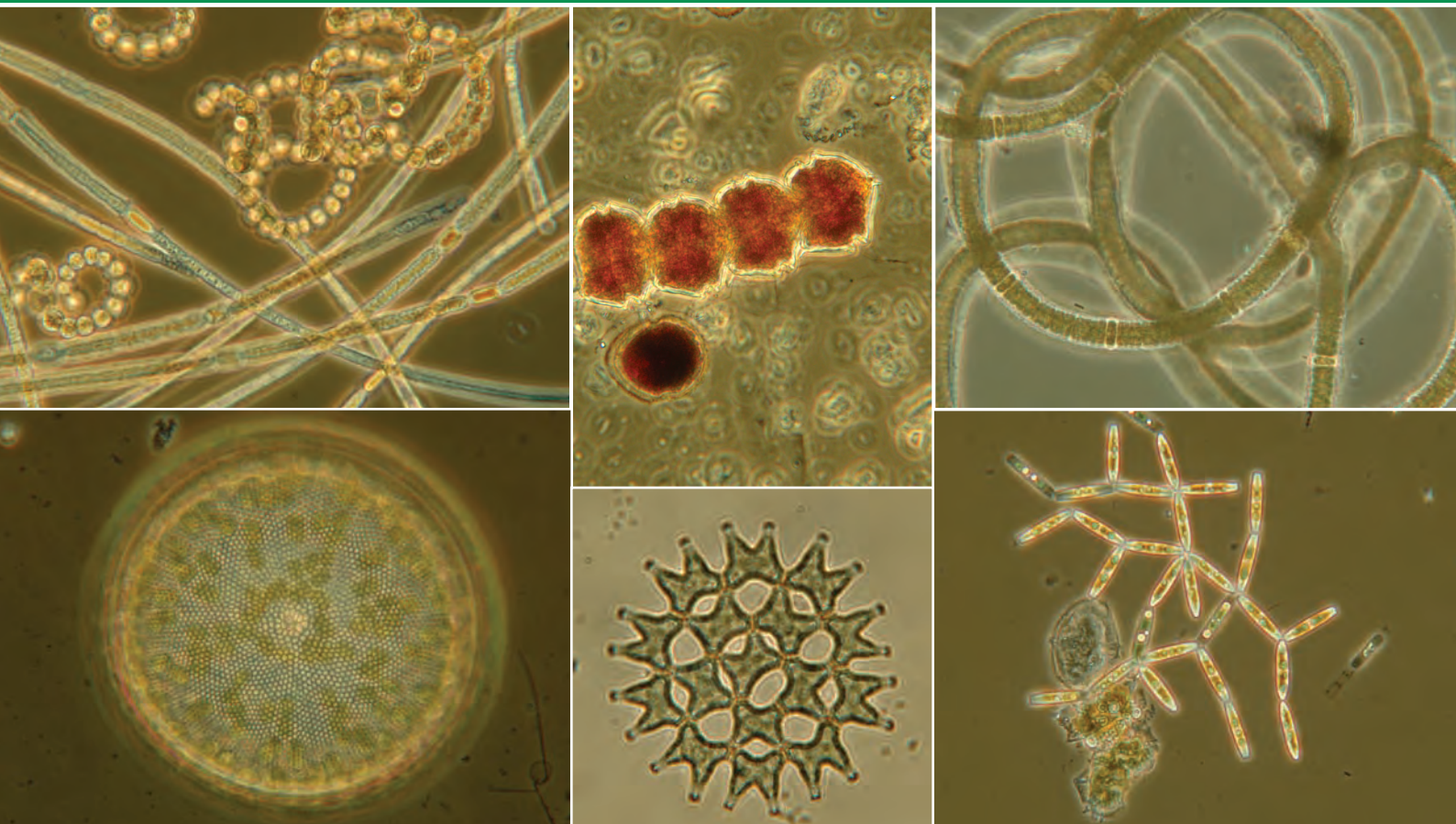




Kasviplanktonin suhde ympäristömuuttujiin Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1969–2003

Katja Pellikka, Marjut Räsänen ja Hilikka Viljamaa

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 5/2007

Katja Pellikka, Marjut Räsänen ja Hilikka Viljamaa

Kasviplanktonin suhde ympäristömuuttujiin Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1969–2003

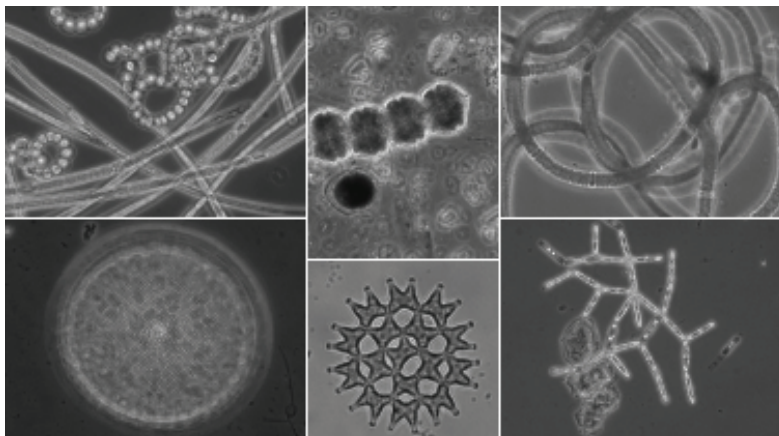
Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2007

Kannen kuvat: © Marjut Räsänen

Aphanizomenon- ja
Anabaena-sinilevää

Peridinella catenata
-panssarihiimalevää

Nodularia spumigena
-sinilevää



Coccinodiscus-
piileväkiekko

Pediastrum-
viherlevä

Nitzschia frigida
-piileviä

ISSN 1235-9718

ISBN 978-952-473-905-4

ISBN (PDF) 978-952-473-906-1

Painopaikka: Helsingin kaupungin hankintakeskus
Helsinki 2007

Sisällysluettelo

Yhteenveto.....	2
Sammandrag.....	3
Summary.....	4
1 Mitä on kasviplankton?.....	5
1.1 Kasviplanktonin vuosikierto.....	5
1.2 Klorofyllimäärityksellä arvio kasviplanktonin kokonaismäärästä.....	6
2 Kasviplanktontutkimuksen historiaa Helsingin ja Espoon edustalta.....	6
3 Aineisto ja menetelmät.....	7
3.1 Tutkimusalueen kuvaus.....	7
3.1.1 Lahtialueet.....	7
3.1.2 Sisäsaaristo.....	9
3.1.3 Ulkosaaristo.....	10
3.2 Näytteenotto ja näytteiden käsittely.....	10
3.3 Aineiston käsittely.....	11
3.4 Tilastolliset analyysit.....	12
3.5 Ympäristötekijät.....	13
4 Tulokset ja tarkastelua.....	20
4.1 Kevät – kevätkukinnan valtaryhmä vaihtui piilevistä panssarisiimaleviksi.....	20
4.1.1 Lahdet.....	20
4.1.2 Sisäsaaristo.....	23
4.1.3 Ulkosaaristo.....	24
4.2 Kesä – sinilevät vähenivät lahdissa ja lisääntyivät saaristossa.....	25
4.2.1 Lahdet.....	25
4.2.2 Sisäsaaristo.....	29
4.2.3 Ulkosaaristo.....	30
4.3 Lajien, ryhmien ja a-klorofyllin suhde ympäristömuuttujiin kesäaineistossa.....	32
4.3.1 Aika.....	32
4.3.2 Lämpötila.....	36
4.3.3 pH.....	37
4.3.4 Suolaisuus.....	37
4.3.5 Ravinteet.....	41
4.4 Havaintopaikkojen suhde ympäristömuuttujiin eri kesinä.....	41
5 Epävarmuustekijöitä.....	42
6 Kirjallisuus.....	43

Liite 1. Kasviplanktonbiomassan keskiarvot keväällä (huhti-toukokuussa) ja kesällä (kesä-lokakuussa) eri havaintopaikoilla

Liite 2. Veden a-klorofyllipitoisuuden keskiarvot keväällä (huhti-toukokuussa) ja kesällä (kesä-lokakuussa) eri havaintopaikoilla

Liite 3. Veden a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) lahtialueilla vuosina 1969–2003.

Liite 4. Veden a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) sisäsaaristossa vuosina 1969–2003.

Liite 5. Veden a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) ulkosaaristossa vuosina 1969–2003.

Yhteenveto

Tutkimuksessa kuvaillaan Helsingin ja Espoon merialueen kasviplanktonin lajistoa ja biomassaa sekä *a*-klorofyllipitoisuuden tuloksia vuosilta 1969–2003. Aineistosta tutkittiin kevättä (huhti-toukokuu) ja kesää (kesä-lokakuu) erikseen ja aineisto edusti kolmea vyöhykettä: lahdet, sisäsaaristo ja ulkosaaristo. Pitkän aikavälin muutokset esitettiin suhteessa jätevesien johtamisessa ja ympäristömuuttujissa tapahtuneisiin muutoksiin.

Pienten jätevesipuhdistamojen puhdistustehon parantaminen, puhdistamojen lakkauttaminen sekä jätevesien johtaminen ulkosaaristoon vähensi ravinteiden määrää erittäin paljon Vanhankaupunginselällä ja Laajalahdella. Samalla kasviplanktonin määrä romahti näissä edelleenkin erittäin rehevissä lahdissa. Kevälajistossa piilevät olivat vallitsevia lahdissa koko tutkimuskauden. Kesälajisto muuttui Vanhankaupunginselällä sinilevävaltaisesta piilevävaltaiseksi. Laajalahdella kesäajan valtaryhmä oli koko tutkimuskauden sinilevät, mutta niiden suhteellinen osuus väheni. Aikaisemmin runsaana esiintyneitä *Planktothrix agardhii*- ja *Anabaenopsis* sp. -sinilevärihmoja ei lajistossa 2000-luvun alussa enää esiintynyt. Espoonlahdelle ei ole johdettu jätevesiä, joten lahden veden laatu pysyi tutkimuskauden vakaana, kuitenkin melko rehevänä.

Sisäsaaristossa Vanhankaupunginlahdelta tulevan lähes makean veden ja avomeren välisellä vaihtumisvyöhykkeellä sijaitsevan Vasikkasaaren kasviplanktonbiomassat pienenivät tutkimuskauden aikana huomattavasti. Sitä vastoin Villingissä ja Skatanselällä (sisäsaaristossa) kasviplanktonissa ei havaittu suuria muutoksia. Sisäsaariston kevätukinnassa panssarisiimalevät runsastuivat, mutta piilevät vähenivät. Kesäisin Vasikkasaassa sinilevien ja silmälevien määrä väheni ja pii- sekä panssarisiimalevien suhteellinen osuus kasvoi. Villingissä ja Skatanselällä sinilevien määrä kesäisin kasvoi ja silmälevien määrä vähentyi.

Ulkosaaristossa vuoden suurimmat *a*-klorofyllipitoisuudet havaittiin keväisin. Kevätajan biomassa kasvoi jonkin verran tutkimuskauden aikana. Tämä johtui luultavasti fosforin määrän lisääntymisestä ulkosaaristossa. Fosforin sisäinen kuormitus (fosforin vapautuminen pohjasedimentistä veteen) on voimistunut Suomenlahdella. 1980-luvulla kevätukinta muuttui ulkosaaristossa piilevävaltaisesta panssarisiimalevävaltaiseksi ja 2000-luvulla kevätukinnan biomassasta jo 80 % oli panssarisiimaleviä. Tutkimuskauden kuluessa kasviplanktonin määrä ulkosaaristossa kasvoi kevään lisäksi kesäisin, samalla kun sinilevät runsastuivat etenkin 2000-luvulla. Ravinteita tärkeämmäksi ympäristömuuttujaksi osoittautui kesällä pintaveden lämpötila ja suolaisuus. Tutkimuskauden aikana suolaisuus väheni kun taas pintaveden lämpötila kohosi hieman.

Sammandrag

Växtplanktonets förhållande till miljövariabler på Helsingfors' och Esbos havsområden åren 1969–2003

Studien beskriver hur växplanktonbiomassan och artfördelningen samt klorofyll *a*-halten på havsområdet utanför Helsingfors och Esbo varierade åren 1969–2003. Våren (april-maj) och sommaren (juni-oktober) undersöktes skiljt och datat representerade tre zoner: vikarna, innerskärgården och ytterskärgården. Långtidsförändringarna relaterades till de förändringar som skett i utledningen av avloppsvatten samt i vissa studerade miljövariabler.

Förbättring av rengöringseffektiviteten för mindre avloppsvattensreningsverk, nedläggning av reningsverk samt utledningen av avloppsvattnet till ytterskärgården minskade kraftigt halterna av näringssalter i Gammelstadsviken och Bredviken. På samma gång kollapsade mängden av växtplankton i dessa fortfarande mycket eutrofa vikar. Under våren dominerade kiselalgerna i vikarna under hela studieperioden. Sommarens artflora förändrades i Gammelstadsviken så att kiselalger och inte blågröna alger dominerade. I Bredviken dominerade de blågröna algerna sommartid under hela studieperioden, men deras relativa andel av totalt minskade. De under tidigare år rikligt förekommande trådformiga blågröna algerna *Planktothrix agar-dhii*- och *Anabaenopsis* sp. har inte längre påträffats i början av 2000-talet. Inget avloppsvatten har letts ut i Esboviken, och vattenkvaliteten i viken var under hela studieperioden stabil om än tämligen eutrof.

I innerskärgårdens omställningszon vid Kalvholmen där det nästan söta vattnet från Gammelstadsviken blandas med havsvattnet minskade växtplanktonbiomassorna märkbart under studieperioden. Däremot observerades inga större förändringar i växtplanktonet vid Villinge och på Skatafjärden (i innerskärgården). I innerskärgården förekom det mer dinoflagellater och mindre kiselalger under vårbloomingen. Vid Kalvholmen minskade mängderna blågröna alger och ögonalger medan kiselalgernas och dinoflagellaternas relativa andel ökade. Vid Villinge och på Skatafjärden ökade mängden blågröna alger under sommaren medan antalet ögonalger minskade.

De högsta klorofyll-*a*-halterna i ytterskärgården uppmättes på våarna. Vårens biomassamängd ökade något under studieperioden. Detta berodde sannolikt på att mängden fosfor i ytterskärgården ökade. Den inre belastningen av fosfor (frigörelse av fosfor från bottensedimentet till vattnet) har ökat i Finska viken. Vårbloomingen, som tidigare dominerats av kiselalger, började på 1980-talet domineras av dinoflagellater, och på 2000-talet har så mycket som 80 % av vårbloomingens biomassa utgjorts av dinoflagellater. Under studieperioden ökade mängden växtplankton i ytterskärgården både på våren och på sommaren, samtidigt som de blågröna algerna frodades, speciellt på 2000-talet. Av miljövariablerna visade sig ytvattnets temperatur och salthalt vara viktigare än näringssalterna på sommaren. Under den studerade perioden minskade salthalten medan ytvattnets temperatur steg något.

Summary

The relationship between phytoplankton and environmental variables in the sea area outside Helsinki and Espoo in 1969–2003

In this study, the phytoplankton species composition and biomass as well as the chlorophyll-*a*-concentration in the water in the Helsinki and Espoo sea area was studied using data from 1969–2003. The spring (April-May) and summer (June-October) periods were considered separately, and the data set represented three zones: bays, the inner archipelago zone and the outer archipelago zone. Long-term changes in the data were related to changes in the disposal of sewage waters and in some environmental variables.

Improving the purification efficiency of small sewage treatment plants, the closing of treatment plants and the tunnels leading sewage water into the outer archipelago zone lowered the amount of nutrients in Vanhankaupunginlahti Bay and Laajalahti Bay very significantly. At the same time, the amount of phytoplankton collapsed in these still very eutrophic bays. In spring, diatoms dominated the species composition in the bays throughout the studied period. In summer, the species composition in Vanhankaupunginlahti Bay changed from blue-green algae-dominated to diatom-dominated. In Laajalahti Bay blue-green algae were dominant in summer throughout the studied period, but their relative share decreased. The earlier commonly occurring filamentous blue-green algae *Planktothrix agardhii*- and *Anabaenopsis* sp. were no longer found at the beginning of the 21st century. Espoonlahti Bay has not received sewage waters, and consequently the water quality of the bay remained stable but quite eutrophic throughout the studied period.

At Vasikkasaari in the inner archipelago zone where the nearly fresh water from Vanhankaupunginlahti Bay meets the water from the outer sea area, the phytoplankton biomasses decreased significantly during the studied period. On the contrary, no bigger changes were observed in the phytoplankton biomasses at Itä-Villinki and Skatanselkä (inner archipelago). In the spring bloom in the inner archipelago dinoflagellates became more abundant while the diatoms declined. In the summer, the amounts of blue-green algae and euglenophytes declined at Vasikkasaari, while the relative share of diatoms and dinoflagellates increased. At Itä-Villinki and Skatanselkä the summertime amount of blue-green algae increased and the amount of euglenophytes decreased.

In the outer archipelago the highest yearly concentrations of chlorophyll *a* were observed in spring. The spring biomasses increased somewhat during the studied period. This was probably caused by the increase in the phosphorus concentrations in the outer archipelago. The internal loading of phosphorus (the release of phosphorus from the bottom sediment into the water) has increased in the Gulf of Finland. In the 1980s the spring bloom changed from diatom-dominated to dinoflagellate-dominated, and in the 2000s as much as 80% of the spring bloom biomass has consisted of dinoflagellates. During the studied period the amount of phytoplankton in the outer archipelago increased not only in spring but in summer as well, concomitantly with the increases in blue-green algae, especially in the 2000s. In summer, surface water temperature and salinity turned out to be more important environmental variables than nutrients. The salinity declined during the studied period while the surface water temperature increased slightly.

1 Mitä on kasviplankton?

Kasviplankton muodostuu vedessä keijuista, mikroskooppisen pienistä kasveista. Jotkut kasviplanktonlevät pystyvät passiivisen keijunnan lisäksi myös liikkumaan uintisiimojen avulla. Useimmilla levillä on keijuntaa edistäviä ominaisuuksia, sillä yhteyttävillä leville on elintärkeää pysytellä vesipatsaan valoisassa pintakerroksessa. Keijuntaa edistävät muun muassa kaasurakkulat, öljypisarat, hyytelövaipat sekä erilaiset sukaset ja ulokkeet. (Tikkanen 1986).

Pääosalla kasviplanktonlajeista on viherhiukkasia, joilla ne yhteyttävät (muodostavat hiilidioksidista ja vedestä orgaanisia yhdisteitä auringonvalon avulla). Kasviplanktonia kutsutaan perustuottajiksi, sillä niiden ilmakehästä sitoma hiili on muiden eliöiden, muun muassa eläinplankton ja mikrobit, energialähde.

Kasviplanktoniin lasketaan myös syanobakteerit eli sinilevät. Lisäksi kasviplanktoniin on sisällytetty myös joitakin ripsieläimiä, jos niiden sisällä on viherhiukkasia (esimerkiksi *Mesodinium rubrum*), sekä toisenvaraisia (käyttävät valmiita orgaanisia aineita energiakseen) leviä, jotka eivät sisällä viherhiukkasia. Lisäksi osa yhteyttävistä levistä pystyy elämään myös toisenvaraisena.

Itämeressä on noin 2 000 kasviplanktonlajia, joiden koko vaihtelee paljon: 0,001–0,1 mm (Itämeritietokanta). Kasviplankton on ympäröivästä vedestä riippuvainen, joten se heijastaa vedessä tapahtuvia muutoksia nopeasti lajikoostumuksellaan ja runsaudessaan. Kaikille yhteyttävillä leville auringonvalo on elintärkeä, mutta lämpötilaan, suolaisuuteen, veden happamuuteen ja ravinteisuuteen eri lajit reagoivat eri tavalla. Tätä ominaisuutta on käytetty hyväksi luokiteltaessa vesiä esimerkiksi ravinteisuuden mukaan. Lisäksi vesialueen morfometria (pinta-ala, muoto, syvyysuhteet, saarisuus) ja virtaukset vaikuttavat levien esiintymiseen, levätuotannon suuruuteen ja lajistorakenteeseen.

1.1 Kasviplanktonin vuosikierto

Talven aikana kuollut kasvimassa hajoaa ja ravinteita vapautuu runsaasti veteen. Talvisin vedessä elää vain pieniä määriä planktonleviä, mutta jään sisässä voi suolataskuissa elää paikoin tiheäkin leväkasvusto. Jäiden lähdettyä valon määrä vedessä kasvaa ja viileässä vedessä viihtyvät pii- ja panssarisiimalevät runsastuvat ”räjähdysmäisesti” - puhutaan kevätkukinnasta tai -maksimista. Kasviplanktonin kevätmaksimin aikaan levät käyttävät vedessä olevat ravinteet kasvussaan hyväkseen. Kevätmaksimin jälkeen vedessä on vain vähän liuenneita ravinteita ja kasviplanktonin määrä on pieni. Tällöin puhutaan kesäminimistä ja se ajoittuu yleensä kesäkuulle. Kesäminimin aikaan suhteellisesti runsaimpina kasviplanktonryhminä esiintyvät tarttumalevät, nielulevät ja muut pienet, siimalliset levät. Heinä-elokuussa veden lämpötilan kohotessa lähelle kahtakymmentä astetta lisääntyy rihmamaisten sinilevien määrä. Rihmamaiset sinilevät voivat muodostaa massaesiintymiä, joista käytetään myös nimitystä leväkukinta. Osa rihmamaisista sinilevistä pystyy käyttämään hyväkseen ilmakehän tyypeä, minkä vuoksi ne saavat kilpailuedun muihin leväryhmiin nähden. Monesti myös viherlevät ovat heinä-elokuussa runsaimmillaan. Syksyllä kasviplanktonin määrä vähenee veden viiletessä ja valon vähentyessä. Useat kasviplanktonilajit talvehtivat lepomuotoina.

1.2 Klorofyllimäärityksellä arvio kasviplanktonin kokonaismäärästä

Lehtivihreän eli klorofyllin pitoisuus voidaan määrittää vedestä helposti ja nopeasti verrattuna kasviplanktonin mikroskooppiseen laskemiseen. Tämän vuoksi klorofyllipitoisuutta on käytetty laajasti arvioitaessa levien kokonaismäärää. Yleisesti käytössä oleva analyysi mittaa vain *a*-klorofyllin määrän. Kasviplanktonlevissä on kuitenkin *a*-klorofyllin lisäksi muita pigmenttejä. Niiden määrä vaihtelee levissä lajista, vuodenajasta, ympäristöolosuhteista ja levän lisääntymisvaiheesta riippuen. Viljamaa ym. (1978) ovat todenneet, että kasviplanktonbiomassa selitti Helsingin edustalla 18–77 % *a*-klorofyllipitoisuudesta vuodenajasta ja paikasta riippuen.

2 Kasviplanktontutkimuksen historiaa Helsingin ja Espoon edustalta

Helsingin ja Espoon edustan kasviplanktonia on tutkittu jo 1900-luvun alussa (Levander 1908 ja 1913, Välikangas 1926 ja 1936). Tutkimukset eivät kuitenkaan olleet systemaattisia ja jatkuvia ennen 1960-lukua.

Helsingin kaupunginhallitus asetti vuonna 1964 komitean tutkimaan kaupungin jätevesikysymystä lähivesien saastumisen ehkäisemiseksi ja vesien monipuolisen hyväksikäytön säilyttämiseksi (Jätevesikomitean mietintö 1969). Helsingin kaupungin rakennusviraston katurakennusosaston laboratoriota laajennettiin niin, että tarvittavat selvitykset pystyttiin tekemään (Melvasalo 1971).

Biologisiin tutkimuksiin valittiin kasviplanktonin lajiston määräsuhteet sekä biomasat. Kasviplanktonin suuri määrä oli avovesikauden näkyvin haitta, minkä vuoksi kasviplanktonin ja siihen liittyvien tekijöiden selvitystyö aloitettiin (Melvasalo 1971). Säännöllinen seuranta aloitettiin 1960-luvun puolivälissä.

1960-luvun lopulla ja 1970-luvun alussa Helsingin ja Espoon edustan merialueille tulivat ensimmäiset vesioikeudelliset määräykset jätevesien johtamisen vaikutusten tutkimiseksi (Pesonen 1988). Tämän jälkeen kasviplanktonseuranta on ollut osa Helsingin ja Espoon kaupunkien jätevesien vaikutuksen tarkkailua (velvoitetarkkailua).

1960- ja 1970-luvuilla oli seurannan piirissä 22 havaintopaikkaa, koska jätevedenpuhdistamoita oli useita eri puolilla kaupunkia. Jätevesikuormituksen keskittyessä muutamalle alueelle kasviplanktontutkimuksen havaintopaikkojen määrää vähennettiin. Viime vuosina seuranta on ollut jatkuvaa kolmella–neljällä havaintopaikalla. Nykyisin seurannasta vastaa Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristönsuojelu- ja tutkimusyksikkö.

Vuosittaisten jätevesien vaikutuksen seurantaraporttien lisäksi Helsingin ja Espoon edustan kasviplanktontuloksia on julkaistu useissa julkaisuissa (esim. Melvasalo & Viljamaa 1975, 1977, Varmo ym. 1989, Viljamaa ym. 1978, Viljamaa 1985, Varmo

ym. 1989, Finni ym. 2001).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on kuvailla pitkän aikavälin kasviplankton- ja α -klorofylliaineistoa. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan lähinnä kasviplanktonia kokonaismääränä tai ryhminä lajitason tulosten jäädessä vähemmälle huomiolle. Tutkimuksessa tuodaan esille kasviplanktonissa tapahtuneita pitkän aikavälin muutoksia suhteessa jätevesien johtamisessa sekä muissa ympäristömuuttujissa tapahtuneisiin muutoksiin. Aineistoa analysoidaan ympäristömuuttujien kanssa tilastotieteellisesti Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1969–2003.

