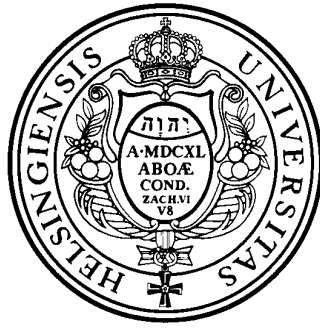


# VEDEN JA JÄRVISEDIMENTTIEN LAATU VIHTAMONJOEN VALUMA-ALUEELLA SOTKAMOSSA



Milla Lindholm  
Pro Gradu-tutkielma  
Maantieteen laitos  
Helsingin yliopisto  
Huhtikuu 2005



Pro gradu -tutkielma  
Maantiede  
Luonnonmaantiede

Veden ja järvisedimenttien laatu Vihtamonjoen valuma-alueella Sotkamossa

Milla Lindholm

2005

Ohjaaja(t): Matti Tikkanen ja Juhani Virkanen

HELSINGIN YLIOPISTO  
MAANTIETEEN LAITOS

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)  
00014 Helsingin yliopisto

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty <b>Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta</b>		Laitos – Institution – Department <b>Maantieteen laitos</b>	
Tekijä – Författare – Author <b>Milla Lindholm</b>			
Työn nimi – Arbetets title – Title <b>Veden ja järvisedimenttien laatu Vihtamonjoen valuma-alueella Sotkamossa</b>			
Oppiaine – Läroämne – Subject <b>Maantiede</b>			
Työn laji – Arbetets art – Level <b>Pro gradu-tutkielma</b>		Aika – Datum – Month and Year <b>Huhtikuu 2005</b>	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages <b>110 s. + liitteet 5 s.</b>
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Tutkimuksen kohteena on 55 neliökilometrin kokoinen Vihtamonjoen valuma-alue, jonka pinta-alasta noin kolmannes on metsäojitettua. Laajimmat metsäojitukset alueella on tehty vuosina 1959–1970. Valuma-alueen vesistö koostuu useista järvioltaista ja niiden välisistä puroista sekä joista. Metsäojitusten jälkeen vesistössä on ollut havaittavissa muun muassa madaltumista, vesikasvillisuuden runsastumista, kalakannan muutoksia sekä puro- ja jokivarsien pajukoitumista. Tässä tutkimuksessa on pyritty selvittämään valuma-alueen vesistöjen tämän hetkistä tilaa sekä sedimentaationopeutta ja sedimentin laadussa tapahtuneita muutoksia viimeisten vuosikymmenten aikana. tutkimus perustuu pääasiassa vesi- ja sedimenttinäytteisiin.</p> <p>Vesinäytteet kerättiin elokuussa 2003 ja maaliskuussa 2004 useista eri pisteistä valuma-alueella. Sedimenttinäytteet kerättiin maaliskuussa 2004 neljästä järvestä. Ojitusten aiheuttamien muutosten osoittamiseksi sedimenttinäytteistä määritettiin orgaanisen aineksen määrä, kokonaisfosfori, rauta, mangaani, Fe/Mn-suhde, sinkki ja kupari. Veden laatua selvitettiin määrittämällä veden sähkönjohtavuus, alkaliteetti, pH, happipitoisuus sekä natrium-, kalium-, magnesium-, kalsium-, sulfaatti-, kloori- ja fluoripitoisuudet. Lisäksi ravinteista määritettiin nitraatti, ammonium ja fosfaatti.</p> <p>Sedimentin laadussa oli hehkutushäviön ja kemiallisten analyysien perusteella havaittavissa selkeitä, metsäojituksesta johtuvia muutoksia. Muutokset havaittiin 15–25 cm:n syvyydellä sedimentissä. Metsäojitukset ovat useimmissa tapauksissa aiheuttaneet mineraaliaineksen, raudan, sinkin ja kuparin pitoisuuksien kasvua. Kokonaisfosforin ja mangaanin pitoisuudet ovat puolestaan vähentyneet sedimentissä. Sedimentaationopeudet vaihtelivat järvissä ojitusten jälkeisinä vuosina välillä 4,1–6,7 mm/vuosi. Sedimentaationopeus on todennäköisesti kasvanut ojitusten seurauksena. Sedimenttianalyyseistä lasketun Fe/Mn-suhteen perusteella voidaan päätellä, että järvissä on valinnut happikato ojitusten jälkeisinä vuosina.</p> <p>Vedenlaatu osoittautui normaaliksi Vihtamonjoen valuma-alueella. Happimittaukset antoivat viitteitä happivajeesta maaliskuussa 2004, mutta muuten vesistä tehdyt määritykset osoittivat vedenlaadun Kainuun alueelle tyypilliseksi.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords <b>Vedenlaatu, järvisedimentti, metsäojitus, järvikunnostus</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Kumpulán tiedekirjasto</b>			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion – Faculty Faculty of Science		Laitos – Institution – Department Department of Geography	
Tekijä – Författare – Author Milla Lindholm			
Työn nimi – Arbetets title – Title Water and lake sediment quality in Vihtamonjoki catchment area in Sotkamo			
Oppiaine – Läroämne – Subject Geography			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu		Aika – Datum – Month and Year April 2005	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages 110 p. + appendices 5 p.
Tiivistelmä – Referat – Abstract  <p>The study area, Vihtamonjoki catchment area, is 55 square kilometres and a third of it has been ditched. The largest ditchings have been done in years 1959–1970. The water system in the catchment area builds up of several lake basins, brooks and rivers. This study tries to discover the water quality at present. It also tries to determine the sedimentation rate and the changes on the sediment quality during the past decades.</p> <p>The water samples were collected in August 2003 and in March 2004 from several places in the catchment area. On March 2004 the sediment samples were collected from four lake basins. Organic matter, total phosphorus, iron, manganese, Fe/Mn-ratio, zinc and copper were determined from sediment samples. The water quality was determined by electric conductivity, alkalinity, pH, oxygen content and the content of sodium, potassium, magnesium, calcium, sulphate, chlorine and fluoride. Also the nutrients, nitrate, ammonium and phosphate, were determined.</p> <p>Chemical analyses and loss on ignition analyses showed clear changes in sediment quality in samples taken from 15–25 cm depth, thus showing the time of the ditching. In most cases the forest ditching had caused increase in mineral matter, iron, zinc and copper and decrease in total phosphorus and organic matter. Sedimentation rates vary between 4,1 to 6,7 mm/year in lakes after the forest ditching. Sedimentation rates have probably increased due to the forest ditching. The Fe/Mn-ratio shows that there has been a lack of oxygen in the lakes for some years after the forest ditching.</p> <p>The water quality proved to be normal in the Vihtamonjoki catchment area. Oxygen content in March 2004 pointed to the conclusion that there might be lack of oxygen in winter. Other analysis showed the water quality to be typical for the Kainuu area.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Water quality, lake sediment, forest ditching, lake restoration			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Kumpula Science Library			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

<b>1. JOHDANTO .....</b>	<b>3</b>
<b>2. JÄRVIVESI.....</b>	<b>5</b>
2.1. JÄRVIEN VEDENLAATU.....	5
2.2. VIRTAUKSET JA AALLOKOT JÄRVISSÄ .....	6
2.3. LÄMPÖTILAKERROSTUNEISUUS.....	8
<b>3. JÄRVI SEDIMENTAATIOYMPÄRISTÖNÄ .....</b>	<b>9</b>
3.1. ALLOKTONINEN AINES .....	10
3.2. AUTOKTONINEN AINES.....	11
3.3. JÄRVIEN SEDIMENTAATIOALUEET .....	11
<b>4. VEDENLAATUUN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ .....</b>	<b>13</b>
4.1. JÄRVIEN RAVINNEKUORMITUS .....	13
4.2. RAVINTEIDEN SEDIMENTOITUMINEN, VAPAUTUMINEN JA PIDÄTTYMINEN .....	14
4.3. RAVINTEISUUSTASOT.....	15
4.4. REHEVÖITYMINEN .....	16
4.5. SÄHKÖNJOHTAVUUS .....	17
4.6. pH.....	18
4.7. ALKALITEETTI .....	19
4.8. HAPPIPITOISUUS .....	21
4.9. LUONNONVESIEN ALKUAINETIA.....	22
4.9.1. <i>Rikki</i> .....	22
4.9.2. <i>Kloori ja fluori</i> .....	23
4.9.3. <i>Kalsium ja magnesium</i> .....	24
4.9.4. <i>Natrium ja kalium</i> .....	24
4.9.5. <i>Emäskationien vaikutus suolta valuvan veden happamuuteen</i> .....	25
<b>5. SEDIMENTIN LAATUUN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ .....</b>	<b>27</b>
5.1. ORGAANINEN AINES.....	27
5.2. SEDIMENTIN ALKUAINETIA .....	27
5.2.1. <i>Rauta</i> .....	27
5.2.2. <i>Mangaani</i> .....	28
5.2.3. <i>Redokspotentiaali ja Fe/Mn-suhde</i> .....	29
5.2.4. <i>Kupari</i> .....	31
5.2.5. <i>Sinkki</i> .....	31
<b>6. METSÄOJITUKSET JA NIIDEN VESISTÖVAIKUTUKSET .....</b>	<b>33</b>
6.1. METSÄOJITUSTEN HISTORIA SUOMESSA.....	33
6.2. METSÄOJITUSTEN VESISTÖVAIKUTUSTEN TUTKIMUS .....	35
6.3. METSÄOJITUSTEN VESISTÖVAIKUTUKSET .....	36
6.3.1. <i>Valunnan muutokset</i> .....	37
6.3.2. <i>Kiintoainekuormitus</i> .....	38
6.3.3. <i>Ravinnehuuhtoumat</i> .....	40
6.3.4. <i>Muut vedenlaadun muutokset</i> .....	42
6.3.5. <i>Vesiensuojelu metsäojitusten yhteydessä</i> .....	44
6.3.6. <i>Muut metsätaloustoimenpiteet</i> .....	44

<b>7. TUTKIMUSALUE</b> .....	<b>46</b>
7.1. SIAINTI .....	46
7.2. VESISTÖT .....	47
7.3. KORKEUSSUHTEET JA KALLIOPERÄ .....	52
7.4. ALUEEN MYÖHÄISJÄÄKAUDEN AIKAINEN KEHITYS .....	54
7.5. VALUMA-ALUEEN MAANKÄYTTÖ JA METSÄOJITUKSET .....	54
<b>8. TUTKIMUSAINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>57</b>
8.1. KENTTÄTYÖT .....	58
8.2. LABORATORIOANALYYSIT .....	61
8.3. KARTTATULKINNAT, ARKISTOT JA TIETOKANNAT .....	63
<b>9. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELUA</b> .....	<b>65</b>
9.1. POHJASEDIMENTIT .....	65
9.1.1. Vihtamonjärvi .....	65
9.1.1.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus .....	65
9.1.1.2. Muutokset sedimentin laadussa .....	69
9.1.2. Mustalampi .....	71
9.1.2.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus .....	71
9.1.2.2. Muutokset sedimentin laadussa .....	73
9.1.3. Kalliojärvi .....	75
9.1.3.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus .....	77
9.1.3.2. Muutokset sedimentin laadussa .....	78
9.1.4. Autiojärvi .....	80
9.1.4.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus .....	80
9.1.4.2. Muutokset sedimentin laadussa .....	82
9.2. VEDENLAATU .....	84
9.2.1. Sähkönjohtavuus .....	84
9.2.2. pH.....	86
9.2.3. Alkaliteetti.....	87
9.2.4. Happipitoisuus .....	88
9.2.5. Kationit ja anionit valuma-alueen vesissä.....	90
9.2.6. Ravinteet .....	94
<b>10. YHTEENVETO</b> .....	<b>96</b>
<b>11. JATKOTUTKIMUSAIHEET JA KUNNOSTUSEHDOTUKSET</b> .....	<b>99</b>
<b>KIITOKSET</b> .....	<b>101</b>
<b>LÄHDELUETTELO</b> .....	<b>101</b>
<b>LIITTEET</b>	

## 1. JOHDANTO

Suomen pinta-alasta on vettä noin kymmenesosa. Vaikka vettä on näennäisesti paljon, järviemme sisältämä vesimäärä on pieni, koska ne ovat hyvin matalia. Veden vähäisyydestä johtuen vesiluontomme on herkkää likaantumiselle ja muille ihmisen aiheuttamille muutoksille. Nykyään suurin osa vesistöjen kuormituksesta on hajakuormitusta, jota aiheuttaa muun muassa maa- ja metsätalous. Näistä metsätalous on huomattavasti vähäisempää koko maan mittakaavassa, mutta paikallisesti sen merkitys voi olla suuri. Kainuussa metsätalous on merkittävä vesistöjen kuormittaja (Markkanen et al. 2001: 7).

Voimakkaimmillaan metsätalous ja erityisesti siihen liittyvä metsäojitus on ollut 1960- ja 1970-luvuilla. Silloin tavoitteena oli saada metsät kasvamaan paremmin eikä vesien ja suoloannon suojeluun juurikaan kiinnitetty huomiota. 1980-luvulle tultaessa ympäristötietous alkoi kasvaa. Elintason kohoaminen ja ympäristöarvojen tunnustaminen ovat muuttaneet asenteita suojelumuönteisemmiksi. Nykypäivää kohti tultaessa myös metsätaloudessa on pyritty ottamaan vesiensuojelu huomioon. Vuonna 1978 aloitettiin niin kutsuttu Nurmes-tutkimus ja vuonna 1990 METVE-tutkimus, joiden tarkoituksina oli tutkia metsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutuksia. Projektit tuottivat runsaasti tulosta liittyen soilta valuvan vedenlaatumuutoksiin, mutta yhä edelleen varsinaisten vaikutusten tutkiminen kuormituksen vastaanottavista vesistöistä on ollut suhteellisen vähäistä (Kuormitus 1999).

Vesien suojeluun kohdistunut kiinnostus on lisääntynyt ja vesistökuunnostushankkeita suunnitellaan jatkuvasti lisää. Tämän työn taustalla on Sotkamon kunnanhallituksen 17.12.2001 tekemä päätös selvittää alustavasti kunnan alueen vesistökuunnostustarpeet. Vuoden 2003 alussa asukkailta, yrityksiltä ja muilta tahoilta pyydettiin ehdotuksia kuunnostuskohteiksi. Vihtamonjoen valuma-alue on yksi vesistökuunnostukseen ehdotetuista kohteista. Alueen vesistöt ovat matalia ja vesikasvillisuus on hyvin runsasta. Matalien lahtien avoin vesiala on pienentynyt, ja rannat kasvavat hiljalleen umpeen ja alkavat soistua. Jokivarsilla runsas pajukko estää paikoin liikkumisen vesillä (Kortesoja 2004). Pro gradu -työn tekemistä Vihtamonjoen valuma-alueelta ehdotti maantieteilijä (FM) Pasi Korhonen, joka on kotoisin Sotkamosta, ja jonka kotiseudulla Vihtamonjoen valuma-alue

sijaitsee.

Tutkimusalueella on tehty aloite vesistöjärjestelystä jo 1960-luvulla (Maataloushallitus... 1968). Hanke on kuitenkin jäänyt toteutumatta. Silloisen hankkeen tavoitteena oli laskea vedenkorkeutta kevättulvien ja kesäisten runsaiden sateiden aiheuttamien tulvien aikaan. Tulvat aiheuttivat muun muassa kevättöiden viivästymistä pelloilla ja satoja menetyksiä. Hanke oli suunniteltu toteutettavaksi perkaamalla ja ruoppaamalla järvien välisiä puroja. Alivedenkorkeuksia ei ollut tarkoitus laskea ja siksi alueelle oli suunniteltu useita pohjapatoja. Hankkeen perusteluissa mainitaan myös virtaaman kasvu ja siten tulvaherkkyuden lisääntyminen alueella tehtyjen metsäojitusten seurauksena. Osittain näiden tietojen perusteella tässä tutkimuksessa keskitytään hyvin pitkälti tutkimaan metsäojituksen mahdollisesti aiheuttamia muutoksia valuma-alueen vesistöissä.

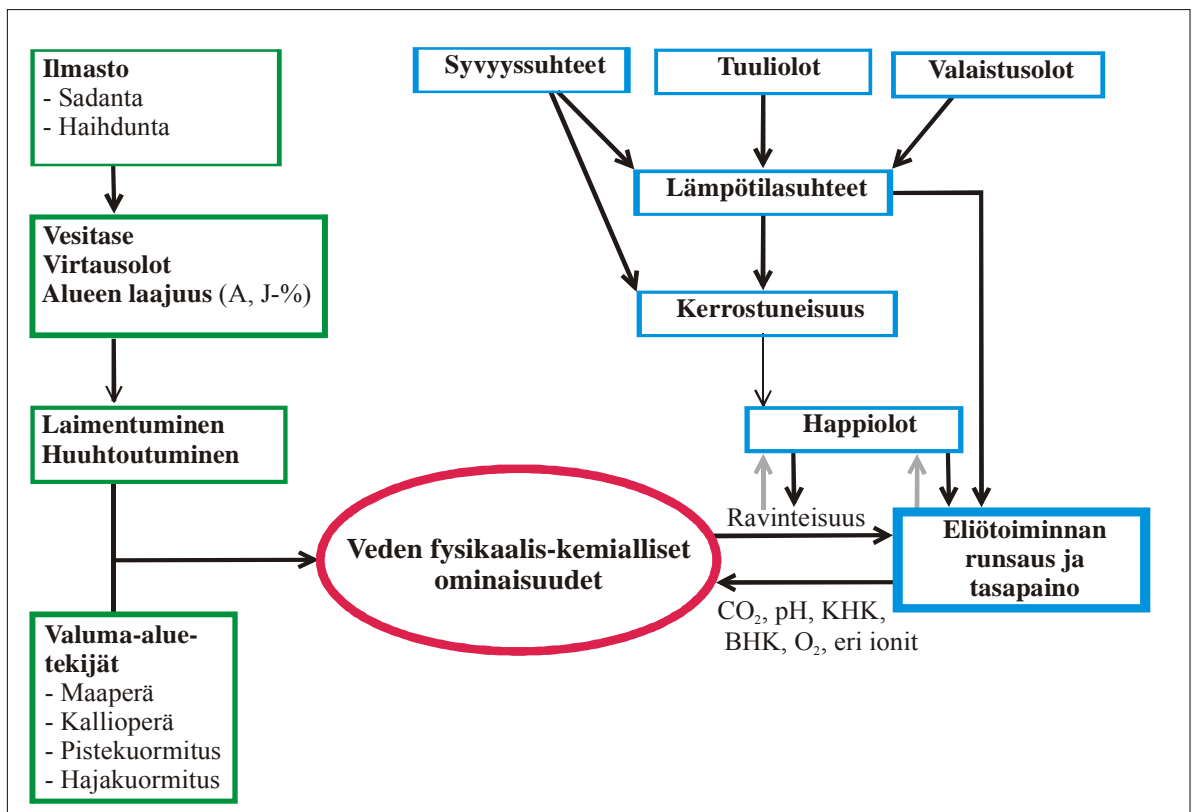
Nyt käsillä olevan tutkimuksen tarkoitus on selvittää Vihtamonjoen valuma-alueen vesistöjen tilaa mahdollisen kunnostustyön taustaksi. Tässä työssä pyritään vastaamaan seuraaviin tutkimusongelmiin:

- *Mikä on valuma-alueen vesistöjen tämänhetkinen vedenlaatu ja rehevöitymistilanne?*
- *Miten metsien ja soiden ojitukset ovat vaikuttaneet pohjasedimenttien koostumukseen ja laatuun?*
- *Ovatko ojitukset vaikuttaneet järvien madaltumiseen? Ovatko ne nopeuttaneet mataloitumista vai onko kyseessä järville ominainen luonnollinen madaltuminen?*

## 2. JÄRVIVESI

### 2.1. JÄRVIEN VEDENLAATU

Järvivedenlaatuun, sen vaihteluihin ja muutoksiin vaikuttavat järven lisäksi sitä ympäröivä valuma-alue ja vielä laajemmalla alueella tuleva ilmaperäinen laskeuma (Kuva 1). Vesitase voi vaikuttaa sekä nostamalla että laskemalla veden ainespitoisuuksia. Valuma-alueen koko ja sen maa- ja kallioperällä on huomattava vaikutus vedenlaatuun. Laajoilla valuma-alueilla laatuvaihtelut tasaantuvat ja pitoisuudet yleensä alenevat. Myös järvisyyden kasvaessa pitoisuudet pienenevät sedimentaation seurauksena ja sen seurauksena myös vaihtelut pienenevät (Eloranta 1997: 24).



Kuva 1. Järviveden laatuun vaikuttavat perustekijät (Eloranta 1997: 26). Kuva tekijän muokkaama.

Maa- ja kallioperä vaikuttavat muun muassa veden humusmäärään, väriin, happamuuteen, ravinteisuuteen ja johtokykyyn. Kasvanut sadanta ja valunta lisäävät aineiden huuhtoutumista, mutta kevättulvan aikana voimistunut valunta ei kohota ainepitoisuuksia vedessä, koska useimmiten maa on vielä silloin roudassa.

Myös itse järven muoto ja koko vaikuttavat vedenlaatuun. Järvialtaan syvyysuhteet ja koko vaikuttavat kerrostuneisuuteen, jolla on suora vaikutus veden eri kerrosten happipitoisuuksiin sekä sedimentaatioon ja ainepitoisuuksien vaihteluun. Järvialtaan virtausolot ja viipymä vaikuttavat myös järviveden sekoittumiseen.

Järven biologisten toimintojen määrään ja aktiivisuuteen vaikuttavat ravinteisuus, lämpöolot sekä valaistusolot. Toisaalta eliöt voivat vaikuttaa valaistus- ja sameusolosuhteisiin olemassaolollaan ja runsaudellaan, jolloin puhutaan niin kutsutusta itsevarjostuksesta. Eliöiden toiminta vaikuttaa myös moniin järven fysikaalisiin ja kemiallisiin tekijöihin, kuten muun muassa hapen kulutukseen, happamuuteen, epäorgaanisen hiilen määrään sekä ravinteiden sitoutumiseen ja kemiallisiin muotoihin.

Ihmistoiminta vaikuttaa joillakin alueilla järviveden laatuun huomattavasti luonnollisia tekijöitä voimakkaammin. Täysin luonnontilaisia järviä ei juuri ole enää jäljellä, sillä ilmaperäinen laskeuma vaikuttaa kaukaisillakin alueilla, missä pistekuormitusta ei ole.

## **2.2. VIRTAUKSET JA AALLOKOT JÄRVISSÄ**

Sedimentin kulkeutumiseen ja laskeutumiseen vaikuttavat partikkelien raekoko sekä järvien ja jokisuiden aallokko, virtaukset ja niiden nopeudet. Virtaukset ja aallokko esiintyvät useimmiten yhdessä (Postma 1967; Särkkä 1996: 40). Tuuli on tärkein vesimassoja sekoittava voima. Myös vesimolekyylien vertikaalinen liike on tehokas vesimassojen sekoittaja. Veden lämpötilasta johtuvien tiheyserojen aiheuttamia pystysuuntaisia virtauksia kutsutaan konvektiovirtauksiksi, joissa siirtyy kylmempää vettä syvemmälle. Tämä on seurausta jäähtymisestä pintavedessä, joka alkaa tiheyden kasvaessa painua syvemmälle, kunnes saavuttaa vesikerroksen, missä on sama lämpötila tai tiheys. Vedessä olevan aineksen painumiseen kohti pohjaa vaikuttavat aineksen tiheyden ja veden

virtausten lisäksi myös veden tiheyserot (Seppänen 1984: 41; Särkkä 1996: 45).

Jokisuille usein syntyvillä delta-alueilla veden virtausnopeus laskee äkillisesti, ja raekooltaan suurin materiaali kerrostuu näille viuhkamaisesti leviävillä alueilla. Kesällä järveen tulevat jokivedet ovat usein järvivettä viileämpiä, jolloin se yhtyessään järviveteen etsiytyy lämpötilan määräämään saman tiheyden kerrokseen. Tässä kerroksessa se voi ajautua yhtenä uomana tai hajaantua laajalle vaakasuorassa tasossa. Talvisinkin jokivedet saattavat olla järvivesiä kylmempiä ja siten kevyempiä, jolloin ne virtaavat järvessä heti jääkannen alla (Särkkä 1996: 45–46). Jokisuulta kohti ulappa-aluetta nettosedimentaation määrä vähenee, ja sedimentoituvan aineksen koko pienenee logaritmisesti (Håkanson & Jansson 1983: 160).

Kauempana jokisuulta jokiprosessien dominoima alue vaihettuu tuulen ja aaltojen toiminnan dominoimaksi alueeksi. Näillä avoimen veden alueilla sedimentaatio on sitä suurempaa, mitä enemmän järveen kulkeutuu valuma-alueelta peräisin olevaa eli alloktonista ainesta. Järven syvimmissä osissa kasaantumisalueilla sedimentaatio on turbidiittivirtausten hallitsemaa (Håkanson 1982).

Virtausten lisäksi vesi liikkuu aaltoilemalla. Nämä rytmiset liikkeet voidaan edelleen jakaa etenevään ja seisovaan aaltoliikkeeseen (Särkkä 1996: 40). Etenevä aaltoliike syntyy tuulen voimasta, ja aallon korkeus on riippuvainen matkasta, jonka tuuli voi esteettä puhaltaa järven selän yli (Wetzel 2001: 102–103). Useimmissa suomalaisissa järvissä järven pienuus tai selkien rikkonaisuus rajoittaa aaltojen kokoa. Koska tällaisten tuulten aiheuttamien pinta-aaltojen vaikutus syvempiin vesikerrokseen on vähäistä, aallokon merkitys on suurinta rantavyöhykkeellä. Matalassa vedessä aalto murtuu ja aiheuttaa rantavyöhykkeessä materiaalin erodoitumista yhdessä virtausten kanssa.

Seisovan aaltoliikkeen (seiches) muotoja tunnetaan useita, ja niitä esiintyy kaikissa järvissä, mutta ne ovat hankalia havainnoida ja tutkia erityisesti pienissä järvissä. Ulappa-alueilla seisovien aaltojen merkitys saattaa olla limnologisesti suurempi kuin etenevien aaltojen. Seisovat aallot voidaan suurissa järvissä havaita silmämääräisestikin, sillä veden pinnan korkeudessa voi tapahtua jopa yli metrin korkuista vaihtelua. Järven seisova

aaltoliike voi ilmetä myös ilman veden pinnan korkeuden muutoksia, jolloin puhutaan sisäisistä seisovista aalloista. Tällöin heilahtelu esiintyy harppauskerroksessa. Suomessa järvien muoto on harvoin allasmainen, ja reunoiltaan ne ovat usein niemien ja lahtien rikkomia. Tällaisissa altaissa seisovien aaltojen käyttäytyminen on monimutkaisempaa (Särkkä 1996: 41–43).

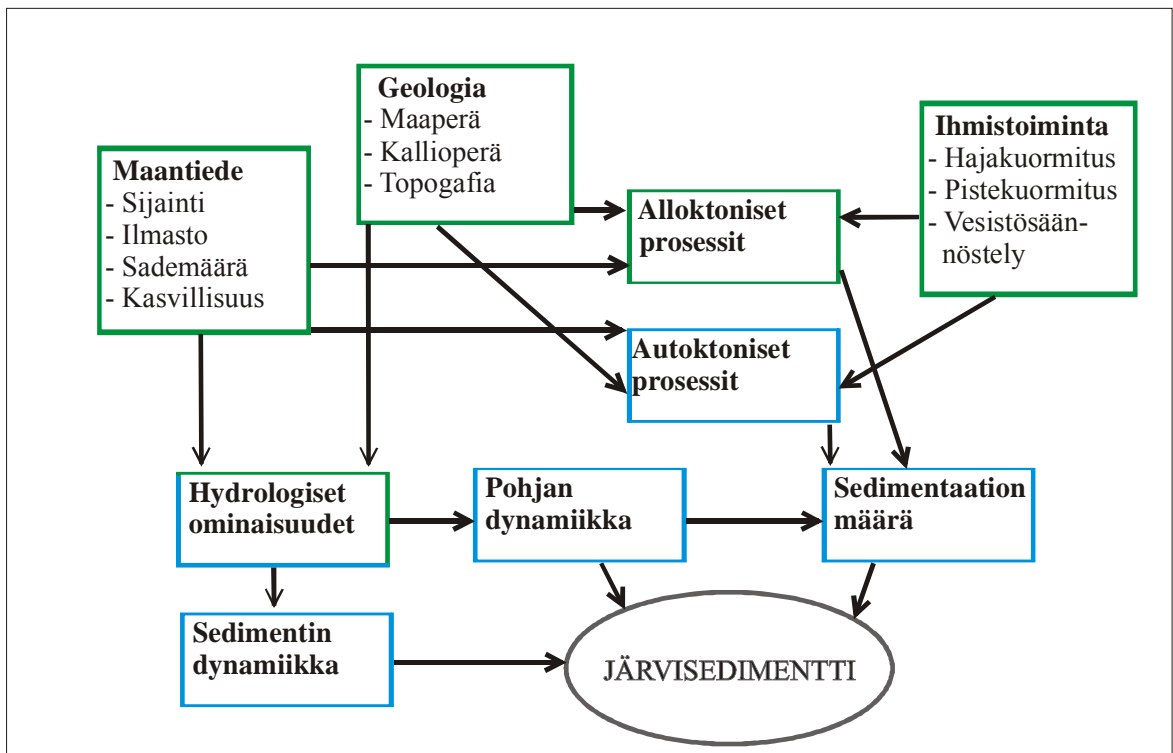
### **2.3. LÄMPÖTILAKERROSTUNEISUUS**

Suomalaisissa järvissä on neljä vuodenajoista johtuvaa lämpötilakerrostuneisuuden jakaumaa. Kesäkerrostuneisuuden aikana vesi jakautuu kolmeen eri kerrokseen: epilimnioniin, metalimnioniin ja hypolimnioniin. Kesäkerrostuneisuuden aikana eri kerrokset eivät sekoitu keskenään. Tummissa vesissä, kuten Vihtamonjoen valuma-alueella, fotosynteesiä tapahtuu vain veden pintaosissa. Syksyinen täyskierto sekoittaa kesäkerrostuneisuuden, kun päällysveden lämpötila alkaa laskea. Hetkellisesti järven koko vesikerros on samanlämpöistä, jolloin eri syvyyksien vesimassat pääsevät sekoittumaan, ja alusvesikerrokseen tulee hapekasta vettä pinnalta. Talvella järveen muodostuu käänteinen kerrostuneisuus eli lämpimin ja raskain +4-asteinen vesi on järven pohjalla ja lämpötila laskee kohti pintaa. Talven käänteisen kerrostuneisuuden muuttaa kevättäyskierto, jolloin pohjanläheisiin kerroksiin painuu taas hapekasta vettä. Suomalaiset järvet ovat niin kutsuttuja dimiktisiä järviä, eli niissä tapahtuu kaksi täyskiertoa vuosittain (Särkkä 1996: 34–37).

### 3. JÄRVI SEDIMENTAATIOYMPÄRISTÖNÄ

Järvisedimenttejä oikein analysoimalla voidaan selvittää Suomen oloissa viimeisen jääkauden jälkeisen ajan tapahtumia itse järvessä ja sen valuma-alueella. Järvisedimenttiin arkistoituu merkkejä tapahtumista, jotka ovat muuttaneet järven tilaa ja prosesseja.

Sedimentologia on monitieteinen ala, jossa tutkitaan kiinteän aineksen laskeutumista ja kerrostumista jokien, järvien ja merien pohjalle. Tässä esityksessä keskitytään pääasiassa järvisedimentteihin ja järviin sedimentaatioympäristöinä. Järvisedimenttien määrään, laatuun ja kerrostumiseen vaikuttavat hyvin monet tekijät (Kuva 2).



Kuva 2. Pohjasedimentin laatuun ja määrään vaikuttavat tekijät (Häkanson & Jansson 1983: 3). Kuva tekijän muokkaama.

### 3.1. ALLOKTONINEN AINES

Alloktoninen eli järvioltaan ulkopuolelta kulkeutunut sedimenttiaines on valuma-alueen biologisen tuotannon ja rapautumisen aikaansaamaa materiaalia, joka kulkeutuu järveen valuma-alueella tapahtuvan valunnan seurauksena. Materiaali voi kulkeutua järveen joko veteen liuenneena tai kiinteänä aineena, joka kulkee suspensiona, saltaationa tai pohjakuormana.

Alloktonisen mineraaliaineksen määrään vaikuttaa olennaisesti valuma-alueen kallio- ja maaperän laatu. Helposti rapautuva kallioperä ja hienojakoiset maalajit lisäävät valuma-alueelta huuhtoutuvan ja sedimentoituvan aineksen määrää. Alloktonisen materiaalin laatuun vaikuttaa myös valuma-alueen kasvillisuus. Suovaltaisilta alueilta, kuten Vihtamonjoen valuma-alueelta, kulkeutuu valumavesien mukana runsaasti humusta ja eloperäistä ainesta järviin.

Ilmastolliset tekijät vaikuttavat valunnan määrään sekä maa- ja kallioperän rapautumiseen. Kasvillisuus valuma-alueella ja uomaston reunoilla vähentää virtaavan veden irrottaman aineksen määrää sitomalla maa-ainesta paikoilleen. Valuma-alueen topografia, maanpinnan laatu sekä valuma-alueen muoto määräävät, kuinka nopeasti vesi virtaa uomastoon ja uomastossa. Mitä jyrkempi kaltevuus valuma-alueella on, sitä nopeammin vedet valuvat uomaan ja sitä suurempia ovat ylivalumat. Kallio- ja maaperä vaikuttavat veden imeytymiseen ja pintavalunnan määrään. Savikkoisilta ja kallioisilta alueilta vedet valuvat nopeasti pintavaluntana uomastoon, ja suuret ylivalumat ovat mahdollisia. Karkearakeisilta hiekka- ja soramailta vedet imeytyvät suurelta osin maaperään tasaten valumaa. Valuma-alueen muoto ja koko vaikuttavat myös valunnan kertymiseen uomastoon. Alueen koon kasvaessa sateiden intensiteetti laskee, ja kertymäajat pitenevät. Pienet ja pyöreät valuma-alueet ovat näissä suhteissa äärevimpiä (Ruth 2002: 26–28).

Valuma-alueilla tehdyt muutokset vaikuttavat valuntaan ja sedimentaatioon. Metsähakkuut ja -ojitukset nopeuttavat valuntaa ja lisäävät maaperän erodoitumista kasvillisuuden hävitessä tai uomatiheyden kasvaessa. Peltojen ja rakennetun maa-alan määrät, esimerkiksi kaupunkimaisesti rakennettu ympäristö, nopeuttavat valuntaa ja muuttavat vedenlaatua

(Ruth 2002: 28–29). Järvien vedenpinnan laskeminen tai nostaminen muuttaa virtausoloja ja sedimentaatiota järvessä. Veden pinnan nostaminen lisää sedimentaatiota rantavyöhykkeen lähellä ja muuttaa järven sisäisiä sedimentaatio-olosuhteita usein merkittävästi (Keski-Nikkola 2000: 6). Ihmistoiminta muuttaa myös vedenlaatua, jonka seurauksena vesien perustuotanto voi kasvaa paljon luontaista suuremmaksi.

### **3.2. AUTOKTONINEN AINES**

Valuma-aluekijöiden lisäksi vedenlaatuun sekä sedimentin määrään ja laatuun vaikuttaa järven sisäsyntyinen eli autoktoninen aines. Järven tuottama kasvillisuuden ja eliöstön määrä vaikuttaa autoktonisen aineksen määrään, sillä autoktoninen aines on kuollutta kasvi-, eläin- ja bakteerijätettä. Järviveden laadulla, pääasiassa ravinnepitoisuuksilla, on merkitystä autoktonisen aineksen määrän vaihteluissa eri järvissä.

Autoktonisen aineksen määrä sedimentissä vaihtelee myös järven eri osissa. Rantavyöhykkeessä autoktonista ainesta syntyy paljon runsaan vesikasvillisuuden seurauksena. Myös eliöstöä on yleensä rantavyöhykkeessä ulappa-aluetta enemmän. Ulapalla sedimentin autoktoninen aines koostuu hienojakoisesta planktonjätteestä.

### **3.3. JÄRVIEN SEDIMENTAATIOALUEET**

Järven pohjadynamiikan perusteella altainen pohjat jaetaan kulutus-, kuljetus- ja kasaantumisalueisiin. Kulutus- eli eroosioalueet sijaitsevat pääosin rantavyöhykkeessä, missä vesi on matalaa, ja virtauksia esiintyy runsaasti. Eroosioalueille ei kerrostu lainkaan hienoainesta ja näiden alueiden sedimentti koostuu hiekasta ja sitä karkeammasta materiaalista (Håkanson & Jansson 1983: 178–181).

Kuljetusalueilla kerrostuminen ja erodoituminen ovat ajoittaisia tapahtumia. Kuljetusalueilla kasautumista häiritsevät muun muassa satunnaisesti tapahtuvat resuspensio sekä aineksen sekoittuminen täyskiertojen ja voimakkaan aallokon seurauksena. Kuljetusalueilla sedimentin laatu vaihtelee huomattavasti hiekasta sitä hienompaan ainekseen (Håkanson & Jansson 1983: 178–181).

Kasaantumisalueilla sedimentaatio on tasaisinta ja runsainta. Mitä syvempi alue on, sitä enemmän sinne sedimentoituu ainesta. Jotta sedimentaatio olisi tasaista, pohjan kaltevuus ei voi olla yli 5 %, sillä sitä jyrkemmillä rinteillä sedimentaatio on epästabiilia.

Kasaantumisalueiden sedimentit ovat hienojakoisia, hyvin vesipitoisia ja sisältävät runsaasti orgaanista ainesta. Syvänteiden sedimentteihin myös rikastuu muita alueita suurempia pitoisuuksia ravinteita (P, N), mobiileja alkuaineita (mm. Fe, Mn) ja raskasmetalleja (mm. Cu, Zn) (Håkanson & Jansson 1983: 178–181). Järvien syvimmissä osissa, missä kasaantumisalueiden sedimentaatio on häiriintymättömintä, myös bioturbaatio on vähäisintä. Bioturbaatiolla tarkoitetaan kalojen ja mikro- ja makrofaunan aiheuttamaa sedimentin sekoittumista ja ravinteiden vapautumista. Mikäli olot ovat hapettomat, bioturbaatiota ei juuri esiinny. Järvien syvimmissä kohdissa sedimentaatio on tasaisinta, ja syntyvät kerrostumat kuvaavat parhaiten järven paleolimnologiaa.

## 4. VEDENLAATUUN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ

### 4.1. JÄRVIEN RAVINNEKUORMITUS

Fosfori on alkuperältään mineraalinen vesissä ja luonnossa yleensä. Tärkein fosforia sisältävä mineraali on apatiitti (Lahermo et al. 1996: 51). Yleisimmin epäorgaanista fosforia esiintyy fosfaattimuodossa ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Se on ainoa muoto, jota korkeammat vesikasvit ja kasviplankton voivat käyttää (Särkkä 1996: 64; Wetzel 2001: 240). Fosforin kulkeutumiseen valuma-alueelta vesistöihin vaikuttaa geologian ja maaperän koostumuksen lisäksi lämpötila, sademäärä ja hydrologiset olosuhteet. Valtaosa fosforista kulkeutuu puroissa kiintoaineen mukana suspendoituneena kuormana. Fosforia kulkeutuu vesistöihin erityisesti virtaaman ollessa voimakasta esimerkiksi rankkasateiden seurauksena hyvinkin lyhyillä ajanjaksoilla (Holtan et al. 1988: 23). Ihmistoiminta saattaa huomattavasti lisätä esimerkiksi jätevesillä järvien luontaista fosforipitoisuutta, jolloin seurauksena voi olla järven rehevöityminen. Fosforin lisääntyminen järvissä on usein typen lisäystä merkityksellisempää, sillä useimmissa suomalaisissa järvissä fosfori on minimiravinne, joka säätelee järven rehevyytensä (Pietiläinen & Räike 1999: 7).

Typen pääasiallinen lähde on ilmakehä, mutta typpeä esiintyy myös mineraaleissa (Lahermo et al. 1996: 49). Typpeä tulee valuma-alueille ja suoraan vesistöihin myös laskeuman mukana (Wetzel 2001: 205). Tätä typen määrää ihmistoiminta on lisännyt merkittävästi. Vesiympäristössä typpeä esiintyy eniten kaasumaisessa muodossa liuenneena. Pieninä määrinä sitä esiintyy myös muun muassa ammoniumina ( $\text{NH}_4^+$ ), nitraattina ( $\text{NO}_3^-$ ), nitriittinä ( $\text{NO}_2^-$ ) ja liuenneina orgaanisina yhdisteinä (Särkkä 1996: 66).

Ammonium, nitraatti ja nitriitti ovat suoraan vesikasvien ja -eliöiden käytettävissä. Niiden esiintymisen ajallinen vaihtelu on suurta. Nitraattia esiintyy tuotantokauden ulkopuolella runsaasti, lähes kaikki kokonaistypestä on silloin nitraattina. Kesäaikana lähes kaikki nitraatti kuluu levien käytössä, ja nitraattipitoisuudet saattavat olla melkein olemattomia (alle  $5 \mu\text{g/l}$ ) (Nitraatti 1999). Nitriittipitoisuudet ovat yleensä vesissä hyvin pieniä, sillä nitriitti ei ole kemialliselta luonteeltaan pysyvä (Nitriitti 1999). Myös ammoniumia on

luonnonvesissä vähän. Poikkeuksellisen paljon sitä esiintyy kuitenkin suolta valuvissa vesissä. Myös yhdyskuntien jätevesissä ammoniumia on runsaasti. Koska typpi on yleensä suhteellisesti suurin vesistöä kuormittava yhdiste asutuksen jätevedessä, vesistöjen saastuminen ilmenee yleensä selvimmin ammoniumtyypen pitoisuuden nousuna (Ammoniumtyppi 1999). Typpi on fosforia harvemmin kasvua rajoittava minimiravinne Suomen sisävesillä. Jos vesistöön pääsee runsaasti jätevesiä, jotka sisältävät ylimäärin fosforia, typpi saattaa kuitenkin muuttua minimiravinteeksi. Luontaisesti typen merkitys minimiravinteena kasvaa kohti vesistöjen alaosia, ja viimeistään merialueilla typpi on minimiravinne (Pietiläinen & Räike 1999: 7).

