

Heidi Malmikumpu

Huhmarjärven ja Tervalammen sedimenttitutkimus

Metropolia Ammattikorkeakoulu

Insinööri (AMK)

Kemiantekniikka

Insinöörityö

16.11.2014

Tekijä(t) Otsikko	Heidi Malmikumpu Huhmarjärven ja Tervalammen sedimenttitutkimus
Sivumäärä Aika	40 sivua + 5 liitettä 16.11.2014
Tutkinto	Insinööri (AMK)
Koulutusohjelma	Kemiantekniikka
Suuntautumisvaihtoehto	Ympäristötekniikka
Ohjaajat	Lehtori Kaj Lindedahl Projekti-insinööri Marja-Leena Åkerman
<p>Insinöörityön tarkoituksena oli selvittää Vihdissä sijaitsevien Tervalammen ja Huhmarjärven pohjasedimenttien laatu sekä saatujen tulosten perusteella tehdä tutkittavien järvien vedenlaadun arvioinnit. Molemmat järvet ovat suhteellisen matalia ja kumpaakaan ei ole tehty virallisia syvyysluotauksia. POTEHU ry oli kiinnostunut järvien nykyisestä tilasta.</p> <p>Huhmarjärven ja Tervalammen vedenlaadun selvittämiseksi otettiin järvien eri kohdista sedimentti- ja vesinäytteitä elokuussa 2014. Sedimenttinäytteistä määritettiin vesipitoisuus, orgaanisen aineksen määrä, kokonaisfosfori, Fe/Mn-suhde sekä raskasmetallipitoisuudet. Pohjanläheisistä vesinäytteistä määritettiin kokonaisfosforipitoisuudet. Vesinäytteiden fosforipitoisuuksia verrattiin aikaisemmin esitettyihin tuloksiin.</p> <p>Valuma-alueilla tehdyt suo- ja metsäojitukset ovat muuttaneet järvien tilaa. Pintasedimenttitutkimuksista saadut tulokset osoittavat, että metsäojitukset ovat lisänneet raudan ja mineraaliaineksen määrää järvissä. Ojitusten takia taas järvien mangaanipitoisuudet ovat vähentyneet pintasedimentissä. Suoalueiden ojitukset ovat puolestaan lisänneet kromin määrää ja etenkin Tervalampeen ojitukset ovat lisänneet orgaanisen aineen määrää sedimentissä. Peltoviljelystä aiheutuneet ravinnepestäöt ovat myös kuormittaneet Huhmarjärveä ja Tervalampea.</p> <p>Saaduista tuloksista voidaan todeta, että Huhmarjärvi ja Tervalampi kärsivät happitilanteen heikentymisestä alusvesissä. Vesianalyysien fosforipitoisuuksien perusteella järvet luokitellaan ylireheviksi. Lisäksi vesianalyysitulosten perusteella järvien pohjen läheisyydestä sedimentistä purkautuu fosforia alusveteen. Osa raskasmetallipitoisuuksista ylittävät sedimentin sallitut haitta-ainepitoisuudet, mitkä ovat mahdollisesti aiheuttaneet muutoksia pintasedimentin laatuun. Happitilanteen heikentyminen järvien pohjassa on myös voinut saada raskasmetallit liukenemaan veteen.</p>	
Avainsanat	Fosfori, sedimentti, raskasmetalli, pitoisuus, vesinäyte

Author(s) Title	Heidi Malmikumpu Huhmarjärvi and tervalampi sediment study
Number of Pages Date	40 pages + 5 appendices 16 November 2014
Degree	Bachelor of Engineering
Degree Programme	Chemical Engineering
Specialisation option	Environmental Engineering
Instructor(s)	Kaj Lindedahl, Senior Lecturer Marja-Leena Åkerman, Project Engineer
<p>The purpose of this Bachelor's project was to investigate the quality of Huhmarjärvi's and Tervalampi's sediment. Water quality assessments of the lakes were made based on the results. Both lakes are relatively shallow, and official depth soundings have not been made on the lakes. POTEHU ry were interested about the current situation of the waters.</p> <p>To investigate the present condition of the lakes, water and sediment samples were taken from various parts of the lakes; the measurements were made in August 2014. Water content, organic matter, total phosphorus, Fe/Mn-ratio and heavy metals were determined from sediment samples. Water samples which were taken near the bottom were used to determine the total phosphorus concentrations. The phosphorus concentrations of the water samples were compared with the previously published results.</p> <p>Marsh and forest ditching have changed the state of the lakes. Surface sediment results indicate that forest ditching has caused an increase in iron and mineral matter in lakes. Manganese concentrations in the lakes have decreased in the surface sediment because of forest ditching. Marshland ditching has increased the levels of chromium, and especially Tervalampi has had an increase in organic matter in the sediment. Both Huhmarjärvi and Tervalampi have increased nutrient discharges because of nearby field cultivation.</p> <p>The results indicate that Huhmarjärvi and Tervalampi suffer from a shortage of oxygen in the hypolimnion. In addition, the water analysis shows that because of the level of phosphorus, the lakes are to be classified as hypertrophic. Also, water sample analysis has shown that phosphorus is discharged into the hypolimnion from sediments near the lake bottom. Some of the heavy metal concentrations in the sediment exceed the allowable contaminant concentrations, which may have led to changes in the surface sediment quality. Lack of oxygen at the bottom of the lakes may also have enabled the heavy metals to dissolve back into the water.</p>	
Keywords	Phosphorus, sediment, heavy metal, concentration, water sample

Sisällys

1	Johdanto	1
2	Tutkittavat järvet	2
2.1	Huhmarjärvi	3
2.2	Tervalampi	3
2.3	Huhmarjärvellä ja Tervalammella tehtyjä toimenpiteitä	4
2.4	Kuormitukset ja veden laatu	5
3	Vesistötutkimuksen suunnittelu	6
3.1	Näytteenotto	6
3.2	Esivalmistelut	6
3.3	Näytetyypit	6
3.4	Näytteiden kuljetus ja varastointi	7
4	Järviveden vaikuttavia tekijöitä	8
4.1	Fosfori ja sen kierto	8
4.2	Sedimentti	9
4.2.1	Metallit vesistösedimentissä	9
4.2.2	Rauta	10
4.2.3	Mangaani	10
4.2.4	Kromi	10
4.2.5	Kupari	11
4.2.6	Nikkeli	11
4.2.7	Sinkki	12
5	Näytteenotto	13
6	Analyysit	16
6.1	Vesipitoisuus ja hehkutushäviö	16
6.2	Fosforianalyysi	17
6.2.1	Vesinäytteet pohjasta	18
6.2.2	Fosforin määrittäminen Ultraäänihäuteellä	18
6.2.3	Fosforin ja metallien määrittäminen XRF:llä	19
7	Tulokset ja tulosten tarkastelua	20
7.1	Huhmarjärvi	20

7.1.1	Sedimentin kuvaus	20
7.1.2	Vesipitoisuus ja hehkutushäviö	20
7.1.3	Fosforianalyysi	23
7.1.4	Raskasmetallipitoisuudet	27
7.1.5	Fe/Mn-suhde	28
7.2	Tervalampi	29
7.2.1	Sedimentin kuvaus	29
7.2.2	Vesipitoisuus ja hehkutushäviö	29
7.2.3	Fosforianalyysit	32
7.2.4	Raskasmetallipitoisuudet	35
7.2.5	Fe/Mn-suhde	36
8	Yhteenveto	37
	Lähteet	39
	Liitteet	
	Liite 1. Huhmarjärven ja Tervalammen sedimenttinäytteistä määritetyt metallipitoisuudet (mg/kg) virherajoiheen	
	Liite 2. Alkuaineiden määritysrajat XRF:llä	
	Liite 3. Huhmarjärven aikaisemmat fosforipitoisuudet vuosina 1991–2011 sekä elokuussa 2014 otettujen vesinäytteiden tulokset	
	Liite 4. Tervalammen fosforipitoisuudet aikaisempina vuosina sekä elokuussa 2014 otettujen vesinäytteiden tulokset	
	Liite 5. Työn aikana otettuja kuvia	

Lyhenteitä ja käsitteitä

Bioakkumulaatio	Ominaisuus, joka saa aineen kertymään ympäristöstä eliöihin
Bioturbaatio	Pohjaeläinten toiminta, joka muokkaa pohjasedimenttiä
Ferrihydroksidi	Rauta(III)hydroksidi ($\text{Fe}(\text{OH})_3$)
Ferriyhdiste	Rauta(III)yhdiste
Ferroyhdiste	Rauta(II)yhdiste
Fosfaatti/ortofosfaatti	PO_4^{3-} -ioni
Hehkutushäviö	Mineraaliaineksen ja orgaanisen aineen suhde
Hydrologinen kierto	Veden kiertokulku, kuvaa veden olomuodon muutoksia
POTEHU ry	Poikkipuolalaisen, Tervalammen ja Huhmarjärven vesiensuojeluyhdistys ry
Redox-potentiaali	Pelkistymispotentiaali
SYKE	Suomen ympäristökeskus
XRF	Röntgenfluoresenssispektrofotometri

Alkuaineet

As	Arseeni
Cd	Kadmium
Cr	Kromi

Cu	Kupari
Fe	Rauta
Hg	Elohopea
Mn	Mangaani
Ni	Nikkeli
P	Fosfori
Pb	Lyijy
Zn	Sinkki

1 Johdanto

Järviin tehtävien sedimenttitutkimuksien tarkoituksena on seurata, mitkä kulkeutuneet haitta-aineet ovat päässeet kuormittamaan vesistöä sekä tutkimusten avulla voidaan havaita, mitä pysyviä vaikutuksia ne ovat aiheuttaneet vesistön tilaan. Lisäksi järven pohjatutkimuksen avulla voidaan havaita järveen vaikuttavien haitallisten aineiden muodostuminen ja näin pyritään haittojen syntyminen jo ennakkoon estämään. Tämän takia järven tilan tutkimukset säännöllisin väliajoin on ensisijaisen tärkeää.

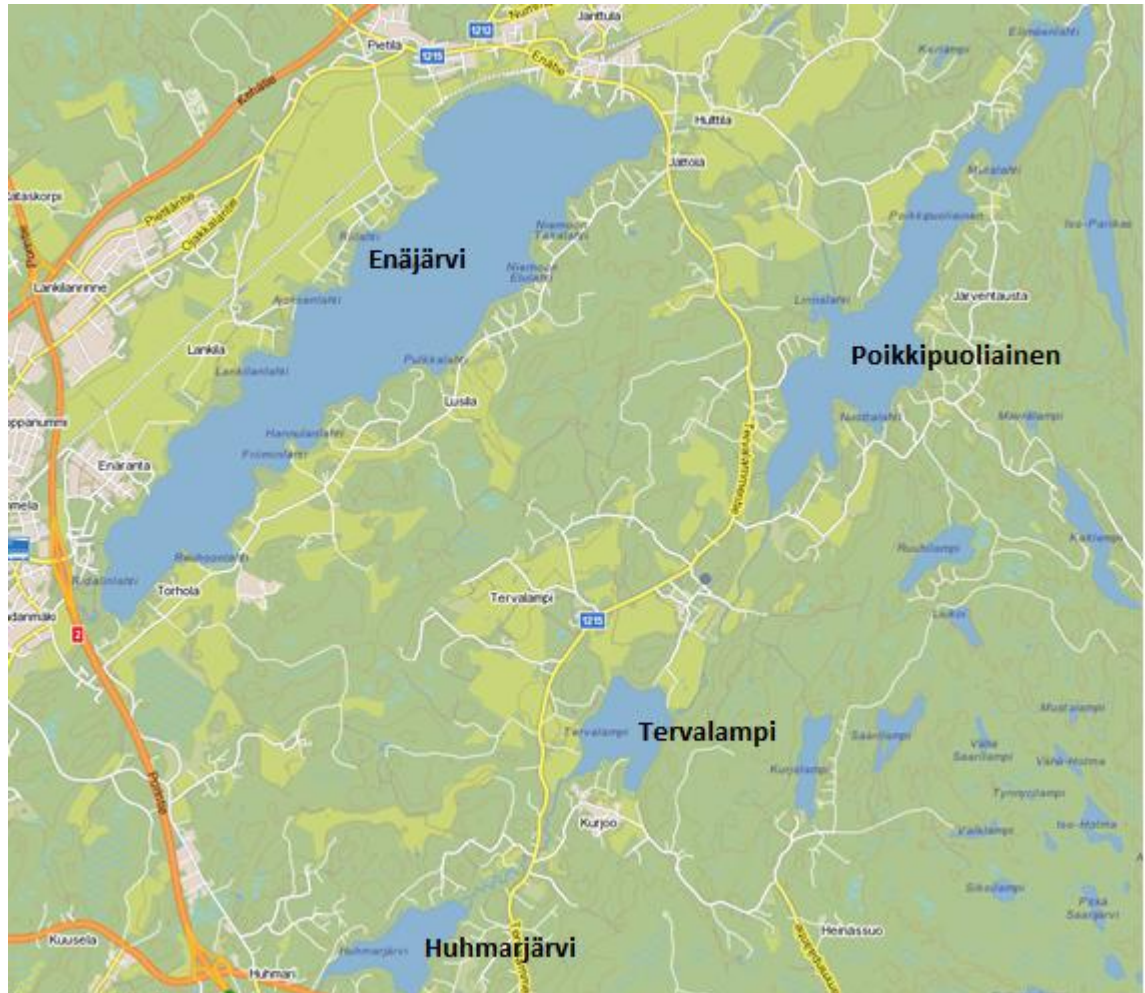
Insinööriyön tavoitteena oli selvittää Vihdissä sijaitsevien Tervalammen ja Huhmarjärven pohjasedimenttien laatu, sekä saatujen tulosten perusteella tehdä tutkittavien järvi-en vedenlaadun arvioinnit. Työ tehtiin POTEHU ry:lle eli Poikkipuolalaisen, Tervalammen ja Huhmarjärven vesiensuojeluyhdistykselle, joka oli kiinnostunut järvien nykyisestä tilasta.

Insinööriyön alussa esitellään tarkemmin Tervalammen ja Huhmarjärven sijainti, perustiedot, järviin tehdyt aikaisemmat hoitotoimenpiteet, kuormitukset sekä aikaisemmin todettu veden laatu. Järvien esittelyn jälkeen kerrotaan aiheeseen liittyvää teoriaa, jossa käydään läpi vesistötutkimuksen suunnitteluun liittyviä asioita, fosforin vaikutuksesta järviveteen, sedimentistä sekä metallien vaikutuksesta vesistösedimentissä. Käytännön osuudessa esitetään näytteenoton suoritus järvistä, analyysivaiheet, tulokset sekä tulosten tulkintaa. Yhteenvedossa tulosten tulkinnat on koottu yhteen sekä niiden pohjalta tehdyt järvi-en tilan arvioinnit. Lisäksi käydään läpi työn suorituksessa ilmenneitä ongelmia.

Insinööriyö oli jaettu kahteen osaan, jossa Environmental Engineering-opiskelija Sanchit Bista tutki vesinäytteiden avulla järvi-en tilaa. Näytteenotot suoritettiin yhteistyössä Bistan sekä ohjaavien opettajien kanssa. Lisäksi näytteenottoja varten tarvittavat esivalmistelut sekä osa laboratoriotöistä toteutettiin yhteistyössä Bistan kanssa.

2 Tutkittavat järvet

Tervalampi ja Huhmarjärvi kuuluvat Siuntionjoen vesistön latvajärviin. Tervalammen ja Huhmarjärven sijainti kartalla on esitetty kuvassa 1.



Kuvio 1. Tervalammen ja Huhmarjärven sijainti kartalla. Kuvakaappaus Fonecta.fi-sivulta.

Enäjärvi sijaitsee näiden kahden järven yläpuolella, mistä vedet laskevat Poikkipuoliaiseen. Poikkipuoliaisesta vedet valuvat Siuntionjokea pitkin Tervalampeen ja sieltä edelleen Huhmarjärveen. Vuodesta 1997 Tervalammen ja Huhmarjärven suojeluyhdistyksenä on toiminut POTEHU ry eli Poikkipuoliaisen, Tervalammen ja Huhmarjärven vesiensuojeluyhdistys ry. [1.]

2.1 Huhmarjärvi

Huhmarjärvi on 37 ha:n kokoinen varsin matala järvi, johon ei ole tehty virallisia syvyysluotauksia. Kuten kuvasta 2 voidaan havaita, Huhmarjärven rannat ovat jyrkkää asuttua rantaa. Vesikasveista yleisin on järviruoko, jonka lisäksi järvessä kasvaa lummetta. Paikoin myös esiintyy järvikaislaa sekä ulpukkaa. Vesistössä elää useita kalalajeja, joista yleisimpiä ovat särki, lahna, ahven, hauki ja myös kuha on runsaslukuinen istutuksien takia. Särkikala kannat ovat kuitenkin vallitsevia vesistössä. Valuma-alueesta suurin osa on metsää, peltoa sekä rakennettuja alueita. [1; 2.]



Kuvio 2. Huhmarjärvi 4.8.2011 (Kuva: J. Niinimäki). Jyrkkää asuttua rantaa ja ruovikkoa. [1.]

Huhmarjärvestä loppui happi talvella 2002–2003 noin metrin syvyydestä, josta aiheutuivat kala-, täplärapu- ja jokirapukuolemat. Huhmarjärvessä on havaittu hapettomia tai lähes hapettomia olosuhteita useampana vuotena. Järven vedenlaatua on seurattu 1990-luvulta lähtien. [1; 2.]

