

Pro gradu -tutkielma

Maantiede

Luonnonmaantiede

ILMASTOVAIHTELUIDEN JA METSÄTALOUSTOIMENPITEIDEN  
VAIKUTUKSET PIENTEN METSÄISTEN VALUMA-ALUEIDEN VEDEN  
FYSIKAALIS-KEMIAALLISEEN LAATUUN SUOMESSA

Hanna Keinänen

2013

Ohjaajat:

Katri Rankinen (SYKE)

Miska Luoto

HELSINGIN YLIOPISTO  
MAANTIETEEN LAITOS

PL 64 (Gustaf Hällströmin katu 2)  
00014 Helsingin yliopisto

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET – UNIVERSITY OF  
HELSINKI

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion ) Faculty <b>Matemaattis-luonnontieteellinen</b>		Laitos – Institution ) Department <b>Geotieteiden ja maantieteen laitos</b>	
Tekijä – Författare ) Author <b>Hanna Keinänen</b>			
Työn nimi – Arbetets title ) Title <b>Ilmastovaihteluiden ja metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset pienten metsäisten valuma-alueiden veden fysikaalis-kemialliseen laatuun Suomessa</b>			
Oppiaine – Läroämne ) Subject <b>Luonnonmaantiede</b>			
Työn laji – Arbetets art ) Level <b>Pro gradu -tutkielma</b>	Aika – Datum – Month and Year <b>11/2013</b>	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages <b>84 + liitteet</b>	
Tiivistelmä – Referat ) Abstract <p>Tässä pro gradu –työssä tarkasteltiin ilmastotekijöiden ja metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia virtaamiin sekä kokonaistypen (TN), -fosforin (TP), kiintoaineen (SS) ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuuksiin seitsemällä pienellä metsäisellä valuma-alueella Etelä- ja Itä-Suomessa vuosina 1985 - 2010. Tutkimus suoritettiin tilastollisilla menetelmillä käyttäen Suomen Ympäristökeskuksen ja Ilmatieteen laitoksen virtaama-, vedenlaatu-, lämpötila- sekä sadantatietoja. Metsätaloustoimenpiteiden osalta tulokset perustuivat muutamien yksittäisten tarkkojen toimenpidetietojen ohella pääosin Metsäntutkimuslaitoksen paikkatietodataan puuston iästä sekä Corine 2006 Land Coverin maankäyttö- ja soiden ojitustilannetietoihin. Kaiken kaikkiaan tutkimustuloksissa korostui valuma-alueiden ominaispiirteiden suuri vaikutus eri ainespitoisuuksiin, mikä tuli hyvin esille mm. turvemaan osuuden merkittävydessä. Ilmaston lämpenemisen ja virtaamamuutosten vaikutukset näkyivät erityisesti pohjoisemmillä valuma-alueilla. Kokonaistypen ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet pääasiassa nousivat sekä toisaalta kokonaisfosforipitoisuudet laskivat lähes kaikilla valuma-alueilla tutkimusjakson aikana. Typen osalta tärkein yksittäinen tekijä oli lämpötila, kun taas fosforipitoisuuksia selittivät parhaiten talvi- ja minimivirtaamien nousut erityisesti pohjoisemilla valuma-alueilla. Kiintoaineen ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet riippuivat eniten turvemaan osuudesta. Metsätaloustoimenpiteillä oli pitkällä aikavälillä vaikutusta kokonaistypen, kiintoaineen sekä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksiin, mutta kokonaisfosforin osalta korrelaatiota ei ollut. Ilmastotekijöiden ja metsätaloustoimenpiteiden vaihteluita tulisi jatkossa tutkia enemmän pitkällä aikavälillä sekä paremmin valuma-alueiden ominaispiirteet tiedostaen, jotta eri alueiden väliset tulokset olisivat luotettavampia ja selkeämmin vertailukelpoisia.</p>			
Avainsanat – Nyckelord ) Keywords <b>metsätaloustoimenpiteet, valuma-alue, ilmastomuutos, typpi, fosfori, kiintoaine, hiili</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Kumpulan tiedekirjasto</b>			
Muuta tietoa ) Övriga uppgifter ) Additional information			

HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET – UNIVERSITY OF  
HELSINKI

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion ) Faculty <b>Science</b>		Laitos – Institution ) Department <b>Department of Geosciences and Geography</b>	
Tekijä – Författare ) Author <b>Hanna Keinänen</b>			
Työn nimi – Arbetets title ) Title <b>The impacts of climatic fluctuations and forestry operations on the physical and chemical quality of water in small forested catchments in Finland</b>			
Oppiaine – Läroämne ) Subject <b>Physical geography</b>			
Työn laji – Arbetets art ) Level <b>MSc thesis</b>		Aika – Datum – Month and Year <b>11/2013</b>	Sivumäärä – Sidoantal – Number of Pages <b>84 + attachments</b>
Tiivistelmä – Referat ) Abstract <p>In this MSc thesis the impacts of climatic factors and forestry operations on concentrations of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), suspended solids (SS) and total organic carbon (TOC) were examined in seven small forested catchments in Southern and Eastern Finland between 1985 and 2010. The study was conducted using statistical methods on discharge, water quality, temperature and precipitation data provided by the Finnish Environment Institute and Finnish Meteorological Institute. The results from forestry operations were mostly based on spatial data regarding age stand provided by the Finnish Forest Research Institute as well as the current peatland drainage status from Corine 2006 Land Cover. Overall the study results highlighted the impact of catchment characteristics on concentrations, which was clearly demonstrated by the significance of peatland percentage. The effects of global warming and changes in discharge were particularly evident in the northernmost catchments. Concentrations of TN and TOC mostly increased while concentrations of TP decreased in nearly all of the catchments during the study period. The single most important factor explaining changes in TN was temperature while increased winter and minimum discharge accounted for a major part of TP concentrations. Changes in SS and TOC were most notably explained by peatland percentage. Long term impacts of forestry operations correlated with TN, SS, and TOC but not with TP. In the future more long term studies and more specific information on catchment characteristics are needed to be able to reliably compare results between different catchments.</p>			
Avainsanat – Nyckelord ) Keywords <b>forestry, catchment, climate change, nitrogen, phosphorus, suspended solids, carbon</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Kumpula Campus Library</b>			
Muita tietoja ) Övriga uppgifter ) Additional information			

Sisällysluettelo

1. Johdanto	1
2. Taustaa	3
2.1 Hydrologinen ja ravinteiden kierto metsässä	3
2.2 Ilmastotekijöiden vaikutukset pitoisuuksiin	6
2.2.1 Virtaama ja valunta	6
2.2.2 Kokonaistyyppi	8
2.2.3 Kokonaisfosfori	9
2.2.4 Kiintoaine	10
2.2.5 Orgaaninen kokonaishiili	11
2.3 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset	12
2.3.1 Virtaama ja valunta	16
2.3.2 Kokonaistyyppi	17
2.3.3 Kokonaisfosfori	18
2.3.4 Kiintoaine	19
2.3.5 Orgaaninen kokonaishiili	20
2.4 Suojelutoimenpiteet metsäisillä valuma-alueilla	21
2.5 Metsät ja pienet valuma-alueet Suomessa	23
3. Aineisto & menetelmät	25
3.1 Tutkimusalue	25
3.2 Aineisto	31
3.3 Menetelmät	34
4. Tulokset	36
4.1 Virtaamien ja pitoisuuksien vaihtelut ja merkitsevyydet	36
4.2 Ilmastotekijöiden muutokset ja merkitsevyydet	46
4.3 Ilmastotekijöiden vaikutukset muuttujiin	54
4.4 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset muuttujiin	56
5. Tulosten tarkastelu	58
5.1 Virtaama ja valunta	58
5.2 Kokonaistyyppi	60
5.3 Kokonaisfosfori	63
5.4 Kiintoaine	65
5.5 Orgaaninen kokonaishiili	67
5.6 Tulosten luotettavuus ja jatkotoimenpiteiden arviointi	70
6. Johtopäätökset	71
7. Kiitokset	74
Kirjallisuus	75

# 1. Johdanto

Metsien rooli sekä hydrologisessa että ravinteiden kierrossa on varsin merkittävä sekä globaalilla että erityisesti paikallisella tasolla. Ilmaston lämmetessä valuma-alueiden hydrologia kokee muutoksia lämpötilojen ja sadannan vaihteluiden myötä (Schindler ym. 1996), millä on seurauksia vedenlaatuun. Yhtä lailla maankäytön muutokset muokkaavat luonnollista hydrologista kiertoa ja ravinnepitoisuuksia. Globaalilla tasolla metsien hakkuut vähentävät maapallolta merkittäviä hiilinieluja samalla, kun hiilidioksidipäästöt kasvavat (Piirainen 2002). Tämän seurauksena ilmakehään jää runsaasti ylimääräistä hiilidioksidia, minkä myötä ilmasto lämpenee entisestään. Paikallisella tasolla maankäyttömuutokset muokkaavat merkittävästi valuma-alueiden virtaamia (Weatherhead & Howden 2009), minkä seurauksena eroosion ja huuhtoutumisen voimakkuus muuttuu (Vuorenmaa ym. 2002).

Ilmaston lämpeneminen nostaa sademääriä Pohjois-Euroopassa (Arnell 1999), minkä seurauksena valunta ja sen myötä myös ravinteiden huuhtoutuminen kasvaa (Murdoch ym. 2000). Metsäisillä valuma-alueilla erityisesti virtaamien vuodenaikaisvaihtelu muuttuu, kun talvisateiden osuus kasvaa ja kevättulvat pienenevät. Tällöin myös ravinteiden ja kiintoaineen huuhtoutumiseen tulee vaihtelua vuodenaikojen mukaan (Mander ym. 2000). Muutostrendien tutkiminen on merkittävässä roolissa, sillä ilmastotekijöiden aiheuttamista hydrologisista muutoksista voidaan ennustaa esimerkiksi tulva- ja sen myötä myös pitoisuushuippujen ajankohtia ja laajuuksia.

Myös ihmisen toiminta, kuten ilmakehän päästöt, maankäyttömuutokset sekä lannoitus, vaikuttavat ravinteiden kiertoon metsäalueilla huomattavasti (Binkley & Brown 1993; Kortelainen ym. 2006). Metsätaloustoimenpiteiden osalta seuraukset korostuvat usein hyvin pian toiminnan jälkeen, mutta monissa tutkimuksissa (mm. Ide ym. 2013) vaikutukset olivat nähtävissä vielä 10 – 20 vuotta myöhemmin. Ravinnekuormitusten nousu rehevöittää vesiä, minkä seurauksena mm. leväbiomassa kasvaa, lajien voimasuhteet muuttuvat ja biodiversiteetti heikkenee, vesistöjen sameus lisääntyy, sedimentaationopeus kasvaa sekä hapettomien olosuhteiden yleisyys lisääntyy (Ahtiainen & Huttunen 1999; Smith ym. 1999). Näiden seurauksien välttämiseksi pyrkiminen ravinnekuormitusten rajoittamiseen on ensiarvoisen tärkeää.

Suomessa metsät kattavat valtaosan kokonaispinta-alasta, jolloin myös metsätaloustoimenpidealueiden koko on suhteessa varsin suuri ja vaikutukset siten

huomattavia. Metsätaloustoimenpiteet ovat luonteeltaan hajakuormitusta, jonka kontrollointi on huomattavasti hankalampaa kuin pistekuormituksen (Vuorenmaa ym. 2002). Pienillä valuma-alueilla, kuten tässä työssä, hajakuormituksen tutkiminen on seurannan kannalta helpompaa, ja lisäksi myös valuma-alueiden ominaispiirteet ovat selkeämmin määriteltävissä (Seuna 1983).

Tässä pro gradu –työssä tutkimuskysymyksinä olivat:

- 1) Kuinka virtaamat sekä kokonaistypen, kokonaisfosforin, kiintoaineen ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet ovat vaihdelleet pienillä metsäisillä valuma-alueilla Suomessa vuosina 1985 – 2010?
- 2) Miltä osin ilmastotekijät vaikuttivat veden fysikaalis-kemialliseen laatuun?
- 3) Millaisia vaikutuksia turvemaan osuudella sekä metsätaloustoimenpiteiden (hakkuu, ojitus) prosentuaalisella osuudella valuma-alueesta oli veden fysikaalis-kemialliseen laatuun?

Tutkimuksessa käsitellyt muuttujat ja ilmastotekijät käytettyine lyhenteineen on esitelty taulukossa 1.

*Taulukko 1.* Tutkimuksessa käsitellyt muuttujat ja ilmastotekijät lyhenteineen.

Käsite	Lyhenne
Virtaama	Q
Kokonaistyyppi	TN
Kokonaisfosfori	TP
Kiintoaine	SS
Orgaaninen kokonaishiili	TOC
Vuoden keskilämpötila	TA
Syyskuun lämpötila	TA9
Sadanta	P
Talvivirtaama	Q12-Q2
Minimivirtaama	Qmin
Maksimivirtaama	Qmax

## 2. Taustaa

### 2.1 Hydrologinen ja ravinteiden kierto metsässä

Metsillä ja puilla on huomattava merkitys hydrologisessa kierrossa. Runko, lehdet ja oksat maanpinnan yläpuolella ovat jatkuvasti tekemisissä lumen, sateen, tuulen sekä auringonvalon kanssa. Lisäksi niin maaperä kuin puun juuretkin imevät ja varastoivat väliaikaisesti vettä, mikä pienentää pintavaluntaa. Hydrologinen kierto on vuorovaikutusta, jossa säteilyllä ja energiataseella, sadannalla sekä haihdunnalla on kaikilla omat osansa (Hetherington 1987). Sadannan pidättäminen ja maaperän kosteuden haihtuminen puiden lehvistön ja latvuston kautta vähentää sateen muuttumista pintavalunnaksi ja imeytymistä pohjavedeksi (Hamilton 2008). Metsät vaikuttavat veden liikkumiseen ja varastoitumiseen, mistä johtuen myös metsäalan muutokset muokkaavat hydrologista kiertoa (Anderson & Burt 1978; Hetherington 1987).

Borealisella vyöhykkeellä metsät peittävät suuren osan maa-alueista, mistä johtuen suurin osa haihdunnasta tapahtuu metsäekosysteemistä. Esimerkiksi Suomessa metsillä ja metsäalan muutoksilla on siten erityisen merkittävä rooli hydrologisessa kierrossa. Koivusalon ja Kokkosen (2002) Siuntiossa havumetsäalueella tehdyn tutkimuksen mukaan puiden latvustot pidättävät sadannasta yli neljänneksen vuodenajasta riippumatta. Yleisesti ottaen Pohjois-Euroopassa sadanta jakautuu tasaisesti vuodenaikojen yli ja ylittää reilusti kriittisenä pidetyn keskiarvon, joten veden riittävyys ei ole metsien kannalta ongelma. Kylmillä alueilla metsäalan muutokset ulottuvat myös talveen ja lumentuloon, sillä metsään verrattuna aukealla alueella lunta kertyy enemmän sekä toisaalta lumi sulaa nopeammin (Koivusalo & Kokkonen 2002). Tällöin vaikutukset näkyvät kevätvalunnassa ja kevättulvien muodostumisessa. Pohjoisilla leveysillä suurten valuma-alueiden huomattavimmat vuotuiset tulvat johtuvat usein juuri lumien sulamisesta keväällä (Koivusalo & Laurén 2011).

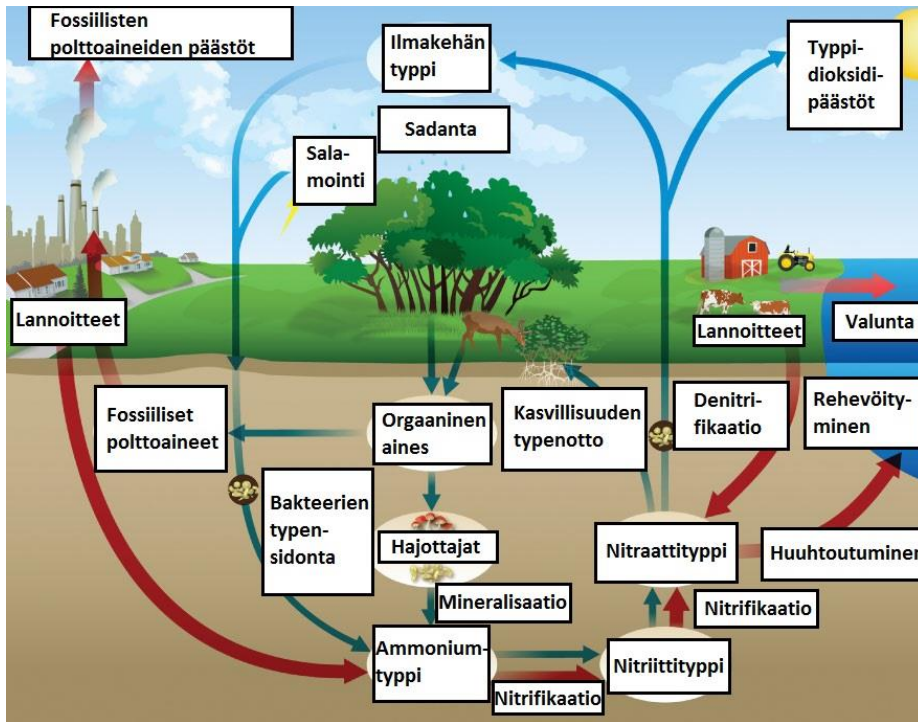
Koskematon metsä on mitä tehokkain ravinteiden kierrättäjä. Metsämaan pinta humuskerroksineen on valtava orgaanisen aineksen ja ravinteiden varasto, jolla on vaikutusta koko ekosysteemin toimintaan, kuten ravinteiden kiertoon, kosteuden varaamiseen, eroosion säätelyyn sekä hallantorjuntaan (Gosz ym. 1976). Lukuisat prosessit typen- ja hiilensidonnasta ravinnelaskeumiin sekä orgaanisen aineksen hajoamisesta rapautumiseen ja ravinteiden ottoon vaikuttavat toinen toisiinsa toistuvalla syklillä. Näin ollen yhden prosessin häiriintyessä muutokset ulottuvat koko kiertoon.

Tärkeimpiä tekijöitä orgaanisen aineksen kasaantumisessa metsämaan pinnalle ovat mm. topografia, eliölajit, hakkuutoimenpiteet ja ilmasto-olot kuten tuulet (Gosz ym. 1976). Myös maaperän tyypillä ja sen sisältämällä ravinteilla on olennainen merkitys kiintoaineen ja ravinteiden huuhtoutumiseen (Ahtiainen & Huttunen 1999). Jopa vierekkäisillä valuma-alueilla voi olla erilaiset huuhtoutumisominaisuudet. Mitä enemmän maaperä sisältää ravinteita, sitä suurempia määriä niitä voi myös alueelta huuhtoutua.

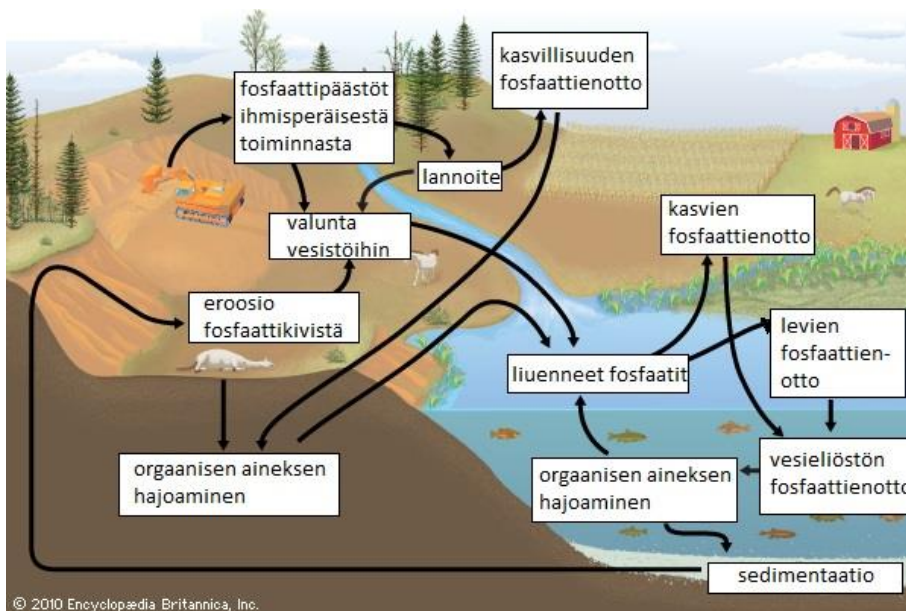
Typen, fosforin ja hiilen kierto ovat kaikki luonnollisia ilmiöitä. Typpi kiertää maan ja ilmakehän välillä eri yhdisteinä, joita maaperän mikro-organismit hajottavat muodosta toiseen (kuva 1) (Itämeriportaali 2013a). Tämä bakteeritoiminta mahdollistaa tyyppiyhdisteiden kokonaisvaltaisen hyödyntämisen, ja typpi onkin avaintekijä lajien monimuotoisuuden ja dynamiikan kontrolloinnissa sekä useiden maalla ja vedessä elävien ekosysteemien toiminnan ylläpitämisessä (Vitousek ym. 1997). Fosforia esiintyy luonnossa pääasiassa erilaisina fosfaatteina ja orgaanisina yhdisteinä, jotka liukenevat ja huuhtoutuvat maaperästä hitaasti (kuva 2) (Itämeriportaali 2013b). Pääasiallinen fosforin lähde luonnossa ovat fosfaattikivet, sillä ilmakehässä fosforia ei juuri esiinny. Heikon liukoisuutensa vuoksi fosforia kulkeutuu helposti vesistöihin, joissa fosfaatit vajoavat osaksi pohjasedimenttejä. Maapallon hiilestä valtaosa on sitoutunut maaperään, kallioperään sekä valtamerien sedimentteihin, ja luonnossa kiertävä hiili on pääasiassa hiilidioksidia sekä orgaanista hiiltä. Hiilen kierto perustuu auringon säteilyenergian avulla orgaaniseksi hiileksi tapahtuvaan hiilidioksidin pelkistymiseen ja orgaanisen hiilen uudelleen hapettumiseen (kuva 3) (Itämeriportaali 2013c).

Ihmisen toiminta muokkaa typen, fosforin ja hiilen luonnollista kiertoa maapallolla. Esimerkiksi typen kiertokulku muuttuu ennätyksellistä vauhtia, mikä johtuu mm. fossiilisten polttoaineiden palamisen lisääntymisestä sekä tyyppilannoitteiden käytön kasvavasta tarpeesta (Galloway ym. 2008). Fosforin osalta ihminen muuttaa kiertoa fosfaattikivien louhinnalla sekä erityisesti huomattavalla fosforilannoituksella (Liu ym. 2008), jota käytetään, koska fosfori on useille eliöille kasvua rajoittava tekijä. Hiilidioksidin määrä ilmakehässä lisääntyy, kun fossiiliset polttoaineet palavat ja hiilinieluinä toimivia metsiä, erityisesti trooppisia sademetsiä, hakataan valtavia määriä (Schimel 1995).

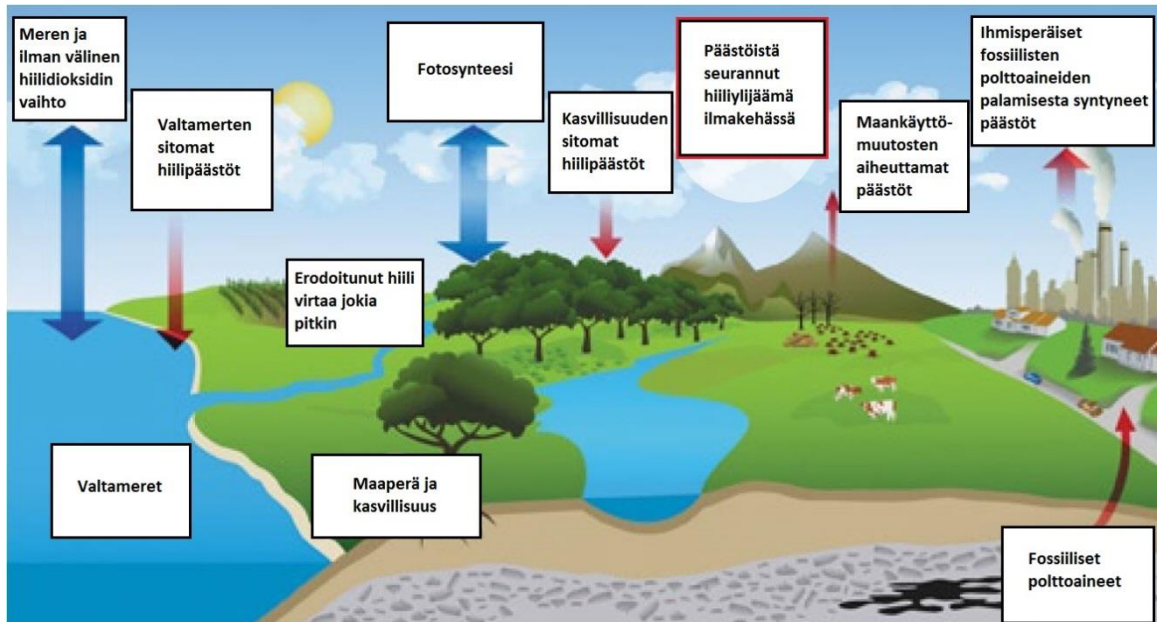




Kuva 1. Typen kierto (Marinelli 2013, tekijän muokkaama). Typpi kiertää maan ja ilmakehän välillä eri yhdisteinä, joita maaperän mikro-organismit hajottavat muodosta toiseen. Ihmisen aiheuttamat päästöt muokkaavat luonnollista kiertoa. Ihmisperäiset päästöt kuvattuna punaisilla ja luonnollinen kierto sinisillä nuolilla.



Kuva 2. Fosforin kierto (Encyclopedia Britannica 2013, tekijän muokkaama). Pääasiainen fosforin lähde luonnossa ovat fosfaattikivet. Heikon liukoisuutensa vuoksi fosforia kulkeutuu helposti vesistöihin, joissa fosfaatit vajoavat osaksi pohjasedimenttejä.



Kuva 3. Hiilen kierto (Marinelli 2013, tekijän muokkaama). Hiiltä kiertää luonnollisesti maaperän ja ilmakehän välillä, mutta voimasuhteet muuttuvat ihmisen aiheuttamien päästöjen seurauksena. Ihmisperäiset päästöt kuvattuna punaisilla ja luonnollinen kierto sinisillä nuolilla.

## 2.2 Ilmastotekijöiden vaikutus pitoisuuksiin

### 2.2.1 Virtaama ja valunta

Valunnan syntymekanismit riippuvat merkittävästi valuma-alueen fysiografisista tekijöistä ja ilmasto-oloista. Topografia on tärkein yksittäinen määrittelevä tekijä sekä valunnan muodostumisessa että kosteuden jakautumisessa. Myös maaperän syvyydellä ja kasvillisuudella on vaikutusta virtaamien ajalliseen vaihteluun ja haihduntaan. Boreaalisia metsävyöhykkeitä pääosin peittävä moreeni on maalaji, jonka vedenjohtavuus maan pintakerroksessa on korkea maaperän ollessa vedellä kyllästynyt. Merkittävä osa metsäisten alueiden valunnasta Suomessa syntyy veden muodostumisesta alueilla, joilla maaperä on ohut. Turvemaidella vesi voi olla seurausta sadannasta, pintavalunnasta tai pohjaveden suodattumisesta, ja koska maanpinnan varastointikapasiteetti on orgaanisella maaperällä rajallinen, virtaamat turvemaidella reagoivat nopeasti muutoksiin (Lepistö 1996).

Ilmastonmuutoksen myötä valuma-alueiden hydrologia muuttuu. Erityisen merkittäviä muutokset ovat alueilla, joilla lumentulon merkitys pienenee lämpötilojen

nousun myötä. Tällaisilla alueilla talvivalunta kasvaa sekä toisaalta kevätvalunta pienenee (Arnell 1999; Mander ym. 2000). Muutokset sadannassa vaikuttavat valunnan suuruuteen ja ajoitukseen sekä tulvien ja kuivien jaksojen esiintymistiheyteen ja voimakkuuteen. Muutokset lämpötilassa puolestaan aiheuttavat muutoksia kokonaishaihduntaan, maaperän kosteuteen sekä imeytymiseen (Lepistö & Kivinen 1997). Yleisesti ottaen huuhtoutuminen Suomessa kasvaa sateisina vuosina ja alueilla, joilla turvemaan osuus on suuri, mutta toisaalta laskee pohjoista kohti mentäessä (Kortelainen ym. 2006).

Vehviläisen ja Huttusen (1997) tutkimuksessa simuloitiin ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia vesistöihin ja vesivaroihin. Heidän mallinsa mukaan oletetulla ilmaston lämpenemisellä ei vuosittaisella tasolla juurikaan ollut vaikutusta valuntoihin. Sen sijaan valunnan vuotuiseen jakautumiseen ilmastonmuutoksella arvioitiin olevan hyvinkin paljon merkitystä. Erityisesti talvivalunta kasvaa huomattavasti johtuen lumen sulamisen ja sateiden lisääntymisen yhteisvaikutuksesta, mitä talvikaudelle ominainen hidas haihdunta vielä voimistaa entisestään. Samankaltaisia tutkimustuloksia on myös mm. Venäjältä Ylä-Volgan alueelta (Oltchev ym. 2001) sekä Virosta (Mander ym. 2000). Talvivalunnan kasvu korostuu pienillä järvettömillä valuma-alueilla, joilla muutokset tapahtuvat hyvin lyhyellä viiveellä. Toisaalta kevättulvat pienenevät tai jopa loppuvat kokonaan, kun lunta ei enää ole keväisin yhtä paljon (Vehviläinen & Huttunen 1997).

On myös mahdollista, että vuosittaiset valunnat pienenevät jatkossa ilmaston lämpenemisen myötä, kuten Lepistön ja Kivisen (1997) tutkimuksessa. Heidänkin tuloksissaan erityisesti kevätvaluntojen huippujen arvioitiin pienenevän ja jakautuvan tasaisemmin myös talvikaudelle, mikä on melko tyypillinen tulos useissa hydrologisissa tutkimuksissa (mm. Arnell 1999). Lepistön ja Kivisen tutkimuksen mukaan on todennäköistä, että jatkuvat sulamiskaudet talvisin, liiallinen maaperän kosteus sekä voimakkaat sateet aiheuttavat lisää tulvia talvisin erityisesti Etelä-Suomessa. Myös Sarkkola ym. (2009) tutkivat hydrometeorologisia oloja metsäisillä valuma-alueilla Itä-Suomessa vuosina 1979 – 2006. Heidänkin tuloksissaan vuosittainen valunta laskee osalla valuma-alueista. Näin ollen vaikuttaa siltä, että ilmaston lämpenemisen vaikutukset valuntoihin näkyvät selkeästi vuodenaikaisvaihtelua tutkittaessa, mutta eivät juuri vuosittaisella tasolla.

## 2.2.2 Kokonaistyyppi

Typpipitoisuuksiin boreaalisilla metsäalueilla vaikuttavat lukuisat eri tekijät. Alueellinen vaihtelu selittyy usein valuma-alueen luonnollisilla piirteillä, joista olennaisia ovat korkeus merenpinnasta, rinteiden jyrkkyys, turvemaan osuus, maaperän ravinteikkaus sekä puiden runkotilavuus ja sen jakautuminen puulajien kesken. Vaikutusta on myös ilmastotekijöillä, kuten lämpötilalla, sademäärällä, leveysasteella ja valunnalla (Kortelainen ym. 2006). Lisäksi typpipäästöt voivat olla seurausta ihmisperäisistä tekijöistä, kuten laskeumista ja metsätaloustoimenpiteistä. Typpipäästöjen ennustaminen metsäisiltä valuma-alueilta on tärkeää, jotta voidaan arvioida ihmisperäisen toiminnan vaikutusta rehevöitymiseen ja siten tehdä johtopäätöksiä myös alueilta, joilta mitattavaa tietoa ei ole saatavilla (Lepistö ym. 1995a). Typpihuuhtoumien arvioinnissa luotettavimpiin tuloksiin päästään kun huomioidaan valuma-alueen ominaispiirteiden sekä ulkoisten tekijöiden, kuten laskeumien ja lämpötilojen yhteisvaikutus (Dise ym. 2009).

Typpipäästöjen vaikutukset metsäalueiden ravinnetasapainoon ovat monimutkaisia. Erityisesti pohjoisilla alueilla metsät ovat tehokkaita varaamaan ylimääräistä typpeä, ja typen kierto noudattaa tiettyä kaavaa. Näin ollen suuressa osassa metsätyyppejä merkittäviä määriä typpeä ei vapaudu virtavesiin suurtenkaan häiriöiden seurauksena (Aber ym. 1989; Helliwell ym. 2007; Vitousek ym. 1979). Nousseita typpipitoisuuksia ei välttämättä pidetä ongelmana, koska yleinen käsitys on, että erityisesti koskemattomat metsät kärsivät ennemminkin typen puutteesta. Jatkuvien kertymien myötä metsienkin typpipitoisuus voi kuitenkin saavuttaa kyllästystason, mistä aiheutuu metsäekosysteemille räsitystä ja mahdollisesti tuottavuuden laskua. Metsistä saattaa tulla typpinielujen sijaan typpilähteitä, ja ylimääräinen typpi huuhtoutuu vesistöihin ja imeytyy pohjaveteen (Aber ym. 1989). Brittiläisen tutkimuksen mukaan (Helliwell ym. 2007) typpipäästöt voivat aiheuttaa ekologista tuhoa erityisesti alueilla, joiden maaperä ja vesi ovat jo valmiiksi alttiita happamoitumiselle.

Maaperän orgaaninen rakenne on yksi tärkeimpiä paikallisia typpihuuhtoumia selittäviä tekijöitä (Helliwell ym. 2007). Maaperän typpipitoisuuteen vaikuttaakin laskeumien ja alueen hydrologian ohella oleellisesti turvemaan osuus valuma-alueesta (Sarkkola ym. 2012). Turve on kyllästetyissä olosuhteissa kasaantunutta hajoavaa orgaanista ainesta, mistä johtuen turvetta syntyy pääasiassa alueilla, joilla

vesitase on positiivinen. Tällaisia alueita ovat esimerkiksi boreaaliset metsät, joilla sadanta on runsasta (Holden ym. 2004). Kortelaisen ym. (2006) tutkimuksessa turvemaiden osuus selitti yli puolet kokonaistyyppipitoisuuksista. Nitraattipitoisuudet turvevaltaisten valuma-alueiden vesistöissä ovat yleensä paljon pienempiä kuin vastaavasti kivennäismailla. Ohuen kivennäismaaperän alttius typpihuuhtoumille korostuu erityisesti jyrkkärinteisillä valuma-alueilla (Helliwell ym. 2007).

