

## ➤ Metsäojitettujen soiden typpi- ja fosforikuormitus Suomessa

Forestry on drained peatlands as a source of surface water nitrogen and phosphorus in Finland

Mika Nieminen, Sakari Sarkkola, Kersti Haahti, Tapani Sallantaus, Markku Koskinen & Paavo Ojanen

*Mika Nieminen, Sakari Sarkkola & Kersti Haahti, Luonnonvarakeskus, Latokartanonkaari 9, 00790 Helsinki, e-mail: mika.nieminen@luke.fi*  
*Tapani Sallantaus, Suomen ympäristökeskus, Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki*  
*Markku Koskinen, Helsingin yliopisto, Maataloustieteiden osasto, Viikinkaari 9, 00014 Helsingin Yliopisto*  
*Paavo Ojanen, Helsingin yliopisto, Metsätieteiden osasto, Latokartanonkaari 7, 00014 Helsingin Yliopisto*

Viime vuosina julkaistujen tutkimusten mukaan metsäojitettujen soiden vesistökuormituksen epäillään olevan moninkertaisesti aiemmin arvioitua suurempaa. Syynä tähän on se, että kuormitusta syntyy aiemmista käsityksistä poiketen silloinkin, kun ojitusalueilla ei ole vuosikausiin tehty mitään toimenpiteitä. Tässä työssä arvioitiin metsäojitusalueilta syntyvä vesistökuormitus ottamalla huomioon sekä tämä nykyisistä metsätaloustoimenpiteistä riippumaton ”ojituslisä” että kunnostusojituksen, lannoituksen ja hakkuiden aiheuttama kuormitus. Tehdyn arvion mukaan metsätaloudesta ojitetuilla soilla syntyy Suomessa vuosittain typpikuormitusta noin 8 500 Mg ja fosforikuormitusta 590 Mg. Kun ojituslisä otetaan huomioon, typpikuormitus on noin 18-kertainen ja fosforikuormitus 6–7-kertainen aiempiin vain eri toimenpiteiden kuormitukset huomioon ottaviin arvioihin verrattuna. Vesiensuojelun kannalta oleellista olisi selvittää, mitkä tekijät ojitusalueilla aiheuttavat ojituslisän muodossa tapahtuvaa pysyvää kuormitusta ja mitä tämän kuormituksen torjumiseksi on tehtävissä.

Avainsanat: huuhtoutuminen, ojitus, suometsätalous, turvemaat, vesistövaikutukset  
Keywords: leaching, drainage, peatland forestry, water quality

## Johdanto

Viime vuosina on julkaistu useita tutkimuksia, joiden mukaan metsäojitettujen soiden ravinnekuormitus olisi huomattavasti suurempaa kuin on aiemmin arvioitu (Nieminen ym. 2017, 2018a, Marttila ym. 2018). Aiemmin ajateltiin, että metsäojituksen vesistövaikutukset ovat lyhytaikaisia eli kuormitukset palautuvat takaisin luonnontilaisten soiden tasolle 10–20 vuodessa (Finér ym. 2010). Nieminen ym. (2017) osoittivat kuitenkin, että ravinnekuormitus ojitetuilla soilla on pysyvästi suurempaa kuin luonnontilaisilla soilla.

Ojituksen aiheuttamaa pysyvää, luonnontilaisten soiden kuormitusta suurempaa vesistökuormitusta on eri yhteyksissä kutsuttu ”vanhojen ojitusten kuormitukseksi”, ”kertaalleen ojitettujen soiden kuormitukseksi” tai ”ojitettujen soiden taustakuormitukseksi”. Tässä artikkelissa viittaamme kyseiseen kuormitukseen ”ojituslisänä”. Sillä tarkoitetaan vesistökuormitusta, jota syntyy silloinkin, kun ojitetuilla soilla ei ole vuosikausiin tehty kuormitusta synnyttäviä metsätaloustoimenpiteitä (Kuva 1). Tämän ojituslisän lisäksi metsätalous ojitetuilla soilla kuormittaa vesistöjä aina, kun ojia kunnostetaan (Joensuu ym. 2002, Nieminen ym. 2010), kasvupaikka lannoitetaan (Nieminen & Ahti 1993, Piirainen ym. 2013) tai tehdään hakkuita ja niihin liittyviä maanmuokkauksia (Nieminen 2003, 2004, Kaila ym. 2014, 2015, Nieminen ym. 2015). Finérin ym. (2010) tekemien nk. ominaiskuormituslukuihin perustuvien laskelmien mukaan näiden metsätaloustoimenpiteiden yhteenlaskettu typpikuormitus ojitetuilla soilla oli Suomessa n. 460 Mg ja fosforikuormitus 90 Mg vuonna 2016. Ojituslisän epäillään olevan kunnostusojituksen, lannoituksen ja hakkuiden aiheuttamaa kokonaiskuormitusta moninkertaisesti suurempaa, mutta arviot perustuvat hyvin karkeisiin laskelmiin (Nieminen ym. 2017, 2018a).

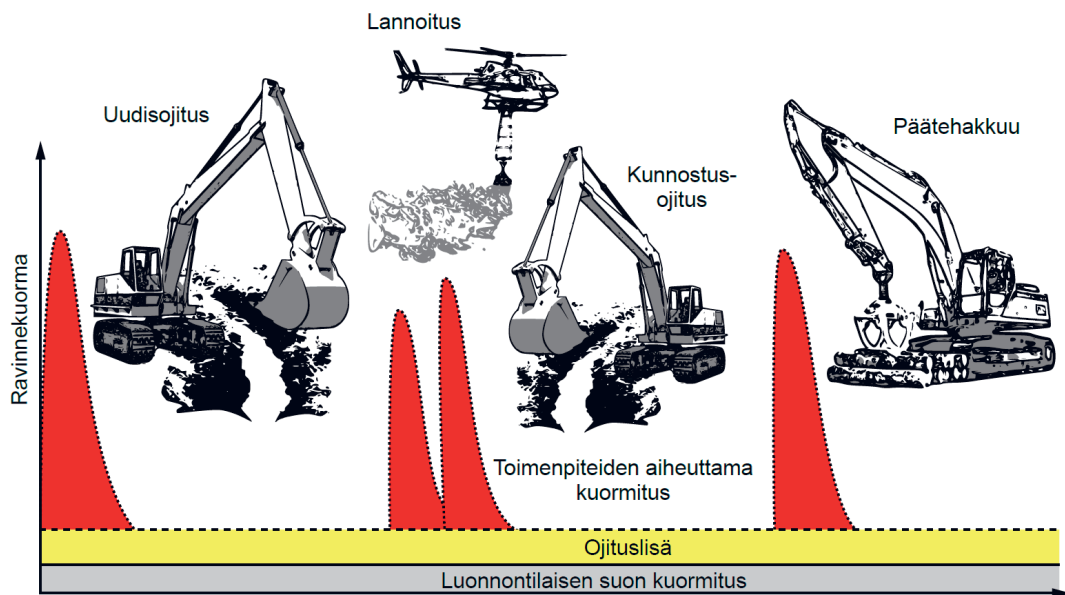
Syytä ojituslisän syntyyn ei tunneta. On mahdollista, että uudisojitus muuttaa valuntaoloja ja ravinnekiertoa niin, ettei kuormitus ojituksen jälkeen enää palaa luonnontilaisten soiden kuormituksen tasolle. Erityisesti minerotrofisilla soilla tärkeä merkitys voi olla sillä, että luonnontilaisina ne pidättävät kivennäisravinteita yläpuolisilta alueilta valuvista vesistä, kun taas ojituksen jälkeen

nämä vedet valuvat ojia pitkin vesistöihin ilman merkittävää kontaktia suokasvillisuuden tai turpeen kanssa (Sallantaus 1988, Laine ym. 1995).

