

Mari Kaisel
Kaupo Kohv

METSAKUIVENDUSE
KESKKONNAMÕJU
Ülevaade

Mari Kaisal
Kaupo Kohv

METSAKUIVENDUSE
KESKKONNAMÕJU
Ülevaade

TÄNUSÕNAD

Töö autorid soovivad siinkohal tänada liigieksperte (Mart Meriste, Lauri Lutsar, Piret Lõhmus), kes olid lahkelt nõus jagama oma välitöödega saadud kogemust ja teadmisi kuivenduse mõjust vähemuuritud liigirühmadele. Samuti oleme tänulikud Tartu Ülikooli doktorandile Jüri-Ott Salmile ülevaate eest Eesti rabade kasvuhooonegaaside bilansi kohta käivate uuemate uurimistulemuste kohta ning kõigile seminaridest osavõtjatele, kes andsid oma panuse metsakuivenduse hea tava meiepoolse nägemuse koostamisse.

Koostajad: Mari Kaisel ja Kaupo Kohv

Eestimaa Looduse Fond
Keskkonnainvesteeringute Keskus
Tartu 2009

Fotod: Kaupo Kohv, Heikki Luhamaa, Jüri-Ott Salm, Uudo Timm

Kujundus: Marju Kuusk/Ecoprint

Trükk: Ecoprint

ISBN 978-9949-9026-1-3 (PDF)



Heikki Luhamaa

EESSÖNA

“Loodusmälestised võivad püsida aastatuhandeid, kuid võivad ka looduskatastroofis mõne hetkega hävida. Muutumine on nende loomuses, kuid see toimub tavalisel sellisel ajaskaalal, mida inimene kui lühiajaline olekus ei arvesta, ja seetõttu võib neid pidada “igavesteks”. Kuna loodusmälestised näisid inimestele igikestvana, siis ei osatud kaua aega mõista nende kaitse vajadust. Ometi võib inimene oma tehniliste vahenditega loodust tugevasti muuta /---/ ja nii kahandada loodusmälestiste väärtust või muuta selle hoopis olematuks.” (Masing 1997).

Sageli küsitakse, et kas inimene siis ei olegi osake loodusest ja kas looduskaitse poolt piirangute seadmine tema tegevusele pole hoopiski vastuoluline – loodus ühes inimesega on ju pidevas muutumises. Kuid kui vaatame kasvõi pealiskaudselt enda ümbrust, leiame kindlasti jälgi ja märke, milledest mõned viitavad rohkem justkui looduse ja teised inimeste tegemistele – olgu see siis kopratamm, metsakuivenduskraav, forellile kudemiseks sobilik kärestikuline jõesäng või autoteelt kärestikeni viiv kalameeste rada. Need märgid ristuvad või kattuvad, kuid kas ja kui palju sellest positiivset üksteise suhtes sünnib, sõltub sageli vaatenurgast ning paljuski sellest, mida tahame, teame ja oskame vaadata.

Mõningaid märke aga oskame leida vaid väga asjatundliku vaatluse käigus – näiteks millises seisus ja kas on säilinud metsajõgede elustik – põhjapinnases elutsevad karbid ja putukate vastsed, kes on nende veekogude toi-

duahela keskseks lüliks. Või vaatleme metsade juurdekasvu ja prognoosime potentsiaalset metsamüügist laekuvat tulu ning võimalusi selle suurendamiseks kuivendussüsteemide rajamise abil. Need kaks näidet võivad tunduda kui kaks erinevat ooperit, milles asjaosalised inimesed oma kostüümid ja mõtted vastavalt rollidele – metsakasvataja ja looduskaitse – välja vahetavad.

Üks võimalus on siiski need spektaaklid ühendada ja tuua kõik osapooled ühele mängulavale kokku, et leida viis, kus erinevate rollide kandjad mõistavad erinevate mängust osasaajate väärtusi ja tagamõtteid, ning tegutseda edaspidi üksteist arvestaval viisil. Kui erinevad spektaaklid jätkuvad omasoodu, siis hoolimata sellest, et need on suhteliselt lühikesed võrreldes kogu mängulava (looduskeskkonna) kujunemisega, suudavad need anda siiski nii üksteisele kui ka mängulava enda konstruktsioonile nõndavõrd suuri tagasilööke, et mõlema tegevusest jääb vaid halb maik man.

Siinne ülevaade sai koostatud, et niinimetatud spektaakel kuivenduse ja looduskaitse vahel saaks ühisema käsikirja, mille põhjal edaspidi looduse „mängulaval“ toimeta- da ning üksteise tegemisi ja väärtusi võimalikult rohkem toetada ning paremini teostada.

Täname kaasamõtlemise eest meie ühise mängulava hoidmisel!

Jüri-Ott Salm

ELFi juhatuse esimees



Heikki Luhamaa

SISUKORD

METSAKUIVENDUSE AJALUGU	6
METSAKUIVENDUSE MÕJU METSA PRODUKTIIVSUSELE	7
KUIVENDUSE MÕJU KESKKONNATINGIMUSTELE	8
Mulla tihedus	8
Mikrokliima	8
Mulla happelisus	9
Kasvuhoonegaasid (CO ₂ , CH ₄)	9
Kasvuhoonegaaside bilanss Eesti rabades ja siirdesoodes	10
Aineringed	11
Lämmastik ja fosfor	11
Kaltsium, kaalium ja magneesium	12
MÕJU VOOLUVEEKOGUDE KESKKONNATINGIMUSTELE	13
Äravool	13
Hõljum	14
Vee PH	15
Eutrofeerumine	15
KUIVENDUSE MÕJU ELUPAIKADELE JA LIIKIDELE	17
Vee-elupaigad	17
Sooelupaigad	18
Soostunud metsad ja soometsad	18
Taimestik	19
Seened	21
Mullafauna	21
Päeva- ja ööliblikad	22
Ämblikud	22
Linnud	22
Imetajad	24
METSAKUIVENDAMISE HEA TAVA	26
KIRJANDUS	28
LISA 1. RMK VALDUSES OLEVATE METSAKUIVENDUSSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE STRATEEGIA	32



Kaupo Kohv

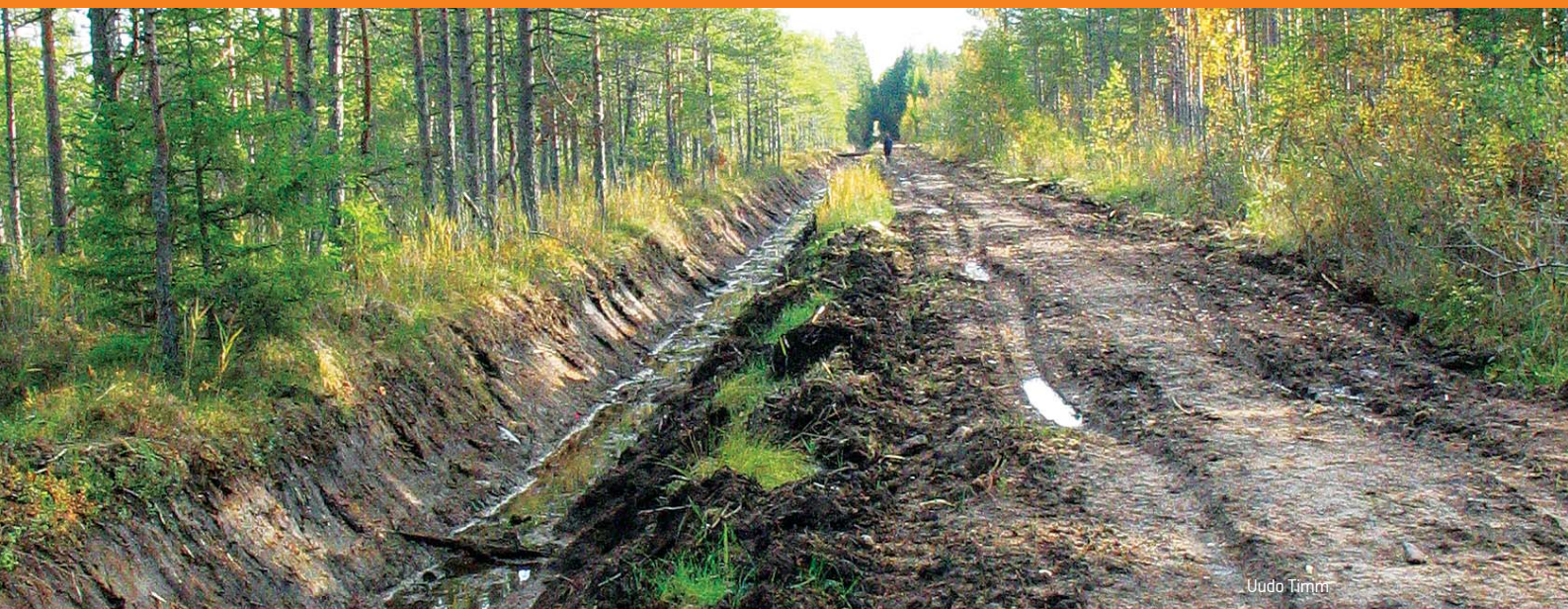
METSAKUIVENDUSE AJALUGU

Juba 19. sajandi keskel oli metsade kuivendus tootlikkuse tõstmise eesmärgil Skandinaavias ja Venemaal levinud metsamajandamispraktika. Suurbritannias tehti esimesed katsetused liigniiskeid piirkondi metsastada juba 1730-ndatel aastatel. Soomes alustati nn metsaparanduse riiklike toetusvõimaluste jagamisega eramaadele 1928. aasta seadusega (Laine jt. 1995). Tootmisele orienteeritud metsamajandusega kaasnev kuivendus ongi olnud boreaalsete soolalade üheks enim mõjutavaks faktoriks. Metsanduse jaoks on maailmas kuivendatud umbes 15 miljonit hektarit turba- ja muid märgaladeid. Neist rohkem kui 90% Põhjamaades ja Venemaal (Päivänen ja Paavilainen 1995).

Eestis kuivendati ja aletati 19. sajandi algul soid laialdaselt põllumajanduslikel eesmärkidel (Valk 1988). On teada, et aastatel 1918–1940 melioreeriti Eestis valdavalt põllumajanduslikuks otstarbeks rohkem kui 350 000 ha maid (Ratt 1985). Metsastamisele läks tol ajal kogu kuivendatud alast vähem kui 5%. Pärast 1947. a. võeti kasutusele võimsamad masinad ja soode kuivendamine hakkas kiiresti laienema. 1970-ndatel aastatel kuivendati Eestis igal aastal metsamajanduslikul eesmärgil 15 000–20 000 ha (Kollist 1988; Valk 1998). Valgu (1988) andmetel oli 1980. aastate alguseks Eestis põllumajanduslikuks otstarbeks kuivendatud kokku 897 400 ha soolaladeid, seejuures 604 800 ha drenaažiga. Ligikaudu 120 000 hektaril ehk 20%-l kuivendatud aladest oli turbakihi tusedus suurem

kui 40 cm. Madalsoode servaalasid, kus turbakihi paksus oli alla 40 cm ning mis moodustasid madalsoode kogupindalast 20–25%, ei peetud “päris” soodeks ja nende mulda nimetati turvastunud mullaks. Seetõttu võib kuivendatud madalsoode pindalale liita veel 25 000–30 000 ha (Paal 2007). Eestis kestis intensiivne metsakuivendus kuni 1980-ndate aastate lõpuni, varem ehitatud süsteeme veel ei rekonstrueeritud (Torim ja Sults 2005). Kaheksakümnendate aastate lõpuks oli Eestis maaparandusega hõlmatud kokku 1 006 300 ha, sealhulgas 338 400 metsamaad (Ratt 1985). Teistel andmetel (Pikk 1997) oli kuivendatud metsamaade kogupindala Eestis ligikaudu 560 000 ha (ka 550 000 ha Torim ja Sults 2005 järgi), millest ca 60 000 ha moodustas endiste põllumajandite metsakuivendus (Paal 2007).

Metsakuivenduse peamiseks majanduslikeks eesmärgiks on ligipääsu (sh. kandvate teede) loomine raske või puuduva ligipääsuga liigniisketes puistutesse ning puistute juurdekasvu parandamine juurestiku aeratsiooni- ja niiskustingimuste parandamise läbi. Loodetud on ka puidu tugevusomaduste paranemist kuivenduse mõjul (Pikk 2005, Lode 2007).



METSAKUIVENDUSE MÕJU METSA PRODUKTIIVSUSELE

Kuivendussüsteemi mõju puistu kasvule sõltub väga paljudest faktoritest, millest osa on teadmata või väga raskesti välja selgitatavad, näiteks puistut ja metsa kasvukohatüüpi iseloomustavad andmed enne esimest kuivendust (Padari & Kiviste 2005). Metsakuivendusega alandatakse vähelagunenud turvasmuldades (siirdesoo- ja rabamuldad) veetase turba pinnast vähemalt 35 cm sügavuseni, hästilagunenud turvasmuldades (madal- ja siirdesoo) aga vähemalt 55 cm sügavuseni, boreaalsetes soometsades 20-60 cm sügavuseni (Laiho jt. 1999, Päivänen 1984, Päivänen ja Paavilainen 1995). Mida kaugemal kraavist, seda aeglasem on taimestiku reageerimine kuivendusele ja väiksem juurdekasvu kiirenemine. Põhjavesi langeb tavaliselt järsult kraavi vahetus läheduses, kuid juba 10–20 m kaugusel muutub kuivenduse mõju vähemärgatavaks (Tomberg 1992). Kõrguse juurdekasv väheneb kraavist eemaldudes üsna kiiresti. Maksimum saabub keskmiselt 10–15 aastat peale kuivendamist ning hakkab seejärel langema. Seejuures intensiivselt kuivendatud aladel on iseloomulik puude kõrguse juurdekasvu kiire langus pärast juurdekasvu kulminatsiooni ületamist (Hainla 1975, vt. ka Padar 2004).

Alekand (1982) jagab kasvukohatüübid kuivenduse efektiivsuse järgi järgmiselt:

1. Lodumetsad, madalsoometsad, siirdesoometsad – juurdekasv kuni 4–5 tm/ha aastas, seejuures kõige efektiivsem on kuivendus madalsoodes. Kollist (1976) nimetab neid kõrge kuivendusefektiivsusega kasvukohatüüpideks, madal- ja siirdesoodes tõuseb puistu boniteet kuivenduse järgselt 2-3 klassi.

2. Siirdesoo- ja rabametsad – juurdekasv suureneb kuni 2–3 tm/ha aastas,
3. Angervaksa, soostuva sõnajala, karusambla, osjartarna, tarnaluite, rabastuva kanarbiku ja rabastuva mustika kasvukohatüübid – juurdekasvu suurendamine 0,5–1,0 tm/ha aastas.

Kollisti (1976) järgi vajavad lodu, tarna, osja ja siirderaba kasvukohatüübid kuivenduse seisukohalt eraldi ökonoomsusuuringuid – boniteedi kasv jääb 0,2–0,7 piiridesse, efektiivsus on suhteliselt tagasihoidlik, kuid siiski märgatav. Angervaksa, karusambla ja sinika kasvukohatüüpe peab Kollist minimaalse kuivendusefektiivsusega tüüpideks, kus boniteedi tõus on 0,1–0,2 klassi (mõnes kasvukohatüübis mõne puuliigi puhul puudub see üldse).

4. Kidura männiga rabad – juba 1960. aastate lõpus tõdeti, et rabade kuivendamine ja metsastamine on ebamajanduslik ning selliste alade kuivendamist enam ei rahastatud (Pikk 1997). Rabas on toitelementide eriti lämmastiku ja fosfori sisaldus turbas väike, mistõttu kuivendamisega kaasnev turba niiskusrežiimi parandamine suurendab puude juurdekasvu üsna vähe. Rabades on puude juurdekasvu olulise suurendamise eelduseks tihe kuivendusvõrk ja puude mineraalse toitumise kardinaalne parandamine intensiivse väetamise abil, mis teeb küllaldase tootlikkusega puistute kasvutamise kalliks (Kollist 1998, vt. Paal 2000).
5. Kõdusoo – puidu juurdekasv saavutatakse olemasoleva kuivendusvõrgu hea korrashoiuga.



Judo Timm

KUIVENDUSE MÕJU KESKKONNATINGIMUSTELE

Kuivendamine nagu iga teine maaparandusvõte ja looduse muutmise viis mõjutab mitte ainult vahetult kraavitatud ala, vaid ka selle ümbrust. Põhjaveetaseme alandamine ja mulla veemahutavuse muutmine mõjutavad ümbritsevate alade veerežiimi ning mikrokliimat, elupaikade omadusi, taimestikku ja loomastikku. Mõju ulatus sõltub kuivendusobjekti asukohast, ala suurusest ja ala algsest tüübist (kas madal soo või raba). Kuivenduse mõju väikesele soole on suurem kui ulatuslikumale soomassiivile ja mõju madal soole on suurem kui rabale. Paali (2007) hinnangul moodustab kuivenduse kaudse mõju ala 20–150% kuivendusobjekti pindalast.

Mulla tihedus

Kuivendatud turbakiht tiheneb oma raskuse, niiskusesisalduse vähenemisest tingitud mahu vähenemise, kapillaar- ja molekulaarjõudude suurenemise ning soo kasutamise paratamatult kaasneva mehaanilise tihendamise mõjul (Tomberg 1992). Turbakihi tiheduse muutumine kuivendamisel sõltub kõduneva materjali kogusest – mida paksem on turbakiht, seda rohkem on orgaanilist materjali, mis niiskusrežiimi muutumisel kuivemaks hakkab lagunema. Mida rohkem aga turvast laguneb, seda kiiremini turbahorisont õheneb (Lukkala, 1948; 1949). Turba vajumine on suurim (kuivendussüsteemide) ehitamise ajal ja vahetult pärast seda. Aja jooksul seoses põhjaveetaseme ja koormuse stabiliseerumisega muutub turba tihenemine pidevalt väiksemaks (Tomberg 1992). Pikk andmeil (2003) vähenes näiteks sügavasse (2,1–2,3 m) meso-oligotroofsesse turbasse kaeva-

tud kraavide mõjul turba tihedus peamiselt kraaviäärsel, kuni 30 m laiusel ribal, kuid kuivenduskraavist kaugemal on vähenemine olnud 46 aastaga minimaalne. Turbakihi põhiline vajumine toimub esimesel neljal aastal, edasistel aastatel on vajumine stabiilsem ja toimub suhteliselt ühtlase intensiivsusega (nn turba kulumine). Seejuures mõlemal perioodil vähem lagunenud turvas vajub rohkem, kui paremini lagunenud turvas (Tomberg 1992).

