

OPINNÄYTETYÖ

Ari Kokko 2012

**KANTOJEN JA HAKKUUTÄHTEIDEN
KORJUUN VAIKUTUS VEDEN LAATUUN**



**Rovaniemen
ammattikorkeakoulu**
University of Applied Sciences

METSÄTALOUDEN KOULUTUSOHJELMA

ROVANIEMEN AMMATTIKORKEAKOULU
LUONNONVARA- JA YMPÄRISTÖALA
Metsätalouden koulutusohjelma

Opinnäytetyö

**KANTOJEN JA HAKKUUTÄHTEIDEN KORJUUN
VAIKUTUS VEDEN LAATUUN**

Ari Kokko

2012

Toimeksiantaja Metsäntutkimuslaitos Pohjois-Suomen alueyksikkö
Muhoksen toimipaikka

Ohjaaja Liisa Kuutti

Hyväksytty _____ 2012 _____

Tekijä	Ari Kokko	Vuosi	2012
Toimeksiantaja Työn nimi	Metsäntutkimuslaitos Muhos Kantojen ja hakkuutähteiden korjuun vaikutus veden laatuun		
Sivu- ja liitemäärä	61 + 3		

Euroopan Unioni on sitoutunut vähentämään kasvihuonekaasupäästöjään 20 prosentilla vuoteen 2020 mennessä. Suomen kansallinen tavoite on vähentää päästöjä 16 prosentilla vuoteen 2020 mennessä. Tavoitteet voidaan saavuttaa vähentämällä fossiilisten polttoaineiden käyttöä ja kasvattamalla uusiutuvista lähteistä olevan energian osuutta energiantuotannossa. Suomessa suurimman mahdollisuuden lisätä uusiutuvan energian osuutta energiantuotannossa tarjoaa metsäpohjainen bioenergia, erityisesti kannoista ja hakkuutähteistä valmistettava metsähake.

Suomessa metsähakkeen käyttö energiantuotannossa on lisääntynyt voimakkaasti 2000-luvulla. Vuonna 2000 kulutus oli 383 000 kuutiometriä ja vuonna 2009 noin 2,8 miljoonaa kuutiometriä. Tulevaisuudessa käyttö tulee edelleen lisääntymään tehtyjen poliittisten päätösten seurauksena. Vaikka kantojen ja hakkuutähteiden käyttö energianlähteenä on lisääntynyt voimakkaasti, niin korjuun ympäristövaikutukset ovat kuitenkin vielä monelta osin puutteellisesti tunnettuja.

Tämä opinnäytetyö oli osa Metsäntutkimuslaitoksen hanketta Kantojen noston ja hakkuutähteiden keruun ekologiset ja metsänhoidolliset vaikutukset. Hankkeen tavoitteena oli tuottaa tutkimustietoa muun muassa metsänkäsittelyn vaikutuksista pohjaveden laatuun.

Opinnäytetyön ensisijaisena tavoitteena oli selvittää kantojen ja hakkuutähteiden korjuun vaikutuksia pohjaveden ammonium- ja nitraattityypipitoisuuksiin. Lisäksi selvitettiin, poikkeavatko eri käsittelyiden pitoisuudet tilastollisesti merkittävästi kontrollikäsittelystä.

Tulokset osoittivat, että käsittelyt (kantojen korjuu mukaan lukien) kohottavat pohjaveden tyyppipitoisuuksia verrattuna kontrollikäsittelyyn. Toisena tarkasteluvuonna etenkin nitraattityypin pitoisuudet olivat kohonneet ja poikkesivat tilastollisesti merkittävästi kontrollikäsittelystä.

Avainsanat: bioenergia, hakkuutähteiden korjuu, kantojen korjuu, huuhtoutuminen, typpi, pohjavesi

Author	Ari Kokko	Year	2012
Commissioned by	Finnish Forest Research Institute Muhos Research Unit		
Subject of thesis	The impacts of the recovery of logging residue and stumps on the quality of water		
Number of pages	61 + 3		

The European Union is committed to decrease greenhouse gas emissions at 20 % by 2020. Finland's national commitment is to decrease emissions at 16 % by 2020. The aim is attained by decreasing the use of fossil fuels in energy production and increasing the use of renewable energy sources in the future. In Finland one of the most important renewable energy sources is bio-energy based on forests. Especially woodchips made of stumps and logging residue provide for increasing energy production based on renewable energy sources.

The use of logging residue and stumps as a source of energy has remarkably increased during the last decade. In the year 2000 consumption was 383 0000 m³ and in 2009 approximately 2.8 million m³. In the future the use of logging residue and stumps will still be increased by the political decision process. Even though consumption has increased the impacts of the recovery of logging residue and stumps are still inadequately understood in many aspects.

The thesis is strongly linked to the Finnish Forest Research Institutes (METLA) research project called Ecological and silvicultural impacts of stump removal and collecting of logging residue. One of the project's objectives is to produce information concerning forestry practices, and to study how treatment influences the quality of groundwater.

The primary aim of this thesis has been to study the impact of the recovery of logging residue and stumps to the concentration of nitrogen (NH₄-N and NO₃-N) in groundwater. In addition the aim was study whether treatments differ statistically significantly from control treatment.

The results indicated that treatment including stump removal raises nitrogen concentrations in groundwater compared to the control treatment. After two years investigation especially concentrations of nitrate-nitrogen (NO₃-N) were higher and differ statistically significantly from control treatment.

Key words: bio-energy, recovery of logging residue, stump removal, leaching, nitrogen, groundwater

Kiitokset

Työn aluksi haluan kiittää niitä, joka ovat edesauttaneet opinnäytetyön valmistumista. Metsäntutkimuslaitosta mahdollisuudesta hyödyntää laitoksen aineistoja, laitteita ja ohjelmistoja työn tekemiseen. Ohjauksesta FT, MMM Eero Kubinia ja lehtori Liisa Kuuttia sekä avusta tilastotieteellisissä kysymyksissä lehtori Pekka Pennasta ja vanhempaa suunnittelijaa Jouni Karhua. Lisäksi laboratoriopäällikkö Juha Piispasta ja muuta Muhoksen toimipaikan laboratoriohenkilökuntaa analyysitekniikkoihin ja analyyseihin liittyvissä kysymyksissä.

SISÄLTÖ

KUVIO- JA TAULUKKOLUETTELO	1
1 JOHDANTO	3
2 METSÄHAKKEEN KULUTUS JA BIOMASSAN KORJUUPOTENTIAALI.....	7
2.1 METSÄHAKKEEN KULUTUKSEN KEHITYS	7
2.2 METSÄHAKKEEN TUOTANTOON SOVELTUVAN BIOMASSAN KORJUUPOTENTIAALI	8
3 BIOMASSAN KORJUUN JA MAANMUOKKAUKSEN VAIKUTUS VEDEN LAATUUN.....	9
3.1 METSÄTALOUSTOIMENPITEIDEN VAIKUTUS VALUMAVESIEN LAATUUN	9
3.2 POHJAVESI JA SEN LAATUUN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT	10
3.2.1 Pohjavesi ja sen muodostuminen.....	10
3.2.2 Pohjaveden pinta ja sen vaihtelu	11
3.2.3 Yleiset pohjaveden laatuun vaikuttavat tekijät.....	12
3.2.4 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus pohjaveden laatuun.....	13
3.2.5 Aineiden keskipitoisuuksia pohjavedessä	16
4 TYPEN KIERTO JA BIOMASSAN KORJUUN VAIKUTUS TYPEN HUUHTOUTUMAAN.....	17
4.1 METSÄMAAN TYPPIVARANNOT	17
4.2 TYPEN KIERTO METSÄEKOSYSTEEMISSÄ	19
4.2.1 Typen merkitys	19
4.2.2 Biologinen typensidonta.....	20
4.2.3 Typenkierron mikrobiologiset prosessit maaperässä.....	21
4.3 PÄÄTEHAKKUUN JA BIOMASSAN KORJUUN VAIKUTUS TYPEN HUUHTOUTUMAN	24
5 AINEISTOT JA MENETELMÄT	27
5.1 KOEJÄRJESTELYT	27
5.2 TUTKIMUSAINEISTOT	30
5.3 TUTKIMUSMENETELMÄT	33
6 TULOKSET	39
6.1 POHJAVEDEN PINNANKORKEUS JA SEN VAIHTELU KOEALUEILLA	39
6.2 AINEPITOISUUKSIEN VUOTUINEN VAIHTELU	41
6.3 AMMONIUMTYPEN VUOTUINEN VAIHTELU	43
6.4 NITRAATTITYPEN VUOTUINEN VAIHTELU	47
7 JOHTOPÄÄTÖKSET, POHDINTAA JA ITSEANALYYSIÄ	51
LÄHTEET	55
LIITELUETTELO JA LIITTEET	61

KUVIO- JA TAULUKKOLUETTELO

Kuvio 1. Metsähakkeen käyttö energiantuotannossa (Ylitalo 2011, 307) ja käyttötavoite vuodelle 2020 (Laitila ym. 2010, 11)	7
Kuvio 2. Vuosien 1961–1990 keskimääräinen alueittainen sadanta (vasemmalla) ja haihdunta (oikealla) (Korhonen–Joukola 2005)	11
Kuvio 3. Hautalan koekentän koeruudut, koejäsenet ja pohjavesikaivojen sijoittuminen koeruuduille (Kubin–Krecek 2008, 92)	14
Kuvio 4. Nitraattityppipitoisuuksien kehitys Hautalan koekentällä vuodesta 1985 vuoteen 2007 (Kubin–Krecek 2008, 93–94)	15
Kuvio 5. Ammoniumtyypen (vasemmalla) ja nitraattityypen (oikealla) laskeuman määrä (milligramma neliömetrille) ja sen alueellinen jakauma (Suomen Ympäristökeskus 2010c)	18
Kuvio 6. Metsäekosysteemin typenkierto.....	19
Kuvio 7. Periaatekuva kaivojen sijoittelusta lohkon koeruuduille.....	28
Kuvio 8. Ammoniumtyppipitoisuuksien (mikrogrammaa litrassa) vuotuinen vaihtelu.....	44
Kuvio 9. Nitraattityppipitoisuuksien (mikrogrammaa litrassa) vuotuinen vaihtelu.....	48
Taulukko 1. Eri aineiden keskipitoisuuksia pohjavedessä tarkastelujaksolta 1975–1997 (Soveri ym. 2001, 278)	16
Taulukko 2. Eri aineiden keskipitoisuuksia pohjavedessä tarkastelujaksolta 1992–1996 (Backman ym. 1999, 18)	16
Taulukko 3. Typen kokonaismäärä (kiloa hehtaarilla) eri kasvupaikkatyypeillä Etelä-Suomessa (Mälkönen–Kukkola–Finér 2001, 32)	17
Taulukko 4. Päätehakkuikäisen kuivahkon kankaan männikön ja lehtomaisen kankaan kuusikon typpimäärät puuston tilavuuksien ollessa 258 kuutiometriä hehtaarilla ja 342 kuutiometriä hehtaarilla (Helimisaari ym. 2009, 58–59)	17
Taulukko 5. Koealueiden sijainti ja lohkojen määrät koealueittain. Lohkojen sijaintikoordinaatit ETRS89 järjestelmän mukaiset	27
Taulukko 6. Käsittelyt ja niiden värisymbolit kartta-aineistoissa	28
Taulukko 7. Pohjavesikaivojen keskisyvyys (senttimetriä) maanpinnantasosta mitattuna	28
Taulukko 8. Analyysimenetelmät ja niiden määritysrajat. • = määritysrajaa ei määritetty	30
Taulukko 9. Alle ja yli määritysrajan olevien pitoisuuksien osuus kokonaisfosforin (Am P-tot µg/l), ammoniumtyypen (Am NH ₄ -N µg/l) ja nitraattityypen (Am NO ₃ -N µg/l) analyysituloksista	31

Taulukko 10. Nollalla korvattujen negatiivisten pitoisuusarvojen määrät ja osuus analyysitulosten kokonaismäärästä	31
Taulukko 11. Kemiallisen hapenkulutuksen analyysitulokset ja yksittäiset kaivot, joiden väriarvot aineistosta on poistettu	32
Taulukko 12. Veden esiintyminen pohjavesikaivoissa koealueittain	34
Taulukko 13. Vesinäytteiden ammoniumtyypen (Am NH ₄ -N µg/l) ja nitraattityypen (Am NO ₃ -N µg/l) analyysitulosten yhteismäärät. - = ei kerätty vesinäytteitä	34
Taulukko 14. Muuttujien Am NH ₄ -N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO ₃ -N µg/l (nitraattityppi) varianssien yhtä suuruus. (* = ryhmien varianssit ovat yhtä suuret, p > 0,05)	35
Taulukko 15. Muuttujien Am NH ₄ -N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO ₃ -N µg/l (nitraattityppi) normaalisuus, vinous ja huipukkuus käsittelyittäin. (* = normaalijakauman olettaus täyttyy, p > 0,05)	36
Taulukko 16. Muuttujien Am NH ₄ -N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO ₃ -N µg/l (nitraattityppi) muunnettujen normaalisuus logaritmi- ja neliöjuurimuunnosten jälkeen. (* = normaalijakauman olettaus täyttyy, p > 0,05)	37
Taulukko 17. Muuttujien Am NH ₄ -N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO ₃ -N µg/l (nitraattityppi) muuttujien varianssien yhtä suuruus logaritmi- ja neliöjuurimuunnosten jälkeen. (* = ryhmien varianssit ovat yhtä suuret, p > 0,05)..	37
Taulukko 18. Käsittelytöiset pohjaveden pinnankorkeudet (senttimetriä) maan pinnantasosta mitattuna	39
Taulukko 19. Koealueita lähimpänä olevilta Ilmatieteenlaitoksen mitta-aseilla mitatut sadannat (Ilmatieteenlaitos 2011).....	40
Taulukko 20. Pitoisuuksien keskiarvot käsittelyittäin Pohjois-Suomen koealueella.	41
Taulukko 21. Pitoisuuksien keskiarvot käsittelyittäin Keski-Suomen koealueella....	42
Taulukko 22. Pitoisuuksien keskiarvot käsittelyittäin Etelä-Suomen koealueella	42
Taulukko 23. Kruskal-Wallis -testin tulokset muuttujalle Am NH ₄ -N µg/l ryhmittelymuuttujan ollessa käsittely (* p ≤ 0,05 melkein merkitsevä, ** p ≤ 0,01 merkitsevä, *** p ≤ 0,001 erittäin merkitsevä).....	46
Taulukko 24. Muuttujan Am NH ₄ -N µg/l parivertailun tulokset (* p ≤ 0,05 melkein merkitsevä, ** p ≤ 0,01 merkitsevä, *** p ≤ 0,001 erittäin merkitsevä)	46
Taulukko 25. Kruskal-Wallis -testin tulokset muuttujalle Am NO ₃ -N ryhmittelymuuttujan ollessa käsittely (* p ≤ 0,05 melkein merkitsevä, ** ≤ 0,01 merkitsevä, *** ≤ 0,001 erittäin merkitsevä).....	49
Taulukko 26. Muuttujan Am NO ₃ -N parivertailun tulokset (* p ≤ 0,05 melkein merkitsevä, ** ≤ 0,01 merkitsevä, *** ≤ 0,001 erittäin merkitsevä)	50

1 JOHDANTO

Yhdistyneiden kansakuntien johdolla käynnistettiin 1980-luvulla sarja neuvotteluja ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi. Neuvottelujen tuloksena vuonna 1997 allekirjoitettiin Kioton pöytäkirja, jossa teollisuusmaille asetettiin juridisesti sitovat velvoitteet kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseksi. (Ympäristöministeriö 2003, 13–16.) Pöytäkirjan allekirjoittaneet teollisuusmaat ovat sitoutuneet vähentämään kasvihuonekaasupäästöjään vähintään viidellä prosentilla vuoden 1990 tasosta tarkastelujaksolla 2008–2010 (United Nations 1998, 3).

Euroopan unioni on yksipuolisesti asettanut tavoitteekseen vähentää kasvihuonekaasupäästöjä 20 prosentilla vuoden 1990 tasosta vuoteen 2020 mennessä (Eurooppa Unioni 2007, 12). Suomen tavoite on vähentää päästöjä 16 prosentilla vuoden 2005 tasosta vuoteen 2020 mennessä (Euroopan Unioni 2009a). Tavoitteen saavuttamiseksi Euroopan unioni on muiden toimenpiteiden ohella päättänyt kasvattaa uusiutuvista lähteistä olevan energian osuuden 20 prosenttiin energian kokonaiskulutuksesta vuoteen 2020 mennessä. Suomen kansallinen tavoite on kasvattaa uusiutuvan energian osuus 38 prosenttiin energian kokonaiskulutuksesta. (Euroopan Unioni 2009b).

Pääministeri Matti Vanhasen II hallituksen ohjelmassa todetaan metsäpohjaisen bioenergian, metsähakkeen, tarjoavan suurimman mahdollisuuden kasvattaa uusiutuvista lähteistä olevan energian osuutta Suomen energiantuotannossa (2007, 45). Hallitusohjelman käyttötavoitteita on sittemmin tarkennettu sekä Kansallisessa metsäohjelmassa 2015 (8–12 miljoonaa kuutiometriä) vuonna 2008 (2008, 20) että ilmasto- ja energiapoliittisen ministeriryhmän uusiutuvan energian velvoitepaketissa (13,5 miljoonaa kuutiometriä) keväällä 2010 (Laitila–Leinonen–Flyktman–Virkkunen–Asikainen 2010, 11). Tarkennettu tavoite kasvattaa metsähakkeen käytön yli kaksinkertaiseksi vuoden 2009 noin 6 miljoonasta kuutiometristä (Ylitalo 2010, 305) vuoteen 2020 mennessä.

Metsähakkeen raaka-aineena käytettävien kantojen ja hakkuutähteiden korjuun ympäristövaikutukset ovat kuitenkin vielä monelta osin puutteellisesti tunnettuja. Eteenkään kantojen korjuun pitkäaikaisia ympäristövaikutuksia ei ole juuri tutkittu, johtuen ilmeisesti vähäisistä korjuumääristä ennen 2000-

lukua (Hakkila 2004, 33). Kantojen ja hakkuutähteiden energiakäytön lisääntyminen 2000-luvulla onkin synnyttänyt tarpeen lisätä myös korjuun ympäristövaikutusten tutkimusta. Tehtyjen poliittisten päätösten seurauksena käyttö edelleen lisääntyy, mikä edellyttää kantojen ja hakkuutähteiden korjuun kohdistamista tulevaisuudessa myös kangasmaiden mäntyvaltaisille metsikkökuviolle ja turvemaille nykyisten tuoreiden kankaiden lisäksi. Tutkimustiedon tarve korjuun ympäristövaikutuksista on siten erittäin tarpeellinen ja ajankohtainen.

Ruotsissa metsäpohjaisen energian käyttö energiantuotannossa on lisääntynyt aikaisemmin kuin Suomessa, käyttö on yli kaksinkertaistunut viimeisen 25–30 vuoden aikana. Lisääntyneen käytön taustoja tutkittaessa on julkisella rahoituksella havaittu olevan merkittävä rooli. Kehittyvien alojen tutkimusrahoituksen ollessa riittävä sekä tutkimustiedon määrän lisääntyminen että teknologian kehittyminen on nopeaa. (Björheden 2006, 294–295.)

Metsäntutkimuslaitoksessa käynnistettiin vuonna 2006 Bioenergiaa metsistä tutkimus- ja kehittämishankkeet (BIO). Ohjelman tutkimushankkeet tuottavat tietoa muun muassa biomassan korjuun ympäristövaikutuksista (Metsäntutkimuslaitos 2010a). Kangasmaiden uudistushakkuun yhteydessä tapahtuvan biomassan korjuun vaikutuksia kasvupaikkatekijöihin, ympäristöön ja taimettumiseen tutkitaan vuonna 2007 käynnistetyssä Kantojen noston ja hakkuutähteiden keruun ekologiset ja metsänhoidolliset vaikutukset hankkeessa; hankenumero 3475 (Metsäntutkimuslaitos 2010b, 2).

Tämä opinnäytetyö pohjautuu hankkeen 3475 koealueilta mitattuihin ja kerättyihin aineistoihin. Työssä on keskitytty puuston kasvun kannalta tärkeään tyyppiin (Fisher–Binkley 1999, 218). Työn ensisijaisena tavoitteena oli

- a) selvittää pohjaveden ammoniumtyypen ($\text{NH}_4\text{-N}$) ja nitraattityypen ($\text{NO}_3\text{-N}$) vuotuiset pitoisuudet ja niiden vuotuinen vaihtelu eri käsittelyillä
- b) selvittää poikkeavatko eri käsittelyiden pitoisuudet tilastollisesti merkittävästi kontrollikäsittelystä.

Lisäksi on esitetty lyhyt yhteenveto pohjaveden pinnan vaihtelusta, kokonaisfosforin (P-tot), natriumin (Na), kaliumin (K), kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg), raudan (Fe), mangaanin (Mn), sinkin (Zn), kuparin (Cu) ja alumiinin (Al)

pitoisuuksista sekä väri- ja pH-arvojen että sähkönjohtokyvyn vuotuisesta vaihtelusta eri käsittelyillä.

Henkilökohtaisena tavoitteena oli

- a) tuottaa opinnäytetyö, joka täyttää toimeksiantajan työlle asettamat tavoitteet
- b) syventää tietämystä aineistojen tilastollisesta käsittelystä
- c) syventää tietämystä metsätaloustoimenpiteiden ympäristövaikutuksista
- d) perehtyä tutkimustyöhön prosessina.

Opinnäytetyön idea on syntynyt työskentelystä hankkeen 3475 eri tehtävissä. Työskentely hankkeessa on antanut erinomaisen mahdollisuuden tutustua tutkimuksen tekemiseen alkaen sen suunnittelusta, päätyen eri välivaiheiden kautta aineistojen tilastolliseen käsittelyyn ja tulosten julkaisemiseen.

Opinnäytetyön toimeksiantajana on Metsäntutkimuslaitoksen Muhoksen toimipaikka. Ohjaajina työssä ovat toimineet FT, MMM Eero Kubin Metsäntutkimuslaitokselta ja lehtori Liisa Kuutti Rovaniemen ammattikorkeakoululta.

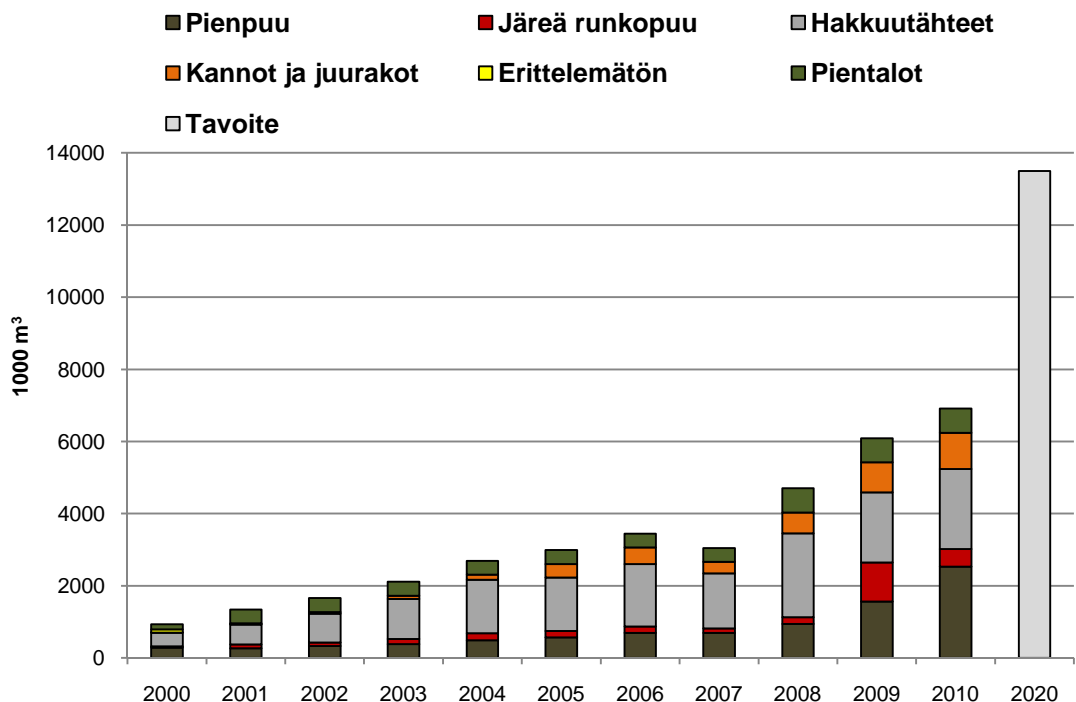
2 METSÄHAKKEEN KULUTUS JA BIOMASSAN KORJUUPOTENTIALI

2.1 Metsähakkeen kulutuksen kehitys

Puupolttoaineiden kokonaiskulutus on kasvanut tasaisesti viimeisen kahden vuosikymmenen aikana, samanaikaisesti niiden osuus myös energian kokonaiskulutuksesta on kasvanut. Puupolttoaineiden vuotuinen kulutus on vaihdellut 134 petajoulesta (1982) 315 petajouleen (2006). Energian kokonaiskulutuksesta puupolttoaineiden osuus on vaihdellut 14 prosentista (1985 ja 1987) 22 prosenttiin (2008 ja 2010). (Ylitalo 2011, 305.)

