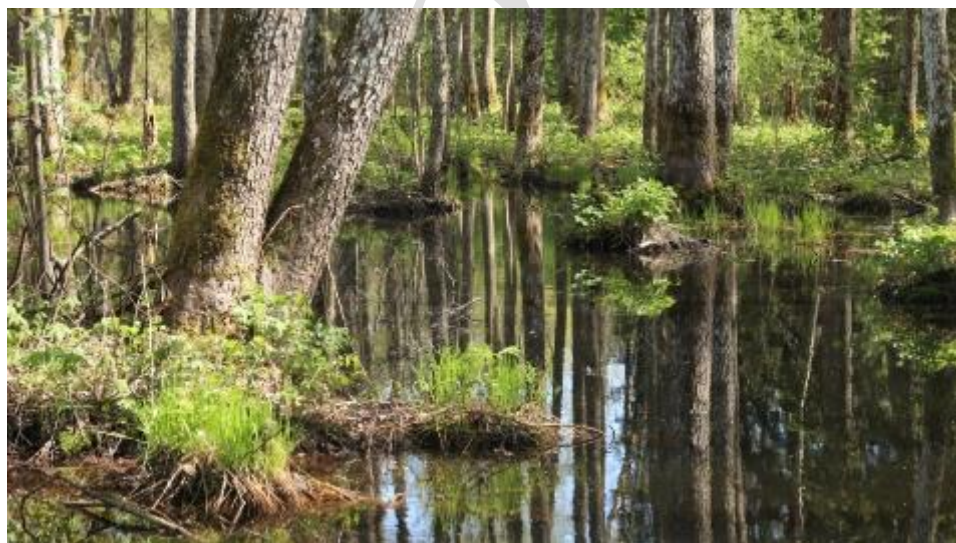




KINNITATUD
Keskkonnaameti
[Registreerimise kuupäev]
korraldusega nr [RegNr]

***MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE
(*9080, *91D0, *91E0, 91F0)
TEGEVUSKAVA***



SISUKORD

| | |
|--|----|
| 1. SISSEJUHATUS..... | 6 |
| 2. KOKKUVÕTE..... | 7 |
| 3. MÄRJAD METSAD..... | 8 |
| 3.1. Mõiste ja rahvusvahelised kohustused..... | 8 |
| 3.2. Märjade metsade kasvukohatüübid ja LD metsaelupaigatüübid: *9080, *91D0, *91E0, 91F0..... | 9 |
| 3.3. Kõdusoometsad..... | 14 |
| 3.4. Üldpindala ja levik..... | 16 |
| 3.5. Kaitsestaatus..... | 18 |
| 3.6. Mõju süsinikubilansile..... | 20 |
| 4. MÄRGADE METSADE UURINGUD JA SEIRE..... | 23 |
| 4.1. Teadusuuringud..... | 23 |
| 4.2. Märjade metsaelupaigatüüpidega seotud teadusuuringud..... | 24 |
| 4.3. Uurimisprojektid ja inventuurid..... | 25 |
| 4.4. Vajalikud lisauuringud..... | 26 |
| 4.5. Seire..... | 29 |
| 4.5.1. Riikliku seire meetoodika..... | 29 |
| 4.5.2. Riikliku seire tulemused..... | 31 |
| 4.5.3. Märjade metsade taastamise tulemuslikkuse seire..... | 32 |
| 5. OHUTEGURID..... | 34 |
| 5.1. Turbalasundi hävimine pikaajalistel kuivendusosaladel..... | 35 |
| 5.2. Puistu struktuuri ja alustaimestiku teisenemine kuivenduse mõjul..... | 36 |
| 5.3. Looduslike veekogude kadumine ja veerežiimi muutumine..... | 37 |
| 5.4. Kuivendussüsteemide ehitamise, maaparandushoiutööde ja taristu rajamisega seotud kuivenduse mõju..... | 38 |
| 5.5. Uute kuivendussüsteemide rajamine..... | 39 |
| 5.6. Uuendusraied ja metsakultuuride rajamine..... | 39 |
| 5.7. Hooldus- ja valikraie..... | 40 |
| 5.8. Ümbritseva maakasutuse (va kuivendussüsteemid) mõju..... | 42 |
| 5.9. Kliimamuutused..... | 43 |

| | |
|---|-----|
| 5.10. Külastuskoormus | 44 |
| 6. TEGEVUSKAVAGA SEATUD EESMÄRGID | 47 |
| 7. KAITSEKORRALDUSLIKUD TEGEVUSED JA EELARVE..... | 49 |
| 7.1. Taastamisalade valik | 49 |
| 7.2 Kaitsekorralduslikud tegevused | 50 |
| 7.2.1. Optimaalse kaitsekorra kehtestamine..... | 50 |
| 7.2.2. Märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse taastamine | 51 |
| 7.2.2.1. Loodusliku veerežiimi taastamine..... | 51 |
| 7.2.2.2. Veekogude looduslikkuse taastamine | 52 |
| 7.2.2.3. Metsakoosluste liikide koosseisu ja struktuuri kujundamine..... | 53 |
| 7.2.3. Märgade metsaelupaigatüüpide kaardistamine | 55 |
| 7.2.4. Juhendite koostamine | 56 |
| 7.2.4.1. Piiranguvööndi märgade metsade loodussõbraliku majandamise juhendi koostamine | 56 |
| 7.2.4.2. Loodusväärtusi arvestava eesvoolude hoiutööde juhendi koostamine..... | 57 |
| 7.2.4.3. Veerežiimi mõjutavate tööde mõjude hindamise juhendi koostamine..... | 57 |
| 7.2.5. Planeeringute täiendamine | 57 |
| 7.2.6. Täiendavad uuringud..... | 58 |
| 7.2.7. Õigusaktide muutmine | 58 |
| 7.2.8. Kaitstavate alade külastuste korraldamine | 58 |
| 7.3. Eelarve..... | 59 |
| 8. KASUTATUD KIRJANDUS | 61 |
| LISAD | 66 |
| Lisa 1. Märgade metsaelupaigatüüpide fotod | 66 |
| Lisa 2. Taastamisalade eelvaliku etapid ja põhimõtted..... | 74 |
| Lisa 3. Taastatavate alade prioriteetsusklassid..... | 77 |
| Lisa 4. Esmaste taastatavate alade ülevaatekaardid | 80 |
| Lisa 5. Taastamisvõtete rakendamine erinevas seisundis metsakoosluste looduslikkuse taastamiseks..... | 90 |
| Lisa 6. Pindalaliste kaitse-eesmärkide määratlemise meetoodika | 92 |
| Lisa 7. Teadusliku seire meetoodika..... | 100 |

MÕISTED

Elupaiga soodne seisund – loodusliku elupaiga seisundit peetakse soodsaks, kui selle looduslik levila ja alad, mida elupaik oma levila piires hõlmab, on muutumatu suurusega või laienemas ja selle pikaajaliseks püsimiseks vajalik eriomane struktuur ja funktsioonid toimivad ning tõenäoliselt toimivad ka prognoosimisulatusse jäävas tulevikus, ja elupaigale tüüpiliste liikide seisund on soodne.

Elupaigatüübile omased liigid – liigid, kelle esinemine on elupaigatüübi looduslikule seisundile tunnuslik ning kes võivad olla rohkem (*karakterliigid*) või vähem arvukad (nt ohustatud liigid, kelle asurkonnast valdav osa selles elupaigatüübis elab).

Haruldased soostunud ja soometsa puistutüübid – vastavalt Paal (1997): sõnajala kasvukohatüübi laialehised puistud ja sanglepikud või vastavad segametsad; lodu kasvukohatüübi laialehised puistud, kaasikud ja sanglepikud või vastavad segametsad; madalsoosanglepikud ja saarikud või vastavad segametsad; laialehiste puude osalusega ja laialehised puistud jõe- ja ojakallastel; lisaks allikasoometsad ja allikalise vee mõjuga metsad. Vastavad puistud võivad olla looduslikult kujunenud harvikuks (kobras vmt looduslikud häiringud).

Kasvukohatüüp – maa-alade klassifitseerimiseks kasutatav tüpoloogiline üksus, mis lähtub ühesuguste looduslike (kliimaatiliste, mullastikuliste ja hüdroloogiliste) taimestikku (sh puistut) mõjutavate tegurite kompleksist; sarnastes kasvukohtades kasvavad metsad on võimalik klassifitseerida metsakasvukohatüüpidesse.

Kooslus – sarnase levikumustri ja ökoloogilise nõudluse tõttu koosinevate organismide kogum. Kooslus eristub teda ümbritsevatest aladest iseloomuliku elustiku, suhtelise seesmise ühetaolisuse ja ökoloogiliste seoste poolest.

Laialehised lammimetsad – laialehiste puudega (tamm, saar, pärn, jalakas, künnapuu) metsad, mis katavad jõesängidega või vanajõgedega rööbiti kulgevaid kaldavalle.

Liigi soodne seisund – liigi seisundit peetakse soodsaks, kui selle asurkonna arvukus näitab, et liik säilib kaugemas tulevikus oma looduslike elupaikade või kasvukohtade elujõulise koostisosana, kui liigi looduslik levila ei kahane ning liigi asurkondade pikaajaliseks säilimiseks on praegu ja tõenäoliselt ka edaspidi olemas piisavalt suur elupaik.

Loodusmets – loodusliku tekkega ja kasvukohale iseloomuliku koosseisuga erivanuseline mets (vanus erineb rohkem kui ühe vanuseklassi võrra), milles võib olla varasemate raiete jälgi (on näha väga vanu kände), kuid need ei mõjuta enam vahetult puistu praegust struktuuri; suhteliselt noortes puistutes on vähemalt mõned puud varasematest generatsioonidest, samuti leidub erinevates lagunemisastmetes lamapuitu.

Märjad metsad – siinses tegevuskavas loodusdirektiivi elupaigatüüpidele vastavad metsad, mis kasvavad alaliselt niisketes või ajuti üleujutatavates kohtades. Kasvukohatüüpidest sobivad siia sõnajala, angervaksa, tarna-angervaksa, tarna, osja, lodu, madalsoo, siirdesoo ja raba kasvukohatüübid.

Mets – ökosüsteem, mille põhiomadusi kujundavad puud.

Mets – metsaseaduse kohaselt on mets ökosüsteem, mis koosneb metsamaast, sellel kasvavast taimestikust ja seal elavast loomastikust.

Metsaelupaigatüüp – EL loodusdirektiivis metsade klassifitseerimiseks kasutatav tüpoloogiline üksus, mida iseloomustab teatav metsa struktuur ning sellega seostuv elustik (vt elupaigatüübile omased liigid); sarnaste struktuuritunnustega metsad (metsaelupaigad) on võimalik klassifitseerida metsaelupaigatüüpidesse.

Metsamaa – metsaseaduse kohaselt on metsamaa maa, mis vastab vähemalt ühele järgmistest nõuetest: on metsamaa kõlvikuna kantud maakatastrisse; on maatükk pindalaga vähemalt 0,1 hektarit, millel kasvavad puittaimed kõrgusega vähemalt 1,3 meetrit ja puuvõrade liitusega vähemalt 30%.

Põlismets/ürgmets – puistu on looduslik ja selle koosseis on kasvukohatüübile omane; palju (rohkem kui 30 tm/ha) seisvat ja lamavat surnud puitu erinevates (enam kui kahes) kõdunemisastmetes; tavaliselt vana (üleseisnud) mets, noortes puistutes (vanusega alla 50 aasta) on vanu, elavaid või surnud puid varasematest põlvkondadest. Inimmõju jäljed (kraavitus, raied jne.) puuduvad. Häiringu järgselt tekkinud looduslik mets võib olla ka noor.

Puistu – puurinde struktuuri ning kasvukohaolude poolest ühtlane metsa osa.

Püsimetsandus – metsaseaduse kohaselt metsa püsimetsana majandamine valikraietega. Valikraietele on seaduses sätestatud omakorda väga kindlad reeglid, et metsa korraga liiga hõredaks ei raiutaks. Valikraiete käigus tohib metsast raiuda üksikuid puid või väikeseid puugruppe (väikehailude läbimõõt võib olla kuni 20 meetrit), samuti tuleb välja valida ja alles hoida säilikuud.

Raieliigid – metsaseaduse kohaselt on lubatud järgmised raied: uuendusraie (mille hulka kuuluvad lage- ja turberaie), hooldusraie (mille hulka kuuluvad valgustusraie, harvendusraie ja sanitaarraie), valikraie, trassiraie, raadamine ja kujundusraie.

Soovikumets – turvastunud huumushorisondiga (alla 30 cm turvast) märg mets, Eesti oludes tüüpiliselt rohke rohttaimestikuga sega- või lehtmets.

Suunisliigid – kindlale ohutegurile tundlikud liigid, kellest lähtuvalt (ohuteguri mõju vähendades) saab ökosüsteemi seisundit soodsaks kujundada.

Tunnusliigid – liigid, kelle esinemine või seisund näitab ökosüsteemi teatud omadusi, nt looduslikku funktsioneerimist või et tegemist on looduskaitsealises oluliste liikide elupaigaga.

Uhtvallimets – jõe kaldavallil paiknev viljakas, suhteliselt lühikese üleujutuse tingimustes kasvav mets, Eesti oludes peamiselt laialehine mets (sekundaarses suktsessioonis domineerivad pioneerlehtpuud, mis hiljem asenduvad). Kasutatakse paralleelselt mõistetega uhtlammimetsad ja laialehised lammimetsad.

LÜHENDID

EELIS – Eesti riigi infosüsteemi andmekogu loodusandmete kogumiseks, haldamiseks ja kasutamiseks.

EL – Euroopa Liit

EMÜ – Eesti Maaülikool

ERF – Euroopa Regionaalarengu Fond

KAUR – Keskkonnaagentuur

KeA – Keskkonnaamet

KESE – keskkonnaseire infosüsteem; riikliku keskkonnaseire programmi ja sellega seonduvate keskkonnauuringute ja -projektide käigus kogutud keskkonnaseisundi andmestikku koondav andmekogu.

kkt – metsa kasvukohatüüp

KliM – Kliimaministeerium

LD – loodusdirektiiv; üks kahest Euroopa Liidu looduskaitse direktiivist (teine on linnudirektiiv). Direktiivi ülesanne on kaitsta ohustatud looma- ja taimeliike ning nende elupaigatüüpe ja kasvukohti. Direktiivi eesmärkide saavutamiseks on loodud üleeuroopaline loodusalade võrgustik Natura 2000.

RMK – Riigimetsa Majandamise Keskus

SDF – NATURA 2000 standardandmebaas <https://natura2000.eea.europa.eu>

SMI – statistiline metsainventuur. SMI on valikuuring, millega saab operatiivselt ja ökonoomselt teavet metsade kohta.

TLÜ – Tallinna Ülikool

TOC – analüütiline parameeter, mis näitab proovi orgaanilise süsiniku sisaldust

TÜ – Tartu Ülikool

1. SISSEJUHATUS

Märgade metsaelupaigatüüpide (*9080, *91D0, *91E0, 91F0) tegevuskava on koostatud Eesti märgade metsaelupaigatüüpide ja nendega seotud ökosüsteemi teenuste (loodushüvede) säilitamiseks ja taastamiseks. Tegevuskava annab ülevaate olemasolevast olukorrast ja ohuteguritest, seab eesmärgid aastateks 2030 ja 2050 ning esitab meetmed eesmärkide saavutamiseks.

Märjad metsaelupaigatüübid kujutavad loodusdirektiivile vastavate metsaste märgalade (*forested wetlands*) jaotust. Eestis kuuluvad märgade metsaelupaigatüüpide alla soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080), siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) ning lammi-lodumetsad (*91E0). Märgade metsaelupaigatüüpide hulka arvestatakse ka laialehised lammimetsad (91F0), mis on seotud lammialade üleujutustega. Märgadest metsaelupaigatüüpidest kolm on Euroopas ohustatud ja arvatud esmatähtsate kaitset vajavate elupaigatüüpide hulka (tähistatud tärniga). Loodusdirektiivi aruande kohaselt on märgade metsaelupaigatüüpide seisund kogu Euroopas halb või ebapiisav ja see halveneb veelgi. Tegevuskava hõlmab ka märgadest metsaelupaigatüüpidest kuivendanise järel kujunenud kõdusoometsi.

Tegevuskava aitab kaasa Euroopa Liidu elurikkuse strateegia, eriti selle eesmärkide 1, 2, 3 ja 5 ning bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni Aichi bioloogilise mitmekesisuse eesmärkide 2, 4, 9, 11 ja 14 elluviimisele. Märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskava keskendub kaitstavatel aladel olevatele metsaelupaigatüüpidele, pidades siiski silmas ka ülejäänud Eesti märgade metsade ning nende seisundi säilitamise ja parandamisega seotud probleeme.

Tegevuskava on koostatud ELi keskkonna- ja kliimaprojektide toetusprogrammist LIFE rahastatava projekti „*Metsa- ja põllumajandusmaastike majandamine Natura 2000 elupaikade ja liikide kaitsestaature parandamiseks*“ (LIFE-IP „Loodusrikas Eesti“, LIFE18IPE/EE/000007) toel.

Märgade metsaelupaigatüüpide (*9080, *91D0, *91E0, 91F0) ning kõdusoometsade tegevuskava koostas töögrupp koosseisus Meelis Suurkask (koostaja) (KeA), Asko Lõhmus (TÜ), Raul Rosendal (TÜ), Anneli Palo (TÜ), Herdis Fridolin (KliM), Marika Erikson (KliM), Voldemar Rannap (KliM), Taavi Tattar (KeA), Triin Amos (KeA), Nele Sõber (KeA), Mati Ilomets (TLÜ), Raimo Pajula (TLÜ), Laimdota Truus (TLÜ), Martin Küttim (TLÜ), Kaupo Kohv (RMK), Priit Voolaid (RMK), Kristine Hindriks (Regionaal- ja Põllumajandusministeerium), Liis Kuresoo (Eestimaa Looduse Fond).



LIFE-IP „Loodusrikas Eesti“ (ForEst&FarmLand), LIFE18IPE/EE/000007

2. KOKKUVÕTE

Märgade metsaelupaigatüüpide (*9080, *91D0, *91E0, 91F0) tegevuskava annab ülevaate Eesti märgade metsade levikust, seisundist, kaitsest, määratleb metsade ohutegurid, seab eesmärgid aastateks 2030 ja 2050 ning kavandab edasised kaitsemeetmed ja tegevused märgade metsaelupaigatüüpide loodusliku veerežiimi taastamiseks.

Viimastel sajanditel on märgi metsi kuivendatud ja raiutud väga laialdaselt kogu Euroopas. Eestis on loodusdirektiivi elupaigatüüpidele vastavaid märgade metsade elupaiku säilinud ainult 10% ajaloolisest pindalast. Seatud eesmärkide tagamiseks planeeritakse kaitsekorralduslikke tegevusi kaitstavatel aladel.

Märgade metsade suurim ohutegur on kuivendamine ehk veetaseme alandamine tasemeni, mille tulemusel muutub elupaigale omane taimkatte struktuur ja funktsioon. Sellele lisandub metsaraiest johtuv äkiline mikrokliima muutus ning metsaliikidele vajalike kasvusubstraatide (mikroelupaikade) kadumine. Kõige selle tagajärjel pakuvad märke metsad vähem ökosüsteemi hüvesid ning halveneb põlisliikide seisund.

Tegevuskavaga seatud eesmärkide kohaselt on aastaks 2030 märke metsaelupaigatüübid kaardistatud, nende seisundi halvenemine peatatud ning nende soodsa seisundi saavutamiseks ellu viidud taastamismeetmed 13 000 hektaril.

Tegevuskava eesmärgid aastaks 2050

- Märgade metsade elupaigatüübid on Eestis soodsas seisundis, neile omaste liikide ohustatus on vähenenud ja turvast akumulatsioonide metsade pindala on suurenenud.
- Elupaigatüüpi soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) on säilinud vähemalt 55 000 ha, elupaigatüüpi siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) on säilinud vähemalt 63 000 ha, elupaigatüüpi lammi-lodumetsad (*91E0) on säilinud vähemalt 6000 ha ja elupaigatüüpi laialehised lammimetsad (91F0) on säilinud vähemalt 2000 ha.

Märgade metsade ja soode ökosüsteemid akumulatsioonid süninikku, kaitsevad põhjavett ning reguleerivad üleujutusi ja kogu maastiku veerežiimi tervikuna. Märgade metsade degradeerumise peatamine on oluline abinõu kliimamuutustega kohanemisel, liigirikkuse säilitamisel ja keskkonna saastatusega toimetulekul. Märgade metsaelupaigatüüpide seisundi paranemisel paraneb näiteks metsise, must-toonekure, lõhilaste, saarma ja väga paljude ohustatud põlismetsa- ja sooliikide seisund. Tüüpiline märgade metsade elurikkus on hoitud, suureneb parasniiskete metsade põuakindlus ning säilib puhas kaevuvesi.

Tegevuskavas nähakse ette kaheksa meetet märgade metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks. Peamised meetmed on märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse taastamine (peamiselt loodusliku veerežiimi taastamine), optimaalse kaitsekorra kehtestamine (metsakooslusi saab tõhusalt kaitsta sihtkaitsevööndis ja reservaadis) ja andmete kaasajastamiseks elupaigatüüpide leviku kaardistamine.

Tegevuskava täitmine on tulemuslik, kui aastateks 2030 ja 2050 seatud eesmärgid on täidetud. Tegevuskavas planeeritud eesmärkide täitmise korral suureneb märgades metsaelupaigatüüpides mullas seotud süsihappegaasi hulk 110 000 tonnini aastas.

Märgade metsaelupaigatüüpide säilitamiseks ja taastamiseks vajalike tegevuste eelarveks on perioodil 2023-2031 prognoositud 28,8 mln eurot.

3. MÄRJAD METSAD

3.1. MÕISTE JA RAHVUSVAHELISED KOHUSTUSED

Märjad metsad on üldnimetus, millega tähistatakse turbapinnasel või üleujutusosalal kasvavaid metsi (metsaga märgalad – *forested wetlands*). Märgade metsade elustik on liigirikas ja eripärane, liigid on kohastunud eluks püsivalt märjas keskkonnas või vajavad metsaomast niisket mikrokliimat. Märjad metsad, eriti turbal kasvavad metsad on väga olulised kliimaregulatsioonis ja veekaitses.

Eesti kaitseb märgi metsi mitmete rahvusvaheliste lepetega. Olulisemateks on Ramsari rahvusvahelise tähtsusega märgalade, eriti veelindude elupaikade konventsioon (1971) ja Rio de Janeiro bioloogilise mitmekesisuse konventsioon (1992). Viimane on aluseks globaalse elurikkuse strateegiale ning Euroopa Liidu elurikkuse strateegiale.

EL looduskaitse peamised kohustused 2030. aastani on järgmised:

1. Kaitsta õiguslikult vähemalt 30% EL maismaast ja 30% Euroopa Liidu merealadest ning lõimida üle-euroopalisse loodusvõrgustikku ökoloogilised koridorid.
2. Kaitsta rangelt vähemalt kolmandikku EL kaitsealadest, sh kõiki EL veel alles olevaid loodus- ja põlismetsi.
3. Hallata kõiki kaitsealasid tulemuslikult ning määrata selleks kindlaks selged kaitse-eesmärgid ja -meetmed ning seirata neid asjakohaselt.

Käesoleva tegevuskava koostamisel on tuginetud Euroopa nõukogu direktiivile 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta (edaspidi loodusdirektiiv – LD), mille eesmärk on üleeuroopaliselt ohustatud liikide ja elupaikade soodsa seisundi saavutamine. Tähelepanu vajavad loodusdirektiivi I lisas nimetatud märgade metsade elupaigatüübid (Paal 2007¹):

- *9080 – soostuvad ja soo-lehtmetsad,
- *91D0 – siirdesoo- ja rabametsad,
- *91E0 – lammi-lodumetsad,
- 91F0 – laialehised lammimetsad ehk jõgede uhtvallimetsad.

Tärniga tähistatud elupaigatüübid on Euroopas looduskaitsele esmatähtsad.

Märgade metsade taastamistööl keskendutakse kaitsealadel asuvatele kuivenduse või vooluveekogu õgvendamise tõttu degradeeruvatele aladele, sh kõdusoometsadele. Eesmärk on peatada märgades metsades turba/toorhuumuse lagunemine ja võimalusel taastada selle kogunemine, või taastada üleujutused lammimetsades. Märgade metsade tegevuskava on tihedalt seotud lagedate soolade kehtiva tegevuskavaga (Kaitstavate soode tegevuskava)², mis on hetkel uuendamisel.

¹ Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat (ut.ee)

² <https://envir.ee/media/1755/download>

3.2. MÄRGADE METSADE KASVUKOHATÜÜBID JA LD METSAELUPAIGATÜÜBID: *9080, *91D0, *91E0, 91F0

Märjad metsad esinevad tasandikel ulatuslike soo- ja soometsamaastike koosseisus, mujal väiksemate tükkidena reljeefinõgudes ja veekogude kallastel. Eestis kasutatavad mullatüübi ja vee toitelisuse alusel määratavad metsa kasvukohatüübid (kkt) ei ole LD metsaelupaigatüüpidega täielikus vastavuses, sest: (1) metsaelupaigatüüpi kuuluvad vaid teatud loodusemetsa tunnustega alad ja (2) standardkirjelduse alusel võivad sama kasvukohatüübi okas- ja lehtpuupuistud kuuluda erinevatesse LD metsaelupaigatüüpidesse.

Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt on märjad metsad (Paal 1997^{3,4}):

- lammimetsad – humala, pika tarna ja paju kkt (lisaks võib esineda salumetsadest naadi kkt puistused); võivad vastata 91F0 ja *91E0 metsaelupaigatüübi kirjeldusele;
- soometsad – madalsoometsa, lodu, siirdesoometsa ja rabametsa kkt. Lehtpuumetsad võivad vastata *9080 ja *91E0, okaspuumetsad *91D0 metsaelupaigatüübile;
- soostunud ja rabastunud metsad – sõnajala, angervaksa, sinihelmika, karusambla-mustika, karusambla, sinika kkt. Lehtpuumetsad võivad vastata *9080 ja *91E0, okaspuumetsad *91D0 metsaelupaigatüübile, kuid võivad kuuluda ka vanade loodusemetsade (*9010) või harvem rohundirikaste kuusikute (9050) elupaigatüüpi.

Metsakorralduses (Lõhmus 2004⁵) nimetatakse ja piiritletakse metsakasvukohatüüpe detailides teistmoodi kui taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis (Paal 1997), kuid erinevused on soo- ja soostunud metsade puhul väheolulised. Märgade metsadena võib käsitleda soovikumetsi, rabastuvaid metsi ja kõiki soometsi (osja, tarna, tarna-angervaksa, angervaksa, sinika, lodu, madalsoo, siirdesoo, raba kkt). Osa rabastuvaid metsi (karusambla, karusambla-mustika kkt) kuulub elupaigatüüpi vanad loodusemetsad (*9010), mida hõlmab kuivade metsade tegevuskava. Kuivendumõjudega vanad märjad metsad ja kõdusoometsad võivad lisaks märgade metsade elupaigatüüpidele vastata ka *9010 ja 9050 kirjeldustele, kui puurinde koosseis on teisenenud ning leitakse kaitstavaid või haruldasi liike.

Sügavalt kuivendatud soometsad on mõlemas klassifikatsioonis liigitatud mustika- ja jänsekapsa-kõdusoo kasvukohatüüpi. Muud kuivendatud puistud võivad saada metsatakseerimisel kasvukohatüübi lühendis tähe „K“⁶, kuid üldiselt ei ole nõrga kuivendumõju äratundmine ja märkimine järjekindel. Metsanduslikes andmebaasides ei ole veekogude kallastel kasvavaid metsi võimalik põhikasvukohatüübist eristada. Lammimetsades võib esineda ka salu- ja laanemetsade fragmente.

LD metsaelupaigatüüpide inventeerimiseks ja seisundi hindamiseks kasutatakse lisaks standardkirjeldusele (Paal 2000, 2004, 2007) välitööjuhendit, kus kirjeldatakse metsaelupaikade eristamist ja loodusväärtuslikkuse/degradeerumise tunnuseid (Palo 2010, 2018)⁷. Märgade metsade põhiomadused on toodud tabelis 1 ja fotod lisa 1. Kuni 2010. aastani tehtud inventuuride andmetes vajavad elupaiga piirid ja seisund täpsustamist (Keskkonnaagentuur 2019; Palo 2012, 2018a; Viljasoo 2015).

³ https://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/Jaanuse_Artiklite_koopiad/kasvukohatyypide.klassifikatsioon.Paal.pdf

⁴ Paali enda koostatud vastavustabel on toodud ka LD elupaigatüüpide käsiraamatus lk 257-258 (Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat (ut.ee))

⁵ <https://kasvukohatyypid.emu.ee/>

⁶ https://www.riigiteataja.ee/aktiiv/1310/8201/8008/KKM_16012009_m2_Lisa6.pdf# (24.01.2022)

⁷ <https://envir.ee/media/1931/download>

Tabel 1. Märgade metsaelupaigatüüpide põhiomadused (Paal 1997, 2000, 2004, 2007; Palo 2010, 2018; Palo 2018a järgi). Tüüpilised elemendid on esile tõstetud rasvases kirjas.

| Omadus | *9080 | *91D0 | *91E0 | 91F0 |
|---|--|---|--|--|
| Puuliigid (+üksikisendid) | Lm, Ks + Ma, Hb, Sa, Ku, Lv, Ta | Ma, Ks+Lm, Ku | Lm, Ks, Re+Lv, Ta, Ku, Sa, Ma, Hb | Ks, Hb, Lv, Lm, Sa, Ja (Kp), Re, Ku, Ta+Ma, Pn, Va |
| Degradeerumisel lisandub alusmetsa | Ku | Ku+Ta | Ku, Lv, Hb | Ku |
| Mullatüüp, harvaesinev sulgudes | M, GI1, GI (Go, LG1, S, LkG) | R, S, LG1 (LG, LkG, GI1, M3) | AM, M, Go1 (Gk1, G1, GI1) | Kg, Gk, Kog, KIg (Go, LPG, LPg) |
| Veetase | Pidevalt hea veevarustusega, periooditi märjad või üleujutatud | Alaliselt veega küllastunud. Suvel mitte sügavamal kui 10-30 cm (siirdesoo) | Pikk perioodiline üleujutus vooluveega, muul ajal niiske või parasniiske | Lühike perioodiline üleujutus tulvaveega, mil muld lühiajaliselt märg, muul ajal parasniiske |
| Turvas | Hästilagunenud. Soostuvas ja lodumetsas väga õhuke või õhuke, madalsoometsas tavaliselt tüse | Tavaliselt tüse, siirdesoometsades varieeruv. Oluline on turbasamblaturba esinemine. | Madalsooturvas, mis on rikastunud peentest osakestest koosneva alluviaalse settega. Tüsedus varieeruv. | Turbata või vähese turbaga, regulaarselt tulvaveega pealekantava huumuse raske fraktsiooniga. |
| Kasvukohatüüp (Paal 1997) | Madalsoometsa, lodumetsa, siirdesoometsa, angervaksa, sinihelmika, karusambla, sinika | Rabametsa, siirdesoometsa, sinika, karusambla-mustika, karusambla, madalsoometsa, sinihelmika, | Pika tarna, sõnajala, lodumetsa, angervaksa, madalsoometsa, paju, sinihelmika, karusambla-mustika | Humala, naadi, sõnajala, sinilille, kuukressi, jänese kapsa, angervaksa, sarapuu |
| Kasvukohatüüp (Lõhmus 1984) | Madalsoo, lodu, angervaksa, osja, siirdesoo, tarna, karusambla, sinika | Raba, siirdesoo, sinika, madalsoo, osja, tarna, karusambla | Madalsoo, lodu, angervaksa, sõnajala, osja, tarna | Naadi, sõnajala, sinilille, jänese kapsa, angervaksa |
| Maastik | Madalikud, tasandikud, jõelammide välimised vooluvee üleujutuseta alad, soode servametsad | Madalikud, tasandikud, soostike rabastuvad alad, mineraalmaal rabastuvad alad | Üleujutusega jõgede ümbruses lammil | Üleujutusega jõgede kaldad, endiste jõesängide kaldavallid lodumetsas, lammi välisserva kaldanõlv |
| Erijuhud maastikul | Sulglohud, astangute jalamid, allikasoometsad nõlval | Allikasoometsad nõlval, rabanõlvad | Allikaojade ja järvede äärsed alad, ranniku-lodumetsad | Endised puisrohumaad, haavikud, hall-lepikud laialehise alusmetsaga. Ojade hall-lepiku ja segametsaga kaldaribad |

| Omadus | *9080 | *91D0 | *91E0 | 91F0 |
|-----------------------|---|---|---|---|
| Üleminekulisus | Laialehised märgalametsad on *9020, soostuvad okaspuumetsad on *9010, okaspuuenamusega madal- ja siirdesoometsad on *91D0, lammi-lodumetsad on *91E0, lodukuusikud on 9050. | Sinika ja karusambla kkt on üldjuhul *9010, nagu ka osja-tarna kkt männikud ja segametsad. Osja-tarnakuusikud ja madalsoo- ning lodukuusikud on 9050, kuid liigivaesed, rabastuvad kuusega segametsad võivad olla 91D0. Paljud rikutud rabad (7120) on arenenud sekundaarseteks rabapuistuteks (91D0*). | Regulaarselt üleujutatavad alad on *91E0, vaatamata kuuse osakaalule I rindes. *9080 on veetase püsivalt kõrge või tingivad selle muutust muud tegurid (näiteks sulglohkudes kuplite vahel olevad lodud). | Püsivalt märjad lammimetsad on *91E0. Kuusikud endistel üleujutatavatel lammialadel võivad olla 9050. Keskealised kuni vanad lammihaavikud on 91F0. |

Soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080)

Soostuvad ja soo-lehtmetsad on laiamahuline elupaigatüüp, millesse kuuluvad nii soostuvad metsad, (päris)madalloometsad kui ka lodumetsad. Kõik need kasvavad tasasel maal, lauges nõgudes või nõlvade jalamil, kus põhjavesi on maapinna lähedal (Paal 2004). Seega on need metsad niisked või märjad, nendes on kujunenud turbakiht, kuid viimane on reeglina üsna õhuke (Paal 2000). Puud on sageli mätastel. Soostumise algstaadiumis valitsevad puurindes kuusk ja arukask, madalloometsades sookask ning lodumetsades sanglepp koos sookasega. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt (Paal 2004) kuuluvad siia elupaigatüüpi lehtmetsad sõnajala, sinihelmika, angervaksa, lodu, madaloo, sh allikasoo kasvukohatüübist. Statistilise metsainventuuri järgi jaguneb elupaigatüüp eri kasvukohatüüpide vahel järgnevalt: soovikumetsad 52%, madalloometsad 32%, lodumetsad 8%, rabastuvad metsad 3% jm (Liira 2009).

Esinduslikud soostuvad ja soo-lehtmetsad kasvavad kuivendamata aladel, kus ka muu inimõju puudub või on väheoluline ja peaaegu märkamatu. Väga esinduslik soovikumets on bioloogiliselt vana või erivanuseline soostunud lehtmets järjepideval metsamaal, kus esineb arvukalt metsakasvukohatüübile vastavaid tunnuselemente. Esinduslik võib olla ka keskealine kuni valmiv, metsamaale loodusliku uuendusena kasvanud puistu, mis on kujunenud metsanduslike hooldusvõtetest või pole need enam otseselt tuvastatavad ja mille veerežiim on looduslik. Elupaiga esinduslikkust suurendab haruldase või elupaigaspetsiifilise liigi oluline leiukoht.

Alljärgnevalt on toodud välja tunnuselemendid, mis on iseloomulikud esinduslikele soostuvatele ja soo-lehtmetsadele (Paal 2004, Palo 2018):

- a) aastaringselt või sesoonselt kõrge põhjaveetase, kuivenduse mõju puudub või on väheoluline;
- b) mitmekesine mikroreljeef, olenevalt kasvukohatüübist esinevad tüvemättad, kõrged tarnamättad, lodulaigud, allikaline märg pinnas, puudel suured tugijuured;
- c) esineb kasvukohatüübile (elupaigatüübile) looduslikult omane rindeline struktuur ja puistu koosseis; viljakamal pinnasel reeglina 2 rinnet või on rinded eristamatud, lehtpuude kõrval kasvab kuuski vähearvukalt (mitmes vanuses ja erinevais rindeis); toitainevaestel muldadel on metsad enam-vähem üherindelised ja lehtpuude kõrval kasvavad üksikud männid või kuused;
- d) esineb ohtralt looduslikule häiringule viitavaid elemente (üleujutuse tagajärjel surnud puud, tuuleheide jmt);
- e) rohke mitmes jämedus- ja lagunemisastmes lamapuit, puutüükad, puud eelmistest metsapõlvkondadest;
- f) lisaväärtuseks on mitmekesine (heterogeenne) kasvukeskkond: ojad, allikad, siirdesoostuvad laigud, kuivad pisikõrgendikud, rahnud vmt.

Siirdesoo- ja rabametsad (*91D0)

Elupaigatüüpi siirdesoo- ja rabametsad kuuluvad okas- või segametsad niiskel kuni märjal turbamullal, mille veetase on püsivalt kõrge. See elupaigatüüp erineb siirdesoo- ja õõtsiksoode tüübist ning rabast märgatavalt tihedama ja kõrgema puurinde poolest. Eestis kuuluvad sellesse elupaigatüüpi siirdesoo- ja rabametsad, s.o puudega kaetud siirdesood ja rabad, mille puistu liituvus on üle 0,3 ning puude keskmine kõrgus küünib üle nelja meetri. Siirdesoometsades moodustavad puurinde sookask ja mänd, rabametsas valitseb mänd. Alustaimestik on siirdesoometsas mosaiikne, turbasamblamätastel valitsevad rabataimed, mättavahedes madalsooliigid. Kuivendatud rabametsi iseloomustab eriti tugev põõsa- ja puhmarinne ja

turbasamblad asenduvad metsasammaldega. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt kuuluvad siia elupaigatüüpi siirdesoometsa ja rabametsa kasvukohatüüp (Paal 2004). SMI järgi kuulub 98% elupaigatüübist samblasoo tüübirühma (Liira 2009).

Esinduslikud siirdesoo- ja rabametsad on bioloogiliselt vanad või erivanuselised metsad, kus inimõju puudub või on väheoluline ja peaaegu märkamatu. Nooremate metsade puhul on kõrge väärtusega koristamata põlengualal looduslikult taastuvad metsad. Siirdesoo- ja rabametsa elupaigatüübile on iseloomulik, et jalalkuivanud puid, lamapuitu ja häilusid on suhteliselt vähe, lamapuit mattub kiiresti samblasse. Elupaiga esinduslikkust suurendab haruldase või elupaigaspetsiifilise liigi oluline leiukoht.

Alljärgnevalt on toodud välja tunnuselemendid, mis on iseloomulikud esinduslikule siirdesoo- ja rabametsad elupaigatüübile (Paal 2004, Palo 2018):

- a) metsad kasvavad kuivendamata toitainevaesel turbal, kus turbalasuundi paksus on üle 30 cm;
- b) kõrge vanusega või erivanuselised puistud; kõrge väärtusega on ka nooremad looduslikule häiringule (tavaliselt põleng) isevoolu taastunud metsad;
- c) esinevad loodusemetsa struktuurilemendid (jalalkuivanud puit, mitmes kõduastmes lamapuit, häilud, tüükad sh põlenud puit), kuigi enamasti vähearvukalt; suur ohtrus viitab pigem häiringule;
- d) unikaalsete elementidena võivad esineda puud eelmistest metsapõlvvedest (enamasti soostumisprotsessis turba alla mattunud mineraalmullal kasvavad puud);
- e) väärtust lisab mitmekesine kasvukeskkond: rabast vee väljavoolunõvad, õgvendamata ojad, väikesed aeglaselt soosse mattuvad mineraalmaasaared jmt.

