

# Pintavalutus metsätaloustoimien valumavesien puhdistamisessa — kirjallisuustarkastelu

Use of peatland buffer areas for water purification in forested catchments — A review

Anu Hynninen, Päivi Saari, Mika Nieminen, Jukka Alm

*Anu Hynninen, Metsäntutkimuslaitos, Etelä-Suomen alueyksikkö, PL 18, 01301 Vantaa, puh: +358-10 211 2413, faksi: +358-10 211 2206, email: anu.hynninen@metla.fi*  
*Päivi Saari, Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Torikatu 40 B, 67100 Kokkola, email: paivi.saari@ely-keskus.fi*  
*Mika Nieminen, Metsäntutkimuslaitos, Etelä-Suomen alueyksikkö, PL 18, 01301 Vantaa, email: mika.nieminen@metla.fi*  
*Jukka Alm, Metsäntutkimuslaitos, Itä-Suomen alueyksikkö, PL 68, 80101 Joensuu, email: jukka.alm@metla.fi*

Suometsien päätehakkuiden ja oijen kunnostustarpeen lisääntyessä lähivuosina myös vesiensuojelutarve tulee kasvamaan. Tällä hetkellä tehokkaimpina vesiensuojelukeinoina metsävaluma-alueilla pidetään pintavalutuskenttiä, jotka parhaimmillaan pidättävät valtaosan vesien mukana kulkeutuvasta kiintoaineesta ja ravinteista. Pintavalutuskentillä typpi ja fosfori voivat sitoutua biologisesti kasvillisuuteen ja maaperän mikro-organismihin tai kemiallisesti turpeeseen. Lisäksi typpeä voi poistua kaasumaisessa muodossa ilmakehään. Eri tutkimuksissa saatujen tulosten mukaan pintavalutuskenttien pidätystehokkuus on vaihdellut ravinteiden vapautumisesta lähes täydelliseen pidätykseen. Tämän vaihtelun selvittämiseksi tutkimusta kenttien toimivuudesta ja ravinteiden pidätysmekanismeista tarvitaan lisää. Tässä artikkelissa tarkastelemme pintavalutuskenttien typen, fosforin ja liukoisien orgaanisen hiilen (DOC) pidätykseen vaikuttavia tekijöitä sekä sitä, miten kenttien toimivuutta voitaisiin parantaa.

Avainsanat: Fosfori, liukoinen orgaaninen hiili, metsätalouden vesiensuojelu, pintavalutuskenttä, typpi.

## Johdanto

Soita ojitettiin metsätalouden tarpeisiin erityisen paljon 1950–70 -luvulla (Paavilainen & Päivänen 1995), ja tuolloin ojitetut suometsät ovat nyt saavuttamassa hakkuukypsyden. Päätehakkui-

den ja niihin liittyvän oijen kunnostustarpeen lisääntyessä lähivuosina (Tomppo 2005) myös vesiensuojelutarve tulee kasvamaan. Tällä hetkellä tehokkaimpina vesiensuojelukeinoina ojituskohdeissa pidetään pintavalutuskenttiä (Nieminen ym. 2005a), joiden kautta metsänkäsittelyalueiden

vedet ohjataan vesistöön. Pintavalutus kenttien perustamisen tavoitteena on pidättää metsätaloustoimenpiteistä vapautunut kiintoaine ja ravinteet kentän maaperään ja kasvillisuuteen.

Pintavalutus kenttien kyvystä pidättää ravinteita, kiintoainetta sekä liukoista orgaanista hiiltä (DOC) esitetyt tutkimustulokset ovat vaihdelleet paljon (Liljaniemi ym. 2003, Silvan ym. 2004, Nieminen ym. 2005b, Väänänen ym. 2008). Pintavalutus kentät ovat parhaimmillaan pidättäneet kentälle saapuvan typpi- (N), fosfori- (P) ja kiintoainekuorman lähes täysin (Sallantaus ym. 1998, Silvan ym. 2004, Nieminen ym. 2005b, Väänänen ym. 2008, Vikman ym. 2010). Toisinaan kiintoaineen tai ravinteiden pidätystä ei kuitenkaan ole tapahtunut (Nieminen ym. 2005a) ja joissain tutkimuksissa pintavalutus kentistä on jopa vapautunut ravinteita enemmän kuin niitä on kentälle pidättynyt (Sallantaus ym. 1998, Liljaniemi ym. 2003, Nieminen ym. 2005a). Esim. Saaren ym. (julkaisematon) tutkimuksessa fosforia pikeminkin vapautui pintavalutus kentältä ja typenkin pidättyminen oli vähäistä. Niemisen ym. (2005a) tutkimuksessa seitsemästä kentästä vain kaksi pidätti fosforia ja liukoista orgaanista hiiltä.