Energiantuotantoon käytetyn metsähakkeen kulutus on kasvanut voimakkaasti viimeisen kymmenen vuoden aikana. Vuonna 1999 kulutus oli vain neljä petajoulea, mutta vuonna 2010 jo 45 petajoulea. Samanaikaisesti metsähakkeen osuus puupolttoaineiden kokonaiskulutuksesta on kasvanut noin 1,5 prosentista noin 14,4 prosenttiin ja energian kokonaiskulutuksesta noin 0,3 prosentista noin 3,1 prosenttiin. (Ylitalo 2011, 305.)

Metsähakkeen kulutuksen kasvu näkyy voimakkaasti myös sen käyttömäärissä. Vuonna 2000 metsähaketta käytettiin 936 000 kuutiometriä ja vuonna 2010 jo noin 6,9 miljoonaa kuutiometriä (Kuvio 1). Vastaavalla ajanjaksolla



Kuvio 1. Metsähakkeen käyttö energiantuotannossa (Ylitalo 2011, 307) ja käyttötaivoite vuodelle 2020 (Laitila ym. 2010, 11)

hakkuutähteiden käyttömäärä on noussut 378 000 kuutiometristä noin 2,2 miljoonaan kuutiometriin ja kantojen ja juurakoiden käyttömäärä 5 000 kuutiometristä noin 1,0 miljoonaan kuutiometriin. (Ylitalo 2011, 307.)

2.2 Metsähakkeen tuotantoon soveltuvan biomassan korjuupotentiaali

Metsähakkeen tuotantoon soveltuvasta biomassapotentiaalista on tehty useita arvioita. Ensimmäisenä kattavana arviona Suomen biomassapotentiaalista voidaan pitää vuonna 2004 julkaistua Puuenergian teknologiaohjelma 1999–2003 -loppuraporttia. Raportissa metsien teoreettiseksi kokonaisbiomassapotentiaaliksi on arvioitu 45 miljoonaa kuutiometriä vuodessa ja korjuukelpoiseksi kokonaispotentiaaliksi 15 miljoonaa kuutiometriä vuodessa, josta hakkuutähde- ja kanto-ositteiden osuus on 10 miljoonaa kuutiometriä (Hakkila 2004, 36–37). Kansallisessa metsäohjelmassa 2015 metsähakkeen teknistaloudelliseksi biomassapotentiaaliksi on arvioitu 12–15 miljoonaa kuutiometriä vuodessa (Maa- ja metsätalousministeriö 2008, 19).

Euroopan unionin 27 (EU27) maan teoreettisen biomassapotentiaalin arvioidaan olevan noin 440 miljoonaa kuutiometriä vuodessa. Suurimman potentiaalin omaavat Ruotsi 75,6 miljoonaa kuutiometriä, Saksa 73,7 miljoonaa kuutiometriä ja Suomi 63,0 miljoonaa kuutiometriä. Kantojen osuus Suomen kokonaispotentiaalista arvioidaan olevan noin 21 miljoonaa kuutiometriä. (Asikainen–Liiri–Peltola–Karjalainen–Laitila 2008, 32.)

3 BIOMASSAN KORJUUN JA MAANMUOKKAUKSEN VAIKUTUS VEDEN LAATUUN

3.1 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus valumavesien laatuun

Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamiin vesistövaikutuksiin kiinnitettiin huomiota pohjoismaissa ensimmäisenä Ruotsissa, jossa avohakkuun todettiin kohottavan lähdevesien nitraattipitoisuuksia. Havainnon jälkeen suoritettiin useita tutkimuksia hakkuiden vaikutuksista huuhtoutumaan ja veden laatuun. (Haapanen–Kentämies–Porvari–Sallantaus 2006, 43.) Tutkimuksissa hakkuiden todettiin kohottavan myös valumavesien nitraattityppi-, ammoniumtyppi ja kaliuminpitoisuuksia (Rosén–Aronson–Eriksson 1996, 237).

Suomessa metsätaloustoimenpiteiden vesistövaikutuksia on tutkittu vuosikymmenien ajan eri organisaatioiden toimesta (Hilska-Aaltonen 2006, 3). Tutkimusten voidaan katsoa käynnistyneen 1960-luvulla, jolloin vesihallinto aloitti pienten valuma-alueiden seurannan. Laajemmat vaikutustutkimusten alkoivat 1970-luvulla Metsäntutkimuslaitoksen perustaessa Paltamon Kivesvaaran koe-alueen vuonna 1973 ja vesihallinnon Nurmes-tutkimuksen koe-alueet vuonna 1979 Valtimolle ja Sotkamoon. (Haapanen ym. 2006, 43.) Myöhemmin vaikutuksia on tutkittu muun muassa Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta -projektissa (METVE, 1990–1995) ja Metsätalouden alueellisen kuormitusarvioinnin ja metsäsuunnitteluun integroidun vesiensuojelun edistäminen paikkatietoihin perustuvalla huuhtoutumisherkkyden arvioinnilla -projektissa (MESUVE, 2003–2005).

Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamista ravinnehuuhtoutumista on raportoitu useissa Ruotsissa ja Suomessa tehdyissä tutkimuksissa (Wiklander 1981, 646; Kubin 1995a, 57; Kubin 1995b, 663; Rosén ym. 1996, 237; Haapanen ym. 2006, 51; Mattsson–Ahtiainen–Kentämies–Haapanen, 2006, 76–80), toimenpiteiden on todettu kohottavat valumavesien typpi-, fosfori- ja kaliuminpitoisuuksia (Kubin 1995a, 57; Haapanen ym. 2006, 52–55; Mattsson ym. 2006, 77). Toimenpiteiden seurauksena valumavesien typpi- ja fosforipitoisuudet voivat nousta moninkertaisiksi verrattuna luonnontilaisiin valumavesiin ja pysyä korkealla useiden vuosien ajan (Ahtiainen–Huttunen 1995, 36–37). Esimerkiksi pääosan hakkuutähteiden sisältämästä kaliumista ja fosforista on todettu vapautuvan välittömästi hakkuun jälkeisenä vuonna ja typhen muutaman vuoden viiveellä. Valumavesien nitraattipitoisuuksien on todettu

kohoavan myös alueilla, joita hakkuutähteen on korjattu pois. (Helmisaari ym. 2008, 23.) Kantojen korjuun osalta on saatu samansuuntaisia tuloksia. Korjuun on todettu aiheuttavan maaperän ravinnevarojen pienenemistä ja muutoksia metsäekosysteemin ravinnekiertoon (Walmsley–Godbold, 2010, 17).

Metsillä on vesistöjä suojeleva vaikutus, ne ehkäisevät tehokkaasi eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista. Vaikutus kuitenkin heikkenee tai jopa lakkaa väliaikaisesti kokonaan häiriötilanteissa. Merkittävä osa huuhtoutumasta syntyy päätehakkuun ja maanmuokkauksen yhteydessä, arviolta 24–39 prosenttia typpikuormituksesta ja 15–49 prosenttia fosforikuormituksesta. Metsätalous aiheuttaa vesistöihin kohdistuvasta typpikuormituksesta 5 prosenttia ja fosforikuormituksesta 8 prosenttia. (Finér 2007, 280–281.) Metsätaloustoimenpiteiden vaikutusten valumavesien määrään ja laatuun on todettu olevan hyvin pitkälle riippuvainen alueellisista olosuhteista, muun muassa maaperästä, topografiasta ja ilmastollisista tekijöistä (Mattsson ym. 2006, 73).

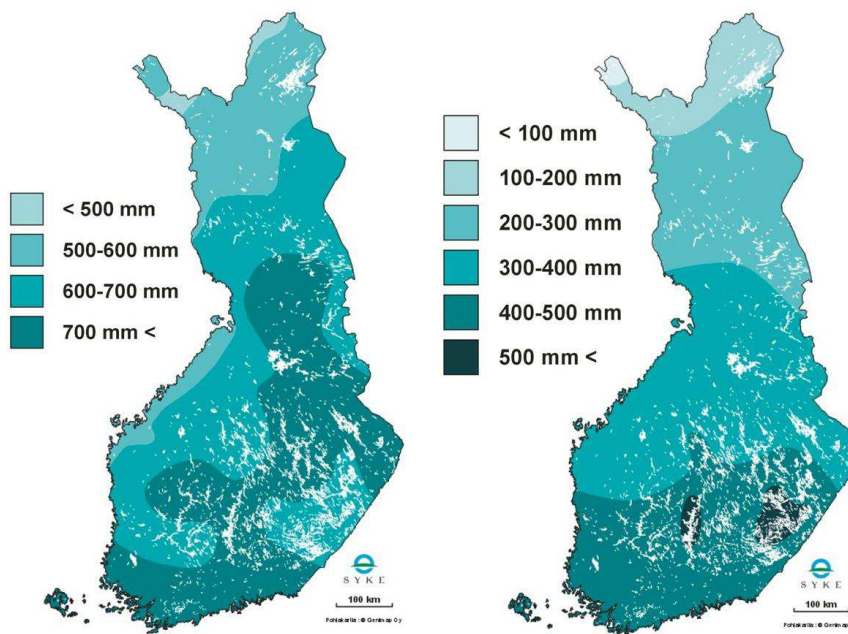
3.2 Pohjavesi ja sen laatuun vaikuttavat tekijät

3.2.1 Pohjavesi ja sen muodostuminen

Pohjavesi on painovoiman vaikutuksesta kallio- ja maaperän kyllästetyssä (maamatriisin huokostila täyttynyt kokonaan vedellä) vyöhykkeessä vapaasti liikkuvaa vettä. Pohjavesi saattaa esiintyä myös paineellisena eli arteesisena, jolloin pohjavesimuodostelman yläpuolella on vettä läpäisemätön kerros. (Soveri–Mäkinen–Peltonen 2001, 11.) Varsinaisen pohjavesimuodostelman yläpuolella esiintyvää, vettä läpäisemättömän kerroksen päälle syntynyttä, pohjavesimuodostelmaa kutsutaan orsivedeksi (Soveri ym. 2001, 11; Mälkki 1999, 32). Orsivesimuodostelmat voivat olla luonteeltaan joko pysyviä tai vain ajoittain esiintyviä (Mälkki 1999, 32).

Pohjaveden muodostuminen on osa hydrologista kiertoa, koostuen joukosta veden varastoitumisvaiheita ja niiden välisiä siirtymävaiheita. Vettä on varastoituneena ilmakehään, vesistöihin ja maaperään eri olomuodoissa. Siirtyminen varastosta toiseen tapahtuu joko haihduntana, sadantana, valuntana tai kosteuden kulkeutumisena ilmakehässä.

Pohjavesivarannot syntyvät ja täydentyvät pääasiassa sadannan (Kuvio 2) ja sulamisvesien suodattuessa maaperään. Pohjavedeksi suodattuvan veden määrään vaikuttavat ratkaisevasti muodostumisalueen koko ja topografia, haihdunta (Kuvio 2), pintavalunta, maaperän kyky pidättää ja varastoida vettä. (Soveri ym. 2001, 7, 270, 272.)



Kuvio 2. Vuosien 1961–1990 keskimääräinen alueittainen sadanta (vasemmalla) ja haihdunta (oikealla) (Korhonen–Joukola 2005)

Keskimääräisestä vuotuisesta sadannasta (630 mm) yli puolet (330 mm) haihtuu, loppu osa (300 mm) purkautuu pinta- ja pohjavesivaluntana meriin. Maa- ja kallioperän rakenteesta ja tiivyydestä riippuen sadannasta suodattuu pohjavedeksi 0–70 prosenttia. (Suomen ympäristökeskus 2004.) Hiekka- ja soramuodostelmissa sadannasta suodattuu pohjavedeksi keskimäärin 30–60 prosenttia, moreenimailla vain noin 10 prosenttia. Vähäisintä pohjaveden muodostuminen on hienorakeisilla, huonosti vettä läpäisevillä alueilla, joilta vesi poistuu helposti pintavaluntana. (Suomen ympäristökeskus 2010a.)

3.2.2 Pohjaveden pinta ja sen vaihtelu

Pohjaveden pinta on yleensä 2–5 metrin syvyydellä maanpinnasta, mutta voi vaihdella yhdestä metrillä yli 30 metriin (Suomen ympäristökeskus 2010b). Ympäristökeskuksen 25 vuoden seurannassa pohjaveden pinta oli keskimäärin 2,7 metrin syvyydessä, vaihdellen hiekka- ja soramuodostelmien 4,6 met-

ristä moreenimuodostelmien 1,3 metriin. Savi- tai silttimuodostelmissa pohjaveden pinta oli 2,2 metrin syvyydessä (Soveri ym. 2001, 303).

Pohjaveden pinnan vaihtelu on riippuvainen pohjaveden muodostumisen ja sen purkautumisen välisestä suhteesta. Suhteeseen vaikuttavat lähinnä pohjaveden muodostumisalueen koko ja topografia, sadannan ajallinen ja paikallinen jakautuminen, haihdunta, maaperän laatu ja pohjaveden purkautumisolosuhteet. Edellä mainituista tekijöistä johtuen pohjaveden pinta vaihtelee paljon sekä paikallisesti että ajallisesti. Vuodenaikaisvaihtelun on todettu olevan savi- ja silttimuodostelmissa 0,3–0,6 metriä, moreenimuodostelmissa 0,4–1,7 metriä ja hiekka- ja soramuodostelmissa 0,1–1,0 metriä. (Soveri ym. 2001, 270–271.) Vuodenaikaisvaihtelujen lisäksi seurannoissa on saatu viitteitä pidemmän aikavälin sykleistä, jotka toistuvat Etelä-Suomessa noin 5–7 vuoden välein ja Pohjois-Suomessa noin 7–10 vuoden välein (Soveri ym. 2001, 274).

3.2.3 Yleiset pohjaveden laatuun vaikuttavat tekijät

Suomessa pohjaveden laatu vaihtelee alueellisesti paljon. Laatuun vaikuttavat keskinäisten vuorovaikutussuhteiden kautta ilmastolliset, geologiset ja merelliset tekijät yhdessä ihmisen toiminnan kanssa. (Soveri ym. 2001, 12; Backman ym. 1999, 17.)

Ilmastollisista tekijöistä laatuun vaikuttavat sateisuuden vaihtelu sekä eri aineiden laskeumat. Sateiden seurauksena kuivien kausien voimakaan haihdunnan seurauksena väkevöityneet maaveden liukoiset ja maaperän pintaosaan rikastuneet suolat imeytyvät pohjaveteen vaikuttaen sen laatuun. Kuiva- ja märkälaskeumasta pohjaveden laatuun vaikuttavat ennen kaikkea typpi- ja rikkiyhdisteet (SO_4^{2-} , NO_3^- ja NH_4^+), magnesium (Mg), kloridi (Cl) ja natrium (Na). (Backman ym. 1999, 17.)

Geologisten tekijöiden vaikutus pohjaveden laatuun on hyvin monitahoinen. Keskeisiä ovat maaperän rapautumisprosessit ja pohjavettä sisältävien muodostelmien ominaisuudet. Lisäksi ajalla on merkittävä rooli, mitä kauemmin pohjavesi virtaa maa- ja kallioperässä, sitä enemmän siihen liukenee aineita. Suurin osa pohjaveteen liuenneista aineista onkin peräisin maa- ja kallioperän rapautumisprosesseista. Pitoisuuksissa ei ole havaittu merkittäviä eroja

hiekaista ja sorasta ja toisaalta moreenista koostuvissa muodostelmissa, sen sijaan savi- ja silttimuodostelmien peittävässä pohjavesiesiintymissä pitoisuudet kohoavat moninkertaisiksi, sillä hienojakoisissa maalajeissa veden viipymä ja maa-aineksen reaktiopinta-ala ovat suurempia. (Backman ym. 1999, 17; Soveri ym. 2001, 283.) Lisäksi pitoisuuksien on todettu olevan korkeampia syvällä kallioperässä kuin matalapohjavesissä ja nousevan sitä korkeammiksi mitä syvemmillä pohjavesi on (Backman ym. 1999, 17).

Meren vaikutus näkyy tyypillisesti rannikkoalueiden saven peittämien hiekka- ja moreenimuodostumien sekä kallioperän pohjavesissä. Tyypillisesti merellisiä aineksia vedessä ovat kloori (Cl^-), sulfaatti (SO_4^{2-}), bromi (Br^-), natrium (Na) ja magnesium (Mg). (Backman ym. 1999, 19.)

Ihminen vaikuttaa pohjavesien laatuun välillisesti sekä päästöjen että maankäytön kautta (Backman 1999, 19). Päästöt palautuvat laskeumana maaperään huuhtoutuen sieltä edelleen pohjavesiin muuttaen niiden laatua. Eri maankäyttömuotojen muun muassa teollisuuden, asutuksen ja maanviljelyn aiheuttamat muutokset pohjaveden laadussa näkyvätkin lähes kaikkialla missä pohjavesi on lähellä maanpintaa ja pohjavettä suojaa vain ohut maakerros (Backman ym. 1999, 19, 250). Pohjaveden laatu voikin muuttua voimakkaasti ihmisen toiminnan seurauksena (Soveri ym. 2001, 307).

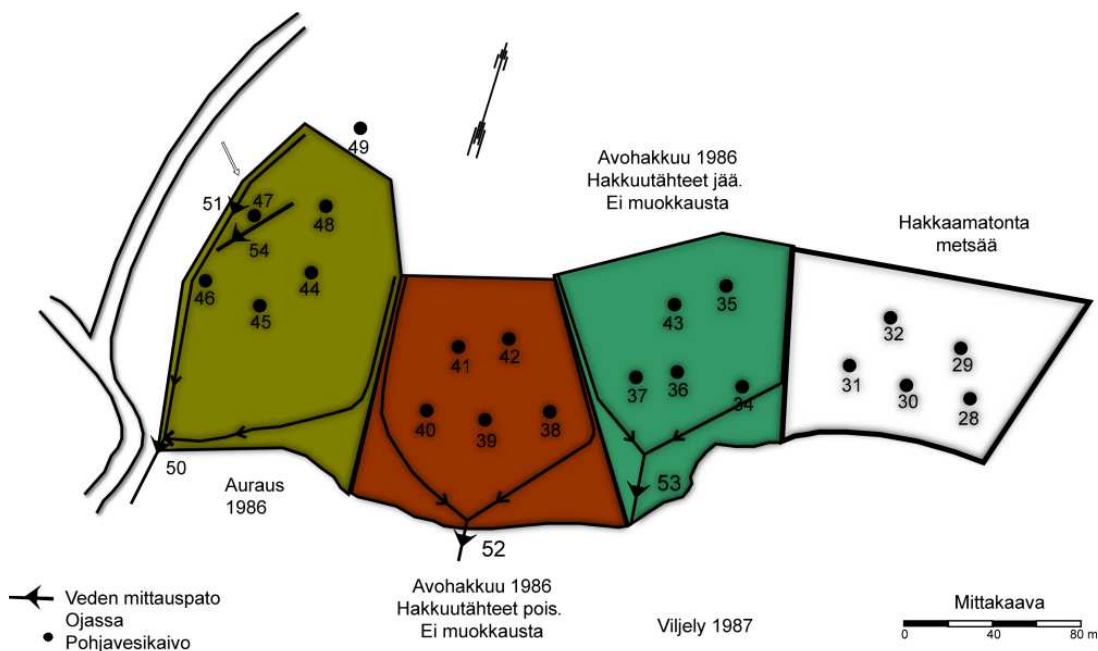
Herkimmin eri tekijöiden aiheuttamat laadulliset muutokset ovat havaittavissa lähellä maanpintaa olevissa pohjavesissä (Backman ym. 1999, 250). Lisäksi pohjaveden laadullisten muutosten on todettu yleisimmin olevan suurimmillaan korkean veden aikana keväällä ja syksyllä. Keväällä lumen sulamisvedet ja syksyllä lisääntyvät sateet kohottavat pohjaveden pintaa laimentaen ainepitoisuuksia. Vastaavasti pitoisuudet yleisesti nousevat kesällä ja alkusyksystä pohjaveden pinnan laskiessa. (Soveri ym. 2001, 306.)

3.2.4 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus pohjaveden laatuun

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia pohjaveden laatuun on tutkittu varsin vähän verrattuna valumavesiin. Merkittävä syy tähän lienee, että toimenpiteiden vaikutusmekanismit pohjaveteen ovat monimutkaisempia, ne ovat vaikeampia mitata ja siten todentaa (Allen–Chapman 2001, 390). Tehdyillä toimenpiteillä on kuitenkin todettu olevan samankaltaisia vaikutuksia pohjave-

den ainepitoisuuksiin kuin valumavesienkin, erityisesti nitraattityypen kohonneista pitoisuuksista on raportoitu useissa tutkimuksissa (Kubin 1995b, 662; Kubin 1998, 6; Kubin 2006, 90; Mannerkoski–Finér–Piirainen–Starr 2005, 112, 116; Mannerkoski 2007, 292–293; Rusanen–Finér–Antikainen–Korkka–Niemi–Backman–Britschagi 2004, 258–259). Tutkimuksesta riippuen nitraattityyppien huuhtoutuminen alkaa 1–10 vuoden kuluttua tehdyistä toimenpiteistä ja voi kestää jopa 20 vuotta (Wiklander 1981, 646; Kubin 1998, 5–7; Mannerkoski 2007, 292–293). Osassa tutkimuksia toimenpiteiden on havaittu kohottavan myös pohjaveden pintaa (Lundin 1979, 289).

