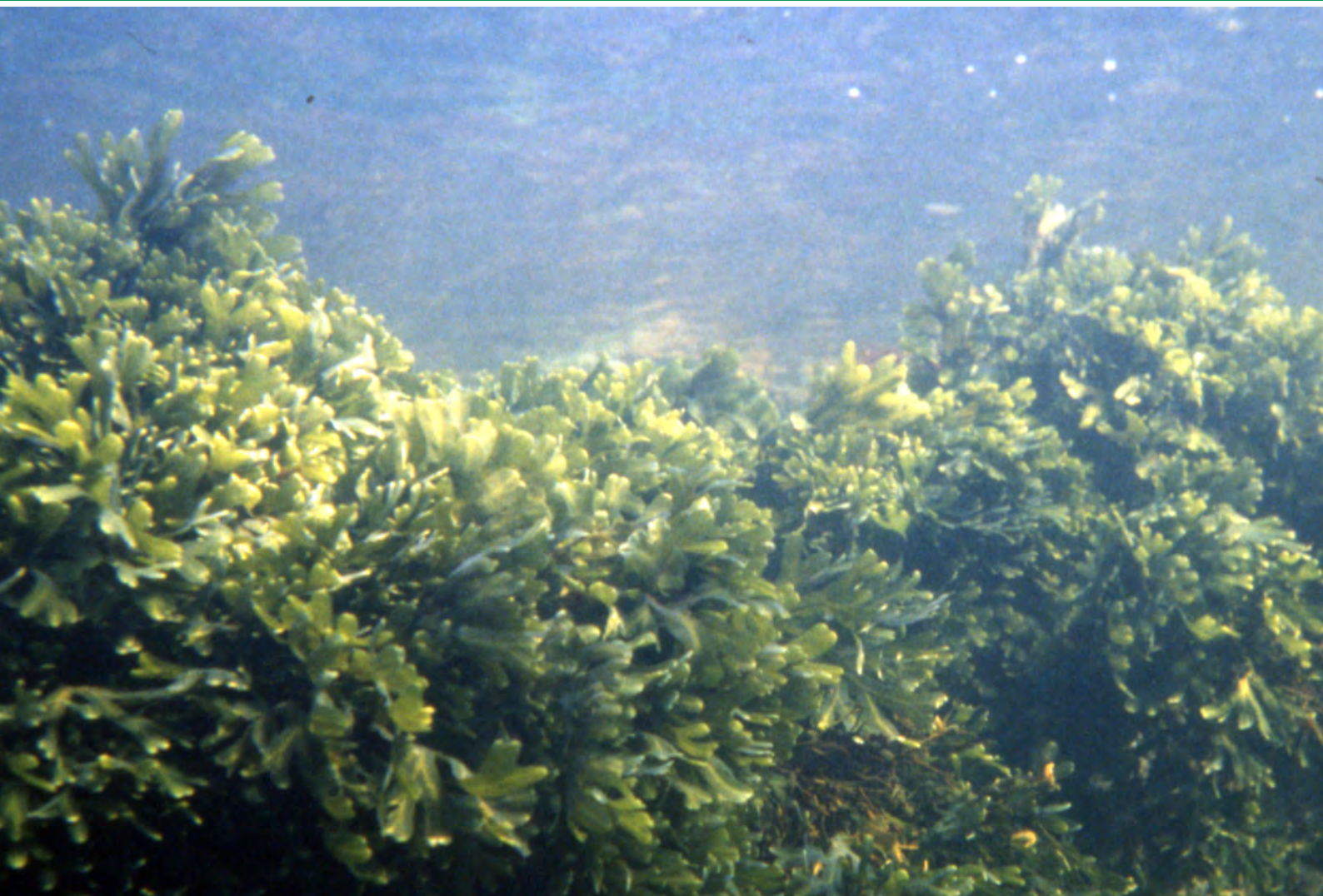




Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston–Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007

Karoliina Ilmarinen ja Panu Oulasvirta

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 11/2008

Karoliina Ilmarinen ja Panu Oulasvirta

Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston–Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2008

Kuvat: © Karoliina Ilmarinen

ISSN 1235-9718
ISBN 978-952-223-196-3
ISBN (PDF) 978-952-223-197-0

Painopaikka: Kopio Niini Oy
Helsinki 2008

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	2
Sammanfattning	3
Summary	4
1 Johdanto.....	5
2 Aineisto ja menetelmät	6
2.1 Tutkimusaineisto	6
2.3 Tutkimusalueet.....	6
2.4 Näytteenottomenetelmä	8
2.5 Aineiston käsittely	9
2.5.1 Laboratoriotyöt	9
2.5.3 Likaantuneisuusjärjestelmä ja kasvillisuuden tilaluokat.....	10
2.5.4 Rakkolevää sisältävien tutkimuspaikkojen luokittelu	14
2.5.5 Vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilan luokittelu	16
3 Tulokset.....	19
3.1 Tutkimuspaikkojen fetch.....	19
3.2 Tutkimuspaikkojen lajisto	19
3.3 Tutkimuspaikkojen veden likaantuneisuusluokat ja vertailu edellisiin vuosiin	21
3.4 Tutkimuspaikkojen veden ekologinen tila	25
3.4.1 Ekologinen laatusuhde (EQR).....	25
4 Tulosten tarkastelu	28
4.1 Vesikasvillisuuden tila tutkimusalueella	28
4.2 Menetelmien vertailu	31
5 Kirjallisuus	34
Liite Tutkimuspaikkojen kohdekortit	

Tiivistelmä

Rantavyöhykkeen vesikasvillisuutta on tutkittu pääkaupunkiseudulla yhtenäisin menetelmin 1970-luvulta lähtien. Vuonna 2000 voimaan tullut EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD) edellyttää uusien menetelmien käyttöönottoa vesikasviseurantojen toteuttamisessa. Rannikon vesikasvillisuuden osalta seurantamenetelmä on vielä kehittyasteella. Näytteenottomenetelmä tulee todennäköisesti olemaan linjasukellus.

Tutkimuksessa kartoitettiin uposkasvillisuutta kesällä 2007 lännestä Espoon ulkosaaristosta itäisen Helsingin ulkosaaristoon ulottuvalla merialueella. Tutkimuspaikkoja oli 14 ja ne sijaitsivat kallio- tai kivikkorannoilla. Kasvillisuus tutkittiin linjasukellusmenetelmällä. Tutkimusalueet sijoitettiin kasvillisuutensa perusteella luokkiin, joilla kuvataan rannanläheisten vesien tilaa. Likaantuneisuusluokittelu perustuu useiden indikaattorikasvien lajikoostumukseen ja runsaussuhteisiin, kun taas VPD:n mukainen veden ekologisen tilan luokittelu tällä hetkellä vain rakkolevän (*Fucus vesiculosus*) yhtenäisen vyöhykkeen alarajaan.

Espoon ulkosaaristossa veden laatu oli likaantuneisuusluokittelun mukaan parantunut. Sen mukaan vesi oli luonnontilaista, mutta vesipuitedirektiivin mukaisella menetelmällä arvioituna veden ekologinen tila oli vain tyydyttävä. Vedenpuhdistusmenetelmien kehittymisen ansiosta alueelle tulee jäteveden purkutunnelia pitkin ravinteita aiempaa vähemmän. Rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen syväraja on silti madaltunut VPD:n mukaisiin vertailuarvoihin verrattuna. Rakkolevävyöhykkeen kaventuminen on yleinen ilmiö Itämerellä, joka johtuu pääasiassa laajamittaisesta rehevöitymisen aiheuttamasta veden samenenemisestä. Kataja-luodon–Rysäkarin päin mentäessä veden laatu oli likaantuneisuusluokittelun mukaan luonnontilaista, mutta myös veden ekologinen tila oli keskimäärin hyvä. Tauluselän–Harmajan alueen veden tila oli likaantuneisuusluokittelun perusteella luonnontilaista, mutta ekologiselta tilaltaan vesi oli vain tyydyttävää, johtuen rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen syvärajan madaltumisesta. Helsingin itäisen ulkosaariston veden laatu oli niin ikään luonnontilaista, ja veden ekologinen tilakin vaihteli hyvän ja erinomaisen välillä.

Molemmilla menetelmillä arvioituna osa Helsingin ja Espoon edustan merialueesta on erinomaisessa kunnossa, joka on ristiriidassa yleisen tutkimustiedon kanssa. Likaantuneisuusluokittelua tulisi päivittää tiettyjen lajien osalta nykyisen tutkimustiedon valossa, jotta luokittelulla saataisiin todenmukaisempi kuva veden tilasta. Veden ekologisen tilan määrittämisessä käytetyt vertailuarvot rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajasta tulisi myös tarkistaa, jotta ne varmasti vastaisivat Itämerellä viime vuosisadan alkupuolella vallinnutta tilaa.

Sammanfattning

I huvudstadsregionen ha strandzonens vattenvegetation undersökts med enhälliga metoder sen 1970-talet. EU:s ramdirektiv för vattenpolitik, som trädde i kraft år 2000 förutsätter att nya metoder antas när vattenvegetationen undersöks. För kustens vattenvegetation utvecklas uppföljningsmetoderna ännu. Provtagningen kommer troligen att utföras genom dyktransekter.

Undervattensvegetationen i havsområdet inventerades under sommaren 2007 från Esbo yttre skärgård i väst till Helsingfors yttre skärgård i öst. De undersökta områdena var 14 till antalet och de var belägna på klippiga och steniga stränder. Vegetationen inventerades med hjälp av dyktransekter. För att beskriva kvaliteten av de kustnära vattnen klassificerades de undersökta områdena på grunden av deras vegetation. Nersmutsningsklassificeringen baserar sig på förekomsten av ett flertal indikator arter, medan klassificeringen av den ekologiska statusen enligt ramdirektivet för vattenpolitik baserar sig endast på det enhälliga djupaste förekomstdjupet av blåstång.

I Esbo yttre skärgård hade vattnets kvalitet förbättrats enligt nersmutsningsklassificeringen, och vattnet var i naturligt tillstånd. Medan vattnet var endast i tillfredställande skick enligt klassificeringen i enlighet med ramdirektivet för vattenpolitik. Vattenreningsmetoderna har förbättrats och därför mottar detta havsområde mindre näringsämnen än förut. Blåstångens djupaste enhälliga förekomstdjup har ändå blivit grundare jämfört med ramdirektivets referensdjup. Ett grundare förekomstdjup för blåstången är ett allmänt fenomen i Östersjön som beror en ökning av vattnets grumlighet i takt med ökad eutrofiering. Från Enskär i riktning mot Rysskär var vattenkvaliteten enligt nersmutsningsklassifikationen i naturligt tillstånd och vattnets ekologiska tillstånd var i genomsnitt bra. Vattnen i området Tavelfjärden-Gråhara var enligt nersmutsningsklassifikationen i naturligt tillstånd, men dess ekologiska tillstånd var endast nöjaktigt beroende på att det enhälliga blåstångs bältets förekomst djup hade blivit grundare. Vattenkvaliteten i Helsingfors östra yttre skärgård var likaså i naturligt tillstånd och dess ekologiska status växlade mellan god och utmärkt.

Utvärderat med båda metoderna är delar av Helsingfors och Esbo skärgård i utmärkt tillstånd, vilket är motstridigt med den allmänna uppfattningen. Nersmutsningsklassificeringen borde delvis uppdateras i ljuset av nya forskningsresultat för att få en sanningsenligare uppfattning av tillståndet i havsområdena. De referensdjup för blåstångens djupaste enhälliga förekomst som används i den ekologiska klassificeringen av vatten borde kontrolleras så att de så bra som möjligt beskriver situationen i början av det förra seklet.

Summary

The water vegetation of the coastal zone in the Helsinki capital region has been investigated using compatible methodologies since the 1970s. The EU water framework directive (WFD), which came into effect in 2000, requires that new methodology is implemented in water vegetation monitoring. For the coastal zone the monitoring methodology is still at the research stage. Most likely the sampling method will be line diving.

In this study the submerged vegetation in the marine region from the western outer archipelago of Espoo to the eastern outer archipelago of Helsinki was mapped during the summer of 2007. There were 14 sampling stations, and they were situated on rocky or stony shores. The vegetation was studied using line diving. Based on the observed vegetation, the studied regions were placed into classes which describe the state of the near-shore waters. This pollution classification is based on the species composition and relative abundance of several indicator species, while the ecological state classification of the WFD at the moment only takes into account the lower limit of the continuous zone where bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) occurs.

According to the pollution classification, the water quality in the outer archipelago of Espoo had improved. According to this classification, the water was in natural state, but according to the methodology required by the water framework directive the ecological state of the water was only satisfactory. Due to the improvements in water purification methodologies used, the region receives fewer nutrients through the outlet tunnel than earlier. The lower limit of the continuous zone of bladderwrack has still risen to a shallower level compared to the reference values of the WFD. The narrowing of the bladderwrack zone is a common phenomenon in the Baltic Sea, and is mainly caused by large-scale eutrophication-induced increases in water turbidity. Going towards Katajaluoto and Rysäkari the water was in natural state according to the pollution classification, but the ecological state of the water was also on average good. In the Tauluselkä-Harmaja region the water was also in natural state according to the pollution classification, but the ecological state of the water was only satisfactory, since the lower limit of the continuous zone of bladderwrack had risen to a shallower level. In the Helsinki outer archipelago the water quality was also in natural state, and the ecological state varied between good and excellent, as well.

According to both methods used, part of the marine region outside Helsinki and Espoo is in excellent shape. This is at variance with other general research data from the area. The pollution classification should be updated for some species according to state-of-the-art knowledge, in order to achieve a more realistic picture of the state of the water. The reference values used for the lower limit of the continuous zone of bladderwrack in the ecological state classification should also be checked, in order to ensure that they really represent the situation in the Baltic Sea at the beginning of the 20th century.

1 Johdanto

Vuonna 2000 voimaan tulleen EU:n vesipuidedirektiivin (VPD) mukaan vesien tilaa tutkitaan biologisten indikaattorien, kuten vesikasvillisuuden kautta. Helsingin ja Espoon kaupunkien vesialueilla on käytetty vesikasvillisuutta vesiympäristön muuttumisen mittarina jo 1970-luvulta lähtien.

Vuonna 2007 Helsingin ja Espoon kaupunkien jätevesien vesistövaikutusten yhteistarkkailuohjelmassa oli vuorossa litoraalin kasvillisuuden tilan tutkimus. Tutkimus päätettiin toteuttaa käyttäen sekä vanhaa likaantuneisuusluokittelua että uutta vesipuidedirektiivin mukaista veden ekologisen tilan luokittelua.

Likaantuneisuusluokittelun aineisto on perinteisesti kerätty haramenetelmällä, kun taas vesipuidedirektiivin mukaisessa veden ekologisen tilan luokittelussa näytteenottomenetelmänä käytetään sukeltamista, jolla saadaan monipuolisempi kuva tutkittavan alueen lajistosta (Ilmarinen 2006). Tässä tutkimuksessa tarkastellaan, onko tutkimuspaikkojen likaantuneisuusluokissa tapahtunut muutoksia samoilla paikoilla vuonna 1998–99 tehtyyn tutkimukseen verrattuna (Viitasalo ym. 2002) ja ovatko muutokset todellisia vai johtuvatko ne vaihtuneesta näytteenottomenetelmästä.

Vesipuidedirektiivin mukaisen rannikkovesien makrofyyttiseurannan osalta sukellusmenetelmä oli vielä tutkimushetkellä kehittelyasteella, jonka vuoksi menetelmänä käytettiin tutkimuksen toteuttajan Alleco Oy:n kehittämää linjasukellusmenetelmää. Tällä työllä täydennetään vuonna 2005 Seurasaarenselän ja Kataja-luodon välisellä alueella tehtyä litoraalin kasvillisuuden tutkimusta (Ilmarinen & Viitasalo 2006).

Helsingin kaupungin ympäristökeskus tilasi tutkimuksen Alleco Oy:ltä. Tutkimuksen käytännön toteutuksesta vastasivat tutkimussukeltajat, MMM Karoliina Ilmarinen ja FT Ari Ruuskanen.

2 Aineisto ja menetelmät

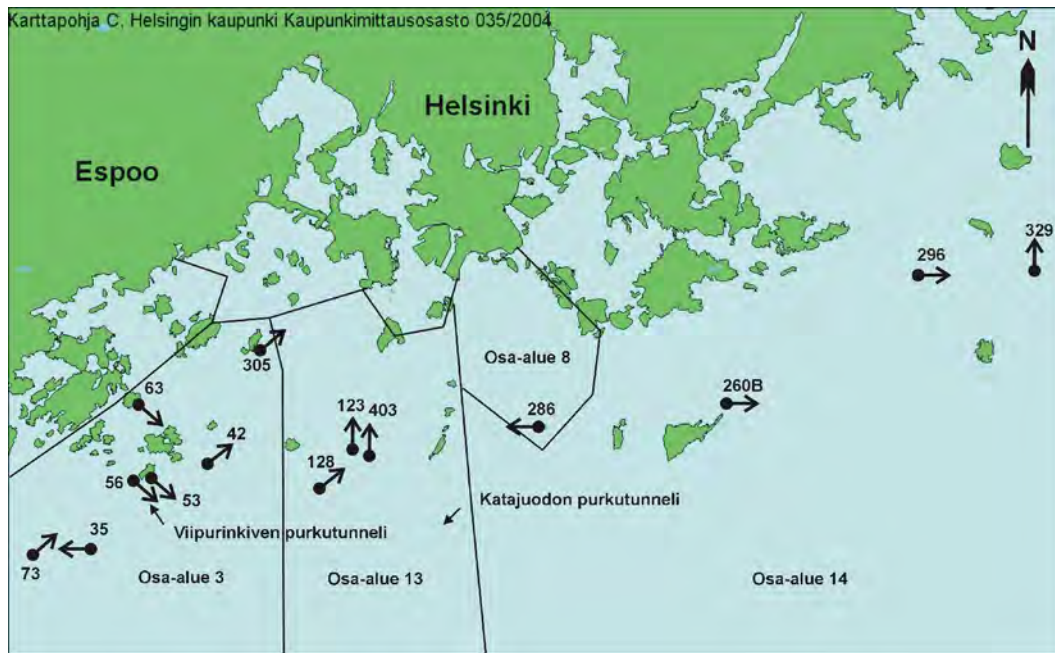
2.1 Tutkimusaineisto

Tutkimusaineisto koostuu 17.7.–6.8.2007 linjasukelluksilla havaituista kasveista, joihin kuuluu sekä makrofyyttisiä leviä että uposversoisia putkilokasveja. Aineisto on kerätty Helsingin ja Espoon merialueilta samoilta tutkimuspaikoilta, joilta Ilkka Viitasalo keräsi aineistoa harausmenetelmällä vuosina 1998–99 (Viitasalo ym. 2002).

2.3 Tutkimusalueet

Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden pohjoisrannikon saaristovyöhykkeeseen. EU:n vesipuitedirektiivin rannikkotyyppien kuvausten perusteella alue kuuluu osittain Suomenlahden sisäsaaristoon, jolle on ominaista rikkonainen rantaviiva, runsassaarisuus, rajoittunut veden vaihtuminen avomeren kanssa ja suojaisuus. Sisäsaaristo on pääosin matalaa, pohjan laatu on mosaiikkimainen ja suolapitoisuus on alle 5 promillea. Jäätälven pituus on yli 90 päivää. Suurin osa tutkimusalueesta kuuluu Suomenlahden ulkosaaristoon, joka rannikkotyyppien kuvauksissa eroaa sisäsaaristosta seuraavasti: saaret ovat pieniä ja aallokon vaikutuksille avoimia ja veden pinta-ala on suuri. Syvyys on yleensä yli 15 m ja alueella on paikoitellen syvänteitä (Vuori ym. 2006).

Tutkimuslinjat sijaitsivat idästä länteen kulkevalla vyöhykkeellä, rajoittuen idässä Espoon Rödgrundetiin ja lännessä Vuosaaren Hanskiseen (kuva 1 ja taulukko 1). Linjoja oli yhteensä 14 ja ne sijaitsivat kallio- tai kivikkorannoilla. Suomen rannikkoalueesta noin 42 % on kallio- ja kivikkorantoja, joten ne soveltuvat yleisyytensä ansiosta hyvin makrofyyttien tutkimuspaikoiksi (Granö ym. 1999). Tutkimusalueista on käytetty samoja nimiä ja numeroita kuin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen aiemmissa kasvillisuuskartoituksissa (Viitasalo ym. 2002).



