



LAHDEN AMMATTIKORKEAKOULU
Lahti University of Applied Sciences

**PUHDISTETUN JÄTEVEDEN
SEKOITTUMISVYÖHYKKEEN
MÄÄRITYS KOTKAN MUSSALON
JÄTEVEDENPUHDISTAMON
PURKUPUTKEN YMPÄRISTÖSSÄ**

LAHDEN
AMMATTIKORKEAKOULU
Tekniikan ala
Ympäristötekniikan koulutusohjelma
Ympäristöbiotekniikka
Opinnäytetyö
Kevät 2012
Jaakko Hellmuth

Lahden ammattikorkeakoulu
Ympäristötekniikan koulutusohjelma

HELLMUTH, JAAKKO: Puhdistetun jäteveden sekoittumisvyöhykkeen määrittäminen Kotkan Mussalon jätevedenpuhdistamon purkupuutken ympäristössä

Ympäristöbiotekniikan opinnäytetyö, 46 sivua, 4 liitesivua

Kevät 2012

TIIVISTELMÄ

Tämä opinnäytetyö tehtiin Kymijoen vesi ja ympäristö Ry:lle Kymen Vesi Oy:n tilauksesta. Työn tavoitteena oli selvittää Kotkan Mussalon jätevedenpuhdistamolta lasketun jäteveden sekoittumisvyöhykkeen purkupuutken ympäristössä. Mussalon jätevedenpuhdistamon keskimääräinen vuotuinen ravinnekuormitus Suomenlahteen on noin 1,5 % läheisen Kymijoen kuormituksesta. Tietoa on tarkoitus hyödyntää Kymen Veden ympäristöluvan uusinnassa vuonna 2014.

Sekoittumisvyöhykkeen selvittämiseksi käytettiin S::CAN Spectro::lyser UV-VIS-kenttämittalaitteella mitattujen nitraattityppipitoisuuksien (NO_3^-) perusteella. Mittaukset suoritettiin kahtena ajankohtana: alkusyksystä lämpimän veden aikana ja alkutalvesta kylmän veden aikana.

Joki- ja meriveden sekoittuminen mallinnettiin nitraattityypin ja liukoisien orgaanisten hiilen (DOC) korrelaation perusteella. Näin laskettiin alueelle ominainen nitraattityypin taustapitoisuus, jonka vertaaminen mitattuihin NO_3^- -pitoisuuksiin mahdollisti jäteveden havaitsemisen. Tulosten perusteella luotiin interpoloimalla kuvia, joissa jäteveden aiheuttamat kohonneet nitraattityppipitoisuudet olivat visuaalisesti tarkasteltavissa.

Interpoloimalla tehtyjen kuvien perusteella määriteltiin jäteveden sekoittumisvyöhykkeeksi noin 200–300 metrin säteinen alue purkupuutken ympärillä. Tämän sekoittumisvyöhykkeen todettiin muuttuvan jatkuvasti meriveden kerrostuneisuuden ja virtausten mukaan. Jäteveden asettuminen syvyyssuunnassa riippui sen tiheydestä suhteessa vastaanottavan meriveden lämpötila- ja suolakerrostuneisuuksiin. Toisella mittauskerralla sekoittumisvyöhykettä ei täysin onnistuttu kartoittamaan, sillä vaikeasti ennustettaviksi osoittautuneen virtausolosuhteet johtivat jäteveden kulkeutumiseen osittain tutkitun alueen ulkopuolelle.

Jokiveteen verrattuna jäteveden ravinteista selvästi suurempi osa on biologisesti helposti hyödynnettävissä epäorgaanisessa muodossa, oman täten suuremman rehevöittämispotentiaalinsa vuoksi. Jäteveden sekoittumisvyöhykkeen pienuus ja matalat nitraattipitoisuudet kuitenkin antavat viitteen siihen, että suurempia rehevöittäviä vaikutuksia ei ole odotettavissa.

Ympäristötekijöiden huomattavan vaikutuksen vuoksi sekoittumisvyöhykkeen suuntaan ja syvyyteen, tulisi alueella tehdä lisätutkimuksia useampana ajankohtana mahdollisimman erilaisissa olosuhteissa, jotta saataisiin parempi käsitys jäteveden käyttäytymisestä purkupuutken alueella.

Avainsanat: jätevesi, sekoittumisvyöhykkeet, Kymijoki, suisto, nitraattityppi, in-situ-mittaus, lämpötila- ja saliniteettiprofiilit, ravinnekuormitus

Lahti University of Applied Sciences
Degree Programme in Environmental Technology

HELLMUTH, JAAKKO: Determining the mixing zone of treated wastewater
around the discharge pipe of Kotka Mussalo
wastewater treatment plant

Bachelor's Thesis in environmental biotechnology 46 pages, 4 appendices

Spring 2012

ABSTRACT

This Bachelor's Thesis was made for Kymijoen vesi ja ympäristö Ry by order of Kymen Vesi Oy. The objective was to determine the mixing zone of treated wastewater around the discharge pipe of Kotka's Mussalo wastewater treatment plant. Nutrient input into the Gulf of Finland from the Mussalo wastewater treatment facility totals about 1.5 % of the load carried by the nearby Kymi river. This information is to be used in the renewal of Kymen Vesi Oy's environmental permit in 2014.

The mixing zone was determined by measurements made with an S::CAN Spectro::lyser sonde, based on the concentrations of nitrate nitrogen (NO_3^-). The measurements were carried out at two separate times: in early autumn when the waters were warm and in early winter when they were cold.

The mixing of river and sea water was modeled based on the correlation of nitrate nitrogen and dissolved organic carbon (DOC). This enabled calculating the characteristic background levels of nitrogen nitrate in the area, which was compared to the measured values, allowing the detection of the treated wastewater. Based on the results, images were created via interpolation, which allowed the elevated nitrate nitrogen levels caused by the wastewater to be controlled visually.

Based on these images the mixing zone around the wastewater discharge pipe was determined to have a radius of about 200 – 300 meters. It was noticed that this mixing zone was constantly changing depending on the stratification of the sea water, as well as the currents. The depth in which the wastewater settled was determined by its density in relation to the temperature and salinity stratification of the receiving sea water. During the second measuring campaign the mixing zone could not be mapped completely because the currents which were difficult to predict caused the wastewater plume to migrate partly outside the study area.

A larger percentage of the nutrients in treated wastewater was bioavailable compared to river water thus having a greater eutrophication potential. However the small size and low nitrate concentrations of the mixing zone indicate that major eutrophic effects are not to be expected.

Because environmental conditions have such a great impact on the spatial extension and depth distribution of the mixing zone of the treated wastewater, further studies in the area in different environmental conditions would be necessary for a better understanding of wastewater behavior.

Key words: wastewater, mixing zone, River Kymi, estuary, nitrate nitrogen, in-situ measurement, temperature and salinity profiles, nutrient load

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	1
2	SUOMENLAHDEN KUORMITUS	3
2.1	Suomenlahti	3
2.2	Ravinnekuormitus Suomenlahdella	4
2.2.1	Ulkoinen kuormitus	5
2.2.2	Sisäinen kuormitus	7
3	KYMIJOKI JA MUSSALON PUHDISTAMO KUORMITTAJINA	10
3.1	Kymijoki kuormittajana	10
3.2	Mussalon jätevedenpuhdistamon purkualue	14
4	AINEISTO JA MENETELMÄT	17
4.1	Mittausalue ja näytepisteiden sijainnit	17
4.2	Laitteisto	20
4.2.1	S::CAN Spectro::lyser, UV-VIS -spektrometri (nitraatti)	20
4.2.2	Suolapitoisuuden ja lämpötilan mittaus	21
4.3	Mittausten toteutus	22
4.4	Aineiston käsittely	23
4.5	Puhdistetun jäteveden ja Langinkosken ravinnepitoisuuksia tutkimusten aikana	24
5	TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	26
5.1	Jäteveden sekoittuminen: ensimmäinen mittauskerta, 2.9.2011	27
5.2	Jäteveden sekoittuminen, toinen mittauskerta, 3.11.2011	32
5.3	Sekoittumisprosessien arviointi eri parametrien korrelaatioiden perusteella	38
5.4	Arvioita jäteveden sekoittumisesta muina vuodenaikoina	40
5.5	Mittausmenetelmän soveltuvuuden tarkastelu saatujen tulosten perusteella	40
6	JOHTOPÄÄTÖKSET JA JATKOTUTKIMUSHAASTEET	42
	LÄHTEET	44
	LIITTEET	47

1 JOHDANTO

Itämeren ravinnekuormasta tulee merkittävä osa jokien kautta. Niiden rooli korostuu vielä enemmän Suomenlahdella, joka on matala ja johon laskee suuria jokia. Ravinteista varsinkin typpi yhdessä fosforin kanssa aiheuttaa ongelmia lisäämällä perustuotantoa, joka aiheuttaa rehevöitymistä. Kymijoki on itäisen Suomenlahden suurimpia yksittäisiä kuormittajia.

Kotkan Mussalon jätevedenpuhdistamolla puhdistetaan Kotkan, Kouvola, Pyhtään ja Haminan jätevedet. Jätevesikuorma on noin kaksinkertaistunut siirtoviemäritöiden valmistuttua syksyllä 2010. Jätevedenpuhdistamo on laajennettu ja saneerattu kasvanutta kuormitusta ja tiukentuneita lupaehtoja vastaavaksi. Jätevedenpuhdistamo sai 21.5.2008 ympäristöluvan (Nro 83/08/1 Dnro ISY-2008-Y-39) uuden purkuputken rakentamiselle, jonka kautta puhdistettu jätevesi johdetaan Kymijoen Langinkosken haaran suistoalueeseen. Tähän ympäristölupaan haettiin muutosta koskien purkuputken sijaintia. Lupa myönnettiin 12.10.2009 (Nro 93/09/1 Dnro ISY-2009-Y-151). Ympäristöluvassa luvansaaja on määrätty tarkkailemaan puhdistamon vesistövaikutuksia erillisen purkualuetta koskevan vesistötarkkailuohjelman mukaisesti. Tarkkailuun liittyen alueella toteutettiin Luode Consulting Oy:n toimesta vuosina 2010 - 2011 jätevedenkulkeutumistutkimuksia, joissa jäteveden leviämisaluetta selvitettiin pinnanläheisessä vedessä. Näitä kokemuksia hyödynnettiin tämän tutkimuksen toteutuksessa.

Tässä opinnäytetyössä on esitelty Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimustulokset koskien Mussalon jätevedenpuhdistamon jätevesien sekoittumisvyöhykettä. Tulosten on tarkoitus palvella ympäristöluvan uusimista vuonna 2014. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää tarkemmin Mussalon jätevedenpuhdistamon jäteveden alueellista leviämistä ja sekoittumista eri syvyysvyöhykkeissä purkuputken välittömässä läheisyydessä.

Jäteveden sekoittumista selvitettiin kenttämittauslaitteella mitattujen nitraattityppipitoisuuksien perusteella. Lisäksi mitattiin muita veden parametreja, jotka voisivat tukea tutkimustavoitteiden saavuttamista, kuten lämpötila, suolapitoisuus sekä

liukoinen orgaaninen hiili (DOC). Tulokset käsiteltiin ohjelmistolla, joka tuotti leikkauskuvioita sekoittumisvyöhykkeestä.

Alati tiukentuvien ympäristömääräysten vuoksi tarve vastaaville tutkimuksille tulee kasvamaan tulevina vuosina. Vastaavanlaisia jäteveden sekoittumiskartoituksia on tehty Suomessa vasta vähän, joten tämän tutkimuksen suunnittelu ja toteutus tukee menetelmien kehitystä vastaavien tutkimusten tekoon tulevaisuudessa. Teollisuuden ja muiden jätevesien kulkeutumista reittivesistöjemme järviältaissa on selvitetty useissa laajoissa tutkimuksissa, mutta näitä kokemuksia ei voi soveltaa jokisuistossa merialueella.

2 SUOMENLAHDEN KUORMITUS

2.1 Suomenlahti

Suomenlahti on Koillisella Itämerellä sijaitseva pitkulainen estuaari, jonka pinta-ala on hieman alle 30000 km², ja 37 metrin keskisyvyydellään se on selvästi Itämeren keskisyvyyttä (54 m) matalampi. Itäiseen Suomenlahteen laskee Itämeren suurin makean veden lähde, Neva-joki, jonka pitkän ajan keskivirtaama on 2460 m³/s, ja kesäisin 3000–3500 m³/s (Pitkänen 1994, 15). Tämä johtaa suureen itä-länsisuuntaiseen suolaisuuseroon lahdella ja suolapitoisuus kasvaa idästä länteen ja pohjoisesta etelään. (Rintala, Myrberg, Pitkänen, Knuuttila, Lehtoranta & Peltonen 2009, 21–22.)

Pintaveden suolapitoisuus laskee läntisen Suomenlahden 5 – 6,5 ‰:sta Itäisten osien 0 – 3 ‰:een, jossa Nevan vaikutus on suurimmillaan. Suolapitoisuuden harppauskerros (halokliini) sijaitsee läntisellä Suomenlahdella 60 – 80 metrin syvyydessä. Pohjanläheisten vesikerrosten suolapitoisuus voi olla näillä alueilla jopa 8 – 10 ‰, mikä johtuu Itämeren pääaltaasta kulkeutuvasta suolaisemmasta vedestä. Nämä lukemat kuitenkin vaihtelevat suolaisemman veden kulkeutumien, jokien virtaaman sekä haihtumisen ja sateiden vaihtelujen mukaan. Itäisellä Suomenlahdella ei ole pysyvää halokliinia vaan suolapitoisuus kasvaa lähes lineaarisesti syvemmälle mentäessä. (Rintala ym. 2009, 21–22.)

Makean veden tiheys on suurin noin 4 °C:ssa. Suolapitoisuus laskee arvoa ja Itämeressä maksimitiheyden lämpötila on noin 2 - 3 °C. Kun pintavesi keväällä jäiden lähdön jälkeen ylittää tämän lämpötilan, muodostuu tiheydeltään pienempi lämmin vesikerros kylmän alusveden yläpuolelle. Lämpötilakerrostuneisuus alkaa muodostua toukokuun aikana ja keskikesällä lämpötilan harppauskerros (termokliini) on 15 – 20 metrin syvyydessä. Elokuun lopulla termokliini alkaa hävitä tuulen aiheuttaman sekoittumisen ja lämpötilan konvektion johdosta. Talvella ainakin osa Suomenlahdesta on jääpeitteen alla. (Rintala ym. 2009, 21–22.)

2.2 Ravinnekuormitus Suomenlahdella

Tärkeimmät ravinteet Itämeressä ja Suomenlahdella ovat typpi nitraattimuodossa, fosfori fosfaattina ja pii silikaattina. Puhuttaessa typestä ja fosforista tarkoitetaan niiden liukoisia suoloja, tyypellä nitraatin (NO_3^-), nitriitin (NO_2^-) ja ammoniumin (NH_4^+) kokonaismäärää ja fosforilla fosfaattia (lähinnä H_2PO_4^- ja HPO_4^{2-}). Tarkasteltaessa ravinnekuormien merkitystä rehevöittäjänä on otettava huomioon, etteivät pelkät kokonaisravinteiden vuosikuormat anna kuin hyvin karkean kuvan kuormituksen potentiaalisista vaikutuksista vastaanottavassa ekosysteemissä. Osa ravinteista on perustuotannon kannalta vaikeasti hyödynnettävinä orgaanisina yhdisteinä, jolloin epäorgaanisen ravinnekuorman tarkastelu antaa paremman kuvan kuormituksen välittömistä vaikutuksista perustuotantoon. (Perttilä 2006, 25; Pitkänen, Kangas, Sarkkula, Lepistö, Hällfors & Kauppila 1990, 17.)

Typpi esiintyy ilmakehässä kaasumaisena molekyylinä N_2 , ja sitä on noin 78 % ilman tilavuudesta. Runsaudestaan huolimatta se on kasvikunnassa yleensä kasvua rajoittava ravinne. Osittain syynä on yhdisteen hyvin korkea muodostumisenergia, 950 kJ/mol, joten sen rikkominen vaatii paljon energiaa. Mikro-organismit kuitenkin kykenevät hajottamaan yhdisteen ja voivat siten hyödyntää tyypeä ravinteena. Orgaanisen aineksen muodostumiseen tarvitaan hiiltä, tyypeä ja fosforia suhteessa 105:16:1. (Perttilä 2006, 25–26.)

Vedessä typpi esiintyy molekulaarisena typpenä (N_2), ammoniakkina (NH_3), nitriittinä (NO_2^-), nitraattina (NO_3^-) sekä liuenneina orgaanisina yhdisteinä ja orgaanisessa hiukkasaineksessa. Kasvit ja mikrobit käyttävät ravinteinaan typen epäorgaanisia muotoja, ammoniakkia, nitriittiä ja nitraattia. Tästä syystä typpi usein muodostuu kasvua rajoittavaksi ravinteeksi meriekosysteemissä. Koska pintakerroksen vedessä on aina runsaasti liuennutta happea, on typen hapettunein muoto nitraatti määrällisesti tärkein typpiravinne. Vain muutamat mikrobit ja kasvit voivat käyttää tyypeä suoraan ilmasta. Useimmat epäorgaaniset nitraattisuolat eivät korkean vesiliukoisuutensa takia varastoidu maaperään vaan huuhtoutuvat valuma-alueilta vesistöihin, aiheuttaen rehevöitymistä. (Perttilä 2006, 25–26.)

2.2.1 Ulkoinen kuormitus

Ulkoisia kuormituksen lähteitä ovat joet, suorat pistekuormittajat sekä ilmasta sitoutuminen. Maalta peräisin oleva kuormitus Suomenlahteen on nykyään noin 6000 tonnia fosforia ja 110 000 tonnia typpeä vuosittain. Pinta-alaan suhteutettuna tämä on noin 2–3-kertainen kuormitus verrattuna koko Itämeren keskiarvoon. 2000-luvulla päästömäärät eivät ole juurikaan laskeneet, mutta 90-luvulla sekä typen että fosforin kuormitus laski noin kolmanneksella. Vaikka vesiensuojelutoimet olivat osittain laskun takana, oli suurin tekijä kuitenkin Neuvostoliiton romahtaminen, mikä johti sen teollisuuden ja maatalouden sekä niiden päästöjen supistumiseen. (Rintala ym. 2009, 48.)

