

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

LIFE-IP projekt „Loodusrikas Eesti“

LIFE-IP ForEst&FarmLand/LIFE18IPE/EE/000007



Kaasrahanud
Euroopa Liit



SISUKORD

| | |
|--|----|
| SUMMARY | 0 |
| MÕISTED | 2 |
| LÜHENDID | 3 |
| 1. SISSEJUHATUS | 5 |
| 2. KOKKUVÕTE | 0 |
| 3. MÄRJAD METSAD | 2 |
| 3.1. Mõiste ja rahvusvahelised kohustused | 2 |
| 3.2. Märgade metsade kasvukohatüübid ja LD metsaelupaigatüübid: *9080, *91D0, *91E0, 91F0..... | 3 |
| 3.3. Kõdusoometsad | 9 |
| 3.4. Levik ja seisund..... | 11 |
| 3.5. Kaitsestaatus | 15 |
| 3.6. Mõju süsinikubilansile | 17 |
| 4. MÄRGADE METSADE UURINGUD JA SEIRE | 18 |
| 4.1. Teadusuuringud | 18 |
| 4.2. Märgade metsaelupaigatüüpidega seotud teadusuuringud | 19 |
| 4.3. Uurimisprojektid ja inventuurid | 20 |
| 4.4. Vajalikud lisauuringud | 22 |
| 4.5. Seire..... | 26 |
| 4.5.1. Riikliku seire meetodika | 26 |
| 4.5.2. Riikliku seire tulemused..... | 27 |
| 4.5.3. Märgade metsade taastamise tulemuslikkuse seire | 28 |
| 5. MÕJUTEGURID..... | 31 |
| 5.1. Kuivendussüsteemide rajamine | 32 |
| 5.2. Kuivendussüsteemide rekonstrueerimine ja taristu rajamine | 33 |
| 5.3. Turbalasundi hävimine pikaajalistel kuivendusosaladel..... | 35 |
| 5.4. Puistu struktuuri ja alustaimestiku teisenemine kuivenduse mõjul..... | 36 |
| 5.5. Looduslike veekogude kadumine ja veerežiimi muutumine | 37 |
| 5.6. Uuendusraied ja metsakultuuride rajamine | 39 |
| 5.7. Hooldus- ja valikraie | 40 |
| 5.8. Ümbritseva maakasutuse (va kuivendussüsteemid) mõju..... | 41 |
| 5.9. Kliimamuutused | 42 |

| | |
|---|----|
| 5.10. Külastuskoormus | 44 |
| 6. TEGEVUSKAVAGA SEATUD EESMÄRGID | 47 |
| 7. KAITSEKORRALDUSLIKUD TEGEVUSED JA EELARVE | 49 |
| 7.1. Taastamisalade valik | 49 |
| 7.2 Kaitsekorralduslikud tegevused | 51 |
| 7.2.1. Optimaalse kaitsekorra tagamine | 51 |
| 7.2.2. Märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse taastamine | 52 |
| 7.2.2.1. Loodusliku veerežiimi taastamine..... | 52 |
| 7.2.2.2. Veekogude looduslikkuse taastamine | 54 |
| 7.2.2.3. Metsakoosluste liikide koosseisu ja struktuuri kujundamine..... | 54 |
| 7.2.3. Märgade metsaelupaigatüüpide kaardistamine | 57 |
| 7.2.4. Piiranguvööndi märgade metsade loodushoidliku majandamise juhendi koostamine | 58 |
| 7.2.5. Planeeringute täiendamine | 60 |
| 7.2.6. Õigusaktide muutmine | 60 |
| 7.2.7. Kaitstavate alade külastuste korraldamine | 60 |
| 7.3. Eelarve..... | 61 |
| 8. KASUTATUD KIRJANDUS..... | 63 |
| LISAD | 70 |
| Lisa 1. Märgade metsaelupaigatüüpide fotod | 70 |
| Lisa 2. Projekti „Loodusrikas Eesti“ aastamisalade eelvaliku etapid ja põhimõtted | 74 |
| Lisa 3. Taastatavate alade prioriteetsusklassid..... | 78 |
| Lisa 4. Teadusliku seire metoodika..... | 81 |
| Lisa 5. Pindalaliste kaitse-eesmärkide määratlemine..... | 83 |
| Lisa 6. Prognoositav lisanduv metsaelupaigatüüpide pindala aastaks 2050 metsaregistri ja põhikaardi andmete põhjal | 91 |

SUMMARY

Action A.1 of the project LIFE-IP ForEst&FarmLand: Developing and/or updating action plans for Natura 2000 habitat types

The action plan for wet forest habitat types (*9080, *91D0, *91E0, 91F0) has been prepared to conserve and restore Estonia's wet forest habitat types and associated ecosystem services. The action plan for wet forest habitat types provides an overview of the distribution, condition and protection of Estonia's wet forests, defines the factors influencing the forests, sets targets for 2030 and 2050, and outlines further conservation measures and activities to achieve a favourable status for wet forest habitat types.

Wet forest habitat types are classified according to the forested wetlands defined in the Habitats Directive of the European Union. In Estonia, wet forest habitat types include Fennoscandian deciduous swamp woods (*9080), bog woodland (*91D0) and alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (*91E0). Wet forest habitat types also include riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* or *Fraxinus angustifolia*, along the great rivers (*Ulmenion minoris*) (91F0), which are associated with floodplain flooding. Three of the wet forest habitat types are endangered in Europe and included among the priority habitat types in need of conservation (marked with an asterisk). According to the Habitats Directive report, the condition of wet forest habitat types across Europe is poor or inadequate and will continue to deteriorate. The action plan also covers drained peatland forests formed as a result of the drainage of wet forests.

The action plan helps to implement the biodiversity targets of the EU Biodiversity Strategy and the Aichi Convention on Biological Diversity. The action plan for wet forest habitat types focuses on forest habitat types in areas of conservation.

In recent centuries, wet forests have been drained across Europe to obtain more productive forest land, promote forest growth and regeneration, and simplify forest management.

The greatest threat to wet forests is drainage, ie lowering of the water table to a level that alters the structure and function of the vegetation characteristic of the habitat. This is supplemented by sudden changes in the microclimate due to logging and the loss of substrata (microhabitats) essential for wet forest species. As a result, wet forests provide fewer ecosystem services and the condition of the native species associated with these biotic communities deteriorates.

In line with the targets set in the action plan, by 2030, wet forest habitat types will be mapped, the deterioration of their condition halted and active restoration measures implemented on 10,500 hectares of state land to achieve a favourable status. Forest habitat types are restored in areas where it can be assumed that the target biotic community can be restored with a reasonable amount of work. Leaving ditches to develop naturally is also considered a restoration measure,

allowing the nature conservation condition of forests to improve over time. To achieve the set targets, conservation management activities are planned within the protected areas.

Action plan targets for 2050:

- wet forest habitat types in Estonia are in favourable status, the risk to associated species has decreased and the area of peatland forests has increased;
- at least 55,000 ha of the habitat type Fennoscandian deciduous swamp woods (*9080) have been conserved, at least 63,000 ha of the habitat type bog woodland (*91D0) have been conserved, at least 6,000 ha of the habitat type alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (*91E0) have been conserved, and at least 870-2,000 ha of the habitat type riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* or *Fraxinus angustifolia*, along the great rivers (*Ulmenion minoris*) (91F0) have been conserved.

Wet forest and bog ecosystems sequester carbon, protect groundwater and regulate floods and the hydrological regime of the landscape as a whole. Halting the degradation of wet forests is a key measure to adapt to climate change, preserve biodiversity and address environmental pollution.

The action plan provides seven measures to improve the condition of wet forest habitat types. The primary measures include restoring the natural conditions of wet forest habitat types (mainly by restoring the natural hydrological regime), ensuring optimal conservation management and mapping the distribution of habitat types to update data.

The budget for the activities necessary to conserve and restore wet forest habitat types is estimated at 13,1 million euros for the 2025 to 2032 period.

Co-funded by the European Union. Views and opinions expressed are however those of the author(s) only and do not necessarily reflect those of the European Union or CINEA. Neither the European Union nor the granting authority can be held responsible for them.

MÕISTED

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

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

Haruldased soostunud ja soometsa puistutüübid – vastavalt Paal (1997): sõnajala kasvukohatüübi sanglepikud, saarikud ja tammikud; lodumetsa (soovõha) kasvukohatüübi kaasikud ja sanglepikud; laialehiste puude osalusega ja laialehised puistud jõe- ja ojakallastel.

Kasvukohatüüp – maa-alade klassifitseerimiseks kasutatav tüpoloogiline üksus, mis lähtub ühesuguste looduslike (kliimaatiliste, mullastikuliste ja hüdroloogiliste) taimestikku (sh puistut) mõjutavate tegurite kompleksist (näiteks Paal 1997). Sarnase kasvukohaga metsad on võimalik klassifitseerida samasse metsa kasvukohatüüpi (näiteks Lõhmus 2004).

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

Kõdusoomets – tekkinud peamiselt madalsoo- ja siirdesoomuldade pikaajalise kuivendamise tulemusena.

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

Liigi soodne seisund – liigi seisund on soodne siis, 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 – (sünonüüm: vanamets) on pärismaistest puuliikidest koosnev puistu või metsaala, kus esinevad peamiselt looduslike protsesside tulemusel arenenud struktuurid ja dünaamika, mis tavaliselt esinevad põlismetsade hilis-suktsessionilistes arenguetappides või puutumata metsades. Näha võib olla varasema inimtegevuse märke, kuid need on vähehaaval kadumas või neid on liiga vähe, et häirida oluliselt looduslikke protsesse.

Mets – ökosüsteem, mille põhiomadusi kujundavad puud. Metsaseaduse kohaselt on mets ökosüsteem, mis koosneb metsamaast, sellel kasvavast taimestikust ja seal elavast loomastikust.

Metsaelupaigatüüp – loodusdirektiivis metsade klassifitseerimiseks kasutatav tüpoloogiline üksus, mida iseloomustab teatav metsa struktuur ja sellega seostuv elustik (vt

mõistet „elupaigatüübile omased liigid“). Sarnaste struktuuritunnustega metsad on võimalik klassifitseerida samasse metsaelupaigatüüpi.

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

Märjad metsad – üldnimetus, millega tähistatakse turbapinnasel või üleujutusosal kasvavaid metsi (metsaga märgalad – *forested wetlands*). Siinses tegevuskavas loodusdirektiivi elupaigatüüpidele vastavad metsad, mis kasvavad alaliselt niisketes või ajuti üleujutatavates kohtades. Metsakasvukohatüüpidest Lõhmus (2004) järgi sobivad siia sõnajala, angervaksa, tarna-angervaksa, tarna, osja, lodu, madalsoo, siirdesoo ja raba kasvukohatüübid.

Puistu – puurinde struktuuri ning kasvukohaolude poolest ühtlane metsa osa.

Püsimetsandus – metsaseaduse kohaselt metsa püsimetsana majandamine valikraietega. Valikraiete käigus tohib metsast raiuda üksikuid puid või väikeseid puugruppe (väikehailude läbimõõt võib olla kuni 20 meetrit), samuti tuleb välja valida ja alles hoida säilikpuud.

Raieliigid – metsaseadus lubab järgmiseid: uuendusraie (siia hulka kuulub lage- ja turberaie), hooldusraie (siia hulka kuulub valgus-, harvendus- ja sanitaarraie), valikraie, trassiraie, raadamine ja kujundusraie.

Soovikumets – turvastunud huumushorisonidiga (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.

Uhtvallimetsad – jõe kaldavallil paiknevad viljakad, suhteliselt lühikese üleujutuse tingimustes kasvavad metsad. Eesti oludes peamiselt laialehised metsad (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 Maülikool

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.

KHG – kasvuhoonegaasid

KIK – Keskkonnainvesteeringute Keskus

kkt – metsa kasvukohatüüp

KliM – Kliimaministeerium

LiDAR – laserskaneerimisseade. Skaneerida saab nii õhusõidukilt (aerolaserskaneerimine) kui ma maapinnalt.

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 üle-euroopaline 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

LIFE-IP projekti „Loodusrikas Eesti“ tegevus A.1: Loodusdirektiivi elupaigatüüpide tegevuskavade koostamine alamtegevus 1. Märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskava.

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

Märjad metsaelupaigatüübid jaotuvad Euroopa Liidu loodusdirektiivi metsaste märgalade (*forested wetlands*) järgi. Eestis kuuluvad märgade metsaelupaigatüüpide alla soostuvad ja soolehtmetsad (*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 esmatahtsate 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 märkadest metsadest kuivendamise tagajärjel kujunenud kõdusoometsi.

Tegevuskava aitab viia ellu EL elurikkuse strateegia ning bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni Aichi bioloogilise mitmekesisuse eesmärgid. Märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskava keskendub kaitstavatel aladel asuvatele metsaelupaigatüüpidele.

Märgade metsaelupaigatüüpide (*9080, *91D0, *91E0, 91F0) tegevuskava koostas töögrupp koosseisus Meelis Suurkask (koostaja, KeA), Asko Lõhmus (TÜ), Raul Rosenthal (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). Tegevuskava täiendas Diana Laarmann (EMÜ).

Tegevust kaasrahastab Euroopa Liit. Aruanne väljendab üksnes töö autorite seisukohti. Euroopa Liit ja abi andvad asutused ei vastuta dokumendis avaldatud tulemuste ja järelduste eest.

2. KOKKUVÕTE

Märgade metsaelupaigatüüpide (*9080, *91D0, *91E0, 91F0) tegevuskava annab ülevaate Eesti märgade metsade levikust, seisundist, kaitsest, määratleb metsadele avalduvad mõjutegurid, seab eesmärgid aastateks 2030 ja 2050 ning kavandab edasised kaitsemeetmed ja tegevused märgade metsaelupaigatüüpide soodsa seisundi saavutamiseks.

Viimastel sajanditel on märgi metsi kuivendatud kogu Euroopas eesmärgiga saada juurde tootlikku metsamaad, soodustada puidu juurdekasvu ja metsade uuenemist ning lihtsustada metsade majandamist.

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 märgade metsade liikidele vajalike kasvusubstraatide (mikroelupaikade) kadumine. Kõige selle tagajärjel pakuvad märke metsad vähem ökosüsteemihüvesid ning halveneb selliste kooslustega seotud põlisliikide seisund.

Tegevuskavaga seatud eesmärkide kohaselt on aastaks 2030 märke metsaelupaigatüübid kaardistatud, nende seisundi halvenemine peatatud ning nende soodsa seisundi saavutamiseks ellu viidud taastamismeetmed 10 500 hektaril riigimaal. Metsaelupaigatüüpe taastatakse aladel, kus on eeldus sihtkoosluse taastamiseks mõistliku töömahuga. Taastamismeetmeks peetakse ka seda, kui kraavid jäetakse looduslikule arengule ning metsade looduskaitseline seisund pareneb ajaga. Seatud eesmärkide saavutamiseks planeeritakse kaitsekorralduslikke tegevusi kaitstavatel aladel.

Tegevuskava eesmärgid 2050. aastaks:

- 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 870-2000 ha.

Märgade metsade ja soode ökosüsteemid akumulatsioonide süsinikku, kaitsevad põhjavett ning reguleerivad üleujutusi ja kogu maastiku veerežiimi tervikuna. Märgade metsade degradeerumise peatamine on oluline abinõu kliimamuutustega kohanemiseks, liigirikkuse säilitamiseks ja keskkonna saastatusega toimetulekuks.

Tegevuskavas nähakse ette seitse meetet märgade metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks. Peamised meetmed on märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse

taastamine (peamiselt loodusliku veerežiimi taastamine), optimaalse kaitsekorra tagamine ja elupaigatüüpide leviku kaardistamine andmete kaasajastamiseks.

Märgade metsaelupaigatüüpide säilitamiseks ja taastamiseks vajalike tegevuste eelarveks on perioodil 2025-2032 prognoositud 13,1 mln eurot.

Tööversioon

3. MÄRJAD METSAD

3.1. MÕISTE JA RAHVUSVAHELISED KOHUSTUSED

Märjad metsad on üldnimetus, millega tähistatakse turbapinnasel või üleujutusosal 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 mitme rahvusvahelise lepinguga. Olulisemaks on Ramsari e rahvusvahelise tähtsusega märgalade kaitse konventsioon (1971); Rio de Janeiro bioloogilise mitmekesisuse konventsioon (1992), mis on aluseks globaalse elurikkuse strateegiale, Euroopa Liidu (edaspidi EL) elurikkuse strateegiale ning looduse taastamise kavatsusele/määrusele.

Lepete tulemusena on EL looduskaitse peamised kohustused 2030. aastani järgmised:

1. Kaitsta õiguslikult vähemalt 30% EL maismaast ja 30% EL merealadest ning loimida üle-euroopalisse loodusvõrgustikku ökokoridorid.
2. Kaitsta rangelt vähemalt kolmandikku EL kaitsealadest, sh kõiki EL-s veel alles olevaid loodus- ja põlismetsi.
3. Hallata kõiki kaitsealasid tulemuslikult, määrata selleks selged kaitse-eesmärgid ja -meetmed ning alasad seirata.

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 üle-euroopaliselt ohustatud liikide ja elupaikade soodsa seisundi saavutamine. Tähelepanu vajab loodusdirektiivi I lisas nimetatud märgade metsade elupaigatüübid (Paal 2007):

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

Tärniga tähistatud elupaigatüübid on Euroopas looduskaitseliselt esmatähtsad.

Märgade metsade taastamistöodel keskendutakse kaitsealadel asuvatele kuivenduse või vooluveekogu õgvendamise tõttu degradeeruvatele aladele, sh kõdusoometsadele. Eesmärk on peatada kaitstavatel aladel Natura 2000 elupaigatüüpide märgades metsades turba/toorhuumuse lagunemine ja võimalusel taastada selle kogunemine või taastada üleujutused lammimetsades. Märgade metsade tegevuskava on tihedalt seotud lagedate soolade tegevuskavaga (Kaitstavate soode tegevuskava 2015), mida hetkel uuendatakse.

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 taimkatte kasvukohatüübid ei ole LD metsaelupaigatüüpidega täielikus vastavuses, sest: (1) metsaelupaigatüüpi kuuluvad vaid teatud loodusmetsa 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, 2007: 254-257):

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

Metsakasvukohatüüpe (Lõhmus 2004) nimetatakse ja piiritletakse detailides teistmoodi kui taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioonis (Paal 1997), kuid erinevused on soo- ja soostunud metsade puhul väheolulised. Märjade metsadena võib käsitleda soovikumetsade, rabastuvate metsade ja kõikide soometsade kasvukohatüüpe (osja, tarna, tarna-angervaksa, angervaksa, sinika, lodu, madalsoo, siirdesoo, raba kkt). Osa rabastuvaid metsi (karusambla, karusambla-mustika kkt) kuulub elupaigatüüpi vanad loodusmetsad (*9010), mida hõlmab kuivade metsade tegevuskava. Kuivendumõjudega vanad märjad metsad ja kõdusoometsade kasvukohatüübid võivad lisaks märjade 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 jänese kapsa-kõdusoo kasvukohatüüpi. Muud kuivendatud puistud võivad saada metsatähekirjeldusel kasvukohatüübi lühendis tähe „K“, 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 (Palo 2018).

LD metsaelupaigatüüpide inventeerimiseks ja seisundi hindamiseks kasutatakse peale standardkirjelduse (Paal 2004, 2007) välitööjuhendit, kus kirjeldatakse metsaelupaikade eristamist ja loodusväärtuslikkuse/degradeerumise tunnuseid (Palo 2010, 2018). Märjade

metsade põhiomadused on toodud tabelis 1 ja fotod lisas 1. Kuni 2010. aastani tehtud inventuuride andmetes vajavad elupaiga piirid ja seisund täpsustamist (Leivits 2019; Palo 2012, 2018a; Viljasoo 2015).

