

Pro gradu -tutkielma

**Suomen suurten järvien veden laadun muutokset ja
muutosten alueellinen samanaikaisuus 1960-luvulta
tähän päivään**

Antti Kytölä



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

WET

24.4.2019

Antti Kytölä: Suomen suurten järvien veden laadun muutokset ja muutosten alueellinen samanaikaisuus 1960-luvulta tähän päivään
Pro gradu -tutkielma: 66 s., 1 liite (2 s.)
Työn ohjaajat: Lehtori Timo Marjomäki, Lehtori Anssi Lensu, emeritus professori Jarmo Meriläinen
Tarkastajat:
Huhtikuu 2019

Hakusanat: Alkaliniteetti, kemiallinen hapen kulutus, LOESS, rauta, väriluku

Tässä työssä tutkittiin Suomen järvien veden laadun muutoksia ja niiden samanaikaisuutta 1960-luvulta tähän päivään. Aineisto käsitti 68 järveä kattavasti koko Suomen alueelta painottaen suuria järviä. Mittaustiedot poimittiin HERTTA-tietokannasta. Satunnaisvaihtelun minimoimiseksi mukaan valittiin väliveden talvimittausarvot (1.12.–30.4). Käsitellyt muuttujat olivat alkaliniteetti, liukoisen hapen pitoisuus, hapen kyllästysaste, pH, lämpötila, kokonaisfosforipitoisuus, -typpipitoisuus, rautapitoisuus, raudan hajotus, sameus, sähkönjohtokyky, väriluku ja kemiallinen hapen kulutus (COD). Rautapitoisuus ja -hajotus yhdistettiin raudan hajotukseksi. Alkaliniteetti on noussut kaikilla järvillä alkaen 1970-luvulta. pH on noussut 1990-luvulta alkaen lähes jokaisella järvellä. Fosforipitoisuuden muutokset ovat paikallisia, kun taas typpipitoisuus on noussut monilla järvillä. COD on kääntynyt nousuun 1990–2000-luvulla lähes kaikilla järvillä, paitsi Pohjois-Suomessa. Väriluvun ja COD:n muutokset olivat samanlaisia. Järviä verrattiin toisiinsa jokaisen muuttujan suhteen, jos järviparilla oli vähintään 10 yhteistä mittaavuotta ja viimeisin yhteinen mittaavuosi oli 2005 tai myöhäisempi. Järviparin aikasarjolle laskettiin muuttujittain Pearson-korrelaatiokerroin yhteisten mittaavuosien havaintoja käyttäen. Järviparille määritettiin korrelaatioiden laskennan lisäksi kolme etäisyyttä: pohjoinen-etelä-, itä-länsi- sekä kokonaisetäisyys. Etäisyys-korrelaatiokerroin-kuviin sovitettiin LOESS-mallit. Pohjoinen-etelä- ja kokonaisetäisyydellä korrelaatiokertoimen muutokset etäisyyden suhteen olivat jokaisella muuttujalla lähes identtisiä keskenään. Itä-länsi-suunnassa muutokset olivat usein samanaikaisia etäisyydestä riippumatta. Yleisimmin muuttujien muutoksissa oli havaittavissa samanaikaisuutta 150–800 km:n etäisyydelle saakka kokonaisetäisyydellä. Alkaliniteetin muutokset olivat samanaikaisia ja -suuntaisia kaikkialla. pH:lla muutoksen samanaikaisuus ja -suuntaisuus pienenee järvien välisen etäisyyden kasvaessa. COD:n ja väriluvun muutokset olivat samanaikaisia ja -suuntaisia Etelä-Suomesta aina Oulun korkeudelle asti, jonka jälkeen muutoksista tuli sitä voimakkaammin päinvastaisia, mitä pohjoisemmaksi mentiin. Sähkönjohtokyvyllä muutoksen samanaikaisuutta ilmeni noin 200 km:n asti. Ravinteilla samanaikaisuus ulottui vain järvien lähialueille. Raudan ja COD:n muutokset selittävät 86 % väriluvun muutoksista.

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

Antti Kytölä: Changes and their spatial synchronicity in the water quality of large Finnish lakes from 1960's to present
MSc thesis: 66 p., 1 appendix (2 p.)
Supervisors: Senior Lecturer Timo Marjomäki, Senior Lecturer Anssi Lensu, Professor Emeritus Jarmo Meriläinen
Inspectors: [position or title First name Last name] and [position or title First name Last name]
April 2019

This thesis studied changes and the synchronicity of changes in Finnish lakes. Data consisted of 67 lakes and their data were collected from HERTTA-database. To minimize random variation, only winter observations were selected (1.12.-30.4) from around the middle of the water column. Selected variables were alkalinity, dissolved oxygen, oxygen saturation, pH, temperature, total phosphorous, total nitrogen, nitrite, nitrate, phosphate, iron, turbidity, conductivity, color, chemical oxygen demand (COD) and ammonium. Alkalinity has increased in all the lakes since risen in all the lakes the 1970's. The increase in pH started rising in the 1990's and only in a very few lakes it has decreased afterwards. Changes in phosphorous content were often unique to each lake, whereas nitrogen content increased in many lakes over time. COD has increased in almost every lake during 1990-2000 except for those in Northern Finland. Changes in color were almost identical to those of COD in that COD began to rise in most of the lakes in the 1990's and only a few northern lakes show a decreasing trend. Lakes were compared to one another by every variable in those lakes that had at least 10 common measurement years and the latest was 2005 or later. A Pearson correlation coefficient was calculated for every pair of lakes and variable using their common year measurements. Every lake pair had three distances calculated: North-South, East-West and total distance and then the correlation of the lake time series. Every lake distance and correlation image was fitted with LOESS-graph. North-South and total distance graphs were almost identical to one-another with every variable. In East-West direction the time series usually showed synchronicity regardless of distance. Commonly synchronicity was observed within a range of 150-800 km regarding North-South and total distance, implying a large-scale stressor with some of the variables. Most interesting results were found with COD and color, whose changes were synchronized but opposite in North and South Finland. With COD and color, the same applied also to East and West Finland. Changes in alkalinity were similar in all three directions regardless of distance. Shortest synchronicity distances were with nutrients implying locality of the source. A model in which color was the response variable and COD and iron were the covariates, the coefficient of determination was 86 %.

1 JOHDANTO.....	1
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA	2
2.1 Fosfori	2
2.2 Typpi.....	4
2.3 Kiintoaine ja sameus.....	6
2.4 pH ja alkaliniteetti.....	6
2.5 Happi	8
2.6 Klorofylli α	9
2.7 Rauta ja väriluku.....	9
2.8 Johtokyky	10
2.9 Ilmaston muutos ja akvaattiset ekosysteemit	12
2.11 Muita tummumiseen vaikuttavia tekijöitä.....	15
2.11.1 Sadanta ja lämpötila	15
2.11.2 Maaperän happamuus	16
3. Aineisto ja menetelmät.....	17
3.1 Tutkimukseen valitut muuttujat.....	19
3.2 Järvien aikasarjojen vertailu	19
3.3 Väriluvun regressiomallinnus ja aikasarjojen lopputrendien laskeminen.....	19
4 TULOKSET	20
4.1 Yleistä.....	20
4.2 Alkaliniteetti	21
4.3 pH.....	23
4.4 Hapen kyllästysaste	25
4.5 Kokonaisfosfori	27
4.6 Kokonaistyyppi	29

4.7 Kemiallinen hapenkulutus	31
4.8 Raudan hajotus.....	33
4.9 Väriluku.....	35
4.10 Sähkönjohtokyky	37
4.11 Lämpötila	39
4.12 Rautapitoisuuden ja COD vaikutus väriluvun muutokseen.....	41
5 TULOSTEN TARKASTELU	43
5.1 Alkaliniteetti	45
5.2 pH.....	46
5.3 Hapen kyllästysaste	48
5.4 Kokonaisfosfori	49
5.5 Kokonaistyyppi	50
5.6 Kemiallinen hapenkulutus	52
5.7 Rautapitoisuus.....	53
5.8 Väriluku.....	54
5.9 Sähkönjohtokyky	56
5.10 Lämpötila	57
5.11 Rautapitoisuuden ja COD:n vaikutus väriluvun muutokseen	58
KIITOKSET	58
KIRJALLISUUS	59

1 JOHDANTO

Ihmistoiminnalla on suuri vaikutus järvien veden laatuun. Vaikutukset voivat olla paikallisia, esimerkkinä järven rehevöityminen valunnan seurauksena maatalousalueella, jolloin vaikutukset rajautuvat vain yhteen järveen ja alapuolisiin vesistöihin. Vaikutukset voivat myös olla laaja-alaisia. Tästä esimerkkinä on hapan sadanta, jonka seurauksena pH-tasot laskivat järvissä lähes koko Suomen alueella (Glass ym. 1979, Wright ym. 2005, Singh & Agrawal 2008).

Suomen järvistä on tehty vedenlaatumittauksia jo 1960-luvulta alkaen. Järvikohtaisia tietoja on tallennettu HERTTA-tietokantaan jo yli 70 000:lta järveltä. Pisimmillään järvikohtaista kerättyä aineistoa on yli viidenkymmenen vuoden ajalta. Alueellisia tutkimuksia on tehty jo 1960-luvulta lähtien, mutta yhtenäistä tutkimusta koko Suomen järvien veden laadun muutoksista ei kuitenkaan ole tehty. Suomen järvien tilan tarkkailussa on kiinnitetty alusta asti huomiota ravinteiden määrään, ja fosforin ja typen mittauksia onkin tehty systemaattisesti jo 1960-luvun alusta asti. Järvien rehevöityminen ja huono kunto johtuvat usein liiallisesta ravinteiden määrästä (Schindler ym. 2016). Fosforia ja typpeä käytetään peltojen lannoitukseen, mutta typpeä liukenee vesistöihin myös ilmakehästä ja sadannan mukana.

Jotkin ilmiöt ovat vaikuttaneet laajalti paitsi Suomessa, niin myös muualla maailmassa. Näihin ilmiöihin voidaan lukea edellä mainittu hapan sadanta, jonka syynä olivat teollisuuden ja liikenteen päästöt ilmakehään (Dovland & Semb 1980, Husar 1986). Ilmakehään päätyneet rikin ja typen oksidit satoivat myöhemmin maahan aiheuttaen maaperän ja järvien happamoitumista (Singh & Agrawal 2008).

Vesien ruskettuminen on yleinen ilmiö Suomen vesistöissä. Aiheesta on tehty useita tutkimuksia (Laaksonen 1970, Arvola ym. 2010, Mitikka ym. 2003, Kritzberg & Ekstrom 2012, Weyhenmeyer ym. 2014), joiden perusteella liuennut orgaaninen hiili

(DOC) on paljastunut suurimmaksi rusketumisen aiheuttajaksi, mutta myös raudan (Fe) on osoitettu olevan merkittävä tekijä, sillä DOC itsessään ei riitä selittämään tummumista. Raudan on huomattu sitoutuvan paremmin happamaan maaperään, joten happamien sateiden vähentyminen on mobilisoinut uudelleen maahan sitoutunutta rautaa (Nawaz ym 2013).

Tässä työssä tutkittiin Suomen järvien veden laadun muutoksia. Lisäksi pyrittiin selvittämään, ovatko muutokset olleet paikallisia tai alueellisia vai ilmenivätkö ne laajemmalla alueella. Työssä selvitettiin myös muutosten ajoittumista. Toisena tavoitteena oli tutkia oliko samanrytmisyydessä huomattavissa eroja järvien välisten pohjoinen-etelä-, itä-länsi- ja kokonaisetäisyyksien kannalta. Viimeiseksi tutkittiin järvien väriluvun muutosta ja kuinka hyvin väriluvun muutosta voidaan selittää raudalla ja kemiallisella hapen kulutuksella.

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Fosfori

Laaksonen (1970) havaitsi vuosina 1962-1968 kerätystä aineistosta fosforilla olevan selkeän korrelaation mm. typpeen, natriumiin, kiintoaineeseen, kalsiumiin ja magnesiumiin. Kokonaisfosforin muutoksia oli varsin vähän ja Vuoksen vesistön pohjoispuolella kokonaisfosfori oli luonnostaan korkea (Laaksonen ym. 1973). Raike ym. (2001) huomasivat kokonaisfosforipitoisuuksien laskeneen 12:ssa joessa ja kohonneen vain kolmessa vuosien 1975–2000 välisenä aikana. Lisääntynyttä fosforikuormitusta tavattiin pienissä joissa, joiden varrella oli huomattavaa maataloustoimintaa. Järviä oli aineistossa mukana 173 ja fosforipitoisuudet laskivat suurissa järvissä ja nousivat pienissä. Kaikkiaan kokonaisfosforin pitoisuudet olivat kääntyneet laskuun tutkitulla aikavälillä.

Ekholm ym. (2015) tutkivat Etelä- ja Länsi-Suomen jokien typpi- ja fosforipitoisuuksia 1985–2000. Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu oli pienempää Länsi- kuin Etelä-Suomessa, joskaan ei tilastollisesti merkitsevästi. Kokonaisfosfori

vaihteli eniten sellaisilla jokialueilla, joiden varsilla oli runsaasti peltoa. Niiden jokien varrella, joilla oli paljon järviä, vaihtelut olivat pienempiä. Kokonaisfosforin pitoisuus pieneni vuosien 1985–2000 välisenä aikana.

2000-luvulla maatalouden ympäristötukien vaikutuksia tutkivat Ekholm ym. (2008) kahden tukikauden ajalta (1995–1999 ja 2000–2005). Alueellisesti suurimmat fosforipitoisuudet olivat maatalousvaltaisilla, Lounais- ja Länsi-Suomen rannikoilla. Ensimmäisen ohjelmakauden aikana valunnat ja niiden myötä kiintoaineiden ja fosforin kulkeumat kasvoivat verrattuna edeltävään jaksoon 1985–1994, mutta laskivat jälleen toisella kaudella. Suojakaistojen ja kevennetysti muokatun peltoalan osuuden lisääminen kolmella pienellä valuma-alueella laski kiintoaineosuuksia. Kokonaisfosforin valumat ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{v}$) ja pitoisuudet seurasivat karkeasti kiintoaineiden kulkeumia. Kokonaisfosforin pitoisuudet pienenivät useassa joessa, joskaan ei tilastollisesti merkitsevästi. Ilmastollisten olojen (NAO yms.) vaihtelu ei ollut erilaista ympäristöohjelmien aikana ja niitä edeltävänä jaksona, mutta ilmastotekijät voivat kuitenkin selittää kiintoainekuormituksen ja kokonaisfosforin laskua toisella ohjelmakaudella (Ekholm ym. 2008).

Maatalouden kuormittamien vesien tila pysyi ennallaan tutkimusjakson aikana, ja levähaittoja ilmenikin maatalouden kuormittamisissa useammin ja voimakkaammin kuin muissa järvissä (Ekholm ym. 2007). Maataloudesta johtuvien fosforikuormitusten kulkeumissa ei havaittu selkeitä muutoksia. Fosfori poistuu pelloilta pääosin sadon mukana, mutta myös maa-ainekseen ja valumaveteen lienneet fosforiyhdisteet kulkeutuvat pinta- ja salaojavalunnan mukana vesistöihin (Uusitalo ym. 2008). 1980-luvulla fosforilannoituksen suositusrajoja laskettiin, minkä seurauksena fosforilannoitteiden myynti laski 1990-luvun alussa (Yli-Halla ym. 2001). Kuitenkin viljelysmaiden helppoliukoisen fosforin määrä lähes kolminkertaistui 1960-luvulta 1990-luvulle tultaessa (Uusitalo ym. 2008). Mitikka ym. (2003) havaitsivat ihmisasutuksen ja teollisuuden piirissä olevissa pintavesissä laskevan trendin kokonaisfosforin osalta. Maatalousjärvisissä kokonaisfosforipitoisuus ei pienentynyt, vaan paikoitellen jopa kasvoi. Alusvesien

kokonaisfosforipitoisuudet pienenevät varsinkin suurilla järvillä ja ihmisvaikutuksen piirissä olevilla järvillä (Mitikka ym. 2003).

2.2 Typpi

Lämpötilalla on merkittävä vaikutus typen hapetus- ja pelkistysreaktioihin. Mitä korkeampi lämpötila, sitä tehokkaampaa on hapettuminen ja pelkistyminen. Typpi toimii tärkeänä ravinteena kasveille ja varsinkin nitraatti ja ammonium ovat loistavia lannoitteita, jotka hyödyttävät myös kasviplanktonin kasvua vesistöissä. (Kuusisto 1997).

1960-luvulla tehdyssä tutkimuksessa (Laaksonen ym. 1973) havaittiin kokonaistyyppipitoisuuden muutosten olevan harvinaisia vesistöissä. Kokonaistyyppipitoisuuden kasvua havaittiinkin vain Kokemäenjoen vesistössä kolmella Päijänteen itä- ja eteläpuolisten vesistöjen järvisyvännteellä. Maatalousvaltaisella Pohjanmaan alueella kokonaistyyppipitoisuus ei kasvanut.

Rekolainen ym. (2002) tutkivat nitraattityypin vähenemistä järvissä vuosien 1976–2001 välisenä aikana. Havaintopaikkoja oli kaikkiaan 253 ja tuloksista käy ilmi nitraattipitoisuuksien laskeva trendi monilla havaintopaikoilla kesän ajalta (16.7.–15.9.). Yleisesti huomattiin monien järvien nitraattipitoisuuksien laskeneen alle puoleen 1980-luvun tasoihin verrattuna. Nousevia nitraattityypin trendejä havaittiin ainoastaan niillä järvillä, joihin on aiemmin kohdistunut voimakas jätevesikuormitus, mutta joiden fosforikuormitus on alentunut voimakkaasti. Vuorenmaa & Forsius (2008) havaitsivat nitraattipitoisuuksien olevan korkeampia Etelä-Suomessa verrattuna Keski- ja Pohjois-Suomeen. Tutkimusjakson 1990–2003 aikana nitraattikonsentraatiot laskivat merkitsevästi 20–60%:ssa järvistä alueesta riippuen. Suurinta lasku oli Pohjois-Suomessa (60 %) ja pienintä Keski-Suomessa (20 %) (Vuorenmaa & Forsius 2008).

Syiksi nitraattityppipitoisuuksien vähenemiselle Rekolainen ym. (2002) mainitsevat ulkoisista tekijöistä mm. seuraavat: jätevesikuormituksen kääntyminen laskuun, maa- ja metsätaloudesta johtuvan hajakuormituksen sekä typpilaskeuman

vähentyminen vuodesta 1993 lähtien. Typpilaskeuman vähentymiseen ovat vaikuttaneet katalysaattorien käyttöönotto sekä teollisuuden päästöjen rajoittaminen. Ammoniumlaskeuma aleni selvästi enemmän suhteessa nitraattilaskeumaan, ja lisäksi ammoniumin aleneminen on ollut selkeämpää Itä- kuin Länsi-Suomessa. Järvien sisäisistä tekijöistä tärkeimmät nitraattitypen määrään vaikuttavat tekijät ovat järven omat kemialliset ja biologiset prosessit (Rekolainen ym. 2002).

Parantunut jätevesien käsittely ja orgaanisen aineksen poisto vähensivät ammoniakin pitoisuuksia jyrkästi vuosien 1975–2000 välillä (Raika ym. 2011). Raikan ym. (2011) aineisto käsitti 173 järveä, joista 38:ssa havaittiin ammoniakin vähenemistä, ja nämä järvet luokiteltiin raskaasti saastuneista koskemattomiin järviin kaikkialla Suomessa. Ekholm ym. (2015) tutkivat 21 jokea Länsi- ja Etelä-Suomessa vuosina 1985–2000 ja havaitsivat kokonaistyyppipitoisuuden nousua kyseisen ajanjakson aikana.

Rekolainen ym. (2002) havaitsivat pohjaveden nitraattipitoisuuden vaihtelun liittyvän usein kasvipeitteen muutoksiin ja useilla pohjavesiasemilla mitatut nitraattipitoisuuden nousut ovatkin olleet seurausta metsien hakkuista. Levähaittojen osalta useissa järvissä, joissa on todettu nitraattityppipitoisuuden alentuneen, on ilmoitettu lisäksi sinilevähaitoista. Maataloustoimenpiteiden, lannoituksen, ojituksen ja hakkuiden tiedetään lisäävän ravinnehuuhtoumaa metsä- ja peltomaista vesiin. Ojitusten ja lannoitusten määrä on kuitenkin laskenut selvästi 1960- ja 1970-lukujen huippuvuosista (Rekolainen ym. 2002). 1980-luvulla lannoitukset olivat pääasiassa fosforipainotteisia, minkä seurauksena järvien N:P -suhteet ovat voineet muuttua leväkukintoja suosivaan suuntaan. Rekolainen ym. (2002) huomasivat tutkimuksessaan myös fosforipitoisuuksien lisääntymisen ja tästä aiheutuneen järvien rehevöitymisen aiheuttaneen samanaikaisen liukoisen typen pitoisuuksien laskun, ja tämä muutos on keskittynyt pääasiassa meso- ja eutrofisiin järviin. Rekolainen ym. (2002) huomasi nousevan trendiä ilmentäneiden järvien kärsineen aiemmin voimakkaasta jätevesikuormituksesta, mutta niiden

fosforikuormitus oli laskenut, minkä seurauksena järven perustuotanto oli alentunut. Tämän seurauksena ylijäämätyppi jää käyttämättä.

2.3 Kiintoaine ja sameus

Laaksonen (1970) havaitsi sameuden ja kiintoaineen korreloivan varsin voimakkaasti. Tämän lisäksi sameus ja kiintoaine korreloivat vahvasti raudan, väriluvun, typen, fosforin ja magnesiumin kanssa. Vedessä keskimäärin olevan kiintoaineen pitoisuus näyttää olevan riippuvainen paitsi peltoalasta, niin myös järvisyvyydestä. Lounaisella ja läntisellä rannikolla kiintoaineen korrelaatio virtaamaan oli vahva, mutta Vuoksen ja Kokemäenjoen alueilla lähes olematon, ja Laaksonen (1970) arvioi heikon korrelaation johtuvan vähäisemmästä tulvaherkkyydestä Vuoksen ja Kokemäenjoen vesistöalueilla. Kiintoaineen maksimipitoisuudet vesistöissä olivat keväällä ja syksyllä (Laaksonen 1970).

Rankinen ym. (2015) havaitsivat vesistön kiintoainekuormituksen olevan suurimmillaan lumen sulamisen aikaan ja alhaisimmillaan kesä-syyskuussa, eli kasvukaudella, jolloin kasvillisuus sitoo hyvin maa-ainesta. Kiintoainekuormituksessa ei löydetty selkeää trendiä vuosien 1975–2012 välillä. Valuma-alueilla havaittiin nouseva trendi keskilämpötilassa. Lisääntynyt valunta talviaikaan selittyy niiden päivien lisääntymisellä, jolloin lumen sulaminen on mahdollista. Kiintoainekuormitus lisääntyikin vuosien 1975–2000 välillä ja huippunsa se saavutti vuoden 1990 tienoilla laskien tämän jälkeen aina vuoteen 2000 asti (Rankinen ym. 2015).

2.4 pH ja alkaliniteetti

Laaksonen ym. (1970) tutkimuksessa keskimäärin happamimmat vedet olivat Pohjanmaalla ja Kokemäenjoen alueella. Näillä alueilla myös kaliumpermanganaatin (KMnO_4) kulutus oli tuntuvasti suurempi ja veden puskurikyky heikompi. Vesistöjen minimi-pH sattui myös kaliumpermanganaatin kulutuksen maksimiaikaan, mikä yleisimmin tapahtui keväisin, jolloin myös alkaliniteetti oli sulamisvesien vaikutuksesta vähäisimmillään. Jätevedet

vaikuttivat myös happamuuteen ja näiden vaikutus näkyikin pH-arvojen keskihajonnassa ja pH:n suuruudessa (Laaksonen ym. 1970).

Laaksonen ym. (1970) havaitsivat alkaliniteettiarvojen olevan Pohjois-Suomessa selvästi muun maan keskiarvoja korkeammalla. Pienimmät mitatut alkaliniteettiarvot havaittiin Vuoksen ja Kymijoen alueilla.

Vuoksen vesistössä 1960-luvulla havaittu happamuuden kasvu (Laaksonen ym. 1973) ei liittynyt kokonaisrikin pitoisuuden samanaikaiseen kasvuun. Vuoksen vesistön pohjoispuolen syvänteissä happamuus oli nousussa, muttei kokonaisrikki. Samaan aikaan Päijänteen itä- ja eteläpuolisen vesistön syvänteissä happamuus ei kasvanut kuin kahdella havaintopaikalla. Kokemäenjoen vesistön virtapaikoilla pH:n muutokset osoittivat happamuuden vähenemistä ja muutokset ilmenivät teollisuuden jätevesien vaikutusalueilla. Pohjanmaan rannikon virtavesipaikoilla happamuuden osalta ilmeni kasvua alueen pohjoispuolen jokisuualueilla, joskaan rikkipitoisuuden suurenemista ei todettu. Vastaavasti Pohjois-Suomessa pH-arvot osoittivat miltei poikkeuksetta happamuuden vähenemistä (Laaksonen ym. 1973).

