.56706
Oligochaeta	9.0009	0.0024
Ostracoda	6.0006	
Mesidotea entomon	3.0003	0.77423

147P, Knaperskär, 28.10.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Corophium volutator</i>	21.0021	0.01176
<i>Gammarus</i> sp.	6.0006	0.00306
<i>Halicryptus spinulosus</i>	183.0183	2.12211
<i>Limapontia capitata</i>	12.0012	0.00291
<i>Macoma balthica</i>	1311.13111	101.3222
<i>Marenzelleria</i> spp.	1449.14491	8.40243
<i>Monoporeia affinis</i>	243.0243	1.09604
<i>Oligochaeta</i>	906.09061	0.4613
Ostracoda	288.0288	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	21.0021	0.03243
<i>Mesidotea entomon</i>	27.0027	11.34926

166, Pentarn, 11.10.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Harmothoe sarsi</i>	3.0003	0.00084
<i>Macoma balthica</i>	3.0003	0.00261
<i>Marenzelleria</i> spp.	21.0021	0.03891
<i>Neomysis integer</i>	3.0003	0.00204
<i>Oligochaeta</i>	24.0024	0.0024

166, Pentarn, 15.10.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Marenzelleria</i> spp.	54.0054	0.07159
<i>Neomysis integer</i>	3.0003	0.00816
<i>Oligochaeta</i>	51.0051	0.00324
Ostracoda	6.0006	

181, Musta-Hevonen, 5.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Macoma balthica</i>	6.0006	1.16505
<i>Marenzelleria</i> spp.	3.0003	0.00237
<i>Oligochaeta</i>	12.0012	0.00027
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	6.0006	0.00912

181, Musta-Hevonen, 29.8.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Chironomus</i> spp.	3.0003	0.02415
<i>Macoma balthica</i>	9.0009	0.03021
<i>Marenzelleria</i> spp.	3.0003	0.00357
Ostracoda	6.0006	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3.0003	0.00213

189, Björköfjärden, 4.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	726.07261	5.35254
Gammarus sp.	13.20132	0.01056
Hediste diversicolor	6.60066	0.00026
Macoma balthica	382.83828	6.57703
Manayunchia aestuarina	125.41254	0.00389
Marenzelleria spp.	105.61056	0.73195
Oligochaeta	818.48185	0.28924
Ostracoda	2211.22112	
Potamopyrgus antipodarum	46.20462	0.10172

189, Björköfjärden, 19.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	1108.91089	3.76614
Corophium volutator	6.60066	0.00073
Halicryptus spinulosus	6.60066	0.00086
Macoma balthica	1339.93399	10.0105
Manayunchia aestuarina	66.0066	0.00238
Marenzelleria spp.	26.40264	0.04257
Oligochaeta	1155.11551	0.67142
Ostracoda	2052.80528	
Potamopyrgus antipodarum	52.80528	0.08231
Prostoma obscurum	13.20132	0.02383

25, Vartiokylänlahti, 23.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	1062.70627	14.9297
Macoma balthica	26.40264	0.88904
Manayunchia aestuarina	6.60066	0.00026
Marenzelleria spp.	13.20132	0.42158
Oligochaeta	1075.90759	0.67185
Ostracoda	1353.13531	
Potamopyrgus antipodarum	26.40264	0.13017

25, Vartiokylänlahti, 29.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	1207.92079	1.98462
Macoma balthica	132.0132	0.11485
Oligochaeta	943.89439	0.51531
Ostracoda	1095.70957	

4, Vanhankaupunginselkä, 23.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	811.88119	13.98178
Gammarus sp.	19.80198	0.00165
Macoma balthica	13.20132	0.01149
Neomysis integer	6.60066	0.00053
Oligochaeta	1280.52805	0.95201
Ostracoda	290.42904	
Potamopyrgus antipodarum	6.60066	0.01215

4, Vanhankaupunginselkä, 16.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	2963.69637	5.71201
Macoma balthica	33.0033	0.02871
Marenzelleria spp.	6.60066	0.02033
Oligochaeta	1095.70957	0.61307
Ostracoda	1458.74587	

57, Kytön väylä, 24.9.2018

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Marenzelleria spp.	15.0015	0.07924
Ostracoda	42.0042	

57, Kytön väylä, 28.10.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Gammarus sp.	6.0006	0.00069
Halicryptus spinulosus	3.0003	0.00006
Macoma balthica	6.0006	0.05878
Marenzelleria spp.	33.0033	0.04497
Ostracoda	612.06121	

87, Laajalahti, 1.11.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	917.49175	17.93921
Gammarus sp.	6.60066	0.00198
Oligochaeta	382.83828	0.19241
Ostracoda	1735.9736	

87, Laajalahti, 12.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	349.83498	4.12647
Fabricia sabella	6.60066	0.00066
Gammarus sp.	6.60066	0.00046
Macoma balthica	46.20462	0.0402
Oligochaeta	699.66997	0.23855
Ostracoda	1188.11881	

94, Porsas, 25.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	46.20462	0.67122
Macoma balthica	6.60066	2.84937
Oligochaeta	528.05281	0.33729
Ostracoda	534.65347	
Potamopyrgus antipodarum	19.80198	0.11848

94, Porsas, 12.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Chironomus spp.	1379.53795	9.97828
Macoma balthica	620.46205	7.95921
Manayunchia aestuarina	6.60066	0.00475
Marenzelleria spp.	46.20462	0.04812
Oligochaeta	686.46865	0.41076
Ostracoda	660.06601	
Potamopyrgus antipodarum	13.20132	0.00581

18, Vasikkasaari, 23.10.2018

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Halicryptus spinulosus	26.40264	0.00191
Macoma balthica	1683.16832	37.04238
Manayunchia aestuarina	198.0198	0.01208
Marenzelleria spp.	382.83828	2.34165
Oligochaeta	290.42904	0.18343
Ostracoda	435.64356	0
Potamopyrgus antipodarum	455.44554	0.87168
Prostoma obscurum	145.21452	0.22455

18, Vasikkasaari, 16.8.2019

nostin Ekman-Birge, nostimen pinta-ala 0,0303 m², nostojen lukumäärä 5

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Halicryptus spinulosus</i>	13.20132	0.03175
<i>Hydrobia ulvae</i>	13.20132	0.11023
<i>Jaera albifrons</i>	6.60066	0.00059
<i>Macoma balthica</i>	673.26733	0.58574
<i>Marenzelleria</i> spp.	409.24092	2.41281
<i>Oligochaeta</i>	13.20132	0.00026
Ostracoda	6.60066	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	303.63036	0.48007
<i>Prostoma obscurum</i>	343.23432	0.11129

K1, Koirasaarenluodot, 25.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 2

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Halicryptus spinulosus</i>	4.50045	0.00072
<i>Macoma balthica</i>	76.50765	3.80432
<i>Marenzelleria</i> spp.	1246.62466	3.93159
<i>Monoporeia affinis</i>	369.0369	1.11899
<i>Oligochaeta</i>	72.0072	0.00185
<i>Mesidotea entomon</i>	18.0018	23.78168

K2, Koirasaarenluodot, 25.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
<i>Corophium volutator</i>	3.0003	0.00801
<i>Gammarus</i> sp.	3.0003	0.00021
<i>Halicryptus spinulosus</i>	93.0093	1.464
<i>Macoma balthica</i>	477.0477	57.54773
<i>Marenzelleria</i> spp.	2313.23132	9.27792
<i>Monoporeia affinis</i>	912.09121	2.5769
<i>Neomysis integer</i>	3.0003	0.00132
<i>Oligochaeta</i>	246.0246	0.01716
Ostracoda	189.0189	
<i>Mesidotea entomon</i>	9.0009	4.64026

K3, Koirasaarenluodot, 26.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Gammarus sp.	99.0099	0.30795
Halacaridae	261.0261	0.00717
Halicryptus spinulosus	36.0036	0.7796
Harmothoe sarsi	3.0003	0.00498
Jaera albifrons	27.0027	0.01509
Leptochilus pilosus	12.0012	0.01242
Limapontia capitata	171.0171	0.08602
Macoma balthica	207.0207	30.38626
Marenzelleria spp.	480.048	1.93186
Monoporeia affinis	1020.10201	3.40084
Mytilus trossulus	18.0018	3.64974
Oligochaeta	879.08791	0.74791
Ostracoda	237.0237	
Potamopyrgus antipodarum	12.0012	0.03453
Mesidotea entomon	15.0015	0.29163

K4, Koirasaarenluodot, 26.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m², nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m ²	paino/m ²
Gammarus sp.	243.0243	0.65617
Halacaridae	30.003	0.00102
Halicryptus spinulosus	66.0066	0.73666
Jaera albifrons	96.0096	0.01824
Limapontia capitata	60.006	0.04506
Macoma balthica	1599.15992	151.81938
Manayunchia aestuarina	15.0015	0.00087
Marenzelleria spp.	1050.10501	3.52469
Monoporeia affinis	39.0039	0.09862
Mytilus trossulus	447.0447	29.89598
Neomysis integer	3.0003	0.00039
Oligochaeta	1305.13051	0.47735
Ostracoda	78.0078	
Potamopyrgus antipodarum	387.0387	1.43162
Prostoma obscurum	6.0006	0.00336
Mesidotea entomon	45.0045	6.57438

K5, Koirasaarenluodot, 26.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m2, nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m2	paino/m2
<i>Corophium volutator</i>	3.0003	0.0123
<i>Gammarus</i> sp.	9.0009	0.00504
Halacaridae	9.0009	0.00036
<i>Halicryptus spinulosus</i>	189.0189	0.30645
<i>Harmothoe sarsi</i>	6.0006	0.00024
<i>Jaera albifrons</i>	6.0006	0.00114
<i>Limapontia capitata</i>	60.006	0.04809
<i>Macoma balthica</i>	1554.15542	65.11797
<i>Manayunchia aestuarina</i>	6.0006	0.00012
<i>Marenzelleria</i> spp.	531.05311	1.05074
<i>Monoporeia affinis</i>	138.0138	0.47624
<i>Mytilus trossulus</i>	9.0009	0.67654
<i>Oligochaeta</i>	912.09121	0.22574
Ostracoda	516.05161	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	90.009	0.18725
<i>Mesidotea entomon</i>	99.0099	7.53216

L1, Lökkiluoto , 23.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m2, nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m2	paino/m2
<i>Corophium volutator</i>	48.0048	0.05878
<i>Gammarus</i> sp.	6.0006	0.02616
<i>Hydrobia</i> sp.	3.0003	0.00315
<i>Macoma balthica</i>	1206.12061	3.0189
<i>Marenzelleria</i> spp.	726.07261	0.92106
<i>Monoporeia affinis</i>	6.0006	0.03714
<i>Oligochaeta</i>	150.015	0.00984
Ostracoda	15.0015	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	18.0018	0.05248

L2, Lökkiluoto , 23.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m2, nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m2	paino/m2
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3.0003	0.00159
<i>Chironomus</i> spp.	24.0024	0.00168
<i>Gammarus</i> sp.	27.0027	0.09706
Halacaridae	84.0084	0.00168
<i>Halicryptus spinulosus</i>	12.0012	0.02352
<i>Hydrobia</i> sp.	24.0024	0.01524
<i>Idothea chelipes</i>	3.0003	0.02661
<i>Limapontia capitata</i>	372.0372	0.17942
<i>Macoma balthica</i>	48.0048	0.1177
<i>Manayunchia aestuarina</i>	24.0024	0.0006
<i>Marenzelleria</i> spp.	3.0003	0.00039
<i>Mytilus trossulus</i>	90.009	3.3471
<i>Oligochaeta</i>	333.0333	0.04653
Ostracoda	135.0135	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	99.0099	0.02553
<i>Prostoma obscurum</i>	15.0015	0.01098

L3, Lökkiluoto , 24.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m2, nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m2	paino/m2
<i>Halicryptus spinulosus</i>	21.0021	0.95284
<i>Limapontia capitata</i>	9.0009	0.0051
<i>Macoma balthica</i>	3885.38854	31.38536
<i>Manayunchia aestuarina</i>	1086.10861	0.06091
<i>Marenzelleria</i> spp.	756.07561	1.79904
<i>Oligochaeta</i>	639.06391	0.0718
Ostracoda	1794.17942	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	426.0426	0.90879
<i>Prostoma obscurum</i>	255.0255	0.16994

L4, Lökkiluoto , 24.9.2019

nostin van Veen, nostimen pinta-ala 0,1111 m2, nostojen lukumäärä 3

taksoni	lkm/m2	paino/m2
<i>Corophium volutator</i>	618.06181	0.6925
<i>Halicryptus spinulosus</i>	21.0021	0.10399
<i>Hydrobia</i> sp.	15.0015	0.00096
<i>Macoma balthica</i>	2016.20162	38.82145
<i>Manayunchia aestuarina</i>	177.0177	0.00744
<i>Marenzelleria</i> spp.	1071.10711	5.01509
<i>Mytilus trossulus</i>	3.0003	0.16595
<i>Oligochaeta</i>	579.05791	0.22052
Ostracoda	204.0204	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	204.0204	0.45017
<i>Prostoma obscurum</i>	9.0009	0.02166

Liite 5

Litoraalin kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2019

**Juha Syväranta, Jouni Leinikki
& Pauliina Saarman**



**MARINE BIOLOGICAL AND LIMNOLOGICAL
CONSULTANTS**

**Veneentekijäntie 4
FI-00210 Helsinki, Finland
Tel. +358 (0)45 679 0300**

OTSIKKO: Litoraalin kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2019

PÄIVÄMÄÄRÄ: 9.12.2019

TEKIJÄ(T): Juha Syväranta, Jouni Leinikki ja Pauliina Saarman

JULKAISU: Alleco Oy raportti n:o 25/2019

JULKAISIJA: Alleco Oy, Veneentekijäntie 4, 00210 Helsinki, <http://www.alleco.fi>

VIITTAUSOHJE: Syväranta, J. Leinikki, J. & Saarman, P. 2019. Litoraalin kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2019. Alleco Oy raportti n:o 25/2019. Alleco Oy 9.12.2019.

Kansikuva: Mellan Tjärhället elokuussa 2019 © Juha Syväranta

Sisältö

Johdanto.....	4
Tutkimusalue ja –menetelmät	4
Vesipuitedirektiivin mukainen ekologisen tilan luokittelu	7
Näytepaikkojen avoimuus.....	9
HUB-luokittelu.....	9
Tulokset.....	10
Näytepaikkojen lajisto.....	10
Näytepaikkojen avoimuus ja irtonaisen sedimentin runsaus	10
Tutkimuspaikkojen ekologinen tila	13
HUB-luokittelu.....	17
Tulosten tarkastelu	19
Kirjallisuus	21
Liite 1: tutkimuspaikkojen kohdekortit	22
Liite 2. HUB-luokittelu	48

Johdanto

Litoraalin kasvillisuuden tilaa tutkittiin pääkaupunkiseudun merialueella loppukesällä 2019. Työ sisältyy pääkaupunkiseudun yhteistarkkailuohjelmaan, jonka yksi seurattava biologinen muuttuja on vesikasvillisuus (Vahtera 2013).