Pintavalutus kentät poikkeavat toisistaan mm. kokonsa, muotonsa, valuma-alueen käsittelyn ja kentälle tulevan veden määrän sekä ravinne- ja kiintoainekuorituksen suhteen. Erot näissä tekijöissä selittävät suurelta osin pidätystehokkuuden vaihtelua. Tässä kirjoituksessa tarkastelemme pintavalutus kenttien typen, fosforin ja liukoisen orgaanisen hiilen pidätykseen vaikuttavia tekijöitä sekä sitä, miten kenttien toimivuutta voitaisiin parantaa. Erillisessä luvussa tarkastelemme myös pintavalutus kentillä tapahtuvia kasvillisuusmuutoksia sekä puuston ja kasvillisuuden roolia ravinteiden pidätyksessä.

## Mitä ravinteille ja liukoiselle orgaaniselle hielle tapahtuu pintavalutus kentällä?

### Fosfori

Pintavalutus kentille ohjatusta fosforikuormasta suurin osa on yleensä pidättynyt turpeeseen (Heikkinen ym. 1994, Väänänen ym. 2006,

2008). Fosforia sitoutuu tämän ohella kasvillisuuteen ja mikrobibiomassaan. Kasvillisuuden ja mikrobibiomassan pidätyskyky on kuitenkin rajallinen, sillä mikrobisto voi saturoitua nopeasti ja kasvillisuuden ravinteidensidonta rajoittuu kasvukauteen (Heikkinen ym. 1994). Pintavalutus kentillä tehdyissä ravinnelisäkoikeissa fosforin pidätyskyky on vaihdellut 16 %:sta jopa 100 %:iin, ja tästä suurin osa on sitoutunut maaperään (Silvan ym. 2004, Väänänen ym. 2006, 2008). Silvanin (2004, s.27) tutkimuksissa kentälle sitoutuneesta fosforista turpeeseen pidättyi 43 % mikrobibiomassan ja kasvillisuuden osuuksien kummankin ollessa noin 25 % (Silvan ym. 2003, 2004). Silvanin tutkimusten tuloksia tulkittaessa on kuitenkin otettava huomioon, että turpeen gravimetriset fosforikonsentraatiot ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) eivät osoittaneet fosforin pidätystä, vaan korkeampi fosforimäärä ( $\text{mg cm}^{-3}$ ) turpeessa lisäskokeen jälkeen verrattuna kalibrointikauteen selittyi turvenäytteiden korkeammalla tiheydellä. Turpeeseen tai kasvillisuuteen pidättyneiden ravinteiden tutkiminen ottamalla näytteitä ennen ja jälkeen kohonneen ravinnekuorman onkin ongelmallista, koska näytteet eivät voi olla täsmälleen samasta paikasta.

Tehokkaampi menetelmä tutkia turpeeseen ja kasvillisuuteen pidättyneitä ravinteita on käyttää merkattuja isotooppeja. Väänänen ym. (2006) tutkimuksessa turve pidätti noin 92 % kentälle sitoutuneesta  $^{32}\text{P}$ -isotoopista kasvillisuuden osuuden ollessa noin kahdeksan prosenttia. Tutkimus tehtiin lumensulamisaikaan keväällä kasvillisuuden peittävyuden ja biomassan ollessa vielä alhaisia, joten ei ole yllättävää, että suurin osa fosforista pidättyi turpeeseen. Vaikka suurin osa fosforista on eri tutkimuksissa pidättynyt turpeeseen kemiallisesti, pysyvä pidätys todennäköisesti edellyttää, että turpeeseen sitoutunut fosfori siirtyy ravinteena kasvillisuuteen ja myöhemmässä vaiheessa osaksi kasvillisuuden epätäydellisessä hajoamisessa syntyvää turvekerrostumaa.

Pintavalutus kenttää perustettaessa vedenpinta nousee aiempaa korkeammalle tasolle. Tällöin osa hapettomissa oloissa maaperään sitoutuneesta fosforista voi vapautua uudelleen kiertoön (Sallantaus ym. 1998, Väänänen ym. 2008). Joissakin tapauksissa kentän perustaminen on aiheuttanut jopa fosforin nettopäästöä (Sallantaus ym. 1998).

Toisinaan pintavalutuskenttien on havaittu vapauttavan fosforia myös pidemmällä aikavälillä. Pitkäaikaista vapautumista voi tapahtua, mikäli pintavalutuskenttä on perustettu aiemmin lannoitetulle alueelle tai ennallistetulle ojitusalueelle (Sallantaus ym. 1998). Jos kentän perustaminen johtaa puustokuolemiin, ravinteita voi vapautua suuriakin määriä (Saari ym. 2010a).