Rekolainen (2002) havaitsi vuosina 1976–2001 merkitsevää alkaliniteetin nousua 75 %:ssa suuria järviä. Tämä alkaliniteetin muutos esiintyi kaiken tyyppisissä järvissä. Humus- ja kloridimuutokset eivät olleet läheskään yhtä yleisiä alkaliniteetin nousun kanssa, joten Rekolainen ym. (2002) olettavat sulfaatin vähenemisen olevan syynä alkaliniteetin nousuun. Vuorenmaa ym. (2008) havaitsikin sulfaattikonsentraatioissa laskevan trendin koko maassa vuosien 1990–2003 välisenä aikana.

Posch ym. (2012) sekä Arvola ym. (2010) havaitsivat tutkimuksissaan Suomen järvissä sulfaattipitoisuuksien laskua ja alkaliniteetin nousua 1990-luvun alussa. Tämä sulfaattipitoisuuksien ja -laskeuman väheneminen on seurausta teollisuus- ja liikennepäästöjen rajoituksista, jotka otettiin käyttöön 1980-luvulla. Vastaavasti happamuutta aiheuttavien päästöjen suurin piikki osui juuri 1980-luvulle (Posch ym. 2012). Mitikka ym. (2003) havaitsivat varsinkin kesäaikaan tapahtuvan pinta- ja alusveden pH:n nousua vuosien 1976–2001 välillä. Kemiallinen

vesistöjen kuntoutuminen on ollut suurinta Etelä-Suomessa, missä rikkilaskeumat olivat suurimpia (Posch ym. 2012). Vastaavasti Vuorenmaa ym. (2008) havaitsivat pH:n nousua noin 30 %:ssa järvistä. Erityisen selvästi pH nousi Etelä-Suomen järvissä, joista noin puolella havaittiin merkittävää pH:n nousua.

Yleisesti voidaan sanoa Suomen järvien happamuuden vähenneen tultaessa lähemmäksi nykypäivää. Tämä muutos happamuudessa johtuu merkittävästi rikkipäästöjen ja -laskeuman pienenemisestä viimeisen reilun kahdenkymmenen vuoden aikana (Vuorenmaa ym. 2008).

2.5 Happi

Happea päätyy vesiin ilmakehästä kaasujen vaihdon sekä vesikasvien fotosynteesin seurauksena. Vedessä orgaanisen ja epäorgaanisen aineksen hapettaminen kuluttaa veteen liuennutta happea. Lämpötilan nousu taas laskee veden happisaturaation tasoa, jolloin vedessä tapahtuva mikrobien hajotustoiminta puolestaan kiihtyy. Tämän seurauksena orgaaninen aines hajoaa nopeammin ja hapen kulutus lisääntyy.

Laaksosen (1970) tutkimuksessa havaittiin positiivinen korrelaatio hapen, happamuusasteen ja lämpötilan välillä. Hapen kanssa negatiivisista korrelaatioista merkittävimmät olivat kaliumpermanganaatin kulutus, kokonaisfosfori, kokonaistyyppi ja kalsium. Kaliumpermanganaatin kannalta Lappi muodosti Laaksosen (1970) tuloksissa poikkeuksen. Siellä hapella ja kaliumpermanganaatilla oli positiivinen korrelaatio.

Laaksonen (1970) havaitsi hapen kyllästysasteen minimin olevan talvella. Tutkimuksessa havaittu eteläisen rannikon suuri talviaikainen happivajaus yhdistettiin fosforipitoisuuteen ja lämpötilaan.

Ekholm ym. (2006) havaitsivat vuosien 1996–2002 tutkimusjärvissä alusveden happivajeen olevan tyypillistä. Lähes jokaisessa järvessä alusveden hapen kyllästysaste putosi alle 15 %:n ainakin kerran tällä aikavälillä. Happikadon aikaan kokonaisfosforin ja raudan pitoisuudet vedessä nousivat. Ekholm ym. (2006)

huomasivat vuosien 1976–2002 kesäajan pintavesistä veden laadun heikkenemistä ilmaisevia trendejä. Talviajan pintavesiä koskeva suurin muutos oli vesien lämpötilan nousu, joka havaittiin kymmenessä järvessä 20:stä. Alusveden happisaturaatio pieneni kolmessa järvessä kesäaikaan ja kahdessa järvessä talvella. Mitikka ym. (2003) havaitsivat hapen pitoisuudessa nousevan trendin pintavesissä. Myös alusvesien happipitoisuus nousi samoilla järvilla, mutta joillakin suurilla järvilla ja verrokkijärvilla havaittiin päinvastainen vaikutus (Mitikka ym. 2003).

2.6 Klorofylli α

Raike (2015) havaitsi tutkimuksessaan, joka käsitti 22:n joen ja 174:n järven mittaustulokset vuosilta 1975–2000, laskevan trendin klorofylli α :n osalta neljässä järvessä ja nousevaa trendiä yhdeksässä järvessä. Havainnot olivat ympäri Suomea eivätkä rajoittuneet yhdelle alueelle. Fosforin lisääntyminen vesistöissä ei lisännyt klorofylli α :n määrää merkitsevästi.

Vuosien 1982–2008 väliseltä ajalta tehty tutkimus (Arvola. 2011) osoitti kokonaisfosforin pienentyneen 40 %:ssa ja kokonaistypen 25 %:ssa järvissä. Kokonaisfosforipitoisuuden ja klorofylli α :n välillä havaittiin voimakas yhteys. Ravinnepitoisuudet näissä 19:a järvessä laskivat mentäessä lännestä itään ja etelästä pohjoiseen. Itää kohti mentäessä havaittiin tilastollisesti merkitsevä klorofylli α :n lasku. Kesän ajan klorofylli α :n keskiarvo korreloi voimakkaasti kokonaisfosforin kanssa, mutta typpi ja klorofylli α eivät korreloineet merkitsevästi (Arvola. 2011).

2.7 Rauta ja väriluku

Laaksonen (1970) totesi rautapitoisuuden korreloivan voimakkaasti kiintoainekseen ja veden värilukuun. Luonnonvesiemme väri on yleisesti enemmän tai vähemmän ruskea. Väri aiheutuu miltei poikkeuksetta pitkälle hajonneesta orgaanisesta aineksesta, humuksesta. Väriluvun on todettu korreloivan positiivisesti raudan ja kaliumpermanganaatin (KmnO_4) kanssa ja negatiivisesti happamuusasteen kanssa. Vuosien 1962–1968 aineistosta tehdyn analyysin perusteella suurimmat väriarvot olivat Pohjanmaan vesistöissä ja rannikoilla.

Soiden osuudella ei kyseisessä tutkimuksessa havaittu selkeää korrelaatiota veden värin kanssa. Mangaanin ja raudan yhteisvaikutuksesta suhteessa toisiinsa ei saatu Laaksosen (1970) tutkimuksessa selkeää näyttöä, vaan mangaanin ja raudan välillä havaittu pienehkö korrelaatio osoitti kummankin aineen päätyvän vesistöön eri reittejä pitkin.

Arvola ym. (2010) havaitsivat veden väriluvun ja sulfaattilaskeuman välillä vahvan suhteen. Kaikista järvistä 88 %:lla havaittiin vahva yhteys sulfaattitasojen ja veden väriluvun välillä. Useissa järvissä veden väriluvun lisääntyminen alkoi 1990-luvun puolenvälin paikkeilla, ja vastaavasti sulfaatti järvissä laski nopeasti 1980-luvulta 1990-luvulle tultaessa.

Mitikka ym. (2003) havaitsivat laskevan trendin veden väriluvun osalta. Tämä trendi oli näkyvissä niillä järvillä, jotka olivat ihmisvaikutuksen kohteina, ja Mitikka ym. (2003) päättelivätkin muutoksen johtuvan paperi- ja selluteollisuuden päästöjen vähenemisestä.

2.8 Johtokyky

Laaksonen ym. (1973) havaitsivat 1960-luvulla vesien laadun laskua yli 60 % virtavesiä. Pääasiassa nämä muutokset, joita olivat mm. happipitoisuus, johtokyky, alkaliniteetti, pH, väriluku, kokonaisriikki, kloridipitoisuus ja rautapitoisuus, olivat näkyvimmillään keväisin ja syksyisin, jolloin syinä tähän havaittuun muutokseen olivat eroosio- ja valumisvedet. Erityisesti syvännepaikoilla johtokyvyn muutokset olivat merkittävänä tekijänä 36 %:ssa veden laadun heikkenemistä osoittavista trendeistä. Kuitenkin johtokyvyn merkitys vedenlaadun heikkenemisen osoittajana on syvänteissä vähäisempi kuin virtavesipaikoilla.

Vuoksen vesistön virtapaikoilla, kuten myös koko Järvi-Suomessa, veden johtokyky kasvoi kaikilla havaintopaikoilla lähes jokaisena vuodenaikana, ja tämä muutos koski niin likaantuneita kuin vähän muuttuneita vesialueita. Vuoksen vesistön virtapaikoille oli ominaista kloridipitoisuuksien muutos, ja varsinkin alueen itäosissa kasvava suunta oli varsin yleinen. Vuoksen vesistön

syvännepaikoista huomattavin muutos mitattiin vesistön lounaiskulmassa (Laaksonen ym. 1973). Vesistöissä sähkönjohtavuutta lisäävät kationit ja anionit, joista kloridi kuuluu anioneihin (Oravainen 1999). Niillä alueilla missä elektrolyyttejä on yleensä runsaasti, on runsaasti kloridejakin. Kloridien mahdollinen merkittävä esiintyminen sisävesissä johtuu joko meren tai ihmistoimintojen, erityisesti jätevesien vaikutuksesta (Laaksonen 1970).

Kymijoen vesistön virtapaikoilla johtokyky kasvoi lähes kaikilla havaintoasemilla. Kloridipitoisuudet näyttivät pelkästään nousevaa trendiä, ja nämä pitoisuuksien muutokset havaittiin asutuskeskusten lähistöltä. Kymijoen syvännepaikoista mitatuista johtokyvyn muutoksista Päijänteen pohjoispuolisen vesistön syvännepaikoilla havaittiin nouseva trendi. Lisäksi Päijänteen itä- ja eteläpuolisen vesistön syvännepaikoilla havaittiin kaikissa johtokyvyn suurenemista (Laaksonen ym. 1973).

Kokemäenjoen vesistön virtapaikoilla johtokyvyn muutokset olivat kautta linjan kasvua osoittavia. Pyhäjärven pohjoispuolisen vesistön syvänteissä johtokyvyn noususta johtuva veden laadun heikkeneminen näkyi ensisijaisesti melko puhtaina pidetyillä alueilla. Näiden alueiden osalta kloridipitoisuuksissa ei havaittu kasvua, mutta johtokyky kasvoi ja alkaliniteetti pieneni. Vastaavasti Pyhäjärven itäpuolisen vesistön syvännepaikoilla johtokyvyssä näkyi nousua (Laaksonen ym. 1973).

Etelä- ja lounaisrannikon vesistöjen virtapaikoilla havaittiin johtokyvyn osalta kasvua, joskin sisämaata vähemmän. Pohjanmaan rannikon vesistöjen virtapaikoilla johtokyvyssä havaittiin nousua, kun taas kloridipitoisuudet olivat laskevia. Syvännepaikoilta johtokyvyn osalta havaittiin nousua ainoastaan Lappajärvellä (Laaksonen ym. 1973).

Oulujoen ja sen pohjoispuolisten vesistöjen virtapaikoilla tehtiin muutama havainto laskevista johtokyvyistä. Kloridipitoisuuden muutokset olivat harvinaisia, ja yleensäkin Pohjois-Suomen järvisyvänteissä muutokset johtokyvyssä olivat hyvin harvinaisia (Laaksonen ym. 1973).

2.9 Ilmaston muutos ja akvaattiset ekosysteemit

Akvaattiset ekosysteemit ovat erinomaisia ilmaston ja valuma-alueen muutosten näyttäjiä. Kuusisto ym. (1997) selvittivät vesistöjen ja boreaalisen ilmaston ominaisuuksia sekä mahdollisia muutoksia tulevaisuudessa. Kuitenkaan nämä muutokset eivät koske kaikkia eurooppalaisia ilmasto-olosuhteita, vaan ilmastonmuutoksen vaikutukset akvaattisissa ympäristöissä vaihtelevat merkittävästi eri hydrologisilla alueilla, kuten rannikoilla, vuoristoissa, arktisilla ja boreaalisilla järvillä ympäri Eurooppaa.

Boreaalisen alueen jokialueilla Kuusisto ym. (1997) ennustivat talven ajan virtaamien kasvavan ja kesien muuttuvan kuivemmiksi. Monella boreaalisella vyöhykkeellä sijaitsevalla maatalousalueella on suuri määrä orgaanista materiaa. Lämpötilan nousu voi kiihdyttää orgaanisen aineksen hajotustoimintaa ja näin ollen vapauttaa samalla liukoista typpeä. Lisäksi tämä tapahtuisi erityisesti kasvukauden ulkopuolella, jolloin viljelysmaassa ei ole varsinaista kasvipeitettä, ja tämä johtaisi typen häviämiseen maatalousalueilta. Talviajan lumen määrän lasku ja kevättulvien pienentyminen voivat mahdollisesti pienentää keväisen happaman pulssin intensiteettiä. Pidentyneet kesän kuivat kaudet voivat johtaa rikin hapettumiseen ja täten jokien vedet happamoituisivat (Kuusisto ym. 1997).

Boreaalisen alueen järvissä ilmastonmuutoksen huomattavin puoli on jääpeitteisen ajan lyheneminen (Elo ym. 1998, Magnusson ym. 2000). Lyhyempi jääpeitteinen aika voi myös kohentaa talven ja kevään ajan happiolosuhteita järvissä. Kesäaikaan olisi mahdollista tapahtua pidempi ja voimakkaampi kesäajan lämpötilakerrostuneisuus, joka on mahdollisesti haitallinen alusveden laadulle. Tässä tapauksessa täytyy myös huomioida tuulen nopeudet, joita on tutkittu Ruotsissa ja tuulen nopeuksissa vuosina 1956-2013 onkin havaittu laskua nousun sijaan (Lorenzo ym. 2016).

Kuusisto ym. (1997) toteavat veden laadun olevan suurelta osin huuhtouman määrittämää, ja ilmastonmuutoksen seurauksena huuhtouman määrä ja eutrofikaatio tulevat mahdollisesti lisääntymään entisestään. Hapoherkillä järvillä

lisääntynyt typen huuhtouma voi aiheuttaa häiriöitä jo tapahtuneeseen positiiviseen muutokseen, joka taas on seurausta rikin päästöjen vähenemisestä (Kuusisto ym. 1997).

Maatalousalueilla sijaitsevilla järvissä kasviplanktonin tuotanto voi lisääntyä. Tämä on taas seurausta pidemmästä kasvukaudesta, korkeammista ravinnekuormituksista ja korkeammista CO₂-kuormituksista (Kuusisto ym. 1997).

Suomessa on erilaisia kosteikoita ja soita yhteensä yli 11 miljoonaa hehtaaria. Alle puolet tästä pinta-alasta on luonnontilaisena loppujen ollessa ojitettuna (Kuusisto ym. 1997, Hildén ym. 2005). Turvemaat toimivat varastona orgaaniselle hiilelle ja myös muuttavat osan varastoimastaan hiilidioksidista metaaniksi. Suurin osa Suomen metaanipäästöistä tulee turvemailta (Kuusisto ym. 1997, Huttunen ym. 2003). Ilmastonmuutoksen johdosta ilmasto lämpiää, mikä puolestaan lisää haihdunnan määrää ja näin ollen laskee turvemaiden vedenpintaa, kiihdyttäen hajotustoimintaa ja vapauttaen lisää hiilidioksidia ilmakehään (Kuusisto ym. 1997).

2.10 Vesien tummumisen tärkeimmät tunnetut aiheuttajat: orgaaninen hiili ja rauta

Kaksi suurinta vesien tummumiseen vaikuttavaa tekijää ovat liennut orgaaninen hiili (DOC) ja rauta. Kritzberg & Ekstrom (2012) huomasivat tutkimuksessaan, kuinka veden väriluku korreloi voimakkaasti kemiallisen hapenkulutuksen (COD) ja rautapitoisuuden kanssa, ja lisäksi veden väri lisääntyi enemmän kuin kemiallinen hapenkulutus tai kokonaishiilen (TOC) pitoisuus. Tämän seurauksena Kritzberg & Ekstrom (2012), sekä myöhemmin Weyhenmeyer ym. (2014) totesivat, että pelkkä orgaanisen aineksen esiintyminen ei itsessään selitä veden väriluvun muutosta eri vesistöissä. Kortelainen ym. (2006) puolestaan totesivat turvemaan määrän valuma-alueella vaikuttavan TOC:n ja raudan pitoisuuteen vedessä. Raudan lisäksi myös muilla metalleilla (mm. alumiini, lyijy, vanadiini), joilla on taipumus sitoutua orgaaniseen ainekseen, on myös vahva yhteys DOC:n kanssa, vaihdellen maaperätyypistä riippuen (Landre ym. 2009).

Jokaisella vesistöllä on oma valuma-alueensa, jolta vesistöön päätyy ravinteita sekä orgaanista ja ei-orgaanista ainesta. Valuma-alueen koko ei näytä vaikuttavan vesistöön huuhtoutuneen raudan pitoisuuteen (Maranger ym. 2006), mutta valuma-alueen maaperällä oli vaikutusta rautapitoisuuksiin siten, että turvemaissa ja podsolimaissa oli matalampi rautapitoisuuden keskiarvo kuin kosteikkomaissa (Neal ym. 2008). Neal ym. (2008) havaitsivat myös valuma-alueen koon vaikuttavan rautapitoisuuksien keskiarvoihin podsoli- ja turvemailla siten, että valuma-alueen ollessa suurempi myös rautapitoisuuden keskiarvot nousivat. Suurimmat rautapitoisuudet havaittiin valumaa-alueilla, jotka sijaitsivat kosteikkomailla (Neal ym. 2008).

Valunnan mukana vesistöihin päätyy kiintoainesta. Valunnan määrä riippuu, paitsi sadannan määrästä, niin myös turvemaiden osuudesta (Laudon ym. 2007). Oni ym. (2013) totesivat, että suurin DOC-huuhtouma tuli kosteikkovaltaisilta valuma-alueilta ja pienin metsämaavaltaisilta alueilta. Tyypillisellä boreaalisella valuma-alueella, josta 10–20% on kosteikkoa, vesistöihin päätyvä DOC tulee pääasiassa näiltä kosteikkoalueilta pienen virtaaman aikana, kun taas suuremman virtaaman aikaan suurin DOC:n lähde on metsäinen valuma-alue (Laundon ym. 2011). Tämän lisäksi sekä valunta että sadanta vaikuttavat DOC:in määrään vesistöissä (Hesslein ym. 2009). Dillon & Molot (2005), Weyhenmeyer ym. (2014) totesivat maalta vesistöihin tulevan DOC:in ja raudan korreloivan usein. Tämän lisäksi puuston hakkuiden määrä vaikutti vesistöihin huuhtoutuvan raudan määrään siten, että hakkuiden jälkeen oli huomattavissa rautapitoisuuksien nousua (Neal ym. 2008).

Vesistöille voidaan antaa väriluku kuvaamaan veden tummuuden astetta. Bade ym. (2007) sovelsivat tutkimuksessaan isotooppianalyysiä jäljittääkseen orgaanisen hiilen kiertoa, ja tuloksista he huomasivat alhaisen väriluvun järvissä $\delta^{13}\text{C}$ -DOC:n arvojen olevan lähes samoja kuin korkean väriluvun järvissä. Korkean väriluvun järvissä $\delta^{13}\text{C}$ -DOC arvot olivat lähes identtiset valuma-alueen arvojen kanssa, mikä viittaisi maa-aineksen suureen määrään valunnassa. Alhaisten $\delta^{13}\text{C}$ -DOC arvojen järvissä $\delta^{13}\text{C}$ -DOC variaatio oli suurempaa viitaten useampaan DOC-lähteeseen (Bade ym. 2007). DOC ja veden väriluku ovat selvästi yhteydessä toisiinsa, mutta

veden pH ei ole yhteydessä DOC:n määrään (Pace ym. 2002). Veteen liuennut rauta lisää auringonvalon absorbaatiota ja lisää näin veden tummuutta. Humusjärville tehty tutkimus (Maloney ym. 2005) selvitti DOC:in sitoutuneen raudan olevan suuri syy UV-säteilyn absorboitumiseen pelkän DOC:in sijaan.

2.11 Muita tummumiseen vaikuttavia tekijöitä

Vaikka liuennut orgaaninen hiili ja rauta ovatkin pääasialliset vesien tummuutta aiheuttavat tekijät, on taustalla usein muitakin ilmiöitä. Muutokset näissä taustavaikuttajissa aiheuttavat usein ilmiöitä, jotka joko voimistavat tai heikentävät vesistöjen tummumista.

2.11.1 Sadanta ja lämpötila

Vuosittaiset vaihtelut sadannassa aiheuttavat myös vaihtelua vesistöihin huuhtoutuvan DOC:n määrissä (Chow ym. 2007, Hesslein ym. 2009). Suomessa toteutettu tutkimus Valkea-Kotisella (Vuorenmaa ym. 2014) osoitti veden värin ja DOC-pitoisuuden nousseen samanaikaisesti. Cioffi ym. (2015) tekemä tutkimus vahvistaa yleisen mielipiteen siitä, että Pohjois-Atlantin oskillaatio (NAO) vaikuttaa suurella osalla Eurooppaa talviaikaiseen sadantaan. Kun NAO-indeksi on positiivinen Skandinaviassa sataa normaalia enemmän (Salinger 2005). Hurrell (1995) tarkkaili tutkimuksessaan Amblesiden aluetta Isossa-Britanniassa, ja erityisesti talven ajan lämpötila ja sademäärä on alueella noussut. Tästä huolimatta sadannan lisääntyminen ei ole samanlaista kaikkialla (Hulme ym. 1998). Kuitenkin yksi asia on muuttunut samanaikaisesti. Viimeisen tuhannen vuoden aikana lämpötila on noussut jyrkästi viimeisen sadan vuoden aikana (Salinger 2005).

Tulevaisuudessa ilmastonmuutos aiheuttaa muutoksia säässä. Räisäsen ym. (2004) tekemien simulaatioiden mukaan sadanta lisääntyy Pohjois- ja Keski-Euroopassa talviaikaan ja vuosittaisen sadannan keskiarvo nousee Pohjois-Euroopassa. Tämän seurauksena vesistöihin huuhtoutuu enemmän orgaanista ainesta ja tummuminen kiihtyy.

2.11.2 Maaperän happamuus

Sarkkola ym. (2013) arvioivat tutkimuksessaan, että myöhäissyksyn ja alkutalven kohonnut lämpötila ja sadanta olisivat lisänneet hapettomia olosuhteita ennen hapekkaissa maa-aineksissa. Tämä olisi aiheuttanut muutoksen, jonka seurauksena happiolosuhteet ovat erilaiset kuin 20–30 vuotta sitten. Pitkän aikavälin muutokset liuenneen orgaanisen hiilen osalta olivat samanlaisia lisääntyneen lämpötilan ja liuenneen rautapitoisuuden kanssa, kun vastaavasti sulfaatti- ja nitraattipitoisuudet laskivat samalla ajanjaksolla (Knorr 2013).