Mikrokliima

Kollisti (1953) mõttmised Sõmerpalu kuivendusosalal näitavad, et maapinnapealsete miinimumtemperatuuride keskmised ja absoluutväärtused olid tugevasti kuivendatud raiesmikel märgatavalt madalamad kui nõrgalt kuivendatud raiesmikel. Samal ajal maksimumtemperatuurid (nii keskmised kui absoluutväärtused) olid tugevasti kuivendatud aladel kõrgemad. Seega on kuivendatud aladel temperatuuriamplituudid suuremad. Erinevused esinesid ka öökülmadega päevade arvus ja temperatuuri maksimumides. Tugevasti kuivendatud aladel esinesid öökülmasid tihedamalt ning miinimumtemperatuurid olid madalamad, samuti kestsid öökülmad kauem. Minkkinen ja teiste uurimus (1999) kinnitab, et kuivendusosaladel maapinnatemperatuurid langevad (vt. ka Heikurainen ja Seppälä 1963, Rothewell 1991), mis mõjub negatiivselt mikroobide aktiivsusele. Temperatuuride erinevused ulatusid nende uuringute järgi kuni 50 cm sügavuseni, kus temperatuur oli aastaringi üle 5° C keskmiselt kuu aega vähem, kui kuivendamata aladel. Sellised ilmingud pidurdavad lagunemisprotsesse.



Mulla happelisus

Pealmise turbakihi aeratsiooni kasvades vabastatakse orgaaniliste ning anorgaaniliste (Fe, S ja Al) oksüdatsiooniprotsesside mõjul süsteemi prootoneid, mille tulemusel kasvab keskkonna happelisus (Laiho ja Laine 1990, Laine jt. 2006, Minkkinen jt. 1999, De Vries ja Breeuwisma 1987). Kuivendamata minerotroofsetel soosaladel neutraliseeritakse laguprotsesside ja taimestiku poolt tekitatud happelisus efektiivselt aluseliste kationide sissevoolu poolt põhjaveega. Kuivendusjärgsel on põhjavee sissevool kraavidega aga rikutud ja selle neutraliseeriv mõju väheneb. Ka kasvava puistu poolt üha enam seotavad katioonid ning toitainete pikemaajase sidumine kasvatavad ilmselt tulevikus pinnase happelisust veelgi (Laiho jt. 1999). Laiho ja Laine on leidnud (1990), et keskmine pH taseme langeb ligikaudu 0,5 ühikut (3,5 ... 3,0) mesotroofsetel aladel ning alla 0,2 ühiku (3,0 ... 2,8) oligotroofsetel aladel (vt. ka Laine jt. 2006).

Kasvuhoonegaasid (CO₂, CH₄)

Kuivendusjärgsed samaaegsed muutused taimestikus ning laguprotsessides mõjutavad süsinikuringe dünaamikat (Moore ja Dalva 1993, Silvola jt. 1996, Minkkinen jt. 1999). Looduslikud turbaalad akumulatsioonid õhus leiduvad süsinikku ja lämmastikku. Süsinikku emiteeritakse teatud määral metaani kujul, mis tekitab anaeroobses keskkonnas toimivate laguprotsesside tulemusel, samuti väljub osa süsinikku vees lahustunud orgaanilise süsiniku kujul alalt välja voolava vee kaudu. (Laine jt. 2006)

Sooala pindmise kihi aeratsioon suureneb tänu kuivendamisele ja vastavalt suureneb ka seal tegutsevate aeroobsete lagundajate populatsioon, mis aga tähendab seda, et orgaanilise aine lagundamine suureneb ja suureneb oksüdatsioonil eralduva CO₂ hulk, samas väheneb ena-

masti CH₄ hulk (Martikainen jt. 1995, Nykänen jt. 1998, Komulainen jt. 1998). Soome turbaaladel on CO₂ emissioonid suurenenud keskmiselt 50%, sõltudes tugevalt ala iseloomust ja kuivenduse intensiivsusest (Silvola jt. 1996). Lahustunud orgaanilise süsiniku väljaleostumine on kõige intensiivsem kohe peale kraavide kaevamist. Kuna kraavitamise tagajärjel üldiselt väheneb turbaalast läbi voolava vee kogus, siis pikemas perspektiivis on leostumise suurendamine väike, jäädes 10% juurde (Päivänen ja Paavilainen 1995). Metaani emissioonid kuivendamise järel selgelt langevad, vähenedes Soome näitel 30-100% võrreldes loodusliku olukorraga (Nykänen jt. 1998). Vähenedes oli väikseim toitainetevaesemates sookooslustes ja suurem toitainete rikkamates madal-soo kooslustes. Samas on täheldatud, et metaani emissioonid võivad olla märkimisväärsed kuivenduskraavides, kui need kasvavad kinni või tammitatakse nt. kopra poolt. Soomes on siiski leitud, et kraavidest lähtuv metaani emissioon on samas suurusjärgus loodulikelt aladelt lähtuvaga ja seega on tema kogumõju kuivendusjärgsele metaani emissioonile väike (Minkkinen jt. 1997)

Kuivendamise mõjul suureneb puistute produktiivsus ja kasvavad puistud hakkavad rohkem süsinikku siduma (Cannell jt. 1993, Laine jt. 1995). Enamikul juhtudel biomassi tootmine suureneb (Reinikainen 1981, Reinikainen jt. 1984, Laiho ja Finer 1996, Laiho ja Laine 1997) nii maapealse kui maa-aluse biomassi puhul (Laiho ja Finer 1996; Laiho jt. 2003). Kõige rohkem suureneb biomass puistute arvel (Laiho 1996, Laiho ja Laine 1997, Minkkinen 1999). Andmed süsiniku varude muutuste kohta kuivendatud aladel on erinevad (Sakovets ja Germanova 1992, vt. ka Faubert 2004). On näiteid, et paari aastakümne pärast peale kuivendamist muutub kuivendatud turbaala süsiniku emiteerijast süsiniku sidujaks (Faubert 2004). Samas näitavad Hargreaves ja ta kolleegid (2003), et kuigi 9-19 aastat pärast kuivendust toimib metsaga turbaala C sidujana, siis peale seda hakkab ökosüsteem taas toimima süsiniku allikana. Soomes läbi viidud uuringu



Jüri-Ott Salm

tulemused näitavad, et 60 aasta jooksul on kuivendatud aladel süsiniku varud hoopis suurenenud ja seda suuresti tänu puistute arengule (Minkkinen ja Laine 1998).

Seega sõltub kuivendatud soola kasvuhoonegaaside bilanss sellest, kas täiendavalt taimestiku poolt seotav süsiniku kogus on suurem, kui kiirenenud laguprotsesside tulemusel mullast emiteeritav süsiniku kogus. Lõplik bilanss sõltub kliimaatilistest tingimustest (vegetatsiooniperioodi pikkus jne), soo looduslikust algupärast (madal soo, siirdesoo, raba jne) ning kuivenduse intensiivsusest. Kõige suuremad mullasüsiniku kaod (võimalik, et ka kogu ökosüsteemi kontekstis) on toitainerikkamates soodes, kus veetase on viidud tugevalt alla ja kuivenduse intensiivsus on kõrge. Nendel aladel ei suuda suurenenud produktiivsus kompenseerida mulla orgaanika lagunemisel toimuvat süsiniku kadu. Samas võib madalama troofsusega soode kuivendamisel, kus veetaset alandatakse mõõdukalt ja kuivenduse intensiivsus on keskmine, jätkuda ning isegi suureneda süsiniku sidumine. Viimane on võimalik, kuna puistu juurdekasvu ning suurenenud varise hulk kompenseerib mulla orgaanika lagunemisest põhjustatud süsiniku kao (Minkkinen jt. 2008).

Kasvuhoonegaaside bilanss Eesti rabades ja siirdesoodes

Rootsis, Soomes ja Põhja-Ameerikas läbiviidud kasvuhoonegaaside emiteerimist käsitlevate uurimistulemustele tuginevalt võib järeldada, et Eestis on rabade ja siirdesoode kasvuhoonegaaside CO_2 , CH_4 ja N_2O summaarne emissioon CO_2 ekvivalentidesse ümberarvutatuna 419 - 676 x 10^3 CO_2 ekv a^{-1} kuivendatud aladelt ja 141 - 380

x 10^3 CO_2 ekv a^{-1} kuivendamata aladelt (Salm jt. 2009). Süsiniku kadu kõigilt aladelt kokku on 38 kuni 86 x 10^3 t C a^{-1} . Siinkohal on arvestatud ka puude poolt seotava süsiniku hulka, võttes aluseks juurdekasvu hinnangud.

Kuivendatud rabadest ja siirdesoodest lähtuvate kasvuhoonegaasidest moodustab CO_2 ja CH_4 vastavalt 22-44% ja 53-73% (CO_2 ekvivalentidesse arvatuna). Samas, looduslikelt aladelt lähtuvatest kasvuhoonegaasidest moodustab CH_4 93-97% Võrreldes kuivendatud (52 000 ha) ja toimiva kuivendusega ja/või looduslike alade (287 000 ha) osakaalu pindalaliselt – vastavalt 15% ja 85%, kasvuhoonegaaside emissiooniga CO_2 ekvivalentides, on emissioon kuivendatud aladelt 1.8 kuni 3.9 korda suurem. Järelikult on kuivenduse tõttu rabad ja siirdesood muutunud süsiniku sidujast ja akumuleerijast emiteerijaks.

Alates 2008. aasta oktoobrist viiakse Tartu Ülikooli Geograafia Instituudi poolt läbi kasvuhoonegaaside emissiooni mõõtmisi Soomaa rahvusparkis – Valgerabas ja Kuresoos ning turbakaevandusaladel Ida-Virumaal (Salm jt. *avaldamata*). Esialgsed andmed (10 kuu keskmine) kinnitavad, et metaani emissioon on oluliselt suurem looduslikes siirdesoodes võrreldes kuivendatud siirdesoometsaga. Võrreldes metsanduslikel eesmärkidel kuivendatud raba (metsa kasv pole suurenenud) loodusliku referentsalaga, siis on metaani vood samas suurusjärgus. Samas on CO_2 vood kolmandiku võrra suuremad kuivendatud rabas; varieeruvus on väike kuivendatud ja loodusliku siirdesoo vahel. Turbakaevandusaladelt kogutud proovide esialgse analüüsi põhjal on suurimad CO_2 emiteerijad tootmisest kõrvale jäetud taastamata alad ja ka aktiivsed kaevandusväljad, CH_4 roll on seal suurusjärgu võrra väiksem.



Aineringed

Oluline aspekt kuivenduse mõju käsitlemisel erinevate toitainete dünaamikale on mõju ulatuse sõltuvus ala algsest tüübist. Mida rikkam on ala toitainete poolest, seda suuremad on muutused. Mitmete autorite tööd näitavad, et kuivenduse mõju on suurim minerotroofsetes madal- ja siirdesoodes ning väiksem ombrotroofsetes rabades (Ilomets jt. 2004, Laiho jt. 1994, Laiho jt. 1995, Laiho jt. 1999, Minkkinen jt. 1999).

Metsa produktiivsuse parandamise eesmärgil toimunud kuivendamise mõjul kasvab turbaaladel primaarproduktioon (Paavilainen ja Päivänen 1995; Prévost jt. 2001, vt. Faubert 2004). Seda eelkõige seetõttu, et kuivendusjärgselt kasvab pealmiste turbakihtide aeratsioon, mis suurendab mikroobset aktiivsust, parandab juurte õhusutatust ning kokkuvõttes toimub toitainete mineralisatsioon. Mineraliseerunud toitained, kas paigutatakse ökosüsteemis ümber või leostuvad need veekogudesse ning viiakse kuivendusvetega soost välja (Seuna 1988). Kuna toitainete omastatavus paraneb, muutub kasvav puistu kuivendusjärgselt küllalt pikaks ajaks oluliseks toitainete neelajaks (Laiho jt. 1999). Samas vajub kuivenduse mõjul turbapinnas kokku (esialgu veetaseme alanemise tõttu ning seejärel juba orgaanilise aine lagunemise mõjul) vabastades seega taimedele alumistes kihtides salvestatud orgaanilist ainet ning sellega seoses ka toitaineid. Laiho koos kolleegidega (2003) näitasid, et enne kuivendust oli suurem osa aastasest toitainete ringest (mõõdetud toitainete tagastamisega varise näol) pärit kõrrelistest ja sammaldest. Puittaimede arvele langes vähem kui 25% aastasest lämmastiku (N) ringest ja vähem kui 10% kaaliumi (K) ringest. Pärast 20 aastat kuivendust olid puittaimed omandanud märkimisväärse rolli aastasest toitainetetsükli – 90–98% N ja K ringest ning 60–90% kogu toitaaineringest (Laiho jt. 2003).

Lämmastik ja fosfor

Kuivendusjärgsed muutused mulla lämmastiku (N) ja fosfori (P) bilansis sõltusid Laiho ja Laine (1994) järgi kuivendusala looduslikust iseloomust. Meso-oligotroofsetel aladel kasvas näiteks N kontsentratsioon kahes ülemises mullakihis (0–10 ja 10–20cm) kuni 20–30 aastat pärast kuivendust. Fosfori kohta kehtis sama vaid ülemises (0–10cm) kihis. Oligo-ombrotroofsetel aladel kasvasid N ja P kontsentratsioonid koos kuivendusjärgse vanusega isegi 25–35cm sügavuseni. Kuivendusjärgselt seotakse kasvav hulk N ja P arenevatesse puistute poolt (peamiselt võrades). Samas tunnistavad Laiho ja Laine (1994), et lämmastiku ja fosfori kontsentratsioonid sõltuvad eelkõige ala iseloomust (toitaineterikkusest), puistu vanusest (vanemad puud seovad toitaineid rohkem) ning muudest teguritest (puistu kasvukiirus jms). Huvitav on, et uurijad ei täheldanud N ja P kontsentratsiooni vähenemist pealmises mullakihis, hoolimata selle kasvust ümbritsevas biomassis. Seda seletatakse kompensatsioonimehhanismiga, mis tekib turba kuivendusjärgsel kokkusurumisel ning seega sügavamate kihtide toitainete vabanemisel.

Eestis on toitainete muutusi kuivendusladel kirjeldanud Kollist ja seda peamiselt siirdesoode kohta. Kuivendusest tulenevad muutused on Sõmerpalu katsealal registreeritud 21 aastase vahega (1958 ja 1979). Muutused esinesid esmajoones pealmises 0–20 cm turbakihis. Suurenenud oli tuhasus, lämmastiku ja kaltsiumi kogused. Muutused olid põhjustatud osaliselt kuivendamisega kaasnevast paremast aeratsioonist turba pealmises kihis, mis soodustas turba lagunemist. Kuid tõenäoliselt veelgi suuremat rolli mängisid muutused varise koostises (Kollist 1965, Kollist 1967). Eriti suurenes seetõttu kaltsiumi, mõnevõrra vähem teiste elementide (P, N) varu mullas, kuid vähenes kaaliumi varu. Samuti oli turba pealne kiht muutunud happelisemaks (Kollist 1968).



Kaupo Kohv

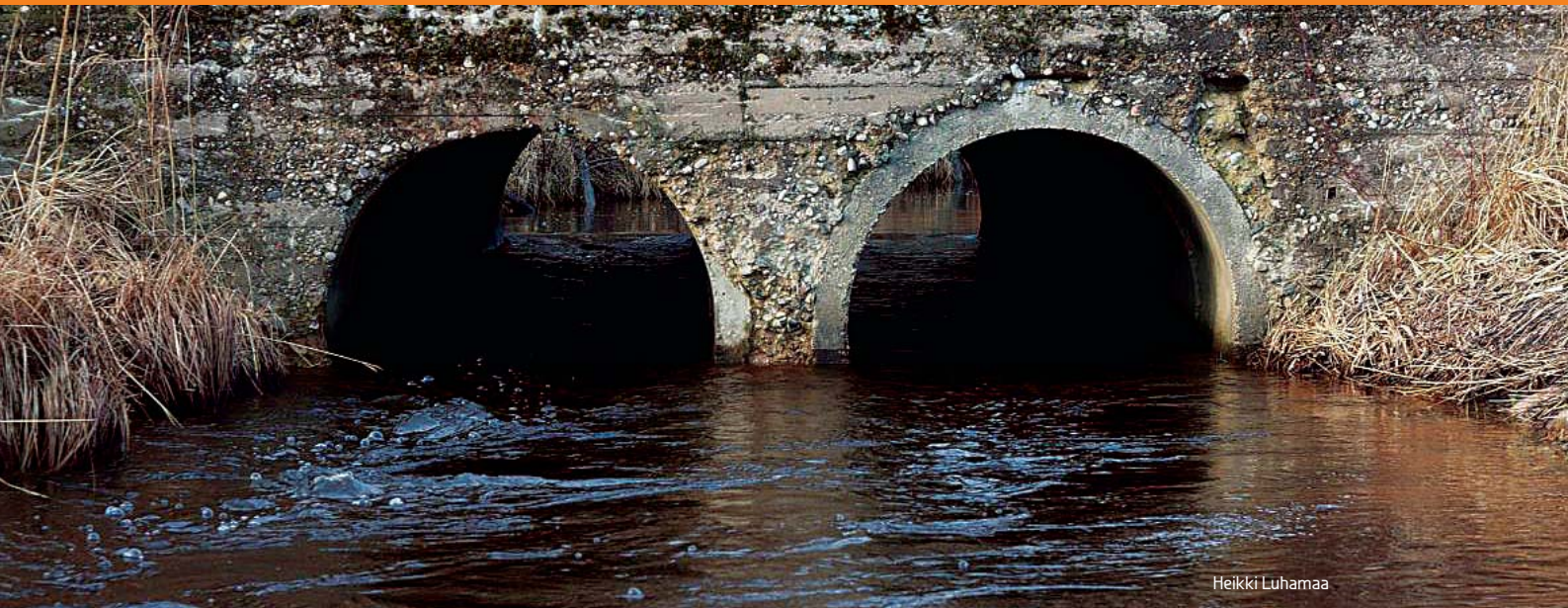
Kaltsium, kaalium ja magneesium

Tänu leostumise suurenemisele kantakse kuivendatud aladelt välja märkimisväärne kogus kaltsiumi, magneesiumi ja kaaliumi (Sallantaus 1992). Mg ja Ca leostusid suhteliselt kiiremini kui K, mida seotakse rohkem kasvava biomassi poolt (Laiho jt. 1999). Samas on andmeid (Seuna 1981), et kasvava puistu mõjul (sh. transpiratsiooni suurenedes) võib leostumine väheneda ning jõuda kuivenduseelsele tasemele või isegi alla seda (Laine jt 2006).

