



Helsingin kaupunki
Ympäristökeskus

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2015



Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus

Emil Vahtera ja Kaarina Lukkari

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2015

Emil Vahtera¹ ja Kaarina Lukkari²

¹ Helsingin kaupunki, ympäristökeskus

² Suomen ympäristökeskus, merikeskus

Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2015

Kannen kuva: Johanna Joutsiniemi
ISSN 1235-9718
ISBN 978-952-272-916-3
ISBN (PDF) 978-952-272-917-0

Painopaikka: Kopio Niini Oy
Helsinki 2015

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	2
Sammandrag	3
Summary	4
1 Johdanto	5
2 Tutkimusalue ja menetelmät	8
2.1 Tutkimusalue ja syvyyskartta	8
2.2 Hydrografiset ja vesikemialliset analyysit	8
2.3 Pohjanläheisen veden ja sedimentin analyysit	10
2.4 Pelkistyneiden sedimenttien sekä vähähappisen veden peittämien pohjien laajuuden arviointi	12
3 Tulokset ja pohdinta	13
3.1 Vesipatsaan fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien pystysuuntainen jakauma	13
3.1.1 Syvyysvyöhyke 0–20 m	13
3.1.2 Syvyysvyöhyke 20–40 m	16
3.1.3 Syvyysvyöhyke 40–60 m	18
3.1.4 Syvyysvyöhyke 60–80 m	18
3.2 Pelkistyneiden pohjien ja vähähappisen pohjanläheisen veden esiintyminen	22
3.3 Sedimentin fosforin sitoutumismuodot ja fosforin vuo sedimentistä veteen	28
3.3.1 Sedimentin fosforin sitoutumismuodot	28
3.3.2 Fosforin vuo sedimentistä veteen	31
4 Yhteenveto	34
5 Kirjallisuus	35
Liite 1. Tutkimuksen näytteenottoasemat.	

Tiivistelmä

Pääkaupunkiseudun edustan merialue on pitkään vastaanottanut ravinnekuormitusta yhdyskuntajätevesistä sekä hajakuormituksesta. Ravinnekuormitus on johtanut rannikkovesien rehevöitymiseen, mikä taas on johtanut monin paikoin vähähappisiin olosuhteisiin meren pohjalla tai jopa pohjien kuolemiseen. Kuormituksen vähentyessä ja kuormituskohteiden muuttuessa vuosien saatossa pohjien tila on monin paikoin kohentunut. Meren pohja on kuitenkin vieläkin paikoittain huonossa kunnossa, johtuen ulkoisesta ravinteiden kuormituksesta. Hapettomilta tai vähähappisilta pohjilta vapautuu veteen myös fosforia, joka ylläpitää alueen rehevöitynyttä tilaa.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin pääkaupunkiseudun edustan meren pohjan tilaa sekä hapettomien ja vähähappisten vesialueiden esiintymistä. Tutkimus toteutettiin Suomen Ympäristökeskuksen (SYKE) tutkimusalus R/V Muikulla kesinä 2012 ja 2013 Helsingin kaupungin, SYKE:n, Espoon kaupungin ja Helsingin seudun ympäristöpalveluiden (HSY) yhteistyönä. Tutkimus oli osa yhteistyötahojen Itämerihaasteen toimintaohjelman toteutusta.

Tulosten mukaan pääkaupunkiseudun edustalla esiintyy useita pieniä hapettomia tai vähähappisia alueita, sekä yksi melko yhtenäinen, Suomenlahden syvänteisiin yhteydessä oleva avomeren hapeton tai vähähappinen alue. Vähähappisen pohjanläheisen veden peittämien alueiden pinta-alaksi arvioitiin laajimmillaan yhteensä noin 141 km², joka on noin 12 % tutkitusta pohjan pinta-alasta.

Fosforin vuo sedimentistä veteen on suurimmillaan veden ollessa voimakkaasti kerrostunut loppukesästä, jolloin myös vähähappisen tai hapettoman pohjanläheisen veden levinneisyys on suurimmillaan. Tällöin vähähappisilla alueilla sisäisen fosforin kuormituksen arvioidaan olevan laboratoriossa tehtyjen inkubointikokeiden tulosten perusteella keskimäärin noin 10-kertainen keskimääräiseen ulkoiseen kuormitukseen verrattuna. Arvio edustaa määritysmenetelmästä johtuen hetkellistä ja suurinta mahdollista fosforivuota meren pohjan sedimentistä veteen. Lisäksi rannikonläheisillä alueilla vesi on vain osan vuotta kerrostunutta. Hapekkaan pintaveden sekoittuessa viimeistään syksyllä pohjaan saakka, fosforin vuo pienenee ja voi kääntyä vedestä sedimenttiin, eli sedimentti alkaa uudestaan sitoa fosforia itseensä. Se, missä määrin sedimentti pystyy pidättämään fosforia, riippuu mm. hajotettavan orgaanisen aineksen sekä fosforia sitomaan kykenevien rautayhdisteiden määrästä. Pohjanläheisen veden happipitoisuuksien, fosforin sitoutumisen tai vapautumisen, ja tätä kautta fosforin sisäisen nettokuormituksen arvioimiseksi tulisi mittauksia tehdä vuoden ympäri eri alueilla. Nyt mitatut arvot kuvaavat näytteenottoajankohdan ja käytettyjen menetelmien vuoksi todennäköisemmin vähähappisten ja hapettomien alueiden suurinta mahdollista levinneisyyttä ja fosforin sisäisen kuormituksen suurinta mahdollista määrää.

Sammandrag

Havsområdet utanför huvudstadsregionen har redan länge varit kraftigt belastat av näringsämnen från både samhällsavfallsvatten samt diffus belastning. Näringsbelastningen har lett till att de kustnära vattnen har blivit övergödda, vilket på många ställen har lett till förekomst av döda eller syrefattiga bottenar. När belastningen har minskat och flyttats längre ut till havs har flera av de tidigare belastade områdena återhämtat sig. Havsbottenen är dock ännu ställvis i dåligt skick p.g.a. den yttre näringsbelastningen. Från syrefria och syrefattiga bottenar frigörs fosfor, vilket uppehåller den övergödda situationen.

I detta forskningsprojekt utreddes havsbottenarnas tillstånd samt förekomsten av syrefria och syrefattiga bottenar utanför huvudstadsregionen. Projektet utfördes under somrarna 2012 och 2013 ombord Finlands Miljöcentrals (SYKE) forskningsfartyg R/V Muikku i samarbete med SYKE, Esbo stad, Samkommunen Helsingforsregionens Miljötjänster (HRM) och Helsingfors stad. Projektet var en del av förverkligandet av samarbetsparternas åtgärdsprogram för Östersjöutmaningen.

På basen av resultaten förekommer det flera mindre och ett större enhälligare område med syrefritt eller syrefattigt bottennära vatten utanför huvudstadsregionen. Det stora enhälliga området anknyter sig till Finska vikens djupa bottenar. Totalarean av havsbottenar som täcks av syrefattiga vatten beräknas vara ca. 141 km², vilket är ca. 12 % av den totala utforskade botten arean.

När havsvattnet är vertikalt skiktat under sensommaren är utbredningen av syrefattigt bottennära vatten som störst, under dessa förhållanden frigörs det också mest fosfor från sedimenten till vattnet. På basen av forskningsresultaten beräknas den interna fosforbelastningen under sensommaren vara ca. tiofaldig jämfört med den genomsnittliga belastningen från land. Estimatet representerar p.g.a. de experimentella metoderna som använts ett maximalt värde för den interna fosforbelastningen. På kustnära områden är havsvattnet vertikalt skiktat endast en del av året. När syrerikt ytvatten senast på hösten blandas ända till botten, börjar sedimenten troligtvis åter uppta fosfor istället för att lösgöra den. I vilken utsträckning specifika områden kan uppta fosfor beror på mängden nedbrytbart organiskt material och järnföreningar som kan binda fosfor i sedimenten. P.g.a. att fosfors interna belastning i kustnära områden är ett mycket dynamiskt fenomen, borde mätningar göras runt hela året för uppskatta den interna nettobelastningen av fosfor. De värden som anges i denna studie beskriver närmast den maximala utbredningen av syrefattigt bottennära vatten och den maximala interna fosforbelastningen i området.

Summary

The sea area outside the Helsinki metropolitan area has received large external nutrient loads for decades, both from municipal waste waters and diffuse loads. Nutrient loading has led to eutrophication of the coastal sea, which again has led to dead bottoms and anoxia or hypoxia in near bottom waters. As the external loads have diminished and the municipal waste waters have been diverted out to sea, the oxygen conditions have recovered somewhat in many places. The near bottom waters of the coastal area are however still in poor condition, because of the external nutrient loads and phosphorus that is being released from areas with anoxic surface sediments. The internal load of phosphorus is upholding a eutrophied state of the coastal sea.

In this study we set out to elucidate the current state of the near bottom waters and bottoms of the coastal sea in the Helsinki metropolitan area. The study was conducted aboard the R/V Muikko, owned by the Finnish Environment Institute (SYKE). The study was a cooperation between SYKE, the City of Espoo, The Helsinki Region Environmental Services (HSY) and the City of Helsinki. The study was a part of the implementation of the Baltic Sea Challenge, accepted by the cooperation partners.

Based on the results, close to the coast there are several smaller areas where hypoxic near bottom waters occur and one larger hypoxic area, which is connected to the deep areas of the Gulf of Finland. The areal extent of hypoxic near bottom waters was estimated based on the results of the study to be approximately 141 km². This area covers approximately 12 % of the studied bottom area.

The flux of phosphorus from the sediments is largest when the water is vertically stratified, during late summer. This is also the time of the largest extent of hypoxic and anoxic near bottom waters. During this time, based on results from incubation studies, the internal load of phosphorus was estimated to be approximately 10 times larger than the comparable external load. This estimate is most likely close to the upper limit of internal phosphorus loading in the area, due to the methods used and timing of the study. In near coast areas the water is stratified only during parts of the year. When the oxygenated surface water is mixed down to the bottom during autumn the flux of phosphorus is most likely reversed, and the sediments start binding phosphorus instead of releasing it. To what extent the sediments can retain phosphorus depends on the labile organic matter content and the availability of iron capable of binding phosphorus. To estimate net fluxes of phosphorus measurements should be done around the year in several locations. The measured values most likely represent maximal extents of hypoxic near bottom waters and maximal values of internal phosphorus loads in the area.

1 Johdanto

Itämeren huono tila on vakava ongelma, aiheuttaa huolta meren ympäristössä asuvien ihmisten keskuudessa ja merta rehevöittäviä ravinteita tulisi viipymättä vähentää valunnasta (Ahtiainen ym. 2014). Helsingin, Espoon ja Sipoon alueella asuu yli viidennes koko Suomen väestöstä (Väestörekisterikeskus 2014, <http://vrk.fi/default.aspx?id=278&docid=0>) ja sen edustan merialue on siten Suomen tiheimmin asutun kaupunkikeskittymän jätevesien ja hajakuormituksen vastaanottaja. Alue on myös historiallisesti ollut voimakkaan ihmistoiminnasta aiheutuvan ravinnekuormituksen vastaanottaja (Tikkanen ym. 1997, Laakkonen ja Lehtonen 2001, Kauppila ym. 2005).

Merialue onkin monin paikoin voimakkaasti rehevöitynyt (Fernandes ym. 2012), ja rehevöityminen on joillakin alueilla edennyt niin pitkälle, että ravinteiden sisäinen kuormitus ylläpitää meren huonoa tilaa (Munne ja Autio 2005, Thouvenot-Korppoo ym. 2012). Tällöin ulkoisen kuormituksen vähentämisellä ei välttämättä saavuteta odotettuja tuloksia johtuen rehevöityneille vesistöille tyypillisistä vaihtoehtoisista tasapainotiloista ja epälineaarisista vasteista ravinnekuormiin (Scheffer ym. 2001, Duarte ym. 2009). Ulkoinen kuormitus alueelle on voimakkaasti typpipainotteista (Muurinen ym. 2012). Esimerkiksi vuoden 2011 jätevesien mereen mukanaan tuoman ravinnekuorman keskimääräinen liukoisen typen (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) ja fosfaatin (PO_4^{3-}) suhde oli 73:1.

Suomenlahden rannikon kasviplanktonyhteisöjen tiedetään pääosin olevan typpiravinteiden rajoittamia (Tamminen ja Andersen 2007), maalta tulevan kuormituksen voimakkaasta typpipainotteisuudesta huolimatta. Indikaatioita typpirajoittuneisuudesta on löydetty jo 1970-luvun alkupuolella, pohjautuen tuloksiin, joita saatiin puhdasleväviljelmillä tehdyistä kokeista (Tarkiainen 1975). Osa tyypestä poistuu matalilla pohjilla denitrifikaation kautta ilmakehään (Jännti ym. 2011), vähentäen leville käyttökelpoisen typen määrää. Perustuottajien ravinteidenkäyttöä rajoittaa aivan rannikonläheisissä vesissä myös valon saatavuus, koska vedet ovat sameita. Veden sameus johtuu joko sedimentin resuspensiosta, suuresta levämäärästä tai maalta tulevan valuman mukanaan tuomasta kiintoaineksesta. Jokien kuljettama kiintoainelävy leviää ajoittain hyvinkin suurelle alueelle, erityisesti virtaamahuippujen aikaan. Valon saatavuus saattaa siis rajoittaa levien kykyä sitoa typpiravinteita tehokkaasti, jolloin enemmän veteen jäävästä tyypestä voi mahdollisesti poistua suoraan ilmakehään denitrifikaation kautta.

Fosforia on runsaasti saatavilla Itämeressä, johtuen pitkään jatkuneesta ulkoisesta kuormituksesta ja sen suurista sedimentteihin kertyneistä varastoista, ja edelleen sisäisestä kuormituksesta (Conley ym. 2002, Vahtera ym. 2007). Sisäinen fosforikuormitus onkin rehevöitymisen yksi oire, veden sameuden ja suurien levämäärien ohella. Itämerellä suuri levämäärä on nykyään liian suuren ulkoisen typpikuormituksen aiheuttama, poissulkien pohjoisimmat altaat. Itämeren pääallas on ollut kautta nykyhistoriansa altis hapettomille oloille ja siksi sen sedimenttien fosforinpidättämiskyky on heikko (Conley ym. 2009, Carstensen ym. 2014). Helsingin ja Espoon merialueella typen kuormitus on jatkunut fosforin kuormitusta suurempana kauemmin (Muurinen ym. 2012), mikä johtuu helpommista ja tehokkaammista fosforin poistomenetelmistä esim. jätevesistä ja fosfaatin tehokkaasta sitoutumisesta maahan ja partikkeleihin jokikuormissa. Kun Itämeri on siirtynyt rehevöityneempään tilaan, on typen poistuminen kierrosta tehostunut vähähappisten alueiden kasvaessa (Vahtera ym. 2007, Conley ym. 2009), mutta samalla on fosforin pidättämiskyky entisestään heikentynyt. Tämä on johtanut perustuotannon painopisteen siirtymiseen

loppukesälle, jolloin typpeä sitovien syanobakteerien määrät ovat lisääntyneet (Raateo- ja ym. 2005, Suikkanen ym. 2007). Vesiä pilaavien sinilevien on tunnistettu olevan yksi oleellisimpia rehevöityneisyyden oireita, jotka huolestuttavat kansalaisia (Ahtiainen ym. 2014).

Hapettomien ja vähähappisten alueiden synty on tiukasti kytköksissä Itämeren rehevöitymiskehitykseen (Caballero-Alfonso ym. 2015) ja niiden esiintyminen sisäiseen fosforikuormitukseen (Vahtera ym. 2007, Conley ym. 2009). Itämeren ja Suomenlahden syvänteiden hapettomien ja vähähappisten alueiden synty ja säätely on suhteellisen hyvin tunnettu (Conley ym. 2002, Conley ym. 2009, Viktorsson ym. 2012), kun taas rannikonläheisten vähähappisten ja hapettomien alueiden säätely on paljon vaihtelevampaa ja niiden synnystä ja taustoista tiedetään vähemmän ja ilmiö on vaihtelevampi kuin syvien pohjien hapettomien alueiden dynamiikka (Carstensen ym. 2006, Conley ym. 2007, Lukkari ym. 2009, Conley ym. 2011).

Vähähappisia tai hapettomia alueita syntyy sinne, mihin orgaanista ainesta pääsee kertymään ja missä veden vaihtuvuus ja pystysuuntainen sekoittuminen on rajoittunutta. Orgaaninen aines on kevyttä ja laskeutuu vedessä hitaasti, jolloin se kulkeutuu virtaamien mukana virtausolosuhteiltaan ja sekoittumiseltaan rauhallisille pohja-alueille, usein syvänteisiin. Orgaanisen aineksen kertyminen on pääasiallinen tekijä, jonka on esitetty vaikuttavan fosforin sisäiseen kuormitukseen rannikonläheisillä matalilla alueilla (Almroth-Rosell ym. 2015). Sedimentaatioalueet ovat rannikon lähellä pienempiä ja vuosien välinen vaihtelu veden kerrostuneisuudessa on suurempaa, koska sitä ohjaavat lämpötilan aiheuttamat tiheyserot, ajoittain suolaisuuden aiheuttama kerrostuneisuus sekä tuuliolot. Suolaisuuden aiheuttama kerrostuneisuus syvillä pohjilla on hyvin pysyvä ilmiö Itämerellä, kun taas rannikolla se on kytköksissä sekä maalta tulevaan valumaan, sadantaan, haihtumiseen että avomerien syvänteiden pohjanläheisen veden heilahteluihin ja liikkeisiin. Rannikon lähellä on näistä syistä suurempaa vaihtelua vähähappisten ja hapettomien alueiden esiintymisessä.

Vähähappisuuden (hypoksia) pitoisuusrajaksi asetetaan tavallisesti 2 mg l^{-1} (Rabalais ym. 2010). Tyypillinen pohjanläheisen veden (+ 1 m pohjasta) happipitoisuus, laskettuna tutkimusalueella sijaitsevien edustavien seuranta-asemien (asemia 14, yksittäisiä havaintoja 2 880) koko vuoden keskiarvona ja keskihajontana vuosille 1990–2013, on $10,1 \pm 2,2 \text{ mg l}^{-1}$. Alimmillaan keskimääräinen happipitoisuus laskee $7,6 \pm 1,3 \text{ mg l}^{-1}$ elokuussa. Tällä tutkimusalueella valittiin hyvän happitilanteen ja huonontuneen happitilanteen raja-arvoksi korkeampi pitoisuus, 5 mg l^{-1} koska se vastaa arvoa, joka on noin kaksi keskihajontaa pienempi arvo sekä koko vuoden että elokuun pitkän ajan keskiarvosta. Tämän raja-arvon katsotaan ilmentävän alueelle poikkeuksellisen huonoa happitilannetta, sekä indikoivan alueita, jotka ovat herkkiä happipitoisuuden voimakkaille vaihteluille.

