

Pro gradu -tutkielma

**Kiintoaine- ja humuskuormitus teollisen turpeenotto-
alueen alapuolisessa vesistössä**

Jussi Kovanen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

9.6.2013

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ympäristötiede ja -teknologia

Kovanen Jussi: Kiintoaine- ja humuskuormitus teollisen turpeenottoalueen alapuolisessa vesistössä
Pro gradu -tutkielma: 94 s., 2 liitettä (2 s.)
Työn ohjaaja: Professori Aimo Oikari
Tarkastajat: Professori Aimo Oikari, yliopistonlehtori, FT Anssi Vähätalo
Kesäkuu 2013

Hakusanat: Turpeenotto, humusaineet, humus, kiintoaine

TIIVISTELMÄ

Työssä tutkittiin Keski-Suomessa sijaitsevan 30 vuotta toimineen teollisen turpeenottoalueen kuormitusvaikutusta alapuoliseen vesistöön. Alueen kiintoaine- ja humuskuormituksen mittaamiseksi kerättiin laskeutuvaa kiintoainetta kahdessa Saarijärven reittiin kuuluvassa järvessä neljänä osajaksona noin 12 kk:n ajan avovesikaudella 2011 ja talvella 2011 – 2012. Turpeenottoalueen kuivatusvedet ensin vastaanottavassa Pirttijärvessä kuormitusta mitattiin laskuojan ylä- ja alavirran vertailuna. Noin 17 km alavirtaan päin sijaitsevalla Mahlunjärvellä tutkimus toteutettiin etäisyysarjana turpeenottoalueilta laskevan joen suulta.

Kertyneen laskeutuvan kiintoaineen kertymänopeus arvioitiin, ja siitä määritettiin orgaanisen ja epäorgaanisen aineen osuudet, orgaaninen kokonaishiili, kokonaistyyppi sekä aerobinen ja anaerobinen biohajoamispotentiaali. Kiintoaineen lähdettä arvioitiin hiilen ja typen stabiilien isotooppien suhteiden sekä C:N-suhteen avulla. Lisäksi järvien vedenlaatua seurattiin mahdollisena turpeenoton kuormitusvaikutuksena.

Laskeutuvan kiintoaineen keskimääräinen kertymänopeus oli Pirttijärvessä $600 \text{ g m}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ja Mahlunjärvessä $1600 \text{ g m}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kuiva-ainetta. Mahlunjärven kertymänopeus oli samansuuruisen kuin Saarijärven reitin muilla järvillä. Kiintoaineen havaittiin poikkeavan ominaisuuksiltaan suhteessa sijaintiin oletetusta päästölähteestä. Lisäksi kiintoaineen hapenkulutuspotentiaali ($\text{mg l}^{-1} \text{ O}_2 \text{ g}^{-1}$ kuiva-ainetta) kasvoi suhteessa päästölähde-etäisyyteen. Tämän arveltiin johtuvan suuremmasta pitkälle hajonneen allohtonisen orgaanisen aineen osuudesta päästölähteiden läheisyydessä.

Tutkimusjärvien päällisyveden väri suureni sekä näkösyvyys ja pH laskivat avovesikaudella. Pirttijärven todettiin olevan hypoksinen lähes koko avovesikauden ajan. Kesä 2011 oli hyvin sateinen, mutta tutkimuksessa havaittujen kuormitusvaikutusten epäiltiin johtuvan osittain turpeenotosta. Osuuden suuruutta ei voitu kuitenkaan arvioida.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science and Technology

Kovanen Jussi: Occurrence of particulate and humic matters downstream to an industrial peat mining site
Master thesis: 94 p., 2 appendices (2 p.)
Supervisors: Professor Aimo Oikari
Inspectors: Professor Aimo Oikari, University lecturer, dr. Anssi Vähätalo
June 2013

Key words: Peat mining, humic substances, humus, particulate organic matter

ABSTRACT

Aquatic loading of a 30-year-old industrial peat mining area was estimated by collecting settleable particulate matter on two lakes belonging to the Saarijärvi watercourse in Central Finland. Measurements were carried out over 12 months in four periods during the ice-free season in 2011 and winter of 2011 – 2012. Loading rates were measured up- and downstream to an outlet ditch in a small headwater lake, Lake Pirttijärvi. In Lake Mahlunjärvi, situating 17 km further downstream, measurements were carried out as a distance series downstream to a river suggested of being the main source for loading.

Particulate matter obtained from sedimentation traps was analyzed for organic and inorganic contents, total organic carbon, concentration of total nitrogen, and aerobic and anaerobic decomposition rates. Sedimentation rates were calculated. The source for particulate matter was estimated using stable isotope analysis and the C:N-ratio. The water quality of the lakes was monitored as a potential indication for anthropogenic loading due to peat mining.

Average sedimentation rate was $600 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ d.w. in Lake Pirttijärvi and $1600 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ d.w. in Lake Mahlunjärvi. In Lake Mahlunjärvi the rate was similar to those measured in the other lakes of the Saarijärvi watercourse. The characteristics of the collected particulate matter varied in relation to the distance from suggested load sources. In addition, the potential oxygen demand ($\text{mg l}^{-1} \text{ O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w.}$) of the particulate matter correlated with the distance from load sources. It was suggested that this was due to increased proportion of allochthonous and more decomposed organic matter near load sources.

Over the ice-free period the water color increased and pH and Secchi disc visibility decreased in both lakes. Lake Pirttijärvi was hypoxic during most of the ice-free period. Overall, precipitation was higher than average during the summer of 2011. Peat mining was however considered to be one of the causes for these observations, although it remained uncertain to what extent.

1 JOHDANTO	2
1.1 Turvetalous, turpeenotto ja vesistökuormitus: tapaustutkimus Keski-Suomessa ..	2
1.2 Tutkimuksen tavoitteet	4
1.3 Diskurssi turpeenoton vesistövaikutuksista mediassa.....	5
1.4 Humusaineiden sekä liukoisen ja kiinteän humuksen (POM) määritelmä.....	6
1.5 Humusaineiden rakenne ja kemialliset ominaisuudet	7
1.6 Humusaineiden muodostuminen	10
1.7 Suoturve ja sen ominaisuudet.....	12
1.8 Veden humuspitoisuuden mittaaminen	13
1.9 Vesiympäristön humuksen allohtoniset lähteet.....	14
1.10 Turpeenoton vaikutus vesistöjen kiintoaine- ja humuskuormitukseen	16
1.11 Metsäojitusten vesistökuormitus	18
1.12 Humusaineiden vaikutus järvien fysikaalisiin ominaisuuksiin	20
1.13 Humusaineiden vaikutus järvien vesikemiaan	22
1.14 Liukoisen orgaanisen aineen muuntuminen vesiympäristössä.....	24
1.15 POM:n sedimentoituminen ja vaikutus vesistöjen happitaseeseen	26
1.16 Hiilen ja typen stabiilit isotoot vesistötutkimuksessa	27
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	30
2.1 Tutkimusalue	30
2.2 Tutkimusasetelma.....	34
2.3 Kenttätutkimusmenetelmät.....	36
2.3.1 Kenttätutkimuslaitteisto ja näytteenotto	36
2.3.2 Järvien tilan seuranta turpeenottokaudella	39
2.4 Laboratoriotutkimusmenetelmät	40
2.4.1 Kiintoaineen erotus ja Imhoff-laskeuman määrittäminen.....	40
2.4.2 Kiintoaineen kuiva-ainepitoisuus ja hehketushäviö	41

2.4.3	Orgaanisen aineen aerobinen biohajoamispotentialiaali	42
2.4.4	Kiintoaineen anaerobisen hajotuskäyvyn mittaus	44
2.4.5	Stabiilien isotooppien suhteet, TOC ja TN.....	45
2.5	Tulosten laskemiseksi käytetyt kaavat	45
2.6	Kiintoaineen laskennalliset kertymäsuureet	46
2.7	Tutkimusalueella vallinnut sää.....	47
3	TULOKSET	49
3.1	Kiintoaineen kertymänopeudet.....	49
3.2	Kiintoaineen ominaisuudet.....	56
3.3	Kiintoaineen aerobinen ja anaerobinen biohajoaminen	60
3.4	Stabiilien isotooppien suhteet.....	62
3.5	Järvien tilan seuranta turpeenottoisuuden aikana.....	64
4	TULOSTEN TARKASTELU	71
4.1	Menetelmällisiä näkökohtia ja epävarmuustekijöitä	71
4.2	Kiintoaineen kertymänopeudet.....	73
4.3	Kiintoaineen ominaisuudet.....	77
4.4	Kiintoaineen aerobinen ja anaerobinen biohajoaminen	78
4.5	Järvien orgaanisen kiintoainekuormituksen lähteet	79
4.6	Järvien tilan kehittyminen turpeenottoisuuden aikana	81
4.7	Mittaustulosten ekoepidemiologinen tarkastelu.....	84
4.8	Jatkotutkimustarpeita.....	85
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	87
	Kiitokset.....	88
	Kirjallisuus	88

TERMIT JA LYHENTEET

Alloktoninen	Vesialtaan ulkopuolelta tuleva kuormitus, esim. huuhtouma valuma-alueelta.
Autoktoninen	Vesistössä syntyvä eli vesistön sisäinen kuormitus.
COD	<i>Chemical oxygen demand</i> , näytteen kemiallinen hapenkulutus.
DOC	<i>Dissolved organic carbon</i> , liennut orgaaninen hiili.
DOM	<i>Dissolved organic matter</i> , liennut orgaaninen aine, joka läpäisee huokoskoon 0,45 µm suodattimen. Sisältää humusta ja muita orgaanisia yhdisteitä.
Dystrofinen	Runsashumuksinen ja vähätuottoinen (järvi). Oligotrofisten järvien alaluokka, johon noin 60 % Suomen järvistä kuuluu.
Humus	Maa-aineksen väriltään musta tai ruskea orgaaninen osuus, joka koostuu osittain tai kokonaan maatuneista eläinten ja kasvien jäänteistä, ja toimii ravinteiden lähteenä kasveille sekä lisää maaperän vedenpidätyskykyä.
Humusaineet	Luonnossa esiintyvien enemmän tai vähemmän pysyvien eloperäisten heterogeenisten orgaanisten yhdisteiden yleisluokka, joiden tunnuspiirteitä ovat keltaisesta mustaan vaihteleva väri ja korkea molekyyli-paino. Humusaineita ovat humus- ja fulvohapot sekä humiinit.
Kiintoaine	Vedessä kulkeutuvaa eloperäistä tai mineraalista ainesta, jonka raekoko on suurempi kuin 0,45 µm.
Kolloidi	Veteen pieninä hiukkasina sekoittunut aine, joka ei sedimentoidu.
Orgaaninen aine	Eloperäinen aine, joka voidaan jakaa kolmeen luokkaan koon perusteella: karkea rakeinen (CPOM), hienojakoinen (FPOM) ja liennut (DOM) orgaaninen aine. Peräisin valuma-alueelta (alloktoninen) tai vesistön omasta tuotannosta (autoktoninen).
Oligotrofinen	Vähäravinteinen, karu (järvi).
POC	<i>Particulate organic carbon</i> , kiinteä orgaaninen hiili.
POM	<i>Particulate organic matter</i> , kiinteä, hieno orgaaninen aine, joka jää huokoskoon 0,45 µm suodattimeen.
SPM	<i>Settleable particulate matter</i> , kaikki orgaaninen ja epäorgaaninen aine, jonka tiheys on niin suuri, että se laskeutuu vedessä ja sedimentoituu.
TOC	<i>Total organic carbon</i> , näytteen orgaaninen kokonaishiili, joka sisältää partikkelimuodossa olevan orgaanisen hiilen (POC) sekä lienneen orgaanisen hiilen (DOC)

1 JOHDANTO

1.1 Turvetalous, turpeenotto ja vesistökuormitus: tapaustutkimus Keski-Suomessa

Turpeen energiakäyttöä on Suomessa harjoitettu laajamittaisesti 1970-luvulta alkaen. Halvan ulkomaisen energian ehtyessä ja öljyn hinnan noustua öljykriisien seurauksena syntyi paine tuottaa kotimaista energiaa. Turpeen energiakäyttö lisääntyi nopeasti vuosituhannen vaihdetta lähestyttäessä. Vesiensuojelumenetelmiä, kuten pintavalutuskenttiä, kemiallista puhdistusta ja lasketusaltaita, on kehitetty ja otettu laajamittaiseen käyttöön kuitenkin vasta 1990-luvun alusta alkaen (Sopo & Aalto 1996). Nykyään turpeenpolto tyydyttää merkittävän noin 8 % osuuden Suomen energiantarpeesta (SVT 2011).

Aiempien tutkimusten valossa on selvää, että turpeenotto kuormittaa vesistöjä ravinteilla, raudalla, kiintoaineella ja humuksella (Klöve ym. 2012). Kiintoaine- ja humuskuormitusta aiheutuu myös muista maankäyttömuodoista, muun muassa suometsäojituksista. Turpeenoton aiheuttama vesistökuormitus on pistekuormitusta, joka on helpommin hallittavissa oikeinmitoitetuilla vesiensuojelumenetelmillä kuin hajakuormitusluonteinen metsäojitus.

Noin 60 % suomalaisista järvistä luokitellaan runsashumuksisiksi. Humuksella on suuri luonnontaloudellinen merkitys aineen ja energian kierrättäjänä. Humusaineiden määrään vesistössä vaikuttavat ilmasto, paikallinen sää ja valuma-alueen ominaisuudet. Maankäyttö kasvattaa humuksen luonnollista huuhtoumaa, mikä voi johtaa muutoksiin vesistössä (Kortelainen 1999a, Steinberg 2003).

Valuma-alueelähtöinen kiinteä ja liukoinen humus vaikuttaa vastaanottavaan vesistöön monin tavoin: se muun muassa muuttaa järvien valo- ja siten välillisesti myös lämpöolosuhteita, veden happipitoisuutta, ravinteiden, metallien ja muiden aineiden biosaatavuutta sekä toimii tärkeänä hiilen lähteenä ravintoverkoissa (Steinberg 2003). Liukoinen humus voi mineralisoitua fotokemiallisesti (Münster ym. 1999, Vähätalo & Wetzel 2008) tai palautua partikkelimuotoon ja eliöiden käyttöön joko abioottisesti tai mikrobien toiminnan seurauksena (Kerner ym. 2003). Humusaineet ovat siis paitsi merkittäviä vesistöjen säätelijöitä myös itse monitasoisen säätelyn alaisia.

Tässä tutkimuksessa turpeenoton kuormitusvaikutusta tarkasteltiin tapaustutkimuksena turpeenottoalueen alapuolisessa vesistössä Multialla ja Saarijärvellä Keski-Suomessa. Ve-

sistö on osa Saarijärven reittiä (ks. liite 2), joka sijaitsee Kymijoen vesistön yläosassa. Reitin maa-alasta on suota runsas neljännes, metsämaata noin kaksi kolmasosaa ja peltoa noin 7 %. Keski-Suomen turpeenotosta yli puolet sijoittuu Saarijärven reitille. Alueella on 50 turpeenottoaluetta, joiden yhteispinta-ala on noin 3600 hehtaaria. Turpeenoton lisäksi vesiä kuormittavat maa- ja metsätalous, haja-asutus ja yhdyskuntien vedenpuhdistamot. Saarijärven reitin järvistä noin 60 % ja virtavesistä noin 50 % on luokiteltu tyydyttävään tai sitä huonompaan tilaan. Reitin vesien tila on Keski-Suomen heikoin (Keski-Suomen ELY 2012a).

Saarijärven reitin vesien tila on huolestuttanut alueen asukkaita jo pitkään. Tästä kertoo muun muassa se, että yli 3400 henkilöä allekirjoitti ympäristöministeri Paula Lehtomäelle luovutetun Saarijärven seudun luonnonsuojeluyhdistys ry:n vetoimuksen Saarijärven reitin puolesta vuonna 2009. Kesällä 2009 Keski-Suomen ELY-keskus sai ympäristöministeriöltä tehtäväksi suunnitella valtakunnallista hanketta turpeenoton ja metsätalouden vesiensuojelun kehittämiseksi. Pitkälti paikallisten asukkaiden aktiivisuuden vuoksi Saarijärven reitti valittiin TASO-hankkeeksi nimetyn ohjelman pilottialueeksi (Keski-Suomen ELY 2012b). Saarijärven reitti on myös valittu yhdeksi Euroopan yhteisön vesipuitedirektiivin seuranta-kohteista Suomessa. Direktiivi edellyttää, että vesistöjen ekologinen tila on hyvä tai erinomainen vuoteen 2015 mennessä (Palomäki 2010).

Tämän tutkimuksen toimeksiantaja oli Saarijärven kaupunki. Kohdealueeksi valittiin Vapo Oy:n Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen alapuolinen vesistö Multian kunnan ja Saarijärven kaupungin rajalla. Tutkimus ajoittui avovesikaudelle 2011 ja talvelle 2011 - 2012. Järven pohjaan laskeutuvaa kiintoainetta kerättiin tarkoitukseen suunnitelluilla keräimillä Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen kuivatusvedet vastaanottavassa Pirttijärvessä ja sen alapuoliossa Mahlunjärvessä. Pirttijärvessä keräimet sijoitettiin turpeenottoalueen laskuojan ylä- ja alapuolelle ja Mahlunjärvessä etäisyysarjaksi turpeenottoalueilta laskevan Konttijoen suulta. Keräimistä kahden kuukauden välein erotetun kiintoaineen kertymänopeutta ja ominaisuuksia tutkittiin monipuolisilla menetelmin. Lisäksi tutkimusjärvien vedenlaadun kehitystä seurattiin mahdollisena turpeenoton kuormitusvaikutuksena avovesikaudella 2011.

Tekstin rakenne noudattelee perinteistä tieteellisen artikkelin rakennetta ja se on jaettu neljään päälukuun. Johdantoluvussa esitellään monipuolisesti tämän tutkimuksen kannalta relevanttia aiempaa tutkimustietoa. Aineisto ja menetelmät –luvussa kuvataan yksityiskoh-

taisesti tutkimusalue ja –asetelma sekä käytetyt mittausten menetelmät. Tulokset on pyritty esittämään selkeästi ja johdonmukaisesti ja niitä havainnollistetaan kuvaajilla. Viimeisessä luvussa tulkitaan ja pohditaan mittaustulosten merkitystä.

1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää sedimentoituvan aineen kertymänopeutta kohdeturvetuotantoalueen alapuolisessa vesistössä suhteessa luonnontilaiseen tai metsäojitettuun alueeseen. Tutkimusjärvien valuma-alueella oli tehty laajamittaisia metsäojituksia 1950- ja 1960-luvuilla ja osittaisia kunnostusojituksia 1970- ja 1980-luvuilla. Lisäksi tutkittiin sedimentoituvan kiintoaineen ominaisuuksia, kuten orgaanisen aineen, hiilen ja typen määrä sekä hapenkulutus- ja metaaninmuodostuspotentialiaali. Kiintoaineen stabiilien isotooppien analyysillä pyrittiin yhdistämään kiintoaine mahdolliseen päästölähteeseen. Lisäksi tutkimusjärvien vedenlaadun kehitystä seurattiin mahdollisena turpeenoton kuormitusvaikutuksena. Seurattavia parametreja olivat veden lämpötila ja happipitoisuus eri syvyyksillä, päällysveden näkösyvyys, väriluku ja pH. Tutkimuksesta saatiin turpeenoton laajennusta edeltävä tilannekuva, mikäli Vapo Oy:n suunnitelmat turvetuotannon lisäämisestä kohdealueella toteutuvat (Latokartano 2011).

Tutkimuksen toissijaisena tavoitteena oli aiempiin tutkimuksiin ja kirjallisuuteen nojautuen tarjota selvitys partikkelimaisen ja liunneen humuksen koostumuksesta ja käyttäytymisestä vesiekosysteemeissä. Tältä ja varsinaisen kokeellisen osan tulosten pohjalta arvioitiin turpeenoton vaikutuksia Saarijärven reitin tilaan.

Tutkimushypoteesit ovat:

- 1) Turpeenotoperäisillä humusaineilla ei ole alapuolisissa vesistöissä sellaisia vasteita, että niiden poistaminen kuivatusvesistä tämänhetkisestä tilanteesta poikkeavalla tavalla olisi tärkeää tai perusteltua. Näitä vasteita ovat esimerkiksi vesien värjäytyminen, happamoituminen, rehevöityminen, liukoisen humuksen pitoisuuden kasvu ja humusaineiden mahdollinen toksisuus, jotka merkittävästi haittaavat vesistön yhteiskunnallista käyttöä (luontoarvot, matkailu, kalastus, kiinteistöjen arvo jne.) tai muuttavat ekosysteemin rakennetta.
- 2) Turpeenottoalueilta alapuoliseen vesistöön päätyvä sedimentoituva orgaaninen ja epäorgaaninen aine on koostumukseltaan tai määrältään erilaista kuin luonnontilai-

silla tai vuosikymmeniä sitten metsäojitetuilla valuma-alueilla. Tämä näkyy esimerkiksi kontrollivesistöjä suurempina laskeutuvan aineen kertyminä turvetuotantoalueen alapuolisissa vesissä. Oletus oli, että kertymät ovat sitä pienempiä mitä kauempana päästölähteestä mittauspiste on.

Ensimmäinen tutkimushypoteesi on nollahypoteesi eli se voidaan joutua hylkäämään, jolloin saadaan tukea vastakkaiselle tilanteelle. Jos tutkimuksen tulos ei ole merkitsevä, jää nollahypoteesi voimaan.

1.3 Diskurssi turpeenoton vesistövaikutuksista mediassa

Turpeenottoon liittyvistä ympäristöongelmista on viime vuosina keskusteltu kiivaasti mediassa. Tässä luvussa tarjotaan lyhyt katsaus yhteiskunnallisesta diskurssista lähinnä Saarijärven reitin osalta. Lähteenä käytetyt lehtiartikkelit ovat pääosin tutkimusalueen paikallis-lehdistä Sampostista ja Saarijärveläisestä sekä maakuntatason lehdestä Keski-suomalaisesta. Kyseessä ei kuitenkaan ole menetelmällisesti tiukka lehdistöanalyysi. Vaikka pääosa lehdistössä esitetyistä mielipiteistä on ollut turpeenottovastaisia, on myös syytä muistaa, että turveteollisuus on merkittävä työllistäjä, ja turpeen merkitys paikallisena energianlähteenä on suuri.

Turpeenoton vaikutuksesta järviin ollaan oltu huolissaan jo pitkään. Keski-suomalaisessa 9.10.1986 ilmestyneessä artikkelissa Saarijärven reittiin kuuluvan Pääjärven kalastusalueen esimiehet ilmaisivat huolensa turvesoiden vesistö päästöistä ja vaativat valumavesien puhdistamista. Artikkelissa kerrotaan muun muassa, että ”Turvesoilta valunut moska on heikentänyt jo mm. Kortejärven ja Valkkunan sekä Kyyjärven tilaa, kalamiehet väittävät. Näiden järvien vesi muistuttaa väriltään enemmän kahvia kuin järvivettä”. Maankäytön ympäristölupakäytännöt olivat puutteellisia 1980-luvulla, ja artikkelissa kerrotaan, että jätevesilupamenettelyä toiminnasta aiheutuvien hyötyjen ja haittojen punnitsemiseksi oli käytetty Keski-Suomessa toistaiseksi vasta kerran. Keski-Suomen maatalouskeskuksen johtava kalatalouskonsulentti Ilkka Janhonen totesi tuolloin, että ”turvesuot ja happosateet ovat tällä hetkellä keski-suomalaisten kalavesien suurin uhka” (KSML 1986). Vasta vuodesta 2000 lähtien uusille yli 10 hehtaarin turpeenottoalueille on pitänyt anoa ympäristöluvut (Vaaherkumpu 2011a).

Viime vuosina keskustelu turpeenoton vesistökuormituksesta on kiihtynyt. Paikalliset asukkaat ovat tehneet useita havaintoja järviin päätyneestä kiintoaineesta, jonka he usein

yhdistävät teolliseen turpeenottoon. Esimerkiksi Keski-suomalaisessa kerrottiin 12.8.2011 paikallisten kalastajien havainneen kaksi suurta turvelauttaa Multian Hirvisuon turpeenottoalueen alapuolella. Kunnan ympäristönsuojelusihteeri vahvisti havainnon. Vapo Oy vastasi tähän kertomalla, että vesiensuojelurakenteiden rakentaminen oli suolla vielä kesken. Keski-Suomen ELY-keskuksen tarkastaja piti epätodennäköisenä sitä, että lautat olisivat peräisin vielä rakenteilla olevalta turpeenottoalueelta (Liimatainen 2011).

Turpeenoton puutteelliset vesiensuojelumenetelmät ovat johtaneet useisiin kanteluihin ja oikeustoimiin. Saarijärven kaupunki kanteli keväällä 2011 Suomen ympäristölupaviranomaisten toiminnasta turpeenoton lupa-asioissa eduskunnan oikeusasiamiehelle ja Euroopan komissioon. Kantelun keskeisenä viestinä oli huomio, ettei turpeenoton ympäristölupia myönnettäessä selvitetä alapuoliseen vesistöön päätyvän humuksen vaikutuksia (Vaaherkumpu 2011b). Alkuvuodesta 2013 Vapo Oy:lle luettiin syytteet Etelä-Pohjanmaan käräjäoikeudessa päästötarkkailujen laiminlyönneistä 31 pohjalaisella turpeenottoalueella. Rikosnimikkeitä olivat ympäristönsuojelulain rikkominen ja vesilain luparikkomus (Korpiojoki 2013).

Keväällä 2011 käynnistettiin kolmivuotinen työ- ja elinkeino-, ympäristö- sekä maa- ja metsätalousministeriöiden rahoittama niin kutsuttu TASO-hanke (turvetuotannon ja metsätalouden vesiensuojelutason kehittäminen). Hankkeessa päivitetään vesiensuojelusuosituksia, kehitetään metsätalouden ja turpeenoton vesiensuojelun menetelmiä, koulutusta ja omavalvontaa sekä kerätään seurantatietoa veden laadusta muun muassa kiintoaineen ja liukoisen humuksen määrää jatkuvasti mittaavilla laitteilla. Hankkeen tavoitteena on vesien hyvän tilan saavuttaminen Saarijärven reitillä vuoteen 2015 mennessä. Hankkeen tuloksia pyritään hyödyntämään valtakunnallisesti (Tarvainen 2011, Vaaherkumpu 2011a).

1.4 Humusaineiden sekä liukoisen ja kiinteän humuksen (POM) määritelmä

Huolimatta humuksen ja humusaineiden luonnontaloudellisesta merkityksestä, niitä on tutkittu suhteellisen vähän verrattuna moniin muihin biomolekyyleihin. Humusaineita on vaikea määrittellä yksiselitteisesti kemiallisesti toisin kuin esimerkiksi proteiineja, hiilihydraatteja tai rasvoja (Steinberg 2003). Humukseen ja humusaineisiin liittyvä sanasto on myös sekavaa. Aiken ym. (1985) määrittelivät humusaineet seuraavasti ”luonnossa esiintyvien pysyvien biogeenisten (eloperäisten) heterogeenisten orgaanisten yhdisteiden yleis-

luokka, joiden tunnuspiirteitä ovat keltaisesta mustaan vaihteleva väri ja korkea molekyyli-paino”.

Termi akvaattinen humus (*aquatic humus*) on suosittu vesikemian alalla. Tätäkään termiä ei ole tarkasti määritelty, eikä aina ole selvää puhutaanko veteen liuenneesta orgaanisesta aineesta (DOC, *dissolved organic carbon*) vai sekä kiinteistä että liukoisista humusaineista, vai jostakin muusta (Peuravuori & Pihlaja 1999). Maaperätutkimuksessa humus määritellään seuraavasti: ”Maaperän väriltään musta tai ruskea orgaaninen osuus, joka koostuu osittain tai kokonaan maatuneista eläinten ja kasvien jäänteistä, ja toimii ravinteiden lähteenä kasveille sekä lisää maaperän vedenpidätyskykyä. Termi humus ei tarkoita tarkasti ottaen samaa kuin humusaineet, vaikka näitä kahta termiä käytetään usein synonyymeinä (Aiken ym. 1985).”

Vesistössä esiintyessään humus voidaan jakaa liukoiseen ja partikkelimaiseen humukseen. Liuenneen ja partikkelimaisen orgaanisen aineen raja ei ole yksiselitteinen. Erottamiseen käytetään yleensä huokoskoon 0,45 µm suodatinta, jolloin suodattimen läpäissyt aine määritellään veteen liuenneeksi (DOM, *dissolved organic matter*) ja suodattimelle jäänyt partikkelimaiseksi (POM, *particulate organic matter*). Suuret humusainemolekyylit (lähinnä humiini) voivat esiintyä kolloideina, joiden halkaisija vaihtelee 1 nm:n ja 1 µm:n välillä. Pienet kolloidit siis läpäisevät 0,45 µm suodattimen. Humusaineiden katsotaan esiintyvän partikkeleina eli POM:na kun halkaisija ylittää 1 µm (Steinberg 2003).

TOC (*total organic carbon*) tarkoittaa orgaanista kokonaishiiltä eli kaikkea näytteen sisältämää partikkelimaista (POC, *particulate organic carbon*) ja liuennutta orgaanista hiiltä (DOC). Termi SS (*suspended solids*) tarkoittaa sekä orgaanisia että epäorgaanisia pieniä partikkeleita, jotka pysyvät vedessä suspendoituneena veden liikkeen ansiosta. Partikkeleista, joiden tiheys on niin suuri, että ne laskeutuvat vedessä pohjaan ja sedimentoituvat, käytetään termiä laskeutuva kiintoaine, SPM (*settleable particulate matter*) (Särkkä 1996, Steinberg 2003).

1.5 Humusaineiden rakenne ja kemialliset ominaisuudet


Humusaineet (HS, *humic substances*) muodostavat noin 70 – 80 % maaperän ja veden orgaanisesta aineesta (Wetzel 2001). Humuksen ominaisuudet riippuvat sen alkuperästä ja lähinnä syntyalueen kasvillisuustyyppistä sekä iästä. Humusta syntyy pääasiassa kasvien osista, kuten ligniinistä ja selluloosasta, mikrobitoiminnan seurauksena. Tätä monimutkais-

ta tapahtumaketjua kutsutaan humifikaatioprosessiksi. On sanottu, että humifikaatioprosessit ovat määrällisesti toiseksi tärkeimpiä biogeokemiallisia prosesseja fotosynteesin jälkeen. Ne ovat elintärkeitä energian ja aineen kierrättäjiä globaalisti (Steinberg 2003).

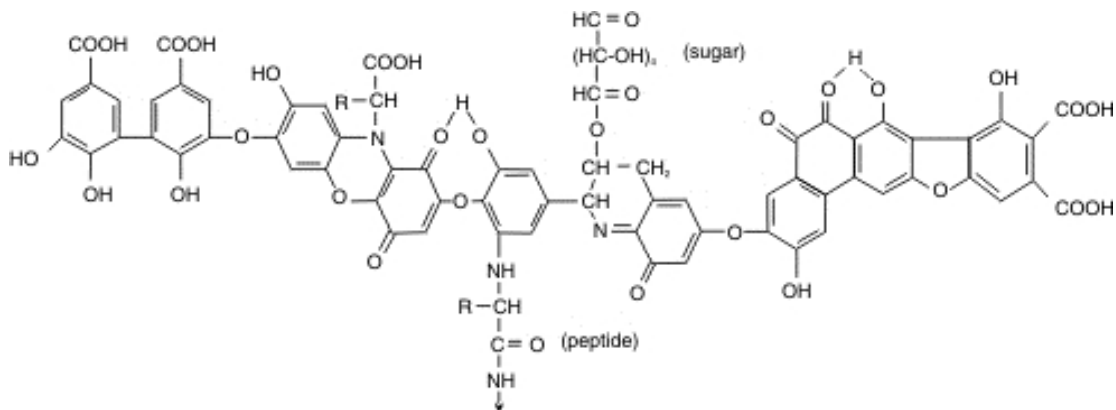
Humusaineet ovat tyypillisesti suurimolekyyllisiä, monimutkaisia, heikosti hajoavia ja keltaisesta mustaan värittyneitä luonnollisia yhdisteitä (Thurman 1985, Steinberg 2003). Humusainemolekyylit ovat hyvin epäsäännöllisiä ja heterogeenisiä (Kleinhempel 1970). Kahdella täysin identtistä humusainemolekyyliä ei onnistuta tunnistamaan maaperästä tai vesistöistä. Tämän johdosta humusainemolekyyleille ei voida antaa yleistä rakennekaavaa, vaan niiden rakennetta kuvataan usein rakenneosien suhteilla. Humusaineiden rakenteellisesta monimutkaisuudesta ja hyvin suuresta kirjosta huolimatta niiden kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet ovat hyvin samankaltaisia (Steinberg 2003).

Humusaineet koostuvat pääasiassa hiilestä (55 – 60 %), hapestasta (35 – 40 %), vedystä (4 – 5 %) ja typestä (1 %). Perinteisen jaottelun mukaan humusaineet sisältävät tyypillisesti kolmea fraktiota (Kuva 1), jotka ovat happamassa ympäristössä (pH < 2) liukenematon tumma humushappo, aina liukoinen keltainen fulvohappo ja liukenematon musta humiini (Stevenson 1982, Wetzel 2001, Steinberg 2003). Pääfraktion muodostaa humushappo (Kuva 2), joka ei kuitenkaan ole tietty yksittäinen happo, vaan erilaisten fenoli- ja karboksyyli-ryhmiä sisältävien happojen seos. Humusaineiden happamuus johtuu juuri karboksyyli- ja fenolirakenteista. Näiden rakenteiden runsaus tekee humusaineista polyprotolysoituvia molekyylejä, jotka voivat luovuttaa suuren määrän protoneita ja näin ollen toimia voimakkaina vesistöjen happamoittajina. Humusaineissa on rakenneosina erityyppisiä biomolekyylejä kuten aminohappoja, hiilihydraatteja ja lipidejä, joista erityisesti aminohappoja on runsaasti sekä humus- että fulvohappoissa (25 – 35 %) (Steinberg 2003).

Keski-Suomen järvien kaltaisissa ruskeissa ja vähätuottoisissa vesissä koko ekosysteemin sisältämien humusaineiden määrä on noin kymmenkertainen elävien organismien sisältämään hiilen määrään nähden. Tällaisista runsashumuksisista vesistöistä käytetään nimitystä dystrofinen. Liuennut orgaaninen aine (DOM) voi olla vesistöissä syntynyttä (autoktonista) tai maaekosysteemilähtöistä (alloktonista). Liuenneesta orgaanisesta aineesta suuri osa on humusta tai humuksen kaltaisia molekyylejä ja vain pieni osa hajoavaa orgaanista ainetta (Steinberg 2003). Voimakkaasti värjäytyneissä vesistöissä humusaineiden osuus DOM:sta voi olla jopa 90 % (Kronberg 1999). Vesistöissä esiintyvä partikkelimainen ja liuennut humus on hyvin suurelta osin alloktonista alkuperää (Steinberg 2003).

Fulvohappo		Humushappo		Humiini
Vaalea keltainen	Keltaruskea	Tumma ruskea	Harmaa, musta	Musta
				
Väriin tummuus kasvaa				
Molekyylin polymerisaatioaste kasvaa				
2 000		Molekyyli massa kasvaa		300 000
45 %		Hiilipitoisuus kasvaa		62 %
48 %		Happipitoisuus vähenee		30 %
1 400		Vaihtohappamuus vähenee		500
Liukoisuus vähenee				

Kuva 1. Humusaineiden ryhmittely ja kemiallisia ominaisuuksia (Stevenson 1982).

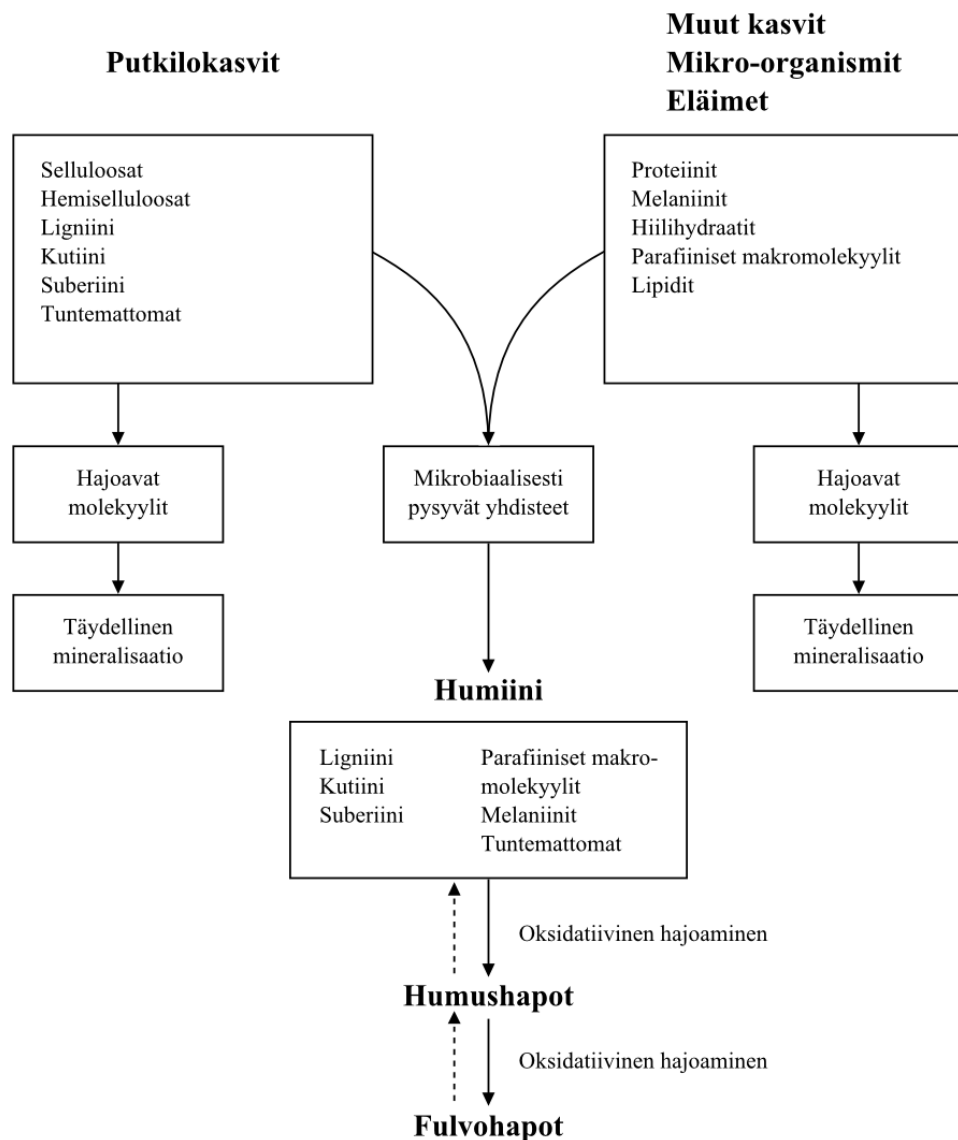


Kuva 2. Tyypillisen humushapon rakenne. Karboksyyli- ja fenolirakenteet aiheuttavat humusaineiden happamuuden ja aromaattiset rengasrakenteet väriin. Lisäksi humusainemolekyyleissä on rakenneseinä erilaisia biomolekyylejä, kuten hiilihydraatteja (kuvassa *sugar*) ja aminohappoketjuja (*peptide*) (Stevenson 1982).

Partikkelimaisen orgaanisen aineen (POM) määrä sisävesissä on yleensä huomattavasti pienempi kuin liuenneen orgaanisen aineen määrä. POM:n ja DOM:n suhde karuissa oligotrofisissa järvissä on tyypillisesti luokkaa 1:10 – 1:25. Suhde riippuu muun muassa valuma-alueen ominaisuuksista (Wetzel 2001). DOM:n tavoin humusaineiden osuus POM:sta on suuri. Liuennut humus voi reagoida epäorgaanisten mineraalien kanssa, saostua POM:ksi ja sedimentoitua muiden partikkelimaisten kappaleiden tavoin (Wetzel 2001).

1.6 Humusaineiden muodostuminen

Perinteisen humifikaatiokäsityksen mukaan humusaineita voi syntyä kahden muodostumisreitit kautta. Ensimmäinen ja tärkein on lähinnä maaekosysteemeissä (mm. soissa) tapahtuva maatuminen (*degradative pathway*). Maatumisessa kasvilähtöiset makromolekyylit hajoavat hiljalleen humusaineiksi muodostaen ensin väriltään mustia humiineja. Ne muuntuvat edelleen humus- ja fulvohapoiksi hapettumalla (*oxidative degradation*) (Hatcher & Spiker 1988, Steinberg 2003). Kuva 3 havainnollistaa maatumisprosessia.