Aluseliste katioonide kadu võib põhjustada pikemaajalisi probleeme kuivendatud ala edasises talitluses. Näiteks, kuna K koguarvu pinnases on suhteliselt väike, siis võivad uued häiringud bioloogilises tsüklis, näiteks raied, K-ga varustatuses tõsiseid muutusi põhjustada. Lisaks suure-

neb K leostumine pärast raiet oluliselt, kuna raiejäätmed, milles K suhteliselt suures koguses sisaldub, vabastavad selle kiiresti, aga samal ajal on taimse biomassi sidumisvõime ajutiselt raie tõttu pärsitud. Tulemuseks võib olla K vähenemine sellisele tasemele, et järgmine puudepõlvkond ei saa seda enam piisavalt omastada. Mitmed uurijad on väitnud, et mitmete elementide, eeskätt K varud võivad ammenduda esimese puisturingi lõpuks või teise puisturingi jooksul (Kaunisto ja Paavilainen 1988, Finer 1989, vt. Laiho ja Laine 1995).

Metsanduse jätkusuutlikkusega seotud uuringud on keskendunud otsese puidueemaldamisega seotud toitainete väljaveo arvutamisele. Kuna põhiliste katioonide leostumine võib viia ala toitainetebilansi tõsisele kahjustumisele, on selge vajadus edasisteks uuringuteks selles vallas (Laiho jt. 1999).



Heikki Luhamaa

MÕJU VOOLUVEEKOGUDE KESKKONNATINGIMUSTELE

Looduslike turbaalade mõju vooluveekogude vee kvaliteedile seisneb anorgaaniliste toitelementide kinnipüüdmisses ja osalises akumulatsioonis. Seega vähendavad nad vooluvete või sademetega transporditud toitelementide leostumispotentsiaali. Samas vastupidiselt anorgaanilisele ainesele, toimivad turbaalad olulise lahustunud orgaanilise ainese allikana vooluvete jaoks. Turbaalade anaeroobsed tingimused ning happeline keskkond soodustab selliste orgaaniliste elementide leostumist, mille lahustumine on nende tingimustega otseselt seotud. Kuivendusobjektide ümber rajatud kraavid takistavad aga ümbritsevalt valgalalt mineraalainete jõudmist märgalale. Seega kaotab märgala kuivenduse tagajärjel oma funktsiooni toimida toitainete akumulaatorina ning selle asemel, et veega kantavad toitained turbasse filtreeritaks, liiguvad toitelemendid kraavidevõrgustiku kaudu alast mööda. Lisaks rikub kuivendus varasemalt välja kujunenud tasakaalu, kus alale juurdekantavad ning vabastatavad toitained olid tasakaalus. Kuivenduse järgselt jätkab soola toitelementide väljastamist äravoolu ja kiirenud lagunemisprotsessid suurendavad toitainete leostumist veelgi. Seega, kui looduslikus seisundis turbaala toimib toitelementide kogujana, siis kuivendusjärgselt muutub see toitelementide allikaks (Laine jt. 1995).

Märgade metsade veerežiimi ning kuivendusobjektidega seotud veekogusid mõjutatakse metsakuivenduse poolt oluliselt. Kuivenduse tõttu muutuvad kogu piirkonna hüdroloogilised tingimused, sest süvendatakse looduslike vee valgumise ja äravoolu sänge, avatakse sulglohud ja niisked lombid, mis põhjustab suuri muutusi kogu elupaigas ja selle elustikus (Laanetu 2005). Samuti on oluline mõista, et kuivendussüsteemide rajamisega ja olemasolevate süsteemide käigus hoidmisega kaasnevad

mõjud kanduvad vooluveekogusid mööda oluliselt kaugemale süsteemi enda algsest asukohast, ulatudes sageli Eesti puhul nt Läänemereni.

Kuivendamise võimalikud mõjud vooluveekogudele on järgmised (Laanetu 2005):

1. Hüdroloogilise režiimi ebastabiilsuse suurenemine – veetaseme kiired muutused (üleujutused ja kuivamine, äravoolu suurenemine);
2. Pinnase erosiooni ja setete koormuse suurenemine;
3. Veekogude eriilmelisuse ja geomorfoloogilise stabiilsuse vähenemine;
4. Põhjavee avamine ja selle äravoolu suurenemine;
5. Mulla mineralisatsiooni- ja leostusprotsesside kiirenemine;
6. Veeökosüsteemi stabiilsuse vähenemine ja isepuhastusvõime langus;
7. Vee-elupaikade ning elustiku liigilise mitmekesisuse vähenemine.

Äravool

kirjanduses leidub kuivenduse mõjust märgalade äravoolule vastukäivaid andmeid. See on seletatav soolade suure varieeruvusega. Siiski valitseb üldine arusaam, et kuivenduse tagajärjel suureneb koguäravool (Laine jt.



Kaupo Kohv

1995). Verry (1988) võtab võimalikud mõjud summaarsele äravoolule kokku järgmiselt:

1. Summaarne äravool suureneb ajutiselt. Veetase alandamine viib välja vee, mis asus enne veega küllastunud mullakihi, see efekt on aga ajutine ning on märkimisväärne vahetult pärast kuivendamist.
2. Püsivoolu suurenemine. Olenevalt kraavi sügavusest võib moodustuda täiendav vooluallikas, kui kraavi põhi ulatub ülemise põhjaveekihini. Suurenenud püsivooluhulk võib kesta aastaid. Selle tulemusena võib suurenedagi kogu äravool.
3. Äravoolu vähenemine. Kahanenud aurumine tänu pealmise turbakihi kuivamisele suurendab samuti äravoolusid. Aurumise suhteline vähenemine ulatub 50% kui veetase alaneb üle 40 cm sügavuseni.

Samas kestab suurenenud äravool aurumise arvelt vaid senikaua, kuni kasvavate puude transpiratsioon hakkab seda kompenseerima (on leitud, et Soome tingimustes võtab see aega u. 20 aastat kui algsituatsioon oli peaaegu puudeta ala. On registreeritud ka juhtumeid, kus kasvava puistu mõjul on koguäravool koguni vähenenud (Seuna 1981).

Hüdroloogilise režiimi ebastabiilsuse kasvu kirjeldavad näiteks Sirin jt. 1991. a uurimused Loode-Venemaa kuivendatud alade kohta. Lääne-Dvinaa uurimisjaamast saadud andmed näitasid, et maksimaalsed suvised vooluhulgad kuivendusala asuval jões võivad erineda kaks ja tihti enamgi korda kuivendamata alal asuval jõel määratud (Sirin jt. 1991). Soomes tehtud uuringu baasil (Mustonen 1971) saab väita, et suvised vooluhulgad võivad suurenedagi isegi 50%, olenevalt valgala tehtud muudatustest. Talvised maksimaalsed vooluhulgad võivad erineda 100% kuivendusest mõjutatud jõgede kasuks. Talvised keskmised vooluhulgad on kuivendusvett saavates jõgedes 30%

suuremad. Kuivendatud aladel tõuseb reeglina jõgede talvine ja suvine vooluhulk. Aastane vooluhulk jääb aga samaks või suureneb. Sirin oma kolleegidega (1991) on rõhutanud, et metsakuivenduse tagajärgi analüüsides ei piisa ainult jõgede ja ojade vooluhulga vaatlemisest, vaid arvesse tuleb võtta ka jõevee keemilise koostise ja temperatuuri muutuseid.

Kogu äravoolu mõjutavad oluliselt ka raied. Nii on näiteks Heikurainen ja Päivänen (1970) leidsid, et suhteline äravool (mõõtmised toimusid proovialadel, mitte valgala põhiliselt) suurenes 40% väljaraie puhul 24,5% ja lageraie korral 111,2%. Seejuures on oluline mainida, et tegemist oli suhteliselt väheviljaka alaga, kus puistu tagavara oli 90m³/ha. Soomes on vaadatud raiete mõju ka ühes uuringus kogu valgala tasemel. Seal leiti, et 3-4 aastat peale lageraieid (56-58% valgala) oli äravool 15-20% kõrgem raie-eelsest äravoolust (Seuna 1988). Soomes on ka teistes uuringutes leitud, et umbes 10m³ puidu eemaldamine puistust suurendab äravoolu ca 8 mm. Lageraie järgselt on täheldatud ka maksimaalsete kevadiste vooluhulkade suurenemist 29-37% ja suviste miinimum vooluhulkade vähenemist (Seuna 1988). Üldiselt on täheldatud, et lageraie tõttu suurenenud äravool kestab 20-30 aastat (Paavilainen ja Päivänen 1995).

Hõljum

Paavilainen ja Päivänen (1995) väidavad, et kõige kahjulikum metsakuivendusest tulenev veekvaliteeti mõjutav tegur on hõljumi kasv. Hõljumi all mõeldakse nii orgaanilist kui ka anorgaanilist ainet, mis esineb vees lahustunud kujul või osakestena. Tahke orgaaniline aine hägustab veekogu rohkem kui anorgaaniline aine. Liati on orgaaniline aine bioloogiliselt aktiivne, tarbides lagunemisel veekogu hapnikuressursse. Kuivenduse mõju seostatakse otseselt hõljumi kasvuga (tabel 1).



Kaupo Kohv

Tabel 1. Hõljumi lisandumine kuivenduse mõjul (info koondanud Sallantaus 1986).

Publikatsioon	Hõljumi kasv (kg/ha)	Kuivendusjärgne periood
Seuna (1982)	980	2 aastat
Seuna (1982)	2300	kevadel
Hynninen ja Sepponen (1983)	4500	3 aastat
Lundin (1984)	<200	1 aasta
Berquist jt. (1984)	<240	kevadel

Ka kraavide puhastamise tagajärjel võib hõljumi hulk äravoolus suureneda. Ahti ja ta kolleegide poolt (1993, Paavilainen ja Päivänen 1995 järgi) uuritud alal oli tahkete osakeste kontsentratsioon äravoolus 1,7mg/l ja veel teisel aastal peale puhastamist oli see 28,3 mg/l.

Kui kuivenduse rajamine on seotud lageraietega ja sellele järgneva maapinna ettevalmistusega, siis on registreeritud tahkete osakeste leostumise suurenemist 4 kg/ha/a kuni 1010 kg/ha/a. Seejuures oli ka 5-8 aastat peale tööde lõpetamist tahkete osakeste väljakanne 60 kg/ha/a. Samas uuringus toodi esile veekogu kaitseks jäetud puhverpuistute keskne roll veekvaliteedi hoidjana, kuna aladel, kus puhverpuistu oli kasvama jäetud oli mõju veekvaliteedile väike (Päivänen ja Paavilainen 1995).

Orgaanilise hõljumi välja leostumine on kindlasti suurim kohe peale kraavituse rajamist, kuid ka siin tõuseb kontsentratsioon märkimisväärselt peale lageraiet. Rootsis registreeriti veel 3 aastat peale lageraiet orgaanilist hõljumit 170% võrrelduna raie-eelse perioodiga. Selle põhjuseks peeti eelkõige seda, et raiejärgne veetaseme tõus põhjustas paljude peenikeste juurte suremise ja samuti seeneniidistike hukkumise, mis olidki peamised hõljumi allikad (Grip 1982). Orgaanilise hõljumi hulga kahekordistumist peale raieid on täheldatud ka Soomes. Üldtea-

da on see, et raiejärgselt suureneb orgaanilise aine leostumine rohkem turvasmuldadel kasvavate metsade kui mineraalmuldadel kasvavate metsade puhul (Paavilainen ja Päivänen 1995).

Vee PH

Metsakuivenduse mõju vee reaktsioonile peetakse eelkõige happesust suurendavaks. Sallantaus (1986, Paavilainen ja Päivänen 1995 järgi) näeb siin kolme erinevat võimalust, sõltuvalt sooala looduslikust algupärast.

1. Vähetoitelised paksu turbakihiga alad – toimub ajutine pH väärtuste vähenemine;
2. Happelise pealmise turbakihiga alad, kus kraavid ulatuvad sügavamal paiknevasse tarnaturbasse või mineraalmaani – toimub pH tõus, eriti väikese äravooluga perioodidel;
3. Rohketoitelised sood, samuti sulfaatiderikkad rannikumullad – toimub oluline pH vähenemine, eriti suure äravooluga perioodidel, mis on järgnenud põuale.

Seega võib metsakuivendus sõltuvalt keskkonnatingimustest põhjustada ka vooluveekogude vee suuremat neutraalsust.

Eutrofeerumine

Fosfor

Metsakuivendus suurendab fosfori kontsentratsiooni äravoolus, kui kuivendusega kaasneb erosioon. Näiteks



Heikki Luhamaa

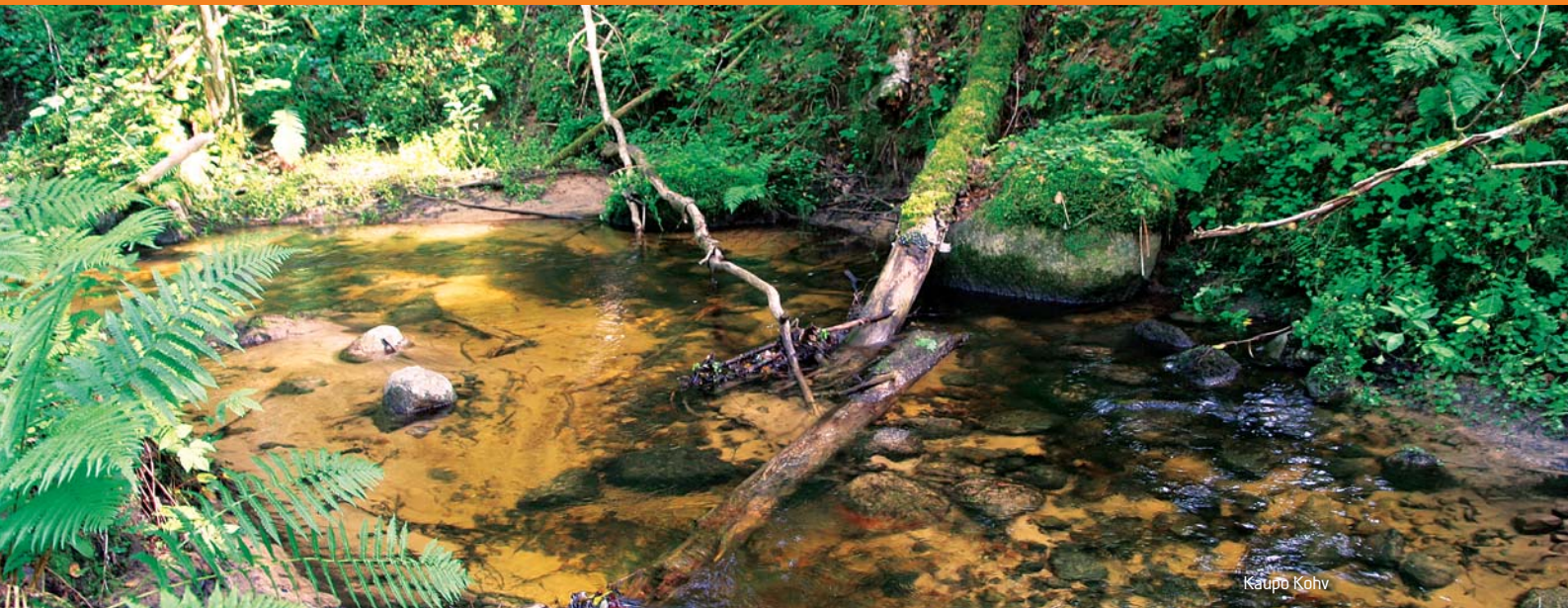
on Soome uurijad registreerinud fosfori kontsentratsiooni suurenemist äravoolus aasta peale kraavide rajamist 21-lt kuni 58 $\mu\text{g}/\text{l}$ ja on mõõdetud isegi 280 $\mu\text{g}/\text{l}$ suuruseid kontsentratsioone (Paavilainen ja Päivänen 1995). Samas on täheldatud, et vanade kuivendussüsteemidega aladelt on fosfori leostumien samas suurusjärgus looduslike sooladega.

Kui kuivendatud aladel tehtud raiete järgselt on registreeritud vähetoiteliste soode puhul fosfori kontsentratsiooni suurenemist 0,5kg/ha ja 2,5 kg/ha rohketoiteliste soode puhul. Huvitav on ka see, et kui vähetoiteliste soode puhul langes fosfori väljakanne samale tasemele loodusliku fooniga, siis rohketoiteliste soode puhul oli see kõrge veel 6 aastat peale raiet. Arvatakse ka, et suur osa raiejärgsest fosforist pärineb tegelikult raiejäätmetest (Paavilainen ja Päivänen 1995). Äravoolu sattunud fosfor põhjustab eutrofeerumist ja suurendab looduslikes veekogudes vetikate produktiivsust.

Lämmastik

Enamus sooladelt leostuvast lämmastikust on orgaanilisel kujul. Kuivenduse tõttu suureneb nii orgaanilise kui anorgaanilise lämmastiku leostumine. Soomlased on leidnud, et kuivenduse tulemusel suureneb aastane orgaanilise lämmastiku väljakanne 10kg/ha ja anorgaanilise lämmastiku puhul on see alla 1 kg/ha. Nitraatlämmastiku leostumise risk on kõrge peale lageraiet (Kubin 1992). Enamus kuivenduse tagajärjel vabanenud lämmastikust seotakse taimestiku pool.

Raiete puhul on reaalne oht lämmastiku leostumiseks, kuna raiejäätmed ise sisaldavad lämmastikku juba reeglina üle 100 kg/ha. Riski võib omakorda suurenda see, et raiejärgselt tõuseb mulla pealmiste kihtide temperatuur, mis soodustab turba lagunemist (Paavilainen ja Päivänen 1995).