Kuva 1. Kartta tutkimuspaikoista. Nuolet kuvaavat kasvillisuuslinjojen suuntia. Kuvassa myös tutkimuspaikkojen osa-aluejako sekä Suomenojan (Viipurinkivi) ja Viikinmäen (Katajuoto) jätevedenpuhdistuslaitoksien purkutunnelien suuaukkojen sijainnit. Tutkimuspaikat ja osa-alueet on numeroitu Viitasalon ym. (2002) mukaan.

Taulukko 1. Tutkimuspaikkojen nimet, numerot ja osa-alueiden numerot lännestä itään siirryttäessä.

Osa-alue	No	Tutkimuspaikka
3	73	Rödgrundet Espoo
3	35	Södra Kytökäringen
3	56	Bullan Knaperskär
3	53	Gåsgrundet S-kivi
3	63	Bodökobben NE
3	42	Notgrundet
3	305	Vattukobben
13	128	Koirasaari N
13	123	Trutklobbsklackarna
13	403	Trutkobben
8	286	Harmajanourit N
14	260B	Peninkarit Isosaari
14	296	Märaskrin Vuosaari
14	329	Hanskinen NW-luoto

Espoon ulkosaaristo (osa-alue 3) on luonteenomaista Suomenlahden ulkosaaristoa. Alue on pohjoisosistaan matalahkoa; 2–7 m. Suurimmat syvyydet löytyvät alueen länsiosasta, jossa Berggrundetin syväne työntyy Kytön länsipuolitse pohjoiseen. Alueen keskiosiin, Espoon Viipurinkiven viereen, puretaan Espoon Suomenojan jätevedenpuhdistamon biologis-kemiallisesti puhdistetut jätevedet ja Espoon Sähkö Oy:n Suomenojan voimalan lauhdevesi. Viipurinkiven purkualueella sijaitsevat tutkimuspaikat numero 42, 53 ja 56. Rövarnin kaakkoispuolella on Espoon kaupungin Rövargrundetin läjitysalue, jolle on vesioikeuden lupa läjittää ruoppausmassoja vuoteen 2009 saakka. Bodökobbenin tutkimuspaikka kuu-

luu EU:n vesipuitedirektiivin mukaisen Suomen rannikkovesien tyypittelyn mukaan Suomenlahden sisäsaaristoon, muut tämän tutkimuksen tutkimuspaikoista kuuluvat Suomenlahden ulkosaaristoon.

Katajaluodon–Rysäkarin alue (osa-alue 13) on ulkosaariston ja avomeren vaihtumisvyöhykettä. Suuri syväne, jossa syvyys on 20–35 m, työntyy Katajaluodon–Tiirakarin saarijonon länsipuolitse pohjoiseen. Alueen suolapitoisuus määräytyy Suomenlahden yleisten suolaisuusolojen mukaan. Alueella harjoitetaan trooli- ja muuta avomerikalastusta sekä vetouistelu- ja heittokalastusta. (Viitasalo ym. 2002). Viikinmäen jätevedenpuhdistamo valmistui vuonna 1994. Kaikki Helsingin ja Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntayhtymän jätevedet on johdettu sen jälkeen kalliotunnelia pitkin ulkosaaristoon (Autio ym. 2003). Helsingin kaupungin jätevesien purkutunnelin suuaukko sijaitsee 25 metrin syvyydessä Katajaluodon edustalla Flathällenin saaren länsipuolella.

Tauluselän-Harmajan alue (osa-alue 8) on pohjoisosiaan lukuun ottamatta ulkosaaristoa. Keskellä olevaa Husunkiven-Räntänin matalikkoa lukuun ottamatta alue on syvää, 10–15 m. Vantaanjoesta tulee alueelle makeata vettä etenkin kevättulvan aikaan. Muuten veden suolapitoisuus määräytyy yleisten suolaisuusolojen mukaan. Helsingin edustan tärkeimmät ulkoilusaaret, Läntinen ja Itäinen Pihlajasaari sijaitsevat alueen länsilaidalla. Keskellä olevan matalikon luodot ovat myös suosittuja virkistysalueita. Alueelle ei lasketa jätevesiä. Husunkiven eteläpuolella on ruoppausjätteen läjitysalue. Merisataman pursiseuroissa on yhteensä noin 950 venepaikkaa. (Viitasalo ym. 2002).

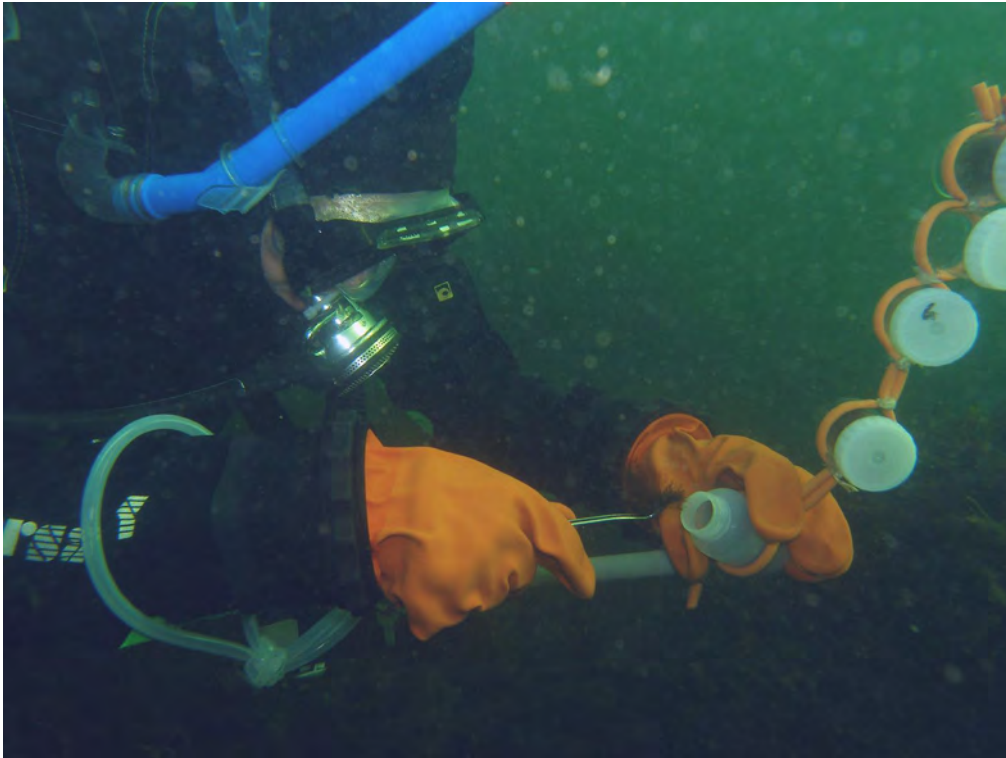
Helsingin itäinen ulkosaaristo (osa-alue 14) eli Harmajan itäpuolinen merialue on ulkosaariston ja avomeren vaihtumisvyöhykettä. Vesisyvyys on 20–30 metriä. Uutelan-Kallvikin harjujakso jatkuu merenalaisena alueelle, ja tästä syystä monet matalikot ja niiden keskellä sijaitsevat luodot ovat hiekkaisia. Mustakuvun kaakkoispuolella sijaitsee merestä ruopattujen massojen läjitysalue. Alue on tärkeätä ammatti- ja virkistyskalastusalueita. Sen itäreunalla ovat Kuivan Hevosen ja Hanskisen ryhmäpalsta- ja virkistysaaret. Sipoon Eestiluodon pohjoisrannalla on kasvistollisesti arvokas luonnonsuojelualue. (Viitasalo ym. 2002).

2.4 Näytteenottomenetelmä

Tässä tutkimuksessa käytettiin Alleco Oy:n (Ilmarinen & Oulasvirta 2007) sukellusmenetelmää litoraalin kasvillisuuden tutkimiseksi. Tutkimuksen alkaessa keuhalla 2007 Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) vesipuitedirektiivin toimeenpanoa valmisteleva työryhmä ei ollut vielä julkaissut menetelmästandardia liittyen kasvillisuuslinjoihin. Menetelmästandardia on työstetty jo useita vuosia ja sen on tarkoitus valmistua julkaistavaksi syksyn 2007 aikana (Ruuskanen Ari, suull. tiedonanto).

Alleco Oy:n menetelmän mukaisesti metrimerkein varustettu uppoava linjaköysi laskettiin veneestä käsin rannasta ulospäin. Sukeltaja sukelsi linjan syvään päähän kasvillisuuden esiintymisen syvärajaan asti, mutta tässä tutkimuksessa enimmillään 50 metrin päähän rannasta. Täältä hän palasi linjaköyttä pitkin rannasta kohti kirjaten muovilevyllä muistiin syvyyden (m), etäisyyden linjan alkupäästä (m), pohjan laadun, havaitsemansa kasvilajit ja niiden peittävyys (%) eri pohjatyypeillä, lajien sekovarsien keskimääräisen pituuden (cm) rakkolevän, *Fucus vesiculosus* ja viherahdinparran, *Cladophora glomerata* osalta sekä epifyyttisten

levien peittävyden (%) rakkolevällä. Havainnot kirjattiin ylös syvyysmetreittäin ja lisäksi silloin, kun valtalajissa tai pohjan laadussa tapahtui merkittävä muutos. Kasvit määritettiin lajilleen joko sukelluslinjaa tehtäessä tai niistä otettiin näyte myöhempää määrittystä varten (kuva 2). Menetelmässä tutkitaan myös rakkolevvyöhykkeen rajat (alin yksilö, yhtenäisen vyöhykkeen ala- ja yläraja, optimi sekä ylin yksilö) sukeltamalla linjaköyden molemmin puolin 10 metrin leveydellä, jotta voidaan varmistaa rajojen keskimääräinen sijainti. Yhtenäinen rakkolevvyöhyke on alue, jossa levän peittävyys on vähintään 30 %. Menetelmässä kiinnitetään erityistä huomiota rakkolevvyöhykkeen alarajaan, joka on keskeinen muuttuja vesipuitedirektiivin mukaisessa veden ekologisen tilan luokittelussa.



Kuva 2. Sukeltaja ottamassa kasvillisuusnäytettä. Kuva: Karoliina Ilmarinen / Alleco Oy.

2.5 Aineiston käsittely

2.5.1 Laboratoriotyöt

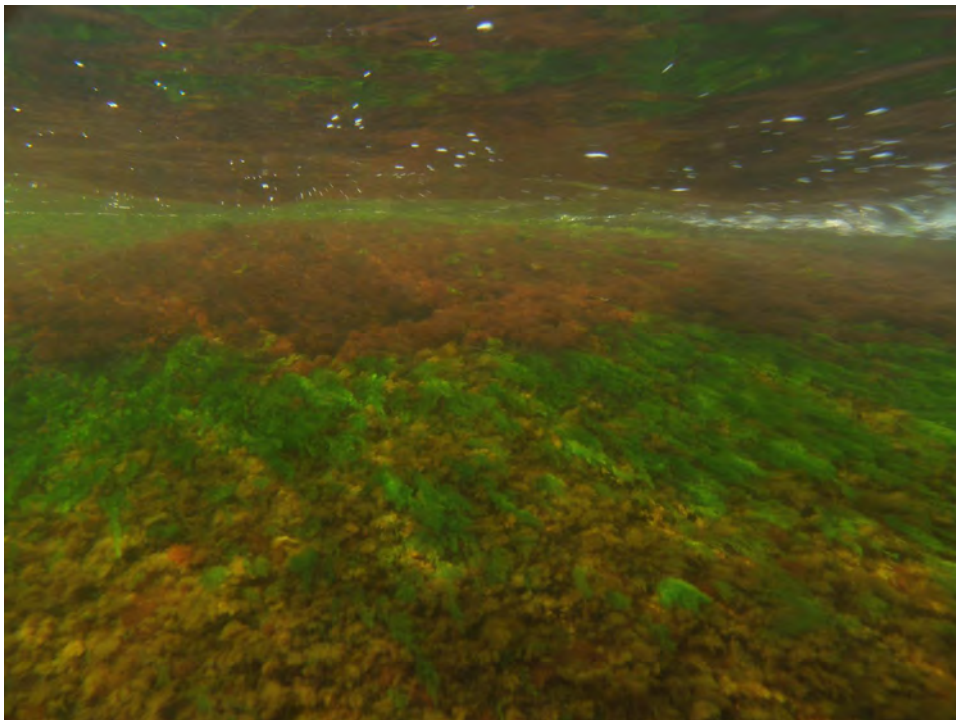
Sukelluslinjoilta kerätyt kasvinäytteet määritettiin lajilleen heti kenttätöiden jälkeen laboratoriossa. Lajien määrittämisessä käytettiin apuna suurentavaa luuppia ja tarvittaessa valomikroskooppia. Lajien nimeämisessä noudatettiin Ruenessin (1977) ja Waernin (1952) mukaista nimestöä. Suomenkielisissä nimissä on noudatettu Leinikin ym. (2004) mukaista nimestöä.

2.5.3 Likaantuneisuusjärjestelmä ja kasvillisuuden tilaluokat

Likaantuneisuusjärjestelmä on menetelmä, jossa kuormitettujen ja likaaantuneiden vesistöjen rantavyöhykkeen lajistomuutoksia on käytetty arvioitaessa alueen tilaa. Luokitellessaan tutkimuspaikkoja likaaantumislukuihin Viitasalo (1985) käytti likaaantuneisuusindeksin (myös S-indeksi) lisäksi laadullisia kriteereitä. Näitä olivat tiettyjen indikaattorilajien esiintyminen tai poissaolo, kasviyksilöiden kunto ja koko, lajiston runsaus sekä epifyyttien ja epifaunan runsaus. Myöhemmissä tutkimuksissaan Viitasalo (1990) ja Viitasalo ym. (1994, 2002) käyttivät laji- ja näytekohtaisia likaaantuneisuusindeksejä enää ohjeellisena lisänä ja luokittelu tapahtui usein suoraan indikaattorilajien avulla.

Likaantuneisuuden mittaamiseksi on kehitetty useita numeerisia menetelmiä, joiden avulla voidaan laskea lajikohtainen likaaantuneisuusindeksi. Tässä työssä tutkimuspaikkakohtainen likaaantuneisuusindeksi laskettiin lajikohtaisen likaaantuneisuusindeksin ja lajien runsauksien avulla. Lajikohtaiset likaaantuneisuusindeksit perustuvat aiempaan kirjallisuuteen ja kokemusperäiseen tietoon kasvien esiintymisestä likaaantuneessa vedessä. Viitasalon tutkimuksissa käytettyjä s-indeksien arvoja on esitetty taulukossa 2. Selvyden vuoksi mainittakoon, että lajikohtaisesta likaaantuneisuusindeksistä puhuttaessa käytetään ilmausta s-indeksi ja näytepaikkakohtaisesta puhuttaessa ilmausta S-indeksi. Näytepaikkojen kasvillisuuden likaaantuneisuusluokat 1–6 määritettiin Viitasalon (1985, 1990, 2002) kuvaamien indikaattorilajeihin perustuvien kriteerien perusteella (taulukko 3).

Kuvassa 3 on syksyn levävyöhykkeitä Helsingin ulkosaaristossa, joissa näkyvät lajit punahelmilevä *Ceramium tenuicorne*, vihreahdinparta *Cladophora glomerata* sekä ruskoleviin kuuluva lettiruskolevä *Pilayella littoralis*.



Kuva 3. Syksyn levävyöhykkeitä Helsingin ulkosaaristossa. Kuva: Karoliina Ilmarinen / Alleco Oy.

Taulukko 2. Viitasalon (1985, 2002) tutkimuksissa käytettyjä lajikohtaisia likaantumisindeksejä (s-indeksi). Lisäksi tutkimuksessa käytetty nimitys (Waern 1952, Rueness 1977, Blindow & Krause 1990, Hayden ym. 2003, Snoeijs & Gustav 2003, Leinikki ym. 2004).

	s-indeksi
Putkilokasvit	
karvalehti <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	1
tähkä-ärviä <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	-1
hapsivita <i>Potamogeton pectinatus</i> L.	0
ahvenvita <i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	0
merisätkin <i>Ranunculus baudotii</i> Godron	-2
merihaura <i>Zannichellia palustris</i> L.	-1
Näkinpartaislevät	
itämerennäkinparta <i>Chara baltica</i> Bruzelius	-2
Viherlevät	
viherahdinparta <i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	-
korkeus >10 cm	1
korkeus <10 cm	0
meriahdinparta <i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kütz.	-2
<i>Ulva intestinalis</i>	1
<i>Ulva prolifera</i>	2
Ruskolevät	
pilvyruskolevä <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngb.	-1
lettiruskolevä <i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellman	-2
ruskokivitupsu <i>Sphacelaria arctica</i> Harv.	-2
rakkoleväntupsu <i>Elachista fucicola</i>	-2
leveäpartalevä <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev.	-1
jouhilevä <i>Chorda filum</i> (L.) Stackh.	-2
rakkolevä <i>Fucus vesiculosus</i> L.	-
fertiili	-1
steriili	1
levärupi <i>Electra crustulenta</i> + merirokko <i>Balanus improvissus</i> >10 %	-0,5
levärupi <i>Electra crustulenta</i> + merirokko <i>Balanus improvissus</i> <10 %	0,5
Punalevät	
haarukkalevä <i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) J.V. Lamour	-2
röyhelöpunalevä <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> (S.G. Gmel.) Newroth & A.R.A. Taylor.	-2
liuskapunalevä <i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.M. Heine.	-2
punhelmilevä <i>Ceramium tenuicorne</i> (Waern) Kütz.	-1
mustaluulevä <i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.	-2
s-indeksien selitykset (vrt. taulukko 3)	
-2 = luonnontilaa indikoiva laji	
-1 = eutrofiaa indikoiva	
0 = indifferentti tai laji, jonka ekologiasta ei riittävästi tietoa	
+1 = häiriintynyttä tilaa indikoiva laji	
+2 = lievästi likaantunutta tilaa indikoiva laji	
+3 = likaantunutta tilaa indikoiva laji	
+4 = voimakkaasti likaantunutta tilaa indikoiva laji	

Taulukko 3. Likaantuneisuusluokat 1–6, niiden indikaattorilajit ja käyttömuodot, jolle alue soveltuu (Viitasalo 1985, 1990 ja 2002). Likaantuneisuusluokittelu soveltuu keskeisen Suomenlahden alueelle. Luokittelu tiettyyn luokkaan ei vaadi kaikkien kuvattujen piirteiden toteutumista.