#### **4.2. RAVINTEIDEN SEDIMENTOITUMINEN, VAPAUTUMINEN JA PIDÄTTYMINEN**

Ravinteet sedimentoituvat erilaisissa muodoissa ja erilaiseen sedimentoituvaan ainekseen sitoutuneena. Osa ravinteista päätyy sedimenttiin alloktionisen epäorgaanisen materiaalin mukana, kun taas osa ravinteista sitoutuu järven ravintoketjun käyttöön ennen sedimentoitumista. Ravinteet saattavat kiertää pitkiä aikoja ravintoketjuissa vesifaasissa ilman painumista pohjalle, mikäli päällysveden hajotustoiminta on riittävän tehokasta ja ravinteet saadaan uudelleen käyttöön ennen sedimentoitumista.

Fosfori sedimentoituu joko sitoutuneena rautaan, mangaaniin tai orgaaniseen materiaaliin. Sedimenttiin lopulta kertyvän fosforin määrä riippuu neljästä tekijästä: (1) kuinka paljon järveen tulee fosforia sen ulkopuolelta, (2) kuinka tehokkaasti fosfori saostuu, (3) mikä on järven kokonaissedimentaation nopeus ja (4) kuinka paljon fosforia liukenee sedimentistä takaisin veteen (Mackereth 1966: 200).

Fosforin liukeneminen sedimentistä takaisin veteen tapahtuu useimmiten redokspotentiaalilaskiessa. Fosfori on hyvin usein sedimentoitunut hapekkaissa olosuhteissa raudan kanssa ferrifosfaattina ( $\text{FePO}_4$ ). Hapettomissa olosuhteissa redokspotentiaali laskee, ja ferrirauta ( $\text{Fe}^{3+}$ ) pelkistyy ferroraudaksi ( $\text{Fe}^{2+}$ ), jolloin fosfori vapautuu takaisin veteen. Myös pH:n kohoaminen lisää fosforin liukenemistä sedimentistä. pH-arvot kohoavat alusvedessä usein lisääntyneen tuotannon seurauksena. Jos sedimentti on kosketuksissa veden kanssa, jonka pH on korkea, sen fosforinsitomiskyky rauta- ja

alumiiniyhdisteisiin laskee. Epäsuorasti fosforin pidättymistä pohjasedimenttiin vähentää lämpötilan nousu, joka lisää biologista aktiivisuutta. Mikrobiprosessien määrän kasvu lisää fosforin vapautumista biokemiallisissa reaktioissa. Biologisen aktiivisuuden lisääntyminen vaikuttaa myös kemialliseen ympäristöön. Lisääntynyt aktiivisuus kuluttaa enemmän happea ja laskee redokspotentiaalia (Boström et al. 1988: 232).

Mikrobiologinen nitraatin denitrifikaatio molekulaariseksi typeksi ja pysyvä pidättyminen sedimentteihin ovat typen tärkeimmät poistumismekanismit vesiekosysteemeistä (Ahlgren et al. 1994). Keväällä ja kesällä biologinen käyttö kuluttaa lähes kaiken typen valaistusta vesikerroksesta. Jo sedimentoitunutta typpeä vapautuu veteen syksyisin ja talvisin. Typen vapautuminen sedimentistä on mikrobiologinen prosessi. Jos sedimentissä vallitsevat aerobiset olosuhteet, ammoniumtyyppi ( $\text{NH}_4^+$ ) nitrifoidaan nitriitiksi ( $\text{NO}_2^-$ ), joka edelleen hapetetaan nitraatiksi ( $\text{NO}_3^-$ ). Tätä ilmiötä kutsutaan nitrifikaatioksi. Jos sedimentissä on vähän happea, ammoniumtyppeä diffundoituu veteen, jossa hapekkaissa olosuhteissa voi tapahtua nitrifikaatiota. Anaerobisissa oloissa tapahtuu denitrifikaatiota eli nitraattia ja nitriittiä pelkistetään lähinnä molekulaariseksi typeksi ( $\text{N}_2$ ), mutta myös typpimonoksidiksi (NO) ja typpioksiduuliksi ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Nämä aineet ovat kaasumaisia, ja ne diffundoituvat veden kautta ilmakehään, ellei vedessä ole näitä typpimuotoja hyväkseen käyttäviä bakteereja (Pienimäki 2002: 14–15).

### **4.3. RAVINTEISUUSTASOT**

Luonnonvesiä voidaan jakaa rehevyytensä perusteella eri luokkiin. Rehevyys voidaan määritellä monilla eri tekijöillä, useimmiten perustuotannon määrällä tai perusravinteiden määrällä, joka on suoraan suhteessa perustuottajien määrään. Alun perin termistössä on ollut käytössä oligotrofinen eli niukkatuottoinen ja eutrofinen eli runsastuottoinen perustyyppi, mutta niiden lisäksi on käytännön tarpeiden vuoksi otettu käyttöön myös muita nimityksiä (ultraoligotrofia, mesotrofia ja hypereutrofia), jolloin asteikkoa on saatu laajennettua. Eri tuotantotyypeille ei ole ehdottomia raja-arvoja eri tekijöiden suhteen vaan luokkarajat sopeutetaan esimerkiksi maantieteelliseen sijaintiin (Eloranta 1997: 72). Lisäksi kirjallisuudessa esiintyy vaihtelua luokkarajoissa, ja niitä voidaan pitää viitteellisinä.

Useimmissa tapauksissa järvien luontainen kehitys kulkee oligotrofiasta eutrofiaan esimerkiksi valuma-alueen eroosion ja metsäpalojen seurauksena, kun järven ravinteisuus ja tuotantotaso kasvavat. Joissakin tapauksissa järven kehitykselle on luontaista myös oligotrofioituminen eli kehityskulku kohti niukkaravinteisuutta. Tosin ihmisen aiheuttama happamoituminen on useimmiten oligotrofioitumisen aiheuttaja. Nykyään myös järvien muuttuminen eutrofiseksi on useissa tapauksissa ihmisen toiminnasta johtuvaa. Tällaiset ihmisen aikaansaamat prosessit ovat monin verroin luonnonprosesseja nopeampia. Vesien rehevöitymistä aiheuttavat valuma-alueen maankäyttö (mm. peltoviljely, karjatalous, metsätalous, taajama-asutus, turpeentuotanto), jätevesikuormitus ja ilman kautta leviävä kuormitus. Ihmistoiminnan aiheuttamaa rehevöitymistä voidaan kutsua kulttuurirehevöitymiseksi erotukseksi luontaisesta eutrofioitumisesta (Salonen et al. 1992: 11).

#### **4.4. REHEVÖITYMINEN**

Järven rehevyydellä tai rehevöitymisellä on vaikutusta järven sisäisen tuotannon määrään. Mitä enemmän järvi tuottaa autoktonista ainesta, sitä enemmän järven pohjalle sedimentoituu orgaanista ainesta. Rehevöitymisen aikaansaama tuotannon runsastuminen voi aluksi olla ihmisen kannalta hyödyllistä esimerkiksi kasvaneiden kalansaaliiden muodossa. Rehevöitymisen myötä vesistössä ilmenee kuitenkin monia muita haitallisiksi koettuja ilmiöitä. Osittain ne johtuvat suoraan lisääntyneestä tuotannosta, osittain tuotannon hajoamisen aiheuttamista ongelmista.

Rehevöitymisestä seuraa planktonlevätuotannon ja -biomassan lisääntymistä, joka johtaa veden samentumiseen. Samalla myös lajisuhteet muuttuvat vesien käytön kannalta huonoon suuntaan. Sinilevien ja huonosti eläinplanktonin ravinnoksi kelpaavan levälajiston runsastuminen on yleistä. Eläinplanktonille kelpaamatonta ainesta ei hyödynnetä ravintoketjussa, jolloin vedessä ja pohjalla hajoavan orgaanisen aineksen määrä lisääntyy. Sinilevät vähentävät voimakkaasti vesistön käyttömahdollisuuksia muodostamalla laajoja levälauttoja. Ongelmaa lisää monien sinilevälajien myrkyllisyys. Levälajiston muuttuessa lisääntyvät myös uimista ja kalastusta haittaavat lajit, jotka

aiheuttavat limoittumista (Salonen et al. 1992: 23).

Tasapainoisessa järvessä tuotannon ja hengityksen eli hajotuksen suhde on tasapainossa. Humusvesiin tulee runsaasti hitaasti hajoavaa orgaanista ainesta, jolloin tasapaino siirtyy hengityksen puolelle, ja altaisiin pyrkii kasaantumaan orgaanista ainesta sedimentteihin (Eloranta 1997: 150). Rehevöityneessä järvessä veden hajoamiskelpoisen orgaanisen aineksen määrä lisääntyy. Hajoamattoman aineksen painuminen pohjalle ja hajoaminen siellä kuluttaa alusveden happivarastoja. Orgaanisen aineksen kasaantumista edistää happivajauksen seurauksena aineksen anaerobinen hajotus, joka on aerobista huomattavasti hitaampaa. Hapettomissa oloissa järven pohjalla myös fosforin pysyvä pidättyminen pohjasedimenttiin häiriintyy, ja osa jo saostuneesta fosforista liukenee uudelleen aiheuttaen sisäistä kuormitusta (Salonen et al. 1992: 23; Manahan 2000: 198).

Humusvesissä ravinnepitoisuuksien nousu kiihdyttää mikrobitoimintaa, jolloin happea kuluu hitaasti hajoavan humuksen pilkkomiseen. Humusvedet ovat hyvin yleisiä Suomessa, ja yleensä tällaisissa järvissä alusveden tilavuus on suhteellisen pieni, jolloin happiolosuhteet järvessä saattavat olla melko heikot. Humusvesien rehevöityminen heikentää nopeasti suomalaisten sisävesien happitilannetta. Happipitoisuuden laskiessa kalakanta muuttuu pienempiä happipitoisuuksia sietäväksi, ja vähempiarvoisina pidetyt kalakannat runsastuvat. Myös veden pH-arvot saattavat kohota runsaan tuotannon seurauksena, jolloin ammoniakin muodostuminen on mahdollista, ja se saattaa aiheuttaa kalakuolemia. Ravinnepitoisuuksien kohoaminen lisää myös korkeamman kasvillisuuden määrää ja muuttaa lajisuhteita. Sen seurauksena suojaisten lahtien ja matalien pienvesien umpeenkasvu kiihtyy (Salonen et al. 1992: 23–24).

#### **4.5. SÄHKÖNJOHTAVUUS**

Sähkönjohtavuutta mitattaessa halutaan useimmiten mitata veteen liuenneiden aineiden määrää. Sähkönjohtavuus kuvaa lähinnä vedessä liuenneina olevien ionimuotoisten aineiden määrää. Useimmiten näillä kahdella ei ole kuitenkaan merkittävää eroa (Brownlow 1979: 171; Särkkä 1996: 50). Toisin kuin merivesissä, makeissa vesissä suoloja on yleensä suhteellisen vähän, joten sähkönjohtavuusarvoja voidaan käyttää veden

puhtauden arvioinnissa: mitä enemmän vedessä on liuenneena ionimuotoisia aineita, sitä paremmin se johtaa sähköä. Sähkönjohtavuudella voidaan siis yleisesti luonnehtia vedenlaatua.

#### **4.6. pH**

Veden happamuuden kuvaamisessa käytetään yleensä pH-arvoa, joka vaihtelee järvivesissä alle viidestä jopa yli kymmeneen. Suomessa useimmiten vallitsevassa tilanteessa järvivedet ovat hieman alle neutraalin pH-arvon. Vesien luontainen happamuus johtuu pääasiassa hiilidioksidin liukenemisesta veteen (mm. Happamuus...1999; Särkkä 1996: 59).

Järvivesien pH vaihtelee samassakin järvessä vuorokauden ja vuodenaikojen mukaan, joten esimerkiksi tässä tutkimuksessa tehdyt kaksi pH-mittausta eivät välttämättä anna varmaa kuvaa alueen vesien happamuudesta.

Vuodenaikojen erilaiset valunnat vaikuttavat pintavesien happamuuteen. Vuodenaikaisessa vaihtelussa keväinen lumien sulaminen tuo järviin huomattavan määrän happamia vesiä. Etelä-Suomessa sateesta noin 15–25 % ja Pohjois-Suomessa 25–35 % tulee lumena. Lumeen on varastoitunut kaikki talven aikana kertynyt sade ja sen mukana laskeutuneet epäpuhtaudet. Keväällä lumien sulamista nopeuttavat sen sisältämät suolat, jotka laskevat sulamispistettä. Koska maa on vielä roudassa eikä routaisessa maassa ehdi tapahtua neutraloitumista, järviin valuu hyvin hapanta sulamistettä (Lepistö & Seuna 1990: 826; Suomen Kartasto 1992: 12). Kevään lisäksi erityisesti myös syksyllä vesistöihin valuu paljon hapanta vettä. Rankkasateiden seurauksena vedet valuvat pääasiassa pintavaluntana eivätkä ehdi siksi neutraloitua maaperän vaikutuksesta (Forsius 1987: 19). Kesä- ja talviaikojen pH-arvot vaihtelevat myös biologisen aktiivisuuden vaihdella järvissä. Kesällä biologisen toiminnan ja yhteyttämisen ollessa aktiivista pH-arvot nousevat. Vastaavasti talvella mitatut pH-arvot ovat yleensä matalampia (Näpänkangas & Ylitolonen 1999: 39).

Suurta vuorokauden sisäistä vaihtelua päällysvedessä voi esiintyä yhteytyksen voimakkuuden vaihdella. Koska kasvillisuutta esiintyy eniten järvien rantavyöhykkeessä, myös hiilidioksidin kulutus on suurinta rannan läheisyydessä.

Hiilidioksidipitoisuuden erot saavat aikaan myös eroja pH-arvoissa verrattaessa litoraali-alueita ulappa-alueisiin. Aurinkoisina päivinä, jolloin kasvien hengitys on voimakasta ja kuluttaa paljon hiilidioksidia, järvien pH-arvoihin syntyy selvä horisontaalinen vaihtelu (Eloranta 1997: 40). Ulappa-alueiden vesi on happamampaa kuin rannan läheinen vesi, joka sisältää vain vähän hiilidioksidia. Yhteyttämisreaktiassa sitoutunut hiilidioksidi pyrkii korvautumaan ilmakehän hiilidioksidilla. Jos hiilidioksiditasapainoa ei saavuteta, vetyioni- ja bikarbonaattikonsentraatio laskee, ja pH nousee (Forsius 1987: 31).

Veden happamuutta mitataan siinä esiintyvien vetyionien ( $H^+$ ) konsentraationa. Vetyionit ovat usein hydratoituneet oksoniumioneiksi ( $H_3O^+$ ) tai niiden polymeereiksi vedessä. Vetyioneja on vesissä hyvin pieninä konsentraatioina, joten happamuutta kuvaava pH-luku vastaa vetyionikonsentraation logaritmin vastalukua. Täten pH-arvot saadaan kaavasta  $pH = -\log_{10}[H^+]$ . Koska pH-arvon mittaaminen on nykyaikaisilla laitteilla suhteellisen helppoa, sitä käytetään hyvin yleisesti veden happamuuden osoittamiseen. pH ei kuitenkaan kerro mitään happamuuden alkuperästä. Jotta voitaisiin selvittää, mistä veden happamuus tai emäksisyys johtuu, pitää analysoida vedessä olevat anionit ja kationit, joiden avulla voidaan jäljittää happamuuden alkuperää (Lahermo et al. 1996: 32).

#### **4.7. ALKALITEETTI**

Luonnonvesillä on ominaisuuksia, joilla se pyrkii estämään pH-arvojen laskun eli veden happamoitumisen. Hapon neutralointikyky (acidic neutralization capacity, ANC) tarkoittaa kaikkia veden erilaisia puskurisysteemejä, joista yksi on karbonaattisysteemi (Heikkinen & Alasaarela 1988: 7). Tätä puskurikykyä mitataan alkaliteetillä, joka tarkoittaa veden kykyä neutraloida vahvaa happoa. Alkaliteetin aiheuttaa bikarbonaatti-ioni ( $HCO_3^-$ ) vesissä, joissa pH on alle 8,3. Jos veden pH on yli 8,3, alkaliteetti ilmaistaan karbonaatti-ionien ( $CO_3^{2-}$ ) pitoisuutena. Suomessa ei juuri esiinny näin emäksisiä pintavesiä (Lahermo et al. 1996: 33).

Bikarbonaatti on Suomessa vesien tärkein puskuriyhdiste, sillä se voi toimia hapon tai emäksen tavoin tasaten pH:n vaihteluja. Tosin sen määrät ovat melko pieniä vesiemme

happamuusasteilla (Särkkä 1996: 58–59). Vesien epäorgaaninen hiili on pääosin peräisin hiilihaposta. Alueilla, joilla kallioperä on emäksistä ja reaktiivista, bikarbonaatti on osin peräisin myös mineraalien rapautumisesta, ja epäorgaanisen hiilen määrä kasvaa huomattavasti. Bikarbonaatin puskurointikyky perustuu vetyionien kulumiseen bikarbonaatin hajotessa:  $H^+ + HCO_3^- \rightleftharpoons H_2CO_3 \rightleftharpoons CO_2 + H_2O$  (Lahermo et al. 1996: 34; Virkanen 2001: 41). Bikarbonaatin määrä järvivedessä riippuu pääasiassa maa- ja kallioperästä järven ympärillä. Myös humuksella on suuri merkitys järvien ja maaperän hapon neutralisointikyvyssä.

Alkaliteetti määritetään laboratorio-oloissa titraamalla näyte hapolla. Titrauksen tulosten perusteella voidaan määrittää veden alkaliteettiarvo. Alkaliteettiarvosta nähdään, miten hyvä järven puskurikapasiteetti on tai antaako se merkkejä alkavasta happamoitumisesta, sillä happamoituminen näkyy alkaliteetissa ennen pH-arvojen laskua (Näpänkangas & Ylitolonen 1999: 38). Esimerkkejä alkaliteettiarvoista, happamoitumisasteista ja puskurikyvystä on esitetty taulukossa 1. Lahermon et al. (1996: 34) mukaan Suomen purovesien alkaliteettiarvot vaihtelevat välillä 0,01–1,00 mmol/l 90 %:ssa tapauksista. Vakiintunut käytäntö on esittää alkaliteettiarvot kalsiumkarbonaattipitoisuuksina (CaCO<sub>3</sub> mmol/l).

Taulukko 1. Alkaliteettiarvoja ja niihin liittyvät happamoitumisasteet ja puskurikyky (Heikkinen & Alasaarela 1988: 9, muokattu; Näpänkangas & Ylitolonen 1999: 38, muokattu).

Alkaliteetti mmol/l	Happamoitumisaste	Alkaliteetti mmol/l	Veden puskurikyky
Heikkinen & Alasaarela 1988		Näpänkangas & Ylitolonen 1999	
< 0,01	Voimakkaasti happamoitunut	< 0,02	Ei puskurikykyä
0,011-0,05	Happamoitunut	0,02-0,05	Hyvin heikko
0,51-0,1	happamoitumassa	0,05-0,10	Heikko
0,11-0,2	Hyvin puskuroitu	0,10-0,20	Hyvä
> 0,2	Erittäin hyvin puskuroitu	> 0,2	Erittäin hyvä

#### 4.8. HAPPIPITOISUUS

Veden happipitoisuus kertoo järven rehevöitymistilanteesta sekä orgaanisen aineksen kuormituksesta (Vedenlaatuluokituksen luokkarajat 2004). Veden sisältämä hapen määrä riippuu voimakkaasti lämpötilasta: mitä kylmempää vesi on, sitä enemmän se voi sisältää happea (Wetzel 2001: 152). Veteen liuennut happi toimii monissa kemiallisissa ja biologisissa reaktioissa. Happea voi kuitenkin liueta veteen suhteellisen vähän johtuen sen alhaisesta liukoisuudesta veteen. Veden happivarastot voivat täydentyä joko hapen liukenemisella suoraan ilmakehästä tai fotosynteesin tuottamasta hapestä. Järven lyhyt- ja pitkäaikaiset happipitoisuuden vaihtelut kertovat järven tilasta. Happipitoisuuden voidaan ajatella edustavan eri toimintojen lopputulosta (Särkkä 1996: 50–51). Happipitoisuus vaikuttaa esimerkiksi monien epäorgaanisten ravinteiden liukenemiseen. Ravinteiden saatavuus vaikuttaa itse happipitoisuuden lisäksi järven eliöstöön, joka saattaa muuttua merkittävästi happitilanteen muuttuessa (Särkkä 1996: 51; Wetzel 2001: 151).

Happikatoon johtava hapen loppuun kuluminen on epätodennäköistä isoissa ja syvissä järvissä, mutta pienet ja ravinteikkaat järvet ovat sille riskialttiimpia. Hapen kulutus on suurempaa lämpimässä päällysvedessä kuin pohjanläheisissä kerroksissa. Jos järven alusveden tilavuus on pieni, happi voi kulua kerrostuneisuuden aikana loppuun. Näin ei välttämättä kävisi samassa tilanteessa, jos alusveden tilavuus olisi suurempi.

Perustuotannon ollessa suurta, järven veden ollessa likaantunutta tai järveen kulkeutuvan alloktionisen orgaanisen aineksen määrän ollessa suuri on mahdollista, että happi kuluu kokonaan loppuun pohjan läheisestä vesikerroksesta. Suomessa alloktioninen orgaaninen aines on pääasiassa soilta kulkeutuvaa humusta sekä ihmisen toiminnan aiheuttamaa kuormitusta esimerkiksi puunjalostusteollisuudesta (Särkkä 1996: 53–54). Happivajaus on merkittävää, kun happipitoisuus laskee alle 5 mg/l, ja suurta, kun happea on vedessä 0,4–3mg/l. Happikato merkitsee tilannetta, jossa happea ei ole lainkaan liukoisessa muodossa (Happikato...2004).

## 4.9. LUONNONVESIEN ALKUAINETA

### 4.9.1. Rikki

Luonnonvesiin rikkiä (S) tulee liukenemalla kallioperästä, lannoitteista sekä ilmaperäisestä laskeumasta, joka on nykyään luonnonvesien pääasiallinen rikinlähde (Wetzel 2001: 310). Kallio- ja maaperässä rikkimineraaleja muodostavat eniten raskasmetallien sulfidit. Suomessa purovesissä on rikkiä sulfaattina noin 1–75 mg/l (Lahermo et al. 1996: 39). Maaperässä rikkiä arvioidaan olevan noin 800 mg/kg (Koljonen 1992: 190).

Kiisut rapautuvat helposti. Hapettavassa ympäristössä liuennut rikki saostuu sulfaattina ja sulfidina pelkistävässä oloissa. Sulfaatteja ja sulfideja sisältävät savet ovat Suomessa yleisiä ja aiheuttavat ympäristön happamoitumista. Moreenin hienoaineksessa rikkipitoisuudet ovat pieniä Itä- ja Pohjois-Suomen graniitti- ja gneissialueilla. Maaperän sulfidien hapettumistuloksena syntyneitä sulfaatteja huuhtoutuu pohja- ja pintavesiin. Rikki voi olla minimiravinne, jos sen pitoisuus on alle 0,5 mg/l. Kokonaisrikkipitoisuus Suomen sisävesissä on noin 5 mg/l, joten Suomessa se ei useinkaan ole minimitekijänä. Eloperäinen aines sisältää usein runsaasti rikkiä. Hajoavasta kasviaineksesta rikki huuhtoutuu vesiin biokemiallisten reaktioiden välityksellä (Lahermo et al. 1996: 39; Särkkä 1996: 69).

Sulfaatit ovat helposti liikkuvia yhdisteitä, ja niiden kulkeutumista edistää veteen liuennut humus. Toisaalta rikkiä myös sitoutuu maan humukseen ja savekseen, humuspitoisiin sedimentteihin ja vesipitoisiin rauta- ja alumiinioksideihin. Maan kyky sitoa ja luovuttaa sulfaattia säätelee metsämaiden ja latvapurojen sulfaattimääriä. Happamista maista (pH <4,2) löyhästi sitoutuneet sulfaatit voivat mobilisoitua alumiinin kanssa (Lahermo et al. 1996: 40). Mikro-organismit ovat merkittäviä tekijöitä rikin olomuotojen ja hapetusasteiden muutoksissa sekä hapellisissa että hapettomissa olosuhteissa. Hapettomissa oloissa eliöiden toiminta tapahtuu anaerobisesti, ja happi otetaan tietyistä yhdisteistä, kuten sulfaatista ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), joka muuttuu rikkivedyksi ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Hapellisissa oloissa se muuttuu jälleen sulfaatiksi (Lahermo et al. 1996: 39–40; Särkkä 1996: 54).

#### 4.9.2. Kloori ja fluori

Kloori (Cl) ja fluori (F) kuuluvat halogeenien ryhmään, ja ne esiintyvät useimmiten liukoisina halogenideina  $\text{Cl}^-$  ja  $\text{F}^-$ . Kloori on halogenideista runsain ja pysyvin. Se ei reagoi muiden liukoisten tai kiinteiden aineiden kanssa, eivätkä ne osallistu hapetus-pelkistysreaktioihin. Fluori on elektronegatiivisin alkuaine, ja se reagoi lähestulkoon kaikkien epäorgaanisten ja orgaanisten aineiden kanssa (Lahermo et al. 1996: 43, 45).

Yleisin mineraali, jossa esiintyy klorideja, on apatiitti. Myös savimineraalit voivat sisältää runsaasti klooria. Klooria kulkeutuu myös meristä mantereelle, kun ilmavirrat kuljettavat sitä kuiva- ja märkälassekuna. Kloridi on hyvin konservatiivinen eli pysyvä alkuaine ja sen geokemiallinen kierto onkin yksinkertainen: valuma-alueilta kloridi kulkeutuu mereen, josta se alun perin on lähtöisin. Tämän vuoksi kloridia kutsutaan syklisteksi alkuaineeksi. Sisämaan vesien luonnolliset klooripitoisuudet riippuvat pitkälti valuma-alueen jääkauden jälkeisestä kehityksestä. Rannikkoalueille kertyi jääkauden jälkeen runsaasti hienojakoista pohjasedimenttiä, jonka huokosvedessä ja syvällä kallioperän rakovedessä on jäljellä merestä peräisin olevia reliktiivisiä suoloja. Suolat voivat huuhtoutua pintavesiin. Hiekka- ja moreenikerrostumista kloridi on jo huuhtoutunut pois. Makeiden vesien kohonneiden kloridipitoisuuksien syiden jäljittäminen on vaikeaa. Kloridi voi olla peräisin yhtä hyvin pohjasedimenteistä, viljelyksiltä, jätevesistä, kaatopaikoilta tai tiesuolaukseen käytetyistä natrium- ja kalsiumklorideista (Lahermo et al. 1996: 43–44). Muun muassa vesijohtoveden desinfiointi ja sellun valkaisu tuottavat vesistöihin orgaanisia klooriyhdisteitä, jotka voivat olla myrkyllisiä eliöille tai kerääntyä ravintoketjuun (Särkkä 1996: 69).

Fluorideja esiintyy runsaimmin fluoriitissa ja apatiitissa. Kivilajeista rapakivigraniitti sisältää runsaimmin fluoridia, ja Suomessa purovesien fluoridipitoisuudet ovatkin huomattavasti muuta maata korkeampia juuri rapakivigraniittialueilla. Fluoridin liikkuvuudesta on ristiriitaisia tutkimustuloksia. Maan ja sedimentin kolloidiset kompleksit ja anioninvaihtoreaktiot sitovat fluoridia tehokkaasti. Fluorideja poistuu liuksesta myös saostumalla fluoriittina. Fluoridien sitoutuminen riippuu maan savimineraalien, orgaanisen aineen sekä kalsiumin määrästä ja maaperän pH:sta (Lahermo et al. 1996: 46).

### **4.9.3. Kalsium ja magnesium**

Kalsium (Ca) ja magnesium (Mg) ovat maa-alkalimetalleja, joista kalsium on maankuoren viidenneksi yleisin ja magnesium kaliumin ja natriumin jälkeen kahdeksanneksi yleisin alkuaine (Koljonen 1992: 154, 170).

Maaperässä magnesiumia ja kalsiumia sisältävät mineraalit rapautuvat melko helposti. Suuri osa liuenneesta kalsiumista saostuu tai kulkeutuu eliöiden avulla sedimentteihin. Liuoksista magnesium erottuu kiteytyneinä savimineraaleina ja karbonaatteina. Magnesium pidättyy kalsiumia helpommin erilaisiin partikkeleihin (Koljonen 1992: 154, 170; Lahermo et al. 1996: 60). Sekä kalsium että magnesium ovat merkittäviä kasviravinteita (Campbell & Reece 2002: 769). Kalsiumia sitoutuu myös maaperän humus- ja rikastumiskerroksiin, joissa se on runsain vaihtuva kationi. Maaperän kalsiumilla on merkitystä myös happaman laskeuman neutraloinnissa. Kalsiumia on yleensä Suomen maaperässä riittävästi kasveille. Jos maassa tai vedessä on liian vähän kalsiumia, happamoituminen helpottuu, ja vaikutukset ovat luonnolle haitallisia (Lahermo et al. 1996: 57–59). Vedessä esiintyessään kalsiumilla on vesistöjä rehevöittävä vaikutus, ei niinkään ravinneominaisuutensa seurauksena, vaan pH-arvojen kohottajana. Veden happamuuden vähentyessä olosuhteet tuotannolle yleensä paranevat (Seppänen 1984: 216). Magnesiumia on yleensä maanesteessä riittävästi kasvillisuuden käyttöön. Metsämaan magnesiumvarannot ovat kuitenkin melko pienet, ja happamoituminen voi edelleen pienentää niitä. Tämän seurauksena kasvillisuus voi kärsiä magnesiumin puutteesta, ja sen arvellaan olevan yksi mahdollinen syy puuston kasvun taantumiseen ja puustokuolemiin (Lahermo et al. 1996: 61).

### **4.9.4. Natrium ja kalium**

Natrium (Na) ja kalium (K) ovat alkalimetalleja, jotka esiintyvät pääasiassa kallioperässä silikaateissa ja maasälvissä. Kalium on kuudenneksi ja natrium seitsemänneksi yleisin alkuaine maankuoressa (Lahermo 1996: 67–68).

Natrium on yksi veden konservatiivisimmista kationeista. Se pysyy liuoksessa ja kulkeutuu valtameriin lisäten niiden suolapitoisuutta. Natriumia sitoutuu pieniä määriä savekseen ja

orgaaniseen ainekseen (Koljonen 1992: 176; Lahermo et al. 1996: 68–69). Liuennut kalium käyttäytyy hyvin eri tavoin kuin natrium. Se erottuu liuoksista adsorboitumalla kolloideja sisältäviin sedimentteihin kuten saviin (Koljonen 1992: 166; Lahermo et al. 1996: 67).

Kalium on välttämätön alkuaine sekä kasveille että kehittyneille eläimille. Kasvit saavat kaliumia maavedestä ja maaperän ioninvaihtokomplekseista. Turvemaissa sitä on usein liian vähän ja sitä lisätään lannoitteilla. Natrium on merkittävä alkuaine ihmiselle, mutta kasviravinteena sillä ei ole suurta merkitystä. Liiasta natriumista on haittaa sekä maalla että vedessä. Suolainen maa ei kelpaa viljelyyn eikä suolainen vesi kasteluun tai juomavedeksi (Lahermo et al. 1996: 68, 70). Natriumin määrät pinta- ja pohjavesissä saattavat kohota haitallisen suuriksi tiesuolauksen seurauksena. Vedessä kalium ei ole yhtä merkittävä ravinne kuin maalla, mutta edelleen natriumia merkittävämpi. Natriumia tarvitaan sisävesissä vain osmoottisiin reaktioihin vaikuttavana elektrolyytinä (Särkkä 1996: 68–69).

#### **4.9.5. Emäskationien vaikutus suolta valuvan veden happamuuteen**

Luonnonvesien happamuuteen vaikuttavat maaperässä tapahtuvat monimutkaiset ja monitahoiset geokemialliset reaktiot. Maaperän läpi virtaavan veden neutraloituminen johtuu pääasiassa maaperän vapaita vetyioneja neutraloivasta vaikutuksesta (Forsius 1987: 20). Ioninvaihtokomplekseissa reaktiot tapahtuvat maapartikkelin pinnalla. Emäskationit ovat kiinnittyneinä maapartikkelin pinnalle, josta ne irtoavat, kun korvaava vetyioni kiinnittyy maapartikkelin pintaan. Ioninvaihtokomplekseja esiintyy muun muassa rapautuvissa mineraaleissa, saveksessa ja humuksessa. Emäskationeiksi kutsutaan luonnonvesien pääkationeja  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{+}$  ja  $\text{K}^{+}$ , jotka muodostavat vedessä hydroksideja ja vahvasti emäksisiä liuoksia, mutta nimestään huolimatta eivät itse neutraloi vetyioneja (Lahermo et al. 1996: 32, 56). Maaperässä ioninvaihtokompleksista vapautuu emäskationeja maaveteen, ja vetyioneja sitoutuu, jolloin pH nousee. Emäskationien määrä kertoo maaperän puskurointikyvystä. Jos niiden määrä kohoaa, voi kyse olla myös happamoitumisesta ja puskurikyvyn heikkenemisestä (Lahermo et al. 1996: 32). Maaperän ollessa puskurikykyinen, se pystyy neutraloimaan hapanta sadevettä. Mitä paksumpi

puskurikykyinen maakerros valuma-alueella on, sitä paremmin sadevedet ehtivät neutraloitua ennen järivialtaaseen valumista.

Maapartikkelien pinnalta irronneet emäskationit huuhtoutuvat pois valumaveden mukana. Jotta maaperässä säilyisi ioninvaihtokomplekseihin tarvittavia emäskationeja, pitää maaperässä tapahtua jatkuvaa rapautumista, joka vapauttaa silikaattimineraaleista korvaavia emäskationeja (Berner & Berner 1996: 274). Rapautumista edistää maaveteen liennut hiilidioksidi, josta muodostuu hiilihappoa (Forsius 1987: 21).

Luonnontilainen minerotrofinen suo saa vetensä sekä sateesta että ympäröiviltä kivennäismailta. Erityisesti kivennäismailta kulkeutuu suolle emäskationeja mineraaliaineksen rapautuessa. Normaalitylanteessa suo varastoi valumavesien emäskationeja ja siten happamoittaa läpivirtaavaa vettä. Ojituksen seurauksena mineraalimaan vesi ei enää kulje luontaista reittiään suon lävitse, vaan se ohjataan kulkemaan ojissa (Sallantaus 1995: 135–136). Tämän seurauksena suokasvillisuus alkaa purkaa emäskationivarastojaan, josta osa kuluu elpyvän kasvillisuuden käyttöön, osa huuhtoutuu valumavesien mukana neutraloiden niitä (Ramberg 1982: 34–35). Suo muuttuukin emäskationinielusta niiden lähteeksi, ja suon emäskationivarastot alkavat tyhjentyä, sillä ilmaperäinen laskeuma ei pysty kokonaan tyydyttämään huuhtoumatarvetta. Tällöin suolta huuhtoutuva vesi on ojituksen jälkeen vähemmän hapanta kuin ennen ojitusta. Kun pintaturpeen emäskationivarannot ehtyvät ojituksesta kuluneen ajan pidentyessä, alkaa vesi jälleen muuttua happamammaksi. Huuhtouma vähenee myös puuston kasvaessa, jolloin myös haihdunta lisääntyy (Sallantaus 1995: 135–136).

## **5. SEDIMENTIN LAATUUN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ**

### **5.1. ORGAANINEN AINES**

Sedimentoituvan orgaanisen aineksen määrä riippuu sekä järven sisäisestä tuotannosta että allohtonisen aineksen laadusta. Metsäojitusten yhteydessä järveen tulevan allohtonisen aineksen määrä ja laatu muuttuu. Ojitusten eri vaiheissa huuhtoutuu erilaista materiaalia: alkuvaiheessa humusta, myöhemmin mineraaliainesta (ks. 7.3.2.) (Sallantaus 1986: 96). Ojitusten yhteydessä eroosio valuma-alueella lisääntyy ja järveen sedimentoituvan aineksen määrä kasvaa.

Kun metsäojitusten ajankohdat tunnetaan, voidaan tehdä päätelmiä sedimentin iästä orgaanisen ja mineraaliaineksen suhteiden vaihteluiden perusteella.

Hehkutuskevennysanalyysiä ja valuma-alueella tapahtuneita ajankohdaltaan tunnettuja tapahtumia on käytetty hyväksi pintasedimentin ajoituksessa muun muassa Virkasen & Tikkasen (1998) tutkimuksessa. Sandmanin et al. (1992, 1994a, 1994b) tutkimuksissa hehkutuskevennysanalyysiä on käytetty valuma-alueella tapahtuneiden muutosten kuvaamiseen, vaikka näytteet on ajoitettu isotooppimenetelmillä ja nokipallosanalyysillä.

### **5.2. SEDIMENTIN ALKUAINEITA**

#### **5.2.1. Rauta**

Rauta (Fe) on maankuoressa hyvin yleinen raskasmetalli, joka useimmiten esiintyy hapetusasteilla +2 tai +3. Pääosa vesien raudasta on peräisin sekundaarisista rautasaostumista, joita syntyy maaperään, purouomaan ja purosedimentteihin. Kaikki sekundaaristen rautasaostumien rauta on alun perin lähtöisin rapautuvista rautaa sisältävistä mineraaleista (Lahermo et al. 1996: 79).

Vedessä raudan kulkeutumiseen vaikuttaa erityisesti sen kompleksoituminen liukoisen, kolloidisen ja suspendoituneen humuksen kanssa (Lahermo et al. 1996: 79). Soiden valumavesissä on runsaasti humusta, johon rautaa voi sitoutua. Osittain johtuen runsaasta

raudan sitoutumisesta soiden ja muiden humuspitoisten valumavesien väri on kellanruskea (Lahermo et al. 1996: 79; Wetzel 2001: 293). Pienimmät rautapitoisuudet esiintyvät karuissa kirkkaissa vesissä (n. 50–200 µg/l). Suovesissä rautapitoisuus voi olla jopa 1000 µg/l (Rauta 1999).

Liuennut kaksiarvoinen ferrorauta saostuu järven pohjalle kolmiarvoisena ferrihydroksidina ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), mikäli järven alusvedessä on happea. Hapekkaassa vedessä rauta on liukoista ainoastaan pH:n ollessa alle 3. Jotta rauta pysyisi liuoksessa, on veden oltava lähes hapetonta, ja pH:n on oltava alle 7,5. Humuspitoisissa vesissä rautaa voi olla liuenneena, vaikka vedessä olisikin happea ja pH alle seitsemän (Särkkä 1996: 62). Bakteeritoiminta ja sedimentin läheisen vesikerroksen hapetus-pelkistys -tilanne vaikuttavat raudan hapettumiseen ja pelkistymiseen sekä uudelleen liukenevuuteen sedimentistä takaisin veteen.

Soiden hapekkaissa pintavesissä saattaa rautaa liueta johtuen happamuudesta ja orgaanisten happojen runsaudesta. Ojituksen oletetaan vaikuttavan raudan liukoisuutta heikentävästi, sillä ojituksen jälkeen suon pintavedet muuttuvat hapekkaiksi (Shoty 1987: 31–32). Samanlaisia tuloksia ovat saaneet myös Berglund et al. (1985, cit. Shoty 1987: 32) sekä Johansson ja Olofsson (1985, cit. Shoty 1987: 32) tutkimuksissaan turvetuotantoalueiden valumavesien rautapitoisuuksien mittauksista. Toisaalta mineraaliaineksen lisääntyminen vedessä saattaa myös lisätä rautapitoisuuksia, sillä huuhtoutuvassa aineksessa oleva rauta tulee esille analyyseissä. Sameissa jokivesissä rautaa voi olla 3000–6000 µg/l. Humuspitoisissa suovesissä rautapitoisuus on 400–600 µg/l (Rauta 1999).

### **5.2.2. Mangaani**

Mangaani (Mn) on raudan ohella yksi yleisimpiä maankuoren raskasmetalleja. Mangaanin käyttäytyminen on hyvin samankaltaista kuin raudalla. Helpoiten mangaania liukenee maaperän mineraaleista ja kiilteistä sekä purosedimenteistä (Lahermo et al. 1996: 81).

Merkittävin ero vedessä mangaanin ja raudan välillä on hapettumis- ja

pelkistymisherkyys. Mangaani vaatii rautaa korkeamman redokspotentialin hapettuakseen ja se myös pelkistyy helpommin kuin rauta (Särkkä 1996: 62–63; Adriano 2001: 549). Aerobisissa oloissa mangaanipitoisuudet vedessä ovat normaalisti pieniä (alle 50 µg/l), mutta anaerobisissa oloissa mangaania vapautuu nopeasti pohjalietteestä määrän riippuessa sedimentin laadusta. Mangaanipitoisuus vedessä voi kohota jopa tasolle 1000–10 000 µg/l (Mangaani 1999).

Mangaanin käyttäytymistä ojitusalueilla on tutkittu samoissa yhteyksissä kuin rautaakin. Mangaani on liukoista hapekkaassa vedessä ainoastaan, jos pH on alle 4. Anaerobisissa oloissa mangaania liukenee, jos pH on alle 8. Täten mangaanin liukenemisen oletetaan vähentyvän ojitusten seurauksena kuten raudankin (Shotyk 1987: 31–32).

### **5.2.3. Redokspotentiaali ja Fe/Mn-suhde**

Redokspotentiaalia käytetään kuvaamaan pohjanläheisten vesikerrosten ja pohjasedimentin pintakerrosten kemiallista tilaa. Redokspotentiaalia voidaan käyttää hyväksi erityisesti silloin, kun happipitoisuus on alhainen tai happea ei ole lainkaan. Redokspotentiaali voidaan määritellä sähköiseksi jännitteeksi platina- ja vertailuelektrodin välillä liuoksessa, jossa on aineiden sekä hapettuneita että pelkistyneitä vaiheita. Happipitoisuuden laskiessa redokspotentiaali laskee, mutta riippuvuus ei ole selvä, sillä redokspotentiaaliin vaikuttaa myös muun muassa pelkistyneiden aineiden määrä. Hapellisten luonnonvesien redokspotentiaali vaihtelee yleensä välillä +380–500 millivolttia (mV). Humusvesissä hapellisissakin oloissa redokspotentiaali on matalampi kuin kirkaissa vesissä. Redokspotentiaali voi laskea myös negatiiviseksi, aina -250 mV:iin asti (Eloranta 1997: 43; Särkkä 1996: 60–61).