Kaupo Kohv

KUIVENDUSE MÕJU ELUPAIKADELE JA LIIKIDELE

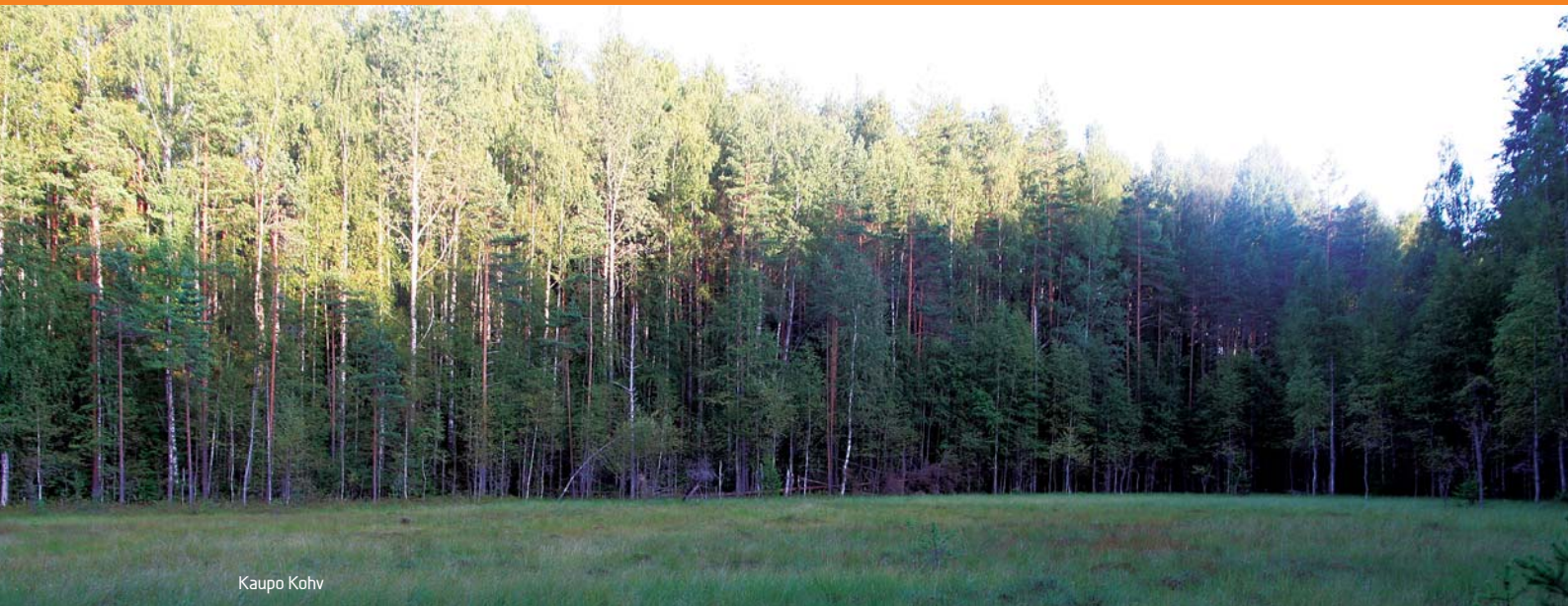
Mitmetel põhjustel on kuivenduse mõju elurikkusele peetud enamasti negatiivseks. Bioloogilisele mitmekesisusele mõjub kuivendamine peamiselt vaesustavalt ja seda kahel põhjusel. Esiteks hävib kuivenduse tagajärjel suur osa senistest liikidest, sh. ka nn spetsialistliigid, kelle ellujäämien sõltub otseselt soolupaikade olemasolust. Teiseks, kuigi kuivenduse tulemusel võib liikide arv konkreetsetes punktis suurenedada, siis ei tähendada see alati suuremat mitmekesisust maastiku tasandil (Külvik ja Palo 2000). Pigem kaasneb kuivendusest tuleneva kasvukohatingimuste ühtlustumisega ökosüsteemide degradeerumine liikide, koosluste ja ka maastike tasemel (Paal 2007). Eestis, kus veerand metsamaast on tänapäevaks kuivendatud, on kuivenduse mõju enamasti maastikku ühtlustav (Külvik ja Palo 2000).

Vee-elupaigad

Vooluveekogude õgvendamise ja kraavitamise käigus rajatakse voolusängid, millel puuduvad looduslikule voolusängile omased kalda- ja põhjastruktuurid, mis on vajalikud erosiooni tõkestamiseks ja tagavad voolusängi eriilmelisuse, põhjastruktuuride rikkuse ja stabiilsuse. Voolusängi struktuurid ja setted mõjutavad tugevasti veekogude elustikku. Setted võivad kilomeetrite ulatuses katta voolusängi põhja, täites selle lohud ja süvikud. Kui looduslikud veekogud paigutavad setteid ümber ja lades-tavad neid suurvee ajal luhtadele, siis kraavides ning kanalites ei tõuse vesi üle kaldavallide isegi kõrge veetaseme korral. Nii vähenevad paljude liikide sh jõevähi varjevõimalused ja vee-elustiku ellujäämise võimalused põua-perioodidel. Kergesti liikuvad liivased setted matavad

enda alla jõepõhja elustiku nt. karpide kolooniad, eriti tugevasti on selletõttu kahanenud Eestis paksukojalise jõekarbi (*Unio crassus*) populatsioonid (Laanetu 2005). Hävivad lõhilaste jaoks olulised kivise põhjaga kudemis-alad. Samuti häirib pidev setete liikumine putukate vast-sete arengut ja elujõulisust (Vuori ja Joensuu 1996). Vuori oma kolleegidega (1998) jõudis Lääne-Soomes asuva Iso-joki jõe seisundit uurides järgmistele tulemustele: suurte selgrootute organismide paiknemine ja arvukus sõltus kuivenduse intensiivsusest, sambla katvusest ja alumii-niumi ja raua kontsentratsioonist vees. Väga selgelt tuli uuringus välja põhjaelustiku liigirikkuse negatiivne seos liivase jõepõhja osakaaluga kogu jõepõhjust ja positiivne seos põhjataimestiku katvusega.

Kuivendamistööde käigus hävivad sageli kaldapuistud. See soodustab veekogude eutrofeerumist, kuna veeko-gusse jõuab rohkem toitaineid ja vee temperatuur tõuseb. Näiteks leiti Soomes, et kaldapuistu raiumise tagajärjel muutus oluliselt veekogu taimestiku koosseis ja suurenes vetikate produktiivsus. Produktiivsus püsis kõrgel veel kolm aastat peale raiet (Holopainen ja Huttunen 1992). Õgvendamise ja süvendamise käigus enamasti eemaldak-se vooluveekogudest suured kivid ja surnud puit. Kõik need on aga vooluveekogude loomulikud elemendid, mis pakuvad kaladele varjetingimusi ja on kaladele toiduks olevate putukate arengujärgude toidubaasiks. Nii näiteks on Degermann oma kolleegidega (2004) veenvalt näidanud, et forelli arvukus Skandinaavia jõgedes on tugevalt seotud suurelābimõõduliste surnud puude hulgaga jõgedes. Vee-elupaikade struktuuriline vaesumine mõjutab otseselt paljude liikide sh kalaliikide ja jõevähi arvukust Eesti jõgedes.



Kaupo Kohv

Sooelupaigad

Loodusliku soo-ökosüsteemi tähtsaim funktsionaalne iseärasus on turba tekkimine ja ladestumine. Looduslikku rabaökosüsteemi iseloomustab keskosas väikese languga älve-, lauka või rohupuhmavööndeid ümbritsev järsema nõlvaga servaala, kus tavaliselt levivad puiskooslused ja rabamännik. Raba nõlvale ja/või nõlva alla kaevatud piirdekraavidena rikutakse raba looduslik veerežiim ja muutub raba nõlvaala puis- ja lagerabakoosluste struktuur ning talitus. Servakuivendus võib soodustada lageda rabalava metsastumist. Viimase poolsajandi jooksul on Eestis toimunud märgatav lagerabade metsastumine, millega halveneb kaitsekorralduslikult oluliste avasooliikide elupaikade kvaliteet. Täielikult hävinevad raba ümbritsevad nõlvaalused märekooslused,¹ mis enamasti asenduvad pajuvõsaga või mitmesuguste niiskete kasvukohtade vähetootlike metsakooslustega (Ilomets jt. 2006). Kui turba moodustumine ja akumuleerumine kuivendamise tagajärjel lakkab, on sooökosüsteem teisenud millekski muuks (Paal 2007).

Meie kõige ohustatumateks sootüüpideks on minerotroofsed sood, eriti allikasood, liigirikkad madalsood ja siirdesoometsad (tabel 2). Truu ja tema kolleegide (1964) andmetel hõlmasid enne ekstensiivse soodekuivendamise algust Eestis kõige suurema pindala madalsood – 515 000 ha ehk 57% soode kogupinnast; siirdesoid leidis 114 000 ha (12%) ja rabasid 278 000 ha (31%). Ehkki liigirikkaid madalsookooslusi on Eestis säilinud pea igas maakonnas, on enamasti tegemist väikesepindalaliste fragmentidega, mis hõlmavad kokku 5 000–8 000 ha (Ilomets ja Pajula 2004). Liigivaestest lage- ja puismadalsoodest on hinnanguliselt säilinud 16 000–17 000 ha, maksimaalselt 20 000 ha, sh Emajõe-Suursoos vähemalt 5 000 ha. Hüdroloogia seisukohast on neist rahuldavas looduslikus seisundis vähem kui 10%. Kuivendamata on jäänud enamasti kaitse-

¹ Märe on märg maismaakoht, kus vesi on mingi ajaperioodi (enamasti vähemalt mitu kuud) maapinna tasemel. Märesid esineb näiteks soode servadel (servamäre)

aladel paiknevad madalsood (näit. Avaste, Emajõe-Suursoo, Nehatu) või metsamajandite territooriumil asuvate suurte rabade vahele jäävad madalsooniidud. Parem on rabade (ombrotroofsete soode) olukord ja seda eeskätt 1970. aastatel rakendatud looduskaitsemeetmete tõttu. Ligikaudu 60–65% Eesti rabadest on suhteliselt heas looduslikus seisundis (Ilomets ja Pajula 2004).

Tabel 2. Inimtegevuse poolt oluliselt mõjutamata soode pindala Eestis (Ilomets ja Pajula, 2004).

Soo tüüp	Hinnanguline pindala, ha
Liigirikkad madalsood	u 5000, kuid mitte üle 8000
Liigivaesed madalsood	16 000–17 000, max 20 000
Siirde- ja õõtsiksood	17 000–18 000
Fennoskandia soostunud metsad ja soolehtmetsad	12 000–18 000
Siirdesoo- ja rabametsad	38 000–50 000
Allikasood	250–500
Looduslikus seisundis rabad	156 000
Inimtegevusest rikutud, ent taastumisvõimelised rabad	56 500
Kokku	ca 325 000

Soostunud metsad ja soometsad

Ehkki erinevat tüüpi soostunud metsade pindala erineb andmeallikates tunduvalt, pakub Ilomets (2005), et looduslikke siirdesoometsi on säilinud vaid 8000–10 000 hektaril. Ka kuivendamata või kuivendusest mõjutamata madalsoometsi paikneb enamasti vaid suuremates soostikes ning nende kogupindala võib hinnanguliselt olla kuni 10 000 ha. Ilomets järeldab, et seega on Eestis kuivendatud praktiliselt kõik soostunud metsad. Kuivendamise ajaloolist ulatust fookuseerimist madalsoodele kirjeldab mõnevõrra ka see, et väga suur osa täna haruldaseks loetavaid metsakooslusi seostub eelkõige veekogude lammi-



Kaupo Kohv

dega ja soostunud aladega (vt. tabel 3). Lammimetsade kadumise üheks peamiseks põhjuseks nende maade põllumajanduslikku kasutusse võtmise kõrval on kindlasti kuivendus. Kuivenduse käigus kraavitati lammialad, mis võimaldas veel lammivallide taguselt alalt kiiresti tagasi jõkke voolata ja väiksemate ojade õgvendamisel, süvendamisel ja kaldavallide loomisega kaotati vooluveekogu- ja orgaaniline seotus kaldaalade e. lammidega.

Tabel 3. Kaitset vajavad soometsade ja soostuvate metsade kooslused (Kalda ja Paal 1997).

Kooslus	Kaitsevajadus	Levik, kasvukoht
Lammimetsad		
Humala-jalaka(künnapu)-saare-pärna või tamme segamets	Haruldane, väga piiratud levikuga	Fragmentidena jõelammidel, enamasti Lõuna- ja Kesk-Eestis, harvem Kirde-Eestis
Luhttarna-kaasik	Haruldane, väga piiratud levikuga	Suuremate jõgede lammidel, fragmentidena
Luhttarna-sanglepik	Haruldane, piiratud levikuga	Suuremate jõgede lammidel, fragmentidena
Luhttarna-saarik	Haruldane, väga piiratud levikuga	Suuremate jõgede lammidel, fragmentidena
Soostunud metsad		
Sõnajala-sanglepik	Piiratud levikuga	Fragmentaalselt, enamasti vooluvete kaldail
Sõnajala-saarik	Piiratud levikuga	Fragmentaalselt üksikute puistutena
Sõnajala-tammik	Väga haruldane	Pärnumaal
Lodumetsad		
Soovõha-sanglepik	Haruldane, piiratud levikuga	Enamasti Kirde- ja Edela-Eestis
Soovõha-kaasik	Haruldane, piiratud levikuga	Enamasti Kirde- ja Edela-Eestis
(Ranniku) lodu sanglepik	Haruldane, piiratud levikuga	Paiguti põhjarannikul

Taimestik

Kuivenduse tagajärjel toimuvad muutused märgalade mulla veerežiimis ja mulla õhutatuses ning toitainete režiimis avalduvad kuivendatud ala taimestiku liigilises koosseisus. Suktsessioon on peamiselt suunatud muutustega mullastikus ja puurindes (Kollist 1953). Harilikult väheneb sooladele omane taimestik ning suureneb metsataimede osatähtsus. Kõige kiiremini vahelduvad liigid niiskel toitaineterikkal alal, kus algselt domineerisid rohunid ja tarnad, kõige aeglasemalt reageerivad ombrotroofsed toitainetevaesed rabad (Laine jt. 1995).

Masingu (1952) järgi on puisrabade ja rabametsade tingimustes headeks kuivenduse indikaatoriteks turbasamblad, tupp-villpea, harilik jõhvikas, palusammal ja kaksikhamba liigid jt. Neist turbasamblad, tupp-villpea ja harilik jõhvikas reageerivad kuivendusele ohtruse langusega kuna seevastu palusammal ja kaksikhamba liigid reageerivad kuivendusele ohtruse tõusuga. Kuivendamine vähendab turbasammalde kasvukiirust 30-50% võrra, lisaks sellele mõjutab turbasambla kadu turba pealispinna töötlemine (tööriistad, põletamine) ning puistute liituse suurenemine (Kollist 1953). Turbasammal, ehkki pikaealine püsik, kaob kuivenduse järel esimesena, tehes ruumi teistele brüofüütidele – eelkõige metsaliikidele (During 1979, Laine jt. 1995b). Samuti kaovad väga kiiresti tarnad. Sellele järgneb soole iseloomuliku puhmarinde (vaevakask, sookail) asendumine metsaliikidega (harilik mustikas, harilik pohl). Mustikas kui aeglane levija jõuab reeglina alale kõige hiljem – saavutades suurema ohtruse alles 50 a. pärast kuivendust. Liigiline arvukus kuivendatud alal on tavaliselt suurim mõni aeg peale kuivendust (5-30 aastat, olenevalt pinnase viljakusest), kui koos elunevad antud alal sooliigid, ruderaalsed liigid ja metsaliigid (Vasander 1987a, 1987b; Laine jt. 1995, Whittaker 1972).



Kaupo Kohv

Kuivendusjärgsed muutused soode taimkattes toimuvad suhteliselt aeglaselt ning need toimuvad paralleelselt metsastumise protsessiga. Seitse aastat pärast kuivendust oli (Sõmerpalu katsemetskonnas) sool kuivenduseelne taimkate liigilise kloosseisu poolest põhiliselt säilinud. Rohurindes esinesid tupp-villpea, jõhvikas, tarnad jne. Samblarindes katsid turbasamblad peaaegu kogu maapinna, kuid seejuures 85% turbasammaldest olid juba “surnud”. Samal ajal oli puistu juba enamvähem liitunud. Seevastu intensiivselt kuivendatud aladel, kus kuivendus oli kestnud juba pikemat aega (30-70 a), puudusid kuivenduseelse taimkatte tüüpilised esindajad peaaegu täiesti või esines neid märgatavalt vähem kui kuivendamata sool (Kollist 1953). Alustaimestikust oli 11-ne kuivendusjärgse aastaga kadunud 11 liiki (esialgu loendatud 82st), 21 aastaga 41 liiki, nende seas küüvits (*Andromeda poliofolia*), hanevits (*Chamaedaphne calyculata*), ümaralehine huulhein (*Drosera rotundifolia*), konnaosi (*Equisetum fluviatile*), ussilill (*Lysimachia thyrsiflora*), sookäpp (*Hammarbya paludosa*), raba karusammal (*Polytrichum strictum*) jt. Asemele olid tulnud 32 liiki, sealhulgas metsmaasikas (*Fragaria vesca*), palderjan (*Valeriana officinalis*), harilik kuldvits (*Solidago virgaurea*), jänesealal (*Mycelis muralis*), harakkuljus (*Linnaea borealis*), harilik kolmissõnajalg (*Gymnocarpium dryopteris*), lapik nurmikas (*Poa trivialis*), hobumadar (*Galium verum*), mägi pajulill (*Epilobium montanum*) jt. Märkimisväärsed olid ka muutused eri taimeliikide katvuses. Eriti tähelepanuväärsed olid muutused samblarindes. Turbasammalde katvus vähenes ligi kakskümmend korda. Samal ajal oli suurenenud tüüpiliste metsasammalde: hariliku laaniku (*Hylocomium proliferum*) ja palusambla (*Pleurozium schreberi*) katvus üle nelja korra (Kollist 1987).