Tööversioon

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

| Omadus | *9080 soostuvad ja soo-lehtmetsad | *91D0 siirdesoo- ja rabametsad | *91E0 lammi-lodumetsad | 91F0 laialehised lammimetsad |
|---|---|--|--|--|
| 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, madalloometsas tavaliselt tüse | Tavaliselt tüse, siirdesoometsades varieeruv. Oluline on turbasamblaturba esinemine. | Madalloometsas, mis on rikastunud peentest osakestest koosneva alluviaalse settega. Tüsedus varieeruv. | Turbata või vähese turbaga, regulaarselt tulvaveega pealekantava huumuse raske fraktsiooniga. |
| Kasvukohatüüp (Paal 1997) | Madalloometsa, lodumetsa, siirdesoometsa, angervaksa, sinihelmika, karusambla, sinika | Rabametsa, siirdesoometsa, sinika, karusambla-mustika, karusambla, madalloometsa, sinihelmika, | Pika tarna, sõnajala, lodumetsa, angervaksa, madalloometsa, paju, sinihelmika, karusambla-mustika | Humala, naadi, sõnajala, sinilille, kuukressi, jänesekapsa, angervaksa, sarapuu |
| Kasvukohatüüp (Lõhmus 2004) | Madalloom, lodu, angervaksa, osja, siirdesoo, tarna, karusambla, sinika | Raba, siirdesoo, sinika, madalloom, osja, tarna, karusambla | Madalloom, lodu, angervaksa, sõnajala, osja, tarna | Naadi, sõnajala, sinilille, jänesekapsa, angervaksa |
| Maastik | Madalikud, tasandikud, jõelammide välimised vooluvee üleujutuseta alad, soode servametsad | Madalikud, tasandikud, soostike rabastuvad alad, mineraalmaal rabastuvad alad | Üleujutuseta jõgede ümbruses lammil | Üleujutuseta jõgede kaldad, endiste jõesängide kaldavallid lodumetsas, lammi välisserva kaldanõlv |
| Erijuhud maastikul ja üleminekulisus | Sulglohud, astangute jalamid, allikasoometsad nõlval. Laialehised märgalametsad on *9020, soostuvad okaspuumetsad on *9010, okaspuuenamusega madal- ja siirdesoometsad on *91D0, lammi-lodumetsad on *91E0, lodukuusikud on 9050. | Allikasoometsad nõlval, rabanõlvad. Sinika ja karusambla kkt, osja-tarna kkt männikud ja segametsad on üldjuhul *9010. Osja-tarnakuusikud ja madalloometsa lodukuusikud on 9050, sh liigivaesed, rabastuvad kuusega segametsad võivad olla *91D0. Paljud rikitud rabad (7120) on arenenud sekundaarseks *91D0. | Allikaojade ja järvede äärsed alad, ranniku-lodumetsad. Regulaarselt üleujutatavad alad on *91E0, vaatamata kuuse osakaalule I rindes. *9080 on veetase püsivalt kõrge või tingivad selle muutust muud tegurid (näiteks lodud sulglohkudes). | Endised puisrohumad, hall-lepikud laialehise alusmetsaga. Keskealised kuni vanad lammihavikud, ojade hall-lepiku või segametsaga kaldaribad on 91F0. Püsivalt märjad lammimetsad on *91E0. Kuusikud endistel üleujutatavatel lammialadel võivad olla 9050. |

Soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080)

Soostuvad ja soo-lehtmetsad on laiamahtuline LD elupaigatüüp, millesse kuuluvad nii soostuvate metsade tüübirühma metsad, madalsoometsad kui ka lodumetsad. Kõik need kasvavad tasasel maal, laugetes 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. Puud on sageli mätastel. Soostumise algstaadiumis valitsevad puurindes kuusk ja arukask, madalsoometsades sookask ning lodumetsades sanglepp koos sookasega. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt (Paal 2004) kuuluvad siia elupaigatüüpi lehtmetsad sõnajala, sinihelmika, angervaksa, lodu, madalsoo, sh allikasoo kasvukohatüübist. Liira (2009) metsaelupaikade seire aruande järgi jaguneb elupaigatüüp erinevate kasvukohatüübirühmade vahel järgnevalt: soovikumetsad 52%, madalsoometsad 32%, lodumetsad 8%, rabastuvad metsad 3%.

Esinduslikud soostuvad ja soo-lehtmetsad kasvavad kuivendamata aladel, kus ka muu inimõju puudub või on väheoluline ja peaaegu märkamatu. Väga esinduslik mets 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 tuvastatavad ja mille veerežiim on looduslik. Elupaiga esinduslikkust suurendab haruldase või elupaigaspetsiifilise liigi oluline leiukoht.

Alljärgnevalt on toodud välja esinduslike soostuvate ja soo-lehtmetsade tunnuselemendid (Paal 2004, Palo 2018):

- a) aastaringi 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 elupaigatüübile looduslikult omane rindelise struktuur ja puistu koosseis; viljakamal pinnasel reeglina kaks rinnet või on rinded eristamatud, lehtpuude kõrval kasvab kuuski vähe (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 kasvukeskkond: ojad, allikad, siirdesoostuvad laigud, kuivad pisikõrgendikud, rahnud vmt;
- g) intensiivse loodusliku häiringu tagajärjel tekkinud suktsessiooniliselt noor metsaökosüsteem.

Siirdesoo- ja rabametsad (*91D0)

Elupaigatüüpi siirdesoo- ja rabametsad kuuluvad okas- või segametsad niiskel kuni märjal turbamullal, mille veetase on püsivalt kõrge. See elupaigatüüp erineb siirdesood ja õõtsiksoode tüübist ning rabast märgatavalt tihedama ja kõrgema puurinde poolest. Eestis kuuluvad sellesse elupaigatüüpi siirdesoo- ja rabametsad, st puudega kaetud siirdesood ja rabad, mille puistu liituvus on üle 0,3 ning puude keskmine kõrgus on 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 ning turbasamblad asenduvad metsasammaldegaga. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni kohaselt kuuluvad siia elupaigatüüpi siirdesoometsa ja rabametsa kasvukohatüüp (Paal 2004). Metsaregistri ja SMI andmete järgi kuulub 98% elupaigatüübist samblasoo tüübirühma (Liira 2009).

Esinduslik siirdesoo- ja rabamets on bioloogiliselt vana või erivanuseline mets, kus inimõju puudub või on peaaegu märkamatu. Noorema metsa 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 esindusliku siirdesoo- ja rabametsa elupaigatüübi tunnuselemendid, (Paal 2004, Palo 2018):

- a) mets kasvab kuivendamata toitainevaesel turbal, kus turbalasuundi paksus on üle 30 cm;
- b) kõrge vanusega või erivanuselised puistud; suure väärtusega on ka nooremad loodusliku häiringu (tavaliselt põlengu) järgselt isevoolu taastunud metsad;
- c) esinevad loodusemetsa struktuurielemendid (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 metsapõlvedest (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 madalamal ehk kauemaks tulvavee alla jääval osal. 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).

Esinduslik lammi-lodumets on bioloogiliselt vana või erivanuseline segamets ja lehtmets järjepideval metsamaal, kus esineb arvukalt loodusmetsa tunnuselemente ning inimõju on väike 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 esindusliku lammi-lodumetsa elupaigatüübi tunnuselemendid (Paal 2004, Palo 2018):

- a) mets kasvavad õgvendamata veekogude kaldail (lammialadel), harvem väga ammu õgvendatud, kuid tagasi looduslikuks pöörduvate väikeste metsajõgede kaldail; oluline on üleujutusrežiimi säilimine;
- b) mitmerendeline 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 hukunud 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 raiele. Elupaigatüübi esinduslikkust suurendavad haruldaste või elupaigaspetsiifiliste liikide leiukohad.

Alljärgnevalt on toodud esindusliku laialehise lammimetsa elupaigatüübi tunnuselemendid (Paal 2004, Palo 2018):

- a) metsad kasvavad veekogude kaldavallidel ja on üleujutatavad kõrgema suurveega suhteliselt lühikest aega, oluline on sesoonselt korduv üleujutus;

- b) esineb iseloomulik mitmerindeline või rinneteks eristumata lehtpuuenamusega segamets, mille koosseisus on laialehiseid puid; kuusk võib üksikpuuna olla kõigis rinnetes; alusmetsas on ohtralt toomingat, künnapuud, pärna, kohati humalat;
- c) kõrge vanusega või erivanuselised metsad, kus on rohkelt mitme jämeduse ja lagunemisastmega lamapuitu ja tüükaid, puid eelmisest metsapõlvest;
- d) loodusliku häiringu tunnustega metsad olenemata vanusest (üleujutuse tagajärjel hukkunud puud, kopra elupaik, tuulemurd), intensiivse häiringu tagajärjel tekkinud noored metsad;
- 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. Kuivendamise eesmärk on olnud suurendada puude juurdekasvu, parandada puidu kvaliteeti ja lihtsustada metsade majandamist. Eestis tehtud metsakuivendustööd annavad igal aastal juurde 0,8 miljonit tihumeetrit täiendavat puidu juurdekasvu (Asi 2021). Sõltuvalt niiskusrežiimist, algkooslusest ja arenguprotsessist võib kõdusoometsa areng sarnaneda välisilmelt ja liigilise koosseisu poolest palu-, laane- või salumetsaga (Paal 1997, Jõgiste jt 2008). Lõhmus (2004) eristab kaht kõdusoometsa kasvukohatüüpi – mustika-kõdusoo, mis on kujunenud kuivendamise tagajärjel siirdesoo- või rabaturbal ja jänesekapsa-kõdusoo mitmesuguse tüsedusega madal- ja siirdesoomullal. Lisaks tüüpilistele kõdusoometsadele esineb ohtralt nõrga kuivendumõjuga metsaelupaiku, millel on potentsiaal taaskujuneda soometsaks.

Kuivendamise mõju on tugevam kraavide läheduses. Näiteks Tellissaare rabakraavide kuivendav mõju oli männi juurdekasvude põhjal märgata kraavidest kuni 190 meetri kauguseni (Läänelaid jt 2014). 50 aastat pärast kuivendussüsteemi rajamist on turvas 40 m kaugusel kraavist praktiliselt kadunud (Asi 2021). Peamised kõdusoometsa tunnused on tugevasti mineraliseerunud turba ülemine horisont (kuivendatud soometsas väheneb turbakiht 8-15 mm aastas), 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 suur osakaal rinnetes, alustaimestikust sootaimeliikide kadumine ja asendumine arumetsa liikidega.

Vanal raiemõjuta kõdusoometsal võib olla looduskaitseväärus. Selline mets on inventeerimisel liigitatud vana loodusmetsa (9010*) või rohunditerikka kuusiku (9050) elupaigatüüpidesse. Väärtuslikuks peetakse seal kuivendamise mõjul kujunenud (arumetsale omaseid) loodusväärtusi nagu jämedad puud ja kõdupuidu rohkus, mis on elupaigaks mitmele sh haruldasele liigile, kes aga ei kuulu soo ja soometsa liikide hulka. See põhjustab kohati looduskaitselisi konflikte.

Veerežiimi taastamine vanades kõdusoometsades ei ole otstarbekas, sest mulla omadused ja liigiline koosseis on oluliselt muutunud võrreldes samal kohal kasvanud endise loodusmetsaga (Jõgiste jt 2008). Sellistel juhtudel tuleb leppida turbakaoga (ca 1 cm paksune kiht aastas (Pikk ja Seemen 2000)) ja need alad määratleda kujunevateks arumetsadeks ning leida uusi alasid soometsade taastamiseks muudes piirkondades. Kaitstavatel aladel olevatel nõrgema kuivendusemõjuga ja noorematel kõdusoometsadel on potentsiaal taaskujuneda veerežiimi taastamise järel soometsadeks, mis aitaks peatada turba mineraliseerumise. Põhjendatud juhtudel võib kaaluda kraavide sulgemist, kui see on vajalik laiemal alal loodusliku veerežiimi taastamiseks, samuti lasta kraavidel ummistuda, st kuivendussüsteeme mitte rekonstrueerida.

Tööversioon

3.4. LEVIK JA SEISUND

2022. aasta SMI (2022) esialgsetel andmetel oli Eestis metsamaa pindala 2 325 000 ha ja märgade metsade ja kõdusoometsade kogupindala on 998 600 ha (tabel 2). Sellest 358 400 ha (36%) moodustavad kõdusoometsad ja ligikaudu 16% ehk 161 800 ha kuivendamata soometsad (lodu, madal soo, siirdesoo, raba kkt). Ülejäänud 48% hõlmavad mitmesugused soovikumetsasid mille pindalast umbes pool (Asi 2021 järgi) on kuivendumõjuga.

Ulatuslike soo- ja metsakuivendussüsteemide rajamine algas Eestis alles 20. sajandi teisel poolel. Varasema käsitsi toimunud turbalõikuse mõju oli väike ja elupaigad on sellest suures 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 käsitsi kaevatud madalad kraavid soomaastike veerežiimi nii ulatuslikult, kui nõukogude perioodil toimunud metsakuivendus.

Soode tegevuskava aastateks 2016–2023 (Kaitstavate soode tegevuskava 2015) hindas tusedal turbal (turbakiht üle 1 m) kasvavate soometsade pindalaks 85 000 ha, millest kuni 2/3 on mõjutatud kuivendusest. Väljaspool kaitsealasid läbiviidud soometsade inventuur (2009) tuvastas eelvalikus olnud 72 000 ha soometsade kohta vaid umbes 7000 ha enam-vähem säilinud veerežiimiga soometsi, kõrge väärtusega oli ekspertide hinnangul 2562 ha.

Tabel 2. SMI (2022) andmed märgade metsade ja kõdusoometsade kasvukohatüüpide pindalalise jagunemise kohta 2022 aastal.

| Metsakasvukohatüüp | | | Kokku | | |
|----------------------------|-----|----------------------|--------------|--------------|-------------------|
| Metsatüüp | KKT | Nimetus | Pindala | | suhteline viga ±% |
| | | | tuhat ha | % metsamaast | |
| Soovikumetsad | SJ | Sõnajala | 3,9 | 0,2 | 52,7 |
| | AN | Angervaksa | 259,3 | 11,2 | 8,2 |
| | TA | Tarna-angervaksa | 148,4 | 6,4 | 10,6 |
| | OS | Osjä | 6,6 | 0,3 | 35,3 |
| | TR | Tarna | 30,2 | 1,3 | 24,1 |
| Soometsad | LD | Lodu | 16,9 | 0,7 | 31,4 |
| | MD | Madal soo | 19,9 | 0,9 | 24,0 |
| | RB | Raba | 59,7 | 2,6 | 17,0 |
| | SS | Siirdesoo | 65,3 | 2,8 | 17,7 |
| Märjad metsad kokku | | | 610,2 | 26,4 | |
| Kõdusoometsad | JO | Jänese kapsa-kõdusoo | 197,1 | 8,5 | 9,3 |
| | MO | Mustika-kõdusoo | 162,0 | 7,0 | 9,4 |
| Kõdusoometsad kokku | | | 358,4 | 15,4 | 3,8 |

Eestis praegu teadaolevate märgade metsade elupaigatüüpide levikut on keeruline võrrelda naabermaadega, sest eristamiskriteeriumid on riigiti erinevad. Samal põhjusel võivad erineda elupaigatüüpide seisundihinnangud. Märgade metsade elupaigatüüpide üle-euroopalist levikut ja seisundit on kirjeldatud loodusdirektiivi aruande (2019) materjalide alusel (levikukaartide joonised 1, 2). Eesti märgade metsade elupaigatüüpide levikut ja seisundit on kirjeldatud 2025. aastal esitatud loodusdirektiivi aruande materjalide alusel (Loodusdirektiivi aruanne, 2025). Eestis on märgade metsaelupaigatüüpide seisund kahes tüübis puudulik ja kahes soodne. Eesti märgade metsaelupaigatüüpide näitajate koondhinnangud (2019-2024) on esitatud tabelis 3 ning hinnang seisundile Eestis ja boreaalses regioonis tabelis 4.

Tabel 3. Eesti märgade metsaelupaigatüüpide näitajate koondhinnangud aastatel 2019-2024 (Loodusdirektiivi aruanne 2025).

| Tüüp | Nimetus | Levila | Pindala | Struktuur | Tulevik | Üldine |
|-------|-----------------------------|--------|----------|-----------|----------|----------|
| *9080 | soostuvad ja soo-lehtmetsad | soodne | puudulik | puudulik | puudulik | puudulik |
| *91D0 | siirdesoo- ja rabametsad | soodne | soodne | puudulik | puudulik | puudulik |
| *91E0 | lammi-lodumetsad | soodne | soodne | soodne | soodne | soodne |
| 91F0 | laialehised lammimetsad | soodne | soodne | soodne | soodne | soodne |

Seisundi üldhinnang sõltub neljast komponendist: a) elupaigatüübi levilast, b) pindalast, c) struktuurist ning d) tuleviku väljavaatest ja saab anda neli hinnangut: „soodne”, „puudulik”, „halb”, „teadmata”. Kui kõik komponendid on soodsas seisundis või üks on teadmata on seisundi üldhinnang „soodne”. Kui üks komponentidest pole piisav, hinnatakse ka üldist seisundit „puudulikuks” ning kui üks komponentidest on halb, hinnatakse üldist seisundit „halvaks”.

Elupaikade pindalale hinnangu andmisel peetakse seisundit „halvaks”, kui elupaiga pindala riigis on vähenenud rohkem kui 1% aastas, levilast on kadunud märkimisväärne osa või pindala on rohkem kui 10% väiksem kui soodne võrdluspindala. Pindala peetakse „puudulikuks” kui kogupindala on vähenenud kuni 1% aastas või on soodsast võrdluspindalast väiksem kuni 10% ning levila on vähenenud vaid vähesel määral. Pindala peetakse „soodaks” kui kogupindala riigis on stabiilne (vähenemine ja suurenemine on tasakaalus), elupaiga kogupindala ei ole väiksem kui soodne võrdluspindala ning levilas ei ole märkimisväärseid muutusi.

Tabel 4. Märgade metsaelupaigatüüpide seisund Eestis ja boreaalses regioonis (Eesti, Läti, Leedu, Soome, Rootsi) (Lodusdirektiivi aruanne 2025; Keskkonnaagentuur 2019)

| Elupaigatüüp | Hinnang seisundile Eestis ^{2025 hinnang} | Hinnang seisundile boreaalses regioonis ^{2019 hinnang} |
|-------------------------------------|---|---|
| Soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) | Puudulik, halveneb | Halb, halvenev |
| Siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) | Puudulik, stabiilne | Puudulik, stabiilne |
| Lammi-lodumetsad (*91E0) | Soodne, stabiilne | Halb, halveneb |
| Laialehised lammimetsad (91F0) | Soodne, stabiilne | Puudulik, paraneb |

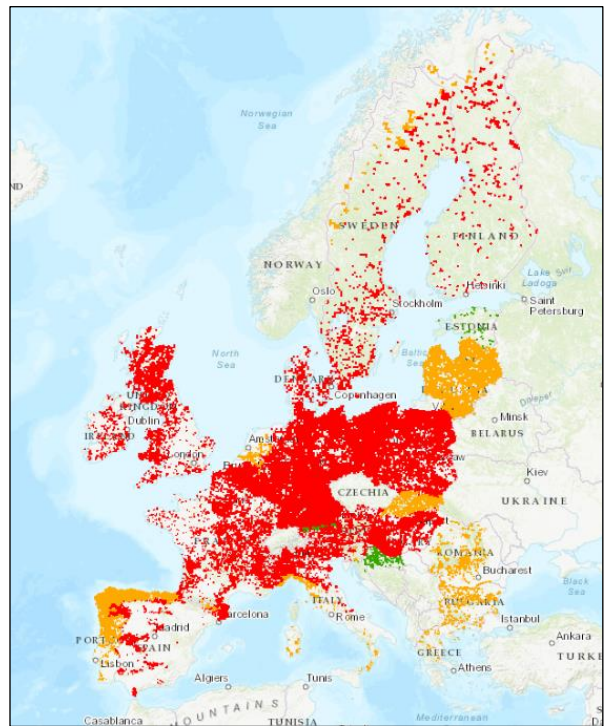
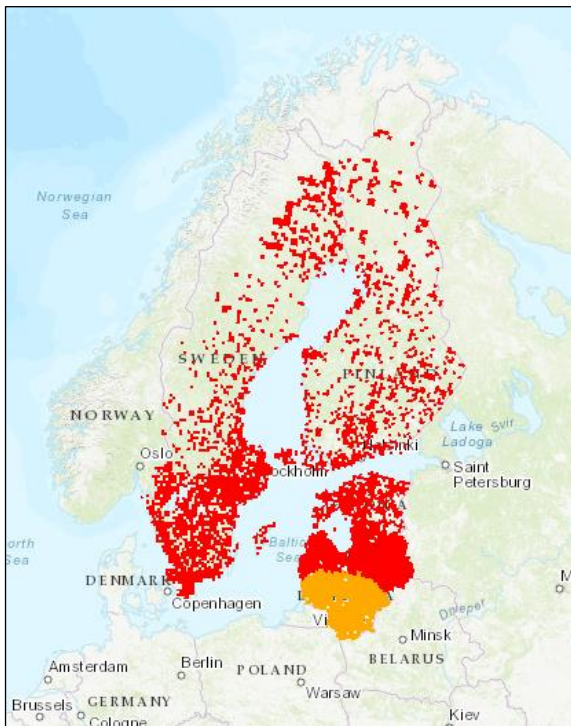
Elupaigatüübi seisundi hindamisel peetakse seisundit halvaks kui üle 25% elupaigatüübi pindalast on saanud looduskaitseleise seisundi hinnanguks C. Seiundit peetakse soodsaks kui vähemalt 90% elupaigatüübi pindalast on heas seisundis (hinnangud A ja B). Vahepealsete variantide puhul hinnatakse elupaigatüübi seisund puudulikuks. Kui teadmata seisundiga elupaigatüüpe on üle 75%, siis sel juhul tuleb elupaigatüübi seiundiks märkida „teadmata“. Märgade metsaelupaigatüüpide looduskaitseleise seisundi hinnangud on toodud tabelis 5.

Tabel 5. Elupaigatüüpide looduskaitseleise seisund Eestis (EELIS, detsember 2025).