## Typpi

Pintavalutuskentillä typpi voi sitoutua biologisesti kasvillisuuteen ja maaperän mikrobistoon tai kemiallisesti turpeeseen. Typen sitoutumiseen vaikuttavat pintavalutuskentän biologiset, kemialliset sekä fysikaaliset ominaispiirteet. Ammoniumtyppi ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) voi pidäytyä kemiallisesti maan kationinvaihtopaikoille, ja turpeen kykyä pidättää ammoniumtyypeä voidaankin arvioida kationinvaihtokapasiteetin avulla (Lance 1972, Heikkinen ym. 1994). Turpeen kationinvaihtokapasiteetti on suuri ja suon käyttö pintavalutuskenttänä voi johtaa kationinvaihtokapasiteetin kasvamiseen, mikä edelleen parantaa kentän kykyä sitoa ammoniumtyypeä (Heikkinen ym. 1994). Pintavalutuskentän perustamisvaiheessa ammoniumtyypeä saattaa kuitenkin vapautua vesistöihin (Sallantaus ym. 1998). Nitraattityppi ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ei ammoniumin tavoin sitoudu sähkövarauksin maaperään.

Maaperän mikrobisto sitoo epäorgaanista tyypeä vedestä ja maasta. Typensitotajabakteerit voivat sitoa tyypeä myös suoraan ilmakehästä. Mikrobien sitoma typpi muuntuu epäorgaanisesta ammonium- tai nitraattitypestä orgaaniseen muotoon mikrobien solukkorakenteisiin (Lance 1972). Typen saatavuuden parantuessa mikrobiston biomassa tai biomassan typpipitoisuus kasvavat (Heikkinen ym. 1994, Silvan ym. 2003). Mikrobibiomassa saattaa kuitenkin saturoitua tyypellä jo muutamassa vuodessa (Heikkinen ym. 1994), ja lisäksi osa mikrobibiomassan sitomasta tyypestä vapautuu takaisin kiertoon mikrobiston kuollessa (Lance 1972). Silvanin ym. (2003) ravinnelisyystutkimuksessa mikrobibiomassaan pidäytyi noin 15 % pintavalutuskentälle annetusta tyypestä ( $90 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) ensimmäisen vuoden kuluessa.

Osa valumaveden tyypestä voi mikrobioprosessin seurauksena poistua pintavalutuskentältä

typpikaasuna ( $\text{N}_2$ ) tai typen oksideina ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) ilmakehään (Silvan ym. 2002). Dityppioksidia ( $\text{N}_2\text{O}$ ) muodostuu ammoniumista nitrifikaation ja nitraatista denitrifikaation sivutuotteena (Knowles 1982, Regina 1998) ja typpikaasua ( $\text{N}_2$ ) denitrifikaation lopputuotteena (Knowles 1982).  $\text{N}_2\text{O}$  on merkittävä kasvihuonekaasu alailmakehässä, ja se voi vahingoittaa yläilmakehän otsonikerrosta.

Silvanin ym. (2002) tutkimuksessa metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia typpiemissioihin simuloitiin lisäämällä pintavalutuskentälle tyypeä kalsiumnitraattina ( $\text{CaNO}_3$ ) noin 100-kertainen määrä ( $45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) metsätaloustoimin käsittelemättömistä metsistä tulevaan taustakuormaann verrattuna. Päästöt ( $\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$ ) kohosivat voimakkaasti ravinnelisyksen jälkeen, ja noin 15 % annetusta tyypestä poistui kaasumaisessa muodossa ilmakehään. Tämä vastasi 20 kilon vuotuista poistumaa hehtaaria kohden ravinnekuorman vastaanottavalla pintavalutuskentän osalla, kun vastaava poistuma lannoittamattomalta vertailualueelta oli 3,5 kiloa hehtaarilta. Silvanin ym. (2002) tutkimus pintavalutuskenttä oli kuitenkin huomattavan suuri (10–20 %) suhteessa yläpuoliseen valuma-alueeseen, joten valunta kentän läpi oli vähäistä. Siten annettu typpi laimeni hitaasti ja lisättyä tyypeä oli käytettävissä denitrifikaatio- ja nitrifikaatioprosesseihin korkeina konsentraatioina huomattavasti kauemmin kuin Vikmanin ym. tutkimuksessa (julkaisematon), jossa pintavalutuskentät olivat korkeintaan noin yhden prosentin yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Kyseisessä tutkimuksessa  $\text{N}_2\text{O}$ -päästöt olivatkin vähäisiä suuresta typpikuormituksesta ( $51,6 \text{ kg}$  aluetta kohden) huolimatta ( $\text{N}_2\text{O}$ -emissio  $< 3 \%$  typpikuormasta).

