

Päivi Munne ja Liisa Autio

RAVINTEIDEN VAPAUTUMINEN LAAJALAHDEN JA
SEURASAARENSELÄN SEDIMENTISTÄ

Kuvat: © Päivi Munne
ISSN 1235-9718
ISBN 952-473-518-0
ISBN (URL:www.hel.fi/ymk/julkaisut/julkaisut.html) 952-473-519-9
Painopaikka: Helsingin kaupungin hankintakeskus
Helsinki 2005

Sisällysluettelo

SANASTO.....	1
YHTEENVETO.....	4
SAMMANDRAG.....	5
SUMMARY	6
1 JOHDANTO.....	7
1.1 VESISTÖT JA KAUPUNGISTUMINEN	7
1.2 SEDIMENTTI.....	7
2 TUTKIMUSALUE.....	10
2.1 SIJAINTI.....	10
2.2 ALUEEN HISTORIAA	11
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	14
3.1 POHJAN LAATU JA POHJANLÄHEISEN VEDEN RAVINNEPITOISUUDET.....	14
3.2 LÄPIVIRTAUSKOE	14
3.3 SEDIMENTIN FOSFORIFRAKTIOINTI.....	17
3.4 ULKOINEN KUORMITUS	18
4 TULOKSET.....	19
4.1 POHJAN LAATU TUTKIMUSALUEELLA.....	19
4.2 POHJANLÄHEISEN VEDEN RAVINNEPITOISUUDET 2003	20
4.3 SEDIMENTIN PERUSTIEDOT	21
4.4 KOEYKSIKÖIDEN SILMÄMÄÄRÄINEN TARKASTELU	22
4.5 POHJAEÄNTEN JA <i>BEGGIATO</i> A-BAKTEERIKASVUSTON ESIINTYMINEN KOEYKSIKÖISSÄ.....	24
4.6 SYÖTTÖVEDEN RAVINNE- JA HAPPIPITOISUUDET SEKÄ PH	25
4.7 LÄPIVIRRRANNEEN VEDEN HAPPI JA PH	25
4.8 RAVINTEIDEN VAPAUTUMINEN LAAJALAHDELTA JA SEURASAARENSÄLTÄ	26
4.9 ULKOINEN KUORMITUS	28
4.10 FOSFORIN FRAKTIOINTI.....	29
5 TULOSTEN TARKASTELU.....	30
5.1 MENETELMÄT	30
5.2 SEDIMENTTI.....	31
5.3 RAVINTEIDEN VAPAUTUMINEN.....	35
6 JOHTOPÄÄTÖKSET	37
7 LÄHTEET	38
LIITE Ravinteiden vapautuminen ja sitoutuminen näytepisteiden sedimentistä	

Sanasto

aktiiviliete	Bakteereita ja muita mikro-organismeja sisältävä liete, joka muodostuu jäteveden biologisessa puhdistuksessa hapellisissa tai hapettomissa oloissa (Maastik ym. 2000).
alusvesi	Järvissä ja matalissa vesialtaissa kerrostuneisuusvaiheen aikana esiintyvä lämpöharppauskerroksen alapuolinen kerros (Maastik ym. 2000)
anaerobinen	Kuvaa eliöitä, elinympäristöä tai kemiallista reaktiota, josta happi puuttuu (Maastik ym. 2000).
aerobinen	Hapellisissa oloissa tapahtuva, hapen käyttöön liittyvä, happea tarvitseva.
BHK ₅	Hapen kulumisnopeus tarkoin määrytyissä olosuhteissa, joissa veden pieneliöt hajottavat eloperäistä ainesta. BHK:n avulla arvioidaan vesistöjen kuormitusta, kuten jätevesien sisältämän orgaanisen aineksen haittavaikutuksia. Mittausten aikaväli oli ennen 5 vrk ja nykyään 7 vrk (BHK ₇) (Tirri ym. 1993).
detritus	Kuolleiden eläinten ja kasvien hajoamistuotteet maaperässä ja vesistön pohjalla (Maastik ym. 2000).
diffuusio	Atomien ja molekyylien lämpöliikkeestä johtuva aineiden passiivinen sekoittuminen nesteessä, kaasussa tai jossakin muussa väliaineessa. Diffuusiolla aineiden väkevyyserot pyrkivät tasoittumaan (Tirri ym. 1993).
hapettua	Reaktio, jossa atomista, molekyylistä tai ionista poistuu elektroni tai elektroneja tai jossa happi yhtyy kovalenttisesti näihin; esimerkki tästä on palaminen. Aine, joka sitoo elektroneja, on hapetin (Tirri ym. 1993).
hehkutushäviö	Kuivatun ja laboratoriossa 550 °C lämpötilassa hehkutettaessa jäljelle jäävän kiintoainemäärän erotus.
humusaineet	Tummanruskea kerros maaperän pintaosassa; on muodostunut kasvien ja eläinten osittain hajonneista jäänteistä ja edustaa siten maaperän orgaanista ainesta. Humusta on myös vedessä (Tirri ym. 1993).
huokosvesi	Sedimentin huokosissa oleva vesi.
hydratoitunut oksidi	Oksidi, hapen kemiallinen yhdiste, joka syntyy hapen liittyessä muihin alkuaineisiin tai orgaanisiin radikaaleihin; esim. hiilen oksidit hiilimonoksidi (CO) ja hiilidioksidi (CO ₂). Hydratoituneessa oksidissa oksidiin on lisäksi liittynyt hydroksidiryhmä –OH.

jälkiselkeytysallas	Selkeytysallas, jossa aktiiviliete erotetaan aktiivilietealtaassa tai biosuodattimessa käsitellystä jätevedestä (Maastik ym. 2000).
liete	Nesteen ja siihen suurena pitoisuutena sekoittuneen kiinteän hienojakoisen aineksen seos (Maastik ym. 2000).
luonnonhuuhtouma	Luontaisella huuhtoutumisella eli luonnonhuuhtoumalla tarkoitetaan maa-alueilta vesistöön kulkeutuvia ainemääriä olotilassa, jossa ihmisen toiminta ei ole vaikuttanut huuhtouman määrään ja laatuun. Käytännössä luonnontilaisia alueita ei enää ole, sillä ihmisen toiminta vaikuttaa ilmasta tulevan kuormituksen eli laskeuman muodossa niilläkin valuma-alueilla, joiden maaperä on koskematon. (www.ymparisto.fi/riverlifejokitietopaketti/ihmisenvaikutsetjokeen/maankaytonvesistovaikutukset/luonnonhuuhtouma) (http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=12525&lan=fi 4.7.2005)
MAVERO-loppuraportti	Maatalouden vesistökuormitusta on tutkittu vuosina 1988–1991 Maatalous ja vesistöjen kuormitus-, eli MAVERO-yhteis-tutkimusprojektissa, jonka tavoitteena oli mm. selvittää maatalouden aiheuttamaa kuormitusta ja sen vaikutuksia sekä kehittää toimenpiteitä maataloudesta aiheutuvan kuormituksen vähentämiseksi. (http://www.ymparisto.fi/riverlifejokitietopaketti/menetelmiajokienhoitoon/maankaytonvesiensuojelumenetelmiä/maataloudenvesiensuojelu) (http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=77497&lan=fi 4.7.2005)
NH ₄ -N	Ammoniumtyppi, ammoniakkina tai ammoniumioneina esiintyvä typpi (Maastik ym. 2000).
NO ₂ -N	Nitriittityppi, typpihapokkeen suola tai ioni (Maastik ym. 2000).
NO ₃ -N	Nitraattityppi, typpihapon suola tai ioni (Maastik ym. 2000).
pelkistyy	Kemiallinen tapahtuma, jossa yhdisteestä poistuu happea tai yhdiste ottaa vastaan elektroneja (Tirri ym. 1993).
plankton	Yleensä mikroskooppisen pieniä meri- tai makeanveden kasveja ja eläimiä, jotka ajelehtivat passiivisesti tai liikkuvat hitaasti ympäröivässä vedessä. Planktoneläinten aktiivista liikkumista säätelevät ravinto, valaistus, lämpötila, saalistus sekä lajin kelluntaominaisuudet (Tirri ym. 1993).
PO ₄ -P	Fosfaattifosfori, eräs epäorgaanisen fosforin muoto. Ravinne, joka on kasveille käyttökelpoisessa muodossa (www.jolly.fimr.fi/boing/FINencyclopaedia.nsf). (https://jolly.fimr.fi/boing/FINencyclopaedia.nsf/web_ency?OpenFrameset 4.7.2005)

redox-potentiaali	Hapetus-pelkistyspotentiaali. Sähköinen potentiaali, joka tarvitaan elektronien siirtämiseksi aineesta toiseen (hapettimesta pelkistimeen) (Maastik ym. 2000).
resuspensio	Matalissa vesialtaissa tuulten aikaan saama sedimentin pinnan uudelleen sekoittuminen yläpuoliseen vesimassaan.
sedimentti	Vesialtaan pohjaan laskeutuneista kiinteistä hiukkasista koostuva aines (Maastik ym. 2000).
sedimentaationopeus	Vedessä olevan aineksen laskeutumis- ja kerrostumisnopeus veden pohjaan (Maastik ym. 2000).
sulfidilieju	Vesistön pohjaan sedimentoitunut, pääosin orgaanisista jätteistä peräisin oleva ja sulfidia sisältävä tumma aines, jossa partikkelien koko on alle 0,002 mm.
valuma-alue	Alue, jolta pinta- ja pohjavedet laskevat mereen tai tiettyyn järveen tai tiettyyn uoman kohtaan (Maastik ym. 2000).
viipymä	Teoreettinen aika, jonka kuluessa jonkin systeemin vesivarasto uusiutuu kertaalleen. Viipymä lasketaan tavallisesti jakamalla varastotilavuus läpivirtaamalla (Maastik ym. 2000).

Yhteenveto

Laajalahti on matala ja rehevä merialue, jonne on vuoteen 1986 saakka johdettu yhdyskuntajätevesiä. Seurasaarenselkä on Laajalahtea avoimempi lahtialue, joka on yhteydessä Helsingin edustan merialueeseen hyvin vettä vaihtavan Lauttasaarensalmen kautta. Aluetta on kuormittanut Rajasaaren puhdistamo, jonka toiminta lopetettiin 1978. Tämän jälkeen aluetta ovat kuormittaneet Laajalahden puolelta Isoon Huopalahteen laskevat Talin puhdistamon jätevedet (1957–1986) sekä vähäisessä määrin Lauttasaaren puhdistamon jätevedet vuoteen 1992 saakka.

Laajalahden pohja on laadultaan ja pinnanmuodoiltaan melko tasaista, kun taas Seurasaarenselällä pohja on selvästi vaihtelevampaa. Pohja koostuu molemmilla alueilla pääasiassa tummanharmaasta, lähes mustasta sulfidiliejusta, jonka päälle on kerrostunut ruskea hapettunut liejakerros. Sedimentin potentiaalinen fosforivarasto oli molemmilla alueilla suuri. Vaikka sedimentin pintakerros pysynee Laajalahdella ja Seurasaarenselän matalilla alueilla hapellisena lähes koko avovesikauden ajan, vaikuttaisi pohjan läheltä otettujen vesinäytteiden perusteella siltä, että sedimentin syvemmistä, hapettomista kerroksista diffundoituisi runsaasti fosforia ylöspäin. Arvioitu vuorokauden aikana kesällä tapahtuva fosforin maksimaalinen vapautuminen oli Laajalahdella 4 mg m^{-2} vuorokaudessa ja Seurasaarenselällä 2 mg m^{-2} vuorokaudessa.

Laajalahden ja Seurasaarenselän syvänteen sedimentin pintakerroksen rauta:fosfori-suhteen perusteella sedimentin pintakerroksen fosforin-sitoutumispaikkojen määrä on oleellisesti vähentynyt, minkä vuoksi tuleva fosfori ei juurikaan enää pysty sitoutumaan sedimentin rautayhdisteisiin hapellisissakaan oloissa. Laajalahdella pohjaeläimillä lienee merkittävä vaikutus sedimentin olosuhteiden muokkaajina ja ravinteiden vapautumisen säätelijöinä.

Suojaisuus ja eristyneisyys ovat lisänneet Laajalahden haavoittuvuutta ihmisen aikaansaamille muutoksille ja ulkoiselle kuormitukselle. Ulkoisen kuormituksen suuruus arvioitiin Laajalahdella olevan $1\,100\text{--}2\,200 \text{ kg}$ fosforia ja $30\,000\text{--}46\,200 \text{ kg}$ typpeä vuodessa. Sisäinen fosforikuormitus on tähän verrattuna samaa suuruusluokkaa, $1\,700 \text{ kg}$ vuodessa. Typen kohdalla ulkoinen kuormitus on Laajalahdella vallitseva sisäiseen kuormitukseen ($2\,900 \text{ kg}$ vuodessa) verrattuna. Seurasaarenselän ulkoiseksi fosforikuormitukseksi arvioitiin 520 kg vuodessa ja typpikuormitukseksi $7\,900 \text{ kg}$ vuodessa. Sisäinen fosforikuormitus (920 kg vuodessa) olikin Seurasaarenselällä näin ollen lähes kaksinkertainen verrattuna ulkoisen fosforikuormituksen määrään. Typen kohdalla ulkoisen ja sisäisen kuormituksen osuudet ovat lähes yhtä suuria, sisäisen kuormituksen ollessa Seurasaarenselällä noin $5\,900 \text{ kg}$ vuodessa.

Sammandrag

Bredviken är ett grunt och frodigt havsområde, och fram till år 1986 leddes samhällsavloppsvatten ut i viken. Fölisöfjärden är ett öppnare vikområde än Bredviken, och står i förbindelse med havsområdet utanför Helsingfors via Drumsösundet där vattnet byts ut i rask takt. Området belastades på sin tid av Råholmens reningsverk, som dock stängdes år 1978. Även efter detta belastades området på Bredvikens sida av Tali reningsverks avloppsvatten som leddes ut i Stor-Hoplaxviken (1957–1986) och i någon mån av Drumsö reningsverks avloppsvatten fram till år 1992.

Bredvikens botten är både kvalitetsmässigt och strukturellt relativt jämn, medan botten på Fölisöfjärden är betydligt mer varierande. På båda områdena består botten närmast av ett lager mörkgrå, nästan svart sulfidgyttja som täcks av ett lager brun gyttja. Mängden av potentiellt tillgänglig fosfor i sedimentet var stor på båda områdena. Fastän sedimentets ytskikt torde hållas syresatt inom de grunda delarna av Bredviken och Fölisöfjärden under nästan hela den isfria perioden, så verkar det på basen av vattenprov som tagits nära botten som om rikliga mängder av fosfor diffunderar uppåt från de djupare, syrefria sedimentskikten. Den uppskattade maximala frigörelsen av fosfor i Bredviken under sommaren var 4 mg m^{-2} per dygn och på Fölisöfjärden 2 mg m^{-2} per dygn.

På basen av förhållandet mellan järn och fosfor i sedimentets ytskikt på Bredvikens och Fölisöfjärdens djupaste ställen har bindingsplatserna för fosfor i sedimentets ytskikt minskat betydligt, vilket innebär att fosfor inte märkbart kan bindas till sedimentets järnföreningar ens under syresatta förhållanden. I Bredviken torde bottendjuren märkbart påverka förhållandena i sedimentet samt frigörelsen av näringsämnen.

Bredvikens skyddade och isolerade läge har ökat vikens sårbarhet för av människan förorsakade förändringar och yttre belastning. Den yttre belastningens storlek i Bredviken uppskattades till 1 100–2 200 kg fosfor per år och 30 000–46 200 kg kväve per år. Den inre belastningen av fosfor är på samma nivå, 1700 kg per år. Den yttre belastningen av kväve i Bredviken dominerar klart i jämförelse med den inre belastningen (2 900 kg per år). På Fölisöfjärden uppskattades den yttre fosforbelastningen till 520 kg per år och kvävebelastningen till 7 900 kg per år. Den inre fosforbelastningen (920 kg per år) var på Fölisöfjärden sålunda nästan dubbelt så stor som den yttre belastningen. För kväve var den yttre och inre belastningen ungefär lika stor; den inre belastningen på Fölisöfjärden var cirka 5 900 kg per år.

Summary

Laajalahti Bay is a shallow and eutrophic sea area which until 1986 was subject to loading by domestic sewage. Seurasaarenselkä Bay is a more open sea area than Laajalahti, and it is connected to the open sea area outside Helsinki by the Lauttasaari strait, through which water exchange is fairly rapid. The area was loaded by the Rajasaari sewage treatment plant until this was closed in 1978. After this, the area (Laajalahti) has been loaded by sewage water from the Tali treatment plant (1957-1986) which led out its water into Iso Huopalahti, and slightly by the Lauttasaari sewage treatment plant until 1992.

The bottom of Laajalahti Bay is qualitatively and structurally fairly even, while the bottom in Seurasaarenselkä Bay is clearly more varied. The bottom sediment in both places consists mainly of dark grey, almost black sulphide mud, with a layer of brown, oxidized gyttja on top. The sediment contains a lot of potentially mobile phosphorus in both areas. Although the top layer of the sediment most likely remains in an oxidized state in the shallow areas of Laajalahti and Seurasaarenselkä Bay throughout most of the open-water period, water samples taken from the near-bottom water layer show that large amounts of phosphorus probably diffuse upwards from the deeper, anoxic sediment layers. In Laajalahti Bay, the estimated maximal daily release of phosphorus from the sediment in summer was 4 mg m^{-2} per day and in Seurasaarenselkä Bay 2 mg m^{-2} per day.

The iron:phosphorus ratio in the top sediment layer in the deeps of both Laajalahti and Seurasaarenselkä Bay show that the number of binding sites for phosphorus in the top sediment layer has declined substantially, so that very little phosphorus is retained by the iron complexes in the sediment even during oxic conditions. In Laajalahti Bay the benthic fauna probably significantly influence the conditions in the sediment and the release of nutrients.

Laajalahti Bay's protected and isolated geographical position has increased the vulnerability of the bay for anthropogenic changes and external loading. The external loading for Laajalahti Bay was estimated to be 1 100–2 200 kg phosphorus and 30 000–46 200 kg nitrogen per year. The internal loading of phosphorus was at the same level, 1 700 kg per year. For nitrogen, the external loading dominates compared to the internal loading (2 900 kg per year). For Seurasaarenselkä Bay, the external loading of phosphorus was estimated to 520 kg per year and the external loading of nitrogen to 7 900 kg per year. The internal loading of phosphorus (920 kg per year) was thus nearly twice as high as the external loading in Seurasaarenselkä Bay. The external and internal loading of nitrogen were of almost equal size in Seurasaarenselkä Bay, as the internal loading of nitrogen amounted to about 5 900 kg per year.

1 Johdanto

1.1 Vesistöt ja kaupungistuminen

Kaupungistuminen on muuttanut vesistöjä ja niiden tilaa monin tavoin. Rakennukset, liikenneväylät ja satamat ovat vallanneet tilaa luonnontilaisilta vesistöiltä. Vesialueiden virtausolosuhteet ovat usein heikentyneet ja erityisesti kaupunkien keskustoihin tai niiden läheisyyteen on syntynyt vesialueita, jotka ovat olleet herkkiä pilaantumaan. Nämä suljetut vesialtaat ovatkin 1900-luvun aikana päässeet pahoin saastumaan ja rehevöitymään (Laakkonen ja Laurila 2001). Ulkoisen kuormituksen pienentämisestä huolimatta lahtien ja vesialueiden tilan parantuminen on usein ollut hidasta pohjasedimenttiin runsaana varastoituneiden ravinteiden aiheuttaman sisäisen kuormituksen ja heikon veden vaihtumisen vuoksi (Laakkonen ja Laurila 2001).