Vesikasvilajisto heijastaa muutoksia veden laadussa. Kasvillisuusselvityksellä pyritään arvioimaan jätevesien johtamisen, läjitystoiminnan ja lauhdemerivesien johtamisen vaikutuksia makrofyyttilajien esiintymiseen merialueella. Muutosten mittarina käytetään ekologista laatusuhdetta (EQR), joka perustuu merialueella rakkohauruvyöhykkeen yhtenäiseen alarajaan (Ruuskanen 2014a) sekä rakkohaurun ja neljän punalevälajin alarajaan (Ruuskanen 2014b).

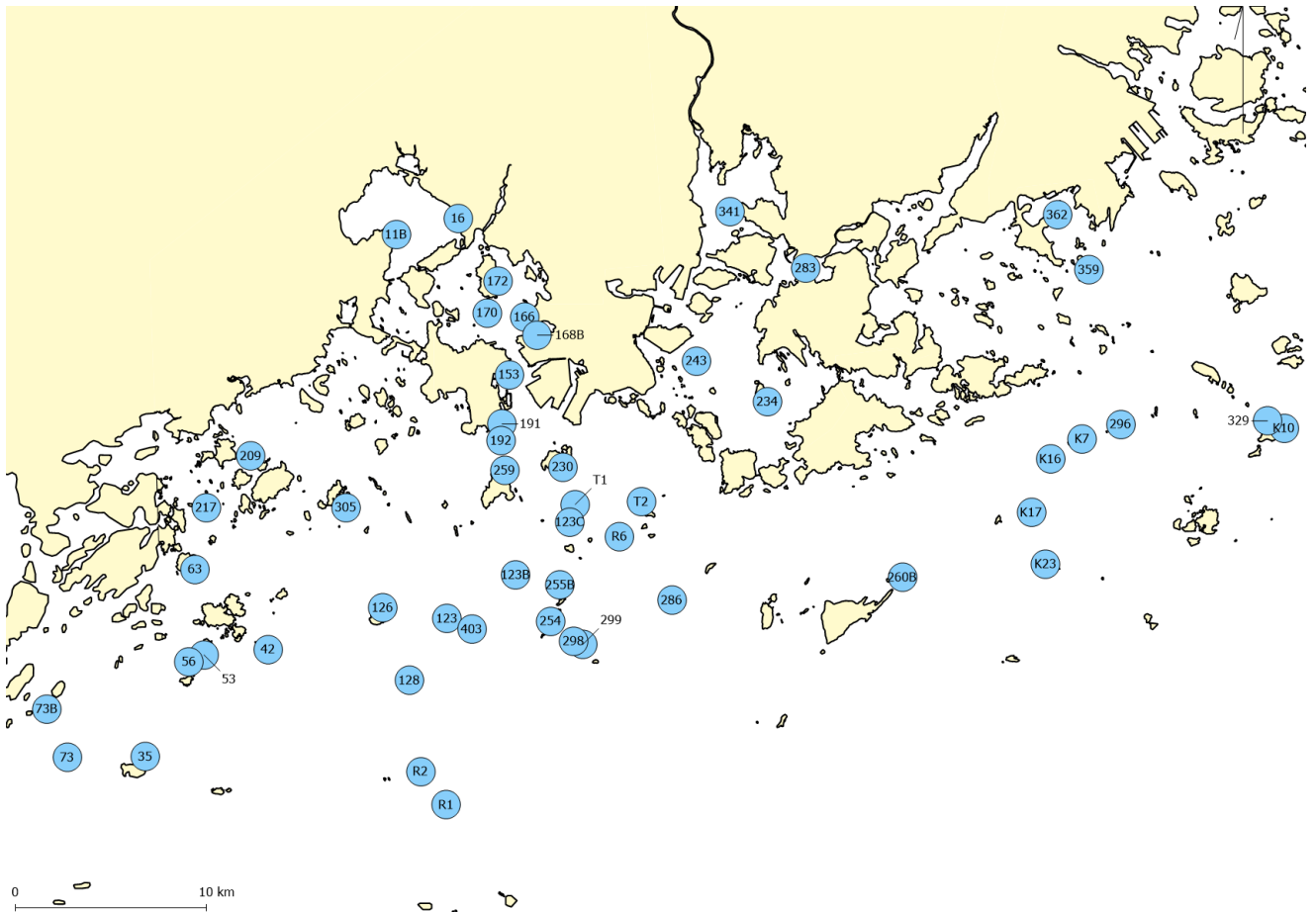
Tutkimuksen aineisto kerättiin Helsingissä ja Espoossa sukeltamalla yhteensä 51 vesikasvillisuuden tutkimuslinjaa. Näistä 41 on mainittu tarkkailuohjelmassa (Vahtera 2013). Lisäksi tutkittiin 10 lisälinjaa, joilta on historiallista Ilkka Viitasalon keräämää aineistoa. Tarkkailuohjelmaan kuuluvat linjat oli tutkittu edellisen kerran vuonna 2014 Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen toimeksiannosta (Syväranta ja Leinikki 2014). Lisäksi osittain samoja linjoja on tutkittu vuosina 2012 (Leinikki ja Syväranta 2012) ja 2007 (Ilmarinen ja Oulasvirta 2008). Tarkkailuohjelmaan kuuluvat Vuosaaren sataman linjat oli sukellettu vuonna 2018 liittyen Vuosaaren väylän syventämishankkeeseen (Syväranta ja Leinikki 2018), joten niitä ei kartoitettu tämän tutkimuksen yhteydessä.

Kenttäaineisto kerättiin samoilla menetelmillä kuin vuosina 2007, 2012 ja 2014, jotta tutkimusten vertailtavuus säilyy. Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailuohjelman mukainen tarkkailuväli vesikasvillisuuden seurannassa on viisi vuotta (Vahtera 2013). Tarkkailuväliä ovat kasvillisuuden osalta HSY, Helsingin Satama, Helsingin Energia, Fortum Power & Heat ja Espoon Tekninen Keskus.

Helsingin kaupungin ympäristökeskus tilasi tutkimuksen Alleco Oy:ltä. Kenttätöön toteuttivat tutkimussukeltajat FM Juha Syväranta, FT Ari Ruuskanen ja Luk Pauliina Saarman.

Tutkimusalue ja -menetelmät

Litoraalin kasvillisuuden tutkimuslinjat sijaitsevat Helsingin ja Espoon merialueella (kuva 1, taulukko 1). Tutkimusaineisto kerättiin linjasukellusmenetelmällä noudattaen soveltuvien osin Suomen ympäristökeskuksen makrofyyttiseurannan ohjeita (Ruuskanen 2014a). Linjat tutkittiin heinä–elokuussa 2019.



Kuva 1. Vesikasvillisuuden tutkimuslinjat. Numerointi noudattaa linjojen tunnuksia.

Sukeltajat merkitsivät tutkittavan linjan maastoon linjaköydellä, joka laskettiin linjan alkupisteestä kompassisuuntaan, joka on mainittu tarkkailuohjelmassa. Linjaköyden pituus oli 100 metriä ja linja kartoitettiin kasvillisuuden alarajalle saakka.

Sukeltajat kirjasivat syvyysmetreittäin tai enintään kymmenen metrin välein eri kasvilajien peittävydet, keskimääräiset pituudet, etäisyyden linjaköydellä, pohjan laadun sekä rakkohaurun epifyyttisten levien peittävyden.

Rakkohaurusta (aiemmin rakkolevä) mitattiin mahdollisuuksien mukaan eri vyöhykkeenosien kasvusyvytydet: alin yksilö, yhtenäisen vyöhykkeen alaraja, optimikohta, yhtenäisen vyöhykkeen yläraja (kuva 2), ylin yksilö sekä arvioitiin rakkolevän peittävyys vyöhykkeen optimisyvytydellä. Eri lajien kasvusyvytydet mitattiin sukellustietokoneella.

Vedenkorkeus sukellushetkellä tarkistettiin ilmatieteenlaitoksen avoimesta aineistosta. Havaitut syvyydlukemat korjattiin vastaamaan teoreettista keskivedenkorkeutta, kuten edellisessä tutkimuksessa (Syväranta ja Leinikki 2014).

Taulukko 1. Vesikasvillisuuden sukelluslinjat ja niiden alkupisteiden sijainnit.

Tunnus	Alue	Sijainti WGS84	
		Lat	Long
K7 Långgratan	Mustakupu	60.14307	25.16395
K10 Mellan tjärhället	Mustakupu	60.14555	25.25888
K16 Mustakupu	Mustakupu	60.13833	25.14900
K17 Kajapaadet	Mustakupu	60.12577	25.13997
K23 Sipulipaasi	Mustakupu	60.11370	25.14675
73B Kaparen SW-kivi	Rövargrundet	60.07969	24.67678
73 Rödgrundet	Rövargrundet	60.0683	24.6864
35 Södra Kytökäringen	Rövargrundet	60.0685	24.7232
T1 Tiirakari	Lokkiluoto	60.12770	24.92540
T2 Taulukari	Lokkiluoto	60.12830	24.9565
R6 Viinakupu	Lokkiluoto	60.12017	24.94631
R1 Koirasaarenluodot SE	Koirasaarenluodot	60.05717	24.86475
R2 Koirasaarenluodot E	Koirasaarenluodot	60.06505	24.85262
172 Kokkokari	Salmisaari	60.17995	24.88897
166 Ourit	Salmisaari	60.17162	24.90160
168B Salmisaari	Salmisaari	60.16738	24.90755
170 Porsas	Salmisaari	60.17258	24.88400
153 Koirakivenniemi	Merialue	60.15812	24.89428
191 Vattuniemi uimala	Merialue	60.14658	24.89093
192 Sisä-Hattu	Merialue	60.14265	24.89052
259 Melkki NE-kivi	Merialue	60.13567	24.89213
230 Pihlajakari	Merialue	60.13647	24.91958
123 C Koirapaasi	Merialue	60.12355	24.92282
123 B Lintupaadet	Merialue	60.11115	24.89733
255B Tammakari	Merialue	60.10878	24.91830
126 Rysäkari	Merialue	60.10345	24.83472
254 Katajaluoto/torni	Merialue	60.10032	24.91390
299 Laakapaasi	Merialue	60.09483	24.92887
298 Pitkäkari	Merialue	60.09563	24.92462
260B Peninkarit	Merialue	60.1106	25.0793
296 Märaskrin	Merialue	60.1465	25.1820
329 Hanskinen	Merialue	60.1473	25.2511
286 Harmajanourit	Merialue	60.1052	24.9708
123 Louekaripaadet	Merialue	60.1009	24.8651
128 Koirasaari N	Merialue	60.0864	24.8473
403 Louekari	Merialue	60.0984	24.8767
42 Notgrundet	Merialue	60.0937	24.7809
53 Gåsgrundet	Merialue	60.0924	24.7507
56 Bullan Knaperskär	Merialue	60.0908	24.7437
63 Bodökobben NE	Merialue	60.1125	24.7466
305 Vattukobben	Merialue	60.1270	24.8175
11B Otaniemi	Lisälinja	60.19092	24.84111
16 Laajalahti valkama	Lisälinja	60.19469	24.87032
209 Kvistholmen	Lisälinja	60.13902	24.77283
217 Hallonkobben S	Lisälinja	60.12695	24.75176
234 Vasikkasaari E	Lisälinja	60.15177	25.01584
243 Katajanokanluoto	Lisälinja	60.16133	24.98246
283 Killingholma	Lisälinja	60.18304	25.03387
341 Kivinokka	Lisälinja	60.19622	24.99817
359 Kalliosaari	Lisälinja	60.18262	25.1671
362 Leppäniemi	Lisälinja	60.19548	25.15223



Kuva 2. Rakkohauruvyöhykkeen yläraja linjalla 260B Peninkarit. Vyöhykkeen alaraja oli tutkimuksen syvin ja linjan EQR-arvo 0,71. Rakkohaurun yläpuolella näkyy punahelmilevää ja tämän yläpuolella vesirajassa viherlevävyöhyke, joka koostuu viherahdinparrasta.

Vesipuitedirektiivin mukainen ekologisen tilan luokittelu

Havaintopaikkojen ekologisen tilan määrittelyyn käytettiin ekologista laatusuhdetta (EQR), joka saa arvoja välillä 0–1. EQR on biologisten muuttujien havaittujen arvojen suhde odotettuihin vertailuolosuhteissa esiintyviin arvoihin. Ekologinen laatusuhde ilmoitetaan tilaluokkina huono, välttävä, tyydyttävä, hyvä ja erinomainen.

Seurannan tärkein indikaattorilaji oli rakkohauru *Fucus vesiculosus*, jonka yhtenäiseen alarajaan luokitus perustuu (Ruuskanen 2014a). Lisäksi aineistosta määritettiin FMI-indeksi, joka lasketaan rakkohaurun ja neljän punalevälajin syvärajoista (Ruuskanen 2014b). Tarkasteltavat punalevälajit olivat haarukkalävä *Furcellaria lumbricalis*, mustaluulevä *Polysiphonia fucoides*, takkupunahuiska *Rhodomela confervoides* ja sarvipunaliuska *Phyllophora pseudoceranoides*.

FMI lasketaan rakkohaurun ja punalevien indeksien keskiarvona. Tässä työssä on esitetty ekologinen laatusuhde FMI-makrofyytti-indeksillä ja lisäksi pelkän rakkohaurun osalta, jotta vertailtavuus edelliseen tutkimukseen säilyy.

Indeksien laskennassa avoimille ja suojaisille rannoille käytetään omia vertailuarvoja (taulukko 2). Tutkimusrannat luokiteltiin avoimuutta kuvaavan SWM-indeksin perusteella. Ne sukelluslinjat, joiden SWM-arvo oli alle 2 500, saivat EQR-vertailuarvon suojainen. Ne linjat, joilla SWM-arvo oli yli 2 500, saivat EQR-vertailuarvon puoliavoin (taulukko 4).

Rakkohaurun osalta EQR:n vertailuarvo on suojaisilla paikoilla 4,0 metriä. Puoliavoimilla paikoilla vertailuarvo on nykyohjeistuksen mukaan 6,5 metriä (Ruuskanen 2014b). Aiemmissa pääkaupunkiseudun tutkimuksissa avoimien paikkojen vertailuarvo on ollut 7,0 metriä (Ilmarinen ja Oulasvirta 2008, Leinikki ja Syväranta 2012, Syväranta ja Leinikki 2014). Tässä tutkimuksessa myös vuoden 2014 vertailuarvot päivitettiin indeksien laskennassa.

Taulukko 2. Ekologisen laatusuhteen laskennassa käytettävät vertailuarvot

Laji	suomenkielinen nimi	EQR avoin	EQR suojainen
<i>Fucus vesiculosus</i>	rakkohauru	6,5	4,0
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	haarukkalevä	14,0	13,0
<i>Polysiphonia fucooides</i>	mustaluulevä	12,0	11,0
<i>Rhodomela confervoides</i>	takkupunahuiska	12,0	11,0
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	sarvipunaliuska	16,5	15,0

Lisäksi arvioitiin pohjalla olevan irtoaineksen runsaus suhteellisella asteikolla 0–5 (taulukko 3).