Saaren ym. (2010a,b) tutkimuksissa välitöntä  $\text{N}_2\text{O}$ -päästöjen kasvua ei havaittu osavalmualueiden harvennusten, PK-lannoitusten ja päätehakkuiden jälkeen. Syynä tähän lienee se, etteivät valumaveden epäorgaanisen typen pitoisuudet kohonneet paljoakaan luonnon humusvesiä vastavia pitoisuuksia korkeammalle tasolle (Saari ym. 2010a,b, Saari ym. julkaisematon). Suhteellisesti korkeimmat päästöt mitattiin laskeutusaltaasta, jonka kautta valumavedet saapuivat pintavalutuskentälle (Saari ym. 2010b). Pienialaisen altaan päästöt olivat kuitenkin rehevöityneille humusvesille tyypillistä tasoa.

$N_2O$ -päästöjen ja typpikuormituksen yhteyttä on tutkittu myös laboratoriossa. Lisäyskokeen perusteella  $N_2O$ -päästöt lisääntyivät kontrollitasoon verrattuna jo silloin, kun tyyppiä lisättiin vain 2,5 kg hehtaaria kohden, ja jopa puolet lisätystä tyypestä saattoi vapautua  $N_2O$ :na ilmakehään (Saari ym. julkaisematon). Pintavalutuskentillä maasto-oloissa ei kuitenkaan näyttäisi syntyvän näin korkeita  $N_2O$ -päästöjä edes korkean ravinnelisäyksen jälkeen (Vikman ym. julkaisematon).

### Liukoinen orgaaninen hiili (DOC)

Pintavalutuskentillä hiiltä vapautuu jatkuvasti mikrobiston käyttöön turpeen hajotessa. Mikrobibiomassan kasvua rajoittava tekijä on siten ennemminkin typen tai fosforin kuin hiilen puute. Osa turpeen hajoamisprosessissa vapautuneesta orgaanisesta hiilestä liukenee veteen. Huuhtoutunut orgaaninen hiili toimii mikrobiston hiilen lähteenä vastaanottavissa vesistöissä (Meyer ym. 1987, Tranvik 1992). Tämä saattaa lisätä perustuotantoa etenkin vähähumuksisissa vesistöissä ja johtaa rehevöitymiseen. Suometisien kunnostusojituksen on havaittu vähentävän DOC:n huuhtoutumista (Nieminen ym. 2010), mutta hakkuut näyttävät puolestaan lisäävän vesistöjen DOC-kuormitusta (esim. Nieminen 2004).

DOC:n pitoisuus vedessä heijastaa liukoisen orgaanisen aineksen (DOM) määrää. DOM sisältää humusyhdisteitä, jotka suometsalouden pintavalutuskentillä kilpailevat fosfaatin kanssa samoista pidätyspinnoista. Orgaanisen aineksen huuhtoutuminen voikin johtaa fosforin pidätyskyvyn huononemiseen (Nieminen ym. 2008). Liukoisen orgaanisen aineksen määrän ja laadun vaihtelulla on ilmeisen tärkeä rooli fosforin pidätysprosessissa, vaikkakin turpeen fosforinpidätyskyvyn ja kasvillisuuden fosforinoton oletetaan olevan ratkaisevampia fosforin pidättymisen kannalta. Fosforin pidättymiseen vaikuttavat prosessit tunnetaan kuitenkin vielä huonosti.

Pintavalutuskenttien kyky pidättää liukoista orgaanista hiiltä ei ole yksiselitteinen; kentiltä voi myös vapautua orgaanista hiiltä (Nieminen ym. 2005a). Orgaanisessa muodossa huuhtoutuvan hiilen ja typen käyttäytymistä pintavalutuskentillä on kuitenkin tutkittu hyvin vähän.

## Kasvillisuuden ja puuston rooli ravinteiden pidätyksessä

Ravinteiden saatavuuden parantuu kasvillisuuden lajikoostumuksella sekä peittävyydellä on todettu olevan keskeinen vaikutus typen ja fosforin pidättymiseen. Kasvillisuuden ravinteidensidonta perustuu biomassan kasvuun (Silvan ym. 2004) tai solukoiden ravinnepitoisuuden kasvuun maanpinnan ylä- tai alapuolisissa kasvinosissa (Heikkinen ym. 1994, Huttunen ym. 1996). Monissa tutkimuksissa kasvun on havaittu olevan voimakkaampaa maanlaisissa kasvinosissa (Huttunen ym. 1996, Silvan ym. 2004). Lisäksi pidättyminen maanlaisiin osiin on pitkäkestoisempaa, sillä kasvien maanpäällisten osien lakastuessa kasvukauden lopulla ravinteita vapautuu uudelleen kierto. Mitä suurempi biomassa on, sitä enemmän siihen voi sitoutua ravinteita.