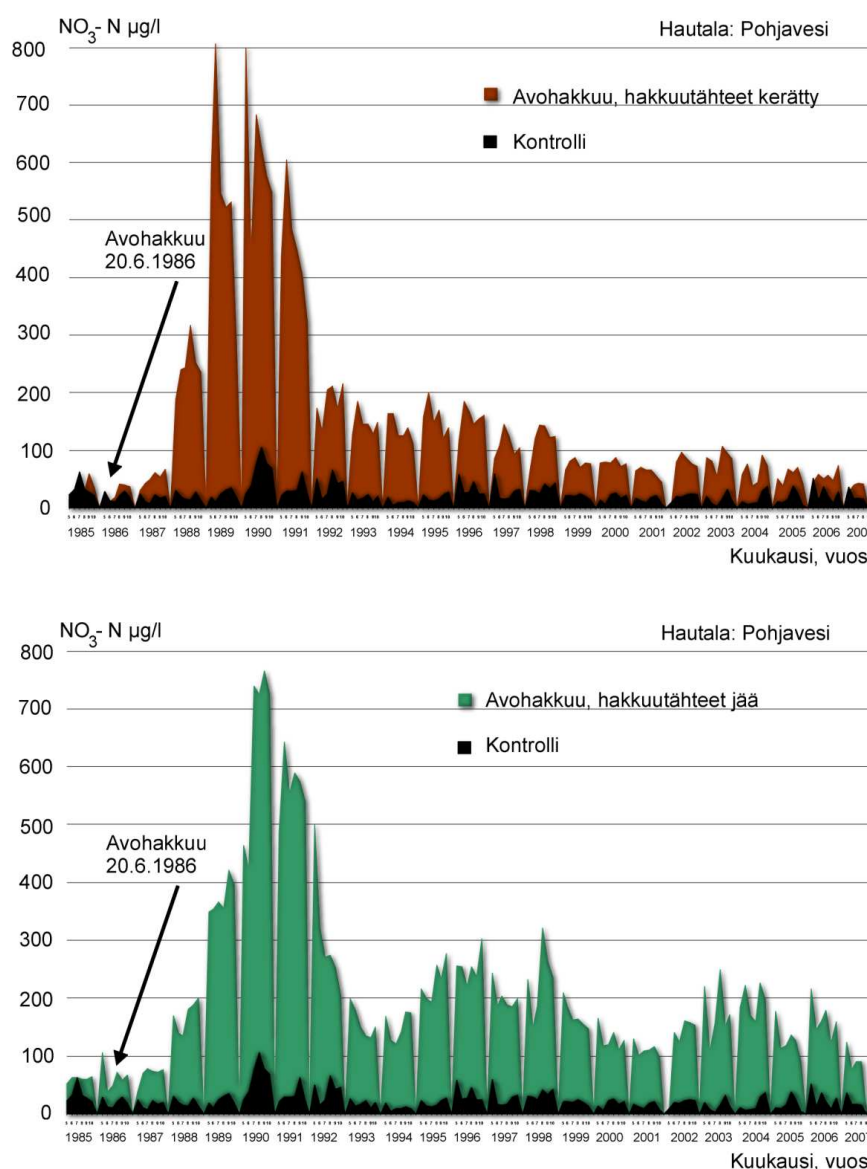
Yksi vanhimmista ja pitkäaikaisemmista seurannoista avohakkuun, hakkuutähteiden keruun ja maanpinnan aurauksen vaikutuksista pohjaveden tyyppi-
pitoisuuksiin on toteutettu Metsäntutkimuslaitoksen toimesta Kivesvaaran Hautalan (Kuvio 3) ja Pahaluouhen koekentillä (Metsäntutkimuslaitos 2007, 2).



Kuvio 3. Hautalan koekentän koeruudut, koejäsenet ja pohjavesikaivojen sijoittuminen koeruuduille (Kubin–Krecek 2008, 92)

Seurantajakson keskimääräinen nitraattityyppi-
pitoisuus vaihteli Hautalan koekentällä 27–74 mikrogrammaan litrassa ja Pahaluouhen koekentällä 12–48 mikrogrammaan litrassa. Metsätaloustoimenpiteiden jälkeen pohjaveden nitraattityyppi-
pitoisuudet kohosivat jyrkästi noin kahden vuoden kuluttua kaikilla käsittelyillä. Poikkeuksena Hautalan koeruutu, jossa käsittelyinä olivat avohakkuu ja auraus. Koeruudun pohjaveden nitraattityyppi-
pitoisuus lähti kohoa-

maan vasta noin 3–4 vuoden kuluttua tehdyistä toimenpiteistä. Pohjaveden nitraattityppipitoisuudet kohosivat merkittäväsi kaikilla käsittelyillä muutaman vuoden ajan, jonka jälkeen lähtivät laskuun (Kuvio 4). Käsittelyiden jälkeinen korkein nitraattityppipitoisuus, noin 800 mikrogrammaa litrassa on analysoitu Hautalan koekentältä, Pahalouhessa korkein analysoitu pitoisuus oli 600 mikrogrammaa litrassa. (Kubin–Krecek 2008, 92–94.)



Kuvio 4. Nitraattityppipitoisuuksien kehitys Hautalan koekentällä vuodesta 1985 vuoteen 2007 (Kubin–Krecek 2008, 93–94)

Nitraattitypestä poiketen tutkimuksessa ei havaittu merkittävää pohjaveden ammoniumtyppipitoisuuden kohoamista millään käsittelyllä verrattuna kontrolliin. (Kubin–Krecek 2008, 92). Myöskään Rusasen ym. (2004, 258) tutkimuksissa ei havaittu ammoniumtyypen kohonneita pitoisuuksia.

3.2.5 Aineiden keskipitoisuuksia pohjavedessä

Koko maan kattavasta pohjaveden laadunseurannan tuloksista ovat raportoineet sekä Suomen ympäristökeskus (Taulukko 1) että Geologian tutkimuskeskus (Taulukko 2). Ympäristökeskuksen pohjavesiasemat sijaitsevat hyd-

Taulukko 1. Eri aineiden keskipitoisuuksia pohjavedessä tarkastelujaksolta 1975–1997 (Soveri ym. 2001, 278)

	Keskiarvo	Minimi	Maksimi	n
Ammoniumtyppi µg/l	40,5	<1	3 600	5 423
Nitraattityppi µg/l	216	<1	7 600	5 494
Kokonaisfosfori µg/l	19,3	<1	987	2 526
Natrium mg/l	3,16	0,20	51	5 386
Kalium mg/l	1,24	<0,10	13	6 362
Kalsium mg/l	5,42	0,10	61	5 141
Magnesium mg/l	1,49	0,10	28	5 376
Rauta µg/l	706	<20	77 000	3 898
Sinkki µg/l	16,9	<5	700	2 092
Kupari µg/l	4,32	<1	260	5 138
Alumiini µg/l	156	<1	16 800	4 138
pH	6,31	3,6	8,8	5 870

rologisesti yhtenäisillä pohjavesialueilla edustaen erilaisilla ilmasto-, maasto- ja maaperäoloja (Soveri ym. 2001, 13). Geologian tutkimuskeskuksen tutkimusalueet edustavat geologiselta rakenteeltaan erikokoisia pohjavesimuo-

Taulukko 2. Eri aineiden keskipitoisuuksia pohjavedessä tarkastelujaksolta 1992–1996 (Backman ym. 1999, 18)

	Lähteet ja lähdekaivot	Kuilukaivot		Porakaivot
		Hiekka	Moreeni	
Nitraatti mg/l	3,1	8,6	8,8	3,4
Natrium mg/l	5,0	10,2	8,8	32,6
Kalium mg/l	1,8	-	-	3,3
Kalsium mg/l	9,8	31,5	20,6	28,4
Magnesium mg/l	3,0	4,8	5,2	6,8
Rauta µg/l	-	320	210	540
Sinkki µg/l	13,8	68	65,8	79,5
Kupari µg/l	5,2	13	9,5	23,9
Alumiini µg/l	91,6	135	180	26,3
pH	6,2	6,3	6,2	7,1

dostelmia. Seuranta on kuitenkin painottunut matalapohjaveden tutkimukseen, sillä ympäristömuutosten on todettu näkyvät herkemmin lähellä maanpintaa olevissa pohjavesimuodostelmissa, joissa veden viipymä on lyhyt. (Backman ym. 1999, 250.)

4 TYPEN KIERTO JA BIOMASSAN KORJUUN VAIKUTUS TYPEN HUUHTOUTUMAAN

4.1 Metsämaan typpivarannot

Metsämaan typpivarannot ovat suurelta osin sitoutuneena maaperän orgaaniseen aineeseen, humukseen ja maanpinnan yläpuolella kivennäismaakerrokseen (Taulukko 3). Vaikka maaperän orgaanisessa aineessa on runsaasti typpeä, niin suurin osa siitä on kasveille käyttökelttomassa muodossa. Typen kokonaismäärästä arvioidaan vain noin 0,5–3,0 prosenttia muuttuvan kasveille käyttökelpoiseen muotoon mikrobien suorittaman hajotuksen seurauksena. (Helimisaari ym. 2008, 19–20; Helimisaari ym. 2009, 57.)

Taulukko 3. Typen kokonaismäärä (kiloa hehtaarilla) eri kasvupaikkatyypeillä Etelä-Suomessa (Mälkönen–Kukkola–Finér 2001, 32)

	Lehto	Lehtomainen kangas	Tuore kangas	Kuivahko kangas	Kuiva kangas
Humus	400	670	660	520	300
0–20 cm	2 250	2 080	940	750	620
Yhteensä	2 650	2 750	1 600	1 270	920

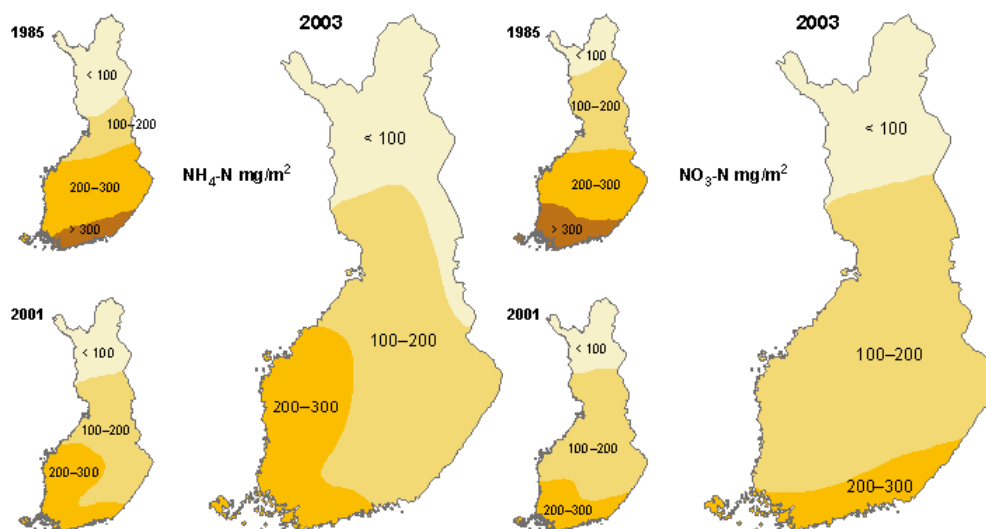
Kenttäkokeiden perusteella hajotuksessa vapautuvan typen määrän on todettu vaihtelevan kangasmaalla muutamasta kilogrammasta noin 100 kilogrammaan hehtaarilta vuodessa (Laurén–Palviainen 2007, 283–284). Myös puus-

Taulukko 4. Päätehakuikäisen kuivahkon kankaan männikön ja lehtomaisen kankaan kuusikon typpimäärät puuston tilavuuksien ollessa 258 kuutiometriä hehtaarilla ja 342 kuutiometriä hehtaarilla (Helimisaari ym. 2009, 58–59)

	Männikkö, 100 v	Kuusikko, 62 v
Puusto, kg/ha	230	710
Neulaset	70	172
Oksat	56	270
Runko	63	160
Kanto	12	15
Paksujuuret	19	54
Ohutjuuret	10	39
Karrike, kg/ha/a	10	27
Neulaset	4	17
Muu karrike	6	10
Maaperä, kg/ha	2 090	1 732
Humus + kivennäismaa 0-30 cm	2 090	-
Humus	-	759
Kivennäismaa 0–10 cm	-	973

toon eri ositteisiin (Taulukko 4) ja muuhun kasvillisuuteen on sitoutunut merkittäviä määriä typpeä (Helimisaari ym. 2009, 58–59).

Metsämaan typpivarannot täydentyvät luontaisesti ilmakehän sisältämästä tpestä (N_2) laskeumana (Kuvio 5) ja biologisena typensidontana (Kuvio 6). Sateiden mukana tulevan vuotuisen typpilaskeuman on todettu olevan Etelä-Suomessa noin 3–6 kilogrammaa hehtaarille ja Pohjois-Suomessa noin 2–3 kilogrammaa hehtaarille. Laskeumasta noin puolet tulee maahan lumen mukana, huuhtoutuen pinta- ja pohjavesitöihin lumen sulassa ennen kasvien ravinteiden otton käynnistymistä. (Helimisaari–Kukkola–Luiro–Saarsalmi–Smolander–Tamminen 2009, 59.) Maaperän typpivarannot täydentyvät myös ihmisen toimesta metsälannoitusten yhteydessä (Kuvio 6). Vuonna 2008 lannoitusala oli noin 51 000 hehtaaria (Metsäntutkimuslaitos 2009, 135).



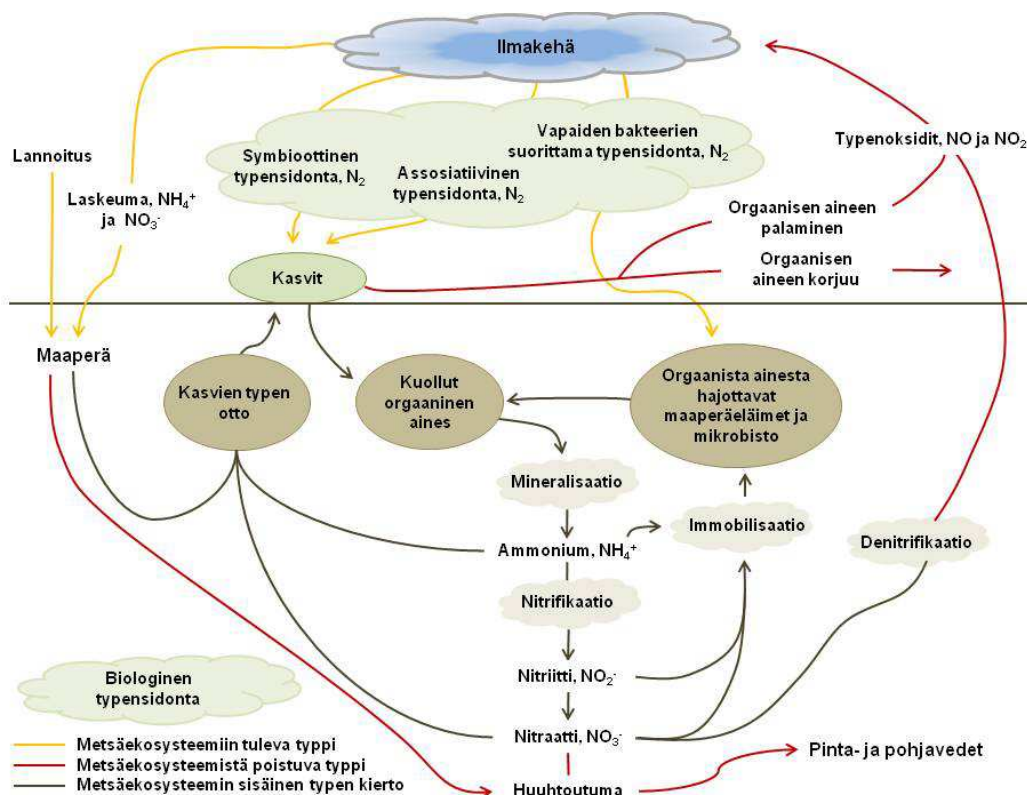
Kuvio 5. Ammoniumtyypen (vasemmalla) ja nitraattityypen (oikealla) laskeuman määrä (milligramma neliömetrille) ja sen alueellinen jakauma (Suomen Ympäristökeskus 2010c)

Metsämaan typpivarannot pienenevät orgaanisen aineen palamisen ja biomassan korjuun yhteydessä. Lisäksi typpiyhdisteitä poistuu pinta- ja pohjavesiin tapahtuvan huuhtoutuman ja maaperän mikrobitoinnin, denitrifikaation seurauksena (Kuvio 6).

4.2 Typen kierto metsäekosysteemissä

4.2.1 Typen merkitys

Metsäntutkimuksessa typpeen ja sen kiertoon (Kuvio 6) on kiinnitetty enemmän huomiota kuin muiden ravinteiden useastakin syystä. Typpi on elämälle elintärkeä ja useimmat kasvit tarvitsevat sitä kasvuunsa enemmän kuin muita



Kuvio 6. Metsäekosysteemin typenkierto

ravinteita. Typpi on proteiinien, entsyymien sekä nukleeni- ja aminohappojen peruskomponentti, joten typen puute rajoittaa puuston ja muiden metsäkasvien kasvua. (Killham 1994, 108; Fisher–Binkley 1999, 218.) Toisaalta kasvien kulutuksen ylittävän typen on todettu helposti huuhtoutuvan sekä pintaettä pohjavesiin pienentäen valuma-alueen typpivarantoja. Huuhtoutuma (Kuvio 6) aiheuttaa pintavesistöjen rehevöitymistä ja huuhtoutuman ollessa riittävän voimakasta pitoisuuksien on todettu voivat nousta jopa myrkyllisen korkeiksi estäen vesien talouskäytön. (Fisher–Binkley 1999, 218.)

4.2.2 Biologinen typensidonta

Biologinen typensidonta (molekylaarinen typensidonta) on ainoa luontainen prosessi, jonka avulla kasvit saavat ilmakehän typpeä (N_2) käyttöönsä (Pihlantie 2009, 4). Kyseessä on pelkistymisreaktio, jossa ilmakehän tyyppi (N_2) muunnetaan typensidontaan kykenevien bakteerien toimesta nitrogenaasi-entsyymien avulla ammoniakiksi (NH_3). Bakteerien oman tarpeen ylittävän osan ammoniakista kasvit muuntavat orgaaniseen muotoon muun muassa proteiineiksi, amino- ja nukleenihiapoiksi. (Raitio 1983, 30–32; Martikainen 2003, 107; Huhta 2003, 99.) Typensidonta voidaan ryhmitellä siihen kykenevien bakteerien mukaan vapaana elävien bakteerien suorittamaan typensidontaan, assosiatiiiviseen ja symbioottiseen typensidontaan (Kuvio 6) (Martikainen 2003, 108–109).

Vapaana maaperässä elävistä bakteereista useat, muun muassa syanobakteerit, pystyvät typensidontaan. Sidonta tapahtuu pääasiassa hajoavassa puuaineessa ja karikkeessa niistä vapautuvien, helposti hajoavien, hiiliyhdisteiden vuoksi. Bakteerien sitoma tyyppi vapautuu ekosysteemin käyttöön solujen hajotessa ja elävien solujen vapauttaessa tyypellisiä yhdisteitä. (Martikainen 2003, 109).

Assosiatiiivistä typensidontaa tavataan lähinnä heinillä ja ruohoilla. Typpeä sitovat bakteerit elävät juurien läheisyydessä tai juurten pinnalla saaden tarvitsemansa energian kuolleesta kasvisolukosta, juurieritteistä tai juurten pinnan limasta. Bakteerien sitoma tyyppi on välittömästi kasvien hyödynnettävissä. (Martikainen 2003, 109). Assosiatiiivistä typensidontaa kutsutaan myös puolisympioottiseksi, sillä bakteereja voi esiintyä myös kasvien juurisoluissa ja soluväleissä (Raitio 1983, 34)

Vapaan ja assosiatiiivisen typensidonnan merkitys boreaalisissa havumetsissä on vähäinen. Molempien arvioidaan olevan vain noin yhden kilogramman hehtaaria kohden vuodessa. (Martikainen 2003, 110.)

Biologisen typensidonnan muodoista tehokkain on symbioottinen. Kyseessä on mutualistinen, pitkälle menevä, vuorovaikutussuhde (Martikainen 2003, 110), jossa bakteerit kuljettavat ammoniakkia isäntäkasveille saaden käyttöönsä joko orgaanisia happeja tai hiilihydraatteja (Raitio 1983, 32). Vaihto tapahtuu bakteerin isäntäkasvin juurikarvojen solujen sisään kasvattamissa

bakteroideissa (Raito 1983, 33). Metsämaalla bakteerisymbionteina toimivat pääasiassa *Rhizobium*-lajin bakteerit palkokasveilla ja *Frankia*-lajin bakteerit suomyrtillä, tyrnillä ja leppällä. Myös osa syanobakteereista kykenee symbioottiseen typensidontaan jäkälien ja sammalten kanssa. (Martikainen 2003, 110–111). Syanobakteereja on havaittu isäntäkasvien eri rakenteissa: muun muassa yksittäisissä soluissa, versoissa, lima- ja lehtionteloissa. Symbioosin syntyä ja kehitystä ei vielä täysin tunneta, mutta laboratorio-olosuhteissa symbioosin on todettu kehittyvän vain typpiköyhissä olosuhteissa. (Rai-Söderbäck–Bergman 2000, 451, 455.)

Tehokkaimpia typensitojia ovat leppäkasvustot, jotka voivat sitoa typpeä olosuhteista riippuen 10–350 kiloa hehtaaria kohden vuodessa, palkokasvien merkitys on sitä vastoin vähäinen niiden harvinaisuuden vuoksi. (Martikainen 2003, 110.) Jäkälät ja sammalet kykenevät sitomaan typpeä ilmakehästä vain pieniä määriä, muutamia kilogrammoja vuodessa hehtaaria kohti. (Helmisaari ym. 2009, 59).

Typensidonnan perusedellytyksiin vaikuttavat useat tekijät. Maaperän kosteus vaikuttaa ravinteiden kulkeutumiseen maaperässä sekä happivarantoihin ja sitä kautta typensidontaan osallistuvien bakteerin aineenvaihdunnan aktiivisuuteen. Aktiivisuuteen vaikuttavat myös maaperän lämpötila ja pH. Sidontaa on todettu tapahtuvan aina -5 asteen celsiusen lämpötilasta aina +60 asteen celsiusen lämpötilaan. Sidonnalle optimaalinen pH on lähellä seitsemää, mutta sitä on todettu tapahtuvan pH ollessa jopa alle 4,5. Maaperän korkeat rauta- ja alumiinipitoisuudet sekä raskasmetallit vaikuttavat haitallisesti sidontaan. (Granhall 1981, 132–134.) Toisaalta pieni määrä mineraalityppeä edistää typensidontaa, mutta suuressa määrin estää sen (Martikainen 2003, 111).

4.2.3 Typenkierron mikrobiologiset prosessit maaperässä

Typen kierto maaperässä käynnistyy maaperäeläinten ja mikrobien alkaessa hajottamaan kuollutta orgaanista ainetta. Maaperäeläimillä on todettu olevan merkittävä rooli ravinnekierrossa, sillä ne osallistuvat alkuvaiheessa karikkeen pilkkomiseen nopeuttamalla sen muuttumista humukseksi. Kasviaineksen pilkkoutumisen on todettu lisäävän mikrobiaktiivisuutta, mikrobeilla on käytettävissään suurempi pinta-ala, johon kiinnittyä ja hyödyntää alustan ra-

vinteita. Maaperäeläinten on todettu myös kuljettavat mikrobeja uusille alueille ja luovat tilaa uusille mikrobeille syömällä vanhoja mikrobikasvustoja. (Huhta 2003, 99.) Maaperän kuollutta orgaanista ainetta hajottava mikrobimassassa muodostuu bakteereista ja sienistä, jotka ottavat tarvitsemansa energian ja hiilen hajotettavasta aineesta (Martikainen 2003, 101).

Orgaanisen aineen hajotus johtaa mineralisaatioon (Kuvio 6). Mineralisaatiossa maaperän mikrobit vapauttavat orgaanisia typpiyhdisteitä ammoniakiksi (NH_3), joka absorboi vetyionin (H^+) muuttuen kasveille käyttökelpoiseksi epäorgaaniseksi ammoniumiksi (NH_4^+) (Fisher–Binkley 1999, 218; Martikainen 2003, 207). Osa epäorgaanisesta tpeestä (NH_4^+ , NO_2^- ja NO_3^-) immobilisoituu (Kuvio 6) takaisin orgaaniseksi typeksi maaperän mikrobibiomassaan, mikä seurauksena kasveille käyttökelpoisen tyypin määrä laskee (Martikainen 2003, 107; Pihlatie 2001, 9).

Mineralisaation ja immobilisaation keskinäiseen suhteeseen vaikuttavat sekä hajotettavan aineen C/N-suhde (hiili/typpi) että mikrobisolujen C/N-suhde (Martikainen 2003, 107). Nettomineralisaatiota tapahtuu yleensä tilanteissa joissa hajotettavan orgaanisen aineen C/N-suhde on matala (< 20:1) ja vastaa mikrobisolujen C/N-suhdetta (Martikainen 2003, 107; Pihlatie 2001, 10; Smolander 2003, 88). Männiköissä bakteerien ja sienten aikaansaaman tyypin vuotuisen nettomineralisaation arvioidaan vaihtelevan 14,5–25,8 kiloon hehtaarilla, josta bakteerien osuuden arvioidaan olevan 8,9–16,0 kiloa hehtaarilla (Martikainen 2003, 108). Nettoimmobilisaatiota tapahtuu hajotettavan orgaanisen aineen C/N-suhteen ollessa korkea (25–30:1) (Pihlatie 2001, 10). Havumetsissä humuskerroksen C/N-suhde on noin 40:1 mikrobisolujen C/N-suhteen ollessa 3–15:1, tämä johtaa havumetsissä nettoimmobilisaatioon. (Martikainen 2003, 107.)