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Tutkimusalueen kuvaus

Tähän tutkimukseen valittiin kymmenen havaintopaikkaa, jotka edustivat kolmea vyöhykettä: lahtialueita, sisäsaaristoa ja ulkosaaristoa (kuva 1). Alueet poikkeavat toisistaan muun muassa suojaisuuden, rannikon läheisyyden, veden suolaisuuden ja ravinnepitoisuuden mukaan.

Helsingin ja Espoon edustan merialue on ollut voimakkaasti kuormitettu jo paljon ennen tutkimusjakson alkua. Ensimmäinen jätevedenpuhdistamo rakennettiin Helsinkiin 1902 (Laakkonen & Lehtonen 2001). 1970-luvun alussa alueella asui 800 000 asukasta, joiden jätevedet puhdistettiin tuolloin vielä sangen vaatimattomasti useilla pienillä jätevedenpuhdistamoilla (kuva 2). Käsitellyt jätevedet johdettiin ranta- ja lahtialueille.

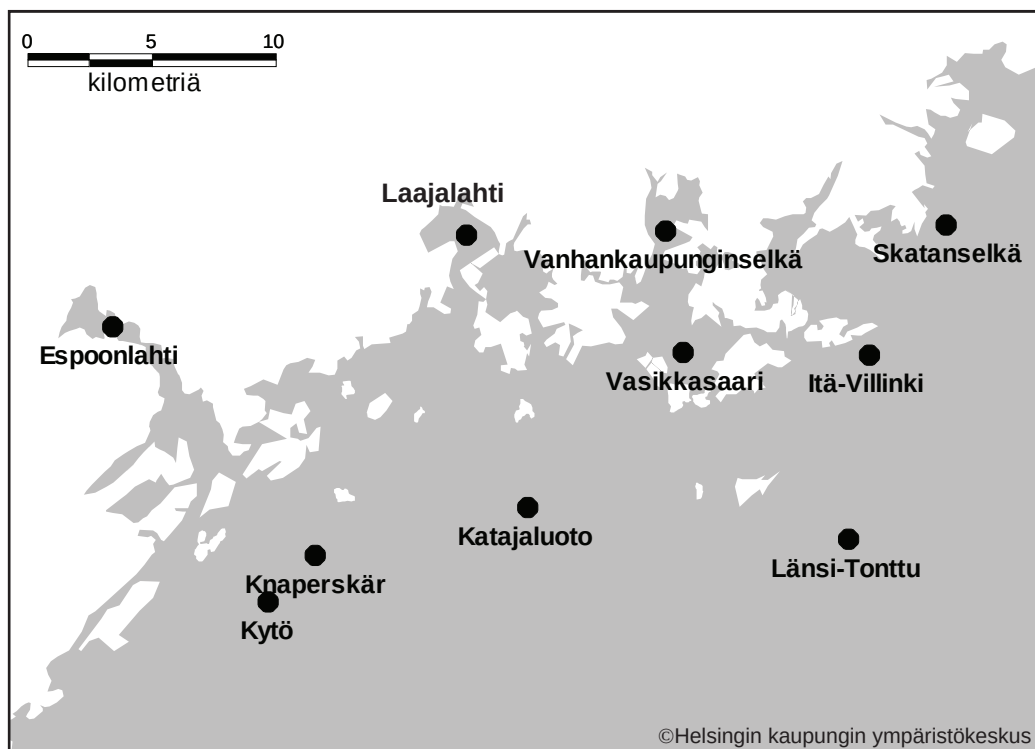
Vuoden 1987 jälkeen alueella on toiminut kaksi suurta ja tehokasta jätevedenpuhdistamoa, jotka käsittelevät noin miljoonan asukkaan jätevedet. Espoon jätevedet on johdettu Suomenojan puhdistamolta ulkosaaristoon vuodesta 1974. Vuodesta 1987 lähes kaikki ja vuodesta 1995 alkaen kaikki Helsingin jätevedet on laskettu yhteistä purkutunnelia pitkin Katajaluodon eteläpuolelle, ulkosaaristoon (kuva 2).

Yhdyskuntajätevesien lisäksi etenkin Helsingin edustaa kuormittaa lisäksi Vantaanjoen valuma-alueeltaan tuomat ravinteet ja orgaaninen aine. Oman kuormituksensa muodostavat purojen, ojien ja sadevesiviemärien vedet sekä veneiden ja laivojen käymäläjätteet sekä saariston ja rannikon viemäroimätön omakotitalo- ja mökki-asutus.

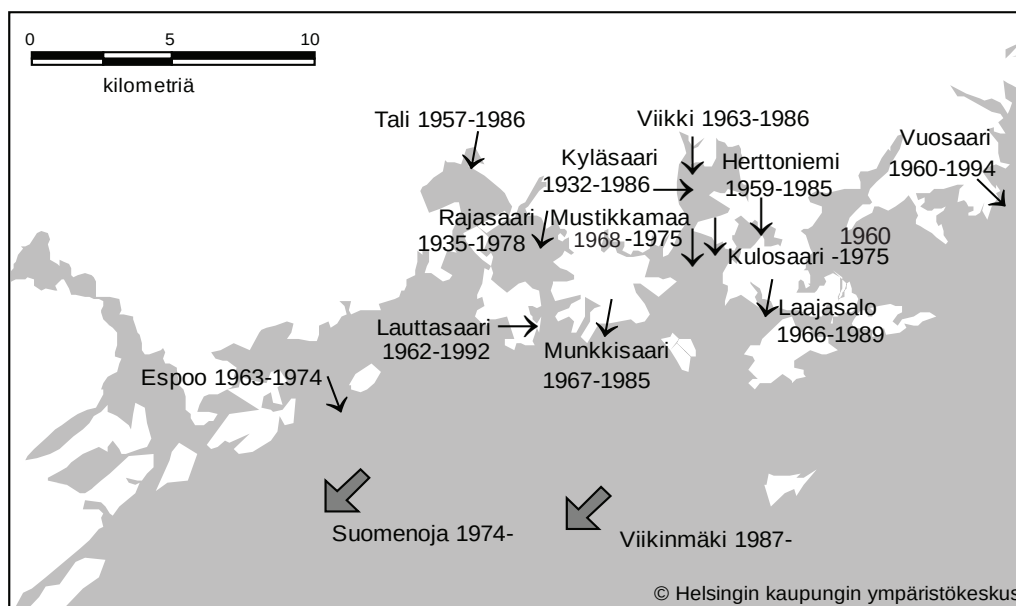
3.1.1 Lahtialueet

Vanhankaupunginselkä

Vanhankaupunginlahti on matala (syvyys 1–4 metriä) Vantaanjoen suistoalue, jonka itäinen osa on ruovikkoista luonnonsuojelualuetta. Vantaajoki laskee Vanhankaupunginlahdelle ja tuo mukanaan runsaasti savea, ravinteita ja makeaa vettä. Vantaanjokeen johdetaan usean jätevedenpuhdistamon jätevesiä joen yläjuoksulla. Joen kuormitus Vanhankaupunginlahdelle riippuu suurimmaksi osaksi joen virtaa-



Kuva 1. Kasviplanktonin havaintopaikat Helsingin ja Espoon merialueella.



Kuva 2. Helsingin ja Espoon edustan jätevedenpuhdistamojen toiminta-ajat ja purkupaikkojen sijainnit.

masta. Vantaanjoen vaikutuksesta Vanhankaupunginselän havaintopaikan veden laatu poikkeaa oleellisesti Helsingin muista lahtialueista. Sen vesi on muita selvästi vähäsuolaisempaa, etenkin keväisin, jolloin sameus rajoittaa alueella levätuotantoa. Suuren levätuotannon takia veden pH oli varsin korkea 1980-luvun puoliväliin asti. Lahtea kuormittivat Kyläsaaren ja Viikin jätevedenpuhdistamot vuoteen 1987 saakka, minkä jälkeen Vanhankaupunginlahteen ei johdettu jätevesiä. Poikkeuksena on ajanjakso lokakuusta 1995 huhtikuuhun 1996. Viikinmäen keskuspuhdistamolta

Katajaluotoon johtava kalliotunneli sortui, ja Vanhankaupunginlahtea jouduttiin tilapäisesti käyttämään purkupaikkana korjaustöiden ajan. Tuona aikana Vanhankaupunginselän ravinnepitoisuudet olivat korkeampia kuin 1990-luvulla yleensä, mutta kasviplanktonin määrään ja koostumukseen jätevesien johtamisella ei todettu olleen juuri vaikutusta (Norha ym. 1997).

Laajalahti

Laajalahti on Vanhankaupunginlahden tapaan matala (syvyys 1–4 metriä) ja suuri lahti, jonka länsiosa kuuluu Espooseen. Laajalahtea kuormitti vuoteen 1986 asti Talin jätevedenpuhdistamo. Laajalahden veden pH oli 1980-luvun puoliväliin asti korkea suuren kasviplanktonituotannon johdosta. Koska alueelle ei tule jokia tai suuria puroja, on vesi keväälläkin melko suolaista, noin 4 ‰.

Espoonlahti

Espoonlahteen ei ole johdettu jätevesiä, minkä vuoksi se on säilynyt vuodesta toiseen jokseenkin samassa kunnossa. Lahti on pitkä ja kapea ja sen pohjukkaan laskee kaksi jokea: Espoonjoki ja Mankinjoki, sekä kaksi puroa. Lahdella on kaksi syvännettä, jotka ovat hapettomia.

3.1.2 Sisäsaaristo

Vasikkasaari

Vasikkasaaren havaintopaikka sijaitsee Kruunuvuorenselällä (syvyys 10–20 metriä) Helsingin sisäsaaristovyöhykkeessä. Vantaanjoen vaikutus yltää Vanhankaupunginlahden lisäksi Kruunuvuorenselälle, joten vesi on alueella etenkin keväisin hyvin savisameaa. Aluetta ovat lisäksi kuormittaneet useat pienet jätevedenpuhdistamot: Mustikkamaa ja Kulosaari vuoteen 1975 saakka, Herttoniemi vuoteen 1985 saakka ja Laajasalo vuoteen 1989 asti. Vantaanjoen vaikutuksesta havaintopaikan veden suolaisuus on etenkin keväisin muita sisäsaaristoalueita pienempi. Vasikkasaari on muita tutkittuja sisäsaariston havaintopaikkoja suojaisampi.

Itä-Villinki

Itä-Villingin havaintopaikka on Itä-Helsingissä, sisä- ja ulkosaariston rajalla. Havaintopaikan syvyys on 33 metriä. Aluetta kuormittivat jonkin verran Laajasalon puhdistamon jätevedet. Puhdistamo lopetti toimintansa 1989. Alue ei poikkea ravintulosten perusteella Skatanselästä.

Skatanselkä

Skatanselkä sijoittuu Vuosaaren kaakkoispuolelle. Havaintopaikka on Itä-Villinkiä hieman suojaisampi ja matalampi (syvyys 13 metriä). Skatanselälle laskettiin vuoteen 1994 asti Vuosaaren puhdistamon jätevedet.

3.1.3 Ulkosaaristo

Länsi-Tonttu

Länsi-Tontun havaintopaikka sijaitsee Itä-Helsingin edustalla, ulkosaaristossa. Havaintopaikan syvyys on 47 metriä. Aluetta pidetään vertailualueena, jonne jätevesien vaikutuksen ei katsota ulottuvan.

Katajaluoto

Helsingin edustan ulkosaaristossa sijaitsevan Katajaluodon havaintopaikan syvyys on 28 metriä. Katajaluodon havaintopaikka on samannimisen saaren länsipuolella. Helsingin puhdistettujen jätevesien johtamiseksi ulkomerelle rakennettiin mantereelta Katajaluodon saaren eteläpuolelle kalliotunneli. Tunneli valmistui vuonna 1985. Aluksi tunneliin johdettiin osa Munkkisaaren puhdistamon jätevesistä ja vuoden 1987 alusta valtaosa Helsingin jätevesistä. Syksystä 1995 alkaen tunneliin on johdettu kaikki Helsingin jätevedet (Pesonen 1995). Lokakuusta 1995 huhtikuuhun 1996 tunneli oli sortumisen vuoksi pois käytöstä ja Helsingin jätevedet jouduttiin johtamaan Vanhankaupunginlahteen. Viikinmäen uusi keskuspuhdistamo otettiin käyttöön keväällä 1994 ja siellä on sen jälkeen käsitelty kaikki Helsingin jätevedet sekä osan Vantaan ja Keski-Uudenmaan kuntien jätevesistä. Puhdistamolla otettiin typenpoisto käyttöön loppuvuonna 1997.

Knaperskär

Knaperskärin havaintopaikka sijaitsee saaren lounaispuolella ja sen syvyys on 27 metriä. Espoon Suomenojan puhdistamon jätevedet on johdettu Knaperskärin saaren eteläpuolelle vuodesta 1974. Suomenojan puhdistamolla otettiin fosforin kemiallinen poisto käyttöön vuonna 1975 ja syksystä 1980 laitos on toiminut biologisena aktiivilietelaitoksena (Pesonen 1995). Loppuvuodesta 1997 laitoksella on toiminut myös typenpoisto.

Kytö

Kytön havaintopaikka sijaitsee Espoon ja Kirkkonummen rajan edustalla, ulkosaaristossa. Havaintopaikan syvyys on 41 metriä.

3.2 Näytteenotto ja näytteiden käsittely

Näytteenottomenetelmät olivat pääosin samat koko havaintojakson. Kasviplankton- ja *a*-klorofyllinäytteet otettiin aamupäivisin huhti-lokakuussa (joskus maaliskuu-raskuussa) yleensä kahden viikon välein putkinoutimella (pituus 2 m, tilavuus 1,6 l). Näytteet edustivat pintavettä, yleisimmin 0–4 m. Joinakin vuosina näytteet otettiin poikkeuksellisesti Ruttner-noutimella. Kasviplanktonnäytteet säilöttiin aikaisempina vuosina Keefen liuoksella (Keefe 1926) ja 1970-luvulta lähtien Lugol-liuoksella pääosin Baltic Marine Biologists -ohjeiden mukaisesti (Edler 1979).

Kasviplanktonnäytettä laskeutettiin levämassan runsauden mukaan 1–50 ml vähintään vuorokausi laskeutuskammioissa. Kasviplankton laskettiin ja määritettiin käänteis-

mikroskoopilla faasikontrastioptiikalla. Aikaisempina vuosina käytettiin 625- ja 156-kertaisia (vuodesta 1979 alkaen) suurennuksia. 1980-luvun lopulla otettiin käyttöön uusi käänteismikroskooppi, jonka yhteydessä käytettiin 500- ja 125-kertaisia suurennuksia. Suurimmat yksilöt laskettiin koko kyvetin pohjan alalta tai pohjakaistaleelta ja pienimmät satunnaisesti valituilta näkökentiltä. Kullakin tavalla laskettiin vähintään 400 yksilöä. Lajien nimeämisessä käytettiin muun muassa Edlerin ym. (1984) listaa, jota uudistettiin tarpeen mukaan. Kasviplanktonnäytteitä laskivat vuosien kuluessa useat henkilöt.

Kasviplanktonbiomassa laskettiin hiilenä käyttäen ympäristökeskuksen omaa rekisteriä. Rekisterin hiilibiomassatiedot on laskettu solujen keskitilavuuksista ja piilevillä plasmatilavuuksista käyttäen apuna muun muassa Naulapään (1965) ja Edlerin ym. (1979) taulukkoja. Suurin osa käytetyistä tilavuuksista perustuu omiin mittauksiin ja osa on peräisin julkaisemattomasta aineistosta (Huttunen & Kononen, Merentutkimuslaitos). Koko kasviplanktonin laskenta-aineistolle käytettiin samoja, tarkistettuja hiilibiomassa-arvoja, joten osa biomassatuloksista poikkeaa jonkin verran aiemmin julkaistuista.

Veden α -klorofyllipitoisuus analysoitiin vuoden 1993 loppuun asti Stricklandin & Parsonin (1968) menetelmällä, johon tuli vuosina 1976 ja 1979 uudistuksia Vesihallituksen Vesientutkimustoimistolta. Vuodesta 1994 alkaen käytettiin standardia SFS 5772 (1993), jossa uuttoliuos vaihdettiin asetonista etanoliksi. Asetoniutolla saadut klorofyllitulokset korjattiin vastaamaan etanoliiuuton klorofyllituloksia käyttämällä korjauskertoimia. Muuntokertoimena käytettiin vuoden 1994 näytteistä tehtyjä vertailuja (Viljamaa 1995).

Kemiallisten analyysien näytevesi otettiin Ruttner-noutimella. Tässä esitetyt fysikaalis-kemialliset tulokset edustavat pintavettä (0 metriä). Lämpötila on mitattu noutimen lämpömittarilla, pH standardin SFS 3021 mukaisesti, suolaisuus on mitattu sähköisesti salinometrillä (Model 601 MK III) ja vuodesta 1992 alkaen sähkönjohtavuusmittarilla (WTW Microprocessor Conductivity Meter LF 2000), ammoniumtyppi standardin SFS 3032 mukaisesti, nitriittityppi standardin SFS 3029 mukaisesti, nitraattityppi pelkistämällä nitriitiksi Cd-Cu-kolonnilla, minkä jälkeen atsovärireaktio, typen kokonaispitoisuus hapettamalla nitraatiksi kaliumpersulfaattilla autoklaavissa ja jatko kuten nitraattityppi, fosfaattifosfori ammoniummolybdaattimenetelmällä ja 1.4.1986 alkaen standardin SFS 3025 mukaisesti ja fosforin kokonaispitoisuus autoklavoimalla ortofosfaatiksi kaliumpersulfaatin läsnäollessa ja sen jälkeen kuten fosfaattifosfori.

3.3 Aineiston käsittely

Aineisto jaettiin kevääseen (huhti-toukokuu) ja kesään (kesä-lokakuu). Havaintojakso jaettiin tulosten käsittelyn helpottamiseksi neljään osaan: 1969–79 (käytetään nimitystä 1970-luku), 1980–89, 1990–99 ja 2000–2003. Tarkastelussa keskityttiin kesään kevättä kattavamman aineiston takia. Tulokset muunnettiin kuukausikeskiarvoiksi.

Kaikilta havaintopaikoilta ei ollut käytettävissä kasviplanktontuloksia koko tut-

kimusjaksolta. Tulokset olivat kattavimmat Vanhankaupunginselältä, Laajalahdelta, Länsi-Tontusta ja Katajaluodosta. Espoonlahdelta oli kasviplanktontuloksia vuosilta 1975–1992, Vasikkasaaresta 1969–1999, Itä-Villingistä 1969 ja 1977–1995, Skatanselältä 1976–2003, Kytöstä 1969–1995 ja Knaperskäristä vuosilta 1975–2003. Aineiston kattavuus selviää tarkemmin liitteistä 1 ja 2. Vasikkasaaren havaintopaikan läheltä on Viron merentutkimuslaitoksen laskemia kasviplanktonlaskentatuloksia havaintopaikalta WQ1 vuosilta 1998–2003. Niitä ei kuitenkaan ole sisällytetty tähän tutkimukseen, sillä näytteiden ottotapa ja laskenta poikkeaa tässä esitetyistä näytetuloksista.

Lajikohtaisiin analyysihin valittiin aineistosta edustavimmat lajit tai suvut, joista oli tuloksia yleensä koko tutkimusjakson ajalta. Laji-, ryhmä- ja kokonaistuloksissa käytettiin ainoastaan hiilibiomassatuloksia. Tämän vuoksi pienten, vaikka runsaidenkin, lajien esiintymistä ei ole huomioitu pienen biomassamäärän takia.

Taksonomian kehittyminen on johtanut tämän tutkimuksen osalta hankaluuksiin lajien nimeämisessä. Tässä on samaan tarkasteluryhmään pyritty kokoamaan kaikki eri nimellä lasketut taksonit, joiden on oletettu tarkoittavan samaa lajia. Taksoni *Snowella* spp. sisältää kaikki *Snowella*-lajit sekä myös *Woronichinia*- sekä *Gomphosphaeria*-lajit. Taksoni *Katodinium* spp. sisältää *Amphidinium*- ja *Katodinium*-sukujen lajeja sekä *Heterocapsa rotundatan*. *Scrippsiella hangoei* sisältää myös *Gymnodinium*- ja *Glenodinium*-sukujen lajeja. Mitä ilmeisimmin mukaan on myös laskettu vasta viime vuosina *Scrippsiella hangoei* -lajista omaksi lajikseen erotettu panssarisiimalevä *Wolozcynskia halophila*. Taksoni *Chaetoceros* spp. sisältää myös lajin *Chaetoceros minimus*, joka aikaisemmin tunnettiin nimellä *Rhizosolenia minima*.

3.4 Tilastolliset analyysit

Tilastollisia analyyskejä tehtiin ainoastaan kesäaineistolle, sillä se oli huomattavasti kattavampi kuin kevätaineisto.

Lajien, kasviplanktonryhmien ja *a*-klorofyllipitoisuuden välistä suhdetta ympäristömuuttujiin testattiin ei-parametrisellä Spearmanin korrelaatioanalyysillä (Systat-ohjelma). Ei-parametrinen analyysi valittiin, sillä testattavat muuttujat eivät olleet normaalisti jakautuneita. Lajeista ja ryhmistä käytettiin kesäkuukausien hiilibiomassasta laskettua keskiarvoa (kuukausikeskiarvoista laskettiin kesän keskiarvo). Veden *a*-klorofyllipitoisuudesta ja ympäristömuuttujista laskettiin samalla tavalla kesän keskiarvo.

Valittujen kasviplanktonlajien kesäkeskiarvoille tehtiin alueittain (lahdet, sisäsaaristo ja ulkosaaristo) ensin DCA-monimuuttuja-analyysi (detrended correspondence analysis) (Canoco for Windows 4.5 -ohjelmisto). DCA-analyysin tulosten perusteella aineistolla todettiin todennäköisesti olevan lineaarinen vaste ympäristömuuttujiin, sillä gradientin pituudet olivat alle 3 SD (standard deviation) (ter Braak & Šmilauer 2002). Lineaarisen vasteen takia kasviplanktonlajien, eri kesien ja ympäristömuuttujien välistä suhdetta tarkasteltiin RDA-monimuuttuja-analyysillä (redundancy analysis) (Canoco for Windows 4.5 -ohjelmisto). Analyysiä varten lajien biomassat muutettiin logaritmisiksi, jotta suurikokoiset lajit eivät vääristäisi analyysiä. Muuttujien ja kanonisten akselien välistä tilastollista merkitsevyyttä testattiin Monte

Carlo -testillä.

RDA-analyysin tarkoituksena oli selventää kuvan avulla lajien ja ympäristömuuttujien välistä yhteisvaihtelua (korrelaatiota). Menetelmässä tarkastellaan ordinaatiodiagrammikuvi, joissa ympäristömuuttujia kuvataan vektoreilla (nuolilla). Mitä pidempi vektori on, sitä suurempi yhteisvaihtelu kyseisellä ympäristömuuttujalla on kasviplanktonin lajistoaineiston kanssa. Ympäristömuuttujien lisäksi kuviin piirretään lajien sijainti omina vektoreinaan (nuolinaan). Lajivektorin pituus kuvaa korrelaation voimakkuutta ympäristömuuttujiin. Ympäristö- ja lajivektorin samansuuntaisuus on merkki positiivisesta korrelaatiosta ja vastakkaisuus negatiivisesta korrelaatiosta. Lyhyt lajivektori tarkoittaa heikkoa korrelaatiota mitattujen ympäristömuuttujien kanssa. Lajin ja ympäristömuuttujan välisen yhteisvaihtelun suuruus nähdään, kun siirrytään lajivektorin nuolenpäästä suorassa kulmassa kohti ympäristövektoria (vektoria voi pidentää origon negatiiviselle puolelle). Ympäristövektorin kärkeen sijoittuva laji korreloi positiivisesti kyseisen ympäristömuuttujan kanssa eli viihtyy esimerkiksi lämpötila-vektorin tapauksessa lämpimässä vedessä.

Ordinaatiokuvaan voidaan piirtää ympäristövektorien kanssa lajien sijasta näytteet (tässä työssä havaintopaikka ja kesä). Ne sijoittuvat ordinaatiokuvaan suhteessa ympäristövektoreihin kussakin näytteessä (esimerkiksi kesä 1969 Laajalahdella) olevan lajivaihtelun (biomassa) perusteella.