Teollisuuden, jätevesien käsittelylaitosten ja kalankasvattamoiden ravinnekuormitus Suomen rannikkovesillä on saatu laskemaan tehokkaasti viime vuosikymmeninä. Maatalouden aiheuttama hajakuormitus jokiin ja niiden kautta mereen ei kuitenkaan ole juuri vähentynyt yrityksistä huolimatta. Maatalouden hajakuormituksella on merkitystä lähinnä kevään ja syksyn suurten huuhtoumien aikana. Kalankasvatuslaitosten ravinnekuorma on suhteellisesta pienuudestaan merkittävä, sillä ravinteet ovat biologisesti helppokäyttöisessä muodossa. Lisäksi kuormitus keskittyy lähes kokoaan kesälle, jolloin sen rehevöittävä vaikutus on suurimmillaan. Ilmasta päätyy ravinteita mereen (TAULUKKO 1) pääosin epäorgaanisessa muodossa ja sadeveteen sitoutuneena. Tämä lisää ilmasta tapahtuvaa kuormitusta sateisina kesinä ja toisaalta taas vähentää sitä kuivina kesinä. (Rintala ym. 2009, 48; Pitkänen ym. 17, 19.)

Pahiten kuormitetut alueet ovat Suomenlahden itäiset osat, erityisesti Nevanlahti. Suomenlahteen päätyy Nevasta ja Pietarista arviolta 66000 tonnia typpeä ja 3800 tonnia fosforia vuodessa (TAULUKKO 1), mikä on yli 10-kertainen määrä Kymi-joen kuormitukseen verrattuna. Määrät vastaavat suuruudeltaan suunnilleen kaikkea Suomesta Itämereen päätyviä ravinteita. Osa itäisen Suomenlahden rehevyydestä voi kuitenkin selittyä halokliinin alapuolelta peräisin olevilla ravinteilla, jotka sekoittuvat pintakerrokseen Suomenlahden itäpäädyssä, mutta niiden osuutta ei tiedetä. (Pitkänen ym. 1990, 19.)

Pietarissa Suomen ympäristöministeriön, John Nurmisen-säätiön sekä Pietarin vesilaitoksen, Vodokanalın yhteistyössä aloittamat projektit fosforikuormituksen vähentämiseksi tähtäävät jopa 30 % pienempiin fosforipäästöihin Pietarin alueelta vuoteen 2015 mennessä. Projekteihin kuuluu fosforin kemiallinen saostaminen Pietarin kolmella suurimmalla jätevedenpuhdistamolla, fosforin tehokkaampi poistaminen usealla pienemmällä jätevedenpuhdistamolla kaupungin ympäristössä sekä käynnissä olevan pohjoisen keräystunnelin rakennus. Vuonna 2004, ennen projektien aloittamista, Pietarin fosforipäästöt olivat noin 2300 tonnia vuodessa. Tällä hetkellä on saavutettu 600 t/a vähennystä, noin 1/3 tavoitteesta. Luoteis-Venäjän suuret ja keskitetyt karjatilat tuottavat enemmän ravinteita lantana kuin alueen peltojen lannoittaminen vaatii. Mahdollisen riskin ympäristölle aiheuttavat lantakasoista niiden alapuolisiin vesistöihin valuvat ravinteet, jotka voivat päätyä lopulta Suomenlahteen asti. (Rintala ym. 2009, 49–50.)

TAULUKKO 1. Totaali typen ja fosforin kuormitus Suomenlahteen (Pitkänen 1994, 456)

Lähde	Kuormitus (t/a)	
	Typpi	Fosfori
Neva-joki	66000	3800
Narva-joki	25000	600
Luga-joki	9000	300
Kymijoki	6000	300
Muut joet	40000	1500
Joet yhteensä	146000	6500
Pietari	11000	1600
Muut kunnat	11000	600
Yhteensä kunnista	22000	2200
Ilmakehästä	22000	500
Yhteensä Suomenlahteen	190000	9200
Yhteensä itäiseen Suomenlahteen	140000	7400

2.2.2 Sisäinen kuormitus

Suomenlahti on Itämeren ravinteikkain alue. Suuret ravinnemäärät mahdollistavat kasviplanktonin liiallisen lisääntymisen. Keväällä hyvien kasvuolosuhteiden vallitessa kasviplankton käyttää nopeasti saatavilla olevia ravinteita ja sen kukinta lisääntyy voimakkaasti. Kukinnan päätyttyä kuolleen orgaanisen aineksen hajoaminen johtaa ravinteiden liukenemiseen takaisin veteen. Osa aineksesta vajoaa syvempiin vesikerroksiin ja osa päätyy pohjasedimenttiin. (Rintala ym. 2009, 44–48; Perttilä 2006, 100–101.)

Runsaat planktonkukinnat johtavat runsaaseen pohjasedimentin muodostukseen, ja kun orgaaninen hiili alkaa pohjassa ja pohjan läheisissä vesikerroksissa hapet-

tua takaisin hiilidioksidiksi, kuluu veteen liuennutta happea. Voimakas kerrostuminen voi estää pinta- ja syväveden sekoittumisen, jolloin happi saattaa loppua syvävedestä kokonaan. Tällöin hapettimena alkavat toimia muut aineet hapetuspelkistyspotentiaalinsa mukaisessa järjestyksessä. Meriympäristössä hapen jälkeä merkittävin hapetin on sulfaatti-ioni. Hapettajan vaihtuminen sulfaattiin johtaa rikkivedyn muodostumiseen syväveteen, ja lisäksi hapettomilla alueilla sedimenttiin sitoutunut fosfaatti alkaa uudelleen liueta. Vesimassojen sekoittuessa tai kumpuamisen aikana suuria määriä tästä fosfaatista voi siirtyä pintaveteen, kiihdyttäen entisestään levien kukintaa ja lisäten taas sedimentaatiota ja hapen kuluusta syvävedessä. (Rintala ym. 2009, 44–48; Perttilä 2006, 100–101.)

Jokien edustoja lukuun ottamatta kevätkukinnan rajoittava ravinne Suomenlahdella on typpi. Kesällä kasviplanktonin kasvua rajoittavat joko typpi tai sekä typpi että fosfori. Typen rooli kasvua rajoittavana ravinteena korostui 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa, kun fosforin vapautuminen pohjasedimentistä kiihtyi (sisäinen kuormitus) ja samalla typen määrä vedessä laski. Tämän seurauksena vedessä on ollut ylimäärin fosforia käytettävissä kevätkukinnan jälkeenkin, mikä on mahdollistanut typpeä sitovien bakteerien (sinilevät) kukintoja myöhemmin kesällä. (Rintala ym. 2009, 44–48; Perttilä 2006, 100–101.)

Kesäinen veden rehevöityminen Suomenlahdella oli selvästi kasvava trendi 1970-luvun lopulta 2000-luvun alkuun saakka sekä rannikolla että avomerellä. 2000-luvun lopulla tilanne kuitenkin muuttui, mitä ilmeisimmin heikentyneen kerrostuneisuuden johdosta, mikä on mahdollistanut vesikerrosten paremman sekoittumisen. Tämän seurauksena syvien vesikerrosten happitilanne on parantunut, mikä on vähentänyt fosforin vapautumista pohjasedimentistä. (Rintala ym. 2009, 44–48; Perttilä 2006, 100–101.)

Sisäinen kuormitus on tärkeä tekijä rehevöitymisen kannalta Suomenlahden kaltaisissa matalissa ekosysteemeissä. On arvioitu, että Itämeressä vapautuu fosforia sisäisesti noin 4000 – 18000 t/a. Samalla suurimmat vuosittaiset poistumat ovat noin 10000 t, mikä on noin kaksi kertaa ulkoisen fosforikuormituksen määrä. Pitkällä aikavälillä sedimenttiin sitoutuu kuitenkin enemmän fosforia kuin siitä va-

pautuu, joten sisäinen kuormitus on negatiivinen. (Rintala ym. 2009, 44–48; Perttilä 2006, 100–101.)

Pohjaeläimien aiheuttama sedimentin pintakerroksen häirintä lisää hapellisen kerroksen paksuutta sedimentissä ja voi lisätä fosforin sitoutumista ja typen denitrifikaatiota (typpeä poistuu systeemistä). Pohjaeläinten määrä riippuu paljolti pohjan happitilanteesta. Viime aikoina pohjaeläimien määrät ovat olleet nousussa 90-luvun puolen välin tasosta, jolloin happitilanteen heikkeneminen johti niiden katoamiseen suurilta alueilta Suomenlahdella. (Rintala ym. 2009, 44–48; Perttilä 2006, 100–101.)

3 KYMIJOKI JA MUSSALON PUHDISTAMO KUORMITTAJINA

3.1 Kymijoki kuormittajana

Kymijoki alkaa Päijänteen kaakkoiskulmasta, Asikkalan kunnassa sijaitsevasta Kalkkisesta ja päättyy 203 kilometrin päähän Ahvenkosken lahteen Suomenlahdelle. Putouskorkeutta tällä matkalla kertyy noin 78,5 m. Kymijoen vesistön valuma-alue on 37107 km² ja sen järvisyysprosentti on 19,7 %. Joki jakautuu Pernoon yläpuolella kahteen päähaaraan: itäiseen Pernoon haaraan ja läntiseen Hirvikosken haaraan. Kotkan kaupungin pohjoispuolella ennen laskemistaan Suomenlahteen Pernoon haara jakaantuu vielä Korkeakosken, Huuman ja Langinkosken haaroihin. (Suomen Ympäristökeskus 2008.)

Kymijoen keskimääräinen virtaama vuosina 1986 - 1990 oli noin 370 m³/s ja totaali typen kuormitus 7220 t/a, josta epäorgaanista typpeä 2930 t/a. Totaali fosforikuormitus samalta ajalta oli keskimäärin 327 t/a, josta epäorgaanisina yhdisteinä 57 t/a. (Pitkänen 1994, 11, 23.)

Vuosina 1997 – 1999 epäorgaanisen typen kuormitus oli keskimäärin 2402 t/a ja epäorgaanisen fosforin 41 t/a. Langinkosken haaran osuus tästä kuormituksesta oli vuosina 1997 – 1999 noin 465 t/a epäorgaanista typpeä ja 6,9 t/a epäorgaanista fosforia. (Korpinen, Kiirikki, Koponen, Sarkkula & Väänänen 2002, 11.)

Kymijoki on Suomen rannikkovesien suurin yksittäinen kuormittaja, jonka sinänsä melko vähäravinteiseen veteen johdetaan puunjalostusteollisuuden ja asutuksen puhdistettuja jätevesiä. Kuormitusta lisää puunjalostusteollisuuden ja asutuksen keskittyminen joen alajuoksulle. Kymijoen mereen tuomasta ravinnekuormasta suurin osa on kuitenkin orgaanisessa muodossa, eikä se tällöin lisää perustuotantoa meressä samoissa määrin kuin vastaava määrä epäorgaanisia ravinteita. Puunjalostusteollisuuden päästöt sisältävät perustuotantoa inhiboivia aineita, mikä johtaa siihen, että päästölähteiden läheisyydessä kohonneet ravinnepitoisuudet eivät välttämättä aiheuta rehevöitymistä, vaikka vapaita ravinteita olisikin tarjolla. Kun epäorgaaniset ravinteet eivät sitoudu päästölähteen läheisyydessä, tapahtuu rehe-

voitymistä vasta kauempana, missä inhiboivien aineiden pitoisuudet ovat riittävästi laimentuneet. (Pitkänen ym. 1990, 17, 19.)

Kymijoen luontainen vähäravinteisuus verrattuna esimerkiksi Vantaanjokeen johtuu sen valuma-alueen luonteesta. Joen lähteillä Päijänteen kaakkoiskulmassa vallitsevina maalajeina ovat kallio ja moreeni (KUVA 1), mistä johtuen alueen vesistö on luonnostaan vähäravinteinen ja vähähumuksinen. Laajemmat luonnostaan runsasravinteiset savialueet sekä kuormittavat asutuskeskittymät, maatalous ja teollisuus alkavat lähinnä Kouvolan eteläpuolelta. (Karonen, Nylander, Mäntykoski & Kinnunen 2009, 20.)

Ruotsalainen on järvi, joka sijaitsee Heinolan luoteispuolella aivan Kymijoen lähteillä. Kymijoen Vesi ja Ympäristö Ry toteaa tekemiensä tutkimustensa perusteella, että Ruotsalaisen vedenlaatu on hyvä ja järven kuuluvan yleisen käyttökelpoisuusluokituksen perusteella luokkaan ”erinomainen”. Lisäksi todetaan, että Ruotsalaisen vesi on vähäravinteista, kirkasta, happamuudeltaan neutraalia ja suolapitoisuudeltaan normaalia. Ruotsalaisesta Konniveteen laskevasta Jyrängönvirrasta mitattujen ravinnepitoisuuksien keskiarvoista vuosilta 1995 – 2002 saa käsityksen Kymijoen alkupään ravinnepitoisuuksista: kok. N 480 µg/l ja kok. P 6 µg/l. (Huh-tinen 2003, 14-15.)

On havainnollista verrata Kymijokea, jonka valuma-alueen maaperä on moreenin ja turpeen dominoima, jokiin, joiden valuma-alueen siltti- ja savivalentainen maaperä on maatalouden käytössä. Vantaanjoki esimerkiksi sijaitsee valuma-alueineen Uudellamaalla ja Etelä-Hämeessä Suomen tiheimmin rakennetulla alueella. Pituutta Vantaanjoelle kertyy 100 km ja sivujokineen yli 300 km. Pitkän ajan keski- virtaama on noin 16 m³/s. Vesistöalueen maaperä on savista ja runsas viidennes siitä on viljelysmaana. Pelloilta huuhtoutuu Vantaanjokeen ja sen sivujokiin runsaasti ravinteita ja kiintoaineista, minkä lisäksi vesistöä kuormittaa haja-asutus, kuusi jätevedenpuhdistamo, kaatopaikka, hoitolaitos, teollisuuslaitos sekä hulevedet. Vesistöön johdetun puhdistetun jäteveden määrä on vaihdellut vuosina 2005 – 2009 välillä 30000 – 39000 m³/d. (Vahtera, Männynsalonen & Lahti 2010, 5, 11, 14.)

Vantaanjoen latvoilla kokonaistyyppipitoisuus on vuosina 2005 - 2009 ollut keskimäärin 1300 µg/l ja kokonaisfosforipitoisuus 35 µg/l. Alajuoksulla tyyppipitoisuus oli keskimäärin 1900 µg/l ja fosforipitoisuus 90 µg/l. (Vahtera ym. 2010, 26.)

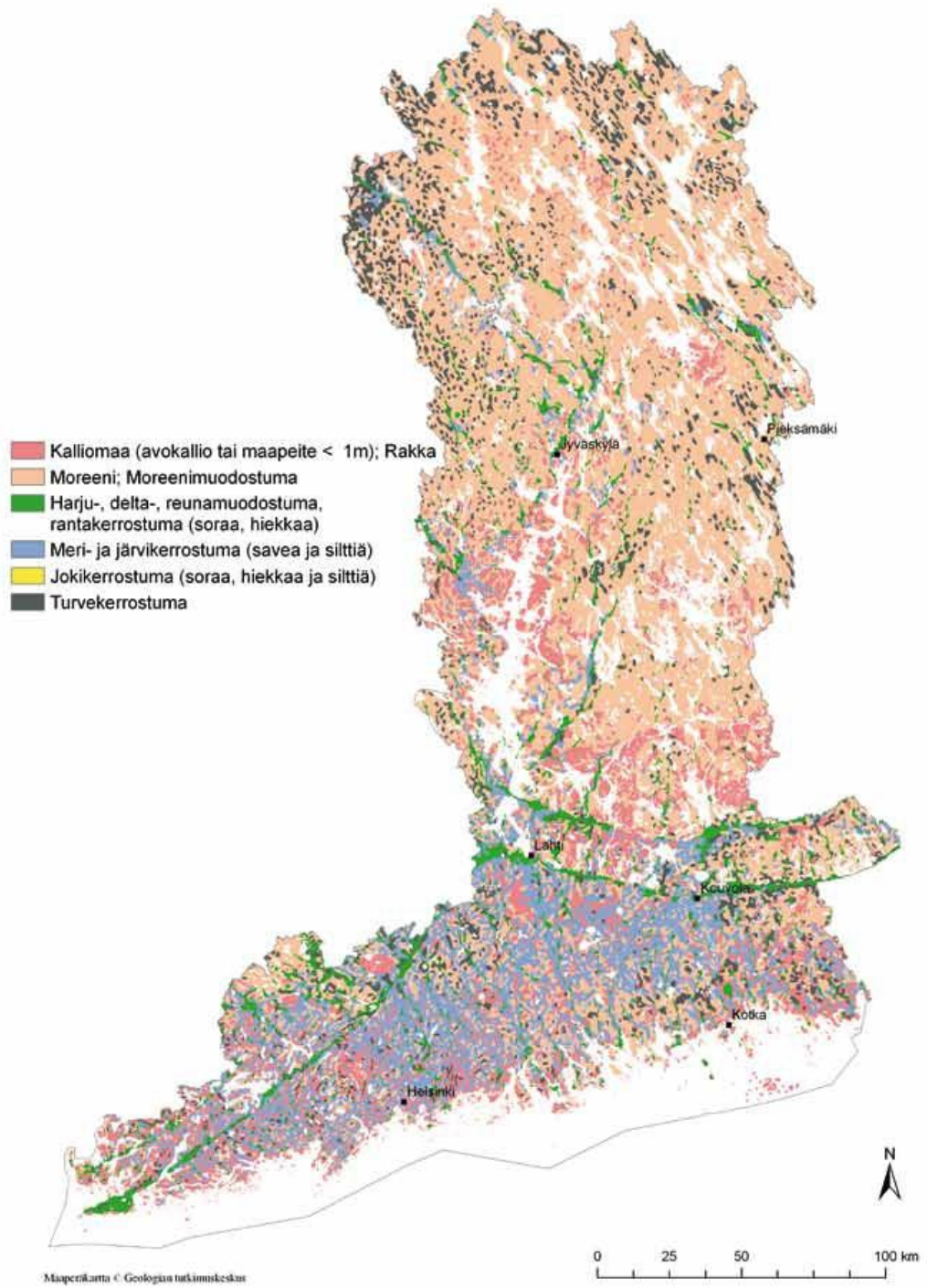
Tämä tarkoittaa vuotuista noin 1200 tonnin (~17 % Kymijoen 7220 t:sta) typpi- ja noin 68 tonnin (~21 % Kymijoen 327 t:sta) fosforikuormitusta joesta, jonka keskivirtaama on alle 4,5 % Kymijoesta (Vahtera ym. 2010, 85).

TAULUKKO 2. Kymi- ja Vantaanjoen vertailu

	Kymijoki	Vantaanjoki
Virtaama ka.	370 m ³ /s	16 m ³ /s
Maaperä	moreeni	savi/siltti
Typpi kok. (yläjuoksu) [µg/l]	480	1300
Typpi kok. (alajuoksu) [µg/l]	600*	1900

*lähde: Kymijoen vesi- ja ympäristö Ry, 7.2.2012

Eri valuma-alueiden vertailututkimuksen tuloksena raportoitiin keskimääräisen tyyppikuorman pinta-alaan suhteutettuna metsävaltaisilta valuma-alueilta olevan luokkaa 200 kg/km² vuodessa, kun taas maatalousalueilta se oli 1000–2200 kg/km² vuodessa (Pitkänen 1994, 9). Tämä osoittaa, että maaperän geologisilla tekijöillä, jotka vaikuttavat maankäyttöön, on merkittävä vaikutus jokien haja-kuormitukseen.