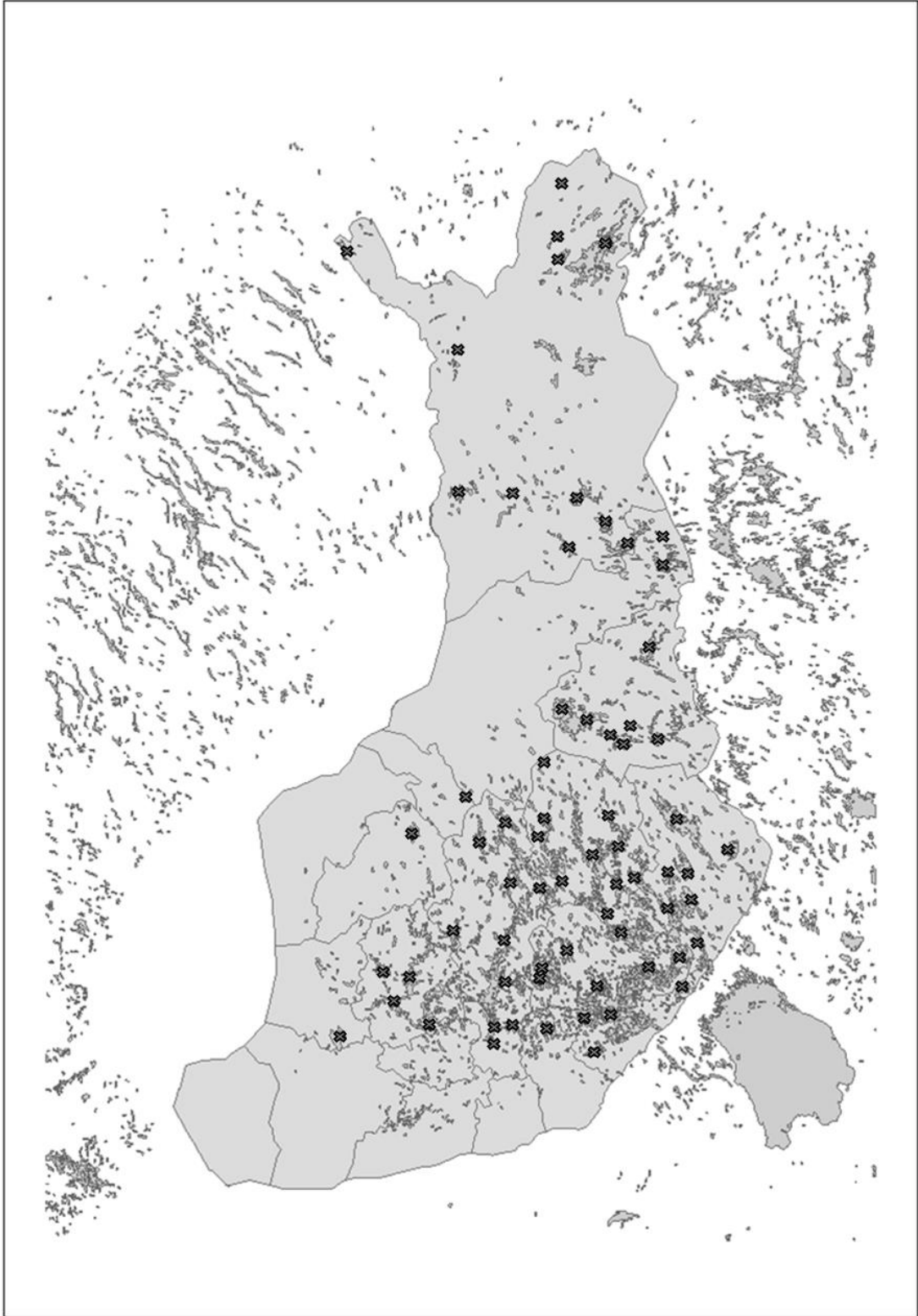
Hapan maaperä sitoo rautaa itseensä tehokkaasti ja vastaavasti pH:n nousu aiheuttaa raudan vapautumista (Nawaz ym. 2013). Buettner ym. (2014) tutkivat hapettomien olosuhteiden vaikutusta pH:n, johtokykyyn ja pelkistyspotentiaaliin, ja tuloksista näkyi nousua pH:ssa ja johtokyvyssä, kun taas pelkistyspotentiaali oli laskenut. Vastaavasti D'Angelo & Reddy (2003) havaitsivat aerobisen maaperän olevan happamampaa kuin anaerobisen, ja tämä ero johtui hapetettavissa olevien aineiden määrästä. Ekstrom ym. (2011) tukevat käsitystä, että maaperän happamuuden lasku on syynä pintavesien tummumiseen. Hapettomat olosuhteet vesistöissä aiheuttavat muutoksia hapetus pelkistysreaktioissa, jonka seurauksena rauta³ muuttaa muotoaan helpommin liukenevaan rauta²-muotoon (Maloney ym. 2005). Vastaavasti rauta²:n hapettuminen rauta³ muotoon lisää maan happamuutta ja nostaa merkitsevästi DOC:n määrää (Hall ym. 2013). Toisin kuin helpommin irtoava rauta²-ioni, rauta³-ioni sitoutuu voimakkaasti humukseen (Erlandsson ym. 2008).

Vesiin huuhtoutuva orgaaninen materia on laadultaan erilaista, sillä sen sisältämän liuenneen orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuus voi vaihdella, ja kuten Kritzberg & Ekstrom (2012) totesivat, voi veden värin lisääntyminen johtua näistä muutoksista orgaanisen materian laadussa, kuin pelkästään orgaanisen aineksen määrästä. Happamassa maaperässä liennut orgaaninen materia (DOM) on hydrofobista, ja siis vaikeammin muutettavissa liukoiseksi (Ekstrom ym. 2011). Erlandsson ym. (2008) toivat ilmi orgaanisen materian määrän lisääntymisen ja riippuvuuden vesistön alkuperäisestä SO_4^{2-} tasosta. Myös Haaland ym. (2010) tuovat ilmi

järvivesien värin ja vuosittaisen värillisen orgaanisen materian (CDOM) vaihtelun riippuvuuden sulfaatti- ja kloridikonsentraatiosta sadevedessä ja määrässä.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

Aineisto koostui 68:sta järvestä (liite 1), joiden tiedot poimittiin HERTTA-järvitietokannasta. Pääpaino aineiston keruussa oli suurilla järvillä, sekä niillä järvillä, joihin kohdistuu voimakas ihmistoiminta. Jotta saataisiin kattava kuvaus koko Suomesta, poimittiin mukaan pienempiä järviä erityisesti Pohjois-Suomesta (Kuva 1). Aineisto käsitti mittausvuodet 1962–2015. Aineistossa esiintyvän mahdollisen taustakohinan vaimentamiseksi jokaisen järven aineistosta valittiin mukaan talven aikaiset mittaustulokset (1.12.–30.4), eli havainnot, jolloin järviä peittää jääkansi. Tämän lisäksi mittaustulosten tuli olla tehtynä välivedessä eli noin puolivälissä järven syvyyttä tai lähin vastaava syvyys. Mikäli välivedestä oli useita mittauksia, valittiin mukaan kaikki mittaustulokset. Jos taas välivedestä tehty mittaustulos käsitti vain muutaman tarkasteltavan muuttujan, valittiin aineistosta myös seuraavaksi lähin mittaussyvyys, josta oli tehty kattavampi mittaus. Järvien väliset etäisyydet määritettiin järvien keskipisteiden metrinen koordinaattien perusteella ja näiden avulla järvien välille laskettiin pohjoinen–etelä-, itä–länsi- ja kokonaisetäisyydet.



Kuva 1. Tutkimukseen valikoidut järvet

3.1 Tutkimukseen valitut muuttujat

Aineistosta mukaan valitut muuttujat olivat alkaliniteetti, liukoisen hapen pitoisuus, hapen kyllästysaste, pH, lämpötila, kokonaisfosforipitoisuus, kokonaistyyppipitoisuus, nitriittipitoisuus, nitraatti typpinä, fosfaattipitoisuus, rautapitoisuus, raudan hajotus, sameus, sähkönjohtokyky, väriluku ja ammoniumpitoisuus. Nitriitti ja nitraatti on aineistossa yhdistetty yhdeksi muuttujaksi, nitriittinitraatiksi. Rautapitoisuus ja raudan hajotus on tässä aineistossa yhdistetty yhdeksi muuttujaksi. Rautapitoisuutta mitattiin järvissä pääasiassa 1980-luvun lopulle ja 1990-luvun alkuun, jonka jälkeen mitattu rauta ilmoitettiin raudan hajotuksena. Raudan hajotuksen ja rautapitoisuuden todettiin kuitenkin olevan vertailukelpoisia keskenään.

3.2 Järvien aikasarjojen vertailu

Kaikkia järviä verrattiin keskenään jokaisen muuttujan suhteen. Vertailuun otettiin mukaan kaikki järviparit, joilla oli vähintään kymmenen yhteistä mittausvuotta ja viimeisin yhteinen mittausvuosi oli 2005 tai myöhäisempi. Järvien välistä saman mittausmuuttujan ajallisen vaihtelun korrelaatiota varten jokaiselle mukaan otetulle järviparille laskettiin Pearsonin korrelaatiokerroin kullekin muuttujalle yhteisten mittausvuosien havaintoja käyttäen. Tällöin jokaista muuttujaa kohden oli kolme kuvaa. Tämän jälkeen jokaiseen kuvaan sovitettiin LOESS-kuvaaja (smoothness = 75 %).

3.3 Väriluvun regressiomallinnus ja aikasarjojen lopputrendien laskeminen

Vesistöjen tummumista tarkasteltaessa sovitettiin lineaarinen regressiomalli, jossa värilukua selitettiin raudalla ja kemiallisella hapen kulutuksella (COD). Malliin otettiin mukaan kaikki havainnot ja tätä varten muokattiin väriluvusta ja COD:sta logaritmiset muunnokset ja yhdistetystä raudanhajotuksesta luotiin $\log(\text{arvo}+1)$ -muunnos, jotta nollatuloksetkin saatiin pidettyä mukana. Jotta olisi mahdollista tutkia, kuinka hyvin veden väriluvun muutosta voitiin aineistossa selittää COD:lla ja rautapitoisuudella, jouduin aluksi yhdistämään aineiston kaksi eri mitattua

rautapitoisuutta (Raudan määrä, raudan hajotus) yhdeksi muuttujaksi, raudan hajotukseksi. Nämä kaksi mitattua muuttujaa olivat vertailukelpoisia keskenään ja siksi ne saatettiin yhdistää.

Aikasarjojen lopputrendi jokaiselle muuttujalle laskettiin vuoden 2005 tai lähimmän tätä myöhäisemmän vuoden sekä viimeisimmän havaintovuoden välille kaavalla $(\text{LoppuLoessArvo} - \text{AlkuLoessArvo}) / (\text{LoppuVuosi} - \text{AlkuVuosi})$.

4 TULOKSET

4.1 Yleistä

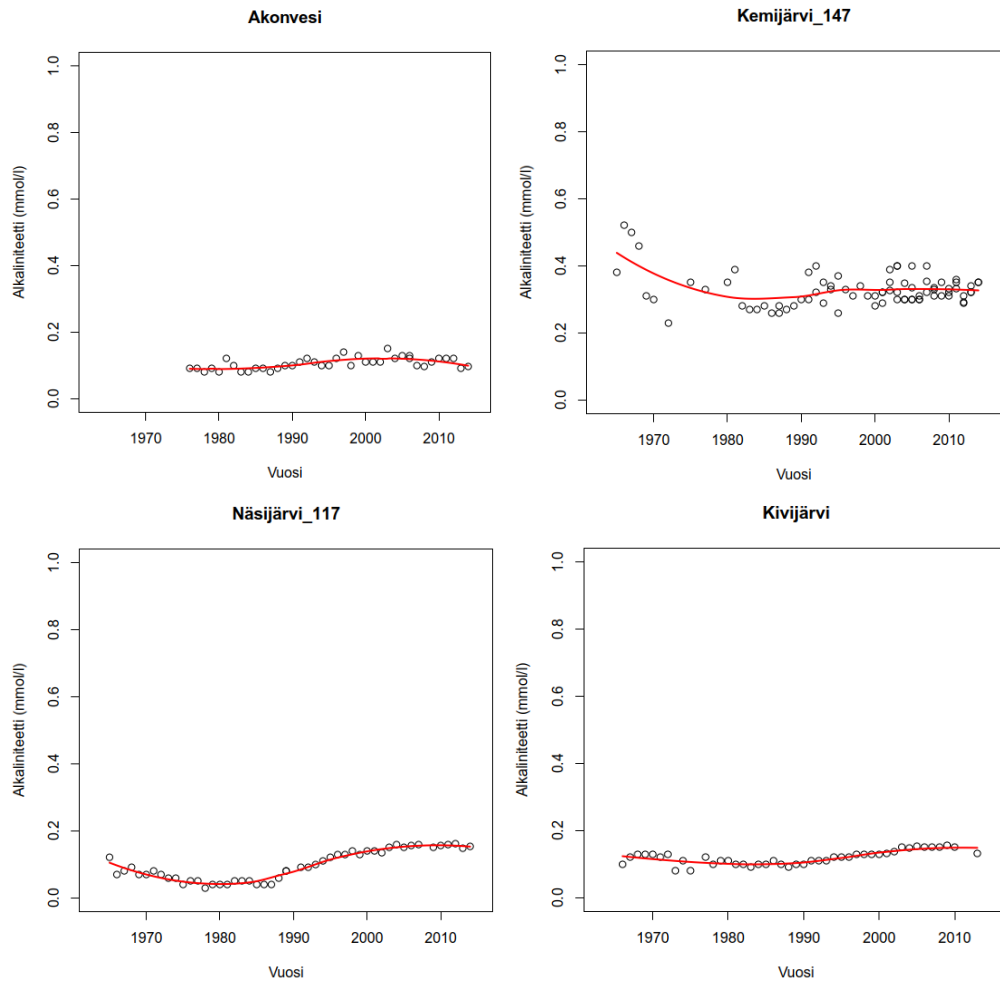
Useilla muuttujilla oli havaittavissa muutosten vahvaa samanaikaisuutta ja -suuntaisuutta järvien välisten etäisyyksien ollessa lyhyitä pohjoinen–etelä-suunnassa. Etäisyyden kasvaessa samanaikaisuus ja -suuntaisuus laski useilla muuttujilla niin, että se viimein hävisi. Joillakin muuttujilla vedenlaadun muutoksista tuli päinvastaisia etäisyyden kasvaessa ja samanaikaisuuden säilyessä. Lähes kaikkien muuttujien aikasarjat ilmentävät muutosten yleistä samanaikaisuutta itä–länsi-suunnassa, eikä selkeitä samanaikaisuutta kuvaavia etäisyyksiä syntynyt. Pohjoinen–etelä-suunnassa muutosten samanaikaisuus ja -suuntaisuus oli tyypillistä noin 150–800 km:n asti. Tämän jälkeen samanaikaisuus hävisi tai muutosten suunta saattoi muuttua päinvastaiseksi. Useimmilla muuttujilla pohjoinen–etelä-suuntainen muutos mallinsi hyvin myös kokonaisetäisyyden muutosta.

Muutosta kuvaava aikasarjojen korrelaation LOESS-kuvaaja kulki lähes kaikilla muuttujilla 0,5:n ja -0,5:n välillä, tosin poikkeuksiakin löytyi. Suurimmat Pearsonin korrelaatiokertoimen LOESS-arvot havaittiin alkaliniteetilla, jonka korrelaatio vaihteli 0,3:n ja lähes 1:n välillä. Järvien välisten muuttujien aikasarjojen korrelaatiot saattoivat olla täysin päinvastaisia, vaikka järvien välinen etäisyys olisi vain muutama tai muutama kymmenen kilometriä. Näissä tapauksissa saattaa olla kyseessä esimerkiksi lähellä toisiaan, mutta eri valuma-alueilla sijaitsevat järvet.

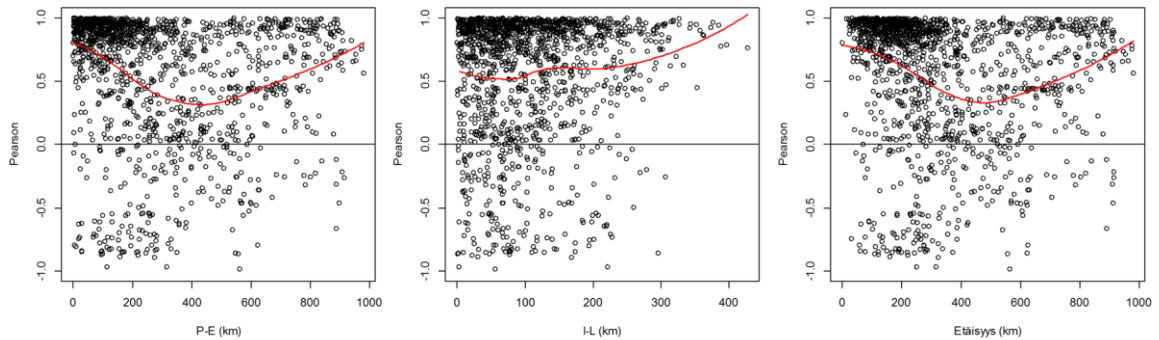
Esimerkiksi Ylikitka ja Kemijärvi, joista toinen sijaitsee Kemijoen ja toinen Koutajoen vesistöissä ja joiden välinen etäisyys on noin 70 km, ilmentävät suurelta osin erilaista COD:n muutosta.

4.2 Alkaliniteetti

Alkaliniteetti laski 1960-luvulta aina 1980-luvun alkuun asti, jonka jälkeen on havaittavissa selkeä nouseva trendi lähes kaikilla järvillä ja vain hyvin harvalla järvellä alkaliniteetin pitoisuudet laskivat (Kuva 2). Alkaliniteetin arvot näyttävät tasaantuneen 2000-luvun lopulla. Yleisesti alkaliniteetin taso järvissä on 0,1 ja 0,2 mmol/l välillä. Järvistä 44:llä alkaliniteettipitoisuuden suurin mittausarvo havaittiin vuosien 1970 ja 1989 välillä ja vastaavasi maksimi vuosien 2000 ja 2015 välillä. Erityisen selvästi erottuu vuosien 1980 ja 1990 välinen jakso, sillä useimmilla järvillä alkaliniteetti on alkanut nousta juuri tällä välillä ja korkeimmillaan se näyttäisi olevan 2000-luvun lopulla, kuitenkin ennen viimeisimpiä mittausvuosia, sillä osalla järvistä näyttäisi alkaliniteetin nousu tasaantuneen tai kääntyneen jopa hienoiseen laskuun 2010-luvulla. Alkaliniteetin viimeaikainen trendi oli 22:lla järvellä laskeva, kun taas 32:lla järvellä se oli nouseva.



Kuva 2. Alkaliniteetin tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea. Itä-Suomi (Akonvesi), Pohjois-Suomi (Kemijärvi), Länsi-Suomi (Näsijärvi) ja Etelä-Suomi (Kivijärvi).

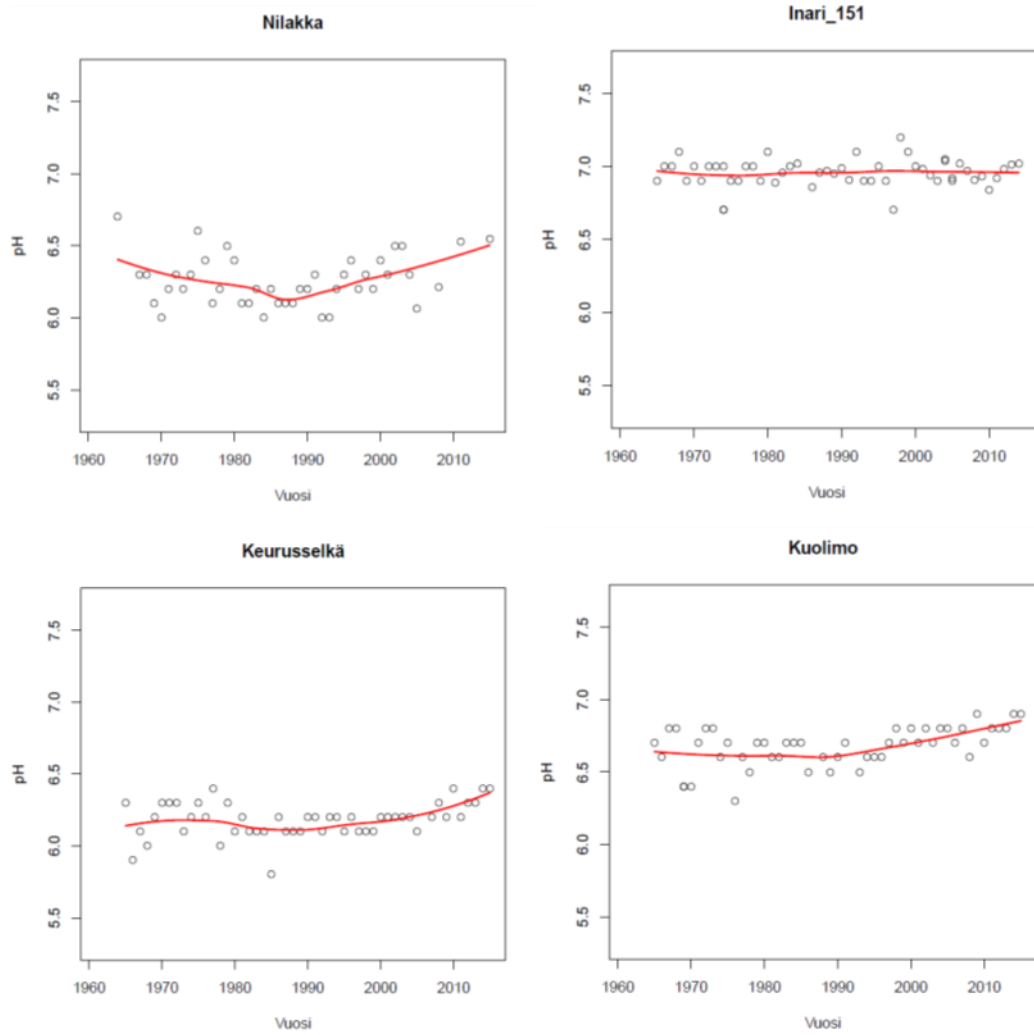


Kuva 3. Alkaliniteetin muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä. Vasemmalla pohjoinen-etelä- (P-E), keskellä itä-länsi- (I-L) ja oikealla kokonaisetäisyys (Etäisyys).

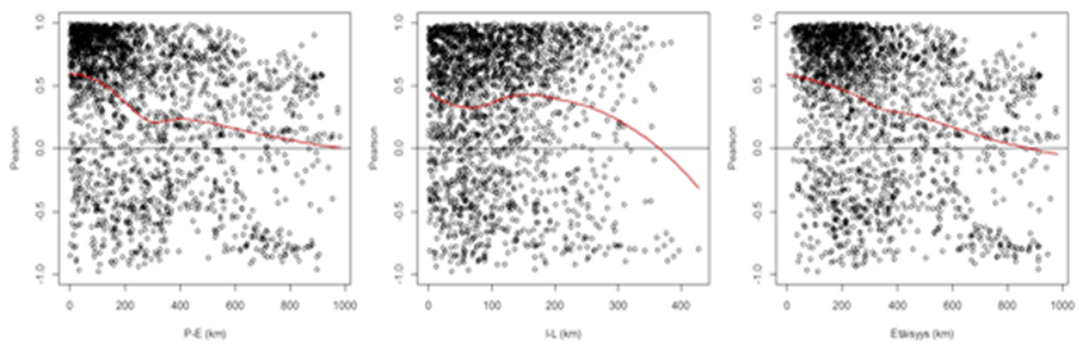
Alkaliniteetin muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia koko maassa (Kuva 3). Itä-länsi-suunnassa muutokset ovat samansuuntaisia ja -aikaisia voimistuen etäisyyden kasvaessa. Pohjoinen-etelä- ja kokonaisetäisyyden kohdalla samanaikaisuus ja -suuntaisuus laskee noin 500 km asti voimistuen tämän jälkeen etäisyyden kasvaessa

4.3 pH

pH:n osalta on havaittavissa selvä trendi koko maan laajuisesti. pH laski 1980- ja 1990-luvulle asti, jonka jälkeen pH on alkanut nousta lähes poikkeuksetta kaikissa järvissä (Kuva 4). Suomen järvien vesi on yleisesti lievästi hapanta pH:n ollessa 6 ja 7 välillä. Joillakin Pohjois- ja Itä-Suomen järvillä pH on kääntynyt uudelleen laskuun 2010-luvulla. Keski-Suomessa Päijänne on tällainen järvi. Paikallista pH:n laskua on havaittavissa myös joillakin järvillä Kuopion alueella 2000-luvulla. Suurimmassa osassa järvistä (52 kpl) mitattiin pienin pH-arvo vuosien 1965 ja 1989 välillä. Yli puolessa järvistä (38 kpl) mitattiin pH:n maksimiarvo vuosien 1990 ja 2015 välillä. pH:n viimeaikainen trendi oli 17:sta järvellä laskeva ja 47:llä järvellä nouseva.



Kuva 4. Happamuuden tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.