Taulukko 3. Sedimentin runsausasteikko

Runsau	Selite	Kuvaus
0	Ei lainkaan	
1	Vähän	Sedimentti ei peitä kasveja, mutta pohjalla varsinkin vaakapinnoilla voi kädellä aikaansaadulla virtauksella sedimenttiä havaita
2	Kohtalaisesti	Sedimenttiä varsinkin vaakapinnoilla, mutta itse vesikasvien päällä tuskin havaittavasti
3	Melko paljon	Sedimenttiä havaittavasti myös vesikasvien päällä
4	Paljon	Vaakapinnoilla 0,5–1 cm kerros, peittää pienimmät levät niin, että lajintunnistuksen tekemiseksi pitää poistaa sedimentti levien päältä
5	Erittäin paljon	Vaakapinnoilla yli 1 cm kerros, peittää yleensä rihmalevät

Kohde 260B Peninkarit sijaitsee suoja-alueella, jossa sukeltaminen on luvanvaraista. Alleco Oy:lle myönnetyn luvan numero oli 80/2019/MERIVE.

Näytepaikkojen avoimuus

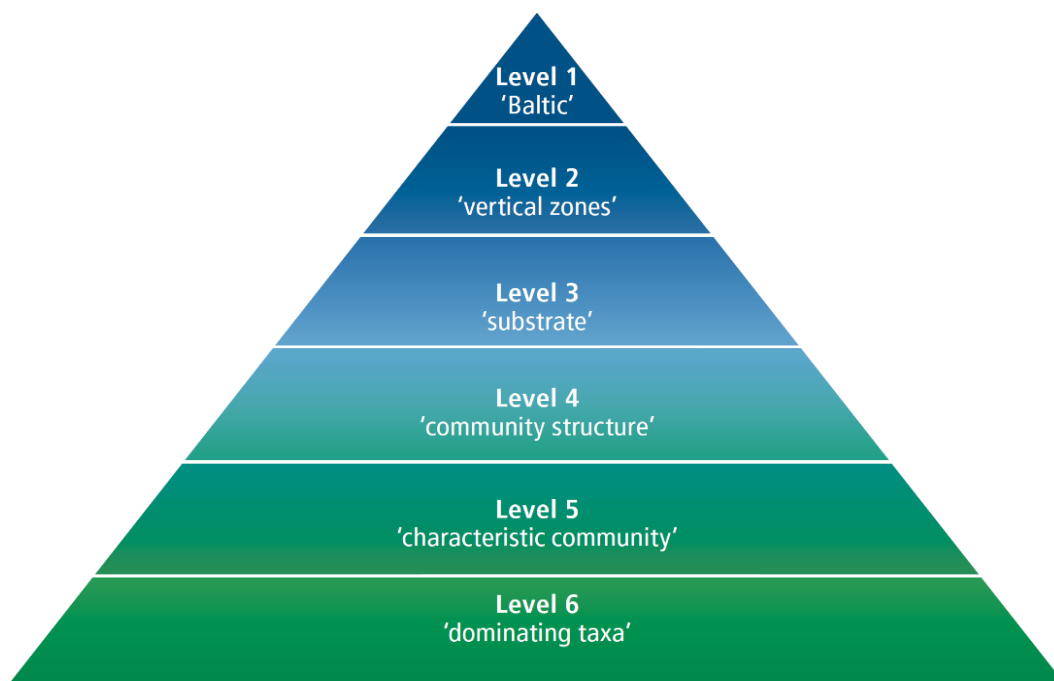
Sukelluspaikoille oli vuonna 2012 määritetty paikkatietojärjestelmän avulla SWM-indeksi, joka kuvailee avoimuutta 25 metrin tarkkuudella ottaen huomioon paitsi tuulen pyyhkäisymatkan, myös vallitsevat tuulet ja aaltojen taipumisen saarten ja luotojen taakse (Isaeus ja Rygg 2005). Tässä tutkimuksessa aineisto päivitettiin käyttämällä todellisia tuuliolosuhteita. Arvot laskettiin vuosille 2014 ja 2019, jotta voitiin ottaa kantaa siihen, onko avoimuudessa tapahtunut muutoksia. Laskennassa hyödynnettiin ilmatieteenlaitoksen tuuliatteistoa rakkohaurun kasvukauden ajalta huhti–syyskuulta. Käytetty pikselitarkkuus oli 20 x 20 metriä.

Tässä tutkimuksessa lasketut arvot eivät ole vertailukelpoisia Isaeuksen ja Ryggin arvojen kanssa, sillä viimeksi mainituissa on otettu huomioon Suomen aluevesien ulkopuolisen vesialueen vaikutus. Tässä raportissa esitetyt vuodet 2014 ja 2019 on laskettu saman mallin avulla, joten vuodet ovat keskenään vertailukelpoisia.

HUB-luokittelu

Havaintoaineisto luokiteltiin ekologisen tilan ohella myös HELCOM:n kehittämän HUB-luokittelumenetelmän (HELCOM, 2013) avulla. Luokittelussa käytettiin Allecon kehittämää Hub-ohjelmavälineistöä. HUB on hierarkkinen luokittelujärjestelmä, jossa ylemmät tasot perustuvat abioottisiin muuttujiin, kuten pohjan laatuun ja valon määrään. Alemmat tasot perustuvat puolestaan dominoiviin elomuotoihin, lajiryhmiin ja lajeihin (kuva 3).

Monivuotinen kasvillisuus, johon kuuluvat myös levät sekä pohjaan kiinnittyvät eläimet, saavat luokittelussa tärkeemmän roolin kuin liikkuva eläimistö, sillä niiden katsotaan muodostavan eliöyhteisöjen perustan. HUB-luokituksen käyttökelpoisuutta luontoarvojen arvioinnissa parantaa se, että sen avulla voidaan luokitella mikä tahansa osa Itämerestä.



Kuva 3. HELCOM HUB-luokituksen tasot

Tulokset

Näytepaikkojen lajisto

Sukelluslinjoilla havaittiin kaikkiaan 35 kasvilajia - sama määrä kuin vuonna 2014. Eniten lajeja esiintyi Sipulipaaden, Tiirakarin ja Peninkarien linjalla, yhteensä 16 lajia (taulukko 4). Vuoteen 2014 verrattuna lajimäärä kasvoi 19 linjalla ja väheni 14 linjalla. Lajimäärän muutoksessa ei ole nähtävissä selkeää trendiä. Tutkimuskohteiden tarkemmat tiedot on esitetty kohdekortteina liitteessä 1.

Näytepaikkojen avoimuus ja irtonaisen sedimentin runsaus

Avoimuudessa on tapahtunut muutoksia vuodesta 2014 (taulukko 5). SWM-arvo kasvoi kaikilla linjoilla, keskimäärin 22 %. Muutoksen vaihteluväli oli 4–50 %. Irtonaisen sedimentin runsaus vaihteli välillä 0,2–5,0 (taulukko 5). Sedimenttiä oli eniten suojaisilla paikoilla. Sedimentin määrään vaikuttavat muun muassa syvyys ja avoimuus.

Taulukko 4. Sukelluslinjoilla havaittujen vesikasvien määrä ja niiden vertailu vuoteen 2014 siltä osin kuin vertailuaineistoa on käytettävissä.

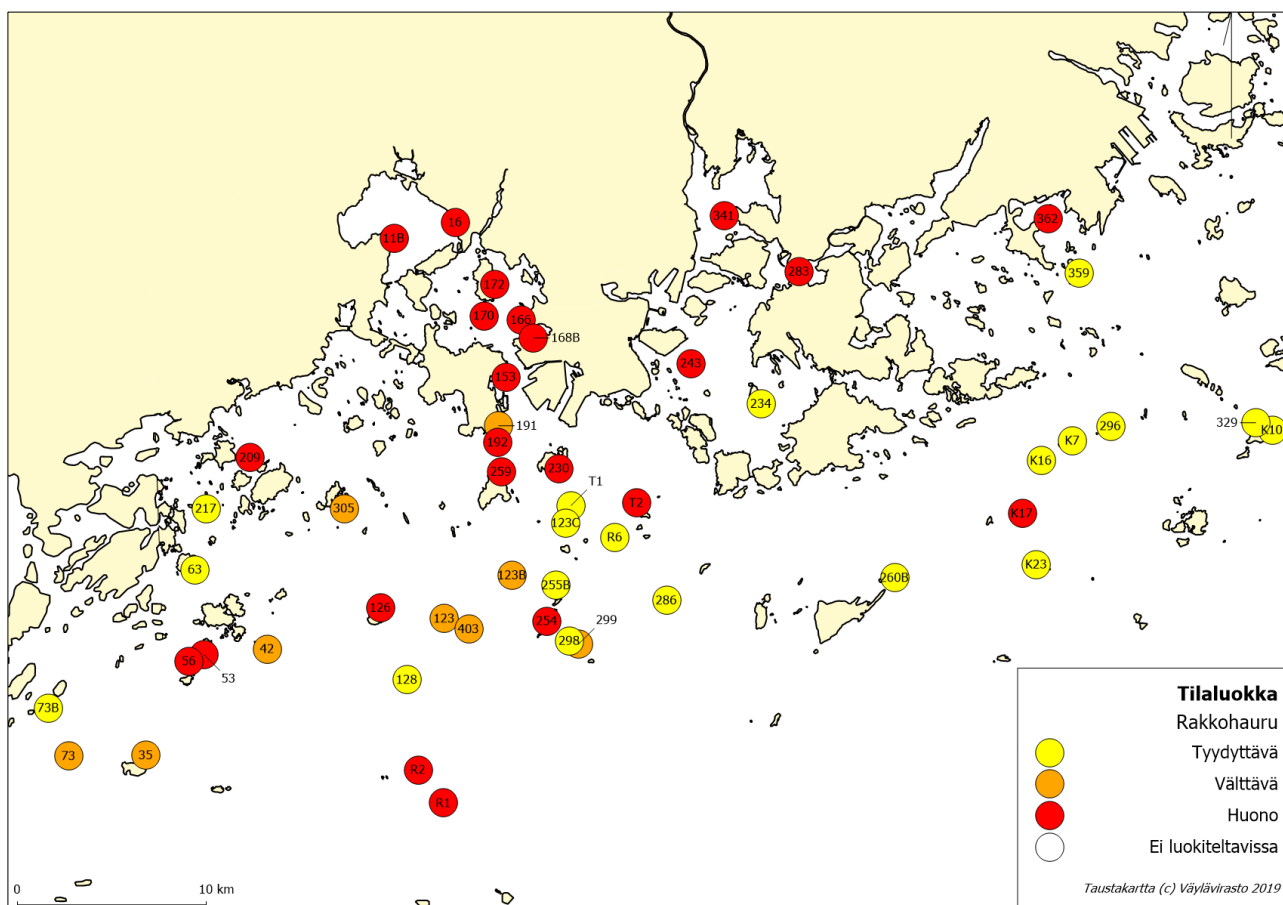
Tunnus	Alue	Lajimäärä 2014	Lajimäärä 2019	Muutos
K7 Pitkäriivi	Mustakupu	12	14	+2
K10 Mellan Tjärhället	Mustakupu	12	11	-1
K16 Mustakupu	Mustakupu	8	11	+3
K17 Kajapaadet	Mustakupu	13	12	-1
K23 Sipulipaasi	Mustakupu	12	16	+4
73B Kaparen SW-kivi	Rövargrundet	8	12	+4
73 Rödgrundet Espoo	Rövargrundet	16	12	-4
35 Södra Kytökäringen	Rövargrundet	15	12	-3
T1 Tiirakari	Lokkiluoto	-	16	-
T2 Taulukari	Lokkiluoto	-	7	-
R6 Viinakupu	Lokkiluoto	-	13	-
R1 Koirasaarenluodot SE	Koirasaarenluodot	-	11	-
R2 Koirasaarenluodot E	Koirasaarenluodot	-	11	-
172 Kokkokari	Salmisaari	10	4	-6
166 Ourit	Salmisaari	3	6	+3
168B Salmisaari	Salmisaari	5	10	+5
170 Porsas	Salmisaari	9	7	-2
153 Koirakivenniemi	Merialue	5	11	+6
191 Vattuniemi uimala	Merialue	9	14	+5
192 Sisä-Hattu	Merialue	9	11	+2
259 Melkki NE-kivi	Merialue	17	9	-8
230 Pihlajakari	Merialue	12	13	+1
123C Koirapaasi	Merialue	14	13	-1
123B Lintupaadet	Merialue	15	11	-4
255B Tammakari	Merialue	12	12	0
126 Rysäkari	Merialue	11	13	+2
254 Katajaluoto/torni	Merialue	13	9	-4
299 Katajaluoto/Flathällen	Merialue	11	14	+3
298 Katajaluoto/Pitkäkari	Merialue	12	12	0
260B Peninkarit Isosaari	Merialue	16	16	0
296 Märaskrin Vuosaari	Merialue	10	14	+4
329 Hanskinen NW-luoto	Merialue	13	12	-1
286 Harmajanourit N	Merialue	12	15	+3
123 Louekaripaadet	Merialue	11	14	+3
128 Koirasaari N	Merialue	16	13	-3
403 Louekari	Merialue	9	10	+1
42 Notgrundet	Merialue	9	8	-1
53 Gåsgrundet S-kivi	Merialue	11	15	+4
56 Bullan Knaperskär	Merialue	9	14	+5
63 Bodökobben NE	Merialue	9	7	-2
305 Vattukobben	Merialue	10	11	+1
11B Otaniemi	Lisälinja	-	3	-
16 Laajalahti valkama	Lisälinja	-	3	-
209 Kvistholmen	Lisälinja	-	10	-
217 Hallonkobben S	Lisälinja	-	13	-
234 Vasikkasaari E	Lisälinja	-	10	-
243 Katajanokanluoto	Lisälinja	-	5	-
283 Killingholma	Lisälinja	-	7	-
341 Kivinokka	Lisälinja	-	1	-
359 Kalliosaari	Lisälinja	-	11	-
362 Leppäniemi	Lisälinja	-	11	-

Taulukko 5. Näytepaikkojen avoimuutta kuvaavat SWM-arvot 2014 ja 2019 sekä vuosien välinen muutos prosentteina. Lisäksi on esitetty sukeltajan arvioiman sedimentin määrän keskiarvo.