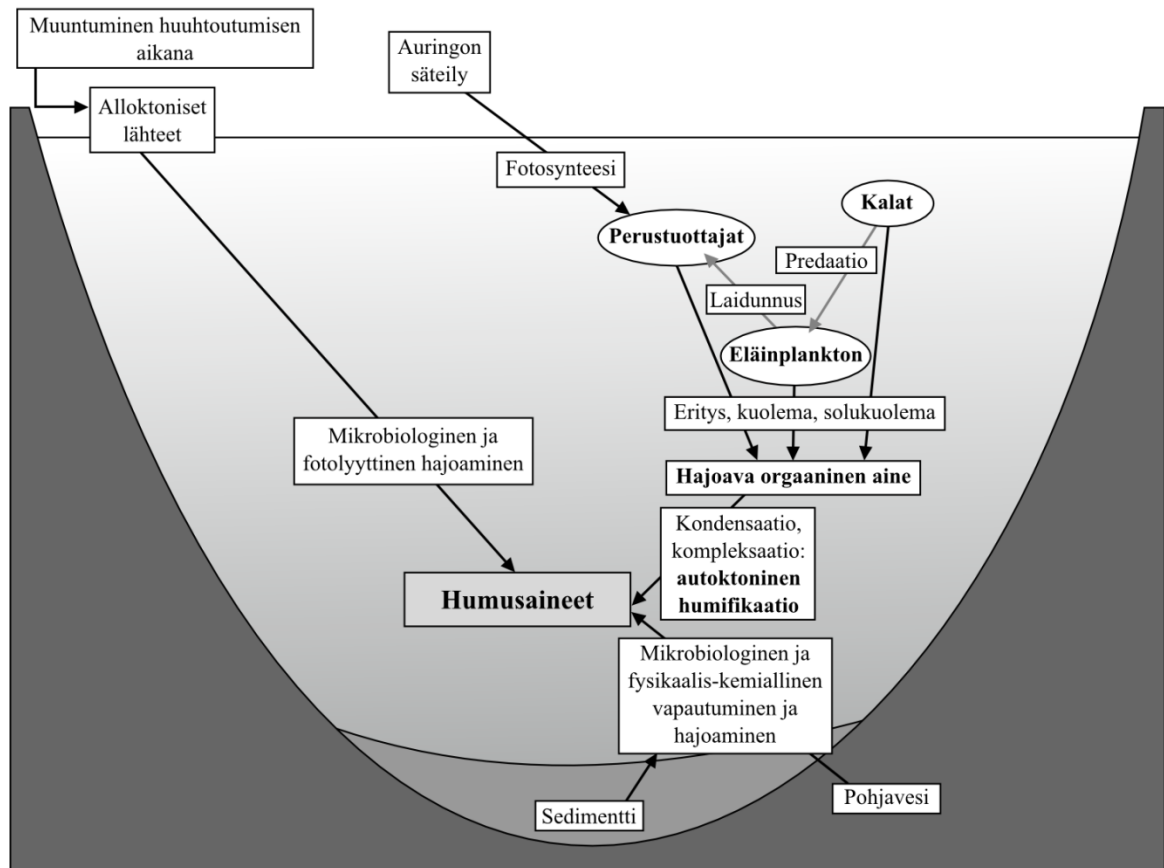


Kuva 3. Humusaineiden muodostuminen maatumalla. Kaavion esittämä muodostumisreitti tapahtuu vesistöjen valuma-alueilla maaperässä ja kuvaa allohtonisen vesihumuksen syntymä. Katkoviivanuolet osoittavat mahdollisen muuntumissuunnan. Näiden muuntumisten merkitys on kuitenkin hyvin vähäinen (Hatcher & Spiker 1988).

Toinen reitti on kondensaatio-polymerisaatioreaktioketju (*condensation polymerization reactions*), jolla kuitenkin on varsin vähäinen merkitys vesistöjen humusainepitoisuuden lisääjänä tai humuksen laadun muokkaajana. Huomattavaa kuitenkin on, että kondensaatio-polymerisaatioreaktiot tapahtuvat myös vesistöissä, ja ovat siis vesistöjen sisäisiä (autoktonisia) humuslähteitä. Hyvin niukan kasvillisuuden valuma-alueilla (esimerkiksi arktisilla napa-alueilla) kondensaatioreitti on humusaineiden hallitseva syntymekanismi (Hatcher & Spiker 1988, Steinberg 2003).

Tuorempien tutkimusten valossa akvaattisten humusaineiden muodostumismekanismien kahtiajako maatumis- ja kondensaatioreitteihin ei ole täysin perusteltua. Ziechmannin (1996) mukaan humusaineita ja niiden kaltaisia molekyyliä voi syntyä myös abioottisesti fysikaalis-kemiallisten prosessien kautta muun muassa metaanista, vedestä, vedystä, ammoniakista ja niiden tuotteista. Näin ollen humusaineita voidaan pitää ekosysteemien komponentteina ilmakehän, veden ja valon tavoin. Ziechmann (1994) esitti, että humusaineet ovat näytelleet tärkeää roolia varhaisen kemiallisen ja biologisen evoluution mahdollistajina eliminoimalla alkuilmakehän reaktiivisia radikaaleja.

Kaiken kaikkiaan humusaineiden synty on monimutkaisten kemiallisten ja biologisten reaktioiden ja vuorovaikutusten sarja, ja muodostumisreitit sekä lopulta syntyvien humusaineiden ominaisuudet riippuvat ympäristön olosuhteista. Kemiallisen ja mikrobiologisen humifikaation yksityiskohdat ovat varsin heikosti tunnettuja. Tämän lisäksi humusaineet ovat monien biologisten ja geokemiallisten prosessien alaisia ja näin ollen muuntuvat jatkuvasti. Vesistöissä esiintyessään humusaineet ovat joka tapauksessa sekä allohtonisten että autoktonisten oksidatiivisten humifikaatioreittien synnyttämiä. Tuoreiden tutkimusten mukaan autoktonisten prosessien ja allohtonisten humusaineiden fotolyyttisen ja mikrobiologisen muuntumisen osuutta vesistöjen humusaineiden lähteinä on aliarvioitu (Steinberg 2003). Kuva 4 tarjoaa graafisen yhteenvedon vesistöjen allohtonisista ja autoktonisista humifikaatioreiteistä.



Kuva 4. Yhteenveto alloktonisista ja autoktonisista humifikaatioreiteistä sisävesissä. Vesistöjen humusaineet ovat seos muuttumattomia ja vesiympäristössä edelleen muuttuvia suurimolekyylisiä aineita. Kuvassa ei näy humusaineiden abiottista spontaania syntyä yksinkertaisista lähtöaineista, kuten esim. alkuilmakehässä (Steinberg 2003).

1.7 Suoturve ja sen ominaisuudet

Suot kasvavat paksuutta, kun kuollut orgaaninen aines kertyy niihin, mikä taas riippuu alueen keskimääräisestä sadannasta ja lämpötilasta. Suo sitoo kasvuunsa happea ja tyypeä ilmasta sekä muita ravinteita sateesta, pintavalunnasta ja pohjavedestä. Suomessa suot ovat kehityshistoriansa aikana sitoneet hiiltä keskimäärin $17 - 21 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, mutta vaihtelu eri alueiden välillä on suuri. Turvekerroksen paksuuntuminen pysähtyy, kun suodynamiikassa saavutetaan tasapaino, jossa systeemiin kertyy yhtä paljon orgaanista ainetta kuin siitä vapautuu (Klöve ym. 2012). Suomalaisten soiden turvekerroksen keskisyvyys on 1,52 metriä. Yli 20 hehtaarin kokoisia alueita, joilla turvekerroksen paksuus ylittää 30 cm, on Suomessa yhteensä noin 5,1 miljoonaa hehtaaria. Tällaisista soista 23 %:lla turvetta on yli kaksi metriä (Lappalainen 1996).

Suoturve koostuu pääosin orgaanisesta aineesta, kuten kasvien jäänteistä sekä vaihtelevasta määrästä mineraaliainesta. Yleensä orgaanisen aineen osuus on noin 95 % (Klöve ym. 2012). Turve sisältää orgaanista ainetta seuraavissa suhteissa: bitumia 0 – 20, hemiselloosaa 0 – 30, selluloosaa 0 – 20, ligniiniä 0 – 40, humusaineita 0 – 60 ja typpiyhdisteitä 3 – 25 massaprosenttia kuiva-aineesta. Suhteet riippuvat muun muassa turpeen maatumisasteesta. Pitkälle maatuneessa turpeessa humusaineiden osuus saattaa olla 80 massaprosenttia. Orgaanisen aineen lisäksi turve sisältää mineraalista tuhkaa 1 – 10 massaprosenttia (Fagernäs 1996).

Turpeen fysikaalisia ja hydraulisia ominaisuuksia määrittää kolme tekijää: suokasvillisuus, josta turve on muodostunut sekä turpeen hajonneisuus- eli maatumisuusaste ja tiheys. Tiheyteen vaikuttaa mineraaliaineksen määrä (Klöve ym. 2012). Svahnäck (2007) osoitti väitöstyössään, että turpeen maatumisuusaste vaikuttaa merkittävästi turpeenoton vesistö-päästöihin. Sadetuskokeissa pitkälle maatuneesta turpeesta irtosi enemmän kiintoainetta kuin vähemmän maatuneesta turpeesta. Myös luonnontilaisilla soilla tilanne on samankaltainen, sillä vanhemmilta, pitemmälle maatuneilta ja syvemmillä soilla huuhtoutuu kiintoainetta enemmän kuin nuorilta ja matalilta soilta (Klöve ym. 2012).

1.8 Veden humuspitoisuuden mittaaminen

Veteen liuenneiden humusaineiden määrittämiseen ei ole olemassa vakiintunutta ja tiettyä analyttistä menetelmää, koska niiden kemiallinen rakenne ja funktionaaliset ryhmät sekä näiden osuudet ja määrät vaihtelevat suuresti (ks. 1.5). Humusaineiden tarkka pitoisuus voidaan määrittää vain monimutkaisella gravimetrisellä menetelmällä, jossa humusaineet mitataan kuivatusta isolaatista (Kronberg 1999). Humuspitoisuuden arviointiin käytetäänkin useita epäsuoria ja huomattavasti yksinkertaisempia menetelmiä (taulukko 1).

Hyvän arvion humuspitoisuudesta antavat veden orgaaninen kokonaishiili (TOC) tai liuennut orgaaninen hiili (DOC). On kuitenkin huomiotava, että vesinäytteen orgaanisesta hiilestä osa on muita yhdisteitä kuin humusaineita. Kronbergin (1999) mukaan pintavesien orgaanisesta hiilestä noin 50 % on peräisin humusaineista. Voimakkaasti värjäytyneissä dystrofisissa vesissä osuus voi olla jopa 90 %. Päästöseurannan näkökulmasta veden humuspitoisuutta tarkastellaan yleensä TOC:n, DOC:n, kemiallisen hapenkulutuksen (COD) tai väriarvon avulla. Yleensä kuitenkin turpeenoton kuormitustarkkailussa käytetään kemiallista hapenkulutusta (Klöve ym. 2012).

Taulukko 1. Veden humuspitoisuuden mittaamisessa käytettyjä menetelmiä (Leskelä ym. 2010).

Parametri	Selitys	Sisältö
TOC (mg C/l)	Orgaaninen kokonaishiili	Kaikki näytteen sisältämä orgaaninen hiili
DOC (mg C/l)	Liennut orgaaninen hiili	Orgaaninen hiili, joka suodattuu tiettyä huokoskokoa olevan suodattimen läpi.
BOD ₇ (mg O ₂ /l)	Biologinen hapenkulutus	Heterotrofisten bakteerien 7 päivän aikana kuluttama happimäärä. Huommin toistettavissa kuin COD.
COD _{Cr} (mg O ₂ /l)	Kemiallinen hapenkulutus	K ₂ Cr ₂ O ₇ :n aiheuttama orgaanisen aineen kemiallinen hajoaminen.
COD _{Mn} (mg O ₂ /l)	Kemiallinen hapenkulutus	KMnO ₄ :n aiheuttama orgaanisen aineen kemiallinen hajoaminen.
KMnO ₄ (mg/l)	Kaliumpermanganaatin kulutus	KMnO ₄ :n aiheuttama orgaanisen aineen kemiallinen hajoaminen. COD _{Mn} ≈ KMnO ₄ / 3,95 ≈ DOC jos vesi on suodatettu.
Veden väri (mg Pt/l)	Veden väriä verrataan standardin väriin	Suodatetun näytteen väriä verrataan PtCl ₆ ²⁻ -standardiliuoksen tai kiekon väriin.
Veden absorbanssi	Absorbanssin mittaus	Suodatetun veden absorbanssi mitataan. Käytettyjä aallonpituuksia ovat esim. 245, 400, 420 tai 436 nm.

1.9 Vesiympäristön humuksen allohtoniset lähteet

Humusaineiden ruskeaksi värjäävät järvet ovat yleisiä pohjoisella havumetsävyöhykkeellä. Humusaineiden läsnäolon vedessä huomaakin selviten juuri veden väristä. Järnefelt (1958a) loi järvien humusainepitoisuutta kuvaavan humoosisuusluokituksen, joka perustuu veden värilukuun (mg Pt/l) ja näkösyvyyteen (taulukko 2). Mesohumoosisissa järvissä yli puolet ja polyhumoosisissa järvissä jopa yli 90 % pintavesien kokonaishiilestä on alloktonista eli maalta veteen huuhtoutuneita humusaineita (Meili 1992, Steinberg 2003). Suomalaisen järvien turvemaa- ja metsävoittoisten valuma-alueiden vesistöön tuleva orgaaninen kokonaishiilikuorma (TOC) on vuositasolla 2,6 – 8,8 t/km², jossa suuret arvot ovat vallitsevia (Kortelainen & Saukkonen 1992, 1998). Tästä syystä on tärkeää kiinnittää erityinen huomio alloktonisten humusaineiden kulkeutumismekanismeihin.

Taulukko 2. Järvien humoosisuusluokitus Järnefeltin (1958) mukaan.

Luokittelu	Väri	Väri-luku (mg Pt/l)	Näkösyvyys (m)
Oligohumoosinen	Kirkas	< 40	≥ 3,5
Mesohumoosinen	Lievästi ruskeavetinen	40 – 80	3,5 – 1,25
Polyhumoosinen	Ruskeavetinen	> 80	≤ 1,25

Orgaanisen hiilen päätymistä vesistöihin määrittävät muun muassa alueen kasvillisuus, ilmasto ja hydrologiset tekijät (Kortelainen 1999a). Veteen liunneen orgaanisen hiilen (DOC) määrä riippuu kuitenkin pitkälti vesistön valuma-alueen mineraalimaaperän ja runsaasti orgaanista ainetta sisältävien maaperien suhteesta: mineraalimaaperältä valuvan veden DOC-pitoisuudet ovat tyypillisesti huomattavasti alhaisempia kuin suoperäisten alueiden valumavesissä (Hemond 1990, Hope ym. 1994). Turvemaita, soita ja kosteikkoja pidetäänkin vesistöjen orgaanisen hiilen tärkeimpinä lähteinä (Hemond 1990, Mulholland ym. 1990).

Yleisesti ottaen veteen liunneen orgaanisen hiilen määrää vesistössä säätelee vesistön perustuotannon ja hajoamisen suhde. Esimerkiksi arktisilla tai alpiinisilla kuivilla alueilla DOC-konsentraatiot pysyvät matalina alhaisen perustuotannon ansiosta. Näin on esimerkiksi Suomen Lapissa, jossa suoalueidenkin ympäröivät järvet ovat tavallisesti hyvin kirkasvetisiä. Lämpimillä ja trooppisilla alueilla perustuotanto on suuri, mutta myös orgaanisen aineen hapettuminen ja hajoaminen on erittäin nopeaa, joten korkean DOC-pitoisuuden vesistöjä ei yleisesti esiinny. Sen sijaan viileällä havumetsävyöhykkeellä kasvukauden perustuotanto on runsasta, mutta orgaanisen aineen hajoaminen tätä pienempi. Niinpä näiden alueiden vesistöissä on tyypillisesti korkea DOC-pitoisuus (Kortelainen 1999a).

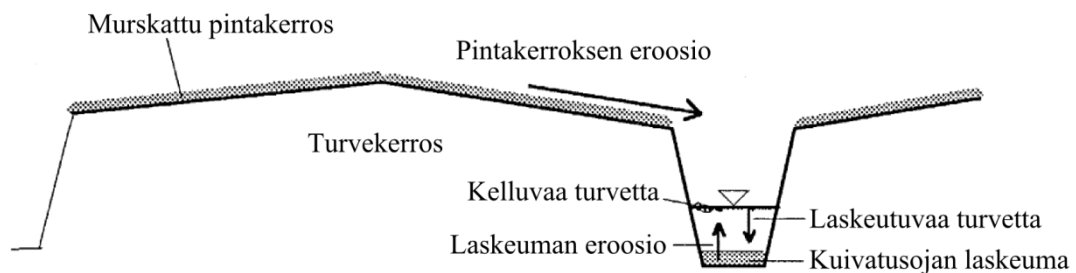
Suomen kylmä ilmasto ja matala topografia luovat hyvät olosuhteet orgaanisen aineen kertymiselle. Turvemaiden ja umpeenkasvaneiden vesialueiden yhteispinta-ala Suomessa ylittää 10 miljoonaa hehtaaria. Tämä vastaa noin kolmannesta maamme kokonaispinta-alasta, mikä on huomattavasti suurempi osuus kuin missään muussa maassa. Ei ole siis yllättävää, että suomalaisten vesistöjen valumavedet virtaavat suurilta osin turvemaiden ja happamien orgaanisten maaperien läpi (Kortelainen 1999a). Runsaan orgaanisen huuhtoutumisen vaikutuksia korostaa Suomen järvien mataluus ja toisaalta suuret valuma-alueet.

Fennoskandiassa luonnontilaisten soiden vesistökuormituksessa huuhtoutuvien humusainemäärä on verrannollinen suon syvyyteen eli orgaanisen aineen kokonaismäärään.

Kasvien hajotessa vapautuva orgaaninen aine joko huuhtoutuu humuksena tai vapautuu anaerobisen hajoamisen seurauksena metaanina tai aerobisesti hajotessaan hiilidioksidina ilmakehään. Ilmaston muuttuessa suo joko kasvaa tai hajoaa enemmän, mistä seuraa muuttunut humushuuhtouma. Luonnollinen huuhtouma voi siis vaihdella ajallisesti jopa vuosikymmenien välillä. Orgaanisen aineen eroosio ja huuhtouma ovat osa hiilen kiertokulkua, joka on välttämätöntä makeanveden ekosysteemeille. Ihmistoiminnan aiheuttama ja sään ja ilmaston lisäämä liian nopea eroosio on sitä vastoin vesistöjen kannalta haitallista (Klöve ym. 2012).

1.10 Turpeenoton vaikutus vesistöjen kiintoaine- ja humuskuormitukseen

Energiaturpeen nostoa varten soveltuva suo täytyy kuivata yleensä noin 20 metrin välein kaivettavilla ojilla. Keruuoja (kuva 5) kokoaa kuivatusvedet lasketusaltaaseen, josta vesi lasketaan edelleen alapuoliseen vesistöön muiden mahdollisten vesiensuojelurakenteiden jälkeen (Klöve 1998). Roudattomana kautena laskeutusaltailla päästään 30 – 40 % kiintoaineen poistumaan, mutta niillä ei voida juurikaan vaikuttaa kuivatusvesiin liuenneisiin orgaanisiin yhdisteisiin (Savolainen ym. 1996). Luonnontilaisen suon kuivuminen kestää neljästä kuuteen vuotta, jona aikana turpeen sisältämästä vedestä saadaan pois noin 40 % (Frilander ym. 1996).



Kuva 5. Kaaviokuva turvesuon kuivatusojasta, turpeen eroosiosta ja kerrostumisesta (Klöve 1998).

Kiintoaine, humus, rauta ja ravinteet ovat turpeenottoalueiden alapuolisten vesistöjen pääasiallisia kuormittajia. Kuormituksen suuruus vaihtelee ajallisesti ja paikallisesti monien tekijöiden, kuten suon ja suoturpeen ominaisuuksien, ilmaston ja hydrologisten tekijöiden johdosta. Orgaaninen kiintoaine on tyypillisesti tiheydeltään lähellä veden tiheyttä ja laskeutuu hitaasti kuivatusojissa ja laskeutusaltaassa. On oleellista, että turpeenoton kiintoaine on yleensä peräisin paljaasta tuotantopinnasta, josta se kulkeutuu työkonien, sateen ja

pintavalunnan takia ojiin. Kiintoainekuormitusta on pidetty turpeenoton keskeisimpänä ympäristöhaittana (Klöve ym. 2012). Kiintoainekuormituksesta suuri osa tuleekin valuntauhiippujen aikaan, jolloin myös vesiensuojelurakenteet saattavat osoittautua riittämättömiksi. Yksittäisen rankkasadejakson osuus vuosittaisesta kuormituksesta voi olla useita prosentteja (Marttila & Klöve 2009). Turpeenottoalueilla eroosio näyttää olevan suurin syyssateiden aikaan ja yllättäen melko pieni keväällä lumien sulaessa (Burt & Gardiner 1984, Klöve 1994). Toisaalta joidenkin tutkimusten mukaan ympäristövaikutukset turvetuotannon alapuolisissa vesissä rajoittuvat lähinnä purkuojan suulle, eivätkä ne ole pitkäaikaisia (Selin 1996).

Turvetuotannon valumavesien sisältämistä liuenneista orgaanisista aineista pääosa on humusaineita. Liukoisen orgaanisen aineen määrä turpeenottoalueen päästöissä voi olla kerta-luokkaa suurempi kuin suspendoituneen orgaanisen kiintoaineen määrä (Klöve 1997). Toi-saalta liukoisen orgaanisen aineen huuhtoumat vaihtelevat huomattavasti vähemmän kuin kiintoaineen huuhtoumat. Jos turpeenottoalue on perustettu keidassuoalueelle, ojituksen on havaittu aiheuttavan jopa 5 – 7-kertaisen humushuuhtouman luonnonhuuhtoumaan ver-rattuna (Sallantaus 1983). Aapasuoalueilla humushuuhtouma ei kasva yhtä voimakkaasti kuin keidassuoalueilla (Heikkinen 1990). Humusaineiden lisääntyneen huuhtouman tur-peenottoalueilla aiheuttavat turpeen hajoamisen ja erityisesti valunnan kasvu. Turpeenotto näyttääkin vaikuttavan erityisesti humuksen vuodenaikaishuuhtoumiin. Luonnontilaiseen suohon verrattuna turpeenottoalueiden humushuuhtoumat kasvavat suhteellisesti eniten vähäisen valunnan aikaan, esimerkiksi kesällä (Klöve ym. 2012).

Leskelän ym. (2010) mukaan tuotantovaiheen turpeenottoalueiden sekä partikkelimaista että liukoista orgaanista ainetta sisältävien valumavesien keskimääräinen kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}) on ollut 46 mg O_2/l , vaihdellen välillä 39 – 53 mg/l. Alhaisimmillaan arvot ovat keväällä lumien sulaessa ja korkeimmillaan syksyllä, jolloin kasvukauden jäl-keiset suuret valumat lisäävät kemiallisesti hapettuvan aineen osuutta. Myös orgaanisen kiintoaineen pidättymisellä tai hajoamisella on luultavasti vaikutusta turpeenottoalueiden alapuolisten vesistöjen liunneen orgaanisen aineen määrään. Pawsonin ym. (2006) mu-kaan partikkelimaisen turpeen hajoamisella voi olla merkittävä lisävaikutus veden liun-neen orgaanisen aineen määrään. Asiaa ei kuitenkaan ole tutkittu Suomen oloissa (Klöve ym. 2012).

1.11 Metsäojitusten vesistökuormitus

Tämän tutkimuksen kohdealueella on tehty myös mittavia metsäojituksia 1950- ja 1960-luvuilla ja osittaisia kunnostusojituksia 1970- ja 1980-luvuilla (suunnittelija Jyri Lehtonen, Metsähallitus/luontopalvelut, kirjallinen tiedonanto 14.3.2013). Tämän vuoksi tutkimuksen tulosten tarkastelussa on syytä huomioida myös metsäojitusten aiheuttama vesistökuormitus.

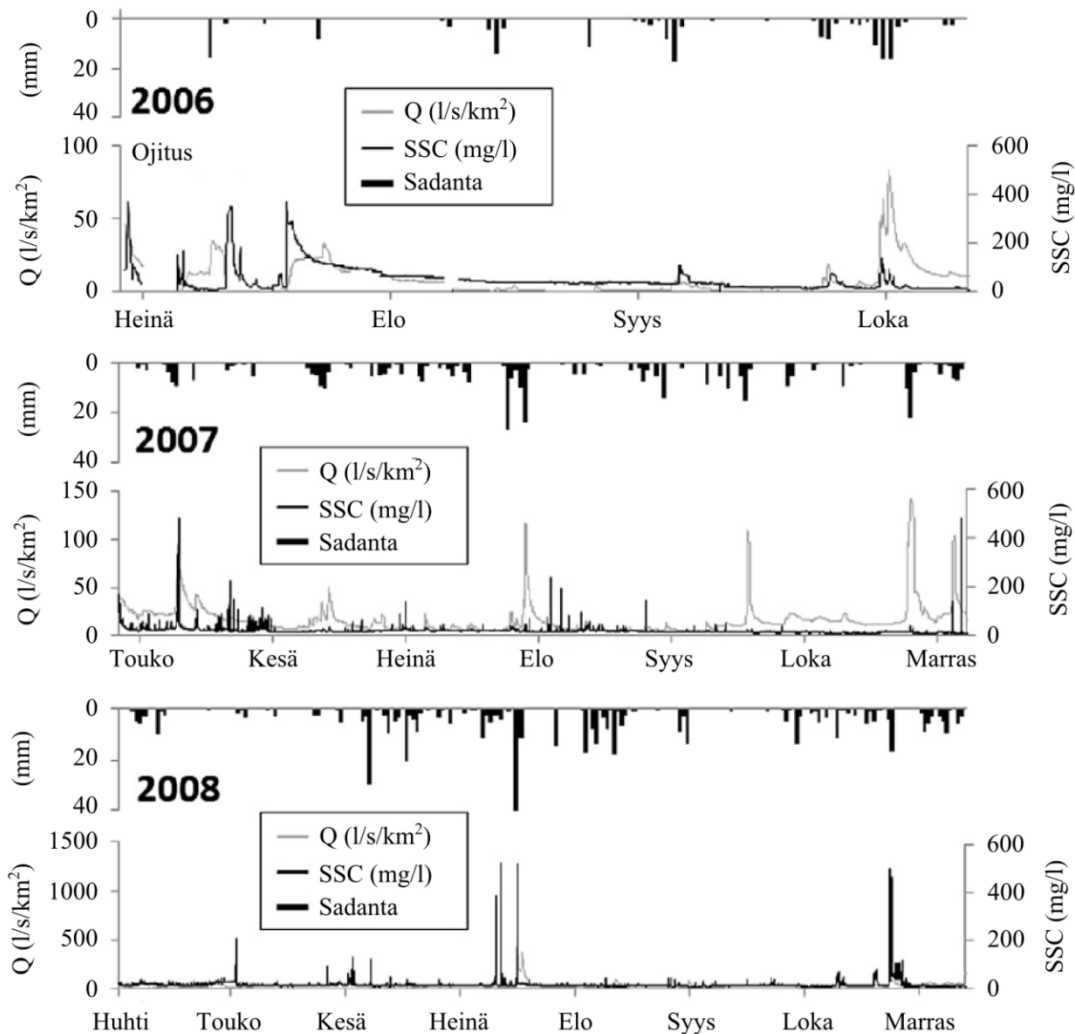
Suomen turvemaat ovat olleet laajamittaisen hyväksikäytön kohteena jo pitkään. Vuosien 1930 ja 1990 välillä Suomessa kuivattiin noin kuusi miljoonaa hehtaaria rämeitä ja muita turvemaita metsätalouden tarpeisiin. Määrä vastaa noin puolta koko maailmassa tehdyistä suo-ojituksista, ja onkin yksi maailman suurimmista keinotekoisista kuivatusoperaatioista tunnetun historian aikana. Kuivatusojia on Suomessa yhteensä noin 1,5 miljoonaa kilometriä (Åström ym. 2001, Nieminen ym. 2010).

Useat tutkimukset ovat osoittaneet turvemaiden ojitusten ja ojien kunnossapidon vaikuttavan merkittävästi kiinteän (POC ja SS) ja liukoisen orgaanisen aineen (DOC) määrään sekä muuhun vesikemiaan valumavesissä (Kenttämies 1980, Åström ym. 2001, Marttila & Kløve 2010, Nieminen ym. 2010). Metsätalouteen ojitetuilla turvemaidella suurimman kiintoainekuorman (SS) näyttäisi aiheuttavan kesäiset rankkasateet ja kevään sulamisjakso (Marttila & Kløve 2010, kuva 6).

Yleisesti ottaen näyttäisi siltä, että metsätalousalueilla kuivattamisen vaikutukset kestävät muutaman vuoden kunnes valumavesien arvot tasoittuvat lähelle alkuperäisiä. Metsäojia kuitenkin avataan tarpeen mukaan uudelleen kuivatustehon lisäämiseksi. Tällöin vaikutukset ovat vastaavia kuin uuden ojan kaivamisessa (Manninen 1998). Vastaavasti turpeenottoalue on jatkuvan koneellisen muokkauksen kohteena (Sopo & Aalto 1996).

Mannisen (1998) mukaan metsätalouskelpoiselle turvemaalle tehdyt uudet ojitukset ja kunnostusojitukset lisäsivät kiintoainekuorman lyhyeksi aikaa jopa 20-kertaiseksi. Kokonaiskiintoaine-arvot pysyivät noin nelinkertaisina alapuolisissa virtavesissä ojien avaamista seuraavina kahtena vuonna. Useat aiemmatkin tutkimukset tukevat kiintoainekuorman vuosikeskiarvon kasvua noin 4 – 6 -kertaiseksi lähtötilanteeseen nähden. Vesikemian osalta tilastollisesti merkitsevästi kasvoivat pH, puskurikapasiteetti (Gran-alkaliniteetti), COD, kokonaistyyppi ja useiden metallien pitoisuudet (mm. rauta, mangaani, kalium, kalsium,

magnesium, natrium, alumiini, kupari ja sinkki). Kokonaisfosforin pitoisuus laskuvesissä väheni ojitusten myötä.



Kuva 6. Virtaama (Q), kiintoainepitoisuus (SSC) ja sadanta (mm/vrk) kuivausojitusta seuraavina kolmena vuonna eräällä metsätaloutteen ojitetulla turvemaalla (Virkosuo, Keski-Suomi) (Marttila & Klöve 2010).

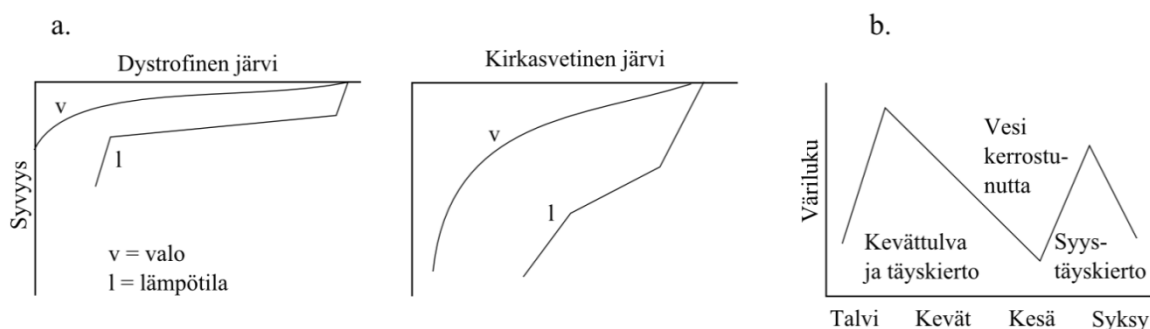
Åström ym. (2001) tutkivat ojitusten vaikutuksia alapuolisen puron vesikemiaan läntisessä Suomessa. Tulokset vastasivat edellä esitettyjä Mannisen (1998) havaintoja. Muutokset liittyvät läheisesti kuivatusojan seinämien ominaisuuksiin, lähinnä orgaanisten (turve) ja epäorgaanisten (mineraalimaa) kerrosten suhteeseen. Åström ym. (2001) totesivat tutkimuksensa yhteenvedona, että ”keinotekoisella kuivattamisella oli perusteellisia vaikutuksia puroveden fysikaalis-kemiallisiin ominaisuuksiin. Tämä ja muut viimeaikaiset valuma-aluekeskeiset tutkimukset osoittavat, että metsämaan ojituksilla havumetsävyöhykkeellä on merkittävä ja voimakas vaikutus valumavesien vedenlaatuun. Muutoksien hydrobiologiset vaikutukset ovat vielä pääosin tuntemattomia.”

1.12 Humusaineiden vaikutus järvien fysikaalisiin ominaisuuksiin

Luonnollisen huuhtouman ja maankäytön aiheuttama humuskuormitus voi siis vaikuttaa merkittävästi vastaanottavan vesistön veden laatuun ja ominaisuuksiin. Tässä tutkimuksessa pyrittiin humuskuormituksen arvioimisen lisäksi tarkkailemaan sopivin analysein tutkimusjärvien vesien fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien kehitystä avovesikaudella 2011. Seuraavissa kahdessa luvussa esitellään humusaineiden aiheuttamia vedenlaadun muutoksia aiempien tutkimusten valossa.

Vesi, sen sisältämät partikkelit (siltti, organismit ym.) ja liuenneet värittyneet orgaaniset (humusaineet) ja epäorgaaniset (rauta- ja mangaaniyhdisteet) komponentit absorboivat auringonvaloa. Runsas humusainepitoisuus värjää veden ruskeaksi ja tämän seurauksena valo läpäisee vain pintakerroksen. Tällä on vaikutuksensa myös valon eri aallonpituuksien vedenläpäisykykyyn. Kirkkaassa vedessä sininen valo (430 nm) yltää syvimmälle, kun taas runsashumuksisessa dystrofisessa järvessä punainen valo (630 nm) läpäisee vettä parhaiten (Eloranta 1999). Laajassa suomalaisten järvien kartoituksessa havaittiin vahva korrelaatio veden värin ja TOC:n välillä ($r^2 = 0,86$, $n = 976$ järveä) sekä veden värin ja COD:n välillä ($r^2 = 0,89$, $n = 974$ järveä) (Kortelainen 1993). Kuten edellä todettiin, humusaineet muodostavat pääosan dystrofisten järvien liuenneesta orgaanisesta aineesta ja aiheuttavat veden värjäytymisen ruskeaksi (Steinberg 2003).

Koska veden väri vaikuttaa valon läpäisykykyyn, se vaikuttaa merkittävästi myös lämpöenergian jakautumiseen vesistössä. Dystrofisissa vesissä lämmön kerrostuminen on tyypillisesti huomattavasti jyrkempää kuin kirkkaissa järvissä (kuva 7a). Erittäin humuspitoisissa järvissä Aurinko lämmittää suoraan vain puolen metrin syvyistä pintakerrosta (taulukko 3). Toukokuussa ja kesäkuussa Auringon vuorokautinen lämmitysteho on keskimäärin noin $250 - 300 \text{ W/m}^2$ Etelä- ja Keski-Suomessa. Tällainen lämpöenergiämäärä riittää teoreettisesti lämmittämään dystrofisen järven 0,5 metrin syvyistä pintakerrosta noin $10 \text{ }^\circ\text{C}$. Kirkkaissa järvissä (Puruvesi) metrin syvyinen pintakerros absorboi vain noin kolmanneksen tulevasta lämpöenergiasta ja lämpiää teoreettisesti vain noin $1,5 - 2 \text{ }^\circ\text{C}$ (Eloranta 1999).



Kuva 7. a) Valon läpäisykyky ja lämpötilakerrostuneisuus dystrofisessa ja kirkasvetisessä järvessä (Eloranta 1999). b) Kaavio luonnontilaisen dystrofisen järven pintaveden väriluvun vaihtelusta vuodenaikojen mukaan. Havainnot on kerätty Keurusselältä (Keuruu, Keski-Suomi) (Eloranta 1973).

Taulukko 3. Veden väriluvun vaikutus auringonvalon läpäisykykyyn ja lämpöenergian jakautumiseen neljässä vesistöissä. Läpäisykerroin (*light extinction coefficient*) kuvaa veden valonpidätyskykyä; mitä pienempi kerroin, sitä syvemmälle valoa pääsee (Eloranta 1978).

Vesistö (kunta)	Väiriluku	Läpäisykerroin	Kerros, johon 90 % lämpöenergiasta jää
	g Pt/m ³	m ⁻¹	m
Kiminginjärvi (Saarijärvi)	187	5,70	0,4
Multianjärvi (Multia)	86	2,68	0,9
Pyhäjärvi (Saarijärvi)	24	1,07	2,2
Puruvesi (Kerimäki ym.)	6	0,41	5,6

Dystrofisen järven valo-olosuhteet vaihtelevat voimakkaasti vuodenaikojen mukaan (kuva 7b). Kevättulvien aikaan vesistöihin huuhtoutuu runsaasti humusaineita, mikä ohentaa järvien valoisaa kerrosta. Kesällä huuhtouma valuma-alueelta vähenee ja humusaineet hajoavat fotolyttisesti sekä sedimentoituvat, mikä laskee vesistön värilukua. Tilanne muuttuu jälleen syksyllä, jolloin lisääntyvät sateet tuovat mukanaan lisää orgaanista ainetta ja täyskierto sekoittaa alusveden ja päällysveden. Täyskierto nostaa myös pohjaan laskeutuneita partikkeleita vesifaasiin. Talvella humuspitoisen järven valo-olosuhteet voivat olla hyvin heikot, koska myös jää on ruskeahkoa ja pidättää näin ollen merkittävän osan valosta. Keväällä dystrofisten järvien kasvukausi alkaa myöhemmin kuin kirkasvetisissä järvissä, joissa valo läpäisee lumen alta paljastuvan kirkkaan jääpeitteen (Eloranta 1999).

1.13 Humusaineiden vaikutus järvien vesikemiaan

Humusaineiden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet vaikuttavat merkittävästi dystrofisten järvien vesikemiaan. Tärkeimpinä humusaineiden vaikutuksina voidaan pitää ravinteiden biosaatavuuden, veden happamuuden ja puskurointikyvyn muutoksia (Kortelainen 1999b, Münster 1999). Luonnonvesien kemiallisten ominaisuuksien vaihtelu on osa globaalia biogeokemiallista prosessia, jossa muutokset veden laadussa johtuvat pääasiassa tapahtumista valuma-alueella, ulkopuolisesta kuormituksesta ja sateen ominaisuuksista (Münster 1999).

Vesistöjen autoktonisten ravintoverkkojen pohjana ovat autotrofiset levät. Fotosynteesiin tarvittavan valon, liukoisen epäorgaanisen hiilen (DIC, *dissolved inorganic carbon*) ja liukoisen orgaanisen hiilen lisäksi ne tarvitsevat mikro- ja makroravinteita. Makroravinteita ovat esimerkiksi fosfaatti (PO_4^{3-}), nitraatti (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), silikaatti (SiO_4^{4-}), sulfaatti (SO_4^{2-}), sulfidi (S^{2-}), Cl^- ja Ca^{2+} . Mikroravinteisiin kuuluvat vitamiinit ja alkuaineet kuten $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, Mn^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} ja Zn^{2+} (Bonin ym. 1981, Reynolds 1984). Kaikkia näitä tarvitaan mikrobien kasvuun ja metabolian ylläpitoon, mutta niiden konsentraatiot vaihtelevat ajan ja paikan suhteen tietyssä elinympäristössä (Münster 1999).

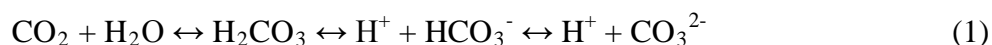
Fosfaattifosfori on yleisin ei-heterotrofisten mikrobien kasvua rajoittava ravinne. Ei ole yllättävää, että suuri osa humusaineiden ja ravinteiden vuorovaikutusta tarkastelevista tutkimuksista on keskittynyt fosforin biosaatavuuden muutoksiin. Pohjoisen havumetsävyöhykkeen sisävedet sisältävät luontaisesti huomattavasti vähemmän fosforia verrattuna esimerkiksi Keski-Euroopan vesistöihin. Muun muassa maatalous ja kuivausojitukset ovat kuitenkin muokanneet pohjoisen järvien valuma-alueita ja altistaneet ne kohonneelle ravinnekuormitukselle. Suurimpana mikroplanktonin kasvua stimuloivana tekijänä pidetään fosforipitoisuuksien kasvua. Useat tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että humusaineet vaikuttavat fosforin biosaatavuuteen muodostamalla raudan ja fosforin kanssa stabiileja ja monimutkaisia molekyylejä, joita akvaattiset mikro-organismit eivät pysty helposti käyttämään. Toisaalta joidenkin havaintojen mukaan heterotrofiset mikro-organismit pystyvät pilkkomaan humusaineita ja käyttämään niitä jossain määrin ravintonaan (Münster 1999, Steinberg 2003).

Huolimatta useista fosforin ja humusaineiden vuorovaikutuksia tarkastelevista tutkimuksista, humuspitoisten vesien ravinnedynamiikkaa tunnetaan muilta osin edelleen heikosti.