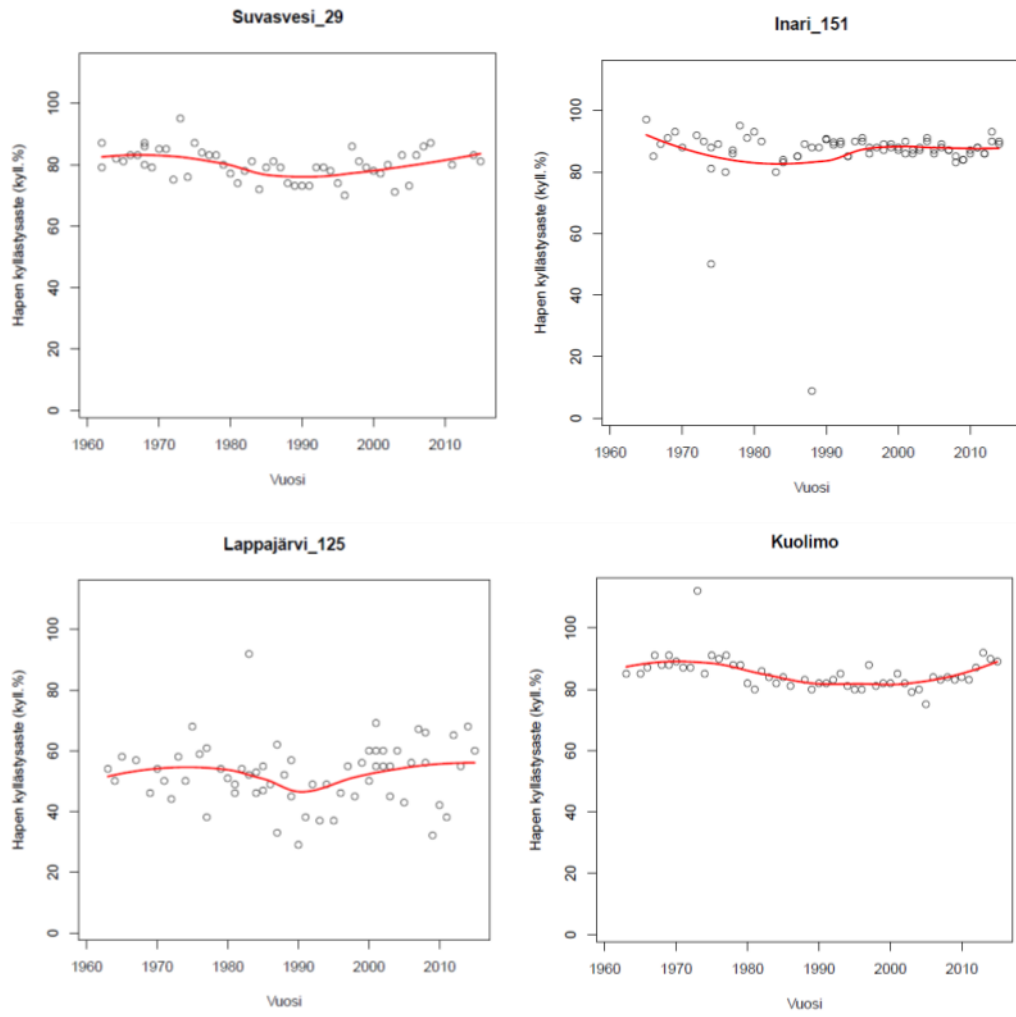


Kuva 5. Happamuuden samanaikaisuuden muutosta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

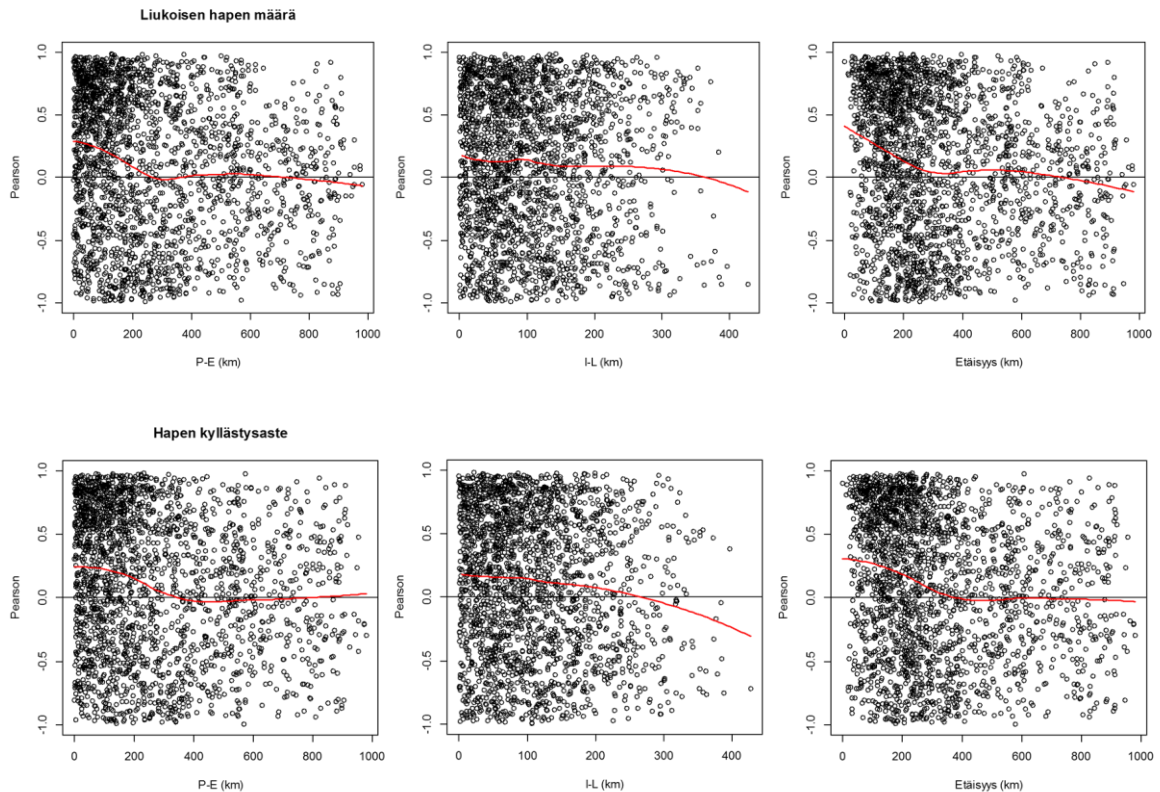
pH:n osalta muutosten samanaikaisuus ja -suuntaisuus heikkeni etäisyyden kasvaessa pohjoinen–etelä- ja kokonaisetäisyydellä (Kuva 5). Lähellä toisiaan olevat järvet ilmentävät voimakkainta muutosten samanaikaisuutta ja -suuntaisuutta. Itä-länsi-suunnassa samanaikaisuus ja muutosten samansuuntaisuus ulottuvat karkeasti koko Suomen leveydelle. Tämän jälkeen samanaikaisuus ja -suuntaisuus laskevat etäisyyden kasvaessa ja yli 350 km:n etäisyyksillä muutokset ovat jo päinvastaisia.

4.4 Hapen kyllästysaste

Hapen kyllästysasteella on usein nähtävissä aaltomainen muutos, jossa kyllästysaste on noussut 1970-luvulle asti, jonka jälkeen kyllästysaste on laskenut. Hapen kyllästysaste kääntyi uuteen nousuun 1990-luvulla tai 2000-luvun alussa. Kyllästysaste oli usein alimmillaan 1980-luvun lopulla tai 1990-luvun alussa (Kuva 6). Yksittäisillä järvillä hapen kyllästysasteessa voi olla suurtakin vaihtelua vuosien välillä, joka selittynee paikallisilla ilmiöillä. Hapen kyllästysasteen mitatut minimi- ja maksimivuodet ovat jakautuneet tasaisesti aikasarjoille, eikä selviä eroja eri vuosikymmenien välillä ole havaittavissa. Hapen kyllästysaste on yleisesti noussut viime vuosina, mutta joillakin järvillä on havaittavissa laskua. Erityisen selvänä lasku näkyy Lestijärvellä, joka sijaitsee Pohjanmaalla. Hapen kyllästysasteen viimeaikainen trendi oli 19:sta järvellä laskeva, kun taas 48:lla järvellä se oli nouseva.



Kuva 6. Hapen kyllästysasteen tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.



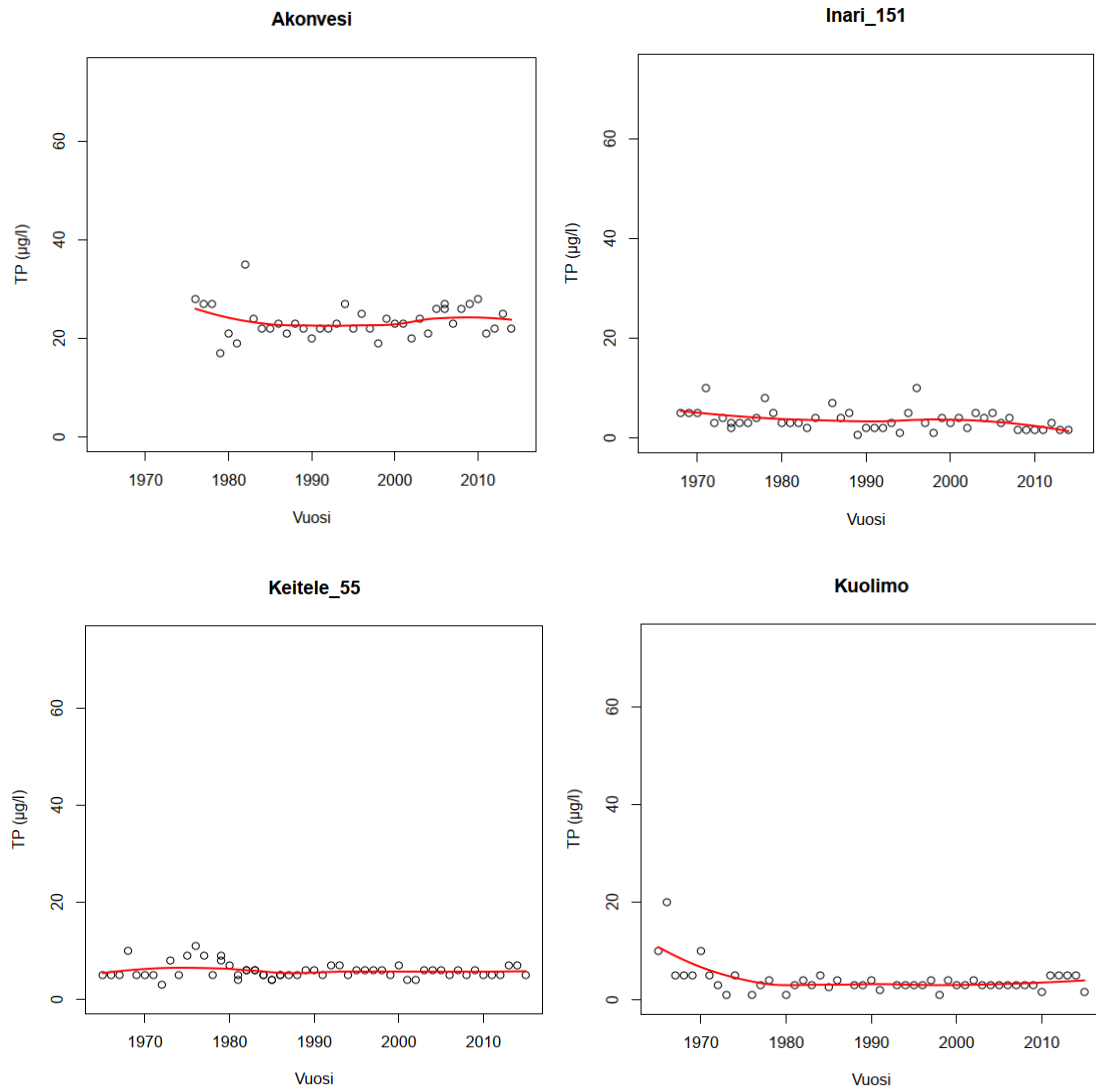
Kuva 7. Hapen kyllästysasteen ja liukoisen hapen määrän muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

Hapen kyllästysasteen ja liukoisen hapen määrällä samanaikaisuus ja -suuntaisuus rajoittuu noin 300 km:n säteelle pohjoinen-etelä- ja kokonaisetäisyydellä, jonka jälkeen muutosten samanaikaisuus käytännössä häviää (Kuva 7). Itä-länsi-suunnassa hapen kyllästysasteella muutokset ovat samanaikaisia noin 250 km:n etäisyydelle. Vastaavasti liukoisen hapen määrällä samanaikaisuus ulottuu itä-länsi-suunnassa hieman pitemmälle, noin 350 km:n päähän, mutta käytännössä näillä ei ole varsinaista eroa.

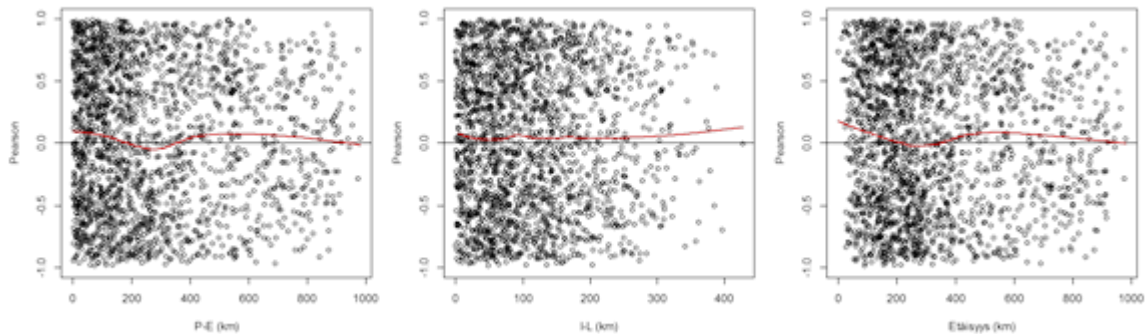
4.5 Kokonaisfosfori

Kokonaisfosforipitoisuuksissa on havaittavissa laskeva trendi useilla järvillä. Fosforin lähtötaso näyttää olevan hieman korkeampi 1960-luvulla, mutta laskee yleensä 1970-luvulle tultaessa ja pysyy sitten melko muuttumattomana (Kuva 8).

Harvalla järvellä fosforipitoisuus on noussut 2000-luvulla. Tällaisia järviä ovat mm. Lappajärvi, Lestijärvi ja Simpelejärvi.



Kuva 8. Kokonaisfosforipitoisuuden tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.

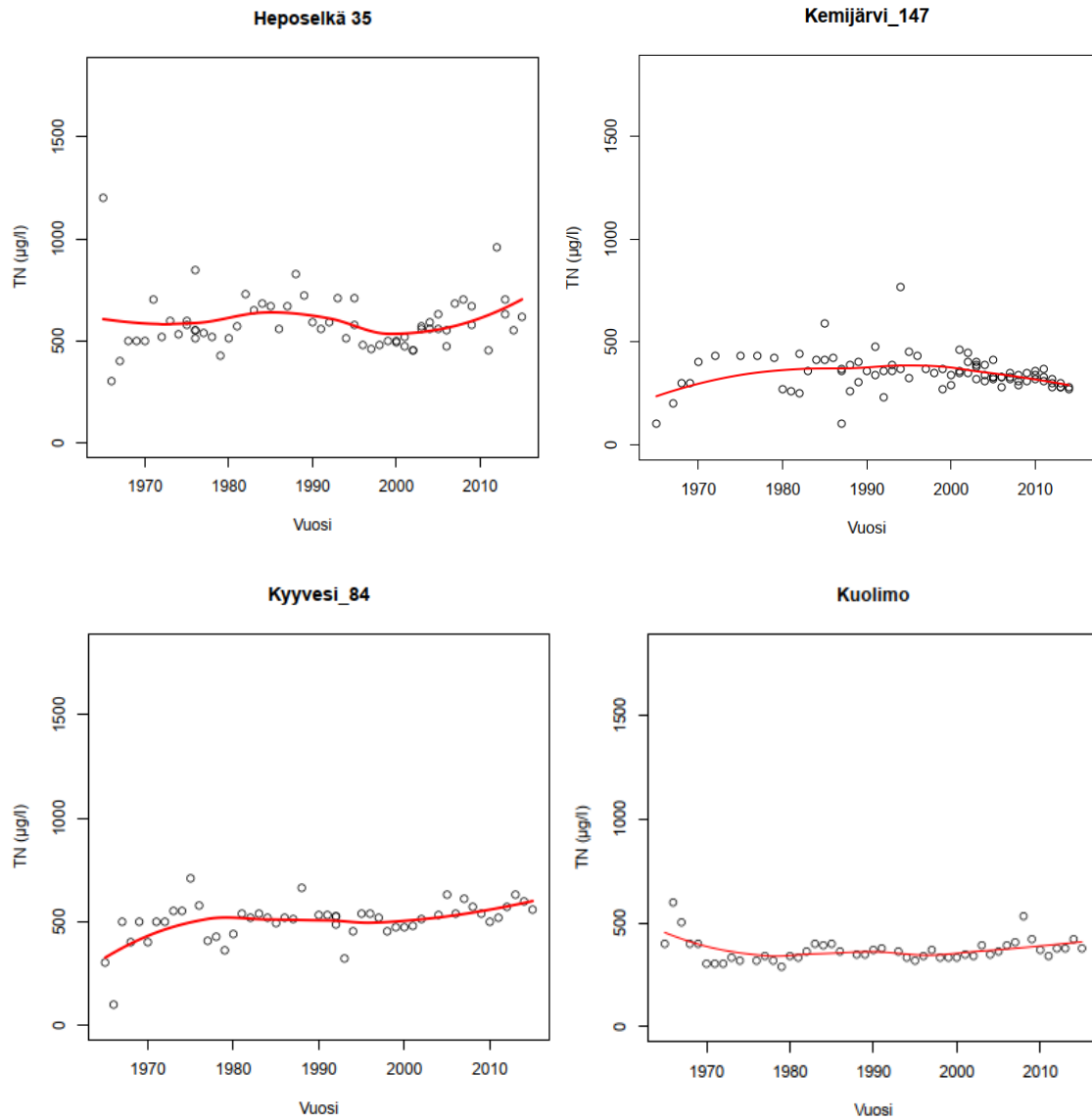


Kuva 9. Kokonaisfosforipitoisuuden (TP) muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

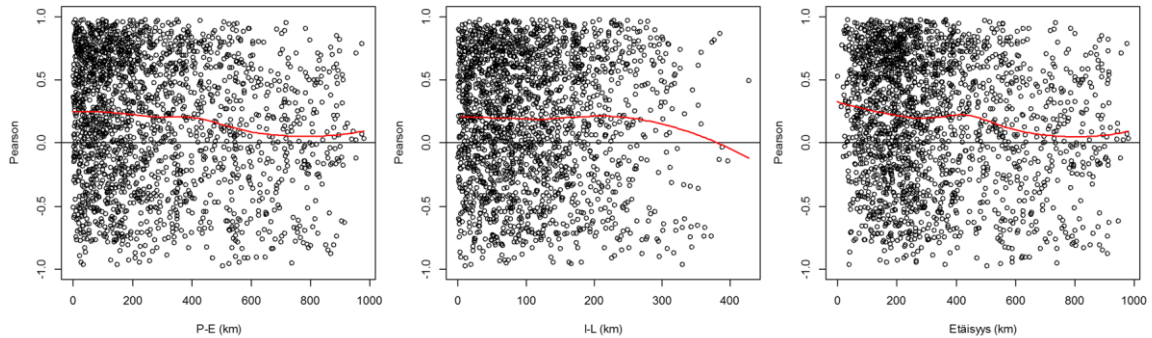
Kokonaisfosforipitoisuuden muutokset ovat yleisesti melko paikallisia (Kuva 9). Erittäin lievä samanaikaisuus ja muutosten samansuuntaisuus ulottuvat pohjoinen-etelä- ja kokonaisetäisyydellä noin 200 km etäisyydelle, mutta ottaen huomioon heikon korrelaation, niin tulokset vaikuttavat olevan lähinnä satunnaisvaihtelua. Itä-länsi-suunnassa kokonaisfosforin muutokset eivät ole käytännössä lainkaan samanaikaisia ja -suuntaisia millään etäisyyksillä. Kokonaisfosforin viimeaikainen trendi oli 31:llä järvellä laskeva ja 33:lla järvellä nouseva.

4.6 Kokonaistyyppi

Kokonaistyyppipitoisuuden osalta voidaan havaita pitoisuuksien hienoista nousua koko maassa 1960-luvulta lähtien. Typen osalta huomionarvoisin ajankohta on yleisesti 1990- ja 2000-luvun alku, jolloin useilla järvillä näyttää alkaneen tyyppipitoisuuden nousu joko lievänä tai voimakkaampana (Kuva 10). Etelä-Suomessa tyyppipitoisuuksissa on hienoista nousua 1990–2000-lukujen vaiheilla, kun taas Pohjois-Suomessa vastaavasti tyyppipitoisuuksissa havaitaan usein laskua. Kokonaistypen osalta pitoisuudet olivat keskimääräisesti pienimpiä Pohjois- ja Itä-Suomessa ja suurempia Länsi- ja Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa määrät olivat keskiarvoisesti yleisimmin 300 µg/l, idässä noin 400 µg/l, lännessä noin 500 µg/l ja etelässä 500 – 600 µg/l.



Kuva 10. Kokonaistyyppipitoisuuden (TN) tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.



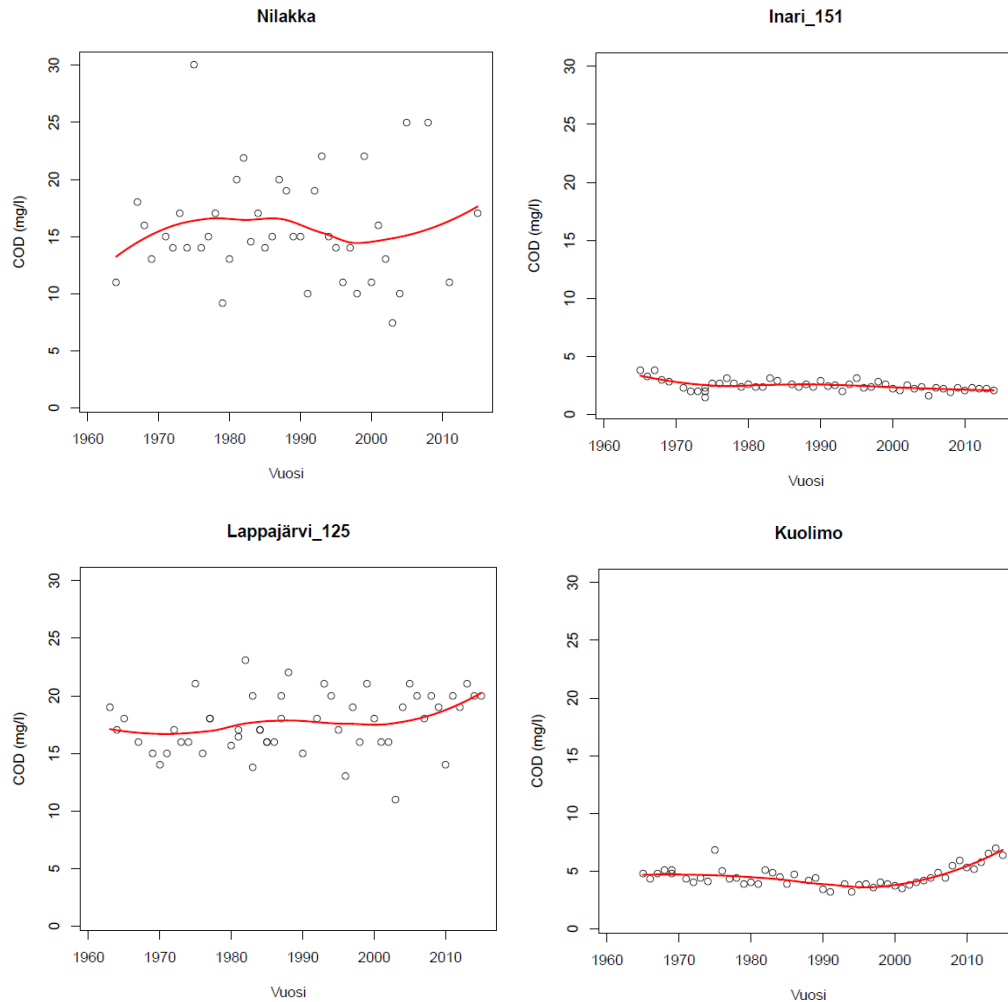
Kuva 11. Kokonaistyyppipitoisuuden (TN) muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

Kokonaistyyppipitoisuuden osalta muutokset pohjoinen–etelä- ja kokonaisetäisyydellä ovat samanaikaisia ja -suuntaisia lähes kaikilla järvillä (Kuva 11). Muutosten samanaikaisuus ja -suunta pienenevät 500 km:n kohdalla, korrelaation muuttuessa niin pieneksi, että se voidaan jo lukea satunnaisvaihteluksi. Itä–länsi-suunnassa muutokset ovat samansuuntaisia ja -aikaisia lähes koko Suomen leveydeltä. Kokonaistyyppipitoisuuden viimeaikainen trendi oli 14:sta järvellä laskeva ja 50:llä järvellä nouseva.