3.5 Ympäristötekijät

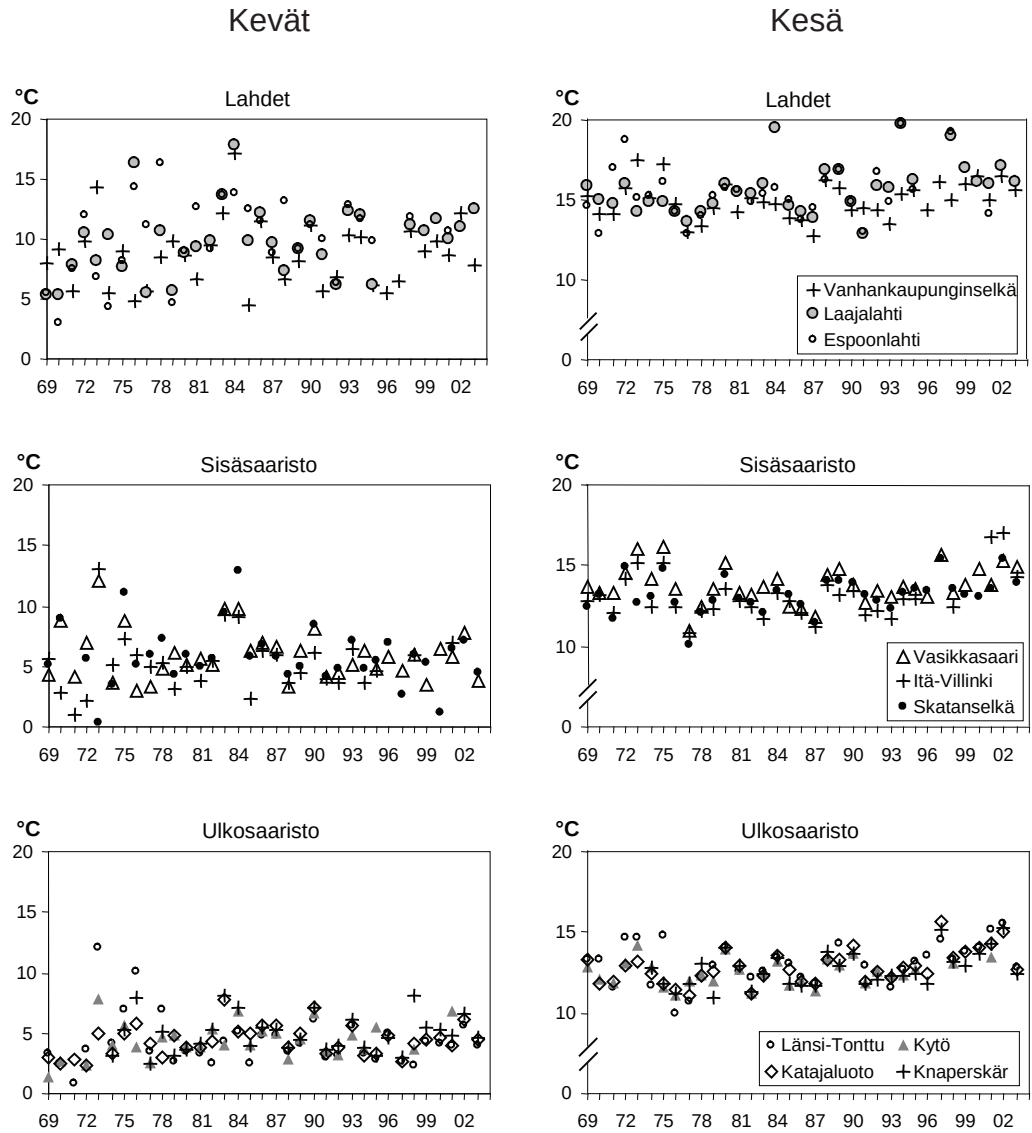
Kasviplanktoniin vaikuttavina ympäristötekijöinä tarkasteltiin pintavedestä (0 metriä) mitattuja fysikaalis-kemiallisia muuttujia: lämpötilaa, suolaisuutta, veden pH-lukua, liukoisia typpi- ja fosforiravinteita sekä typen ja fosforin kokonaispitoisuutta.

Keväällä pintaveden lämpötilassa oli vuosien välillä suurta vaihtelua (kuva 3). Keväällä lämpötila kohoaa nopeasti ja näytteet otettiin vuosittain hieman eri aikoihin. Viileitä keväitä olivat 1971, 1988, 1991 ja 1997. Lämpimiä taas olivat 1973, 1976, 1984, 1990 ja 2002.

Kesäajan kuvista erottuvat lämpimät kesät 1973, 1975, 1980, 1988–89, 1997 ja 2002. Selvästi muita kesiä viileämpiä olivat 1977 ja 1987 (kuva 3). Kaikilla havaintopaikoilla oli kesäajan pintaveden lämpötilassa nouseva suuntaus. Pintaveden kesäajan lämpötila on kohonnut myös Suomenlahden avomerialueella 1990- ja 2000-luvuilla (Suikkanen ym. 2007).

Veden pH oli keväisin Vanhankaupunginselällä muita lahtialueita matalampi. Tämä johtui Vantaanjoen tuomasta happamasta lumensulamisvedestä. Kesäisin Laajalahdella havittiin 1980-luvun lopulle ja Vanhankaupunginselällä vuoteen 1984 asti kohonneita pH-lukuja voimakkaan levätuotannon takia. Veden pH-luku oli ajoittain jopa 10. Samasta syystä Vasikkasaaressa oli 1970-luvulla muita saaristoalueita korkeampi pH.

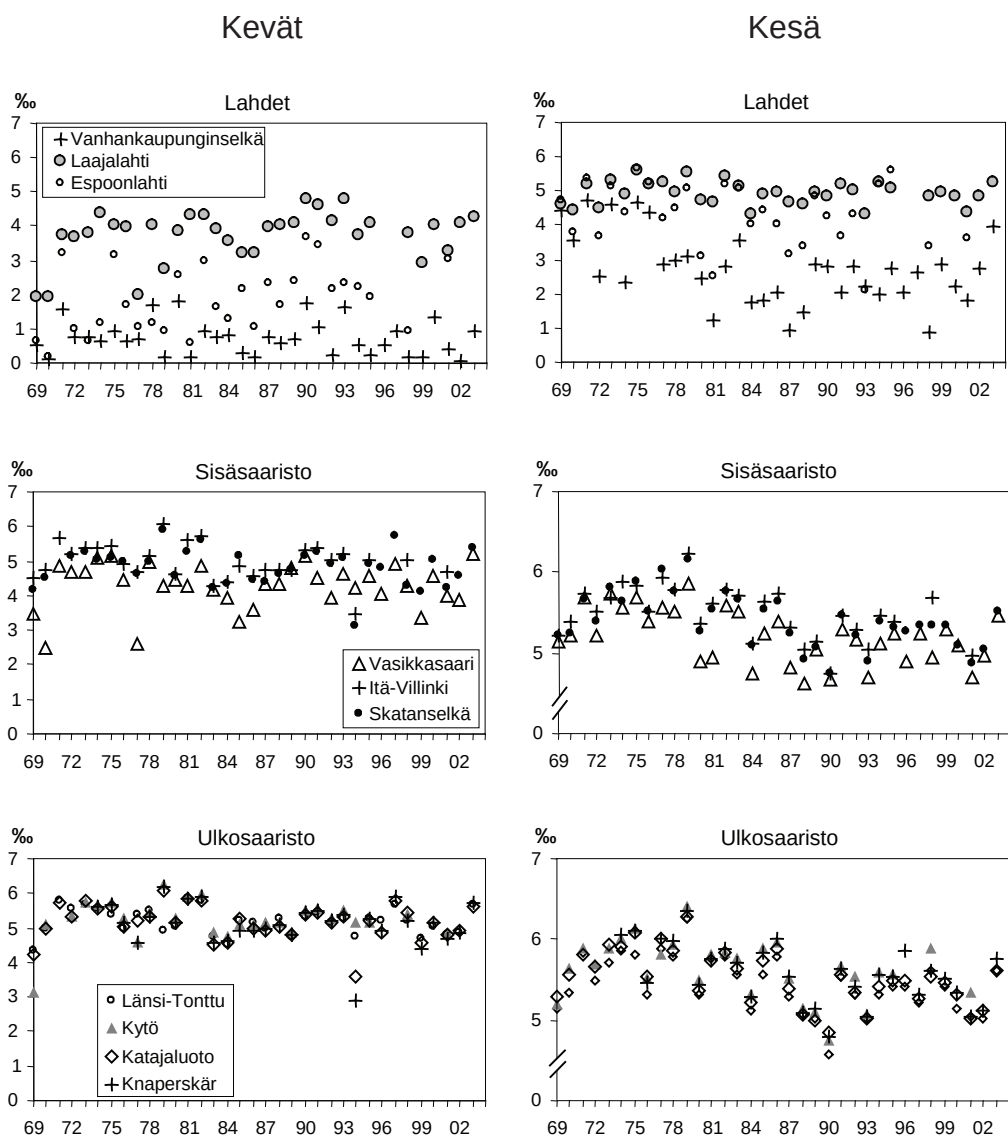
Suolapitoisuudessa havaittiin lahtialueilla havaintopaikkojen välillä eroavaisuuksia erityisesti keväisin (kuva 4). Vanhankaupunginselkä, johon Vantaanjoki laskee, poik-



Kuva 3. Pintalämpötilan kevätajan (huhti-toukokuu) ja kesäajan (kesä-lokakuu) vuosikeskiarvot lahti-, sisäsaaristo- ja ulkosaariston havaintopaikoilla 1969–2003. Huomaa, että kesäkuissa on katkaistu y-akseli.

kesi muista lähes makeavetisenä alueena. Saaristossa erottuivat vähäsuolaisina keväänä 1969 ja 1994. Muita vuosia suolaisempaa vettä havaittiin keväällä 1979, 1981–82, 1997 ja 2003.

Kesäaikaan Vanhankaupunginselkä ja Vasikkasaari erottuivat muista tutkituista paikoista makeamman veden takia (kuva 4). Suolainen kesä todettiin lahdissa 1975, sisäsaaristossa 1977 ja kaikilla alueilla 1979. Tämä johtui Itämereen Pohjanmereltä ryöpsähtäneestä suolaisesta vedestä (ns. suolapulssi) 1970-luvun puolivälissä, mikä näkyi Suomenlahdella muutama vuosi myöhemmin. 1970-luvun puolivälin jälkeen seuraava suurempi suolapulssi tuli Itämereen 1993, mutta se nosti 1990-luvun puolivälissä veden suolapitoisuutta Helsingin edustalla vain hie-man. Veden suolaisuudessa oli laskeva suuntaus kaikilla muilla havaintopaikoilla paitsi Laajalahdessa. Suomenlahden pintaveden kesäajan suolaisuuden on havaittu

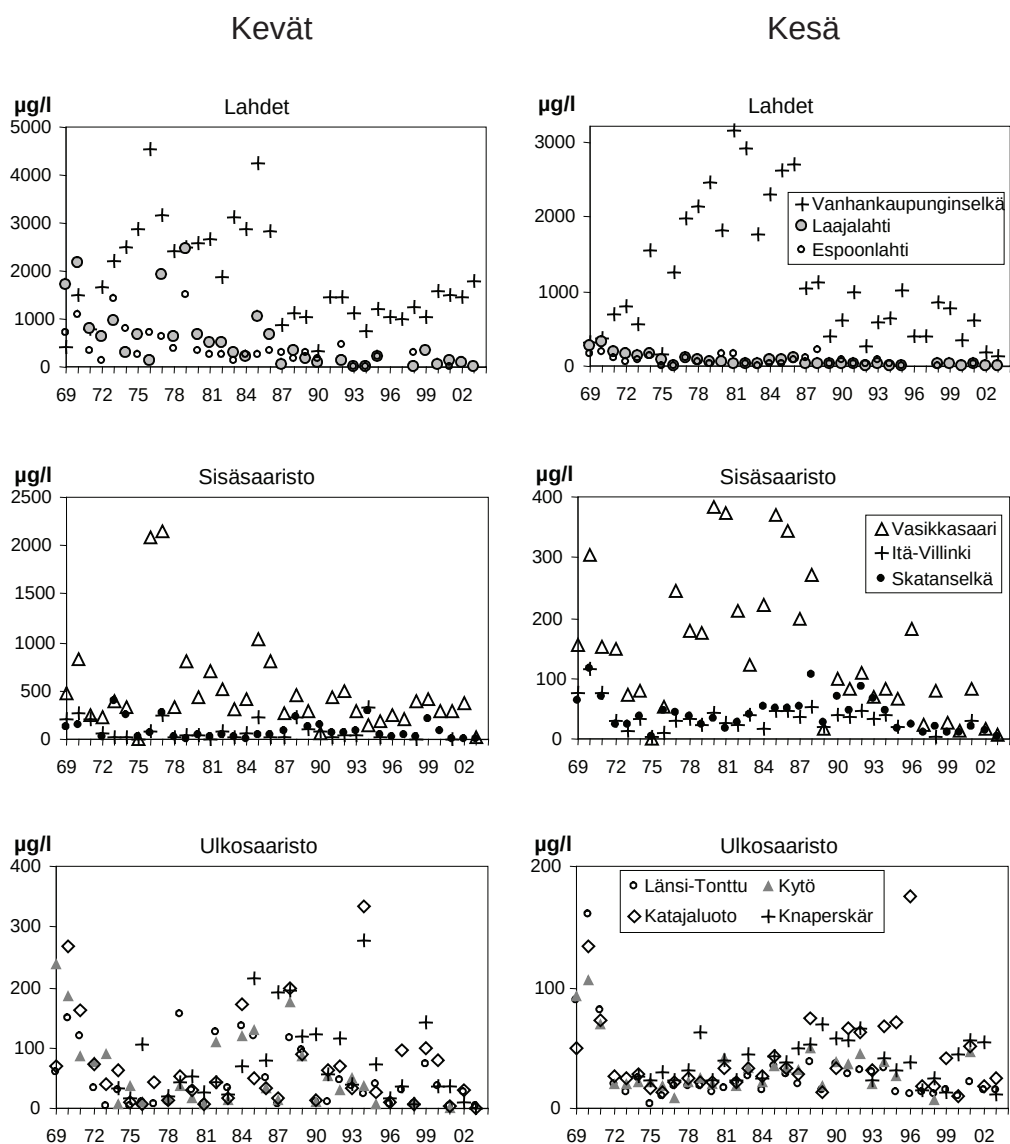


Kuva 4. Pintaveden suolaisuuden kevätajan (huhti-toukokuu) ja kesäajan (kesä-lokakuu) vuosikeskiarvojen vaihtelu lahti-, sisäsaaristo- ja ulkosaaristohavaintopaikoilla 1969–2003. Huomaa, että osassa kesäkuvista on katkaistu y-akseli.

vähentyneen myös avomerellä ajanjaksolla 1979–2003 (Suikkanen ym. 2007).

Liukoisen typen pitoisuus oli Vanhankaupunginselällä ja Vasikkasaarella niin keväällä kuin kesälläkin muita havaintopaikkoja selvästi suurempi (kuva 5). Liukoisen typen pitoisuus pieneni näillä alueilla, kun jätevesien lasku Vanhankaupunginlahteen loppui vuonna 1987. Ulkosaaristossa havaittiin korkeita liukoisen typen pitoisuuksia keväällä ja kesällä 1970-luvun alussa (määritysmenetelmään liittyy epävarmuutta tuolta ajalta) sekä keväällä 1980-luvun puolivälissä ja lopussa. Lisäksi jätevesien purkualueilla havaittiin poikkeuksellisen korkeita pitoisuuksia keväällä 1994.

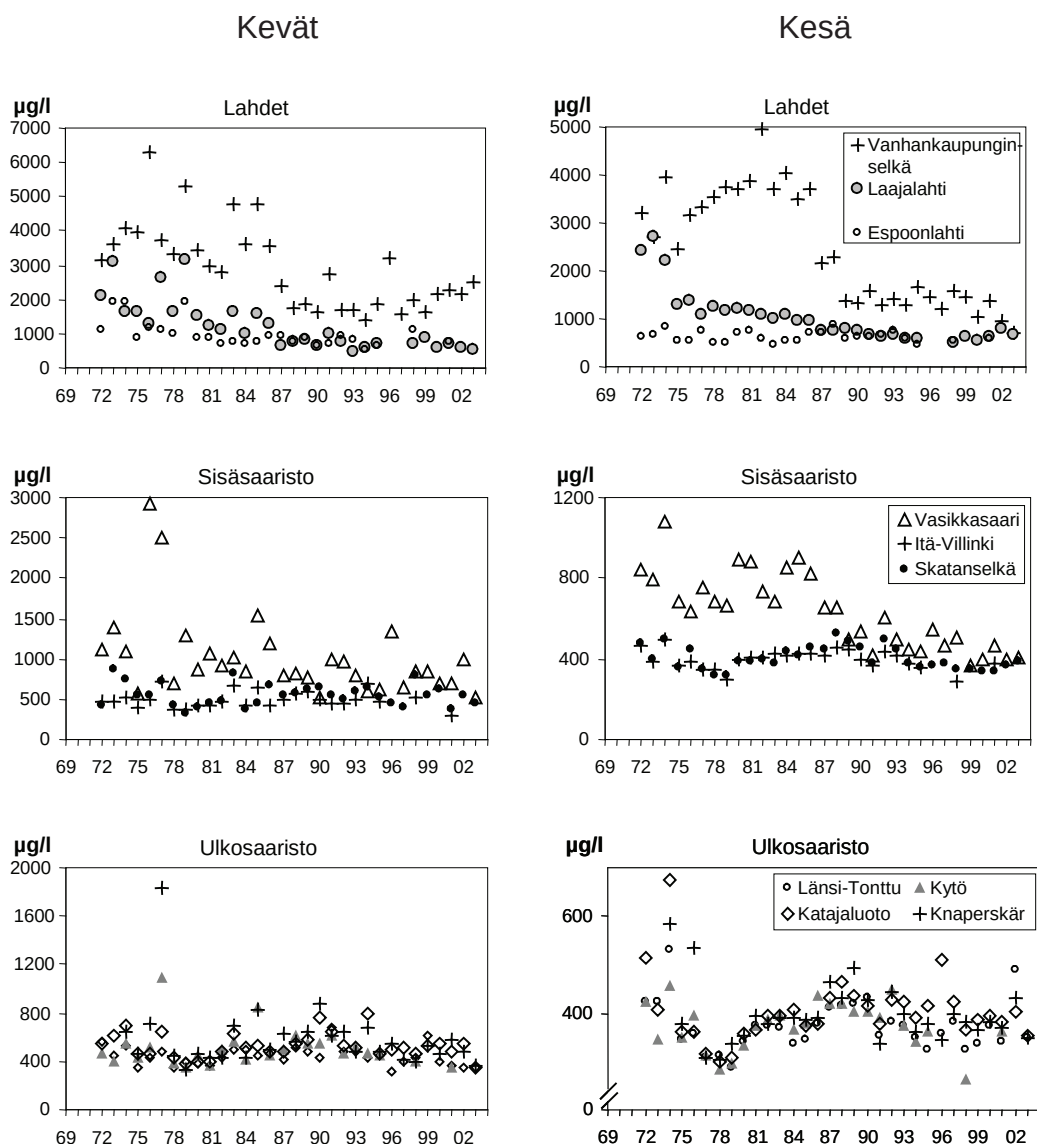
Laajalahdella liukoisen typen pitoisuus väheni vuodesta 1975 alkaen, kun jätevesikuormitus alueelle pieneni. Pitoisuudet pienenivät edelleen vuodesta 1987, kun



Kuva 5. Pintaveden liukoisen typen (nitriitti-, nitraatti- ja ammoniumtypen summa) pitoisuuden kevätajan (huhti-toukokuu) ja kesäajan (kesä-lokakuu) vuosikeskiarvojen vaihtelu lahti-, sisäsaaristo- ja ulkosaaristohavaintopaikoilla 1969–2003. Huomaa, että y-akselien asteikko vaihtelee kuvissa.

Talin puhdistamo lopetettiin. Kesällä 2003 oli liukoisen typen pitoisuus pieni kaikilla havaintopaikoilla. Knaperskärissä oli koko havaintojakson suuremmat pitoisuudet kuin Kytössä. Katajaluodossa on jätevesiputken laajamittaisen käyttöönoton (1987 alkaen) jälkeen ollut yleensä aina suuremmat liukoisen typen pitoisuudet kuin vertailualueella Länsi-Tontussa. Katajaluodossa liukoisen typen pitoisuus kasvoi tasaisesti 1990-luvun loppua kohti ja pieneni huomattavasti vuonna 1997, kun Viikinmäen puhdistamon aiheuttama typpikuorma pieneni.

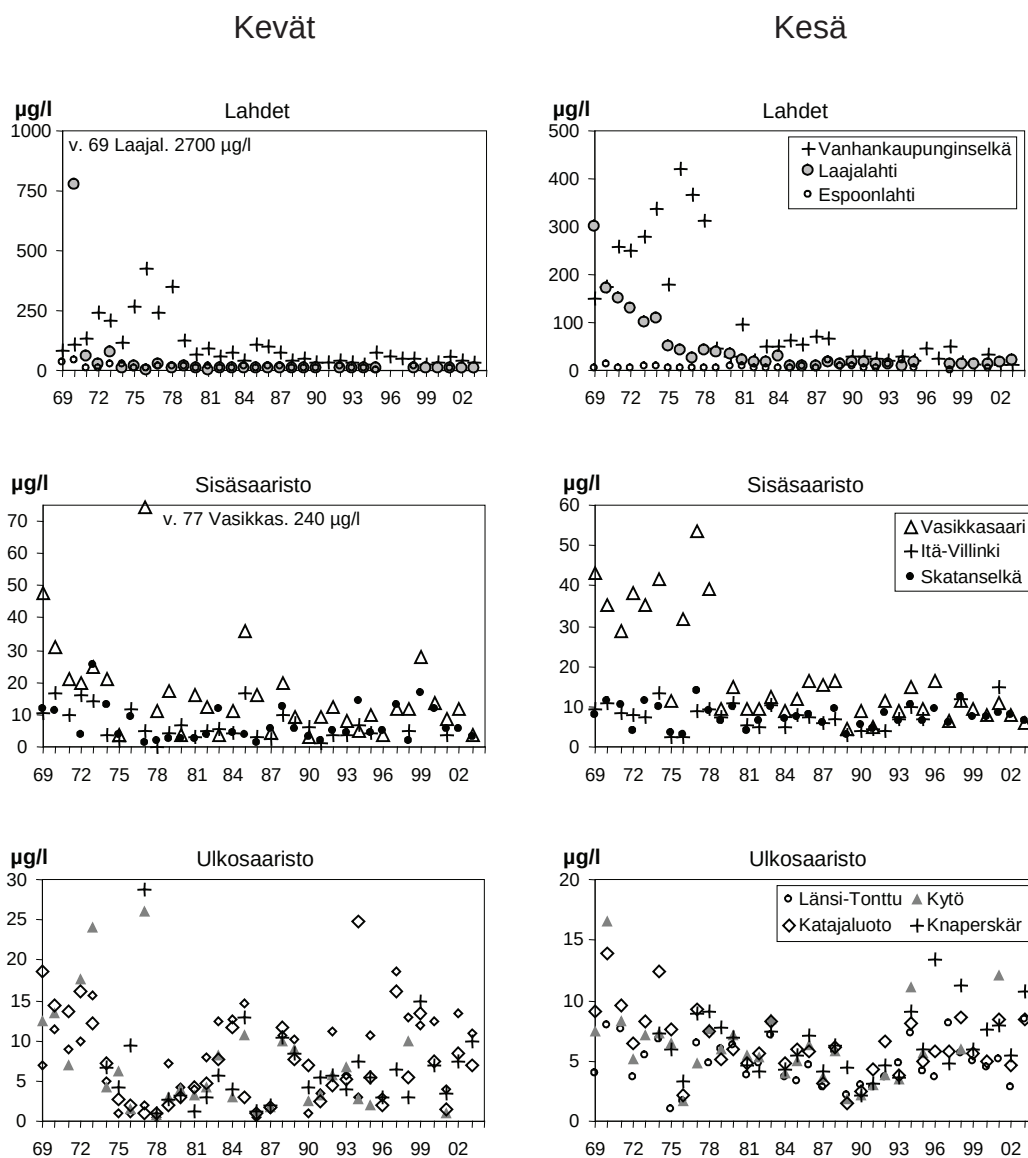
Typen kokonaispitoisuus oli Vanhankaupunginselällä lahtialueista selkeästi suurin ja Vasikkasaarella sisäsaariston havaintopaikoista suurin (kuva 6). Pitoisuudet pienenevät kummallakin havaintopaikalla vuoden 1986 jälkeen, kun Vanhankaupunginlahteen ei enää suoraan johdettu jätevesiä. Laajalahdella typpipitoisuus pieneni, kun



Kuva 6. Pintaveden kokonaistypen pitoisuuden kevätajan (huhti-toukokuu) ja kesäajan (kesä-lokakuu) vuosikeskiarvojen vaihtelu lahti-, sisäsaaristo- ja ulkosaaristohavaintopaikoilla 1969–2003. Huomaa, että y-akselien asteikko vaihtelee kuvissa.

jätevesikuormitus lahteen väheni vuonna 1975. Sen jälkeen pitoisuudet vähenivät siellä tasaisesti vuoteen 1987, jolloin pitoisuudet pienenevät huomattavasti, kun Talin puhdistamo lopetettiin. Vuosina 1999–2003 typen kokonaispitoisuus hieman kasvoi Laajalahdella. Skatanselän kesäajan kokonaistyyppipitoisuus pieneni hieman vuonna 1994, kun Vuosaaren puhdistamo lopetti toimintansa. Ulkosaaristossa pitoisuudet olivat suurimmat 1970-luvun puolivälissä ja 1980-luvun lopussa. Tulokset 1970-luvun alussa sisältävät epävarmuutta liittyen määrittämenetelmään. Ulkosaariston kaikilla havaintopaikoilla on kesäajan kokonaistyyppipitoisuudessa nouseva suuntaus 1970-luvun lopulta lähtien. Jätevesien purkualueilla tyyppipitoisuudet ovat olleet vertailualueita jonkin verran suurempia, mutta puhdistamolla toteutettu typenpoisto pienensi hieman tyyppipitoisuuksia Katajaluodossa vuodesta 1997 lähtien.