Redokspotentiaalın merkitys järviympäristölle liittyy erityisesti epäorgaanisten ionien esiintymismuotoon ja niiden liukenevuuteen. Alusveden happipitoisuuden laskiessa laskee myös yleensä redokspotentiaali. Aluksi tilanne näkyy pohjasedimentissä, mutta pian myös sen yläpuolella olevassa vedessä (Eloranta 1997: 43). Hapen kuluessa loppuun sedimentin yläpuolisessa vesikerroksessa tiettyjen eliöiden toiminta jatkuu anaerobisesti. Tällöin loppuu muun muassa nitrifikaatiobakteerien toiminta, sillä ne hapettavat ammoniumia

nitriitiksi ja nitraatiksi ainoastaan aerobisissa olosuhteissa. Ammoniumtyypen määrä alkaa kasvaa, kun redokspotentiaali laskee noin +350 mV:iin (Eloranta 1997: 43; Wetzel 2001: 215–216). Vähähappisissa tai hapettomissa oloissa nitraatti ja nitriitti pelkistyvät denitrifikaatiobakteerien toiminnan seurauksena typpikaasuksi ( $N_2$ ), joka poistuu vedestä ilmakehään (Wetzel 2001: 217).

Kriittinen arvo vesistön hyvinvoinnille on +200 mV, joka on raudan hapettumista ja pelkistymistä määräävä redokspotentiaali. Tätä suuremmilla arvoilla liukenematon ferrirauta pysyy sedimentin pinnalla. Kun redokspotentiaali laskee alle tämän arvon niukkaliukoinen ferrirauta alkaa muuttua ferroraudaksi, joka liukenee veteen huomattavasti helpommin. Ferrirautayhdisteisiin on sedimentissä sitoutuneena myös runsaasti epäorgaanista fosforia. Kun ferrirauta muuttuu ferroraudaksi ja alkaa liueta veteen, myös sedimentin fosforivarastot alkavat liueta takaisin järviveteen. Kun useimmissa järvissä minimiravinteena olevaa fosforia alkaa liueta, seurauksena voi olla äkillinen rehevöitymisen kiihtyminen (Eloranta 1997: 43; Särkkä 1996: 63–64). Ravinteiden liukeneminen sedimentistä takaisin veteen aiheuttaa niin kutsuttua sisäistä kuormitusta, jonka hillitseminen on ulkoista kuormitusta vaikeampaa. Ulkoisen kuormituksen määrä tulisi pitää niin pienenä, että alusveden happitilanne säilyisi hyvänä eikä sisäistä kuormitusta syntyisi (Eloranta 2000: 93). Vapautunut rauta hapettuu täyskiertojen yhteydessä ja sitoo samalla fosforia sedimenttiin. Terveessä, normaalisti toimivassa järvessä kevät- ja syyskierrat huolehtivat siitä, ettei veden fosforipitoisuus nouse haitallisen suureksi (Rauta 1999).

Kuten edellä mainittiin, rauta ja mangaani käyttäytyvät hyvin samantapaisesti, mutta mangaani pelkistyy helpommin ja hapettuu vaikeammin kuin rauta (Mackereth 1966: 192). Kumpikin sedimentoituu herkästi oksideina, mutta niiden pelkistyneet ionit ( $Fe_2^+$ ,  $Mn_2^+$ ) ovat helposti liukenevia (Heikkilä 1999: 48). Sedimentin ja sen läheisten vesikerrosten hajotustoiminta on suorassa suhteessa raudan ja mangaanin pelkistymiseen. Raudan ja mangaanin suhdetta voidaan käyttää hapetus-pelkistysuhteiden arvioimiseen. Suhteen nousua voidaan pitää rehevöitymisen indikaattorina. Fe/Mn-suhteen kasvu tarkoittaa hapetus-pelkistys -tasapainon siirtymistä pelkistäväään suuntaan. Suhteen lasku vastaavasti kertoo hapetustilan paranemisesta (mm. Myllymaa & Murtoniemi 1986: 45; Alhonen

1987: 100; Virkanen 1994: 303; Heikkilä 1999: 48). Räsänen ja Salonen (1983) esittävät terveen järven tasoksi noin 35–50. Cohenin (2003: 246) mukaan tulkinnot Fe/Mn-suhteista tulisi tehdä varovaisesti ja suuntaa antavina. Usein tulkintoja tehdään kuitenkin huomioimatta järven muita kemiallisia ominaisuuksia tai mahdollisia muutoksia valuma-alueella.

#### **5.2.4. Kupari**

Kupari (Cu) esiintyy luonnossa yleisimmin hapetusasteella +2. Maaperän kuparipitoisuudet riippuvat kallioperän pitoisuuksien ja ihmisen aiheuttamien päästöjen lisäksi myös maaperän kyvystä sitoa kuparia. Muun muassa mangaanin ja raudan oksidit sekä humusaineet sitovat kuparia erityisen hyvin (Lahermo et al. 1996: 92; Heikkinen 2000: 26–27). Kuparille on tyypillistä tiukka sitoutuminen maaperään verrattuna muihin raskasmetalleihin (Kontas 1979: 13). Ympäristön ja maaveden happamoituminen lisää kuparin huuhtoutumista ja vähentää sen sitoutumista maaperään (Lahermo et al. 1996: 92; Adriano 2001: 512).

Turvemaiden kuparin liukoisuutta tutkittaessa Shotyk (1987: 32–33) on havainnut sen olevan liukoista hapekkaissa olosuhteissa kaikilla luonnossa esiintyvillä pH:n vaihtelualueilla. Liukenevuus on huomattavasti vähäisempää anaerobisissa oloissa. Turvemaihin on rikastunut suhteellisen runsaasti kuparia verrattuna sen runsauteen kallioperässä. Rikastuminen on seurausta kuparin luonnollisesta geokemiallisesta kierrosta. Suon tai vettyneen maaperän olosuhteiden muuttuessa hapettomista hapekkaiksi kuparia liukenee mahdollisesti ojitusten yhteydessä enemmän kuin anaerobisten olosuhteiden vallitessa. Shotykin (1987) esittämä hypoteesi sisältää suuria epävarmuuksia, sillä siinä ei ole otettu huomioon muun muassa orgaanisen aineen aiheuttamaa metallien adsorptiota.

#### **5.2.5. Sinkki**

Hydrologisessa kierrossa sinkki (Zn) on yksi yleisimmistä raskasmetalleista raudan ja mangaanin lisäksi. Sinkin geokemiallinen kierto on yksinkertaisempaa kuin esimerkiksi raudan ja mangaanin, jotka osallistuvat hapetus-pelkistysreaktioihin (Lahermo et al. 1996: 94).

Sinkki liukenee hyvin rapautumisen yhteydessä ja on pysyvä vesiliuoksessa. Liukoisuutta lisää sinkin voimakas taipumus muodostaa komplekseja (Kontas 1979: 13; Koljonen 1992: 214). Tämän seurauksena sinkkiä esiintyy pieniä määriä kaikkialla luonnonvesissä (Lahermo et al. 1996: 94).

Luonnollisen sinkkipitoisuuden lisäksi vesiin ja maaperään kulkeutuu pieniä määriä sinkkiä myös ihmistoiminnan seurauksena. Sinkkiä kulkeutuu luontoon muun muassa fossiilisten polttoaineiden käytöstä, metallien sulatuksesta, valusta ja jalostuksesta, maataloudesta ja liikenteestä. Maaperän happamoituminen lisää sinkin liikkuvuutta. Nykyään sinkkiä liukeneekin maaperästä enemmän kuin rikastuu (Lahermo et al. 1996: 94).

Shotykin (1987) ojitusalueiden vedenlaatututkimuksessa sinkin todetaan olevan lähes yhtä liikkuva laajoilla pH:n ja hapetus-pelkistys -potentiaalilin alueilla. Ojitusten turpeen pintakerrokseen aiheuttamien muutosten ei siis pitäisi juurikaan vaikuttaa sinkin liukenevuuteen.

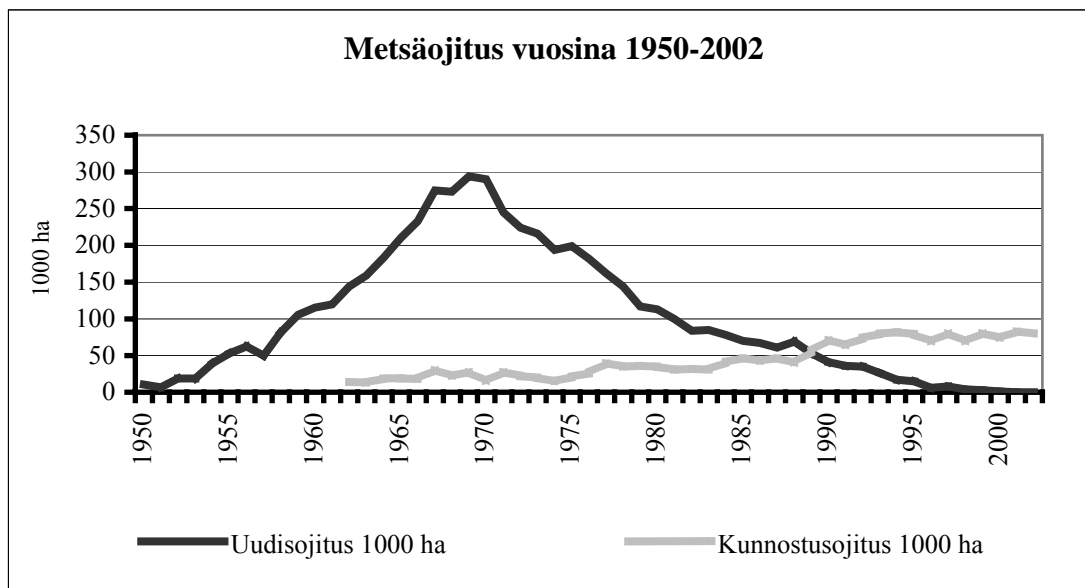
## **6. METSÄOJITUKSET JA NIIDEN VESISTÖVAIKUTUKSET**

### **6.1. METSÄOJITUSTEN HISTORIA SUOMESSA**

Ensimmäisiä kuivatustöitä on Suomessa tehty jo 1500-luvulla, jolloin tehtiin joenperkauksia ja järvenlaskuja. Näillä toimilla saatiin kuivatuksi alueita, joista saatiin hyviä viljelysmaita. Hajanaisia ojitushankkeita esiintyi ympäri Suomea lähes 1900-luvun alkuun asti. Viimeiset isohkot ojitushankkeet ennen 1900-luvun järjestelmällisempää ojitusaikakautta tehtiin 1860-luvulla nälkävuosien aikana. Tarkoituksena oli raivata soiset alueet pelloiksi, mutta osa ojitetuista alueista jäi metsiksi. Tämän jälkeen seurasi muutaman vuosikymmenen hiljaisempi jakso ojitushankkeissa (Heikurainen 1960: 180–183; Häyrynen 1997: 218–219).

1800-luvulla metsäojitusten tavoitteena oli hallanvaaran vähentäminen ja kangasmaiden suojelu soistumiselta. 1900-luvulla tavoitteena pidettiin metsänkasvatuksen parempia edellytyksiä soilla ja muilla vesiperäisillä mailla, ja edellisen vuosisadan tavoitteet havaittiin merkityksettömiksi (Häyrynen 1997: 218–219).

1900-luvun alussa kaikki ojankaivuut tehtiin käsin lapiotyönä, joka oli huomattavasti hitaampaa kuin nykyisin tehtävä ojitus. 1930-luvulla ojitustoiminta oli kuitenkin jo varsin huomattavaa. 1940-luvulla ojitus oli käytännöllisesti katsoen pysähdyksissä sotien ajan (Heikurainen 1960: 189, 193). Ensimmäistä kertaa laajuudeltaan merkittäviä ojituksia alettiin tehdä toiminnan koneellistuttua 1950-luvulla, jolloin niitä tehtiin vuosittain noin 50 000 hehtaarilla. 1960-luku oli uudisojitusten huippuaikaa. Tämän vuosikymmenen lopulla ojitusten määrä nousi lähes 300 000 hehtaariin vuodessa (Kuva 3). Jo 1970-luvulla uudisojitusten määrä lähti selvään laskuun ja alitti 50 000 hehtaarin rajan 1980-luvun lopulla. Samaan aikaan kunnostusojitusten määrä kohosi uudisojitusta suuremmaksi (Metsätilastollinen vuosikirja 1990–01 1992: 109; Metsätilastollinen vuosikirja 2002: 119).



Kuva 3. Metsäojitetut hehtaarit Suomessa vuosina 1950–2002. Kunnostusojituksista ei ole tässä esitetty tietoja ennen vuotta 1962 (Metsätilastollinen vuosikirja 1990–91 1992: 109; Metsätilastollinen vuosikirja 2002: 119).

Ojitusyypit voidaan jakaa kahteen pääluokkaan: uudisojitukseen ja kunnostusojitukseen. Uudisojituksella tarkoitetaan ensikertaa alueella toteuttavaa ojitusta. Nykyään luonnontilaisia soita ei enää ojiteta. Uudisojitus ei ole muutenkaan enää kovin yleistä, sillä uudisojitus lopetettiin valtion mailla 1990-luvun puolivälissä eikä yksityismaillekaan enää myönnetä metsänparannusvaroja uudisojituksia varten (Aapala 2001: 39).

Kunnostusojitus voidaan edelleen jakaa täydennysojitukseen, ojan perkaukseen ja ojituksen uusimiseen. Kunnostusojitustarvetta arvioitaessa tarkastellaan puuston ja ojien kuntoa sekä pintakasvillisuutta. Täydennysojituksessa ojitetulle alueelle tehdään lisäojia, mikäli ojitusalueella on huonosti kuivuneita alueita. Joskus täydennysojat kaivetaan uudisojituksessa ojien väliin jääneiden sarkojen keskelle. Ojien perkausta tehdään, jos ojat ovat ajan kuluessa tukkeutuneet (Komiteamietintö 1988: 80–81; Kenttämies & Saukkonen 1996: VII–2; Heinonen et al. 2004: 26). Tukkeutumista voi aiheuttaa muun muassa kiintoaineen kertyminen uoman pohjalle tai runsas kasvillisuus uomastossa. Myös suon pinnan painuminen alkuperäisestä korkeudestaan madaltaa ojia, jolloin ojien perkaaminen

ja syventäminen parantavat ojien kuivatustehoa uudelleen. Kunnostusojitukseen lukeutuvat myös kulkuyhteyksien, ympäristönsuojelun tai joidenkin muiden syiden vuoksi ojitusalueella tehtävät työt (Häyrynen 1997: 144). Kunnostusojitusta ei tehdä enää puun tuotannon kannalta liian karuille alueille. Näitä alueita on eniten Pohjois-Suomessa. Suon kunnostusojituskelpoisuutta arvioitaessa otetaan huomioon kasvupaikan ravinteisuus, alueen lämpösumma, puuston määrä ja tehdyn ojituksen vaikutus puiden kasvuun. Kunnostusojitusten ja hakkuiden ulkopuolelle jätetään myös kaikki uhanalaisiksi luokitellut suotyypit (Heinonen et al. 2004: 26).

## **6.2. METSÄOJITUSTEN VESISTÖVAIKUTUSTEN TUTKIMUS**

Ensimmäisiä metsätalouteen ja metsäojitukseen liittyviä tutkimuksia Suomessa alettiin tehdä jo 1930-luvulla. Silloin kiinnostuksen kohteena olivat lähinnä metsäojituksen vaikutukset soiden puunkasvuolosuhteisiin eli kuinka suon vesitalous muuttuu ojituksen myötä. Myös yli- ja alivalumiin kiinnitettiin huomiota (Hallakorpi 1931, cit. Mustonen & Seuna 1971: 3; Metsänheimo 1936, cit. Mustonen & Seuna 1971: 3). Myöhemmissä tutkimuksissa suurimman huomion ovat saaneet metsätalouden hydrologiset vaikutukset ja vesien kuormitus.

Ensimmäinen pitkäaikainen tutkimus metsätalouden hydrologisista vaikutuksista aloitettiin 1930-luvulla, jolloin perustettiin havaintoalueet Ruokolahden Lato- ja Huhtisoille. Metsäojitusten vesistövaikutuksia tutkittiin kalibroitajakson jälkeen vuonna 1958 Huhtisuolla toteutetun ojitussuunnitelman avulla. Ojitusten vaikutuksia alueen hydrologiaan seurattiin aina vuoteen 1979 (Mustonen & Seuna 1971; Seuna 1981).

Vuonna 1978 käynnistettiin niin sanottu Nurmes-projekti, jossa tutkittiin metsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutuksia. Projektissa seurattiin pienten valuma-alueiden vedenlaatua, hydrologiaa, tuotantobiologiaa ja ekologiaa. Vertailuja tehtiin sekä ennen että jälkeen metsien avohakkuita ja ojituksia (Ahtiainen & Kenttämies 1985). Vuotta aiemmin oli Ruotsissa aloitettu tutkimusprojekti metsä- ja suo-ojitusten ympäristövaikutusten selvittämiseksi (Simonsson 1987).

Metsäojitusten vaikutuksia valuntaan ja kiintoaineen kulkeutumista on tutkittu muun muassa Yljioen valuma-alueella Ranualla Pohjois-Suomessa (Seuna 1982).

Kunnostusojitusten aiheuttamien valunnan ja vedenlaadun muutosten osalta tutkimusta on tehty Tilanjoen valuma-alueella Utajärven ja Puolangan rajalla (Ahti et al. 1995a).

Paleolimnologisia tutkimuksia metsäojitusten vaikutuksista on tehty Juupajoen Kalliojärnessä. Tällä tutkimuksella pyrittiin selvittämään metsäojitusten ja -lannoitusten vesistövaikutuksia järven pohjasedimenttien avulla (Sandman et al. 1992).

Vuonna 1990 Maa- ja metsätalousministeriö asetti yhdessä ympäristöministeriön kanssa viisivuotiseksi tarkoitetun "Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta" - yhteistutkimusprojektin (METVE). Projektin tavoitteena oli selvittää metsätalouden eri toimenpiteiden ympäristövaikutuksia, niihin vaikuttavia tekijöitä ja niiden torjuntamahdollisuuksia. Projektissa selvitettiin myös metsätalouden muodostaman uhan suuruutta vesistöjen käytölle, erityisesti virkistyskäytölle ja kalataloudelle. Myös vaikutusten ympäristötaloudellista merkitystä tutkittiin. METVE koostui useista osahankkeista, joista osa oli jo aiemmin aloitettuja (mm. edellä mainittu Tilanjoen valuma-alueen tutkimus liitettiin METVE:en). Osa hankkeista jatkui vielä varsinaisen tutkimusprojektin päätyttyäkin (Saukkonen & Kenttämies 1995).

### **6.3. METSÄOJITUSTEN VESISTÖVAIKUTUKSET**

Metsäojitus on metsän perusparannustoimenpide, jonka tarkoituksena on säädellä maan kuivatustilaa puuston kasvun kannalta edulliseen suuntaan. Ojitus on kohdistunut etupäässä soille, mutta myös soistuneille veden vaivaamille kangasmaille on tehty ojituksia.

Pyrkimyksenä on laskea pohjaveden pintaa muutamia kymmeniä senttimetrejä, jolloin puunkasvuolosuhteet paranevat. Kivennäismailta valuvat vedet pyritään ohjaamaan suon ohitse ojia pitkin. Tämä vaikuttaa puiden kasvun lisäksi maaperän kemiallisiin ja mikrobiologisiin ominaisuuksiin. Hydrologisten muutosten ja kasvillisuusmuutosten sekä maaperäreaktioiden johdosta ojitusten vaikutukset näkyvät myös valumavesien kiintoainesmäärissä ja kemiallisissa ominaisuuksissa (Komiteamietintö 1988: 80; Kenttämies & Saukkonen 1996: III-1).

Metsäojitukset vaikuttavat vesistöihin muiden metsätaloustoimenpiteiden rinnalla. Myös hakkuilla, maanmuokkauksella ja lannoituksella on vaikutusta valuma-alueiden vesistöihin. Metsätalouden aiheuttamat vesistövaikutukset ovat hajakuormitusta. Ojitukselta, kuten muistakin metsätaloustoimenpiteistä, seuraa valumavesien runsastumista, orgaanisen ja epäorgaanisen kiintoaineen ja liuenneiden orgaanisten aineiden sekä ravinteiden lisääntymistä toimenpidealueen vesistöissä (Heinonen et al. 2004: 101).

### **6.3.1. Valunnan muutokset**

Metsäojitukset muuttavat suon hydrologiaa pääasiassa kahdella tavalla: alentamalla pohjaveden pintaa sekä muuttamalla suon hydrologisia ominaisuuksia. Uudisojituksen on todettu useissa tutkimuksissa lisänneen ojitetun alueen valumaa (mm. Mustonen & Seuna 1971: 57–58). Ojituksen jälkeen seuraa muutaman vuoden mittainen niin sanottua tyhjennysvalunta, jolloin pohjavettä virtaa pois ojitusalueelta. Tällöin valunta on normaalia suurempaa (Joensuu & Rissanen 2002: 8). Toisaalta on myös havaittu alueita, joilla ojitus ei ole vaikuttanut valuntaan sitä vähentämällä tai lisäämällä. Joissakin tutkimuksissa on havaittu myös valunnan vähenemistä (Simonsson 1987: 90–93; Alatalo 2000: 35). Tulosten erilaisuuteen voi vaikuttaa myös suhteellisen pieni määrä pitkäaikaisia ja kattavia tutkimuksia.

Pohjaveden pinnan lasku vaikuttaa suon vedenvarastointikyvyn muutoksiin ja johtaa edelleen valunnan muutoksiin. Kun suoalueelle kaivetaan laajat ojastot, veden kulkeutuminen vesistöön muuttuu merkittävästi eikä suo pysty enää toimimaan valuntaa tasaavana vesivarastona. Tämän seurauksena erityisesti valuntahuiput kasvavat. Suot tasaavat valuntaa myös haihduttamalla runsaasti vettä. Haihduntaa tapahtuu sekä suon pinnalta (evaporaatio) että suokasvillisuudesta (transpiraatio). Ojituksen jälkeen vesivarastojen pienentyessä soilla myös niiden haihdunta vähenee pohjaveden pinnan etääntyessä maan tai suon pinnasta ja valunta kasvaa (Mustonen 1986: 402; Seuna 1990: 39; Kenttämies & Saukkonen 1996: III-3).

Ojitusten hydrologisten vaikutusten on todettu olevan ohimeneviä. Pitkäaikaisissa

tutkimuksissa on havaittu, että valunta palautuu normaaliksi noin 15–20 vuoden kuluttua ojituksesta. Ojien kunnossapito tosin pidentää kautta, jolloin ylivalumat ovat luonnontilaiseen verrattuna suurempia. Valuntahuippuja tasaa ojitusalueelle kasvava tai runsastuva puusto, joka lisää haihduntaa. Myös ojien umpeenkasvulla ja suon pinnan painumisella on huippuja tasaavaa vaikutusta (Seuna 1982: 15; Seuna 1990: 39; Kenttämies & Saukkonen 1996: III-4).

Kunnostusojituksen aiheuttamat hydrologiset muutokset on arvioitu uudisojitusta vähäisemmiksi. Ojien perkaukset lisäävät kuitenkin valuntaa alivalumakaudella sekä vuoden kokonaisvalumaa, koska ojasyvytydet kasvavat. Virtaamahuippuihin perkauksella ei juuri ole vaikutusta. Täydennysojitus vaikuttaa kuten ojanperkaus, mutta lisäksi täydennysojitus yhdistettynä ojien perkaukseen aiheuttaa ylivalumiin kasvua ojatiheyden kasvaessa (Ahti et al. 1995a: 157; Heinonen et al. 2004: 102).

Yleistäen voidaan sanoa, että vuosivalunta kasvaa ojitusalueilla lähes poikkeuksetta. Kevätylivaluman osalta on kahdenlaisia havaintoja: ne voivat joko kasvaa tai pienentyä. Metsäisillä alueilla puusto voi hidastaa lumen sulamista ja siten tasata tulvahuippuja. Toisaalta ojat johdattavat vedet nopeasti pois alueelta, jolloin tulvat runsastuvat. Sateiden aiheuttamat kesäylivalumat kasvavat useimmissa tapauksissa, koska turpeen veden pidätyskyky ei riitä pidättämään kohonneita valumia. Valunnan nopeutuminen aiheuttaa luonnontilaista voimakkaampia ja terävämpiä tulvahuippuja. Alivalumat kasvavat useimmiten. Erityisen voimakkaasti ne kasvavat, jos ojitus ylettyy turvekerroksen alla olevaan vettä läpäisevään kivennäismaahan (Seuna 1990: 39; Joensuu 1994: 8).

### **6.3.2. Kiintoainekuormitus**

Kiintoainekuormituksen lisääntymistä pidetään yhtenä ojitusten merkittävimpana häirtatekijänä (mm. Joensuu 1994: 9; Ahti et al. 1995b: 139). Metsäojitus lisää selvästi kiintoaineksen huuhtoutumista. Kun ojia kaivetaan, veteen sekoittuu yleensä runsaita määriä kiintoainesta. Myös kaivuun jälkeen ojien pohjat, ojaluiskat ja kaivuaines ovat herkkiä virtaavan veden eroosiolle. Lisäksi sateet saattavat huuhtoa irtainta ainesta mukanaan (Joensuu 1994:8). Suurten ylivirtaamien aikana ojitusalueilta saattaa huuhtoutua

suuria kiintoainemääriä vesistöihin. Merkittävä ojaeroosiota lisäävä tekijä onkin ojituksen aiheuttaminen ylivirtaamien kasvu (Joensuu & Kokkonen 1992: 8)

Ojaston syöpymisherkkyyteen vaikuttavat merkittävästi maalaji ja ojan syvyys. Monet lajittuneet kivennäismaalajit kuten hiekka, hieta, hiesu erodoituvat esimerkiksi heikosti maatonutta turvetta herkemmin. Mikäli oja ylettyy turpeen alapuoliseen kivennäismaahan, uomien sortuminen saattaa lisätä turveaineksien huuhtoutumista. Eloperäisistä maalajeista lieju, muta ja hyvin maatonut turve ovat herkästi erodoituvia (Ahti et al. 1995b: 139).

Orgaanisen ja mineraaliaineksien huuhtoutumisen on havaittu tapahtuvan ojituksen eri vaiheissa. Orgaanisen aineksen eli turpeen ja humuksen lisääntyminen valumavedessä on yleensä suurimmillaan kaivuun aikana ja heti sen jälkeen. Orgaanisen aineksen pitoisuudet laskevat nopeasti kaivutyön päätyttyä sitä edeltäneelle tasolle. Mineraaliainesta lähtee liikkeelle runsaasti ojitusta seuraavana kevättulvakautena (Sallantaus 1986: 96). Mineraaliaineksien pitoisuudet saattavat pysyä korkeina useita vuosia ojituksen jälkeen (mm. Ahti et al. 1995b; Heikurainen et al. 1978; Robinson & Blyth 1982).

Ojien syöpymistä voidaan vähentää suunnittelemalla ojaverkoston kaltevuus mahdollisimman pieneksi. Ojien kaivamista suoraan pääkaltevuuden suuntaan tulisi välttää, sillä se on kuivatuksenkin kannalta tehotonta. Erityisesti valtaojien kaltevuus tulisi suunnitella riittävän loivaksi. Mikäli eroosiovaara kuitenkin on olemassa, voidaan kiintoaineshuuhtoumia vähentää normaalia loivemmilla sivuluiskilla ja pohjapadoilla (Joensuu & Kokkonen 1992: 10–11).

Ojaeroosiota on tutkittu muun muassa Nurmes-tutkimuksessa, joka perustuu vertailualue menetelmään. Metsäojituksen vaikutuksia on tutkittu vertailemalla kahta valuma-aluetta, ojittettua ja ojittamatonta. Kyseiset valuma-alueet sijaitsevat noin 40 km:n päässä tässä työssä tutkimuksen kohteena olevasta Vihtamonjoen valuma-alueesta. Vertailujaksolla kahden vertailtavan valuma-alueen kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin 1,32 mg/l. Toinen vertailtavista alueista ojitettiin vertailujakson jälkeen 1983. Tutkimuksessa todettiin puroveden kiintoaineksien lisääntyvät ojituksen aikana yli 20-kertaiseksi verrattuna vertailukauden arvoihin ylittäen 30 mg/l. Seuraavan kevään

ylivalumassa kiintoainespitoisuus oli yli 80-kertainen (105 mg/l) vertailukauden pitoisuuksiin verrattuna. Vuoden 1985 kevätylivalumassa kiintoainespitoisuus oli vielä 15 mg/l, kun ennen toimenpiteitä kevätylivaluman kiintoainespitoisuus oli ollut noin 4 mg/l. Kolmen vuoden seurantajaksolla kiintoaineen todettiin lisääntyneen keskimäärin 6 mg/l ollen kuusinkertainen vertailujakson kiintoainespitoisuuksiin (Ahtiainen 1990: 37–38). Samansuuruiseen kiintoainelisäykseen on päätyntä tutkimuksessaan myös Kenttämies (1981: 28). Näissä tutkimuksessa kyseessä ovat uudisojitukset.

METVE-projektissa tutkittiin kunnostusojituksen vaikutuksia kiintoainemääriin 43 tutkimusalueparilla. Tulokset olivat pitkälti samansuuntaisia kuin uudisojituksessakin. Kiintoainemääriä lisää kunnostusojituksessa se, että suon pinta on painunut jo niin paljon, että ojanperkauksessa saavutetaan usein mineraalimaa, kun oja syvennetään. Tällöin mineraalimaa erodoituu enemmän kuin turve samalla alueella uudisojituksen aikana. Ojaerosion määrä riippuu hyvin paljon turvekerroksen alapuolisesta mineraalimaan lajitekoostumuksesta. Myös hyvin maatuneet turvemaat erodoituvat huomattavasti enemmän kuin heikommin maatuneet. Kunnostusojituksessa paljastuu jonkin verran kuivunutta hyvin maatunutta turvetta, joka on hyvin eroosioherkkää. Turvepohjaisten ojien erodoituminen ei kuitenkaan ole kovin yleistä. Turvetta erodoituu lähinnä liian jyrkkien ojien seinämien sortuessa. Paksuturpeisia soita ojitettaessa kiintoainespitoisuudet nousevat hetkellisesti kaivutyön yhteydessä, mutta laskevat nopeasti työn päätyttyä (Ahti et al. 1995b; Heinonen et al. 2004: 103).

### **6.3.3. Ravinnehuuhtoumat**

Metsäojitusalueiden huuhtouman ravinnepitoisuuksia on selvitetty useissa tutkimuksissa. Osittain tulokset ovat hyvin ristiriitaisia, mutta myös yhteneväisyyksiä löytyy jonkin verran.

Fosforikuormituksen kasvu pitkällä aikavälillä metsäojitusten seurauksena näyttää olevan useimpien tutkimusten mukaan vähäistä, mutta osassa tutkimuksista on havaittu suuriakin huuhtoumia muutaman vuoden ajan ojitusten jälkeen (mm. Kenttämies 1977). Liuennutta, suoraan eliöille käyttökelpoista fosfaattifosforia huuhtoutuu melko vähän (Kenttämies &

Saukkonen 1996: III-20–21). Valumavesien fosforimäärät kasvavat useimmiten huomattavasti vain, jos erodoituvan aineksen määrä kasvaa voimakkaasti. Fosforin määrä kiintoaineksessa voi olla noin milligramma kiintoainesgrammaa kohden, joten voimakas eroosio voi nostaa fosforin määrää monikymmenkertaiseksi luonnontilaiseen huuhtoumaan verrattuna (Sallantaus 1986: 105). Myös Hynninen ja Sepponen (1983: 40) toteavat selkeän yhteyden kiintoainepitoisuuksien ja kokonaisfosforipitoisuuksien runsauksissa tutkimusalueillaan. Ojien ruohottuminen ojituksen jälkeen vähentää merkittävästi eroosiofosforin huuhtoutumista.

Turve sisältää fosforia noin 0,2–1 promillea. Ojituksen jälkeen turpeen nopeutuneesta hajoamisesta vapautuva fosfori sitoutuu hyvin suon kasvillisuuteen. Joskus ojitus ulottuu suon syvien osien pohjavesiperäisiin, runsaasti rautaa ja fosforia sisältäviin kerroksiin, jotka lisäävät raudan ja fosforin huuhtoutumista. Fosforin pidättymistä saattavat lisätä pintaturpeessa tapahtuvat hapetusprosessit (mm. raudan hapettuminen). Ravinteikkailla soilla tehdyt kokeet osoittavat, että turpeen maanesteen fosforipitoisuudet laskevat kuivatuksen seurauksena. Tästä on päätelty, että kuivattaminen vähentää fosforin huuhtoutumista. Fosforin huuhtoutuminen on ilmeisesti vähäisintä paksuturpeisten, keidassoiden ojituksessa ja runsainta korprien ja ohutturpeisten, minerotrofisten aapasoiden ojituksessa. Toisaalta vanhoilla lannoittamattomilla ojitusalueilla voi fosforin huuhtouma olla samaa suuruusluokkaa kuin luonnontilaisilla soilla (Komiteamietintö 1988: 105; Kenttämies & Saukkonen 1996: II–21).

Kokonaistypen huuhtoutuminen kasvaa jonkin verran ojituksen jälkeen. Kasvua aiheuttaa pääasiassa epäorgaanisen typen kuorman lisääntyminen (Joensuu 2002: 15). Epäorgaanisen eli välittömästi käytettävissä olevan typen ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) huuhtoutuminen runsastuu heti ojituksen jälkeen. Ennen kaikkea ammoniumtypen huuhtouma lisääntyy. Ojituksen jälkeen valumavedet ovat peräisin turpeen syvistä, hapettomista oloista. Siellä hapenpuute ja happamuus estävät nitrifikaation eli ammoniumtypen muuttumisen nitriitin kautta nitraatiksi bakteerien toiminnan tuloksena. Näissä vesissä ammoniumtypen määrä on kohonnut. Myös turpeen kuivuessa happamissa olosuhteissa nitrifikaatio estyy tai se on erittäin hidasta. Koska ammoniumtypen määrä saattaa lisääntyä turpeen kuivuessa, myös sen huuhtoutuminen valumavesiin saattaa lisääntyä. Tällä perusteella soiden ojitus ja

turpeen kuivuminen lisäävät valuntavesien ammoniumtypen määrää turpeen typen mobilisoitumisen kasvaessa (Hynninen & Sepponen 1983: 39–40; Väisänen et al. 2001: 23).

Metsäojitusten yhteydessä myös nitraattitypen huuhtouman on havaittu lisääntyvän. Lundinin (1992, 1996) tutkimuksissa Ruotsissa havaittiin nitraattipitoisuuksien kasvua erityisesti kevät- ja syystulvien aikaan. Suomessa tehdyissä tutkimuksissa nitraattitypen huuhtouman on todettu kasvavan välittömästi ojituksen jälkeen, mutta huippuarvot on usein saavutettu vasta noin kolmen vuoden kuluttua ojituksesta (Hynninen & Sepponen 1983: 40; Alatalo 2000: 36). Pitkäaikaisia tutkimuksia typpikuormituksen kestosta ei ole juurikaan tehty. Muutamissa tutkimuksissa on kuitenkin tehty havaintoja luonnontilaista korkeammista typpipitoisuuksista vielä useiden vuosien kuluttua ojituksista. Lepistön (1984) mukaan epäorgaanisen typen huuhtouma oli edelleen koholla 10–20 vuoden kuluttua ojituksesta. Myös Nurmes-tutkimuksessa Ahtiainen ja Huttunen (1995) ovat havainneet 12 vuoden kuluttua ojituksesta selkeästi luonnontilaista korkeampia kokonaistyppihuuhtoumia. Typpihuuhtoumia alkaa ojituksen jälkeen pienentää alueen runsastuva kasvillisuus.

Eri tutkimukset suhtautuvat eri tavoin orgaaniseen typeen tulkitessaan typpihuuhtoutumia. Luonnontilaisilta soilta typpeä huuhtoutuu kivennäismaihin verrattuna suhteellisen runsaasti. Soilta huuhtoutuvassa vedessä typpi on kuitenkin orgaaniseen aineeseen sitoutuneena, joten sen mahdollinen mobilisoituminen on hidasta ja epätäydellistä. Jos ojitusten aiheuttaman typpihuuhtouman vertailuun käytetään kokonaistyppeä, lisäys voi olla absoluuttisesti suurehko, mutta suhteellisesti luonnonhuuhtoumaan verrattuna paljon pienempi kuin tarkasteltaessa pelkkää epäorgaanista typpeä (Komiteamietintö 1988: 103–104).

#### **6.3.4. Muut vedenlaadun muutokset**

Kiintoainekuorman lisäksi veteen liuenneiden aineiden määrät saattavat ojitusten seurauksena kohota. Liuenneen orgaanisen aineksen määrään vaikuttavat monet tekijät. Valunnan kasvaessa myös liuenneen orgaanisen aineksen kuorma kasvaa. Toisaalta

ojituksessa vedet ohjataan valumaan muita reittejä kuin suon orgaanisten kerrosten lävitse eli suon kautta tapahtuva valunta vähenee, vaikka valuma-alueen valunta kasvaa. Tämä vähentää humuksen huuhtoutumismahdollisuuksia. On myös mahdollista, että kivennäismailta valuvat vedet erodoivat ojaston turvekerroksia ja lisäävät liuenneen orgaanisen aineksen määrää. Ohutturpeisilla soilla valunta tapahtuu pääasiassa turvekerroksen alapuolisessa mineraalimaassa, jolloin orgaanisen aineksen määrä vedessä vähenee (Komiteamietintö 1988: 96–97).

Happamuuden muutokset ojitusten seurauksena ovat vaikeasti selvitettävissä. pH-arvot ja luontainen neutralointikyky vaihtelevat suuresti erilaisissa ympäristöissä. Karuilla paksuturpeisilla soilla valunta lisääntyy ojitusten seurauksena, jolloin pH-arvot alenevat väliaikaisesti alapuolisissa vesistöissä. Pintaturpeeltaan happamilla soilla, joilla ojat yltävät saraturpeeseen tai mineraalimaahan, erityisesti alivalumakauden valumaveden pH-arvot kohoavat ojituksen jälkeen tyhjennysvalunnan loputtua. Voimakasta happamoitumista voi ojitusten seurauksena esiintyä kuivakausien jälkeisinä ylivalumakausina rehevillä runsasrikkisillä soilla tai rannikon alunamaa-alueilla (Komiteamietintö 1988: 97–98). Merkittävää on ojituksen vaikutus valuntaoloihin. Yleensä ojitus lisää pohjavesivaluntaa, jolloin veden neutraloitumismahdollisuudet paranevat. Kun valumavedet eivät kulje suon läpi, niiden kationien pidättyminen suon turpeeseen vähenee, ja niiden pH-arvot pysyvät korkeampina (Sallantaus 1986: 132–133).

Metsäojitukset vaikuttavat myös monien metallien huuhtoutumiseen, mikä on ekologisesti merkittävää erityisesti alapuolisissa vesistöissä. Huuhtoutumiseen vaikuttavat muun muassa turpeen hajoaminen, hapetus-pelkistys-olojen muutokset, pH-muutokset ja liuenneen orgaanisen aineksen kompleksinmuodostuskyky. Myös kiintoaineen huuhtoutuminen vaikuttaa monien metallien huuhtoutumiseen, sillä mineraalimaa sisältää runsaasti erilaisia alkuaineita. Alkali- ja maa-alkalimetallien pitoisuuksien kohoaminen liittyy usein pH-arvojen kohoamiseen ojitusten jälkeen. Raudan liukeneminen lisääntyy useiden tutkimusten mukaan (mm. Ahtiainen 1990, Manninen 1995) vaikka teoreettisesti raudan liukenemisen oletetaan vähenevän turpeen pintaosien muuttuessa aerobiseksi. Useissa tapauksissa kuitenkin syvemmissä kerroksissa lisääntynyt valunta kompensoi vähenemisen, ja ojitusten seurauksena raudan huuhtoutuminen saattaa selvästi lisääntyä

(Komiteamietintö 1988: 106–107). Myös mangaanin, joka käyttäytyy hyvin samantapaisesti raudan kanssa, ja alumiinin pitoisuuksien on todettu kasvavan ojitusten seurauksena (Lahermo et al. 1996: 26).

### **6.3.5. Vesiensuojelu metsäojitusten yhteydessä**

Kiintoainekuormitusta voidaan vähentää useilla menetelmillä. Ensisijaisesti kuormitusta pyritään vähentämään välttämällä aineksen erodoitumista. Virtaamaa saadaan pienennettyä suuntaamalla ojat riittävän loivasti sekä rakentamalla pohjapatoja. Välttämällä lajittuneen hienojakoisen maalajin ojitusta voidaan vähentää ojaeroosiota. Kunnostusojituksessa voidaan myös jättää kaikki vanhat, vielä toimivat ojat perkaamatta. Alapuolisen vesistön kiintoainekuormitusta voidaan vähentää pyrkimällä pysäyttämään kiintoaineen ennen sen kulkeutumista vesistöön. Tavoitteena on pysäyttää kiintoaineksestä 70–90 % ennen vesistöä. Tässä voidaan käyttää useita menetelmiä, kuten selkeytysaltaita, pintavalutuskenttiä, lietekuoppia, suojavyöhykkeitä ja ojakatkoksia (Joensuu & Kokkonen 1992: 12–18; Hyvän metsänhoidon suositukset 2001: 63; Heinonen et al. 2004: 105; Joensuu et al. 2004: 20–31).

Kiintoainekuormitusta voidaan vähentää huomattavasti myös ajoittamalla ojankaivuu oikein. Kaivamista tulisi välttää tulva-aikana ja roudan sulamisen aikana. Syöpymis- ja liettymishaittoja voidaan vähentää huomattavasti myös kaivutöiden jaksottamisella. Jaksoittain toteutettaessa ojitus aloitetaan valuma-alueen yläpuolisista ojista. Viimeisenä kaivetaan valuma-alueen laskuojat sekä vesistöön menevät valtaojat. Kuormitusta voidaan usein vähentää kaivamalla vesistöön laskevat ojat vasta muuta ojitusta seuraavana kesänä (Joensuu & Kokkonen 1992: 19).

### **6.3.6. Muut metsätaloustoimenpiteet**

Ojitusten yhteydessä tehdään usein myös muita metsätaloustoimenpiteitä. Esimerkiksi uudistushakkuun jälkeen alue muokataan ja määrät alueet ojitetaan ennen metsän uudistamista. Ojitustoimintaan liittyy usein myös alueen lannoittamista. Avohakkuu lisää valunutta ja vaikuttaa vedenlaatuun ojituksen tavoin. Avohakatulla alueella kuivatustila ja happitilanne heikkenee voimakkaasti, jolloin muun muassa raudan ja mangaanin

huuhtoutuminen lisääntyy.