Matalat rantavedet ovat jo luonnostaan rehevämpiä kuin selkävedet maaperästä huuhtoutuvien ravinteiden vuoksi. Helsingin edustalle huuhtoutuu aineksia laajalta alueelta, joka on suurimmaksi osaksi Vantaanjoen, sekä Laajalahden ja Seurasaareselän osalta Mätäjoen, Monikonpuron ja Mätäpuron valuma-alueita (Laakkonen ja Lehtonen 2001). Valuma-alueen viemäröinnin tehokkuus vaikuttaa huomattavasti kaupunkipurojen hydrologisiin ominaisuuksiin. Katualueiden viemäröityjä sadevesiä kutsutaan hulevesiksi. Tietyiltä alueilta hulevedet johdetaan asumajätevesien kanssa samassa viemärissä puhdistuslaitokselle (sekaviemäröinti). Suomessa on kuitenkin yleistä vesien erillisviemäröinti, jossa hulevedet johdetaan johonkin lähialueen veteen tai suoraan mereen. Mätäjoen valuma-alueen kaikki viemäriverdet ovat erillisviemäröityjä (Ruth 1998). Tutkimusalueella vain kantakaupungin, Vanhan Munkkiniemen sekä Rajasaaren alueet ovat sekaviemäröityjä alueita.

Kaupunkipurojen kuormitukseen vaikuttavat suuresti myös mm. roskaantumisen ja katujen puhdistuksen tehokkuus. Kuormitusta voivat aiheuttaa myös eläinten jätökset ja kasvillisuudesta peräisin oleva orgaaninen aines (leikattu ruoho ja puiden lehdet). Eläinten jätökset ovat kaupunkivesissä suurin yksittäinen ravinteiden ja bakteerien lähde. Keskusta-alueella koirien on havaittu aiheuttavan jopa 60 % hulevesien fosforikuormituksesta (Malmqvist 1983, julkaisussa Ruth 1998). Myös liikenteen suorat päästöt, renkaiden ja tienpintojen kulumisen sekä tiesuolaus aiheuttavat kuormitusta (Melanen 1981, julkaisussa Ruth 1998). Asutusjätevedet ovat kuitenkin olleet aikaisemmin kantakaupungin alueella rantavesiä ja sisälahtia ajatellen merkittävin pilaantumisen aiheuttaja (Laakkonen ja Lehtonen 2001).

1.2 Sedimentti

Sisäiseksi kuormitukseksi kutsutaan vesialtaasta itsestään peräisin olevaa, sedimentistä vapautuvaa ravinnekuormitusta. Itse asiassa sisäinen kuormitus on kuitenkin perua vanhasta ulkoisesta kuormituksesta, jolla puolestaan tarkoitetaan valuma-alueelta tai ilmasta peräisin olevaa kuormitusta.

Sedimentillä on merkittävä rooli vesialtaan fosforin kierron säätelijänä. Sedimentti voi joko pidättää tai vapauttaa fosforia (Boström ym. 1982). Sisäistä kuormitusta on usein huomattavasti vaikeampi kontrolloida kuin ulkoista kuormitusta. Vesialtaan rehevöityminen alkaa yleensä ulkoisen fosforikuormituksen tai orgaanisen aineen voimakkaan kertymisen kiihdyttäessä sisäistä kuormitusta. Kun rehevyysaste nousee riittävän korkeaksi, sisäinen kuormitus voi ylläpitää rehevöitymistä vaikka ulkoinen kuormitus olisi vähentynyt merkittävästi. Tämän vuoksi sedimentin osuus ravinteiden kierrossa on muodostunut erityisen tärkeäksi sellaisissa vesialtaissa, joissa ulkoinen kuormitus (esim. suora jätevesikuormitus) on vähentynyt merkittävästi tai loppunut kokonaan (Rekolainen 1982).

Sedimentti ei toimi pelkästään sedimentoituvan materiaalin vastaanottajana vaan myös aktiivisena vesialtaan ainekiertoihin vaikuttavana osatekijänä (Boström ym. 1982). Sedimentin pintakerros on muuttuvin osa sedimenttiä ja siinä tapahtuvat reaktiot ovat liukoisten aineiden vapautumisen kannalta tärkeitä.

Alusvedessä ja sedimentin pinnalla orgaanisen materiaalin hajotus kuluttaa happea. Hajotettavan ainemäärän ollessa suuri saattaa alusveden happi loppua ja olosuhteet muuttua anaerobisiksi. Tällöin myös hajotustoiminta muuttuu anaerobiseksi ja sedimentissä hapettuneina olevat yhdisteet alkavat pelkistyä vapauttaen samalla niihin sitoutuneita ravinteita, mm. fosforia. Vähähappisessa tai hapettomassa tilassa voi myös syntyä mm. myrkyllisiä ja pahanhajuisia yhdisteitä (rikkivetyä, metaania, ammoniakkia), jotka alentavat veden käyttökelpoisuutta esim. virkistyskäyttöön.

Erilaiset pohjatyypit voidaan luokitella eroosio-, sedimentaatio- ja kulkeutuspohjiin. Eroosio- eli kulumispohjat sijaitsevat tavallisesti ranta-alueilla, jossa aallokko kuluttaa pohjaa tehokkaasti. Sedimentaatiopohjat sijaitsevat yleensä syvänealueilla, jonne veden mukana kulkeutuva hienojakoinen aines lopulta sedimentoituu. Näiden pohjatyypien väliin jää kulkeutuspohja, jolla eroosio ja sedimentaatio vuorottelevat.

Sedimentin fosfori (P) on peräisin valuma-alueelta kulkeutuneesta materiaalista, vesialtaan omasta tuotannosta peräisin olevasta aineksesta, ilmakehän kautta tulleesta märkä- ja kuivalaskeumasta sekä osittain vedestä sedimentin pintaan sitoutuvasta fosforista (Holtan ym. 1988). Fosfori voi päätyä vesistöön epäorgaanisina yhdisteinä, orgaanisina fosforiyhdisteinä, elävien mikro-organismien sekä kuolleen detrituksen mukana (Moss 1998). Partikkelimaisen fosforin osuus fosforin kierrossa on kuitenkin merkittävä, sillä pääosa fosforivarastosta on siinä.

Sedimentoituvan fosforin osuus riippuu tulevasta fosforikuormasta ja vaihtelee vesistön sekä kuormituksen luonteen mukaan. Niukkaravinteisissa vesissä jopa 90 % tulevasta fosforista voi pidäytyä sedimenttiin ja runsasravinteisissäkin vesissä jää yleensä 20–50 % ulkoisesta kuormituksesta vesiekosysteemiin pidäytyen todennäköisimmin juuri sedimenttiin (Boström ym. 1982). Aikaa myöten sedimenttiin kertyy näin yhä suurempi ravinnevarasto, joka voi vesialtaan tilan muuttuessa palata osittain takaisin vesimassaan ja osaltaan kiihdyttää alkanutta rehevöitymistä. Yleisenä periaatteena on, että vesialtaan

rehevyyssasteen kasvaessa alkaa fosforin sedimentoitumisen ohella tapahtua sen yhä lisääntyvää samanaikaista vapautumista sedimentistä.

Sedimentin ja sen yläpuolisen veden fosforivaihtoa on tutkittu pitkään. Mortimerin (1941, 1942) teorian mukaan fosforin vapautumista sedimentistä säätelevät sedimentin pintakerroksen ja sen yläpuolisen veden happipitoisuus sekä redox-potentiaali. Happipitoisuuden ja redox-potentiaalin laskiessa saostuneet rauta-fosforiyhdisteet pelkistyvät ja liukenevat (ferriraudan, Fe^{3+} , muuttuessa ferriraudaksi, Fe^{2+}), jolloin niiden sitoma fosfori vapautuu huokosveteen (Boström ym. 1982). Myöhemmät tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että fosforia vapautuu sedimentistä myös hapellisissa oloissa ja vapautuminen voi olla voimakkuudeltaan jopa yhtä suurta kuin vähähappisissa oloissa tapahtuva fosforin vapautuminen. Yksinkertaistetusti fosforin vapautumiseen sedimentistä tarvitaan kaksi mekanismia. Ensinnäkin mekanismi, joka irrottaa kiinnittyneen fosforin liukoiseen muotoon huokosveteen ja mekanismi, joka kuljettaa sen huokosvedestä sedimentin yläpuoliseen vesimassaan. Vapautumiseen vaikuttavat myös useat muut ympäristön fysikaaliset ja kemialliset tekijät kuten pH, lämpötila, diffuusio, virtaukset ja pohjaeläinten aiheuttama sedimentin pinnan sekoittuminen (Boström ym. 1982).

Sedimentin potentiaaliin vapauttaa fosforia vaikuttavat sedimenttiin sitoutuneen fosforin laatu ja määrä sekä sedimentin herkkyys ympäristössä tapahtuville muutoksille. Fosforin eri esiintymismuotoja voidaan tutkia ns. fosforifraktioinnilla, jossa sedimentistä uutetaan asteittain eri komponentteihin ja mineraaleihin sitoutunutta fosforia (Boers ym. 1993). Savimineraaleihin, rauta- ja alumiini(hydr)oksidiin (Al) sekä kalsiumyhdisteisiin (Ca) sitoutuva fosfori muodostaa suurimman osan sedimentin kiintoaineen epäorgaanisesta fosforista (Lehtoranta ja Gran 2002). Rautaan ja mangaaniin (Mn) sitoutuneen fosforin on yleisesti oletettu olevan liikkuvien osa sedimentin fosforivarastoa (Jensen ja Thamdrup 1993), kun taas sedimentin orgaaninen fosfori on käyttökelpoisuudeltaan biologisesti melko pysyvä (Boström ym. 1982). Tämä johtuu osittain siitä, että esim. humusaineet ovat erittäin kestäviä mikrobiologisen ja kemiallisen hajotuksen suhteen.

Typpi (N) esiintyy luonnonvesissä useissa eri muodoissa, kuten liuenneena typpinä, orgaanisina ja epäorgaanisina yhdisteinä. Orgaanisia typen muotoja ovat mm. aminohapot, proteiinit ja humusyhdisteet. Epäorgaanisia muotoja puolestaan typen suolat kuten ammonium (NH_4), nitriitti (NO_2) ja nitraatti (NO_3). Typpi päättyy vesistöön joko suoraan ilmaperäisen laskeuman kautta, kulkeutumalla valuma-alueelta ja esim. sinilevien typensidonnan seurauksena.

Valtaosan tyyppistä ajatellaan olevan sitoutuneena orgaanisiin yhdisteisiin, minkä vuoksi sen vapautumiseen sedimentistä vaikuttavat lähinnä mikrobiologiset hajotusprosessit. Orgaanisen aineksen hajotessa typpi vapautuu lähinnä ammoniumina. Mikäli sedimentissä on riittävästi happea, osa ammoniumista hapetetaan mikrobiologisesti ensin nitriitiksi ja sitten nitraatiksi. Tätä prosessia kutsutaan nitrifikaatioksi (Sorokin 1999). Nitraatti voidaan puolestaan käyttää edelleen elektronien vastaanottajana (denitrifikaatio), jolloin muodostuu typen kaasumaisia yhdisteitä (N_2 ja N_2O), jotka

voivat poistua vedestä ilmakehään. Tätä em. prosessia kutsutaan myös ns. luonnolliseksi typen poistoksi. Denitrifikaatio tapahtuu pääasiassa sedimentin hapellisen ja hapettoman pinnan rajamailla, sillä denitrifikaatiossa pelkistyvän nitraatin muodostuminen edellyttää hapen läsnäoloa. Vesiekosysteemi kykenee näin ainakin jossain määrin tasapainottamaan typpitasettaan.

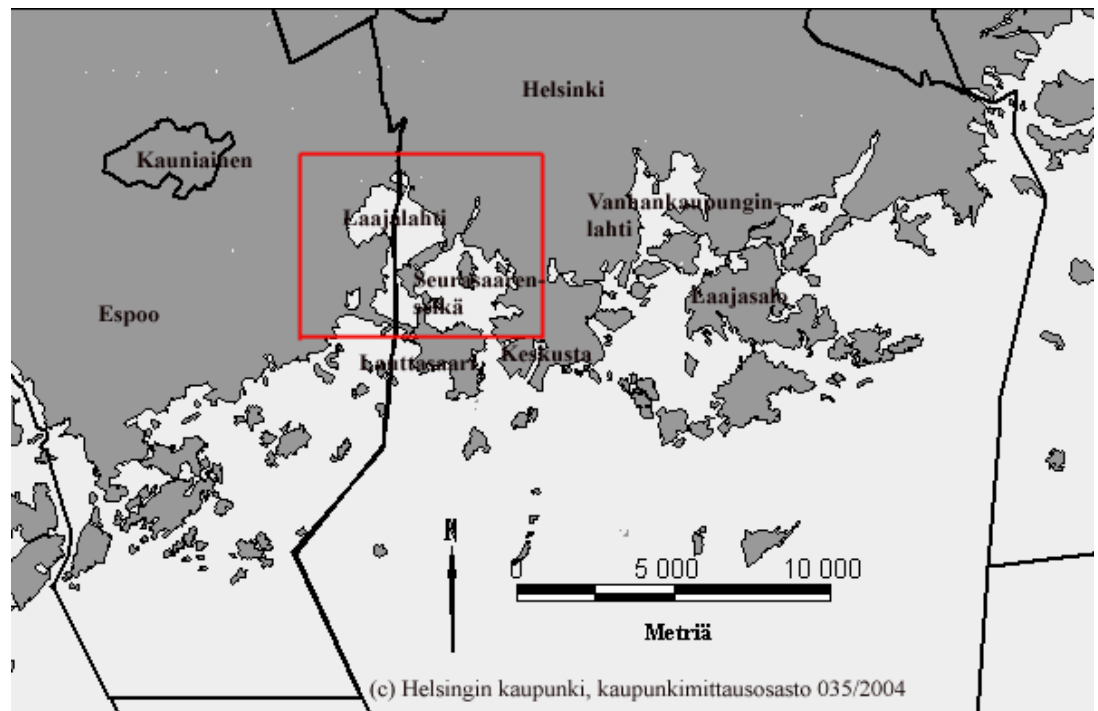
Tässä työssä selvitettiin läpivirtauskokeen avulla laboratoriossa typen ja fosforin kiertoa sedimentin ja veden välillä Laajalahdella ja Seurasaarenselällä. Lisäksi selvitettiin sedimentin potentiaalinen fosforivarasto sekä arvioitiin ulkoisen kuormituksen suuruus tutkimusalueilla. Tutkitun sisäisen ja arvioidun ulkoisen kuormituksen merkitystä vertailtiin. Yksityiskohtaisemmat menetelmät, tulokset ja tilastoanalyysit on esitetty tutkimuksesta tehdyssä pro gradu -työssä (Munne 2005).

2 Tutkimusalue

2.1 Sijainti

Laajalahti sijaitsee Helsingin länsiosassa, osittain Helsingin ja osittain Espoon puolella (kuva 1). Sen pinta-ala on $5,8 \text{ km}^2$, keskisyvyys $2,4 \text{ m}$ ja tilavuus $14,1 \text{ milj. m}^3$ (Witting 1923). Tällöin Laajalahteen luetaan kuuluvaksi myös sen pohjoisosassa sijaitseva Iso Huopalahti ($0,5 \text{ km}^2$), joka pääasiallisesti on ottanut vastaan lahteen tulevat lisävedet (sekä valuma- että jätevedet) ja joka on silta-aukon kautta yhteydessä Laajalahteen. Laajalahti on muodoltaan pyöreähkö, sen pohja on laakea ilman erityisiä epäsäännöllisyyksiä. Syvin kohta (noin 9 m) on lähellä Seurasaarenselälle johtavaa Kuusisaarensalmea (Pesonen 1968). Lahti on jo alunperin ollut melko suljettu, sillä sen erottaa ulkomerestä kaksinkertainen saariketju, joiden väliin jäävät Seurasaaren- ja Lehtisaarenselät. Tätä luontaista eristyneisyyttä on lisätty vielä yhdistämällä saaria silta-pengerryksin (Pesonen 1968).

Seurasaarenselkä on yhteydessä merelle hyvin vettä vaihtavan Lauttasaarensalmen kautta (kuva 1). Seurasaarenselkä on pinta-alaltaan $6,6 \text{ km}^2$, sen keskisyvyys on $4,1 \text{ m}$ ja tilavuus $27,3 \text{ milj. m}^3$ (Witting 1923). Suurimmillaan Seurasaarenselän syvyys yltää yli kymmenen metrin. Alueen pohjois- ja koillisosat ovat kuitenkin verraten matalia, jossain määrin jopa kynnyksen erottamia, ja mereltä tuleva puhtaampi vesi kulkeutuu syvää uomaa pitkin pääasiassa Seurasaaren länsipuolen suuntaan. Näin ollen Rajasaaren ympäristö, Taivallahti ja pääosa Hietarannan alueesta ovat herkimmin likaantuvia (Pesonen 2001).



Kuva 1. Tutkimusalueen sijainti.

2.2 Alueen historiaa

Helsingin jätevesimäärä alkoi kasvaa 1870-luvun jälkipuoliskolla, jolloin kaupungin vesilaitos aloitti toimintansa ja kunnallista viemäriverkkoa alettiin rakentaa (Laakkonen ja Laurila 2001). Vesikäymälöiden yleistyttyä 1900-luvun alussa yhä suurempi osa kaupungin asutusjätevesistä johdettiin viemäreillä suoraan lähimpään rantaan. Monet sisälahdet olivat jo tuolloin päässeet pahoin rehevöitymään. Ensimmäiset kunnalliset jätevedenpuhdistamot rakennettiin 1910 Alppilaan ja 1912 Savilaan, mutta ne olivat pieniä ja kapasiteetiltaan alimitoitettuja.

Helsingin asukasluku kohosi nopeasti. Viime vuosisadan alussa Helsingissä asui noin 100 000 ihmistä, kun jo 1950-luvulla väkiluku oli kohonnut 370 000:een (Laakkonen 2001). Rantavesien tilan kannalta tämä oli tuhoisaa aikaa, sillä silloin vesikäymälät ja viemäriverkosto ulottuivat jo laajalle, mutta jäteveden puhdistus ei edelleenkään toiminut riittävän tehokkaasti. Kuitenkin vain parikymmentä vuotta myöhemmin (1970-luvun puoliväliin mennessä) Helsingissä toimi jo kaikkiaan 11 jätevedenpuhdistamoa, jolloin myös käytännössä kaikki jätevedet puhdistettiin biologisesti (Laakkonen ja Lehtonen 2001). Tämä hajautettu puhdistamojärjestelmä osoittautui kuitenkin monin tavoin ongelmalliseksi ja se korvattiin vuonna 1994 Viikinmäen keskusjätevedenpuhdistamolla. Viikinmäeltä puhdistetut jätevedet johdetaan Katajaluodon tunnelissa kahdeksan kilometrin päähän avomerelle.