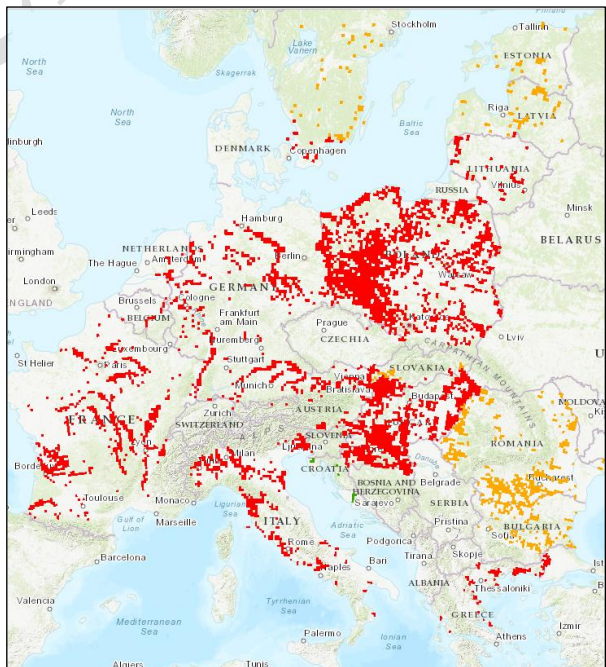
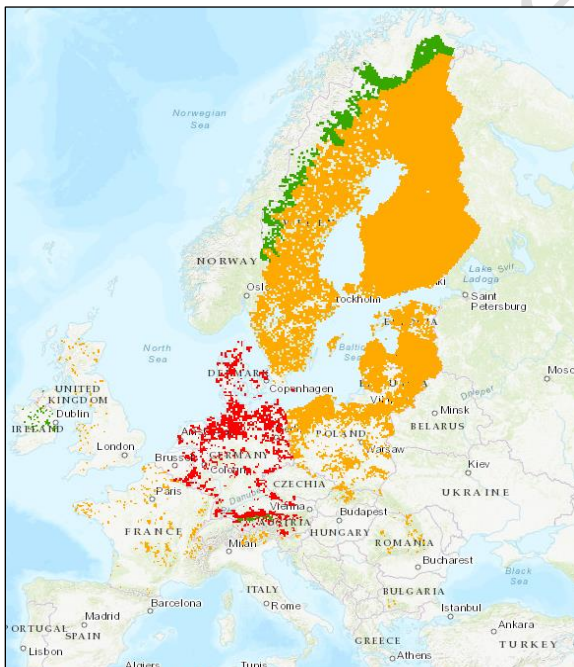
| Tüüp | Nimetus | Elupaigatüübi looduskaitseleise seisund (ha) | | | | |
|-------|-----------------------------|--|-------|-------|-------|------------|
| | | A | B | C | A+B | (A+B)% |
| *9080 | soostuvad ja soo-lehtmetsad | 18560 | 15358 | 14844 | 33918 | 70% |
| *91D0 | siirdesoo- ja rabametsad | 21558 | 21049 | 23665 | 42607 | 64% |
| *91E0 | lammi-lodumetsad | 3174 | 891 | 302 | 4065 | 93% |
| 91F0 | laialehised lammimetsad | 619 | 104 | 70 | 723 | 91% |

Elupaiga looduskaitseleise seisundit hinnatakse kolme komponendi alusel: struktuuri säilimine, funktsioneerimine e elupaiga seisundi säilimise väljavaated (eeldused) ja taastamisvõimalused. Sisuliselt hinnatakse nende näitajate põhjal säilinud looduslikkuse määra – mida vähem on inimtegevus looduslikku struktuuri muutnud ja rikkunud, mida paremad on eeldused seisundi paranemiseks ja taastumiseks, seda kõrgemalt looduskaitseleise seisundit kokkuvõttes hinnatakse (Palo 2018).

Eelmise aruandeperioodiga (2013 – 2018) võrreldes on 2024. aastaks üldseisund muutunud ebapiisavast soodsaks laialehistes lammimetsades (91F0) ja halvast puudulikuks soostuvatest ja soo-metsadest (*9080). Üldise seisundi muutust pole toimunud siirdesoo- ja rabametsades (*91D0) ega lammi-lodumetsades (*91E0). Loodusdirektiivi aruande (2025) kohaselt on elupaigatüüpide lammi-lodumetsad (*91E0) ja laialehised lammimetsad (91F0) seisund soodne.



Joonis 1. Metsaelupaigatüüpide *9080 soostuvad ja soo-lehtmetsad (vasakpoolne kaart) ja *91E0 lammi-lodumetsad (parempoolne kaart) levik ning seisund Euroopas. Seisundi hinnang: roheline – soodne, kollane – ebapiisav, punane – halb. Allikas: loodusdirektiivi aruanne 2019.



Joonis 2. Metsaelupaigatüüpide *91D0 siirdesoo- ja rabametsad (vasakpoolne kaart) ning *91F0 laialehised lammimetsad (parempoolne kaart) levik ning seisund Euroopas. Seisundi hinnang: roheline – soodne, kollane – ebapiisav, punane – halb. Allikas: loodusdirektiivi aruanne 2019.

3.5. KAITSESTAATUS

EELIS-ses oli 2025. a märtsi seisuga märgade metsade elupaigatüüpide pindala kokku 118 000 ha. Märjad metsaelupaigatüübid paiknevad valdavalt riigimaal (tabel 6).

Tabel 6. Märgade metsaelupaigatüüpide jagunemine maa omandivormi järgi (EELIS – Keskkonnaagentuur, märts 2025).

| Maa omandivorm | *9080 | | *91D0 | | *91E0 | | 91F0 | |
|----------------|---------------|-------------|---------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| | Pindala (ha) | Osakaal (%) | Pindala (ha) | Osakaal (%) | Pindala (ha) | Osakaal (%) | Pindala (ha) | Osakaal (%) |
| Eramaa | 11 460 | 24 | 5792 | 9 | 304 | 7 | 115 | 16 |
| Riigimaa | 36 992 | 76 | 57 431 | 91 | 4290 | 93 | 582 | 83 |
| Muu maa | 130 | <0 | 101 | <0 | 12 | <0 | 5 | 1 |
| Kokku | 48 583 | | 63 324 | | 4606 | | 702 | |

Kaitsekategooriate arvestuses (tabel 7) on valdav osa metsaelupaigatüüpide inventeeritud pindalast range kaitse all. Range kaitsega aladeks peetakse kaitsereežiimi, kus metsade majandamine on keelatud. Range kaitsega alad on: reservaat, sihtkaitsevöönd, ja hoiualadel kaardistatud elupaigatüübid. Väike osa märgi metsi on kaitse all metsa vääriselupaikadena. Soostuvate ja soo-lehtmetsade (*9080) teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on range kaitse all 71%. Siirdesoo- ja rabametsade (*91D0) teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on range kaitse all 71%. Laialehiste lammimetsade (91F0) ja lammi-lodumetsade (*91E0) teadaolevatest elupaigatüübi metsadest on range kaitse all vastavalt 88% ja 83%.

Kui arvestada kõiki alasid, kus erinevate regulatsioonide või kokkulepete alusel (VEP leping, RMK nõukogu otsus) metsaelupaigatüüpides metsasid ei majandata, siis on kaitse tagatud 94% soostuvate ja soo-lehtmetsade elupaigatüübist, 94% siirdesoo- ja rabametsa elupaigatüübist, 98% lammi-lodumetsad elupaigatüübist ja 97% laialehiste lammimetsade elupaigatüübist.

Tabel 7. Märgade metsaelupaigatüüpide kaitstus ja pindalad (ha). Katvused on kõrvaldatud rangema vööndi kasuks (EELIS – Keskkonnaagentuur, detsember 2025).

| Kaitseala/vöönd | Metsaelupaigatüüp | | | |
|---|-------------------|-------|-------|------|
| | *9080 | *91D0 | *91E0 | 91F0 |
| Reservaat ¹ | 843 | 865 | 732 | 36 |
| Sihtkaitsevöönd | 29651 | 43428 | 3073 | 617 |
| Piiranguvöönd | 7892 | 6732 | 334 | 85 |
| Hoiuala | 4082 | 2805 | 25 | 5 |
| Projekteeritav sihtkaitsevöönd olemasoleva piiranguvööndi sees ² | 7313 | 5346 | 330 | 79 |

| Kaitseala/vöönd | Metsaelupaigatüüp | | | |
|---|-------------------|--------------|-------------|------------|
| | *9080 | *91D0 | *91E0 | 91F0 |
| RMK maa piiranguvööndis, mis ei ole arvatud projekteeri-tavasse sihtkaitsevööndi | 403 | 1220 | 3 | 4 |
| Vääriselupaik (leping või RMK maa väljaspool kaitsealasid) | 378 | 277 | 13 | 16 |
| RMK maa väljaspool kaitsealasid ³ | 2960 | 8434 | 124 | 9 |
| Range kaitse all kokku (reservaat, sihtkaitsevöönd, hoiuala) ⁴ | 34576 | 47098 | 3830 | 658 |
| Kaitse tagatud (range kaitse, projSKV, RMK pv, RMK väljas, VEP) ⁵ | 45630 | 62375 | 4300 | 766 |
| Inventeeritud elupaigatüüpe kokku | 48762 | 66272 | 4367 | 793 |
| <i>Elupaigatüübi osa (%), mis asub nn range kaitse all (reservaat, sihtkaitsevöönd, hoiuala)</i> | 71% | 71% | 88% | 83% |
| <i>Elupaigatüübi osa (%), millele on kaitse tagatud (range kaitse, projSKV, RMK pv, RMKväljas, VEP)</i> | 94% | 94% | 98% | 97% |

¹⁾ Erinevad vööndid (reservaat, sihtkaitsevöönd, piiranguvöönd) on arvestatud erinevate kaitsealade tüüpide ja püsielupaigatüüpide osas kokku.

²⁾ Projekteeritava sihtkaitsevööndi osa, mis asub olemasoleval kaitsealal ja ei kattu praeguse sihtkaitsevööndi ja reservaadiga.

³⁾ Erinevus Tableau tulemustega tuleneb asjaolust, et Tableau arvestab kogu riigimaad, aga osa riigimaast on peale RMK veel teiste haldajate kasutuses (üliskoolid, spordibaasid, Maa-amet, Kaitseväge jms).

⁴⁾ „Range kaitse“ – alad, mis on analüüsi hetkel sihtkaitsevööndis, reservaadis ja hoiualadel. Ei ole arvestatud projekteeritava alaga.

⁵⁾ Alad, kus metsaelupaigatüüpide säilimine on tagatud. Siia kuuluvad range kaitsega alad, projekteeritavad sihtkaitsevööndid olemasolevatel kaitsealadel, RMK maa piiranguvööndis, mis ei ole arvatud projekteeritavasse sihtkaitsevööndi, lepinguga vääriselupigad eramaal ja vääriselupaigad RMK maadel, RMK maadel asuvad metsaelupaigatüübid väljaspool kaitsealasid.

Erinevate seireprojektide andmete põhjal on aga selgunud, et inventeerimisandmete täpsus jätab kohati soovida (Leivits 2019). Range kaitse all olevate märgade metsade pindalast ülevaate saamiseks kasutati 500 000 juhupunkti analüüsi. Analüüsi täpsem selgitus on toodud lisas 5.

Tartu Ülikooli 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.

KAURi analüüsi kohaselt on metsaregistris rangelt kaitstavatel aladel kaardistatud soovikumetsadele vastavaid metsaeraldisi kokku 23 710 ha suurusel alal, mis eeldatavalt aastaks 2050 võivad kujuneda elupaigatüüpideks 9080, 91E0 või 91F0 (lisa 6). Praegu ei ole neid alasid elupaigatüüpideks määratud. Metsaregistri andmetel on rangelt kaitstaval aladel kaardistatud siirdesoo- ja rabametsadele vastavaid metsaeraldisi kokku 16 639 ha suurusel alal, mis eeldatavalt aastaks 2050 võivad kujuneda elupaigatüüpiks 91D0.

3.6. MÕJU SÜSINIKUBILANSILE

Looduslikud turbaalad mõjutavad globaalset kliimat, sidudes süsinikdioksiidi (CO₂), samas emiteerides metaani (CH₄) (Minkkinen jt 2002). Umbes 1/3 maailma muldade süsiniku tagavarast paikneb turvasmuldades (Päivanen ja Hännell 2012). Ökosüsteemide hüvesid kaardistava ja hindava ELME projekti käigus koostatud süsinikuvaru kaardikihtide alusel on inventeeritud märgade metsade erinevate koosluste hinnanguline summaarne mulla süsinikuvaru 185,9 mln tonni (Helm jt 2020). Looduse hüvede väärtuse hinnastamisel kasutatava süsinikukaubanduse süsteemi (ETS – Emissions Trading System) hetkehinda (06.05.2024 73 eurot/t) arvestades on see üle 13 miljardi euro. Soomuldadel olevad looduslikud kooslused on pikaajalised süsiniku sidujad.

Olemasolevate märgade metsaelupaigatüüpide säilitamine on väga oluline kliimaregulatsiooni seisukohalt ehk mullasüsinikuvaru ja maapealsesse biomassi seotud süsiniku varu osas. Borealse piirkonna viljakate ja vähevilkate turbaaladel paiknevate kuivendatud metsade kasvuhoonegaaside emissioon on suhteliselt madal (Ojanen ja Minkkinen 2020). Keskmiselt emiteerisid toitainetevaesed kuivendatud soometsad süsihappegaasi keskmiselt 269 g/m² aastas ja toitaineterikkad alad 260 g/m² aastas (Jauhiainen jt 2023). Soometsade taastamine veetaseme tõstmise näol annab kliimajahenemise efekti pigem pikaajalises perspektiivis, pärast 40-100 aastat, kuna taastamisjärgsed CH₄ emissioonid intensiivistuvad.

Tuleb tõdeda, et üksikobjektidel saadud tulemuste ekstrapoleerimine suuremale piirkonnale (ka samades ilmastikutingimustes) ja selle põhjal üldistuste tegemine ei ole asjakohane. Kuid suurema andmestiku analüüs viitab suure kindlusega borealse vööndi, kuhu ka Eesti kuulub, kuivendatud soometsadele kui pikaajalisele süsiniku emissiooni allikaile.

4. MÄRGADE METSADE UURINGUD JA SEIRE

4.1. TEADUSUURINGUD

Märgade metsadega seotud teadusuuringuid on rohkelt avaldatud nii Eestis kui ka mujal Euroopas. Oluline märgi metsi mõjutav tegur on kuivendus (Lõhmus jt 2015). Kuivendamine muudab vee liikumist mullas, vähendab mulla niiskusesisaldust ning avaldab mõju ümbritsevate veekogude vooluhulgale ja veetasemele (Kučera jt 2020). Ka erineb mullateke märgades ja kuivendatud metsades märkimisväärselt, sest veetase mõjutab mullas toimuvaid protsesse ja mulla morfoloogiat (Frank jt 2023). Kuivendamise tulemusena suureneb puistu juurdekasv ning seeläbi tootlikkus (Potapov jt 2023).

Kui varem keskendusid metsanduslikud uurimused kuivendusjärgse veerežiimi püsivusele, muutustele puistu koosseisus ja puistu tagavaras, siis viimastel aastatel on kogu Euroopas sageli uuritud seda, kuidas veerežiimi taastamine mõjutab hüdroloogiat ja taimestiku arengut ning millised on turbamaade veetasemete seosed taimestiku ja kasvuhoonegaaside emissiooniga (Couwenberg jt 2011; Creevy jt 2020). Üleüldiselt on kliimamuutused üks oluline teema, mida sageli märgade metsadega seotud uuringutes käsitletakse (Frank jt 2023).

Sooökosüsteemides prognoositakse turba lagunemise kiirenemist kliimamuutuste taustal. 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.

Eestis on elustikku puudutavates uuringutes leitud, et märgade metsade kuivendamine vähendab oluliselt kahepaiksete elu- ja sigimispaikade hulka ja kvaliteeti (Suislepp jt 2011). Samas uuritakse, kuidas kraavivõrgustikku kahepaiksetele ja veesalgrootutele sobivamaks muuta (Remm jt 2018, Vaikre jt 2018). Kuivendamine halvendab väikeveekogudega seotud elustiku elupaikade kvaliteeti, kuid samas loob ka uusi elupaiku (Remm jt 2015).

Elustikugruppide võrdlus näitab, et pikka aega kestnud lodumetsade kuivendamine mõjub sammaltele ja samblikele negatiivselt, eriti koosmõjus raietega (Remm jt 2013). Kuivendamata ning raiumata metsad on aga mitmetele punase nimestiku tarna- ja kõrreliseliikidele ainsad sobivad elupaigad. Kuivendatud siirdesooos tehtud taastamistööd (raie ja kraavide sulgemine) parandavad oluliselt raba- ja rohukonnade (suunisliigid) elutingimusi (Soomets 2020).

Märgade metsade elustikuga seotud probleem on surnud puudega seostuvate substraatide vähesus. Kuivendusjärgselt võib kujunenud kõdusoometsades surnud puidu kogus suureneeda (Punntila jt 2016), mis omakorda mõjutab positiivselt surnud puudega seotud metsaelustikku, kuid kuivendamisele järgneva majandamise tõttu võib positiivne mõju olla ajutine (Lõhmus ja Kraut 2010). Majandusmõju (raiete) lakkamisel taastuvad eri liigirühmad ja elupaigatüübid väga erineva kiirusega (Punntila jt 2016).

Silmas peab pidama, et kuivendusest mõjutatud metsades ei ole taastamise püüe võimalik või otstarbekas (Jõgiste jt 2008). Kuivendatud metsadest on praeguseks osaliselt kujunenud nn tüüpilised kõdusoometsad ehk uudsed ja/või tagasipööramatud ökosüsteemid (Remm jt 2013; Lõhmus jt 2015; Paal jt 2016). Eestis on uuritud kõdusoometsade taimeistiku mitmekesisust (Paal ja Jürjendal 2020) ja leitud, et tüüpilistest kõdusoometsadest on kujunenud liigirikkad, heterogeense struktuuriga ja struktuurielementidega metsad. Seega tuleks märgade metsade taastamisel tüüpilisi kõdusoometsi eristada nõrga (lühiajalise) kuivendusmõjuga metsadest, millel on potentsiaali taastuda märgadeks metsadeks ja ka märgadeks metsaelupaikadeks. 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 ebaühtlane ja vähemalt esimesel kümnel aastal ilma selge tervikperspektiivita (Runnel jt 2023), kuigi märgata võib mõnele sooliigile sobivate tingimuste teket (Soomets jt 2023; Vaikre jt 2024).

4.2. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDEGA SEOTUD TEADUSUURINGUD

Euroopas ja Eestis on avaldatud veel üsna vähe pikaajalisi uuringuid LD märgade metsaelupaigatüüpide kohta. Eestis on läbi viidud inventuure seoses vajalike riiklike seiretega.

Eesti märgade metsaelupaigatüüpide maakasutust on uuritud ajalooliste kaartide põhjal (alates verstakaardist 19 sajandi lõpust). Metsaelupaigatüüpide esinemisalad on ajalooliselt olnud jagatud erinevate maaomanike vahel (Palo ja Gimbutas 2014): enamus elupaigatüübist *91D0 paikneb ajaloolisel riigimaal, *91E0 oli nii riigi- kui ka 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 puiskooslus). 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 kvalifitseeru LD elupaigatüübiks Samasugusele järeltulele jõuti Otepää testalade põhjal (Kukumägi 2020). Eelpooltoodust lähtudes tuleb välja tuua ka kõdusoometsade võimalike tüüpide palju laiem spekter kui seni arvatud. Kõdusoometsades on võimalik uudsete jätkuelementide (*ecosystem legacy*) teke nende kuivendamisel. Jätkuelementide põhjal on võimalik prognoosida soovitatavate koosluste taastumist (Johnstone jt 2016).

Kaardianalüüsi põhjal on Ida-Virumaale lisandunud 20. sajandi jooksul kuivenduskraave 60% soostuvate- ja soolehtmetsade (*9080) ja 40% siirdesoo- ja rabametsade (*91D0) elupaikadesse (Palo jt 2007). Kuid nõukogudeaegse intensiivse metsakuivenduse alad ei ole reeglina määratletud metsaelupaigatüübina, sest neid on enne või pärast kuivendust majandatud ja praegu on need elupaigatüübiks liiga noored puistud (Palo 2018). Metsaelupaigatüüpide seirealade põhjal ajaloolist kuivendust ja nende esinduslikkust seostav uuring näitas, et esinduslikeks (A, B) soometsadeks hinnatud seirealadest vaid 25–40% ei esine 300 m raadiuses ühtki kraavi. Ajaloolistel kaartidel oli neist metsamaana kujutatud rohkem kui 65% aladest. Soo-lehtmetsad asusid 80–90% juhtudest metsamaal, rabametsade puhul esineb kaardilegendis

rohkem ebajärjekindlust (harvikud, niidud jne). Seirel üle kontrollitud ja elupaigatüüpideks mitteosutunud seirealad olid 93% juhtudel ka ajalooliste kaartide põhjal kuivendumõjuga (Palo 2018a).

2010-2012. aasta seirete põhjal uuriti puurinde koosseisu, vanust ja jämeda puidu olemasolu puistus (Palo ja Gimbutas 2013). Kaaludes puistu struktuurielementide panust elupaiga esinduslikkuse hinnangu kujunemisse, leiti, et *9080 ja *91D0, samuti *9010 rabastunud metsade puhul on struktuurielementide esinemise/ohtruse ja elupaiga hinnangulise esinduslikkusklassi vaheline seos ebaselge (Palo jt 2011). 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 väikeseks. Kuivenduse ja raie mõjusid peegeldavad ka looduslikest metsadest erinevad puistu takseerijad. Näiteks tuvastati *91D0 elupaigatüübis mändide keskmiseks vanuseks vaid 101 a (± 11 a), mille põhjus on metsastunud puissoode rohkus valimis. Samuti olid *9080 ja *91E0 metsad valdavalt kaasikud, kus alumistesse rinnetesse oli kuivendumõju näitajana lisandunud kuuske. 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.