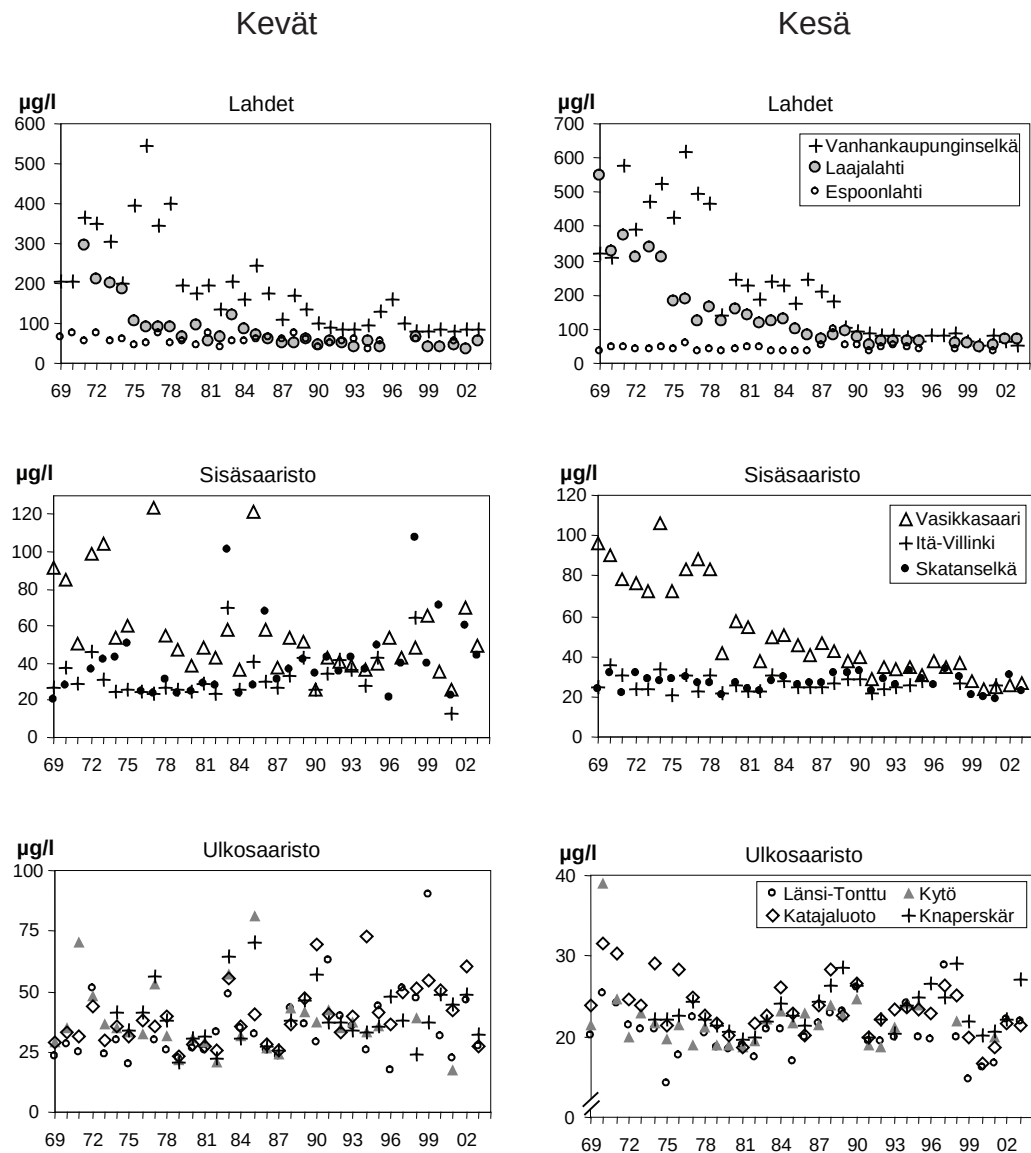
Fosfaattifosforin pitoisuus oli tyyppiravinteiden tapaan suurin Vanhankaupunginselällä



Kuva 7. Pintaveden fosfaattifosforin pitoisuuden kevätajan (huhti-toukokuu) ja kesäajan (kesä-lokakuu) vuosikeskiarvojen vaihtelu lahti-, sisäsaaristo- ja ulkosaaristohavaintopaikoilla 1969–2003. Huomaa, että y-akselien asteikko vaihtelee kuvissa.

koko tutkimusjakson (kuva 7). Pitoisuudet pienenevät Vanhankaupunginselällä ja Vasikkasaarella vuonna 1979, kun fosforinpoisto otettiin Kyläsaaren puhdistamolla käyttöön. Laajalahdella pitoisuudet pienenevät vuodesta 1975 alkaen, kun Talin puhdistamon ylikuorma alettiin johtaa Kyläsaaren puhdistamolle Laajalahteen puhdistamattomana johtamisen sijaan. Ulkosaaristossa fosfaattifosforipitoisuus pieneni vuosien myötä 1980-luvun loppuun asti, mutta alkoi sen jälkeen taas suurentua. Suikkanen ym. (2007) havaitsivat saman trendin Suomenlahden pintaveden fosfaattifosforin pitoisuudessa talvinäytteistä. Liukoisen fosfaattifosforin pitoisuudet ovat Suomenlahdella kasvaneet sisäisen kuormituksen takia (Pitkänen ym. 2001).

Fosforin kokonaispitoisuus oli koko tutkimuskauden Vanhankaupunginselällä muita alueita suurempi (kuva 8). Kokonaisfosforin pitoisuus pieneni Laajalahdella huomattavasti vuodesta 1975, kun Talin jätevesien ylikuormaa ei enää laskettu lahteen.



Kuva 8. Pintaveden kokonaisfosforin pitoisuuden kevätajan (huhti-toukokuu) ja kesäajan (kesä-lokakuu) vuosikeskiarvojen vaihtelu lahti-, sisäsaaristo- ja ulkosaaristohavaintopaikoilla 1969–2003. Huomaa, että y-akselien asteikko vaihtelee kuvissa.

Vanhankaupunginselällä ja Vasikkasaarella fosforin kokonaispitoisuus pieneni vuodesta 1979, kun Kyläsaaren jätevedenpuhdistamolla otettiin fosforinpoisto käyttöön. Edelleen fosforipitoisuus pieneni Vanhankaupunginselällä vuonna 1987, kun jätevesiä ei enää suoraan johdettu alueelle. Ulkosaaristossa Länsi-Tontun ja Katajaluodon havaintopaikoilla fosforipitoisuus kasvoi vuosien kuluessa kevätinäytteissä. Kesällä kokonaisfosforipitoisuus kasvoi vuosien kuluessa Knaperskärissä, mutta pieneni Katajaluodossa.

4 Tulokset ja tarkastelua

4.1 Kevät – kevätkukinnan valtaryhmä vaihtui piilevistä panssarisiimaleviksi

Kevään näytteiden (huhti-toukokuu) lukumäärä oli huomattavasti pienempi kuin kesältä, joten yksittäiset suuret tai pienet tulokset vaikuttavat keskiarvoon kesän lukemia enemmän. Hieman eri kevätkukinnan vaiheeseen ajoittuva näytteenotto voi aiheuttaa suurta vaihtelua eri vuosien tuloksiin.

Kevätkukinta koostuu kylmässä vedessä kasvuun pystyvistä lajeista. Talven jälkeen vedessä on runsaasti ravinteita, joita kevätkukinnan levät käyttävät kasvussaan hyväkseen.

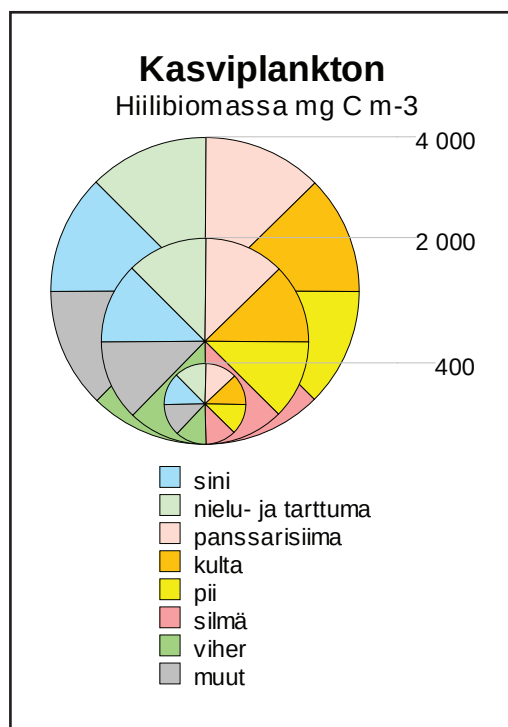
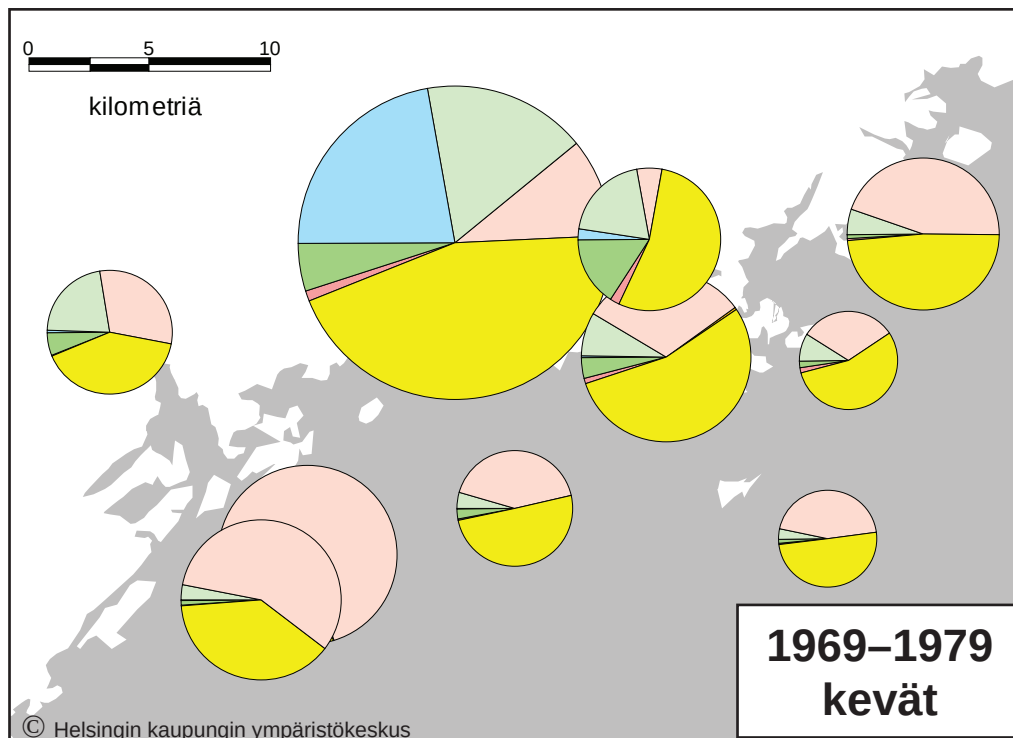
4.1.1 Lahdet

Vuosina 1969–79 Laajalahti ja Vanhankaupunginselkä olivat voimakkaasti kuormitettuja ja erittäin reheviä alueita. Vanhankaupunginselällä jätevesikuormitus kasvoi 1970-luvulla, sillä Kyläsaaren puhdistamolle alettiin johtaa jätevesiä muualta kaupungista (liite 3). Vanhankaupunginselkä on muista poikkeava alue siinä, että se on Vantaanjoen suualuetta. Vesi on keväisin hyvin ravinnerikasta, mutta suuren savisammennuksen takia kevään kasviplanktonin määrä jää kesää pienemmäksi.

Laajalahti erottui 1970-luvulla muista havaintopaikoista suuren kevätaikaisen kasviplanktonbiomassan johdosta (kuva 9). Kasviplanktonin biomassan ja *a*-klorofyllipitoisuudella mitattaessa levämäärä oli Laajalahdella kolme kertaa suurempi kuin Vanhankaupunginselällä (liitteet 1 ja 2). Laajalahden kevätkukinta pieneni puoleen vuodesta 1973 alkaen, kun fosforinpoisto oli Talin jätevedenpuhdistamolla otettu käyttöön (liite 3). Laajalahden biomassasta keskimäärin viidesosa oli sinileviä. Sinileviä esiintyi suhteellisesti eniten keväällä 1972, jolloin puolet biomassasta oli sinileviä (lajia *Planktothrix agardhii*). Kevätkukinnan valtaryhmä oli Laajalahdella ja Vanhankaupunginselällä 1970-luvulla piilevät (erityisesti *Thalassiosira*-suvun lajit). Espoonlahdella valtaryhmä vaihteli eri vuosina nielu- ja tarttumalevien, piilevien ja panssarisiimalevien välillä.

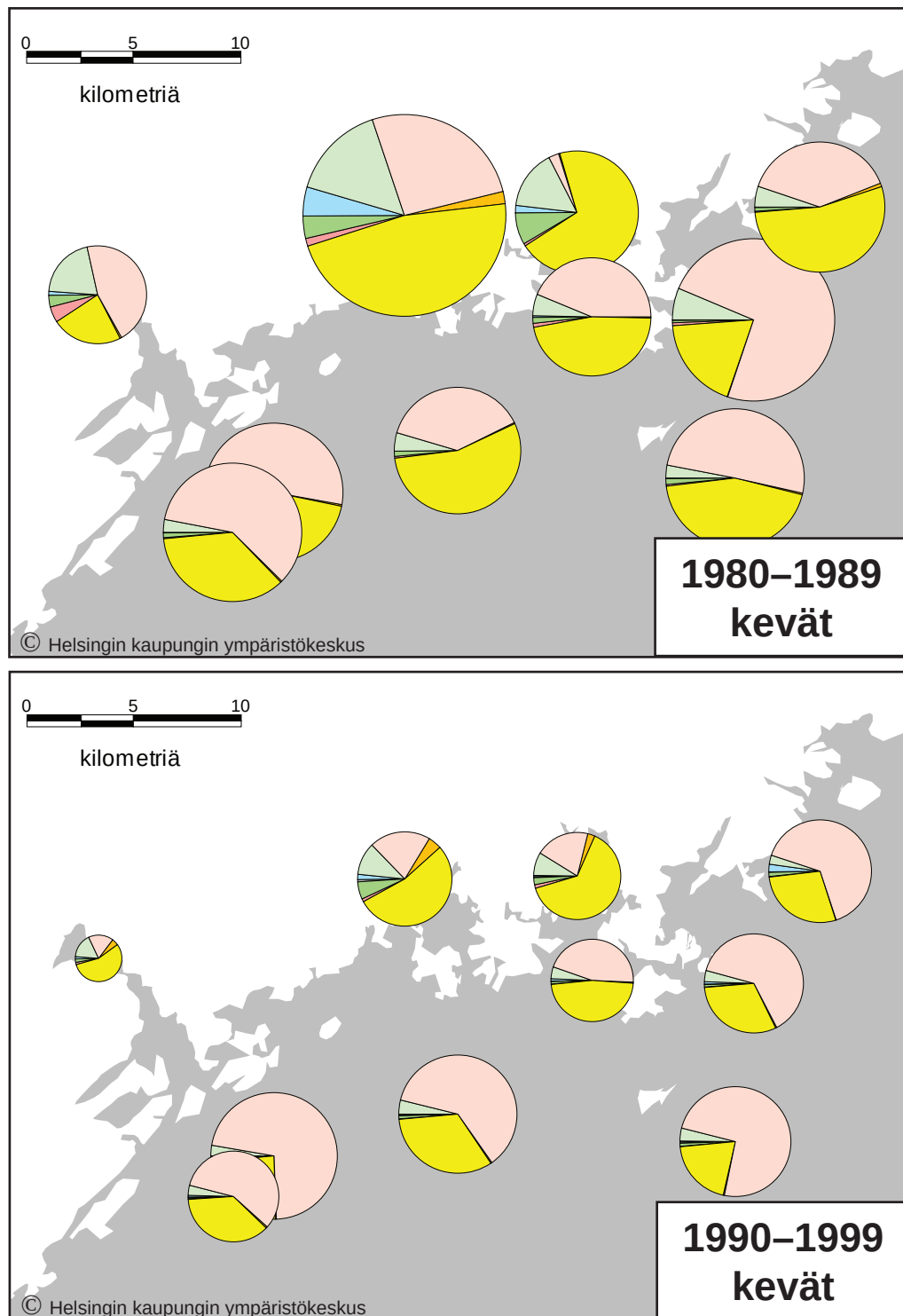
Vuosina 1980–89 Laajalahdella levien määrä vähentyi lähes puoleen verrattuna edelliseen vuosikymmenen keskiarvoon (kuva 10, liitteet 1 ja 2). Talin puhdistamon lopettamisen (1986) jälkeen kevätkukinta pieneni Laajalahdella noin puoleen aikaisemmasta (liite 3). Samalla sinilevien määrä vähentyi selvästi. Myös Vanhankaupunginselällä kevätajan biomassa väheni huomattavasti etenkin 1980-luvun loppupuolella, kun jätevedet alettiin johtaa ulkosaaristoon. Piilevät olivat edelleen suurin ryhmä Laajalahdella ja Vanhankaupunginselällä. Laajalahdella esiintyi runsaimmin lajia *Diatoma tenuis* ja Vanhankaupunginselällä *Thalassiosira*- ja *Skeletonema*-sukujen lajeja. Laajalahdella panssarisiimaleviä oli keskimäärin neljännes biomassasta. Espoonlahdella piilevät ja panssarisiimalevät vuorottelivat valtaryhmänä, mutta keskimäärin panssarisiimaleviä oli enemmän.

1990-luvulla kevätaikainen biomassa vähentyi kaikilla laatihavaintopaikoilla niin



Kuva 9. Kasviplanktonin määrä leväryhmittäin Helsingin ja Espoon edustalla huhti-touko-kuussa 1969–1979.

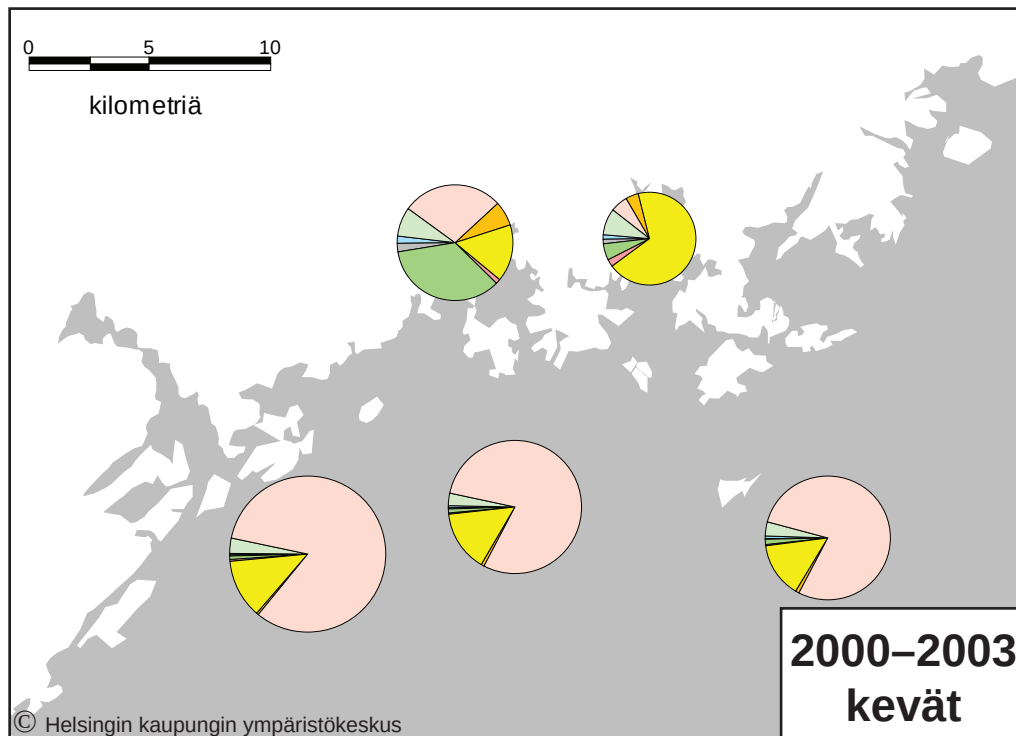
α -klorofyllinä kuin kasviplanktonin määränä mitattuna (kuva 10, liitteet 1–3). Laajalahdella kasviplanktonin määrä oli kuudesosa ja α -klorofyllipitoisuus neljäsosa 1970-luvun tuloksista. Vanhankaupunginselällä kasviplanktonin määrä vähentyi samalla ajalla puoleen. Kasviplanktonryhmistä piilevät (erityisesti *Skeletonema costatum* -laji) oli edelleen runsain ryhmä.



Kuva 10. Kasviplanktonin määrä leväryhmittäin Helsingin ja Espoon edustalla huhti-toukokuussa 1980–1989 ja 1990–1999. Selite katso kuva 9.

Ulkosaaristoon johtavan jäteveden poistotunnelin romahdettua Helsingin jätevedet johdettiin lokakuusta 1995 huhtikuulle 1996 Vanhankaupunginlahdelle. Vanhankaupunginselän havaintopaikan kevätkukinta oli keväällä 1996 kuitenkin pieni.

Vuosina 2000–2003 kasviplanktonin määrä ei muuttunut 1990-luvun lukemista (liitteet 1–3). Laajalahdella kevätukinnan lajistorakenne kuitenkin muuttui. Pans-



Kuva 11. Kasviplanktonin määrä leväryhmittäin Helsingin ja Espoon edustalla huhti-toukokuussa 2000–2003. Selite katso kuva 9.

sarisiimalevät olivat suurin ryhmä vuosina 2000 ja 2002 (erityisesti laji *Scrippsiella hangoei*), mutta keväällä 2003 Laajalahdella esiintyi todella paljon viherleviä (laji *Choricystis* sp.). Vanhankaupunginselällä oli edelleen valtaosa levistä (70 %) piileviä (kuva 11).

Vanhankaupunginselän kasviplanktonin kasvua rajoittaa etenkin keväisin valon puute, sillä vesi on Vantaanjoen tuoman savisamennuksen takia erittäin sameaa. Alueen lajisto koostuu paljolti makean veden lajeista, joita kulkeutuu alueelle Vantaanjoen tuomana.

4.1.2 Sisäsaaristo

Vuosina 1969–1979 sisäsaaristossa kevätajan biomassassa oli suurin Vasikkasaarella ja pienin Itä-Villingin havaintopaikalla (liitteet 1–2 ja 4). Vantaanjoen kevättulvat tuovat Vasikkasaaren havaintopaikalle runsaasti ravinteita, joskin myös savisamennusta. Keväisin biomassaltaan suurin ryhmä oli sisäsaaristossa joinain vuosina piilevät ja toisinaan panssarisiimalevät. Piilevät olivat kuitenkin keskimäärin suurin ryhmä (kuva 9). Sisäsaariston runsain piilevälaji oli kylmässä vedessä viihtyvä *Achnanthes taeniata* ja panssarisiimalevistä *Peridiniella catenata*. Skatanselällä esiintyi lisäksi runsaasti *Chaetoceros wighamii* -piilevää.

1980-luvulla kasviplanktonin määrä väheni Vasikkasaarella Vanhankaupunginselän tapaan, kun jätevesien johtaminen Vanhankaupunginlahdelle loppui 1987. Itä-Villingissä kevätkukinta kasvoi kaksinkertaiseksi α -klorofyllipitoisuuden perusteella (liite 2). Kevätkukinta oli Itä-Villingistä myös kasviplanktonbiomassan perusteella suuri,

tosin 1980-luvulta on vain kaksi kevätaikaista kasviplanktonnäytettä (liite 1). Kevätkukinnan lajistorakenne pysyi Vasikkasaassa ja Skatanselällä lähes samana.

1990-luvulla Vasikkasaaren kevään biomassassa oli puolet edellisen vuosikymmenen tasosta. Vasikkasaassa kevätkukinta oli erityisen pieni vuonna 1998, minkä jälkeen kevätajan biomassat kasvoivat koko 2000-luvun (liite 4). Myös Itä-Villingin kasviplanktonin määrä pieneni jonkin verran 1990-luvulla. Skatanselällä ei määrässä havaittu muutoksia. Biomassan lajistorakenne säilyi Vasikkasaassa lähes samana, mutta Itä-Villinki kehittyi selvästi panssariisiimalevävaltaiseksi. Myös Skatanselkä oli keväästä 1989 alkaen panssariisiimalevävaltainen. Piilevistä runsain oli sisäsaaristossa *Skeletonema*-suku ja panssariisiimalevistä *Scrippsiella hangoei*.

Vuosina 2000–2003 kevätkukinta oli *a*-klorofyllitulosten perusteella sisäsaaristossa voimakas, noin 30 mg m⁻³ (liite 2). Näiltä vuosilta ei ole kasviplanktonin lajisto- ja biomassatuloksia.

4.1.3 Ulkosaaristo

Ulkosaaristossa vuoden suurimmat klorofyllipitoisuudet havaittiin keväisin (liite 5).

Vuosina 1969–1979 Länsi-Tontussa oli tutkimuksen havaintopaikoista pienin kevätkukinta niin *a*-klorofyllipitoisuudella kuin kasviplanktonin biomassana mitattaessa (liitteet 1, 2 ja 5). Muilla ulkosaariston havaintopaikoilla kevätajan kasviplanktonbiomassa oli Länsi-Tonttuun verrattuna kaksinkertainen. Ulkosaaristossa kasviplanktonin suurin ryhmä oli toisina vuosina piilevät ja toisina panssariisiimalevät. Piilevistä runsain laji oli yleensä *Achnanthes taeniata* ja panssariisiimalevistä *Peridiniella catenata*.

1980-luvulla Länsi-Tontussa oli kevätaikaan kaksinkertainen määrä kasviplanktonia verrattuna 1970-lukuun. Katajaluodossakin määrä hieman kasvoi, mutta Espoon edustalla (Kytö ja Knaperskär) kasviplanktonin määrä ei juuri muuttunut. 1980-luvun puolivälillä ravinnepitoisuudet olivat ulkosaaristossa suuria. Raateojan ym. (2005) mukaan *a*-klorofyllipitoisuus oli Tvärminnen edustalla (läntisellä Suomenlahdella) kevätaikaan suuri vuosina 1983–1988. Piilevät (erityisesti laji *A. taeniata*) oli ulkosaaristossa valtaryhmänä 1980-luvun alkuvuodet. Tämän jälkeen panssariisiimalevät (*Peridiniella catenata* ja *Scrippsiella hangoei*) olivat Länsi-Tontussa ja Kytössä suurin ryhmä. Katajaluodossa ja Knaperskärissä piilevät ja panssariisiimalevät olivat 1980-luvun alkuvuosien jälkeen vuoroin valtaryhmänä.