Organismeille saatavilla olevien ravinteiden määrää ei voida päätellä suoraan ravinteiden pitoisuuksista vedessä, vaan on huomioitava myös eliöiden välinen kilpailu ja eliöyhteisön ekofysiologia (Münster 1999). Tilannetta monimutkaistavat myös humusaineiden reaktiot muiden ympäristötekijöiden kanssa. Humusaineet esimerkiksi muuntuvat fotolyttisesti altistuessaan auringonvalolle. Humusaineiden aromaattiset rakenteet absorboivat UV-säteilyä ja näkyvän valon aallonpituuksia. Tästä seuraa erilaisia valokemiallisia reaktioita, joita ovat fotomineralisaatio, orgaanisten ja epäorgaanisten ravinteiden fotolyttinen vapautuminen ja allelokemikaalien tai ksenobioottien fotolysaatio (Steinberg 2003).

Pohjoisen havumetsävyöhykkeen järvet ovat tyypillisesti hyvin herkkiä happamuuden muutoksille eli esimerkiksi happosateille. Suomessa järvien happamuuteen vaikuttavat ihmisperäinen hapan kuorma ilmakehästä, luonnollinen ja ihmisperäinen kuorma valuma-alueelta, rapautumisnopeus ja hydrologiset olosuhteet. Humusaineet lisäävät vesistön happamuutta ja alentavat alkaliniteettia, mutta toisaalta ne toimivat luonnollisina puskureina vaimentaen ulkopuolisen happokuorman vaikutuksia muutoin heikosti puskuroiduissa järvissä (Kortelainen 1999b).

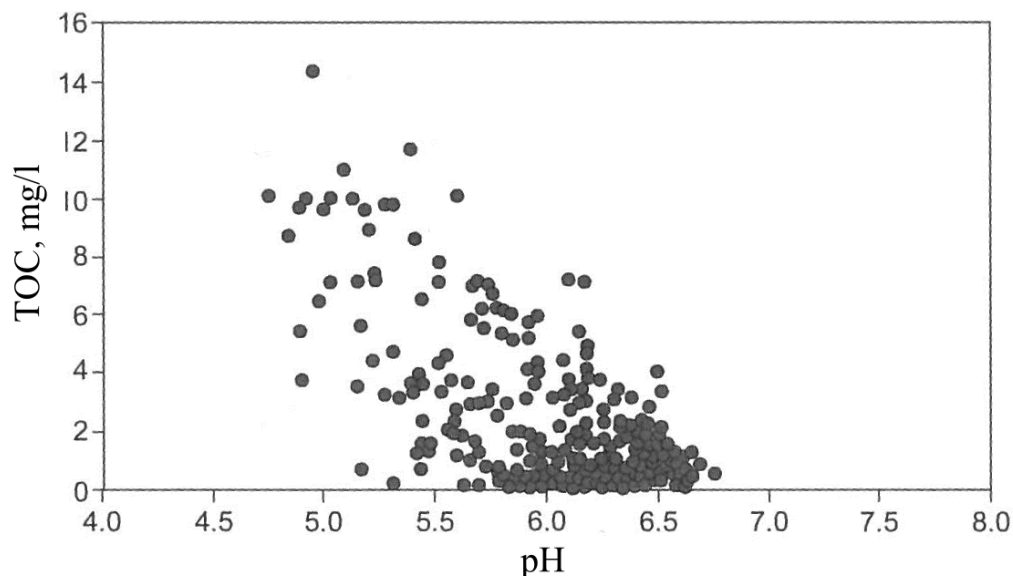
Humusainepitoisten järvien happamuus on ollut limnologisen tutkimuksen kohteena jo pitkään. Happamuuden uskottiin aluksi johtuvan veteen liuenneesta hiilidioksidista reaktioyhtälön (1) mukaisesti. Syntyvä hiilihappo (H_2CO_3) protolysoituu osittain vetykarbonaatiksi ja vetyioniksi ja edelleen karbonaatiksi ja vetyioniksi.



Thompson ym. (1927) osoittivat, että happamuuden ja sekä liuenneen orgaanisen aineen että veden värin välillä on vahva korrelaatio. Humusaineet eivät ole ainoastaan heikkoja vaan myös suhteellisen vahvoja orgaanisia happoja, jotka voivat painaa vesistön pH:n alle 4,0 (Steinberg 2003). Laajassa suomalaisessa vesikemiallisessa kartoituksessa kävi ilmi, että happosateiden vuoksi kokonaan puskurointikykyä menettäneistä järvistä 75 %:ssa matalan pH:n aiheuttajana olivat orgaaniset hapot epäorgaanisten happojen (esim. happosateet) sijaan (Forsius ym. 1990).

Norjalaisessa järvikartoituksessa havaittiin korrelaatio pH:n ja veden TOC:n välillä (kuva 8). Useiden suomalaisten tutkimusten mukaan järven TOC-pitoisuus riippuu pitkälti valuma-alueen ominaisuuksista, kuten aiemmin on todettu. Oletettavaa siis on, että valuma-alueen ominaisuudet vaikuttavat myös pH-arvoon. Järven ja valuma-alueen pinta-ala selit-

tääkin noin puolet happamuuskartoitusten varianssista. Suomalaisissa järvissä, joiden pinta-ala on alle 0,1 km² pH:n keskiarvo oli 5,2, pinta-alaltaan 0,1 – 1 km²:n järvissä keskiarvo oli 5,7 ja 1 km²:ä suuremmissa järvissä 6,4 (Kortelainen & Mannio 1988).



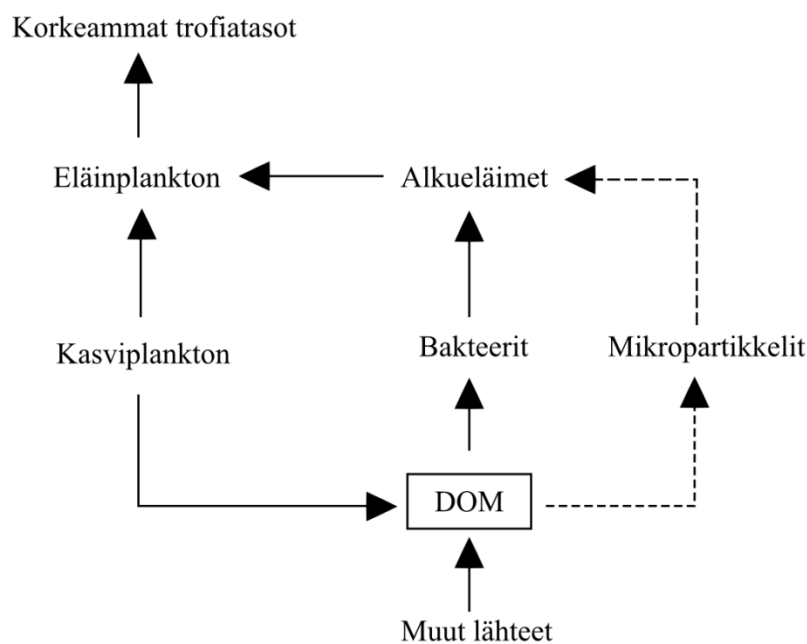
Kuva 8. Norjalainen järvikartoitus vuodelta 1995 osoittaa pH:n ja TOC-pitoisuuden välisen yhteyden: pH laskee varsin nopeasti TOC-pitoisuuden kasvaessa. Pisteet edustavat yksittäisiä järviä ja niistä kerättyjen pintavesinäytteiden ominaisuuksia (Lydersen 1998).

1.14 Liukoisen orgaanisen aineen muuntuminen vesiympäristössä

Liukoisen orgaanisen aineen (DOM) muuntuminen on merkittävä orgaanisen aineen dynamiikkaan vaikuttava tekijä vesiympäristössä, ja se tulee huomioida tarkasteltaessa antropogeenistä humuskuormitusta. DOM:n aggregoituminen mahdollisesti sedimentoituviksi partikkeleiksi (SPM) saattaa vaikuttaa merkittävässä määrin vesistö tutkimusten mittaustuloksiin.

Klassisen näkemyksen mukaan veteen liuennut orgaaninen aine, esimerkiksi humusaineet, muuntuu heikosti tuotannoksi ja eliöiden hyödynnettäväksi sekä mineralisoituu hitaasti. Tuoreemman tutkimuksen valossa on kuitenkin selvää, että useat prosessit muuntavat DOM:ia jälleen partikkelimaiseen muotoon tai mineralisoivat sen hiilidioksidiksi. Näissä prosesseissa toimii niin sanottu mikrobisilmukka (*microbial loop*), DOM:in abiottinen muuntuminen mikropartikkeleiksi ja DOM:in fotokemiallinen mineralisaatio (Kerner ym. 2003, Vähätalo & Wetzel 2008).

Mikrobisilmukka tarkoittaa bakteerien kykyä käyttää veteen liuenneita orgaanisia aineita energianlähteenään ja näin palauttaa DOM:ia edelleen biomassaksi (POM) ja korkeampien trofiatasojen käyttöön. DOM voi myös aggregoitua abioottisesti $< 1,0 \mu\text{m}$:n kokoisiksi misellimäisiksi mikropartikkeleiksi. Aggregoitumisen energiaksi riittää diffuusio (Brownin liike) ja sen määrää ja nopeutta säätelee lämpötila ja DOM:in ominaisuudet (Kerner ym. 2003). Mikropartikkelien kertymä- ja kasvunopeuden on havaittu laboratorio-olosuhteissa vastaavan bakteerien kasvunopeutta. DOM:n abioottinen aggregoituminen on ekologisessa mielessä tehokas prosessi, koska siinä hiiltä ei mineralisoidu kuten trofiatasolta toiselle siirryttäessä. Mikrobisilmukassa toisenvaraisten bakteerien on hapetettava noin puolet orgaanisesta hiilestä hiilidioksidiksi tuottaakseen energiaa elintoimintojaan varten. Sekä mikrobisilmukassa että DOM:n abioottisessa muuntumisessa muun muassa hiilen isotooppisuhdetta kuvaava delta-arvo $\delta^{13}\text{C}$ muodostuvassa POM:ssa eroaa merkittävästi hiilen lähteenä toimivan DOM:in arvosta (ks. 1.16) (Kerner ym. 2003). Kuva 9 havainnollistaa näiden mekanismien roolia vesiekosysteemeissä.



Kuva 9. Liukoisen orgaanisen aineen (DOM) muuntuminen partikkelimaiseen muotoon (POM) bioottisesti mikrobilinkin kautta. DOM voi muuntua POM:iksi myös abioottisesti aggregoitumalla mikropartikkeleiksi (merkitty katkoviivalla). Kuvan ”muut lähteet” voivat olla esimerkiksi humusaineita sisältävää alloktionista orgaanista ainetta (Kerner ym. 2003).

Mikrobisilmukan merkitys alloktionisen DOM:in sisältämän energian siirtäjänä on korostunut dystrofisissa vesistöissä. Tällaisissa vesistöissä DOM:in osuus pelagisten bakteerien hiilenlähteistä on suuri. Mikrobilinkin merkityksen järven ekosysteemille arvellaan olevan

humuspitoisissa vesissä suuremman kuin kirkkaissa vesissä, koska humuksen värjäämä vesi heikentää järven fotosynteesikapasiteettia (Jones 1992).

DOM:in fotokemiallinen mineralisaatio voi näin ollen olla merkittävä orgaanista hiiltä vesiekosysteemistä poistava mekanismi. Vähätalon ja Wetzelin (2008) tutkimuksessa aurin gonvalolle altistettujen vesinäytteiden runsaasta alloktonisesta DOM-sisällöstä mineralisoi- tui jopa 90 % hiilidioksidiksi 459 päivän altistuksessa. Kun näytteille tehtiin tämän jälkeen 439 päivän TOC:n biologista mineralisaatiota mittaava biotesti, huomattiin fotokemiallisen ja mikrobimineralisaation poistaneen näytteistä lähes kaiken orgaanisen hiilen (korkeim- millaan 97,3 %). Yksinkertainen koe osoitti Auringon säteilyn ja mikrobien metabolian kykenevän poistamaan tehokkaasti alloktonista orgaanista ainetta pintavesistä, kun veden viipymä on riittävän pitkä.

1.15 POM:n sedimentoituminen ja vaikutus vesistöjen happitaseeseen

Tässä tutkimuksessa tutkittiin kiintoainekuormitusta mittaamalla järvien pohjaan laskeutu- van kiintoaineen (SPM) määrää ja ominaisuuksia. Lisäksi arvioitiin kiintoaineen orgaani- sen osan aerobista ja anaerobista mineralisaatiota. Seuraavassa käydään tiivistetysti läpi kiintoaineen sedimentoitumiseen ja sen hajoamiseen vaikuttavia tekijöitä.

Sedimentoituva aine koostuu pääasiassa epäorgaanisesta ja orgaanisesta partikkelimaisesta aineksesta. Sedimentoitumiseen ja sen nopeuteen vaikuttavat muun muassa aineen tiheys, partikkelien koko ja muoto, kemiallinen koostumus sekä veden fysikaaliset ominaisuudet kuten virtausnopeus, vedenpinnan kaltevuuskulma, lämpötila ja veteen liuenneiden ainei- den kokonaiskonsentraatio (Håkanson 1982, Rust 1982). Tuulen suunnalla ja nopeudella ja muilla sääilmiöillä on myös vaikutuksensa. Lisäksi sedimentin ominaisuudet, kuten or- gaanisen aineen määrä ja pohjaeläimistön aiheuttama bioturbaatio vaikuttavat lopulliseen sedimentoitumiseen. Jo sedimentoituneen aineen liikkeitä voi tapahtua esimerkiksi kevät- tulvien tai termisten täyskiertojen ansiosta (Eggleton & Thomas 2004). Kesällä termisesti kerrostuneissa dystrofissa järvissä alusveden liikkeet ovat hyvin vähäisiä, joten sedimentoi- tuneen aineen liikkeitä ei tapahdu (Särkkä 1996).

Järven pohjalle laskeutuva kiinteä orgaaninen aine voi mineralisoitua mikrobien metaboli- an kautta. Sen aerobinen muutunta ja lopulta mineralisaatio ovat hiilen biogeokemiallisen kierron perusta prosessissa, jossa kuluu happea ja syntyy hiilidioksidia vaihtelevia määriä orgaanisen aineen koostumuksesta riippuen. Aerobinen biohajoaminen ja -muutunta tapah-

tuvat pohjan hapellisessa kerroksessa eli lähellä sedimentti-vesi-rajapintaa, jossa molekyyliarinen happi toimii elektronin vastaanottajana (Gelda ym. 1995).

Anaerobinen muutunta ja mineralisaatio sen sijaan tapahtuu tyypillisesti sedimentin syvemmissä hapettomissa kerroksissa. Tietty happea sisältävät molekyylit, lähinnä CO_2 , NO_3^- , SO_4^- , $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ja MnO_2 , toimivat elektronien vastaanottajina hapettumisreaktiossa. Syntyvät pelkistyneet tuotteet (CH_4 , NH_3 , HS^- , Fe^{2+} ja Mn^{2+}) voivat hapettua vapautuessaan sedimentin hapellisiin osiin tai vesikerrokseen, ja kuluttavat veteen liennutta happea (DO, *dissolved oxygen*). Myös pohjan selkärangattomat eläimet kuluttavat sedimentin pintakerroksen happea, mutta niiden osuutta hapenkulutuksesta pidetään pienenä (< 1 %) (Barcelona 1983, Gelda ym. 1995). POM:n aerobinen ja anaerobinen mineralisaatio aiheuttavat sedimentin hapenkulutuksen (SOD, *sediment oxygen demand*, $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), millä voi olla merkittävä vaikutus järvien happitaseeseen (Gelda ym. 1995).

1.16 Hiilen ja typen stabiilit isotoopit vesistötutkimuksessa

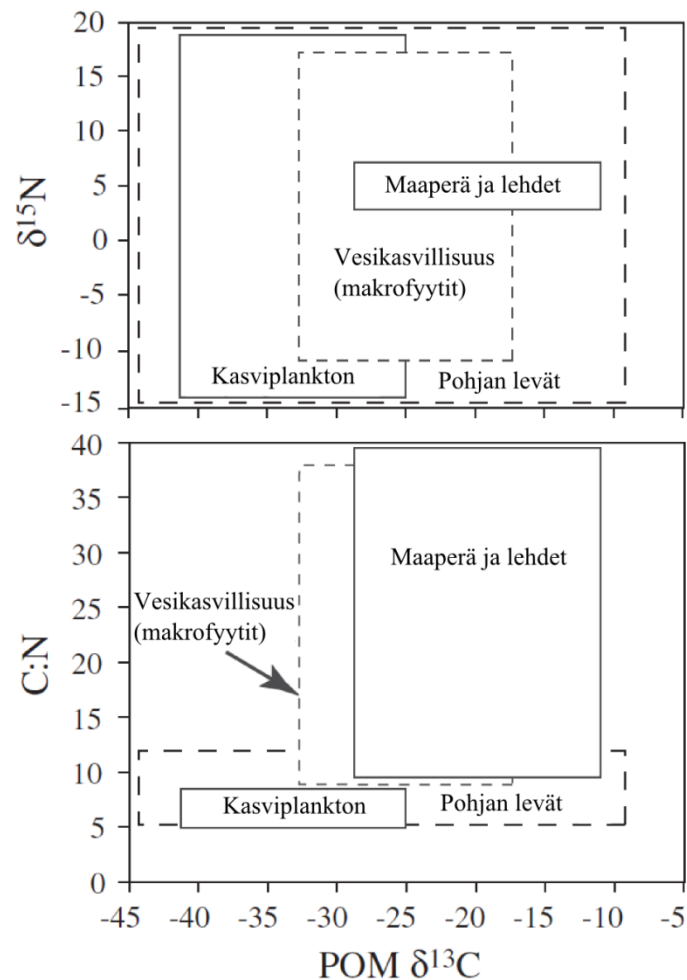
Stabiilien isotooppien suhteiden analyysi on melko uusi geokemiallinen menetelmä, jolla voidaan muun muassa hahmotella ravintoverkkojen rakenteita sekä kemiallisten tai biologisten päästöjen alkuperää. Stabiilien isotooppien avulla pyrittiin tämän tutkimuksen puitteissa havainnoimaan SPM-keräimiin päätyneen kiintoaineen orgaanisen fraktion yhteyttä mahdolliseen päästölähteeseen eli turpeenottoalueeseen.

Eri lähteistä peräisin olevilla orgaanisilla yhdisteillä on oma isotooppisormenjälkensä, jonka perusteella ympäristönäyte voidaan yhdistää lähteeseensä (Betti ym. 2011). Jakautumerojen synnyn periaatteena on, että tietyn alkuaineen eri isotooppien fysikaalisissa ja kemiallisissa ominaisuuksissa on pieniä massaeroista johtuvia eroja. Monet fysikaaliset, kemialliset ja biologiset prosessit ja reaktiot muuntavat eli fraktioivat eripainoisten isotooppien suhteita. Tämän seurauksena orgaanisilla yhdisteillä on usein luonteenomainen isotooppi-rakenne, eli tietynlaiset keveiden ja raskaiden isotooppien suhteet.

Keveiden alkuaineiden, kuten typen, hiilen ja vedyn, stabiilien isotooppien suhteet ilmoitetaan usein delta- eli δ -arvoina. Delta-arvot ilmoitetaan promilleina suhteessa tunnettuun standardiin, ja ne voivat olla negatiivisia tai positiivisia riippuen siitä, onko kyseistä isotooppia näytteessä enemmän vai vähemmän kuin standardissa. Delta-arvot lasketaan kaavalla (2):

$$\delta (\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{näyte}}}{R_{\text{standardi}}} - 1 \right) * 1000 \text{ ‰} \quad (2)$$

Kaavassa R on raskaan ja kevyen isotoopin suhde näytteessä tai standardissa (Kendall & Caldwell 1998). Vesistön kiinteän orgaanisen aineen (POM) lähdettä voidaan arvioida $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen ja näytteen sisältämän hiilen ja typen suhteen (C:N) avulla (kuva 10). Menetelmää on hyödynnetty useissa suomalaisissa tutkimuksissa jo pitkään, esimerkiksi sellutehtaan päästöjen jäljittämässä (Kukkonen ym. 1996) ja itämerennorpan (*Phoca hispida botnica*) saalistuskäyttäytymisen tutkimuksessa (Sinisalo ym. 2008). Menetelmää ei ole ilmeisesti aiemmin käytetty humusaineiden alkuperän jäljittämässä.

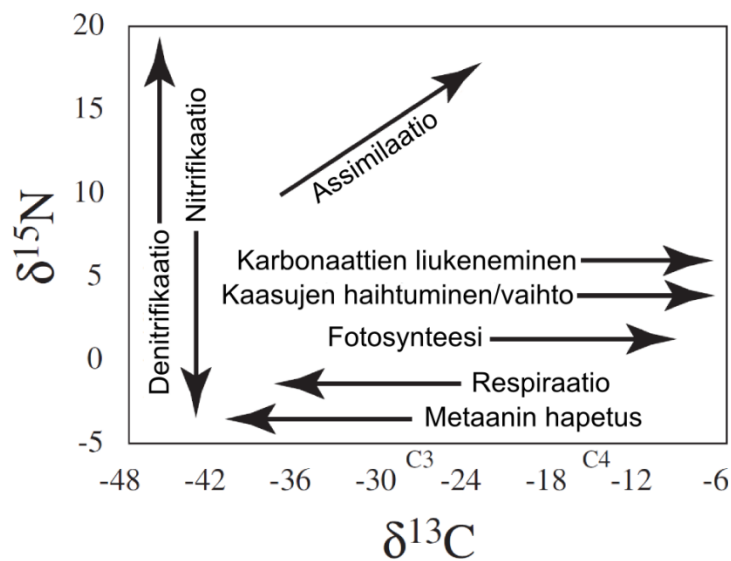


Kuva 10. Kirjallisuuskartoitukseen perustuva kaaviokuva kiinteän orgaanisen aineen (POM) tyypillisistä $\delta^{13}\text{C}$ -, $\delta^{15}\text{N}$ - ja atomaarisen C:N-suhteen arvojen vaihtelualueista erilaisille orgaanisen aineen lähteille makean veden ekosysteemeissä (Finlay & Kendall 2007).

C3-yhteyttäminen on kasvien yleisin yhteyttämistapa ja lähes kaikki Suomen kasvit kuuluvat tähän ryhmään. C3-kasvien hallitseman maaperän karike- ja humuskerroksen $\delta^{13}\text{C}$ -

arvojen on havaittu olevan noin -27 ‰ (Boutton 1996). Myös tutkimusalueen soinen metsämaa edustaa tätä maaperätyyppiä. Turvesoita dominoiville ja turvetta muodostaville *Sphagnum*-rahkasammalille on määritetty samansuuruisia arvoja: Loiselin ym. (2008) tutkimuksessa useiden yleisten *Sphagnum*-lajien $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen keskiarvoksi saatiin -26,3 ‰ lajikohtaisen vaihtelun ollessa melko suuri arvojen -29,5 ja -24,1 ‰ välillä. Suomessa ja muilla boreaalisilla alueilla *Sphagnum*-suvun sammalet muodostavat noin 50 % soiden kasvibiomassasta (Rydin & Jeglum 2006).

Useimpien maaperien $\delta^{15}\text{N}$ -arvot vaihtelevat välillä +2 ja +5 ‰. Paikallisesti ja globaalisti $\delta^{15}\text{N}$ -arvot pienenevät vuosittaisen keskisademäärän kasvaessa ja keskilämpötilan laskiessa (Amundson ym. 2003). Maaperälähtöinen orgaaninen aine joutuu vesiympäristössä monien sellaisten prosessien alaiseksi, jotka muuttavat sen koostumusta ja siten myös $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvoja. Kuva 11 kokoaa yleisimmät prosessit ja niiden delta-arvoihin aiheuttamien muutosten suunnat.



Kuva 11. Kaaviokuva kiinteän orgaanisen aineen ja vesikasvien $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvoihin vaikuttavista biogeokemiallisista prosesseista. Nuolet osoittavat prosessin yleisen muutos suunnan (Finlay & Kendall 2007).

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue

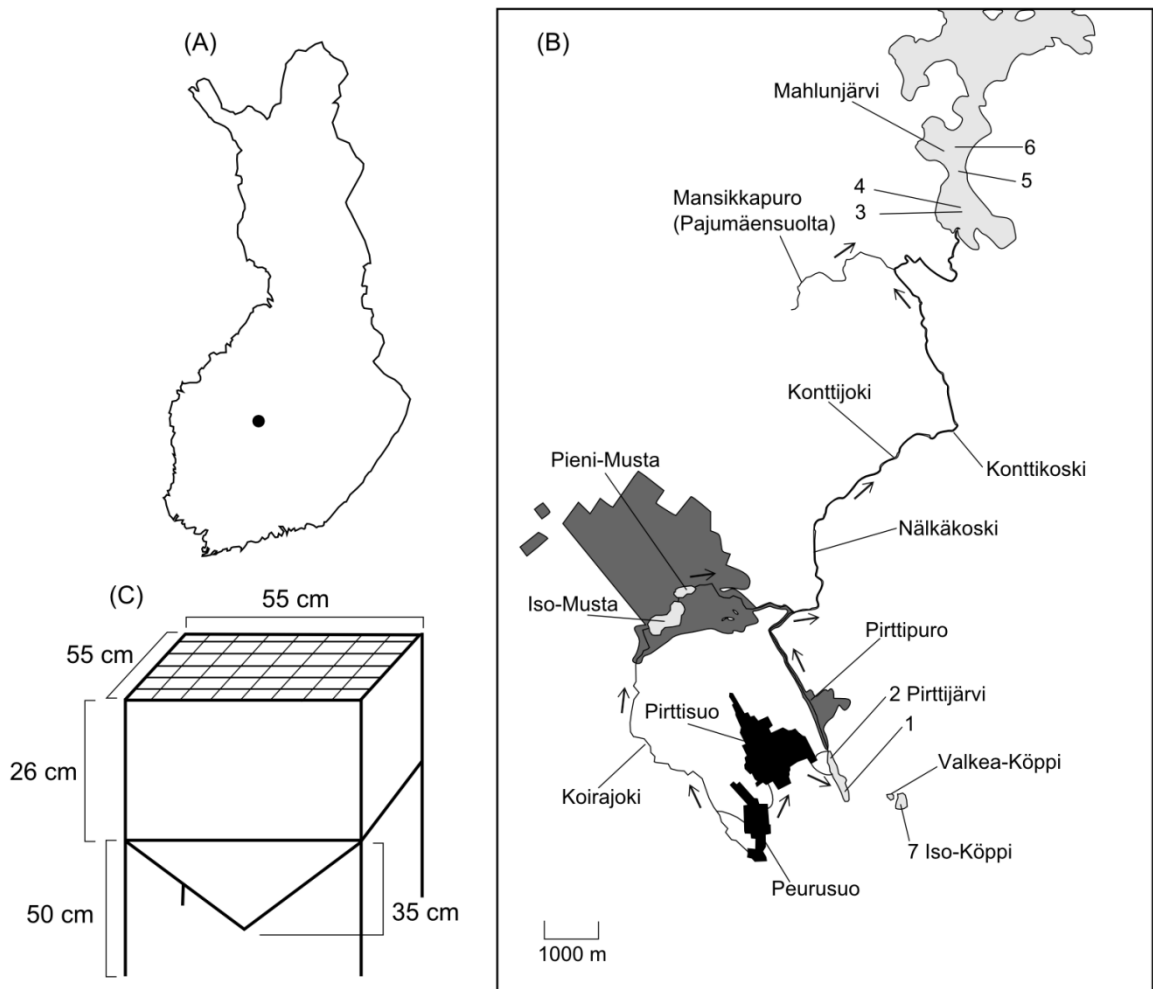
Tutkimuskohdetta valittaessa arvioitiin muun muassa työn tilaajan tarpeita, alueen soveltuvuutta suunnitellulle koeasetelmalle ja käytännön seikkoja, kuten kulkuyhteyksiä. Tutkimuskohteeksi valikoitui Keski-Suomessa Multian kunnassa sijaitseva Vapo Oy:n Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen alapuolinen vesistö. Saarijärven kaupungin edustajat pitivät merkityksellisenä etenkin turpeenottoalueen suunniteltua laajennusta ja sen sekä nykyisen alueen vaikutuksia alapuoliseen vesistöön (Saarijärven reitti) ja läheiseen Kulhanvuoren Natura 2000 –alueeseen. Alue vaikutti sopivalta myös tutkimusasetelman kannalta, sillä se mahdollisti alavirta-ylävirta- ja etäisyysarjatyypiset koeasetelmat. Lähistöllä oli myös useita mahdollisesti kontrollijärviksi sopivia pieniä järviä, joihin ei päätynyt turpeenottope-
räistä kuormitusta. Kulkuyhteydet kaikille tutkittaville järville olivat varsin hyvät.

Pirtti-Peurusuolla on Itä-Suomen ympäristölupaviraston ympäristölupa (päätös 11/03/1, dno 2002/132 (YL), myönnetty 28.2.2003). Turpeenottoalueen valmistelut aloitettiin 1976 ja turpeenotto 1981. Turpeenottokelpoista pinta-alaa on noin 120 hehtaaria. Kuivatusvesien käsittelymenetelmänä ovat laskeutusaltaat, virtaamansäätö ja ojanpidättimet. Vuonna 2008 Pirtti-Peurusuolta mitattiin noin 4000 kg:n kiintoaine-, 800 kg:n typpi- ja 20 kg:n fosfori-
päästöt alapuolisiin vesistöihin (Keränen 2009).

Vapo Oy suunnitteli Pirtti-Peurusuon alueen turpeenoton laajentamista, ja oli jättänyt Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintoviranomaiselle kaksi lupahakemusta. Ensimmäinen koski nykyisen turpeenottoalueen 6,5 hehtaarin kokoista laajennusta. Toinen lupahakemus koski Köpinnevan noin 42 hehtaarin kokoista suoaluetta, jonka kuivatusvedet johdettaisiin Pirtti-järveen olemassa olevan tuotantoalueen tavoin. Turpeenoton näillä alueilla arvioitiin jatkuvan 20 – 30 vuoden ajan (Latokartano 2011). Vapo Oy oli toimittanut aluehallintoviranomaiselle selvityksen Pirtti-Peurusuon ja suunnitteilla olevan Köpinnevan turpeenottoalueiden vaikutuksista Kulhanvuoren Natura 2000 –alueeseen, jonka mukaan toiminnasta ei arvioida aiheutuvan merkittäviä muutoksia luonnonsuojelun tilaan

Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirasto hylkäsi Vapo Oy:n ympäristölupahakemuksen keväällä 2012 vedoten erityisesti Pirttijärvestä lähtevän Pirttipuron-Konttijoen happamoitumiseen. Pirttipuro-Konttijoki on mainittu Keski-Suomen pintavesien toimenpideohjel-

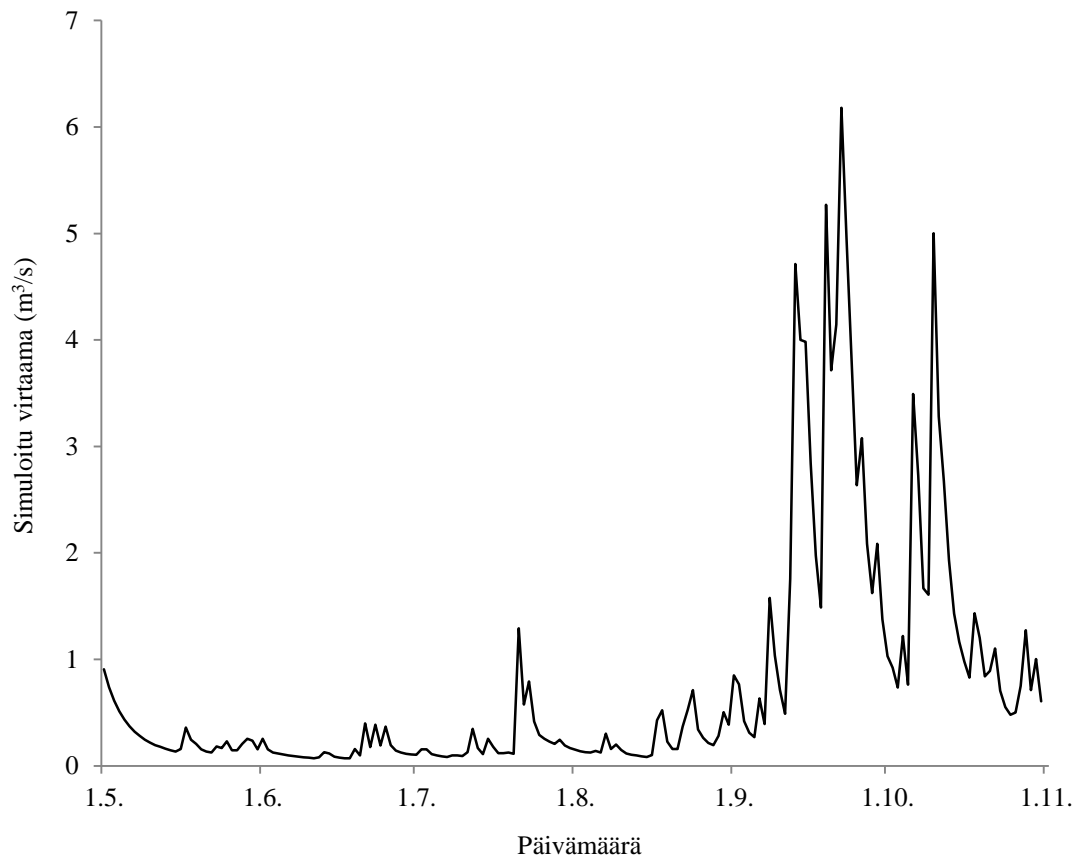
massa vuoteen 2015 ja toimenpiteiksi on mainittu happamien valumavesien torjunta sekä lisäselvitykset kunnostustarpeista. Aluehallintovirasto totesi, että vesienkäsittelyllä ei voida riittävästi poistaa turpeenoton harjoittamisesta alapuoliselle vesistölle aiheutuvia haittoja (Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintoviraston päätös nro 60/2012/1).



Kuva 12. (A) Tutkimusalueen sijainti. (B) Tutkimusalue ja näytteenotopisteet. Vesistöt on merkitty vaalean harmana, Natura 2000 –alue tumman harmana ja turpeenottoalueet mustina. Nuolet osoittavat veden virtaussuunnan. Numerot viittaavat näytteenotopisteisiin (taulukko 5). Koko sivun kartta tutkimusalueesta liitteenä (liite 1). (C) Tutkimuksessa käytetyn SPM-keräimen kaavakuva.

Pirtti-Peurusuo turpeenottoalue sijaitsee Kymijoen vesistöalueen Saarijärven reitin Konttijoen valuma-alueella (vesistöalue 14.625, kuva 12A-B). Pirtti-Peurusuo kuivatusvedet purkautuvat kahta eri reittiä: Laskuojaa pitkin Pirttijärveen ja edelleen Pirttipuron kautta Konttijokeen ja Mahlunjärveen. Toinen reitti kulkee Vattupuron kautta Koirajokeen ja edelleen Iso- ja Pikku-Mustan kautta Konttijokeen. Alueen välittömässä läheisyydessä si-

jaitsevassa Pirttijärvessä on Pirtti-Peurusuo- vesistö tarkkailupiste. Pirttipuron valuma-alueen ominaisuuksien ja sadannan perusteella simuloitu keskivirtaama avovesikaudella 2011 (toukokuu – lokakuu) oli $0,092 \text{ m}^3/\text{s}$ ja Konttijoen Konttikosken $0,76 \text{ m}^3/\text{s}$ (kuva 13). Virtaamat määrittä Jyväskylän yliopiston Ympäristöntutkimuskeskuksen tutkija Arja Palomäki SYKE:n vesistömallijärjestelmän pohjalta.



Kuva 13. Konttijoen Konttikosken valuma-alueen ominaisuuksien ja sadannan perusteella simuloitu päivittäinen virtaama avovesikaudella 2011.

Kulhanvuoren 745 ha laajuinen alue on Natura 2000 –kohde. Siihen kuuluu myös Pirttijärvestä lähtevän Pirttipuron alue ja osa Konttijoesta. Alueella on useita luontodirektiivin luontotyyppisiä, esimerkiksi humuspitoisia järviä ja lampia sekä vaihtumis-, ranta- ja aapasoita. Lisäksi alueella tavataan luontodirektiivin liitteen II lajeista karhu ja liito-orava sekä useita lintudirektiivin liitteen I lajeja (Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintoviraston päätös nro 60/2012/1).

Mahlunjärven pinta-ala on 713,6 ha, tilavuus $39415,96 \cdot 10^3 \text{ m}^3$, keskiyvyys 5,52 m ja suurin syvyys 28 m. Se on luokiteltu runsashumuksiseksi järveksi ja sen kemiallisen tilan on todettu olevan hyvä (OIVA 2013). Turpeenotto- ja kuormitusta Mahlunjärveen

päätyy Pirtti-Peurusuon lisäksi Pajumäensuolta (Pylkönmäki, tuotannossa 102 ha) ja Suurensuonnevalta (Karstula, 25 ha), jotka molemmat ovat Vapo Oy:n turpeenottoalueita. Pajumäensuon vedet laskevat Konttijokeen Mansikkapuron kautta. Mahlunjärveen tulee turpeenottoperäisiä vesiä myös reitin ylemmiltä järveltä. Mahlunjärvi laskee vetensä edelleen Saarijärveen.

Mahlunjärven valuma-alueella on runsaasti maataloutta ja lähes kaikki käyttökelpoinen humusmaa on ojitettu metsätalouden tarpeisiin (taulukko 4). Järven rannoilla on runsaasti sekä vakituisia että vapaa-ajanasuntoja. Järvellä on paljon virkistyskäyttöä ja kaksi kalastuskuntaa, joissa on osakaskiinteistöjä yhteensä 2497 (Keski-Suomen maanmittaustoimisto, suullinen tiedonanto 13.3.2013). Muiden tutkimusjärvien rannat ovat asumattomia ja virkistyskäyttöä on hyvin vähän.

Taulukko 4. Maankäyttö Pirttijärven ja Mahlunjärven valuma-alueilla. Pirttijärven valuma-alue on määritetty korkeuskäyrätarkastelulla ja Mahlunjärven SYKE:n valuma-aluejaon mukaan (2. jakovaihe: Mahlunjärven valuma-alue 14.62). Mahlunjärven valuma-alueesta noin 6,5 % on erilaisten suojeleuhjelmien piirissä. Maankäytön määrittäjä FM Aleks Räsänen (JY) Esri ArcGIS –ohjelmistolla.

Parametri	Yksikkö	Pirttijärvi	Mahlunjärvi (14.62)
Maapinta-ala	km ²	8,23	477
Rakennetut alueet	%	0	3,1
Pellot	%	0	10,1
Metsät kivennäismaalla	%	32,7	54,3
Metsät turvemaalla	%	31,3	14,5
Harvapuustoinen kivennäismaa	%	6,1	13,8
Harvapuustoinen turvema	%	6,7	2,1
Suot	%	6,7	1,4
Turpeenotto	%	16,2	0,9

Pirttijärvi on pieni metsäjärvi, jonka pinta-ala on 12,9 ha, keskisyvyys 2,92 m ja suurin syvyys 6,6 m. Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuojan lisäksi järven eteläosaan laskuojan yläpuolelle laskee puro pienemmältä järveltä (Salmi-Köppi). Järveen laskee useita metsäojia, sillä järven ympäristössä on tehty laajamittaisia metsäojituksia 1950- ja 1960-luvuilla ja osittaisia kunnostusojituksia 1970- ja 1980-luvuilla. Pirttijärven tilaa on tarkkailtu vuodesta 1983 alkaen ja jo tällöin veden on todettu olevan ravinteikasta, humuspi-toista (väri = 250 mg Pt/l, COD_{Mn} = 22,0 mg O₂/l) ja hapanta (pH = 5,80) (OIVA 2013).

Sen jälkeen kun Pirtti-Peurusuon perkaaminen turpeenottoon aloitettiin 1976, Pirttijärven kuormitus on koostunut metsätalouden hajakuormituksesta ja turpeenotosta. Pirttijärven vedenlaadussa ei ole havaittu merkittäviä muutoksia vuosien 1983 – 2008 aikana. Selvimmin maankäytön vaikutukset ovat tällä tarkasteluvälillä näkyneet 1980-luvun ja 1990-luvun alun korkeina kokonaisfosforipitoisuuksina, ajoittaisina korkeina ammoniumtyypen pitoisuuksina sekä korkeina ja hitaasti kasvaneina humusainepitoisuuksina.

Pirttijärvestä laskevan Pirttipuron veden on havaittu olevan laadullisesti samanlaista kuin Pirttijärven (Keränen 2009). Konttijoen Nälkäkoskella on Keski-Suomen ELY-keskuksen veden havaintopaikka. Konttijoen vesi ei ole yhtä hapanta kuin Pirttijärvestä ja Pirttipurossa. Hertta-tietokannan mukaan Pirttipuron-Konttijoen ekologinen tila on arvioitu tyydyttäväksi ja kemiallinen tila hyväksi (Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintoviraston päätös nro 60/2012/1). Pirttipuron-Konttijoen yhteispituus on 15,4 km ja valuma-alueen pinta-ala 71 km² (vesialue 14.625: Konttijoen valuma-alue) (OIVA 2013).