Borealisessa ekosysteemissä lämpötilalla vaikuttaa merkittävästi mineralisaation, sen on todettu olevan selvästi hitaampaa alhaisissa kuin korkeissa lämpötiloissa (Van Cleve–Alexander 1981, 390). Käsitystä tukevat myös viljelymailla tehdyt kokeet mineralisaation intensiteetistä, sen on todettu nousevan kaksin- jopa kolminkertaiseksi jokaista 10 astetta celsiusta kohti maaperän lämpötilan ollessa 5–35 astetta celsiusta (Power 1981, 534). Mineralisaatiota hidastavat myös maaperän matala happipitoisuus ja liika kosteus (Van

Cleve–Alexander 1981, 390). Viljelymailla tehdyissä tutkimuksissa maaperän kosteuspitoisuuden ja typen mineralisaation välisen suhteen on todettu olevan lineaarinen lakastuspisteen ja kenttäkapasiteetin välillä, lisäksi kosteuden syklisen vaihtelun on todettu voivan kiihdyttää mineralisaatiota (Power 1981, 531).

Nitrifikaatio (Kuvio 6) on kaksivaiheinen hapettumisreaktio, jonka ensimmäisessä vaiheessa *Nirtosomonas-lajin* bakteerit muuttavan maaperän ammonium (NH_4^+) nitriitiksi (NO_2^-). Reaktion toisessa vaiheessa nitriitti muutetaan *Nitrobacter-lajin* bakteerien toimesta kasveille käyttökelpoiseksi nitraatiksi (NO_3^-). (Killham 1994, 125.) Osa maaperän nitraatista (NO_3^-) poistuu maaperästä denitrifikaatiossa (Kuvio 6). Denitrifikaatio pelkistymisreaktio, jossa nitraatti (NO_3^-) muuttuu muun muassa *Bacillus-* ja *Pseudomonas-lajin* bakteerin toimesta typpikaasuksi (N_2). (Killham 1994, 131–132).

Metsämaan biologisten, kemiallisten ja fysikaalisten tekijöiden vaikutuksista nitrifikaatio ja denitrifikaatio reaktioihin on saatavissa vähän tietoa. Laboratorio ja viljelymailla tehdyistä tutkimuksista on kuitenkin saatavissa pH:n, kosteuden ja lämpötilan osalta suuntaa antavia tuloksia niiden vaikutuksesta prosesseihin. Perusedellytys on, että saatavilla on ammoniumia nitrifikaatioon ja nitraattia denitrifikaatioon, prosessien on lisäksi todettu Granlinin ja Bøckmannin (1994, 43) kirjallisuustutkimuksen mukaan kiihtyvän pitoisuuksien kasvaessa. Sama ilmiö on havaittu myös maaperän pH:n kohotessa happamasta, pH 3–5, neutraaliksi tai jopa hieman emäksiseksi (Granli–Bøckmann 1994, 57). pH:n vaikutuksen prosesseihin on kuitenkin ongelmallinen sillä prosessit itsessään vaikuttavat siihen, nitrifikaation on todettu laskevan pH:ta ja denitrifikaation kohottavan (Pihlatie 2001, 27). Optimaaliset olosuhteet molemmille prosesseille ovat neutraaleissa tai hieman emäksisessä maaperässä, pH:n vaihdella 7–8. Viljelymailla nitrifikaation on todettu estyvän pH:n ollessa alle 4,5 mutta metsämaalla nitrifikaatiota on todettu tapahtuvan vielä pH:n ollessa 4,1–4,7. (Granli–Bøckman 1994, 57–59.)

Lisääntyvän kosteuden on todettu rajoittavan nitrifikaatiota ja kiihdyttävän denitrifikaatiota. Nitrifikaatio on nopeimmillaan veden täyttämään huokostilaan eli veden kyllästysasteen ollessa 50–60 prosenttia. Kyllästysasteen noustessa korkeammaksi prosessi hidastuu olosuhteiden muuttuessa ene-

nevässä määrin anaerobiseksi samalla kiihdyttäen denitrifikaatiota. (Granli–Bøckman 1994, 36–39.)

Lämpötilan kohotessa myös maaperän mikrobiologinen aktiivisuus kasvaa kiihdyttäen reaktioita. Denitrifikaatiota on todettu tapahtuvan hyvin vähäisessä määrin niinkin alhaisessa lämpötilassa kuin -2 astetta celsiusta. Optimaalilämpötilan on useissa tutkimuksissa todettu vaihtelevan 30 asten celsiusta ja 67 astetta celsiusta välillä ja estyen kokonaan lämpötilan kohotessa 75–85 astetta celsiukseen. Nitrifikaatiolle optimaalisen lämpötila on 25–35 astetta celsiusta. (Granli–Bøckman 1994, 71–74.)

4.3 Päätehakkuun ja biomassan korjuun vaikutus typen huuhtoutuman

Häiriöttömässä, boreaalisissa metsissä typen kierto on lähes suljettu, huuhtoutuma on vähäistä, sillä kasvit käyttävät lähes kokonaan käyttökelpoisen typen (Palviainen–Finér–Kurka–Mannerkoski–Piirainen–Starr 2003, 53). Päätehakkuun seurauksena kierto häiriintyy olosuhteiden muuttuessa voimakkaasti. Hakkuu vaikuttaa eteenkin orgaanisen aineen hajotuksen kannalta tärkeisiin vesi- ja lämpötalouteen (Smolander 2003, 88).

Päätehakkuun seurauksena alueen vesivirrat ja niiden koostumus muuttuu, vaikuttaen täten myös typen virtoihin. Metsä pidättää tehokkaasti sadantaa ja siihen liuenneita aineita. Latvuston läpi valuvaan veteen pidättyy osa latvuston sitomista aineista muuttaen siten veden koostumusta. Koostumus muuttuu myös osan veteen sitoutuneista aineista pidättyessä puuston ravinnekiertoön tai vastaavasti ravinnekierrosta voi vapautua aineita veteen. Latvuston läpi tulevan metsikkösadannan määrän on todettu olevan noin 10–40 prosenttia sademäärästä metsikön puulajista ja puuston koosta riippuen, lisäksi metsikkösadannan mukana maaperään tulee vähemmän typpeä kuin avoimelle alueelle. Vaikutukset ovat voimakkaimmillaan kuusikoissa, sillä puustonpoiston vaikutusten metsikkösadannan laadun ja määrään muutoksiin on todettu olevan sitä suurempia mitä suurempi on hakkuussa poistettava latvusmassa. (Piirainen 2007, 302, 303.)

Päätehakkuun seurauksena myös haihdunta pienenee ja sadanta alueelle kasvaa. Tästä saattaa olla seurauksena pohjaveden pinnan nousu, mikä kohoittaa maaperän kosteutta. Maaperän kohonnut kosteus yhdessä kohon-

neen lämpötilan kanssa saattaa kiihdyttää hajotusta pohjaveden pinnan yläpuolisissa osissa, toisaalta liian kosteuden on todettu vähentävän hajotusta (Laurén–Palviainen 2007, 284; Palviainen ym. 2003, 54.)

Metsikköolosuhteissamme orgaanisen aineen hitaan hajotuksen yksi pääsyy on alhainen keskilämpötila (Smolander 2003, 88), sillä puuston latvusto pitää auringonsäteilyä, viilentäen ja tasoittaen lämpöolosuhteita latvuston alapuolella. Päätehakkuun seurauksena alueen lämpöolosuhteet muuttuvat, puustonpoiston on todettu vaikuttavan lämpötiloihin eteenkin lähellä maanpintaa ja maanpinnassa, mutta vaikutukset ovat nähtävissä myös syvemmillä maaperässä. Verrattuna hakkaamattomaan metsään päätehakkualojen vuotuisten, kuukausittaisten ja päivittäisten keskilämpötilojen on todettu olevan korkeampia. Maanpinnan tasolla päivittäinen lämpötila voi olla jopa 10 astetta celsiusta korkeampi. Myös päivittäisten maksimilämpötilojen on todettu olevan korkeampia ja minimilämpötilojen alhaisempia päätehakkualoilla kuin hakkaamattomassa metsässä. Maaperässä päätehakkuun vaikutusten lämpötiloihin on todettu näkyvän vielä yhden metrin syvyydellä. Kuukausittaiset keskilämpötilat ovat olleet viiden senttimetrin syvyydessä 0–4,1 astetta celsiusta ja metrin syvyydessä 0,8–3,5 astetta celsiusta korkeammat päätehakkualoilla kuin hakkaamattomassa metsässä. (Kubin–Kempainen 1991, 18, 30–33.) Metsikköolosuhteissamme päteekin sääntö: mitä korkeampi lämpötila sitä nopeampi hajotustoiminta (Smolander 2003, 88).

Biomassan korjuun mukana kierrosta poistuu merkittäviä määriä typpeä eteenkin kuusikoista (Taulukko 4). Kasvupaikasta riippuen, typen poistuma voi olla jopa 300 kiloa hehtaarilta, vaikka kolmasosa hakkuutähteistä jätettäisiin metsään. (Helmisaari ym. 2008, 22.)

Typen lisäksi biomassan korjuussa poistuu maaperän puskurointikyvyn kannalta tärkeitä emäskationeita (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ ja Na^+), mikä vähitellen aiheuttaa maaperän happamoitumista puskurointi- ja neutralisointikyvyn heiketyksessä. (Helmisaari ym. 2008, 18, 22.) Happamoittava vaikutus perustuu kasvien ravinteiden ottoon, ottamiensa ravinnekationien (esimerkiksi NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ja K^+) kompensoimiseksi kasvit luovuttavat maaperään vetyioneja (H^+) (Mälkönen ym. 2001, 35). Päätehakkuun ja biomassan korjuun ei ole kuitenkaan todettu vaikuttavan kivennäismaan pH-arvoon (Mälkönen 2001, 41).

Biomassan korjuun on sen sijaan todettu lievästi happamoittavan humuskerrosta (Helmisaari ym. 2008, 18, 22; Mälkönen ym. 2001, 41), joissakin tapauksissa happamoituminen on ollut havaittavissa vielä 20 vuoden kuluttua avohakkuusta (Mälkönen ym. 2001, 41). pH:n on todettu vaikuttavan orgaanisen aineen hajotusnopeuteen, mitä korkeampi pH sitä nopeammin karikke hajoaa (Smolander 2003, 89).

Biomassan keräämättä jättämisellä on vaikutuksia sekä huuhtoutuvan typen synty potentiaaliin että huuhtoutumaan. Hakkuutähteet ja muu korjuussa kuollut biomassa mahdollistavat lisääntyvän hajotuksen (Laurén–Palviainen, 2007, 284). Typen huuhtoutuman onkin todettu lisääntyvän varsin pian päätehakkuun ja maanmuokkauksen jälkeen (Mannerkoski 2007, 294). Huuhtoutuman lähteenä eivät kuitenkaan ole tuoreet hakkuutähteet vaan vanhempi hakkuutähdekasojen alainen orgaaninen kerros (Palviainen ym. 2004, 64–65; Rosén–Lundmark-Thelin 1987, 27.), sillä typen immobilisaatio voi olla niin voimakasta, että tuoreimmista hakkuutähteistä ei ensimmäisten vuosien aikana vapaudu typpeä lainkaan (Laurén–Palviainen, 2007, 284). Eri puulajien hakkuutähteet kuten myös niiden karikkeet hajoavat eri nopeudella, helppoliukoisia yhdisteitä sisältävä koivu hajoaa nopeammin kuin mänty ja kuusi (Smolander 2003, 86–88). Hakkuutähteistä ensimmäisenä hajoavat lehdet, sitten juuret, viimeisenä oksat ja kannot (Palviainen ym. 2004, 53). Lehtien ja hienojuurien ravinteista valtaosa vapautuu 3–5 vuodessa, oksista ravinteiden vapautuminen alkaa vasta yli 10 vuoden kuluttua hakkuusta (Laurén–Palviainen, 2007, 284). Kantojen on todettu toimivan typen pitkäaikaisvarastoina. Koivunkanoista typen vapautumisen on todettu alkavan vasta 20 vuoden kuluttua hakkuusta ja 40 vuodessa kantojen typpivarannosta on vapautunut keskimäärin noin 60 prosenttia. Havupuiden kantojen typpipitoisuuksien on todettu kasvavan, mänyllä 1,7-kertaiseksi ja kuusella 2,7-kertaiseksi 40 vuoden kuluttua päätehakkuusta. (Palviainen–Finér–Laiho–Shorohova–Kapitsa–Vanha-Majamaa 2010, 390.)

5 AINEISTOT JA MENETELMÄT

5.1 Koejärjestelyt

Tutkimukseen valitut koealueet täyttävät sekä käytännön metsätalouden että tieteellisen tutkimuksen niille asettamat kriteerit:

- a) alueet sijaitsevat biomassan korjuuseen soveltuvilla tuoreen kannaan kuusivaltaisilla päätehakkuualueilla
- b) sijaitsevat maantieteellisesti toisistaan poikkeavilla alueilla
- c) ovat topografialtaan kaltevia
- d) alueilla on pohjavettä.

UPM Kymmene Oyj tutkimuksen tarjoamilla alueilla on suoritettu maastokatselmukset, joiden perusteella parhaat alueet on valittu maastokalutauksiin (Liite 1). Luotauksilla on varmistettu sekä pohjaveden esiintyminen alueilla että maaperän soveltuvuus pohjavesikaivojen asentamiseen. Koealueiden lopulliset sijoituspäätökset eri maantieteellisille alueille on tehty maastokatselmusten ja maastokalutauksien tulosten perusteella (Taulukko 5).







Taulukko 5. Koealueiden sijainti ja lohkojen määrät koealueittain. Lohkojen sijaintikoordinaatit ETRS89 järjestelmän mukaiset

Maantieteellinen alue	Kunta	Koealue	Lohkoja	Lohkojen sijainti	
				Lat	Lon
Pohjois-Suomi	Paltamo	Kivesvaara	1–3	640 27.346'	270 33.392'
Keski-Suomi	Orivesi	Talviainen	1	610 44.056'	240 37.896'
	Jämsä	Saarijärvenmetsä	2–3	610 39.119'	240 53.269'
Etelä-Suomi	Anjalan-koski	Haukkasuo	1–3	600 49.208'	260 55.239'
		Nikunen	4	600 50.622'	260 58.693'

Koealueen yksittäinen lohko koostuu kuudesta koeruudusta, poikkeuksena Etelä-Suomen lohko neljä, joka koostuu, maastollisista rajoitteista johtuen vain neljästä koeruudusta. Koeruutujen muoto ja koko niin ikään vaihtelee koealueittain, Pohjois- ja Etelä-Suomessa koko on 40 x 50 metriä ja Keski-Suomessa 30 x 50 metriä. (Pasanen–Seppänen–Keskitalo 2009, 8.)

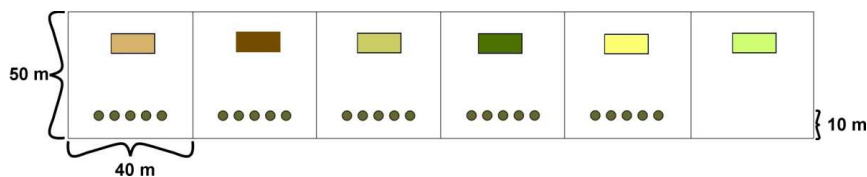
Lohkoilla 1–3 on aina käsittelyt 1–6 (Taulukko 6). Etelä-Suomen koealueen lohkoilla neljä on, tilanpuutteesta johtuen, vain käsittelyt yksi, kaksi, viisi ja kuusi. Eri käsittelyvaihtoehdoista käsittely viisi vastaa UPM Kymmenen käytännön ohjetta hakkuutähteiden keruusta ja kantojen nostosta. Käsittely kaksi

Taulukko 6. Käsittelyt ja niiden värisymbolit kartta-aineistoissa

1. Hakkaamaton metsä (kontrolli).	
2. Avohakkuu, ei muokkausta eikä istutusta, ei kaivoja.	
3. Avohakkuu + laikkumätästys + kuusen istutus.	
4. Avohakkuu + hakkuutähteestä kerätään 70 % + laikkumätästys + kuusen istutus.	
5. Avohakkuu + hakkuutähteestä kerätään 70 % + kannonnosto, jää 25 kantoa/ha + laikkumätästys + kuusen istutus.	
6. Avohakkuu + hakkuutähteestä kerätään 100 % + kannonnosto, 100 % + laikkumätästys + kuusen istutus.	

on perustettu vain avohakkuun jälkeisen kasvillisuuden sukkession seuranta varten, eikä sillä ole suoritettu pohjaveden laadun seuranta.

Käsittelyiden yksi, kolme, neljä, viisi ja kuusi kullekin koeruudulle on asennettu viisi pohjavesikaivoa noin viiden metrin etäisyydelle toisistaan koeruutujen alalaitaan (Kuvio 7). Kaivojen kokonaismäärä vaihtelee koalueittain lohkojen määrän mukaan Pohjois- ja Keski-Suomen 75:ä kaivosta Etelä-Suomen 90:n kaivoon.



Kuvio 7. Periaatekuva kaivojen sijoittelusta lohkon koeruuduille

Kaivojen sijoittelussa koeruuduille ja kaivojen asennussyvyyden arvioinnissa on hyödynnetty maatutkaluotausten tuloksia. Kaivot on tehty poraamalla pohjaveden pinnan alapuolelle ulottuva reikä, johon on asennettu standardin DS2119 mukainen kärkikartiollinen vesiputki halkaisijaltaan 63/51 millimetriä (Pasanen ym. 2009, 12). Putken alapäässä on siiviläosa, joka mahdollistaa veden virtauksen putken läpi, varmistaen veden vaihtumisen putkessa (Pasanen ym. 2009, 12.) Pohjavesikaivojen keskisyvyydet vaihtelevat alueittain, johtuen ensisijaisesti peruskallion sijaintisyvyydestä (Taulukko 7).

Taulukko 7. Pohjavesikaivojen keskisyvyys (senttimetriä) maanpinnantasosta mitattuna

Käsittely	Pohjois-Suomi	Keski-Suomi	Etelä-Suomi
1	271	320	182
3	260	241	141
4	214	235	133
5	293	276	158
6	283	145	202

Arviot koealueiden peruskallion sijaintisyvyydestä, pohjaveden pinnankorkeudesta ja maa-aineksen raekoostumuksesta perustuvat Geo-Work Oy tekemiin tulkintoihin luotausten tuloksista. Pohjaveden pinnankorkeuden osalta arviot kuvastavat tilannetta maatutkaluotausten tekohetkellä.

Pohjois-Suomen koealueella peruskallio sijaitsee noin 3,5 metrissä tai sitä syvemmillä. Peruskallion päällä oleva maa-aines on pääasiassa hiekkamoreenia (HkMr) ja moreenia (Mr). Syvemmissä (> 4 metriä) maakerrostumissa maa-aines on lähes yksinomaan silttimoreenia (SiMr). Keski-Suomen koealueen lohkon yksi maa-aines koostuu silttimoreenista (SiMr), siltistä (Si) ja osittain myös moreenista (Mr). Lohkojen kaksi ja kolme maa-aines on lähes yksinomaan hiekkamoreenia (HkMr) sekä vähäisessä määrin myös moreenia (Mr). Peruskallio sijaintisyvyys vaihtelee lohkolla yksi noin 2,0–4,0 metrin, mutta kaivojen 1–5 kohdalla peruskallion sijaintisyvyys on suurempi kuin luotauksella on havaittu (> 8 metriä). Lohkoilla kaksi ja kolme peruskallion sijainti vaihtelee yhdestä metristä noin seitsemään metriin. Lähimpänä maanpintaa peruskallio sijaitsee Etelä-Suomen koealueella, jossa sijaintisyvyys vaihtelee noin yhdestä metristä neljään metriin. Peruskallion päällä oleva maa-aines muodostuu moreenista (Mr) ja hiekkamoreenista (HkMr), mutta myös vähäisessä määrin hienoa hiekkaa (hHk) sekä hienon hiekan ja siltin sekoitusta (hHkSi).

Pohjaveden pinta vaihteli Pohjois-Suomen koealueella noin 1–4 metriin ja muilla koealueilla 0,5–3,0 metriin. Koska vedellä kyllästynyt maakerros sijaitsee, etenkin Keski- ja Etelä-Suomen koealueilla, lähellä maanpintaa olevan peruskallion päällä, vesi ei ole varsinaista syväpohjavettä vaan pikemminkin matalapohjavettä tai osittain jopa orsivettä.

Koealueiden puustojen keskimääräiset tilavuudet vaihtelivat Etelä-Suomen 380 kuutiometristä hehtaarilla Pohjois-Suomen 277 kuutiometriin hehtaarilla. Keski-Suomessa keskimääräinen tilavuus oli 286 kuutiometriä hehtaarilla. Pohjois- ja Keski-Suomen koealueilla puusto oli lähes yksinomaan kuusta, Etelä-Suomen koealueella männyn osuus oli poikkeuksellisen korkea, 26 prosenttia puuston tilavuudesta. (Seppänen–Murto–Pasanen–Kubin 2009, 6.)

Koealueiden hakkuutähdebiomassa on mitattu kaikilta käsittelyiltä Pohjois-Suomessa, Keski- ja Etelä-Suomessa mittausta on suoritettu vain käsittelyltä kuusi. Pohjois-Suomessa käsittelyillä, joilta hakkuutähteitä ei kerätty (käsittelyt kaksi ja kolme), oli kuiva-ainetta keskimäärin 45 tonnia hehtaarilla. Käsittelyille neljä ja viisi jäi keruun jälkeen keskimäärin 26 tonnia kuiva-ainetta hehtaarille. Käsittelylle kuusi jääneen kuiva-aineen määrä vaihteli Keski-Suomen 12 tonnista Etelä-Suomen 25 tonniin hehtaarilla, Pohjois-Suomessa käsittelylle kuusi keruun jälkeen jäi kuiva-ainetta 13 tonnia hehtaarille. (Seppänen ym. 2009, 11.)

5.2 Tutkimusaineistot

Opinnäytetyö perustuu koealoilta vuosina 2008 ja 2009 kerättyihin aineistoihin. Vesinäytteet on kerätty neljä kertaa vuodessa, kaksi kertaa keväällä (huhti–toukokuussa), kerran loppukesällä (elokuussa) ja kerran loppuvuodesta (loka–marraskuussa). Vesinäytteiden analysointi on suoritettu Metsäntutkimuslaitoksen Muhoksen toimipaikan laboratoriossa vesianalytiikassa yleisesti käytössä olevilla menetelmillä (Taulukko 8).

Taulukko 8. Analyysimenetelmät ja niiden määrittämisrajat. • = määrittämisrajaa ei määritetty

Menetelmä	Standardi	Analysoitu	Pitoisuuden määrittämisraja ^{a)}
Spektrofotometri	SFS 3026	P-tot	5 µg/l
Spektrofotometri	ISO 7150/1	NH ₄ -N	5 µg/l
Spektrofotometri	SFS 3029	NO ₃ -N	5 µg/l
AAS liekki	SFS 3044, 3017, 3018, 3047 ja 3048	K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Zn ja Cu	•
AAS grafiitti	(SFS 5074)	Al	•
	SFS 3021	pH	•
	Sovellus standardista SFS 3023	Väriarvo	•
	SFS-EN 27888	Sähkönjohtokyky	•

^{a)} Määrittämisraja tarkoittaa pienintä pitoisuutta, joka voidaan määrittää hyväksyttävällä tarkkuudella.

Koealueilta kerätyt aineistot on yhdistetty Excel -tiedostoon. Kokonaisfosforin, ammonium- ja nitraattitypen osalta tiedostoon on lisätty muuttujat Am P-tot µg/l, Am NH₄-N µg/l ja Am NO₃-N µg/l, jotka sisältävät myös alle määrittämisrajan (pitoisuus < 5 mikrogrammaa litrassa) olevat pitoisuudet (Taulukko 9). Tiedoston kaikki muuttujat ja muuttujien tietosisältö on kuvattu liitteessä 2.