1990-luvulla kevätkukinta oli ulkosaaristossa keskimäärin suurempi kuin sisäsaaristossa tai lahtialueilla (liitteet 1 ja 2, kuva 10). Erityisesti Knaperskärin kevätaikainen biomassassa oli suuri. Länsi-Tontussa panssariisiimalevien osuus kasvoi kokonaisbiomassasta 70 %:iin ja Katajaluodossa 60 %:iin. Kytössä panssariisiimalevät olivat valtaryhmänä 1990-luvun alussa, mutta piilevät vuosina 1994–1995 (Kytöstä ei ole kasviplanktonnäytteitä tämän jälkeen). Runsaimmat lajit olivat ulkosaaristossa *Scrippsiella hangoei* ja *Peridiniella catenata*. Kytössä, Katajaluodossa ja Knaperskärissä myös *Skeletonema costatum* -piilevä oli runsas. Suomenlahden suulla piilevien

määrä väheni kevätaikaan 1980–1999 (Wasmund & Uhlig 2003). Katajaluodolle johtavan jätevesitunnelin romahdettua Helsingin jätevedet johdettiin Katajaluodon edustan sijasta Vanhankaupunginlahdelle lokakuusta 1995 huhtikuulle 1996. Katajaluodon kevätkekintä 1996 ei kuitenkaan juuri poikennut muista vuosista.

Vuosina 2000–2003 ulkosaariston kevätajan kasviplanktonbiomassa oli edelleen suuri (liitteet 1, 2 ja 5, kuva 11). Espoon edustan Knaperskärrissä oli 1990-luvun tapaan tutkituista havaintopaikoista suurin biomassa. Ulkosaariston kevätajan kasviplanktonin määrä ja rakenne pysyivät lähes samana kuin 1990-luvulla. Tosin panssarisiimalevien osuu kasvoi (noin 80 % biomassasta). Runsain laji oli edelleen *Scrippsiella hangoei* -panssarisiimalevä.

Levien määrä kasvoi ulkosaaristossa α -klorofyllinä mitattuna havaintojakson ajan. Tämä on mahdollisesti johtunut fosforin määrän kasvusta ulkosaaristossa. Hiilibiomassatulosten perusteella tulokset vaihtelivat havaintopaikalta toiseen. Kummankin analyysin mukaan levien määrä oli keväisin 1990-luvulla ulkosaaristossa suurempi kuin sisäsaaristossa tai lahtialueilla.

Panssarisiimalevien runsastuminen keväisin piilevien kustannuksella johtunee siliikaatin määrän vähenemisestä vedessä. Toisekseen piilevien tiedetään vaativan sekoitettua vettä kun taas panssarisiimalevät hyötyvät stabiileista oloista (Wasmund & Uhlig 2003). Myös edeltävän talven ravinnemäärillä on vaikutusta kevätkekintaan.

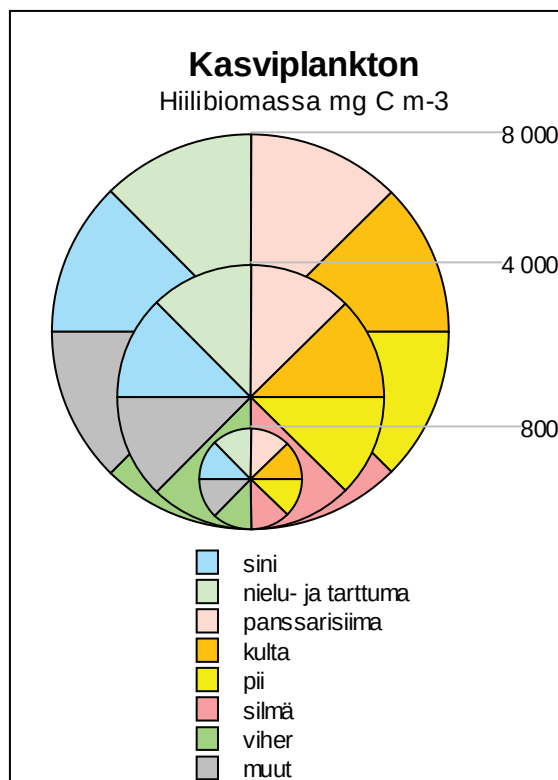
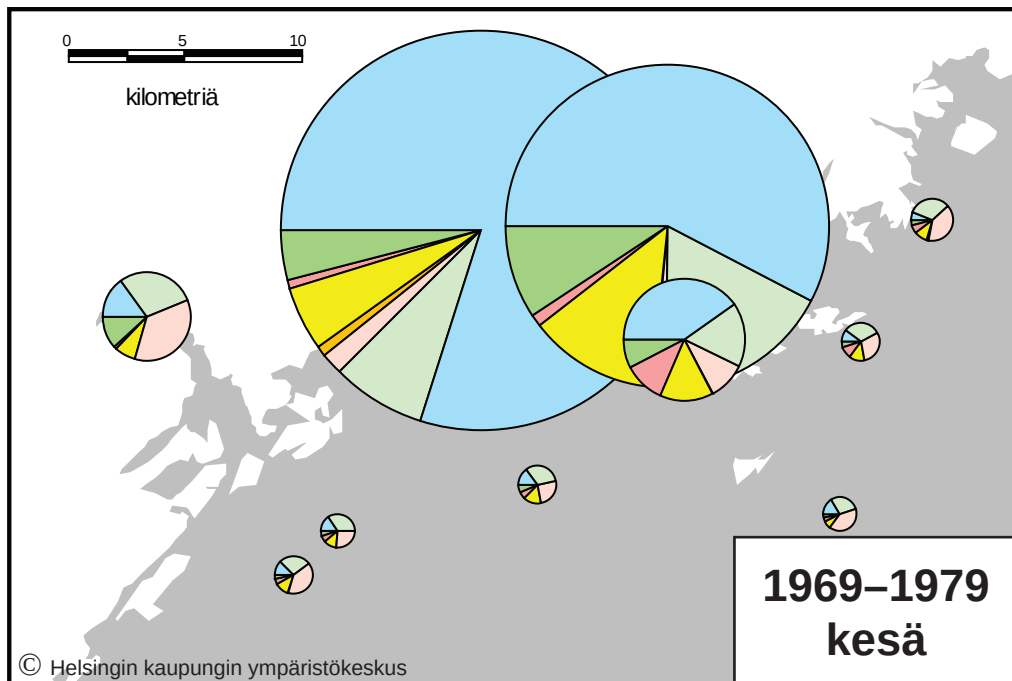
4.2 Kesä – sinilevät vähenivät lahdissa ja lisääntyivät saaristossa

4.2.1 Lahdet

Vuosina 1969–79 Laajalahti ja Vanhankaupunginselkä erottuivat muista havaintopaikoista valtavan leväbiomassan takia (kuva 12). Kummallakin havaintopaikalla sinilevät olivat selvästi suurin ryhmä (erityisesti reheviä oloja ilmentävät rihmaiset lajit *Planktothrix agardhii* ja *Pseudanabaena limnetica*). Rehevin alue oli α -klorofyllipitoisuudella mitattaessa Vanhankaupunginselkä, mutta kasviplanktonin hiilibiomassan perusteella Laajalahti (liitteet 1 ja 2). Vanhankaupunginselällä kasviplanktonin biomassa oli kesäisin suurempi kuin keväällä johtuen Vantaanjoen kevätaikaan tuomasta savisamennuksesta.

Kesäkuukausina hiilibiomassa ylitti $10\,000\text{ mg C m}^{-3}$ Vanhankaupunginselällä koko 1970-luvun, mutta Laajalahdella vain vuoteen 1974 asti. Laajalahdella levien määrä väheni 1970-luvun puolivälissä kun Talin jätevesien ylikuorma (puhdistamatonta jätevettä) ruvettiin johtamaan Kyläsaaren puhdistamolle suoraan Laajalahdelle johtamisen sijaan. Tämä pienensi huomattavasti ravinteiden määrää Laajalahdella. Samaan aikaan aiemmin erittäin runsaana esiintyneen *Planktothrix agardhii* -sinilevän määrä väheni huomattavasti. Laji viihtyy erittäin rehevissä oloissa ja Kankaalan ym. (1984) mukaan lajin määrä romahti myös Oulun edustalla kuormituksen pienentyessä.

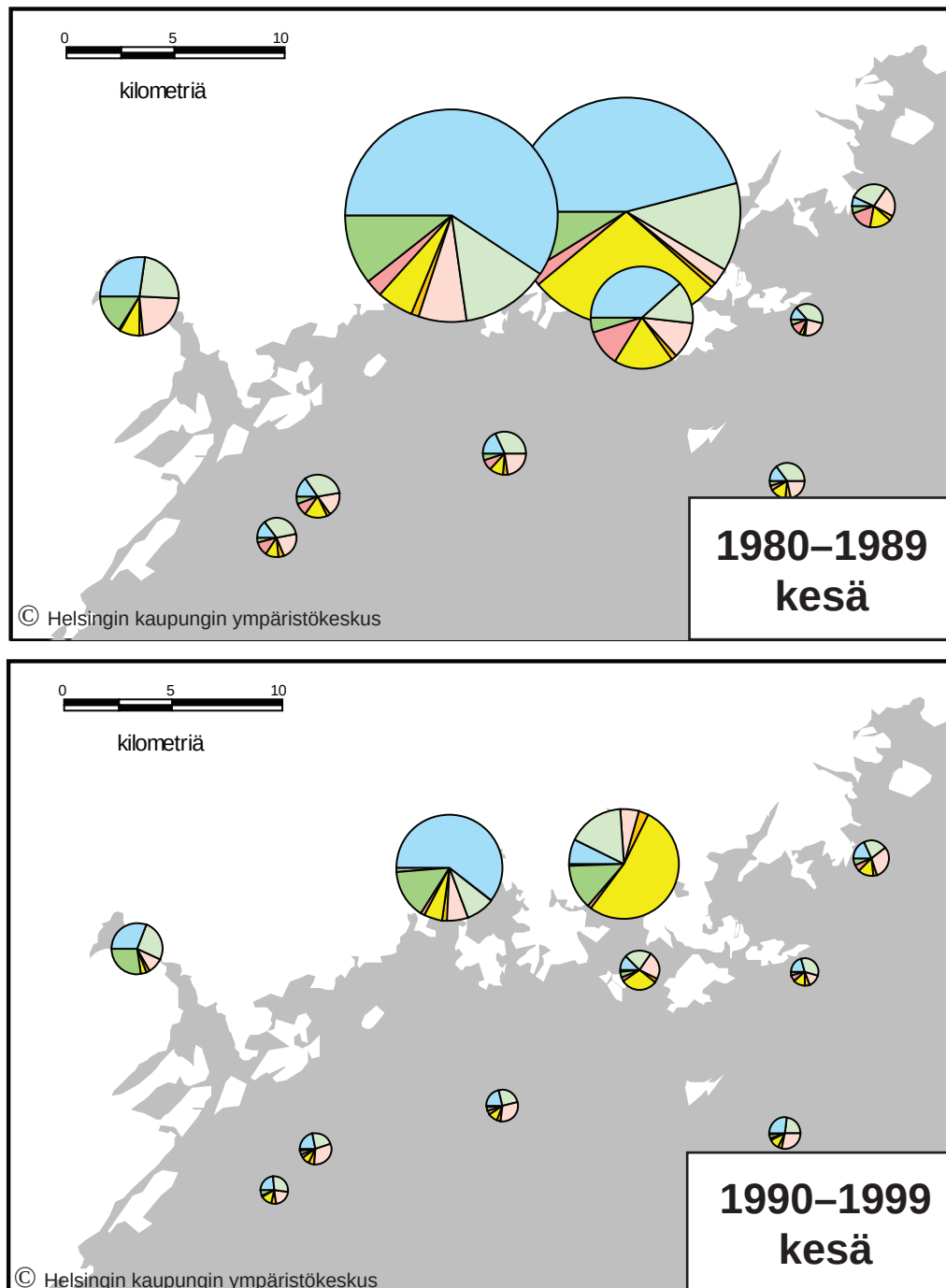
Espoonlahdella levien määrä oli 1970-luvulla kertaluokkaa pienempi kuin muilla tutkituilla lahtialueilla. Kesäajan kasviplanktonin suurin ryhmä vaihteli vuodesta



Kuva 12. Kasviplanktonin määrä leväryhmittäin Helsingin ja Espoon edustalla kesä-lokuussa 1969–1979. Huomaa, että piirakkakuvioiden asteikko poikkeaa kevätajan kuvista.

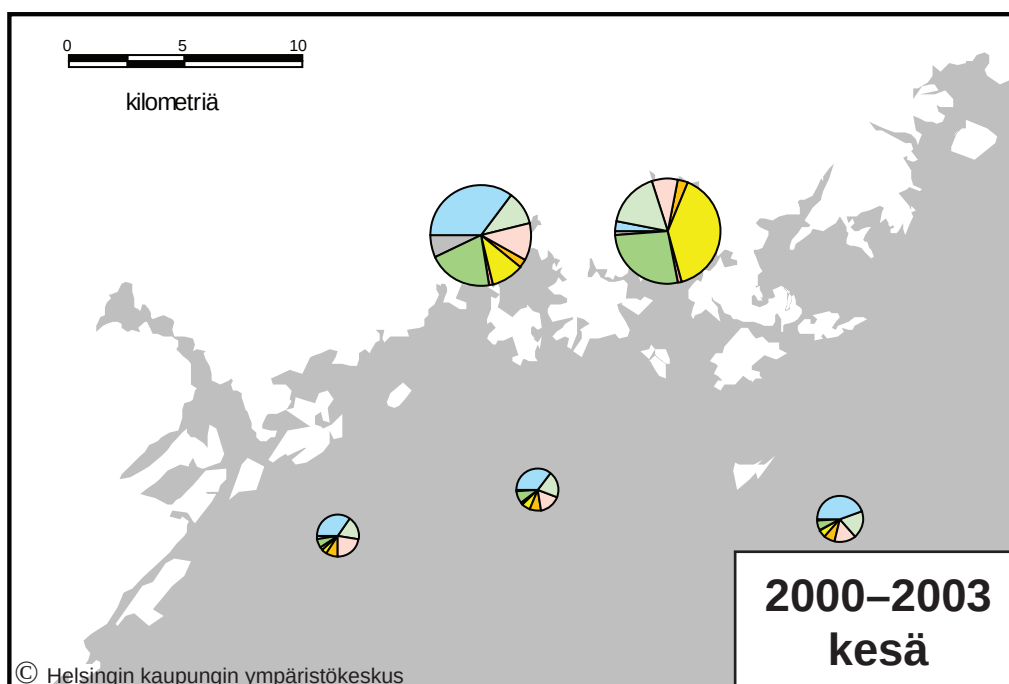
toiseen, mutta useimpina vuosina pienet, siimalliset levät olivat runsaita. Kesällä 1976 esiintyi varsinkin Espoonlahdella erittäin runsaasti *Heterocapsa triquetra* -panssarisiimalevää.

1980-luvulla Vanhankaupunginselän ja Laajalahden kokonaisbiomassa oli huomatta-



Kuva 13. Kasviplanktonin määrä leväryhmittäin Helsingin ja Espoon edustalla kesä-loku-
kuussa 1980–1989 ja 1990–1999. Selite katso kuva 12.

vasti 1970-lukua pienempi, mutta lahdet olivat edelleen sinilevävaltaisia (kuva 13). Vanhankaupunginselällä kesän valtaryhmä oli joinain vuosina piilevät (erityisesti suku *Skeletonema*) ja toisinaan sinilevät (esimerkiksi laji *Planktothrix agardhii*). Vuodesta 1979 lähtien Vanhankaupunginselällä oli liukoisen fosfaattifosforin pitoisuus huomattavasti aiempaa pienempi, sillä Viikin ja Kyläsaaren puhdistamoilla oli otettu fosforinpoisto käyttöön. Tämän seurauksena sinilevien määrä pieneni joinain vuosina, mutta toisina vuosina niitä oli edelleen erittäin paljon. Vanhankaupunginselän kasviplanktonin määrä romahti, kun jätevesien lasku alueelle lopetettiin



Kuva 14. Kasviplanktonin määrä leväryhmittäin Helsingin ja Espoon edustalla kesä-lokuu-kuussa 2000–2003. Selite katso kuva 12.

vuoden 1986 lopussa (liite 3). Vanhankaupunginselän keväinen savisamennus estää levien kevätkukinnan, joten piilevät runsastuvat yleensä vasta kesällä sameuden vähentyessä.

Laajalahdella sinilevät olivat valtaryhmä vuosina 1980–1986 eli niin kauan, kun Talin jätevedenpuhdistamon vedet johdettiin lahteen. 1970-luvun lopulta alkaen aiemmin erittäin runsas *Planktothrix agardhii* vähentyi huomattavasti ja sinileväkoloniat (*Snowella* spp. ja muut pienisoluiset Chroococcales-koloniat) esiintyivät runsaina. Vuoden 1986 jälkeen samalla kasviplanktonin määrä väheni Laajalahdella huomattavasti (liite 3). Kesällä 1987 esiintyi Laajalahdella runsaasti *Scrippsiella hangoei*-panssarisiimaleviä, 1988 *Thalassiosira*-piileviä ja 1989 sinileväkolonioita.

Espoonlahdella ei levien määrässä tapahtunut juurikaan muutosta 1980-luvulla. Kasviplanktonin lajistorakenne vaihteli Espoonlahdella vuodesta toiseen, eikä siellä havaittu selkeää valtaryhmää. Erilaiset siima- ja nielulevät olivat yleensä runsaita.

1990-luvulla Vanhankaupunginselän kasviplanktonin määrä vähentyi *a*-klorofyllillä mitattuna neljäsosaan ja hiilibiomassana kuudesosaan verrattuna 1970-luvun kesäajan lukemiin. Laajalahdella *a*-klorofyllimäärä vähentyi viidesosaan ja biomassa kahdeksasosaan vastaavalla ajalla. Vanhankaupunginselän kasviplanktonin lajistokoostumus alkoi muuttua jo 1980-luvulla, kun Kyläsaaren puhdistamossa oli otettu fosforinpoisto käyttöön: sinilevien määrä väheni ja piilevien sekä panssarisiimalevien määrä lisääntyi. 1990-luvulla Vanhankaupunginselkällä oli kesäisin piilevävaltainen (runsaimpina esiintyivät suvut *Skeletonema* ja *Chaetoceros*). Laajalahdella kasviplanktonin rakenne ei juurikaan muuttunut ja sinilevät olivat 1990-luvulla edelleen valtaryhmä, biomassaltaan runsaimpina pienisoluiset sinileväkoloniat (esimerkiksi *Snowella* spp.).

Espoonlahdella veden *a*-klorofyllipitoisuus oli 1990-luvulla hieman suurempi, mutta hiilibiomassa pienempi kuin aikaisemmin. Espoonlahdelta on kasviplanktontuloksia 1990-luvulta vain vuosilta 1990–92, jolloin biomassaltaan runsaimpina esiintyivät nielulevät.

Vuosina 2000–2003 levien määrä ja kasviplanktonin rakenne ei Vanhankaupunginselällä oleellisesti muuttunut verrattuna 1990-lukuun (kuva 14). Suurimpana ryhmänä esiintyivät edelleen piilevät (*Skeletonema* spp., *Chaetoceros* spp. ja kiekkomaiset piilevät). Viherlevät syrjäyttivät sinilevät, joita oli Vanhankaupunginselällä enää vain 3 % biomassasta. Laajalahdella sen sijaan sinilevät olivat edelleen suurimpana ryhmänä (38 % kaikista), joista runsaimmat lajit olivat rihmamaisia (esimerkiksi suvut *Anabaena* ja *Aphanizomenon*). Laajalahdella viher-, panssarisiima- ja piilevien määrät kasvoivat aikaisemmasta.

4.2.2 Sisäsaaristo

Vasikkasaarella vuoden biomassahuippu ajoittui joskus lahtien tapaan kesäaikaan etenkin tutkimusjakson alkuvuosina (liite 4). Sitävastoin Skatanselällä ja Itä-Villingissä kasviplanktonmaksimi oli keväisin kuten ulkosaaristossa.

Vuosina 1969–79 Vasikkasaaren leväbiomassa oli kesäisin sisäsaariston havaintopaikoista selvästi suurin (kuva 12), mikä johtui alueen muita huomattavasti suuremmista ravinnepitoisuuksista. Vasikkasaaren kasviplanktonista keskimäärin 40 % oli sinileviä (esimerkiksi *Planktothrix agardhii*), mutta siimalliset levät ja etenkin alkuvuosina myös silmälevät (*Eutreptiella*-suku) olivat biomassaltaan runsaita. Itä-Villingin ja Skatanselän kasviplanktonin määrä oli *a*-klorofyllillä mitattuna neljäsosa ja biomassana vielä vähemmän Vasikkasaaren vastaavasta (liitteet 1 ja 2). Itä-Villingin ja Skatanselän biomassasta noin kolmasosa oli pieniä, siimallisia leviä ja toinen kolmasosa panssarisiimaleviä. Sinileviä oli alle 10 %.

1980-luvulla Vasikkasaaren kasviplanktonin määrä pysyi 1970-luvun tasossa siihen asti, kun jätevesien johtaminen Vanhankaupunginlahdelle lopetettiin (1986 lopussa) (liite 4). Vuosina 1988–89 kasviplanktonia oli niin *a*-klorofyllinä kuin biomassanakin mitattuna huomattavasti vähemmän kuin aikaisempina vuosina. Vasikkasaarella rihmamaiset sinilevät (*Planktolyngbya subtilis* ja *Pseudanabaena limnetica*) olivat valtaryhmänä vuosikymmenen alkuvuosina ja loppuvuosina piilevät (erityisesti *Skeletonema*-suku oli runsas).

Itä-Villingin kasviplanktonin määrä ei muuttunut 1980-luvulla edelliseen vuosikymmeneen verrattuna. Kasviplanktonin laskentatuloksia on vain muutamia, mutta niiden perusteella nielu- ja tarttumalevät esiintyivät biomassaltaan runsaimpina. Skatanselällä levien määrä pysyi myöskin suunnilleen samana kuin 1970-luvulla. Suurin ryhmä vaihteli vuodesta toiseen, mutta nielulevät esiintyivät useimmin valtaryhmänä.

1990-luvulla kasviplanktonin biomassassa ei Vasikkasaarella muuttunut 1980-luvun loppuvuosien määristä (liite 4). Rehevyyttä indikoivien sini- ja silmälevien osuus väheni. Sitävastoin pii- sekä panssarisiimalevien suhteellinen osuus kasvoi. Bio-

massaltaan suurin ryhmä vaihteli Vasikkasaassa vuodesta toiseen, mutta piileviä oli keskimäärin eniten (kolmasosa biomassasta).

Itä-Villingissä levien määrä oli 1990-luvulla hieman pienempi kuin edellisenä vuosikymmenenä. Kolmasosa biomassasta muodostui nielulevistä. Ryhmään lasketaan *Mesodinium rubrum* -ripsieläin, joka esiintyi Itä-Villingissä runsaana. *Mesodinium rubrum*in sisällä on endosymbionttisia nielulevän viherhiukkasia, mistä syystä se on laskettu nielulevien ryhmään (lajia alettiin laskea Helsingin ja Espoon merialueiden kasviplanktonnäytteistä vuonna 1989).

Skatanselällä leväbiomassa hieman väheni 1990-luvulla, mutta α -klorofyllipitoisuudessa ei havaittu eroa verrattuna 1980-lukuun. Kasviplanktonin valtaryhmä vaihteli vuodesta toiseen, mutta panssarisiimaleviä oli keskimäärin eniten. *Heterocapsa triquetra* -panssarisiimalevä esiintyi kesällä 1998 erittäin runsaana. 1990-luvulla sinilevien määrä alueella kasvoi ja niitä oli keskimäärin 18 % biomassasta.

Vuosilta 2000–2003 sisäsaariston havaintopaikoilta ei ole kasviplanktonin lajistotuloksia. Veden α -klorofyllipitoisuus ei muuttunut sisäsaaristossa 1990-luvun lukemista (liite 2).

Sisäsaaristossa Vasikkasaari sijaitsee muista havaintopaikoista poiketen vaihtumisaalueella. Vantaanjoen ja Vanhankaupunginlahden vaikutus on alueella selvä, mutta yhteys avomereen tekee alueesta kuitenkin mereisen. Vasikkasaaren ominaislaatuisuus näkyy myös sen kasviplanktonlajistossa. Itä-Villinki ja Skatanselkä ovat selvästi avoimempia avomereltä tuleville virtauksille eikä makean veden vaikutus näy näillä havaintopaikoilla.

4.2.3 Ulkosaaristo

Klorofyllipitoisuutena mitattuna levien määrässä oli ulkosaaristossa lievästi ko hoava suuntaus (liitteet 2 ja 5). 1970-luvulla α -klorofyllipitoisuus ($4\text{--}5 \text{ mg m}^{-3}$) oli keskimäärin hieman pienempi ja 2000-luvulla suurin (6 mg m^{-3}). Suomenlahden kesäajan α -klorofyllipitoisuuden on todettu kasvaneen (HELCOM 2002, Raateoja ym. 2005).

Vuosina 1969–79 Länsi-Tontussa oli ulkosaariston pienin kasviplanktonbiomassa ja Kytössä suurin (liite 1). Katajaluodossa oli muita ulkosaariston havaintopaikkoja hivenen suurempi veden α -klorofyllipitoisuus. Biomassaltaan suurin ryhmä vaihteli ulkosaaristossa vuosittain nielulevien ja panssarisiimalevien välillä. Katajaluodossa ja Knaperskärissä esiintyi pieniä, siimallisia leviä runsaasti, keskimäärin kolmasosa biomassasta. Länsi-Tontussa ja Kytössä panssarisiimaleviä oli eniten, 40 % hiilibiomassasta. Alkukesäisin kevään lajistoon kuuluva *Peridiniella catenata* -panssarisiimalevä oli säännöllisesti runsas. Myös tarttuma- ja nielulevät ym. siimalliset levät esiintyivät runsaana. Sinileviä oli ulkosaaristossa noin 15 % biomassasta, lähinnä *Aphanizomenon* spp.