Kõige enam mõjutab rohu- ja puhmarinde liikide katvust puurinde liitus. Puurinde liituse mõju enamuse rabaliikide katvusele on negatiivne. Liituse mõju on positiivne tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*) ja rabamuraka (*Rubus chamaemorus*) katvusele. Veetaseme langemise mõju

on negatiivne rohurinde liikidele nagu tupp-villpea, valge nokkhein (*Rhynchospora alba*) ja rabamurakas. Pinnalangu mõju kanarbiku (*Calluna vulgaris*) ja rabajänesvilla (*Trichophorum caespitosum*) katvusele on osutunud positiivseks, harilikule kukemarjale (*Empetrum nigrum*) aga negatiivseks. Samblarinde liikidest mõjutab puurinde liituse kasv positiivselt soovildiku (*Aulacomnium palustre*), raba-kaksikhamba (*Dicranum bergeri*) ja hariliku palusambla (*Pleurozium schreberi*) ning kitsalehise ja teravalehise turbasambla katvusele. Turbasammalde üldkatvusele on suurenenud puurinde liituvuse, veetaseme languse ja puhmarinde üldkatvuse suurenemise mõju negatiivne, kuid pinnalangu mõju osutus positiivseks (Ilomets jt. 2006).

Kuivendamise tõttu on hävinud Eesti ainus teadaolev Ångstroemi turbasambla (*Sphagnum aongstroemii*) leiukoht Käsmu poolsaarel (Lilleleht, 1998). Loigu-turbasammal *Sphagnum inundatum* on intensiivse sookuivenduse tagajärjel muutunud mitmes piirkonnas haruldaseks ning võetud kaitse alla. Eestis on antud liigil teada vaid kuus leiukohta, neist kolm on suhteliselt vanad leiud. Seega on liik Eestis haruldane (Ingerpuu jt. 1998). Väheste leiude arvu tõttu ja kasvukohatingimuste suhtes nõudliku liigina on loigu-turbasammal arvatud Eestis looduskaitsealuste liikide hulka (Nagel 2006). Viirealine turbasammal (*Sphagnum quinquefarium*) on märgade metsade asukas, eelistades kasvada rabastuvates ja soostuvates okasmetsades (Ingerpuu jt. 1998). Kasvukoha tingimuste suhtes nõudlik, kasvab toitaineterikkamas, pika metsajärjepidevusega okasmetsades ning on tundlik nii kuivenduse kui metsaraie suhtes (Ulvinen, et al. 2002). Wulfi turbasammal (*Sphagnum wulfianum*) kasvab varjulistes, küllalt kuivades kohtades rabastunud sega- ja okasmetsades, harvem ka soostunud metsades (Ingerpuu jt. 1998). Inimpelgliku liigina on ta tundlik nii kuivenduse kui ka metsaraie suhtes (Vellak 2004). Kuigi Eestis on teada rohkelt vanu leiukohti võib inimtegevuse suhtes tundliku märgade metsade asukana antud liik



Kaupo Kõhv

kasvukohtade tingimuste muutumise tõttu kergesti oma leiukohtadest kaduda (Nagel 2006).

Samas on ka mitmeid teisi taimeliike, mille puhul on kuivendus oluliseks ohuteguriks. Eriti tundlikud kuivenduse suhtes on nt allikasoodega seotud liigid nt. koldjas selaginell (*Selaginella selaginoides*), madalsoodes näiteks eesti soojumikas (*Saussurea alpina esthonica*) jne. (Timm 2006).

Seened

Kuivendamata soodes leidub ca. 10-30 saprofüütset ja veel vähem mükoriisset seeneliiki (Salo 1980). Peale kuivendamist kasvab tüüpiliste metsaseente liikide arv vastavalt ala muutumisele ja puurinde arenemisele. Salo järgi (1979, 1981) kasvab peale kuivendamist järgmiste seente arvukus: männiriisikas (*Lactarius rufus*), liivtatik (*Suillus variegatus*), soopilvik (*Russula paludosa*), tavavahelik (*Paxillus involutus*). Saprofüütsetest liikidest: *Nematoloma udum*, *Stropharia hornemannii*, *Cystoderma amianthinum*, *Omphalina ericetorum*, *Collybia dryophila*. Kuivendatud turbaaladel (eriti rabamännikutes) on palju mitmekülgsem makroseente koosseis, kui on seda vastavatel kuivendamata aladel (Salo 1993). Seente saagikus kuivendatud turbaaladel võib küündida kuni 2 t/ha, millest enamiku moodustab männiriisikas (*Lactarius rufus*) (Veijalainen 1974). Kuivendamine võib ohustada spetsialiseerunud seeneliike nagu näiteks: *Hohenbuehelia longipes*, *Bivista paludosa*, *Lycoperdon caudatum* ja *Melanoleuca brevispora* (Rassi jt. 1985).

Mullafauna

Mullafauna mängib olulist rolli ökosüsteemide toitainete ringes. Niiöelda “eelseedides” suure osa lagunevast biomassist valmistavad nad selle ette mullamikroobide jaoks (Standen 1978). Turbaaladel sõltub mullafauna hulk ja koostis peamiselt veetasemest – mida kõrgem on veetase, seda vähem arvukam ja vaesem on mullafauna.

Silvan koos kolleegidega uurisid (1998) mullaselgrootute muutuseid kuivenduse mõjul erineva vanusega kuivendusobjektidel (12, 26 ning 60 aastat pärast kuivendust ning 60 aastane kuivendusala, mis oli taastatud, so kuivendusobjektid lõhutud kaks aastat tagasi). Kogu mullafauna arvukus oli kuivendusjärgselt kasvanud, vanematel aladel keskmiselt kümnekordseks, hooghännaliste puhul (*Collembola*) ligi sajakordseks. Ala taastamisjärgselt kahanes selgrootute arvukus järsult jäädes tulemustelt kuivendamata ning noorimate kuivendatud alade näitajate vahele. Proportsionaalselt oli looduslikel aladel kõrgeim pinnaselestade (*Oribatida*) arvukus, umbes 60%, kuivendusjärgselt see proportsioon kahanes mõnevõrra. Ka valgeliimuklasete (*Enchytraeidae*) proportsionaalne arvukus kahanes kuivendusjärgselt, seevastu hooghännaliste oma kasvas selgelt. Samas on valgeliimuklased turbaalade ökosüsteemis tähelepanuväärne perekond taimejäänuste lagundajatena. *Cognettia sphagnetorum* on näiteks üks vähestest selgrootutest, kes suudab toituda turbasamblajäänustest. Enamik mullafaunast paiknes pealmises kihis: 60-80% asetseb ülemises 4 cm kihis. Kuivendusjärgse suhtsessiooni käigus muutub mullafauna koosluse struktuur sarnaseks kuivadel aladel asuvate sarnaste metsakasvukohatüüpide omaga. Mullafauna pu-



hul kehtib reegel – mida toitainetevaesem on keskkond kuivenduseelselt, seda väiksemad on kuivenduse nähtavad mõjud elustikule (Markkula 1982, Vilkamaa 1981, vt. Silvan jt. 1998). Kuivenduse järgselt kaovad mullast turbaaladele tüüpiline mullafauna ning nende koha hõivavad elupaigageneralistid ja kuivematele aladele omased liigid (Markkula 1986).

Vihmaussidele (*Lumbricidae*) peetakse soolaseid enamasti liiga niiskeks ja happeliseks (Edwards ja Lofty 1972). Kui sooladel vihmausse leidub, siis kahaneb nende liikide arv ja isendite arvukus ning biomass kuivenduse mõjul juba esimeste kuivendusjärgsete aastate jooksul. Poolas läbi viidud uurimuse kohaselt kahanes 1-5 aastat peale kuivendust vihmausside tihedus tarna-samblasoos nelja- kuni viiekordselt ning tarnasoodes rohkem kui 15-kordselt (Makulec 1991).

Päeva- ja ööliblikad

Floristiliselt vaesed rabamännikud metsa ja soo piirialadel seostuvad iseloomuliku ja mitmekülgse liblikafaunaga (Väisänen 1992). Soomes peetakse ombroroofsete rabade ekstreemset mikrokliimat põhjuseks, miks paljud põhjapoolsed liigid (*Clossiana freija*, *Clossiana frigga*, *Pyrgus centaureae*) elavad lõunapoolsetel aladel ainult rabades. Neist põhja-kannikesetäpiku vähenemist on seostatud otseselt kuivenduse mõjudega (Marttila jt. 1991, Sjöberg ja Erikson 1997). Seda liiki on leitud ka Eestis, kuid mitte viimase 50 aasta jooksul, ehkki otsimas on käidud korduvalt. 1920-ndate aastate alguses oli ta Lääne-Virumaal veel tavaline (Aare Lindt, suulised andmed Virumaa Teataja 05.08.2008 Nadezhda Widder)

Seega kuivendus harilikult kahandab sooladele septaliseerunud liblikate arvukust, samal ajal suureneb metsaliikide arvukus (Mikkola 1976, Marttila jt. 1990).

Täheldatud on, et liblikate vähenemine toimub kiiremini kui nende toidubaasiks olevate taimeliikide (eelkõige sookail ja rabamurakas) oma ning peetakse võimalikuks, et liblikad on väga tundlikud väikeste mikrokliimaatiliste muutuste suhtes (Mikkola 1976).

Ämblikud

Ämblikele on soolad eralisteks elupaikadeks, kus põhja- ja lõunapoolsed liigid võivad kohtuda. Kuivendus muudab kogu ämblikufaunat: soode spetsialistliigid kaovad (nt. rabade rohurinde peamine dominantliik *Dictyna arundinacea*, *samblarindes Tapinocyba pallens*, *Pardosa sphagnicola*) ja metsaliikide või eurütoopsete (laia ökoloogilise amplituudiga) sooliikide arvukus tõuseb (Vilbaste 1980). Kuivendusejärgselt on täheldatud selget põhjapoolsete ämblikuliikide arvukuse vähenemist lõunapoolsetes soodes (Koponen 1985). Lagerabas on ämblike arvukus väga madal, seal on dominandiks *Pardosa hyperborea*, keda on leitud ainult soodest ja kes on tõenäoliselt jääaja relik. Samas madalsoode kuivendamisel ämblike liigirikkus kasvab peamiselt mineraalmaa liikide sissetungi tõttu. Pikka aega pärast kuivendamist ei moodustu stabiilset kooslust, samblarinde kooslus muutub kuivendamisjärgselt kõige enam, rohu- ja puhmarinde liigirikkus ei muutu oluliselt veel mõned aastad pärast kuivendamist. Kuivendamisest võitvaid liike on ilmselt rohkem kui sellest kaotajaid, kannatavad aga rabade spetsiifilised liigid (Mart Meriste, suulised andmed).

Linnud

Sooelupaigad on tõenäoliselt ainus biotoop, kus linnuliikide ja -isendite arvukus kasvab põhja suunas, kuna paljude kahlejate elupaigad – niisked aapasood – suure-



Kaupo Kohv

nevad põhjas (Järvinen ja Sammalisto 1976, Järvinen jt. 1987). Eesti rabadel pesitseb E. Kumari (1972) andmetel 31 linnuliiki, neist kuus meie tingimustes ainult rabadel: rabapüü (*Lagopus lagopus*), rabapistrik (*Falco peregrinus*), rüüt (*Pluvialis apricaria*), hallõgija (*Lanius excubitor*), väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*) ja punakurk-kaur (*Gavia stellata*) (NB! rabapistriku ja punakurk-kauri pesitsemist pole Eestis aastakümneid enam registreeritud)). Nii rabas, siirde- ja madalsoos pesitsevaid linnuliike on Eestis seitse: teder (*Tetrao tetrix*), sookurg (*Grus grus*), sookiur (*Anthus pratensis*), mudatilder (*Tringa glareola*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), suurkoovitaja (*Numenius arquata*) ja heletilder (*Tringa nebularia*) (Kumari 1965). Otseselt rabaga sh. lagerabaga seotud liikide väikesearvuliseks muutumist põhjendatakse just kuivenduse mõjuga (Peterson 1987).

Üldist metsakuivenduse mõju linnustikule on uuritud Soomes, kuid seal on seda peetud suhteliselt väikeseks, kuna suured põhjapoolsed soolad on enamasti kuivendusest välja jäänud. Ka on soolalasi asustavad linnud enamasti rändajad, kes kasutavad soid pesitsuseks ja seega võivad muutused nende arvukuses olla seotud ka talvitumisalade keskkonna- või kliimamuutustega. Siiski on leitud, et teatud kahlajate arvukus, nt hele- ja tumetilder (*Tringa nebularia* ja *T. erythropus*) ja veetallaja (*Phalaropus lobatus*) on Soomes kahanenud just tänu kuivendusele (Laine jt. 1995). Sama on täheldatud Šotimaal (vt. Stroud jt. 1987) – kuivendus ning metsastamine on kahandanud heletildri, soorüüdi (*Calidris alpina*) ja rüüdi (*Pluvialis apricaria*) arvukust. Kahlajate arvukuse vähenemise mõjusid on täheldatud vähemalt 500m kaugusel istutatud metsaalast (Stroud ja Reed 1986). Kui kuivendusobjektiks on niit, avaldub kuivenduse mõju mullaselgrootute biomassi ja kättesaadavuses kahanemises niidulindudele. Samuti väheneb niidu heterogeensus, kusjuures eriti kiiresti kaovad lombid, mis on niidurislane (*Calidris alpina schinzii*) oluliseks elupaiga komponendiks (Thorup 1998). Niidurisla kaitsekorralduskavas peetakse kuiven-

duse mõju keskmise tugevusega ohuteguriks (Kuresoo jt. 2003). Metstilder (*Tringa ochropus*) on tõenäoliselt ainus kahlajatest, kes võib kuivendusest kasu saada, kuna pesitsemiseks sobivad tingimused – vaba veega kraavid ning puistud kraaviservades – paranevad (Solonen 1983).

Muutused puistu liigilises koosseisus ja biomassis mõjutavad ka värvulisi. Puudevaba ala kahanemine vähendab hanelase (*Motacilla flava*), kadakatäksi (*Saxicola rubetra*) ja põldlõokese (*Alauda arvensis*) arvukust (Väisänen & Rauhala 1983, Kouki jt. 1992). Metskiur (*Anthus trivialis*) ja hall-kärbsenäpp (*Muscicapa striata*), kes pesitsevad hõredate metsadega sooladel võivad küll esialgu arvukuse poolest kasvada, kuid hiljem, kui mets muutuvad liiga tihedaks, kindlasti kahanevad (Väisänen ja Rauhala 1983).

Pesitsuspaaride arvukus kasvab harilikult paralleelselt metsa kasvamisega, eriti juhul, kui puistu koosneb nii okas- kui ka lehtpuudest. Generalistliigid nagu metsvint (*Fringilla coelebs*), salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*), rootsiitsitaja (*Emberiza schoeniclus*) ja vainurästas (*Turdus iliacus*), kes on enamasti juba niigi arvukad, saavad võimaluse populatsioonide kasvuks sõltuvalt metsa struktuurist. Kuuse-domineerimisega soometsad on liigirikamad ja pesitsuspaaridelt arvukamad, kui männi-domineerimisega soometsad (Raitasuo 1973).

Metsakuivendus mõjutab negatiivselt kanaliste arvukust ja liigilist struktuuri. Soome uurijad on toonud välja, et kuivenduse mõjul on vähenenud näiteks toidubaas putukate arvukuse languse tõttu, samas on tõusnud kiskluse surve ning huvitava otsese mõjuna on välja toodud tibude uppumine kuivenduskraavides (Ludwig jt. 2008). Liikide puhul, kes sõltuvad talvesööda näol lehtpuudest, nagu teder (*Tetrao tetrix*), on täheldatud ka arvukuse kasvu (Karsisto 1974, Sabo 1974). Rabapüü (*Lagopus lagopus*) arvukuse kasvu on täheldatud neil kuivendatud aladel, kus vaevakase (*Betula nana*) ladvad ulatuvad üle



Heikki Luhamaa

lumikatte (Rajala ja Linden 1982). Kuigi toidubaas võib kuivendatud aladel kasvada ja seeläbi mõjutada positiivselt täiskasvanud metsislaste (*Tetraonidae*) arvukust talveperioodil, kipuvad pesakonnad edaspidi kuivendatud alasid vältima, eriti kuivenduse mõjude arenedes. Noorlinnud võivad kõrgesse taimestikku “ära uppuda” ning toit muutub neile raskesti kättesaadavaks (Hissa jt. 1982, Rajala ja Linden 1982). Eestis peetakse metsise puhul metsakuivendust üheks olulisemaks ohuteguriks, kuna kuivendussüsteeme on rajatud metsise jaoks olulisteks mängupaikadeks olevatesse rabastuvatesse metsadesse ja rabamännikutesse. Nendel aladel tuleb kuivenduse pöördumatu negatiivne mõju esile siis kui kuivendusjärgselt hakkavad metsad tihedamaks muutuma, sest alusmetsas hästi kasvama hakanud kuusk ja kask muudavad metsa metsise jaoks liiga tihedaks (Viht ja Randla 2001).

Eestis peetakse kuivendust oluliseks ohuteguriks ka mitmete kõige enam ohustatud linnuliikide puhul. Must- toonekure (*Ciconia nigra*) kaitsekorralduskava (Must-toonekure... 2009) järgi on suure tähtsusega ohutegur toitumisalade degradeerumine, mis koosneb kahest osast: looduslike toitumisalade kuivendamine 1958-1975 ja olemasolevate toitumisalade kvaliteedi langus. Looduslike toitumisalade kuivendamine võis alguses anda isegi positiivse efekti, kuna kraavide kogupikkuse suurenedes suurenes ka kurgede toidubaas. Samas juhib tihe kraavivõrgustik vee kiiresti ära ja poegade toitumise ajaks kahaneb toidubaas võrreldes looduslikult mitmekesisest maastikuga tunduvalt. Must- toonekurg on pikaajaline liik, kelle arvukuse langus 1980-ndatel võis olla seotud 10-20 aasta taguse kuivendusvõrgustike rajamisest tingitud keskkonnamuutustega. On võimalik, et intensiivne kuivendus toimus musta toonekure jaoks ökoloogilise löksuna, kus mingite tunnuste alusel eelistasid linnud arvukalt uusi pesitsuspaiku vanade asemel, kuid suvise toidupuuduse tõttu pesitsemine ebaõnnestus. Teatud osa paaridest pöördus tagasi traditsioonilistesse pesitsuspaikadesse, teised aga häabusid.