Luokka	Määritelmä
Luokka 6: Voimakkaasti liikaantuneet alueet (voimakkaasti likaantunutta tilaa indikoivat lajit)	Vesi on hapetonta ja siinä on rikkivetyä. Korkeampia kasveja tai eläimiä ei esiinny. Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee välillä +4 ja +3. Alue soveltuu esim. veneliikenteelle. Vuoden 1979 jälkeen mitään pääkaupunkiseudun aluetta ei ole luokiteltu luokkaan 6.
Luokka 5: Likaantuneet alueet (likaantunutta tilaa indikoivat lajit)	Lämpimän veden aikana esiintyy etenkin öisin happivajausta. Kasviplankton dominoi ja aiheuttaa veden samentumista, joka estää syvemmällä kasvavien makrofytytien valonsaannin. Tärkeimmät eläinlajit ovat merirokko, leväruپی, ontelolain (<i>Cordylophora caspia</i>) sekä sienieläin (<i>Laomeda love-ni</i>). Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee välillä +2 ja +1. Alue soveltuu esim. maisema- ja satamakäyttöön.
Luokka 4: Lievästi likaantuneet alueet (Lievästi likaantunutta tilaa indikoivat lajit)	Suolilevät (<i>Ulva</i> sp.) esiintyvät ylitsehuvinä. Purkilokasveista karvalehti ja kookas järviruoko (<i>Phragmites australis</i>) voivat olla runsaita. Molempien pinnalla (yleensä 0–0,5 m syvyydellä) kasvaa rihmamainen pilvuskolevä. Viherahdinparran kääpiokasvuinen, tummanvihreä muoto on asettunut <i>Ulva</i> -vyöhykkeen alapuolelle (0,5–1,0 m), viherahdinparta voi olla hyvinkin niukkaa. Näytekohtainen S-indeksi on yleensä välillä +1,5 ja 0. Alue soveltuu esim. uintiin, ellei veden sameus aseta esteitä.
Luokka 3: Häiriintyneet alueet (häiriintynyttä tilaa indikoivat lajit)	Viherahdinparta kasvaa rehevänä, ja sen seassa tavataan yleensä vähintään kahta suolilevälajia (<i>Ulva intestinalis</i> , <i>U. prolifera</i> ja <i>U. ahlneriiana</i>), joiden osuus biomassasta on alle 10 %. Tämän vyöhykkeen alapuolella kasvaa rakkolevä, jonka sekovarresta on epifaunan (leväruپی, merirokko, sienieläin) peitossa yli 20–40 %. Rakkolevä kasvaa steriilinä, ja siltä puuttuu lajispesifinen leväepifyytti rakkoleväntupsu. Rihmamaisista ruskolevistä pilvuskolevä on runsas. Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee yleensä välillä +1,0 ja -1,4. Alue soveltuu esim. uintiin ja virkistyskalastukseen.
Luokka 2: Lievästi häiriintyneet alueet (eutrofiaa indikoivat lajit)	Vesirajan viherlevävyöhyke koostuu lähes yksinomaan viherahdinparrasta (lähes aina lyhytkasvuista muotoa), joka loppukesällä on runsaan piileväkasvuston peitossa. Ahdinparran joukossa on säännöllisesti <i>Ulva intestinalis</i> yksilöitä myös sellaisilla kivipinnoilla, jotka eivät ole jonkin paikallisen likaantumislähteen tuntumassa. Lettiruskolevä runsastuu. Rakkolevä on tervettä ja fertiiliä, mutta yleensä rakkoleväntupsu puuttuu. Rakkolevällä kasvavat ruskolevät takkulevä ja leveäpartalevä. Rakkolevävyöhykkeen alapuolella esiintyy meriahdinparta ja ruskokivitupsu. Punalevistä runsaina kasvavat punahelmi-levä ja haarukalevä sekä harvinaisempina mustaluulevä ja huiskupunalevä (<i>Rhodomela confervoides</i>). Varsinaista syvänveden punalevävyöhykettä ei muodostu. Näytekohtainen S-indeksi vaihtelee yleensä välillä -1,4 ja -1,6. Alue soveltuu kaikkiin virkistyskäyttömuotoihin.

**Luokka 1: Luonnontilaiset alueet
(luonnontilaa indikoivat lajit)**

Luonnontilaisiksi katsottavia alueita esiintyy lähinnä ulkosaa-ristossa. Rantaviivassa kasvava viherahdinparta on lyhytkas-vuista, ja paikoin se on antanut tilaa ruskoleville (lettiruskole-vä, leveäpartalevä, punoslevä *Eudesme virescens*). *Ulva intestinalis* esiintyy laikuttaisesti paikoissa, jotka saavat ravin-teita esim. lintuluodoilta ja loma-asutuksesta. Rakkolevä kas-vaa hyväkuntoisena 0,5–2,5 metrin syvyydessä, ja sen epi-fyytit ovat lyhytkasvuisia. Rakkolevävyöhyke on runsaslajinen ja siinä voidaan erottaa kerroksellisuutta. Välisaariston rakko-levävyöhykkeessä kasvaa myös putkilokasveja mm. ahvenvi-ta, hapsivita, merisätkin ja merihaura. Rakkolevävyöhykkeen alapuolella on rusko-punalevävyöhyke. Pääosan vyöhykkeen lajeista muodostavat ruskokivitupsu, haarukkalevä, *Polysip-honia*-lajit, meriahdinparta, punahelmilevä ja *Callithamnium roseum*. Alimman vyöhykkeen muodostavat pienikokoiset punalevät (*Phyllophora*-lajit ja *Audouinella purpurea*) ja *Pseudolithoderma*-lajit. Sisäsaariston katarobiset alueet ovat tavallisesti hiekka- tai savipohjaisia, matalia lahtia. Rakkolevä ja jouhilevä ovat kiinnittyneet pohjan kiviin, pehmeällä alustal-la kasvavat samat putkilokasvit kuin välisaariston rakkolevä-vyöhykkeessä. Lisäksi esiintyy *Chara* ja *Tolypella*-näkinpartaisleviä, tähkä-ärviä, merihapsikka (*Ruppia mariti-ma*), merinäkinruoho (*Najas marina*) jne. Näytekohtainen S-indeksi on yleensä negatiivisempi kuin -1,6. Alue soveltuu kaikkiin käyttömuotoihin.

Viitasalon (1985) mukaan prosenttisen, biomassan määrään perustuvan lineaari-sen runsausasteikon käyttö voi aiheuttaa sen, että luontaisesti harvalukuisten tai erittäin pienikokoisten lajien painoarvo jää aineiston tilastollisessa käsittelyssä vähäiseksi. Näillä lajeilla voi kuitenkin olla suuri merkitys esimerkiksi alkavan re-hevöitymisen ilmentäjinä. Vähäisinä esiintyvien lajien painoarvoa voidaan lisätä matemaattisesti käyttäen niin kutsuttua kuutiojuurimuunnosta, joka korostaa näi-den alle 5 %:n runsaudella esiintyvien kasvilajien merkitystä (vrt. Williams ja

Stephenson 1973). Kuutiojuurimuunnoksessa $a = 3\sqrt{\%}$ eli $a = \%^{1/3}$, jossa % on kasvilajin mitattu runsaus (%) näytteessä ja a edellisen muunnettu arvo.

Tutkimusalueet jaettiin likaantumisen suhteen luokkiin 1–6. Luokittelussa käytet-tiin apuna alueen näytekohtaista S-indeksiä, joka on alueella esiintyvien lajien lajikohtaisten s-arvojen runsaudella painotettu keskiarvo. Jotta luokittelu voidaan tehdä, lasketaan nk. näytekohtainen likaantuneisuusindeksi (S)¹, joka kuvaa sitä, missä määrin koealalla esiintyy rehevöitymistä sietäviä ja siitä jopa hyötyviä kas-vilajeja.

$$S = \frac{\sum(a^{1/3} * s)}{\sum a^{1/3}}$$

Likaantuneisuusindeksi

jossa a on näytteessä havaittujen kasvilajien runsaus prosenttiasteikkoa käyttäen kuutiojuurimuunnoksella korjattuna ja s kunkin kasvilajin lajikohtainen s-indeksi (Viitasalo 1984). Kaikille lajeille s-arvoa ei ole määritetty. S-arvo vaihtelee välillä -2 ja +4. Likaantuneisuusindeksissä summat lasketaan vain lajeille, joiden s-indeksi s ≠ 0. Mitä likaisemmassa ja rehevöityneemmässä vedessä kasvilaji tulee toimeen, sitä korkeamman lukuarvon se saa. Likaantuneisuusvyöhykkeet eivät

¹ Likaantuneisuusindeksin matemaattinen kaava on sama kuin saprobisuusindeksin, jolla puoles-taan mitataan hajoavan orgaanisen aineksen aiheuttamaa vastetta vesikasvilajistossa (vrt. Viitasalo 1984).

ole luonnossa jyrkkärajaisia, joten samalla näytepaikalla ja samassa näytteessä esiintyy aina kahden tai useamman likaantumisloukan indikaattorilajeja. Käytännössä menetelmällä saadaan tietoa vesikasvilajien suhteesta vesien likaantumiseen, lähinnä rehevöitymiseen.

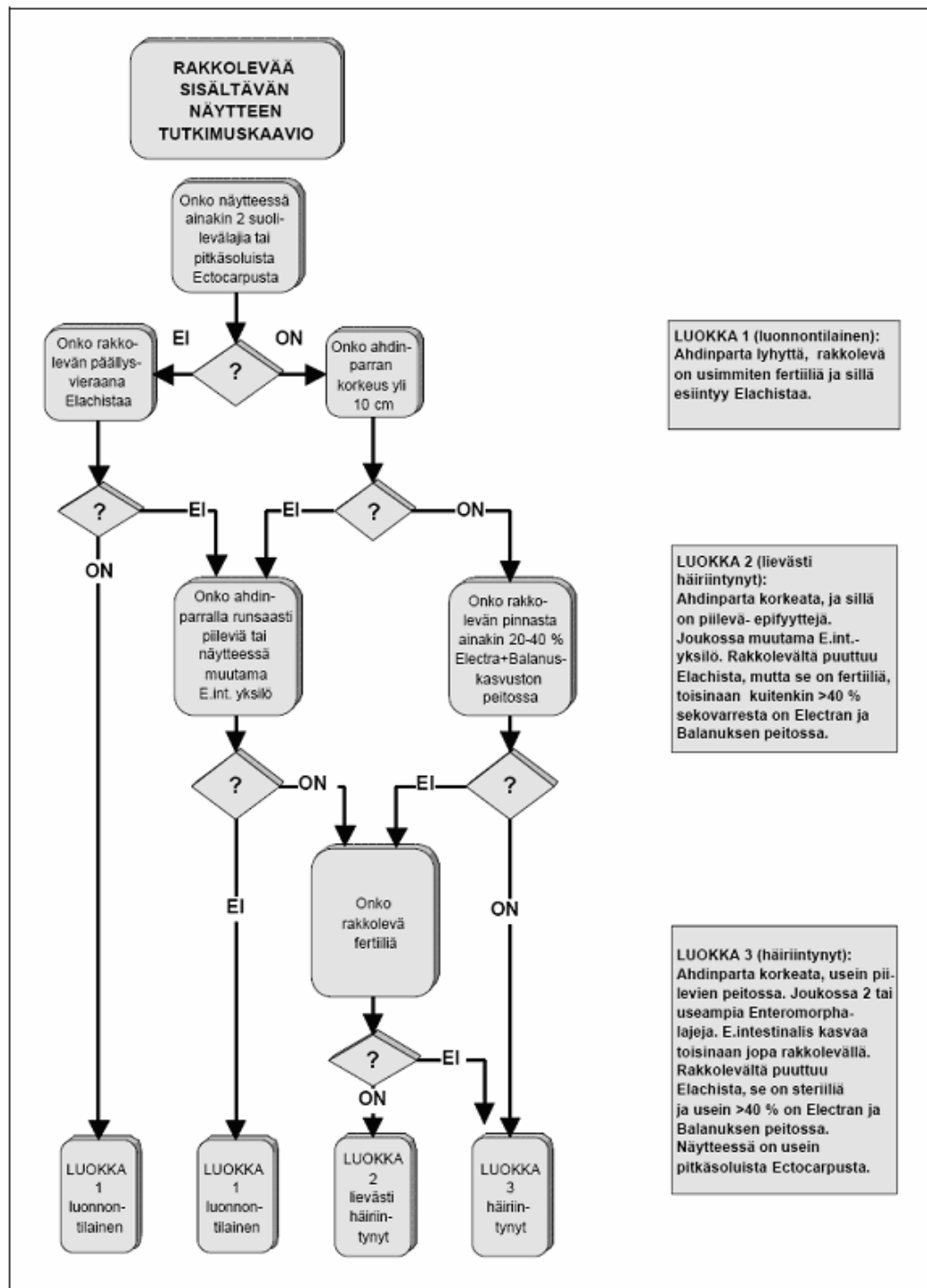
Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen aiemmissa vesikasviseurannoissa (mm. Viitasalo 1985, 1990 ja 2002) on käytetty näytteenkeruuseen varsiharaa. Haramenetelmässä on tutkittu eri kasvilajien runsautta eli niiden suhteellista osuutta näytteessä, ei siis taksonien absoluuttisia runsauksia. Arviointi on tehty kasvien ollessa vaalealla 0,075 m² kokoisella alustalla. Tämän tutkimuksen sukellusmenetelmässä eri kasvilajien runsautta tutkittiin arvioimalla lajien prosentuaalista peittävyttä pohjan pinta-alasta ilman pinta-alakehikkoa. Vaikka haramenetelmässä mitataan lajien suhteellisia runsauksia ja sukellusmenetelmässä puolestaan lajien peittävyttä, jatkossa niitä käsitellään synonyymeinä. Molemmat ovat suuntaa antavia arvioita, joihin vaikuttaa myös arvioija. Niemen (1990) mukaan lajien runsaudella tarkoitetaan kasvin maanpäällisten osien vaakaprojektion osuutta kasvustossa, joka arvioidaan yleensä peittävyysprosenttina. Jalaksen (1962) tutkimusten mukaan vähälajisten alueiden vesikasvillisuuden runsausmäärittäykseen sopii parhaiten peittävyysprosenttiasteikko.

S-indeksit ja likaantuneisuusluokat laskettiin erikseen ylimmän kahden metrin ja koko linjalta saadun aineiston perusteella, koska ylimmän kahden metrin aineisto vastaa paremmin aiemman haramenetelmän aineistoa. Haramenetelmällä pystyttiin keräämään kasviaineistoa maksimissaan kahden metrin syvyydestä. Ilmarisen ja Viitasalon (2006) mukaan sukeltamalla kahden metrin syvyyteen kerätty aineisto vastaa jokseenkin haramenetelmällä kerättyä aineistoa, eivätkä S-indeksit eroa merkitsevästi toisistaan. Sen sijaan sukeltaessa koko linja saadaan negatiivisempia S-indeksin arvoja. Tutkimuspaikan vesi on sitä puhtaampaa, mitä negatiivisempi on S-indeksin arvo. Luokiteltaessa tutkimuspaikkoja likaantuneisuusluokkiin S-indeksit toimivat lähinnä ohjeellisena lisänä ja luokittelu tapahtuu pääasiassa indikaattorilajien avulla. Tässä tutkimuksessa pyritään selvittämään, johtuvatko mahdolliset muutokset tutkimuspaikkojen likaantuneisuusluokissa lajistossa tapahtuneesta todellisesta muutoksesta vai vaihtuneesta näytteenottomenetelmästä.

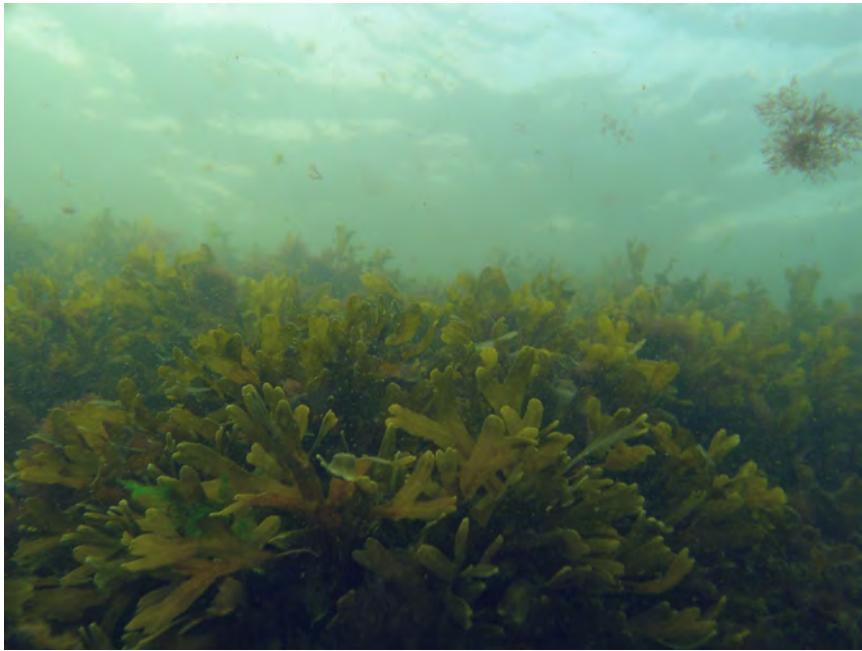
2.5.4 Rakkolevää sisältävien tutkimuspaikkojen luokittelu

Rakkolevä reagoi ympäristössä tapahtuviin muutoksiin hitaasti, joten sitä voidaan käyttää usean vuoden aikana tapahtuneiden ympäristömuutosten indikaattorina. Viitasalo (2002) on kehittänyt dikotomiseen luokitteluun perustuvan ”tutkimuskaavion”, jota voidaan käyttää apuvälineenä veden tilaluokan määrittämisessä (kuva 4). Kaavio on suuntaa antava, eikä sitä voida käyttää ainoana määrittämisvälineenä, sillä luonnonkasvillisuuden tuntomerkit ovat liukuvia, eikä selkeitä rajoja voida asettaa.

Luokittelussa on huomioitava muitakin lajistoon vaikuttavia seikkoja, kuten muiden läheisten tutkimusalueiden lajikoostumus, tutkimusalueen tilan muutos suhteessa aiempaan jne. Tämä kaavio sopii matalan veden alueille, joilla kasvaa rakkolevää, eli lähinnä kallio- ja kivikkorannoille. Kaikki tutkimusalueen rannat olivat tällaisia, joten niiden luokittelussa käytettiin rannan likaantuneisuusluokitusta ja rakkolevän tutkimuskaaviota.



Kuva 4. Rakkolevää sisältävien koelajien luokituskaavio (Viitasalo ym. 2002). Kuvassa esiintyvät seuraavat lajit: pilviruskolevä (*Ectocarpus siliculosus*), rakkoleväntupsu (*Elachista fucicola*), suolilevä (*E. int.* eli nykyisin *Ulva intestinalis*), levärupi (*Electra crustulenta*) ja merirokko (*Balanus improvisus*).



Kuva 5. Rakkolevāranta Helsingin ulkosaaristossa. Kuva: Karoliina Ilmarinen / Alleco Oy.

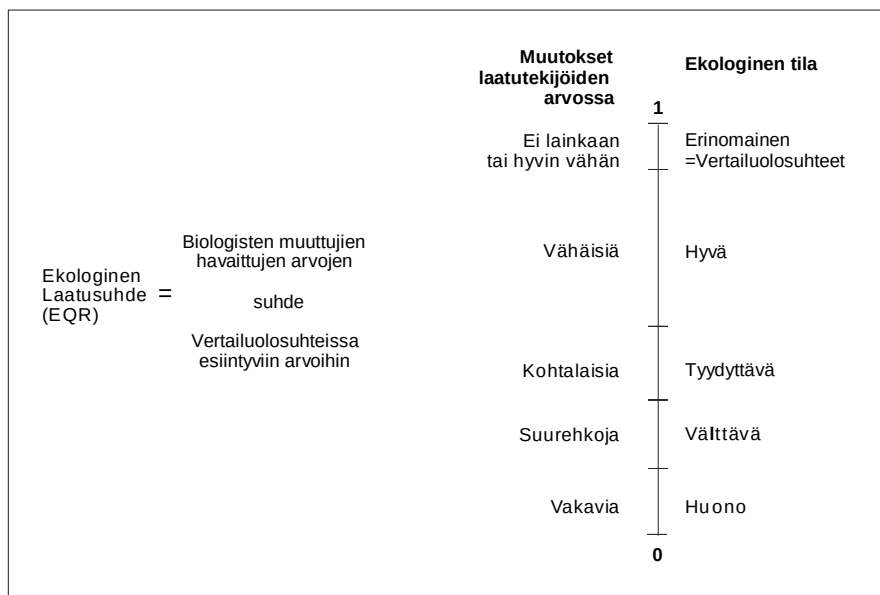
2.5.5 Vesipuidedirektiivin mukaisen ekologisen tilan luokittelu

Ekologisen tilan luokittelun perustan muodostavat vesieliöstö (rannikkovesissä plankton, vesikasvit ja pohjaeläimet) ja toisaalta vesi (kemiallinen laatu ja habitatit) niiden elinympäristönä. Ekologisen tilan luokittelussa on direktiivin mukaan viisi luokkaa erinomaisesta huonoon. Erinomainen luokka vastaa vertailuolaja, ja muilla luokilla kuvataan ihmisen toiminnan aiheuttamien muutoksien määrää vesistössä. Jotta vesistöjen ekologisen tilan määrittely voidaan tehdä, on jokaiselle pintavesimuodostumalle valittava ihmistoiminnan mahdollisimman vähän muuttamia vertailuvesistöjä tai määritettävä vertailutila muulla tavalla (VPD:n liite 2: 1.3).