Metsakadude tuvastamiseks on katsetatud LD metsaelupaigatüüpides LiDARi-põhise kaugseire võimalusi, mille tulemus näitab, et vähemalt *91D0 metsaelupaigas saab esimese rinde katvuse muutust usaldusväärselt lokaliseerida, mis omakorda võimaldab tuvastada metsakao põhjuseid ja arvutada muutustega seotud pindala (Palo ja Remm 2019).

Märgade elupaigatüüpidega seoses on Eestis uuritud, kuidas leevendada turbatootmisalade piirdekraavide mõju piirnevatele LD elupaigatüüpidele (Jakobson 2015), sest turbaalade kaevandamisega koos kuivendatakse tahtmatult juurde turbaalaid, kus tegelikult soovitakse soode looduslikku seisundit säilitada ja parandada. Uurimusest selgus, et piirdekraavide tekitatud veealanduse mõju looduslikele aladele vähendaksid veetõkkelahendused, mis tõstaksid pinnases veetaseme võimalikult maapinna lähedale, aidates kaasa kuivendatud alal hüdrooloogilise režiimi taastumisele ja turbasammalde taaslevimisele.

Märgade metsaelupaigatüüpide oluline kaitseväärtus on linnudirektiivi lisades nimetatud linnuliigid, kellest suur osa elab märgades metsades (nt metsis, öösorr, valgeselg-kirjurähn, sabatihane; Angelstam jt 2004; Lõhmus jt 2017).

4.3. UURIMISPROJEKTID JA INVENTUURID

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.

Käimasolevad projektid

- „Eesti looduslike elupaikade ohustatud ja kaitstavate liikide seisundi muutuste prognoosimine ja kaitsemeetmete väljatöötamine“ 2021-2024. Rahastaja KeA. Vastutav täitja TÜ. Link: <https://www.etis.ee/Portal/Projects/Display/db880f8b-1223-4313-858a-e317949ef272>

Lõppenud projektid

- „Kaitstavate liikide ja elupaigatüüpide inventuurid ja andmehõive“ 2015–2023. Rahastaja KIK. Vastutav täitja KeA. Inventeeriti täiendavalt kaitstavaid liike ja elupaigatüüpe, ajakohastati nende levikuandmeid andmebaasis ja prognoositi registreerimata leiukohti. Lisaks arendati infosüsteemi EELIS.
- Eesti turbaalade looduskaitseline inventeerimine (I etapp)“ 2008–2010. Rahastaja KIK. Vastutav täitja TLÜ. Projekti käigus viidi läbi turbaalade (looduslikus seisundis ja rikutud soode) looduskaitseline inventuur väljaspool kaitsealasid ja leiti, et väljaspool kaitsealasid asuvast eelvalikuna kaardistatud 2300 ha soometsa alast (73 000 ha) olid looduslähedases seisundis ehk kaitseväärtusega 40, kogupindalaga ligi 1880 ha. Projekti aruanne: <https://www.etis.ee/Portal/Projects/Display/80670e8f-94d7-4842-84d4-679e7b635a6d>
- „Looduskaitse rakendusuringud LOORA“ 2012–2014. Keskkonnakaitse ja -tehnoloogia teadus- ja arendustegevuse programm KESTA. Rahastaja ERF, vastutav täitja Keskkonnaministerium. Analüüsiti Eesti kaitsealade, eelkõige rangete majanduspiirangutega metsaalade võrgustiku funktsionaalsust, sh sidusust nii koosluste kui ka neist elupaikadest sõltuvate liikide säilitamiseks. Uuringust selgus, et Eesti metsakaitsealad on küll kvaliteetsed, kuid ilma suurepindsete 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. Projekti aruanne: https://www.etag.ee/wp-content/uploads/2012/05/KESTA_teaberaamat_2015_logoga-1.pdf.
- „LIFE Mires Estonia“ 2015-2020. Rahastaja EL ja seotud KIKi projekt „Soode kaitse ja taastamine II“. Täitjad: Eestimaa Looduse Fond, TÜ, Arheovisioon. Eesmärk oli taastada kuuel projektialal soode kuivenduseelne hüdroloogia (Alam-Pedja, Tudusoo, Sirtsu, Ohepalu lka, Alutaguse ja Lahemaa rahvuspark). Taastatavate alade pindalaks kujunes 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. Projektiga seotud publikatsioonid: <https://soo.elfond.ee/projektist/aruanded/>

- „LIFE Peat Restore – kliimamuutuste leevendamine rikutud turbaalade taastamise teel“ 2016-2023. Rahastaja EL. Eestipoolne täitja TLÜ. Projekti käigus taastati Läänemaa Suursoo idaosa looduslik veerežiim ca 3300 ha suurusel alal, taastamaks soola võime siduda süsinikku. Kolmandiku taastamisalast moodustasid eri tüüpi ja erinevas seisundis soometsad. Taastamistöodele 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 akumuldeerijad on siirdesoometsad. Kuna taastamistöodel raieid ei tehtud, siis annab projekt võimaluse jälgida erinevate soometsade veerežiimi taastamise järgset arengut. Projektiga seotud publikatsioonid: <https://life-peat-restore.eu/ee/aruanded/>
- „Metsise elupaiga kvaliteeti määravate tegurite kompleksuuring“ 2013–2016. Rahastaja RMK. Täitja TÜ. Projekti 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 kõikuv. 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. Projekti aruanne: https://media.rmk.ee/files/Rakendusuuringu%20lopparuanne_Metsis.pdf
- „Kõdusoometsade looduskaitseperspektiiv“ 2017–2019. Rahastaja KIK. Vastutav täitja TÜ. Projektis selgitati veerežiimi taastamise mõju soometsa elupaigatüüpidele (eriti *91D0) ja elurikkusele lähtuvalt Soomaale rajatud katsesüsteemi manipulatsioonijärgsest (kraavide sulgemine + raie) dünaamikast, võrrelduna kontrollaladega. Leiti, et loodusliku siirdesoo mullaprotsessid pärast 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 soomännikute looduslikkust kõdupuidust oleneva elustiku jaoks. Projektiga seotud publikatsioonid: Remm jt 2018, Runnel jt 2023.

4.4. VAJALIKUD LISAUURINGUD

1) Ülevaade märgade metsaelupaigatüüpide levikust Eesti metsamaastikus. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Kõik liikmesriigid on kohustatud osalema Natura 2000 võrgustiku loomisel sel määral, kuivõrd nende territooriumil esineb direktiivi lisa 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 kaitsealadid“ (Leivits 2019).

Lisaks on andmebaasis elupaigatüüpide registreeritud aladel palju valemääranguid: elupaigatüüp on määratud valesti või ei klassifitseeru ala uuel inventuuril elupaigatüübiks. Valemääranguid on metsaelupaigatüüpide seire järgi kuni 19% (Leivits 2019).

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

2) Looduslike referentsalade valimine, nende seisundit iseloomustavate tunnuste (puistu struktuuri, taimkatte, hüdroloogia, substraadi omaduste, veekeemia) analüüs, et hinnata inimõjuga märgade metsaelupaigatüüpide taastumist ja taastamist. 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 kuivendusõjuga 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 märke metsaelupaigatüübis kõige esinduslikumad inimõjuta kaitsealad, kirjeldamiseks looduslikku seisundit (rindelise struktuuri, taimkatte liigilist koosseisu, kasvukoha parameetreid – hüdroloogia, mikroreljeef, turba ja vee karakteristikud) ja selle varieeruvust metsaelupaigatüübis. Kaitsealadel 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 ega ole väga head metsa järjepidevuse indikaatorid. Inventeerimisjuhendis (Palo 2018) rõhutatakse, et paremini aitavad elupaiga kvaliteeti hinnata põlis- ja looduspõhised tunnusliigid ning liigid, 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 üle-euroopalises uuringuvajaduste kokkuvõttes (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 seemned, 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) Eri raieviiside mõju selgitamine märgade LD metsaelupaigatüüpide elustikule piiranguvööndis. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Looduslikult on aga puistuvahetushäiringud märgades metsades harvad ning seega ei ole sealne elustik kohanenud selliste ulatuslike muutustega, mida võiks uuendusraiega püüda jäljendada. Raieviisidest võiksid vaid valikraie ja hooldusraied mingil määral jäljendada looduslike väikesemahulisi häiringuid märgades metsaelupaigatüüpides, kuid uuringud nende mõjust märgade metsade elustikule Eestis puuduvad (Lõhmus jt 2019). Kuigi sanitaarraie näib mõjutavat puistut väliselt vähe, pole see üldjuhul sobiv metsa elurikkust hoidvasse piiranguvööndisse, sest sellega eemaldatakse metsaelustikuga seotud surnud ja surevad puud. Tavapärast ühtlustab hooldusraie puistu struktuuri ja ühtlasi vähendab puude liigilist mitmekesisust. 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 uuendusraietele. Kuna erinevate inimtegevuste mõjul on metsakooslused sageli ka kaitsealadel degradeerunud, võiks hooldusraiate roll piiranguvööndites olla ala kujundamine sarnasemaks selle looduslikule seisundile.

Eesmärk. Selgitada välja, kuidas mõjutavad erinevalt läbi viidud osalised raied elupaigatüüpi *9080 metsade elustikku ja seda mõjutavaid tunnuseid ning anda juhised loodushoidliku hooldusraie tegemiseks piiranguvööndis. Samuti uurida metsade loodusliku uuenemise võimet.

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

Lahendamist vajav probleem. Suur osa kaitsealustest märgadest metsadest on varem mõjutatud kuivendusest, 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 suurel pindalal.

Peamiste võtetena on kasutatud erinevaid veetaseme tõstmise meetodeid (kraavide täitmine, paisude rajamine jne) ja teatud juhtudel on kraavide sulgemist kombineeritud ka kujundusraiega, kui sihtkoosluseks on olnud elupaigatüüp *91D0. Pikemas vaates ei ole taastamistööde mõju erinevate elustikurühmade kaupa veel piisavalt teada.

Elupaigatüüpide taastamise praktikate täiustamiseks on vaja uurida erineva degradeerumisastmega koosluste taastamise kiirust ja seda mõjutavaid tegureid. Tuleb välja selgitada selliste koosluste algseisundid, mille puhul tuleb taastamistöödel kasutada senisest erinevat lähenemist. Sellises uuringus tuleks lisaks ka välja selgitada, millal pole taastamine mõistlike kuludega tulemuslik ja milline on sellisel juhul alternatiivne võimalus, nt kompensatsiooniala määratlemise kaudu.

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

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

Lahendamist vajav probleem. Kuna määrjad 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 kaugelt kraavidest need mõjud ulatuvad, samuti seda millised on mõjude leevendamise võimalused.

Eesmärk. Selgitada välja kraavivõrgustiku uuendus- ja hooldustööde otsene ja kaudne mõju 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 märgade metsaelupaigatüüpide taastamisaladeks.

7) Veerežiimi taastamise mõjuanalüüs. Tähtsus A.

Lahendamist vajav probleem. Kuivenduskraavide sulgemine või osalise sulgemine mõjutab metsaökosüsteemi aineringlust. Vaja on välja selgitada, kuidas ja millele veerežiimi muutus mõjub, mis on tagajärjed nii ümbritsevale maastikule (sh metsale), majandusele, inimestele, süsinikuringele jne. Selgitada veetaseme tõstmise jm taastamisvõtete mõju ulatust väljastpoolt

taastamisala – puistu kasvukäik, struktuur, majanduspiirangud (seadustest tulenevad ja mulla niiskusest tingitud).

Eesmärk: Selgitada välja kraavivõrgustiku osalise või täieliku sulgemise otsene ja kaudne sotsiaalmajanduslik mõjud ning nende mõju leevendamise võimalused.

4.5. SEIRE

4.5.1. RIIKLIKU SEIRE METOODIKA

Riiklik keskkonnaseire. Riikliku keskkonnaseire programmi raames tuleb Eesti keskkonnaseisundit ja seda mõjutavaid tegureid jälgida. Kogutavad andmed sisestatakse infosüsteemi KESE. Loodusdirektiiv kohustab liikmeriike perioodiliselt elupaigatüüpide seisundi kohta aru andma, kusjuures seda tuleb hinnata üleriigiliselt nii sees- kui väljaspool Natura 2000 võrgustikku (DG Environment 2017). 2005. aastal asendus haruldaste ja ohustatud metsakoosluste seire LD metsaelupaigatüüpide riikliku 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 parameetreid 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 (Leivits 2019; Palo 2012, 2018a).

Statistiline metsainventuur (SMI). Üle-eestilisel metsade seirel kasutatakse statistilise metsainventuuri meetodikat. Üle-euroopaline, 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 indikaatorid, mis integreeriti ka LD metsaelupaigatüüpide seire meetodikasse (Liira 2009, 2010, 2020).

Metsaelupaigatüüpide seisundist üleriigilise ülevaate saamiseks kavandatigi SMI ja metsaelupaigatüüpide riikliku seire andmete ühendamise, 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.).

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 kuivendusmõjud (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

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.

Mõned kõige kriitilisemad näitajad (elupaigatüübiks sobivus, loodusmetsa ilmeline, 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 (st maakatte kõrguse muutus, võib sisaldada raieid, raadamist, looduslike häiringuid, taastamistöid jm) 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 looduslike häiringuid, pool-looduslike koosluste taastamistöid ning elupaigatüüpide looduslikkuse taastamise töid (Leivits 2019). Suur probleem 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. **Valdavalt tuleneb inventeeritud metsaelupaigatüüpide halb seisund ajaloolistest**

inimmõjudest (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 algandmebaasi EELIS hinnangud kõrvale jätta ja vaadelda vastavasse metsaelupaigatüüpi kvalifitseerunud seirealaid ainult välivaatluste põhjal, on muutused märgades metsaelupaigatüüpides eri seireperioodide lõikes mõõdukad. Metsaelupaikade puhul tuleb arvestada, et tegemist on pidevas muutumises oleva dünaamilise ökosüsteemiga, täpsustunud on ka meetodika (Palo 2018a, Liira 2020). SMI põhjal tehtud analüüsi järgi viitas enamik indikaatoritunnustest olemasolevates elupaigatüüpides olukorra paranemisele või olukorra stabiilsusele. See kinnitab, et kogu metsaelupaigatüüpide ökoloogiline seisund läheb aeglaselt paremaks. Pikaajaliste muutuste jälgimisel on oluline eristada, millised muutused on toimunud tegelikult ning millised erinevused andmetes on tingitud meetodika täpsustumisest.

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.

Kokkuvõte riikliku seire tulemustest (Leivits 2019)

- 1) Inventeeritud metsaelupaigad asuvad valdavalt kaitsealadel. Majandusmetsadest leitavate elupaigatüüpide hulk on langustrendis ning ligi $\frac{3}{4}$ hävimisjuhtudest asub väljaspool kaitsealaid.
- 2) Inventeerimisjuhendile vastavalt kaardistatud 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 üldjuhul ei vaja kohapealseid aktiivseid taastamistegevusi, nende puistu koosseis ja substraatide valik ning ohtrus taastuvad pikkamööda puistu vananedes ja puistut ümbritsevate kuivendusemõjude lakates.
- 3) Tugeva kuivendusemõjuga ja oluliselt muutunud struktuuriga metsad, mis ei sisalda elustiku jaoks väärtuslikke puitsubstrate, on inventeeritud 0-elupaikadeks. 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. Taastumisprotsess võib kesta aastakümneid ja taastamisalad on oma iseloomult alati ainulaadsed. Seetõttu on oluline, et kõikidel aladel jälgitaks tehtud tööde tulemuslikkust. Piiratud ressursside tingimustes tuleb objektiivselt ja kriitiliselt hinnata, millistel aladel on mõistlik läbi viia väga detailseid teadusliku iseloomuga uuringuid ja kus on mõistlik piirduda üldisema elupaikade seisundi kaardistamisega, kas kaugseire meetodite abil või siis konkreetsete inventuuride raames.

Taastamistöde ettevalmistamise välitööde faasis on mõistlik keskenduda olemasolevaid andmestikke täiendavale infokogumisele. Uuringuid saab jaotada kolmeks (Jõgiste jt 2008): 1) esmased uuringud: taastamisvajaduse väljaselgitamiseks on vaja anda olemasoleva seisundi hinnang olemasolevale EL LD elupaigatüüpide andmestiku kvaliteedile konkreetsel alal; 2) põhiuuringud: võimaldavad hinnata taastamistöde edukust, planeetrida vajadusel täiendavaid taastamistöid ning arendada taastamise metoodikat, uuringud toimuvad nii enne kui pärast taastamistöid; 3) täienduuringud: kogutakse informatsiooni taastamise kaudsete mõjude kohta ning on aluseks looduslikkuse taastamise teoreetilise baasi väljaarendamisel ja täiendamisel. Taastamistöde tulemuslikkuse seire peab olema mitmetasandiline ja iga taastamisala jaoks valitakse sobiv tasand, lähtuvalt eesmärgist ja ressursidest. Kõrgema tasandi seire kasutamine eeldab, et konkreetsel alal toimuvad ka madalama tasandi seired. Sõltumata tasandist on seire üldine eesmärk tuvastada varakult võimalikud kõrvalekalded taastamise edukusest ja võimalus lisada uusi, täiendavaid seiretehnikaid nii, et oleks võimalik kasutada kogu seirega saadud andmerida.

I tasand. Visuaalne seire kombineerituna veetaseme mõõtmistega.

Teostab: Taastamistöde korraldaja.

Tööde käigus tehtav visuaalne seire, mille käigus tuvastatakse, kas kavandatud tööd on tehtud 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 hüdroloogilised 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. Teostab: 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.

Teostab: Keskkonnaamet

Kaitsekorralduskavade tulemuslikkuse hindamise käigus peab kaitsealadel hindama taastamistöde objektiks olnud aladel toimunud muutuste sihipärasust ülepinnaalalt. 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 taastamisalasid vähemalt kaitstavatel loodusobjektidel.

IV tasand. Teaduslik seire. Teostab: KAUR/ülikoolid

Teaduslik ressursimahukas seire peab olema seotud teaduslike küsimustega elupaigatüüpide keskkonnatingimuste ja koosluste taastumise kohta. See peab olema probleemikeskne ja eksperimentaalne, sest ilmselt suudetakse jätkusuutlikult rahastada väikest arvu väga põhjalikult uuritud seirealasid. 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.

Tööversioon

5. MÕJUTEGURID

Loodusdirektiivi rakendamise aruande täitmiseks on vaja välja selgitada elupaigatüübile mõjuvad tegurid, mis takistavad elupaigatüübi soodsa seisundi saavutamist või mis võivad seda tulevikus takistama hakata (DG Environment 2023). Inglise keeles nimetatakse neid vastavalt *pressures* – ebasoodsad tegurid, mis mõjutavad elupaiga seisundit juba praegu ja *threats* – ebasoodsad tegurid, mis võivad suure tõenäosusega hakata mõjutama elupaiku lähitulevikus. Tegevuskava on koostatud pikaks perioodiks ja arvestab nende mõlemaga. Siin kavas kasutatakse termineid ohutegur ja mõjutegur samas tähenduses.

Mõjutegurid jaotatakse tähtsuse järgi kolme gruppi:

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

Väikese tähtsusega mõjutegur – ainult lokaalse tähtsusega, st kahjustused on märgatavad enamasti vaid väikesel elupaigalaigu osal, ei põhjusta elupaigatüübi pindala vähenemist ning seisundi halvenemine võib aset leida vähem kui 1% ulatuses kogu elupaigatüübi alast.

Märgade metsade seisund halveneb enamasti mitme mõjuteguri koosmõjul. Neist kõige suurema mõjuga on metsakuivendus ja raied, mis on ökoloogiliste mehhanismide alusel jagatud viieks üldisemaks ja kaheks täpsemaks mõjuteguriks. Lisaks on välja toodud kolm väiksemat mõjutegurit. Ajalooliselt on madalalpaiknevad soometsad hävinud ka põllumajandusliku kasutuse tõttu, kuid tänapäeval avaldab põllumajanduslik kasutus ja kuivendus üksnes kaudset mõju. Ohutegurite alla kuuluvad mitmesugused inimtegevused, mis halvendavad metsa seisundit või põhjustavad selle hävimist (kuivendamine, põllumaaks raadamine, metsamajandus), aga ka kliimamuutused. Peamiselt ohustab märgade metsade elustikku - nii taimestikku tema kõigis rinnetes kui ka pinnase mikroorganisme - hüdroloogilise režiimi muutus. Ka raiel on ulatuslik mõju.