Tyyppipitoisuuksiin vaikuttavat myös lukuisat eri ilmastotekijät. Mattssonin ym. (2003) 21 luonnontilaisella metsävaluma-alueella eri puolilla Suomea tehdyn tutkimuksen mukaan lämpötila ja virtaamat olivat kansallisella tasolla tärkeimmät muuttajat kokonaistyyppipitoisuuksia määrittäessä. Kokonaistyyppi korreloi positiivisesti ilman lämpötilan kanssa, mistä johtuen pitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia Etelä- kuin Pohjois-Suomessa. MacDonaldin ym. (2002) mukaan typen huuhtoutuminen riippuu oleellisesti metsikkösadannan mukana kertyneestä typen määrästä, maaperän hiili-/typpisuhteesta sekä myös maaperän pH:sta. Vuoremaan ym. (2002) sekä Vanderbiltin ym. (2002) tutkimuksissa säiden vaihteluiden aiheuttamat virtaamamuutokset olivat merkittävin syy typpipitoisuuksien muutoksiin valuma-alueilla. Huomattava vaikutus vesistöjen typpipitoisuuksiin on myös ihmisen aiheuttamalla ilmakehän laskeumalla (Kortelainen & Saukkonen 1998), joka korreloi voimakkaasti ilman lämpötilan kanssa. Tällöin on vaikea erottaa yhden muuttujan aiheuttamia vaikutuksia toisesta (Lepistö ym. 1995a). Ilmakehän laskeuman osuutta on usein myös hankala erottaa luonnollisesta taustakuormituksesta, johon puolestaan virtaamamuutoksilla on suurin vaikutus (Lepistö 1995b).

### 2.2.3 Kokonaisfosfori

Fosforipitoisuuksiin boreaalisilla metsäalueilla vaikuttavat kokonaisuudessaan pääosin pitkälti samat tekijät kuin typpipitoisuuksiinkin. Topografia ja ominaispiirteet, ilmastolliset tekijät sekä ihmisperäiset vaikutukset ja metsätaloustoimenpiteet ovat kaikki olennaisia kokonaisfosforipitoisuuksien määrittäjiä valuma-alueilla (Kortelainen ym. 2006). Vaikutusten suuruudet riippuvat muuttujien suhteesta toisiinsa. Esimerkiksi Kortelaisen ym. (2006) tutkimuksessa tärkein yksittäinen kokonaisfosforipitoisuuksia

selittävä tekijä oli rinteiden jyrkkyys, mikä havaittiin myös Rekolaisen (1989) tuloksissa. Piiraisen (2002) tutkimuksessa karike oli merkittävä fosforilähde.

Valuma-alueen ominaispiirteistä turvemaiden osuudella on typen ohella vaikutusta myös fosforin huuhtoutumiseen. Dillon & Molloy (1997) tutkivat kokonaisfosforipitoisuuksia Kanadan Keski-Ontariossa kahdellakymmenellä pääosin koskemattomalla metsäisellä valuma-alueella, joiden olosuhteet ovat hyvin Suomen kaltaiset sekä maaperältään että ilmastoltaan. Tutkimuksessa turvemaiden osuus selitti 59 prosenttia pitkäaikaisista kokonaisfosforipitoisuuksista.

Mattssonin ym. (2003) luonnontilaisilla metsäalueilla tehdyn tutkimuksen mukaan lämpötila ja virtaamat olivat tärkeimmät muuttujat kokonaisfosforipitoisuuksia määrittäessä. Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia Etelä- kuin Pohjois-Suomessa, mikä johtui positiivisesta korrelaatiosta lämpötilan kanssa. Holmbergin ym. (2006) tutkimuksessa mallinnettiin ilmastonmuutoksen mahdollisia vaikutuksia kokonaisfosforipitoisuuksiin kahden eri skenaarion (lievä ilmaston lämpeneminen ja voimakkaampi ilmaston lämpeneminen) pohjalta metsäisillä valuma-alueilla Etelä- ja Itä-Suomessa. Skenaarioissa otettiin huomioon ilman keskilämpötila sekä sademäärä, ja mallinnuksessa lisäksi muita tekijöitä kuten valunta ja valuma-alueen ominaispiirteet. Lievän lämpenemisen mallissa pitoisuusmuutoksia ei juuri havaittu, mutta voimakkaan lämpenemisen mallin mukaan kokonaisfosforipitoisuuksien arvioitiin nousevan 4 – 26 prosenttia Suomessa vuoteen 2050 mennessä.

#### 2.2.4 Kiintoaine

Ilmastovaihteluista johtuvat kiintoainepitoisuuksien muutokset riippuvat yleensä pitkälti virtaamamuutoksista, jotka puolestaan johtuvat vaihteluista sademäärissä (Wass & Leeks 1999, Pizarro ym. 2013). Mitä suurempi virtaama, sitä enemmän kiintoainetta erodoituu ja kulkeutuu vesistön mukana. Näin ollen kiintoaineen vuosittaiset ja vuodenaikaisvaihtelut ovat selkeästi yhteydessä valuma-alueen hydrologisiin olosuhteisiin. Wass & Leekin (1999) mukaan kiintoaine korreloi myös positiivisesti orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien kanssa. Rodgersin ym. (2010) tutkimuksessa Irlannissa fosforipitoisuuksien ilmastotekijöiden vaikutuksesta aiheutuneet muutokset liittyivät lähinnä voimakkaisiin myrskyihin. Kokonaisuudessaan kiintoainepitoisuudet

luonnonomaisilla valuma-alueilla ovat yleensä pääosin pieniä (Ahtiainen & Huttunen 1999). Useimmat kiintoainepitoisuuksiin liittyvät tutkimukset käsittelevät enemmän ihmistoiminnan seurauksena muuttuvia kuin ilmastotekijöistä johtuvia kiintoainevaihteluita.

### 2.2.5 Orgaaninen kokonaishiili

Tärkeimpinä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuusvaihteluita metsäisillä valuma-alueilla selittävinä tekijöinä niin vuosi- kuin vuodenaikaistasolla pidetään valuntaa, sademäärää, veden lämpötilaa ja turvemaan osuutta sekä valuma-alueen topografiaa ja maaperän ravinteikkuutta (Kortelainen ym. 2006; Sarkkola ym. 2009). Orenin ym. (2001) Yhdysvaltojen Pohjois-Carolinassa tehdyn tutkimuksen mukaan maaperän ravinteettomuus voi merkittävästi rajoittaa metsän kykyä sitoa ilmakehän hiilidioksidia ja siten vaikuttaa orgaanisen kokonaishiilen osuuteen biomassasta. Sarkkolan ym. (2009) tutkimuksessa ilmakehän laskeumilla ei ollut merkittävää vaikutusta orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksiin. Sen sijaan esimerkiksi Magnanin ym. (2007) mukaan korkeat typpilaskeumat voivat vähentää hiilipitoisuuksia, kun typen lisääntymisen myötä metsien kasvu paranee ja hiilensidonta siten myös lisääntyy.

Sarkkolan ym. (2009) tutkimuksessa orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuden vuosittainen keskiarvo nousi merkittävästi kahdeksasta valuma-alueesta seitsemällä. Nouseva suuntaus oli erityisen voimakas keväisin sekä 1990- ja 2000 –luvun vaihteesta alkaen. Orgaanisen kokonaishiilen kulkeumat riippuivat hyvin paljon valunnan vuodenaikaisvaihteluista, mutta myös turvemaan osuuden merkitys oli huomattava. Kortelaisen ym. (2006) tutkimuksessa turvemaiden osuus selitti 52 – 75 orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksista. Valtaosa valuma-alueilta huuhtoutuneesta orgaanisesta aineksesta Suomessa on nimenomaan kokonaishiiltä.

Köhlerin ym. (2009) Pohjois-Ruotsissa tehdyssä mallinnuksessa erilaiset ilmastoskenaariot eivät muuttaneet arviota orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien vaihtelusta. Nykypäivään verrattuna pitoisuuksien arvioitiin nousevan ilmaston lämpenemisen voimakkuudesta riippumatta lumettomina vuodenaikoina noin 15 prosenttia, mikä voidaan laskea myös normaaliksi vaihteluksi vuosien ja vuodenaikojen välillä. Kosteat ja lämpimät olot myöhään syksyllä vaikuttivat selkeästi orgaanisen

kokonaishiilen kuukausittaisiin keskipitoisuuksiin. Mattssonin ym. (2003) tutkimuksessa tärkeimmät orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien määrittäjät olivat lämpötila ja virtaamat.

## 2.3 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset

Metsätaloudella tarkoitetaan metsien moninaista hyötykäyttöä. Metsätalouden lähtökohdana on puuntuotannon taloudellinen kannattavuus huomioiden kuitenkin samalla puiden kasvuympäristön luontainen pitkän aikavälin kehitys ja hyvinvointi. Kestävä metsätalous pyrkii säilyttämään luonnon monimuotoisuuden ja arvon virkistyskäyttökohteena sekä turvaamaan luonnonvarojen kestävän käytön (Leskinen ym. 2011). Metsätaloustoimenpiteisiin kuuluvat mm. erilaiset hakkuut, ojitukset, maanmuokkaus, metsänviljely ja lannoitus, joista jokaisella on vuoronsa puuntuotannon pitkän aikavälin kierrossa.

Metsien vaikutus sekä hydrologiaan että vesistöjen kemiallisiin ominaisuuksiin on merkittävä. Metsät voivat estää hydrologisia äärimmäisyyksiä, kuten tulvia, eroosiota ja rehevöitymistä. Luonnontilaiset metsäiset valuma-alueet edistävät vesiekosysteemien kestävää kehitystä (Kenttämies 1998). Näin ollen on selvää, että vastaavasti myös metsätaloustoimenpiteet lisäävät kiintoaine- ja ravinnekuormitusta ja heikentävät veden laatua järvissä ja joissa (Binkley & Brown 1993; Koivusalo ym. 2008). Vuorenmaan ym. (2002) mukaan tehdyt metsätaloustoimenpiteet ovat suurin ravinne- ja kiintoainepitoisuuksien muutoksiin vaikuttava tekijä metsäisillä valuma-alueilla. Valuma-alueen koko, luonnolliset ominaispiirteet sekä metsätaloustoimenpiteiden täytäntöönpano kaikki vaikuttavat siihen, kuinka paljon virtaamat ja kuormitukset vesistöissä muuttuvat (Kenttämies 1998). Suomessa ravinteiden huuhtoutumista metsämaalta voi jokseenkin verrata ravinteiden huuhtoutumiseen maatalousmailta, vaikka pinta-alayksikköä kohden huuhtoutuminen metsäalueelta on huomattavasti pienempää (Kortelainen & Saukkonen 1998). Suhteellinen merkitys kuitenkin kasvaa, kun ottaa huomioon, että metsämaiden osuus Suomen pinta-alasta on huomattavasti maatalousmaita suurempi.

Maanmuokkaus hajottaa maaperän rakenteen, mikä mahdollistaa siihen sitoutuneiden ravinteiden, metallien sekä orgaanisen aineksen huuhtoutumisen. Kun



materiaalin normaali kierto häiriintyy, pitoisuudet nousevat. Esimerkiksi ojitetuilla turvemailla yleiset vedenpinnan vaihtelut saattavat kiihdyttää ravinteiden vapautumista, sillä maan varastointiominaisuudet muuttuvat ojituksen yhteydessä tarjoten ravinteille purkautumisaukon (Ahtiainen 1992). Orgaanisen aineksen, ravinteiden ja kiinteiden hiukkasten määrä virtaamassa riippuu sadannasta, maaperän veden liikkeistä, irtaimen aineksen ominaisuuksista, alueen topografiasta sekä valuma-alueen kasvillisuudesta ja sen sukkessiovaiheesta. Koskemattomilta metsäalueilta huuhtoutuneilla ravinteilla ei juuri ole vaikutusta vesistökuormitukseen. Maanmuokkaustoimenpiteet sen sijaan muuttavat ravinteiden kiertoa, vaikka ainakin Suomessa metsätaloustoimenpiteet ovat viime vuosikymmeninä parantuneet (Ahtiainen & Huttunen 1999). Metsätaloustoimenpiteet voivat paikallisella tasolla olla valtava ravinnekuormituksen ja rehevöitymisen aiheuttaja erityisesti silloin, kun ne kattavat valtaosan pienestä valuma-alueesta (Vuorenmaa ym. 2002).

Ojituksia tehdään yleensä matalilla alueilla, kuten painanteissa ja alarinteillä, lähellä uomia ja virtavesiä. Näillä alueilla kapasiteetti puiden kasvulle on merkittävä pienillä pohjavedenpinnan muutoksilla, jotka ovat ojittamalla saavutettavissa (Lundin 1998). Ojitus laskee pohjavedenpintaa, minkä seurauksena turpeen huokoisuus kasvaa. Huokoisuus vaikuttaa hajoamisnopeuteen, jolla puolestaan on vaikutusta maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin ja ravinteisiin (Holden ym. 2004). Turve, hieno hiekka ja siltti ovat maalajeista kaikkein herkimpiä vesieroosiolle, ja ojitukset tällaisilla alueilla aiheuttavat merkittävää eroosiota erityisesti uomanreunojen ollessa jyrkkiä (Kenttämies 1998).

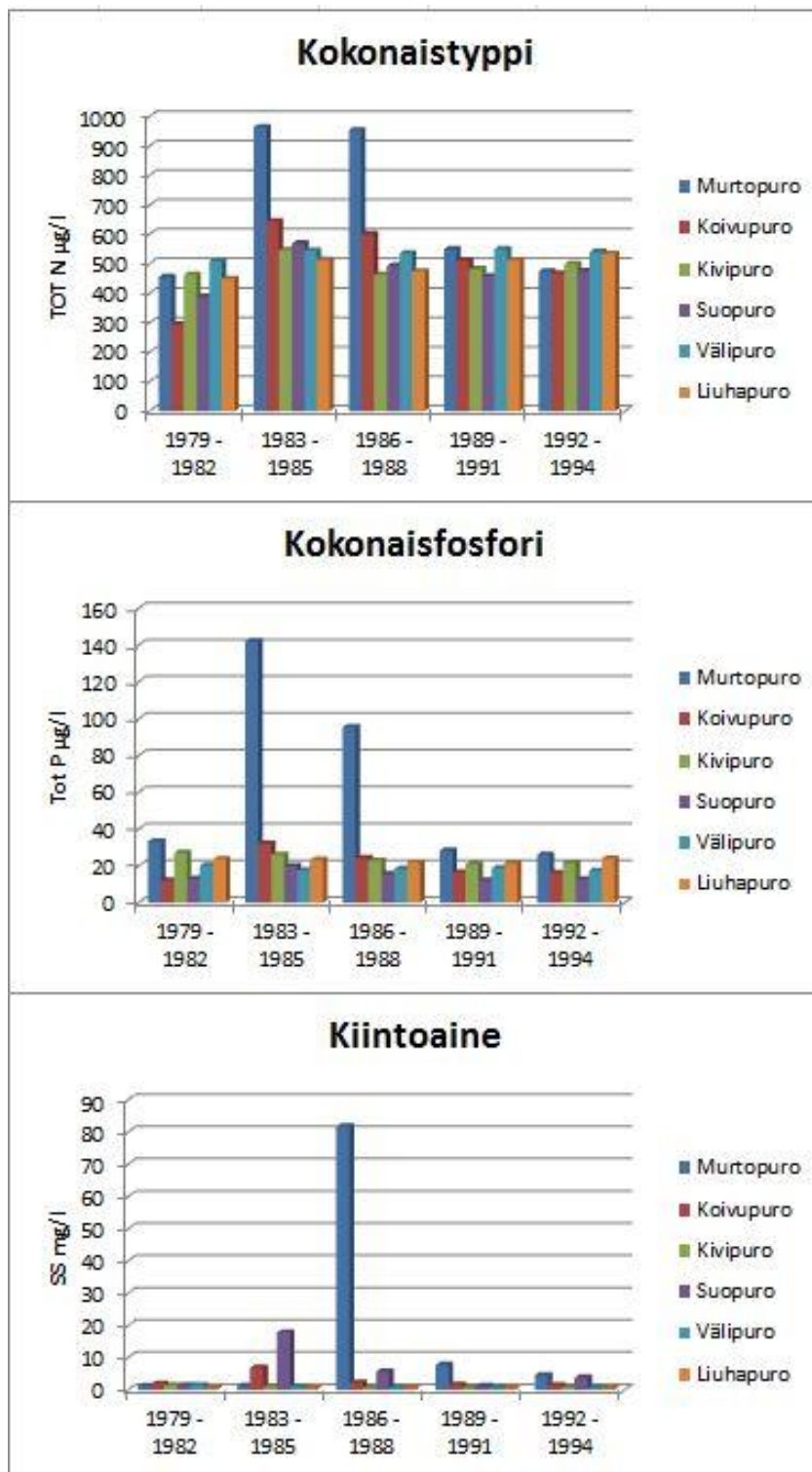
Hakkuut keskeyttävät ravinteiden kierron tehokkaasti, kunnes kasvillisuus kykenee jälleen sitomaan valtaosan sadannan ja maaperän sisältämistä ravinteista. Samaan aikaan maaperän vesipitoisuus kasvaa. Ravinteita vapautuu esimerkiksi hakattujen puiden juurista sekä hakkuutähteestä (Ahtiainen & Huttunen 1999). Koko puuston korjaaminen vaikuttaa voimakkaasti ravinteiden kiertoon ja valuma-alueen ekologisen kestävyyspitkällä aikavälillä, minkä takia kaikenkattavia avohakkuuta tulisi välttää (Castillo ym. 2005).

Yhdysvalloissa Hubbard Brookin kokeellisella metsäalueella New Hampshirissa on tehty lukuisia metsäalan tutkimuksia (Gosz ym. 1976; Dahlgren & Driscoll 1994), joissa on selvitetty mm. maanpinnan ravinteiden ja orgaanisen aineksen pitoisuuksien vaihteluja eri vuodenaikoina. Dahlgrenin & Driscollin tutkimuksen mukaan avohakkuu aiheutti ekosysteemille selkeitä häiriöitä, kuten happamuuden lisääntymistä ja

ravinteiden huuhtoutumista. Lisäksi kasvillisuuden hävittäminen esti kasvien ravinteiden oton ja varastoinnin, minkä seurauksena huuhtoutuminen lisääntyi entisestään. Kemiallinen reagointi hakkuisiin oli suurimmillaan toisena vuonna toimenpiteistä ja laski lähelle vertailupitoisuuksia 4 – 5 vuodessa. Hubbard Brookin tutkimuksessa havaittiin myös, että mitä korkeammalla valuma-alue sijaitsee, sitä enemmän se reagoi häiriötekijöihin ja sitä hitaammin pitoisuudet maaperässä palaavat alkuperäiselle tasolleen. Erityisesti ohut maaperä jyrkkärinteisillä korkeilla alueilla edistää häiriötekijöihin reagoimista sekä hidasta palautumista (Dahlgren & Driscoll 1994; Helliwell 2007).

Hubbardin Brookin kanssa samankaltaisia tuloksia on saatu myös Nurmes-projektissa (Ahtiainen 1992; Ahtiainen & Huttunen 1999), joka on suurimpia Suomessa tehtyjä metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia käsitteleviä tutkimuksia (taulukko 2). Nurmes-projektissa tutkittiin veden laatua ja hydrologiaa kuudella pienellä valuma-alueella Itä-Suomessa 1970 – 1990 -lukuilla. Tutkimuksen kohteena olivat erityisesti ravinteiden, orgaanisen aineksen ja raudan kulkeumat sekä erot suojavyöhykkeellisten ja -vyöhykkeettömien valuma-alueiden välillä. Tutkimustuloksissa oli havaittavissa kalibrointikautta seuranneiden hakkuiden vaikutus erityisesti kokonaistyyppi- ja fosforipitoisuuksiin, jotka nousivat hetkellisesti, mutta laskivat pääosin alkuperäiselle tasolleen muutaman vuoden kuluessa hakkuista. Kiintoaineeseen hakkuilla ei ollut vaikutusta, mutta hakkuista seuranneiden ojitusten ja maanmuokkauksen myötä kiintoainepitoisuus lähes 60-kertaistui, eikä laskeutunut alkuperäiselle tasolleen noin 10 vuoden seurantajakson aikana (kuva 4).

Sen sijaan Nurmes-projektin tutkimuksessa suojavyöhykkeellisten valuma-alueiden ravinne- tai kiintoainepitoisuuksissa ei havaittu merkittäviä muutoksia hakkuiden, ojitusten tai maanmuokkauksen seurauksena. Kaiken kaikkiaan tutkimuksen tuloksista on pääteltävissä, kuinka erityisesti valmiiksi ravinnepitoisesta maaperästä voi huuhtoutua merkittäviä määriä ravinteita. Toisaalta tutkimus osoitti suojavyöhykkeiden hyödyn ravinne- ja kiintoainekulkeumien estäjänä, sillä kulkeumat puroon suojavyöhykealueelta olivat pääosin vain murto-osan suojaamattomilta alueilta tullessiin verrattuna.



Kuva 4. Kokonaistyypen (Tot N),- fosforin (Tot P) ja kiintoaineen (SS) pitoisuuksien muutokset Nurmes-projektin valuma-alueilla eri metsätaloustoimenpiteiden seurauksena. Metsätaloustoimenpiteet on lueteltu tarkemmin taulukossa X.

Taulukko 2. Nurmes-projektin valuma-alueilla suoritettut metsätaloustoimenpiteet.

Valuma- alue	Pinta-ala km <sup>2</sup>	Soiden osuus %	Metsätalous- toimenpiteet	suoritettu %:lla valuma-alueesta
Murtopuro	4,94	50	hakkuut 286 ha (1983) kyntö 80 ha (1986) ojitus 198 ha (1986) mätästys 49 ha (1986) männyn istutus (1987)	58 16 40 10 58
Koivupuro	1,18	57	hakkuut 6 ha (1983) ojitus 32 ha (1983) mätästys & ojitus 4 ha (1986) männyn istutus (1987) lannoitus 6 ha (1989)	5 27 3 3 5
Kivipuro	0,54	32	hakkuut 36 ha, 10 metrin suojakaistale (1983) kyntö 32 ha (1986) männyn istutus (1987)	56 56 56
Suopuro	1,13	70	ojitus 15 ha, 30 – 50 metrin suojavyöhyke (1983)	13
Välipuro	0,86	56	vertailualue	
Liuhapuro	1,65	48	vertailualue	

Kaiken kaikkiaan ravinteiden kulkeutuminen hajakuormituslähteistä, kuten metsätaloustoimenpiteet, riippuu hyvin paljon eri ajallisten ja paikallisten tekijöiden yhdistelmästä (Binkley & Brown 1993). Esimerkiksi ilmastovaihtelut, hydrologiset muutokset, geomorfologiset piirteet, satokaudet ja maankäyttö vaikuttavat kaikki ravinnepitoisuuksiin, minkä takia hajakuormitusta on huomattavasti vaikeampaa tutkia ja kontrolloida kuin pistekuormitusta (Vuorenmaa ym. 2002).

### 2.3.1 Virtaama ja valunta

Metsä- ja vesialan menettelytavat perustuivat pitkään oletukseen, jonka mukaan mahdollisimman laaja metsäpeite virran yläjuoksulla on olosuhteista riippumatta paras keino ehkäistä eroosiota ja tulvia, tasoittaa vuodenaikaisvirtaamia sekä taata hyvä veden laatu valuma-alueella. Esimerkiksi Boschin ja Hewlettin (1982) mukaan lähes kaikissa tutkimuksissa tulokset viittaavat siihen, että metsäpeitteen pieneneminen laskee vesitasetta ja kasvattaminen puolestaan nostaa sitä. 1980- ja 1990- luvuilla on kuitenkin osoitettu (Hamilton 2008), ettei metsäpeitteen vaikutus virtaamiin ja tulvaherkkyyteen välttämättä sittenkään ole yleistettävissä etenkin suurten jokien valuma-alueilla, joilla merkittävin rooli on luonnon omilla prosesseilla. Paikallisessa mittakaavassa pienillä

valuma-alueilla metsien hävittäminen sen sijaan todennäköisemmin kasvattaa virtaamia, erityisesti kun kyseessä ovat lyhytkestoiset ja kevyet sateet.

Ojitukset vaikuttavat paikalliseen hydrologiaan alentamalla pohjaveden pintaa sekä muuttamalla virtaamia ja valuma-alueiden kokoa. Vaikutukset voivat kuitenkin vaihdella huomattavan paljon esimerkiksi metsätyypistä riippuen. Yleensä virtaamat kasvavat voimakkaimmin ensimmäisinä vuosina ojituksesta ja palaavat ennalleen 15 – 20 vuoden kuluessa (Kenttämies 1998). Iden ym. (2013) tutkimuksessa hakkuiden vaikutukset valuntoihin kestivät ainakin 18 vuoden ajan. Erityisesti hakkuut kasvattavat kevään ja kesän maksimi- ja minimivirtaamia ja -valuntoja (Kenttämies 1998; Ide ym. 2013), minkä takia vuodenaikaisvaihtelun tutkiminen on erityisen tärkeää.

Uudelleenmetsitys pienillä valuma-alueilla pienentää alivirtaamia ja kokonaisvaluntaa sekä toisaalta myös pohjaveden varastoitumista, joka tosin saattaa joissakin olosuhteissa myös lisääntyä maaperän parantuneen suodattumiskyvyn takia. Uudelleenmetsitys ei todennäköisesti estä suuria tulvia ja maanvieremiä, mutta paikallisella tasolla pienten tulvien väheneminen on mahdollista. Lisäksi pienemmällä mittakaavalla uudelleenmetsitys saattaa vaikuttaa sadantaan muuttamalla maanpinnan ja ilmakehän välistä lämmön ja kosteuden vaihtoa. Alajuoksulla uudelleenmetsittämisen vaikutukset vesivaroihin ja jokiekosysteemiin ovat melko vähäisiä, ellei metsitetty alue ole todella laaja (van Dijk & Keenan 2007).

### 2.3.2 Kokonaistyyppi

Metsätaloustoimenpiteiden osalta korkea ojitus- ja hakkuuprosentti valuma-alueella vaikuttavat erityisesti orgaanisen typen kuormitukseen. Toimenpiteiden täytyy kuitenkin olla melko laajoja, ennen kuin voidaan havaita selkeää alueellista vaihtelua (Lepistö ym. 1995a). Lannoitus saattaa lyhyellä aikavälillä lisätä typpeä ja metsän tuottavuutta, mutta vaikutukset häviävät muutaman vuoden kuluttua ylimääräisen typen sitoutuessa puihin ja maaperän orgaaniseen ainekseen (Aber ym. 1989). Arviolta noin yhdeksän prosenttia Suomen maaperältä huuhtoutuvasta tyyppistä on metsätaloustoimenpiteiden vaikutusta (Lepistö ym. 2006).

Vuorenmaa ym. (2002) tutkivat typpi- ja fosforipitoisuuksien muutoksia yhdeksällä pienellä metsäisellä valuma-alueella eri puolilla Suomea 1980- ja 1990-

luvuilla. Tutkimuksen mukaan metsätaloustoimenpiteiden, kuten avohakkuun ja lannoituksen, sekä ilmakehän typpilaskeuman vaikutukset olivat selvästi nähtävissä ravinnepäästöjen muutoksissa metsäisillä valuma-alueilla. Maanlaajuisesti metsätaloustoimenpiteiden osuus ihmisen aiheuttamasta ravinnekuormituksesta oli tutkimuksen mukaan typen osalta noin 4 prosenttia. Piiraisen ym. (2007) tutkimuksessa vanhalla seka-/havumetsäalueella suoritettiin 1990-luvulla ensin avohakkuu, jonka jälkeen kevyt maanmuokkaus ja istutus. Typpipitoisuudet nousivat hetkellisesti (1 – 2 vuotta) lievän maanmuokkauksen seurauksena, millä ei kuitenkaan ollut vaikutusta maaperän ravinteikkouteen nousumäärien ollessa vähäisiä. Tärkeimmät syyt havaituille matalille pitoisuuksille olivat maaperän kasvillisuuden nopea palautuminen ja alueen vähäinen typpilaskeuma.

Hakkuista seuraava ravinteiden vapautuminen on merkittävämpää turve- kuin kivennäismaa-alueilla. Hakkuut ojitetuilla suoalueilla saattavat merkittävästi lisätä typen eri yhdisteiden kulkeutumista, sillä typpeä on turvemaidella varastoituneena huomattavasti kivennäismaita enemmän (Nieminen 2004). Nitraattityppi on yksi merkittävimmistä ravinteista, joita huuhtoutuu pohjaveteen metsätaloustoimenpiteiden seurauksena (Dahlgren & Driscoll 1994; Kubin 1998). Toisaalta Yhdysvalloissa saatuja metsätaloustoimenpidetuloksia kokoavassa Binkleyn & Brownin tutkimuksessa (1993) hakkuut eivät merkittävästi nostaneet nitraattipitoisuuksia suurimmalla osalla tutkimusalueista. Valuma-alueen ominaispiirteiden vaihtelut selittävät, miksi eri alueet reagoivat häiriötekijöihin eri tavalla. Erityisesti alueet, joilla maaperä on ravinteikasta, ovat alttiita typpihuuhtoumille (Vitousek ym. 1979). Myös lannoituksen käyttäminen metsätaloudessa riippuu pääosin maaperätyypistä. Kivennäismailla lannoitetaan enimmäkseen typellä, jota huuhtoutuu juuri kivennäismailta selkeästi enemmän turvemaihin verrattuna, tosin kesto on yleensä melko lyhytaikaista (Kenttämies 1998).

### 2.3.3 Kokonaisfosfori

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia fosforipitoisuuksiin on tutkittu huomattavasti vähemmän verrattuna typpipitoisuuksiin, sillä fosforipitoisuuksien osalta muutoksia ei yleensä havaita yhtä paljon (Nieminen ym. 2010). Vuorenmaan ym. (2002) tutkimuksessa arvioitiin, että metsätaloustoimenpiteiden osuus ihmisen aiheuttamasta

fosforikuormituksesta Suomessa on noin kuusi prosenttia, ja merkittävä osa siitä johtuu todennäköisesti fosforilannoituksesta.

Lannoituksen käyttäminen metsätaloudessa riippuu pääosin maaperätyypistä, ja fosforilla lannoitetaan useimmiten turvemaiilla (Kenttämies 1998). Kortelaisen ja Saukkosen tutkimuksessa (1998) selvitettiin ravinteiden huuhtoumia 22 pienellä metsäisellä valuma-alueella eri puolilla Suomea. Tutkimuksen mukaan fosforilannoitus vaikutti selkeästi alueiden fosforipitoisuuteen, ja havaittavat pitoisuudet vastasivat suhteessa lannoitusmääriä eri alueilla. Metsänlannoituksen osuus vesistöjen ravinnekuormituksesta on valtakunnallisesti vähäinen, mutta paikallisesti vaikutus voi olla huomattava (Kauppi 1979). Sen sijaan kansallispuistossa sijaitsevalla vertailualueella fosforipitoisuus oli muita valuma-alueita alhaisempi sekä keskimäärin että vuodenaikaisvaihtelut huomioon ottaen (Kortelainen & Saukkonen 1998). Kaupin (1979) tutkimuksessa luonnontilaisten alueiden fosforihuuhtoumat eivät poikenneet normaalitasosta edes sellaisena vuonna, jolloin valunnat olivat selvästi yli pitkän ajan keskiarvojen.

Hakuista seuraava ravinteiden vapautuminen on varsin merkittävää turvemaiilla. Fosforiin vaikutukset ovat pienempiä typpeen verrattuna, mutta myös fosforin vapautuminen saattaa olla huomattavaa, sillä turvemaiilla fosfaattien imeytymiskapasiteetti on yleensä huono varsinkin, jos alumiini- ja rautapitoisuudet ovat alhaisia (Nieminen 2004).

#### 2.3.4 Kiintoaine

Maanmuokkauksen suurin vaikutus näkyy voimistuneena kiintoaineen huuhtoutumisena, sillä koskematon maaperä ja kasvillisuus ovat erittäin tehokas kiintoaineen pidättäjä. Valuma-alueiden geologisilla piirteillä on suuri vaikutus eroosioherkkyyteen ja siten myös kiintoainehuuhtoumiin (Sullivan 1985). Hakkuiden seurauksena kiintoainepitoisuudet kasvavat yleensä hetkellisesti moninkertaiseksi (Francis & Taylor 1989; Binkley & Brown 1993), mutta toisaalta tasoittuvat myös nopeasti entiselle tasolle (Ahtiainen & Huttunen 1999). Esimerkiksi Yhdysvalloissa Oregonin osavaltion Kaskadivuorilla tehdyssä tutkimuksessa (Sullivan 1985) kiintoainepitoisuudet nousivat hakkuutoimenpiteiden seurauksena ainoastaan hyvin vähän ja hetkellisesti, mutta

pidemmällä aikavälillä muutoksia ei havaittu. Jos hakkuujätteet, jotka erodoituvat helposti, jäävät toimenpidealueelle, kiintoainepitoisuudet voivat pysyä tavallista korkeampana pidempään (Ahtiainen & Huttunen 1999).

Kiintoainekuormitukset kasvavat soiden ojituksen seurauksena turpeen ja sen alla olevan kivennäismaaperän erodoituessa. Marttilan ja Kløven (2010) tutkimuksessa ojitetulla turvemaalla kiintoainekuormitus kasvoi erityisesti kesän huippuvirtaamien sekä kevään lumen sulamisen vaikutuksesta. Tutkimuksen mukaan yksittäiset voimakkaat myrskyt saattoivat nostaa vesistön kiintoainepitoisuutta huomattavasti. Kenttämies (1980) selvitti tutkimuksessaan pienellä turvesuovaluma-alueella Suomessa ojituksen vaikutuksia orgaanisen aineksen päästöihin. Tutkimuksen mukaan soiden kuivatus selkeästi lisäsi kiintoainekuormitusta: pitoisuus ojituksen jälkeen oli 6-kertainen verrattuna aikaisempaan.

### 2.3.5 Orgaaninen kokonaishiili

Merkittävä osa orgaanisesta hiilestä on sitoutunut maaperään, joka erodoituessaan lähtee kiintoainepartikkeleina liikkeelle. Näin ollen kuten kiintoaineen kohdalla, myös orgaanisen kokonaishiilen kuormitus yleensä kasvaa merkittävästi pian hakkuiden jälkeen (Nieminen ym. 2004). Laudonin ym. (2009) Pohjois-Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuudet nousivat 50 prosenttia alkuperäisestä hakkuiden seurauksena, ja merkittävä osa tapahtui kasvukaudella, mikä johtui hakkuista seuranneesta pohjavedenpinnannoususta.

Ojituksen ja siitä seuraavan pohjavedenpinnan laskun oletetaan muuttavan turvemaita hiilinieluista hiilen lähteiksi orgaanisen aineksen hapettuessa enenevässä määrin (Holden ym. 2004). Toisaalta esimerkiksi Kenttämiehen tutkimuksessa (1980) pienellä turvesuovaluma-alueella orgaanisen hiilen pitoisuudet laskivat hieman ojituksen seurauksena. Metsätaloustoimenpiteiden seurauksena tapahtuva ravinteiden ja hiilen huuhtoutuminen on yleensä melko lailla linjassa valuntamuutosten kanssa. Jotta selkeitä yhtäläisyyksiä metsätaloustoimenpiteiden ja mm. orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien välille voitaisiin tehdä, toimenpiteiden täytyy kattaa mahdollisimman suuri osa valuma-alueesta (Kortelainen & Saukkonen 1998).