Lammi-lodumetsad (*91E0)

Lammi-lodumetsa elupaigatüüp esineb üleujutatavatel jõe- ja ojalammidel, harvem järvekallastel, kus muld on rikastunud tulvaveesetetega. Metsa liigiline koosseis ja struktuur oleneb sellest, millises lammiosas see kasvab. Lammi-lodumetsad on kujunenud lammi madalamatel ehk kauemaks tulvavee alla jäävatel osadel. Õhema turbakihiga lammi-lodumetsade puurindes valitseb sanglepp, kohati ka saar, түsedamal turbakihil sookask. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt kuulub siia elupaigatüüpi lodumetsa kasvukohatüüp (Paal 2004). SMI järgi kuulub elupaigatüüp tervikuna salumetsade tüübirühma, kuid sealne valim on väga väike (mitteesinduslik) (Liira 2009).

Esinduslikud lammi-lodumetsad on bioloogiliselt vanad või erivanuselised segametsad ja lehtmetsad järjepideval metsamaal, kus esineb arvukalt loodusemetsa tunnuselemente ning inimõju on väheoluline ja peaaegu märkamatu. Säilinud on looduslik veerežiim. Väga esinduslikud on ka looduslikult taastunud häiringualad olenemata puistu vanusest (hukunud puistuga üleujutusosalad, tuuleheitealad jm). Elupaigatüübi esinduslikkust suurendab haruldaste või elupaigaspetsiifiliste liikide oluliste leiukohtade esinemine.

Alljärgnevalt on toodud välja tunnuselemendid, mis on iseloomulikud esinduslikule lammi-lodumetsa elupaigatüübile (Paal 2004, Palo 2018):

- a) metsad kasvavad õgvendamata veekogude kaldail (lammialadel), harvem väga ammu õgvendatud, kuid tagasi looduslikuks pöörduvate väikeste metsajõgede kaldail; oluline on üleujutusrežiimi säilimine;

- b) mitmerindeline või rinneteks eristumata puistu, kus on valdav sanglepp, sookask, haab, harva saar või künnapuu; mätastel kasvavaid üksikuid erivanuselisi kuuski on kõigis rinnetes;
- c) kõrge bioloogilise vanusega või erivanuselised metsad, kus on mitmes jämeduses ja lagunemisastmes lamapuitu ja tüükaid, kasvab eelmise metsapõlve puid;
- d) väärtuslikud on loodusliku häiringu elementidega igas vanuses puistud, näiteks erakordse üleujutuse tagajärjel hukkunud metsad või tuuleheitega häilud;
- e) esineb mitmekesine mikroreljeef: tüvemättad, kõrged tarnamättad, lodulaigud, allikaline märg pinnas, puudel suured tugijuured;
- f) lisaväärtuseks on mitmekesine kasvukeskkond: ojad, allikad, soostuvad laigud, kuivad pisikõrgendikud, sh endised jõe kaldavallid vmt.

Laialehised lammimetsad (jõgede uhtvallimetsad) (91F0)

Laialehised lammimetsad ehk uhtvallimetsad katavad jõesängidega või vanajõgedega rööbiti kulgevaid kaldavalle. Tulvavesi liigub neist üleujutuse alguses hoogsalt üle, jättes settena maha kaasatoodud ainese kõige suuremad, raskemad osad. Ümbritsevast veidi kõrgemad kaldavallid ongi kujunenud tulvavete setetest. Puurindes on iseloomulikud saar, pärn, jalakas ja künnapuu, kasvab ka tamme, kuuske ning üksikuid mände. Alusmets ja -taimestik on tihe ning lopsakas, puudel ja põõsastel väänleb humal. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt kuulub siia elupaigatüüpi humala kasvukohatüüp (Paal 2004).

Esinduslikud laialehised lammimetsad on bioloogiliselt vanad või erivanuselised sega- ja lehtmetsad, kus on säilinud looduslik veerežiim. Väga esinduslikud on ka looduslikult taastunud häiringualad. Madalama esinduslikkusega metsades võivad esineda märgid, mis viitavad ajaloolisele karjatamisele, kuivendusele või raele. Elupaigatüübi esinduslikkust suurendavad haruldaste või elupaigaspetsiifiliste liikide leiukohad.

Alljärgnevalt on toodud välja tunnuselemendid, mis on iseloomulikud esinduslikule laialehise lammimetsa elupaigatüübile (Paal 2004, Palo 2018):

- a) metsad kasvavad veekogude kaldvallidel ja on üleujutatavad kõrgema suurveega suhteliselt lühiajaliselt, oluline on sesoonselt korduv üleujutus;
- b) esineb iseloomulik mitmerindeline või rinneteks eristumata lehtpuuenamusega segamets, kus koosseisus on laialehiseid puid; kuusk võib üksikpuudena osaleda kõigis rinnetes; alusmetsas on ohtralt toomingat, künnapuud, pärna, kohati humalat;
- c) kõrge vanusega või erivanuselised metsad, kus on rohkelt mitmes jämeduses ja lagunemisastmes lamapuitu ja tüükaid, puid eelmisest metsapõlvest;
- d) loodusliku häiringu tunnustega metsad olenemata vanusest (üleujutuse tagajärjel hukkunud puud, kopra elupaik, tuulemurd);
- e) mitmekesine kasvukeskkond: ojad, allikad, soostuvad laigud, astangud, rahnud vmt.

3.3. KÕDUSOOMETSAD

V. Masingu (1992) järgi on kõdusoometsad metsanduslik tüübirühm, mis on tekkinud lage- ja puissoode või soometsade pikaajalise tugeva kuivendamise tagajärjel ning mis sarnanevad metsakoosluse välisilmelt ja liigilise koosseisu poolest arumetsadega. Lõhmus (2004) eristab kaht kõdusoometsa kasvukohatüüpi – mustika-kõdusoo, mis on kujunenud kuivendamise tagajärjel siirdesoo- või rabaturbal ja jänese kapsa-kõdusoo mitmesuguse түsedusega madalsoo-

ja siirdesoomullal. Lisaks tüüpilistele kõdusoometsadele esineb ohtralt nõrga kuivendusemõjuga metsaelupaiku, millel on potentsiaal taaskujuneda soometsaks.

Kuivendamise mõju on tugevam kraavide läheduses. Näiteks Tellissaare rabakraavide kuivendav mõju oli männi juurdekasvude põhjal märgatav kuni 190 meetri kauguseni kraavidest (Läänelaid jt 2014). Peamised kõdusoometsa tunnused on tugevasti mineraliseerunud turba ülemine horisont, turba kokkuvajumisest alanenud soopind; suvise kuiva perioodi väga sügav põhjaveetase (u 80 cm) (Lõhmus 2004; Ilomets jt 2022); paranenud puude kasv (tihedam ja kõrgem puistu), kuuse kõrge osakaal rinnetes, alustaimestikust sootaimede kadumine ja asendumine arumetsa liikidega.

Vanad raiemõjuta kõdusoometsad on inventeerimisel liigitatud vana loodusmetsa (9010*) või rohunditerikka kuusiku (9050) elupaigatüüpidesse. Väärtuslikuks peetakse seal kuivendamise mõjul kujunenud (arumetsadele omaseid) loodusväärtusi, nagu jämedad puud, kõdupuidu rohkus, mis on elupaigaks mitmetele sh haruldastele liikidele, kes aga ei kuulu soo ja soometsa liikide hulka. See põhjustab kohati looduskaitselisi konflikte. Kõdusoometsad, eriti vanade ja suurte puude ning jämeda lamapuiduga, on väärtuslikud metsaelupaigad, mis on koduks paljudele liikidele. Vanade metsadega seotud liikide elupaigad on suures osas hävinud intensiivse metsamajanduse tõttu. Kaitstavatel aladel olevatel nõrgema kuivendusemõjuga ja noorematel kõdusoometsadel on potentsiaal taaskujuneda veerežiimi taastamise järel soometsadeks, mis aitaks peatada turba mineraliseerumise.

Teatud asjaoludel (paiknemine kaitseala serval seda väljastpoolt piirava kraavi läheduses jms), on kõdusoometsa taastamine soometsaks olla mitte asjakohane või võimatu. Sellistel juhtudel tuleb leppida turba kaoga (ca 1 cm paksune kiht aastas (Pikk & Seemen 2000)) ja need alad määratleda kujunevateks arumetsadeks ning leida uusi alasid soometsade taastamiseks muudes piirkondades.

3.4. ÜLDPINDALA JA LEVIK

2020. aasta SMI⁸ esialgetel andmetel oli Eestis metsamaa pindala 2 324 900 ha ja märgade metsade kogupindala 941 600 ha (tabel 2). Sellest 358 400 ha ehk 38% moodustavad kõdusoometsad ja ligikaudu 17% ehk 155 800 ha kuivendamata soometsad (lodu, madalsoo, siirdesoo, raba kkt). Ülejäänud 45% hõlmavad mitmesugused sooviku- ja rabastuvad metsad, mille pindalast umbes pool (Asi 2021 järgi) on kuivendussüsteemidega.

Ulatuslike soo- ja metsakuivendussüsteemide rajamine algas Eestis alles 20. sajandi teisel poolel. Varasema käitsi toimunud turbalõikuse mõju oli väike ja elupaigad on sellest suure osas looduslikult taastumas. Siiski leidub hulgaliselt sajandivanuseid kraave, mis toimivad siiani ning mille naabruses soometsad ei taastu. Ajalooliselt kauem oli soometsi kasutatud looduslike karja- ja heinamaadena, sh puisrohumaadena. Kuigi see mõjutas metsaelustikku, ei kahjustanud käitsi kaevatud madalad kraavid soomaastike veerežiimi nii ulatuslikult, kui nõukogude perioodil toimunud metsakuivendus.

Soode tegevuskava aastateks 2016–2023⁹ hindab tusedal turbal (turbakiht üle 1 m) kasvavate soometsade pindalaks 85 000 ha, millest kuni 2/3 on kuivendusest mõjutatud. Väljaspool kaitsealasid läbiviidud soometsade inventuur (2009) tuvastas eelvalikus olnud 72 000 ha soometsade kohta vaid umbes 7000 ha enam-vähem säilinud veerežiimiga soometsi, kaitsevääriks osutus ekspertide hinnangul 2562 ha.

Tabel 2. SMI andmed märgade metsade kasvukohatüüpide pindalalise jagunemise kohta seisuga 2020 a.

| Metsakasvukohatüüp | | | Kokku | | |
|-------------------------------------|-----|----------------------|--------------|-------------|-------------------|
| Metsatüüp | KKT | Nimetus | Pindala | | suhteline viga ±% |
| | | | tuhat ha | % | |
| Soovikumetsad | AN | Angervaksa | 261,7 | 11,3 | 4,5 |
| | OS | Osja | 6,4 | 0,3 | 29,9 |
| | TA | Tarna-angervaksa | 121,2 | 5,2 | 6,8 |
| | TR | Tarna | 26,0 | 1,1 | 15,0 |
| | | Kokku | 415,4 | 17,9 | 3,4 |
| Rabastuvad metsad | KR | Karusambla | 6,1 | 0,3 | 30,6 |
| | SN | Sinika | 5,9 | 0,3 | 31,0 |
| | | Kokku | 12,0 | 0,5 | 22,0 |
| Kõdusoometsad | JO | Jänese kapsa-kõdusoo | 166,4 | 7,2 | 5,8 |
| | MO | Mustika-kõdusoo | 191,9 | 8,3 | 5,4 |
| | | Kokku | 358,4 | 15,4 | 3,8 |
| Soometsad | LD | Lodu | 17,4 | 0,7 | 18,4 |
| | MD | Madalsoo | 20,0 | 0,9 | 17,1 |
| | RB | Raba | 55,1 | 2,4 | 10,3 |
| | SS | Siirdesoo | 63,2 | 2,7 | 9,6 |
| | | Kokku | 155,8 | 6,7 | 6,0 |
| Kokku soostunud ja soometsad | | | 941,6 | 40,5 | |

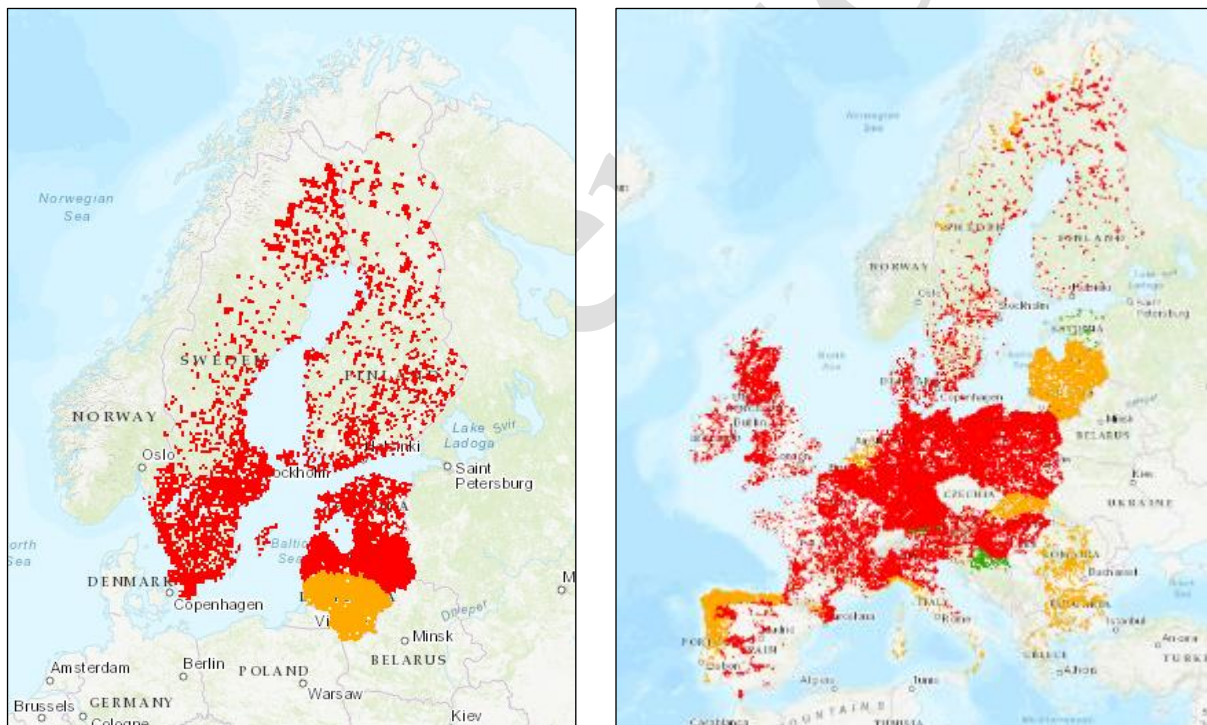
⁸ <https://keskkonnaagentuur.ee/media/916/download>

⁹ <https://envir.ee/elusloodus-looduskaitse/looduskaitse/elupaigatuupide-tegevuskavad>

Eestis praegu teadaolevate LD märgade metsade elupaigatüüpide levikut on keeruline võrrelda naabermaadega, sest eristamiskriteeriumid on riigiti võrdlemisi erinevad. Samal põhjusel võivad erineda elupaigatüüpide seisundihinnangud. Eristamiskriteeriumitest tulenevaid levikukatkestusi illustreerivad viimase LD seireraporti¹⁰ metsaelupaigatüüpide levikukaardid (joonis 1)

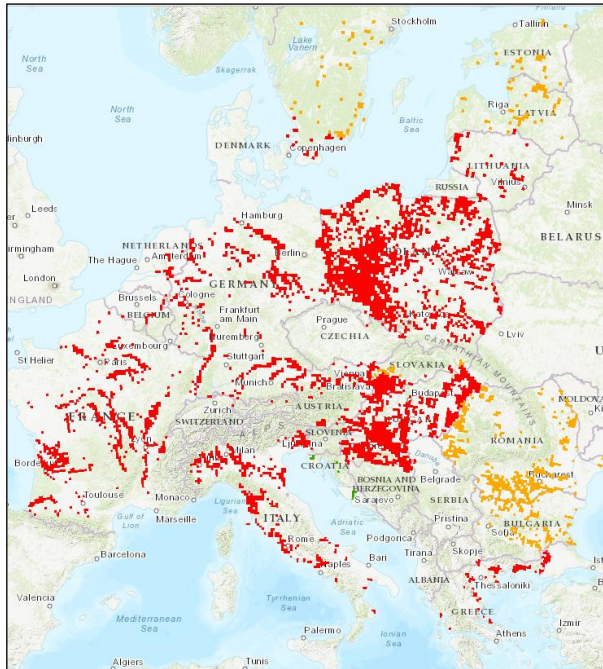
Joonisel 2 on elupaigatüüpide *91D0 (siirdesoo- ja rabametsad) ning 91F0 (laialehised lammimetsad) levikupilt ning seisundi hinnang. Lätis kuulub osa meil vanade loodumetsadena käsitletavatest toitainevaestest okasmetsadest elupaigatüüpi *91D0. Rabarinnakutel ja rabalaamade koosseisus olevad okasmetsad inventeeritakse Lätis elupaigatüüpi rabad (*7110). Läti ja Eesti lammimetsatüüpide eristuskriteeriumid on mõneti erinevad. Allikate ümbruses kasvavad allikaveemõjutusega soo- ja soostunud metsad võetakse Lätis arvele allikate elupaigatüübina.

Eestis võib osa ajaloolise kuivendusemõjuga märgi metsi (kõdusoo kasvukohatüüp) kuuluda vanade loodumetsade (*9010) või rohundirikaste kuusikute (9050) elupaigatüüpi ning nad ei kajastu märgade metsaelupaigatüüpide levikupildis.



Joonis 1. Metsaelupaigatüüpide *9080 (soostuvad ja soo-lehtmetsad, vasakpoolne kaart) ja *91E0 (lammi-lodumetsad, parempoolne kaart) levik ning seisund Euroopas. Seisundi hinnangud: roheline – soodne, kollane – ebapiisav, punane – halb.

¹⁰ <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>



Joonis 2. Metsaelupaigatüüpide *91D0 (siirdesoo- ja rabametsad, vasakpoolne kaart) ning 91F0 (laialehised lammimetsad, parempoolne kaart) levikupilt. Seisundi hinnangud: roheline – soodne, kollane – ebapiisav, punane – halb.

3.5. KAITSESTAATUS

EELISes oli 2022. a. detsembri seisuga Natura 2000 märgade metsade elupaigatüüpide pindala kokku 118 000 ha. Märjad metsaelupaigatüübid paiknevad valdavalt riigimaal (tabel 3).

Tabel 3. Märjade LD metsaelupaigatüüpide jagunemine maa omandivormi järgi (EELIS, detsember 2022).

| Maa omandivorm | *9080 | | *91D0 | | *91E0 | | 91F0 | |
|----------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| | Pindala (ha) | Osakaal (%) | Pindala (ha) | Osakaal (%) | Pindala (ha) | Osakaal (%) | Pindala (ha) | Osakaal (%) |
| Eramaa | 12464 | 25 | 6046 | 10 | 267 | 7 | 114 | 16 |
| Riigimaa | 37550 | 75 | 57303 | 90 | 3877 | 93 | 592 | 82 |
| Muu maa | 229 | <0 | 142 | <0 | 13 | <0 | 11 | 2 |
| Kokku | 50243 | | 63491 | | 4157 | | 717 | |

Kaitsekategooriate arvestuses (tabel 4) on pool või enam metsaelupaigatüüpide inventeeritud pindalast range kaitse all. Väike osa märgi metsi on kaitse all metsa vääriselupaikadena. Soostuvate ja soo-lehtmetsade (*9080) teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on kaitse all 59%. Siirdesoo- ja rabametsade (*91D0) teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on range kaitse all 65%. Laialehiste lammimetsade (91F0) teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on range kaitse all 82%. Kõige rohkem on range kaitse all lammi-lodumetsi (*91E0), mille teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on range kaitse all 86%. Teadaolevast märgade metsaelupaigatüüpide pindalast on range kaitse all 63%. Suur osa märgade metsade elupaigatüüpidest asub olemasolevate kaitsealade piiranguvööndis. Kui võtta arvesse olemasolevaid ja planeeritavaid

(projekteeritavaid) sihtkaitsevööndeid, siis on range kaitse all 82% soostuvate ja soolehtmetsade elupaigatüübist, 79% siirdesoo- ja rabametsa elupaigatüübist, 93% lammi- lodumetsad elupaigatüübist ja 94% laialehiste lammimetsade elupaigatüübist.

Tabel 4. Märgade LD metsaelupaigatüüpide pindalade jagunemine eri tüüpi kaitsealade ja eri rangusega kaitsevööndite lõikes hektarites. Hoiualade pindalast on välja arvatud püsielupaikade pindala, mis on märgitud eraldi reana (EELIS, detsember 2022).

| Kaitseala/vöönd | Metsaelupaigatüüp | | | |
|---|-------------------|--------------|-------------|------------|
| | *9080 | *91D0 | *91E0 | 91F0 |
| Kaitsealad | 37750 | 44914 | 3813 | 668 |
| <i>sh kaitsealade sihtkaitsevöönd ja reservaat</i> | <i>28903</i> | <i>39176</i> | <i>3547</i> | <i>586</i> |
| Hoiuala | 3756 | 2567 | 25 | 4 |
| Püsielupaik | 1421 | 3406 | 8 | 1 |
| <i>sh püsielupaiga sihtkaitsevöönd</i> | <i>960</i> | <i>2202</i> | <i>8</i> | <i>1</i> |
| Vääriselupaik (leping või riigimaa) | 302 | 163 | 8 | 11 |
| Sihtkaitsevöönd ja reservaat kokku* | 29835 | 41285 | 3555 | 587 |
| Projekteeritav sihtkaitsevöönd | 11568 | 8615 | 292 | 90 |
| Elupaigatüübi pindala kokku | 50243 | 63491 | 4157 | 717 |
| Elupaigatüübi osa sihtkaitsevööndis (nn range kaitse) | 59% | 65% | 86% | 82% |
| Elupaigatüübi osa, mis asub sihtkaitsevööndis ja projekteeritavas sihtkaitsevööndis | 82% | 79% | 93% | 94% |

*) Kuna kaitsealade ja püsielupaikade sihtkaitsevööndite osas on ühtivusi, siis sihtkaitsevööndis olevate metsaelupaigatüüpide pindala ei ole eelnevalt toodud sihtkaitsevööndite lahtrites olevate pindalade summa. Soovikumetsade osas on kattuvus 28 ha ja siirdesoometsade osas 93 ha.

Erinevate seireprojektide andmete põhjal on aga selgunud, et inventeerimisandmete täpsus jätab soovida. Väljaspool kaitsealasid on suur osa metsaelupaigatüübina määratletud aladest kas hävinud või raiete tõttu hävimas (Leivits 2019). Kõikide Eesti märgade metsade pindalast (märgade metsade kasvukohatüübid koos kõdusoometsadega) on metsaelupaigatüüpina inventeeritud ja EELISesse kantud 14,4%. Kui kõdusoometsad välja arvata, hõlmavad Eestis teadaolevad metsaelupaigatüübid 23,2% märgade metsade üldpindalast, range kaitse all (reservaadid, sihtkaitsevööndid) on märgsde metsade kasvukohatüüpidest 13,2%.

Märgade metsaelupaigatüüpide soodsa seisundi säilitamine või saavutamine on tagatud sihtkaitsevööndites ja reservaatides. Range kaitse all (reservaat, sihtkaitsevöönd, püsielupaiga sihtkaitsevöönd) olevate märgade metsade pindalast ülevaate saamiseks kasutati lisaandmetena Asko Lõhmuse 500 000 juhupunkti andmeid (tabel 5). Metsa kasvukohatüübid jagati kahte rühma (aluseks võeti SMI andmed peapuuliikidest kasvukohatüüpides): valdavalt lehtmetsad (AN, LD, MD, OS, TA, TR SJ) või okasmetsad (KM, KR, RB, SS, SN, JO, MO).

Takseerandmeteta lehtmetsad moodustasid punktidest 19% ja okasmetsad 11%. Need punktid lisati rühmadele vastavalt mullatüübile: lehtmetsad mullatähistega A, M, G, Go ja okasmetsad LG, LkG, S, R. Takseerandmeteta metsade vanuseline jaotus võrdsustati põhipunktidega.

Juhupunktide analüüsi põhjal selgus, et range kaitsega aladel on märgade metsade kasvukohatüüpide võimalik pindala ligikaudu kaks korda suurem kui on inventeeritud metsaelupaigatüüpe – inventeeritud metsaelupaigatüübid moodustavad 58% analüüsiga leitud võimalike märgade metsaelupaigatüüpide pindalast. Range kaitsega aladel on märgade metsade üldpindalast inventeeritud LD metsaelupaigatüübiks 47%. Kasvukohatüübi järgi on range kaitse all olevate alade märgadest metsadest umbes 19% kõdusoometsad, millest omakorda umbes pool on nooremad kui 100 aastat. Kui paljud neist on määratud metsaelupaigaks, ei ole analüüsitud.

Tabel 5. Rangelt kaitstavate alade (reservaat, sihtkaitsevöönd, püsielupaiga sihtkaitsevöönd) märgade leht- ja okasmetsade pindala võrdlus EELISE andmebaasi kantud vastavate metsaelupaigatüüpide pindalaga (üle-eestiline juhupunkti-andmestik 500 000 punkti).

| Metsatüüp | Pindala juhupunkti-andmestiku järgi (ha) | Pindala EELISE andmebaasis (ha) | Valikukriteerium EELIS-e andmebaasis | Metsaelupaigatüübi osakaal juhupunktide põhjal arvutatud metsatüübi pindalast (%) |
|--------------------------|--|--|---|---|
| Märjad lehtpuumetsad | 79621 | 33790 | *9080,*91E0,91F0 kokku range kaitsega aladel | kuni 42% |
| Märjad okaspuumetsad | 53194 | 43193 | *91D0 range kaitsega aladel | kuni 81% |
| Kõdusoometsad | 30322 | umbes 19% märgadest metsadest on kõdusoometsad, osa neist on inventeeritud mingiks metsaelupaigatüübiks. | | |
| Kõik märjad metsad kokku | 163137 | 76983 | kõik märjad metsaelupaigatüübid range kaitsega aladel | umbes 47% range kaitse all olevatest märgade metsade üldpindalast vastab metsaelupaigatüübile |

Range kaitsega aladel on ligikaudu 19% märgi metsi kõdusoostunud, kuivendusest on mõjutatud veel 20-30% (muul metsamaastikul kuni 50%, tuginedes Asi 2021 hinnangutele). Kuivendusemõjuta metsi olenemata vanusest tuleks kaitsta edasise võimaliku kuivenduse eest kõikidel kaitsealadel. Kus võimalik, tuleb märgade metsade loodusliku arengu tagamiseks taastada nende looduslik veerežiim.

3.6. MÕJU SÜSINIKUBILANSILE

Märgade metsaelupaigatüüpide säilimine on väga oluline kliimaregulatsiooni seisukohalt ehk mullasüsinikuvaru ja maapealsesse biomassi seotud süsiniku varu osas. Ökosüsteemide hüvesid kaardistava ja hindava ELME¹¹ projekti käigus koostatud süsinikuvaru kaardikihtide alusel on inventeeritud märgade metsade erinevate koosluste hinnanguline summaarne mulla süsinikuvaru 185,9 mln tonni. Looduse hüvede väärtuse hinnastamisel kasutatava süsinikukaubanduse süsteemi (ETS – Emissions Trading System) hetkehinda (04.04.23

¹¹ https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elme-ost-baastasemed_l6pparuanne_14-06-21.pdf

96 eurot/t) arvestades on see üle 17 miljardi euro. Soomuldadel olevad kooslused on pikaajalised süsiniku sidujad.

Tallinna ülikooli LIFE projekti käigus läbi viidud uuringute kohaselt on turbasambla-siirdesoometsades kolmeaastase perioodi keskmine kasvuhoonegaaside (KHG) aastane emissioon -3,8 t CO₂-eq hektari kohta ja sookase domineerimisega madal soo lehtmetsades -1,1 CO₂-eq hektari kohta (Jarašius jt 2022, Ilomets jt 2022). Samas oli kuuse-kase-männi kõdusoometsas (kolme vegetatsiooniperioodi keskmine veetase -30 cm) KHG emissioon 24,1 t CO₂-eq hektari kohta aastas.

Kahjuks võib leida üksikuid Eestis soometsade (Uri et al. 2017, Mander et al. 2018), nii looduslähedases seisus kui kuivendatute, süsinikubilansi teadusuuringute tulemusi, eriti arvestades soometsade mitmekesisust ja osatähtsust metsade levikus. Seepärast saame soometsade puhul hinnata süsiniku bilansi vaid kaudseist algandmeist lähtudes.

Kahjuks võib leida vaid üksikuid Eestis looduslähedases seisus või kuivendatud soometsade süsinikubilansi uurimustulemusi (Uri 2017, Mander 2018) tingimuste, kus veetase on kuivendamise käigus (just vegetatsiooniperioodil) viidud oluliselt sügavamale kui 40 cm. Eesti kliimaatiliste tingimuste mõningaste erinevuste (eriti temperatuur) tõttu võrreldes Soomega, pole asjakohane kasutada meie põhjanaabrite poolt saadud KHG bilansi väärtusi.

Ilomets (2005) andmeil võib madal soo puu- ja puu-pilliroo turba (vastavalt madal soo segamets ja kasega metsastuv roostik) pikaajaline aastane turba akumulatsioon olla keskmiselt ca 1 t/ha, puu-tarnaturbal (vastab madal soo kaasikule) isegi 1,5 t/ha, puidu domineerimisega rabaturbais (vastab rabamännikuile) ca 1,2 t/ha. Ligikaudu 50% turba kuivainest moodustab süsinik. Nii võib pikaajaline KHG aasta keskmine sidumine madal soometsades olla 1,7 kuni 2,7 t, rabametsades ca 2 t CO₂ hektari kohta.

2023. aasta jaanuari seisuga on teada madal soomuldadel märgi metsaelupaigatüüpe 17 645 ha ja siirdesoomuldadel 37 228 ha. Kui konservatiivseks süsiniku sidumise väärtuseks võtta 2 t CO₂ ehk 0,55 t C hektari kohta aastas, siis kokku võivad need ligi 55 000 ha madal soo- ja siirdesoometsi aastas siduda üle 30 000 t C ehk 110 000 t CO₂ aastas (eeldusel, et alad on looduslikus seisundis). Vanades madal soo ja siirdesoo metsades on puidus seotava süsiniku bilanss nullilähedane.

Pikk ja Seemen (2000) näitavad, et savikal substraadil õhukese (40-50 cm) turbaga kuivendatud sanglepa ja sookase madal soodes on 45 aasta keskmine aastane turbakadu ca 0,8 cm/a, siirdesoodes aga 0,6 cm/a. Paremate filtratsioonitingimuste korral võib vastav väärtus ulatuda 1,3 cm aastas. Kõlli et al. (2009) hindasid Eesti turvasmuldade (soode pindmine kuni 50 cm paksune ökoloogiliselt aktiivne kiht ehk solum) orgaanilise süsiniku (OC) varu. Erinevus rabade ja madal soode vahel on ligikaudu 2,4 korda. Kasutame siin keskmist konservatiivset väärtust 250 Mg/ha orgaanilist süsinikku (OC) ehk 250 t OC/ha. Turbakao 0,8 cm/a (Pikk, Seemen 2000) korral häviks 50 cm paksune turvasmulla kiht ligikaudu 60 aastaga. Järelikult haihtub igal aastal õhku 250 t OC/ha : 60 aastaga, on ~ 4 t OC/ha aastas, ehk 15 t CO₂/ha aastas. See väärtus võib tegelikult olla väiksem, kuid kindlasti ületab Alm et al. (2023) poolt esitatud 1,5 t CO₂/ha/a.

Soomes, kus kuivendatud soometsad hõlmavad ligi poole soodest, on ka soometsades veetaseme tõstmise ja KHG seose uurimine olnud tähelepanu keskmes juba mitukümmend aastat. Tulemused, eriti varasemad, on olnud tihti vastukäivad. Ühes viimases analüüsis

(Ojanen & Minkkinen 2020) järel dati, et tõstes veetaset kuivendatud soometsades vaid 10 cm võrra võrreldes kuivendusega saavutatud tasemest kõrgemale (-30 sentimeetri tasemele) (Sarkkola et al. 2012 järgi on Soome kuivendatud soometsade vegetatsiooniperioodi tavapärase veetase kuivendatud soometsades -40 cm), väheneb CO₂ aastane emissioon ca 0,5 t/ha ilma, et suureneks metaani emissioon. Eestis on teadaolevalt kõdusoometsadesse kaevatud kraavid vähemalt 1 meetri sügavusel millega veetase (just vegetatsiooniperioodil) on viidud oluliselt sügavamale kui 40 cm, samuti kliimaatiliste tingimuste mõningate erinevuste (eriti temperatuur) tõttu pole asjakohane kasutada meie põhjanaabrite poolt saadud KHG bilansi väärtusi.

Seega on looduslikus seisundis märke metsaelupaigatüübid olulised süsiniku sidujad ja nende säilitamine (ja seisundi paranemine) väga oluline olukorras, kus riigil on kohustus hakata kasvuhoonegaaside emissioone oluliselt vähendama ja süsiniku sidumist suurendama.

Tööversioon

4. MÄRGADE METSADE UURINGUD JA SEIRE

4.1. TEADUSUURINGUD

Eestis ja mujal Euroopas on rohkelt avaldatud märgade metsadega seotud teadusuuringuid, millest siinkohal on välja toodud vaid olulisemad. Kõige olulisem märgi metsi mõjutav tegur on kuivendus. Kuivenduse mõjud elupaigatüüpidele ja elustikule avalduvad tihti kaudselt (Lõhmus jt 2015). Osades kuivendusest mõjutatud elupaigatüüpides ei ole algse veerežiimi taastamine võimalik ja see seab piirid taastamistevõime efektiivsusele.

Soode ja soometsade arengut mõjutab laialdaselt ka soojenev kliima. Ilmunud on ohtralt artikleid, kus prognoositakse turba lagunemise kiirenemist. Võtmeküsimuseks kujunevad sademete aastaajaline dünaamika ning vee kinnihoidmine sooökosüsteemides, et kompenseerida suurenevat aurustumist senisest lühema talve tingimustes. Kuigi need mõjud on suuremad Kesk-Euroopas (Steinacker jt 2019), osutavad ka Eesti uuringud sootaimestiku ja süsinikusidumisvõime (Küttim jt 2017; Jarašius jt 2022) võimalikele muutustele.

Varem keskendusid metsanduslikud uurimused kuivendusjärgse veerežiimi püsivusele, muutustele puistu koosseisus ja puistu tagavaras. Viimasel ajal tehakse kogu Euroopas väga palju uurimusi veerežiimi taastamise mõjust hüdroloogiale, taimestiku arengule ja turbamaade veetasemete seosest taimestiku ja kasvuhoonegaaside emissiooniga (Cowenberg jt 2011; Creevy jt 2020).

Eestis on elustiku-uuringutes leitud, et metsakuivendus vähendab oluliselt kahepaiksete elu- ja sigimispaikade hulka ja kvaliteeti (Suislepp jt 2011). Ka väikeveekogudega seotud elustiku jaoks halvendab kuivendus elupaikade kvaliteeti, kuid samas loob juurde ka uusi elupaiku (Remm jt 2015). Kuivendatud siirdesoods teatud taastamistööd (raie ja kraavide sulgemine) parandasid oluliselt raba- ja rohukonnade (suunisliigid) elutingimusi (Soomets 2020). Mitmed uuringud näitavad võimalusi, kuidas kraavivõrgustikku kahepaiksetele ja veeselgrootutele sobivamaks muuta (Remm jt 2018, Vaikre jt 2018).

Elustikugruppide võrdluses näitab Remm jt (2013), et pikka aega kestnud lodumetsade kuivendamine mõjub sammaldele ja samblikele negatiivselt, eriti koosmõjus raietega. Järjepidevates kõdusoometsades mõjub negatiivselt nii vähenenud niiskus kui ka alusmetsa tihenemisest tingitud valgusepuudus. Märjad kuivendamata ning raiumata metsad on ka mitmete punase nimestiku tarna- ja kõrreliseliiikidele ainsaks sobivaks elupaigaks. Eestis on uuritud ka kuivenduse mõju siirdesoometsade taimestikule (Paal jt 2016) ning kõdusoometsade taimestiku mitmekesisust (Paal ja Jürjendal 2020).

Eestis on koostatud Euroopa Komisjoni LIFE-Nature programmi projekti “Prioriteetsete metsaelupaigatüüpide kaitse Eestis” raames käsiraamat “Metsade looduslikkuse taastamine” (Jõgiste jt 2008). Vastavas käsiraamatus kirjeldatakse muuhulgas taastamisvõtete kirjeldusi taastamisvõtete ja metsatüübirühmade kaupa ning pakutakse välja meetodika taastamisvajaduse hindamiseks ja taastamise kavandamiseks. Ühtlasi kajastab käsiraamat seiremeetodikat tegevuste hindamiseks.

Märgade metsaelupaigatüüpide oluliseks kaitseväärtuseks on linnudirektiivi lisades nimetatud linnuliigid, kelle asurkonnast oluline osa elab märgades metsades (nt metsis, öösorr, valgeseelg-kirjurähn, sabatihane; Angelstam jt 2004; Lõhmus jt 2017).

Oluline metsaelustikuga seotud probleem on surnud puudega seostuvate substraatide vähesus. Eesti lodu-põlismetsades peaks surnud puitu olema rohkem (Lõhmus ja Kraut 2010), kui on seirega registreeritud (Liira 2020). Osa muutustest, nt kuivendusjärgselt võib surnud puidu kogus suurenda (Punttila jt 2016), on vastavale elustikule positiivsed, kuid järgneva majandamise (raiete) tõttu võib see mõju olla ajutine (Lõhmus ja Kraut 2010). Majandusmõju lakkamisel taastuvad eri liigirühmad ja elupaigatüübid väga erineva kiirusega (Punttila jt 2016). Tugeva kuivendusega (sh kõdusoostunud) siirdesoometsade taastamise võimalusi on alates 2013. aastast uuritud Soomaale rajatud katsesüsteemis. Senised uuringud näitavad, et nii tugevasti muudetud süsteemis on taastumine ebahütlane ja vähemalt esimesel 10 aastal ebaselge tervikperspektiiviga (Runnel jt 2023), kuigi mõnede sooliikidele sobivate tingimuste teket võib märgata (Soomets jt 2023; Vaikre jt 2024). Tulemustest järeldub, et tähtis on hoida Eestis 91D0 (ka teiste soometsade) veerežiimi täiendavalt halvenemast ning vältida selliste metsade puhul ka hetkel kesises seisundis, kuid taastumis- ja kaitsepotsiaaliga puistute majandamist.

4.2. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDEGA SEOTUD TEADUSUURINGUD

Euroopas ja Eestis on avaldatud veel üsna vähe uuringuid LD märgade metsaelupaigatüüpide kohta.

Kaaludes puistu struktuurielementide panust elupaiga esinduslikkuse hinnangu kujunemisse, näidati, et *9080 ja *91D0, samuti *9010 rabastunud metsade puhul on struktuurielementide esinemise/ohtruse ja elupaiga hinnangulise esinduslikkusklassi vaheline seos ebaselge. Üks probleem võib seejuures olla ajaloolise kuivenduse mõju, mis suurendab jämeda lamapuidu ning tüügaste esinemise tõenäosust ja arvukust, samas kui muutunud veerežiimi jmt tunnuste põhjal hindab ekspert elupaiga esinduslikkust pigem madalalt (Palo jt 2011). Kuivenduse ja raie mõjusid peegeldab ka looduslikest metsadest erinev puuliikide vanus ja osakaal rinnetes. Näiteks tuvastati seireperioodil 2010–2012 *91D0 elupaigatüübis mändide keskmiseks vanuseks vaid 101a (± 11 a), mille põhjuseks on metsastunud puissoode rohkus valimis (ptk 3).