2.2 Tervalampi

Tervalampi on 41 ha:n kokoinen suhteellisen matala järvi, jonka rannoilla on alavaa peltoa, mutta myös jylhiä kallioita. Järveen ei ole kuitenkaan tehty virallisia syvyysluotauksia. Kuvasta 3 on havaittavissa, että Tervalammen rantoja ympäröivät melkein kaikkialla rehevät ruovikot ja satunnaisesti järvessä esiintyy myös järvikaislaa. Lisäksi

ulpukkaa ja lummetta esiintyy lahdissa ja jokien suualueilla. Järven kalakannat ovat pääpiirteittäin hyvin samankaltaiset kuin Huhmarjärvessä. [1; 3.]



Kuvio 3. Tervalampi 4.8.2011 (Kuva: J. Niinimäki). Rannoilla on peltoa ja ruovikkoa. [1.]

Tervalampea ei enää kuormita Tervalammen kartano, sen liittyttyä kunnan viemäriverkkoon, mutta vesistöön päätyy yhä Kurjolammen rannalla toimivan nuorisokodin puhdistamon puhdistettuja jätevesiä. Rankka talvi 2002–2003 aiheutti sen, että järven pohjan läheisistä vesikerroksista loppui happi. Happiongelma aiheutti kalakuolemia sekä lisäksi täplärapukanta romahti ja jokirapu hävisi käytännössä kokonaan Tervalammesta. Järven vedenlaatua on seurattu vuodesta 1970 lähtien. [1; 3; 4.]

2.3 Huhmarjärvellä ja Tervalammella tehtyjä toimenpiteitä

Järvien valuma-alueilla osa kiinteistöistä on liitetty kunnalliseen viemäriverkkoon, mikä on vähentänyt järviin kohdistuvaa ravinnekuormitusta. Huhmarjärveen laskevaan ojaan on rakennettu Lemmoon laskeutusallas ja Tervalampeen johtavaan jokeen on rakennettu Hiiskanojan laskeutusallas vuonna 2002. Hiiskanojan laskeutusallasta on luultavasti korjattu keväällä 2011. [1.]

Järviin on tehty ravintoketjukunnostuksia, jotka on lähinnä toteutettu hoitokalastuksin. Ravintoketjukunnostus tarkoittaa niitä toimenpiteitä, joilla pyritään estämään ravinteiden vapautuminen sedimentistä veteen. Hoitokalastuksia on viime vuosina tehnyt am-

mattikalastaja nuottakalastuksina. Lisäksi järviin on noin joka toinen vuosi tehty kuhanpoikasten istutuksia, joilla on pyritty lisäämään järvien petokaloja ja siten vähentämään särkikalakantoja. [1.]

2.4 Kuormitukset ja veden laatu

Järviin tuleva ulkoinen kuormitus muodostuu pääasiassa niiden valuma-alueilta, yläpuolisista vesistöistä, lähivaluma-alueilta sekä pieni osa suoraan ilmasta vesistöihin. Kuormituslähteistä suurimmat ovat peltoalueet sekä muita merkittäviä lähteitä ovat tonttimaat ja haja-asutus. Lisäksi järviin tulee humuspitoista vettä suoalueilta ja metsistä, joissa ojitukset ovat lisänneet humuksen kulkeutumista. [1.]

Pintavesien yleisessä käyttökelpoisuusluokituksessa käytettävän asteikon mukaan järvet voidaan luokitella seuraavanlaisesti: erinomainen, hyvä, tyydyttävä, välttävä tai huono. Suomen ympäristökeskuksen tekemän luokituksen mukaan Tervalampi ja Huhmarjärvi kuuluvat luokkaan ”välttävä”. Tervalampi on fosfori- ja typpipitoisuuksien perusteella luokassa ”välttävä” ja Huhmarjärvi luokassa ”tyydyttävä”. Molemmat järvet luokitellaan kokonaisfosforipitoisuuksien perusteella erittäin reheviksi. Klorofylli-a:n mukaan Tervalampi kuuluu luokkaan ”huono”. Huhmarjärveen klorofylli-a arvoja ei ole mitattu. Tervalampi ja Huhmarjärvi voidaan yleisellä tasolla luonnehtia mataliksi, reheviksi ja osin humuspitoisiksi. [1.]

3 Vesistötkimuksen suunnittelu

3.1 Näytteenotto

Näytteenotto on yksi tärkeimmistä toteutusvaiheista, joka vaikuttaa lopputuloksen informaation sisältöön. Näytteenoton tarkoituksena on valita mahdollisimman edustava näyte eli sen on kuvattava tutkittavaa aluetta parhaalla mahdollisella tavalla. Tutkimuksen puolesta on oleellista, että näyte laboratoriossa suoritettavassa analyysivaiheessa vastaa vielä alkuperäistä tilannetta. Näytteenotolta tämä edellyttää, että näyte ei kontaminoidu näytteenottolaitteista ja -välineistä tai ympäristön takia. Kontaminaatio tarkoittaa epäpuhtauksien joutumista näytteeseen. Tässä vaiheessa tehdyt virheet voivat oleellisesti heikentää saadun tiedon luotettavuutta. [5, s.117,120; 6, s. 14.]

3.2 Esivalmistelut

Esivalmistelun tarkoituksena on selvittää, kuinka suuren näytetilavuuden kukin havaintosuure tarvitsee analyysijä varten sekä selvitetään toimenpiteet, jotka tehdään heti näytteenottoa paikalla. On myös tärkeää selvittää, mitä välineitä ja varusteita näytteiden ottamiseksi tarvitaan, kuinka niitä käytetään sekä valita ennakkoon näytteenottoa paikka ja haluttu näytetyyppi. [5, s. 117.]

3.3 Näytetyypit

Näytetyypit jaetaan kahteen päätyyppiin, jotka ovat pistonäytteet eli kertanäytteet ja kokoomanäytteet. Pistonäyte otetaan yhdellä ”pistolla” halutusta näytteenottoa paikasta. Tämä näytetyyppi voidaan tehdä silloin, kun tarvitaan vain karkeaa suuruusluokkatietoa tai näyte ei kestä säilyttämistä. Kertanäyte käy myös silloin, kun halutaan selvittää tutkittavassa kohteessa erityisesti havaintosuureen pitoisuuksien vaihteluja tai tutkittavien havaintosuureiden pitoisuudet eivät oleellisesti vaihtelee riittävän pitkällä aikavälillä. [5, s. 113.]

Kokoomanäyte tehdään yhdistämällä kaksi tai useampia kertanäytteitä. Näin voidaan tuottaa näytteitä, jotka edustavat keskimääräiseltä koostumukseltaan rajattua näytteenottoa aluetta. Sen käyttö on kustannustehokas ja moneen tilanteeseen tarpeeksi luotettava menetelmä, mutta kokoomanäytettä ei voida käyttää tarkkojen pitoisuuksien

määrittämiseen. Sitä ei myöskään suositella käytettäväksi haihtuville yhdisteille, koska näytteiden yhdistäminen ja sekoittaminen vähentää haihtuvien aineiden pitoisuuksia näytteissä. [6, s. 21.]

3.4 Näytteiden kuljetus ja varastointi

Kuljetuksessa ja varastoinnissa on tärkeää saada näytteen ominaisuudet pysymään samoina kuin ne olivat näytteenottohetkenä. Tämän takia näytteet tulisi analysoida mahdollisimman pian tai suoritetaan näytteen kestäväointi, tai näytteet säilytetään kylmässä ja pimeässä. Tällöin vältetään näytteessä tapahtuvat erilaiset kemialliset ja fyysiset muutokset ennen varsinaista analyysiä. [5, s. 120–121; 6, s. 22.]

4 Järviveteen vaikuttavia tekijöitä

4.1 Fosfori ja sen kierto

Fosfori on kasvien tärkeä ravinne, jota kasvit hyödyntävät kasvussaan epäorgaanisessa fosfaattimuodossa. Fosforia esiintyy yleensä minimiravinteena järvissä, mutta sen lisääntyessä kasvien ja levien kasvu kiihtyy. Tämän vuoksi fosforin liallinen kertyminen vesistöön aiheuttaa rehevöitymistä. Rehevöitymistä esiintyykin erityisesti matalissa ja/tai viljelyalueilla sijaitsevilla järvissä. [7.]

Fosforin kierto alkaa sedimenttikivestä, jossa fosforipitoisuudet ovat suurimmat. Fosfaatti rapautuu kivistä korroosion toimesta ja vapautuu maaperään tai veteen, josta kasvit saavat fosforin käyttöönsä. Ravintoketjun alkupää saa näin fosforin käyttöönsä, josta se kulkee koko ketjun läpi. Maaperään fosfori palautuu takaisin eläinten ulosteiden mukana sekä eläinten ja kasvien kuoleman jälkeen maatumis- ja hajotusprosessin toimesta. Maan ekosysteemissä fosfori kiertää luonnollisesti monia kertoja ennen kuin se päättyy vesistöjen kautta valtameriin. Ihmisen toiminta voi kuitenkin lyhentää tämän yhdeksi kierroksi. [8.]

Luonnossa fosfori esiintyy enimmäkseen ortofosfaattina. Maaperässä fosfori esiintyy useissa mineraaleissa niukkaliukoisina kalsium-, alumiini- ja rautafosfaatteina sekä orgaanisina yhdisteinä. Maaperään lisätään fosforia lannoitteina, mutta lannoituksesta peräisin oleva fosfori on tiukasti sitoutunut maa-aineksen molekyyliin, josta ne huuhtoutuvat hitaasti vesistöön fosfaattien niukkaliukoisuuden takia. Vesistöihin fosforia kulkeutuu lannoitteiden lisäksi jätevesien, muiden teollisuusjätteiden ja luonnollisten esiintymien kautta. [8; 9.]

Valuma-alueilta fosforin kulkeutuminen vesistöihin johtuu monesta tekijästä, sillä siihen vaikuttavat geologian ja maaperän koostumuksen lisäksi lämpötila, sademäärä ja hydrologiset olosuhteet. Vesistöihin kulkeutuu nopeasti fosforia erityisesti voimakkaiden virtauksien vallitessa esimerkiksi rankkasateiden seurauksena. [10.]

Vesistöissä fosfaatti on tehokas ravinne ja veden pintakerroksesta fosfaatti kuluu tavallisesti loppuun nopeasti. Fosfaatti vajoaa hiukkasmateriaalin mukana sedimentteihin etenkin hapettavissa olosuhteissa rautayhdisteinä, ferrifosfaattina ja ferrihydroksidi-

fosfaattikompleksina. Happiolosuhteet vaikuttavat fosfaatin pitoisuuksiin pohjanläheisissä vesikerroksissa. Hyvin alhaisissa happipitoisuuksissa tai hapettomissa oloissa hapetus-pelkistyspotentiaali laskee ja ferriyhdisteet pelkistyvät ferroyhdisteiksi ja niiden fosfaatit muuttuvat liukoiksi yhdisteiksi. Tästä johtuen fosfaatit alkavat vapautua sedimentistä veteen ja järvi alkaa kuormittaa itseään. Kumpuamisen takia ravinteet voivat myös nousta takaisin pintaan sekä sedimentin sekoittumisen ja eroosion takia fosfaatit voivat irrota kasviston käyttöön. [8; 9.]

4.2 Sedimentti

Vesistön pohjan kiintoainekerros, sedimentti, muodostuu vesistön pohjalle laskeutuneesta savesta, mudasta ja liejusta. Osa sedimentin aineista ja yhdisteistä voivat aiheuttaa takaisin veteen joutuessaan vesistöjen rehevöitymistä ja osa puolestaan voi olla vesieliöille haitallisia. Esimerkiksi ruoppaus aiheuttaa ravinteiden ja vierasaineiden vapautumista takaisin veteen. [11.]

4.2.1 Metallit vesistösedimentissä

Metalleilla ei useinkaan ole äkillisiä vaikutuksia pintavesissä, mutta niiden pitkäaikainen kertyminen pohjasedimentteihin voivat nostaa pitoisuudet haitalliselle tasolle. Metallit sitoutuvat sekä orgaaniseen että epäorgaaniseen ainekseen, jotka vähitellen laskeutuvat vesistöjen pohjaan. Metallien myrkyllisyyteen vaikuttavat muun muassa veden happamuus, happipitoisuus sekä orgaanisen aineen määrä, mitkä puolestaan vaikuttavat metallien esiintymismuotoihin. Metallit ovat myrkyllisimmillään vapaassa ionimuodossa, jolloin se sitoutuu helpoimmin eri organismeihin. [12; 13.]

Hapan vesi vaikuttaa järvivesiin siten, että se lisää metallien liukoisuutta, mikä puolestaan lisää metallien ionimuotoisuutta. Orgaaninen aine lisää metallien sitoutumiskykyä organismeihin, koska se tekee metallit rasvaliukoisemmiksi. Hapan vesi ja orgaaninen aine lisäävät siis metallien myrkyllisyyttä, jolloin ne pääsevät helposti kertymään eliöihin. Toisaalta orgaaninen aine myös sitoo metalleja itseensä, jolloin se vähentää metallien myrkyllisyyttä. Vesistöjen alusvesien alhainen happipitoisuus johtaa metallien ei-liukoisten sulfidimuotojen muodostumiseen, jolloin ne eivät kerry helposti eliöihin. Ympäristölle välittömästi haitallisia raskasmetalleja ovat elohopea, lyijy ja kadmium. [12; 14]

4.2.2 Rauta

Rauta on hyvin yleinen raskasmetalli maankuoressa. Rauta esiintyy yleisimmin hapetusasteilla +2 tai +3. Suurin osa vesistöihin keräytyvästä raudasta on peräisin sekundaarisista rautasaostumista, jotka ovat lähtöisin rapautuvista rautaa sisältävistä mineraaleista. Raudan kulkeutumiseen vesistöissä vaikuttaa erityisesti sen kompleksoituminen liukoisen, kolloidisen ja suspendoituneen humuksen kanssa. Rauta voi sitoutua soiden valumavesistä kulkeutuneeseen humukseen. Rautapitoisuudet voivat olla suovesissä 1000 µg/l ja pienimmät pitoisuudet ovat karuissa kirkkaissa vesissä, jossa rautapitoisuudet vaihtelevat välillä 50–200 µg/l. [10.]

Hapekkaassa järven alusvedessä liennut kaksiarvoinen rauta saostuu järven pohjalle kolmiarvoisena ferrihydroksina. Raudan hapettumiseen ja pelkistymiseen sekä takaisin liukenevuuteen sedimentistä veteen vaikuttavat sedimentin läheisen ympäristön hapetus-pelkistys tilanteen lisäksi bakteeritoiminta. Lisäksi pH:lla on vaikutusta raudan liukoisuuteen. Rauta on liukoista hapekkaassa vedessä, jos pH on alle 3. Lähes hapetomassa vedessä ja pH:n ollessa alle 7,5, rauta pysyy liuenneena. Humuspitoisissa vesissä rauta voi kuitenkin olla liuenneena, vaikka vesi olisikin happipitoista ja pH olisi alle 7. [10.]

4.2.3 Mangaani

Mangaani on yksi yleisimmistä maankuoren raskasmetalleista, joka käyttäytyy hyvin samankaltaisesti kuin rauta. Suurin eroavaisuus mangaanin ja raudan välillä vedessä on hapettumis- ja pelkistymisherkkyys. Mangaani pelkistyy helpommin kuin rauta ja se vaatii hapettuakseen korkeamman redox-potentiaalin. Mangaanipitoisuudet ovat yleensä pieniä, jos vedessä vallitsee hapelliset olosuhteet. Hapettomissa olosuhteissa puolestaan mangaania vapautuu nopeasti pohjalietteestä, minkä määrä riippuu taas sedimentin laadusta. [10.]

4.2.4 Kromi

Kromi on raskasmetalli, joka esiintyy luonnossa hapetusasteilla +3 tai +6, mutta yleensä kolmenarvoinen kromi on maaperässä vallitsevampi. Vesissä kuudenarvoista kromia sitoutuu orgaaniseen ainekseen vain pieniä määriä, koska kahdenarvoinen rauta ja

rikki pelkistävät kromin nopeasti kolmenarvoiseksi. Maaperästä kromi kulkeutuu pintavesiin orgaanisina humuskomplekseina, jonka takia humuspitoiset pintavedet sisältävät useimmiten korkeita kromipitoisuuksia. Kromi saostuu vesistöjen pohjaan muun muassa humuksen, raudan ja mangaanin oksidihydroksidien takia. Kromin vapautuminen sedimentistä huokosveteen vaikuttavat redox-tila sekä raudan liikkuvuus ja erityisesti pilaantuneessa sedimentissä kromi on melko liikkuvainen. Raskasmetallit luokitellaan haitallisiksi aineiksi, jotka pilaavat sedimenttiä. Sedimentti määritellään pilaantuneeksi, jos haitta-ainepitoisuudet ylittävät sille asetetut raja-arvot. [15.]

4.2.5 Kupari

Kupari on raskasmetalli, joka esiintyy luonnossa useimmiten hapetusasteella +2. Maaperässä kuparipitoisuudet riippuvat monista tekijöistä. Kallioperän pitoisuuksien ja ihmisen toiminnan kautta muodostuvien päästöjen lisäksi pitoisuudet riippuvat maaperän kyvystä sitoa kuparia. Esimerkiksi mangaanin ja raudan oksidien lisäksi humusaineet sitovat kuparia erittäin hyvin. Muihin raskasmetalleihin verrattuna kupari sitoutuu tiukasti maaperään, mutta ympäristön ja maaveden happamoituminen vähentävät kuparin sitoutumista ja lisäävät puolestaan sen huuhtoutumista. [10.]