2.2 Tutkimusasetelma

Tutkimus toteutettiin Pirttijärvestä ylävirta-alavirta –asetelmana ja Mahlunjärvestä etäisyssarjana oletetusta päästölähteestä. Laskeutuvaa kiintoainetta kerättiin kahdeksalla SPM-keräimellä (*settleable particulate matter*, kuvat 12C ja 14A, ks. 2.3.1), joista kaksi sijoitettiin Pirttijärveen ja neljä Mahlunjärveen (kuva 12B ja taulukko 5). Lisäksi vertailujärviksi suunniteltuihin Iso-Köppiin ja Valkea-Köppiin sijoitettiin yhdet keräimet (ks. alla). Kaikki näytteenotto- ja mittauspisteet pyrittiin sijoittamaan syvänekohtiin.

Taulukko 5. Näytteenottopisteiden syvyydet, etäisyydet päästölähteestä ja tarkat koordinaatit ETRS89-koordinaattijärjestelmän mukaan. D viittaa etäisyyteen päästölähteestä eli lyhimpään etäisyyteen vesiteitse Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuojan lähteestä (laskeutusallas) alavirran suuntaan.

Nro	Järvi	D (km)	Syvyys	Koord. N	Koord. E	Keräin #
1	Pirttijärvi 1	-0,5	6,2	62.54456	25.03042	8
2	Pirttijärvi 2	1,0	3,1	62.55076	25.02487	3
3	Mahlunjärvi 1a	17,4	13,2	62.64539	25.06854	1
4	Mahlunjärvi 1b	17,4	13,2	62.64539	25.06854	4
5	Mahlunjärvi 2	18,3	5,0	62.65282	25.06645	5
6	Mahlunjärvi 3	18,8	8,0	62.65684	25.06536	6
7	Iso-Köppi (vertailu)	-	10,0	62.54345	25.05198	7

Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuoja laskee Pirttijärven keskiosiin, joten SPM-keräimet sijoitettiin noin 450 metriä laskuojasta ajateltuun ylävirtaan päin ja noin 350 metriä alavirtaan järven arvioidun sisäisen virtauksen suhteen. Ylempään SPM-keräimeen ei oletettu laskuojan päästöjä tulevan.

Mahlunjärven eteläosan mahdollisen turpeenottooperäisen kiintoainekuormituksen merkittävimäksi lähteeksi oletettiin Pirtti-Peurusuolta ja Pajumäensuolta laskeva Konttijoki. Kuormituksen mittaamiseksi SPM-keräimet sijoitettiin etäisyysarjaksi Konttijoen suulta. Kaksi Konttijoen suuta lähinnä ollutta keräintä sijoitettiin vain noin viiden metrin etäisyydelle toisistaan satunnaisvirheen tarkkailemiseksi. Näiden keräinten etäisyys Konttijoen suulta oli noin 200 metriä. Kolmannen keräimen etäisyys Konttijoen suulta oli noin 1,2 km ja neljännen noin 1,7 km.

Iso-Köppi toimi tutkimuksessa kontrollivesistöinä, johon ei päätynyt turpeenottooperäisiä päästöjä. Järven valuma-alueella on kuitenkin tehty runsaasti metsäojituksia, joiden haja-kuormitus on vaikuttanut vedenlaatuun. Tutkimusta suunniteltaessa ja vielä kenttätutkimusvaiheessakin toisena kontrollivesistöinä oli Iso-Köpin läheisyydessä sijainnut pieni kirjaskvetinen suppalampi Valkea-Köppi (väriluku 25 mg Pt/l ja näkösyvyys 3,00 m, mitattu 4.7.2011). Oligohumoosisuutensa vuoksi Valkea-Köppi poikkeaa merkittävästi alueen muista vesistöistä ja se päätettiin myöhemmin jättää pois tutkimuksesta epäedustavuutensa vuoksi. Lisäksi tutkimuksen aikana selvisi, että alueella toimiva metsästysseura oli vuokrannut järven ja istuttanut siihen kirjajohia. Kalat ja niiden ruokinta aiheuttivat pieneen järveen (pinta-ala noin 1 ha) luultavasti niin suuren ravinnekuormituksen, että järvestä määritettyjä mittaustuloksia ei voitu pitää tutkimuksen kannalta edustavina. Taulukkoon 6 on kerätty pintavesien tilan tietojärjestelmän (Pivet) vedenlaatuosion fysikaalis-kemiallisia määrittämiä kohdevesistöistä OIVA-palvelusta.

Taulukko 6. Taulukkoon on koottu viimeisin kevättalven havainto aina kun tällainen on ollut saatavilla. Näytteet on otettu yhden metrin syvyydestä. Humoosisuus viittaa Järnefeltin (1958) humoosisuusluokitukseen (P = polyhumoosinen, taulukko 2). Huomaa, että osa näytteistä on otettu useita vuosia sitten, eivätkä lukemat näin ollen välttämättä kuvaa vesistön nykyistä tilaa (OIVA 2013)

	Yksikkö	Pirttijärvi	Pirttipuro	Konttijoki	Mahlunjärvi	Iso-Köppi
Näyte otettu (kk/v)	-	3/09	1/08	1/08	4/05	1/93
Pinta-ala	ha	12,9	-	-	714	4,9
Keskisyvyys	m	2,9	-	-	5,5	4,8
Suurin syvyys	m	6,6	-	-	28,0	10,4
Näkösyvyys	m	0,70	-	-	1,30	0,50
Happipit.	mg/l	9,7	-	-	10,7	8,5
Sähkönjoht.	mS/m	2,6	3,5	3,2	3,6	3,9
pH		4,70	4,60	5,80	6,00	4,30
Väriluku	mg Pt/l	300	250	150	180	240
Kokonais-N	µg/l	610	740	640	720	720
Kokonais-P	µg/l	25,0	18,0	17,0	28,0	23,0
COD	mg/l	34,0	41,0	27,0	22,0	45,0
Humoosisuus	-	P	P	P	P	P

2.3 Kenttätutkimusmenetelmät

2.3.1 Kenttätutkimuslaitteisto ja näytteenotto

Kenttätutkimuksen keskeisimpänä laitteistona toimivat seitsemän Jyväskylän yliopiston laskeutuvan kiintoaineen keräintä. Keräimet oli valmistettu ruostumattomasta teräksestä. Niiden yläosan muodosti 55 x 55 x 26 cm kokoinen laatikko, joka jatkui suppilomaiseen alaosaan (syvyys 35 cm). Kiintoainetta keräävän avoimen osan mitat olivat 50 x 50 cm, joten keräyspinta-alaa oli 0,25 m². Yläosan laatikossa oli suppilo-osaan asti ulottuva teräsristikko, jossa yhden ristikon silmän koko oli 5 x 5 cm. Ristikon tarkoitus oli vähentää veden liikkeistä johtuvaa keräimen sisällön paluusekoittumista ja estää keräimeen päätyneen kiintoaineen poispääsyä. Kunkin keräimen tilavuus oli 113 litraa. Pohjaan laskettaessa keräinten yläosa jäi vähintään noin 30 cm pohjan yläpuolelle. Samoja keräimiä oli aiemmin

käytetty muun muassa Lahden ja Oikarin (2011) lääkeaineiden kulkeutumista käsittelevässä tutkimuksessa.



Kuva 14. (A) Vesistön pohjaan laskeutuvan kiintoaineen keräämiseen tarkoitettu SPM-keräin. (B) Mahlunjärvestä näytteenottopisteestä 5 4.9.2011 nostetun SPM-keräimen ”vahva” näyte, jossa näkyy runsaasti kiintoainetta.

Kiintoaineen kertymistä SPM-keräimiin seurattiin neljänä tarkkailujaksona. Tutkimuksen päähuomio oli kolmessa ensimmäisessä keräysjaksossa avovesikaudella 2011, joista kukin oli noin kahden kuukauden mittainen. Neljännellä jaksolla mitattiin vain kiintoainekertymän määrää loppusyksystä kevääseen. Ensimmäinen jakso aloitettiin toukokuun alussa 2011 (taulukko 7). SPM-keräimet vietiin syvyyskartasta määritettyihin syvänekohtiin ja soveltuva paikka varmistettiin lisäksi kaikuluotaamalla. Keräimet laskettiin hyvin hitaasti ja huolellisesti pohjaan keräimen yläosan neljään kulmaan kiinnitettyjä köysiä yhdistävällä tukevalla laskuköydellä. Laskuköydessä olevan polan annettiin jäädä hieman vedenpinnan alapuolelle, jotta mittauslaitteisto herättäisi mahdollisimman vähän vesilläliikkujien huomiota. Keräinten paikat merkittiin Garmin Montana 600 –GPS-laitteeseen.

Taulukko 7. SPM-keräinten keräysjaksot. Taulukon ensimmäisen sarakkeen numero viittaa keräyspisteeseen (taulukko 5 ja kuva 12). Suluissa oleva luku ilmoittaa kunkin keräysjakson pituuden vuorokausissa. Jaksot 1 – 3 kerättiin keväällä – syksyllä 2011. Jaksolla 4 keräimet olivat järvissä talven yli ja ne nostettiin loppukevästä 2012.

#	Jakso 1	Jakso 2	Jakso 3	Jakso 4
1	5.5. - 5.7. (61)	5.7. - 4.9. (61)	4.9. - 23.10. (49)	23.10.11 - 27.5.12 (217)
2	5.5. - 5.7. (61)	5.7. - 4.9. (61)	4.9. - 23.10. (49)	23.10.11 - 27.5.12 (217)
3	5.5. - 6.7. (62)	6.7. - 4.9. (60)	4.9. - 23.10. (49)	23.10.11 - 27.5.12 (217)
4	5.5. - 6.7. (62)	6.7. - 4.9. (60)	4.9. - 23.10. (49)	23.10.11 - 27.5.12 (217)
5	4.5. - 7.7. (63)	7.7. - 11.9. (66)	11.9. - 30.10. (49)	30.10.11 - 3.6.12 (217)
6	4.5. - 7.7. (63)	7.7. - 11.9. (66)	11.9. - 30.10. (49)	30.10.11 - 3.6.12 (217)
7	4.5. - 11.7. (67)	11.7. - 11.9. (62)	11.9. - 30.10. (49)	30.10.11 - 3.6.12 (217)
8	5.5. - 11.7. (66)	11.7. - 11.9. (62)	11.9. - 30.10. (49)	30.10.11 - 3.6.12 (217)

Ensimmäisen kahden kuukauden jakson päätyttyä SPM-keräimet nostettiin järvistä näytteenottoa varten. Näytteenotto tapahtui kunkin keräimen osalta seuraavasti: Keräin nostettiin laskuköydestään rauhallisesti ja tasaisella vedolla veneen keulaan vesirajan yläpuolelle, kiinnitettiin tukevasti veneeseen ja suljettiin kannella. Se soudettiin lähimpään loivasti syvenevään rantaan ja asetettiin rantaveteen riittävän tukevalle alustalle. Ensimmäiseksi keräimen pinta- ja pohjaosista (noin 10 ja 50 cm syvyydeltä) mitattiin ja merkittiin muistiin lämpötila ja happipitoisuus. Seuraavaksi keräimen pohjasta imettiin pilssipumpulla mahdollisimman väkevä näyte (kuva 14B), jota havainnoitiin aistinvaraisesti ja josta tehtiin muistiinpanot. Näyte kaadettiin takaisin keräimeen, jonka jälkeen keräimen metalliristikko harjattiin huolellisesti ja poistettiin. Myös keräimen sisäseinät harjattiin. Harjaamisen tarkoituksena oli irrottaa keräimen rakenteisiin muodostunut biofilmi ja sekoittaa se keräimen sisältöön.

Seuraavaksi koko keräimen sisältö homogenisoitiin huolellisesti sekoittamalla, ja keräimestä otettiin viisi 2,0 litran osanäytettä puhtaisiin ja steriileihin lasipulloihin. Pullot pakattiin kylmälaukkuihin runsaan jäähileen sekaan kuljetusta varten. Lisäksi kustakin keräimestä otettiin yksi noin 10 litran näyte muoviympäriin. Lopuksi keräin tyhjennettiin ja puhdistettiin huolellisesti järvisedellä. Seuraava keräysjakso käynnistettiin soutamalla keräin takaisin koholla merkittyyn keräyspisteeseen ja laskemalla se järven pohjaan aiemmin kuvatulla tavalla. Sama menettely toistettiin jokaisen keräysjakson päätteeksi. Kaiken

kaikkiaan laskeutuvaa kiintoainetta kerättiin tutkimuspisteestä riippuen 388 – 395 vuorokautta.

Varsinaisten laskeutuvan aineen keräinten näytteiden lisäksi Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskeutusaltaasta sedimentti- ja vesinäytteitä elokuun 2011 lopussa. Näytteenotto suoritettiin Ekman-sedimenttikeräimellä. Näytteet säilöttiin ja käsiteltiin samoin kuin muutkin näytteet.

2.3.2 Järvien tilan seuranta turpeenottokaudella

Tutkittavien järvien tilaa seurattiin kesän 2011 ajan turpeenoton mahdollisten kuormitusvaikutusten havainnoimiseksi. Seurantatietoja kerättiin noin kahden viikon välein touko – elokuussa (keräysjaksot 1 ja 2) ja noin kuukauden välein syys – marraskuussa (keräysjakso 3). Tutkittavia parametreja olivat järven lämpötila (°C) ja happipitoisuus (mg/l O₂, DO, *dissolved oxygen*) eri syvyyksillä sekä näkösyvyys pinnasta (m, Sdv, *Secchi disk visibility*). Lisäksi järvistä otettiin heinä – marraskuussa kerran kuukaudessa 0,5 litran pintavesinäyte 1,0 metrin syvyydeltä, josta määritettiin laboratoriossa järveden pH Mettler Toledo SevenEasy pH-mittarilla ja väriluku (g/m³ Pt) Hellige-komparaattorilla. Mittaukset tehtiin mittauspisteistä 1 (Pirttijärvi), 3 (Mahlunjärvi) ja 7 (Iso-Köppi).

Järvien veden lämpötila ja happipitoisuus eri syvyyksillä selvitettiin 0,5 litran Ruttner-vedenkeräimen avulla. Laite koostuu avoimesta lasisesta sylinteristä, joka laskettiin hitaasti vaijerilla haluttuun syvyyteen. Tämän jälkeen vapautettiin paino, joka tippui laskuvaijeria pitkin ja osui keräimeen sulkien sen. Keräin nostettiin pintaan, sen sisältö johdettiin muoviseen dekantteriasiaan ja happipitoisuus ja lämpötila mitattiin VWR International DO200 –happimittarilla. Lämpötila mitattiin myös Ruttner-laitteen omalla lämpömittarilla. Mittaukset tehtiin kunkin järven syvimmästä tutkimuspisteestä noin metrin välein ja pohjasta aloittaen. Pohjan näytteeseen pyrittiin saamaan myös sedimenttiä mukaan, jolloin näyte oletettavasti edusti happipitoisuus- ja lämpötilatasoja juuri sedimentin yläpuolella.

Näkösyvyys mitattiin pinnasta virallisella Secchi-levyllä. Secchi-levy on pyöreä, halkaisijaltaan 30 cm valkoinen ja painotettu levy, jota laskettiin veden pinnan alapuolelle veneen varjoisalta puolelta niin kauan, että levy katosi näkyvistä. Levyn kiinnitetystä mittanarusta luettiin näkösyvyys 0,05 m tarkkuudella.

2.4 Laboratoriotutkimusmenetelmät

2.4.1 Kiintoaineen erotus ja Imhoff-laskeuman määrittäminen

Näytteiden käsittelyn päämääränä oli kiintoaineen ja veden erottaminen sekä keräimeen kertyneen kiintoaineen määrän arvioiminen. Pimeään kylmiöön (4 °C) säilöttyjen pullo-näytteiden annettiin laskeutua yhdestä kolmeen vuorokautta ennen käsittelyn aloittamista. Neljä pulloa viidestä otettiin jatkokäsittelyyn ja yksi jätettiin varalle mahdollista myöhem-pää käyttöä varten. Näistä neljästä pullosta vesi ja pullon pohjalle laskeutunut kiintoaine erotettiin aluksi dekantoimalla. Kiintoainesakat yhdistettiin ja kokonaisnäytteen annettiin jälleen laskeutua vuorokauden ajan, jonka jälkeen se dekantoitiin uudestaan. Erotettu sakka (yhteensä noin 200 – 300 ml) jaettiin tasaisesti 50 ml:n nunc-muoviputkiin. Putkia sentri-fugoitiin huoneenlämmössä (20 °C) MSE Harrier 18/80 Refrigerated –sentrifugilla 15 minuuttia 3500 rpm kierrosnopeudella, mikä vastaa kiihtyvyyttä noin 1425 g ($r = 104$ mm). Seuraavaksi putkista kaadettiin päällysvesi pois ja kiintoainefaasit yhdistettiin aineen ko-konaismäärästä riippuen yhteen tai kahteen sentrifugiputkeen. Yhdistettyjä näytteitä sentri-fugoitiin uudelleen 15 minuuttia 3500 rpm kierrosnopeudella. Kiintoainefaasien märkäpai-no punnittiin OHAUS Analytical Plus –analyysivaa’alla molempien sentrifugausten jäl-keen kokonaiskertymän selvittämiseksi. Sedimenttiä säilöttiin pakkaseen (-20 °C) kolme noin yhden gramman painoista näytettä kutakin keräintä ja näytteenottokertaa kohden.

Ensimmäisen näytteiden dekantoinnin yhteydessä pulloista otettiin talteen yhteensä noin kaksi litraa supenatanttivettä. Vesi imusuodatettiin huokoskoon 1,5 µm VWR lasimikro-kuitusuodattimella, jonka jälkeen sitä käytettiin Oxitop-mittauksissa. Suodatettua vettä säilöttiin pakkaseen (-20 °C) noin 40 ml kutakin keräintä ja näytteenottokertaa kohden.

Kymmenen litran ämpäriin otetut näytteet homogenisoitiin uudelleen huolellisesti sekoit-tamalla vastaamaan SPM-keräinten alkuperäistä homogenoitua sisältöä. Näytettä kaadettiin 1,00 l:n Imhoff-suppiloihin muodostuvan sedimenttipatsaan havainnointia varten (kuva 15B). Suppiloiden suut peitettiin kalvolla ja sisältö jätettiin laskeutumaan pimeään ja huo-neenlämpöön (20 °C). Pohjalle laskeutuvan kiintoaineen tilavuus luettiin suppilon mitta-asteikosta yhden ja 24 tunnin kuluttua laskeutuksen aloittamisesta. Imhoff-laskeuma kertoi siis keräimen homogenisoidun sisällön kiintoaineen tilavuuden litraa kohden.



Kuva 15. (A) Kiintoaineen biokemiallista hapenkulutusta mittaava OxiTop-laitteisto. Laitteisto koostuu näytteet sisältävistä lasipulloista, paine-eroja mittaavista mittauspäistä ja magneettisekoitus-alustasta. (B) Imhoff-suppiloita, joilla määritettiin kiintoaineen tilavuus 24 tunnin laskeutuskokeella. Molemmissa suppiloissa on 500 ml näytettä.

Ämpäreihin jääneen sisällön annettiin jälleen laskeutua vähintään vuorokauden ajan. Lopulta sisällöstä erotettiin yläosan vesi ja kiintoainesakka dekantoinnalla. Sakka säilöttiin kylmiöön mahdollista jatkokäyttöä varten.

2.4.2 Kiintoaineen kuiva-ainepitoisuus ja hehkutushäviö

Kiintoainenäytteiden kuiva-ainepitoisuus ja hehkutushäviö määritettiin suomalaisen ja eurooppalaisen standardin mukaan (SFS 1990). Näytteiden sisältämän kuiva-aineen perusteella voitiin luotettavasti vertailla SPM-keräimiin laskeutuneita kiintoainemääriä. Hehkutushäviö (*loss on ignition*, LOI) on yksinkertainen metodi orgaanisen ja epäorgaanisen aineen määrien arviointiin ympäristönäytteissä (Heiri ym. 2001). LOI-arvoja verrattiin myös tilaustyönä määritettyihin orgaanisen hiilen ja typen määriin (ks. 2.3.5).

Kuivapainon määrittämiseksi kutakin tuoretta kiintoainenäytettä punnittiin 0,1 mg:n tarkkuudella 0,5 – 1,5 grammaa kahteen rinnakkaiseen taarattuun upokkaaseen. Upokkaat siirrettiin Memmert UM500 -lämpökaappiin 105 °C lämpötilaan ja näytteitä kuivattiin 20 tun-

nin ajan. Tämän jälkeen näytteet jäähdytettiin eksikaattorissa ja punnittiin OHAUS Analytical Plus –analyysivaa’alla 0,1 mg:n tarkkuudella. Seuraavaksi määritettiin hehkutushäviö siirtämällä näytteet 550 °C uuniin (Nabertherm LS) kahdeksi tunniksi. Näytteet jäähdytettiin jälleen eksikaattorissa ja punnittiin.

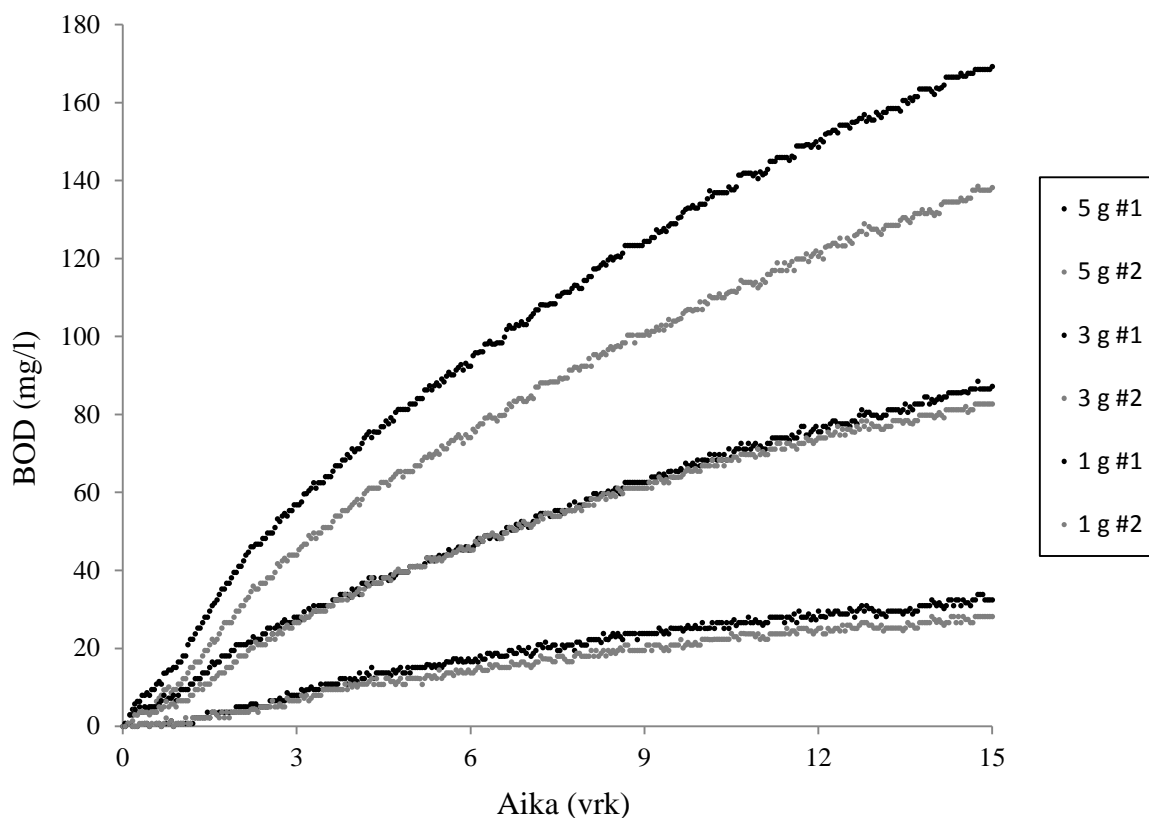
Kuiva-aineen määrä voitiin laskea kuiva-aineupokkaan ja tyhjän upokkaan massojen erotuksena. Kuiva-aineen suhteellinen osuus laskettiin kuiva-aineen massan ja tuoreen näytteen massan osamääränä. Kun näytteen sisältämä orgaaninen aine paloi hehkutettaessa, orgaanisen aineen massa saatiin kuivauksen ja hehkutuksen jälkeen punnittujen massojen erotuksena. Hehkutuksessa jäljelle jäänyt aine katsottiin epäorgaaniseksi aineeksi. Sen massa laskettiin hehkutetun ja tyhjän upokkaan massojen erotuksena. Lisäksi laskettiin orgaanisen ja epäorgaanisen aineen osuudet kiintoaineesta massojen osamääränä.

2.4.3 Orgaanisen aineen aerobinen biohajoamispotentiaali

Biokemiallisen hapenkulutuksen määrittästä (BOD, *biochemical oxygen demand*) voidaan käyttää jokivesien ja likaantuneiden luonnonvesien melko lyhytaikaisen hapentarpeen arvioimiseksi. Biokemiallisella hapenkulutuksella tarkoitetaan sitä happimäärää, joka kuluu tietyissä olosuhteissa ja tietynä aikana näytteessä olevien orgaanisten aineiden hajotukseen aerobisten mikrobien toimesta. Määrittäksessä pyritään tavallaan jäljittelemään luonnon biohajoamistapahtumia. Määrittämenetelmiä on kaksi: laimennusmenetelmä ja manometrin eli paine-eroihin perustuva menetelmä. Manometrisen menetelmän etuna on muun muassa, että hapenkulutusta voidaan seurata käytännössä reaaliaikaisesti näytepullon kaasufaasista (Sawyer ym. 2002).

Tässä tutkimuksessa käytettiin manometristä WTW System OxiTop® Control –laitteistoa (jatkossa OxiTop). Laitteisto koostuu lasipulloihin laitettavista mittauspäistä sekä lukulaitteesta (kuva 15A). Mittauspäätkä rekisteröivät pullossa tapahtuvan paineen aleneman, koska biohajoamisessa muodostunut CO₂ sidotaan natriumhydroksidiin (NaOH, tabletteina). Paineen alenemasta mittauspäätkä laskevat pullossa kulutetun hapen määrän aikayksikössä. Lukulaitteen avulla jokaisen mittauspään tulokset saadaan kerättyä ja siirrettyä taulukkolaskentaohjelmiin. Lukulaite tallentaa jokaisen mittausarvon erikseen, ja mittaus tapahtuu esimerkiksi seitsemän päivän ajossa yhteensä 360 kertaa eli noin 30 minuutin välein (WTW 2006)

Esikoe: OxiTop-mittauksia varten tehtiin 15 vuorokauden esikoe, jossa tutkittiin sopivaa mittausaikaa ja kiintoainepanosta (kuva 16). Sopivaksi kiintoainepanokseksi havaittiin 3,00 g, koska tällä määrällä hapenkulutus eteni melko lineaarisesti ajan funktiona. OxiTop-ajot päätettiin mitoittaa seitsenpäiväisiksi, koska tässä ajassa hapenkulutusta syntyy riittävästi ja erot eri kiintoainenäytteiden välillä saadaan selvästi esille. Lisäksi kirjallisuudessa esiintyy yleisesti BOD₇- ja BOD₅-arvoja, joita vastaavat tulokset saatiin määritettyä seitsemän päivän mittauksilla. Lämpötila mittauksissa pidettiin mahdollisimman tarkasti arvossa 15 °C, mikä vastaa melko hyvin tutkimusjärvien keskilämpötilaa kesällä.



Kuva 16. Erään Mahlunjärven SPM-keräimen (K5) 15 vuorokauden OxiTop-koe käyttäen kolmea sedimenttimäärää 15 °C:n lämpötilassa. Tuloksista on vähennetty liuottimena käytetyn suodatetun järviveden hapenkulutus, joka oli kokeen lopussa noin 17 mg/l. Pistesarjat ovat ylhäältä lukien samassa järjestyksessä kuin oikeanpuoleisessa paneelissa. Musta ja harmaa pistejoukko ovat saman sedimentinäytteen rinnakkaisnäytteitä (#1 ja #2).

Varsinaisissa mittauksissa kukin jäädyttämätön kiintoainenäyte lietettiin 250 ml:aan huokoskoon 1,5 µm suodattimella suodatettua järvivettä, joka oli saatu samasta keräimestä kuin tutkittava kiintoaine. OxiTop-pulloja valmisteltiin kutakin keräyspistettä ja -jaksoa kohden kaksi rinnakkaista. Lisäksi kahdella rinnakkaisella pullolla mitattiin pelkän suodatetun järviveden hapenkulutusta. Näin ollen kiintoaineen aiheuttama hapenkulutus saatiin

kiintoainetta sisältävien pullojen ja pelkkää suodatettua vettä sisältävien pullojen BOD₇-arvojen keskiarvojen erotuksena. Käytettävissä oli 12 OxiTop-mittauspäättä, joten kuvatulla koeasetelmalla voitiin mitata kolmen SPM-keräimen kiintoaineen BOD yhden ajon aikana. On kuitenkin huomattava, että käytetty koeasetelma poikkesi yleisesti käytetystä BOD-määrittämisestä muun muassa lämpötilan osalta. Lisäksi tässä koeasetelmassa ei käytetty prosessin käynnistymistä nopeuttavaa bakteerisiirrosta ("ympä"). Kokeet suoritettiin Jyväskylän yliopiston ympäristötieteen ja -teknologian osaston toksikologiatilassa, jonka lämpötila oli säädetty arvoon 15 °C. Kunkin kokeen jälkeen sedimenttiä sisältäneet näytteet otettiin talteen ja pullot puhdistettiin uutta koetta varten. Lopulta BOD₇-arvo suhteutettiin aiemmin hehikutushäviönä määritettyyn näytteen orgaanisen aineen määrään.

2.4.4 Kiintoaineen anaerobisen hajotuskyvyn mittaus

Tutkimuksen puitteissa tarkasteltiin myös SPM-keräimiin kertyneen kiintoaineen anaerobista hajoamispotentiaalia. Myös anaerobinen hajoaminen on luonnon prosessi, jossa anaerobiset mikrobit hajottavat hapettomassa tilassa orgaanista ainetta biokaasuksi ja mädätteeksi. Mädätettä voi verrata kiinteään ravinnepitoiseen humukseen. Hajoamisen etenemistä voidaan tarkkailla mittaamalla reaktiopulloihin kertynyttä metaanipitoisuutta.

Anaerobisen hajotuskyvyn mittauksessa pyrittiin OxiTop-mittauksia vastaavaan koejärjestykseen, mutta määrittäminen tehtiin vain osalle kiintoainenäytteistä. Kutakin valittua kiintoainenäytettä kohden valmisteltiin kolme rinnakkaista reaktiopulloa (100 ml:n ns. seerumipullo), joihin punnittiin tarkasti noin 2,00 g kiintoainetta ja lisättiin 50,0 ml saman keräimen suodatettua (\varnothing 1,5 μ m) vettä. Lisäksi valmisteltiin kolme rinnakkaista kontrollipulloa, joihin mitattiin 50,0 ml pelkkää suodatettua vettä. Pullojen sisältämää nestettä kuplitettiin viiden minuutin ajan AGA:n toimittamalla 100 %:lla typpikaasulla (N₂) hapen poistamiseksi. Tämän jälkeen pullot suljettiin tiiviisti kumikorkeilla. Kumikorkin läpi työnnettiin kaksi neulaa, joiden avulla pullojen sisältämä ilma korvattiin typellä. Hapettomaan tilaan saatetut reaktiopullot siirrettiin pimeään 15 °C lämpöiseen huoneeseen.

Pullojen kaasufaasin sisältämä metaani mitattiin välittömästi kokeen käynnistyttyä ja tämän jälkeen noin kuukauden välein yhteensä seitsemän kertaa. Mittaus tehtiin FID-detektorilla varustetulla Perkin Elmer Arnel Clarus 500 kaasukromatografilla (metodi: Perkin Elmer Alumina 30 m x 0,53 mm -kolonni, kantokaasuna argon, uunin lämpötila 100 °C, detektorin 225 °C ja injektorin 250 °C). Standardikaasuna käytettiin AGA:n toi-

mittamaa kaasua, jonka koostumus oli 30,0 % CH₄ ja 70,0 % N₂. Samaa menetelmää on aiemmin käytetty muun muassa Pakarisen ym. (2008) tutkimuksessa. Jokaisen mittauksen aluksi laitteeseen syötettiin neljä kertaa standardikaasua. Standardikaasua syötettiin myös jokaisen rinnakkaisnäytesarjan jälkeen mahdollisten virheiden havaitsemiseksi. Jokaista seerumipulloa kohden otettiin kaksi 100 µl:n kaasunäytettä painelukitulla Supelco Pressure-Lok Series A-2 –lasiruiskulla pullon kaasufaasista kumikorkin läpi ja näyte syötettiin kaasukromatografiin. Kutakin kiintoainenäytettä kohden saatiin siis kuusi mittaustulosta. Lopulta metaanin pitoisuus seerumipulloissa laskettiin verrannolla suhteessa käytettyyn standardikaasuun kaasukromatografian jännitepiikkisignaalin pohjalta.

2.4.5 Stabiilien isotooppien suhteet, TOC ja TN

Valikoiduille näytteille (21 kpl) määritettiin Jyväskylän yliopistossa tilaustyönä hiilen ja typen stabiilien isotooppien suhteet ja niiden delta-arvot $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$, sekä näytteen sisältämä orgaaninen kokonaishiili (TOC) ja kokonaistyyppi (*total nitrogen*, TN). Määrittämiseen valitut kiintoainenäytteet pakastettiin, kylmäkuivattiin ja jauhettiin hyvin hienoksi jauheeksi. Jauhetta punnittiin tarkasti noin 2,5 mg pieniin tinafoliokuppeihin ja ne suljettiin taittelemalla. Kutakin kiintoainenäytettä kohden valmistettiin kaksi rinnakkaista näytettä. Vastaavasti punnittiin standardinäytettä. Standardina käytettiin perunan lehdistä valmistettua jauhetta. Viimevaiheen instrumenttimäärittämisestä vastasi Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksen akvaattisten tieteiden osastolta FT Tuula Sinisalo. Määrittäminen suoritettiin Carlo Erba Flash EA1112 alkuaineanalyysointilaitteella, joka oli yhdistetty Thermo Electron Corp. Finnigan Deltaplus Advantage jatkuvasyöttöiseen isotooppisuhdemassaspektrometriin. Samaa menetelmää on aiemmin käytetty muun muassa Sinisalon ym. (2008) tutkimuksessa. Tulosten tarkastelun kannalta luotettavana mittaustarkkuutena voidaan pitää 0,1 ‰:a.

TOC-tulosten pohjalta tarkasteltiin, miten LOI ennustaa TOC:ia kyseisenlaisissa kiintoainenäytteissä. Stabiilien isotooppien delta-arvoja tarkasteltiin etäisyysjärjestyksessä päästölähteestä mahdollisen korrelaation havaitsemiseksi ja niitä verrattiin kirjallisuusarvoihin.

2.5 Tulosten laskemiseksi käytetyt kaavat

Tutkittavista järvistä kerätyt lämpötila-, happipitoisuus-, happamuus-, väriluku- ja näkisyvyystiedot muodostivat viitekehysten orgaanisen aineen kertymän tutkimukselle. Elo-

rannan (1999) mukaan suomalaisten humuspitoisten vesistöjen TOC:n, COD_{Mn} :n, väriluvun ja näkösyvyyden välillä on melko hyvät korrelaatiot:

$$TOC = VL * 0,0872 + 3,55 \quad (3)$$

$$COD_{Mn} = VL * 0,126 + 2,79 \quad (4)$$

$$Sdv = VL^{-0,57} * 17,54 \quad (5)$$

$$Sdv = \frac{22}{TOC} \quad (6)$$

Yllä esitetyissä yhtälöissä Sdv on Secchi-levyllä mitattu näkösyvyys metreissä, VL veden väriluku ($g/m^3 Pt$), TOC orgaaninen kokonaishiili (g/m^3) ja COD_{Mn} kemiallinen hapenkulutus ($g/m^3 O_2$). Yhtälölle (3) on tutkimuksissa havaittu selitysaste $r^2 = 0,86$, kun vesinäytteiden määrä oli $n = 976$. Vastaavasti yhtälölle (4) $r^2 = 0,89$, kun $n = 974$ ja yhtälölle (5) $r^2 = 0,52$ (Eloranta 1999). Tämän tutkimuksen puitteissa voitiin tarkastella näiden korrelaatioiden osuvuutta tutkimusvesistöissä.

2.6 Kiintoaineen laskennalliset kertymäsuureet

Kuten edellä on kuvattu, kiintoaineen kertymän määräsuureet, kuten Imhoff-laskeuma eli kiintoaineen tilavuus, kiintoaineen määrä, kuiva-aine ja LOI, määritettiin SPM-keräimien tarkkaan homogenisoidusta sisällöstä. SPM-keräimen sisällön voitiin sen vuoksi ajatella edustavan vesistön osa-alueen tilannetta kiintoainekertymien suhteen. Näin ollen voitiin määrittää laskennallisia suureita, joilla arvioitiin kiintoainekertymien nettonopeuksia tutkimusvesistöissä avovesikaudella 2011 ja talvella 2011 – 2012. Kaavat johdettiin Håkansonin ja Janssonin (1983) esittämien sedimentaatiokaavojen pohjalta.

Tuloksissa esitetyt laskennallisten suureiden arvot on ekstrapoloitu neljästä 2,00 litran osanäytteestä koko 113 litran keräimelle sillä oletuksella, että keräimen sisältö saatiin kenttäolosuhteissa täydellisesti homogenisoitua. Toisin sanoen tällöin osanäyte vastaisi ominaisuuksiltaan täysin koko keräimen sisältöä. Toisaalta yhtälöiden luotettavuutta ei tarkastettu kalibrointimittauksilla, joten tuloksia voidaan pitää suuntaa-antavina.

Imhoff-laskeuman pohjalta voitiin arvioida järven pohjaan kertyvän kiintoainepatsaan korkeutta kullakin keräysjaksolla:

$$\text{Korkeuskertymä (mm/kk)} = \frac{113 * V_I}{2500 \text{ cm}^2} * \frac{30 \text{ d/kk}}{t} * 10 \text{ mm/cm} \quad (7)$$

Yhtälössä V_I on kyseisestä keräimestä Imhoff-suppiloon kertyneen laskeuman tilavuus (ml = cm³) ja t keräysjakson pituus (d). 2500 cm² on SPM-keräimen suun pinta-ala ja 113 suhdeluku, jolla yhden litran osanäytteen mittaustulokset voitiin ekstrapoloida koko SPM-keräimen tilavuutta (113 l) vastaavaksi.

Kiinto- ja kuiva-aineen sekä orgaanisen ja epäorgaanisen aineen kertymää pinta-alayksikköä (m²) kohden aikayksikössä (kk) arvioitiin laskemalla aluksi koko keräimen sisältämän kiintoaineen määrä ja jakamalla tämä keräimen suun eli laskeutuvaa kiintoainetta vastaanottavan alueen pinta-alalla. Tämän jälkeen voitiin laskea kertymä kuukautta kohden:

$$\text{Kertymä} \left(\frac{\text{g/m}^2}{\text{kk}} \right) = x * \frac{133}{8} * m_{ka} * \frac{30 \text{ d/kk}}{0,25 \text{ m}^2 * t} \quad (8)$$

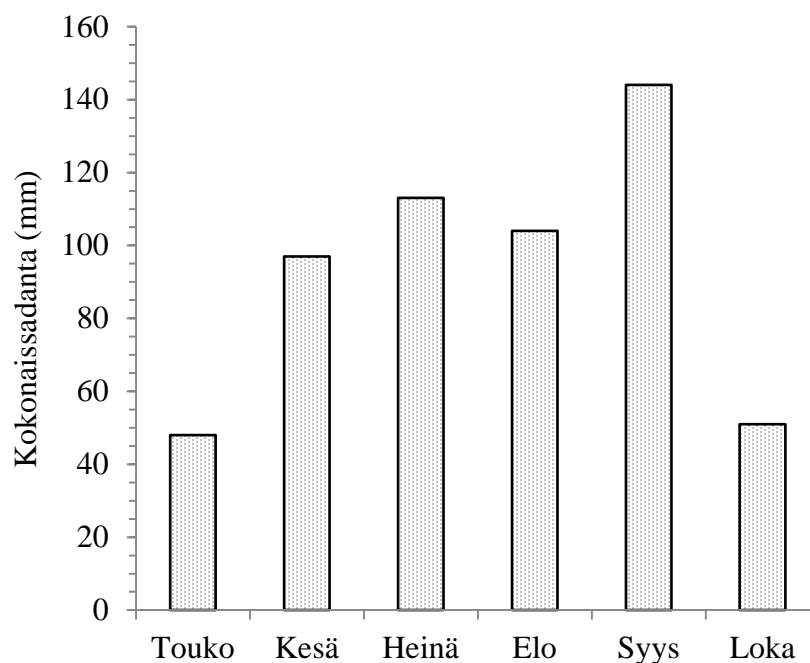
Yhtälössä m_{ka} on kahteen kertaan sentrifugoidun kiintoaineen kokonaismassa (g) yhteensä 8 litran osanäytteessä. x on tarkasteltavan kertymän massaosuus eli kuiva-aineen, orgaanisen tai epäorgaanisen aineen osuus kiintoaineesta, ja t keräysjakson pituus (d).