1980-luvulla havaittiin ulkosaaristossa tutkimuskauden suurin kasviplanktonin biomassa (liitteet 1 ja 2). Ulkosaariston havaintopaikoista Länsi-Tontussa oli edelleen

vähiten kasviplanktonia. Nielulevien sekä silmälevien määrä kasvoi ja panssarisiimalevien määrä väheni 1970-lukuun verrattuna. Nielulevät esiintyivät 1980-luvulla valtareyhmänä (kolmasosa biomassasta) kaikilla havaintopaikoilla. Suikkanen ym. (2007) havaitsivat myöskin nielulevien lisääntyneen samaan aikaan Suomenlahden avomerialueella. Sinileviä esiintyi kesäisin edelleen vain 15–18 % kokonaisbiomassasta.

1990-luvulla kasviplanktonin biomassa oli ulkosaariston kaikilla havaintopaikoilla pienempi kuin 1980-luvulla (liite 1). Veden *a*-klorofyllipitoisuudessa ei kuitenkaan havaittu muutosta (liite 2). Ulkosaariston niukin kasviplanktonin määrä havaittiin aikaisemmasta poiketen Kytössä. Länsi-Tontussa, Katajaluodossa ja Knaperskärissä kasviplanktonin biomassaltaan suurin ryhmä vaihteli kesästä toiseen, mutta panssarisiimaleviä oli keskimäärin eniten (kolmasosa kokonaisbiomassasta). Panssarisiimalevistä *Peridiniella catenata* esiintyi runsaana alkukesäisin ja erityisesti kesällä 1998 *Heterocapsa triquetra* oli hyvin runsas. Lajin on todettu esiintyneen runsaana myös muualla Suomenlahdella samana vuonna (HELCOM 2002, Kano-shina ym. 2003). Katajaluodossa esiintyi lisäksi *Gymnodinium*- ja *Glenodinium*-sukujen panssarisiimaleviä ajoittain paljon. Kytössä (näytteitä vuosilta 1990–95) nielulevien ryhmä oli keskimäärin biomassaltaan runsain. Nielu- ja tarttumalevien lisäksi *Mesodinium rubrum* -ripsieläin oli Kytössä runsas. Muilla havaintopaikoilla nielulevien määrä pieneni.

Sinilevien määrä selvästi lisääntyi Länsi-Tontussa 1990-luvulla edellisestä vuosikymmenestä (28 % kokonaisbiomassasta). Myös muilla ulkosaariston havaintopaikoilla sinilevien osuus biomassasta oli suurempi kuin aikaisemmin (noin 20 %). Sinilevistä runsain laji oli edelleen *Aphanizomenon* spp. Suikkanen ym. (2005) ovat laboratorio-kokeissa havainneet Itämeressä yleisten rihmamaisten sinilevien estävän nielulevien kasvua. Tämä saattaisi olla eräs tekijä nielulevien vähentymiseen ulkosaaristossa.

Vuosina 2000–2003 kasviplanktonin biomassa ja *a*-klorofyllipitoisuus oli ulkosaaristossa suurempi kuin 1990-luvulla (liitteet 1 ja 2). Eniten kasviplanktonia oli Länsi-Tontussa, missä aiemmin oli tavattu niukasti levää. Myös muilla ulkosaariston havaintopaikoilla kasviplanktonin määrä oli lähellä 1980-luvun huippuarvoja. Sinilevien määrä (lähinnä *Aphanizomenon* spp. ja *Nodularia spumigena*) oli ulkosaaristossa aiempaa huomattavasti suurempi (35–45 % kokonaisbiomassasta). Kultalevien määrä kasvoi ja panssarisiimalevien määrä väheni ulkosaariston havaintopaikoilla. Nämä havainnot ovat samansuuntaisia Suikkasen ym. (2007) tuloksiin Suomenlahden avomerialueelta. Heidän tuloksissaan panssarisiimalevät vähenivät ja kultalevät runsastuivat 1990-luvun lopulta vuoteen 2003, kun taas sinilevien määrä kasvoi koko 1990-luvun, mutta kääntyi hienoiseen laskuun 2000–2003. Raateoja ym. (2005) havaitsivat heinä-elokuun *a*-klorofyllipitoisuudessa kasvavan suuntauksen vuosina 1992–2002 Tvärminnessä (läntinen Suomenlahti). Helsingin ja Espoon edustan kesän *a*-klorofyllipitoisuudessa on myös nouseva suuntaus 1990-luvun alusta alkaen (liite 5). Samaan aikaan liukoisen fosfaattifosforin määrä on kasvanut ulkosaaristossa. Myös pintaveden lämpötila on kohonnut ja suolaisuus pienetynyt. Kytöstä ei ole näytteitä 2000-luvulta.

4.3 Lajien, ryhmien ja a-klorofyllin suhde ympäristömuuttujiin kesäaineistossa

Kesäaineisto oli kevään tuloksia huomattavasti kattavampi, minkä takia vain kesäaineistoa analysoitiin tilastollisilla menetelmillä. Aineiston rajaaminen päivämäärän mukaan kesäksi aiheutti sen, että joinakin vuosina lajistossa oli kesäkuussa vielä selvästi kevätkukinta käynnissä. Analyysiin ei kuitenkaan otettu mukaan kevätkukintalajeja. Tilastoanalyysyjä varten aineistosta laskettiin kullekin kesälle keskiarvo.

RDA-analyysi selitti kasviplanktonin kokonaisvaihtelusta lahtialueilla 50 % (neljän akselin yhteissumma ominasiarvoista), sisäsaaristossa 40 % ja ulkosaaristossa 20 % (taulukko 1). Lajien ja ympäristömuuttujien välinen korrelaatio oli korkea lahtialueilla ja sisäsaaristossa. RDA-akselit olivat kaikille alueille tehdyissä analyyseissä tilastollisesti merkitseviä ($p = 0,002$) (Monte Carlo -testi).

Taulukko 1. RDA-analyysin tunnusluvut analyyseissä. Ominaisarvo (eigenvalue) kuvaa sitä, kuinka hyvin analyysi selittää kasviplanktonin kokonaisvaihtelua ja laji-ympäristömuuttuja-korrelaatio kertoo kasviplanktonilajiston yhteisvaihtelun voimakkuudesta ympäristömuuttujiin.

Lahtialueet:				
Akseli	1	2	3	4
Ominaisarvo	0,327	0,083	0,039	0,028
Laji-ympäristömuuttuja-korrelaatio	0,937	0,857	0,578	0,695
Sisäsaaristo:				
Akseli	1	2	3	4
Ominaisarvo	0,306	0,081	0,026	0,016
Laji-ympäristömuuttuja-korrelaatio	0,931	0,683	0,658	0,708
Ulkosaaristo:				
Akseli	1	2	3	4
Ominaisarvo	0,103	0,036	0,018	0,013
Laji-ympäristömuuttuja-korrelaatio	0,619	0,636	0,473	0,504

4.3.1 Aika

Sinilevien ja ajan välinen korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä ja negatiivinen lahtialueilla ja positiivinen saaristossa (taulukko 2). *Anabaenopsis*-suku, *Planktothrix agardhii* ja kapeat Oscillatoriales-lahkon rihmat olivat tutkimuskauden alussa Laajalahdella ja Vanhankaupunginselällä erittäin runsaita. Sisä- ja ulkosaaristossa lisääntyivät vuosien kuluessa useat sinilevälajit, mutta ainoastaan *P. agardhiin* määrä väheni.

Nielu- ja tarttumalevien ryhmän biomassa väheni tutkimusjakson aikana lahtialueilla sekä saaristossa. Ryhmään lasketaan kuuluvaksi tarkemmin määrittelemätön taksoni, flagellaatit, johon on laskettu kaikki siimalliset levät, joita ei ole pystytty määrittämään. Kun tarkastellaan lajilleen määritettyjen nielulevien koosteryhmää (Cryptomonadinae ja suvut *Cryptomonas*, *Teleaulax*, *Rhodomonas*, *Katablepharis*,

Taulukko 2. Yhteenveto Spearmanin korrelaatioanalyyseistä. Analyysi tehtiin jokaiselle havaintopaikalle erikseen, mutta tässä alue (L=lahdet, SS=sisäsaaristo, US=ulkosaaristo) on saanut merkinnän vain, jos vähintään kahdella ko. alueen havaintopaikoista on ollut tilastollisesti merkitsevä korrelaatio ($p < 0,05$). Positiivinen korrelaatio = + ja negatiivinen korrelaatio = -.

Taksoni/ryhmä	Lyhenne	Aika			Lämpötila			pH			Suola			DIN			Kok.N			PO ₄ -P			Kok.P		
		L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US
Sinilevät																									
<i>Anabaena</i> spp.	anabaena			+			+											+						+	
<i>Anabaenopsis</i> spp.	anabnops	-						+																	
<i>Aphanizomenon</i> spp.	aphanizo		+					-																	
<i>Merismopedia warmingiana</i>	merismwa			+																					
<i>Nodularia spumigena</i>	nodulspu		+				+																		
<i>Oscillatoriales</i> (kapeat rihmat)	nostocal	-						+										+						+	
<i>Planktothrix agardhii</i>	plankaga	-					+											+						+	
<i>Snowella</i> spp. ¹⁾	snowella		+																						
Nielulevät																									
nieluleviä, kooste ²⁾	nielulev	-		+			+							+				+						+	
tarttumaleviä, kooste ³⁾	tarttuma	+	+					-										-					-		
Panssarisiimalevät																									
<i>Dinophysis acuminata</i>	dinopacu	+	+					-																	
<i>Ebria tripartita</i>	ebriatri																							+	
<i>Heterocapsa triquetra</i>	heteroca			+																					
cf. <i>Katodinium</i> spp. ⁴⁾	katodini	+	+					-																	
<i>Oblea rotunda</i>	oblearot		+																						
<i>Prorocentrum</i> spp.	prorocen	+	+				+																		
<i>Protoperdinium bipes</i>	protopbi		+																						
<i>Protoperdinium brevipes</i>	protopbr	+	+																						
<i>Protoperdinium granii</i>	protopgr		+																						

1) yhteensä Snowella, Woronichinia ja Gomphosphaeria

2) yhteensä Cryptomonadinae, Cryptomonas, Teleaulax, Rhodomonas, Katablepharis, Plagioselmis ja Hemiselmis

3) yhteensä Chrysochromulina ja Prymnesium

4) yhteensä Amphidinium, Katodinium ja Heterocapsa rotunda

Taulukko 2. Jatkuu.

Taksoniryhmä	Lyhenne	Aika			Lämpötila			pH			Suola			DIN			Kok.N			PO ₄ -P			Kok.P		
		L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US
Kultalevät	pseudope	+	+	+	+			-			-						-			-			-		
<i>Pseudopedinella</i> spp. ⁵⁾																									
Piilevät	achntaen	-	-	-	-						+									+			+		
<i>Achnanthes taeniata</i>	aulacose								+																
<i>Aulacoseira</i> ja <i>Melosira</i> spp.	chaetoce	-												+						+					
<i>Chaetoceros</i> spp.	coscgran	+	+	+				-			-												-		
<i>Coscinodiscus granii</i>	diatoten	-			-									+											
<i>Diatoma tenuis</i>	nitzacic	-	-	-				+						+						+			+		
<i>Nitzschia</i> spp. ⁶⁾	skelecos				-															+					
<i>Skeletonema costatum</i>	thalassi	-	-	-	-			+			+			+						+			+		
<i>Thalassiosira</i> spp.																									
Silmälevät	eutrepti	-									+														
<i>Eutreptiella</i> sp.																									
Viherlevät	pyramimo	+			+			-												-			-		
<i>Pyramimonas</i> sp. ⁷⁾	chlamydo			+																					
<i>Chlamydomonas</i> spp.	dictyosp																								
<i>Dictyosphaerium</i> spp.	monoraco		+	+				+			-									+			+		
<i>Monoraphidium contortum</i>	oocystis	-						+															+		
<i>Oocystis</i> spp.	scenedes			-				+						+									+		
<i>Scenedesmus</i> spp.																									

5) Pedinella ja Pseudopedinella 6) Nitzschia acicularis, N. closterium ja N. longissima

7) kuuluu vihreiden levien kaareen, mutta Prasinophyceae-luokkaan

Taulukko 2. Jatkuu.

Taksoni/ryhmä	Lyhenne	Aika			Lämpötila			pH			Suola			DIN			Kok.N			PO ₄ -P			Kok.P		
		L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US	L	SS	US
Sinilevät		-	+	+				+			+		-				+			+			+		
Nielu- ja tarttumalevät		-	-	-				+			+		+		+	-	+			+			+		
Panssarisiimalevät								+				+													
Kultalevät		+	+	+									-												
Piilevät		-	-	-													+						+		
Silmälevät				-								+											+		
Vierilevät								+					-				+						+		
a-klorofylli		-	+	+				+					-		+	-	+			+		-	+		

Plagioselmis ja *Hemiselmis*), on niiden määrä vähentynyt vuosien kuluessa lahti-alueilla, mutta lisääntynyt ulkosaaristossa. Suvulleen määritettyjen tarttumalevien koosteryhmän määrä on kaikilla alueilla vuosien kuluessa lisääntynyt.

Panssarisiimalevät-ryhmän biomassa ei lisääntynyt tai vähentynyt tutkimusjakson aikana. Tarkasteltaessa kesäaikaan yleisesti esiintyviä panssarisiimalevälajeja lähes kaikki kuitenkin lisääntyivät tutkituilla alueilla. Panssarisiimalevät esiintyvät runsaana keväisin. Kesäkuun näytteissä esiintyi ajoittain kevtälajeja erittäin paljon (esimerkiksi *Peridiniella catenata* ja *Scrippsiella hangoei*), minkä vuoksi ryhmän kokonaisbiomassa ei korreloi kuten erikseen tutkitut kesälajit.

Kultalevien ryhmä lisääntyi kaikilla alueilla.

Piilevät vähenivät tilastollisesti merkitsevästi lahdissa ja sisäsaaristossa. Lajeista *Achnanthes taeniata* ja *Thalassiosira* spp. vähenivät ja *Coscinodiscus granii* lisääntyi kaikilla alueilla. *C. granii* on suurikokoinen piilevä. Aiemmin, kun laskennassa käytettiin suurempia suurennuksia ja laskettiin vain näkökenttiä, ovat suurikokoiset lajit saattaneet tulla harvemmin lasketuksi.

Viherlevien kokonaisbiomassa ei vähentynyt eikä lisääntynyt. Yksittäisistä lajeista osa väheni ja osa lisääntyi ajan kuluessa. Esimerkiksi *Monoraphidium contortum* lisääntyi ajan mukaan niin sisä- kuin ulkosaaristossakin.

Veden *a*-klorofyllipitoisuus pieneni lahdissa ja kasvoi ulkosaaristossa ajan mukaan.

4.3.2 Lämpötila

Lämpötilan kanssa korreloivat tilastollisesti merkitsevästi ainoastaan ulkosaaristossa piilevät ja viherlevät (taulukko 2). Piilevät vähenivät lämpötilan noustessa ja viherlevät runsastuivat. Piilevät ovat pääasiassa kevtälajeja ja viherlevät esiintyvät lämpimän veden aikaan, mikä selittää saadun tuloksen. Sinilevistä *Anabaenan* (ulkosaaristossa) ja *Nodularian* (lahdissa) havaittiin lisääntyvän lämpötilan kasvaessa. Lisäksi *Prorocentrum*-panssarisiimalevä (lahdissa) ja *Pseudopedinella*-kultalevä (ulkosaaristossa) lisääntyivät lämpötilan noustessa.

RDA-analyysin perusteella veden lämpötilan merkitys oli pieni lahtialueilla ja sisäsaaristossa, sillä ordinaatiodiagrammien lämpötilavektorit (nuolet) olivat lyhyitä (kuvat 15–16). Ulkosaaristossa lämpötilan merkitys oli suuri (kuva 17). Lämpiminä kesinä esiintyivät ulkosaaristossa sinilevistä *Anabaena* spp. ja *Aphanizomenon* spp. runsaina (lajien nuolet sijaitsevat lämpötilavektorin suunnassa. Muista levistä lämpimässä vedessä (ulkosaaristossa) viihtyivät tarttumalevät, *Pseudopedinella*-kultalevät sekä *Pyramimonas*- ja *Chlamydomonas*-viherlevät. Suikkasen ym. (2007) mukaan Suomenlahden avomerialueella havaittiin samojen lajien suosivan lämmintä vettä. Viileässä vedessä viihtyivät ulkosaaristossa *Diatoma tenuis*-, *Skeletonema costatum*-, *Achnanthes*- ja *Thalassiosira*-piilevät. Myös *Scenedesmus*-viherlevät näyttävät suosivan viileää vettä. *Nodularia spumigena* -sinilevän tiedetään suosivan lämpimää vettä, mutta tässä tutkimuksessa laji ei esiintynyt ulkosaaristossa (missä sen esiintyminen

on lahtialueita yleisempää) lämpiminä kesinä viileitä runsaammin.

4.3.3 pH

Veden pH-muutokset olivat suurimmat lahtialueilla. 1970-luvun alussa veden pH oli erittäin runsastuottoisilla lahtialueilla voimakkaan levätuotannon takia korkea. Sini-levät, nielu- ja tarttumalevät, viherlevät sekä veden α -klorofyllipitoisuus korreloivat positiivisesti veden pH:n kanssa lahdissa (taulukko 2). Nielu- ja tarttumalevät sekä panssarisiimalevät korreloivat positiivisesti sisäsaaristossa pH:n kanssa. Lajeista ainoastaan *Dinophysis acuminata* -panssarisiimalevä korreloi negatiivisesti pH:n kanssa kaikilla alueilla.

RDA-analyysin mukaan pH:n ollessa korkea runsaimpia olivat lahtialueilla sinilevistä *Anabaenopsis*-, *Planktothrix*- ja *Oscillatoriales*-rihmat, *Thalassiosira*-suvun piilevät sekä viherlevistä suvut *Monoraphidium* ja *Oocystis*. Sisäsaaristossa myös *Nitzschia*-piilevät ja ulkosaaristossa *Achnanthes*-piilevät olivat runsaita veden ollessa emäksisempää.

Lahtialueilla veden ollessa neutraalimpaa esiintyivät vihreisiin leviin kuuluva *Pyramimonas*, *Pseudopedinella*-kultalevät, *Katodinium*-panssarisiimalevät ja tarttumalevät runsaina. Sisäsaaristossa myös *Protopedinium brevipes* -panssarisiimalevä viihtyi matalammassa pH:ssa. Ulkosaaristossa suosi neutraalimpaa vettä *Snowella*-sinilevät.

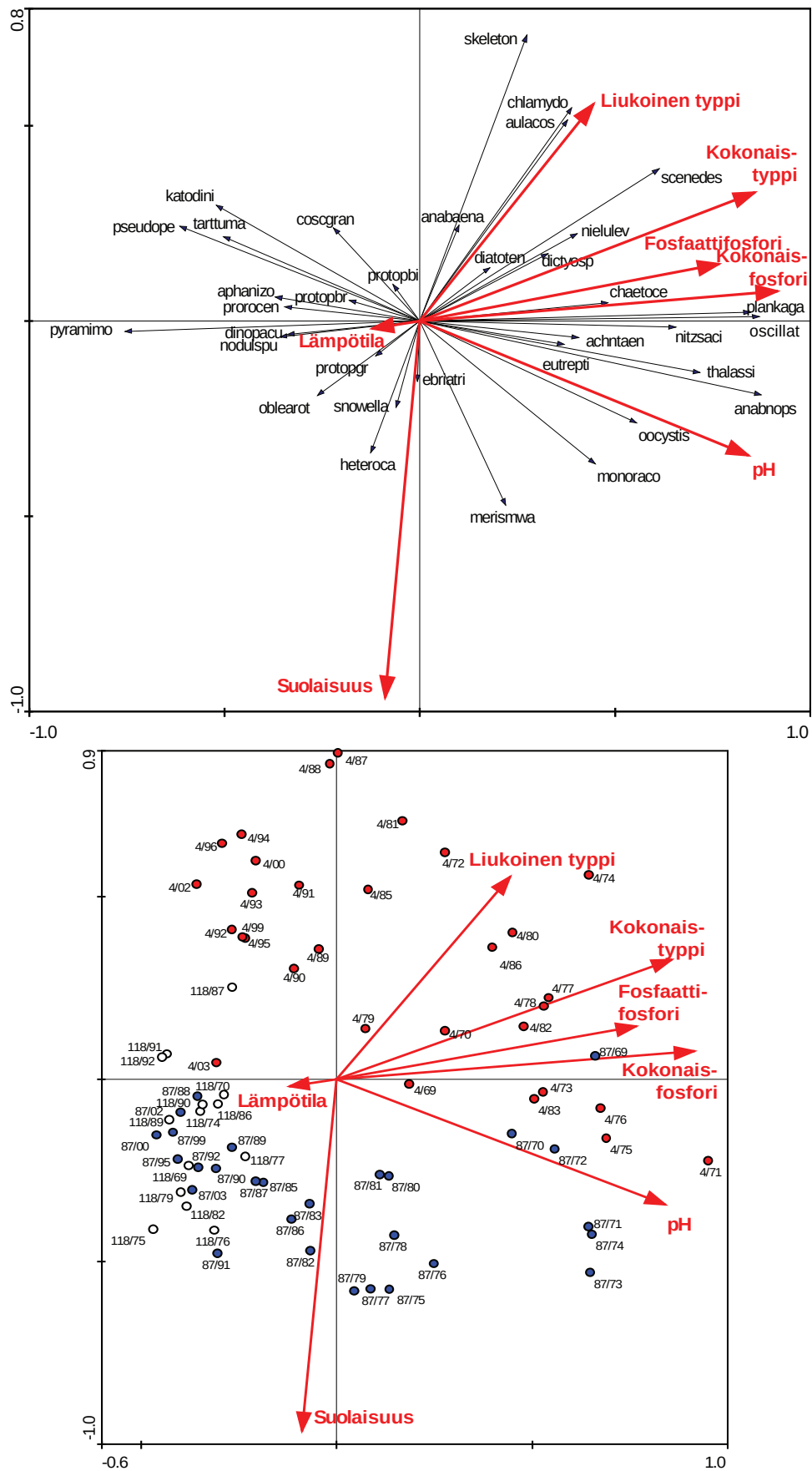
4.3.4 Suolaisuus

Sinilevien määrä kasvoi ulkosaaristossa suolaisuuden vähentyessä (negatiivinen korrelaatio, taulukko 2). Nielu- ja tarttumalevät taas vähenivät suolaisuuden pienentyessä lahdissa ja sisäsaaristossa. Panssarisiimalevät vähenivät suolaisuuden pienetessä ainoastaan sisäsaaristossa. Kultalevät ja viherlevät lisääntyivät ulkosaaristossa suolaisuuden pienentyessä, sillä ne ovat varsinaisesti makean veden lajistoa. Silmälevät vähenivät suolaisuuden pienentyessä saaristossa. Meillä esiintyvä *Eutreptiella*-silmälevä (todennäköisesti laji *E. gymnastica*) on merilaji, joka viihtyy suolaisessa vedessä.

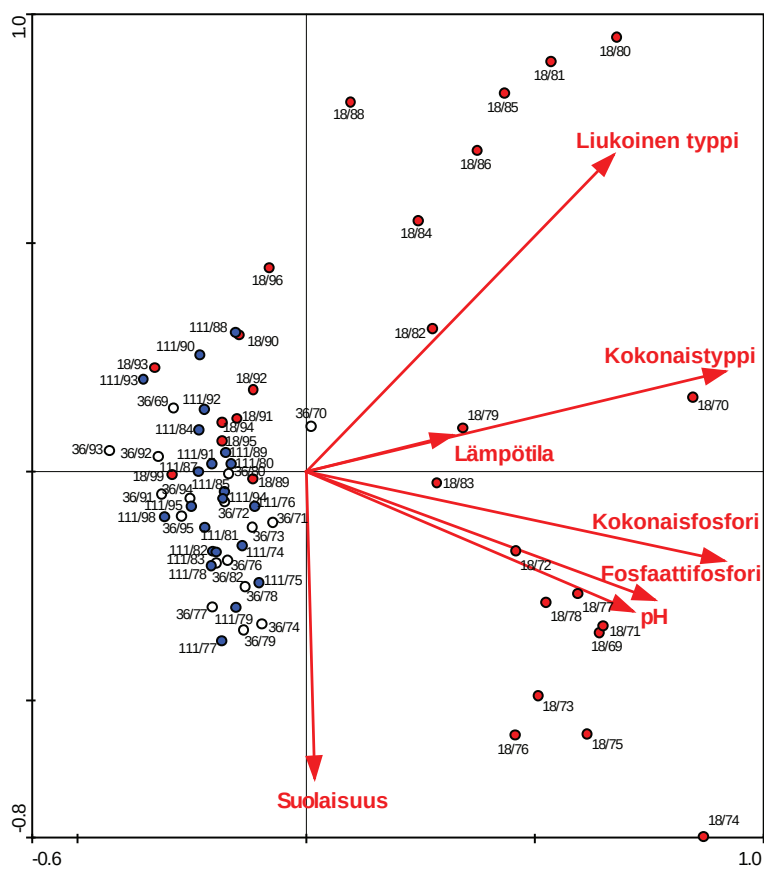
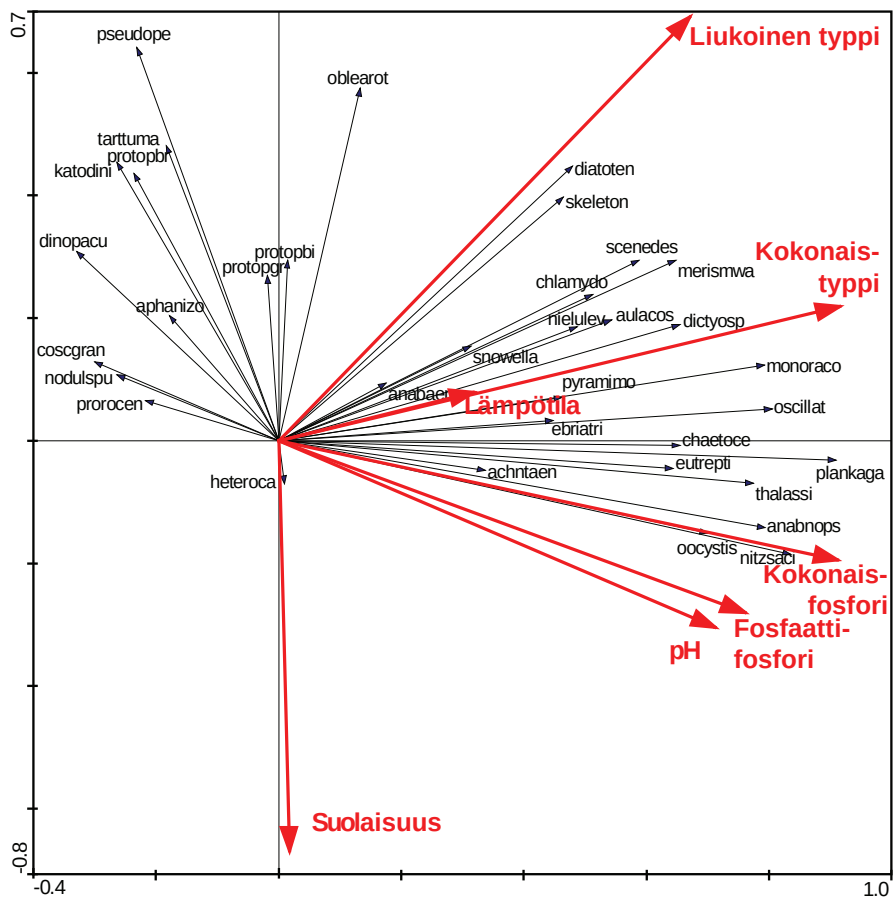
Useimmat tarkastellut lajit korreloivat sisä- ja ulkosaaristossa negatiivisesti suolaisuuden kanssa eli useimmat lajit olivat sitä runsaampia, mitä makeampaa vesi on. Yksikään laji ei kuitenkaan reagoinut tilastollisesti merkitsevästi kaikilla alueilla. Panssarisiimalevistä *Dinophysis acuminata* ja *Katodinium* spp., *Pseudopedinella*-kultalevä sekä *Monoraphidium*-viherlevä korreloivat kaikki negatiivisesti suolaisuuden kanssa niin sisä- kuin ulkosaaristossa.