4.7 Kemiallinen hapenkulutus

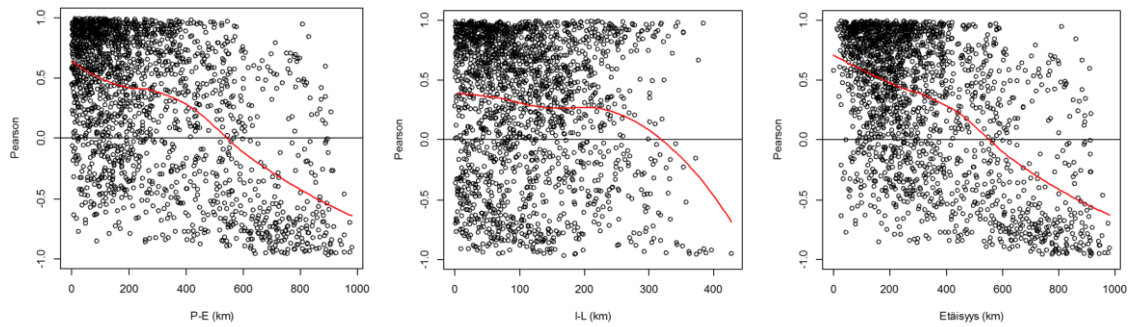
Kemiallinen hapenkulutus (COD) on ollut usealla järvellä suurta 1960-luvulla, jonka jälkeen se on alkanut laskea. Joillakin järvillä COD:n lähtötaso on ollut alempana 1960-luvulla, mutta on noussut tämän jälkeen (Kuva 12). Nämä järvet sijaitsevat Itä- ja Länsi-Suomessa sekä yksi Pohjois-Suomessa. Usealla järvellä COD on lähtenyt uudelleen nousuun 1990-luvulla tai hieman sen jälkeen. Siihen saakka trendi on järviakohtaisesti joko pysynyt tasaisena tai ollut laskeva. Poikkeuksena voidaan mainita pohjoisimmat järvet, joissa COD pysyi laskevana tai kääntyi laskuun samaan aikaan, kun etelämpänä COD kääntyi nousuun. Osalla järvistä COD on laskenut ja noussut uudelleen. 41:llä järvellä COD:n minimivuosi osui vuosien 1990 ja 2009 välille. Maksimiarvo puolestaan mitattiin 30:llä järvellä

vuosien 1965 ja 1979 välisenä aikana ja 27:llä järvellä vuosien 2000 ja 2015 välillä. COD:n viimeaikainen trendi oli vain neljällä järvellä laskeva ja 58:lla järvellä nouseva.



Kuva 12. Kemiällisen hapenkulutuksen (COD) tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.

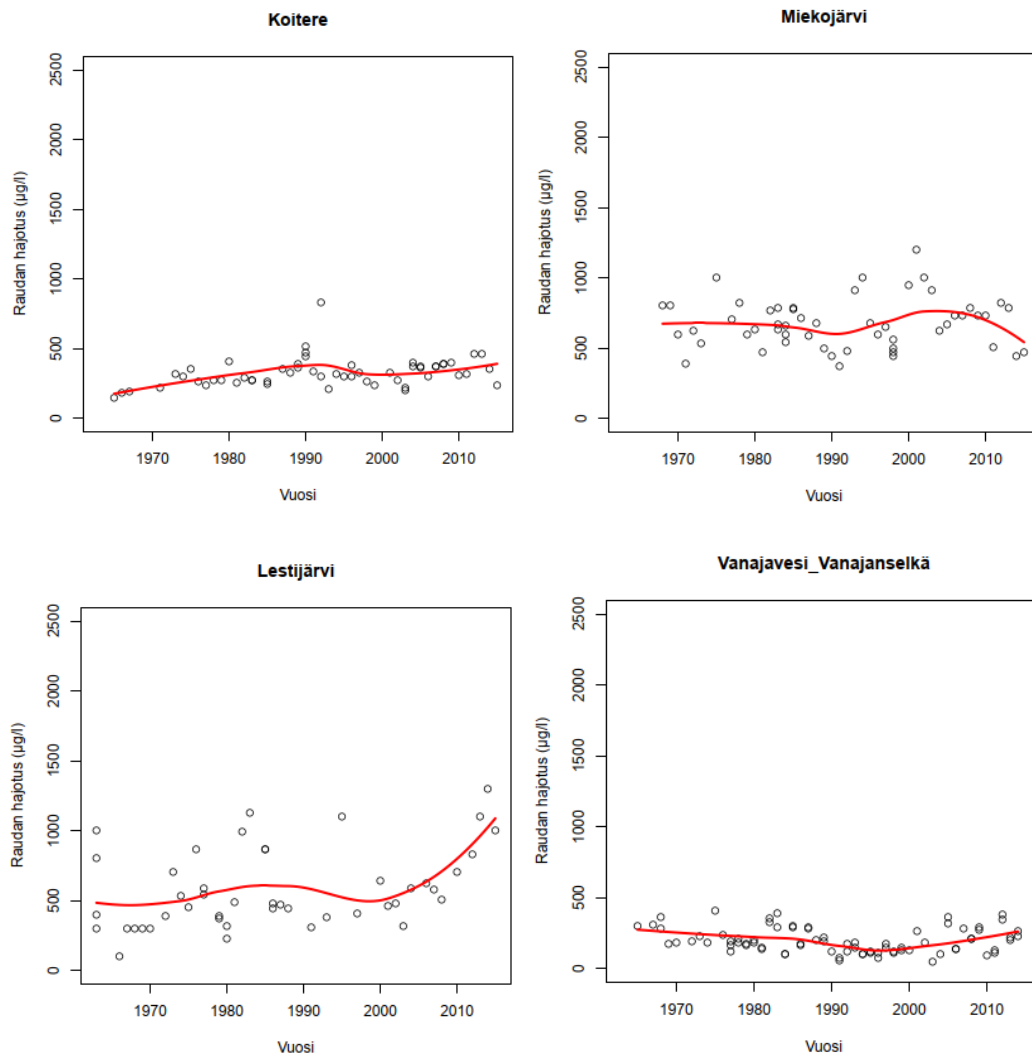
COD:n muutokset ovat samansuuntaisia ja -aikaisia noin 500 km:n etäisyydelle, jonka jälkeen muutosten suunta vaihtuu päinvastaiseksi (Kuva 13). Muutosten päinvastaisuus vahvistuu nopeasti etäisyyden kasvaessa. itä-länsi-suunnassa muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia hieman yli 300 km:n etäisyydelle, jonka jälkeen muutokset ovat samanaikaisia mutta vahvasti päinvastaisia. Määrällisesti näitä havaintoja on hyvin vähän, joten tulokset saattavat olla epätarkkoja pitkillä etäisyyksillä.



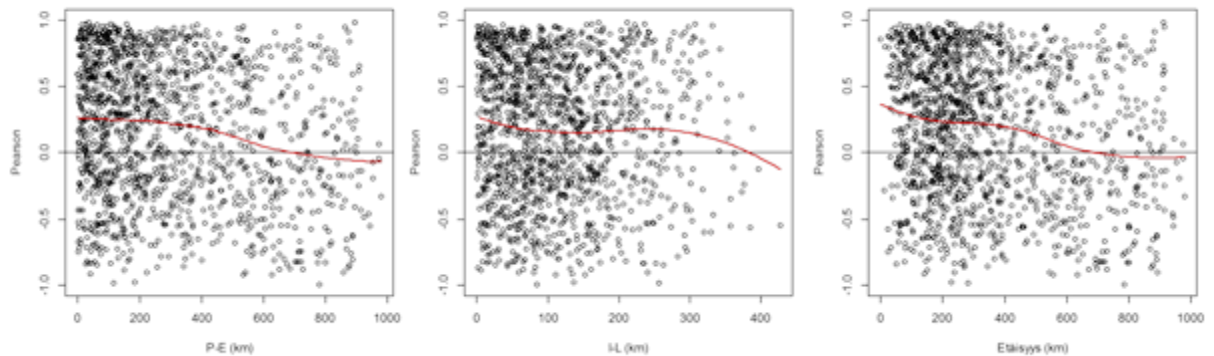
Kuva 13. Kemiallisen hapenkulutuksen (COD) muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

4.8 Raudan hajotus

Rautapitoisuuden vaihtelu vesistöissä voi olla melko pientä tai todella huomattavaa, järvestä riippuen. Rautapitoisuuksien osalta näyttäisi siltä, että vesistöjen rautapitoisuudet ovat alkaneet nousta vuosien 1990 ja 2000 välisenä aikana ympäri maata (Kuva 14). Useilla järvillä rautapitoisuudet ovat pysyneet lähes samana tai nousu on ollut todella loivaa. Osalla järvistä on havaittavissa rautapitoisuuden laskua ennen pitoisuuden kääntymistä uuteen nousuun tyypillisesti 1990-luvulla. Rautapitoisuuden minimivuotia on selvästi eniten 1960-luvulla. Vastaavasti maksimiarvoja on mitattu eniten 1970-luvulla ja erityisesti vuonna 1975. Rautapitoisuuden viimeaikainen lopputrendi oli 15:sta järvellä laskeva ja 40:llä järvellä nouseva.



Kuva 14. Rautapitoisuuksien tyypillisiä muutoksia eri osissa Suomea.



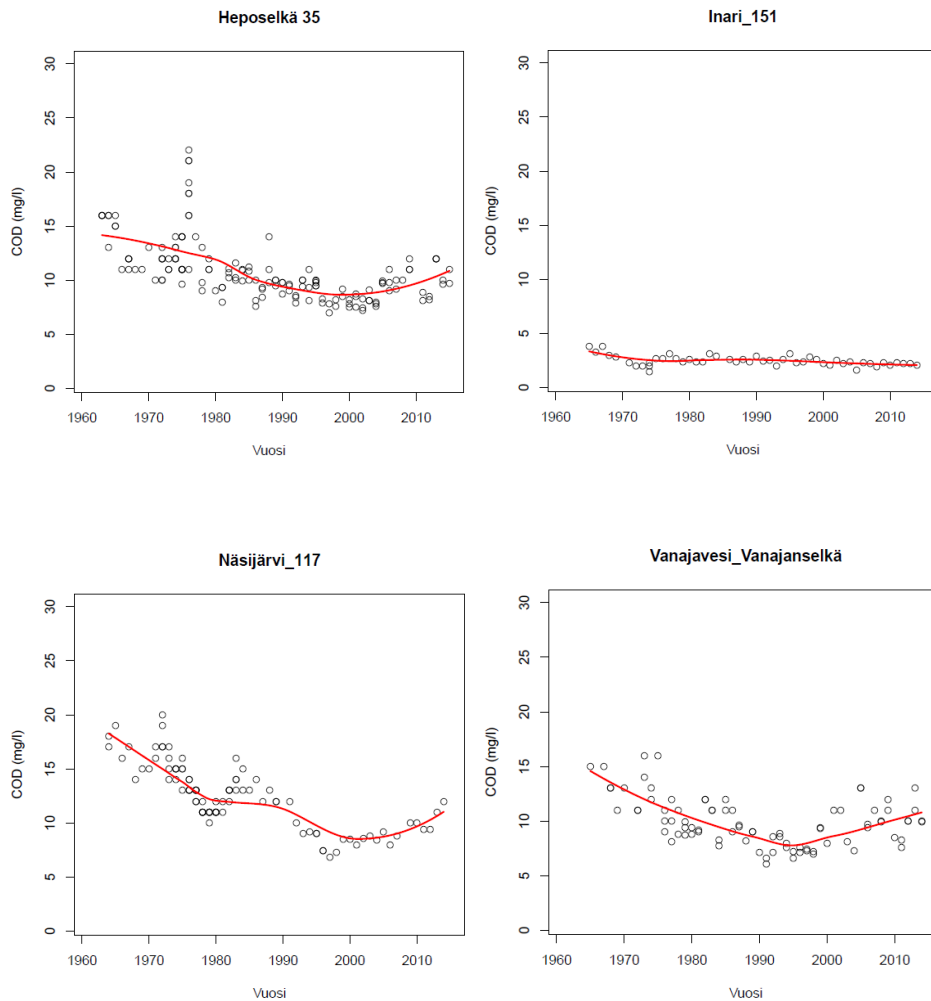
Kuva 15. Rautapitoisuuden muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

Rautapitoisuuden pohjoinen–etelä- ja kokonaisetäisyydellä muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia muutaman sadan kilometrin etäisyydelle asti. Tällöinkin korrelaatio ei ole erityisen suuri ja se alkaa laskea tasaisesti jo ensimmäisen 100 km:n jälkeen. Pidemmällä etäisyyksillä muutosten samanaikaisuus pienenee ja muutoksista tulee jopa heikosti päinvastaisia, mutta korrelaatio on niin heikko, että käytännössä samanaikaisuus häviää satunnaisvaihtelun alle. Itä–länsi-suunnassa samanaikaisuus käsittää koko Suomen leveyden, mutta korrelaatio on jälleen niin heikkoa, että mahdollinen samanaikaisuus voidaan jälleen laittaa satunnaisvaihtelun alle (Kuva 15).

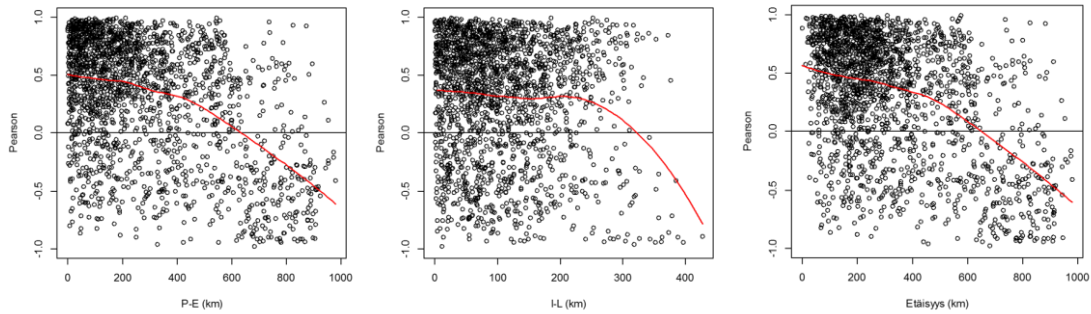
4.9 Väriluku

Väriluvun osalta mittausarvot ovat yleisesti olleet korkeampia 1960-luvulla, jonka jälkeen ovat alkaneet laskea aina 1990- ja 2000-luvulle asti. Tämän jälkeen väriluku on kääntynyt uuteen nousuun useimmilla järvillä. Toinen järvissä havaittava trendi on aaltoileva, jossa väriluku on noussut 1960-luvulta aina 1980-luvulle asti, laskenut sen jälkeen 1990-luvulle tultaessa ja lähtenyt tämän jälkeen uudestaan nousuun (Kuva 16). Erityisenä huomiona joissakin Pohjois-Suomen järvissä väriluku laskee edelleen. Väriluvun minimivuodet ovat jakautuneet tasaisesti aikasarjoille, eikä

selviä eroja ajallisesti ole havaittavissa. Väriluvun järvikohtaiset maksimiarvot jakautuivat myös tasaisesti läpi aikasarjan, joskin 1970-luvulla on havaittavissa erityinen piikki ja erityisesti vuosi 1975 nousee esiin. Vastaavasti 2000- ja 2010 - luvuilla vuosina 2009 ja 2014 mitattiin useissa järvissä maksimiarvo. Väriluvun viimeaikainen trendi oli vain kuudella järvellä laskeva ja 57:llä järvellä nouseva.



Kuva 16. Väriluvun tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.



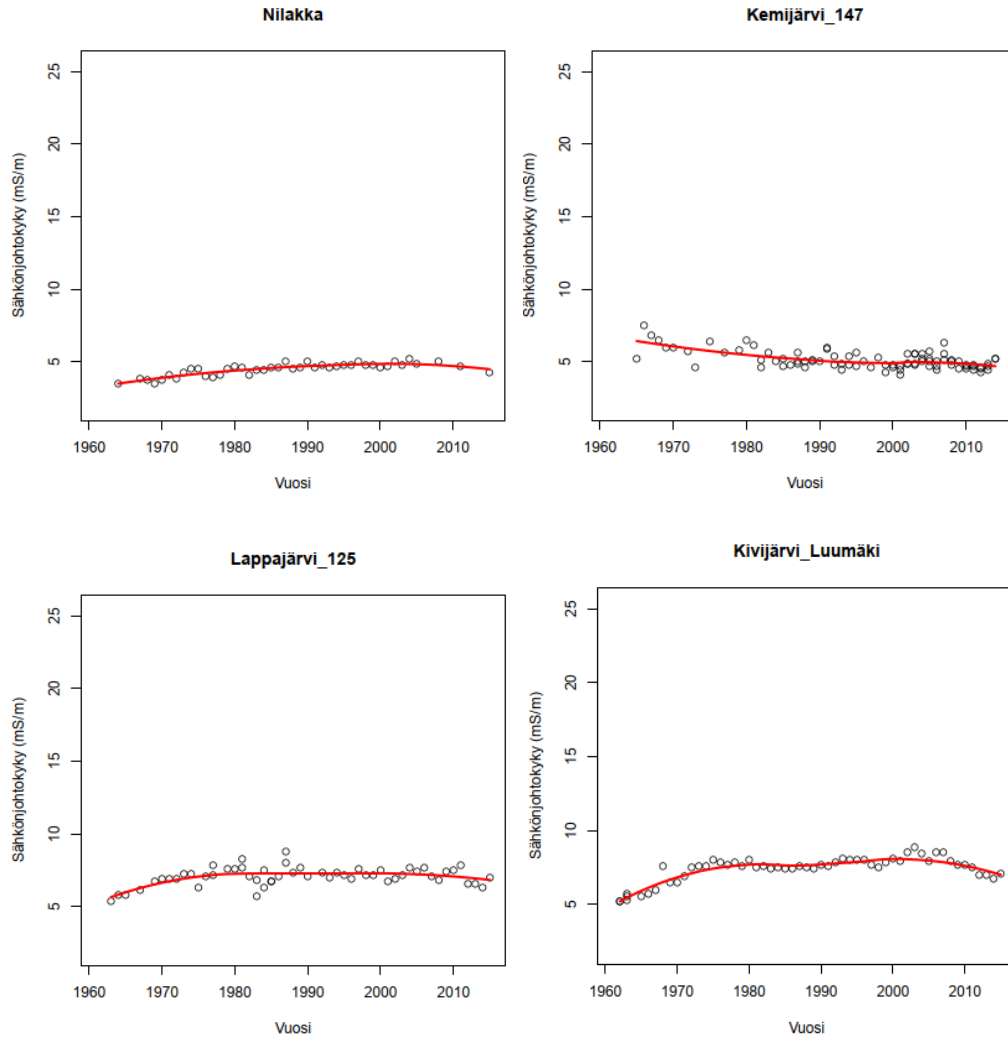
Kuva 17. Väriluvun muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

Väriluvun pohjoinen–etelä- ja kokonaisetäisyydellä samanaikaisuus ulottuu molemmilla noin 500 km:n etäisyydelle pohjoinen–etelä-suunnassa ja hieman pidemmälle kokonaisetäisyyden kohdalla (Kuva 17). Tämän jälkeen väriluvun muutosten suunta kääntyy vahvasti päinvastaisiksi etäisyyden kasvaessa. Vastaavasti itä–länsi-suunnassa muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia noin 300 km:n etäisyydelle, jonka jälkeen muutokset ovat samanaikaisia mutta vahvasti päinvastaisia. Näitä päinvastaista muutosta ilmentäviä havaintoja on kuitenkin vain muutamia, joten niistä ei voida tehdä liian pitkälle meneviä päätelmiä.

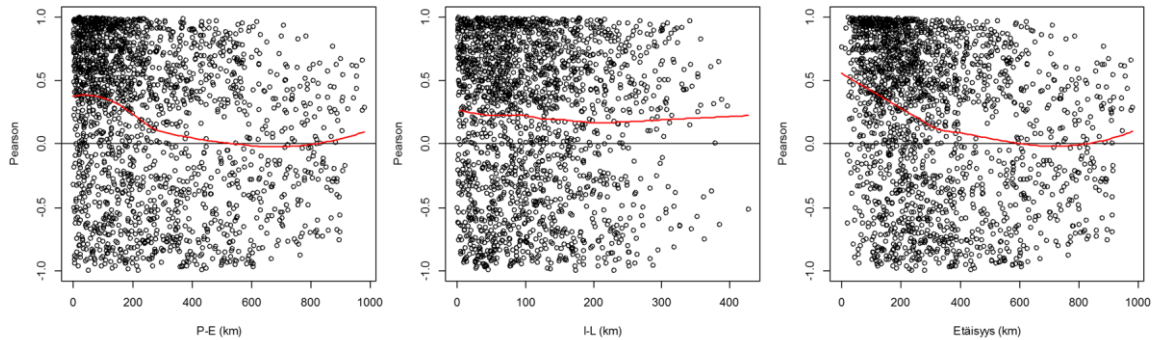
4.10 Sähkönjohtokyky

Sähkönjohtokyky on tyypillisesti noussut 1960-luvulta lähtien ja tasaantuen 1970-luvun aikana. Sähkönjohtokyky on tämän jälkeen pysytellyt samalla tasolla, kunnes 2000-luvulla sähkönjohtokyky on alkanut lievästi laskea (Kuva 18). Yleensä tämä lasku on alkanut vuonna 2005 tai tämän jälkeen. Joillakin yksittäisillä järvillä sähkönjohtokyky on noussut tai laskenut huomattavasti, mutta nämä havainnot ovat harvinaisia. Tällaisia järviä olivat mm. Simpelejärvi, Nuasjärvi, Jormasjärvi, Vesijärvi ja Tampereen Pyhäjärvi. Sähkönjohtokyvyn minimiarvoja on mitattu selvästi eniten 1960-luvulla, varsinkin vuonna 1965. Sähkönjohtokyvyn maksimivuotia on mitattu eniten vuosien 1970 ja 1989, sekä 2000 ja 2009 välillä.

Sähkönjohtokyvyn viimeaikainen trendi oli 45:llä järvellä laskeva ja 18:sta järvellä nouseva.



Kuva 18. Sähkönjohtokyvyn tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.



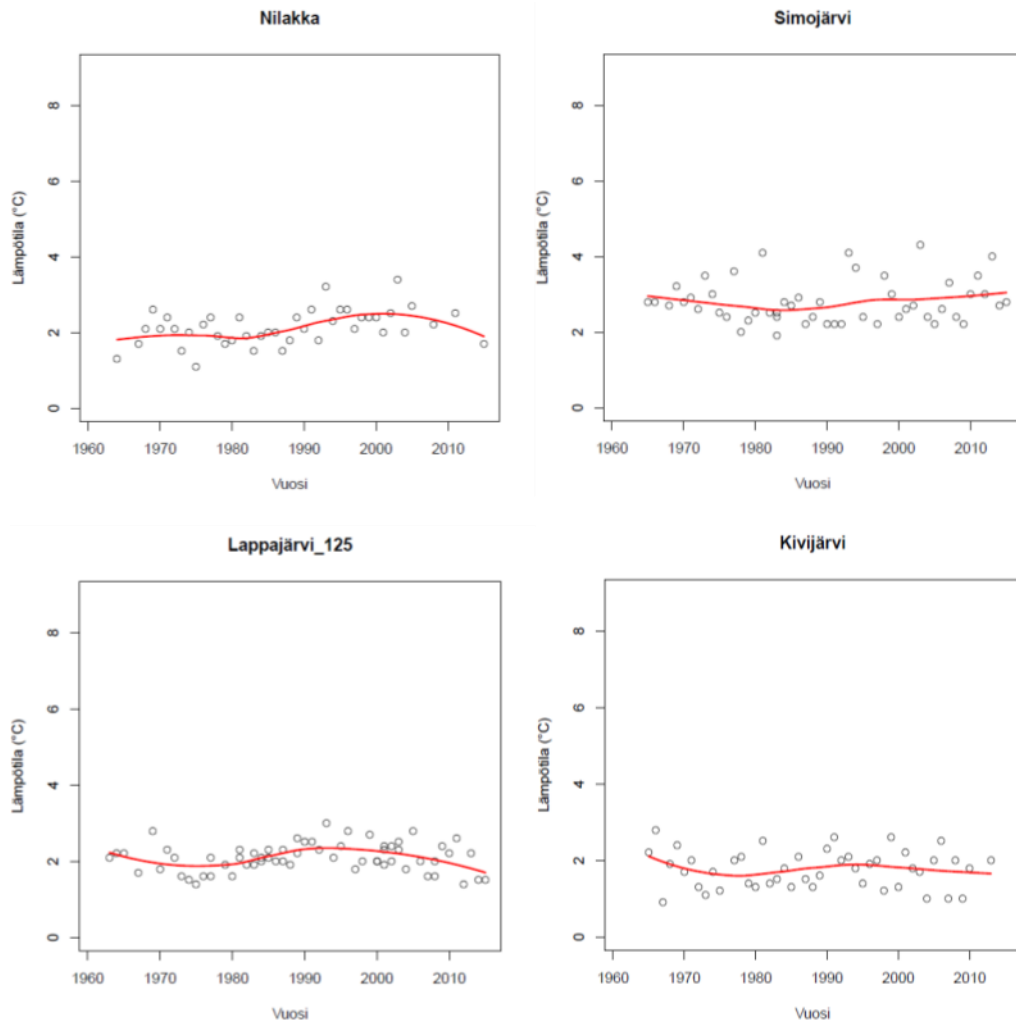
Kuva 19. Sähkönjohtokyvyn muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

Sähkönjohtokyvyllä pohjoinen–etelä-suunnassa ja kokonaisetäisyydellä muutosten samanaikaisuus ja -suuntaisuus ulottui noin 500 km etäisyydelle (Kuva 19). Tämän jälkeen molemmilla etäisyyksillä samanaikaisuus häviää, kunnes 800 km:n ja sitä suuremmilla etäisyyksillä esiintyy jälleen lievää muutosten samansuuntaisuutta ja -aikaisuutta, joskaan havaintoja näiltä etäisyyksiltä ei ole kovin runsaasti ja mahdollinen samanaikaisuus jää täten satunnaisvaihtelun alle. Itä–länsi-suunnassa muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia koko Suomen leveydeltä.