On myös mahdollista, että kuormitus uudisojituksen jälkeen ensin palaa lähelle luonnontilaisten soiden tasoa, mutta alkaa myöhemmin kasvaa. Tämä kasvu voi selittyä esimerkiksi sillä, että eri metsätaloustoimenpiteiden kuormitusvaikutukset vähitellen kumuloiduvat niin, että kuormitus metsätaloustoimien jälkeen aina jää hieman aiempaa korkeammalle tasolle. Tai syynä voi olla, että turpeen hajotus kiihtyy ojituksesta kuluneen ajan funktiona esimerkiksi siksi, että syviinkin turvekerrokseen virtaa happea puuston ja samalla sen haihdunnan kasvaessa ja suon vedenpinnan tällöin laskiessa (Sarkkola ym. 2010, Ojanen & Minkkinen 2019). On myös mahdollista, että ilmaston lämpeneminen on kiihdyttänyt orgaanisen aineen hajotusta ja sitä kautta ravinteiden vapautumista erityisesti ojitetuilla soilla. Turpeen hävikki ojitetuilla soilla on sitä nopeampaa, mitä lämpimämpi on ilmasto (Hiraishi ym. 2014).

Nieminen ym. (2017, 2018a) tulosten mukaan on ilmeistä, että ainakin typpikuormitus ojitusalueilta on kasvussa. Samaan tulokseen päätyivät Räike ym. (2019) tutkiessaan Itämereen laskevissa jokivesistöissä tapahtuneita muutoksia typen ja fosforin pitoisuuksissa ja huuhtoumissa. Typen kuormitus oli kasvanut vuosina 1995–2016 useissa jokivesistöissä. Kuormituksen lisääntymistä ei selittänyt kivennäismaiden metsien, peltojen tai yhdyskuntien pinta-ala valuma-alueilla, mutta selvä yhteys löytyi typpikuormituksen kasvun ja ojitettujen soiden pinta-alan välille.

Tämän työn tarkoitus on tuottaa nykyistä tarkemmat ravinnekuormitusarviot metsäojitetuille soille niin, että myös aiemmin huomiotta jätetty ojituslisä sisältyy arvioihin. Ojituslisän olemassaolon tunnistamisen jälkeen on selvää, että vesistökuormitusarviot on päivitettävä vastaamaan muuttunutta käsitystä metsäojitettujen soiden vesistökuormituksesta. Kuormituksen nykyistä tarkempaa arviointia tarvitaan mm. vesiputedirektiivin (2000/60/EY) ja meristrategiadirektiivin (2008/56/EY) toteuttamiseen sekä Euroopan ympäristökeskukselle (EEA) ja Itämeren suojelukomissiolle (HELCOM) tapahtuvaan raportointiin. Myös Kansalliseen metsästrategiaan 2025 on asetettu tavoitteita, jotka edellyttävät metsä-



Kuva 1. Nykykäsitys vesistökuormituksen synnystä metsäojitusalueilla. Luonnontilaisten soiden kuormitusta suurempaa kuormitusta aiheuttaa pysyvä ojituslisä sekä metsätaloustoimien, kuten kunnostusojituksen, lannoituksen ja hakkuiden synnyttämä kuormitus. Nieminen ym. (2017, 2018a) mukaan vesistökuormitusta synnyttää myös se, että ojituslisä kasvaa, kun ojituksesta on kulunut yhä kauemmin aikaa.

*Fig. 1. Schematic presentation of the effect of forestry on drained peatlands on nutrient exports. Forestry increases nutrient exports beyond the levels of pristine peatlands (Luonnontilaisten soiden kuormitus) because of the legacy effect of drainage (Ojituslisä) and the nutrient exports caused by forestry operations, such as ditch network maintenance (Kunnostusojitus), fertilization (Lannoitus), and harvesting (Päätelhakku).*

talouden kuormituksen tarkempaa tuntemusta. Kuormitusten päivittäminen on nähty niin tärkeäksi, että samaan aikaan tekemämme metsäojitusalueiden vesistökuormituksen uudelleenarvioinnin kanssa Valtioneuvosto käynnisti selvityksen, jossa tarkoituksena oli päivittää koko metsätalouden vesistökuormitusarvio (Finér ym. 2020).

## Aineisto ja menetelmät

### Laskennan perusteet

Tutkimus toteutettiin laskemalla maakunnittain metsäojitetuilta alueilta syntyvä typpi- ja fosforikuormitus ottaen huomioon sekä ojituslisä että kunnostusojituksen, lannoituksen ja uudistushakkuiden vaikutus kuormitukseen. Ojituslisä laskettiin malleilla, jotka tuottivat maakunnittaiset ojitusalueiden valumavesien typpi- ja fosforipitoisuudet ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) tilanteessa, jossa kaikki nykyisin ojitetuna olevat alueet on

ojitettu (ojitusskenaario) sekä tilanteessa, jossa niitä ei ole ojitettu (luonnontilaisskenaario). Nämä pitoisuudet kerrottiin mallin avulla maakuntiin tuotetuilla valunnoilla ja Valtakunnan metsien inventoinnin (VMI12) mukaisilla maakunnittaisilla ojituspinta-aloilla, jotta päästiin maakunnittaisiin typpi- ja fosforikuormiin (Mg/maakunta) ojitus- ja luonnontilaisskenaarioissa. Ojituslisä laskettiin lopulta ojitus- ja luonnontilaisskenaarioiden typpi- ja fosforikuormien erona. Muu kuin ojituslisän aiheuttama kuormitus (lannoitus, kunnostusojitus, hakkuut) laskettiin yksinkertaisesti käyttämällä aiempia arvioita näiden toimenpiteiden yhteenlasketusta valtakunnallisesta kuormituksesta (Finér ym. 2010) ja jakamalla se ojituspinta-alojen suhteessa eri maakuntiin.

Laskelmissa käytettävät lämpösummat (d.d.,  $> 5\text{ °C}$ ) ja sadannat (mm) perustuvat Ilmatieteen laitoksen aineistoihin vertailukaudelta 1981–2010 (Pirinen ym. 2012) tai edeltävältä 30 vuoden jaksolta aineiston keräämisen loppumisesta alkaen

(lämpösummat Taulukossa 1). Lämpösummien ja sadannan alueellistamisessa tietyille valuma-alueelle tai eri maakuntiin on hyödynnetty Ilmatieteen laitoksen tuottamaa mittausasemien aineistoa, alueellisia sadanta- ja lämpösummakarttoja sekä 10 km × 10 km hilaruudukkoon interpoloitua vuorokautisten keskilämpötilojen aineistoa.

### Maakunnittaiset valunnat

Maakunnittaiset keskivalunnat tuotettiin hyödyntämällä Suomen ympäristökeskuksen nk. pienten valuma-alueiden aineistoa käyttäen vain alueita, joilla peltoa oli alle 20 % (n = 35). Valunta-aineisto (keskimääräinen vuosivalunta 1991–2010, mm) analysoitiin epälineaarilla regressiomalleilla käyttäen selittävinä muuttujina säätekijöitä, kuten valuma-alueelle estimoitua lämpösummaa (Tsum) ja keskimääräistä vuosisadantaa (P). Voimakkaimmin valuntaa (Q, mm) selitti seuraava malli (r<sup>2</sup> = 0,58):

$$422,226 / \left( 1 + e^{\frac{P}{Tsum} - 0,443} \right)^{0,099} \quad (1)$$

Tätä mallia ja maakunnittaisia sadantoja ja lämpösummia käyttäen laskettiin maakunnittaiset valunnat ojitus- ja luonnontilaisskenaarioissa olettaen, että valunta on sama ojitus- ja luonnontilaisskenaarioissa. Valunnan mahdollista vähenemistä ojituksen vaikutuksesta (Koivusalo & Laurén 2011) ja sen vaikutusta tuloksiin testattiin laskemalla metsäojitettujen soiden typpi- ja fosforikuormitukset myös niin, että luonnontilaisskenaariossa oletettiin 30 mm suurempi valunta kuin mallilla (1) laskettuna.