2.7 Tutkimusalueella vallinnut sää

Sää voi vaikuttaa oleellisesti vesistöjen lämpötilaan ja erityisesti sateet maaperäisten huuhoutumien määriin. Seuraavassa on esitetty Ilmatieteen laitoksen (2012) tilastotietoja vuoden 2011 säästä pohjoisen Keski-Suomen alueelta.

Vuosi 2011 oli Suomen keskiosassa harvinaisen lämmin. Keskilämpötila oli vertailukauden 1971 – 2000 keskilämpötilaa 1,5 – 2,0 °C korkeampi. Koko vuosi oli myös keskimääräistä sateisempi. Pohjoisessa Keski-Suomessa sademäärät olivat 15 – 20 % keskimääräistä suurempia ja kokonaissademäärä ylitti 725 mm (kuva 17). Kesä 2011 (1.6. – 31.8.) oli vain hieman tavanomaista sateisempi, mutta hyvin lämmin: Ilmatieteen laitoksen mukaan kesä oli 1900-luvun alusta lähtien tarkasteltuna neljänneksi lämpimin. Kesän lämpimimmät jak-

sot sattuiivat kesäkuun alkuun ja elokuun loppuun. Myös järvesien pintalämpötilat olivat keskimääräistä korkeammat.



Kuva 17. Kuukausittainen kokonaisaluesadanta Keski-Suomen ELY-keskuksen Kiimasjärven-Kiimaskosken havaintoasemalla. Asema sijaitsee noin 25 km Pirttijärveltä itään.

Syys-marraskuun 2011 keskilämpötila oli poikkeuksellisen korkea. Näin lämmin syksy oli Suomessa ollut koko maan keskilämpötilaa tarkasteltaessa viimeksi vuonna 1938. Syksyn keskilämpötila Keski-Suomen alueella oli noin 3,5 °C korkeampi kuin vertailukauden 1971 – 2000 syksyjen keskilämpötila. Myös syksyn sademäärät olivat keskimääräistä korkeammat. Tutkimusalueella satoi syksyllä noin 230 mm, mikä on noin 25 % keskimääräistä enemmän. Kun sadantatiedot simuloitiin Konttijoen virtaamiksi (kuva 13), on merkillepantavaa, että virtaama pysyi melko alhaisena kesällä (keräysjaksot 1 ja 2) ja suureni vasta syksyllä (keräysjakso 3).

3 TULOKSET

3.1 Kiintoaineen kertymänopeudet

Taulukot 8 – 14 esittelevät SPM-keräimistä saaduille kiintoainenäytteille tehtyjen laboratoriomittausten tuloksia. J1, J2, J3 ja J4 viittaavat keräysjaksoihin 1 – 4 (taulukko 7). Σ on tulosten summa ja KA keräysjaksojen pituuksilla painotettu keskiarvo. Kiintoaine tarkoittaa 8,0 litran osanäytteestä saadun tuoreen kiintoaineen kokonaismassaa. Tästä on määritetty kuiva-aineosuus (% tuorepainosta) ja kuiva-aineen massa lämpökaapissa 105 °C:ssa kuivaamalla, ja kuiva-aineesta edelleen orgaanisen (= hehkutushäviö, LOI) ja epäorgaanisen aineen osuudet (% kuivapainosta) hehkuttamalla 550 °C:ssa. Viiva tulossoluissa merkitsee, että kyseistä arvoa ei voitu määrittää. Näytteenottopisteen 2 osalta neljännen jakson SPM-keräimen nosto epäonnistui ja keräimen sisältö menetettiin. Iso-Köpissä kiintoainekertymät olivat jaksoilla 1 – 3 niin vähäisiä, että niistä voitiin tehdä vain yksi määrittäminen.

Taulukot halkaiseva vaakaviiva erottaa laskennalliset kertymäsuureet varsinaisista mittaus-tuloksista. Kuiva-aine / kk on kuiva-aine suhteutettuna keräysjakson pituuteen. Näin eripituisien keräysjaksojen tulokset ovat vertailukelpoisia. Järven pohjalle mitatusta kiintoainekuormasta kertyvän kiintoainepatsaan korkeutta arvioitiin kaavalla (7). Kuivaainekertymä sekä orgaanisen ja epäorgaanisen aineen kertymät on laskettu kaavalla (8).

Taulukko 8. Pirttijärven ensimmäisestä SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset. Keräin oli sijoitettu Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuojan purkukohdasta 450 m oletettuun ylävirtaan päin (näytteenottopiste 1, kuva 12). Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu oheisessa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	63	66	49	217	395	99
Imhoff-laskeuma	ml	10,0	6,0	20,0	6,0	42,0	8,4
Kiintoaine / 8 l näyte	g	10,80	13,58	42,48	11,36	78,2	16
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	1,62	2,19	6,67	1,33	10,5	2,2
Kuiva-aineosuus	% / tp	15,0	16,1	15,7	11,7	-	14
Org. aine (LOI)	% / kp	63,5	54,5	56,8	59,0	-	59
Epäorg. aine	% / kp	36,5	45,5	43,2	51,0	-	47
Kuiva-aine / kk	g/kk	0,77	0,99	4,08	0,18	5,85	0,9
Korkeuskertymä	mm/kk	2,15	1,23	5,53	0,37	8,92	1,4
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	44	56	231	10	330	51
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	28	31	131	6	189	29
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	16	26	100	4	141	22

Taulukko 9. Pirttijärven toisesta SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset. Keräin oli sijoitettu Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuojan purkukohdasta 350 m oletettuun alavirtaan päin (näytteenottopiste 2, kuva 12). Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu oheisessa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	63	66	49	217	395	99
Imhoff-laskeuma	ml	5,0	1,6	7,0	-	13,6	4,3
Kiintoaine / 8 l näyte	g	9,41	3,28	18,29	-	31,0	9,6
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	1,19	0,26	1,52	-	3,0	0,9
Kuiva-aineosuus	% / tp	12,7	8,0	8,3	-	-	9,8
Org. aine (LOI)	% / kp	60,9	67,2	71,3	-	-	66
Epäorg. aine	% / kp	39,1	23,8	28,7	-	-	31
Kuiva-aine / kk	g/kk	0,57	0,12	0,93	-	1,62	0,5
Korkeuskertymä	mm/kk	1,08	0,33	1,94	-	3,34	1,0
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	32	7,0	53	-	91	29
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	20	5,0	37	-	62	19
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	12	2,0	16	-	30	9,4

Taulukko 10. Mahlunjärven ensimmäisestä SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset (näytteenottopiste 3, kuva 12). Keräin oli sijoitettu 200 metrin etäisyydelle Pirttijojoen suusta ja rinnakkain toisen keräimen kanssa (näytteenottopiste 4). Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu yllä olevassa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	61	61	49	217	388	97
Imhoff-laskeuma	ml	7,0	12,0	7,5	12,5	39,0	11
Kiintoaine / 8 l näyte	g	16,69	27,19	14,37	45,81	104,1	34
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	4,49	5,33	5,33	24,69	39,8	16
Kuiva-aineosuus	% / tp	26,9	19,6	37,1	53,9	-	42
Org. aine (LOI)	% / kp	21,1	22,3	20,5	11,4	-	16
Epäorg. aine	% / kp	78,9	77,7	79,5	88,6	-	84
Kuiva-aine / kk	g/kk	2,21	2,62	3,26	3,41	11,51	3,1
Korkeuskertymä	mm/kk	1,56	2,67	2,08	0,78	7,08	1,4
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	125	148	184	193	650	174
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	26	33	38	22	199	26
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	99	115	146	171	531	148

Taulukko 11. Mahlunjärven toisesta SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset (näytteenottopiste 4, kuva 12). Keräin oli sijoitettu 200 metrin etäisyydelle Pirttijojoen suusta ja rinnakkain toisen keräimen kanssa (näytteenottopiste 3). Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu yllä olevassa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	61	61	49	217	388	97
Imhoff-laskeuma	ml	6,0	11,0	9,0	10,0	36,0	9,4
Kiintoaine / 8 l näyte	g	12,91	16,31	17,69	25,01	71,9	20
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	5,20	5,20	8,19	7,60	26,2	6,9
Kuiva-aineosuus	% / tp	40,3	31,9	46,3	30,4	-	34
Org. aine (LOI)	% / kp	15,9	18,9	15,9	14,2	-	15
Epäorg. aine	% / kp	84,1	81,1	84,1	85,8	-	85
Kuiva-aine / kk	g/kk	2,56	2,56	5,01	1,05	11,18	2,0
Korkeuskertymä	mm/kk	1,33	2,45	2,49	0,62	6,89	1,3
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	145	145	283	59	632	114
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	23	27	45	8	104	18
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	122	118	238	51	529	96

Taulukko 12. Mahlunjärven kolmannesta SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset (näytteenottopiste 5, kuva 12). Keräin oli sijoitettu 1200 metrin etäisyydelle Pirttijoen suusta. Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu yllä olevassa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	62	60	49	217	388	97
Imhoff-laskeuma	ml	16,0	20,0	8,5	9,0	53,5	12
Kiintoaine / 8 l näyte	g	37,81	55,20	17,73	29,36	140,1	33
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	13,00	7,18	5,83	9,84	35,8	9,4
Kuiva-aineisuus	% / tp	34,4	13,0	32,9	33,5	-	30
Org. aine (LOI)	% / kp	14,9	25,4	18,0	15,1	-	17
Epäorg. aine	% / kp	85,1	74,6	82,0	84,0	-	83
Kuiva-aine / kk	g/kk	6,29	3,59	3,57	1,36	14,81	2,8
Korkeuskertymä	mm/kk	3,50	4,52	2,35	0,56	10,93	1,9
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	356	203	202	77	837	157
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	53	51	36	12	152	28
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	303	151	165	65	684	129

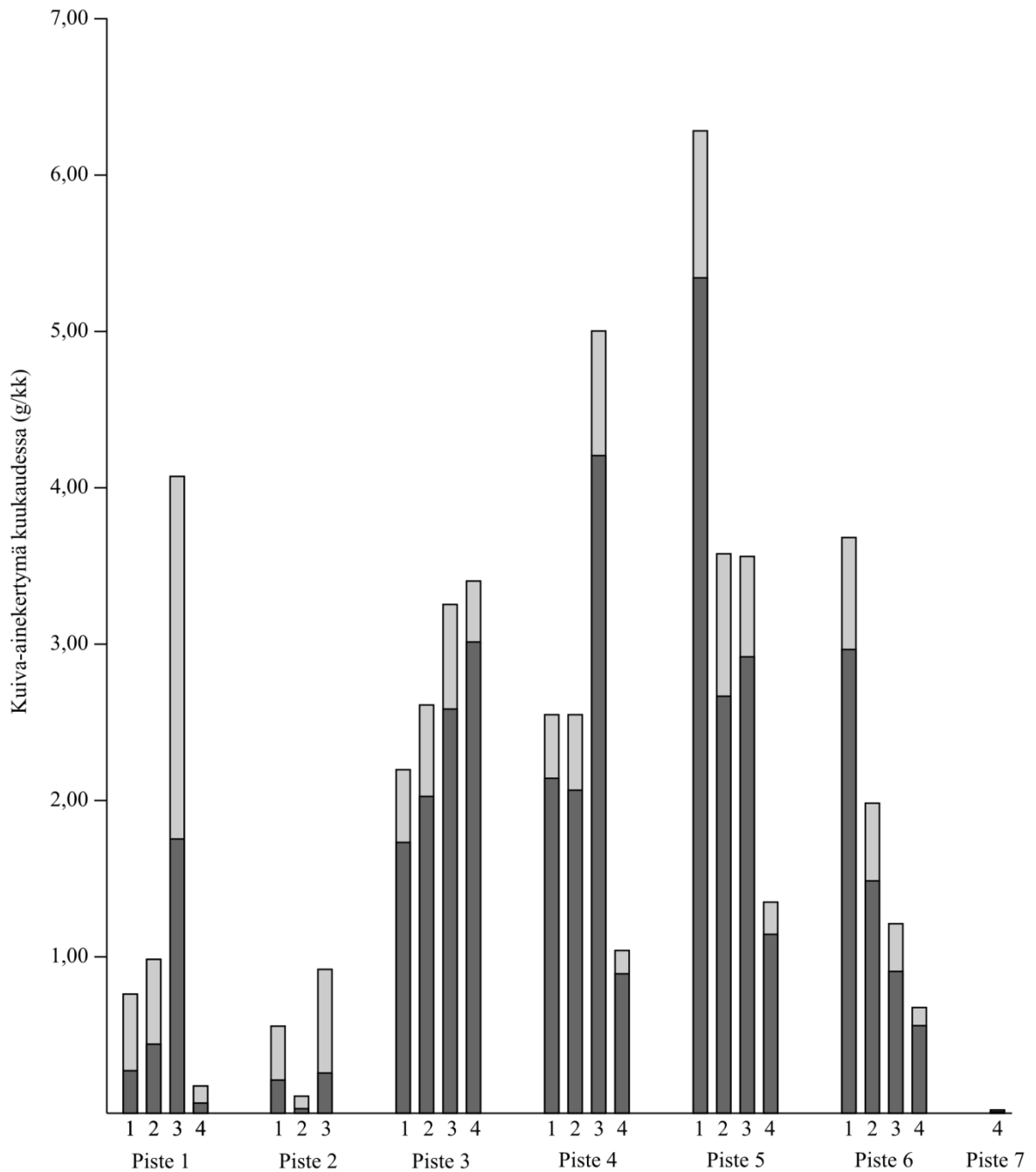
Taulukko 13. Mahlunjärven neljännestä SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset (näytteenottopiste 6, kuva 12). Keräin oli sijoitettu 1700 metrin etäisyydelle Pirttijoen suusta. Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu yllä olevassa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	62	60	49	217	388	97
Imhoff-laskeuma	ml	15,0	23,0	10,5	10,5	59,0	13
Kiintoaine / 8 l näyte	g	41,93	46,38	23,21	22,76	134,3	30
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	7,63	3,99	2,00	4,96	18,6	4,9
Kuiva-aineisuus	% / tp	18,2	8,6	8,6	21,8	-	18
Org. aine	% / kp	19,4	25,0	25,0	16,9	-	20
Epäorg. aine	% / kp	80,6	75,0	75,0	83,1	-	80
Kuiva-aine / kk	g/kk	3,69	1,99	1,22	0,69	7,59	1,4
Korkeuskertymä	mm/kk	3,28	5,20	2,91	0,66	12,04	2,1
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	209	113	69	39	429	81
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	40	28	17	7	92	17
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	168	85	52	32	337	64

Taulukko 14. Vertailujärvenä toimineen Iso-Köpin SPM-keräimestä erotetun kiintoaineen mittaustulokset (näytteenottopiste 7, kuva 12). Taulukon tulkinnasta, mittaus- ja laskennallisista suureista on kerrottu yllä olevassa tekstissä (luku 3.1, s. 49).

Suure	Yksikkö	J1	J2	J3	J4	Σ / a	KA
Jakson pituus	d	66	62	49	217	394	99
Imhoff-laskeuma	ml	0,8	0,1	0,2	1,8	2,9	1,2
Kiintoaine / 8 l näyte	g	1,33	-	-	2,41	3,7	2,2
Kuiva-aine / 8 l näyte	g	-	-	-	0,22	0,22	0,22
Kuiva-aineosuus	% / tp	-	-	-	9,3	9,3	9,3
Org. aine	% / kp	-	-	-	66,5	66,5	67
Epäorg. aine	% / kp	-	-	-	33,5	33,5	34
Kuiva-aine / kk	g/kk	-	-	-	0,03	0,03	0,3
Korkeuskertymä	mm/kk	0,16	0,02	0,06	0,11	0,35	0,1
Kuiva-ainekertymä	g/m ² /kk	-	-	-	2	2	2
Org. aineen kertymä	g/m ² /kk	-	-	-	1	1	1
Epäorg. aineen kert.	g/m ² /kk	-	-	-	1	1	1

Vertailukelpoisin suure kiintoainekertymien tarkasteluun on keräysjakson pituuteen suhteutettu kuiva-ainemäärä (kuva 18). Pirttijärven kiintoainekertymät erosivat oleellisesti muista näytteenottopisteistä orgaanisen aineen suuren osuuden suhteen. Pirttijärven kertymät olivat myös huomattavasti pienempiä kuin Mahlunjärvessä, lukuun ottamatta pisteen 1 kolmannen jakson kertymähuippua, joka oli kaikista mitatuista kolmanneksi suurin ja ylivoimaisesti suurin orgaanisen aineen määrän suhteen. Kertymähuippu selittynee sillä, että SPM-keräimen noston ja näytteenoton yhteydessä havaittiin keräimen sisältävän kymmeniä *Phryganeidae* heimoon kuuluvan *Agrypnia pagetana* –vesiperhosen (rytahiidekäs) toukkia korsikoteloineen (lajinmääritys: FT Heli Ratia, Jyväskylän yliopisto). Vaikka toukat poistettiin ennen varsinaista näytteenottoa, on hyvin luultavaa, että niiden jäännökset ovat vaikuttaneet merkittävästi mittaustuloksiin.



Kuva 18. SPM-keräinten kuiva-ainekertymät kuukautta kohden. Pylväissä tumma väri osoittaa epäorgaanisen ja vaalea orgaanisen aineen (= LOI) paino-osuuden kuiva-aineesta. Pylväiden alapuolella olevat numerot osoittavat keräysjakson (taulukko 7). Pylväät on ryhmitelty näytteenotuspisteiden mukaan (kuva 12). Piste 1 (ylävirta) ja piste 2 (alavirta) edustavat Pirttijärven ylävirta-alavirta –asetelmaa. Pisteet 3 – 6 edustavat Mahlunjärven etäisyysarjaa Pirttijoen suulta, joka oli oletettu päästölähde.

Näin ollen Pirttijärven kahden näytteenotuspisteen kohdalla vain keräysjaksojen 1 ja 2 kiintoainekertymiä voidaan pitää vertailukelpoisina. Keräysjaksolla 1 turpeenottoalueen laskuojan ylä- ja alapuoliset kertymät olivat lähes samansuuruiset. Jaksolla 2 laskuojan alapuoliseen pisteeseen kertyi hyvin vähän kiintoainetta. Määrä oli vain noin 12 % yläpuoli-

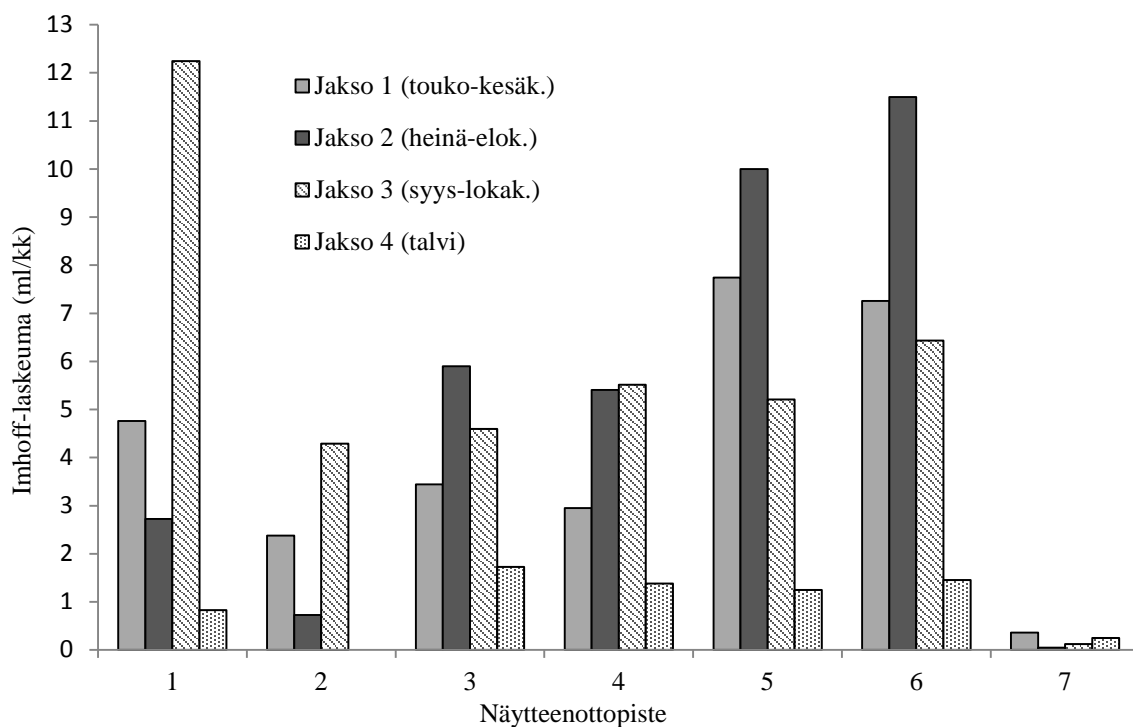
sen pisteen kertymästä. Pirttijärven SPM-kertymänopeudet olivat keskimäärin vain noin neljäsosa Mahlunjärven vastaavista.

Mahlunjärven vierekkäin ja lähimpänä Konttijoan suuta (200 m) sijainneiden pisteiden 3 ja 4 avulla tarkasteltiin SPM-keräinten toistettavuutta sedimentoituvan kiintoaineen kertymisnopeuden mittareina. Kertymätulokset olivat hyvin samanlaiset jaksoilla 1 ja 2 sekä melko samanlaiset jaksolla 3, jolloin pisteen 3 kertymä oli noin 36 % pisteen 4 kertymää pienempi. Näin ollen keräinten toistettavuus oli hyvä avovesikaudella 2011, mutta talvikauden 2011 – 2012 (jakso 4) osalta pisteen 4 kertymä oli noin 70 % pisteen 3 kertymää pienempi, eli ero oli suuri. Toisaalta pisteen 3 talvikauden kertymä oli huomattavan suuri myös muihin Mahlunjärven talvikauden kertymiin verrattuna.

Mahlunjärven etäisyysarjatarjastelussa ei yksittäisiä keräysjaksoja tarkasteltaessa havaittu selkeää laskevaa trendiä kuiva-ainekertymän osalta suhteessa etäisyyteen Konttijoan suulta. Kuitenkin summamääräisesti eniten kiintoainetta vuoden aikana kerääntyi pisteeseen 3 (etäisyys 200 m), seuraavaksi eniten pisteeseen 5 (1200 m), kolmanneksi eniten pisteeseen 4 (rinnakkainen pisteen 3 kanssa) ja vähiten kauimmaiseen pisteeseen 6 (1700 m). Pisteet 5 ja 6 noudattivat yhtenäistä kehityssuuntaa: molempien kiintoainemäärät vähenivät talvea kohden. Pisteen 6 kertymät olivat kuitenkin kaikilla mittausjaksoilla merkittävästi pisteen 5 kertymiä pienempiä. Keskimäärin ero oli noin 50 %.

Vertailujärveksi suunnitellun Iso-Köpin ainoaan pisteeseen (piste 7) kiintoainetta kertyi kunakin jaksone hyvin vähän. Sen vuoksi kiintoainetta oli riittävästi ominaisuuksien määrittämiseksi vain talvikauden kertymässä.

Homogenisoitujen osanäytteiden Imhoff-laskeuma-arvot antavat käsityksen vesistön pohjalle päätyvän kiintoaineen tilavuudesta. Kuva 19 esittää laskeumat kuvaa 18 vastaavasti näytteenottopisteittäin ja keräysjaksoittain jakson pituuteen suhteutettuna. Tulokset ovat samansuuntaisia, mutta eivät täysin yhteneviä kuiva-ainekertymätulosten kanssa. Esimerkiksi näytteenottopisteen Mahlunjärven keskimmäisen (1200 m Konttijoan suulta) näytteenottopisteen (5) alueella Imhoff-laskeuma on korkeimmillaan toisella keräysjaksolla vaikka kiintoainetta mitattiin selvästi eniten ensimmäisellä jaksolla. Kiintoaineen koostumus vaihteli siis melko paljon keräysjaksoittain: näytteenottopisteen 5 (1200 m) tapauksessa ensimmäisen jakson kiintoaine oli huomattavasti tiheämpää kuin toisella jaksolla. Jälleen talvikauden ja Iso-Köpin osalta kaikkien keräysjaksojen kertymä oli hyvin vähäinen.



Kuva 19. SPM-keräinten Imhoff-laskeuma suhteutettuna keräysjakson pituuteen. Näytteenottpisteet on esitetty kartalla kuvassa 12. Piste 7 on Iso-Köpin vertailupiste, jonne kiintoainetta päätyi hyvin vähän kullakin keräysjaksolla.

Pirttijärven Imhoff-laskeumatulokset ovat yhteneviä kiintoaineen kertymänopeuksien kanssa. Tutkimusjaksoilla 1 ja 2 laskuojan yläpuolelta (piste 1) mitattiin suuremmat tilavuuskertymät kuin sen alapuolelta (piste 2). Jaksojen 3 ja 4 tulokset eivät ole tässäkään mittauksessa vertailukelpoisia.

Mahlunjärven tilavuuskertymä näytti olevan kääntäen verrannollinen etäisyyteen Konttijoen suusta. Konttijoen suun läheisten rinnakkaisten pisteiden 3 ja 4 tulokset ovat keskenään hyvin samankaltaisia. Myös kauempien pisteiden 5 ja 6 tilavuuskertymät ovat keskenään hyvin samanlaiset, vaikka pisteiden välillä oli etäisyyttä 500 metriä.

3.2 Kiintoaineen ominaisuudet

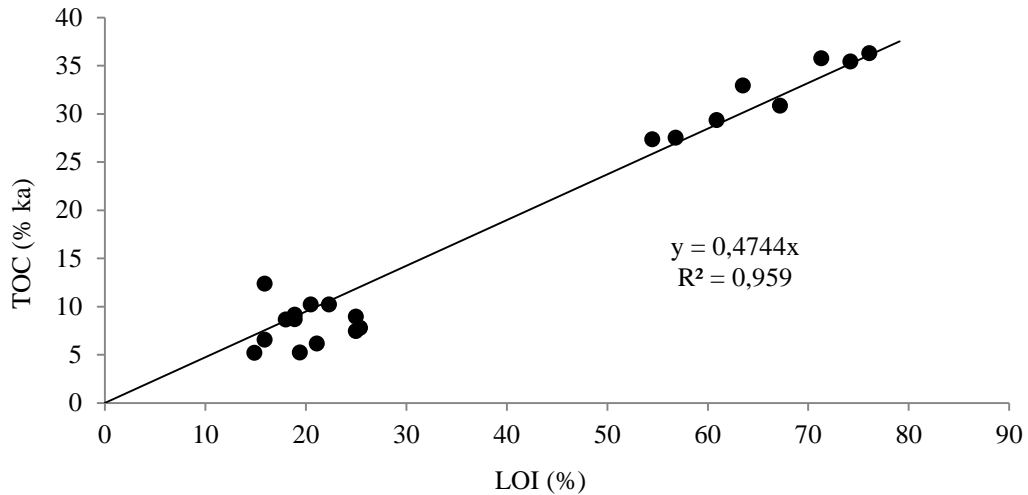
SPM-keräimistä erotetuille kiintoainenyhteille määritettiin laboratoriossa orgaanisen ja epäorgaanisen aineen osuudet (taulukot 8 – 14) sekä orgaaninen kokonaishiili (TOC) ja kokonaistyyppi (taulukko 15). Tuloksia ja kuvaa 18 tarkastelemalla huomataan kiinnostava ero Pirttijärven ja Mahlunjärven tuloksissa kaikkien keräysjaksojen osalta: Pirttijärven kiintoaineesta keskimäärin 63 % on orgaanista ainetta, kun taas Mahlunjärven vastaava osuus on keskimäärin vain noin 17 %. Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskeutusaltaasta 31.8.2011 otetulle kiintoaineelle määritettiin kuiva-aineosuus 16,9 %, orgaanisen aineen

osuus 70,1 % ja epäorgaanisen aineen osuus 29,9 %. Pirttijärveen laskeutuva kiintoaine oli siis näiltä ominaisuuksiltaan melko samankaltaista laskeutusallasnäytteen kanssa.

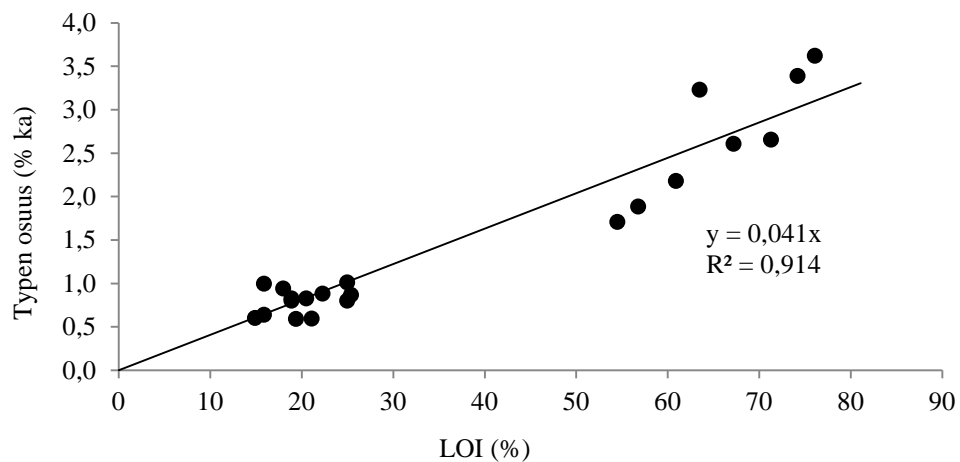
Taulukko 15. Orgaanisen kokonaishiilen (C) ja kokonaistypen (N) osuudet kuivapainosta kiintoainenäytteissä sekä atomaarinen hiilen ja typen suhde (C:N). J1, J2 ja J3 viittaavat keräysjaksoihin (taulukko 7) ja pisteet SPM-keräinten sijainteihin (kuva 12). TOA on turpeenottoalueen laskeutusaltaasta otettu kiintoainenäyte.

Piste	C (%)			N (%)			C:N		
	J1	J2	J3	J1	J2	J3	J1	J2	J3
1	32,93	27,36	27,50	3,23	1,71	1,88	11,9	18,7	17,0
2	29,33	30,84	35,76	2,18	2,61	2,66	15,7	13,8	15,7
3	6,14	10,20	10,20	0,60	0,88	0,83	12,0	13,5	14,4
4	6,55	8,69	12,36	0,64	0,80	1,00	12,0	12,7	14,5
5	5,19	7,77	8,65	0,60	0,87	0,94	10,1	10,4	10,7
6	5,19	7,46	8,95	0,59	0,80	1,01	10,3	10,9	10,3
7	32,65	-	-	3,10	-	-	12,3	-	-
TOA	-	36,15	-	-	1,16	-	-	36,4	-

Orgaanisen kokonaishiilen ja kokonaistypen osuuksien määrittäminen vahvisti havainnon orgaanisen aineen suuremmasta suhteellisesta määrästä Pirttijärven kiintoaineessa Mahlunjärveen nähden (taulukko 15). Myös näillä mittareilla rinnakkaisten pisteiden 3 ja 4 kiintoainenäytteet olivat samankaltaisia. Mielenkiintoisesti pisteiden 5 ja 6 tulokset olivat keskenään lähes samansuuruiset. Lisäksi sekä Pirtti- että Mahlunjärvestä avovesikauden 2011 näytteistä mitattu LOI korreloi hyvin orgaanisen hiilen ja typen osuuksien kanssa (kuvat 20 ja 21). Pirttijärven ja Mahlunjärven tulokset erottuivat kahdeksi erilliseksi pistejoukoksi orgaanisen aineen määrän eroista johtuen. Vaikka määritettyjen korrelaatioiden selitysaste (r^2) oli korkea, pistejoukkojen suuren välin takia niitä voidaan pitää vain suuntaa-antavina yleistyksinä alueen dystrofisten järvien SPM:n ominaisuuksille.



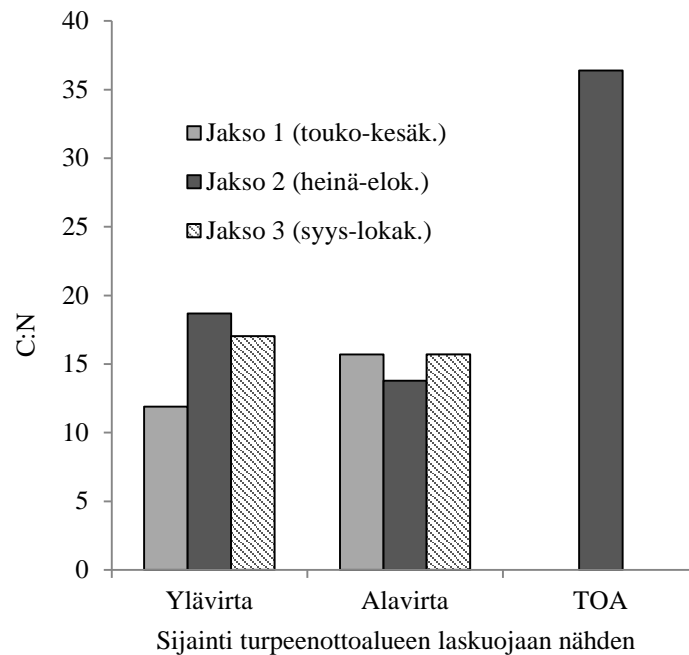
Kuva 20. TOC:n ja LOI:n suhde Mahlunjärven ja Pirttijärven kiintoainenäytteille. Kukin piste on yksi kiintoaineen kertymäjakso avovesikaudella 2011. Alempi ja keskittyneempi pistejoukko edustaa Mahlunjärveä ja ylempi Pirttijärveä.



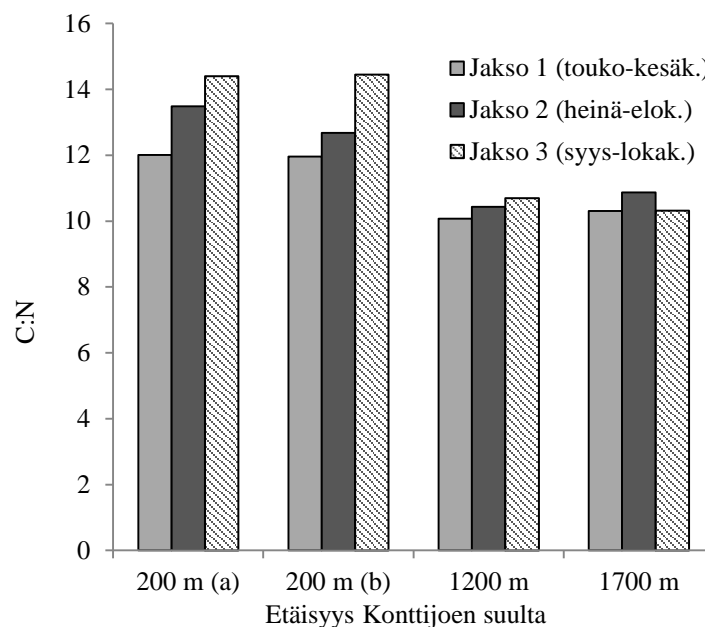
Kuva 21. Kokonaistypen ja LOI:n suhde Mahlunjärven ja Pirttijärven kiintoainenäytteille. Kukin piste on yksi kiintoaineen kertymäjakso avovesikaudella 2011. Alempi ja keskittyneempi pistejoukko edustaa Mahlunjärveä ja ylempi Pirttijärveä.

Alkuainehiilen ja -typen suhteen (C:N) avulla voidaan arvioida orgaanisen aineen lähdettä, sillä suhde riippuu allohtonisen ja autoktonisen orgaanisen aineen määrien suhteesta ja alkuperästä. Pirttijärven ylävirta-alavirtatarkastelussa merkittäviä C:N-suhteen eroja havaittiin alku- ja keskikesällä 2011, eli keräysjaksoilla 1 ja 2 (kuva 22). Jaksolla 3 tulokset olivat melko samat. Turpeenottoalueen laskeutusaltaasta noudetulle näytteelle mitattiin C:N = 36,4, mikä on lähes kaksinkertainen korkeimpaan SPM-näytteistä mitattuun C:N-suhteeseen nähden. Laskeutusaltaan kiintoaine ja SPM-näytteet eivät siis ole samankaltaisia tämän parametrin osalta. Mahlunjärven etäissyysarjatarkastelussa rinnakkain sijoitetut

SPM-keräimet (pisteet 3 ja 4) ja kaksi kauempaa pistettä (5 ja 6) muodostivat kaksi keskenään lähes identtistä tulosparia C:N-suhteen osalta kunakin keräysjaksona (kuva 23).



Kuva 22. Alkuainehiilen ja -typen suhde (C:N) Pirttijärven SPM-keräimistä eristetyille kiintoainenäytteille ja turpeenottoalueen laskeutusaltaan kiintoainenäytteelle (TOA). SPM-keräimet oli sijoitettu 450 m Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuojasta oletettuun ylävirtaan (piste 1) ja 350 m alavirtaan päin (piste 2).



Kuva 23. Alkuainehiilen ja -typen suhde (C:N) Mahlunjärven SPM-keräimistä eristetyille kiintoainenäytteille. SPM-keräimet oli sijoitettu etäisyysarjaksi oletetusta päästölähteestä eli Konttijoan suusta (näytteenottopisteet 3 – 6). Kaksi lähintä keräintä (kuvassa a ja b) oli sijoitettu vierekkäin.

3.3 Kiintoaineen aerobinen ja anaerobinen biohajoaminen

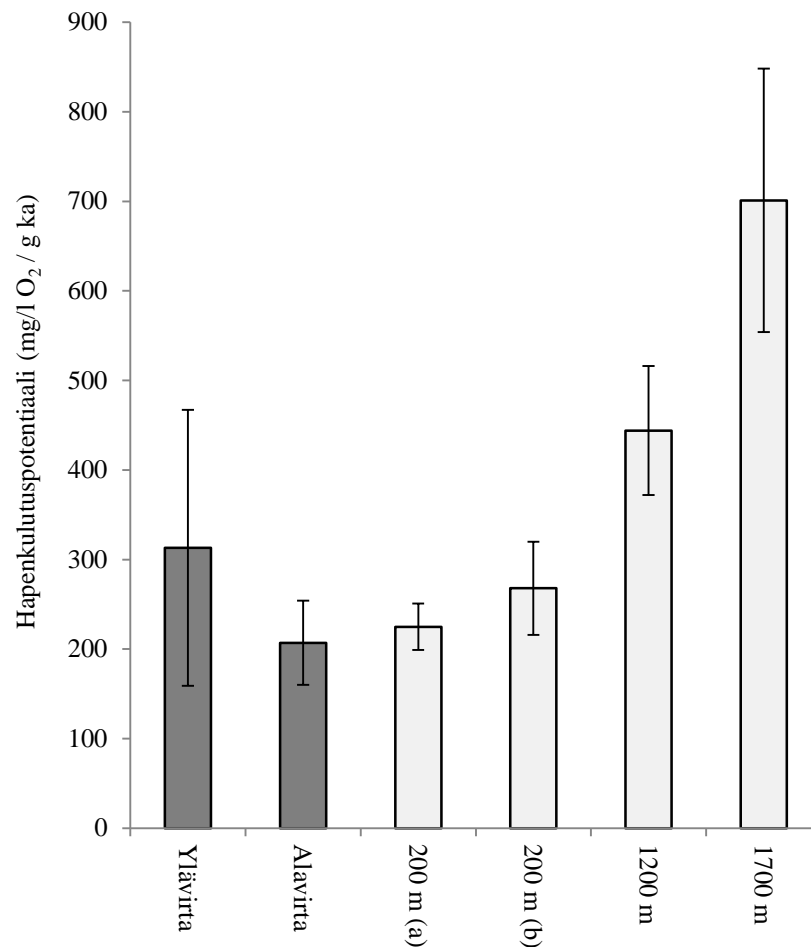
SPM-keräimistä saadun kiintoaineen biohajoamista tutkittiin sekä aerobisissa että anaerobisissa olosuhteissa. Aerobista biokemiallista hapenkulutusta mitattiin OxiTop-laitteistolla (ks. 2.4.3, s. 42). Tulokset olivat hyvin vaihtelevia keräyspisteiden ja –jaksojen välillä (taulukko 16). Erot korostuivat entisestään, kun mittaustulokset suhteutettiin OxiTop-määrittämissä käytetyn kiintoaineen sisältämän orgaanisen aineen massaansa. Tällöin ainoastaan Mahlunjärven vierekkäisten SPM-keräinten (pisteet 3 ja 4) kiintoaineelle määritetyt arvot pysyivät kullakin keräysjaksolla melko samansuuruisina. Laskeutuvan orgaanisen aineen hapenkulutuspotentiaali riippuu muun muassa autoktonisen ja allohtonisen aineen suhteesta (Münster 1999).