Korrelaatioanalyysi kertoo lajin ja ympäristömuuttujan yhteisvaihtelun suunnasta. Voimakkaan korrelaatio ei välttämättä tarkoita, että ympäristömuuttuja vaikuttaisi lajin esiintymiseen. Riippuvuussuhteiden tulkinta on hankalaa, jos usea ympäristömuuttuja muuttuu samanaikaisesti.

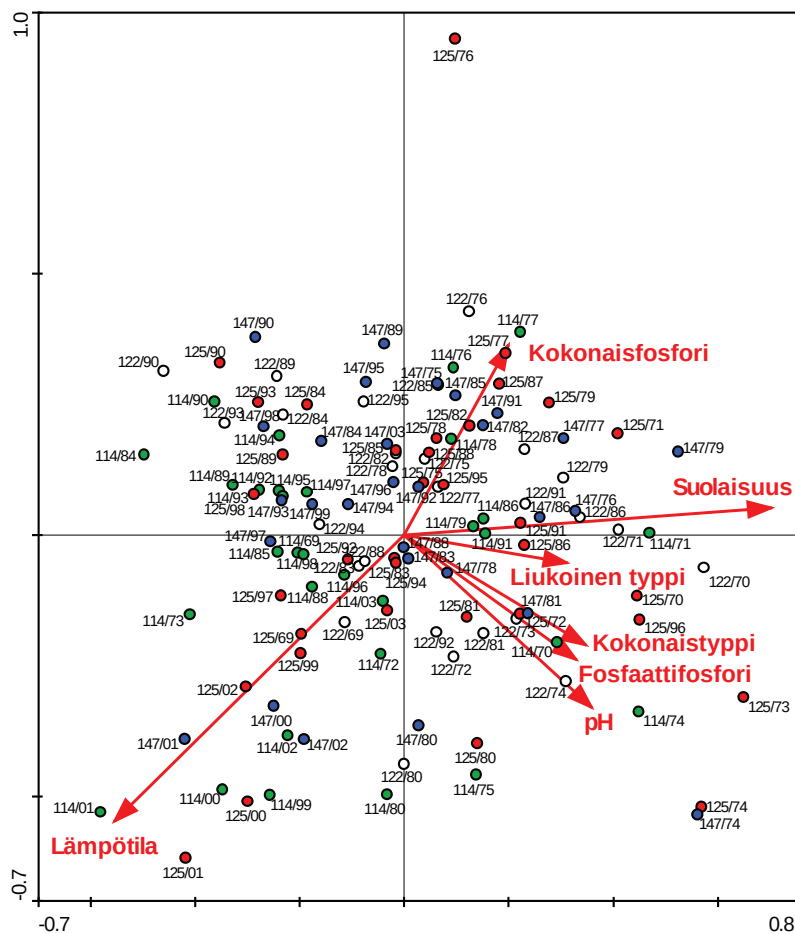
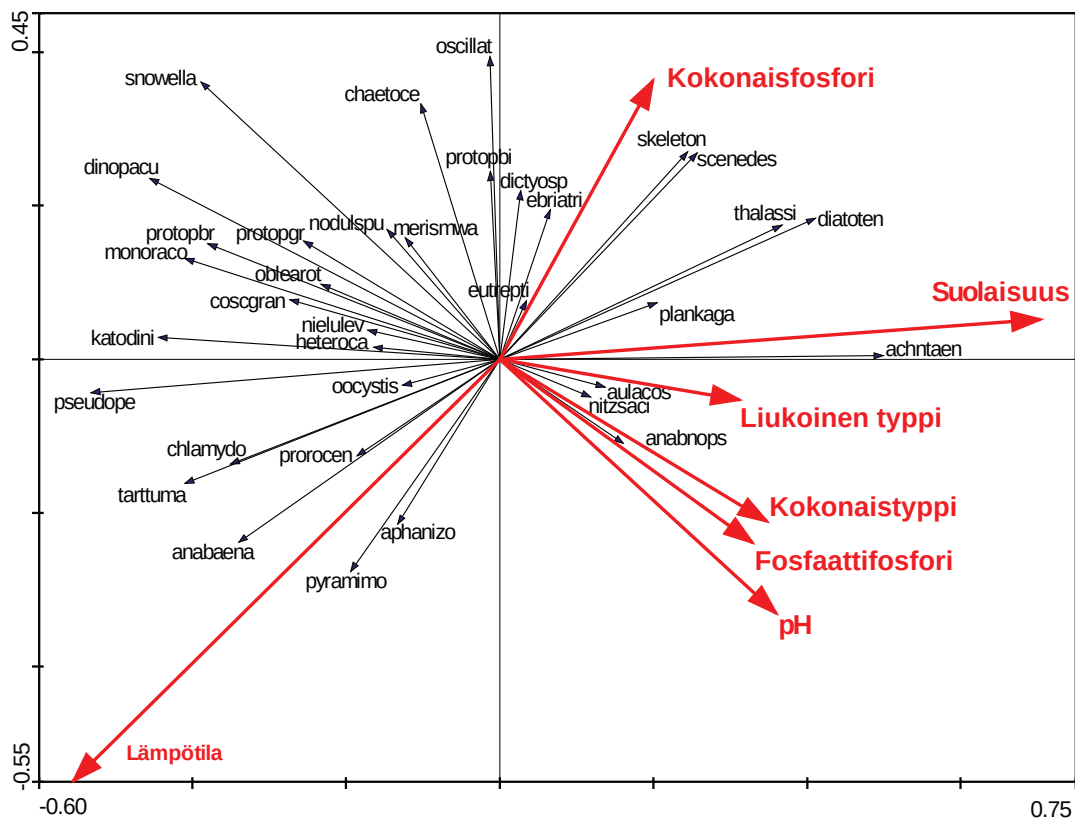
Veden α -klorofyllipitoisuus korreloi ulkosaaristossa negatiivisesti suolaisuuden



Kuva 15. RDA-ordinaatiokuvat lajien (katso lyhenneselite taulukosta 2) (yläkuva) ja kesien (alakuva) sekä ympäristömuuttujien välisestä suhteesta lahtialueiden havaintopaikoilla. 4=Vanhankaupunginselkä, 87=Laajalahti ja 118=Espoonlahti. Esimerkiksi koodi 87/73 tarkoittaa Laajalahden kasviplanktonyhteisöä kesältä 1973.



Kuva 16. RDA-ordinaatiokuvat lajien (katso lyhenneselite taulukosta 2) (yläkuva) ja kesien (alakuva) sekä ympäristömuuttujien välisestä suhteesta sisäsaariston havaintopaikoilla. 18=Vasikkasaari, 36=Itä-Villinki ja 111=Skatanselkä. Muut tiedot katso kuva 15.



Kuva 17. RDA-ordinaatiokuvat lajien (katso lyhenneselitte taulukosta 2) (yläkuva) ja kesien (alakuva) sekä ympäristömuuttujien välisestä suhteesta ulkosaariston havaintopaikoilla. 114=Länsi-Tonttu, 122=Kytö, 125=Katajaluoto ja 147=Knaperskär. Muut tiedot katso kuva 15.

kanssa eli suolaisuuden vähentyessä α -klorofyllipitoisuus kasvoi.

RDA-analyysikuvan mukaan suolaisuus oli tärkeä ympäristötekijä kaikilla alueilla, sillä sen vektori (nuoli) oli kaikissa analyyseissä pitkä. Lahtialueilla korkeammasta suolaisuudesta hyötyivät *Monoraphidium*- ja *Oocystis*-viherlevät, *Snowella*- ja *Merismopedia*-sinilevät sekä *Heterocapsa*-panssarisiimalevät (kuva 15). Vähäsuolaisessa vedessä viihtyivät *Skeletonema*- ja *Aulacoseira*-piilevät. Lisäksi vähäsuolaisesta vedestä hyötyivät *Chlamydomonas* ja *Scenedesmus*-viherlevät, jotka ovat makean veden lajistoa.

Sisäsaaristossa suolaisessa vedessä viihtyivät *Nitzschia*-piilevät (kuva 16) ja ulkosaaristossa etenkin *Achnanthes*-, *Diatoma*-, *Skeletonema*- ja *Thalassiosira*-piilevät sekä *Scenedesmus*-viherlevät (kuva 17). *Thalassiosira*-piilevät viihtyvät suolaisemmassa vedessä myös Suomenlahden avomerialueella (Suikkanen ym. 2007). Vähäsuolaisessa vedessä viihtyivät *Pseudopedinella*-kultalevät, tarttumalevät ja *Katodinium*-panssarisiimalevät. Suomenlahden avomerialueella on *Pseudopedinella*-, *Anabaenan* ja *Pyramimonaksen* havaittu viihtyvän vähäsuolaisessa vedessä (Suikkanen ym. 2007), kuten myös tässä tutkimuksessa (kuva 17). Se, miksi samat lajit näyttäisivät reagoivan lahdissa ja ulkosaaristossa eri tavoin johtunee siitä, että ordinaatiokuva ei ulkosaaristossa pysty erottamaan suolaisuuden ja ravinteisuuden vaikutusta toisistaan. Lahdissa ravinteiden määrä ja suolaisuus eivät korreloi keskenään, mutta ulkosaaristossa ravinteiden ja suolaisuuden välillä on jonkin verran korrelaatiota.

4.3.5 Ravinteet

Sinilevien, nielu- ja tarttumalevien, piilevien ja viherlevien yhteisvaihtelu (korrelaatio) ravinnepitoisuuteen oli lahdissa positiivinen. Tutkimuskauden alkuvuosina Laajalahti ja Vanhankaupunginselkä olivat erittäin ravinteikkaita ja levien määrä oli alueilla todella suuri. Kultalevät lisääntyivät lahdissa, kun fosfaattifosforipitoisuus pieneni. Ne ovatkin vähempiravinteisia vesiä suosivia. Sisäsaaristossa ei yksikään ryhmä korreloinut tilastollisesti merkitsevästi ravinteiden kanssa. Ulkosaaristossa ainoastaan nielu- ja tarttumalevien ryhmä väheni typpiravinteiden määrän kasvaessa.

Yksikään laji ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi kaikilla alueilla. Veden α -klorofyllipitoisuus korreloi positiivisesti ravinteiden kanssa ainoastaan lahtialueilla.

RDA-analyysin mukaan kokonaisravinteet ja liukoiset ravinteet korreloivat keskenään. Tämä näkyi ordinaatiokuvien yhdensuuntaisina vektoreina. Lahdissa ja sisäsaaristossa kaikki ravinnevektorit olivat pitkiä eli niiden vaikutus lajistoon oli suuri. Ulkosaaristossa ravinnevektorien pituudet olivat lyhyempiä kuin muilla alueilla.

Lahtialueilla ravinteikkaassa vedessä viihtyivät useat sinilevät (kapeat *Oscillatoriales*-rihmät, *Planktothrix agardhii* ja *Anabaenopsis* spp.) sekä jotkut piilevät (*Nitzschia acicularis* ja *Thalassiosira* spp.). Vähäravinteisessa vedessä taas runsastui muun muassa *Pyramimonas*-viherlevä ja *Pseudopedinella*-kultalevä.

Sisäsaaristossa ravinteet eivät korreloineet kovin voimakkaasti keskenään. Fosfaat-

tipitoisessa vedessä viihtyivät siellä *Planktothrix*-, *Anabaenopsis*- ja *Oscillatoriales*-sinilevät, *Nitzschia*-piilevä ja *Thalassiosira*-piilevä. Matalasta fosforiravinteiden pitoisuudesta hyötyivät *Pseudopedinella*-kultalevä sekä *Dinophysis*-, *Katodinium*- ja *Protoperidinium brevipes* -panssarisiimalevät. Korkeassa liukoisen typen pitoisuudessa viihtyivät *Merismopedia*-sinilevä, *Diatoma*-piilevä sekä *Monoraphidium*- ja *Scenedesmus*-viherlevät. Ulkosaaristossa tärkein ravinne oli fosfaattifosfori. Korkeasta fosfaattifosforin pitoisuudesta hyötyi *Achnanthes taeniata* -piilevä. Matalassa pitoisuudessa viihtyivät *Snowella*-sinilevä ja *Dinophysis acuminata* -panssarisiimalevä.

5.4 Havaintopaikkojen suhde ympäristömuuttujiin eri kesinä

Ordinaatiodiagrammi erotti tarkasteltujen lahtien havaintopaikat omiksi ryhmikseen (kuva 15). Vanhankaupunginselän kesät erottuivat vähäsuolaisina ja siirtyivät runsasravinteisista oloista kohti vähäravinteisempia vuosi vuodelta. Laajalahden kesät muodostivat ryhmän Vanhankaupunginselän tapaan siirtyen ravinteisuuden mukaan, mutta korkeammassa suolaisuudessa. Espoonlahden kaikki kesät sijoittuivat samalle alueelle keskimääräiseen suolaisuuteen ja vähäravinteisemmalle puolelle.

Sisäsaariston havaintopaikat sijoittuvat yhdeksi ryhmäksi lukuun ottamatta Vasikkasaaren havaintopaikkaa (kuva 16). Vasikkasaaren havaintopaikan 1970-luvun kesät sijoittuivat fosforiravinteisiin oloihin ja 1980-luvun kesät liukoisen typen suuriin pitoisuuksiin sekä vähäsuolaiseen veteen. 1990-luvun kesät olivat matalammissa ravinneoloissa. Skatanselän ja Itä-Villingin kesät sijoittuivat samaan ryhmään 1990-luvun Vasikkasaaren kanssa, mutta hieman suolaisempiin olosuhteisiin.

Ulkosaariston eri havaintopaikat sijoittuvat kaikki samaan ryhmään (kuva 17). Ulkosaariston kaikkien havaintopaikkojen kesät ovat jakaantuneet suolaisuusvektorille niin, että 1970-luvun kesät sijaitsevat runsassuolaisissa olosuhteissa (ryhmän oikeassa laidassa), 1980-luku keskinkertaisissa olosuhteissa ja 1990-luku makeamman veden olosuhteissa (ryhmän vasemmassa laidassa). 2000-luvun kesät ovat korkean lämpötilan olosuhteissa (ryhmän vasemmassa alalaidassa).

5 Epävarmuustekijöitä

Tähän tutkimukseen käytetty aineisto ja menetelmät sisältävät, kaikkien biologisten aineistojen tavoin, monia epävarmuustekijöitä. Kysymyksessä on usean vuosikymmenen mittainen tarkastelujakso, joka alkaa jo 1960-luvun lopusta ja jatkuu 2000-luvulle. Aineiston keräämiseen ja analysointiin on osallistunut useita henkilöitä. Työtä on tehty kunkin aikakauden yleisten käytäntöjen ja parhaiksi havaittujen oppien mukaan. Kuitenkin menetelmät ovat pääpiirteissään pysyneet samoina.

Kevätnäytteenoton ajoittuminen vaikuttaa tuloksiin suuresti. Liian aikaisella tai liian myöhäisellä näytteenotolla kevätmaksimi on voitu jonkun vuoden osalta menettää kokonaan. Tilanne tosin tasoittuu tarkasteltaessa pitkän aikavälin tuloksia.

Näytteiden säilönnässä on vuosien kuluessa tapahtunut muutoksia. 1960- ja 1970-luvuilla käytössä oli Keefen liuos, jonka tiedetään laskeuttavan sinilevät hyvin, mutta mahdollisesti tuhoavan pieniä siimallisia lajeja jo säilöittäessä. Myöhemmin käytetty Lugolin liuos taas värjää monet lajit tummiksi ja hankaloittaa tunnistusta. Lugolin liuosta ei ole tarkoitettu pitempiaikaiseen säilytykseen, vaan näytteet on laskettava varsin pian näytteenoton jälkeen. Mitä ilmeisimmin Lugolin liuoksella säilöttyjen näytteiden säilytysajan pituus vaikuttaa myös näytteen laskeutumiseen.

Onko näyte ravisteltu riittävän hyvin? Onko näyte laskeutunut tasaisesti? Onko laskeuttamisaika ollut riittävä? Onko näkökenttiä tms. laskettu riittävästi, jotta kertoimet eivät olisi kohtuuttoman suuria? Millä suurennuksella tiettyjä lajeja on katsottu? Ovatko lajit tunnistettu oikein? Ovatko käytetyt biomassat (hiilisisällöt) oikein? Onko kertoimet, laskeutetut näytemäärät, näkökenttien lukumäärät ym. numerot kirjattu oikein ylös? On mahdotonta arvioida, kuinka paljon edellä mainitut asiat ovat vaikuttaneet tuloksiin. On pidettävä mielessä, että vaikka laskenta tehdään huolella ja asiantuntevasti, antaa laskentatulokset vain arvion biomassan määrästä.

Kaikista epävarmuustekijöistä huolimatta tähän tarkasteluun käytetty aineisto on ainutlaatuinen aikasarja. Vastaavanpituisia planktonaineistoja ei Suomessa ole useita ja Euroopankin mittakaavassa 1960–70-lukujen vaihteesta alkava planktonaineisto on harvinainen. Tällainen aikasarja on arvokas vertailupohja seurattaessa Helsingin ja Espoon merialueiden sekä Suomenlahden tilan kehitystä jatkossakin.

6 Kirjallisuus

Edler, L. (toim.) 1979: Recommendations on methods for marine phytoplankton studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. - The Baltic Marine Biologists, Publ. 5: 38 s.

Edler, L., Hällfors, G. & Niemi, Å. 1984: A preliminary check-list of the Baltic Sea. - Acta Bot. Fennica 128: 26 s.

Finni, T., Laurila, S. & Laakkonen, S. 2001: The History of eutrophication in the sea area of Helsinki in the 20th century. Long-term analysis of plankton assemblages. - Ambio Vol. 30 No. 4–5: 264–271.

HELCOM 2002: Environment of the Baltic Sea Area 1994–1998. Baltic Sea Environment Proceedings 82B. 215 s.

Itämeriportaali. www.itameriportaali.fi

Jätevesikomitean mietintö 1969: Helsingin lähivedet ja niiden pilaantuminen. Helsingin kaupunginvaltuuston asiakirjat nro 1.

Kankaala, P., Alasaarela, E. & Sundberg, A. 1984: Phytoplankton and zooplankton production in the northeastern and central Bothnian Bay - A review of studies carried out in 1968–1978. - Ophelia, Suppl. 3: 69–88.

Kanoshina, I., Lips, U. & Leppänen, J.-M. 2003: The influence of weather conditions (temperature and wind) on cyanobacterial bloom development in the Gulf of

Finland (Baltic Sea). - Harmful Algae 2: 29–41.

Keefe, A. M. 1926: A preserving fluid for green plants. - Science 64: 331–332.

Laakkonen, S. & Lehtonen, P. 2001: Mikrobit palveluksessa. Jätevedenpuhdistuksen kehitys Helsingissä. - Teoksessa: Laakkonen, S., Laurila, S., Kansanen, P. & Schulman H. (toim.), Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan: 226–239. Helsingin kaupungin tietokeskus.

Levander, K. M. 1908: Muutamia havaintoja Töölönlahden “viheriöimisestä”. - Luonnon Ystävä 12: 114–118.

Levander, K. M. 1913: Till kännedom om planktonbeskaffenheten i Helsingfors inre hamnar. - Meddel. Soc. Fauna Flora Fennica 39: 26–36.

Melvasalo, T. 1971: Havaintoja Helsingin ja Espoon merialueiden kasviplanktonlajistosta ja -biomassoista vuosina 1966–1970. - Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja nro 3/10. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. 104 s + liitteet.

Melvasalo, T. & Viljamaa, H. 1975: Plankton composition in the Helsinki sea area. - Merentutkimuslaitoksen julkaisuja 239: 301–310.

Melvasalo, T. & Viljamaa, H. 1977: Planktonic blue-green algae in polluted coastal waters off Helsinki. - Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 19. 35 s.

Naulapää, A. 1965: Eräiden Suomessa esiintyvien planktereiden tilavuuksien keskiarvoja. - Vesiensuojelutoimiston tiedonantoja No 21. Maataloushallitus. 26 s.

Norha, T., Pesonen, L. & Viljamaa, H. 1997: Katajaluodon jätevesitunnelin tukkeutumisen vaikutukset Helsingin vesialueilla. - Teoksessa: Pesonen, L. (toim.), Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 1996. Ympäristökeskuksen julkaisuja 5/97: 124–143.

Pesonen, L. (toim.) 1988: Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986. - Tutkimustoimiston tiedonantoja nro 17. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos. 264 s. + liitteet.

Pesonen, L. 1995: Merialueen kuormitus. - Teoksessa: Pesonen, L. (toim.), Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen moniste 1: 17–23.

Pitkänen, H., Lehtoranta, J. & Räike, A. 2001: Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: the case of the estuarial eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. - Ambio 19: 195–201.

Raateoja, M., Seppälä, J., Kuosa, H. & Myrberg, K. 2005: Recent changes in trophic state of the Baltic Sea along SW Coast of Finland. - Ambio 34 (3): 188–191.

SFS 3021 1979: Veden pH-arvon määrittäminen. Suomen standardisoimisliitto SFS.

SFS 3025 1985: Veden fosfaatin määrittäminen. Suomen standardisoimisliitto SFS.

SFS 3029 1976: Veden nitriittityypen määrittäminen. Suomen standardisoimisliitto SFS.

SFS 3032 1976: Veden ammoniumtypen määrittäminen. Suomen standardisoimisliitto SFS.

SFS 5772 1993: Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Etanoliuutto. Spektrofotometrinen menetelmä. 3 s. Suomen standardisoimisliitto SFS.

- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. 1968: A practical handbook for sea water analysis. - Bull. Fish. Res. Bd. Can. 167: 185–206.
- Suikkanen, S., Fistarol, G.O. & Granéli, E. 2005: Effects of cyanobacterial allelochemicals on a natural plankton community. - Marine Ecology Progress Series 287: 1–9.
- Suikkanen, S., Laamanen, M. & Huttunen, M. 2007: Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open northern Baltic Sea. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 71: 580–592.
- ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. 2002: CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). - Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 500 s.
- Tikkanen, T. 1986: Kasviplanktonopas. - Helsinki, Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. 278 s.
- Varmo, R., Viljamaa, H., Pesonen, L. & Rinne, I. 1989: Two manipulated inner bays in the Helsinki sea area, Northern Gulf of Finland. - Aqua Fennica 19: 67–73.
- Viljamaa, H. 1985: Relations between zooplankton and phytoplankton biomass and production in the Helsinki sea area. - Academy of Sciences of the Estonian SSR, Institute of Zoology and Botany. Hydrobiological Researches XV: 84–98.
- Viljamaa, H. 1995: Kasviplankton. - Teoksessa: Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I. & Viljamaa, H., Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1987–1994. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen moniste 1: 65–114.
- Viljamaa, H., Forsskåhl M., Huttunen, M. & Melvasalo, T. 1978: Chlorophyll a in phytoplankton in the Helsinki sea area. - Aqua Fennica 8: 58–69.
- Välikangas, I. 1926: Planktologische Untersuchungen im Hafengebiet von Helsingfors I. - Acta Zool. Fennica 1: 1–298.
- Välikangas, I. 1936: Tutkimuksia puhtaustilanteesta eräissä Helsingin satama-alueen osissa kesällä 1936. - Helsingin kaupunkin rakennustoimisto, 8 s. (moniste).
- Wasmund, N. & Uhlig, S. 2003: Phytoplankton trends in the Baltic Sea. - ICES Journal of Marine Science 60: 177–186.

LIITE 1.