Helsingin rantavesien tilaa kartoittavien tutkimusten alkaessa 1947 Ison Huopalahden itäosa oli lähes umpeen kasvanut ja sen pinta-ala oli havaittavasti supistunut (Cajander 1966). Ennen Talin puhdistamon rakentamista (1957–1986) lahden vesi oli kuitenkin vielä melko puhdasta, vaikka pääosa Munk-

kiniemen viemäriveresistä laskikin Ison Huopalahden itäosaan. Pitäjänmäeltä tullut viemäri päättyi puolestaan lahden pohjoisrantaan, mihin laski lisäksi tuolloin myös melko pahasti likaantunut Mätäjoki. Nämä uomat toivat jonkin verran likaavaa jätevettä Isoon Huopalahteen, mutta niiden vaikutus oli vielä suhteellisen heikko. Talin aktiivilietepuhdistamon valmistuttua veden laatu alkoi huonontua. Veden likaisuus kävi ilmi ammoniakkipitoisuuksista ja BHK₅-arvoista, minkä lisäksi osittaiset tai täydelliset happivajaukset olivat osoituksena huonosta veden laadusta (taulukko 1). Isoa Huopalahtea ovat osaltaan kuormittaneet lisäksi lahden pohjoispuolella sijainnut kaatopaikka (1963–1979) ja vielä 1960-luvulla Leppävaaran lammikkipuhdistamo (Rinne 1976, julkaisussa Rekolainen 1982).

Taulukko 1. Ison Huopalahden itäosan veden laatu havaintokeskiarvoina vuosina 1949 ja 1959 (Cajander 1966).

Ison Huopalahden itäosa	1949	1959
NH ₄ ion. (mg l ⁻¹)	3,2	9,3
BHK ₅ (mg l ⁻¹)	8,8	35
happipitoisuus (mg l ⁻¹)	7,8 (5,0–10,2)	5,6 (0,3–11,0)
hapen kyllästys (%)	67	53

Laajalahden kohdistunut jätevesikuormitus on lähes yksinomaan ollut peräisin Talin jätevedenpuhdistamosta. Lahden vesi oli Helsingin rantavesien tilaa kartoittavien tutkimusten alkaessa (1947) vielä melko puhdasta, vaikka Munkkiniemi olikin jo tuolloin laajasti asutettu, ja jätevesiä laski suoraan Laajalahden useista pienistä paikallisista viemäreistä (Cajander 1966). Tarvontien penkereen rakentamisen jälkeen 1950-luvulla Laajalahti eristäytyi jonkin verran pahimmin pilaantuneesta Isosta Huopalahdesta, ja vesi pääsi tunkeutumaan lahteen enää vain Tarvontien pengeraukon kautta Tarvon saaren länsipuolelta. Näin ollen kaikkein suurimmat muutokset ovat tapahtuneet Laajalahden länsiosassa. Tarvontien penkereen rakentamisesta lienee ollut kuitenkin hyötyä Laajalahden veden laadulle, sillä jos pengertä ei olisi rakennettu, olisi Tarvon saaren etelä- ja itäpuolella veden laatu ollut paljon heikompi ja pahin vaikutus olisi tuolloin suuntautunut Munkkiniemen rantoja kohden (Cajander 1966).

Talin puhdistamon olemassaolo ja sen laskuvesistön erittäin huono laatu muodostivat eräänlaisen paradoksin. Puhdistamo oli asiallisesti suunniteltu ja hyvin rakennettu, mutta se oli aivan liian pieni siihen tulevaan jätevesimäärään suhteutettuna. Puhdistamon jälkiselkeytsaltaat muodostivat pullonkaulan, joka pakotti rajoittamaan puhdistettavan jäteveden määrää. Tästä johtuen ainoa mahdollisuus oli laskea kasvavia määriä viemäriverettä puhdistamon ohitse vain pintapuolisesti käsiteltynä. Tulvien aikaan laskettiin jopa 10 000 m³ vuorokaudessa biologisesti puhdistamatonta viemäriverettä suoraan vesistöön (Cajander 1966).

Helsingin jätevedenpuhdistamoissa oli vuosina 1910–1971 tavoitteena poistaa jätevedestä lähinnä kiinteät jätteet, taudinaiheuttajat sekä liuennut orgaaninen aines (Laakkonen ja Lehtonen 2001). Jäteveden sisältämistä ravinteista poistui aktiivilietemenetelmällä vain noin 20 % typestä ja 30 % fosforista (Cajander 1966). Talin jätevedenpuhdistamon aiheuttama fosforikuormitus vuonna 1970

oli 132 kg vuorokaudessa, mutta viisi vuotta myöhemmin (1975) kuormitus oli vähentynyt noin kolmasosaan (40 kg vuorokaudessa). Kuormituksen pienene-
misen syynä oli vuonna 1970 aloitettu kokeilu fosforin poistamiseksi jäte-
vedestä ns. rinnakkaissaostusmenetelmällä sekä vuoden 1974 lopulla valmis-
tunut viemäri Konalan alueelta Kyläsaaren puhdistamolle (1932–1986), mikä
paransi Talin jätevedenpuhdistamon käsittelykapasiteettia (Rekolainen 1982).
Vuodesta 1975 lähtien kaikki laitokselle tullut jätevesi käsiteltiin mekaanis-
biologis-kemiallisesti ja näin päästiin nopeasti fosforin osalta yli 90 %:n
puhdistustehoon. Vuoteen 1979 mennessä fosforikuormitus Talin puhdistamon
osalta oli laskenut 19 kg:aan vuorokaudessa (Rekolainen 1982).

Seurasaarenselällä Rajasaaren puhdistamon (1935–1978) poistovesi vaikutti
merkittävästi alueen veden laatuun. Vaikutus oli voimakkainta Hietaniemen
alueella, mutta ylsi Seurasaaren itärannalle asti. Paikallista vaikutusta veden
laatuun oli myös Taivallahden pohjukkaan laskevalla viemäriveredellä. Raja-
saaren puhdistamon toiminta oli heikkoa, sillä se oli mitoitettu noin 40 000
ihmisen jätevesiä varten, mutta laitoksen kapasiteetti oli ylittynyt jo sen
käynnistyessä (Laakkonen ja Lehtonen 2001). Laitokselle pyrittiin kuitenkin
ajoittain ottamaan mahdollisimman suuria vesimääriä puhdistettavaksi sillä
seurauksella, että puhdistamon toiminta tyrehtyi välillä täysin ja se oli
aloitettava varovasti uudelleen.

Kantakaupungin viemärijärjestelmä perustui sekaviemäröintiin, mikä merkitsi
sitä, että rankkojen sateiden aikana aktiivilietelaitoksiin kulkeutunut vesimäärä
kasvoi voimakkaasti ja kuormitti jo ennestään alimitoitettuja laitoksia
(Laakkonen ja Lehtonen 2001). Tämän vuoksi myös Rajasaaren puhdistamolta
oli ajoittain tulva-aikoina ohijuoksutettava jätevettä täysin puhdistamattomana
mereen (Cajander 1966). Ylikuormituksista johtuen laitokseen johdetun
jäteveden keskimääräinen orgaanisen aineksen puhdistusaste oli noin 60–70 %
(Laakkonen ja Lehtonen 2001).

Rajasaaren puhdistamon laajentaminen oli merkittävä tapahtuma veden laadun
parantumisen kannalta, mutta tästä huolimatta eräät epäkohdat jäivät kuitenkin
yhä huonontamaan puhdistamon toimintatehoa. Pahin ongelma johtui lietteen
puutteellisesta käsittelystä. Puhdistamon viemäriveredestä erottama liete oli
1960-luvun alkupuolelle saakka usein pakko laskea mereen Rajasaaren
luoteisrannalle, koska sille ei löytynyt muuta sijoituspaikkaa. Liete oli tosin
mädätettyä eli käynnyttä, jolloin sen vettä likaava vaikutus oli jonkin verran
alentunut, mutta Rajasaareen kertynyt lietemäärä oli erittäin suuri. Lietteestä
yritettiin aikanaan selviytyä myös viemällä sitä proomuilla Suomenlahteen,
mutta menetelmä oli sekä hidas että kallias (Cajander 1966). Fosforin kemial-
linen poisto eli ns. rinnakkaissaostus otettiin käyttöön Rajasaaren puhdistamossa
1976 (Laakkonen ja Lehtonen 2001). Erityisen raskasta kuormitus oli
kuitenkin vielä puhdistamon alasajovaiheessa vuonna 1978, jolloin suuria
määriä täysin käsittelemätöntä viemäriverettä joutui mereen.

Rajasaaren puhdistamon toiminnan lopettamisen jälkeen tilanne Seurasaaren-
selällä alkoi oleellisesti parantua. Aluetta jäivät kuormittamaan edelleen
Laajalahden suunnasta Talin puhdistamon jätevedet vuoteen 1986 saakka,
jolloin Katajaluodon purkutunneli otettiin käyttöön (Pesonen 2001). Vähäisem-

mässä määrin jätevesikuormaa Seurasaarenselkään on kohdistunut myös Lauttasaaren puhdistamon purkualueelta Lauttasaarenselältä. Puhdistamon toiminta lopetettiin vuonna 1992 (Pesonen 2001).

3 Aineisto ja menetelmät

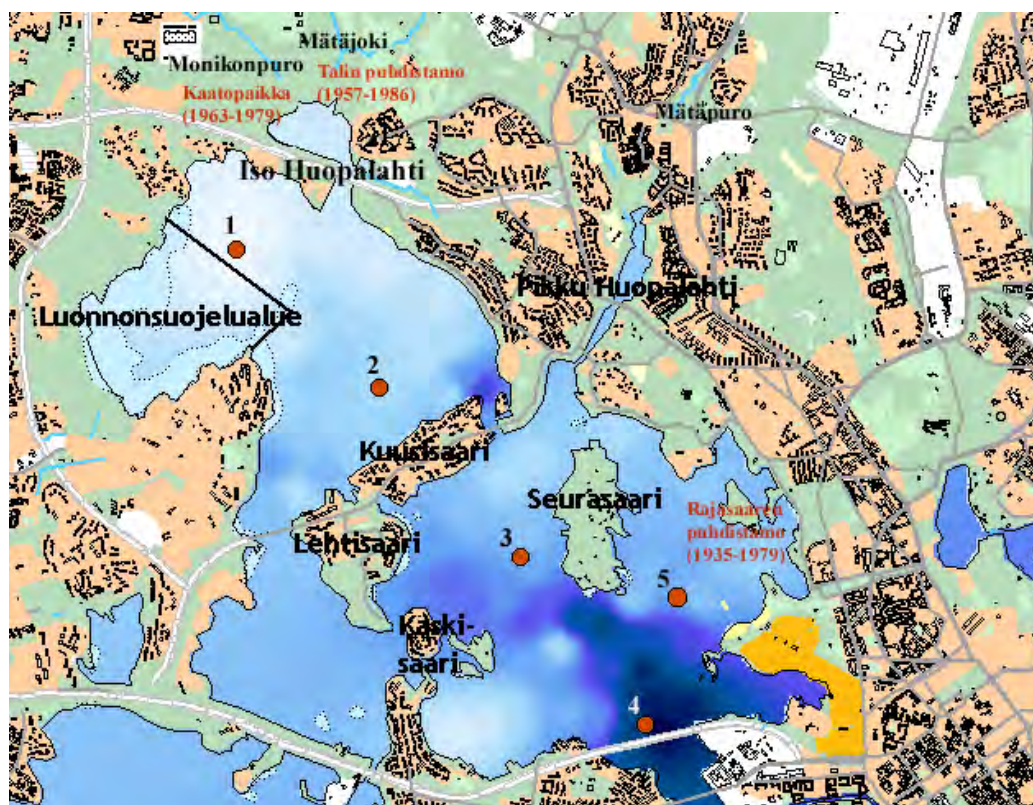
3.1 Pohjan laatu ja pohjanläheisen veden ravinnepitoisuudet

Syyskuussa 2003 kartoitettiin Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentin pintakerroksen laatu silmämääräisellä tarkastelulla. Sedimenttinäytteet nostettiin Laajalahdelta 32 paikalta ja Seurasaarenselältä 42 paikalta. Lisäksi sedimenttiprofiilin yläpuolisesta vedestä (noin 10 cm:n korkeudelta sedimentin ja veden rajapinnasta) imettiin 100 ml:n muovisella huuhteluruiskulla vesinäyte (1.–3.9.2003), josta määritettiin typen ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$) ja fosforin ($\text{PO}_4\text{-P}$) pitoisuudet Laajalahdelta 24 näytepisteeltä ja Seurasaarenselältä 29 näytepisteeltä (taulukko 2).

3.2 Läpivirtauskoe

Ravinteiden vapautumista Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentistä tutkittiin syksyllä 2004 ns. läpivirtauslaitteistolla. Näytepisteet tutkimusalueella oli valittu vuonna 2003 tehdyn pohjan laatukartoituksen perusteella (Munne 2004). Valitut näytepisteet pyrkivät kuvaamaan hieman erityyppisiä pohjan laatuja (kuva 2).

Sedimenttinäytteet läpivirtauskokeeseen otettiin neljältä näytepisteeltä (1–4) Laajalahdelta ja Seurasaarenselältä 22.9.2004 (kuva 2). Jokaiselta näytepisteeltä otettiin kustakin kolme rinnakkaista sedimenttiputkea (yhteensä 12 kpl), jotka kuljetettiin Helsingin kaupungin ympäristökeskukseen. Viidenneltä suunnitellulta pisteeltä ei saatu näytettä läpivirtauskokeeseen, koska alueella oli hiekkapohja eikä sedimentti pysynyt näyteputkessa. Sedimentistä pyrittiin saamaan mahdollisimman häiriintymätön näyte Limnos-näytteenottimella pleksi-putkiin (ulkohalkaisija 10 cm, sisähalkaisija 9,3 cm ja korkeus 66 cm), joissa ne pidettiin kokeen ajan. Putket suljettiin näytteenoton yhteydessä muovisilla kansilla ja suojattiin valolta kuljetuksen aikana käärimällä ne mustiin jätessäkkeihin. Sedimenttipatsaiden korkeudeksi tuli 12–22 cm, jolloin putkien vesitilavuus oli 2,7–3,2 litraa. Muutamia sedimenttiprofiileja nostettiin ylöspäin työntämällä styrox-levy (paksuus 1,2 tai 2,6 cm) putken pohjaan näytteenoton yhteydessä, jotta sedimenttien pinnat olisi saatu mahdollisimman samalle tasolle.



Kuva 2. Näytepisteet Laajalahdella (1–2) ja Seurasaarenselällä (3–5). Kuvassa on esitetty myös kaatopaikan, sekä Talin ja Rajasaaren puhdistamoiden entiset sijaintipaikat. Lisäksi kuvassa ovat Isoon Huopalahteen pohjoisesta laskevat Mätäjoki ja Monikonpuro, sekä Pikku Huopalahteen laskeva Mätäpuro.

Laboratoriossa sedimenttiputket asetettiin läpivirtauslaitteistoon (kuva 3). Koeyskoiden annettiin tasaantua laboratorioissa ennen kokeen aloittamista neljän vuorokauden ajan. Läpivirtaavana vetenä käytettiin Lehtisaaren ja Kaskisaaren välistä nostettua vettä, joka suodatettiin 25 µm:n haavikankaan läpi. Suodatuksen tarkoituksena oli poistaa vedestä pääosa eläin- sekä kasviplanktonista ja aikaansaada näin mahdollisimman homogeeninen syöttövesi koko kokeen keston ajan. Syöttövetä jouduttiin hakemaan lisää noin kahdesti viikossa, jolloin siitä määritettiin samalla pH sekä happi- ja ravinnepitoisuudet (taulukko 2).

Syöttövesi pumpattiin koeyskoiden läpi monikanavaletkupumpulla. Syöttöveden virtausnopeus säädettiin siten, että viipymä putkissa vastaisi yhden vuorokauden viipymää, jolloin syöttöveden virtaamaksi saatiin 3 l vuorokaudessa eli 2,1 ml minuutissa. Koeyskoihin tulevan veden silikoniletku, jonka päähän oli kiinnitetty ohut lasiputki, asetettiin lähemmäs sedimentin pintaa (noin puoleen väliin koeyskoiden vesitilavuutta) ja poistoletku puolestaan vain muutama senttimetri kannen alapuolelle (kuva 3). Sedimenttiputkissa olevaa vettä sekoitettiin magneettisekoittajilla, jotka asennettiin siten, että jokaisen kannen molemmin puolin asetettiin magneetit. Moottorin pyörittäessä ylemmää magneettilaattaa alempi magneettisauva sekoitti koeyskoidessa olevaa vettä. Magneettisekoittajan pyörimisnopeus säädettiin siten, että vesi pysyi hitaassa liikkeessä sekoittamatta kuitenkaan sedimentin pintaa. Näytekaniistereihin

kertyneen veden määrä mitattiin kolme kertaa viikossa, jolloin niistä otettiin myös vesi- ja happinäytteet (taulukko 2).

Happinäyte (100 ml) otettiin suoraan sedimenttiputken poistoletkusta mahdollisella lapolla, imemällä näyte 100 ml huuhteluruiskun avulla poistoletkun kautta tai raottamalla koeyksikön kantta. Sedimenttiputket pidettiin koko ajan pimeässä ja koehuoneen lämpötila oli kokeen aikana noin 23 °C. Koe kesti yhteensä 29 vuorokautta, eikä veden virtausta keskeytetty kuin hetkeksi kerran viikossa letkupumpun letkujen vaihdon yhteydessä.

Taulukko 2. Mitatut muuttujat ja käytetyt menetelmät.

Mitattava	Standardi
Kokonaistyyppi: Kok.N ($\mu\text{g l}^{-1}$)	SFS 3031
Nitriittityppi: $\text{NO}_2\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	SFS 3029
Nitraattityppi: $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	SFS-EN ISO 13395
Ammoniumtyppi: $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	SFS-EN 11732
Kokonaisfosfori: Kok.P ($\mu\text{g l}^{-1}$)	SFS 3026
Fosfaattifosfori: $\text{PO}_4\text{-P}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	SFS 3025
Happi: O_2 (mg l^{-1})	SFS 3040

Läpivirranneen veden pitoisuudet laskettiin seuraavalla kaavalla:

$$([A \times X] - [B \times X]) / (d * Y * 1000) = \text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$$

A) syöttöveden pitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$)

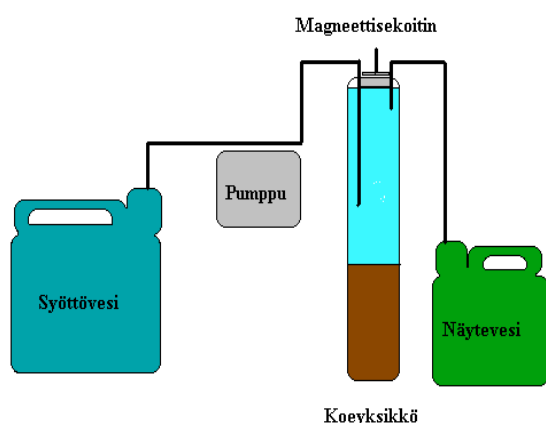
B) näyteveden pitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$)

X) virranneen veden määrä (l)

Y) koeyksikön pinta-ala (m^2)

d) aika (d)

a)



b)



Kuva 3. a) Kaaviokuva läpivirtauslaitteistosta ja **b)** laitteisto toiminnassa.