## 2.4 Suojelutoimenpiteet metsäisillä valuma-alueilla

On selvää, että valuma-alueiden luonnollinen tasapaino järkkyy metsätaloustoimenpiteitä seuraavien maankäyttömuutosten johdosta. Kestävän metsätalouden tulisi perustua ajatukseen siitä, että ravinteita huuhtoutuu korkeintaan tahdilla, jonka luonnollisten prosessien, kuten ilmakehälaskeumien, typensidonnan tai rapautumisen, on mahdollista kompensoida (Dahlgren & Driscoll 1994). Hyvin suunnitellut, sijoitetut ja hoidetut metsätaloustoimenpiteet voivat vähentää vesistöihin kulkeutuvien sedimenttien ja ravinteiden kuormitusta (van Dijk & Keenan 2007).

Erikssonin ym. (2011) mukaan veden laadun ylläpitämiseksi tehdyn metsänhoidon tulisi näkyä päätehakkuun ajoituksessa. On tärkeää kohdistaa metsätaloustoimenpiteet valuma-alueen eri-ikäisen puuston välillä tarkasti tarvittavaan kohteeseen, jotta vältetään turha ylimääräinen rasitus. Uudistushakkuualueiden koko tulisi pitää kohtuullisena, jotta suojaavaa metsää jää ympärille vähentämään eroosiota ja huuhtoutumista (Mustonen ym. 1987). Myös vaihtoehtoisten hakkuumenetelmien pohtimisella voisi vaikuttaa, ja esimerkiksi keräämällä hakkuujätteen pois maaperään huuhtoutuvien ravinteiden määrää voisi vähentää (Nieminen 2004). Huuhtoutumisen maanmuokkausalueilta voi minimoida käyttämällä tekniikoita, jotka jättävät osan maaperän pinnasta koskemattomaksi (Piirainen ym. 2007). Lisäksi olisi hyvä yrittää pyrkiä tarkoituksen kannalta mahdollisimman kevyeen maanmuokkaukseen (Mustonen ym. 1987).

Yksi tehokkaimmista keinoista vähentää kiintoaine- ja ravinnekuormituksia metsätaloustoimenpidealueilta on jättää riittävän leveät suojavyöhykkeet toimenpidealueen ja vesistön väliin (Francis & Taylor 1989; Binkley & Brown 1993; Mander ym. 2000; Broadmeadow & Nisbet 2004). Suojavyöhykkeiden pääasiallisina hyötyinä pidetään sedimenttikulkeumien ja eroosion kontrollointia ja vedenlaadun suojelua sekä monenlaisia ekologista monimuotoisuutta ja maisemaa parantavia tekijöitä. Yleensä suojavyöhykkeiden leveys vaihtelee 10 ja 30 metrin välillä (Broadmeadow & Nisbet 2004). Suojavyöhykkeet pidättävät tehokkaasti sekä kiintoainesta (Nieminen ym. 2005) että typpeä ja fosforia (Silvan ym. 2004), minkä takia niiden rooli vedenlaadun ylläpitämisessä on merkittävä. Silvanin ym. (2004) mukaan erityisesti runsas ja voimakkaasti leviävä kasvillisuus kosteikkojen suojavyöhykkeillä on tärkeä tekijä sekä typen että fosforin pidättämisessä, minkä vuoksi kasvillisuudella on siten myös

merkittävä rooli ravinteiden huuhtoutumisen aiheuttamien haittavaikutusten estämisessä (Francis & Taylor 1989).

On myös tutkimuksia, joissa suojavyöhykkeiden rooli ravinteiden pidättämisessä ei ole merkittävä. Lundinin nelivuotisessa tutkimuksessa (1998) Keski-Ruotsissa suojaavilla metsävyöhykkeillä ei ollut vaikutusta virtaamiin tai ravinteiden huuhtoutumiseen verrattaessa avohakattuun metsään. Typen osalta on myös tutkimuksia (mm. Silvan 2002), joiden mukaan suojavyöhykkeet saattaisivat lisätä ravinnepestäjä. Useampien tutkimusten (Nieminen ym. 2005; Saari ym. 2013) mukaan suojavyöhykkeet eivät kuitenkaan ole merkittäviä ravinnelähteitä tai lisää metsätaloustoimenpiteistä aiheutuvaa kuormitusta valuma-alueilla, ja huomattavasti yleisempi tutkimustulos on nimenomaan suojavyöhykkeiden positiivinen vaikutus veden fysikaalis-kemialliseen laatuun.

Muita suojelukeinoja ovat mm. laskeutusaltaat ja suotautumiskentät, joita rakennetaan laskuojien yhteyteen pienentämään kulkeumia (Kenttämies & Saukkonen 1996). Metsien uudelleenistuttaminen saattaa pienentää ilmakehässä olevan hiilidioksidin sidontaa, minkä takia sitä on ehdotettu keinoksi pienentää ilmastonmuutoksen vaikutuksia. Toisaalta niin istuttamisella kuin muillakin metsätaloustoimenpiteillä on aina vaikutusta myös maankäyttöön ja maaperän karkeuteen, albedoon sekä haihduntaan, joilla on merkitystä energian virtaamiseen ilmakehässä. Näiden biofyysisten tekijöiden seurauksena ilmasto saattaa paikallisesti lämmentä, mikä kumoaa hiilen sidonnan vaikutukset globaaliin keskilämpötilaan (Anderson ym. 2011).

Tulevaisuudessa tutkimuksissa olisi syytä kehittää keinoja, joilla ravinteiden huuhtoutumista ojitetuilta suoalueilta saataisiin vähennettyä. Tehokkaassa sekä toisaalta kestävässä metsätaloustoimenpiteiden – esimerkiksi metsäautoteiden rakentamisen – suunnittelussa voitaisiin tulevaisuudessa hyödyntää yhä enemmän geoinformatiikan tarjoamia mahdollisuuksia. Paikallisella tasolla tarvitaan tutkimusta maaperän koneellisen häiritsemisen minimoimiseksi, ja erityisesti metsätalouden pitkäaikaista kestävää käyttöä ajavaa suunnitelmallisuutta tulisi pohtia enemmän (Carling ym. 2001). Huonosti suunniteltu ja toteutettu tutkimus johtaa helposti moninkertaisiin kiintoaine- ja ravinnekulkeumiin erityisesti valmiiksi ravinteikkailta alueilta, ja maaperätiedon saatavuus, luotettavuus ja soveltaminen ovat tärkeässä roolissa metsätaloustoimenpiteiden onnistumisen kannalta (Kenttämies & Saukkonen 1996).

Suomen metsätaloudessa merkittävää on suunnitelmallisesti toteuttava uudelleen metsittäminen, jolla pyritään turvaamaan niin puiden tuotannon jatkuvuus kuin

toisaalta metsäympäristön luontainen tasapaino. Näiden tavoitteiden turvaamiseksi valtioneuvosto hyväksyi 2011 vuoden maaliskuussa Kansallisen metsäohjelman (2011), jonka päämääränä on hyvinvoinnin lisääminen hyödyntämällä metsiä kestävän kehityksen periaatteen mukaisesti, metsiin perustuvien elinkeinojen kannattavuus sekä metsien monimuotoisuuden ja muiden ympäristöhyötyjen vahvistaminen. Suomessa on tyypillistä, että useampia metsätaloustoimenpiteitä toteutetaan samalla valuma-alueella lyhyellä aikavälillä, mikä laittaa ympäristön kantokyvyn kovalle. Vesien suojelu on alettu ottaa paremmin huomioon vasta parin viimeisen vuosikymmenen aikana, minkä ansiosta kuormitukset ovatkin pienentyneet (Ahtiainen & Huttunen 1999). Suomessa tietoja tehdyistä metsätaloustoimenpiteistä on erittäin hankalaa hankkia varsinkin, kun kyseessä ovat suuret valuma-alueet. Satelliittikuvien ja kaukokartoituksen hyödyntämistä on jatkossa varmasti tarkoitus lisätä, jotta tehtyjen toimenpiteiden paikallistaminen helpottuu (Lepistö ym. 2001).

## 2.5 Metsät ja pienet valuma-alueet Suomessa

Suomen maapinta-ala on 304 000 neliökilometriä, josta metsätalousmaaksi luokitellaan 262 000 neliökilometriä eli noin 86 prosenttia. Jouto- ja kitumaat sisältävästä metsätalousmaasta 203 000 neliökilometriä (noin 77 prosenttia) on varsinaista tuottoisampaa metsämaata, jolla puuston potentiaalinen hehtaariohtainen kasvu ylittää keskimäärin vähintään yhteen kuutiometriin vuodessa ohjekiertoaikaa käytettäessä (Ylitalo 2012: 37 – 39). Kylmä ilmasto ja tasainen maanpinta luovat Suomessa suotuisan ympäristön orgaanisen aineksen kasautumiselle, mistä johtuen soita on merkittävän paljon (Kortelainen & Saukkonen 1998). Soiden osuus metsätalousmaasta on 88 000 neliökilometriä eli noin 34 prosenttia (Ylitalo 2012: 37).

Suomi kuuluu lähes kokonaan boreaaliseen havumetsävyöhykkeeseen, joka jaetaan vielä etelä-, keski- ja pohjoisboreaaliseen osaan kasvukauden pituuden perusteella. Itä-länsisuunnassa ilmastoon vaikuttaa paljolti mantereisuuden ja mereisyyden vaihtelu. Niin ilmastollisesti kuin maaperän kannalta metsän kasvun luontaiset edellytykset heikkenevät Suomessa etelästä pohjoiseen siirryttäessä, mikä näkyy puuston keskimääräisessä vuotuisessa kasvussa ja puulajien määrässä. Yleisimmät maalajit Suomessa ovat hieta- ja hiekkamoreenit, ja yleisimmät puulajit mänty (50

prosenttia), kuusi (30 prosenttia) sekä raudus- ja hieskoivu (yhteensä 17 prosenttia) (Nygren ym. 1997; Ylitalo 2012: 38).

Suomessa 1900-luvun puolivälissä metsien hakkuumäärät ylittivät puiden vuotuisen kasvun. Puuntuotannon lisäämiseksi alettiin laajamittaisesti ojittaa suoalueita, joilla juuristokerroksen heikko ilmasto estää puiden kasvua (Koivusalo ym. 2008). Metsätaloustoimenpiteistä erityisen paljon on tehty juuri laajamittaisia soiden ojituksia ja avohakkuuta. Myös maanmuokkaus ja lannoitus metsän uudelleenviljelyä varten ovat yleisiä. Arviolta 80 prosentilla hakkuualueista maa muokataan uudelleen noin 1 – 3 vuoden kuluttua kylvön ja vesitaseen parantamiseksi (Ahtiainen 1992). Suomen soista ojitettuja on yhteensä noin puolet, ja Etelä-Suomen korvista ja rämeistä valtaosa on ojitettu (Ylitalo 2012: 37). Soiden uudisojitukset ovat lopetettu Metsähallituksen toimesta vuonna 1994, ja nykyään tehtävät ojitukset ovat pääosin kunnostusojituksia, joilla pidetään aiemmin ojitettujen soiden vesitaloutta puiden kasvuille mahdollisimman otollisena (Leskinen ym. 2011).

Pieniä valuma-alueita, joilla nykyään tarkoitetaan pinta-alaltaan alle 100 – 200 neliökilometrin kokoisia valuma-alueita, hyödynnetään runsaasti esimerkiksi hydrologisten prosessien tutkimuksessa ja havainnoinnissa. Pienten valuma-alueiden etuja tutkimuksessa suuriin alueisiin verrattuna ovat mm. alueiden tyyppi- ja ominaisuuksien selkeämpi erottuminen sekä niiden helpompi seuraaminen ja kontrollointi (Seuna 1983). Suuret valuma-alueet edustavat selkeämmin valuma-alueen ominaisuuksien keskiarvoja (Mustonen 1965b: 7).

Suomessa pieniä valuma-alueita on tutkittu alkaen 1930-luvulta, jolloin Maataloushallitus yhdisti siihen saakka käytetyt hydrologiset havaintopaikat yhdeksi verkostoksi (Mustonen 1965b: 6). Alkujaan vuonna 1935 tutkimuskohteita oli yhteensä viisikymmentä. 1960-luvun vaihteessa katsottiin kuitenkin tarvittavan entistä tarkempaa tietoa kehittyneen vesirakennustekniikan, uusien viemärijärjestelmien sekä jokien säätelyn myötä, minkä seurauksena pienten valuma-alueiden tutkimus uudistettiin (Seuna 1983). Tärkein kriteeri uusille tutkittaville valuma-alueille oli järveltömyys, sillä tulovirtaamat haluttiin saada mitattua ilman järviolueille tyypillistä lisääntynyttä haihduntaa ja virtaamahuippuja pienentävää varastointivaikutusta. Alueet valittiin eri puolilta maata edustamaan mahdollisimman tarkasti paikkakunnan hydrologisia oloja. Valuma-alueille tehtiin mittavat maastokartoitukset 1960- ja 1970-luvuilla, ja ilmakuvatulkinna ja peruskartta-aineiston avulla selvitettiin vedenjakajat ja maastotyyppien rajat. Vuonna 1982 tutkimusverkostoon kuului 58 pientä valuma-alueita

mukaan lukien vertailualueita (Mustonen 1965b: 6 – 8; Seuna 1983). Tämän pro gradu -työn tutkimusalueet kuuluvat pääosin kyseiseen tutkimusverkostoon.

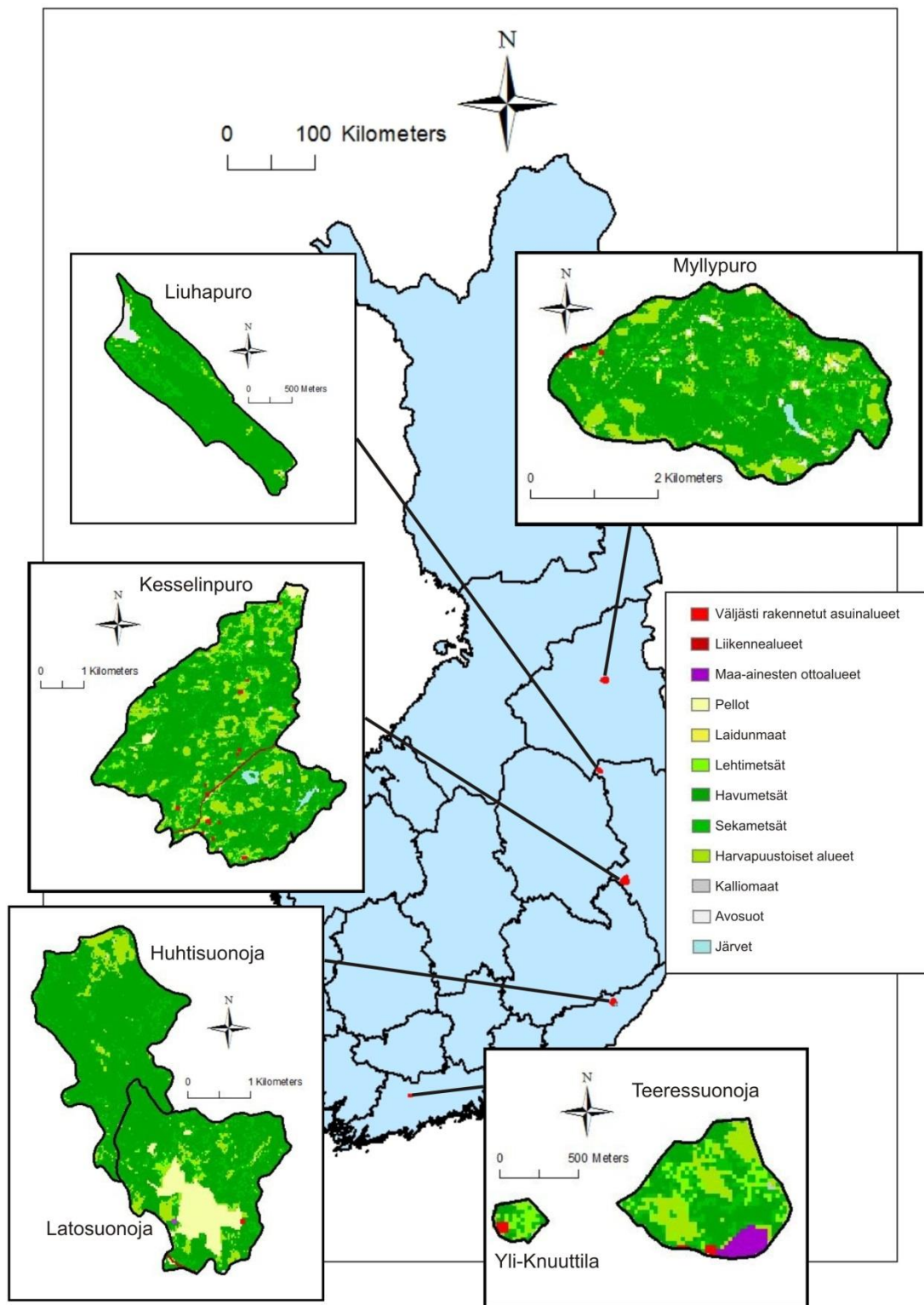
### **3. Aineisto ja menetelmät**

#### **3.1 Tutkimusalue**

Tutkimusalueina toimivat seitsemän pientä metsäistä valuma-aluetta Etelä- ja Itä-Suomessa: Teeressuonoja, Yli-Knuutila, Huhtisuonoja, Latosuonoja, Kesselinpuro, Liuhapuro sekä Myllypuro (kuva 5). Viittä valuma-alueista on tutkittu Suomessa jo vuodesta 1957 lähtien, jolloin maataloushallituksen hydrologista havaintoverkkoa uudistettiin ja valuma-alueille rakennettiin vedenkorkeusmittareilla varustetut mittapadot (Mustonen 1965a: 9). Valuma-alueilla on tehty vuosina 1958 – 1962, sekä uudestaan vuosina 1974 – 1977, kattavat maastotutkimukset, joissa kartoitettiin valuma-alueen rajat sekä suoritettiin maastotyyppin määrittäminen, puuston mittaus, maanpinnan kaltevuuden mittaus, maalajin silmävarainen määrittäminen ja maanäytteen otto (Mustonen 1965a: 26 – 27).

Seitsemästä tutkimusalueesta viisi on metsäisiä valuma-alueita, joilla on tehty viime vuosikymmenien aikana eri metsätaloustoimenpiteitä. Lisäksi Liuhapuro on täysin luonnontilainen vertailualue ja Latosuonoja sekavaluma-alue, jolla on metsätaloustoimenpiteiden ohella myös maataloutta. Valuma-alueiden pinta-alat vaihtelevat 0,07 ja 21,7 neliökilometrin ja keskikaltevuudet 4,2 ja 16 asteen välillä (taulukko 3). Alueista Teeressuonoja ja Yli-Knuutila sekä Huhtisuonoja ja Latosuonoja ovat valuma-aluepareja, jotka sijaitsevat vierekkäin.

Valtaosa valuma-alueiden pinta-alasta on seka- ja havumetsää sekä harvapuustoisia hakattuja alueita. Latosuonojalla 19 prosenttia valuma-alueen pinta-alasta on peltoa, ja Teeressuonojan eteläosassa on melko suuri soranottoalue. Lisäksi Yli-Knuutilassa on muita alueita huomattavasti enemmän lehtimetsää (kuvat 5 – 6). Valuma-alueiden maaperä koostuu valtaosin kivennäismaista ja turpeesta, joista jälkimmäistä on pohjoisessa keskimäärin enemmän kuin etelässä (liite 2). Yli-Knuutilan, Teeressuonojan ja Myllypuron pinta-alasta merkittävä osa on kalliomaata, kun taas Huhti- ja Latosuonojalla on muita alueita enemmän karkearakeisia maalajeja (kuva 7).

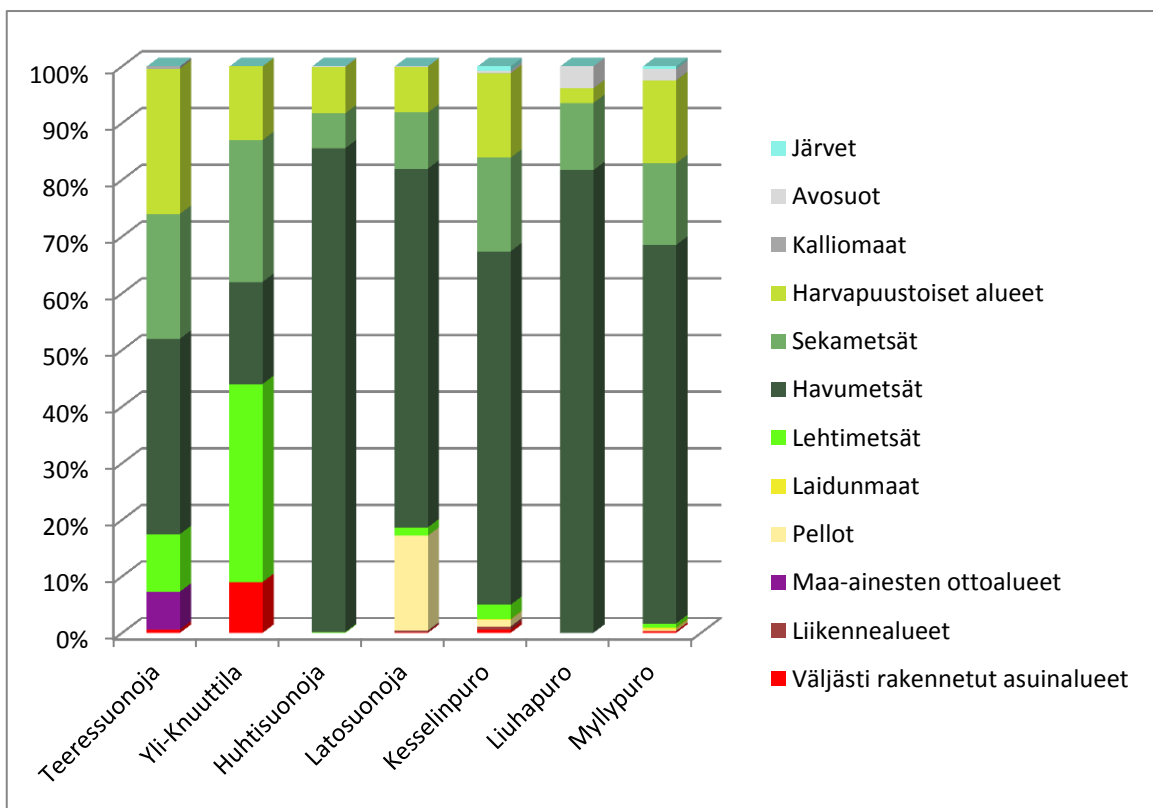


Kuva 5. Tutkimusalueiden sijainti ja maankäyttö.

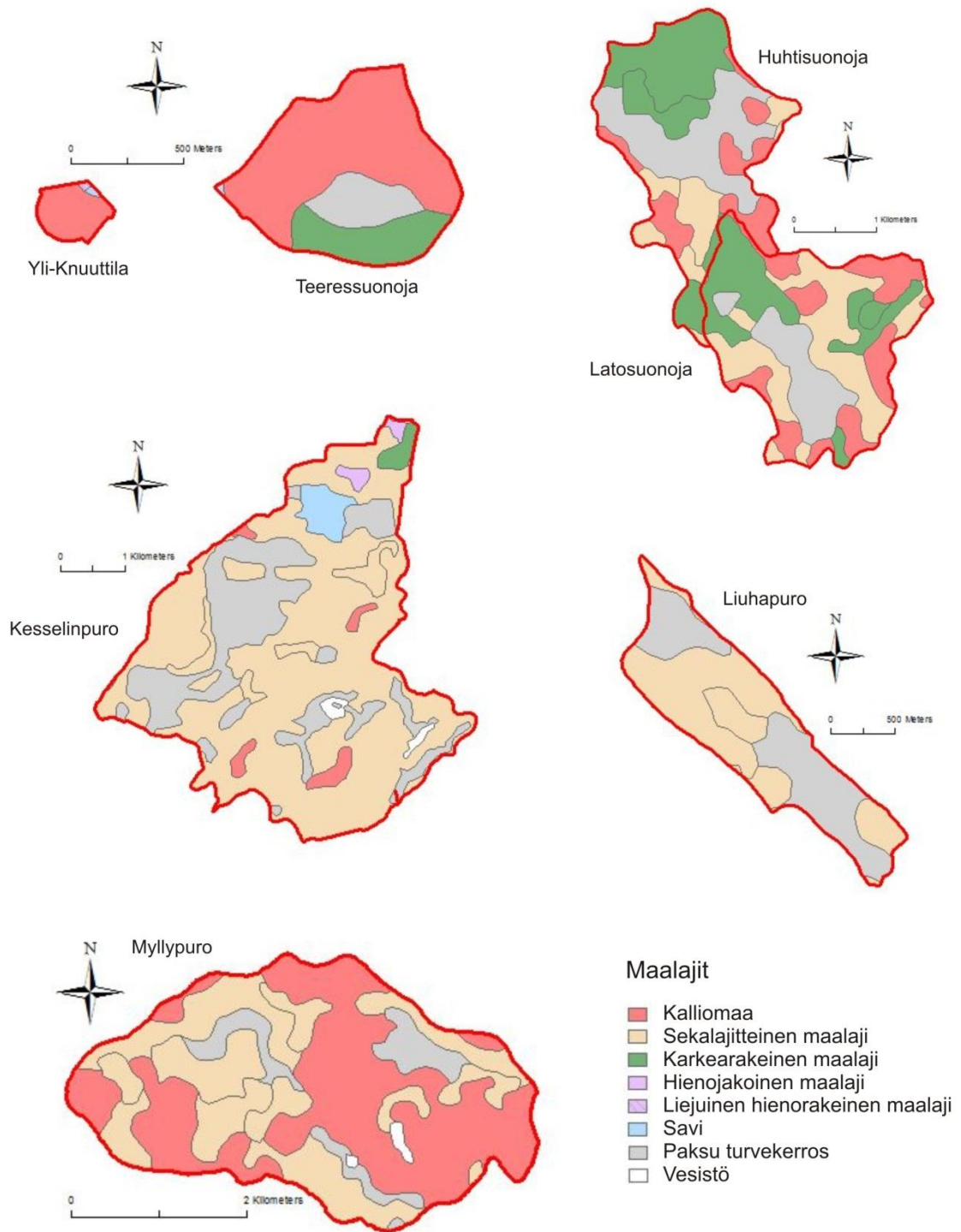
Puusto tutkimusalueilla on iältään verrattain melko nuorta. Luonnontilaista Liuhapuroa lukuun ottamatta 40 – 80 prosenttia valuma-alueiden puustosta on alle 50-vuotiasta (liite 1). Liuhapurolla yli puolet puustosta on yli 80 vuotta vanhaa. Eri-ikäiset metsät sijaitsevat tutkimusalueilla pääosin melko hajanaisesti. Liuhapurolla hyvin vanha metsä sijoittuu selkeästi valuma-alueen eteläosaan (kuva 8). Valtaosa tutkimusalueiden turvemaasta on ojitettu, ja ainoat suuremmat ojittamattomat alueet sijaitsevat Liuhapurolla ja Teeressuonojalla (kuva 9).

*Taulukko 3.* Pinta-ala, viljelty maa-ala, keskikaltevuus, turvemaan osuus, ojitusprosentti, ojittamattoman maan osuus sekä hakkuuprosentti tutkimusalueilla.

	Pinta-ala km <sup>2</sup>	Viljelty maa-ala %	Keskikaltevuus	Turvemaa %	Ojitettu % (2008)	Ojittamaton %	Hakattu % (1980 - 2009)
Teeressuonoja	0,69	0	13,9	13	0,9	10	28
Yli-Knuuttila	0,07	0	16	0	0		32
Huhtisuonoja	5,03	0	5	45	42	2,1	8
Latosuonoja	5,34	19	8,2	26	11,8	0,4	15
Kesselinpuro	21,7	4	4,2	50	32	2	23
Liuhapuro	1,7	0		48	22	33	6
Myllypuro	9,86	2	7,4	27	30	5	15
Keskiarvo	6,34		9,1	30	20	8,8	18

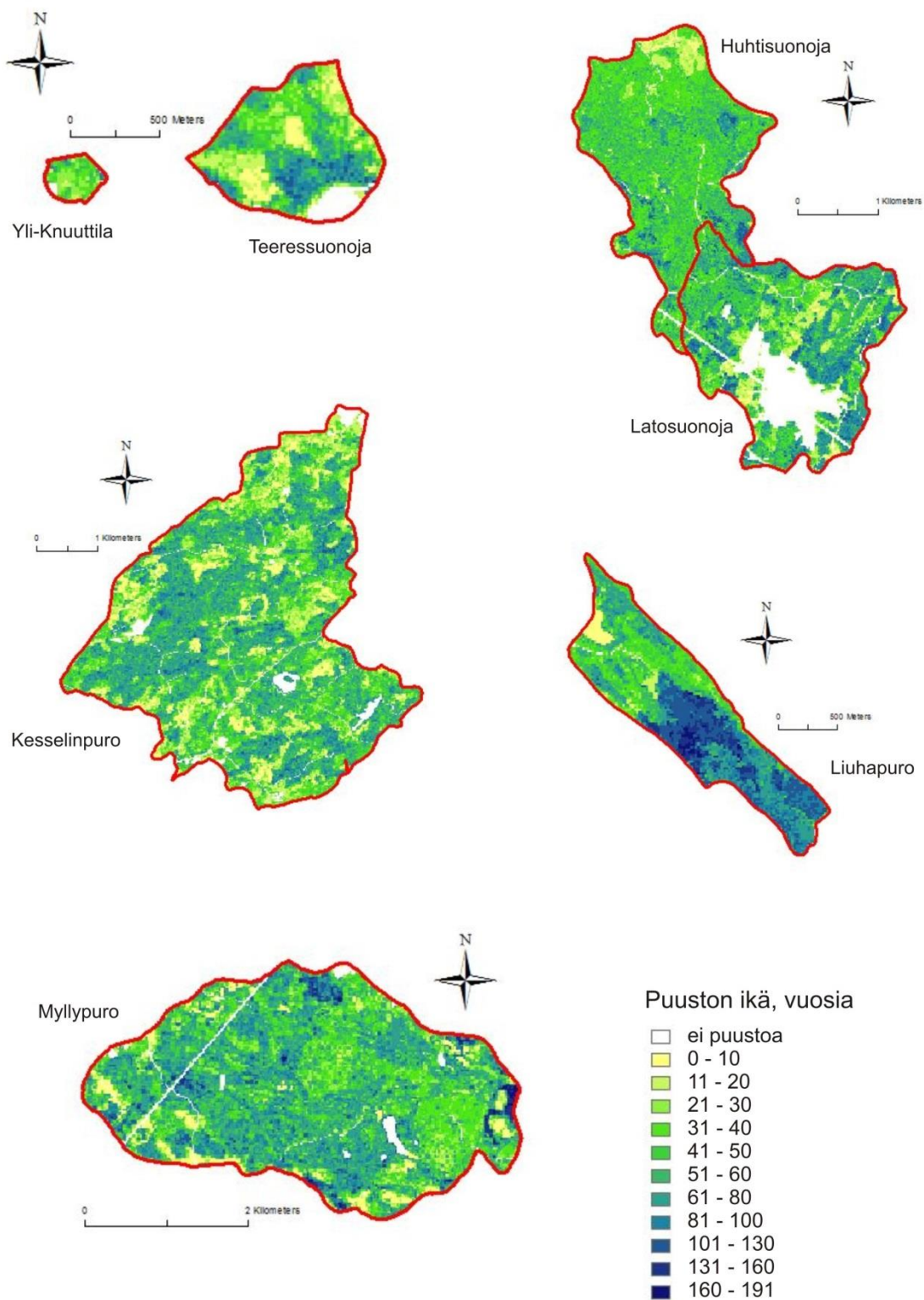


*Kuva 6.* Maankäyttömuotojen prosentuaalinen jakautuminen tutkimusalueilla.

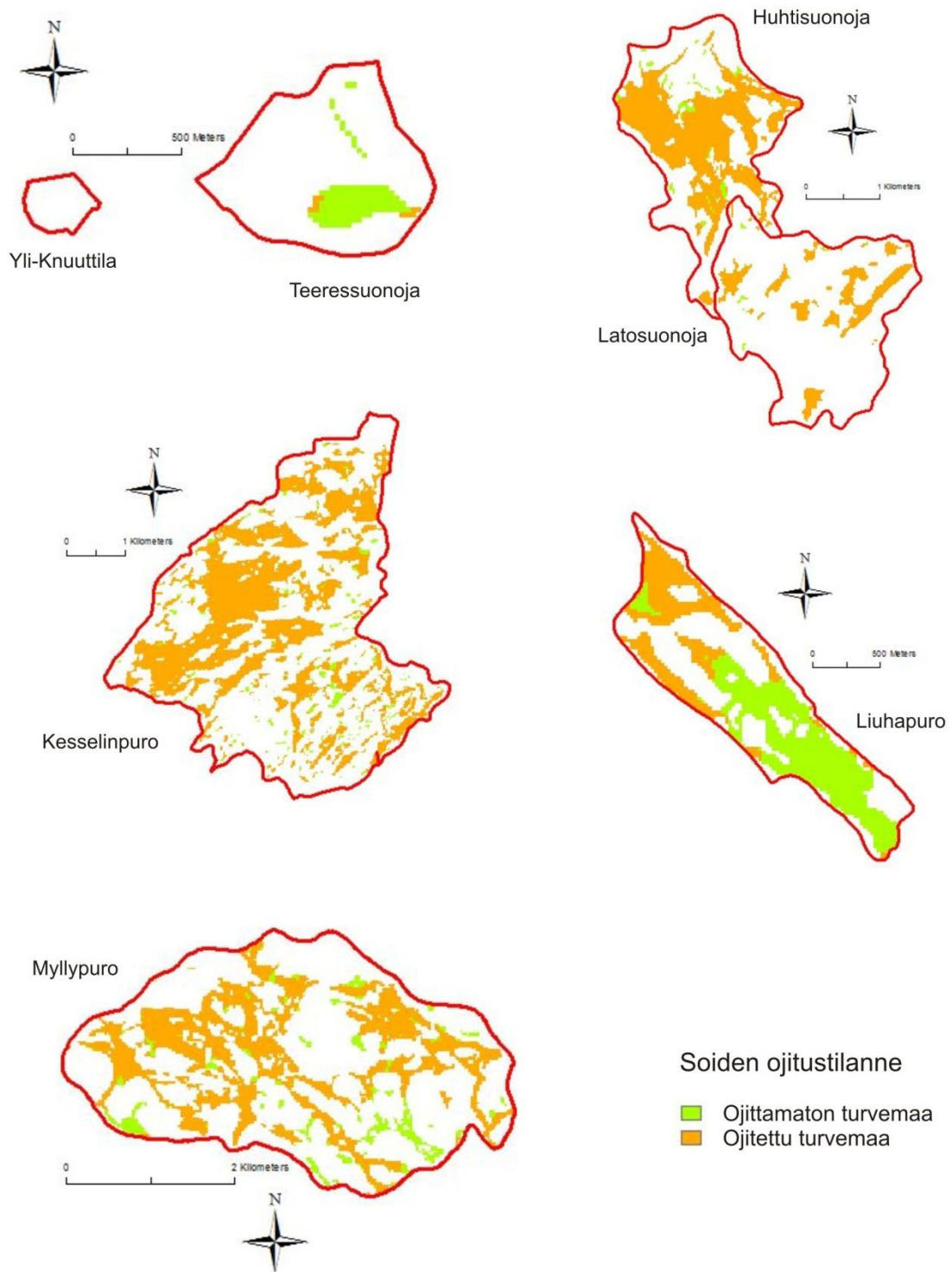


Kuva 7. Pohjamaalajien alueellinen jakautuminen tutkimusalueilla.