Kasvibiomassan kyvyn sitoa ravinteita on havaittu vaihtelevan paljon. Parhaimmillaan pintavalutuskentän kasvillisuus on sitonut 70 % typpikuormasta ja 25 % fosforista (Silvan ym. 2004), mutta toisinaan kasvillisuuden merkitys ravinteiden pidättäjänä on ollut vähäinen (Huttunen ym. 1996, Väänänen ym. 2006). Huttunen ym. (1996) tutkimuksessa kasvibiomassan sitoma osuus turpeennostoalueen pintavalutuksessa pidättyneestä tyypestä oli vain neljä prosenttia kuuden vuoden seurantajakson aikana, ja samanaikaisesti kentältä vapautui enemmän fosforia kuin sinne sitoutui. Saaren ym. (2010a, c) tutkimuksessa kasvillisuuden biomassa pintavalutuskentällä ei poikennut vertailualueen kasvillisuuden biomassasta, mikä viittasi vähäiseen ravinteiden pidätykseen.

Myös kasvien ravinnepitoisuuksien muutoksista pintavalutuskentillä raportoidut tulokset ovat olleet ristiriitaisia (Huttunen ym. 1996, Silvan ym. 2004, Saari ym. 2010c). Huttunen ym. (1996) tutkimuksessa kasvillisuuden kuiva-aineen typpipitoisuus kasvoi 1,00 %:sta 1,24 %:iin pintavalutuksen seurauksena kasvillisuuden fosforipitoisuuden laskiessa samanaikaisesti 0,26 %:sta 0,22 %:iin. Silvanin ym. (2004) tutkimuksessa kasvillisuuden typpi- ja fosforipitoisuudet eivät sen sijaan muuttuneet metsätalouden aiheuttamaa kuormitusta simuloivan ravinnelisäyksen jälkeen. Kymmenen vuotta vanhalla pintavalutuskentällä

metsäsammalten kuoltua syntyneen rahkasammalkasvuston elävien osien typpipitoisuus oli korkeampi kuin vertailualueen metsäsammalten typpipitoisuus (Saari ym. 2010c), mutta vertailualueen saniaisista, putkilokasveista ja metsäsammalista muodostunut turve sisälsi yli kaksi kertaa enemmän typpeä kuin pintavalutuskentälle syntynyt rakkaturve. Putkilokasvien typpipitoisuudet eivät eronneet kyseisellä pintavalutuskentällä ja vertailualueella. Heikkinen ym. (1994) arvioivat, että hetkellisestä korkeasta ravinteidenotosta huolimatta kasvillisuuden ravinteidenotto voi vähetä merkittävästi jo muutamassa vuodessa uuden biomassatason ja ravinnepitoisuuden saattamisen seurauksena.

Pintavalutuskentän perustaminen johtaa muutoksiin kasvillisuuden lajikoostumuksessa. Tämä näkyy mm. metsäkasvillisuuden korvautumisella luhtalajeilla (Silvan ym. 2004, Saari ym. 2010b), varpujen korvautumisella heinillä ja ruohoilla sekä metsäsammalten korvautumisella rahkasammalilla (Saari ym. 2010a,b,c). Kasvillisuuden muutos voi johtaa ravinteiden nopeampaan kiertoon monivuotisen lajiston korvautuessa yksivuotisilla lajeilla, jotka syksyllä lakastuessaan vapauttavat sitomansa ravinteet. Toisaalta pidättymisen potentiaali kasvaa turvetta muodostavien rahkasammalten korvatessa metsäsammalet. Jos suuren juuribiomassan lajien (esim. tupasvilla tai sarat) peittävyys kasvaa pintavalutuksen jälkeen, voi vastaavasti ravinteiden sitoutuminen kasvillisuuteen kasvaa (Silvan ym. 2004).