Samuti olid *9080 ja *91E0 metsad valdavalt kaasikud, kus alumistesse rinnetesse oli kuivenduse mõju näitajana lisandunud kuuske. Põlistes metsades peaks esinema rohkem sangleppa ning saart, kuusk ei tohiks alumistes rinnetes olla valdav. Enamik 91F0 tüüpi kuuluvatest metsadest olid samuti kaasikud ja haavikud, kuid kuuse kõrval oli alumistes rinnetes laialehiste puuliikide esinemissagedus suhteliselt hea, need metsad kujunesid valdavalt endistele (puis)rohumaadele ja -karjamaadele (Palo & Gimbutas 2013).

Eesti märgade metsaelupaigatüüpide maakasutust viimasel sajandil on uuritud ajalooliste kaartide põhjal. Selgus, et metsaelupaigatüüpide esinemisalad olid ajalooliselt jagatud erinevate maaomanike vahel: enam us elupaigatüübist *91D0 paiknes ajaloolisel riigimaal, *91E0 oli nii riigi- kui eramaal enam-vähem võrdselt. *9080 ja 91F0 alad olid valdavalt eramaadel (sh mõisamaad), mistõttu tänased metsaelupaigad olid umbes pooltel juhtudel kasutusel heina- või karjamaana (võis olla hõre puissoosus). *9080 metsaalade raiet hoogustas 20. saj esimesel poolel teisaldatavate raudteede kasutuselevõtt. Juhul, kui metsaelupaigatüüp oli mõnel kaardil kujutatud metsata (raie või põllumajanduslik kasutamine) ja eriti, kui läheduses esines kuivendust, on tänapäeval valdavalt tegu madala esinduslikkusega elupaigaga ehk sekundaarse soometsaga. Enamik selliseid alasid ei kvalifitseerugi LD elupaigatüübiks (Palo ja Gimbutas 2014). Samasugusele järeldusele jõuti Otepää testalade põhjal (Kukumägi 2020).

Kaardianalüüsi põhjal lisandus Ida-Virumaal 20. saj jooksul kraave 60%-le *9080 ja 40%-le *91D0 aladele. Nõukogudeaegse intensiivse metsakuivenduse alad reeglina ei olegi metsaelupaigatüübina määratletud, sest neid on enne või pärast kuivendust raiutud ja praegu on need elupaigatüübiks liiga noored või hooldatud puistud (Palo jt 2007; Palo 2010, 2018).

Metsaelupaigatüüpide seirealade põhjal ajaloolist kuivendust ja nende esinduslikkust seostav uuring näitas, et esinduslikeks (A, B) soometsadeks hinnatud seirealadest vaid 25–40%-l ei esine 300 m raadiuses ühtki kraavi. Ajaloolistel kaartidel oli neist metsamaana kujutatud >65% aladest. Soo-lehtmetsad asusid 80–90%-l juhtudest metsamaal, rabametsade puhul esineb kaardilegendis rohkem ebajärjekindlust (harvikud, niidud jne). Seirel ülekontrollitud ja elupaigatüüpideks mitteosutunud seirealad olid 93% juhtudel ka ajalooliste kaartide põhjal kuivendusemõjuga (Palo 2018a).

Veel on märgade elupaigatüüpidega seoses Eestis hiljuti uuritud: 1) meetodeid, kuidas leevendada piirdekraavide mõju piirnevatele LD elupaigatüüpidele (Jakobson 2015); 2) rajatava Rail Balticu raudteetrassi eeldatavat maastikukatkestuse mõju loodusväärtustele (sh Natura 2000 aladele; Karus 2017); 3) osana üleeuroopalisest uuringust, elustiku kohastumist teatud elupaigatüüpides (sh *9080) varasema võsametsana (madalmetsana) majandamisega ning arutletud selle looduskaitseliste järelduste üle (Mairota jt 2016). Samuti leiti LD metsaelupaigatüüpide LIDAR-põhise kaugseire katsetusel, et vähemalt *91D0 puhul saab esimese rinde katvuse muutust usaldusväärselt lokaliseerida, mis võimaldab keskenduda metsakao põhjustele ja arvutada muutuste pindala (Palo ja Remm 2019).

4.3. UURIMISPROJEKTID JA INVENTUURID

Üle-eestisel metsa kasvukohatüüpide arvestused tuginevad statistilisele metsakorraldusele (jaotis 3.4) ja metsa takseerandmebaasile. LD elupaigatüüpide, sh teadaolevate märgade metsade elupaigatüüpide levikuandmed on kantud Eesti looduse infosüsteemi - EELIS. Andmebaas põhineb Natura 2000 võrgustiku inventuuriandmetest loodud kaardikihil, mida täiendatakse pidevalt. Selle andmekihi põhjal tehtavat seiret ja analüüsi kasutatakse Euroopa Komisjonile esitatavas LD seirearuandluses.

Programmi „Kaitstavate liikide ja elupaigatüüpide inventuurid ja andmehõive“ (Keskkonnaamet 2015–2023) vältel inventeeritakse täiendavalt kaitstavaid liike ja elupaigatüüpe, ajakohastatakse nende levikuandmeid andmebaasis ja prognoositakse registreerimata leiukohti. Lisaks arendatakse infosüsteemi.

Teised olulisemad projektid

- 2009. aastal inventeeriti projekti „Eesti turba-alade looduskaitseline inventeerimine (I etapp)“ (TLÜ), käigus soometsi ja leiti, et väljaspool kaitsealasid asuvatest eelvalikuna kaardistatud 2300 soometsa-alast (73 000 ha) olid looduslähedases seisundis ehk kaitseväärtusega 40, kogu pindalaga ligi 1880 ha (Soometsade inventuur, 2010).
- ERFi rahastusega looduskaitse rakendusuringute programmis LOORA (2012–2015) analüüsiti Eesti kaitsealade, eelkõige rangete majanduspiirangutega metsaalade võrgustiku funktsionaalsust, sh sidusust nii koosluste kui ka neist elupaikadest sõltuvate liikide säilitamiseks. Uuringutest selgus, et Eesti metsakaitsealad on küll kvaliteetsed, kuid ilma suurepindalaliste loodusmassiivide ja rohevõrgustikuta nad metsast sõltuvate liikide pikaajalist säilimist ei taga. Kaitsealade sidususe loovad eelkõige neid ümbritsevad

loodusmaastikud. Seetõttu on metsaalade kaitsmise kõrval väga oluline ka säästva metsanduse edendamine (Keskkonnaministeerium 2021).

- Projekt „*LIFE Mires Estonia*” ja seotud KIKi projekt „Soode kaitse ja taastamine II“ (Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool (TÜ), Arheovisioon 2015–2020). Eesmärk oli taastada kuuel projektialal soode kuivenduseelne hüdroloogia (Alam-Pedja, Tudusoo, Sirtsu, Ohepalu lka, Alutaguse ja Lahemaa rahvuspark). Lõpuks kujunes taastatavate alade pindalaks 7500 ha. Peamised taastamistööd olid kraavide kinni ajamine ning paisudega sulgemine, vajadusel ka osa puistu eemaldamine. Projekti käigus prognoositi ja seirati taastamise mõju kahepaiksetele, kiilidele ja linnustikule. Arheoloogid uurisid soode kasutuslugu ja taastamiskogemuse põhjal koostati juhendmaterjale.
- Projekti „*LIFE Peat Restore*“ (TLÜ 2016–2022) käigustaastati Läänemaa Suursoo idaosa looduslik veerežiim ca 3300 ha suurusel alal, et taastada soola võime siduda süsinikku. Kolmandiku taastamisalast moodustasid eri tüüpi ja erinevas seisundis soometsad. Taastamistöödele eelneval ja osalt ka järgneval perioodil tehti põhjalik taimkatte, veerežiimi, vee- ja turbakeemia ning kasvuhoonegaaside seire. Seire tulemusel selgus, et suurima süsinikuemissiooniga (arvestamata puurinnet) on kõdusoometsad ja parimad süsiniku akumulatsiooniga on siirdesoometsad. Kuna taastamistöödel raieid ei tehtud, siis annab projekt võimaluse jälgida erinevate soometsade veerežiimi taastamise järgset arengut.
- „Metsise elupaiga kvaliteeti määravate tegurite kompleksuuringu“ (TÜ 2013–2016) käigus uuriti metsise asurkonda limiteerivaid tegureid Soomaa populatsioonis, mis asustab peamiselt elupaigatüüpi *91D0 ja kuivendatud siirdesoometsi. Leiti, et kaitstud mängupaikadega metsise asurkonna seisundi määrab pesitsusedukus, mis on Eestis madal ja aastati kõiku. Elupaigatüüpide taastamisvõimaluste uurimiseks rajati aastail 2014-2015 kuivenduskraavide sulgemist ja erinevaid raievõtteid kombineerivad katsealad, kus uuriti metsise elupaigakvaliteeti Keskkonnaameti tellitud jätkuprojektide raames 2016. ja 2018. aastal.
- Projektis „Kõdusoometsade looduskaitseperspektiiv“ (TÜ 2017–2019) selgitati veerežiimi taastamise mõju soometsa elupaigatüüpidele (eriti *91D0) ja elurikkusele lähtuvalt Soomaale rajatud katsesüsteemi manipulatsioonijärgsest (kraavide sulgemine + raie) dünaamikast, võrrelduna kontrollaladega. Leiti, et looduslikule siirdesooale omased mullaprotsessid peale kraavide sulgemist mõne aastaga ei taastu ning jätkusuutlikuks kõdusoometsade hõrendamiseks on vaja kombineerida tugevat väljaraiet ja kraavide sulgemist. Esialgsete tulemuste kohaselt ei paranda raiete lisamine kraavide sulgemisele kõdupuidust oleneva elustiku jaoks soomännikute looduslikkust.

4.4. VAJALIKUD LISAUURINGUD

1) Metsaelupaigatüüpide levikuandmete täpsustamine kogu Eesti metsamaastikus. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Kõik liikmesriigid on kohustatud osalema Natura 2000 võrgustiku loomisel sel määral, kui võrd nende territooriumil esineb direktiivi lisas loetletud elupaigatüüpe (Paal 2007). Riigikontrolli 2008. a koostatud hinnangus on kirjas: „Osa väärtuslikke alasid on jäänud põhjendamatult Natura 2000 võrgustikust välja. Natura

võrgustikku arvati peamiselt varasemad kaitsealad ning elupaigatüüpide hulk ja paiknemine kogu Eestis jäeti välja selgitamata. Vähene info elupaigatüüpide leviku kohta ei võimalda luua elupaigatüüpide soodsa seisundi säilimist tagavat kaitsealade võrgustikku ega hinnata elupaigatüüpide seisundi muutusi“ (Riigikontroll 2008). LD metsaelupaigatüüpide seirearuanne ütleb: „Kuna loodusdirektiivi elupaigatüüpe on inventeeritud eelkõige kaitsealadel, ei pruugi seire tulemused kajastada olukorda elupaigatüüpides väljaspool kaitsealaid“ (Keskkonnaagentuur 2019).

Lisaks on andmebaasis elupaigatüüpidenä registreeritud aladel palju valemääranguid: elupaigatüüp on määratud valesti või ala ei klassifitseeru uuel inventuuril tegelikult üldse elupaigatüübiks. Valemääranguid on metsaelupaigatüüpide seire järgi kuni 19% (Keskkonnaagentuur 2019). Osa valemäärangutest võivad siiski kuuluda „puhveralade“ alla, mis on vajalikud lähedal asuva elupaigatüübi säilimiseks või tekitavad maastikulist sidusust alade vahel, samuti võivad sellised alad omada elupaigatüübiks kujunemise potentsiaali.

Eesmärk. Koostada ajakohane kaardikiht kõigi Eesti metsades olevate märgade LD metsaelupaigatüüpide kohta ja lähtudes nende leviku tõenäosusest, sh KAURI koostatud mudelist ning kõrge prognoosväärtusega alade kontrollist. Perspektiivis saab tulemuseks olevat kaardikihti kasutada kaitsealade elupaigavõrgustiku ja selle sidususe parandamiseks, samuti teadusuuringute aluseks.

2) Looduslike referentsalade valimine, nende seisundit iseloomustavate tunnuste (taimkate, hüdroloogia, substraadi omadused, vee keemia) analüüs inimõjuga märgade metsaelupaigatüüpide taastumise ja taastamise hindamiseks. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Enamikul märgade metsaelupaigatüüpide maastikel on otsene või kaudne inimõju. Igale alale on küll põhiliselt struktuuri põhjal antud seisundihinnang, kuid see ei pruugi alati peegeldada kvaliteetse loodusliku elupaiga omadusi, sest puudub võimalus võrrelda neid inimõjuta ala omadustega. On leitud, et just soometsade struktuuriindikaatorid vajavad täiendavat uurimist ja arendamist (Palo jt 2011). Soomaa piirkonnas on kuivendumõjuga siirdesoometsades viidud läbi ulatuslikud sootaastamise uuringud. Vastav aruanne osutab, et referentsalade rajamine Soomaa piirkonna looduslikesse siirdesoometsadesse (*91D0) peaks olema üks jätku-uuringute prioriteete (Lõhmus ja Runnel 2019).

Eesmärk. Valida igas märjas metsaelupaigatüübis kõige esinduslikumad inimõjuta katsealad, kirjeldamaks looduslikku seisundit (rindelise struktuuri, taimkatte liigilist koosseisu, kasvukoha parameetreid – hüdroloogia, mikroreljeef, turba ja vee karakteristikud) ja selle varieeruvust metsaelupaigatüübis. Katsealadel läbi viidud uuringute põhjal koostada elupaigatüüpide kvaliteedi hindamise ning taastamiseelduste ja -vajaduste selgitamise mudelid.

3) Märgade LD metsaelupaigatüüpide kvaliteeti näitavate tunnus- ja suunisliikide väljaselgitamine. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Praegu kuuluvad seisundihinnangutes kasutatavad metsaelupaigatüüpide tunnusliigid suures osas soontaimede hulka ning ei ole väga head metsa järjepidevuse indikaatorid. Inventeerimisjuhendis (Palo 2018) rõhutatakse, et paremini aitavad elupaiga kvaliteeti hinnata põlis- ja loodusemetsa tunnusliigid ning elupaigaspetsialistid, keda

on kirjeldatud vääriselupaikadega seotud kirjanduses. Samas kattub vääriselupaiga tüüpide klassifikatsioon ainult osaliselt LD elupaigatüüpide klassifikatsiooniga ning paljud liigid on omased ka tugevalt kuivendatud metsades leiduvale jämedale lamapuidule. Hiljutistes uuringutes on lisandunud värsket infot paljude liikide elupaigavajaduste kohta. Seega oleks vaja analüüsi, et valida märgadele Eesti metsaelupaigatüüpidele spetsiifilisi tunnusliike paljudest elustikurühmadest (Lõhmus jt 2015). Sellist lähenemist on soovitatud ka üleeuroopalises kokkuvõttes uuringuvajaduste kohta (Orlikowska jt 2016). Tunnusliikide seast saab edaspidi välja valida suunisliigid, kelle abil teha põhjendatud majandamisotsuseid - nende liikide elutingimusi parandades saab vähendada samade ohutegurite mõju ka teistele liikidele (nt metsis tüübis *91D0).

Eesmärk. Laiendada Eesti märgade metsaelupaigatüüpide tunnusliikide nimekirja, valides liigirühmade (nt seened, samblad, samblikud, putukad, kahepaiksed, roomajad) esindajate hulgast välja kvaliteetsele elupaigatübile kõige iseloomulikud liigid. Suunisliikideks valida iga elupaigatüübi jaoks vähemalt üks looma- ja üks taimeliik.

4) Erinevate raieviiside mõju selgitamine märgade LD metsaelupaigatüüpide elustikule piiranguvööndis. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Natura võrgustiku aladel on raiete (sh lageraied) ulatus piiranguvööndites viimasel viiel aastal kasvanud ning märgades metsaelupaigatüüpides on raieintensiivsus suurim tüübis *9080 (Keskkonnaagentuur 2019). Looduslikult on aga puistuvahetushäiringud märgades metsades harvad ning seega ei ole sealne elustik selliste ulatuslike muutustega, mida võiks uuendusraiega püüda jäljendada, kohanened. Raieviisidest võiksid vaid valikraie ja hooldusraied mingil määral jäljendada looduslikke väikesemahulisi häiringuid märgades metsaelupaigatüüpides, kuid uuringud nende mõjust märgade metsade elustikule Eestis puuduvad (Lõhmus jt 2019). Kuigi sanitaarraie näib üldjuhul puistut väliselt tagasihoidlikult mõjutavat, pole see üldjuhul sobiv metsa elurikkust hoidvasse piiranguvööndisse, kuna sellega eemaldatakse surnud ja surevad puud, millega on seotud oluline osa metsaelustikust. Tavapäraselt ühtlustab hooldusraie puistu struktuuri ja ühtlasi vähendab puude liigilist mitmekesisust. Piiranguvööndis viia hooldusraied läbi vastavalt põhimõtetele, mis aitavad säilitada alal elurikkuse jaoks olulised tunnused. Ka praegu on kaitsealadel seatud harvendusraiel kohati tingimuseks teatud struktuuride säilitamine elurikkuse kaitseks. Valikraiet on viimastel kümnenditel tehtud Eesti metsades väga vähe, kuid piiranguvööndis võiks seda kasutada loodushoidlikuma alternatiivina senistele uuendusraiatele. Lisaks, kuna erinevate inimtegevuste mõjul on metsakooslused sageli ka kaitsealadel degradeerunud, võiks hooldusraiate roll piiranguvööndites olla ala kujundamine lähedasemaks selle looduslikule seisundile.

Eesmärk. Selgitada välja, kuidas mõjutavad erinevalt läbi viidud osalised raied elupaigatüübi *9080 metsade elustikku ja seda mõjutavaid tunnuseid, ning anda juhised loodushoidliku hooldusraie tegemiseks piiranguvööndis.

5) Kraavivõrgustiku hooldamise ja uuendamise mõju märgadele LD metsaelupaigatüüpidele, selle mõju jälgimine ja mõju leevendamise võimalused. Tähtsus B.

Lahendamist vajav probleem. Kuna määravad LD metsaelupaigatüübid kaitsevad eeskätt loodusliku veerežiimiga seotud kooslusi, siis kraavivõrgustiku uuendamist ei saa neis lubada. Siiski on lähiminevikus märgades metsaelupaigatüüpides hooldustöid tehtud ning probleemiks on ka kaitsealade läheduses tehtud kraavivõrgustiku uuendus- ja hooldustööd. Vaja oleks teada, millised on selle otsesed ja kaudsed mõjud märgade metsade elurikkusele ning kui kaugele kraavidest need mõjud ulatuvad, samuti millised on mõjude leevendamise võimalused.

Eesmärk. Selgitada välja kraavivõrgustiku uuendus- ja hooldustööde otsesed ja kaudsed mõjud märgade metsade seisundile ja elurikkusele, neid mõjutavad tegurid ning mõjude leevendamise võimalused.

Märkus. Objektid, kus metsakuivendussüsteem on seotud teedehituse, metsade tulekaitseks rajatud veevõtutiikide jm oluliste infrastruktuurielementidega, ei sobi reeglina märgade metsaelupaigatüüpide taastamisaladeks.

6) Inimmõjuga märgade LD metsaelupaigatüüpide looduslik taastumine ja vajadused taastamistegevusteks. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Suur osa kaitsealustest märgadest metsadest on varasema kuivenduse mõjuga, mille pööratavust eri tüüpi taastamisvõtetega on märgade metsade elustiku seisukohalt puudulikult uuritud (Lõhmus jt 2019). Samas veerežiimi taastamist märgades elupaigatüüpides *9080 ja *91D0 on viimastel aastatel tehtud suurtel pindaladel. Peamiste võtetena on kasutatud erinevaid veetaseme tõstmise meetodeid (kraavide täitmine, paisude rajamine jne) ja teatud juhtudel on kraavide sulgemine olnud kombineeritud ka kujundusraiega, kui sihtkoosluseks on olnud elupaigatüüp *91D0. Pikemas vaates ei ole taastamistööde mõju erinevate elustikurühmade lõikes veel piisavalt teada.

Elupaigatüüpide taastamise praktikate täiustamiseks on vaja uurida erineva degradeerumisastmega koosluste taastumise kiirust ja seda mõjutavaid tegureid. Tuleb välja selgitada selliste koosluste algseisundid, mille puhul tuleb rakendada senisest erinevaid lähenemisi taastamistöödel. Sellises uuringus tuleks lisaks ka välja selgitada, millistel juhtumitel pole taastamine mõistlike kuludega tulemuslik ja millised on sellistel juhtudel alternatiivsed võimalused, nt kompensatsioonialade määramise kaudu.

Eesmärk. Koostada märgade metsade loodusliku arengudünaamika mudelid ja kirjeldada eri etappide looduskaitse väärtused. Modelleerimiste põhjal eristada looduslikult taastuvad ja aktiivset taastamist (sh seisundi hoidmist) vajavad süsteemid ning töötada välja viimaste jaoks tõhusaimad taastamisvõtted.

4.5. SEIRE

4.5.1. RIIKLIKU SEIRE METOODIKA

Keskkonnaseire infosüsteem (KESE). Loodusdirektiiv kohustab liikmeriike perioodiliselt elupaigatüüpide seisundi kohta aru andma, kusjuures seda tuleb hinnata üleriigiliselt nii seegi kui väljaspool Natura 2000 võrgustikku.¹² 2005. aastal asendus haruldaste ja ohustatud

¹²<https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/d0eb5cef-a216-4cad-8e77-6e4839a5471d/Reporting%20guidelines%20Article%2017%20final%20May%202017.pdf>

metsakoosluste seire LD metsaelupaigatüüpide riiklik seirega, kuid valim jäi väikeseks ega andnud piisavalt teavet, mistõttu töötati välja praeguseni kasutatav meetod (Palo 2015). Alates 2010. aastast valitakse seirepunktid välja hierarhiliselt stratifitseeritud juhuvalimina, mille aluseks on EELIS-e aktuaalne elupaigatüüpide andmekiht. Valimi ülesehitus ja parameetrite arväärtused võimaldavad tuvastada muutusi erinevate seireperioodide võrdluses (Liira 2009, 2010). Probleemiks on osutunud juhuslikku valimisse sattunud seirealade vastavus teistele elupaigatüüpidele, sh osa alasid ei ole elupaigatüübid (Keskkonnaagentuur 2019; Palo 2012, 2018a).

Statistiline metsainventuur (SMI). Üle-eestilisel metsade seirel kasutatakse statistilise metsainventuuri meetodikat, selle üle-euroopalise, algselt metsaressursi hindamiseks rajatud proovialade võrgustik koosneb u 4000 ajutisest ja alalisest traktist, millest alalisi seiratakse iga viie aasta tagant (kokku >900 trakti ca 15 000 proovitükiga). SMI andmetest saab tuletada märgade metsade üldpindala muutuse metsa kasvukohatüüpide kaupa, samuti on võimalik jälgida puiduressursi kirjeldavate parameetrite dünaamikat. Mõned elurikkuse indikaatorid liideti 2005. aastal ning 2009. ja 2010. aastal lisandusid elurikkuse ja puistu struktuuri mõned indikaatoreid, mis integreeriti ka LD metsaelupaigatüüpide seire meetodikasse (Liira 2009, 2010, 2020).

Metsaelupaigatüüpide seisundist üleriigilise ülevaate saamiseks kavandatigi SMI ja metsaelupaigatüüpide riikliku seire andmete ühendamine, sest mõned metsaelupaigatüübid on liiga haruldased, et sattuda SMI valimisse piisava sagedusega (Liira 2009, 2010). Koondanalüüs tehti esimest korda MAK 2030 käigus (täpsemalt vt jaotis 4.5.2.).

SMI seiretulemuste põhjal asuvad metsaelupaigatüüpideks osutunud alad 42,6%...47,5% ulatuses range kaitsega aladel ja 15,3%...18,5% ulatuses piiranguvööndites. Tulundusmetsadest leitavate elupaigatüüpide pindala oli langustrendis 11,2% →8,8% (Liira 2020). Eraldi märgade metsade kohta sellist ülevaadet ei ole, kuid tuvastati, et eri seireperioodidel oli *9080 ja *91E0 seirealade arv kaitsekategooriate lõikes erinev ($p < 0,05$, Palo 2018a). *9080 puhul võib see tuleneda üldpindalale vastavast oluliselt suurenenud seirealade arvust, kuid *91E0 tüübis jääb erinevuse põhjus ebaselgeks.

Edasist tähelepanu vajab küsimus, kui palju mõjutab seire välitöödel saadavaid tulemusi seirealade suurus. Mida suurem on proovivõtuala, seda rohkem indikaatortunnuseid võib esineda ja seda ohtralt saab hinnatavaid elemente esineda. Põhimõttelisem on probleem üldhinnangutega (esinduslikkus, struktuur, funktsioon, seisund). Nende omistamine seirealale võib olla subjektiivne, sest 10–20 m raadiusega seireala moodustab vaid väikese osa elupaigalaigust ega toimi metsamaastikus iseseisva metsaelupaigana. Seireala võib juhuslikult olla põhiosast oluliselt erinev (isegi muu elupaigatüüp) ning ainult struktuuritunnuste põhjal hinnatuna põhiosast ka oluliselt esinduslikum või väheesinduslikum. Inventeeritud metsaelupaigad on reeglina seirealadest palju suuremad ning üldhinnangu andmisel võetakse arvesse ka mittemõõdetavaid mõjusid nagu 1) järjepidevus (võib olla lähedane „loodusmetsa“ tunnusega), 2) kauged kuivendumõjud (kraave ei tarvitse olla 40 m raadiuses, mõjud võivad olla kõrvaloleval põllumajanduslikul maal, tuleneda kaevandamisest või jõe õgvendamisest), 3) varasemate maakasutusmõjude koondhinnang (ammu lõppenud karjatamine, väga vanad hooldusmärgid, muud erakordsed nähtused), 4) elupaigatingimuste üldine heterogeensus ja kunagised looduslikud häiringud. Representatiivse seirealade valimi korral saadakse adekvaatne ülevaade struktuurielementide ja muude indikaatorite esinemissagedusest, kuid uurimist vajab, kas esineb süstemaatiline üldhinnangute erinevus (Palo jt 2011, Palo 2018a).

4.5.2. RIIKLIKU SEIRE TULEMUSED

Mõned kõige kriitilisemad näitajad (elupaigatüübiks sobivus, loodusemetsailmelisus, kõduhorisondi tusedus, metsa sidusus teiste metsadega) on langustrendis ning see viitab kõrgema väärtusega metsade osakaalu vähenemisele maastikus, vastavalt siis ka metsaelupaigatüübiks sobivate metsade vähenemisele (Liira 2020).

Metsakadude satelliitseirel leiti, et viimasel aruandeperioodil (2013–2018) on andmebaasi kantud metsaelupaigatüüpides toimunud metsakadu suurusega 3589 ha (1,5% inventeeritud elupaigatüüpide pindalast). 71% metsakadudest jäi kehtiva kaitsekorrata elupaigatüüpidesse (ilmselt enamik seega raied), metsakaost jäi piiranguvöönditesse 16% ja hoiualadele 2,6%. Range kaitsega alade metsakao juures (10% kogukaost) tuleb arvesse võtta, et see sisaldab ka looduslikke häiringuid, poollooduslike koosluste taastamistöid ning elupaigatüüpide looduslikkuse taastamise töid (Keskkonnaagentuur 2019). Suureks probleemiks raietest põhjustatud metsakao hindamisel on varasemad elupaigatüüpide valemäärangud ja sellest tulenevad ebausaldusväärsed pindalad. Valimi põhjal on soo-lehtmetsade (*9080) pindala 12% ning lammi-lodumetsade (*91E0) pindala 1% väiksem arvelolevast. *91D0 ja 91F0 elupaigatüübi pindala on arvutuste põhjal registreeritust suurem.

Loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüpide seisundit hinnatakse iga kuue aasta järel, esitades vormikohase aruande Euroopa Komisjonile. Seisundi hindamiseks on kindlad kriteeriumid. Tabelis 6 on esitatud ametlik seisundihinnang perioodi 2013–2018¹³ kohta.

Tabel 6. Märgade metsaelupaigatüüpide seisund Eestis ja boreaalses regioonis* 2013.-2018. a Loodusdirektiivi aruandluse põhjal.

| Elupaigatüüp | Hinnang seisundile Eestis | Hinnang seisundile boreaalses regioonis |
|-------------------------------------|----------------------------|---|
| Soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) | Halb, stabiilne | Halb, halvenev |
| Siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) | Ebapiisav, stabiilne | Ebapiisav, stabiilne |
| Lammi-lodumetsad (*91E0) | Soodne, paraneb | Halb, halvenev |
| Laialehised lammimetsad (91F0) | Ebapiisav, muutus teadmata | Ebapiisav, paraneb |

*) Boreaalne regioon – ELi riikidest kuuluvad siia Eesti, Läti, Leedu, Soome ja Rootsi.

Valdavalt tuleneb inventeeritud metsaelupaigatüüpide halb seisund ajaloolistest inimõjudest (Palo ja Gimbutas 2013, 2014; Palo 2018a). Kui tugev inimõju on vanem kui parkümmend aastat, käsitletakse seda inventeerimisel tehtud veana. Kui selgelt hilisem, siis elupaiga hävimisena või erandjuhtudel on toimunud teise elupaigatüübi taastamine.

Kui EELISe algandmebaasi hinnangud kõrvale jätta ja vaadelda vastavasse metsaelupaigatüüpi kvalifitseerunud seirealasid ainult välivaatluste põhjal, on muutused märgades metsaelupaigatüüpides eri seire perioodide lõikes mõõdukad. Seejuures on täpsustunud ka meetoodika (Palo 2018a, Liira 2020). SMI põhjal tehtud analüüsi järgi viitas enamik indikaatortunnustest olemasolevates elupaigatüüpides olukorra paranemisele või olukorra

¹³ <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>

stabiilsusele. See kinnitab, et range kaitsega aladel läheb metsaelupaigatüüpide ökoloogiline seisund aeglaselt paremaks.

Kui *9080 ja *91D0 elupaigatüübid on Eestis piisavalt levinud, et nende seisundit saab analüüsida ka ainult SMI andmete põhjal, siis *91E0 ja 91F0 satuvad valimisse harva ja nende seisundit saab kirjeldada vaid metsaelupaigatüüpide seire andmeid abiks võttes.

Järeldused

- 1) Inventeeritud metsaelupaigad asuvad valdavalt kaitsealadel. Majandusmetsadest leitavate elupaigatüüpide hulk on langustrendis ning ligi $\frac{3}{4}$ hävimisjuhtudest asub väljaspool kaitsealasid.
- 2) Inventeerimisjuhendile vastavalt kaardistatud LD metsaelupaigatüüpide veerežiim ja struktuur on looduslikud. Määratud madala esinduslikkuse põhjuseks on enamasti ajaloolised inimõjud (20. saj. esimene pool ja vanem): suhteliselt madal puistu vanus/järjepidevus, kuivenduse kaugmõju. Elupaigatüübi kirjeldusele vastavad metsad reeglina ei vaja kohapealseid aktiivseid taastamistegevusi, nende puistu koosseis ja substraatide valik ning ohtrus taastuvad pikkamööda puistu vananedes ja puistut ümbritsevate kuivendustööde lakates.
- 3) Tugeva kuivendustööde ja oluliselt muutunud struktuuriga metsad, mis ei sisalda elustiku jaoks väärtuslikke puitsubstrate, on inventeeritud 0-elupaigadeks. Neil metsadel on kõrge taastamisväärtus, kui nad asuvad metsa- või sooelupaigatüüpide naabruses.

4.5.3. MÄRGADE METSADE TAASTAMISE TULEMUSLIKKUSE SEIRE

Ökosüsteemi taastamine on suuremahuline ja pikaajaline eksperiment, mille täpset kulgu pole võimalik suure täpsusega prognoosida. Taastamisprotsess võib kesta aastakümneid ja taastamisalad on oma iseloomult alati ainulaadsed. Seetõttu on oluline, et kõikidel aladel jälgitaks teostatud tööde tulemuslikkust. Piiratud ressursside tingimustes tuleb kriitiliselt hinnata, millistel aladel on mõistlik teha väga detailseid teadusliku iseloomuga uuringuid (vt ka lisa 7) ja kus on mõistlik piirduda üldisema elupaikade seisundi kaardistamisega, kas kaugseire meetodite abil või siis konkreetsete inventuuride raames.

Taastamistööde ettevalmistamise välitööde faasis on mõistlik keskenduda olemasolevaid andmestikke täiendavale infole. Taastamistööde kavandamisel on vajalik anda hinnang ka olemasolevale EL LD elupaigatüüpide andmestiku kvaliteedile konkreetsel alal. Taastamistööde tulemuslikkuse seire ise peab olema mitmetasandiline ja iga taastamisala jaoks valitakse sobiv tasand, lähtuvalt eesmärgist ja ressursside olemasolust. Kõrgema tasandi seire kasutamine eeldab, et konkreetsel alal toimuvad ka madalama tasandi seired.

I tasand. Visuaalne seire kombineerituna veetaseme mõõtmistega. Taastamistööde korraldaja.

Tööde käigus tehtav visuaalne seire, mille käigus tuvastatakse, kas kavandatud tööd on ellu viidud kvaliteetselt ja kas on loodud eeldused elupaikade taastamiseks. Üks aasta pärast tööde lõpetamist kontrollitakse, kas kraavide sulgemine toimib eesmärgipäraselt, kas paisud on jätkusuutlikud ning vee liikumine vastab planeeritule. Kaks-kolm aastat pärast esimest seiret vaadatakse paisud uuesti üle ja kontrollitakse, kas alal kujunenud hüdrooloogilised protsessid vastavad ootustele. Edasi kontrollitakse ala kord 10 aasta jooksul kaitsekorralduskavade

uuendamise raames. Automatiseeritud veetaseme seiret kasutatakse spetsiifilistes kohtades, kus peetakse vajalikuks kontrollida veetaseme sesoonse kõikumise ulatust.

II tasand. Kaugseire. Keskkonnaamet või KAUR

Kaugseire abil on tänapäeval võimalik tagasiulatuvalt katta suures mõõtkavas ühtlase aegreaga kõik taastamisalad. Eelkõige on kasutatavad LIDAR-andmestikud puistu struktuuri muutuste jälgimiseks ja ortofotod koos satelliitpiltidega, et jälgida puurinde katvuse ning niiskustingimuste muutusi. Kaugseire võimaluste üle-eestiline rakendamine ja selle kasutamise rakenduslike piirangute (erinevad looduslikud tingimused taastamisaladel) väljaselgitamine on kindlasti hädavajalik arendussuund. Kaugseire peab andma hinnangu eelkõige kõige suuremaskaalaliste muutuste kohta.

III tasand. LD elupaigatüüpide seisundimuutuste kirjeldamine ja hindamine. Keskkonnaamet

Kaitsekorralduskavade tulemuslikkuse hindamise käigus peab kaitsealadel hindama taastamistöde objektiks olnud aladel toimunud muutuste sihipärasust ülepinnaaliselt. Kvaliteetse alusandmestiku puhul võib piisata LD elupaigatüüpide seisundihinnangute uuendamisest. Selle puudumisel saab lähtuda taastamistöde planeerimisel registreeritud elupaigatüübi määratlustest ja parameetritest ning hinnata, kas need on muutunud soovitud sihtkoosluse suunas. Sellisel tasandil seireskeem peab katma taastamisalaid vähemalt kaitstavatel loodusobjektidel.

IV tasand. Teaduslik seire. KAUR/ülikoolid

Teaduslik ressursimahukas seire peab olema seotud teaduslike küsimustega elupaigatüüpide keskkonnatingimuste ja koosluste taastamise kohta. See peab olema probleemikeskne ja eksperimentaalne, sest ilmselt suudetakse jätkusuutlikult rahastada väikest arvu väga põhjalikult uuritud seirealaid. Teadusliku seire ulatust ja seiratavate alade arvu ei saa määratleda enne, kui on kokku lepitud prioriteetsetes uurimisküsimustes, mille töögrupp peab sõnastama enne seireskeemide välja töötamist.

5. OHUTEGURID

Loodusdirektiivi rakendamise aruande täitmiseks on vajalik kindlaks teha elupaigatüübile mõjuvad tegurid, mis takistavad elupaigatüübi soodsa seisundi saavutamist või mis võivad seda tulevikus takistama hakata. Inglise keeles nimetatakse neid vastavalt *pressures* – need on ebasoodsad tegurid, mis mõjutavad elupaiga seisundit juba praegu ja *threats* – need on ebasoodsad tegurid, mis võivad suure tõenäosusega hakata mõjutama lähitulevikus¹⁴. Tegevuskava on koostatud pikaks perioodiks, arvestades nende mõlemaga. Siin kavas kasutatakse termineid ohutegur ja mõjutegur samas tähenduses.

Märgade metsade puhul kuuluvad ohutegurite alla mitmesugused tegurid, mis nende seisundit halvendavad või põhjustavad nende hävimist, nagu inimtegevus (kuivendamine, põllumaks raadamine, metsamajandus), aga ka kliimamuutused. Peamine ohustav mõju toimub läbi hüdroloogilise režiimi muutuste, mis mõjutavad kogu elustikku, nii taimestikku tema kõigis rinetes, kui ka mikroorganisme pinnases. Suure tähtsusega ohuteguriks on ka raied.

Suure tähtsusega ohutegur – võib 20 aasta jooksul viia kas elupaigatüübi pindala kahanemisele enam kui 10% ulatuses või põhjustada enam kui 15% elupaiga pindalal Eestis seisundi halvenemist;

Keskmise tähtsusega ohutegur – võib 20 aasta jooksul viia elupaigatüübi pindala kahanemisele vähem kui 10% pindalal või seisundi halvenemisele vähem kui 15% ulatuses;

Väikese tähtsusega ohutegur – omab vaid lokaalset tähtsust, st kahjustused on märgatavad enamasti vaid väikesel osal elupaigalaigust, ei põhjusta elupaigatüübi pindala vähenemist ning seisundi halvenemine võib aset leida vähem kui 1% ulatuses kogu elupaigatüübi alast.

Märgade metsade seisundi halvenemine on enamasti seotud mitme ohuteguri koosmõjuga. Neist kõige suurema mõjuga on metsakuivendus ja raied, mis on ökoloogiliste mehhanismide alusel jagatud vastavalt viieks üldisemaks ja kaheks täpsemaks ohuteguriks. Lisaks on välja toodud kolm väiksema mõjuga ohutegurit. Ajalooliselt on palju madalsooturbaal paiknevaid soometsi hävinud ka põllumajandusliku kasutuse tõttu, kuid tänapäeval avaldab põllumajanduslik kasutus ja kuivendus üksnes kaudset mõju.

Metsakuivenduse tagajärjel toimuvad kuivendusosalal järkjärgulised ja osaliselt üksteist tingivad muutused, mis protsessi edenedes muutuvad üha raskemini tagasi pööratavaks (Lõhmus jt 2015). Mõjude ulatus ja kiirus suurenevad mulla toitelisuse kasvades, olles väikseimad rabades. Kui LD metsaelupaigatüüpides ja nende lähikonnas on kraave, siis minevikus tehtud kuivendamise mõjud jätkuvad. Kuigi nende muutuste esmaseks põhjuseks on kuivendus, sisaldab see kolme iseseisva ökoloogilise mõjuga ohutegurit: taimestiku (sh puistu) teisenemine, kõdusoostumine (turba hävimine) ja looduslike veekogude asendumine kraavidega.

Enamikus looduskaitse alla võetud märgades metsades on kraavitamine toimunud väga ammu (eelmise sajandi 50-60-ndail aastatel) või vähesel määral. Tugevamalt mõjutatud metsi on tsoneeritud piiranguvööndisse. Maastikus tervikuna on märgade metsade puhul esmatähtis ala hüdroloogiline terviklikkus (valgala) ning nende ohustatus oleneb kehtestatud kaitsekorrast.

- Rangelt kaitstavatele metsadele võivad mõju avaldada naabruses tehtav, sh metsaraie, kuivendus või teedehitus, kaasa arvatud juhul, kui tegemist on teiste elupaigatüüpide

¹⁴ https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17

taastamistöödeks vajalike tegevuste või taristuga. Nende mõju on lokaalne, kuid liitudes piiranguvööndites või väljapool kaitseala toimuva tegevusega, võib oluliselt väheneda tervikmassiivi pindala, suureneda loomastiku häirimine ja ägeneda võõrliikide sissetung. Pikaajaline ohutegur on enne kaitse alla võtmist rajatud kuivenduse mõju jätkumine ja sellest tulenev taimeestiku muutus ja turba lagunemine.