KUVA 1. Maaperä Keski- ja Eteläsuomessa sisältäen Kymijoen valuma-alueen (Karonen, Nylander, Mäntykoski & Kinnunen 2009, 20)

3.2 Mussalon jätevedenpuhdistamon purkualue

Mussalon jätevedenpuhdistamo sijaitsee Kotkan Mussalon itärannalla, itäisen Suomenlahden sisäsaaristossa. Kymijoen Langinkosken haara laskee mereen Mussalon pohjoispuolella, joten alue on myös Kymijoen vesien lähivaikutusalue (KUVA 2). Langinkosken haaran pitkän aikavälin keskivirtaama on noin 74 m³/s ja jokivesi leviää mereen pääosin Mussalon itäpuolitse (Mattila 2010, 2).

Tutkimuksissa on havaittu, että kesällä – alkusyksystä tutkimusalueella on pinnassa noin kahden metrin paksuinen makeamman jokiveden kerros, mikä johtuu sen matalammasta tiheydestä (Kiirikki & Lindfors 2011). Syksyn ja syyskierron edessä tämä vähäsuolainen kerros sekoittuu selvästi alempiin vesikerroksiin, eikä jokivettä ole enää niin selvästi havaittavissa pinnan tuntumassa. Jokiveden edelleen sekoittuessa meriveteen suolakerrostuneisuus heikkenee aiheuttaen suolapitoisuuden laskua syvemmissä vesikerroksissa. Tämä voi omalta osaltaan nopeuttaa jäteveden sekoittumista meriveteen.

Jäteveden sijoittuminen ja sekoittuminen vesikerroksiin määräytyy sen lämpötilan ja suolapitoisuuden (tiheyden), alueella kulloinkin vallitsevien virtausten ja meriveden kerrostuneisuuden mukaan. Aiemmista tutkimuksista saatujen tulosten perusteella jäteveden havaittava vaikutusalue pinnanläheisessä vedessä on noin 150 – 200 metriä ja suuntautuu pääsääntöisesti purkuputkesta kaakkoon (Kiirikki & Lindfors 2010). Nämä tekijät huomioitiin mittauspisteverkoston suunnittelussa.

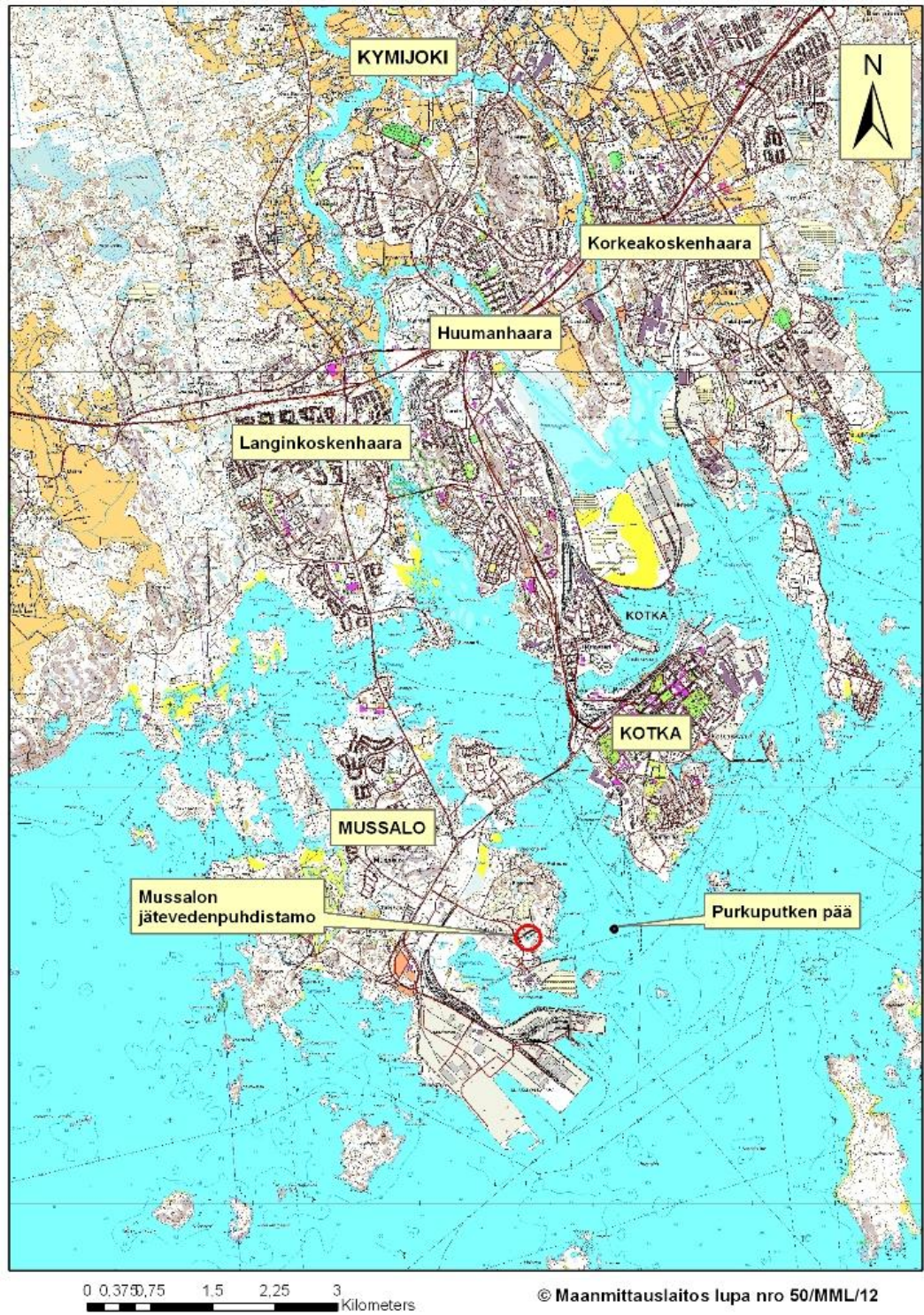
Tutkimusalueen virtaukset riippuvat lähinnä tuuli- ja kerrostuneisuusoloista. Lisäksi virtauksiin vaikuttavat rannikkoalueella myös saaret ja pohjanmuodot. Pohjan läheisyydessä virtaussuunta on usein pintavirtaukselle vastakkainen.

Vaikka Suomen rannikolla vallitseva virtaussuunta on länteen, avovesiaikana virtausten suunta noudattelee pitkälle vallitsevan tuulen suuntaa. Talvella jääpeite muuttaa tilannetta oleellisesti. Mikäli jääpeite on yhtenäinen, poistuu tuulen vaikutus pintaveteen ja virtaukset muodostuvat jokivirtaamien ja meren pinnankorkeuden vaihteluiden mukaan. Jos kesällä on voimakkaita länsituulia, voi rannikolla esiintyä kumpuamista, jossa kylmä alusvesi nousee pintaan syrjäyttäen lämpimän veden ja aiheuttaen voimakkaita rannikon läheisiä virtauksia. (Gästgifvars,

Sarkanen, Frisk, Lauri, Myrberg, Alenius, O.Andrejev, Mustonen, Haapasaari & A.Andrejev 2004, 21; Korpinen ym. 2002, 8; Alenius 1986, 2.)

Merialueella veden kerrostuneisuus muodostuu lämpötilan ja suolapitoisuuden aiheuttamien tiheyserojen mukaan. Keskipäivällä lämpötilakerrostuneisuus on voimakasta. Talvella kerrostuneisuuden vallitessa lämpötilaerot ovat pienempiä. Lämpötilan muutoksen vaikutus veden tiheyteen on pienimmillään veden maksimitiheyden lämpötilan (3,98 °C) lähellä ja sen vaikutus kasvaa tästä lämpötilasta kauemmaksi siirryttäessä. Veden lämpötilan lasku 20 °C:sta 10 °C:seen nostaa sen tiheyttä 0,001497 g/cm³. Suolapitoisuuden nousu kasvattaa veden tiheyttä 0,0009997 g/cm³/‰ veden lämpötilan ollessa 10 °C. (Gästgifvars ym. 2004, 21.)

Termokliini edesauttaa Kymijoen makean jokiveden pysymistä meriveden pinnassa, koska pystysuuntainen sekoittuminen on termokliinin läpi heikkoa. Lämpötilakerrostuneisuuden aikana (kesällä) alusveden liikkuminen alueella on selvästi rajoitetumpaa kuin pintaveden, sillä tuulen suora vaikutus ulottuu korkeintaan termokliiniin saakka. Tämä pätee myös talvella jäättömänä aikana, jolloin vesimassat ovat pystysuuntaan sekoittuneita ja tuulen vaikutus ulottuu korkeintaan suolapitoisuuden harppauskerrokseen, halokliiniin, saakka. (Gästgifvars ym. 2004, 21.)

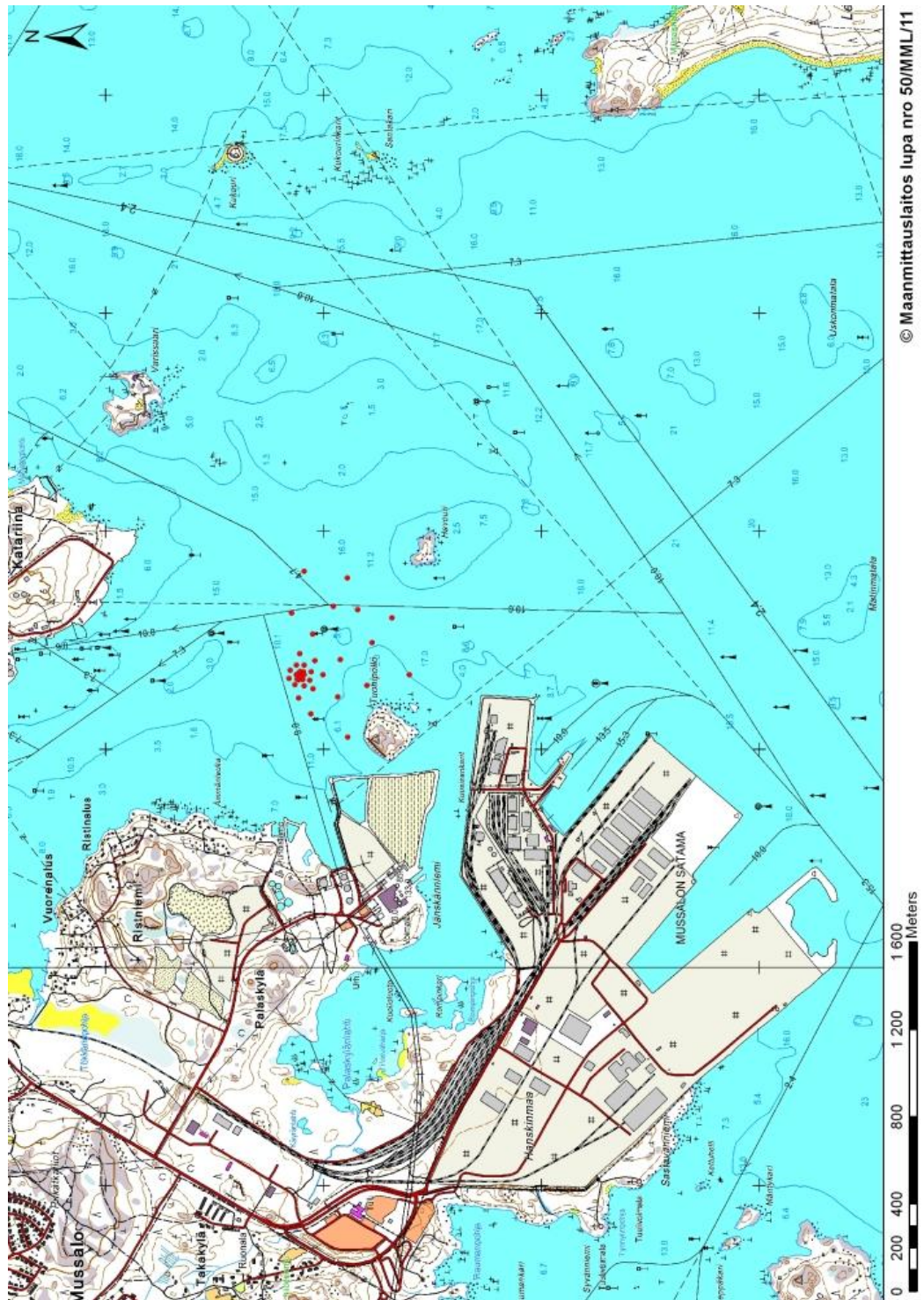


KUVA 2. Mussalon jätevedenpuhdistamon ja jäteveden purkuputken sijainti

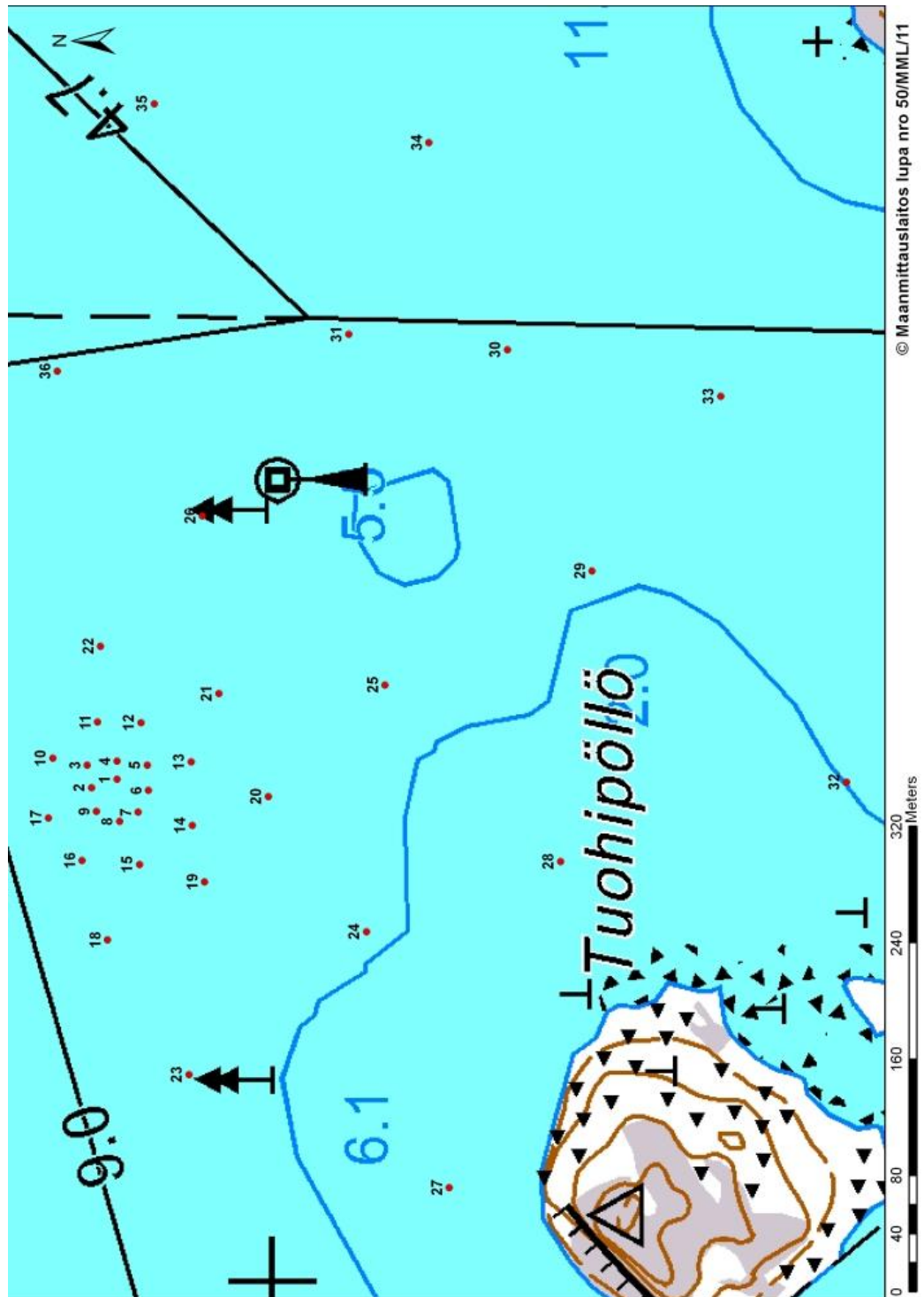
4 AINEISTO JA MENETELMÄT

4.1 Mittausalue ja näytepisteiden sijainnit

Jätevedenpuhdistamon purkuputken pää sijaitsee 750 metrin päässä puhdistamosta itään, 14 metrin syvyydessä, noin 300 metriä Tuohipöllön saaresta koilliseen (60,43889667N 26,93054E (WGS 84), KUVA 2 ja KUVA 3). Purkuputken ympärillä sijaitsevalle tutkimusalueelle sijoitettiin yhteensä 36 mittauspistettä (LIITE 1), joista piste numero 1 sijoitettiin suoraan jäteveden purkuputken yläpuolelle. Lisäksi muodostettiin kahdeksan pisteen kehä sekä 20 metrin säteelle putkesta että 50 metrin päähän purkuputkesta. Loput pisteet sijoitettiin viuhkan muotoon idästä luoteeseen kattamaan noin 120 asteen sektori (KUVA 3 ja KUVA 4). Tämä oli suurin mahdollinen määrä mittauspisteitä käytettävissä olleiden resurssien puitteissa.



KUVA 3. Mittauspisteiden sijainti Mussalon jätevedenpuhdistamon purkualueella



KUVA 4. Mittauspisteiden tarkempi sijainti, purkuputken pää sijaitsee pisteen 1 kohdalla

4.2 Laitteisto

Mittauslaitteistoon kuului kaksi kenttämittauslaitetta, kannettava tietokone ja Garmin GPSMAP 60CSx GPS -paikannin, joka liitettiin tietokoneen sarjaporttiin. Paikkatietoaineisto kerättiin talteen Windowsin HyperTerminal-ohjelmalla, jolla paikkatietoihin saatiin liitettyä ajat. GPS-laitteen avulla saadut paikkatiedot yhdistettiin mittalaitteen tallentamiin mittaustuloksiin, mikä mahdollisti tulosten käsittelyn paikkatieto-ohjelman avulla.