VPD:ssä on määritelmät makrofytytilajien lajikoostumukselle, runsaussuhteille ja haitalliselle runsastumiselle. Lisäksi mainitaan kullekin tyyppille ominaiset yhteisöt. Vesipuidedirektiivin toimeenpanoa valmisteleva työryhmä päätyi kuitenkin vuoden 2006 aikana rajaamaan käytettävät indikaattorit vain yhteen avainlajiin, rakkolevään, ja sen yhteen muuttujaan, rakkolevävyöhykkeen alimpaan kasvusyvytyteen. Lisäksi tarkastellaan rakkoleväyksilön kasvun ala- ja ylärajaa sekä rakkolevän peittävyyttä yhtenäisellä vyöhykkeellä, mutta näille muuttujille ei ole vielä määritetty tyypikohtaisia vertailuarvoja.

Rakkolevän puuttuessa joltain alueelta on selvítettävä, johtuuko tämä luonnonoloista vai ihmisen vaikutuksesta. Vesipuidedirektiivin määrittelemiä vertailuolaja on mahdotonta enää löytää Suomenlahden alueelta johtuen voimakkaasta ihmisvaikutuksesta. Itämeren rehevyystaso on muuttunut niin huomattavasti viimeisten muutaman sadan vuoden aikana, että vertailuolot on määritettävä vanhaa seuranta-aineistoa käyttäen tai mallintamalla (Vuori ym. 2006). Vertailuolaja määritettäessä apuna voidaan käyttää ennustavaa ja takautuvaa mallinnusta, paleolimnologisia ja historiallisia aineistoja sekä asiantuntija-arviointia.

Ekologisen tilan määrittelyssä käytetään ns. ekologista laatusuhdetta (EQR, "ecological quality ratio"), joka saa arvoja välillä 0–1 (kuva 6). EQR on biologisten muuttujien havaittujen arvojen suhde odotettuihin vertailuolosuhteissa esiintyviin arvoihin. Ekologinen tila on sitä parempi, mitä lähempänä arvoa 1 EQR on (Leka ym. 2003). Monien testausten perusteella viitteellinen raja-arvo hyvän ja tyydyttävän välille on asettunut noin arvon 0,6 tuntumaan (Vuori ym. 2006).



Kuva 6. Ekologinen laatusuhde (Bäck 2004).

Ekologisen tilan määrittelyssä käytetään ainoana biologisena muuttujana tällä hetkellä rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alinta kasvusyvyyttä (Bäck Saara, Suomen ympäristökeskus, suull. tiedonanto). Ekologisen laatusuhteen laskemisessa verrataan kentällä havaittuja kasvusyvyyksiä vertailuolosten kasvusyvyyksiin arvoihin (taulukko 4). Vertailuarvot on luonut SYKE:n vesipuitelähtöjen toimenpideohjelmasta valmisteleva työryhmä. Arvot ovat alustavia ja aineisto on vielä julkaisematon. Veden ekologinen tila voidaan nykyisten ohjeiden mukaan määrittää vain sellaisille rannoille, joilla rakkolevä muodostaa tai on aiemmin muodostanut yhtenäisen vyöhykkeen. Rannan suojaisuuden ja avoimuuden määrittelyyn ei ole asetettu tarkkoja numeerisia rajoja. Rannan ekspositio eli alttius tuulille voidaan määrittää tuulen tehollisen pyyhkäisymatkan (effective fetch²) avulla. Pelkkä fetch-arvo ei riittävästi ilmennä rannan avoimuutta, vaan arvioinnissa on huomioitava myös mm. rannan maantieteellinen sijainti ja rannan morfologia. Tästä johtuen rannat jaoteltiin siten, että fetchin arvoa käytettiin ensisijaisena jaottelijana, jonka lisäksi tarkasteltiin rannan maantieteellistä sijaintia ja morfologiaa. Rannat, joiden fetch-arvot olivat 8–10 (rannan sijainnista riippuen) tai enemmän, luokiteltiin avoimiksi.

² Tässä tutkimuksessa tarkoitetaan fetch-arvoista puhuttaessa Håkansonin (1981) kehittämää ns. effective fetchiä eli tuulen tehollista pyyhkäisymatkaa.

Taulukko 4. Tyyppikohtaiset rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen kasvusyvyyden alustavat vertailuarvot ja luokkarajat (SYKE/Saara Bäck 2006, julkaisematon).

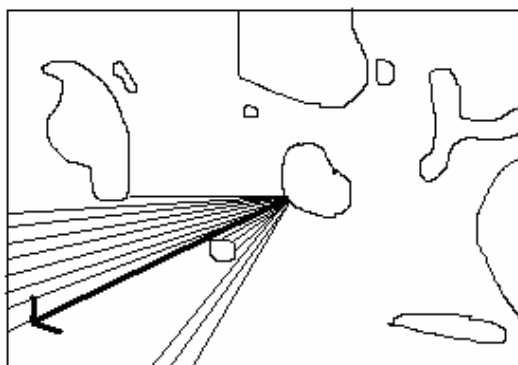
A Suomenlahden sisäsaaristo							
	Vertailuarvo	Erinomainen	Hyvä	Tyydyttävä	Välttävä	Huono	Viite
Suojaisa	2,5 m	>2,5	2,5–1,5	1,5–0,7	<0,7	puuttuu	Lemberg 1961
Avoin	4,0 m	>4,0	4,0–2,5	2,5–1,5	<1,5	puuttuu	asiantunt. arvio

B Suomenlahden ulkosaaristo							
	Vertailuarvo	Erinomainen	Hyvä	Tyydyttävä	Välttävä	Huono	Viite
Suojaisa	4,0 m	>4,0	4,0–2,5	2,5–1,0	<1,0	puuttuu	Häyrén 1949
Avoin	7,0 m	>6,0	6,0–4,0	4,0–2,0	<2,0	puuttuu	Häyrén 1940

2.5.6 Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch)

Aallokko- ja jääolosuhteet vaikuttavat makrofyyttien esiintymiseen, sillä ne kuluttavat sekä itse kasvia että sen kasvualustaa. Tutkimuspaikat sijaitsivat suojaisuudeltaan erityyppisillä kalliorannoilla. Suojaisuuden tai avoimuuden (ekspositio) selvittämiseksi laskettiin kullekin tutkimuspaikalle nk. effective fetch eli tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (L_f), joka ilmaistaan kilometreinä (Håkanson 1981). Tehollinen fetch on matka, jonka tuuli voi esteettä puhalttaa vesistön poikki. Mitä pidemmän matkan tuuli puhalttaa, sitä enemmän aalto ehtii kerätä energiaa ennen rantaan saapumistaan ja sitä suuremmaksi aallokko siis kasvaa. Mitä suurempi fetchin arvo on, sitä avoimempi ja aallokolle alttiimpi ranta on.

Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka laskettiin Håkansonin (1981) esittämällä tavalla. Pyyhkäisymatka lasketaan ottamalla kartasta 15 pituusmittaa, jotka kohdistuvat tutkimuspaikkaan. Mittaus tehdään käyttämällä apuna ”viuhkaa”, johon on merkitty 15 mittaa 6° välein (0° , $\pm 6^\circ$, $\pm 12^\circ$, $\pm 18^\circ$, $\pm 24^\circ$, $\pm 30^\circ$, $\pm 36^\circ$, $\pm 42^\circ$) linjasuunnan ollessa 0° . Viuhka asetetaan kartalle siten, että viuhkan pääakseli (0°) osoittaa kohti pisintä matkaa, jonka tuuli voi esteettä puhalttaa tutkimuspaikkaa kohti ilman, että saaret estävät tuulta (kuva 7).



Kuva 7. Tehollisen fetchin laskemiseksi määritetyt välimatkat 6° :een välein.

Jotta tuulen pyyhkäisymatkasta tulisi mahdollisimman todenmukainen, viuhka asetettiin siihen ilmansuuntaan, jota kohti kasvillisuuslinja suuntautuvat ja mistä aallokkovaikutusta tulee eniten (vrt. Saarnio 1998). Tämän jälkeen etsittiin suurin

merenselkä tältä ilmansuunnalta ja laskettiin tehollinen fetch Håkansonin (1981) esittämällä kaavalla:

$$L_f = \frac{\sum x_i \cos \gamma_i}{\sum \cos \gamma_i}, \text{ missä } x_i \text{ on laskettu matka kilometreinä linjan aloituskohdasta}$$

mantereeseen tai seuraavaan saareen, γ_i mittausten ja pääakselin välinen kulma.

3 Tulokset

3.1 Tutkimuspaikkojen fetch

Håkansonin (1981) mallilla lasketut tuulen pyyhkäisymatkat on esitetty taulukossa 5. Uloimmat tutkimuspaikat sijaitsevat ulkosaariston ja avomeren vaihtetumisvyöhykkeellä, joten niiden rannat ovat todella avoimia. Ulkomeren saarten rantoja kuluttavat aallot keräävät energiansa käytännössä koko Suomenlahden matkalta, Viron rannikolta asti.

Taulukko 5. Tuulen tehollinen pyyhkäisymatka (fetch) kilometreinä ilmaistuna eri tutkimuspaikoissa siirryttäessä lännestä itään.

No	Tutkimuspaikka	Effective fetch (km)
73	Rödgrundet Espoo	28,0
35	Södra Kytökäringen	7,3
56	Bullan Knaperskär	55,9
53	Gåsgrundet S-kivi	70,2
63	Bodökobben NE	15,2
42	Notgrundet	12,1
305	Vattukobben	4,2
128	Koirasaari N	6,8
123	Trutklobbsklackarna	4,7
403	Trutkobben	5,7
286	Harmajanourit N	13,4
260B	Peninkarit Isosaari	48,2
296	Märaskrin Vuosaari	20,9
329	Hanskinen NW-luoto	5,3

3.2 Tutkimuspaikkojen lajisto

Tutkimuspaikoilta löytyi yhteensä 20 vesikasvilajia, yleisimmät lajit olivat viherahdinparta, rakkolevä sekä rakkoleväntupsu *Elachista fucicola*, joita löytyi kaikilta linjoilta (taulukko 6). Myös punahelmilevä *Ceramium tenuicorne*, ruskokivitupsu *Spachelaria arctica* ja meriahdinparta *Cladophora rupestris* olivat yleisiä. Puolestaan röyhelöpunalevä *Phyllophora pseudoceranoides*, liuskapunalevä *Coccotylus truncatus*, punoslevä *Eudesme virescens* sekä ruusulevä *Aglaothamnion roseum*

olivat tutkimusalueella harvinaisia. Ruusulevä on Rassin ym. (2001) mukaan luokiteltu uhanalaiseksi (NT, silmälläpidettävä laji). Eniten lajeja (14 kpl) löytyi Vattukobbenin sukelluslinjalta, myös Trutklobbslackarnan linjalta lajeja löytyi runsaasti (13 kpl). Putkilokasveista löytyi vain merihauraa *Zannichellia palustris* ja hapsivitaa *Potamogeton pectinatus*, joita löytyi neljältä linjalta tutkimusalueen läntisestä osasta. Suolilevää *Ulva* sp. löytyi viideltä linjalta. Tutkimusalueen lajisto on Suomenlahden ulkosaariston kalliorannoille tyypillistä lajistoa.

Taulukko 6. Tutkimusalueelta löytyneet vesikasvilajit sukelluslinjoittain lännestä itään siirtyen.

Suomenkielinen nimi	Tieteellinen nimi	Linja													
		Rödgrundet	Södra Kytökärningen	Bullan Knaperskär	Gåsgrundet	Bodökobben	Notgrundet	Vattukobben	Koirasaari	Trutklobbslackarna	Trutkobben	Harmajanourit	Peninkarit Isosaari	Märskrin	Hanskinen
		73	35	56	53	63	42	305	128	123	403	286	260 B	296	329
Punalevät	Rhodophyta														
Haarukkalevä	<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) J.V. Lamour.	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Röyhelöpunalevä	<i>Phyllophora pseudoceranoides</i> (S.G. Gmel.) Newroth & A.R.A. Taylor.							x		x					
Liuskapunalevä	<i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) Wynne&Heine														x
Ruusulevä	<i>Aglaothamnion roseum</i> (Roth) Lyngb.									x					
Mustaluulevä	<i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.				x		x	x	x	x	x	x	x		x
Punahelmilevä	<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kütz.) Waern	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Laikkupunalevä	<i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerf.) Menegh.		x					x		x	x				
Ruskolevät	Phaeophyta														
Jouhilevä	<i>Chorda filum</i> (L.) Stackh.	x	x					x							
Rakkolevä	<i>Fucus vesiculosus</i> L.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Leveäpartalevä	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev.	x	x		x	x		x	x	x	x				x
Pilviruskolevä	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngb.	x	x	x		x		x		x		x	x	x	
Lettiruskolevä	<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellm.			x	x				x		x	x	x		x
Rakkoleväntupsu	<i>Elachista fucicola</i> (Vellay) Aresch.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ruskokivitupsu	<i>Sphacelaria arctica</i> Harv.	x			x		x	x	x	x	x	x	x		x
Punoslevä	<i>Eudesme virescens</i> Carmich.							x				x			
Viherlevät	Chlorophyta														
Suolilevä	<i>Ulva</i> sp.		x	x			x		x		x				
Viherahdinparta	<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Meriahdinparta	<i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kütz.	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x
Putkilokasvit	Tracheobionta														
Merihaura	<i>Zannichellia palustris</i> L.		x			x	x								
Hapsivita	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.			x		x									
Yhteensä lajeja / linja		10	11	10	10	9	10	14	11	13	12	10	9	7*)	11

*) Märskrinin linja oli hyvin matala, syvimmillään vain 3,3 metriä.

3.3 Tutkimuspaikkojen veden likaantuneisuusluokat ja vertailu edellisiin vuosiin

Tutkimuspaikoille määritettiin niiden vesikasvillisuuden perusteella veden likaantuneisuusluokat (taulukko 7). Likaantuneisuusluokkia on yhteensä kuusi (taulukko 3). Likaantuneisuusluokittelussa käytettiin apuna rakkolevää sisältävien alueiden luokituskaaviota (kuva 4). Notgrundetilla ja Peninkareilla likaantuneisuusluokaksi saatiin lievästi häiriintynyt, kun tarkasteltiin vain sukeltamalla kahden metrin syvyyteen kerättyä aineisto. Muilla paikoilla likaantuneisuusluokat olivat samat ylimmän kahden metrin aineiston ja koko linjalta kerätyn aineiston perusteella.

Taulukko 7. Tutkimuspaikkojen S-indeksit ja likaantuneisuusluokat siirryttäessä lännestä itään arvioituna erikseen ylimmän kahden metrin ja koko linjalta saadun aineiston perusteella. S-indeksi on sitä negatiivisempi mitä puhtaampaa tutkimuspaikan vesi on.

Nro	Tutkimuspaikka	S-indeksi ylin 2 m	S-indeksi koko linja	Likaantuneisuusluokka ylin 2 m	Likaantuneisuusluokka koko linja
73	Rödgrundet Espoo	-0,7	-1,2	Luonnontilainen	Luonnontilainen
35	Södra Kytökäringen	-1,1	-1,5	Luonnontilainen	Luonnontilainen
56	Bullan Knaperskär	-0,9	-0,9	Luonnontilainen	Luonnontilainen
53	Gåsgrundet S-kivi	-1,1	-1,6	Luonnontilainen	Luonnontilainen
63	Bodökobben NE	-0,9	-0,9	Luonnontilainen	Luonnontilainen
42	Notgrundet	-0,1	-1,3	Lievästi häiriintynyt	Luonnontilainen
305	Vattukobben	-1,4	-1,6	Luonnontilainen	Luonnontilainen
128	Koirasaari N	-0,7	-1,4	Luonnontilainen	Luonnontilainen
123	Trutklobbsklackarna	-0,9	-1,4	Luonnontilainen	Luonnontilainen
403	Trutkobben	-1,2	-1,4	Luonnontilainen	Luonnontilainen
286	Harmajanourit N	-0,6	-1,7	Luonnontilainen	Luonnontilainen
260B	Peninkarit Isosaari	-0,2	-1,4	Lievästi häiriintynyt	Luonnontilainen
296	Märaskrin Vuosaari	-1,0	-1,1	Luonnontilainen	Luonnontilainen
329	Hanskinen NW-luoto	-0,9	-1,4	Luonnontilainen	Luonnontilainen

Kaikkien tutkimuspaikkojen perustiedot (lajisto, % -peittävyys, sekovarsien pituudet, pohjan laatu, rakkolevän kasvun syvyysrajat) kerättiin kohdekortteihin (liite 1). Kohdekorteista selviää perustietojen lisäksi aiempien vuosien tutkimusten näytepaikkakohtaiset likaantuneisuusindeksit (S-indeksi).

Likaantuneisuusluokittelun tuloksia sekä näytepaikkakohtaisia S-indeksejä, jotka perustuivat koko linjalla havaittuun aineistoon, verrattiin alueella vuosina 1979, 1986, 1988, 1993 ja 1998–1999 haramenetelmällä tehtyihin tutkimuksiin (taulukot 8 ja 9) (Viitasalo ym. 2002). Muutosta tarkasteltaessa huomioitiin vain vuoden 1998–99 aikana tehdyt tutkimukset, ja tarkastelu rajattiin likaantuneisuusluokkien eikä yksittäisten lajien tasolle.

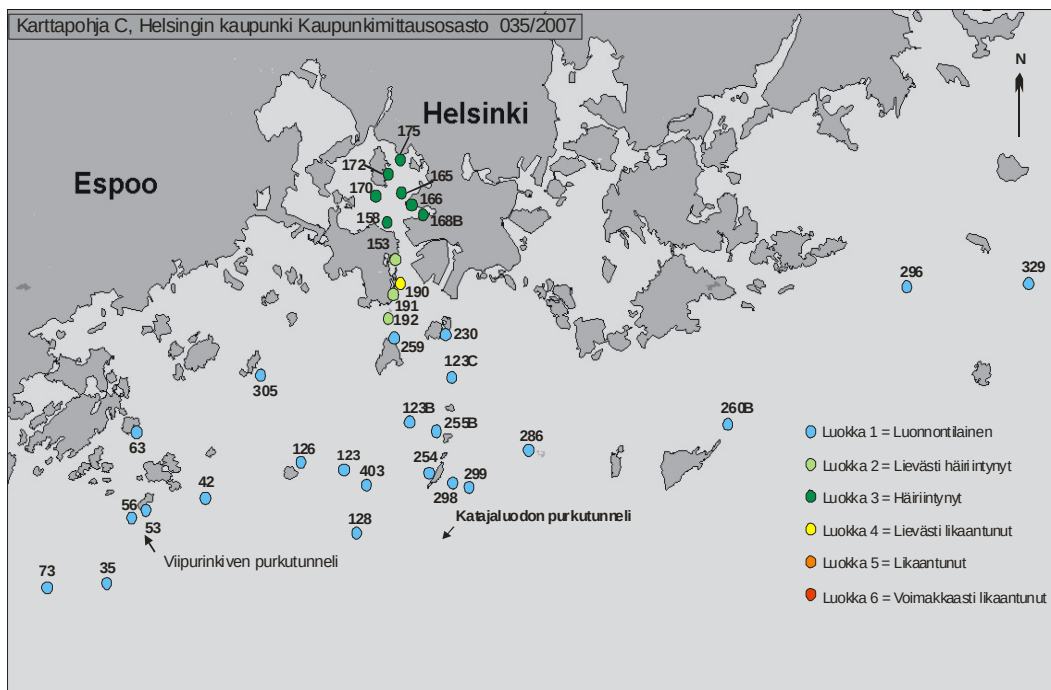
Taulukko 8. Tutkimuspaikkojen likaantuneisuusluokat eri vuosina. 1 = luonnontilainen, 2 = lievästi häiriintynyt, 3 = häiriintynyt, 4 = lievästi likaantunut, 5 = likaantunut, 6 = voimakkaasti likaantunut.

Osa-alue	No	Tutkimuspaikka	Likaantuneisuusluokka						Koko linja
			1979	1986	1988	1993	1998–99	Ylin 2 m 2007	
Espoon ulkosaaristo	73	Rödgrundet Espoo	1	-	1	1	1	1	1
	35	Södra Kytökäringen	1	1	1	-	2	1	1
	56	Bullan Knaperskär	2	2	3	2	1	1	1
	53	Gåsgrundet S-kivi	1	2	1	3	1	1	1
	63	Bodökobben NE	1	1	1	1	1	1	1
	42	Notgrundet	1	2	1	2	1	2	1
	305	Vattukobben	1	1	2	2	1	1	1
Katajaluoto– Rysäkari	128	Koirasaari N	1	1	2	-	2	1	1
	123	Trutklobbsklackarna	1	1	2	3	1	1	1
	403	Trutkobben	-	-	-	-	2	1	1
Taulukari– Harmaja	286	Harmajanourit N	2	2	2	2	1	1	1
Helsingin itäinen ulkosaaristo	260B	Peninkarit Isosaari	-	1	1	1	1	2	1
	296	Märaskrin Vuosaari	1	1	1	1	1	1	1
	329	Hanskinen NW-luoto	1	2	1	1	1	1	1

Taulukko 9. Tutkimuspaikkojen S-indeksit eri vuosina.