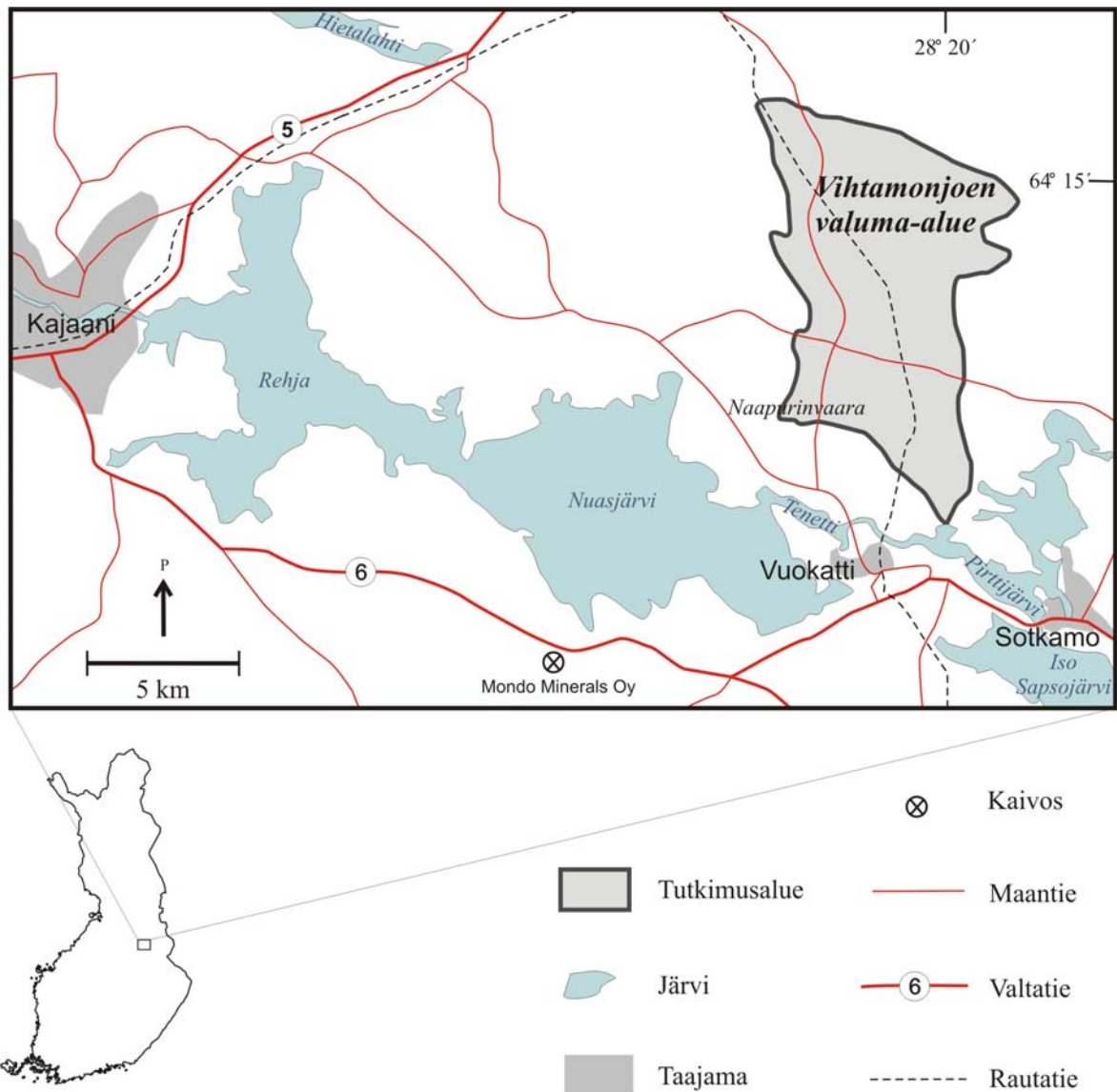
Hakkuisiin ja metsän uudistamiseen usein liittyvä maanpinnan käsittely vaikuttaa sekä liuenneiden aineiden huuhtoutumiseen että eroosioon. Maanpinnan käsittely vaikuttaa myös valunnan määrään. Esimerkiksi aurasalueilla jopa yli puolella maa-alasta kivennäismaa paljastuu. Tämä saattaa voimakkaasti vähentää haihduntaa ja lisätä valuntaa ja eroosiota. Hakkuiden ja maanpinnan käsittelyjen on myös todettu lisäävän ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin (Komiteamietintö 1988). Koska edellä esitetyt toimenpiteet liittyvät hyvin usein ojitukseen, yksin ojitusten aiheuttamia seurauksia on vaikea erotella.

Metsälannoitteista typpi huuhtoutuu hyvin herkästi vesistöihin. Typen huuhtoutuminen on yleensä voimakkaimmillaan heti lannoituksen jälkeen. Typpilannoitukset saattavat aiheuttaa myös valumaveden ja maaperän happamoitumista. Fosforilannoitus ei kuormita vesistöjä yhtä voimakkaasti. Lannoitteissa käytetään hidasliukoista fosforia, joka muodostaa hyvin pysyviä yhdisteitä muun muassa raudan ja alumiinin kanssa, minkä seurauksena fosfori sitoutuu hyvin tiukasti mineraalimaahan. Liukeneminen on kuitenkin voimakasta happamissa olosuhteissa. Karut turvemaat pystyvätkin pidättämään fosforia vain niukasti. Soilta huuhtoutuvat fosforimäärät ovat moninkertaisia mineraalimaahan verrattuna (Komiteamietintö 1988).

## 7. TUTKIMUSALUE

### 7.1. SIJAINTI

Vihtamonjoen valuma-alue sijaitsee Kainuussa, Sotkamon kunnassa Vuokatin pohjoispuolella (Kuva 4). Valuma-alueen pinta-ala on 55 km<sup>2</sup>, ja se kuuluu Oulujoen vesistöalueeseen. Suomen Vesihallinnon valuma-aluejaossa tutkimusalueesta käytetään tunnusta 59.825, joka on osa Oulujoen vesistöaluetta (Ekholm 1992: 101).



Kuva 4. Tutkimusalueen sijainti.

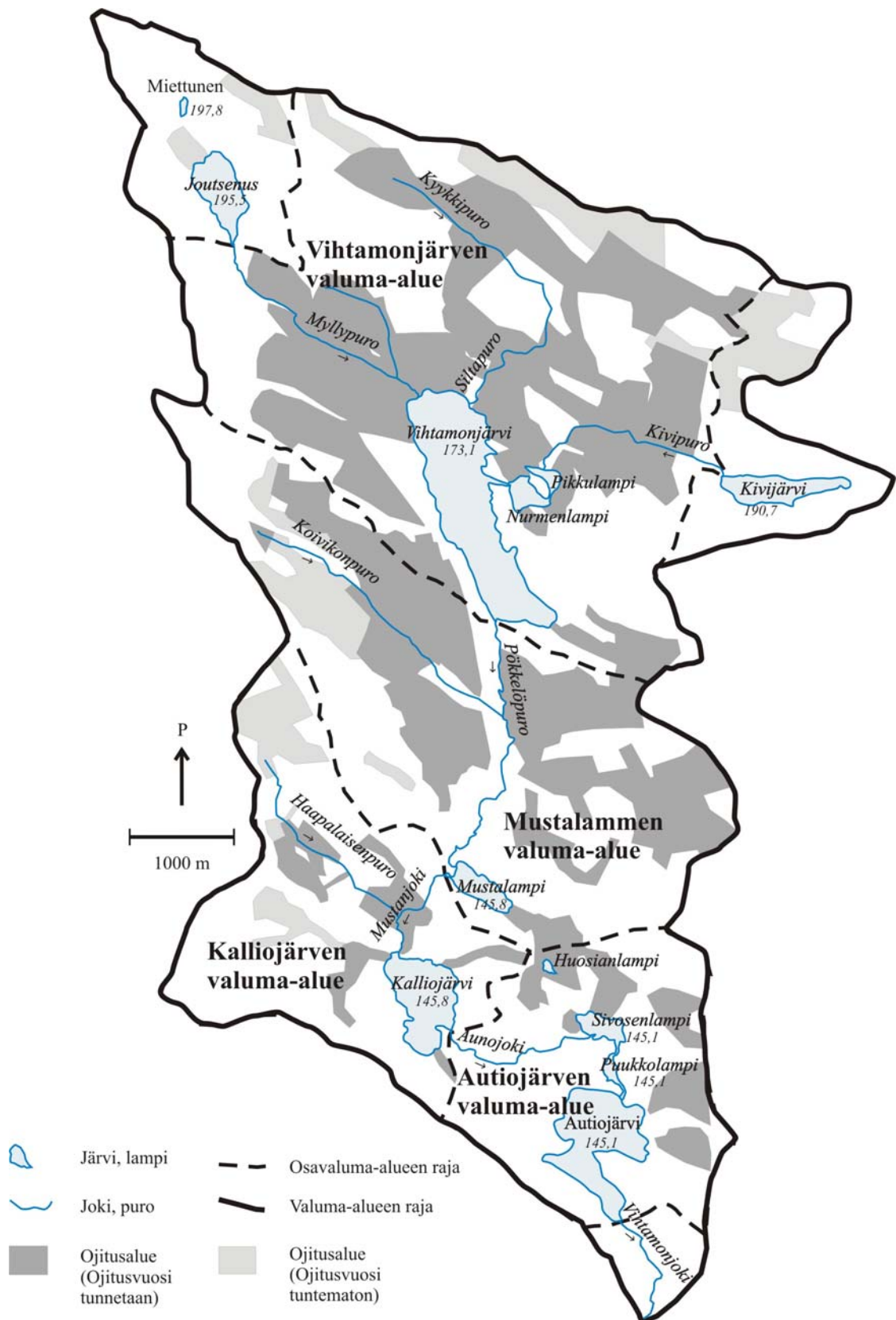
Valuma-alueen laskujoen jokisuu sijaitsee vain noin 3,5 km:n päässä Sotkamon keskustasta ja noin 3 km:n päässä Vuokatin hiihtokeskuksesta. Tutkimusalueella on ainoastaan haja-asutusta eikä alueella tai sen välittömässä läheisyydessä sijaitse suuria teollisuusalueita. Suurin yksittäinen päästölähde on Mondo Minerals Oy:n kaivos, joka sijaitsee noin 11 kilometriä lounaaseen valuma-alueen lounaisrajalta Naapurinvaaralta, ja Kainuun Osuusmeijeri Sotkamon keskustassa. Lisäksi Kainuun Voima Oy ja UPM-Kymmene Oy Kajaanissa aiheuttivat vuonna 1997 yli 90 % Kainuun rikkidioksidi- ja hiukkaspäästöistä sekä typen oksidien päästöistä (Kemppainen & Markkanen 2000: 9).

Valuma-alue sijaitsee matkailun näkökulmasta otollisella paikalla lähellä Vuokatin hiihtokeskusta ja muita vapaa-ajanpalveluita. Tutkimusalueen vesistöjä voitaisiinkin mahdollisesti hyödyntää virkistyskäytössä, esimerkiksi melomiseen. Valuma-alueen rajan muodostaa lounaassa Naapurinvaara, joka on yksi Kainuun ja koko maan upeimpia vaaroja.

## **7.2. VESISTÖT**

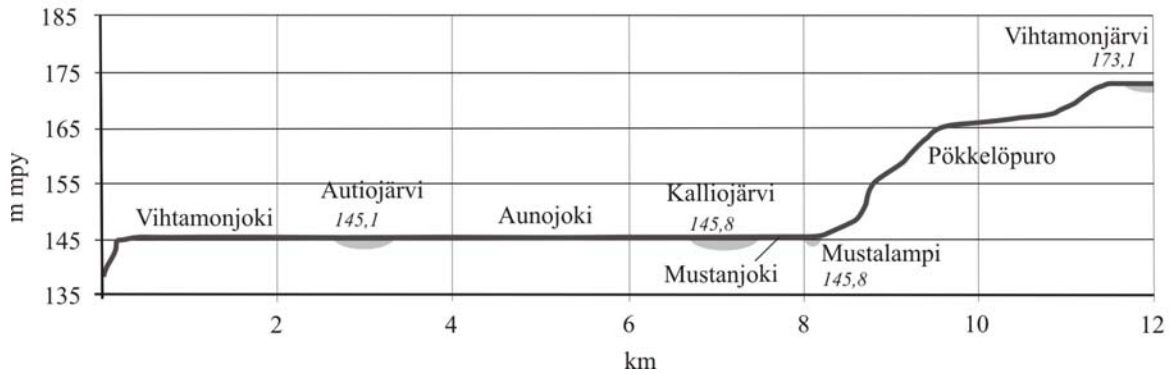
Valuma-alueen vesistöt koostuvat kuudesta järvestä (>1 ha) ja niiden välisistä jokiosuuksista. Lisäksi valuma-alueella on kuusi alle hehtaarin kokoista lampea (Kuva 5). Valuma-alueen järvi-prosentti on 7 % (Ekholm 1992: 101) Järvien ja lampien välisten jokien ja purojen lisäksi alueella on niihin suoraan laskevia luonnontilaisia puroja. Muuta uomastoa alueella ovat kaivetut metsäojat, joita alueella on tehty noin 15 km<sup>2</sup>:llä.

Vihtamonjoen valuma-alueen järvien ja lampien pinnakorkeudet vaihtelevat 145,1 metristä 197,8 metriin meren pinnan yläpuolella (Kuvat 5 ja 6). Purojen ja jokien gradienttien vaihtelut ovat suuria valuma-alueella. Pöckelöpurossa Vihtamonjärven ja Mustalammen välillä gradientti on 9,1 m/km. Mustanjoessa gradienttia ei ole juurikaan, sillä Mustalammen ja Kalliojärven vedenpinnat ovat keskimäärin samalla korkeudella. Myös Aunojoen gradientti Kalliojärven ja Sivosenlammen välillä on hyvin pieni, vain 0,3 m/km (Kuva 6). Autiojärvestä lähtevä Vihtamonjoki laskee koko valuma-alueen vedet Pirttijärven ja Nuasjärven väliseen Tenetinvirtaan (137,9 m mpy), joka on osa Sotkamon reittiä.



Kuva 5. Vihtamonjärven valuma-alueen vesistöt ja ojitusalueet.

## Uomaston pituusprofiili



Kuva 6. Vihtamonjoen valuma-alueen uomaston pituusprofiili.

Tutkimusalueen järvistä Mustalampea, Kalliojärveä, Sivosenlampea ja Autiojärveä sekä niiden välisiä puro- ja jokiosuuksia on ehdotettu vesistökuunnostuskohteeksi Sotkamon kunnalle (Kortesoja 2004). Kolmessa ensimmäisessä järvessä on havaittavissa mataloitumista, vesikasvillisuuden runsastumista ja kalalajiston muuttumista. Järvet ovat matalia, sillä niiden syvyys on vain noin 2–5 metriä. Mustalammissa rannat, Pökkelöpuron jokisuus ja Mustanjoen luusuat ovat runsaan vesikasvillisuuden tukkimia ja järven rannoille on kertynyt mutaa niin että uiminen ja veneellä liikkuminen ovat vaikeutuneet (Kuva 7). Samoin Kalliojärven laskevan Mustanjoen suu ja Aunojoen luusua kasvavat runsaasti vesikasvillisuutta eikä järvestä pääse soutuvaan Mustanjokeen, sillä jokisuussa on kesäaikaan deltamaisesti levittäytyvä matalanveden alue. Kalliojärven eteläosan lahdessa rannat ovat hyvin mutaisia, matalia ja vesikasvien valtaamia (Kuva 8). Sivosenlampi ja Puukkolampi ovat matalia, vain noin 2 metriä syviä. Kesäaikaan kummassakin lammessa kasvaa runsaasti vesikasvillisuutta. Autiojärvi on vesistökuunnostukseen ehdotetuista järvistä syvin, syvimmillään noin 7 metriä. Tämänkin järven rannoilla vesikasvillisuutta on paikoin runsaasti, erityisesti kohdassa, jossa Puukkolampi yhtyy Autiojärveen. Pääuomassa rantojen runsas pajukko estää paikoin liikkumisen vesillä (Kuva 9).



Kuva 7. Mustalammen rannoilla kasvaa tiheää vesikasvillisuutta. Kaikki valokuvat tekijän.



Kuva 8. Kalliojärven eteläpäässä rannat ovat madaltuneet ja tiheä kasvillisuus valtaa alaa.



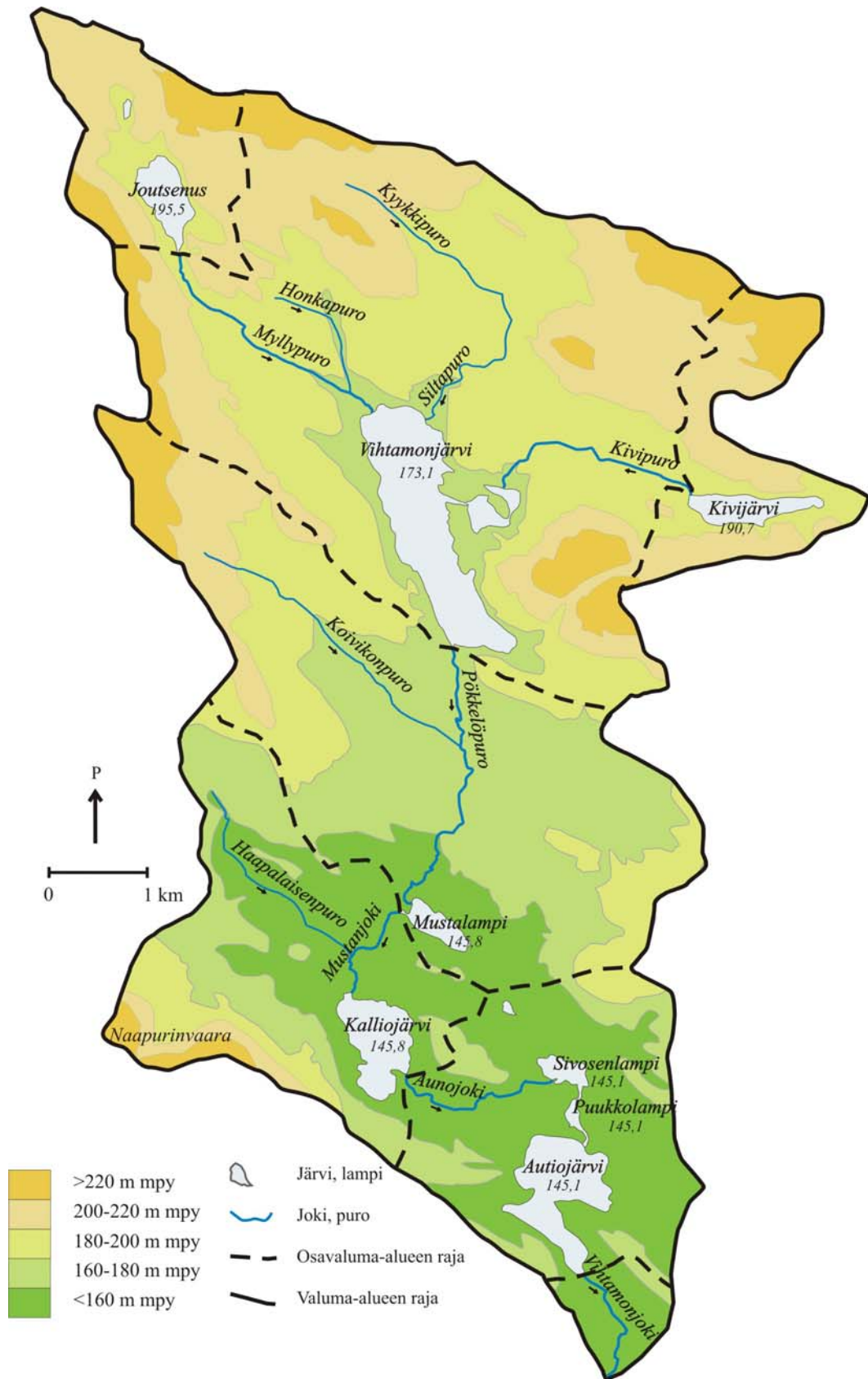
Kuva 9. Aunojoen varsilla kasvaa tiheää pajukkoa. Samanlainen kasvusto hankaloittaa muun muassa soutamista myös Mustanjoessa.

Vesistökunnostukseen on ehdotettu myös tutkimusalueella sijaitsevaa Haapalaisenpuroa. Perusteena ehdotukselle on ollut puron tukkeutuminen. Huonosti vettä johtava oja aiheuttaa haittaa kuivatukselle puron varrella sijaitseville pelto- ja metsäojitusalueille (Kortesoja 2004). Haapalaisenpuro on osin kaivettua ojaa, osin luonnonuomaista, ja se laskee Mustanjokeen Kalliojärven yläpuolelle.

### **7.3. KORKEUSSUHTEET JA KALLIOPERÄ**

Valuma-alueen länsiraja seuraa korkeiden kalliokohoumien muodostamaa pohjois-etelä-suuntaista jonoa, joka jatkuu Tenetin eteläpuolella Vuokatin vaarajaksona. Valuma-alueen korkein kohta, 240 m mpy, sijoittuu alueen lounaisosaan, jossa alue rajautuu kvartsiitista ja kiilleliuskeista muodostuvaan Naapurinvaaran huippuun (Kuva 10). Myös alueen pohjoisosan reuna-alueilla saavutetaan monin paikoin 220 metrin korkeus. Itärajalla valuma-alue rajautuu vaihtelevasti korkeampiin kalliokohoumiin ja paikoin alaviin suoalueisiin. Eteläkärkenä valuma-alueella on Vihtamonjoen suu, joka yhdistää Vihtamonjoen vesistön Sotkamon reittiin.

Korkeimmalla sijaitsevan lammen Joutsenuksen vedenpinnan korkeus on lähes 60 metriä korkeammalla kuin vesistö, johon koko valuma-alueen vedet laskevat. Valuma-alueen matalimman ja korkeimman kohdan välillä korkeuseroa on noin 100 metriä. Pääosin valuma-alue on korkeudeltaan alle 200 m mpy. Tutkimuskohteena oleva Vihtamonjoen valuma-alue sijaitsee lähes suoraan Vuokatin vaarojen muodostaman vaarajonon pohjoispuolella. Tutkimusalue, kuten myös Vuokatin vaarat, kuuluvat niin kutsuttuun Kainuun liuskealueeseen, joka koostuu pääasiassa kvartsiiteista, hiekkakivistä ja kiilleliuskeista. Tämä kallioperäalue muodostui svekofennisen poimutuksen yhteydessä, kun liuskejako puristui Kuhmon ja Iisalmen-Pudasjärven arkeisten kalliolohkojen väliin. Kainuun liuskealue jatkuu nykyisellään Rautavaaralta Pudasjärvelle hyvin kapeana (leveimmillään n. 40 km) 200 km pitkänä vyöhykkeenä (Laajoki 1998: 173). Kainuun liuskealueen kivet kuuluvat kallioperämme karjalaiseen pääalueeseen, joka on syntynyt varhaisproterotsooisen kauden lopulla 2500–1890 miljoonaa vuotta sitten. Alueen arkeiset kallioperän osat ovat yli 2500 miljoonaa vuotta vanhoja (Korsman & Koistinen 1998: 97).



Kuva 10. Vihtamonjoen valuma-alueen korkeussuhteet.

Alueen kallioperä voidaan jakaa yleisesti kahteen pääalueeseen. Autiojärven ja Mustalammen itärantoja sivuaa itäisen gneissialueen ja läntisen liuskealueen raja. Länsipuolella vallitsevat ortokvartsiitti eli kvartsihiekasta (kvartsiareniitista) syntynyt kvartsiitti sekä kiilleliuske. Itäpuolella vallitsevana kivilajina on granodioriittinen gneissi. Vihtamonjärven länsipuolella gneissialueella on lisäksi noin 4,5 km pitkä ja 1 km leveä graniittialue. Tutkimusalueella on myös muutamia hajanaisia kvartsijuonia. Yksi näistä sijaitsee Kalliojärven itärannalla, jossa on aikaisemmin louhittu kvartsia. Louhinnan jäljet ovat edelleen nähtävissä useiden metrien syvyisinä ja levyisinä aukkoina rantakallioissa. Alueen kallioperäkartan mukaan Mustalammen ja Kalliojärven valuma-alueilla on muutamia rautaesiintymiä ja Kalliojärven itärannalla myös kupariesiintymä (Suomen geologinen kartta 1981; Korhonen 2003).

#### **7.4. ALUEEN MYÖHÄISJÄÄKAUDEN AIKAINEN KEHITYS**

Viimeisimmän jääkauden lopulla noin 9550 vuotta sitten Sotkamon alueella jäätikön reuna sijaitsi lähellä nykyisen Sotkamon keskustaa (Kemiläinen 1986: 20). Jään reunan taakse syntyi Sotkamon jääjärvi Pielisen jääjärven pohjoispuolelle. Jääjärven synnylle olennaista oli Sotkamon altaan viettäminen kohti jäätikön reunaa. Muista suunnista aluetta rajasivat vedenjakajat. Jäätikön reunan edelleen perääntyessä Sotkamon ja Pielisen jääjärvet yhdistyivät noin 9450 vuotta sitten. Jääjärvi laajeni länteen jään reunan perääntyessä. Sotkamon-Pielisen jääjärven vaihetta kesti noin 200 vuotta. Jäätikön reuna saavutti noin 9250 vuotta sitten alavan purkauksen Kajaanin Kattilamäellä, josta Sotkamon-Pielisen jääjärvi pääsi purkautumaan silloiseen Ancylysjärveen. Tällöin jääjärvi muuttui Itämeren lahdeksi. Maankohoamisen jatkuessa tutkimusalue jäi kuivaksi maa-alueeksi (Kemiläinen 1986; Tikkanen & Oksanen 1999: 39).

#### **7.5. VALUMA-ALUEEN MAANKÄYTTÖ JA METSÄOJITUKSET**

Tiedot maankäytöstä ja maaperästä perustuvat Kainuun Metsäkeskuksen ylläpitämän kuviotietokannan tietoihin sekä karttatulkintoihin. Tietokanta käsittää kuitenkin vain noin 60 % tutkittavasta valuma-alueesta, joka kattaa lähinnä metsätalouskäytössä olevia maita. Näiden alueiden maaperätietoja voidaan jossakin määrin hyödyntää muun muassa

metsäojitusten vaikutuksia arvioitaessa. Tiedot ovat ainoastaan tilastomuodossa, jolloin osavaluma-alueittain on käytössä vain eri luokkien pinta-alat eikä tarkempia sijaintitietoja ole käytettävissä (Tuovinen 2004).

Alueen peruskarttojen perusteella alueesta 90 % eli noin 50 km<sup>2</sup> on metsää ja suota. Tästä 15 km<sup>2</sup> on ojitettua suota tai metsää (Kuva 5). Kainuun Metsäkeskuksen ylläpitämän kuviotietokannan kattamasta alasta, joka on noin 60 % koko tutkimusalueesta, metsätalousmaata on 90 % ja maatalousmaata 9 % alueen maapinta-alasta (Taulukko 2). Kuviotietokanta kattaa pääasiassa alueita, jotka ovat metsätalouksikäytössä. Näiden alueiden maaperätietoja, jotka sisältyvät kuviotietokantaan, voidaan jossain määrin hyödyntää muun muassa metsäojitusten vaikutuksia arvioitaessa. Kangasmaita on koko kuviotietokannan kattavalla alueella 22,5 km<sup>2</sup>. Tästä alasta 41 % on hienojakoista, jolla tarkoitetaan hienoainesmoreenia tai hienojakoista lajittunutta ainesta. Kangasmaista on ojitettuja 5 %. Soita koko valuma-alueesta on 24 % eli 7,2 km<sup>2</sup>. Ojikkoja tästä alasta on 4 %, muuttumaa 73 %, turvekangasta 6 % ja luonnontilaista suota 16 % (1,1 km<sup>2</sup>). Ihmisen muokkaaman suon pinta-ala on 6,1 km<sup>2</sup>.

Taulukko 2. Kainuun Metsäkeskuksen tietokannan mukaiset maaperätiedot Vihtamonjoen valuma-alueelta (Tuovinen 2004).

	Yhteensä		Vihtamonjärvi		Mustalampi		Kalliojärvi		Autiojärvi	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
<b>Koko ala</b> kuviotietokannassa	31,4		16,4		6,4		5,4		3,3	
metsätalousmaa	28,1	90	15,0	92	5,7	89	4,6	86	2,8	85
maatalousmaa	2,9	9	1,3	8	0,5	9	0,7	13	0,4	12
muu maa (erotus)	0,4	1	0,1	1	0,2	33	0,03	1	0,1	2
<b>Kangasmaat</b>	22,5		11,7		4,2		4,2		2,4	
joista hienojakoiset	9,2	41	4,0	34	2,1	50	2,5	60	0,7	27
ojitetut kankaat	1,1	5	0,5	4	0,3	6	0,4	8	0,04	2
<b>Suot</b> (%-osuus soista ja kankaista)	7,2	24	4,1	26	1,9	31	0,7	14	0,5	18
joista ojikko	0,3	4	0,1	3	0,1	7	0	0	0,1	9
muuttuma	5,3	73	2,8	71	1,6	84	0,6	89	0,4	67
turvekangas	0,5	6	0,3	8	0,1	4	0,04	6	0,04	7
ojitettua suota yht.	6,1	84	3,2	78	1,8	95	0,6	94	0,5	83
luonnontilainen suo	1,1	16	0,9	22	0,1	5	0,04	6	0,1	17

Ojikko on suota, joka on äskettäin ojitettu puuston kasvun parantamiseksi. Ojikkovaiheen suolla kasvilajisto on edelleen pitkälti alkuperäisen kaltaista eikä puuston kasvunopeus ole vielä merkittävästi nopeutunut. Ojikoiksi kutsutaan myös huonosti kuivuneita ojitettuja soita. Ojikkovaiheen jälkeen maasta tulee muuttuma eli suo, joka on metsänkasvatustarkoituksessa ojitettu, ja jonka kasvillisuus on jo selkeästi muuttumassa kangaskasvillisuudeksi, mutta alkuperäisestä suokasvillisuudesta osa on vielä selkeästi vallalla. Muuttumavaihe alkaa 5–10 vuotta ojituksen jälkeen ja kestää 15–25 vuotta. Muuttumavaiheessa avosuot alkavat metsittyä, ja puustoisten soiden puusto runsastuu, ja kasvu lisääntyy. Lisäksi muuttuma-alueilla rahkasammalet ja sarat vähenevät, ja varpukasvillisuus valtaa enemmän alaa. Muuttumaa voidaan pitää välivaiheena ennen kuivatetun suon muuttumista turvekankaaksi, jonka kasvillisuus muistuttaa kivennäismaan metsätyyppejä (Heikurainen 1960: 234–245; Tirri et al. 1993: 332, 351; Laine & Vasander 1998: 50). Muuttuman osuus suoalasta on merkittävä kaikilla osavaluma-alueilla. Ojitettujen soiden osuus (78–94 %) on huomattava kaikilla osavaluma-alueilla verrattuna luonnontilaiseen suon osuuteen (5–22 %) (Taulukko 2.).

Koko valuma-alueesta on peltoja ja puutarhoja noin 10 % ja järviä 7 %. Maankäytössä on tapahtunut muutoksia 1960-luvulta nykypäivään melko vähän (Maastokartta 3433 09 1970 ja 2003). Peltojen osuus on laskenut muutamia prosentteja, ja ojitettujen metsä- ja suoalueiden pinta-alat ovat kasvaneet.

Vihtamonjoen valuma-alueella on ojituksia tehty 1950-luvulta alkaen. Ojitus on ollut vielä 1950-luvun alkupuolella melko harvinaista, kun yksittäisiä ojia kaivettiin käsin, mutta vuonna 1959 on tehty alueen ensimmäiset laajat metsäojitukset (Liite 1). Laajimmat ojitukset alueella on tehty 1964, jolloin ojia on kaivettu kaikkiaan 94 km noin 4,8 km<sup>2</sup> alueelle. Nämä ojitukset sijoittuvat pääosin vain Vihtamonjärven ja Mustalammen valuma-alueille, kummallekin noin 46 km. Myös vuonna 1966 ojituksia on tehty runsaasti, lähes 34 km 1,62 km<sup>2</sup> alueelle. Tästäkin yli puolet sijoittuu Vihtamonjärven valuma-alueelle. Kalliojärven valuma-alueella laajimmat ojitukset on tehty vuonna 1966, jolloin ojia kaivettiin 7,4 km 0,3 km<sup>2</sup> alueelle. Myös vuonna 1995 Kalliojärven valuma-alueella tehtiin paljon ojituksia: 6,3 km 0,2 km<sup>2</sup> alueella. Autiojärven valuma-alueella suurimmat ojitukset on tehty 1969, jolloin alueelle on kaivettu ojia 10 km 0,3 km<sup>2</sup> alalle.

## 8. TUTKIMUSAINEISTO JA MENETELMÄT

Vihtamonjoen valuma-alueella ei ole tehty jatkuvaa vedenlaadun seurantaan. Jotta alueen vedenlaadun kehitystä voidaan tutkia, täytyy analysoida järvien pohjasedimenttikerrostumia. Kerrostumat koostuvat materiaalista, joka huuhtoutuu järveen järven valuma-alueelta tai syntyy järvessä itsessään. Sedimenteissä näkyy myös muutoksia, jotka ovat tapahtuneet vasta sedimentaation jälkeen ja kertovat pohjanläheisten vesikerrosten tilasta. Pohjasedimentteihin arkistoitua tietoa ainespitoisuuksista ja kerrostumisnopeuksista, jotka kertovat sekä järvessä että valuma-alueella tapahtuneista muutoksista. Tässä tutkimuksessa sedimentin ajoitus ja kerrostumisnopeuden arviointi on tehty siten, että tietyt runsaiden metsäojitusten ajankohdat on pyrkitty osoittamaan sedimentistä hehikutushäviön ja eri ainespitoisuuksien muutoksilla (vrt. Sandman & al. 1992; 1994a, b; Virkanen & Tikkanen 1998). Ainespitoisuuksien muutosten avulla on pyritty myös esittämään vedenlaadussa tapahtuneita muutoksia.

Sedimenttinäytteissä oletettiin 40–50 senttimetrin mittaisen näytteen olevan riittävän pitkä, jotta päästään noin 1950-luvulla kerrostuneisiin sedimentteihin. Tätä oletusta tukivat useat kirjallisuudesta löytyneet ojituksiin liittyvät sedimenttijaotukset (ks. Sandman & al. 1992; 1994a, b; Virkanen & Tikkanen 1998). Sedimenttinäytteiden näytepisteet valittiin deterministisellä menetelmällä eli näytteet otettiin järvien syvimmistä kohdista, joissa sedimentaation oletettiin olevan tasaisinta. Samalla pyrittiin eliminoimaan järven pohjassa tapahtuvan eroosion ja kuljetuksen sedimenttikerroksia sekoittava vaikutus. Näin mahdollisuus saada analysoitavaksi sedimenttejä, joissa mitattavien aineiden konsentraatiot ovat mahdollisimman keskimääräisiä, on todennäköisempää kuin eroosio- tai transportaatioalueiden sedimenteistä (Håkanson & Janson 1983: 178).

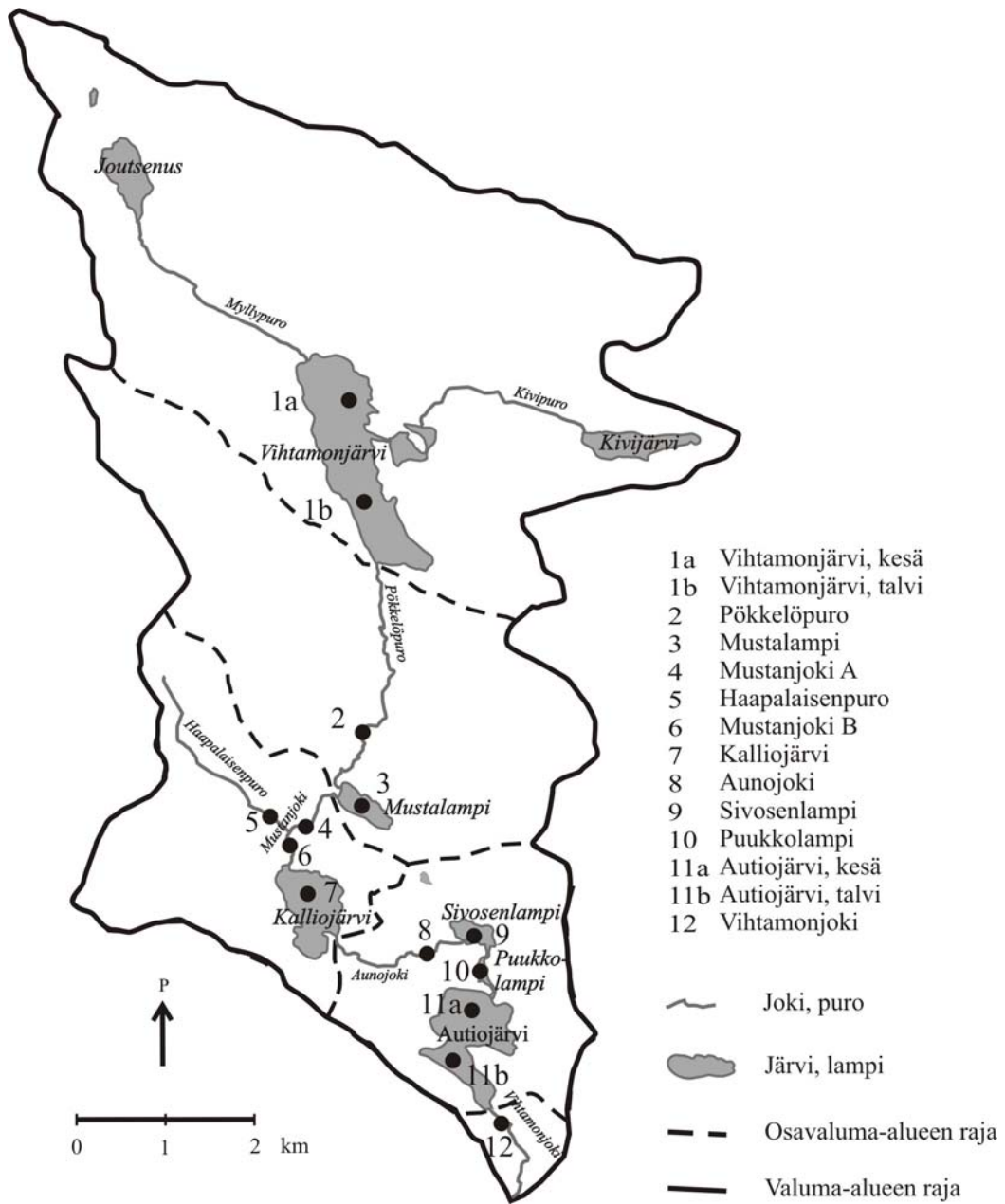
Nykyisen vedenlaatutilanteen selvittämiseksi valuma-alueelta kerättiin useista pisteistä vesinäytteitä. Järvistä kerätyt vesinäytteet otettiin järven keskeltä tai selvästi rantavyöhykkeen ulkopuolelta, vähintään noin 100 metrin päästä rannasta. Näytepisteiden valinta perustui siis oletukseen, että pelagiaalialueella pintavesi on järven vedenlaadun osalta tasalaatuista kaikkialla litoraalivyöhykkeen ulkopuolella. Joki- ja purovesinäytteet otettiin mahdollisimman kaukaa rannasta.

## 8.1. KENTTÄTYÖT

Laboratorioanalyysissä käytetty aineisto kerättiin Vihtamonjoen valuma-alueelta elokuussa 2003 ja maaliskuussa 2004. Elokuussa 2003 kerätyt vesinäytteet edustavat kesäkautta ja maaliskuun 2004 näytteet talvikautta. Keräämällä näytteet kahtena eri vuodenaikana pyrittiin saamaan kattavampi kuva vesistön ominaisuuksista ja tilasta. Pohjasedimenttinäytteet otettiin Maaliskuussa 2004 neljästä järvestä.

Elokuussa 2003 kerättiin vesinäytteitä yhteensä 12 kohteesta (Kuva 11). Näytteitä kerättiin tutkimusalueen neljästä alimmasta järvestä (Vihtamonjärvi, Mustalampi, Kalliojärvi ja Autiojärvi) ja kahdesta lammesta (Sivosenlampi ja Puukkolampi). Virtaavan veden näytteitä kerättiin viidestä eri kohteesta: neljästä purosta (Pöckelöpuro, Mustanjoki A ja B, Aunojoki, Vihtamonjoki) ja yhdestä Mustanjokeen laskevasta ojasta (Haapalaisenpurosta). Joista ja puroista näytteet otettiin rannalta apuvarrella, jonka päähän näytepullo kiinnitettiin. Vesinäytteet kerättiin näytevedellä kahdesti huuhdeltuihin polyeteenipulloihin. Näytteitä kerättiin yhteensä 1200 ml kultakin näytteenottopisteeltä. Vedestä mitattiin jo näytepisteillä pH, sähkönjohtavuus, happipitoisuus (% ja mg/l) ja lämpötila. pH mitattiin Schott Handylab 2-laitteella, sähkönjohtavuus Schott Handylab LF1-laitteella ja happipitoisuus Schott Handylab OX1-laitteella. Lämpötila kirjattiin ylös pH- mittarista. Näytteitä säilytettiin viileässä kenttäolosuhteissa, ja ne pakastettiin kahden vuorokauden kuluessa näytteenotosta.

Mustanjokeen liittyvä Haapalaisenpuro on selvästi muita virtavesiä pienempi ja ojamaisempi. Elokuussa 2003 näytteenottohetkellä ojassa oli vettä vain noin 20 cm. Mustanjoesta otettiin kaksi näytettä: toinen juuri Haapalaisenpuron yläpuolelta, toinen alapuolelta. Lähes kaikkien näytepisteiden sijoittumiseen vaikuttivat myös käytännön mahdollisuudet näytteen ottoon.



Kuva 11. Näytteenottopisteet tutkimusalueella.