Happitilanne vaikuttaa fosforin vapautumiseen meren pohjasta suoraan ja epäsuorasti. Orgaanisen aineksen mikrobiologisessa hajotuksessa (eli mineralisaatiossa), sekä hapellisissa että hapettomissa olosuhteissa vapautuu fosforia. Fosfori on sitoutuneena sedimenttiin eri muodoissa, joista heikosti sitoutunut ja huokosveden liukoinen (eli heti käyttökelpoinen) fosfori, raudan oksihydroksideihin sitoutunut fosfori, sekä helposti hajoavissa orgaanisissa yhdisteissä oleva fosfori muodostavat ns. potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin varaston, joka on tai voi muuntua ajan myötä leville käyttökelpoiseksi fosforiksi ja vapautua sedimentistä yläpuoliseen veteen. Hapellisissa oloissa sedimentin hapettunees-

sa pintakerroksessa on raudan (Fe) oksihydroksideja, jotka sitovat tehokkaasti fosforia. Happitilanteen huonontuessa riittävästi, raudan oksihydroksidien ferrirauta (Fe^{3+}) pelkistyy ferroraudaksi (Fe^{2+}), joka liukenee ja Fe-oksihydroksidin rakenne hajoaa ja siihen sitoutunut fosfori vapautuu (Mortimer 1941).

Sekä orgaanisen aineksen mineralisaatiossa että syvempien sedimenttikerrosten fosforia sitoneiden Fe-oksihydroksidien pelkistyessä huokosvesiin liukoiseksi vapautunut fosfori diffundoituu tai sekoittuu kohti sedimentin pintaa ja voi hapellisissa oloissa pidättyä uudelleen pintasedimentin Fe-oksihydroksidikerrokseen. Tämä kerros voi kuitenkin olla niin ohut, tai sen sitomispaikat fosforille voivat täyttyä niin, että se ei pysty hapellisissakaan olosuhteissa pidättämään kaikkea syvemmltä sedimentistä vapautuvaa fosforia, vaan osa siitä pääsee vapautumaan sedimentin yläpuoliseen veteen. Tällainen tilanne voi syntyä esimerkiksi silloin, kun sedimentissä on runsaasti orgaanista ainesta ja pelkistyneen sedimentin rajapinta on lähellä pintaa (Mortimer 1971, Krom ja Berner 1981, Lukkari ym. 2009).

Orgaanisen aineksen määrän on todettu matalilla rannikonläheisillä alueilla olevan pääasiallinen tekijä, joka säätelee sedimentin hapettuneisuutta (Almroth-Rosell ym. 2015). Mitä enemmän orgaanista ainesta on hajotettavana, sitä suurempaa on hapenkulutus ja sitä ylemmäs sedimentissä muodostuu hapetus-pelkistys -rajapinta. Hapellisissa olosuhteissa fosforia voi vapautua sedimentistä veteen myös silloin, kun syvälle kaivautuvat pohjaeläimet sekoittavat siellä huokosvesissä liukoisena olevaa fosforia kohti pintaa (Kristensen 1988, Aller ja Aller 1998, Hietanen ja Lukkari 2007). Pitkällä tähtäimellä pohjaeläinten toiminta voi kuitenkin lisätä hapettuneen sedimenttikerroksen paksuutta ja parantaa fosforin sitoutumista sedimenttiin (Norkko ym. 2012). Pelkistyneistä syvistä sedimenttikerroksista diffundoituu tai sekoittuu kohti pintaa myös raudan oksihydroksideista pelkistyessään liuennutta ferrorautaa. Jos se pääsee hapettuneeseen kerrokseen asti, se saostuu uudelleen ja muodostaa fosforia sitovaa oksihydroksidia. Sulfaattipitoisissa vesissä pelkistyneiden sedimenttikerrosten huokosvesissä voi kuitenkin olla sulfidia, joka saostaa ferroraudan rautasulfideiksi (Berner 1970, 1982). Sulfideihin saostunut rauta ei pääse diffundoitumaan takaisin pintaan, jolloin se ei pääse enää muodostamaan fosforia sitovaa oksihydroksidia pintasedimenttiin (Caraco ym. 1989).

Helsingin edustan lähivedet ovat vastaanottaneet suuria määriä yhdyskuntajätevesiä jo 1900-luvun alkupuolelta saakka (Cajander 1966). Laajamittainen kuormitus on lopullisesti siirtynyt ulkosaaristoon Katajaluodon eteläpuolelle vuonna 1987, jolloin lähivesiä kuormittavat enää alueen joet ja purot, sekä hulevedet ja sekaviemäröidyn kantakaupungin jätevesien verkostoylivuodot. Jo liki 50 vuotta sitten on Helsingin sisälahtien pohjien todettu olevan pelkistäviä ja niiden on arvioitu vapauttavan fosforia veteen (Cajander ym. 1968). Tässä tutkimuksessa selvitettiin, missä laajuudessa Helsingin, Espoon ja Sipoon edustan merialueella nykyään esiintyy hapettomia tai vähähappisia alueita, missä määrin näiltä pohjilta vapautuu ravinteita, kuinka paljon sedimenttiin on varastoituneena fosforia ja miten suuri osa siitä on sellaisissa muodoissa, että ne voivat vapautua sedimentistä veteen ja miten ne mahdollisesti kanavoituvat perustuotantoon. Tämän lisäksi tutkimuksessa pyritään arvioimaan, miten alueellinen sisäinen kuormitus suhteutuu maalta tulevaan kuormitukseen.

2 Tutkimusalue ja menetelmät

2.1 Tutkimusalue ja syvyyskartta

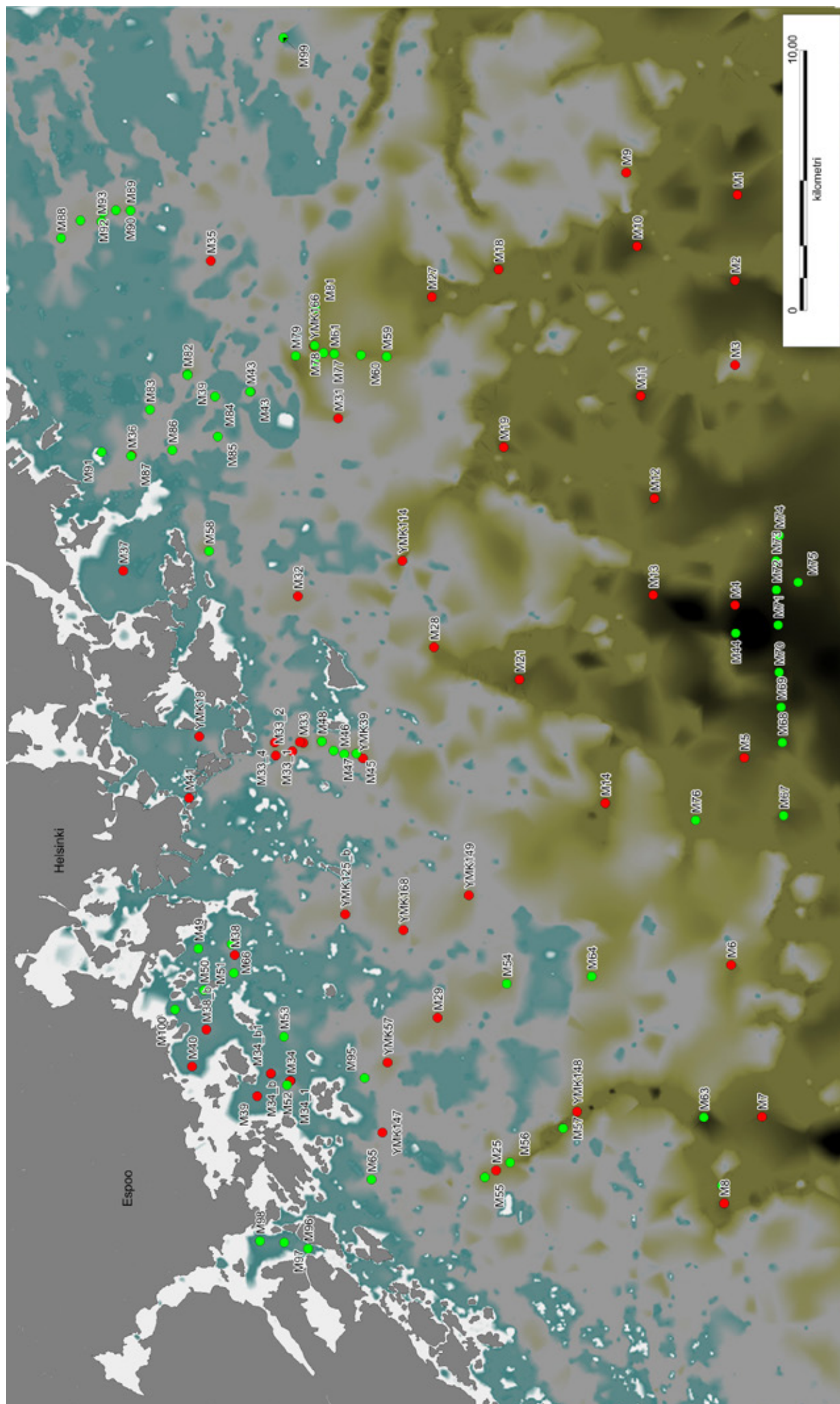
Tutkimus toteutettiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksessa yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE), Helsingin seudun ympäristöpalveluiden ja Espoon kaupungin kanssa. Tutkimus on osa yhteistyötahojen Itämerihaasteen toimenpideohjelman toteutusta. Tutkimus koostui kahdesta erillisestä tutkimusmatkasta, jotka toteutettiin SYKEN hallinnoimalla tutkimusalue Muikulla kahtena vuonna loppukesästä (31.7.–9.8.2012 ja 29.7.–7.8.2013), veden kerrostuneisuuden ollessa voimakkaimmillaan. Tutkittu merialue sijoittui Helsingin, Espoon ja Sipoon edustoille, ulottuen rannikosta noin 20 km avomerelle ja ollen noin 45 km leveä (kuva 2.1). Tutkimusmatkojen aikana tutkittiin yhteensä 110 näyteasemaa, joiden syvyydet vaihtelivat 6,5 ja 79 metrin välillä (liite 1).

Alueen syvyyskartta luotiin käyttämällä hyväksi merikarttojen syvyystietoja, sekä muita alueella tehtyjä syvyysmittauksia. Havaintoja oli käytettävissä yhteensä 245 000. Näiden pohjalta luotiin MapInfo Professional 11.5 ohjelman Vertical mapper -lisäosalla interpoloitu syvyyskartta käyttäen 50 metrin hilakokoa ja triangulaatiomenetelmää. Johtuen harvasta havaintopisteverkostosta mallinnettuun syvyyskarttaan liittyy epävarmuutta, joka näkyy eritoten kapeahkoissa syvänteissä, joihin muodostuu laskentatavasta johtuen kuoppia, vaikka syvänteiden kuuluisi olla yhtenäisiä uomia. Tästä johtuen tässä julkaisussa käytettyihin pinta-aloihin ja tilavuuksiin, jotka ovat laskettu tämän pohjan syvyysmallin perusteella, liittyy epävarmuutta.

2.2 Hydrografiset ja vesikemialliset analyysit

Asemilla mitattiin veden pystysuuntainen lämpötilan, suolaisuuden ja happipitoisuuden jakauma, sekä levämäärää indikoivan *a*-klorofyllin fluoresenssi käyttäen tutkimusalue Muikun CTD-luotainta (Sea Bird SBE 19-03, SCUFA-fluorometri). Veden pystysuuntaisen lämpötilan, suolaisuuden, tiheyden ja happipitoisuuden mittaustulokset esitetään neljälle eri syvyysvyöhykkeelle (0–20, 20–40, 40–60 ja 60–80 m), joilla tehtiin luotauksia yhteensä seuraavasti: 0–20 m: 15 luotasta, 20–40 m: 31 luotasta, 40–60 m: 29 luotasta ja 60–80 m: 14 luotasta.

Vertikaalisten profiilien perusteella näyteasemilta otettiin valituilta syvyyksiltä, pinta-, väli- ja pohjanläheisestä vedestä näytteet ravinne- ja happianalyysijä ja pinta- ja välivedestä *a*-klorofyllianalyysijä varten. Vuonna 2012 ravinneanalyysistä tehtiin laivalla ainoastaan liuenneen fosfaatin analyysit suodattamalla 10 ml vesinäytettä 0,4 µm huokoskoon polykarbonaattimembraanien (Whatmann, Nuclepore) läpi, jonka jälkeen näyte analysoitiin molybdaattisimenetelmällä Lachat-autoanalysaattorilla. Menetelmän määritysraja on 0,05 µmol l⁻¹ (1,5 µg l⁻¹). Kokonaisravinteet (typpi ja fosfori), sekä liukoisien tyypin oksidit (nitriitti ja nitraatti) sekä liukoinen ammoniumtyppi analysoitiin Suomen ympäristökeskuksen Hakuninmaan laboratoriossa spektrofotometrisesti käyttäen standardeja SFS-EN 1189(1997)(suodatettu) / SFS3025(1986)(ei suodatettu) / SFS 3026 (1986) / SFS-EN 6878(2004) / SFS3029(1976) / SFS3032 (1976). Happinäytteet analysoitiin Winkler-titrauksella (Grasshoff ym. 2009) ja *a*-klorofylli käyttäen etanoluuttomenetelmää ja spektrofluorometristä mittausta. Vuonna 2013 myös liuennut typpi analysoitiin laivalla Lachat-autoanalysaattorilla (nitriitti ja nitraatti) ja UV-VIS-spektrofotometrillä (ammonium).



Vesipatsaan kerrostuneisuutta tarkastellaan käyttäen pinta- ja pohjanläheisen veden tiheyden erotusta sekä potentiaalista energia-anomaliaa (Simpson ja Bowers 1981). Tämä suure kuvaa energian määrää, joka tarvitaan sekoittamaan kerrostunut vesimassa. Potentiaalinen energia-anomalia (V) lasketaan kaavalla 1:

$$V = \int_{-h}^0 (\rho - \bar{\rho})gz \, dz, \quad (1)$$

jossa ρ on veden tiheys, z veden syvyys sekä g painovoiman aiheuttaman kiihtyvyyden vakio.

Näytepisteen syvyyden ja mittausvuoden vaikutusta veden kerrostuneisuuteen (potentiaalinen energia-anomalia) tarkasteltiin kahden selittävän muuttujan (syvyys ja vuosi) regressiomallilla. Ennen aineiston analysointia varmistettiin, että regressiomallin soveltamisen ehdot (aineiston normaalisuus ja mallin residuaalien homoskedastisuus) täyttyivät. Syvyysvyöhykkeen 60–80 m aineisto ei ollut normaalijakauman mukainen. Tavallisimmat aineiston muunnokset eivät tyydyttävästi muokanneet aineiston jakaumaa, mutta mallin residuaalit käyttäytyivät kuitenkin vaatimusten mukaisesti. Täten tämän syvyysvyöhykkeen tilastollisen testauksen tuloksiin tulee suhtautua varauksella.

2.3 Pohjanläheisen veden ja sedimentin analyysit

Jokaiselta asemalta mitattiin pohjanläheisen veden (+ 5 cm pohjasta) happipitoisuus sekä pohjanläheisen veden, sedimentti-vesi -rajapinnan ja sedimentin ylimmän 10 cm (1 cm välein) hapetus-pelkistys -potentiaali, pH ja lämpötila. Näytteet nostettiin kaksiputkisella sedimenttinoutimella (Gemax), jossa näyteputken halkaisija oli 9 cm. Sedimenttinäytteiden pinta oli häiriintymätön, koska näytteenotin sulkeutuu kokonaan sitä nostettaessa. Yhden noston toisesta rinnakkaisesta näytteestä mitattiin hapetus-pelkistys -potentiaali ja pH (WTW ph340i, elektrodit: hapetus-pelkistys -potentiaali, SenTix ORP ja pH SenTix Sur) ja lämpötila. Toisesta rinnakkaisesta näytteestä otettiin pohjanläheisen veden happinäyte lappoamalla pohjan yläpuolelta suoraan näytepulloon, jonka jälkeen näyte analysoitiin välittömästi titraamalla. Valikoiduilta asemilta nostettiin kaksiputkisella sedimenttinoutimella edellä mainittujen näytteiden lisäksi sedimenttinäytteet fosforin fraktiointianalyysijä varten, sekä yksiputkisella sedimenttinoutimella näytteet pohjan ja pohjanläheisen veden ravinnevuon mittauksia varten.

Sedimentin fosforin sitoutumismuotojen selvittämiseksi tehtiin fraktiointianalyysijä vuonna 2012 kahdeksalta ja vuonna 2013 viideltä näyteasemalta, jotka edustivat merialueen erityyppisiä pohjia. Fraktiointianalyysijä varten otettiin osanäytteet 0–1, 1–2 ja 9–10 cm syvyyksistä ja yhdistettiin samasta nostosta rinnakkaisten putkien näytteet vastaavilta syvyyksiltä yhdeksi kokoomanäytteeksi. Sedimenttinäytteet siivutettiin ja säilytettiin typ-piatmosfäärissä näytteiden hapettumisen minimoimiseksi.

Fraktiointianalyysissä sedimenttiä uutetaan vaihteittain eri uuttoluoksilla sen sisältämän fosforin jaottelemiseksi karkeasti kuuteen eri tavoin sitoutuneeseen tai liukenevaan jakeeseen. Nämä jakeet voidaan jakaa edelleen karkeasti pysyviin, ravinnekierrosta poistuviin jakeisiin ja toisaalta fosforimuotoihin, jotka ovat tai voivat ajan kuluessa muuntua biogeokemiallisissa prosesseissa liikkuviksi ja mahdollisesti leville käyttökelpoisiksi fosforimuodoiksi. Näistä jälkimäistä nimitetään tässä raportissa potentiaalisesti käyttökelpo-

poiseksi fosforiksi. Yksi jakeista edustaa rautayhdisteisiin sitoutunutta fosforia, joka voi hapettomissa oloissa vapautua sedimentistä veteen. Fraktiointimenetelmänä käytettiin Psenner ym. (1984) ja Jensen ja Thamdrup (1993) kuvaamaa menetelmää hieman muunnettuna ja se on esitetty yksityiskohtaisesti julkaisussa Lukkari ym. 2007. Kaikista näytteistä tehtiin kuiva-ainemääritys (Ohaus MB45) ja eri fosforijakeiden pitoisuudet laskettiin sedimentin kuiva-ainetta kohti. Sedimenttiin sitoutuneen potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin määrä näytteistä arvioitiin vähentämällä hautautuvaa taustapitoisuutta edustavan syvän näytteen (9–10 cm) fosforin pitoisuus pintanäytteen pitoisuuksista, jokaisessa potentiaalisesti käyttökelpoisessa fraktiossa erikseen. Näin saadaan arvio, joka ottaa huomioon pysyvän fosforimuodon hautautumisen sekä sen osuuden uuttomenetelmän potentiaalisesti käyttökelpoiseen fosforijakeeseen luokittelemasta fosforista, joka ei luonnossa vallitsevissa oloissa todellisuudessa päädy käyttökelpoiseen muotoon. Tämän pintasedimentissä olevan leville potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin määrän perusteella laskettiin edelleen karkea arvio pitkällä aikavälillä vapautuvasta käyttökelpoisesta fosforista (mg m^{-2}).