Osa-alue	No	Tutkimuspaikka	S-indeksi						Koko linja
			1979	1986	1988	1993	1998–99	Ylin 2 m 2007	
Espoon ulkosaaristo	73	Rödgrundet Espoo	-1,7	-	-0,8	-0,7	-0,8	-0,7	-1,2
	35	Södra Kytökäringen	-1,7	-1,8	-2,0	-	-0,8	-1,1	-1,5
	56	Bullan Knaperskär	-	-	-0,7	-0,6	-0,5	-0,9	-0,9
	53	Gåsgrundet S-kivi	-1,9	-2,0	-2	-0,6	-0,7	-1,1	-1,6
	63	Bodökobben NE	-0,3	-	-1,0	-0,9	-0,6	-0,9	-0,9
	42	Notgrundet	-1,6	-1,5	0,5	0,3	-0,1	-0,1	-1,3
	305	Vattukobben	-1,7	-1,6	-0,7	-1,0	-0,6	-1,4	-1,6
Katajaluoto– Rysäkari	128	Koirasaari N	-1,6	-1,2	-0,4	-	-0,5	-0,7	-1,4
	123	Trutklobbsklackarna	-1,6	-1,2	0,2	-0,4	-1,2	-0,9	-1,4
	403	Trutkobben	-	-	-0,8	0,3	-0,2	-1,2	-1,4
Taulukari– Harmaja	286	Harmajanourit N	-1,5	-1,5	-0,4	-0,2	-0,8	-0,6	-1,7
Helsingin itäinen ulkosaaristo	260B	Peninkarit Isosaari	-	-1,8	-0,6	-1,0	-0,4	-0,2	-1,4
	296	Märaskrin Vuosaari	-1,8	-1,8	-1,9	-1,3	-1,0	-1,0	-1,1
	329	Hanskinen NW-luoto	0,0	-1,0	-1,8	-1,5	-1,3	-0,9	-1,4

Kesän 2007 tutkimuksen perusteella tutkimuspaikkojen veden laatu oli kaikilla alueilla luonnontilaista vastaava, kun tarkastellaan koko linjalla havaittua lajistoa (taulukko 8 ja kuva 8). Kuvassa 8 on myös vuoden 2005 kasvillisuuskartoituksen näytepaikkojen veden likaantuneisuusluokat (Ilmarinen & Viitasalo 2006). Makrofytyt ilmentävät ranta-alueen paikallista tilaa. Likaantuneisuusluokittelulla (kuten myös veden ekologisen tilan luokittelulla) määritetty veden tila voidaan sen vuoksi yleistää koskemaan vain tutkimuspaikan välittömässä läheisyydessä olevaa vesialuetta.



Kuva 8. Tutkimuspaikkojen likaantuneisuusluokat koko linjalta havaitun lajiston perusteella määritettynä. Kuvassa myös 2005 kasvillisuuskartoituksen näytepaikkojen korjatut veden likaantuneisuusluokat (Ilmarinen & Viitasalo 2006) sekä Suomenojan (Viipurinkivi) ja Viikinmäen (Katajaluoto) jätevedenpuhdistuslaitoksien purkutunneleiden suuaukkojen sijainnit.

Tutkimuspaikkojen likaantuneisuusluokkien tarkastelua varten ne jaettiin saarijonojen, matalikkojen ja mannerrantojen rajoittamiin hydrografisiin osa-alueisiin (vrt. Viitasalo ym. 2002). Osa-alueet ovat Espoon ulkosaaristo, Katajaluoto-Rysäkari, Taulukari-Harmaja ja Helsingin itäinen ulkosaaristo.

Espoon ulkosaaristo

Espoon ulkosaariston alueeseen kuuluu yhteensä seitsemän tutkimuspaikkaa: Rödgrundet Espoo, Södra Kytökärningen, Bullan Knaperskär, Gåsgrundet S-kivi, Bodökobben NE, Notgrundet ja Vattukobben. Kaikki tutkimuspaikat olivat kallio- ja kivikkorantaisia. Tyypillisiä olivat rannat, jotka olivat tyrskyvyöhykkeessä kalliota ja kivikkoa, mutta muuttuivat syvemmällä sorapohjaisiksi. Ainoastaan Södra Kytökärningenillä ja Bodökobbenilla oli hieman hiekkapohjaa soran seassa. Rannat olivat hyvin loivia, lukuun ottamatta Rödgrundetia ja Notgrundetia, joissa saavutettiin maksimissaan 7,7 metrin syvyys 50 metrin päässä rannasta.

Muilla tutkimuspaikoilla ei ollut tapahtunut muutoksia likaantuneisuusluokissa paitsi Södra Kytökärningenillä, jossa veden tila oli parantunut verrattuna edelliseen tutkimukseen. Siltä sekä Bodökobbenilta löytyi edellisvuosista poiketen pieni esiintymä merihauraa *Zannichellia palustris*. Likaantuneisuusluokittelun sanallisten kuvausten perusteella paikan kasvilajisto indikoi luonnontilaa: rakkolevä oli puhdasta sekä hyväkuntoista ja sillä kasvoi lajityypillistä epifyyttiä rakkoleväntupsua. Rakkolevän muodosti lähes kaikilla paikoilla yhtenäisen vyöhykkeen, joka ulottui keskimäärin kolmen metrin syvyyteen. Viherahdinparta oli lyhyttä ja suoli-levä *Ulva intestinalis* esiintyi hyvin vähäisiä määriä. Tyypillisiä punaleviä olivat

kaikilla rannoilla punahelmilevä, ja puhdasta vettä ilmentävät haarukkalevä *Furcellaria lumbricalis* sekä mustaluulevä *Polysiphonia fucoides*.

Katajaluoto–Rysäkari

Katajaluoto–Rysäkarin alueeseen kuului yhteensä kolme tutkimuspaikkaa: Koira-saari N, Trutklobbslackarna ja Trutkobben. Kaikki tutkimuspaikat olivat jyrkkiä kallio- ja kivikkorantoja, joissa hiekkapohja saavutettiin vasta noin kahdeksan metrin syvyydessä. Trutkobbenilla vallitsevana pohjanlaatuna oli kallio vielä yli kymmenen metrin syvyydessäkin.

Likaantuneisuusluokittelun sanallisten kuvausten perusteella Koirasaaren ja Trutkobbenin kasvillisuuden tila indikoi veden laadun parantuneen luonnontilaiseksi eli yhden likaantuneisuusluokan verran sitten edellisen tutkimuksen. Trutklobbslackarnan vesi on pysynyt luonnontilaisena. Tutkimuspaikkojen likaantuneisuusluokkaa nostivat hyväkuntoisena kasvava fertiili rakkolevä, jolla kasvoi epifyyttistä rakkoleväntupsua. Rakkolevä kasvoi jopa viiden metrin syvyydessä. Lyhyttä viherahdinpartaa kasvoi tyrskyvyöhykkeessä. Puhdasta vettä indikoivia punaleviä, mustaluulevää, punahelmilevää sekä haarukkalevää kasvoi kaikilla osa-alueen tutkimuspaikoilla. Trutklobbslackarnalta löytyi myös uhanalaiseksi luokiteltua ruusulevää.

Taulukari-Harmaja

Taulukari-Harmajan alueeseen kuului vain yksi tutkimuspaikka, jyrkkä kallio- ja kivikkorantainen Harmajanourit N. Tutkimuspaikan vesi oli pysynyt luonnontilaisena sitten edellisen tutkimuksen. Lajisto koostui elinvoimaisena noin neljän metrin syvyyteen kasvavasta rakkolevävyöhykkeestä, jonka jälkeen alkoi mustaluulevästä ja haarukkalevästä koostuva punalevävyöhyke.

Helsingin itäinen ulkosaaristo

Helsingin itäisen ulkosaariston osa-alueeseen kuului kolme tutkimuspaikkaa, Peninkarit Isosaari, Märaskrin Vuosaari sekä Hanskinen NW-luoto. Kaikki olivat kallio- ja kivikkorantaisia ja Märaskrinia lukuun ottamatta jyrkkiä rannoiltaan. Peninkareilla ja Hanskisella sukelluslinja ulottui rakkolevän vyöhykkeen alarajaa syvemmälle ja rakkolevän havaittiin kasvavan elinvoimaisena noin viiteen metriin, jonka jälkeen erottui punalevävyöhyke haarukka- ja mustaluulevineen. Hanskisella viherahdinparta oli noin 10 cm:n mittaista, muilla paikoilla lyhyempää.

3.4 Tutkimuspaikkojen veden ekologinen tila

3.4.1 Ekologinen laatusuhde (EQR)

Kullekin tutkimuspaikalle määritettiin veden ekologinen tila ekologisen laatusuhteen avulla. Ekologinen laatusuhde laskettiin käyttäen biologisena muuttujana sekä yhtenäisen rakkolevävyöhykkeen alarajaa (taulukko 10) että alimman rakkoleväyksilön alarajaa (taulukko 11). Vuoden 2005 kasvillisuustutkimuksen (Ilmarinen & Viitasalo 2006) toteutuksessa käytettiin biologisena muuttujana EQR:n laskemiseen rakkolevän alimman yksilön alarajaa, sillä sen hetkiset ohjeet eivät määritelleet muuttujaa tarkemmin. Vuoden 2007 aikana ohjeet ovat tarkentuneet, jonka vuoksi tässä tutkimuksessa siirryttiin käyttämään rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajaa. Näin ollen ainoastaan taulukon 11 EQR-luvut ja ekologisen tilan sanalliset määritelmät ovat vertailukelpoisia vuoden 2005 tutkimuksen kanssa. Kuvassa 9 on esitetty veden ekologisen tilan luokat rakkolevän alimman yksilön mukaan laskettuna. Ekologista tilaa ei saatu määritettyä paikoille 35, 56, 63 ja 296, sillä sukelluslinja loppui ennen alimman rakkoleväyksilön saavuttamista. Rannan profiili oli näillä paikoilla loiva. Kuvassa on myös vuoden 2005 tutkimuksen tulokset (Ilmarinen & Viitasalo 2006). Kuvassa 10 on veden ekologisen tilan luokat määritettynä nykyisillä ohjeilla rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajan mukaan. Kuvassa on ainoastaan vuoden 2007 kasvillisuustutkimuksen tulokset.

Taulukko 10. Ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot eri tutkimuspaikoilla siirryttäessä lännestä itään päin. Biologisena muuttujana käytetty rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajaa. Vertailuarvo (m) tarkoittaa rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajaa.

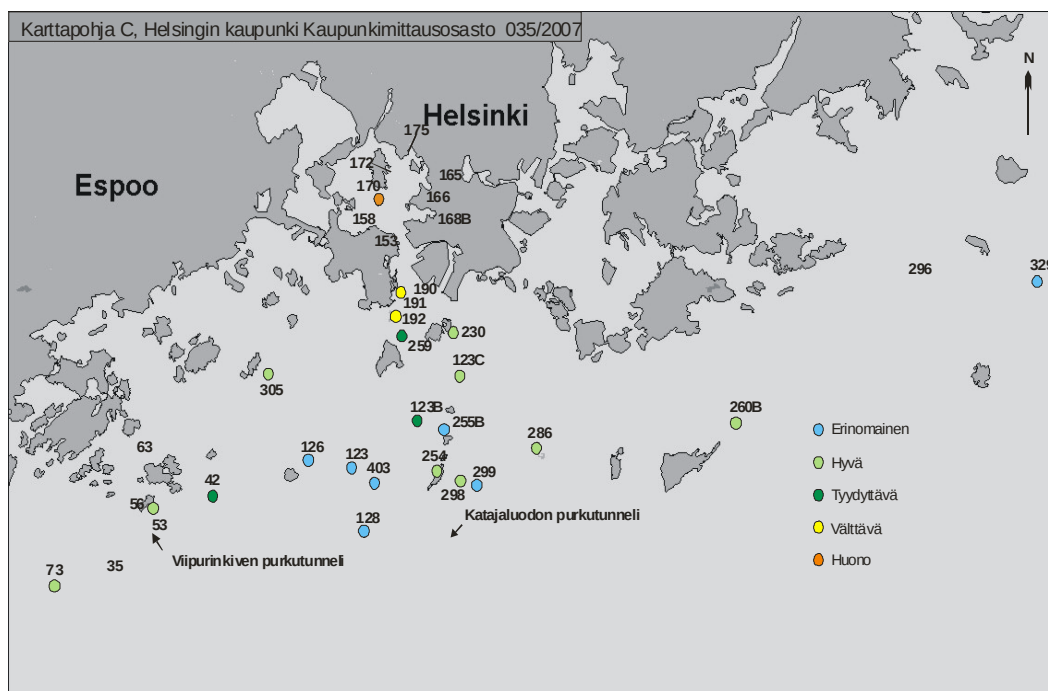
Osa-alue	No	Tutkimuspaikka	Havaittu arvo (m)	Vertailuarvo (m)	EQR	Ekologinen tila
Espoon ulkosaaristo	73	Rödgrundet Espoo	3,7	7,0	0,5	Tyydyttävä
	35	Södra Kytökäringen	2,7	4,0	0,7	Hyvä
	56	Bullan Knaperskär	2,4	7,0	0,3	Tyydyttävä
	53	Gåsgrundet S-kivi	3,3	7,0	0,5	Tyydyttävä
	63	Bodökobben NE	1,6	7,0	0,2	Välttävä
	42	Notgrundet	2,1	7,0	0,3	Tyydyttävä
	305	Vattukobben	2,0	4,0	0,5	Tyydyttävä
Katajaluoto– Rysäkari	128	Koirasaari N	4,1	4,0	1,0	Erinomainen
	123	Trutklobbsklackarna	4,1	4,0	1,0	Erinomainen
	403	Trutkobben	2,4	4,0	0,6	Tyydyttävä
Taulukari– Harmaja	286	Harmajanourit N	3,9	7,0	0,6	Tyydyttävä
Helsingin itäinen ulkosaaristo	260B	Peninkarit Isosaari	4,9	7,0	0,7	Hyvä
	296	Märaskrin Vuosaari	*)	7,0	-	-
	329	Hanskinen NW-luoto	4,6	4,0	1,2	Erinomainen

*) Sukelluslinja loppui ennen yhtenäisen vyöhykkeen alarajan saavuttamista.

Taulukko 11. Ekologisen laatusuhteen (EQR) arvot eri tutkimuspaikoilla siirryttäessä län-
nestä itään päin. Biologisena muuttujana käytetty alimman rakkoleväsilmän alarajaa.

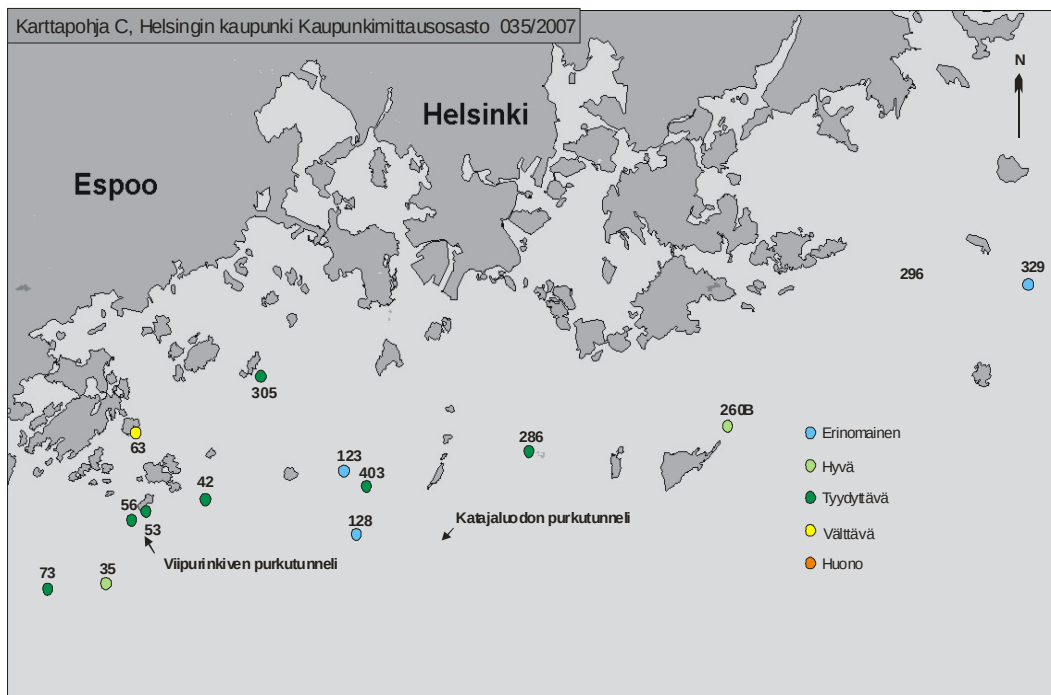
Osa-alue	No	Tutkimuspaikka	Havaittu arvo (m)	Vertailuarvo (m)	EQR	Ekologinen tila
Espoon ulkosaaristo	73	Rödgrundet Espoo	4,8	7,0	0,7	Hyvä
	35	Södra Kytökärningen	*)	4,0	-	-
	56	Bullan Knaperskär	*)	7,0	-	-
	53	Gåsgrundet S-kivi	4,6	7,0	0,7	Hyvä
	63	Bodökobben NE	*)	7,0	-	-
	42	Notgrundet	3,7	7,0	0,5	Tyydyttävä
	305	Vattukobben	2,9	4,0	0,7	Hyvä
Katajaluoto- Rysäkari	128	Koirasaari N	5,0	4,0	1,3	Erinomainen
	123	Trutklobbsklackarna	5,1	4,0	1,3	Erinomainen
	403	Trutkobben	4,4	4,0	1,1	Erinomainen
Taulukari- Harmaja	286	Harmajanourit N	4,4	7,0	0,6	Hyvä
Helsingin itäinen ulkosaaristo	260	Peninkarit Isosaari	5,1	7,0	0,7	Hyvä
	296	Märaskrin Vuosaari	*)	7,0	-	-
	329	Hanskinen NW-luoto	5,3	4,0	1,3	Erinomainen

*) Sukelluslinja loppui ennen alimman rakkoleväsilmän saavuttamista.



Kuva 9. Tutkimuspaikkojen veden ekologisen tilan luokat rakkolevän alimman yksilön alarajan mukaan määritettynä. Paikoilla 35, 56, 63 ja 296 sukelluslinja loppui ennen alimman rakkoleväsilmän saavuttamista. Kuvassa myös 2005 kasvillisuuskartoituksen veden ekologisen tilan luokat niiden tutkimuspaikkojen osalta, joille luokat voitiin määrittää³ (Ilmarinen & Viitasalo 2006). Kuvassa myös Suomenojan (Viipurinkivi) ja Viikinmäen (Katajaluoto) jätevedenpuhdistuslaitoksien purkutunneleiden suuaukkojen sijainnit.

³ Veden ekologinen tila voidaan määrittää vain alueille, joilla kasvaa rakkolevää tai joilta sitä on aiemmin löytynyt (Ilmarinen & Viitasalo 2006).



Kuva 10. Tutkimuspaikkojen veden ekologisen tilan luokat rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajan mukaan määritettynä. Paikan 296 sukelluslinja loppui rannan loivuuden vuoksi ennen rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajan saavuttamista. Kuvassa vain 2007 kasvillisuustutkimuksen tulokset. Kuvassa myös Suomenojan (Viipurinkivi) ja Viikinmäen (Katajaluoto) jätevedenpuhdistuslaitoksien purkutunneleiden suuaukkojen sijainnit.

Veden ekologisen tilan tarkastelu tehtiin nykyisten ohjeiden mukaisesti käyttäen rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajaa muuttujana. Tarkastelussa käytettiin samaa osa-aluejakoa kuin likaantuneisuusluokittelussakin.