Tunnus	SWM 2014	SWM 2019	Muutos %	Sed
K7 Långgratan	3258	4140	+27	2,2
K10 Mellan tjärhället	4695	5816	+24	1,3
K16 Mustakupu	8122	9704	+19	2,0
K17 Kajapaadet	10151	12193	+20	1,5
K23 Sipulipaasi	9730	11822	+22	1,5
73B Kaparen SW-kivi	5599	6426	+15	2,7
73 Rödgrundet	4721	5655	+20	2,1
35 Södra Kytökäringen	4289	5238	+22	1,5
T1 Tiirakari	5999	7264	+21	1,7
T2 Taulukari	3199	3770	+18	4,4
R6 Viinakupu	5770	7023	+22	2,4
R1 Koirasaarenluodot SE	14162	16487	+16	0,7
R2 Koirasaarenluodot E	13783	16139	+17	0,2
172 Kokkokari	35	49	+38	-
166 Ourit	157	195	+24	4,3
168B Salmisaari	133	170	+28	4,9
170 Porsas	485	619	+28	-
153 Koirakivenniemi	459	609	+33	2,7
191 Vattuniemi uimala	374	450	+20	3,1
192 Sisä-Hattu	2865	3500	+22	3,0
259 Melkki NE-kivi	1196	1501	+26	0,7
230 Pihlajakari	3635	4480	+23	3,7
123 C Koirapaasi	6853	8144	+19	1,5
123 B Lintupaadet	8929	10330	+16	1,4
255B Tammakari	6689	8149	+22	-
126 Rysäkari	3951	5015	+27	0,8
254 Katajaluoto/torni	4452	5494	+23	-
299 Laakapaasi	8311	9770	+18	-
298 Pitkäkari	7184	8526	+19	-
260B Peninkarit	3838	4465	+16	1,1
296 Märaskrin	5450	6582	+21	0,5
329 Hanskinen	4047	4903	+21	1,4
286 Harmajanourit	9361	11202	+20	1,6
123 Louekarinpaadet	9706	11975	+23	-
128 Koirasaari N	5215	5923	+14	0,6
403 Louekari	4382	5535	+26	-
42 Notgrundet	8384	10113	+21	-
53 Gåsgrundet	5248	6641	+27	1,6
56 Bullan Knaperskär	4713	5975	+27	1,4
63 Bodökobben NE	2065	2148	+4	-
305 Vattukobben	5050	5933	+17	1,7
11B Otaniemi	514	591	+15	5,0
16 Laajalahti valkama	584	709	+21	5,0
209 Kvistholmen	988	1090	+10	3,0
217 Hallonkobben S	1209	1809	+50	4,1
234 Vasikkasaari E	483	549	+14	4,2
243 Katajanokanluoto	1252	1455	+16	2,5
283 Killingholma	252	308	+22	3,8
341 Kivinokka	551	676	+23	4,0
359 Kalliosaari	133	160	+21	2,3
362 Leppäniemi	422	580	+37	3,2

Tutkimuspaikkojen ekologinen tila

Rakkohauruvyöhykkeen alarajan perusteella 23 sukelluslinjaa kuului luokkaan huono, 9 luokkaan välttävä ja 19 luokkaan tyydyttävä (kuva 5). Yksikään linja ei yltänyt hyvään tai erinomaiseen luokkaan. Ekologisen laatusuhteen laskeminen rakkohaurun yhtenäisen alarajan perusteella antoi runsaasti arvoja 0, sillä monin paikoin laji ei muodostanut yhtenäistä vyöhykettä (taulukko 5). Aineiston perusteella ekologinen laatusuhde on parantunut 18 paikassa ja heikentynyt viidessä. Luokan huono alaraja on 0, välttävän 0,21; tyydyttävän 0,36; hyvän 0,79 ja erinomaisen 0,93.



Kuva 5. Sukelluslinjojen ekologinen laatusuhde (EQR) rakkohaurun alarajan perusteella. Luokka huono sisältää vyöhykkeen alarajan perusteella huonoksi luokitellut linjat sekä ne linjat, joilla rakkohauruvyöhykettä ei kasvanut lainkaan.

Salmisaaren alueella ei havaittu lainkaan yhtenäistä rakkohauruvyöhykettä, ja ekologinen tila on siksi kaikilla Salmisaaren linjoilla huono. Helsingin edustalla linjojen välillä on vaihtelua. Itä-Helsingin ulkosaaristo erottuu edukseen: siellä yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen alaraja on pääosin melko syvällä (kuva 5, taulukko 5). Uloimmat linjat R1 ja R2 saavat rakkohaurun perusteella luokan huono. Tulos ei todennäköisesti kerro heikosta vedenlaadusta. Matalikot ovat niin alttiita aallokon vaikutukselle, että rakkohauru ei menesty niillä. Vastaavasti sisälahdissa sijaitsevat linjat ovat niin suojaisia, että ne eivät edusta erityisen hyvin rakkohaurulle soveltuvaa elinympäristöä.

Taulukko 5. Yhtenäisen rakkohauruvyöhykkeen alaraja ja siitä laskettu ekologinen laatusuhde (EQR). Tuloksia on verrattu vuoden 2014 tuloksiin siltä osin kuin vertailuaineistoa on olemassa.

Linja	EQR vertailuarvo	EQR 2019	EQR-luokka	EQR 2014	EQR muutos
K7 Långgratan	6,5	0,49	tydyttävä	0,51	-0,02
K10 Mellan tjärhället	6,5	0,53	tydyttävä	0,00	+0,53
K16 Mustakupu	6,5	0,37	tydyttävä	0,00	+0,37
K17 Kajapaadet	6,5	0,00	huono	0,00	
K23 Sipulipaasi	6,5	0,53	tydyttävä	0,00	+0,53
73B Kaparen SW-kivi	6,5	0,49	tydyttävä	0,40	+0,09
73 Rödgrundet	6,5	0,22	välttävä	0,00	+0,22
35 Södra Kytökäringen	6,5	0,34	välttävä	0,30	+0,04
T1 Tiirakari	6,5	0,50	tydyttävä	0,00	+0,50
T2 Taulukari	6,5	0,00	huono	0,00	
R6 Viinakupu	6,5	0,42	tydyttävä	0,00	+0,42
R1 Koirasaarenluodot SE	6,5	0,00	huono	0,00	
R2 Koirasaarenluodot E	6,5	0,00	huono	0,00	
172 Kokkokari	4,0	0,00	huono	0,00	
166 Ourit	4,0	0,00	huono	0,00	
168B Salmisaari	4,0	0,00	huono	0,00	
170 Porsas	4,0	0,00	huono	0,00	
153 Koirakivenniemi	4,0	0,00	huono	0,00	
191 Vattuniemi uimala	4,0	0,31	välttävä	0,00	
192 Sisä-Hattu	6,5	0,00	huono	0,00	
259 Melkki NE-kivi	4,0	0,00	huono	0,00	
230 Pihlajakari	6,5	0,00	huono	0,00	
123 C Koirapaasi	6,5	0,37	tydyttävä	0,29	+0,08
123 B Lintupaadet	6,5	0,29	välttävä	0,00	+0,29
255B Tammakari	6,5	0,55	tydyttävä	0,00	+0,55
126 Rysäkari	6,5	0,00	huono	0,00	
254 Katajaluoto/torni	6,5	0,00	huono	0,00	
299 Laakapaasi	6,5	0,30	välttävä	0,37	-0,07
298 Pitkäkari	6,5	0,64	tydyttävä	0,00	+0,64
260B Peninkarit	6,5	0,71	tydyttävä	0,55	+0,16
296 Märaskrin	6,5	0,36	tydyttävä	0,65	-0,29
329 Hanskinen	6,5	0,50	tydyttävä	0,55	-0,05
286 Harmajanourit	6,5	0,44	tydyttävä	0,50	-0,06
123 Louekaripaadet	6,5	0,31	välttävä	0,00	+0,31
128 Koirasaari N	6,5	0,60	tydyttävä	0,48	+0,12
403 Louekari	6,5	0,37	välttävä	0,00	+0,37
42 Notgrundet	6,5	0,22	välttävä	0,00	+0,22
53 Gåsgrundet	6,5	0,00	huono	0,00	
56 Bullan Knaperskär	6,5	0,00	huono	0,00	
63 Bodökobben NE	4,0	0,36	tydyttävä	0,36	
305 Vattukobben	6,5	0,31	välttävä	0,27	+0,44
11B Otaniemi	4,0	0,00	huono	-	
16 Laajalahti valkama	4,0	0,00	huono	-	
209 Kvistholmen	4,0	0,00	huono	-	
217 Hallonkobben S	4,0	0,41	tydyttävä	-	
234 Vasikkasaari E	4,0	0,53	tydyttävä	-	
243 Katajanokanluoto	4,0	0,00	huono	-	
283 Killingholma	4,0	0,00	huono	-	
341 Kivinokka	4,0	0,00	huono	-	
359 Kalliosaari	4,0	0,49	tydyttävä	-	
362 Leppäniemi	4,0	0,00	huono	-	

15

Taulukko 6. Ekologiset laatusuhteet (EQR) rakkohauruvyöhykkeen alarajan perusteella ja makrofytytindeksin (FMI) viiden lajin perusteella.

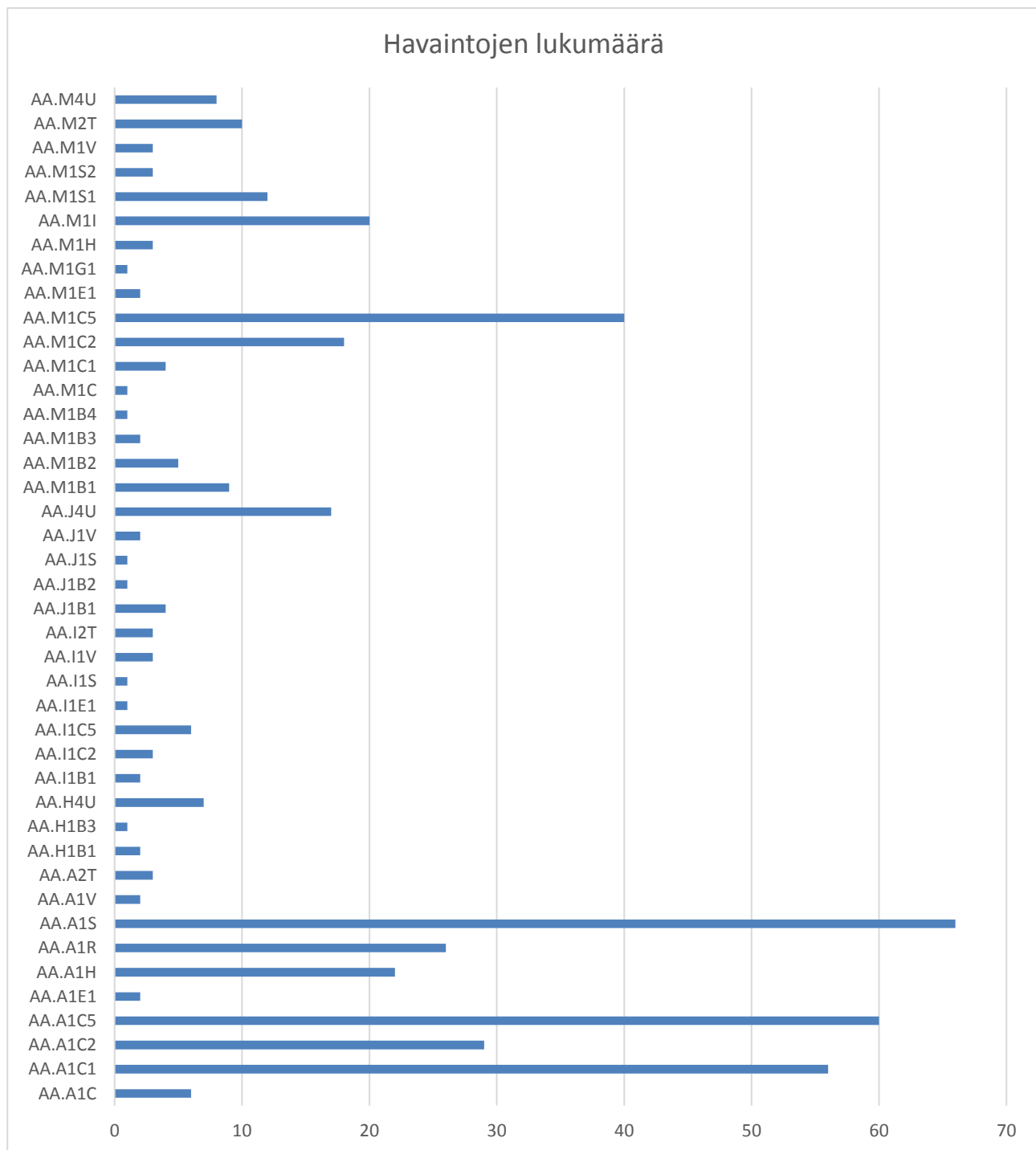
Linja	Rakkohauru EQR	Rakkohauru EQR-luokka	FMI EQR	FMI EQR-luokka
K7 Långgratan	0,49	tyydyttävä	0,62	tyydyttävä
K10 Mellan tjärhället	0,53	tyydyttävä	0,67	tyydyttävä
K16 Mustakupu	0,37	tyydyttävä	0,59	tyydyttävä
K17 Kajapaadet	0,00	huono	0,76	tyydyttävä
K23 Sipulipaasi	0,53	tyydyttävä	0,69	tyydyttävä
73B Kaparen SW-kivi	0,49	tyydyttävä	0,63	tyydyttävä
73 Rödgrundet	0,22	välttävä	0,69	tyydyttävä
35 Södra Kytökäringen	0,34	välttävä	0,39	tyydyttävä
T1 Tiirakari	0,50	tyydyttävä	0,54	tyydyttävä
T2 Taulukari	0,00	huono	0,15	huono
R6 Viinakupu	0,42	tyydyttävä	0,54	tyydyttävä
R1 Koirasaarenluodot	0,00	huono	0,75	tyydyttävä
R2 Koirasaarenluodot E	0,00	huono	0,56	tyydyttävä
172 Kokkokari	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
166 Ourit	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
168B Salmisaari	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
170 Porsas	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
153 Koirakivenniemi	0,00	huono	0,26	välttävä
191 Vattuniemi uimala	0,31	välttävä	0,26	välttävä
192 Sisä-Hattu	0,00	huono	0,15	huono
259 Melkki NE-kivi	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
230 Pihlajakari	0,00	huono	0,34	välttävä
123 C Koirapaasi	0,37	tyydyttävä	0,42	tyydyttävä
123 B Lintupaadet	0,29	välttävä	0,49	tyydyttävä
255B Tammakari	0,55	tyydyttävä	0,63	tyydyttävä
126 Rysäkari	0,00	huono	0,65	tyydyttävä
254 Katajaluoto/torni	0,00	huono	0,44	tyydyttävä
299 Laakapaasi	0,30	välttävä	0,36	tyydyttävä
298 Pitkäkari	0,64	tyydyttävä	0,57	tyydyttävä
260B Peninkarit	0,71	tyydyttävä	0,73	tyydyttävä
296 Märaskrin	0,36	tyydyttävä	0,33	välttävä
329 Hanskinen	0,50	tyydyttävä	0,54	tyydyttävä
286 Harmajanourit	0,44	tyydyttävä	0,59	tyydyttävä
123 Louekaripaadet	0,31	välttävä	0,52	tyydyttävä
128 Koirasaari N	0,60	tyydyttävä	0,55	tyydyttävä
403 Louekari	0,37	välttävä	0,58	tyydyttävä
42 Notgrundet	0,22	välttävä	0,58	tyydyttävä
53 Gåsgrundet	0,00	huono	0,39	tyydyttävä
56 Bullan Knaperskär	0,00	huono	0,40	tyydyttävä
63 Bodökobben NE	0,36	tyydyttävä	0,36	tyydyttävä
305 Vattukobben	0,31	välttävä	0,31	välttävä
11B Otaniemi	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
16 Laajalahti valkama	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
209 Kvistholmen	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
217 Hallonkobben S	0,41	tyydyttävä	0,43	tyydyttävä
234 Vasikkasaari E	0,53	tyydyttävä	0,53	tyydyttävä
243 Katajanokanluoto	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
283 Killingholma	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
341 Kivinokka	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu
359 Kalliosaari	0,49	tyydyttävä	0,57	tyydyttävä
362 Leppäniemi	0,00	huono	0,00	ei luokiteltu

HUB-luokittelu

Sukellusaineistosta luokiteltiin yhteensä 468 tutkimusruutua. Ne sijoittuivat 42 eri HUB-luokkaan (kuva 7). Yleisimpiä luokkia olivat valoisassa kerroksessa sijaitsevat yksivuotisten levien dominoimat kallio- tai kivikkopohjat (AA.A1S, 66 havaintoa), monivuotisten rihmalevien dominoimat kallio- tai kivikkopohjat (AA.A1C5, 60 havaintoa) ja rakkohaurun dominoimat kallio- tai kivikkopohjat (AA.A1C1, 56 havaintoa). HUB-luokkien luonnehdinnat ovat taulukossa 7. Täydelliset HUB-luokittelun tulokset on koottu liitteeseen 2.