Kuva 8. Eri-ikäisen puuston (vuosissa) alueellinen jakautuminen tutkimusalueilla.



Kuva 9. Soiden ojitus tilanne tutkimusalueilla vuonna 2008.

## 3.2 Aineisto

Tutkimuksen aineistona käytettiin ympäristöhallinnon ja Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämästä Hertta-tietojärjestelmästä (Suomen ympäristökeskus 2013) saatuja vedenlaatutietoja sekä hydrologisia havaintoja. Vedenlaadun osalta käytettiin tietoja kokonaistypen ja –fosforin, kiintoaineen sekä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksista (ainoastaan Myllypuron osalta orgaanisen kokonaishiilen tiedot puuttuivat), jotka olivat mitattu tutkimusvuosina kevään ja syksyn virtaamahuippujen aikaan mahdollisimman tarkkojen kuormitusten saamiseksi (Rekolainen 1989). Keväisin mittaukset olivat tehty noin kerran viikossa ja syksyisin kerran kahdessa viikossa. Lisäksi talvisin ja kesäisin oli tarvittaessa otettu lisänäytteitä runsaiden sateiden aikaan. Näytteitä oli otettu sekä automaattisesti että käsin (Vuorenmaa ym. 2002).

Hydrologisista havainnoista hyödynnettiin virtaamatietoja, joiden osalta oli saatavilla päivittäistä tietoa koko tutkimusjakson ajalta 1985 – 2010. Poikkeuksellisesti Myllypuron osalta virtaamatiedot alkoivat vasta vuodelta 1992, ja Yli-Knuutilassa tutkimukset päättyivät vuonna 2003. Virtaamat olivat mitattu ylivirtauspatojen ja vedenpinnankorkeutta laskevien mittareiden avulla (kuvat 10, 12).

Valuma-alueiden lämpötila- ja sadantatiedot saatiin käyttöön Ilmatieteen laitokselta. Molempien osalta tiedot olivat päivittäisiä koko tutkimusjakson ajalta lukuun ottamatta Myllypuroa, jonka sadantatiedot puuttuivat vuosilta 1988 – 1996. Lähimmät säämittausasemat sijaitsivat 0 – 62 km päässä tutkimusalueilta (taulukot 4 – 5).

*Taulukko 4.* Lämpötilan mittausasemien etäisyydet valuma-alueilta.

Valuma-alue	Lämpötilan mittausasema	Etäisyys km
Teeressuonoja	Vihti Maasoja	0
Yli-Knuutila	Vihti Maasoja	0
Huhtisuonoja	Lappeenranta lentoasema	46
Latosuonoja	Lappeenranta lentoasema	46
Kesselinpuro	Joensuu lentoasema/Liperi	30
Liuhapuro	Valtimo KK	19
Myllypuro	Kajaani lentoasema	62

Metsätaloustoimenpiteiden osalta tarkkoja tietoja yksittäisistä tapahtumista oli erittäin hankalaa saada käsiinsä hyvistä yrityksistä huolimatta. Tutkimusalueilla tehtyjä metsätaloustoimenpiteitä on selvitetty runsaasti 1960 – 1970 –luvulla (Saukkonen &

Kortelainen 1995), mutta tämän tutkimuksen aikajakson osalta julkista tietoa oli saatavilla todella niukasti. Muutamia yksittäisiä tehtyjä metsätaloustoimen piteitä on lueteltu taulukossa 6. Teeressuonojan osalta käytössä oli myös valuma-alueen kartta, jossa vuosina 1985 – 2001 tehdyt hakkuut näkyvät tarkemmin (kuva 11). Metsätaloustoimenpiteiden pidemmän aikavälin arvioinnissa hyödynnettiin tämän tutkimuksen taulukossa 3 laskettuja tietoja hakkuu- ja ojitusprosentteista. Näiden prosenttien laskentaan käytettiin Maanmittauslaitoksen maastotietokannan vuodelta 2008 ja Corine Land Coverin (2006) pohjalta tehtyä spatiaalista dataa soiden ojituksesta (SOJT\_09b1) sekä Metsäntutkimuslaitoksen julkista Valtakunnan metsien inventointi (VMI)-dataa (2009) puuston iästä.

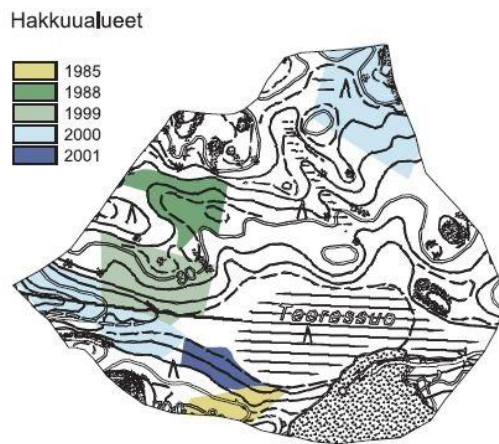
*Taulukko 5.* Sadannan mittausasemien etäisyydet valuma-alueilta.

Valuma-alue	Sadannan mittausasema	Etäisyys km
Teeressuonoja	Vihti Hiiskula	13
Yli-Knuuttila	Vihti Hiiskula	13
Huhtisuonoja	Rautjärvi Simpele Kangaskoski	40
Latosuonoja	Rautjärvi Simpele Kangaskoski	40
Kesselinpuro	Outokumpu Viuruniemi	8
Liuhapuro	Valtimo KK	19
Myllypuro	Ristijärvi Mustavaara	21

Kaikki tutkimuksen kartat (kuvat 5, 7 – 9) tehtiin ArcMapin versiolla 10 (ESRI 2012). Tietolähteinä käytettiin Corine Land Coveria (2006), Metlan Valtakunnan metsien inventointi -dataa (2009) puuston iän osalta sekä INSPIRE-geotietokannan (2013) spatiaalista paikkatietodataa maalajeista.



*Kuva 10.* Ylivirtauspato ja mittalaitteita Teeressuonojan mittausasemalla.



*Kuva 11.* Teeressuonojalla vuosina 1985 – 2001 suoritetujen hakkuiden sijainnit ja hakkuualueiden koot (Koskiaho ym. 2006).

*Taulukko 6.* Yksittäisiä tutkimusalueilla tehtyjä metsätaloustoimenpiteitä (Vuorenmaa ym. 2002, Koskiaho ym. 2006).

Teeressuonoja	hakuut 1985, 1988, 1999, 2000, 2001
Yli-Knuuttila	80 % hakkuu 1991
Huhtisuonoja	fosforilannoitus 1985-1986
Myllypuro	14 % hakkuu 1988



*Kuva 12.* Virtaamamuutoksia piirtävä anturi Teeressuonojalla.

### 3.3 Menetelmät

Valuma-alueiden virtaamat ja kokonaistypen, -fosforin, kiintoaineen sekä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuustrendit koko tutkimusjakson ajalle laskettiin R-tilasto-ohjelman WRTDS-sovelluksella (Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season), joka on kehitetty laskemaan vedenlaatutietoja pitkällä aikavälillä (Hirsch ym. 2010). Hirsch ym. kehittivät metodin, jotta käytössä olisi mahdollisimman joustava vedenlaatutietojen tutkintametodi, joka ottaa huomioon vuodenaikaisvaihtelun ja virtaamakomponentit pitkällä aikavälillä. Laskennan suorittamiseen tarvittiin päivittäiset virtaamatiedot koko tutkimusjakson ajalta sekä tutkittavan muuttujan vedenlaatupitoisuudet samalta jaksolta kaikilta päiviltä, joilta mitattua dataa oli saatavilla. Sovellus poisti vuosittaisista pitoisuuskeskiarvoista virtaaman vaikutuksen, mikä mahdollisti muiden tekijöiden merkityksen arvioinnin jäljelle jäävien virtaamanormalisoitujen pitoisuuksien (flow normalized concentration) trendiin tutkimusjakson aikana. WRTDS-sovellus laskee pitkän aikavälin vedenlaatupitoisuuksia kaavalla

$$\ln(c) = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2 \ln(Q) + \beta_3 \sin(2\pi t) + \beta_4 \cos(2\pi t) + \varepsilon$$

jossa  $\beta$  ovat arvot,  $c$  on pitoisuus,  $Q$  on virtaama,  $t$  on aika vuosina ja  $\varepsilon$  on selittämätön muuttuja. Vedenlaatutrendien ohella WRTDS-sovelluksen avulla laskettiin tässä työssä valuma-alueilta myös mm. valuntojen vuosittaiset keskiarvot, muuttujien prosentuaaliset pitoisuusmuutokset niin koko tutkimusjakson ajalta kuin lyhyemmiltäkin ajanjaksoilta sekä maksimi-, minimi- ja talvivirtaamien vuosittaiset keskiarvot ja trendit.

Pitoisuuksien ja virtaamien yhteisvaikutusten merkitsevyydet laskettiin osittaisen Mann-Kendall -testin (partial Mann-Kendall test) avulla (Libiseller & Grimwall 2002). Mann-Kendall -testi on yleisesti ympäristötieteissä käytetty ei-parametrinen testi, jossa tietyn aikajakson trendejä lasketaan yhden tai useamman muuttujan avulla. Osittainen Mann-Kendall -testi on sopiva tutkimusversio yleensä silloin, kun sääolosuhteilla oletetaan olevan vaikutusta tuloksiin. Tässä työssä Mann-Kendall -tilastolukujen sijaan hyödynnettiin ohjelman laskemia merkitsevyyksiä eli p-arvoja, jotka kertovat miten todennäköinen havainto on olettaen, että nollahypoteesi on

totta. Tulosten saamiseksi ohjelmaan syötettiin tiedot kuukausittaisista keskivirtaamista (m<sup>3</sup>/s) sekä valitun muuttujan kuukausittaisista keskipitoisuuksista (mg/m<sup>3</sup>).

Lämpötila- ja sadantatrendit merkitsevyyksineen sekä vuosi- että kuukausitasolla laskettiin Excel-pohjaisella Mann-Kendall –testiin pohjautuvalla MakeSens -sovelluksella (Salmi ym. 2002), joka on kehitetty Ilmatieteen laitoksella havaitsemaan ja arvioimaan lämpötilojen ja sademäärien vuosittaisia trendejä. MakeSens arvioi lämpötila- ja sadantakeskiarvoille lineaarisen trendin (Sen’s estimate), johon yksittäiset datavirheet tai poikkeamat eivät juuri vaikuta. Residuaalit (datan arvosta vähennetyt trendit) vuosittaisille arvoille ohjelma laski erikseen. Sen’s estimate lasketaan kaavalla

$$f(t) = Qt + B$$

jossa  $t$  on ajan määre,  $Q$  kulmakerroin ja  $B$  vakio.

Eri ilmastotekijöiden ja muuttujien pitoisuuksien väliset merkitsevyydet (Sig.) ja selitysasteet ( $R^2$ ) laskettiin SPSS:n (Coakes 2005) yhden selittäjän lineaarisella regressioanalyysillä (simple linear regression), joka arvioi muuttujien välisiä suhteita toisiinsa. Selitysaste  $R^2$  tarkoittaa, kuinka suuren prosentuaalisen osan vaihtelusta muuttuva tekijä ja muuttuja selittävät yhdessä.

Turvemaan sekä metsätaloustoimenpiteiden (hakkuut, ojitus) suhteelliset osuudet valuma-alueesta (taulukko 3) laskettiin ArcMapin versiolla 10 (ESRI 2012). Soiden ojitustilanteen osalta koko Suomen kattavat tiedot olivat olemassa. Hakkuuprosentti laskettiin tässä tutkimuksessa hyödyntäen Metlan vuoden 2009 VMI-dataa puuston iästä, jonka perusteella pääteltiin, että alle 30-vuotias puusto valuma-alueilla on hakattu suurin piirtein tutkimusjakson aikana. Näin ollen prosentuaalinen osa valuma-alueesta, jolla on alle 30-vuotiasta puustoa, on hakattu tutkimusjakson aikana. Metsätaloustoimenpidealueiden ja pitoisuuksien välisiä korrelaatioita eri valuma-alueiden välillä arvioitiin Excelin hajontakuvioilla, jotka myös perustuvat lineaariseen regressioanalyysiin.

Merkitsevyyksillä eli p-arvoilla (probability value) (taulukko 7) voidaan arvioida, kuinka todennäköistä on, että vähintään havaittu tai vielä äärimmäisempi arvo voidaan saada tulokseksi sattumalta olettaen, että asetettu nollahypoteesi on totta. Mitä pienempi p-arvo, sen todennäköisempää, etteivät muuttujien pitoisuudet suhteessa

virtaamiin olleet sattumaa. Usein rajana, jota pienemmällä arvolla nollahypoteesi voidaan hylätä, pidetään arvoa 0,05. Tämä tarkoittaa, että tuloksen sattumanvaraisuus on alle 5 prosenttia, ja sama tai vielä äärimmäisempi tulos voitaisiin saavuttaa 95 prosentilla testikerroista (Libiseller & Grimvall 2002; Salmi ym. 2002).

*Taulukko 7.* Merkitsevyyksien(/p-arvojen) prosentuaaliset raja-arvot sekä myös tässä työssä käytettävät symboliselitykset.

Symboli	Merkitsevyys	Prosentti	Sanallisesti
+	0,1	10%	
*	0,05	5%	melko merkitsevä
**	0,01	1%	merkitsevä
***	0,001	0,1%	erittäin merkitsevä

## 4. Tulokset

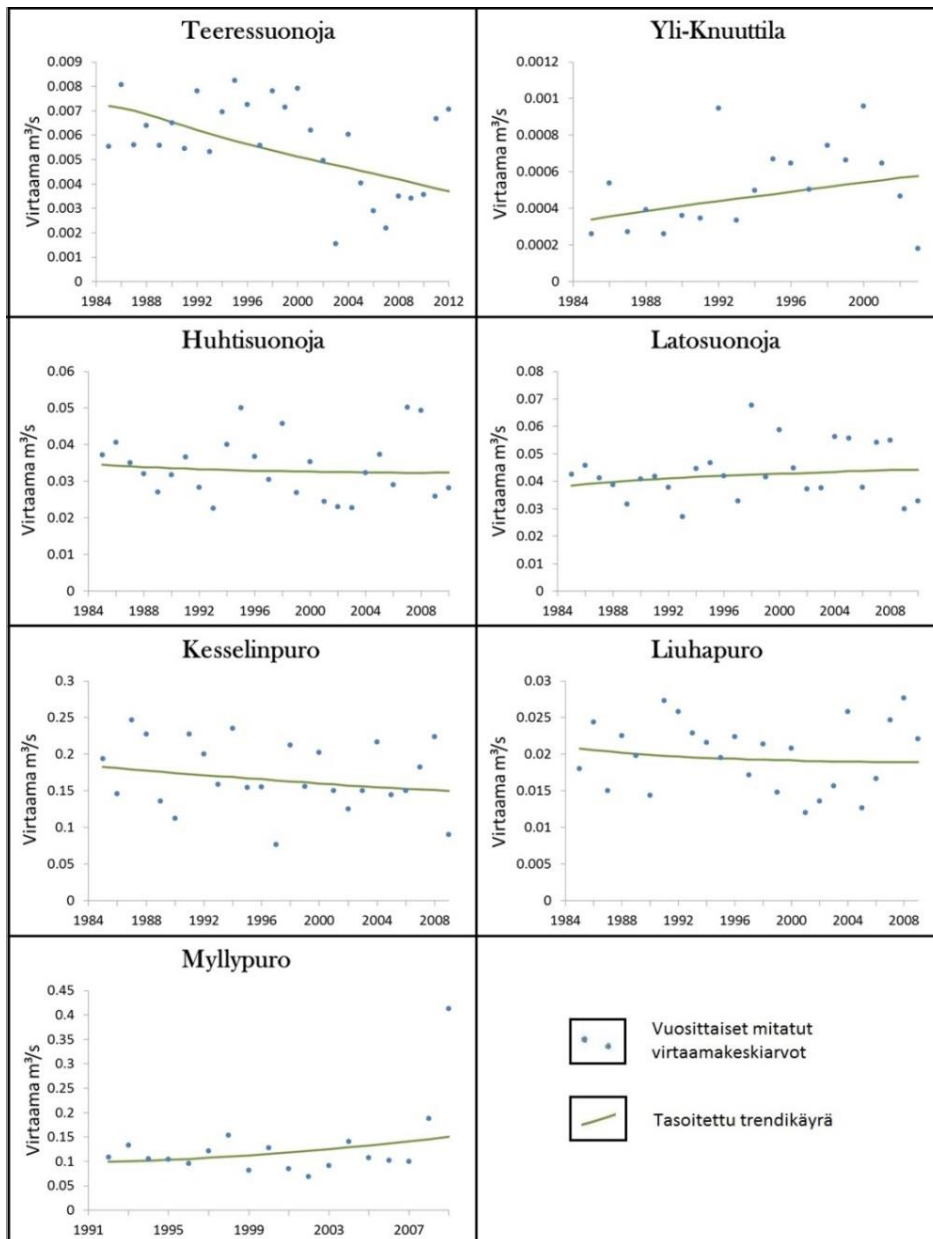
### 4.1 Virtaamien ja pitoisuuksien vaihtelut ja merkitsevyydet

Valuma-alueista Kesselinpurolla oli havaittavissa hyvin lievä ja Teeressuonojalla varsin selkeä laskeva trendi virtaamissa viimeisen 30 vuoden aikana. Vastaavasti Myllypuron virtaamat nousivat hieman ja Yli-Knuutilan virtaamat selkeästi. Muilla valuma-alueilla virtaamatrendissä ei tutkitulla aikajaksolla havaittu juuri muutoksia, ja kokonaisuudessaan trendit olivat Teeressuonojaa ja Yli-Knuutilaa lukuun ottamatta varsin tasaisia (kuva 13). Sen sijaan peräkkäisten vuosien välinen virtaamavaihtelu oli Myllypuroa lukuun ottamatta huomattavaa. Koko tutkimusjakson ajalta lasketut valuntakeskiarvot vaihtelivat alueilla noin 200 ja 400 mm/vuosi välillä (taulukko 8). Suurimmat valuntakeskiarvot mitattiin pohjoisimmilta valuma-alueilta.

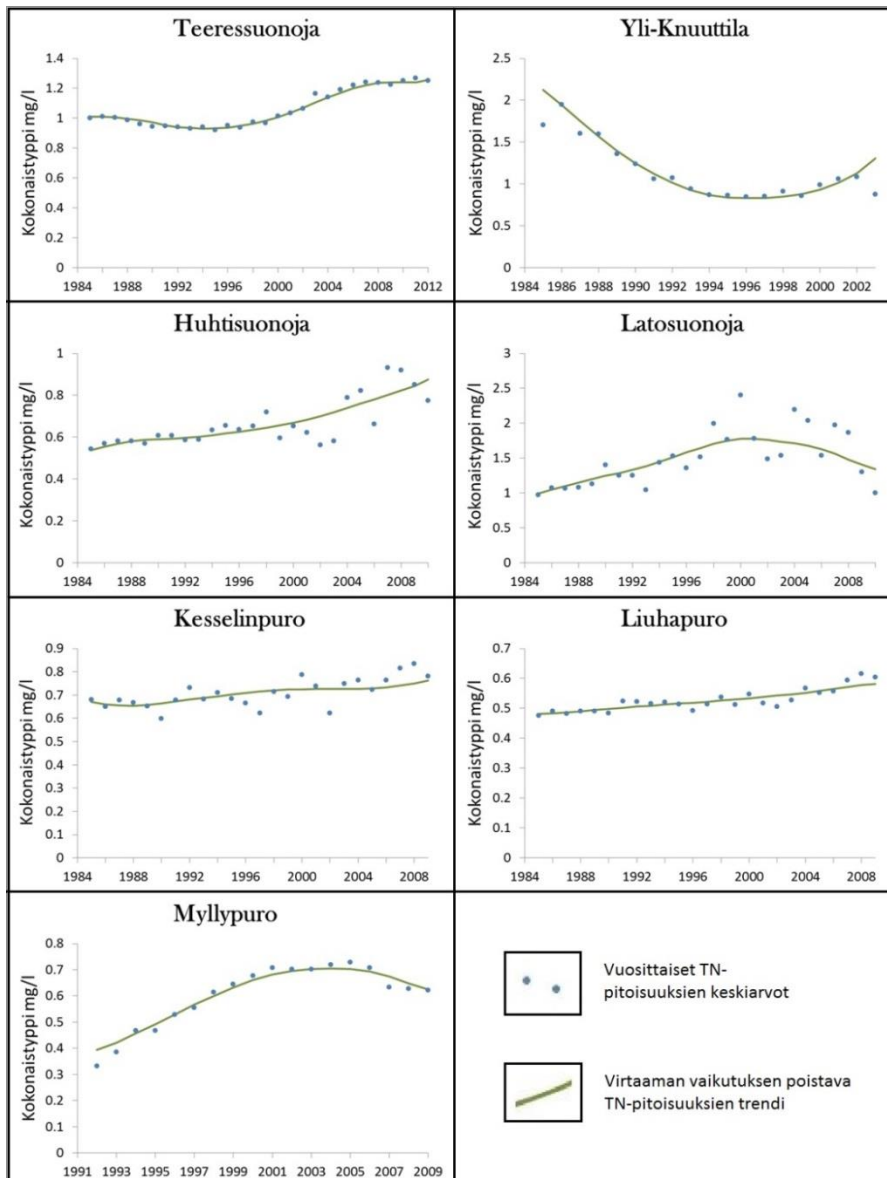
Virtaamavaikutuksen huomioiva kokonaistyyppipitoisuuksien trendi kasvoi Yli-Knuutilaa lukuun ottamatta kaikilla valuma-alueilla tutkimusjakson aikana (kuva 14). Yli-Knuutilassa kokonaistyyppipitoisuus laski jyrkästi vuosina 1985 – 1994, minkä jälkeen lasku tasoittui ja kääntyi uuteen nousuun 1990-luvun lopussa. Teeressuonojalla, Kesselinpurolla ja Liuhapurolla 30 vuoden trendi oli lievästi ja Huhtisuonojalla selkeästi nouseva. Myllypurolla ja Latosuonojalla pitoisuudet olivat nousussa 2000-luvun vaihteeseen asti, jonka jälkeen ne kääntyivät pikkuhiljaa laskuun. Latosuonojan ja Yli-Knuutilan kokonaistyyppipitoisuudet vaihtelivat tutkimusjakson aikana 1 ja 2,5 mg/l



välillä. Muilla alueilla pitoisuudet olivat alle 1,2 mg/l koko jakson ajan. Vuosittainen vaihtelu oli kaikilla tutkimusalueilla varsin pientä. Ainoastaan vierekkäin sijaitsevilla Huhtisuonojalla ja Latosuonojalla oli viimeisen vuosikymmenen aikana havaittavissa enemmän vuosittaista vaihtelua typpipitoisuuksien välillä.

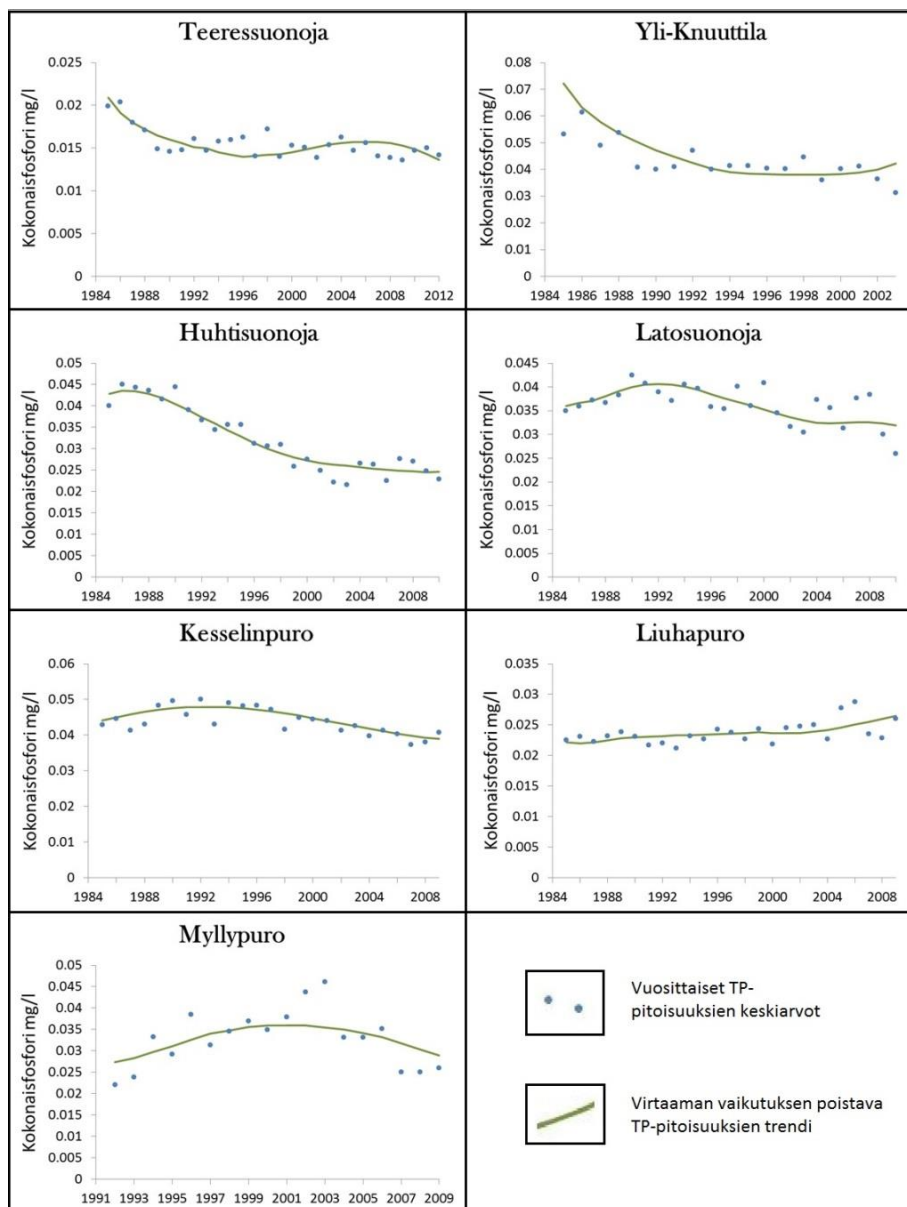


Kuva 13. Vuosittaiset virtaamakeskiarvot (m³/s) sekä tasoitetut trendikäyrät valuma-alueittain, pääosin vuosina 1985 – 2010.



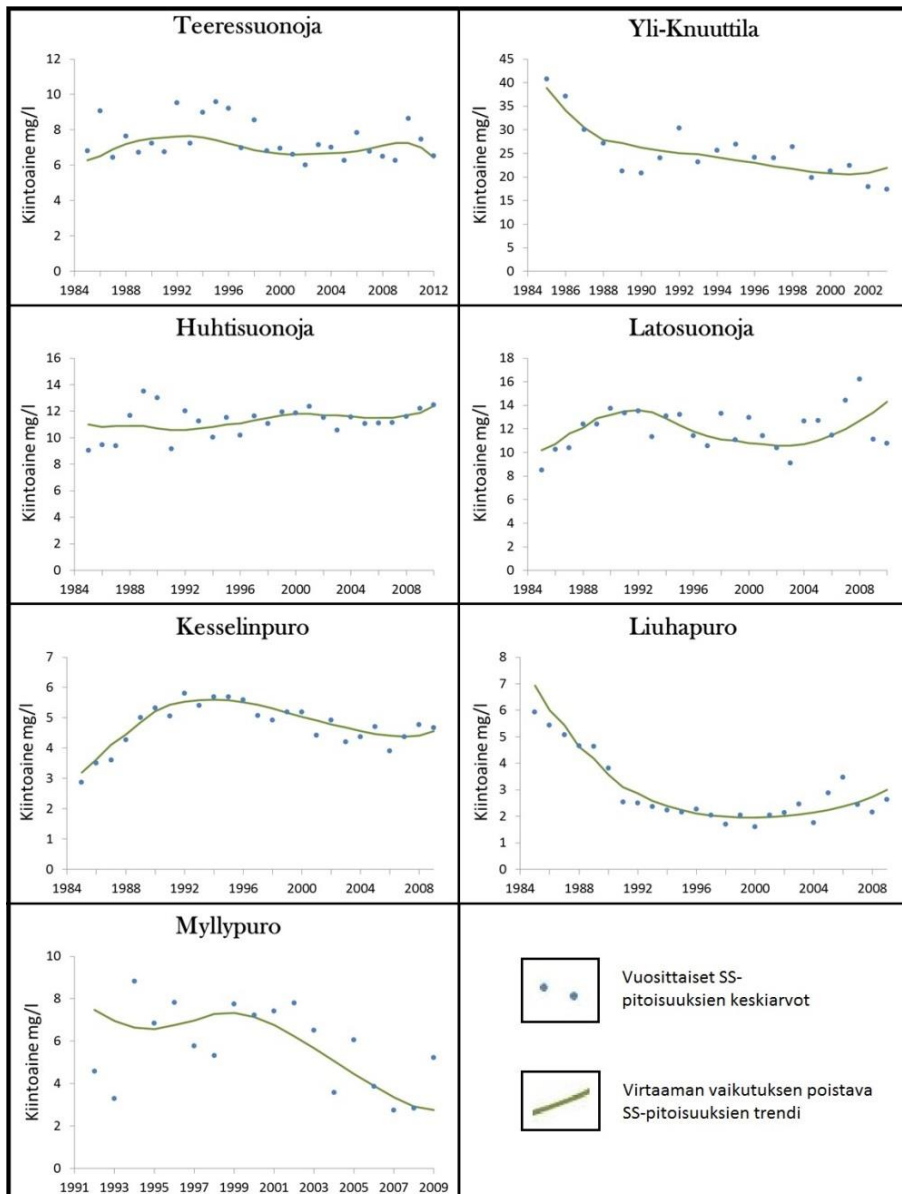
Kuva 14. Vuosittaiset kokonaistyyppipitoisuuksien keskiarvot (mg/l) sinisellä ja virtaaman vaikutuksen poistava trendi (flow normalized concentration) (Hirsch ym. 2010) vihreällä valuma-alueittain noin vuosina 1985 – 2010.

Kokonaisfosforipitoisuuksissa oli havaittavissa jonkin verran vaihtelua tutkimusjakson aikana, mutta pääosin trendi oli 2000-luvun aikana laskeva (kuva 15). Huhtisuonojalla ja Yli-Knuuttilassa lasku oli selkeää. Pitoisuudet vaihtelivat 0,01 ja 0,06 mg/l välillä. Vaihteluvälin yläpäässä oli Yli-Knuuttila (0,03 – 0,06 mg/l) ja toisaalta alapäässä Teeressuonoja (0,015 – 0,2 mg/l), jotka sijaitsevat rinnakkain ja toimivat tutkimuksissa valuma-alueparina. Myllypurolla peräkkäisten vuosien välillä mitattujen pitoisuuksien välillä oli suurta vaihtelua, mutta muilla tutkimusalueilla vuosittaista vaihtelua ei juuri ollut.



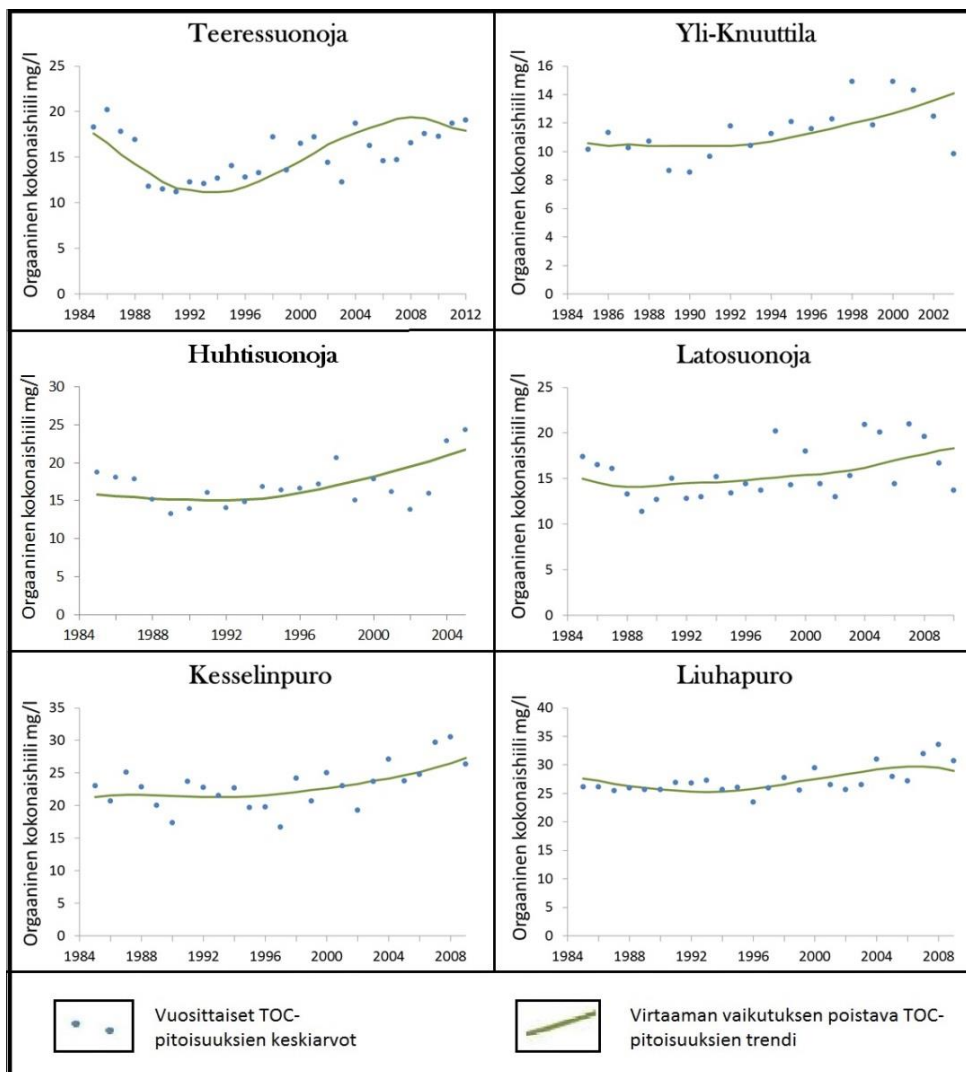
Kuva 15. Vuosittaiset kokonaisfosforipitoisuuksien keskiarvot (mg/l) sinisellä ja virtaaman vaikutuksen poistava trendi (flow normalized concentration) (Hirsch ym. 2010) vihreällä valuma-alueittain noin vuosina 1985 – 2010.