Nitraattitypen (NO_3^-) ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) mittaamiseen käytettiin S::CAN Spectro::lyser UV-VIS -spektrometriä, jota ohjattiin tietokoneelta laitteen omalla ohjausohjelmistolla. Lisäksi veden lämpötilaa ja suolapitoisuutta mitattiin YSI 6920 V2 -mittauslaitteella. S::CAN Spectro::lyserin mittaamia lämpötila-arvoja ei voitu tässä tutkimuksessa hyödyntää, sillä laite on suunniteltu virtaaviin vesiin ja lampun aiheuttama lämpö seisovassa merivedessä vääristi tuloksia. Tulosten käsittelyyn käytettiin Microsoft Exceliä ja ArcView ArcGIS 10.0 -paikkatieto-ohjelmaa.

4.2.1 S::CAN Spectro::lyser, UV-VIS -spektrometri (nitraatti)

S::CAN Spectro::lyser on spektrometri, joka mittaa vesinäytteen spektrin näkyvän ja UV-valon aallonpituuksilla (220 nm – 720 nm tai 220 – 390 nm) ja mahdollistaa usean mittaparametrin yhtäaikaisten määrittämisen. Laite mittaa valon absorbanssia eli valon absorboitumista (imeytymistä) mitattavaan aineeseen. Mittauksessa analysoidaan näytteeseen saapuvan valon ja sen läpäisseen valon voimakkuuksien suhteita. Absorbanssi on verrannollinen mitatun parametrin konsentraatioon näytteessä. (Hämäläinen 2010, 5.) Laite mittaa sameutta, nitraattityppeä, liukoisen orgaanisen aineen (DOC) ja totaali orgaanisen aineen (TOC) pitoisuutta. Mittalaitetta ohjataan tietokoneelle asennettavalla ohjelmistolla. Käyttö vaatii erillisen virtalähteen, ja mikäli sijaintitiedot halutaan tallentaa mitattaessa, ulkoisen tietokoneeseen liitettävän GPS-paikantimen. Laitteen optiikka on mahdollista puhdistaa paineilmalla käytön aikana, mikä mahdollistaa pitkäaikaisen käytön laitetta vedestä nostamatta.

Laitetta on saatavilla erilaisilla mittauskyvetin (valoportin) pituuksilla 0,5 mm:stä 35 mm:iin erilaisille vesille. Lyhyempi kyvetti mahdollistaa mittaamisen sameammassa vedessä mittaustarkkuuden kustannuksella. Tässä tutkimuksessa käytettiin 35 mm:n kyvetillä varustettua mittalaitetta (KUVA 5) parhaan mittaustarkkuuden saavuttamiseksi. Nitraattitypen osalta alin mitattava pitoisuus on 0,015 mg/l (Luode Consulting Oy) ja mittaustarkkuus (kun pitoisuus > 1 mg/l) $\pm 2\%$ (s-can GmbH 2012). Tässä tutkimuksessa laitetta ei kalibroitu laboratoriokeimnäytteenottoalueelle, vaan käytettiin tehdaskalibrointia, koska tutkimuksessa oleellisia eivät olleet absoluuttiset arvot vaan niiden suhteet.



KUVA 5. S::CAN Spectro::lyser (s-can GmbH 2012)

4.2.2 Suolapitoisuuden ja lämpötilan mittaus

YSI 6920 V2 -laite mittaa mm. pH:ta, lämpötilaa, suolapitoisuutta, sameutta ja klorofylliä. Saatavilla olisi myös optinen mittapää nitraattitypen määrittämiseen, mutta ainoastaan makeaan veteen ja korkeintaan 15 metrin syvyyteen asti. Laitetta käytettiin mukana tulevan käsitietokoneen avulla, jossa oli myös sisäänrakennettu GPS -paikannin. Mittaustulokset ja sijainnit voidaan tallentaa myöhempää käsittelyä varten. Laitteen mittaustarkkuus lämpötilan osalta on $\pm 0,15\text{ }^{\circ}\text{C}$ välillä $-5 - +50\text{ }^{\circ}\text{C}$ ja saliniteetin osalta $\pm 1\%$ tai 0,1 ppt (suurempi valitaan) välillä 0 – 70 ppt (YSI Inc. 2012).



KUVA 6. YSI 6920 V2 (YSI Inc. 2012)

4.3 Mittausten toteutus

Kenttämittauksia tehtiin sekä lämpimän että kylmän veden aikaan, koska haluttiin selvittää, millainen vaikutus meriveden lämpötilalla oli jäteveden sekoittumiseen. Ensimmäiset mittaukset suoritettiin 2.9.2011 ja toiset 3.11.2011. Pintaveden lämpötila laski tällä aikavälillä noin 10 °C.

Molemmilla mittauskerroilla kenttämittaukset suoritettiin kaikilla mittauspisteillä metrin välein pinnasta pohjaan. Syvin mittaus tehtiin jokaisella pisteellä metri pohjan yläpuolelta. Mitattavat parametrit olivat nitraattityppi ja liukoinen orgaaninen hiili. Lisäksi suolapitoisuus- ja lämpötilamittaukset tehtiin YSI 6920 V2 -mittauslaitteella kuudelta pisteeltä: 1, 13, 17, 25, 29 ja 33 (LIITE 1). Nämä pisteet valittiin luode-kaakko -akselilta, jotta saataisiin profiili meriveden kerrostuneisuudesta jäteveden oletetun sekoittumisvyöhykkeen suuntaisesti.

4.4 Aineiston käsittely

S::SCAN Spectro::lyseristä puuttuvan GPS-paikantimen vuoksi piti mittaustulokset ja erillisinä tallennetut paikkatiedot yhdistää Excelillä ennen kuin aineistoa oli mahdollista jatkokäsitellä. Tätä silmällä pitäen GPS:n ja mittalaitteen kellot kalibroitiin tarkasti samaan aikaan ennen mittauksia, jotta paikkatiedot vastaisivat mittaustuloksia.

Jotta jäteveden aiheuttama nitraattisignaali saadaan erotettua jokiveden ja meriveden seasta, luonnonvesien sisältämä nitraattipitoisuus mallinnetaan jokiveden ja meriveden muiden ominaisuuksien avulla. Yleensä joki- ja meriveden sekoittumissuhdetta kuvataan suolapitoisuuden muutoksen avulla, mutta Mussalon edustalla suolapitoisuuttakin paremmaksi merkkiaineeksi on osoittautunut liukoinen orgaaninen hiili (DOC), joka koostuu pääasiassa hitaasti hajoavista tai lähes stabiileista humusyhdisteistä (Kiirikki & Lindfors 2010). Mitatuista nitraattitypen ja liukoisen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuksista muodostettiin pistekaavio, jonka avulla laskettiin suhdetta kuvaava regressioyhtälö.

Regressioyhtälöt muodostettiin ensimmäisellä mittauskerralla käyttäen kaikkia 0 – 5 metrin DOC- ja NO_3^- -tuloksia. Jälkimmäisellä mittauskerralla ei voitu huomioida kaikkia 0 – 5 metrin mittaustuloksia, sillä tulosten perusteella jätevettä oli sekoittunut tuolloin myös tähän vesikerrokseen. Saadulla regressioyhtälöllä laskettiin kaikille mitatuille DOC-arvoille vastaavat NO_3^- -taustapitoisuudet. Tämän jälkeen mitatuista NO_3^- -arvoista vähennettiin laskennallinen taustapitoisuus, jolloin saatiin selville jäteveden mahdollinen osuus mitatuista nitraattityppipitoisuuksista. Osalle NO_3^- -pitoisuuksista saatiin tällä tavoin laskettuna negatiivisia arvoja, jolloin niille asetettiin arvoksi 0.

Interpolointi tehtiin ArcView ArcGIS 10.0 -paikkatieto-ohjelman Natural Neighbor -menetelmällä kunkin mittaussyvyyden kaikille pisteille. Interpoloinnissa käytettiin laskennallisia nitraattityppipitoisuuksia, jotka oli saatu vähentämällä mitatuista nitraattityppipitoisuuksista regressiosuoran antama taustapitoisuus. Interpoloinnin avulla yksittäisten mittauspisteiden tuloksilla voitiin kuvata jätevesien esiintymistä koko tutkimusalueella.

4.5 Puhdistetun jäteveden ja Langinkosken ravinnepitoisuuksia tutkimusten aikana

Jätevedenpuhdistamolla ei ollut mittauspäivänä 2.9.2011 näytteenottoa, joten taulukossa 3 esitetyt arvot kyseiselle päivälle ovat keskiarvoja 30.8.2011 ja 6.9.2011 otetuista näytteistä.

TAULUKKO 3. Mussalon jätevedenpuhdistamon lähtevän jäteveden analyysit (KCL Kymen Laboratorio OY)

Analyysi	Mussalon JVP, lähtevä jätevesi 2.9.2011	Mussalon JVP, lähtevä jätevesi 3.11.2011	Yksikkö
Lämpötila	18,2	13,3	°C
Alkaliteetti	3,3	2,5	mmol/l
BOD7-ATU	6,8	<3	mg/l
COD(Cr)	57,5	<30	mg/l
Kiintoaine	8,0	4,0	mg/l
Typpi, kokonais-	7,2	11,0	mg N/l
Typpi, nitraatti-	5,1	7,8	mg N/l
Typpi, ammonium- (jv.)	<2 (0,5)	<2 (0,4)	mg N/l
Fosfori, kokonais-	0,33	0,15	mg P/l
Virtaama	27243	30346	m ³ /d

Käsitellyn jäteveden määrät vaihtelevat vuoden aikana 25000 – 45000 m³/d välillä. Lähtevän jäteveden keskimääräiset kokonaistyyppi- ja fosforipitoisuudet vaihtelevat välillä 4000 – 12000 µg/l typpeä, josta nitraattityppeä 3000 – 9000 µg/l, ja 200 – 700 µg/l fosforia. Tällöin näiden ravinteiden vuosikuorma Mussalon jätevedenpuhdistamolta Suomenlahteen olisi keskimäärin noin 102 t typpeä, josta nitraattityppeä 76 t, ja 5 t fosforia.

Vertailun vuoksi Viikinmäen jätevedenpuhdistamon keskimääräinen kokonaisvirtaama vuonna 2010 oli noin 254000 m³/d ja jäteveden keskimääräinen kokonaistyyppi- ja fosforipitoisuus 6700 µg/l typpeä ja 290 µg/l fosforia, mikä tarkoittaa noin 621 tonnin typpi- ja 27 tonnin fosforipäästöjä (Räsänen & Muurinen 2011, 13).

TAULUKKO 4. Kymijoen Langinkosken haarasta mitatut lämpötilat ja nitraattityypipitoisuudet

Analyysi	Kymijoki, Langinkoski 2.9.2011	Kymijoki, Langinkoski 3.11.2011	Yksikkö
Lämpötila	18,3	7,6	°C
Typpi, nitraatti-	0,52	0,68	mg/l

Taulukon 4 arvot on mitattu noin kilometrin päästä joen suulta yläjuoksulle päin yhden metrin syvyydestä. Lämpötilat on mitattu YSI 6920 V2:lla ja nitraattityppi S::CAN Spectro::lyserillä.

5 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

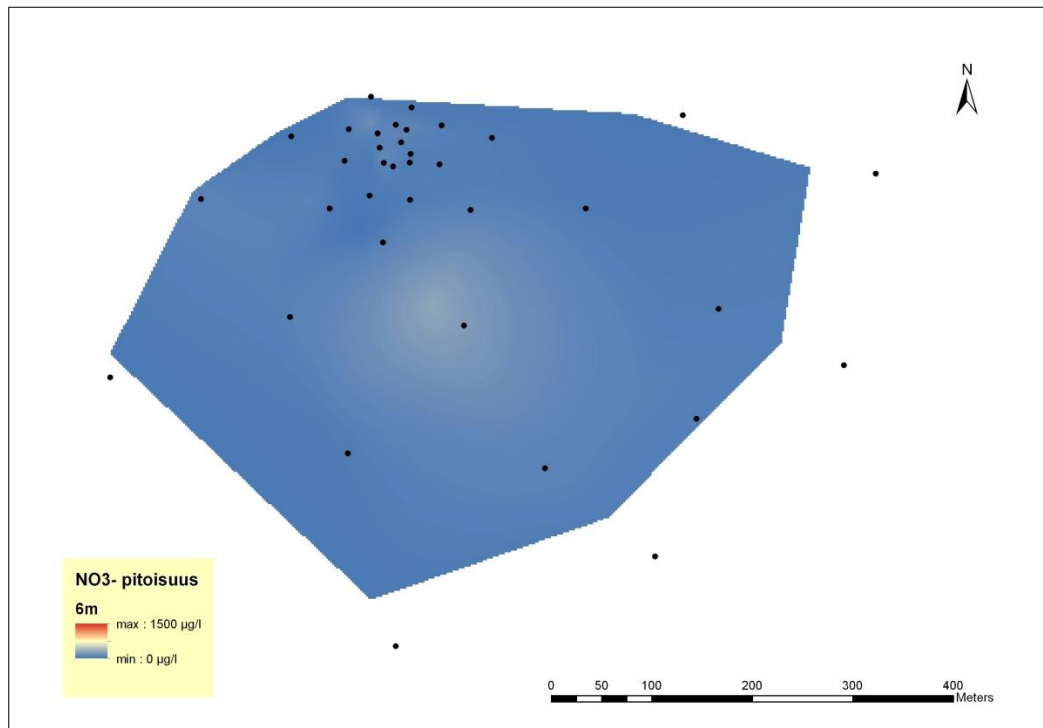
Tulosten käsittely ja tarkastelu perustui ensisijaisesti interpoloinnilla saatuihin kuviin jäteveden laskennallisista nitraattityppipitoisuuksista. Näiden tulosten perusteella pyrittiin saamaan kuva jätevesien sekoittumisesta. Lisäksi tulosten tarkastelussa käytettiin hyväksi lämpötila- ja suolapitoisuustuloksia.

Tuloksissa on esitetty kuvat ainoastaan niiltä syvyyksiltä, joissa jätevettä oli havaittavissa. Pitoisuudet kuvaavat jäteveden aiheuttaman nitraattitypen osuutta. Kuvissa meriveden NO_3^- -pitoisuus ei ole nolla sinisellä alueella, vaan ainoastaan jäteveden aiheuttaman nitraattitypen osuus on nolla. Interpolointikuvat skaalattiin samalle asteikolle tutkimuskerroittain, 2.9.2011 0 – 1500 $\mu\text{g/l}$ ja 3.11.2011 0 – 1000 $\mu\text{g/l}$. Natural Neighbor -interpolointimenetelmässä interpolaatiokuva ei ulotu tutkimusalueiden uloimmille näytepisteille vaikka ne ovatkin mukana interpolaatiossa. Syvimmissä interpoloinneissa interpolaatiokuva on alueellisesti pienempi, koska matalampien näytepisteiden vuoksi näytepisteverkosto oli rikkonainen.

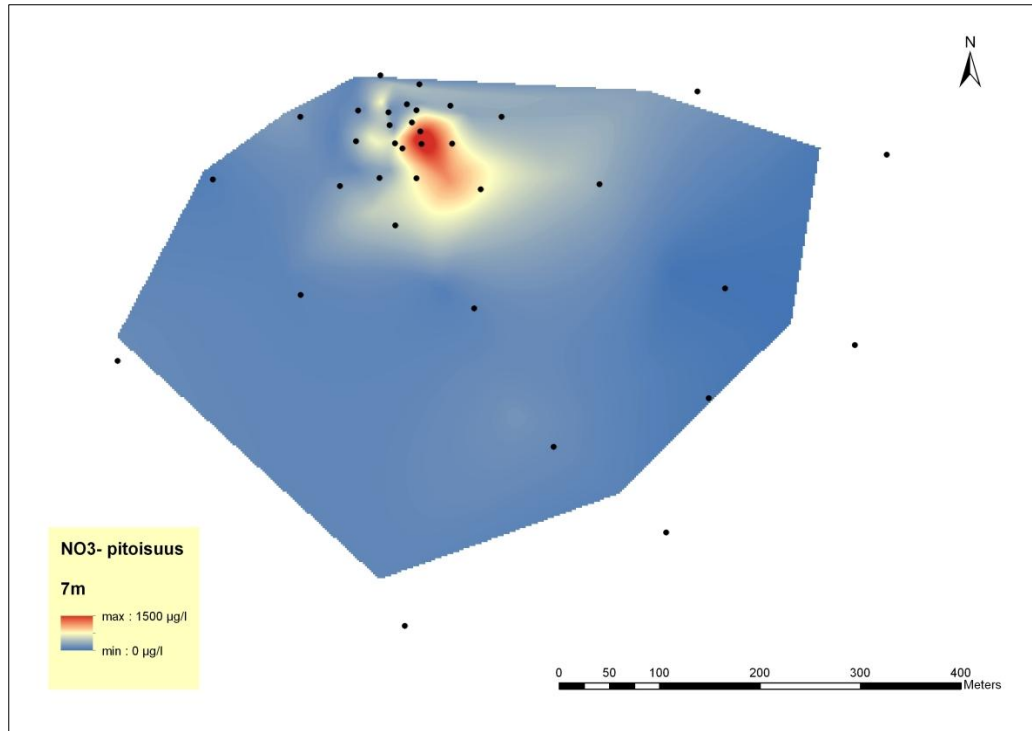
Kuviossa 7 olevien regressiosuorien perusteella lasketut nitraattitypen keskimääräiset taustapitoisuudet olivat noin 180 $\mu\text{g/l}$ (2.9.2011) ja 390 $\mu\text{g/l}$ (3.11.2011). Jälkimmäisen tutkimuskerran kohonnut taustapitoisuus selittyi syksyn sateiden lisäämillä huuhtoumilla rannikolla ja Kymijoen valuma-alueella. Tällöin mereen huuhtoutuva ravinnekuorma lisääntyi, mikä näkyi suurempina ravinnepitoisuuksina. (Pitkänen ym. 1990, 17.) Suomen ympäristökeskuksen tietokannan perusteella syyskuun keskivirtaama Anjalankoskella oli noin 275 m^3/s ja marraskuussa noin 350 m^3/s . Myös jäteveden NO_3^- -pitoisuus oli selvästi suurempi pidemmällä syksyllä (TAULUKKO 3).