4.2.6 Nikkeli

Nikkeli on raskasmetalli, joka esiintyy luonnossa tavallisimmin hapetusasteella +2 ja se muodostaa helposti yhdisteitä muun muassa raudan ja mangaanin kanssa. Pintamaassa ja pintavesissä nikkelpitoisuudet voivat olla korkeita niillä alueilla, jossa esiintyy mustaliuske tai sulfidipitoisia mineraaleja. [16.]

Nikkelin liukoisuus on riippuvainen pH:sta. Se on liukoisessa muodossa pH:n ollessa alle 5 ja neutraaleissa ja emäksissä oloissa nikkeli muodostaa heikosti liukenevia yhdisteitä. Orgaanisiin yhdisteisiin sitoutunut nikkeli ei ole niin haitallista eliöille, koska muodostuneet yhdisteet ovat usein pysyviä, jonka takia niiden bioakkumulaatio on vähäisempää. Bioakkumulaatio tarkoittaa aineen ominaisuutta, joka saa sen siirtymään ympäristöstä eliöihin. Luonnollisen kulkeutumisen lisäksi nikkeliä päätyy luontoon ihmistoiminnan seurauksena esimerkiksi kaivostoiminnasta sekä kivihiilen ja maaöljyn poltosta. [16; 17.]

4.2.7 Sinkki

Sinkki on yksi yleisimmistä raskasmetalleista hydrologisessa kierrossa raudan ja mangaanin lisäksi. Sen tarve muodostaa komplekseja lisää sinkin liukoisuutta, minkä takia sitä esiintyy luonnonvesissä pieniä määriä. Lisäksi sinkin liikkuvuutta lisää maaperän happamoituminen. Hyvänä ominaisuutena sinkillä on sen kyky vähentää muiden haitallisten metallien sitoutumiskykyä. Eliöt kestävät sinkkiä paremmin kuin muita metalleja. Sinkkiä muodostuu luonnollisen kulkeutumisen lisäksi vesistöihin ja maaperään ihmistoiminnan kautta, kuten esimerkiksi fossiilisten polttoaineiden käytöstä, maataloudesta ja liikenteestä. [10; 12.]

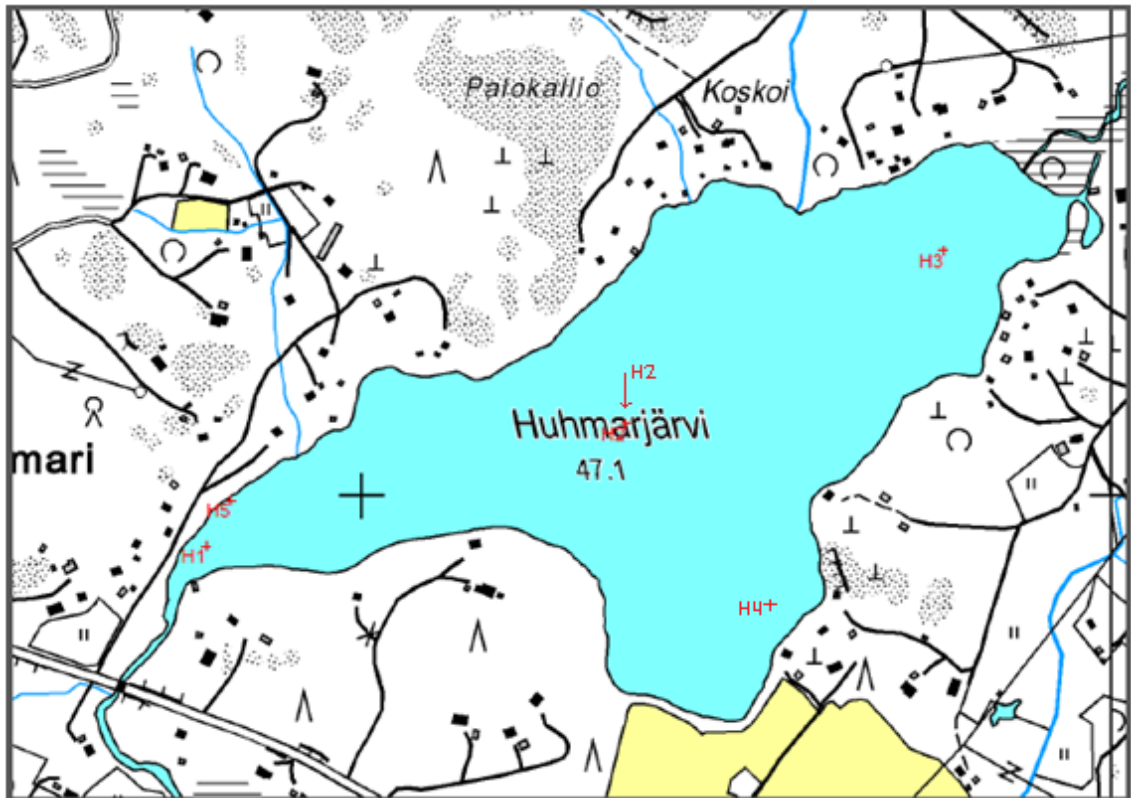
5 Näytteenotto

Näytteenotto suoritettiin Huhmarjärvestä 12.8.2014. Sää oli näytteenottopäivänä aurinkoinen ja tuulinen. Tervalammesta näytteenotto tehtiin 20.8.2014 ja sää oli näytteenottohetkellä pilvinen ja tuulinen. Aikaisemmin näytteenottopäivänä oli satanut. Näytteenottimena käytettiin kummassakin järvestä sedimenttiputkinäytteenotinta. Näytteet otettiin Huhmarjärvestä kuvion 4 ja Tervalammesta kuvion 5 mukaisesti. Näytepisteet on merkitty taulukkoon 1.

Taulukko 1. Huhmarjärven ja Tervalammen sedimenttitutkimuksen näytepistetiedot.

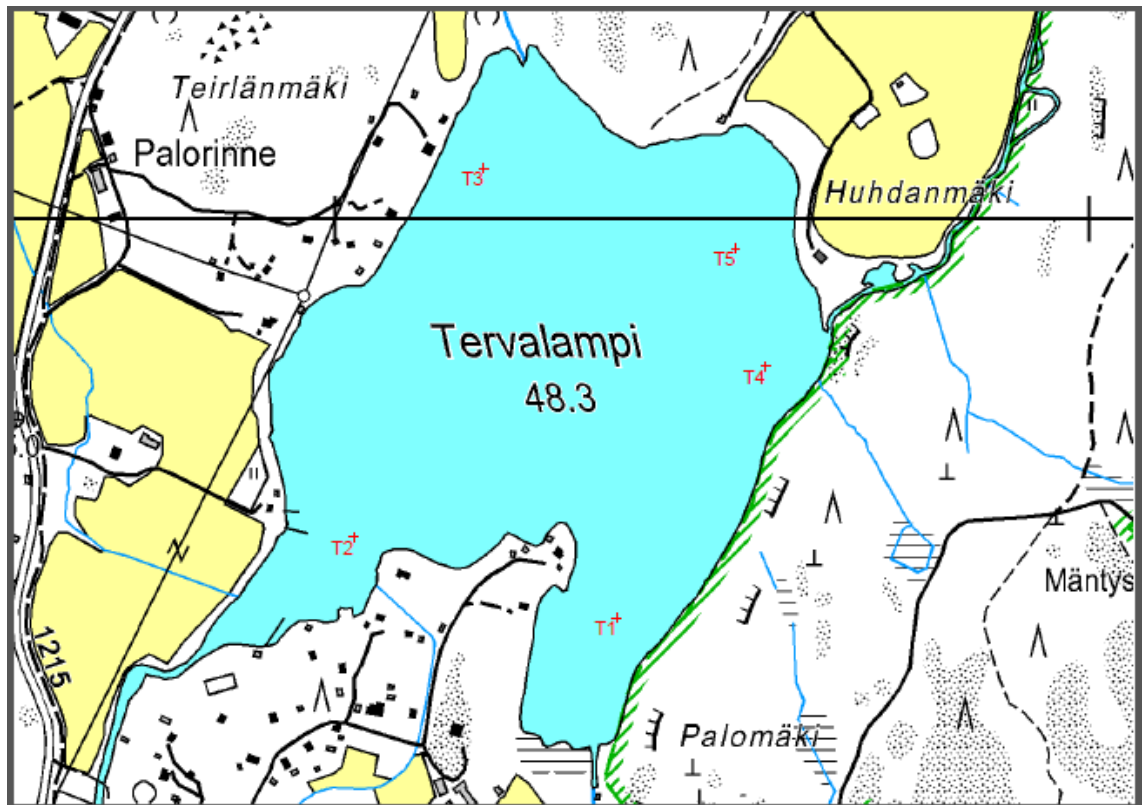
Huhmarjärven näytepisteet	Koordinaatit	Vesisyvyys
H1	N60°18.07 E24°22.20	2,60 m
H2	N60°18.13 E24°22.56	2,75 m
H3	N60°18.21 E24°23.23	3,0 m
H4	-	3,45 m
H5	N60°18.09 E24°22.22	0,50 m
Tervalammen näytepisteet	Koordinaatit	Vesisyvyys
T1	N60°19.00 E24°25.04	2,0 m
T2	N60°19.03 E24°24.41	1,69 m
T3	N60°19.19 E24°24.51	2,0 m
T4	N60°19.11 E24°25.16	2,32 m
T5	N60°19.16 E24°25.13	2,60 m

Näytteet otettiin suoraan muovisiin näytesylintereihin, jolloin näytteenotin ja näyte eivät olleet fyysisessä kosketuksessa toisiinsa. Näytesylintereiden toiseen päähän laitettiin sulkijakenno, joka esti löysän sedimentin virtaamasta pois näytesylinteristä. Ennen näytteenottoa mitattiin veden syvyys näytepisteissä sekä kirjattiin ylös koordinaatit. Huhmarjärven näytepisteestä H4 ei saatu otettua koordinaatteja. Sedimenttinäytteet kuljetettiin näytesylintereissä, joiden päät oli tulpattu muovisilla korkeilla. Näytteet siirrettiin kylmään ja säilöttiin kylmässä ja pimeässä analyysijä varten.



Kuvio 4. Huhmarjärven sedimentinäytteenottopisteet.

Edustavan sedimentinäytteen saamiseksi oli tarkoitus, että kummastakin järvestä ainakin yksi näytteenottopiste olisi otettu järvien syvimmästä pisteestä. Järven syvin piste voidaan yleensä ajattelemaan edustavan tasaista ja jatkuvaa sedimenttikerrostumaa, joka tällöin soveltuu parhaiten järven kehityshistoriaa koskevien tutkimusten näytteenottoaikaksi. Ongelmaksi muodostui kuitenkin se, että tutkittaviin järviin ei ole tehty syvyyslautauksia, jonka takia järvien syvänteitä ei tiedetty. Lisäksi veneestä suoritettava näytteenottoa häiritsi tuuli ja veden virtaukset, jolloin sedimentinäytteenottimen käyttö vaikeutui. Näytteenotinta ei saatu osumaan järven pohjaan pystyasennossa ja näytteenottoyritys epäonnistui etenkin järven syvemmissä kohdissa, jonka takia näytteet päädyttiin ottamaan rantojen läheisyydestä.



Kuvio 5. Tervalammen sedimentinäytteenottopisteet.

Ongelmaksi muodostui myös se, että sedimentinäytteenotinta ei saatu tunkeutumaan pohjaan tarpeeksi syväälle. Näin saatiin ainoastaan vain muutamien senttien mittaisia näytteitä sedimentin pintakerroksista, jotka olivat koostumukseltaan vesipitoisia. Tarkoituksena oli saada näytteet sedimentistä mahdollisimman syväältä, jotta olisi voitu tarkastella sedimentin sisäkuormituspotentiaalia sekä mahdollista ajallista jakaumaa sedimentin laadun suhteen. Tätä ei kuitenkaan yrityksistä huolimatta pystytty toteuttamaan, joten näytteet otettiin vain sedimentin pintakerroksista.

6 Analyysit

Näytesylinterit sisälsivät sedimentin lisäksi pohjavettä. Näytteet sisälsivät hieman kiinteää sedimenttiä, mutta suurin osa näytteestä oli liejua ja koostumukseltaan vesipitoista. Kaikista pintasedimenttinäytteistä määritettiin vesipitoisuus, hehkutushäviö ja fosforipitoisuus. Fosforianalyysissä mitattiin fosforin kokonaismäärä. Fosforipitoisuutta selvitettiin XRF:llä sekä lisäksi tutkittiin, saisiko fosforia liukenemaan typpihappoon ultraäänihäviön avulla. Näytteiden raskasmetallipitoisuudet sekä yleisempien metallien pitoisuudet määritettiin myös XRF:llä.

6.1 Vesipitoisuus ja hehkutushäviö

Vesipitoisuuden avulla saadaan tietoa sedimentin kerrostumisnopeudesta ja sen vaihteluista, kerrostuneen aineen laadusta, tiivyydestä sekä bioturbaation määrästä. Bioturbaatio tarkoittaa pohjasedimenttiä muokkaavien pohjaeläinten toimintaa. Bioturbaatio muokkaa pohjasedimentin rakennetta tasalaatuisemmaksi, muuttaa sen fysikaalis-kemiallista mikroympäristöä ja hapettaa sedimenttiä, mikä vaikuttaa pohjilla tapahtuvaan hajotustoimintaa. Vesipitoisuutta yleensä lisää kasvanut sedimentaationopeus. Yleensä vesipitoisuus on alhainen matalilla vesialueilla sekä jokien ja ojen suualueilla, koska sedimentti sisältää näillä alueilla runsaasti karkeaa mineraaliainesta. Tyypillisesti vesipitoisuus on korkea sedimentin pintaosissa. [18; 19.]

Näytteiden vesipitoisuus määritettiin SFS-standardin 3008 kuvaaman menetelmän mukaisesti [20]. Tuoreet, punnitut näytteet, joista ylimääräinen vesi oli poistettu, pidettiin kuivausuunissa yön yli 105 °C:ssa. Tämän jälkeen näytteet jäähdytettiin eksikkaattoris- sa ja punnittiin 30 minuutin välein kunnes paino oli vakio. Punnitustuloksista vähennettiin haihdutusmaljan massa, jolloin saatiin tulokseksi kuivan sedimenttinäytteen massa. Näiden tulosten avulla laskettiin näytteiden vesipitoisuus seuraavalla kaavalla:

$$X = (m_2 - m_1) / m_2 \cdot 100 \% \quad (1)$$

X = Vesipitoisuus prosentteina

m₂ = Tuoreen sedimentin massa

m₁ = Kuivatun sedimentin massa

Hehkutushäviö kuvaa mineraaliaineksen ja orgaanisen aineen suhdetta. Sedimenttikerrosta kuljettaessa syvemmälle hehkutushäviö normaalisti pienenee, sillä orgaaninen aines mineralisoituu. Pieni hehkutushäviö johtuu suuresta mineraaliaineksen määrästä, jota havaitaan etenkin jokien ja ojien suualueilla. Runsaasti humusta sisältävissä vesistöissä humuksen sedimentoituminen aiheuttaa orgaanisen aineen määrän suhteellista kasvua sedimentissä. Lisäksi sedimentin hehkutushäviöarvoja lisää järven sisäisen tuotannon kasvu. [19.]

Orgaanisen aineen määrä määritettiin SFS-standardin 3008 menetelmän avulla [20]. Kuivatetut näytteet punnittiin, jonka jälkeen näytteitä pidettiin 550 °C:ssa muhviuunissa kahden tunnin ajan. Hehkutetut näytteet jäähdytettiin eksikkaattorissa ja punnittiin puolen tunnin välein kunnes paino pysyi vakiona. Näytteiden hehkutushäviöt laskettiin seuraavasta kaavasta:

$$Y = (m_1 - m_3) / m_1 \cdot 100 \% \quad (2)$$

Y = Hehkutushäviö prosentteina

m_3 = Hehkutetun sedimentin massa

m_1 = Kuivatun sedimentin massa

6.2 Fosforianalyysi

Eläville organismeille fosfori on elintärkeä alkuaine. Järviökosysteemeissä se on myös yleisin minimiravinne, joka on esimerkiksi levien kasvussa rajoittava tekijä. Tärkein fosforia sisältävä mineraali on apatiitti. Apatiittipitoisten kivilajien rapautuminen, sekä ihmistoiminnan seurauksena muodostuvat fosforipäästöt lisäävät järvien ja sedimenttien luontaista fosforipitoisuutta. Järvisedimentissä fosforin tyypillinen pitoisuus on yleensä 0,5-3 g fosforia kilossa kuivaa sedimenttiä. Sedimenttiin kertyvän fosforin määrään vaikuttaa monia tekijöitä. Esimerkiksi järven ulkopuolelta tulevan fosforin määrä, fosforin saostustehokkuus, järven kokonaissedimentaation nopeus ja sedimentistä veteen liunneen fosforin määrä vaikuttavat, kuinka paljon fosforia kertyy sedimenttiin. Kokonaissedimentaatiolla tarkoitetaan sedimenttimäärää, joka kertyy vuoden aikana järven pohjalle. [19; 21.]

Fosfori liukenee sedimentistä veteen yleensä redox-potentiaalin laskiessa. Osa fosforista ei kuitenkaan liukene veteen, kuten apatiittiin sitoutunut fosfori. Humushiukkasiin

kiinnittynyt fosfori ei myöskään liukene veteen vaan fosfori irtoaa vasta partikkeleiden hajotessa. Myös pH vaikuttaa fosforin liukenemiseen sedimentistä. Korkeat pH-arvot alusvedessä saavat sedimenttiin sitoutuneen fosforin liukenemaan rauta- ja alumiiniyhdisteistä. Fosforin pidättymistä vähentää epäsuorasti lämpötilan nousu, joka lisää sedimentin biologista aktiivisuutta. [19.]