Kaikkien koeyksiköiden sedimentti seulottiin kokeen lopussa pohjaeläinten määrittämiseksi. Pohjaeläimet määritti Helsingin kaupungin ympäristökeskuksessa Tuula Kaukiainen. Koeyksiköistä 4.1 ja 4.3 mikroskoipoitiin lisäksi sedimentin pintakerros kokeen aikana havaittujen *Beggiatoa*-bakteerien esiintymisen varmistamiseksi.

Sedimenttinäytteet kuiva-aineen, hehkutushäviön ja kokonaistypipitoisuuksien analyysistä varten otettiin 23.9.2004 samoilta näytepisteiltä kuin sedimenttipatsaat läpivirtauskokeeseen. Näytteenottimena käytettiin halkaisijaltaan 5 cm:n viipaloivaa Niemistö-noudinta, jolla saatiin sedimenttinäytteet nyt myös pisteeltä 5 (kuva 4). Jokaiselta näytepaikalta otettiin kaksi rinnakkaista sedimenttinäytettä 0–2 cm:n kerroksesta (yhteensä 10 näytettä), jotka suljettiin 1 l:n minigrip-pusseihin. Näytteet analysoitiin Helsingin kaupungin ympäristölaboratoriossa.

3.3 Sedimentin fosforifraktiointi

Sedimentin fosforifraktiointia varten otettiin kaksi rinnakkaista sedimenttinäytettä samoilta näytepisteiltä (1–5) kuin edellä 0–2 cm ja 2–4 cm:n kerroksista (yhteensä 20 näytettä). Näytteet suljettiin kolminkertaisiin 1 l:n minigrip-pusseihin, joista sisimmästä pyrittiin saamaan ilma mahdollisimman tarkasti pois. Uloimmat pussit täytettiin Helsingin kaupungin ympäristölaboratoriossa typpikaasulla (N_2), jotta näytteet säilyisivät häiriintymättöminä ja vähähappisia oloja vastaavissa olosuhteissa. Fraktiointinäytteet säilytettiin jääkaapissa noin 0 °C:ssa ja niihin lisättiin kerran viikossa uutta typpikaasua vähähappisten olosuhteiden säilyttämiseksi.

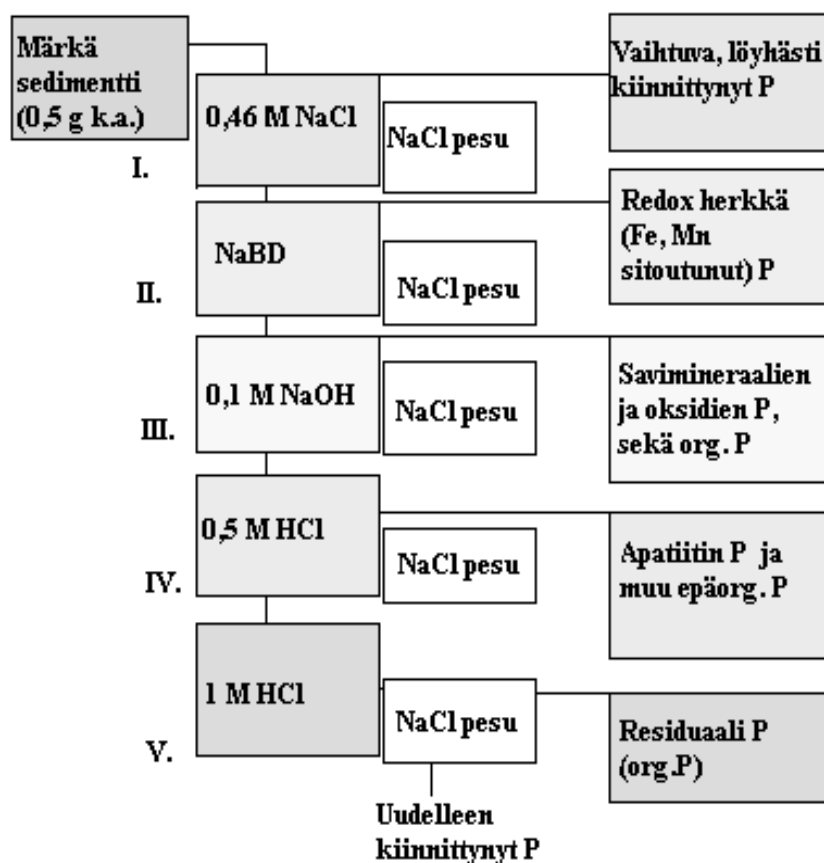
Sedimentin fosforifraktiointi tehtiin Merentutkimuslaitoksella 29.11.–17.12.2004 mukaellulla Jensen & Thamdrupin (1993) uuttomenetelmällä, joka on meriympäristöön sovellettu muunnelma Psennerin ja Pucskon (1988) menetelmästä. Merentutkimuslaitoksella käytössä ollut sovellus menetelmästä tullaan julkaisemaan myöhemmin (Lukkari, K.), minkä vuoksi se kuvaillaan tässä vain lyhyesti. Uuton kaksi ensimmäistä vaihetta (kuva 4) tehtiin typpikaapissa, jolla pyrittiin estämään näytteiden hapettuminen ja turvaamaan mahdollisesti luonnonmukainen vähähappinen ympäristö. Muut vaiheet tehtiin vetokaapissa. Uutossa käytetty sedimentin määrä laskettiin siten, että tarvittava määrä tuoretta sedimenttiä vastasi 0,5 g kuivaa sedimenttiä.

Ensimmäisessä fraktiointivaiheessa uutettiin sedimentin helppoliukoisin fosfori ja huokosveden liukoinen fosfori natriumkloridilla (NaCl). Kloridi (Cl^-) korvaa fosforin vapauttamalla sen uuttoluokseen (Boström ym. 1982). Toisessa vaiheessa sedimentistä uutettiin natriumditioniittiliuoksella (NaBD) raudan ja mangaanin hydratoituneihin oksideihin (esim. $FeOOH$) sitoutunutta fosforia, jonka ajatellaan olevan sedimentin helpoimmin vaihtuva fosforivarasto esim. happipitoisuuden alentuessa (Jensen ja Thamdrup 1993).

Kolmannessa uuttovaiheessa erotettiin natriumhydroksidiliuoksella (NaOH) sedimentistä savimineraalien ja alumiinioksidien sitoma liukoinen reaktiivinen fosfori ja organismeista peräisin oleva fosfori, joka ilmenee uuttoluoksen ei-reaktiivisena fosforina (Jensen ja Thamdrup 1993). Neljännessä vaiheessa

uutettiin suolahappoliuoksella (HCl) sedimentistä vaikealiukoisinta, apatiitista peräisin olevaa kalsiumiin sitoutunutta fosforia.

Viidennen uuttovaiheen fosfori oli ns. jäännösfosforia (residuaalifosforia), joka on pääasiassa sedimentin fosforin kierrosta poistunutta ja tiukasti sedimenttiin sitoutunutta fosforia. Tässä vaiheessa näytteet poltettiin muhveliuunissa 550 °C:ssa 2 tuntia jäljellä olleen orgaanisen materiaalin poistamiseksi. Saatu jäännös uutettiin suolahapolla.



Kuva 4. Fosforin fraktioinnin uuttokaavio.

3.4 Ulkoinen kuormitus

Ulkoisen kuormituksen arviointi aloitettiin määrittämällä Laajalahden ja Seurasaarenselän valuma-alueiden koot. Suora ilmaperäinen laskeuma alueille arvioitiin fosforin osalta Tattarin ja Linjaman (2004) käyttämällä ilmalaskeuman arvolla 26 kg km⁻² vuodessa. Tutkimusalueelle käytettiin suurinta arvoa (4–26 kg km⁻² vuodessa) sen sijainnin perusteella, koska suurten kaupunkien läheisyydessä arvon on yleensä havaittu olevan keskimääräistä korkeampi (Tattari ja Linjama 2004). Typen suoralle ilmalaskeumalle käytettiin arvoa 700 kg km⁻² vuodessa, joka on arvio Suomenlahden vuosittaiselle typpilaskeumalle (Hertel ym. 2003).

Asutuksen aiheuttama kuormitus laskettiin käyttämällä valtakunnallisen hulevesitutkimuksen perusteella (Melanen 1980, julkaisussa Teiska 1997) saatuja fosforin ja typen arvoja. Koska tutkimusalueella kantakaupungin, Vanhan Munkkiniemen sekä Rajasaaren alueet ovat sekaviemäröityjä ja loput erillisviemäröityjä alueita, käytettiin hulevesitutkimuksessa saatuja alimpia ominaiskuormituslukuja, fosforille 20 kg km^{-2} vuodessa ja typelle 200 kg km^{-2} vuodessa (Melanen 1980, julkaisussa Teiska 1997). Hulevesien fosforipitoisuus on yleensä pieni, alle $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ (Nurmi 2001) verrattuna Viikinmäeltä lähtevän puhdistetun jäteveden fosforipitoisuuteen, joka on $0,30 \text{ mg l}^{-1}$ (Fred 2005). Helsingin hulevesien typpipitoisuus on $1,88 \text{ mg l}^{-1}$ ja se on suurelta osin peräisin ilmapäästöistä (Nurmi 2001). Viikinmäellä käsitellyn jäteveden keskimääräinen typpipitoisuus on $6,0 \text{ mg l}^{-1}$ (Fred 2005), mikä on selvästi suurempi pitoisuus kuin hulevesissä.

Laajalahden valuma-alueen pelloilta tuleva ravinnekuormitus arvioitiin käyttämällä MAVERO-loppuraportissa esiintyvää (Rekolainen 1989, julkaisussa Rekolainen ym. 1992) pienten, järvettömien ja maankäytöltään vaihtelevien valuma-alueiden peltoprosentin ja fosfori- sekä typpikuormituksen välisiä korrelaatioita. Laajalahdella luonnonhuuhtouman arvoiksi valittiin Tattarin ja Linjaman (2004) käyttämiä luonnonhuuhtouman keskiarvoja, fosforille 5 kg km^{-2} vuodessa ja typelle 135 kg km^{-2} vuodessa.

4 Tulokset

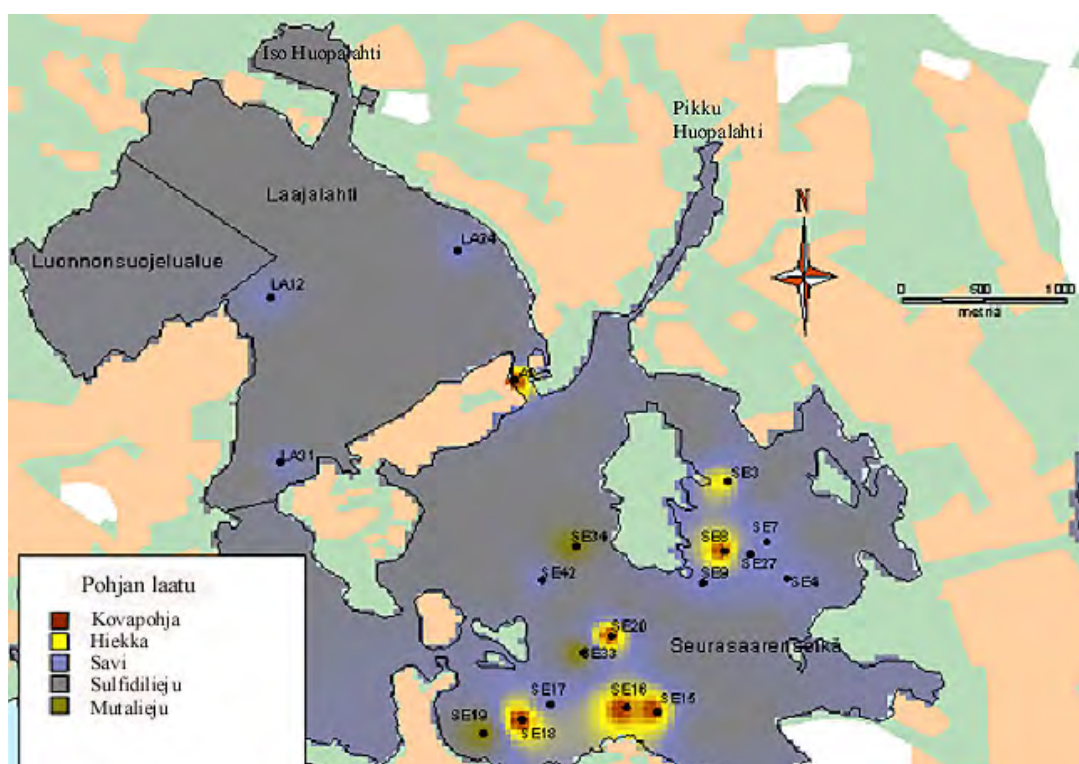
4.1 Pohjan laatu tutkimusalueella

Laajalahden pohja on pinnanmuodoiltaan melko tasaista. Pohja koostuu pääasiassa (90 % kokonaispinta-alasta) tummanharmaasta, paikoitellen lähes mustasta hapettomasta sulfidiliejusta, jonka päällä on ohut hapettunut tummanruskea liejukerros. Pintakerroksen paksuus oli $0,1\text{--}5 \text{ cm}$ (kuva 5). Vain muutamilla havaintopaikoilla pohja muodostui vaaleanharmaasta savesta. Seurasaa-rensella johtavan Kuusisaarensalmen syvänteessä (näytepiste LA2) pohja on kovaa kivikkoa tai kalliota (kuva 5). Syvänteen osuus koko Laajalahden pinta-alasta on 0,6 % (taulukko 3).

Seurasaa-rensella pohja on pinnanmuodoiltaan ja laadultaan selvästi vaihtelevampaa kuin Laajalahdella. Valtaosan (89 %) Seurasaa-rensella pohjasta muodostaa tummanharmaa sulfidiliejua, jonka päällä on hapettunut ruskea kerros (taulukko 3). Sulfidiliejua oli erityisesti Seurasaa-rensella syvimmillä näytepisteillä, joissa sedimenttiprofiili oli paikoitellen väriltään lähes mustaa. Hapettuneen kerroksen paksuus Seurasaa-rensella oli $0,2\text{--}10 \text{ cm}$. Erityisen runsaasti orgaanisesta materiaalista muodostunutta ruskeaa liejua tavattiin Seurasaa-rensella lounaisnurkassa (SE19, kuva 5). Kovia kallio- ja kivikkopohjia on tietyissä paikoissa, ja niiden läheisyydessä on usein myös hiekkapohjia. Savipohjia löytyy erityisesti Seurasaa-rensella itäpuolelta. Kyseisellä alueella pohjan savikerroksen päälle on kasautunut muutamien senttimetrien paksuinen hapettunut hiekkakerros. Syvänteen osuus koko Seurasaa-rensella pinta-alasta on 18 % (taulukko 3).

Taulukko 3. Eri tyyppisten pohjien osuudet (% pinta-alasta) tutkimusalueella sekä syvänteen osuus pinta-alasta.

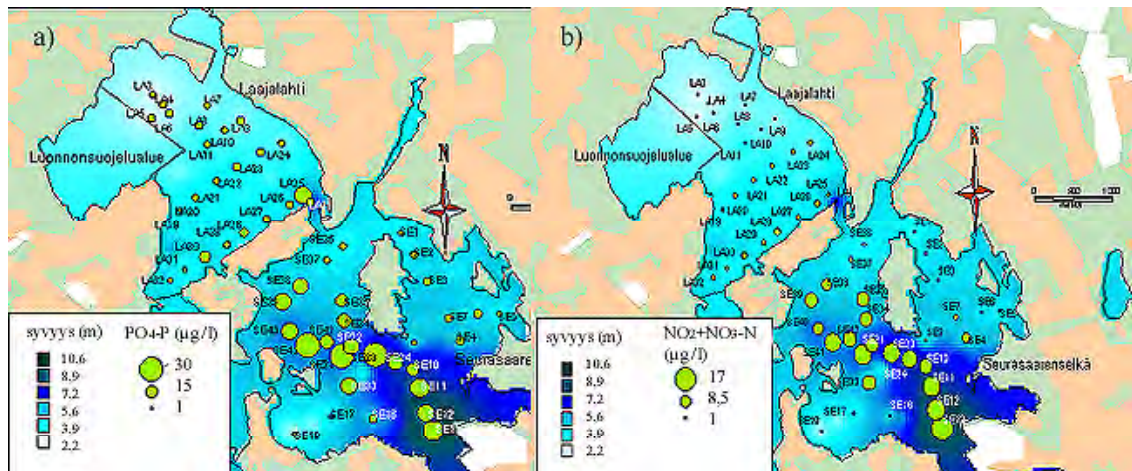
	Kova pohja (%)	hiekkä (%)	savi (%)	sulfidilieju (%)	lieju (%)	syväntee (%)
Laajalahti	1	0	4	90	5	0,6
Seurasaarenselkä	4	2	3	89	2	18



Kuva 5. Pohjan laatu tutkimusalueella. Kuva on interpoloitu tutkimusalueelle, joten luonnonsuojelualueen (70 ha), Ison Huopalahden ja Pikku Huopalahden pohjan laadusta ei ole tarkkaa tietoa, sillä kyseisillä alueilla ei ollut näytepisteitä.

4.2 Pohjanläheisen veden ravinnepitoisuudet 2003

Fosfaattifosforipitoisuus vaihteli Laajalahdella 5–21 $\mu\text{g l}^{-1}$. Pitoisuudet eivät vaihdelleet merkittävästi lahden eri osissa, lukuun ottamatta näytepistettä LA25, jossa fosfaattifosforipitoisuus oli suurin 21 $\mu\text{g l}^{-1}$. Näytepiste lienee pääaltaan syvin kohta (syvyys lähes 6 m) lukuun ottamatta varsinaista Kuusisaarensalmen syvännettä (kuva 6a). Seurasaarenselällä fosfaattifosforipitoisuus vaihteli 2–30 $\mu\text{g l}^{-1}$. Suurimmat pitoisuudet havaittiin syvänteellä sekä Seurasaarenselän länsi- ja keskiosissa (kuva 6a).

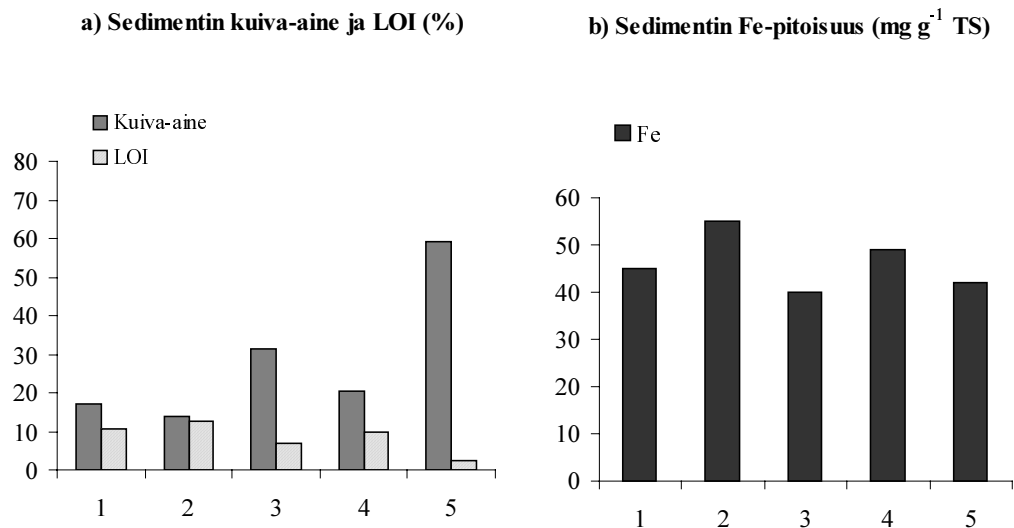


Kuva 6. Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentin pinnan yläpuolisen veden **a)** fosfaattifosfori- ($\text{PO}_4\text{-P}$) ja **b)** nitriitti + nitraattityypipitoisuudet ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$, $\mu\text{g l}^{-1}$) vuonna 2003.