Kiintoaineen osalta sekä pitoisuuksissa että muutostrendeissä oli havaittavissa suurta vaihtelua kaikilla tutkimusalueilla (kuva 16). Pääosin pitoisuudet tutkimusjakson aikana vaihtelivat välillä 2 – 16 mg/l. Yli-Knuuttilan kiintoainepitoisuus oli tutkimusjakson alussa vuonna 1985 yli 40 mg/l ja laski selkeästi tutkimusjakson loppuun vuoteen 2003 asti, jolloin pitoisuus oli enää alle 20 mg/l. Myllypurolla pitoisuuksien vaihtelu yksittäisten vuosien välillä oli suurta.



Kuva 16. Vuositteiset kiintoainepitoisuuksien keskiarvot (mg/l) sinisellä ja virtaaman vaikutuksen poistava trendi (flow normalized concentration) (Hirsch ym. 2010) vihreällä valuma-alueittain noin vuosina 1985 – 2010.

Virtaaman vaikutuksen poistavan trendiviivan mukaan orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksissa oli kaikilla tutkituilla valuma-alueilla havaittavissa nousua tutkimusjakson aikana (kuva 17). Teeressuonojalla orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet laskivat selkeästi 1980-luvun loppupuolella, mutta kääntyivät jälleen nousuun 1990-luvun puolivälissä. Muilla alueilla pitoisuudet olivat melko tasaisia 1990-luvun puoliväliin asti, minkä jälkeen oli lähes poikkeuksetta havaittavissa joko lievää tai selkeämpää nousua. Orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet vaihtelivat tutkitun jakson aikana välillä 10 – 30 mg/l.



Kuva 17. Vuosittaiset orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien keskiarvot (mg/l) sinisellä ja virtaaman vaikutuksen poistava trendi (flow normalized concentration) (Hirsch ym. 2010) vihreällä valuma-alueittain noin vuosina 1985 – 2010.

Taulukko 8. Koko tutkimusjakson ajalta 1985 – 2010 lasketut valuntakeskiarvot valuma-alueittain.

	Valunta mm/vuosi
Teeressuonoja	260
Yli-Knuuttila	230
Huhtisuonoja	212
Latosuonoja	255
Kesselinpuro	240
Liuhapuro	381
Myllypuro	414

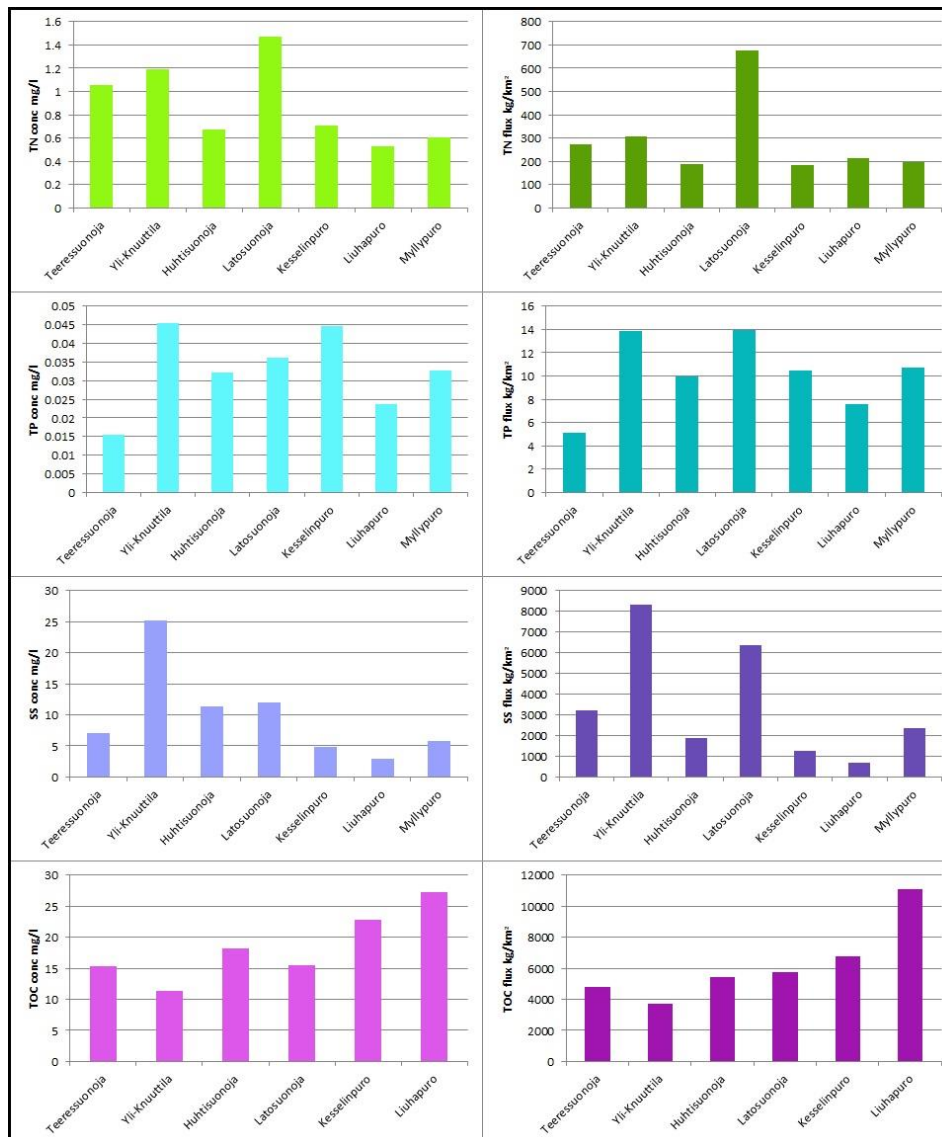
Taulukossa 9 ja kuvassa 18 ovat valuma-aluekohtaiset pitoisuus- ja kuormituskeskiarvot kaikkien muuttujien osalta koko tutkimusjakson ajalta. Kokonaistypen kohdalla erottuivat selvästi Latosuonojan korkea pitoisuus sekä toisaalta pohjoisten valuma-alueiden matalammat pitoisuudet. Kokonaisfosforikeskiarvot eivät juurikaan vaihdelleet valuma-alueiden välillä lukuun ottamatta Teeressuonojaa, jolla pitoisuus oli selvästi pienin. Kiintoainepitoisuuksien keskiarvo puolestaan oli selkeästi korkein Yli-Knuutilassa ja kiintoainekuormitus matalin luonnontilaisella Liuhapurolla. Myös orgaanisen kokonaishiilen osalta tuloksissa erottui Liuhapuro, jolla sekä pitoisuus että kuormitus olivat kaikista valuma-alueista suurimmat.

*Taulukko 9.* Kokonaistypen (TN), kokonaisfosforin (TP), kiintoaineen (SS) ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuuksien (conc, mg/l) ja kuormitusten (flux, 1000kg/km<sup>2</sup>) keskiarvot koko tutkimusjakson ajalta erikseen valuma-alueittain ja valuma-alueiden keskiarvona. Kohdassa KA mukana ovat kaikki tutkimusalueet, ja kohdassa 'KA metsätaloustoimenpidealueet' mukana ovat kaikki puhtaasti metsätaloustoimenpidealueet (Teeressuonoja, Yli-Knuutila, Huhtisuonoja, Kesselinpuro ja Myllypuro). Kohdassa 'KA paitsi Latosuonoja' kyseinen sekavaluma-alue on jätetty pois keskiarvoista, ja vastaavasti kohdassa 'KA paitsi Liuhapuro' ko. luonnontilaisen valuma-alueen tuloksia ei ole otettu huomioon.

	TN conc	TN flux	TP conc	TP flux	SS conc	SS flux	TOC conc	TOC flux
Teeressuonoja	1,059	272	0,0155	5	7,01	3227	15,3	4817
Yli-Knuutila	1,190	309	0,0453	14	25,27	8332	11,4	3688
Huhtisuonoja	0,670	190	0,0321	10	11,29	1891	18,2	5447
Latosuonoja	1,471	674	0,0362	14	11,92	6363	15,5	5766
Kesselinpuro	0,705	184	0,0447	10	4,83	1271	22,8	6753
Liuhapuro	0,526	214	0,0237	8	3,01	685	27,2	11108
Myllypuro	0,604	196	0,0328	11	5,79	2361		
KA	0,889	291	0,0329	10	9,88	3447	18,4	6263
KA metsätaloustoimenpidealueet	0,846	230	0,0341	10	10,84	3416	16,9	5176
KA paitsi Latosuonoja	0,792	228	0,0323	10	9,53	2961	19	6363
KA paitsi Liuhapuro	0,950	304	0,034	11	11,02	3907	16,6	5294

Kaikkien valuma-alueiden keskiarvoissa koko tutkimusjakson ajalta oli havaittavissa matalampi pitoisuus ja –kuormitus sekä kokonaistypen että kiintoaineen osalta, kun osittain maatalousvaltainen sekavaluma-alue Latosuonoja jätettiin pois keskiarvosta (KA paitsi Latosuonoja). Kiintoainekuormitus puolestaan oli selkeästi korkeampi, kun tutkimusalueiden keskiarvo laskettiin ilman luonnontilaista Liuhapuroa (KA paitsi Liuhapuro) verrattuna kaikkiin tutkimusalueisiin. Orgaanisen kokonaishiilen

pitoisuuden ja kuormituksen osalta Liihapuron poisjättäminen keskiarvosta puolestaan laski tuloksia selkeästi (taulukko 9).



Kuva 18. Kokonaistypen (TN), kokonaisfosforin (TP), kiintoaineen (SS) ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien (vasemmalla, mg/l) ja kuormitusten (oikealla, kg/km<sup>2</sup>) koko tutkimusjakson 1985 – 2010 keskiarvot valuma-alueittain.

Tarkasteltaessa koko tutkimusjaksoa prosentuaalisesti kokonaistyyppipitoisuuksien nouseva suuntaus oli selkeää lähes kaikilla valuma-alueilla (taulukko 10). Ainoastaan Yli-Knuuttilassa pitoisuus laski 17 prosenttia vuodesta 1985 alueen viimeiseen tutkimusvuoteen 2003. Muilla valuma-alueella nousu oli valuma-alueesta riippuen 16 – 63 prosenttia, keskimäärin 25 prosenttia. Myös orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet nousivat selkeästi: noin 6,8 – 55 prosenttia kaikilla valuma-

alueilla tutkimusjakson aikana. Sen sijaan kokonaisfosforipitoisuudet laskivat prosentuaalisesti kaikilla alueilla lukuun ottamatta luonnontilaista Liuhapuroa, jolla pitoisuus nousi 16 prosenttia. Suurin kokonaisfosforipitoisuuksien lasku 43 prosenttia oli Huhtisuonojalla, jolla toisaalta myös kokonaistyyppipitoisuuksien nousu oli valuma-alueista kaikkein voimakkain.

Kiintoaineen osalta oli havaittavissa enemmän vaihtelua. Esimerkiksi Latosuonojalla kiintoainepitoisuus lisääntyi 40 prosenttia vuodesta 1985 vuoteen 2010, kun taas Myllypurolla kiintoainepitoisuus pieneni aikavälillä 1994 – 2009 58 prosenttia (taulukko 10). Tutkittujen 5- ja 10 –vuotisjaksojen perusteella paljastui myös jaksoja, jolloin suuria prosentuaalisia pitoisuusmuutoksia tapahtui lyhyellä aikavälillä. Esimerkiksi Teeressuonojan orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet nousivat 61 prosenttia vuosina 1995 – 2005 (taulukko 11).

*Taulukko 10.* Kokonaistypen (TN), kokonaisfosforin (TP), kiintoaineen (SS) ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuuksien prosentuaaliset muutokset koko tutkimusjakson ajalta 1985 – 2010. Selkeät pitoisuuksien nousut ovat punaisella ja selkeät laskut vihreällä.

	Muutos %							
	TN	TP	SS	TOC				
Teeressuonoja 1985 - 2010	23	-29	16	6,8				
Yli-Knuuttila 1988 - 2003	-17	-21	-21	36				
Huhtisuonoja 1985 - 2010	63	-43	13	55				
Latosuonoja 1985 - 2010	35	-12	40	23				Muutos > -50 %
Kesselinpuro 1989 - 2009	16	-17	-5,7	26				Muutos 25 - 50 %
Liuhapuro 1989 - 2009	18	16	-28	11				Muutos > 50 %
Myllypuro 1994 - 2009	36	-2,8	-58					

Erityisesti orgaanisen kokonaishiilen osalta muuttujien pitoisuusmuutoksissa oli selkeää merkitsevyyttä kaikilla valuma-alueilla tutkimusjakson aikana ( $p = 0,00007 - 0,018$ ) (taulukko 12). Liuhapurolla erittäin merkitseviä olivat lisäksi kokonaistyyppimuutokset ( $p = 0,00003$ ) ja Huhtisuonojalla sekä typpi- ( $p = 0,00003$ ) että kokonaisfosforimuutokset ( $p = 0,00002$ ). Kaiken kaikkiaan Liuhapuron ja Huhtisuonojan pitoisuusmuutokset olivat kaikkien tutkittujen muuttujien osalta selkeästi merkitsevimpiä.



Taulukko 11. Kokonaistypen (TN), kokonaisfosforin (TP), kiintoaineen (SS) ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuuksien prosentuaaliset muutokset 5- ja 10-vuotis ajanjaksoin. Selkeät pitoisuuksien nousut ovat punaisella ja selkeät laskut vihreällä.

	Muutos %					Muutos %			
Teeressuonoja	TN	TP	SS	TOC	Yli-Knuuttiila	TN	TP	SS	TOC
1985 - 1995	-7,6	-32	18	-36	1988-1993	-41	-24	-11	1,2
1995 - 2005	26	10	-9,7	61	1993-1998	-8,6	-6	-12	14
2005 - 2010	5,9	-4,9	8,3	3,2	1998-2003	54	11	0,99	17
	Muutos %					Muutos %			
Huhtisuonoja	TN	TP	SS	TOC	Latosuonoja	TN	TP	SS	TOC
1985 - 1995	15	-23	-0,5	-1,1	1985 - 1995	52	9,3	22	-1,7
1995 - 2005	23	-23	5,4	39	1995 - 2005	11	-18	-11	13
2005 - 2010	15	-3,2	7,8	13	2005 - 2010	-20	-1,5	30	11
	Muutos %					Muutos %			
Kesselinpuro	TN	TP	SS	TOC	Liuhapuro	TN	TP	SS	TOC
1989 - 1994	5,6	1,5	16	-1,3	1989 - 1994	3,7	2,5	-43	-2,6
1994 - 1999	4,1	-4,9	-7,7	4,9	1994 - 1999	3,3	1,9	-18	6,9
1999 - 2004	0,4	-8,1	-12	8,1	1999 - 2004	4,2	1,9	9,6	7,7
2004 - 2009	5	-6,6	0,22	13	2004 - 2009	5,5	9,3	40	-0,85
	Muutos %					Muutos %			
Myllypuro	TN	TP	SS			Muutos -25 - 50 %			
1994 - 1999	38	19	10			Muutos 25 - 50 %			
1999 - 2004	12	-1,6	-31			Muutos > 50 %			
2004 - 2009	-11	-17	-46						

Taulukko 12. Osittaisen Mann-Kendall -testin (Libiseller & Grimvall 2002) avulla lasketut kokonaistypen (TN), kokonaisfosforin (TP), kiintoaineen (SS) ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuusmuutosten merkitsevyydet (p-arvot) suhteessa virtaamiin vuosina 1985 – 2010. P-arvo on todennäköisyys, jolla vähintään havaittu tai äärimmäisempi arvo voidaan saada tulokseksi sattumalla. Mitä pienempi p-arvo, sen todennäköisempää, etteivät muuttujien pitoisuusvaihtelut olleet sattumaa.

	TN	TP	SS	C	
Teeressuonoja	0,305	0,539	0,515	0,018	
Yli-Knuuttiila	0,767	0,862	0,907	0,015	
Huhtisuonoja	0,00003	0,00002	0,00410	0,00007	
Latosuonoja	0,122	0,332	0,376	0,0005	p-arvo ≥ 0,05
Kesselinpuro	0,049	0,409	0,502	0,0004	0,05 > p-arvo ≥ 0,01
Liuhapuro	0,00003	0,006	0,028	0,0007	0,01 > p-arvo ≥ 0,001
Myllypuro	0,142	0,130	0,337		p-arvo < 0,001

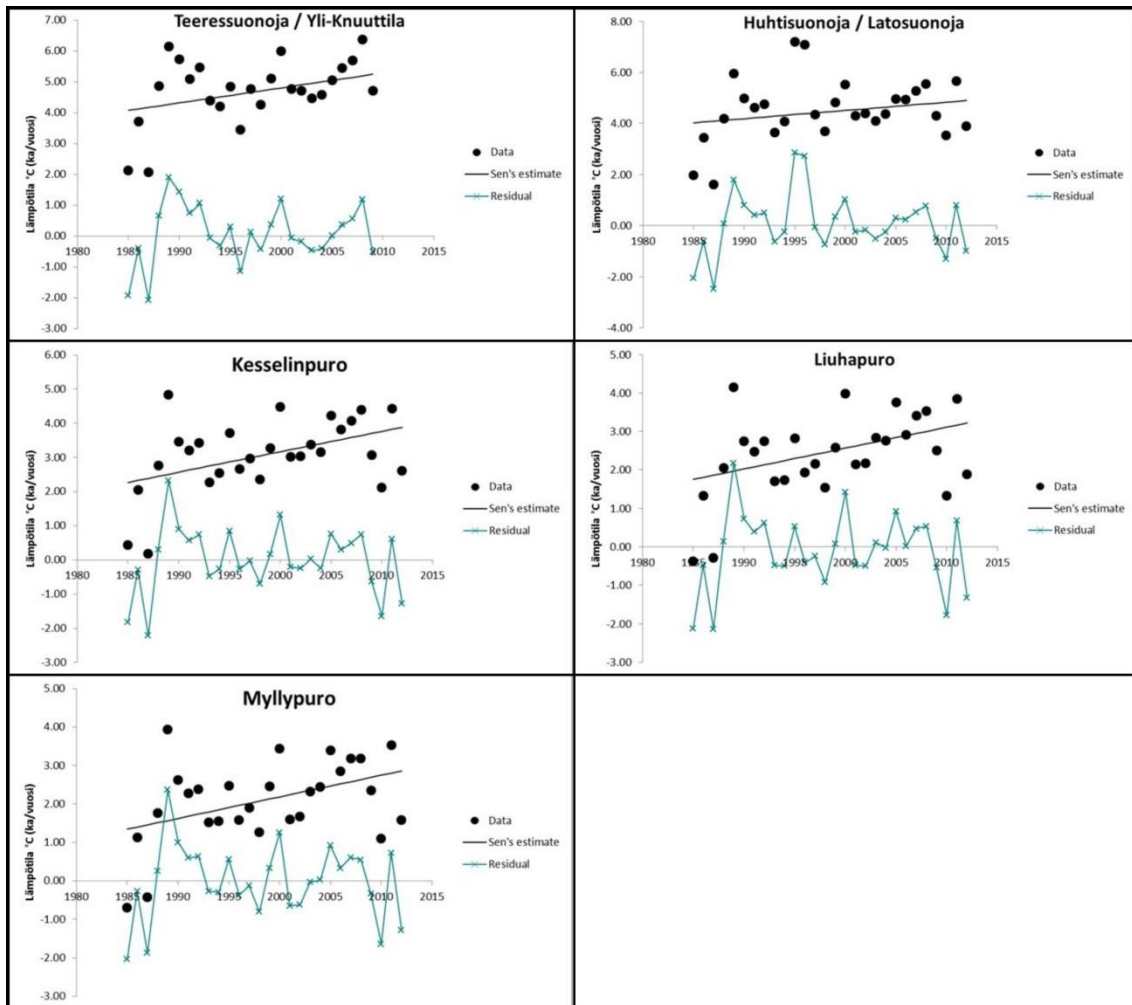
## 4.2 Ilmastotekijöiden muutokset ja merkitsevyydet

Vuosittaiset keskilämpötilat nousivat selkeästi vuosittaisesta vaihtelusta huolimatta kokonaisuudessaan tutkimusjakson aikana kaikilla alueilla (kuva 19). Eteläisemmillä valuma-alueilla (Teeressuonoja, Yli-Knuutila, Huhtisuonoja, Latosuonoja) keskilämpötilat vaihtelivat noin 2 ja 7 asteen välillä, ja jyrkät poikkeamat huomioivan lineaarisen trendiviivan (Sen's estimate) mukaan vuosittainen keskilämpötila nousi keskimäärin 4 asteesta 5 – 6 asteeseen. Pohjoisemmilla valuma-alueilla (Kesselinpuro, Liuhapuro, Myllypuro) keskilämpötilat vaihtelivat -1 ja 5 asteen välillä, ja tasoitetun trendin mukaan vuosittainen keskilämpötila nousi tutkimusjakson aikana 1 – 2 asteesta noin 3 – 4 asteeseen.

Kuukausittaista vaihtelua tutkittaessa syyskuun lämpötilojen muutokset olivat melko merkitseviä ( $p < 0,05$ ) kaikilla valuma-alueilla tutkimusjakson aikana, minkä takia ko. muuttuja otettiin mukaan tutkimuksen ilmastotekijöihin. Myös huhti- ja elokuun keskilämpötilamuutoksissa oli havaittavissa lievää merkitsevyyttä ( $p < 0,1$ ). Lisäksi pohjoisemmilla valuma-alueilla marraskuun sekä koko vuoden keskilämpötilamuutokset olivat tutkimusjakson aikana huomionarvoisia (taulukko 13).

Syyskuun keskilämpötilat vaihtelivat tutkimusalueilla 4 ja 13 asteen välillä. Keskilämpötilat olivat jyrkät poikkeamat huomioivan lineaarisen trendiviivan (Sen's estimate) mukaan tutkimusjakson alussa noin 7 – 9 astetta ja tutkimusjakson lopussa noin 9 – 12 astetta. Syyskuun keskilämpötilat nousivat viimeisen 30 vuoden aikana kaikilla tutkimusalueilla noin 2 – 3 astetta (kuva 20).

Teeressuonojalla, Yli-Knuutilassa, Huhtisuonojalla ja Latosuonojalla vuosittaiset sademäärät nousivat jyrkät poikkeamat huomioivan tasoitetun trendin mukaan tutkimusjakson alun 600 millimetristä tutkimusjakson lopun 700 – 800 millimetriin (kuva 21). Kesselinpurolla ja Liuhapurolla vuosittainen sademäärä pysyi keskimäärin 600 millimetrissä, tosin Kesselinpurolla suuntaus oli hyvin lievästi nouseva ja vastaavasti Liuhapurolla hyvin lievästi laskeva. Luonnontilaisella Liuhapurolla oli muuten melko tasaisissa vuotuisissa sademäärissä aivan viime vuosina jyrkkiä vaihteluita alle 400 millimetristä yli 800 millimetriin. Myllypuron vuotuinen sademäärä nousi selkeimmin tutkimusjakson alun yli 500 millimetristä tutkimusjakson lopun 800 millimetriin, tosin Myllypuron osalta sadantatiedot puuttuivat vuosilta 1988 – 1996.



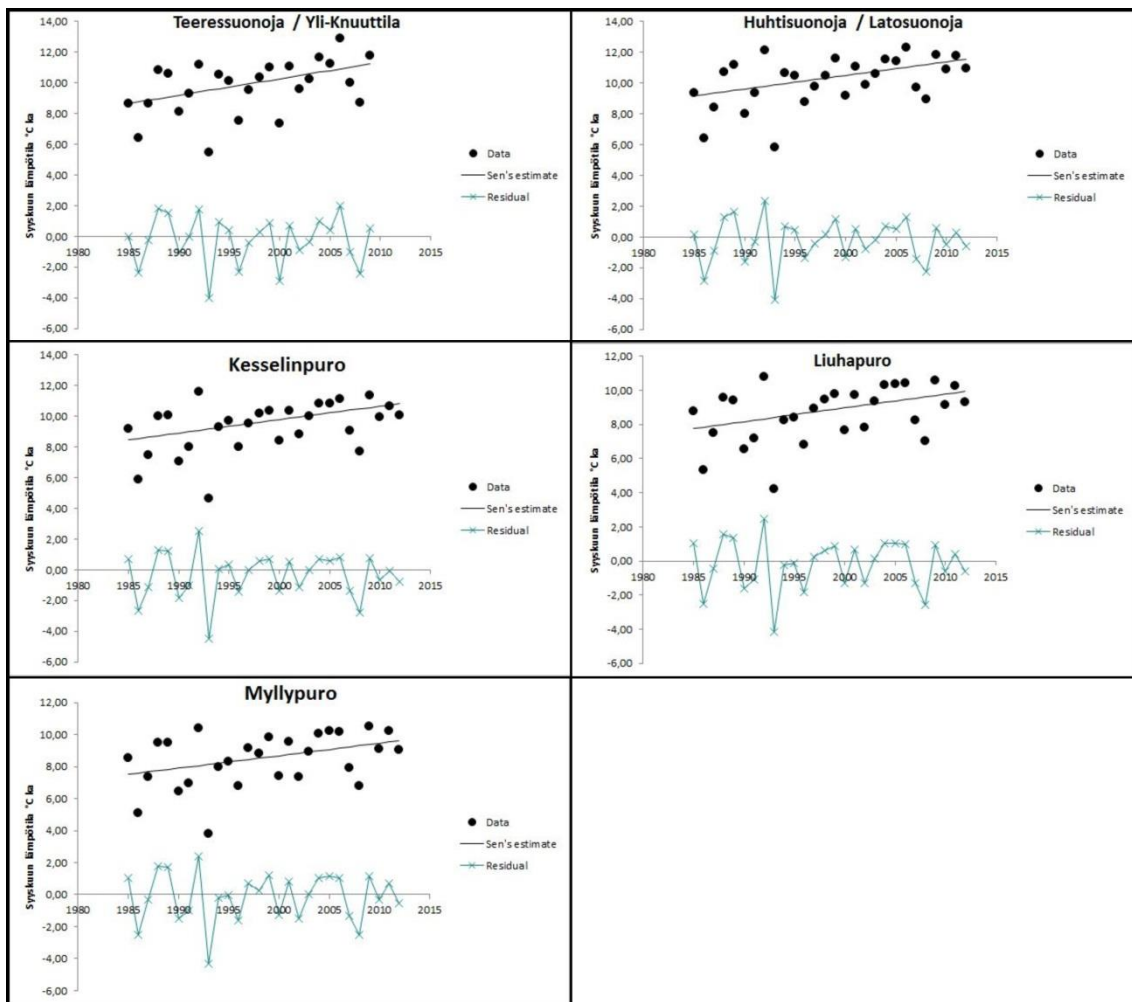
Kuva 19. MakeSens-sovelluksella (Salmi ym. 2002) lasketut vuosittaiset keskilämpötilat (data), lineaarinen jyrkät poikkeamat huomioiva lämpötilojen Sen's estimate –trendi sekä residuaalit eli datan ja trendin väliset erot valuma-alueilla tutkimusjakson aikana vuosina 1985 – 2010.

Sadannan osalta kuukausikohtaiset muutokset eivät olleet kovin huomionarvoisia (taulukko 14). Lähinnä ainoastaan pohjoisimpien valuma-alueiden Liuhapuron ja Myllypuron alkusyksyn sademäärät olivat merkitseviä ( $p < 0,01$ ). Vuotuisen kokonaissadannan osalta kasvu oli kuitenkin merkitsevää ( $p < 0,01$ ) Huhtisuonojalla ja Latosuonojalla sekä Myllypurolla.

Taulukko 13. MakeSens-sovelluksella (Salmi ym. 2002) lasketut kuukausittaiset (1 – 12) lämpötilojen sekä koko vuoden (ka) keskilämpötilojen merkitsevyydet (p-arvot) koko tutkimusjakson aikana 1985 – 2010. Merkitsevyydet ovat prosentuaalisia todennäköisyyksiä, joilla vähintään havaittu tai äärimmäisempi arvo voidaan saada tulokseksi sattumalla. Mitä pienempi merkitsevyydetasoa, sen todennäköisempää, etteivät lämpötilamuutokset olleet sattumaa.

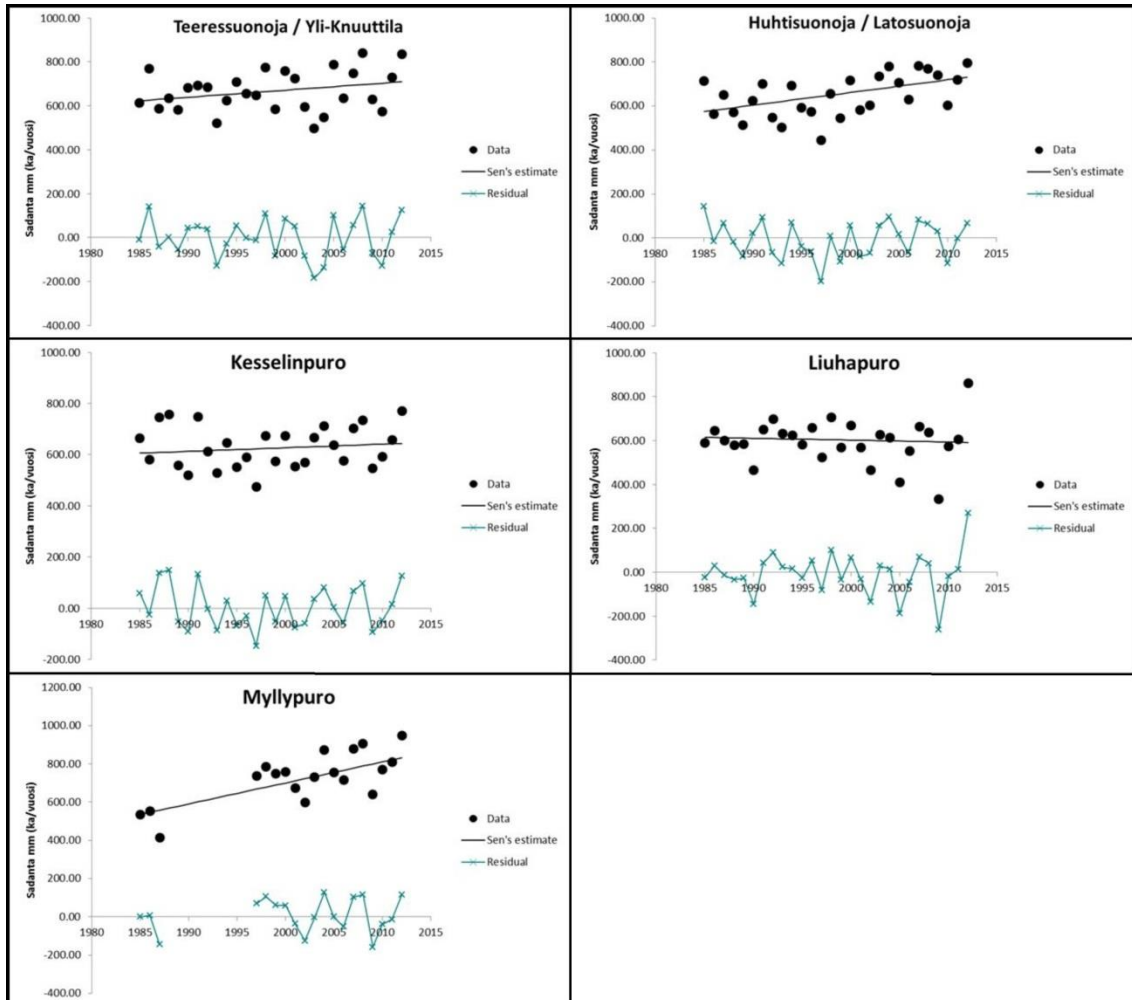
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12 ka	
Teeressuonoja				+				+	*			+	
Yli-Knuuttila				+				+	*			+	
Huhtisuonoja				+				+	*		+		
Latosuonoja				+				+	*		+		
Kesselinpuro				+	+		+		**		+		*
Liuhapuro				+	+		+	+	*		+		*
Myllypuro							+	+	*		+		+

+  $\alpha = 0,1$  merkitsevyydetasoa  
 \*  $\alpha = 0,05$  merkitsevyydetasoa  
 \*\*  $\alpha = 0,01$  merkitsevyydetasoa



Kuva 20. MakeSens-sovelluksella (Salmi ym. 2002) lasketut vuosittaiset syyskuun keskilämpötilat (data), lineaarinen jyrkät poikkeamat huomioiva lämpötilojen Sen's

estimate –trendi sekä residuaalit eli datan ja trendin väliset erot valuma-alueilla tutkimusjakson aikana vuosina 1985 – 2010.



*Kuva 21.* MakeSens-sovelluksella (Salmi ym. 2002) lasketut vuosittaiset sadantakeskiarvot (data), lineaarinen jyrkät poikkeamat huomioiva lämpötilojen Sen's estimate –trendi sekä residuaalit eli datan ja trendin väliset erot valuma-alueilla tutkimusjakson aikana vuosina 1985 – 2010. Myllypuron osalta sadantatiedot puuttuivat vuosilta 1988 – 1996.

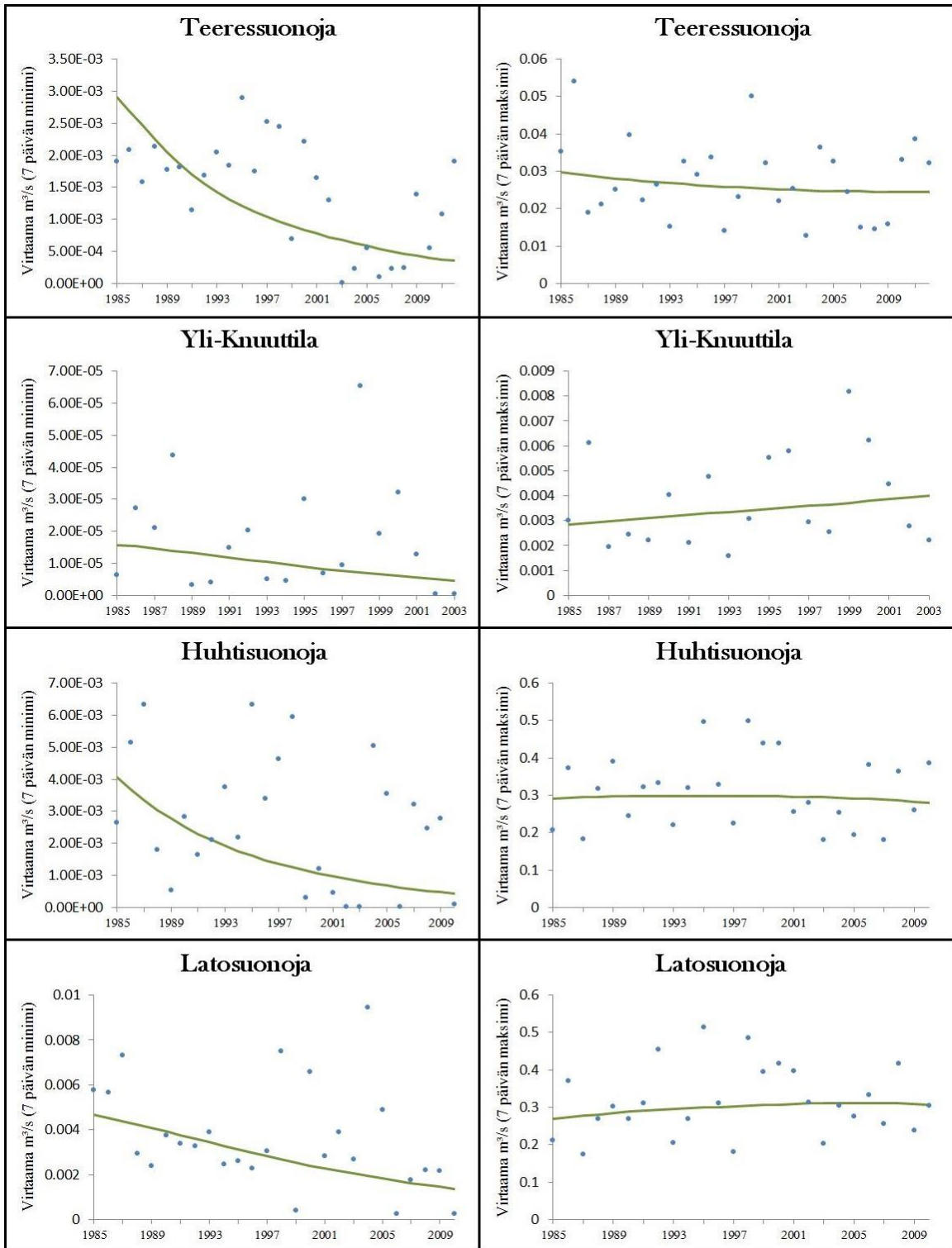
*Taulukko 14.* MakeSens-sovelluksella (Salmi ym. 2002) lasketut kuukausittaiset (1 – 12) sadannan sekä koko vuoden (ka) sadannan keskiarvojen merkitsevyydet (p-arvot) koko tutkimusjakson aikana 1985 – 2010. Merkitsevyydet ovat prosentuaalisia todennäköisyyksiä, joilla vähintään havaittu tai äärimmäisempi arvo voidaan saada tulokseksi sattumalla. Mitä pienempi merkitsevyydetasoa, sen todennäköisempää, etteivät sadantamuutokset olleet sattumaa.