Fosforipitoisuuden määrittäminen sedimenttinäytteistä oli haastavaa, sillä pitoisuuksia ei haluttu määrittää perinteisellä menetelmällä, vaan haluttiin löytää toinen tapa, jolla fosforipitoisuudet pystyisi mahdollisesti selvittämään. Perinteisessä tavassa sedimenttinäytteiden fosforianalyseissä käytetään kahta eri menetelmää, jolla selvitetään fosforin kokonaismäärä sekä jakautuminen eri fraktioihin. Kokonaisfosforipitoisuus määritetään Bengtssonin ja Enellin (1986) menetelmällä, jossa väkevillä suola- ja typpihappuutoilla pyritään pääsemään kuningasvesiuuttoa vastaavaan totaaliuuttoon. Fosforin jakautuminen määritetään Hieltesin ja Lijkleman (1980) osittaisliuotusmenetelmällä, jossa näytettä uutetaan eri liuottimilla, jolloin saadaan selville eri jakeitten eli fraktioiden osuus kokonaisfosforista.

6.2.1 Vesinäytteet pohjasta

Näytesylintereissä olevista sedimenttinäytteistä kerättiin aluksi talteen ylimääräinen vesi. Tämä suoritettiin siten, että näytesylinterit asetettiin vähäksi aikaa pystyasentoon, jolloin veden ja sedimentin välille muodostui rajapinta. Tämän jälkeen vesi suodatettiin suodatinkankaan lävitse 250 ml:n pyrex pulloihin. Vesinäytteet siirrettiin jääkaappiin ja näytteet analysoitiin seuraavana päivänä Hach Lange DR 3900:lla. Sedimenttinäytteet jätettiin vielä yön yli pystyasentoon ja sedimenttinäytteisiin muodostunut noin parin sentin vesikerros poistettiin. Liejuiset sedimenttinäytteet siirrettiin näytesylintereistä minigrip- pusseihin, joista poistettiin ilma mahdollisimman tarkoin, siirrettiin kylmään ja pimeään tulevia fosforimäärityksiä varten.

6.2.2 Fosforin määrittäminen Ultraäänihauteella

Fosforipitoisuutta päätettiin tutkia vain muutamalla sedimenttinäytteellä, koska varmaa tietoa menetelmän toimivuudesta ei ollut. Aluksi punnittiin noin 30 g märkää sedimenttiä, jotka kuivattiin 105 °C:ssa uunissa yön yli. Tämän jälkeen näytteet jäädytettiin eksikkaattorissa. Kuivuneet ja jäähtyneet näytteet hienonnettiin huumareissa, josta hie-

nonnettua sedimenttiä punnittiin 1 g pitkiin koeputkiin. Kuivuneiden näytteiden lisäksi otettiin hehkutettuja sedimenttinäytteitä kaksi näytettä kummastakin järvestä, joiden tuloksia verrattiin kuivattuihin näytteisiin.

Liuottimena käytettiin 2,5 M typpihappoa, jota lisättiin 10 ml jokaiseen näytteeseen. Tämän jälkeen näytteet siirrettiin ultraäänihauteeseen ja näytteitä pidettiin 80 °C:ssa hauteessa tunnin ajan. Seuraavaksi näytteet suodatettiin suodatinpaperia käyttäen erlenmeyerpulloihin, josta näytteet siirrettiin dekantterilaseihin tislattua vettä apuna käyttäen. Dekantterilaseihin lisättiin vielä noin 20 ml tislattua vettä ja näytteiden pH-arvot tarkistettiin pH-mittarilla, koska näytteiden analysoinnissa käytettiin laitetta, jonka pH-arvot saisivat olla välillä 2–10. Jokaisen näytteen pH:ta jouduttiin nostamaan ja nostaminen tehtiin natriumkarbonaatilla. Lisäyksen jälkeen näytteet laimennettiin 25 ml:n mittapulloihin. Mittaukset suoritettiin Hach Lange DR 3900:lla.

6.2.3 Fosforin ja metallien määrittäminen XRF:llä

Sedimenttinäytteistä määritettiin fosfori-, raskasmetalli- sekä yleisimmät metallipitoisuudet XRF:llä eli röntgenfluoresenssispektrofotometrillä. Määrittäminen tehtiin hehkutetuilla sedimenttinäytteillä. XRF:llä saatujen kaikkien metallien tulokset ovat luettavissa liitteestä 1 ja laitteen määrittämissrajat ovat luettavissa liitteestä 2.

7 Tulokset ja tulosten tarkastelua

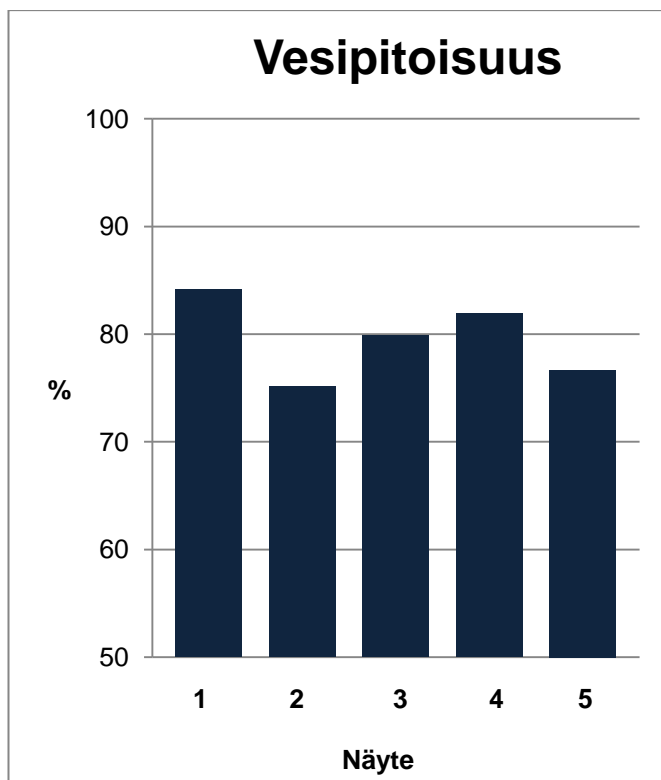
7.1 Huhmarjärvi

7.1.1 Sedimentin kuvaus

Huhmarjärven pintasedimenttinäytteet otettiin järven eri osista, jotta saatiin mahdollisimman edustava käsitys järvien pintasedimentin tilasta. Näytteet olivat melko tasalaa-tuisia keskenään. Poikkeuksena oli Huhmarjärven näytepiste 5, joka otettiin laiturilta. Näyte koostui pääosin kasvinjäänteistä ja puiden lehdistä, jotka olivat maatumattomia. Väriltään sedimentit vaihtelivat tumman ruskeasta erittäin tumman ruskeaan, mutta väri vaihtelut olivat kuitenkin hyvin pieniä, eikä niissä ollut huomattavia eroavaisuuksia järvien eri osien välillä.

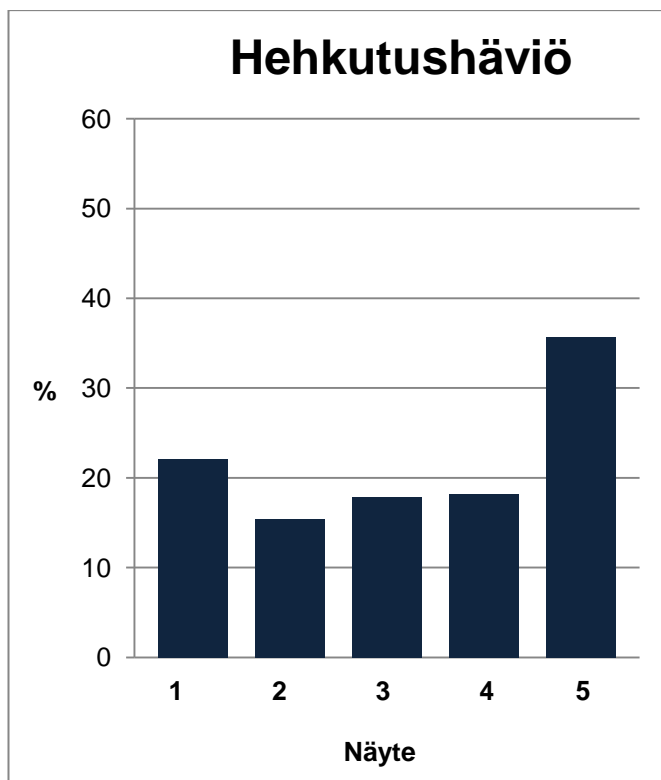
7.1.2 Vesipitoisuus ja hehkutushäviö

Huhmarjärven vesipitoisuudet ja hehkutushäviöt on esitetty kuvassa 6 ja 7. Kuvassa 8 pintasedimenttien vesipitoisuudet ja hehkutushäviöt on esitetty suhteessa näytteenot-tosyvyyteen.



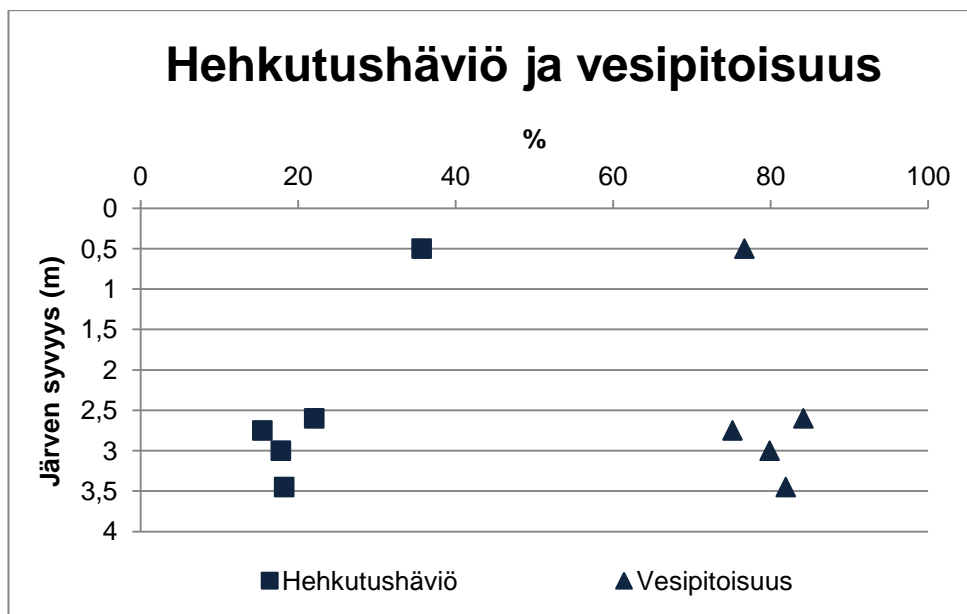
Kuvio 6. Huhmarjärven pintasedimenttinäytteiden vesipitoisuudet.

Vesipitoisuus vaihteli Huhmarjärven pintasedimenteissä välillä 75–84 %. Vesipitoisuuksien tulokset ovat normaalia suuruusluokkaa verrattuna muihin järvisedimentteihin, sillä vesipitoisuudet ovat normaalisti korkeat sedimentin pintakerroksissa. Hehkutushäviön osuus vaihteli sedimenttinäytteissä välillä 15–22 %, lukuun ottamatta näytepistettä 5, jossa hehkutushäviö oli 36 %. Näytteen 5 poikkeava tulos saattaa johtua kasvien ja puiden lehtien määrästä sedimentissä kyseisellä paikalla, joka hieman vääristää tulosta.



Kuvio 7. Huhmarjärven pintasedimenttinäytteiden hehkutushäviöt.

Huhmarjärvellä voitiin havaita heikko korrelaatio hehkutushäviöiden ja näytteenotussyvyyksien välillä siten, että hehkutushäviö oli hieman korkeampi järvien matalissa osissa. Erityisesti Tervalammen näytteessä 1 sedimentissä orgaanisen aineksen osuus oli keskimääräistä suurempi, mikä selittyy sillä, että matalissa lahdissa orgaanisen materiaalin kerrostuminen on suurempaa. Lisäksi näytteenottoaikan kapea lahden suu hidastaa veden vaihtumista.



Kuvio 8. Huhmarjärven pintasedimenttinäytteiden hehkutushäviöt ja vesipitoisuudet suhteessa näytteenottosyvyyteen.

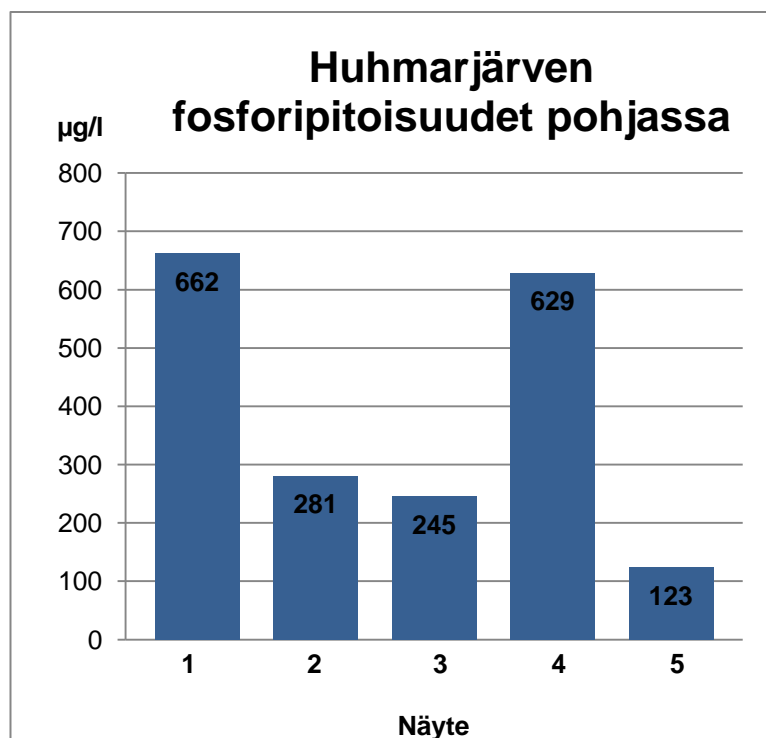
Näytteessä 2 hehkutushäviö oli 15 % eli hieman matalampi kuin muissa näytteenotto-paikoissa keskimäärin, mikä puolestaan selittyy sillä, että veden vaihtuvuus on tällä paikalla suurempaa. Paikka ei ole suojassa esimerkiksi tuulelta, jonka lisäksi näytteenottopaikka on melko matala. Tämän takia pohja pääsee siten sekoittumaan ja es-tää kiintoainekerrosta kertymästä.

Huhmarjärven pintasedimenttinäytteiden suhteellisten matalien hehkutushäviöiden pe-rusteella voidaan myös päätellä, että näytteet sisältävät jonkin verran mineraaliainesta. Mineraaliaineksen pitoisuus on yleensä korkea niillä alueilla, joissa valuma-alue on eroosioherkkää sekä lisäksi se kertoo järveen kulkeutuvasta suuresta aineksen mää-rästä valuma-alueelta.

7.1.3 Fosforianalyysi

Sedimenttinäytteistä kerättyjen pohjanläheisten vesinäytteiden fosforipitoisuudet on esitetty kuvassa 9. Huhmarjärven pohjasta saatujen vesinäytteiden fosforipitoisuuksia verrataan vuosina 1991–2011 esitettyihin pintavesinäytteiden tuloksiin sekä niihin tu-loksiin, jotka on otettu noin metri pohjan pinnan yläpuolelta. Tämän lisäksi pohjan vesi-näytteitä verrataan järvestä samana päivänä otettuihin vesinäytteisiin. Huhmarjärvestä

kerätyt tulokset vuosina 1991–2011 sekä näytteenottopäivänä elokuussa 2014 otettujen vesinäytteiden tulokset ovat luettavissa liitteestä 3.



Kuvio 9. Huhmarjärven fosforipitoisuudet pohjaläheisistä vesikerroksista.

Järven rehevyyden arvioinnissa fosforipitoisuuden tunteminen on ensisijaisen tärkeää. Järven rehevyytensä tutkitaan kokonaisfosforipitoisuuden avulla, koska se kuvaa järven tuotantopotentiaalia. Kokonaisfosforipitoisuutta analysoidessa liukoisten yhdisteiden lisäksi vesinäytteestä määritty partikkeleihin sitoutunut fosfori. [22.]

Järviveden rehevyyden luokitus tehdään kokonaisfosforipitoisuuden perusteella. Järven fosforipitoisuuden jäädessä alle 10 µg/l, luokitellaan vesistö karuksi. Lievästi rehevien järvien kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelevat välillä 10–20 µg/l. Jos fosforipitoisuuden arvo lähestyy 20 µg/l, levätuotanto on tällöin selvästi lisääntynyt karuihin järviin verrattuna. Lisäksi levätuotannon lisääntyminen lisää happivajeen kasvua ja veden samentumista. Rehevän järven fosforipitoisuuden arvo vaihtelee välillä 20–50 µg/l. Järvi on erittäin rehevä kokonaisfosforipitoisuuden ylittäessä 50 µg/l ja ylirehevä vesistön ylittäessä 100 µg/l. [23.]