Taulukko 7. Merkittävimmät tutkimuksessa havaitut HUB-luontotyytit (vähintään 5 havaintoa).

HUB-koodi	Luonnehdinta
AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
AA.A1R	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
AA.I1C5	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial filamentous algae
AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
AA.M1B2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Zannichellia</i> spp. And/or <i>Ruppia</i> spp. And/or <i>Zostera noltii</i>
AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity



Kuva 7. Kaikki tutkimuksessa tavatut HELCOM HUB-luokat ja havaintojen lukumäärät. Runsaslukuisimpia luokkia olivat valoisassa kerroksessa sijaitsevat yksivuotisten levien dominoimat kallio- tai kivikkopohjat (AA.A1S), monivuotisten rihmalevien dominoimat kallio- tai kivikkopohjat (AA.A1C5) ja rakkohaurun dominoimat kallio- tai kivikkopohjat (AA.A1C1). Täydelliset HUB-luokittelun tulokset on koottu liitteeseen 2.

Tulosten tarkastelu

Tässä tutkimuksessa on tarkasteltu meriympäristön tilaa ekologisen laatusuhteen avulla. Tutkittujen linjojen tila on kohentunut hieman vuodesta 2014, kun vertaillaan vain rakkohaurua ja luokitellaan molemmat tutkimusvuodet samoin kriteerein. Nyt käytetyt ekologisen tilaluokituksen luokkarajat ovat aiempaa tiukemmat. Lisäksi rakkohaurun EQR-vertailuarvoja päivitettiin vastaamaan todellisia avoimuusolosuhteita. Näin ollen rakkohaurun luokitusta vuosien välillä tulee vertailla tämän tutkimuksen sisällä, ei vuoden 2014 raportissa esitettyyn luokitukseen.

Pääkaupunkiseudun aineisto luokiteltiin tässä tutkimuksessa ensi kertaa myös FMI-makrofyyttiindeksillä. Suurin osa tutkimuskohteista sai tyydyttävän tilaluokituksen. Tämä johtuu osaltaan siitä, että ohjeistuksessa mainitut luokkarajat eivät ole tasavälisiä. Juuri tilaluokka tyydyttävä on laajempi kuin muut luokat, joten siihen osuu laaja kirjo indeksin arvoista.

Sukelluslinjat luokiteltiin avoimiin ja suojaisiin SWM-arvon perusteella. Nyt määritetyt avoimuusluokat käyvät melko hyvin yksiin tarkkailuohjelmassa kuvatun avoimuusjaottelun kanssa. Tuore SWM on mittakaavaltaan kuitenkin tarkempi, sillä se ottaa pyyhkäisymatkan lisäksi huomioon aaltojen taipumisen luotojen taakse. Vuoden 2014 raportin keskeisiä havaintoja oli, että tulevaisuudessa selvityksissä tulisi edelleen tarkastella avoimuuden perusteella määritettäviä vertailuarvoja. Rakkohaurun osalta erot vertailuarvoissa ovat merkittäviä. Avoimen rannan vertailuarvo on 6,5 metriä ja suojaisen 4. Luokituksen kannalta on siis ratkaisevaa, mihin arvoon kutakin sukelluslinjaa verrataan. Punalevien osalta suojaisen ja avoimen rannan erot vertailuarvoissa ovat suhteessa pienempiä kuin rakkohaurulla.

Rakkohaurun kohdalla ekologinen tila perustuu yhtenäisen vyöhykkeen alarajaan (Ruuskanen 2014a, Ruuskanen 2014b). Ekologisen tilan luokittelusta alimman rakkohauruuyksilön perusteella on luovuttu (Leinikki ja Syväranta 2012). Pääkaupunkiseudun vesialueen tila on melko heikko ja yhtenäistä rakkohauruvyöhykettä ei tavata kaikilla rannoilla. Rakkohaurua kuitenkin kasvaa harvakseltaan varsin yleisesti, mikä näkyi myös HUB-luokituksissa. Vuosien välisen vertailtavuuden parantamiseksi voisi olla hyödyllistä verrata myös syvimmällä kasvavia rakkohauruuyksilöitä, vaikka niille ei olekaan voimassa olevaa menetelmää ekologisen laadun laskemiseksi.

Monet Suomenlahdella esiintyvät punalevälajit ovat puolestaan luonnostaan harvalukuisia, joten niiden osalta on oikeutetusti päädytty käyttämään syvimmällä kasvavien yksilöiden muodostamaa syvärajaa (Ruuskanen 2014b).

Viisi lajia yhdistävä FMI antoi yhdenmukaisia tuloksia, ja sen käyttöä voi edelleen suositella pääkaupunkiseudun litoraalin kasvillisuuden seurannassa. Aineiston keruussa on tuolloin huomioitava, että punalevien kasvurajat sijaitsevat melko syvällä. Osa tarkkailuohjelman sukelluslinjoista on syvyysprofileiltaan varsin loivia. Jos punalevien syvärajaa ei saavuteta, indeksin arvo ei vastaa todellisuutta. Mataluus näkyy esimerkiksi Mustakuvun alueella linjan 296 Märaskrin luokituksessa. Linjan maksimisyvyys on vain noin 4 metriä ja luokitus FMI-indeksin

perusteella sen vuoksi välttävä. Punalevien todellinen syväraja alueella sijaitsee noin 10 metrissä. Mustakuvun muut linjat, joilla syväraja oli saavutettavissa, saivat tilaluokan tyydyttävä. Espoon alueella vastaavia loivia linjoja ovat muun muassa 53 Gåsgrundet ja 56 Bullan Knaperskär.

Viisi lajia yhdistävä makrofyytti-indeksi näyttäisi antavan luotettavamman kuvan vesialueen tilasta kuin pelkkä rakkohauru. Esimerkiksi uloimmilla rannoilla pelkän rakkohaurun käyttäminen ekologisessa tilaluokituksessa voi johtaa harhaan – laji saattaa puuttua hyvin avoimilta rannoilta aallokon vaikutuksen, ei huonon vedenlaadun vuoksi. Tästä oli todenäköisesti kyse Koirasaaren linjoilla R1 ja R2.

Vesipuitedirektiivin mukainen ekologinen tilaluokitus tehdään yksittäisten sukelluslinjojen sijaan vesistömuodostumille. Siksi EQR-arvoja tulisikin tarkastella kokonaisuutena. Tässä tutkimuksessa esitetyt linjakohtaiset arvot antavat yhtä kaikki hyvän yleiskuvan vesialueen tilasta. Lisäksi niistä on mahdollista laskea tilaluokitus kokonaisille vesistömuodostumille.

Vesikasvillisuus heijastelee pitkäaikaisia muutoksia. Viiden vuoden seurantasykli on siitä huolimatta varsin harva runsaasti kuormitetulla vesialueella. Kun uutta pääkaupunkiseudun yhteistarkkailuohjelmaa laaditaan, on syytä harkita vesikasvillisuuden seurantavälin tihentämistä kolmeen vuoteen.

Kirjallisuus

HELCOM (2013). HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environment Proceedings(139), 96 s.

Ilmarinen & Oulasvirta 2008: Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston – Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 11/2008. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Helsinki 2008. 36 s. + liitteet.

Isaeus, M. & Rygg, B. 2005: Wave exposure calculations for the Finnish coast. Norwegian institute of water research. – Report N:r 5075-2005. ISBN 82-577-4780-7.

Leinikki, J. & Syväranta, J. 2012. Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston – Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2012. Alleco raportti n:o 8/2012. Alleco Oy 30.11.2012.

Leinikki, J., Leppänen, J. ja Syväranta, J. 2012: Lisäselvityksiä Helsingin sataman meriläjitäysalueiden ympäristövaikutusten arviointiin. Vesikasvillisuus ja pohjaeläimet. – Alleco Oy Raportti 5/2012. Alleco Oy. 14 s. + liitteet.

Ruuskanen, A. 2014a. Rannikkovesien vesipuitedirektiivin mukainen makrofyyttiseuranta; Ecoregion 5, Baltic Sea, coastal water. Ohjeistus kenttätyöskentelyyn Versio 1.4.2014. Monivesi Oy.

Ruuskanen, A. 2014 b. Development and description of the Finnish Macrophyte Index (FMI), Monivesi Oy: 39.

Syväranta, J. ja Leinikki, J. 2014. Litoraalien kasvillisuuden tila pääkaupunkiseudun merialueella 2014. Alleco Oy raportti no 11/2014. Alleco Oy 19.12.2014.

Syväranta, J. & Leinikki, J. 2018. Vuosaaren sataman syventämishankkeeseen liittyvä vesikasvillisuustarkkailu 2018. Alleco Oy raportti n:o 20/2018. Alleco Oy 21.12.2018.

Vahtera, E. 2013. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelma. Veden fysikaalinen, kemiallinen ja hygieeninen laatu, vesieliöstö, pohjan laatu ja eliöstö sekä haitta-aineet. Helsingin kaupunki, ympäristökeskus, 27.9.2013.

Liite 1: tutkimuspaikkojen kohdekortit

Paikan nimi	K7 Långgratan
Pvm	16.08.2019
Linjan pituus	105
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	11,0
Sedimentin määrä keskiarvo	2,21
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.14307
Pituus WGS84	25.16395
Suunta, astetta	45
RAKKOHAURU	
Ylin rakkohauru, m	0,7
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,2
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,6
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,2
Alin rakkohauru, m	5,0
Kasvillisuuden alaraja	11,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,49
EQR, FMI	0,62
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	14

Paikan nimi	K10 Mellan tjärhället
Pvm	16.08.2019
Linjan pituus	67
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	12,5
Sedimentin määrä keskiarvo	1,29
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.14555
Pituus WGS84	25.25888
Suunta, astetta	270
RAKKOHAURU	
Ylin rakkohauru, m	1,2
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	2,1
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,7
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,5
Alin rakkohauru, m	5,2
Kasvillisuuden alaraja	12,5
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,53
EQR, FMI	0,67
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	K16 Mustakupu
Pvm	09.08.2019
Linjan pituus	84
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	11,8
Sedimentin määrä keskiarvo	2,0
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.13833
Pituus WGS84	25.14900
Suunta, astetta	180
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	1,0
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,8
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,9
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,4
Alin rakkohauru, m	4,6
Kasvillisuuden alaraja	11,8
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,37
EQR, FMI	0,59
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	K17 Kajapaadet
Pvm	09.08.2019
Linjan pituus	62
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	12,3
Sedimentin määrä keskiarvo	1,54
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.12577
Pituus WGS84	25.13997
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	2,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	4,4
Kasvillisuuden alaraja	12,3
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,76
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	K23 Sipulipaasi
Pvm	09.08.2019
Linjan pituus	64
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	12,0
Sedimentin määrä keskiarvo	1,54
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.11370
Pituus WGS84	25.14675
Suunta, astetta	225
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,8
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,8
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,4
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,4
Alin rakkohauru, m	4,9
Kasvillisuuden alaraja	12,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,53
EQR, FMI	0,69
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	16

Paikan nimi	73B Kaparen SW-kivi
Pvm	07.08.2019
Linjan pituus	91
Linjan ylempi syvyys, m	0,4
Linjan alempi syvyys, m	11,2
Sedimentin määrä keskiarvo	2,69
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.07969
Pituus WGS84	24.67678
Suunta, astetta	135
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	1,2
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,8
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,7
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,2
Alin rakkohauru, m	3,7
Kasvillisuuden alaraja	11,2
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,49
EQR, FMI	0,63
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	73 Rödgrundet
Pvm	07.08.2019
Linjan pituus	75
Linjan ylempi syvyys, m	0,7
Linjan alempi syvyys, m	11,8
Sedimentin määrä keskiarvo	2,14
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0683
Pituus WGS84	24.6864
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,1
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,2
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	1,4
Alin rakkohauru, m	1,9
Kasvillisuuden alaraja	11,8
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,22
EQR, FMI	0,69
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	35 Södra Kytöskäringen
Pvm	08.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,3
Linjan alempi syvyys, m	5,9
Sedimentin määrä keskiarvo	1,54
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0685
Pituus WGS84	24.7232
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,7
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,6
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,9
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,2
Alin rakkohauru, m	2,9
Kasvillisuuden alaraja	
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,34
EQR, FMI	0,39
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	T1 Tiirakari
Pvm	15.07.2019
Linjan pituus	26
Linjan ylempi syvyys, m	0,3
Linjan alempi syvyys, m	8,1
Sedimentin määrä keskiarvo	1,67
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.12770
Pituus WGS84	24.92540
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,5
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,3
Alin rakkohauru, m	3,5
Kasvillisuuden alaraja	8,1
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,50
EQR, FMI	0,54
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	16

Paikan nimi	T2 Taulukari
Pvm	06.08.2019
Linjan pituus	20
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	3,9
Sedimentin määrä keskiarvo	5
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.12830
Pituus WGS84	24.9565
Suunta, astetta	360
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	Ei esiinny linjalla
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	3,9
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	7