Lisaks on ornitoloogid toonud kuivenduse kui ohuteguri esile ka näiteks suur-konnakotka (*Aquila clanga*) ja kalakotka (*Pandion haliaetus*) pesitsusalade säilimisele, kuna suur-konnakotkas eelistab pesitseda vanas soises metsas ning kalakotkas üle teiste puude kõrguval rabamännil. Nende liikide elupaikades läbiviidav kuivendamine muudaks puistu struktuuri liigile ebasobivaks. Seetõttu soovitatakse pesapaikade ümbruses hoiduda kuivenduse rajamisest (Juhised... 2008).

Imetajad

Soolade kuivendamine võib suurendada imetajate arvu kahe tähtsaima faktori kaudu: varjupaik ja söök (Miller ja Getz 1977). Eelkõige on täheldatud pisiimetajate (nt soo-uruhiir *Microtus oeconomus*) arvukuse kasvu. Soo-uruhiir on üks suuremaid metsakahjureid antud aladel, kuna ta võib talvel toidukitsikuses mändidel koort närida, tekitades nii jäädava kahjustuse (Korhonen jt. 1983). Kahjustuste ulatus on suurim kõrgema viljakusega kuivendatud aladel (Siitonen ja Nikula 1990).

Eestis elavatest nahkhiirtest on metsaga seotud eelkõige tõmmulendlane (*Myotis brandtii*). Elupaigana eelistab ta just niiskemaid kasvukohatüüpe (lõdud sanglepikud jms.). Metsakuivenduse mõju antud liigile ei ole eraldi uuritud, kuid eeldatavasti on igasugune metsa mitmekesisuse vähenemine (mis kuivendusega enamasti kaasneb) nahkhiirte asurkonnale negatiivse mõjuga (Lauri Lutsar suuline info).

Valgejänese (*Lepidus timidus*) populatsioonid on mõningate uurimuste (Rajala & Linden 1982) põhjal peale kuivendamist suurenenud. Põhjuseks loetakse jänese talvise põhitoiduse – lehtpuude biomassi suurenemist.



Kaupo Kohv

Kopra (*Castor fiber*, *Castor canadensis*) arvukus on teatud maailma piirkondades kuivenduse tulemusena väga järsult tõusnud. Koprade eelistavad elupaigana keskmise suurusega jõgesid, mille kaldad on pehme pinnasega ja kus kasvab lehtpuid (Lavsund 1983). Niikaua kui kopradele jagub selliseid elupaiku, siis kuivendusalaadele nad ei liigu. Arvukuse tõusuga kaasneb aga uute elupaikade hõivamine kuivendusalaadel, kus tammitatakse kraave ja truupe. Sarnaselt Eestile on ka Põhja-Ameerikas nende arvukus tõusnud tasemele, kus nad põhjustavad peavalu

metsade majandajatele (Larson ja Gunson 1983; Hill ja Novakowski 1984).

Kuivendatud soolad on põtradele (*Alces alces*) sobivateks talvitumiskohtadeks (Peltonen 1986; Heikkilä ja Härkönen 1993). Kuivendatud aladel kasvavad noored metsad on põtradele ilmselgelt heaks talviseks toidulauaks ja nii seostatakse kuivendusega ka põtrade arvukuse kasvu.

METSAKUIVENDAMISE HEA TAVA

Kaasamine

1. Projekteerimisele peab eelnema laiapõhjalise visiooni kujundamine ala tuleviku ja maa kasutamise eesmärkide kohta.
2. Koostatud lähtetingimusi tuleb tutvustada piirinaabritele ja vajadusel leida kompromisslahendus.
3. Projekteerimise käigus ja projekti muutmisel ehitustööde käigus tuleb teha koostööd keskkonnamõjude hindajaga.
4. Maaomanikke tuleb teavitada kuivendussüsteemiga kaasnevatest võimalustest, kohustustest ja piirangutest
5. Kuivendusega seotud töödest teavitamisel tuleb alati juurde lisada info tööde toimumise täpse koha ja ulatuse kohta.
10. Projekteerimisel tuleb arvestada kõigi tööde (sh ajutiste rajatistega seotud) mõjuga teistele süsteemidele (nii looduslikele kui tehissüsteemidele).
11. Lähteülesannetele tuleb võimalusel saada eelkooskõlastused enne projekteerimise algust.
12. Välitöödel tuleb selgitada ka objekti eripärad, mille uurimisi pole projekteerimismõjude sätestatud.
13. Eriühenduste andmiseks tuleb arendada koostööd keskkonnamõjude hindajaga või vastava ala spetsialistiga.
14. Vastavalt objekti tingimustele tuleb kirjeldada projektis nõutavate ehitustööde keskkonnasõbralikku ja loodushoidlikku tehnoloogiat.
15. Keskkonnamõjude eelhindamine peaks kindlasti toimuma kõigi üle 100 ha suuruste kuivendussüsteemide rekonstrueerimise puhul.
16. Uusi (looduses mitte olevaid) kraave üldjuhul ei planeerita.

Projekteerimine

6. Projekteerimisele peab eelnema alginformatsioon koostamine projekti- ning sellega piirneva ala kohta mahus, mis on vajalik esmase keskkonnamõjude analüüsi tegemiseks.
7. Projekteerimise lähteülesanne peab olema võimalikult detailne, kirjeldades ka keskkonnaväärtustega seonduvaid aspekte.
8. Planeerimise ja projekteerimise faasis tuleb maksimaalselt arvestada keskkonnaväärtuste säilitamisega ning tagada süsteemiga seotud veekogude ökoloogiliste tingimuste säilimine.
9. Projekteerimisel tuleb maksimaalselt ära kasutada looduslike tingimuste poolt pakutavad võimalused keskkonnarajatiste tegemiseks (näit. kunstloodud või lammid).

Tööde teostamine

17. Hooldamisel ja rekonstrueerimisel tuleks maksimaalselt säilitada voolusängi stabiliseerunud osa.
18. Eesvoolude hooldus- ja rekonstrueerimistööd peavad arvestama vajadust suurendada nende isepuhastusvõimet.
19. Hooldus- ja rekonstrueerimistööde planeerimisel tuleb lähtuda olemasolevate eesvoolude isepuhastusvõimest.
20. Setete kannet takistavad rajatised (põhjatammid, -kärestikud, settetiigid jne) tuleb paigutada kogu objekti ulatuses, mitte ainult vahetult enne suubumist eesvoolu.

21. Hooldamisel ja rekonstrueerimisel tuleb säilitada põhjareljeefi mitmekesisus.
22. Tööde käigus eemaldatud kivid tuleb võimalusel panna veekogusse tagasi.
23. Tööde käigus tuleb maksimaalselt säilitada kaldapuistut ning maksimaalselt säilitada pikaealisi lehtpuid (saar, sanglepp, vaher, pärn jne.), mis aitavad kaasa kalda stabiliseerimisele, loovad elupaiku ja vähendav erosiooniohtu.
24. Eesvoolude hooldamisel tuleb võimalusel kujundada kaldapuistu mitmevanuseliseks ja soosida pikaealisi puuliike.
25. Eesvoolude hooldamisel tuleb võimalusel voolusängi jätta lamapuitu, eelistades suurema diameetriga ja kõvema puiduga puuliike.
26. Tööde järjekord peab lähtuma sellest, et kõigepealt tuleb alustada tööde teostamise aegset keskkonnamõju leevendavate objektide rajamisega (näit. settebasseinid), misjärel alustatakse teiste töödega.
27. Eelistatult tuleks töid teostada allavoolu liikudes väiksematest kraavidest eesvoolu suunas
28. Ehitamisel tuleb hoolikalt valida aega, mis soovitavalt ei ühti kalade kudemisajaga ja ei lange kokku väga intensiivsete vihmasadude perioodiga.
29. Settetiigid ei tohi lõikuda aluspõhjakiivimitesse, mis tekitab ohu põhjavee saastumiseks pinnaseveega.
30. Settetiikide, ja teiste setete eemaldamiseks mõeldud rajatiste puhul, tuleb tagada nende kontroll ja hooldus töödele järgneva 5 aasta jooksul.
31. Kasutada tuleb parimat võimalikku tehnoloogiat ja tehnikat. Välistada tuleb keskkonnareostuse oht, tagada projektis ettenähtud nõuete täitmine jmt.
- 32) Projekteerija peaks olema kaasatud tööde järelvalve teostamisse, mis tagaks algselt planeeritud eesmärkide saavutamise ning võimaldab vajaduse korral vajalike muudatuste tegemise.

KIRJANDUS

1. Alekand, K., Jürimäe, A., Kuum, J., Laurand, J., Paalmäe, V., Sepp, M. & Tamm, V. 1982. Maaparandus. Tallinn, Valgus, 356 lk.
2. Anderson, A.R., Pyatt, D.G., Sayers, J.M., Blackhall S.R. & Robinson, H.D. 1992. Volume and mass budgets of blanket peat in the north of Scotland. *Suo* 43: 195-198
3. Cannell, M.G.R., Dewar, R.C. & Pyatt, D.G. 1993. Conifer plantations on drained peatlands in Britain, a net gain or loss of carbon? *Forestry*, 66:353-369
4. De Vries, W. & Breeuwsma, A. 1987. The relation between soil acidification and element cycling. *Water, Air, Soil, Pollution* 35: 293-310
5. Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins* 51:233-239.
6. During, H.J. 1979. Life strategies of bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5: 2-18
7. Edwards, C.A., & Lofty, J.R. 1972. *Biology of earthworm*. Chapman and Hall, London
8. Faubert, P. 2004. The effect of long-term water-level drawdown of the vegetation composition and CO₂ fluxes of a boreal peatland in central Finland. Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.) Département de phytologie Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation
9. Finer, L. & Laine, J. 1998. Root dynamics at drained peatland sites of different fertility in southern Finland, *Plant Soil*, 201, 27-36
10. Finer, L. 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine and spruce stands on a drained mire, *Acta For. Fenn.*, 208, 1-63,
11. Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role on the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol. Appl.* 1: 182-195
12. Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala Ülikool, naturgeogr. Inst. UNGI Rap 58:1-144.
13. Hainla, V. 1957. Siirdesoomännikute kuivendamise tulemustest Eestis. – *Metsanduslikud uurimused I*. Tartu, 5-78.
14. Hargreaves, K. J., Milne, R. & Cannell, M.G.R. 2003. Carbon balance of afforested
15. Heikkilä, R. & Härkönen, S. 1993. Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of their winter habitats. *Silva Fenn.* 27: 127-143
16. Heikkilä, R. 1990. Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit (Summary: threatened mire plants in the province of Vaasa, western Finland). *Publ. Waters. Environ. Ser. A*, 46: 1-97
17. Heikurainen, L. & Päivänen, J. 1970. The effect of thinning, clear-cutting, and fertilization on the hydrology of peatland drained for forestry, *Acta For. Fenn.*, 104, 1-23,
18. Heikurainen, L. & Seppälä, K. 1963. Kuivatuksen tehokkuus ja turpaan lämpötilaus. (Summary: the effect of drainage degree on temperature condition of peat). *Acta For. Fenn.* 132: 1-36
19. Heikurainen, L. 1971. Virgin peatland forests in Finland, *Acta Agric. Fenn.*, 123, 11-26
20. Hill, E.P. & Novakowski, N.S. 1984. Beaver management and economics in North America. *Acta Zool. Fenn.* 172:259-262
21. Hissa, R., Rintamäki, H., Saarela, S., Marjakangas, A., Hohtola, E. & Linden, H. 1982. Metsäkanalintujen lämpötilaus ja lämmönsäätelykyvyn kehittyminen. (Summary: Energetics and development temperature regulation in gallinaceous birds). *Suom. Riista*, 29: 29-39
22. Holopainen, A.L. & Huttunen, P. 1992. Effects of Forest Clear-Cutting and Soil Disturbance on the Biology of Small Forest Brooks. *Hydrobiologia* 243: 457-464.
23. Ilomets, M. & Pajula, R. 2004. Loodusdirektiivi I lisasse kantud sooelupaigatüüpide hinnangulised pindalad Eestis. [Käsikiri.]
24. Ilomets, M. 2005. Eesti soode taastamine – vajadused, printsiibid, hetkeseis. *Eesti Looduseuurijate Aastaraamat* 83: 72-95.
25. Ilomets, M., Lode E., Pajula R., Sepp K. & Truus L. 2006. Piirdekraavituse mõju rabanõlva taimkattele. Teoses: Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti ökoloogiakonverentsi lühiaartiklid tartu 27.-28. aprill 2006
26. Ingerpuu, N. (koost.), Kalda, A., Kannukene, L., Krall, H., Leis, M. & Vellak, K. (koost.) 1998. Eesti sammalde määraja. Eesti Loodusfoto, Tartu, 239 lk.
27. Juhised maaomanikele kotkaste ja musttoonekure elupaikade säilitamiseks. 2008. Kotkaklubi. 13lk.
28. Järvinen, O. & Sammalisto, L. 1976. Regional trends in the avifauna of Finnish peatland bogs. *Ann. Zool. Fenn.* 13: 31-43
29. Järvinen, O., Kouki, J. & Häyrinen, U. 1987. Reversed latitudinal gradients in total density and species richness of birds breeding on Finnish mires. *Ornis. Fenn.* 64: 67-73
30. Kalda, A. & Paal, J. 1997. Kaitset vajavad metsakooslused. *Eesti Mets*, nr.8:10-16.
31. Karsisto, K. 1974. Metsänparannusalueet riistan kannalta (Summary: Forest amelioration and the stocks of game). *Suo* 25: 35-40
32. Kasesalu, H. 2001. Muutused Järvelja looduskaitsekvartali puistutes kuue aastakümne vältel *Metsanduslikud Uurimused* 35
33. Kaunisto, S. & E.Paavilainen. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Commun. Inst. For Fenn.* 145: 1-39
34. Kibe, T. & Kollist, P. 1965. Eluskatte varisest ja selle poolt mulda tagastatavast mineraalainete hulgast siirdesoometsades - *Metsanduslikud uurimused* 4: 62-82.
35. Kollist P. 1953. Kuivenduse mõju sügavaturbalisete üleminekusoometsade uuenemistingimustele. Dissertatsioon bioloogia-teaduste kandidaadikraadi taotlemiseks. Käsikiri Tartu Ülikooli Teaduslikus Raamatukogus.

36. Kollist P. 1967. Puistu varisest siirdesoometsades ja kuivendamise mõjust sellele. Metsanduslikud uurimused V, Tln
37. Kollist P. 1968. Varisega mulda tagastatavast mineraalainete hulga kuivendatud ja kuivendamata siirdesoometsades. Metsanduslikud uurimused VI, Tln
38. Kollist, P. 1976. EMI 1971-75. a. teadusliku töö lühiaruanne. Tartu, EMI, 200 lk.
39. Kollist, P. 1979. Madalsoo, siirdesoo ja kõduturbasoo kasvukohatüübi puistutest ja kuivendamise mõjust nende tootlikkusele takseereraldiste andmetel. Metsanduslikud Uurimused, 14, 7-58.
40. Kollist, P. 1987. Kuivendusjärgsetest muutustest siirdesoo turbas, alustaimestik ja puistus statsionaarsel katsealal. Metsanduslikud uurimused XXII, Tallinn
41. Kollist, P. 1988. Mullastik ja mikrokliima. – Rmt-s: U. Valk (koost.), Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk 117-123.
42. Komulainen, V.-M., Nykänen, H., Martikainen, P.J. & Laine, J. 1988. Short-term effect of restoration on vegetation succession and methane emissions from peatlands drained for forestry in Southern Finland. Can. J. For. Res. 28
43. Koponen, S. 1985. Soiden hämähäkilajijeen muutoksista (Abstract: On changes in the spiderfauna of bogs). Memo. Soc. Fauna Flora Fenn. 61:19-22
44. Korhonen, K.-M., Teivainen, T. Kaikusalo, A., Kananen, A. & Kuhlman, E. 1983. Lapinmyyrän aiheuttaminen tuhojen esiintyminen Pohjois-Suomen mäntymetsissä huippuvuoden 1978 jälkeen (Summary: Occurrence of damage caused by the rootvole (*Microtus oeconomus*) in northern Finland after the peak year of 1978). Folia For. 572: 1-18
45. Kouki, J., Niemi, G.J. & Rajasärkkä, A. 1992. Habitat association of breeding peatland passerine species in eastern Finland. Ornis Fenn. 69: 126-140
46. Kramer, P. J. 1987. The role of water stress in tree growth. Journal of Arboriculture 13: 33-38.
47. Kubin, E. 1992. The effect of clear cutting, waste wood collecting and site preparation on the nitrate nitrogen leaching to groundwater. Rmt-s. Krecek, J., Haigh, J. (eds) Proc. Symp. Environmental regeneration in headwaters, Envir. Probl. Consult, Prague, lk 80-85
48. Kumari E. 1965. Verhovöje bolota Estonii kak mestoobitanija ptits. Ornitologija 1965 no 7.
49. Kumari E. 1972. Changes in the birds fauna of Estonian peat bogs during the last decades. – Aquilo Ser Zool 1972 N 13
50. Kuresoo, A. jt. 2002. Tegevuskava niidurüdi *calidris alpina schinzii* kaitse korraldamiseks. PMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut, Matsalu Looduskaitseala. 47 lk.
51. Külvik, M. & Palo, A. 2000. Metsade bioloogilise mitmekesisuse säilitamine. Eesti KKM ja DANCEE.
52. Laanetu, N. 2005. Metsade kuivendamine veeökosüsteemide vaatevinklist. Rmt-s Arukuusk, A. (toim) 55 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust Eestis. Painküla (Jõgevamaa), lk. 57-62
53. Laiho, R. & Finer, L. 1996. Changes in root biomass after water-level drawdown on pine mires in southern Finland. Scand. J. For. Res. 11: 251-260.
54. Laiho, R. & Laine, J. 1990. Postdrainage nutrient stores in peat. In: Hänell, B. (ed.). Biomass production and element fluxes in forested peatland ecosystems, pp. 81-91. Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Forest Site Research
55. Laiho, R. & Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. Scand. J. For. Res. 9:251-260.
56. Laiho, R. & Laine, J. 1994. Role of aboveground biomass in carbon cycling in drained peatland ecosystems. In: Kanninen, M. & Heikinheimo, P. (eds.). The Finnish Research Programme on Climate Change, Second progress report. Publications of the Academy of Finland 1/94: 262-266.
57. Laiho, R. & Laine, J. 1995. Changes in mineral element concentrations in peat soils drained for forestry in Finland, Scand. J. For. Res., 10, 218-224
58. Laiho, R. & Laine, J. 1996. Plant biomass carbon store after water level drawdown of pine mires. In: Laiho, R., Laine, J. & Vasander, H. (eds.). Northern Peatlands in Global Climatic Change. Publications of the Academy of Finland 1/96: 54-57.
59. Laiho, R. & Laine, J. 1997. Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. Forest Ecology and Management 93: 161-169.
60. Laiho, R. 1996. Changes in understory biomass and species composition after water level drawdown on pine mires in southern Finland, Suo, 47, 59-69,
61. Laiho, R., Sallantausta, T. & Laine, J. 1999. The effect of forestry drainage on vertical distributions of major plant nutrients in peat soils. Plant and soil 207: 169-181, 1999
62. Laiho, R., Vasander, H., Penttilä, T. & Laine, J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following waterlevel drawdown in boreal peatlands. Global Biogeochemical Cycles 17(2), 10-53
63. Laine, J. & Vasander, H. 1996. Ecology and vegetation gradients of peatlands, in Peatlands in Finland, edited by H. Vasander, pp. 10-19, Finn. Peatland Soc., Helsinki.,
64. Laine, J., Laiho, R., Minkkinen, K. & Vasander, H. 2006. Forestry and boreal peatlands. In Wieder, R.K., Vitt, D.H. (eds) Boreal peatland ecosystems. Ecological Studies, 188:331-357
65. Laine, J., Vasander, H. & Laiho, R. 1995. Long-term effects of water-level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. J. Appl. Ecol. 32: 785-802
66. Laine, J., Vasander, H. & Sallantausta, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry, Environ. Rev., 3, 286-303,
67. Larson, J.S. & Gunson, J.R. 1983. Status of beaver in North-America. Acta Zool. Fenn. 174: 91-93
68. Lavsund, S. 1983. Beaver management and economics – Europe except the USSR. Acta Zool. Fenn. 174: 133-135
69. Lilleht, V. (toim.) 1998. Eesti punane raamat. – Tartu
70. Lode, E. 2007. Soode kuivendamise viisid. Rmt-s: Paal, J. (koost) Jäaksoode korrastamise käsiraamat.
71. Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Nissinen, K. & Siitari, H. 2008. Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. Journal of Applied Ecology 45 (1): 325-333.
72. Makulec, G. 1991. The effect of long-term drainage of peat soil on earthworm communities (Oligochaeta: Lumbricidae). Pol. Ecol. Stud. 17: 203-219
73. Markkula, I. 1981. Vertical distribution of soil animals in a virgin and drained raised bog. Suo 32: 126-129
74. Markkula, I. 1982. Effect of drainage and NPK fertilization on soil animals of a raised bog. Suo 33: 55-63
75. Markkula, I. 1986. Comparison of the communities of the oribatids (Acari: Cryptostigmata) of virgin and forest-ameliorated pine bogs. Ann. Zool. Fenn. 23: 33-38
76. Martikainen, P.J., H. Nykänen, J. Alm & J. Silvola. 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. Plant Soil 168-169: 571-577
77. Marttila, O., Haahtela, T., Aarnia, H. & Ojalainen, P. 1991. Suomen päiväperhoset. Kirjayhtymä Helsinki
78. Masing, V. 1958. Ida-Eesti rabade taimekooslused ja nende dünaamika.
79. Mikkola, K. 1976. Piirteitä soiten hyönteisten ekologiasta (Summary: Ecological aspects of the insect fauna of Finnish Peatlands). Suo 27: 3-8