### Maakunnittaiset typpi- ja fosforipitoisuudet

#### Pitoisuusaineisto

Maakunnittaiset valumavesien fosfori- ja typpi-pitoisuudet tuotettiin tilastollisilla laskentayhtälöillä käyttäen niiden laadinnan pohja-aineistona eri lähteistä koottua pitoisuusaineistoa. Aineistona käytettiin luonnontilaisten soiden osalta Niemisen ym. (2017) kokoamia aineistoja ja ojitetujen soiden osalta Niemisen ym. (2017, 2018a) ko-

koamia aineistoja. Lisäksi aineistoon sisällytettiin kymmenen Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) seuraamaa metsäistä valuma-alueita, joita Niemisen ym. (2017, 2018a) aineistoissa ei ollut. Alustavan analyysin perusteella kaikista ojitetuista valuma-alueista kuitenkin poistettiin tuplaojituksella muodostetut nk. keinotekoiset valuma-alueet (Koivusalo ym. 2008) sekä alueet, joilla vesinäytteitä oli otettu hyvin vähän (keskimäärin < 8 kpl/vuosi). Aineiston pitoisuusanalyysissä näihin alueisiin näytti liittyvän selvästi eniten selittämätöntä vaihtelua. Aineistossa oli kuitenkin vain vähän sellaisia alueita, joilla ojitettua alaa oli vähän (< 10 % valuma-alueesta). Aineiston täydentämiseksi aineistoon lisättiin nk. Metsätalouden seurantaverkosta (Tuukkanen ym. 2017) kolme tällaista aluetta (Ojakorpi, Paunulanpuro, Rantainrahka). Seurantaverkon kahta muuta vain vähän ojitettua aluetta (Rudbäcken ja Laanioja) ei tähän tutkimukseen sisällytetty, koska toisella alueista oli merkittävästi maatalousmaata ja toinen sijaitsi muihin alueisiin nähden paljon pohjoisempana.

Lopullisessa aineistossa valuma-alueita oli 99 kpl (Taulukko 1). Pitoisuusaineisto koostuu eri alueille lasketuista erilaisten havainnointijaksosten (2–31 vuotta) typpi- ja fosforipitoisuuksien aritmeettisistä keskiarvoista.

Aineiston koostamisessa periaate oli sama kuin Nieminen ym. (2017, 2018a) julkaisuissa eli pyrittiin siihen, että ojitetuilla valuma-alueilla ei olisi viimeisen 20 vuoden aikana ennen aineiston keruuta eikä aineiston keruuajana ollut tehty metsätaloustoimenpiteitä merkittävässä määrin. Tämä siitä syystä, että metsätaloustoimenpiteiden aiheuttama kuormitus ja ojituslisä tällöin sekoittuisivat keskenään, mikä tekisi ojituslisän arvioinnista vaikeaa (Kuva 1). Edellä mainittujen kolmen Metsätalouden seurantaverkosta poimitun alueen osalta tehdyistä metsätaloustoimenpiteistä ei ole varmuutta. Koska metsätalous kangasmailla lisää ojitusalueisiin verrattuna kuormitusta kuitenkin verraten vähän (Palviainen ym. 2016) ja koska ojitettua aluetta oli vähän (4–8 % valuma-alueesta), viimeisen 20 vuoden aikana tehdyillä metsätaloustoimenpiteillä voidaan olettaa olleen vain vähän vaikutusta valumaveden typpi- ja fosforipitoisuuksiin myös Metsätalouden seurantaverkosta poimituilla alueilla.

Taulukko 1. Ojituslisän laskemisen perustana oleva pitoisuusaineisto. Suo-% = soiden osuus valuma-alueen alasta; Oj-% = ojitetujen soiden osuus valuma-alueen alasta; Tsum = lämpösumma, d.d. (> 5 °C); N = typen keskipitoisuus valumavedessä, µg l<sup>-1</sup>; P = fosforin keskipitoisuus valumavedessä, µg l<sup>-1</sup>. Valuma-alueiden tarkemmat kuvaukset löytyvät mm. julkaisuista: Haapanen ym. (2006)<sup>6</sup>, Kaila ym. (2015)<sup>8</sup>, Kortelainen ym. (2006)<sup>2</sup>, Koskinen ym. (2017)<sup>15</sup>, Laine ym. (2004)<sup>4</sup>, Mattsson ym. (2003<sup>1</sup>, 2006<sup>13</sup>), Nieminen ym. (2017<sup>3</sup>, 2020<sup>14</sup>), Sallantaus & Kaipainen (1995)<sup>16</sup>, Sarkkola ym. (2009)<sup>7</sup>, Tattari ym. (2017)<sup>12</sup>, Ukonmaahano ym. (2016)<sup>11</sup>, Åström ym. (2001<sup>9</sup>, 2005<sup>10</sup>) sekä Metsätalouden seurantaverkon esittelysivulta (<http://kartta.luke.fi/vesidata/>)<sup>5</sup>. Julkaisuaineisto on merkitty yläindeksillä<sup>1</sup>.

Table 1. The 99 catchment areas used for modeling of the drainage legacy effect. Peat-% = percentage of peatlands in the catchment; Dr. Peat-% = percentage of drained peatlands in the catchment; Tsum = temperature sum, d.d. (>5 °C); N = average N concentration in runoff water, µg l<sup>-1</sup>; P = average P concentration in runoff water, µg l<sup>-1</sup>.