4.3 Sedimentin perustiedot

Sedimentin pintakerroksen vesipitoisuus oli pienin hiekkapohjaisella näytepisteellä 5 ja suurin Laajalahden näytepisteillä (kuva 7a). Sedimentin orgaanisen materiaalin määrää kuvaava hehkutushäviö oli Laajalahdella hieman suurempi kuin Seurasaarenselällä (kuva 7a).

Sedimentin kokonaisfosforipitoisuudet olivat Laajalahdella huomattavasti suuremmat kuin Seurasaarenselällä (taulukko 4). Kokonaistypen pitoisuuksissa vastaavaa eroa ei ollut.



Kuva 7. Laajalahden (näytepisteet 1 ja 2) ja Seurasaarenselän (näytepisteet 3–5) sedimentin pintakerroksen (0–2 cm) **a)** kuiva-aineen osuus (%) ja hehkutushäviö (LOI) (%), sekä **b)** rautapitoisuus (Fe) tuoreessa sedimentissä (mg g^{-1} tuotetta sedimenttiä, Varmo 1988).

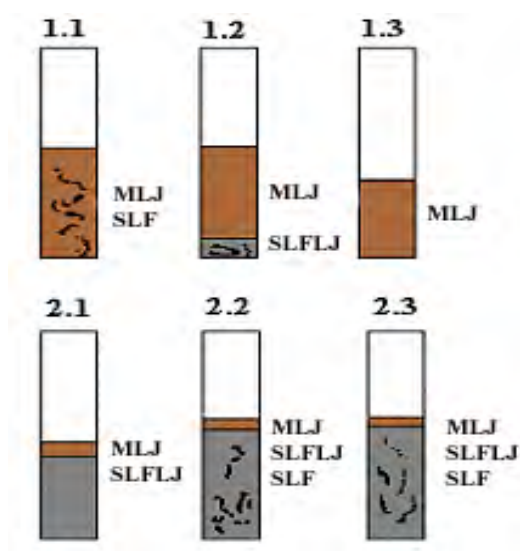
Taulukko 4. Sedimentin kokonaistypen (kok.N) ja kokonaisfosforin (kok.P) pitoisuudet tuoreessa sedimentissä (TS), sekä pitoisuudet kuiva-ainetta kohden (KA). Laajalahden (näytepisteet 1 ja 2) ja Seurasaarenselän (näytepisteet 3–5) sedimentin pintakerroksessa (0–2 cm).

Näytepiste	Kok.N (g kg ⁻¹) TS	Kok.N (g kg ⁻¹) KA	Kok.P (g kg ⁻¹) TS	Kok.P (g kg ⁻¹) KA
1	5,4	0,9	15,1	2,6
2	6,3	0,9	15,6	2,2
3	3,9	1,2	2,7	0,8
4	5,0	1,0	6,0	1,2
5	1,4	0,8	0,7	0,4

4.4 Koeysiköiden silmämääräinen tarkastelu

Koeysiköiden sedimentin laatu arvioitiin silmämääräisesti sekä kokeen alussa että lopussa. Laajalahden näytepisteiden 1 koeysiköt koostuivat pääasiassa orgaanisesta liejusta. Näytepisteellä 2 orgaanisen liejun kerros oli ohut ja sen alla oli sulfidiliejua. Kaikissa Laajalahden koeysiköissä oli kokeen aikana havaittavissa sedimentin pinnassa pohjaeläinten muodostamia käytäviä (kuva 8).

Kokeen lopussa Laajalahden kaikissa koeysiköissä sedimentti oli pääosin muuttunut tummanharmaaksi, paikoitellen mustaksi sulfidiliejuksi, jonka pinnalla tosin oli vielä ohut, ruskea hapettunut kerros. Musta väri on osoitus hapen vähenemisestä sedimentissä. Pohjaeläinten tekemät käytävät olivat yhä havaittavissa kokeen lopussa kaikissa koeysiköissä (kuva 9).



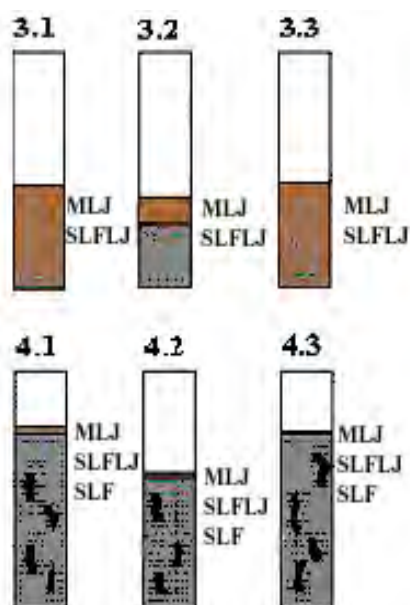
Kuva 8. Laajalahden koeysiköiden sedimentin laatu läpivirtauskokeen alussa. MLJ = orgaaninen lieju, SLF = sulfidiraitoja, SLFLJ = sulfidilieju. Oikealla valokuva näytepisteiden 1 ja 2 koeysiköistä (2.1 ja 2.3) kokeen alussa.



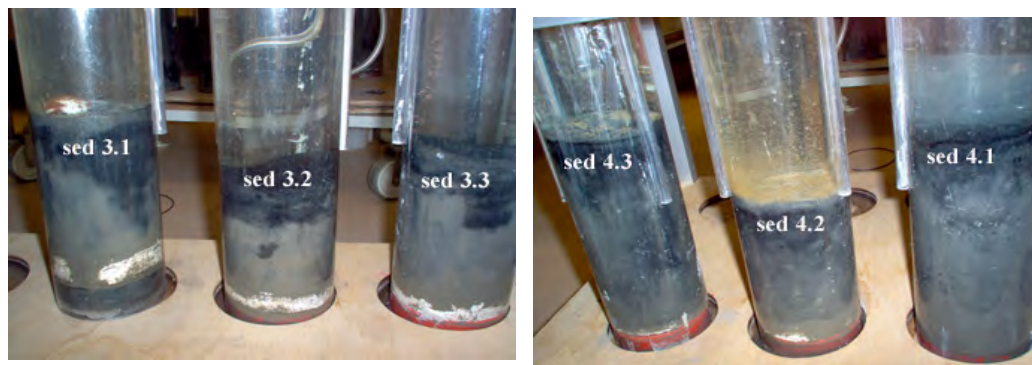
Kuva 9. Laajalahden näytepisteiden 1 ja 2 koeyksiköt läpivirtauskokeen lopussa. Koeyksiköiden 1.1 ja 2.3 pinnalla on selvästi havaittavissa pohjaeläinten tekemiä käytäviä. Lisäksi jokaisessa koeyksikössä on havaittavissa mustia sulfidiraitoja. Koeyksiköissä 1.1 ja 1.3 on pohjalla sedimenttipatsasta kohottava styrox-levy.

Seurasaarenselän näytepisteiden 3 koeyksiköt muodostuivat orgaanisesta liejusta sekä sulfidiliejusta. Näytepisteellä 4 pinnan ruskea liejakerros oli hyvin ohut (4 mm–1 cm), ja sen alla oli tummaraitaista sulfidiliejua (kuva 10).

Kokeen lopussa Seurasaarenselän koeyksiköt olivat muuttuneet hyvin tummanharmaiksi, lähes mustiksi. Vain yhdellä rinnakkaisnäytteellä kummastakin näytepisteestä oli ohut ruskea pintakerros tallella (kuva 11). Jokaisessa näytepisteiden 4 koeyksikössä oli kokeen kahden viimeisen viikon aikana havaittavissa kaasun muodostusta.



Kuva 10. Koeyksiköiden sedimentin laatu läpivirtauskokeen alussa. MLJ = orgaaninen lieju, SLF = sulfidiraitoja, SLFLJ = sulfidilieju. Oikealla valokuva Seurasaarenselän näytepisteiden 4 koeyksiköistä kokeen alussa.



Kuva 11. Seurasaarenselän (3 ja 4) koeyksiköt läpivirtauskokeen lopussa. Kaikissa koeyksiköissä oli hyvin tummanharmaata sulfidiliejua. Muiden paitsi koeyksikön 4.1 pohjassa on sedimenttipatsasta kohottava styrox-levy. Koeyksikön 3.1 pinnalla näkyy pudonnut magneettisekoittaja, jonka pinnalle on saostunut rautaa.

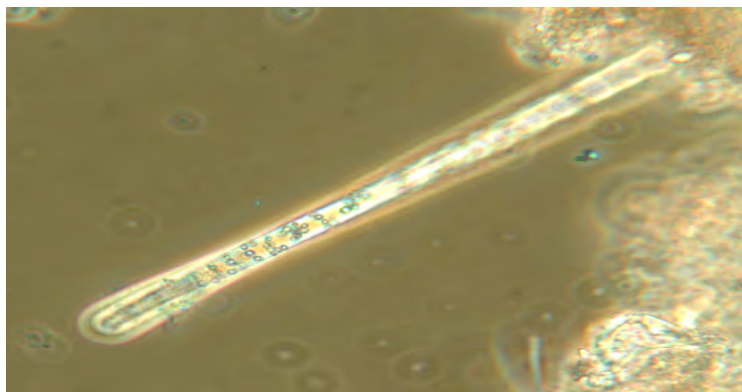
4.5 Pohjaeläinten ja *Beggiatoa*-bakteerikasvuston esiintyminen koeyksiköissä

Pohjaeläimiä löytyi kaikista Laajalahden koeyksiköistä kokeen lopussa (taulukko 5). Seurasaarenselän näytepisteiden yhdestäkään koeyksiköstä ei löytynyt pohjaeläimiä kokeen lopussa.

Taulukko 5. Laajalahden koeyksiköistä havaitut pohjaeläimet. Näyte 2.3 tuhoutui, mutta siinä havaittiin ainakin *Chironomus*-suvun yksilöitä.

Laji tai ryhmä	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3
Oligochaeta (harvasukasmadot)		1	2	1		
<i>Neomysis integer</i> (hietahalkoisjalkainen)				1		
<i>Chironomus</i> spp. (surviaissääsket)	7	4	2	2	3	+
<i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (vaeltajakotilo)			1		1	

Sulfidia (S_2) hapettavaa *Beggiatoa* sp. -bakteerikasvustoa (Cyanobacteria, Oscillatoriales) havaittiin kokeen puolenvälin tienoilla kaikista Seurasaarenselän näytepisteiden koeyksiköistä. Kokeen lopussa *Beggiatoa* katosi näytepisteen 3 koeyksiköistä, mutta löytyi vielä viimeisinä koepäivinä näytepisteen 4 koeyksiköistä. Laajalahden koeyksiköissä ei *Beggiatoa*a havaittu. *Beggiatoa*a tavataan ennen kaikkea rikkivety- ja rikki-pitoisessa ympäristössä ja tämän vuoksi myös likaantuneissa ja voimakkaasti rehevöityneissä vesissä (kuva 12).



Kuva 12. Syanobakteerien Oscillatoriales lahkoon kuuluva *Beggiatoa*-rihma, joka elää kasvustoina sedimentin pinnalla hapellisten ja hapettomien olosuhteiden rajoilla. Solussa on havaittavissa rikkipisaroita.

4.6 Syöttöveden ravinne- ja happipitoisuudet sekä pH

Syöttöveden ravinne- ja happipitoisuudet vaihtelivat melko paljon kokeen aikana (taulukko 6). Syöttöveden pH pysyi melko vakiona.

Taulukko 6. Syöttöveden keskimääräiset ravinne-, happi- ja pH -pitoisuudet kokeen aikana. Suluissa vaihteluväli.

Muuttuja	Pitoisuus
pH	7,8 (7,6–7,9)
Happi: O ₂ (mg l ⁻¹)	8,0 (5,5–10,5)
Fosfaattifosfori: PO ₄ -P (μg l ⁻¹)	14 (5–25)
Kokonaisfosfori: Kok.P (μg l ⁻¹)	42 (36–60)
Ammoniumtyppi: NH ₄ -N (μg l ⁻¹)	48 (3–100)
Nitriittityppi: NO ₂ -N (μg l ⁻¹)	4 (0–11)
Nitraattityppi: NO ₃ -N (μg l ⁻¹)	7 (0–23)
Kokonaistyyppi: Kok.N (μg l ⁻¹)	499 (430–550)

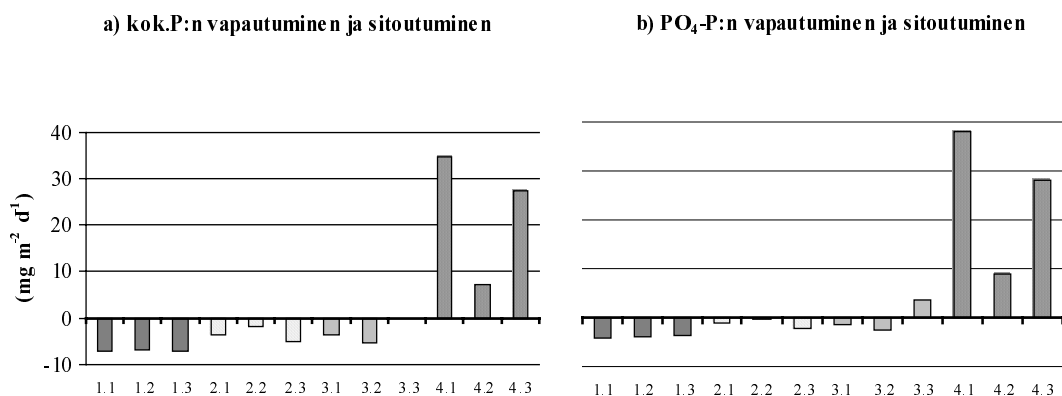
4.7 Läpivirranneen veden happi ja pH

Laajalahdella läpivirranneen veden pH oli sama kuin syöttövedessä (7,6–7,9). Läpivirranneen veden happipitoisuudessa tapahtuneet muutokset olivat hyvin samanlaisia kussakin Laajalahden koeyksikössä, vaihdellen 3,4–7,4 mg l⁻¹. Samalla se noudatteli myös syöttöveden happipitoisuuksissa tapahtuneita muutoksia.

Läpivirranneen veden pH oli melko tasainen Seurasaarenselän näytepisteillä koko kokeen ajan, 7,6–8,0. Läpivirranneen veden happipitoisuus ei noudatellut yhtä selkeää trendiä Seurasaarenselän koeyksikössä kuin Laajalahdella, mutta pitoisuuksissa oli havaittavissa syöttövedessä tapahtuneet muutokset. Happipitoisuus Seurasaarenselän koeyksiköissä vaihteli 3,3–8,0 mg l⁻¹.

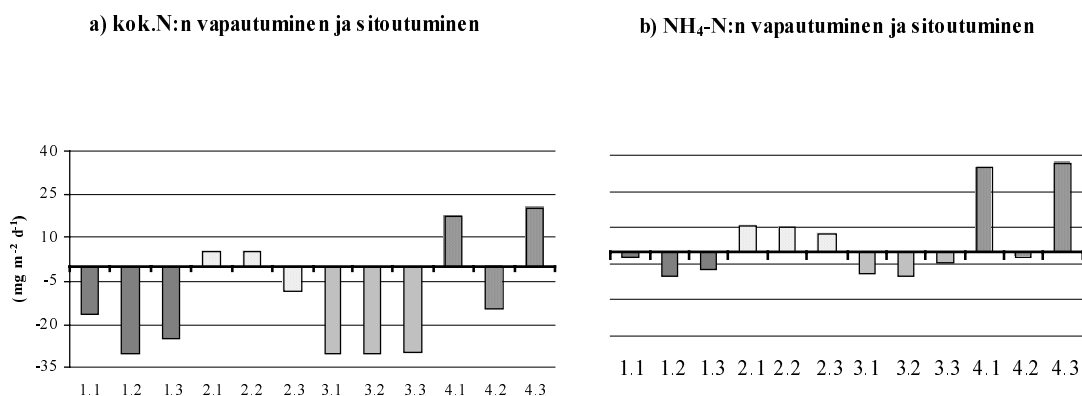
4.8 Ravinteiden vapautuminen Laajalahdelta ja Seurasaarenselältä

Kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin käyttäytyminen oli keskenään samanlaista kaikissa koeysiköissä. Laajalahden näytesteiltä ei kokeen keskiarvojen perusteella vapautunut lainkaan kokonaisfosforia eikä fosfaattifosforia, vaan sitä sitoutui sedimenttiin (kuva 13a, liite 1). Seurasaarenselän näytesteelle 3 niin ikään sitoutui kokonaisfosforia, kun taas näytesteeltä 4 sitä vapautui (kuva 13a, liite 1). Fosfaattifosforia Seurasaarenselältä puolestaan vapautui molemmilta näytesteiltä (kuva 13b, liite 1). Kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin vapautumista tapahtui erityisesti kokeen loppuvaiheessa.



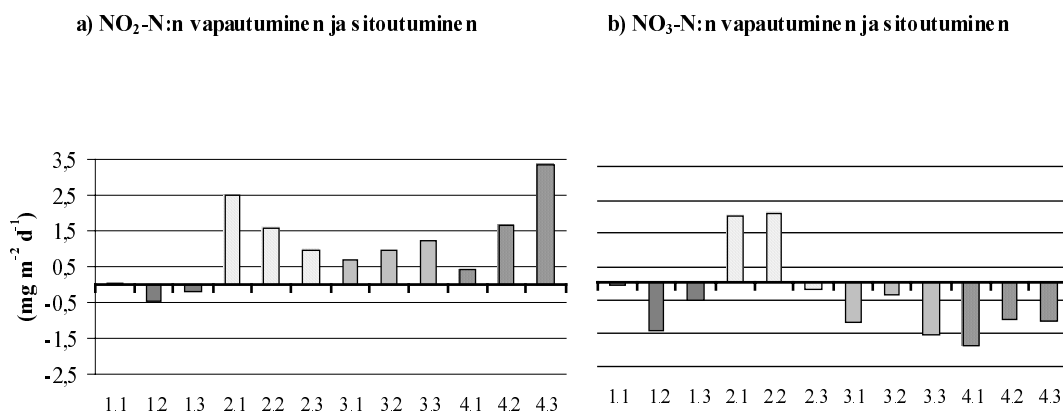
Kuva 13. a) Kokonaisfosforin sekä **b)** fosfaattifosforin käyttäytyminen Laajalahden (1.1–2.3) ja Seurasaarenselän (3.1–4.3) koeysiköissä läpivirtauskokeen aikana keskiarvoina mitattuna. Negatiiviset arvot tarkoittavat sedimenttiin sitoutumista ja positiiviset arvot vapautumista

Kokonaistypen ja ammoniumtypen käyttäytyminen oli myös keskenään samanlaista kaikilla tutkituilla näytesteillä. Laajalahden näytesteelle 1 ja Seurasaarenselän näytesteelle 3 sitoutui kokeen aikana sekä ammoniumtyppeä että kokonaistypeä, kun taas Laajalahden näytesteeltä 2 ja Seurasaarenselän näytesteeltä 4 puolestaan niitä vapautui kokeen aikana (kuva 14, liite 1).