- Piiranguvööndis või sellega võrdsustatud kaitsekorruga aladel on ohutegureid rohkem. Need olenevad sellest, kui ohualtid on kaitse-eeskirjadega kehtestatud kaitseväärtused. Piiranguvööndis on uute kuivendussüsteemide rajamine keelatud, kuid olemasolevate kuivendussüsteemide hooldamine on lubatud. Hooldustööde mõju oleneb tööde teostamise meetoditest.
- Kõige enam on ohustatud kaitsekorrata alad või väga väikese pindalaga kaitstavad alad majandatavas maastikus, näiteks metsa vääriselupaigad ja väikesed püsielupaigad. Ümbritsevas maastikus toimuv maakasutuse intensiivistumine mõjutab nende kaitseväärtusi isegi siis, kui otsesed mõjud on välistatud. Samasugune mõju avaldub ka suurte kaitsealade servaaladel, mis on ümbritsevaga hüdroloogiliselt seotud.

Ohutegurite koondkokkuvõte, eristades ka kaitsevööndeid, on esitatud tabelis 8. Pea kõik seal nimetatud ohutegurid on olulised nii lühikeses kui pikas perspektiivis. Kliimamuutusega kaasnevad ohud on praegu veel üksnes potentsiaalsed.

5.1. TURBALASUNDI HÄVIMINE PIKAAJALISTEL KUIVENDUSALADEL

Mõju: **kriitiline**. Seos kaitsekorruga: esineb kõikjal, sh range kaitsega aladel.

Turbalasundi hävimise oht kaasneb aastakümnete pikkuse kuivendusemõjuga turba aladel (metsaelupaigatüüpidest esmajoones *91D0 ja osaliselt *9080), kus kuivendamise tagajärjel langenud veetase on põhjustanud turba osalise lagunemise ning turvast tekitava alustaimestiku (turbasammalde, tarnade) katvuse olulise vähenemise (nt Laine jt 1995, Lõhmus jt 2015). Soometsad muutuvad selle protsessi tulemusel uudiskooslusteks – kõdusoometsadeks. Toitainerikkad õhukeseturbalised lodumetsad (osa tüübist *9080) muutuvad sekundaarseteks sooviku- või salumetsadeks. Peamised muutused on järgmised:

- Muutuvad turba vett hoidvad ja läbilaskvad omadused (Huth jt 2018, Jurasinski jt 2020), mistõttu ajapikku teiseneb kogu ökosüsteemi veeringlus ja niiskusrežiim ning ala võib lakata toimimast soona.
- Suureneb mineraalainete kontsentratsioon mullas, mille tagajärjel sootaimestik kaob (Aggenbach jt 2013, Emsens jt 2016).
- Rabastumine. Kui toitainerikka soometsa (ka kõrvalasuva) kuivendamisega on läbi lõigatud mineraaliderikka pinnavee pealevool, võib ala hakata ümber kujunema vähetoitelisemaks sootüübiks (nt Tahvanainen 2011, Sallinen jt 2019).

Kõdusoometsade (häviva turbalasundiga metsade) taastamine lähtetüübiks on keeruline, kuid kõdustumise protsessi saab kraavide sulgemisega pidurdada ja luua tingimused turba taastekkeks. Turbalasundi hävimine vähendab otseselt soode (sh soometsade) pindala, mille kompenseerimine LD kaitse-eesmärkide saavutamiseks riigi tasemel eeldab uute elupaigatüüpide määratlemist kuivendusest vähem mõjutatud aladel. Kuivendatud soometsades vabanevad turba lagunemisel kliimamuutusi võimendavad kasvuhoonegaasid, kõdusoostumise pidurdamine aitab neid emissioone vähendada. Kõdusoostumine on väiksema mõjuga üleujutusalaade soovikumetsades (*91E0) ja see ei mõjuta laialehiseid lammimetsi ehk jõgede uhtvallimetsi (91F0).

Turbalasuundi hävimist mõjutavad ka väljaspool kaitstavaid alasid teostatavad kuivendustööd. Maaparandustööde planeerimisel tuleb arvestada mõjuga naabruses asuvatele Natura võrgustiku aladele. Võimalusel tuleb leida alternatiive (sh tööde piiramine või algse koosluse taastamine) ning pakkuda välja leevendavaid meetmeid.

Meetmed

1. Loodusliku veerežiimi taastamine.
2. Loodusala veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel mõju leevendavate meetmete rakendamine või alternatiivide pakkumine.
3. Väljaspool kaitsealasid asuvate vähese või puuduva kuivenduse mõjuga säilinud märgade metsade kaitse alla võtmine.

5.2. PUISTU STRUKTUURI JA ALUSTAIMESTIKU TEISENEMINE KUIVENDUSE MÕJUL

Mõju: **suur**. Seos kaitsekorraga: esineb kõikjal, sh range kaitsega aladel.

Taimestiku (sh puistu struktuuri) teisenemine kuivenduse mõjul ei ole piiratud turba-aladega ning selle tagajärjed on palju varieeruvad. Näiteks võib taimestiku liigirikkus kuivenduse järgselt lokaalselt suurened, samas kui tundlikud sooliigid kaovad kogu maastikust (nt Laine jt 1995). Puu- ja puhmarinde tihenemine ohustab eeskätt valgusnõudlikku sootaimestikku, eriti toitainerikkamatel aladel (Kull jt 2011, Emsens jt 2018).

Puistu struktuur ja alustaimestik on LD elupaigatüüpide seisundi hindamisel olulised kriteeriumid ning vastavad ametlikud hindamisprotseduurid võimaldavad neid muutusi küllaltki täpselt jälgida. Samas võivad konkreetse ala kaitse eesmärgid olla seotud taimestiku teisenemisega kaudselt, nt kaitstavate loomaliikide puhul, kes olenevad taimestiku struktuurist. Teatud juhtudel võib taimestiku teisenemise järel olla ala liigikaitseline väärtus ikkagi suur (nt Kraut jt 2016, Rosenvald jt 2011). Samuti võib kiirened kōdupuidu teke, mis kujundab metsas looduslähedast struktuuri.

Nende asjaolude tõttu vajab puistu struktuuri ja taimestiku teisenemine ohutegurina kohapõhist hindamist, mis arvestaks elupaigatüübile omaste liikide asurkondade elujõulisust ning selle säilitamise erinevaid võimalusi (piisav elupaiga pindala, välismõjude vähendamine, levikuteede säilitamine ja kujundamine). Eestis puudub sellest dünaamikast riigi tasemel täpne kaitsekorralduslik ülevaade, kuid märgadele metsadele omaste liikide ohuhinnangute põhjal on selle koondmõju suur.

Erilist tähelepanu vajavad haruldased soostunud ja soometsakooslused: sõnajala kasvukohatüübi laialehised puistud ja sanglepikud või vastavad segametsad; lodu kasvukohatüübi laialehised puistud, kaasikud ja sanglepikud või vastavad segametsad; madalsoosanglepikud ja saarikud või vastavad segametsad; laialehiste puude osalusega ja laialehised puistud jõe- ja ojakallastel; lisaks allikasoometsad ja allikalise vee mõjuga metsad (Paal 1997). Vastavad puistud võivad olla kopra tegevuse või mõne muu loodusliku häiringu tõttu kujunenud harvikuks. Haruldaste metsakoosluste säilimiseks on vajalik veerežiimi mõjutavate tööde piiramine ka nende lähiümbruses, et vältida metsafragmentide edasist kahjustumist.

Meetmed

1. Loodusliku veerežiimi taastamine.

2. Taastamistöodel põhjalikult kaalutletud erijuhtumitel kujundusraiega puistu kujundamine.
3. Veerežiimi mõjutavate tööde piiramine haruldastes soostunud ja soometsa kooslustes ja nende läheduses.
4. Kaitstavate märgade metsade ja soode võrgustiku sidususe ning veerežiimi muutvatest töödest tuleneva kahjustatuse analüüsimise abil välja selgitada võrgustiku toimimiseks vajalikud alad ja sellega eelisjärjekord taastamistegevusteks.
5. Väljaspool kaitsealasid asuvate vähese või puuduva kuivendusemõjuga metsade kaardistamine, sobiva kaitsekorra väljatöötamine ja kaitse alla võtmine.

5.3. LOODUSLIKE VEEKOGUDE KADUMINE JA VEEREŽIIMI MUUTUMINE

Mõju: **suur** Seos kaitsekorraga: esineb kõikjal, sh range kaitsega aladel.

Mõjutab kõiki kaitstavaid märgi metsaelupaigatüüpe ja nende veekogudest või veerežiimist sõltuvat elustikku. Pikaajalise kuivenduse tõttu on metsaelupaigatüüpides hea elupaigakvaliteediga looduslike vooluveekogude hulk väga väike ja spetsiaalsete taastamise meetmeteta need ise ei taastu (Lõhmus jt 2020). Eripäraks on kaugmõjude ulatuslikkus, eriti alamjooksudel ja aladel, mis on kuivendussüsteemidest ümbritsetud. Seepärast on oluline hinnata kuivendamise mõju maastike (valgalade) mastaabis. Põhimõjudeks on:

- ajutiste väikeveekogude hävimine või kvaliteedi langus (Suislepp jt 2011; Remm jt 2015);
- perioodiliste üleujutuste kadumine või teisenemine (Kowalska jt 2021; Remm jt 2015);
- vooluvete võrgustiku ümberkujunemine kuivendussüsteemide rajamise käigus. Näiteks on väikeste looduslike ojade pikkus pinnaühiku kohta pärast mehhaniseeritud kuivendussüsteemide rajamise algust viiekordselt vähenenud (Nurmla 2010). Praegu moodustavad looduslikud ojad umbes 5% vooluveekogudest. Kunstlikult rajatud vooluveekogudes on elupaigatüüpide mitmekesisus väike ja need ei sobi paljudele spetsiifiliste vajadustega liikidele (Rosensvald jt 2014).

Looduslike vooluveekogude taastamisel on otstarbekas taastada looduslik veerežiim kogu valgala ulatuses. Metsaelupaigatüüpide seisundi parandamise seisukohalt on oluline just vooluveekogude valgaladel olevad üleujutusosalad ning üleujutuse kestus ja korduvus. Vooluveekogude looduslikkuse taastamise eesmärgiks on pikendada kõrge veetasemega perioode. Sealjuures tuleb arvestada ka mõju teistele kaitseväärtustele.

Eestis puudub ülevaade, millistel loodusaladel on metsaelupaigatüüpide seisund halvenenud seoses looduslike veekogude veerežiimi muutustega. Üldjuhul tuleb koos märgade metsade loodusliku veerežiimi taastamisega hinnata ka võimalusi taastamispiirkonda jäävate looduslike veekogude veerežiimi taastamiseks. Väga sageli on metsaelupaigatüüpide veerežiimi taastamine seotud ka antud piirkonna looduslike veekogude veerežiimi taastamisega.

Veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel tuleb arvestada mõjudega naabruses asuvatele Natura võrgustiku aladele. Võimalusel tuleb leida alternatiive ning pakkuda välja leevendavaid meetmeid.

Veekogude, eriti vooluveekogude veerežiimi puhul on oluline mõju kopra tegevusel. Kopratammid tõstavad veetaset metsadesse rajatud kuivendussüsteemides ning inimese poolt alandatud veetasemega looduslikes veekogudes. On teada piirkondi, kus kopratammid on

tõstnud veetaseme nii kõrgeks, et eelnevalt kuivendusest mõjutatud metsakooslused omandasid uuesti loodusliku lodu- või lammimetsa ilme. Seepärast tuleb igati soosida kopra elamist väikestel looduslikel veekogudel ning loodusalade amortiseerunud metsa kuivendussüsteemidel. Enne veekogude loodusliku veerežiimi taastamistööde kavandamist tuleb hinnata, kas taastamisalal elab kopraid ning kuidas nende elutegevus mõjutab veerežiimi. Asustatud kobraste territooriumitel tuleb arvestada kobrastega veerežiimi taastamistöödel.

Meetmed

1. Veekogude loodusliku veerežiimi taastamine, soovitatavalt kogu valgala ulatuses. Veerežiimi taastamise eel tuleb läbi kaaluda kõikidele olemasolevatele kaitseväärtustele avaldatav mõju.
2. Loodusala veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel mõju leevendavate meetmete rakendamine või alternatiivide pakkumine.
3. Kopra tegevuse hindamine veerežiimi mõjutajana ning sobivates kohtades kopratammide lõhkumise ja kobraste küttimise piiramine.
4. Piirata looduslike veekogude õgvendamist ja veetaseme alandamist vastava õigusakti abil.
5. Kaardistada looduslike veekogude (nii vooluveekogud kui väikejärved) taastamisvõimalused Eestis ning koostada nende taastamise plaan.
6. Koostada juhend loodusväärtusi arvestavaks eesvoolude hoiutööde planeerimiseks.

5.4. KUIVENDUSSÜSTEEMIDE EHTAMISE, MAAPARANDUSHOIUTÖÖDE JA TARISTU RAJAMISEGA SEOTUD KUIVENDUSE MÕJU

Mõju: **suur**. Seos kaitsekorraga: range kaitsega aladel esineb kaugmõjuna, piiranguvööndites ja hoiualadel on mõju suur, väljaspool kaitstavaid alasid on mõju väga suur.

Kuivendussüsteemide ehitamise ja maaparandushoiutööde eesmärk on ehitada uus või taastada mittetoimiv kuivendussüsteem, kuid see tegevus võimendab varasemat kuivendusmõju. Kaitsealal asuvate Lisaks looduskaitse all mitte olevate märgade metsade kahjustamisele on need ohuteguriks ka kaitsealade metsaelupaigatuüpe ümbritsevates majandusmetsades või põllumajanduslikes kraavivõrgustikes ja drenaažisüsteemides, sest vähendavad taastamistööde tulemuslikkust. Soomes on üle 80% kuivendamata märgalade veerežiimist mõjutatud lähedal asuvatest kuivendussüsteemidest ehk kuivenduse kaugmõjust (Sallinen jt 2019). Kraavivõrgustiku rekonstrueerimise kahjulikud mõjud hõlmavad järgmisi aspekte:

- Tugevnevad pikaajalise kuivenduse mõjud.
- Ehitamise käigus raadatud trasside tõttu metsamaastik fragmenteerub.
- Hävivad veel säilinud vee-elupaigad (Vaikre jt 2020).
- Suuremate maaparandussüsteemide sees võib olla säilinud väiksemaid vähese kuivendusmõjuga fragmente, mille väärtus elupaigana kraavide uuendamise käigus väheneb või kaob.
- Tüsedad turvasmullad (turbakihi paksus üle 1 m) on kõige suuremad süsiniku talletuskohad maismaal ja nende kuivendamine toob kaasa pöördumatu kasvuhoonegaaside emissiooni.
- Kuivendussüsteemide uuendustööde ja hooldamise käigus tekkivad setted kanduvad allavoolu, kahjustades sealseid vee-elupaiku (Nieminen jt 2010).
- Suureneb lämmastiku, fosfori ja summaarse orgaanilise süsiniku (TOC) väljakanne väljavoolus (Finer jt 2021).

- Kuivendussüsteemide uuendamisega koos rajatakse sageli ka uusi teid ja remonditakse vanu. Märgadas metsades rajatakse teede äärde üldjuhul kraavid, mis paratamatult mingis ulatuses kuivendavad ka ümbritsevat ala.

Maaparandustööde planeerimisel tuleb arvestada mõjudega naabruses asuvatele Natura võrgustiku aladele. Kaugmõju ulatust (mõju kaugust) ei saa tegevuskavaga hinnata, kuna veerežiimi muutuse mõju sõltub konkreetse ala pinnareljeefist, mullastikust, kavandatavate tööde iseloomust ja muudest teguritest. Planeeritavate tööde mõju tuleb hinnata juhtumipõhiselt. Võimalusel tuleb leida alternatiive ning pakkuda välja leevendavaid meetmeid. Veerežiimi taastamise eel tuleb läbi kaaluda kõikidele olemasolevatele kaitseväärtustele avaldatav mõju.

Meetmed

1. Veekogude loodusliku veerežiimi taastamine, soovitatavalt kogu valgala ulatuses.
2. Loodusala veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel mõju leevendavate meetmete rakendamine või alternatiivide pakkumine.
3. Piirata looduslike veekogude õgvendamist ja veetaseme alandamist vastava õigusakti abil.
4. Vältida uute teede rajamisel teeäärsete kraavide ja voolunõvade kuivendavat mõju märgadele metsadele.
5. Vältida maaparandustöid (sh kuivendussüsteemide ehitamist ja hoiutööde teostamist) soostunud ja soolehtmetsades, siirdesoo- ning rabametsades ja lodumetsades ning nende läheduses.
6. Koostada juhend loodusväärtusi arvestavaks eesvoolude hoiutööde planeerimiseks.
7. Soovitatavalt piirata maaparandustöid tüseda (>1 m) turbalasundiga aladel.

5.5. UUTE KUIVENDUSSÜSTEEMIDE RAJAMINE

Mõju: **keskmine**. Seos kaitsekorraga: range kaitsega aladel esineb kaugmõjuna, piiranguvööndites ja hoiualadel on lubatud erandkorral, väljaspool kaitstavaid alasid on mõju suur.

Uute kuivendussüsteemide rajamine metsamaale Eestis ei ole seadustega piiratud, üksnes vabatahtlikud metsasertifitseerimise süsteemid piiravad nende rajamist. Kuna määrjad metsad on Eestis nii ulatuslikult kuivendatud, siis väheste säilinud loodusliku veerežiimiga alade kuivendamine ohustab märgade metsadega seotud elustikku. Lisaks hakkab kuivendussüsteemi rajamise järgselt vabanema maapinnast süsinikku, mis süsinikukaubanduse reeglite tõttu tähendab ka rahalist kulu riigile.

Meetmed

Mitte rajada uusi metsanduslike maaparandussüsteeme.

5.6. UUENDUSRAIED JA METSAKULTUURIDE RAJAMINE

Mõju: **suur**. Seos kaitsekorraga: range kaitsega aladel puudub; piiranguvööndites ja hoiualadel tegevus, millel võib olla suur mõju; väljaspool kaitstavaid alasid on mõju väga suur või kriitiline.

Märgade metsaelupaigatüüpide seas on kõige suurem surve uuendusraieteks soo-lehtmetsades (*9080) ning siirdesoo- ja rabametsades (*91D0). Näiteks elupaigatüübist soo-lehtmetsad on perioodil 2013–2018 hävinud metsakadude satelliitseire põhjal 1,1% ning metsateatiste järgi 4% (Keskkonnaagentuur 2019). Pikas perspektiivis võib praeguste uuendusraiate negatiivne mõju olla kõige suurem potentsiaalselt taastuvates (vähe kuivendatud) metsaelupaigatüüpides, kus raiet ei piirata. See ei võimalda kompenseerida nt kõdusoostuvaid alasid.

Uuendusraie peamised mõjud:

- LD elupaigatüübile iseloomulikud puistu tunnused uuendusraie tagajärjel kas hävivad või kahjustuvad pikaks ajaks. Märgades metsades on looduslikud puistuvahetushäiringud harvad (Lõhmus jt 2004) ning sealne elustik ei ole järskude muutustega kohastunud.
- Lageraie võib võimendada kuivenduse negatiivseid mõjusid elustikule (Rajakallio jt 2021), kuigi ajutiselt võib välja kujuneda ka elupaik avatud soiseid alasid asustavale elustikule (Remm jt 2013, Remm ja Lõhmus 2016).
- Uuendusraietega kaasneb sageli ka puistu koosseisu muutus, mis erineb tavapärasest looduslikust dünaamikast (valdavalt häiludünaamika). Looduslikul uuenemisel domineerivad pionierpuuliigid ning sobivates kohtades lisanduvad varjutaluvad puuliigid (kuusk ja kõvalehtpuud) hiljem. Ala uuendamisel istutamise teel (nt väljaspool kaitstavat ala) kujuneb puuliikide koosseis vastavalt istutusmaterjali kasutamisele ja hilisemale hooldusele.
- Uuendusraied tekitavad kaitstavate alade sees (piiranguvööndis), eriti aga kaitstavate alade vahel liikidele levikutõkkeid. Praegu olemasolev rohevõrgustik ei toeta piisavalt kaitstavate alade vahelist liikide levimist.
- Metsa uuendamisel võib maapinna ettevalmistamise käigus rajada liigniisketel aladel kuni 40 cm sügavusi vesivagusid, mis võimendavad kuivenduse mõju.

Märgade metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks (levikupindala säilitamiseks) ning hävinud pindala kompenseerimiseks on vajalik väljaspool kaitstavaid alasid asuvad vähese või puuduva kuivendusemõjuga märjad metsad (sh metsaelupaigad) kaardistada. Kaardistatud metsaelupaigatüüpidele on vajalik kehtestada sobiv kaitsekord, mis kindlustaks nende säilimise. Kaitsealade moodustamisel ja tzoneerimisel jälgida, et kaitsealused metsakooslused moodustaksid ökoloogilise võrgustiku.

Meetmed

1. Metsaelupaigatüüpide tzoneerimine sihtkaitsevööndisse.
2. Piiranguvööndi märgades metsaelupaigatüüpides mitte lubada uuendusraiet.
3. Väljaspool kaitstavaid alasid asuvate metsaelupaigatüüpide kaardistamine ja neile vajadusel sobiva kaitsekorra kehtestamine.

5.7. HOOLDUS- JA VALIKRAIE

Mõju: **keskmine**. Seos kaitsekorraga: range kaitsega aladel puudub; piiranguvööndites ja hoiualadel on mõju vastuoluline ja võib olla suur; väljaspool kaitstavaid alasid on mõju väga suur.

Metsaelupaigatüübi esinduslikkuse definitsioonist tulenevalt kahjustab igasugune hooldus- ja valikraie metsaelupaigatüüpi, põhjustades vastava metsaelupaigatüübi looduskaitselise seisundi halvenemist. Püsimetsana majandades on võimalik säilitada madala esinduslikkusega metsaelupaigatüüpide senist seisundit ja leevendada metsa majandamisest tulenevaid

negatiivseid mõjusid. See on oluline kaitsealade piiranguvööndis ja hoiualadel, kui metsa põhifunktsiooniks on looduslähedane puhverala väärtuslikumatele, kõrgesse esinduslikkusklassi kuuluvatele metsaelupaigatüüpidele.

Tavaliselt hooldusraie ja valikraie ühtlustab puistu struktuuri ja vähendab puude liigilist mitmekesisust. Sanitaarraiega eemaldatakse surnud ja surevad puud, millega on seotud oluline osa metsaelustikust. Sarnaselt uuendusraietega (vt jaotis 4.6) vähendavad ka hooldusraied märgade metsaelupaigatüüpide taastumisvõimalusi. Kaitsealade piiranguvööndis on hooldusraie lubatud. Hooldusraiete ja valikraiete negatiivse mõju välistamiseks on soovitatav esinduslikud metsaelupaigad tsoneerida sihtkaitsevööndisse.

Hooldus- ja valikraiete mõjud

- Kõik metsakasvatustüüpide eesmärgil läbi viidud hooldusraie tüübid (valgustus-, harvendus- ja sanitaarraie) kahjustavad märgade Natura elupaigatüüpide struktuurilist mitmekesisust.
- Ka elupaigatüübi mõttes madala esinduslikkusega (noores), alles taastuvas puistus hooldusraie läbiviimise korral väheneb või lükkub selle potentsiaal kujuneda väärtuslikuks elupaigaks mitu aastakümnet edasi. Eriti problemaatiline on see kuivendusest mõjutamata metsades, kus looduslikkuse taastamise potentsiaal on kõrge.
- Hooldusraied vähendavad surnud puidu hulka ja selle teket tulevikus (Tikkanen jt 2012).
- Tavapäraselt on hooldusraied suunatud majanduslikult soodsamatest puuliikidest koosneva puistu kujundamisele, mis võib oluliselt erineda pikaajalise loodusliku arenguga metsast.
- Hooldusraied vähendavad ökoloogiliselt väärtuslike mikroelupaikadega puude arvu (Lombardi jt 2018) ja nende tekke võimalust.
- Kuivendatud puistute tihedus ja varjulisus võib olla probleem märgade metsade iseloomulikele liikidele (Lanno ja Sammuli 2014, Delin 2015) ning puistu hõrendamine võib isegi parandada nende elutingimusi. Sellistes puistutes võib rakendada eesmärgipäraselt kujundusraiet, seejuures ei tohi eemaldada surnud jämedaid puid ja jämedat lamapuitu.

Metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks on võimalik optimeerida kaitse-eeskirjaga võib piiranguvööndis seada tingimusi maastikuilmne ning koosluse loodusliku tasakaalu, liikide ja vanuselise mitmekesisuse säilitamiseks ning keelata puidu kokku- ja väljavedu külmumata pinnaselt. Samuti võib piiranguvööndis kaitse-eeskirjaga seada raielangid suurusele ja kujule ning metsa vanuselisele koosseisule metsaseaduses sätestatud erinevaid piiranguid ning raie tegemise ajapiiranguid, mis on vajalikud koosluse või sellesse kuuluva kaitsealuse liigi säilimiseks ja elutingimuste parandamiseks.

Märgade metsade seisundi parandamiseks on soovitatav seada juba kaitse-eeskirjas piiranguvööndi metsade majandamispiirangud, mis leevendaksid metsade majandamisest tingitud negatiivseid mõjusid piiranguvööndis. Millised konkreetset piiranguid seada, see sõltub konkreetsest kaitsealast. Soovitatav on piirata puistu vanuselist ja struktuurilist ühtlustamist ning kehtestada nõue, et metsa majandamise tulemusena ei tohi metsa täius langeda alla 0,6.

Piiranguvööndis märgade metsade seisundi parandamiseks on kaitseala valitsejal võimalik anda hooldus- ja valikraiate tegemise soovitusi. Peamised soovitusel märgade metsade looduslähedaseks majandamiseks koondatakse vastavasse juhendisse ning on osaliselt välja toodud ka jaotises 7.2.4.1.

Soovitusel tuleb koondada metsaomanikele ja -majandajatele mõeldud juhendiks, kuidas võimalikult loodussõbralikult piiranguvööndi märgasid metsi majandada. Juhendis on võimalik anda ülevaade hooldus- ja valikraie järgse metsa struktuurist, puistu liigilisest koosseisust,

soovitavast surnud puidu kogusest jne. Juhend sisaldaks püsimetsandusele ülemineku ettevalmistamise ja selle rakendamise soovitusi.

Meetmed

1. Esinduslike metsaelupaigatüüpide tsooneerimine sihtkaitsevööndisse.
2. Optimaalse kaitsekorra kehtestamine märgadele metsaelupaigatüüpidele.
3. Märgade metsade looduslähedase majandamise juhendi koostamine.
4. Elurikkust säilitavate metsa majandamise võtete rakendamine.

5.8. ÜMBRITSEVA MAAKASUTUSE (VA KUIVENDUSSÜSTEEMID) MÕJU

Mõju: **keskmine**. Seos kaitsekorraga: range kaitsega aladel lokaalne, piiranguvööndites ja hoiualadel lokaalne, väljaspool kaitstavaid alasid on mõju väga suur.

LD metsaelupaigatüübid asuvad maastikus sageli üsna väikeste fragmentidena, mida ümbritseb tavapäraselt majandatud maastik. Väljaspool Natura 2000 ala toimuvad tegevused mõjutavad sageli ka ala elupaigatüüpide seisundit. Lisaks kuivendussüsteemide kaugmõjudele (vt jaotis 5.4) on maakasutusega seotud järgmised olulisemad tegurid:

- Põllumajandusmaastikelt, tööstus- ja elamualadelt, teedelt lähtuv toitainete koormus ning reostus. Nimetatud oht on tugev eelkõige madal- ja lodumetsades (*9080 ja *91E0 elupaigatüüpidesse kuuluvatel aladel), vähemal määral siirdesoometsades (*91D0 segametsad).
- Maavarade kaevandamine. Kaevandusalad võivad asuda LD märgadesse metsaelupaigatüüpidesse kuuluvate alade naabruses ning kaevandamisega alandatud veetaseme võib avaldada neile kuivendavat mõju. Põlevkivi ja lubjakivi ning ka muude mineraalsete maavarade kaevandamisel võib põhjaveetaseme alanemise mõju ulatuda mitmete kilomeetrite kaugusele. Põhjaveetaseme alandamise mõju on suurem madal- ja lodumetsade puhul ning vähim sademetoiteliste rabametsade puhul. Elupaigatüüpe võib mõjutada ka kaevandusega seotud teede ja muu taristu ehitus ning sellega kaasnev kuivendus (tee külakraavid). Kaevandusaladelt lähtuv tolmu (eelkõige karbonaatne lubjakivitolmu) võib muuta elupaigatüüpide arenguteed ja elustiku koosseisu, samuti mõjutavad elustikku kaevandamise ja transpordiga kaasnev müra ning muud häiringud.
- Uued ehitised killustavad ümbritsevat metsamaastikku ja piiravad sellega liikide levimisvõimalusi. Uute teede rajamisel ning olemasolevate rekonstrueerimisel kaasneb reeglina teemulde mõlemal küljel paiknevate nn külakraavide rajamine või süvendamine, mis kuivendab teede naabruses paiknevaid märgi metsi. Teemulde rajamine võib takistada vee liikumist, lõigates ära märgade metsade looduslikud toitealad. Samuti võivad teemulded muuta üleujutuste režiimi. Taristu rajamise negatiivsed mõjud on suurimad madal- ja lodumetsades.
- Põlevkivi kaevandamisega kaasnev põhjaveetaseme alandamine. Kujuneva põhjavee depressioonilehtri mõjuala ulatub kaugele väljapoole kaevandusala piire võib alaneda ka soometsade pinnasevee tase ning halveneda nende hüdroloogiline seisundit. Mõju avaldumine ja selle tugevus sõltub veepideme olemasolust ja aluspõhja kivimite ja turbalasuundi vahel ja selle veepideme omadustest ehk veepidavusest. Enamasti pole garantiid, et põlevkivi kaevanduse laienemisega soo, sh soometsa alla ei kaasneks veetaseme alanemine soos (Marandi et al 2014, Kohv et al 2023).
- Turba kaevandamisega kaasneva veetaseme alandamisega langeb veetaseme kaevandusala ja soo piiri vahelisel alal, mille tulemusel soo servaalal levivate looduslike soometsade struktuur hävib, toimub kõdusoostumine ning need alad muutuvad süsiniku emissiooni

allikaks. Kuna turbakaevandusalad võivad lõpuks asuda piirnevatest sooladest mitme meetri võrra madalamal ja veetase neid ümbritsevates kraavides on veel madalam, siis võrreldes metsakuivendussüsteemidest lähtuvate kaugmõjudega on kaevandusalade mõjud tugevamad ja suurema ulatusega.

Ümbritseva maakasutuse mõju saab leevendada, rakendades eelnevates punktides pakutud meetmeid. Märgade metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks kaitsealadel ja ka väljaspool kaitsealaid tuleb uute arenduste rajamisel ning planeeringute koostamisel arvestada loodusväärtustega.

Meetmed

1. Märgade metsade ökoloogilise võrgustiku säilitamine rohevõrgustiku koosseisus.
2. Planeeringutes, arenduste ja maakasutuse kavandamisel võtta arvesse mõjusid Natura aladele ja nende eesmärkidele, samuti arvestada väljaspool kaitstavaid alasid paiknevate metsaelupaigatüüpidega.

5.9. KLIIMAMUUTUSED

Mõju: **teadmata (tõenäoliselt vähemalt keskmine)**. Seos kaitsekorraga: puudub.

Märgade metsade säilienõtkuse kohta seoses võimalike kliimamuutustega saab anda vaid üldhinnanguid. Soode võimalikule reaktsioonile kliimamuutuste suhtes on viimasel paarikümnel aastal pööratud suurt tähelepanu. Ühe järeldusena rõhutatakse mõju seost geograafilise levikuga – kõrgematel laiustel, kus temperatuuri tõus on eeldatavalt suurem, võib ka mõju soodele, sh soometsadele olla tugevam.

Lode et al (2017) leiavad, et ajavahemikul 1962 – 2011 tõusis Männikjärve rabas (Kesk-Eesti) talveperioodi keskmine temperatuur 1.7 °C, lumikatte kestus vähenes 18 päeva, lumikatte paksus aga 18%, samuti vähenes pinnase külmumissügavus, kuid veetaseme muutus jäi vea piiresse. Pikenev külmumisvaba periood võib soodustada lagundajate aktiivsust ehk suurendada KHG emissiooni. Teisalt, pikeneva kasvuperioodiga suureneb ka taimede kasv. Kuid mõju võib sõltuda ka sootüübist. Köster et al (2023) leiavad, et kliima soojenemisest tuleneva veetaseme pikaajalise alanemise mõju on kõige tugevam madalsoodele ja nõrgim rabadele. Loomulikult on kliimatingimuste muutuste mõjus soodele, sh. soometsadele palju ebaselget. Seepärast eeldab kliimatingimuste võimalike mõjude jälgimine soometsade seisundile nagu ka soometsade taastamise edukusele pikaajalist seiret (Doelman et al 2023).

Suure tõenäosusega toimuvad muutused ka puuliikide koosseisus. Eeskätt aeglustub pehmete talvedega hariliku kuuse kevadine kasv, mis koos veetaseme alanemisega nõrgestab kuuse vastupanu ning toob kaasa üraski kahjustuste laienemise. Samuti võib suureneda okaspuude seenhaiguste levik. Süsihappegaasi sisalduse tõus atmosfääris võib tähendada kaskede kasvuperioodi varasemat algust. Nii võib märkades metsades, eriti madalsoo- ja siirdesoometsades, kuusk ja mänd taanduda ning domineerivaks liigiks saada sookask. Valdavaks saaksid kõdusoo(stuvad) kaasikud. Looduslikes rabamännikutes võib mõju väljenduda nõrgemalt. Samas võib kliima soojenemisega mänd laieneda puis- ja lagerabale ehk suureneda rabamännikute levik ning toitainerikkamatel aladel võib lühem veega küllastatus soodustada kuuse kasvu. Kuigi kuusk ei ela kuigi vanaks, moodustab ta tiheda alusmetsa sarnaselt kõdusoometsadele. Lodumetsade asemele võivad kujuneda soostuvad kaasikud. Üleujutuste sageduse vähenemise ja kestuse lühenemisega asenduvad lammimetsad arvatavasti kaseenamusega metsadega, kuid võib tõusta ka laialehiste puude ja kuuskede esinemissagedus.

Kliimamuutuste leevendamiseks on oluline CO₂ salvestamine turbapinnasesse. Loodusliku veerežiimi taastamine aitab säilitada turba akumulatsiooniks vajalikke tingimusi.

Meetmed

1. Loodusliku veerežiimi taastamine ja säilitamine.
2. Pikaajalise seiresüsteemi rajamine kliimamuutuste mõju jälgimiseks märgade metsade seisundile ja taastamise edukusele.

5.10. KÜLASTUSKOORMUS

Mõju: **väike**. Seos kaitsekorraga: vähene, mõjud on lokaalsed ja sõltuvad ligipääsetavusest ja atraktiivsusest (jõematkad, kalapüük, laudteed soodes ja rabades).

Külastuskoormus (nt marjuliste, kalastajate ja matkajate poolt) võib avalduda nii tallamise, elustiku häirimise kui prahistamisena. Suuremaid pinnasekahjustusi võib tekitada maastikumasinatega sõitmine. Probleem külastuskoormusega ei ole laialdane, kuid avaldub eelkõige hästi ligipääsetavates kohtades (nt jõe äärsed metsad) ja populaarsetes puhkekohtades, nagu seente ja marjade korjamiseks kasutatavad rabaservad (eriti *91D0) (Sikorski jt 2013). Viimasel ajal on täheldatav külastuskoormuse mõju suurenemine.

Aastatel 2020–2022 viidi KIK projekti rahastusega läbi laiaulatuslik harrastustegevusi kajastav uuring „Rekreatiivsete, sportlike ja turismitegevuste mõju kaitsealadele – tegevuste, huvigruppide ja tegevuspaikade kaardistamine ning külastuskorralduslike soovitude väljatöötamine“ (Erit jt 2022). Alljärgnev külastuskoormuse ohuteguri mõjuhinnang ja soovitus on koostatud ülalnimetatud töö põhjal.

Looduses liikumist saadab praegu ruumipuudus, eri alade harrastajad soovivad kasutada väheseid olemasolevaid sobilikke alasid, mis põhjustab nii sotsiaalseid kui ka ökoloogilisi konflikte. Olemasoleval taristul ja radadel on külastuse ja ürituste jalajälg oluliselt väiksem kui selleks ette valmistamata kohas ja pinnasel. Hoolikalt planeeritud radade korral võib looduses ja looduskaitsealadel korraldada ka suuremaid võistlusi ja üritusi. Jalajälje koormusega seoses on oluline rakendada vaheaastaid, sellisel juhul saab hea korralduse puhul lubada ka radadeta maastikul liikumist.

Väikeste gruppide ja hajutatult kaitsealadel liikumine mõõdetavat mõju metsaelupaigatüüpidele ei avalda. Mõju on mõõdetav suuremate ürituste (palju osalaejaid) korral. Enamasti avaldub mõju pinnase kahjustamises.

Peamiselt avaldavad mõju jooksu- ja jalgrattaüritused. Mootorsõidukitega liiklemine väljaspool teid ja radu on üldjuhul keelatud. Jooksuürituste korraldamisel ja igapäevase harrastamise tingimustes kasutatakse valdavalt olemasolevaid radu (tervise-, matka-, metsa-, kergliiklusrada jms) ning enamjaolt joostakse seal, kus toimub ka igapäevane tavarekreatsioon (sh koertega jalutamine, lapsekärudega liikumine, transiitliikumine). Spordivõistlusel joostakse üldjuhul ühes reas ja/või kindlal kitsal rajal ja/või laiema raja korral ka mitmekesi koos/kõrvuti sõltuvalt sellest, kui palju inimesi vastavas rajalõiguses ühes tempos suudab koos püsida. Mida enam on kitsad rajalõigused stardi läheduses ja/või raja distants lühem, seda suurema tõenäosusega üritavad osalejad üksteisest mööda pääseda, tallates sellega loodust. Palju sõltub osalejate koguarvust ja distantsi pikkusest. Kui on tegemist looduslikult kitsa rajaga ja/või väga märja

lõiguga (turbane, soine, oja ületus või lihtsalt märg ilm), siis valitakse pigem eri liikumistrajektoore, et vältida märjale ja mudasele pinnasele kinnijäämist, libastumist ja kukkumist. Selline käitumine laiendab radu märgades kohtades. Samad seaduspärasused kehtivad ka jalgrattaürituste korral.

Märgade lõikude puhul võiks kaaluda raja asukoha muutmist. Kui see ei ole otstarbekas, siis tuleb kaaluda pinnase täitmist ja tugevdamist materjaliga (nt puiduhake), mille sobivust tuleks arutada kaitseala valitseja ja raja regulaarsete kasutajate esindajatega (nt spordiklubide või organiseeritud rühmade eestvedajad).

Prahistamisena ei ole praegu enam nii suur murekoht, kuna jätkusuutlikkuse ja rohelse mõtteviisi teemat on juba pikka aega käsitletud. Suurem probleem on radade võrgustik ja taristu. Suurematel rahvaspordiürituste korraldajatel on nii prügi kui ka pandipakendi kogumine hästi korraldatud.

Külustuskoormusest tingitud probleemid ja nende leevendusmeetmed on väga kohaspetsiifilised. Kõige mõistlikum on probleeme analüüsida ja lahendusi pakkuda konkreetse kaitseala kaitsekorralduskavas.

Meetmed

1. Külustuskorralduse planeerimine kaitsealade kaitsekorralduskavades.
2. Järelevalve tõhustamine ja ulatuslikum piirangutest teavitamine.