Metsakuivenduse tagajärjel toimuvad kuivendusosalal järk-järgulised ja osaliselt üksteist tingivad muutused, mis protsessi edenedes muutuvad üha raskemini tagasi pööratavaks (Lõhmus jt 2015). Mõju ulatus ja kiirus suureneb mulla toitelisuse kasvades, olles väikseim rabas. Kui LD metsaelupaigatüüpides ja nende lähikonnas on kraave, siis minevikus tehtud kuivendamise mõjud jätkuvad. Kuigi nende muutuste esmane põhjus on kuivendus, sisaldab see kolme iseseisva ökoloogilise mõjuga ohutegurit: taimestiku (sh puistu) teisenemine, kodusooustumine (turba hävimine) ja looduslike veekogude asendumine kraavidega.

Enamikku looduskaitse alla võetud märgi metsi on kraavitatud väga ammu (eelmise sajandi 50–60ndatel 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 võib mõju avaldada naabruses tehtav metsaraie, kuivendus või teedeehitus ka siis, kui tegemist on teiste elupaigatüüpide taastamistöödeks vajalike tegevuste või taristu loomisega. Pikaajaline ohutegur on enne kaitse alla võtmist rajatud kuivenduse mõju jätkumine ja sellest tulenev taimestiku muutus ja turba lagunemine.
- Piiranguvööndis või sellega võrdsustatud kaitsekorraga 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. Hooldustöö mõju oleneb töömeetodist.
- Kõige enam on ohustatud kaitsekorrata alad või väga väikese pindalaga kaitstavad alad majandatavas maastikus, näiteks metsa vääriselupaigad ja väikesed püsielupaigad. Ümbritsevas maastikus intensiivistuv maakasutus mõjutab nende kaitseväärtusi isegi siis, kui otsesed mõjud on välistatud. Samasugune mõju avaldub ka suurte kaitsealade servaaladel, mis on ümbritsevaga hüdroloogiliselt seotud.

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

5.1. KUIVENDUSSÜSTEEMIDE RAJAMINE

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

Metsakuivendamise eesmärk on juhtida ära pinnavesi, vähendada perioodiliste üleujutuste mõju, parandada mulla õhustatust ja vältida mullast toitainete väljauhtumist. Sellega tõuseb puu ja puistu kasvukiirus ja kvaliteet, paranevad metsavarumise tingimused ja metsade uuenemine ning lihtsustub metsade majandamine. Kuivendatud metsad pakuvad ka rekreatiivset kasutust. Uute kuivendussüsteemide rajamist metsamaale reguleerib Eestis maaparandusseadus, kaitstavatel aladel lisaks ka looduskaitseadus, mis keelab piiranguvööndis uute maaparandussüsteemide rajamise, kui kaitse-eeskirjaga ei sätestata teisiti.

Kuna märgi metsi on Eestis ulatuslikult kuivendatud, siis väheste säilinud loodusliku veerežiimiga alade kuivendamine ohustab märgade metsadega seotud elustikku. Peamised muutused mis toimuvad kuivendamise tagajärjel:

- 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.
- Hävivad ajutised väikeveekogud või langeb nende kvaliteet (Suislepp jt 2011; Remm jt 2015).
- Perioodilised üleujutused kaovad või teisenevad (Kowalska jt 2021; Remm jt 2015);
- Kuivendatud soometsades vabanevad turba lagunemisel kliimamuutusi võimendavad kasvuhoonegaasid. Tüsedad turvasmullad (turbakihi paksus üle 1 m) on kõige suuremad süsiniku talletuskohad maismaal ja nende kuivendamine toob kaasa pöördumatu kasvuhoonegaaside emissiooni.
- Suureneb mineraalainete kontsentratsioon mullas, mille tagajärjel sootaimestik väheneb või kaob (Laine jt 1995, Emsens jt 2016), taimestiku liigirikkus võib kuivenduse järel lokaalselt suurened. Teatud juhtudel võib taimestiku teisenedes olla ala liigikaitseliselt ikkagi väärtuslik (nt Kraut jt 2016, Rosenvald jt 2011).
- Puu- ja puhmarinde tihenemine ohustab eeskätt valgusnõudlikku sootaimestikku, eriti toitainerikkamatel aladel (Kull jt 2011, Emsens jt 2018).
- Soometsad muutuvad uudiskooslusteks ehk kõdusoometsadeks. Kõdusoostumine on väiksema mõjuga üleujutusosalade soovikumetsades (*91E0) ega mõjuta laialehiseid lammimetsi ehk jõgede uhtvallimetsi (91F0).
- Toitainerikkad õhukeseturbalised lodumetsad (osa tüübist *9080) muutuvad sekundaarseteks sooviku- või salumetsadeks.

Kuivendamine mõjutab kõiki kaitstavaid märgi metsaelupaigatüüpe (*9080, *91D0, *91E0 ja 91F0) ja nende veekogudest või veerežiimist sõltuvat elustikku. Eripäraks on kaugmõjude ulatuslikkus, eriti alamjooksudel ja aladel, mis on kuivendussüsteemidest ümbritsetud. Seepärast on oluline hinnata kuivendamise mõju maastike (valgalade) mastaabis. Samuti puudub Eestis ülevaade, millistel loodusaladel on metsaelupaigatüüpide seisund halvenenud looduslike veekogude veerežiimi muutuste tõttu. Üldjuhul tuleb koos märgade metsade loodusliku veerežiimi taastamisega hinnata ka võimalusi taastamispiirkonda jäävate looduslike veekogude veerežiimi taastamiseks. Sageli ongi metsaelupaigatüüpide veerežiimi taastamine seotud piirkonna looduslike veekogude veerežiimi taastamisega.

Meetmed

1. Mitte rajada kaitsealadele uusi metsanduslikke maaparandussüsteeme.
2. Rakendada loodusala veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel mõju leevendavaid meetmeid või pakkuda alternatiive.
3. Piirata maaparandustöid tüseda (>1 m) turbalasundiga aladel, v.a juhtudel, kus kvartalisihhi, eesvoolu ning eesvoolu iseloomuga veejuhtme hooldus võib osutada vajalikuks.
4. Loodusliku veerežiimi taastamine kaitsealadel elupaigatüüpide seisundi parandamiseks.

5.2. KUIVENDUSSÜSTEEMIDE REKONSTRUEERIMINE JA TARISTU RAJAMINE

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

Kuivendussüsteemide rekonstrueerimise eesmärk on taastada mittetoimiv kuivendussüsteem, et säilitada kuivendamise tagajärjel saavutatud puistu juurdekasv, vältida metsamaa soostumist ja tagada metsateede koormustaluvus. Metsakuivendussüsteeme ei rekonstrueerita vastavalt looduskaitsealadele kaitsealade sihtkaitsevööndites ning reservaatides ja kaitseala valitseja nõusolekuta piiranguvööndites.

Turbalasundi hävimine vähendab soometsade pindala, mille kompenseerimine LD kaitse-eesmärkide saavutamiseks riigi tasemel eeldab uute elupaigatüüpide määratlemist kuivendusest vähem mõjutatud aladel. Pikaajalise kuivenduse tõttu on metsaelupaigatüüpides hea elupaigakvaliteediga looduslike vooluveekogude hulk väga väike ja spetsiaalsete taastamismeetmeteta need ise ei taastu (Lõhmus jt 2020). Taimestiku (sh puistu struktuuri) teisenemine kuivenduse mõjul ei ole piiratud turba-aladega ning selle tagajärjed on palju varieeruvad. 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 kuivendusemõjuga 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 kasvuhooonegaaside 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. Märkades metsades rajatakse teede äärde üldjuhul kraavid, mis paratamatult mingis ulatuses kuivendavad ka ümbritsevat ala.

Haruldaste metsakoosluste säilimiseks ja metsafragmentide edasise kahjustumise vältimiseks on vaja piirata veerežiimi mõjutavaid töid ka nende lähiümbruses. Turbalasundi hävimist mõjutavad ka väljaspool kaitstavaid alasid tehtavad kuivendustööd. Maaparandustööde planeerimisel tuleb arvestada mõjuga naabruses asuvatele Natura 2000 võrgustiku aladele. Soomes on üle 80% kuivendamata märgalade veerežiimist mõjutatud lähedal asuvatest kuivendussüsteemidest ehk kuivenduse kaugmõjust (Sallinen jt 2019). Kaugmõju ulatust 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) Loodusliku veerežiimi taastamine kaitsealadel elupaigatüüpide seisundi parandamiseks.
- 2) Loodusala veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel mõju leevendavate meetmete rakendamine või alternatiivide pakkumine.
- 3) Soovitavalt vältida uute teede rajamisel teeäärsete kraavide ja voolunõvade kuivendavat mõju märgadele metsadele.
- 4) Soovitavalt vältida maaparandustöid (sh kuivendussüsteemide ehitamist ja hoiutööde teostamist) soostunud ja soolehtmetsades, siirdesoo- ja rabametsades ning lodumetsades ja nende läheduses.
- 5) Soovitavalt piirata maaparandustöid tüseda (>1 m) turbalasundiga aladel, v.a juhtudel, kus kvartalisihi, eesvoolu ning eesvoolu iseloomuga veejuhtme hooldus võib osutada vajalikuks.
- 6) Väljaspool kaitsealasid asuva vähese või puuduva kuivendusmõjuga eeskätt riigimetsa kaardistamine ja optimaalse kaitse tagamine.

5.3. TURBALASUNDI HÄVIMINE PIKAAJALISTEL KUIVENDUSALADEL

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

Turbalasundi hävimise oht kaasneb aastakümnete pikkuse kuivendusmõjuga 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 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 jõgedes uhtvallimetsi (91F0).

Turbalasundi hävimist mõjutavad ka väljaspool kaitstavaid alasid teostatavad kuivendustööd. Maaparandustööde planeerimisel tuleb arvestada mõjuga naabruses asuvatele Natura 2000 võrgustiku aladele. Võimalusel tuleb leida alternatiive (sh tööde piiramine või algse koosluse taastamine) ning pakkuda välja leevendavaid meetmeid.

Meetmed

1. Taastada kaitsealadel looduslik veerežiim elupaigatüüpide seisundi parandamiseks.
2. Loodusliku veerežiimi taastamine kaitsealadel elupaikade seisundi parandamiseks.
2. Loodusala veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel mõju leevendavate meetmete rakendamine või alternatiivide pakkumine.
3. Väljaspool kaitsealasid asuvate vähese või puuduva kuivendusemõjuga eeskätt riigimetsa kaardistamine ja optimaalse kaitse tagamine.

5.4. 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 kuivendusejärgselt lokaalselt suureneada, samas kui tundlikud sooliigid kaovad (nt Laine jt 1995). Puu- ja puhmarinde tihenemine ohustab eeskätt valgusnõudlikku sootaimestikku, seda eriti toitainerikkamatel aladel (Kull jt 2011, Emsens jt 2018).

Puistu struktuur ja alustaimestik on LD elupaigatüüpide seisundi hindamisel olulised kriteeriumid ning ametlik hindamisprotseduur võimaldab neid muutusi küllaltki täpselt jälgida. Samas võivad konkreetse ala kaitse eesmärgid olla seotud taimestiku teisenemisega kaudselt, nt kaitstavate loomaliikide puhul, kes sõltuvad taimestiku struktuurist. Teatud juhtudel võib taimestiku teisenemise järel olla ala liigikaitseväärne ikkagi suur (nt Kraut jt 2016, Rosenvald jt 2011). Samuti võib kiireneada kõdupuidu 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). Eesti riigil puudub sellest dünaamikast 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 kujunenud harvikuks kopra tegevuse või mõne muu loodusliku häiringu tõttu. Haruldaste metsakoosluste säilimiseks on vajalik veerežiimi mõjutavate tööde piiramine ka nende lähiümbruses, et vältida metsafragmentide edasist kahjustumist.

Meetmed

1. Loodusliku veerežiimi taastamine kaitsealadel elupaikade soodsa seisundi parandamiseks.
2. Taastamistöodel põhjalikult kaalutletud erijuhtumitel kujundusraiega puistu kujundamine.
3. Veerežiimi mõjutavate tööde piiramine haruldastes soostunud ja soometsa kooslustes ning nende läheduses.
4. Kaitstavate märgade metsade ja soode võrgustiku sidususe ning veerežiimi muutvatest töödest tuleneva kahjustatuse analüüsimise abil selgitada välja võrgustiku toimimiseks vajalikud alad ja taastamistegevuste eelisjärjekord.
5. Väljaspool kaitsealasid asuvate vähese või puuduva kuivendusmõjuga eeskätt riigimetsa kaardistamine ja optimaalse kaitse tagamine.

5.5. 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 taastamismeetmeteta 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. Peamised muutused 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 kuivendusvõrgustike 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 (Rosenvald jt 2014).

Looduslike vooluveekogude taastamisel on otstarbekas taastada looduslik veerežiim kogu valgala ulatuses. Metsaelupaigatüüpide seisundi parandamise seisukohalt on tähtis just vooluveekogu valgala olev üleujutusala ning üleujutuse kestus ja korduvus. Vooluveekogude looduslikkuse taastamise eesmärk 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 taastamipiirkonda jäävate looduslike veekogude veerežiimi taastamiseks. Väga sageli on metsaelupaigatüüpide veerežiimi taastamine seotud piirkonna looduslike veekogude veerežiimi taastamisega.

Veerežiimi mõjutavate tööde planeerimisel tuleb arvestada mõjudega naabruses asuvatele Natura 2000 võrgustiku aladele. Võimalusel tuleb leida alternatiive ning pakkuda välja leevendavaid meetmeid.

Veekogude, eriti vooluveekogude veerežiimi puhul on oluline mõju kopra tegevusel. Koprattamm tõstab veetaset metsadesse rajatud kuivendussüsteemides ning inimtegevuse mõjul alanenud veetasemega looduslikes veekogudes. On teada piirkondi, kus koprattammid 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 metsakuivendussüsteemidel. Enne veekogude loodusliku veerežiimi taastamistööde kavandamist tuleb hinnata, kas taastamisalal elab kopraid ning kuidas nende elutegevus mõjutab veerežiimi. Koprastega asustatud territooriumitel tuleb veerežiimi taastamistöödel arvestada koprastega.

Meetmed

1. Veekogude loodusliku veerežiimi taastamine. 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 koprattammide lõhkumise ja kopraste küttemise piiramine.
4. Kaardistada ebasoodsalt mõjutatud veekogude (nii vooluveekogud kui väikejärved) taastamismõimalused Eestis ning koostada nende taastamise plaan.

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.

Vastavalt looduskaitseesadusele on kaitseala piiranguvööndis uuendusraie ning puhtpuistute rajamine keelatud, kui kaitse-eeskiri ei sätesta teisiti. 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% (Leivits 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. Märghades metsades on looduslikud puistuvahetushäiringud harvad ning sealne elustik ei ole järskude muutustega kohastunud (Lõhmus jt 2004).
- Uuendusraie võib võimendada kuivenduse negatiivset mõju 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 pioneerpuuliigid ning sobivates kohtades lisanduvad varjutaluvad puuliigid (kuusk ja kõvalehtpuud) hiljem.
- 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.
- Ala uuendamisel istutamise teel (nt väljaspool kaitstavat ala) kujuneb puuliikide koosseis vastavalt istutusmaterjalile ja hilisemale hooldusele kui ei seata muud eesmärki.

Märghade metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks (levikupindala säilitamiseks) ning hävinud pindala kompenseerimiseks on vaja väljaspool kaitstavaid alasid asuvad vähese või puuduva kuivendusmõjuga riigimetsade elupaigatüübid kaardistada. Kaardistatud metsaelupaigatüüpidele on vaja kehtestada sobiv kaitsekord, mis tagaks nende säilimise. Kaitsealade moodustamisel ja tsoonierimisel jälgida, et kaitsealused metsakooslused moodustaksid ökoloogilise võrgustiku.

Meetmed

1. Metsaelupaigatüüpide tsonerimine sihtkaitsevööndisse.
2. Piiranguvööndi märgades metsaelupaigatüüpides mitte lubada uuendusraiet.
3. Väljaspool kaitsealaid asuvate vähese või puuduva kuivendumõjuga eeskätt riigimetsa kaardistamine ja optimaalse kaitse tagamine.

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 suur.

Metsaelupaigatüübi esinduslikkuse definitsioonist tulenevalt kahjustab igasugune hooldus- ja valikraie metsaelupaigatüüpi, põhjustades vastava metsaelupaigatüübi looduskaitse seisundi halvenemist. Püsimetsana majandades on võimalik säilitada madala esinduslikkusega metsaelupaigatüüpide senist seisundit ja leevendada metsa majandamisest tulenevaid negatiivseid mõjusid. See on oluline kaitsealade piiranguvööndites ja hoiualadel, kus metsa põhifunktsiooniks on looduslähedane puhverala range kaitsega aladele.

Puidulise majandamise eesmärgi nimel tehtav hooldusraie ja valikraie ühtlustavad puistu struktuuri ja vähendavad puistu liigilist mitmekesisust. Sanitaarraiega eemaldatakse surnud ja surevad puud, millega on seotud oluline osa metsaelustikust. Kaitsealade piiranguvööndis on hooldusraie lubatud. Hooldusraiate ja valikraiate negatiivse mõju välistamiseks on soovitatav tsonerida riigimetsas asuvad esinduslikud metsaelupaigad sihtkaitsevööndisse.

Hooldus- ja valikraiate mõjud:

- Kõik metsakasvatustlikul eesmärgil läbi viidud hooldusraie tüübid (valgustus-, harvendus- ja sanitaarraie) kahjustavad märgade metsaelupaigatüüpide struktuurilist mitmekesisust.
- Madala esinduslikkusega elupaigas läbi viidav raie vähendab potentsiaali kujuneda väärtuslikuks elupaigaks või lükkab seda mitu aastakümnet edasi. Eriti on mõjutatud kuivendamata elupaigad, kus looduslikkuse taastamise potentsiaal on kõrge.
- Hooldusraied vähendavad surnud puidu hulka ja selle teket tulevikus (Tikkanen jt 2012) ning samuti ökoloogiliselt väärtuslike mikroelupaikadega puude arvu (Lombardi jt 2018) ja nende tekke võimalust.
- Tavapärastel on hooldusraied suunatud majanduslikult soodsamatest puuliikidest koosneva puistu kujundamisele, mis võib oluliselt erineda pikaajalise loodusliku arenguga metsast.
- 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 eesmärgipärast kujundusraiet.

Metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks on võimalik optimeerida kaitsereežiimi. Kaitseeeskirjaga võib piiranguvööndis seada tingimusi maastikuilme ning koosluse loodusliku tasakaalu, liikide ja vanuselise mitmekesisuse säilitamiseks ning keelata puidu kokku- ja väljavedu külmumata pinnaselt. Samuti võib piiranguvööndis kaitse-eeskirjaga seada raielangide suurusele ja kujule ning metsa vanuselisele koosseisule metsaseaduses sätestatud erinevaid piiranguid ning raie tegemise ajapiiranguid, mis on vajalikud koosluse või sellesse kuuluva kaitsealuse liigi säilitamiseks ja elutingimuste parandamiseks. Millised konkreetsete piirangud seada, see sõltub konkreetsest kaitsealast.

Piiranguvööndis märgade metsade seisundi parandamiseks saab kaitseala valitseja anda soovitusi hooldus- ja valikraiate tegemiseks. Soovitused tuleb koondada metsaomanikele ja -majandajatele mõeldud loodushoidliku majandamise juhendiks, kus antakse ülevaade hooldus- ja valikraie järgse metsa struktuurist, puistu liigilisest koosseisust, soovitatavast surnud puidu kogusest jne. Juhend peaks sisaldama püsimetsandusele ülemineku ettevalmistamise ja selle rakendamise soovitusi.

Meetmed

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

5.8. ÜMBRITSEVA MAAKASUTUSE (VA KUIVENDUSSÜSTEEMID) MÕJU

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

LD metsaelupaigatüübid asuvad maastikus sageli üsna väikeste fragmentidena, mida ümbritseb tavapäraselt majandatud maastik. Väljaspool loodusalasid toimuvad tegevused mõjutavad sageli ka ala elupaigatüüpide seisundit. Lisaks kuivendussüsteemide rajamisele ja rekonstrueerimisele 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 alandatav veetaseme võib avaldada neile kuivendavat mõju. Põlevkivi ja lubjakivi ning ka muude mineraalsete maavarade kaevandamisel võib põhjaveetaseme alanemise mõju ulatuda mitme kilomeetri kaugusele. Põhjaveetaseme alandamise mõju on suurem madal- ja lodumetsades (*9080 ja *91E0) puhul ning vähim sademetoiteliste rabametsades (*91D0) 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 inimtekkelised häiringud.

- Uued ehitised killustavad ümbritsevat metsamaastikku ja piiravad sellega liikide levimisvõimalusi. Uute teede rajamise ning olemasolevate rekonstrueerimisega kaasneb reeglina teemulde mõlemal küljel paiknevate nn külgkraavide 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 soo- ja lodumetsades.
- Põlevkivi kaevandamisega kaasneb põhjaveetaseme alanemine. Et kujunev põhjavee depressioonilehtri mõju ulatub kaugemale väljapoole kaevandusala piire, võib alaneda ka soometsade pinnasevee tase ning halveneda nende hüdroloogiline seisund. Mõju avaldumine ja selle tugevus sõltub veepideme olemasolust aluspõhja kivimite ja turbalasundi vahel ning selle veepideme omadustest ehk veepidavusest. Enamasti pole garantiid, et põlevkivikaevanduse laienemisega soo, sh soometsa alla ei kaasneks veetaseme alanemine soos (Marandi jt 2014, Kohv jt 2023).
- Turba kaevandamisega kaasneva veetaseme alanemisega langeb veetase kaevandusala ja soo piiri vahelisel alal, mille tulemusel soo servaalal levivate looduslike soometsade struktuur hävib, toimub kõdusoostumine ning need alad muutuvad süsinikuemissiooni allikaks. Kuna turbakaevandusalad võivad 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 säilimisvõime kohta seoses võimalike kliimamuutustega saab anda vaid üldhinnanguid. Soode võimalikule reaktsioonile kliimamuutuste suhtes on viimasel paarikümnel aastal suurt tähelepanu pööratud. Ühe järeldusena rõhutatakse mõju seost

geograafilise levikuga – kõrgematel laiuskraadidel, kus temperatuuri tõus on eeldatavalt suurem, võib ka mõju soodele, sh soometsadele olla tugevam.