Järvien pintavesissä fosforipitoisuudet ovat yleisesti alhaisempia kuin pohjassa, mikä johtuu siitä, että sedimentoitava aines kuljettaa fosforia alusveteen. Terveen järven

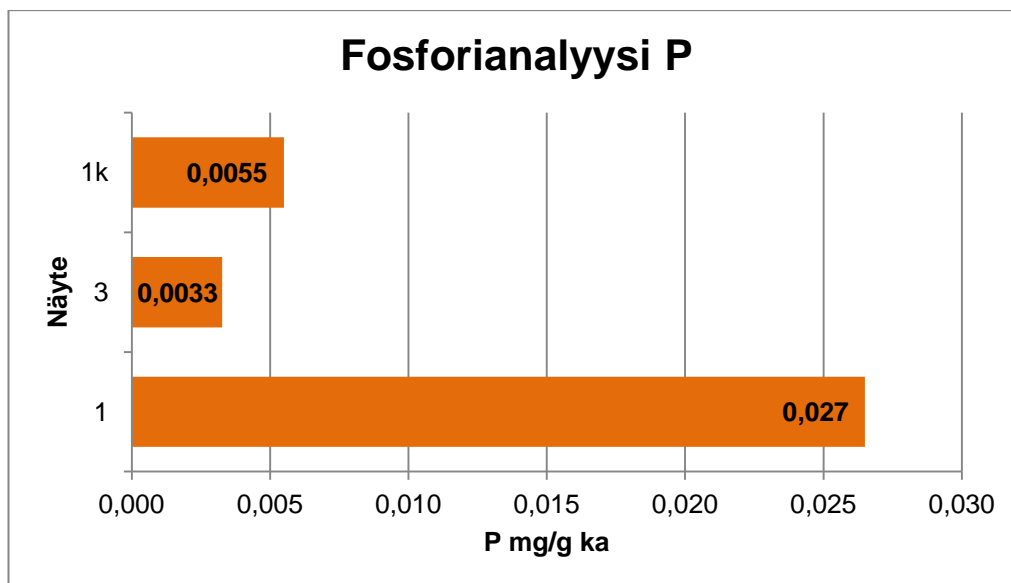
fosforipitoisuustaso ei pohjassakaan nouse rajusti, jos alusvesi on happipitoista. Hapen loputtua alusvedessä fosforipitoisuudet nousevat voimakkaasti ja pitoisuudet voivat olla jopa kymmenkertaisia päänlysveteen verrattuna. [23.]

Huhmarjärven pintaveden fosforipitoisuudet vuosina 1991–2011 vaihtelivat pääsääntöisesti 40–80 µg/l välillä. Vuosina 2004 ja 2005 pitoisuustasot kuitenkin nousivat hieman jyrkemmin, jolloin fosforipitoisuudet olivat keskimäärin hieman yli 100 µg/l. Pohjanläheisten vesinäytteiden fosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 123–662 µg/l. Näytepiste 5 fosforipitoisuus on odotetusti alhaisin, sillä näyte otettiin aivan rannan tuntumasta. Saadut tulokset ovat suurimmillaan näytepisteestä riippuen yli 16 kertaa suuremmat kuin pintavesissä esiintyvät pitoisuudet. Alhaisemmillaankin pitoisuudet ovat yli puoli-toista kertaa suuremmat kuin pintavedessä on aikaisempina vuosina ollut.

Vuosien 1991–2011 noin metri pohjan pinnan yläpuolelta otettujen vesinäytteiden fosforipitoisuudet ovat olleet keskimäärin noin 70 µg/l. Poikkeuksena on vuoden 2004 elokuu, jolloin fosforipitoisuus kohosi lähes 350 µg/l. Tuolloin sedimentistä purkautui selvästi fosforia. Aikaisemmat tulokset ja pohjanläheisten vesinäytteiden tulokset eroavat toisistaan merkittävästi. Näytepisteestä riippuen tulosten eroavaisuudet ovat alimmillaan noin kaksi kertaa suuremmat ja suurimmillaan jopa yli yhdeksän kertaa suuremmat. Näiden tulosten perusteella pohjanläheisten vesikerrosten fosforipitoisuuksissa on tapahtunut merkittäviä muutoksia.

Fosforipitoisuuksilla on myös eroavaisuuksia näytepisteestä riippuen pohjanläheisissä vesinäytteissä ja näytteissä, jotka otettiin kokonaissyvyyksien puolivälistä. Kaikki vesinäytteet otettiin samoista paikoista lukuun ottamatta näytepistettä 5. Vesinäytteiden väliset eroavaisuudet vaihtelevat keskenään siten, että alimmillaan vesinäytteiden ero on noin nelinkertainen ja suurimmillaan lähes 12-kertainen. Kokonaissyvyyksien puolivälistä otetut vesinäytteiden fosforipitoisuudet eivät ole koholla lukuun ottamatta näytepistettä 4, jonka pitoisuus on hieman muita näytepistepitoisuuksia korkeampi. Pohjanläheisten vesinäytteiden perusteella Huhmarjärvi luokiteltaisiin ylireheväksi järveksi. Lisäksi tuloksista voidaan päätellä, että pohjan läheisyydessä sedimentistä purkautuu fosforia alusveteen.

Huhmarjärven pintasedimenttinäytteistä määritetyt kokonaisfosforipitoisuudet hehkuteista näytteistä sekä kuivatetusta näytteestä on esitetty kuvassa 10. Näytteet 1 ja 3 ovat hehkutettuja sedimenttinäytteitä ja näyte 1k on kuivatettu sedimenttinäyte.



Kuvio 10. Ultraäänihauteen avulla määritetyt kokonaisfosforipitoisuudet.

Pintasedimenttinäytteiden fosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 0,0033-0,027 mg/g. Saa-duista alhaisista tuloksista voidaan päätellä, että ultraäänihauteen avulla ei saatu mää-ritettyä kokonaisfosforipitoisuutta sedimentistä, vaan todennäköisesti sedimenttinäyt-teistä saatiin liukenemaan rautaan ja alumiiniin sitoutunut fosfori tai ainakin osa siitä. Oletusta tukee se, että pH:n nostaminen saa rauta- ja alumiiniyhdisteisiin liunneen fosforin liukenemaan. pH:n muutos muodosti myös näytteiden pohjalle sakkaa, jonka pääteltiin olevan rautaa. Saatujen tulosten perusteella ei muille näytteille ryhdytty te-kemään vastaavia määrityksiä.

Kokonaisfosforipitoisuutta yritettiin myös määrittää XRF:n avulla, mutta jokaisen näyt-teen kohdalla pitoisuudet jäivät alle laitteen määritysrajan. Fosforin määritysrajan avulla pystyttiin kuitenkin laskemaan näytteiden korkeimmat fosforipitoisuuksien arvot, joiden alapuolelle näytteiden pitoisuudet todennäköisesti jäävät. Lasketuissa tuloksissa ei ole otettu huomioon virherajoja, jonka takia se aiheuttaa virhettä laskettuihin tuloksiin.

Lasketut arvot vaihtelivat näytepisteestä riippuen välillä 1,56–4,06 mg/g kiintoaineessa. Nämä pitoisuudet näytepisteissä ovat siis vain suuntaa antavia eikä niiden perusteella voida arvioida sedimentin fosforipitoisuuksia. Fosforipitoisuuksien arvoista voidaan kuitenkin päätellä, että näytteiden pitoisuudet jäävät todennäköisesti nollan ja laskettu-jen fosforipitoisuusarvojen ympärille.

7.1.4 Raskasmetallipitoisuudet

Taulukossa 2 on esitetty Huhmarjärven sedimenttien analysoidut raskasmetallipitoisuudet näytepisteittäin. Analyysituloksia verrattiin Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) laatimaan sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa esitettyihin laatukriteereihin (Ympäristöministeriö 2004). Kadmiumin kohdalla pitoisuudet jäivät alle laitteen määrittämissä rajat ja samoin kävi myös osalle arseeni, nikkeli ja elohopea pitoisuuksille.

Sedimentin katsotaan olevan ympäristölle haitaton, jos haitta-ainepitoisuudet alittavat laatukriteeritason 1. Jos haitta-ainepitoisuudet asettuvat tason 1 ja 2 väliin, sedimentti on mahdollisesti pilaantunut ja tällöin sedimentin läjityskelpoisuus tulee arvioida tapauskohtaisesti. Sedimentti luokitellaan pilaantuneeksi ja ympäristölle haitalliseksi mikäli pitoisuudet ylittävät kriteeritason 2. Tällöin joudutaan erikseen arvioimaan sedimentille ympäristön kannalta paras mahdollinen sijoitusvaihtoehto. [24]

Taulukko 2. Huhmarjärven näytteiden raskasmetallipitoisuudet. Tason 1 ylittävät pitoisuudet on tummettu ja tason 2 kursivoitu.

Piste	As mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Ni mg/kg	Zn mg/kg	Hg mg/kg
H1	<5	<10	115	27	30	70	192	<5
H2	7,7	<10	91	29	24	57	148	<5
H3	<5	<10	71	28	29	49	133	<5
H4	8,5	<10	99	45	51	62	204	9
H5	5,7	<10	65	47	43	<10	64	<5
TASO 1	15	0,5	65	50	40	45	170	0,1
<i>TASO 2</i>	<i>60</i>	<i>2,5</i>	<i>270</i>	<i>90</i>	<i>200</i>	<i>60</i>	<i>500</i>	<i>1</i>

Huhmarjärvessä kromipitoisuudet ylittivät tason 1 kaikissa näytepisteissä. Lisäksi lyijy, nikkeli ja sinkkipitoisuudet ylittivät tason 1 osassa näytteissä. Elohopea pitoisuus näytteessä 4 on ainoa piste, jossa taso 2 ylittyy. Näytteen 4 sekä muiden näytteiden pitoisuudet eroavat toisistaan todella paljon. Näytepiste 4 ylittää tason 2 todella merkittävästi. Näytteiden eri raskasmetallipitoisuuksien perusteella voidaan huomata haitallisten raskasmetallien kertyneen pintasedimenttiin. Lisäksi voidaan päätellä osan raskasmetalleista mahdollisesti aiheuttaneen muutoksia sedimentin laatuun.

7.1.5 Fe/Mn-suhde

Kuten aikaisemmin on jo mainittu, rauta ja mangaani ovat hyvin samankaltaisia, erona on kuitenkin se, että mangaani pelkistyy helpommin ja hapettuu vaikeammin kuin rauta. Kummankin pelkistyneet ionit ovat helposti liukenevia, vaikka ne sedimentoituvat herkästi oksideina. Raudan ja mangaanin pelkistyminen on yhdenmukainen sedimentin ja sen läheisen vesikerroksen hajotustoimintaan, minkä takia niiden suhdetta voidaan käyttää hapetus-pelkistyssuhteiden arvioimiseen. Raudan ja mangaanin suhteen kasvu tarkoittaa sitä, että hapetus-pelkistys- tasapaino siirtyy pelkistävään suuntaan eli sitä voidaan pitää rehevöitymisen indikaattorina. Jos näiden kahden suhde laskee, silloin se puolestaan kertoo hapetus-tilan paranemisesta. [10.]

Raudan ja mangaanin suhteen tason ollessa 35–50 järvi luokitellaan terveeksi. Tulosten tulkinnat raudan ja mangaanin suhteista on kuitenkin tehtävä varovaisesti ja ajatella niiden olevan suuntaa antavia. Järven tilan muutokset on otettava huomioon tulkintoja tehdessä, sillä järven tilaan vaikuttavat muut kemialliset ominaisuudet tai valuma-alueen muutokset. [10.]

Taulukossa 3 on Huhmarjärven sedimentinäytteistä analysoidut raudan ja mangaanin pitoisuudet näytepisteittäin. Lisäksi on verrattu raudan ja mangaanin arvoja keskenään siten, että niiden pitoisuuksista on laskettu suhdeluku.

Taulukko 3. Huhmarjärven näytepisteistä saadut raudan ja mangaanin pitoisuudet sekä lasketut Fe/Mn-suhteet.

Piste	Fe mg/kg	Mn mg/kg	Fe/Mn suhde
H1	52777	748	71
H2	39927	604	66
H3	32565	510	64
H4	52576	561	94
H5	17557	188	93

Huhmarjärven sedimentinäytteiden rauta- ja mangaanipitoisuuksien suhde vaihtelee näytepisteissä välillä 64–94. Raudan korkeat pitoisuudet johtuvat sen sitoutumisesta humukseen. Tämän takia näytteen 5 rautapitoisuus poikkeaa muista näytteistä, koska se otettiin hyvin matalasta rantavedestä laiturilta, mihin humusta ei ollut kertynyt. Rauta ja mangaani-suhteen muutokset johtuvat pääsääntöisesti rautapitoisuuksien muutok-

sista, koska mangaanipitoisuudet pysyvät suhteellisen samansuuruisina kaikissa näytteissä verrattuna rautaan. Fe/Mn-suhteiden kohonneet arvot osoittavat happitilanteen mahdollisesta heikentymisestä alusvedessä.

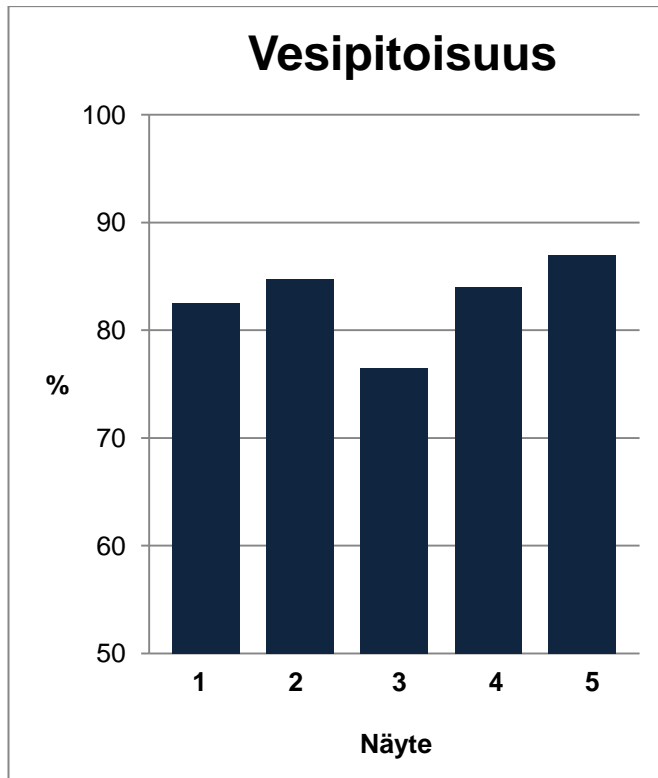
7.2 Tervalampi

7.2.1 Sedimentin kuvaus

Tervalammen pintasedimenttinäytteet otettiin eri puolilta järveä. Pintasedimenttinäytteet olivat hyvin tasalaatuisia keskenään. Sedimentit vaihtelivat väriltään tumman ruskeasta hyvin tumman ruskeaan, mutta väri vaihtelut olivat kuitenkin keskenään melko pieniä.

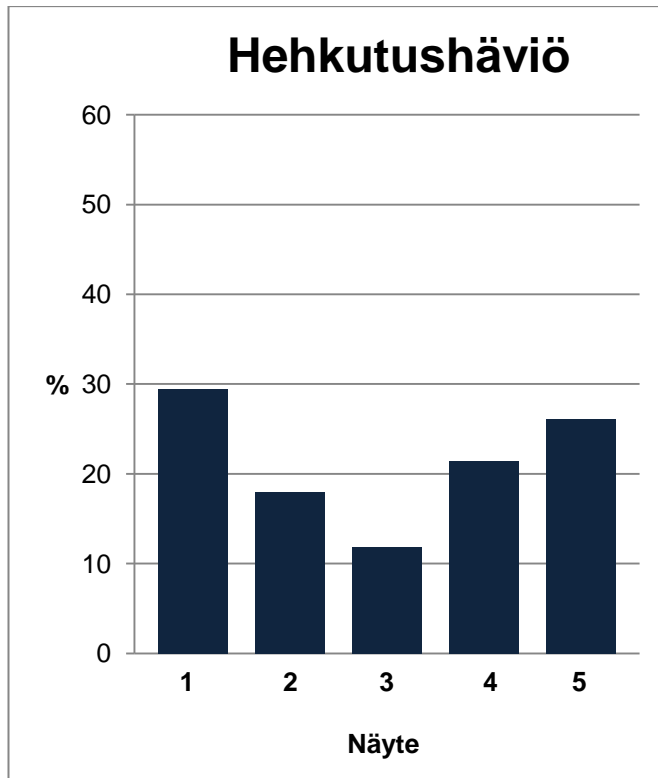
7.2.2 Vesipitoisuus ja hehkutushäviö

Tervalammen vesipitoisuudet ja hehkutushäviöt on esitetty kuvissa 11 ja 12. Kuvassa 13. pintasedimenttien vesipitoisuudet ja hehkutushäviöt on esitetty suhteessa näytteenottoisyvyteen.