Taulukko 16. Avovesikaudella 2011 kerätyille kiintoainenyhteille OxiTop-laitteistolla seitsemän päivän kokeilla mitatut biokemiallisen hapenkulutuksen arvot (mg/l O_2) ja kiintoainenyhteen orgaanisen aineen määrään suhteutettu hapenkulutus eli ns. hapenkulutuspotentiaali ($\text{mg/l O}_2 / \text{g ka}$). Taulukon jakavan vaakaviivan yläpuolella on mitatut ja alapuolella suhteelliset arvot. J1, J2 ja J3 viittaavat keräysjaksoihin (taulukko 7). Oikeanpuolimmainen sarake ilmoittaa mittaustulosten keskiarvon ja keskiarvon keskivirheen.

Piste	Järvi	J1	J2	J3	$\bar{x} \pm s_{\bar{x}}$
1	Pirttijärvi	196,8	23,0	43,9	$87,9 \pm 44,7$
2	Pirttijärvi	38,1	51,7	24,4	$38,1 \pm 6,4$
3	Mahlunjärvi	48,9	23,8	47,4	$40,0 \pm 6,6$
4	Mahlunjärvi	75,5	39,5	42,4	$52,5 \pm 9,4$
5	Mahlunjärvi	51,5	61,1	68,3	$60,1 \pm 4,0$
6	Mahlunjärvi	51,8	36,0	68,3	$52,0 \pm 7,6$
1	Pirttijärvi	689	87	164	313 ± 154
2	Pirttijärvi	164	321	137	207 ± 47
3	Mahlunjärvi	287	181	208	225 ± 26
4	Mahlunjärvi	393	218	192	268 ± 52
5	Mahlunjärvi	332	617	384	444 ± 72
6	Mahlunjärvi	489	557	1058	701 ± 147

Selvästi suurimmat hapenkulutuskerrat mitattiin Mahlunjärven kauimmaisen keräimen (näytteenottopiste 6) kiintoainenyhteistä ja pienimmät Pirttijärven turpeenottoalueen laskuojan alavirran puoleisista näytteistä. Korkein yksittäinen hapenkulutus mitattiin Pirttijärvessä turpeenottoalueen laskuojan ylävirran puoleisen keräimen alkukesän näytteistä. Erot

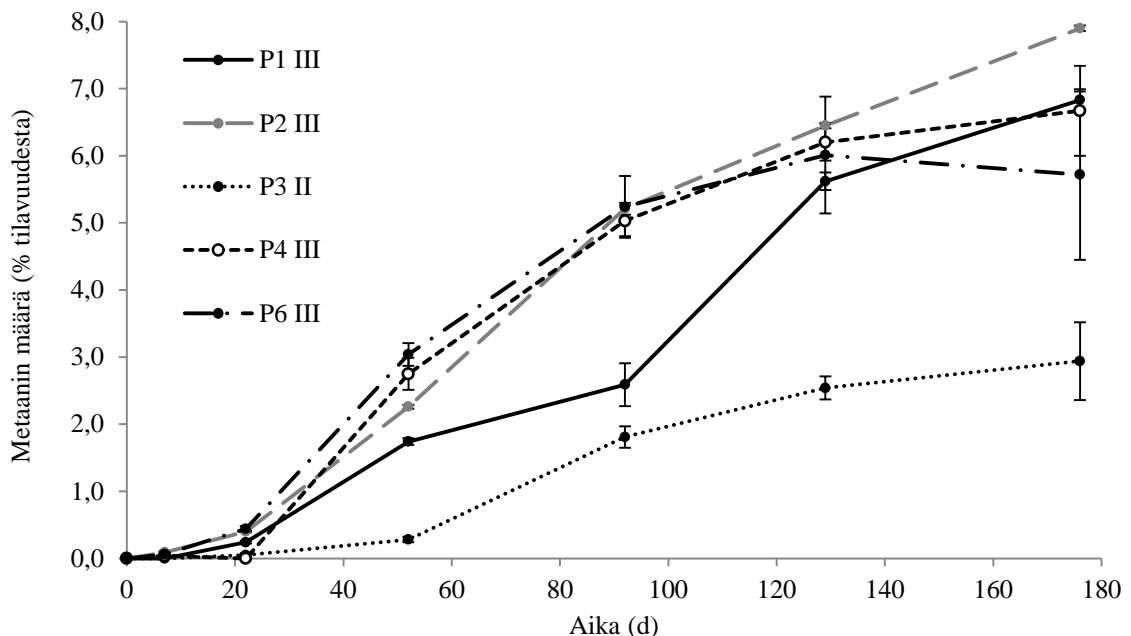
saman näytteenottopisteen eri keräysjaksojen välillä olivat suuria, suurimmillaan lähes kahdeksankertaisia. Tätä vaihtelua havainnollistaa taulukon 15 kunkin näytteenottopisteen tuloksille lasketun keskiarvon keskivirhe. Yleisesti ottaen SPM-kiintoaineen hapenkulutuspotentiaali oli Pirttijärvessä suurempi laskuojan ylävirran kuin alavirran puolella ja Mahlunjärvessä arvo kasvoi merkittävästi päästölähde-etäisyyden kasvaessa (kuva 24). OxiTop-määrittämissä Pirtti-Peurusuoalueen laskeutusallasnäytteille mitattiin tulos 10,4 mg/l, mikä on noin 80 % pienempi kuin järvien kiintoaineelle saatujen tulosten keskiarvo.



Kuva 24. Pirtti- ja Mahlunjärvistä avovesikaudella 2011 kerättyjen SPM-kiintoainenäytteiden hapenkulutuspotentiaalien keskiarvot. Tummat palkit edustavat Pirttijärven ylävirta-alavirta –asetelmaa suhteessa Pirtti-Peurusuoalueen laskeutusallasnäytteisiin ja vaaleat Mahlunjärven etäisyysarja-asetelmaa. Kuvan etäisyydet ovat etäisyyksiä oletetusta päästölähteestä eli Konttijoen suusta. Virhemarginaalit osoittavat keskiarvon keskivirheen.

Anaerobista biohajoamista mitattiin usealla rinnakkaisella anaerobireaktorilla (ks. 2.4.4, s. 44). Tutkimuksessa olosuhteet vastasivat OxiTop-määrittämissä olosuhteita eli reaktoreita säilytettiin pimeässä ja 15 °C:n lämpötilassa. Metaanin osuus reaktorien kaasufaasissa lähti

kussakin kiintoainenäytesarjassa aluksi hitaaseen ja muutaman viikon jälkeen kiihtyvään kasvuun (kuva 25). Kasvu näytti hidastuvan 3 – 4 kuukauden jälkeen kokeen käynnistämisestä. Yhtä näytesarjaa lukuun ottamatta metaanin määrä kokeen lopussa oli kaikissa sarjoissa virhemarginaalin (tulosten keskiarvon keskivirheen) sisällä melko samanlainen eli noin 6,0 – 8,0 %. Mahlunjärven toisesta Konttijoen suun läheisestä (200 m) SPM-keräimestä keskikesällä erotetun kiintoaineen (kuvassa 25: P3 II) pienempi tulos selittynee sillä, että näyte oli noin kaksi kuukautta muita mitattuja vanhempi. Tutkimusjärvien laskeutuneen kiintoaineen anaerobinen biohajoamispotentiaali oli siis kunkin tutkitun näytteen kohdalla hyvin samanlainen.



Kuva 25. Laboratoriokoe, jolla tutkittiin metaanin tilavuusosuuden kehitystä kiintoainetta sisältävien anaerobireaktorien kaasufaasissa lämpötilassa 15 °C. Pisteet ovat keskiarvoja kolmen rinnakkaisen reaktorin mittaustuloksista ja virhemarginaali osoittaa keskiarvon keskivirheen. P1, P2 jne. viittaa näytteenottopisteeseen (kuva 12) ja roomalainen numero keräysjaksoon (taulukko 7).

3.4 Stabiilien isotooppien suhteet

SPM-kiintoainenäytteiden hiilen ja typen stabiilien isotooppien delta-arvojen $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$ avulla pyrittiin arvioimaan kiintoaineen alkuperää ja kulkeutumista vesistössä (ks. 2.4.5, s. 45). Perustulkinta on, että arvoiltaan samansuuruisilla näytteillä voi olla yhteinen alkuperä. Taulukko 17 kokoaa mitatut delta-arvot kiintoainenäytteille kunkin näytteenottopisteen ja -jakson osalta. Käytetyllä laitteistolla luotettava mittaustarkkuus oli 0,1 ‰ (Sinisalo ym. 2008).

Taulukko 17. Hiilen ja typen stabiilien isotooppien delta-arvot $\delta^{13}\text{C}$ ja $\delta^{15}\text{N}$ SPM-kiintoainenäytteille. Pisteet 1 ja 2 edustavat Pirttijärven ylävirta-alavirta –asetelmaa, pisteet 3 – 6 Mahlunjärven etäisyysarjaa ja piste 7 Iso-Köpin vertailujärveä (kuva 12). TOA = kiintoainenäyte turpeenottoalueen laskeutusaltaasta. Keräysjaksot on kuvattu taulukossa 7.

Piste	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
	Jakso 1	Jakso 2	Jakso 3	Jakso 1	Jakso 2	Jakso 3
1	-29,8	-28,5	-27,9	3,5	0,1	1,9
2	-27,9	-28,6	-27,4	1,4	1,6	0,5
3	-28,1	-28,6	-28,1	1,4	2,2	2,2
4	-28,5	-28,9	-28,3	1,8	2,1	2,2
5	-28,2	-28,1	-27,7	2,5	4,0	2,8
6	-28,3	-28,6	-27,7	2,3	4,3	3,0
7	-28,8	-	-	1,8	-	-
TOA	-	-26,9	-	-	< 0,1	-

Kaiken kaikkiaan $\delta^{13}\text{C}$ -arvoissa ei ollut huomattavia ajallisia tai spatiaalisia eroja koko tutkitussa aineistossa. Mahlunjärvessä rinnakkaisten pisteiden 3 ja 4 arvot olivat samansuuruiset jokaisena mittausjaksona, joten käytetyn tutkimusasetelman toistettavuus oli hyvä. Pirttijärven ylävirta-alavirta –asetelman kahden näytteenottopisteen $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen välillä oli suuri ero alkukesällä (jakso 1), mutta erot pienenevät muilla keräysjaksoilla. Loppukesällä (jakso 2) Pirttijärven ja Mahlunjärven näytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot olivat hyvin samansuuruisia ja syksyllä (jakso 3) Pirttijärven arvot olivat vain hieman suurempia kuin Mahlunjärvessä. Turpeenottoalueen laskeutusaltaasta otetun kiintoainenäytteen arvo oli mitatuista suurin (eli vähiten negatiivinen), mutta silti lähes samansuuruisen Pirttijärven ja Mahlunjärven arvojen kanssa. Lähimpänä laskeutusallasnäytteen arvoa olivat Pirttijärven pisteestä 2 eli laskuojan alapuolelta kerättyjen SPM-näytteiden arvot.

Mahlunjärven etäisyysarjakoasetelmassa ei havaittu korrelaatiota päästölähdettäisyyden ja $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen välillä. Kaikkien Mahlunjärven pisteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot olivat kullakin keräysjaksolla hyvin samansuuruisia, ja koko aineisto mahtui 1,2 ‰-yksikön vaihteluvälin sisälle.

$\delta^{15}\text{N}$ -arvojen suhteen hajonta oli huomattavasti suurempi kuin $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen vaihtelu. Laskeutusallasnäytteen delta-arvo oli selvästi pienin ja muista tuloksista poikkeava. Pirttijär-

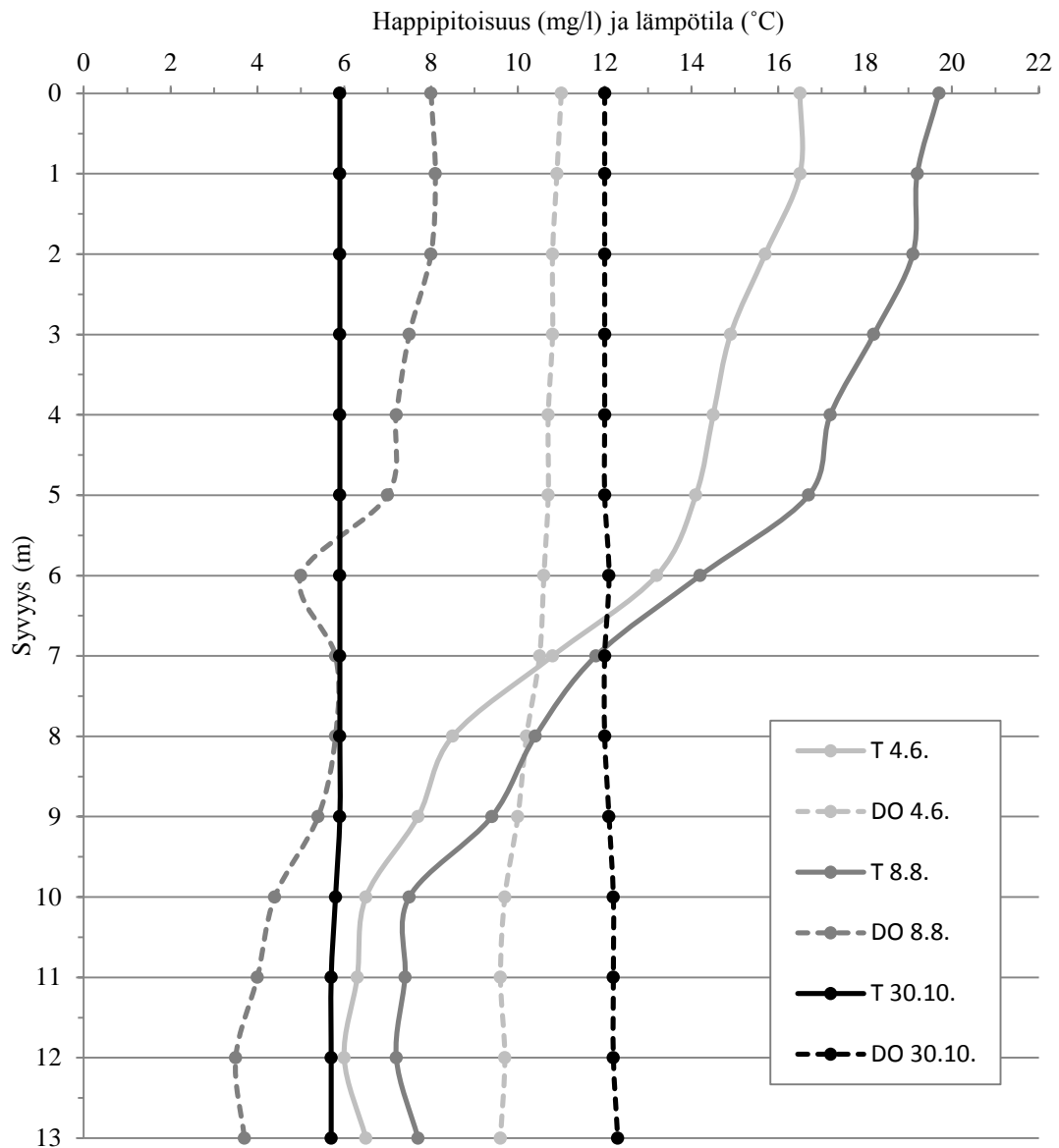
ven näytteenottopisteiden välillä oli merkittävät erot kullakin keräysjaksolla, mikä voi viitata toisistaan poikkeaviin orgaanisen aineen lähteisiin turpeenottoalueen laskuojan ylä- ja alapuolella. Kauempien pisteiden 5 ja 6 arvot olivat myös hyvin lähellä toisiaan, mutta poikkesivat merkittävästi pisteiden 3 ja 4 arvoista, toisin sanoen typen laatu ei ollut sama. Toisella keräysjaksolla pisteistä 5 ja 6 mitattiin poikkeuksellisen korkeat $\delta^{15}\text{N}$ -arvot muuhun aineistoon verrattuna.

3.5 Järvien tilan seuranta turpeenottokauden aikana

Tutkimusjärvien fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien kehittymistä seurattiin mahdollisena turpeenoton kuormitusvaikutuksena avovesikaudella 2011. Kaikki tutkimusjärvet olivat luonteeltaan voimakkaan dystrofisia. Sekä lämpötilan että veden happipitoisuuden havaittiin kerrostuvan voimakkaasti kesän edetessä. Vahvimmin kerrostui hyvin tummavetinen ja pienin Iso-Köppi ja vähiten suurin Mahlunjärvi (kuva 26). Syystäyskierto tuli näkyviin loka-marraskuussa lämpötilan ja DO-pitoisuuden tasaantumisenä pinnasta pohjaan.

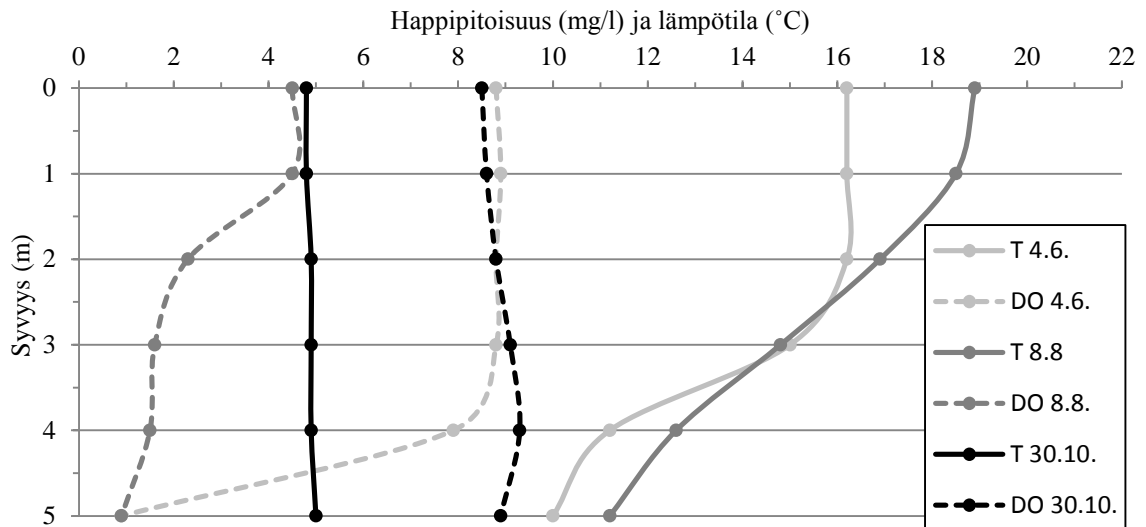
Turpeenoton kuormitusvaikutusta mitattuihin parametreihin voidaan epäillä erityisesti pintaveden värin ja pH:n osalta. Sekä Pirtti- että Mahlunjärvessä veden väriluku kasvoi ja pH aleni merkittävästi kesän edetessä. Toisaalta erityisesti loppukesä oli tavanomaista sateisempi (kuva 17), mikä lienee lisännyt sekä luonnollisen että turpeenottoalueelta tulevan huuhtouman määrää. DO-pitoisuuden osalta turpeenoton kuormitusvaikutusta on hankala arvioida, sillä veden happikylläisyyteen vaikuttavat lukuisat tekijät, kuten veden sekoittuminen ja primaarituotannon voimakkuus. Pirttijärven kaltaiset tummavetiset, suojaiset ja matalat metsäjärvet ovat usein hypoksisia ilman maankäytön aiheuttamaa kuormitustakin.

Pintaveden lämpötila nousi kaikissa tutkimusjärvissä nopeasti touko- ja kesäkuun aikana ja lämpötilahuiput saavutettiin heinäkuun alkupuolella (kuvat 28 – 30). Pintalämpötilat lähtivät varsin nopeaan laskuun heinä-elokuun vaihteessa. Alusveden lämpötilat pysyivät Pirtti- ja Mahlunjärvessä korkeina selvästi pidempään. Mahlunjärvessä pohjalämpötilahuippu saavutettiin vasta lokakuun alussa. Iso-Köpissä pohjan lämpötila pysyi jatkuvasti noin 4 °C:ssa. Mittaustulosten valossa Iso-Köppi on meromiktinen järvi, eli vedessä on kerroksia, jotka eivät sekoitu keskenään.

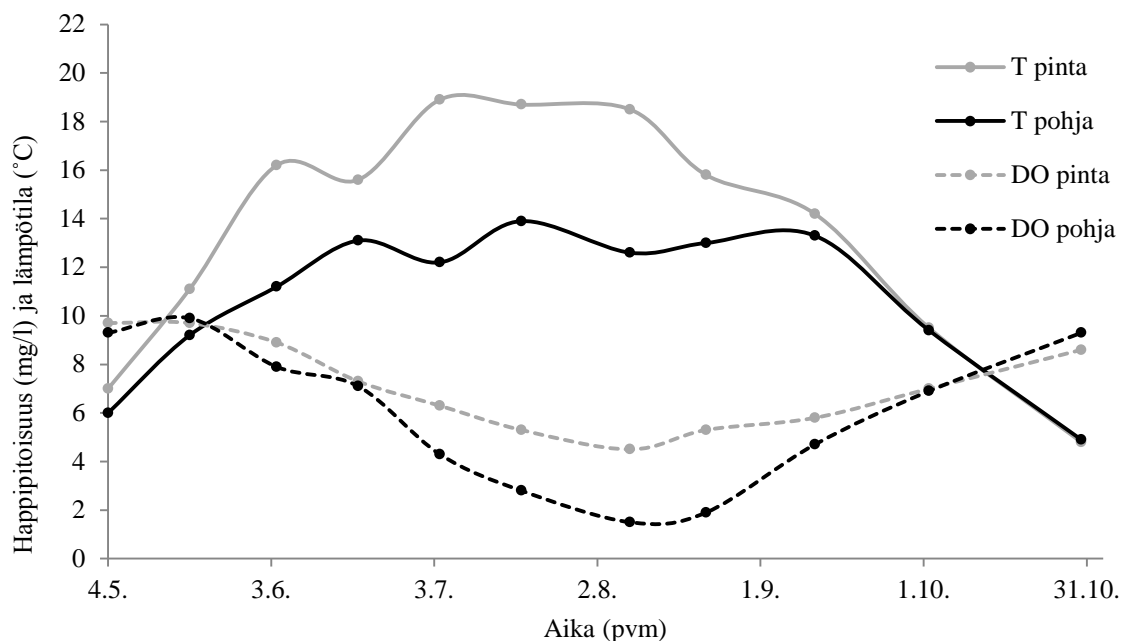


Kuva 26. Mahlunjärven (näytteenottopiste 3) lämpötila- (yhtenäinen viiva) happipitoisuusgradientit (katkoviiva) syvyyden suhteen kolmena ajankohtana avovesikaudella 2011. Veden lämpötilan ja DO-pitoisuuden kerrostuneisuus korostuu kesän edetessä. Syystäyskierroon aikaan vesimassa oli sekä hapen että lämpötilan suhteen kerrostumatonta.

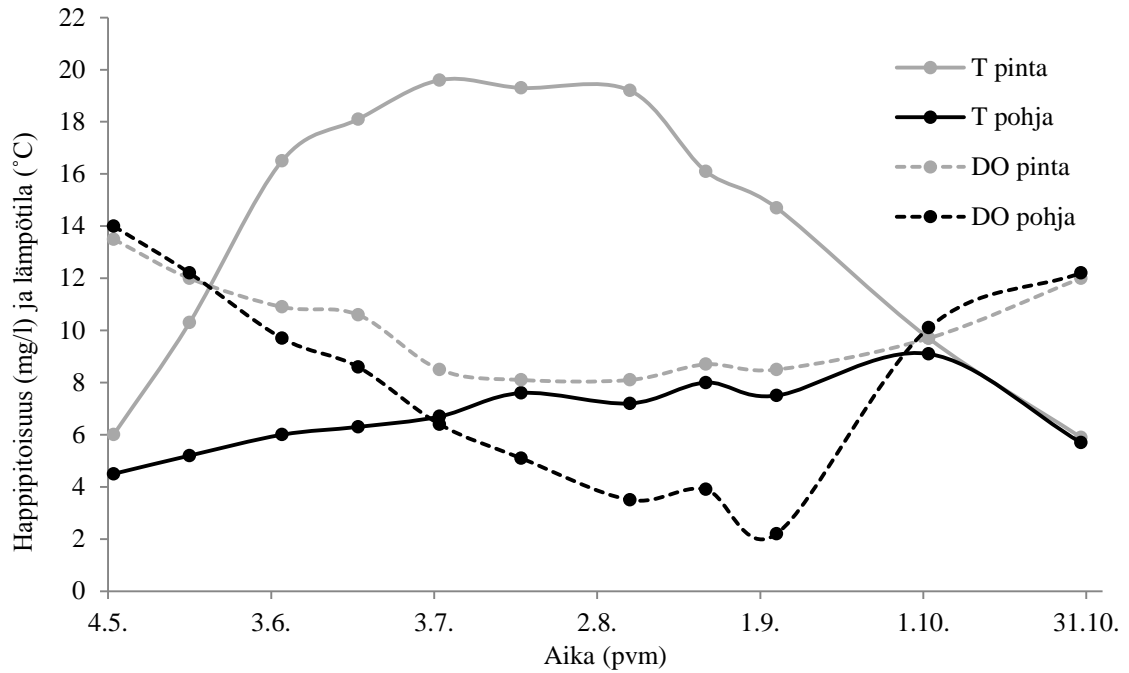
Liuenneen hapen pitoisuudet sekä pinnassa että pohjassa laskivat kesän edetessä Pirtti- ja Mahlunjärvessä. Iso-Köpissä DO-pitoisuudet pysyivät melko alhaisina ja muuttumattomina lähes koko tarkastelujakson ajan, joskin syksyn loppupuolella alusveden DO-pitoisuudessa havaittiin jyrkkä nousu. Pirttijärven happipitoisuus pysyi alhaisena läpi kesäkauden, ja järven pohja oli hypoksinen elokuun ajan (kuvat 27 ja 28). Happipitoisuudet lähtivät nousemaan vesien viilenemisen myötä syyskuussa.



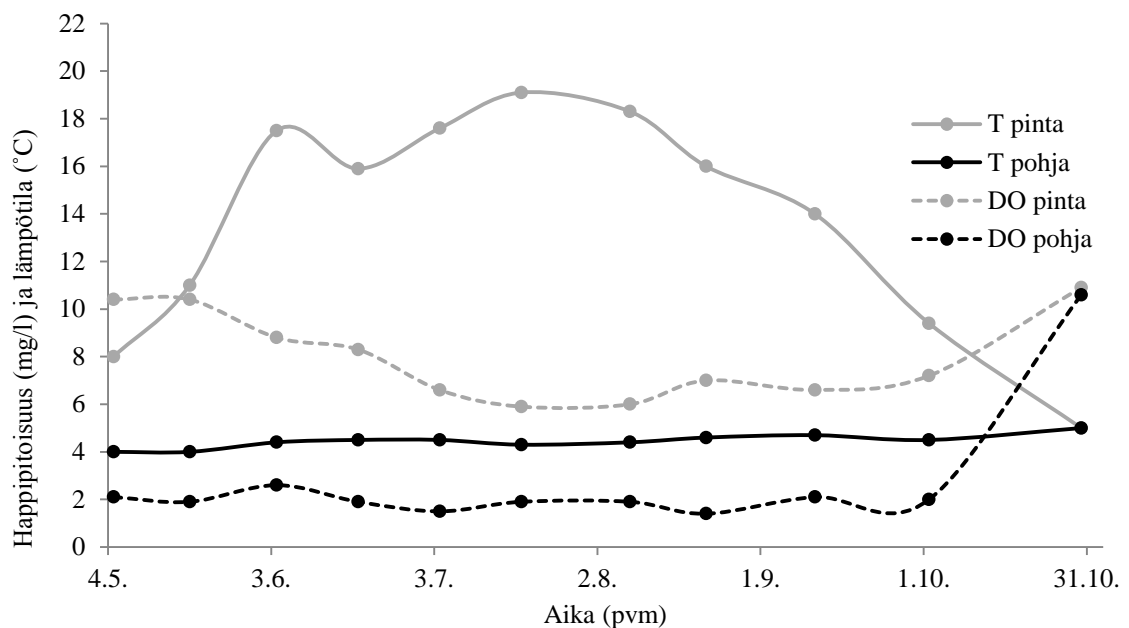
Kuva 27. Pirttijärven (näytteenottopiste 1) lämpötila- (yhtenäinen viiva) happipitoisuusgradientit (katkoviiva) syvyyden suhteen kolmena ajankohtana avovesikaudella 2011. Järven happipitoisuus eri syvyyksillä oli alhaisimmillaan elokuun alkupuolella ja korkeimmillaan syystäyskierron aikaan lokakuun lopussa.



Kuva 28. Pirttijärven (näytteenottopiste 1) pinta- ja pohjalämpötilan ja DO-pitoisuuden kehitys avovesikaudella 2011. Yhtenäiset viivat osoittavat lämpötilaa ja katkoviiva DO-pitoisuutta. Harmaat viivat on mitattu pinnasta 1,0 metrin syvyydestä ja mustat n. 0,5 m pohjan yläpuolelta.



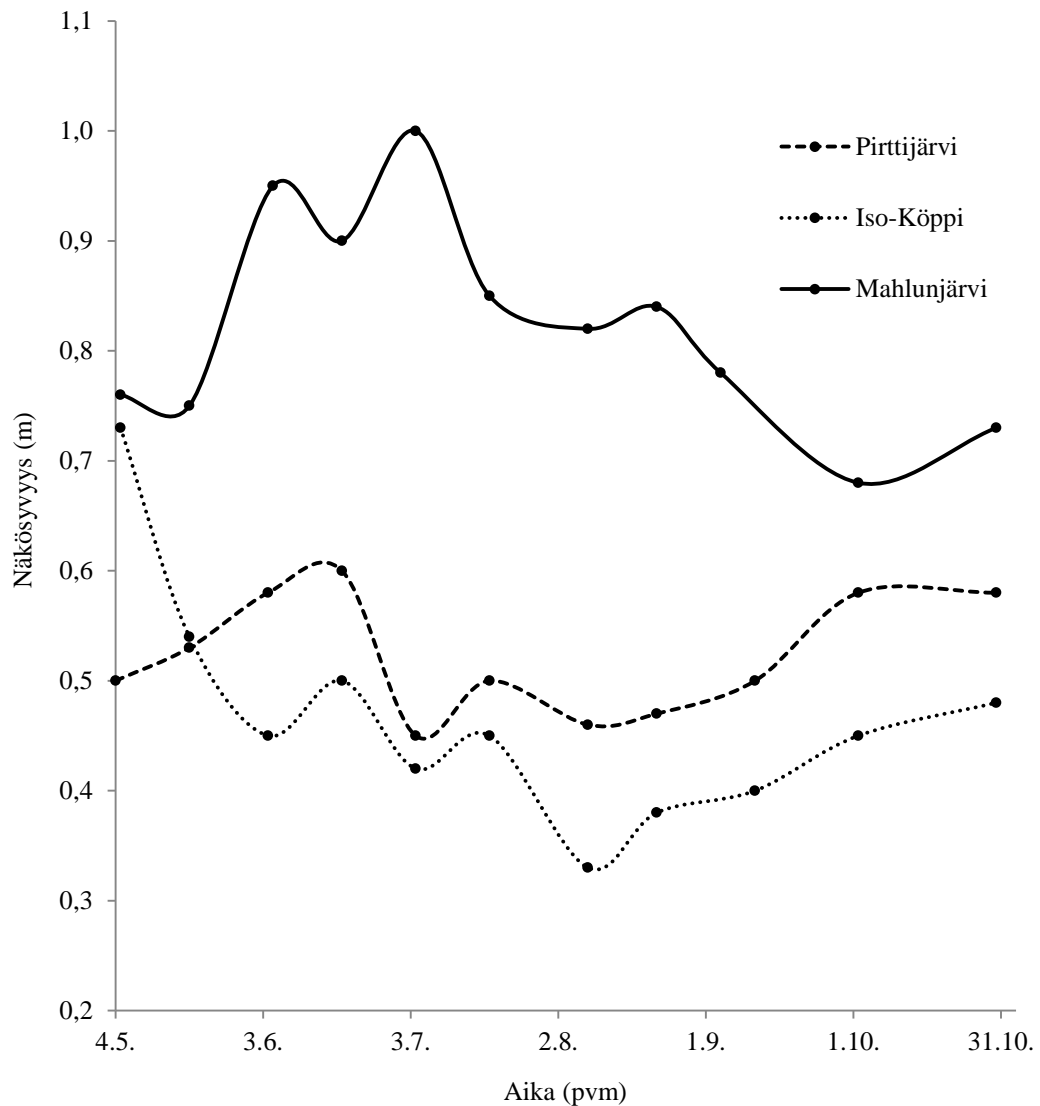
Kuva 29. Mahlunjärven (näytteenottopiste 3) pinta- ja pohjalämpötilan ja DO-pitoisuuden kehitys avovesikaudella 2011. Yhtenäiset viivat osoittavat lämpötilaa ja katkoviiva DO-pitoisuutta. Harmaat viivat on mitattu pinnasta 1,0 metrin syvyydestä ja mustat n. 0,5 m pohjan yläpuolelta.



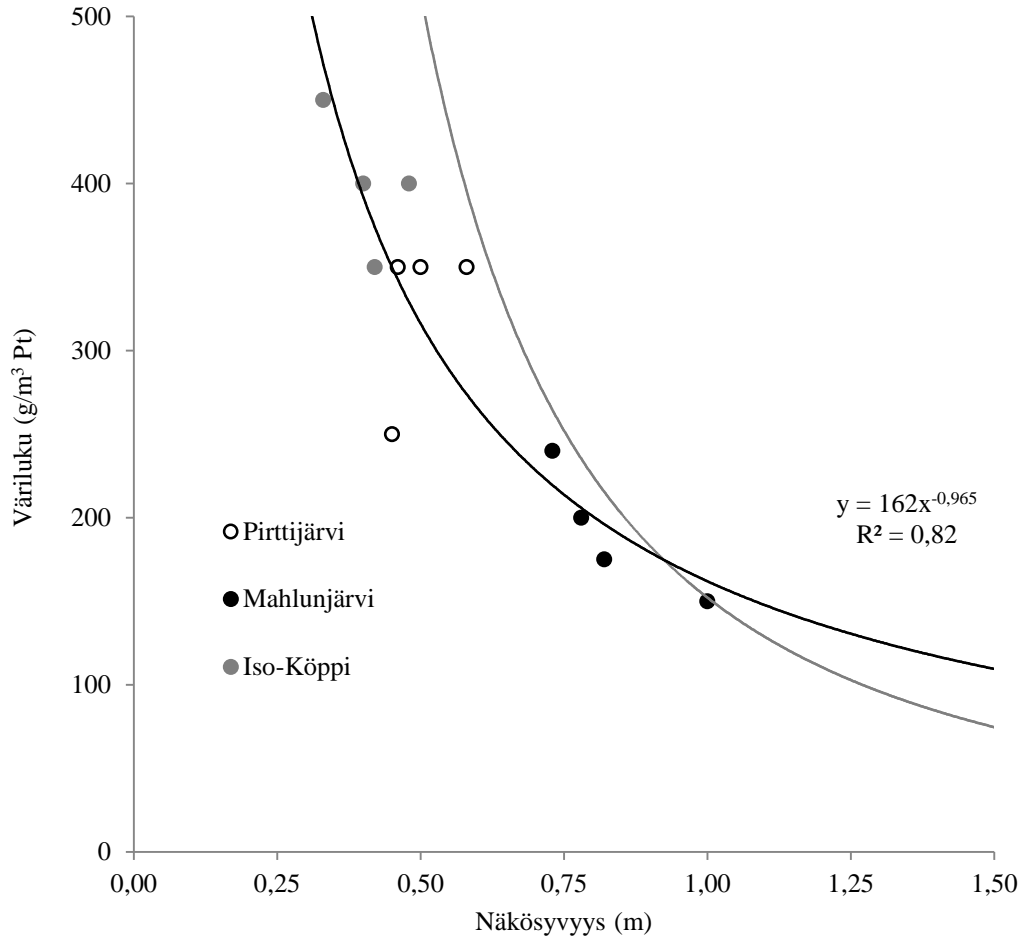
Kuva 30. Iso-Köpin (näytteenottopiste 7) pinta- ja pohjalämpötilan ja DO-pitoisuuden kehitys avovesikaudella 2011. Yhtenäiset viivat osoittavat lämpötilaa ja katkoviiva DO-pitoisuutta. Harmaat viivat on mitattu pinnasta 1,0 metrin syvyydestä ja mustat n. 0,5 m pohjan yläpuolelta.

Lämpötila- ja DO-gradienttien ohella seurattiin myös pintaveden näkösyvyyttä Secchi-levyllä. Pirttijärvessä ja Mahlunjärvessä näkösyvyys kasvoi toukokuun alusta kesäkuun

loppupuolelle ja lähti tämän jälkeen hitaaseen laskuun (kuva 31). Näkösyvyys alkoi jälleen kasvaa syksyä kohden. Iso-Köpissä näkösyvyys pieneni jyrkästi elokuun alkupuolelle asti ollen pienimmillään vain 0,33 metriä. Tämän jälkeen näkösyvyys kasvoi tasaisesti syksyn edetessä. Elorannan (1999) mukaan suomalaisten humuspitoisten järvien värilukua voidaan ennustaa Secchi-levyllä määritetyn näkösyvyyden avulla. Myös tässä tutkimuksessa havaittiin hyvä korrelaatio väriluvun ja näkösyvyyden välillä (kuva 32).

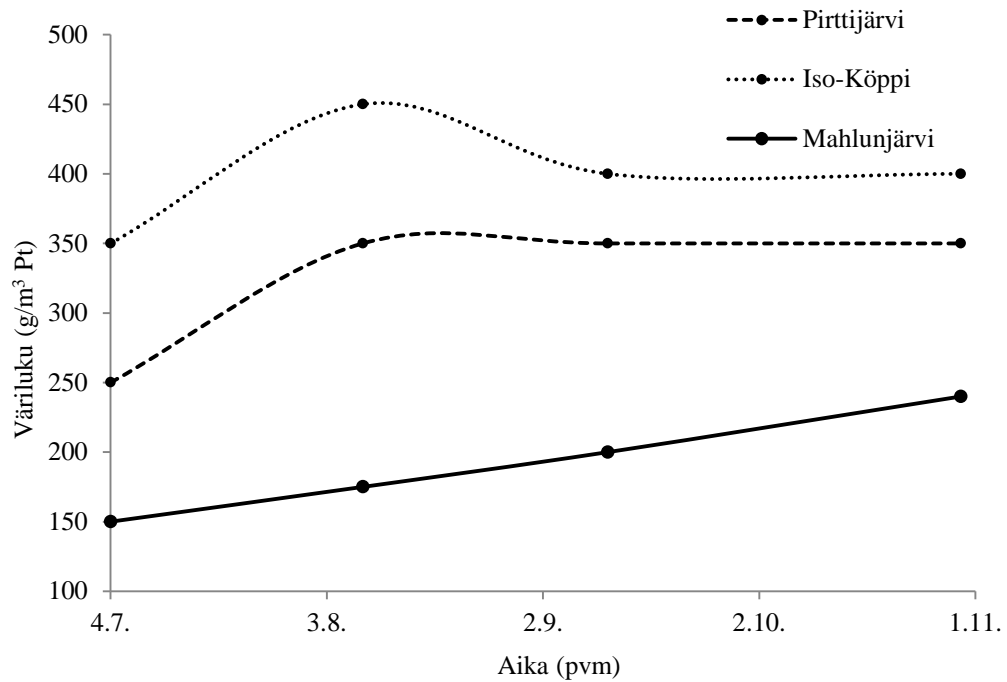


Kuva 31. Näkösyvyyden muutos ajan funktiona tutkimusjärvissä avovesikaudella 2011. Yhtenäinen viiva osoittaa Mahlunjärven (näytteenottopiste 3), katkoviiva Pirttijärven (piste 1) ja pisteviiva Iso-Köpin (piste 7) kehityksen. Näkösyvyys mitattiin virallisella Secchi-levyllä 0,05 m:n tarkkuudella.