5.1 Jäteveden sekoittuminen: ensimmäinen mittauskerta, 2.9.2011

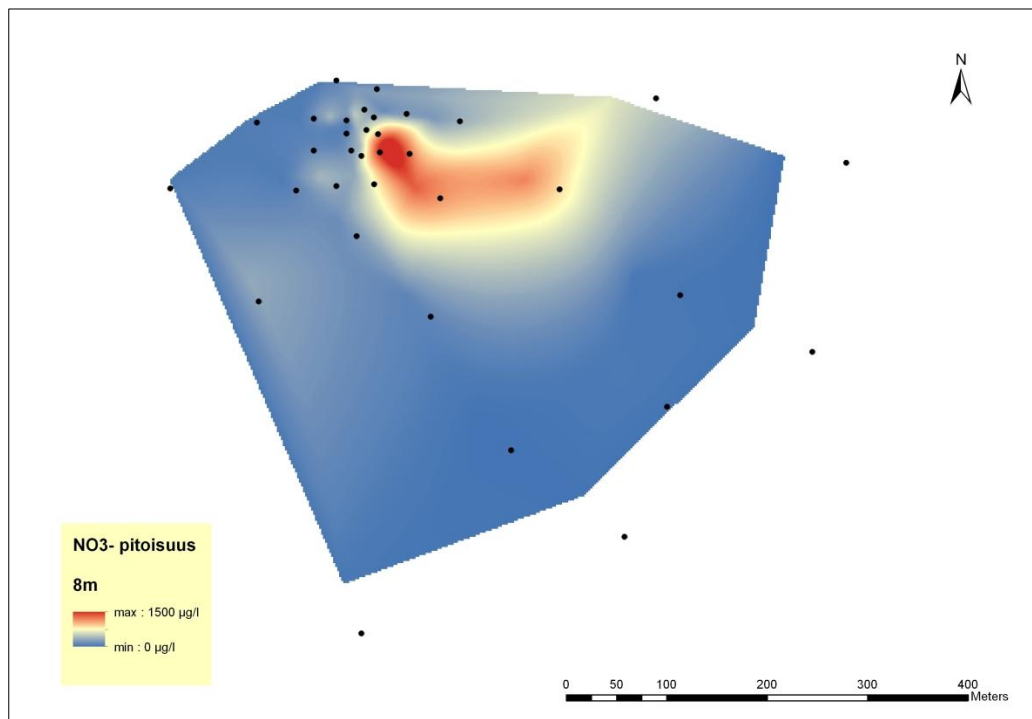
Jäteveden purkuputken suu on 14 metrin syvyydessä, ja ensimmäisellä mittauskerrolla jätevesi näkyi voimakkaimmin 9 metrin syvyydessä (KUVA 10). 10 metrissä jätevesi näkyi voimakkaana suppealla alueella aivan purkuputken ympärillä (KUVA 11). Tätä syvemmillä jätevesi on vielä niin kapeana pilarina, ettei se erotu kuvassa (KUVA 12). 8 metrissä jätevesien leviämisyöhyke on laajin (KUVA 9). 7 metrissä jätevesiä on havaittavissa vielä pienialaisesti (KUVA 8).



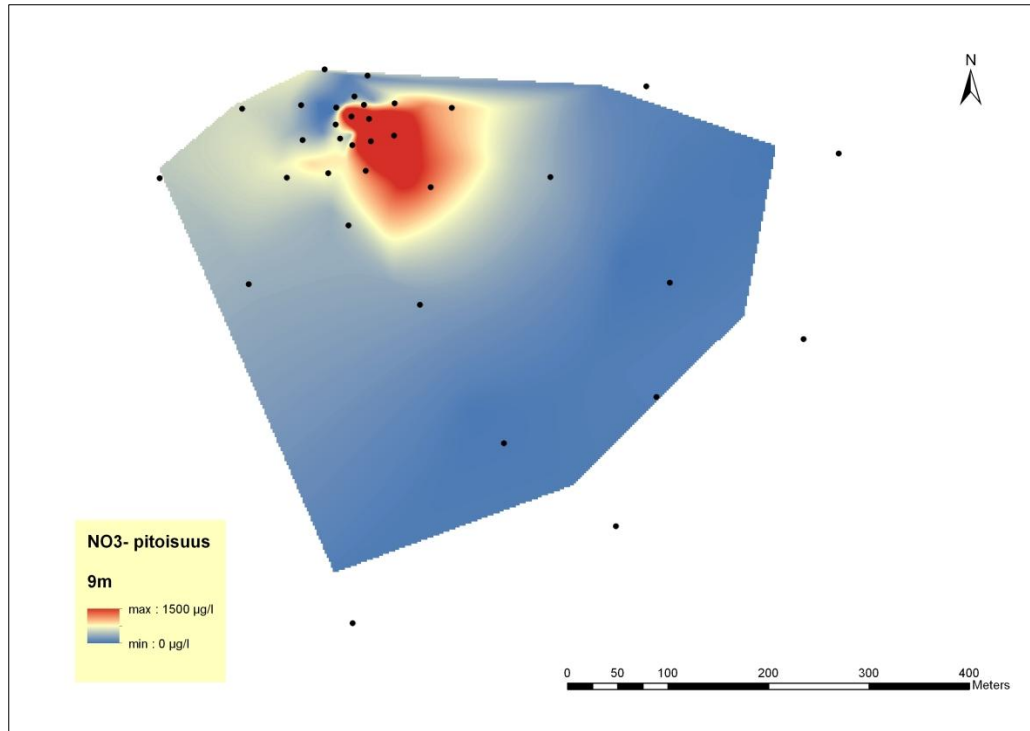
KUVA 7. Interpolaatio 6 m:n syvyydestä, 2.9.2011



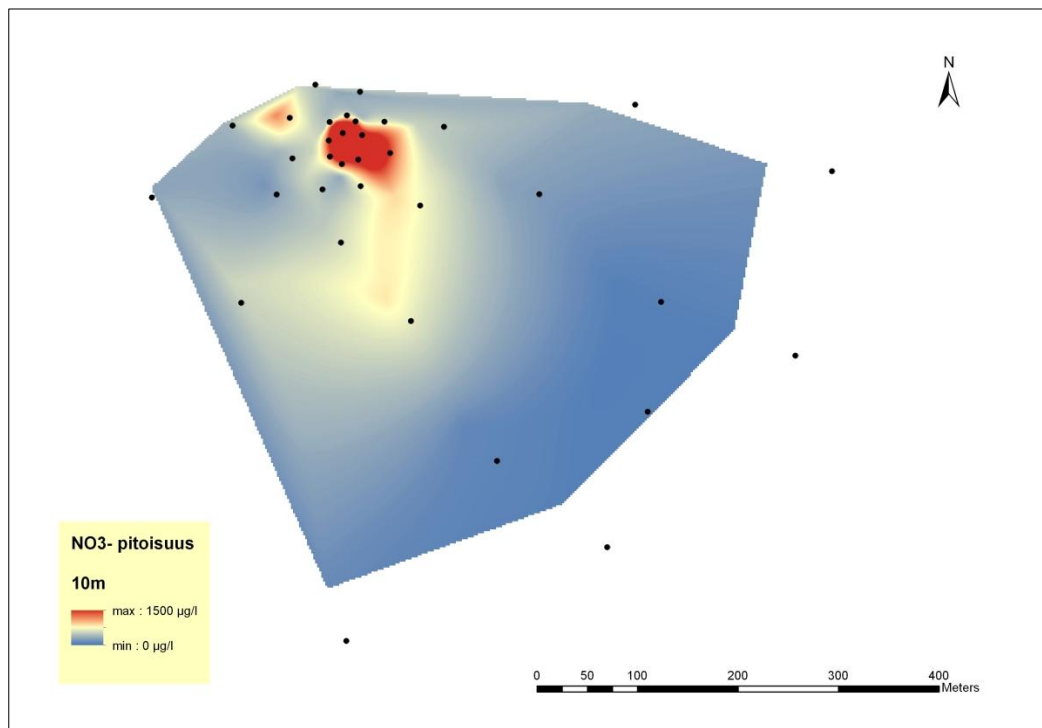
KUVA 8. Interpolaatio 7 m:n syvyydestä, 2.9.2011



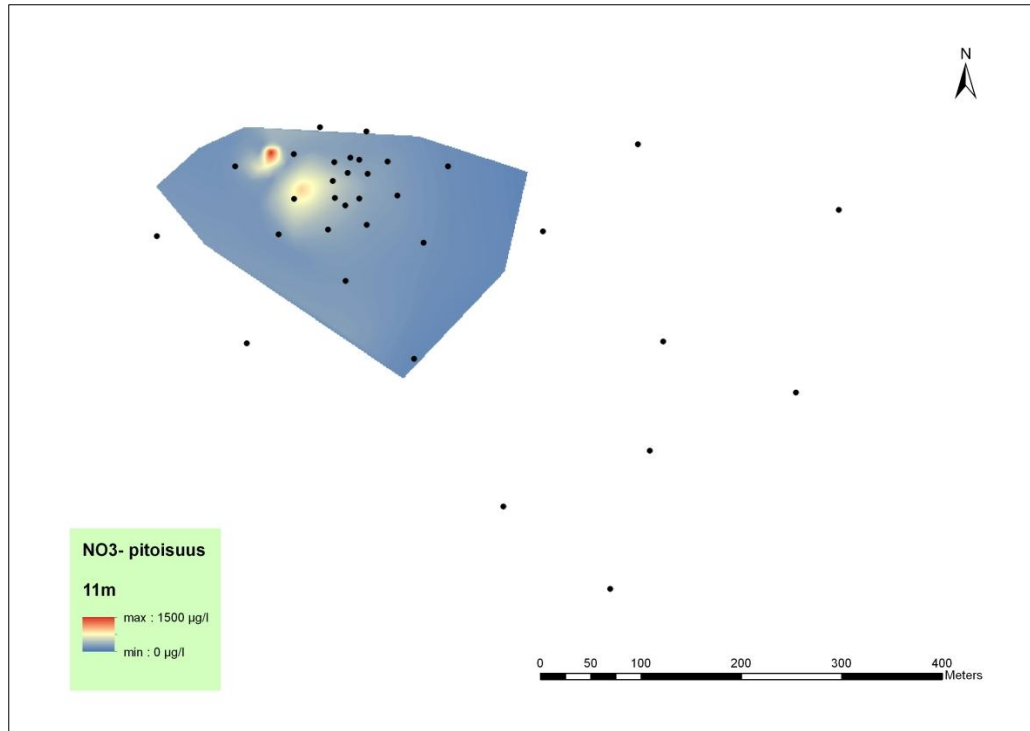
KUVA 9. Interpolaatio 8 m:n syvyydestä, 2.9.2011



KUVA 10. Interpolaatio 9 m:n syvyydestä, 2.9.2011

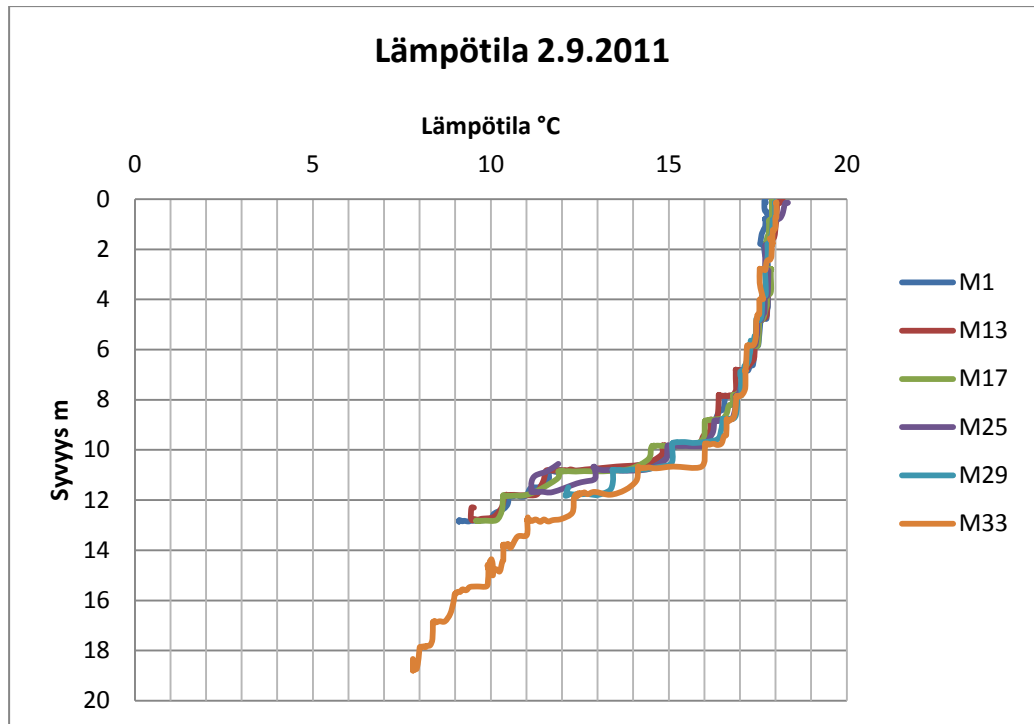


KUVA 11. Interpolaatio 10 m:n syvyydestä, 2.9.2011



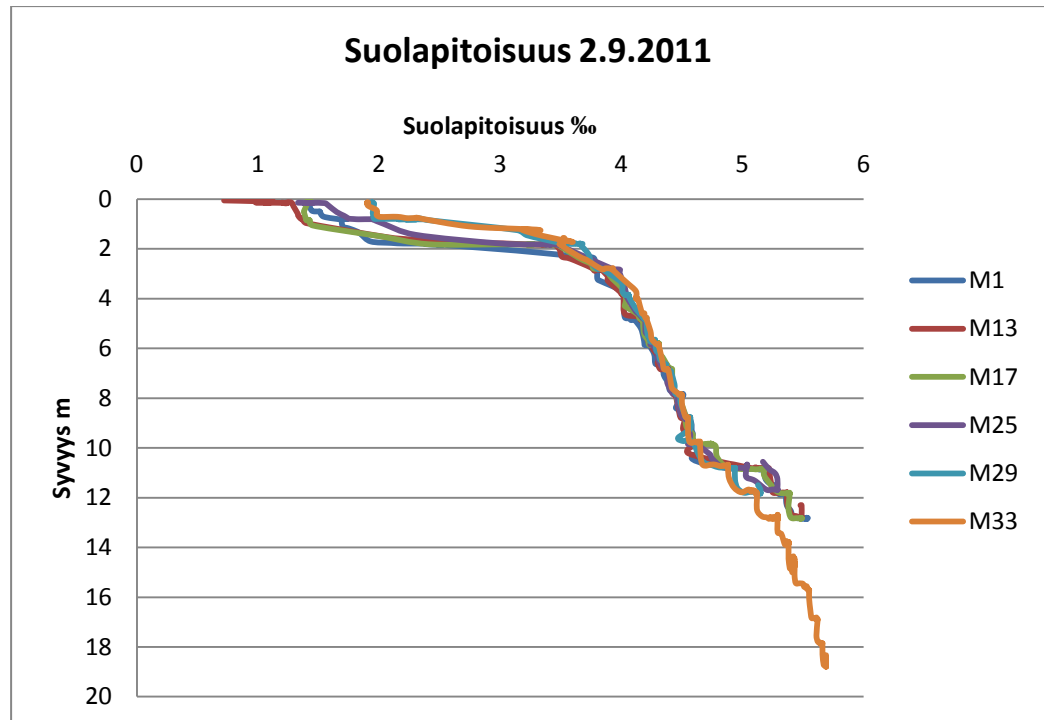
KUVA 12. Interpolaatio 11 m:n syvyydestä, 2.9.2011

Näytteenottoaikaan lämpötilan harppauskerros sijaitti noin 10 metrin syvyydessä, jossa lämpötila laski nopeasti noin 6 – 7 °C (KUVIO 1). Jätevesi puretaan noin 14 metrin syvyyteen, jossa ympäröivän veden suolapitoisuus oli suurimmillaan (KUVIO 2) ja lämpötila alhaisin. Purkautuva jätevesi oli näytteenottoaikaan lämpötilaltaan noin 18 °C (TAULUKKO 3), mikä vastasi pintaveden tuolloista lämpötilaa.



KUVIO 1. Meriveden lämpötila syvyyden funktiona 2.9.2011, M(x) on mittauspisteen numero.

Tulosten perusteella suolapitoisuuden harppauskerrokset olivat näytteenottoaikaan kahdessa ja kymmenessä metrissä (KUVIO 2). 10 m:n syvyydessä suolapitoisuus laski pohjan yli viidestä promillesta noin neljään ja puoleen promilleen. Suolapitoisuuden ja lämpötilan harppauskerrokset olivat näytteenottoaikaan samassa syvyydessä.

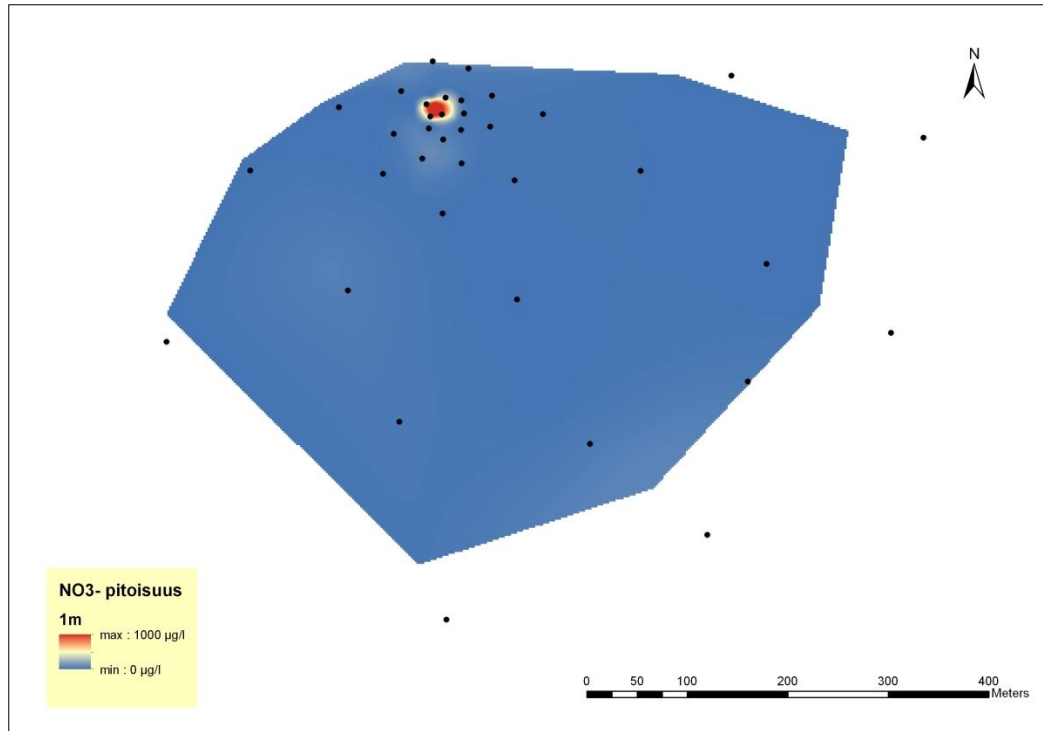


KUVIO 2. Meriveden suolapitoisuus syvyyden funktiona 2.9.2011

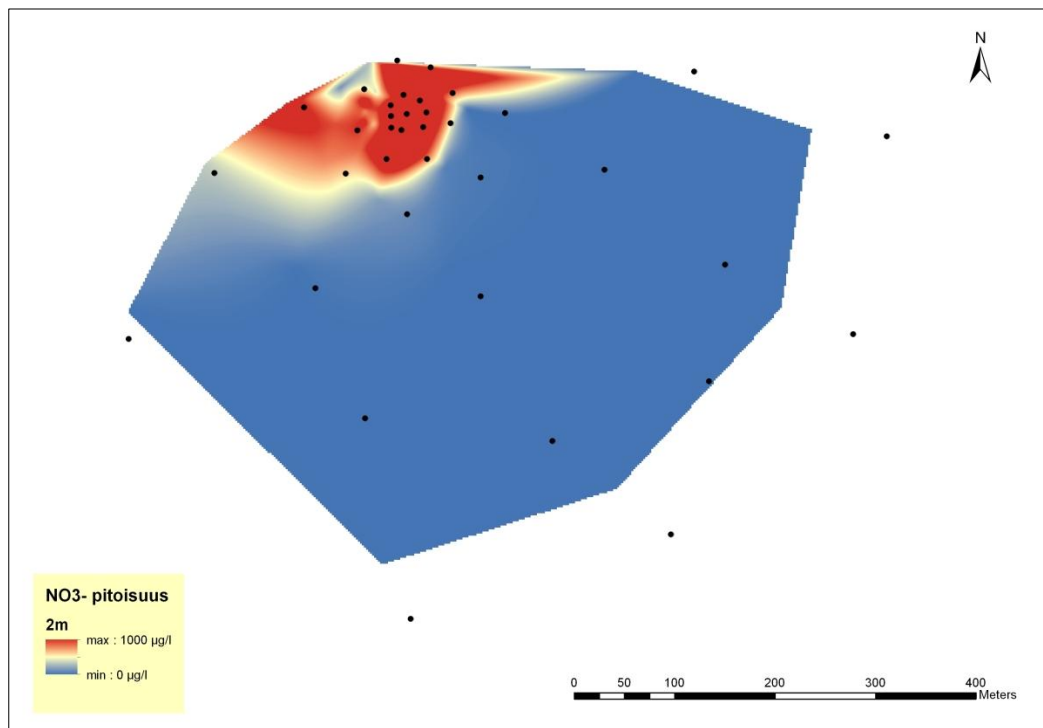
Sekä lämpötilansa että vähäisemmän suolapitoisuutensa vuoksi kevyempi jätevesi nousi voimakkaasti pintaa kohti. Harppauskerroksen jälkeen nousu hidastui ja loppui lähes kokonaan tiheyksien ollessa jokseenkin samat. Edellä mainittu selittää sitä, että jätevedet näkyivät selvimmin 7 – 9 metrin syvyydessä. Virtaus vei jätevettä idän – kaakon suuntaan, ja se sekoittui ympäröivään veteen noin 300 metrin matkalla (KUVA 9 ja KUVA 10). Mitattu jäteveden aiheuttama NO_3^- -pitoisuusnousu oli suurimmillaan noin $1500 \mu\text{g/l}$, eli yli kahdeksankertainen $180 \mu\text{g/l}$ taustatasoon verrattuna.