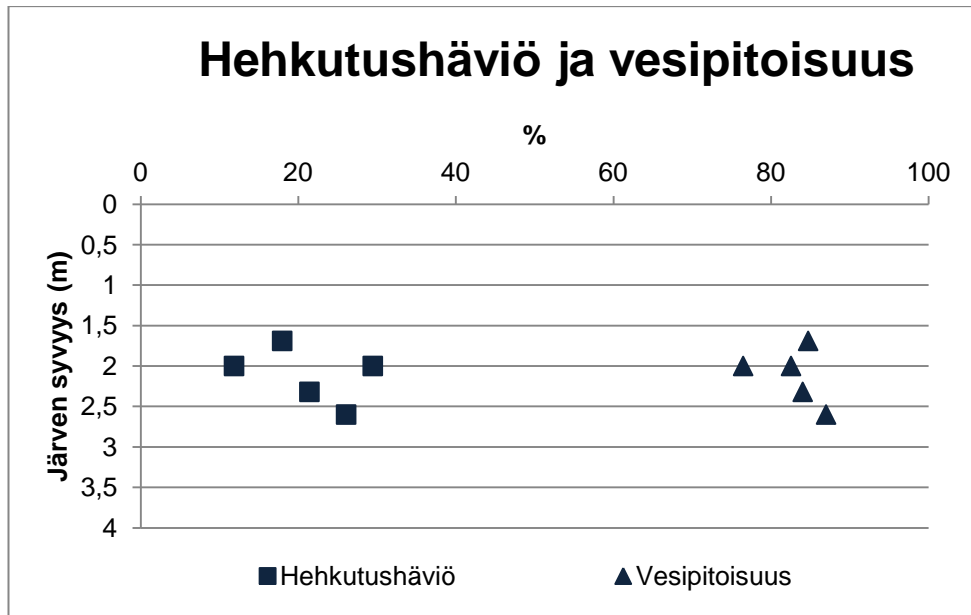
Kuvio 11. Tervalammen pintasedimenttinäytteiden vesipitoisuudet.

Vesipitoisuus vaihteli Tervalammen pintasedimenteissä välillä 76–87 %. Tervalammen korkeat vesipitoisuuksien tulokset pintasedimenttikerroksissa ovat normaalia suuruusluokkaa muihin järvisedimentteihin verrattuna. Hehkutushäviön osuus vaihteli näytteiden kesken melko paljon, pitoisuuksien vaihdellessa välillä 12–29 %. Tervalammen pintasedimenttinäytteessä 3 hehkutushäviö oli 12 %, eli näyte koostui hyvin paljon mineraaliaineksesta, joka johtuu valuma-alueen eroosioherkkyydestä ja valuma-alueelta kulkeutuvasta aineksen suuresta määrästä. Lisäksi näytteenottopäivänä vallinnut tuulinen sää on saanut todennäköisesti matalan näytteenottoaikan pohjan sekoittumaan ja estämään kiintoainesta kerrostumasta pohjaan.



Kuvio 12. Tervalammen pintasedimenttinäytteiden hehkutushäviöt.

Tervalammen hehkutushäviöarvojen ja näytteenottosyvyyksien välillä vallitsee heikko riippuvuus siten, että hehkutushäviö oli korkeampi järven syvemmissä osissa. Hehkutushäviöarvojen suuruuteen vaikuttaa myös näytteenottoaikan sijainti sekä mahdollisesti humuksen kulkeutuminen järveen. Humusta kulkeutuu Tervalampeen suoalueilta sekä metsistä, mikä järven pohjaan sedimentoituessaan lisää orgaanisen aineen määrää.

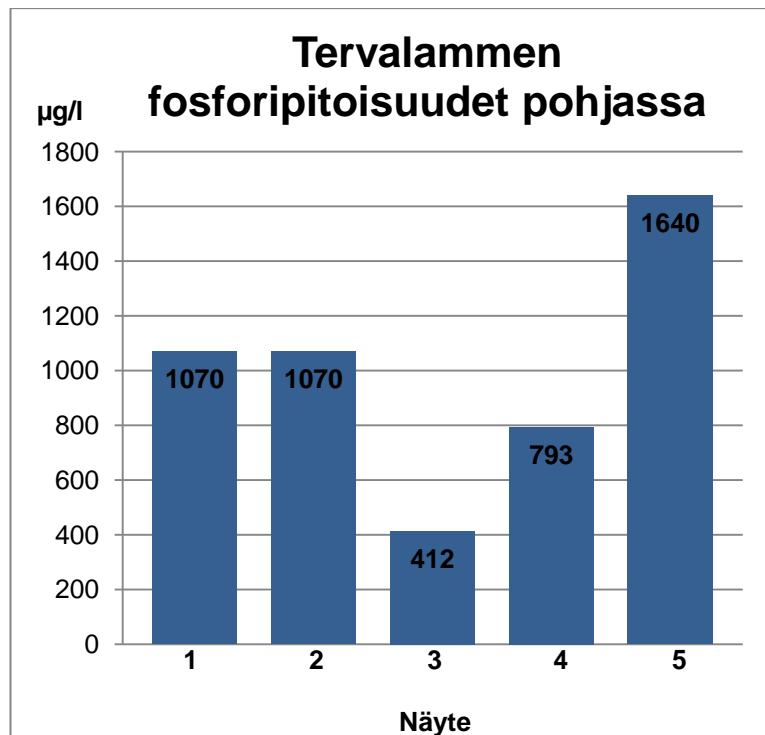


Kuvio 13. Huhmarjärven pintasedimenttinäytteiden hehkutushäviöt ja vesipitoisuudet suhteessa näytteenottosyvyyteen.

Näytteenottopisteen 1 orgaanisen aineen osuus oli keskimääräistä suurempi kuin muissa järven näytteissä, mikä selittyy sillä että suhteellisen matalassa lahden poukassa materiaalin kerrostuminen on suurempaa. Lisäksi kapea lahden suu hidastaa veden vaihtumista sekä näytteenottoaika oli suojassa tuulelta, jolloin pohja ei päässyt sekoittumaan.

7.2.3 Fosforianalyysit

Sedimenttinäytteistä kerättyjen pohjanläheisten vesinäytteiden fosforipitoisuudet on esitetty kuvassa 14. Tervalammen pohjasta saatujen vesinäytteiden fosforipitoisuuksia verrataan vuosina 1970–2011 esitettyihin pintavesinäytteiden tuloksiin sekä niihin tuloksiin, jotka on otettu vuosina 1976–2011 noin metri pohjan pinnan yläpuolelta. Tämän lisäksi pohjan vesinäytteitä verrataan järvestä samana päivänä otettuihin vesinäytteisiin. Tervalammesta kerätyt tulokset vuosina 1970–2011 sekä 1976–2011 ja näytteenotto päivänä elokuussa 2014 otetut vesinäytteet ovat luettavissa liitteestä 4.



Kuvio 14. Tervalammen fosforipitoisuudet pohjaläheisistä vesikerroksista.

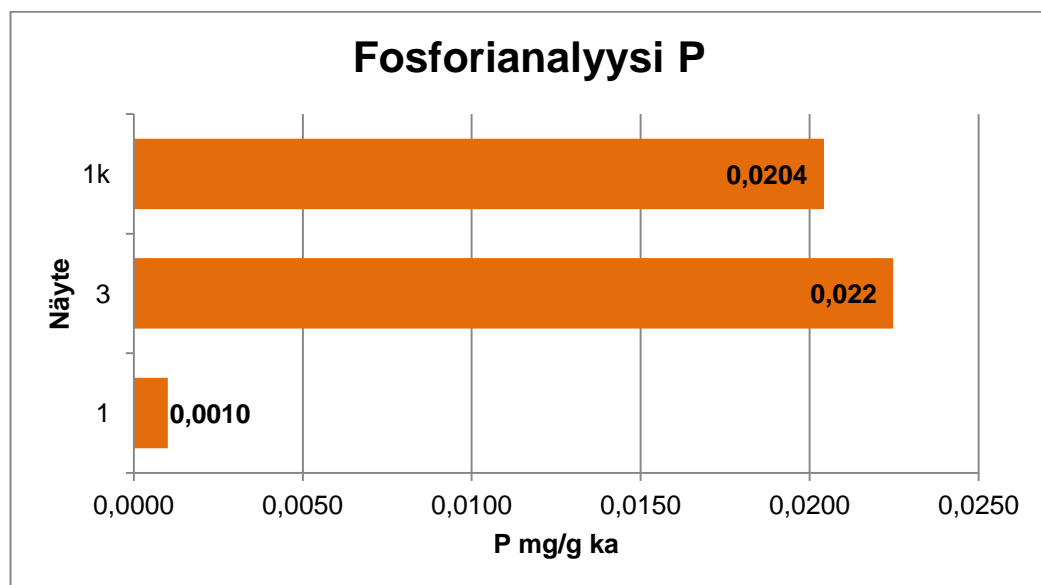
Tervalammen pintaveden fosforipitoisuudet vuosina 1970–2011 vaihtelivat pääsääntöisesti 40–100 µg/l välillä. Aikaisempien havaintojen perusteella ei kuitenkaan ole havaittavissa mitään selvää trendiä. Pohjanläheisten vesinäytteiden fosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 412–1640 µg/l. Saadut tulokset ovat suurimmillaan näytestä riippuen 41 kertaa suuremmat kuin pintavesissä esiintyvät pitoisuudet. Alhaisemmillaankin pitoisuudet ovat yli neljä kertaa suuremmat kuin pintavedessä on aikaisempina vuosina ollut.

Vuosien 1976–2011 noin metri pohjan pinnan yläpuolelta otettujen vesinäytteiden fosforipitoisuudet ovat olleet keskimäärin noin 100 µg/l. Vesinäytteiden fosforipitoisuudet ovat yleisesti olleet pintapitoisuuksia korkeampia, kuitenkin ravinteiden voimakasta purkautumista ei pohjasedimentistä ole havaittu. Aikaisemmat tulokset ja pohjanläheisten vesinäytteiden tulokset eroavat toisistaan merkittävästi. Näytestä riippuen tulosten eroavaisuudet ovat alimmillaan yli neljä kertaa suuremmat ja suurimmillaan yli kuusitoista kertaa suuremmat. Näiden tulosten perusteella pohjanläheisten vesikerrosten fosforipitoisuuksissa on tapahtunut suuriakin muutoksia.

Fosforipitoisuuksilla on myös eroavaisuuksia näytestä riippuen pohjanläheisissä vesinäytteissä ja näytteissä, jotka otettiin kokonaissyvyyksien puolivälistä. Kaikki vesi-

näytteet otettiin samoista paikoista lukuun ottamatta näytepistettä 5. Vesinäytteiden väliset eroavaisuudet vaihtelevat keskenään siten, suurimmillaan ero on lähes 9 -kertainen. Alimmillaan vesinäytteiden ero fosforipitoisuuksien välillä jää jopa alle yhden. Kokonaissyvyyksien puolivälistä otetut vesinäytteiden fosforipitoisuudet ovat jonkin verran koholla. Erityisesti näytepisteessä 2, jonka pitoisuus on jopa suurempi kuin pohjanläheisessä näytteessä fosforipitoisuuden arvo on selvästi koholla. Pohjanläheisten vesinäytteiden perusteella Tervalampi luokiteltaisiin ylireheväksi järveksi. Lisäksi tuloksista voidaan päätellä, että pohjan läheisyydessä sedimentistä purkautuu selvästi fosforia alusveteen.

Tervalammen pintasedimenttinäytteistä määritetyt kokonaisfosforipitoisuudet hehkuteista näytteistä sekä kuivatetusta näytteestä on esitetty kuvassa 15. Näytteet 1 ja 3 ovat hehkutettuja sedimenttinäytteitä ja näyte 1k on kuivatettu sedimenttinäyte.



Kuvio 15. Ultraäänihauteen avulla määritetyt kokonaisfosforipitoisuudet.

Pintasedimenttinäytteiden fosforipitoisuudet vaihtelivat välillä 0,0010-0,022 mg/g kiintoaineessa. Näytteille kävi samalla tavalla kuin Huhmarjärven sedimenttinäytteille eli ultraäänihauteella ei saatu kokonaisfosforipitoisuuksia määritettyä. Alhaiset pitoisuudet viittaavat siihen, että näytteistä luultavasti saatiin liukenemaan rautaan ja alumiiniin sitoutunut fosfori. Saatujen tulosten perusteella ei muille järven näytteille ryhdytty tekemään vastaavia määrittelyjä.

Kokonaisfosforipitoisuutta yritettiin myös määrittää XRF:n avulla, mutta jokaisen näytteen kohdalla pitoisuudet jäivät alle laitteen määritysrajan. Fosforin määritysrajan avulla pystyttiin kuitenkin laskemaan näytteiden korkeimmat fosforipitoisuuksien arvot, joiden alapuolelle näytteiden pitoisuudet luultavimmin jäävät. Lasketuissa tuloksissa ei ole otettu huomioon virherajoja, jonka takia se aiheuttaa virhettä laskettuihin tuloksiin.

Lasketut arvot vaihtelivat näytepisteestä riippuen välillä 3,57–4,34 mg/g kiintoaineessa. Nämä pitoisuudet näytepisteissä ovat siis vain suuntaa antavia eikä niiden perusteella voida arvioida sedimentin fosforipitoisuuksia. Fosforipitoisuuksien arvoista voidaan kuitenkin päätellä, että näytteiden pitoisuudet jäävät todennäköisesti nollan ja laskettujen fosforipitoisuusarvojen ympärille.

7.2.4 Raskasmetallipitoisuudet

Taulukossa 4 on esitetty Tervalammen sedimenttien analysoidut raskasmetallipitoisuudet näytepisteittäin. Kadmiumin kohdalla pitoisuudet jäivät alle laitteen määritysrajan ja samoin kävi myös elohopea pitoisuuksille.

Taulukko 4. Tervalammen näytteiden raskasmetallipitoisuudet. Tason 1 ylittävät pitoisuudet on tummettu ja tason 2 kursivoitu.

Piste	As mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Ni mg/kg	Zn mg/kg	Hg mg/kg
T1	5,4	<10	131	35	42	58	195	<5
T2	6,8	<10	101	36	22	59	199	<5
T3	5,3	<10	97	36	31	67	164	<5
T4	10,2	<10	117	56	47	68	243	<5
T5	6,8	<10	126	41	38	89	238	<5
TASO 1	15	0,5	65	50	40	45	170	0,1
<i>TASO 2</i>	<i>60</i>	<i>2,5</i>	<i>270</i>	<i>90</i>	<i>200</i>	<i>60</i>	<i>500</i>	<i>1</i>

Tervalammessa kromipitoisuudet ja nikkelpitoisuudet ylittivät tason 1 kaikissa näytepisteissä. Sinkkipitoisuudet ylittyivät kaikissa näytteissä tason 1 lukuun ottamatta pistettä 3. Lisäksi kuparipitoisuus ylitti tason 1 näytepisteessä 4 ja lyijypitoisuudet pisteissä 1 ja 4. Näytteiden eri raskasmetallipitoisuuksien perusteella voidaan huomata haitallisten raskasmetallien kertyneen Tervalammen pintasedimenttiin. Lisäksi raskasmetallit ovat voineet aiheuttaa muutoksia sedimentin laatuun.

7.2.5 Fe/Mn-suhde

Taulukossa 5 on Tervalammen sedimenttinäytteistä analysoidut raudan ja mangaanin pitoisuudet näytepisteittäin. Lisäksi on laskettu rauta- ja mangaanipitoisuuksien arvojen suhdeluvut, joiden avulla arvioidaan Tervalammen pohjan happitilannetta.

Taulukko 5. Tervalammen näytepisteistä saadut raudan ja mangaanin pitoisuudet sekä lasketut Fe/Mn-suhteet.

Piste	Fe mg/kg	Mn mg/kg	Fe/Mn suhde
T1	50201	537	93
T2	47480	575	83
T3	49528	561	88
T4	54414	553	98
T5	54756	624	88

Tervalammen sedimenttinäytteiden rauta- ja mangaanipitoisuuksien suhde vaihtelee näytepisteissä välillä 88–98. Raudan pitoisuudet jokaisessa näytepisteessä ovat korkeat, jotka johtuvat raudan sitoutumisesta humukseen. Raudan keskinäiset pitoisuudet sekä vastaavasti mangaanin pitoisuudet eivät eroa merkittävästi keskenään eri näytepisteissä. Tämän takia näytepisteiden suhdelukujen välillä ei vallitse suuria eroavaisuuksia. Fe/Mn-suhteiden kohonneet arvot osoittavat happitilanteen mahdollisesta heikentymisestä Tervalammen alusvedessä.

8 Yhteenveto

Huhmarjärven ja Tervalammen tilaa tutkittiin järvien eri kohdista otetuilla pintasedimenttinäytteillä. Sedimenttinäytteistä määritettiin vesipitoisuus, orgaanisen aineksen määrä, kokonaisfosfori, Fe/Mn-suhde sekä raskasmetallipitoisuudet. Pohjanläheisistä vesinäytteistä määritettiin kokonaisfosforipitoisuudet.

Pintasedimenttitutkimuksista saadut heikutushäviötulokset osoittavat, että metsäojitukset ovat aiheuttaneet muutoksia järviin. Metsäalueille tehdyt ojitukset ovat lisänneet mineraaliaineksen ja raudan määrää järvissä. Mangaanipitoisuudet ovat puolestaan vähentyneet järvien pintasedimentissä ojitusten seurauksena.

Suoalueiden ojitukset ovat paikoitellen taas lisänneet kromin määrää järvissä ja etenkin Tervalammen ojitukset ovat lisänneet orgaanisen aineen määrää sedimentissä. Lisäksi ojitusalueilta kulkeutuu kiintoainesta, jotka lisäävät ravinnekuormitusta järviin ja lisäävät siten rehevöitymistä. Peltoviljelystä aiheutuvat ravinnepäästöt kuormittavat myös Huhmarjärveä sekä Tervalampea ja lisäävät niiden rehevöitymistä.