Elävä puusto sitoo ravinteita ja haihduttaa vettä pintavalutuskentillä, mutta pintavalutuskentän perustaminen saattaa nostaa maan vedenpinnan tason niin korkealle, että puusto kuolee. Hieskoivikko ja mäntypuusto voivat hyvinkin selvitä vedenpinnan noususta, mutta kuuset ovat hyvin herkkiä vedenpinnan tason muutoksille. Puuston kuolemisen seurauksena ravinteita voi vapautua runsaasti vajoveteen ja kulkeutua edelleen vesistöihin. Kymmenen vuotta toiminnassa olleelta pintavalutuskentältä (0,35 ha) arvioitiin puuston kuolemisen seurauksena voivan vapautua kaikkiaan 4,4 kg fosforia ja 52,4 kg typpeä (Saari ym. 2010c).

## Miten kenttien suunnittelua voisi parantaa?

Pintavalutuskentän koon ja muodon sekä kentälle kohdistuvan valunnan ja typen määrän on havaittu olevan tärkeimpiä typen pidättymiseen vaikuttavia tekijöitä (Vikman ym., 2010). Pintavalutuskentän koon (Nieminen ym. 2005a,b, Väänänen ym. 2008) ja valunnan (Väänänen ym. 2008) merkitys on havaittu myös fosforin ja kiintoaineen pidättymistä tarkastelleissa tutkimuksissa.

Pintavalutuskentän rakentaminen mahdollisimman tasaiselle alueelle ja riittävän suuren alueen varaaminen pintavalutukseen ovat olennaisia tekijöitä hyvän lopputuloksen saavuttamiseksi. Kentän koko on tärkeä suhteuttaa valuma-alueen kokoon, sillä oikein mitoitettulla kentällä veden viipymä on riittävä, jotta ravinteet ehtivät pidettyä maaperään ja kasvillisuuteen veden virratessa kentän läpi. Pienellä pintavalutuskentällä syntyy helposti oikovirtausuomia, jotka voivat olla suurin syy pintavalutuskentän huonoon toimintakykyyn (Kuva 1). Erityisen ongelmallista on oikovirtauksien esiintyminen lumensulamisolun aikana. Aiempien tutkimusten mukaan pintavalutuskentän voidaan olettaa olevan tehokas, jos se vastaa vähintään yhtä prosenttia yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta (Nieminen ym. 2005a). Koska valunta Pohjois-Suomessa on suurempaa kuin etelässä, pitää pohjoisessa pintavalutukseen todennäköisesti kuitenkin varata suurempi alue samaan tulokseen pääsemiseksi kuin Etelä-Suomessa.

Vaikka puuston ravinteidenoton ja evapotranspiraation hyödyntäminen voisivat parantaa pintavalutuskentän toimivuutta, puuston poisto pintavalutuskentän perustamisen yhteydessä saattaa vähentää ravinteiden vapautumista, sillä erityisesti kuuset voivat kuolla vedenpinnan nousun seurauksena (Sallantaus ym. 1998, Silvan ym. 2005, Saari ym. 2010b). Puuston sitoutunut ravinnemäärä voidaan arvioida etukäteen ja tämän perusteella voidaan tehdä riskiarviointi puustosta mahdollisesti vapautuvista ravinnemääristä. Mikäli puusto hakataan, hakkuutähteitä ei tulisi jättää pintavalutuskentälle. Hakkuutähteistä voi vapautua valumavesiin erityisesti fosforia (Kaila ym. 2010).





Kuva 1. Oikovirtausuomien syntyminen suuren valunnan aikana voi heikentää pintavalutuskentän tehokkuutta.

*Fig. 1. The formation of flow channels during the high flow episodes may significantly decrease the retention capacity of a buffer area. (Photo:Päivi Saari).*

Ojitusalueen tai sen osan ennallistaminen pintavalutukseen lisää aluksi erityisesti fosforin ja liuenneen orgaanisen aineen huuhtoutumista. Tätä pintavalutuskentän perustamisvaiheen aiheuttamaa lisäkuormitusta voitaisiin ehkä torjua ennallistamalla pintavalutuskenttä vaiheittain siten, että pintavalutuskentän alaosat ennallistettaisiin ensin, jolloin myöhemmin ennallistettavilta osilta vapautuvat ravinteet voisivat pidäytyä aiemmin ennallistetuille osille. Vaiheittaisen ennallistamisen käytöstä ei kuitenkaan ole kokemuksia.