Ravinnevuon mittaukset tehtiin nostamalla yksiputkisella noutimella neljä rinnakkaista näytettä, jotka kaikki käsiteltiin samalla tavalla. Näyte siirrettiin nostamisen jälkeen sedimentin siivutuspöydälle, jossa sedimentin pintaa nostettiin männällä niin, että sedimentin yläpuolista vettä oli noin 20 cm. Tämän jälkeen näyteputki suljettiin tiivistetyllä kannella, jossa on näytteenottoventtiili sekä yksisuuntaiset venttiilit kaasun poistamiseksi näytteestä ja magneettisekoitin. Sedimentin pintaa nostettiin edelleen ja samalla otettiin näytteet näytteenottoventtiiliin kautta pohjan yläpuolisen veden hapen-, ammoniumtypen, nitriitti- ja nitraattitypen, fosfaattifosforin, kokonaistypen sekä kokonaisfosforin määrityksiä varten. Ravinne- ja happianalyysit tehtiin kuten yllä. Tämän jälkeen näyteputket siirrettiin välittömästi pimeään ja kylmään ($+4\text{ }^{\circ}\text{C}$) inkuboitumaan. Inkubointiaika pyrittiin pitämään vähintään neljässä tunnissa, mutta joissakin näytteissä, joissa orgaanisen aineksen pitoisuus oli korkea, kaasun muodostus oli niin voimakasta, että inkubointiaikaa jouduttiin lyhentämään, koska sedimentin pinta nousi näyteputkessa inkuboinnin aikana. Inkuboinnin päätteeksi mitattiin näyteputkessa oleva veden määrä, jonka jälkeen otettiin ruiskulla tai lappoamalla vastaavat ravinne- ja happinäytteet kuin inkuboinnin alussa. Pinta-alaan suhteutettu päivittäinen ravinteiden ja hapen vuo (F ; $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) laskettiin kaavan 2 mukaan:

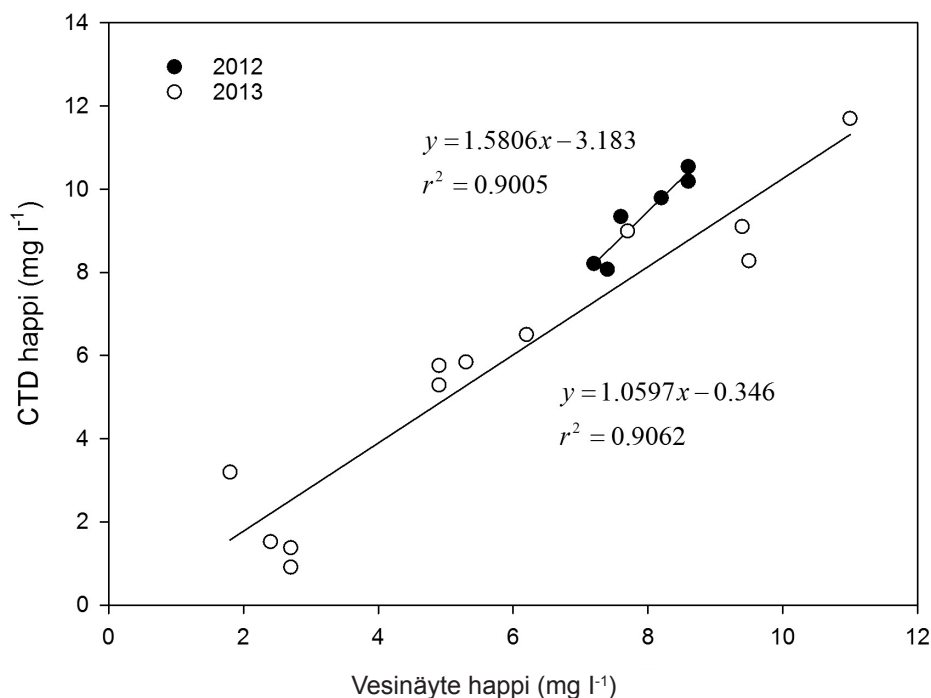
$$F = \frac{\left(\frac{\Delta Z}{t_i} * V * 24\right)}{A} \quad (2)$$

jossa t_i on inkubointiaika tunteina, V on inkuboinnin päätteeksi mitattu sedimentin yläpuolisen veden tilavuus, ΔZ on ravinne tai happipitoisuuden ($\mu\text{g l}^{-1}$) muutos inkuboinnin aikana ja A on näyteputkessa olevan sedimenttinäytteen pinta-ala (m^2).

2.4 Pelkistyneiden sedimenttien sekä vähähappisen veden peittämien pohjien laajuuden arviointi

Vuosien 2012 ja 2013 aikana tehtyjen 110 aseman tutkimustiedot yhdistettiin pelkistyneiden sedimenttien ja vähähappisen veden peittämien pohjien pinta-alojen arvioimiseksi. Arviossa on käytetty sekä pohjan pelkistyspotentiaalin suuntaa-antavaa mittausta että pohjanläheisen veden (pohjanläheisen veden happipitoisuutta mitattiin sekä +5 cm pohjasta että +1 m pohjasta) happipitoisuuksien mittauksia. Alueiden laajuus arvioitiin ekstrapoloimalla niiden näytepisteiden, joilla havaittiin pelkistynyt sedimentti ja vähähappinen pohjanläheinen vesi, ympärille alueet, jotka seurasivat alueen mallinnettuja syvyyskäyriä. Ekstrapoloinnissa käytetty minimisyvyys määritettiin CTD-luotausten perusteella. Eli, mikäli näytepisteellä havaittiin pelkistynyt pohja ja/tai matala pohjanläheisen veden happipitoisuus ($< 5 \text{ mg l}^{-1}$), tarkastettiin sen aseman CTD-luotauksen tuloksesta, kuinka syvälle tämä vähähappinen vesi ulottuu. CTD-sondi on jokaisella näyteasemalla laskettu noin 3–5 m:n päähän pohjasta. Mikäli CTD-sondin mitaamat alimman vesikerroksen happipitoisuudet olivat $> 5 \text{ mg l}^{-1}$, käytettiin ekstrapolointisyvyytenä pohjan syvyyttä +1 m. Täten pystytään laskemaan kokonaispinta-alat niille alueille, joilla vallitsivat hapettomat tai pelkistävät olosuhteet pohjassa ja jotka ovat vaarassa altistua vähähappisille olosuhteille. Tutkitun alueen kokonaispinta-alana on käytetty $1184,77 \text{ km}^2$:n alaa, joka on rajattu näytepisteiden ja syvyyskäyrien mukaan (kts. kuva 2.1).

CTD:n happianturin mittaukset kalibroitiin kumpanakin vuonna samoilta syvyyksiltä tehtyjen happipitoisuuksien mittauksen perusteella (kuva 2.2).



Kuva 2.2. CTD:n happimittauksien kalibrointiin käytetty aineisto ja yhtälöt.

3 Tulokset ja pohdinta

3.1 Vesipatsaan fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien pystysuuntainen jakauma

3.1.1 Syvyysvyöhyke 0–20 m

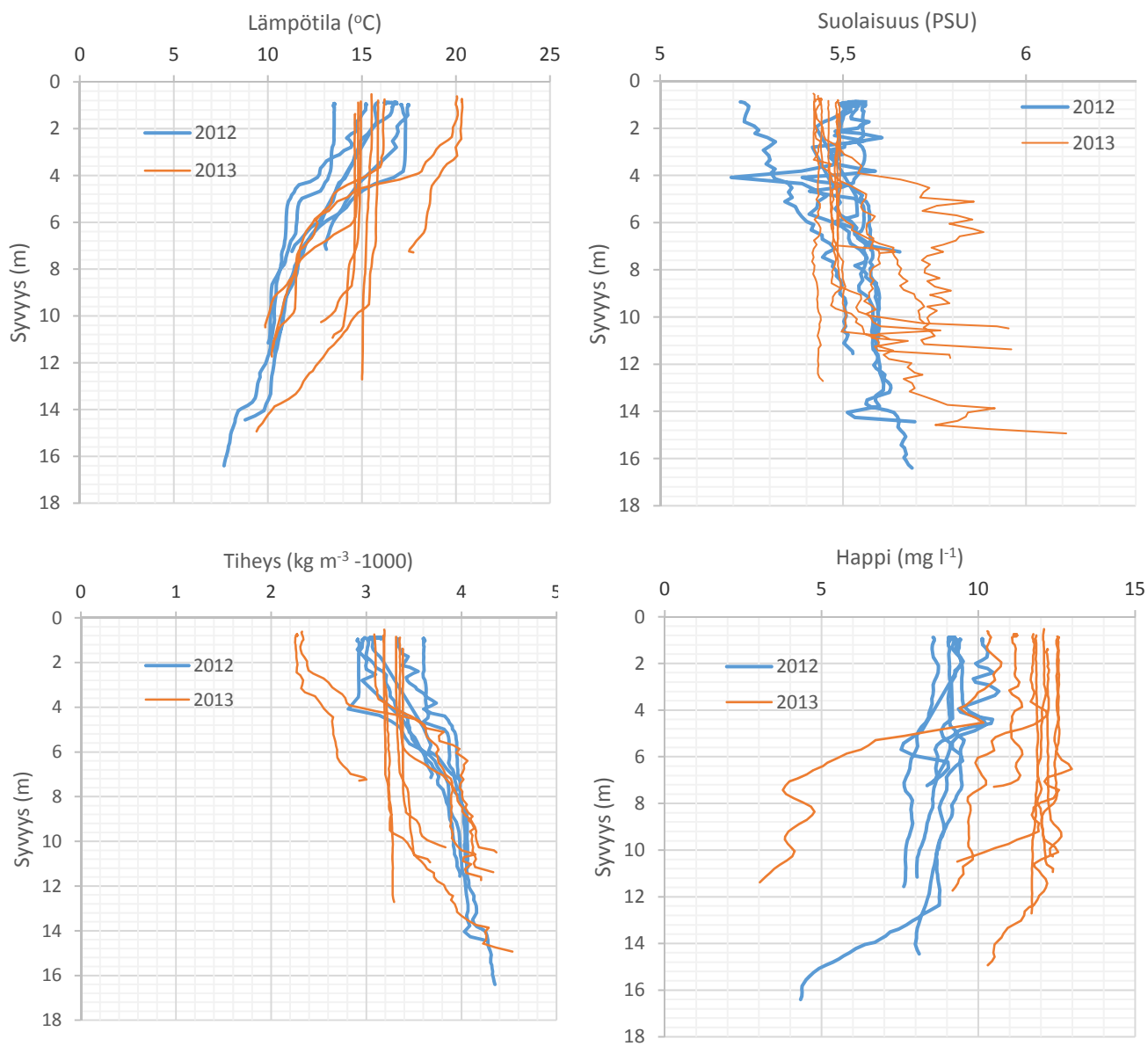
Matalimmilla alueilla (0–20 m) ei loppukesästä muodostu pysyvää kerrostuneisuutta. Lämpötila kuitenkin laskee ja suolaisuus kasvaa pinnalta pohjaan vaihtelevasti riippuen näyteasemasta, jolloin myös veden tiheys kasvaa paikoittain pohjaa kohden (kuva 3.1), mikä eristää pohjan vettä pintavedestä. Pinnan ja pohjan välinen keskimääräinen tiheysero vuosina 2012 ja 2013 oli $0,83 \text{ kg m}^{-3}$ ja tutkittujen asemien potentiaalinen energia-anomalia vaihteli 2,5 ja $16,5 \text{ J m}^{-3}$ välillä (keskiarvo $7,3 \text{ J m}^{-3}$). Conley ym. (2007) määrittivät omassa tutkimuksessaan matalilla rannikonläheisillä asemilla veden kerrostuneeksi, mikäli pinnan ja pohjan välisen veden tiheyden ero oli $> 0,5 \text{ kg m}^{-3}$. Tässä selvityksessä Helsingin ja Espoon edustan merialueella tutkituista asemista 71 %:lla pinnan ja pohjan välinen tiheysero oli $> 0,5 \text{ kg m}^{-3}$.

Syvyysvyöhykkeellä 0–20 m näytepisteen syvyys ja pinnan ja pohjan välisen lämpötilan tai suolaisuuden erot selittävät vaihtelua tiheyseroissa ja energia-anomaliaissa heikosti (kuva 3.2) (regressiomallin selitysaste n. 10 % ei tilastollisesti merkitseviä eroja näytepisteen syvyyden ja vuosien välillä). Veden pystysuuntainen sekoittuminen vaikuttaakin riippuvan pohjan muodoista, näytepisteen suojaisuudesta ja tuulista. Vuodet 2012 ja 2013 eivät eronneet kerrostuneisuuden suhteen 0–20 m syvyysvyöhykkeellä toisistaan (kuva 3.2), joskin vuonna 2013 esiintyi suurempaa vaihtelua. Sedimentin korkea orgaanisen aineksen pitoisuus, ja siten voimakas hapenkulutus ja pelkistyneisyys (kaikkien tutkittujen asemien sedimentin pinnan hapetus-pelkistys -potentiaali oli alle 230 mV, jota pidetään raudan pelkistymisen rajana (Mortimer 1941, 1942), johtavat paikoitellen happipitoisuuden voimakkaaseen laskuun 10 m syvemmillä pohjilla (kuva 3.1).

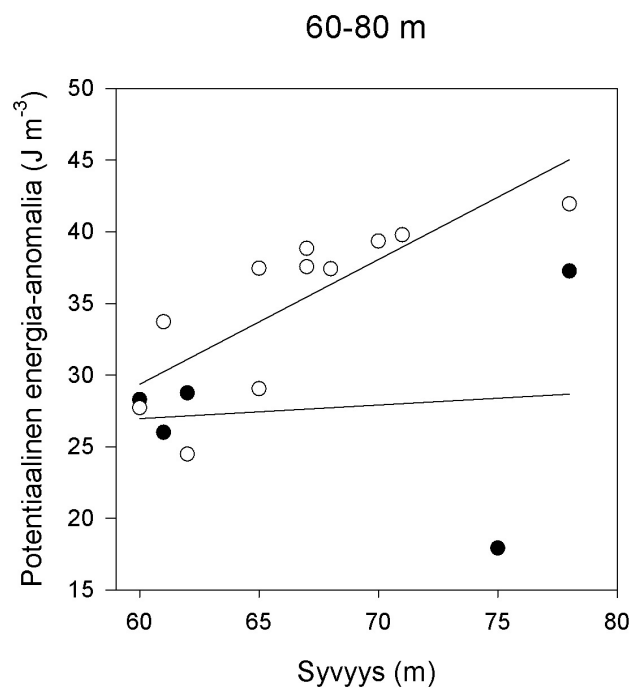
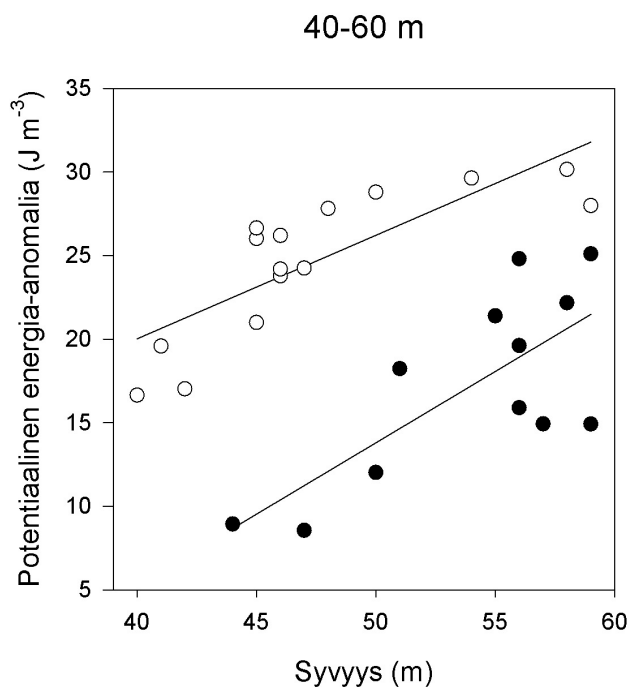
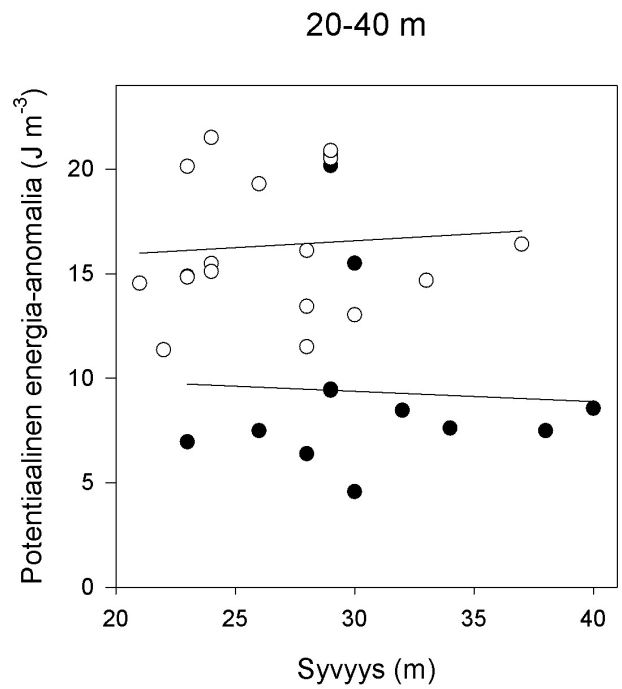
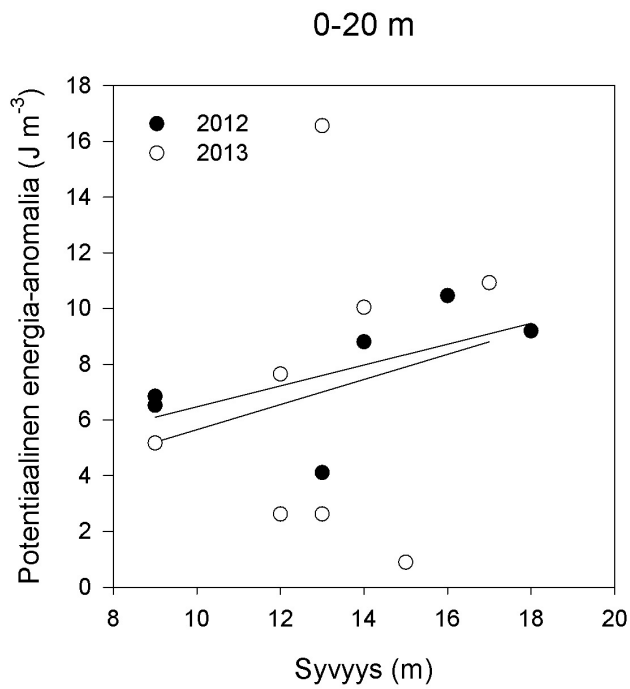
Pelkistyneistä oloista ja orgaanisen aineksen mineralisaatiosta johtuen pohjanläheiseen veteen pääsee kertymään ravinteita kesällä. Fosfaattia havaittiinkin pohjanläheisessä vedessä kahdeksankertainen määrä suhteessa pintaveteen ja ammoniumtyyppiä noin viisinkertainen määrä (Taulukko 3.1). Nitraattityypen pitoisuudet ovat saman suuruiset pinta- ja pohjavedessä. Asemilla M96 Espoonlahdella ja M34 Bodönselällä oli pohjanläheiseen veteen kertynyt suuria määriä fosfaattia, suhteessa muihin syvyysvyöhykkeellä tutkittuihin asemiin (41 ja $44 \mu\text{g l}^{-1}$ vrt. taulukko 1).