Fe/Mn-suhteen perusteella Huhmarjärvi ja Tervalampi kärsivät happitilanteen heikentymisestä alusvesissä, mutta tilanteen varmistamiseksi pitäisi järviin tehdä happipitoisuusmäärittämiä pohjanläheisistä vesikerroksista. Huhmarjärvestä otettujen vesinäytteiden fosforipitoisuustuloksien keskiarvo on 388 µg/l. Tervalammen fosforipitoisuuksien keskiarvo on jopa 997 µg/l. Vesianalyysien perusteella järvien pohjien läheisyydestä sedimentistä purkautuu fosforia alusveteen. Vesinäytteiden fosforipitoisuuksien perusteella järvet voidaan luokitella ylireheviksi.

Raskasmetallipitoisuuksien perusteella järvien pintasedimentteihin on kertynyt paikoitellen huomattaviakin määriä raskasmetalleja. Raskasmetallit ovat mahdollisesti aiheuttaneet muutoksia pintasedimentin laatuun sekä järvien pohjan mahdollinen happitilanteen heikentyminen on voinut saada raskasmetalleja liukenemaan veteen.

Sedimenttitutkimuksissa vaikeuksia aiheutti uuden menetelmän löytäminen fosforipitoisuuksien määrittämiseksi. Lopulta kokonaisfosforipitoisuuksien määrittäminen pintasedimenttinäytteistä uudella menetelmällä kuitenkin epäonnistui, joka johti siihen, ettei saatu varmaa tietoa sedimentissä olevasta fosforin määrästä. Lisäksi sedimenttinäytteistä ei voitu tarkastella sedimentin sisäkuormituspotentiaalia sekä mahdollista

ajallista jakaumaa sedimentin laadun suhteen, koska sedimentinäytteenottimella saatiin vain muutamien senttien mittaisia näytteitä sedimentin pintakerroksista. Tästä johtuen sedimenttikerroksen laatua ei pystytty analysoimaan tarkemmin.

Lähteet

- 1 Niinimäki, Tmi J & Niinimäki, Juhani. 2011. Poikkipuoliaisen, Tervalammen ja Huhmarjärven kunnostussuunnitelma. Verkkodokumentti. <http://www.vihti.fi/instancedata/prime_product_julkaisu/vihti/embeds/22272_PoTeHu_kunnostussuunnitelma_web.pdf> Luettu 7.7.2014
- 2 Huhmarjärvi. Verkkodokumentti. <<http://vesientila.fi/fi/kunnat/vihti/jarvet/huhmarjarvi>> Luettu 7.7.2014
- 3 Tervalampi. Verkkodokumentti. <<http://vesientila.fi/fi/kunnat/vihti/jarvet/tervalampi>> Luettu 7.7.2014
- 4 Broman, Iris & Lehtoranta, Suvi. Kaava 1123 Tervalammen osayleiskaava. Verkkodokumentti. <<http://vihti02.hosting.documenta.fi/kokous/2014462-8-1.PDF>> Luettu 7.7.2014
- 5 Isoaho, Simo & Valve, Matti. 1988. Vesikemian perusteet. Helsinki. Otakustantamo.
- 6 Sirén, H., Perämäki, P., Laiho, J. 2009. Esikäsittelyn käsikirja. Ylöjärvi. Kemian kustannus Oy.
- 7 Fosforin kierto. Verkkodokumentti. <http://www.pelastajarvi.fi/fosforin_kierto> Luettu 4.8.2014
- 8 Kuokkanen, Anna. 2010. Kandinaatintyö. Fosforin kierron sulkeminen systeemi-innovaationa, CASE: BIOMERI OY. Lappeenrannan teknillinen yliopisto. Verkkodokumentti. <<https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/63751/nbnfi-fe201009082417.pdf?sequence=3>> Luettu 6.8.2014
- 9 Perttilä, Matti. Fosforin kierto. Verkkodokumentti. <http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/rehevoityminen/fi_FI/fosforin_kierto/> Luettu 4.8.2014
- 10 Lindholm, Milla. 2005. Pro Gradu-tutkielma. Veden ja järvisedimentin laatu Vih-tamonjoen valuma-alueella Sotkamossa. Helsingin yliopisto. Verkkodokumentti. <<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/29024/vedenjaj.pdf?sequence=1>>
- 11 Sedimenttitutkimus. Verkkodokumentti. <http://www.ramboll.fi/palvelut/vesi_ja_ymparisto/maapera_ja_pohjavesi/sedimentti> Luettu 6.9.2014
- 12 Metallit ja niiden myrkyllisyys. Verkkodokumentti. <<http://www.ymparisto.fi/miljo/html/fmetfakt.htm>> Luettu 8.9.2014
- 13 Metallit vesistösedimentissä. Verkkodokumentti. Geologian tutkimuskeskus. <http://www.gtk.fi/_system/print.html?from=/tutkimus/tutkimusohjelmat/kaivostoiminta/metallit.html> Luettu 8.9.2014
- 14 Metallit Itämeren sedimenteissä. Verkkodokumentti. <http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/haitalliset_aineet/fi_FI/metallit_itameren_sedimenteissa/> Luettu 8.9.2014

- 15 Koivuhuhta, Auri & Nikkarinen, Maria. 2006. Kirjallisuuskooste kromin ympäristö-geokemiallisesta luonteesta ja tutkimusmenetelmistä – painoalueena Suomi. Verkkodokumentti. Geologian tutkimuskeskus.
<http://arkisto.gtk.fi/s49/S_49_0000_2006_1.pdf> Luettu 8.9.2014
- 16 Jäntti, Tuomas. 2012. Pro Gradu – tutkielma. Kuparin, nikkelin ja Sinkin vaikutukset maaperän hajotustoimintaan Luikonlahden kaivosympäristössä. Itä-Suomen yliopisto, Ympäristötieteen laitos. Verkkodokumentti.
<http://epublications.uef.fi/pub/urn_nbn_fi_uef-20120167/urn_nbn_fi_uef-20120167.pdf> Luettu 8.9.2014
- 17 Tuomisto, J., Vartiainen, T., Tuomisto, J, T. 2011. Dioksiinit ja PCB-yhdisteet: synopsis. Verkkodokumentti. Terveysten ja hyvinvoinnin laitos.
<<http://www.thl.fi/thl-client/pdfs/ab0100ce-2e1f-4cac-9ac3-84eaf5b05b63>> Luettu 10.11.2014
- 18 Bioturbaatio. 2010. Verkkodokumentti. Itämeriportaali.
<http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/sanakirja/fi_FI/bioturbaatio/> 12.5.2010. Luettu 31.10.2014
- 19 Heikkilä, Kimmo. Raportti. Satamuta- hanke. Valk,- Joutsu,- ja Karhijärven sedimenttitutkimukset. Turun yliopisto. Verkkodokumentti.
<<http://www.valkjarvi.fi/Valkjarvi/Photo/PuhdValkj/Satamutaraportti.pdf>> Luettu 12.7.2014
- 20 SFS 3008. Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen.
- 21 Pirkanmaan liitto. 2011. Pirkanmaan 1. vaihemaakuntakaavan (turvetuotanto) vesistöselvitys humus- ja kiintoainekuormitus ja vesistövaikutukset 9.5.2011. Verkkodokumentti.
<http://www.pirkanmaa.fi/files/files/maakuntakaavoitus/1vmk_turve/Taustaselvitykset/Pdf/Vesistoselvitys090511_NETTI.pdf> Luettu 10.11.2014
- 22 Paloheimo, Anna. 2010. Köyliönjärvi, Tila, kuormitus ja kunnostus. Verkkodokumentti.<http://www.pyhajarvi-instituutti.fi/image/pdf-tiedostot/kjn_tila_kuormitus_kunnostus_nettiin.pdf> Luettu 14.10.2014
- 23 Oravainen, Reijo. 1999. Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi havaintoesimerkein varustettuna. Verkkodokumentti. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys. <<http://www.kvvy.fi/opasvihkonen.pdf>>
- 24 Ympäristöministeriö. 2004. Sedimenttien ruoppaus ja läjitysohje. Helsinki
- 25 Handheld XRF analyzers, Limits of detection. Verkkodokumentti. Olympus.
<http://cache.olympus-ims.com/downloads/storage/276824325/Handheld_XRF_PTE_201210_L.pdf?__gda__=1415982500_b01cd635074b2a034ebad9c04856fee> Luettu 17.10.2014

Huhmarjärven ja Tervalammen sedimenttinäytteistä määritetyt metallipitoisuudet (mg/kg) virherajoiheen

Date	Time	Reading	Mode	P	P +/-	S	S +/-	Cl	Cl +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	<LOD	4144	2180	420	<LOD	365	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	<LOD	3907	<LOD	1005	<LOD	340	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	<LOD	4278	<LOD	1149	<LOD	375	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	<LOD	4185	3746	498	<LOD	392	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	<LOD	4014	3772	466	<LOD	332	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	<LOD	4197	1687	419	<LOD	391	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	<LOD	3724	2181	383	<LOD	319	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	<LOD	3690	2058	376	<LOD	313	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	<LOD	4229	2771	453	<LOD	382	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	<LOD	4077	9202	552	<LOD	294	H5

Date	Time	Reading	Mode	K	K +/-	Ca	Ca +/-	Ti	Ti +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	19356	306	9656	160	4047	66	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	13947	244	7706	137	3249	57	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	20091	325	9797	167	3839	66	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	19017	315	10120	172	3969	68	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	16764	270	9463	154	3950	63	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	14471	264	7673	145	3444	63	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	17417	268	10292	157	2998	51	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	14426	242	10196	159	2745	49	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	19792	319	8999	157	3931	66	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	12667	207	19497	240	2211	39	H5

Date	Time	Reading	Mode	V	V +/-	Cr	Cr +/-	Mn	Mn +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	88	5	131	9	537	12	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	64	5	101	9	575	13	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	81	5	97	9	561	13	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	95	5	117	10	553	13	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	82	5	126	9	624	13	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	74	5	115	10	748	16	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	74	4	91	8	604	12	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	58	4	71	7	510	11	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	76	5	99	9	561	13	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	51	3	65	6	188	7	H5

Date	Time	Reading	Mode	Fe	Fe +/-	Co	Co +/-	Ni	Ni +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	50201	291	<LOD	257	58	8	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	47480	289	<LOD	260	59	9	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	49528	296	<LOD	262	67	9	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	54414	326	<LOD	278	68	9	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	54756	317	<LOD	271	89	9	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	52777	326	<LOD	280	70	9	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	39927	227	<LOD	217	57	8	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	32565	197	<LOD	201	49	8	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	52576	315	<LOD	273	62	9	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	17557	120	<LOD	148	<LOD	21	H5

Date	Time	Reading	Mode	Cu	Cu +/-	Zn	Zn +/-	As	As +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	35	4	195	5	5,4	1,6	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	36	4	199	6	6,8	1,4	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	36	4	164	5	5,3	1,5	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	56	5	243	6	10,2	1,8	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	41	4	238	6	6,8	1,6	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	27	4	192	6	<LOD	4,6	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	29	4	148	5	7,7	1,4	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	28	4	133	4	<LOD	4,1	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	45	4	204	6	8,5	1,8	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	47	4	64	3	5,7	1,5	H5

Date	Time	Reading	Mode	Se	Se +/-	Rb	Rb +/-	Sr	Sr +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	<LOD	2,5	146	2	200	5	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	<LOD	2,7	122	2	166	5	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	<LOD	2,5	149	2	195	5	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	<LOD	2,4	140	2	195	5	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	<LOD	2,4	137	2	180	5	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	<LOD	2,6	116	2	153	4	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	<LOD	2,4	112,6	1,9	217	5	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	<LOD	2,4	100,7	1,8	222	5	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	<LOD	2,5	147	2	204	5	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	<LOD	2,2	90,6	1,8	292	6	H5

Date	Time	Reading	Mode	Y	Y +/-	Zr	Zr +/-	Mo	Mo +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	27	2	257	6	<LOD	10	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	26	2	193	5	<LOD	9	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	27	2	240	6	<LOD	10	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	33	2	222	6	<LOD	10	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	29	2	195	5	<LOD	9	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	21,2	2	185	5	<LOD	10	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	26,4	1,9	258	6	<LOD	9	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	23	1,8	299	6	<LOD	10	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	25	2	253	6	<LOD	10	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	21	1,8	240	6	17	3	H5

Date	Time	Reading	Mode	Ag	Ag +/-	Cd	Cd +/-	Sn	Sn +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	<LOD	27	<LOD	14	<LOD	35	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	<LOD	28	<LOD	15	<LOD	35	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	<LOD	28	<LOD	15	<LOD	37	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	<LOD	28	<LOD	15	36	12	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	<LOD	27	<LOD	14	<LOD	33	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	<LOD	29	<LOD	15	<LOD	36	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	<LOD	26	<LOD	14	<LOD	33	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	<LOD	27	<LOD	14	<LOD	34	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	<LOD	29	<LOD	15	<LOD	37	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	<LOD	26	<LOD	13	<LOD	31	H5

Date	Time	Reading	Mode	Sb	Sb +/-	W	W +/-	Hg	Hg +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	<LOD	39	<LOD	17	<LOD	8	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	<LOD	39	<LOD	18	<LOD	7	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	<LOD	42	<LOD	16	<LOD	7	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	<LOD	39	<LOD	17	<LOD	8	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	<LOD	37	<LOD	17	<LOD	7	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	<LOD	40	<LOD	17	<LOD	8	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	<LOD	37	<LOD	14	<LOD	7	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	<LOD	38	<LOD	15	<LOD	7	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	<LOD	41	<LOD	16	9	3	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	<LOD	34	<LOD	13	<LOD	6	H5

Date	Time	Reading	Mode	Pb	Pb +/-	Bi	Bi +/-	Th	Th +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	42	3	<LOD	22	79	13	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	22	2	<LOD	24	75	13	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	31	3	<LOD	23	87	13	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	47	3	<LOD	24	63	13	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	38	3	<LOD	23	84	13	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	30	3	<LOD	24	47	13	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	24	2	<LOD	21	80	12	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	29	2	<LOD	22	37	12	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	51	3	<LOD	23	81	14	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	43	3	<LOD	22	55	13	H5

Date	Time	Reading	Mode	U	U +/-	Field Label 1
5.9.2014	13:17:14	#5	Soil	<LOD	8	T1
5.9.2014	13:19:15	#6	Soil	<LOD	8	T2
5.9.2014	13:21:06	#7	Soil	<LOD	8	T3
5.9.2014	13:22:39	#8	Soil	9	3	T4
5.9.2014	13:24:22	#9	Soil	<LOD	7	T5
5.9.2014	13:25:56	#10	Soil	<LOD	8	H1
5.9.2014	13:27:24	#11	Soil	<LOD	7	H2
5.9.2014	13:28:50	#12	Soil	<LOD	7	H3
5.9.2014	13:30:14	#13	Soil	<LOD	8	H4
5.9.2014	13:31:32	#14	Soil	<LOD	8	H5

Limits of Detection



Your Vision, Our Future

Low-Density Sample Types – (soils, powders, liquids)

Not Measured	<1%	<0.5%	<200 ppm
<50 ppm	<20 ppm	<10 ppm	<5 ppm

	IIA		IIIB		IVB		VB		VIB		VIIB		Group VIII		IIB		IIIA		IVA		VA		VIA		VIA		He							
H	1																											2						
Li	3	0.05	0.11	Be	4																							0.05	Ne	10				
Na	11	1.04	1.07	Mg	12	1.3																						2.06	Ar	18				
K	19	3.31	3.59	Ca	20	4.01	4.05	4.03	4.51	4.93	5.09	5.40	5.41	5.95	6.40	6.4	7.06	6.93	7.65	7.46	0.26									0.05				
Rb	37	1.04	1.06	Sr	38	1.17	1.81	1.87	1.92	2.04	2.12	2.17	2.26	2.29	2.30	2.42	2.54	2.56	2.69	2.83	2.94	2.99	2.99	3.15	3.13	3.32	3.20	3.40		1.59	1.64			
Cs	55	30.97	34.99	Ba	56	35.38	55.79	63.23	57.53	65.22	59.32	67.24	59.32	67.24	61.14	69.31	63	71.41	64.9	73.56	66.03	75.75	68.8	77.96	68.8	77.96	72.07	82.58	74.97	84.94		20.78	33.62	
Fr	87	16.1	97.47	Ra	88	103.13	12.03	14.77	12.24	15.24																						83.78	94.07	
La	57	33.44	37.81	Ce	58	39.26	34.72	39.26	36.03	40.75	37.36	42.27	37.36	42.27	38.72	43.83	40.12	46.44	41.54	47.04	43	48.7	44.48	50.38	44.48	50.38	47.55	53.88	48.13	55.63		20.78	33.62	
Pr	59	36.03	40.75	Nd	60	44.05	36.03	40.75	36.03	40.75	37.36	42.27	37.36	42.27	38.72	43.83	40.12	46.44	41.54	47.04	43	48.7	44.48	50.38	44.48	50.38	47.55	53.88	48.13	55.63		20.78	33.62	
Sm	62	40.12	46.44	Pm	61	44.05	36.03	40.75	36.03	40.75	37.36	42.27	37.36	42.27	38.72	43.83	40.12	46.44	41.54	47.04	43	48.7	44.48	50.38	44.48	50.38	47.55	53.88	48.13	55.63		20.78	33.62	
Eu	63	41.54	47.04	Gd	64	46.44	41.54	47.04	41.54	47.04	43	48.7	44.48	50.38	44.48	50.38	47.55	53.88	48.13	55.63	50.74	57.52	52.39	59.37	52.39	59.37	54.07	61.28				20.78	33.62	
Tm	69	50.74	57.52	Yb	70	54.07	50.74	57.52	50.74	57.52	52.39	59.37	52.39	59.37	54.07	61.28	54.07	61.28	54.07	61.28	50.74	57.52	52.39	59.37	52.39	59.37	54.07	61.28				20.78	33.62	
Er	68	48.13	55.63	Ho	67	46.44	41.54	47.04	41.54	47.04	43	48.7	44.48	50.38	44.48	50.38	47.55	53.88	48.13	55.63	50.74	57.52	52.39	59.37	52.39	59.37	54.07	61.28				20.78	33.62	
Fm	100	120.60	136.38	Es	99	116.35	120.60	136.38	116.35	120.60	120.60	136.38	116.35	120.60	120.60	136.38	116.35	120.60	120.60	136.38	116.35	120.60	120.60	136.38	116.35	120.60	120.60	136.38				20.78	33.62	
Md	101	16.33	21.79	Cf	98	15.66	16.02	21.17	16.02	21.17	16.02	21.17	16.02	21.17	16.02	21.17	15.66	20.56	15.66	20.56	16.02	21.17	16.33	21.79	16.33	21.79	16.02	21.17				20.78	33.62	
No	102	7.18	8.1	Lr	103	7.18	8.1																										11.73	14.32

Kuvio 16. Alkuaineiden määrittysrajat XRF:llä. [25.]