80. Miller, D.H. & Getz, L.L. 1977. Factors influencing local distribution and species diversity of forest small mammals in New England, USA. *Can. J. Zool.* 55: 806-814
81. Minkkinen, K. & Laine, J. 1998.a. Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. *Can. J. For. Res.* 28: 178-186
82. Minkkinen, K. & Laine, J. 1998.b. Long-term effect of forest drainage on the carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research.*
83. Minkkinen, K. 1999. Effect of forestry drainage on the carbon balance and radiative forcing of peatlands in Finland. Academic dissertation
84. Minkkinen, K., Byrne, A.K. & Trettin, C. 2008. Climate impacts of peatland forestry. *Ptk. 4. Lk 98-119.* – Rmt-s. Strack, M. (ed) 2008. Peatlands and climate change. International Peat Society.
85. Minkkinen, K., Vasander, H., Jauhiainen, S., Karsisto, M. & Laine, J. 1999. Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant and Soil* 207: 107-120.
86. Moore, T. R. & Dalva, M. 1993. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Sci.* 44, 651-664.
87. Moore, T.J. & Jackson, R.J. 1998. Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand 2. Larry River. *Water Resour. Res.* 25: 1331-1339
88. Mustonen, S.E. & Seuna, P. 1971. Metsäojituksen vaikutuksesta suon hydrologiaan (Influence of forest draining on the hydrology of peatlands). *Nat. Board of Waters, Finland. Publ. Water Res. Inst.* 2: 1-63
89. Must-toonekure *Ciconia nigra* kaitse tegevuskava 2009-2013. 2009. Kotkaklubi. 56lk.
90. Nagel, M. 2006 Turbasamblad Eestis: ökoloogia, levik ja kaitse. Bakalaureusetöö Tartu Ülikool
91. Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K. & Martikainen, P.J. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global Biogeochem. Cycles* 12: 53-69.
92. Paal, J. (koost) 2007. Jääsoode korrastamise käsiraamat. Tartu
93. Paal, J. 2000. Mure märgade metsade pärast. Eesti mets nr 2.
94. Paavilainen, E., & Päivänen, J. 1995. Peatland forestry: ecology and principles. *Ecological studies.* Springer Verlag, Berlin, Heidelberg 248 p.
95. Padari, A. & Kiviste, K. 2005. Metsa kuivendusjärgse kasvu melleerimine. *Metsanduslikud Uurimused* 43: 58-83.
96. Pavey, C., R. 1998. Habitat use by the eastern horseshoe bat, *Rhinolophus megaphyllus*, in a fragmented woodland mosaic *Wildlife Research* 25(5) 489-498
97. Peltonen, A. 1986. Metsien uudistaminen turvemailla kuuden eteläisimmän metsälautakunnan alueella. Vuosien 1978-79 inventointitulokset (Summary: Forest regeneration of peatlands in the six southernmost forestry districts of Finland. Results from inventories in 1978-79). *Folia For.* 679: 1-26
98. Peterson, A. 1987. Linnustiku muutustest kuivendatud ja met-sastatud Rae raba katsealal. *Metsanduslikud uurimused XXII* 1987 Tln)
99. Pikk, J., Seemen H. 2000. Loss of peat on drained peatlands in Estonia. *Baltic Forestry*, 1, 25-29.
100. Pikk, J. 1997a. Metsakuivenduse mõju metsakasvukohatüüpide kujunemisele. – Eesti Mets, nr. 3, lk. 14-15. 109
101. Pikk, J. 1997b. Metsaparanduse tulemused turvasmuldadel. – Rmt-s: Pikk, J., Seemen, H. (koost.), *Metsaparanduse minevik ja tänapäev.* – Eesti Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised, 9. kd., lk. 12-16.
102. Pikk, J. 1997c. Õhukeseturbaliste soode kauakestnud kuivendamise tulemusi. – Rmt-s: Kiviste, K. (koost.), *Eesti Põllumajanduslikool. Teadustööde kogumik* 189. Metsandus. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, lk. 148-156.
103. Pikk, J. 2003. Puistute ja puuliikide kohanemine toitumistingimuste muutustele erineva veerežiimi ja troofsusega kasvukohtades. *Metsanduslikud uurimused, XXXVIII*, 58-73.
104. Pikk, J. 2005. Kuivendatud puistute puidu tugevus. Rmt-s Arukuusk, A. (toim) 55 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust Eestis. *Painküla (Jõgevamaa)*, lk. 64-69
105. Prévost, M., Plamondon, A., Roy, V. 2001. La production forestière. In Payette, S. and Rochefort, L. (eds.), *Écologie des tourbières du Québec-Labrador.* Québec, Canada: Les Presses de l'Université Laval. p. 423-447.
106. Päivänen, J. 1984. The effect of runoff regulation on tree growth on a forest drainage area. *Proc 7th Int. Peat Congr. Irish Nat. Peat Comm., Dublin* 3: 476-488
107. Raitasuo, K. 1973. Piirteitä soiden linnustosta (Summary: On the bird fauna of peatlands). *Suo*, 24: 93-98
108. Rajala, P., Linden, H. 1982. Rämeiden ojituksen ja lannoituksen vaikutuksista riistaeläinten esiintymisrunsauteen (Summary: Effect of drainage and fertilisation of pine swamps on the abundance of game animals) *Suom. Riista.* 29: 93-97
109. Rassi, P., Alanen, A., Kempainen, E., Vickholm, M., Väisänen, R., 1986. Uhanalaisten eläinten ja kasvien suojelutoimikunnan mietintö. III. Suomen uhanalaiset kasvit (Endangered plants in Finland) State Printing Centre, Helsinki
110. Ratt, A. 1985. Mõnda maaviljeluse arengust Eestis läbi aegade. *Valgus*, Tallinn.
111. Reinikainen, A. 1981. Metsänparannustoimenpiteiden vaikutuksesta suoekosysteemien kasvibiomassaan ja perustuotantoon. (Summary: Effect of drainage and fertilization on plant biomass and primary production). *Suo* 32: 110-113.
112. Reinikainen, A., Vasander, H., Lindholm, T. 1984. Plant biomass and primary production of southern boreal mire-ecosystems in Finland. In *Proceedings of the 7th International Peat Congress, Dublin, Ireland, 18-23 June, 1984, vol. 4. The Irish National Peat Committee, Dublin.* pp. 1-20
113. Rothwell, R. L. 1991. Substrate environments on drained and undrained peatlands, Wally Creek experimental drainage area, Cochrane, Ontario. In *Proceedings of the Symposium '89 – Peat and Peatlands, Diversification and Innovation. Vol. 1. Peatland Forestry.* Québec City, Québec, Canada, 6-10 August 1989. Eds J K Jeglum and R P Overend. pp 103-108. The Canadian Society for Peat and Peatlands, Dartmouth, Canada.
114. Sabo, E.D. 1974. Prospects of the drainage of forests in the USSR with due regard for the preservation of natural resources. *Proceedings of the international symposium on forest drainage, Jyväskylä-Oulu, Finland.* Pp. 373-383
115. Sakovets, V.V., Germanova, N.I. 1992. Changes in the carbon balance of forested mires in Karelia due to drainage. *Suo*, 43: 249-252
116. Sallantausta, T. 1992. Leaching in the material balance of peatlands – preliminary results. *Suo* 43: 253-358.
117. Sallantausta, T. 1992. Runoff water quality of bogs drained for forestry and mined for peat – a comparison. *Proc. 9th Int. Peat Congress Upps. Swed.* 3: 95-104

118. Salm, J.-O., Kimmel, K., Uri, V., Mander, Ü. 2009. Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: a synthesis. *Wetlands*. (Accepted).
119. Salo, K. 1979. Mushrooms and mushroom yield in transitional peatlands in central Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 16: 181-192
120. Salo, K. 1980. Mushroom species on virgin, drained and fertilised pine bogs in Parkano, central Finland, *Suo*, 31: 67-71
121. Salo, K. 1981. The effect of forest amelioration on mushroom yields on pine bogs, *Suo*, 32: 1-6
122. Salo, K. 1993. The composition and structure of macrofungus communities in boreal upland forests and peatlands in north Karelia, Finland. *Karstenia*, 33: 61-99
123. Seuna, P. 1981. Long-term influence of forestry drainage on runoff and sediment discharge of an open bog in Finland. *Publ. Water Res Inst Natl Board Waters Finland* 43: 3-14
124. Seuna, P. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on runoff in the Nurmes study. Proceedings of the international Symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland. *Publ. Acad. Finl.* 5: 122-134
125. Siitonen, J. & Nikula, A. 1990. Lapinmyyrän puistoille aiheuttamat tuhot Läns-Lapin ojitetuilla soilla (Root-vole damage to pine seedlings in drained peatlands on western Lapland). *Metsäntutkimuslaitoksen Tied.* 362: 56-61
126. Silvan, N., Laiho, R., Vasander, H. 1998. Changes in mesofauna abundance in peat soils drained for forestry. Conference proceedings – Ecology and management of northern forest soils, June 13-18
127. Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H., Martikainen, P.J. 1996. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *J. Ecol.* 84: 219-228
128. Sirin, A., Vompersky, S.E., Nazarov, N. 1991. Influence of forest drainage on runoff: main concepts and examples from central part of the USSR European territory. *Ambio*, 20: 334-339
129. Sjöberg, K., Erikson, L. 1997. Mosaic boreal landscapes with open and forested wetlands. *Ecol. Bull.* 46: 48-60
130. Solonen, T. 1983. Metsäviklo *Tringa ochropus*. In Suomen lintuatlas, ed. by K. Hyytiä, E. Kellomäki, J. Koistinen SLY:n Lintutietoy, Helsinki. pp. 184-185
131. Standen, V. 1978. The influence of soil fauna on decomposition by microorganisms in blanket bog litter. *J. Anim. Ecol.* 47: 25-39
132. Stroud, D.A., Reed T.M. 1986. The effect of plantation proximity on moorland reeding waders. *Wader study Gr. Bull.* 46: 25-28
133. Stroud, D.A., Reed, D.M., Pienkowski, M.W., Lindsey, R.A. 1987. Birds, bogs and forestry. The peatlands of Caithness and Sutherland. Nature conservancy council. Peterborough peatland in Scotland. *Forestry* 76: 299-317.
134. Thorup, O. 1998. The breeding birds on Tipperne 1928-1992. – *Dansk Ornit. Forenings* 92(1), 192 p.
135. Timm, U. 2006. Eksperthinnang Tagadi kaitseala moodustamise ettepaneku kohta
136. Tomberg, U. 1992. Turba vajumine soode kuivendamisel. Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituut. Saku, 31 lk.
137. Torim, T., Sults, Ü. 2005. Metsakuivenduse peamised keskkonnaprobleemid. Rmt-s: 50 aastat metsakuivendust Eestis, Tallinn.
138. Truu, A. 1964. Eesti NSV sood ja turbavarud mullastikuvaldkonniti. – Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituudi teaduslike tööde kogumik 4: 137-154.
139. Truu, A. 1964. Soode ja soomuldade osatähtsus Eesti NSV mullastikuvaldkonnades. – *Sotsialistlik Põllumajandus* 12: 545-548.
140. Ulvinen, T., Syrjänen, K., Anttila, S. 2002. Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
141. Valk U. (koost.) 1988. Eesti sood. Tallinn, Valgus, 344 lk.
142. Valk, U. 2005. Eesti rabad. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu, 314 lk.
143. Vasander, H. 1987a. Diversity of understorey biomass in virgin and in drained and in fertilised southern boreal mires in eastern Fennoscandia. *Ann. Bot. Fenn.* 24: 137-153
144. Vasander, H. 1987b. The effect of forest amelioration on the understorey biomass, species richness and diversity of southern boreal Finnish mires. *Symp. Biol. Hung.* 35: 685-698
145. Veijalainen, H. 1974. Metsänojitusalueten sienisadoista (Summary: Mushroom production on drained peatlands). *Suo*, 25: 31-33
146. Vellak, K. 2004. Turbasamblad ja valvik. *Eesti Loodus* 3: 142-143.
147. Verry, E. S. 1988. The hydrology of wetlands and man's influence on it. Proceedings on the international symposium on hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland. *Publ. Acad. Finl.* 5: 41-61
148. Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251
149. Viht, E., Randla, T. 2001. Metsise kaitsekorralduskava. Keskkonnaministeerium. 68 lk.
150. Vilbaste, A. 1980. The spider fauna of Estonian mires. *Eesti NSV Tead. Akad. Toim.* 29: 313-327
151. Vilkamaa, P. 1981. Soil fauna in a virgin and two drained dwarf shrub pine bogs. *Suo* 32: 120-122
152. Vuori, K.M., Joensuu, I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: Do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation* 77 (1): 87-95.
153. Vuori, K.M., Joensuu, I., Latvala, J., Jutila, E., Ahvonen, A. 1998. Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic Conser: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 745-759.
154. Väisänen, R., Rauhala, P. 1983. Succession of land bird communities on large areas of peatlands drained for forestry. *Ann. Zool. Fenn.* 20: 115-127
155. Väisänen, R. 1992. The distribution and abundance of diurnal Lepidoptera on a raised bog in southern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 29: 75-92

LISA 1.

RMK VALDUSES OLEVATE METSAKUIVENDUSSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE STRATEEGIA

KINNITATUD RMK juhatuse liikme 01. detsembri 2008.a käskkirjaga nr 1-5/229

Märkus: käesolevas lisis on toodud strateegia lühendatud versioon, mida toimetab Kaupo Kohv. Välja on jäetud lühikokkuvõte, sisukord, sissejuhatus ja lisad. Strateegia täisversioon on alla laetav aadressilt: <http://www.rmk.ee/teemad/metsamajandamine/strateegiad-ja-moisted>)

1. METSAKUIVENDUSSÜSTEEMIDE RAJAMISE JA REKONSTRUEERIMISE EESMÄRGID

Metsakuivendamise põhimõtteliseks sisuks on pinnavee ärajuhtimine, perioodiliste üleujutuste mõju vähendamine, metsamulla õhustatuse parandamine ja mullast toitainete väljauhtumise vältimine. Sellega kaasneb puu ja puistu kasvukiiruse ja kvaliteedi tõus. Paranevad metsavarumise tingimused ning suureneb metsamuldade vastupanuvõime tallamise negatiivsetele mõjudele. Metsakuivendus soodustab metsade uuenemist ja lihtsustab metsade majandamist.

1.1 Metsakuivendussüsteemide rajamise eesmärgid läbi aegade

- 1.1.1 Suurendada metsamaal puidu juurdekasvu ja selle kvaliteeti. Liigniisketes metsadesse rajati metsakuivendussüsteemid.
- 1.1.2 Piirata metsade soostumist ja soode laiendamist metsamaale. Metsamaa ja soode piirile, soode ümber kaevati soostumise tõkestamiseks piirikraavid.
- 1.1.3 Võita juurde soode arvelt tootlikku metsamaad. Rajati kuivendussüsteemid soodesse, kus ei olnud piisavalt turvast selle kaevandamiseks ning eesmärgiks seati metsa kasvamine.