Espoon ulkosaaristo

Suojaisia rantoja ovat Södra Kytökäringen ja Vattukobben, avoimia puolestaan Rödgrundet, Bullan Knaperskär, Gåsgrundet, Bodökobben ja Notgrundet. Södra Kytökäringenin veden ekologinen tila oli hyvä, rakkolevävyöhyke ulottui 2,7 metrin syvyyteen. Rödgrundetin, Bullan Knaperskärin, Gåsgrundetin, Notgrundetin ja Vattukobbenin veden tila oli tyydyttävä, rakkolevävyöhyke ulottui syvimmillään 3,3 metriin. Välttävään tilaan luokiteltiin puolestaan Bodökobbenin tutkimuspaikka, jossa rakkolevävyöhyke loppui jo 1,6 metrin syvyydessä.

Katajaluoto–Rysäkari

Kaikki alueen tutkimuspaikat ovat suojaisia tehollisen fetchin mukaan laskettuna. Koirasaari ja Trutklobbslackarna luokiteltiin veden ekologiselta tilaltaan erinomaiseksi, rakkolevävyöhykkeen ulottuessa molemmissa paikoissa 4,1 metriin. Trutkobben puolestaan sijoittui luokkaan tyydyttävä, vyöhykkeen ulottuessa 2,4 metriin.

Taulukari-Harmaja

Osa-alueen ainut tutkimuspaikka Harmajanourit on rannaltaan avoin ja sen veden ekologinen tila oli tyydyttävä. Rakkolevävyöhykkeen alaraja sijaitsi 3,9 metrissä.

Helsingin itäinen ulkosaaristo

Tutkimuspaikoista Peninkarit ja Märaskrin ovat avoimia ja Hanskinen suojaista. Peninkarien veden ekologinen tila oli hyvä, rakkolevävyöhykkeen ulottuessa jopa 4,9 metrin syvyyteen. Hanskinen veden tila oli erinomainen ja rakkolevävyöhyke jatkui 4,6 metriin. Märaskrinin sukelluslinja ei ulottunut rannan loivuudesta johtuen tarpeeksi syvälle, jotta olisi saatu selville rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alaraja.

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Vesikasvillisuuden tila tutkimusalueella

Espoon ulkosaariston tutkimuspaikoilla vesikasvillisuus ilmensi likaantuneisuusluokittelussa luonnontilaa. Aluetta kuormittavat lähinnä Espoon Suomenojan puhdistamon jätevesien sekä Rövargrundetin alueelle läjitettävien ruoppausmassojen mukana kulkeutuvat ravinteet. Suomenojan puhdistamolla fosforinpoisto on 98 %:n ja typenpoisto 78 %:n luokkaa (Suomenojan puhdistamo 2006).

Alueen ravinnekuormitus on vedenpuhdistustekniikan kehittymisen myötä vähentynyt jo usean vuoden ajan, mikä näkyy vesikasvillisuuden elpymisenä, joka havaittiin jo vuosien 1998–99 tutkimuksessa. Vuosien 1979–1993 vesikasvitutkimusten (Viitasalo ym. 2002) perusteella näyttäisi siltä, että vuoteen 1993 asti Espoon ulkosaariston veden likaantuneisuusluokat heikkenivät luonnontilaisesta paikoitellen jopa häiriintyneen tasolle, jonka jälkeen vesikasvillisuuden tila on kohentunut.

Jos alueen tilaa tarkastellaan perustuotantokyvyn mukaan, on havaittavissa arvojen olevan koholla vertailualueeseen verrattuna (Autio ym. 2007). Purkualueen korkeammat perustuotantokyvyn arvot ilmentävät jätevesien paikallisesti rehevöittävää vaikutusta (Autio ym. 2007). Rehevöittävä vaikutus ei kuitenkaan ole nähtävissä tämän tutkimuksen likaantuneisuusluokittelussa. Rövargrundetin läjitysalueelle on läjitetty edellisten neljän vuoden aikana keskimäärin 42 000 m³ ruoppausmassoja vuotta kohti. Kuluvan vuoden aikana alueelle arvioidaan läjitettävän massoja 60 000 kuutiometrin verran (Nikulainen Virpi, Espoon kaupunki, suull. tiedonanto).

Alueen itäosassa sijaitsevan Södra Kytökäringenin tutkimuspaikan veden tila oli parantunut yhden likaantuneisuusluokan verran vuosien 1998–99 tehdyn tutkimuksen jälkeen ja oli nyt luonnontilainen. Veden tilaluokan paraneminen alueella on seurausta todellisesta muutoksesta kasvilajistossa, eikä muuttuneesta näytteenottomenetelmästä.

Notgrundetin veden tilaksi saatiin lievästi häiriintynyt eli yhden luokan huonompi tila kuin vuosien 1998–99 tutkimuksessa, kun määrittämisessä käytettiin vain ylim-

män kahden metrin matkalla havaittua lajistoa. Tutkimuspaikan S-indeksi oli kuitenkin ylimmän kahden metrin lajiston perusteella määritettynä sama kuin edellisessä tutkimuksessa. S-indeksiä käytetään likaantuneisuusluokan määrittämisessä vain suuntaa-antavana lukuna, ja luokka määrittyy pääasiassa sanallisten kuvauksen perusteella. Näin ollen Notgrundetin veden luonnontilaa voidaan pitää todellisenä tuloksena, eikä muuttuneesta näytteenottomenetelmästä johtuvana. Muilla paikoilla veden tilassa ei ollut tapahtunut muutosta vuosien 1998–99 tehdyn tutkimuksen jälkeen.

Vesipuidedirektiivin mukaisella menetelmällä arvioituna Espoon ulkosaariston vesi on ekologiselta tilaltaan kuitenkin keskimäärin vain tyydyttävää. Viipurinkiven purkutunnelin läheisyydessä olevat tutkimuspaikat eivät poikkea veden ekologiselta tilaltaan Espoon ulkosaariston muista tutkimuspaikoista. Rakkolevän yhtenäinen vyöhyke ei ulotu niin syväälle kuin referenssioloissa, jotka perustuvat Häyrénin tutkimusaineistoon 1940-luvulta (Häyrén 1940, Häyrén 1949).

Rakkolevävyöhykkeen syvärajan madaltuminen sitten 1900-luvun alkupuoliskon on yleinen ilmiö Itämerellä, joka johtuu pääasiassa veden rehevöitymisen aiheuttamasta samentumisesta. Rakkolevän alarajaa säätelee Itämeressä lähinnä valon tunkeutuminen veteen (Kautsky ym. 1986, Bäck & Ruuskanen 2000). Espoon ja Helsingin ulkosaaristossa kasviplanktonin aiheuttama samennus on ollut pääasiallinen syy veden näkösyvyyksien pienenemiseen sitten 1970-luvun (Autio ym. 2007). Kasviplanktonin runsastuminen puolestaan johtuu alueen jatkuvasti kasvaneesta rehevöitymisestä. Näkösyvyys Espoon ja Helsingin jätevesien purkupaikoilla ei ole viime vuosina poikennut alueen muiden näytepisteiden tasosta, joten Espoon ulkosaariston veden valaistusolot eivät selity purkutunnelin läsnäololla (Autio ym. 2007).

Rakkolevävyöhyke oli Espoon ulkosaaristossa paikoitellen laikuittaista. Vastavaa rakkolevävyöhykkeen laikuittaisuutta on havaittu laajoilla alueilla myös muualla Suomenlahden uloimmassa saaristossa (Ari Ruuskanen, Helsingin yliopisto, julkaisematon aineisto). Syytä tähän ei varmasti tiedetä, mutta on mahdollista, että se johtuu avoimille rannoille pakkautuvan jään mekaanisesta kulutuksesta rakkolevän esiintymissyvyydellä, noin yhdestä kuuteen metriin (Kiirikki 1996). Myös myrskyaallokko voi merelle avoimilla rannoilla irrottaa rakkoleviä kasvualustaltaan. Rakkolevävyöhykkeen laikuittaisuudessa lienee kyse luontaisesta vaihtelusta, jonka mekanismeja ei tunneta.

Katajaluoto–Rysäkarin tutkimuspaikkojen vesi oli likaantuneisuusluokittelun perusteella luonnontilaista. Alueen veden ekologinen tila oli vesipuidedirektiivin mukaisella menetelmällä arvioituna keskimäärin hyvä. Alueen veden laatu on elpynyt tilaan, mikä vallitsi ennen vuotta 1987, jolloin aloitettiin jätevesien johtaminen Katajaluodolle. Selkeimmin muutos vesikasvillisuuden paranemiseen näkyi Koirasaaren ja Trutklobbenin kasvillisuuden tilassa, joka oli parantunut yhden likaantuneisuusluokan verran sitten edellisen tutkimuksen. Trutklobbslackarnalla esiintynyt silmälläpidettäviin punaleviin kuuluva ruusulevä kärsii mm. veden rehevöitymisestä ja likaantumisesta (Rassi ym. 2001). Ruusulevän esiintyminen viittaa osaltaan veden laadun paranemiseen. Veden tilaluokan paraneminen alueella on seurausta todellisesta muutoksesta kasvilajistossa, eikä muuttuneesta näytteenottomenetelmästä, sillä tilaluokka oli sama myös käytettäessä vain ylimmän kahden metrin matkalla havaittua lajistoa.

Katajaluodon alueen tutkimuspaikkojen veden tilan paraneminen sitten edellisen vesikasvillisuustutkimuksen johtunee ravinnekuormituksen vähenemisestä (Helsingin Vesi 2006). Viikinmäen laitoksen vedenpuhdistustekniikan kehittyessä alu-

eelle johdetut jätevedet ovat vähäravinteisempia kuin aiemmin. Tekniikan kehittyminen ei kuitenkaan näy Katajaluodon alueen typen pitoisuudessa, joka on samaa tasoa kuin Espoon purkutunnelin alueella (Autio ym. 2007). Katajaluodon purkutunnelin alueella on mitattu korkeampia perustuotannon arvoja kuin vertailualueella, joka ilmentää jätevesien paikallisesti rehevöittävää vaikutusta (Autio ym. 2007).

Sekä Viipurinkiven että Katajaluodon purkutunneleiden välittömään läheisyyteen olisi syytä perustaa lisää vesikasvillisuuden seurantapistettä, jotta saataisiin selkeämmin selville jätevesikuormituksen vaikutukset vesikasvillisuuteen. Nykyiset seurantapistet sijaitsevat todennäköisesti liian kaukana päästölähteistä, jolloin laimenemisvaikutus on liian suuri, jotta niiden avulla saataisiin luotettavasti selville ravinnekuormituksen vaikutukset.

Taulukari–Harmajan alueen ainoalla tutkimuspaikalla Harmajanouritilla veden likaantuneisuusluokka oli pysynyt luonnontilaisena. Veden ekologinen tila oli kuitenkin vain tyydyttävä, eli rakkolevän yhtenäinen vyöhyke ei ulottunut enää niin syvälle kuin 1940-luvulla. Tutkimuspaikasta pohjoiseen noin kahden kilometrin päässä sijaitsee Taulukarin läjitysalue. Alueelle läjitettyjen maamassojen määrät ovat olleet suhteellisen alhaisia edellisten neljän vuoden aikana, keskimäärin 5 600 m³ ktr. vuodessa (Vatanen 2007). Tutkimusvuoden läjitysmäärät olivat edellisiä vuosia korkeammat 50 940 m³ ktr (Vuorivirta Kaarina, Helsingin Satama, suull. tiedonanto). Alueella tehtyjen sameusmittausten perusteella läjityksellä ei ole ollut kuitenkaan vettä samentavaa vaikutusta alueella vuonna 2007 (Vatanen 2007).

Helsingin itäisen ulkosaariston tutkimuspaikoilla veden laatu oli likaantuneisuusluokittelun mukaan luonnontilaa vastaava, eikä alueen vesikasvillisuudessa ole tapahtunut merkittäviä muutoksia sitten edellisen tutkimuksen. Tarkasteltaessa näytepaikkojen S-indeksejä on kuitenkin havaittavissa lievä huononeva suuntaus sitten vuoden 1979 tutkimuksen. Syynä lienee Itämeren yleinen rehevöitymiskehitys, joka vaikuttaa lajiston rakenteeseen.

Jos määritetään Peninkarien tilaluokka vain ylimmän kahden metrin lajiston perusteella, vedestä saadaan lievästi häiriintynyt kuva. Peninkarien tutkimuspaikalla oli kuitenkin tutkimuspäivänä erittäin kova merenkäynti, joka on voinut vaikeuttaa sukeltajan havainnointia, ja siten vähentää havaittujen lajien määrää tyrskyvyöhykkeessä. Veden ekologinen tila alueella oli erinomaisen ja hyvän välillä. Märaskrinin lounaispuolella sijaitsee Mustakuvun läjitysalue, jolle on läjitetty edellisten neljän vuoden aikana keskimäärin 6 580 m³ maamassoja (Vatanen & Haikonen 2007). Tutkimusvuonna läjitettiin yhteensä 5 500 m³ ktr (Vuorivirta Kaarina, Helsingin Satama, suull. tiedonanto).

Vesikasvillisuus antaa likaantuneisuusluokittelun mukaan optimistisemmän kuvan Helsingin edustan merialueen tilasta kuin veden yleisen käyttökelpoisuuden luokitukset vuosilta 1998–2000 (Autio ym. 2003) sekä vuosilta 2004–2006 (Autio ym. 2007). Veden yleinen käyttökelpoisuusluokitus tehdään veden fysikaalis-kemiallisten muuttujien perusteella. Veden yleisten käyttökelpoisuusluokitusten (Autio ym. 2003, Autio ym. 2007) mukaan tutkimusalueesta Vattukobben sekä Viipurinkiven ja Katajaluodon purkuaukkojen ympäristö menevät luokkaan tyydyttävä ja muu alue luokkaan hyvä. Likaantuneisuusluokittelun mukaan koko tutkimusalue kuuluu luokkaan luonnontilainen, kun käytetään koko sukelluslinjalla havaittua lajistoa.

Veden ekologisen tilan luokittelu antoi Helsingin edustan merialueesta sen sijaan keskimäärin samansuuntaisen kuvan kuin veden yleinen käyttökelpoisuusluokittelu. Veden ekologisen tilan luokittelu antoi Viipurinkiven alueelle tyydyttävän arvon, kuten yleinen käyttökelpoisuusluokittelukin. Veden ekologisen tilan luokittelun mukaan puolet tutkimuspaikoista sijoittui luokkaan tyydyttävä, ja toinen puoli luokkiin hyvä ja erinomainen. Vain yhdelle paikalle määritettiin välttävä tila. Tutkimusalueella on kaksi jäteveden purkutunnelia, joiden aiheuttama ravinnekuormitus näkyy selkeimmin veden yleisessä käyttökelpoisuusluokituksessa, joka perustuu suoraan vedestä mitattuihin pitoisuuksiin. Purkutunneleista tulevat ravinteet eivät kuitenkaan ole kokonaisuudessaan leville käyttökelpoisessa muodossa. Näin ollen on tärkeää seurata veden tilaa myös biologisten muuttujien kuten levien ja vesikasvien avulla, jotta saadaan selville ravinteiden vaikutukset lajistoon pitkällä aikavälillä.

Alueella on tutkittu viime vuosina kasvillisuutta tämän tutkimuksen kanssa yhtenevällä menetelmällä Alleco Oy:n toimesta. Katajaluodosta noin kuusi kilometriä etelään sijaitsevalla Gråskärsbådanin matalikolla havaittiin vuonna 2000 rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen ulottuva viiden metrin syvyyteen (Oulasvirta & Leinikki 2000), joka vastaa tämän tutkimuksen uloimpien tutkimuspaikkojen havaintoja. Katajaluodon lähellä sijaitsevien Koirakarin ja Tiirakarin rannalla yhtenäinen vyöhyke sijaitsi vuonna 1998 kolmen metrin syvyydessä (Oulasvirta & Leinikki 1998), joka myös vastaa tämän tutkimuksen samalla alueella tehtyjä havaintoja. Helsingin itäisen ulkosaariston alueella vuonna 2002 tehtyjen tutkimusten perusteella Hanskisella rakkolevävyöhyke ulottui keskimäärin neljän metrin syvyyteen (Kinnunen & Oulasvirta 2003), joka niin ikään on yhtenevä havainto tämän tutkimuksen kanssa. Katajaluodon ja Hanskisen alueella ei ole sitten vuoden 1998 tapahtunut suuria muutoksia rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen syvärajassa.

4.2 Menetelmien vertailu

Likaantuneisuusluokittelussa tarkastellaan kaikkien tutkimuspaikalla esiintyvien lajien runsaussuhteita ja sen avulla saadaan monipuolinen kuva veden laadusta. Likaantuneisuusluokittelua on käytetty useita vuosikymmeniä ja sen käyttöperiaatteet ovat vakiintuneet ja selkeät. Likaantuneisuusluokittelun lajikohtaiset s-indeksit perustuvat pitkäaikaisiin havaintoihin (Häyrén 1921, Hällfors ym. 1987). Olisi kuitenkin tärkeää päivittää eri kasvilajien vaste rehevöitymiseen huomioiden esim. ilmastonmuutoksen (mm. jäätalven pituus) vaikutus kasvilajien levinneisyyteen tietyille alueelle.

Lajikohtaiset s-indeksit tulisi myös päivittää uuden tutkimustiedon valossa, sillä tietyt lajit (mm. lettiruskolevä *Pilayella littoralis*) eivät nykytiedon mukaan juurikaan kärsi rehevöitymisestä (Paalme 2005), vaikka Häyrén aikoinaan näin päätteli. Tiettyjen lajien kohtelemisen puhtaan veden indikaattoreina vääristää likaaantuneisuusluokittelun tuloksia, joka on huomattavissa tässäkin tutkimuksessa. Yleisen tutkimustiedon valossa ei voida väittää Helsingin edustan merialueen olevan vesikasvilajistoltaan luonnontilainen. Näin ollen tämän tutkimuksen tuloksiin likaantuneisuusluokittelun osalta on suhtauduttava varauksella ja seurattava vesikasvillisuutta jatkossa sellaisin menetelmin, jotka antavat mahdollisimman todenmukaisen kuvan.

Likaantuneisuusluokittelu perustuu tiettyjen kasvilajien indikaattoriarvoon ja runsastumiseen, mutta eri ympäristötekijöiden vaikutuksia runsastumiseen ei kuiten-

kaan pystytty yksiselitteisesti erottelamaan. Makrofyytteihin vaikuttavat niin monimutkaiset ympäristötekijät, että tarkasteltaessa tietyn paikan lajistossa tapahtuneita muutoksia, on vaikea päätellä, johtuuko tietyn lajin runsastuminen juuri veden rehevyyden lisääntymisestä vai jostain muusta tekijästä kuten lajien välisestä kilpailusta, veden suolapitoisuudesta, virtauksista, lämpötilasta (Lüning 1990) tai valosta (Lorenz ym. 1991). Lajien ekologia, fysiologia ja reagointinopeus on tunnettava erittäin hyvin, ennen kuin lajilla voidaan sanoa olevan indikaattoriarvoa (Blomster 1996).

Vesipuitedirektiivin mukainen yhteen indikaattorilajiin ja sen muutamaan muuttu- jaan perustuva veden ekologisen tilan tarkastelu on suppeaa, eikä välttämättä anna todenmukaista kuvaa veden tilasta. Toisaalta tarkasteltaessa rakkolevän kasvusyvyyttä kaikkien lajien peittävyyksien tarkastelun sijaan vähennetään tutkijan vaikutusta tuloksiin. Rakkolevävyöhykkeen alimman kasvusyvyyden on havaittu korreloivan hyvin veden valaistusolojen kanssa (Bäck & Ruuskanen 2000). Rehevyyden lisääntyminen heikentää valaistusoloja ja vaikuttaa sitä kautta rakkolevän vertikaaliseen levinneisyyteen (Kautsky ym. 1986). Kasvusyvyydessä tapahtuvien muutosten voidaan päätellä johtuvan rehevyyden muutoksista eikä jostain muusta ympäristötekijästä. Johtopäätöksiä tehtäessä on tosin huomioitava, että Itämeren alueella myös ahtojäät voivat kuluttaa rakkolevien vyöhykettä useidenkin metrien syvyydessä ja siten vaikuttaa vyöhykkeen syvärajaan veden sameuden ohella.