Maaliskuussa 2004 kerättiin vesinäytteitä yhteensä yhdeksästä pisteestä: neljästä järvestä (Vihtamonjärvi, Mustalampi, Kalliojärvi ja Autiojärvi), yhdestä lammesta (Sivosenlampi) ja neljästä purosta (Pöckelöpuro, Mustanjoki B, Aunojoki, Vihtamonjoki). Talvella kerättiin vesinäytteiden lisäksi pohjasedimenttinäytteitä neljästä järvestä: Vihtamonjävestä, Mustalammesta, Kalliojärvestä ja Autiojärvestä (Kuva 11). Vesinäyte otettiin vedenottimella, joka laskettiin veteen juuri jääkannen alapuolelle. Kustakin näytepisteestä kerättiin vettä yhteensä 1000 ml kahteen 500 ml pulloon. Pullot täytettiin kahdesta vierekkäisestä jäähän kairatusta reiästä. Näin pyrittiin saamaan molemmat näytteet mahdollisimman vähän häiriintyneestä vesikerroksesta. Myös talvinäytteenoton yhteydessä vedestä mitattiin pH, happipitoisuus (% ja mg/l) ja lämpötila. Sähkönjohtavuudet mitattiin talvinäytteistä vasta laboratoriossa. Näytteitä säilytettiin kuten kesänäytteitä.

Pohjasedimenttinäytteet kerättiin Limnos-noutimella ja venäläisellä suokairalla. Tavoitteena oli saada analysoitavaksi jokaisesta näytepisteestä 40 cm:ä pinnimmaista sedimenttiä, mutta sääolosuhteista johtuen se ei onnistunut jokaisella pisteellä. Suurimpia ongelmia aiheutti pakkanen, joka jäädytti Limnoksen ja suokairan välittömästi vedestä nostamisen jälkeen. Myös pitkähköt matkat rantaan syvässä lumihangessa täyden näytteenottimen kanssa koituivat joidenkin näytteiden tuhoksi. Kalliojärven näytteenottopisteeltä saatiin pakkasen vuoksi nostettua ainoastaan Limnos-näyte, joka sekin ylsi vain 18 cm syvyyteen. Muilla järvillä Limnos-noutimella päästiin 16–41 cm:n syvyyksiin. Lyhin, 16 cm näyte, saatiin Mustalammelta, mutta samalta näytteenottopisteeltä saatiin myös venäläisellä suokairalla näyte (40 cm), jota käytettiin laboratorioanalyysiin Limnos-näytteen lisäksi. Muilta järviltä käytettiin laboratorioanalyysiin Limnos-näytteet. Vihtamonjärven Limnos-näyte oli 31 cm ja Autiojärven 41 cm.

Limnos-noutimella kerätyt näytteet jaettiin yhden senttimetrin viipaleisiin ja pakattiin Minigrip-pusseihin heti näytteenoton jälkeen. Näytteitä säilytettiin viileässä kentällä ja pakastettiin kahden vuorokauden kuluessa. Venäläisellä suokairalla otetut näytteet pakattiin kentällä muovikouruihin muovikelmuun käärittynä. Näitä näytteitä säilytettiin viileässä analysoinnin esikäsitteilyyn asti.

## 8.2. LABORATORIOANALYYSIT

Vesinäytteiden alkaliteettiarvot määritettiin automaattisella TitroLine Alpha -titraajalla. Näytteet titrattiin vetykloridilla (0,01M). Lopuksi laite laski näytteen titrauskäyrän ensimmäisen derivaatan avulla.

Vesinäytteistä määritettiin kaksikanavaisen IC 761 ionikromatografian ja 788 suodattavan näytteensyöttäjän avulla seuraavat anionit ja kationit:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^+$ ,  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^-$  ja  $\text{SO}_4^-$ . Määritykset tehtiin SFS-EN ISO-standardien 10304-1 ja 14911 mukaan (SFS-EN-ISO 14911 2000; SFS-EN-ISO 10304-1 1995).

Minigrip-pusseihin pakatut Limnos-näytteenottimella kerätyt sedimenttinäytteet kuivattiin pusseissaan vakuumikyilmäkuivaajassa. Näytteet olivat kuivaajassa kolmesta neljään vuorokautta. Vihtamonjärven näytteistä syvyys 0–1 cm sisälsi niin vähän kiintoainesta, ettei siitä pystytty tekemään analyysijä.

Venäläisellä suokairalla saatua näytettä käytettiin ainoastaan Mustalammen osalta pääasiallisena näytemateriaalina (näytepiste 3). Tämä sedimenttinäyte viipaloitiin yhden senttimetrin viipaleisiin laboratoriossa, pakastettiin ja kuivattiin kuten Limnos-näytteetkin. Kuivauksen jälkeen näytteet hienonnettiin pussin ulkopuolelta käsin tai puuvasaralla. Mustalammen näytteet on sijoitettu alkavaksi syvyydeltä 2–3 cm, sillä venäläisellä suokairalla otetuista näytteistä pinnimmaisat vetiset kerrokset huuhtoutuvat todennäköisesti pois, kun näyte nostettiin ylös. Päätelmä kahden pinnimmaisen senttimetrin puuttumisesta tehtiin vertailemalla venäläisellä suokairalla otettua näytettä Mustalammesta Limnoksella otetun näytteen analyysituloksiin.

Kuivatuista näytteistä määritettiin orgaaninen aines hehkutuskevennysanalyysillä. Näytteet punnittiin kuivattuihin ja punnittuihin upokkaisiin ja kuumennettiin 550 °C:ssa uunissa kaksi tuntia, jonka jälkeen näytteet punnittiin uudelleen. Määritys tehtiin SFS-standardin 3008 mukaan (SFS 3008 1990).

Kuivattuja näytteitä käsiteltiin edelleen metallimääryksiä varten. Atomiabsorptiospektrometrillä (Varian SpectrAA) tehtäviä metallimääryksiä varten kuivatuista näytteistä tehtiin happouutot. Näytteet poltettiin mikroaaltouunissa typpihapossa, laimennettiin puhdistetulla vedellä (laatu 1) ja säilöttiin muoviputkiin. Uutto tehtiin metodin 3051 mukaan (Anon 1990). Atomiabsorptiospektrometrillä määritettiin kupari-, mangaani-, rauta- ja sinkkipitoisuudet liekkimenetelmällä SFS-standardin 3047 mukaan (SFS 3047 1980).

Typpihappopoltetuista sedimenttinäytteistä määritettiin myös happoliukoinen fosfori, joka kuvaa melko tarkasti näytteen kokonaisfosforimäärää sedimenttinäytteissä. Menetelmänä käytettiin SFS-EN 1189-standardia (SFS-EN 1189 1997).

Kokonaistypen määrittämiseksi Autiojärven 40:stä sedimenttinäytteestä tehtiin lisäksi Kjeldahl-poltot rikkihapolla (18 M). Poltossa luonnonmateriaaleissa esiintyvät typen eri muodot paitsi nitriitti ja nitraatti pelkistyivät ammoniumtypeksi ( $\text{NH}_4^+$ ). Polton jälkeen näytteet laimennettiin ja sentrifugoitiin (kts. Tan 1996). Kaksikanavaisella IC 761-ionikromatografilla tehtiin varsinainen ammoniumtyppimääryty (SFS-EN ISO 10304-1 1995; SFS-EN ISO 14911 2000), jota varten näytteitä edelleen laimennettiin 50-kertaisesti.

Laboratorioanalyseissä suoritettiin jatkuvaa laaduntarkkailua luotettavan tulostason saavuttamiseksi. Vesinäytteissä kaikista näytteistä valmistettiin rinnakkaiset näytteet, joiden osalta pyrittiin alle 10 %:n eroavaisuuksiin. Titraustuloksissa kaikkien rinnakkaisten näytteiden variaatiokertoimet olivat alle 1 %. Ionikromatografiassa kaikista yli määrytyksrajaa olevista tuloksista 15 % ylitti tavoitteena olleen alle 10 %:n variaatiokertoimen. Yli tavoitteiden menevää tulosten määrää kohottaa erityisesti nitraattimääryty, jossa kesänäytteiden pitoisuudet ovat hyvin lähellä määrytyksrajaa, jolloin mittaustarkkuus saattaa kärsiä. Analyysissä käytettiin lisäksi vertailumateriaaleja (RW1 liukoisille ravinteille ja DWB muille määrytettävälle aineille) ja nollanäytteitä (puhdistettu vesi) varmistamaan riittävä puhtaustaso.

Sedimenttianalyseistä hehkutuskevennyksessä lisättiin yksi rinnakkais-, vertailu- ja nollanäyte jokaiseen polttoerään. Nollanäytteenä hehkutuskevennyksessä käytettiin tyhjää

upokasta. Vertailumateriaalina käytettiin LKSD 3-järvisedimenttiä. Rinnakkaisten näytteiden hajonta oli pientä ja nolla- sekä vertailunäytteet osoittivat analyysin onnistuneen.

Mikroaaltpoltoissa näytteiden suuren määrän (147 kpl) vuoksi rinnakkaiset näytteet tehtiin vain joka yhdeksänneistä näytteestä. Lisäksi polttoihin lisättiin joka 12. näytteeksi vertailu- ja nollanäytteet. Vertailunäytteenä käytettiin LKSD 3-järvisedimenttiä ja nollanäytteenä puhdistettua vettä. Ne käsiteltiin kuten muutkin näytteet. Vertailunäytteiden saannot olivat viiden prosentin sisällä referenssimateriaalin oletusaannoista. Nollanäytteiden tulosten mukaan rauta- ja mangaanituloksiin tehtiin korjaukset. Rautatuloksiin lisättiin nollatason mukaan 0,1856 mg/g ja mangaanituloksiin 0,0094 mg/g. Muiden tulosten nollataso vastasi nollaa.

Kokonaisfosforimäärityksissä rinnakkais- ja nollanäytteinä käytettiin mikroaaltpoltossa tehtyjä näytteitä. Rinnakkaisten variaatiokertoimet olivat alle 10 %.

Vertailunäyttemateriaali antoi saannoksi keskimäärin 8 % oletettua enemmän.

Nollanäytteiden mukaan analyysissä ei ole tapahtunut kontaminaatioita.

Kokonaistypen määrityksissä rinnakkainen näyte tehtiin joka kuudennesta näytteestä eli yhteensä seitsemästä näytteestä. Näistä yhden rinnakkaisparin variaatiokerroin oli alle 10 %, muilla se vaihteli välillä 13–64 %. Näin ollen kokonaistypen arvot eivät ole kuin suuntaa-antavia eikä niiden perusteella voida tehdä pitkälle meneviä johtopäätöksiä.

### **8.3. KARTTATULKINNAT, ARKISTOT JA TIETOKANNAT**

Vihtamonjoen valuma-alue, osavaluma-alueiden rajat ja valuma-alueen korkeussuhteet on rajattu alueen peruskarttalehtiä tulkitsemalla (Maastokartat... 3433 06 1998; 3433 08 2003; 3433 09 2003; 3434 04 2000; 3434 07 2000). Myös maankäyttömuotoja sekä ojitettujen alueiden määrää on tutkittu peruskarttojen perusteella. Osaa näistä tiedoista on täydennetty Kainuun Metsäkeskuksen tietokantojen ja arkistojen perusteella. Valuma-alueiden pinta-alat on tutkittu peruskartoilta systemaattisella pisteotannalla.

Metsäojitusten ajankohdat selvitettiin Kainuun Metsäkeskuksen arkistojen pohjalta. Metsäkeskuksen tietokannasta kerättiin kaikkien valuma-alueelle sijoittuvien tilojen kiinteistönumerot, joilla uusimpien peruskarttojen mukaan on tehty ojituksia. Tilanumeroiden perusteella pystyttiin etsimään tilaa koskevat hankenumerot. Hankenumeroiden avulla arkistosta löytyivät hankkeeseen liittyvät tiedot, jotka sisälsivät muun muassa tiedot ojitusmetreistä ja hyötyalasta sekä kartan, josta kävi ilmi, mitä aluetta kyseinen hanke koski, ja millainen ojitus alueelle oli suunniteltu.

Näiden tietojen pohjalta laadittiin tilastot vuosittaisista ojituksista, niiden tyypeistä (uudisojitus, täydennysojitus vai ojanperkaus) sekä siirrettiin kartta-aineisto numeeriseen muotoon. Lisäksi Kainuun Metsäkeskuksen ylläpitämistä kuviotietokannoista on kerätty tietoja valuma-alueen maaperästä. Kaikkia valuma-alueen tilojen tietoja ei löytynyt Kainuun Metsäkeskuksen arkistoista. Osa tiedoista puuttui, koska omistajana on yritys eikä niiden tietoja löydy Metsäkeskuksilta. Lähes kaikkien yksityisomistuksessa olevien tilojen ojitustiedot saatiin lukuun ottamatta joitakin alueita, jotka sijaitsevat melko etäällä valuma-alueen vesistöistä. Viitteet käytettyihin arkistomateriaaleihin on esitetty liitteessä 2 ja arkistomateriaalien pohjalta laaditut taulukot liitteessä 1.

Lisäksi käytössä on ollut Suomen ympäristökeskukselta saatuja vedenlaatutietoja, joita on käytetty alueen vedenlaatuluokituksen teossa. Tiedot ovat peräisin Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämästä ympäristön laatutietoja sisältävästä Hertta-tietokannasta.

## 9. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELUA

### 9.1. POHJASEDIMENTIT

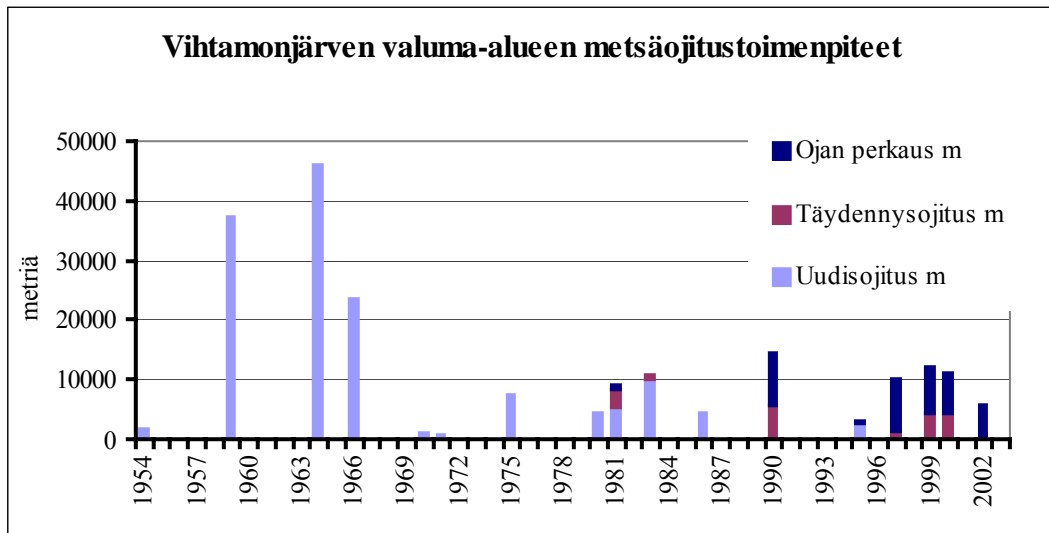
Sedimentin laatua ja sedimentaationopeutta käsitellään seuraavassa erikseen jokaisen järven kohdalla, koska olosuhteet (mm. valuma-alueiden koot, ojitusten määrät ja ajankohdat, kallioperä, maankäyttö) vaihtelevat järvien välillä huomattavasti. Vaikka näytesarjat ovat suhteellisen lyhyitä (19–41 cm), taustapitoisuudet alkavat jo näkyä näytteiden syvimmissä osissa. Näytteet ovat yhden senttimetrin paksuisia ja tässä kutakin näytettä käsitellään sen yläsyvyyden mukaan.

#### 9.1.1. Vihtamonjärvi

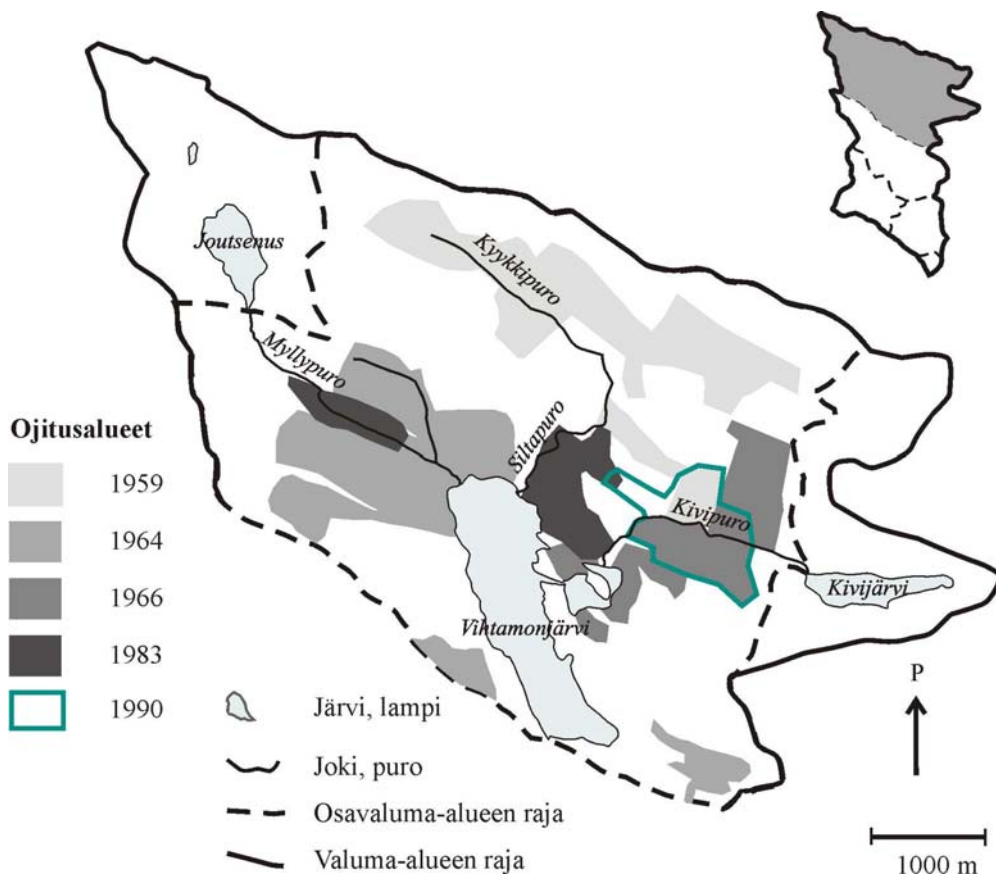
Näyte on otettu kohdasta, jossa veden syvyys on 7,6 metriä. Tämä oli järvestä syvin kohta, joka näytteenottohetkellä löydettiin. Järven syvimmän kohdan kuitenkin tiedettiin olevan yli 10 metriä (Pehkonen 2003). Näin ollen on mahdollista, että näyte on otettu pohjan transportaatiovyöhykkeeltä eikä sedimentaatio alueella ole ollut yhtä tasaista ja jatkuvaa kuin järven syvimmissä kohdissa. Vertailu muihin tutkittaviin järviin osoittaa kuitenkin muutosten olevan samansuuntaisia Vihtamonjärvestä kuin muissakin järvissä, jolloin on epätodennäköistä, että näyte olisi otettu transportaatioalueelta. Tutkittavista järivistä Vihtamonjärvi on suurin ja noin kaksi kertaa syvempi kuin muut tutkitut järvet. Myös sen osavaluma-alue on muita suurempi (29 km<sup>2</sup>). Vihtamonjärven osavaluma-alueen metsäojitustoiminta on ollut aktiivisinta koko tutkimusalueella (Kuvat 12 ja 13).

##### 9.1.1.1. *Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus*

Vihtamonjärvestä mitatut hehikutushäviötulokset eivät anna selvää kuvaa metsäojitusten aiheuttamasta muutoksesta sedimentissä (Kuva 14A). Suurin arvo 6 cm:n syvyydessä (33,8 %) on tässä yhteydessä katsottu virheelliseksi, koska arvo poikkeaa niin merkittävästi ylä- ja alapuolisista arvoista.



Kuva 12. Vuosina 1954–2003 suoritettut metsäojitustoimenpiteet Vihtamonjärven osavaluma-alueella.

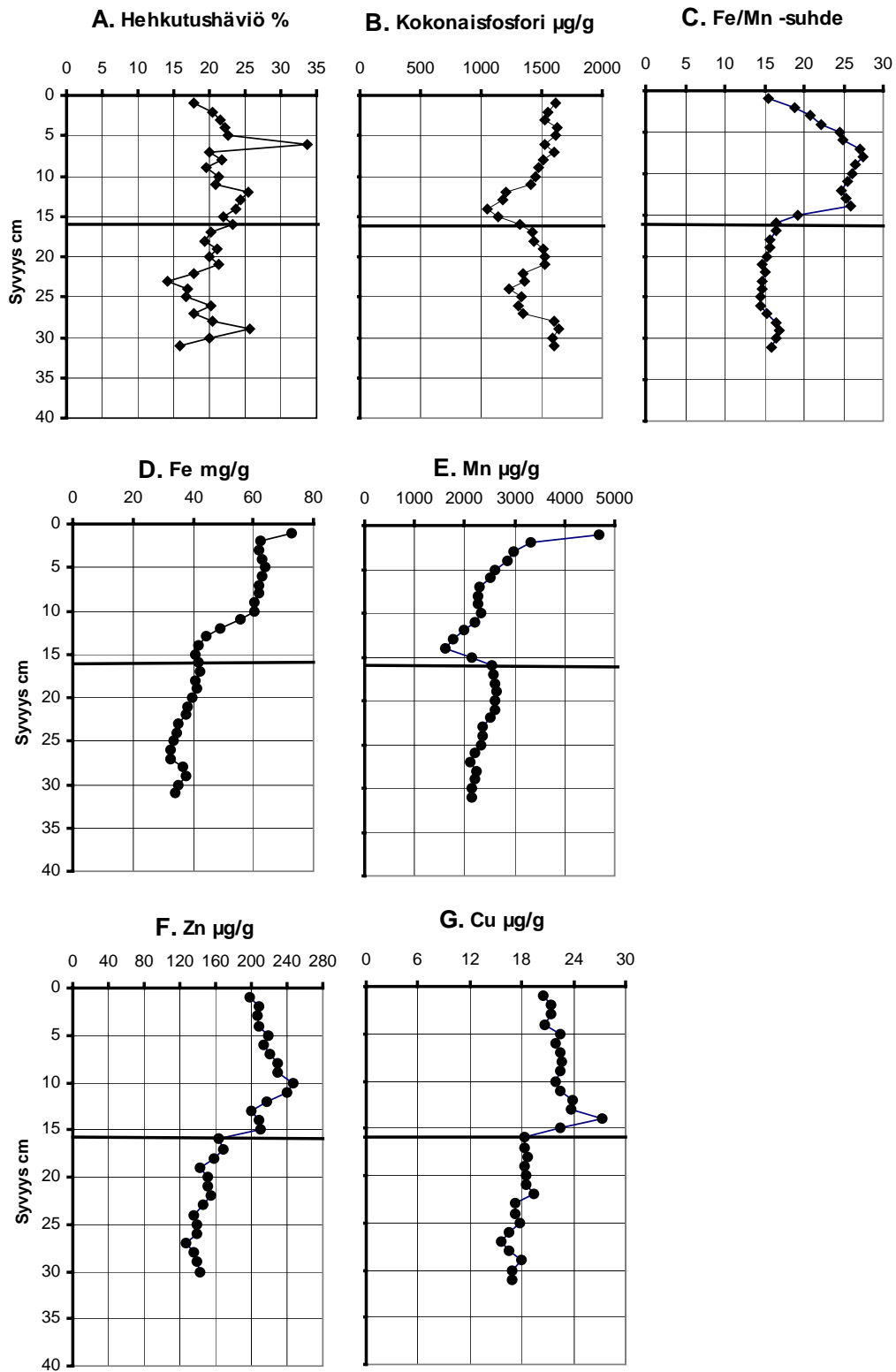


Kuva 13. Vihtamonjärven osavaluma-alueella tehdyt laajat ojitustoimenpiteet niinä vuosina, jolloin ojituksia tehtiin yli 10 km ennen vuotta 1990.

Hehikutushäviötä lukuun ottamatta muissa määritetyissä aineissa huomattavin muutos alkaa noin 16 cm:n syvyydellä (Kuva 14A). Hehikutuskevennysanalyysin tuloksissa ojitukset eivät näy yhtä selkeästi kuin muissa määrittelyissä johtuen ojitusten tuomasta suuresta orgaanisen aineksen määrästä.

Ojitusten aiheuttamiin muutoksiin pohjasedimentin laadussa vaikuttaa myös ojitusalueen sijainti järveen nähden sekä vesiensuojelutoimenpiteiden toteuttaminen ojitusten yhteydessä. Kuvassa 13 on esitetty ojitusalueet niiltä vuosilta, joina ojituksia on tehty yhteensä yli 10 km. Vuoden 1990 jälkeisiä ojituksia ei ole esitetty kartassa, sillä vesiensuojelutoimenpiteet (mm. imeytyskentät ja laskeutusaltaat) on oletettu jo riittäviksi poistamaan tässä tutkimuksessa mahdollisesti esille tulevan kiintoainekuormien sedimentoitumisen. Vuoden 1959 ojitukset eli ensimmäiset osavaluma-alueen laajat ojitukset on tehty noin kahden kilometrin päässä järvestä. Tältä ojitusalueelta lähtevä Kyykkipuro, joka muuttuu Siltapuroksi, laskee Vihtamonjärveen. Huolimatta vuoden 1959 ojitusalueelta järveen laskevasta purosta vuoden 1964 ojitukset ovat oletettavasti tuoneet järveen suurimmat kiintoainemäärät, sillä ojitusalue sijaitsee aivan järven pohjoisosassa, ja osa ojista on laskenut suoraan järveen. Mittaustulosten perusteella voidaan olettaa, että vuoden 1964 järven pohjoisosassa tehdyt alueen laajimmat ojitukset näkyvät sedimentissä 16 cm:n syvyydellä.

Vihtamonjärven valuma-alueella Metsäkeskuksen tietokannan kattamasta alasta kangasmaita on 72 %, joista kolmannes on hienojakoista maalajia. Ojitettuja kankaita on vain neljä prosenttia. Soiden turpeen alapuolisista maalajeista ei ole tietoja. Tarkempien maaperätietojen perusteella voitaisiin varmuudella sanoa, onko ojituksia tehty alueilla, joilla on erityisen eroosioherkkää maalajia.



Kuva 14. Vihtamonjärven pohjasedimenttien kemialliset analyysit. Diagrammeihin on merkitty vuosi 1964 syvyydelle 16 cm.

Kun ojitusten aiheuttamien muutosten alkamissyvyys sedimentissä on 16 cm, sedimentaationopeus ojitusten alkamisesta on 4,1 mm/vuosi. Virkasen & Tikkasen (1998: 309) tutkimuksessa Perhonlammella Keski-Suomessa ojituksen jälkeen sedimentaationopeus nousi peräti 6,5 millimetriin vuodessa, kun luonnontilainen nopeus oli ollut 0,62 mm/vuosi. Kyseessä oli pieni ja matala lampi, joka sijaitsee voimakkaasti erodoituvalla silttimaalla. Alasaarela & Rantala (1990: 152) esittävät järville luonnolliseksi sedimentaationopeudeksi 1–3 mm/vuosi, joka saattaa 5–10-kertaistua, jos järvi rehevöityy. Särkän (1996: 127) mukaan oligotrofisissa järvissä sedimentaatiota saattaa kertyä vain 0,1 mm/vuosi, mutta rehevissä järvissä jopa 5 mm/vuosi. Sedimentaationopeutta laskettaessa näin lyhyestä aikajaksosta pinnimmaisena olevasta sedimenttikerroksesta on syytä huomioida myös sedimentin painuminen sitä tiiviimmäksi, mitä enemmän päälle kertyvän aineksen paino puristaa alla olevaa ainesta kasaan, ja ylimääräinen vesi poistuu sedimentistä. Tutkituissa sedimenttinäytteissä pinnimmaisiet 4–5 cm olivat vielä vetisiä. Vihtamonjärven sedimentaationopeus on todennäköisesti kiihtynyt ojitusten seurauksena, mutta tasaantuu, mikäli uusia kiintoainekuormaa lisääviä toimenpiteitä ei tehdä.

#### *9.1.1.2. Muutokset sedimentin laadussa*

Kokonaisfosforin määrä sedimentissä vaihtelee välillä 1,1–1,64 mg/g (Kuva 14B). Sedimentin pinnan tuntumassa seitsemän pinnimmaisen senttimetrin matkalla 1600 µg/g arvo ylittyy neljästi. Kokonaisfosforiarvot lähtevät laskuun samanaikaisesti, kun ojituksen vaikutukset alkavat näkyä sedimentissä 16 cm:n syvyydessä. Lasku jatkuu 14 cm:n syvyyteen asti, jonka jälkeen pitoisuudet alkavat jälleen nousta.

Fe/Mn-suhteessa arvojen kohoaminen näkyy samalla syvyydellä kuin fosforipitoisuudet alkavat laskea (Kuva 14C). Fe/Mn-suhteen arvot laskevat hieman 14 cm:n syvyydessä, missä fosforipitoisuudet alkavat kohota, mutta selkeästi Fe/Mn-suhteen arvot laskevat vasta 8 cm:n syvyydestä ylöspäin.

Fosforipitoisuuksien lasku ja Fe/Mn-suhteen nousu kuvaavat järven pohjan happiolojen muutoksia. Niiden muutokset ovat osittain samansuuntaisia johtuen fosforin taipumuksesta liueta sedimentistä yhdessä raudan kanssa. Ojitusten seurauksena pohjalla ilmenee

happivajetta. Vähähappisissa oloissa rauta, mangaani ja fosfori liukenevat sedimentistä takaisin veteen. Erityisesti fosforin liukeneminen aiheuttaa järvessä sisäistä kuormitusta ja kiihdyttää rehevöitymistä, jolloin happivaje pahenee alusvedessä. Fosforiarvojen kohoaminen 14 cm:stä ylöspäin ja Fe/Mn-suhdelukujen lasku 8 cm:stä ylöspäin osoittavat happitilanteen parantuneen alusvedessä eikä alusvedessä ole enää pahaa happivajetta. Myös raudan ja mangaanin luonteelle ominainen rikastuminen sedimentin pintakerrokseen nostavat niiden suhdetta kohti pintaa.

Rauta- ja mangaanipitoisuudet nousevat 27 cm:stä ylöspäin. Kasvu jatkuu mangaanilla 16 cm asti ja raudalla 17 cm asti (Kuva 14D, E). Nousu päättyy arvojen laskuun, joka on mangaanilla selkeämpi kuin raudalla. Kummatkin pitoisuudet lähtevät jälleen nousuun 14 cm:n syvyydessä, missä rautapitoisuus on 41 mg/g ja mangaanipitoisuus 1610 µg/g. Seuraavan neljän senttimetrin matkalla rautapitoisuudet nousevat arvoon 60 mg/g ja mangaani arvoon 2320 µg/g. Kumpienkin pitoisuuksien lasku ja sen jälkeinen kohoaminen kohti pintaa selittyvät edellä esitetyillä happitilanteen muutoksilla alusvedessä sekä sedimentoituvan materiaalin muutoksista ojitusten seurauksena. Raudan pitoisuuksien kohoaminen huomattavasti ojituksia edeltävää tasoa korkeammaksi johtuu osittain raudan huuhtoutumisesta mineraalimaan huuhtoutumiskerroksista sellaisilta alueilta, missä ojat on kaivettu mineraalimaan asti.

Myös kupari- ja sinkkipitoisuudet nousevat huomattavasti 16 cm:n kohdalla (Kuva 14F, G). Sinkki on hyvin liikkuva alkuaine, joten sen runsastuminen ojituksen seurauksena selittyy eroosion ja valuman kasvulla. Maaperän happamoituminen vähentää kuparin sitoutumista maaperään, ja happamien suovesien runsas purkautuminen lisää kuparin liukenemistä maaperästä ojitusten yhteydessä. Myös suon pintakerrosten muuttuminen hapekkaiksi ojitusten seurauksena lisää kuparin liukenevuutta laajalla pH-alueella (<8), ja kuparin rikastuminen järvisedimentteihin lisääntyy.

## 9.1.2. Mustalampi

Mustalammen osavaluma-alue on pinta-alaltaan 13 km<sup>2</sup> ja alueella on tehty metsäojituksia vuodesta 1960 (Kuva 15 ja 16). Laajimmat ojitukset on tehty vuonna 1964, jolloin alueella kaivettiin ojia yli 45 km. Mustalammen osavaluma-alueella on Kainuun Metsäkeskuksen tietokannan kattamalla alueella hienojakoisia ojitettuja kangasmaita 0,25 km<sup>2</sup> eli kuusi prosenttia alueen kangasmaista (Taulukko 2.). Mustalammen osavaluma-alueella on peltoja noin 1,2 km<sup>2</sup> eli 9 % pinta-alasta. Pellot sijaitsevat pääosin melko etäällä järvestä, mutta osa on aivan järven tuntumassa. Lähellä järveä sijaitsevien peltojen raivaus ja muokkaus on saattanut lisätä järveen erodoituvaa materiaalia. Järven syvyys näytteenottopaikalla oli 4,2 m, joka on järven syvin kohta.

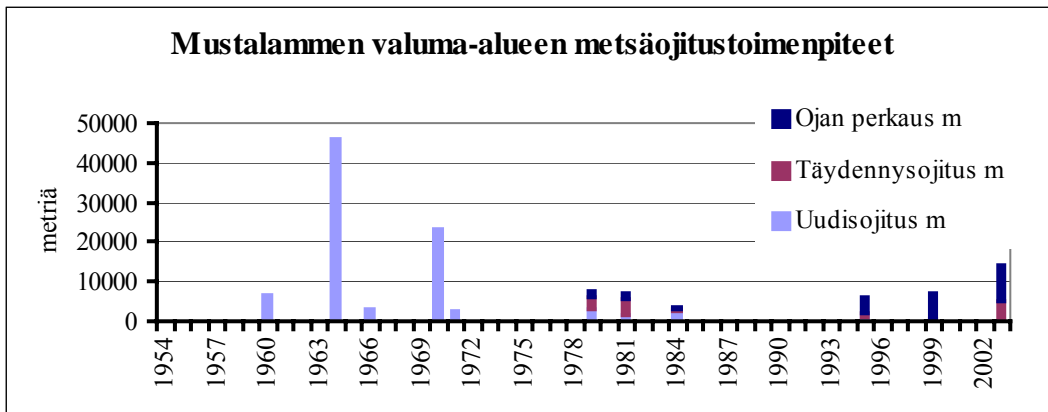
### 9.1.2.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus

Hehkutushäviössä matalin arvo (7,1 %) esiintyy syvyydellä 14 cm (Kuva 17A). Arvoissa tapahtuu selkeä muutos syvyyksien 22 cm ja 14 cm välillä. Tätä syvemmillä hehkutushäviöt vaihtelevat välillä 21,2–27,4 %. Syvyydeltä 22 cm alkaen arvot laskevat voimakkaasti 27 %:sta 7,1 %:in 14 cm:n syvyyteen asti. Tästä ylöspäin arvot nousevat lievästi.

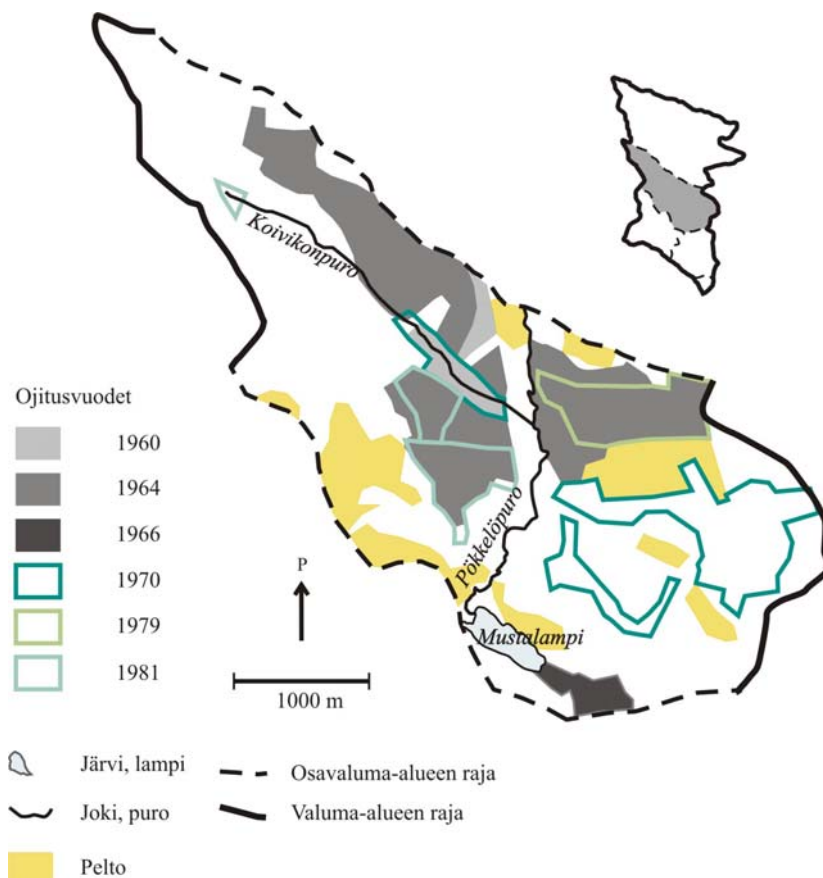
Alueen laajimpia metsäojituksia vuodelta 1964 voidaan pitää hehkutushäviöarvojen voimakkaan laskun syynä 22 cm:n syvyydellä. Aiemmat vuoden 1960 ojitukset eivät ole olleet yhtä mittavia ja lisäksi ne sijoittuvat osittain hieman kauemmaksi Mustalampeen laskevasta Pöckelöpurosta kuin vuoden 1964 ojitukset (Kuva 16). Suurin osa vuoden 1964 ojituksista laskee Koivikonpuroon, mutta osa laskee suoraan Pöckelöpuroon.

Tarkasteltaessa myös muita analyysituloksia Mustalammen sedimenttinäytteistä sijoittuu ojitusten alkamisajankohta noin 26 cm:n syvyydelle, missä sinkki- ja kupariarvot nousevat selvästi. Myös muissa tuloksissa voidaan havaita muutosta 26 cm:n syvyydellä.

Hehkuskevennysanalyyseissä selkeä lasku tapahtuu, kun järveen sedimentoituu runsaasti mineraaliainesta. Ojitusten aiheuttama eroosio on aluksi kuljettanut järveen myös runsaasti orgaanista ainesta ja humusta turvemailta.



Kuva 15. Vuosina 1954–2003 Mustalammen osavaluma-alueella tehdyt metsäojitustoimenpiteet.



Kuva 16. Mustalammen osavaluma-alueella tehdyt metsäojitukset vuosina, joina oja on kaivettu yli 5 km sekä vuoden 1966 ojitukset, jotka sijoittuvat aivan Mustalammen kaakkoisrantaan.

Mustalammen sedimentaatio on ollut 26 cm 39 vuoden aikana, joten sedimentaationopeus on ollut noin 6,7 mm/vuosi ojitusten jälkeisinä vuosina. Huomioiden järven syvyys (noin 4,5 m) tällä nopeudella järvi umpeutuisi noin 800 vuoden kuluessa. Sedimentaatio on ollut melko nopeaa, mutta se hidastuu ajan kuluessa, mikäli alueella ei tehdä uusia toimenpiteitä, jotka lisäävät eroosiota ja sedimentaatiota.

#### 9.1.2.2. *Muutokset sedimentin laadussa*

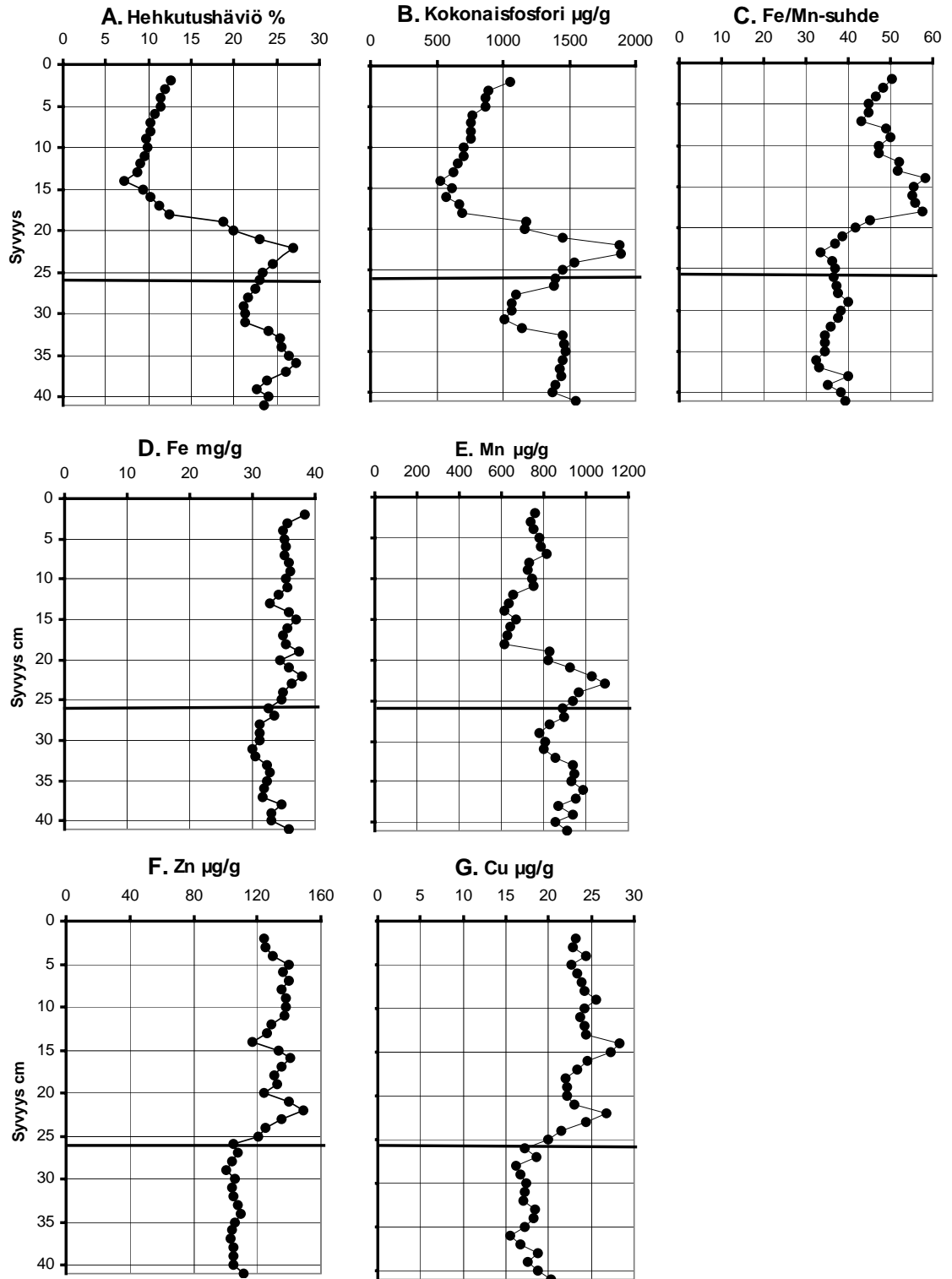
Ojituksiin liittyvät kokonaisfosforimuutokset alkavat 28 cm:n syvyydellä. Arvot nousevat 23 cm:n syvyyteen asti, jossa pitoisuus on korkeimmillaan koko näytesarjassa (1900 µg/g) (Kuva 17B). Välillä 22–14 cm pitoisuudet laskevat arvoon 520 µg/g.