- 1.1.4 Tagada ammendatud turbakarjääride metsastamine. Ammendatud turbakarjääridesse jäeti alles ja korrastati sinna rajatud kraavivõrgustik, rajati metsakultuurid.
- 1.1.5 Võimaldada metsateede ehitust, tagada teede koormustaluvus ja vähendada teede hooldamisega seotud kulusid. Rajati kraavid teede servadesse.
- 1.1.6 Parandada metsamaterjalide kokkuveotingsihti. Rajati kraavivõrgustik metsakvartalite sihtidele.
- 1.1.7 Tagada riigimetsas või selle naabruses põllumajandusliku või muu tootmise (nn. metsa kõrvalkasutus) arendamiseks kavandatud territooriumil sobiv veerežiim. Rajati kuivendussüsteeme mittemetsamaale, mis on nüüdseks osaliselt metsastunud.

1.2. Metsakuivendussüsteemide rekonstrueerimise eesmärgid

- 1.2.1 Säilitada kuivendatud metsamaal kuivendamisega saavutatud puistute juurdekasvu.
- 1.2.2 Vältida mittetoimivatest kuivendussüsteemidest põhjustatud puistute hukkumist, kasvukohatüüpide muutumist ja metsamaa soostumist.
- 1.2.3 Tagada metsateede ja metsasihtide koormustaluvus ja liigeldavus metsatehnikale. Parandada metsateede ja -sihtide seisundit, mis võimaldab majandada metsi ökonoomsemalt ja keskkonnasäästlikumalt ja vähendada metsamuldade kahjustamist metsamajanduslikel töödel.

2. METSAKUIVENDUSSÜSTEEMIDE RAJAMISE JA REKONSTRUEERIMISE MÕJUD

2.1 Metsakuivendussüsteemide rajamise mõjud

- 2.1.1 Metsakuivendussüsteemid on erinevate uurimuste hinnangul kuivendatud metsamaal läbi puistute juurdekasvu suurenemise tootnud igal aastal täiendavalt 0,8-1,0 miljonit tihumeetrit puitu. Arvestades, et kasvava metsa hind on keskmiselt 300 krooni tihumeetri kohta, annavad minevikus ehitatud metsakuivendussüsteemid Eesti majandusele igal aastal täiendavalt 240 miljoni krooni väärtuses taastuvat toorainet. Ülaltoodud ei ole arvestatud puistute liigilise koosseisu muutumise ja puidu kvaliteedi tõusuga (arvestus toodud 2005. aasta hindades).
- 2.1.2 Metsakuivendussüsteemide rajamise tulemusena on riigimetsades olnud võimalik välja ehitada metsade majandamiseks, rekreatiivseks kasutamiseks ja riigimetsas igapäevase realiseerimiseks vajalik metsateede võrgustik ligikaudu 8000 kilomeetri ulatuses.
- 2.1.3 Metsakuivendus on suurendanud metsade rekreatiivset väärtust. Metsakuivenduse majanduslikud aspektid on samas loonud ka olulist määral sotsiaalseid hüvesid.
- 2.1.4 Ökoloogilisest aspektist vaadatuna on metsakuivendussüsteemide rajamine olulise keskkonnamõjuga tegevus, mille tulemusena on tõusnud metsade tootlikkus ning ning sellega kaasnevalt olulisel määral muutunud metsaelustik.
- 2.1.5 Muutunud on kuivendatud metsamaa puistute liigiline koosseis ja metsa alustaimestik. Kuivenduse tulemusel on kujunenud iseloomulikud kõdusoo kasvukohatüübid.
- 2.1.6 Kuivendussüsteemide ehitamisel on kandunud looduslikesse veekogudesse hõljumit ja kuivendussüsteemide rajamisega on õgvendatud ja süvendatud looduslikke veekogusid, mis kohati on vaesustanud vee-elustikku.

- 2.1.7 Metsakuivendussüsteemide rajamisega muudetud metsakoosluste looduslikkuse taastumine on pikaajaline protsess, samal ajal kui süsteemide korrashoiust loobumiseega kaasnev puistute tootlikkuse langus avaldub kiiresti.
- 2.1.8 Otstarbekas on korras hoida olemasolevaid kuivendussüsteeme ning metsade looduslikku arengut ja algupära kaitsta Eestimaa soode ja soostunud metsade esindusliku valimi kaudu.
- 2.1.9 Metsakuivendusest ja sellele järgnenud metsade majandamisest hoolimata on kuivendatud tulundusmetsades säilinud teatud loodusväärtused, millele viitab ka vääriselupaikade kõrge esinemissagedus nendes metsades.

2.2 Kuivendussüsteemide rekonstrueerimise mõjud

- 2.2.1 Kuivendussüsteemide rekonstrueerimisega kaasnevad negatiivse keskkonnamõjud ja ohud:
 - 2.2.1.1 Rekonstrueerimise käigus eemaldatakse kraavidest sinna ladestunud setted. Selle tulemusel muutuvad kraavi nõlvad uhtumisaltideks ja osa pinnasest kandub hõljumina suublatesse, mis omakorda võib halvendada suublate vee kvaliteeti ja looduslikku tasakaalu.
 - 2.2.1.2 Kraavitrasside puhastamisel ja raiumisel muutuvad valgustingimused metsa servades ning suureneb metsa liigendatus.
 - 2.2.1.3 Muutuvad niiskustingimused, mille tulemusel saavad eelise kuivalembelisemad taimeliigid ning nad hakkavad domineerima niiskuslembeliste taimede üle.
 - 2.2.1.4 Kaevetööde ja raietööde läbiviimisel tekitatakse tehnikaga müra, mis võib häirida ümbruse elustikku.
 - 2.2.1.5 Suureneb metsade tuleohtlikus.
 - 2.2.1.6 Kuivendussüsteemide toimimise mõjul kiireneb pinnavee äravoolamine, mis võib vähendada põhjavette valguva veehulga mahtu.
 - 2.2.1.7 Suurte kraavikallete korral võib vee liikumise kiirus tõusta tasemele, mis põhjustab kraavikallaste ja -põhja erosiooni.
 - 2.2.1.8 Rekonstrueerimistöde läbiviimisel masinatega on oht kütuste ja õlide lekkeks kuivenduskraavidesse.

- 2.2.2 Kuivendussüsteemide rekonstrueerimise positiivsed aspektid:
- 2.2.2.1 Hoitakse ära kuivenduse tulemusena väljakujunenud kasvukohatüüpide ja metsakoosluse muutumine või hukkumine ja soostumisprotsessi taasteke.
 - 2.2.2.2 Tagatakse uuendusraielankide parem ja kiirem raiete järgne metsastumine, suureneb loodusliku uuenduse teke ja paraneb rajatud metsa uuenduse kasvamaminek.
 - 2.2.2.3 Kraavide puhastamine võsast ja setetest loob täiendavaid võimalusi haruldaste liikide toidubaasi mitmekesistamiseks ja liikidele liikumisvõimaluste loomiseks (must toonekurg, metsis, euroopa naarits, suurulukid).
 - 2.2.2.4 Korrastatud kraavid ja tugevdatud kraavimulded võimaldavad oluliselt parandada puidu kokkuvedu metsamuldi kahjustamata, väheneb oluliselt pinnasekahjustus metsamaadel.
 - 2.2.2.5 Suureneb teede, sihtide ja kraavimullete püsikindlus, vähenevad teede ja sihtide korrashoiuks vajaminevate ressursside kulu. Pikeneb kokku- ja väljaveoperiood.
 - 2.2.2.6 Suureneb metsade rekreatiivse kasutuse võimalus.
 - 2.2.2.7 Paranevad võimalused metsakustutustööde operatiivseks läbiviimiseks.
 - 2.2.2.8 Kraavide seisundinõue saavutamiseks vajalikud kuivendussüsteemide hoiutööd pikendavad olemasolevate kuivendussüsteemide toimimisega.

3. UUTE METSAKUIVENDUSSÜSTEEMIDE RAJAMISE ERANDJUHUD

3.1 Uute metsakuivendussüsteemide rajamist kaalutakse juhul, kui ammendatud karjäärade rekultiveerimise viisiks on määratud metsa istutamine, kuid niiskustingimused ei võimalda seda liigniiskuse tõttu tulemuslikult teostada.

3.2 Ammendatud põlevkivi allmaakaevandustest lõpetatakse vee väljapumpamine, mistõttu esineb juhuseid, kus šahtidesse kogunenud vesi tungib maapinnale

ning leidmata äravoolu võimalusi, ujutab üle metsamaa. Tekib oht olemasoleva tulundus- või kaitsemetsa hukkumiseks liigvee tõttu.

3.3 Uue metsakuivendussüsteemi ehitamisele eelnevalt tehakse uutel metsaaladel loodusväärtuste inventuur ja koostatakse keskkonnamõtjude analüüs. Samuti tehakse eelnevalt keskkonnamõtjude hindamine vastavalt keskkonnamõtju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadusele.

4. METSAKUIVENDUSSÜSTEEMIDE REKONSTRUEERIMISE LÄBIVIIMISE ULATUS JA PÕHIMÕTTED

4.1 Metsakuivendussüsteemide rekonstrueerimise põhimõtted

- 4.1.1 Kuivendussüsteemi rekonstrueerimise aluseks on vastavalt kehtivatele seadusandlikele aktidele koostatud projekt.
- 4.1.2 Kuivendussüsteemi projekteerimisele eelneb RMK poolt lähteülesande koostamine, mille koosseisu kuulub projekteeritava alal planeeritavate tegevuste keskkonnamõtjude analüüs.
- 4.1.3 Keskkonnamõtjude analüüsi kokkuvõtte avalikustatakse RMK interneti kodulehel ning kokkuvõtte sisaldab endas rekonstrueeritava kuivendussüsteemi asukohta, alternatiivide kirjeldust ning parimaks peetud alternatiivi põhjendust ja keskkonnamõtju leevendavate meetmete kirjeldust.
- 4.1.4 Kuivendusobjekti rekonstrueerimisprojekti koostamisel vaadatakse ala üle ning planeeritakse tegevused, pidades silmas metsa koosseisu ja objektil paiknevaid kasvukohatüüpe, metsa tuleohtlikust, metsa kaitseväärtusi ning nendest tulenevaid majandamispiiranguid, kuivenduskraavide seisukorda ja olemist, metsamajanduse intensiivsust objekti alal ja selle naabruses, kokkuveovõimalusi ja metsasihtide seisukorda, väljaveovõimalusi ja metsateede seisukorda.

- 4.1.5 Kuivendussüsteemi rekonstrueerimisel taastatakse kuivendusobjektile olemasolev kraavivõrk esialgsel kujul. Juhul, kui varasema süsteemi ehitamisega oli tehtud vigu, näiteks kraavidesse kogunev vesi jääb seisma ja tekitab mingil metsaosal liigvett / üleujutusi, siis muudetakse olemasolevate kraavide parameetreid või kraavide plaanilahendust.
- 4.1.6 Taastamata jäetakse kvartalisesed kraavid, kui need vastavad kõigile järgmistele tingimustele:
- 4.1.6.1 kraavid on asendatavad metsakvartali sihtidel paiknevate või rajatavate kraavidega;
 - 4.1.6.2 kraavid ei oma tähtsust kuivendajana;
 - 4.1.6.3 kraavid ei ole kogujakraaviks või eesvooluks;
 - 4.1.6.4 kui kraavide taastamine eeldab kasvava metsa raiet vähemalt 5 meetri laiuselt kraavi servast;
 - 4.1.6.5 kui kraavid läbivad sõnajala ja lodu kasvukoha tüüpe.
- 4.1.7 Metsakuivenduse objekti rekonstrueerimisel projekteeritakse vajadusel uusi kraave metsakvartalite sihtidele, et parandada metsa majandamise tingimusi ning vähendada koormust metsakvartali sisestele või olemasolevatele metsasihtidele.
- 4.1.8 Uute kraavide projekteerimisel metsasihtidele on tingimuseks, et rajatavad kraavid ei mõjuta seni olemasolevast kraavivõrgust mõjutamata märgade metsade, algselt säilinud looduslikku veerežiimi. Uute kraavide keskkonnamõju analüüsiks kaasatakse eksperte. Keskkonnamõju analüüsi käigus kaalutakse alternatiive.
- 4.1.9 Metsakvartalite siseselt uusi kraave üldjuhul ei projekteerita. Metsakvartalite siseselt võib tekkida juba olemasolevate kraavide pikendamise vajadus juhul, kui sellega on võimalik parandada varasema projekti olulisi vigu, oluliselt parandada metsa majandamise tingimusi ning vältida metsamullastiku kahjustusi kokkuveol.
- 4.1.10 Kvartalisesest kraavide pikendamisel on tingimuseks, et pikendatavate kraavide uued lõigud ei mõjuta seni olemasolevast kraavivõrgust mõjutamata märgade metsade algselt säilinud looduslikku veerežiimi. Uute kraavilõikude keskkonnamõju analüüsiks kaasatakse eksperte. Keskkonnamõju analüüsi käigus kaalutakse alternatiive.

4.2 Metsakuivendussüsteemide rekonstrueerimise ulatus

Metsakuivendussüsteeme rekonstrueeritakse:

- 4.2.1 kui hooldamise või uuendamise võtted ei taga kuivendussüsteemi toimimist;
- 4.2.2 üldjuhtudel tulundusmetsades tootlikul metsamaal, erandjuhtudel vähetootlikul metsamaal;
- 4.2.3 kaitsemetsades tootlikul metsamaal, kui kaitse-eesmärgist tulenevalt ei ole see keelatud ja erandjuhtudel vähetootlikul metsamaal;
- 4.2.4 maaparandusregistrisse kantud kuivendussüsteemi vesikonna piirides;
- 4.2.5 hoiu- ja piiranguvööndites, kui tegemist on eesvoolude ja kogujakraavidega, mis on vajalikud kuivendussüsteemi toimimiseks tulundus- ja kaitsemetsades

Metsakuivendussüsteeme ei rekonstrueerita:

- 4.2.6 sihtkaitse- ja piiranguvööndites, kus see on keelatud;
- 4.2.7 olemasolevast kraavivõrgust mõjutamata¹ märgades metsades².

Seisundist lähtuva pingerea alusel rekonstrueeritakse esmajärjekorras:

- 4.2.8 metsakuivendussüsteemid, kus kraavide kuivendusvõime on oluliselt langenud;
- 4.2.9 metsakuivendussüsteemid viljakatel soomuldadel, kus kasvavad okaspuuenamusega puistud.

4.3 Negatiivsete keskkonnamõjude vähendamiseks planeeritavad tegevused

- 4.3.1 Sihtkaitse- ja piiranguvööndis asuvaid kuivendajaid ei rekonstrueerita, kui seda keelab kaitse-eeskiri või –korralduskava.
- 4.3.2 Piiranguvööndis ja vääriselupaikades paiknevaid kogujakraave ja eesvoolu rekonstrueeritakse, kui see on vajalik kaitseala piirnevate aladelt vee ärajuhtimiseks.
- 4.3.3 Kaitstava loodusobjekti piiril olevad kuivendajad rekonstrueeritakse kooskõlastatult keskkonnateenistusega.

- 4.3.4 Eesvooludele, enne vee suubumist suublatesse, rajatakse settetiike. Settetiigid rajatakse enne kuivendusvõrgu rekonstrueerimise alustamist. Settetiike tühjendatakse rekonstrueerimistöõde käigus perioodiliselt, vastavalt setete tekkimisele.
- 4.3.5 Suure langusega eesvooludele ja kraavidele rajatakse maakividest või muust looduslikust materjalist kärestikud, eesmärgiga pidurdada vee liikumiskiirust ebastabiilse põhjapinnasega kraavidel.
- 4.3.6 Truupide otstesse ja kraavide nõlvadele rajatakse kaldakindlustused, kus vee liikumine võib tekitada kraavi nõlvade uhtumist.
- 4.3.7 Kraavimulletesse paigutatakse veeviimariid, mis väldivad kraavi mulde taha vee kogunemist.
- 4.3.8 Kraavitrassid planeeritakse minimaalse võimaliku laiusega, et vähendada metsamaastiku liigendatust;
- 4.3.9 Metsa iseloomust ja tuleohtlikkusest sõltuvalt rajatakse tuleõrje veevõtukohtad. Reeglina ühendatakse tiigid kuivendussüsteemidega ülevoolude kaudu. Tiigi metsapoolne serv kujundatakse võimalusel laugena, võimaldamaks metsloomadele ja lindudele juurdepääsu.
- 4.3.10 Metsamuldade kahjustuste ja puude juurte vigastamise vähendamiseks rajatakse kuivendusobjekti piirides kokkuveoteed muldega kvartalisihtidele.
- 4.3.11 Kuivendussüsteemide rekonstrueerimisel ja uuendamisel kasutatav tehnika peab vastama RMK kehtestatud tehnika nõuetele. Vastavust kehtestatud nõuetele kontrollitakse regulaarselt.

Käesolev trükis on valminud Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolt rahastatud projekti "Ülevaade kuivenduse mõjust metsaökosüsteemile" raames. Projekti käigus viidi lisaks käesoleva trükise koostamisele läbi kolm kuivenduse mõjusid ja nende leevendamise meetmeid käsitlevat seminari, mille ettekanded on internetis allalaetavad aadressilt: www.elfond.ee



Kaupo Kohv



E L F

Eestimaa Looduse Fond (ELF) on valitsusväline, nii poliitiliselt kui majanduslikult sõltumatu keskkonnakaitseorganisatsioon. ELFi tegevuse eesmärk on Eesti looduse ja keskkonna kaitsmine. Põhirõhk on suunatud looduskaitsetele tegevustele - metsa, mere, märgalade ja liigikaitsega seonduvale. ELFi algatusel ja toel on loodud rahvusparke, looduskaitsealasid ja viidud läbi ulatuslikke inventuure Eesti loodusväärtuste kaardistamiseks.

roheline  trükis

Trükitud FSC-sertifikaadiga paberile looduslike trükkvärvidega. ©Ecoprint



Mixed Sources

Product group from well-managed forests and other controlled sources.
www.fsc.org Cert no. SW-COC-001529
© 1996 Forest Stewardship Council