5.2 Jäteveden sekoittuminen, toinen mittauskerta, 3.11.2011

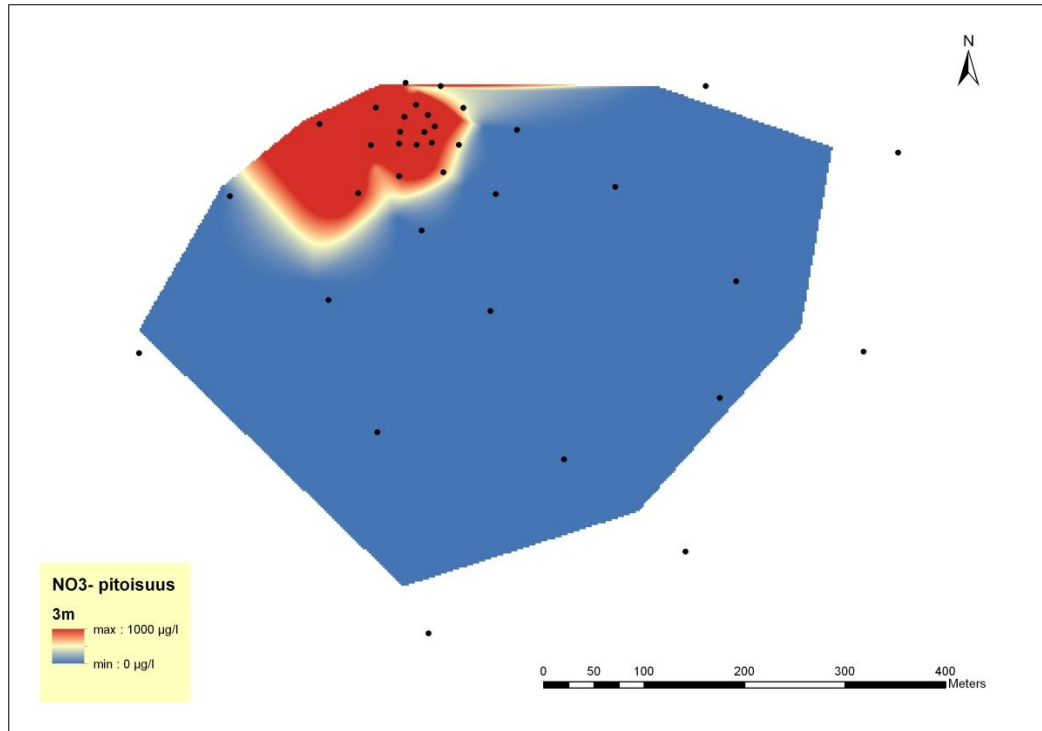
Toisella mittauskerralla jätevesi näkyi huomattavasti lähempänä pintaa kuin ensimmäisellä mittauskerralla. Voimakkaimmin jätevesi näkyi 2 - 3 metrin syvyydessä (KUVA 14 ja KUVA 15). 5 metrissä ja sitä syvemmillä jätevettä ei havaittu (KUVA 17). 4 metrissä jätevettä näkyi kolmella alueella. 1 metrissä jätevettä näkyi hyvin suppealla alueella purkuputken kohdalla. 0 metrissä ei mittaustulosten mukaan näkynyt jätevettä, mutta veden pinnalla oli havaittavissa pyörteilyä.



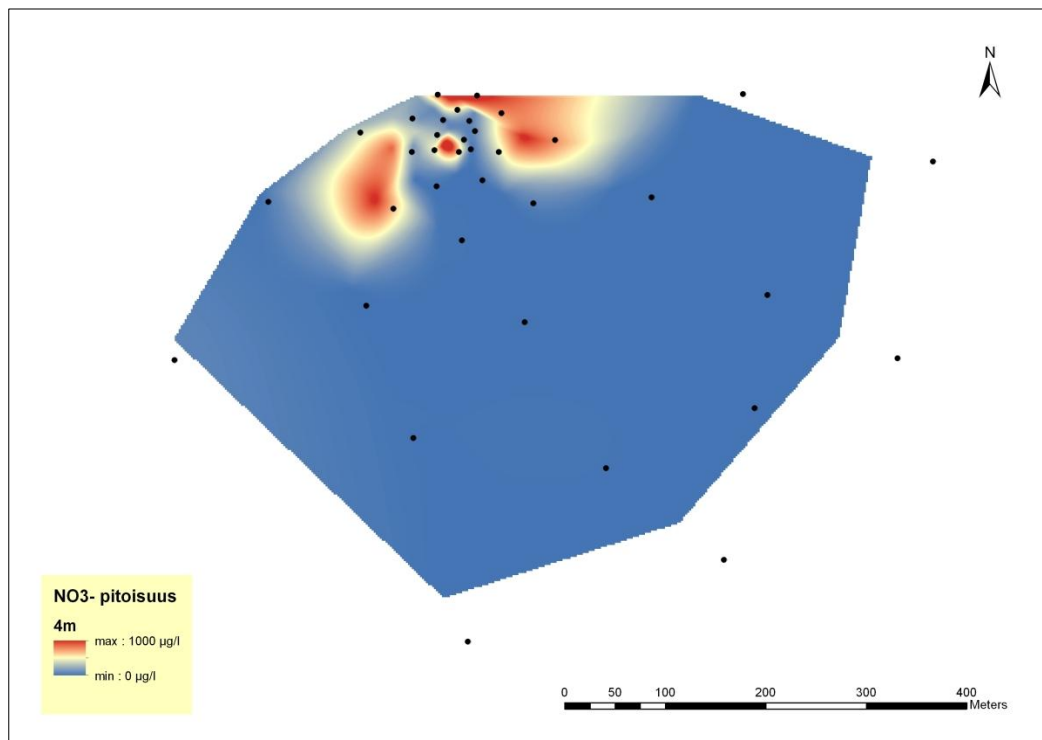
KUVA 13. Interpolaatio 1 m:n syvyydestä, 3.11.2011



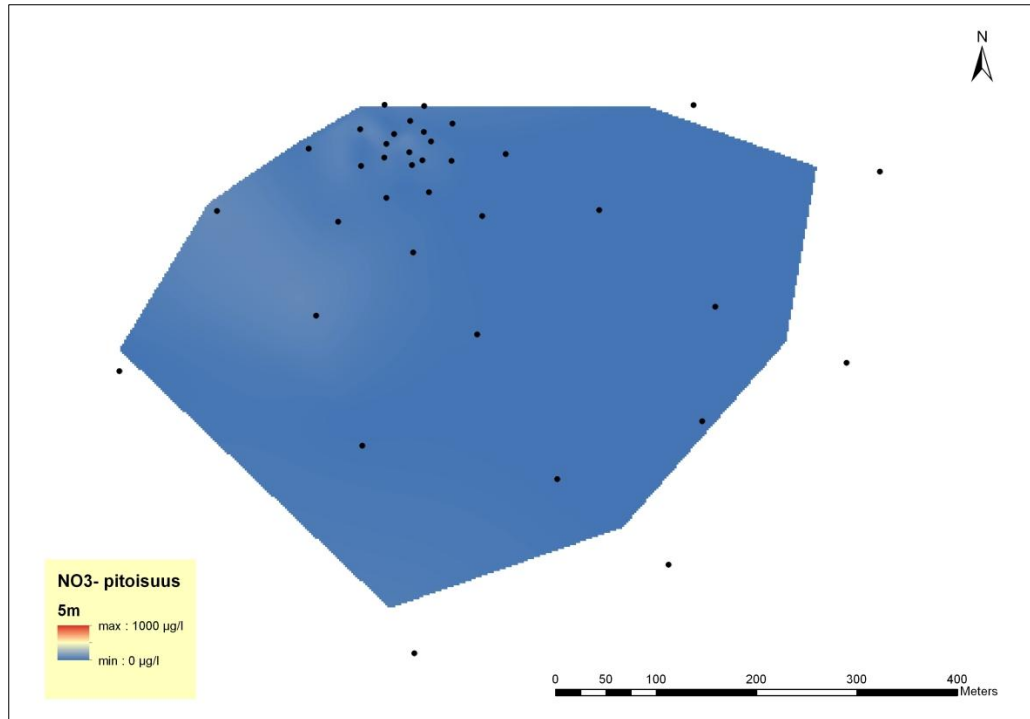
KUVA 14. Interpolaatio 2 m:n syvyydestä, 3.11.2011



KUVA 15. Interpolaatio 3 m:n syvyydestä, 3.11.2011

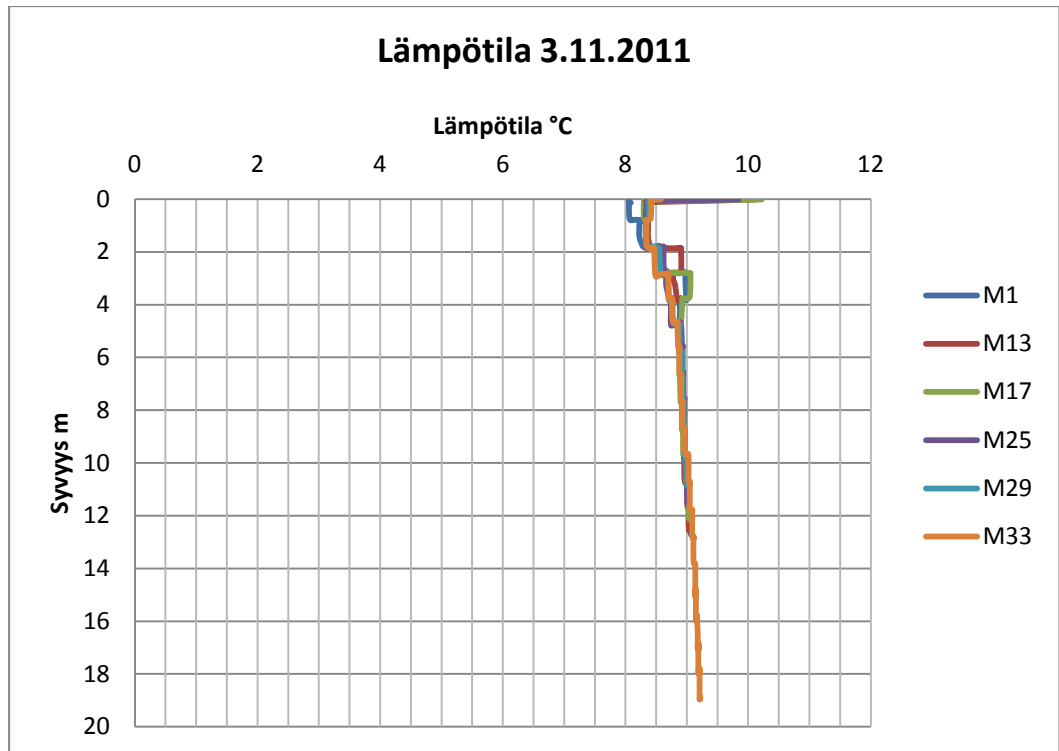


KUVA 16. Interpolaatio 4 m:n syvyydestä, 3.11.2011



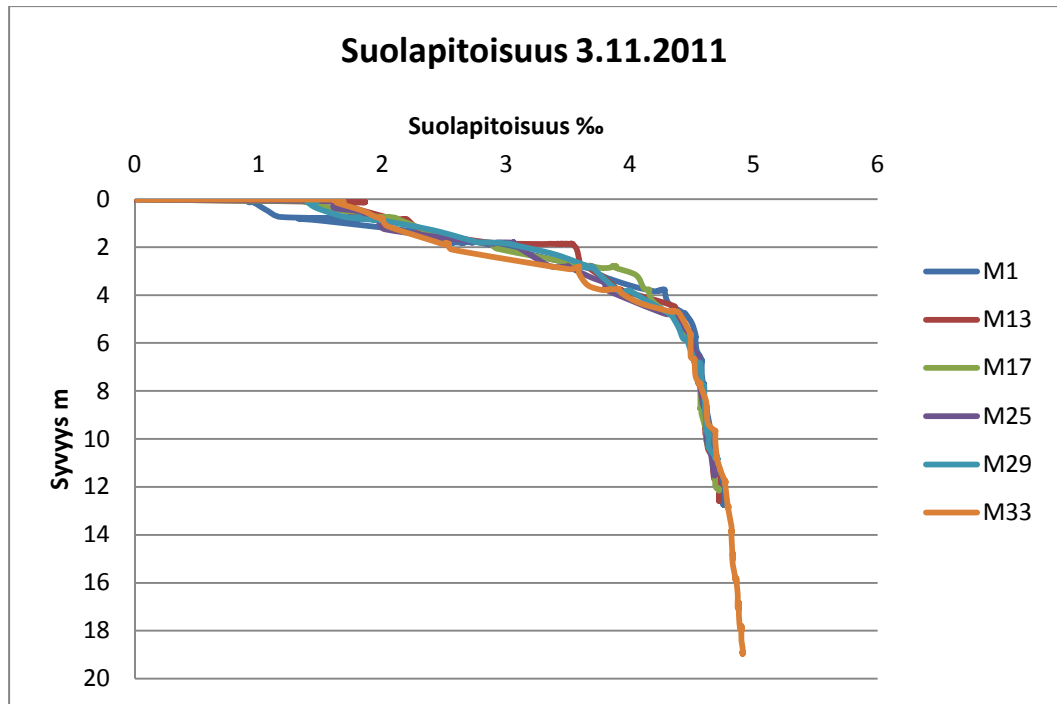
KUVA 17. Interpolaatio 5 m:n syvyydestä, 3.11.2011

Näytteenottoaikaan vesimassa oli lähes tasalämpöistä lämpötilan ollessa 8 – 9 °C (KUVIO 3). Lämpötilakerrostuneisuuden puuttuminen ilmensi sitä, että syyskierto oli käynnissä ja sekoittuminen ulottui tutkimusalueella aivan pohjaan saakka. 13 °C lämpöinen jätevesi (TAULUKKO 3) oli nyt huomattavasti ympäröivää merivettä lämpimämpää.



KUVIO 3. Meriveden lämpötila syvyyden funktiona 3.11.2011

Näytteenottoaikana suolapitoisuus kasvoi tasaisesti pinnasta 4,5 metrin syvyyteen saakka noin 1,5 promillesta noin 4,2 promilleen (KUVIO 4).



KUVIO 4. Meriveden suolapitoisuus syvyyden funktiona 3.11.2011

Sekä lämpötilansa että vähäisemmän suolapitoisuutensa vuoksi kevyempi jätevesi nousi nyt voimakkaasti pintaan asti harppauskerroksen puuttuessa. Harppauskerroksen puuttumisen vuoksi jäteveden noususta johtuva kumpuaminen oli voimakkaampaa kuin ensimmäisellä tutkimuskerralla, minkä seurauksena 4 metrin syvyydessä jätevesi näkyi kolmena erillisenä alueena (KUVA 16). 5 metrissä ja sitä syvemmillä jätevesi oli vielä niin kapeana pilarina, ettei se erottunut lainkaan tuloksissa eikä kuvissa.

Tällä mittauskerralla jätevesi levisi tasaisesti purkuputken ympärillä sekä ensimmäiseen tutkimuskertaan verrattuna enemmän pohjoiseen ja luoteeseen (KUVA 14 ja KUVA 15). Tässä suunnassa oli vain vähän näytepisteitä, joten sekoittumisvyöhykettä ei saatu tähän suuntaan täysin kartoitettua. Interpolaatiokuvien perusteella voidaan kuitenkin olettaa sekoittumisen tapahtuneen edelleen noin 300 metrin säteellä purkuputkesta. Purkuputkea lähinnä oleva ranta on Tuohipöllön saaren (KUVA 3 ja KUVA 4) ranta noin 300 metrin päässä purkuputkesta. Tämän mittauskerran kaltaisissa oloissa, joissa jätevesi nousee lähelle pintaa, voisi jäteveden leviäminen Tuohipöllön rantaan olla mahdollista.