Kokonaisfosforipitoisuuksien lasku tapahtuu samanaikaisesti, kun sedimentin mineraaliaineksen määrä kasvaa.

Fe/Mn-suhteen arvojen yhtenäinen lasku alkaa 23 cm:n syvyydeltä, ja jatkuu syvyyteen 18 cm (Kuva 17C). Näytteen korkein arvo (58) on syvyydellä 14 cm, jonka jälkeen Fe/Mn-suhde lähtee laskemaan loivasti. Pinnimmaisten kuuden senttimetrin Fe/Mn-arvot kohoavat kohti pintaa. Muutokset Fe/Mn-suhteessa johtuvat pääosin mangaanipitoisuuksien muutoksista, sillä rautapitoisuudet pysyvät suhteellisen muuttumattomina koko näytesarjassa verrattuna mangaaniin.

Kokonaisfosforiarvojen ja Fe/Mn-suhteen perusteella voidaan arvioida, että järven alusveden happitilanne on ollut heikompi ojitusten aiheuttaessa muutoksia allohtonisen aineksen määrässä ja laadussa kuin ennen ja jälkeen ojitusten vaikutusten.

Kokonaisfosforin aiempaa runsaampi pidättyminen pinnimmaisiiin sedimenttikerrokseen osoittaa tilanteen paranemista. Ristiriidassa tämän tuloksen kanssa on Fe/Mn-suhteen osoittama nousu pinnimmaisissa sedimenttikerroksissa, jonka perusteella voitaisiin arvioida happitilanteen heikentyneen alusvedessä.



Kuva 17. Mustalammen pohjasedimenttien kemialliset analyysit. Diagrammeihin on merkitty vuosi 1964 syvyydelle 26 cm.

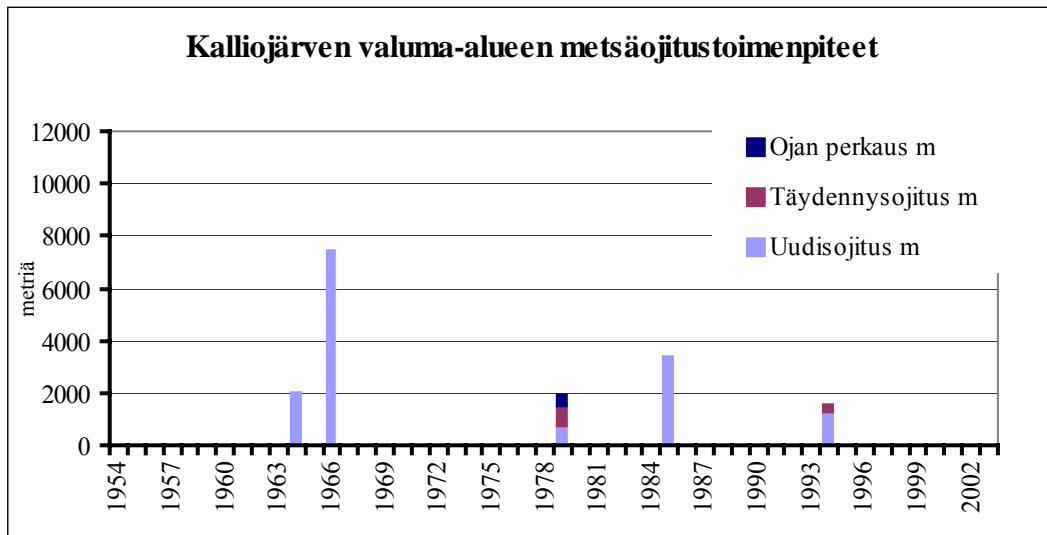
Rautapitoisuudet pysyvät koko näytesarjassa hyvin tasaisina (Kuva 17D). Korkein arvo (38,9 mg/g) on pinnimmaisimmassa 2 cm:n näytteessä ja pienin (30 mg/g) 31 cm:n syvyydellä. Yhtenäisin arvojen kohoaminen on havaittavissa syvyyksien 26 ja 22:n cm välillä. Rautapitoisuuksien kohoaminen ennen mineraaliaineksen runsastumista sedimentissä johtuu raudan sitoutumisesta humukseen, jota on runsaasti soilta valuvissa ruskeissa vesissä. Kun ojitusalueilla purkautuu aluksi ns. tyhjennysvaluntaa, tulee järviin runsaasti soiden humusrikasta ja rautapitoista vettä.

Myös mangaanipitoisuudet nousevat samalla syvyydellä kuin rautapitoisuudetkin, mutta voimakkaammin (Kuva 17E). Ojitusten vaikutusten ollessa voimakkaimmillaan mangaanipitoisuudet laskevat huomattavasti. Syvyydellä 22 cm on mangaanin maksimiarvo (1090 µg/g) ja minimiarvot (620 µg/g) syvyyksillä 18 ja 14 cm. Mangaanin rautaa voimakkaampi lasku ojitusten seurauksena kuvaa redokspotentiaalin laskua tasolle, jossa mangaani pelkistyy voimakkaammin kuin rauta.

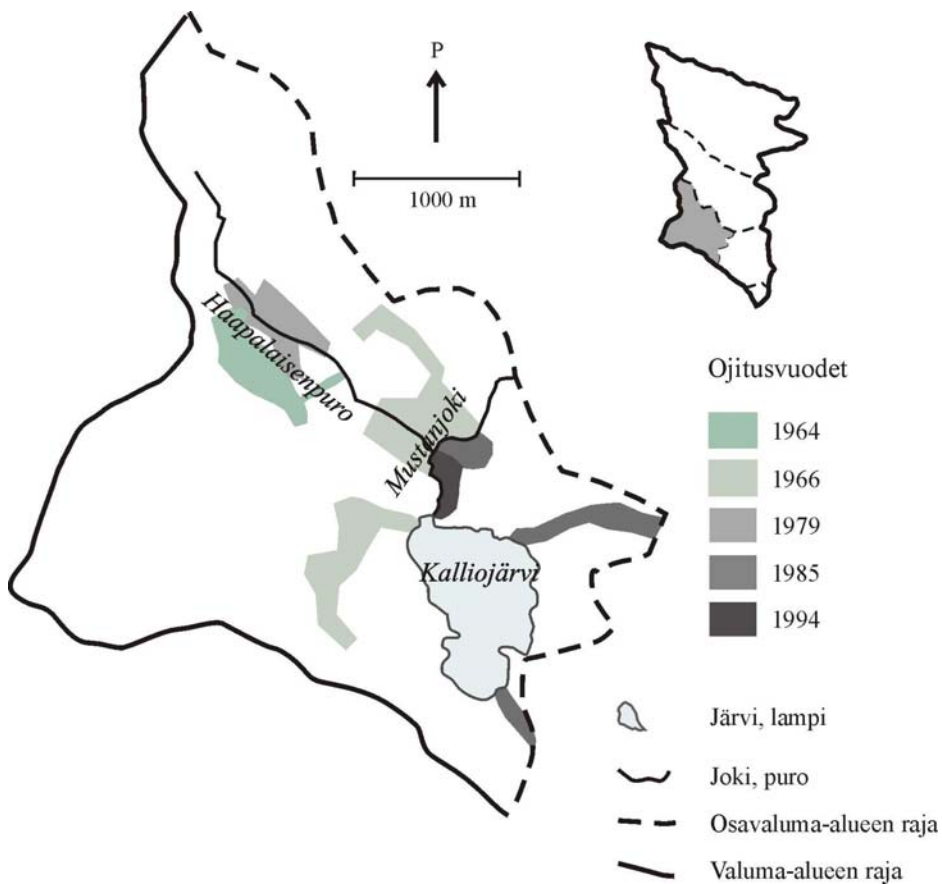
Sinkin ja kuparin määrät nousevat sedimentissä samanaikaisesti kuin rauta- ja mangaaniarvotkin (Kuva 17F, G). Näiden alkuaineiden käyttäytyminen Mustalammen näytteissä on siis hyvin samanlaista kuin Vihtamonjärven näytteissä. Sinkki, joka on helposti liikkuva alkuaine, runsastuu, kun valunta ja eroosio lisääntyvät. Sinkin ja kuparin runsastuminen alkaa syvyydellä 26 cm. Yhtäjaksoista kasvua jatkuu syvyydelle 22 cm. Tästä ylöspäin sekä sinkki että kupari saavat vaihtelevia arvoja, jotka kuitenkin pysyvät selkeästi korkeampina kuin ennen ojituksia esiintyneet arvot.

### **9.1.3. Kalliojärvi**

Kalliojärven osavaluma-alueella iältään tunnettuja metsäojituksia on tehty ainoastaan viitenä vuonna (Kuvat 18 ja 19). Osavaluma-alueella on peruskarttojen mukaan enemmän ojitettuja alueita kuin mitä Kainuun Metsäkeskuksen arkistoistot antavat olettaa (Kuva 5). Kalliojärven osavaluma-alueella on tehty ojia eniten vuonna 1966, jolloin ojia valmistui noin 7,4 km. Määrä on huomattavasti pienempi kuin ojitusten huippuvuosina Vihtamonjärven ja Mustalammen osavaluma-alueilla, missä ojituksia tehtiin kummallakin alueella noin 46 km vuonna 1964.



Kuva 18. Kalliojärven osavaluma-alueella tehdyt erilaiset metsäojitustoimenpiteet vuosina 1954–2003.



Kuva 19. Kalliojärven osavaluma-alueella tehdyt metsäojitukset.

Vaikka Kalliojärven osavaluma-alueella on tehty vähemmän ojituksia, on myös huomioitava, että sen valuma-alue on kooltaan pienempi, vain 7 km<sup>2</sup>. Kalliojärven valuma-alueella on hienojakoisia maalajeja. Kainuun Metsäkeskuksen tietokannan mukaan niitä on huomattavasti runsaammin kuin muilla osavaluma-alueilla (Taulukko 2). Lisäksi tietokantaan kuuluvat alueet eivät sisällä kohtia, joissa peruskartan mukaan on soranottoalueita ja muodostumat viittaavat lajittuneisiin maalajeihin. Myös näillä alueilla on tehty ojituksia. Tästä johtuen Kalliojärven osavaluma-alueella epäorgaanisen kiintoaineen kulkeutuminen järveen on saattanut olla muita osavaluma-alueita suurempaa suhteessa ojitusten määrään.

Kalliojärvi on sedimenttinäytepisteessä 4,3 metriä syvä. Analysoitu sedimenttinäyte ulottuu ainoastaan 19 cm:iin syvyyteen. Tästä huolimatta näytteestä onnistuttiin samaan ojitukseen viittaavia ainespitoisuuksien muutoksia. Kahden kolmen alimmaisen näytesenttimetrin samansuuntaisuus analyyseissä viittaa jo taustapitoisuuksien saavuttamiseen. Vuoden 1966 ojituksista kaksi pohjoisinta aluetta on kokonaisuudessaan suoraan yhteydessä purojen välityksellä Kalliojärveen. Ojitukset, joiden ajankohtaa ei tunneta, sijaitsevat melko kaukana Kalliojärvestä, mutta niistäkin osa sijaitsee Haapalaisenpuron välittömässä läheisyydessä.

#### *9.1.3.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus*

Suurin mitattu hehkutushäviö (18,0 %) on syvyydeltä 14 cm (Kuva 20A). Tältä syvyydeltä arvot lähtevät jatkuvaan laskuun, kunnes syvyydellä 8 cm saavutetaan koko näytesarjan minimiarvo (8,1 %). Tunnettujen ojitusvuosien ja -määrien perusteella vuoden 1966 ojitusten arvellaan aiheuttaneen epäorgaanisen aineksen nopean lisääntymisen sedimentissä. Myös muissa analyyseissä näkyy muutoksia 16 cm:n syvyydellä. Tähän arvioon sisältyy kuitenkin epävarmuuksia, sillä näytesarja ei ylety kovin syvälle ja epävarmuutta lisäävät ajankohdaltaan tuntemattomat ojitukset.

Mikäli vuoden 1966 ojitukset ovat aiheuttaneet muutoksen hehkutushäviössä, sedimenttiä on kertynyt 37:ssä vuodessa 16 cm. Näin ollen järven syvimmissä kohdassa nettosedimentaatio on ollut ojituksen jälkeisinä vuosina keskimäärin 4,3 mm/vuosi, jota

voidaan pitää melko runsaana. Tällä nopeudella järvi umpeutuisi noin 1000 vuodessa.

#### 9.1.3.2. *Muutokset sedimentin laadussa*

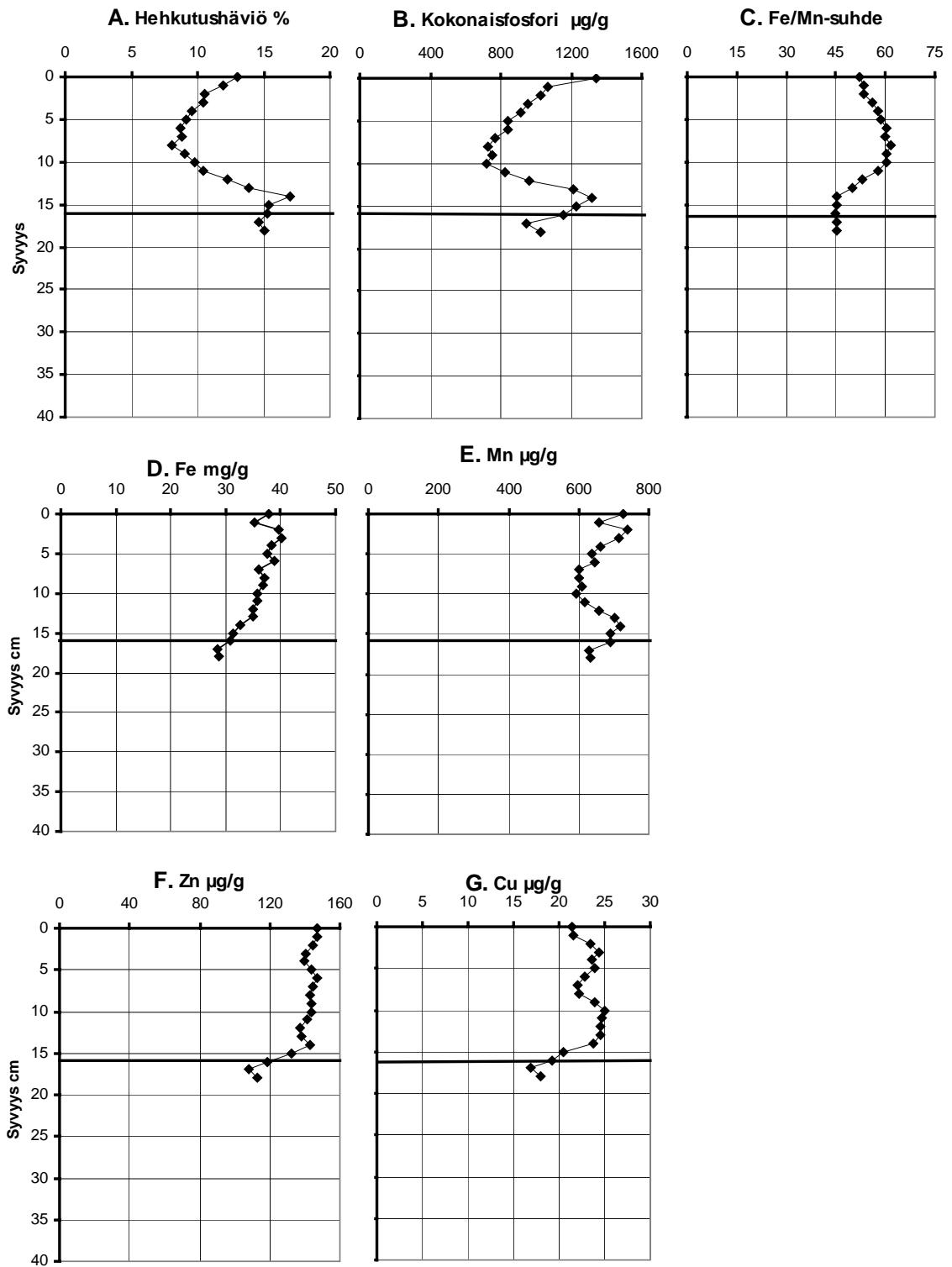
Näytesarjassa kokonaisfosforin selkeä lasku alkaa samalla 14 cm:n syvyydellä kuin hehkutuskevennysanalyysissäkin (Kuva 20A, B). Laskun alkaessa pitoisuus on 1319 µg/g. Yhtäjaksoinen pitoisuuksien lasku jatkuu 10 cm:n syvyydelle, jossa pitoisuus on 722 µg/g. Tästä syvyydestä kokonaisfosforipitoisuudet nousevat kohti pintaa melko tasaisesti. Pinnimmaisena senttimetrin näytteessä kokonaisfosforipitoisuus on koko näytesarjan korkein, 1343 µg/g.

Fe/Mn-suhde on lähes peilikuva kokonaisfosforikäyrästä (Kuva 20C). Fe/Mn-suhde lähtee nousuun 14 cm:n syvyydeltä arvosta 45. Arvot nousevat syvyydelle 8 cm asti, jossa saavutetaan Kalliojärven näytteiden maksimiarvo 62. Arvot laskevat kohti pintaa, jossa Fe/Mn-suhde on 52.

Kokonaisfosforipitoisuuksien ja Fe/Mn-suhteen perusteella Kalliojärven alusveden happitilanteesta voidaan esittää hyvin samankaltaisia päätelmiä kuin Mustalammestakin. Ojituksen lisäämän alloktionisen aineksen määrän ollessa suuri happipitoisuudet ovat laskeneet pohjanläheisissä vesikerroksissa. Tilanne on sedimentinäytteiden perusteella korjaantunut ojitusvaikutusten heikennyttyä. Sekä kokonaisfosforipitoisuuksien lasku että Fe/Mn-suhteen nousu kohti pintaa osoittavat happitilanteen parantuneen järvessä.

Kalliojärven sedimentin rautapitoisuudet vaihtelevat välillä 28,5–40,1 mg/g ja kohoavat lähes tasaisesti koko näytesarjan läpi pohjalta kohti pintaa (Kuva 20D). Rauta-arvojen kohoamisessa voidaan havaita samansuuntaista muutosta kuin kuparissa ja sinkissä 16 cm:n syvyydellä, johon ojituksen alku sijoittuu. Raudan tasaiseen nousuun vaikuttanevat ojat, jotka on kaivettu mineraalimaahan asti. Minerogeenisen kiintoaineksen rauta tulee näkyviin kemiallisissa analyyseissä.

Mangaanipitoisuudet vaihtelevat välillä 594–741 µg/g (Kuva 20E). Laskua mangaaniarvoissa on havaittavissa syvyydellä, jolle ojituksen alkuaikutukset on



Kuva 20. Kalliojärven pohjasedimenttien kemialliset analyysit. Diagrammissa on merkitty vuosi 1966 syvyydelle 16 cm.

hehkuskevennysten perusteella sijoitettu. Arvot alkavat nousta 7 cm:n syvyydeltä kohti pintaa. Sekä rauta- että mangaaniarvoissa on pieni lasku 1 cm:n kohdalla. Mangaanin pitoisuuksien lasku johtune ojitusten aiheuttamasta redokspotentiaalilaskusta tasolle, jolla mangaani pelkistyy, mutta rauta pysyy vielä sedimentissä.

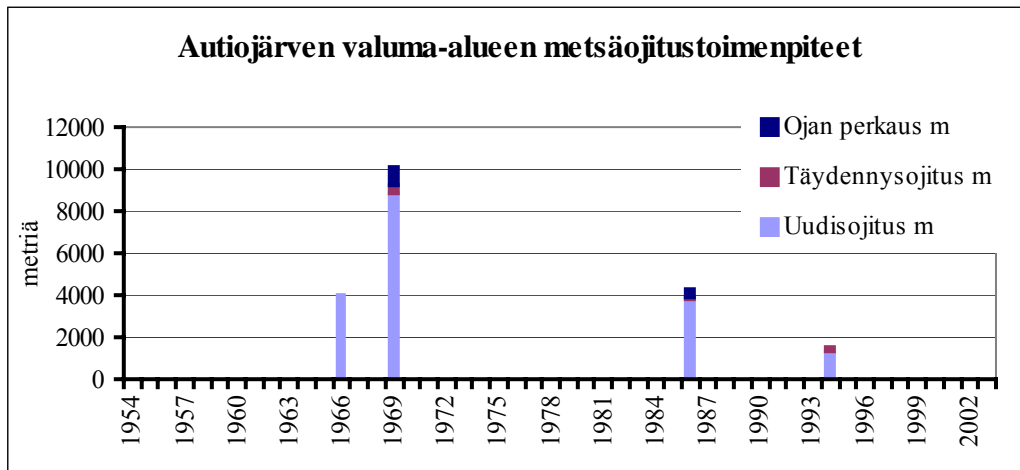
Sinkin ja kuparin määrät nousevat juuri 16 cm:n syvyydessä, jolloin ojitusvaikutusten oletetaan alkavan näkyä (Kuva 20F, G). Matalimmat sinkki- ja kuparipitoisuudet ovat syvyydellä 17 cm (108 µg/g ja 16,8 µg/g). Arvot kohoavat yhtäjaksoisesti 14 cm:n (Zn) ja 13 cm:n (Cu) syvyyteen asti, jossa saavutetaan näytesarjan lähes korkeimmat arvot (143 µg/g ja 24,6 µg/g). Tästä ylöspäin arvot pysyvät melko tasaisina. Valunnan ja eroosion lisääntyminen näkyy kohonneina sinkki- ja kuparipitoisuuksia.

#### **9.1.4. Autiojärvi**

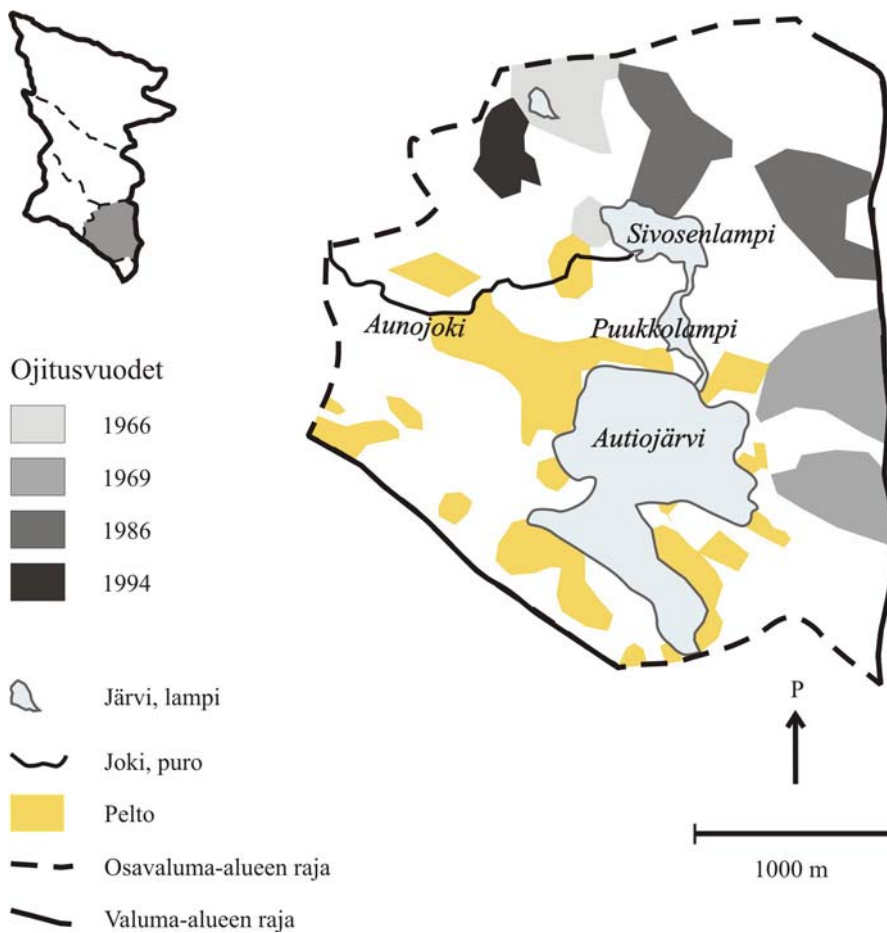
Autiojärvi on Vihtamonjoen valuma-alueen järvistä viimeinen ennen kuin vedet laskevat Vihtamonjokea pitkin Tenettiin. Autiojärven osavaluma-alueella on tehty metsäojituksia vain neljänä vuonna (Kuva 21). Huomattavimmat ojitukset on tällä osavaluma-alueella tehty vuonna 1969, jolloin ojituksia tehtiin 10 km. Kyseisen vuoden ojitukset sijaitsevat Autiojärven itäpuolelta ja kummaltakin ojitusalueelta on suorat uomayhteydet järveen (Kuva 22). Autiojärven ojitusmäärät ovat absoluuttisesti huomattavasti pienempiä kuin Vihtamonjärven ja Mustalammen osavaluma-alueilla, mutta Autiojärven osavaluma-alue on myös edellä mainittuja pienempi, 6 km<sup>2</sup>.

##### *9.1.4.1. Sedimentin ajoitus ja sedimentaationopeus*

Autiojärven hehkuskevennysanalyysin tuloksissa arvot vaihtelevat 13,7–29,7 % välillä (Kuva 23A). Arvot lähtevät selvimpään lähes yhtäjaksoiseen laskuun syvyydeltä 24 cm, missä hehkutushäviö on 27,8 %. Laskua jatkuu 15 cm:n syvyydelle, missä hehkutushäviö on näytesarjan matalin 13,7 %. Tämä mineraaliaineksen lisääntyminen johtuu pääasiassa järven lähellä sijaitsevien peltojen erodoitumisesta. Muissa analyysituloksista, erityisesti sinkissä, kuparissa ja raudassa, näkyy noin 15 cm:n syvyydellä muutoksia, jotka viittaavat alueella tehtyihin suuriin ojituksiin vuonna 1969. Näin ollen ojitusten jälkeen sedimentaationopeus on ollut 4,5 mm/vuosi, joka vastaa suuruusluokaltaan muita järviä.



Kuva 21. Autiojärven osavaluma-alueella tehdyt metsäojitustoimenpiteet.



Kuva 22. Autiojärven osavaluma-alueelle sijoittuvat metsäojitusalueet.

#### 9.1.4.2. Muutokset sedimentin laadussa

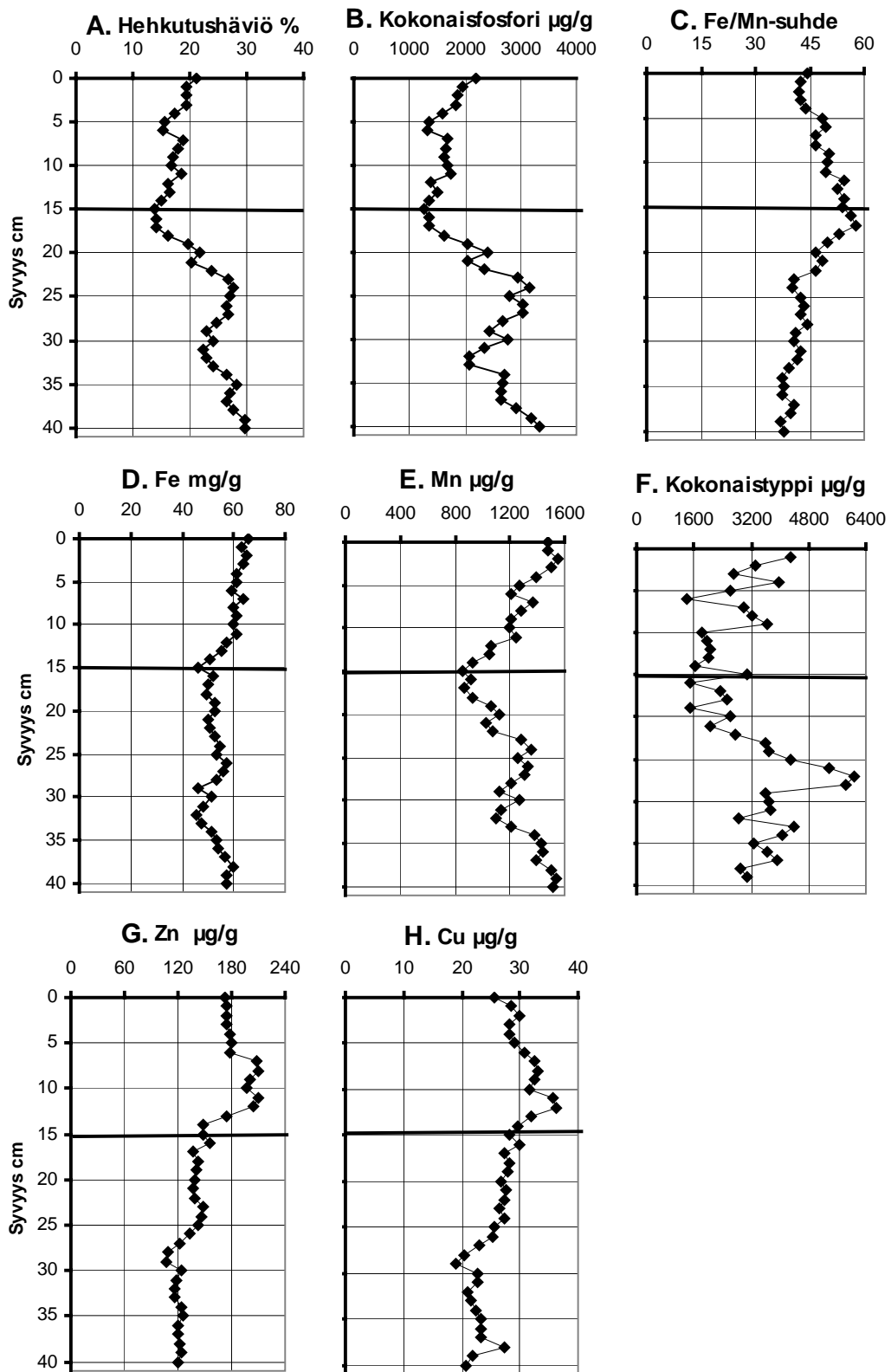
Kokonaisfosforissa voidaan pitoisuuksissa havaita samanaikaista laskua kuin hehkutushäviöissäkin (Kuva 23A, B). Näytesarjan maksimiarvo (3328 µg/g) on sarjan alimmasta näytteestä syvyydeltä 40 cm. Arvot lähtevän laskuun syvyydeltä 24 cm, missä fosforipitoisuus on 3166 µg/g. Lasku tasaantuu syvyydellä 15 cm, missä saavutetaan näytesarjan minimiarvo (1250 µg/g). Pinnimmaisessa 15 cm:ssä kokonaisfosforipitoisuudet säilyvät ojitusta edeltävää tasoa matalampina.

Fe/Mn-suhteessa Autiojärven sedimenttinäytteet saavat arvoja väliltä 37–58 (Kuva 23C). Myös Fe/Mn-suhteen arvot muuttuvat samanaikaisesti kuin hehkutuskemianalyysin tulokset. Syvyydellä 24 cm arvot lähtevät nousemaan 42:sta 17 cm:n syvyyden arvoon 58. Tästä ylöspäin arvot laskevat melko tasaisesti, mutta aivan pinnimmaisessa kolmessa senttimetrissä arvot kohoavat jälleen, mikä johtuu mangaaniarvojen laskusta.

Kokonaisfosforipitoisuudet ja Fe/Mn-suhde osoittaa happitilanteen muuttuneen myös Autiojärvessä, mutta eri syistä kuin muissa järvissä. Happitilanne on ollut nykyistä heikompi ja hapetus-pelkistys-tasapaino pelkistävämpi, kun järven valuma-alueelle on raivattu peltoja tai niiden hoitomenetelmät ovat olleet eroosiota aiheuttavia. Ojitusten seurauksena järven happitilanne ei näytä merkittävästi muuttuneen.

Näytesarjassa rautapitoisuudet vaihtelevat välillä 45,6–64,9 mg/g (Kuva 23D). Arvot alkavat nousta 15 cm:stä ylöspäin ja pitoisuudet kohoavat yli 60 mg:aan grammassa yhtä poikkeusta lukuun ottamatta. Tätä syvemmillä arvo 60 mg/g ei ylity kertaakaan. Rautapitoisuuksien kohoaminen voi olla seurausta ojituksista, joiden aiheuttamana järveen kulkeutuu enemmän rautapitoista runsashumuksista vettä ja mineraaliainesta.

Mangaanipitoisuudet laskevat syvyydellä 25–15 cm (Kuva 23E). Minimiarvo (855 µg/g) saavutetaan syvyydellä 15 cm. Kuten rautapitoisuudet, mangaanipitoisuudetkin kohoavat pinnimmaisissa 15 cm:ssä. Korkein mangaanipitoisuus (1548 µg/g) on mitattu syvyydellä 2 cm. Pinnimmaisessa 2 cm:ssä pitoisuudet hieman laskevat, mikä saattaa osoittaa redokspotentiaalinen pientä laskua tasolle, jossa mangaani alkaa jo pelkistyä, mutta rauta edelleen pidättyy sedimentissä.



Kuva 23. Autiojärven pohjasedimenttien kemialliset analyysit. Diagrammeihin on merkitty vuosi 1969 syvyydelle 15 cm.

Sinkki- ja kuparipitoisuuksissa näkyy selkeitä muutoksia vasta 15 cm:n syvyydeltä alkaen kohti pintaa (Kuva 23G, H). Kohonneet kupari- ja sinkkipitoisuudet johtuvat ojituksista. Sinkkiä kulkeutuu vesiin myös maatalouden lannoitteista, mutta Autiojärven sinkkipitoisuudet ovat hyvin samanlaisia kuin alueen muissakin järvissä, joten kyseessä tuskin on maatalouden aiheuttama pitoisuuksien nousu.

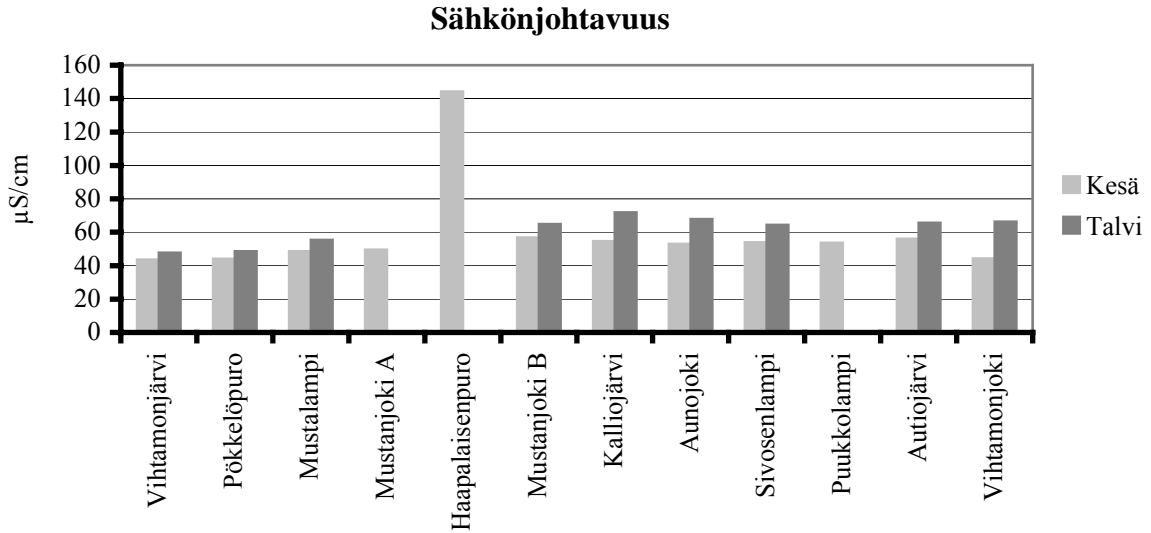
Kokonaistyyppipitoisuuksissa on syytä huomioida tulosten ainoastaan suuntaa-antava luonne. Tyyppipitoisuudet laskevat voimakkaasti alkaen syvyydestä 27 cm, missä pitoisuus on noin 6050  $\mu\text{g/g}$  (Kuva 23F). Laskua jatkuu syvyydelle 21 cm:ä pitoisuuteen 2030  $\mu\text{g/g}$  asti. Pinnimmaisissa kymmenessä senttimetrissä voidaan havaita arvojen lähtevän kohoamaan kohti pintaa.

## **9.2. VEDENLAATU**

Vedenlaadun selvittämiseksi vedestä mitattiin useita eri muuttujia sekä kenttäolosuhteissa että laboratoriossa. Tarkat mittaustulokset on esitetty liitteessä 3. Kainuun ympäristökeskuksen tuottamaa vedenlaatutietoa oli saatavilla Autiojärvestä, Kalliojärvestä ja Mustalammesta vuosilta 1971 ja 1992 sekä Vihtamonjärvestä lisäksi vuodelta 1998 (Liite 4) (Pehkonen 2003; Heikkinen 2004).

### **9.2.1. Sähkönjohtavuus**

Sähkönjohtavuus mitattiin jokaisesta näytepisteestä, josta otettiin vesinäytteitä. Tutkimusalueella sähkönjohtavuusarvot olivat kesällä 43,6–56,9  $\mu\text{S/cm}$  ja talvella 47,8–71,9  $\mu\text{S/cm}$  (Kuva 24). Poikkeuksena edellä mainituista lukemista Haapalaisenpurosta mitattu sähkönjohtavuus elokuussa oli muita huomattavasti korkeampi 144,2  $\mu\text{S/cm}$ . Lahermon et al. (1996: 31) mukaan tyypilliset sähkönjohtavuusarvot suomalaisille purovesille ovat 20–220  $\mu\text{S/cm}$ . Särkkä (1996: 50) esittää Suomen sisävesien, sisältäen sekä järvet että virtaavat vedet, keskimääräisen sähkönjohtokyvyn olevan 67  $\mu\text{S/cm}$ , tyypillisesti 50–130  $\mu\text{S/cm}$ . Tutkimusalueen tulokset vastaavat siis keskimääräisiä johtavuuksia suomalaisissa sisävesissä eivätkä liuenneen aineen määrät vedessä ole merkittävän suuria.



Kuva 24. Sähkönjohtavuudet Vihtamonjoen valuma-alueella kesä- ja talvimittauksissa.

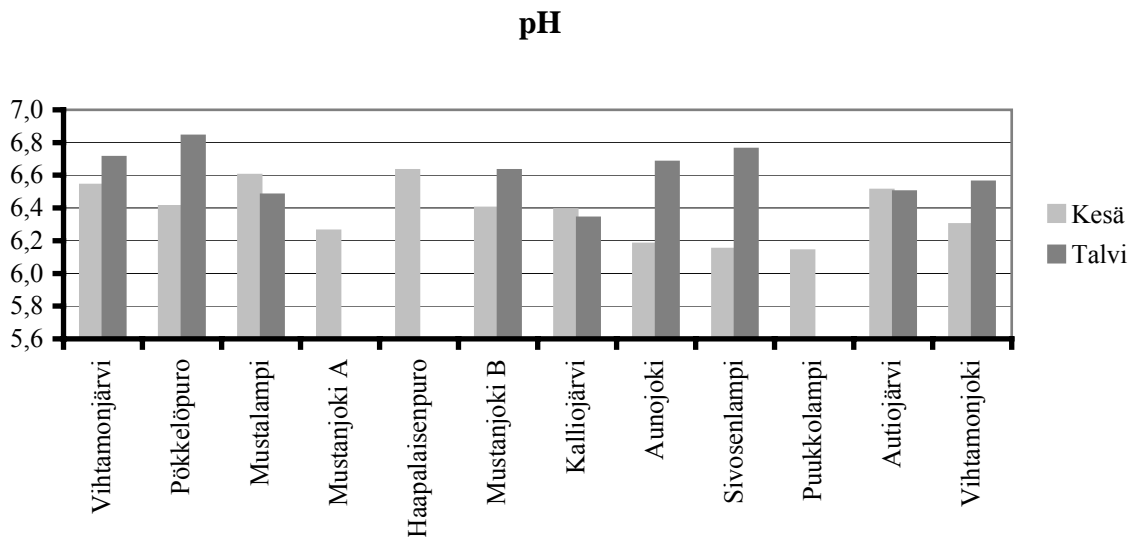
Haapalaisenpuron huomattavasti muita korkeammat pitoisuudet voivat johtua runsaista metsäojituksista puron yläjuoksulla sekä runsaista pelloista alueista puron varsilla, joilta vesi huuhtoutuu nopeasti uomastoon. Viljelyalueilta huuhtoutuu liuenneita aineita enemmän verrattuna metsäisiin alueisiin. Lahermon et al. (1996: 31) mukaan myös metsä- ja suo-ojitukset lisäävät liuenneen aineksen määrää. Varsinaista viljelyä ei ollut Haapalaisenpuron alajuoksun pelloilla, joilla kasvoi niittymäistä kasvillisuutta. Veden liuenneiden aineiden pitoisuutta voi lisätä myös se, että elokuussa vettä virtaa melko vähän ja hitaasti, jolloin veteen ehtii liueta enemmän aineita kuin runsaanveden aikana. Haapalaisenpuron korkeat lukemat kohottavat Mustanjoesta heti Haapalaisen puron alapuolelta mitatun näytteen (Mustanjoki B) sähkönjohtavuutta.

Kainuun ympäristökeskuksen aineiston sähkönjohtavuuslukemat ovat hyvin samansuuntaisia kuin tässä tutkimuksessa saavutetut tulokset (Liite 4). Ympäristökeskuksen sähkönjohtavuusarvot kohoavat järvissä valuma-alueen alajuoksua kohti, samantyyppistä lievää kohoamista voidaan havaita myös tämän tutkimuksen tuloksista Kalliojärvessä ja Autiojärvessä. Kalliojärveen heijastuvat edelleen Haapalaisenpuron korkeat lukemat. Autiojärven hieman korkeampia lukemia saattavat

aiheuttaa järven välittömässä ympäristössä sijaitsevat maatalousalueet, joilla harjoitetaan viljelyä ja karjataloutta.