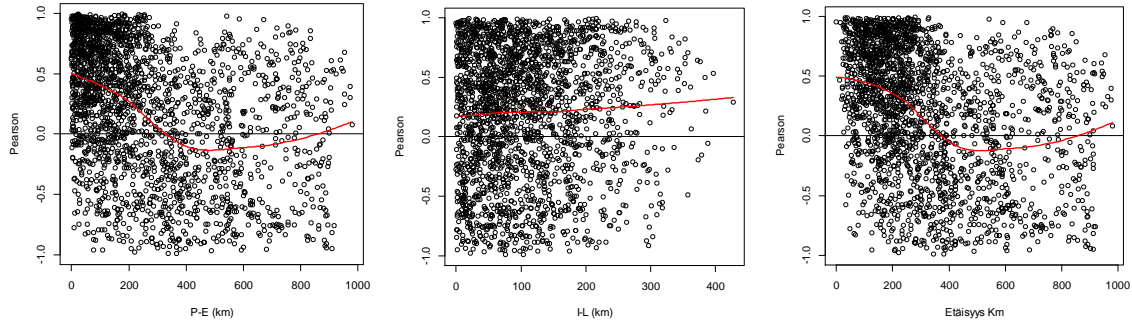
4.11 Lämpötila

Järvien lämpötiloissa on huomattavissa laskua kaikilla järvillä 1960-luvulta 1980-luvulle tultaessa, jonka jälkeen lämpötiloissa on havaittavissa lievää nousua 1990-luvun lopulle asti (Kuva 20.). Tämän jälkeen jälleen lämpötilat alkavat taas laskea. Lähes kaikki järvet näyttäisivät noudattavan tätä trendiä, pois lukien muutama poikkeustapaus. Erityisesti huomionarvoista on ajanjakso vuosien 1975 ja 1995 väliltä, jolloin on havaittavissa lämpötilan osalta nouseva trendi useissa järvissä, mutta myös useilla järvillä havaitaan aikasarjan minimiarvo. Veden lämpötilan maksimiarvo mitattiin yli puolella järvistä vuosien 1990 ja 2015 välillä. Myös

vuosien 1965 ja 1970 välisenä aikana mitattiin 21:llä järvellä maksimi lämpötila. Lämpötilan viimeaikainen trendi oli 47:llä järvellä laskeva ja 20:llä järvellä nouseva.



Kuva 20. Lämpötilan tyypillisiä muutoksia eri puolilla Suomea.



Kuva 21. Lämpötilan muutosten samanaikaisuutta kuvaava korrelaatiokerroin eri etäisyyksillä.

Lämpötilan pohjoinen-etelä- ja kokonaisetäisyydellä muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia noin 350 km:n etäisyydelle (Kuva 21). Tämän jälkeen korrelaatio laskee niin lähelle nollaa, että se voi olla jo satunnaisvaihtelua. Itä – länsi- suunnassa muutokset ovat kaikilla etäisyyksillä samanaikaisia ja näyttävät voimistuvan etäisyyden kasvaessa, mutta havaintojen määrä on jälleen pieni yli 300 km:n etäisyyksillä, joten mahdollinen samanaikaisuus voi olla pelkästään satunnaisvaihtelua.

4.12 Rautapitoisuuden ja COD vaikutus väriluvun muutokseen

Regressiomalli, jossa värilukua voidaan selittää rautapitoisuudella ja COD:lla, selitysaste oli 86 % (Taulukko 1). Sekä raudan hajotuksella sekä COD:lla esiintyi jonkin verran kolinearisuutta (Taulukko 3), mutta mallissa ei havaittu parannusta poistamalla toinen selittävä muuttuja.

Taulukko 1. Regressiomallinnus Rautapitoisuuden ja COD:n yhteisvaikutuksesta värilukuun.

Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.35581	-0.16367	0.01523	0.17595	1.49274
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.740445	0.022900	32.33	<2e-16 ***
lcod	0.938797	0.016316	57.54	<2e-16 ***
lrauta	0.190335	0.005869	32.43	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***', 0.001 '**', 0.01 '*', 0.05 '.', 0.1 ' ', 1

Residual standard error: 0.2937 on 2431 degrees of freedom
(1618 observations deleted due to missingness)

Multiple R-squared: 0.8622, Adjusted R-squared: 0.862

F-statistic: 7602 on 2 and 2431 DF, p-value: < 2.2e-16

Malli, jossa selittävinä muuttujina ovat molemmat rautapitoisuus sekä COD, on pienin AIC-arvo. Tämä malli on parempi verrattuna malliin, jossa kumpi tahansa toinen selittävä muuttuja on poistettu (Taulukko 2).

Taulukko 2. Mallien vertailu keskenään.

	Df	Sum of Sq	RSS	AIC
<none>			209.76	-5960.5
- lrauta	1	90.747	300.51	-5087.5
- lcod	1	285.654	495.41	-3870.7

Rautapitoisuus ja kemiallinen hapenkulutus korreloivat melko voimakkaasti keskenään (Taulukko 3). Vaikka mallissa nämä kaksi muuttujaa korreloivatkin voimakkaasti keskenään, niin toleranssia mittaavat vif-arvot olivat pieniä.

Taulukko 3. Rautapitoisuuden ja COD:n keskinäinen korrelaatio

Pearson's product-moment correlation		
data: lrauta and lcod		
t = 53.055	df = 2457,	p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true correlation is not equal to 0		
95 percent confidence interval:	0.7117403	0.7486163
sample estimates:		
cor		
0.7307109		

5 TULOSTEN TARKASTELU

Jotkin muutokset vesistöissämme ilmaisevat selvästi paikallista muutosta ja syytä, kuten esimerkiksi fosforipitoisuuden muutokset maatalousalueella sijaitsevassa järvessä, kun taas joidenkin muuttujien taustalla vaikuttaa jokin mittakaavaltaan suurempi ilmiö. Tällaisia laaja-alaisen ilmiön aiheuttamia muutoksia ovat mm. vesistöjen väriluvun muutokset, kemiallinen hapenkulutus, alkaliniteetti, pH sekä rautapitoisuus, joiden muutoksissa on havaittavissa vahvaa ja pitkille etäisyyksille ulottuvaa samanrytmisyyttä.

Suomen järvet ovat hyvin humuspitoisia boreaalisia järviä. Ympäröiviltä valuma-alueilta vesistöihin päätyy orgaanista ainesta ja erityisesti humusta sateiden aiheuttaman huuhtouman seurauksena, ja huuhtouma luultavasti kasvaa ilmastonmuutoksen, lämpötilojen nousun ja lisääntyneen sadannan myötä (Brias ym 2018). Talven ajan sateiden muuttuminen vedeksi lisää huuhtoumaa vesistöihin (Xu 2000), ja lämpötilan nousun on havaittu lyhentäneen järvien jääpeitteen pituutta (Korhonen 2019), mikä puolestaan lisää kasviplanktonin tuottavuutta ja

mahdollisesti parantaa happioloja talvella (Markensten ym. 2010). Kesäaikaan tapahtuva voimakkaampi kerrostuminen voi taas heikentää alusveden tilaa (Elo ym. 1998).

Useilla muuttujilla ilmenee muutoksen vaihtelun samanaikaisuuden ja -suuntaisuuden muutosta pohjoinen-eteläsuunnassa ja kokonaisetäisyyksiä tutkittaessa, mutta itä-länsisuunnassa vastaavaa muutosta ei kovin monesti esiinny. Suurin syy näihin tuloksiin lienee Suomen maantieteellisessä muodossa, sillä pituutta Suomella on noin kolme kertaa leveyttä enemmän, joten mahdollinen vedenlaadun samankaltainen itä-länsisuuntainen samanaikaisuus järvien aikasarjoissa ei tästä syystä näy tuloksissa.

Esimerkkeinä näistä eri suuntien ja etäisyyksien välisistä potentiaalisesti vedenlaatuun vaikuttavista ilmastollisista eroista voidaan verrata itä-länsisuunnassa Lappajärveä ja Pielistä, sekä pohjoinen-etelä-suunnassa Puulaa, Oulujärveä ja Kemijärveä. Lappajärven ja Pielisen välinen etäisyys on noin 300 km. Pielisellä vuotuinen sademäärän keskiarvo on noin 614,8 mm, joka on laskettu Kuopion, Joensuun ja Kajaanin sadantojen keskiarvoista vuosien 1985–2010 aikajaksolla. Lappajärvellä vastaavasti sadannan keskiarvo laskettiin Seinäjoen ja Vaasan keskiarvoista samalla ajanjaksolla, ollen 542,3 mm. Pielisen vuotuinen sademäärä on siis keskimäärin 50 mm suurempi kuin Lappajärvellä. Lappajärvellä talven pituus on 140–450 päivää ja Pielisellä 150–160 päivää (Ilmatieteen laitos 2018).

Pohjoinen-etelä suunnassa voidaan tarkastella Puulaa, Oulujärveä ja Kemijärveä. Puulan ja Oulujärven välinen etäisyys on 275 km. Puulalla keskimääräinen sadanta vuodessa vuosien 1985–2010 välisellä ajanjaksolla laskettiin Mikkelin ja Jyväskylän keskiarvoilla, jolloin sadannaksi saatiin 641 mm. Oulujärvelle vastaava arvo laskettiin käyttäen Oulun ja Kajaanin sadantakeskiarvoja, jolloin sadannaksi saatiin 555,7 mm. Talven pituus Puulalla on 130–140 päivää, kun taas Oulujärvellä 150–160 päivää. Oulujärven ja Kemijärven välinen etäisyys on 260 km. Kemijärven vuotuinen sadannan keskiarvo laskettiin Sodankylän ja Rovaniemen vuosien 1985–2010 välisiltä keskiarvoilta, jolloin sadannaksi saatiin 546,1 mm. Puulalla sadanta

on siis lähes 85 mm runsaampaa kuin Oulujärvellä ja noin 95 mm runsaampaa kuin Kemijärvellä. Talven ajan pituus Kemijärvellä on 180–190 päivää. Tämä on kuukauden pidempi kuin Oulujärvellä ja kaksi kuukautta pidempi aika kuin Puulalla (Ilmatieteen laitos 2018).

Itä-länsi -suunnassa Suomen keskimääräinen vuotuinen sademäärä vaihtelee 500–750 mm ja pohjoinen–etelä -suunnassa 400–750 mm välillä, joskin nämä äärimmäisen runsasta tai vähäistä sademäärää ilmaisevat paikat ovat vain erittäin pieni osa Suomea, ja ne sijaitsevat rannikoilla tai lähellä valtion raja-alueita. Talven pituus vaihtelee itä-länsi -suunnassa 130–160 päivän välillä. Pohjoinen–etelä -suunnassa vastaavasti talven pituus vaihtelee noin 110:n ja yli 190:n päivän välillä. Ero talven pituudella voi olla keskimäärin noin kuukausi kuljettaessa lännestä itään, mutta jo lähes kolme kuukautta kuljettaessa etelästä pohjoiseen.

5.1 Alkaliniteetti

Alkaliniteetti on ainoa muuttuja, jonka muutokset ovat samanaikaisia ja samansuuntaisia kaikkialla Suomessa. Muutokset käyvät ajallisesti osin päällekkäin pH:n nousun kanssa, mutta usein aikasarjoissa alkaliniteetin nousu on alkanut jo ennen pH:n vastaavaa. Järvien aikasarjojen välinen korrelaatio on voimakasta pienillä etäisyyksillä pienentyen aina noin 500 km:n asti, mutta voimistuen uudelleen tämän jälkeen. Tällöin lähellä toisiaan ja erittäin kaukana toisistaan olevien järvien muutokset ovat ajallisesti samanaikaisia ja voimakkuudeltaan myös hyvin lähellä toisiaan, kun taas niillä järvillä, joiden etäisyys toisistaan on jonkin verran alle tai yli 500 km, muutokset eivät ole olleet täysin samanaikaisia. Alkaliniteetin viimeaikaisten muutosten trendi oli 32:lla järvellä nouseva ja 22:lla järvellä laskeva. Tämä laskeva trendi kielii puskurikykyä parantavien emästen vähenemisestä laajalla alueella, sillä laskevaa lopputrendiä kuvaavat järvet sijaitsevat ympäri Suomea. Lisäksi hapan sadanta ja alkaliniteetin nousu käyvät osin päällekkäin, joten happaman sadannan loppuminen ei selitä alkaliniteetin nousua ja muutosten samanaikaisuutta.

Lisääntynyt hiilidioksidin määrä ilmakehässä ja sen liukeneminen veteen muodostaa hiilihappoa (H_2CO_3), joka kykenee muuttumaan karbonaatiksi (CO_3^{2-}) ja bikarbonaatiksi (HCO_3^-) (Almeida ym. 2001), jotka ovat puolestaan emäksiä. Teollistumisen jälkeen hiilidioksidin määrä ilmakehässä on ihmistoiminnan seurauksena noussut valtavasti (Revelle 1957, Armaroli 2011), joten hiilidioksidia on näin pystynyt liukenemaan ilmakehästä huomattavia määriä vesistöihin kaasujen vaihdon, sadannan ja orgaanisten prosessien kautta ja täten nostamaan vesistöjen alkaliniteettia. Näiden lisäksi humus sisältää orgaanisia emäksiä, jolloin lisääntynyt humuksen huuhtouma valuma-alueilta pystyisi lisäämään vesistöjen alkaliniteettiä. COD:n muutokset vesistöissä näyttäisivät tukevan ainakin osittain tätä päätelmää lisääntyneen humuksen määrästä. Vahvasti maatalousvaltaisilla alueilla jätevedet ja lannoitteet voivat myös nostaa järvien alkaliniteettia vapauttamalla vesistöihin fosfaatteja (Gorde ym. 2013).

Alkaliniteetin nousun tasaantuminen ja osittainen lasku kertoo puskuroidintyvyyden laskusta ja luonnossa esiintyvien emästen määrän pienenemisestä ja tulosten perusteella voidaan olettaa alkaliniteetin laskevan vielä jonkin verran nykyisestä.

5.2 pH

pH:n osalta muutokset ovat lähes kaikilla järvillä samanaikaiset ja samansuuntaiset, joskin aikasarjojen välinen korrelaatio laskee melko jyrkästi etäisyyden kasvaessa. Viimeaikaisten happamuuden muutosten trendi oli 47:llä järvellä nouseva ja 17:sta järvellä laskeva. Laskevan lopputrendin järvet sijaitsivat pääasiallisesti Itä- ja Keski-Suomessa sekä muutama Pohjois-Suomessa. Pääasialliset vesistöjen happamoitumisen lähteet ovat typen ja rikin oksidit (NO_2 , NO_3 , SO_2), joita päätyy mm. ilmakehään hiilen ja öljyn polton seurauksena ja jotka päätyvät sateiden seurauksena maahan ja vesistöihin (Likens ym. 1979). Toisen maailmansodan jälkeen fossiilisten polttoaineiden tarve ja käyttö nousivat valtavasti ja tämän seurauksena ilmakehän NO_x - ja SO_2 -tasot vastaavasti nousivat (Dovland & Semb 1980, Husar 1986). 1990-luvun alussa on huomattavissa selkeä pH:n nouseva trendi lähes kaikilla järvillä. Tämä on selitettävissä teollisuus- ja liikennepäästöjen

rajoituksella, joita alettiin soveltaa samoihin aikoihin (Vestreng ym. 2007). Sen seurauksena happamat sateet ja hapan laskeuma vähenivät, ja vesistöjen pH alkoi hiljalleen nousta.

Pohjoiset järvet ilmentävät osin vastakkaista muutosta muuhun Suomeen nähden, ja näissä järvissä pH joko laskee tai pysyy samana viitaten pelkän happaman sadannan olevan vain osasyys pH:n muutoksen taustalla. Toisin kuin alkaliniteetilla, pH:n muutosten samansuuntaisuus ja -aikaisuus rajoittuvat pienemmälle etäisyydelle. Etäisyyksien kasvaessa muutosten samanaikaisuus ja -suuntaisuus pienenevät, mikä kielii alueellisista eroista. Kaupunkien ja teollisuuslaitosten läheisyydessä olevat järvet ja reittivesistöt saattavatkin kokea paikallisesti erilaista pH:n muutosta kuin esimerkiksi jokin syrjässä oleva järvi, jonka läheisyydessä ei ole suurta ihmisvaikutusta. Vastaavasti eri valuma-alueilla sijaitsevat järvet saattavat ilmentää erilaista muutosta tai milloin muutokset ovat tapahtuneet. Maantiede näyttölee muutenkin osaa pH:n muutoksissa. Talviaikaan jääpeitteen alle kertyy paljon hiilidioksidia, joka on vesistöjä happamoittava yhdiste (Kraz ym. 1987). Lämpimämmät talvet ja lyhentynyt jääpeitteisyys saattavat täten alentaa hiilidioksidin määrää järvissä talviaikaan, mikä osaltaan voisi selittää pH:n suurempaa nousua etelässä suhteessa pohjoiseen.

Metsän puuston koostumuksella ja maaperällä voi myös olla vaikutusta vesistön pH-tasoon ja sen vaihteluun. Pohjois-Suomen metsät ovat lähes poikkeuksetta havupuuvaltaisia. Havupuiden neulaskarike on maaperää happamoittavaa (Augusto ym. 2001), joten tällöin vahvasti havupuuvaltaisilla alueilla maaperä olisi happamampaa verrattuna lehtipuuvaltaiseen. Valunta olisi happamampaa näillä alueilla ja myös raudan huuhtoma vesistöihin olisi pienempää. Tulokset eivät kuitenkaan näytä tukevan tätä päätelmää, sillä Pohjois-Suomen ja muun Suomen vesistöjen pH-tasot eivät poikkea toisistaan merkittävästi.

Vesistöjen pH näyttää palautuvan lähelle niitä arvoja, mitä järvissä oli mitattu ennen teollisuus- ja liikennepäästöjen aiheuttamaa hapanta sadantaa.

5.3 Hapen kyllästysaste

Liukoisen hapen määrässä on useissa järvissä nähtävissä nouseva trendi. Liukoisen hapen määrä ja hapen kyllästysaste ovat tiiviisti kytköksissä toisiinsa. Happea kuluttavien ainesten määrä vesistöissä on tämän perusteella laskenut. Muutosten viimeaikainen trendi on 51:llä järvellä nouseva ja 16:sta järvellä laskeva. Tuloksista näkyy selvästi, kuinka samanaikaisuutta kuvaava korrelaatio laskee nopeasti ensimmäisen 100 ja 200 kilometrin jälkeen. Tämä kielisi hapen muutosten taustalla olevien ilmiöiden olevan paikallisia. Jos verrataan järvistä esimerkiksi Oulunjärven Niskaselän ja Nilakan, joiden välinen etäisyys on noin 150 km ja järvet sijaitsevat eri vesistöissä, aikasarjoja liukoisen hapen osalta, ilmentävät ne keskimäärin erilaista muutosta. Molemmilla järvillä näkyy laskua liukoisen hapen pitoisuudessa tultaessa 1960-luvulta 1970-luvulle. Oulunjärvellä lasku tasaantuu jo 1970-luvun alkuvuosina, mutta Nilakalla lasku jatkuu aina 1990-luvulle asti ja kääntyy nousuun 2000-luvun alussa. Oulunjärvellä on taas havaittavissa uusi liukoisen hapen pitoisuuden aleneminen 1990-luvulla ja tämä suuntaus näyttää jatkuvan edelleen.

Jätevesien puhdistaminen on helpottanut niiden järvien tilannetta, joihin ne ennen laskettiin puhdistamattomina. Maatalouden ravinnepestöjen hillitseminen on osaltaan myös parantanut vesistöjen happitilannetta ehkäisemällä kasvillisuuden ja kasviplanktonin kasvua (Willén 1992). Esimerkiksi Lappajärvessä, joka sijaitsee Pohjanmaalla ja täten runsaan maatalouden alueella, on huomattavissa liukoisen hapen määrän lasku 1970-luvun puolivälistä aina 1990-luvun alkuun saakka, jonka jälkeen liukoinen happi alkoi lisääntyä nousten jopa vanhoja mittausarvoja korkeammalle. Toinen saman alueen järvi, Lestijärvi, näyttää taas aivan toisenlaista muutosta. Lestijärvessä muutos liukoisen hapen määrässä kääntyi nousuun jo 1970-luvun lopulla, kunnes 1980-luvun puolivälissä liukoisen hapen määrä alkoi laskea jyrkästi hieman yli 10 mg/l:sta, noin 5 mg/l. Järvien välinen etäisyys on noin 70 km, joten eroja järvien välillä voi syntyä paljon lyhyilläkin etäisyyksillä. Suurista järvistä Päijänne ulottuu Keski-Suomesta aina Lahden seudulle asti. Päijänteen osalta on mielenkiintoista huomata, että kolmesta havaintopaikasta kahdella liukoisen hapen määrä on ollut laskussa 1990-luvun ja 2000-luvun alusta lähtien ja vain yhdellä

mittauspaikalla liukoinen happi näyttäisi lisääntyvän. Päijänne on suuri reittivesistö, joka on menneisyydessä kärsinyt suurista teollisuuden jätevesikuormituksista (Solismaa 1978) ja täten happitilanne varsinkin syvänteissä on ollut todella heikko. Tämä pätee yleisesti kaikkiin reittivesistöihin, joihin on menneisyydessä laskettu jätevesiä puhdistamattomina tai joiden varrella on ollut teollisuutta. Nykyään tilanne on keskimäärin parantumaan päin, vaikkakin saman alueen järvissä ja jopa suurten järvien eri osissa, kuten edellä mainitulla Päijänteellä, happitilanne voi vaihdella suurestikin.

5.4 Kokonaisfosfori

Kokonaisfosforipitoisuuden (TP) osalta on huomattava, että aikasarjojen muutosten samanaikaisuus ei yllä kuin hieman alle 200 km etäisyydelle kokonaisuutensa kannalta ja tällöinkin korrelaatio jää melko pieneksi. Kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelevat runsaasti järvien välillä ja useassa järvestä kokonaisfosforipitoisuuden tasot ovat olleet yleisesti laskevia. Kokonaisfosforipitoisuudet ovat yleisesti tasoittuneet 1960–1970-lukujen huippuvuosista viimeistään 1990-luvulla. Tosin poikkeuksiakin löytyy. Viimeaikainen muutoksen trendi on ollut puolessa järivistä nouseva ja puolessa laskeva, joten muutokset ovat erittäin vahvasti järvikohtaisia.

Kokonaisfosforipitoisuuksien muutoksissa ihmistoiminta on suuressa roolissa (Bennett ym. 2001, Raike ym. 2001). Maatalouden vaikutukset paikallisiin fosforipitoisuuksiin ovat suuria ja ilmaston muutos, sateiden lisääntyminen (Bennett ym. 2001) sekä lämpötilojen nousu (Labat ym. 2004) aiheuttavat huuhtouman lisääntymistä vesistöihin. Lapissa kokonaisfosforipitoisuudet ovat olleet keskiarvoltaan laskussa 1990-luvun alusta lähtien jatkuen aina viimeisimpään mittausvuoteen 2015 saakka. Länsi- ja Itä-Suomessa kokonaisfosforipitoisuudet ovat pysyneet keskiarvoltaan melko muuttumattomana aina 2000-luvun alkuun asti, jonka jälkeen pitoisuuksissa on huomattavissa pientä nousua johtuen mahdollisesti sadannan lisääntymisestä, runsaasta maataloudesta ja leudoista talvista. Etelä-Suomessa kokonaisfosforipitoisuudet alkoivat laskea 1980-luvulla ja tämä suuntaus jatkui aina vuosituhaten vaihteeseen asti, jonka jälkeen

kokonaisfosforipitoisuudet nousivat aina vuoteen 2008 asti, ja tämän jälkeen pitoisuudet ovat jälleen laskeneet. Suurinta kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu on ollut Etelä- ja Länsi-Suomessa, mikä selittyyne karjatalouden ja maanviljelyn määrillä sekä maanpinnan muodoilla. Länsi-Suomessa erityisesti Pohjanmaalla maasto on tasaista ja kevättulvat ovat yleisiä (Käyhkö ym. 2007). Ravinnekuormituksessa saattaa olla ylimääräinen piikki keväisin lumien sulaessa ja jokien tulvimisen seurauksena.