Alue Catchment	Suo-% Peat-%	Oj-% Dr. Peat-%	Tsum Tsum	N N	P P	Alue Catchment	Suo-% Peat-%	Oj-% Dr. Peat-%	Tsum Tsum	N N	P P
Rörstrand5 <sup>1</sup>	13	0	1355	530	18	Ojakorpi <sup>5</sup>	5	5	1335	700	35
Rörstrand2 <sup>1</sup>	16	0	1355	490	22	Paunulanpuro <sup>5</sup>	8	8	1340	650	35
Kotinen <sup>1</sup>	17	0	1200	380	10	Rantainrahka <sup>5</sup>	8	8	1350	650	12
Huusionkorpi <sup>2</sup>	21	0	1375	340	8	Suurisuo_lähtevä <sup>1</sup>	51	11	1350	545	14
Lymnkorpi <sup>1</sup>	18	0	1190	560	16	Pehkusuonoja <sup>6</sup>	18	11	1220	515	21
Susimäki <sup>1</sup>	28	0	1250	680	30	Suopuro <sup>7</sup>	70	13	1070	423	10
Pyhä-Häkki2 <sup>1</sup>	10	0	1140	390	13	WTH1 <sup>8</sup>	33	33	1435	1437	47
Pyhä-Häkki3 <sup>1</sup>	22	0	1140	520	18	WTH2 <sup>8</sup>	88	88	1435	1368	73
Pyhä-Häkki1 <sup>1</sup>	42	0	1140	430	13	Ctrl-WTH <sup>8</sup>	74	74	1435	980	43
Sidlandet1 <sup>1</sup>	39	0	1170	940	26	SOH1 <sup>8</sup>	55	55	1450	1401	96
Sidlandet2 <sup>1</sup>	36	0	1170	710	24	SOH2 <sup>8</sup>	37	37	1450	981	49
Piilopirtinaho1 <sup>1</sup>	47	0	1040	390	11	Ctrl-SOH <sup>8</sup>	20	20	1450	1026	45
Piilopirtinaho2 <sup>1</sup>	45	0	1040	460	11	Peuraneva <sup>10</sup>	45	32	1110	855	–
Kivimäki <sup>1</sup>	24	0	1070	310	7	Kytösaarenneva <sup>10</sup>	60	60	1110	874	–
Kortesuo <sup>1</sup>	42	0	1025	340	12	Lodispuro <sup>9</sup>	75	75	1130	–	36
Roninsuo <sup>1</sup>	55	0	955	290	15	Jämnräsket <sup>9</sup>	40	40	1130	–	40
Ritalehto <sup>1</sup>	40	0	955	300	19	M10 <sup>11</sup>	51	51	1070	683	18
Joutensuo <sup>1</sup>	42	0	955	270	13	KV13 <sup>11</sup>	56	56	1110	439	10
Takkupuro1 <sup>1</sup>	27	0	955	190	5	ML10 <sup>11</sup>	72	72	1090	713	39
Takkupuro2 <sup>1</sup>	51	0	955	210	5	s24 <sup>11</sup>	33	33	1065	442	12
Runkaus <sup>1</sup>	71	0	790	410	8	BA4 <sup>14</sup>	46	41	1190	618	19
Yli-Knuutila <sup>2</sup>	1	0	1255	1500	32	BA5 <sup>14</sup>	50	28	1225	924	38
Teeressuonoja <sup>2</sup>	12	0	1250	850	14	BA6 <sup>14</sup>	53	45	1225	735	20
Kruununoja <sup>2</sup>	88	0	1090	430	13	BA3 <sup>14</sup>	45	41	1225	752	38
Murtopuro <sup>2</sup>	54	0	1000	440	31	Tuulimäensuo <sup>3</sup>	39	37	1120	576	31
Liuhapuro <sup>2</sup>	53	0	1030	420	23	Käskikivenlampi <sup>3</sup>	42	39	1120	604	30
Suopuro <sup>2</sup>	64	0	1010	340	11	Suurisuo_in <sup>3</sup>	30	30	1345	845	31
Välipuro <sup>2</sup>	53	0	1010	450	16	T3 <sup>15</sup>	38	38	1190	677	17
Kivipuro <sup>2</sup>	28	0	1010	430	25	T1 <sup>15</sup>	14	14	1190	1023	31
Koivupuro <sup>2</sup>	53	0	1010	300	12	T4 <sup>15</sup>	41	41	1190	810	21
Iso-Kauhea <sup>2</sup>	50	0	1025	510	14	T5 <sup>15</sup>	38	38	1190	826	20
Korsukorpi <sup>2</sup>	56	0	1025	370	11	C3 <sup>15</sup>	41	41	1190	772	15
Porkkavaara <sup>2</sup>	16	0	1015	200	5	Pato 105 <sup>j</sup>	31	23	890	448	12
Kangasvaara <sup>2</sup>	8	0	1015	130	4	Vilppula_B <sup>3</sup>	100	100	1240	1060	39
Kangaslampi <sup>2</sup>	9	0	1015	240	10	Huhtisuonoja <sup>12</sup>	47	47	1385	1050	30
Katajavaara7 <sup>2</sup>	13	0	910	180	7	Lettosuo <sup>j</sup>	41	41	1345	1619	95
Katajavaara8 <sup>2</sup>	4	0	910	160	4	Ruokekorpi <sup>j</sup>	20	4	1360	385	9
Katajavaara10 <sup>2</sup>	0	0	910	39	11	Ruokesuo <sup>16</sup>	27	25	1360	470	11
Oijusluoma1 <sup>2</sup>	28	0	800	220	9	Paroni <sup>6</sup>	10	10	1380	590	14
Oijusluoma2 <sup>2</sup>	41	0	800	210	7	Vanneskorvenoja <sup>6</sup>	8	5	1250	366	19
Oijusluoma3 <sup>2</sup>	38	0	800	130	3	Porraskorvenoja <sup>6</sup>	13	13	1250	476	31
Oijusluoma6 <sup>2</sup>	37	0	800	180	5	Lehmikorvenoja <sup>6</sup>	14	14	1170	503	18
Porrasneva <sup>3</sup>	21	0	1245	729	11	Ilkansuo <sup>j</sup>	20	16	1360	516	13
Häädetkeidas <sup>3</sup>	75	0	1225	544	14	Jylisjärvi <sup>6</sup>	30	30	1350	630	14
Lakkasuo7 <sup>4</sup>	100	0	1236	404	7	Rudbäck8 <sup>13</sup>	5	5	1450	393	9
Lakkasuo3 <sup>4</sup>	60	0	1236	318	8	Mustospuro <sup>3</sup>	43	0	1140	449	14
Näräkistönmaa <sup>3</sup>	80	0	1250	574	15	Pato116 <sup>i</sup>	28	0	930	302	10
Punassuo <sup>3</sup>	74	0	1475	831	15	Ohenoja <sup>3</sup>	70	0	1110	468	22
Santakangas <sup>3</sup>	70	0	1250	354	6	Heinisuo <sup>j</sup>	20	0	1175	366	11
Pato94 <sup>j</sup>	42	0	1220	401	12						

### Pitoisuuksien laskenta

Typpi- ja fosforipitoisuusaineisto analysoitiin regressiomalleilla pitoisuuksiin vaikuttavien tekijöiden selvittämiseksi. Jotta malleilla voitiin alueellistaa pitoisuudet eri maakuntiin, selittävinä tekijöinä käytettiin verraten helposti saatavilla olevia muuttujia, eli säätekijöitä kuten lämpösummaa, ojitetun alueen osuutta valuma-alueen pinta-alasta (myöhemmin ojitus-%) sekä luonnontilaisten soiden osuutta valuma-alueen pinta-alasta (Taulukko 1). Esimerkiksi aiemmassa tutkimuksessa (Nieminen ym. 2018a) tärkeäksi selittäjäksi paljastunutta ojituksesta kulunutta aikaa (ojitusikää) ei käytetty siksi, että luotettavan maakunnittaisen arvion saaminen olisi hyvin vaikeaa. Puustotietoja ei voitu käyttää ojituslisän mallintamisessa ja maakunnittaisen tulosten tuottamisessa siksi, että useimmilla tutkituista 99 valuma-alueesta puustotietoja ei ollut mitattu.

Typpi- ja fosforipitoisuudet olivat sitä korkeampia mitä korkeampi oli lämpösumma ja ojitus-% (Kuva 2), joten laskennassa päädyttiin käyttämään mallia, jossa selittäjinä ovat lämpösumma, ojitus-% ja näiden yhdysvaikutus:

$$Pitoisuus = (1 + a \times \text{ojitus-\%}) \times (b + c \times Tsum) \quad (2)$$

Lisäksi testattiin selittäjänä luonnontilaisen suon osuutta valuma-alueesta, mutta se ei ollut tilastollisesti merkitsevä selittäjä, eikä sillä ollut vaikutusta ojituslisän suuruuteen malliennusteissa, joten sitä ei käytetty lopullisessa mallissa. Mallien parametrit ja niiden varianssit ja kovarianssit on ilmoitettu taulukossa 2.

Lopullinen laskenta tapahtui niin, että ojitus-% yhtälössä (2) asetettiin joko 0:ksi (luonnontilaiskenaario) tai 100:ksi (ojitusskenaario), näin saadut pitoisuudet kerrottiin yhtälöllä (1) tuotetuilla maakunnittaisilla valunnoilla sekä maakunnittaisilla ojituspinta-aloilla, ja ojituslisä (Mg/maakunta) laskettiin lopulta ojitusskenaariota ja luonnontilaiskenaariota maakunnittaisen kuormitusten (maakunnittainen pitoisuus  $\times$  maakunnittainen valunta  $\times$  maakunnittainen ojituspinta-ala) erotuksena.

Taulukko 2. Typpi- ja fosforipitoisuuksia selittävän mallin (yhtälö 2) parametrit sekä niiden p-arvot, varianssit (var) ja kovarianssit (cov).