Kuva 14. a) Kokonaistypen sekä **b)** ammoniumtypen käyttäytyminen Laajalahden (1.1–2.3) ja Seurasaarenselän (3.1–4.3) koeysiköissä läpivirtauskokeen aikana keskiarvoina mitattuna. Negatiiviset arvot tarkoittavat sedimenttiin sitoutumista ja positiiviset arvot vapautumista.

Kokeen aikana Laajalahden näytepisteelle 1 sitoutui nitriitti- ja nitraattityppeä, kun taas näytepisteeltä 2 niitä puolestaan vapautui (kuva 15, liite 1). Seurasaarenselän molemmilta näytepisteiltä (3 ja 4) nitriittityppeä vapautui (kuva 15a, liite 1), kun taas nitraattityppeä puolestaan sitoutui Seurasaarenselän molempien näytepisteiden sedimenttiin (kuva 15b, liite 1).



Kuva 15. a) Nitriitti- sekä **b)** nitraattityypen käyttäytyminen Laajalahden (1.1–2.3) ja Seurasaarenselän (3.1–4.3) koeyskiköissä läpivirtauskokeen aikana keskiarvoina mitattuna. Negatiiviset arvot tarkoittavat sedimenttiin sitoutumista ja positiiviset arvot vapautumista.

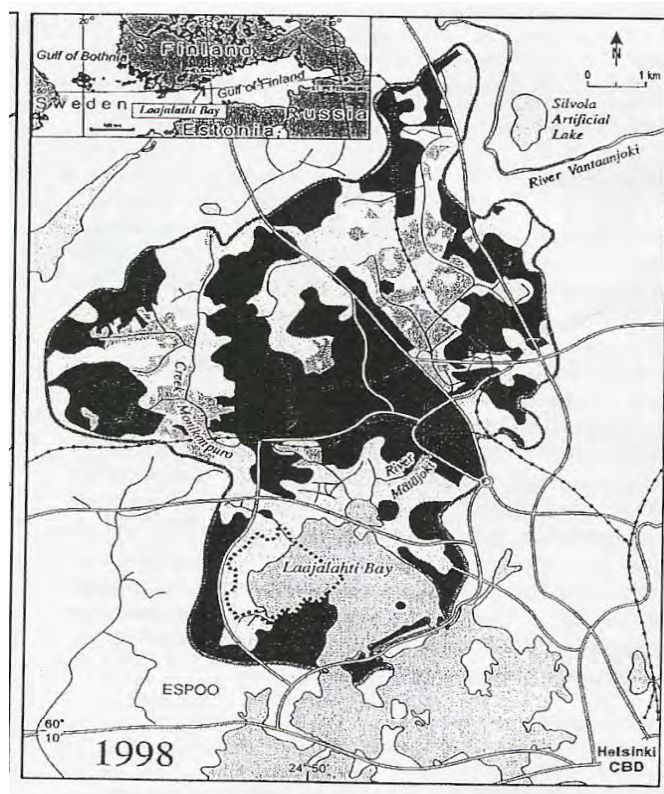
Jos otetaan huomioon ainoastaan ravinteiden maksimaalinen vapautuminen kokeen aikana (keskiarvo yksittäisistä kokeen aikana havaituista vapautumisarvoista tai mahdollisesti ainoa yksittäinen vapautumisarvo) ja suhteutetaan saadut keskiarvot tutkituille pohjan laatujen kokonaispinta-aloille (taulukko 2), havaitaan, että Laajalahdella on enemmän potentiaalia vapauttaa fosforia kuin Seurasaarenselällä (taulukko 7). Jos tällaista maksimaalista vapautumista tapahtuu kesällä 3 kk:n ajan, saadaan Laajalahden maksimaaliseksi vuotuiseksi sisäiseksi fosforikuormitukseksi 1 730 kg vuodessa. Vuorokauden aikana tapahtuvana vapautumisena tämä on fosforin osalta 4 mg m⁻² päivässä ja fosfaattifosforin osalta 3 mg m⁻² päivässä. Typpi vapautui pääasiassa liukoisessa muodossa ja sen vapautuminen Laajalahdelta vuoden aikana oli noin 2 900 kg (taulukko 7). Vuorokauden aikana tapahtuvana vapautumisena tämä on 6,1 mg m⁻². Seurasaarenselällä vastaava fosforikuormitus on 920 kg vuodessa, jolloin yhden vuorokauden aikana vapautuva fosforimäärä on 2 mg m⁻² ja fosfaattifosforin määrä niin ikään 2 mg m⁻² vuorokaudessa (taulukko 7). Liukoista tyyppiä Seurasaarenselältä vapautui vuoden aikana noin 5 900 kg, mikä on vuorokauden aikaisena vapautumisena 9,9 mg m⁻².

Taulukko 7. Fosfaattifosforin (PO₄-P), kokonaisfosforin (kok.P) ja liukoisen typen (NH₄+NO₂+NO₃-N) potentiaalinen vapautuminen Laajalahdelta (LA) ja Seurasaarenselältä (SE) yhden vuorokauden ja vuoden aikana.

	kg / vrk			kg / vuosi		
	Kok.P	PO ₄ -P	Liuk.N	Kok.P	PO ₄ -P	Liuk.N
LA	18,9	14,2	32,2	1 730	1 290	2 900
SE	10,0	10,8	65,3	920	980	5 900

4.9 Ulkoinen kuormitus

Laajalahden valuma-alueen koko on noin 52,4 km² (Kauppila ym. 2005). Noin puolet tästä muodostaa Isoon Huopalahteen laskevan Mätäjoen (noin 24 km²) valuma-alue (Ruth 1998). Monikonpuron valuma-alue on puolestaan noin 18 km² (Kajander ym. 2003). Laajalahden valuma-alueen maankäytöstä vähän yli puolet on asutusta (54 %), peltoja ja niittyjä on vain noin 12 % ja loput 34 % on metsää, soita tai joutomaita (Vaalgamaa 2004) (kuva 16).



Kuva 16. Laajalahden valuma-alue (Lähde: Vaalgamaa 2004).

Tehtyjen laskelmien mukaan ulkoisen fosforikuormituksen arvo Laajalahdella on noin 2 200 kg vuodessa ja typpekuormituksen arvo puolestaan noin 46 200 kg vuodessa. Suurin kuormittaja on sekä fosforin (1 380 kg vuodessa) että typen (19 700 kg vuodessa) kohdalla pelloilta tuleva kuormitus. Pienin fosforikuormittaja on kaatopaikan suotovedet (40 kg vuodessa) ja typen kohdalla luonnonhuuhtouma (2 405 kg vuodessa) (taulukko 8). Ruth (1998) on arvioinut Mätäjoen tuomaksi vuosikuormitukseksi 327 kg fosforia ja 8 071 kg typpeä. Näin ollen Mätäjoen osuus fosforin kokonaiskuormituksesta on noin 15 % ja typen kokonaiskuormituksesta noin 26 %.

Kauppila ym. (2005) ovat kuitenkin arvioineet Mätäjoen ja Monikonpuron vuosittain tuoman fosforikuormituksen olevan yhteensä 900 kg vuodessa ja typpekuormituksen 11 600 kg vuodessa. Mikäli tähän arvioon lisätään suora ilmalaskeuma ja kaatopaikan suotovesien (Kajander ym. 2003) vaikutus, saadaan fosforin ulkoiseksi kuormitukseksi 1 100 kg vuodessa ja typen ulkoiseksi kuormitukseksi 30 000 kg vuodessa.

Taulukko 8. Laajalahden ulkoisen kuormituksen (P = fosfori, N = typpi) eri lähteet. Suluissa Kauppilan ym. (2005) arvioimaan Mätäjoen ja Monikonpuron tuomaan kuormitukseen perustuvat kuormitusarvot.

Laajalahti	P (kg vuodessa)		N (kg vuodessa)	
Suora ilmalaskeuma	137	(137)	3 675	(3 675)
Pelloilta tuleva kuormitus	1 378	(900)	19 744	(11 600)
Asutuksen hulevedet	566	(sis. ed.)	5 659	(sis. ed.)
Luonnonhuuhtouma	89	(sis. ed.)	2 405	(sis. ed.)
Kaatopaikan suotovedet	40	(40)	14 700	(14 700)
Ulkoinen kuormitus yhteensä	2 210	(1 077)	46 183	(29 975)

Seurasaarenselän valuma-alueen kokoa ei pystytty tarkkaan määrittämään, joten ulkoisen kuormituksen arvioinnissa on otettu huomioon vain suora ilmalaskeuma, lähinnä Pikku Huopalahden valuma-alueelta tuleva kuormitus (12,5 km², Norha ja Koivisto 1982) sekä erillisviemäröidyn alueen (n. 4 km²) hulevesikuormitus. Pikku Huopalahteen laskevan Mätäpuron valuma-alue (11 km², Kuosa 1981) käsittää valtaosan Pikku Huopalahden valuma-alueesta. Pikku Huopalahden lähivaluma-alueen koko onkin vain noin 1,5 km² (Kuosaa 1981). Mätäpuron tuomaksi vuosikuormitukseksi on arvioitu fosforin osalta 230 kg ja typen osalta 1 947 kg (Kuosaa 1981). Seurasaarenselälle kohdistuva ulkoinen kuormitus fosforin osalta olisi noin 520 kg vuodessa ja typen osalta noin 7 900 kg vuodessa (taulukko 9).

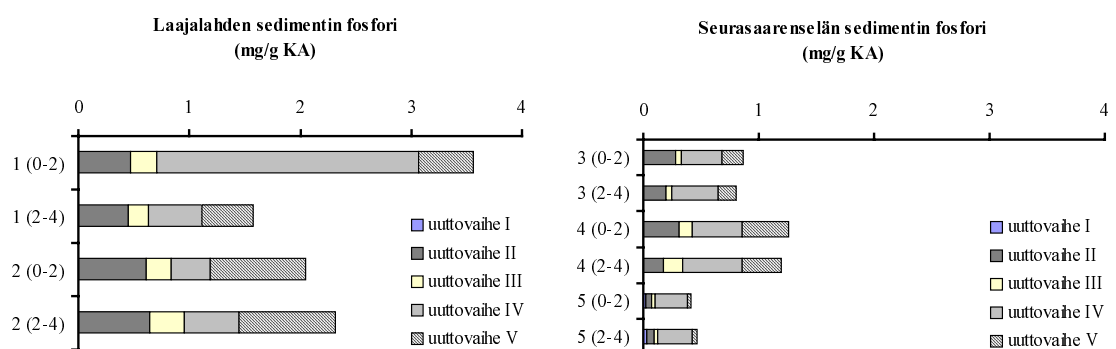
Taulukko 9. Seurasaarenselän ulkoisen kuormituksen (P = fosfori, N = typpi) lähteet.

Seurasaarenselkä	P (kg vuodessa)	N (kg vuodessa)
Suora ilmalaskeuma	172	4 620
Mätäpuro	230	1 947
Pikku Huopalahti	42	312
Asutuksen hulevedet	80	1 000
Ulkoinen kuormitus yhteensä	524	7 879

4.10 Fosforin fraktiointi

Laajalahden sedimentin pintakerroksessa (0–4 cm) oli löyhästi kiinnittynyttä fosforia hyvin vähän, keskimäärin 1 µg g⁻¹ kuiva-ainetta (KA). Helpoimmin vaihtuvaa, raudan ja mangaanin hydratoituneisiin oksideihin sitoutunutta fosforia oli selvästi enemmän, keskimäärin 0,5 mg g⁻¹ KA. Savimineraaleihin ja alumiiniin sitoutunutta fosforia oli Laajalahden pintasedimentissä keskimäärin vain 0,2 mg g⁻¹ KA (kuva 17a). Selvästi eniten kalsiumiin sitoutunutta fosforia oli näytepisteellä 1, keskimäärin 2 mg g⁻¹ KA, kun sitä näytepisteellä 2 oli keskimäärin vain 0,5 mg g⁻¹ KA. Jäännösfosforia, eli kierrosta poistunutta ja lähinnä orgaaniseen materiaaliin sitoutunutta fosforia oli näytepisteellä 1 keskimäärin 0,5 mg g⁻¹ KA, kun taas vastaavasti näytepisteellä 2 sitä oli kaksi kertaa enemmän, keskimäärin 1 mg g⁻¹ KA (kuva 17a).

Seurasaarenselällä fosforin eri muotojen pitoisuudet sedimentin pintakerroksessa (0–2 cm) olivat selvästi pienempiä kuin Laajalahdella. Löyhästi sedimenttiin kiinnittynyttä fosforia oli Seurasaarenselällä niin ikään hyvin vähän, keskimäärin $10 \mu\text{g g}^{-1}$ KA. Pitoisuus on kuitenkin selvästi Laajalahtea suurempi. Helpoimmin liikkuvaa, raudan ja mangaanin hydratoituneihin oksideihin sitoutunutta fosforia, Seurasaarenselällä oli puolestaan keskimäärin $0,2 \text{ mg g}^{-1}$ KA ja savimineraaleihin sekä alumiiniin sitoutunutta fosforia $0,1 \text{ mg g}^{-1}$ KA. Kalsiumiin sitoutunutta, apatiittista fosforia oli selvästi kaikilla havaintopisteillä eniten, keskimäärin $0,4 \text{ mg g}^{-1}$ KA. Jäännösfosforia esiintyi eniten syvänteellä (näytepiste 4), jossa myös orgaanisen materiaalin määrä oli suurin. Vähiten jäännösfosforia oli hiekkapohjaisella näytepisteellä 5. Seurasaarenselän sedimentin pintakerroksessa jäännösfosforia oli keskimäärin $0,2 \text{ mg g}^{-1}$ KA (kuva 17b).



Kuva 17. Laajalahden (a) ja Seurasaarenselän (b) sedimentin pintakerroksen (0–2 ja 2–4 cm) eri fosforifraktiot (mg g^{-1} KA). Uuttovaiheen I pitoisuudet ovat niin pieniä, ettei niitä voi kuvasta havaita. Uuttovaiheet on selitetty kappaleessa 3.3 ja kuvassa 4.

5 Tulosten tarkastelu

5.1 Menetelmät

Laboratoriossa tehtävien ja luontoa mallintavien kokeiden antamiin tuloksiin on suhtauduttava aina varauksella. Ihmisen säätelemät koeolot poikkeavat lähes aina luonnossa vallitsevista olosuhteista, sillä laboratoriossa tehdyissä kokeissa kaikkia luonnossa vaikuttavia tekijöitä on lähes mahdoton ottaa huomioon.

Läpivirtauskokeessa ei voitu huomioda luonnossa tapahtuvan resuspension vaikutusta, vaikka Laajalahdella etenkin syysmyrskyjen aikaan sen merkitys voi olla huomattava. Niemistö (1973) on todennut, että tuolloin jopa kolme senttimetriä sedimentin pinnasta voi resuspendoitua, jolloin myös sedimentin huokosvesi pääsee sekoittumaan yläpuoliseen vesimassaan. Koeyksiköissä esiintyi ajoittain ns. lappoilmio, jossa koeyksikön kannen alle jäi tyhjää tilaa muutama senttimetri, kun vettä poistui liiaksi kanisteriin. Lappo vaikutti koeyksiköiden veden sekoittumiseen, sillä koeyksiköissä joissa ilmio

havaittiin, magneettisekoittaja ei kyennyt sekoittamaan vesimassaa. Tämän vuoksi läpivirranneen veden ravinnepitoisuudet ovat saattaneet ajoittain olla liian alhaisia, sillä osa ravinteista on mahdollisesti jäänyt koeyksiköihin lähelle sedimentin pintaa päätyttä näytekannistereihin. Lisäksi koehuoneen lämpötila oli liian korkea (23 °C) ainakin Seurasaarenselän syvänteen (näytepiste 4) luonnontilaiseen lämpötilaan verrattuna. Sedimentti sijaitsee yli 10 m:n syvyydessä, jolloin veden lämpötilaerosta johtuva kerrostuneisuus (harp-pauskerros) estää alusveden lämpötilan nousun kesäaikana korkeaksi.

Happinäytteiden kohdalla näytteenotto oli ongelmallista. Näytteet olisi pitänyt ottaa läheltä sedimentin pintaa eikä koeyksiköiden pinnasta, sillä viimeisenä koepäivänä molemmista syvyyksistä otetuista vesinäytteistä kävi ilmi, että ainakin osassa tutkituista koeyksiköistä oli havaittavissa selvä happigradien-pinnan ja sedimentin yläpuolisen veden välillä. Tämän vuoksi koeyksiköistä mitatut pitoisuudet antavat yliarvion sedimentin läheisyydessä vallitsevista todellisista happioloista.

Sedimentin fraktiointinäytteiden kohdalla ongelmana oli näytteiden säilytys. Osa näytteistä oli päässyt hapettumaan jo ilmeisesti näytteenoton yhteydessä, mikä kävi ilmi muuten hyvin tummassa sedimentissä olleista punertavanruskeista hapettuneista rautayhdisteistä. Sedimentin viipalointi kannattaisikin tehdä typpiympäristössä.

5.2 Sedimentti

Laajalahden pohja on laadultaan melko tasaista (kuva 2). Sedimentti koostuu pääasiassa tummanharmaasta, toisinaan lähes mustasta hapettomasta sulfidiliejusta, jonka päälle on kerrostunut hapettunut, ruskea kerros. Eniten ruskeaa liejua on kertynyt lahden luoteisosaan sekä lahden etelä- ja kaakkoisosiin lähelle Kuusisaarensalmen syväntettä. Liejun kertyminen tietyille alueille lienee osittain seurausta tuulten aikaansaamista pintavirtauksista sekä Ison Huopalahden rannalla sijainneen Talin jätevedenpuhdistamon aiheuttamista muutoksista, jotka näkyvät voimakkaimmin juuri lahden länsi- ja luoteisosissa.

Päävirtaussuunnat kulkevat Laajalahden lounaisosasta vastakkaisiin suuntiin myötäillen rantoja päätyen lopulta kaakkoisnurkassa sijaitsevalle Kuusisaarensalmen syvänteelle. Vuosina 1998–2000 tehdyn tutkimuksen perusteella yleisin tuulensuunta alueella oli lounaasta (yli 20 % tuulista), nopeudeltaan 2–4 m¹ s⁻¹ tai 4–6 m¹ s⁻¹ (Inkala ym. 2002). Lahden mataluuden vuoksi voimakkailla tuulilla syntyvän aallokon vaikutus ulottuu pohjaan asti ja sedimentin pinta pysyy näin pääosin hapettuneena. Tämä ohut hapettunut kerros voi kuitenkin hävitä, jos sedimentoituneen aineksen hapenkulutus ylittää hapen siirtymisen sedimenttiin yläpuolisesta vedestä. Planktonin sedimentaation on havaittu huonontavan happitilannetta sedimentin pintakerroksissa, jolloin rautaa ja fosforia vapautui sedimentistä, vaikka yläpuolinen vesi pysyi hapellisena (Tessenow 1972, julkaisussa Rekolainen 1982). Laajalahdella tällainen tilanne vallitsee etenkin kesällä, jolloin tuotanto ja sen vuoksi myös sedimentaatio on suurta ja korkea lämpötila kiihdyttää hajotustoimintaa sedimentin pintaosissa (Rekolainen 1982).