Taulukko 3.1. Pinta- ja pohjaveden keskimääräiset liukoisten ravinteiden pitoisuudet ja vaihteluvälit eri syvyysvyöhykkeillä.

Syvyysvyöhyke		PO_4 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NO_{2+3} ($\mu\text{g l}^{-1}$)	NH_3 ($\mu\text{g l}^{-1}$)
0–20	Pinta (0–10 m)	$2,4 \pm 1,2$	$3,0 \pm 2,0$	$5,9 \pm 3,1$
	Pohja (10–20 m)	$18,6 \pm 18,6$	$3,6 \pm 1,6$	$26,5 \pm 22,8$
20–40	Pinta (0–20 m)	$4,4 \pm 2,2$	$4,1 \pm 3,4$	$6,7 \pm 1,8$
	Pohja (20–40 m)	$20,7 \pm 14,9$	$4,8 \pm 2,6$	$24,3 \pm 25,9$
40–60	Pinta (0–20 m)	$3,5 \pm 8,8$	$2,9 \pm 1,3$	$4,1 \pm 1,9$
	Pohja (40–60 m)	$46,8 \pm 37,7$	$31,2 \pm 22,3$	$53,5 \pm 63,1$
60–80	Pinta (0–20 m)	$1,3 \pm 1,0$	$1,3 \pm 0,9$	$5,1 \pm 1,4$
	Pohja (60–80 m)	$136,3 \pm 52,7$	$73,7 \pm 15,0$	$85,1 \pm 43,4$



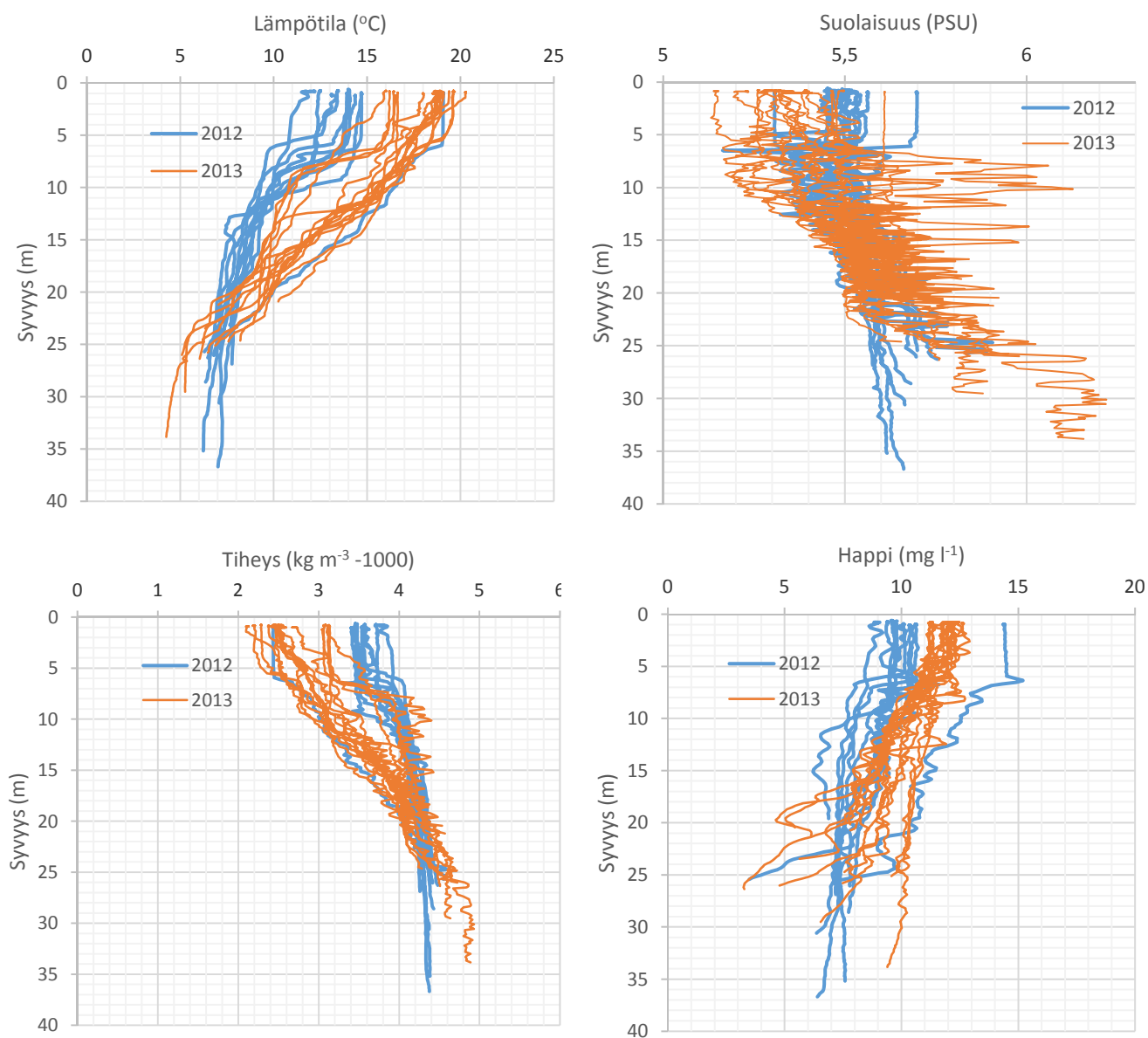
Kuva 3.1. Syvyysvyöhykkeen 0-20 m lämpötilan, suolaisuuden, potentiaalisen tiheyden ja happipitoisuuden CTD-mittaukset heinä-elokuun vaihteessa vuosina 2012 ja 2013 (n = 15).



Kuva 3.2. Syvyyden ja mittausvuoden vaikutus veden kerrostuneisuuteen, ilmaistuna potentiaalisena energia-anomaliana sekä aineistoihin sovitetut lineaariset regressiot.

3.1.2 Syvyysvyöhyke 20–40 m

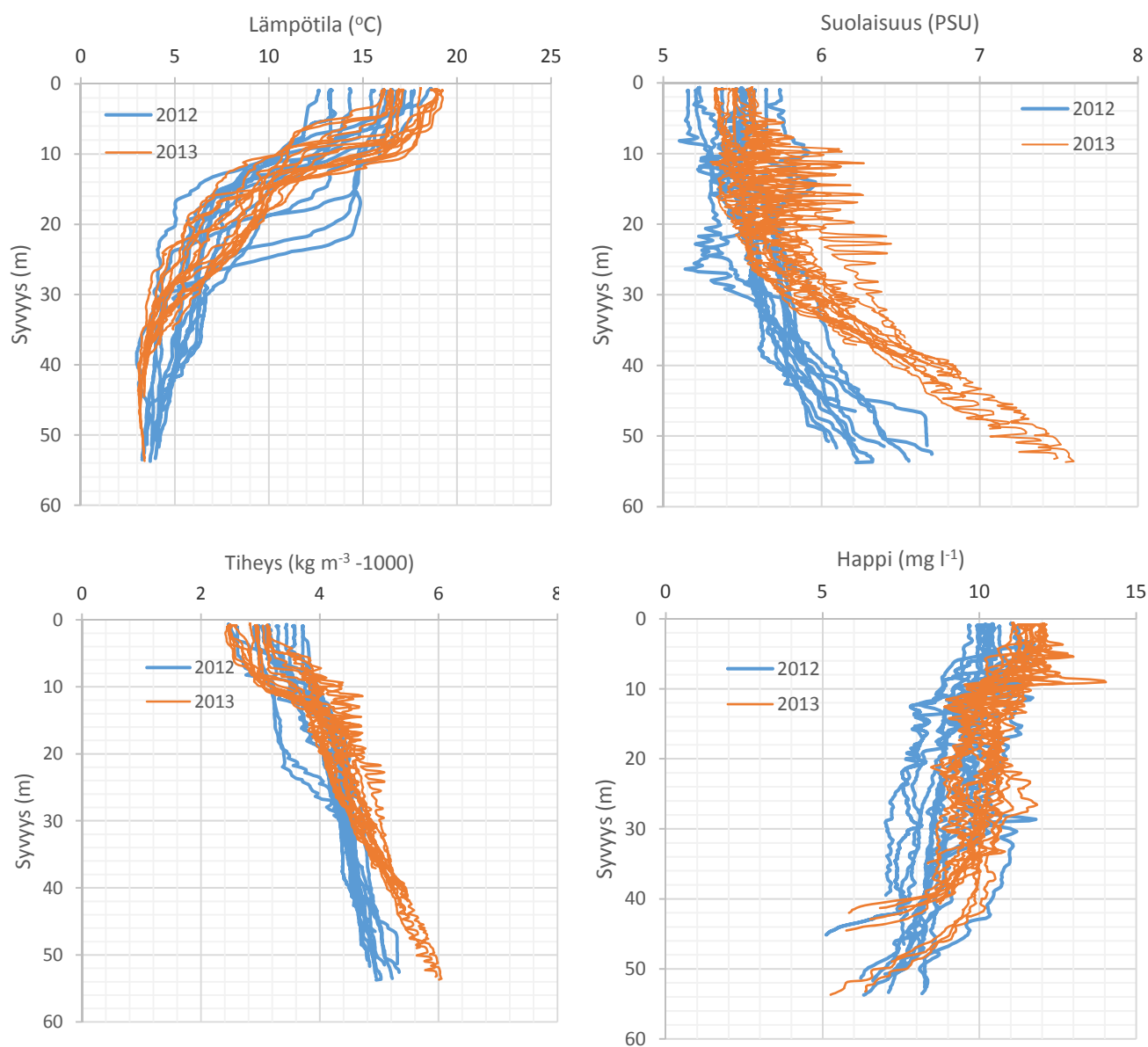
Kesinä 2012 ja 2013 ei 20–40 m syvillä alueilla muodostunut selkeää ja yhtenäistä lämpötilan kerrostuneisuutta (kuva 3.3). Joillakin asemilla lämpötilan harppauskerros sijaitsi 5–10 m syvyydellä, kun taas joillakin lämpötila laski tasaisesti noin 30 m:n syvyyteen, eli lämpötilan harppauskerros ulottui noin 7 m:stä aina 25 m:n syvyyteen. Sekä 0–20 m että 20–40 m syvyysvyöhykkeiden asemilla pohjanläheiseen veteen kertyy ravinteita, pitoisuuksien ollessa hyvin samankaltaiset (Taulukko 3.1). Happipitoisuus laski voimakkaasti syvyysvyöhykkeen syvimmillä asemilla pohjan läheisyydessä. Pinnan ja pohjanläheisen veden keskimääräinen tiheysero oli syvyysvyöhykkeellä 20–40 m $1,45 \text{ kg m}^{-3}$, mikä ylittää Conley ym. (2007) määrittelemän veden kerrostuneisuuden rajan (pinnan ja pohjan välinen tiheysero $> 1 \text{ kg m}^{-3}$) avoimemmilla ja syvemmillä asemilla. Tutkituista asemista 73 %:lla tämä raja ylittyi. Potentiaalinen energia-anomalia vaihteli 5 ja 22 J m^{-3} :n välillä (keskiarvo $13,6 \text{ J m}^{-3}$) ilmentäen voimakkaampaa veden kerrostuneisuutta suhteessa 0–20 m syvyysvyöhykkeen asemiin. Näyteaseman syvyys ei selittänyt vaihtelua kerrostuneisuudessa (kuva 3.2), mutta vuosien 2012 ja 2013 välillä näytti olevan ero kerrostuneisuuden voimakkuudessa tutkimusajankohtana (potentiaalisen energia-anomalian keskiarvo ja keskihajonta 2012: $9,3 \pm 4,3$ ja 2013: $16,4 \pm 3,3 \text{ J m}^{-3}$, regressiomallin selitysaste 54 %, vuosien välinen tilastollinen merkitsevyys $p < 0.001$). Vuonna 2012 pintavesi oli viileämpi ja pohjanläheinen vesi lämpimämpää kuin vuonna 2013, mistä johtuen kerrostuneisuus oli voimakkaampaa 2013 (kuva 3.3).



Kuva 3.3. Syvyysvyöhykkeen 20–40 m lämpötilan, suolaisuuden, potentiaalisen tiheyden ja happipitoisuuden CTD-mittaukset heinä-elokuun vaihteessa vuosina 2012 ja 2013 (n = 31).

3.1.3 Syvyysvyöhyke 40–60 m

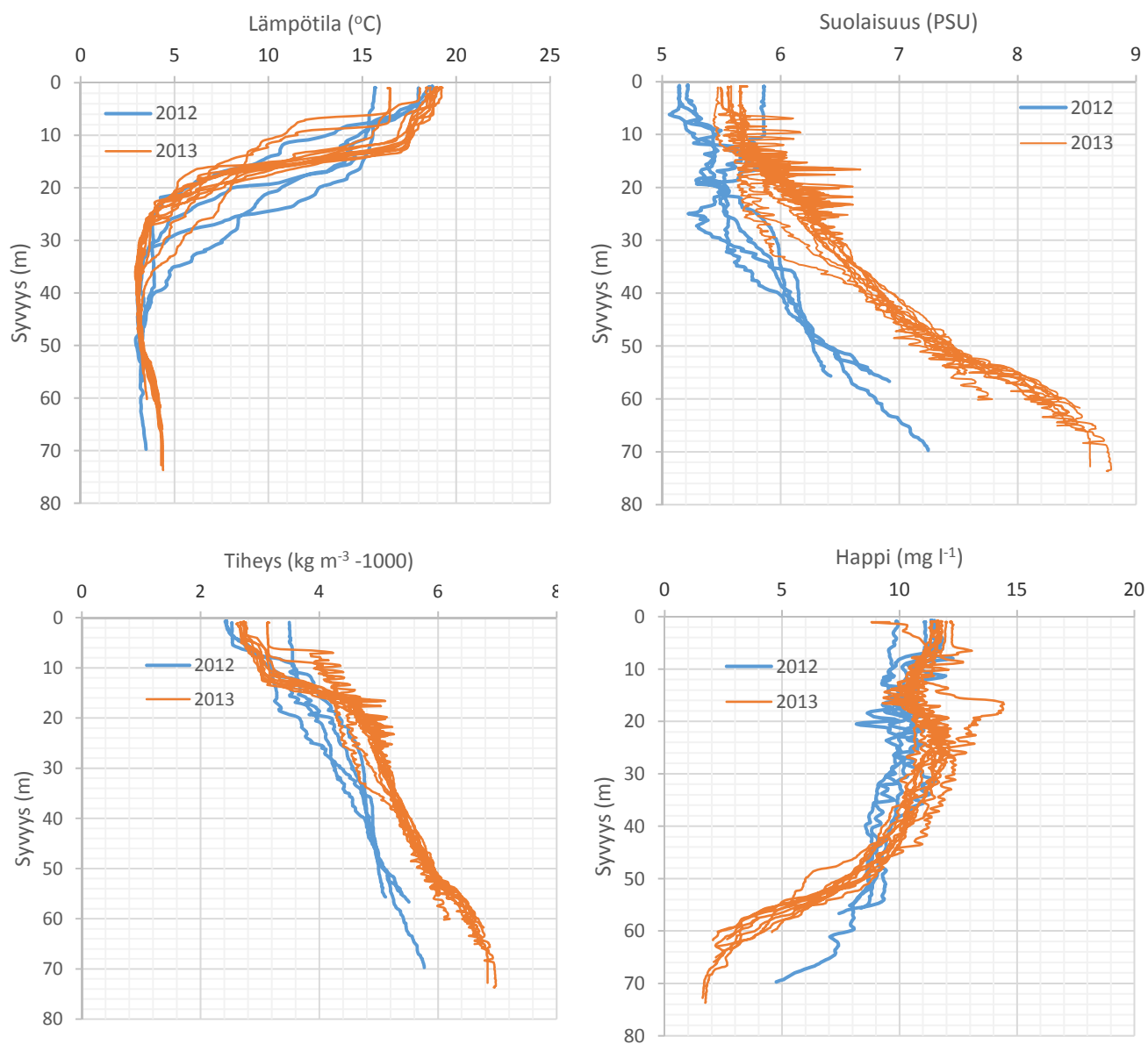
Syvemmillä asemilla, syvyysvyöhykkeellä 40–60 m, kerrostuneisuus alkaa korostua ja selkeä lämpötilan harppauskerros on noin 10–30 m:n syvyydellä (kuva 3.4). Veden viileneminen on nopeinta 5–15 m:n syvyydessä, mistä johtuen myös veden tiheyden muutos on suurin tällä syvyysvälillä. Potentiaalisen energia-anomalian muutos oli samassa syvyydessä $8,8 \text{ J m}^{-3}$. Veden suolaisuus kasvaa huomattavammin vasta noin 30 m:n syvyydessä: $\sim 0,04 \text{ PSU:ta m}^{-1}$ 30 m:n syvyydestä pohjan 60 m:iin, missä se saavuttaa noin $6,9 \text{ PSU:n}$ suolaisuuden. Pinnasta 30 m:n syvyyteen suolaisuus kasvaa vain noin $0,01 \text{ PSU:ta m}^{-1}$. Suolaisuus ei siis vaikuta pintakerroksen tiheyseroihin merkittävästi, mutta se kuitenkin kasvattaa pinta- ja pohjaveden välistä tiheyseroa, joka tällä syvyysvyöhykkeellä oli keskimäärin $2,2 \text{ kg m}^{-3}$. Pinta- ja pohjanläheisen veden potentiaalisen energia-anomalian keskiarvo oli $21,5 \text{ J m}^{-3}$ ja se vaihteli 9 ja 30 J m^{-3} :n välillä. Kerrostuneisuus tällä syvyysvyöhykkeellä selittyi näyteaseman syvyydellä (kuva 3.2), kerrostuneisuuden kasvaessa näyteaseman syvyyden mukaan. Vuodet 2012 ja 2013 erosivat kerrostuneisuuden voimakkuudeltaan (2012: $17,8 \pm 5,8 \text{ J m}^{-3}$, 2013: $24,6 \pm 4,3 \text{ J m}^{-3}$), veden ollessa voimakkaammin kerrostunutta vuoden 2013 tutkimusten aikaan (regressiomallin selityssaste 73 % ja tilastollinen merkitsevyys vuosi: $p < 0,001$, syvyys: $p < 0,001$). Ravinteita kertyi jo huomattavassa määrin pohjanläheiseen veteen, jossa fosfaatin ja ammoniumtypen kertymä on jo miltei kaksinkertainen verrattuna matalampiin syvyysvyöhykkeisiin (taulukko 3.1). Ravinteiden sekoittuminen suoraan tuottavaan kerrokseen on tosin myös huomattavasti enemmän energiaa vaativaa kuin tätä matalammilla syvyysvyöhykkeillä, johtuen voimakkaammasta kerrostuneisuudesta ja kasvavasta veden syvyydestä. Happipitoisuudet tällä syvyysvyöhykkeellä laskivat myös pohjan lähellä (kuva 3.4). Tällä syvyysvyöhykkeellä suolaisemman veden tunkeutuminen pohjaa myöten Suomenlahden syvänteiltä vaikuttaa myös todennäköisesti jossain määrin ravinne- ja happipitoisuuksien vaihteluun. Avomerien syvänteiden suolaisemman veden vaikutus pohjanläheisen veden laatuun oli voimakkaampaa vuonna 2013 kuin vuonna 2012, mikä näkyy selvästi korkeampina suolapitoisuuksina yli 30 m:n syvyydellä.