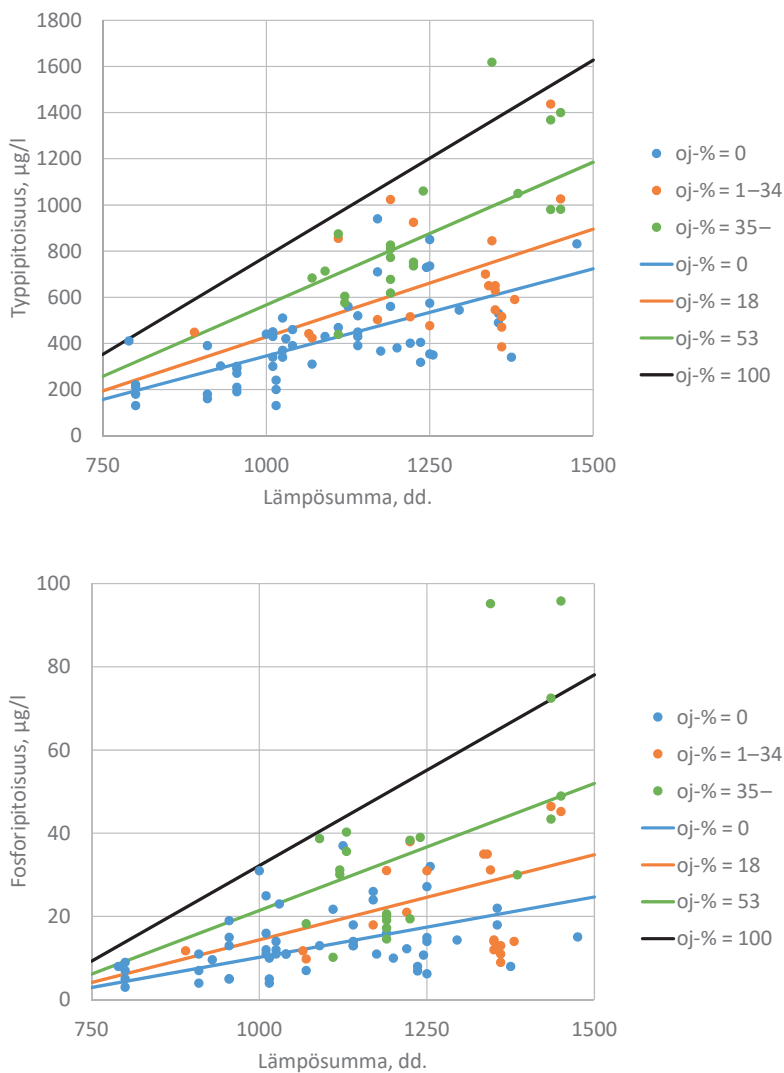
Table 2. Parameters (and their p-value, variance and covariance) of the models explaining N and P concentrations (equation 2).

Parametri Parameter	N-malli N model	P-malli P model
a	$1,19 \times 10^{-2}$	$2,33 \times 10^{-2}$
p(a)	$1,39 \times 10^{-6}$	$2,54 \times 10^{-5}$
var(a)	$5,31 \times 10^{-6}$	$2,77 \times 10^{-5}$
b	$-4,47 \times 10^2$	$-1,78 \times 10^1$
p(b)	$1,36 \times 10^{-3}$	$1,42 \times 10^{-2}$
var(b)	$1,83 \times 10^4$	$4,98 \times 10^1$
c	$7,92 \times 10^{-1}$	$2,75 \times 10^{-2}$
p(c)	$3,35 \times 10^{-9}$	$4,46 \times 10^{-5}$
var(c)	$1,47 \times 10^{-2}$	$4,13 \times 10^{-5}$
cov(a,b)	$1,33 \times 10^{-1}$	$1,76 \times 10^{-2}$
cov(a,c)	$-1,51 \times 10^{-4}$	$-2,05 \times 10^{-5}$
cov(b,c)	$-1,62 \times 10^1$	$-4,45 \times 10^{-2}$

## Tulokset

Metsäojitusala eri maakunnissa vaihteli Ahvenanmaan 5 000 hehtaarin ja Pohjois-Pohjanmaan 1 282 000 hehtaarin välillä (taulukko 3). Mallinnettu vuosivalunta (yhtälö 1) vaihteli Ahvenanmaan 213 mm:n ja Lapin 375 mm:n välillä. Hehtaarikohtainen ojituksen vuotuinen tyypillisä vaihteli Lapin noin 1,0 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja Etelä-Suomen 1,8 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> välillä ja fosforin ojituslisä vastaavasti Lapin 50 g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja Etelä-Suomen 114 g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> välillä (laskettavissa jakamalla maakunnittaiset ojituslisät ojitusalalla).

Ojituslisä tyypelle oli suurin Pohjois-Pohjanmaalla (1 560 Mg a<sup>-1</sup>) ollen samaa suuruusluokkaa kuin aiempi arvio (1 600 Mg a<sup>-1</sup>) koko metsätalouden kuormituksesta Suomessa (Finér ym. 2010). Ojituslisä koko maassa oli tyypelle 8 073 Mg a<sup>-1</sup> ja fosforille 494 Mg a<sup>-1</sup>. Metsäojitettujen soiden kokonaiskuormitus käsittäen ojituslisän ja eri metsätalustoimenpiteiden vaikutukset oli typen osalta 8 537 Mg a<sup>-1</sup> ja fosforin osalta 585 Mg a<sup>-1</sup>.



Kuva 2. Typpi- ja fosforipitoisuus lämpösunnan funktiona tutkimuksen aineistossa (Taulukko 1). Aineisto on metsä-  
ojituksen vaikutuksen havainnollistamiseksi luokiteltu kuvissa ojitusprosentin (oj-%) mukaan. Suorat kuvaavat  
pitoisuutta selittävien mallien (yhtälö 2, Taulukko 2) lämpösunnariippuvuuksia aineiston luokkien keskimääräisillä  
ojitusprosentteilla.

Figure 2. Nitrogen (Typpipitoisuus) and phosphorus (Fosforipitoisuus) concentration versus temperature sum (Lämpö-  
summa) in the data set (Table 1). To illustrate the effect of forestry-drainage, the data is classified according to drainage  
percentage (oj-%, Dr. Peat-% in Table 1). The lines depict the temperature sum dependency of the concentration models  
(equation 2, Table 2) at varying drainage percentages.

Taulukko 3. Metsäojitusala, mallinnettu valunta sekä eri maakuntiin laskettu metsäojitettujen soiden typpi- ja fosforikuormitus sisältäen sekä ojituslisän että suometsätalouden aiheuttaman muun kuormituksen (Finér ym. 2010).

Table 3. Forestry-drained area and runoff in different regions in Finland, and N and P exports from forestry-drained peatlands including the legacy effect of drainage, the effect of current forestry operations (according to Finér et al. 2010), and their sum as the total effect of forestry.

Maakunta Region	Ala Area 1000 ha	Valunta Runoff $\text{mm a}^{-1}$	Lisä N Legacy N $\text{Mg a}^{-1}$	Lisä P Legacy P $\text{Mg a}^{-1}$	Muu N Other N $\text{Mg a}^{-1}$	Muu P Other P $\text{Mg a}^{-1}$	N yht. Tot. N $\text{Mg a}^{-1}$	P yht. Total P $\text{Mg a}^{-1}$
Uusimaa	79	252	138	9	6	1,2	145	10
Varsinais-Suomi	122	252	214	14	10	1,9	223	16
Satakunta	196	270	322	21	15	3,0	337	24
Kanta-Häme	75	270	132	9	6	1,2	138	10
Pirkanmaa	246	290	402	26	19	3,8	421	29
Päijät-Häme	71	231	107	7	6	1,1	112	8
Kymenlaakso	70	252	123	8	5	1,1	128	9
Etelä-Karjala	83	270	146	9	6	1,3	153	11
Etelä-Savo	264	270	433	28	21	4,1	454	32
Pohjois-Savo	355	291	536	34	28	5,4	564	39
Pohjois-Karjala	449	291	678	43	35	6,9	713	49
Keski-Suomi	373	310	600	38	29	5,7	629	43
Etelä-Pohjanmaa	444	270	623	39	35	6,8	657	46
Pohjanmaa	167	226	195	12	13	2,6	208	15
Keski-Pohjanmaa	169	293	213	13	13	2,6	226	16
Pohjois-Pohjanmaa	1282	315	1560	93	100	19,7	1660	112
Kainuu	598	350	809	48	47	9,2	856	57
Lappi	883	375	837	44	69	13,5	906	58
Ahvenanmaa	5	213	7	0,5	0,4	0,1	8	0,6
Yhteensä, Sum	5931	–	8073	494	464	91	8537	585