Lode jt (2022) leiavad, et aastatel 1962 kuni 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. Pikeneva kasvuperioodiga suureneb ka taimede kasv. Kuid mõju võib sõltuda ka sootüübist. Köster jt (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 nii soometsade seisundile kui ka soometsade taastamise edukusele pikaajalist seiret (Doelman jt 2023).

Mõned kliimamuutuse stsenaariumid näevad ette ka sademete võimalikku kasvu. Põhjavee taseme tõus võib muuta kaitstavate alade ökosüsteeme. Üleujutuste lisandumine aga võib kujundada ümber vooluveekogude äärsed märgalad, võimalikud on muutused mullastikus ja geomorfoloogilistes tegurites (setete transport vooluveega, maalihete võimalikkus jm).

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 üraskikahjustuste laienemise. Samuti võib suureneda okaspuude seenhaiguste levik. Süsihappegaasi sisalduse tõus atmosfääris võib tähendada kaskede kasvuperioodi varasemat algust. Nii võivad märgades 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 kõdusoometsadega. Lodumetsade asemele võivad kujuneda soostuvad kaasikud. Üleujutuste sageduse vähenemise ja kestuse lühenemisega asenduvad lammimetsad arvatavasti kasemetsadega, kuid võib tõusta ka laialehiste puude ja kuuskede esinemissagedus.

Kliimamuutuste leevendamiseks on oluline CO₂ salvestamine märgade metsade metsaökosüsteemi. Loodusliku veerežiimi taastamine aitab säilitada turba akumulereumiseks vajalikke tingimusi.

Meetmed

1. Loodusliku veerežiimi taastamine ja säilitamine.
2. Hüdrotehniliste tehnoloogiate evitamine, mis paindlikult lubavad veerežiimi reguleerida.
3. Pikaajalise seiresüsteemi rajamine kliimamuutuste mõju jälgimiseks märgade metsade seisundile ja taastamise edukusele.

5.10. KÜLASTUSKOORMUS

Mõju: **väike**. Seos kaitsekorraga: vähene, mõju on lokaalne ning sõltub ligipääsetavusest ja atraktiivsusest (jõematkad, kalapüük, laudteed soodes ja rabades).

Külastuskoormus (nt marjuliste, kalastajate ja matkajate mõju) võib avalduda nii tallamise, elustiku häirimise kui prahistamisena. Suuremaid pinnasekahjustusi võib tekitada maastikumasinatega sõitmine. Probleem külastuskoormusega ei ole suur, kuid avaldub eelkõige hästi ligipääsetavates kohtades (nt jõeäärsed 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 soovitud on koostatud eelnimetatud 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. Jalajäljekoormusega seoses on oluline rakendada vaheaastaid, sellisel juhul saab hea korralduse puhul lubada ka radadeta maastikul liikumist.

Väikeste gruppide ja hajutatult kaitsealadel liikumine metsaelupaigatüüpidele mõõdetavat mõju ei avalda. Mõju on mõõdetav suuremate ürituste (palju osalejaid) 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-, metsarada jms) ning enamjaolt joostakse seal, kus jalutatakse koertega, lapsekärudega või toimub 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 rajalõigis suudab ühes tempos püsida. Mida enam on kitsad rajalõigud stardi läheduses ja/või lühem raja distants, 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 jalgrattaüritustel.

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).

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

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

Meetmed

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

Tabel 8. Mõjutegurid ja nende mõju märgadele metsaelupaigatüüpidele.

| Mõjutegur | Mõju Eestis | | | | EL aruandluses kasutatava mõjuteguri kood |
|---|-------------|--------------------|------------------|----------------------|---|
| | Üldine | Sihtkaitse-vööndis | Piirangu-vööndis | Väljaspool kaitseala | |
| 1. Kuivendussüsteemide rajamine | keskmine | keskmine | keskmine | suur | PB24 |
| 2. Kuivendussüsteemide rekonstrueerimine ja taristu rajamine | suur | väike | suur | suur | PB24 |
| 3. Turbalasundi hävimine pikaajalistel kuivendusaladel | suur | suur | suur | suur | PB24 |
| 4. Puistu struktuuri ja alustaimestiku teisenemine kuivenduse mõjul | suur | suur | suur | suur | PB24 |
| 5. Looduslike veekogude kadumine ja veerežiimi muutumine | suur | suur | suur | suur | PB24 |
| 6. Uuendusraied ja metsakultuuride rajamine | keskmine | puudub | väike | suur | PB09 |

| Mõjutegur | Mõju Eestis | | | | EL aruandluses kasutatava mõjuteguri kood |
|---|-----------------------|-------------------|-----------------|----------------------|---|
| | Üldine | Sihtkaitsevööndis | Piiranguvööndis | Väljaspool kaitseala | |
| 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 (inventeeritud ja EELIS-esse kantud) kui ka kaitstavatel aladel veel registreerimata ja elupaiga tekkimise potentsiaaliga märgi metsaelupaigatüüpe. Tegevuskava lähtub märgade metsaelupaigatüüpide taastamise ja kaitsmise põhialusest: metsakooslused ja liigid säilivad soodsas seisundis ainult piisava suuruse, sidususe ja terviklikkusega territooriumil, 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 kaitstavatel aladel 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 kui 2004. aastal, kusjuures Natura aladel on iga märja metsaelupaigatüübi heas seisundis olev pindala kasvanud nii loodusliku isetaastumise kui ka sihipärase taastamise abil. Hea seisundi on saavutanud vähemalt 30% halvas seisundis olevast märgade metsaelupaigatüüpide pindalast.
- 4) Taastamismeetmed (nii aktiivsed kui passiivsed) elupaiga seisundi parandamiseks on aastaks 2030 ellu viidud kaitstavatel aladel järgnevalt:
 - soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080), vähemalt 5000 ha;
 - siirdesoo- ja rabametsad (*91D0), vähemalt 5000 ha;
 - lammi-lodumetsad (*91E0), vähemalt 500 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 (see tähendab, et vähemalt 90% elupaigatüübi pindalast on heas 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, mille esinduslikumat 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 esinduslikuimale osale praeguse teadmise kohaselt järgmised vajatavad pindalad elupaigatüübiti (aastaks 2050), mis vaadatakse üle tegevuskava täitmise jooksul, lähtudes tegevuskava rakendamise käigus tehtud analüüsidesid ja inventuuritulemustest. Pindalaliste kaitse-eesmärkide analüüsid on toodud lisades 5 ja 6.

- Elupaigatüübi soostuvad ja soo-lehtmetsad (*9080) määratlusele vastab Eestis vähemalt **55 000** ha, võrreldes 2024 aastaga on looduskaitsealine seisund paranenud 16 000 hektaril.
- Elupaigatüübi siirdesoo- ja rabametsad (*91D0) määratlusele vastab vähemalt **63 000** ha, võrreldes 2024 aastaga on looduskaitsealine seisund paranenud 16 000 hektaril.
- Elupaigatüübi lammi-lodumetsad (*91E0) määratlusele vastab vähemalt **6000** ha, võrreldes 2024 aastaga on looduskaitsealine seisund paranenud 1100 hektaril.
- Elupaigatüübi laialehised lammimetsad (91F0) pindala koos elupaigatüübiks taastuvate aladega on vähemalt **870-2000** ha, võrreldes 2024 aastaga on looduskaitsealine seisund paranenud 1100 hektaril.

7. KAITSEKORRALDUSLIKUD TEGEVUSED JA EELARVE

7.1. TAASTAMISALADE VALIK

Tegevuskavaga seatud eesmärkide saavutamiseks on peamiseks tegevuseks loodusliku veerežiimi taastamine. Taastamistööde tulemuslikkuse seisukohalt on määrava tähtsusega taastamisalade valik, mille puhul tuleb arvesse võtta nii bioloogilisi kui ka sotsiaalseid ja majanduslikke aspekte.

Märgade metsaelupaigatüüpide taastamisalade valiku kriteeriumid:

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. 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.
- Vältitakse põllumaadelt 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 kaitstaval alal.
- Paikneb riigimaal või on olemas perspektiiv eramaa omandamiseks riigile.

Lisaks tegevuskava koostamisele on LIFE-IP projekti „Loodusrikas Eesti“ üheks eesmärgiks taastada 2027. aastaks 3500 ha märgasid metsi, millest valdava osa moodustavad soo-

lehtmetsad (elupaigatüüp *9080). Nende taastamisalade valikul lähtuti eelnimetatud kriteeriumitest. Valiku protsessi kirjeldatakse kava lisas 2 ja 3.

Tööversioon

7.2 KAITSEKORRALDUSLIKUD TEGEVUSED

Kaitsekorralduslikud tegevused tulenevad peatükis 5 kirjeldatud mõjuteguritest 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. Antud peatükis antakse kaitsekorralduslike tegevuste üldised suunised. Konkreetsete tegevuste mahud, asukohad ja mõjuhinnangud antakse konkreetse taastamisala taastamisprojektiis.

7.2.1. OPTIMAALSE KAITSEKORRA TAGAMINE

Optimaalne kaitse on erinevate kaitsemeetmete kogum, mis peab tagama metsaelupaigatüüpide soodsa seisundi saavutamise ja säilimise. Optimaalse kaitsekorra peamine eesmärk on kaitsta metsaelupaigatüüpe eeskätt metsamajanduse ja metsakuivenduse kahjulike mõjude eest. Optimaalse kaitsekorra tagamine eeldab üldjuhul metsaelupaigatüüpide looduslikku arengut, kus metsade majandamine on keelatud.

2026 aasta seisuga on metsaelupaigatüüpide säilimine tagatud range kaitsega aladel; olemasolevate kaitsealade projekteeritava sihtkaitsevööndi aladel; kaitsealade piiranguvööndis RMK maadel, mis ei ole arvatud projekteeritavasse sihtkaitsevööndisse; lepinguga vääriselupaikades eramaadel ja vääriselupaikades RMK maadel; väljaspool kaitsealaid asuvates elupaigatüüpides, mis asuvad RMK maadel (vt tabel 7). Range kaitsega aladeks loetakse reservaat, sihtkaitsevöönd, hoiuala ja loodusala piiranguvöönd (eeldusel, et loodusala piiranguvööndis on metsaelupaigatüüpides metsade majandamine keelatud).

Elupaigatüüpide täiendava kaitse vajaduste analüüs on esitatud lisa 5. Suures osas on täiendava kaitse vajadus tagatav olemasolevate sihtkaitsevööndide baasil. Olemasolevates sihtkaitsevööndites on hinnanguliselt 40 300 ha metsakooslusi, mis loodusliku arengu tulemusena kujunevad aastaks 2050 elupaigatüüpideks (lisa 6). Elupaigatüübi spetsiifikast lähtuvalt võib osutada, et metsaelupaigatüübi laialehised lammimetsad (jõgede uhtvallimetsad) (91F0) eesmärkide täitmiseks tuleb leida alasid ka RMK maadel väljaspool olemasolevaid kaitsealaid. Uute kaitsealade moodustamine pole vajalik, sest RMK maadel inventeeritud metsaelupaigatüüpidele rakeneb metsade majandamise piirang.

Et anda hinnang kuidas on realiseerunud range kaitse all olevate looduslikule arengule jäetud ja taastatud metsade potentsiaal ja kas soodne seisund on nende baasil tagatud, tuleb 20 aasta möödudes teostada vastav analüüs. Lisaks tuleb jälgida, et kaitsealad moodustaksid ökoloogilise võrgustiku.

Kavandatavad administratiivsed meetmed ja praktilised soovitused 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 raamistiku, 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 eelkõige kaitsealadel, kus taastamise eesmärk on looduslike protsesside käivitamine ja kiirendamine. Metsaelupaigatüüpide säilitamis- ja taastamistöodel lähtuda põhimõttest, et metsaelupaigatüüpide taastamistöõde käigus tuleb võimalikult vähe mõjutada olemasolevaid elupaigatüüpe.

Taastamistöõde tegemiseks on vaja koostada taastamiskava. Taastamiskava koostamine algab taastamisvajaduse hindamisest, mis põhineb koosluse taastumisvõimel. Kui looduslik taastumine (passiivne taastamine) on soovitava looduskaitse eesmärgi saavutamiseks liiga aeglane, siis on alal suur taastamisvajadus. Taastamiskava struktuur, taastamisvajaduse hindamise meetodika ja erinevate liigigruppide seiremeetodikad on esitatud „Metsade looduslikkuse taastamise” juhendis (Jõgiste jt 2008). Taastamiskavas ettenähtud taastamistegevuste planeerimisel lähtutakse ettevaatlikkuse printsiibist ja analüüsitakse taastamisega kaasnevaid riske olemasolevale ökosüsteemile, arvestada tuleb ka taastamise mõjudega ümbritsevatele (metsa)ökosüsteemidele. Looduslikkuse taastamine peab olema läbi analüüsitud nii liigi, puistu, kaitseala kui ka piirkonna tasandil. Metsade looduslikkuse taastamine nõuab avalikustamist ja konsulteerimist, sest tegemist on paljusid huvigruppe puudutava tegevusega (Jõgiste jt 2008). Erinevaid taastamisvõtteid võib ka omavahel kombineerida, seda rohkem erinevaid elupaiku erinevatele liikidele tekib.

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. Oluline on silmas pidada, et veerežiimi taastamine mõjutab väga suuri alasid ning kui on oht, et lisaks puude suremisele kaasnevad ka üleujutused mittemetsamaal

ning teed saavad kahjustada, tuleb looduslikkuse suurendamiseks kasutada teisi võtteid. Veerežiimi taastamine on efektiivne seal, kus puistu ei ole kuivenduse tagajärjel veel muutunud. Taastamistegevust ei planeerita kuivendusest tugevalt mõjutatud kõdusoometsadesse, kus metsaökosüsteem on võrreldes loodusliku algkooslusega teisenenud. Veerežiimi taastamist võib kombineerida metsade killustatuse vähendamise ja lagupuidu tekitamisega (Jõgiste jt 2008).

Kraavide täitmine pinnasega

Kraave saab täita kas osalise või täieliku tagasitäitmisenä. Valik oleneb olemasoleva turbalasundi paksusest, kuivenduse mõju tugevusest ja kaasneva keskkonnahäiringu ulatusest. Kraavituse täieliku sulgemise tulemusena võib kasvukohale iseloomulik alustaimestik taastuda kiiresti, kuid samuti võivad puistud hävida suurtel aladel. Veerežiimi on võimalik taastada sujuvalt ning kui tegemist on vanade kinnikasvavate/vajuvate kraavidega, siis võib protsessil lasta areneda omasoodu, aktiivselt sekkumata. Kraave täites tuleb kõigepealt kraavitäiteks kasutada kraavi kallastel asuvate vallide materjali ja alles siis, kui sellest ei piisa, võib turbalasundist materjali juurde kaevata, tekitades paari ekskavaatorikopa suurusi auke.

Kraavivallide likvideerimine

Kraavivallid on sarnaselt kraavidega veetõkked. Parimal juhul tuleks kraavivallid täielikult likvideerida. Peamine mulde likvideerimise viis on selle kasutamine kraavitäiteks. Kui kraavimuldele kasvanud metsakooslus on väärtuslik või on kraavimuldest saanud mõne ohustatud liigi kasvukoht, 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 kohaspetsiifikast lähtudes.

Kraavidele pinnaspaisude ehitamine

Pinnaspaisud rajatakse, et kraavi sulgemisel liiguks vesikogu alale laiali ja ühtlasi takistavad need vee liikumist suletud kraavi vähem tihendatud osas. Paisud rajatakse enamasti ekskavaatoriga, sest see on kõige kuluefektiivsem ja kvaliteetsem viis. Vaid looduskaitsealiselt 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. 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 võimalikult looduslik looklevus ja sidusus lammikooslustega. Lammikooslustega seotud vooluveekogude funktsionaalset sidusust saab taastada eelkõige vanade jõeloogete avamisega, milleks tuleb õgvendatud lõikudesse rajada põhjapaisud või veesuunajad. Ojadest kaevatud kivid paigutatakse veevoolu aeglustamiseks sinna tagasi. Mõnel juhul on vaja vanad täissettinud sängiosad avada 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

Kujundusraie

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

Raie kavandamise eeldus on üheselt määratletud sihtkooslus, mille kujunemist raie peab toetama. Sihtkooslus areneb taastamistööde tulemusel kujunevate ökoloogiliste protsesside tagajärjel. See on aeganõudev protsess, mis sõltub olemasoleva koosluse vaesumise määrast ja taastumist takistavate keskkonnatingimuste iseloomust. Märgade metsaelupaigatüüpide veerežiimi aktiivse või passiivse taastamisega kaasnevalt võib teha kujundusraiet, kui on vaja

lisada metsadesse surevaid puid või lamapuitu, soodustada mitmeliigiliste puistute teket, luua erineva vanusega mitmekesist puistu struktuuri.

Kujundusraiet, mille eesmärk on lagupuidu tekitamine, võib teha rabastuvates metsades, kuid metsade killustatuse vähendamiseks, sh olemasolevate sihtide kaotamiseks võib teha häile nii soostunud-, madalsoo-, siirdesoo- kui ka rabametsadesse (Jõgiste jt 2008). Samuti saab raiet kasutada avatuse suurendamiseks, mida on peetud oluliseks, et paraneksid valgus- ja niiskustingimused, millest sõltub siirde- ja madalsoometsadele omaste alustaimestiku liikide (eelkõige turbasammalde) seisund. Kui turbakihi paksus on alla 50 cm ning 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 kavandatakse planeerimisprotsessis pärast hüdroloogilise režiimi parendamistööde 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 kännuvõsudest tiheda sekundaarse puistu teket.

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 lähiajaloos (50–200 aasta jooksul) toimunud häiringutest, nagu põlengud, tormid, põuaperioodid ja bioloogilised häiringud. Nii võib looduslikult esineda väga hõredaid vanu metsi kui ka tihedaid noorepoolseid siirdesoometsi. Seega ei saa kujundusraie vajadust alati 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. Domineeriv puuliik oli mänd, kuid esines ka sookaske, kuuske ja põõsarindes erinevaid pajuliike ning paakspuud. Raie kirjeldamisel peab siirdesoometsade referentskoosluste üldkirjeldusse suhtuma ettevaatusega ja seda muutma, lähtudes välitöödel konkreetse ala kohta saadud

andmetest. Oluline on seejuures hinnata säilinud turbalasundi 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 raie loobuda. Eriti kase puhul tuleks raie üldiselt vältida ja eelistada vajadusel puude vigastamist.

Raie kavandatakse Eestis toimunud 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 raieid. Teises etapis vaatab ekspertide rühm raie maastikulisest aspektist üle, hindab raiega seotud riske loodusväärtuste suhtes ning analüüsib väärtustevahelisi konflikte. Selline lähenemine on pea alati tähendanud raie pindala vähendamist, võrreldes välitööde järgsete ettepanekutega, mistõttu võib seda pidada sobilikuks ja soovitavaks lähenemiseks ka tulevikus.

Trassiraie

Veerežiimi taastamistööde käigus võib tekkida vajadus rajada masinatele liikumis- ja töötamisruum. Selleks tekitatakse sageli loodusmaastikku sobimatud suured puudeta joonelemendid laiusega 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 masin 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.

Raie tegemisel tuleb alati järgida järgmisi põhimõtteid:

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

- 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.
- 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 maas pesitsevate lindude jaoks elupaiga seisundit.

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

- Olemasolevas metsakoosluses esineb erinevaid kaitsealuseid liike ja sooelupaigatüüpide taastamistööd halvendavad nende seisundit vähemalt lühikeses perspektiivis.
- Puistus esinevate seisvate surnud puude, tüügaste ja lamapuiduga seotud elustiku kahjustamine raiete käigus.
- Kännu ja juurevõsust lähtuva ebasoovitava kase ja paakspuu uuenduse tekkimine.
- Raiealale jäävate raidmete häiriv mõju maas pesitsevatele lindudele.
- Raie tulemusel tekkivate joonelementide ja servakoosluste mõjul suurenev kisklussurve maas pesitsevatele liikidele.

Istutamine

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

- Kraavitrasside ja likvideeritud teetrasside metsastamiseks.
- Kasvukohale mitteomaste puuliikidega puistute likvideerimise järel sobiliku põhipuuliigi istutamiseks. Näiteks rannikulodusse männikultuuri asemel sanglepiku rajamine.