Vikmanin ym. (julkaisematon) tutkimuksessa kunnostusojitusalueelta pintavalutuskentälle tuleva typpikuorma selitti yksin noin 65 % pintavalutuskentän ammoniumtypen pidätystehosta. Ammoniumkuormituksen ollessa vähäistä useat kentät pikemminkin vapauttivat kuin pidättivät typpeä. Kuormituksen noustessa selvästi taustakuormitusta korkeammalle tasolle, kentät kuitenkin

pidättivät typpeä tehokkaasti. Kyseisen tutkimuksen tulosten tulkinnassa tutkimusaineiston epäiltiin yliarvioivan ammoniumkuorman merkitystä pidätystehoon. Siitä huolimatta tutkimus osoitti, että pintavalutuskentän perustaminen on perusteltua vain, jos yläpuoliselta valuma-alueelta on esim. metsänkäsittelytoimien seurauksena odotettavissa selvästi lisääntyntä ravinnekuormitusta. Luonnon taustakuormitusta vastaavilla pitoisuustasoilla pintavalutuskentillä ei voida olettaa saavutettavan merkittäviä hyötyjä, vaan soille rakennetut pintavalutuskentät voivat luonnonmillaisten soiden tavoin vapauttaa vesistöihin esim. humusta tai orgaanista happamuutta.

Metsätalouden vesiensuojelua ja sen kustannustehokkuutta arvioitaessa on tärkeää ottaa huomioon, että kiintoaineen huuhtoutuminen ojitusten seurauksena on metsätalouden suurin vesistöongelma. Aivan viime aikoina on arvioitu,

että eräillä EU:n vesipuitedirektiivin mukaisilla vesienhoitoalueilla (esim. Oulunjoen-Iijoen alue) kiintoainekuormitus on lähes kaksinkertaista verrattuna tilanteeseen, jossa soita ei olisi ojitettu metsätaloustarkoituksiin (Finér ym. 2010). Laskelmissa on oletettu, että käytännön metsätaloudessa käytetyin vesiensuojelumenetelmä ovat laskeutusaltaat, joilla saavutetaan kiintoaineen osalta vain 20–30 %:n pidätysteho. Riittävän suurilla pintavalutuskentillä kiintoaineen huuhtoutuminen voitaneen torjua lähes täysin, joten niiden käyttö metsätalouden vesiensuojelussa on erittäin perusteltua. Samalla saadaan vesistöistä poistettua suurin osa metsätalouden aiheuttamasta fosforikuormasta, sillä metsävaluma-alueilla valtaosa fosforista huuhtoutuu kiintoaineeseen sitoutuneena (Ekholm 2006).

## Kirjallisuus

- Ekholm, P., Kenttämies, K. & Haapanen, M. 2006. Fosforin käyttökelpoisuus metsävalumavesissä. Teoksessa: Kenttämies, K. & Mattson, T. (toim.). Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 93–100.
- Finér, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Laurén, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiahho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirainen, S., Saarelainen, J., Sarkkola, S. & Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. Suomen ympäristö 10/2010, 33 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Heikkinen, K., Ihme, R. & Lakso, E. 1994. Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä. (Abstract: Processes contributing to the retention of nutrients, organic matter and iron in an overland flow wetland treatment system). Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 193.
- Huttunen, A., Heikkinen, K. & Ihme, R. 1996. Nutrient retention in the vegetation of an overland flow treatment system in northern Finland. *Aquatic Botany* 55: 61–73.
- Kaila, A., Nieminen, M., Sarkkola, S. & Lauren, A. 2010. Effects of cutting residue removal on P and N export from peatlands drained for forestry. *VALUE seminar Research Practices*. 10–12.3.2010. Ilomantsi, Finland.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* 46: 43–70.
- Lance, J. C. 1972. Nitrogen removal by soil mechanisms. *Water Pollution Control Federation* 44: 1352–1361.
- Liljaniemi, P., Vuori, K.-M., Tossavainen, T., Kotanen, J., Haapanen, M., Lepistö, A. & Kenttämies, K. 2003. Effectiveness of constructed overland flow areas in decreasing diffuse pollution from forest drainages. *Environmental Management* 32: 602–613.
- Meyer, J. L., Edwards, R. T. & Risley, R. 1987. Bacterial growth on dissolved organic carbon from a blackwater river. *Microbial Ecology* 13: 13–29.
- Nieminen, M. 2004. Export of Dissolved Organic Carbon, Nitrogen and Phosphorus Following Clear-Cutting of Three Norway Spruce Forests Growing on Drained Peatlands in Southern Finland. *Silva Fennica* 38(2): 123–132.
- Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H., Joensuu, S. & Vuollekoski, M. 2005a. Does the use of riparian buffer zones in forest drainage sites to reduce the transport of solids simultaneously increase the export of solutes? *Boreal Environment Research* 10: 191–201.
- Nieminen, M., Ahti, E., Nousiainen, H., Joensuu, S. & Vuollekoski, M. 2005b. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forestry. *Silva Fennica* 39(3): 331–339.
- Nieminen, M., Ahti, E., Joensuu, S., Koivusalo, H., Piirainen, S. & Tattari, S. 2008. Fosforin huuhtoutumista säätelevät prosessit metsävaluma-alueilla. *Vesitalous* 6: 9–11.
- 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(1): 39–49.
- Paavilainen, E. & Päivänen, J. 1995. *Peatland forestry. Ecology and Principles*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 241 s.