Taulukko 9. Alle ja yli määrittäysrajan olevien pitoisuuksien osuus kokonaisfosforin (Am P-tot µg/l), ammoniumtyypen (Am NH₄-N µg/l) ja nitraattityypen (Am NO₃-N µg/l) analyysituloksista

Muuttuja	2008			2009		
	< 5 µg/l, %	>= 5 µg/l, %	n	< 5 µg/l, %	>= 5 µg/l, %	n
Pohjois-Suomi						
Am P-tot µg/l	87	13	160	78	22	122
Am NH ₄ -N µg/l	51	49	160	58	42	122
Am NO ₃ -N µg/l	2	98	160	2	98	122
Keski-Suomi						
Am P-tot µg/l	57	43	273	56	44	255
Am NH ₄ -N µg/l	43	57	273	45	55	255
Am NO ₃ -N µg/l	0	100	273	1	99	255
Etelä-Suomi						
Am P-tot µg/l	63	37	280	90	10	269
Am NH ₄ -N µg/l	34	66	280	39	61	269
Am NO ₃ -N µg/l	6	94	280	0	100	269

Koska alle määrittäysrajan oleva analyysituloks on myös tulos, ne on ilmoitettu analyysien tilaajalle. Tilaajan harkintaan ja vastuulle on jäänyt miten tuloksia hyödynnetään (Piispanen 2010). Tässä opinnäytetyössä alle määrittäysrajan olevat pitoisuudet ovat kokonaisfosforin, ammonium- ja nitraattityypen osalta mukana työntilaajan ja ohjaajan toivomuksesta (Kubin 2010), joten kokonaisfosforin, ammonium- ja nitraattityypen osalta laskennoissa on käytetty muuttujien Am P-tot µg/l, Am NH₄-N µg/l ja Am NO₃-N µg/l tietosisältöjä.

Menetelmäteknisistä syistä johtuen, analyysit tuottavat myös negatiivisia pitoisuusarvoja (Piispanen 2010). Yleensä arvoihin ei tarvitse kiinnittää huomiota, koska ne sijoittuvat määrittäysrajan alapuolelle. Tilanne muuttuu, jos käy-

Taulukko 10. Nollalla korvattujen negatiivisten pitoisuusarvojen määrät ja osuus analyysitulosten kokonaismäärästä

Muuttuja	Pohjois-Suomi			Keski-Suomi				Etelä-Suomi		
	2008	2009		2008	2009			2008	2009	
	n = 160	%		n = 273	%	n = 255	%	n = 280	%	
Am P-tot µg/l	31	19	1	15	6	12	5	24	9	-
Am NH ₄ -N µg/l	-	-	-	3	-	-	-	-	-	2
Am NO ₃ -N µg/l	-	-	-	-	-	-	-	22	8	-
Fe mg/l	9	6	5	22	8	34	13	28	10	10
Mn mg/l	-	-	-	4	-	5	-	10	-	-
Zn mg/l	1	-	3	6	-	10	4	7	-	9
Cu mg/l	1	-	6	10	4	4	-	-	-	8
Al mg/l	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
Väri mgPt/l	2	-	2	-	-	1	-	-	-	2
Yhteensä	44	-	17	61	-	66	-	92	-	31

tetyllä analyysillä ei ole määrittämissä tai alle määrittämissä olevia pitoisuuksia halutaan hyödyntää. Koska analyysitulokset on olemassa, ei ole perustettua poistaa saatua tulosta, vaan se korvataan sopivaksi katsottavalla arvolla. Opinnäytetyössä negatiiviset pitoisuusarvot on korvattu nolllalla (Taulukko 10).

Aineistoon kohdistettujen muokkausten ja lisäysten lisäksi aineistosta on poistettu osa pitoisuusanalyysien tuloksista. Lähtökohtana poistoissa on pidetty, että korkeita arvoja ei poisteta pelkästään sen perusteella, että ovat korkealla. Yksittäisen pitoisuuden on täytynyt poiketa erittäin paljon muista saman muuttujan arvoista tai pitoisuus on ollut toistuvasti poikkeavalla tasolla samassa kaivossa analyysikerrasta toiseen eikä poikkeamia voida selittää koejärjestelyllisillä tai aineistollisilla syillä. (Kubin 2010.)

SPSS -ohjelmalla tehtyjen aineistotarkastelujen perusteella Pohjois-Suomen aineistosta on poistettu kaikki pitoisuusarvot kaivolta 24 päivämäärällä 26.5.2008 sekä kaivoilta kolme ja neljä kuparin pitoisuusarvot päivämäärällä 19.5.2009. Keski-Suomen aineistosta päivämäärällä 13.5.2009 on poistettu kuparin pitoisuusarvo kaivolta 67 ja Etelä-Suomen aineistosta kaivolta 26 sinkin pitoisuusarvo päivämäärällä 7.5.2009. Tarkastelussa havaittiin myös poikkeuksellisen korkeita väriarvoja toistuvasti samoilla pohjavesikaivoilla. Korkeiden pitoisuuksien syyksi epäiltiin orgaanisen aineen joutumista kaivoihin. Asian varmistamiseksi vuoden 2010 toisesta vesinäyte-erästä on analysoitu kemiallinen hapenkulutus. Saadut tulokset vahvistivat epäilyn. Analyysitulosten perusteella on Etelä-Suomen lohkon kaksi käsittelyn kuusi kaivot 36–40 korvattu lohkon neljä kaivoilla 86–90. Lisäksi on poistettu kaikki väriarvot niiltä yksittäisiltä kaivoilta, joiden näytteissä orgaanista ainetta havaittiin (Taulukko 11).

Taulukko 11. Kemiallisen hapenkulutuksen analyysitulokset ja yksittäiset kaivot, joiden väriarvot aineistosta on poistettu

	COD Mn mg/l	Kaivo numero
Keski-Suomi	9,98–33,03	34, 72, 73 ja 75
Etelä-Suomi	14,8–64,6	13, 14, 21, 22, 24, 40, 42, 44 ja 45

Orgaanisen aineen löytyminen vesinäytteistä ei kuitenkaan anna perustetta poistaa muita analyysituloksia, vaikka orgaanisella aineella voikin olla vaiku-

tusta spekrofotometriaan (Taulukko 8) perustuvien pitoisuusanalyysien tuloksiin (Piispanen 2010).

Vuonna 2008 Etelä-Suomessa raivonnut myrsky aiheutti tuhoja alueen koekelle. Myrskyn seurauksena lohkon yksi käsittelyn yksi koeruudulta on kaatanut osa puustosta juurineen. Puiden kaatumisen seurauksena koeruudulla on runsaasti paljastunutta kivennäismaata ja laajoja vettä kerääviä kuoppia. Ilmeisesti tuhon seurauksena koeruudun kaivojen nitraattityppipitoisuudet kohosivat voimakkaasti vuoden 2009 aikana, poiketen koalueen muiden lohkojen pitoisuuksista. Lohkon yksi keskimääräinen pitoisuus 391 µg/l on 7–16 -kertainen muiden lohkojen keskimääräisiin pitoisuuksiin (24–54 µg/l) verrattuna. Korkein analysoitu pitoisuus on 1 515 µg/l. Tuhovaikutuksen eliminoinniseksi laskenta- ja analyysituloksista lohkon yksi käsittely yhden kaivot 16–20 on korvattu lohkon neljä käsittelyn yksi kaivoilla 81–85.

5.3 Tutkimusmenetelmät

Pohjaveden esiintyminen kaivoissa on selvitetty seuraavalla laskentakaavalla:

$$\text{Pohjavesikerroksen paksuus kaivossa (senttimetriä)} = \text{Pohjaveden pinta putken ylälaidasta (senttimetriä) mitattuna} - \text{Kaivon syvyys pohjavesiputken ylälaidasta mitattuna (senttimetriä)}$$

Pohjaveden pinnan etäisyys maanpinnasta on selvitetty seuraavalla laskentakaavalla:

$$\text{Pohjaveden pinta maanpinnasta (senttimetriä)} = \text{Maanpinnan yläpuolella olevan putken pituus (senttimetriä)} - \text{Pohjaveden pinta pohjavesiputken ylälaidasta (senttimetriä) mitattuna}$$

Pohjaveden pinnan ja sen vaihteluun liittyviin laskelmiin on opinnäytetyössä otettu mukaan vain kaivot, joissa on ollut vettä kullakin mittauskerralla (Taulukko 12). Ainepitoisuuksien, väri- ja pH-arvojen sekä sähkönjohtokyvyn vuotuiset keskiarvot on laskettu yksittäisten laboratorioanalyysien tulosten pohjalta.

Taulukko 12. Veden esiintyminen pohjavesikaivoissa koealueittain

	Pohjois-Suomi		Keski-Suomi		Etelä-Suomi	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
Vettä	281	257	295	279	294	293
Ei vettä	18	43	5	21	2	3
Yhteensä	299	300	300	300	296	296

Aineiston muodostuessa useasta otoksesta on käytettävä tilastollista menetelmää, joka soveltuu usean otoksen käsittelyyn. Parametrisistä menetelmistä varianssianalyysi ja ei parametrisistä menetelmistä Kruskal-Wallis -testi ovat yleisesti käytettyjä. Viimekädessä käsiteltävän aineiston ominaisuudet kuitenkin ratkaisevat mitä menetelmää voidaan käyttää, sillä testit edellyttävät, että niiden perusolettamukset täyttyvät. Varianssianalyysin käyttö edellyttää, että havainnot ovat toisistaan riippumattomia, kunkin ryhmän populaatiot ovat normaalisti jakautuneita ja ryhmien (käsittelyiden) varianssit ovat yhtä suuret (Metsämuuronen 2008, 710). Kruskal-Wallis -testin käyttö edellyttää, että havainnot ovat toisistaan riippumattomia ja muuttuja on mitattu vähintään järjestysasteikolla (Räsänen–Parviainen–Jämbäck 2005, 28).

Taulukko 13. Vesinäytteiden ammoniumtyypen (Am NH₄-N µg/l) ja nitraattityypen (Am NO₃-N µg/l) analyysitulosten yhteismäärät. - = ei kerätty vesinäytteitä

Lohko	2008					2009				
	1	2	3	4	Yht.	1	2	3	4	Yht.
Käsittely	Pohjois-Suomi									
1	10	20	0	-	30	8	17	0	-	25
3	5	3	18	-	26	1	0	15	-	16
4	9	3	13	-	25	3	2	11	-	16
5	2	8	14	-	24	2	7	10	-	19
6	20	20	15	-	55	14	19	13	-	46
N yhteensä	46	54	60	-	160	28	45	49	-	122
Käsittely	Keski-Suomi									
1	20	20	20	-	60	20	20	20	-	60
3	20	20	18	-	58	20	20	15	-	55
4	19	18	12	-	49	18	19	12	-	49
5	20	20	17	-	57	20	20	7	-	47
6	20	16	13	-	49	20	16	8	-	44
N yhteensä	99	94	80	-	273	98	95	62	-	255
Käsittely	Etelä-Suomi									
1	-	17	20	20	57	-	15	18	19	52
3	14	15	20	-	49	14	15	20	-	49
4	19	17	20	-	56	19	17	20	-	56
5	20	18	20	-	58	19	15	18	-	52
6	20	-	20	20	60	20	-	20	20	60
N yhteensä	73	67	100	40	280	72	62	96	39	269

Aineistoon soveltuvan tilastollisen menetelmän löytämiseksi on ensin laskettu ammonium- ja nitraattitypen analyysitulosten yhteismäärät käsittelyittäin (Taulukko 13). Keski- ja Etelä-Suomen koalueiden analyysitulosten yhteismäärät mahdollistavat tarvittavien tilastollisten analyysien suorittamisen, kaikilta käsittelyiltä ja lohkoilta on vesinäytteitä ja ne on onnistuneesti analysoitu. Pohjois-Suomen koalueella analyysitulokset puuttuvat lohkon kolme käsittelyltä yksi molemmilta tarkasteluvuosilta, lisäksi lohkon kaksi käsittelyltä kolme ei ole analyysituloksia vuodelta 2009. Vaikka osalta Pohjois-Suomen koalueen käsittelyitä puuttuukin analyysituloksia, niin yhteismäärät ovat kuitenkin riittäviä tilastollisten analyysien suorittamiseen.

Varianssianalyysin soveltuvuus aineistojen testimenetelmäksi on selvitetty tutkimalla täyttyvätkö ryhmien (käsittelyiden) varianssien yhtäsuuruuden (Taulukko 14) ja normaalijakauman (Taulukko 15) perusolettamukset. Varianssien yhtäsuuruuden testaukseen on käytetty SPSS -ohjelmiston Levene -testiä ja normalisuuden testaukseen Kolmogorov-Smirnov -testiä.

Taulukko 14. Muuttujien Am NH₄-N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO₃-N µg/l (nitraattityppi) varianssien yhtä suuruus. (* = ryhmien varianssit ovat yhtä suuret, p > 0,05)

Muuttuja	Am NH ₄ -N µg/l	Am NO ₃ -N µg/l	Am NH ₄ -N µg/l	Am NO ₃ -N µg/l
	2008		2009	
	p-arvo			
Pohjois-Suomi	0,000	0,000	0,049	0,000
Keski-Suomi	0,167*	0,000	0,001	0,000
Etelä-Suomi	0,000	0,000	0,000	0,000

Varianssien yhtäsuuruuden perusolettamus toteutuu huonosti kaikilla koalueilla molempina tarkasteluvuosina molemmilla muuttujilla (Taulukko 14), poikkeuksena kuitenkin Keski-Suomen koalueen muuttuja Am NH₄-N µg/l (p=0,167) tarkasteluvuonna 2008. Myös normaalijakauman perusolettamus toteutuu huonosti (Taulukko 15). Perusolettamus toteutui vain muuttujien Am NH₄-N µg/l (p=0,081) ja Am NO₃-N µg/l (p=0,200) osalta tarkasteluvuonna 2009 Pohjois-Suomen koalueella (Taulukko 15).

Taulukko 15. Muuttujien Am NH₄-N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO₃-N µg/l (nitraattityppi) normaalisuus, vinous ja huipukkuus käsittelyittäin. (* = normaalijakauman olettaus täyttyy, p > 0,05)

	Am NH ₄ -N µg/l			Am NO ₃ -N µg/l		
	Kolmogorov-Smirnov ^a p-arvo	Vinous	Huipukkuus	Kolmogorov-Smirnov ^a p-arvo	Vinous	Huipukkuus
Pohjois-Suomi, 2008						
1	0,022	1,033	1,629	0,092	1,95	6,646
3	0,000	3,600	13,100	0,000	1,412	1,393
4	0,032	2,500	8,595	0,085*	1,088	0,418
5	0,000	3,128	9,157	0,000	3,249	11,029
6	0,000	1,856	4,211	0,000	2,467	5,349
Keski-Suomi, 2008						
1	0,000	6,837	49,546	0,000	1,294	0,182
3	0,000	4,220	18,218	0,000	3,878	15,567
4	0,000	5,513	33,303	0,000	2,744	6,775
5	0,000	6,646	46,825	0,000	4,147	20,513
6	0,000	6,893	47,955	0,000	1,926	2,651
Etelä-Suomi, 2008						
1	0,000	1,650	2,729	0,000	1,235	0,314
3	0,000	2,024	2,824	0,000	3,585	14,174
4	0,000	4,402	19,617	0,000	2,517	6,141
5	0,000	6,640	46,863	0,000	2,590	6,193
6	0,000	2,995	8,299	0,000	4,478	20,174
Pohjois-Suomi, 2009						
1	0,000	3,394	13,371	0,000	2,971	9,633
3	0,081*	0,628	-0,600	0,200*	0,022	-1,521
4	0,000	2,014	4,076	0,154*	0,950	-157,000
5	0,024	1,997	5,346	0,018	0,883	-0,679
6	0,000	5,331	29,517	0,000	1,490	2,127
Keski-Suomi, 2009						
1	0,000	4,852	25,756	0,000	4,020	21,913
3	0,000	2,447	5,200	0,000	0,885	-0,665
4	0,000	3,127	9,506	0,140*	-0,023	-1,396
5	0,000	6,109	39,142	0,000	1,007	-0,095
6	0,000	5,084	29,501	0,024	0,091	-1,415
Etelä-Suomi, 2009						
1	0,000	1,124	0,203	0,000	5,012	27,087
3	0,000	3,174	10,046	0,007	1,315	1,757
4	0,000	3,685	14,622	0,016	0,920	0,271
5	0,000	3,939	15,510	0,036	0,879	0,077
6	0,000	3,625	12,869	0,000	1,446	1,448

a. Lilliefors Significance Correction

Testien perusteella varianssianalyysin perusolettamukset täyttyvät vain osittain, mikä puoltaa ei parametrisen analyysin käyttöä aineiston tilastollisessa testauksessa. Koska muuttujat ovat oikealle vinoja ja varsin huipukkaita, yksittäisiä poikkeuksia lukuun ottamatta (Taulukko 15), aineistoja on koetettu

ennen tilastollisen testin valintaa normalisoida logaritmi- ja neliöjuurimuunnoksilla:

$$x = \text{LN}(y) \text{ ja } x = \text{SQRT}(y)$$

Muunnosten toimivuus on testattu Etelä-Suomen aineistoilla. Vuoden 2008 aineistoon vaikutukset ovat vähäiset, normaalijakauman olettamus täyttyy vain kahdella käsittelyllä muunnosten jälkeen (Taulukko 16). Muunnosten

Taulukko 16. Muuttujien Am NH₄-N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO₃-N µg/l (nitraattityppi) muunnettujen normalisuus logaritmi- ja neliöjuurimuunnosten jälkeen. (* = normaalijakauman olettamus täyttyy, p > 0,05)

	Am NH ₄ -N µg/l		Am NO ₃ -N µg/l	
	Logaritmi	Neliöjuuri	Logaritmi	Neliöjuuri
	Kolmogorov-Smirnov ^a			
	p-arvo			
	2008			
1	0,071*	0,004	0,000	0,000
3	0,000	0,000	0,000	0,000
4	0,000	0,000	0,000	0,000
5	0,000	0,000	0,000	0,000
6	0,000	0,000	0,057*	0,000
	2009			
1	0,200*	0,177*	0,144*	0,000
3	0,200*	0,000	0,000	0,200*
4	0,097*	0,000	0,000	0,200*
5	0,024	0,000	0,200*	0,200*
6	0,001	0,000	0,077*	0,006

a. Lilliefors Significance Correction

vaikutukset ovat selvemmin havaittavissa tarkasteluvuoden 2009 aineistossa. Logaritmuunnetuilla muuttujilla normaalijakauman olettamus täyttyy kuudella ja neliöjuurimuunnetuilla muuttujilla kolmella käsittelyllä muunnosten jälkeen (Taulukko 16). Varianssien yhtä suuruuteen muunnoksilla ei ole vaikutusta (Taulukko 17).

Taulukko 17. Muuttujien Am NH₄-N µg/l (ammoniumtyppi) ja Am NO₃-N µg/l (nitraattityppi) muuttujien varianssien yhtä suuruus logaritmi- ja neliöjuurimuunnosten jälkeen. (* = ryhmien varianssit ovat yhtä suuret, p > 0,05)

	Am NH ₄ -N µg/l		Am NO ₃ -N µg/l	
	Logaritmi	Neliöjuuri	Logaritmi	Neliöjuuri
	p-arvo			
2008	0,008	0,000	0,002	0,000
2009	0,000	0,000	0,000	0,000

Muunnosten normalisoiva vaikutus muuttujiin on niin vähäinen, että varianssianalyysin perusolettamukset eivät täyty riittävässä määrin, lisäksi muunnettujen arvojen käyttö testeissä vaikeuttaisi tulosten tulkintaa. Edellisten perusteella varianssianalyysi hylättiin käytettävänä testinä. Aineistojen testaus on tehty SPSS -ohjelmiston Kruskal-Wallis -testillä. Koska SPSS -ohjelmassa ei ole Kruskal-Wallis -testiin liittyvää parivertailua käsittelyjen tilastollisten erojen selvittämiseksi, on vertailut tehty alla olevalla epäyhtälöllä (Siegel–Castellan 1988, 231).

$$|\bar{R}_u - \bar{R}_v| \geq z_{\alpha/k(k-1)} \sqrt{\frac{N(N+1)}{12} \left(\frac{1}{n_u} + \frac{1}{n_v} \right)}$$

6 TULOKSET

6.1 Pohjaveden pinnankorkeus ja sen vaihtelu koealueilla

Pohjaveden pinnankorkeuksissa ja niiden muutoksissa oli havaittavissa pohjois-etelä suuntaista riippuvuutta. Pohjaveden pinta oli lähempänä maanpintaa molempina tarkasteluvuosina Etelä- ja Keski-Suomen koealueilla kuin Pohjois-Suomen koealueella. Etelä-Suomen koealueella pohjaveden pinta oli -51 senttimetriä maanpinnan tasosta mitattuna vuonna 2008 ja -66 senttimetriä vuonna 2009, Keski-Suomen koealueella vastaavasti -83 senttimetriä ja -102 senttimetriä ja Pohjois-Suomen koealueella -175 senttimetriä ja -209 senttimetriä. Tarkasteluvuosien välinen pohjaveden pinnankorkeuden muutos oli pienimmillään Etelä-Suomen koealueella ollen 15 senttimetriä ja suurimmillaan Pohjois-Suomen koealueella 34 senttimetriä (Taulukko 18).

Taulukko 18. Käsittelyitaiset pohjaveden pinnankorkeudet (senttimetriä) maan pinnantasosta mitattuna

	2008	2009	Ero	2008	2009	Ero	2008	2009	Ero
	Pohjois-Suomi			Keski-Suomi			Etelä-Suomi		
1	-171	-207	36	-87	-100	12	-52	-66	14
3	-203	-232	28	-42	-67	24	-54	-62	7
4	-169	-186	17	-136	-146	10	-41	-52	11
5	-238	-258	19	-98	-122	24	-51	-73	23
6	-93	-163	70	-52	-75	23	-56	-76	20

Käsittelyitaiset pohjaveden pinnankorkeudet olivat molempina tarkasteluvuosina syvimmällä Pohjois-Suomen koealueella kuin Keski- ja Etelä-Suomessa (Taulukko 18). Myös suurimmat tarkasteluvuosien väliset muutokset pinnankorkeuksissa olivat Pohjois-Suomen koealueella, käsittelyllä kuusi noin 70 senttimetriä ja käsittelyllä yksi noin 36 senttimetriä. Pienimmillään muutokset olivat Etelä-Suomen käsittelyllä kolme ja Keski-Suomen käsittelyllä neljä (Taulukko 18).

Tarkasteltaessa käsittelyitaisia pohjaveden pinnankorkeuden vaihteluja mitausajankohdittain, oli pohjaveden pinta korkeimmillaan vuonna 2008 kaikilla koealueilla ja käsittelyillä vuoden ensimmäisellä mittauskerralla, jonka jälkeen vedenpinta laski, ollen alimmillaan kolmannella mittauskerralla elokuussa. Vuoden viimeisellä mittauskerralla vedenpinta oli jälleen kohonnut. Vuonna 2009 Pohjois- ja Keski-Suomen koealueiden vedenpinta laski läpi vuoden, poikkeuksena Pohjois-Suomen käsittely kolme, joka Etelä-Suomen koealu-

een tapaan noudatti vuoden 2008 pohjaveden pinnan vaihtelurytmiä. Koealueiden vuoden 2008 ja Etelä-Suomen koealueen vuoden 2009 pohjaveden pinnan vaihtelut noudattavat tunnettua vuotuista, käsittelyistä riippumatonta rytmiä. Vesi on korkeimmillaan lumien sulamisen jälkeen, lähtien laskuun kevään ja kesän edetessä. Alhaisimmillaan vedenpinta on ennen syysateiden alkamista, joiden seurauksena vedenpinnan taso jälleen kohoaa.

Maantieteelliset erot pohjaveden korkeudessa ovat selitettävissä pitkälti alueiden geologisilla ominaisuuksilla, Keski- ja Etelä-Suomessa lähempänä maanpintaa oleva peruskallio estää veden vajoamisen syvempään maaperään, minkä seurauksena vedenpinta nousee lähelle maanpintaa. Pohjois-Suomessa myös maaperän karkeamman maalajin veden läpäisykyky on suurempi kuin Keski- ja Etelä-Suomen hienojakoisempien maalajien, minkä seurauksena vesi vajoaa nopeammin syvempään maaperään.