Paikan nimi	R6 Viinakupu
Pvm	06.08.2019
Linjan pituus	88
Linjan ylempi syvyys, m	1,1
Linjan alempi syvyys, m	8,2
Sedimentin määrä keskiarvo	2,36
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.12017
Pituus WGS84	24.94631
Suunta, astetta	135
RAKKOHAURU	
Ylin rakkohauru, m	1,2
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,8
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,0
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,7
Alin rakkohauru, m	3,5
Kasvillisuuden alaraja	8,2
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,41
EQR, FMI	0,54
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	13

Paikan nimi	R1 Koirasaarenluodot SE
Pvm	08.08.2019
Linjan pituus	105
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	10,2
Sedimentin määrä keskiarvo	0,73
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.05717
Pituus WGS84	24.86475
Suunta, astetta	50
RAKKOHAURU	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	10,2
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,75
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	R2 Koirasaarenluodot E
Pvm	08.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	7,1
Sedimentin määrä keskiarvo	0,15
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.06505
Pituus WGS84	24.85262
Suunta, astetta	145
RAKKOHAURU	
Ylin rakkohauru, m	1,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	4,2
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,56
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	172 Kokkokari
Pvm	22.07.2019
Linjan pituus	41
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	2,2
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.17995
Pituus WGS84	24.88897
Suunta, astetta	90
RAKKOHAURU	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	2,2
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	4

Paikan nimi	166 Ourit
Pvm	22.07.2019
Linjan pituus	59
Linjan ylempi syvyys, m	0,6
Linjan alempi syvyys, m	2,8
Sedimentin määrä keskiarvo	4,25
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.17162
Pituus WGS84	24.90160
Suunta, astetta	180
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	2,8
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	6

Paikan nimi	168B Salmisaari
Pvm	15.08.2019
Linjan pituus	71
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	3,7
Sedimentin määrä keskiarvo	4,89
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.16738
Pituus WGS84	24.90755
Suunta, astetta	330
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	3,7
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	10

Paikan nimi	170 Porsas
Pvm	22.07.2019
Linjan pituus	13
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	2,2
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.17258
Pituus WGS84	24.88400
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	2,2
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	7

Paikan nimi	153 Koirakivenniemi
Pvm	05.08.2019
Linjan pituus	41
Linjan ylempi syvyys, m	0,6
Linjan alempi syvyys, m	5,0
Sedimentin määrä keskiarvo	2,67
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.15812
Pituus WGS84	24.89428
Suunta, astetta	135
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	5,0
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,26
Ekologinen laatu	Välttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	191 Vattuniemi uimala
Pvm	05.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	5,3
Sedimentin määrä keskiarvo	3,08
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.14658
Pituus WGS84	24.89093
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	0,8
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,1
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	1,3
Alin rakkohauru, m	2,3
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,31
EQR, FMI	0,26
Ekologinen laatu	Välttävä
Lajimäärä	14

Paikan nimi	192 Sisä-Hattu
Pvm	22.07.2019
Linjan pituus	66
Linjan ylempi syvyys, m	1,2
Linjan alempi syvyys, m	3,2
Sedimentin määrä keskiarvo	3
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.14265
Pituus WGS84	24.89052
Suunta, astetta	180
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	1,1
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	1,1
Kasvillisuuden alaraja	3,2
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,16
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	11

Paikan nimi	259 Melkki NE-kivi
Pvm	15.07.2019
Linjan pituus	85
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	1,5
Sedimentin määrä keskiarvo	0,67
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.13567
Pituus WGS84	24.89213
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,7
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	1,0
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	9

Paikan nimi	230 Pihlajakari
Pvm	13.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,4
Linjan alempi syvyys, m	4,4
Sedimentin määrä keskiarvo	3,69
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.13647
Pituus WGS84	24.91958
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	1,8
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,34
Ekologinen laatu	Välttävä
Lajimäärä	13

Paikan nimi	123C Koirapaasi
Pvm	06.08.2019
Linjan pituus	106
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	7,1
Sedimentin määrä keskiarvo	1,5
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.12355
Pituus WGS84	24.92282
Suunta, astetta	180
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,8
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,0
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,4
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,4
Alin rakkohauru, m	3,1
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,37
EQR, FMI	0,42
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	13

Paikan nimi	123B Lintupaadet
Pvm	06.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	8,4
Sedimentin määrä keskiarvo	1,42
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.11115
Pituus WGS84	24.89733
Suunta, astetta	180
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,8
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,5
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,7
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	1,9
Alin rakkohauru, m	4,8
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,29
EQR, FMI	0,49
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	255B Tammakari
Pvm	26.07.2019
Linjan pituus	74
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	12,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.10878
Pituus WGS84	24.91830
Suunta, astetta	0
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	3,6
Kasvillisuuden alaraja	12,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,55
EQR, FMI	0,63
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	126 Rysäkari
Pvm	17.07.2019
Linjan pituus	41
Linjan ylempi syvyys, m	0,2
Linjan alempi syvyys, m	9,0
Sedimentin määrä keskiarvo	0,8
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.10345
Pituus WGS84	24.83472
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	0,9
Kasvillisuuden alaraja	9,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,65
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	13

Paikan nimi	254 Katajaluoto/torni
Pvm	26.7.2019
Linjan pituus	14
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	6,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60,10032
Pituus WGS84	24,9139
Suunta, astetta	225
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	2,0
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	2,0
Kasvillisuuden alaraja	6,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,44
Ekologinen laatu	tydyttävä
Lajimäärä	9

Paikan nimi	299 Laakapaasi
Pvm	15.07.2019
Linjan pituus	34
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	6,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.09483
Pituus WGS84	24.92887
Suunta, astetta	0
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,0
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,0
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,0
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	6,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,30
EQR, FMI	0,36
Ekologinen laatu	Tydyttävä
Lajimäärä	14

Paikan nimi	298 Pitkäkari
Pvm	15.07.2019
Linjan pituus	97
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	7,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.09563
Pituus WGS84	24.92462
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	2,0
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,0
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	4,2
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	7,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,64
EQR, FMI	0,57
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	260B Peninkarit
Pvm	13.08.2019
Linjan pituus	110
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	9,5
Sedimentin määrä keskiarvo	1,07
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1106
Pituus WGS84	25.0793
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	0,8
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,8
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	4,6
Alin rakkohauru, m	5,4
Kasvillisuuden alaraja	
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,71
EQR, FMI	0,73
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	16

Paikan nimi	296 Märaskrin
Pvm	16.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	3,5
Sedimentin määrä keskiarvo	0,45
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1465
Pituus WGS84	25.1820
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,3
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,6
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,4
Alin rakkohauru, m	4,3
Kasvillisuuden alaraja	
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,36
EQR, FMI	0,33
Ekologinen laatu	Välttävä
Lajimäärä	14

Paikan nimi	329 Hanskinen NW-luoto
Pvm	16.08.2019
Linjan pituus	130
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	7,6
Sedimentin määrä keskiarvo	1,44
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1473
Pituus WGS84	25.2511
Suunta, astetta	0
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,6
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,6
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,1
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,3
Alin rakkohauru, m	4,9
Kasvillisuuden alaraja	
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,50
EQR, FMI	0,54
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	12

Paikan nimi	286 Harmajanourit N
Pvm	13.08.2019
Linjan pituus	92
Linjan ylempi syvyys, m	0,7
Linjan alempi syvyys, m	10,5
Sedimentin määrä keskiarvo	1,58
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1052
Pituus WGS84	24.9708
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	1,2
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	2,5
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,8
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,8
Alin rakkohauru, m	4,7
Kasvillisuuden alaraja	10,5
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,44
EQR, FMI	0,59
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	15

Paikan nimi	123 Louekarinpaadet
Pvm	17.07.2019
Linjan pituus	61
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	11,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1009
Pituus WGS84	24.8651
Suunta, astetta	0
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,0
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	11,0
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,30
EQR, FMI	0,52
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	14

Paikan nimi	128 Koirasaari N
Pvm	17.07.2019
Linjan pituus	96
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	7,0
Sedimentin määrä keskiarvo	0,63
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0864
Pituus WGS84	24.8473
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,4
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,9
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,9
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	3,9
Alin rakkohauru, m	4,3
Kasvillisuuden alaraja	7,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,60
EQR, FMI	0,55
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	13

Paikan nimi	403 Louekari
Pvm	17.07.2019
Linjan pituus	52
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	14,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0984
Pituus WGS84	24.8767
Suunta, astetta	0
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,0
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,4
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	14,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,37
EQR, FMI	0,58
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	10

Paikan nimi	42 Notgrundet
Pvm	25.07.2019
Linjan pituus	86
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	12,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0937
Pituus WGS84	24.7809
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	1,4
Kasvillisuuden alaraja	12,0
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,22
EQR, FMI	0,58
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	8

Paikan nimi	53 Gåsgrundet S-kivi
Pvm	07.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,8
Linjan alempi syvyys, m	4,4
Sedimentin määrä keskiarvo	1,64
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0924
Pituus WGS84	24.7507
Suunta, astetta	135
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	1,4
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	2,8
Kasvillisuuden alaraja	
Avoim/Suojaisa	Avoim
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,39
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	15

Paikan nimi	56 Bullan Knaperskär
Pvm	07.08.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,7
Linjan alempi syvyys, m	5,3
Sedimentin määrä keskiarvo	1,36
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.0908
Pituus WGS84	24.7437
Suunta, astetta	135
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	1,5
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,40
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	14

Paikan nimi	63 Bodökobben NE
Pvm	25.07.2019
Linjan pituus	50
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	3,0
Sedimentin määrä keskiarvo	
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1125
Pituus WGS84	24.7466
Suunta, astetta	135
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,0
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	1,4
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	3,0
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,36
EQR, FMI	0,36
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	7

Paikan nimi	305 Vattukobben
Pvm	25.07.2019
Linjan pituus	100
Linjan ylempi syvyys, m	0,1
Linjan alempi syvyys, m	4,3
Sedimentin määrä keskiarvo	1,67
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1270
Pituus WGS84	24.8175
Suunta, astetta	45
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,8
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,0
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,5
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,0
Alin rakkohauru, m	3,3
Kasvillisuuden alaraja	
Avoin/Suojaisa	Avoin
EQR, Fucus vesiculosus	0,31
EQR, FMI	0,31
Ekologinen laatu	Välttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	11B Otaniemi
Pvm	05.08.2019
Linjan pituus	30
Linjan ylempi syvyys, m	1,3
Linjan alempi syvyys, m	1,6
Sedimentin määrä keskiarvo	5
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.19091967
Pituus WGS84	24.84111483
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	1,6
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	3

Paikan nimi	16 Laajalahti valkama
Pvm	05.08.2019
Linjan pituus	37
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	1,8
Sedimentin määrä keskiarvo	5
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.19468733
Pituus WGS84	24.87031583
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	1,8
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	3

Paikan nimi	209 Kvistholmen
Pvm	25.07.2019
Linjan pituus	18
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	4,2
Sedimentin määrä keskiarvo	3
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1390235
Pituus WGS84	24.772829
Suunta, astetta	315
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,5
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	1,3
Kasvillisuuden alaraja	4,2
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	10

Paikan nimi	217 Hallonkobben S
Pvm	08.08.2019
Linjan pituus	68
Linjan ylempi syvyys, m	0,5
Linjan alempi syvyys, m	5,7
Sedimentin määrä keskiarvo	4,1
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.1269588333333
Pituus WGS84	24.7517603333333
Suunta, astetta	185
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,3
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	0,6
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,1
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	1,6
Alin rakkohauru, m	2,5
Kasvillisuuden alaraja	5,7
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,41
EQR, FMI	0,43
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	13

Paikan nimi	234 Vasikkasaari E
Pvm	26.07.2019
Linjan pituus	27
Linjan ylempi syvyys, m	0,3
Linjan alempi syvyys, m	3,7
Sedimentin määrä keskiarvo	4,2
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.15176767
Pituus WGS84	25.015837
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,4
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	1,1
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	2,0
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,1
Alin rakkohauru, m	2,2
Kasvillisuuden alaraja	3,7
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,53
EQR, FMI	0,53
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	10

Paikan nimi	243 Katajanokanluoto
Pvm	26.07.2019
Linjan pituus	9
Linjan ylempi syvyys, m	0,3
Linjan alempi syvyys, m	3,0
Sedimentin määrä keskiarvo	2,5
Ekspositio	
Leveys WGS84	60.16132783
Pituus WGS84	24.98245617
Suunta, astetta	315
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	3,0
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	5

Paikan nimi	283 Killingholma
Pvm	15.08.2019
Linjan pituus	11
Linjan ylempi syvyys, m	0,4
Linjan alempi syvyys, m	3,2
Sedimentin määrä keskiarvo	3,75
Ekspositio	
Leveys WGS84	60,18303783
Pituus WGS84	25,03386867
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	3,2
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	7

Paikan nimi	341 Kivinokka
Pvm	15.08.2019
Linjan pituus	6
Linjan ylempi syvyys, m	0,8
Linjan alempi syvyys, m	1,4
Sedimentin määrä keskiarvo	4
Ekspositio	
Leveys WGS84	60,196222
Pituus WGS84	24,998167
Suunta, astetta	270
<u>RAKKOHAURU</u>	Ei esiinny linjalla
Ylin rakkohauru, m	
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	
Alin rakkohauru, m	
Kasvillisuuden alaraja	1,4
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	1

Paikan nimi	359 Kalliosaari
Pvm	15.08.2019
Linjan pituus	67
Linjan ylempi syvyys, m	0,3
Linjan alempi syvyys, m	8,2
Sedimentin määrä keskiarvo	2,27
Ekspositio	
Leveys WGS84	60,18262267
Pituus WGS84	25,16710217
Suunta, astetta	180
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,3
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,7
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	2,0
Alin rakkohauru, m	3,3
Kasvillisuuden alaraja	8,2
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,49
EQR, FMI	0,57
Ekologinen laatu	Tyydyttävä
Lajimäärä	11

Paikan nimi	362 Leppäniemi
Pvm	15.08.2019
Linjan pituus	17
Linjan ylempi syvyys, m	0,3
Linjan alempi syvyys, m	4,6
Sedimentin määrä keskiarvo	3,17
Ekspositio	
Leveys WGS84	60,19547867
Pituus WGS84	25,1522295
Suunta, astetta	90
<u>RAKKOHAURU</u>	
Ylin rakkohauru, m	0,3
Rakkohauruvyöhykkeen yläraja, m	0,9
Rakkohauruvyöhykkeen optimisyvyys, m	1,1
Rakkohauruvyöhykkeen alaraja, m	1,6
Alin rakkohauru, m	2,6
Kasvillisuuden alaraja	4,6
Avoin/Suojaisa	Suojaisa
EQR, Fucus vesiculosus	0,00
EQR, FMI	0,00
Ekologinen laatu	Huono
Lajimäärä	11