Tabel 7. Ohutegurid ja nende mõju märgadele metsaelupaigatüüpidele.

| Ohutegur | Mõju Eestis | | | | EL aruandluses kasutatava mõjuteguri kood |
|---|-------------|--------------------|------------------|----------------------|---|
| | Üldine | Sihtkaitse-vööndis | Piirangu-vööndis | Väljaspool kaitseala | |
| 1. Turba lasundi hävimine pikaajalistel kuivendusosaladel | Suur | Suur | Suur | Suur | PB24 |
| 2. Puistu struktuuri ja alustaimestiku teisenemine kuivenduse mõjul | Suur | Suur | Suur | Suur | PB24 |
| 3. Looduslike veekogude kadumine ja veerežiimi muutumine | Suur | Suur | Suur | Suur | PB24 |
| 4. Kuivendussüsteemide ehitamine, maaparandushoiutööde ja taristu rajamisega seotud kuivenduse mõju | Suur | Väike | Suur | Suur | PB24 |
| 5. Uute kuivendussüsteemide rajamine | Keskmine | Keskmine | Keskmine | Suur | PB24 |

| Ohutegur | Mõju Eestis | | | | EL aruandluses kasutatava mõjuteguri kood |
|---|-----------------------|-------------------|-----------------|----------------------|---|
| | Üldine | Sihtkaitsevööndis | Piiranguvööndis | Väljaspool kaitseala | |
| 6. Uuendusraied ja metsakultuuride rajamine | Keskmine | Puudub | Suur | Suur | PB09 |
| 7. Hooldus- ja valikraie | Keskmine | Puudub | Suur | Suur | PB06; PB14 |
| 8. Ümbritseva maakasutuse (v.a kuivendussüsteemid) mõju | Keskmine | Väike | Keskmine | Suur | PB24 |
| 9. Kliimamuutused | Keskmine/ Teadmata | Teadmata | Teadmata | Teadmata | PJ01; PJ03 |
| 10. Külastuskoormus | Väike | Väike | Väike | Väike | PF05 |

6. TEGEVUSKAVAGA SEATUD EESMÄRGID

Elupaigatüüpide seisundi pikaajalise halvenemise vältimiseks käsitleb käesolev tegevuskava nii teadaolevaid, olemasolevaid (registreerimata) kui ka elupaiga tekkimise potentsiaaliga märgi metsaelupaigatüüpe. See lähtub märgade metsaelupaigatüüpide taastamise ja kaitsmise põhialusest: metsakooslused ja –liigid säilivad soodsas seisundis ainult piisava suuruse, sidususe ja terviklikkusega territooriumil, kusjuures metsakooslused on pidevas aeglasel muutumises.

Kuna eri elupaigatüüpidel on erinevad lähteseisundid (praegune pindala, sidusus ja toimivus) ning ökoloogilised eeldused, siis nõuab nende elustiku ja muude väärtuste säilimine teataval määral erisuguseid lahendusi. Elupaigatüüpide kujunemispotentsiaali säilitamine on eriti oluline nende elupaigatüüpide puhul, mis on säilinud üksnes väikeses osas kunagisest levilast (sh killustatuna) või mille degradeerumine jätkub juba toimunud keskkonnamuutuste (eeskätt kuivenduse) tõttu ega pruugi olla kuluefektiivselt taastatav. Noored, alles kujuneva struktuuriga metsad ei ole praegu veel LD elupaigatüüpide kriteeriumitele vastavad, kuid loodusliku veerežiimi säilimisel jääb võimalus nende arvel LD metsaelupaigatüüpide ökoloogilist toimivust tulevikus parandada ja hävivat pindala kompenseerida. Samal põhjusel tuleks lammimuldadel asuvates puistutes, millel on suur potentsiaal kujuneda lähiajal elupaigatüübiks 91F0, vältida pärandkoosluste taastamist.

Lühiajaline eesmärk aastaks 2030

- 1) Märgade metsaelupaigatüüpide levik ja seisund on kaardistatud.
- 2) Märgade metsaelupaigatüüpide seisundi halvenemine on Eestis peatatud ja üleriigiline seisund on paranemas.
- 3) On loodud eeldused pikaajalise kaitse-eesmärgi saavutamiseks. Märgade metsaelupaigatüüpide üldpindala ja kvaliteet riigis on vähemalt samal tasemel nagu 2004. aastal, kusjuures Natura aladel on iga märja metsaelupaigatüübi üldpindala ja heas seisundis olev pindala kasvanud nii loodusliku isetaastumise kui ka sihipärase taastamise abil. See tähendab, et kokku vähemalt 30% halvas seisundis olevast märgade metsaelupaigatüüpide pindalast on saavutanud hea seisundi, mis on hinnanguliselt 13 000 ha.
- 4) Taastamismeetmed (nii aktiivsed kui passiivsed) on aastaks 2030 ellu viidud elupaigatüübis:
 - soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080), vähemalt 6000 ha;
 - siirdesoo- ja rabametsad (*91D0), vähemalt 4500 ha;
 - lammi-lodumetsad (*91E0), vähemalt 1500 ha;
 - laialehiste lammimetsade (91F0), puhul on taastumispotentsiaaliga alad piiritletud (nii elupaigatüüp kui taastumispotentsiaaliga alad kokku 1000 ha) ja kaitse tagatud.

Pikaajaline kaitse-eesmärk aastaks 2050

- 1) Märgade metsade elupaigatüübid on Eestis soodsas seisundis (st, et vähemalt 90% elupaigatüübi pindalast on soodsas seisundis).
- 2) Märgadele metsaelupaigatüüpidele omaste liikide ohustatus on vähenenud.

- 3) Turvast akumulatsiooniv üldpindala metsades ei ole võrreldes 2004. aastaga vähenenud ning kaitstavates metsades on see pindala suurenenud.

Need eesmärgid on saavutatud märgade metsade kaitse, leevendus- ja taastamismeetmetega piisaval pindalal ning sidusa ökoloogilise võrgustikuna, millest esinduslikeimat osa kaitstakse tulemuslikult kaitse- ja hoiualadel. Kaitsealadel olevad kõdusoometsad täidavad eelkõige nende kaitsealade terviklikkuse toetamise funktsiooni ning nende üldpindala kaitsealadel on vähenenud LD metsaelupaigatüüpideks kujunemise ja taastamise kaudu vähemalt 10% võrra.

Käesolev tegevuskava sätestab ülalmainitud esinduslikeimale osale praeguse teadmise kohaselt järgmised vajatavad pindalad (aastaks 2050), mis vaadatakse üle tegevuskava täitmise jooksul, lähtudes tegevuskava rakendamise käigus läbi viidud analüüsides ja inventuuri tulemustest. Pindalaliste kaitse-eesmärkide määratlemise meetodika on toodud lisa 6.

- Elupaigatüübi soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) määratlusele vastab Eestis vähemalt **55 000** ha, range kaitse all on vähemalt 35 000 ha ja võrreldes 2019. aastaga on soodsas seisundis täiendavalt vähemalt 20 000 ha.
- Elupaigatüübi siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) määratlusele vastab vähemalt **63 000** ha, range kaitse all on vähemalt 50 000 ha ja võrreldes 2019. aastaga on soodsas seisundis täiendavalt vähemalt 15 000 ha.
- Elupaigatüübi lammi-lodumetsad (*91E0) määratlusele vastab vähemalt **6000** ha, range kaitse all on vähemalt 4000 ha ja võrreldes 2019. aastaga on soodsas seisundis täiendavalt vähemalt 100 ha.
- Elupaigatüübi laialehised lammimetsad (91F0) pindala koos elupaigatüübiks taastuvate aladega on vähemalt **2000** ha, range kaitse all on vähemalt 800 ha ja võrreldes 2019. aastaga on heas seisundis täiendavalt vähemalt 100 ha.

7. KAITSEKORRALDUSLIKUD TEGEVUSED JA EELARVE

7.1. TAASTAMISALADE VALIK

Projekti LIFE-IP „Loodusrikas Eesti“, LIFE18IPE/EE/000007 raames on plaanis taastada 2027. aastaks 3500 ha märgi metsi, millest valdava osa moodustavad soolehtmetsad. Taastamiseks valiti 10 ala. Alade valikul arvestati järgmiste kriteeriumitega:

BIOLOOGILISED PÕHIKRITEERIUMID

- Taastamise peaesmärk on Eestis kõige halvemas seisus oleva LD elupaigatüübi soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) taastamine või seisundi parandamine. Taastatavate koosluste hulka arvestatakse ka elupaigatüübi siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) kaseenamusega metsad ning lammi-lodumetsad (*91E0) ja laialehised lammimetsad (91F0).
- Hüdroloogiline terviklikkus. Veerežiimi taastamine taastamisalal aitab parandada ala (kaitstava ala või suurema piirkonna) hüdroloogilist terviklikkust. Valikus võiks olla erinevat tüüpi veerežiimiga märgalad, kus taastamine on võimalik.
- Olemasolevad kooslused on taastatavad sihtkooslusteks (soostunud ja soo-lehtmetsadeks ning kaseenamusega siirdesoometsadeks) mõistliku töömahuga.
- Taastamise lähtekoosluseks on kuivendusest mõjutatud degradeerunud soostunud ja soo-lehtmetsad.

TÄIENDAVAD KRITEERIUMID

- Ala on eelistatult osa suuremast soolast (piirneb näiteks suurema rabalaamaga), mis moodustab olulise osa taastamisala valgast.
- Eelistatud on valdavas osas madalsooturbal või lisaks turvastunud gleimullal või lammimullal paiknevad alad.
- Eelistatud on „esmased“ soometsad, mis pole kujunenud lagesoole kuivenduse tagajärjel.
- Välditakse põllumajanduslikelt maadelt lähtuvatest vetest toituvaid alasid (suur ja kontrollimatu toitainete sissevool).
- Taastamisala valgala moodustavad valdavas osas soo- ja metsamaastikud.
- Taastamisala asub teiste taastamisaladega võrreldes erineva hüdroloogilise režiimiga piirkonnas.

ADMINISTRATIIVSED KRITEERIUMID

- Paikneb Natura 2000 alal.
- Paikneb kaitseala sihtkaitsevööndis.
- Paikneb riigimaal või on olemas perspektiiv eramaa omandamiseks riigile.

Taastamisalade eelvaliku etapid ja põhimõtted on toodud lisas 2. Valitud alad jagati omakorda gruppideks vastavalt prioriteetsusele. Taastamisalade prioriteetsusgruppideks jagunemine koos selgitustega on toodud lisas 3. Alad, mille taastamine on esmane prioriteet, on toodud tabelis 8. Esmaste taastamisalade ülevaatekaardid on toodud lisas 5. Taastatav pindala on eeldatavalt kokku 5248 ha.

Tabel 8. Esmased märgade metsaelupaigatüüpide taastamisalad

| Taastamisala | Kaitseala | Loodusala | Pindala (ha) |
|--------------|----------------------------|--------------------------------|--------------|
| Meleski | Alam-Pedja looduskaitseala | Alam-Pedja linnu- ja loodusala | 440 |

| Taastamisala | Kaitseala | Loodusala | Pindala (ha) |
|-------------------|--------------------------------|---|--------------|
| Soomaa 2 | Soomaa rahvuspark | Soomaa linnu- ja loodusala | 370 |
| Peterna-Laashoone | Alam-Pedja looduskaitseala | Alam-Pedja linnu- ja loodusala | 1440 |
| Laulaste | Laulaste looduskaitseala | Põhja-Liivimaa linnuala Laulaste loodusala | 452 |
| Tudusoo | Tudusoo looduskaitseala | Tudusoo linnu- ja loodusala | 593 |
| Mustassaare | Alutaguse rahvuspark | Muraka linnu- ja loodusala | 236 |
| Ohepalu 2 | Ohepalu looduskaitseala | Ohepalu linnu- ja loodusala | 468 |
| Soomaa 3 | Soomaa rahvuspark | Soomaa linnu- ja loodusala | 279 |
| Pihla-Kaibaldi | Pihla-Kaibaldi looduskaitseala | Pihla-Kaibaldi loodusala | 529 |
| Luusika | Luusika looduskaitseala | Luusika loodusala | 441 |

7.2 KAITSEKORRALDUSLIKUD TEGEVUSED

Kaitsekorralduslikud tegevused tulenevad peatükis 5 kirjeldatud ohuteguritest ja neile vastavatest meetmetest. Jaotises 4.4 on esitatud uuringuvajadusest lähtuvad täiendavad uuringud. Paljud tegevused aitavad vähendada samaaegselt mitmest ohutegurist tulenevaid riske. Tegevused ei ole esitatud tähtsuse järjekorras.

7.2.1. OPTIMAALSE KAITSEKORRA KEHTESTAMINE

LD metsaelupaigatüüpide tsoonimine kaitsealade sihtkaitsevööndisse võimaldab neid kaitsta raiete ning kuivendusvõrkude hooldus- ja taastamistöde negatiivsete mõjude eest.

Kui on vajadus kaitsta väljaspool kaitstavaid alasid olevaid märgasid metsaelupaigatüüpe, siis on vajalik tagada neile range kaitse. Lisaks on vajalik arvestada, et kaitsealad moodustaksid ökoloogilise võrgustiku.

Kavandatavad administratiivsed meetmed ja praktilised soovituselised LD metsaelupaigatüüpide ja -liikide kaitsmiseks on kirjeldatud koostatavas kavas „Metsaelupaigatüüpide ja -liikide kaitsepõhimõtete rakendamise kava Natura 2000 võrgustiku aladel“. Nimetatud kava koostamise eesmärk on tagada, et metsade majandamine ei seaks ohtu Natura 2000 alade kaitse-eesmärgiks olevate metsaelupaigatüüpide ja -liikide seisundit ja säilimist. Tegemist on administratiivsete meetmete rakendamist planeeriva kavaga. Kavas kirjeldatakse metsaelupaigatüüpide ja metsaliikide kaitsepõhimõtete õiguslikke aluseid, tuuakse välja ohutegurid ning kavandatakse administratiivsed meetmed ja üldised praktilised suunised metsaelupaigatüüpide ja -liikide kaitseks. Kava loob kaitsepõhimõtete rakendamiseks raamistikku, mille alusel saab hinnata metsa majandamise mõjusid Natura 2000 ala kaitse-eesmärkidele. Tegemist on koondkavaga, mis võtab kokku senised Natura alade

kaitsekorralduskavades seatud kaitse-eesmärgid ning täpsustab alapõhiseid kaitse-eesmärke, kui see on väärtuste soodsa seisundi saavutamiseks vajalik. Kava rakendamiseks viiakse eelnevalt läbi keskkonnamõju strateegiline hindamine.

7.2.2. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE LOODUSLIKKUSE TAASTAMINE

Märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse taastamine on vajalik elupaiga seisundi parandamiseks ja praegu metsaelupaigatüübiks mitte kvalifitseeruvatel aladel metsaelupaigatüüpide kujunemiseks või kujunemise kiirendamiseks. Taastamistööde võtteid täiendatakse pidevalt vastavalt teadmiste paranemisele. Ülevaattetabel taastamisvõtete rakendamise kohta erinevas seisundis olevate metsakoosluse looduslikkuse taastamiseks on toodud lisas 5. Taastamistegevused on jagatud kolmeks suuremaks grupiks.

Metsaelupaigatüüpide säilitamis- ja taastamistöödel tuleb lähtuda põhimõttest, et metsaelupaigatüüpide taastamistööde käigus tuleb võimalikult vähe mõjutada olemasolevaid elupaigatüüpe.

7.2.2.1. LOODUSLIKU VEEREŽIIMI TAASTAMINE

Märgade metsaelupaigatüüpide loodusliku veerežiimi taastamine aitab peatada kuivenduse mõjul alanud turbalasundi hävimist ning puistu struktuuri ja alustaimestiku teisenemist, samuti pidurdada kliimamuutustest põhjustatud elupaigatüüpide degradeerumist. Veerežiimi taastamist on oluline planeerida suures maastiku mastaabis. Selleks tuleb analüüsida kaitstavate märgade metsade ja soode võrgustiku sidusust ja veerežiimi muutvate tööde tagajärjel tekkinud kahjustatust. See võimaldab välja selgitada võrgustiku toimimiseks vajalikud alad ja eelistatud taastamistegevused.

Kraavide täitmine pinnasega

Eelistatuim taastamisvõte on kraavide täielik tagasitäitmine. Selle teostatavus sõltub täitematerjali kättesaadavusest ja kaasneva keskkonnahäiringu ulatusest. Seda meetodit eelistatakse eelkõige paksu turbalasundiga aladel ja seal, kus kraavide kallastel on ulatuslikud pinnasvallid. Kõigepealt tuleb kraavitäiteks kasutada kraavi kallastel asuvate vallide materjali ja alles siis, kui sellest ei piisa, võib kaevata turbalasundist materjali juurde, tekitades paari ekskavaatorikopa suurusi auke.

Probleemseks võib osutada vanade kraavide täitmine, mille ümbrusesse on aastate jooksul tekkinud turba lagunemise tagajärjel ulatuslik depressiooniala. Sellisel juhul tuleb kombineerida erinevaid taastamismeetmeid, et saavutada piirkonnale iseloomulik looduslik veerežiim.

Kraavivallide likvideerimine

Kraavivallid on sarnaselt kraavidele veetõkked. Parimal juhul tuleks kraavivallid täielikult likvideerida. Peamiseks mulde likvideerimise viisiks on selle kasutamine kraavitäiteks. Kuid esineb ka olukordi, kus kraavimuldele kasvanud metsakooslus on väärtuslik või on kraavimuldest saanud kasvukoht mõnele ohustatud liigile. Sellisel erandjuhul tuleb valli täielikust likvideerimisest loobuda. Selle asemel peab kaaluma võimalust rajada valli sisse piisavalt läbijookse, et vall ei toimiks veetõkkena. Kraavivallidega sarnaselt tuleb käsitleda ka teede muldeid, kui need paiknevad risti reljeefi üldise languga.

Mõnel üksikul juhul võib kraavivall veetõkkena olla ka kasulik. Näiteks, kui on vaja takistada pinnavee valgumist piirnevalt alalt teekraavi. Sellised erijuhtumid lahendatakse igal konkreetsel alal kohaspetsiifikast lähtudes.

Kraavidele pinnaspaisude ehitamine

Pinnaspaisude rajamine on hädavajalik, kuna nende toimel valgub kraavi sekundaarses depressioonis liikuv vesi kogu alale laiali ja ühtlasi takistavad need vee liikumist suletud kraavi vähem tihendatud osas. Paisud rajatakse enamasti ekskavaatoriga, kuna see on kõige kuluefektiivsem ja kvaliteetsem viis. Vaid looduskaitseks väga tundlikes kohtades (nt allikate lähedus, kaitstavate liikide vahetu kasvukoht) ja väikeste kraavide korral on mõistlik rajada paisud käsitsi.

Põhjapaisude rajamine

Põhjapaisude ehitamine on taastamisvõtetest kõige kallim ja keerulisem. See võte on õigustatud eelkõige kohtades, kus sotsiaalsete asjaolude või loodusväärtuste tõttu saab veetaseme tõsta ainult piiratud ulatuses. Sellised juhud on seotud näiteks järvede veetaseme tõstmisega või maatulundusmaad mõjutavate kraavide veetaseme reguleerimisega.

7.2.2.2. VEEKOGUDE LOODUSLIKKUSE TAASTAMINE

Märjad metsaelupaigatüübid on seotud looduslike veekogude veerežiimiga ning nende kallastel toimuvate üleujutustega. Looduslike veekogude veerežiimi taastamine aitab parandada märgade metsaelupaigatüüpide seisundit. Looduslike veekogude (looduslikud järved ja vooluveekogud) taastamist tuleb planeerida maastiku mastaabis. Tegevust rakendatakse esmalt kõigi taastamistegevuste piirkondades ning pikemas perspektiivis planeeritakse seda koos jaotises 7.2.4. kirjeldatud tegevusega. Tulevaste taastamistegevuste efektiivsuse suurendamiseks tuleb esmajärjekorras kaardistada looduslike veekogude (nii vooluveekogude kui ka väikejärvede) taastamisvõimalused Eestis ning seejärel koostada veekogude taastamise plaan.

Põhjapaisude rajamine

Vaata jaotis 7.2.2.1.

Vooluveekogude geomorfoloogiliste protsesside taastamine

Vooluveekogudes tuleb luua veesuunajad ja avada vanad sängid, et taastada veekogude looklevus ja sidusus lammikooslustega. Vooluveekogude lammikooslusi ja funktsionaalset sidusust saab taastada eelkõige vanade jõeloogete avamisega, milleks tuleb õgvendatud lõikudesse rajada põhjapaisud või veesuunajad. Mõnel juhul on vaja vanad täissetinud sängiosad avada kaevetööde abil ning likvideerida sirgeks kaevatud lõikudest kaldavallid või need madalamaks kujundada.

Ala hüdroloogiline isoleerimine

Teatud juhtudel, kui märgala piir kulgeb piki eesvoolu või inimtekkelist langatust (nt kaevanduse serv), võib kaaluda ala hüdroloogilise isoleerimise võimalusi, et vältida suurest kõrguste vahest tingitud põhjaveetaseme alanemist. Lisaks maapinna vajumisele ja pinnavee äravalgumisele võivad sellisel juhul probleeme tekitada ka lasundisisesed veeväljavoolud. Eestis puudub tehismaterjalist paisude kasutamise edukas kogemus. Sookoosluse isoleerimiseks on küll kasutatud plastist sulundseinu koosmõjus maapealse pinnasvalliga, kuid hetkel ei olda kindlad selle meetodi kuluefektiivsuses ja toimimises.

7.2.2.3. METSAKOOSLUSTE LIIKIDE KOOSSEISU JA STRUKTUURI KUJUNDAMINE

Märgade metsaelupaigatüüpide veerežiimi taastamisega kaasnev kujundusraie on vajalik üksnes erandjuhtudel. Tegevuse vajalikkus selgitatakse välja taastamisse minevate alade täpsema analüüsimisega.

Trassiraie

Trasside raiumine on vajalik selleks, et tagada kraavide sulgemisel kasutatavate ekskavaatorite liikumis- ja töötamisruum. Trassiraiete käigus tekitatakse sageli loodusmaastikku sobimatud suured puudeta joonelemendid laiusel ca 10 m. Trasside raiumisel peab lähtuma põhimõttest – nii vähe kui võimalik ja nii palju kui hädavajalik. Kindlasti tuleb trasside raiumisel jätta paisude vahelisel alal kasvama kõik need kraavikalda puud, mis ei sega kraavi täitmist või mulde likvideerimist või masinate liikumist. Võimalusel peab trassile jätma puudegrupid, millest ekskavaator saab lihtsalt mööda manööverdada. See on vajalik selleks, et liigendada muidu ühetaolisi joonelemente, mis võivad teoreetiliselt suurendada kisklust ja rikuvad loodusmaastike terviklikkust. Suuremate kraavide puhul võib vajadusel jätta lühikesed kraavilõigud ka täitmata, kui see võimaldab puistut säilitada ja kui need lõigud ei ole hüdroloogiliste tingimuste parandamise seisukohast määrava tähtsusega. Kindlasti tuleb säilitada üksikud väga vanad puud ja samuti kraavide sisenõlvadele kasvama hakanud puud. Trasse tuleb vajadusel hiljem mitmekesisemaks kujundada, lükates ekskavaatoriga puid ümber, et imiteerida tuuleheidet, ja tõstes mättaga koos väiksemaid puid trassile.

Kujundusraie

Kujundusraiet kavandatakse eelkõige selleks, et kõrvaldada kraavituse tagajärjel kasvama hakanud puude mõju taastatava elupaiga struktuurile ja liikide koosseisule. Raiete kavandamine taastamistöde osana peab olema väga põhjendatud ja kavandajad peavad olema veendunud, et raietega saavutatav kasu ületab raietest tingitud kiire keskkonnamuutusega seotud kahju.

Raie kavandatakse planeerimisprotsessis pärast hüdroloogilise režiimi parendamise tööde kavandamist. Raie eelduseks on, et kraavide sulgemise järel kujuneb alal stabiilselt kõrge veetase, mis tagab puistu soovitud struktuuri püsimise. Veetase peab olema piisavalt kõrge, et takistada juure- ja kannuvõsudest tiheda sekundaarse puistu teket.

Raie kavandamise eelduseks on üheselt määratletud sihtkooslus, mille kujunemist raie peab toetama. Sihtkooslus on kooslus, mis areneb taastamistöde tulemusel kujunevate ökoloogiliste protsesside tagajärjel. Sihtkoosluse kujunemine on aeganõudev protsess, mis sõltub olemasoleva koosluse vaesumise määrast ja taastumist takistavate keskkonningimuste iseloomust.

Eestis on kujundusraiet kasutatud ainult siirdesoometsade (sihtkooslus) struktuuri kujundamiseks. Teiste metsaelupaigatüüpide puhul ei ole raiet kavandatud. Raie kasutamisega siirdesoometsa kui sihtkoosluse taastamisel suurendatakse metsakoosluse avatust. Seda on peetud oluliseks, kuna tiheda metsa võrastik takistab olulisel määral sademete jõudmist maapinnani, suur puistu biomass kasutab kuival kasvuperioodil vett ning halvendab ka valgustingimusi. Valgus- ja niiskustingimused on aga peamised keskkonnategurid, millest sõltub siirde- ja madalsoometsadele omaste alustaimestiku liikide (eelkõige turbasammalde) seisund. Nii siirde- kui madalsoometsade puhul on sihtkoosluse kirjeldamisel oluline mõista, et looduslikult võib nii madalsoo- kui siirdesoomets olla äärmiselt varieeruva struktuuriga,

sõltudes lähiajaos (50–200 aasta jooksul) toimunud häiringutest, nagu põlengud, tormid, põuaerioodid ja bioloogilised häiringud. Nii võib looduslikult esineda väga hõredaid vanu metsi kui ka tihedaid noorepoolseid siirdesoometsi. Seega alati ei saa kujundusraie vajadust põhjendada keskmisest tihedama ja suurema tagavaraga. Kui kooslus on loodusliku variatsiooni piirides või sellele väga lähedal, siis on õige raiest loobuda. Raiuma peab nii vähe kui võimalik, kuid piisavalt, et aidata kooslusel saavutada struktuur, mis on vähemalt lähedane ühele paljudest võimalikest looduslikest seisunditest.

Metsakoosluste taastamisel on raie õigustatud ainult siis, kui kuivenduse mõjul on toimunud üheselt mõistetav puistu tihenemine ja tagavara suurenemine. Siirdesoometsade puhul tähendab see üldjuhul seda, et puistu rinnaspindala on selgelt üle 21 m²/ha. Näiteks Öördi raba vanades siirdesoometsades tehtud mõõtmised näitasid, et puistu rinnaspindala on 13–21 m²/ha, kuid esines ka märjemaid kohti, kus rinnaspindala ei küündinud üle 10 m²/ha. Puistule oli iseloomulik tiheduse ruumiline varieeruvus, lama- ja surnud puidu olemasolu. Domineerivaks puuliigiks oli mänd, kuid esines ka sookaske, kuuske ja põõsarindes erinevaid pajuliike ning paakspuud. Raie kirjeldamisel peab siirdesoometsade referentskoosluste üldkirjeldusse suhtuma ettevaatusega ja seda muutma lähtuvalt välitöödel konkreetse ala kohta saadud andmetest. Oluline on seejuures hinnata säilinud turbalasuundi paksust ja olemasoleva puistu koosseisu. Kui turbakiht on juba õhukeseks jäänud (alla 50 cm) ja metsakoosluses esineb alusmetsas paakspuud ja kaske, tasub raiega olla eriti ettevaatlik, sest vähemalt lühikeses perspektiivis võib kännu- ja juurevõsudest lähtuv uuenemine kujundada alusmetsa väga tihedaks. Sellistel juhtudel on mõistlik raiest loobuda. Eriti kase puhul tuleks raiet üldiselt vältida ja eelistada vajadusel puude vigastamist.

Raie kavandamisel on oluline silmas pidada maastikulist aspekti. Raie planeerimisel peavad kavandajad hindama, kas piirkonnas on sarnaseid elupaigatüüpe, kuhu raiest vähemalt lühiajaliselt häiritud ohustatud loomad saavad liikuda. Näiteks, kujundades raiega siirdesoometsa elupaiga struktuuri metsise võimalikus elupaigas, peab kavandaja veenduma, et väljaspool raieala on piisavalt metsisele sobilikke elupaigatüüpe, kuhu linnud saavad häiringu ajal liikuda.

Raie kavandamine on Eestis toimunud üldiselt kahes etapis. Esimeses etapis käib kogunud ekspert kohapeal ja kirjeldab igal konkreetsel juhul lähtekoosluse ja võimaliku sihtkoosluse. Samuti paneb ekspert kirja olemasolevad loodusväärtused, hindab taastamistööde edukuse tõenäosust ja mõttekust ning kirjeldab detailselt vajalikke raietöid. Teises etapis vaatab ekspertide rühm raied maastikulisest aspektist üle, hindab raiega seotud riske loodusväärtuste suhtes ning analüüsib väärtustevahelisi konflikte. Selline lähenemine on pea alati tähendanud raiete pindala vähendamist, võrreldes välitööde järgsete ettepanekutega, mistõttu võib seda pidada sobilikuks ja soovitavaks lähenemiseks ka tulevikus.

Raie tegemisel tuleb alati järgida järgmisi põhimõtteid:

- 1) säilitada eelmise metsapõlve elus ja surnud puud; kui on risk neid kahjustada, siis tuleb kasvama jätta ka neid ümbritsevad puud;
- 2) säilitada ja tööde käigus võimalikult vähe kahjustada lamatüvesid ja tüükaid ning vajadusel jätta alale täiendavalt surnud puitu;
- 3) säilitada eritunnustega puud (tüveaugud, jämedad külgoksad, jändrikud tüved);
- 4) kujundades puistut osalise raiega, on oluline tagada raie ruumiline ebaühtlus: raiuda ebaühtlaste laikudena puistu hõredamaks, säilitades ka tihedamaid puistuosi;
- 5) männienamusega aladel (enamik taastatavatest aladest) jätta kuused ja kased ning nende vahetus naabruses kasvavad männid kasvama, kuna see loob puistus mosaiiksust;

- 6) kohtades, kus puidu väljavedu on keeruline või võimatu, tuleb eelistada puude vigastamist (rõngastamise või koorimise teel). Sellega muutub puistu struktuur ebaühtlasemaks ning puud surevad pikema perioodi jooksul;
- 7) raiealale jäävad raidmed tuleb võimalusel võimalikult suures ulatuses alalt ära viia, suruda turbasse või muul moel likvideerida. See on vajalik, kuna võib juhtuda, et maha jäänud raidmed halvendavad maaspesitsevate lindude jaoks elupaiga seisundit.

Raie negatiivne mõju

Raie kavandamisel tuleb alati tõsiselt kaaluda võimalikke negatiivseid mõjusid. Peamised negatiivsed mõjud võivad olla järgmised:

- 1) olemasolevas metsakoosluses esineb erinevaid kaitsealuseid liike ja soolupaigatüüpide taastamistööd halvendavad nende seisundit vähemalt lühikeses perspektiivis;
- 2) puistus esinevate seisvate surnud puude, tüügaste ja lamapuiduga seotud elustiku kahjustamine raiete käigus;
- 3) kännu ja juurevõsust lähtuva ebasoovitava kase ja paakspuu uuenduse tekkimine;
- 4) raiealale jäävate raidmete häiriv mõju maaspesitsevatele lindudele;
- 5) raie tulemusel tekkivate joonelementide ja servakoosluste mõjul suurenev kisklussurve maaspesitsevatele liikidele.

Istutamine

Metsakoosluse looduslikumaks kujundamisel pole istutamist (või külvi) Eestis veel katsetatud. Teoreetiliselt võib seda märgade metsaelupaigatüüpide seisundi parandamisel kasutada järgmistes situatsioonides:

1. kraavitrasside ja likvideeritud teetrasside metsastamine;
2. kasvukohale mitteomaste puuliikidega puistute likvideerimise järel sobiliku põhipuuliigi istutamine. Näiteks rannikulodusse männikultuuri asemel sanglepiku rajamine.

Üldiselt peab istutamisel silmas pidama, et istutusejärgne puistu kujuneks mitmekesiseks nii struktuurilt kui ka liikide koosseisult. Võimalusel peab eelistama kindlasti alade looduslikku uuenemist ja jälgima, et taastamistöödel tekiks selleks soodsad tingimused.

7.2.3. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE KAARDISTAMINE

Osa LD metsaelupaigatüübiks kvalifitseeruvaid alasid on kaardistamata või ebapiisavalt inventeeritud ja seega piisava kaitseta. Kaardistatakse kaitsealadel ja väljaspool kaitsealasid asuvad vähese või puuduva inim mõjuga säilinud märjad metsad. Hinnanguliselt on tegevuskavas 2050 aastaks seatud eesmärkide täitmiseks vaja täiendavalt inventeerida või olemasolevad inventuurid üle kontrollida kokku ca **75 000** ha suurusel alal.

Hinnangu andmisel on lähtutud asjaolust, et elupaigatüüpide soostuvad ja soo-lehtmetsad, siirdesoo- ja rabametsad, lammi-lodumetsad ja laialehised lammimetsad puhul ei ole teada (ei ole kaardistatud) nii palju elupaigatüüpe, kui on seatud tegevuskava eesmärgiks. Samal ajal on aga 2019 aasta aruande „Ülevaade loodusdirektiivi metsaelupaikade seisundist (2013–2018) elupaigainventuuride ja seireandmete põhjal“ (Leivits 2019) kohaselt 41% soostuvate ja soo-lehtmetsade, 22% siirdesoo- ja rabametsade, 26% lammi-lodumetsade ja 18% laialehiste lammimetsade elupaigatüüpidest valesi inventeeritud. Suuremalt jaolt on tegemist valemäärangutega ning teiste metsaelupaigatüüpidega. Seetõttu vajab nimetatud osa olemasolevatest andmetest uuendamist (ülekontrollimist). Hinnanguliselt 13% ulatuses on tegemist teiste kooslustega, mis ei vasta metsaelupaigatüübi kriteeriumitele (ca 16 000 ha) ning

15% ulatuses on tegemist nn kuivade metsaelupaigatüüpidega (ca 18 000 ha). Nimetatud pindalade osas on vajalik leida täiendavaid alasid, mis vastavad märgade metsaelupaigatüüpide tunnustele.

7.2.4. JUHENDITE KOOSTAMINE

Kaitsealade eri vööndites saab majandustegevust reguleerida kaitse-eeskirjades sõnastatud piirangutega. Senised piirangute määramise praktikad pole olnud alati piisavad elustiku kaitsmiseks. Ohutegurite peatükis on sõnastatud vajadus töötada välja juhendid, mis võtaks kokku senised teadmised ja tegevuskavas planeeritud uuringud seoses loodussõbraliku majandustegevusega.

7.2.4.1. PIIRANGUVÖÖNDI MÄRGADE METSADE LOODUSSÕBRALIKU MAJANDAMISE JUHENDI KOOSTAMINE

Märgade metsade seisundi parandamiseks on soovitatav seada kaitse-eeskirjaga piiranguvööndi metsade majandamisele piirangud, mis leevendaks metsade majandamise tagajärjel tekkivaid negatiivseid mõjusid piiranguvööndis. Millised piirangud seada, see sõltub konkreetsest kaitsealast.

Selleks, et parandada piiranguvööndis märgade metsade seisundit, on kaitseala valitsejal võimalik anda soovitusi hooldus- ja valikraiate tegemiseks. Peamised märgade metsade looduslähedase majandamise soovitusel on järgmised.

- Ei ole soovitatav teha raieid EELISes piiritletud metsise elupaigas 1. veebruarist 30. juunini (LKS § 55 lg 6).
- Metsise elupaikades säilitada suuri haralisi mände, hoida võimalikult palju puhmastikuga maapinda raidmetest puhas.
- Kuni 3 km raadiuses metsise mängupaiga servast säilitada suuri haralisi mände ja hoida võimalikult palju puhmastikuga maapinda raiejätmetest puhas.
- Linnustiku pesitsusrahu tagamiseks ei tehta raietöid perioodil 1. aprillist 30. juunini. Piirang
- Raiete käigus säilitada üle 24 cm jämedusega, erinevate puuliikide järkamata surnud lamapuitu vähemalt 20 tm/ha kohta.
- Jätta säilikpuudena kasvama elustiku mitmekesisuse tagamiseks erinevate puuliikide esimese rinde suurima läbimõõduga puid, eelistades kõvalehtpuid, mände ja haabasid, pärni ja eelmise metsapõlve üksikuid puid, samuti eritunnustega, nt põlemisjälgede, õõnsuste, tuuleluudade või suurte okstega puid. Lisaks säilikpuudele säilitada suuri kadakaid, remmelgaid, pihlakaid, toomingaid ja sarapuid.
- Vältida tervikuna mingi puuliigi või vanuserühma väljaraiet.
- Metsa majandamisel vältida metsa struktuuri väga monotoonseks raiumist. Raielangile jätta tihedamaid puudegruppe koos alusmetsaga.
- Vältida alumetsa ja kohaliku juurdekasvu hävimist raietööde käigus (st vältida enne raietööde algust lausalist alusmetsa raiet).
- Harvendusraietel ei ole soovitatav raiuda puistust välja maksimaalset lubatud puidukogust, vaid jätta eeskirja järgi lubatud minimaalne rinnaspindala 10% suuremaks.
- Vääriselupaikades raieid ei tehta, v.a erakorralistel juhtudel (oht inimese tervisele või varale).

- Jätta raiumata suuremate ja vahelduva reljeefiga eraldiste koosseisu arvatud väikesepinnalised soo- ja lodulaigud ning laialehiste (kõvaleht-) puude grupid.
- Kokkuveoteed kavandada maksimaalselt eraldise kuju ja reljeefi järgivald ning võimalusel looklevatena, kasutades maksimaalselt ära looduslikke häilusid ja puistu hõredamaid kohti.
- Vältida metsalagendike ja niidualade risustamist raidmetega (niidualadelt ja metsalagendikelt koristada raiejäätmeid).
- Kasutada metsanduslikke võtteid ja tehnikat, mis tagavad maksimaalselt pinnase, alusmetsa ja järelkasvu säilimise. Teha raieid kuiva või külmunud pinnasega.
- Kaitsta vooluveekogusid ja allikaid metsa majandamise käigus mistahes võimalike kahjustuste eest.
- Mitte raiuda selguseta või lagedaid alasid metsamaal, mille täius on alla 0,3 ja kus on säilinud üksikpuude rinne, vaid säilitada kõik puud elustikupuudena.

Peatükis 7.2.6 nimetatud uuringu (Erinevate raieviiside mõju märgade metsaelupaigatüüpide elustikule piiranguvööndis) tulemuste ja ka ülal loetletud soovitude alusel koostatakse juhend, kuidas võimalikult loodussõbralikult piiranguvööndi märgasid metsasid majandada. Juhendis antakse soovitusel ka püsimetsanduse ettevalmistamiseks ja rakendamiseks.

7.2.4.2. LOODUSVÄÄRTUSI ARVESTAVA EESVOOLUDE HOIUTÖÖDE JUHENDI KOOSTAMINE

Maaparandussüsteemide eesvoolusid hooldatakse valdavalt maaparanduse eesmärkidest lähtudes. Samal ajal on looduslikud eesvoolud väärtuslikud elupaigad ning eesvooludes toimuv mõjutab elustikku kogu seotud vooluvete võrgustikus ja nendega seotud märgades metsades. Tartu Ülikoolis valmistatakse ette juhendit, mis käsitleb vooluveekogude (eesvoolude) loodussõbralikuma hooldamise võimalusi.

7.2.4.3. VEEREŽIIMI MÕJUTAVATE TÖÖDE MÕJUDE HINDAMISE JUHENDI KOOSTAMINE

Tartu Ülikool koostab juhendit veerežiimi mõjutavate tööde mõjude hindamiseks. Juhendi koostamisel on vajalik koostöö märgalade ja veekogude elustiku ekspertidega ning metsamajandajatega. Ohutegurite peatükist tulenevalt peavad juhendis kajastuma ka soovitusel kobraste tegevuse hindamiseks veerežiimi mõjutajana ning soovitusel, millistes kohtades piirata kopratammide lõhkumist ja kobraste küttimist.