Kuva 3.4. Syvyyvyöhykkeen 40–60 m lämpötilan, suolaisuuden, potentiaalisen tiheyden ja happipitoisuuden CTD-mittaukset heinä-elokuun vaihteessa vuosina 2012 ja 2013 ($n = 29$).

3.1.4 Syvyysvyöhyke 60–80 m

Syvimmän syvyysvyöhykkeen (60–80 m) asemilla vesi oli selkeästi kerrostunutta. Alueella oli noin 10–15 m syvä sekoittuva pintakerros, jonka alapuolella 15–20 m:ssä oli selkeä tiheyden harppauskerros etenkin vuonna 2013, johtuen veden lämpötilan laskusta (kuva 3.5). Noin 55 ja 60 m:n välillä havaittiin myös suolaisuuden kasvun aiheuttama veden tiheyden harppauskerros. Potentiaalisen energia anomalian keskiarvo oli $33,4 \text{ J m}^{-3}$ ja se vaihteli välillä $18\text{--}42 \text{ J m}^{-3}$. Pinnan ja pohjan välinen veden tiheysero oli keskimäärin $3,5 \text{ kg m}^{-3}$. Vuonna 2012 veden kerrostuneisuus oli heikompa verrattuna vuoteen 2013. Vuoden 2012 keskimääräinen potentiaalinen energia anomalia oli $25 \pm 5 \text{ J m}^{-3}$, kun se vuonna 2013 oli $36 \pm 4 \text{ J m}^{-3}$. Happipitoisuudet laskivat myös hyvin alhaisiksi syvimmillä asemilla, etenkin vuonna 2013 mitatuilla asemilla. Pohjanläheisen veden ravinnepitoisuudet olivat hyvin korkeita, jopa yli kuusinkertaiset verrattuna 0–20 m syvyysvyöhykkeen asemien ravinnepitoisuuksiin (taulukko 3.1). Fosfaattia kertyi pohjanläheiseen veteen jopa satakertainen määrä verrattuna pintaveden pitoisuuksiin, typen oksideja oli pohjanläheisessä vedessä noin 55-kertainen määrä ja ammoniumtyyppiä noin 15-kertainen määrä verrattuna pintaveden pitoisuuksiin. Syvimmillä näyteasemilla näyteaseman syvyys selitti veden kerrostuneisuutta ja vuosien välillä näytti olevan eroa (kuva 3.2.) (regressiomallin selitysaste 80 % ja tilastollinen merkitsevyys vuosi: $p = 0.01$, syvyys: $p < 0.001$). Johtuen muita asemia korkeammasta pintaveden suolaisuudesta, avomerellä sijainneen M4-aseman pystysuuntaista kerrostuneisuutta kuvaavat pinnan ja pohjan väliset tiheyserot sekä potentiaalinen energia-anomalia, saivat suhteessa matalamman arvon kuin muut asemat (poikkeavan matala arvo vuodelta 2012 60–80 m syvyysvyöhykkeessä kuvassa 3.2). Korkea pintaveden suolaisuus saattaa johtua Suomenlahden keskiosissa esiintyvän kvasi-stationaarisen suolaisemman ja makeamman veden rintama-alueen liikkeistä (Pavelson ym. 1997), joka on vuonna 2012 mittausten aikaan mahdollisesti sijainnut etelämpänä kuin vuonna 2013. Pohjanläheinen vesi oli vuonna 2012 kauttaaltaan kuitenkin makeampaa kuin vuonna 2013, pintaveden lämpötilan ollessa matalampi ja pohjanläheisen veden lämpötilan ollessa taas korkeampi, mikä heikensi kerrostuneisuutta.



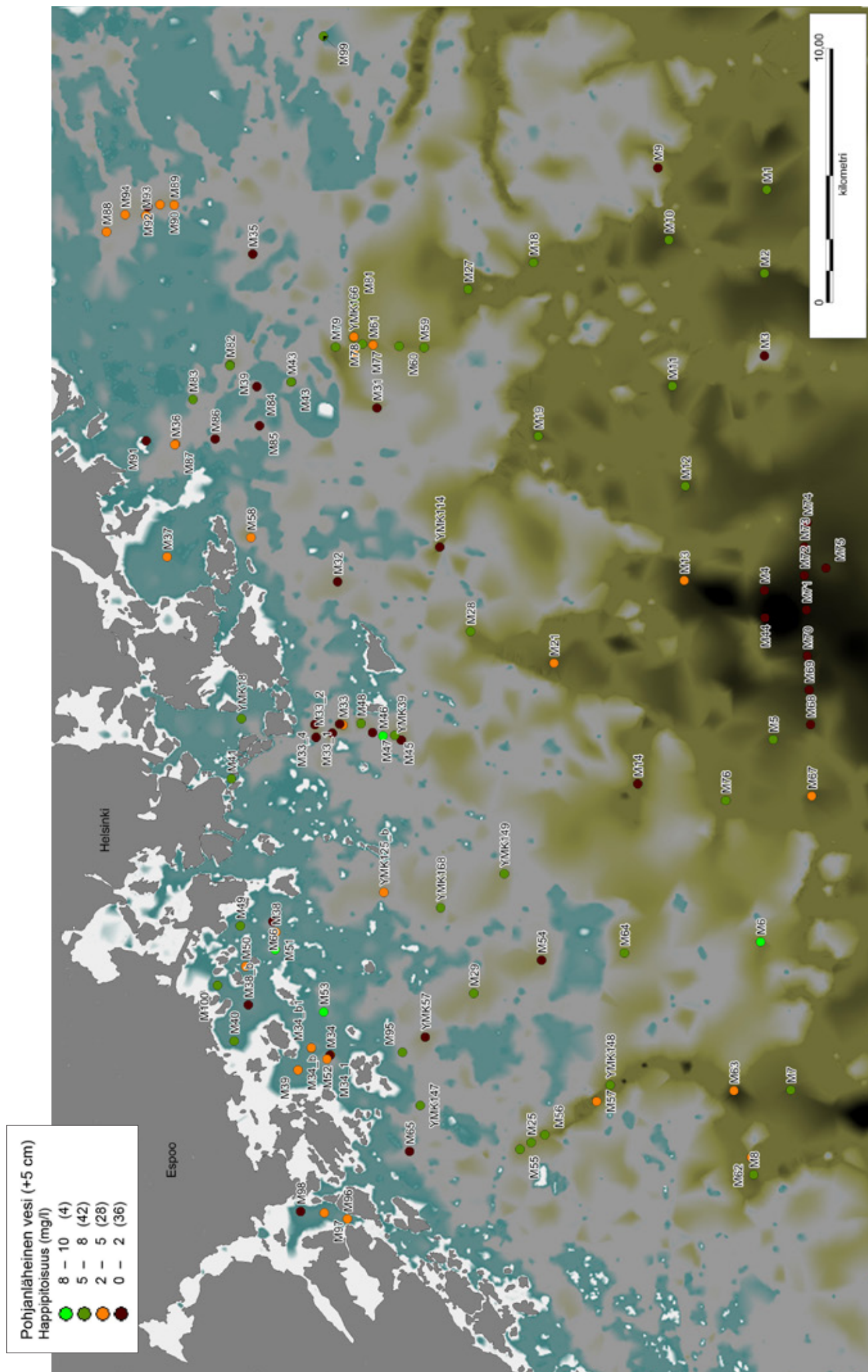
Kuva 3.5. Syvyysvyöhykkeen 60–80 m lämpötilan, suolaisuuden, potentiaalisen tiheyden ja happipitoisuuden CTD-mittaukset heinä-elokuun vaihteessa vuosina 2012 ja 2013 (n = 14).

3.2 Pelkistyneiden pohjien ja vähähappisen pohjanläheisen veden esiintyminen

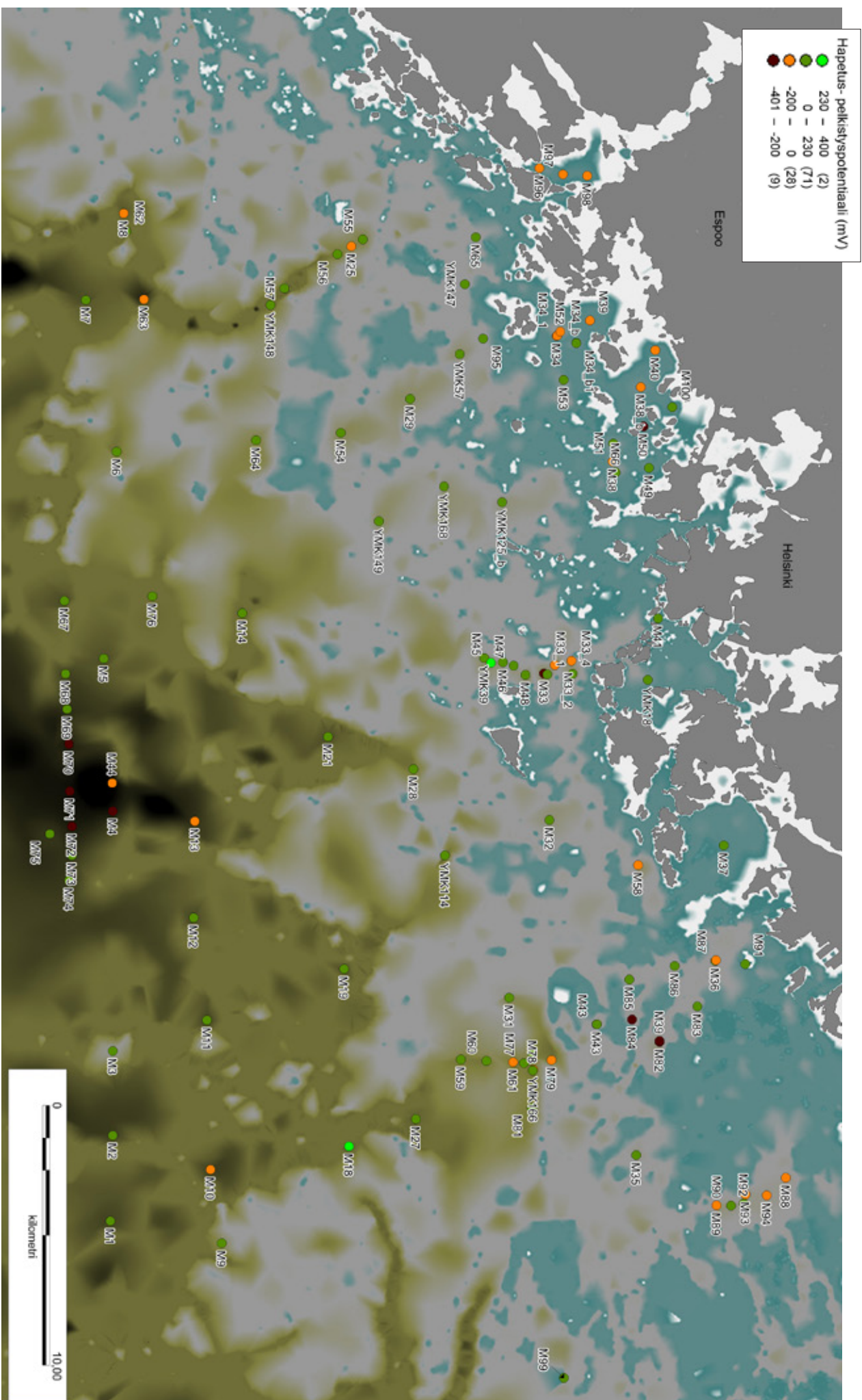
Happitaltaan huonontuneen pohjanläheisen veden esiintyminen keskittyy pääasiassa niille alueille, joilla myös pohjien todettiin olevan pelkistyneitä (vrt. kuvat 3.6 ja 3.7). Tämä selittyy sillä, että pelkistyneet pohjat kuluttavat happea, jonka pitoisuus täten vähenee pohjanläheisessä vedessä. Vaikka hapetus-pelkistys -potentiaalin mitatut arvot ovat vain suuntaa-antavia, tilastollisesti pohjanläheisen veden happipitoisuuden ja hapetus-pelkistys -potentiaalin yhteys on merkitsevä, ja noin 37 % pohjanläheisen veden happipitoisuuksien vaihtelusta selittyy hapetus- pelkistyspotentiaalin avulla. Kun otetaan huomioon myös veden pystysuuntainen kerrostuneisuus, eli tehokkuus, millä pohjanläheiseen veteen saapuu lisää happea, pystyy kahden selittävän muuttujan regressio selittämään merkitsevästi noin 60 % vaihtelusta pohjanläheisen veden happipitoisuuksissa (Taulukko 3.2, kuva 3.8).

Happitaltaan huonontuneita ja pelkistyneitä pohjia esiintyy Helsingin ja Espoon merialueella runsaasti. Hapetus-pelkistys -potentiaalin mittausten tulokset vaihtelivat sedimentin yläpuolisessa vedessä (+ 5 cm) -261 ja 330 mV välillä ja sedimentin ja veden rajapinnassa (0 cm) -400 ja 312 mV välillä. Lukuarvoja ei voida pitää tarkkoina (Drever 2001), mutta suuntaa antavina pelkistyneisyydestä. Hapetus-pelkistys -potentiaalia 230–240 mV pidetään rajana Fe^{3+} :n pelkistymiselle Fe^{2+} -muotoon. Pelkistynyt rauta liukenee raudan ok-sihydroksideista, joten samalla myös PO_4^{3-} vapautuu rautayhdisteistä veteen (Mortimer 1941, 1942, 1971). Alhaisimpien ja negatiivisten hapetus-pelkistys -potentiaalien alueet keskittyvät avomeren syvänteisiin ja rannikonläheisiin pohjan painaumiin sekä suljettuihin lahtiin (kuva 2.1 ja liite 1). Melkein kaikilla mitatuilla asemilla (asemat valikoitu pohjan painaumista ympäristönsä suhteen) veden ja sedimentin rajapinnan hapetus-pelkistyspotentiaali oli alle 230 mV (kuva 3.7). Tämä viittaa siihen, että suurin osa Helsingin, Espoon ja Sipoon edustan merialueiden pohjien painaumista ja syvänteistä ovat niin pelkistyneitä, että ne eivät pysty pidättämään fosfaattia tehokkaasti.

Rannikonläheiset painaumat ovat paikoittain hyvin pieniä tai suhteessa ympäröivään pohjaan loivia, kuten esimerkiksi Vallisaaren eteläpuolella sijaitseva syvä, mutta pienialainen painauma (asemat M33, M33_1, M33_2, M33_3, M33_4) tai vastaavasti Miessaarenselällä sijaitseva loiva, mutta pinta-alaltaan laajempi painauma (asemat M38_b, M50, M40) (kts kuvat 2.1 ja 3.6). Alueet, joilla havaittiin heikentynyt happitilanne ja voimakkaasti pelkistyneitä pohjia, ovat pääosin sedimentin akkumulaatioalueita pääkaupunkiseudun vedenalaisten maa-ainesvarojen kartoituksen mukaan (Rantataro 1992).



Kuva 3.6. Pääkaupunkiseudun merialueen pohjanläheisen veden happipitoisuus vuosina 2012 ja 2013 toteutettujen tutkimusten perusteella.



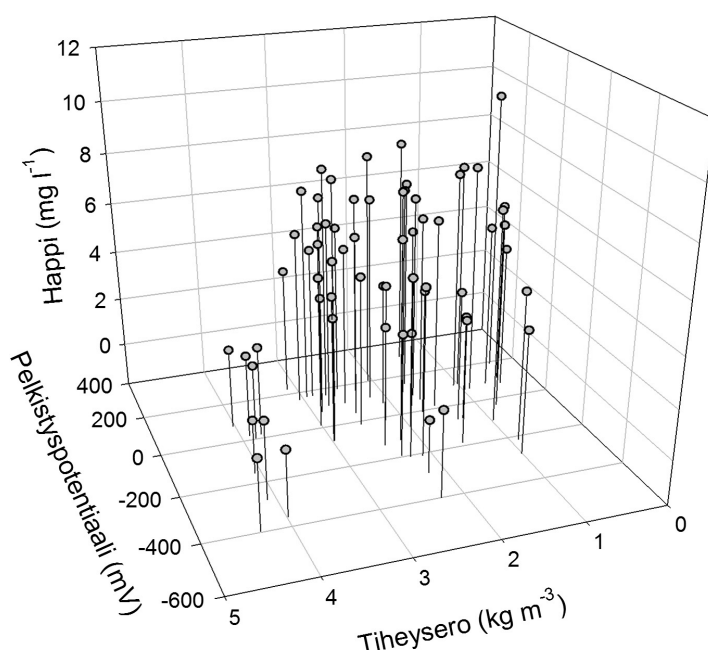
kuva 3.7. Pääkaupunkiseudun merialueen hapetus-pelkistyspotentiaali vuosina 2012 ja 2013 toteutettujen tutkimusten perusteella, mitattuna sedimentin ja veden rajapinnas-
ta. Teoreettisesti 230 mV:ä pienemmät arvot indikoivat olosuhteita, joissa rauta pelkistyy kahdenarvoiseksi ja liukenee, jolloin fosfaattia vapautuu raudan oksihydroksideista.

Alueita, jotka ovat alttiita matalille pohjaveden happipitoisuuksille, löytyy koko sisäsaariston alueelta. Näistä alueista Espoonlahden syvänteet, Bodönselkä, Miessaarenselkä, Matlaharan ja Kuivasaaren välissä Vallisaaren eteläpuolinen alue, Villingin saaren eteläpuolinen pieni alue, sekä Sipoonselän kaksi aluetta ovat herkimpiä vaihteluille. Nämä alueet sijaitsevat pääosin 0–20 m syvyysvyöhykkeellä, ja osittain 20–40 m syvyysvyöhykkeellä. Avomerien syvänteiden alueet (60–80 m syvyysvyöhyke) ovat pysyvästi hapettomia ja niihin vaikuttaa miltei yksinomaan Suomenlahden syvänteiden tilanne. Näillä alueilla pinnan ja pohjan välinen tiheysero onkin suurin, mikä käytännössä estää pinta- ja pohjaveden sekoittumisen suurimman osan vuotta.

Taulukko 3.2. Kahden pohjanläheisen veden happipitoisuutta selittävän muuttujan regression ($y = \beta_0 + (\beta_1 * X_1) + (\beta_2 * X_2)$) tunnusluvut, jossa $N = 63$ ja $r^2 = 0.613$. VIF = variaation inflaatiokerroin, β_0 = Y-akselin leikkauspiste, β_1 = kulmakerroin hapetus-pelkistys -potentiaali ja β_2 = kulmakerroin pinnan ja pohjan välinen tiheysero.

	Kerroin	Keskivirhe	t	P	VIF
β_0	6.842	0.431	15.869	<0.001	
β_1	0.00725	0.00106	6.859	<0.001	1.031
β_2	-0.991	0.176	-5.639	<0.001	1.031

	DF	SS	MS	F	P
Regressio	2	174.648	87.324	47.498	<0.001
Residuaali	60	110.308	1.838		
Totaali	62	284.956	4.596		



Kuva 3.8. Pohjan hapetus-pelkistyspotentiaali, pinta- ja pohjaveden välinen tiheysero ja pohjanläheisen veden (+ 5 cm) happipitoisuus.