Üldiselt peab istutamisel silmas pidama, et istutusejärgne puistu kujuneks mitmekesiseks nii struktuurilt kui ka liikide koosseisult. Võimalusel tuleb eelistada alade looduslikku uuenemist ja jälgida, et taastamistöodel tekiks selleks soodsad tingimused.

7.2.3. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE KAARDISTAMINE

Osa LD metsaelupaigatüübiks kvalifitseeruvaid alasid, mis asuvad olemasolevatel kaitsealadel, on kaardistamata või ebapiisavalt inventeeritud ja seega piisava kaitseta. Kaardistatakse kaitsealadel ja väljaspool kaitsealasid riigimetsades asuvad vähese või puuduva inimõjuga säilinud märjad metsad. Hinnanguliselt on tegevuskavas 2050 aastaks seatud eesmärkide täitmiseks vaja täiendavalt inventeerida või olemasolevad inventuurid üle kontrollida kokku ca 55 000 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

(pole kaardistatud) nii palju elupaigatüüpe, kui on seadnud eesmärgiks tegevuskava. Samas võivad 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 olla valesti inventeeritud. Suuremalt jaolt on tegemist valemäärangutega ning teiste metsaelupaigatüüpidega. Seetõttu vajab nimetatud osa olemasolevatest andmetest üle kontrollimist ja uuendamist. 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. PIIRANGUVÖÖNDI MÄRGADE METSADE LOODUSHOIDLIKU MAJANDAMISE JUHENDI KOOSTAMINE

Loodusdirektiiv ei keela inimese tegevust kaitsealal, vaid suunab seda viisil, mis aitab säilitada või parandada loodusväärtusi. Seega võivad sobivalt kavandatud ja elluviidud majandamisvõtted olla mitte ainult lubatud, vaid teatud juhtudel ka soovitatavad, näiteks metsade looduslikkuse taastamiseks. Väljaspool kaitsealasid asuvatel aladel on suunised vabatahtlikud.

Loodussõbraliku majandamise võtete jaoks tuleb välja töötada juhised, mis annab suunised millisel juhul ning milliste meetmetega majandades saab aidata kaasa elurikkuse tõusule. Üldprintsip on, et uuendusraie ei toeta elurikkuse säilimist ning seetõttu on soovitatav piiranguvööndis metsa majandada püsimeetsana.

Kaitseala piiranguvööndis saab majandustegevust reguleerida kaitse-eeskirjades sõnastatud piirangutega. Senised piirangute määramise praktikad pole alati olnud elustiku kaitsmiseks piisavad. Metsaelupaigatüüpide seisundi parandamiseks tuleb sätestada, et piiranguvööndis on metsaelupaigatüüpides uuendusraie keelatud.

Allpool on toodud esialgsed soovitused metsade looduslähedaseks majandamiseks, mida võtta aluseks juhise välja töötamisel. Antud soovitusi ei saa üks-ühele üle võtta ning rakendada igal pool. Soovituste rakendamisel tuleb juhinduda õigusruumist ning lähtuma peab ökoloogilisest tervikpildist, mis arvestab ka teisi alal leiduvaid väärtusi:

- Ei ole soovitatav teha raieid EELIS-es 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 raidmetest puhas.
- Linnustiku pesitsusrahu tagamiseks ei tehta raietöid perioodil 15. märtsist 30. juunini.

- Raiete käigus säilitada erinevate puuliikide järkamata surnud lamapuitu vähemalt 20 tm/ha kohta.
- Elustiku mitmekesisuse tagamiseks jätta säilikuudena kasvama erinevate puuliikide esimese rinde suurima läbimõõduga puid, eelistades kõvalehtpuid, mände ja haabasisid, pärni ja eelmise metsapõlve üksikuid puid, samuti eritunnustega, nt põlemisjälgede, õõnsuste, tuuleluudade või suurte okstega puid. Lisaks säilikuudele säilitada suuri kadakaid, remmelgaid, pihlakaid, toomingaid ja sarapuid.
- Vältida tervikuna mingi puuliigi või vanuserühma väljaraiet.
- Metsa majandamisel vältida puistu koosseisu ja struktuuri ühetaoliseks raiumist. Raielangile jätta tihedamaid puudegrupe koos alusmetsaga;
- Vältida alumetsa ja kohaliku juurdekasvu hävimist raietööde käigus (st vältida lausalist alusmetsa raiet enne raietööde algust).
- 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 jälgivalt ning võimalusel looklevatena, kasutades looduslikke häilusid ja puistu hõredamaid kohti.
- Vältida metsalagendike ja niidualade risustamist raidmetega (koristada raiejäätmeid niidualadelt ja metsalagendikelt).
- Kasutada metsanduslikke võtteid ja tehnikat, mis tagavad pinnase, alusmetsa ja järelkasvu säilimise. Teha raieid kuiva või külmunud pinnasega.
- Kaitsta vooluveekogusid ja allikaid metsa majandamise käigus mistahes võimalike kahjustuste eest.
- Mitte raiuda selgusetat või lagedaid alasid metsamaal, mille täius on alla 0,3 ja kus on säilinud üksikpuude rinne, vaid säilitada kõik puud elustikupuudena.

Uuringu käigus välja töötatavate soovitude alusel koostatakse juhend, kuidas piiranguvööndi märgasid metsasid võimalikult loodushoidlikult majandada.

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 vaja seda erinevate tegevuste juures senisest palju rohkem arvesse võtta.

Maakasutuse või infrastruktuuri planeerimisel võetakse ühe kriteeriumina arvesse õigusaktiga kaitsmata loodusväärtusi. Kaitsmata loodusväärtustega on vajalik arvestada rohevõrgustiku planeerimisel.

Keskkonnaamet peab jälgima, et planeeringu koostamisel arvestatakse nii kaitstud kui ka 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. ÕIGUSAKTIDE MUUTMINE

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

7.2.7. KAITSTAVATE ALADE KÜLASTUSTE KORRALDAMINE

Kaitsealade külastuskoormus võib teatud kaitsealadel mõjutada negatiivselt LD metsaelupaigatüüpide seisundit. Probleemi saab leevendada külastuskorralduse planeerimisega kaitsealade ja hoiualade kaitsekorralduskavades. Vaja on tõhustada järelevalvet ja teavitada piirangutest senisest enam.

7.3. EELARVE

Tegevuskavas esitatud tegevused on planeeritud ellu viia perioodil 2025–2032 nii, et aastal 2027 oleks saavutatud LIPE-IP projektis „Loodusrikas Eesti“ seatud eesmärk taastada 3500 ha metsaelupaigatüüpide looduslik veerežiim. Tegevuskavas on planeeritud parandada 2030. aastaks kokku 10 500 ha märgade metsaelupaigatüüpide seisundit. Eelarvetabeli koostamisel on lähtutud 2025. aasta hindadest. Maa riigile ostmise puhul on hinnatud, et riigile tuleb omandada 500 ha eramaid. 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 9. Märgade metsaelupaigatüüpide tegevuskava meetmed, ajakava ja maksumus (tuhandetes eurodes).

| Pt nr | Tegevus | Vastutav asutus | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | 2032 | Kokku |
|--------|---|------------------------------------|----------------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| 4.4. | Täiendavad uuringud | RMK, KeA, KliM, TÜ, TLÜ, EMÜ | | 130 | 225 | 190 | 100 | 115 | 40 | | 800 |
| 4.5.3. | Taastamise tulemuslikkuse seire | RMK, KeA, KliM, TÜ, TLÜ, EMÜ, KAUR | | 20 | 90 | 90 | 40 | 40 | 40 | 50 | 370 |
| 7.2.1. | Optimaalse kaitsekorra tagamine | KliM, KeA | X ¹ | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 7.2.2. | Märgade metsaelupaigatüüpide looduslikkuse taastamine | RMK, KeA, KliM | 400 | 800 | 1380 | 1380 | 600 | 600 | 900 | | 6060 |
| 7.2.3. | Märgade metsaelupaigatüüpide kaardistamine | KeA, KAUR | 30 | 30 | 90 | 100 | 120 | | | | 370 |
| 7.2.4. | Märgade metsaelupaigatüüpide loodsushoidliku majandamise juhendi koostamine | KeA | | X | X | X | | | | | X |

| Pt nr | Tegevus | Vastutav asutus | 2025 | 2026 | 2027 | 2028 | 2029 | 2030 | 2031 | 2032 | Kokku |
|--------|--|-----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|-----------|--------------|
| 7.2.5. | Planeeringute täiendamine | KeA | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 7.2.6. | Õigusaktide muutmine | KliM, KeA | | | X | X | X | | | | X |
| 7.2.7. | Kaitstavate alade külastuste korraldamine | KeA, RMK | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 7.1. | Maaomandiküsimuste lahendamine (maade riigile ostmine) | RMK | 5000 | 500 | | | | | | | 5500 |
| | KOKKU | | 5430 | 1480 | 1785 | 1760 | 860 | 755 | 980 | 50 | 13100 |

¹⁾ X – Keskkonnaameti või Kliimaministeeriumi täidetavad plaanipärased tööülesanded

8. KASUTATUD KIRJANDUS

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., Smith P. 2016. Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 13, 6(19): 7080-7102. <https://doi.org/10.1002/ece3.2469>
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Löhmus, 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. *Ecological Bulletins*, 51: 427-453. <https://www.jstor.org/stable/pdf/20113327.pdf>
- 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., Ziçba, S., Bujoczek, M. 2020. Variation in deadwood microsites in areas designated under the habitats directive (Natura 2000). *Forests*, 11(5): 486. <https://doi.org/10.3390/fl1050486>
- Couwenberg, 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. *Hydrobiologia*, 674: 67-89. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0729-x>
- 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. *The Science of The Total Environment*, 705: 135863. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135863>
- Delin, A. 2015. *Cinna latifolia* does not endure clear-cutting. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 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>
- DG Environment. 2023. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019-2024. Brussels. 104 pp. https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/Reporting2025/Final%20Guidelines%20Art.%2017_2019-2024.pdf
- Doelman, J.C., Verhagen, W., Stehfest, E., van Vuuren, D.P. 2023. The role of peatland degradation, protection and restoration for climate change mitigation in the SSP scenarios. *Environmental Research: Climate*, 2(3): 035002. <https://doi.org/10.1088/2752-5295/acd5f4>
- Euroopa Liidu loodusdirektiiv. 1992. Nõukogu Direktiiv 92/43/EMÜ. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:ET: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. *Biological Conservation*, 220: 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.002>
- Emsens, W.-J., Aggenbach, C.J.S., Schoutens, K., jt. 2016. Soil iron content as a predictor of carbon and nutrient mobilization in rewetted fens. *PLoS ONE*, 11(4): e0153166. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153166>
- 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.
- Frank, T., Brauckmann, H.J. and Broll, G. 2023. Humus Forms of Moist and Wet Forest Stands. A Review. *International Journal of Plant Biology*, 14(3), 780-796. <https://doi.org/10.3390/ijpb14030058>

- George, J.P., Lang, M., Hordo, M., Metslaid, S., Post, P. and Tamm, T. 2020. Potential of ecological modelling and smart-drainage development for mitigating adverse effects of future global change-type droughts for the Estonian forest sector. *Forestry Studies*, 73(1), 98-106. <https://doi.org/10.2478/fsmu-2020-0017>
- Helm, A., Kull, A., Veromann, E., Remm, L., Villoslada, M., Kikas, T., Aosaar, J., Tullus, T., Prangel, E., Linder, M., Otsus, M., Külm, S., Sepp, K.. 2020 (täiend. 2021). Metsa-, soo-, niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste baastasemete üleriigilise hindamise ja kaardistamise lõpparuanne. ELME projekt. Tellija: Keskkonnaagentuur (riigihange nr 198846). https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elme-ost-baastasemed_l6pparuanne_14-06-21.pdf
- 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. *Mires and Peat*, 21(4): 118.
- Ilomets, M., Truus, L., Pajula, R., Purre, A.-H., Lode, E., Sepp, K., Kapanen, G., Tõnisson, H., Küttim, M. 2022. Läänemaa Suursoo karbonaatse madalsoo taastamise edukuse seireprogramm. – L. Truus ja A. Kont (toim.), J. Terasmaa (koost.) 30 aastat keskkonna ökoloogiat ökoloogia keskkuses 1992 – 2022. TLÜ LTI ökoloogia keskuse publikatsioonid13/2022: 223 – 249. Tallinn
- IPCC. 2013. Summary for Policymakers. In T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, P.M. Midgley (Eds.), *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change* (pp. 1535). Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Jacobson, L. 2015. Turbatootmise negatiivse hüdroloogilise mõju vähendamine. Magistritöö keskkonnatehnoloogias. Tartu Ülikool, loodus- ja tehnoloogiateaduskond, ökoloogia ja maateaduste instituut, geoloogia osakond. <https://core.ac.uk/download/pdf/79109894.pdf>
- Jauhainen, J., Heikkinen, J., Clarke, N., He, H., Dalsgaard, L., Minkinen, K., Ojanen, P., Vesterdal, L., Alm, J., Butlers, A., Callesen, I., Jordan, S., Lohila, A., Mander, Ü., Óskarsson, H., Sigurdsson, B. D., Søgård, G., Soosaar, K., Kasimir, Å., Bjarnadottir, B., Lazdins, A., and Laiho, R. 2023. Reviews and syntheses: Greenhouse gas emissions from drained organic forest soils – synthesizing data for site-specific emission factors for boreal and cool temperate regions, *Biogeosciences*, 20, 4819–4839, <https://doi.org/10.5194/bg-20-4819-2023> .
- Johnstone, J.F., Allen, C.D., Franklin, J.F., Frelich, L.E., Harvey, B.J., Higuera, P.E., Mack, M.C., Meentemeyer, R.K., Metz, M.R., Perry, G.L., Schoennagel, T. 2016. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7): 369-378. <https://doi.org/10.1002/fec.1311>
- 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., Wilking, M., Zak, D., Wrage-Mönnig, N. 2020. From understanding to sustainable use of peatlands: The WETSCAPES approach. *Soil Systems*, 4: 14. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4010014>
- 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*. <https://dspace.emu.ee/handle/10492/8866>
- Kaitstavate soode tegevuskava. 2015. <https://envir.ee/media/1755/download>
- Kaleja, S., Butlers, A. 2022. Evaluation of public attitude to forest drainage as climate change mitigation measure. *Proceeding of 21st International Scientific Conference „Engineering for Rural Development“*, 669-674. <https://www.tf.lbtu.lv/conference/proceedings2022/Papers/TF215.pdf>

- Karus, M. 2017. Rail Balticu trassi loodus- ja kultuuriväärtused. Magistritöö. Maastikukorralduse ja loodushoiu osakond, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Eesti Maaülikool. https://dspace.emu.ee/xmlui/bitstream/handle/10492/3213/Mairis_Karus_LM_mag_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=n
- Keskkonnaamet 2024. Metsade väärtuspõhise kaitse korraldamise ja majandamise juhised. <https://keskkonnaamet.ee/media/7492/download>
- Keskkonnaministeerium, koostaja. 2021. Looduskaitse arengukava aastani 2020 täitmise aruanne. https://www.envir.ee/sites/default/files/lak2020_aruanne_2.pdf
- Kohv, M., Paat, R., Lõhmus, A., Jõeleht, A. 2023. Underground mining magnifies drought impacts in an adjacent protected raised bog. *Ecohydrology*, 16(8): e2594. <https://doi.org/10.1002/eco.2594>
- 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. *Ecological Indicators*, 120: 106834. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106834>
- Kraut, A., Liira, J., Lõhmus, A. 2016. Beyond a minimum substrate supply: Sustaining saproxylic beetles in semi-natural forest management. *Forest Ecology and Management*, 360: 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.016>
- Kučera, A., Samec, P., Bajer, A., Skene, K.R., Vichta, T., Vranová, V., Meena, R.S., Datta, R. 2020. Forest soil water in landscape context. *Soil Moisture Importance*, 45. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93003>
- Kukumägi, K. 2020. Otepää looduspargi Natura 2000 alade ajalooline kujunemine. Bakalaureusetöö. Keskkonnakaitse ja maastikukorralduse õppetool, Eesti Maaülikool. https://dspace.emu.ee/bitstream/handle/10492/5870/Kukum%C3%A4gi_Krislin_%20KK_bak_2020.pdf
- Kull, T., Kull, T., Sammul, M. 2011. Reduced light availability and increased competition diminish the reproductive success of wet forest sedge *Carex loliacea* L. *Plant Species Biology*, 26(1): 84-92. <https://doi.org/10.1111/j.1442-1984.2010.00306.x>
- Köster, E., Chapman, J.P., Barel, J.M., Korrensalo, A., Laine, A.M., Vasander, H.T., Tuittila, E.S. 2023. Water level drawdown makes boreal peatland vegetation more responsive to weather conditions. *Global Change Biology*, 29(19): 5691-5705. <https://doi.org/10.1111/gcb.16907>
- Küttim, L., Küttim, M., Puusepp, L., Sugita, S. 2017. The effects of ecotope, microtopography and environmental variables on diatom assemblages in hemiboreal bogs in Northern Europe. *Hydrobiologia*, 792: 137-149. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3050-x>
- Laine, J., Vasander, H., Sallantausta, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews*, 3(3-4): 286-303. <https://doi.org/10.1139/a95-015>
- Lanno, K., Sammul, M. 2014. The survival of transplants of rare *Ligularia sibirica* is enhanced by neighbouring plants. *Folia Geobotanica*, 49(2): 163-173. <https://doi.org/10.1007/s12224-013-9163-3>
- Leivits, M. 2019. Ülevaade Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisundist (2013-2018) elupaigainventuuride ja seireandmete põhjal. Aruanne. Keskkonnaagentuur. <https://keskkonnaagentuur.ee/media/945/download>
- Liira, J. 2009. Olemasolevate koosluste seiremetoodikate hindamine ning soovitusi Natura2000 elupaikade seisundi seiremetoodika edendamiseks. Aruanne. Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool. <https://www.digar.ee/arhiiv/et/download/120120>
- Liira, J. 2010. Metsaelupaikade seire kameraalsete meetoodikate arendus. Tellija: Keskkonnaministeerium. Eksperttöö, käsikiri.
- Liira, J. 2020. Bioloogilise mitmekesisuse indikaatorite analüüs erinevate metsaseireskeemide põhjal (SMI ja Natura2000-metsaelupaigad). Raport, Keskkonnaagentuur. <https://keskkonnaagentuur.ee/media/943/download>

- Lode, E., Ilomets, M., Küttim, M., Pajula, R., Truus, L. 2022. Sooveetasemete muutuste mustrid hüdroloogilisel miinimumperioodil: kas ökotoopanalooigid on rakendatavad? Terasmaa, J., Truus, L., Kont, A. (Toim.). TLÜ Ökoloogia keskuse publikatsioonid. 30 aastat keskkonnaökoloogiat öÖoloogia keskus 1992-2022. Tallinn: Vali Press. 151-181.
- Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Ojanen, P., Laurila, T. 2011. Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences*, 8: 3203-3218. <https://doi.org/10.5194/bg-8-3203-2011>
- 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. *iForest*, 11(5): 609-618. <https://doi.org/10.3832/ifor2733-011>
- Loodusdirektiivi aruanne. 2019. Loodusdirektiivi aruanne 2013-2018. Artikkel 17 veebitööriist. <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>
- Loodusdirektiivi aruanne 2025. Loodusdirektiivi artikkel 17 aruanne 2019-2024. <https://keskkonnaportaal.ee/et/loodusdirektiivi-artikkel-17-aruanne-2019-2024>
- Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A., Viilma, K. 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. *Ecological Bulletins*, 401-411. <https://www.jstor.org/stable/pdf/20113325.pdf>
- 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. *Forest Ecology and Management*, 260(1), 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.018>
- Lõhmus, A., Leivits, M., Pēterhofs, E., Zizas, R., Hofmanis, H., Ojaste, I., Kurlavičius, P. 2017. The Capercaillie (*Tetrao urogallus*) – an iconic focal species for knowledge-based integrative management and conservation of Baltic forests. *Biodiversity and Conservation*, 26: 1-21. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1223-6>
- Lõhmus, A., Fridolin, H., Leivits, A., Tõnisson, K. and Rannap, R., 2019. Prioritizing research gaps for national conservation management and policy: the managers' perspective in Estonia. *Biodiversity and conservation*, 28: 2565-2579. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01779-8>
- Lõhmus, A., Runnel, K. 2019. Kõdusoometsade looduskaitseperspektiiv (2017-2019): sisuaruanne. Käsikiri.
- 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. *Forests*, 11(11): 721. <https://doi.org/10.3390/f11070721>
- Lõhmus, E. 2004. Eesti metsakasvukohatüübid. Metsanduslik Uurimisinstituut, Eesti Põllumajandusülikool. Tartu.
- Läänelaid, A., Sohar, K., Kull, A. 2014. Kuivenduse mõju ulatus Tellissaare rabas määndide jämeduskasvu järgi. *Publicaciones Instituti Geographici Universitatis Tartuensis*, 111: 219-229.
- Marandi, A., Veinla, H. Karro, E. 2014. Legal aspects related to the effect of underground mining close to the site entered into the list of potential Natura 2000 network areas. *Environmental science & policy*, 38: 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.01.003>
- Masing, V. 1992. Ökoloogia leksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 320 lk.
- Metsa korraldamise juhend. 2009. Lisa 6. https://www.riigiteataja.ee/akt/1310/8201/8008/KKM_16012009_m2_Lisa6.pdf
- Minkkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I., Laine, J. 2002. Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900–2100—the impact of forestry drainage. *Global Change Biology*, 8(8): 785-799. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00504.x>
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S., Laurén, A. 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica*, 44(1): 39-49.
- Nurmla, M. 2010. Must toonekure (*Ciconia nigra*) pesitsuspiirkondade vooluveekogud ja nende ajaloolised muutused. Magistritöö, Eesti Maaülikool.