Liite 2. HUB-luokittelu

Linja	HUB luokka	Kuvaus
K7 Långgratan	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
K7 Långgratan	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K7 Långgratan	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K7 Långgratan	AA.M1C1	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Fucus spp.</i>
K7 Långgratan	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K7 Långgratan	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
K10 Mellan tjärhället	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K10 Mellan tjärhället	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K10 Mellan tjärhället	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
K10 Mellan tjärhället	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
K16 Mustakupu	AA.M1V	Baltic photic mixed substrate characterised by mixed epibenthic macrocommunity
K16 Mustakupu	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K16 Mustakupu	AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
K16 Mustakupu	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
K16 Mustakupu	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K16 Mustakupu	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
K17 Kajapaadet	AA.I1E1	Baltic photic coarse sediment dominated by Mytilidae
K17 Kajapaadet	AA.M1E1	Baltic photic mixed substrate dominated by Mytilidae
K17 Kajapaadet	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K17 Kajapaadet	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K17 Kajapaadet	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K17 Kajapaadet	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K17 Kajapaadet	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K17 Kajapaadet	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
K17 Kajapaadet	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K17 Kajapaadet	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
K17 Kajapaadet	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae

K17 Kajapaadet	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
K23 Sipulipaasi	AA.I1V	Baltic photic coarse sediment characterised by mixed epibenthic macrocommunity
K23 Sipulipaasi	AA.M1H	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
K23 Sipulipaasi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K23 Sipulipaasi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K23 Sipulipaasi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K23 Sipulipaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K23 Sipulipaasi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
K23 Sipulipaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
K23 Sipulipaasi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
K23 Sipulipaasi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K23 Sipulipaasi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
K23 Sipulipaasi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
K23 Sipulipaasi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
73B Kaparen SW-kivi	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
73B Kaparen SW-kivi	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
73B Kaparen SW-kivi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
73B Kaparen SW-kivi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
73B Kaparen SW-kivi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
73B Kaparen SW-kivi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
73 Rödgrundet	AA.A2T	Baltic photic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macrocommunity
73 Rödgrundet	AA.A1V	Baltic photic rock and boulders characterized by mixed epibenthic macrocommunity
73 Rödgrundet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
73 Rödgrundet	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
73 Rödgrundet	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
73 Rödgrundet	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
73 Rödgrundet	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
73 Rödgrundet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
73 Rödgrundet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
73 Rödgrundet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
73 Rödgrundet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
73 Rödgrundet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
73 Rödgrundet	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
73 Rödgrundet	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
35 Södra Kytökärningen	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
35 Södra Kytökärningen	AA.I2T	Baltic photic coarse sediment characterised by sparse epibenthic macrocommunity
35 Södra Kytökärningen	AA.I2T	Baltic photic coarse sediment characterised by sparse epibenthic macrocommunity
35 Södra Kytökärningen	AA.I1S	Baltic photic coarse sediment characterised by annual algae
35 Södra Kytökärningen	AA.M1E1	Baltic photic mixed substrate dominated by Mytilidae
35 Södra Kytökärningen	AA.A1E1	Baltic photic rock and boulders dominated by Mytilidae
35 Södra Kytökärningen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
35 Södra Kytökärningen	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
35 Södra Kytökärningen	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
35 Södra Kytökärningen	AA.M1B2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Zannichellia spp.</i> And/or <i>Ruppia spp.</i> And/or <i>Zostera noltii</i>
35 Södra Kytökärningen	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
35 Södra Kytökärningen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
35 Södra Kytökärningen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
T1 Tiirakari	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
T1 Tiirakari	AA.A1R	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
T1 Tiirakari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae

T1 Tiirakari	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
T1 Tiirakari	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
T1 Tiirakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
T1 Tiirakari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
T1 Tiirakari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
T1 Tiirakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
T2 Taulukari	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
T2 Taulukari	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
T2 Taulukari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
T2 Taulukari	AA.M1B2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Zannichellia spp.</i> And/or <i>Ruppia spp.</i> And/or <i>Zostera noltii</i>
T2 Taulukari	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
R6 Viinakupu	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
R6 Viinakupu	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
R6 Viinakupu	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
R6 Viinakupu	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
R6 Viinakupu	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
R6 Viinakupu	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
R6 Viinakupu	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R6 Viinakupu	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
R6 Viinakupu	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
R6 Viinakupu	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
R6 Viinakupu	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1E1	Baltic photic rock and boulders dominated by Mytilidae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
R1 Koirasaarenluodot SE	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R2 Koirasaarenluodot E	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
R2 Koirasaarenluodot E	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
172 Kokkokari	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
172 Kokkokari	AA.H1B1	Baltic photic muddy sediment dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>S. pectinata</i>)
172 Kokkokari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
172 Kokkokari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
166 Ourit	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
166 Ourit	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
166 Ourit	AA.J1B1	Baltic photic sand dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)

166 Ourit	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
168B Salmisaari	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
168B Salmisaari	AA.J1S	Baltic photic sand characterised by annual algae
168B Salmisaari	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
168B Salmisaari	AA.J1V	Baltic photic sand characterised by mixed epibenthic macrocommunity
168B Salmisaari	AA.J1V	Baltic photic sand characterised by mixed epibenthic macrocommunity
168B Salmisaari	AA.J1B1	Baltic photic sand dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
168B Salmisaari	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
168B Salmisaari	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
168B Salmisaari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
170 Porsas	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
170 Porsas	AA.H1B3	Baltic photic muddy sediment dominated by pondweed (<i>Myriophyllum spicatum</i> and/or <i>M. sibiricum</i>)
170 Porsas	AA.H1B1	Baltic photic muddy sediment dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>S. pectinata</i>)
170 Porsas	AA.M1B4	Baltic photic mixed substrate dominated by Charales
153 Koirakivenniemi	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
153 Koirakivenniemi	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
153 Koirakivenniemi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
153 Koirakivenniemi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
153 Koirakivenniemi	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
153 Koirakivenniemi	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
191 Vattuniemi uimala	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
191 Vattuniemi uimala	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
191 Vattuniemi uimala	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
191 Vattuniemi uimala	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
191 Vattuniemi uimala	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
191 Vattuniemi uimala	AA.A2T	Baltic photic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macrocommunity
191 Vattuniemi uimala	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
191 Vattuniemi uimala	AA.J1B1	Baltic photic sand dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
191 Vattuniemi uimala	AA.J1B1	Baltic photic sand dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
191 Vattuniemi uimala	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
191 Vattuniemi uimala	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
191 Vattuniemi uimala	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
192 Sisä-Hattu	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
192 Sisä-Hattu	AA.M1B2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Zannichellia</i> spp. And/or <i>Ruppia</i> spp. And/or <i>Zostera noltii</i>
192 Sisä-Hattu	AA.M1B2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Zannichellia</i> spp. And/or <i>Ruppia</i> spp. And/or <i>Zostera noltii</i>
259 Melkki NE-kivi	AA.J1B2	Baltic photic sand dominated by <i>Zannichellia</i> spp. And/or <i>Ruppia</i> spp. And/or <i>Zostera noltii</i>
259 Melkki NE-kivi	AA.M1B3	Baltic photic mixed substrate dominated by watermilfoil (<i>Myriophyllum spicatum</i> and/or <i>M. sibiricum</i>)
259 Melkki NE-kivi	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
230 Pihlajakari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
230 Pihlajakari	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
230 Pihlajakari	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
230 Pihlajakari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
230 Pihlajakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
230 Pihlajakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
123 C Koirapaasi	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
123 C Koirapaasi	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
123 C Koirapaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
123 C Koirapaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
123 C Koirapaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
123 C Koirapaasi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae

123 C Koirapaasi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
123 C Koirapaasi	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
123 C Koirapaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
123 C Koirapaasi	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
123 C Koirapaasi	AA.M1S2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Chorda filum</i> and/or <i>Halosiphon tomentosus</i>
123 C Koirapaasi	AA.M1C1	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Fucus</i> spp.
123 C Koirapaasi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
123 C Koirapaasi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
123 B Lintupaadet	AA.M1G1	Baltic photic mixed substrate dominated by Hydroids (Hydrozoa)
123 B Lintupaadet	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
123 B Lintupaadet	AA.M1H	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
123 B Lintupaadet	AA.M1V	Baltic photic mixed substrate characterised by mixed epibenthic macrocommunity
123 B Lintupaadet	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
123 B Lintupaadet	AA.M1H	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
123 B Lintupaadet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
123 B Lintupaadet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
123 B Lintupaadet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
123 B Lintupaadet	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
123 B Lintupaadet	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
123 B Lintupaadet	AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
255B Tammakari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
255B Tammakari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
255B Tammakari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
255B Tammakari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
255B Tammakari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
255B Tammakari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
255B Tammakari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
255B Tammakari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
255B Tammakari	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
255B Tammakari	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
255B Tammakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
255B Tammakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
255B Tammakari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
126 Rysäkari	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
126 Rysäkari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
126 Rysäkari	AA.I2T	Baltic photic coarse sediment characterised by sparse epibenthic macrocommunity
126 Rysäkari	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
126 Rysäkari	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
126 Rysäkari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
126 Rysäkari	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
126 Rysäkari	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
126 Rysäkari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
126 Rysäkari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
299 Laakapaasi	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
299 Laakapaasi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
299 Laakapaasi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
299 Laakapaasi	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
299 Laakapaasi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
299 Laakapaasi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
299 Laakapaasi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
298 Pitkäkari	AA.I1C5	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial filamentous algae
298 Pitkäkari	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
298 Pitkäkari	AA.M1S2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Chorda filum</i> and/or <i>Halosiphon tomentosus</i>
298 Pitkäkari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
298 Pitkäkari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
298 Pitkäkari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
298 Pitkäkari	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae

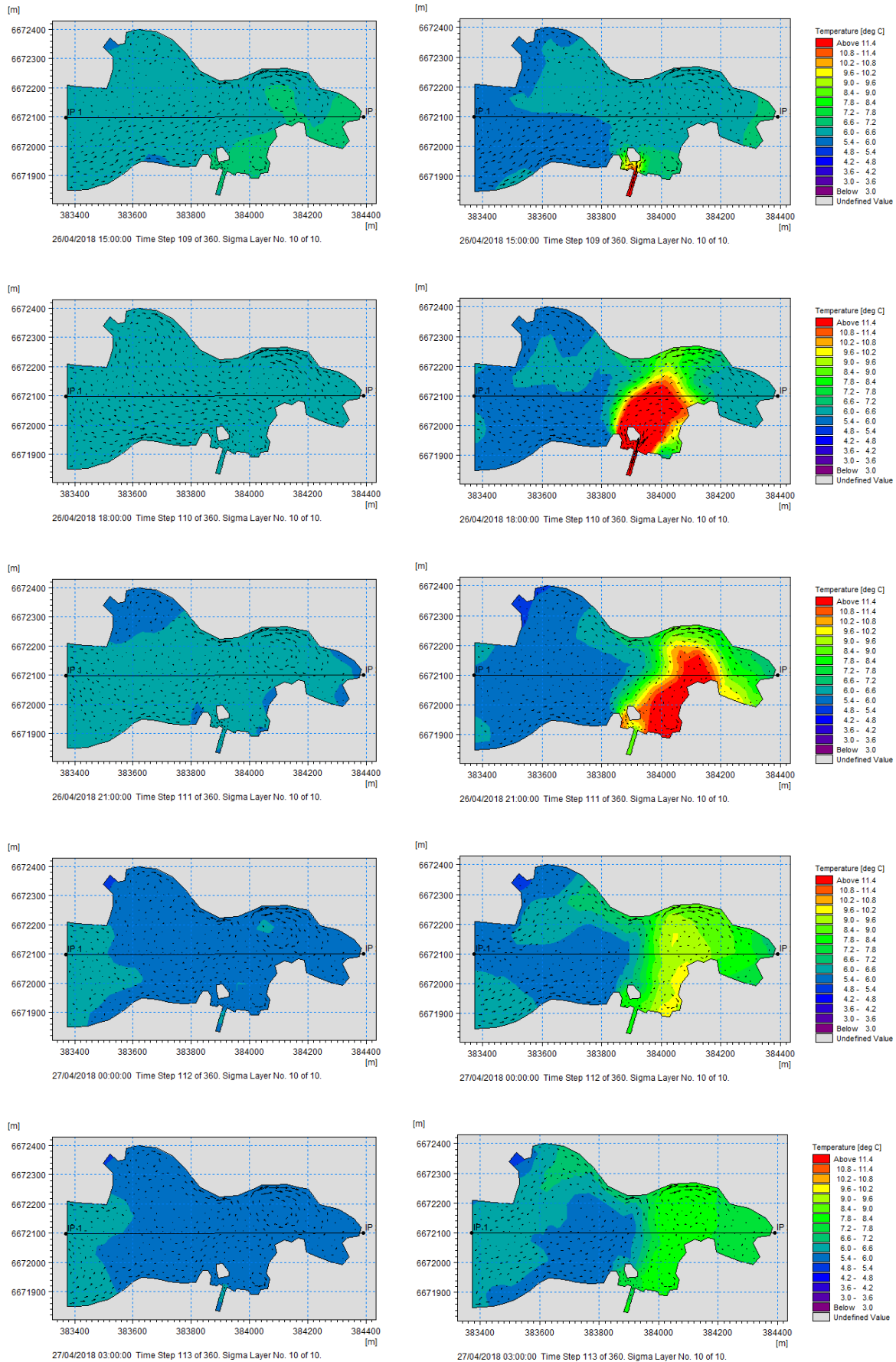
260B Peninkarit	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
260B Peninkarit	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
260B Peninkarit	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
260B Peninkarit	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
260B Peninkarit	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
260B Peninkarit	AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
260B Peninkarit	AA.A1R	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
296 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
297 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
298 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
299 Märskrin	AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
300 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
301 Märskrin	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
302 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
303 Märskrin	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
304 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
305 Märskrin	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
306 Märskrin	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
329 Hanskinen	AA.M1V	Baltic photic mixed substrate characterised by mixed epibenthic macrocommunity
329 Hanskinen	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
329 Hanskinen	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
329 Hanskinen	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
329 Hanskinen	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
329 Hanskinen	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
329 Hanskinen	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
329 Hanskinen	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
329 Hanskinen	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
329 Hanskinen	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
329 Hanskinen	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
329 Hanskinen	AA.A1C	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial algae
329 Hanskinen	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
329 Hanskinen	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
329 Hanskinen	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
329 Hanskinen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
286 Harmajanourit	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
286 Harmajanourit	AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity
286 Harmajanourit	AA.I1V	Baltic photic coarse sediment characterised by mixed epibenthic macrocommunity
286 Harmajanourit	AA.I1V	Baltic photic coarse sediment characterised by mixed epibenthic macrocommunity
286 Harmajanourit	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
286 Harmajanourit	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
286 Harmajanourit	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
286 Harmajanourit	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
286 Harmajanourit	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
286 Harmajanourit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
286 Harmajanourit	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
286 Harmajanourit	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
123 Louekarinpaadet	AA.I1C2	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
123 Louekarinpaadet	AA.I1C2	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
123 Louekarinpaadet	AA.I1C2	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial non-filamentous corticated red algae