Happipitoisuudeltaan alentuneen ($< 5 \text{ mg l}^{-1}$) veden peittämien pohjien pinta-alan on vuosien 2012 ja 2013 mittausten perusteella arvioitu olevan noin 141 km^2 , joka on noin 12 % tutkitusta kokonaispinta-alasta. Tästä pinta-alasta suurimman yksittäisen alueen muodostavat avomerien syvänteet (113 km^2). Rannikonläheiset alueet, joiden happipitoisuus on alle 5 mg l^{-1} , ovat kooltaan pieniä ja ne ovat paikallisia. Alueiden koko vaihtelee $0,1\text{--}6,8 \text{ km}^2$:n välillä ja niiden yhteenlaskettu pinta-ala on 28 km^2 , eli 2 % tutkitusta kokonaispinta-alasta (kuva 3.9 ja taulukko 3.3).

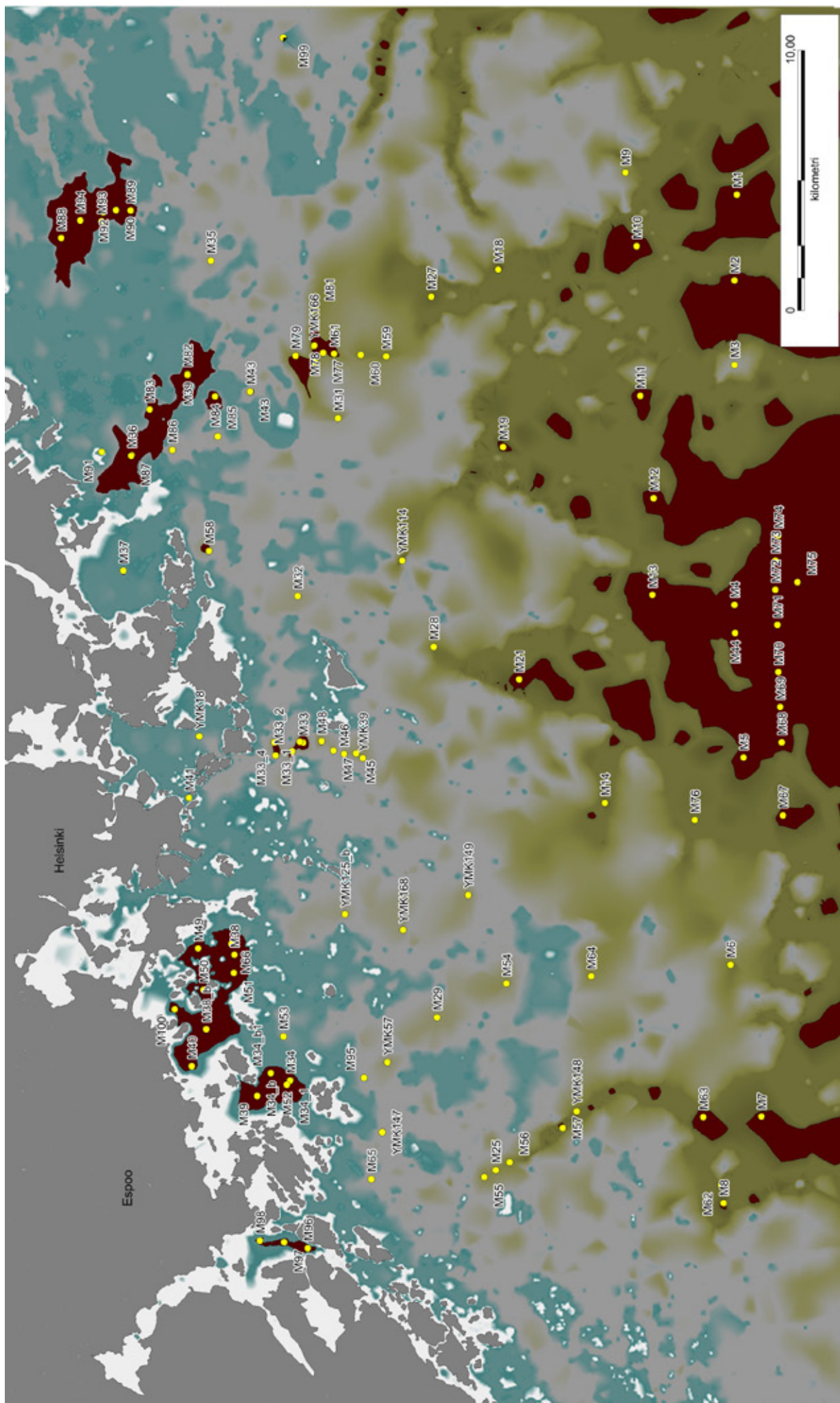
1960-luvulla ja sitä ennen happitilaltaan huonontuneet alueet keskittyivät Helsingin sisälahtiin, Iso-Huopalahteen, Laajalahdelle, Vanhankaupunginlahdelle, joillekin satama-alueille, Töölönlahdelle ja Porolahdelle. Alueilla, jotka vastaanottivat suoraan jätevesiä, havaittiin talvella jään alla hapeton veden pintakerros, mikä johtui voimakkaasta jätevesikuormituksesta, joka merivettä makeampana levisi jään alle suolaisemman alusveden päälle (Cajander 1966, Cajander ym. 1968). Jätevesien vaikutus (arvio perustuu pohjaeläinanalyyseihin) ulottui Espoonlahden suulta Santahaminan eteläkärkeen kulkevalle linjalle saakka, ja tämän tutkimuksen kanssa samat alueet tunnistettiin jo tällöin pohjan laadultaan heikoiksi, ja mitä todennäköisemmin happitilanteelta heikentyneiksi johtuen pohjien pelkistävästä luonteesta, joskin alueellinen peittävyys vaikuttaa olleen pienempi.

Avomerien pohjaeläinnäytteisiin perustuen, avoimemman ja syvemmän alueen pohjat olivat suhteellisen hyvässä kunnossa. Valkokatka ja Itämeren simpukka olivat yleisiä lajeja. Siirryttäessä 1980-luvun puoliväliin oli lahtien pohjien tilanne hieman parantunut, mikä joutui suoran jätevesikuormituksen lakkaamisesta, joskin esim. pohjan eliöstö oli vieläkin surviaissääsken toukkien dominoima. Ulompana oli myös tapahtunut muutoksia, valkokatkan ja Itämeren simpukan määrät olivat vähentyneet, ja yhdeksi syyksi arvioitiin ulapan perustuotantokapasiteetin kasvua (Pesonen 1988). Nykyisenkaltainen tilanne näyttää vallinneen alueella ainakin 1980-luvun puolivälistä saakka, joskin kuormituksen vaikutusta avomerellä on vaikea arvioida (Laine ym. 2003).

Taulukko 3.3. Pääkaupunkiseudun merialueen vähähappisen veden peittämät pohja-alueet, niiden arvioitu pinta-ala ja pinta-alan arvioinnissa käytetty syvyysväli, jolla on arvioitu esiintyvän vähähappista vettä.

Alue	Pinta-ala (km^2)	Syvyysväli (m)
Miessaarenselkä/Lauttasaarenselkä	7,85	17–9
Bodönselkä	2,78	21–9
Espoonlahti	0,53	15–10
Avomerien syvännealueet*	113,12	90–55
Vallisaaren eteläpuolinen alue	0,4	40–30
Itä-Villingin eteläpuolinen alue	0,11	34–30
Itäinen ulkosaaristo	1,46	52–45
Uutelan eteläpuolinen alue	6,84	38–19
Sipoonselkä	7,54	31–19

*Nämä alueet rajoittuvat etelässä tutkimusalueen reunaan, rajauksen sijainti vaikuttaa suuresti alueen laajuuteen.



3.3 Sedimentin fosforin sitoutumismuodot ja fosforin vuo sedimentistä veteen

3.3.1 Sedimentin fosforin sitoutumismuodot

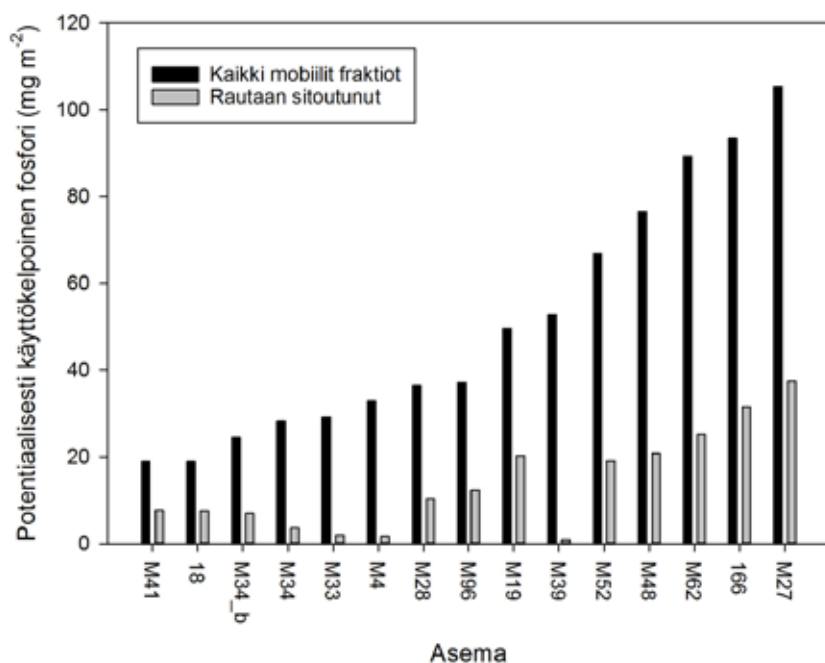
Suurimmalla osalla tämän tutkimuksen asemista heti käyttökelpoisen fosforin määrät olivat pieniä (taulukko 3.4). Kuiva-ainetta kohti laskettaessa on tavanomaista, että tämä jae muodostaa vain noin alle 1 % sedimentin fosforin kokonaismäärästä (Jensen ja Thamdrup 1993, Lukkari 2008). Poikkeuksena oli Bodönselän pohjoisosissa sijaitseva, olosuhteiltaan voimakkaasti pelkistynyt asema M39, jolla heti käyttökelpoinen fosfori muodosti jopa 20 % fosforin kokonaismäärästä. Keskimääräistä enemmän heti käyttökelpoista fosforia havaittiin myös Vallisaaren eteläpuolisella syvännealueella (M48), Bodönselällä (M52), sekä läntisellä avomeren syvännealueella (M62). Asema M39 poikkeaa kuitenkin muista asemista siinä, että siellä oli keskimääräistä vähemmän rautaan sitoutunutta fosforia. Tämä viittaa siihen, että fosforia oli vapautunut pintasedimentin huokosveteen heti käyttökelpoiseen muotoon juuri pelkistyneistä rautaoksihydroksideista.

Tuloksista voidaan myös päätellä, että niillä alueilla, joilla havaittiin suurehkoja määriä heti käyttökelpoista fosforia, on ollut jo kauemmin hapetonta ja vesipatsas on ollut kerrostunut. Tätä tukevat pohjan yläpuolisen veden suuret fosfaattipitoisuudet. Sedimentti on ollut pelkistyneenä pitkään ja vapauttanut ison osan rautaan sitoutuneesta fosforista, josta puolestaan osa on ehtinyt diffundoitua pohjaveteen. Tämä havaittiinkin kohonneina pohjanläheisen veden fosfaattipitoisuuksina (taulukko 3.1). Edellä mainituilla asemilla havaittiin myös keskimääräistä enemmän orgaanista fosforia, mikä viittaa siihen, että osa heti käyttökelpoisesta fosforista on vapautunut orgaanisen aineksen hajotuksessa ja diffundoitunut pohjaveteen, kun sedimentin rautayhdisteet eivät olleet pelkistyneiden olojen takia pystyneet pidättämään sitä. Vastaavan suuruisia heti käyttökelpoisen fosforin pitoisuuksia on aiemmin havaittu mm. Itäisen Suomenlahden runsaasti orgaanista ainesta sisältävissä ja pelkistyneissä pintasedimenteissä (Lukkari ym. 2009). Voidaan siis päätellä, että näillä näyteasemilla pohjaveden fosfori oli todennäköisesti peräisin sekä pelkistyneistä raudan oksihydroksideista että labiileista orgaanisista yhdisteistä. Vuosina 2012 ja 2013 heikoimmassa kunnossa olevat pohjat arvioituna fosforin pidättymiskyvyn perusteella sijaitsivat Bodönselällä, Vallisaaren eteläpuolisella alueella sekä läntisen avomeren syvännealueilla. Näillä alueilla orgaanisen aineksen kertyminen pohjan sedimentteihin on keskeinen ongelma, jota tulisi pyrkiä vähentämään vähentämällä alueisiin kohdistuvaa ravinnekuormitusta.

Rautaan sitoutunutta ja labiilia, helposti hajoavaa orgaanista fosforia, havaittiin eniten asemilla 166 sekä M27 (kuva 3.10), joista asemalla 166 pohjanläheisen veden happipitoisuus ja sedimentin hapetus-pelkistys -potentiaali olivat myös matalia (liite 1). Nämä asemat sijaitsivat Itäisessä ulkosaaristossa sedimentin akkumulaatioalueella (Rantataro 1992), jonne kertyy runsaasti orgaanista ainesta. Samankaltaisia asemia olivat myös jotkut Bodönselän ja Miessaarenselän alueen (M52), Vallisaaren eteläpuolisen syvänteen (M48) ja avomeren syvännealueen (M19, M62) ympäristön asemista. Nämä asemat ovat herkimpiä pohjan happiolojen muutoksille ja siten myös fosforin vapautumiselle. Rautaan sitoutuneen fosforin määrä vaihtelee verraten nopeasti happiolojen mukaan: hapellisissa oloissa orgaanisesta aineksesta vapautuva fosfori voi sitoutua rautaoksihydroksideihin kasvattaen tämän fosforijakeen määrää orgaanisen fosforin kustannuksella. Kun olosuhteet muuttuvat pelkistäviksi, voi puolestaan rautaoksihydroksideihin sitoutunut fosfori

vapautua nopeasti huokosveteen kasvattaen heti käyttökelpoisen fosforin pitoisuutta. Huokosvesistä liukoinen fosfori diffundoituu ja sekoittuu pohjanläheiseen veteen.

Orgaanisista yhdisteistä mineralisaatiossa, sekä hapellisissa että hapettomissa olosuhteissa, jatkuvasti vapautuva fosfori, samoin kuin syvemmistä pelkistyneistä kerroksista vapautunut fosfori, päätyy myös pohjanläheiseen veteen, mikäli sedimentti-vesi -rajapinnassa ei ole riittävästi hapettuneita rauta-oksihydroksideja sitomassa fosforia takaisin sedimenttiin. Eli hapettuneessa sedimentissä rauta-oksihydroksidikerros toimii eräänlaisena säätelijänä orgaanisista yhdisteistä ja syvemmltä pelkistyneistä rautayhdisteistä vapautuvalle fosforille. Mikäli orgaanisista yhdisteistä vapautuvan fosforin määrä on hyvin suuri, tai rauta-oksihydroksidikerros on hyvin ohut, ei huokosvesiin liukoiseksi vapautunut fosfori pysy sedimentissä, vaan päätyy ennen pitkää veteen. Kulkeutumista voivat nopeuttaa esim. sedimenttiä syvältä sekoittavat pohjaeläimet tai sedimentistä nousevat kaasukuplat. Raudan reversiibelit hapetus-pelkistys -prosessit ovat varsin nopeita, joten happipitoisuuksien kasvaessa pohjien fosforin pidättämiskyky palaa suhteellisen nopeasti. Jos pelkistyneissä huokosvesissä on sulfidia, kuten merisedimenteissä usein on, osa liukoisesta ferroraudasta voi saostua sulfidiyhdisteinä, eikä näin ollen pääse diffundoitumaan takaisin pintaan ja saostumaan uudelleen fosforia pidättäväksi rauta-oksihydroksidiksi (Berner 1982, Caraco ym. 1989).



Kuva 3.10. Potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin pitoisuus ja sen sisältämän rauta-oksihydroksideihin sitoutuneen fosforin pitoisuus pintasedimentissä.

Taulukko 3.4. Fosforin sitoutumis muodot sedimentin pintakerroksessa ($\mu\text{mol P g}^{-1}$ kuiva-ainetta sedimentissä): Heti kk P: heti käyttökelpoinen fosfori, Fe-P: rautayhdisteisiin sitoutunut fosfori, Lab. Org. P: helposti hajoava orgaaninen fosfori ja orgaanisen fosforin hajotustuotteita, Al-P: alumiiniyhdisteisiin sitoutunut fosfori, Apatiitti-P: apatiittifosfori, Kest. Org. P: Heikosti hajoava orgaaninen fosfori, TOP: totaali orgaaninen fosfori, TP: kokonaistfosfori, kuiva-aineen määrä sedimentissä, Fe-P %: rautaan sitoutuneen fosforin osuus kokonaistfosforista, Lab Org P %: helposti hajoavan fosforin osuus kokonaistfosforista, Org P %: helposti sekä heikosti hajoavan orgaanisen fosforin summan osuus kokonaistfosforista, sedimentin hapetus-pelkistyspotentiaali (0 cm) ja pohjanläheisen veden happipitoisuus.