- Regina, K. 1998. Microbial production of nitrous oxide and nitric oxide in boreal peatlands. University in Joensuu, Publications in Sciences 50. Joensuun Yliopistopaino, Joensuu.
- Saari, P., Saari, V., Saarnio, S., Kukkonen, J. V. K., Akkanen, J., Luotonen, H., Lyytikäinen, V., Heikkinen, S. M., Hirvonen, T. & Alm, J. 2010a. Kasvillisuus kertoo suometsätalouden ravinnekuormituksen vähäisyydestä. *Luonnontutkija* 1/2010: 8–12.
- Saari, P., Saarnio, S., Saari, V., Heinonen, J. & Alm, J. 2010b. Initial effects of forestry operations on N<sub>2</sub>O and vegetation dynamics in a boreal peatland buffer. *Plant and Soil* 330: 149–162.
- Saari, P., Saari, V., Luotonen, H. & Alm, J. 2010c. Vegetation change in peatland buffers as an indicator of active areas of run-on from forestry. *Annales Botanici Fennici*: painossa / in press.
- Sallantaus, T., Vasander, H. & Laine, J. 1998. Metsätalouden vesistöhaittojen torjuminen ojitetuista soista muodostettujen puskurivyöhykkeiden avulla. (Abstract: Prevention of detrimental impacts of forestry operations on water bodies using buffer zones created from drained peatlands). *Suo* 49: 125–133.
- Silvan, N., Regina, K., Kitunen, V., Vasander, H., Laine, J., 2002. Gaseous nitrogen loss from a restored peatland buffer zone. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 721–728.
- Silvan, N., Vasander, H., Karsisto, M. & Laine, J. 2003. Microbial immobilization of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. *Applied Soil Ecology* 24: 143–149.
- Silvan, N. 2004. Nutrient retention in a restored peatland buffer. *Helsingin yliopiston metsäekologian laitoksen julkaisuja* 32. Yliopistopaino, Helsinki. 44 s.
- Silvan, N., Vasander, H. & Laine, J. 2004. Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer. *Plant and Soil* 258: 179–187.
- Silvan, N., Sallantaus, T., Vasander, H. & Laine, J. 2005. Hydraulic nutrient transport in a restored peatland buffer. *Boreal Environment Research* 10: 203–210.
- Tomppo, E. 2005. Suomen suometsät 1951–2003. Teoksessa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M. & Murtovaara, I. (toim.). *Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö. Tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 947. Vammalan kirjapaino Oy, Vammala. s. 26–38.
- Tranvik, L. J. 1992. Allochthonous dissolved organic matter as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. *Hydrobiologia* 229: 107–114.
- Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M. & Ilvesniemi, H. 2006. Retention of phosphorus in soil and vegetation of a buffer zone area during snowmelt peak flow in southern Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 177: 103–118.
- Väänänen, R., Nieminen, M., Vuollekoski, M., Nousiainen, H., Sallantaus, T., Tuittila, E.-S. & Ilvesniemi, H. 2008. Retention of phosphorus in peatland buffer zones at six forested catchments in southern Finland. *Silva Fennica* 42: 211–231.
- Vikman, A., Sarkkola, S., Koivusalo, H., Sallantaus, T., Laine, J., Silvan, N., Nousiainen, H., & Nieminen, M. 2010. Nitrogen retention by peatland buffer areas at six forested catchments in southern and central Finland. *Hydrobiologia* 641: 171–183.



**Summary: Use of peatland buffer areas for water purification in forested catchments — A review**

It is currently recommended to use peatland buffer areas between forested areas and recipient water-courses to reduce the export of nutrients and sediment. Peatland buffer areas have shown to be capable to effectively reduce the loads of the nutrients and the sediment in favourable conditions. In the buffer areas, nutrients can be retained biologically into vegetative or microbial biomasses and chemically into the peat. Nitrogen can also be lost in gaseous form into the atmosphere. According to previous studies the retention capacity varies largely between different buffer areas from a complete retention to a release of the nutrients. The contribution of the different retention mechanisms on the retention capacity is not yet fully understood, and further research is needed. In this literature review, we summarized the different processes controlling the retention of the nitrogen, phosphorus and dissolved organic matter in the buffer areas. We also wanted to discuss the possibilities to improve the retention capacity and the functionality of the buffer areas.

Keywords: Phosphorus, dissolved organic carbon, DOC, nitrogen, peatland buffer, water pollution.