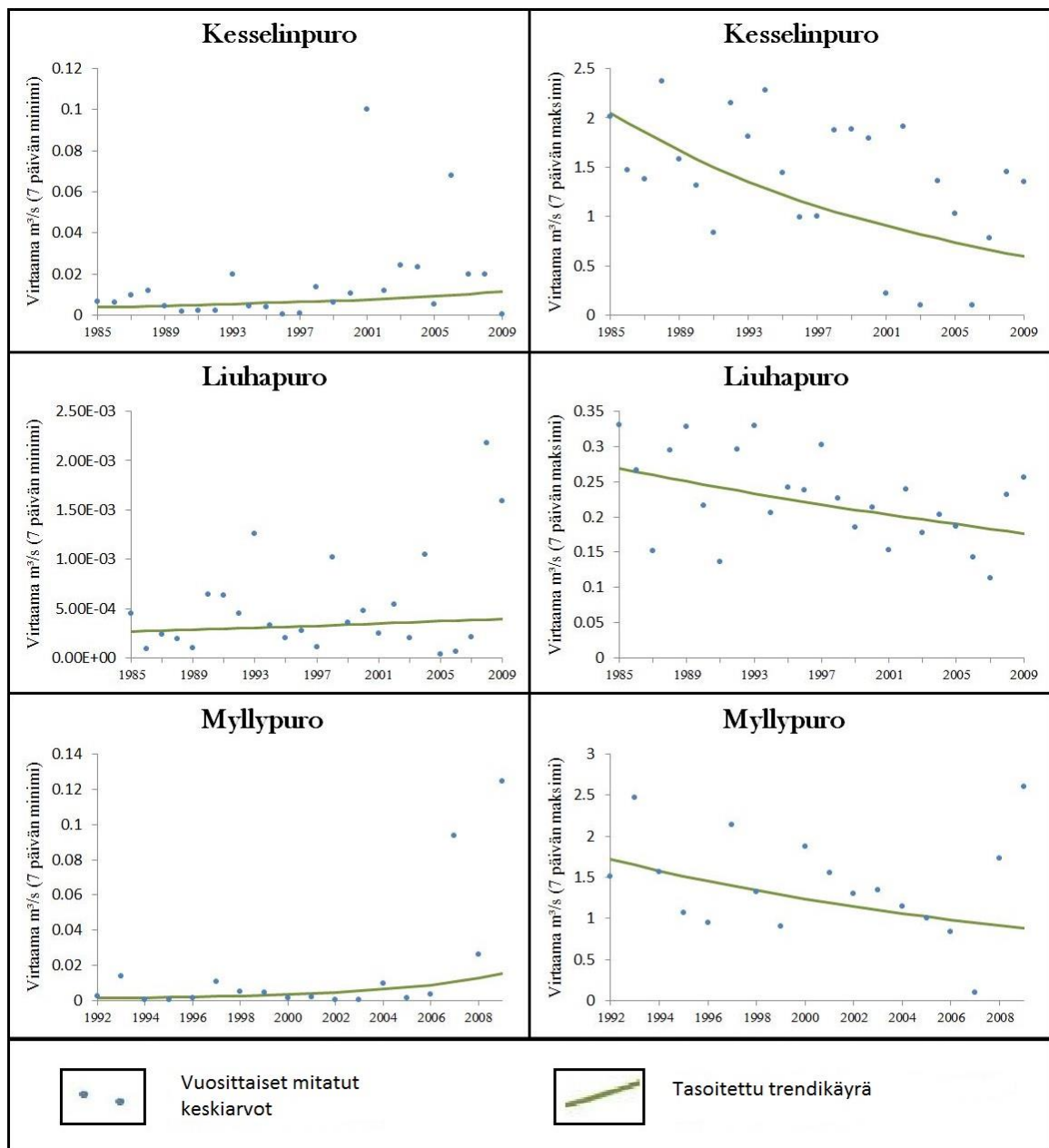
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	ka		
Teeressuonoja															
Yli-Knuutti															
Huhtisuonoja				+										**	
Latosuonoja				+										**	
Kesselinpuro															
Liuhapuro	+							**							
Myllypuro								**						**	

+  $\alpha = 0,1$  merkitsevyydetasoa  
 \*  $\alpha = 0,05$  merkitsevyydetasoa  
 \*\*  $\alpha = 0,01$  merkitsevyydetasoa

Seitsemän päivän minimi- ja maksimivirtaamissa oli tutkimusalueilla vuosien välillä suurta vaihtelua (kuva 22). Minimivirtaamien osalta oli havaittavissa mielenkiintoinen trendi, jonka mukaan eteläisemmällä valuma-alueilla vuosittainen vaihtelu oli todella suurta, mutta suuntaus oli selkeästi laskeva. Pohjoisemmilla valuma-alueilla puolestaan trendi oli lievästi nouseva vuosittaisen vaihtelun ollessa pientä, joskin näilläkin alueilla oli tutkimusjakson loppupuolella muutamia linjasta poikkeavia korkeampia arvoja. Myös maksimivirtaamien osalta oli havaittavissa jonkinasteinen etelä – pohjoinen –jako. Pohjoisemmilla Kesselinpurolla, Liuhapurolla ja Myllypurolla maksimivirtaamat laskivat huomattavasti ja tasaisesti koko tutkimusjakson ajan, kun taas etelässä suuria muutoksia ei ollut.

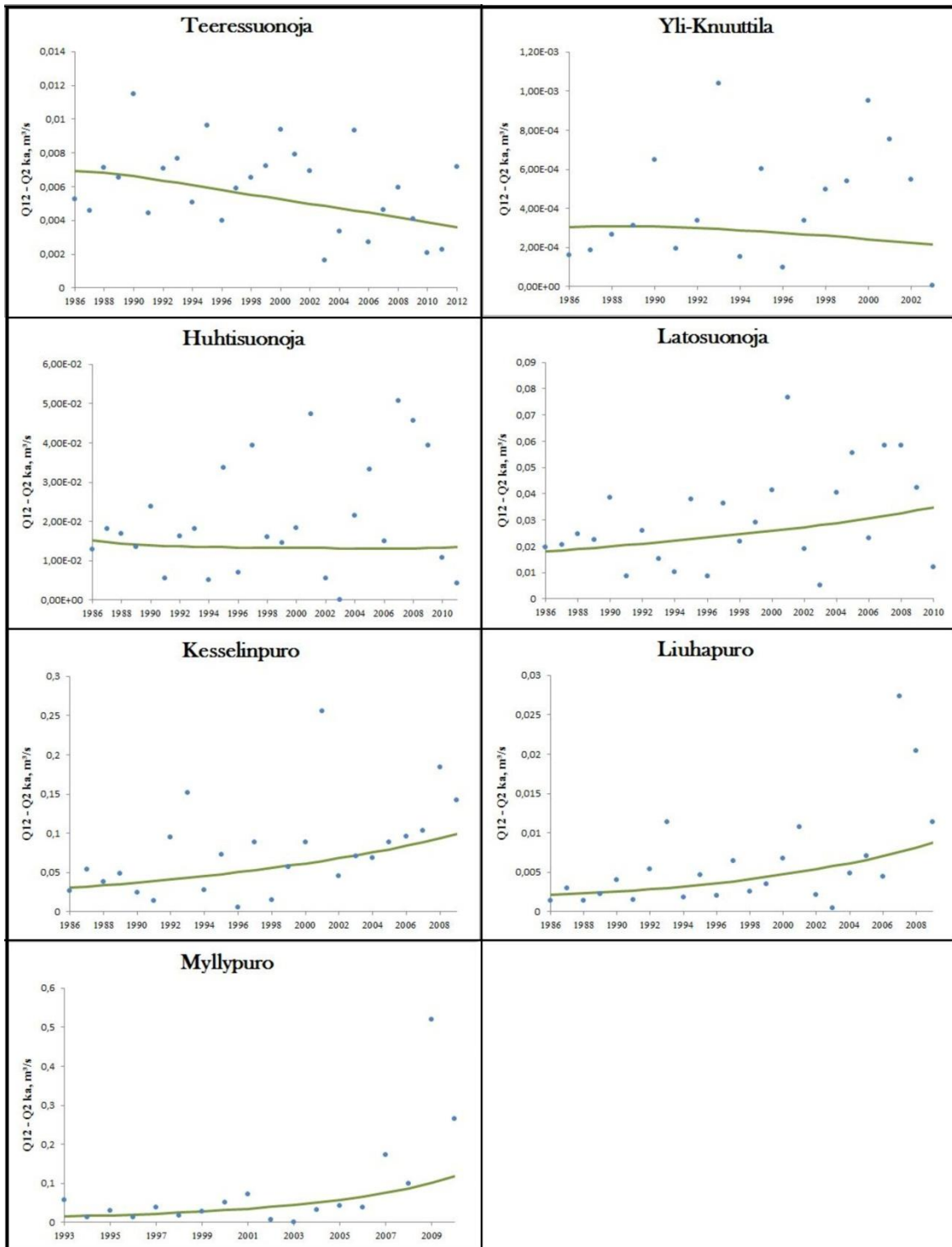
Myös talvikuukausien virtaamien osalta jako pohjoisen ja etelän välillä oli kohtuullisen selkeä: tutkimusjakson aikana etelässä talvivirtaamatrendit pienentyivät ja pohjoisessa nousivat (kuva 23). Vuosittainen vaihtelu oli kuitenkin etenkin etelässä varsin suurta suhteellisen tasaisesti nousevasta trendistä huolimatta. Aivan viime vuosina pohjoisempien Liuhapuron ja Myllypuron talvivirtaamat olivat moninkertaisia aikasempiin vuosiin verrattuna.





Kuva 22. 7 päivän minimi- ja maksimivirtaamien vuosittaiset keskiarvot sekä trendikäyrä valuma-alueittain vuosina 1985 - 2010. 7 päivän minimi- ja maksimivirtaamilla tarkoitetaan sitä peräkkäistä 7 päivän jaksoa, jolloin virtaama on kyseisenä vuonna pienin/suurin.





Kuva 23. Talvikuukausien virtaamien vuosittaiset keskiarvot sekä trendikäyrä valuma-alueittain tutkimusjakson aikana vuosina 1985 – 2010. Talvivirtaamalla Q12-Q2 tarkoitetaan joului-, tammi- ja helmikuun virtaamien keskiarvoa (Q12 joulukuun virtaama, Q1, tammikuun virtaama, Q2 helmikuun virtaama).

### 4.3 Ilmastotekijöiden vaikutukset muuttujiin

*Taulukko 15.* Eri ilmastotekijöiden merkitsevyydet (Sig.) ja selitysasteet ( $R^2$ ) kokonaistyyppipitoisuuksien suhteen valuma-alueittain. Lyhenteet on selvennetty taulukossa 1 ja merkitsevyyksien symbolit taulukossa 7. Selitysasteella ( $R^2$ ) tarkoitetaan prosenttiosuutta, jolla muuttuva tekijä (tässä tutkimuksessa ilmastotekijät) selittää muuttujaa (pitoisuudet valuma-alueilla) (Coakes 2005).

	TA		TA9		P		Qmin		Qmax		Q12-Q2	
	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>
Teeressuonoja		0,077	*	0,158		0,032	***	0,571		0,081	+	0,128
Yli-Knuutila	*	0,267		0,043		0,013		0,003		0,047		0,158
Huhtisuonoja		0,031	*	0,176	*	0,212		0,085		0,002	+	0,144
Latosuonoja	*	0,167	+	0,148		0,018		0,005		0,085		0,1
Kesselinpuro	*	0,193	*	0,16		0,008		0,092	+	0,141	*	0,242
Liuhapuro	**	0,297	+	0,139		0,093	+	0,155	*	0,197	**	0,365
Myllypuro		0,116		0,001		0		0,042		0,25		0,054

*Taulukko 16.* Eri ilmastotekijöiden merkitsevyydet (Sig.) ja selitysasteet ( $R^2$ ) kokonaisfosforipitoisuuksien suhteen valuma-alueittain. Lyhenteet on selvennetty taulukossa 1 ja merkitsevyyksien symbolit taulukossa 7. Selitysasteella ( $R^2$ ) tarkoitetaan prosenttiosuutta, jolla muuttuva tekijä (tässä tutkimuksessa ilmastotekijät) selittää muuttujaa (pitoisuudet valuma-alueilla) (Coakes 2005).

	TA		TA9		P		Qmin		Qmax		Q12-Q2	
	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>
Teeressuonoja	*	0,245		0,048		0,004		0		0,055		0,021
Yli-Knuutila	*	0,304		0,061		0,002		0,001		0,034		0,154
Huhtisuonoja		0,096	*	0,197	+	0,13		0,068		0,002		0,11
Latosuonoja		0,01	+	0,124	*	0,281		0,002		0,005	*	0,162
Kesselinpuro		0,068		0,099		0,04		0,11	*	0,167	*	0,213
Liuhapuro	**	0,285		0,111		0,11	**	0,257	+	0,121	***	0,453
Myllypuro		0,106		0,001		0,052	***	0,663		0,062	***	0,629

Kokonaistyyppien osalta ilmastotekijöistä vuoden keskilämpötiloilla ja syyskuun lämpötiloilla oli kokonaisuudessaan selkeimmät vaikutukset pitoisuusmuutoksiin (taulukko 15). Lisäksi Yli-Knuutilassa minimivirtaamien vaikutus oli erittäin merkitsevä ( $R^2 = 0,57$ ), ja pohjoisemmilla valuma-alueilla Kesselinpurolla ja Liuhapurolla talviovirtaamilla oli selkeää vaikutusta kokonaistyyppipitoisuuksiin ( $R^2 = 0,24 - 0,37$ ). Vuoden keskilämpötiloilla oli jonkin verran vaikutusta myös kokonaisfosforipitoisuuksiin, mutta ilmastotekijöistä selkein merkitys fosforin osalta oli

minimi- ja talvivirtaamien muutoksilla pohjoisimmilla valuma-alueilla Liuhapurolla ja Myllypurolla ( $R^2 = 0,26 - 0,67$ ) (taulukko 16).

Kiintoaineen osalta ilmastotekijöillä ei juuri ollut selkeää vaikutusta pitoisuusmuutoksiin (taulukko 17). Ainoastaan lähinnä lämpötilan osalta tulokset olivat merkittäviä Yli-Knuutttilassa ja Liuhapurolla ( $R^2 = 0,33 - 0,34$ ) sekä melko merkitseviä Myllypurolla ( $R^2 = 0,27$ ). Muut lievät merkitsevyydet olivat hyvin satunnaisia. Orgaanisen kokonaishiilen osalta lievää merkitsevyyttä oli havaittavissa syyskuun lämpötilojen sekä talvivirtaamien nousulla suurimmalla osalla valuma-alueista (taulukko 18). Lisäksi minimivirtaamien laskulla oli selkeää vaikutusta Teeressuonojalla ( $R^2 = 0,44$ ) sekä toisaalta sadannalla Huhti- ja Lato-suonojalla ( $R^2 = 0,26 - 0,28$ ).

*Taulukko 17.* Eri ilmastotekijöiden merkitsevyydet ja selitysasteet *kiintoainepitoisuuksien* suhteen valuma-alueittain. Lyhenteet on selvennetty taulukossa 1 ja merkitsevyyksien symbolit taulukossa 7. Selitysasteella ( $R^2$ ) tarkoitetaan prosenttiosuutta, jolla muuttuva tekijä (tässä tutkimuksessa ilmastotekijät) selittää muuttujaa (pitoisuudet valuma-alueilla) (Coakes 2005).

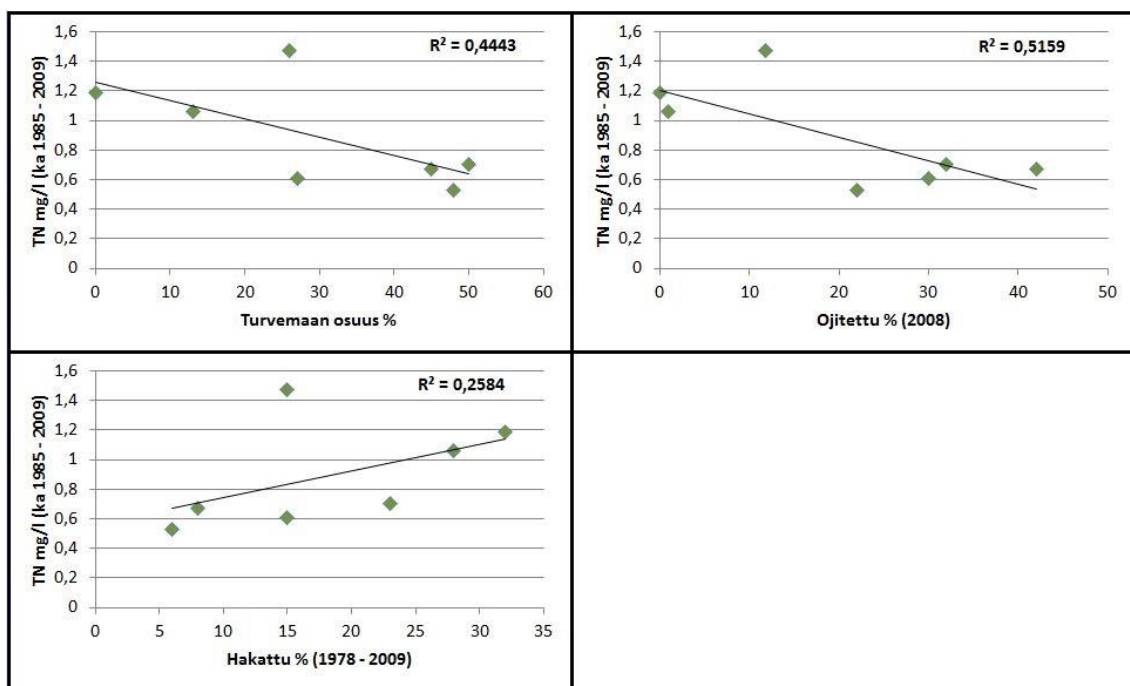
	TA		TA9		P		Qmin		Qmax		Q12-Q2	
	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>
Teeressuonoja		0,092		0,006		0,005		0,077		0,068		0,033
Yli-Knuutttila	**	0,33		0,099		0,001		0,002		0,029		0,151
Huhtisuonoja		0,01	*	0,172		0,1	+	0,126		0,009		0,061
Lato-suonoja		0,029		0		0,2	*	0,199		0		0,048
Kesselinpuro		0,112		0	+	0,113		0,016		0,006		0,011
Liuhapuro	**	0,342		0,055		0,001		0,018	+	0,128		0,039
Myllypuro	*	0,273		0,004		0,077	*	0,433		0,005	*	0,358

*Taulukko 18.* Eri ilmastotekijöiden merkitsevyydet ja selitysasteet *orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien* suhteen valuma-alueittain. Lyhenteet on selvennetty taulukossa 1 ja merkitsevyyksien symbolit taulukossa 7. Selitysasteella ( $R^2$ ) tarkoitetaan prosenttiosuutta, jolla muuttuva tekijä (tässä tutkimuksessa ilmastotekijät) selittää muuttujaa (pitoisuudet valuma-alueilla) (Coakes 2005).

	TA		TA9		P		Qmin		Qmax		Q12-Q2	
	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>	Sig.	R <sup>2</sup>
Teeressuonoja		0,001		0,085		0,023	***	0,444		0,016	+	0,138
Yli-Knuutttila		0,022		0,058		0,013		0,007		0,02		0,023
Huhtisuonoja		0,004	*	0,153	**	0,284		0,078		0,013	+	0,149
Lato-suonoja		0,003	+	0,122	**	0,256		0,096		0	+	0,13
Kesselinpuro	*	0,172	+	0,115		0,019		0,077	*	0,165	*	0,244
Liuhapuro		0,079	+	0,134		0,091		0,032	*	0,187	*	0,219

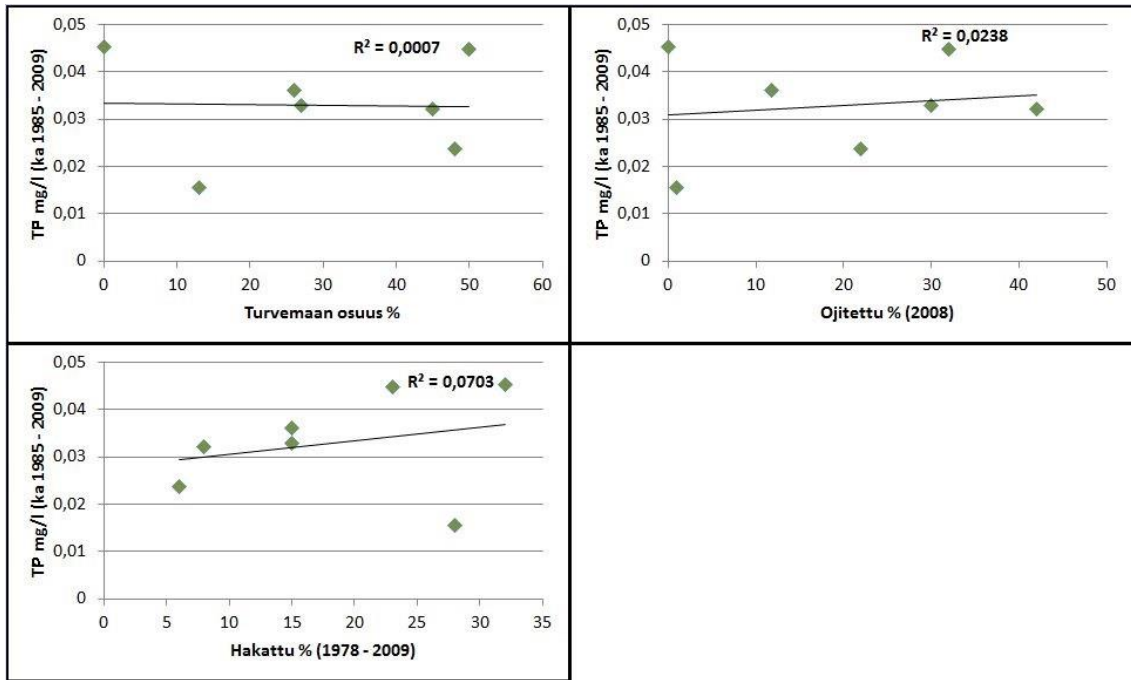
#### 4.4 Metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset muuttujiin

Metsätaloustoimenpiteiden osalta tarkasteltiin yhtäläisyyksiä valuma-alueiden ja pitoisuuksien välillä. Kokonaistypen osalta havaittiin negatiiviset korrelaatiot turvemaan osuuden ( $R^2 = 0,44$ ) sekä valuma-alueen ojitusprosentin ( $R^2 = 0,52$ ) kanssa (kuva 24). Positiivinen korrelaatio kokonaistyyppipitoisuuksien keskiarvoilla oli hakkuuprocentin kanssa ( $R^2 = 0,26$ ). Myös kiintoaineen osalta korrelaatiot olivat hyvin samankaltaiset tyypellä. Lähinnä ojitusprosentin vaikutus kiintoaineeseen ( $R^2 = 0,24$ ) ei ollut aivan yhtä suuri kuin tyypeen (kuva 26).

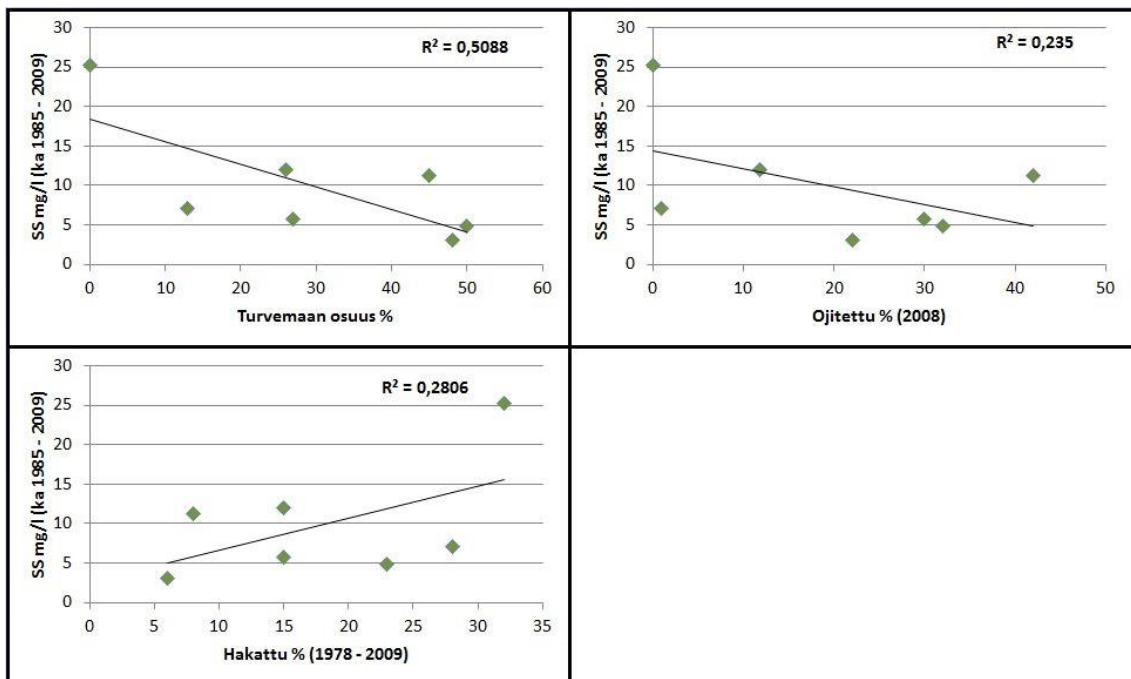


Kuva 24. Kokonaistyyppipitoisuuden (mg/l) korrelointi turvemaan osuuden sekä valuma-alueiden ojitus- ja hakkuuprocenttien kanssa tutkimusjakson aikana. Havaintopisteet perustuvat taulukoiden 3 ja 9 tietoihin.

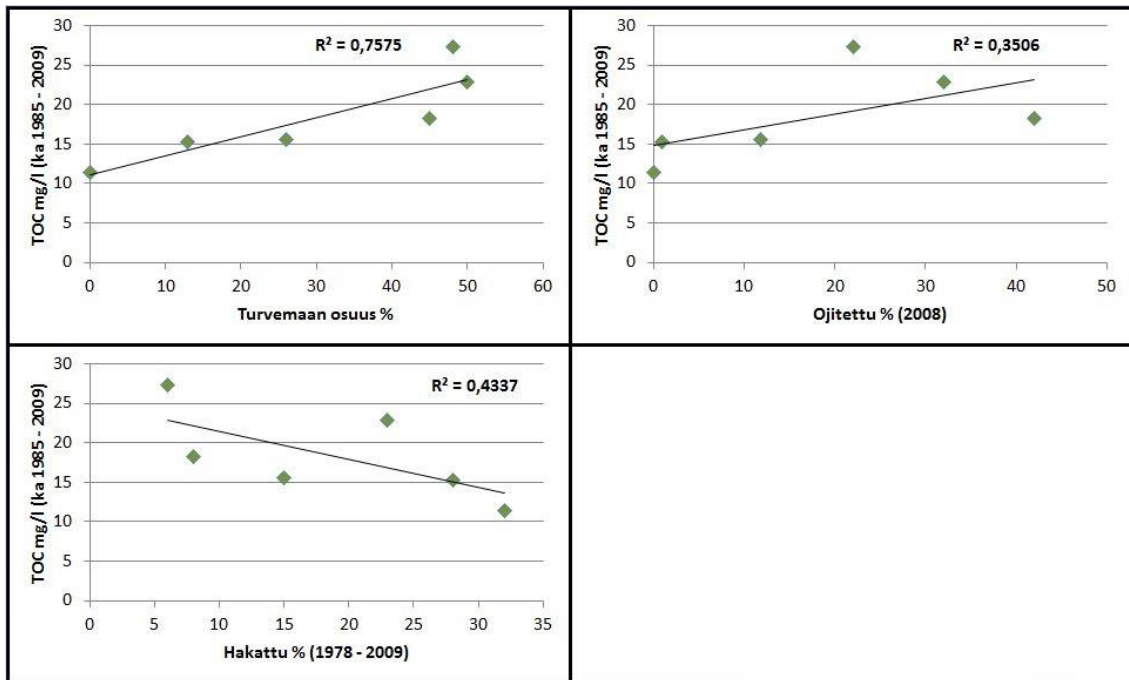
Kokonaisfosforipitoisuuksilla ei ollut tutkimustulosten mukaan yhteyttä tutkittuihin metsätaloustoimenpiteisiin (kuva 25). Sen sijaan orgaanisen kokonaishiilen osalta erityisesti positiivinen korrelaatio turvemaiden kanssa ( $R^2 = 0,76$ ) oli huomattavan selkeä (kuva 27). Positiivisesti hiilipitoisuuksiin vaikutti myös ojitusprosentti ( $R^2 = 0,35$ ), kun taas hakkuuprocentti laski pitoisuuksia ( $R^2 = 0,43$ ).



Kuva 25. Kokonaisfosforipitoisuuden (mg/l) korrelointi turvemaan osuuden sekä valuma-alueiden ojitus- ja hakkuuprosenttien kanssa tutkimusjakson aikana. Havaintopisteet perustuvat taulukoiden 3 ja 9 tietoihin.



Kuva 26. Kiintoainepitoisuuden korrelointi turvemaan osuuden sekä valuma-alueiden ojitus- ja hakkuuprosenttien kanssa tutkimusjakson aikana. Havaintopisteet perustuvat taulukoiden 3 ja 9 tietoihin.



Kuva 27. Orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuden korrelointi turvemaan osuuden sekä valuma-alueiden ojitus- ja hakkuuprosenttien kanssa tutkimusjakson aikana. Havaintopisteet perustuvat taulukoiden 3 ja 9 tietoihin.

## 5. Tulosten tarkastelu

### 5.1 Virtaama ja valunta

Virtaamakeskiarvoissa oli kaikilla valuma-alueilla havaittavissa selkeää vaihtelua eri vuosien välillä (kuva 13), mihin vaikuttivat todennäköisesti vuosittaiset sadannan vaihtelut. Etelä-Suomessa sijaitsevia Teeressuonojaa ja Yli-Knuutilaa lukuun ottamatta virtaamatrendi pysyi tutkimusjakson aikana kuitenkin melko tasaisena kaikilla valuma-alueilla, eikä vuosittaisten virtaama keskiarvojen voitu sanoa nousseen tai laskeneen merkittävästi. Samankaltaisia havaintoja on myös Vehviläisellä ja Huttusella (1997) sekä Lepistöllä ja Kivisellä (1997), joiden tutkimustulosten mukaan muuttuva ilmasto ei vaikuttanut valunnan vuosittaiseen vaihteluun Suomessa kovinkaan paljon. Vehviläisen ja Huttusen tutkimuksessa valuma-alueilla, joilla järvisyysprosentti on pieni, vuosittaisen valunnan arvioitiin nousevan korkeintaan 5 prosenttia. Lepistön ja Kivisen tutkimuksessa vuosittainen valunta pienentyi enintään 7 prosenttia. Virtaamien muuttumattomuuden

arvioitiin johtuvan siitä, että nousseet lämpötilat kompensoivat lisääntyneitä sademääriä, sillä lämpötilojen noustessa myös haihdunta kasvaa.

Muista valuma-alueista poiketen etelässä sijaitsevalla Teeressuonojalla oli havaittavissa selkeä laskeva ja Yli-Knuuttilassa selkeä nouseva trendi virtaamisessa tutkimusjakson aikana. Erityisen mielenkiintoista oli, että Teeressuonoja ja Yli-Knuuttila sijaitsevat vierekkäin, mutta viimeisen kolmenkymmenen vuoden virtaamatrendi oli valuma-alueiden välillä lähes päinvastainen. Sääolosuhteiden ollessa molemmilla alueilla samanlaiset, syitä huomattavaan eroon virtaamisessa olivat todennäköisesti tehdyt metsätaloustoimenpiteet sekä valuma-alueiden ominaispiirteet. Ahtiaisen & Huttusen (1999) mukaan vierekkäisilläkin alueilla voi olla hyvin erilaiset huuhtoutumisominaisuudet. Yli-Knuuttila on myös Teeressuonojaa selkeästi pienempi mutta maaperältään ravinteikkaampi valuma-alue (Lepistö 1996; Vuorenmaa ym. 2002), kun taas Teeressuonojalla maakerros on paksumpi, mikä lisää pohjavaluntaa (Lepistö ym. 1995b).

Koko tutkimusjakson ajalta lasketuissa valuntojen keskiarvoissa oli selkeää vaihtelua eteläisen ja pohjoisen välillä. Suurimmat vuosittaisvalunnat olivat pohjoisimmilla valuma-alueilla Liuhapurolla ja Myllypurolla. Vaikka sademäärät ovat korkeampia Etelä-Suomessa, Pohjois-Suomen viileämpi ilmasto pienentää haihduntaa, mistä johtuen valunta etelän ja pohjoisen välillä tasoittuu (Kortelainen & Saukkonen 1998). Kortelaisen ym. (2006) mukaan Teeressuonojan ja Yli-Knuuttilan valunnat ovat kokonaisuudessaan Etelä-Suomen olosuhteisiin suhteutettuna harvinaisen pieniä.