### 9.2.2. pH

Vihtamonjoen valuma-alueella pH-arvot eri mittauspisteillä vaihtelivat kesällä välillä 6,15–6,60. Talvella pH-arvot olivat keskimäärin hieman korkeampia välillä 6,34–6,84 (Kuva 25). pH-arvojen vuodenaikainen vaihtelu täsmää edellä esitettyihin biologisen aktiivisuuden aiheuttamiin vaihteluihin. Mittaukset tutkimusalueella on tehty ainoastaan pintavedestä, mutta oletettavasti pH-arvot ovat hieman alhaisempia alusvedessä, sillä siellä runsaampi hajotustoiminta vapauttaa alusveteen hiilidioksidia. Tutkimusalueen vesien pH-arvot ovat myös melko lähellä neutraalia pH 7:ää, joten näiden tulosten perusteella alueella ei esiinny happamia pintavesiä.



Kuva 25. pH-arvot Vihtamonjoen valuma-alueella kesä- ja talvimittauksissa.

Kainuun ympäristökeskuksen aineisto tukee tässä tutkimuksessa saatuja tuloksia pintaveden lähes neutraaleista pH-arvoista (Liite 4). Autiojärvestä ja Kalliojärvestä on mitattu 1992 helmikuussa hieman alle kuuden pH-arvoja kolmen metrin syvyydestä ja metri pohjan yläpuolelta, mutta nämäkään tulokset eivät osoita veden varsinaista

happamoitumista. Ympäristökeskuksen tulokset vahvistavat edellä esitettyä arviota päälly- ja alusveden pienistä happamuuseroista: päällysveden pH-arvot ovat hieman korkeampia kesä- ja talvikerrostuneisuuden aikaan. Ainoastaan Autiojärvässä huhtikuussa 1971 mitatuissa arvoissa päällysvesi on happamampaa kuin alusvesi. Päällysveden happamuutta lisännevät happamat lumien sulamisvedet, jotka jo mittauspäivänä (19.4.1971) todennäköisesti valuiivat valuma-alueelta järviin, vaikka jääkansi peittikin vedet edelleen eikä kevättäyskierto ollut tapahtunut.

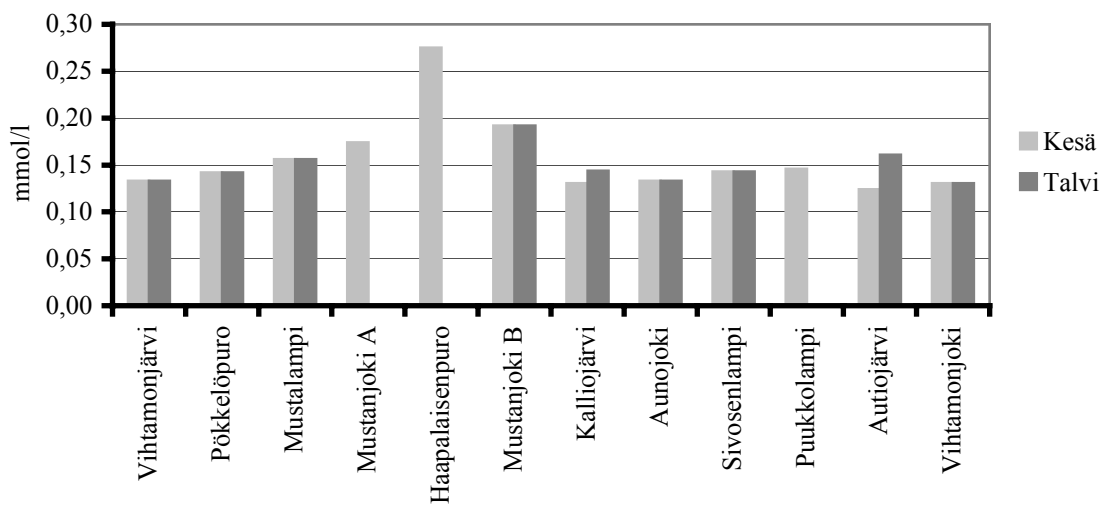
Suomessa vesien happamuutta lisäävät suuret suoalat, joilta valuu runsashumuksisia vesiä. Humus sisältää humus- ja fulvohappoja sekä humiineja, jotka laskevat veden pH-arvoja. Tutkimusalueella voisi olettaa veden olevan hapanta johtuen runsaasta soiden määrästä. Tiheä ojitus kuitenkin vähentää suokerrosten läpi virtaavan veden määrää, jolloin maaperään ei pidäty niin suurta määrää emäskationeja, ja niiden määrä vedessä nousee suhteessa ojittamattomaan tilanteeseen. Useissa metsäojitustutkimuksissa onkin havaittu valuma-vesien pH-arvojen kohoamista ojituksen jälkeen (Sallantaus 1986: 131–135). Myös pohjavesivalunnan osuus valunnassa saattaa kasvaa ojituksen jälkeen, jolloin pohjaveden neutraloiva vaikutus vähentää veden happamuutta.

### **9.2.3. Alkaliteetti**

Vihtamonjoen valuma-alueelta kerättyjen näytteiden alimmat alkaliteettiarvot olivat 0,131 mmol/l (Kuva 26). Korkein arvo 0,275 mmol/l mitattiin kesällä ojamaisesta Haapalaisenpurosta. Toiseksi korkein arvo 0,192 mmol/l mitattiin Mustanjoesta heti Haapalaisenpuron alapuolelta sekä kesällä että talvella. Kaikkien mittauspisteiden vedet ovat hyvin puskurikykyisiä eikä happamoitumista ole havaittavissa alkaliteetin tai pH-arvojen perusteella huolimatta kovasta ja niukkaliukoisesta kallioperästä (vrt. taulukko 1).

Lahermon et al. (1996: 34) esittämiin Suomen alueellisiin alkaliteettiarvoihin verrattuna eteläisen Kainuun alkaliteettiarvot ovat hyvin alhaisia Etelä- ja Lounais-Suomen savikkoalueiden arvoihin nähden (n. 0,4–1,7 mmol/l). Myös Kainuun ympäristökeskuksen aineisto osoittaa alkaliteetin olleen hyvä kaikissa mittauksissa (Liite 4).

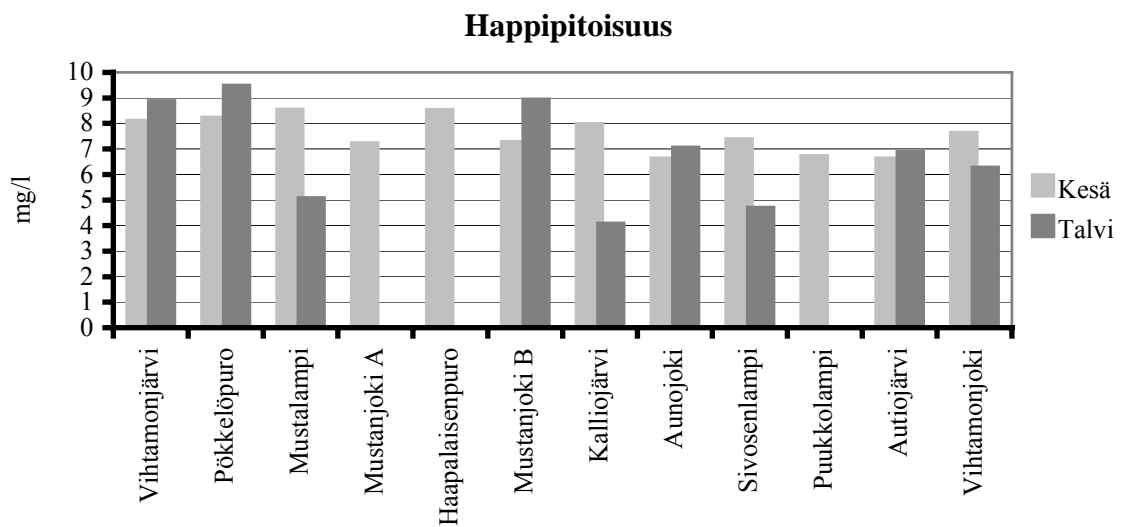
## Alkaliteetti



Kuva 26. Tutkimusalueen vesien alkaliteetti-arvot.

### 9.2.4. Happipitoisuus

Tutkimusalueen veden hapen kyllästysaste (%) vaihteli kesä- ja talvikaudella oletetusti ollen talvella alhaisempia kuin kesällä (Liite 3). Hapen kyllästysaste tarkoittaa sitä hapen prosenttimäärää, jonka vesi sisältää siitä määrästä, jonka se voisi maksimissaan kyseisessä lämpötilassa sisältää. Jään peittäessä järvet useiksi kuukausiksi happea kuluu erilaisissa reaktioissa ilman, että korvaavaa happea voi liueta ilmakehästä. Veteen liunneen hapen (mg/l) arvot ovat osassa järvistä pienempiä talvella kuin kesällä (Kuva 27).



Kuva 27. Vihtamonjoen valuma-alueella mitatut veden happipitoisuudet.

Hapen liukeneminen veteen on kääntäen verrannollinen lämpötilaan eli korkeammassa lämpötiloissa veteen liukenee vähemmän happea kuin matalissa lämpötiloissa. Tässä esitetyt tulokset ovat lämpötilakorjattuja ja siten keskenään vertailukelpoisia. Maaliskuussa 2004 tehdyissä mittauksissa esiintyi happivajaus Kalliojärvessä ( $O_2$  4,00 mg/l) ja Sivosenlammessa ( $O_2$  4,62 mg/l), kun happivajauksena pidetään tilannetta, jossa happea on vedessä alle 5mg/l. Kummassakaan happivaje ei kuitenkaan ole suurta ( $O_2 >3,00$  mg/l), vaikka mittaukset tehtiin maaliskuun lopulla, jolloin happipitoisuudet ovat pienimmillään (Happikato...2004). Toisaalta mittaukset on tehty aivan jääkannen alapuolisista vesikerroksista, joissa happitilanne on parempi kuin pohjanläheisissä vesikerroksissa. Mikäli järvissä vallitsee lämpötilakerrostuneisuutta, ei pintavedestä mitattu happipitoisuus kerro mitään alusveden happitilanteesta. Sekä kesällä että talvella pohjalla on voinut vallita hapettomat olosuhteet huolimatta tässä tutkimuksessa saaduista mittaustuloksista, jotka eivät osoita merkkejä vakavasta happikadosta. Tutkimusalueen virtaavissa vesissä happitilanne oli hyvä sekä kesällä 2003 että talvella 2004.

Alusveden happitilanteista antaa viitteitä Kainuun ympäristökeskuksen aineisto (Liite 4). Vuonna 1971 Autiojärvessä ja Kalliojärvessä on vallinnut huhtikuussa suuri happivaje

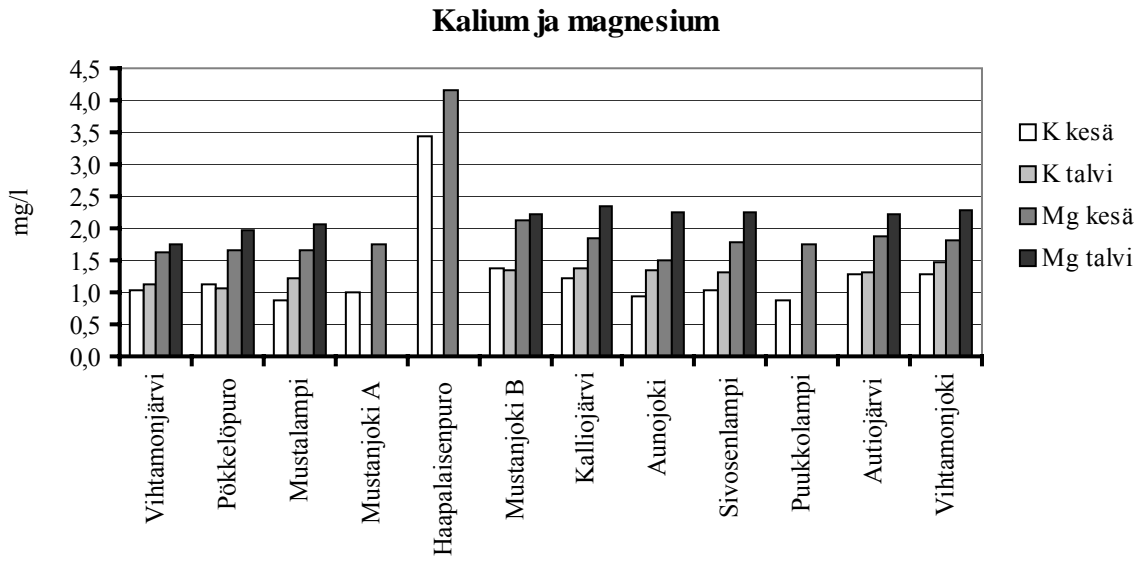
alusvedessä, ja vuonna 1992 Kalliojärnessä on ollut happikato, sillä happea on pohjanläheisessä vesikerroksessa ollut enää 0,1 mg/l. Näinäkään vuosina eivät päänlysveden mittaustulokset ole osoittaneet viitteitä happivajeesta.

Vuosien 1971 ja 1992 alusvesien alhaiset happipitoisuudet sekä vuoden 2004 talvinen happipitoisuus osoittavat Kalliojärven kärsivän rehevöitymisestä ja siten hapen kulumisesta loppuun alusvedestä. Sivosenlammen alhainen happipitoisuus maaliskuussa 2004 voi johtua myös hyvin matalasta veden syvyydestä, joka oli vain noin 2 metriä. Tällaisessa altaassa happi kuluu loppuun pienestä vesitilavuudesta johtuen helpommin kuin isommista altaista. Autiojärven happikato vuonna 1971 on todennäköisesti seurausta järven valuma-alueella vuonna 1969 tehdyistä laajoista metsäojituksista.

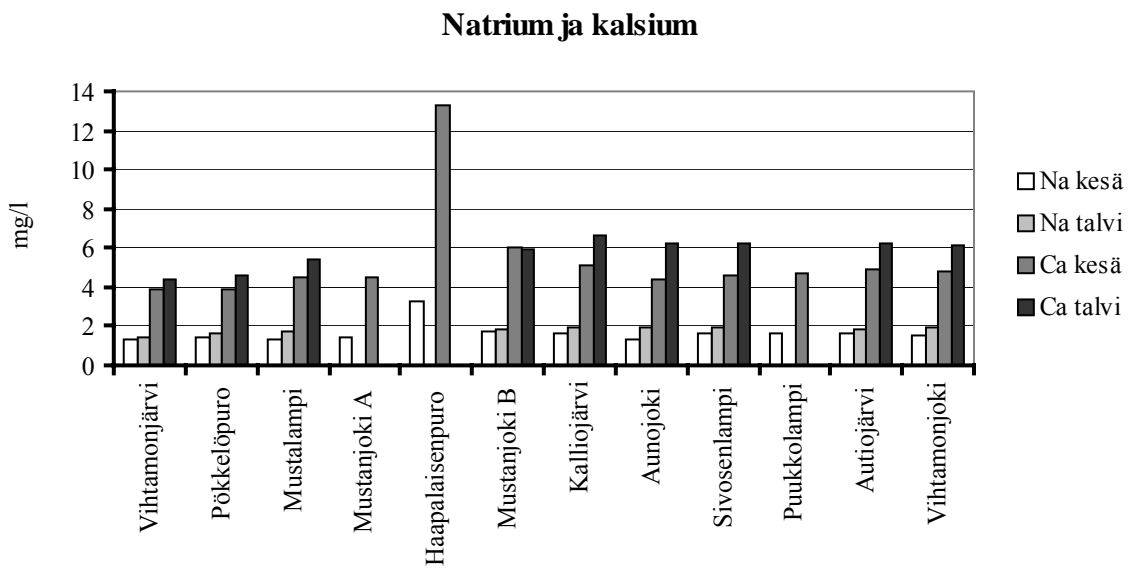
### **9.2.5. Kationit ja anionit valuma-alueen vesissä**

Tutkimusalueen vesinäytteistä määritettiin useita ionimuotoisia aineita, joiden perusteella voidaan arvioida veden saastuneisuutta sekä valuma-alueen maaperän ja vesien tilaa.

Vihtamonjoen valuma-alueelta vesistä määritettiin emäskationit  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  ja  $\text{Ca}^{2+}$  (Kuvat 28 ja 29.). Emäskationien kohonneet määrät vedessä kertovat kationinvaihtokapasiteetin laskusta valumaa-alueen maaperässä, mutta itsessään näillä alkali- ja maa-alkalimetalleilla ei ole haitallisia vaikutuksia vesistöissä eivätkä ne itse aiheuta vesissä emäksisyyttä. Tutkimusalueen vesien emäskationeista natriumin ja kaliumin määrät vastaavat alueelle tyypillisiä luonnonvesien emäskationimääriä. Sen sijaan magnesium- ja kalsiumarvot ovat hieman korkeampia kuin alueelle esitetyt tyypilliset arvot (Laaksonen 1970; Lahermo et al. 1996). pH-arvojen ja alkaliteetin lisäksi emäskationimäärien perustella voidaan todeta, ettei tutkimusalueella ole tapahtunut happamoitumista eikä alkavasta happamoitumisestakaan ole merkkejä.

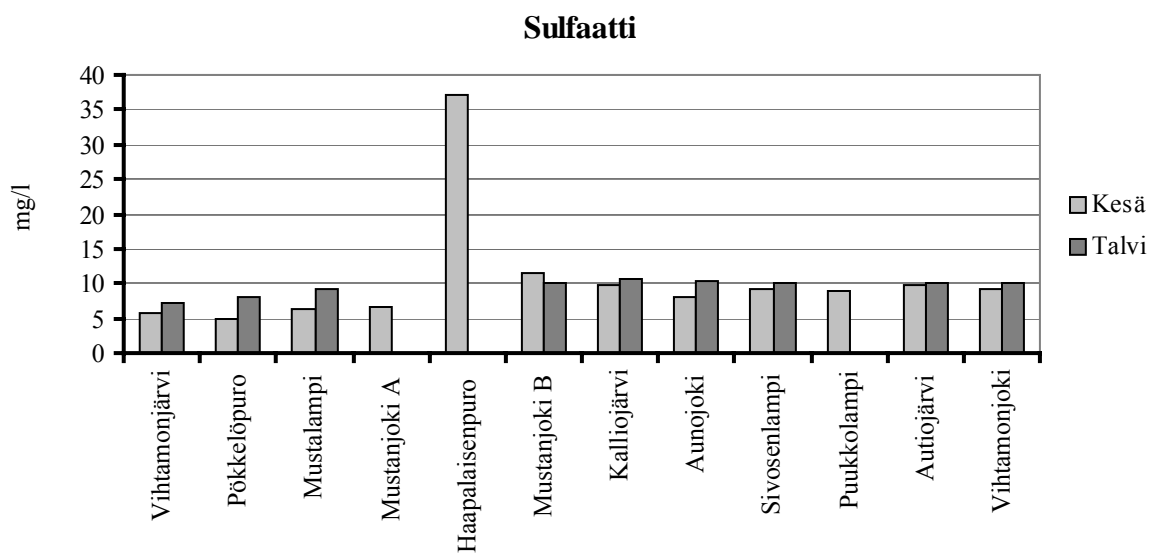


Kuva 28. Vihtamonjoen valuma-alueen vesistä mitatut kalium- ja magnesiumpitoisuudet



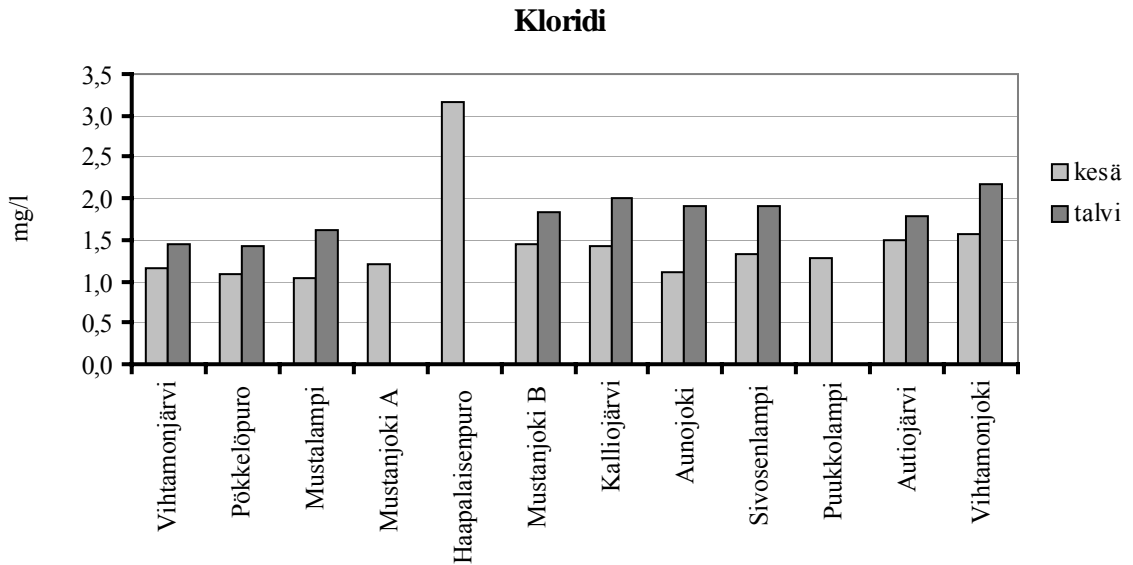
Kuva 29. Vihtamonjoen valuma-alueen vesistä mitatut natriu- ja kalsiumpitoisuudet.

Anioneista vedestä määritettiin sulfaatti, kloridi ja fluoridi. Tutkimusalueen sulfaattipitoisuudet ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ovat huomattavasti korkeampia kuin Lahermo et al. (1996) esittävät, jonka mukaan alueelle tyypillinen sulfaattiarvo purovesissä olisi noin 2–3 mg/l. Tutkimusalueen veden sulfaattiarvot vaihtelevat välillä 4,90–36,99 mg/l ollen keskimäärin noin 10 mg/l (Kuva 30). Alueen kallioperästä graniitissa ja gneississä on verraten vähän rikkiä, mutta liuskeissa rikkiä on enemmän. Lisäksi rikki on tärkeä kasvien rakenneosa ja ravinne, joten sitä esiintyy runsaasti eloperäisissä materiaaleissa ja sulfaattien kulkeutumista edistää veteen liuennut humus (Koljonen 1992: 190; Lahermo et al. 1996: 40). Tutkimusalueen hieman oletettua korkeampia sulfaattiarvoja selittänee alueen kallioperän ja runsaan suoalan yhteisvaikutus. Myös Venäjältä Kostamuksesta tulevat rikkipäästöt sekä paikalliset päästölähteet Sotkamossa ovat mahdollisia rikki- ja sulfaattipitoisuuksien kohottajia alueella (Kempainen & Markkanen 2000: 15).



Kuva 30. Vihtamonjoen valuma-alueelta määritetyt vesien sulfaattipitoisuudet.

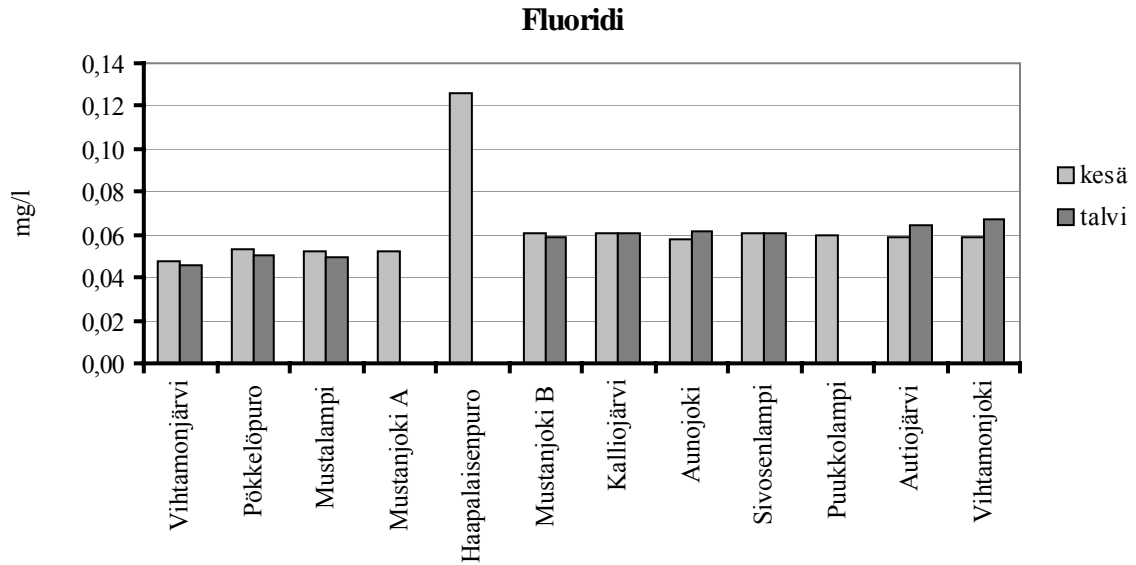
Tutkittujen vesinäytteiden kloridipitoisuudet vaihtelivat välillä 1,04–3,16 mg/l (Kuva 31). Huomattavasti muita tuloksia korkeampi arvo on mitattu Haapalaisenpurosta. Niissä mittauspisteissä, joiden vesistä on analysoitu sekä kesä- että talvinäyte, on talvella ollut kesää korkeammat kloridiarvot.



Kuva 31. Vihtamonjoen valuma-alueelta määritetyt vesien kloridiarvot.

Lahermon et al. (1996: 44) mukaan kloridiarvot Kainuun purovesissä ovat noin 1 mg/l ja Laaksosen (1970: 22) mukaan noin 2,3 mg/l. Kaukana rannikosta kohonneet kloridipitoisuudet johtuvat useimmiten tiesuolauksesta tai jätevesien pääsystä vesistöön. Seppänen (1984) esittää Suomen pintavesien kloridiarvoiksi alle 20 mg/l. Vihtamonjoen valuma-alueen vesien kloridipitoisuudet vastaavat luonnonvedelle tyypillisiä arvoja.

Tässä tutkimuksessa alueelta mitatut fluoridiarvot vaihtelivat välillä 0,046–0,126 mg/l (Kuva 32) eli pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin Lahermo et al. (1996: 45) esittävät alueelle (noin 0,05 mg/l). Tutkimusalueen fluoridipitoisuudet ovat hyvin pieniä verrattuna esimerkiksi rannikon rapakivigraniittialueisiin, missä pitoisuudet kohoavat yli 1 mg/l (Lahermo et al. 1996: 46).

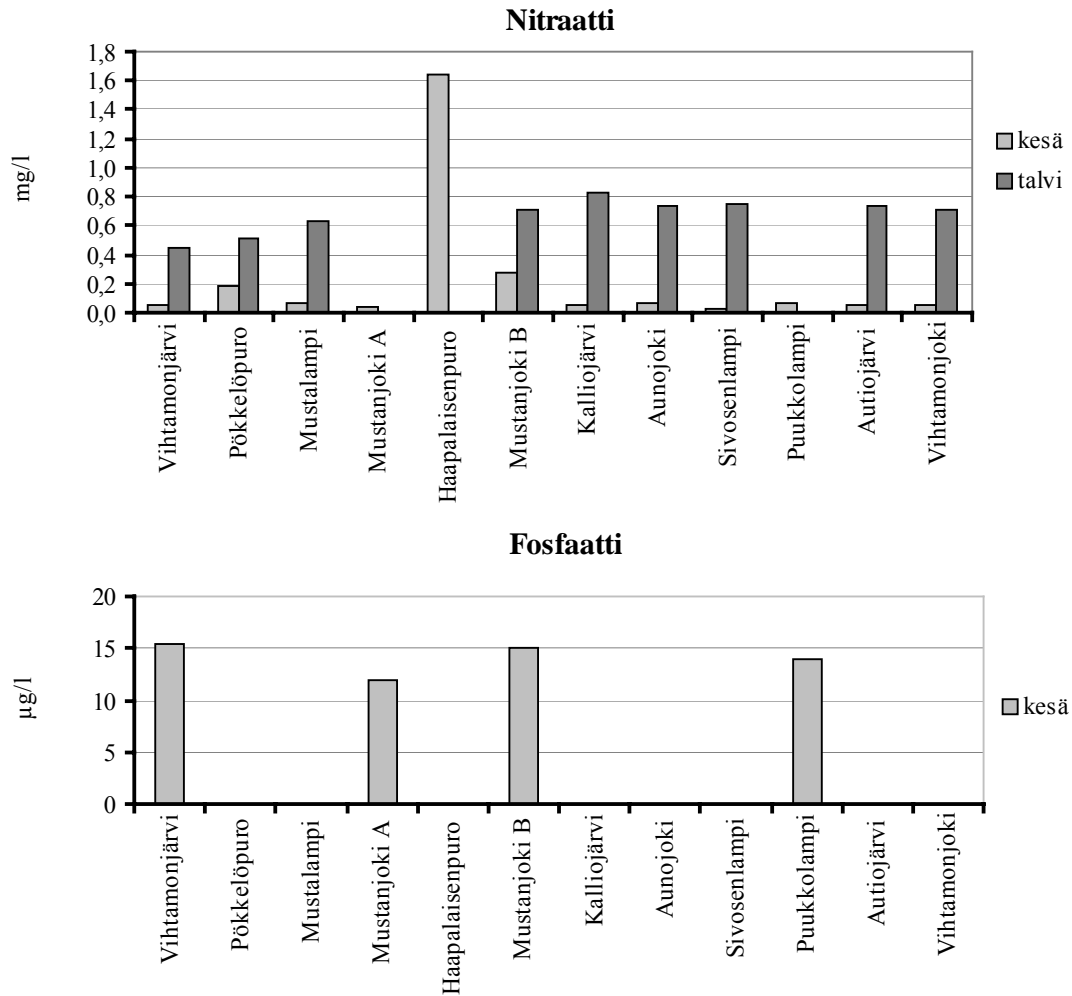


Kuva 32. Vihtamonjoen valuma-alueelta määritetyt vesien fluoridiarvot.

### 9.2.6. Ravinteet

Tutkimusalueen vesistöistä määritettiin ravinteista nitraatti  $\text{NO}_3^-$ , ammonium  $\text{NH}_4^+$  ja fosfaatti  $\text{PO}_4^{3-}$ . Näistä ammoniumpitoisuudet olivat niin pieniä, ettei yksikään näyte ylittänyt määrittämissärajaa 0,04 mg/l. Nitraattipitoisuudet saatiin mitattua kaikista vesinäytteistä. Kesäiset pitoisuudet tosin ovat hyvin lähellä määrittämissärajaa 0,02 mg/l (Kuva 33). Mitattavia fosfaattipitoisuuksia esiintyi neljässä mittauspisteessä kesänäytteissä. Talvella näytteissä ei ollut määrittämissärajaa 10  $\mu\text{g/l}$  ylittäviä fosfaattipitoisuuksia (Kuva 33).

Kasvukaudella ravinnemäärät vesissä ovat hyvin pieniä johtuen järven sisäisestä tuotannosta, joka kuluttaa kaikki saatavilla olevat ravinteet. Talvella nitraattipitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia, koska kasvukauden ulkopuolella lähes kaikki typpi esiintyy nitraattityppinä ja typen kulutus talvella on hyvin pientä verrattuna kesään. Tutkimusalueella mitatut nitraattiarvot ovat metsäisen valuma-alueen vesille normaaleja tai hieman koholla olevia (Rekolainen 1989: 98; Lahermo et al. 1996: 49). Suuria typpipäästöjä kyseisiin vesistöihin ei kuitenkaan ole päässyt, sillä kaikki arvot lukuun ottamatta Haapalaisenpuron kesällä mitattua pitoisuutta ovat alle 1 mg/l (vrt. Nitraattityppi 2005). Ammoniumtyppipitoisuudet ovat luonnonvesissä usein hyvin alhaisia, joten tutkimusalueen alle 0,04 mg/l olevat arvot olivat odotettavissa.



Kuva 33. Vihtamonjoen valuma-alueelta määritetyt nitraatti- ja fosfaattipitoisuudet. Vain neljän näytepisteen fosfaattimäärät ylittivät mittausrajan 10 µg/l kesällä. Talvella ei yhdessäkään näytteessä ollut fosfaattia yli määrittäysrajan.

Kasvua rajoittava ravinne eli minimiravinne alueella on todennäköisesti fosfaattifosfori, kuten useimmiten sisävesissä. Fosfaattifosforiarvot ovat sekä kesällä että talvella hyvin pieniä. Kesäisin fosfaattiarvot ovat useimmissa järvissä alhaisia, sillä levät käyttävät kaiken saatavilla olevan fosfaatin hyväkseen. Talviset fosfaattiarvot ovat yleensä kesäisiä korkeampia. Tässä tutkimuksessa tilanne on kuitenkin päinvastainen: talviset pitoisuudet ovat pienempiä kuin kesäiset. Tilanteen selvittämiseksi pitäisi analysoida lisää näytteitä määrittäysvirheiden ja kontaminaatiomahdollisuuksien poistamiseksi.

## 10. YHTEENVETO

Vihtamonjoen valuma-alue on 55 km<sup>2</sup> kokoinen valuma-alue, jonka alasta noin kolmannes on metsäojitettua. Valuma-alueen vesistö koostuu useista järvialtaista ja niiden välisistä puroista ja joista. Alueen järvissä on ollut havaittavissa 1960-luvun jälkeen rantojen madaltumista, vesikasvillisuuden ja vähempiarvoisen kalalajiston runsastumista. Jokivarret kasvavat monin paikoin tiheää pajukkoa haitaten vesillä liikkumista. Tässä tutkimuksessa on pyritty selvittämään valuma-alueen vesistöjen tämän hetkistä tilaa sekä sedimentaationopeutta ja sedimentin laadussa tapahtuneita muutoksia viimeisten vuosikymmenten aikana.

Alueelta tutkittiin useita vesi- ja sedimenttinäytteitä. Sedimenttinäytteistä määritettiin orgaanisen aineksen määrä, kokonaisfosfori, rauta, mangaani, Fe/Mn-suhde, sinkki ja kupari. Vesinäytteistä määritettiin sähkönjohtavuus, alkaliteetti, pH, happipitoisuus sekä Na<sup>+</sup>-, K<sup>+</sup>-, Mg<sup>2+</sup>-, Ca<sup>2+</sup>-, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-, Cl<sup>-</sup>- ja F<sup>-</sup>-pitoisuudet. Lisäksi määritettiin ravinteista nitraatti, ammonium ja fosfaatti. Tutkimuksessa alue on jaettu suurimpien järvien mukaan Vihtamonjärven, Mustalammen, Kalliojärven ja Autiojärven osavaluma-alueisiin.

Tutkitun valuma-alueen yläjuoksulla on tehty eniten metsäojituksia. Monet niistä on tehty aivan valuma-alueen ylimmän järven, Vihtamonjärven, tai siihen laskevien purojen tuntumaan. Laajimmat ojitukset tehtiin vuonna 1964, jolloin koko Vihtamonjärven osavaluma-alueella kaivettiin yhteensä noin 46 km ojia. Kyseisten ojitusten aiheuttamat muutokset sedimentissä näkyvät 16 cm:stä ylöspäin. Sedimentaationopeus metsäojitusten jälkeen Vihtamonjärvessä on ollut noin 4,1 mm/vuosi. Ojitusten jälkeisinä vuosina pohjanläheisissä vesikerroksissa on todennäköisesti esiintynyt happivajetta. Sedimentti- ja vesianalyysien perusteella nykyisin tilanne on korjaantunut. Vesianalyysin tulokset osoittavat vedenlaadun olevan normaalia eikä merkkejä rehevöitymisestä ole havaittavissa.

Mustalampi on pienin ja toiseksi ylin tutkituista järvistä. Koko tutkimusalueen laajimmat yhtenäiset ojitusalueet sijaitsevat Mustalammen osavaluma-alueella. Myös Mustalammen valuma-alueella laajimmat ojitukset (46 km) tehtiin vuonna 1964. Mustalammella sedimentaationopeudeksi mitattiin ojitusten jälkeisenä aikana noin 6,7 mm vuodessa.

Ojitusten aiheuttamat muutokset sedimentissä näkyvät 26 cm:n syvyydeltä alkaen. Sedimenttianalyysin perusteella myös Mustalammissa on esiintynyt ojitusten seurauksiin liittyvää happivajetta alimmissa vesikerroksissa. Tämänhetkisestä tilanteesta sedimentin fosforipitoisuudet ja Fe/Mn-suhde antavat ristiriitaista tietoa. Vesinäytteiden perusteella järvi ei kärsi hapenpuutteesta, mutta tilanteen varmistamiseksi pitäisi järvestä tehdä happipitoisuusmäärittäyksiä pohjanläheisistä vesikerroksista. Vesianalyysin perusteella järven vedenlaatu on normaali.

Kalliojärven osavaluma-alueella metsäojituksia on tehty huomattavasti edellä mainittuja osavaluma-alueita vähemmän. Laajimmat ojitukset tehtiin vuonna 1966, jolloin ojia kaivettiin kaikkiaan 7,4 km. Ojitusalueet sijaitsevat kuitenkin joko järveen laskevan puron tai itse järven välittömässä läheisyydessä. Kalliojärvestä analysoitiin ainoastaan 19 cm:n pituinen sedimenttinäyte, jossa ojitusvaikutusten alun arvioitiin näkyvän 16 cm:n syvyydellä. Analyysin perusteella sedimentaationopeudeksi arvioitiin noin 4,3 mm vuodessa. Järvi on syvimmillään noin 5 m syvä. Happitilanne näyttää sedimenttianalyysin perusteella olleen ojitusten aikana heikompi, mutta parantuneen ojitusten välittömien vaikutusten päätyttyä. Vesianalyysien perusteella Kalliojärvi kärsii talvisesta happivajauksesta. Järvestä tehdyt pohjanläheisten vesikerrosten happimittaukset vuosina 1971 ja 1992, osoittavat järven kärsivän hapenpuutteesta. Myös talvella 2004 mitatut happipitoisuudet jään alapuolisesta vesikerroksesta osoittivat lievää happivajetta. Kalliojärven vesinäytteiden mukaan vedenlaatu on hyvä. Kalliojärvi kärsii rantojen madaltumisesta ja runsaasta vesikasvillisuudesta matalissa lahdissa, Mustanjoen jokisuulla ja Aunojoen luusuassa. Nämä ”oireet” viittaisivat rehevöitymiseen yhdessä kalalajiston muutosten ja talvisten happivajeiden kanssa. Tosin muihin järviin verrattuna poikkeavan korkeita ravinnepitoisuuksia ei havaittu, joten kyseessä voi olla myös järven luontaiseen kehitykseen liittyvää mataloituminen, jota metsäojitusten aiheuttama kiintoaineskuorma on kiihdyttänyt.

Myös Autiojärven osavaluma-alueella metsäojituksia on tehty suhteellisen vähän verrattuna Vihtamonjärven ja Mustalammen osavaluma-alueisiin. Autiojärven ympärillä laajimmat ojitukset ajoittuvat vuoteen 1969, jolloin ojia kaivettiin noin 10 km. Maankäyttö poikkeaa Autiojärven osavaluma-alueella muista tutkituista alueista runsaalla peltojen

määrällä. Myös Mustalammen alueella on runsaasti viljeltyjä alueita, mutta ne sijaitsevat pääasiassa etäällä järvestä toisin kuin Autiojärven ympäristössä. Sedimentaatioon on tällä alueella vaikuttanut peltojen raivaus ja muokkaus sekä metsäojitukset. Epäorgaanisen aineksen lisääntyminen 25 cm syvyydellä selittyy peltojen raivauksella. Sedimentissä on havaittavissa ojitusten aiheuttama muutos 15 cm:n syvyydellä, jolloin sedimentaationopeus on ollut 4,5 mm/vuosi. Autiojärvessä, kuten muissakin järvissä, happitilanne on heikentynyt sedimentoituvan materiaalin lisääntyessä. Autiojärvessä epäilyä 1970-luvun alun happikadosta tukee sedimenttianalyysin lisäksi Kainuun ympäristökeskuksen tekemä happikathavainto. Autiojärven vesi on hyvin samanlaatuista kuin muissakin tutkituissa järvissä, vaikka Autiojärven rannoilla on muihin järviin verrattuna enemmän viljelyä ja karjan laidunmaita.

Järviä yhdistävät purot ovat yläjuoksulla melko kapeita, mutta alajuoksulla Aunojoki ja Vihtamonjoki alkavat muistuttaa enemmän jokimaista vesistöä. Valuma-alueen puroista Pöckelöpurosta, Mustanjoesta, Aunojoesta ja Vihtamonjoesta tehtiin samat vesianalyysit kuin järvivesistäkin ja niiden laatu osoittautui laadultaan järvivesiä vastaavaksi. Ainoastaan ojamainen Haapalaisenpuro, joka virtaa metsäojitus- ja peltoalueiden kautta Mustanjokeen, erottui selkeästi muita korkeammilla pitoisuuksillaan kohottaen myös Mustanjoen alemman näytepisteen arvoja.

Kokonaisuudessaan valuma-alueella ei ulkoinen kuormitus järviin ole erityisen merkittävää. Metsäojitukset ovat aiheuttaneen mineraaliaineksen, raudan, sinkin ja kuparin määrien kasvua sekä kokonaisfosforin ja mangaanin määrien vähenemistä sedimentissä. Vain Autiojärvessä mangaanipitoisuudet ovat kasvaneet ojitusten seurauksena. Metsäojitukset ovat aikanaan heikentäneet järvien tilaa hetkellisesti ja kasvattaneet sedimentaatiota. Ojitusten vaikutukset ovat havaittavissa 25–15 cm:n paksuisissa sedimentin pintakerroksissa. Pysyväksi vaikutukseksi jää järvien luontaista madaltumista nopeuttava kiintoainekuormitus, mikäli ojituksia kunnostetaan ja täydennetään. Lisäksi ojitusalueilta peräisin oleva kiintoainekas lisää järviin kulkeutuvaa ravinnekuormaa, joka lisää rehevöitymisen mahdollisuutta ja edelleen sisäisen kuormituksen lisääntymistä. Haitat ovat vältettävissä, mikäli kunnostus- ja täydennysojituksissa noudatetaan Metsähallituksen ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion antamia ohjeita ojitusten toteutuksesta.