7.2.5. PLANEERINGUTE TÄIENDAMINE

Erinevates planeeringutes, arenduste ja maakasutuse planeerimisel ei arvestata piisavalt ei kaitsealuste ega hetkel kaitseta LD metsaelupaigatüüpide säilitamise ja kaitsega. Kuna kaitsealad saavad pikemas perspektiivis efektiivselt toimida ainult ruumiliselt seotud võrgustikus, siis on vajalik seda erinevate tegevuste juures senisest palju rohkem arvesse võtta.

Maakasutuse või infrastruktuuri planeerimisel võetakse ühe kriteeriumina arvesse õigusaktiga kaitsmata loodusväärtusi. Kaitsmata loodusväärtustega (st näiteks väljaspool kaitsealasisid asuvad metsaelupaigatüübid) on vajalik arvestada rohevõrgustiku planeerimisel.

Keskkonnaamet peab jälgima, et planeeringu koostamisel arvestataks nii kaitstud kui kaitsmata loodusväärtustega.

Senisest enam peab planeerimistel hindama Natura 2000 võrgustiku alade veerežiimi mõjutavate tööde lähi- ja kaugmõjusid ning rakendama leevendusmeetmeid või pakkuma alternatiive, samuti arvestama väljaspool kaitstavaid alasid paiknevate elupaigatüüpidega.

7.2.6. TÄIENDAVID UURINGUD

Tegevuskavas on koos üldmetoodikaga esitatud kuus teemat, mida on vaja uurida ohutegurite negatiivsete mõjude vähendamiseks.

- 1) Ülevaade märgade metsaelupaigatüüpide levikust Eesti metsamaastikus.
- 2) Looduslike referentsalade valimine, nende seisundit iseloomustavate tunnuste (taimkate, hüdroloogia, substraadi omadused, veekeemia) analüüs inimõjuga märgade metsaelupaigatüüpide taastumise ja taastamise hindamiseks.
- 3) Märgade metsaelupaigatüüpide kvaliteeti näitavate tunnus- ja suunisliikide komplekt.
- 4) Erinevate raieviiside mõju märgade metsaelupaigatüüpide elustikule piiranguvööndis.
- 5) Kraavivõrgustiku hooldamise ja uuendamise mõju märgadele metsaelupaigatüüpidele, selle mõju jälgimine ja mõju leevendamise võimalused.
- 6) Inimõjuga märgade metsaelupaigatüüpide looduslik taastumine ja vajadused taastamistegevusteks.

7.2.7. ÕIGUSAKTIDE MUUTMINE

Ohutegureid käsitlevas peatükis on välja toodud mitu teemat, kus praegune õigusruum ei võimalda efektiivset märgade LD metsaelupaigatüüpide kaitset ja arengut ning seetõttu oleks vaja teha vastavates õigusaktides muudatusi, mis hõlmaksid järgnevat.

- 1) Piirata looduslike veekogude õgvendamist ja veetaseme alandamist.
- 2) Piirata maaparandustöid tüseda turbaga aladel (tüsedaks turbakihtiks loetakse üle 1 m paksust turbakihti).
- 3) Soovitav on vältida uute metsanduslike maaparandussüsteemide rajamist.
- 4) Keelata uuendusraie piiranguvööndi märgades metsaelupaigatüüpides.
- 5) Soovitav on vältida uute teede rajamisel teeäärsete kraavide ja voolunõvade kuivendavat mõju märgadele metsaelupaigatüüpidele.
- 6) Soovitav on vältida maaparandustöid soostunud ja soolehtmetsades, siirdesoo- ning rabametsades ja lodumetsades ning nende läheduses.

7.2.8. KAITSTAVATE ALADE KÜLASTUSTE KORRALDAMINE

Kaitsealade külastuskoormus võib teatud kaitsealadel mõjutada negatiivselt LD metsaelupaigatüüpide seisundit. Probleemi saab leevendada külastuskorralduse planeerimisega kaitsealade ja hoiualade kaitsekorralduskavades. Samuti on oluline tõhustada järelevalvet ja suurendada piirangutest teavitamist.

7.3. EELARVE

Tegevuskavas esitatud tegevused on planeeritud ellu viia perioodil 2023–2031 nii, et aastaks 2026 oleks saavutatud LIPE-IP „Loodusrikas Eesti“ projektis seatud eesmärk taastada 3500 ha metsaelupaigatüüpide looduslik veerežiim. Tegevuskavas on planeeritud parandada aastaks 2030 kokku 13000 ha märgade metsaelupaigatüüpide seisundit. Eelarvetabeli koostamisel on lähtutud 2022. aasta hindadest. Maa riigile ostmise puhul on hinnatud, et riigile tuleb omandada 500 ha taastatavatest aladest. Metsaelupaigatüüpide kaitseks ja taastamiseks vajalike tegevuste eelarve aastate kaupa on toodud tabelis 10. Märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskava tegevusi rahastatakse riigieelarvest ja LIFE-IP projektist „Loodusrikas Eesti“.

Tabel 10. Märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskava meetmed, ajakava ja maksumus (tuhandetes eurodes).

| Tegevus | Vastutav asutus ¹ | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | Kokku |
|--|------------------------------|----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| Optimaalse kaitsekorra kehtestamine | KliM, KeA | X ² | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse taastamine | RMK, KeA, KliM | | 2200 | 3200 | 2500 | 2500 | 2500 | 2500 | 2500 | | 17900 |
| Märgade metsaelupaigatüüpide kaardistamine | KeA, KAUR | 30 | 30 | 30 | 270 | 270 | | | | | 900 |
| Märgade metsaelupaigatüüpide loodusõbraliku majandamise juhendi koostamine | KeA | | | 7 | 7 | | | | | | 14 |
| Maaparandussüsteemide eesvoolude hooldustööde juhendi koostamine | KeA | | 7 | 7 | | | | | | | 14 |
| Veerežiimi mõjutavate tööde mõjude hindamise juhendi koostamine | KeA | | 7 | 7 | | | | | | | 14 |
| Planeeringute täiendamine | KeA | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |

| Tegevus | Vastutav asutus ¹ | 2023 | 2024 | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | Kokku |
|--|------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|--------------|
| Täiendavad uuringud | RMK, KeA, KliM, TÜ, TLÜ, EMÜ | | | 177 | 225 | 190 | 100 | 115 | 40 | | 847 |
| Õigusaktide muutmine | KliM, KeA | | | | 78 | 78 | 78 | | | | 234 |
| Kaitstavate alade külastuste korraldamine | KeA, RMK | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| Maaomandiküsimuste lahendamine (maade riigile ostmine) | RMK | 1640 | 2300 | 2400 | 2400 | | | | | | 8740 |
| Taastamise tulemuslikkuse seire | RMK, KeA, KliM, TÜ, TLÜ, EMÜ, KAUR | | | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 140 |
| KOKKU | | 1670 | 4544 | 5848 | 5500 | 3058 | 2968 | 2635 | 2560 | 20 | 28803 |

¹⁾ KeA – Keskkonnaamet, KliM – Kliimaministeerium, RMK – Riigimetsa Majandamise Keskus, TÜ – Tartu Ülikool, TLÜ – Tallinna Ülikool, EMÜ – Eesti Maaülikool, KAUR – Keskkonnaagentuur).

²⁾ X – Keskkonnaameti või Keskkonnaagentuuri poolt täidetavad plaanipärased tööülesanded

8. KASUTATUD KIRJANDUS

| |
|--|
| Angelstam, P., Roberge, J.-M., Lõhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönz-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavičius, P., Larmanis, V., Lukins, M., Mikusinski, G., Račinskis, E., Stradzs, M. & Tryjanowski, P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. <i>Ecological Bulletins</i> 51: 427–453. |
| Asi, E. 2021. Metsamullast metsakasvukohatüübini. Keskkonnaagentuur. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2021-12/Metsamullast%20metsakasvukohat%C3%BC%C3%BCbini.pdf |
| Bourdaghs, M. 2014. Rapid Floristic Assessment Manual. Wq-bwm2-02b. Minnesota Pollution control Agency (MPCA). St. Paul, MN. 42 pp. |
| Bujoczek, L., Zižba, S., Bujoczek, M. 2020. Variation in deadwood microsites in areas designated under the habitats directive (Natura 2000). <i>Forests</i> , 11 (5), art. nr 486. |
| Cowenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratowich, A., Joosten, H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. <i>Hydrobiologia</i> 674, 67–89. |
| Creevy, A., Payne, R.J., Andersen, R., Rowson, J.G. 2020. Annual gaseous carbon budgets of forest-to-bog restoration sites are strongly determined by vegetation composition. <i>The Science of The Total Environment</i> . 705: 135863 DOI: 10.1016/scienceoenv.2019.135863 |
| Delin A. 2015. <i>Cinna latifolia</i> does not endure clear-cutting. <i>Svensk Botanisk Tidskrift</i> , 109(1), 18–27. |
| DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels. 188 pp. https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/d0eb5cef-216-4cad-8e77-6e4839a5471d/Reporting%20guidelines%20Article%2017%20final%20May%202017.pdf |
| Emsens, W.-J., Aggenbach, C.J.S., Rydin, H., Smolders, A.J.P., van Diggelen, R. 2018. Competition for light as a bottleneck for endangered fen species: An introduction experiment. <i>Biological Conservation</i> 220, 76–83. |
| Emsens, W.-J., Aggenbach, C.J.S., Schoutens, K., (...), Zak, D., Van Diggelen, R. 2016. Soil iron content as a predictor of carbon and nutrient mobilization in rewetted fens. <i>PLoS ONE</i> 11(4), e0153166 |
| Erit, K., Tuula-Fjodorav, R., Kose, M., Pilving, T. 2022. Rekreatiivsete, sportlike ja turismitegevuste mõju kaitsealadele – tegevuste, huvigruppide ja tegevuspaikade kaardistamine ning külastuskorralduslike soovituste väljatöötamine. Tartu. KIK projekti lõpparuanne. |
| Huth, V., Hoffmann, M., Bereswill, S., Popova, Y., Zak, D. & Augustin, J. 2018. The climate warming effect of a fen peat meadow with fluctuating water table is reduced by young alder trees. <i>Mires and Peat</i> , 21(4), 1–18. |
| Ilomets, M. 2005. Turba juurdekasv Eesti soodes. Lõpp-aruanne Keskkonnainvesteeringute Keskuse rakenduslikule uurimisprojektile. 60 lk. |
| Ilomets, M., Truus, L., Pajula, R., Purre, A.-H., Lode, E., Sepp, K., Kapanen, G., Tõnisson, H., Küttim, M. 2022. Läänemaa Suursoo karbonaatse madal soo taastamise edukuse seireprogramm. – L. Truus ja A. Kont (toim.), J. Terasmaa (koost.) 30 aastat keskkonna ökoloogiat ökoloogia keskuses 1992 – 2022. TLÜ LTI ökoloogia keskuse publikatsioonid13/2022: 223 – 249. Tallinn |
| Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Junguo, L. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. https://doi.org/10.1111/rec.13035 |
| Jakobson, L. 2015. Turbatootmise negatiivse hüdroloogilise mõju vähendamine. Magistritöö keskkonnatehnoloogias. Tartu Ülikool, loodus- ja tehnoloogiateaduskond, ökoloogia ja maateaduste instituut, geoloogia osakond. |
| Jarašius L., Etzold, J., Truus, L., Purre, A.-H., Sendžikaitė, J., Strazdiņa, L., Zableckis, N., Pakalne, M., Bociąg, K., Ilomets, M., Herrmann, A., Kirschev, T., Pajula, R., Pawlaczyk, P., Chost, I., |

| |
|--|
| Ciešlinski, R., Gos, K., Libauers, K., Sinkevičius, Ž., Jurema, L. 2022. Handbook for assessment of greenhouse gas emissions from peatlands. Applications of direct and indirect methods by LIFE Peat Restore. Lithuanian Fund for Nature, Vilnius, 202 pp. |
| Jurasinski, G., Ahmad, S., Anadon-Rosell, A., Berendt, J., Beyer, F., Bill, R., Blume-Werry, G., Couwenberg, J., Günther, A., Joosten, H., Koebisch, F., Köhn, D., Koldrack, N., Kreyling, J., Leinweber, P., Lennartz, B., Liu, H., Michaelis, D., Mrotzek, A., Negassa, W., Schenk, S., Schmacka, F., Schwieger, S., Smiljanic, M., Tanneberger, F., Teuber, L., Urich, T., Wang, H., Weil, M., Wilmking, M., Zak, D., Wrage-Mönnig, N. 2020. From Understanding to Sustainable Use of Peatlands: The WETSCAPES Approach. <i>Soil Syst.</i> 2020: 4, 14. |
| Jõgiste, K., Kuuba, R., Viilma, K., Korjus, H., Kiviste, A., Kalda, A., Parmasto, E., Jüriado, I., Lõhmus, P., Õunap, H. 2008. Metsade looduslikkuse taastamine. Halo Kirjastus. |
| Karus, M. 2017. Rail Balticu trassi loodus- ja kultuuriväärtused. Magistritöö. Maastikukorralduse ja loodushoiu osakond, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool. |
| Keskkonnaagentuur. 2019. Ülevaade loodusdirektiivi metsaelupaikade seisundist (2013-2018) elupaigainventuuride ja seireandmete põhjal. Eluslooduse osakond. |
| Keskkonnaministeerium, koostaja. 2021. Looduskaitse arengukava aastani 2020 täitmise aruanne. https://www.envir.ee/sites/default/files/lak2020_aruanne_2.pdf |
| Kowalska, A., Affek, A., Wolski, J., Regulska, E., Kruczkowska, B., Zawiska, I., Kołaczowska, E., Baranowski, J. 2021. Assessment of regulating ES potential of lowland riparian hardwood forests in Poland. <i>Ecological Indicators</i> , 120, art. no. 106834. |
| Kraut, A., Liira, J., Lõhmus, A. 2013. Beyond a minimum substrate supply: Sustaining saproxylic beetles in semi-natural forest management. <i>Forest Ecology and Management</i> , 360, 9–19. |
| Kukumägi, K. 2020. Otepää looduspargi Natura 2000 alade ajalooline kujunemine. Bakalaureusetöö. Keskkonnakaitse ja maastikukorralduse õppetool, Eesti Maaülikool. |
| Kull, T., Kull, T., Sammul, M. 2011. Reduced light availability and increased competition diminish the reproductive success of wet forest sedge <i>Carex loliacea</i> L. <i>Plant Species Biology</i> , 26 (1), 84–92. |
| Laine, J., Vasander, H., Sallantaus, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. <i>Environmental Reviews</i> , 3 (3-4), 286–303. |
| Lanno, K., Sammul, M. 2014. The Survival of Transplants of Rare <i>Ligularia sibirica</i> is Enhanced by Neighbouring Plants. <i>Folia Geobotanica</i> , 49 (2), 163–173. |
| Leivits, M. 2019. Ülevaade Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisundist (2013-2018) elupaigainventuuride ja seireandmete põhjal. Aruanne. Keskkonnaagentuur. |
| Liira, J. 2009. Olemasolevate koosluste seiremetoodikate hindamine ning soovitusi Natura2000 elupaikade seisundi seiremetoodika edendamiseks. Aruanne. Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool. |
| Liira, J. 2010. Metsaelupaikade seire kameraalsete meetodikate arendus. Tellija: Keskkonnaministeerium. Eksperttöö, käsikiri. |
| Liira, J. 2020. Bioloogilise mitmekesisuse indikaatorite analüüs erinevate metsaseireskeemide põhjal (SMI ja Natura2000-metsaelupaigad). Raport, Keskkonnaagentuur. |
| Lode, E., Ilomets, M., Küttim, M., Pajula, R., Truus, L. 2022. Sooveetasemete muutuste mustriid hüdrololoogilisel miinimumperioodil: kas ökotootanalooigid on rakendatavad? 151–181. |
| Lombardi, F., Di Lella, S., Altieri, V., Di Benedetto, S., Giancola, C., Lasserre, B., Kutnar, L., Tognetti, R., Marchetti, M. 2018. Early responses of biodiversity indicators to various thinning treatments in mountain beech forests. <i>IForest</i> , 11 (5), 609–618. |
| Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A., Viilma, K. 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. <i>Ecological Bulletins</i> , 401–411. |
| Lõhmus, A., Kont, R., Runnel, K., Vaikre, M., Remm, L. 2020. Habitat models of focal species can link ecology and decision-making in sustainable forest management. <i>Forests</i> , 11 (11), 721. |

| |
|---|
| Lõhmus, A., Kraut, A. 2010. Stand structure of hemiboreal old-growth forests: Characteristic features, variation among site types, and a comparison with FSC-certified mature stands in Estonia. <i>Forest Ecology and Management</i> , 260 (1), 155–165. |
| Lõhmus, A., Leivits, M., Pēterhofs, E., Zizas, R., Hofmanis, H., Ojaste, I., Kurlavičius, P. 2017. The Capercaillie (<i>Tetrao urogallus</i>) – an iconic focal species for knowledge-based integrative management and conservation of Baltic forests. <i>Biodiversity and Conservation</i> 26, 1–21. |
| Lõhmus, A., Remm, L., Rannap, R. 2015. Just a Ditch in Forest? Reconsidering Draining in the Context of Sustainable Forest Management. <i>BioScience</i> , 65(11), 1066–1076. |
| Lõhmus, A., Runnel, K. 2019. Kõdusoometsade looduskaitseperspektiiv (2017-2019): sisuaruanne. Käsitöö. |
| Lõhmus, E. 2004. Eesti metsakasvukohatüübid. Metsanduslik Uurimisinstituut, Eesti Põllumajandusülikool. Tartu. |
| Länelaid, A., Sohar, K., Kull, A. 2014. Kuivenduse mõju ulatus Tellissaare rabas määndide jämeduskasvu järgi. <i>Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis</i> , 111, lk. 219–229. |
| Maanaviija, L., Aapala, K., Haapalehto, T., Kotiaho, J.S., Tuittila, E.-S. 2014. Impact of drainage and hydrological restoration on vegetation structure in boreal spruce swamp forests. <i>Forest Ecology and Management</i> , 330, 115–125. |
| Mairota, P., Buckley, P., Suchomel, C., Heinsoo, K., Verheyen, K., Hédl, R., Terzuolo, P.G., Sindaco, R., Carpanelli, A. 2016. Integrating conservation objectives into forest management: coppice management and forest habitats in Natura 2000 sites. <i>iForest</i> 9: 560–568. |
| Masing, V. 1992. Ökoloogia leksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 320 lk. |
| Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S. & Laurén, A. (2010). Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. <i>Silva Fennica</i> 44 (1), 39–49. |
| Nurmla, M. 2010. Must toonekure (<i>Ciconia nigra</i>) pesitsuspiirkondade vooluveekogud ja nende ajaloolised muutused. Magistritöö, Eesti Maaülikool. |
| Ojanen, P., & Minkinen, K. 2020. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. <i>Global Biogeochemical Cycles</i> , 34(7), e2019GB006503. https://doi.org/10.1029/2019GB006503 |
| Orlikowska, E.H., Roberge, J.-M., Blicharska, M., Mikusiński, G. 2016. Gaps in ecological research on the world's largest internationally coordinated network of protected areas: A review of Natura 2000. <i>Biological Conservation</i> , 200, 216–227. |
| Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeeriumi Info- ja tehnokeskus. 297 lk. |
| Paal, J., Jürjendal, I. 2020. Diversity of old-drained forests in Estonia. <i>Baltic Forestry</i> 26 (1), 1-14. DOI:1046490/BF434 |
| Paal, J. 2004. Euroopas väärtustatud elupaigad Eestis. Eesti Keskkonnaministeerium. Ilo Print. 111 lk. |
| Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn. 308 lk. |
| Paal, J., Jürjendal, I. 2020. Diversity of old-drained forests in Estonia. <i>Baltic Forestry</i> 26 (1), 1-14. DOI:1046490/BF434 |
| Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A., Kull, A. 2016. Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. <i>Mires and Peat</i> , 18, art. nr 02. Paal, J., Jürjendal, I. 2020. Diversity of old-drained forests in Estonia. <i>Baltic Forestry</i> , 26 (1), art. nr 434, 1–14. |
| Palo, A., Gimbutas, M. 2013. Dynamics of tree layer composition, tree age and large diameter trees in Habitats Directive Annex I forest habitats in Estonia on the basis of monitoring data collected from 2010–2012. <i>Forestry Studies/Metsanduslikud Uurimused</i> 58, 57–73. http://mi.emu.ee/userfiles/MI/FSMU/2013/58/FSMU58_art6_57-73.pdf |

| |
|---|
| Palo, A., Remm, J. 2019. Loodusdirektiivi metsaelupaikade LIDAR-i põhise kaugseire perspektiiv. Pae, T.; Mander, Ü. (Toim.). PUBLICATIONES INSTITUTI GEOGRAPHICI UNIVERSITATIS TARTUENSIS 113. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus. Lk. 32-50. |
| Palo, A. 2010. Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend. Toim.-d Viilma, K., Paal, J., Türnpu, T., Maamets, L., Otsus, M., Animägi, A. Käsikiri. Tellija Eesti Keskkonnaministeerium. 46 lk. + lisad. |
| Palo, A. 2012. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisund Eestis. Eksperttöö. Tellija Keskkonnaministeerium. Täitja: OÜ Metsamutt. 77 lk. |
| Palo, A. 2015. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seire välitöö juhend. Eksperttöö, Keskkonnaagentuur |
| Palo, A. 2018. Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend, Tartu |
| Palo, A. 2018a. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisund Eestis (2013-2018). Eksperttöö. Tellija Keskkonnaagentuur. Täitja: OÜ Metsamutt. |
| Palo, A., Hoder, D., Liira, J. 2011. Re-evaluation of stand indicators for the assessment of the representativity status of the Natura 2000 habitat type forests [Loodusdirektiivi metsaelupaikade esinduslikkusklasside eristavate tunnuste määramisel]. Estonian Journal of Ecology, 60 (3), 209–224. |
| Peacock, M., Granath, G., Wallin, M. B., Högbom, L., & Futter, M. N. 2021. Significant emissions from forest drainage ditches – An unaccounted term in anthropogenic greenhouse gas inventories? Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 126, e2021JG006478. https://doi.org/10.1029/2021JG006478 . |
| Pikk, J. Seemen, H. 2000. Loss of Peat on Drained Peatlands in Estonia. – Baltic Forestry, 1: 25-29 |
| Punntila P., Autio O., Kotiaho J.S., Kotze D.J., Loukola O.J., Noreika N., Vuori A., Vepsäläinen K. 2016. The effects of drainage and restoration of pine mires on habitat structure, vegetation and ants. Silva Fennica 50 (2), id 1462. 31 lk. |
| Rajakallio, M., Jyväsjärvi, J., Muotka, T., Aroviita, J. 2021. Blue consequences of the green bioeconomy: Clear-cutting intensifies the harmful impacts of land drainage on stream invertebrate biodiversity. Journal of Applied Ecology, 58 (7) 1523–1532. |
| Remm, L., Lõhmus, A., Rannap, R. 2015. Temporary and small waterbodies in human-impacted forests: An assessment in Estonia. Boreal Environment Research, 20 (5), 603–619. |
| Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M., Lõhmus, A. 2013. Long-Term Impacts of Forest Ditching on Non-Aquatic Biodiversity: Conservation Perspectives for a Novel Ecosystem. PLoS ONE, 8 (4), art. nr. e63086. |
| Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., Kohv, M. 2018. Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. Forest Ecology and Management, 428, 87–92. |
| Remm, L., Lõhmus, A. 2016. Semi-naturally managed forests support diverse land snail assemblages in Estonia. Forest Ecology and Management, 363, 159–168. |
| Riigikontroll 2008. Väärtuslike metsaelupaikade kaitse Natura 2000 võrgustiku aladel. Riigikontrolli aruanne Riigikogule, Tallinn, 28.05.2008 |
| Rosenvald, R., Järvekülg, R., Lõhmus, A. 2014. Fish assemblages in forest drainage ditches: degraded small streams or novel habitats? Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters, 46, 37–44. |
| Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A., Remm, L. 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. Forest Ecology and Management, 262 (8), 1541–1550. |
| Runnel, K., Tamm, H., Kohv, M., Pent, M., Vellak, K., Lobjak, J., Lõhmus, A. 2023. Short-term responses of the soil microbiome and its environment indicate an uncertain future of restored peatland forests. Journal of Environmental Management 345: 118879. |

| |
|---|
| Sallinen, A., Tuominen, S., Kumpula, T., Tahvanainen, T. 2019. Undrained peatland areas disturbed by surrounding drainage: A large scale GIS analysis in Finland with a special focus on AAPA mires. <i>Mires and Peat</i> , 24, art. nr. 38, 1–22. |
| Sikorski, P., Szumacher, I., Sikorska, D., Kozak, M., Wierzba, M. 2013. Effects of visitor pressure on understory vegetation in Warsaw forested parks (Poland). <i>Environmental Monitoring and Assessment</i> , 185 (7), 5823–5836. |
| Soomets, E. 2020. Focal species in wetland restoration. <i>Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis</i> 374. 137 lk. University of Tartu Press. |
| Soomets, E., Lõhmus, A., Rannap, R. 2023. Restoring functional forested peatlands by combining ditch-blocking and partial cutting: an amphibian perspective. <i>Ecological Engineering</i> 192: 106968. |
| Soometsade inventuur. 2010. TLÜ Ökoloogia Instituudi Maastikuökoloogia osakond. - Töövõtulepingu Nr 18-25/408 31. juulist 2008. a. "Eesti turba-alade looduskaitseline inventeerimine (I etapp)" (reg nr 104648)aruanne. EV KKM. 68 lk. |
| Steinacker, C., Beierkuhnlein, C., Jaeschke, A. 2019. Assessing the exposure of forest habitat types to projected climate change – Implications for Bavarian protected areas. <i>Ecology and Evolution</i> , 9 (24), 14417–14429. |
| Suislepp, K., Rannap, R., Lõhmus, A. 2011. Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. <i>Forest Ecology and Management</i> , 262 (6), 1078–1083. |
| Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. <i>Journal of Ecology</i> , 99 (2), 404–415. |
| Tikkanen, O.-P., Matero, J., Mönkkönen, M., Juutinen, A., Kouki, J. 2012. To thin or not to thin: Bio-economic analysis of two alternative practices to increase amount of coarse woody debris in managed forests. <i>European Journal of Forest Research</i> , 131 (5), 1411–1422. |
| Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Karoler, K. 2017. Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. <i>Forest Ecology and Management</i> , 399, 82–93. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.023 |
| Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R. 2020. Forest ditch maintenance impoverishes the fauna of aquatic invertebrates: Opportunities for mitigation. <i>Journal of Environmental Management</i> , 2020, 274, 111188. |
| Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R., Voode, M. 2018. Functional Assemblages of Macroinvertebrates in Pools and Ditches in Drained Forest Landscape. <i>Wetlands</i> , 38 (5), 957–964. |
| Vaikre, M., Voode, M., Soomets-Alver, E. 2024. From shady ditches to artificial pools—Does mire restoration benefit aquatic invertebrates? <i>Limnologica</i> , 104, 126141. |
| Viljasoo, V. 2015. Lahemaa rahvusparki metsaelupaikade inventuur. Metsandus- ja maaehitusinstituut, Metsakorralduse osakond, Eesti Maaülikool. |

LISAD

LISA 1. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE FOTOD

Fotoleht 1. *91D0 tüüpilised heas seisundis elupaigad



Fotoleht 2. Kuivenduse mõjuga elupaigatüüp *91D0, millel on praegu kõrge loodusväärtus



Fotoleht 3. *9080 tüüpilised heas seisundis elupaigad



Fotoleht 4. *9080 degradeeruva turbaga halvas seisundis elupaigad, millel on salumetsadele omaste epifüütide jaoks kõrge loodusväärts



Fotoleht 5. *91E0 tüüpilised heas seisundis elupaigad



Fotoleht 6. *91E0 degradeeruva turbaga halvas seisundis elupaigad, millel võib olla väärtus soodele mitteomaste liikide elupaigana



Fotoleht 7. 91F0 tüüpilised heas seisundis elupaigad



Fotoleht 8. 91F0 kahjustatud elupaigad, millel on praegu kõrge loodusväärtus



LISA 2. TAASTAMISALADE EELVALIKU ETAPID JA PÕHIMÕTTED

I etapp: soo-lehtmetsi hõlmavate „tuumalade“ eelvalik geoinfopäringuna

I etapis loodi geoinfokiht „SooLeht_loodusala“, mis saadi järgmiste järjestikuste põhiprotseduuride järel Natura alade piires:

- mullakaardilt päriti kogu madalsoo- ja lammimuldade ala ning tekitati neile 25 m välispuhver;
- lisati eelnevat puutuvad metsaalad (eraldised), mis 2019. aasta seisuga olid järgmistest kasvukohatüüpidest: LD, MD, AN, TA, TR, SJ;
- eemaldati eelnevalt saadust 2018. aasta CORINE-kihi alusel kõik muud maakattetüübid peale 311 (lehtmetsad) ja 313 (segametsad); algselt prooviti sisse jätta ka 324 (üleminekulised metsaalad), kuid need osutusid peamiselt puissoodeks ja tekitasid lihtsalt müra;
- polügoonid lahutati isoleeritud laikudeks ja kustutati ära <1 ha suurused laigud.

Etapi tulemuseks oli kokku 2316 polügooni ja 72 522 ha üldpindala hõlmav kaardikiht, mis eeldatavasti näitab ära piirkonnad, kust võiks Eestis soo-lehtmetsadele keskenduvald taastamisalasid otsida (joonis 1).



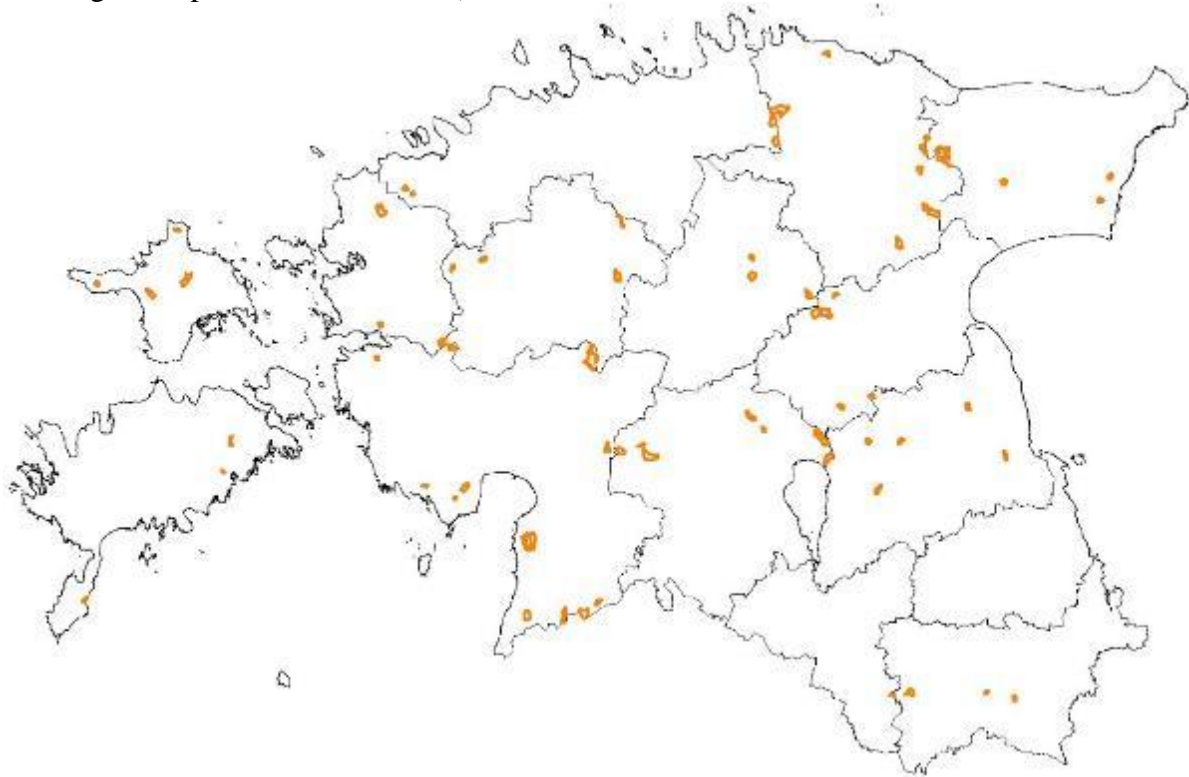
Joonis 1. Taastamisvaliku soo-lehtmetsa „tuumalade“ (punasega) paiknemine Natura aladel (helesinine)

II etapp: suurema kuivendusemõjuga alade visuaalne valimine

Kaardilt leiti kõigi I etapi alade seast visuaalselt sellised kuivendussüsteemidega alad, kus kuivenduskraavide sulgemise abil taastamine võiks parandada märgade lehtmetsade kvaliteeti. Jälgiti, et kuivendussüsteemi muutmine oleks hüdrooloogiliselt võimalik või ei oleks väga keeruline. Alade valimisel jälgiti ka II ja III seisundiklassi kuuluvate loodusdirektiivi märgade metsaelupaigatüüpide olemasolu ja kas nende kirjelduse juures oli rõhutatud kuivenduse

negatiivset mõju. Eraldi asuvad alla mõnekümne ha suurused alad eemaldata selles etapis valikust.

Kokku jäi valikusse 64 ala (joonis 2), sh neli varasemat eelvalikuala (kogupindala u 20 000 ha; hinnangulised pindalad 50–1000 ha).



Joonis 2. Natura 2000 võrgustiku aladel paiknevad olulise kuivendusemõjuga soo-lehtmetsa enamusega alade asukohad (n=64)

III etapp: taastamisaladega seotud tegurite hindamine

Iga ala kohta arvutati kokku 12 tunnust, mis pärinesid seitsmest kategooriast. Tunnuste väärtused võisid anda nii positiivseid punkte (võiksid soodustada taastamise edukust) kui ka negatiivseid punkte (taastamise edukust vähendavad asjaolud või juba olemasolevate väärtuste potentsiaalne hävimine).

1) Puistutega seotud tunnused:

- puistute osakaal kogu pinnast (positiivne; +) (<50% **-1**; ≥50% **0**)
- lehtmetsa pindala (+) (10-29 ha **0**; 30–99 ha **+1**, ≥100ha **+2**)
- üle 50-aastase lehtmetsa osakaal kogu lehtmetsast (negatiivne; -) (<50% **0**; 50-66% **-1**; 67–82% **-2**; 83–100% **-3**)
- männikute osakaal (-) (<20% **0**; 20–39% **-1**; 40-59% **-2**, 60–80% **-3**, ≥80% **-4**)
- (istutatud) kuusikute osakaal (-) (<20% **0**; 20–39% **-1**; 40–59% **-2**).

2) Kõdusoometsade osakaal: kõdusoometsad on juba looduslikust soometsast nii palju eemaldunud, et taastamise edukus on küsitav (-) (<20% **0**; 20–39% **-1**; 40–59% **-2**, 60–80% **-3**, ≥80% **-4**).

- 3) Olemasolevate märgade metsaelupaigatüüpide osakaal:
 - heas seisundis elupaigatüüpide osakaal metsapinnast; kui vähe, siis positiivne (levikuallikas lähedal); kui palju, siis negatiivne (taastamine pole vajalik) (+-) (0% **0**, 1-32% **+1**, ≥33% **-1**)
 - kehvast seisundis (seisund II-III) elupaikade pindala (+) (0 ha **0**; 1–29 ha **+1**; 30–99 ha **+2**; 100–199 ha **+3**; ≥200 ha **+4**).
- 4) Suletava kuivendussüsteemi kompaktsus (tervikuna suletav **+1**, olulised osad ei ole suletavad **-1**, ebaselged juhtumid **0**).
- 5) Olemasolevate metsaelupaigatüüpide ohutegurite hulgas on nimetatud kuivenduse negatiivset mõju (nimetatud **1**, pole nimetatud **0**).
- 6) Maaomandi ja kaitsekorra arvesse võtmine. Eramaal on taastamistegevuste tegemine ilmselt keeruline, kuid sihtkaitsevööndis võib see siiski olla võimalik ning seal on ka suurema tõenäosusega võimalik eramaa riigiomandisse ostmine. Eraldi tunnuseks arvutati piiranguvööndis asuva eramaa osakaal (<20% **0**; 20–39% **-1**; 40–59% **-2**, 60–80% **-3**, ≥80% **-4**).
- 7) Kattuvus varasemate sootaastamise alade kihtidega. Eemaldati need alad, kus veerežiim on olulises osas juba taastatud - sellega eemaldati valikust 9 ala. Osalist väikesepinnalist kattumist varasemate taastamisaladega ja poollooduslike alade taastamisega ignoreeriti, kuna hilisemates etappides saab need taastamisalast välja lõigata.

Kõikide tunnuste põhjal saadud punktisumma annab küll hinnangu taastamistegevuste potentsiaali kohta, kuid iga võimalikku ala peab teda ümbritsevat maastikku arvestades eraldi vaatama. Lisaks võivad siin etapis kasutatud andmebaasid olla puudulikud.

Antud (aga ka kahes eelmises) etapis on arvesse võetud eeskätt bioloogilisi aspekte, mis võiksid mõjutada taastamistegevuse efektiivsust. Maa omandivormi ja kaitsestaatust võeti teadlikult arvesse ainult väikese kaaluga. Järgmistes etappides võivad need ilmselt mitmetel juhtudel välistada ala kasutamise taastamisalana. Näiteks võib olla võimalik küll eramaad riigile osta, kuid see selgub alles konkreetsete alade juures. Kokku jäi siin etapis valikusse 55 ala (kogupindalaga 15 500 ha).

IV etapp: prioriteetsete taastamisalade esmase valiku ja peamiste probleemide kaardistamine

Eesmärk oli: 1) saada valik aladest, mille piire tuleks veel täpsustada, enne kui need antakse KeA-le ja RMK-le edasiseks menetlemiseks; 2) täiendada eelmiste etappide alade infot, eriti võimalikke täiendavaid kriteeriume silmas pidades; 3) anda taastamistegevusi täpsustav sisend märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskavasse.

Selles etapis võeti arvesse ka alade minevikku, kasutades Maa-ameti ajaloolisi kaarte. Eelistatud olid põlisel metsamaal asuvad alad ning välditi lähiajaloo lageda ala metsastumisel tekkinud soometsasid. Vaadati ka potentsiaalselt häiringutundlike kaitstavate linnuliikide (eeskätt röövlinnud ja metsis) leiukohti EELISE andmetele tuginedes. Alade kaalumisel võeti selles etapis arvesse konkreetse koha taastamistegevusi mõjutavate teguritega ka omandivormi ja kaitsestaatust. Kui varasemad etapid olid keskendunud soo-lehtmetsadele, siis selles etapis vaadati ka laiemat ümbrust, käsitledes ümbritsevat märgala kui tervikut. Konkreetsete alade väljavalimise järel saab suurendada kogupindala ka teistele sootüüpidele ja (võib-olla) ka väljapoole Natura alasid.

LISA 3. TAASTATAVATE ALADE PRIORITEETSUSKLASSID

Prioriteetsus A (2 ala). Taastamistöödeks sobivad, suhteliselt probleemivabad alad.

- 1) Meleski (eelvalikuala nr 3, joonis 1). Kaalumist vajavad majandusmetsaga piirialad ja merikotka hoidmine. Taastamise võiks laiendada ka kõrvalasuvale rabaosale.
- 2) Soomaa 2 (nr 32) on Soomaa tuumikala, järjepidev metsaala. Soomaa valikute seas ilmselt parim. Lisaks tasub vaadata ka muid ümbruskonna võimalikke taastamisalasid, võimalikku ühendamist nendega, sh Karuskose.