Sedimentaationopeuden on arvioitu Laajalahdella olevan noin $3,6 \text{ g m}^{-2}$ vuorokaudessa, mikä vastaa noin $0,6 \text{ cm}$ paksuuskasvua vuodessa (Kauppila ym. 2005). Toisaalta Niemistö (1973) on arvioinut Laajalahden sedimentaatioksi $5\text{--}560 \text{ g m}^{-2}$ vuorokaudessa tuulioloista ja perustuotannon ajallisesta vaihtelusta riippuen. Edellä esitettiin arvioihin tulee kuitenkin suhtautua tietyllä varauksella, sillä Kauppilan ym. (2005) määrittämä arvo perustuu paleolimnologisiin tutkimuksiin, kun taas Niemistön (1973) arviot perustuvat sedimentaatiokeräimillä tehtyihin tutkimuksiin, mutta ovat jo yli 30 vuotta vanhoja. Kuluneen 30 vuoden aikana Laajalahden veden laatu on selvästi parantunut, minkä vuoksi myös sedimentoituvan materiaalin määrä lienee ainakin jonkin verran vähentynyt. Veden viipymäksi on arvioitu Laajalahdella noin kaksi kuukautta. Veden vaihdunnan arvio koskee avovesikautta. Jääpeitteen aikana vaihdunta on ilmeisesti hitaampaa (Niemistö 1973).

Seurasaarenselällä pohjan laatu vaihtelee selvästi Laajalahtea enemmän (kuva 2). Kovia kallio- ja kivikkopohjia on Seurasaarenselän eteläosassa sekä Seurasaaren itäpuolella, ja niiden läheisyydessä on usein myös hiekkapohjia. Syvänteen pohja on muodostunut pääasiassa hapettomasta sulfidiliejusta, jonka päälle on kerrostunut ohut ruskea hapettunut kerros. Erityisen runsaasti hapettunutta liejua on kertynyt Seurasaarenselän lounaisosaan, mikä johtunee virtauksista. Mereltä saapuva vesi kulkeutuu syvää uomaa pitkin kaakko-luoteissuunnassa pääasiassa Seurasaaren länsipuolta kohden suuntautuen samalla myös ranta-alueille. Näin ollen voidaan olettaa, että veden mukana kulkeutuva materiaali kertyy Seurasaarenselällä lähinnä suojaisille ja matalammille alueille, vaikka myös pienialaisilla syvänteillä tapahtuu orgaanisen materiaalin sedimentaatiota. Näytepiste 3 sijaitsee välittömästi Seurasaaren länsipuolella, jossa syvyys laskee nopeasti noin 7 metristä näytepisteen 3,7 metriin. Mataluutensa vuoksi sedimentin pintakerros pysyy ainakin osittain hapellisena lähes koko avovesikauden ajan tuulten sekoittavan vaikutuksen ulottuessa lähes pohjaan saakka. Syvänteellä (näytepiste 4, kuva 10) näyttäisi ainoastaan ohut sedimentin pintakerros olevan hapellinen, jonka alapuolella sedimentissä vallitsevat hapettomat olosuhteet.

Pohjatyypit voidaan luokitella sedimentaatio-, kulkeutumis- ja eroosiopohjiin. Laajalahden pohja muistuttaa kokonaisuudessaan lähinnä sedimentaatiopohjia. Lahden sulkeutuneisuuden vuoksi koko vesialtaan alueelle tapahtuu aktiivista sedimentaatiota. Lahdessa ei myöskään esiinny voimakkaita virtauksia, minkä vuoksi vesialtaassa tuotettu orgaaninen materiaali voi sedimentoitua lähelle sen tuotantoaluetta. Laajalahden sedimentin hiili:typpi-suhde on hieman alle 10 (Vaalgamaa 2004), mikä tarkoittaa sitä, että pääosa sedimentin sisältämästä orgaanisesta materiaalista on peräisin vesialtaan omasta tuotannosta (Hansen 1961).

Seurasaarenselän näytepiste 4 muistuttaa myös sedimentaatiopohjia lähinnä juuri syvyytensä vuoksi. Alueen syvyydestä ja avovesikauden aikana muodostuvista lämpötilaeroista johtuva kerrostuneisuus estää vesimassan sekoittumisen pintakerrosta lukuun ottamatta. Harppauskerroksen alapuolelle jäänyt materiaali vajoaa pohjaan, eivätkä siitä vapautuneet ravinteet pääse nousemaan takaisin veden pintakerrokseen kuin vasta syksyisin ja keväisin vesimassan sekoittuessa täydellisesti pohjaa myöten. Alueelle on toden-

näköisesti myös sedimentoitunut aikojen saatossa runsaasti orgaanista materiaalia, jonka hajoaminen voi olla hidasta alusvedessä ajoittain esiintyvien alhaisten happipitoisuuksien ja matalan lämpötilan vuoksi. Näytepisteen sedimenttipatsaat osoittavat lähes mustilla sävyillään hapenvajausta sedimentissä. Seurasaarenselän näytepiste 3 puolestaan muistuttaa olosuhteiltaan eniten kulkeutumispohjia, sillä kyseinen alue on pinnanmuodoiltaan hyvin vaihtelevaa. Lauttasaarensalmesta Seurasaarenselälle työntyvä merivesi voi toisinaan kasata alueelle materiaalia tai kuljettaa sitä edelleen mukanaan. Näytepiste 5 muistuttaa eroosio- ja kulkeutumispohjien välimuotoa lähinnä alueen mataluuden sekä karkeamman pohjan laadun perusteella.

Sedimentin fosforipitoisuus voi vaihdella vesialtaan eri osissa merkittävästi. Yleensä fosforipitoisuuden on todettu kasvavan vesisyvyyden kasvaessa johtuen hienojakoisemman aineksen kulkeutumisesta pohjan eroosioalueilta syvemmällä sijaitseville sedimentaatioalueille (Håkanson ja Jansson 1983). Suurin fosforipitoisuus Seurasaarenselällä havaittiinkin juuri syvänteellä (näytepiste 4, taulukko 4). Fosforipitoisuuksien on havaittu Suomenlahden pintasedimentissä olevan luokkaa $0,01\text{--}10\text{ g kg}^{-1}$ kuiva-ainetta (hiekkainen rannikkosedimentti–rauta- ja karbonaattipitoinen mätälleju) (Holtan ym. 1988). Laajalahdella pitoisuudet olivat $2,2\text{--}2,6\text{ g kg}^{-1}$ KA ja Seurasaarenselällä $0,4\text{--}1,2\text{ g kg}^{-1}$ (taulukko 4).

Fosforifraktioiden perusteella kummallakin tutkimusalueella helpoimmin liikkeelle lähtevän fosforin osuus sedimentin pintakerroksessa (0–4 cm) oli erittäin pieni (kuva 17). Suurin pitoisuus Seurasaarenselällä havaittiin näytepisteellä 5, jossa pohja koostui pääasiassa hiekasta, jonka fosforin pidätyskyvyn arvellaan olevan heikko mm. suuremman partikkelikoon vuoksi. Tämä fosfori on kuitenkin merkittävässä asemassa sedimentin ja vesimassan fosforinvaihdon kannalta, sillä se on välittömästi käyttökelpoista ja sen liikkuvuus on suuri.

Sedimentin helpoimmin vaihtuvan, eli raudan ja mangaanin hydratoituneihin oksideihin sitoutuneen, fosforin osuus Laajalahdella oli 25 % ja Seurasaarenselällä 20 % sedimentin fosforin eri esiintymismuodoista. Jensen ym. (1992) ovat havainneet, että sedimentin pintakerroksen rauta-fosfori-moolisuhteen (Fe:P) ollessa yli 8,5 makeissa vesissä sedimentin pintakerroksessa on riittävästi vapaata, pidätyskykyistä rautaa ja sedimentti kykenee pidättämään fosforia hapellisissa oloissa rautayhdisteisiin. Suhteen laskeessa pidätyskykyisten rautayhdisteiden määrä vähenee, jolloin myös sedimentin fosforinpidätyskyky laskee ja fosforia vapautuu sedimentistä. Laajalahdella Fe:P-moolisuhte oli vain noin 2. Seurasaarenselän syvänteessä (näytepiste 4) Fe:P-suhde oli hieman korkeampi (noin 5). Tämä tarkoittaisi sitä, että em. alueilla sedimentti ei kykenisi enää hapellisissakaan oloissa sitomaan uutta fosforia pintakerroksen rautayhdisteisiin, sillä vapaiden oksidipintojen määrä on vähentynyt merkittävästi. Seurasaarenselällä näytepisteillä 3 (Fe:P 8) ja 5 (Fe:P 32) rauta-fosforisuhteen perusteella sedimentin pintakerroksessa on vielä riittävästi fosforin sitoutumisen kannalta rautayhdisteitä vapaana.

Laajalahdella sekä Seurasaarenselän syvänteellä (näytepiste 4) runsas orgaanisen materiaalin määrä voi hajotessaan aiheuttaa ajoittain happi-

pitoisuuden vähenemisen sedimentissä. Olosuhteiden muuttuessa hapettomiksi tärkeimmiksi mikrobien hengityksessä käyttäviksi yhdisteiksi muodostuvat sedimentin rautahydroksidit ja liukoinen sulfaatti (SO_4^{2-}). Anaerobinen sulfaatin pelkistys ei varsinaisesti suoraan vapauta fosforia, vaan lisää sen liikkuvuutta ja heikentää sitoutumista (Lehtoranta 2003).

Sulfaatin pelkistyksessä muodostuva rikkivety (H_2S) pelkistää tehokkaasti rautaoksidea muodostaen samalla sedimenttiin pysyvästi hautautuvia rautasulfideja (FeS), joiden fosforinsitomiskyky on heikko. Rautasulfidin muodostuminen on tehokas prosessi, minkä vuoksi hapettomista kerroksista ylöspäin sedimentin pintaan tapahtuva liukoisen raudan (Fe^{3+}) diffuusio heikentyy raudan sitoutuessa jo syvemmällä sedimentissä rikkivetyyn (ks. s. 9). Vaikka happipitoisuus sedimentin pintakerroksessa olisikin hyvä, rautapitoisuuden pieneneminen vähentää hapellisissa oloissa rautahydroksidien muodostumista, jolloin fosforia tehokkaasti sitovan rautahydroksidin määrä vähenee. Tämän seurauksena fosforia voi vapautua sedimentistä alusveteen myös hapellisissa oloissa (Lehtoranta 2003). Tällainen tilanne vallitsee todennäköisesti Laajalahdella ja Seurasaarenselän näytepisteellä 4. Sedimentin pintakerroksessa havaittava ruskea kerros osoittaa raudan esiintyvän siinä hapettuneena Fe^{3+} :na, kun taas tummanharmaassa tai mustassa kerroksessa pelkistyneen rautasulfidin osuus on lisääntynyt.

Savimineraalien ja alumiinioksidien sitomaa fosforia oli sekä Laajalahdella että Seurasaarenselällä melko vähän. Laajalahdella savimineraalien ja alumiinioksidien sitomaa fosforia oli noin 11 % ja Seurasaarenselällä noin 8 % kaikista sedimentin fosforin eri esiintymismuodoista. Alumiinihydroksidit eivät osallistu hapetus-pelkistysreaktioihin, jolloin ne säilyttävät fosforinsitomiskykynsä myös pelkistyneessä ympäristössä (Lehtoranta ja Gran 2002). Nämä yhdisteet tosin hajoavat ja vapauttavat niihin sitoutuneen fosforin pH:n noustessa. Kesällä voimakas kasviplanktonin perustuotanto nostaa pintaveden pH:ta, mikä saattaa Laajalahdella ja Seurasaarenselän matalilla alueilla ulottua pohjaan saakka. Tutkimuksen perusteella fosforin vapautuminen voi jopa kymmenkertaistua pH:n noustessa 8,3:sta 9,5:een (Boers 1991). Sedimentin puskurikyky luo tosin jyrkän pH-gradientin sedimentin ja sen yläpuolisen veden välille, mikä voi merkittävästi vaikuttaa pH:n aiheuttaman fosforin vapautumiseen. Fosforin maksimivapautuminen voi olla mahdollista kuitenkin silloin, kun tuulten aikaansaamat virtaukset sekoittavat fosforirikasta pintasedimenttiä pintaveteen, jossa pH on korkea (Drake ja Heaney 1987).

5.3 Ravinteiden vapautuminen

Koko läpivirtauskokeen ajalle laskettuna Laajalahdelta ei vapautunut lainkaan kokonaisfosforia eikä fosfaattifosforia vaan sitoutui sedimenttiin (kuva 13). Tähän lienee vaikuttanut merkittävästi koeyksiköistä löytyneet pohjaeläimet. Kaivautuvilla pohjaeläimillä on useita vaikutuksia sedimentin fosforin kiertoon. Ensinnäkin veden kulkeutuminen niiden kaivamiin käytäviin lisää sedimentin happipitoisuutta ja näin ollen myös fosforin sitoutumista sedimentin rauta- ja mangaaniyhdisteisiin. Toisaalta käytävät myös helpottavat huokosveden siirtymistä sedimentin yläpuoliseen veteen, jolloin huokosvedessä liuenneena ollut fosfori pääsee vapautumaan sedimentistä. Pohjaeläinten runsas yk-

silöitiheys lisää sedimentissä tapahtuvaa hajotusta, mutta fosforia voi vapautua toisaalta myös pohjaeläinten erityksen kautta. Sedimenttiin kaivautuvat pohjaeläimet kuljettavat partikkelimaisia hapettuneita yhdisteitä syvemmälle sedimentin pelkistyneisiin kerroksiin ja päinvastoin, vaikuttaen näin sedimentin rautaoksidien hapettumis- ja pelkistymisreaktioihin (Kamp-Nielsen ym. 1982).

Laajalahdella on havaittu esiintyvän runsaasti harvasukasmatoja (Oligochaeta noin 1 300 yks. m⁻²) ja surviaissääsken toukkia (Chironomidae noin 1 800 yks. m⁻²), joiden hallitseva asema on tyypillistä matalille liejupohjille. Laajalahdella on pohjaeläimiä yhteensä noin 3 300 yks. m⁻². Lajisto ei kuitenkaan alueella ole kovin runsas, sillä havaittujen taksonien (lajien ja ryhmien) määrä Laajalahdella oli vain 5 (em. lisäksi merisukasjalkainen *Hediste diversicolor*, hietahal-koisjalkainen *Neomysis integer* ja vaeltajakotilo *Potamopyrgus jenkinsi*) (Kajaste 2004). Surviaissääsken toukat muodostivat Laajalahdella vuonna 2003 lähes 90 % pohjaeläinten biomassasta. Koeyksiköistä löytyneistä pohjaeläimistä suurimman osan muodostivat niin ikään surviaissääsken toukat sekä harvasukasmadot. Molemmat ovat sedimenttiin kaivautuvia, joten niillä on läpi-virtauskokeen aikana ollut todennäköisesti alentava vaikutus fosforin vapautumiseen. Kaivamiensa käyttävien avulla ne parantavat sedimentin pintakerroksen happipitoisuutta, jolloin syvemmällä tapahtuva sulfaatin pelkistys voi hidastua ja näin ollen myös rautasulfidin muodostus vähentyä. Tämän seurauksena pintakerrokseen pääsee diffundoitumaan enemmän liukoista rautaa, joka pidättää tehokkaasti fosforia saostuessaan uudelleen pintakerroksen hapellisissa oloissa.

Toisin kuin Laajalahdella Seurasaarenselän koeysiköistä, joista pohjaeläimiä ei löytynyt lainkaan, vapautui molemmilta näytepisteiltä fosfaattifosforia ja lisäksi näytepisteeltä 4 myös kokonaisfosforia. Seurasaarenselällä pohjaeläinmäärät ovat huomattavasti pienempiä kuin Laajalahdella (yhteensä noin 1 300 yks. m⁻²) vaikka lajisto onkin hieman runsaampaa. Seurasaarenselällä on havaittu esiintyvän harvasukasmatojen (noin 800 yks. m⁻²) ja surviaissääsken toukkien (noin 100 yks. m⁻²) lisäksi myös merisukasjalkainen, viherlimamato *Prostoma obscurum*, monisukasmato *Polydora redeki*, amerikansukasmato *Marenzelleria viridis*, liejukatka *Corophium volutator*, itämerensimpukka *Machoma balthica* ja vaeltajakotilolajeja (Kajaste 2004).

Laajalahdella ammoniumtyypeä ja kokonaistyypeä vapautui kokeen aikana vain näytepisteeltä 2, kun taas näytepisteellä 1 tapahtui niiden sitoutumista (kuva 14). Typen sitoutuminen sedimenttiin saattaa johtua Laajalahdella siitä, että sedimentin hapellinen pintakerros mahdollistaa peräkkäisten nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosessien tapahtumisen, minkä vuoksi typpi on poistunut koeysiköistä ilmaan kaasumaisena typpenä (N₂). Denitrifikaatio on Suomenlahdella yleensä suurinta sedimenteissä, joissa on melko paksu hapettunut pintakerros (Tuominen ym. 1998). Myös Kauppila ym. (2005) arvioivat denitrifikaation olevan suurta Laajalahdella.

Happipitoisuuden laskiessa saattaa ammoniumtyypeä kertyä pohjanläheiseen veteen, tai se saatetaan hapettaa puutteellisesti vain nitriitiksi, jonka kertyminen pohjanläheiseen veteen kertoo osaltaan denitrifikaation hidastumisesta. Rekolaisen (1982) mukaan Laajalahdella typen vapautumisnopeus vaihteli

hapellisissa oloissa 6,6–17 mg m⁻² vuorokaudessa ja hapettomissa oloissa noin 22–49 mg m⁻² vuorokaudessa.

Seurasaarenselältä ammoniumtyyppiä ja kokonaistyyppiä vapautui vain näytepiesteeltä 4, kun taas näytepiesteellä 3 tapahtui niiden sitoutumista. Seurasaarenselällä tapahtunee Laajalahden tapaan runsaasti denitrifikaatiota. Sedimentin sijaintisyvyydellä havaittiin olevan merkitystä ammoniumtypen vapautumiseen sedimentistä, mikä puolestaan lienee sidoksissa siihen, että syvemmille alueille kertyy runsaammin orgaanista ainesta. Ammoniumtypen ja nitriittitypen runsampi esiintyminen viittaisi alhaiseen happipitoisuuteen koeyksiköissä.