Fosforipitoisuuden muutokset vesistöissä jäävät paikallisiksi ja riippuvat maatalouden käytössä olevan pelto- ja karjankasvatusalan määrästä, sekä sadannan määrästä.

5.5 Kokonaistyyppi

Kokonaistyyppipitoisuuden (TN) kohdalla on havaittavissa yleinen tyyppipitoisuuksien nousu vesistöissä. Ajallisesti ja paikallisesti löytyy eroja järvien välillä, mutta kaikkiaan muutokset ovat samansuuntaiset kaikkialla Suomessa. Järvien aikasarjojen välinen korrelaatio pysyttelee suhteellisen korkeana noin 400 km:n etäisyydelle, jonka jälkeen korrelaatio laskee niin lähelle nollaa, että sen voidaan jo sanoa olevan merkityksetön. Syitä siihen miksi kokonaistyyppipitoisuuden muutokset eivät ole samanaikaisia koko maassa saattavat olla kaukokulkeuman muutokset muualta Euroopasta, päästörajoitusten voimaantulo, sekä talouden romahtaminen 1990-luvun alussa, erityisesti Itä-Euroopassa (Rekolainen ym. 2005). Rekolainen ym. (2005) havaitsivat kokonaistyyppipitoisuuksissa laskua järvissä, joista useimmat olivat vähäravinteisia, 1990-luvulla ja tämä muutos näkyy myös osassa tämän aineiston järvien aikasarjoissa (mm. Höytiäinen, Ala-Vuotunki, Näsijärvi). Mitikka ym. (2016) huomasivat vuotuisten nitraattipitoisuuksien pysyneen vesistöissä jokseenkin samanlaisina tarkasteltaessa keskenään kolmea eri ajanjaksoa vuosina 1996–1999, 2008–2011 ja 2012–2015 ja nitraattipitoisuuksien muutokset painottuivat rannikkovesiin ja -jokiin.

Kokonaistypen muutosten viimeaikainen trendi on ollut 50:ssä järvessä nouseva ja 14:sta järvessä laskeva. Laskevan trendin järviä on kaikkialla Suomessa, mutta Pohjois-Suomen järvistä lähes kaikki ilmaisivat laskevaa trendiä. Tämä viittaa kokonaistyyppipitoisuuden yleiseen nousuun kaikkialla paitsi Pohjois-Suomessa. Suurimmat kokonaistyyppipitoisuuden vaihtelut löytyivät Etelä- ja Länsi-Suomesta (Lappajärvi, Vanajavesi). Maataloudessa käytettävät lannoitteet aiheuttavat typpikuormitusta vesistöihin pelloilta tulevan huuhtouman muodossa (Kauppi 1984), joskin typpilannoitusten määrät ovat vähentyneet ja tätä kautta typpikuormitus vesistöihin on laskenut (Salo ym. 2008). Kokonaistypen pitoisuuden nousuun on myös voinut vaikuttaa lisääntynyt kaasujenvaihto ilmakehän kanssa talviaikaan. Talvien ja järvien jääpeitteisen ajan lyhentymisen mahdollistaa pidemmän kaasujenvaihdon järven ja ilmakehän välillä (Baeher & Degrandpre 2002). Järvissä hapettomat olot alusvedessä synnyttävät ammoniumia hajotustoiminnan seurauksena, kun taas hapekkaat olot mahdollistavat korkeammat nitriitti- ja nitraattitasot. Rudd ym. (1988) havaitsivat vastaavasti nitrifikaation heikentyvän ja ammonium pitoisuuksien nousevan pH:n laskiessa 5,7 alapuolelle. Aineistossa tällaisia järviä olivat Jormasjärvi (vuoden 2000 jälkeen), Lestijärvi (ennen vuotta 1980), Koitere (vuodet 1980–1990) ja Ontojärvi (vuodet 2003 ja 2009), mutta pH:n lasku alle 5,7 oli lähes aina poikkeuksellista suhteessa muiden vuosien mittausarvoihin. Hyvin happamissa järvissä tämä voisi osaltaan selittää laskeneita nitriitti ja nitraatti pitoisuuksia ja vastaavasti kohonneita ammoniumin pitoisuuksia.

Rekolainen ym. (2002) havaitsi ammonium- ja nitraattilaskeuman alenneen selkeämmin Itä-Suomessa verrattuna Länsi-Suomeen. Jätevesi- ja valumavesikuormituksella näyttäisikin olevan vaikutusta nitriitti- ja nitraattitasojen vaihteluun Länsi-Suomessa (Lappajärvi, Tampereen Pyhäjärvi). Mikäli ilmastonmuutoksen myötä tulevaisuudessa jääpeitteinen aika järvissä lyhenee ja ennustettu järvien kesäajan lämpötilakerrostuminen voimistuu (Elo ym. 1998), on mahdollista, että nitraatin ja nitriitin määrät pienenevät ja vastaavasti ammoniumin määrä nousee vesistöissä happiolosuhteiden muuttuessa (Rysgaard ym. 1994). Lorenzo ym. (2016) tutkivat tuulisuuden muutoksia Ruotsissa vuosien

1956–2013 välillä ja huomasivat tuulien nopeuksien laskeneen merkittävästi kesäisin. Mikäli Suomessa on havaittavissa vastaava tuulennopeuksien kesäajan trendi, saattaa se puolestaan aiheuttaa voimakkaampaa kesäajan lämpötilakerrostuneisuutta järvissä. Jätevesien puhdistamisella on myös osansa vesistöjen nousseiden typpipitoisuuksien osalta. Typen pois saaminen jätevesistä on hankalampaa kuin esimerkiksi fosforin (Sokka ym. 2004), ja näin ollen vesistöihin voi päätyä enemmän typpeä kuin mitä puhdistamot pystyvät jätevesistä poistamaan. Jätevesien tarkempi puhdistaminen tyyppistä ja uusien puhdistusmenetelmien keksiminen voikin olla yksi tärkeä keino rajoittaa typpipäästöjä vesistöihin.

Ravinteista vain kokonaistyyppipitoisuus näyttää nousevan vesistöissä ja suurin syy tähän saattaa olla vaikea typen poisto jätevesistä. Typpikuormituksen voidaan olettaa jatkavan nousuaan. Lisääntynyt sadanta ja tulevaisuuden ennustettu sadannan lisääntyminen lisäävät valuntaa pelloilta ja muulta valuma-alueelta. Ihmisperäisten jätevesien käsittelyn kautta voidaan kuitenkin vaikuttaa järvien typpipitoisuuksiin. Tosin mikäli poistotekniikoissa ei tapahdu mainittavaa edistystä, tulevat kokonaistyyppitasot järvissä nousemaan edelleen ainakin niillä järvillä, jotka ovat vahvan ihmisvaikutuksen piirissä.

5.6 Kemiallinen hapenkulutus

COD on alkanut nousta Suomen vesistöissä 1990-luvun lopussa ja 2000-luvun alussa. COD:n viimeaikaisten trendi oli vain neljällä järvellä laskeva ja kaikki nämä järvet sijaitsevat Lapissa. Näistä neljästä järvestä kolmella oli myös havaittu laskeva väriluvun viimeaikainen trendi. Vaikka sadanta on Lapissa noussut niin tämä ei näy nousseena COD:na, mikä voi kieliä siitä, että humusta ei päädy valunnan mukana vesistöihin. Tämä voi johtua siitä, miten valuma-alueilla harjoitetaan metsä- ja maataloutta. Useat niistä järvistä, jotka sijaitsevat Pohjois-Suomessa ja joissa on havaittu laskeva COD-trendi, sijaitsevat luonnonsuojelualueilla tai luonnonsuojelualueen lähellä. Tällaisilla alueilla metsien hakkuut on kielletty tai

niiden määrää on rajoitettu ja ihmistoiminnalle on yleensäkin asetettu erilaisia rajoituksia.

Bade ym. (2007) havaitsivat $\delta^{13}\text{C}$ -DOC:n arvon liittyvän järviin ja valuma-alueisiin siten, että korkean väriluvun järvissä myös $\delta^{13}\text{C}$ -DOC-arvot olivat korkeita. Tämä havainto puolestaan viittasi suureen orgaanisen aineksen määrään valunnassa. Verrattuna Ilmatieteen laitoksen laskemaan vuosien 1981 ja 2010 väliseen keskiarvoon sadanta onkin lisääntynyt keskimääräisesti Pohjois-Suomessa 1990-luvulta lähtien (Ilmatieteenlaitos 2018), mutta esimerkiksi Inarijärvessä COD on laskenut, joten pelkkä sadannan lisääntyminen ei näytä automaattisesti selittävän COD:n nousua.

Talvien keskilämpötiloissa on myös tapahtunut nousua ympäri Suomen erityisesti 2000-luvulla (Ilmatieteenlaitos 2018), jonka seurauksena sadetta on tullut talvisin myös vetenä lumen sijaan. Myös järvien jääpeitteen muodostuminen on viivästynyt ja jäiden lähtö aikaistunut (Korhonen 2006). Lämpimimpinä talvina jääpeitteinen voi olla erittäin lyhyt ja roudan puuttuminen aiheuttaa lisää kiintoaineksen huuhtoutumista vesistöihin. Nämä syyt vaikuttavat oleellisesti lisääntyneeseen kiintoaines- ja humuskuormitukseen ja tätä kautta kasvaneeseen COD-arvoon. Pohjois-Suomessa talvet ovat lämmenneet, mutta vielä toistaiseksi lämpötilat ovat olleet keskimääräisesti pakkasen puolella (Ilmatieteenlaitos 2018). Sademäärät ovat yleisesti nousseet Suomessa, minkä seurauksena huuhtouma ja valunta ovat myös kasvaneet ja kasvavat edelleen tulevaisuudessa (Bates ym. 2008).

Vaikka COD:n ja järvien lämpötilan nousu ympäri Suomea ajoittuvat samalle ajanjaksolle, niin Etelä- ja Pohjois-Suomen välisiä vesistöjen COD:n eroja voitaneen selittää, ainakin osittain, näillä talvenajan lämpötilojen eroilla.

5.7 Rautapitoisuus

Rautapitoisuuden muutokset olivat järvien aikasarjoissa jokseenkin samanaikaisia noin 600 kilometrin etäisyydelle asti. Ottaen huomioon rautapitoisuuden vahvan yhteyden COD:hen värilukua selittävänä muuttujana, muutokset eivät olleet täysin

samanlaisia kuin COD:lla tai väriluvulla, eivätkä muutokset olleet päinvastaisia millään etäisyydellä. Rautapitoisuuden viimeaikainen trendi oli nouseva 40 järvellä ja laskeva 15:sta. Muutoksen lopputrendi on täten yleisesti saman suuntainen kuin COD:lla ja väriluvulla, joskaan ei aivan yhtä selkeä. Laskevan lopputrendin järvet sijoittuivat Pohjois- ja Itä-Suomeen.

Teollisuudesta ja liikenteestä aiheutuneiden päästöjen aiheuttamat happamat sateet happamoittivat maaperää aina 1990-luvun alkuun asti. Vesistöjen rautapitoisuuksissa onkin nähtävissä pientä nousua ympäri Suomen, mikä vaikuttaisi johtuvan maaperän raudan vapautumisesta ja päätyemisestä vesistöihin valunnan mukana. Näin ollen tulevaisuudessa vesistöjen rautapitoisuudet jatkavat nousuaan maaperän pH:n noustessa ja siihen sitoutuneen raudan vapautuessa. Loputtomasti rautaa ei maaperästä voi kuitenkaan vapautua, joten tulevaisuudessa raudan huuhtoutuminen vesistöihin pienenee ja vesistöjen tummuminen tulee hidastumaan. Vastaavasti hapettomat olot yksittäisten järvien alusvedessä, esimerkiksi runsaan ravinnepitoisuuden rasittamassa järvessä maatalousalueella, voivat aiheuttaa sedimenttiin saostuneen raudan hapettumista takaisin veteen ja näin veden rautapitoisuus kasvaa (Davidson 1993).

Mikäli sadannan määrä ei laske tai se jopa nousee, tulee lisäksi rautapitoisuus lisääntymään vesistöissä valunnan kautta, mutta mikäli vesistöllä on parantuneet happiolosuhteet alusvedessä, voi rauta saostua pohjasedimenttiin sen sijaan, että se jäisi vesipatjaan tummentamaan järveä.

5.8 Väriluku

Väriluvun kannalta tärkeimmät arvon muutosta selittävät muuttujat ovat kemiallinen hapenkulutus (COD) ja rauta. Aivan kuten Kritzberg & Ekstrom (2012) totesivat, myös tämä tutkimus vahvistaa veden värjäytymisen olevan tiivistä yhteydessä COD:n ja raudan kanssa. COD:n ja väriluvun muutosten samanaikaisuus ovat lähes identtisiä, tarkasteltiinpa mitä etäisyyttä (pohjoinen-etelä, itä-länsi, kokonaisetäisyys) tahansa, joten muutosten alueellinen mittakaava on samanlainen. Järvien välisen etäisyyden kasvaessa muutosten samanaikaisuus

pienenee ja 500 km:n kohdalla samanaikaisuutta ei enää esiinny. Yli 500 km:n etäisyyksillä aikasarjojen muutokset muuttuvat päinvastaisiksi ja näiden muutosten voimakkuus kasvaa etäisyyden kasvaessa. Lähes kaikkien järvien väriluvun muutoksen viimeaikainen trendi oli nouseva ja vain kuudella järvellä se oli laskeva, mikä puolestaan kertoo väriluvun olevan yleisesti nousussa. Näistä kuudesta järvestä viisi sijaitsi Lapissa ja yksi Itä-Suomessa. Näin voidaan todeta pohjoisten järvien väriluvun laskeneen ja Oulun alapuolisten järvien väriluvun nousseen samalla ajanjaksolla. Vertaamalla esimerkiksi Kivijärven ja Inarijärven värilukujen muutosta havaitaan Kivijärvellä selkeä nousu 1990-luvulla, joka jatkuu viimeiseen mittausvuoteen saakka, kun taas Inarijärvellä väriluku on lievästi laskenut koko ajan (Kuva 15).

Väriluvun muutoksen taustalla näyttää siis olevan vähintään paikallista valuma-aluetta laajempi syy, mahdollisesti liittyen sadannan määrään, happaman sadannan häviämiseen, soiden ojitukseen tai metsien hakkuisiin sekä joihinkin muihin, vielä tuntemattomiin tekijöihin. 2000-luvulla sadannan määrä on noussut Pohjois-Suomessa, joten tästä seurauksena on myös huuhtouman ja humuksen lisääntyminen vesistöissä (Forsberg 1992, Hongve ym. 2004). Erityisesti vuoden 1975 äkillinen väriluvun nousu useilla järvilla saattaisi hyvinkin johtua vuoden 1974 runsaista sateista, joiden seurauksena valunta oli huomattavasti normaalia runsaampaa (Vassilijev 1998). Pohjois-Suomen järvien laskeva väriluku saattaa myös olla yhteydessä happamuuteen, sillä näillä järvilla pH ei ole noussut vastaavasti eteläisempien järvien kanssa. Alhaisempi pH voi viestiä happamammasta valunnasta, joka puolestaan tarkoittaisi järveä ympäröivän valuma-alueen maaperän olevan happamampaa. Hapan maaperä sitoo itseensä paremmin rautaa (Nawaz ym. 2013), joten tämä tarkoittaisi valumavesissä olevan vähemmän rautaa verrattuna toisiin, erityisesti eteläisempiin järviin. Sadanta lumena ja vetenä on lisääntynyt vuositasolla erityisesti Länsi-Suomessa ja rannikolla, sekä Pohjois-Suomessa ja Lapissa (Ilmatieteen laitos 2018). Sadannan keskimääräinen lisääntyminen on alkanut 1990-luvulta jatkuen aina nykypäivään asti (Ilmatieteenlaitos 2018), mutta toistaiseksi tämä ei ole vielä näkynyt selkeänä väriluvun tai rautapitoisuuden nousuna Lapissa.

Tulosten perusteella vesistöjen tummuminen näyttää jatkuvan Etelä-, Keski-, Itä- ja Länsi-Suomessa. Pohjois-Suomen järvien väriluku jatkaa lievää laskuaan tai pysyy nykyisellä tasollaan. Järvien kemiallinen hapenkulutus näyttäisi vielä kasvavan lisääntyneen sadannan ja valunnan myötä, jotka lisäävät kiintoaineksen ja humuksen määrää vesistöissä ja näin ainakin eteläisemmät vesistöt jatkaisivat vielä tummumistaan.

5.9 Sähkönjohtokyky

Vesistöjen sähkönjohtavuuden nousu johtuu usein ihmisperäisistä jätevesistä, jotka sisältävät paljon ravinteita, metalleja ja suoloja (Uotila 2013, Jokiniemi 2013). Lähellä toisiaan olevat järvet ilmentävät voimakkaampaa sähkönjohtokyvyn muutoksen samanaikaisuutta kuin kauempana toisistaan olevat, joten vaikuttavat tekijät eivät ulotu kovin kauas, vain noin 100–200 km etäisyydelle. Sähkönjohtokyvyn viimeaikainen trendi oli 45:ssä järvessä laskeva ja 18:a järvessä nouseva. Yleisesti voidaan todeta vain jätevesien käsittelyn ja maatalouden olevan sähkönjohtokykyyn vaikuttavina ilmiöinä sellaisia, joissa tapahtuvat muutokset koskettavat koko Suomea, mutta ajallisesti muutokset eivät ole välttämättä samanaikaisia. Paikallisia muutoksia voivat olla maanviljelyn loppuminen, puhdistuslaitosten ottaminen käyttöön ja karjaeläinten pidon lopettaminen, joista jokainen vaikuttaa lähivesistöönsä. Useimmissa järvissä sähkönjohtavuus on alkanut nousta, joskin hyvin loivasti, 1960–70-luvuilta alkaen. Tämä muutos voi selittyä viemäroinnin lisääntymisellä ja jätevesien laskemisella vesistöihin, sekä keinolannoituksen ja peltojen ojituksen lisääntymisellä samoihin aikoihin. Jätevesiä alettiin puhdistaa runsaasti 1970-luvulta alkaen (Katko 2000) ja sähkönjohtokyvyn nousu näyttäisikin taittuneen 1990-luvun alussa ja edelleen joillakin järvillä sähkönjohtavuus on kääntynyt lievään laskuun aivan 2010-luvun alussa. Tämä osoittaisi vesistöihin liukenevien suolojen määrän vähentyneen aivan viimeisimpinä mittausvuosina. Järvien alusvesien parantuneet happiolot laskevat myös suolojen määrää vesipatjassa, sillä hapekas alusvesi ei vapauta ravinteita uudelleen kiertoa (Wang ym. 2008). Harvoissa tapauksissa sähkönjohtavuus on jälleen lisääntynyt 1990-luvun jälkeen. Suurimmat muutokset ovat nähtävissä

Jormasjärvässä ja Nuasjärvässä, joista Nuasjärvässä sähkönjohtavuus nousee tasaisesti 1980-luvulta alkaen. Molemmissa järvissä on havaittavissa äkillinen sähkönjohtavuuden nousu 2000-luvulla, ja varsinkin Jormasjärvässä vuoden 2010 jälkeen on huomattavissa selkeä piikki. Näiden järvien äkilliset muutokset selittyvät luultavimmin Talvivaaran kaivoksen jätevesien laskulla alapuolisiin vesistöihin (Uotila 2013).

Sähkönjohtokyvyn osalta suuntaus näyttäisi olevan kohti aikaa ennen jätevesien ja maatalouden aiheuttamia arvojen nousua. Parantuneet happiolot ja puhdistetut jätevedet näyttäisivät laskevan johtokykyä ja tulevaisuudessa voidaan lähestyä jälleen 1960-luvun tasoja.

5.10 Lämpötila

Lämpötilan muutosten samanaikaisuus ja -suuntaisuus on voimakasta erittäin lähellä toisiaan olevissa järvissä. Etäisyyden kasvaessa aikasarjoissa tapahtuvien muutosten korrelaatio heikkenee, kunnes noin 400 km:n etäisyydellä korrelaatio häviää kokonaan. Lämpötilan viimeaikainen trendi oli 47:llä järvellä laskeva ja 20:llä järvellä nouseva. Tämä viittaa järvidesien pikemminkin viilenevän kuin lämpiävän ja tämä muutos selittyneekin jäätymisajankohdan siirtymisellä myöhäisemmäksi, jolloin vesi on ehtinyt jäähtyä lähemmäs nollaa ennen varsinaista jäätymistä. Liukoisen hapen määrä ja hapen kyllästysaste seuraavat vahvasti vesistön lämpötilaa ja sen muutoksia. Lämpötilan muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia pohjoinen-etelä- ja kokonaisetäisyydellä noin 300 ja 400 kilometrin etäisyydellä, mutta itä-länsi-suunnassa muutokset ovat samanaikaisia ja -suuntaisia koko Suomen leveydeltä. Nousevaa lämpötilaa ilmentävissä järvissä nousu ajoittuu suunnilleen samalle ajalle kuin järvissä, joissa on havaittavissa laskeva trendi. Liukoisen hapen määrän, hapen kyllästysasteen ja lämpötilan samanaikaisuuden etäisyydet ovat karkeasti samanpituisia. Useimmissa järvissä, joissa oli havaittavissa lämpötilojen laskua, trendi oli useimmiten alkanut 1990-luvun alun ja 2000-luvun alun välisenä aikana. Pohjois-Suomen järvissä lämpötilat vaihtelivat runsaimmin suhteessa muuhun maahan.

5.11 Rautapitoisuuden ja COD:n vaikutus väriluvun muutokseen

Regressiomalli osoittaa väriluvun olevan vahvasti liitoksissa raudan ja COD:n muutoksiin vesistöissä. Pelkkä rautapitoisuuden tai COD:n muutos vesistöissä aiheuttaa muutosta veden väriluvussa, mutta voimakkain muutos on havaittavissa silloin, kun molempien muuttujien yhteisvaikutus otetaan huomioon. Rautapitoisuuden ja COD:n yhteismuutoksen avulla voidaan selittää 86 % väriluvun muutoksista lopun 14 % selittyessä muilla tekijöillä. Nämä kaksi muuttujaa korreloivat vahvasti keskenään, joka mahdollisesti johtuu raudan sitoutumisesta humukseen. Muutokset yhden muuttujan kohdalla vaikuttavat toiseenkin. Esimerkiksi sadannan lisääntyminen huuhtoo vesiin lisää humusta ja humuksen mukana siihen sitoutunutta rautaa. Tämä näkyy vesistöissä kohonneena värilukuna, COD:na ja rautapitoisuutena. Mikäli taas järvessä on havaittavissa vaikkapa rautapitoisuuden laskua, on erittäin todennäköistä havaita tällöin myös COD:n laskua ja tätä kautta väriluvun laskua.

Pohjois-Suomen järvissä havaittiin väriluvun laskua samoihin aikoihin, kun etelämpänä väriluku nousi. Talven pituus on etelässä noin kahdesta kolmeen kuukautta lyhyempi suhteessa Pohjois-Suomeen, joten osa väriluvun muutoksesta järvissä voi mahdollisesti selittyä vuodenaikojen pituuden ja sadannan määrien eroilla.

KIITOKSET

Kiitokset ohjaajalleni Timo Marjomäelle hänen neuvoistaan ja tiedoistaan. Hapuiltuani usein pimeässä hän yleensä ojensi minulle taskulampun. Erityiskiitokset tämän gradun valmistumisesta tahdon antaa toiselle ohjaajalleni Anssi Lensulle. Aina kun tarvitsin neuvoja tai apua, niin sitä myös sain. Tämän työn tekeminen ilman hänen apuaan olisi ollut äärettömän paljon vaikeampaa. Tahdon myös kiittää emeritus professori Jarmo Meriläistä alkuperäisestä ideasta ja aineiston koostamisesta.