Prioriteetsus B. Taastamistöödeks sobivad alad, aga mõne selge probleemiga, mida on vaja käsitleda. Tüüpiliselt nt seoses kaitstavate liikide elupaikadega, mis vajavad taastamisvõtete hoolikat planeerimist ja võib-olla neist ka kohati loobumist. Eristati kaks prioriteetsusgruppi:

B1 (3 ala)

- 3) Peterna-Laashoone (nr 64). Argument: taotluses juba näidatud ala; terviklik ja suhteliselt heas seisundis ala; põhiküsimus on leida sobivad taastamisvõtted, mis ei kahjustaks juba toimuvat (ise)taastumist. Ala keskele on rajatud tee, kuid see asub veelahkmel.
- 4) Laulaste (nr 44). Argument: parim järjepideva soo-lehtmetsa ala; järjepidev, suur ala, kuid täpsustamist vajab, kuivõrd vähendaks taastamise efektiivsust kohapealsest kuivendusvõrgust ainult osa hõlmamine. Kaaluda ka teest itta jäävat osa. Kaalumist vajav probleem RMKle on piiranguvööndi hõlmamine.
- 5) Tudusoo (nr 13). Argument: sünergia varasemate sootaastamisaladega. Põhjapoolne osa on taastatud, aga lõunapoolne 600 ha on suur loodusmassiiv, põline soometsamaastik. *Arutelu: lääneosa on suurema potentsiaaliga, omaette tervik ja vähem konfliktne.*

B2 (4 ala)

- 6) Mustassaare (nr 2) ala on seotud Muraka kompleksiga ja RMKs oli kunagi selle taastamine juba jutuks. Väljakutseks on lendorava elupaiga terviklikkuse tagamine sihtidel. Võib laiendada ka lõunapoolse, kus Sildla soos on küll valdavalt *91D0. Ei kuulu valdavalt SKVsse ja keskne kraav on seotud teega. Lõunasse jäävas väiksemas rabas on metsisemäng: seal saaks seisundit ilmselt paremaks teha, aga ettevaatlikult. *Arutelu: teega seotud kuivendus jääb, selle tähtsus kogu ala seisukohalt vajab hindamist; metsisemängu silmas pidades võiks kaaluda järkjärgulist taastamist.*
- 7) Ohepalu 2 (nr 11) on looduslikult väga väärtuslik ala, kus on oluline soojärvede väljavoolu kinnipanek. Võib-olla õnnestub väheste kraavide sulgemisega suur pindala looduslikumaks muuta. Taastamisala metsad on väärtuslikud ja taastamistööde läbiviimisel ning veerežiimi taastumisel vältida olemasolevate metsaelupaikade hävimist. *Arutelu: põhiküsimus on, mil määral nende juba 19. saj tehtud kraavide-väljavoolude sulgemine parandaks ala metsade seisundit.*
- 8) Soomaa 3 (nr 33) oli minevikus osaliselt lammiala; kaks konnakotkast. Kindlasti vaja ümber piiritleda – lamminiite ja eramaid välja arvata/vähemaks jätta. Praegu piiritletud maa-alast lõunasse jäävad ulatuslikud, valdavalt riigimaal paiknevad soo-lehtmetsad sihtkaitsevööndis.
- 9) Pihla-Kaibaldi (nr 25) ala on ka lagedate soode taastamisalade nimekirjas, aga oleks mõistlik taastada koos metsadega. Kuivendussüsteemid on väga vanad. *Arutelu: kõrvaloleval Määvli alal on taastamistööd juba tehtud; alal palju vanu puistuid, mida ei tohiks kahjustada.*

Prioriteetsus C. Head taastamispotentsiaaliga alad, mis aga vajavad üldisemat taastamisperspektiivi analüüsi ja võimalikku taastamisalade piiride täpsustamist. Taastamisperspektiivi terviklikkuse alusel eristati kaks prioriteetsusgruppi:

C1 (2 ala)

- 10) Luusika (nr 12) on erviklik süsteem, mille sulgemine mõjutab kogu ala. Kõik on SKV ja riigimaa. Võiks isegi laiendada kogu kaitsealale ja ka Oti LKAle. *Arutelu keskendus asjaolule, et Natura andmebaasis on valdav osa alast määratud kõrge kvaliteediliseks läänetaigaks (*9010), samas kui kaitsekorralduskavas (2015) väidetakse, et kogu ala keskosal kaitstav elupaigakvaliteet puudub. Vajab täpsemat inventuuri, sh Natura arvestuse korrigeerimist, ja taastamispotentsiaali selgitamist. Alal on säilinud väikesearvuline metsisemäng kunagise suure asemel, võiks olla ka metsise elupaiga pikaajaline taastamispotentsiaal.*
- 11) Endla W-osa (nr 52) on meie klassikaline märgala ja vajab taastamist. *Arutelus leiti, et ala on maastikuliselt väga perspektiivne taastamisala, kuid on erinevaid kohapeal lahendamist vajavaid teemasid (tee ala keskel, eramaad põhjaosas, purskav allikas, laiendusvõimalused läände üle jõe). Alal on säilinud väikesearvuline metsisemäng kunagise suure asemel, võiks olla ka metsise elupaiga pikaajaline taastamispotentsiaal.*

C2 (2 ala)

- 12) Parika 2 (nr 21) alal pesitseb must toonekurg ja metsis ning esmastesse piiridesse ala jääda ei saa. Teisalt on Parika raba enda taastamine juba projekteerimisaastal. Küsimus on, kas tasub sellele lisada laiendus, nt idaossa (samas, seal on metsis).
- 13) Käntu-Kastja (nr 41) on hoiuala, kus on väga palju eramaad ja mille kaitsestaatus lähiajal muutub (projekteeritav kaitseala). Võrreldes algselt pakutuga on vaja piire muuta, nt võiks olla põhjendatud keskendumine taastamisele soo ümber, et suurendada soo pindala (eriti siis, kui see tsooneeritakse sihtkaitsevööndisse).

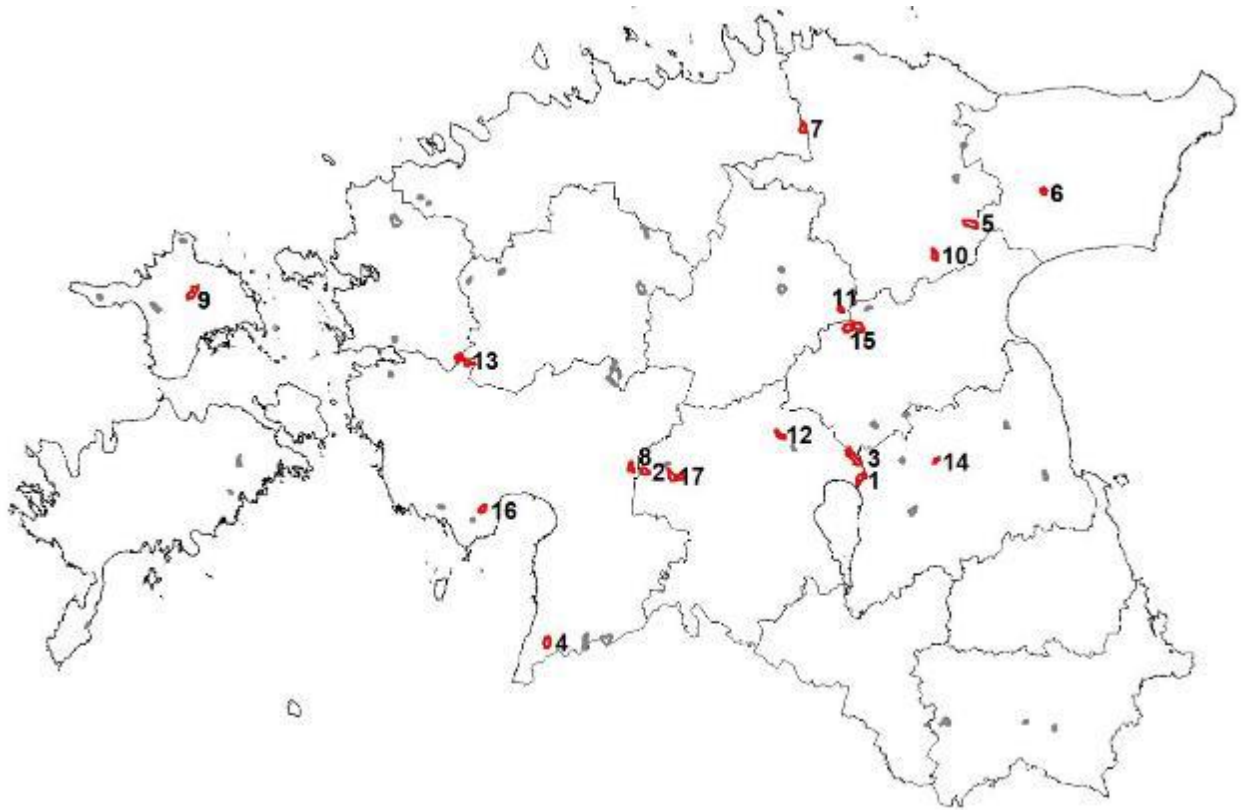
Prioriteetsus D (1 ala).

- 14) Kärevere (nr 22) on varasem luhaala, mille kraavid on kohati üsna sulgunud, kuid mille taastamine luhana ei ole päevakorras. Põhimõtteliselt on võimalik väikese tööga (mõne kraavi sulgemisega) niiskusrežiimi oluliselt parandada. Ala on valdavalt piiranguvööndis.

Prioriteetsus E (3 ala). Hüdroloogiliselt probleemsed alad (lisaks muid probleeme), vajavad täpset kaalumist erinevate piirivariantide korral.

- 15) Endla S-osa (nr 4) on pingereas madalal kohal, kuid kaalumise võib põhineda puudulikel andmetel. RMK on juba varem seda kaalunud taastamisalana, kuid probleemiks on nii ida- kui ka lääneosa läbiv eesvool, mis ei ole suletav. Samas lääneosa taastub juba kopra tegevuse tagajärjel. Probleem on ka metsisega, kelle kaitset on Endla LKA tähtis piirkond. Piirid tuleb üle vaadata. Alal on palju miinuseid, aga ka plusse.
- 16) Lindi (nr 8) probleemid: karjäär, kotkapesad. RMK esindaja sõnul võiks sobida taastamisalaks.
- 17) Soomaa 1 (nr 31) on oluline taastada – Soomaa südame metsad. Arutelus leiti, et kuigi maastikuliselt on ala igati perspektiivne, on probleemiks ala läbiv Mulgi oja. Seda ei saa sulgeda ja seda on väga keeruline ka ümber suunata. Ala asub piiranguvööndis, kus on lubatud metsasid majandada.

Mõne ala puhul täpsustati piire vastavalt ekspertgrupi soovitudele. Selles etapis välja valitud 17 ala kogupindala oli 7700 ha, kuid see võib konkreetse planeerimise käigus oluliselt muutuda. Lisaks, nagu märkis RMK esindaja, peab taastamisala pindala-hinnangu määramise kooskõlastama varasema praktikaga.



Joonis 1. Ekspertgrupi valitud võimalikud taastamisalad (tähistatud punasega ja nummerdatud; N=17) ja valikust kõrvale jäänud alad (tähistatud halliga; N=38)

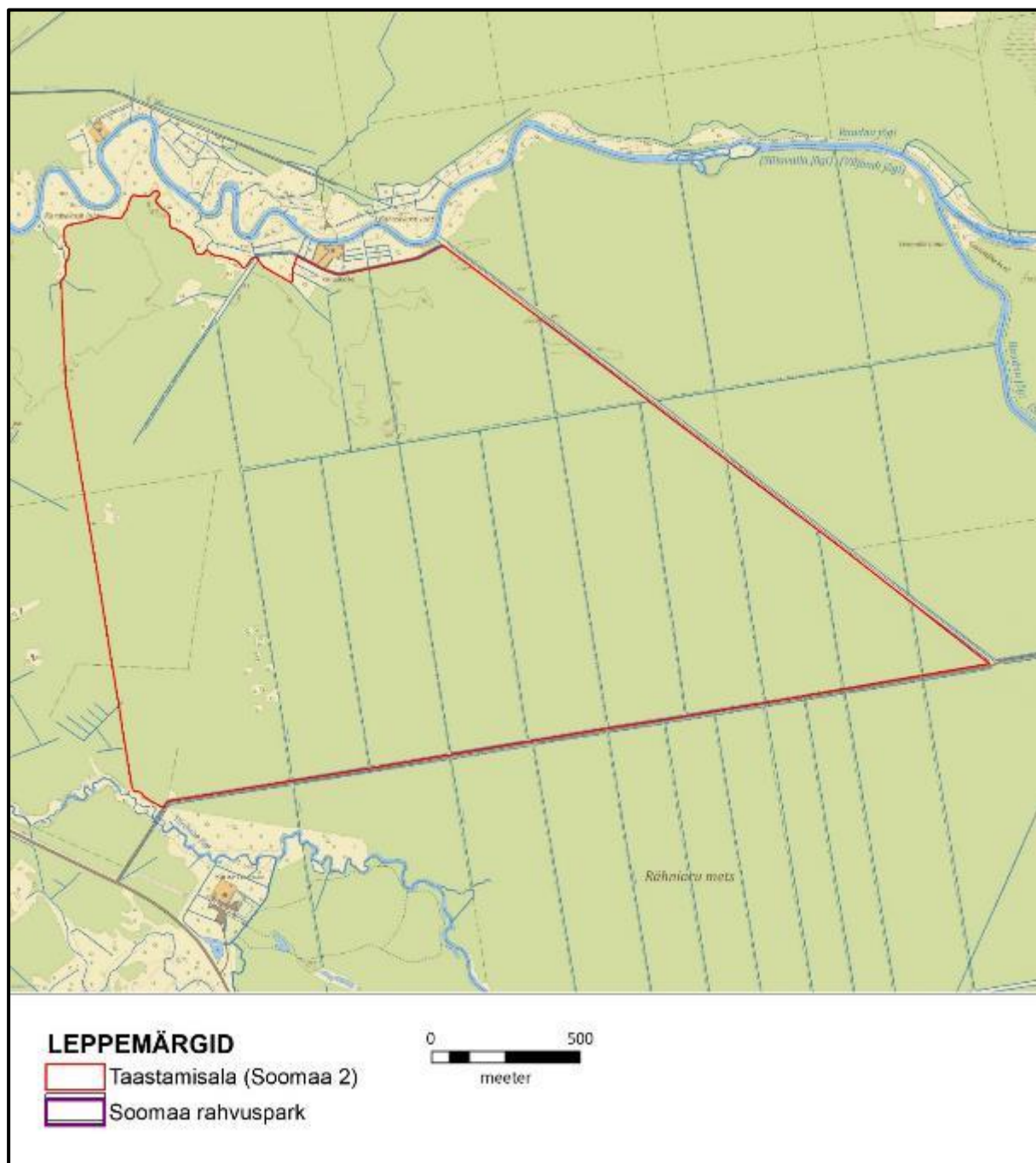
Tööveer

LISA 4. ESMASTE TAASTATAVATE ALADE ÜLEVAATEKAARDID

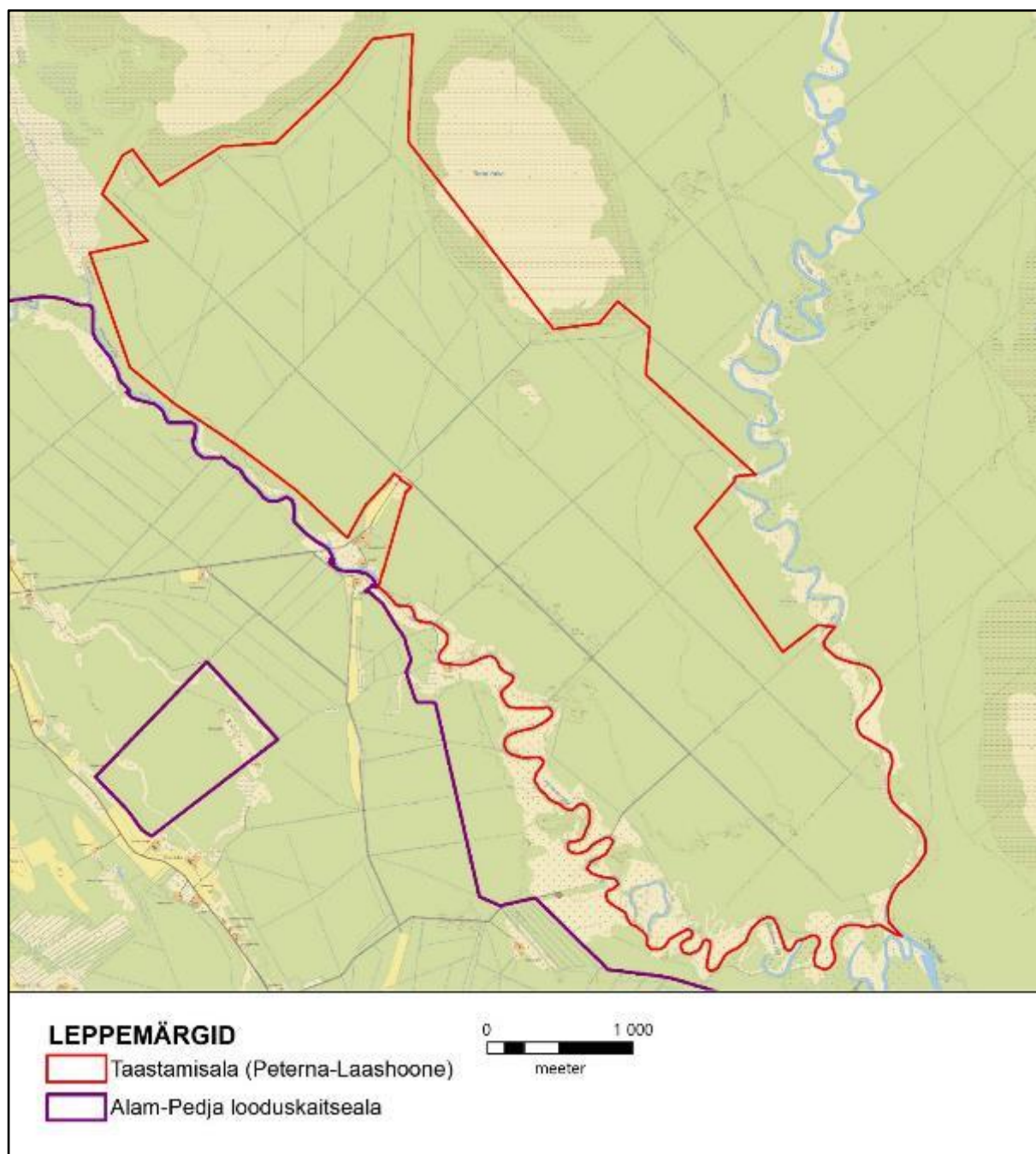
Meleski taastamisala



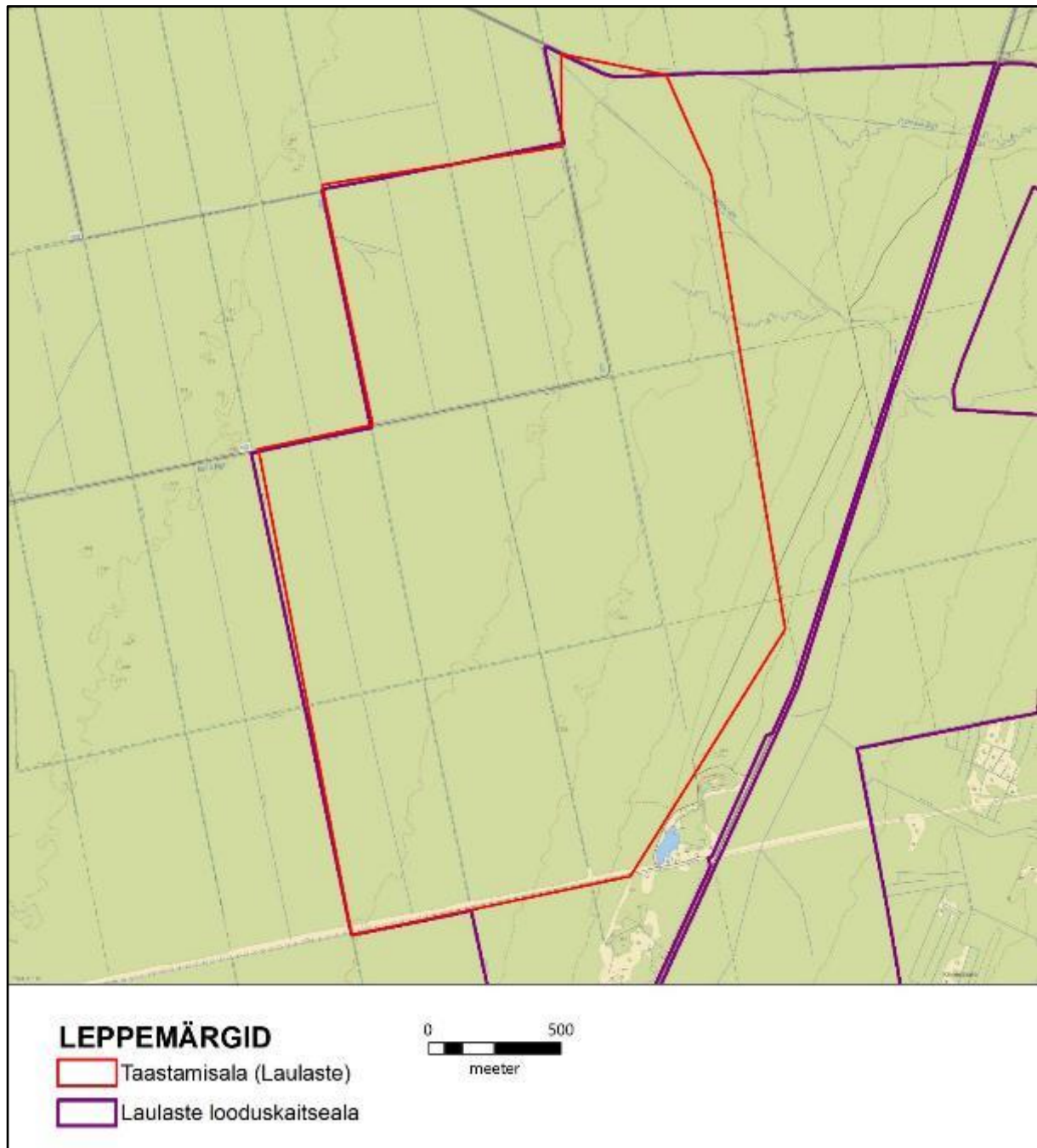
Soomaa 2 taastamisala



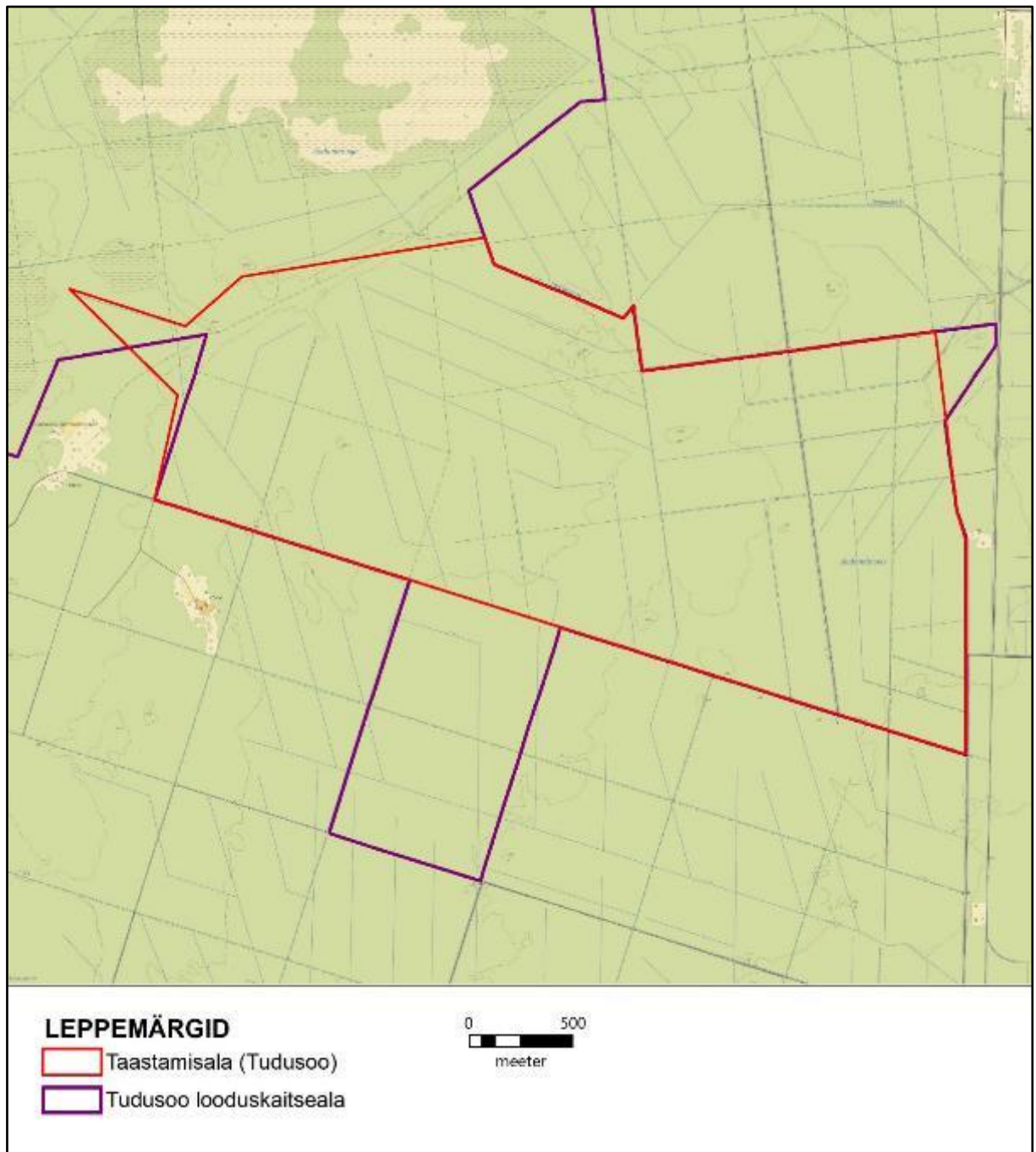
Peterna-Laashoone taastamisala



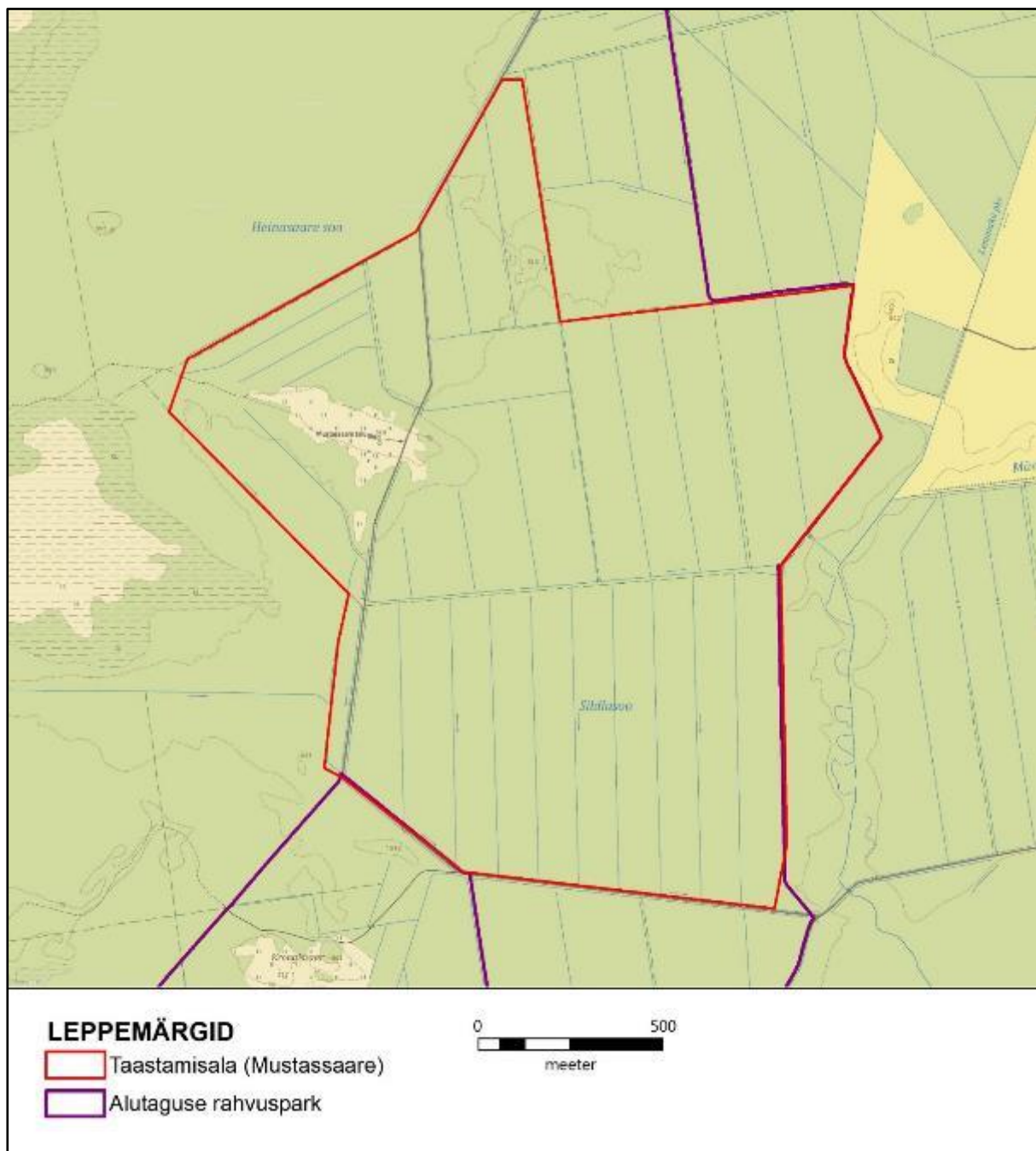
Laulaste taastamisala



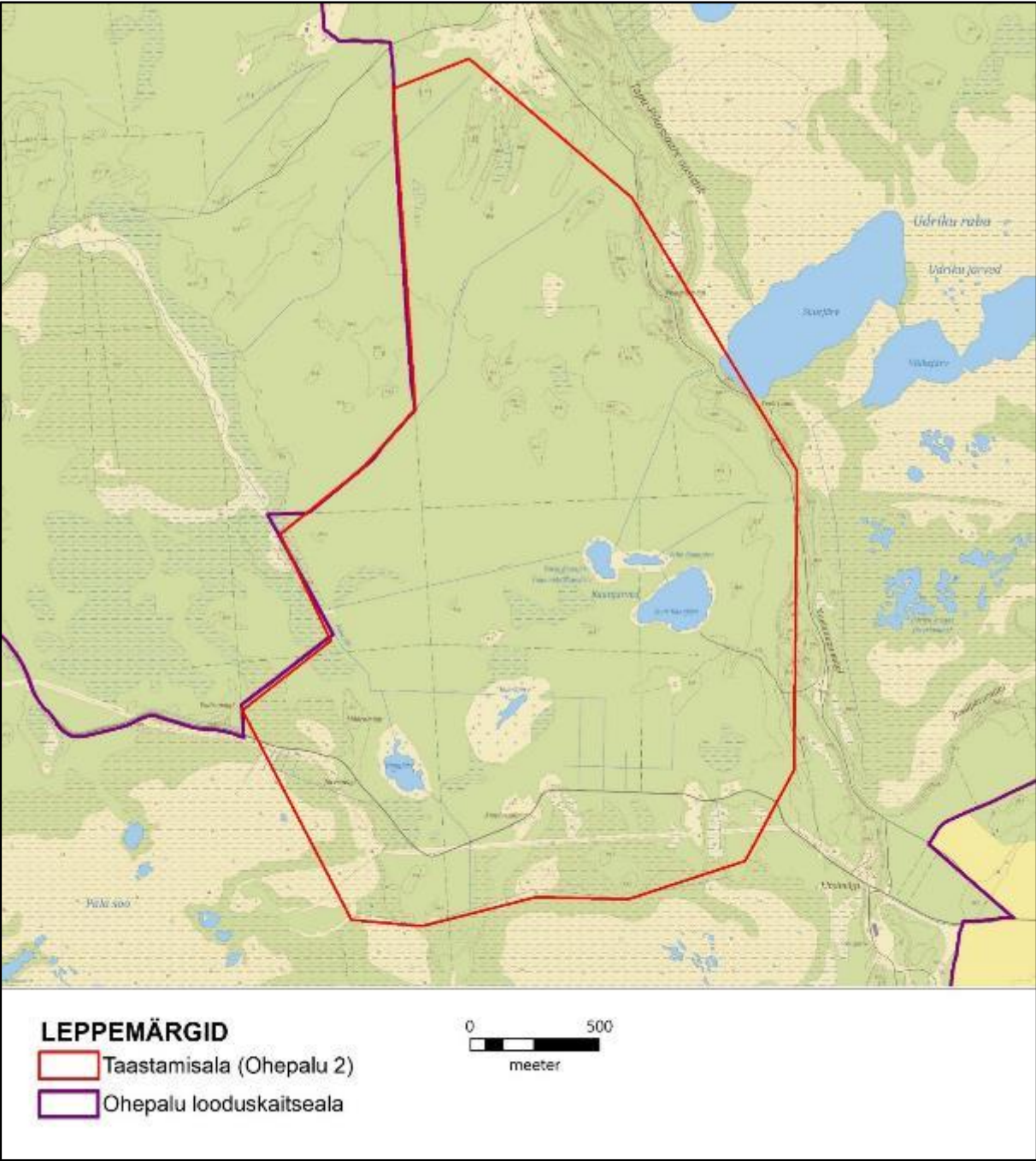
Tudusoo taastamisala



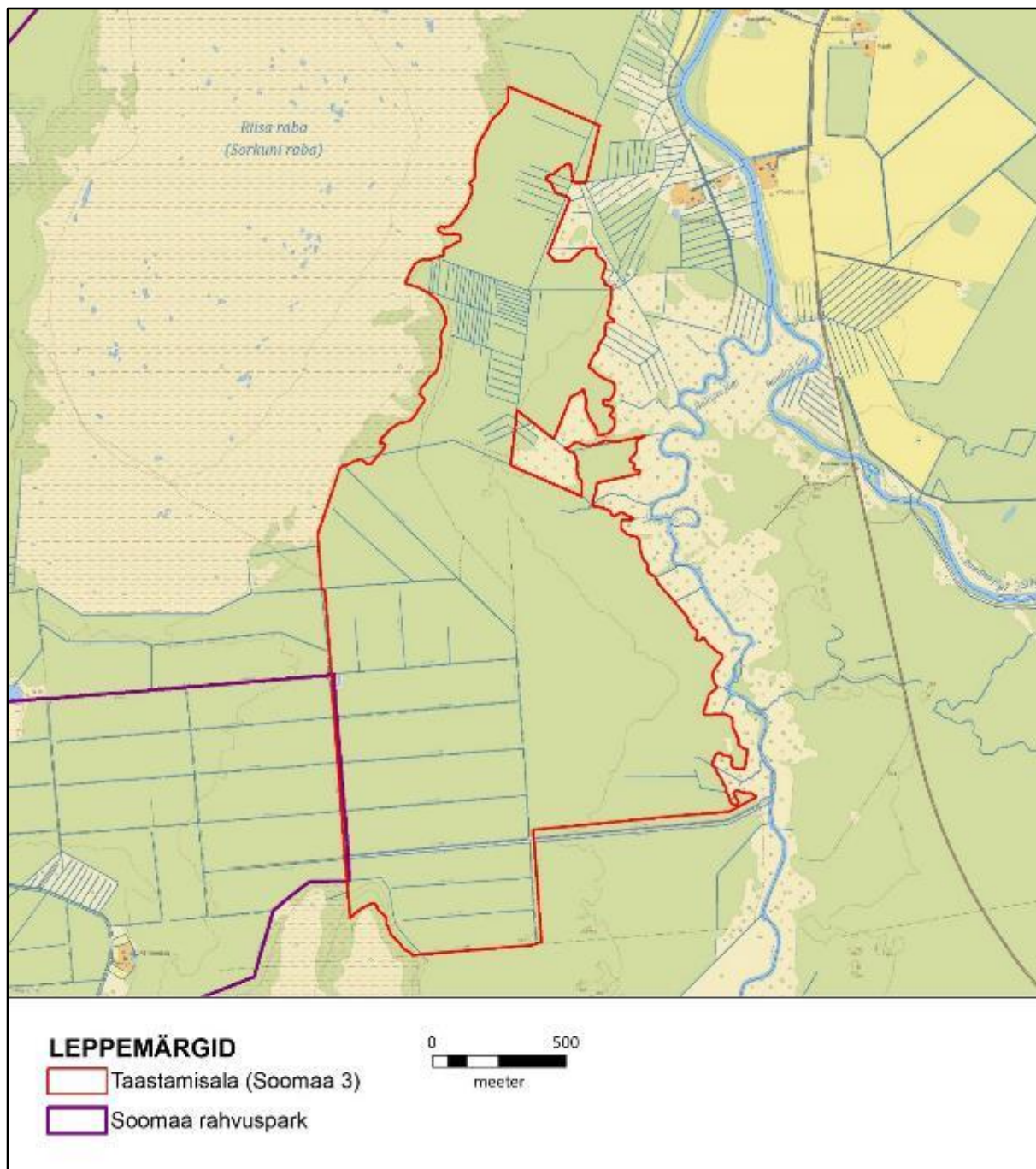
Mustassaare taastamisala



Ohepalu 2 taastamisala



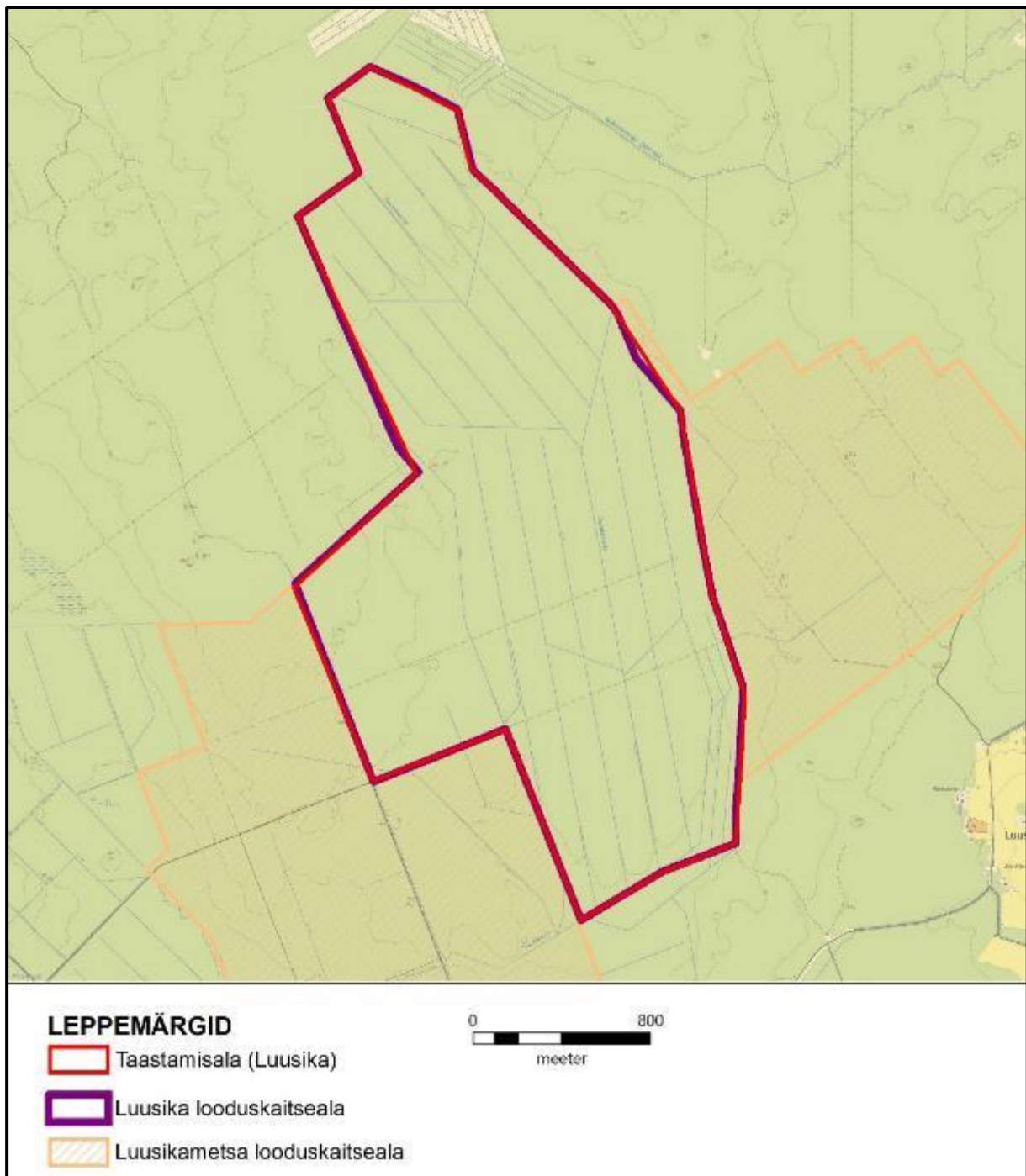
Soomaa 3 taastamisala



Pihla-Kaibaldi taastamisala



Luusika taastamisala



LISA 5. TAASTAMISVÕTETE RAKENDAMINE ERINEVAS SEISUNDIS
METSAKOOSLUSTE LOODUSLIKKUSE TAASTAMISEKS

| Lähtekooslus | Sihtkooslus (LD kood) | | |
|---|---|---|---|
| | Siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) | Soostuvad ja soolehtmetsad (*9080) | Lammi-lodumetsad (*91E0) |
| Kraavitatud rabamets sekundaarse puurindeta | Kraavid sulgeda | X | X |
| Kraavitatud rabamets sekundaarse puurindega. | Kraavid sulgeda. Kaaluda võib sekundaarse puurinde kujundamist. Säilitama peab seisva ja lamava surnud puidu. | X | X |
| Kraavitatud tihenenu puurindega rabamets metsise elupaigana määratletud alal | Kraavid sulgeda. Erilist tähelepanu pöörata trassiraiel puude säilitamisele. | X | X |
| Kraavitatud sekundaarse puurindega siirdesoo. | Kraavid sulgeda. Kuid kaaluma peab ka avatud siirdesoo taastamise võimalust. | X | X |
| Kraavitatud tihenenu puurindega siirdesoo metsise elupaigana määratletud alal. | Kraavid sulgeda. Erilist tähelepanu pöörata trassiraiel puude säilitamisele. | X | X |
| Kraavitatud siirdesoomets elupaik *91D0 üldise LK väärtusega A,B. | Kraavid sulgeda. | X | X |
| Kraavitatud siirdesoomets sekundaarse puurindega, *91D0 üldise LK väärtusega C,D. | Kraavid sulgeda. Võib kaaluda puurinde kujundamist liituseni 0,4-0,5, rinnaspindala 13-21m ² /ha. Raietel tuleb tähelepanu pöörata surnud puiduga seotud struktuurielementide säilitamisele. | X | X |
| Kraavitatud siirdesoomets metsise jäetava elupaigana määratletud aladel | Kraavid sulgeda. Erilist tähelepanu pöörata trassiraiel puude säilitamisele | X | X |
| Kraavitatud madalloomets (madalloomets ja lodumets) | X | Kraavid sulgeda. | Kraavid sulgeda. |
| Kraavitatud tihenenu puurindega madalloomets (madalloomets ja lodumets) | X | Kraavid sulgeda. | Kraavid sulgeda. |
| Kraavitatud madalloomets, kuhu on rajatud istutusvagudele männi- või kuusekultuur, mis on alla 50 aasta vana (madalloomets ja lodumets) | X | Kraavid sulgeda. Kaaluda istutatud puistu osalist või täielikku eemaldamist ja asendada kasvukohale iseloomulike puuliikidega nagu kask, sanglepp. Taastada varieeruv mikroreljeef, mis tagab vee püsimise ühtlaselt kogu alal. | Kraavid sulgeda. Kaaluda istutatud puistu osalist või täielikku eemaldamist ja asendada kasvukohale iseloomulike puuliikidega nagu kask, sanglepp. Taastada varieeruv mikroreljeef, mis tagab vee püsimise ühtlaselt kogu alal. |