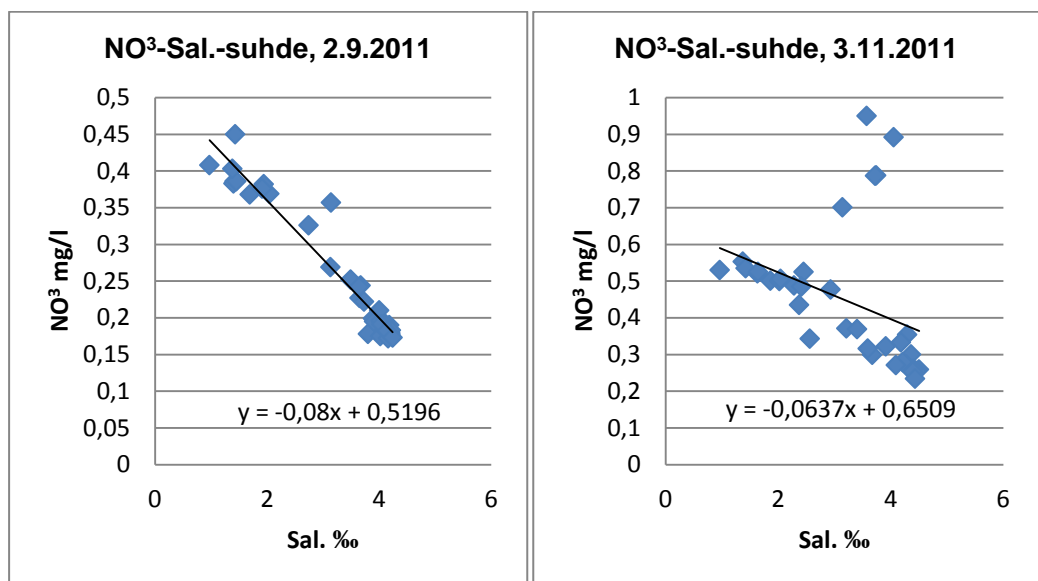
Jäteveden aiheuttama pitoisuusnousu oli suurimmillaan noin 1000 µg/l taustapitoisuuden ollessa 390 µg/l. Pitoisuusero oli noin 2,5-kertainen kun se oli ensimmäisellä tutkimuskerralla jopa kahdeksankertainen.

5.3 Sekoittumisprosessien arviointi eri parametrien korrelaatioiden perusteella

Sekoittuvat vesityypit ovat jokivesi, jätevesi ja merivesi. Sekoittumista ja siitä johtuvia laimenemisprosesseja voidaan tarkastella vesien komponenttien korrelaatiodiagrammien avulla. Mitatuista parametreista käytettiin NO_3^- :sta, DOC:a, lämpötilaa ja suolapitoisuutta (saliniteettia).

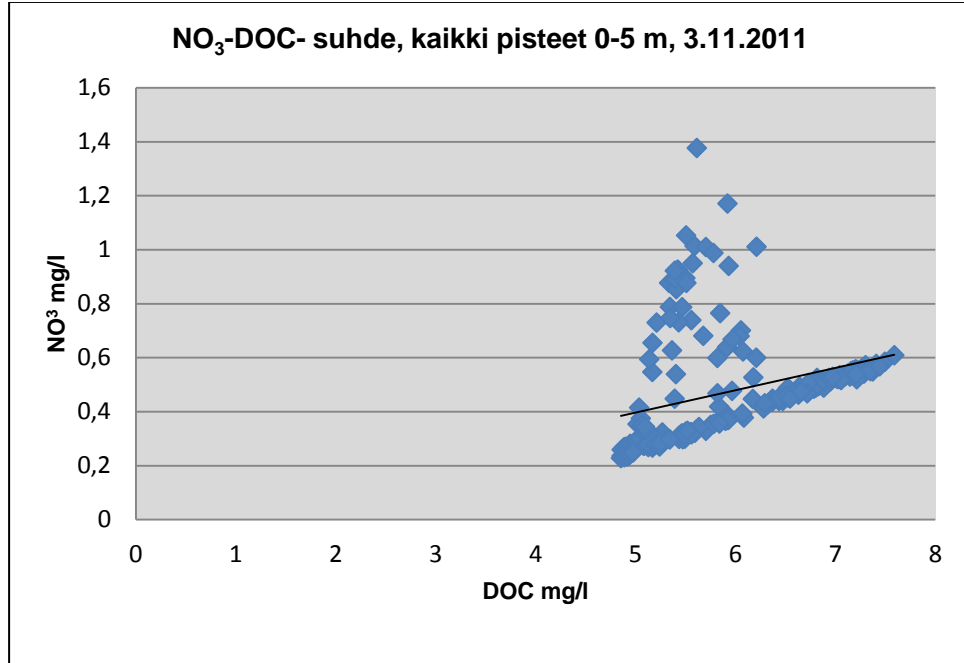
Korrelaatiodiagrammeissa jäteveden vaikutusta kuvasivat ne tulokset, jotka jäivät selvästi regressiosuoran yläpuolelle; näissä pisteissä nitraattitypeä oli enemmän kuin mitä jokiveden ja meriveden sekoittumissuhteen perusteella olisi pitänyt olla (KUVIO 6).

KUVIO 5:ssä on kuvattu joki- ja meriveden sekoittumissuhdetta suolapitoisuuden perusteella. Toisen mittauskerran (3.11.2011) pisteissä voidaan havaita jäteveden vaikutusta pisteissä, jotka sijoittuvat selvästi regressiosuoran yläpuolelle.

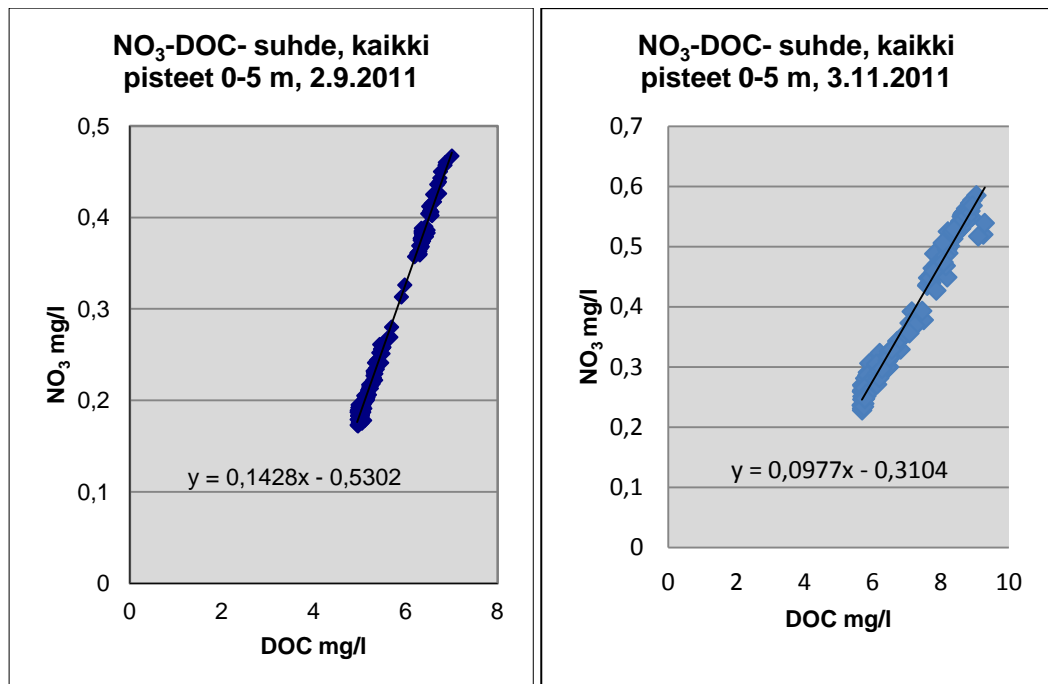


KUVIO 5. Nitraattitypen ja saliniteetin korrelaatio

Kuviossa 6 on esitetty jälkimmäisen mittauskerran (3.11.2011) NO_3^- -DOC-suhde muokkaamattomana. Suoran yläpuoliset, eli jäteveettä sisältävät pisteet jätettiin huomiotta, jotta taustapitoisuus oli mahdollista määrittää tarkasti (KUVIO 7).



KUVIO 6. Muokkaamaton NO_3^- -DOC-suhde toiselta mittauskerralta, 3.11.2011



KUVIO 7. NO_3^- -DOC- suhteet ja regressioyhtälöt molemmilta mittauskerroilta

5.4 Arvioita jäteveden sekoittumisesta muina vuodenaikoina

Mitatut tulokset kuvaavat hyvin syksyn ja alkutalven sekä kevään tilannetta. Kesällä ja erityisesti keskitalvella olosuhteet ovat kuitenkin hyvin erilaiset kuin toteutetuissa mittauksissa.

Jätevedenpuhdistamolta saatujen tietojen mukaan jäteveden lämpötila pysyy läpi talven noin 5 – 8 °C:ssa. Tällöin jätevesi nousisi jälleen pinnan tuntumaan, kuten toisella mittauskerralla, jolloin meriveden ja jäteveden lämpötilaerot olivat suunnilleen samaa luokkaa. Jääpeite poistaa tuulen vaikutuksen virtauksiin. Tällöin Kymijoen vesien virtauksen merkitys jäteveden leviämisseurantaan kasvaa ja jään alla veden todennäköisin virtaussuunta on luoteesta kaakkoon. Samaan tapaan kuin ensimmäisissä mittauksissa (KUVA 8 ja KUVA 9). Samanlaiseen johtopäätökseen on tultu myös aikaisemmissa jätevesien seurantatutkimuksissa (Tirronen 1978, 21). Näissä tutkimuksissa on tarkasteltu huomattavasti laajempaa aluetta Kotkan edustalla, mutta Kymijoen haarojen virtaamien vaikutussuunta on sama koko tällä alueella.

Kesällä veden kerrostuneisuus on voimakkainta ja virtausten arviointi vaikeinta vaihtelevien tuulten takia. Jäteveden lämpötila keskikesällä on noin 16 – 19 °C, jolloin se todennäköisesti asettuisi lämpötilan harppauskerroksen yläpuolelle, kuten 2.9.2011 mittauksissa kävi.

5.5 Mittausmenetelmän soveltuvuuden tarkastelu saatujen tulosten perusteella

Jäteveden purkupuutki on hyvin määritelty pistelähde, jolla on jatkuva tunnettu virtaus, koostumus ja lämpötila. Tämä luo hyvät edellytykset sekoittumisprosessien ja päästöjen leviämisen tutkimiselle suistoalueella. Riittävästi taustapitoisuuksista kohonneita ravinnepitoisuuksia voidaan suhteellisen helposti seurata mittauksin ja täten käyttää niitä leviämisen indikaattoreina. Tällaisen kohteen kuormituksen seuraaminen on helpompaa kuin esimerkiksi suuren määrän hajakuormittavia oja ja pieniä jokia. Tässä yhteydessä nitraattityppi on sopiva merkkiaine, joka ei reagoi eikä saostu mittausalueen ja seurantajakson puitteissa.

Tämä tutkimus osoittaa, että valittu mittausmenetelmä kenttämittauslaitteella oli tähän tarkoitukseen sopiva lähestymistapa. Voitaisiin kuvitella, että perinteinen näytteenotto ja näytteiden analysointi laboratoriolaitteilla olisi antanut parempia tuloksia. Kuitenkin lyhyt katsaus havaintorajojen suuruudesta osoittaa, että yleisten laboratoriomittausmenetelmien, kuten ionikromatografian havaintorajat ovat jopa huonompia kuin käytetyn mittauslaitteiston havaintorajat. Esimerkiksi Pitkänen (1994, 17) antaa havaintorajaksi nitraatille $1\mu\text{g/l}$ spektrofotometrillä, Neal ym. (2007) $100\mu\text{g/l}$ kolorimetrialla, ionikromatografialla ja ICPOES:lla.

Suunnitteluvaiheessa ei ollut varmaa, kyettäisiinkö jätevesi tunnistamaan näillä menetelmillä luotettavasti, koska nitraattia tulee suistoon myös maatalouden aiheuttamana päästönä ja aiheuttaa merkittävän taustapitoisuuden. Varasuunnitelmana oli lisätä jätevedenpuhdistamolla lähtevän jäteveden joukkoon lyhytikäistä heikosti radioaktiivista tai fluoresoivaa merkkiainetta, jonka avulla jäteveden käyttäytymistä olisi voitu tarkkailla sen purkauduttua mereen. Ensin mainittu olisi vaatinut säteilyturvallisuuden vaatimat lisätoimenpiteet ja molemmat olisivat vaatineet perinteistä näytteenottoa ja analysointia laboratoriossa.

Jäteveden luotettavaan ja tarkkaan tunnistamiseen etsitään edelleen uusia keinoja. Ignaz J. Buerge ja Thomas Poiger tutkivat vuonna 2011 keinoja tunnistaa jätevettä spesifisen kemiallisen indikaattorin avulla. He tutkivat elintarvikkeiden ja juomien sisältämiä aineita, kuten kofeiinia, nikotiinia ja makeutusaineita. Tutkimuksissa selvisi, että kofeiini, nikotiini ja makeutusaineista sykramaatti ja sakkariini hajosivat käytännössä täysin (>99 %) jätevedenpuhdistamolla. Sen sijaan asesulfaami K -makeutusaine läpäisi jätevedenpuhdistamon lähes muuttumattomana. Asesulfaami K on erinomainen jäteveden indikaattori, sillä sitä tavataan ainoastaan kotitalouksissa käytettävissä aineissa, kuten juomissa, elintarvikkeissa ja hammastahnessa. Asesulfaami K on hyvin stabiili ympäristössä eikä se sitoudu sedimentteihin. Lisäksi sen mittaaminen on helppoa nestekromatografian ja massaspektrometrin yhdistelmällä, jolloin voidaan mitata alimmillaan jopa $0,01\mu\text{g/l}$ pitoisuuksia, mikä mahdollistaa noin 0,05 % jätevesipitoisuuden tunnistamisen vesistöistä. (Buerge, Poiger 2011.)

6 JOHTOPÄÄTÖKSET JA JATKOTUTKIMUSHAASTEET

Mittausten mukaan Mussalon puhdistamon jätevedet nostivat purkuputken ympäristön NO_3^- -pitoisuuksia korkeimmillaan noin kahdeksankertaisiksi taustaarvoihin verrattuna. Kahden eri tutkimuskerran eroja jätevesien sekoittumisessa selitti hyvin meriveden lämpötila- ja suolapitoisuuskerrostuneisuus suhteessa jäteveden ominaisuuksiin.

Jätevesien leviämiseen vaikuttavat useat muuttuvat ympäristötekijät, joiden huomioiminen näytteenoton suunnittelussa on haasteellista. Tämä tuli erityisesti näkyviin toisella tutkimuskerralla, jolloin pisteverkosto ei vastannut täysin näytteenottoajan sekoittumistilannetta. Vaihtelevat virtausolosuhteet, meriveden muuttuva kerrostuneisuus ja lämpötilojen vaihtelut vaikeuttavat jäteveden leviämisen arviointia. Erityisesti tuuli ja sen aiheuttamat vaikutukset virtauksiin voivat muuttua päivittäin. Samanlaisista kokemuksista raportoi Kymijoen vesi- ja ympäristö Ry jätevesien vaikutusten seurannan yhteydessä Kymijoella ja sen edustan merialueilla vuosina 1975 – 1977. Raportissa todetaan, että jätevesien vaikutusten tarkkoja rajoja on ”erittäin vaikeaa” määrittää merivirtojen, Kymijoen virtaamien ja vuodenaikojen aiheuttamien muuttujien takia. (Tirronen 1978, 21.)

Tämän työn tulosten perusteella voidaan arvioida puhdistetun jäteveden sekoittuvan meriveteen noin 200 – 300 metrin säteellä purkuputken päästä. Leviämisen suunnan määräävät kulloinkin vallitsevat virtausolosuhteet siinä vesikerroksessa, johon jätevesi tiheydensä mukaan nousee ja asettuu. Kymijoen virtaaman muutosten ei havaittu vaikuttavan jäteveden sekoittumisvyöhykkeeseen. Myöskään sekoittumattomia jätevesivolyymeja ei havaittu tämän sekoittumisvyöhykkeen ulkopuolella, mikä osoittaa, että sekoittuminen on nopeaa ja täydellistä ja vesialueen tausta-arvot saavutetaan nopeasti. Näyttää siltä, että merenpohja mittausalueella on suhteellisen tasainen keskisyvyydellä noin 14 metriä, ja alue avautuu merelle päin, joten syvänteille ominaista pohjanläheistä seisovaa vettä todennäköisesti ei ole. Nämä ovat olennaisia seikkoja arvioitaessa jäteveden purkuputken ympäristövaikutuksia.

Mussalon jätevedenpuhdistamon 102 tonnin vuotuisia typpi- ja 5 tonnin fosforipäästöjä (totaali) voidaan pitää vähäisenä Suomenlahden kokonaiskuormituksessa. Jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus on noin 1,5 % Kymijoen reilusta 7200 typpi- ja 327 fosforitonista. Paikallisesti jätevedenpuhdistamon typpikuorma on vajaan kuudenneksen muutaman kilometrin päähän laskevan Langinkosken haaran kuormituksesta.

Ravinteiden biologinen käytettävyys erilaisista luonnollisista ja ihmisen aiheuttamista päästölähteistä vaihtelee suuresti. Jokivesien typpikuormasta noin 40 % on kasveille ja mikrobeille helposti käyttökelpoisessa epäorgaanisessa muodossa, kun taas jätevesissä vastaava luku on noin 75 %. Mittaukset varmistivat, että kohonneen nitraattipitoisuuden alue purkupuutken lähistöllä on hyvin pieni (läpimitta suuruusluokkaa 400 – 600 metriä). Eräs yhdysvaltalainen lähde antaa suositukseksi typen enimmäispitoisuudeksi suistoissa leväkukintojen välttämiseksi 0,1 - 1 mg/l, joten purkupuutken ympäristössä mitatuista pitoisuuksista ei voi odottaa suuria haittavaikutuksia (NCSU Water Quality Group, 2003).

Alueella tulisi suorittaa lisätutkimuksia useampina ajankohtina erilaisten virtaus- ja kerrostuneisuusolosuhteiden vallitessa, jotta puhdistetun jäteveden sekoittumisvyöhyke ja sen mahdolliset vaihtelut voitaisiin selvittää tarkemmin. Lisäksi voitaisiin määrittää muita parametreja jäteveden vuorovaikutuksen mekanismien ymmärtämiseksi ympäristössä.

LÄHTEET

Alenius, P. 1986. Kotkan merihiekka 1985 – virtaustutkimus. Merentutkimuslaitos, sisäinen raportti.

Buerge, I.J. & Poiger, T. 2011. Acesulfam: ein künstlicher Süsstoff als Abwasserindikator, Nachrichten aus der Chemie 59, 11/2011, 1084-1086.

Gästgifvars, M., Sarkanen, A., Frisk, M., Lauri, H., Myrberg, K., Alenius, P., Andrejev, O., Mustonen, O., Haapasaari, H., & Andrejev, A. 2004. Ajelehtimiskokeet ja kulkeutumisenusteet Suomenlahdella. Suomen Ympäristökeskus, julkaisu 720.