Rakkolevän levinneisyyttä rajoittaa myös veden suolapitoisuus ja pohjan laatu. Sisälahtien pehmeät pohjat eivät sovellu rakkolevän kasvualustoiksi, joka on otettava huomioon vesipuitedirektiivin menetelmää käytettäessä. Alueilla, joilla rakkolevää ei tutkimushetkellä kasva, on huomioitava muut ympäristötekijät ja pohditettava, johtuuko rakkolevän puuttuminen ihmisvaikutuksista vai paikan sopimattomuudesta rakkolevälle epäedullisen pohjan laadun tai liian alhaisen suolapitoisuuden vuoksi. Rakkolevän esiintymisestä alueella on yritettävä löytää tutkimustietoa tai muuta asiantuntijatietoa ja pääteltävä sen perusteella luokitellaanko alue ekologiselta tilaltaan luokkaan huono. Jos rakkolevää ei alueella ole aiemminkaan esiintynyt, voidaan veden tila määrittää jollain muulla menetelmällä (Bäck Saara, SYKE, suull. tiedonanto). EU:lle tullaan todennäköisesti kuitenkin raportoimaan vain alueet, joille voidaan laskea EQR ja siten määrittää veden ekologinen tila.

Itämeri on muuttunut viimeisten sadan vuoden aikana niin paljon ihmistoiminnan vaikutusten vuoksi, että Suomen rannikkovesille on mahdotonta löytää vertailuololoja kuvaavia paikkoja. Rannikkovesien vertailuolot on siten määritettävä käyttäen vanhaa seuranta-aineistoa tai mallintamista. Tämän tutkimuksen alueelta löytyy sukeltamalla kerättyä seuranta-aineistoa vasta 1970-luvulta lähtien (Lindgren 1973, 1975 ja 1978). Tätä aiempaa luotettavaa tutkimustietoa ei rakkolevävyöhykkeen alimmasta kasvusyvyydestä alueelta löydy, lukuun ottamatta Häyrénin (1921) tekemiä makrofyyttitutkimuksia.

Veden ekologisen tilan määrittämisessä käytetyt vertailuarvot, joihin tämänkin tutkimuksen tulokset perustuvat, ovat peräisin Häyrénin tekemistä havainnoista (Häyrén 1940, Häyrén 1949), joissa menetelmänä ei ollut sukeltaminen. Muulla menetelmällä kuin sukeltamalla tai vedenalaisella videoinnilla ei voida luotettavasti todentaa rakkolevän yhtenäisen vyöhykkeen alarajaa, minkä vuoksi esimerkiksi Suomenlahden ulkosaariston vertailuarvoon seitsemän metriä tulee suhtautua varauksella. Kun Helsingin edustalta ei ole saatavilla tarpeeksi vanhaa tutkimustietoa ns. luonnontilasta, olisi vertailuarvo parempi mallintaa muiden Suomen rannikkoa muistuttavien alueiden (esim. Ruotsin rannikko) tutkimusten pohjalta.

Häyrénin aineistoon pohjautuvaa vertailuarvoa käytettäessä vaarana on se, että Helsingin merialueen tilasta saadaan liian optimistinen kuva, jolla voi olla kauaskantoisia seurauksia, kun tehdään johtopäätöksiä Itämeren tilasta. Tämän tutkimuksen antamiin tuloksiin, joiden mukaan Helsingin edustan veden ekologinen tila olisi paikoitellen jopa erinomainen, tulee edellä mainituista syistä johtuen suhtautua hyvin kriittisesti.

Vesipuitedirektiivin ekologisen tilan määrittämisessä on huomioitava rannan avoimuus. Fetchin voi laskea usealla eri tavalla, joista yksi kuvastaa tuulen tehollista pyyhkäisymatkaa (Håkanson 1981), ja toinen paremmin aallokon todellista voimakkuutta (Kiirikki 1996). Muista tavoista laskea tuulen tehollinen pyyhkäisymatka mainittakoon Erikssonin ym. (2004) malli, jonka avoimuusindeksissä (exposure index) huomioidaan aaltojen taipuminen saarten taakse sekä vallitseva tuulensuunta. Se saattaisi tämän ansiosta soveltua paremmin VPD:n toteuttamiseen kuin Håkansonin (1981) effective fetch. Koska veden ekologisen tilan määrittämisessä tulee huomioida alueen avoimuus, on tärkeitä määrätä, millä mallilla VPD:n toteutuksessa avoimuus on laskettava. Jos avoimuuden määrittämiseen ei anneta selkeitä ohjeita, tulokset eivät ole keskenään vertailukelpoisia.

5 Kirjallisuus

Autio, L., Kajaste, I., Pellikka, K., Pesonen, L. & Räsänen, M. 2003: Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1995–2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 9/2003. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 99 s. + liitteet.

Autio, L., Kajaste, I., Pellikka, K., Muurinen, J. & Räsänen, M. 2006: Helsingin ja Espoon merialueiden tila vuonna 2005 – Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 1/2006. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 75 s. + liitteet.

Autio, L., Munne, P., Muurinen, J., Pellikka, K., Pääkkönen, J.-P. & Räsänen, M. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2002–2006. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 15/2007. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 110 s. + liitteet.

Blomster, J. 1996: Ravinnekuormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutuksen arvioinnissa käytetyt menetelmät. Suomen ympäristö 5. Suomen ympäristökeskus. 40 s.

Bäck, S. 2004: EU:n vesipuitedirektiivi ja Itämeri. Luentoesityelmä. Suomen ympäristökeskus. Itämeren suojelun tutkimusohjelma.

Bäck, S. & Ruuskanen, A. 2000: Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. *Marine Biology* 136: 303–307.

Eriksson, B. K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, P. & Karås, P. 2004: Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 339–349.

Espoon vesi, Suomenojan puhdistamon internet-sivut. Viitattu 14.11.2007. Saatavissa: <http://www.espoo.fi/default.asp?path=1:28;11866;10526;18519;18558;18560>

Granö, O., Roto, M., & Laurila, A. 1999: Environment and land use in the shore zone of the coast of Finland. *Publ. Inst. Geogr. Univ. Turkuensis* 60: 1–76.

Helsingin Vesi 2006: Yhteiskuntavastuuraportti 2006. Viitattu 13.6.2006. Saatavissa: <http://www.helsinginvesi.fi/index.asp?id=125&menupath=125&language=1&klik=1>

Håkanson, L. 1981: A manual of lake morphometry. Springer-Verlag. Berlin. 78 s.

Hällfors, G., Viitasalo, I. & Niemi, Å. 1987: Macrophyte vegetation and trophic status of the Gulf of Finland – a review of Finnish investigation. *Meri* 13: 111–158.

Häyrén, E. 1921: Studier över föroreningens inflytande på strändernas vegetation och flora i Helsingfors hamnområde. *Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk* 80(3): 1–128.

Häyrén, E. 1940: Über die Meeresalgaen der Insel Hogland im Finnischen Meerbusen. *Acta Phytogeogr. Suec.* 13: 50–62.

Häyrén, E. 1949: Studier över vattnets vegetation och flora i Stor-Pernåviken. *Bidr. känd. Finl. Natur och Folk.* 93 (5). 62 pp.

Ilmarinen, K. 2006: Makrofyyttien käyttö veden laadun indikoinnissa EU:n vesipuitedirektiivin toteutuksessa: eri tutkimusmenetelmien soveltuvuus. Pro gradu. Helsingin yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, limnologia. 96 s. + liitteet.

Ilmarinen, K. & Viitasalo, I. 2006: Vesikasvillisuus Seurasaarenselän–Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 8/2006.

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

Jalas, J. 1962: Yhtäläisyysverranneiden hyväksikäytöstä metsäkasvillisuustutkimuksissa. Luonnon Tutkija 66: 3–13.

Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. 1986: Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Progr. Ser. 28: 1–8.

Kiirikki, M. 1996: Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. – Eur. J. Phycol 31: 225-232.

Kinnunen, V. & Oulasvirta, P. 2003: Ruoppausmassojen läjityksen vaikutukset silakan kutuun ja kutupohjien tilaan Helsingin itäisillä vesillä vuonna 2002. Alleco ky. Raportti maaliskuu 2003. 27 s. + liitteet.

Leinikki, J. (toim.), Backer, H., Leinikki, S. & Oulasvirta, P. 2004: Aaltojen alla –Itämeren vedenalaisen luonnon opas. Helsinki. Like Oy. 144 s.

Leka, J., Valta-Hulkkonen, K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen, R. & Airaksinen, O. 2003: Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomenetelmien ja ilmakuvatulokinnon käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi –projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. Etelä-Savon ympäristökeskus ja Pohjois-Savon ympäristökeskus. 96 s.

Lindgren, L. 1973: Algal zonation on the rocky shores outside Helsinki as a basis for pollution monitoring. Merentutkimuslaitoksen julkaisu 239: 344–347.

Lindgren, L. 1975: Algal zonation on rocky shores outside Helsinki as basis for pollution monitoring. Merentutkimuslaitoksen julkaisu 239: 344–347.

Lindgren, L. 1978: Algzonering på klippiga stränder i Porkala, Helsingfors och Sibbo som bas för fortsatt kontroll av föroreningsläget. Pro gradu –avhandling i botanik. Helsingfors universitet. 147 s. + liitteet 11 kpl.

Lorenz, R. C., Monaco, M. E. & Herdendorf, C. E. 1991: Minimum light requirements for substrate colonization by *Cladophora glomerata*. Journal of Great Lakes Research 17(4): 536–542.

Lüning, K. 1990: Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Inc. New York. 527 s.

Niemi, R., A. 1990: Makrofyytit vesien tilan seurannassa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja. Sarja A 53: 1–98.

Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 1998: Särkängsalmen väylän parantamisen vaikutukset silakan kutuun ja vesikasvillisuuteen. Alleco ky. Raportti joulukuu 1998. 13 s. + liitteet.

Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 2000: Ohjelma Gråskärsbådanin luodokon ja sitä ympäröivän matalikon kartoitus- ja rauhoitus suunnitelmasta. Alleco ky. Raportti lokakuu 2000. 22 s. + liitteet.

Paalme, T. 2005: Nuisance brown macroalga *Pilayella littoralis*: primary production, decomposition and formation of drifting algal mats. Tallinnan yliopisto. Väitöskirja.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 432 s.

Saarnio, S.-P. 1998: Helsingin itäisen merialueen kalliorantojen uposkasvillisuus vuonna 1997 – Vertailu vuosiin 1984, 1988 ja 1993. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 8/1998. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 82 s. + liitteet.

Vatanen, S. (toim.) 2007: Taulukarin läjitysalueen vesistö- ja kalatalousseuranta vuonna 2007. Kala- ja vesitutkimus Oy:n raportti. 24 s. + liitteet.

Vatanen, S. & Haikonen, A. (toim.) 2007. Vuosaaren satamahankkeen vesistö ja kalatalousseuranta 2006. – Vuosaaren satamahankkeen julkaisuja 1/2007.

Viitasalo, I. 1984: Changes in the littoral vegetation of a brackish-water bay near Helsinki, Finland, following conversion of the sewage outlet system. *Ophelia* 3: 253–258.

Viitasalo, I. 1985: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. *Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja* 16: 1–40 + liitteet. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.

Viitasalo, I. 1990: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1988 – vertailu vuosiin 1979 ja 1984. *Tutkimustoimiston tiedonantoja* 18: 1–33 + liitteet. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.

Viitasalo, I., Laine, A., Martin, G. & Ryhänen, P. 1994: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1993- Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Moniste. 15.6.1994: 1–40 + liitteet.

Viitasalo, I., Hyytiäinen, U., M., Pekuri, S., Saarnio, S.-P., & Toppinen, H. 2002: Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuosina 1998–99. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/2002. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 48 s. + liitteet.

Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S. M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006: Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Suomen ympäristö 807. Suomen ympäristökeskus. 148 s.

Williams, W. T. & Stephenson, W. 1973: The analysis of three-dimensional data (sites * species * times) in marine ecology. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 11: 207–227. Julkaisussa: Viitasalo, I. 1985: Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. *Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja* 16: 1–40 + liitteet. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos.

Liite 1: Tutkimuspaikkojen kohdekortit

Kaikki sukelluslinjat on tutkittu siten, että linja on aloitettu linjan syvästä päästä ja lopetettu rantaan.

Taulukoiden selitykset:

Etäisyys	Etäisyys linjan alusta metriä
Syvyys	syvyys metriä
Pohja	eri pohjanlaadut %-peittävyysinä

Pohjanlaatumerkinnät:

R	kallio
B	louhikko, kivien läpimitta yli 600 mm
ST	kivikko, kivien läpimitta 60-600 cm
G	sora, 2-60 mm
S	hiekkä, 0,06-2 mm

Luku pohjanlaatumerkinnän perässä tarkoittaa peittävyyttä prosentteina:

- Lyhenne R100 tarkoittaa, että 100 % pohjasta oli kalliota

Luvut lajin perässä tulkitaan seuraavasti:

- lyhenne Fves90/20 tarkoittaa, että *Fucus vesiculosus* peitti pohjaa 90 %:sti ja se oli 20 cm pitkää
- Lyhenne eFves(Efuc1) tarkoittaa, että *Fucus vesiculosuksen* epifyyttinä kasvoi *Elachista fucicola* 1 %:n peittävyydellä
- Lyhenne fertiili 80% tarkoittaa, että koko näytealan *Fucus vesiculuksesta* 80 % oli lisääntymiskykyistä

Kasvilajien kokonaispeittävyys saattaa ylittää 100 % silloin, kun lajit kasvavat kerroksittain.

Lajilyhenteet:

Lyhenne	Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Ruotsinkielinen nimi
Levät			
Aros	<i>Aglaothamnion roseum</i>	Ruusulevä	Rosendun
Casp	<i>Chara aspera</i>	Mukulanäkinparta	Knölsträfs
Cbal	<i>Chara baltica</i>	Itämerennäkinparta	Grönsträfs
Cfil	<i>Chorda filum</i>	Jouhilevä	Sudare, Snjärtång
Cglo	<i>Cladophora glomerata</i>	Viherahdinparta	Grönslick
Crup	<i>Cladophora rupestris</i>	Meriahdinparta	Bergbosting
Cten	<i>Ceramium tenuicorne</i>	Punahelmilevä	Ullsläke
Ctru/Ppse	<i>Coccotylus truncatus</i> <i>/Phyllophora pseudoceranoides</i>	Liuskapunalevä / Röyhelöpunalevä	Ishavsrödblad / Blåtonad rödblad
Dfoe/Stor	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> / <i>Stictyosiphon tortilis</i>	Leveäpartalevä / Takkulevä	Skäggtång / Sjöjungfruhår
Efuc	<i>Elachista fucicola</i>	Rakkoleväntupsu	Tångludd
Esil/Plit	<i>Ectocarpus siliculosus</i> / <i>Pilayella littoralis</i>	Pilvirkuskolevä / Lettirkuskolevä	Brunslick / Trådslick
Flum	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	Haarukkalevä	Kräkel, Klyving
Fves	<i>Fucus vesiculosus</i>	Rakkolevä	Blåstång
Hrub	<i>Hildenbrandia rubra</i>	Laikkupunalevä	Havshildenbrandia
Pfib	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	Purppuraluulevä	Florslick
Pfuc	<i>Polysiphonia fucoides</i>	Mustaluulevä	Fjäderslick
Rcon	<i>Rhodomela confervoides</i>	Huiskupunalevä	Rödris
Sarc	<i>Sphacelaria arctica</i>	Ruskokivitupsu	Ishavstofs
Spir	<i>Spirulina</i> sp.	Sinilevä	
Tnid	<i>Tolypella nidifica</i>	Merisykeröparta	Havsslinke
Usp	<i>Ulva</i> sp.	Suolilevät (ennen: Enteromorpha sp)	Tarmtång
Putkilokasvit			
Cdem	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Karvalehti	Hornsäv
Mspi	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Tähkä-ärviä	Axslinga
Ppec	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Hapsivita	Borstnate
Pper	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Ahvenvita	Älnate
Rbau	<i>Ranunculus peltatus</i> ssp. <i>baudotii</i>	Merisätkin	Vitstjälksranunkel
Rcir	<i>Ranunculus circinatus</i>	Pyörösätkin	Hjulranunkel
Zpal	<i>Zannichellia palustris</i>	Merihaura	Hårsärv
Zmar	<i>Zostera marina</i>	Meriajokas	Bandtång
Zsp	<i>Zannichellia</i> sp.	Haurat	
Pohjaeläimet			
Ecro	<i>Electra crustulenta</i>	Levärupi	Brackvattenstångbark
Bimp	<i>Balanus improvisus</i>	Merirokko	Havstulpan
Mtro	<i>Mytilus trossulus</i>	Sinisimpukka	Blåmussla
Pol		Polyyppi	

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	73		
Paikan nimi	Rödgrundet		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	17.7.		
Ekspositio	NE		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6664076		
pituuspiiri	3371354		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,72		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,75		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,8		
Näytteen s-indeksi 1993	-0,7		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,8		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,2		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	Fves1/5 eFves(Efuc1) Cglo80/5 Dfoe10 Esil5
5	1	R100	Fves30/25 eFves(Efuc10) fertiili80% Esil20 Cten30 Crup10 Dfoe10
18	2,9	R60B30G10	Fves30/25 eFves(Efuc10 Ecru5 Bimp1) fertiili60% Cten40 Crup10 Cfil1 Esil20 Flum10
28	2	R100	Fves15/25 eFves(Efuc5) Cten40 Crup10 Esil15 Dfoe20
39	3	R100	Fves30/25 eFves(Efuc5 Ecru1) fertiili 50% Cten5 Esil20 Crup5
43	4	R100	Fves1/20 eFves(Efuc5 Ecru15) fertiili50% Cten50 Esil40 Sarc1 Flum5
47	5	R100	Fves+/10 eFves(Ecru20) Cten70 Esil10 Flum1 Sarc1 Dfoe+ Steriili
50	6,2	R100	Cten60 Esil15 Flum10 Sarc5 Dfoe+
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	4,8		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	3,7		
Optimi	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	2		
Ylin yksilö	0,4		

Koeala No	35		
Paikan nimi	Södra Kytökäringen		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	17.7.		
Ekspositio	W		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6664027		
pituuspiiri	3373404		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,72		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,48		
Näytteen s-indeksi 1988	-2		
Näytteen s-indeksi 1993	-		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,8		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,5		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	Cglo40/5 Esil60
7	1	R100	Fves70/25 eFves(Efuc20) Fertiili60% Esil60 Cten10 Cglo20 5cm Dfoe15
12	2,2	R100	Fves90/30 eFves(Efuc5 Ecru5 Bimp+) Fertiili80% Cten15 Esil20 Crup10
20	2,7	G10S50R40	Fves30/25 eFves(Efuc5 Ecru10 Bimp1) Fertiili50% Esil40 Cten10 Cfil1 Cglo1 5cm Hrub20
29	3,3	G50S40B10	Fves5/20 eFves(Efuc5 Ecru10 Bimp1) Fertiili10% Esil40 Crup1 Cfil5 Cten5 Flum1
30	2,7	iso kivi	
40	3,3	G95S5	Fves15/20 eFves(Efuc5 Ecru15 Bimp+) Fertiili20% Cten40 Esil30 Flum1 Crup1 Zpal5 Cfil+
50	3,2	R100	Fves20/30 eFves(Efuc5 Ecru10 Bimp3) Fertiili30% Cten30 Esil20 Flum5 Sarc5 Crup+ Uint+ Cfil+
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	2,7		
Optimi	2	90	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	0,7		
Ylin yksilö	1		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	56		
Paikan nimi	Bullan Knaperskär		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	17.7.		
Ekspositiio	SE		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6666470		
pituuspiiri	3374630		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-		
Näytteen s-indeksi 1984	-		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,7		
Näytteen s-indeksi 1993	-0,6		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,5		
Näytteen s-indeksi 2007	-0,9		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0,3	R 100	Cglo 100/20
10	1,3	G 100	Fves 5/20 eFves (levät 80%, Fertiilisyyys 100%) Cglo 60/11 Plit 5
20	1	R 50, ST 25, G 25	Fves 80/25 eFves(levät 80% Fertiilisyyys 100%) Esil 60 Cglo 30/25 Crup 20 Flum 1
26	2	G 50, ST 50	Fves 30/30 eFves(levät 90%, Fertiilisyyys 100%) Cglo 10/12 Esil 30 Uint 1 Flum 1
35	2,4	G 50, ST 50	Fves 30/25 eFves(levät 40%, Fertiilisyyys 90%) Cglo 5/15 Esil 40 Uint 5 Plit 5
45	3	G 90, S 10	Fves 10/25 eFves(levät 90%, Fertiilisyyys 50%) Flum 30 Cten10 Cglo 20/11 Uint 1 Esil 70 Ppec 1
49	3,1	G 100	Fves 10/20 eFves(Ecru 5 Bimp 1 levät 80%, fertiilisyyys 80%) Flum 10 Esil 40 Ppec1 Uint 10 Cten 30 Plit 5
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	2,4		
Optimi	1	80	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	-		
Ylin yksilö	-		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	53		
Paikan nimi	Gåsgrundet S-kivi		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	17.7.		
Ekspositio	SE		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6666632		
pituuspiiri	3375026		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,9		
Näytteen s-indeksi 1984	-2		
Näytteen s-indeksi 1988	-2		
Näytteen s-indeksi 1993	-		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,7		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,6		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R 100	Cglo 60/15 Plit 20 Dfoe 1
10	1	R 100	Cglo 60/15 Plit 20 Cten 20 Dfoe 1
20	2,3	ST 10, G 90	Fves 20/22 eFves(levät 60%, fertiilisyy 100%) Crup 40 Cglo 40/6 Cten 5 Flum 1 Plit 20
30	2,2	ST 20, G 80	Fves 20/20 eFves(levät 80%, fertiilisyy 100%) Cten 20 Plit 40 Crup 5
40	3,3	G 100	Fves 30/20 eFves(levät 80%, fertiilisyy 100%) Flum 10 Cten 20 Plit 30 Pfuc 5 Sarc 10 Crup 5
49	4	G 100	Fves 1/25 eFves(levät 60%, fertiilisyy 100%) Flum 20 Pfuc 10 Sarc 30 Plit 1
50	4,8	G 100	Flum 30 Cten 20 Sarc 60 Pfuc 10
Huom. P.lit ja E.sil muodostivat sekakasvustoja, joissa P.lit dominoiva -> kirjattu P.lit:na.			
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	4,6		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	3,3		
Optimi	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	1,3		
Ylin yksilö	1		