Sedimentin potentiaalinen fosforivarasto molemmilla alueilla on suuri. Kun Laajalahdella käytettiin kokeen aikana havaittuja vapautumisarvoja, saatiin vuorokauden aikaiseksi potentiaalisesti vapautumisnopeudeksi fosforin osalta 4 mg m⁻² ja fosfaattifosforin osalta 3 mg m⁻². Seurasaarenselällä vastaavat vapautumisnopeudet molempien tutkittujen muuttujien osalta olivat 2 mg m⁻² vuorokaudessa. Tutkimusten mukaan fosforin vapautuminen sedimentistä aerobisissa oloissa vaihtelee yleisesti 0,5–5 mg m⁻² vuorokaudessa (Drake ja Heaney 1987). Rekolainen (1982) on myös aiemmin mitannut fosfaattifosforin vapautumisnopeuksia Laajalahdella. Hän sai tuolloin fosfaattifosforin hapellisissa oloissa tapahtuvaksi vapautumisnopeudeksi 0,6–1,4 mg m⁻² vuorokaudessa ja hapettomissa oloissa vapautumisnopeudeksi 4,5–8,4 mg m⁻² vuorokaudessa.

Fosforin potentiaalinen sisäinen kuormitus Laajalahdella (1 700 kg vuodessa) on samaa suuruusluokkaa kuin ulkoinen kuormitus (1 100–2 200 kg vuodessa). Ulkoinen typpikuormitus (30 000–46 200 kg vuodessa) on päinvastoin potentiaaliseen sisäiseen kuormitukseen (2 900 kg vuodessa) verrattuna vallitseva. Kuormitus kohdistuu edelleen pääasiassa Isoon Huopalahteen ja sitä kautta etenkin Laajalahden pohjois- ja luoteisosiin. Ison Huopalahden rannalla sijaitsevalla, käytöstä poistetulla kaatopaikalla on edelleen paikallisesti merkitystä kuormittajana lähinnä ammoniumtypen osalta. Suotoveden typpipitoisuus on yli viisinkertainen puhdistamattoman viemärivereden tavanomaiseen typpipitoisuuteen verrattuna. Fosforipitoisuus puolestaan on ympäristökuormitusta ajatellen matalahko, likimäärin samaa suuruusluokkaa kuin kemiallisesti puhdistetussa asumajätevedessä (Pesonen 2003).

Seurasaarenselän ulkoinen fosforikuormitus on noin 520 kg vuodessa ja typpikuormitus noin 7 900 kg vuodessa. Potentiaalisen sisäisen fosforikuormituksen osuus (920 kg vuodessa) onkin näin ollen noin kaksinkertainen verrattuna ulkoisen kuormituksen määrään. Typen kohdalla ulkoinen (7 900 kg vuodessa) ja sisäinen kuormitus (5 900 kg vuodessa) olivat samaa suuruusluokkaa. On huomattava, että Seurasaarenselän ulkoisen kuormituksen arvio on todennäköisesti liian alhainen, sillä valuma-aluetta ei pystytty tarkasti määrittämään.

6 Johtopäätökset

Sedimentin potentiaalinen fosforivarasto molemmilla alueilla on suuri. Vaikka sedimentin pintakerros pysynee Laajalahdella ja Seurasaareselän matalilla alueilla hapellisena lähes koko avovesikauden ajan, vaikuttaisi pohjan läheltä otettujen vesinäytteiden perusteella kuitenkin siltä, että sedimentin syvenmistä, hapettomista kerroksista diffundoituisi runsaasti fosforia ylöspäin. Huolimatta siitä, että sedimentin yläpuolisen vesimassan happipitoisuus olisikin hyvä, laskee happipitoisuus sedimentissä yleensä nopeasti syvemmälle mentäessä.

Sedimentin sisältämien fosforin sitoutumispaikkojen määrä tietyissä ympäristöolosuhteissa on rajallinen. Pitkään ja voimakkaasti fosforilla kuormitettujen vesialtaiden toipumista kuormituksen loppumisen jälkeen saattaa hidastaa vapaiden oksidipintojen puute. Laajalahden (näytepisteet 1–2) ja Seurasaareselän syvänteen (näytepiste 4) sedimentin pintakerroksen rauta-fosforisuhteen perusteella näiden sitoutumispaikkojen määrä onkin oleellisesti vähentynyt, minkä vuoksi syvemmältä sedimentistä diffundoituva tai ulkoisen kuormituksen kautta tuleva fosfori ei juuri enää pysty sitoutumaan sedimentin rautayhdisteisiin hapellisissakaan oloissa. Seurasaareselän matalimmilla alueilla (näytepisteet 3 ja 5) rauta-fosforisuhteen perusteella sedimentin pintakerroksessa olisi vielä fosforin pidättymiseen vapaita oksidipintoja jäljellä.

Fysikaalisista tekijöistä fosforin vapautumiseen Laajalahden ja Seurasaareselän matalilla alueilla vaikuttaa oleellisesti myös pH ja lämpötila. Kesällä perustuotantomaksimin aikaan pintakerroksen voimakas pH:n nousu ulottuu todennäköisesti kyseisillä alueilla pohjaan saakka. Lisäksi tuulten aikaansaama resuspensio nostattaa sedimenttipartikkeleja pintaveteen saakka, jossa kohonneen pH:n vaikutus vielä tehostuu. Lämpötilan nousu sedimentin pintakerroksessa puolestaan kiihdyttää hajotustoimintaa ja näin ollen vaikuttaa sedimentin pinnan happioloihin ja sitä kautta myös rautayhdisteiden fosforinpidätyskykyyn.

Laajalahdella pohjaeläimillä on merkittävä vaikutus sedimentin olosuhteiden muokkaajina. Pohjaan kaivautuvat eläimet parantavat kaivamiensa käytävien avulla pintasedimentin happipitoisuutta useiden senttimetrin syvyyteen lisäten näin fosforin pidättymistä hapellisessa ympäristössä mm. sedimentin rauta- ja mangaaniyhdisteisiin.

Laajalahdella potentiaalinen sisäinen fosforikuormitus on samaa suuruusluokkaa kuin ulkoinen kuormitus. Ulkoinen typpikuormitus on Laajalahdella kuitenkin yli 10-kertainen potentiaaliseen sisäiseen kuormitukseen verrattuna. Seurasaareselän potentiaalinen sisäinen fosforikuormitus on noin kaksinkertainen ulkoiseen kuormitukseen verrattuna. Ulkoinen typpikuormitus on Seurasaareselällä puolestaan samaa suuruusluokkaa sisäiseen kuormitukseen verrattuna. Pohjaan kasautuneet ravinteet pitävät Laajalahden ja Seurasaareselän vielä pitkään rehevinä.

7 Lähteet

- Boers, P. C. M. 1991. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Wat. Res.* 25: 309–311.
- Boers, P. C. M., Cappenberg, T. E. & Raaphorst, W. 1993. The third international workshop on phosphorus in sediments, summary and synthesis. *Hydrobiologia* 253: xi–xviii. Kluwer Academic Publishers.
- Boström, B., Jansson, M. & Forsberg, C. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 18: 5–59.
- Cajander, H. 1966. Ranta- ja merivesitutkimuksia Helsingissä vuonna 1947–62. Helsinki.
- Drake, J. C. & Heaney, S., I. 1987. Occurrence of phosphorus and its potential remobilization in the littoral sediments of a productive English lake. *Freshwater Biol.* 17: 513–523.
- Fred, T. 2005. Helsingin jätevesien johtamisen ja käsittelyn velvoitetarkkailun tulokset vuodelta 2004. Helsingin Vesi 23.2.2005. Raportti.
- Hansen, K. 1961. Lake types and lake sediments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* XIV: 285–290.
- Hertel, O., Ambelas Skjoth, C., Brandt, J., Christensen, J., H., Frohn, L., M. & Frydendall, J. 2003. Operational mapping of atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea. *Atmos. Chem. Phys.* 3: 2083–2099.
- Holtan, H., Kamp-Nielsen, L. & Stuanes, A. O. 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: An overview. *Hydrobiologia* 170: 19–34.
- Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag Berlin. 316 s.
- Inkala, A., Kiirikki, M. & Pajukallio, A-M. 2002. Helsingin yleiskaavaluonnos 2002, vaikutusten arviointi. Jätkänsaaren meritäyttöjen vaikutukset merialueelle. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä. 34 s.
- Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release in shallow lakes. *Julkaisussa: Hart, B. T. & Sly, P. G. (toim.) Sediment/water interactions. Developments in hydrobiology* 75. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 731–743. Uudelleen painettu *Hydrobiologia* 235/236.
- Jensen, H. S. & Thamdrup, B. 1993. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia* 253: 47–59.

Kajander, S., Simonen, A. & Nurminen, S. 2003. Iso-Huopalahden kaatopaikan perustilaselvitys. 16156, Helsingin kaupungin rakennusvirasto, raportti.

Kajaste, I. 2004. Helsingin ja Espoon merialueen pohjaeläimistö. Julkaisussa: Pellikka, K. (toim.) Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2003. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 1/2004: 52–66.

Kamp-Nielsen, L., Mejer, H. & Jorgensen, S. E. 1982. Modelling the influence of bioturbation on the vertical distribution of sedimentary phosphorus in L. Esrom. *Hydrobiologia* 91: 197–206.

Kauppila, P., Weckström, K., Vaalgamaa, S., Korhola, A., Pitkänen, H., Reuss, N. & Drew, S. 2005. Tracing pollution and recovery using sediments in an urban estuary, northern Baltic Sea: are we far from ecological reference conditions? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 290: 35–53.

Kuosa, R. S. 1981. Pikku-Huopalahden valuma-alueen valumavesien aiheuttama kuormitus. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Katurakennusosasto, Kokoojaviemärijaos. Raportti.

Laakkonen, S. 2001. Vesiensuojelun synty, Helsingin ja sen merialueen ympäristöhistoriaa 1878–1928. *Gaudeamus*.

Laakkonen, S. & Laurila, S. 2001. Vihreä keidas?. Teoksessa: Laakkonen, S., Laurila, S., Kansanen, P., Schulman, H. (toim.) Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupungin ja ympäristön muutos 1800- ja 1900 -luvuilla. Helsingin kaupungin tietokeskus, Edita. S. 256–271.

Laakkonen, L. & Lehtonen, P. 2001. Mikrobit palveluksessa. Jäteveden puhdistuksen kehitys Helsingissä. Teoksessa: Laakkonen, S., Laurila, S., Kansanen, P., Schulman, H. (toim.) Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan. Kaupungin ja ympäristön muutos 1800- ja 1900 -luvuilla. Helsingin kaupungin tietokeskus, Edita. S. 226–239.

Lehtoranta, J. 1997. Ravinteet itäisen Suomenlahden pintasedimentissä. Suomen ympäristö 121, Suomen ympäristökeskus. 41 s.

Lehtoranta, J. 2003. Dynamics of sediment phosphorus in the brackish Gulf of Finland. *Monographs of the Boreal Env. Res.* 24. 58 s.

Lehtoranta, J. & Gran, V. 2002. Sedimentistä veteen vapautuvat ravinteet Säkylän Pyhäjärvellä. Suomen ympäristökeskus 247.

Maastik, A., Heinonen, P., Hyvärinen, V., Kajander J., Karttunen K., Ots H. & Seuna P. 2000. EnDic2000 Ympäristösanakirja. Finnish Environment Institute, Helsinki. 702 s.

Malmqvist, P-A. 1983. Urban stormwater pollutant sources. Chalmers university of technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg, Sweden. 335 s.

Melanen, M. 1980. Taajamien hule- ja sulamisvedet. I-osa, laadun tarkastelu. Vesihallituksen tiedotus 197:1–138.

Melanen, M. 1981. Quality of runoff water in urban areas. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 42: 123–190.

Mortimer, C. H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I. J Ecol. 29: 280–329.

Mortimer, C. H. 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes II. J. Ecol. 30: 147–201.

Moss, B. 1998. Ecology of fresh waters. Man and medium, past to future. 3. p. Blackwell Science. UK.

Munne, P. 2004. Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimenttitutkimus. Julkaisussa: Pellikka, K. (toim.) Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2003. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 1/2004: 67–86.

Munne, P. 2005. Ravinteiden vapautuminen Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentistä. Pro gradu-tutkielma, Biotieteellinen tiedekunta, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, akvaattiset tieteet, limnologia. 69 s.

Niemistö, L. 1973 Sedimentaatio ja siihen vaikuttavat tekijät Helsingin merialueella. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 5. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, Katurakennusosasto.

Norha, T. & Koivisto, V. 1982. Pikku-Huopalahden vesistötutkimus v. 1981–1982. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, Katurakennusosasto, Vesilaboratorio. KSV:n tilaus no. 258/81/1981. Lausunto.

Nurmi, P. 2001. Sadevesiviemäreiden vedenlaatu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 8/2001. 21 s. + liitteet.

Pesonen, L. 1968. Asumajätevesien aiheuttaman eutrofioitumisen biometodista tarkastelua: perustuotantoon ja tuotantopotentiaaliin vaikuttavista tekijöistä Helsingin Laajalahdessa. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, katurakennusosasto vesiensuojelunlaboratorio.

Pesonen, L. 2001. Seurasaarenselän ja Hietarannan ympäristön veden ja ranta-alueiden laatu. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Raportti.

Pesonen, L. 2003. Iso-Huopalahden kaatopaikka-alueen vesistötarkkailu vuonna 2002. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Raportti. 8 s. + liitteet.

Psenner, R. & Pucsko, R. 1988. Phosphorus fractionation: Advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions. *Ergeb. Limnol.* 30: 43–59.

Rekolainen, S. 1982. Ravinteiden siirtyminen sedimentistä veteen Helsingin merialueen sisälähdissä. Vesilaboratorion tiedonantoja 14:1. Helsingin kaupungin rakennusvirasto katurakennusosasto, vesilaboratorio.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19: 95–107.

Rekolainen, S., Kauppi, L. & Turtola, E. 1992. Maatalous ja vesien tila. MAVERON loppuraportti. Luonnonvarajulkaisuja 15. Maa- ja metsätalousministeriö, luonnonvarainneuvosto.

Rinne, I. 1976. Talin jätevedenpuhdistamolla toteutettujen järjestelyiden vaikutus purkualueen veden laatuun. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, Vesilaboratorio. Moniste. 14 s.

Ruth, O. 1998 Mätäjoki - nimeään parempi, kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/1998. 119 s. + liitteet.

Sorokin, Y. I. 1999. *Aquatic Microbial Ecology*. Bachuys Publishers, Leiden. 248 s.

Tattari, S. & Linjama, J. 2004. Vesistöalueen kuormituksen arviointi VEPS-menetelmällä. *Vesitalous* 45 (3): 26–30.

Teiska, M. 1997. Mikkelin kaupunkialueen hulevesiselvitys. Mikkelin seudun ympäristökeskus, raportti. 26 s.

Tessenow, U. 1972. Lösungs-, Diffusions-, Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten. I. Ein Langzeitexperiment unter aeroben Bedingungen in Fleissgleichgewicht. *Archiv. Hydrobiol. Suppl.* 38: 353–398.

Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakaski, S. & Portin, P. 1993. *Biologian sanakirja*. Otava. 607 s.

Tuominen L., Heinänen, A., Kuparinen, J. & Nielsen L. P. 1998. Spatial and temporal variability of denitrification in the sediments of the northern Baltic Proper. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 172: 13–24.

Vaalgamaa, S. 2004. The effect of urbanisation on Laajalahti Bay, Helsinki City, as reflected by sediment geochemistry. *Mar. Pollut. Bull.* 48: 650–662.

Varmo, R. 1988. Pohjasedimentit Helsingin ja Espoon merialueilla. Julkaisussa: Pesonen, L. (toim.) Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986. Tutkimustoimiston tiedonantoja 17: 205–214. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos, käyttöosasto, tutkimustoimisto.

Witting, R. 1923. Helsingiä ympäröivät vedet vedenvaihtoa ja likaantumista silmällä pitäen. Merentutkimuslaitoksen julkaisu N:o 11. Merentutkimuslaitoksen biologinen laboratorio. 120 s.

Liite. Ravinteiden vapautuminen ja sitoutuminen näytepisteiden sedimentistä (positiiviset arvot tarkoittavat sitoutumista ja negatiiviset vapautumista).

Näytepiste	Kok.P (mg m ⁻² d ⁻¹)	PO ₄ -P (mg m ⁻² d ⁻¹)	Kok.N (mg m ⁻² d ⁻¹)	NH ₄ -N (mg m ⁻² d ⁻¹)	NO ₂ -N (mg m ⁻² d ⁻¹)
1.1	-7,0	-4,1	-16,2	-1,9	0,0
1.2	-6,7	-3,8	-30,1	-10,5	-0,4
1.3	-7,1	-3,6	-24,7	-7,3	-0,2
2.1	-3,8	-0,8	5,3	11,1	2,5
2.2	-1,9	-0,2	5,3	10,3	1,6
2.3	-5,1	-2,1	-8,7	7,4	1,0
3.1	-3,6	-1,1	-30,3	-9,2	0,7
3.2	-5,5	-2,5	-30,4	-10,1	1,0
3.3	0,0	3,7	-29,5	-4,3	1,2
4.1	34,8	38,3	17,5	34,9	0,4
4.2	7,1	9,0	-14,5	-1,9	1,7
4.3	27,5	28,1	20,2	36,9	3,4

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE		
Tekijä(t)/Författare/Author(s) <i>Päivi Munne ja Liisa Autio</i>		
Julkaisun nimi/Publikationens titel/Title of publication <i>RAVINTEIDEN VAPAUTUMINEN LAAJALAHDEN JA SEURASAARENSELÄN SEDIMENTEISTÄ FRIGÖRELSE AV NÄRINGSÄMNER FRÅN BREDVIKEN OCH FÖLISÖFJÄRDENS SEDIMENT RELEASE OF NUTRIENTS FROM THE SEDIMENT OF LAAJALAHTI BAY AND SEURASAARENSELKÄ BAY</i>		
Julkaisija/Utgivare/Publisher <i>Helsingin kaupungin ympäristökeskus Helsingfors stads miljöcentral City of Helsinki Environment Centre</i>	Julkaisuaika/Utgivningstid/ Publication time 2005	
Sarja /Serie /Series <i>Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja Helsingfors stads miljöcentralens publikationer Publications by City of Helsinki Environment Centre</i>	Numero/Nummer/No. 2/2005	
ISSN 1235-9718	ISBN 952-473-518-0	ISBN (URL: www.hel.fi/ymk/julkaisut/julkaisut.html) 952-473-519-9
Kieli/Språk/Language <i>Koko teos/Hela verket/The work in full</i> <i>fin</i> <i>Yhteenvedo/Sammandrag/Summary</i> <i>fin, sve, eng</i> <i>Taulukot/Tabeller/Tables</i> <i>fin</i> <i>Kuvatestit/Bildtexter/Captions</i> <i>fin</i>		
Asiasanat/Nyckelord/Keywords <i>SEDIMENTTI, FOSFORI, TYPPI, LAAJALAHTI, SEURASAARENSELKÄ SEDIMENT, FOSFOR, KVÄVE, BREDVIKEN, FÖLISÖFJÄRDEN SEDIMENT, PHOSPHORUS, NITROGEN, LAAJALAHTI BAY, SEURASAARENSELKÄ BAY</i>		
Lisätietoja/Närmare upplysningar/Further information <i>Liisa Autio, puh/tfn 09 7312 2939, liisa.h.autio@hel.fi Helsingin kaupungin ympäristökeskus, PL 500, 00099 Helsingin kaupunki http://www.hel.fi/ymk</i>		