Huhtinen, M.-A. 2003. Heinolan alapuolisen vesialueen (Konnivesi 14.131) tila vuosina 1985–2002. Pitkäaikaisraportti, Kymijoen Vesi ja Ympäristö Ry:n julkaisu no. 108/2003.

Hämäläinen, T. 2009. S::CAN optisen vedenlaadun mittalaitteen soveltuvuus vesistön monitoroinnissa – laitteen kalibrointi. Opinnäytetyö, Lahden ammattikorkeakoulu, Tekniikan ala.

Karonen, M., Nylander, E., Mäntykoski, A. & Kinnunen, T. 2009. Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015.

Kiirikki, M. & Lindfors, A. 2010. Mussalon puhdistamon jätevesien leviäminen purkualueella, Luode Consulting Oy, Moniste 8.11.2010.

Kiirikki, M. & Lindfors, A. 2011. Mussalon puhdistamon jätevesien leviäminen purkualueella, Luode Consulting Oy, Moniste 22.9.2011.

Korpinen, P., Kiirikki, M., Koponen, J., Sarkkula, J. & Väänänen, P. 2002. Rehevöitymiskehityksen arviointi Kotkan ja Porvoon merialueilla 3D-vesistömallin avulla, Suomen ympäristökeskus nro 587.

Kymen Vesi Oy. 2012. Jäteveden käsittely [8.5.2012]. Saatavissa:
<http://www.kymenvesi.fi/Vesitietoa/J%E4teveden%20k%E4sittely>

Kymijoen vesi- ja ympäristö ry. 2012. Kymijoen vedenlaatu 11.4.2012 [8.5.2012]. Saatavissa: <http://www.kymijoenvesijaymparisto.fi/kymijoki.html>

Mattila, J. 2010. Mussalon jätevedenpuhdistamon vesistötarkkailuohjelma, Kymijoen vesi ja ympäristö Ry.

Myrberg, K., Leppäranta, M. & Kuosa, H. 2006. Itämeren fysiikka, tila ja tulevaisuus.

NCSU Water Quality Group. 2003. Nitrate-Nitrite – Environmental effects [8.5.2012]. Saatavissa: <http://www.water.ncsu.edu/watershedss/info/no3.html>

Neal, M., Neal, C., Wickham, H. & Harman, S. 2007. Determination of bromide, chloride, fluoride, nitrate and sulphate by ion chromatography: comparisons of methodologies for rainfall, cloud water and river waters at the Plynlimon catchments of mid-Wales. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11(1), 294-300.

Perttilä, M. 2006. MERI – Report Series of the Finnish Institute of Marine Research No. 53. Meriympäristön kemian perusteet.

Pitkänen, H., Kangas, P., Sarkkula, J., Lepistö, L., Hällfors, G. & Kauppila, P. 1990. Veden laatu ja rehevyys itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987 – 88 tutkimuksista.

Pitkänen, H. 1994. Eutrophication of the Finnish Coastal Waters: Origin, Fate and Effects of Riverine Nutrient Fluxes.

Rintala, J.-M., Myrberg, K., Pitkänen, H., Knuuttila, S., Lehtoranta, J. & Peltonen, H. 2009. The Gulf of Finland.

Räsänen, M., Karvinen, V., Muurinen, J., Sopenan, S. & Pääkkönen, J.-P. 2011. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2010 – Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.

S-CAN GmbH. 2012. [7.5.2012]. Saatavissa: www.s-can.at

Suomen Ympäristökeskus. 2008. Kymijoki – Yleistietoa Kymijoen vesistöstä
[8.5.2012]. Saatavissa: <http://www.miljo.fi/default.asp?node=4651&lan=fi>

Tirronen, E. 1978. Kymijoen ja sen edustan merialueen tarkkailu vuosina 1975 –
77, julkaisu no. 43/1978.

YSI Inc. 2012. [7.5.2012]. Saatavissa: www.ysi.com

LIITTEET

LIITE 1. Mittauspisteet, niiden koordinaatit, kokonaissyvyudet ja suola/lämpötilamittauspisteet (YSI)

Mittauspiste (purkuputki)	Koord. N (WGS84)	Koord. E (WGS 84)	Syvyys (m)	YSI
1	60,43889667	26,93054	14	x
2	60,43905333	26,93043333	14	
3	60,43908	26,93071333	14	
4	60,438895	26,93076833	14	
5	60,43871	26,93071667	14	
6	60,43870167	26,93040167	14	
7	60,438765	26,93013	14	
8	60,43888	26,930015	14	
9	60,43902333	26,93013833	14	
10	60,43929333	26,93080167	14	
11	60,43901667	26,931255	14	
12	60,43874833	26,931245	14	
13	60,43843833	26,93076	14	x
14	60,43843167	26,92996333	14	
15	60,43875667	26,929475	14	
16	60,43911167	26,929525	14	
17	60,43932	26,93005333	14	x
18	60,43895333	26,92853167	14	
19	60,438355	26,92926	14	
20	60,43796167	26,930325	14	
21	60,43826833	26,93161333	14	
22	60,43899833	26,9322	14	
23	60,43845	26,92685333	13	
24	60,437355	26,92864	13	
25	60,43724167	26,93171833	13	x
26	60,43837	26,93382833	15	
27	60,43684167	26,92544167	8	
28	60,43615667	26,92951667	6	
29	60,43596333	26,93314667	13	x
30	60,43648833	26,93590833	20	
31	60,43746833	26,9361	20	
32	60,43439	26,93051333	11	
33	60,43517	26,93532833	20	x
34	60,43697333	26,93849333	17	
35	60,43867	26,938975	17	
36	60,43926667	26,935635	16	

LIITE 2. Kuva mittausaineiston keruusta

The image shows a HyperTerminal window titled "gps - HyperTerminal" connected to a device named "ORIGINAL". The window displays a series of NMEA-style GPS logs, including coordinates, altitude, and sensor readings. A secondary window titled "ana-pro.exe COM8" is overlaid on the terminal, showing a "MANUAL" data entry screen. This screen includes a graph of data points over time (02:09:11 to 03:09:11) and a table of current sensor readings.

Terminal Log:

```

$GPGSV,3,2,12,13,12,339,40,16,23,308,37,21,44,202,46,23,03,317,42,*7E
$GPGSV,3,3,12,25,22,155,42,29,66,107,46,30,27,164,44,31,22,236,40,*71
$PGLL,6026.3125,N,02656.3789,E,140817,A,A*49
$GPBOD,I,M,*47
$GPVTG,199.7,I,192.0,M,0.2,N,0.4,K,A*29
$PRME,4.7,M,7.4,M,8.8,M*2E
$PRMZ,-7,f,3*31
$PRMM,WGS,84*06
$PRTE,1.1,c,*37
$PRMC,140819,A,6026.3125,N,02656.3788,E,0.2,217.1,0.0,A,0.0,M,0.0,H,0.0,A*0B
$PRMB,A,140819,6026.3125,N,02656.3788,E,1.12,0.8,-2.2,A,3.02,05,06,10,13,16,21,23,25,29,30,31,1.7,0.0
$PGSA,A,3,02,05,06,10,13,16,21,23,25,29,30,31,1.7,0.0
$GPGSV,3,1,12,02,10,054,42,05,34,066,45,06,09,274,00
$GPGSV,3,2,12,13,12,339,40,16,23,308,37,21,44,202,45
$GPGSV,3,3,12,25,22,155,42,29,66,107,46,30,27,164,43
$PGLL,6026.3125,N,02656.3788,E,140819,A,A*46
$GPBOD,I,M,*47
$GPVTG,217.1,I,209.3,M,0.2,N,0.4,K,A*28
$PRME,4.7,M,7.4,M,8.8,M*2E
$PRMZ,-7,f,3*31
$PRMM,WGS,84*06
$PRTE,1.1,c,*37
    
```

Manual Data Entry Screen (ana-pro.exe COM8):

Display: ORIGINAL 2011.05.24 Global calib: "RIVER000V15A"

Fingerprint	active
Turbid.	4.21 FTUeq
NO3-Neg	0.17 mg/l
TOCeq	5.48 mg/l
DOCeq	4.08 mg/l
Sal-254	Abstr/n
Level	16.77 m
Temp	16.7 °C
Sensitivity	
System-Status	FP-Sample
OK	

Last value: 2011.09.02 17:07:56

Buttons: Measure, Clear display, 1 day, 0-100

LIITE 3. Ote aineiston käsittelystä excelissä (NO₃⁻ ja DOC)

E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
north deg	east deg	Date/Time	Status	Turbid	NO3	NO3 korj	TOC	DOC	piste	Level	Temp
60,43884	26,93037	3.11.2011 9:27	Ok	1,426	0,53	-0,0010588	8,602	7,092	1	0	15,2
60,43888667	26,93037833	3.11.2011 9:28	Ok	1,101	0,435	0,0010029	7,61	6,339	1	1	14,7
60,43886	26,93040167	3.11.2011 9:28	Ok	1,444	0,701	0,3036105	7,278	6,055	1	2	14,2
60,43883333	26,93048833	3.11.2011 9:29	Ok	1,322	0,788	0,4822584	6,35	5,344	1	3	14
60,43882833	26,93051167	3.11.2011 9:29	Ok	0,988	0,354	0,090022	5,924	5,02	1	4	13,8
60,43881333	26,93042333	3.11.2011 9:29	Ok	0,841	0,259	0,0155171	5,695	4,861	1	5	13,7
60,43882333	26,93033	3.11.2011 9:30	Ok	0,715	0,221	-0,0170691	5,617	4,819	1	6	13,6
60,43885833	26,930325	3.11.2011 9:30	Ok	1,106	0,218	-0,0191668	5,627	4,812	1	7	13,5
60,43890333	26,93037667	3.11.2011 9:31	Ok	0,965	0,215	-0,0163663	5,576	4,767	1	8	13,5
60,43890833	26,93038667	3.11.2011 9:31	Ok	0,912	0,209	-0,0208195	5,542	4,755	1	9	13,4
60,438895	26,93038667	3.11.2011 9:31	Ok	0,783	0,212	-0,0118901	5,472	4,709	1	10	13,4
60,43888167	26,93037667	3.11.2011 9:32	Ok	0,782	0,2	-0,0233745	5,45	4,705	1	11	13,3
60,43887167	26,93036333	3.11.2011 9:32	Ok	1,158	0,206	-0,0093827	5,492	4,643	1	12	13,2
60,43888667	26,93033833	3.11.2011 9:32	Ok	2,523	0,194	-0,0182891	5,755	4,619	1	13	13,3
60,43904833	26,93046	3.11.2011 9:35	Ok	1,586	0,562	0,0038722	8,811	7,302	2	0	13
60,439035	26,93044	3.11.2011 9:35	Ok	1,406	0,453	0,0019881	7,765	6,471	2	1	13
60,43903167	26,93034	3.11.2011 9:36	Ok	1,411	0,527	0,1136269	7,39	6,179	2	2	12,8
60,439075	26,93034	3.11.2011 9:36	Ok	1,369	0,918	0,6018175	6,463	5,425	2	3	12,8
60,439095	26,930395	3.11.2011 9:36	Ok	0,977	0,291	0,0268931	5,904	5,021	2	4	12,8
60,43909333	26,93044333	3.11.2011 9:37	Ok	0,913	0,236	-0,0074829	5,69	4,861	2	5	12,8
60,43906667	26,93049667	3.11.2011 9:37	Ok	1,034	0,227	-0,0145494	5,669	4,846	2	6	12,8
60,43905	26,930405	3.11.2011 9:37	Ok	0,853	0,221	-0,0134599	5,616	4,791	2	7	12,8
60,43903833	26,93036833	3.11.2011 9:38	Ok	0,957	0,218	-0,0162021	5,589	4,789	2	8	12,8
60,439035	26,93031667	3.11.2011 9:38	Ok	0,898	0,216	-0,0162686	5,567	4,774	2	9	12,8
60,43907	26,93033	3.11.2011 9:38	Ok	0,668	0,221	-0,0080461	5,478	4,749	2	10	12,8
60,439085	26,930365	3.11.2011 9:39	Ok	0,878	0,209	-0,0134722	5,458	4,698	2	11	12,8
60,43909	26,93039333	3.11.2011 9:39	Ok	1,343	0,206	-0,0106717	5,533	4,653	2	12	12,8
60,439075	26,93037	3.11.2011 9:40	Ok	4,178	0,191	-0,0194845	6,067	4,605	2	13	12,8
60,43900667	26,930535	3.11.2011 9:49	Ok	1,54	0,559	-0,0085375	8,88	7,375	3	0	12,4
60,43901167	26,93073	3.11.2011 9:49	Ok	1,343	0,437	-0,0008641	7,625	6,369	3	1	12,3
60,43898167	26,930635	3.11.2011 9:50	Ok	1,302	0,68	0,2842862	7,214	6,042	3	2	12,3
60,438985	26,93055167	3.11.2011 9:50	Ok	1,43	0,895	0,5692789	6,561	5,499	3	3	12,4
60,43899667	26,93061333	3.11.2011 9:51	Ok	0,967	0,291	0,0253463	5,87	5,033	3	4	12,4
60,438995	26,93068833	3.11.2011 9:51	Ok	0,951	0,228	-0,0145806	5,699	4,854	3	5	12,5
60,43900167	26,93077667	3.11.2011 9:51	Ok	0,896	0,225	-0,0177095	5,655	4,855	3	6	12,6
60,439	26,93074667	3.11.2011 9:52	Ok	0,98	0,216	-0,0200067	5,599	4,803	3	7	12,5
60,43897333	26,93067833	3.11.2011 9:52	Ok	0,706	0,234	-0,0007177	5,559	4,793	3	8	12,6

LIITE 4. Ote aineiston käsittelystä excelissä (lämpötila ja saliniteetti)

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Date	Time	Temp	SpCond	Salinity	Depth	pH	ODO%	ODO Conc	Turbidity+
2	M/D/Y	hh:mm:ss	C	mS/cm	ppt	m		%	mg/L	NTU
3	11.3.2011	15:21:12	8,58	0,041	0,02	0,016	8,09	101,7	11,88	400,8
4	11.3.2011	15:21:13	8,42	3,04	1,59	0,016	8,07	101,5	11,77	1,6
5	11.3.2011	15:21:14	8,42	3,058	1,6	0,015	8,06	101,4	11,77	1,6
6	11.3.2011	15:21:15	8,42	3,056	1,6	0,016	8,06	101,4	11,76	1,6
7	11.3.2011	15:21:16	8,42	3,053	1,6	0,016	8,06	101,3	11,76	1,5
8	11.3.2011	15:21:17	8,42	3,063	1,6	0,028	8,07	101,3	11,75	1,7
9	11.3.2011	15:21:18	8,42	3,139	1,64	0,07	8,05	101,3	11,75	1,6
10	11.3.2011	15:21:19	8,43	3,141	1,65	0,081	8,04	101,2	11,74	1,7
11	11.3.2011	15:21:20	8,43	3,152	1,65	0,08	8,03	101,2	11,74	1,6
12	11.3.2011	15:21:21	8,43	3,131	1,64	0,078	8,03	101,2	11,74	1,7
13	11.3.2011	15:21:22	8,43	3,145	1,65	0,103	8,03	101,2	11,74	1,7
14	11.3.2011	15:21:23	8,43	3,223	1,69	0,099	8,03	101,1	11,72	1,7
15	11.3.2011	15:21:24	8,43	3,13	1,64	0,082	8,03	101,1	11,72	1,6
16	11.3.2011	15:21:25	8,43	3,178	1,67	0,108	8,02	101,1	11,72	1,7
17	11.3.2011	15:21:26	8,43	3,188	1,67	0,108	8,01	101	11,72	1,7
18	11.3.2011	15:21:27	8,43	3,125	1,64	0,109	8,02	101	11,71	1,7
19	11.3.2011	15:21:28	8,43	3,138	1,64	0,093	8,03	101	11,71	1,7
20	11.3.2011	15:21:29	8,42	3,089	1,62	0,067	8,02	100,9	11,71	1,6
21	11.3.2011	15:21:30	8,42	3,123	1,64	0,069	8,02	100,9	11,71	1,5
22	11.3.2011	15:21:31	8,42	3,088	1,62	0,068	8,02	100,9	11,7	1,6
23	11.3.2011	15:21:32	8,42	3,102	1,62	0,076	8,02	100,9	11,7	1,7
24	11.3.2011	15:21:33	8,42	3,108	1,63	0,067	8,02	100,9	11,7	1,5
25	11.3.2011	15:21:34	8,42	3,106	1,63	0,144	8,02	100,9	11,7	1,8
26	11.3.2011	15:21:35	8,42	3,497	1,84	0,486	8	100,8	11,68	1,8
27	11.3.2011	15:21:36	8,41	3,693	1,95	0,75	7,97	100,7	11,67	1,9
28	11.3.2011	15:21:37	8,4	3,766	1,99	0,764	7,94	100,7	11,67	1,7
29	11.3.2011	15:21:38	8,36	3,77	2	0,795	7,93	100,6	11,66	1,7
30	11.3.2011	15:21:39	8,35	3,766	1,99	0,842	7,93	100,5	11,65	1,9
31	11.3.2011	15:21:40	8,35	3,772	2	0,806	7,93	100,5	11,65	1,8
32	11.3.2011	15:21:41	8,35	3,775	2	0,812	7,93	100,5	11,65	2
33	11.3.2011	15:21:42	8,34	3,778	2	0,812	7,93	100,3	11,63	1,6
34	11.3.2011	15:21:43	8,34	3,778	2	0,808	7,93	100,3	11,62	1,6
35	11.3.2011	15:21:44	8,34	3,779	2	0,815	7,93	100,2	11,62	1,7
36	11.3.2011	15:21:45	8,34	3,775	2	0,8	7,93	100,1	11,61	1,5
37	11.3.2011	15:21:46	8,34	3,772	2	0,807	7,93	100	11,6	1,8
38	11.3.2011	15:21:47	8,34	3,859	2,04	1,12	7,93	99,9	11,58	1,8
39	11.3.2011	15:21:48	8,34	4,511	2,41	1,744	7,89	99,8	11,55	1,5
40	11.3.2011	15:21:49	8,39	4,66	2,5	1,892	7,85	99,7	11,51	2,2
41	11.3.2011	15:21:50	8,42	4,662	2,5	1,849	7,84	99,7	11,5	2,4
42	11.3.2011	15:21:51	8,44	4,72	2,53	1,868	7,83	99,6	11,48	3,1
43	11.3.2011	15:21:52	8,45	4,681	2,51	1,826	7,83	99,6	11,48	3,2
44	11.3.2011	15:21:53	8,46	4,729	2,54	1,875	7,83	99,6	11,47	3
45	11.3.2011	15:21:54	8,46	4,709	2,53	1,845	7,83	99,5	11,47	3,2