## 11. JATKOTUTKIMUSAIHEET JA KUNNOSTUSEHDOTUKSET

Tässä työssä on selvitetty Vihtamonjoen valuma-alueen nykyistä vedenlaatua sekä pohjasedimenttien pintakerrosten kemiallisia ominaisuuksia. Näiden perusteella on saatu käsitys valuma-alueen vesien ja sedimenttien viimeaikaisesta tilasta, pohjanläheisten kerrosten happitilanteesta sekä järvien sedimentaationopeudesta. Näitä tietoja voidaan käyttää hyväksi valuma-alueella mahdollisesti tehtäviä kunnostustöitä suunniteltaessa. Tämän tutkimuksen lisäksi alueelta tulee selvittää useita muita tekijöitä, jotta voidaan suunnitella ja toivottavasti myös toteuttaa onnistunut vesistökuunnostus. Jatkotutkimuksia tulisi tehdä muun muassa valuma-alueen hydrologiasta (veden vaihtuvuudesta ja virtausoloista), tarkentaa tietoja järveen tulevien ravinteiden määrien, niiden lähteiden ja keskinäisten suhteiden sekä järven eliöstön osalta, jolloin voidaan selvittää perustuottajien keskinäisiä suhteita sekä järvien erilaisia säätelymekanismeja (vrt. Eloranta 2004).

Merkittävin ongelma alueella on järvien madaltuminen ja vesikasvien runsaus, kuten useimmissa kunnostustapauksissa Suomessa. Useimmissa kohteissa kunnostustarpeeseen on johtanut maa- ja metsätaloudesta sekä haja-asutuksesta peräisin oleva hajakuormitus (Äystö 1997).

Ensimmäinen, nopeasti ja alhaisin kustannuksin toteutettava toimenpide virkistyskäytön parantamiseksi voisi tutkimusalueella olla vesikasvien niitto. Niitolla saavutetaan vedenlaadun paranemista, mikäli veden vaihtuvuus paranee tai jos kasvimassaa poistamalla olennaisesti vähennetään happea kuluttavaa orgaanista ainesta. Kasveja poistamalla voidaan myös vähentää ravinteiden määrää järvessä. Kasvien poistoa suunniteltaessa on syytä huomioida kasvien merkitys myös vedenlaadun parantajina. Rantavyöhykkeiden ja jokisuiden kasvit toimivat valumavesien tuomien ravinteiden suodattajina, joten liiallinen poisto voi aiheuttaa vedenlaadun heikkenemistä. Niiton suurimmat haitat ovat hyödyn mahdollinen väliaikaisuus ja onnistumisen epävarmuus matalissa vesissä. Hyviä puolia ovat edullisuus ja rannanomistajien mahdollisuus suorittaa niitto itse (Nybom et al. 1990; Äystö 1997: 55–56).

Ruoppaamalla voidaan kunnostaa järviä, jos ongelmana on rehevöityminen, umpeenkasvu tai mataluus. Ruoppaamalla järviä voidaan parantaa niiden virkistyskäyttömahdollisuuksia ja lisätä niiden vesitilavuutta, jolloin kalaston elinolosuhteet paranevat. Tutkimusalueen järviä ruoppaamalla saavutettaisiin suurempia syvyyksiä ja rantoja ruoppaamalla saataisiin myös kasvillisuutta poistettua. Myös sisäisen kuormituksen määrää saadaan usein vähennettyä poistamalla ravinteikasta pintasedimenttiä. Ennen ruoppausta on tehtävä sedimenttianalyysiä halutulta ruoppaussyvyydeltä, jottei työn tuloksena paljasteta järven pohjaan nykyistä ravinnerikkaampaa sedimenttikerrosta. Ruoppauksen etujen ja tehokkuuden rinnalla tulee myös huomioida siihen liittyvät ongelmat ja haitat. Ruoppauksen onnistunut toteuttaminen vaatii runsaasti suunnittelua ja lisätutkimuksia. Työn teettäminen on melko kallista ja sedimentin läjitys on suunniteltava (Ihme 1990: 343–344; Äystö 1997: 58–59).

Tutkimusalueen vesistöissä on koettu ongelmaksi myös purojen varsilla kasvavat tiheet pajukot (Kortesoja 2004). Pajukoiden harvennuksella tai poistolla voitaisiin parantaa alueen käyttöä esimerkiksi melontareittinä. Kasvuston poisto toisi avaruutta purovarsille ja miellyttävämmän ympäristön virkistyskäytölle. Toimenpidettä toteutettaessa on syytä huomioida luonnontilaisen ympäristön vaikutelman säilyttäminen. Lisäksi ennen purovarsien kasvuston poistoa on selvítettävä, millainen vaikutus niillä on vesistön ravinnetalouteen, toimivatko pajukot mahdollisesti ravinteiden sitoijina, ja onko kyseessä eläimille tai kasveille merkittävä habitaatti.

Nykyisen tilan ja mahdollisen kunnostuksen hyötyjen ylläpitämiseksi alueella tulee johtaa metsäojitusalueilta tulevat vedet laskeutusaltaiden ja pintavalutusenttien läpi ennen niiden laskemista järviin tai puroihin. Kunnostus- ja täydennysojitusta suunniteltaessa tulee lainsäädännön ohella huomioida nykyiset Metsähallituksen ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion antamat ohjeet ojitusten toteutuksesta.

## KIITOKSET

Gradun tekeminen aiheesta, joka liittyy johonkin todelliseen ongelmaan, ja jolla toivon mukaan on myös käytännön merkitystä, oli tavoitteenani jo ennen tämän aiheen löytymistä. Kiitokset Pasi Korhoselle työn ideasta. Kiitokset myös työtä ohjanneille ja rohkaisua antaneille Matti Tikkaselle ja Juhani Virkaselle. Näytteenottovaiheissa sain suurta apua Aaro ja Aino Korhoselta. Aineiston hankinnassa sain korvaamatonta apua Kainuun metsäkeskuksen ja Kainuun ympäristökeskuksen henkilökunnilta. Sotkamon kunta avusti työn valmistumista taloudellisella tuella. Kiitokset oikoluvussa apua antaneille Ainolle ja Riikalle. Lopuksi kaikkein suurin kiitos autonkuljettaja-kokki-soutaja Samulille, joka joutui loputtomasti kairaamaan jäätä, lukemaan ja korjaamaan työtäni sekä ennen kaikkea kestämään minua.

## LÄHDELUETTELO

- Aapala, Kaisu (2001). Soiden suojeilverkon arviointi. *Suomen ympäristö* 490. 44 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Adriano, Domy C. (2001). *Trace elements in terrestrial environment: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals*. 867 s. Springer, New York.
- Ahlgren, I., F. Sörenssön, T. Waara & K. Vrede (1994). Nitrogen budgets in relation to microbial transformations in lakes. *Ambio* 23, 367–377.
- Ahti, Erkki, Erkki Alasaarela & Anneli Ylitolonen (1995a). Kunnostusojituksen vaikutus ojitusalueen hydrologiaan ja valumavesien ainepitoisuuksiin. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. metve-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2, 157–168. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Ahti, Erkki, Samuli Joensuu & Martti Vuollekoski (1995b). Laskeutusaltaiden vaikutus kunnostusojitusalueiden kiintoainehuuhtoumaan. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2, 139–155.
- Ahtiainen, Marketta (1990). Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A* 45. 122 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Ahtiainen, Marketta & Kaarle Kenttämies (1985). Ennakkotuloksia avohakkuun ja metsäojituksen

- vaikutuksista ympäristöoloihin Nurmes-tutkimuksessa. *Vesihallituksen monistesarja* 369. 62 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Ahtiainen, Marketta & Pertti Huttunen (1995). Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2, 33–50.
- Alasaarela, Erkki & Lasse Rantala (1990). Mataluus ja vedenkorkeuden muutokset. *Teoksessa* Ilmavirta, Veijo (toim.). *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet* 152–158. Yliopistopaino, Helsinki.
- Alatalo, Merja (2000). Metsätaloustoimenpiteistä aiheutunut ravinne- ja kiintoainekuormitus. *Suomen ympäristö* 381. 64 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Alhonen, Pentti (1987). Chemostratigraphy of the Holocene sediments of Lake Työtjärvi in southern Finland and its limnological significance. *Bulletin of the Geological Society of Finland* 59, 97–107.
- Ammoniumtyppi (1999). Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 9.11.2004. [http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu\\_kvvy.pl?sivu=ammoniumtyppi.html](http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu_kvvy.pl?sivu=ammoniumtyppi.html).
- Anon (1990). Method 3051 Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC 20460, Revision 0 November 1990. 13 s.
- Berglund, E. R., R. T. Leibfried, P. Eger, K. Lapakko, A. Loisselle & B. Johnson (1985). Hydrologic and water quality monitoring of a fuel peat mine near Cotton, Minnesota. First year progress report. Minerals division, Minnesota \*department of Natural Resources, St. Paul, Minnesota. 66 s.
- Berner, E. K. & R. A. Berner (1996). *Global environment: Water, Air, and Geochemical Cycles*. 376 s. Prentice Hall, New Jersey.
- Boström, Bengt, Jens M. Andersen, Siegfried Fleischer & Mats Jansson (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170: 229–244.
- Brownlow, Arthur H. (1979). *Geochemistry*. 498 s. Prentice Hall, New Jersey.
- Campbell, Neil A. & Jane B. Reece (2002). *Biology*. 6. painos. 1247 s. Pearson Education, San Francisco.
- Cohen, Andrew A. (2003). *Paleolimnology. The History and Evolution of Lake Systems*. 500 s. Oxford University Press, Oxford.
- Ekholm, M (1992). Suomen vesistöalueet. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 126. 163 s.

Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.

- Eloranta, Pertti (1997). *Limnologian perusteet*. 161 s. Julkaisematon moniste. Helsingin yliopiston limnologian ja ympäristösuojelun laitoksen opetusmoniste.
- Eloranta, Pertti (2000). *Vesien suojelun limnologiaa*. 117 s. Julkaisematon moniste. Helsingin yliopiston limnologian ja ympäristösuojelun laitoksen opetusmoniste.
- Eloranta, Pertti (2004). *Järvien kunnostus -Koulutuksellisia näkökohtia. Järvikunnostuspäivät - SYKE 20.9.2004*. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=23778&lan=FI>. 24.2.2005.
- Forsius, Martin (1987). Suomen järvien alueellinen happamuustilanne. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 9. 108 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Hallakorpi J. A. (1931). Maankuivatutöiden suoritus valtion toimesta. Esitelmä kansantalousyhdistyksen kokouksessa 1930. Helsinki.
- Happamuus eli pH (1999). *Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry.* 17.3.2004. [http://www.kvvy.fi/cgibin/tietosivu\\_kvvy.pl?sivu=happamuus.html](http://www.kvvy.fi/cgibin/tietosivu_kvvy.pl?sivu=happamuus.html).
- Happikato (2004). *Ympäristön tila: rehevöityminen: happikato*. Suomen ympäristökeskus. 6.8.2004. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=87&lan=FI>.
- Heikkinen, Kaisa & Erkki Alasaarela (1988). *Happamoituneiden vesistöjen neutralointi – kirjallisuuskatsaus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisusarja* 18. 93 s. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Heikkinen, Päivi (2000). *Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä. Tutkimusraportti* 150. 74 s. Geologinen tutkimuskeskus, Espoo.
- Heikkinen, Pirkko <pirkko.heikkinen@ymparisto.fi> (2004). Tuloksia gradutyöhösi. Henkilökohtainen sähköpostiviesti. 30.12.2004.
- Heikkilä, Raimo (1999). *Human influence on the sedimentation in the delta of the river Kyrönjoki, western Finland. Monographs of the Boreal Environment Research* 15. 64 s. Finnish Environment Institute, Helsinki.
- Heikurainen, L., K. Kenttämies & J. Laine (1978). *The environmental effects of forest drainage. Suo* 37, 49–58.
- Heikurainen, Leo (1960). *Metsäojitus ja sen perusteet*. 378 s. WSOY, Porvoo.
- Heinonen, Petri, Harri Karjalainen, Maarit Kaukonen & Panu Kuokkanen (toim.) (2004). *Metsätalouden ympäristöopas*. 159 s. Metsähallitus.
- Holtan, H., L. Kamp-Nielsen & A. O. Stuanes (1988). *Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. Hydrobiologia* 170: 19–34.

- Hynninen, Pekka & Pentti Sepponen (1983). Erään suoalueen ojituksen vaikutus purovesien laatuun Kiiminkijoen vesistöalueella, Pohjois-Suomessa. *Silva Fennica* 17, 23–42. Suomen metsätieteellinen seura.
- Hyvän metsänhoidon suositukset* (2001). 95 s. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Håkanson, L (1982). Bottom dynamics in lakes. *Teoksessa* Sly, P. G. (toim.). *Sediment/freshwater interaction: proceedings of the second international symposium held in Kingston, Ontario, 15–18 June 1981*, 1–22. The Hague, Junk.
- Håkanson, L. & M. Jansson (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. 316 s. Springer-Verlag, Berlin.
- Häyrynen, Mikko (toim.) (1997). *Tapion taskukirja*. 638 s. Gummerus, Jyväskylä.
- Ihme, Raimo (1990). Mataluus ja voimakkaat vedenkorkeuden vaihtelut. *Teoksessa* Ilmavirta, Veijo (toim.). *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*, 343–373. Yliopistopaino, Helsinki.
- Joensuu, Jussi & Kalervo Rissanen (2002). Vanhojen uudisojitusten aiheuttamat vesistövaikutukset. Selvitys Metsähallituksen vuosina 1978–1980 ja 1989–1990 toteuttamista uudisojituksista. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 44. 76 s. Metsähallitus, Vantaa.
- Joensuu, Samuli (1994). Laskeutusaltaiden täytyminen ja täyttymisnopeuteen vaikuttavat tekijät metsäojitusalueilla. 104 s. Julkaisematon lisensiaattitutkielma. Helsingin yliopiston metsäekologina laitos, Helsinki.
- Joensuu, Samuli (2002). Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forests. *Metsäntutkimuskeskuksen tiedonantoja* 868. 83 s. Metla, Vantaan tutkimuskeskus.
- Joensuu, Samuli & Juhani Kokkonen (1992). *Metsätalouden vesiensuojelu*. Metsäkeskus Tapio, 32 s.
- Joensuu, Samuli, Timo Makkonen & Airi Matila (2004). *Metsätalouden vesiensuojelu*. 47 s. Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio.
- Johansson, J.-A. & M. Olofsson (1986). Drainage water quality of peat mining areas. Peat and environment '85, 68–85. Jönköping, Sweden.
- Kemiläinen, Hannu (1986). Maanpinnan muodot myöhäisjäähäikäutisten tapahtumien kuvastajina Vuokatin vaaroilla Sotkamossa. *Nordia Tiedonantoja A* 1, 33 s. Pohjois-Suomen maantieteellinen seura ry., Oulu.
- Kempainen, Samuli & Sirkka-Liisa Markkanen (2000). Ilman kautta tuleva kuormitus, sen alkuperä ja vaikutukset Kainuussa. *Suomen ympäristö* 392. 144 s. Kainuun

ympäristökeskus, Kajaani.

- Kenttämies, Kaarle (1977). Urlakningen av fosfor och kalium från dikade och gödslade torvmarker. 13. nordiska symposiet om vattenforskning. *Nordforsk miljövårdssekreteriatet Publikation* 2, 171–179.
- Kenttämies, Kaarle & Sari Saukkonen (1996). Metsätalous ja vesistöt – yhteistutkimusprojektin 'Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta' (Metve) yhteenveto. *Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja* 4/1996. 102 s. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Keski-Nikkola, Marko (2000). Pohjasedimentti ihmistoiminnan vaikutusten ilmentäjänä Ilmajoen Kalajaisjärvässä. 115 s. Julkaisematon Pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto maantieteen laitos, Helsinki.
- Koljonen, Tapio (toim.) (1992). *Suomen geokemian atlas, Osa 2: Moreeni*. 218 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Komiteamietintö* 1987: 62 (1988). Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. 344 s. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Kontas, Esko (1979). Purosedimenttien metallipitoisuuksiin vaikuttavista tekijöistä. *Teoksessa* Salminen, Reijo (toim.) (1979). Geokemiallisten puro- ja järvisedimenttitutkimusten tuloksiin ja niiden tulkintaan vaikuttavista tekijöistä, 9–25. *Tutkimusraportti* 34. Geologinen tutkimuskeskus, Espoo.
- Korhonen, Pasi (2003). Tutkija, entinen sotkamolainen. Suullinen tiedonanto, Helsingissä 13.8.2003.
- Korsman, Kalevi & Tapio Koistinen (1998). Suomen kallioperän yleispiirteet. *Teoksessa* Lehtinen, Martti, Pekka Nurmi & Tapani Rämö (toim.) (1998). *Suomen kallioperä. 3000 vuosimiljoonaa*, 93–103. Suomen geologinen seura, Jyväskylä.
- Kortesoja, Tiina (2004). Sotkamon vesistökunnostuskohteiden priorisointi. Julkaisematon selvitys. Sotkamon kunta, Sotkamo.
- Kuormitus (1999). Vesien suojelu vuonna 1999 – tilannekatsaus. Suomen luonnonsuojeluliitto. 10.11.2004. <http://arkisto.sll.fi/vesistot/vesioh.html#Sis%E4llysluettelo>.
- Laajoki, Kauko (1998). Karjalaiset liuskealueet – mantereen ikivanha kivipeite. *Teoksessa* Lehtinen, Martti, Pekka Nurmi & Tapani Rämö (toim.) (1998). *Suomen kallioperä. 3000 vuosimiljoonaa*, 165–197. Suomen geologinen seura, Jyväskylä.
- Laaksonen, Reino (1970). Vesistöjen vedenlaatu. Vesiensuojelun valvontaviranomaisen vuosina 1962–1968 suorittamaan tarkkailuun perustuva tutkimus. *Maa- ja vesiteknillisiä tutkimuksia* 17. 132 s. Helsinki.
- Lahermo P., P. Väänänen, T. Tarvainen & R. Salminen (1996). *Suomen geokemian atlas, Osa 3:*

- Ympäristögeokemia – purovedet ja sedimentit*. 149 s. Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Laine, Jukka & Harri Vasander (1998). *Suotyypit*. 80 s. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Lepistö, Ahti (1984). Ainetaseet pienillä valuma-alueilla. *Vesihallituksen monistesarja* 264. 91 s. Vesihallitus, Helsinki
- Lepistö, Ahti & Pertti Seuna (1990). Hydrological Characteristics Affecting the Runoff Water Acidity. *Teoksessa* Kauppi, Pekka, Pia Anttila & Kaarle Kenttämies (toim.) (1990). *Acidification in Finland*, 825–847. Springer-Verlag, Berliini.
- Lundin, L. (1992). Hydrology and hydrochemistry at subbasins of a large sedge fen watershed and affects of drainage and peat-winning. *Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Peat Congress Uppsala Sweden 22–26 June 1992*, 1:143–157.
- Lundin, L. (1996). Effects of peat-winning on the water environment at a sedge fen ecosystem. *Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Peat Congress 27 May – 2 June 1996, Bremen, Germany*, 2: 426–436.
- Maastokartta 1:20 000*, lehti 3433 06 Pohjavaara (1998). Maanmittauslaitos, Helsinki.
- Maastokartta 1:20 000*, lehti 3433 08 Sotkamo (2003). Maanmittauslaitos, Helsinki.
- Maastokartta 1:20 000*, lehti 3433 09 Naapurinvaara (1970). Maanmittauslaitos, Helsinki.
- Maastokartta 1:20 000*, lehti 3433 09 Naapurinvaara (2003). Maanmittauslaitos, Helsinki.
- Maastokartta 1:20 000*, lehti 3434 04 Kontiomäki (2000). Maanmittauslaitos, Helsinki.
- Maastokartta 1:20 000*, lehti 3434 07 Ristijärvi (20000). Maanmittauslaitos, Helsinki.
- Maataloushallitus Insinööriosasto (1968). Kainuun maanviljelysinsinööripiirin lausunto. Toimitus no. 1902 Ou 1. Autio- ym. järvien järjestely. Sotkamo.
- Mackereth, F. J. H. (1966). Some chemical observations on post-glacial sediments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 250, 165–213.
- Manahan, Stanley E. (2000). *Environmental Chemistry*. 7. painos. 898 s. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Mangaani (1999). Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 7.12.2004. [http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu\\_kvvy.pl? sivu = mangaani.html](http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu_kvvy.pl? sivu = mangaani.html).
- Manninen, Pertti (1995). Kunnostusojituksen vesiensuojelututkimus; veden laadun, kuormituksen ja biologiset muutokset kahden ensimmäisen ojituksen jälkeisen vuoden aikana. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. metve-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2, 169–181.
- Markkanen, Sirkka-Liisa, Ahti Lepistö, Kaj Granberg, Markus Huttunen, Kaarle Kenttämies, Katri Rankinen & Kimmo Virtanen (2001). Kainuun vesistöjen ravinnekuormitus. *Suomen*

- ympäristö* 509. 100s. Kainuun ympäristökeskus, Kajaani.
- Metsänheimo U. (1936). Die Entwässerung für den Waldanbau und der Wasserhaushalt. V. Hydr. Konf. d. Baltischen Staaten Bericht 8 B, Helsinki.
- Metsätilastollinen vuosikirja* 1990–91 (1992). SVT Maa- ja metsätalous 1992:3. 281 s. Gummerus, Jyväskylä.
- Metsätilastollinen vuosikirja* (2002). 3. Metsien hoito. Metsäntutkimuslaitos. 385 s. 11.11.2004.  
<http://www.metla.fi/julkaisut/metsatilastollinen/vsk/>.
- Mustonen, Seppo (1986). *Sovellettu hydrologia*. 503 s. Vesiyhdistys ry., Helsinki.
- Mustonen, Seppo & Pertti Seuna (1971). Metsäojituksen vaikutuksesta suon hydrologiaan. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 2. 63 s. Vesihallitus, Helsinki.
- Myllymaa, Urpo & Sakari Murtoniemi (1986). Metals and nutrients in the sediments of small lakes in Kuusamo, North-Eastern Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 69, 33–48. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Nitraatti (1999). Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 9.11.2004. [http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu\\_kvvy.pl?sivu=nitraatti.html](http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu_kvvy.pl?sivu=nitraatti.html).
- Nitraattityppi (2005). Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 21.2.2005.  
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=114234&lan=FI>.
- Nitriitti (1999). Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 9.11.2004. [http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu\\_kvvy.pl?sivu=nitriitti.html](http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu_kvvy.pl?sivu=nitriitti.html).
- Nybohm, Carita, Seppo Hellsten & Pirjo Hiltunen (1990). Liiallisen kasvillisuuden vähentäminen. *Teoksessa* Ilmavirta, Veijo (toim.). *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*, 374–410. Yliopistopaino, Helsinki.
- Näpänkangas, Jouni & Anneli Ylitölonen (1999). Kuusamon eteläosan vesistö tutkimus 1999. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 143. 69 s. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu.
- Pehkonen, Kari <kari.pehkonen@ymparisto.fi> (2003). Vihtamonjoen valuma-alue. Henkilökohtainen sähköpostiviesti. 12.8.2003.
- Pienimäki, Merilin (2002). Fosfori ja typpi Suomen järvisedimenteissä –valuma-alueen ja vedenlaadun merkitys sekä sedimenttien ravinnevarastot. Julkaisematon Pro Gradu-työ, Helsingin yliopisto Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos/ ympäristönsuojelutiede, Helsinki.
- Pietiläinen, Olli-Pekka & Antti Räike (1999). Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. *Suomen ympäristö* 313. 64 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

- Postma, H. (1967). Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment. *Teoksessa* Lauff, George H. (toim.). Estuaries. *American Association for the Advancement of Science* 83, 158–197.
- Ramberg, L. (1982). An increase in stream pH after forest drainage. *Ambio* 10, 34–35.
- Rauta (1999). Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. 7.12.2004. [http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu\\_kvvy.pl?sivu=rauta.html](http://www.kvvy.fi/cgi-bin/tietosivu_kvvy.pl?sivu=rauta.html).
- Rekolainen, Seppo (1989). Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19, 95–107.
- Robinson, M. & K. Blyth (1982). The effect of forestry drainage operations on upland sediment yields: A case study. *Earth Surface Processes and Landforms* 7, 85–90.
- Ruth, Olli (2002). Hydrogeografian perusteita. *Teoksessa* Tikkanen, Matti (toim.). Luonnonmaantieteen CI-kurssi, 19–45. *Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen opetusmonisteita* 45. Helsinki.
- Räsänen, Matti & Veli-Pekka Salonen (1983). Turun Kaks Kerran järven ravinnetila ja sen kehitys. *Turun yliopiston maaperägeologian osaston julkaisuja* 50, 38 s. Turun yliopisto, Turku.
- Sandman, Olavi, Jaana Turkia & Pertti Huttunen (1992). Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvellä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 84. 55 s. Vesi- ja ympäristöhallinto, Helsinki.
- Sandman, Olavi, Jaana Turkia & Pertti Huttunen (1994a). Metsätalouden pitkäaikaiset vaikutukset suurissa järvissä, Kuhmon Änättijärven ja Lentuan sedimenttitutkimus. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* A 179, 1–56. Vesi- ja ympäristöhallinto, Helsinki.
- Sandman, Olavi, Lea Kauppi & Tarmo Tossavainen (1994b). Metsäojitusten ja -lannoitusten aiheuttamien ravinnehuuhtoumien pidättyminen järvikerrostumiin. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja* A 179, 59–84. Vesi- ja ympäristöhallinto, Helsinki.
- Sallantaus, Tapani (1986). Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset – kirjallisuuskatsaus. *Luonnonvarajulkaisuja* 11. 203 s. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Sallantaus, Tapani (1995). Huuhtoutuminen metsäojitusalueiden ainekierroissa. *Teoksessa* Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (toim.). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. metve-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2, 131–138.
- Salonen, Seija, Tom Frisk, Tellervo Kärmenniemi, Jorma Niemi, Heikki Pitkänen, Kimmo Silvo & Heidi Vuoristo (1992). Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. *Suomen ympäristöhallinnon julkaisuja* A 96. 139 s. Vesi- ja ympäristöhallinto, Helsinki.
- Saukkonen, Sari & Kaarle Kenttämies (1995). Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta.

- METVE-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2. 420 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Seppänen, Harri (1984). *Sovellettu limnologia I*. 2. painos. 239 s. Otakustantamo, Espoo.
- Seuna, Pertti (1981). Long-term influence of forestry drainage on the hydrology of an open bog in Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 43, 3–14. Vesihallitus, Helsinki.
- Seuna, Pertti (1982). Influence of forestry draining on runoff and sediment discharge in the Ylijoki basin, North Finland. *Aqua Fennica* 12, 3–16.
- Seuna, Pertti (1990). Metsätalouden toimenpiteet hydrologisina vaikuttajina. *Vesitalous* 30, 38–41.
- SFS 3008 (1990). *Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen*. 3 s. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 3047 (1980). *Veden, lietteen ja sedimentin metallipitoisuudet. Määrittäminen atomiabsorptiospektrometrisesti liekkimenetelmällä. Erityisohjeita kadmiumille, koboltille, kuparille, lyijylle, nikkelille, raudalle ja sinkille*. 6 s. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 1189 (1997). *Veden laatu. Fosforin määrittäminen spektrometrisellä ammoniummolybdaattimenetelmällä*. 30 s. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 10304-1 (1995). *Veden laatu. Liuenneiden fluoridi-, kloridi-, nitriitti-, ortofosfaatti-, bromidi-, nitraatti-, ja sulfaatti-ionien määrittäminen ionikromatografialla. Osa 1: menetelmä vähän likaantuneelle vedelle*. 21 s. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN ISO 14911 (2000). *Veden laatu. Liuenneiden  $Li^+$ -,  $Na^+$ -,  $NH_4^+$ -,  $K^+$ -,  $Mn^{2+}$ -,  $Ca^{2+}$ -,  $Mg^{2+}$ -,  $Sr^{2+}$ - ja  $Ba^{2+}$ -ionien määrittäminen ionikromatografialla vedestä ja jätevedestä*. 29 s. Suomen Standardisoimisliitto, Helsinki.
- Shotyk, William (1987). Kuivatuksen vaikutukset turvemaiden vesine geokemiaan. *Teoksessa Turvetuotannon ja maatalouden vesistöhaitat ja niiden vähentäminen*. Oulun vesistö tutkimuspäivät 7.–8.4.1987. *Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja* 22, 23–44. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Simonsson, Per (1987). Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser. Slutrapport från ett projektområde. *Naturvårdsverket rapport* 3270. Naturvårdsverket, Värnamo.
- Suomen geologinen kartta* 1:100 000. Kallioperä, Lehti 3433 Sotkamo (1981). Geologinen tutkimuslaitos, Helsinki.
- Suomen Kartasto*. Vihko 160 (1992) Ympäristön tila ja hoito. 26 s. Maanmittaushallitus & Suomen maantieteellinen seura, Helsinki.
- Särkkä, Jukka (1996). *Järvet ja ympäristö. Limnologian perusteet*. 157 s. Gaudeamus, Tampere.
- Tan, Kim H. (1996). *Soil sampling, preparation and analysis*. 408 s. Marcel Dekker, New York.

- Tikkanen, Matti & Juha Oksanen (1999). Jään ja veden alta paljastunut maa. *Teoksessa* Westerholm, John & Pauliina Raento (toim.). *Suomen kartasto*, 34–39. WSOY, Porvoo.
- Tirri, Rauno, Juhani Lehtonen, Risto Lemmetyinen, Seppo Pihakaski & Petter Portin (1993). *Biologian sanakirja*. 607 s. Otava, Keuruu.
- Tuovinen, Pentti <pentti.tuovinen@metsakeskus.fi> (2004). Vihtamonjoen valuma-alueen teemakartoista. Henkilökohtainen sähköpostiviesti. 2.9.2004.
- Vedenlaatuluokituksen luokkarajat (2003). Ympäristön tila: Pintavedet: Vesien tila: Järvien, jokien ja merialueiden vedenlaatuluokitus: Vedenlaatuluokituksen luokkarajat. Suomen ympäristökeskus. 6.8.2004. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=7603&lan=FI>.
- Wetzel, Robert G. (2001). *Limnology – Lake and River Ecosystems*. 3. painos. 1006 s. Academic Press, San Diego.
- Virkanen, Juhani (1994). Jokelan tekoaltaan sedimenttitutkimus. *Terra* 106, 298–306.
- Virkanen, Juhani (2001). Luonnonmaantieteen kemialliset analyysimenetelmät. Julkaisematon opetusmoniste. Helsingin yliopiston maantieteen laitos.
- Virkanen, Juhani & Matti Tikkanen (1998). The effects of forest ditching and water level changes on sediment quality in a small lake, Perhonlampi, Central Finland. *Fennia* 176, 301–317. Geographical Society of Finland, Helsinki.
- Väisänen, Virpi, Esko Laakso, Mika Visuri, Seppo Hellsten & Tero Väisänen (2001). Metsätalous ja vesistöjen kunnostaminen. Taloudellinen arviointi järvikunnostuskustannusten perusteella. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 230. 100 s. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu.
- Äystö, Virpi (1997). Rehevien järvien kunnostuksen arviointi. Suomen ympäristö 115. 167 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

## Liite 1. Vihtamonjoen valuma-alueella tehdyt metsäojitushankkeet vuosina 1954-2003.

Osavaluma-alue	Vuosi												
	1954	1959	1960	1964	1966	1969	1970	1971	1975	1979	1980	1981	1983
<b>Vihtamonjärvi</b>													
Hanke nro	6043/4694	8639/6435		13385 /9746	1793/65/12093		16270/089	16269 /037	16273 /039		16279 /014	16980/004	16282/060
													16282 /012
uudisojitus m	1700	37300			23500		1000	750	7300		4500	5300	10000
täydennysojitus m												3100	600
perkaus m												700	
yht. m	1700	37300		46000	23500		1000	750	7300		4500	9100	10500
ha	-	194,5		239	110		0,4	3,4	29,8		16,4	20,6	33,9
<b>Mustalampi</b>													
Hanke nro			9335/6871	13385 /9746	760/65/10741		16270/089	16269 /037		16678/058		16280 /010	
							16269/170						
uudisojitus m			6700		3000		23200	2300		3200		1400	
täydennysojitus m										2800		4100	
perkaus m										1500		1500	
yht. m			6700	46000	3000		23200	2300		7500		7000	
ha			36,5	239	10		72,6	10		15,7		4,2	
<b>Kalliojärvi</b>													
Hanke nro				13385 /9746	1814 /65 /12183					16678/058			
uudisojitus m				2000	7400					800			
täydennysojitus m										700			
perkaus m										400			
yht. m				2000	7400					1900			
ha				3	28					3			
<b>Autiojärvi</b>													
Hanke nro					760/65/10741	16285 /026							
uudisojitus m					4000	8900							
täydennysojitus m						300							
perkaus m						900							
yht. m					4000	10000							
ha					14	30							

	Vuosi												
Osavalue-alue	1983	1984	1985	1986	1990	1994	1995	1997	1999	2000	2002	2003	YHT.
<b>Vihtamonjärvi</b>													
Hanke nro	16282/060			16-292-130L-84	16-205-04K-89		16-209-011G-94	12-206-017F-95	11-207-020K-97	111-25-2000-01180	111-25-2001-01216		
	16282/012							12-209-010G-95				111-25-1997-00053	
uudisojitus m	10000			4400	400		2800						98950
täydennysojitus m	600				5300			1400	4500	4300	600		19800
perkaus m					8600		200	8600	7600	6900	5200		37800
yht. m	10500		0	4400	14300	0	3000	10100	12600	11200	5800	0	203050
ha	33,9			12,4	57,7		11,4	38	47	41,6	21,2		877,3
<b>Mustalampi</b>													
Hanke nro	16282/061								16-209-010E-93			111-25-2001-00514	
uudisojitus m		2600											42400
täydennysojitus m		500							400			5000	12800
perkaus m		400							6500			9000	18900
yht. m		3600							6900			14000	120200
ha		10,5							27,7			51	477,2
<b>Kalliojärvi</b>													
Hanke nro			16284/057			16-205-059A-91	16-205-019H-94						
uudisojitus m			3400			1300	1200						16100
täydennysojitus m						200	800						1700
perkaus m							4300						4700
yht. m			3400			1500	6300						22500
ha			12			5	23,1						74,1
<b>Autiojärvi</b>													
Hanke nro			16285/026			16-205-059A-91							
uudisojitus m			3800			1300							18000
täydennysojitus m			100			200							600
perkaus m			400										1300
yht. m			4300			1500							19800
ha			12			5							61

## Liite 2. Metsäojitusten arkistolähteet

Liitteessä 1 esitetään vuosi, jolloin hanke on valmistunut ja tässä hankkeen valmiiksi kirjauksen vuosi.

Kainuun Metsäkeskus (1997). Hankerekisteriote. Hanke 12-206-017F-95.  
Kainuun Metsäkeskus (1998). Hankerekisteriote. Hanke 12-209-010G-95.  
Kainuun Metsäkeskus (1999). Hankerekisteriote. Hanke 16-209-010E-93.  
Kainuun Metsäkeskus (1999). Hankerekisteriote. Hanke 11-207-020K-97.  
Kainuun Metsäkeskus (2000). Hankeselvitys. Kemeranro 111-25-2000-01180.  
Kainuun Metsäkeskus (2002). Hankeselvitys. Kemeranro 111-25-1997-00053.  
Kainuun Metsäkeskus (2002). Hankeselvitys. Kemeranro 111-25-2001-01216.  
Kainuun Metsäkeskus (2003). Hankeselvitys. Kemeranro 111-25-2001-00514.  
Kainuun Metsälautakunta (1990) Hankerekisteriote. Hanke 16-205-004K-89.  
Kainuun Metsälautakunta (1994). Hankerekisteriote. Hanke 16-205-059A-91.  
Kainuun Metsälautakunta (1995). Hankerekisteriote. Hanke 16-209-011G-94.  
Kainuun Metsälautakunta (1995). Hankerekisteriote. Hanke 16-205-019H-94.  
Keskusmetsäseura Tapio (1954). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 6043/4694.  
Keskusmetsäseura Tapio (1959). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 8639/6435.  
Keskusmetsäseura Tapio (1960). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 9335/6871.  
Keskusmetsäseura Tapio (1962). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 13385/9746.  
Keskusmetsäseura Tapio (1966). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 0760/65/10741.  
Keskusmetsäseura Tapio (1966). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 1793/65/12093.  
Keskusmetsäseura Tapio (1966). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 1814/65/12183.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1968). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16269/170.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1970). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16270/089.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1971). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16269/037.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1975). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16273/039.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1979). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16678/058.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1980). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16279/014.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1981). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16980/004.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1981). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16280/010.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1983). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16282/012.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1983). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16282/060.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1984). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16282/061.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1985). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16284/057.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1986). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16285/026.  
Keskusmetsälautakunta Tapio (1986). Ojitussuunnitelmia. Toimitusn:o 16284/130.

**Liite 3. Vesinäytteiden laboratorio- ja mittaustulokset näytesteittäin**

		Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	pH	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	Sähkönjoht.	Alkaliteetti
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		%	mg/l	μS/cm <sup>(x)</sup>	
Vihtamonjärvi	kesä	1,32	3,93	1,03	1,63	5,85	0,048	1,16	0,058	0,016	*	6,54	86,2	8,0	43,6	0,13
	talvi	1,47	4,36	1,12	1,74	7,06	0,046	1,45	0,447	*	*	6,71	65,0	8,8	47,8	0,13
Pöckelöpuuro	kesä	1,46	3,84	1,12	1,65	4,90	0,053	1,09	0,180	*	*	6,41	85	8,2	44,0	0,14
	talvi	1,60	4,57	1,05	1,95	8,08	0,050	1,42	0,512	*	*	6,84	66,0	9,4	48,5	0,13
Mustalampi	kesä	1,30	4,47	0,87	1,66	6,32	0,052	1,04	0,071	*	*	6,60	92	8,5	48,6	0,16
	talvi	1,76	5,37	1,22	2,06	9,10	0,050	1,62	0,630	*	*	6,48	34,0	5,0	55,4	0,14
Mustanjoki A	kesä	1,47	4,52	0,98	1,75	6,58	0,053	1,21	0,037	0,012	*	6,26	78,5	7,2	49,5	0,17
	talvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haapalaisenpuuro	kesä	3,29	13,31	3,43	4,16	36,99	0,126	3,16	1,637	*	*	6,63	80,5	8,5	144,2	0,28
	talvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mustanjoki B	kesä	1,73	6,01	1,37	2,13	11,42	0,061	1,45	0,271	0,015	*	6,40	76	7,2	56,9	0,19
	talvi	1,87	5,92	1,33	2,22	10,01	0,059	1,82	0,715	*	*	6,63	63,0	8,9	64,9	0,16
Kalliojärvi	kesä	1,68	5,08	1,23	1,85	9,77	0,061	1,43	0,054	*	*	6,39	84,9	7,9	54,6	0,13
	talvi	1,95	6,67	1,39	2,34	10,51	0,061	2,01	0,826	*	*	6,34	26,5	4,0	71,9	0,16
Aunojoki	kesä	1,33	4,41	0,95	1,50	8,11	0,058	1,10	0,063	*	*	6,18	70,5	6,6	53,0	0,13
	talvi	1,93	6,24	1,33	2,25	10,23	0,062	1,91	0,730	*	*	6,68	50,5	7,0	67,9	0,16
Sivosenlampi	kesä	1,66	4,65	1,04	1,77	9,24	0,061	1,32	0,033	*	*	6,15	77,9	7,3	53,9	0,14
	talvi	1,93	6,26	1,32	2,25	10,19	0,061	1,92	0,743	*	*	6,76	33,0	4,6	64,4	0,17
Puukkolampi	kesä	1,63	4,65	0,88	1,76	9,00	0,060	1,27	0,063	0,014	*	6,14	71,5	6,7	53,7	0,15
	talvi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Autiojärvi	kesä	1,63	4,88	1,28	1,87	9,80	0,059	1,50	0,055	*	*	6,51	70,5	6,6	56,0	0,12
	talvi	1,87	6,19	1,31	2,22	10,16	0,064	1,79	0,735	*	*	6,50	50,0	6,8	65,7	0,18
Vihtamonjoki	kesä	1,58	4,77	1,27	1,81	9,33	0,059	1,57	0,047	*	*	6,30	80,5	7,6	44,3	0,13
	talvi	1,96	6,17	1,46	2,28	10,03	0,068	2,16	0,707	*	*	6,56	44,4	6,2	66,3	0,15
- ei näytettä/ tulosta		x) Talvella sähkönjohtavuudet														
* tulos alle määrittämissä		mitattu laboratoriossa														

Liite 4. Vihtamonjärven valuma-alueen vedenlaatutietoja Kainuun ympäristöskuksen Hertta-tietokannasta (Pehkonen 2003; Heikkinen 2004).

		Näyte- syvyys m	Alkaliteetti mmol/l	O <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> mg/l	pH	Sähkön- joht. µS/m
Autiojärvi	19.4.1971	1	0,13	67	9,3	6	63
	19.4.1971	3	0,24	60	5,3	6,2	64
	19.4.1971	6	0,25	24	3,1	6,3	67
	5.2.1992	1	0,11	73	10,4	6,03	53
	5.2.1992	3	0,1	63	8,6	5,95	55
	5.2.1992	6	0,13	47	6,4	5,96	59
Kalliojärvi	14.4.1971	1	0,15	72	10	6,1	59
	14.4.1971	3	0,18	38	5	6,1	63
	14.4.1971	5	0,22	17	2,2	6,3	65
	5.2.1992	1	0,12	45	6,4	6,2	57
	5.2.1992	3	0,11	37	5	5,9	57
	5.2.1992	4,7	0,14	1	0,1	5,9	62
Mustalampi	14.4.1971	1	0,17	86	12	6,2	47
	14.4.1971	3	0,22	55	7,4	6,3	57
	14.4.1971	4	0,27	42	5,4	6,4	62
	5.2.1992	1	0,11	88	12,6	6,21	46
	5.2.1992	3	0,15	58	8	6,06	52
Vihtamojärvi	16.4.1971	1	0,12	85	8,8	6,6	
	16.4.1971	5	0,12	87	9	6,6	
	16.4.1971	9,4	0,12	82	8,5	6,5	
	6.2.1992	1	0,09	83	12	6,2	
	6.2.1992	3	0,09	76	10,7	6,1	
	6.2.1992	7	0,13	62	8,6	6,1	
	6.2.1992	14,3	0,19	43	5,9	6,1	
	24.6.1998	1	0,12	85	8,8	6,6	
	24.6.1998	5	0,12	84	8,7	6,5	
	24.6.1998	10	0,11	74	7,7	6,2	
	24.6.1998	13	0,13	66	7,3	6,2	