Metsätaloustoimenpiteistä turvemaiden ojitus kasvattaa huomattavasti vuosittaista valuntaa sekä voimistaa tulvapiikkejä (Holden ym. 2004). Tämän tutkimuksen osalta hakkuiden vaikutukset virtaamiin olivat selkeästi havaittavissa Teeressuonojalla ja Yli-Knuuttilassa, joissa hakkuita (taulukko 6) seuranneina vuosina virtaamat kasvoivat selkeästi. Yli-Knuuttilassa vuosittainen keskivirtaama kolminkertaistui hakkuita seuranneena vuonna (kuva 13), mikä johtui todennäköisesti siitä, että metsäalan pienentyessä puiden sadantaa pidättävä vaikutus heikkeni, minkä seurauksena pintavalunta kasvoi. Kenttämiehen (1998) mukaan hakkuut kasvattavat erityisesti kevään ja kesän maksimi- ja minimivirtaamia, mikä selitti osaltaan varmasti myös Yli-Knuuttilan virtaamamuutoksia.

## 5.2 Kokonaistyyppi

Kokonaistyyppipitoisuudet nousivat prosentuaalisesti tutkimusjakson aikana kaikilla valuma-alueilla (kuva 14) lukuun ottamatta Yli-Knuutilaa, jonka selkeää laskua selitti todennäköisesti typpilaskeumien pieneneminen Pohjois-Euroopassa 1990-luvulta alkaen (Sarkkola ym. 2012). Lepistön (1996) ja Vuorenmaan ym. (2002) mukaan Yli-Knuutilan typpikuormitus lisääntyi voimakkaasti juuri ennen tämän tutkimusjakson alkua 1970- ja 1980 -luvuilla johtuen nimenomaan silloisesta voimakkaasta typpilaskeuman kasvamisesta, mutta on sittemmin ollut laskussa.

Valuma-alueista Teeressuonojalla, Huhtisuonojalla, Kesselinpurolla ja Liuhapurolla kokonaistyyppipitoisuudet nousivat varsin tasaisesti koko tutkimusjakson ajan. Huomattavaa on Huhtisuonojan huima prosentuaalinen nousu: kokonaistyyppipitoisuus kasvoi 63 prosenttia tutkimusjakson aikana (taulukko 10). Huhtisuonojan ja Liuhapuron osalta muutokset olivat Mann-Kendall –testin mukaan erittäin merkitseviä ( $p = 0,00003$ ). Pienin kokonaistyyppipitoisuus, 0,526 mg/l, oli luonnontilaisella Liuhapurolla, mikä vastaa melko hyvin mm. Ahtiaisen & Huttusen (1999) ja Mattssonin (2003) tuloksia luonnontilaisilta metsävaluma-alueilta. Yleisesti ottaen selkeästi nousevat tulokset poikkesivat hieman mm. Sarkkolan ym. (2012) tutkimuksesta, jonka mukaan pidemmän aikavälin kokonaistyyppipitoisuudet eivät juuri ole muuttuneet Suomessa viimeisten vuosikymmenien aikana. Syyksi muuttumattomuudelle Sarkkolan tutkimuksessa arvioitiin pienentyneiden typpipäästöjen sekä toisaalta ilman ja veden lämpötilojen nousun toisensa kumoavaa vaikutusta.

Keskimääräinen kokonaistyyppikuormitus valuma-alueilla vaihteli välillä 180 – 310 kg/km<sup>2</sup>/vuosi lukuun ottamatta sekavaluma-aluetta Latosuonojaa, jolla typpikuormitus oli 674 kg/km<sup>2</sup>/vuosi (taulukko 9). Latosuonojan korkeaa pitoisuutta selitti oletettavasti ainakin maatalous, sillä tutkimuksen muista valuma-alueista poiketen Latosuonojan pinta-alasta 19 prosenttia on peltoa ja maatalousmaata, joilla typpilannoitus on todennäköistä. Keskimääräinen kokonaistyyppikuormitus metsäisiltä valuma-alueilta Latosuonojaa lukuun ottamatta oli 230 kg/km<sup>2</sup>/vuosi, mikä on erittäin lähellä Vuorenmaan ym. (2002) tuloksia metsäisiltä valuma-alueilta Suomessa.

Tutkituista ilmastotekijöistä koko vuoden keskilämpötilan sekä syyskuun lämpötilojen nousut osoittautuivat regressioanalyysissä merkitsevimmiksi ja selittivät kokonaistyyppipitoisuusmuutoksista arviolta 15 – 30 prosenttia useammalla valuma-



alueella (taulukko 15). Myös Mattssonin ym. (2003) mukaan lämpötilat korreloivat positiivisesti typpipitoisuuksien kanssa ja ovat yksi tärkeimpiä kokonaistyppipitoisuuksia selittäviä tekijöitä virtaamien ohella. Sadannalla ei sen sijaan vaikuttanut olevan suurta yhteyttä valuma-alueiden kokonaistyppipitoisuuksien muutoksiin ( $R^2 = 0 - 0,09$ ). Toisaalta Sarkkolan ym. (2012) tutkimuksessa sademäärän ja hydrologian arvioitiin olevan kokonaistyppipitoisuuksien kannalta lämpötilojen nousua merkittävämpi tekijä.

Erityisesti Teeressuonojalla minimivirtaamat laskivat todella selkeästi tutkimusjakson aikana, ja niiden vaikutus Teeressuonojan nousevaan typpipitoisuuteen oli erittäin merkitsevä myös selityksasteen ollessa korkea ( $R^2 = 0,57$ ). Pohjoisemmilla valuma-alueilla oli havaittavissa varsin yhtenäisessä linjassa sekä maksimivirtaamien pientymistä että toisaalta talvivirtaamien kasvua. Molemmilla oli regressioanalyysin perusteella myös selkeästi vaikutusta kokonaistyppipitoisuuksiin pohjoisemmilla valuma-alueilla ( $R^2 = 0,14 - 0,37$ ) (taulukko 15). Anderssonin & Lepistön tutkimuksessa (2000) virtaamien kasvun arvioitiin aiemmin olevan merkittävin ( $R^2 = 0,85$ ) selittävä tekijä typpihuuhtoutumien suurenemiseen Huhtisuonojalla.

Teeressuonojan ja Yli-Knuutilan kohdalla osa suhteellisen korkeasta kokonaistyppipitoisuudesta selittyi todennäköisesti sijainnista korkean typpilaskeuman alueella (Lepistö ym. 1995b). Mielenkiintoista on kuitenkin, miksi pitoisuudet näillä alueilla olivat tutkimusjakson aikana keskenään hyvin erisuuruiset sekä trendi lähes päinvastainen. Todennäköisesti valuma-alueiden erilaisilla ominaispiirteillä oli merkittävä vaikutus.

Kaiken kaikkiaan ilmastotekijöistä erityisesti lämpötilalla vaikutti olevan selkein merkitys kokonaistyppipitoisuuksiin valuma-alueilla. Pohjoisemmilla alueilla maksimi- sekä talvivirtaamien nousulla oli huomattavaa vaikutusta. Kortelaisen ym. (2006) mukaan ilmastotekijät ovat yksi merkittävimmistä typpipitoisuuteen vaikuttavista tekijöistä. Ilmastotekijöiden vaikutus typpipitoisuuksiin näkyi tässä tutkimuksessa kokonaisuudessaan eniten luonnontilaisella Liuhapurolla. Tulos oli varsin looginen, sillä luonnontilaisella valuma-alueella ihmisen vaikutuksen puuttuessa ilmasto-olojen voi olettaa olevan merkittävämpi kokonaistyppipitoisuuksiin vaikuttava tekijä kuin metsätaloustoimenpidealueilla.

Turvemaiden osuus korreloi tutkimustulosten mukaan negatiivisesti kokonaistyppipitoisuuksien kanssa melko selkeästi ( $R^2 = 0,44$ ) (kuva 24). Turvemaiden osuudella on useiden tutkimusten (mm. Sarkkola ym. 2012) mukaan merkittävä yhteys kokonaistyppipitoisuuksiin. Korrelaatio on kuitenkin yleensä positiivinen, sillä turvemaat

varaavat tyyppiä heikosti, jolloin huuhtoutuminen kasvaa (Lepistö ym. 2001). Toisaalta verrattuna kivennäismaihin tyyppipitoisuudet turvemaavalttaisten valuma-alueiden vesistöissä ovat yleensä kuitenkin pieniä, sillä kivennäismaaperä on huomattavasti alttiimpaa eroosiolle (Helliwell ym. 2007).

Valuma-alueen ojitusprosentin ja kokonaistyyppipitoisuuksien välillä oli selkeä negatiivinen korrelaatio ( $R^2 = 0,52$ ) (kuva 24). Myös Joensuun ym. (2006) tutkimuksessa kokonaistyyppipitoisuudet olivat kunnostusojituksen jälkeisellä seurantajaksolla alhaisempia kuin ennen ojitusta. Toisaalta useammissa tutkimuksissa (esim. Ahtiainen 1992) kunnostusojitus yleensä nostatti kokonaistyyppipitoisuuksia hetkellisesti toimenpiteiden jälkeen. Joensuun ym. (2006) mukaan erot tutkimustuloksissa saattoivat johtua siitä, että nykyään kokonaistyyppi analysoidaan usein suodatetuista näytteistä, jolloin orgaanisen kiintoaineksen sisältämä tyyppien osuus ei näy tuloksissa. Pitkällä aikavälillä on myös mahdollista, että ojitus parantaa metsän kasvukykyä, minkä seurauksena typensidonta paranee. Tällöin kokonaistyyppipitoisuus vesistöissä pienenee, mikä saattoi olla yksi selittävä tekijä negatiiviselle korrelaatiolle tässä tutkimuksessa.

Valuma-alueen korkea hakkuuprosentti nosti myös kokonaistyyppipitoisuuksia (kuva 24). Hakkuuprosentin ja tyyppipitoisuuden välinen positiivinen korrelaatio oli kuitenkin hieman turvemaaita ja ojitusprosenttia hieman pienempi ( $R^2 = 0,26$ ). Ahtiaisen & Huttusen (1999) tutkimuksessa kokonaistyyppipitoisuudet nousivat hakkuuden seurauksena kaksinkertaisiksi ja pysyivät korkeina tutkimusjakson loppuun saakka. Myös Löfgrenin ym. (2009) tuloksissa Pohjois-Ruotsissa hakkuut kaksinkertaistivat kokonaistyyppipitoisuuden heti toimenpiteitä seuranneina vuosina. Syitä tähän lyhyen aikavälin muutokseen olivat todennäköisesti kasvillisuuden typensidontan pieneminen, lisääntynyt mineralisaatio ja nitrifikaatio sekä kasvanut valunta. Puut kykenevät sitomaan valtavan määrän tyyppiä, joka hakkuuden seurauksena huuhtoutuu vesistöihin. Pidemmän aikavälin tutkimuksista Mattssonin ym. (2006) mukaan tyyppipitoisuudet avohakkuun jälkeen olivat nähtävissä vielä 15 vuotta toimenpiteiden jälkeen. Myllypuron osalta alueella tehtyjen hakkuuden arvioitiin aiemmin olevan merkittävin yksittäinen tekijä valuma-alueen kokonaistyyppihuuhtoumien muutokseen (Andersson & Lepistö 2000).

### 5.3 Kokonaisfosfori

Kokonaisfosforipitoisuudet laskivat kokonaisuudessaan tutkimusjakson aikana lähes kaikilla valuma-alueilla (kuva 15), mikä on linjassa mm. Schindlerin ym. (1996) Kanadan Luoteis-Ontariossa saatujen pitkäaikaistulosten kanssa. Syynä fosforipitoisuuksien laskulle saattoi olla mm. valuma-alueiden verrattain nuori metsä, joka käyttää fosforia voimakkaasti kasvun parantamiseksi. Poikkeuksen yleisesti laskevaan trendiin muodosti luonnontilainen Liuhapuro, jolla kokonaisfosforipitoisuus kasvoi 16 prosenttia nousun ollessa varsin tasaista koko tutkimusjakson ajan. Mann-Kendall testin mukaan Liuhapuron nouseva trendi oli merkitsevä ( $p = 0,006$ ). Liuhapuron kokonaisfosforipitoisuus (0,0237 mg/l) oli jonkin verran suurempi kuin Mattssonin (2003) vastaavat tulokset (0,015 mg/l) usealta luonnontilaiselta metsävaluma-alueelta Suomessa. Luonnontilaisen valuma-alueen fosforipitoisuuksien nousua saattoi selittää puuston keskimäärin hyvin vanha ikä. Metsän kasvu Suomessa on voimakkaimmillaan noin 30 – 60 –vuotiaalla puustolla (Kauppi ym. 1980), ja näin ollen vanha metsä ei käytä fosforia kasvamiseen samalla tavalla kuin nuori metsä.

Keskimääräinen kokonaisfosforikuormitus koko tutkimusjakson ajalta oli valuma-alueesta riippuen 5 – 14 kg/km<sup>2</sup>/vuosi (taulukko 9). Keskiarvo 10 kg/km<sup>2</sup>/vuosi vastaa hyvin mm. Vuorenmaan ym. (2002) tuloksia metsäisiltä valuma-alueilta. Rekolaisen vanhemmassa tutkimuksessa (1989) kokonaisfosforikuormitus oli arviolta hieman suurempi, mikä sopii hyvin linjaan tämän työn tutkimusjakson kuluessa laskeneen pitoisuustrendin kanssa. Luonnontilaisen Liuhapuron kokonaisfosforikuormitus oli 8 kg/km<sup>2</sup>/vuosi, mikä on hieman korkeampi, mutta ei poikkea suuresti mm. Kaupin (1979) ja Mattssonin ym. (2003) tuloksista luonnontilaisilta metsävaluma-alueilta. Mattssonin ym. (2003) tutkimuksessa kokonaisfosforikuormitus metsätaloustoimenpidealueilta luonnontilaisiin verrattuna oli kaksinkertainen, mikä oli suurempi ero kuin tässä tutkimuksessa.

Mielenkiintoista oli, kuinka vierekkäin sijaitsevien Teeressuonojan ja Yli-Knuutilan kokonaisfosforipitoisuudet poikkesivat täysin toisistaan: Teeressuonojalla pitoisuudet olivat kaikki valuma-alueet huomioon ottaen selkeästi pienimmät (0,015 – 0,2 mg/l) ja Yli-Knuutilassa toisaalta suurimmat (0,03 – 0,06 mg/l). Rekolaisella (1989) on alueilta samankaltaisia tutkimustuloksia, joiden mukaan eroa selittää Yli-Knuutilan luonnostaan ravinteikkaampi maaperä. Yli-Knuutilan valuma-alue on metsätyypiltään

pääosin käenkaali-mustikkatyyppejä, joka on toiseksi rehevin Suomen metsätyypeistä (Lepistö 1996).

Kaikilla tutkimusalueilla nousseet vuosittaiset keskilämpötilat vaikuttivat kokonaisfosforipitoisuuksiin tutkimusalueista melko merkittävästi etelän Teeressuonojalla ( $R^2 = 0,25$ ) ja Yli-Knuutillassa ( $R^2 = 0,3$ ) sekä merkittävästi luonnontilaisella Liuhapurolla ( $R^2 = 0,29$ ) (taulukko 16). Lämpötilojen nousu sekä samanaikainen fosforipitoisuuksien lasku oli mielenkiintoinen yhtälö, jota saattoi selittää lämpötilojen nousun myötä tehostunut puiden kasvu ja fosforin otto. Syyskuun nousseilla lämpötiloilla ei sen sijaan ollut fosforipitoisuuksiin yhtä selkeää vaikutusta kuin tyyppipitoisuuksiin. Sadannan osalta lievää merkittävyyttä oli havaittavissa Huhtisuonojalla ja Latosuonojalla ( $R^2 = 0,13 - 0,28$ ).

Virtaamien vaikutus kokonaisfosforipitoisuuksiin osoittautui varsin merkitykselliseksi erityisesti pohjoisemmilla valuma-alueilla. Liuhapurolla ja Myllypurolla varsinkin minimi- ja talvivirtaamien kasvu vaikuttivat regressioanalyysin perusteella valuma-alueiden kokonaisfosforipitoisuuksiin erittäin merkittävästi ( $R^2 = 0,26 - 0,66$ ), mikä on mielenkiintoista, sillä trendit näillä alueilla olivat päinvastaiset. Mm. Bouraouin ym. (2004) ja Jeppesenin ym. (2009) tutkimuksessa fosforikuormitukset nousivat johtuen kasvaneesta talvivalunnasta, mikä on linjassa Liuhapuron tulosten osalta.

Kaiken kaikkiaan ilmastotekijöiden, kuten lämpötilan ja sadannan, vaikutus kokonaisfosforipitoisuuksiin ei tutkimustulosten mukaan ollut yhtä suuri kuin kokonaistyyppipitoisuuksiin. Tämä poikkeaa hieman useastakin tutkimuksesta (Kortelainen & Saukkonen 1998; Kortelainen 2006), joiden mukaan ilmastovaihtelut ovat yksi tärkeimpiä fosforipitoisuuksia selittäviä tekijöitä. Kortelaisen & Saukkosen (1998) mukaan alueen hydrologiset vaihtelut ja virtaamat vaikuttavat kuitenkin merkittävästi fosforihuuhtoumiin, mikä näkyi myös tässä tutkimuksessa, sillä minimi- ja talvivirtaamien nousun merkitys kokonaisfosforipitoisuuksiin Pohjois-Suomen valuma-alueilla osoittautui huomattavaksi.

Fosforilannoitus on yksi erittäin merkittävä fosforipitoisuuksia nostava tekijä. Huhtisuonojalla 70 prosenttia valuma-alueen turvemaista lannoitettiin fosforilla vuosina 1985 – 1986 (Pietiläinen & Rekolainen 1991). Tämä oli selkeästi huomattavissa myös Huhtisuonojan kokonaisfosforipitoisuuksissa, jotka olivat kyseisinä vuosina varsin korkeita ennen kuin pienenevät 1980-luvun loppua kohden (kuva 15). Huhtisuonojan osalta on myös aikaisempia tutkimustuloksia (Kauppi 1979; Kenttämies 1980) valuma-

alueen fosforilannoituksista, ja kaikissa fosforipitoisuuksien nousu oli huomattavaa heti lannoituksen jälkeen. Latosuonojan osalta kokonaisfosforipitoisuudet olivat verraten pieniä ottaen huomioon, että valuma-alueen pellot sijaitsevat turvemaalla. Rekolaisen (1989) mukaan fosforikuormitukset turvemaiden pelloilta ovat yleensä melko korkeita johtuen turpeen huonosta imeytymiskapasiteetista, mutta Latosuonojan kohdalla alhaista pitoisuutta saattoi selittää turvekerroksen ohuus.

Kokonaisfosforipitoisuuksien korrelaatio jäi turvemaiden ja metsätaloustoimenpiteiden osalta olemattomaksi ( $R^2 < 0,07$ ), joten tämän tutkimuksen tulosten perusteella hakkuilla, ojituksella tai turvemaiden osuudella ei pitkällä aikavälillä ollut yhteyttä fosforipitoisuuksiin (kuva 25). Esimerkiksi Niemisen ym. (2010) tutkimuksessa ojituksen ei myöskään havaittu vaikuttavan fosforipitoisuuksiin. Ahtiaisen & Huttusen (1999) tutkimuksessa kokonaisfosforipitoisuudet moninkertaistuivat heti metsätaloustoimenpiteiden jälkeen, mutta palasivat alkuperäiselle tasolle muutaman vuoden kuluessa. Samankaltaisia lyhytaikaisia vaikutuksia raportoivat myös Mattsson ym. (2006) sekä Löfgren ym. (2009). Toisaalta Joensuun ym. (2006) tutkimuksessa kunnostusojitus jopa laski kokonaisfosforipitoisuuksia. Kokonaisuudessaan vaikutti siltä, että metsätaloustoimenpiteistä fosforilannoitus on merkittävin kokonaisfosforipitoisuuksia nostattava tekijä, eikä hakkuilla ja ojituksella ole pitkällä aikavälillä yhtä suurta merkitystä.

## 5.4 Kiintoaine

Kiintoaineen osalta sekä pitoisuuksien suuruudet että tutkimusjakson ajan trendit vaihtelivat huomattavasti, vaikkakin vuosien väliset erot olivat hyvin pieniä. Selkeästi pienin kuormitus, 690 kg/km<sup>2</sup>/vuosi, oli luonnontilaisella Liuhapurolla (taulukko 9). Silti Liuhapuron kiintoainepitoisuuden keskiarvo tutkimusjakson ajalta oli 3 mg/l, mikä on hiukan enemmän kuin luonnontilaisten metsävaluma-alueiden kiintoainepitoisuudet Ahtiaisen & Huttusen (1999) tutkimuksessa (< 2 mg/l) ja selkeästi enemmän kuin Mattssonin ym. (2003) tuloksissa (0,7 mg/l). Liuhapuron laskeva pitoisuustrendi oli kuitenkin melko merkitsevä ( $p = 0,028$ ).

Ilmastovaihteluista sekä hydrologisista tekijöistä ei juuri löytynyt selityksiä kiintoainepitoisuuksien muutoksille regressioanalyysissä (taulukko 17). Ainoastaan

vuoden keskilämpötilan nousulla oli pientä merkitsevyyttä pohjoisilla valuma-alueilla sekä etelän Yli-Knuutillassa ( $R^2 = 0,27 - 0,34$ ). Myllypuron osalta myös minimi- ja talvivirtaamien kasvulla oli vaikutusta ( $R^2 = 0,36 - 0,43$ ). Usean tutkimuksen mukaan sadannan kasvu (Kenttämies 1980; Wass & Leeks 1999) ja talvivirtaamien nousu (Bouraoui ym. 2004) nostavat kiintoainepitoisuuksia, mutta tässä tutkimuksessa sitä ei havaittu. Ilmastovaihteluiden ja hydrologisten tekijöiden vaikutusten ollessa pieniä, on todennäköistä, että maankäytöllä ja metsätaloustoimenpiteillä oli tutkimusalueilla merkittävä vaikutus kiintoainepitoisuuksien vaihteluun.

Turvemaiden osuus korreloi negatiivisesti kiintoainepitoisuuksien kanssa hyvin selkeästi ( $R^2 = 0,51$ ) (kuva 26), eli kiintoainepitoisuudet olivat pieniä silloin, kuin turvemaa kattoi laajan osan valuma-alueesta. Tulos oli looginen, sillä turvemaa ei ole kivennäismaahan verrattuna kovinkaan herkkä eroosiolle (Helliwell ym. 2007), jolloin kiintoainekuormitus pysyy maltillisena ilman ulkoisia häiriötekijöitä.

Negatiivinen korrelaatio kiintoainepitoisuudella oli myös ojitusprosentin kanssa ( $R^2 = 0,24$ ), joskaan ei yhtä huomattava kuin turvemaiden osuudella. Tämä viittaa siihen, että pitkällä aikavälillä valuma-alueen laajamittainen ojittaminen laskee kiintoainepitoisuuksia. Kiintoainepitoisuuksien suuruuteen vaikuttaa maaperätyyppi, ja pitkän aikavälin korkeat kiintoainekuormat tulevat usein alueilta, joilla ojitus ylittää turvekerroksen alla olevaan mineraalimaahan asti. Jos turvekerros on paksu, ojien pohjalla oleva hajoamaton orgaaninen aines ei joudu alttiiksi eroosiolle (Nieminen ym. 2010), mikä saattoi myös olla vaikuttava tekijä havaittuun korrelaatioon. Myös Koivusalon ym. (2008) mukaan paksu turvekerros toimii suojana ojituksen aiheuttamaa eroosiota vastaan. Useissa Suomessa tehdyissä tutkimuksissa (Ahtiainen & Huttunen 1999; Joensuu ym. 2006; Nieminen ym. 2010) ojitus nosti kiintoainepitoisuuksia hetkellisesti hyvin voimakkaasti, minkä jälkeen ne laskivat muutaman vuoden kuluessa alkuperäiselle tasolleen. Tässä tutkimuksessa tarkkoja ojitusajankohtia ei saatu tietoon, minkä takia ojituksen mahdollisia lyhyen aikavälin vaikutuksia kiintoainepitoisuuteen ei voitu tarkastella.

Tutkimuksessa hakkuuprosentin noustessa myös kiintoainepitoisuudet nousivat ( $R^2 = 0,28$ ), mikä on linjassa mm. Francisin & Taylorin (1989) sekä Binkleyn & Brownin (1993) tulosten kanssa. Nousua selittivät varmasti osaltaan hakkuiden myötä noussut pohjavedenpinta sekä kasvanut pintavalunta, joiden myötä eroosio lisääntyi (Kenttämies 1998). Myös Mattssonin ym. (2006) tutkimuksessa avohakkuut nostivat kiintoainepitoisuuksia merkittävästi, ja vaikutukset olivat nähtävissä vielä kymmenen

vuoden kuluttua. Kiintoaineen hetkellinen nousu hakkuiden jälkeen näkyi selkeästi myös tämän tutkimuksen tuloksissa Yli-Knuutilassa, jossa suoritettiin merkittäviä hakkuita vuonna 1991 (Lepistö 1995b). Yli-Knuutilan kiintoainepitoisuus oli hakkuuvuonna 24 mg/l, mutta nousi arvoon 30,4 mg/l vain vuotta myöhemmin vuonna 1992.

Myllypuron osalta oli tiedossa merkittävät valuma-alueella vuonna 1988 tehdyt hakkuut (taulukko 6), joiden vaikutukset kiintoaineeseen eivät ulottuneet tämän tutkimuksen aikajaksolle. Kiintoainepitoisuudet Myllypurolla nousivat kuitenkin merkittävästi uudelleen vuonna 1994 (kuva 16), mikä johtui oletettavasti lisähakkuista ja maanmuokkauksesta valuma-alueella. Myllypuron osalta herkkyyttä pitoisuuksien nousulle metsätaloustoimenpiteiden jälkeen saattoi selittää suuren osan valuma-alueesta kattava kalliomaaperä, jonka päällä maakerros on ohut (Dahlgren & Driscoll 1994).

## 5.5 Orgaaninen kokonaishiili

Orgaanisen kokonaishiilen vuosittaisten pitoisuuskeskiarvojen trendi nousi prosentuaalisesti huomattavasti (kuva 17, taulukko 10), mikä on linjassa Sarkkolan ym. (2009) Itä-Suomessa metsäisillä valuma-alueilla tehdyn tutkimuksen kanssa. Keskimäärin pitoisuudet valuma-alueilla nousivat 26 prosenttia, mikä on enemmän kuin Köhlerin ym. (2009) tutkimuksessa, jossa orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet tutkituilla metsävaluma-alueilla nousivat suurin piirtein samana ajankohtana (1982 – 2006) keskimäärin 15 prosenttia. Mann-Kendall –testin mukaan hiilipitoisuuksien nousut olivat kaikilla tutkimusalueilla erittäin merkitseviä ( $p = 0,00007 - 0,0007$ ) lukuun ottamatta Teeressuonojaa ja Yli-Knuutilaa, joilla muutokset olivat melko merkitseviä ( $p = 0,15 - 0,18$ ).

Teeressuonojalla pitoisuudet laskivat ensin selvästi 1990-luvun alkuun asti, jonka jälkeen ne kääntyivät jyrkkään nousuun. Muutosta saattoi selittää typpilaskeumien pieneminen 1990-luvun alkupuolelta alkaen. Vesistöjen alkaessa palautua happamoitumisesta orgaanisen aineksen pitoisuudet yleensä kasvavat (Sarkkola ym. 2012). Aivan viimeisinä tutkimusvuosina vuosittaiset keskipitoisuudet Teeressuonojalla jatkoivat nousuaan, mutta virtaaman poistava trendi kääntyi laskuun, mikä viittaa siihen, että virtaaman vaikutus orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksiin Teeressuonojalla kasvoi.

Orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien keskiarvot valuma-alueilla vaihtelivat 11 ja 27 mg/l välillä. Arvot sopivat vaihteluväliin, joka on saatu tulokseksi myös useassa muussa tutkimuksessa (Kortelainen & Saukkonen 1998; Holmberg ym. 2006; Kortelainen ym. 2006; Köhler ym. 2009). Suurin pitoisuus, 27 mg/l, oli luonnontilaisella Liuhapurolla, mikä on vielä enemmän kuin Mattssonin ym. (2003) tutkimuksessaan jo melko korkeaksi määrittelemä pitoisuus 20 mg/l. Mielenkiintoista on, että useassa tutkimuksessa (Kortelainen & Saukkonen 1998; Mattsson ym. 2003) tutkimuksessa hiilipitoisuudet olivat korkeammat Etelä- kuin Pohjois-Suomessa, kun taas tässä tutkimuksessa tulokset olivat päinvastaisia. Todennäköistä on, että pohjoisempien valuma-alueiden suuremmat valunnat (taulukko 8) nostivat myös orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksia.

Orgaanisen kokonaishiilen kuormituksen vuosittainen vaihtelu oli Liuhapuroa lukuun ottamatta 3,7 – 6,7 tn kg/km<sup>2</sup>/vuosi (taulukko 9), mikä on hyvin linjassa Kortelaisen & Saukkosen (1998) tulosten (5,1 – 6,2 tn kg/km<sup>2</sup>/vuosi) kanssa. Liuhapurolla kokonaishiilen keskimääräinen kuormitus oli muita alueita selkeästi suurempi: 11 tn kg/km<sup>2</sup>/vuosi. Tulos on hiukan enemmän kuin Mattssonin ym. (2003) vastaava (3 – 10 tn kg/km<sup>2</sup>/vuosi) luonnontilaisilta metsävaluma-alueilta. Myös Kortelaisella ym. (2006) hiilikuormitusten keskiarvo oli hieman korkeampi luonnontilaisilla kuin metsätaloustoimenpidealueilla, joskaan ero ei ollut läheskään yhtä selkeä. Kortelaisen tutkimuksen mukaan todennäköinen selittävä tekijä oli mm. pintavalunnan väheneminen ojituksen seurauksena, jolloin pitkällä aikavälillä myös huuhtoutuminen pienenee.

Syyskuun lämpötilojen nousulla sekä toisaalta talvikuukausien virtaamien kasvulla oli regressioanalyysin mukaan pientä merkitsevyyttä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien nousuun useimmilla valuma-alueilla ( $R^2 = 0,12 - 0,24$ ) (taulukko 18). Myös Sarkkolan ym. (2009) tutkimuksessa kevät- ja syyslämpötilojen nousu kasvatti hiilipitoisuuksia. Lämpötilan ohella hajanaisesti myös sadanta sekä minimi- ja maksivirtaamat vaikuttivat huomattavasti eri valuma-alueiden välillä. Mm. Huhti- ja Latusuonojalla sadannan pitoisuuksia nostattava merkitys oli selkeä ( $R^2 = 0,26 - 0,28$ ), mikä todettiin myös Kortelaisen & Saukkosen (1998) tutkimuksessa. Erityisesti runsas kesäsadanta korreloi positiivisesti orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien kanssa (Sarkkola ym. 2009). Köhlerin ym. (2009) mukaan nimenomaan vuoden sisäiset lämpötilavaihtelut sekä maaperän kosteus, johon sadannalla on suuri vaikutus, ovat hyvin merkittäviä orgaanisen kokonaishiilipitoisuuksien määrittäjiä. Köhlerin Pohjois-



Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa lämpimät ja kosteat ilmat myöhään syksyllä nostivat hiilipitoisuuksia. Kaiken kaikkiaan sadannan merkitys tässä tutkimuksessa ei osoittautunut yhtä merkittäväksi kuin useassa muussa tutkimuksessa (esim. Sarkkola ym. 2009).

Hydrologisten muuttujien vaikutuksista orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksiin oli vaikea vetää yhtenäistä linjaa, sillä eri asioiden merkitys korostui eri valuma-alueilla erittäin vaihtelevasti. Esimerkiksi Mattssonin ym. (2003) mukaan valunta korreloi negatiivisesti orgaanisten kokonaishiilipitoisuuksien kanssa. Myös Kenttämiehen (1980) mukaan tyypikuormitukset ovat hyvin alttiita muutoksille valunnassa. Tässä tutkimuksessa vuoden keskivirtaamien ja hiilipitoisuuksien välillä ei havaittu korrelointia pitkällä aikavälillä. Tutkittaessa vuodenaikaisvaihtelua, kuten muutoksia talvivirtaamisissa, korrelointia olisi todennäköisesti ollut enemmän.

Turvemaiden osuuden ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien välinen positiivinen korrelaatio oli todella huomattava ( $R^2 = 0,76$ ) (kuva 26). Sama tulos on havaittavissa lukuisissa muissa tutkimuksissa (Kortelainen & Saukkonen 1998; Sarkkola ym. 2009), joiden mukaan turvemaat ovat erittäin merkittävä orgaanisen aineksen ja kokonaishiilen lähde valuma-alueilla. Turvemailla maaperä on veden kyllästämä, minkä seurauksena orgaanista hiiltä kasautuu helposti (Dahlgren & Driscoll 1994). Suomessa vesistöjen hiilipitoisuudet ovat kokonaisuudessaan verrattain korkeita johtuen turvemaiden suuresta alasta (Mattsson 2003).

Ojitusprosentin kasvaessa orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet nousivat ( $R^2 = 0,35$ ), mikä on Kenttämiehen (1980) mukaan melko tyypillinen tulos useissa tutkimuksissa. Mm. Lundinin (1998) tuloksissa Keski-Ruotsissa hiilipitoisuudet nousivat 5 prosenttia ensimmäisen kahden vuoden aikana ojituksesta. Toisaalta on myös raportoitu ojituksen seurauksena pienenneistä hiilipitoisuuksista (Joensuu ym. 2006). Ojituksen seurauksena hiiltä vapautuu runsaasti orgaanisesta maaperästä vesistöihin, mikä todennäköisesti nosti pitoisuuksia ja kuormitusta tässä tutkimuksessa. Ojituksen vaikutukset vaihtelevat yleensä merkittävästi riippuen turvemaiden ja metsien tyypistä, minkä takia eri tutkimustulokset ovat usein helposti ristiriidassa keskenään (Kenttämies 1998).

Hakkuuprocentin kasvaessa orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet pienenevät selkeästi ( $R^2 = 0,43$ ). Tämä sopi tutkimuksessa saatuihin tuloksiin, joiden mukaan hiilipitoisuudet olivat korkeimmat luonnontilaisella Lihapuruolla. Toisaalta useimmissa tutkimuksissa (Laudon ym. 2009) orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet

nousivat hakkuiden myötä, mikä johtui kasvillisuuden hiilensidonnan vähenemisestä sekä orgaanisen maaperän virtausta lisäävästä pohjavedenpinnan noususta. Nämä nousut olivat useimmiten kuitenkin hyvin hetkellisiä. Pidemmällä aikavälillä valunnat palasivat entiselle tasolle, jolloin myös hiilipitoisuudet tasoittuivat.

Hetkellinen orgaanisen kokonaishiilipitoisuuden nousu hakkuiden jälkeen oli havaittavissa myös tämän tutkimuksen osalta Teeressuonojalla, jolla on suoritettu lukuisia hakkuita tutkimusjakson aikana (kuva 11). Kokonaishiilipitoisuudet nousivat useana hakkuuta seuranneena vuonna (kuva 17). Muutokset eivät kuitenkaan olleet valtavia, ja pitoisuudet palasivat usein aikaisemmalle tasolle jo pari vuotta toimenpiteen jälkeen, kuten useimmissa muissakin tutkimuksissa (mm. Laudon ym. 2009).