| Lähtekooslus | Sihtkooslus (LD kood) | | |
|---|--|---|---|
| | Siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) | Soostuvad ja soolehtmetsad (*9080) | Lammi-lodumetsad (*91E0) |
| Kraavitatud soostunud metsad (sõnajala, angervaksa, sinihelmika) | X | Kraavid sulgeda. | Kraavid sulgeda. |
| Kraavitatud soostunud metsad (sõnajala, angervaksa, sinihelmika), kuhu on rajatud kuusekultuur | X | Kraavid sulgeda. Kuni 60 aastases puistus võib kaaluda puistu kujundamist kasvukohale omase puuliigilise koosseisu suunas. Raiet mitte teha, kui kultuurid maastikus ei ole domineerivad. | Kraavid sulgeda. Kuni 60 aastases puistus võib kaaluda puistu kujundamist kasvukohale omase puuliigilise koosseisu suunas. Raiet mitte teha, kui kultuurid maastikus ei ole domineerivad. |
| Kraavitatud soostunud metsad (sõnajala, angervaksa, sinihelmika) kuhu on rajatud vagudele kuusekultuur | X | Kraavid sulgeda. Kaaluda istutatud puistu osalist või täielikku eemaldamist ja asendada kasvukohale iseloomulike puuliikidega nagu kask, sanglepp. Taastada varieeruv mikroreljeef, mis tagab vee püsimise ühtlaselt kogu alal. | Kraavid sulgeda. Kaaluda istutatud puistu osalist või täielikku eemaldamist ja asendada kasvukohale iseloomulike puuliikidega nagu kask, sanglepp. Taastada varieeruv mikroreljeef, mis tagab vee püsimise ühtlaselt kogu alal. |
| Jänese kapsa kõdusoomets | Kraavid sulgeda. Kuni 60-aastases puistutes võib kaaluda puistu kujundamist liituseni 0,4–0,5, rinnaspindala 13–21m ² /ha. Kuuske säilitada kuni 10%. | X | X |
| Kraavitatud mustika kõdusoomets. | Kraavid sulgeda. Kuni 60-aastases puistutes võib kaaluda puurinde kujundamist liituseni 0,4–0,5, rinnaspindala 13–21m ² /ha. Kuuske säilitada kuni 10%. | X | X |
| Kõdusoomets metsisele säilitatava elupaigana määratletud aladel , mis kattuvad metsise elupaigamudeli hinnanguga | Kraavid sulgeda. Erilist tähelepanu pöörata trassiraiel puude säilitamisele. | Kraavid sulgeda. Erilist tähelepanu pöörata trassiraiel puude säilitamisele. | X |

LISA 6. PINDALALISTE KAITSE-EESMÄRKIDE MÄÄRATLEMISE METOODIKA

Märgade metsaelupaigatüüpide pindalalised kaitse-eesmärgid tuletati nende ökosüsteemide soodsa seisundi saavutamiseks püstitatud **kolmest põhieesmärgist** aastani 2050: 1) soodne seisund LD tähenduses; 2) neile elupaigatüüpidele omaste liikide seisundi paranemine IUCN ohuhinnangu tähenduses; 3) turvast akumuleeriva metsapindala säilitamine vähemalt 2004. aasta tasemel. Ekspertgrupp (R. Rosenvald (TÜ), A. Lõhmus (TÜ), A. Palo (TÜ), L. Truus (TLÜ), R. Pajula (TLÜ), M. Ilomets (TLÜ), K. Kohv (RMK), M. Küttim, L. Kuresoo (ELF), H. Fridolin (KeM), V. Rannap (KeM), M. Suurkask (KeA)) arutas 23.09.2022 ja 29.09.2022 toimunud veebikoosolekul põhieesmärkide põhjendusi ja seda, kuidas tuletada neist pindalalised sihttasemed. Peamised pindalade kaalutlemise asjaolud olid metsaelupaigatüübile praegu Eestis vastav pindala, selle eeldatav dünaamika (sh praegu LD kriteeriumidele vastava ala mittepööratav degradeerumine) ja potentsiaal vähegradeerunud alade tõhusama kaitse, isetaastumise ja aktiivse taastamise korral. Ekspertgrupi arutelu täiendati märgade metsaelupaigatüüpide *9080, *91D0 ja 91E0 potentsiaalsete levikualade kaardipäringute analüüsiga. Kaardipäringu koostasid: A. Lõhmus, R. Rosenvald (TÜ), M. Suurkask (KeA) ja kaardipäringud teostas R. Kont (TÜ).

Arvestati, et praeguse metsamaa looduslik seisund oleks üle 0,9 mln ha märgadesse kasvukohatüüpidesse kuuluvaid metsi, kogu maastikus hinnanguliselt 1-1,5 mln ha (hinnang on saadud mullakaardi ja reljeefi põhjal potentsiaalset mulda ja puiskasvu hinnates (A. Lõhmus)). LD märgadeks metsaelupaigatüüpideks klassifitseeruvaid alasid (st ökoloogiliselt kvaliteetseid märgi metsi) oli 2019. aasta seisuga säilinud 90 000 ha (LD seireraport¹⁵) kuni 135 000 ha (keskkonnaregister¹⁶; SMI¹⁷; sellest range kaitse all 77 000 ha), st umbes 10% looduslikust seisust. Degradeerumisprotsessi ulatust ja suunda arvestades ei piisa nendest aladest 2050. aasta põhieesmärkide saavutamiseks. Eesmärkide saavutamine eeldab degradeeruvate alade kompenseerimist, liikide seisundi pööramist paranemise teele (liikide elupaikade seisundi paranemine) ja (vähemalt kaitstavatel aladel) turvast akumuleerivate metsade pindala suurenemist. Seega on olulised ka LD elupaigatüübi, eriomase elustiku ja turbaakumulatsiooni potentsiaaliga märgade metsade majandamisrežiimid nii kaitsealadel kui ka (olenevalt tüübist) neist väljaspool. Protsessi mõjutab laiemalt ELi metsastrategia kasutuselevõtt, mis praeguse tegevuskava koostamise ajal oli alles läbirääkimisjärgus. **Kõigi märgade metsade elupaigatüüpide puhul on oluline tagada, et ei kahjustataks juba arvel olevaid elupaiku.**

MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE *9080, *91D0 JA *91E0 POTENTIAALSED PINDALAD

1. Uurimisküsimused

Päringu eesmärk oli selgitada välja pindala, mis praegu ei ole Natura märja metsa elupaigatüübina arvel, kuid millel on pikemas perspektiivis potentsiaal selleks määratud saada. Sellel on kaks lähtepunkti.

¹⁵ <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>

¹⁶ Tegevuskava tabelid 3 ja 4.

¹⁷ <https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Mets/Mets2020.pdf>

1.1. Eeldati, et praegu elupaigatüübile mittevastava ala areng kriteeriumidele vastavaks on seda tõenäolisem, mida rangema kaitsereežiimiga on ala. Seega on vaja hinnata potentsiaali juba praegu kaitstavatel aladel.

1.2. Eeldati, et riigi tasemel säilitavad Natura metsaelupaigatüüpide ökoloogilise seisundi (sh elustiku) kõik praegu sellele vastavad alad, millest osa (eriti väljaspool kaitsealasid) on teadmata. Järelikult on pikemas perspektiivis oluline teada, mil määral niisugused alad võivad hävida, et kompenseerida selles ulatuses hävimist vähemalt praeguse üldseisundi säilitamiseks.

2. Metoodiline alus

Päringu aluseks on 500 000 juhupunkti Eesti maismaapindalal (esindavad 4 346 619 ha suurust ala). Igale juhupunktile on leitud vasteid asjakohastelt kaardikihtidelt ning tulemus on punktide osakaalu korrutis esindatava pindalaga. Sellele saab leida ka usalduspiirid, nt 1000 punkti korral on 95% usalduspiiridega hinnanguvahemik 8259–9128 ha, st täpsus 869 ha. Suhteline täpsus suureneb sedamööda, mida tavalisem on meid huvitav maakatteklass.

Meetodi täpsust iseloomustab näiteks see, kuivõrd punkthinnang uuritavate elupaigatüüpide üldpindalale Natura andmebaasis langeb kokku selle andmebaasi polügoonide tegeliku pindalaga¹⁸. Need punkthinnangud olid: *9080 – 53516 ha (tegelik: 50243 ha), *91D0 – 66529 ha (tegelik: 63491 ha), 91E0 – 4894 ha (tegelik 4157 ha) ning 91F0 – 791 ha (tegelik 717 ha).

Käesolevas päringus kasutati järgmisi geoinfoallikaid:

- kaitsestaatus (sh projekteeritavad kaitsealad) – EELIS, 02.02.2023;
- mullatüüp - Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I. and Uuemaa, E., 2021. EstSoil-EH: a high-resolution eco-hydrological modelling parameters dataset for Estonia. *Earth System Science Data*, 13, 83–97. <https://doi.org/10.5194/essd-13-83-2021>;
- CORINE maakate - CLC 2018 version is v.2020_20u1 (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>);
- metsaregister – Eesti metsaregister (KAUR, 10.01.2022), mida on TÜ looduskaitsebioloogia töörühm 2022. aasta seisuga kaasajastatud nende erametsades asuvate raiesmike osas, kus ametlikus metsaregistris olid uuendamata andmed; raiesmikud tuvastati LiDARi taimkatte kõrguskaartide põhjal;
- määratud Natura elupaigatüüp (riiklik register) – EELIS, 02.02.2023.

3. Potentsiaalsete elupaigatüüpide päringud

3.1. Esmased kaardipäringud

Kaitsekord jagati kolmeks teineteist välistavaks grupiks (neljas on kõik ülejäänud):

- range kaitse – reservaat, sihtkaitsevöönd, püsielupaiga sihtkaitsevöönd;
- projekteeritav range kaitse – nagu eelmine, kuid sellega mitte kattuv ja projekteerimisfaasis;
- piiranguvöönd – kummagi eelnevaga mittekattuv kaitseala või püsielupaiga piiranguvöönd või hoiuala.

***9080 – soostuvad ja soo-lehtmetsad.** Päring tehti kahes mittekattavas osas: 1) CORINE tüüp 311 (lehtmetsad; *broad-leaved forest*) ja kas kasvukohatüüp metsaregistris (MD, SS, LD, AN, OS, TA või TR) või, kui kasvukohatüüp on registris määramata, siis madalsoo (M*) või

¹⁸ tegevuskava tabel 3

siirdesoomuld (S*); 2) nagu eelmine, aga CORINE tüüp 324 (üleminekulised alad; *transitional woodland-shrub*).

***91D0 – siirdesoo- ja raba(okas)metsad.** CORINE tüüp 312 (okasmetsad; *coniferous forest*) või 313 (segametsad; *mixed forest*) ja kas kasvukohatüüp metsaregistris (SS, RB) või, kui kasvukohatüüp on registris määramata, siis siirdesoomuld (S*) või rabamuld (R*).

***91E0 – lammi-lodumetsad.** Päringu eeltingimus oli, et tegu ei ole *9080-ks loetud alaga, mille piires tehti kaks mittekattuvat päringut: 1) CORINE tüüp 311 (lehtmetsad; *broad-leaved forest*) ja muld lammi-madalsoomuld (AM); 2) nagu eelmine, aga CORINE tüüp 324 (üleminekulised alad; *transitional woodland-shrub*).

Puistu vanuse kriteerium. Olemasolevate, ent väljaspool praegusi Natura elupaiku asuvate, märgade metsade elupaigatüüpidele vastavate võimalike alade pindala hindamiseks kohaldati metsaregistri (korrigeeritud) andmestikule järgmisi vanusekriteeriume: *9080 ja *91E0 – vähemalt 60 a; *91D0 – vähemalt 80 a.

3.2. Täiendavad päringud ja tõlgendamine

Päringu tegemisel selgus, et tulemus ei ole üheselt tõlgendatav kahel põhjusel: 1) praegu Natura andmebaasis määratud elupaikadest hõlmas alla poole pindalast: nii *9080 kui ka *91D0 puhul 43%, 2) 91E0 puhul oli hõlmatus koguni ainult 1%, lisaks jäi 14% *9080 päringu pindalale.

Peamine põhjus *9080 ja *91E0 puhul oli see, et nende seas oli CORINE resolutsioonis palju segametsi (CORINE tüüp 313): 34% praegu *9080 ja koguni 70% *91E0 arvel olevatest metsadest. Peamine põhjus *91D0 puhul oli samuti maakatte- või kasvukohatüüp: 32% olid CORINE järgi üleminekulised alad ja 9% sood ning 19% vastas küll päringule okas- ja segametsade osas, kuid olid takseeritud muuks kui RB või SS kasvukohatüübiks. Seega annavad päringute tulemused konservatiivseid vahemikhinnanguid (tegelikud pindalad on suuremad), mille tõlgendamisel tuleb arvestada päringu ebamäärasusega.

Oluliseks ebamäärasusallikaks on elupaigatüüpide üleminekud, mida teatud määral näitab päringule vastavate ja ühtlasi ametlikult Natura elupaikadeks määratud alade ühisjaotus. Need vastavused näitavad ootuspäraselt, et 1) igas päringus leidub lisaks otsitavale elupaigatüübile ka teisi märgade metsade tüüpe; 2) üleminekuvalade seas on palju sooelupaiku ja *91E0 päringutes domineerivad lamminiidud (6450), mille areng võib liikuda ka märja metsa suunas; 3) metsapäringutest eristub *9010, milleks võib kujuneda osa praegusi märgi metsaelupaigatüüpe. Täpsemalt olid vastavused järgmised:

- *9080 päringust 1 Natura andmebaasis kokku 30974 ha, sh *9080 - 60%, *91D0 – 6% ja *91E0 – 2%; teistest elupaigatüüpidest sagedasemad *6530 ja *9010 (kumbki 6%) ning *9020 ja 7230 (kumbki 5%).
- *9080 päringust 2 Natura andmebaasis kokku 52081 ha, sh *9080 - 11%, *91D0 – 29% ja *91E0 – 0,6%; teistest elupaigatüüpidest sagedasemad *7110 – 17%, 7140 – 16% ja 7230 – 11% (st sooelupaigad).
- *91D0 päringust Natura andmebaasis kokku 39337 ha, sh *91D0 – 55%, *9080 - 5% ja *91E0 – 0,3%; teistest elupaigatüüpidest sagedasemad *7110 – 16%, *9010 – 15% ja 7140 – 5%.
- *91E0 päringust 1 Natura andmebaasis kokku 461 ha, sh *91E0 – 4%; *9080 - 47% ja *91D0 – 4%; teistest elupaigatüüpidest peamine 6450 – 38%.

- *91E0 päringust 2 Natura andmebaasis kokku 461 ha, sh *91E0 – 1,2%; *9080 - 3% ja *91D0 – 1%; teistest elupaigatüüpidest peamine 6450 – 66%, vähem 7230 – 12%.

4. Tulemused: potentsiaalsed pindalad kaitstavatel aladel

Tabelis 1 on näidatud päringutele vastavad üldpindalade hinnangud ning nende jaotus kaitsereežiimi ja LD elupaigatüübina arvelevõtu järgi. Üldpindalad on esitatud arvutuslikult hektari täpsusega, kuid nende tegelik pindalatäpsus on kümnete (<1000 ha) kuni sadade (>10 000 ha) hektarite tasemel.

Tabel 1. Märgade metsaelupaigatüüpide *9080, *91D0 ja 91E0 juhupunktipäringule vastavad pindalad (ha) Eestis kaitsereežiimide kaupa. („Natura andmebaas“ tähistab mistahes elupaigatüübile vastavaid alasid, mitte üksnes päringu sihttüüpi.)

| Elupaigatüüp | Kaitsereežiim | | | Kaitse- mata | KOKKU | sh. EELIS | | | Kaitse- mata |
|----------------|---------------|-------------|---------|-----------------|--------|-----------|-------------|---------|-----------------|
| | Range | Proj. range | Piirang | | | Range | Proj. range | Piirang | |
| *9080 päring 1 | 27445 | 7728 | 10806 | 195928 | 241907 | 17995 | 4512 | 7163 | 2086 |
| *9080 päring 2 | 31782 | 5120 | 9997 | 99155 | 146055 | 24176 | 3521 | 7520 | 4121 |
| *91D0 | 49847 | 10023 | 12058 | 87863 | 159790 | 30400 | 5833 | 8485 | 7363 |
| *91E0 päring 1 | 417 | 26 | 217 | 1034 | 1695 | 339 | 0 | 43 | 43 |
| *91E0 päring 2 | 791 | 17 | 443 | 1973 | 3225 | 565 | 9 | 226 | 600 |

***9080 – soostuvad ja soo-lehtmetsad.** Päringule 1 vastab rangetel kaitsealadel 9450 ha seni Natura elupaigatüübina mitte arvel olevat ala, projekteeritud rangetelt kaitsealadelt lisandub sellele 3216 ha ning piiranguvöönditest 3642 ha. Vastavad arvud päringu 2 (üleminekualade) puhul on 7607 ha, 1600 ha ja 2478 ha. Neid arve tõlgendati nii, et päringu 1 tulemusele vastav potentsiaalse *9080 pindala on pisut suurem, sest teisi elupaigatüüpe oli selles päringus küll 40%, aga samas hõlmas päring ainult 43% praegu arvel olevast pindalast. Päringu 2 tulemusest võiks potentsiaalseks *9080-ks vastavalt lugeda vähemalt 5%, kui eeldada, et pool sellest kujuneb mingiks elupaigatüübiks ja teisi elupaigatüüpe on selles praegu 89%. *9080 täiendavaks potentsiaaliks kaitstavatel aladel hinnati vähemalt 15 000 ha, millest vähemalt 10 000 ha asub praegustel ja projekteeritud rangetel kaitsealadel.

***91D0 – siirdesoo- ja raba(okas)metsad.** Päringule vastab rangetel kaitsealadel 19 447 ha seni Natura elupaigatüübina mitte arvel olevat ala, projekteeritud rangetelt kaitsealadelt lisandub sellele 4190 ha ning piiranguvöönditest 3573 ha. Potentsiaalse *91D0 pindala on eeldatavasti vähemalt kolmandiku võrra suurem, sest teisi elupaigatüüpe oli selles päringus 35%, aga päring hõlmas ainult 43% praegu arvel olevast *91D0 pindalast. Näiteks *9080 päringust 2 võiks arvestada potentsiaalseks *91D0-ks kaitstavatel aladel u 2000 ha (eeldades, et pool kujuneb seal mingiks elupaigatüübiks ja sellest u 30% saab olema *91D0). *91D0 täiendavaks potentsiaaliks kaitstavatel aladel hinnati vähemalt 30 000 ha, millest vähemalt 25 000 ha asub praegustel ja projekteeritud rangetel kaitsealadel.

***91E0 – lammi-lodumetsad.** Päringud kinnitavad, et elupaigatüübi täiendav potentsiaal on kaitsealadel olemas, kuid pindalade hindamiseks tehtud päringud ei sobi. Seda näitab asjaolu, et *91E0 ametlik pindala jaotub eri päringute vahel (jaotis 3.2) ja valdavas osas (78%) jääb neist üldse välja. Praegusest pindalast on ligi pool madalloomuldaudel, kus selle eristamine elupaigatüübist *9080 ei paista olevat geoinfopäringuga võimalik, ja alla 10% on

lammimuldadel. Väärrib märkimist, et kui Natura andmebaasi järgi on lammi-lodumetsade pindala üle kümne korra väiksem kui soo-lehtmetsadel, siis SMI järgi ainult umbes neli korda väiksem. See näitab, et nende kahe tüübi vaheline üleminek ei ole piisavalt selgesti defineeritud ja osa probleemist tuleb elupaigatüübi tõlgendamisest. Praeguse teadmise põhjal võiks konservatiivse lähenemisena võtta aluseks, et *91E0 pindalad on kuni 10 korda väiksemad kui *9080 omad. Suurusjärguna võiks sel juhul oletada kaitstavate alade täiendavaks potentsiaaliks vähemalt 1500 ha, sellest vähemalt 1000 ha praegustel ja projekteeritud rangetel kaitsealadel.

Kõigi eeltoodud koondjäreltuste puhul tuleks arvestada, et nende lisandumine tulevase **üldpindalana** (netomuutus elupaigatüübi praeguses pindalas) oleneb veel sellest, 1) kui palju iga praegu kaitstud elupaigatüübi pindalast degradeerub või muutub mõneks teiseks elupaigatüübiks; 2) mil määral täpsustuvad üleinventeerimisel seniste elupaigatüüpide pindalad; 3) kui palju muutub kaitsealade olem.

5. Potentsiaalselt ohustatud pindalad väljaspool kaitstavaid alasid

Päringutele vastavatest pindaladest 70% jääb väljapoole käsitletud kaitseriimidega alasid (tabel 1): *9080 päring 1 – 81%, *9080 päring 2 – 68%; *91D0 – 55%; *91E0 päringud 1 ja 2 – mõlemad 61%. Piirates selle ala praegu vähemalt 60-aastaste (*9080) või vähemalt 80-aastaste puistutega (91D0) on võimalik saada suurusjärg sellele pindalale, mis toetab praegu nimetatud elupaigatüüpide elustikku ja sidusust väljaspool kaitsealasid: *9080 – 12 562 ha (sh 5005 ha riigimaa) ja *91D0 – 5877 ha (sh 4353 ha riigimaa). Lammi-lodumetsade (*91E0) puhul võiks kohaldada eespool hinnatud 10% soo-lehtmetsade pindaladest, st suurusjärg 1200 ha.

Sellisest tõlgendusest nähtub, et praegu kaitsmata pindalade hävimist on võimalik olemasolevate kaitsealade piires asuva potentsiaalse elupaiga hulgaga küll tasakaalustada, kuid elupaikade üldseisundi paranemist Eesti piires saab niimoodi oodata üksnes *91D0 puhul. Kui praegused soo-lehtmetsad ja lammi-lodumetsad kaitsealadel ka edaspidi degradeeruvad, ei ole uute kaitsealadeta või leevendusmeetmeteta majandusmetsades (nagu kuivendusemõjude leevendamine ja pikemad raieringid) võimalik hoida ka nende elupaigatüüpide praegust tervikseisundit.

KESKKONNAAGENTUURI (2019) ELUPAIGATÜÜPIDE PINDALA HINNANG

Keskkonnaagentuur analüüsis elupaigatüüpide seiret ja inventuurides kogutud andmeid (Keskkonnaagentuur 2019) ning koostas EELISes registreeritud elupaigatüüpide korrigeeritud pindalade hinnangu 2018. aasta seisuga. Elupaigatüüpide pindalade hindamisel arvestati kaasnevate elupaigatüüpidega, valemäärangutest tulenevate pindalade vähenemise ja suurenemisega.

Tabel 2. Elupaigatüüpide üldpinnad (hektarites) ja valemäärangute mahaarvamiste ja juurdearvamiste tõttu saadud pindala hinnang.

| Tüüp | Nimetus | Pindala põhitüüpi arvestades | Pindala kaasnevaid tüüpe arvestades | Valemäärangute tõttu kahanemine | Valemäärangute tõttu suurenemine | Tegelik pindala hinnang (põhitüüp + kaasnev + kahanemine + suurenemine) |
|-------|--------------------------|------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|---|
| *9080 | soo-lehtmetsad | 51903 | 52807 | -21554 | 3933 | 35186 |
| *91D0 | Siirdesoo- ja rabametsad | 62001 | 64292 | -14287 | 1402 | 51407 |
| 91E0 | Lammi-lodumetsad | 3841 | 3877 | -999 | 592 | 3470 |
| 91F0 | Laialehised lammimetsad | 739 | 742 | -132 | 1320 | 1930 |

SOOVITUS SEOSSES 2050. AASTA PINDALALISTE EESMÄRKIDEGA

***9080 – soostuvad ja soo-lehtmetsad**

Elupaigatüübi soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) pindala on LD seireraporti järgi 35 000-40 000 ha, SMI (2020) järgi 42 300 ha, aga EELISE Natura elupaikade kihil (2022) 50 243 ha. Kaardianalüüsi põhjal on tõenäoline, et LD seireraporti ja elupaikade kihi erinevuse ulatuses on kaitsealadel 2050. aasta perspektiivis see elupaigatüüp olemas või tekkimas (ptk 4). Samas ei pruugi see parandada elupaigatüübi tervikseisundit, kui praegu väljaspool kaitsealasid asuv pindala väheneb (pkt 5). Põhieesmärkide saavutamiseks parandatakse teadaolevate alade seisundit (eeskätt taastatakse veerežiim), kuid tervikuna on elupaigatüüp kuivenduse või majandamise tõttu tugevasti degradeerunud (muldadele vastav madal-soo-lodu metsade looduslik pindala on suurusjärgus 500 000 ha). Lühikeses perspektiivis ei tohi kahjustada arvel olevaid elupaiku ja pikas perspektiivis võiks neid juurde tekkida vähemalt 10 000 ha (noorte soo-lehtmetsade suksessioonist ja taastamistegevustest kuivendusmõjuga aladel). Arvestades kui tavaline oleks see elupaigatüüp Eestis ala loodusliku seisundi puhul (muldadele vastav madal-soo-lodu metsade looduslik pindala on suurusjärgus 500 000 ha), oleks soovitav seada 2050. aasta eesmärk 60 000 ha tasemele, kuid kindlasti ei peaks see olema väiksem kui 55 000 ha.

***91D0 – siirdesoo- ja rabametsad**

Elupaigatüübi siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) pindala on LD seireraporti järgi 44 000-50 000 ha, SMI järgi 81 200 ha ja EELISE järgi (2022) 63 491 ha. Turvast akumul eeriva pindala säilitamiseks on olulised kõik vähede degradeerunud siirdesoo- ja rabamulda del asuvad metsad, mida on Eestis säilinud vähemalt 120 000 ha. Seal tuleb vältida veerežiimi edasist halvenemist, piirates kuivendussüsteemide hooldust ja rekonstrueerimist, ning taastada veerežiim (eeskätt kaitsealadel). Ainuüksi rangelt kaitstavate alade täiendav hetkepotentsiaal elupaigatüübi pindala suurendamiseks on suurusjärgus 25 000 ha (ptk 4), kuid tuleb arvestada, et nii nende kui ka praegu arvel olevate alade seas on arvestataval määral varasema kuivenduse tõttu degradeeruvaid alasid. Kokkuvõttes on soovitav seada 2050. aasta eesmärk 70 000 ha

tasemele ning kindlasti ei peaks see olema väiksem kui praegu ametlikult EELISes kirjas olev pindala (63 491 ha¹⁹).

***91E0 – lammi-lodumetsad**

Elupaigatüübi lammi-lodumetsad (*91E0) pindala on LD seireraporti järgi 3800 ha, SMI järgi 10 300 ha ja EELISE järgi (2022) 4157 ha (tabel 3). Analüüs näitas, et selle elupaigatüübi eristamine *9080-st ei ole üheselt selge ja pindalaline prognoos ei olnud seega geoinfopäringu alusel võimalik. Samas on ainuüksi selle tüübi kõige iseloomulikumaid muldi, alluviaalmuldi, Eestis u 22 400 ha, millest 7000 hektaril on Corine (2018) järgi maakattetüübiks mets ja 4000 hektaril üleminekuline metsaala (potentsiaalne lehtmets). Praegu moodustavad alluviaalmullad üksnes 10% elupaigatüübi arvelolevast pindalast. Arvestades, et selle elupaigatüübi metsadest on tõenäoliselt >60% kaitsealadest väljas (ptk 5), on ka nende hävimisega kaasnev tervikseisundi halvenemine väga tõenäoline. Seega ei tohiks 2050. aasta eesmärk kindlasti olla alla **6000** ha (milleni jõudmiseks on potentsiaalne pindala tõenäoliselt juba praegu kaitstavatel aladel olemas, ptk 6) ning võiks soovitatavalt olla sellest suurem, hinnanguliselt 7000 ha.

Selle elupaigatüübi pindala ja seisundi parandamisel peaks pikaajaline fookus olema vooluveekogude kaitse ja taastamine, seda ka väljaspool kaitsealasid (nt veekogude äärsete kaitsepuhvrite ehk kaldakaitsemetsade abil). Olulisemates elupaigatüübi levikupiirkondades peaksid need abinõud suurendama elupaigatüübi pindala vähemalt 20%, st 1200 ha võrra.

91F0 – laialehised lammimetsad

Elupaigatüübi laialehised lammimetsad (91F0) pindala on LD seireraporti järgi 700 ha, SMI järgi 1500 ha ja EELISE järgi (2022) 717 ha. Keskkonnaagentuuri koostatud hinnangu alusel on elupaigatüüpi 1930 ha. Lammide raadamise tõttu on lammimetsi säilinud alla 10% ajaloolisest pindalast, sh eriti vähe laialehiseid lammimetsi (Laasimer 1965²⁰), kus aga elab hulgaliselt ohustatud spetsiifilisi liike. Killustumise ja väikese pindalaga seotud väljasuremisvõla vältimiseks on oluline 91F0 pindala suurendada, eksperthinnanguna 1300 ha võrra, mis on eeldatavasti saavutatav olemasolevatel kaitsealadel metsade suksessioonilise arengu käigus. Lisaks on vaja 1) vältida laialehise lammimetsa potentsiaaliga alade taastamist puisniitudeks, kui tegemist ei ole inventeeritud väärtusliku rohumaaga või pärandniiduga; 2) uurida, kas taasmetsastuvatel aladel saab teises rindes olevaid laialehiseid puuliike kujundusriietega soosida.

Ekspertid soovivad seada 2050. aasta eesmärgiks laialehise lammimetsa (91F0) elupaigatüübi olemasolu vähemalt **2000** hektaril.

¹⁹ EELIS seisuga detsember 2022

²⁰ L. Laasimer (1965). Eesti NSV taimkate. Tallinn, Valgus. 398 lk.

Tabel 3. Erinevates andmekogudes toodud elupaigatüüpide pindalade (ha) võrdlus.

| Elupaik | SDF üles antud ¹ | Aruande eesmärk (2019) ² | Eesmärk tegevuskavas | EELIS kaitstav alal ³ | KAUR pindala-hinnang (2019) ⁴ | TÜ pindala-hinnang kaitsealadel ⁵ | Erinevus SDF ja tegevuskava eesmärkide vahel | Erinevus EELIS ja tegevuskava eesmärkide vahel | Erinevus TÜ hinnangu ja tegevuskava eesmärkide vahel |
|---------|-----------------------------|-------------------------------------|----------------------|----------------------------------|--|--|--|--|--|
| *9080 | 36578 | 35000-40000 | 55000 | 43229 | 35186 | 46899 | -18422 | -11771 | -8101 |
| *91D0 | 39244 | 44000-50000 | 63000 | 51050 | 51407 | 71928 | -23756 | -11950 | 8928 |
| *91E0 | 3278 | 3800 | 6000 | 3854 | 3470 | 1251 | -2722 | -2146 | -4749 |
| 91F0 | 715 | 700 | 2000 | 684 | 1930 | x | -1285 | -1316 | x |
| | | | | | | kokku | -46185 | -27183 | -3922 |

1) Natura 2000 standardandmebaasis kirjas olev kõikide Eesti loodusalade eesmärkide kogupindala.

2) Pindala Loodusdirektiivi aruandes (2013-2018).

3) Kaitstav ala on kaitseala, hoiuala, püsielupaik, vääriselupaik.

4) KAUR aruanne 2019 „Ülevaade Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisundist (2013-2018) elupaigainventuuride ja seireandmete põhjal“, jaotis 4.2 Elupaigatüüpide pindala.

5) Tartu Ülikooli juhupunktipäringu analüüs (võimalike) märgade metsaelupaigatüüpide pindalad kaitsealadel, hinnatud on 2023 aasta seisul. Vanusekriteerium: *9080 ja *91E0 – vähemalt 60 a; *91D0 – vähemalt 80 a.

LISA 7. TEADUSLIKU SEIRE METOODIKA

Teaduslik pikaajaline seire tähendab programmi arendamist, sest ajaga saadakse objekti kohta uut teavet, täienevad seirevahendid (nt mõõteseadmed), võivad tekkida uued vastuseid vajavad küsimused. Lindenmayer ja Likens (2009) esitasid adaptatiivse seire printsiibi, kus küsimus(t)e püstitus, katse ülesehitus, andmete kogumine, analüüs ja interpretatsioon on iteratiivselt järgnevad ja toimub põhimõttel „tehes õpitakse” (Gann jt 2019).

Esmane märgade metsade seisundit mõjutav abiootiline tegur on hüdroloogia, st antud tüüpi märjale metsale omane veetase, selle sesoonne varieerumine ja fluktuueerumise amplituud. Teine oluline tegur on taimedele kättesaadavate toitainete (N, P, K) ja mineraalsete elementide (eeskätt Ca, Mg, Fe, S) sisaldus juurestiku leviku kihis, samuti vee pH ja erielektrijuhtivus. Soometsade taastamisega võib kaasneda lahustunud süsiniku, fosfori ja lämmastiku väljakanne (Koskinen jt 2017). Ala sisse- ja väljavooludes on vajalik nii enne kui pärast taastamistegevusi seirata lahustunud ja üldsüsiniku, lämmastiku ning fosfori sisaldust ja hulka.

Seirega on vajalik alustada enne taastamistöid, et dokumenteerida taastamisala algne seisund (taimkate, hüdroloogia, kemism, kasvusubstraadi omadused). Kindlasti on vaja valida võrdlusalana vähemalt kaks looduslähedases seisundis märga metsa (referentsala), seda soolehtmetsade ja siirdesoometsade hulgast, mille talitluse kohta praktiliselt puuduvad andmed erialases kirjanduses.

Detailne seire. Taastamisalad vajavad põhjalikku, detailset seisundi uuringut ja taastumise protsessi seiret. Tegemist on suuremahulise ja pikaajalise eksperimendiga, mille käigus kogutud mitmekülgse andmestiku analüüs võimaldab anda praktilisi soovitusi seoses edasiste märgade metsade taastamistegevustega. Taastumise edukuse hindamise aluseks on muutused ala hüdrooloogilises seisundis, taimkatte rindelises struktuuris ja floristilises koosseisus ning liikidevahelistes suhetes. Üldjuhul eelistatakse transektidena kraavidega risti paigutatud püsiruutusid juhusliku ruutude paigutuse asemel. Kõigil püsiruutudel analüüsitakse taimkatet rinnete kaupa puudest kuni samblarindeni. Analüüsiruutude arv peab olema piisavalt suur, võimaldamaks anda statistiliselt usaldusväärset hinnangut nii ajaliste kui ruumiliste muutuste kohta ja seostada muutusi kasvukohatingimustega. Viimaste puhul on vajalik arvestada hüdrooloogilisi parameetreid, substraadi (nt turvas) füüsikalisi ja keemilisi parameetreid ning turba poorivee kemismi. Samuti määrata vee keemilist koostist nii sissevoolus kui väljavoolus (kraavid, ojad). Metoodika kohta vt ka Ilomets jt 2022.

Kiire seire. Detailse seirega ei ole võimalik hõlmata kogu taastamisala ja jälgida alal tervikuna toimuvaid muutuseid. Kiire seire rakendamisel ei saa piirduda vaid puurindes kui muutuste suhtes kõige inertsemas taimerühmas toimuvate muutuste jälgimisega. Analüüsida taastatava soometsa kõiki rindeid. Seepärast pole mõistlik kasutada vaid kaugseire võimalusi. Juba enam kui paarkümmend aastat kasutatakse Põhja-Ameerikas kiire floristilise kvaliteedi hindamise (KFKH, Rapid Floristic Quality Assessment) metoodikat (Herman jt 1997, Bourdaghs 2014). See suhteliselt lihtne ja väikese välitööde mahuga metoodika võimaldab hinnata kvantitatiivselt (anda numbriline hinnang) näiteks märgala ökoloogilist seisundit ja toimuvaid muutuseid. Suhteliselt suurte alade puhul, nagu seda on märjad metsad, sh soometsad, võib KFKH olla tõhus ja kuluefektiivne vahend ökosüsteemi seisundi hindamiseks.