Kasviplanktonbiomassan keskiarvot keväällä (huhti-toukokuussa) ja kesällä (kesä-lokakuussa) eri havaintopaikoilla, n =havaintojen lukumäärä.

Kevät

Kokonaisbiomassa (mg C m⁻³)

	1969-79	n	1980-89	n	1990-99	n	2000-03	n	1969-03	n
Lahdet:										
Vanhankaupunginselkä	1072 ^{a)}	11	844 ^{b)}	12	550 ^{c)}	12	541 ^{d)}	5	781	40
Laajalahti	3864	15	2031 ^{b)}	11	624 ^{e)}	8	672 ^{d)}	5	2273	39
Espoonlahti	915 ^{f)}	6	608 ^{g)}	6	198 ^{h)}	4	-	0	620	16
Sisäsaaristo:										
Vasikkasaari	1259	15	845 ⁱ⁾	12	487 ^{c)}	13	-	0	884	40
Itä-Villinki	537 ^{j)}	11	1623 ^{k)}	2	671 ^{l)}	10	-	0	690	23
Skatanselkä	1040 ^{m)}	8	931 ⁿ⁾	12	779 ^{o)}	13	-	0	897	33
Ulkosaaristo:										
Länsi-Tonttu	528 ^{p)}	10	1046 ^{q)}	8	846 ^{r)}	16	813	7	802	41
Kytö	1125	15	1108	13	618 ^{s)}	11	-	0	977	39
Katajaluoto	716 ^{t)}	17	931	13	873	17	956	7	784	54
Knaperskär	1362 ^{m)}	8	1063 ⁱ⁾	12	993	18	1322	7	1129	45

a) = 1975 puuttuu

b) = 1984 puuttuu

c) = 1997–98 puuttuvat

d) = 2001 puuttuu

e) = 1990, -92, -95 ja -99

f) = 1969, 1974–77

g) = 1982, -84, 86–87 ja -89

h) = 1990 ja -92

i) = 1987 puuttuu

j) = 1976 ja -78 puuttuvat

k) = 1982–83

l) = 1991–95

m) = 1974–79

n) = 1986 puuttuu

o) = 1996–97, -99 puuttuvat

p) = 1973, -76 ja -78 puuttuvat

q) = 1981–83 ja -87 puuttuvat

r) = 1990 puuttuu

s) = 1990–95

t) = 1977 puuttuu

Kesä

Kokonaisbiomassa (mg C m⁻³)

	1969-79	n	1980-89	n	1990-99	n	2000-03	n	1969-03	n
Lahdet:										
Vanhankaupunginselkä	5493	50	3387 ^{a)}	42	913 ^{b)}	39	937 ^{c)}	13	3227	144
Laajalahti	7827	53	3006 ^{a)}	44	1026 ^{d)}	21	731 ^{c)}	14	4385	132
Espoonlahti	560 ^{e)}	31	559 ^{f)}	19	333 ^{g)}	10	-	0	522	60
Sisäsaaristo:										
Vasikkasaari	959	50	822 ^{h)}	45	164 ⁱ⁾	40	-	0	678	135
Itä-Villinki	121 ^{j)}	41	130 ^{k)}	6	79 ^{l)}	23	-	0	108	70
Skatanselkä	152 ^{m)}	25	187 ⁿ⁾	42	120 ^{o)}	33	-	0	156	100
Ulkosaaristo:										
Länsi-Tonttu	113	43	143 ^{p)}	28	117	46	185	20	131	137
Kytö	137	50	164	48	89 ^{q)}	30	-	0	136	128
Katajaluoto	126	53	172	50	115	49	164	20	141	172
Knaperskär	119 ^{m)}	27	177 ^{h)}	44	127	50	153	20	139	141

a) = 1984 puuttuu

b) = 1997–98 puuttuvat

c) = 2001 puuttuu

d) = 1990–92, -95 ja -99

e) = 1969–70, 74–77 ja -79

f) = 1982, 86–87 ja -89

g) = 1990–92

h) = 1987 puuttuu

i) = 1990–96 ja -99

j) = 1975 puuttuu

k) = 1980 ja -82

l) = 1991–95

m) = 1974–79

n) = 1986 puuttuu

o) = 1990–95 ja -98

p) = 1980, 84–86 ja 88–89

q) = 1990–95

LIITE 2.

Veden *a*-klorofyllipitoisuuden keskiarvot keväällä (huhti-toukokuussa) ja kesällä (kesä-lokakuussa) eri havaintopaikoilla, n =havaintojen lukumäärä.

Kevät *a*-klorofylli (µg l⁻¹)

	1969-79		1980-89		1990-99		2000-03		1969-2003	
	n		n		n		n		n	
Lahdet:										
Vanhankaupunginselkä	35 ^{a)}	10	32	13	16	16	19	8	25	47
Laajalahti	100 ^{a)}	10	52 ^{b)}	11	23 ^{c)}	8	23	7	53	36
Espoonlahti	18 ^{d)}	7	21	11	13 ^{e)}	4	-	0	19	23
Sisäsaaristo:										
Vasikkasaari	42 ^{a)}	10	26	13	16	17	29	8	26	48
Itä-Villinki	16 ^{f)}	4	30	13	24 ^{g)}	12	-	0	26	29
Skatanselkä	15 ^{h)}	5	31	13	27	19	31	7	27	44
Ulkosaaristo:										
Länsi-Tonttu	11 ⁱ⁾	6	25	13	26	17	26	7	24	43
Kytö	20 ^{j)}	7	29	13	26 ^{g)}	12	-	0	26	32
Katajaluoto	20 ^{k)}	9	25	13	30	17	28	7	26	46
Knaperskär	20 ^{d)}	7	25	13	35	17	34	7	30	44

a) = 1970–71 puuttuvat

b) = 1984 puuttuu

c) = 1990, -92, -95 ja 98–99

d) = 1975–79

e) = 1990, -92 ja -98

f) = 1969 ja 77–79

g) = 1996–97 ja -99 puuttuvat

h) = 1976–79

i) = 1969, -73 ja 77–79

j) = 1972 ja 75–79

k) = 1969 ja 73–79

Kesä *a*-klorofylli (µg l⁻¹)

	1969-79		n		1980-89		n		1990-99		n		2000-03		n		1969-2003		n	
Lahdet:																				
Vanhankaupunginselkä	126 ^{a)}	44	99	49	29	50	33	20	77	163										
Laajalahti	102 ^{a)}	47	50 ^{b)}	44	20 ^{c)}	22	24	20	60	133										
Espoonlahti	11 ^{d)}	24	15	49	17 ^{e)}	11	12 ^{f)}	1	14	85										
Sisäsaaristo:																				
Vasikkasaari	22 ^{a)}	43	18	49	8,4	50	8,1	20	15	162										
Itä-Villinki	5,6 ^{g)}	35	6,2	49	4,8 ^{h)}	29	4,7 ⁱ⁾	3	5,7	116										
Skatanselkä	6,1 ^{j)}	19	6,3	49	6,3	49	5,1	20	6,1	137										
Ulkosaaristo:																				
Länsi-Tonttu	4,3 ^{k)}	35	4,5	50	4,6	49	5,6	20	4,6	154										
Kytö	4,5 ^{k)}	36	4,8	49	4,5 ^{l)}	31	4,4 ^{f)}	1	4,6	117										
Katajaluoto	5,0 ^{a)}	46	5,7	50	5,5	49	5,9	20	5,5	165										
Knaperskär	4,3 ^{d)}	24	5,5	50	5,4	50	5,6	20	5,3	144										

a) = 1971 puuttuu

b) = 1984 puuttuu

c) 1993–94 ja 96–97 puuttuvat

d) = 1975–79

e) = 1990–92 ja -98

f) = 2001

g) 1971 ja 74–75 puuttuvat

h) = 1990–95

i) = 2001–03

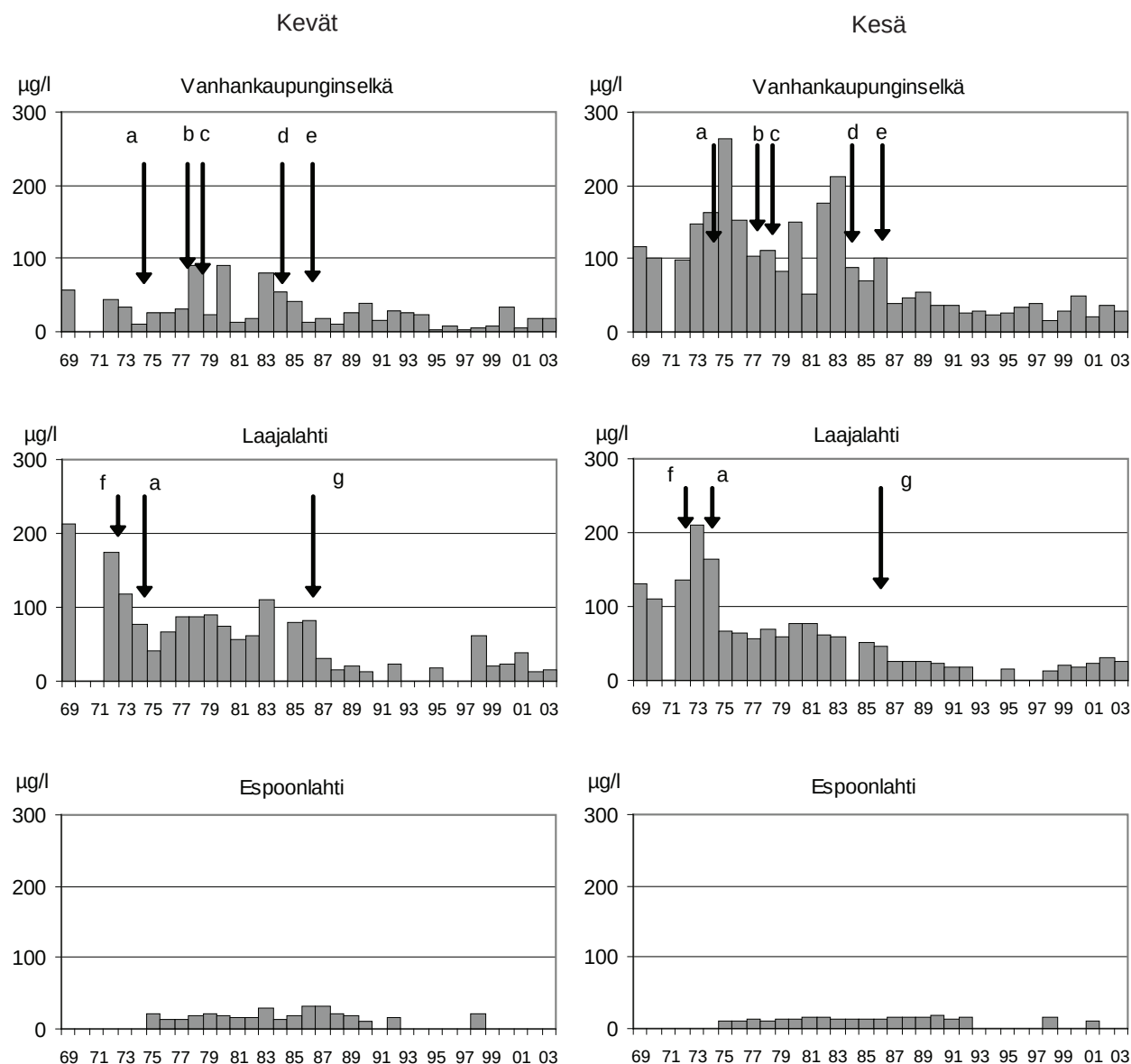
j) = 1976–79

k) 1971 ja 73–74 puuttuvat

l) = 1990–95 ja -98

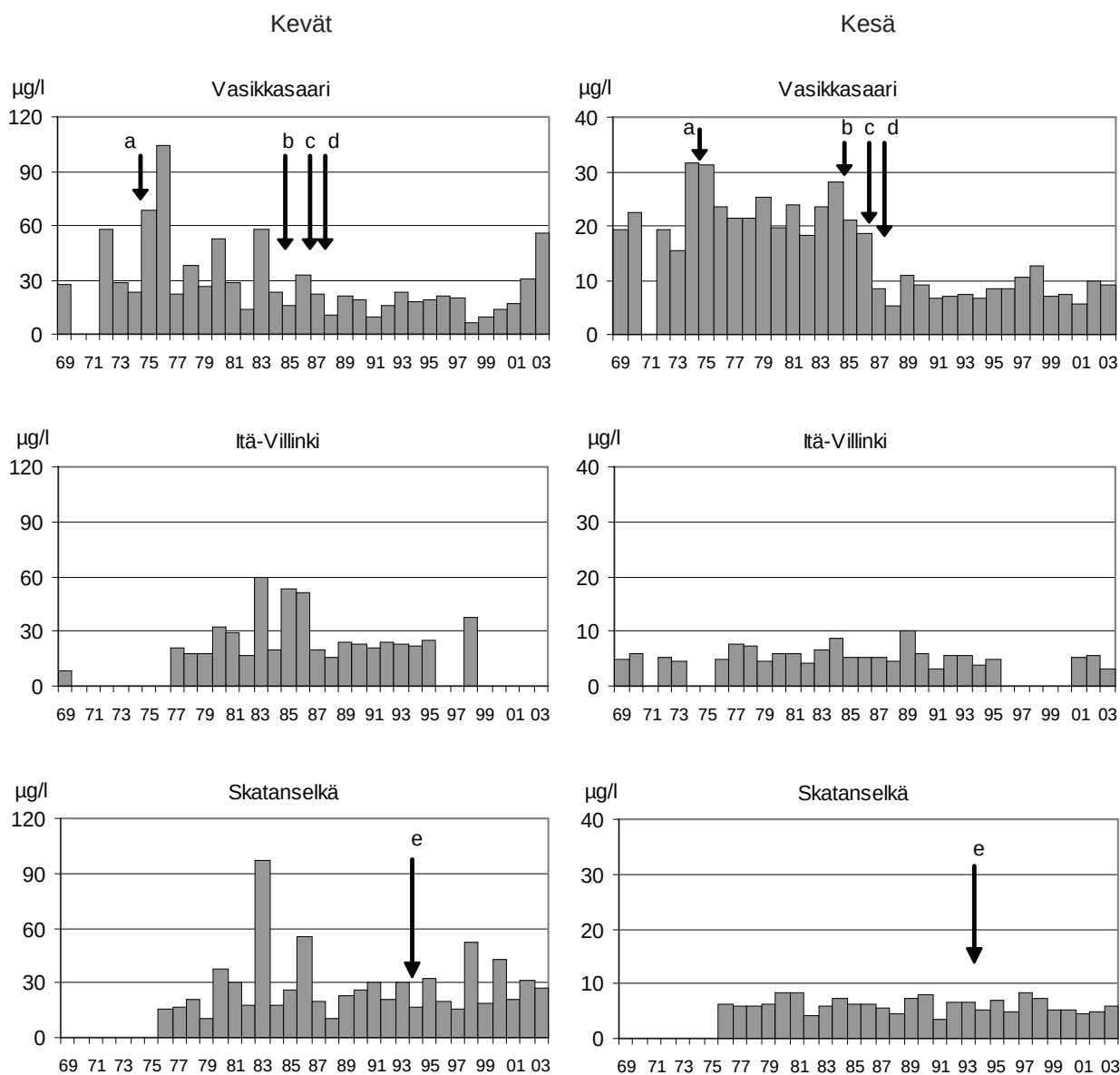
LIITE 3.

Veden a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) lahtialueilla vuosina 1969–2003. Pylväät ovat kevät- ja kesäkeskiarvoja.



- a = Talin jätevedenpuhdistamon ylikuorma alettiin johtaa Kyläsaaren puhdistamolle
- b = Rajasaaren puhdistamon jätevedet alettiin johtaa Kyläsaaren puhdistamolle
- c = fosforinpoisto tuli käyttöön Viikin ja Kyläsaaren puhdistamoilla
- d = Herttoniemen puhdistamon jätevedet alettiin johtaa Kyläsaaren puhdistamolle
- e = valtaosa Helsingin jätevesistä alettiin johtaa kalliotunnelia pitkin ulkosaaristoon
- f = fosforinpoisto tuli käyttöön Talin puhdistamolla
- g = Talin puhdistamo lopetettiin

Veden a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) sisäsaaristossa vuosina 1969–2003. Pylväät ovat kevät- ja kesäkeskiarvoja.



a = Mustikkamaan ja Kulosaaren puhdistamot lopetettiin

b = Herttoniemen puhdistamo lopetettiin

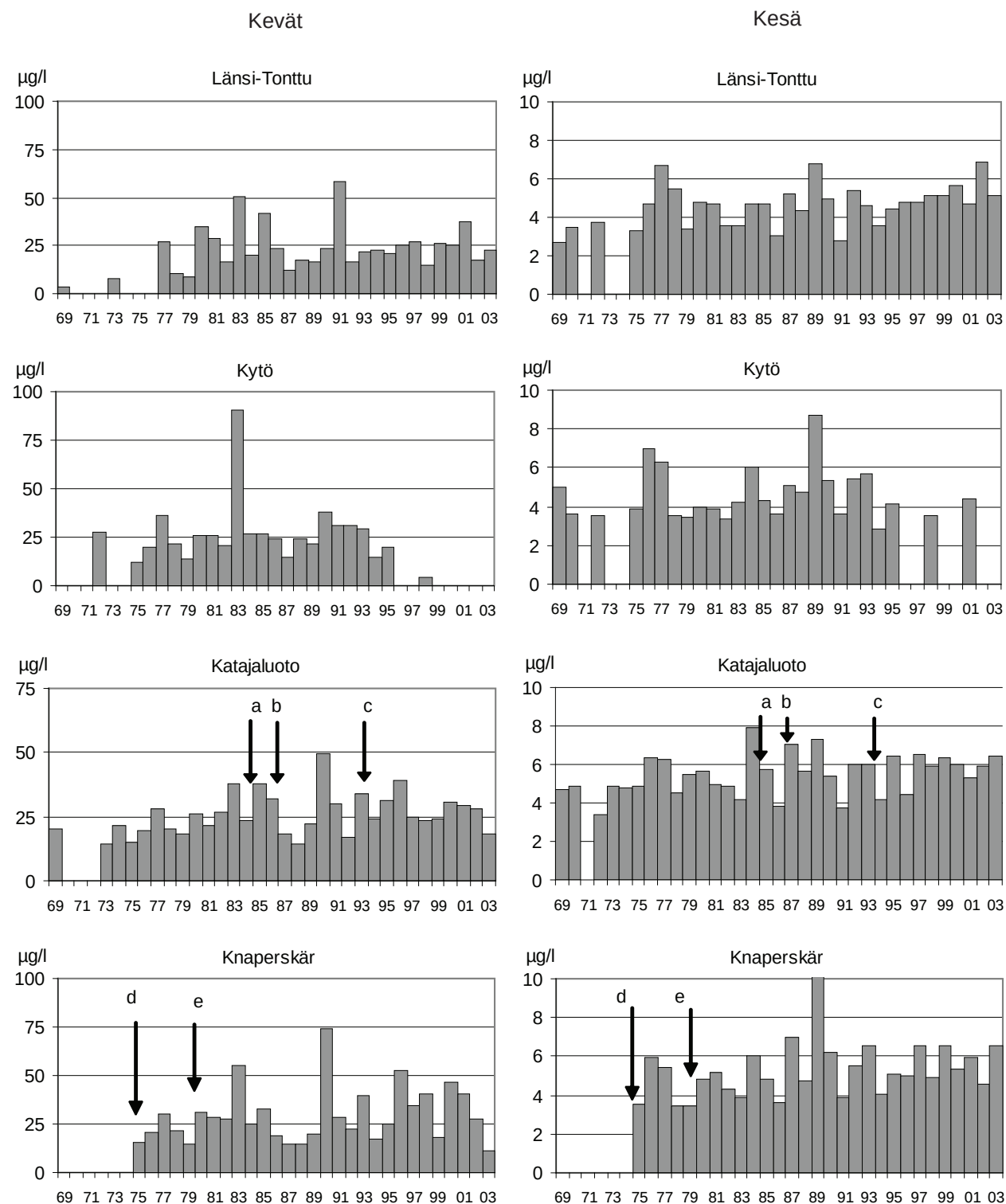
c = valtaosa Helsingin jätevesistä alettiin johtaa kalliotunnelia pitkin ulkosaaristoon

d = Laajasalon puhdistamo lopetettiin

e = Vuosaaren puhdistamo lopetettiin

LIITE 5.

Veden a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) ulkosaaristossa vuosina 1969–2003. Pylväät ovat kevät- ja kesäkeskiarvoja.



a = Munkkisaaren jätevedet alettiin johtaa kalliotunnelia pitkin ulkosaaristoon
b = valtaosa Helsingin jätevesistä alettiin johtaa kalliotunnelia pitkin ulkosaaristoon

c = Viikinmäen keskuspuhdistamo otettiin käyttöön
d = fosforinpoisto tuli käyttöön Suomenojan puhdistamolla
e = biologinen puhdistus tuli käyttöön Suomenojalla

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija Utgivare Publisher	Helsingin kaupungin ympäristökeskus Helsingfors stads miljöcentral City of Helsinki Environment Centre	Julkaisuaika/Utgivningstid/ Publication time Kesäkuu 2007 / Juni 2007 / June 2007	
Tekijä(t)/Författare/Author(s)	Katja Pellikka, Marjut Räsänen ja Hilikka Viljamaa		
Julkaisun nimi Publikationens title Title of publication	Kasviplanktonin suhde ympäristömuuttujiin Helsingin ja espoon merialueella vuosisina 1969–2003 Växtplanktonets förhållande till miljövariabler på Helsingfors' och Esbos havsområden åren 1969-2003 The relationship between phytoplankton and environmental variables in the sea area outside Helsinki and Espoo in 1969-2003		
Sarja Serie Series	Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja Helsingfors stads miljöcentrals publikationer Publications by City of Helsinki Environment Centre	Numero/Nummer/No. 5/2007	
ISSN 1235-9718	ISBN 978-952-473-905-4	ISBN (PDF) 978-952-473-906-1	
Kieli Språk Language	Koko teos / Hela verket / The work in full Yhteenveto/Sammandrag/Summary Taulukot/Tabeller/Tables Kuvatestit/Bildtexter/Captions	fin fin, sve. eng fin fin	
Asiasanat Nyckelord Keywords	kasviplankton, a-klorofylli, Itämeri, monimuuttuja-analyysi, aikasarja växtplankton, klorofyll a, eutrofiering, Östersjön, multivariat analys, tidsserie phytoplankton, chlorophyll a, eutrophication, Baltic Sea, multivariate analysis, time series		
Lisätietoja Närmare upplysningar Further information	Katja Pellikka Puh./tel. (09) 310 31510 Sähköposti/e-post/e-mail: katja.pellikka@hel.fi		
Tilaukset Beställningar Distribution	Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Asiakaspalvelu PL 500, 00099 Helsingin kaupunki Helsingfors stads miljöcentral, Kundtjänst PB 500, 00099 Helsingfors stad City of Helsinki Environment Centre, Customer Service P.O. Box 500, FIN-00099 CITY OF HELSINKI Puh./tel. +358-9-310 13000 Sähköposti/e-post/e-mail: ymk@hel.fi		

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2005

1. Helsingin ekologisen kestävyys ohjelma. Ympäristönsuojelun painopisteet vuosille 2005–2008
2. Munne, P., Autio, L. Ravinteiden vapautuminen Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentistä
3. Kolju, N., Autio, J. Pääkaupunkiseudun ympäristölupaselvitys 2002–2004
4. Pönkä, A., Kalso, S. Pehmeäjäätelön mikrobiologinen laatu Helsingissä vuosina 2001–2004
5. Yrjölä, R., Luostarinen, M., Tanskanen, A. Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2004. Linnustomuutokset vuosina 2002–2004
6. Laine, L.J., Yrjölä, R. Kirjokertun, pikkulepinkäisen, ruisrääkän ja luhtahuitin habitaattikartoitus Mustavuoren lehdon ja Östersundomin lintuvesien Natura-alueella.
7. Tarvainen, V., Koho, E., Kouki, A.-M., Salo, A. Helsingin purot. Millaista vettä kaupungissamme virtaa?
8. Vatanen, S. Sedimenttien haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella vuonna 2005

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2006

1. Polojärvi, K., Niskanen, I. SO₂- ja NO_x-kuormituksen vaikutukset bioindikaattoreihin pääkaupunkiseudulla 1990-2004
2. Yrjölä, R. Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2005.
3. Åberg, R., Kalso, S., Talja, P., Nousiainen, L.-L., Raussi, V., Pönkä, A. Savukalan laatu torimyyntissä Helsingissä kesällä 2005
4. Honkanen, J. (toim.). Haltialan metsäalueen luonto
5. Ympäristösuunnittelu Enviro Oy. Vanhankaupunginlahden lintuvesi –Natura 2000 –alueen hoito- ja käyttösuunnitelma
6. Kiema, S., Saarenoksa, R. Pornaistenniemen käävät ja orvakat sekä niiden suojeluarvo
7. Riska, T., Åberg, R., Raussi, V., Tuominen, M.-L. Eineskeittiöiden omavalvonnan toimivuus: lämpötilat ja puhtaus
8. Ilmarinen, K., Viitasalo, I. Vesikasvillisuus Seurasaarenselän–Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu
9. Nylund, N.-O., Lajunen, A., Sipilä, E., Mäkelä, K. Vähäpäästöiset ajoneuvot Helsingissä

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2007

1. Pönkä, A., Åberg, R., Kalso, S. Salaattien mikrobiologinen laatu Helsingissä kesällä 2006
2. Marttila, H. Helsingin lammet
3. Gorbatow, M. Uiminen Helsingissä
4. Yrjölä, R. Vuosaaren satamahankkeen linnustoseuranta 2006
5. Pellikka, K., Räsänen, M., Viljamaa, H. Kasviplanktonin suhde ympäristömuuttujiin Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1969 - 2003