Taulukko 19. Koealueita lähimpänä olevilta Ilmatieteenlaitoksen mitta-aseilla mitatut sadannat (Ilmatieteenlaitos 2011)

Pohjois-Suomi							
Kajaani, Paltaniemi. Etäisyys koealueesta noin 20 kilometriä.							
	Tammikuu	Helmikuu	Maaliskuu	Huhtikuu	Toukokuu	Kesäkuu	
2008	65,2	35,0	46,5	37,8	17,8	55,9	
2009	32,5	19,9	12,4	20,3	54,4	43,6	
	Heinäkuu	Elokuu	Syyskuu	Lokakuu	Marraskuu	Joulukuu	Yhteensä / mm
2008	78,5	68,2	46,9	95,6	55,3	42,0	644,7
2009	78,7	80,4	71,8	33,4	42,4	20,9	510,7
Keski-Suomi							
Juupajoki, Hyytiälä. Etäisyys koealueista noin 20 ja 38 kilometriä.							
	Tammikuu	Helmikuu	Maaliskuu	Huhtikuu	Toukokuu	Kesäkuu	
2008	75,3	60,4	54,2	54,0	13,2	109,9	
2009	35,3	19,9	22,6	24,5	28,8	65,3	
	Heinäkuu	Elokuu	Syyskuu	Lokakuu	Marraskuu	Joulukuu	Yhteensä / mm
2008	111,7	148,2	26,7	140,2	71,4	55,3	920,5
2009	94,8	36,2	24,3	48,8	59,8	35,5	495,8
Etelä-Suomi							
Kouvola, Anjala. Etäisyys koealueesta noin 20 kilometriä.							
	Tammikuu	Helmikuu	Maaliskuu	Huhtikuu	Toukokuu	Kesäkuu	
2008	85,4	64,6	61,0	43,4	12,9	106,3	
2009	30,4	23,8	18,9	12,9	17,5	46,6	
	Heinäkuu	Elokuu	Syyskuu	Lokakuu	Marraskuu	Joulukuu	Yhteensä / mm
2008	71,8	88,5	37,6	145,3	105,4	62,7	884,9
2009	85,2	95,2	57,5	112,8	75,7	63,3	639,8

Tarkasteluvuosien välinen pohjaveden pinnan vaihtelu koealueiden välillä on selitettävissä pitkälti sateisuuden vaihtelulla. Vuosi 2008 oli selvästi sateisempi kaikilla koealueilla kuin vuosi 2009 (Taulukko 19).

6.2 Ainepitoisuuksien vuotuinen vaihtelu

Taulukoissa 20–22 on esitetty koealueiden sähkönjohtokyvyn, pH:n, väriarvon ja ainepitoisuuksien vuotuiset keskiarvot lukuun ottamatta ammonium- ja nitraattitypeä. Verrattaessa koealueiden pitoisuuksia toisiinsa, on niissä

Taulukko 20. Pitoisuuksien keskiarvot käsittelyittäin Pohjois-Suomen koealueella

Käsittely	1		3		4		5		6		Keskiarvo	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009
Sähkönjohtokyky $\mu\text{S}/\text{cm}$	24	24	23	28	18	22	23	26	24	27	23	26
pH	5,9	5,8	6,0	5,9	5,9	5,9	6,1	6,1	5,7	5,7	5,9	5,9
Väri mgPt/l	5	7	41	8	17	5	4	4	4	7	12	6
Natrium mg/l	1,69	1,77	1,64	1,70	1,49	1,62	2,31	2,21	1,71	1,93	1,75	1,87
Kalium mg/l	0,47	0,45	0,41	0,26	0,39	0,38	0,22	0,25	0,27	0,28	0,34	0,32
Kalsium mg/l	1,71	1,71	1,52	2,05	1,14	1,37	1,40	1,65	1,75	2,02	1,56	1,82
Magnesium mg/l	0,57	0,60	0,70	1,03	0,39	0,52	0,52	0,66	0,61	0,73	0,57	0,70
Rauta mg/l	0,02	0,07	0,03	0,06	0,02	0,05	0,02	0,04	0,01	0,06	0,02	0,06
Mangaani mg/l	0,02	0,03	0,02	0,03	0,01	0,03	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03
Sinkki mg/l	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Kupari mg/l	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01
Alumiini mg/l	0,06	0,12	0,10	0,16	0,08	0,05	0,07	0,04	0,05	0,13	0,07	0,11
Kokonaisfosfori $\mu\text{g}/\text{l}$	3	5	3	3	2	3	2	3	2	4	2	4

havaittavissa alueellisia eroja. Sähkönjohtokyvyn vuotuinen keskiarvo oli selvästi korkeampi Keski- ja Etelä-Suomen koealueilla molempina tarkasteluvuosina kuin Pohjois-Suomessa. Korkeampi sähkönjohtokyky on seurausta korkeammasta vesiliukoisten suolojen määrästä vedessä, mikä indikoi myös korkeita natrium-, kalium-, kalsium- ja magnesiumpitoisuuksia. Keski- ja Etelä-Suomen natrium- ja kaliumpitoisuudet olivatkin hieman korkeammalla tasolla molempina tarkasteluvuosina verrattuna Pohjois-Suomeen, lisäksi Keski-Suomen kalsium- ja magnesiumpitoisuudet olivat huomattavan korkealla verrattuna muihin koealueisiin. Keski-Suomen koealueella myös kokonaisfosforinpitoisuus oli hieman korkeampi, mutta toisaalta sinkkipitoisuus oli alhaisempii. Väriarvoista erottui Pohjois-Suomen vuoden 2008 arvo, joka oli huomattavan korkea muihin verrattuna. Kuparipitoisuuksissa ja pH-arvoissa ei

Taulukko 21. Pitoisuuksien keskiarvot käsittelyittäin Keski-Suomen koealueella

Käsittely	1		3		4		5		6		Keskiarvo	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009
Sähkonjohtokyky $\mu\text{S}/\text{cm}$	45	45	40	48	35	43	35	43	36	44	39	45
pH	6,0	6,0	5,8	5,8	5,8	5,8	5,9	5,9	5,7	5,8	5,8	5,9
Väri mgPt/l	11	13	3	5	4	4	18	23	8	6	9	10
Natrium mg/l	2,82	2,83	2,53	2,70	2,39	2,56	2,27	2,59	2,33	2,40	2,48	2,63
Kalium mg/l	0,63	0,61	0,46	0,48	0,33	0,36	0,52	0,55	0,38	0,35	0,47	0,48
Kalsium mg/l	3,54	3,44	3,40	4,06	2,88	3,61	2,82	3,51	2,82	3,65	3,11	3,65
Magnesium mg/l	1,54	1,52	1,06	1,29	0,86	1,08	0,92	1,17	0,91	1,21	1,07	1,27
Rauta mg/l	0,13	0,07	0,01	0,01	0,04	0,04	0,15	0,12	0,02	0,01	0,07	0,05
Mangaani mg/l	0,08	0,04	0,01	0,01	0,02	0,02	0,07	0,08	0,02	0,01	0,04	0,03
Sinkki mg/l	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
Kupari mg/l	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
Alumiini mg/l	0,07	0,08	0,10	0,13	0,19	0,20	0,14	0,17	0,15	0,09	0,13	0,13
Kokonaisfosfori $\mu\text{g}/\text{l}$	7	6	5	6	6	5	8	7	5	4	6	5

ollut havaittavissa alueellisia eroja. Alumiinipitoisuudet kohosivat selvästi siirryttäessä pohjoisesta etelään.

Taulukko 22. Pitoisuuksien keskiarvot käsittelyittäin Etelä-Suomen koealueella

Käsittely	1		3		4		5		6		Keskiarvo	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009
Sähkonjohtokyky $\mu\text{S}/\text{cm}$	40	41	33	36	31	32	34	39	39	40	36	38
pH	5,0	5,1	5,2	5,2	5,2	5,3	5,1	5,2	5,6	5,5	5,2	5,3
Väri mgPt/l	10	10	4	5	6	6	5	6	16	8	9	7
Natrium mg/l	2,69	2,58	1,70	1,47	1,78	1,70	2,04	1,70	2,63	2,40	2,19	1,99
Kalium mg/l	0,43	0,46	1,13	2,15	0,88	1,10	0,74	1,60	0,58	0,70	0,74	1,18
Kalsium mg/l	1,84	1,84	1,55	1,64	1,54	1,75	1,63	1,77	3,04	2,78	1,94	1,98
Magnesium mg/l	0,42	0,44	0,32	0,37	0,31	0,38	0,35	0,41	0,59	0,56	0,40	0,43
Rauta mg/l	0,17	0,15	0,07	0,06	0,13	0,04	0,02	0,02	0,41	0,05	0,17	0,06
Mangaani mg/l	0,02	0,02	0,11	0,08	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03
Sinkki mg/l	0,01	0,01	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
Kupari mg/l	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
Alumiini mg/l	0,87	1,03	0,75	0,87	0,58	0,61	0,78	0,93	0,30	0,45	0,65	0,77
Kokonaisfosfori $\mu\text{g}/\text{l}$	5	3	4	3	6	1	4	2	5	2	5	2

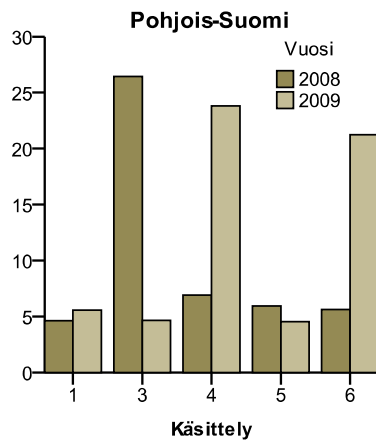
Verrattaessa vuotuisia pitoisuuskeskiarvoja Ympäristökeskuksen (Taulukko 1) pitkäaikaisen seurannan tuloksiin havaitaan, että natrium-, kalsium-, rauta- kalium- ja magnesiumpitoisuuksien olevan alhaisemmalla tasolla molempina tarkasteluvuosina kaikilla koealueilla lukuun ottamatta Etelä-Suomen vuoden 2009 kaliumpitoisuutta ja Keski-Suomen magnesiumpitoisuutta. Muista pitoi-

suuksista poiketen koealueiden kuparipitoisuudet olivat korkeammalla tasolla kaikilla koealueilla molempina tarkasteluvuosina kuin pitkäaikaiset keskiarvot.

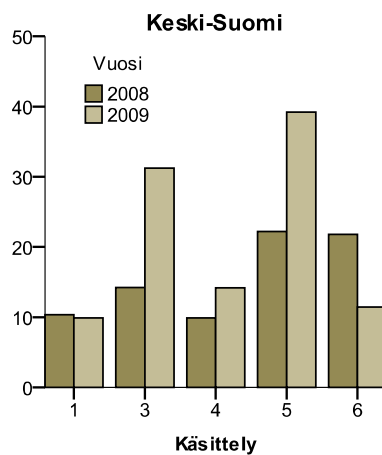
Sosiaali- ja terveysministeriön talousvedelle asettamat laatuvaatimukset täyttyivät pääsääntöisesti myös koealueilta kerättyjen vesinäytteiden osalta. Mangaanipitoisuudelle asetettu laatusuositus 0,05 milligramma litrassa ylittyi yksittäisillä käsittelyillä sekä Keski- että Etelä-Suomen koealueilla. Ongelmallisin tilanne oli veden pH kohdalla, se oli alhaisemmalla tasolla sekä yksittäisten käsittelyiden että vuotuisten keskiarvojen osalta kuin talousvedelle asetettu laatuvaatimuksen vaihteluväli 6,5–9,5 (Sosiaali- ja terveysministeriö 2000, 1118). Koealueiden pohjavedet olivat siten happamia (pH < 7) ja huomattavan happamia (pH < 6). Yksittäistä syytä tähän on vaikea nimetä, sillä happamoituminen on aina monen paikallisen tekijän yhteisvaikutuksen seurausta, muun muassa happamalla laskeumalla, lämpötilalla, kasvipeitteellä ja hakkuutähteiden korjuulla on todettu olevan vaikutusta pohjaveden happamoitumiseen. Lisäksi maanpinnan lähellä olevien pohjavesikerrostumien on todettu happamoituvan helpoiten (Backman ym. 1999, 19). Tämä selittää osaltaan Etelä-Suomen muita koealueita matalamman pH-arvon. Yksi selittävä tekijä laskeneelle pH:lle on nitrifikaation kiihtyminen hakkuualoilla. Väriarvolle ei ole määritelty raja-arvoja Sosiaali- ja terveysministeriön toimesta (Sosiaali- ja terveysministeriö 2000, 1118).

6.3 Ammoniumtyypen vuotuinen vaihtelu

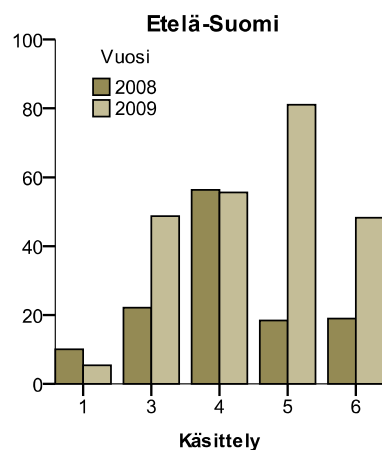
Ensimmäisenä tarkasteluvuonna käsittelyiden 4–6 pitoisuudet olivat selvästi alhaisimmalla tasolla Pohjois-Suomen koealueella, pitoisuuksien kohotessa etelää kohti siirryttäessä. Pitoisuudet vaihtelivat Pohjois-Suomessa 6–7 mikrogrammaan litrassa, Keski-Suomessa 10–22 mikrogrammaan litrassa ja Etelä-Suomessa 18–56 mikrogrammaan litrassa (Kuvio 8). Muista käsittelyistä poiketen käsittelyn kolme korkein pitoisuus, 26 mikrogrammaa litrassa oli Pohjois-Suomen koealueella, Keski-Suomen pitoisuuden ollessa 14 mikrogrammaa litrassa ja Etelä-Suomen 22 mikrogrammaa litrassa. Pohjois-Suomen korkean pitoisuuden taustalla on lohkon yksi kahden ensimmäisen mittauskerran korkeat pitoisuudet, ilman niitä pitoisuus olisi vain yhdeksän mikrogrammaa litrassa. Varmaa syytä korkeille pitoisuuksille ei ole löydetty, mutta voivat olla seurausta joko ulkoisista tekijöistä, esimerkiksi erilaisista jäteksistä tai itse käsittelystä.



	Keskihajonta		Vaihteluväli		n	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	2	8	8	37	30	25
3	65	3	295	11	26	16
4	4	35	21	127	25	16
5	6	3	24	15	24	19
6	3	75	16	465	55	46



	Keskihajonta		Vaihteluväli		n	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	29	20	223	131	60	60
3	31	53	171	212	58	55
4	20	27	136	132	49	49
5	77	162	567	1081	57	47
6	84	18	593	119	49	44



	Keskihajonta		Vaihteluväli		n	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	8	5	36	18	57	52
3	32	92	113	443	49	49
4	179	122	988	629	56	56
5	64	245	469	1211	58	52
6	35	119	161	588	60	60

Kuvio 8. Ammoniumtyyppipitoisuuksien (mikrogrammaa litrassa) vuotuinen vaihtelu

Verrattaessa käsittelyitäisiä pitoisuuksia alueellisiin kontroleihin, Pohjois-Suomessa viisi mikrogrammaa litrassa ja Keski- ja Etelä-Suomessa 10 mikrogrammaa litrassa, havaitaan pitoisuuksien olevan koholla osalla käsittelyjä. Pohjois-Suomen koalueella selvimmin koholla oli käsittelyn kolme pitoisuus (26 mikrogrammaa litrassa), joka oli noin 5 -kertainen kontrolliin verrattuna ja

noin 3,5–4,0 -kertainen muihin käsittelyihin verrattuna. Eniten kontrollista erosi Etelä-Suomessa käsittelyn neljä pitoisuus (56 mikrogrammaa litrassa), joka oli noin 5,5 -kertainen kontrolliin verrattuna ja noin 2,5–3,0 -kertainen muihin käsittelyihin verrattuna. Keski-Suomessa korkeimmat pitoisuudet olivat 2 -kertaiset kontrolliin verrattuna. Korkeimmat yksittäiset pitoisuudet ensimmäisenä tarkasteluvuonna analysoitiin Pohjois-Suomessa käsittelyllä kolme (297 mikrogrammaa litrassa), Keski-Suomessa käsittelyllä kuusi (595 mikrogrammaa litrassa) ja Etelä-Suomessa käsittelyltä kolme (990 mikrogrammaa litrassa).

Toisena tarkasteluvuonna pitoisuudet olivat kohonneet selvimmin Etelä-Suomen koealueen kaikilla käsittelyillä (3–6) pitoisuuksien vaihdellessa 48–81 mikrogrammaan litrassa. Pitoisuudet olivat myös selvästi korkeimmalla tasolla muihin koealueisiin verrattuna, Keski-Suomessa pitoisuudet vaihtelevat 11–39 mikrogrammaan litrassa ja Pohjois-Suomessa 5–24 mikrogrammaan litrassa. Etelä-Suomessa sekä kontrolliin (viisi mikrogrammaa litrassa) että ensimmäisen tarkasteluvuoden pitoisuuteen (18 mikrogrammaa litrassa) verrattuna selvimmin oli kohonnut käsittelyn viisi pitoisuus (81 mikrogrammaa litrassa). Kontrolliin verrattuna pitoisuus oli 16 -kertainen ja edellisen vuoden vastaavaan pitoisuuteen verrattuna 4,5 -kertainen. Keski-Suomessa olivat kohonneet selvimmin käsittelyiden kolme ja viisi pitoisuudet (31 ja 39 mikrogrammaa litrassa). Pitoisuudet olivat noin 3,1–3,9 -kertaiset kontrolliin (10 mikrogrammaa litrassa) verrattuna. Toisaalta käsittelyn kuusi pitoisuus oli puolittunut ensimmäisen tarkasteluvuoden 22 mikrogrammasta litrassa toisen tarkasteluvuoden 11 mikrogrammaan litrassa. Pohjois-Suomessa selvimmin olivat kohonneet käsittelyiden neljä ja kuusi pitoisuudet (24 ja 21 mikrogrammaa litrassa). Pitoisuudet olivat noin 3,5–4,0 -kertaiset kontrolliin (kuusi mikrogrammaa litrassa) verrattuna. Ensimmäisenä tarkasteluvuonna käsittelyn kolme korkealla ollut pitoisuus (26 mikrogrammaa litrassa) oli laskenut voimakkaasti, asettuen samalle tasolle kontrollin ja käsittelyn viisi kanssa. Korkeimmat yksittäiset pitoisuudet toisena tarkasteluvuonna analysoitiin Pohjois-Suomessa käsittelyltä kuusi (466 mikrogrammaa litrassa), Keski-Suomessa käsittelyltä viisi (1 081 mikrogrammaa litrassa) ja Etelä-Suomessa käsittelyltä viisi (1 212 mikrogrammaa litrassa).

Verrattaessa pitoisuuksia Ympäristökeskuksen pitkäaikaisen seurannan tuloksiin (Taulukko 1) havaitaan pitoisuuksien ylittävän ne Etelä-Suomen koealueen käsittelyillä 3–6 vuonna 2009 ja käsittelyillä neljä myös vuonna 2008. Vaikka pitoisuudet ovatkin kohonneet, ne eivät kuitenkaan ylitä Sosiaali- ja terveysministeriön talousvedelle asettamaa raja-arvoa 0,40 milligrammaa litrassa (Sosiaali- ja terveysministeriö 2000, 1118).

Tilastolliset testit osoittavat, että osalla koealueita käsittelyiden välillä oli myös tilastollisia eroja. (Taulukko 23). Ensimmäisenä tarkasteluvuonna kont-

Taulukko 23. Kruskal-Wallis -testin tulokset muuttujalle Am NH₄-N µg/l ryhmittelymuuttujan ollessa käsittely (* p ≤ 0,05 melkein merkitsevä, ** p ≤ 0,01 merkitsevä, *** p ≤ 0,001 erittäin merkitsevä)

	Pohjois-Suomi	Keski-Suomi	Etelä-Suomi
2008	0,068	0,008**	0,145
2009	0,115	0,005**	0,000***

rollista poikkesi tilastollisesti merkitsevästi Keski-Suomen koealueella käsittely kuusi ja toisena tarkasteluvuonna käsittely kolme. Lisäksi käsittelyt kolme ja neljä poikkesivat toisistaan melkein merkitsevästi. Etelä-Suomen koealu-

Taulukko 24. Muuttujan Am NH₄-N µg/l parivertailun tulokset (* p ≤ 0,05 melkein merkitsevä, ** p ≤ 0,01 merkitsevä, *** p ≤ 0,001 erittäin merkitsevä)

Käsittely	Keski-Suomi, 2008				
	1	3	4	5	6
1		0,562	4,931	0,563	0,005**
3	0,562		2,575	9,941	1,006
4	4,931	2,575		2,564	0,077
5	0,563	9,941	9,941		1,034
6	0,005**	1,006	1,006	1,034	
Käsittely	Keski-Suomi, 2009				
	1	3	4	5	6
1		0,006**	7,551	1,898	0,602
3	0,006**		0,028*	0,478	1,732
4	7,551	0,028*		3,387	1,318
5	1,898	0,478	3,387		5,748
6	0,602	1,732	1,318	5,478	
Käsittely	Etelä-Suomi, 2009				
	1	3	4	5	6
1		0,001***	0,005**	0,075	0,007**
3	0,001***		0,455	0,059	0,260
4	0,005**	0,455		4,155	8,400
5	0,075	0,059	4,155		5,290
6	0,007**	0,260	8,400	5,290	

eella kontrollista poikkesi merkitsevästi käsittelyt neljä ja kuusi sekä erittäin merkitsevästi käsittely yksi (Taulukko 24).

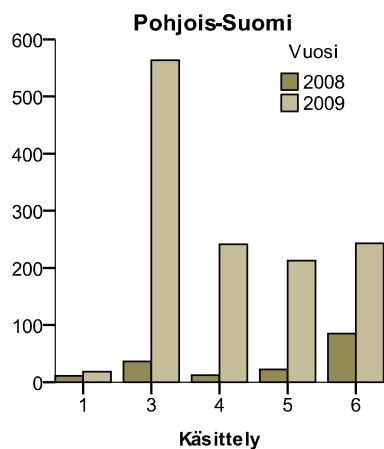
6.4 Nitraattityypen vuotuinen vaihtelu

Ensimmäisenä tarkasteluvuonna käsittelyiden kolme, neljä ja kuusi pitoisuudet olivat korkeimmalla tasolla Keski-Suomen koealueella, vaihdellen 99–194 mikrogrammaan litrassa, Etelä-Suomessa pitoisuudet vaihtelivat 26–65 mikrogrammaan litrassa ja Pohjois-Suomessa 12–85 mikrogrammaan litrassa. Käsittelyllä viisi korkein pitoisuus oli Etelä-Suomessa koealueella 70 mikrogrammaa litrassa (Kuvio 9).

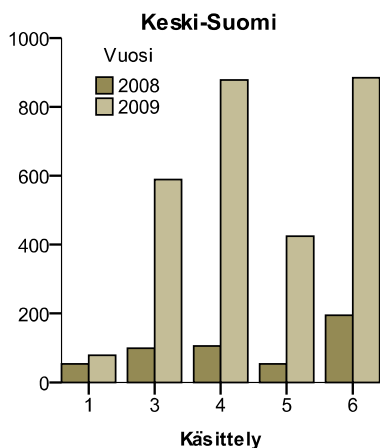
Alueellisiin kontrolleihin verrattuna, Pohjois-Suomi 11 mikrogrammaa litrassa, Keski-Suomi 54 mikrogrammaa litrassa ja Etelä-Suomi 24 mikrogrammaa litrassa, pitoisuudet olivat kohonneen osalla käsittelyjä jo ensimmäisen tarkasteluvuoden aikana (Kuvio 9). Pohjois-Suomessa koholla oli käsittelyn kuusi pitoisuus (85 mikrogrammaa litrassa), joka oli 7,7 -kertainen kontrolliin verrattuja ja muihin käsittelyihin verrattuna 2,4–7,0 -kertainen. Käsittelyn kuusi pitoisuus oli koholla myös Keski-Suomen koealueella (194 mikrogrammaa litrassa). Pitoisuus oli 1,8–3,5 -kertainen muihin käsittelyihin ja 3,6 -kertainen kontrolliin verrattuna. Etelä-Suomessa koholla olivat käsittelyiden viisi (70 mikrogrammaa litrassa) ja kuusi (65 mikrogrammaa litrassa) pitoisuudet. Pitoisuudet olivat kuitenkin vain 2,7–2,9 -kertaa korkeammalla kuin kontrolli. Korkeimmat yksittäiset pitoisuudet ensimmäisenä tarkasteluvuonna analysoitiin Pohjois-Suomessa käsittelyltä kuusi (605 mikrogrammaa litrassa), Keski-Suomessa käsittelyltä kolme (1 300 mikrogrammaa litrassa) ja Etelä-Suomessa käsittelyltä kuusi (881 mikrogrammaa litrassa).