Koeala No	63		
Paikan nimi	Bodökobben		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	23.7.		
Ekspositio	SE		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6668880		
pituuspiiri	3374874		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,31		
Näytteen s-indeksi 1984	-		
Näytteen s-indeksi 1988	-1		
Näytteen s-indeksi 1993	-0,9		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,6		
Näytteen s-indeksi 2007	-0,9		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	ST 100	Cglo 80/8
10	1	ST 80, G 15, S 15	Fves 30/25 eFves(levät 20%, fertiilisyy 10) Cglo 10/10 Zpal 1
19	1,6	ST 10, G 70, S20	Fves 50/30 eFves(Ecru 10, levät60%, fertiilisyy 100) Flum 5 Cten5 Cglo 20/8 Esil 60 Ppec10
29	2	G 70, ST 20, B 10	Flum 5 Cten 5 Cglo 5/8 Esil 60 Ppec 40
39	2,4	G 50, ST 50	Fves 1/10 eFves(levät 80%) Cglo 10/12 Esil 80 Flum 5 Cten 5 Zpal 1
50	3	G 90, ST 10	Flum 1 Cten 1 Cglo 1/5 Esil 1
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	1,6		
Optimi	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	-		
Ylin yksilö	1		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koela No	42		
Paikan nimi	Notgrundet		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	23.7.		
Ekspositio	NE		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6666721		
pituuspiiri	3376710		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,6		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,5		
Näytteen s-indeksi 1988	0,5		
Näytteen s-indeksi 1993	0,3		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,1		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,3		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R 100	Cglo 100/8
5	1	R 100	Cglo 100/18
11	2	R 100	Cglo 10/14 Cten 5
21	3	R 90, ST 5, B 5	Fves 1 eFves(levät80%, streriili) Cglo 80/12 Flum 1 Cten 5 Zpal 1
27	4	R 100	Cten 5 Uint 1 Pfuc 1 Crup 5 Cglo 5/3 Sarc 40
30	5	R 100	Flum 1 Pfuc1 Cten 10 Sarc 40 Uint 1
38	6	G 60, ST 40	Flum 5 Pfuc 10 Sarc 40
44	7	G 60, ST 40	Flum 1 Pfuc 5 Sarc 80
50	7,7	G 60, ST 40	Flum 1 Pfuc 1 Sarc 80
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	3,7		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	2,1		
Optimi	2,4		
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	2,8		
Ylin yksilö			

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	305		
Paikan nimi	Vattukobben SE		
Osa-alue	3		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	6.8.		
Ekspositio	NE		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6670366		
pituuspiiri	3378868		
Näytteen s-indeksi 1974	0		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,7		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,6		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,7		
Näytteen s-indeksi 1993	-1		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,6		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,6		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	
5	0,8	G10St40B50	Fves5/10 eFves(Efuc5 Cten5) Fertili 5% Cglo20/10 Esil10 Cten5 Pseu1 Evir+
14	1,8	G5St75B20	Fves90/20 eFves(Efuc10 Dfoe+ Cten+) Esil5 Crup1 Cglo1/3 Cten1 Hrub60 Pseu20 Fertili20%
24	1,7	G5St75B20	Fves60/20 eFves(Efuc10 Cten+) Esil10 Crup15 Cglo1/1 Cten15 Hrub60 Pseu20 Fertili 50%
34	1,9	R80St10B10	Fves80/20 eFves(Efuc5) Fertili50% Esil10 Crup20 Cten10 Cglo+ Hrub40 Pseu40
44	1,9	R100	Fves40/15 eFves(Ecru5 Bimp1 Efuc10 Esil3 Cten1)Esil5 Crup10 Cten15 Flum1 Hrub40 Pseu20 Fertili50%
50	2,9	R90St10	Fves1/15 eFves(Ecru10 Bimp5 Efuc10 Cten+) Fertili5 Sarc20 Pfuc10 Cten5 Flum5 Crup5
55	3,9	G40St55B5	Sarc15 Flum10 Pfuc30 Cten10 Esil1 Hrub10 Cfil+
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	2,9		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	2		
Optimi	1,8	90	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	1,7		
Ylin yksilö	0,5		
Koeala No	128		
Paikan nimi	Koirasaari N		
Osa-alue	13		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	25.7.		
Ekspositio			
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6665785		
pituuspiiri	3380377		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,6		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,2		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,4		
Näytteen s-indeksi 1993	-		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,5		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,4		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	Cglo90/4
2	1	R100	Fves 5/10 eFves(Efuc5 Plit10) Fertili 5% Cglo50/5 Dfoe5 Uint1
7	2	R100	Fves10/10 sFves(Efuc15 Plit10)Fertili20% Cten90 Uint1 Dfoe1 Cglo10/5
14	3	St50B50	Fves40/25 eFves(Efuc10 Plit15)Fertili50 Cten40 Plit30 Cglo1 Crup1 Uint1
25	4	G20St20B60	Fves30/22 eFves(Efuc5 Plit5 Bimp1) Fertili20% Cten20 Pfuc10 Sarc15 Crup5
32	5	G40St20B40	Fves1/10 Steriili ei epif. Pfuc30 Cten10 Flum1 Sarc10 Plit30
40	5,7	G60St40	Pfuc15 Cten5 Flum1 Sarc15 Plit20
50	6,3	G98St2	Pfuc5 Sarc10 Plit15
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	5		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	4,1		
Optimi	3,4	40	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	2		
Ylin yksilö	1		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	123		
Paikan nimi	Trutkobbslackarna		
Osa-alue	13		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	6.8.		
Ekspositio	N		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6667371		
pituuspiiri	3381420		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,6		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,2		
Näytteen s-indeksi 1988	0,2		
Näytteen s-indeksi 1993	-0,4		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-1,2		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,4		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	
7	0,9	R100	Cglo80/5 Esil10
14	1	R100	Esil70 Fves1/5 eFves(Efuc+) Cglo 30/1 Hrub40 Pseu30 Steriili 100%
24	2	R100	Crup1+ Fves80/20 eFves(Ecru+ Cten1 Dfoe1) Fert80% Esil1+ Cglo5 1cm Hrub50 Pseu30
30	3	R95St5	Crup50 Cten50 Sarc1 Pseu40 Hrub40 Flum5
36	4	R95St5	Sarc30 Fves15/15 eFves(Ecru10 Bimp5 Efuc1) Cten10 Flum10 Pfuc5 Crup1 Cglo1/1 Esil5 Hrub50 Fert50%
41	5	R95St5	Sarc30 Pfuc5 Flum5 Cten1 Aros+ Fves+/5 Crup+ Steriili 100%
50	6	R100	Sarc30 Pfuc5 Flum5 Cten1 Hrub90
53	7	R95St2B3	Sarc15 Pfuc1 Flum1 Cten5 Hrub90
54	8	S90St5B5	Sarc5 Pfuc1 Flum3 Hrub8
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	5,1		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	4,1		
Optimi	2,2	80	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	1,3		
Ylin yksilö	0,3		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	403		
Paikan nimi	Trutkobben		
Osa-alue	13		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	25.7.		
Ekspositio	N		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6667068		
pituuspiiri	3382055		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-		
Näytteen s-indeksi 1984	-		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,8		
Näytteen s-indeksi 1993	0,3		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,2		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,4		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	Cglo60/5
2	1	R100	Fves10/15 eFves(Efuc5 Plit5 Bimp1) Uint1 Fertiili20 Cten 30 Dfoe1 Cglo5/3
5	2	R100	Fves30/25 eFves((Efuc5 Plit5) Cten50 fertiili60% Crup1 Dfoe1 Cglo5 Uint1
15	3	B100	Fves5/20 eFves(Ecru 1 Bimp1 Efuc5 Dfoe1 Plit5) Fertiili 20%
16	4	B90St10	Flum30 Cten30 Crup5 Sarc10 Hrub1
20	5	G20St20B60	Pfuc1 Flum30 Cten30 Sarc50 Hrub1
22	6	G10St60B30	Pfuc5 Cten10 Flum15 Sarc40
26	7	R80B10St10	Pfuc5 Flum10 Sarc40
29	8	R80B20	Pfuc1 Flum5 Sarc20
35	9	R100	Sarc10
39	10	R100	Sarc5
46	11,5	R100	Sarc5
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	4,4		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	2,4		
Optimi	-		
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	1,5		
Ylin yksilö	1		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	286		
Paikan nimi	Harmajanourit N		
Osa-alue	8		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	25.7.		
Ekspositio	E		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6667661		
pituuspiiri	3387313		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,5		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,5		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,4		
Näytteen s-indeksi 1993	-0,2		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,8		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,7		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
1	0	R100	Cglo 10/6 Evir 80
8	1	R100	Cglo 20/6 Plit 80
16	2	R100	Fves 100/35 eFves(levät 30%, fertiilisyy90%) Crup 5 Esil1 Flum 1
24	3	R100	Fves 90/35 eFves(levät 5%, fertiilisyy90%) Sarc 10 Crup 10 Flum 1 Plit 1 Cten 10
29	4	G10, ST90	Fves 1/25 eFves(Ecru 10 Levät 30%, Fertiilisyy90%) Sarc 5 Pfuc 5 Crup 60
34	5	G10, ST90	Sarc 10 Pfuc 10 Flum1 Crup 30
39	6	G70, ST30	Sarc 30 Pfuc 30
46	7	G80, ST20	Sarc 40 Flum 1 Pfuc 20
49	8	G90, ST 10	Sarc 60 Pfuc 1 Flum 1
50	9,1	G95, ST5	Sarc 40 Pfuc 1 Flum 1 (levät kivillä, ei soralla).
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	4,4		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	3,9		
Optimi	3,2	100	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	1,8		
Ylin yksilö	1,5		
Koeala No	260B		
Paikan nimi	Peninkarit		
Osa-alue	14		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	25.7.		
Ekspositio	E		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6668084		
pituuspiiri	3393362		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,8		
Näytteen s-indeksi 1988	-0,6		
Näytteen s-indeksi 1993	-1		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-0,4		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,4		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R100	Cglo 90/6
2	1	R100	Cglo 10 Plit 60 Cten 5
4	2	R100	Fves 10/10 steriil Cglo 40/5 Cten 5
8	3	R100	Cten 100
16	4	B100	Fves 40/30 eFves(levät 40%, Fertiilisyy90%) Esil 10 Plit 10 Cten 30
26	4,5	R100	Fves 10/15 eFves(Ecru 40%, Fertiilisyy90%) Cten 40 Flum 20 Sarc10 Esil 20.
36	5	R100	Fves 10/15 eFves(Ecru 40%, Fertiilisyy90%) Cten 40 Flum 20 Sarc10
40	6	R100	Flum30 eFlum (Cten40)
46	7,1	G10, ST90	Sarc 40 Pfuc 10 Flum 1
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	5,1		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	4,9		
Optimi	4,6	40	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	3,3		
Ylin yksilö	1,7		

Liite 1: Kasvillisuuslinjojen tulokset

Koeala No	296		
Paikan nimi	Märaskrin Vuosaari		
Osa-alue	14		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	20.7.		
Ekspositio	W		
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6671923		
pituuspiiri	3399183		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	-1,8		
Näytteen s-indeksi 1984	-1,8		
Näytteen s-indeksi 1988	-1,9		
Näytteen s-indeksi 1993	-1,3		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-1		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,1		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R 100	Cglo 70/8
10	1,1	R 100	Fves 70/30 eFves(levät 70%, fertiilisyyys 100%) Crup 10 Esil 10 Flum 1 Cglo 70/8
20	2	R 80, ST 10, G 10	Fves 80/30 eFves(levät 20%, fertiilisyyys 100%) Crup 5 Esil 30 Cten 10
30	2,2	R 100	Fves 40/31 eFves(levät 60%, fertiilisyyys 100%) Crup 40 Cten 30 Esil 20.
40	3	R 10, ST 30, G 60	Fves 30/30 eFves(levät 40%, fertiilisyyys 100%) Crup 40 Cten 20 Esil 20 Flum 1
50	3,3	B 30, ST 40, G 30	Fves 40/30 eFves(Ecru 5 levät 40%, fertiilisyyys 100%) Esil 30 Cten 10 Crup 1 Flum 1
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö			
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	3,3	Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja mahd. alempana	
Optimi	2	80	
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	1		
Ylin yksilö	0,7		

Koeala No	329		
Paikan nimi	Hanskinen N-Luoto		
Osa-alue	14		
Näytteenottovuosi	2007		
Näytepäivä	20.7.		
Ekspositio			
KKJ yhtenäiskoordinaatisto			
leveyspiiri	6671905		
pituuspiiri	3403026		
Näytteen s-indeksi 1974	-		
Näytteen s-indeksi 1979	0		
Näytteen s-indeksi 1984	-1		
Näytteen s-indeksi 1988	-1,8		
Näytteen s-indeksi 1993	-1,5		
Näytteen s-indeksi 1998/1999	-1,3		
Näytteen s-indeksi 2007	-1,4		
Etäisyys	Syvyys	Pohja	Lajit (peittävyys % / pituus cm)
0	0	R 100	Cglo 40/11 Dfoe 10
4	1	R 100	Fves 10/20 eFves(levät 30%, fertiilisyyys 70%) Crup 10 Cglo 5/3 Plit 1
9	2	R 100	Fves 10/26 eFves(levät 10%, fertiilisyyys 80%) Cten 80 Cglo 5/7 Crup 1
17	3	R 100	Fves 80/26 eFves(Ecru 5, levät 1%, fertiilisyyys 99%) Crup 40 Plit 10 Flum 5 Sarc 1
27	4	S 100 (kallio alla)	Fves 30/26 eFves(Ecru 60 levät 5%, fertiilisyyys 60%) Flum 10 Crup 10 Cten 5 Sarc 5 Plit 5
40	5,4	S 100 (kallio alla)	Flum 20 Cten 10 Esil 5 Sarc 10
50	6,5	R 30, ST 20, G 20, S 3	Flum 30 Cten 20 Esil 20 Ctru 5 Pfuc 10
Rakkolevä:	Syvyys (m)	Peittävyys (%)	
Alin yksilö	5,3		
Yhtenäisen vyöhykkeen alaraja	4,6		
Optimi	Laikuttaista, ei selvä		
Yhtenäisen vyöhykkeen yläraja	2,6		
Ylin yksilö	0,4		

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija Utgivare Publisher	Helsingin kaupungin ympäristökeskus Helsingfors stads miljöcentral City of Helsinki Environment Centre	Julkaisuaika/Utgivningstid/ Publication time Elokuu 2008 / Augusti 2008 / August 2008	
Tekijä(t)/Författare/Author(s)	Karoliina Ilmarinen ja Panu Oulasvirta		
Julkaisun nimi Publikationens title Title of publication	Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston–Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007 Vattenvegetationen i området från Esbo yttre skärgård till Helsingfors östra skärgård sommaren 2007 The water vegetation in the marine region from the western outer archipelago of Espoo to the eastern outer archipelago of Helsinki in summer 2007		
Sarja Serie Series	Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja Helsingfors stads miljöcentrals publikationer Publications by City of Helsinki Environment Centre	Numero/Nummer/No. 11/2008	
ISSN 1235-9718	ISBN 978-952-223-196-3	ISBN (PDF) 978-952-223-197-0	
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	makrofyytti, rehevöityminen, vesipuitedirektiivi, ekologisen tilan luokittelu, likaantuneisuusluokittelu makrofyt, eutrofiering, vattenpolitiska ramdirektivet, ekologiskt tillståndsklassificering, föroreningsklassificering macrophyte, eutrophication, water framework directive, ecological state classification, contamination classification		
Lisätietoja Närmare upplysningar Further information	Jari-Pekka Pääkkönen Puh./tel. (09) 310 31536 Sähköposti/e-post/e-mail: jari-pekka.paakkonen@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 2007

1. Pönkä, A., Åberg, R., Kalso, S. Salaattien mikrobiologinen laatu Helsingissä kesällä 2006
2. Marttila, H. Helsingin lammet
3. Gorbатов, 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
6. Lahti, T., Gouatarbès, B., Markula, T. Helsingin kaupungin meluselvitys 2007
7. Lahti, T., Gouatarbès, B., Markula, T. Helsingfors stads bullerutredning 2007
8. Weckström, M. Katsaus Euroopan kaupungeissa tehtyihin ilmansuojelun toimintaohjelmiin
9. Pönkä, A., Kalso, S. Pirtelöiden mikrobiologinen laatu Helsingissä
10. Viinanen, J. Helsingin kaupungin varautumissuunnitelma ilman epäpuhtauspitoisuuksien äkilliseen kohoamiseen
11. Viinanen, J. Helsingfors stads beredskapsplan för episoder med höga halter av luftföroreningar
12. Huuska, P., Miinalainen, M. (toim.). Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 2007
13. Hakkarainen, T., Kallionpää, S., Pönkä, A. EU-uimarantojen hygieeninen taso Helsingissä vuonna 2007
14. Tervahattu, H., Kupiainen, K., Pirjola, L., Viinanen, J. Tutkimuksia katupölyn vähentämiseen tähtäävistä toimenpiteistä. KAPU-projektin loppuraportti.
15. Autio, L., Munne, P., Muurinen, J., Pellikka, K., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2002 - 2006. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.
16. Lehto, T., Tikkanen, P. Ruokaleivän suola- ja ravintokuitupitoisuus helsinkiläisissä leipomoissa ja vähittäismyymälöissä

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2008

1. Puttonen, J., Terhemaa, L. Jätehuolto Helsingin venesatamissa vuonna 2007
2. Vuorela, M., Koskela, T., Kauppinen, I. Helsingin kaupungin ympäristöjohtamisen arviointi
3. Luontotieto Keiron Oy. Haltialan aarnialueen luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma
4. Luontotieto Keiron Oy. Pitkäkosken rinnelehtojen luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma
5. Luontotieto Keiron Oy. Ruutinkosken luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma
6. Munne, P., Muurinen, J., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2007. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.
7. Pienmunne, E., Pakarinen, R., Paaer, P., Nummi, P. Kauppatorin lokkitutkimus 2007
8. Saarikivi, J. Helsingin matelija- ja sammakkoeläinlajisto sekä tärkeät matelija- ja sammakkoeläinalueet vuonna 2007
9. Yrjölä, R. Vuosaaren satamahankkeen linnustoseuranta 2007
10. Ilmansuojelutyöryhmä. Helsingin kaupungin ilmansuojelun toimintaohjelma 2008 - 2016
11. Ilmarinen, K., Oulasvirta, P. Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston–Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007