57 Bullan Knaperskär	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
58 Bullan Knaperskär	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
59 Bullan Knaperskär	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
60 Bullan Knaperskär	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
61 Bullan Knaperskär	AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae
62 Bullan Knaperskär	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
63 Bullan Knaperskär	AA.M1B2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Zannichellia</i> spp. And/or <i>Ruppia</i> spp. And/or <i>Zostera noltii</i>
64 Bullan Knaperskär	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
65 Bullan Knaperskär	AA.A1H	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic moss animals (Bryozoa)
66 Bullan Knaperskär	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
63 Bodökobben NE	AA.I1B1	Baltic photic coarse sediment dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>S. pectinata</i>)
63 Bodökobben NE	AA.I1B1	Baltic photic coarse sediment dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>S. pectinata</i>)
63 Bodökobben NE	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
63 Bodökobben NE	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
305 Vattukobben	AA.M1C2	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
305 Vattukobben	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
305 Vattukobben	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
305 Vattukobben	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
305 Vattukobben	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
305 Vattukobben	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
11B Otaniemi	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
11B Otaniemi	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
16 Laajalahti valkama	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
16 Laajalahti valkama	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
16 Laajalahti valkama	AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterised by no macrocommunity
16 Laajalahti valkama	AA.M1B3	Baltic photic mixed substrate dominated by watermilfoil (<i>Myriophyllum spicatum</i> and/or <i>M. sibiricum</i>)
16 Laajalahti valkama	AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no epibenthic macrocommunity
209 Kvistholmen	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
209 Kvistholmen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
209 Kvistholmen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
209 Kvistholmen	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
209 Kvistholmen	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
217 Hallonkobben S	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
217 Hallonkobben S	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
217 Hallonkobben S	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
217 Hallonkobben S	AA.A2T	Baltic photic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macrocommunity
217 Hallonkobben S	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
217 Hallonkobben S	AA.M1S2	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Chorda filum</i> and/or <i>Halosiphon tomentosus</i>
217 Hallonkobben S	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
217 Hallonkobben S	AA.M1C1	Baltic photic mixed substrate dominated by <i>Fucus</i> spp.
217 Hallonkobben S	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
234 Vasikkasaari E	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
234 Vasikkasaari E	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
234 Vasikkasaari E	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
234 Vasikkasaari E	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus</i> spp.
234 Vasikkasaari E	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
243 Katajanokanluoto	AA.A1V	Baltic photic rock and boulders characterized by mixed epibenthic macrocommunity
243 Katajanokanluoto	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
243 Katajanokanluoto	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
243 Katajanokanluoto	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
283 Killingholma	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
283 Killingholma	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
283 Killingholma	AA.M1B1	Baltic photic mixed substrate dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
283 Killingholma	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae
341 Kivinokka	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
341 Kivinokka	AA.M1S1	Baltic photic mixed substrate dominated by filamentous annual algae
359 Kalliosaari	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea

359 Kalliosaari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
359 Kalliosaari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
359 Kalliosaari	AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae
359 Kalliosaari	AA.A1C2	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial non-filamentous corticated red algae
359 Kalliosaari	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
359 Kalliosaari	AA.A1I	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic crustacea
359 Kalliosaari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
359 Kalliosaari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
359 Kalliosaari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
359 Kalliosaari	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
362 Leppäniemi	AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macrocommunity
362 Leppäniemi	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
362 Leppäniemi	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
362 Leppäniemi	AA.M1I	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic crustacea
362 Leppäniemi	AA.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by <i>Fucus spp.</i>
362 Leppäniemi	AA.A1S	Baltic photic rock and boulders characterized by annual algae

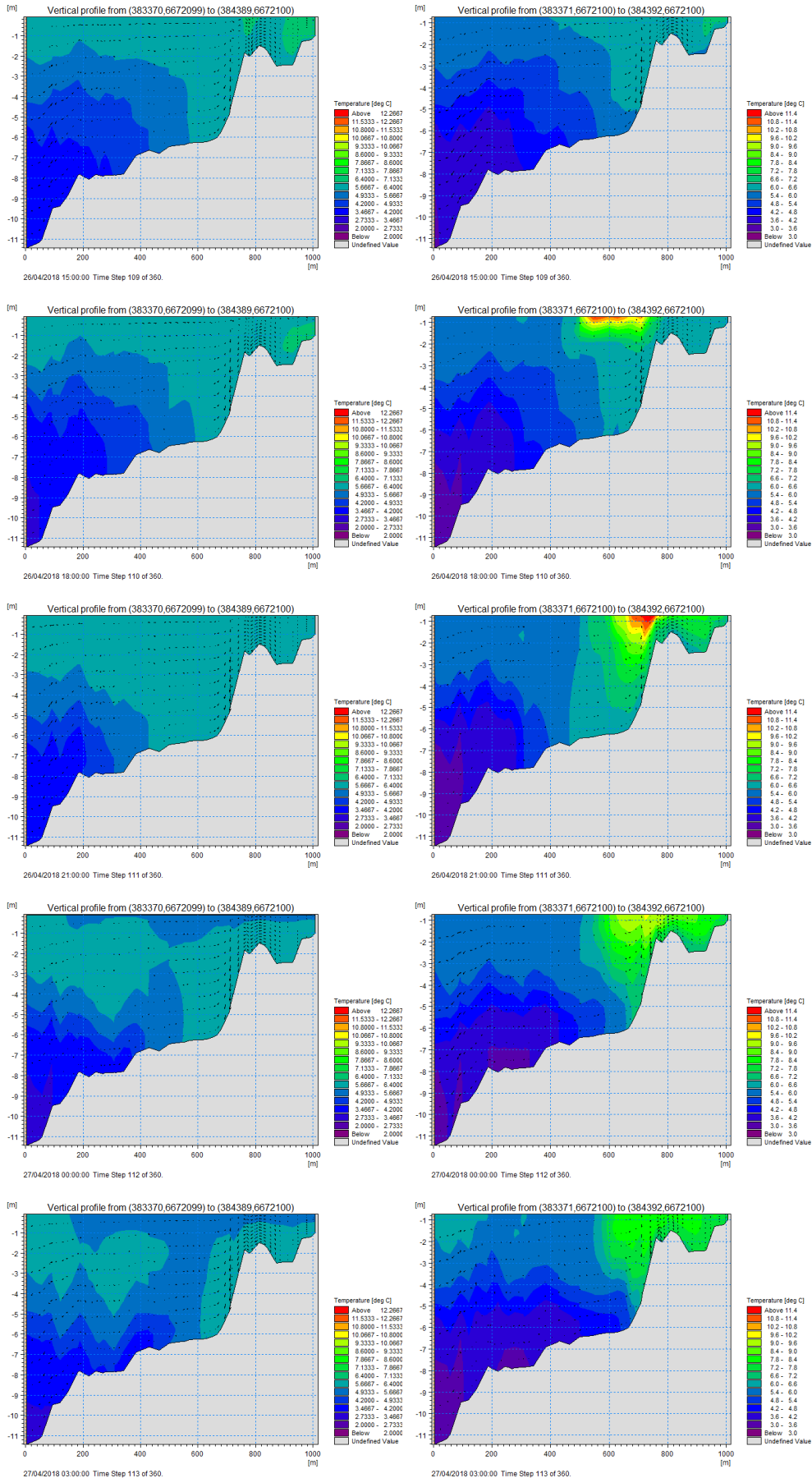
Liite 6

Mallinnettu pintaveden lämpötila ajanjaksolla 26.4.2018 15:00 – 27.4.2018 3:00 kahdelle eri määritellylle mallinnusskenaariolle ilman merilauhdevesikuormitusta (vasen sarake) ja merilauhdevesikuormituksella (oikea sarake).



Liite 7

Lapinlahden mallinnettu lämpötila ajanjaksolla 26.4.2018 15:00 – 27.4.2018 3:00 lahden keskeltä menevällä poikkileikkauksella kahdelle eri määritellylle mallinnusskenaariolle ilman merilauhdevesikuormitusta (vasen sarake) ja merilauhdevesikuormituksella (oikea sarake).



Kuvailulehti

Tekijä	Emil Vahtera, Marjut Räsänen, Jyrki Muurinen
Nimike	Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2018-2019
Sarjan nimike	Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön julkaisuja
Sarjanumero	2020:25
Julkaisuaika	9:2020
Sivuja	174
Liitteitä	7
ISBN	978-952-331-817-5
ISSN	2489-4230 (verkkojulkaisu)
Kieli, koko teos	Suomi
Kieli, yhteenveto	Suomi, Ruotsi, Englanti

Tiivistelmä:

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun tuloksia raportoidaan laajemmin kahden vuoden välein yhteenvetoraportin muodossa. Tämä yhteistarkkailun yhteenvetoraportti käsittelee vuosien 2018-2019 tuloksia. Seuratut meren tilaa kuormittavat toiminnot olivat puhdistettujen jätevesien johtaminen mereen, ruoppausmassojen läjittäminen meriläjitysalueille, voimaloiden jäähdytysvesien johtaminen mereen sekä telakkatoiminta. Viimeisten vuosien aikana ei ole tapahtunut merkittäviä laajemman mittakaavan muutoksia alueen veden laadussa tai ympäristön tilassa. Pidemmällä aikavälillä, väli- ja ulkosaariston keskimääräistä korkeampi veden lämpötila ja matalampi suolaisuus, alueen pohjaeläinyhteisön muutokset, rakkohaurukastustojen määrän väheneminen, typpiravinteiden pitoisuuksien lasku ja fosforipitoisuuksien kasvu, ovat veden sameuden ja a-klorofyllin pitoisuuksien kasvun ohella suurimmat kokonaisvaltaiset havaitut muutokset.

Tarkkailujakson molemmat vuodet olivat keskimääräistä leudompia, sademäärien erotessa voimakkaasti. Vuosi 2018 oli keskimääräistä vähäsateisempi ja vuosi 2019 oli keskimääräistä sateisempi. Vantaanjoen alueelle tuoma ravinnekuormitus oli tästä syystä vuonna 2019 typen osalta noin 96 % vuotta 2018 suurempi ja fosforin osalta noin 82 % vuotta 2018 suurempi. Jätevedenpuhdistamoiden aiheuttama ravinteiden yhteiskuormitus kasvoi vastaavasti typen osalta noin 19 % ja fosforin osalta noin 26 % vuodesta 2018 vuoteen 2019. Vantaanjoen alueelle tuoma ravinnekuormitus keskittyy alueen sisälahdille ja sisäsaaristoon, Vanhankaupunginlahdelle ja Kruunuvuorenselän ympäristöön. Puhdistettujen jätevesien välitön vaikutus keskittyy purkualueiden läheisyyteen välisaaristoon. Jätevedenpuhdistamoiden osuus kokonaiskuormasta vuosina 2018-2019 oli typen osalta noin 45-59 % ja fosforin osalta noin 32-40 %.

Alueen muu pääasiallinen dokumentoitu kuormitus koostuu meriläjitysalueille läjitettävästä maa-aineksesta sekä voimaloiden jäähdytysvesien mukana mereen johdettavasta lämpöenergiasta. Meriläjityskelpoista maa-ainesta vietiin alueen kolmelle käytössä olevalle läjitysalueelle vuosina 2018 ja 2019 yhteensä noin 343 000 m³, joista valtaosa läjitettiin Lökkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueille. Voimaloiden jäähdytysvesien välittömät vaikutukset keskittyvät purkualueina toimivien sisälahtien läheisyyteen. Lämpökuorma kulkeutui kuitenkin ajan myötä suhteellisen laajalle alueelle, sekoittuen tehokkaasti, täten pienentäen syntyviä lämpötilaeroja vedessä huomattavasti niin että niillä todennäköisesti ei ole fysiologista merkitystä alueen eliöstölle muutoin kuin aivan purkualueen läheisyydessä.

Puhdistettujen jätevesien johtaminen välisaaristoon kasvattaa hieman purkualueiden ympäristön mitattuja typpiravinteiden pitoisuuksia sekä veden sameutta. Myös veden hygieeninen laatu on purkualueiden läheisyydessä ympäröivää tarkkailualueita hieman heikompi. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähellä

kasviplanktonyhteisön perustuotantokyky, a-klorofyllin pitoisuus, silmälevien sekä viherlevien määrä ovat vertailualuetta suuremmat. Myös eläinplanktonmäärät ovat suuremmat puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna vertailualueeseen. Puhdistettujen jätevesien johtaminen välisaaristoon lieventää alueelle tyypillistä kasviplanktonin tyypirajoittuneisuutta, etenkin Suomenojan puhdistamon purkualueen läheisyydessä. Suhteessa edeltävään 20-vuoden vertailujaksoon, alueen rehevöityneisyys ei ole viime vuosina kuitenkaan muuttunut merkittävästi.

Alueen pohjaeläinyhteisön tila on hieman kohentunut 2000-luvun alun heikosta tilasta, etenkin tarkkailualueen väli- ja ulkosaariston vertailualueilla. Heikoimmassa kunnossa olevat pohjat esiintyvät alueen sedimentin akkumulaatioalueilla itäisessä ulkosaaristossa sekä läntisessä välisaaristossa, jonne myös Suomenojan jätevedenpuhdistamo johtaa puhdistetut jätevetensä. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen uusien läjitysalueiden pohjaeläinyhteisöissä havaittiin jo häiriöitä yhteisökoostumuksessa (näytteet otettiin läjitysalueen sisäpuolelta, alueilta jonne ei vielä oltu läjitetty massoja). Alueiden ulkopuolella sijaitsevien näyteasemien pohjaeläinyhteisöt olivat läjitysalueilla sijaitsevia asemia monipuolisemmat ja yksilömääriltään runsaammat. Koirasaarenluotojen ympäristön pohjaeläinyhteisön todettiin olevan tarkkailualueen monipuolisin.

Tarkkailualueen vesikasvillisuuden tilaa arvioitiin pääosin rakkohauruvyöhykkeen alakasvurajan sekä tiettyjen punalevälajien esiintymisen kautta laskettavilla indekseillä, mutta myös tarkastelemalla lajistoa alueilla joilla indeksin käyttö ei ollut soveltuvaa. Vesikasvillisuuden tila oli huonoin matalilla sisälahdilla ja paras väli- ja ulkosaariston hieman suojaisemmillä kasvupaikoilla. Selkeitä ja systemaattisia yhteyksiä merialueen yhteistarkkailun puitteissa tarkkailtavien toimien ja litoraalin kasvillisuuden tilan välillä ei vuoden tarkkailussa 2019 huomattu. Poikkeuksena, muista välisaariston sukelluslinjoista, Suomenojan puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä olevalta sukelluslinjalta ei havaittu rakkohaurua eikä sen tyypillisiä epifyytilajeja ja linjan lajimäärä oli tästä syystä muita linjoja huomattavasti pienempi. Pidemmällä aikavälillä vesikasvillisuuden tila tarkkailualueella on heikentynyt.

Avainsanat: Itämeri, velvoitetarkkailu, jätevedenpuhdistus, meriläjitys, jäähdytysvesi, rehevöityminen, ympäristön tila, meren tila



Helsinki

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