Pitoisuudet kohosivat selvästi toisena tarkasteluvuonna (Kuvio 9). Käsittelyiden kolme, neljä ja kuusi pitoisuudet olivat korkeimmalla tasolla ensimmäisen tarkasteluvuoden tapaan Keski-Suomen koealueella, pitoisuuksien vaihdellussa 589–885 mikrogrammaan litrassa. Etelä-Suomessa pitoisuudet vaihtelivat 405–451 mikrogrammaan litrassa ja Pohjois-Suomessa 213–563 mikrogrammaa litrassa. Pohjois-Suomen käsittelyn kolme pitoisuus 563 mikrogrammaa litrassa ei ole seurausta vuoden 2008 korkeista ammoniumtyyppi-pitoisuuksista lohkolla yksi vaan lohkon kolme voimakkaasti kohonneita pitoi-

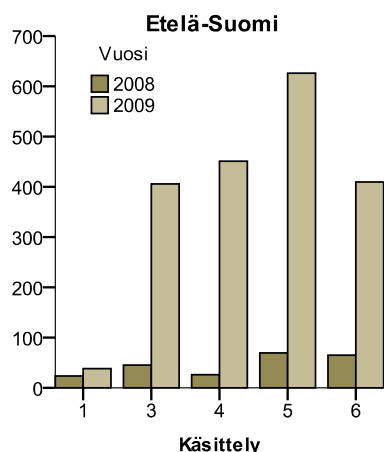
suuksista. Etelä-Suomen koalueella korkein pitoisuus (626 mikrogrammaa litrassa) oli käsittelyllä viisi.



	Keskihajonta		Vaihteluväli		n	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	5	26	25	116	30	25
3	35	424	127	1200	26	16
4	5	206	16	660	25	16
5	31	169	136	503	24	19
6	148	226	602	997	55	46



	Keskihajon-		Vaihteluväli		n	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	66	121	208	804	60	60
3	232	574	1295	1815	58	55
4	222	607	954	1822	49	49
5	85	459	536	1594	57	47
6	338	615	1286	1801	49	44



	Keskihajonta		Vaihteluväli		n	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009
1	21	80	78	506	57	52
3	79	381	436	1547	49	49
4	35	349	149	1386	56	56
5	119	423	528	1637	58	52
6	160	455	881	1705	60	60

Kuvio 9. Nitraattityyppipitoisuuksien (mikrogrammaa litrassa) vuotuinen vaihtelu

Alueellisiin kontroleihin, Pohjois-Suomi 19 mikrogrammaa litrassa, Keski-Suomi 79 mikrogrammaa litrassa ja Etelä-Suomi mikrogrammaa litrassa, ver-

rattuna pitoisuudet nousivat moninkertaisiksi. Etelä-Suomessa käsittelyn viisi (626 mikrogrammaa litrassa) pitoisuus oli 17-kertainen ja Keski-Suomessa käsittelyn kuusi pitoisuus (885 mikrogrammaa litrassa) 11 -kertainen kontrolliin verrattuna. Suurimmillaan ero kontrolliin oli 30 -kertainen Pohjois-Suomessa käsittelyllä kolme. Korkeimmat yksittäiset pitoisuudet analysoitiin Pohjois-Suomessa käsittelyllä kolme (1 224 mikrogrammaa litrassa), Keski-Suomessa käsittelyllä kolme, neljä ja kuusi (1 832 mikrogrammaa litrassa) ja Etelä-Suomessa käsittelyllä kuusi (1 714 mikrogrammaa litrassa).

Käsittelytöiset pitoisuudet eivät ylittäneet kumpanakaan tarkasteluvuonna Sosiaali- ja terveysministeriön talousvedelle asettama raja-arvo 11 milligrammaa litrassa (11 000 mikrogrammaa litrassa) (Sosiaali- ja terveysministeriö 2000, 1118), mutta ylittävät vuonna 2009 Ympäristökeskuksen pitkäaikaisen seurannan keskipitoisuuden (Taulukko 1).

Aineiston tilastolliset testit osoittavat koealueiden käsittelyiden välillä olevan tilastollisia eroja (Taulukko 25). Ensimmäisenä tarkasteluvuonna kontrollista

Taulukko 25. Kruskal-Wallis -testin tulokset muuttujalle Am NO₃-N ryhmittelymuuttujan ollessa käsittely (* p<= 0,05 melkein merkitsevä, ** <= 0,01 merkitsevä, *** <= 0,001 erittäin merkitsevä)

	Pohjois-Suomi	Keski-Suomi	Etelä-Suomi
2008	0,000***	0,379	0,037*
2009	0,000***	0,000***	0,000***

tilastollisesti erittäin merkitsevästi poikkesivat vain Pohjois-Suomen käsittelyt kolme ja kuusi. Toisena tarkasteluvuonna käsittelyt 3–6 poikkesivat kontrollista erittäin merkitsevästi kaikilla koealueilla. Lisäksi Keski-Suomen koealueen käsittely viisi poikkesi tilastollisesti merkitsevästi käsittelyistä neljä ja kuusi vuonna 2009 (Taulukko 26).

Taulukko 26. Muuttujan Am NO₃-N parivertailun tulokset (* p<= 0,05 melkein merkitsevä, ** <= 0,01 merkitsevä, *** <= 0,001 erittäin merkitsevä)

Käsittely	Pohjois-Suomi, 2008				
	1	3	4	5	6
1		0,006**	4,200	1,598	0,001***
3	0,006**		0,110	0,539	7,339
4	4,200	0,110		5,599	0,011*
5	1,598	0,539	5,599		0,105
6	0,001***	7,339	0,011*	0,105	
	Pohjois-Suomi, 2009				
	1	3	4	5	6
1		0,001***	0,001***	0,001***	0,001***
3	0,001***		1,356	1,071	0,670
4	0,001***	1,356		9,549	9,892
5	0,001***	1,071	9,549		9,554
6	0,001***	0,670	9,892	9,554	
	Keski-Suomi, 2009				
	1	3	4	5	6
1		0,001***	0,001***	0,001***	0,000***
3	0,001***		0,826	0,792	0,330
4	0,001***	0,826		0,008**	6,638
5	0,001***	0,792	0,008**		0,003**
6	0,000***	0,330	6,638	0,003**	
	Etelä-Suomi, 2008				
	1	3	4	5	6
1		5,270	1,596	2,802	1,380
3	5,270		0,474	6,871	4,325
4	1,596	0,474		0,129	0,038*
5	2,802	6,871	0,129		6,919
6	1,380	4,325	0,038*	6,919	
	Etelä-Suomi, 2009				
	1	3	4	5	6
1		0,001***	0,000***	0,000***	0,001***
3	0,001***		2,965	0,067	6,771
4	0,000***	2,965		0,881	1,259
5	0,000***	0,067	0,881		0,011*
6	0,001***	6,771	1,259	0,011*	

7 JOHTOPÄÄTÖKSET, POHDINTAA JA ITSEANALYYSIÄ

Aikaisemmissa tutkimuksissa ei ole havaittu merkittävää metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamaa ammoniumtyypipitoisuuden nousua (Kubin–Krecek 2008, 92; Rusanen ym. 2004, 258). Tämän tutkimuksen tulokset kuitenkin osoittavat, että metsätaloustoimenpiteet, kantojen nosto mukaan lukien, voivat kohottaa lievästi ammoniumtyypin pitoisuuksia lähellä maanpintaa olevissa pohjavesissä osalla käsittelyjä verrattuna kontrollikäsittelyyn.

Ammoniumtyypin kohonneet pitoisuudet osalla käsittelyjä viittaa kiihtyneeseen orgaanisen aineen hajotukseen, etenkin toisena tarkasteluvuonna. Pitoisuuksien voimakkaiden alueellisten, vuotuisten ja käsittelyitäisten vaihtelujen vuoksi tulosten tulkinta on vaikeaa, mutta pitoisuuksien nousu näyttäisi kuitenkin olevan sidoksissa tehtyihin toimenpiteisiin, sillä kontrollikäsittelyiden pitoisuudet eivät ole juurikaan kohonneet tarkasteluvuosien aikana.

Nitraattityypin osalta saadut tutkimustulokset tukevat aikaisempia tutkimustuloksia sekä huuhtoutuman alkamisajankohdan (Kubin–Krecek 2008, 93–94) että metsänkäsittelytoimenpiteiden aiheuttaman huuhtoutuman suhteen (Haapanen ym. 2006, 51; Kubin 1995a, 57; Kubin 1995b, 67; Kubin 1995c, 663; Rosén ym. 1996, 237) myös kantojen noston osalta. Käsittelyt (3–6) ovat parantaneet mikrobiologisen toiminnan edellytyksiä koealoilla, minkä seurauksena pitoisuudet ovat kohonneet kaikilla koealueilla ja käsittelyillä poiketen tilastollisesti erittäin merkittävästi alueellisista kontrollikäsittelystä erityisesti toisena tarkasteluvuonna.

Vaikka tulokset osoittavatkin käsittelyiden kohottavan tyypipitoisuuksia erityisesti nitraattityypin osalta, niin tulokset eivät kuitenkaan tässä vaiheessa tutkimusta osoita luotettavasti kantojen noston aiheuttavan voimakkaampaa tyypin huuhtoutumista verrattuna muihin käsittelyihin. Luotettavamman kuvan, sekä määrällisen että ajallisen, saamiseksi eri käsittelyiden vaikutuksista veden tyypipitoisuuksiin edellyttää seurannan jatkamista.

Tulosten yleistettävyydessä on noudatettava harkintaa. Alueellisten ja paikallisten olosuhteiden vaikutus tuloksiin on kuitenkin merkittävä.

Tutkimuksen koejärjestelyissä selvän rajaehdon soveltuvien koealueiden löytämiselle on asettanut tukeutuminen järjestelyissä vain yhden yhteistyö-

kumppanin tarjoamiin maa-alueisiin. Se on aiheuttanut Etelä- ja Keski-Suomen koealueiden sijoittamisen alueille, joissa peruskallion läheisyydestä johtuen asennetuista kaivoista kerättävä vesi ei perinteisessä mielessä ole kaikilta osin syväpohjavettä vaan ennemminkin matalapohjavettä. Tästä syystä kerätty vesi ei myöskään ole samalla tavalla suodattunutta kuin syväpohjavesi, mitä saattaa kohottaa näytteiden ainepitoisuuksia. Lähellä maanpintaa oleva peruskallio voi myös ohjata maaperään vajoavaa vettä käsittelyltä toiselle, jolloin on vaarana, että käsittelyiden vaikutukset sekoittuvat keskenään aiheuttaen yhdysvaikutuksia. Edellä mainituista tekijöistä johtuen tulosten verrattavuus aikaisempiin pohjavettä käsitteleviin tutkimustuloksiin on heikohko.

Tulosten tulkintaa ja luotettavuutta heikentää ammoniumtyypen osalta ennen kaikkea pitoisuuksien voimakas vaihtelu. Aineistossa voi olla mukana poikkeuksellisen korkeita arvoja, joita ei ole saatu karsittua aineiston tarkastelun yhteydessä pois. Korkeiden arvojen ongelma koskee samalla tavalla myös nitraattityppeä.

Vuonna 2008 alkanutta seuranta on jatkettu vuosina 2009–2010, joten tuloksia on saatavissa myös hieman pitemmältä tarkastelujaksolta. Tulevista tuloksista voi selvittää eri käsittelyiden vaikutus ammoniumtyypen huuhtoutumaan. Pitempiaikainen seuranta voi tuoda esiin myös käsittelyiden väliset erot, ennen kaikkea kiinnostavaa olisi saada tietää poikkeavatko kannonnostokäsittelyt muista käsittelyistä ja milloin pitoisuuksien palautuminen lähemmäs häiriintymätöntä tilannetta alkaa.

Tulosten luotettavuuden parantamiseksi tulevissa tutkimuksissa koejärjestelyt tulisi toteuttaa normaaleilla käsittelykuvioilla. Tällä vältyttäisiin osalta aikaisemmin esille tulleista ongelmista, muun muassa mahdollinen käsittelyiden yhteisvaikutus saataisiin eliminoitua.

Opinnäytteen tekovaiheessa se laajennettiin koskemaan myös pohjaveden pinnan vaihtelua, koska perehdyttäessä aikaisempiin tutkimustuloksiin havaittiin pinnan korkeudella olevan vaikutusta maaperän kosteusolosuhteiden kautta tyypin kiertoon vaikuttaviin mikrobiologisiin prosessiesseihin.

Peilattaessa saavutettuja tulosta opinnäytesuunnitelmassa asetettuihin tavoitteisiin on ne saavutettu, aikataulua lukuun ottamatta. Työ on vaatinut huomattavasti enemmän aikaa kuin mitä siihen oli suunniteltu kuluvan. Ajan menekki on ollut suurempi kaikilla työn osa-alueilla, opiskelu työn ohessa rajoittaa opiskeluun käytettävää aikaa tehokkaasi. Vaikka aikaa onkin kulunut suunniteltua enemmän, niin henkilökohtaisella tasolla työn on ollut kehittävä ja opettavainen ja sille asetetut tavoitteet on myös niiltä osin saavutettu.

Opinnäytetyöprosessi on lisännyt tietämystä metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksista tekijöihin, jotka aiheuttavat ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin. Perehdyttäessä aiheeseen liittyviin aikaisempiin tutkimustuloksiin havaittiin asiassa olevan kysymyksen pitkälti typen kierron eri vaiheista ja niiden mahdollisimman hyvästä tuntemisesta. Lisäksi täytyy tunnistaa ne tekijät, jotka vaikuttavat huuhtoutumista edistäviin ja rajoittaviin typen kierron osatekijöihin. Tämä havainto kamposi opinnäytetyötä typenkierron syvällisempään selvittämiseen ja auki kirjoittamiseen opinnäytetyöhön. Typen kiertoon perehdyttäessä ei voinut välttää perehtymistä myös kasvifysiologiaan. Tietämys on lisääntynyt myös tutkimukseen liittyvien aineistojen tilastollisesta että muunlaisesta käsittelystä.

LÄHTEET

- Allen, A. – Chapman, D. 2001. Impacts of Afforestation on Groundwater Resources and Quality. *Hydrogeology Journal* Volume 9 (4), 390–400. Springer Berlin/Heidelberg.
- Ahtiainen, M. – Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. – Teoksessa *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta*, METVE -projektin loppuraportti (toim. S. Saukkonen ja K. Kenttämies), 33–50. Suomen ympäristö 2.
- Asikainen, A. – Liiri, H. – Peltola, S. – Karjalainen, T. – Laitila, J. 2008. Forest Energy Potential in Europe (EU27). Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 69. Osoitteessa <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2008/mwp069.htm>. 23.9.2010.
- Backman, B. – Lahermo, P. – Väisänen, U. – Paukola, T. – Juntunen, R. – Karhu, J. – Pullinen, A. – Rainio, H. – Tanskanen, H. 1999. Geologian ja ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. Seurantatutkimuksen tulokset vuosilta 1969–1996. Tutkimusraportti 147. Geologian tutkimuskeskus.
- Björheden, R. 2006. Drivers Behind the Development of Forest Energy in Sweden. *Biomass and Bioenergy* 30 (2006), 289–295.
- Euroopan Unioni 2007. Puheenjohtajan päätelmät 7224/1/07 REV 1. Euroopan Unionin Neuvosto. Osoitteessa <http://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cmsData/docs/pressData/fi/ec/93140.pdf>. 31.3.2010.
- Euroopan Unioni 2009a. Euroopan parlamentin ja neuvoston päätös N:o 406/2009/EY. Osoitteessa <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0136:0148:FI:PDF>. 31.3.2010.
- Euroopan Unioni 2009b. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/28/EY. Osoitteessa <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:FI:PDF>. 24.3.2010.
- Finér, L. 2007. Vesiensuojelu asettaa haasteita metsätaloudelle. – Teoksessa *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2007, 279–282. Metsäntutkimuslaitos ja Suomen metsätieteellinen seura.
- Fisher, R. F. – Binkley, D. 1999. *Ecology and Management of Forest Soils*. John Wiley & Sons Inc.
- Granhall, U. 1981. Biological Nitrogen Fixation in Relation to Environmental Factors and Functioning of Natural Ecosystem. – Teoksessa *Terrestrial Nitrogen Cycles* (eds. F.E. Clark and T. Rosswall), 131 – 145. *Ecological Bulletins* 33.
- Granli, T. – Bøckman, O. C. 1994. Nitrous Oxide from Agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*. Supplement No. 12.

- Geo-Work 2010. Maatutka. Osoitteessa [http://www.geo-work.com/Maa tutka.html](http://www.geo-work.com/Maa_tutka.html). 21.05.2010.
- Haapanen, M. – Kenttämies, K. – Porvari, P. – Sallantaus, T. 2006. Kivennäismaan uudistushakkuun vaikutus kasvinravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen; raportti Kurussa ja Janakkalassa sijaitsevien tutkimusalueiden tuloksista. – Teoksessa Metsätalouden vesistökuormitus, MESUVE -projektin loppuraportti (toim. K. Kenttämies ja T. Mattsson), 43–62. Suomen ympäristö 816.
- Hakkila, P. 2004. Puuenergian teknologiaohjelma 1999–2003. TEKES.
- Helmisaari, H-S. – Finér, L. – Kukkola, M. – Lindroos, A-J. – Luiro, J. – Piirainen, S. – Saarsalmi, A. – Smolander, A. – Tamminen, P. 2008. Energiapuun korjuu ja ravinnetase. – Teoksessa Energiapuun korjuun ympäristövaikutukset, 18–29. Metsäntutkimuslaitoksen ja Metsätalouden kehittämiskeskuksen julkaisuja.
- Helmisaari, H-S. – Kukkola, M. – Luiro, J. – Saarsalmi, A. – Smolander, A. – Tamminen, P. 2009. Hakkuutähteiden korjuu – muuttuko typen saatavuus? – Teoksessa Metsätieteen aikakauskirja 1/2009, 57–62. Metsäntutkimuslaitos ja Suomen metsätieteellinen seura.
- Hilka-Aaltonen, M. 2006. Alkusanat. – Teoksessa Metsätalouden vesistökuormitus, MESUVE- projektin loppuraportti (toim. K. Kenttämies ja T. Mattsson), 3–4. Suomen ympäristö 816.
- Huhta, V. 2003. Maaperäeläimet. – Teoksessa Metsämaa ja sen hoito (toim. E. Mälkönen), 91–100. Metsäkustannus.
- Ilmatieteenlaitos 2011. Ilmatieteenlaitoksen säähavaintoja mittausasemilta. Henriikka Simolan sähköposti 7.3.2011.
- Kansallinen metsäohjelma 2015. 2008. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/2008.
- Killham, K. 1994. Soil ecology. Cambridge University Press.
- Knowles, R. 1981. Denitrification. – Teoksessa Terrestrial Nitrogen Cycles (eds. F.E. Clark and T. Rosswall), 131–145. Ecological Bulletins 33.
- Korhonen, J – Joukola, M. 2005. Suomen hydrologiaa kuvaavia karttoja. Suomen ympäristökeskus.
- Kubin, E. 1995a. Site Preparation and Leaching of Nutrient. – Teoksessa Northern Silviculture and Management (eds. A. Ritari ja H. Saarenmaa ja M. Saarela ja H. Poikajärvi), 55–62. The Finnish Forest Research Institute Research Papers 567.
- Kubin, E. 1995b. The Effect of Clear Cutting, Waste Wood Collecting and Site Preparation on the Nutrient Leaching to Groundwater. – Teoksessa Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystem (eds. L.O. Nilsson ja R.F. Huttel ja U.T. Johansson), 661–670. Kluwer Academic Publisher.

- Kubin, E. 1998. Leaching of Nitrate Nitrogen into the Groundwater After Clear Felling and Site Preparation. *Boreal Environment Research* 3, 3–8.
- Kubin, E. 2006. Leaching of Nitrogen from Upland Forest-regeneration Sites into Wetland Areas. – Teoksessa *Environmental Role of Wetlands in Headwaters* (eds. Krecek J. ja Haigh M.), 87–94. Springer.
- Kubin, E. 2010. Metsäntutkimuslaitos Muhoksen toimipaikka erikoistutkija Eero Kubin 14.4.2010.
- Kubin, E – Kemppainen, L 1991. Effect of Clearcutting of Boreal Spruce Forest on Air and Soil Temperature Conditions. *Acta Forestalia Fennica* 225.
- Kubin, E. – Krecek, J. 2008. Impact of Forestry Practices on Groundwater Quality in the Boreal Environment. – Teoksessa *From Headwaters to the Ocean* (eds. T. Taniguchi ja C. Burnett ja Y. Fukushima ja M. Haigh M. ja Y. Umezawa), 91–96. CRC Press.
- Laitila, J. – Leinonen, A. – Flyktman, M. – Virkkunen, M. – Asikainen, A. 2010. Metsähakkeen hankinta- ja toimituslogistiikan haasteet ja kehittämistarpeet. VTT Tiedotteita 2564.
- Laurén, A. – Palviainen, M. 2007. Päätehakkuu ja orgaanisen aineen hajotus. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2007, 283–286.
- Lundin, L. 1979. Kalhuggningens Inverkar på Markvattenhalt och Grundvattennivå (The Effect of Clearcutting on Soil Moisture and Groundwater Level) *Reports in Forest Ecology and Forest Soils* 36, 1–35. Swedish University of Agriculture and Sciences.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2008. Kansallinen metsäohjelma 2015. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisija 3/2008.
- Mannerkoski, H. 2007. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus pohjaveteen. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2007, 291–295.
- Mannerkoski, H. – Finér, L. – Piirainen, S. – Starr, M. 2005. Effect of Clearcutting and Site Preparation on the Level and Quality of Groundwater in some Headwater Catchments in Eastern Finland. *Forest and Ecology and Management* 220 (2005), 107–117. Elsevier Science B.V.
- Martikainen, P. 2003. Metsämaan mikrobisto. –Teoksessa *Metsämaa ja sen hoito* (toim. E. Mälkönen), 101–14. Metsäkustannus.
- Mattsson, T. – Ahtiainen, M. – Kenttämies, K. – Haapanen, M. 2006. Avohakkuun ja ojituksen pitkäaikaisvaikutukset valuma-alueen ravinnepäästöihin ja kiintoainehuuhtoutumiin. – Teoksessa *Metsätalouden vesistökuormitus, MESUVE -projektin loppuraportti* (toim. K. Kenttämies ja T. Mattsson), 73–81. Suomen ympäristö 816.
- Metsämuuronen, J. 2008. Tutkimuksen tekemisen perusteet ihmistieteissä 2. Gummerus kirjapaino Oy.