## Tarkastelu

Tutkimuksen mukaan ojituslisä on selvästi suurempi ravinnekuormittaja ojitusalueilla kuin metsätaloustoimenpiteet (kunnostusojitus, lannoitus, hakkuut). Aiempi Finérin ym. (2010) vain toimenpiteet sisältävä ojitusalueiden kuormitusarvio oli typen osalta n. 460  $\text{Mg a}^{-1}$  ja fosforin osalta n. 90  $\text{Mg a}^{-1}$  ja tässä työssä laskettu myös ojituslisän sisältämä arvio vastaavasti typen osalta n. 8 500  $\text{Mg a}^{-1}$  ja fosforin osalta 590  $\text{Mg a}^{-1}$ . Kun ojituslisä otetaan huomioon, tyyppikuormitus on siten noin 18-kertainen ja fosforikuormitus 6–7-kertainen aiempiin arvioihin verrattuna. Aiemmissä arvioissa ojitusalueiden kuormitus oli maatalouden kuormituksesta vain 2–5 % (Finér ym. 2010), kun taas tässä työssä lasketut ojituslisän sisältämät kuormitusarvot ovat maatalouden kuormituksesta lähes kolmasosa. Ojituslisän sisältämällä arvioilla suometsätalous nousee toiseksi suurimmaksi ih-

misperäiseksi vesistökuormittajaksi maassamme ja moninkertaisesti suuremmaksi kuormittajaksi kuin metsätalous kangasmailla.

Suurin epävarmuus laskennassa liittyy pinta-alaan, jolla ojituksen lisäkuormitusta (ojituslisää) oletetaan syntyvän. Suomessa metsäojituspinta-ala on kaikkiaan n. 5,9 Mha, mutta siitä n. 1,3 Mha luokitellaan Valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI) ojitetuiksi kankaiksi. Selvää käsitystä ei ole siitä, onko ojitettujen kankaiden vesistökuormitus verrattavissa kangasmetsiin vai ojitettuihin soihin. Aineistossamme oli myös ohutturpeisia soita, joilla valumaveden fosfori- ja tyyppipitoisuudet olivat ojitetuille soille tyypillisellä luonnontilaisilla soilla ja kankaita korkeammalla tasolla ja jotka VMI:ssa olisi luokiteltu ojitetuiksi kankaiksi. Tämä puoltaisi sitä, että myös ojitetuilla kankailla syntyy ojituslisää. Toisaalta osa ojitetuista kankaista on voinut jo ojitushetkellä olla kangasmetsien kaltaisia täysin



”turpeettomia” kasvupaikkoja, joten ainakaan turpeen hajoamisesta aiheutuvaa ojituslisää niillä ei voi syntyä. Toisaalta ojitetuilla kankaillakin on ojat eli eroosion aiheuttama kuormitus niillä on todennäköisesti suurempaa kuin kangasmetsissä. Mikäli tulokset laskettaisiin pelkästään ojitettujen soiden alaa kohden, ojituslisä Taulukossa 3 olisi noin 20 prosenttia alhaisempi.

Virhettä laskelmiin voi syntyä myös siitä, että valunnan oletettiin olevan samanlaista ojitetuilta ja luonnontilaisilta soilta. Yleinen käsitys ojituksen vaikutuksesta valuntaan Suomen olosuhteissa on, että ojitus on vähentänyt valuntaa siellä, missä se on selvästi lisännyt puuston kasvua ja samalla sen haihduttaa ja latvuspidentää. Koivusalon & Laurénin (2011) mukaan tulokset ojituksen vaikutuksesta hydrologiaan ovat kuitenkin ristiriitaisia ja vaikutusten todetaan olevan paikkakohtaisia alueiden maaperän ja vesitaloudellisten olosuhteiden takia. Jos suopuuston kasvu ei ole lisääntynyt ojituksen vaikutuksesta, kuten on mahdollista pohjoisissa oloissa ja karuilla ojitusalueilla, ojitus on johtanut valunnan kasvuun (Koivusalo & Laurén 2011). Soilla, joilla ojitus lisää paineellisen pohjaveden purkautumista pintavesiin, ojitus on myös voinut johtaa valuntojen kasvuun. Mikäli valunta olisi laskennassa oletettu luonnontilaiskenaariossa keskimäärin noin 30 mm suuremmaksi kuin ojituskenaariossa, ojituslisä Taulukossa 3 laskisi n. 3%.

Muun kuin ojituslisän aiheuttama kuormitus on tavallisesti laskettu nk. toimenpiteiden ominaiskuormituslukujen sekä toteutuneiden toimenpidepinta-alojen perusteella (Kenttämies 2006, Finér ym. 2010). Tällainen laskentatapa on hyvin työläs, koska esimerkiksi ojitettujen alueiden lannoituspinta-aloja ei ole helposti saatavissa ja koska toimenpidepinta-alat laskennassa pitää arvioida vähintään 10 vuoden ajalle. Tässä työssä muu kuormitus laskettiin jakamalla Finérin ym. (2010) valtakunnalliset kuormitusarviot maakuntiin suoraan pinta-alojen suhteessa. Laskentatapa on hyvin karkea, mutta muun metsätalouden vaikutus kokonaiskuormitukseen on ojituslisään verrattuna niin vähäinen, että käyttämämme laskentamenetelmä tuottaa tuloksiin todennäköisesti hyvin vähän virhettä.

Typpi- ja fosforipitoisuuksien mallien mukaan ojitetuilla soilla ravinnepitoisuuksien lämpösuumavaste on selvästi voimakkaampi kuin luonnontilaisilla soilla. Tämä voi osaltaan selittää sitä, miksi esimerkiksi typpipitoisuuksien ja -kuormien on havaittu kasvavan ojitusalueilta purkautuvissa vesissä (Nieminen ym. 2017, 2018a, Räike ym. 2019). Mallien mukaan ilmaston lämpeneminen (lämpösunnan kasvu) voi lisätä valumaveden typpipitoisuuksia sekä luonnontilaisilla että ojitetuilla soilla, mutta selvästi voimakkaammin ojitetuilla. Toisaalta lämpösunnan sisältyy niin monenlaista soihin ja ojitusalueisiin liittyvää vaihtelua, ettei sen perusteella suoraan voi tehdä päätelmiä ilmaston lämpenemisen vaikutuksista. Ojitussukkession vaikutus soihin on niin dramaattinen sekä turpeen fysikaalisten ja kemiallisten olosuhteiden että kasvillisuuden ja puuston kannalta, että typpipitoisuuksien ja -kuormien kasvuun voi toki olla muitakin syitä kuin ilmaston lämpeneminen. Ojitusalueiden kasvavat puustot ja niiden kasvavan haihdunnan kautta laskevat suon vedenpinnan tasot voivat olla yksi selitys, kun syviinkin turvekerrokseen pääsee yhä enemmän happea. Ojasen ja Minkkisen (2019) tulokset positiivisesta korrelaatiosta turpeen hävikin ja vedenpinnan syvyyden välillä tukevat johtopäätöstä, että syvien turvekerrosten kiihtyvä hajotus ojituksesta kuluneen ajan funktiona voi olla osasyynä kasvaviin vesistökuormiin. Kasvava puusto myös tuottaa turpeeseen helposti hajoavaa typpipitoista kariketta ja siivilöi ilmasta typen kuivalaskeumaa. Nämäkin tekijät voivat osaltaan selittää sitä, miksi vanhimmilla ja puustoisimmilla ojitusalueilla suovesiin päätyisi enemmän typpeä kuin nuorilla ojitusalueilla ja luonnontilaisilla soilla (Nieminen ym. 2017). Edelleen turpeen eroosio ja eroosioainekseen sitoutuneen partikkelimaisen typen ja fosforin huuhtoutuminen todennäköisesti kasvaa ojituksesta kuluneen ajan funktiona turpeen maatumisen edetessä yhä pidemmälle.