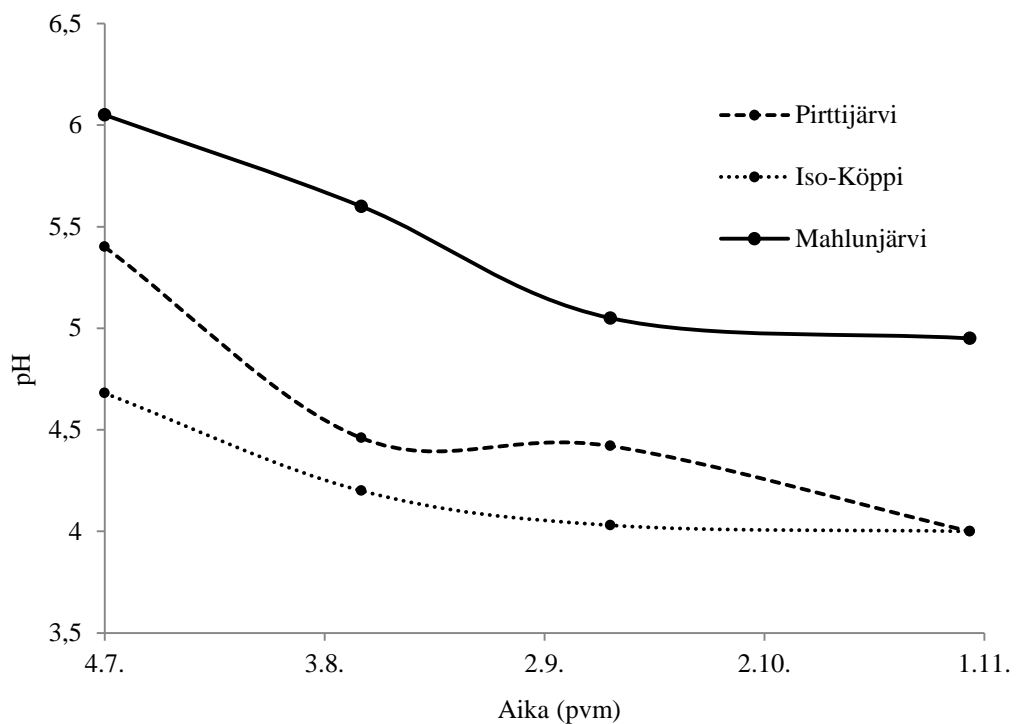


Kuva 32. Väriiluku Secchi-levyllä mitatun näkösyvyyden funktiona tutkimusjärvissä avovesikaudella 2011. Pirttijärven havainnot on mitattu 450 m oletettuun ylävirtaan Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen laskuojasta (piste 1) ja Mahlunjärven 200 m etäisyydeltä Konttijoen suusta (piste 3). Yhtenäinen musta regressiokäyrä on piirretty tässä tutkimuksessa mitatuille arvoille. Harmaa katkoviivalla piirretty regressiokäyrä osoittaa Elorannan (1999) määrittämän näkösyvyyden ja väriiluvun välisen yhteyden (yhtälö (5)) suomalaisissa humuspitoisissa järvissä.

Tutkimusjärvien pintaveden väriiluvun ja pH:n osalta havaintoja kerättiin heinäkuun alusta alkaen. Vesinäytteet otettiin noin kuukauden välein. Yleinen trendi oli väriiluvun kasvu ja pH:n aleneminen syksyä kohden (kuvat 33 ja 34). Mittausarvojen suuruus oli käänteinen pH:n ja väriiluvun suhteen: Pirttijärvi oli sekä happamin että tummavetisin ja Mahlunjärvi vähiten hapan ja kirkasvetisin. Lokakuun lopun mittauksissa Pirttijärven ja Iso-Köpin pH saavutti luonnonvesille alhaisen arvon 4,00.



Kuva 33. Väri-luvun muutos ajan funktiona tutkimusjärvissä avovesikaudella 2011. Yhtenäinen viiva osoittaa Mahlunjärven (näytteenottopiste 3), katkoviiva Pirttijärven (piste 1) ja pisteiviiva Iso-Köpin (piste 7) kehityksen.



Kuva 34. pH:n muutos ajan funktiona tutkimusjärvissä avovesikaudella 2011. Yhtenäinen viiva osoittaa Mahlunjärven (näytteenottopiste 3), katkoviiva Pirttijärven (piste 1) ja pisteiviiva Iso-Köpin (piste 7) kehityksen.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Menetelmällisiä näkökohtia ja epävarmuustekijöitä

Tutkimuksen alkuvaiheessa kohdejärvien joukossa oli kaksi vertailujärveä, Iso-Köppi ja Valkea-Köppi, joihin ei kohdistunut turpeenottooperäistä kuormitusta. Valkea-Köppi todettiin epäsovivaksi vertailukohteeksi jo varhain aiemmin esitetyistä seikoista johtuen (ks. 2.2, s. 35). Myöhemmin myös Iso-Köppi todettiin epäedustavaksi, koska se poikkesi termisesti varsinaista tutkimusjärvistä: Iso-Köppi on meromittinen järvi, jossa ei joka vuosi tapahdu päällys- ja alusveden sekoittavia kevät- ja syystäyskiertoja. Edustavan kuormittamattoman järven löytyminen vertailuksi oli epävarmaa alun perinkin ja valitettavasti pelko toteutui. Sen sijaan turpeenoton kuormitusvaikutuksia päädyttiin tarkastelemaan alkupe- räissuunnitelmaa seuraten Pirttijärvessä ylävirta-alavirta –asetelmana suhteessa Pirtti- Peurusuon turpeenottoalueen laskuojaan ja Mahlunjärvessä etäisyysarjana oletetusta pääs- tölähteestä, eli turpeenottoalueilta laskevan Konttijoan suusta. Iso-Köpiä saadut mittaus- tulokset päätettiin kuitenkin esittää tässä työssä, sillä Vapo Oy on osoittanut kiinnostusta turpeenoton laajennukseen alueella, ja näin ollen tulokset antavat hyvän kuvan järven tilas- ta ennen mahdollisen turpeenoton lisäkuormitusta.

Tässä tutkimuksessa SPM-kiintoaineen kertymänopeuksia ja ominaisuuksia sekä järvien tilan kehittymistä tutkittiin monipuolisesti useilla eri mittausmenetelmillä. Käytettävissä olevien resurssien rajoissa ei voitu kuitenkaan kerätä riittävän suurta aineistoa luotettavaa tilastollista tarkastelua varten kutakin parametria kohden. Tästä syystä esitetyt havainnot ovat alttiita satunnaisvirheille ja yksittäisten mittausten epäonnistumisille. Esimerkiksi Pirttijärvessä turpeenottoalueen laskuojan alapuolelle sijoitetun SPM-keräimen viimeinen nosto epäonnistui, ja talvikauden 2011 – 2012 aikana kertynyt SPM-kiintoaine menetettiin. Toisaalta avovesikauden 2011 mittaukset oli jaettu kolmeen jaksoon, jolloin erillisten mit- tausten toistomäärä kasvoi ja mittausmenetelmien toistettavuutta ja mahdollisia satunnais- virheitä voitiin havainnoida kesän edetessä.

SPM-keräimiä käytetään yleisesti monenlaisissa vesistötutkimuksissa ja niiden tarkkuutta ja toistettavuutta on tutkittu jonkin verran (Håkanson & Jansson 1983, Kukkonen ym. 1996). Tässä tutkimuksessa käytettiin pohjakeräimiä, jotka antavat paikallisesti hyvin edustavan kuvan laskeutuvan aineksen määrästä ja laadusta (Håkanson & Jansson 1983). Samoja keräimiä oli aiemmin käytetty muun muassa Lahden ja Oikarin (2011) lääkeainei-

den kulkeutumista käsittelevässä tutkimuksessa. Lisäksi SPM-kiintoaineen keräysmenetelmän toistettavuutta tarkasteltiin kahdella Mahlunjärveen rinnakkain sijoitetulla SPM-keräimellä. Lähes kaikkien mittauseräparametrien tulokset olivat hyvin tai melko samanlaiset rinnakkaisia keräimiä verrattaessa (taulukko 18). Menetelmän toistettavuutta voidaan siis pitää hyvänä SPM-kiintoaineen ominaisuuksia määritettäessä ja melko hyvänä laskeutuvan kiintoaineen määrän arvioinnissa.

Taulukko 18. Mahlunjärven rinnakkain sijoitettujen SPM-keräinten (kuva 12) mittaustulosten vertailu kullakin keräysjaksolla. Tuloksia pidettiin hyvin samoina, mikäli ne poikkesivat toisistaan vähemmän kuin 10 %, melko samoina jos ero oli < 30 % ja poikkeavina jos ero oli > 30 %. Numerot 1 – 4 viittaavat keräysjaksoihin avovesikaudella 2011 ja talvella 2011 – 2012: 1 = alkukesä, 2 = loppukesä, 3 = syksy ja 4 = talvikausi (taulukko 7). Talvikauden osalta määritettiin vain kuiva-ainekertymä, Imhoff-laskeuma ja LOI.

Mittauseräparametri	Hyvin sama (ero < 10 %)	Melko sama (ero < 30 %)	Poikkeava (ero > 30 %)
<u>Määrälliset parametrit:</u>			
SPM kuiva-ainekertymä	2	1	3, 4
Imhoff-laskeuma	2	1, 3, 4	
<u>Laadulliset parametrit:</u>			
Hapenkulutuspotentiaali	3	1, 2	
Orgaanisen aineen osuus (LOI)		1, 2, 3, 4	
Kokonaistyyppi (TN)	2, 3	1	
Orgaaninen kokonaishiili (TOC)	2, 3	1	
Alkuainehiilen ja –typen suhde (C:N)	1, 2, 3		
Hiili-13 isotooppisuhde $\delta^{13}\text{C}$	1, 2, 3		
Tyyppi-15 isotooppisuhde $\delta^{15}\text{N}$	2, 3	1	
Osuus keräysjaksoista	50 %	43 %	7 %

SPM-keräinten käyttöön liittyy myös monia epävarmuustekijöitä. Keräimet olivat mittauserälaitteina manuaaliseen työskentelyyn suurikokoisia, eikä niiden koko sisältöä (113 l) ollut mahdollista siirtää laboratorioon analysoitavaksi, vaan niiden homogenisoidusta sisällöstä otettiin kunkin keräysjakson päätteeksi kahdeksan litran osanäytteet. Mittaustulokset riippuvat siten oleellisesti homogenisoinnin täydellisyydestä. Laitteen suuri koko tarjosi toisaalta melko suuren SPM-kiintoainetta keräävän pinnan, mutta suuri sisäpinta-ala toimi myös mahdollisena kasvualustana biofilmille. Biofilmin lisäksi POM:n mikrobiologinen prosessoituminen keräimessä kahden kuukauden keräysjaksojen aikana saattoi aiheuttaa

poikkeamista laskeutuvan kiintoaineen määrän ja ominaisuuksien mittauksissa. Lisäksi keräimen suuta ei voitu sulkea ennen nostoa, joten kiintoainetta on voinut huuhtoutua pois noston yhteydessä. Määrä oli silti oletettavasti hyvin pieni, sillä sisällön kiintoaine oli pääosin suppilossa keräimen pohjalla.

4.2 Kiintoaineen kertymänopeudet

Tutkimushypoteesin mukaan SPM-kiintoaineen kertymänopeudet olivat Pirttijärvessä turpeenottoalueen laskuojan alavirran puolella suurempia kuin ylävirran puolella ja pienenevät Mahlunjärvessä päästölähde-etäisyyden kasvaessa. Mittaustulokset eivät tukeneet hypoteesia, sillä Pirttijärvessä kuiva-aineen kertymänopeus oli laskuojan yläpuolella suurempi kuin alapuolella vertailukelpoisten mittausjaksojen osalta. Alkukesällä (jakso 1) ero oli noin 26 % ja loppukesällä (jakso 2) noin 88 %. Mahlunjärvessä hypoteesi sai tukea koko vuoden summakertymän osalta, joka oli suurin 200 m:n etäisyydellä Konttijoen suusta (pisteet 3) ja pienin kauimmaisessa näytteenottopisteessä (etäisyys 1,7 km, piste 6). Yksittäisiä keräysjaksoja tarkasteltaessa aineisto ei kuitenkaan ole yksiselitteinen, sillä esimerkiksi touko-kesäkuussa kiintoainetta kertyi selvästi eniten kahteen kauimpaan SPM-keräimeen (1,2 km ja 1,7 km).

Bruttosedimentaatio kuiva-aineena vaihteli Mahlunjärvessä välillä 970 ja 2090 g m⁻² a⁻¹ ja keskiarvo oli 1580 g m⁻² a⁻¹. Pirttijärvessä koko vuoden kertymä voitiin laskea vain turpeenottoalueen laskuojan ylävirran puoleiselle näytteenottopisteelle, ja se oli 610 g m⁻² a⁻¹. Vertailujärvenä epäedustavan Iso-Köpin SPM-kertymät olivat hyvin pieniä ja vuosikertymän arvioitiin olevan < 20 g m⁻² a⁻¹. Korkeuskertyminä tarkasteltuna Mahlunjärveen päätyi SPM-kiintoainetta keskimäärin 20 mm a⁻¹ ja Pirttijärveen 11 mm a⁻¹. SPM-keräimiin päätyvän aineen tilavuuden perusteella ei voida suoraan päätellä pohjasedimentin lopullista vuotuista paksuuskasvua esimerkiksi kymmenen vuoden jakson sisäisenä vaihteluna (Palomäki 2010).

Erot kiintoainekertymien määrissä Pirttijärven ja Mahlunjärven välillä selittynevät valuma-alueen ominaisuuksien ja maankäytön eroilla (taulukko 4). Pirttijärvi on pieni latvavesijärvi, jonka valuma-alueen maapinta-ala on pienempi kuin itse järven pinta-ala. Mahlunjärven sijaan kerää vetensä järven pinta-alaa noin 70 kertaa suuremmalta maa-alueelta. Mahlunjärven valuma-alueella on runsaasti maataloutta (10,1 % pinta-alasta) ja harvapuustoista kivennäismaata (13,8 %), joista oletettavasti päätyy mineraaliainesta järveen. On kuitenkin

huomattava, että Pirttijärven valuma-alueen pinta-alasta lähes kuudesosa (16,2 %) on turpeenottoaluetta, joten kiintoainekertymien arveltiin olevan suuria. Turpeenottooperäinen orgaaninen kiintoaine on kuitenkin tyypillisesti kevyttä pienen tilavuuspainonsa takia ja laskeutuu siksi hitaasti (Klöve ym. 2012). Näin ollen järvien sisäiset virtaukset ovat voineet kuljettaa kiintoainetta oletettua kauemmas päästölähteestä. Huomionarvoista on sekin, ettei järvien hydrologisesta luonteesta ollut saatavilla mittaustietoa, vaan arviot kiintoaineen kulkeutumisesta jouduttiin tekemään karttatarkastelun pohjalta.

Tutkimuksessa ei havaittu yhteyttä sadannan (kuva 17) ja kiintoaineen kertymänopeuksien välillä. Alueen kokonaissadanta oli alkukesällä 145 mm, loppukesällä 217 mm ja syksyllä 195 mm. Sademäärä pysyi siis melko samana kullakin keräysjaksolla. Konttijoen virtaama (kuva 13) oli kuitenkin syys-lokakuussa huomattavasti kesäkautta korkeampi, ja ilmeisesti juuri tämä näkyi kohonneena kertymänä Konttijoen suun lähetyville (200 m) sijoitetuissa SPM-keräimissä. Korkean virtaaman vaikutus ei näkynyt Mahlunjärven kahdessa kauemmassa näytteenottopisteessä (1,2 ja 1,7 km Konttijoen suusta).

Palomäki (2010) tutki Saarijärven reittiin kuuluvien Pääjärven, Karankajärven ja Saarijärven kiintoainekertymiä vuosina 2008 – 2009. Turpeenottoaluetta on järvien valuma-alueilla seuraavasti: Pääjärvi 117 ha, Karankajärvi 754 ha ja Saarijärvi 3 ha (Laitinen & Honkanen 2010). Karankajärvi ja Pääjärvi ovat Mahlunjärven yläpuolisia järviä ja Mahlunjärvi laskee vetensä Saarijärveen. Tutkimuksessa kerättiin laskeutuvaa kiintoainetta ympärivuotisesti 1 – 4 kk:n jaksoissa järvien syvännekohtiin harppauskerroksen alapuolelle sijoitetuilla sylinterin muotoisilla sedimenttikeräimillä (halkaisija 9 cm ja pituus 50 cm). Menetelmä vastaa siis melko hyvin tässä tutkimuksessa käytettyä. Taulukkoon 19 on kerätty tässä ja Palomäen (2010) tutkimuksessa mitattuja sekä kirjallisuudesta löytyviä kiintoaineen ja orgaanisen aineen bruttosedimentaatioarvoja useille järville.

Mahlunjärven vuoden 2011 avovesikauden bruttosedimentaatio oli hyvin lähellä Saarijärven ja Karankajärven vuosina 2008 – 2009 mitattuja arvoja. Se oli selvästi suurempi kuin lievästi rehevällä tummavetisellä Pieksäjärvellä tai suurien järvien selän-teillä Saimaalla ja Päijänteellä. Palomäen (2010) tutkimuksessa Pääjärven näytteenottopiste oli sijoitettu lähelle Vahanganjoen suuta, ja Palomäki toteaa tämän luultavasti aiheuttaneen Pääjärven Saarijärveä ja Karankajärveä selvästi korkeamman bruttosedimentaation. Pyhäjärvi ja Karhijärvi ovat matalia, reheviä ja maatalouden voimakkaasti kuormittamia järviä Lounais-

Suomessa, ja niiden bruttosedimentaatio oli moninkertainen muihin tarkasteltuihin järviin verrattuna.

Vertailujärvistä Pirttijärveä vastasi parhaiten Valkea-Kotinen, joka on pieni ($A = 2$ ha) tummavetinen (väri = 100 – 160 mg/l Pt) ja hapan (pH = 5,3) latvavesijärvi Hämeessä. Valkea-Kotiselta mitattu bruttosedimentaatio on hieman korkeampi kuin Pirttijärvellä, mutta orgaanisen aineen kertymä on lähes kaksinkertainen (Lahti & Oikari 2011). Valkea-Kotisen valuma-alue ($A = 30$ ha) on pääosin luonnontilaista metsää (62 %) ja soista turve- maata (25 %). Valuma-alue on ollut suojelun piirissä vuodesta 1955 lähtien (SYKE 2013).

Taulukko 19. Tässä tutkimuksessa mitatut Mahlunjärven ja Pirttijärven avovesikauden bruttosedimentaation keskiarvot kuiva-aineena sekä kirjallisuudesta poimittuja avovesi- kauden bruttosedimentaation vertailuarvoja. Karankajärvi, Pääjärvi ja Saarijärvi kuuluvat Saarijärven reittiin.

Järvi (kunta)	Lähdeviite	Kuiva-aine ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Orgaaninen aine ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Mahlunjärvi (Saarijärvi)		6,1	1,1
Pirttijärvi (Multia)		2,4	1,4
Karankajärvi (Saarijärvi)	Palomäki 2010	6,8	1,4
Pääjärvi (Karstula)	Palomäki 2010	15	2,1
Saarijärvi (Saarijärvi)	Palomäki 2010	6,5	1,4
Valkea-Kotinen (Hämeenlinna)	Lahti & Oikari 2011	3,0	2,5
Pieksäjärvi (Pieksämäki)	Palomäki ym. 2001	3,4	1,4
Etelä-Saimaa	Kukkonen ym. 1996	2,6	-
Päijänne, Poronselkä	Granberg & Bibiceanu 1994	4,8	
Pyhäjärvi (Säkylä)	Krogerus & Ekholm 2003	21	4,6
Karhijärvi (Lavia)	Krogerus & Ekholm 2003	110	15

Palomäen (2010) tutkimuksessa mitattiin myös laskeutuvan kiintoaineen paksuuskertymä kolmessa Saarijärven reitin järvessä. Mittausmenetelmänä käytettiin Imhoff-suppiloita tämän tutkimuksen tavoin. Kokonaisuudessaan noin 16 kuukauden keräyskaudella paksuuskertymä oli Karankajärvessä $0,09 \text{ mm d}^{-1}$, Pääjärvässä $0,10 \text{ mm d}^{-1}$ ja Saarijärvässä $0,10 \text{ mm d}^{-1}$. Tässä tutkimuksessa Mahlunjärvelle mitattiin koko vuoden osalta $0,06 \text{ mm d}^{-1}$ ja Pirttijärvelle $0,04 \text{ mm d}^{-1}$ keskimääräinen SPM-paksuuskertymä. Pelkän avovesikauden

2011 osalta kertymät olivat huomattavasti suurempia, Mahlunjärvessä keskimäärin 1,1 mm d⁻¹ ja Pirttijärvessä 0,07 mm d⁻¹.

Sedimentin tiivistymisestä johtuen SPM-keräimiin päätyvän aineen määrän perusteella ei voida kuitenkaan arvioida pohjasedimentin vuotuista kasvunopeutta, ja tästä syystä Palomäki (2010) arvioi pohjalietteen paksuuskasvua sedimenttikairauksilla. Pääjärven sedimentin ylimmän kerroksen kasvunopeus oli keskimäärin 2,0 mm, Karankajärven 1,2 mm ja Saarijärven 0,5 mm. Mahlunjärven SPM-kiintoaineen paksuuskertymänopeus oli melko samansuuruinen näiden kolmen järven kanssa, joten myös pohjasedimentin paksuuskasvu on luultavasti samansuuruinen. Pirttijärvessä sedimentin paksuuskasvu oli olettavasti suhteessa nopeampaa, sillä laskeutuvan kiintoaineen orgaanisen aineen osuus oli suuri. Mineraaliaine sitoo vähemmän vettä kuin orgaaninen aine, joten runsaasti mineraaliainetta sisältävä liete pakkautuu tiiviisti järven pohjaan (Håkanson & Jansson 1983). Huomionarvoista on myös, että SPM-kiintoaine oletettavasti prosessoitui jo kunkin noin 2 kk:n keräysjakson kuluessa.

Vapo Oy:n ulkopuolisella taholla teettämän tutkimuksen mukaan turpeenoton osuus keski-suomalaisen Kyyjärven valuma-alueelta huuhtoutuvan kiintoaineen kokonaismäärästä on noin 3 %. Lisäksi yhtiön tiedotteessa todetaan valuntahuippujen vaikutuksesta kiintoainepäästöihin: ”Kiintoainespäästöt kokonaisuudessaan kasvavat selvästi virtaaman kasvassa turvetuotantoalueilta, mutta ne kasvavat vähintään samalla tavalla myös muilta alueilta tulevissa vesissä, joilla ei ole mitään vesienkäsittelyjärjestelmiä” (Vapo Oy 2012). Tiedotteessa ei kuitenkaan huomioitu sitä, että esimerkiksi metsäojituksista aiheutuva kasvanut kuormitusvaikutus pienenee muutamassa vuodessa luonnonhuuhtouman tasolle ojien umpeenkasvun myötä (Manninen 1998). Sen sijaan tuotannossa oleva turpeenottoalue on jatkuvan koneellisen muokkauksen alaisena. Kyyjärvi on Mahlunjärven tavoin matala (suurin syvyys 15,5 m) ja runsashumuksinen (väriluku = 250 mg/l Pt) järvi (A = 16,34 km²). Lukemat ovat pieniä, mutta merkittäviä kun huomioidaan, että alueen kolmen turpeenottoalueen yhteispinta-ala (295 ha) on vain 0,57 % järven valuma-alueen pinta-alasta (51 984 ha). Pirttijärven valuma-alueen maapinta-alasta 16,2 % ja Mahlunjärven 0,9 % on turpeenottoaluetta (taulukko 4)

4.3 Kiintoaineen ominaisuudet

SPM-kiintoaineen ominaisuuksien osalta merkittävin havainto oli huomattava ero orgaanisen ja epäorgaanisen aineen suhteissa Pirtti- ja Mahlunjärven välillä. Pirttijärven aineiston orgaanisen aineen osuuksien (LOI) keskiarvo (\pm keskihajonta) oli $61,9 \pm 2,1$ % kuiva-aineesta ja Mahlunjärven $18,7 \pm 1,0$ % kuiva-aineesta. Sama havainto vahvistui kiintoainenäytteiden TOC-tulosten pohjalta. Näin ollen voimme ajatella, että sedimentin orgaanisen aineen määrä riippuu valuma-alueen ominaisuuksista, ja se voi vaihdella järvien välillä paljon. Esimerkiksi Rekolaisen ym. (1986) 14 eri puolilla Suomea sijainneen järven kartoituksessa sedimentin orgaanisen aineen osuus vaihteli välillä 5 – 90 % kuiva-aineesta. Mahlunjärven epäorgaanisen aineen lähteitä voi olla maanviljely tai muu maankäyttö järven valuma-alueella. Pirttijärven valuma-alue on pääosin talousmetsää ja suota, ja ainoita maankäyttömuotoja ovat metsätalous ja turpeenotto. Palomäen (2010) aineistossa laskeutuvan kiintoaineen keskimääräinen orgaanisen aineen osuus oli Karankajärvessä 23 %, Saarijärvessä 25 % ja Pääjärvessä 15 %. Saarijärven reitin järvien laskeutuva kiintoaine on siis tämän parametrin osalta melko samanlaista eri järvioltaissa. Pirttijärven laskeutuva kiintoaine oli lähempänä luonnontilaisen latvavesijärven Valkea-Kotisen kiintoainetta, jonka orgaanisen aineen osuus oli 83 % kuiva-aineesta (Lahti & Oikari 2011).

Turpeenottoperäiset kiintoainepäästöt ovat enimmäkseen orgaanista ainetta (Klöve ym. 2012) ja tässä tutkimuksessa Pirtti-Peurusuo turpeenottoalueen laskeutusaltaasta noude- tulle kiintoainenäytteelle mitattiin orgaanisen aineen osuus 70,1 % kuiva-aineesta. Tutki- mushypoteesien valossa orgaanisen aineen osuuden alapuolisessa vesistössä olisi tullut olla suurempi päästölähteen alapuolella kuin yläpuolella ja pienentyä päästölähde-etäisyyden kasvaessa. Oletamus sai tukea Pirttijärvessä, jossa LOI-arvot olivat loppukesällä (keräys- jakso 2) ja syksyllä (jakso 3) 12,7 ja 14,5 prosenttiyksikköä suurempia Pirtti-Peurusuo- n laskuojan alavirran kuin ylävirran puolella. Alkukesällä lukemat olivat melko samansuu- ruiset. Mahlunjärvessä ei havaittu yhteyttä LOI:n ja päästölähde-etäisyyden välillä mittaus- tarkkuuden rajoissa.

Tutkimuksessa havaittiin hyvä korrelaatio SPM-kiintoainenäytteistä määritetyn LOI:n (%) ja orgaanisen kokonaishiilen (%), yhtälö (8)) sekä kokonaistypen (%), yhtälö (9)) välillä (kuvat 20 ja 21). Yhtälön (9) $n =$ näytemäärä $= 21$ ja $r^2 = 0,96$ ja yhtälön (10) $n = 21$ ja $r^2 = 0,91$. Yhtälöiden selitysaste (r^2) on korkea, mutta koska Pirttijärven ja Mahlunjärven tulok- set erottuivat kahdeksi erilliseksi pistejoukoksi orgaanisen aineen määrän eroista johtuen,

yhtälöitä voidaan mahdollisissa jatkotutkimuksissa käyttää vain suuntaa-antavien TOC- ja TN-arvojen määrittämiseen helposti mitattavan LOI:n pohjalta.

$$TOC (\%) = 0,47 * LOI (\%) \quad (9)$$

$$TN (\%) = 0,041 * LOI (\%) \quad (10)$$

4.4 Kiintoaineen aerobinen ja anaerobinen biohajoaminen

Tutkimushypoteesien pohjalta oletettiin Pirtti-Peurusuon turpeenottoalueen alapuolisiin vesiin laskeutuvan kiintoaineen sisältävän enemmän biohajoavaa ja esimerkiksi järven pohjan happea kuluttavaa orgaanista ainetta. Tämän odotettiin näkyvän suurempina SPM:n hapenkulutuspotentiaaleina päästölähteiden läheisyydestä kerätyissä kiintoainenäytteissä. Hapenkulutuspotentiaalia arvioitiin suhteuttamalla OxiTop-laitteistolla mitattu SPM-näytteen biokemiallinen hapenkulutus näytteen sisältämän orgaanisen aineen määrään ($\text{mg l}^{-1} \text{O}_2 \text{ g}^{-1}$ kuiva-ainetta).

Mittaustulokset olivat kuitenkin vastakkaisia tälle alkuperäiselle olettamukselle, sillä esimerkiksi turpeenottoalueen laskeutusallasnäytteestä mitattiin koko aineiston pienin biokemiallinen hapenkulutus. SPM-näytteiden osalta Pirttijärvessä turpeenottoalueen laskuojan alavirran puolelta mitattiin pienempiä arvoja kuin ylävirran puolelta. Mahlunjärvestä mitatut arvot suurensivat päästölähde-etäisyyden kasvaessa. Toisaalta tutkimuksessa ei tarkoituksellisesti käytetty biohajoamista kiihdyttävää mikrobisiirrosta, kuten esimerkiksi yhdyskuntajätevesien tutkimuksen standardimenetelmissä, vaan mitattu aerobinen biohajoaminen oli täysin riippuvainen kiintoaineen omasta hajottajayhteisöstä. Samasta syystä tulosten vertailu kirjallisuusarvoihin sisältää epävarmuutta.

Aerobista biohajoamispotentiaalia voidaan tarkastella myös autoktonisen ja alloktonisen orgaanisen aineen suhteiden pohjalta. Autoktoninen eli lähinnä järven primaarituotannosta peräisin oleva orgaaninen aine on ravinnerikasta ja korkealaatuista ravintoa hajottajamikrobeille. Tätä vastoin alloktoninen orgaaninen aine on jo vesistöön päätyessään läpikäynyt pitkän hajotusketjun ja eroaa siten biokemiallisilta ominaisuuksiltaan merkittävästi autoktonisesta aineesta (Münster ym. 1999). Orgaanisen aineen hapenkulutuspotentiaali siis kasvaa autoktonisen aineen osuuden kasvaessa.

Kuten edellä on kuvattu, tutkimushypoteesien pohjalta oletettiin turpeenottooperäistä eli pitkälle maatunutta alloktonista orgaanista ainetta päätyvän enemmän päästölähteen alavirran kuin ylävirran puolelle Pirttijärvessä. Mahlunjärvessä määrän ajateltiin vähenevän etäisyyden kasvaessa Konttijoan suulta. Tällöin alloktonisen pitkälle hajonneen aineen osuus olisi ollut suuri päästölähteiden läheisyydessä ja niiden alavirran puolella. Edellä kuvatut mittaustulokset näyttävät vahvasti tukevan tätä päätelmää, sillä aerobinen biohajoamispotentiaali kasvoi Mahlunjärvessä päästölähde-etäisyyden kasvaessa ja oli Pirttijärvessä merkittävästi suurempi laskuojan ylä- kuin alavirran puolella (kuva 24). Turpeenottoalueen laskeutusaltaasta noudetun kiintoainenyttteen alhainen hapenkulutuspotentiaali johtuu luultavasti pitkälle hajonneen orgaanisen aineen suuresta määrästä. Päätelmä on vastakkainen alkuperäiseen, tämän luvun alussa esitettyyn oletukseen nähden.

Pirtti- ja Mahlunjärven SPM-kiintoaineen anaerobista biohajoamista tutkittiin mittaamalla suljettujen reaktorien kaasufaasiin kertyvän metaanin määrää. Yhtä näytettä lukuun ottamatta kaikki tutkitut kiintoainenytteet tuottivat hyvin yhtenäisen tuloksen. Noin puoli vuotta kestäneen kokeen lopussa näytepullojen kaasufaasi sisälsi 6 – 8 tilavuusprosenttia metaania. Koska metaania ylipäättään muodostui selvästi mitattavia määriä kaikissa tutkituissa näytteissä, voidaan todeta, että tutkimuksessa kerätyssä SPM-kiintoaineessa oli vahva anaerobinen hajottajayhteisö. Tulos osaltaan vahvistaa havainnon siitä, että orgaanisen aineen kuormittamat ja vähähappiset järvet voivat toimia merkittävinä ilmaston lämpenemistä kiihdyttävänä metaaninlähteinä (Bastviken 2004).

Anaerobikokeessa havaittiin lisäksi, että kontrolleina toimineisiin pelkkää suodatettua (huokoskoko 1,5 µm) järvivettä sisältäneisiin pulloihin muodostui silmin havaittavaa kiintoainetta. Havainto on hyvä osoitus liuenneen ja partikkelimaisen orgaanisen aineen dynaamisesta luonteesta (ks. 1.14).

4.5 Järvien orgaanisen kiintoainekuormituksen lähteet

Alkuainehiilen ja -typen suhdetta voidaan käyttää orgaanisen aineen alkuperää arvioitaessa. Pirttijärvessä päästölähteen ylä- ja alavirranpuolisen SPM-kiintoaineen C:N-suhteet poikkesivat toisistaan keskimäärin noin 25 %. Mahlunjärven neljä näytteenottopistettä erottuivat kahdeksi toisistaan poikkeavaksi pariaksi: Konttijoan suun lähialueen rinnakkaiset pisteet ja kauemmat pisteet. C:N-suhdetulosten osalta voidaan siis todeta, että sekä Pirttijärven etelä- ja pohjoisosalla että Mahlunjärven Konttijoan läheisellä ja kauemmilla osilla

saattaisi olla toisistaan poikkeavia orgaanisen aineen lähteitä. Laskeutusallasnäytteen C:N-suhde oli noin 95 %, eli kaksi kertaa seuraavaksi suurinta arvoa korkeampi, ja poikkesi siten täysin muusta aineistosta.

Tutkimusjärvien SPM-kiintoaineen lähdettä tarkasteltiin myös hiilen ja typen stabiilien isotooppien määrittämisen avulla. Erityisesti $\delta^{13}\text{C}$ -arvoja pidetään käyttökelpoisena orgaanisen aineen lähdettä ja ravintoverkkojen rakennetta arvioitaessa, sillä orgaanisen aineen $\delta^{13}\text{C}$ -arvo muuttuu hyvin vähän luonnon hajotusprosesseissa (McCutchan ym. 2003).

Järvien pohjaan sedimentoituvalla orgaanisella kiintoaineella on kaksi pääasiallista lähdettä: maalta huuhtoutuva alloktoninen – kuten turpeenotto- ja metsäojitusalueilta irtoava – ja autotrofisten levien tuottama autoktoninen orgaaninen aine. Nämä voidaan pyrkiä erottamaan kiintoaineen $\delta^{13}\text{C}$ - ja $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen sekä C:N-suhteen avulla toisistaan. Borealiselta C3-kasvillisuuden hallitsemalta maa-alueelta huuhtoutuneelle kiintoaineelle tyypillinen $\delta^{13}\text{C}$ -arvo on noin -27 ‰, $\delta^{15}\text{N}$ -arvot ovat lähellä arvoa 2,0 ‰ ja C:N-suhde vaihtelee välillä 8 – 25 (Finlay & Kendall 2007). Tässä tutkimuksessa mitatut arvot olivat hyvin lähellä edellä esitettyjä, joten voidaan olettaa, että pääosa Pirtti- ja Mahlunjärveen päätyvästä orgaanisesta kiintoaineesta on alloktonista huuhtoumaa. Esimerkiksi levistä mitatut $\delta^{13}\text{C}$ - ja C:N-arvot ovat tyypillisesti selvästi pienempiä kuin maakasvillisuuden vastaavat (Finlay & Kendall 2007).

Kiintoaineen isotooppisuhtetulojen perusteella Pirttijärvestä ja Mahlunjärvestä kerättyjä kiintoainenäytteitä ei voida suoraan yhdistää turpeenottoon. Turpeenottoalueen laskeutusaltaasta kerätty näyte muistutti $\delta^{13}\text{C}$ -arvojen osalta eniten laskuojan alapuolisesta SPM-keräimestä erotettua kiintoainetta. $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen kohdalla laskeutusallasnäyte poikkesi täysin muista tuloksista. Toisaalta laskeutusaltaaseen pidättyy nopeimmin laskeutuva osa kiintoaineesta, joten sieltä kerätyn näytteen edustavuus tässä tarkastelussa on kyseenalainen. Laskeutusallas myös oletettavasti poikkeaa ympäristönä merkittävästi luonnonvesistä muun muassa kiintoaineen viipymän ja kiintoaineeseen vaikuttavien ja isotooppisuhteita muuttavien prosessien suhteen. Pirttijärven tapauksessa mielenkiintoinen havainto oli lisäksi, että turpeenottoalueen laskuojan ylä- ja alapuolisen SPM-kiintoaineen delta-arvot erosivat merkittävästi toisistaan etenkin typen osalta jokaisella näytteenottokerralla. Tämäkin viittaisi siihen, että Pirttijärven etelä- ja pohjoisosalla on toisistaan eriävät orgaanisen aineen lähteet.

Mahlunjärven kolmen etäisyyden SPM-kiintoainenäytteiden $\delta^{13}\text{C}$ -arvot olivat kullakin keräysjaksolla hyvin samansuuruisia, eikä yhteyttä etäisyyteen päästölähteestä havaittu. Sen sijaan $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen osalta Konttijoan suun läheisyyteen sijoitetut kaksi keräintä ja kaksi kauemmas sijoitettua keräintä erottuivat erillisiksi pareiksi. Kuten edellä on todettu, sama havainto tehtiin myös C:N-suhteen osalta. Havainnot viittaavat siihen, että Konttijoan kuljettama orgaaninen aine ei kulkeudu muutamaa sataa metriä kauemmas joen suulta ainakaan tutkitulla aikavälillä.

Kahden kauimman keräimen kiintoaineen C:N-suhde oli keskimäärin noin 20 % Konttijoan lähialueen arvoja pienempi, joten kiintoaine oli tämän ominaisuuden suhteen lähempänä leväbiomassalle määritettyjä arvoja kuin muiden alueiden kiintoaineet (Finlay & Kendall 2007). Havainto tukee osaltaan hapenkulutuspotentiaalin osalta tehtyä päätelmää suuremmasta alloktionisen aineen osuudesta päästölähteen lähellä. Pirttijärven SPM-kiintoainenäytteiden C:N-suhde oli keskimäärin korkeampi kuin Mahlunjärvessä koko avovesikauden ajan. $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen perusteella leväbiomassan osuutta ei voitu arvioida tuntematta tarkemmin paikallisen leväyhteisön ominaisuuksia.

Pirtti- ja Mahlunjärven pohjalla laskeutuvasta kiintoaineesta mitattujen $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ -arvojen hajonnan tarkastelu tarjoaa vielä yhden näkökulman orgaanisen kiintoaineen kulkeutumiseen tutkimusvesistöissä. Isotooppisuhdemittausten keskihajonta $\delta^{13}\text{C}$ -arvoille oli Pirttijärvessä 0,76 ja Mahlunjärvessä 0,34. $\delta^{15}\text{N}$ -arvoille keskihajonta oli Pirttijärvessä 1,09 ja Mahlunjärvessä 0,81. Toisin sanoen Pirttijärvessä on sellaisia orgaanisen aineen lähteitä tai isotooppisuhteita muuttavia prosesseja, jotka havaitaan suurena vaihteluna orgaanisesta kiintoaineesta mitatuissa delta-arvoissa, vaikka järven pinta-ala (12,9 ha) ja näytteenotto-pisteiden välinen etäisyys (noin 800 m) on huomattavasti pienempi kuin Mahlunjärvessä (714 ha ja noin 1,5 km).

4.6 Järvien tilan kehittyminen turpeenottokaudella

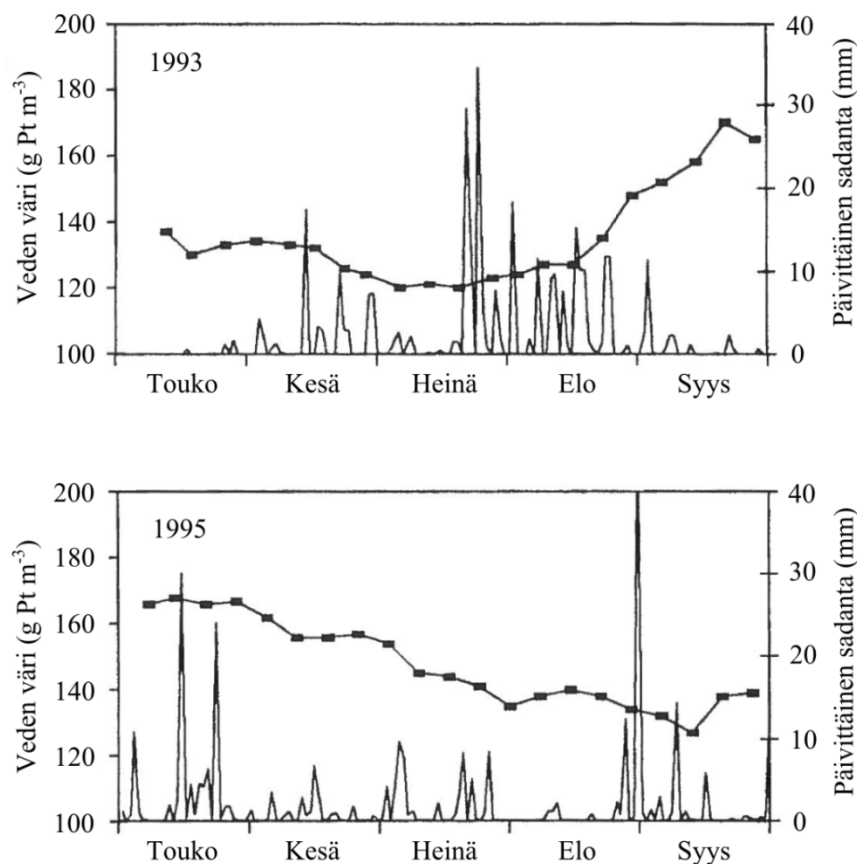
Pirtti- ja Mahlunjärven lämpötila- ja happiolosuhteet kehittyivät tutkimusjakson aikana odotetusti ja dystrofisille vesille tyypillisesti (Särkkä 1996, Eloranta 1999). Erityisesti lämpötila kerrostui voimakkaasti kesän 2011 edetessä. Veden happipitoisuuden suhteen havaittiin selviä eroja järvien välillä. Pirttijärven pohja oli hypoksinen koko kesän ajan aina lokakuun alun syystäyskiertoon saakka. Myös Iso-Köpissä ja Mahlunjärvessä pohja oli vähähappinen, mutta mittauspisteet olivat myös huomattavasti syvempiä kuin Pirttijärvessä.