- Metsäntutkimuslaitos 2007. Kantojen noston ja hakkuutähteiden keruun ekologiset ja metsänhoidolliset vaikutukset. Hankesuunnitelma.
- Metsäntutkimuslaitos 2009. Metsätilastollinen vuosikirja 2009.
- Metsäntutkimuslaitos 2010a. Bioenergiaa metsistä tutkimus- ja kehittämissuunnitelma (BIO). Osoitteessa <http://www.metla.fi/ohjelma/bio/index.htm>. 12.4.2010.
- Metsäntutkimuslaitos 2010b. Kantojen noston ja hakkuutähteiden keruun ekologiset ja metsänhoidolliset vaikutukset. Osoitteessa <http://www.metla.fi/hanke/3475/index.htm>. 12.4.2010.
- Mälkki, E. 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Tammi.
- Mälkönen, E. – Kukkola, M. – Finér L. 2001. Energiapuun korjuu ja metsämaan ravinnetase. – Teoksessa Biomassan tehostetun talteenoton seurannaisvaikutukset metsässä (toim. J. Nurmi ja A. Kokko), 31–52. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 816.
- Palviainen, M. – Finér, L. – Kurka, A-M. – Mannerkoski, H. – Piirainen, S. – Starr, M. 2004. Decomposition and Nutrient Release from Logging Residues after Clear-cutting of Mixed Boreal Forest. *Plant and soil* 263, 53–67.
- Palviainen, M – Finér, L. – Laiho, R. – Shorohova, E. – Kapitsa, E. – Vanha-Majamaa, I. 2010. Carbon and Nitrogen Release from Decomposing Scots Pine, Norway Spruce and Silver Birch Stumps. *Forest Ecology and Management* 259, 390–398.
- Pasanen, J. – Seppänen, R. – Keskitalo, A. 2009. Kantojen noston ja hakkuutähteiden keruun ekologiset ja metsänhoidolliset vaikutukset. Raportti koekenttien perustamisvaiheista 2005–2008. Metsäntutkimuslaitos Muhoksen toimipaikka.
- Pihlatie, M. 2001. Maatalouden dityppioksidi- ja typpimonoksidipäästöt. Pro Gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto: Limnologian- ja ympäristönsuojelun laitos.
- Pihlatie, M. 2009. Typpi ravinteena ja ilmaston lämmittäjänä. – Teoksessa Ilmansuojelu 1/2009, 4–9. Ilmansuojeluyhdistyksen jäsenlehti.
- Piirainen, S. 2007. Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus metsän vesi- ja ravinnevirtoihin. – Teoksessa Metsätieteen aikakauskirja 3/2007, 302–306. Metsäntutkimuslaitos ja Suomen metsätieteellinen seura.
- Piispanen, J. 2010. Metsäntutkimuslaitoksen Muhoksen toimipaikka laboratoriotutkimus Juha Piispanen 7.5.2010.
- Power, J. F. 1981. Nitrogen in the Cultivated Ecosystem. – Teoksessa *Terrestrial Nitrogen Cycles* (eds. F.E. Clark and T. Rosswall), 529–546. *Ecological Bulletin* 33.

- Pääministeri Matti Vanhasen II hallituksen ohjelma 2007. Valtioneuvoston kanslia.
- Rai, A. N. – Söderbäck, E. – Bergman, B. 2000. Cyanobacterium–plant Symbioses. *New Phytologist* Vol. 147 449–481.
- Raitio, H. 1983. Metsäpuiden fysiologiaa I Ravinnetaloudenperusteita. Helsingin yliopiston metsätaloustieteen laitoksen tiedonantoja No:39.
- Rosén, K. – Aronson, J-A. – Eriksson, H.M. 1996. Effects of Clear-cutting on Streamwater Quality in Forest Catchments in Central Sweden. *Forest Ecology and Management* 83 (1996) 237–244. Elsevier Science B.V.
- Rosén, K. – Lundmark-Thelin, A. 1987. Increased Nitrogen Leaching under Piles of Slash – A Consequence of Modern Forest Harvesting Techniques. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2 (1987) 21–29.
- Rusanen, K. – Finér, L. – Antikainen, M. – Korkka-Niemi, K. – Backman, B. – Britschgi, R. 2004. The Effect of Forest Cutting on the Quality of Groundwater in Large Aquifers in Finland. *Boreal Environment Research* 9, 253–261.
- Räsänen, S. – Parviainen, M. – Jämbäck, J. 2005. Luonnontieteellisen tiedon analysointi ja alueellinen tulkinta SPSS (12.0.1) ja MapInfo (7.8) -ohjelmilla. Oulun yliopiston maantieteenlaitoksen opetusmoniste No. 37.
- Seppänen, R. – Murto, T. – Pasanen, J. – Kubin, E. 2009. Latvusmassan korjuu päätehakkuualoilta työraportti. Metsäntutkimuslaitos.
- Siegel, S. – Castellan, N.J. 1988. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences* (2nd edition). McGraw-Hill.
- Smolander, A. Metsämaan orgaaninen aines. – Teoksessa *Metsämaa ja sen hoito* (toim. E. Mälkönen), 81–90. Metsäkustannus.
- Sosiaali- ja terveysministeriö. 2000. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000. Osoitteessa <http://www.finlex.fi/fi/laki/kokoelma/2000/20000060>. 19.3.2011.
- Soveri, J. – Mäkinen, R. – Peltonen, K. 2001. Pohjaveden korkeuden ja laadun vaihteluista Suomessa 1975–1999. *Suomen Ympäristö* 420.
- Suomen ympäristökeskus 2004. Pohjavesivarat. Osoitteessa <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=2530&lan=fi>. 29.9.2010.
- Suomen ympäristökeskus 2010a. Pohjaveden muodostuminen Osoitteessa <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=17915>. 29.7.2010.
- Suomen ympäristökeskus 2010b. Pohjavesi. Osoitteessa <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=321187>. 9.4.2010.

- Suomen ympäristökeskus 2010c. Happamoittava laskeuma. Osoitteessa <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=668&lan=fi>. 11.1.2012.
- United Nations 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Osoitteessa <http://unfccc.int/recource/docs/convkp/kpeng.pdf>. 24.3.2010.
- Van Cleve, K. – Alexander, V. 1981. Nitrogen Cycling in Tundra and Boreal Ecosystem. – Teoksessa *Terrestrial Nitrogen Cycles* (eds. F.E. Clark and T. Rosswall), 375–404 . *Ecological Bulletins* 33.
- Walmsley, J. D. – Goldbold, D.L. 2010. Stump Harvesting for Bioenergy – A review of the Environmental Impacts. *Forestry* Vol. 83, No 1, 17 - 38.
- Wiklander, G. 1981. Clear-cutting and the Nitrogen Cycle. Heterogeneous Nitrogen Leaching after Clear-cutting. – Teoksessa *Terrestrial Nitrogen Cycles* (eds. F.E. Clark and T. Rosswall), 642–647. *Ecological Bulletins* 33.
- Ylitalo, E. 2011. Energia. – Teoksessa *Metsätilastollinen vuosikirja 2011*, 289–314. Vammalan Kirjapaino Oy.
- Ympäristöministeriö 2003. Suomen ympäristö 607. Kioton pöytäkirjan toimeenpanon säännöt. Ympäristöministeriö ympäristönsuojeluosasto.

LIITELUETTELO JA LIITTEET

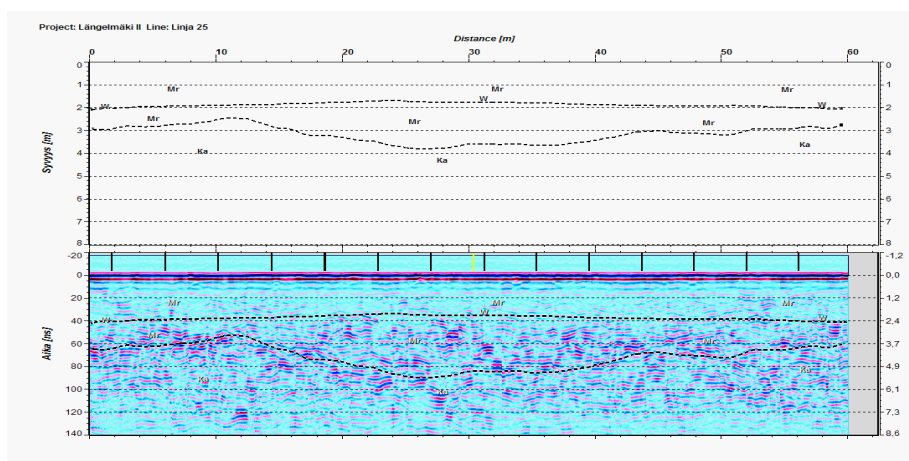
Liite 1. Maatutkaluotaus.

Liite 2. Koealueiden lohkokartat.

Liite 3. Analyyseissä ja laskennoissa käytetyn tiedoston muuttujat ja muuttujien sisältö.

Liite 1. Maatutkaluotaus

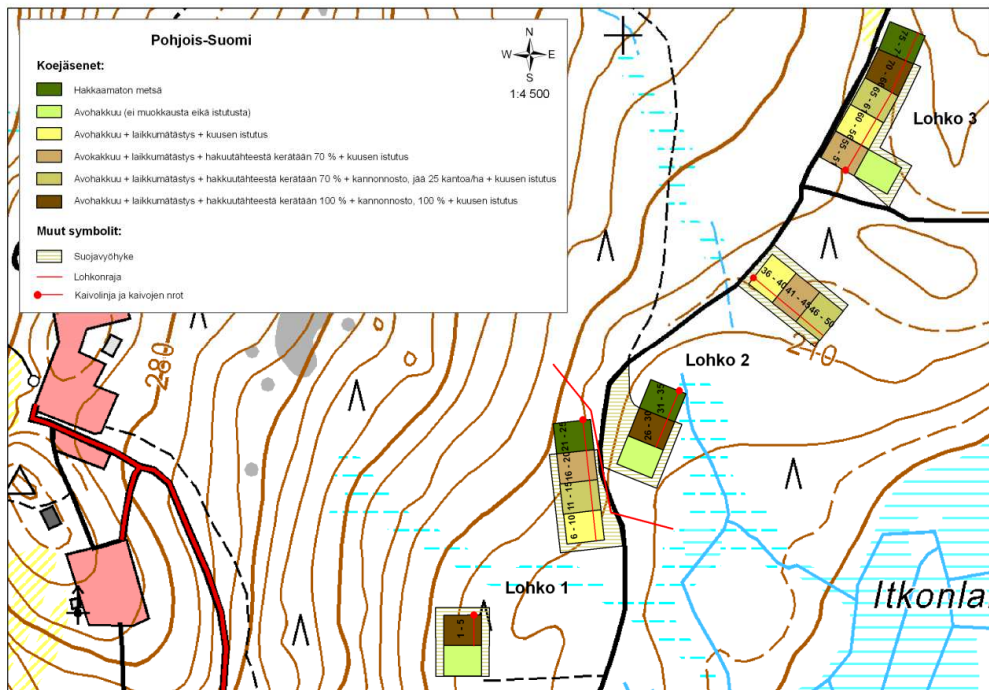
Maatutkaluotaus on maaperän kaikuluotausmenetelmä, joka mahdollistaa maaperän eri kerrostumien erottamisen toisistaan. Antenniyksikkö lähettää lyhyitä 1–6 nanosekunnin pituisia sähkömagneettisia pulsseja maaperään, jossa ne etenevät noin valonnopeudella. Aina maaperän sähköisen rajapinnan muuttuessa osa sähköaaltojen energiasta heijastuu takaisin. Heijastuneen energian voimakkuus ja sen edestakaiseen matkaan kulunut aika rekisteröidään tutkalaitteen avulla. Suoritettaessa mittaus liikkeessä, saadaan luodattavasta kohteesta rekisteröityä poikkileikkaus kohtisuoraan antennin lähetyspintaa kohden. (Geo-Work Oy 2010.)



Yllä olevan kuvion alaosassa maatutkan tuottama luotauskuva, johon on lisätty tulkinta pohjakallion sijainnista (Ka = kallio), maa-aineksen laadusta (Mr = moreeni) ja pohjavedenpinnantasosta (W = pohjavedenpinnan taso mittaushetkellä). Kuvion yläosassa tulkinta on yhdistetty palautuneiden sähköaaltojen voimakkuuden ja niiden edestakaiseen matkaan käytetyn ajan avulla laskettuun syvyystietoon. Kuvio: Geo-Work Oy / Metsäntutkimuslaitos.

Liite 2. Koeläyden lohkokartat.

Pohjois-Suomi

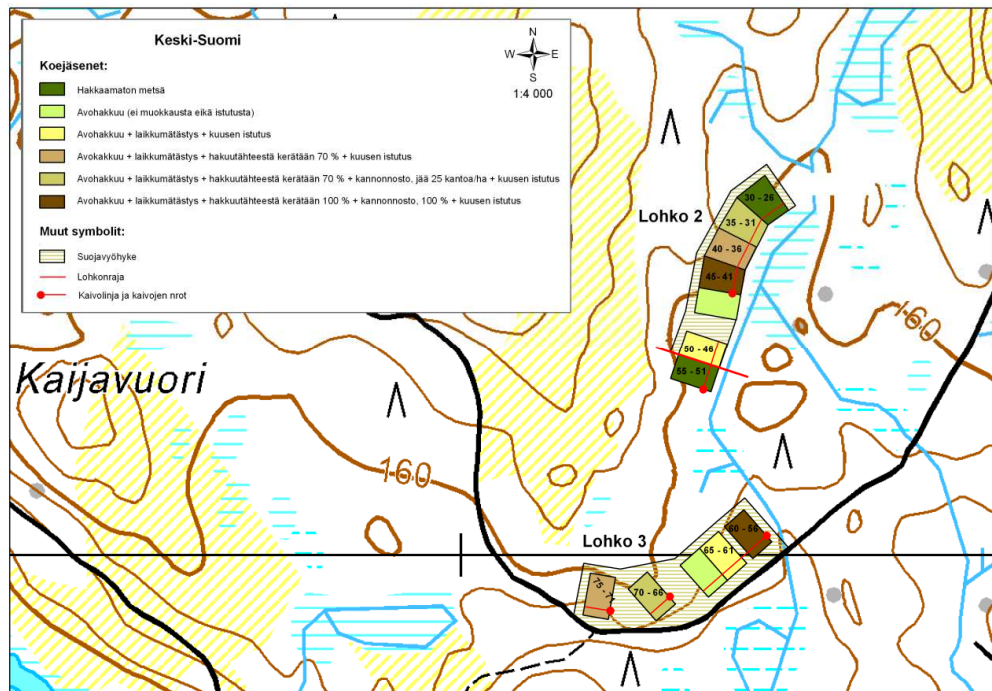


© Maanmittauslaitos MML/VIR/MYY/179/11

Keski-Suomi

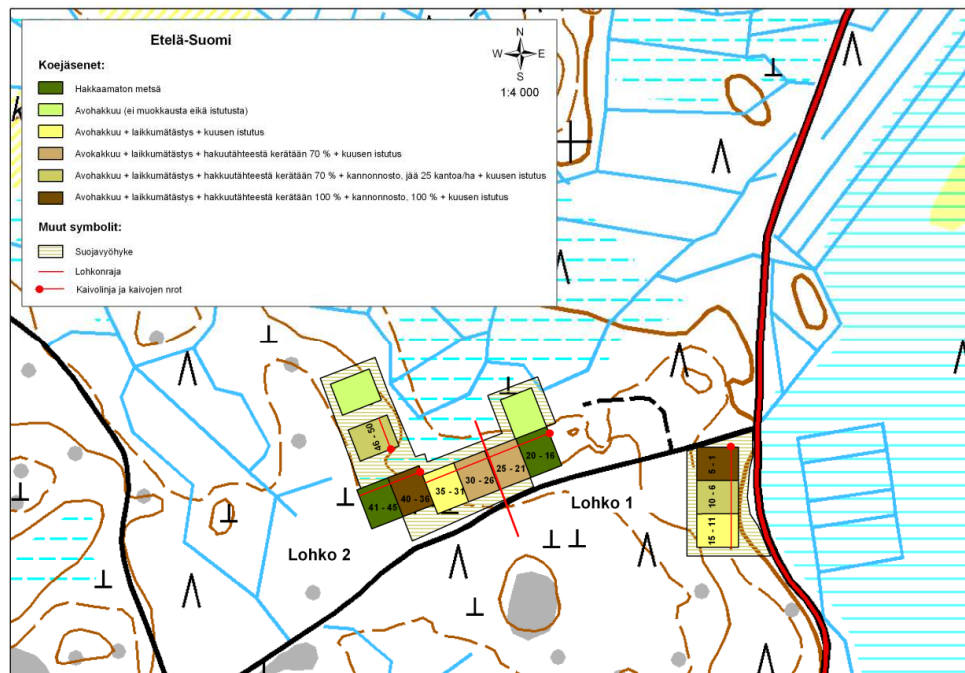


© Maanmittauslaitos MML/VIR/MYY/179/11

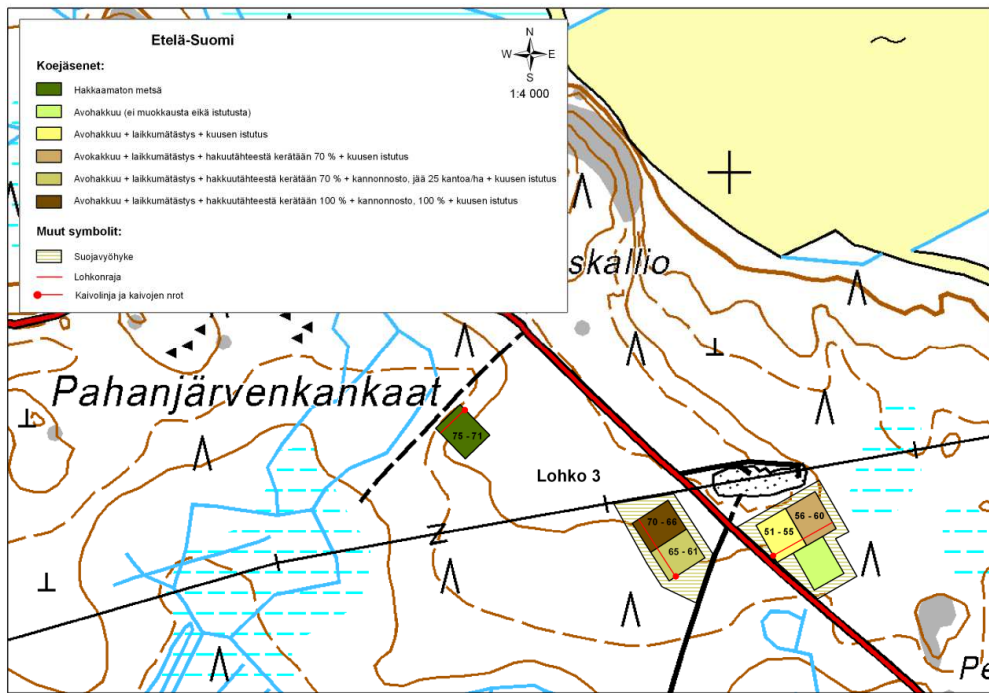


© Maanmittauslaitos MML/VIR/MYY/179/11

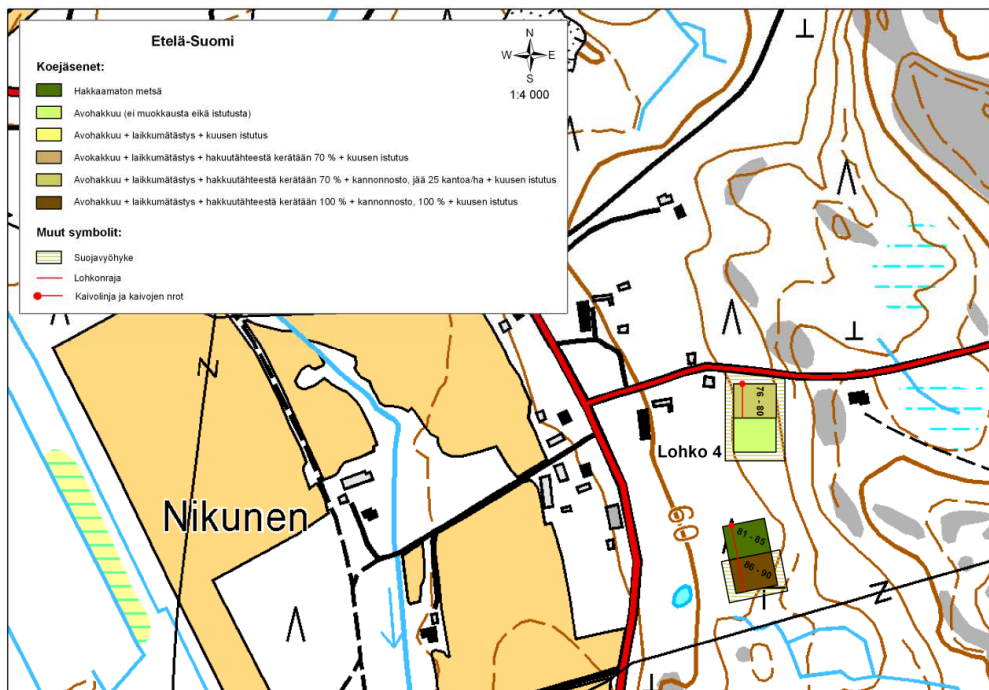
Etelä-Suomi



© Maanmittauslaitos MML/VIR/MYY/179/11



© Maanmittauslaitos MML/VIR/MYY/179/11



© Maanmittauslaitos MML/VIR/MYY/179/11

Liite 3. Aineistotiedoston muuttujat ja niiden sisältö

Lohko

Lonkonumero; 1 – 4; 9

Vuosi

Vuosi, jolloin vesinäyte on otettu; yyyy.

Vesinäytteen ottopäivä

Päivämäärä, jolloin vesinäyte on otettu; pp.kk.vvvv.

Mittausajankohta

Ke1= kevät 1 mittauskerta

Ke2= kevät 2 mittauskerta

Kes1= kesä 1

Sy1= syksy 1.

Käsittely

- 1. Hakkaamaton metsä.*
- 2. Avohakkuu, ei muokkausta, ei istutusta (ei kaivoja).*
- 3. Avohakkuu + laikkumätästys + kuusen istutus.*
- 4. Avohakkuu + hakkuutähteestä kerätään 70 % + laikkumätästys + kuusen istutus.*
- 5. Avohakkuu + hakkuutähteestä kerätään 70 % + kannonnosto, jää 25 kantoa/ha + laikkumätästys + kuusen istutus.*
- 6. Avohakkuu + hakkuutähteestä kerätään 100 % + kannonnosto, 100 % + laikkumätästys + kuusen istutus.*

Kaivonro

Pohjavesikaivon numero.

Kaivon syvyys putken ylälaidasta / cm

Pohjavesikaivon kokonaissyvyys pohjavesiputken ylälaidasta mitattuna.

Maanpinnan yläpuolella olevan putkenpituus / cm

Pohjavesikaivon maanpinnalla olevan putkenosan pituus maanpinnasta mitattuna.

Vedenpinta putken ylälaidasta / cm

Pohjaveden pinnantasoo pohjavesiputken ylälaidasta mitattuna.

Tyhjän putken osuus maanpinnan tasosta / cm

Tyhjän putken osuus maanpinnantasosta / cm = Maanpinnan yläpuolella olevan putkenpituus / cm - Vedenpinta putken ylälaidasta / cm. Laskutoimituksen tulos on negatiivinen jos pohjavedenpinnantasoo maanpinnantasoo alapuolella.

Vesipatjan paksuus putkessa / cm

Vesipatjan paksuus putkessa = Vedenpinta putken ylälaidasta / cm - Kaivon syvyys putken ylälaidasta / cm. Laskutoimituksen tulos on negatiivinen jos pohjavesiputkessa on vettä.

g μ S/cm (25°C)

Sähkönjohtokyky

pH

Väri mgPt/l

Väriarvo

NH₄-N μ g/l

Ammoniumtyppi

NO₃-N μ g/l

Nitraattityppi

P-tot μ g/l

Kokonaisfosfori

Na mg/l

Natrium

K mg/l

Kalium

Ca mg/l

Kalsium

Mg mg/l

Magnesium

Fe mg/l

Rauta

Mn mg/l

Mangaani

Zn mg/l

Sinkki

Cu mg/l

Kupari

Al mg/l

Alumiini

Am NH₄-N µg/l

Ammoniumtyppi, muuttujassa mukana myös < 5 µg/l pitoisuusarvot

Am NO₃-N µg/l

Nitraattityppi, muuttujassa mukana myös < 5 µg/l pitoisuusarvot

AmP-tot µg/l

Kokonaisfosfori, muuttujassa mukana myös < 5 µg/l pitoisuusarvot.