On ehkä hienoinen yllätys, että tässä julkaisussa esittämämme arviot metsäojitettujen alueiden (5,9 Mha) vesistökuormituksesta (N 8 500 Mg a<sup>-1</sup>, P 590 Mg a<sup>-1</sup>) ovat suuremmat kuin Valtioneuvoston vuonna 2019 käynnistämässä selvityksessä esitetyt arviot metsätalouden aiheuttamasta kuormituksesta (N 7 300 Mg a<sup>-1</sup>, P 440 Mg a<sup>-1</sup>) koko metsätalouden (22,2 Mha) alalla (Finér ym. 2020). Syytä eroihin on vaikea selittää lähinnä siksi, että mallien laadinnan

pohjana olevaa aineistoa ja sen valintaa ei kyseisessä nk. Metsävesiryhmän selvityksessä ole esitetty kovinkaan yksityiskohtaisesti. Esitetyistä tuloksista kuitenkin näkee, että aineistoon ei ole kuulunut esimerkiksi sellaisia alueita, joissa valumaveden typpipitoisuudet ovat yli noin  $900 \mu\text{g l}^{-1}$ , vaikka erityisesti Etelä-Suomen ojitusalueilla on yleisesti paljonkin korkeampia pitoisuuksia (esim. Kuva 2). Näiden ravinnepitoisuuksiltaan korkeiden ojitusalueiden puuttumisen lisäksi tähän työhön verrattuna alhaisempia kuormitusarvioita em. Metsävesiryhmän selvityksessä voi selittää mm. pitoisuusmallien erilaisuus. Tämän työn mallien perusteella metsäojitus lisää valumaveden ravinnepitoisuuksia voimakkaimmin etelässä, kun taas Metsävesiryhmän malleissa ojituksen vaikutus ei riipu alueen sijainnista. Edelleen Metsävesiryhmän malleissa muiden kuormitusta aiheuttavien tekijöiden (hakkuiden, kunnostusojituksen, lannoituksen) synnyttämän kuormituksen oletetaan sisältyvän malleilla laskettuun kuormitukseen, kun taas tässä työssä näiden muiden tekijöiden vaikutukset lisättiin malleilla laskettuun ojituslisää kuvaavaan kuormitukseen. Ovatpa syyt eroihin mitkä tahansa, on selvää, että kuormituslaskentaa on edelleen kehitettävä, koska erot tämän työn ja Metsävesiryhmän työn välillä ovat merkittäviä.

Oli ehkä myös hienoinen yllätys, ettei luonnontilaisen suon osuus ojitetun suon osuuden ohella tullut analyyseissämme merkitseväksi selittäjäksi pitoisuuksille. Etenkin typpi on vahvasti kytköksissä orgaanisen aineksen pitoisuuteen ja suot ovat tärkeä orgaanisen aineen lähde valumavesiin. Vain luonnontilaisia soita käsittävässä analyyseissä suon osuus yleensä tulee merkitseväksi selittäjäksi typpipitoisuuksille (Mattsson ym. 2003, Kortelainen ym. 2006). Tässä työssä luonnontilaiset ja ojitetut suot olivat samassa analyysissä, mikä todennäköisesti heikensi pitoisuuksien ja suon osuuden välistä riippuvuutta. Ojitetuilla soilla typpipitoisuuksien riippuvuus suon osuudesta voi olla heikko esimerkiksi siksi, että ojituksesta kulunut aika vaikuttaa pitoisuuksiin voimakkaammin (Nieminen ym. 2017, 2018a). Fosforin osalta ojien ulottuminen kivennäismaahan ja tästä aiheutuva eroosio ja maapartikkeleihin sitoutuneen fosforin huuhtoutuminen voi selittää huuhtoutumista

huomattavasti voimakkaammin kuin suon osuus.

Koska ojituslisä tämän työn perusteella kattaa valtaosan metsäojitetujen soiden ja mahdollisesti myös koko metsätalouden kuormituksesta, tulevaisuudessa tutkimuksissa pääpaino tulisi kohdistaa ojituslisän syiden selvittämiseen sekä mahdollisuuksiin torjua erityisesti hiili- ja typpikuormituksen kasvua. Esimerkiksi turpeen hajotuksen kytkeminen vesistökuormitukseen voisi tuoda uutta tietoa siitä, miksi ojitusalueiden typpikuormituksissa on havaittu kasvavia trendejä. Vastaavasti vesiensuojelullisesti tehokkainta voisi olla kehittää metsänhoito- ja vesiensuojelumenetelmiä, jotka hidastavat turpeen hajotusta. Vesistö päästöjen lisäksi tämä vähentäisi todennäköisesti myös ilmastopäästöjä (Nieminen ym. 2018b).

## Kirjallisuus

- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiaho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola, S. & Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta (A method for calculating nitrogen, phosphorus and sediment load from forested catchments). Suomen ympäristö 10/2010. 33 s.
- Finér, L., Lepistö, A., Karlsson, K., Räike, A., Tattari, S., Huttunen, M., Härkönen, L., Joensuu, S., Kortelainen, P., Mattsson, T., Piirainen, S., Sarkkola, S., Sallantausta, T. & Ukonmaanaho, L. 2020. Metsistä ja soilta tuleva vesistökuormitus 2020. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2020: 6. 77 s.
- Haapanen, M., Kenttämies, K., Porvari, P. & Sallantausta, T. 2006. Kivennäismaan uudistushakkuun vaikutus kasvinravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen; raportti Kurussa ja Janakkalassa sijaitsevien tutkimusalueiden tuloksista. Teoksessa: Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.). Metsätalouden vesistökuormitus. Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816: 43–62.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (toim.) 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse

- Gas Inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/index.html>
- Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 238–247.
- Kaila, A., Sarkkola, S., Laurén, A., Ukonmaanaho, L., Koivusalo, H., Xiao L., O’Driscoll, C., Asam, Z., Tervahauta, A. & Nieminen, M. 2014. Phosphorus export from drained Scots pine mires after clear-felling and bioenergy harvesting. *Forest Ecology and Management* 325: 99–107. doi:10.1016/j.foreco.2014.03.025
- Kaila, A., Laurén, A., Sarkkola, S., Koivusalo, H., Ukonmaanaho, L., Xiao, L., Asam, Z., O’Driscoll, C. & Nieminen, M. 2015. The effect of clear-felling and harvest residue removal on nitrogen and phosphorus export from drained Norway spruce mires in southern Finland. *Boreal Environment Research* 20: 693–706.
- Kenttämies, K. 2006. Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. Teoksessa: Kenttämies K. & Mattsson T. (toim.). *Metsätalouden vesistökuormitus. Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816*: 9–28.
- Koivusalo, H. & Laurén, A. 2011. Metsät osana veden kiertoa. *Metsätieteen aikakauskirja* 4/2011, Tieteen tori. s. 273–275.
- Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R. & Finér, L. 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrology and Earth System Science* 12: 1211–1227. doi:10.5194/hess-12-1211-2008
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S. & Sallantausta, T. 2006. Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. *Aquatic Sciences* 68: 453–468. doi:10.1007/s0027-006-0833-6
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M. W., Laurén, A., Sallantausta, T., Marttila, H., Ronkanen, A-K., Tolvanen, A., Parviainen, M., Koivusalo, H. & Nieminen, M. 2017. Restoration of fertile peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Science of the Total Environment* 586: 858–869. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.065
- Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage. *Environmental Reviews* 3 (3-4): 286–303.
- Laine, J., Komulainen, V-M., Laiho, R., Minkkinen, K., Rasinmäki, A., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Silvan, N., Tolonen, K., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Päivänen, J. 2004. *Lakkasuo – a guide to mire ecosystem*. University of Helsinki, Department of Forest Ecology Publications 31. 123 s.
- Marttila, H., Karjalainen, S-M., Kuoppala, M., Nieminen, M. L., Ronkanen, A-K., Kløve, B. & Hellsten, S. 2018. Elevated nutrient concentrations in headwaters affected by drained peatland. *Science of the Total Environment* 643: 1304–1313. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.278
- Mattsson, T., Finér, L., Kortelainen, P. & Sallantausta T. 2003. Brookwater quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 147: 275–297. doi:10.1023/A:1024525328220
- Mattsson, T., Finér, L., Kenttämies, K., Ahtiainen, M., Haapanen, M. & Lepistö, A. 2006. Avohakkuun vaikutus fosforin, typen ja kiintoaineen huuhtoutumiin: raportti Valututkimushankkeen ja Siuntion Rudbäckin alueiden tutkimuksista. Teoksessa: Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.). *Metsätalouden vesistökuormitus. Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816*: 63–70.
- Nieminen, M. 2003. Effects of clear-cutting and site preparation on water quality from a drained Scots pine mire in southern Finland. *Boreal Environment Research* 8: 53–59.
- Nieminen, M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica* 38: 123–132.
- Nieminen, M. & Ahti, E. 1993. Leaching of nutrients from an ombrotrophic peatland area after fertilizer application on snow. *Folia Forestalia* 814: 1–22.

- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S. & Laurén, A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica* 44: 39–49.
- Nieminen, M., Koskinen, M., Sarkkola, S., Laurén, A., Kaila, A., Kiikkilä, O., Nieminen, T.M. & Ukonmaanaho, L. 2015. Dissolved organic carbon export from harvested peatland forests with differing site characteristics. *Water, Air, and Soil Pollution* 226: 181. doi:10.1007/s11270-015-2444-0
- Nieminen, M., Sallantausta, T., Ukonmaanaho, L., Nieminen, T. M. & Sarkkola, S. 2017. Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Science of the Total Environment* 609: 974–981. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.210
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Hellsten, S., Marttila, H., Piirainen, S., Sallantausta, T. & Lepistö, A. 2018a. Increasing and decreasing nitrogen and phosphorus trends in runoff from drained peatland forests – Is there a legacy effect of drainage or not? *Water, Air, and Soil Pollution* 229(8). doi: 10.1007/s11270-018-3945-4
- Nieminen, M., Hökkä, H., Laiho, R., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Pearson, M., Kojola, S., Sarkkola, S., Launiainen, S., Valkonen, S., Penttilä, T., Lohila, A., Saarinen, M., Haahti, K., Mäkipää, R., Miettinen, J. & Ollikainen, M. 2018b. Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management* 424: 78–84. doi:10.1016/j.foreco.2018.04.046.
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Tolvanen, A., Tervahauta, A., Saarimaa, M., Sallantausta, T. 2020. Water quality management dilemma: Increased nutrient, carbon, and heavy metal exports from forestry-drained peatlands restored for use as wetland buffer areas. *Forest Ecology and Management* 465: 118089. doi:10.1016/j.foreco.2020.118089
- Ojanen, P. & Minkkinen, K. 2019. The dependence of net soil CO<sub>2</sub> emissions on water table depth in boreal peatlands drained for forestry. *Mires and Peat* 24: Article 27. doi: 0.19189/
- MaP.2019.OMB.StA.1751
- Palviainen, M., Laurén, A., Launiainen, S. & Piirainen, S. 2016. Predicting the export and concentrations of organic carbon, nitrogen and phosphorus in boreal lakes by catchment characteristics and land use: A practical approach. *Ambio* 45: 933–945. doi:10.1007/s13280-016-0789-2
- Piirainen, S., Domisch, T., Moilanen, M. & Nieminen, M. 2013. Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forests. *Forest Ecology and Management* 287: 53–66. doi: 10.1016/j.foreco.2012.09.014
- Pirinen, P., Simola, H., Aalto, J., Kaukoranta, J.-P., Karlsson, P. & Ruuhela, R. 2012. Climatological statistics of Finland 1981–2010. Finnish Meteorological Institute, Reports 2012:1, Finnish Meteorological Institute, 83 p.
- Räike, A., Taskinen, A. & Knuuttila, S. 2019. Nutrient export from Finnish rivers into the Baltic Sea has not decreased despite water protection measures. *Ambio* 49: 460–474. doi:10.1007/s13280-019-01217-7
- Sallantausta, T. 1988. Water quality of peatlands and man's influence on it. Teoksessa: Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland 6.–8. June 1988, vol. 2. Helsinki, the Academy of Finland. s. 80–98. The Publications of the Academy of Finland 1988, 5.
- Sallantausta, T. & Kaipainen, H. 1995. Alisenjärven valuma-aluekalkitusprojekti. Teoksessa: Frisk, T. (toim.). Nokian Alisenjärven neutralointiselvitys. Loppuraportti. s. 86–91. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, Sarja A nro 216.
- Sarkkola, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Kortelainen, P., Mattsson, T., Palviainen, M., Piirainen, S., Starr, M. & Finér, L. 2009. Trends in hydrometeorological conditions and stream water organic carbon in boreal forested catchments. *Science of the Total Environment* 408: 92–101. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.09.008
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J. & Laine, J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained

- peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1485–1496. doi:10.1139/X10-084
- Tattari, S., Koskiaho, J., Kosunen, M., Lepistö, A., Linjama, J. & Puustinen, M. 2017. Nutrient loads from agricultural and forested areas in Finland from 1981 up to 2010 – can the efficiency of undertaken water protection measures seen? *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 95. doi:10.1007/s10661-017-5791-z
- Tuukkanen, T., Finér, L., Piirainen, S., Mattsson, T. & Tattari, S. 2017. Metsätalouden vesistökuormituksen määrä ja siihen vaikuttavat tekijät. Poster. Metsätalouden vesiensuojelupäivät Oulussa 12.–13.9.2017.
- Ukonmaanaho, L., Starr, M., Kantola, M., Laurén, A., Piispanen, J., Pietilä, H., Perämäki, P., Merilä, P., Fritze, H., Tuomivirta, T., Heikkinen, J., Mäkinen, J. & Nieminen, T.M. 2016. Impacts of forest harvesting on mobilization of Hg and MeHg in drained peatland forests on black schist or felsic bedrock. *Environmental monitoring and assessment* 188: 1–22. doi:10.1007/s10661-016-5210-x
- Åström, M., Aaltonen, E-K. & Koivusaari, J. 2001. Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal catchment. *Science of the Total Environment* 279: 117–129.
- Åström, M., Aaltonen, E-K. & Koivusaari, J. 2005. Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of a boreal forest – a paired catchment study in Lappajärvi, western Finland. *Boreal Environment Research* 10: 67–78.

### **Summary: Forestry on drained peatlands as a source of surface water nitrogen and phosphorus in Finland**

It was thought earlier that drainage of peatlands has short-term impacts on water quality and nutrient exports. Recent studies have shown, however, that drainage has a persistent “legacy effect”, which may account for the majority of nutrient exports from drained peatland forests. We obtained data from 99 forested catchment areas with differing coverage of drained peatlands to estimate the drainage legacy effect on nitrogen and phosphorus exports, and estimated the effects of current forestry operations (ditch network maintenance, fertilization, harvesting) using the results of earlier studies.

According to our calculations, the overall annual nitrogen export from forestry-drained peatlands in Finland is about 8 500 Mg, which is about 18 times greater than the previous estimate that ignored the legacy effect of drainage. Annual phosphorus export was similarly 585 Mg or 6–7 times greater than the previous estimate. With these new estimates including the legacy effect of drainage, forestry on drained peatlands becomes the second highest human-induced source of nitrogen and phosphorus in Finnish waters and is multifold compared to forestry on mineral soils.

So far, the mechanisms behind the legacy effect of drainage are not understood. We suggest that a probable mechanism is that the mineralization of peat increases over time since drainage because of the increasing volume and evapotranspiration capacity of the tree stand, resulting in lowered soil water levels and oxidation of deep peat layers. In order to mitigate the impact of legacy effect on nutrient exports from drained peatland forests, we propose that future research should focus on silvicultural measures and water protection structures that raise soil water levels and slow down peat mineralization, particularly in deep peat layers.

*(Received 20.12.2019; Accepted 29.4.2020)*