Järven happitase muodostuu järveen happea tuottavista ja sitä kuluttavista mekanismeista. Happea kuluu jatkuvasti sekä kasvien että eläinten hengityksessä, ja uutta happea tuotetaan fotosynteesissä. Fotosynteesin määrä riippuu muun muassa ravinteiden ja valon määrästä, joten voimakkaasti värjäytyneessä vedessä tuottava kerros on ohut verrattuna kirkasvetiseen järveen. Fotosynteesin lisäksi happea liukenee veteen suoraan ilmakehästä, ja hapen liukoisuus riippuu veden lämpötilasta. Myös sade ja järviaaltaaseen virtaavat vedet tuovat mukanaan veteen liuennutta happea. Happipitoisuuden lyhyt- ja pitkäaikaiset vaihtelut antavat hyvän kuvan vesistön tilasta, sillä happipitoisuus edustaa eri toimintojen summaa, happitasetta. Luonnon huuhtoumasta tai ihmisen toiminnasta peräisin oleva orgaaninen aine kuluttaa hajotessaan happea (Särkkä 1996). Tutkimusvesien osalta on ajateltavissa, että fotosynteesin heikkous ja orgaanisen aineen valunta vaikuttivat Mahlunjärven ja korostuneemmin Pirttijärven alusveden vähähappisuuteen. Järvien happitase on kuitenkin riippuvainen monista yllä mainituista tekijöistä, eikä turpeenoton kuormitusvaikutusta voida yksiselitteisesti arvioida järviveden happipitoisuutta seuraamalla.

Järvien alusveden ja sedimentin vähähappisuus on merkittävä ongelma boreaalisilla alueilla. Anoksia johtaa järven eläinlajiston vähenemiseen ja ravintoverkkojen muutoksiin. Kirjallisuudesta löytyy useita esimerkkejä pitkään jatkuneen alusveden hypoksian tai anoksian aiheuttamista kalakuolemista ja pohjaeläinten häviämisestä (Hall & Ehlinger 1989, Kalff 2002). Hapen puute voi myös kiihdyttää rehevöitymistä, sillä pelkistävät olosuhteet voivat johtaa sedimenttiin sitoutuneen fosforin vapautumiseen vesikerrokseen fosfaattina ja muuttaa järven ravinteiden sisäistä kiertoa (Miao ym. 2006). Lisäksi anaerobinen biohajoaminen tuottaa muun muassa voimakkaana kasvihuonekaasuna toimivaa metaania (CH₄) (Liikanen & Martikainen 2003) ja vesieläimille toksista rikkivetyä (H₂S) (Golosov ym. 2007). Maankäytön seurauksena lisääntynyt orgaanisen aineen huuhtouma voi lisätä ja voimistaa näitä ilmiöitä.

Sekä Pirtti- että Mahlunjärven pintaveden pH aleni avovesikaudella 2011 (kuva 34). Iso-Köpissä pH:n lasku oli selvästi pienempi ja se tasoittui samalle tasolle kahden viimeisen loppukesän mittauksen osalta. Muun muassa humusaineet alentavat veden pH:ta, ja niiden määrää indikoi veden väri (Lydersen 1998, Steinberg 2003). Väriluku noudattikin pH:lle vastakkaista kehityssuuntaa (kuva 34). Se kasvoi Pirtti- ja korostuneemmin Mahlunjärven koko tutkimuskauden ajan. Iso-Köpissä väriluku aleni loppukesästä syksyyn.

Luonnontilaisessa dystrofisessa järvessä väriluku yleisesti ottaen laskee veden ollessa kerrostunutta koko kesäkauden ajan ja kasvaa vasta syystäyskierron myötä (kuva 7B, s. 21) (Eloranta 1973). Kesällä liuenneita orgaanisia aineita (DOM) poistuu vedestä lähinnä fotolyttisen mineralisaation johdosta (Münster ym. 1999), minkä lisäksi DOM voi myös aggregoitua sedimentoituviksi partikkeleiksi (Kerner ym. 2003). Väriluvun vuodenaikaisvaihtelut johtuvat siis DOC-pitoisuuden muutoksista, ja molempien parametrien korkeimmat arvot osuvat yleensä vuositasolla kevään ja syksyn huuhtoumahuippuihin (Kortelainen 1999c). Tätä trendiä voi muuttaa runsas sadanta, jolloin valuma-alueelta huuhtoutuu järviäntäisiin paljon orgaanista ainetta (kuva 35).



Kuva 35. Valkea-Kotisen veden väri (suorakulmioilla merkitty murtoviiva) ja sadanta runsas- ja vähäsateisina kesinä. Kokonaissadanta kesä-elokuussa oli 297 mm vuonna 1993 ja 151 mm vuonna 1995 (Münster ym. 1999).

Kesä 2011 oli hyvin runsassateinen ja kesä-elokuun kokonaissadanta oli tutkimusalueella 314 mm (kuva 17). Kohonnut huuhtouma valuma-alueelta oli oletettavasti veden värjäytymisen ja pH:n laskun taustalla, joskin erityisesti Mahlunjärven väriluku kasvoi avovesikaudella 2011 suhteellisesti enemmän kuin Valkea-Kotisessa runsassateisena kesänä (kuva 35). Lisäksi Mahlunjärvessä ja Pirttijärvessä tapahtuneet melko nopeat muutokset ajoittui-

vat heinä- ja elokuulle toisin kuin luonnontilaisessa Valkea-Kotisessa, joten turpeenoton kuormitusvaikutusta voidaan epäillä. Turpeenottoeräisen kuormituksen osuuden suuruutta vedenlaadussa havaittuihin muutoksiin ei voitu kuitenkaan arvioida. Kokemukset Pirttijärven ja Mahlunjärven alueen vedenlaadun seurannasta opettivat sen, miten vaikeaa on tunnistaa järvioltaan yleisten limnologisten ominaisuuksien perusteella siihen kohdistuvan alloktonisen kuormituksen lähteet.

4.7 Mittaustulosten ekoepidemiologinen tarkastelu

Tässä tutkimuksessa käytettyjen useiden eri mittausmenetelmien tiivistämiseksi ja tutkimushypoteesien arvioimiseksi tuloksia tarkasteltiin kootusti ekoepidemiologista lähestymistapaa soveltaen. Ekoepidemiologia tutkii sellaisia ympäristössä havaittavia ilmiöitä, joita pidetään haitallisina ekosysteemeille, eliöyhteisöille, populaatioille tai yhteiskunnan hyödyntämille ekosysteemipalveluille. Ekoepidemiologinen lähestymistapa on samankaltainen kuin kliinisessä epidemiologiassa. Ympäristössä havaitun ilmiön aiheuttaja pyritään tunnistamaan analysoimalla käytössä olevaa todistusaineistoa, eli esimerkiksi tämän tutkimuksen tapauksessa yhtäältä Pirttijärvestä toisaalta Mahlunjärvistä kerättyä mittaustietoa. Ilmiöiden ja niiden mahdollisten aiheuttajien kausaalisen suhteen tunteminen on tärkeää. Useita havaintoja tarkastelemalla voidaan kerätä todistustaakkaa (*weight of evidence*) jonkin mahdollisen aiheuttajan taakse (Cormier 2006).

Tässä tutkimuksessa turpeenoton kuormitusvaikutusta tarkasteltiin vertailemalla Pirttijärvessä turpeenottoalueen laskuojan ylä- ja alapuolelle sijoitettuja mittauspisteitä ja Mahlunjärvessä mittauspisteiden muodostamaa etäisyysarjaa oletetusta päästölähteestä eli turpeenottoalueilta laskevan Konttijoen suusta. Taulukko 20 kokoaa tutkimuksessa käytetyt mittausmenetelmät ja esittää arvion näytön vahvuudesta molempien tutkimusasetelmien osalta suhteessa luvussa 1.2 esitettyihin tutkimushypoteeseihin kunkin parametrin tuloksiin perustuen.

Taulukkoa 20 tarkastelemalla huomataan, että tutkimushypoteesit saavat osittaista tukea mittaustuloksista. Suurin osa mittaustuloksista viittaa siihen, että tutkimusjärvissä havaitut ilmiöt johtuivat ainakin osittain turpeenoton kuormitusvaikutuksesta. Turpeenottoa Pirtti-Peurusuolta avovesikaudella 2011 ei voitu kuitenkaan yksiselitteisesti osoittaa merkittäväksi kiintoaine- ja humuskuormituksen lähteeksi.

Taulukko 20. Tässä tutkimuksessa käytetyt mittausmenetelmät ja niiden tulosten pohjalta esitetty arvio turpeenoton kuormitusvaikutuksesta alapuoliseen vesistöön. Tutkimuksessa käytetyt kaksi erillistä tutkimusasetelmaa on esitetty omissa sarakkeissaan. Symboli ++ tarkoittaa vahvaa näyttöä, + kohtalaista näyttöä ja - sitä, ettei näyttöä ole.

#	Ilmiö	Näytön vahvuus (-, + tai ++) ja selitys			
		Pirttijärvi (Ylävirta-alavirta –asetelma)	Mahlunjärvi (Etäisyysarja-asetelma)		
1	SPM-kertymänopeus	-	Suurempi laskuojan ylävirran puolella.	+	Suurin summakertymä päästölähteen lähellä.
2	LOI	+	Suurempi laskuojan alavirran puolella loppukesällä ja syksyllä.	-	Melko sama kaikissa pisteissä.
3	C:N-suhde	++	Poikkesivat merkittävästi toisistaan.	+	Muuttui suhteessa etäisyyteen.
4	POM:n aerobinen biohajoaminen	+	Muuttui suhteessa sijaintiin.	+	Muuttui suhteessa etäisyyteen.
5	POM:n anaerobinen biohajoaminen	-	Ei yhteyttä sijaintiin.	-	Ei yhteyttä etäisyyteen.
6	$\delta^{13}\text{C}$	+	Poikkesivat toisistaan vain yhdellä jaksolla.	+	Melko sama kaikissa pisteissä.
7	$\delta^{15}\text{N}$	++	Poikkesivat merkittävästi toisistaan.	+	Muuttui suhteessa etäisyyteen.
8	Päällysveden väri	+/-	Kasvoi kesän ajan.	+/-	Kasvoi avovesikauden ajan.
9	Päällysveden pH	+/-	Aleni avovesikauden ajan.	+/-	Aleni avovesikauden ajan.
10	Veden happipitoisuus	+/-	Järvi oli hypoksinen.	-	Ei huomattavaa hypoksiaa.

4.8. Jatkotutkimustarpeita

Tutkimus nosti esille useita ajatuksia turpeenoton kuormitusvaikutusten jatkotutkimustarpeista. Erityisen tärkeää on liukoisen orgaanisen aineen (DOM) päästöjen määrän ja vaikutusten arvioiminen. Useat lähteet viittaavat liukoisen DOM:n osuuden turpeenoton päästöistä olevan merkittäviä ja jopa kymmenkertaisia kiintoainepäästöihin verrattuna (Klöve 1997). Turpeenottoeräisen DOM:n mittaaminen ja sen alkuperän yksiselitteinen osoitta-

minen on kuitenkin haasteellista. Myös DOM ↔ POM muutunnan dynaamisen luonteen tarkastelu vastaanottavassa vesistössä tärkeää.

Toinen tärkeä tutkimuskohde on turpeenoton päästöjen leviämisen tarkkailu ja mallintaminen. Erityisesti julkisessa keskustelussa on ollut esillä turpeenottoeräisen kiintoaineen oletettu keveys, josta on olemassa myös tutkimushavaintoja (Klöve ym. 2012). On arveltu, että tällainen kiintoaine ohittaa useimmat turpeenottoalueiden vesiensuojelurakenteet. Tämä tutkimus antoi viitteitä, että orgaanisen aineen stabiilien alkuaineisotooppien suhteita voidaan hyödyntää kiintoaineen yhdistämisessä päästölähteeseensä. Myös turpeenottoalueille tai vesiensuojelurakenteisiin laskettuja ympäristölle vaarattomia merkkiaineita voitaisiin käyttää tällaisessa tutkimuksessa. Leviämisen mallintamisessa olisi tärkeää sijoittaa näytteenottopisteitä melko tiheään, esimerkiksi Pirtti-Peurusuon alapuolisen vesistön osalta myös turpeenottoalueen laskuojaan sekä Pirttipuron ja Konttijoen varrelle. Päästöjen vaikutuspiiriä voidaan havainnollistaa ja ennustaa GIS-ohjelmilla maastosta kerätyn mittaus-tiedon ja järvien hydrologisten mallien pohjalta.

Kokonaisvaltaisin kuva turpeenoton vaikutuksista alapuoliseen vesistöön saataisiin tarkastelemalla vastaanottavaa vesistöä ennen ja jälkeen mahdollista kuormitusvaikutusta. Seurannan tulisi kestää useita vuosia sekä ennen turvesuon perkaamista että sen jälkeen. Tällaisen tutkimuksen haasteena ovat paitsi vuosia kestävä hankkeen vaatimat resurssit myös soveltuvan kohdealueen löytyminen.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Johdantoluvussa esitettyjen tutkimushypoteesien mukaan Pirtti-Peurusuon 1) turpeenotto-peräisillä humusaineilla ei ole vesistössä sellaisia vaikutuksia, että niiden poistaminen kuivatusvesistä olisi perusteltua, ja 2) turpeenottoalueelta alapuoliseen vesistöön päätyvä sedimentoituva orgaaninen aine on koostumukseltaan tai määrältään erilaista kuin luonnontilaisilla tai metsäojitetuilla valuma-alueilla. Lopuksi siis arvioidaan, tukevatko tutkimuksen keskeisimmät havainnot edellä esitettyjä hypoteeseja.

Sekä Pirtti- että Mahlunjärven päällysveden väri kasvoi, näkösyvyys ja pH laskivat ja erityisesti Pirttijärven veden happipitoisuus pieneni kesän edetessä. Tähän kehitykseen vaikutti avovesikauden 2011 sateisuus ja sen aiheuttama kohonnut huuhtouma sekä turpeenottoalueelta että muualta järvien valuma-alueilta. Muutokset olivat suhteellisesti suurempia ja tapahtuivat aikaisemmin kesällä kuin runsassateisena kesänä luonnontilaisessa järvessä. Tutkimuksen puitteissa ei kuitenkaan voitu arvioida, missä määrin edellä mainitut ilmiöt johtuivat turpeenoton kuormituksesta. Näin ollen ensimmäisen tutkimushypoteesin jyrkkä väittäminen voidaan hylätä, ja todeta asian vaativan jatkotutkimuksia.

Sedimentoituvan kiintoaineen kertymänopeus oli Mahlunjärvessä samansuuruinen kuin Saarijärven reitin muissa järvissä. Pirttijärveenkään ei päätenyt laskeutuvaa kiintoainetta merkittävästi enemmän kuin esimerkiksi luonnontilaiseen humusjärveen Valkea-Kotiseen. Vaikka järvien bruttosedimentaatio ei ollut tavanomaista suurempi, monet mittausparametrit osoittivat SPM-keräimiin päätyneen kiintoaineen ominaisuuksien muuttuvan suhteessa sijaintiin oletetuista päästölähteistä. C:N-suhteen sekä hiilen ja typen stabiilien isotooppien suhteiden osalta kiintoaineen ominaisuudet olivat erilaiset Pirttijärvessä turpeenottoalueen laskuojan ylä- ja alavirran puolella. Mahlunjärvessä niiden havaittiin muuttuvan suhteessa etäisyyteen oletetusta päästölähteestä. SPM-kiintoaineen hapenkulutuspotentiaali kasvoi päästölähde-etäisyyden kasvaessa, mikä voi merkitä suurempaa allohtonisen, pitkälle hajonneen ja mahdollisesti turpeenotto-peräisen orgaanisen aineen osuutta oletettujen päästölähteiden vaikutuspiirissä.

Nämä havainnot tukevat toista tutkimushypoteesia, mutta jälleen turpeenoton osuuden suuruutta ei voitu arvioida. Lisäksi on syytä muistaa, että turvetuotannon valumavesien sisältämistä liuenneista orgaanisista aineista pääosa on humusaineita. Liukoisen orgaanisen aineen määrä turpeenottoalueen päästöissä voi olla kertaluokkaa suurempi kuin suspendoi-

tuneen orgaanisen kiintoaineen määrä (Klöve 1997). Liukoisen orgaanisen aineen päästöjen suuruus ja luonne vaativat lisätutkimusta turpeenoton kuormitusvaikutusten arvioimiseksi.

Tutkimuksen vertailujärveksi suunniteltu metsäojitusten kuormittama Iso-Köppi jouduttiin hylkäämään johtopäätösten kannalta, sillä se poikkesi muun muassa kokonsa ja termisen luonteensa osalta Pirttijärvestä ja Mahlunjärvestä. Iso-Köppiin kertyi hyvin vähän SPM-kiintoainetta koko mittauskaudella. Iso-Köpin ympäristöön oli kuitenkin suunniteltu turpeenoton laajennusta, joten tässä tutkimuksessa saadut mittaustulokset antavat hyvän kuvan järven tilasta ennen mahdollista turpeenoton vesistökuormitusta.

KIITOKSET

Lopuksi haluan kiittää professori Aimo Oikaria asiantuntevasta ohjauksesta sekä Saarijärven kaupunkia ja ympäristösihteerin Kalle Laitista työn rahoituksesta. Kiitokset myös Mervi Koistiselle, Leena Siitoselle ja Marja Lahdelle ohjauksesta ja avusta laboratoriossa sekä Jesper Kristianssonille avusta kenttätutkimuksessa. Erityisen suuri kiitos isälleni Harri Kovalle mittavasta ja pyyteettömästä avusta kentällä.

KIRJALLISUUS

- Aiken, G. R., 1985: Isolation and concentration techniques for aquatic humic substances. Teoksessa: Humic substances in soil, sediment and water – geochemistry, isolation and characterization. Toimittaneet Aiken, G. R., McKnight, D. M., Wershaw, R. L. & MacCarthy, P., s. 363 – 385. –John Wiley & Sons.
- Amundson, A., Austin, A. T., Schuur, E. A. G., 2003: Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. –Global Biogeochemical Cycles 14: 31-1 – 31-10.
- Barcelona, M. J. 1985: Sediment oxygen demand fractionation, kinetics and reduced chemical substances. –Water Research 17: 1081 – 1093.
- Bastviken, D. 2004: Methane emissions from lakes: dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. –Global Biogeochemical Cycles 18: 1 – 12.
- Betti, M., Boisson, F., Eriksson, M., Tolosa, I. & Vasileva, E., 2011: Isotope analysis for marine environmental studies. –International Journal of Mass Spectrometry, painossa.
- Bonin, D. J., Maestrini, S. Y. & Leftley, J. W., 1981: The role of phytohormones and vitamins in species succession of phytoplankton. Teoksessa: Physiological basis of phytoplankton ecology, toimittanut Platt, T. – Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 21: 310 – 322.

- Boutton, R. W. 1996: Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. Teoksessa: *Mass Spectrometry of Soils*, toimittaneet Boutton, R. W. & Yamasaki, S., s. 47 – 82. –Marcel Dekker.
- Eggleton, J. & Thomas, K. V. 2004: A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. –*Environment International* 30: 973 – 980.
- Eloranta, P. 1973: Lake Keurusselkä, physical and chemical properties of water, phytoplankton, zooplankton and fishes. –*Aqua Fennica* 1973: 18 – 43.
- Eloranta, P. 1978: Light penetration in different types of lakes in Central Finland. *Holarctic Ecology* 1: 362 – 366.
- Eloranta, P. 1999: Humus and water physics. Teoksessa: *Limnology of humic waters*, toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 61 – 74. –Backhuys Publishers, 284 s.
- Fagernäs, L. 1996: Chemical conversion. Teoksessa: *Peatlands in Finland*, toimittanut Vasander, H., s. 114 – 118. –Finnish Peatland Society, 168 s.
- Finlay, J. C. & Kendall, C. 2007: Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems. Teoksessa: *Stable isotopes in ecology and environmental science*, 2nd edition, toimittaneet Michener, R. & Lajtha, K., s. 283 – 333. –Blackwell Publishing Ltd, 566 s.
- Forsius, M., Kämäri, J., Kortelainen, P., Mannio, J., Verta, M. & Kinnunen, K. 1990: Statistical lake survey in Finland: Regional estimates of lake acidification. Teoksessa: *Acidification in Finland*. Toimittaneet Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K., s. 759 – 780. –Springer-Verlag.
- Frilander, P., Leinonen, A. & Alakangas, E. 1996: Peat production technology. Teoksessa: *Peatlands in Finland*, toimittanut Vasander, H. –Finnish Peatland Society, s. 99 – 106.
- Golosov, S., Maher, O. A., Schipunova, E., Terzhevik, A., Zdorovenova, G. & Kirillin, G. 2007: Physical background of the development of oxygen depletion in ice-covered lakes. –*Oecologia* 151: 331–340.
- Granberg, K. & Bibiceanu, S. 1994: Ravinteiden kierto Pohjois-Päijänteessä, erityisesti Poronselällä. Jätevedenpuhdistamon ammoniumtyppikuorman vaikutus Poronselän happitilanteeseen. Raportti. –Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, 27 s.
- Hall, D. J. & Ehlinger, T. J. 1989: Perturbation, planktivory, and pelagic community structure: the consequence of winterkill in a small lake. –*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 2203 – 2209.
- Hatcher, P. G. & Spiker, E. C. 1988: Selective degradation of plant biomolecules. Teoksessa: *Humic substances and their role in the environment*, toimittaneet Frimmel, F. H. & Christman, R. F., s. 59 – 74. –Wiley
- Heikkinen, K. 1990: Nature of dissolved organic matter in the drainage basin of a boreal humic river in Northern Finland. –*Journal of Environmental Quality* 19: 649 – 657.
- Heiri, O., Lotter, A. F., Lemcke, G. 2001: Loss on ignition as a method for estimating organic carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. –*Journal of Paleolimnology* 25: 101 – 110.
- Hemond, H. F., 1990: Wetlands as the source of dissolved organic carbon to surface waters. Teoksessa: *Organic acids in aquatic ecosystems: report of the Dahlem workshop*

- on organic acids in aquatic ecosystems. Toimittaneet Perdue, E. M. ja Gjessing, E. T., s. 301 – 313.
- Hope, D., Billet, M. F. & Cresser, M. S., 1994: A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. –*Environmental Pollution* 84: 391 – 324.
- Håkanson, L. 1982: Bottom dynamics in lakes. –*Hydrobiologia* 91: 9 – 20.
- Håkanson, L. & Jansson, M. 1983: Principles of lake sedimentology. –Springer-Verlag, 316 s.
- Jones, R.I. 1992: The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. –*Hydrobiologia* 229: 73–91.
- Järnefelt, H. 1958: Vesiemme luonnontalous. –Porvoo, 325 s.
- Kalff, J. 2002: Limnology. –Prentice Hall, 608 s.
- Kendall, C. & Caldwell, E. A., 1998: Fundamentals of Isotope Geochemistry. Teoksessa *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, toimittaneet Kendall, C. & McDonnell, J. J., s. 51 – 86. –Elsevier Science, 839 s.
- Kenttämies, K. 1980: The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. –Proceedings of the Helsinki Symposium: IAHS – AISH Publications no. 130.
- Kerner, M., Hohenberg, H., Ertl, S., Reckermann, M. & Spitz, A. 2003: Self-organization of dissolved organic matter to micelle-like microparticles in river water. –*Nature* 422: 150 – 154.
- Keski-Suomen ELY 2012a: Saarijärven reitin esittely. Tiedot noudettu 25.4.2013. Saatavilla [www:stä osoitteesta http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=384959](http://www.sta osoitteesta http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=384959)
- Keski-Suomen ELY 2012b: TASO-hankkeen tausta. Tiedot noudettu 25.4.2013. Saatavilla [www:stä osoitteesta http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=26485&lan=fi](http://www.sta osoitteesta http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=26485&lan=fi)
- Keränen, J. 2009: Vapo Oy Energia, Länsi-Suomen yksikkö. Turvetuotantoalueiden vesistötarkkailu v. 2008. –Pöyry Oy.
- Kleinhempel, D., 1970: Ein Beitrag zur Theorie des Huminstoffzustandes. –*Albrecht-Thaer-Arch* 14: 3 – 14.
- Klöve B. 1997: Environmental impact of peat mining; development on storm water treatment methods. –Väitöskirjatyö, Lundin yliopisto.
- Klöve, B. 1998: Erosion and sediment delivery from peat mines. –*Soil & Tillage Research* 45: 199 – 216.
- Klöve, B., Tuukkanen, T., Marttila, H., Postila, H. & Heikkinen, K. 2012: Turvetuotannon kuormitus – Kirjallisuuskatsaus ja asiantuntija-arvio turvetuotannon vesistökuormitukseen vaikuttavista tekijöistä. –TASO-hankkeen raportti.
- Korpijoki, H. 2013: Vapolle syytteet tarkkailun laiminlyönnistä 31 suolla. –Keskisuomalainen 2013.
- Kortelainen, P. 1993: Contribution of organic acids to the acidity of Finnish lakes. – Publications of the Water and Environment Research Institute 13: 1 – 48.
- Kortelainen, P. 1999a: Source of aquatic organic carbon. Teoksessa: *Limnology of humic waters*, toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 43 – 45. –Backhuys Publishers, 284 s.

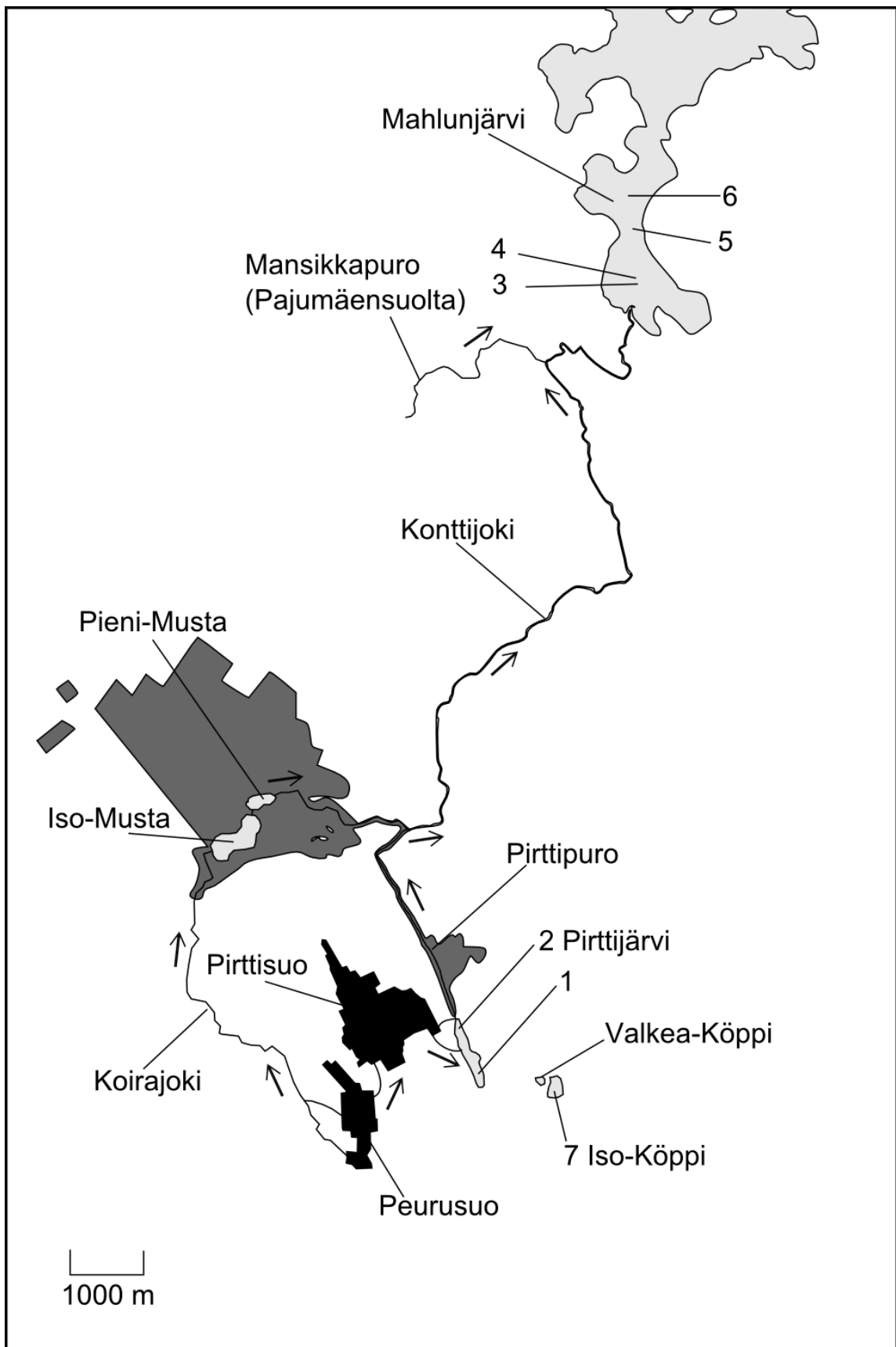
- Kortelainen, P., 1999b: Acidity and buffer capacity. Teoksessa: Limnology of humic waters, toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 95 – 115. –Backhuys Publishers, 284 s.
- Kortelainen, P., 1999c: Temporal and spatial variability. Teoksessa: Limnology of humic waters, toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 46 – 47. –Backhuys Publishers, 284 s.
- Kortelainen, P. & Mannio, J. 1988: Natural and anthropogenic acidity sources for Finnish lakes. *Water, Air & Soil Pollution* 42: 341 – 352.
- Kortelainen, P. & Saukkonen, S. 1992: Leaching of organic carbon and nitrogen from peatland-dominated catchments. –*Suo* 43: 221 – 225.
- Kortelainen, P. & Saukkonen, S., 1998: Leaching of nutrients, organic carbon and iron from Finnish forestry land. –*Water, Air & Soil Pollution* 105: 239 – 250.
- Krogerus, K. & Ekholm, P. 2003: Phosphorus in settling matter and bottom sediments in lakes loaded by agriculture. –*Hydrobiologia* 429: 15 – 28.
- Kronberg L., 1999: Content of humic substances in freshwater. Teoksessa: Limnology of humic waters. Toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 41 – 57. –Backhuys Publishers, 284 s.
- KSML 1986: Pääjärven kalastusalueen kalamiehet turvesoilla. –*Keskisuomalainen* 9.10.1986.
- Kukkonen, J. V. K., Eadie, B. J., Oikari, A., Holmbom, B. & Lansing, M. B., 1996: Chlorophenolic and isotopic tracers of pulp mill effluent in sedimenting particles collected from southern lake Saimaa, Finland. –*The Science of the Total Environment* 188: 15 – 27.
- Lahti, M. & Oikari, A. 2011: Pharmaceuticals in settleable particulate material in urban and non-urban waters. –*Chemosphere* 85: 826 – 831.
- Laitinen, K. & Honkanen, V. 2010: Saarijärven reitin kunnostusprojektin esiselvitys. Loppuraportti 02/2010. –Saarijärven kaupunki ja Keski-Suomen liitto
- Lappalainen, E. 1996: Peatlands and peat resources in Finland. Teoksessa: Peatlands in Finland, toimittanut Vasander, H., s. 36 – 38. –Finnish Peatland Society, 168 s.
- Latokartano, M. 2011: Vapo haluaa lisätä tuotantoa Kulhan alueella. –*Sampo-lehti* 31.3.2011.
- Leskelä, A., Pienimäki, M. & Pekkala, M. 2010: Selvitys turvetuotannon humuspäästöistä ja humuksen merkityksestä vesistöissä. –Pöyry Finland Oy.
- Liikanen, A. & Martikainen, P. J. 2003: Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment–water interface in a eutrophic lake. –*Chemosphere* 52: 1287–93.
- Liimatainen, R. 2011: Turvelautta hermostuttaa. –*Keskisuomalainen* 12.8.2011.
- Loisel, J., Garneau, M. & Hélie, J-F. 2009: Modern Sphagnum d13C signatures follow a surface moisture gradient in two boreal peat bogs, James Bay lowlands, Quebec. –*Journal of Quaternary Science* 24: 209 – 214.
- Lydersen, E. 1998: Humus and acidification. Teoksessa: Aquatic humic substances – ecology and biogeochemistry. Toimittaneet Hessen, D. O. & Tranvik, L. J, s. 63 – 92. –Springer.

- Marttila, H. & Klöve, B. 2010: Dynamics of erosion and suspended sediment transport from drained peatland forestry. –*Journal of Hydrology* 388: 414 – 425.
- Manninen, P. 1998: Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. –*Boreal Environment Research* 3: 23 – 32.
- McCutchan, J. H., Lewis, W. M., Kendall, C. & McGrath, C. C. 2003: Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. –*Oikos* 102: 378 – 390.
- Meili, M., 1992: Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. Teoksessa: Dissolved organic matter in lacustrine ecosystems: energy source and system regulator, toimittaneet Salonen, K., Kairesalo, T. & Jones, R. I., s. 23 – 41. –Kluwer
- Miao, S., DeLaune, R.D. & Jugsujinda, A. 2006: Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltas plain freshwater lake. –*Science of the Total Environment* 371: 334 – 43.
- Mulholland, P. J., Dahm, C. N., David, M. B., Di Toro, D. M., Fisher, T. R., Hemond, H. F., Kögel-Knabner, I., Meybeck, M. H., Meyer, J. L. & Sedell, J. R. 1990: Group report: What are the temporal and spatial variations of organic acids at the ecosystem level? Teoksessa: Organic acids in aquatic ecosystems: report of the Dahlem workshop on organic acids in aquatic ecosystems, toimit-taneet Perdue, E. M. & Gjessing, E. T., s. 315 – 329.
- Münster, U. 1999: Bioavailability of nutrients. Teoksessa: Limnology of humic waters. Toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 77 – 94. –Backhuys Publishers, 284 s.
- Münster, U., Salonen, K. & Tulonen, T. 1999: Decomposition. Teoksessa: Limnology of humic waters. Toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 225 – 264. –Backhuys Publishers, 284 s.
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattson, T., Sarkkola, S. & Laurén, A. 2010: Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. –*Silva Fennica* 44: 39 – 49.
- OIVA 2013: Ympäristö- ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille. Tiedot noudettu 29.1.2013. Saatavilla [www:stä osoitteesta http://wwwwp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp](http://www.sta.osoitteesta)
- Pakarinen, O., Lehtomäki, A., Rissanen, S. & Rintala, J. 2008: Storing energy crops for methane production: Effects of solids content and biological additive. –*Bioresource Technology* 99: 7074 – 7082.
- Palomäki, A. 2010: Karankajärven, Pääjärven ja Saarijärven sedimentaatiotutkimukset vuonna 2008 – 2009. Tutkimusraportti 11/2010). –Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus.
- Palomäki, A., Hynynen, J., Salo, H. & Veijola, H. 2001: Pieksäjärven ravintoketjukuriosuus vuosina 1993 – 2000. Tutkimusraportti 88/2001. –Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Pawson, R. R., Evans, M. G. & Allott, T. E. 2006: The role of particulate organic carbon (POC) in the carbon cycle of degrading upland peat systems. –*Geophysical Research Abstracts*, 8.
- Peuravuori, J. & Pihlaja, K. 1999: Structural characterization of humic substances. Teoksessa: Limnology of humic waters. Toimittaneet Keskitalo, J. & Eloranta, P., s. 41 – 57. –Backhuys Publishers, 284 s.

- Gelda, R. K., Auer, M. T. & Effler, S. W. 1995: Determination of sediment oxygen demand by direct measurement and by inference from reduced species accumulation.- Marine & Freshwater Research 46: 81 – 88.
- Rekolainen, S., Verta, M. & Liehu, A. 1986: The effect of airborne mercury and peatland drainage on sediment mercury contents in some Finnish forest lakes. – Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 65: 11 – 20.
- Reynolds, C. S. 1984: The ecology of freshwater phytoplankton. –Cambridge University Press, 450 s.
- Rust, B. R. 1982: Sedimentation in fluvial and lacustrine environments. –Hydrobiology 91: 59 – 70.
- Rydin, H. & Jeglum, J. 2006: The Biology of Peatlands. –Oxford University Press.
- Sallantausta, T. 1983: The load to watercourses from peat mining. Pro Gradu –tutkielma. – Helsingin yliopisto, 122 s.
- Savolainen, M., Heikkinen, K. & Ihme, R. 1996: Turvetuotannon vesiensuojeluohjeisto. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Ympäristönsuojelu. –Ympäristöopas 6.
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L. & Parkin, G. F. 2002: Chemistry for Environmental Engineering and Science, 5. painos. –McGraw-Hill, 650 s.
- Selin, P. 1996: Releases to watercourses from peat harvesting and their control. Teoksessa: Peat-lands in Finland. Toimittanut Vasander, H., s. 150 – 154. –Finnish Peatland Society, 168 s.
- Sinisalo, T., Jones, R. I., Helle, E. & Valtonen, E. T. 2008: Changes in diets of individual Baltic ringed seals (*Phoca hispida botnica*) during their breeding season inferred from stable isotope analysis of multiple tissues. –Marine mammal Science 24: 159-170.
- Sopo, R. & Aalto A. 1996: A quarter century of efficient peat development. Teoksessa: Peatlands in Finland, toimittanut Vasander, H., s. 84 – 87. –Finnish Peatland Society, 168 s.
- Steinberg, C. E. W. 2003: Ecology of Humic Substances in Freshwaters. –Springer, 440 s.
- Stevenson, F. J. 1982: Humus chemistry, 2. painos. –Wiley, 512 s.
- Svahnback, L. 2007: Precipitation-induced runoff and leaching from milled peat mining mires by peat types: a comparative method for estimating the loading of water bodies during peat production. Väitöskirjatyö. –Publications of the Department of Geology D 13, 134 s.
- Suomen standardisoimisliitto 1990: SFS 3008 Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen. –Finnish Standard Association, Helsinki, Finland.
- Suomen ympäristökeskus (SYKE) 2013: Valkea-Kotinen. Saatavilla [www:stä osoitteesta: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=84622&lan=en](http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=84622&lan=en)
- Suomen virallinen tilasto (SVT): Energian hankinta ja kulutus, 2. vuosineljännes 2011. – Tilastokeskus, saatavilla [www:stä osoitteesta: http://www.stat.fi/til/ehk/2011/02/ehk_2011_02_2011-09-23_tie_001_fi.html](http://www.stat.fi/til/ehk/2011/02/ehk_2011_02_2011-09-23_tie_001_fi.html).
- Särkkä, J. 1996: Järvet ja ympäristö – limnologian perusteet. –Gaudeamus, 157 s.
- Tarvainen, M. 2011: Rahaa tuli, hanke alkaa. –Sampo 24.3.2011.

- Thompson, T. G., Lorah, J. R. & Rigg, G. B. 1927: The acidity of the waters of some Puget Sound bogs. –American Chemical Society, Journal 49: 2981 – 2988.
- Thurman, E. M. 1985: Organic geochemistry of natural waters. –Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Publishers, 497 s.
- Vaaherkumpu, M. 2011a: Tummienviesien reitti. –Keskisuomalainen 24.9.2011.
- Vaaherkumpu, M. 2011b: Turveluvat tarkasteluun. –Keskisuomalainen 27.5.2011.
- Vapo Oy 2012: Virtaamien kohoaminen ei nosta turvetuotantoalueiden kiintoaines- ja humuskuormituksen suhteellista osuutta verrattuna kokonaiskuormitukseen. –Tiedote 23.8.2012, saatavilla [www:stä osoitteesta: http://www.vapo.fi/media/ajankohtaista/1861/](http://www.vapo.fi/media/ajankohtaista/1861/)
- Vähätalo, A. V. & Wetzel, R. G. 2008: Long-term photochemical and microbial decomposition of wetland-derived dissolved organic matter with alteration of $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ mass ratio. –Limnology & Oceanography 53: 1387 – 1392.
- Wetzel, R. G. 2001: Limnology: Lake and river ecosystems, 3rd edition. –Academic Press, 1006 s.
- WTW, 2006: Operating manual. System OxiTop® Control.
- Ziechmann, W., 1994: Humic Substances. –BI-Wissenschaftsverlag
- Ziechmann, W., 1996: Huminstoffe und ihre Wirkungen. –Spektrum
- Åström, M., Aaltonen, E-K., Koivusaari, J. 2001: Impacts of dithing in a small forested catchment on concentrations of suspended material, organic carbon, hydrogen ions and metals in stream water. –Aquatic Geochemistry 57: 57 – 73.

Liite 1. Tutkimusalue



Liite 2. Saarijärven reitti (vesialue 14.6).