Asema	Heti kk P	Fe-P	Lab Org P	Al-P	Apatiitti-P	Kest Org P	TOP	TP	Kuiva-aine	Fe-P %	Lab Org P %	Org P %	Redox (mV)	Pohja O ₂ (mg l ⁻¹)
M34	1.8	9.2	14.5	4.5	10.8	9.9	24.4	50.7	17.0	18	29	48	-122	2.5
M34_b	0.4	17.0	8.0	2.9	13.1	5.9	13.9	47.3	20.1	36	17	29	75	4.1
166	0.8	33.5	16.6	9.7	12.5	11.4	28.0	84.5	12.4	40	20	33	-36	5.4
125_b	0.1	4.3	2.6	0.7	10.7	1.9	4.5	20.3	54.5	21	13	22	174	4.5
M19	0.4	24.6	9.1	6.1	16.3	7.0	16.1	63.5	15.8	39	14	25	14	6.0
M27	1.2	40.5	13.2	24.0	11.0	10.9	24.1	100.8	12.5	40	13	24	87	6.6
18	0.1	16.1	7.5	3.6	9.5	5.6	13.1	42.4	20.8	38	18	31	104	7.2
M41	0.1	15.3	7.0	4.0	12.3	7.5	14.5	46.2	14.3	33	15	31	107	7.5
M33	0.4	5.7	19.7	3.8	10.5	10.8	30.5	50.9	7.6	11	39	60	-215	4.3
M28	0.1	11.0	6.4	1.7	9.1	3.6	10.0	31.9	38.7	34	20	31	74	7.6
M4	1.6	6.7	19.7	3.4	9.4	14.8	34.5	55.6	4.5	12	35	62	-400	1.7
M48	4.3	24.5	14.9	5.7	15.1	11.7	26.6	76.2	9.3	32	20	35	86	6.9
M52	4.8	21.9	12.4	4.2	12.7	12.2	24.6	68.2	11.4	32	18	36	-72	3.6
M62	4.2	27.7	15.1	3.1	13.1	11.6	26.7	74.8	12.2	37	20	36	79	3.1
M39	13.4	4.9	17.2	4.3	8.4	17.4	34.6	65.6	5.7	7	26	53	-211	5.0
M96	2.1	16.1	8.0	6.1	14.5	8.3	16.3	55.1	11.7	29	15	30	-68	2.2
Keskiarvo	2.2	17.4	12.0	5.5	11.8	9.4	21.4	58.4	16.8	29	21	37	-20.3	4.9

3.3.2 Fosforin vuo sedimentistä veteen

Tutkimuksen aikana tehtiin mittauksia fosforin ja typen hetkellisestä vuosta sedimentin ja veden välillä. Näyteasemat edustivat pohjanläheisen happipitoisuuden suhteen erilaisia olosuhteita, happipitoisuuden vaihdellessa alta 1 mg l⁻¹:ssa noin 7.5 mg l⁻¹:aan. Pohjanläheisen hapen (+ 5 cm pohjasta) pitoisuudella todettiin olevan yhteys typen ja fosforin vuohon sedimentin ja veden rajapinnassa. Odotetusti, nitraatti- ja nitriittitypen ja hapen yhteys on positiivinen (pitoisuudet kasvavat yhdessä) ja ammoniumtypen ja fosfaattifosforin yhteys happeen on negatiivinen: hapen pitoisuuden vähetessä ammoniumtypen ja fosfaattifosforin vuo kasvaa (kuva 3.11). Fosfaattifosforin yhteys happeen on tilastollisesti merkitsevä ja pohjanläheisen hapen pitoisuus selittää noin 40 % aineistossa havaitusta vaihtelusta. Nitraatti- ja nitriittitypen ja hapen suhde on myös tilastollisesti merkitsevä ja sovitettun mallin selitysaste on noin 37 %. Ammoniumtypen ja hapen suhde on puolestaan heikko, eikä tilastollisesti merkitsevä. Täysin hapettomassa ympäristössä, arvioituna tämän tutkimuksen puitteissa kerätyn aineiston ja siihen sovitettun tilastollisen mallin perusteella, sedimentistä Helsingin ja Espoon merialueella vapautuu noin 25–70 mg fosfaattifosforia m⁻² pv⁻¹. Sovitetun mallin mukaan ravinteita ei enää vapaudu sedimentistä pohjanläheisen veden happipitoisuuksien kasvaessa yli 8 mg l⁻¹.

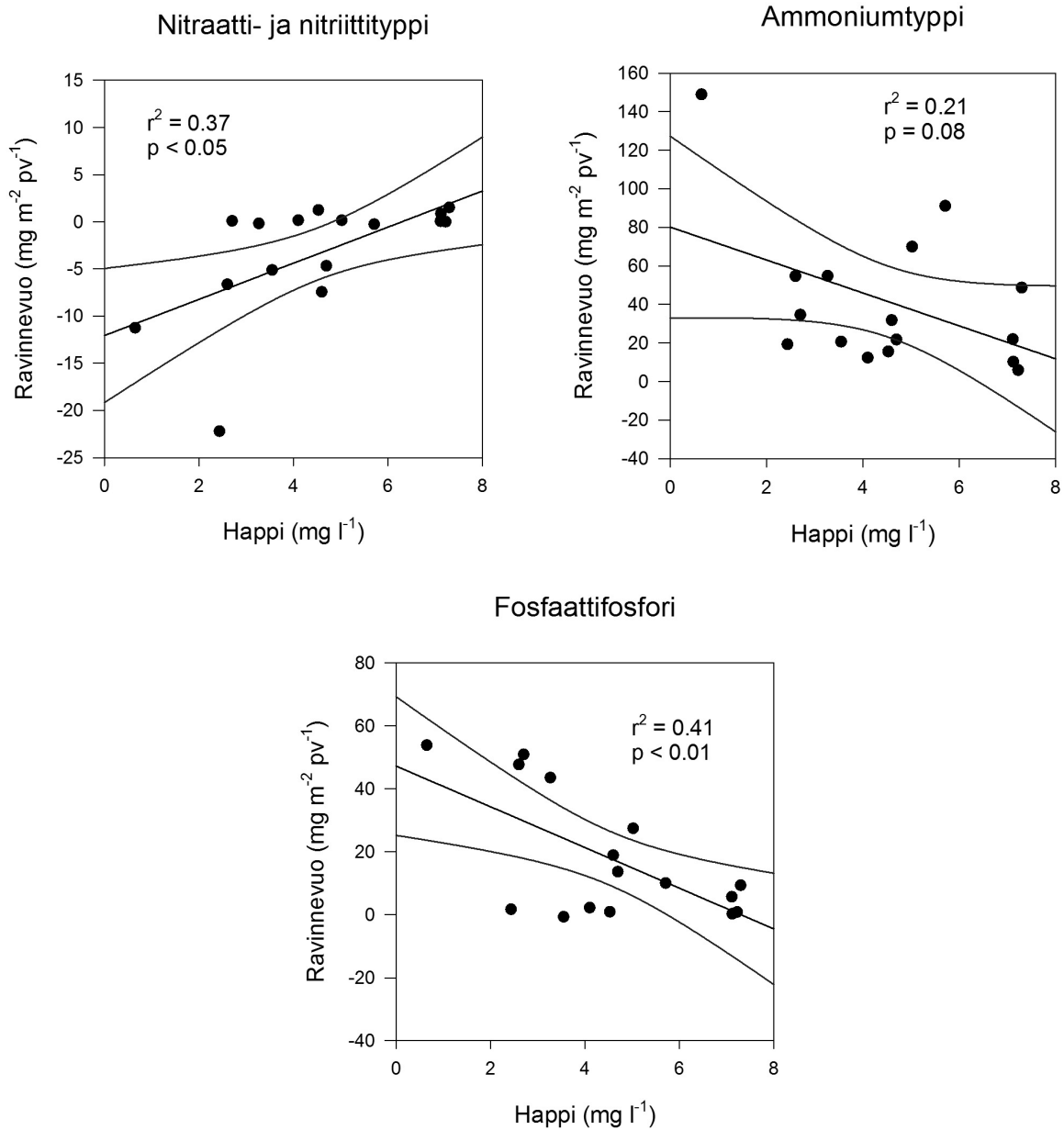
Yllä esitetyt sedimenttiputkien inkubointiin perustuvat arviot ravinnevoista ovat suunta antavia, mikä johtuu mittauksien suurehkosta epävarmuudesta. Aiemmissa tutkimuksissa on havaittu inkubointiin perustuvien vuomittausten yliarvioivan fosforivuota verrattuna *in situ* -kammiomittauksiin ja sedimentin fosforipitoisuuksiin perustuviin laskelmiin (esim. Thouvenot-Korppoo ym. 2012). Huonokuntoisimmilla pohjilla, joissa sedimentin pinta oli täysin pelkistynyttä, oli rikkivedyn (H₂S) muodostuminen suurta, mikä johti kaasukuplien muodostumiseen inkubointilaitteistoissa. Tämä sekoitti sedimentin pintaa niin, että todellinen vuo on mitä todennäköisimmin yliarvioitu. Verrattuna aikaisempiin mittauksiin Suomenlahdella eri ympäristöistä, keskimääräinen tässä tutkimuksessa mitattu fosfaattifosforin vuo, 26 mg m⁻² pv⁻¹, on samaa suurusluokkaa aiemmin tehtyjen mittauksien kanssa 11–39 mg m⁻² pv⁻¹ (Conley ym. 1997, Tuominen ym. 1999, Pitkänen ym. 2001, Lehtoranta 2003, Lukkari 2008, Mort ym. 2010, Thouvenot-Korppoo ym. 2012, Viktorsson ym. 2012).

Jos sedimenttiputkien inkubointiin perustuvien vuomittausten perusteella lasketaan hetkellinen ravinteiden kokonaisvuo sedimentistä veteen käyttäen pinta-alana kappaleessa 3.2 laskettua vähähappisen veden peittämää pohjan kokonaispinta-alaa (141 km²), niin ammoniumtyppeä vapautuisi alueella noin 6 200 kg pv⁻¹ ja fosfaattifosforia noin 3 700 kg pv⁻¹. Näiden laskelmien yhteydessä on kuitenkin tärkeää huomata, että ne edustavat hetkellistä tilannetta, koska näytteet on otettu vain kerran vuodessa, ja vuo voi olla huomattavasi pienempi, jopa negatiivinen (eli ravinteita sitoutuu vedestä pohjaan), osan aikaa vuodesta. Lisäksi laskelma yliarvioi todellista vuota mittausmenetelmän rajoitteiden (mm. sedimentin häirintä 60 cm:n syvyyteen asti ja sen pinnan päällä olevan vesikerroksen paineenmuutoksen) takia. Verrattuna 2000- ja 2010-lukujen ulkoisen kuorman keskiarvoon (jätevedenpuhdistamot ja Vantaanjoki) hetkellinen sisäinen kuorma on typen suhteen samaa suurusluokkaa (ulkoinen kuorma 7 031 kg N pv⁻¹) kun se fosforin suhteen on jopa 12-kertainen (ulkoinen kuorma 296 kg P pv⁻¹). Ulkoisen kuorman määrät ovat annettu kokonaisravinteina, joista osa on täten refraktorisia, heikosti liukenevia, mikä entisestään kasvattaa sisäisen kuormituksen merkitystä alueella. Ulkoisen ja sisäisen kuorman suhde on samaa suurusluokkaa, kun mitä arvio koko Suomenlahdelle on. Viktorsson ym. (2012) arvioivat suhteen olevan noin 10:1 sisäisen ja ulkoisen fosforikuorman välillä.

Inkubaatiomenetelmin tehdyt ravinteiden vuon mittaukset kertovat kuitenkin vain hetkellisen tilanteen niiden ollessa myös hyvin epävarmoja ja, jotta pystytään arvioimaan pidemmällä aikavälillä vapautuvien ravinteiden määriä, tulisi mittauksia tehdä pidemmällä ajanjaksolla. Toinen tapa arvioida pidemmällä ajanjaksolla vapautuvien ravinteiden määrä on käyttää laskennallista potentiaalisesti vapautuvan fosforin määrää, joka saadaan arvioitua fosforin sitoutumismuotojen analyysien perusteella. Arvio pintasedimentissä (0–1 cm) olevan potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin määrästä laskettiin kullekin näyteasemalle olettaen syvimmissä kerroksessa (9–10 cm) olevat fosforijakeet hautautuviksi ja vähentämällä siitä analysoidut mobiilit jakeet pintasedimentin vastaavista (Puttonen ym. 2014). Keskimääräinen potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin määrä pinta-alaa kohden oli $50,7 \text{ mg P m}^{-2}$, vaihdellen välillä $19\text{--}105 \text{ mg P m}^{-2}$ (kuva 3.9), laskettuna pohjautuen kaikkiin helposti käyttökelpoisen fosforin fraktioihin. Pelkistyyviin rautayhdisteisiin, eli raudan oksihydroksideihin sitoutuneena on alueella keskimäärin noin $33,7 \text{ mg P m}^{-2}$. Nämä pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin esimerkiksi Saaristomerellä (Puttonen ym. 2014). Verrattuna hetkellisesti mitattuun vuohon, jonka arvioitiin mittausten perusteella olevan noin $26 \text{ mg m}^{-2} \text{ pv}^{-1}$, on laskennallinen potentiaalinen vuo samassa suuruusluokassa.

Mikäli nämä fosforin määrät suhteutetaan arvioon vähähappisten vesien peittämästä alueesta (141 km^2), on potentiaalisesti käyttökelpoista fosforia vähähappisten vesien peittämän alueen pintasedimentissä noin 7 t. Tämän voidaan ajatella edustavan fosforin määrää, joka hapettomien olojen vallitessa voi pidemmällä aikavälillä enimmillään vapautua sedimentin varastoista pohjan yläpuoliseen veteen ja aiheuttaa sisäistä fosforikuormitusta. Vastaavasti, pelkästään rautayhdisteisiin sitoutunutta fosforia voidaan alueella arvioida olevan yhteensä noin 5 t. Tämä fosfori voi vapautua sedimenteistä nopeasti hapetusolojen heiketessä, mutta vastaavasti myös sitoutua sinne takaisin happipitoisuuksien kasvaessa.

Matalilla rannikkoalueilla happiolosuhteet vaihtelevat vuoden ajan mukaan, ja esim. kevään ja alkukesän hapellinen jakso voi vaihtua muutamiksi kuukaussiksi hapettomaksi loppukesän ja syksyn aikana. Sisäisen fosforikuormituksen kannalta tämä voi tarkoittaa sitä, että sama alue voi vapauttaa fosforia hapettomasta sedimentistä veteen osan aikaa vuodesta ja taas osan aikaa sitoa fosforia vedestä hapelliseen sedimenttiin. Tässä tutkimuksessa näytteitä otettiin vain kerran vuodessa, joten arviot potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin kokonaismäärästä ovat parhaimmillaankin epätarkkoja. Lisäksi topografialtaan vaihtelevalla merialueella alueellinen vaihtelu voi olla varsin suurta ja yhdestä sedimentinostimen nostosta kultakin näyteasemalta otetut näytteet eivät kerro kyseisen alueen sisällä olevasta vaihtelusta esimerkiksi fosforin sitoutumismuotojen osalta. Epätarkkuutta tuloksiin tuo myös se, että alueen sedimentaationopeudet vaihtelevat, joten analysoidun pintasedimentin ikä vaihtelee eri asemien kesken. Tämä tarkoittaa myös sitä, että pintasedimentin potentiaalisesti käyttökelpoisen fosforin pitoisuuden laskemisessa käytettävän, hautautuvaksi oletettavan fosforipitoisuuden ikä vaihtelee eri alueilla.



Kuva 3.11. Nitraatti- ja nitriittitypen, ammoniumtypen sekä fosfaattifosforin hetkellinen vuo inkuboinnin aikana sedimentin ja veden välillä vuosina 2012 ja 2013. Aineistoon on sovitettu lineaarinen regressiomalli ja mallin 95 % luottamusvälit.

4 Yhteenveto

Helsingin ja Espoon edustan merialueella esiintyy runsaasti vähähappisia ja pelkistäviä pohjia. Huonokuntoiset alueet keskittyvät pohjan painaumiin ja orgaanisen aineksen akkumulaatioalueille. Heikoimmassa kunnossa ovat eräät alueet Bodönselällä, Vallisaaren eteläpuolella ja läntisillä avomerialueilla ja riskialttiimmat alueet, edellä mainittujen lisäksi, sijaitsevat itäisessä välisaaristossa. Suurimmillaan fosforin sisäisen kuormituksen arvioidaan olevan noin kertaluokkaa suurempaa kuin ulkoisen kuormituksen. Sisäisen fosforikuormituksen tarkemman arvion tekemiseen tarvittaisiin kuitenkin tietoa alueellisesta vaihtelusta näyteaseman sisällä sekä ajallisesta vaihtelusta vuodenajan mukaan. Orgaanisen aineksen kertymistä ongelma-alueille tulisi hillitä. Tämä on mahdollista saavuttaa vähentämällä ulkoista ravinnekuormitusta, etenkin typen osalta.

5 Kirjallisuus

- Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Meyerhoff, J., Smart, J.C., Söderqvist, T. ja Alemu, M.H. (2014) Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea—a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy* 3(3): 278–305.
- Aller, R.C. ja Aller, J.Y. (1998) The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research* 56(4): 905–936.
- Almroth-Rosell, E., Eilola, K., Kuznetsov, I., Hall, P.O.J. ja Meier, H.E.M. (2015) A new approach to model oxygen dependent benthic phosphate fluxes in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 144(0): 127–141.
- Berner, R.A. (1970) Sedimentary pyrite formation. *American Journal of Science* 268: 1–23.
- Berner, R.A. (1982) Burial of organic carbon and pyrite sulfur in the modern ocean: Its geochemical and environmental significance. *American Journal of Science* 278: 451–473.
- Caballero-Alfonso, A.M., Carstensen, J. ja Conley, D.J. (2015) Biogeochemical and environmental drivers of coastal hypoxia. *Journal of Marine Systems* 141: 190–199.
- Cajander, H. (1966) Ranta- ja merivesitutkimuksia Helsingissä v. 1947–62. 264 s.
- Cajander, H., Hari, J., Koskinen, R., Luotamo, I., Melvasalo, T., Niemistö, L., Pesonen, L., Rinne, I., Riska, I.-L. ja Viitasalo, I. (1968) Selostus Helsingin ja Espoon merialueiden tutkimuksista 1968. 53 s. + liitteet.
- Caraco, N.F., Cole, J.J. ja Likens, G.E. (1989) Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341: 316–318.
- Carstensen, J., Conley, D.J., Andersen, J.H. ja Ærtebjerg, G. (2006) Coastal eutrophication and trend reversal: A Danish case study. *Limnology and Oceanography* 51(1 part 2): 398–408.
- Carstensen, J., Conley, D.J., Bonsdorff, E., Gustafsson, B.G., Hietanen, S., Janas, U., Jilbert, T., Maximov, A., Norkko, A. ja Norkko, J. (2014) Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical cycles, benthic fauna, and management. *AMBIO* 43(1): 26–36.
- Conley, D.J., Björck, S., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, G., Gustafsson, B.G., Hietanen, S., Kortekaas, M., Kuosa, H. ja Markus Meier, H. (2009) Hypoxia-related processes in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 43(10): 3412–3420.
- Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S. ja Josefson, A.B. (2007) LONG-TERM CHANGES AND IMPACTS OF HYPOXIA IN DANISH COASTAL WATERS. *Ecological Applications* 17(sp5): S165–S184.
- Conley, D.J., Carstensen, J., Aigars, J., Axe, P., Bonsdorff, E., Eremina, T., Haahti, B.-M., Humborg, C., Jonsson, P. ja Kotta, J. (2011) Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 45(16): 6777–6783.

Conley, D.J., Humborg, C., Rahm, L., Savchuk, O.P. ja Wulff, F. (2002) Hypoxia in the Baltic Sea and Basin-Scale Changes in Phosphorus Biogeochemistry. *Environmental Science & Technology* 36(24): 5315–5320.

Conley, D.J., Stockenberg, A., Carman, R., Johnstone, R.W., Rahm, L. ja Wulff, F. (1997) Sediment-water Nutrient Fluxes in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45(5): 591–598.

Drever, J.I. (2001) The geochemistry of natural waters. Surface and groundwater environments, 3rd edition. New Jersey, Prentice Hall.

Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J. ja Sánchez-Camacho, M. (2009) Return to Neverland: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuaries and Coasts* 32(1): 29–36.

Fernandes, J.A., Kauppila, P., Uusitalo, L., Fleming-Lehtinen, V., Kuikka, S. ja Pitkänen, H. (2012) Evaluation of reaching the targets of the Water Framework Directive in the Gulf of Finland. *Environmental Science & Technology* 46(15): 8220–8228.

Grasshoff, K., Kremling, K. ja Ehrhardt, M. (2009) Methods of seawater analysis, John Wiley & Sons.

Hietanen, S. ja Lukkari, K. (2007) Effects of short-term anoxia on benthic denitrification, nutrient fluxes and phosphorus forms in coastal Baltic sediment. *Aquatic Microbial Ecology* 49: 293–302.