## 5.6 Tulosten luotettavuus ja jatkotoimenpiteiden arviointi

Metsätaloustoimenpiteiden täytyy olla todella laajoja ja kattaa suuri osa valuma-alueesta, jotta vaikutuksia huuhtoumissa olisi nähtävissä vielä pidemmällä aikavälillä (Kortelainen & Saukkonen 1998). Useimmat tutkimukset ovat keskittyneet käsittelemään metsätaloustoimenpiteitä seuranneita lyhytaikaisia vaikutuksia. Tässä tutkimuksessa tarkkojen toimenpiteiden laajuuksien ja ajankohtien tietoon saaminen osoittautui vaikeaksi. Tämän takia pääpaino metsätaloustoimenpiteiden osalta oli mahdollisissa pitkän aikavälin vaikutuksissa, joita arvioitiin sen perusteella, kuinka suuren prosentuaalisen osan valuma-alueilla tehdyt metsätaloustoimenpiteet kattoivat kunkin alueen koosta. Tästä johtuen tulokset eivät olleet suoraan verrattavissa useimpiin muihin tutkimuksiin, joissa metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset olivat pääosin hyvin hetkellisiä. Lisäksi keskenään verrattavia valuma-alueita oli seitsemän, mikä ei ole valtavan suuri otos. Näin ollen tuloksina saatuihin korrelaatioihin on syytä suhtautua varauksella. Ylipäänsä luotettavat arviot yksittäisen metsätaloustoimenpiteen aiheuttaman muutoksen suuruudesta edellyttäisivät, että jokaisella toimenpidealueella on maantieteellisesti lähellä oleva vertailualue ja että vedenlaatua on seurattu riittävän pitkältä havaintojaksolta ennen ja jälkeen toimenpiteen (Saukkonen & Kortelainen 1995).

Sekä ilmastovaihteluiden että erityisesti metsätaloustoimenpiteiden vaihteluita olisi jatkossa hyvä tutkia erityisesti pitkillä aikajaksoilla, jolloin

laajamittaisemmat ympäristövaikutukset tulevat paremmin esiin. Tutkimusalueiden ominaispiirteiden tunteminen on oleellista vaikutuksia tutkittaessa (Ahtiainen & Huttunen 1999), sillä esimerkiksi erot maaperässä ja topografiassa osoittautuivat tässäkin tutkimuksissa merkittäviksi, kun vierekkäisillä valuma-alueilla oli samankaltaisista sääolosuhteistaan huolimatta hyvin erilaiset trendit virtaamissa ja pitoisuuksissa. Topografia, maalajien sekä kasvillisuuden tunteminen tutkimusalueilta on avainasemassa, jotta ilmastotekijöiden ja maankäyttömuutosten vaikutuksia voidaan pitää luotettavina. Lisäksi tarkemmista ja useammin päivitettävistä satelliittikuvista olisi valtava hyöty esimerkiksi hakkuualuemuutosten selvittämisessä, sillä ainakin Suomessa tietojen saaminen tietyllä alueella tehdyistä metsätaloustoimenpidetietojen on kiven takana.

## **6. Johtopäätökset**

Tässä pro gradu –työssä tutkittiin ilmastotekijöiden ja metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia virtaamiin sekä kokonaistypen, -fosforin, kiintoaineen ja orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksiin seitsemällä pienellä metsäisellä valuma-alueella Etelä- ja Itä-Suomessa vuosina 1985 - 2010. Tutkimus suoritettiin tilastollisilla menetelmillä käyttäen Suomen Ympäristökeskuksen ja Ilmatieteen laitoksen virtaama-, vedenlaatu-, lämpötila- sekä sadantatietoja. Metsätaloustoimenpiteiden osalta tulokset perustuivat muutamien yksittäisten toimenpidetietojen ohella pääosin Metsäntutkimuslaitoksen paikkatietodataan puuston iästä sekä Corine 2006 Land Coverin maankäyttö- ja soiden ojitustilannetietoihin.

Valuma-alueiden vuosittaiset virtaamakeskiarvot vaihtelivat tutkimusjakson aikana huomattavasti johtuen todennäköisesti sadannan vaihtelusta, mutta kahta valuma- aluetta lukuun ottamatta virtaamatrendissä ei voitu sanoa tapahtuneen merkittäviä muutoksia tutkimusjakson aikana. Ilmaston lämpenemisestä johtuvat virtaamamuutokset kohdistuvatkin boreaalisilla metsäalueilla enemmän vuodenaikaisvaihteluun kevävirtaamien pienentyessä ja talvivirtaamien kasvaessa (Vehviläinen & Huttunen 1997; Arnell 1999; Mander ym. 2000), joista jälkimmäinen havaittiin myös tässä tutkimuksessa erityisesti pohjoisemmilla valuma-alueilla. Kokonaistyyppipitoisuudet nousivat prosentuaalisesti lähes kaikilla valuma-alueilla, ja tutkituista ilmastotekijöistä

lämpötilalla oli suurin merkitys kokonaistyyppivaihteluihin (taulukko 19), mikä oli oleellinen tekijä myös Mattssonin ym. (2003) tutkimuksessa. Suuri turvemaan osuus ja ojitusprosentti laskivat tyyppipitoisuuksia, mitä saattoivat selittää maaperän hyvä eroosionkesto sekä ojituksen seurauksena parantunut metsän kasvu. Nousseita kokonaistyyppipitoisuuksia selitti ainakin etelässä todennäköisesti sijainti korkean tyyppilaskeuman alueella (Lepistö ym. 1995b).

*Taulukko 19.* Yhteenveto eri ilmastotekijöiden ja metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksista tutkittuihin muuttujiin sekä vaikutuksen suunta (positiivinen/negatiivinen korrelaatio).

	TN	TP	SS	TOC
lämpötila	++		+	
syyskuun lämpötila	+			+
sadanta				+
minimi- ja maksimivirtaamat		-		
talvivirtaamat	+	--		+
turvemaan osuus	-		--	+++
ojitusprosentti	--		-	+
hakkuuprosentti	+		+	-

Kokonaisfosforipitoisuudet laskivat tutkimusjakson aikana selkeästi kaikilla valuma-alueilla luonnontilaista vertailualueutta lukuun ottamatta, mikä havaittiin myös Kanadan Keski-Ontariossa Schindlerin ym. (1996) tutkimuksessa. Eniten laskua selittivät nousseet lämpötilat sekä erityisesti pohjoisilla valuma-alueilla kasvaneet talvi- ja minimivirtaamat. Sen sijaan metsätaloustoimenpidealueiden prosentuaalisella osuudella ei ollut vaikutusta kokonaisfosforipitoisuuksiin tutkimusalueilla. Kiintoainepitoisuudet sekä niiden trendit vaihtelivat valuma-alueiden välillä huomattavasti, eikä ilmastotekijöillä vuoden keskilämpötilojen nousua lukuun ottamatta vaikuttanut olevan suurta merkitystä muutoksiin. Useiden tutkimusten mukaan (Wass & Leeks 1999; Rodgers ym. 2010) kiintoainepitoisuuden vaihtelut valuma-alueilla johtuivat lähinnä muutoksista sadannassa ja hydrologisissa oloissa, mutta tässä tutkimuksessa sitä ei havaittu. Sen sijaan suurin vaikuttava tekijä kiintoainepitoisuuksiin oli turvemaan osuus, jonka kasvaessa kiintoainepitoisuudet laskivat (taulukko 19). Tämä johtui

todennäköisesti siitä, ettei turvemaata ole kivennäismaahan verrattuna kovinkaan herkkä eroosiolle, jolloin huuhtoutuminen turvemaalta ei ole kovinkaan voimakasta.

Kaikilla valuma-alueilla nousseita orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksia selittivät valuma-alueesta riippuen hyvin eri ilmastotekijät, ja pääosin säävaihteluiden vaikutukset olivat hieman suurempia pohjoisemmilla valuma-alueilla. Keskimäärin ilmaston lämpeneminen ja sadannan kasvu vaikuttivat kuitenkin nostavan orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksia jonkin verran, mikä oli tuloksena myös mm. Köhlerin ym. (2009) tutkimuksessa. Turvemaan osuus oli selkeästi kaikista merkittävin tekijä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien osalta (taulukko 19), mikä sopi linjaan useiden muiden tutkimusten kanssa (Kortelainen & Saukkonen 1998; Sarkkola ym. 2009), sillä vedellä kyllästynyt turvemaan hiilen varastointikapasiteetti on suuri.

Kaiken kaikkiaan valuma-alueiden ominaispiirteiden suuri merkitys eri ainespitoisuuksille korostui tässä tutkimuksessa, mikä tuli hyvin esille mm. turvemaan osuuden merkittävyudessa kaikilla tutkimusalueilla. Myös esimerkiksi vierekkäin sijaitsevien ja ilmasto-olosuhteiltaan samankaltaisten Teeressuonojan ja Yli-Knuuttilan välillä virtaamat ja eri pitoisuudet vaihtelivat huomattavasti, mitä selittivät todennäköisesti erot juuri mm. alueiden maankäytössä, topografiassa sekä kasvillisuudessa. Ilmaston lämpenemisen ja virtaamamuutosten vaikutukset tutkittujen muuttujien pitoisuuksiin näkyivät tässä tutkimuksessa kokonaisuudessaan erityisesti pohjoisemmilla valuma-alueilla. Metsätaloustoimenpiteillä oli pitkällä aikavälillä vaikutusta kokonaistypen, kiintoaineen sekä orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksiin, mutta kokonaisfosforin osalta korrelaatiota ei ollut.

## 7. Kiitokset

Suurimmat kiitokset pro gradu –työstäni kuuluvat ehdottomasti Suomen ympäristökeskuksen ohjaajalleni Katri Rankiselle, joka on uhrannut huikean määrän aikaansa työni ohjaukseen vastailemalla milloin mihinkin mieleeni juolahtaneeseen kysymykseen. Erityisesti korvaamatonta oli työssä käytettäviin menetelmiin perehdyttäminen, jossa en olisi päässyt edes alkuun ilman asiantuntevaa ja kärsivällistä opastusta. Suurta kiitosta Katri ansaitsee myös milloin minkäkin materiaalin eteeni kiikuttamisesta, vinkeistä aineiston löytämisen suhteen sekä jopa eri tahojen muistuttelusta, jotta tarvittavaa aineistoa tai ideoita saatiin käyttöön.

Suomen ympäristökeskukselta kiitokset ansaitsevat myös Kirsti Granlund, Tuija Mattsson, Jarmo Linjama, Hannu Sirviö, Heidi Sjöblom, Petri Ekholm sekä entinen sykeläinen Kaarle Kenttämies, jotka kaikki edesauttoivat ainakin jossain määrin graduni valmistumista ideoin ja aineistoa luovuttaen. Haluan kiittää myös yliopiston puolelta geotieteiden ja maantieteen laitoksen ohjaajaani Miska Luotoa viime hetken vinkeistä sekä kannustuksesta ja rohkaisevasta ilmapiiristä laitoksella jo useamman vuoden ajan.

Lopuksi kiitokset kuuluvat luonnollisesti ystäville ja perheelle, jotka ovat jaksaneet tsempata ja kuunnella niin valituksia kuin riemunkiljahduksiakin – sekä hyvinä että huonoina päivinä.

## KIRJALLISUUS

- Aber, J.D.; K.J. Nadelhoffer, P. Steudler & J.M. Melillo (1989). Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience* 39:6, 378–386.
- Ahtiainen, M. (1992). The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. *Hydrobiologia* 243/244, 465–473.
- Ahtiainen, M. & P. Huttunen (1999). Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4, 101–114.
- Anderson, J.M. & T.P. Burt (1978). The role of topography in controlling throughflow generation. *Earth Surface Processes and Landforms* 3, 331–344.
- Anderson, R.G.; J.G. Canadell, J.T. Randerson, R.B. Jackson, B.A. Hungate, D.D. Baldocchi, G.A. Ban-Weiss, G.B. Bonan, K. Caldeira, L. Cao, N.S. Diffenbaugh, K.R. Gurney, L.M. Kueppers, B.E. Law, S. Luysaert & T.L. O'Halloran (2011). Biophysical considerations in forestry for climate protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:3, 174–182.
- Andersson, L. & A. Lepistö (2000). Annual variability of nitrogen concentrations and export from forested catchments: A consequence of climatic variability, sampling strategies or human interference? *Boreal Environmental Research* 5, 221–233.
- Arnell, N.W. (1999). The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: a continental perspective. *Global Environmental Change* 9, 5–23.
- Binkley, D. & T.C. Brown (1993). Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. *Journal of the American Water Resources Association* 29:5, 729–740.
- Bosch, J.M. & J.D. Hewlett (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55:1–4, 3–23.
- Bouraoui, F.; B. Grizzetti, K. Granlund, S. Rekolainen & G. Bidoglio (2004). Impact of climate change on the water cycle and nutrient losses in a Finnish catchment. *Climatic Change* 66, 109–126.
- Broadmeadow, S. & T.R. Nisbet (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* 8:3, 286–305.

- Carling, P.A.; B.J. Irvine, A. Hill & M. Wood (2001). Reducing sediment inputs to Scottish streams: a review of the efficacy of soil conservation practices in upland forestry. *Science of the Total Environment* 265, 209–227.
- Castillo F.J.; J.A. Blanco, M.A. Zavala & J.B. Imbert (2005). Sustainability of forest management practices: Evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *Forest Ecology and Management* 213, 209–228.
- Coakes, S.J. (2005). *SPSS: analysis without anguish: version 12.0 for Windows*. 267s. John Wiley & Sons Australia, Ltd.
- Corine Land Cover (2006). European Topic Centre on Spatial Information and Analysis. 28.10.2013. <<http://sia.eionet.europa.eu/CLC2006>>
- Dahlgren, R.A. & C.T. Driscoll (1994). The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. *Plant and Soil* 158, 239–262.
- van Dijk, A.I.J.M & R.J. Keenan (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology & Management* 251, 1–9.
- Dillon, P.J.; L.A. Molot (1997). Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. *Water Resources Research* 33:11, 2591–2600.
- Dise, N.B.; J.J. Rothwell, V. Gauci, C. van der Salm & W. de Wries (2009). Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment* 407, 1798–1808.
- Encyclopedia Britannica (2013). Phosphorus cycle. 15.10.2013. <<http://global.britannica.com/EBchecked/topic/457621/phosphorus-cycle>>
- Eriksson, L.O.; S. Löfgren & K. Öhman (2011). Implications for forest management of the EU Water Framework Directive's stream water quality requirements – A modeling approach. *Forest Policy and Economics* 13, 284–291.
- ESRI (2012). *Arcmap 10 Basic*. Environmental Systems Resource Institute, Redlands, Kalifornia.
- Francis, I.S. & J.A. Taylor (1989). The effect of forestry drainage operations on upland sediment yields: A study of two peat-covered catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 14:1, 73–83.
- Galloway, J.N.; A.R. Townsend, J.W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J.R. Freney, L.A. Martinelli, S.P. Seitzinger & M.A. Sutton (2008). Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*



320:5878, 889–892.

- Gosz, J.R.; G.E. Likens & F.H. Bormann (1976). Organic Matter and Nutrient Dynamics of the Forest and Forest Floor in the Hubbard Brook Forest. *Oecologia* 22, 305–320.
- Hamilton, L.S. (2008). Forests and Water. *FAO Forestry paper 155*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 78 s.
- Helliwell, R.C.; M.C. Coull, J.J.L. Davies, C.D. Evans, D. Norris, R.C. Ferrier, A. Jenkins & B. Reynolds (2007). The role of catchment characteristics in determining surface water nitrogen in four upland regions in the UK. *Hydrology & Earth System Sciences* 11, 356–371.
- Hetherington, E.D. (1987). The importance of forests in the hydrological regime. Teoksessa Healey M.C. & R.R. Wallace (toim.). *Canadian Aquatic Resources*, 179–211. Fisheries and Oceans of Canada, Ottawa. 533 s.
- Hirsch, R.M.; D.L. Moyer & S.A. Archfield (2010). Weighted regressions on time, discharge, and season (WRTDS), with an application to Chesapeake Bay river inputs. *Journal of the American Water Resources Association* 46:5, 857–880.
- Holden, J.; P.J. Chapman & J.C. Labadz (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28:1, 95–123.
- Holmberg, M.; M. Forsius, M. Starr & M. Huttunen (2006). An application of artificial neural networks to carbon, nitrogen and phosphorus concentrations in three boreal streams and impacts of climate change. *Ecological modelling* 195: 51–60.
- Ide, J.; L. Finér, A. Laurén, S. Piirainen & S. Launiainen (2013). Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 304, 482–491.
- INSPIRE (2013). European Commission Geoportal. 29.10.2013. <<http://inspire-geoportal.ec.europa.eu/>>
- Itämeriportaali (2013a). Typen kierto. 14.10.2013. <[http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/rehevoityminen/fi\\_FI/typen\\_kierto/](http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/rehevoityminen/fi_FI/typen_kierto/)>
- Itämeriportaali (2013b). Fosforin kierto. 14.10.2013

[http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/rehevoityminen/fi\\_FI/typen\\_kierto/](http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/rehevoityminen/fi_FI/typen_kierto/)

Itämeriportaali (2013c). Hiilen kierto. 14.10.2013.

[http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/ilmastonmuutos/fi\\_FI/hiilen\\_kierto/](http://www.itameriportaali.fi/fi/tietoa/uhat/ilmastonmuutos/fi_FI/hiilen_kierto/)

Jeppesen, E.; B. Kronvang, M. Meerhoff, M. Søndergaard, K.M. Hansen, H.E. Andersen, T.L. Lauridsen, L. Liuboriussen, M. Beklioglu, A. Özen & J.E. Olesen (2009). Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38, 1930–1941.

Joensuu, S.; M. Vuollekoski & K. Karosto (2006). Kunnostusojitusten pitkäaikaisvaikutuksia. Teoksessa Kenttämies, K. & T. Mattsson (toim.): *Metsätalouden vesistökuormitus – MESUVE-projektin loppuraportti*, 83-90. Suomen ympäristökeskus.

Kansallinen metsäohjelma 2015 (2011). *Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja*. Juvenes Print.

Kauppi, L. (1979). Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 34, 35–46. Vesihallitus.

Kauppi, P.; S. Kellomäki & O. Saastamoinen (1980). Metsäaapinen. *Luonnonsuojelujulkaisuja* A:3. Luonto-Liitto ry & Suomen luonnonsuojeluliitto ry.

Kenttämies, K. (1980). The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 43, 24–31. Vesihallitus.

Kenttämies, K. & S. Saukkonen (1996). Metsätalous ja vesistöt. *Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja* 4/1996.

Kenttämies, K. (1998). The effects of modern boreal forestry practices on waters. Teoksessa Kajander, J. (toim.): *XX Nordic Hydrological Conference, Nordic Hydrological Programme Report* 1:44, 142–162.

Koivusalo, H. & T. Kokkonen (2002). Snow processes in a forest clearing and in a coniferous forest. *Journal of Hydrology* 262, 145–164.

Koivusalo, H.; E. Ahti, A. Laurén, T. Kokkonen, T. Karvonen, R. Nevalainen & L. Finér (2008). Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 1211–1227.

- Koivusalo, H. & A. Laurén (2011). Metsät osana veden kiertoa. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2011.
- Kortelainen, P. & S. Saukkonen (1998). Leaching of nutrients, organic carbon and iron from Finnish forestry land. *Water, Air, and Soil Pollution* 105: 239–250.
- Kortelainen, P.; T. Mattsson, L. Finér, M. Ahtiainen, S. Saukkonen & T. Sallantausta (2006). Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquatic Sciences* 68, 453–468.
- Koskiaho, J.; S. Tattari & J. Virtanen (2006). Prosessimallinnuksen mahdollisuudet metsäsuunnitteluun liittyvän vesiensuojelun kehittämisessä. Teoksessa Kenttämies, K. & T. Mattsson (toim.): *Metsätalouden vesistökuormitus – MESUVE-projektin loppuraportti*, 123–140. Suomen ympäristökeskus.
- Kubin, E. (1998). Leaching of nitrate nitrogen into the groundwater after clear felling and site preparation. *Boreal Environment Research* 3, 3–8.
- Köhler, S.J.; I. Buffam, J. Seibert, K.H. Bishop & H. Laudon (2009). Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment: Controlling factors and implications for climate scenarios. *Journal of Hydrology* 373, 44–56.
- Laudon, H.; J. Hedtjärn, J. Schelker, K. Bishop, R. Sørensen & A. Ågren (2009). Response of Dissolved Organic Carbon following Forest Harvesting in a Boreal Forest. *Ambio* 38:7, 381–386.
- Lepistö, A.; L. Andersson, B. Arheimer & K. Sundblad (1995a). Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forested catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 84, 81–102.
- Lepistö, A.; P. Seuna, S. Saukkonen & P. Kortelainen (1995b). Hakkuun vaikutus hydrologiaan ja ravinteiden huuhtoutumiseen rehevältä metsävaluma-alueelta Etelä-Suomessa. Teoksessa Saukkonen, S. & K. Kenttämies (toim.): *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta - METVE-projektin loppuraportti*, 73–84. Suomen ympäristökeskus.
- Lepistö, A. (1996). Hydrological processes contributing to nitrogen leaching from forested catchments in Nordic conditions. *Monographs of the Boreal Environment Research* 1. 72s.
- Lepistö, A. & Y. Kivinen (1997). Effects of climatic change on hydrological patterns of a forested catchment: a physically based modeling approach. *Boreal Environment Research* 2, 19–31.

- Lepistö, A.; K. Kenttämies & S. Rekolainen (2001). Modeling Combined effects of Forestry, Agriculture and Deposition on Nitrogen Export in a Northern River Basin in Finland. *Ambio* 30:6, 338–348.
- Lepistö, A.; K. Granlund, P. Kortelainen & A. Räike (2006). Nitrogen in river basins: Sources, retention in the surface water and peatlands, and fluxes to estuaries in Finland. *Science of the Total Environment* 365, 238–259.
- Leskinen, A.; R. Jalkanen, L. Karvonen, O. Lipponen, S. Valkonen, P. Wallenius & A. Siekkinen (2011). Puu – metsänkasvatus ja energiapuun korjuu. Teoksessa Päivinen, J.; N. Björqvist, L. Karvonen, M. Kaukonen, K-M. Korhonen, P. Kuokkanen, H. Lehtonen & A. Tolonen (toim.). Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 67. 162 s.
- Libiseller, C. & A. Grimvall (2002). Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13, 71–84.
- Liu, Y.; G. Villalba, R.U. Ayres & H. Schroder (2008). Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective. *Journal of Industrial Ecology* 12:2, 229–247.
- Lundin, L. (1998). Effects of peatland forestry on hydrology and leaching. Teoksessa Kajander, J. (toim.): *XX Nordic Hydrological Conference, Nordic Hydrological Programme Report* 1:44, 226–233.
- Löfgren, S.; E. Ring, C von Brömssen, R. Sørensen & L. Högbom (2009). Short-term Effects of Clear-cutting on the Water Chemistry of Two Boreal Streams in Northern Sweden: A Paired Catchment Study. *Ambio* 38:7, 347–356.
- MacDonald, J.A.; N.B. Dise, E. Matzner, M. Armbruster, P. Gundersen & M. Forsius (2002). Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8, 1028-1033.
- Magnani, F.; M. Mencuccini, M. Borghetti, P. Berbigier, F. Berninger, S. Delzon, A. Grelle, P. Hari, P.G. Jarvis, P. Kolari, A.S. Kowalski, H. Lankreijer, B.E. Law, A. Lindroth, D. Loustau, G. Manca, J.B. Moncrieff, M. Rayment, V. Tedeschi, R. Valentini & J. Grace (2007). The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. *Nature* 447, 848–850.
- Mander, Ü.; A. Kull, V. Kuusemets & T. Tamm (2000). Nutrient runoff dynamics in a

- rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering* 14, 405–417.
- Marinelli, J. (2013). Landscape for Life. 15.10.2013  
<[http://www.landscapeforlife.org/publications/LFL\\_Workbooks\\_Print\\_downloadable.pdf](http://www.landscapeforlife.org/publications/LFL_Workbooks_Print_downloadable.pdf)>
- Marttila, M. & B. Kløve (2010). Dynamics of erosion and suspended sediment transport from drained peatland forestry. *Journal of Hydrology* 388, 414–425.
- Mattsson, T.; L. Finér, P. Kortelainen & T. Sallantausta (2003). Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water, Air and Soil Pollution* 147, 275–297.
- Mattsson, T.; M. Ahtiainen, K. Kenttämies & M. Haapanen (2006). Avohakkuun ja ojituksen pitkäaikaisvaikutukset valuma-alueen ravinne- ja kiintoainehuuhtoumiin. Teoksessa Kenttämies, K. & T. Mattsson (toim.): *Metsätalouden vesistökuormitus – MESUVE-projektin loppuraportti*, 73-82. Suomen ympäristökeskus.
- Murdoch, P.; J.S. Baron & T.L. Miller (2000). Potential Effects of Climate Change on Surface-Water Quality in North America. *Journal of the American Water Resources Association* 36:2, 347–366.
- Mustonen, S. (1965a). Maataloushallituksen hydrologiset tutkimukset vuosine 1957 – 1964. *Maa- ja vesiteknillisiä tutkimuksia* 11. 144s.
- Mustonen, S. (1965b). Meteorologisten ja aluetekijöiden vaikutuksesta valuntaan. *Maa- ja vesiteknillisiä tutkimuksia* 12. 109s.
- Mustonen, S.; T. Sallantausta & H. Ravela (1987). Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnanmietintö. *Maa- ja metsätalousministeriön komiteamietintö* 62. Valtion painatuskeskus, Helsinki. 344 s.
- Nieminen, M. (2004). Export of Dissolved Organic Carbon, Nitrogen and Phosphorus Following Clear-Cutting of Three Norway Spruce Forests Growing on Drained Peatlands in Southern Finland. *Silva Fennica* 38:2, 123–132.
- Nieminen, M.; E. Ahti, H. Nousiainen, S. Joensuu & M. Vuollekoski (2005). Does the use of riparian buffer zones in forest drainage sites to reduce the transport of solids simultaneously increase the export of solutes? *Boreal Environment Research* 10, 191–201.
- Nieminen, M.; E. Ahti, H. Koivusalo, T. Mattsson, S. Sarkkola & A. Laurén (2010). Export of Suspended Solids and Dissolved Elements from Peatland Areas

- after Ditch Network Maintenance in South-Central Finland. *Silva Fennica* 44:1, 39–49.
- Nygren, M.; M. Ahonen, R. Koskinen, E. Kubin & E. Mälkönen (1997). Monimuotoinen metsänuudistaminen. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 636. 40 s.
- Oltchev, A.; J. Cermak, J. Gurtz, A. Tishenko, G. Kiely, N. Nadezhdina, M. Zappa, N. Lebedeva, T. Vitvar, J.D. Albertson, F. Tatarinov, D. Tishenko, V. Nadezhdin, B. Kozlov, A. Ibrom, N. Vygodskaya & G. Gravenhurst (2001). The response of the water fluxes of the boreal forest region at the Volga's source area to climatic and land-use changes. *Physics and Chemistry of the Earth* 27:9–10, 675–690.
- Oren, R.; D.S. Ellsworth, K.H. Johnsen, N. Phillips, B.E. Ewers, C. Maier, K.V.R. Schäfer, H. McCarthy, G. Hendrey, S.G. McNulty & G.G. Katul (2001). Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO<sub>2</sub>-enriched atmosphere. *Nature* 411, 469–472.
- Pietiläinen, O-P. & S. Rekolainen (1991). Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica* 21, 127–136.
- Piirainen, S. (2002). Nutrient fluxes through a boreal coniferous forest and the effects of clear-cutting. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 859. 50s.
- Piirainen, S.; L. Finér, H. Mannerkoski & M. Starr (2007). Carbon, nitrogen and phosphorus leaching after site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Forest Ecology and Management* 243, 10–18.
- Pizarro, J.; P.M. Vergara, J.L. Morales, J.A. Rodriguez & I. Vila (2013). Influence of land use and climate on the load of suspended solids in catchments of Andean rivers. *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI 10.1007/s10661-013-3420-z.
- Rekolainen, S. (1989). Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19:2, 95–107.
- Rodgers, M.; M. O'Connor, M.G. Healy, C. O'Driscoll, Z. Asam, M. Nieminen, R. Poole, M. Müller & L. Xiao (2010). Phosphorus release from forest harvesting on an upland blanket peat catchment. *Forest Ecology and Management* 260:12, 2241–2248.
- Saari, P.; S. Saarnio, J. Heinonen & J. Alm (2013). Emissions and dynamics of N<sub>2</sub>O in a buffer wetland receiving water flows from a forested peatland. *Boreal*

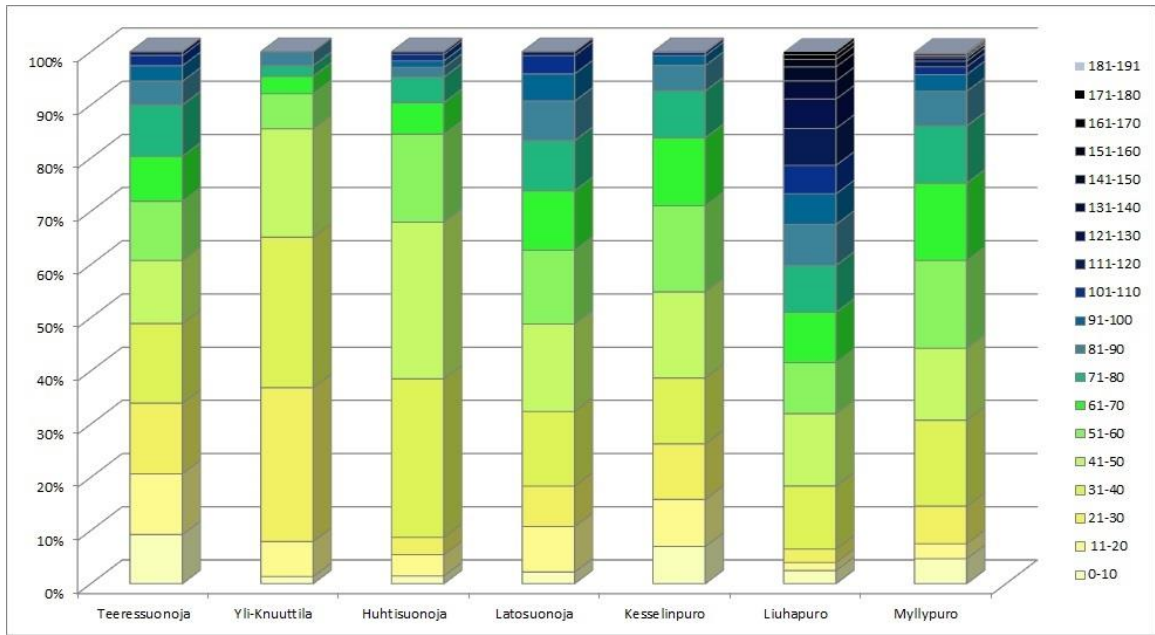
- Environment Search* 18, 164–180.
- Salmi, T.; A. Määttä, P. Anttila, T. Ruoho-Airola & T. Amnell (2002). Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Excel template application Makesens. *Ilmanlaadun julkaisuja* 31. Ilmatieteen laitos. 35s.
- Sarkkola, S.; H. Koivusalo, A. Laurén, P. Kortelainen, T. Mattsson, T. Palviainen, S. Piirainen, M. Starr & L. Finér (2009). Trends in hydrometeorological conditions and stream water organic carbon in boreal forested catchments. *Science of the Total Environment* 408, 92–101.
- Sarkkola, S.; M. Nieminen, H. Koivusalo, A. Laurén, P. Kortelainen, T. Mattsson, M. Palviainen, S. Piirainen, M. Starr & L. Finér (2012). Trends in concentrations and export of nitrogen in boreal forest streams. *Boreal Environment Research* 17, 85–101.
- Saukkonen, S. & P. Kortelainen (1995). Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen hiilen huuhtoutumiseen. Teoksessa Saukkonen, S. & K. Kenttämies (toim.): *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta - METVE-projektin loppuraportti*, 15–32. Suomen ympäristökeskus.
- Schimel, D.S. (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1:1, 77–91.
- Schindler, D.W.; S.E. Bayley, B.R. Parker, K.G. Beaty, D.R. Cruikshank, E.J. Fee, E.U. Schindler & M.P. Stainton (1996). The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Limnology & Oceanography* 41:5, 1004–1017.
- Seuna, P. (1983). Small basins – a tool in scientific and operational hydrology. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 51. Vesihallitus. 61s.
- Silvan, N. (2002). Nutrient retention in a restored peatland buffer. *Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen julkaisuja* 32. 44s.
- Silvan, N.; H. Vasander & J. Laine (2004). Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer. *Plant and Soil* 258, 179–187.
- Smith, V.H.; G.D. Tilman & J.C. Nekola (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179–196.
- Sullivan, K. (1985). Long-term patterns of water quality in a managed watershed in Oregon: 1. Suspended sediment. *Journal of the American Water Resources*

*Association* 21:6, 977–987.

- Suomen ympäristökeskus (2013). Itämeri, vesistöt ja vesivarat -teemaan liittyvät seurannat. 29.10.2013. <[http://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus\\_kehittaminen/Itameri\\_vesistot\\_ja\\_vesivarat/Seurannat](http://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Itameri_vesistot_ja_vesivarat/Seurannat)>
- Valtakunnan metsien inventointi (2009). Metsäntutkimuslaitos. 31.10.2013. <<http://www.metla.fi/ohjelma/vmi/vmi-moni.htm>>
- Vanderbilt, K.L.; K. Lajtha & F.J. Swanson (2002). Biogeochemistry of unpolluted forested watersheds in the Oregon Cascades: temporal patterns of precipitation and stream nitrogen fluxes. *Biogeochemistry* 62, 87–117.
- Vehviläinen, B. & M. Huttunen (1997). Climate change and water resources in Finland. *Boreal Environment Research* 2, 3–18.
- Vitousek, P.M.; J.R. Gosz, C.C. Grier, J.M. Melillo, W.A. Reiners & R.L. Todd (1979). Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems. *Science* 204:4392, 469–474.
- Vitousek, P.M.; J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger & D.G. Tilman (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7:3, 737–750.
- Vuorenmaa, J.; S. Rekolainen, A. Lepistö, K. Kenttämies & P. Kauppila (2002). Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental monitoring and assessment* 76:2, 213–248.
- Wass, P.D. & G.J.L. Leeks (1999). Suspended sediment fluxes in the Humber catchment, UK. *Hydrological processes* 13, 935–953.
- Weatherhead, E.K. & N.J.K. Howden (2009). The relationship between land use and surface water resources in the UK. *Land Use Policy* 26S, S243–S250.
- Ylitalo, E. (2011). Metsätilastollinen vuosikirja 2011. *Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja*. Vammalan kirjapaino Oy, Sastamala. 470 s.



Liite 1. Puuston iän (vuosia) prosentuaalinen jakautuminen tutkimusalueilla.



Liite 2. Turvemaiden, moreenimaiden sekä lajittuneiden kivennäismaiden prosentuaaliset osuudet maaperästä tutkimusalueilla.