KIRJALLISUUS

- Almeida F V., Guimarães J R. & Jardim W F. 2001. Measuring the CO₂ flux at the air/water interface in lakes using flow injection analysis. *Journal of Environmental Monitoring* 3: 317-321.
- Armaroli N & Balzani V. 2011. The Legacy of Fossil Fuels. *Chemistry – An Asian Journal* 6: 768 -784.
- Arvola L., Rask M., Ruuhijarvi J., Tulonen T., Vuorenmaa J., Ruoho-Airola T. & Tulonen J. 2010. Long-term patterns in pH and colour in small acidic boreal lakes of varying hydrological and landscape settings. *Biogeochemistry* 101: 269-279.
- Arvola L., Jarvinen M. & Tulonen T. 2011. Long-term trends and regional differences of phytoplankton in large Finnish lakes. *Hydrobiologia* 660: 125-134.
- Augusto L., Ranger J., Binkley D., & Rothe A. 2001. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci* 59: 233-253.
- Bade D.L., Carpenter S.R., Cole J.J., Pace M.L., Kritzberg E., Van de Bogert M.C., Cory R.M. & McKnight D.M. 2007. Sources and fates of dissolved organic carbon in lakes as determined by whole-lake carbon isotope additions. *Biogeochemistry* 84: 115-129.
- Baehr M M. & Degrandpre M D. 2002. Under-ice CO₂ and O₂ variability in a freshwater lake. *Biogeochemistry* 61: 95-113.
- Bates B., Kundzewicz Z. & Shaolong W. 2008. *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp.* <http://hdl.handle.net/123456789/552>.
- Bennett E M., Carpenter S R. & Caraco N F. 2001. Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *BioScience* 51: 227-234.
- Bengtsson L., Herschy R.W. & Fairbridge R.W. 2012. *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. Springer Netherlands.
- Brias A., Mathias JD., Deffuant, G. 2018. Inter-annual rainfall variability may foster lake regime shifts: An example from Lake Bourget in France. *Ecological modelling* 389:11 -18
- Chow A.T., Dahlgren R.A. & Harrison J.A. 2007. Watershed sources of disinfection byproduct precursors in the Sacramento and San Joaquin rivers, California. *Environ Sci Technol* 41: 7645-7652.
- Cioffi F., Lall U., Rus E. & Krishnamurthy C.K.B. 2015. Space-time structure of extreme precipitation in Europe over the last century. *Int J Climatology* 35: 1749-1760.

- D'Angelo E. & Reddy K.R. 2003. Effect of aerobic and anaerobic conditions on chlorophenol sorption in wetland soils. *Soil Sci Soc Am J* 67: 787-794.
- Davidson W. 1993. Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews* 34: 119-163.
- Dillon P J. & Molot L A. 2005. Long-term trends in catchment export and lake retention of dissolved organic carbon dissolved organic nitrogen, total iron, and total phosphorus: The Dorset, Ontario, study, 1978-1998. *JRG Biosciences* 10: G01002.
- Dovland, H., & Semb, A. (1980). *Atmospheric transport of pollutants. Ecological impact of acid precipitation, Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway 11-14 March 1980.* SNSF project, pages: 14-21.
- Ekholm P. & Mitikka S. 2006. Agricultural lakes in Finland: Current water quality and trends. *Environmental monitoring and assessment* 116 : 111-135.
- Ekholm P., Granlund K., Kauppila P., Mitikka S., Niemi J., Rankinen K., Räike A. & Räsänen J. 2007. *Influence of EU policy on agricultural nutrient loss and the state of receiving surface waters in Finland.* Agricultural and food science. Saatavissa <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2015090311238>
- Ekholm P., Granlund K., Kauppila P., Mitikka S., Niemi J., Rankinen K., Räike A. & Räsänen J. 2008. Vesistökuormitus ja vesien tilan kehitys vesistöseurantojen perusteella. *Maa- ja elintarviketalous* 120: 59-68.
- Ekholm P., Rankinen K., Rita H., Raike A., Sjoblom H., Raateland A., Vesikko L., Bernal J.E.C. & Taskinen A. 2015. Phosphorus and nitrogen fluxes carried by 21 Finnish agricultural rivers in 1985-2006. *Environ Monit Assess.* 187: 216.
- Ekstrom S.M., Kritzberg E.S., Kleja D.B., Larsson N., Nilsson P.A., Graneli W. & Bergkvist B. 2011. Effect of Acid Deposition on Quantity and Quality of Dissolved Organic Matter in Soil-Water. *Environ Sci Technol* 45: 4733-4739.
- Elo A-R., Huttula T., Peltonen A., Virta J., 1998. The effects of climate change on the temperature conditions of lakes. *Boreal environment research* 3: 137-150
- Erlandsson M., Buffam I., Folster J., Laudon H., Temnerud J., Weyhenmeyer G.A. & Bishop K. 2008. Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Global Change Biol* 14: 1191-1198.
- Forsberg C., 1992. Will an increased greenhouse impact in Fennoscandia give rise to more humic and coloured lakes?. Teoksessa: Salonen K., Kairesalo T., Jones R.I. (eds) *Dissolved Organic Matter in Lacustrine Ecosystems.* Developments in Hydrobiology 73: 51-58.
- Glass N R., Glass G E. & Rennie P J. 1979. Effects of acid precipitation. *Environmental Science and technology* 13: 1350-1355.
- Gorde S.P. & Jadhav M.V. 2013. Assessment of Water Quality Parameters: A Review. *Int. Journal of Engineering Research and Applications.* 3: 2029-2035.

- Haaland S., Hongve D., Laudon H., Riise G. & Vogt R.D. 2010. Quantifying the Drivers of the Increasing Colored Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environ Sci Technol.* 44: 2975-2980.
- Hall S.J. & Silver W.L. 2013. Iron oxidation stimulates organic matter decomposition in humid tropical forest soils. *Global Change Biol.* 19: 2804-2813.
- Hesslein R.H., Turner M.A., Guss D. & Lyng M. 2009. Separating the effects on water chemistry of climate variation and experimental manipulation in the long-term acidification and recovery of lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 66: 1864-1874.
- Hildén M., Auvinen AP. & Primmer E. 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. *Suomen ympäristökeskus, Helsinki.* 251 s. ISBN 952-11-2004-5.
- Hongve D., Riise G., & Kristiansen J.F., 2004. Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences*, 66: 231-238.
- Hulme M., Osborn T. & Johns T. 1998. Precipitation sensitivity to global warming: Comparison of observations with HadCM2 simulations. *Geophys Res Lett* 25: 3379-3382.
- Hurrell J. 1995. Decadal Trends in the North-Atlantic Oscillation - Regional Temperatures and Precipitation. *Science* 269: 676-679.
- Husar, R. B. (1986). Emissions of sulfur dioxide and nitrogen oxides and trends for eastern north america. National Research Council, Commission of Physical Sciences, Mathematics, and Resources, Environmental Studies Board, Acid Deposition: Long-Term Trends, Wash., D.C., *National Academy Press*, 1986, 48-92.
- Huttunen J T., Nykänen H., Turunen J. & Martikainen P J. 2003. Methane emissions from natural peatlands in the northern boreal zone in Finland, Fennoscandia. *Atmospheric environment.* 37: 147-151.
- Ilmatieteen laitos. 2018. Ilmasto. <https://ilmatieteenlaitos.fi/ilmasto>. Luettu: 15.11.2018.
- Jokinimeni A. 2013. *Jäteveden leviäminen neljällä suomalaisella järvellä*. Helsingin yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Fysiikan laitos. Pro gradu -tutkielma. <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe2017112252425>
- Katko T. 2000. Long-Term Development of Water and Sewage Services in Finland. *Sage journals.* Vol. 4, iss. 4, <https://doi.org/10.1177/1087724X0044005>.
- Kauppi L. 1984. Contribution of agricultural loading to the deterioration of surface waters in finland. *Vedentutkimuslaitoksen julkaisuja*. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. Iss: 57, pag: 24-31.
- Keskitalo J. & Eloranta P. 1999. *Limnology of humic waters*. Backhuys Publishers, Leiden.

- Knorr K. 2013. DOC-dynamics in a small headwater catchment as driven by redox fluctuations and hydrological flow paths - are DOC exports mediated by iron reduction/oxidation cycles? *Biogeosciences* 10: 891-904.
- Korhonen J. 2006. Long-term changes in lake ice cover in Finland. - Hydrology Research, - IWA Publishing.
<https://www.researchgate.net/publication/250142686>
- Korhonen J. 2019. *Long-term changes and variability of the winter and spring season hydrological regime in Finland*. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, matemaattisluonnontieteellinen tiedekunta Ilmakehätieteiden tohtoriohjelman. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-51-2800-3>
- Kortelainen P., Mattsson T., Finer L., Ahtiainen M., Saukkonen S. & Sallantausta T. 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquat Sci* 68: 453-468.
- Kraz T K., Cook R B., Bowser R J., Brezonik P L. 1987. Winter and Spring pH Depressions in Northern Wisconsin Lakes Caused by Increases in pCO₂. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(5): 1082-1088.
- Kritzberg E.S. & Ekstrom S.M. 2012. Increasing iron concentrations in surface waters - a factor behind brownification? *Biogeosciences* 9: 1465-1478.
- Kuusisto E., Lemmela R., Liebscher H. & Nobilis F. 1997. *Climate and water in Europe: Water Quality and Aquatic Ecosystems*. Helsinki, Oy Edita Ab.
- Käyhkö J., Alho P. & Selin M. 2007. Tulvat ja tulvien kartoitus Suomessa. *TERRA* 119: 3-4: 217-229.
- Laaksonen, R. 1970. Water quality in the Water Systems. A study based on the observations carried out by the Water Pollution Control Authority 1962-1968. *Maa ja Vesiteknillisiä tutkimuksia (Soil and Hydrotechnical Investigations)* No.17. Helsinki. (In Finnish, English Abstract). 132 pp
- Laaksonen R., Wartiovaara J. 1973. Vesistöjen veden laadun muutoksista 1960-luvulla. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja*. Publications of the water research institute.
<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/27877/Vesientutkimuslaitoksen+julkaisuja+6.pdf?sequence=1>
- Labat D., Goddérés Y., Probst J L. & Guyot J L. 2004. Evidence for global runoff increase related to climate warming. *Advances in Water Resources* 27: 631-642.
- Landre A.L., Watmough S.A. & Dillon P.J. 2009. The effects of dissolved organic carbon, acidity and seasonality on metal geochemistry within a forested catchment on the Precambrian Shield, central Ontario, Canada. *Biogeochemistry* 93: 271-289.
- Laudon H., Sjöblom V., Buffam I., Seibert J. & Morth M. 2007. The role of catchment scale and landscape characteristics for runoff generation of boreal streams. *J Hydrol* 344: 198-209.

- Laudon H., Berggren M., Agren A., Buffam I., Bishop K., Grabs T., Jansson M. & Kohler S. 2011. Patterns and Dynamics of Dissolved Organic Carbon (DOC) in Boreal Streams: The Role of Processes, Connectivity, and Scaling. *Ecosystems* 14: 880-893.
- Likens G E., Wright R F., Galloway J N., and Butler T J. 1979. Acid Rain. *Scientific American* 241: 43-51.
- Lorenzo M., Azorin-Molina C. & Chen D. 2016. Homogenization and Assessment of Observed Near-Surface Wind Speed Trends across Sweden, 1956–2013. *Journal of Climate* 29: 7397-7415.
- Magnusson J J., Robertson D M., Benson B J., Wynne R H., Livingstone D M., Arai T., Assei R A., Barry R G., Card V., Kuusisto E., Granin N G., Prowse T D., Stewart K M. & Vuglinski V S. 2000. Historical Trends in Lake and River Ice Cover in the Northern Hemisphere. *Science* 289: 1743-1746.
- Maloney K., Morris D., Moses C. & Osburn C. 2005. The role of iron and dissolved organic carbon in the absorption of ultraviolet radiation in humic lake water. *Biogeochemistry* 75: 393-407.
- Maranger R., Canham C., Pace M. & Papaik M. 2006. A spatially explicit model of iron loading to lakes. *Limnol Oceanogr* 51: 247-256.
- Markensten H., Moore K., Persson I., 2010. Simulated lake phytoplankton composition shifts toward cyanobacteria dominance in a future warmer climate. *Ecological Applications* 20: 752 -767.
- Mitikka S. & Ekholm P. 2003. Lakes in the Finnish Eurowaternet: status and trends. *Sci Total Environ* 310: 37-45.
- Mitikka S., Grönroos J., Kauppila P., Kauranne L-M., Orvomaa M., Rankinen K. & Salminen A. 2016. Nitraattidirektiivin täytäntöönpano Suomessa: Raportointijakso 2012–2015. *Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 1/2017. Saatavissa <http://hdl.handle.net/10138/174559>
- Nawaz R., Parkpian P., Arshad M., Ahmad F., Garivait H. & Ali A.S. 2013. Mobilization and Leaching of Trace Elements (Fe, Al and Mn) in Agricultural Soils as Affected by Simulated Acid Rain. *Asian J Chem* 25: 9891-9896.
- Neal C., Lofts S., Evans C.D., Reynolds B., Tipping E. & Neal M. 2008. Increasing iron concentrations in UK upland waters. *Aquat Geochem* 14: 263-288.
- Oni S.K., Futter M.N., Bishop K., Kohler S.J., Ottosson-Lofvenius M. & Laudon H. 2013. Long-term patterns in dissolved organic carbon, major elements and trace metals in boreal headwater catchments: trends, mechanisms and heterogeneity. *Biogeosciences*. 10: 2315-2330.
- Oravainen, Reijo. *Vesistötulosten tulkinta -opastusvihkonen*. 1999. <https://kvvy.fi/wp-content/uploads/2015/10/opasvihkonen.pdf>. Hakupäivä 1.3.2019.
- Pace M. & Cole J. 2002. Synchronous variation of dissolved organic carbon and color in lakes. *Limnol Oceanogr* 47: 333-342.

- Posch M., Aherne J., Forsius M. & Rask M. 2012. Past, Present, and Future Exceedance of Critical Loads of Acidity for Surface Waters in Finland. *Environ Sci Technol.* 46: 4507-4514.
- Raike A., Pietilainen O., Rekolainen S., Kauppila P., Pitkanen H., Niemi J., Raateland A. & Vuorenmaa J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. *Sci Total Environ* 310: 47-59.
- Raisanen J., Hansson U., Ullerstig A., Doscher R., Graham L., Jones C., Meier H., Samuelsson P. & Willen U. 2004. European climate in the late twenty-first century: regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. *Clim Dyn.* 22: 13-31.
- Rankinen K., Gao G., Granlund K., Gronroos J. & Vesikko L. 2015. Comparison of impacts of human activities and climate change on water quantity and quality in Finnish agricultural catchments. *Landscape Ecol.* 30: 415-428.
- Rekolainen S., J. Mannio, S. Mitikka, J. Vuorenmaa, L. Lepistö, A. Lepistö, K. Kenttämies, J. Rissanen, S. Syri, O.-P. Pietiläinen, P. Ekholm, O. Malve, R. Mäkinen, A. Nikander 2002. Nitraattitypen väheneminen Suomen järvissä: esiselvitys syistä ja seurauksista. Helsinki. *Suomen ympäristökeskus.* - 33 s. kuv., taul. Suomen ympäristökeskuksen moniste 244. ISBN 952-11-1082-1
- Rekolainen S., Mitikka S., Vuorenmaa J. & Johansson M. 2005. Rapid decline of dissolved nitrogen in Finnish lakes. *Journal of Hydrology* 304: 94-102.
- Revelle R & Suess H. 1957. Carbon Dioxide Exchange Between Atmosphere and Ocean and the Question of an Increase of Atmospheric CO₂ during the Past Decades, *Tellus*, 9:1, 18-27.
- Rudd, J. W. M., Kelly, C. A., Schindler, D. W., & Turner, M. A. (1988). Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes. *Science*, 240: 1515-1517.
- Rysgaard S., Risgaard-Petersen N., Sloth N P., Jensen K. & Nielsen L P. 1994. Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnology and Oceanography* 39: 1643-1652.
- Salinger M. 2005. Climate variability and change: Past, present and future - An overview. *Increasing Climate Variability and Change* 70: 9-29.
- Salo T., Granlund K., Rankinen K., Lemola R., Esala M. & Turtola E. 2008. Typpikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana. *Maa- ja elintarviketalous* 120: 24-31.
- Sarkkola S., Nieminen M., Koivusalo H., Lauren A., Kortelainen P., Mattsson T., Palviainen M., Piirainen S., Starr M. & Finer L. 2013. Iron concentrations are increasing in surface waters from forested headwater catchments in eastern Finland. *Sci Total Environ* 463-464: 683-689,
- Schindler, DW., Carpenter, SR., Chapra, SC., Hecky, RE., Orihel, DM.. 2016. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environmental Science & Technology* 50: 8923 -8929.

- Singh, A., Agrawal, M., 2008. Acid rain and its ecological consequences. *Journal of Environmental Biology* 29: 15 -24.
- Sokka L., Antikainen R. & Kauppi P E. 2004. Flows of nitrogen and phosphorus in municipal waste: a substance flow analysis in Finland. *Progress in Industrial Ecology* 1(1/2/3): 165-186. saatavissa <http://hdl.handle.net/1975/285>
- Solismaa Esa. Jäteveden puhdistusta täydentävät toimenpiteet pohjois-Päijänteen vesiensuojelussa. 1978. *Vesihallitus – national board of waters, Finland*. Tiedotus 150. ISBN 951-46-3440-3.
- Stolte W., Balode M., Carlsson P., Grzebyk D., Janson S., Lips I., Panosso R., Ward C.J. & Graneli E. 2007. Stimulation of nitrogen-fixing cyanobacteria in a Baltic Sea plankton community by land-derived organic matter or iron addition. *Mar Ecol Prog Ser* 327: 71-82.
- Uotila J. *Talvivaaran kaivoksen jätevesien vaikutukset vastaanottajavesistöjen orgaanisen aineen käyttäytymiseen*. 2013. Opinnäytetyö. Tampereen ammattikorkeakoulu. Laboratorioalan koulutusohjelma.
- Uusitalo R., Ekholm P., Lemola R. & Turtola E. 2008. Fosforikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana. *Maa- ja elintarviketalous* 120: 11–20.
- Vassiljev J., 1998. The simulated response of lakes to changes in annual and seasonal precipitation: implication for Holocene lake-level changes in northern Europe. *Climate Dynamics* 14: 791-801.
- Vestreng V., Myhre G., Fagerli H., Reis S., Tarrason L. 2007. Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos. Chem. Phys.* 7: 3663-3681.
- Vuorenmaa J. & Forsius M. 2008. Recovery of acidified Finnish lakes: trends, patterns and dependence of catchment characteristics. *Hydrol Earth Syst Sci* 12: 465-478.
- Vuorenmaa J., Salonen K., Arvola L., Mannio J., Rask M. & Horppila P. 2014. Water quality of a small headwater lake reflects long-term variations in deposition, climate and in-lake processes. *Boreal Environ Res* 19: 47-65.
- Wang S., Jin X., Bu Q., Jiao L. & Wu F. 2008. Effects of dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 316: 245-252.
- Weyhenmeyer G.A., Prairie Y.T. & Tranvik L.J. 2014. Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Carbon-Iron Interactions along the Aquatic Continuum. *PLoS One* 9: e88104, doi:10.1371/journal.pone.0088104.
- Willén Eva. 1992. Long-term changes in the phytoplankton of large lakes in response to changes in nutrient loading. *Nordic Journal of Botany* 12: 577-587.
- Wright R F., Thorjörn L., Camarero L., Cosby B J., Ferrier R C., Helliwell R., Forsius M., Jenkins A., Kopáček J., Majer V., Moldan F., Posch M., Rogora M. & Schöpp

- W. 2005. Recovery of acidified European surface waters. *Environmental science and technology* 39: 64A-72A.
- Yli-Halla M., Nykänen A., Siimes K. & Tuhkanen H-R. 2001. Ympäristötuen ehdot ja maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus. *MTT:n julkaisuja*. Sarja A77.
- Xu, C. 2000. Modelling the Effects of Climate Change on Water Resources in Central Sweden. *Water Resources Management* 14: 177-189.

LIITTEET

Liite 1. Tutkimusaineiston järvien paikka- ja ominaisuustietoja järjestetty pohjoiskoordinaatin mukaan laskevassa järjestyksessä.

Järvi:	Pohjoista	Itäistä	Pinta-ala, km2	Max syvyys, m	Järvityyppi
1 Vuoskosjärvi	69,7418667	26,954483	0,2	6	PoLa
2 Sierramjavri	69,1839833	26,902267	1,1	18,6	PoLa
3 Inari_151	69,08816	28,19922	1040	93	SVh
4 Mutusjärvi 1	68,9774167	26,797267	51	74	SVh
5 Kilpisjärvi 157	68,9614833	20,9162	37	56	PoLa
6 Pallasjavri 90	68,0296	24,18565	17	32,8	Vh
7 Norvajärvi	66,6129833	25,781383	12	15,4	Vh
8 Miekojärvi	66,6028333	24,367667	53	21,3	Sh
9 Kemijärvi_147	66,33397	27,21114	208	21,1	Sh
10 Ala-Suolijärvi 146	66,3421167	28,13805	56	17	Sh
11 Ala-Vuotunki	66,1573	29,518467	1,4	10,5	Rk
12 Yli-Kitka	66,06844	28,39162	237	34	SVh
13 Simojärvi 145	66,0763	27,219783	55	25,1	Sh
14 Kuusamojärvi	65,8921833	29,40655	47	18	SVh
15 Kiantajärvi_136	65,01768	29,07492	169	40	Sh
16 Pirttijärvi	64,771777	27,489936	0,5	3,9	
17 Oulujärvi Niskanselkä 140	64,25473	26,59639	902	21,5	Sh
18 Oulujärvi_Paltaselkä_138	64,19227	27,35622	902	29,5	Sh
19 Nuasjärvi_23	64,1558833	28,075633	96	23,1	Sh
20 Ontojärvi_133	64,1119167	29,238633	105	21,3	Sh
21 Jormasjärvi	64,1096833	28,293932	20,5	28	
22 Pyhäjärvi, Pyhäjärvi	63,586755	25,938995	122	27	SVh
23 Lestijärvi	63,52715	24,852933	65	5,7	Mh
24 Syväri_21	63,35345	27,98505	82	39	Rh
25 Pielavesi_58	63,3234667	26,496783	110	29	Sh
26 Pielinen_7	63,1747	29,349	894	60	Sh
27 Kolima 52	63,27785	25,747383	101	64	SVh
28 Nilakka	63,0846	26,27426	169	20	Sh
29 Lappajärvi_125	63,06187	23,38434	146	35,3	Sh
30 Kivijärvi	63,042	25,09184	154	39,1	SVh
31 Akonvesi	63,0300833	28,266283	157	24,5	Kh-Rh
32 Pohjois-Kallavesi_330	62,9597833	27,654267	114	38,5	Sh
33 Koitere	62,9484	30,63095	164	39	Sh
34 Viinijärvi_2	62,7439667	29,319233	100	28,7	SVh
35 Höytiäinen 1 syväne	62,44456	29,45999	283	50	SVh
36 Juojärvi_27	62,44018	28,37181	219	44	SVh
37 Iisvesi_5	62,4113	27,01031	165	24	SVh
38 Keitele_55	62,6760833	25,868467	74	45,1	SVh

39	Suvasvesi_29	62,39897	28,1196	234	89	SVh
40	Konnevesi_64	62,36714	26,29361	189	51	SVh
41	Pyhäselkä_5 Kokonluoto	62,27933	29,480802	361	65,6	Sh
42	Orivesi	62,22957	29,18707	330	29,7	Sh
43	Unnukka	62,347	27,986433	81	34	Sh
44	Keuruselkä 113	62,1823333	24,67195	117	29,5	Sh
45	Haukivesi Heposelkä 35	62,09672	28,18509	560	47,2	Sh
46	Päijänne_70	62,04059	25,46495	1080	16,2	SVh
47	Pyhäjärvi_2	62,0202	29,55587	207	22	SVh
48	Kyyvesi_84	61,9715	27,14315	75	32,5	Sh
49	Puruvesi_39	61,53304	29,31478	416	30	SVh
50	Pihlajavesi_38	61,48514	28,52318	713	68	Sh
51	Puula_85	61,47847	26,34575	331	51	SVh
52	Kyrösjärvi_Santanenä	61,7169333	23,214333	96	25,9	Rh
53	Suonne_74	61,6726333	26,538917	89	31,5	SVh
54	Näsijärvi_117	61,4021	23,43008	211	61,5	Sh
55	Päijänne_76b	61,65964	25,4877	1080	60	SVh
56	Luonteri 43	61,62645	27,790533	116	68,4	SVh
57	Simpelejärvi_011	61,5938667	29,558767	88	16	SVh
58	Pyhäjärvi_Tampere	61,4026833	23,47775	122	26,6	SVh
59	Saimaa Hietasaari_022	61,19141	28,01606	347	61	SVh
60	Kuolimo 009	61,2754333	27,502417	79	36,4	SVh
61	Ruotsalainen_81	61,2400667	25,959967	74	49,8	SVh
62	Päijänne_26	61,11665	25,34166	1080	16,2	SVh
63	Vuohijärvi	61,1867333	26,702	87	60	SVh
64	Vanajavesi_Vanajanselkä	61,1753833	24,23675	103	21	Sh
65	Vesijärvi_34	61.095040	25.530944	108	30	SVh
66	Pyhäjärvi, Säskylä	61,0152	22,12512	155	24,6	SVh
67	Vesijärvi_10	61,01745	25,606817	108	30	SVh
68	Kivijärvi_Luumäki	60,9507333	27,671667	65	21,7	SVh