Jensen, H.S. ja Thamdrup, B. (1993) Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia* 253(1-3): 47–59.

Jäntti, H., Stange, F., Leskinen, E. ja Hietanen, S. (2011) Seasonal variation in nitrification and nitrate-reduction pathways in coastal sediments in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Aquatic Microbial Ecology* 63: 171–181.

Kauppila, P., Weckström, K., Vaalgamaa, S., Korhola, A., Pitkänen, H., Reuss, N. ja Drew, S. (2005) Tracing pollution and recovery using sediments in an urban estuary, northern Baltic Sea: are we far from ecological reference conditions? *Marine Ecology Progress Series* 290: 35–53.

Kristensen, E. (1988) Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: Microbial activities and fluxes. Teoksessa: Nitrogen cycling in coastal marine environments. Blackburn, T.H. ja Sørensen, J. Chichester, John Wiley & Sons Ltd: 275–299.

Krom, M.D. ja Berner, R.A. (1981) The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 207–216.

Laakkonen, S. ja Lehtonen, P. (2001) Mikrobit palveluksessa - jätevedenpuhdistuksen kehitys Helsingissä. Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan - Kaupungin ja ympäristön muutos 1800- ja 1900-luvulla. Laakkonen, S., Laurila, S., Kansanen, P. ja Schulman, H. Helsinki, Helsingin kaupungin tietokeskus, Edita.

Laine, A.O., Pesonen, L., Myllynen, K. ja Norha, T. (2003) Veden laadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 10. 47 s.

Lehtoranta, J. (2003) Dynamics of sediment phosphorus in the brackish Gulf of Finland. Finnish Environment Institute. Monographs of the Boreal Environment Research 24.

Lukkari, K. (2008) Chemical characteristics and behaviour of sediment phosphorus in the northeastern Baltic Sea. Faculty of Agriculture and Forestry. Helsinki, University of Helsinki. Finnish Institute of Marine Research - Contributions 17.

Lukkari, K., Leivuori, M., Vallius, H. ja Kotilainen, A. (2009) The chemical character and burial of phosphorus in shallow coastal sediments in the northeastern Baltic Sea. *Biogeochemistry* 94(2): 141-162.

Mort, H.P., Slomp, C.P., Gustafsson, B.G. ja Andersen, T.J. (2010) Phosphorus recycling and burial in Baltic Sea sediments with contrasting redox conditions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74(4): 1350–1362.

Mortimer, C.H. (1941) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, I. *Journal of Ecology* 30: 280–329.

Mortimer, C.H. (1942) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, II. *Journal of Ecology* 30: 147-201.

Mortimer, C.H. (1971) Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes - speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnology and Oceanography* 16(3): 387-404.

Munne, P. ja Autio, L. (2005) Ravinteiden vapautuminen Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentistä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2005. Helsinki, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. 41 s.

Muurinen, J., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M., Vahtera, E., Turja, R. ja Lehtonen, K.K. (2012) Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2007-2011 - Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 4/2012. 119 s. + liitteet.

Norkko, J., Reed, D.C., Timmermann, K., Norkko, A., Gustafsson, B.G., Bonsdorff, E., Slomp, C.P., Carstensen, J. ja Conley, D.J. (2012) A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology* 18(2): 422-434.

Pavelson, J., Laanemets, J., Kononen, K. ja No, S. (1997) Quasi-permanent density front at the entrance to the Gulf of Finland: response to wind forcing. *Continental shelf research* 17(3): 253-265.

Pesonen, L. (1988) Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970 - 1986. 264 s. + liitteet.

Pitkänen, H., Lehtoranta, J. ja Räike, A. (2001) Internal Nutrient Fluxes Counteract Decreases in External Load: The Case of the Estuarial Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 30(4): 195-201.

Psenner, R., Pucsko, R. ja Sager, M. (1984) Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement* 70: 111-155.

Puttonen, I., Mattila, J., Jonsson, P., Karlsson, O.M., Kohonen, T., Kotilainen, A., Lukkari, K., Malmaeus, J.M. ja Rydin, E. (2014) Distribution and estimated release of sediment phosphorus in the northern Baltic Sea archipelagos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 145: 9-21.

Raateoja, M., Seppälä, J., Kuosa, H. ja Myrberg, K. (2005) Recent Changes in Trophic State of the Baltic Sea along SW Coast of Finland. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34(3): 188-191.

Rabalais, N.N., Diaz, R.J., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D. ja Zhang, J. (2010) Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7: 585-619.

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

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. ja Walker, B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413(6856): 591-596.

Simpson, J.H. ja Bowers, D. (1981) Models of stratification and frontal movement in shelf seas. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 28(7): 727-738.

Suikkanen, S., Laamanen, M. ja Huttunen, M. (2007) Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71(3-4): 580-592.

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

Tarkiainen, E. (1975) Kasviplanktonin kasvua säätelevät kemialliset tekijät. Helsingin ja Espoon merialueiden tarkkailu 1974. Pesonen, L., Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja, Helsingin kaupungin rakennusvirasto. s. 30-40.

Thouvenot-Korppoo, M., Lukkari, K., Jarvela, J., Leivuori, M., Karvonen, T. ja Stipa, T. (2012) Phosphorus release and sediment geochemistry in a low-salinity water bay of the Gulf of Finland. *Boreal environment research* 17(3-4): 237-251.

Tikkanen, M., Korhola, A., Seppä, H. ja Virkanen, J. (1997) A long-term record of human impacts on an urban ecosystem in the sediments of Töölölahti Bay in Helsinki, Finland. *Environmental conservation* 24(04): 326-337.

Tuominen, L., Mäkelä, K., Lehtonen, K., Haahti, H., Hietanen, S. ja Kuparinen, J. (1999) Nutrient fluxes, porewater profiles and denitrification in sediment influenced by algal sedimentation and bioturbation by *Monoporeia affinis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49(1): 83-97.

Vahtera, E., Conley, D.J., Gustafsson, B.G., Kuosa, H., Pitkänen, H., Savchuk, O.P., Tamminen, T., Viitasalo, M., Voss, M. ja Wasmund, N. (2007) Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(2): 186–194.

Viktorsson, L., Almroth-Rosell, E., Tengberg, A., Vankevich, R., Neelov, I., Isaev, A., Kravtsov, V. ja Hall, P.J. (2012) Benthic Phosphorus Dynamics in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Aquatic Geochemistry* 18(6): 543–564.

Liite 1. Tutkimuksen näytteenottoasemat, niiden syvyydet, sedimentin yläpuolisen veden (+5 cm), sedimentin pinnan (0 cm) ja sedimentin (-1 cm) hapetus-pelkistyspotentiaali sekä sedimentin yläpuolisen veden (5 cm ja 1 m sedimentin pinnasta) happipitoisuus.

Vuosi	Asema	Koordinaatit (wgs84)			Hapetus pelkistys- potentiaali (mV)			Happipitoisuus (mg l ⁻¹)	
		Latitudi	Longitudi	Syvyys (m)	+5 cm	0 cm	1 cm	5 cm	1 m
2012	M1	59.9690	25.3876	61	160	163	146	7.72	8.57
2012	M2	59.9691	25.3288	62	151	150	178	6.42	
2012	M4	59.9661	25.1065	73	-261	-400	-428	1.73	5.63
2012	M5	59.9615	25.0018	58	150	150	75	7.36	8.23
2012	M6	59.9637	24.8596	48	129	132	128	8.45	
2012	M7	59.9514	24.7564	58	147	162	-101	6.40	7.23
2012	M8	59.9634	24.6960	56	109	-123	-193	6.35	6.91
2012	M10	60.0031	25.3507	62	44	-11	-44	6.02	
2012	M11	60.0005	25.2480	60	168	171	114	6.91	8.20
2012	M12	59.9949	25.1779	60	159	156	142	5.10	
2012	M13	59.9944	25.1116	66	-100	-72	-167	4.17	6.50
2012	M18	60.0504	25.3323	57	251	248	242	6.14	7.60
2012	M19	60.0471	25.2104	57	105	14	-217	6.02	6.83
2012	M21	60.0394	25.0509	58	130	104	15	4.80	7.57
2012	M25	60.0420	24.7132	42	33	-105	-240	6.87	7.25
2012	M27	60.0732	25.3124	54	117	87	-53	6.56	8.31
2012	M28	60.0691	25.0715	47	139	74	-213	7.58	7.60
2012	M29	60.0640	24.8169	33	208	136	-9	6.34	
2012	M33	60.1130	25.0029	39	-41	-215	-293	4.34	5.54
2012	M33_1	60.1142	25.0035	35	56	26	-46		
2012	M33_2	60.1167	24.9970	31	-62	-187	-311		
2012	M33_3	60.1223	24.9937	36	-27	-57	-267		
2012	M33_4	60.1228	25.0025	30	159	63	40		
2012	M34	60.1137	24.7702	20	83	-122	-228	2.48	3.29
2012	M34_1	60.1138	24.7698	20	-30	-180	-231		3.29
2012	M34_b1	60.1205	24.7747	16.5	143	75	-131	4.10	7.86
2012	M35	60.1494	25.3332	25	167	149	151		7.18
2012	M36	60.1748	25.1978	23	107	1	-174	4.08	6.08
2012	M37	60.1766	25.1179	20	123	38	-65	3.92	4.02
2012	M38	60.1343	24.8555	16.5	57	-70	-109	2.55	7.03
2012	M38_b	60.1432	24.8035	13.4		-70			
2012	M39	60.1249	24.7588	12	-4	-42	-119	3.06	
2012	M40	60.1477	24.7777	10	55	-33	-33	5.82	8.24
2012	M41	60.1517	24.9625	13	130	107	-132	7.47	7.48
2012	M43	60.1345	25.2438	34	51	-189	-344	7.24	
2012	YMK18	60.1488	25.0052	14	101	104	96	7.23	7.36
2012	YMK125_b	60.0968	24.8858	28	202	174	-92	4.53	
2012	YMK147	60.0815	24.7368	27	154	147	-21	7.12	
2012	YMK148	60.0149	24.7557	52	142	143	-68	6.82	
2012	YMK149	60.0546	24.9018	34	150	149	135	6.83	
2012	YMK166	60.1132	25.2763	48	69	-36	-225	5.37	
2012	YMK168	60.0766	24.8762	30	174	159	-2	6.56	
2013	M44	59.9657	25.0870	79	-122	-155	-386	0.40	2.70

2013	M45	60.0947	24.9968	33	330	312	299	7.60	
2013	M48	60.1067	25.0045	42	176	86	-48	6.90	
2013	M49	60.1468	24.8590	13	265	107	80	5.70	
2013	M50	60.1445	24.8305	15	-16	-282	-309	3.30	
2013	M51	60.1343	24.8430	16	249	190	-83	9.70	
2013	M52	60.1148	24.7672	18	65	-72	-266	3.60	3.20
2013	M55	60.0458	24.7082	41	174	113	-35	6.80	
2013	M56	60.0373	24.7190	46	172	112	-43	6.60	
2013	M57	60.0195	24.7438	61	183	172	22	4.50	
2013	M58	60.1473	25.1332	33	-64	-186	-261	3.30	6.20
2013	M43	60.1347	25.2438	32	181	155	-59	6.80	8.10
2013	M59	60.0882	25.2705	47	191	184	124	5.20	
2013	M60	60.0970	25.2710	46	154	45	-132	5.60	
2013	M61	60.1062	25.2715	47	116	-15	-103	4.40	5.30
2013	M62	59.9643	24.7083	59	161	79	-93	3.10	4.90
2013	M63	59.9713	24.7547	66		-71	-130	3.30	
2013	M64	60.0115	24.8487	42	209	204	196	7.80	
2013	M67	59.9473	24.9632	59	232	227	156	3.40	
2013	M69	59.9493	25.0373	67	150	3	-115	1.30	2.40
2013	M70	59.9503	25.0612	71	-155	-362	-419	0.90	
2013	M71	59.9512	25.0935	76	-131	-397	-452	1.10	
2013	M72	59.9522	25.1175	72	-44	-278	-426	1.40	2.70
2013	M73	59.9525	25.1375	66	190	80	-28	1.50	
2013	M74	59.9517	25.1548	64	83	18	-121	1.90	
2013	M75	59.9447	25.1232	66	76	22	-129	1.60	
2013	M76	59.9775	24.9582	55	159	159	205	5.30	
2013	M77	60.1098	25.2718	45	184	192	154	5.30	
2013	166	60.1130	25.2767	49	130	12	-113	4.40	4.90
2013	M79	60.1193	25.2693	47	162	-7	-156	5.10	
2013	M80	60.1128	25.2653	45	180	141	51	4.90	
2013	M81	60.1130	25.3025	45	129	106	64	5.90	
2013	M82	60.1563	25.2547	29	-102	-205	-322	5.40	
2013	M83	60.1690	25.2297	23	122	96	-88	5.20	
2013	M84	60.1467	25.2398	29	-234	-290	-386	0.40	
2013	M87	60.1750	25.1973	23	97	-8	-65	3.40	
2013	M39	60.1563	25.2542	29	-127	-211	-318	5.03	5.30
2013	M88	60.2010	25.3463	23	-38	-195	-304	3.20	
2013	M89	60.1773	25.3665	30	59	-17	-143	3.90	
2013	M90	60.1823	25.3665	27	74	71	-30	3.30	
2013	M93	60.1873	25.3586	25	8	-93	-260	3.60	
2013	M94	60.1945	25.3588	24	22	-133	-291	3.10	
2013	M95	60.0883	24.7738	25	39	59	-13	5.90	9.50
2013	M96	60.1057	24.6550	15	38	-68	-147	2.20	1.80
2013	M97	60.1139	24.6586	12	62	-2	-112	2.40	
2013	M98	60.1223	24.6591	12	69	-76	-184	1.80	
2013	M99	60.1263	25.4882	6.5	102	90	56	5.30	
2013	M100	60.1542	24.8165	11	131	86	-166	5.00	

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija / Utgivare / Publisher

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsingfors stads miljöcentral
City of Helsinki Environment Centre

Julkaisuaika / Utgivningstid / Publication time

Toukokuu 2015 / Maj 2015 / May 2015

Tekijä(t) / Författare / Author(s)

Emil Vahtera ja Kaarina Lukkari

Julkaisun nimi / Publikationens titel / Title of publication

Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus
Huvudstadsregionens havsbottnars tillstånd och den interna belastningen av fosfor
The state of the sea floor and the internal loading of phosphorus off the Helsinki metropolitan area

Sarja / Serie / Series

Numero / Nummer / No.

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja
Helsingfors stads miljöcentral's publikationer
Publications by City of Helsinki Environment Centre

7/2015

ISSN

ISBN

ISBN (PDF)

1235-9718

978-952-272-916-3

978-952-272-917-0

Kieli / Språk / Language

Koko teos / Hela verket / The work in full

fin

Yhteenveto / Sammandrag / Summary

fin, sve, eng

Taulukot / Tabeller / Tables

fin

Kuvatekstit / Bildtexter / Captions

fin

Asiasanat / Nyckelord / Keywords

Meren pohja, sedimentti, happi, fosfori, sisäinen kuormitus, rehevöityminen, Itämeri
Havsbotten, sediment, syre, fosfor, intern belastning, övergödning, Östersjön
Sea floor, sediment, oxygen, internal load, eutrophication, Baltic Sea

Tilaukset / Beställningar / Distribution

Sähköposti/e-post/e-mail: ymk@hel.fi

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2014

1. Reko, T. Tapahtuman hiilijalanjäljen laskennan rajaus
2. Airola, J. Helsingin I-luokan pohjavesialueiden vedenlaatu 2008
3. Pahkala, E., Rautio, M. Vihersalaattien ja raasteiden hygieeninen laatu Helsingissä 2010 ja 2013
4. Torniainen, H.-M. Siirtoasiakirjamenettelyn toimivuus käytännössä. Selvitys jätelain 121 §:n mukaisen siirtoasiakirjan käytöstä
5. Helminen, J., Vahtera, E. Töölönlahden kunnostushanke. Töölönlahden nykytila ja meriveden juoksutuksen vaikutus ensimmäisten seitsemän vuoden aikana
6. Vahtera, E., Muurinen, J., Räsänen, M., Pääkkönen, J.-P. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2013. Jätevesien vaikutusten veloitettarkkailu
7. Ryynänen, E., Oja, L., Vehviläinen, I., Pietiläinen O.-P., Antikainen, R., Tainio, P. Helsingin 30 % päästö- vähennysselvitys. Kasvihuonekaasupäästöjen kehitys ja vähentämisen kustannustehokkaat toimenpiteet
8. Inkiläinen, E., Tiihonen, T., Eitsi, E. Viherkerroinmenetelmän kehittäminen Helsingin kaupungille
9. Rasinmäki, J., Känkänen, R. Kuntien hiilitasekartoitusta osa 1. Helsingin, Lahden, Turun, Vantaan ja Espoon maankäyttösektorin kasvihuonekaasupäästöt, hiilinielut ja hiilivarastot
10. Rasinmäki, J., Känkänen, R. Kuntien hiilitasekartoitusta osa 2. Hiilitaselaskuri ja toimenpidevalikoima
11. Haapala, A., Järvelä, E. Helsingin ilmastomuutokseen sopeutumisen toimenpiteiden priorisointi
12. Airola, J., Nurmi, P., Pellikka, K. Huleveden laatu Helsingissä
13. Lammi, E., Routasuo, P. Helsingin luoteisosan liito-oravakartoitusta 2014
14. Eskelinen, P., Saarijärvi, P. Konditoriatuotteiden mikrobiologinen laatu Helsingissä 2013–2014
15. Greis, M., Pahkala, E. Talousveden mikrobiologinen laatu tapahtumissa ja ulkomyyntissä 2014
16. Rastas, T. Yleisten uimarantojen hygieniä, uimavedenlaatu ja kuluttajaturvallisuus helsingissä vuonna 2014
17. Salla, A. Helsingin kalkkikalliot
18. Lammi, E. Kallahdenharjun luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma 2014–2023
19. Lammi, E. Kallahden rantaniityn luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma 2014–2023
20. Heinonen, A. Hotellien aamiaispöydissä tarjottavien elintarvikkeiden hygieeninen laatu
21. Punttila, E. Cost-benefit analysis of municipal water protection measures. Environmental benefits versus costs of implementation
22. Takala, T., Rastas, T., Laine, S. Leikkipuistojen kahluualtaiden veden hygieeninen laatu Helsingissä vuosina 2013–2014

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2015

1. Savola, K. Helsingin metsien kääpäselvityksen täydennys 2014
2. Majaneva, S., Suonpää, A. Vedenalaisen roskan kartoitus Helsingin edustan merialueella – pilottiprojekti
3. Pellikka, K., Kuisma, J., Virtanen, L., Probenothos Oy. Longinojan vedenlaatu ja ekologinen tila
4. Piri, A. Koulujen ja oppilaitosten savuttomuuden toteutuminen Helsingissä
5. Wahlman, S., Rastas, T. Allasveden valvonta Helsingissä vuosina 2007–2013
6. Tynnenen, P.-S., Kärrä, A., Åberg, R. Liha- ja kalatuotteiden turvallisuus palvelumyynnissä
7. Vahtera, E., Lukkari, K. Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus