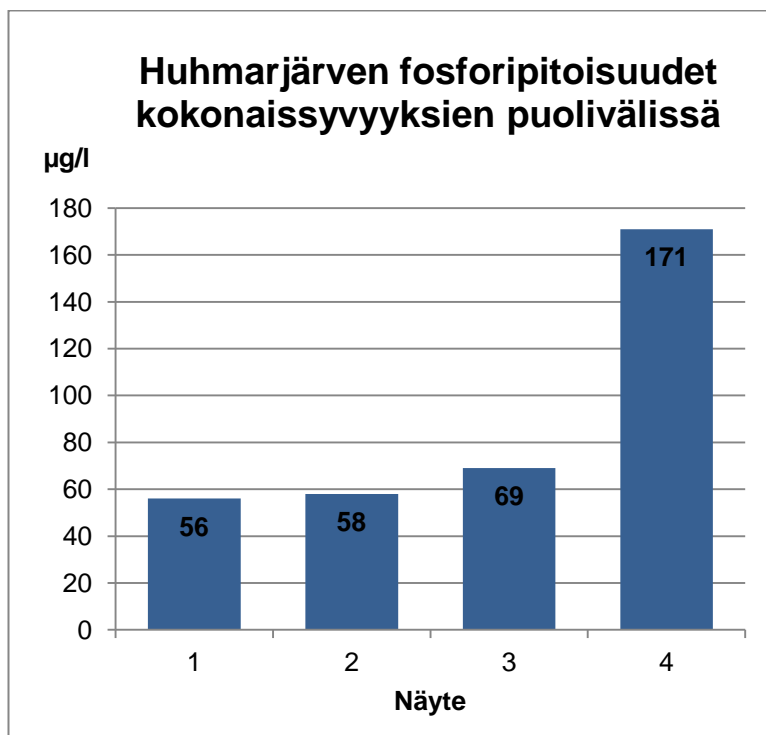
Huhmarjärven aikaisemmat fosforipitoisuudet vuosina 1991–2011 sekä elokuussa 2014 otettujen vesinäytteiden tulokset



Kuvio 17. Kokonaisfosforipitoisuudet Huhmarjärvässä vuosina 1991–2011 $\mu\text{g/l}$ noin 1,0 m:ssä. Musta viiva on trendiviiva. [1.]

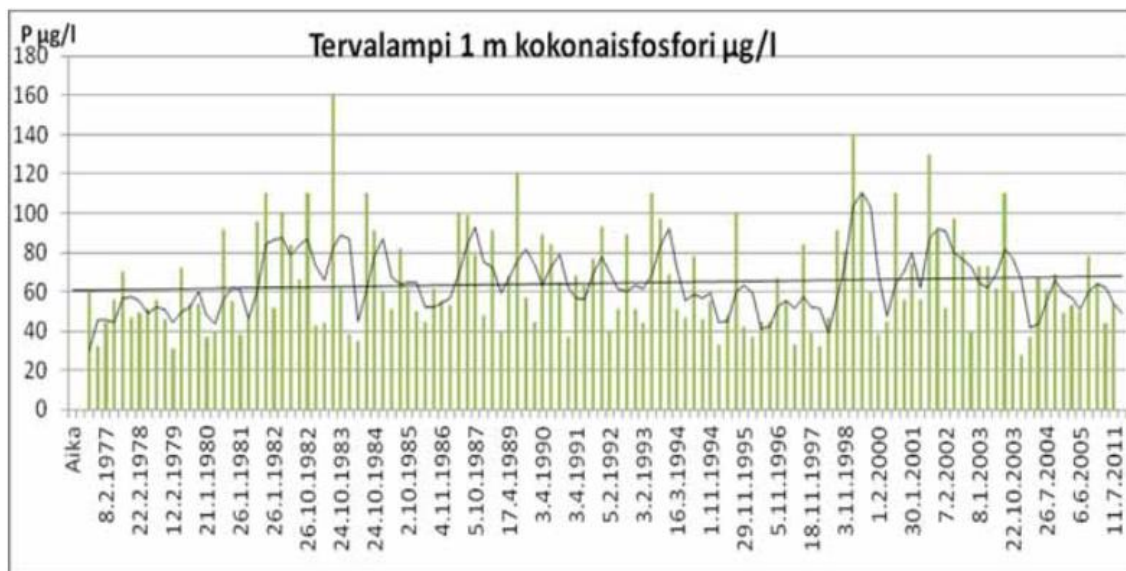


Kuvio 18. Kokonaisfosforipitoisuudet Huhmarjärvässä vuosina 1991–2011 $\mu\text{g/l}$ noin metri pohjan pinnan yläpuolella. Musta viiva on trendiviiva. [1.]

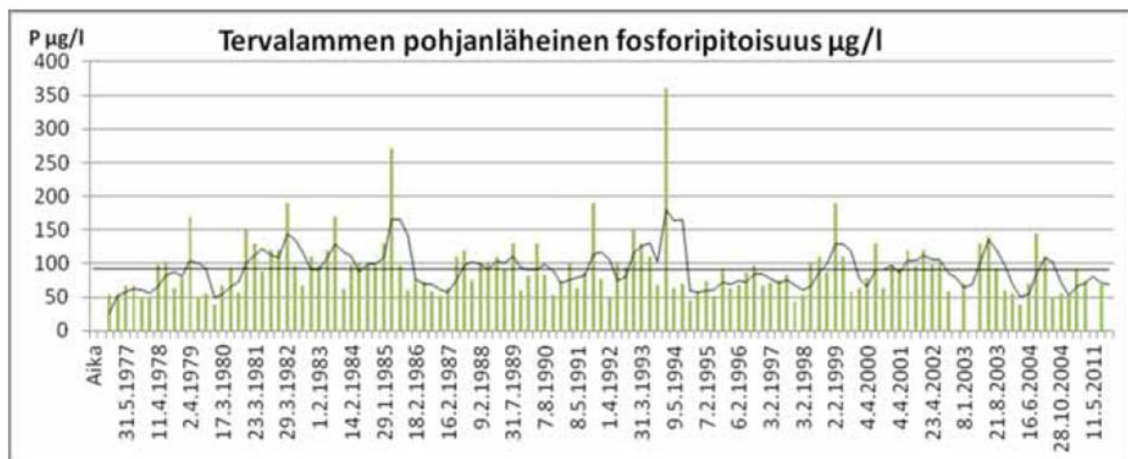


Kuvio 19. Huhmarjärven kokonaisfosforipitoisuudet näytepisteiden kokonaissyvyyksien puolivälissä µg/l.

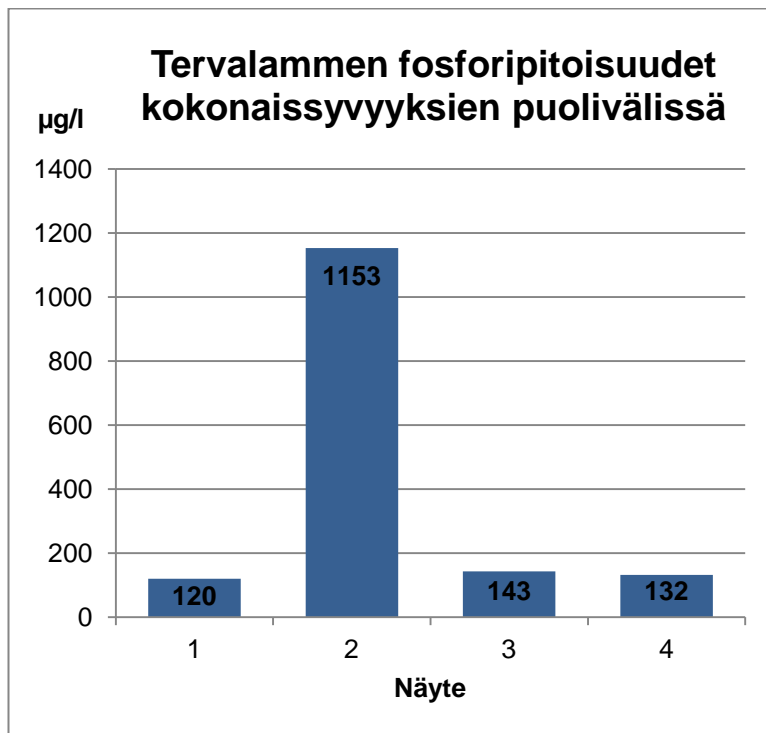
Tervalammen fosforipitoisuudet aikaisempina vuosina sekä elokuussa 2014 otettujen vesinäytteiden tulokset



Kuvio 20. Kokonaisfosforipitoisuudet Tervalammessa vuosina 1970–2011 µg/l noin 1,0 m:ssä. Musta viiva on trendiviiva ja käyräviiva keskiarvokäyrä. [1.]



Kuvio 21. Kokonaisfosforipitoisuudet Tervalammessa vuosina 1976–2011 µg/l noin metri pohjan pinnan yläpuolella. Musta viiva on trendiviiva ja käyräviiva keskiarvokäyrä. [1.]



Kuvio 22. Tervalammen kokonaisfosforipitoisuudet näytepisteiden kokonaissyvyyksien puolivälissä µg/l.

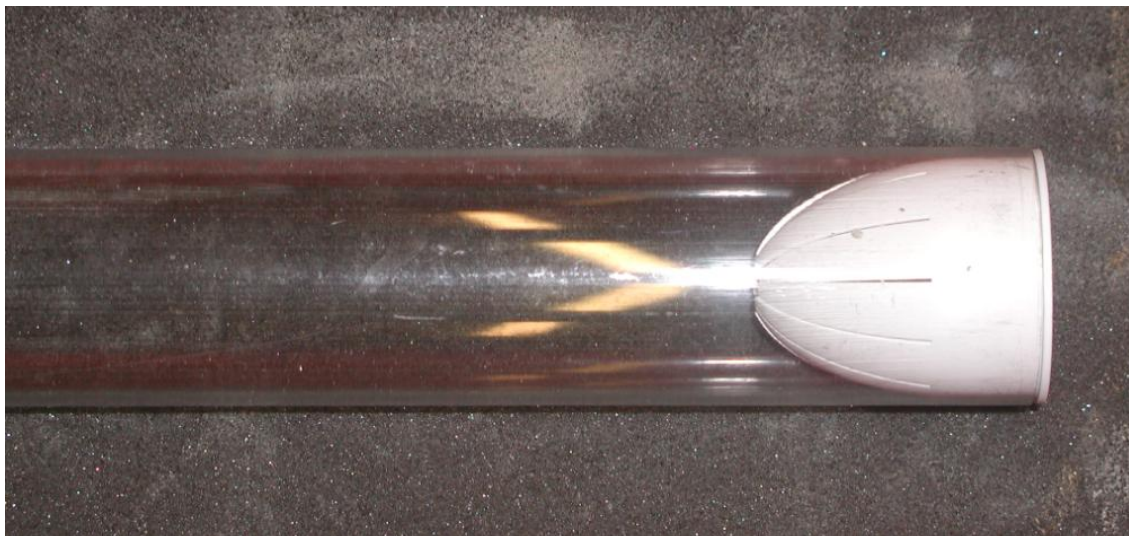
Työn aikana otettuja kuvia



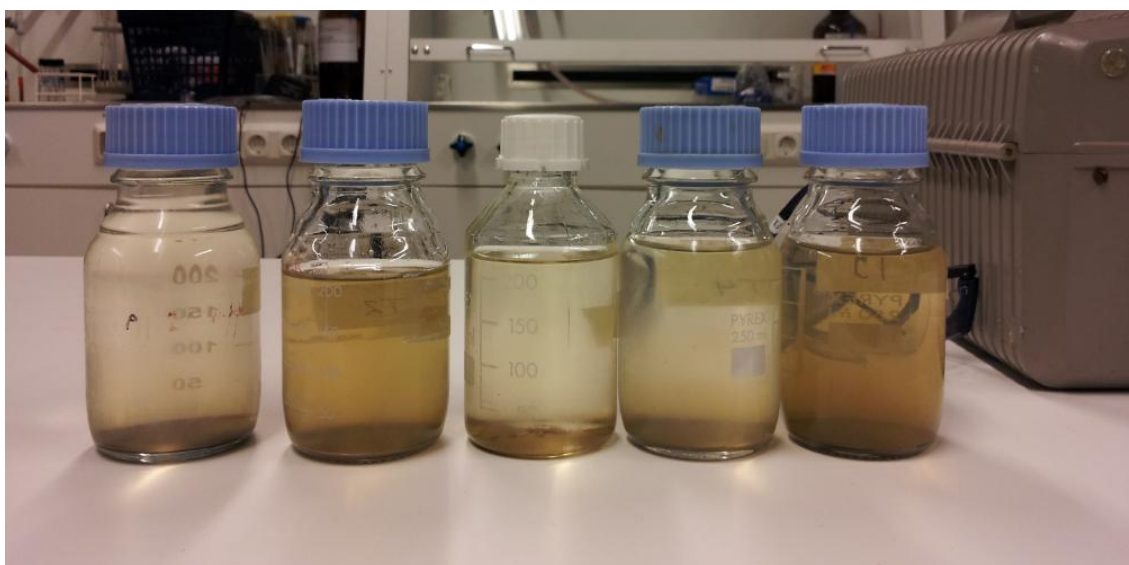
Kuvio 23. Sedimenttiputkinäytteenotin.



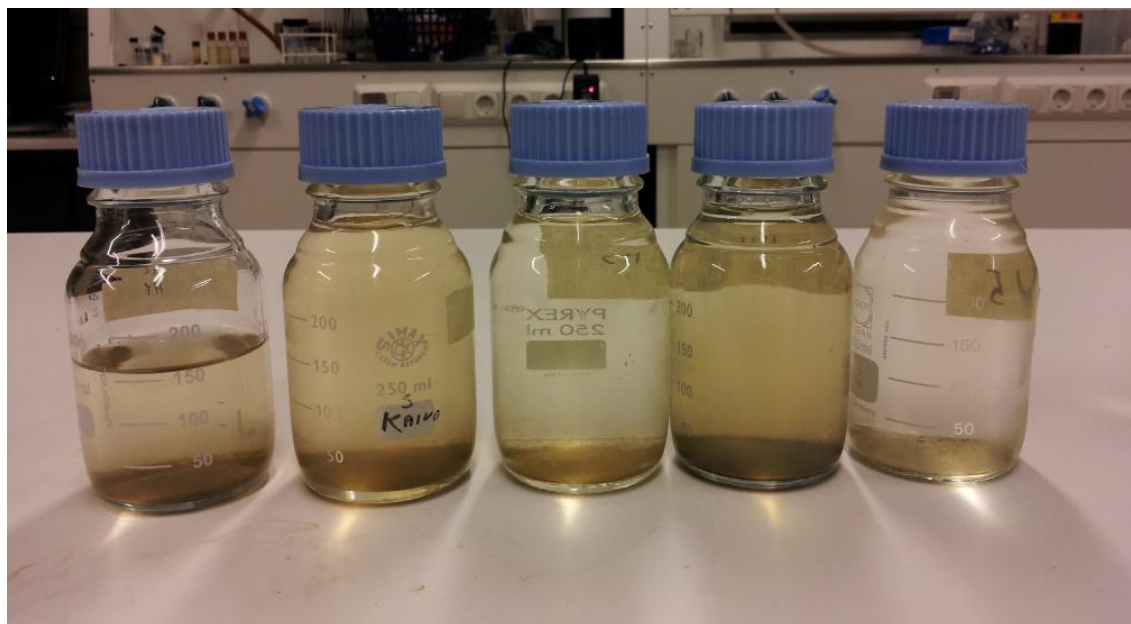
Kuvio 24. Sedimenttiputkinäytteenotimessa käytettävä näytesylinteri.



Kuvio 25. Näytesylintereissä käytettävä sulkijakenno.



Kuvio 26. Tervalammen pohjanläheiset vesinäytteet.



Kuvio 27. Huhmarjärven pohjanläheiset vesinäytteet.



Kuvio 28. Kuivatettu sedimentinäyte.



Kuvio 29. Osa hehkutetuista sedimentinäytteistä.



Kuvio 30. Typpihappoon liuotetut ja suodatetut sedimentinäytteet, joiden pH on korjattu natriumkarbonaatilla.



Kuvio 31. Kokonaisfosforipitoisuuksien määrittämisessä käytetty ultraäänihaude.



Kuvio 32. Kokonaisfosforipitoisuuksien analysoimisessa käytetty Hach Lange DR 3900 spektrofometri sekä Hach Lange LT 200 termostaatti.