- Ojanen, P., Minkkinen, K. 2020. Rewetting offers rapid climate benefits for tropical and agricultural peatlands but not for forestry-drained peatlands. *Global Biogeochemical Cycles*, 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. *Biological Conservation*, 200: 216-227. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.015>
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeeriumi Info- ja tehnokeskus. 297 lk.
- Paal, J. 2004. Euroopas väärtustatud elupaigad Eestis. Eesti Keskkonnaministeerium. Ilo Print. 111 lk.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn. 308 lk. <https://dspace.ut.ee/items/0c27cc7d-f9cd-4a3f-8aa0-e220ff352dad>
- Paal, J., Jürjendal, I. 2020. Diversity of old-drained forests in Estonia. *Baltic Forestry* 26 (1), 1-14. doi.org/10.46490/BF434
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A., Kull, A. 2016. Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires and Peat*, 18, art. nr 02. Paal, J., Jürjendal, I. 2020. Diversity of old-drained forests in Estonia. *Baltic Forestry*, 26(1): 1–14. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.183>
- Palo, A., Tee, M., Linder, M. 2007. Loodusdirektiivi metsaelupaikade järjepidevus Ida-Virumaal topograafiliste kaartide põhjal (1894–1997). *Metsanduslikud Uurimused/Forestry studies*, 47: 29-46.
- 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. *Estonian Journal of Ecology*, 60(3): 209-224. <https://doi.org/10.3176/eco.2011.3.04>
- Palo, A. 2012. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisund Eestis. Eksperttöö. Tellija Keskkonnaministeerium. Täitja: OÜ Metsamutt. 77 lk.
- 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. *Forestry Studies/Metsanduslikud Uurimused*, 58: 57-73. <https://doi.org/10.2478/fsmu-2013-0006>
- Palo, A., Gimbutas, M. 2014. 20. sajandi maakasutuse muutused ja tänaste loodusdirektiivi metsaelupaikade kujunemine. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis*, 111: 204-218.
- Palo, A. 2015. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seire välitöö juhend. Eksperttöö, Keskkonnaagentuur <https://kese.envir.ee/kese/downloadProgramFile.action?fileUid=29700753&program.uid=473573>
- Palo, A. 2018. Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend, Tartu. <https://envir.ee/media/1931/download>
- Palo, A. 2018a. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisund Eestis (2013-2018). Eksperttöö. Tellija Keskkonnaagentuur. Täitja: OÜ Metsamutt.
- Palo, A. 2019. Metsaliigid metsaelupaikades. Raamatus: Liigikaitse Eesti ajateljel. Koostaja T. Kull, lk 47-51. https://dspace.emu.ee/bitstream/handle/10492/5608/liigikaitse_eeesti_ajateljel_veeb.pdf?sequence=1#page=47
- Palo, A., Remm, J. 2019. Loodusdirektiivi metsaelupaikade LIDAR-i põhise kaugseire perspektiiv. Pae, T.; Mander, Ü. (Toim.). *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis*, 113: 32-50.
- Pikk, J., Seemen, H. 2002. Research on cutting and forest improvement: the last 65 years, in: Meikar, T., Tamm, Ü. (Eds.), *Forest Research: Past and Present. Proceedings of the Estonian Academic Forest Society XVIII*. Forest Research Institute of Estonian Agricultural University, 87-98.
- 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): 1462. <https://doi.org/10.14214/sf.1462>

- Päivänen, J., Hännell, B. 2012. Peatland ecology and forestry: A sound approach. Department of Forest Sciences Publications, 3. University of Helsinki.
- 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. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13889>
- Rannap, R., Vaikre, M., Soomets-Alver, E., Vellak, K., Remm, L., Lõhmus, P. 2023. Maaparandussüsteemide negatiivsete mõjude leevendus- ja kompensatsioonimeetmete rakendamise juhis. Tartu Ülikool. 134 lk. https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2024-02/240131_Maaparanduss%C3%BCsteemide%20leevendusmeetmed_IX_L6PP.pdf
- Ramsari konventsioon. 1971. <https://www.riigiteataja.ee/akt/13058000>
- 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): e63086. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063086>
- 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. <https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/5cc1f6fc-3557-4c79-b16b-4e37ebee4535/content>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.038>
- Remm, L., Lõhmus, A. 2016. Semi-naturally managed forests support diverse land snail assemblages in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 363: 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.027>
- Riigikontroll. 2008. Väärtuslike metsa-elupaikade kaitse Natura 2000 võrgustiku aladel. Riigikontrolli aruanne Riigikogule, Tallinn, 28.05.2008
- Rio de Janeiro. 1992. Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon. <https://www.riigiteataja.ee/akt/12918700>
- Rosenvald, R., Järvekülg, R., Lõhmus, A. 2014. Fish assemblages in forest drainage ditches: degraded small streams or novel habitats? *Limnologia*, 46: 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.12.004>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.002>
- Runnel, K., Tamm, H., Kohv, M., Pent, M., Vellak, K., Lodjak, 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118879>
- Sakovets, V.V., Germanova, N.I. 1993. Changes in the carbon balance of forested mires in Karelia due to drainage. *Suo*, 43(4-5): 249-252.
- 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. *Mires and Peat*, 24: 1-22. <https://doi.org/10.19189/MaP.2018.AJB.391>
- Sikorski, P., Szumacher, I., Sikorska, D., Kozak, M., Wierzba, M. 2013. Effects of visitor pressure on understory vegetation in Warsaw forested parks (Poland). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(7): 5823-5836. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2987-0>
- SMI. 2022. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Mets/SMI2022_tulemused.pdf
- Soomets, E. 2020. Focal species in wetland restoration. PhD thesis. *Dissertationes Biologicae Universitatis Tartuensis* 374. University of Tartu Press. 137 pp.

- Soomets, E., Lõhmus, A., Rannap, R. 2023. Restoring functional forested peatlands by combining ditch-blocking and partial cutting: an amphibian perspective. *Ecological Engineering*, 192: 106968. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106968>
- Steinacker, C., Beierkuhnlein, C., Jaeschke, A. 2019. Assessing the exposure of forest habitat types to projected climate change – Implications for Bavarian protected areas. *Ecology and Evolution*, 9(24): 14417-14429. <https://doi.org/10.1002/ece3.5877>
- Suislepp, K., Rannap, R., Lõhmus, A. 2011. Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management*, 262(6): 1078-1083. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.001>
- Tahvanainen, T. 2011. Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology*, 99(2): 404-415. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01778.x>
- 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. *European Journal of Forest Research*, 131(5): 1411-1422. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0607-8>
- Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R., Voode, M. 2018. Functional assemblages of macroinvertebrates in pools and ditches in drained forest landscape. *Wetlands*, 38(5): 957-964. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1045-2>
- Vaikre, M., Remm, L., Rannap, R. 2020. Forest ditch maintenance impoverishes the fauna of aquatic invertebrates: Opportunities for mitigation. *Journal of Environmental Management*, 274: 111188-98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111188>
- Vaikre, M., Voode, M., Soomets-Alver, E. 2024. From shady ditches to artificial pools—Does mire restoration benefit aquatic invertebrates? *Limnologica*, 104: 126141. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2023.126141>
- Viljasoo, V. 2015. Lahemaa rahvusparki metsaelupaikade inventuur. Bakalaureusetöö. Metsandus- ja maaehitusinstituut, Metsakorralduse osakond, Eesti Maaülikool. 60 lk.

LISAD

LISA 1. MÄRGADE METSAELUPAIGATÜÜPIDE FOTOD (Fotod A. Palo)



Foto 1. Tüüpiline heas seisundis elupaigatüüp *91D0.



Foto 2. Kuivenduse mõjuga elupaigatüüp *91D0, praegu suure loodusväärtusega.



Foto 3. Tüüpilised heas seisundis elupaigatüüp*9080.



Foto 4. Degradatuva turbaga halvas seisundis elupaik *9080, millel on kõrge loodusväärtus salumetsadele omaste epifüütide jaoks.



Foto5. Tüüpilised heas seisundis elupaik *91E0.



Foto 6. Degradatuva turbaga halvas seisundis elupaik 91E0, millel võib olla väärtus soole mitteomaste liikide elupaigana.



Foto 7. Tüüpilised heas seisundis elupaigatüüp 91F0.



Foto 8. Kahjustatud elupaik 91F0, millel on praegu kõrge loodusväärtus.

LISA 2. PROJEKTI „LOODUSRIKAS EESTI“ AASTAMISALADE EELVALIKU ETAPID JA PÕHIMÕTTED

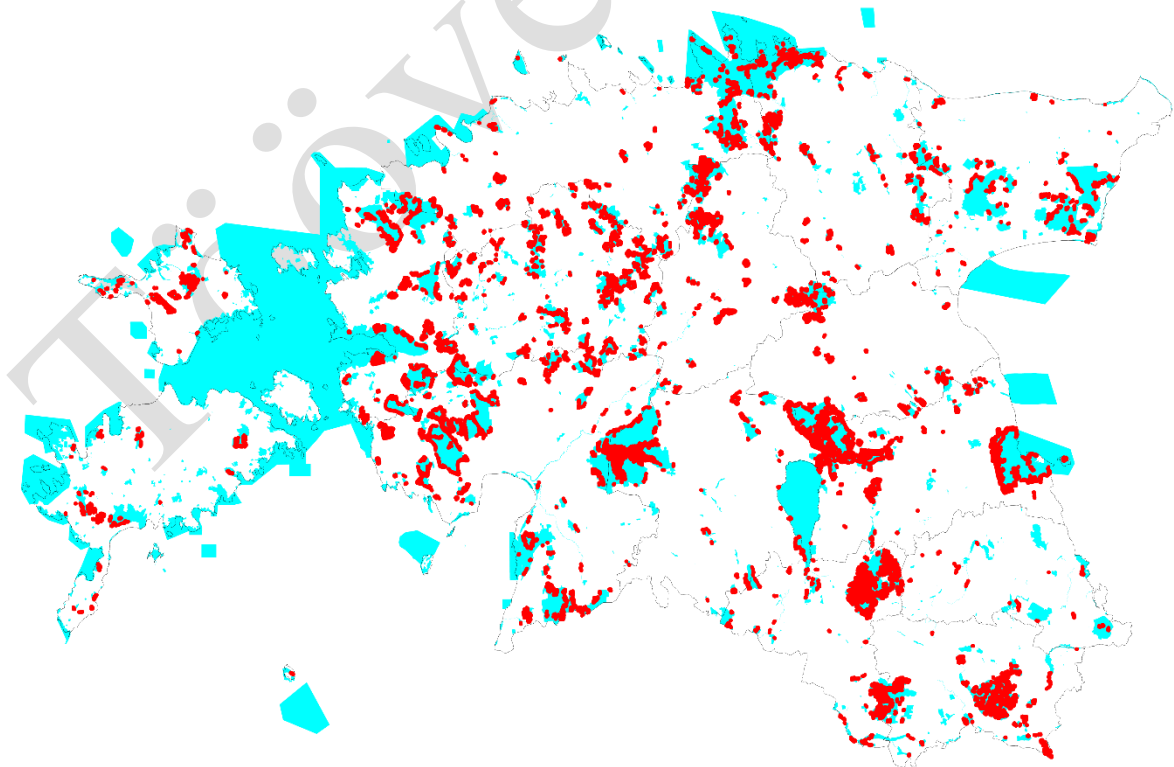
Projekti taastamisalade valik koosnes mitmest etapist. Viimasesse etappi valitud 17 ala jagati omakorda gruppideks vastavalt prioriteetsusele. Taastamisalade prioriteetsusgrupid koos selgitustega on toodud lisa 3.

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

Esmases 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 kasvukohatüüpidest Lõhmus (2004) järgi: 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 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 osundab piirkonnale, kust võiks Eestis soo-lehtmetsadele keskenduvaid taastamisalasid otsida (joonis 1).

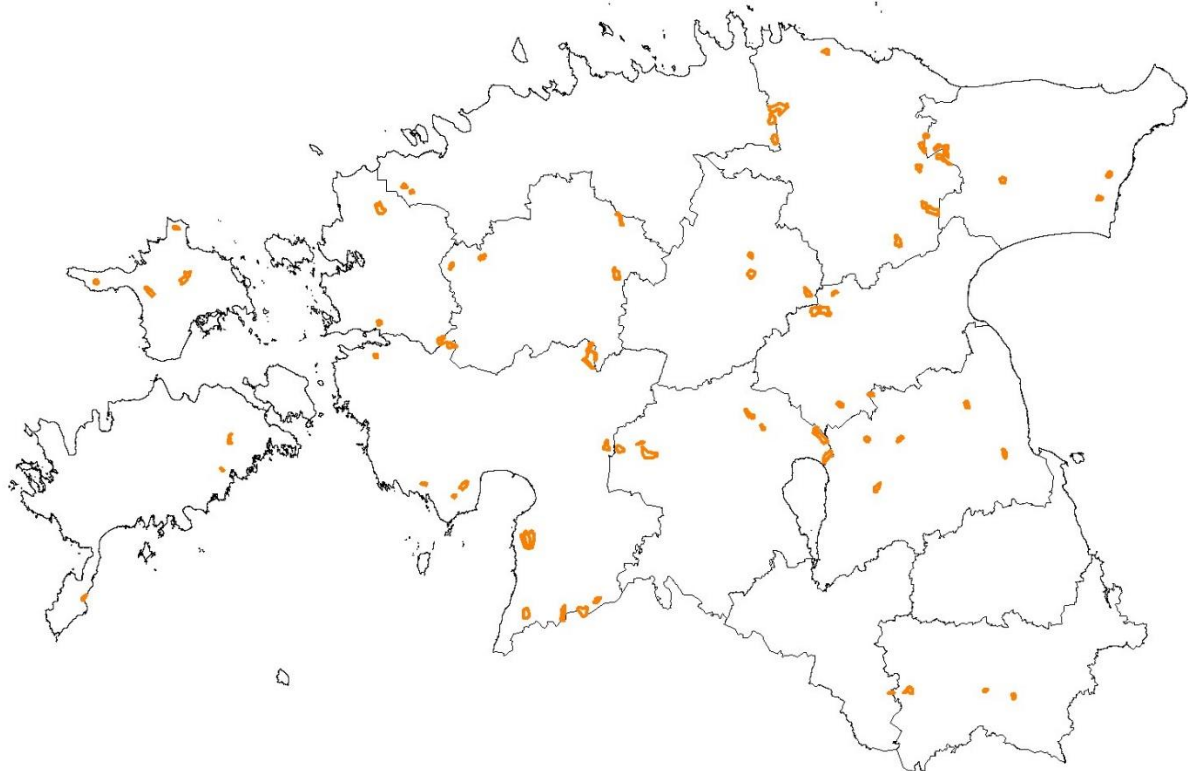


Joonis 1. Taastamisvaliku soo-lehtmetsa „tuumalade“ (punasega) paiknemine Natura aladel (helesinine).

II etapp: suurema kuivendusmõjuga alade visuaalne valimine

Kaardilt leiti kõigi esmase etapi alade seast visuaalselt sellised kuivendussüsteemidega alad, kus kuivenduskraavide sulgemise abil taastamine võiks parandada märgade lehtmetsade kvaliteeti. Jälgiti, et kuivendussüsteemi muutmine oleks hüdroloogiliselt võimalik ja mitte väga keeruline. Alade valimisel jälgiti ka II ja III seisundiklassi kuuluvate loodusdirektiivi märgade metsaelupaigatüüpide olemasolu ja seda, kas nende kirjelduses on rõhutatud kuivenduse negatiivset mõju. Eraldi asuvad alla mõnekümne ha suurused alad eemaldati selles etapis valikust.

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



Joonis 2. Natura 2000 võrgustiku aladel paiknevad olulise kuivendusmõjuga 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, ≥100 ha +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 looduslikust soometsast juba 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**).
 - Suletava kuivendussüsteemi kompaktsus (tervikuna suletav **+1**, oluline osa ei ole suletav **-1**, ebaselge juhtum **0**).
 - Olemasolevate metsaelupaigatüüpide ohutegurite hulgas on nimetatud kuivenduse negatiivset mõju (nimetatud **1**, pole nimetatud **0**).
 - Arvestamine maaomandi ja kaitsekorraga. Eramaal on taastamistööde tegemine keeruline, kuid sihtkaitsevööndis võimalik ning seal on ka suurema tõenäosusega võimalik osta eramaa riigiomandisse. Eraldi tunnuseks arvatati piiranguvööndis asuva eramaa osakaal (<20% **0**; 20-39% **-1**; 40-59% **-2**, 60-80% **-3**, ≥80% **-4**).
 - Kattuvus varasemate sootaastamise ala kihiga. Eemaldati need üheksa ala, kus veerežiim on olulises osas juba taastatud. Väikesepinnalist kattumist varasemate taastamisalade ja pool-looduslike alade taastamisega ignoreeriti, sest hilisemas etapis sai need taastamisalast välja lõigata.

Kõigi tunnuste põhjal saadud punktisumma annab küll hinnangu taastamistegevuste potentsiaali kohta, kuid iga võimalikku ala peab teda ümbritsevat maastikku arvestades eraldi vaatama. Lisaks võib siin etapis kasutatud andmebaas olla puudulik.

Selles (aga ka kahes eelmises) etapis on arvesse võetud eeskätt bioloogilisi aspekte, mis võiksid mõjutada taastamistegevuse efektiivsust. Maa omandivormil ja kaitsestaatusel oli teadlikult väike kaal. Järgmistes etappides võivad need ilmselt välistada ala määramise taastamisalaks. Eramaad saab küll riigile osta, kuid kas see ka võimalik on, selgub alles konkreetse ala juures. Kokku jäi siin etapis valikusse 55 ala (kogupindalaga 15 500 ha).

IV etapp: projekti prioriteetsete taastamisalade valik ja peamiste probleemide kaardistamine

Eesmärk oli 1) saada valik projekti taastamisaladest; 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

tekinud soometsasid. Vaadati ka potentsiaalselt häiringutundlike kaitstavate linnuliikide (eeskätt röövlinnud ja metsis) leiukohti EELIS-e andmetele tuginedes. Alade kaalumisel võeti selles etapis arvesse konkreetse asukoha taastamistegevusi mõjutavate teguritena ka omandivormi ja kaitsestaatust. Kui varasemad etapid olid keskendunud soo-lehtmetsadele, siis selles etapis vaadati ka laiemat ümbrust, käsitledes ümbritsevat märgala kui tervikut. Selles etapis valiti välja 17 ala kogupindalaga 7700 ha. Alade kirjeldused on toodud lisas 3.

Tööversioon

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. Tüüpiliselt on sellistel aladel näiteks kaitstavate liikide elupaik, mis vajab taastamisvõtete hoolikat planeerimist ja võib-olla alade taastamisest kohati ka loobumist. Eristati kaks prioriteetsusgruppi:

B1 (3 ala)

- 3) Peterna-Laashoone (nr 64). Argument: taotluses juba näidatud terviklik ja suhteliselt heas seisundis ala; põhiküsimus on leida sobiv taastamisvõte, mis ei kahjustaks juba toimuvat (ise)taastumist. Ala keskele on rajatud tee, kuid see asub veelahkmel.
- 4) Laulaste (nr 44). Argument: parim suur järjepideva soo-lehtmetsa ala, kuid täpsustamist vajab, kuivõrd vähendaks taastamise efektiivsust kohapealsest kuivendusvõrgust ainult osa hõlmamine. Kaaluda ka teest itta jäävat osa. Kaalumist vajav probleem RMK-le 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 RMK-s oli kunagi selle taastamine jutuks. Väljakutseks on lendorava elupaiga terviklikkuse tagamine sihtidel. Võib laiendada ka lõunapoolse, kus Sildla soos on küll valdavalt *91D0. Ei kuulu valdavalt skv-sse ja keskne kraav on seotud teega. Lõunasse jäävas väiksemas rabas on metsisemäng: seal saaks seisundit parandada, 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 sihtkaitsevööndisse ulatuslikud, valdavalt riigimaal paiknevad soo-lehtmetsad.

- 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 puustuid, mida ei tohi 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 LKA-le. *Arutelu keskendus asjaolule, et Natura andmebaasis on valdav osa alast määratud kõrgekvaliteediliseks läänetaigaks (*9010), samas kui kaitsekorralduskavas (2015) väidetakse, et 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 klassikaline märgala ja vajab taastamist. *Arutelus leiti, et ala on maastikuliselt väga perspektiivne taastamisala, kuid on erinevaid kohapeal lahendamist vajavaid teemasid (tee ala keskel, põhjaosa eramaad, 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 pesitsevad must toonekurg ja metsis ning esmastesse piiridesse ala jääda ei saa. Teisalt on Parika raba enda taastamine juba projekteerimisfaasis. 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 sooümbruse taastamine, et suurendada soo pindala (eriti siis, kui see tsoneeritakse 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.

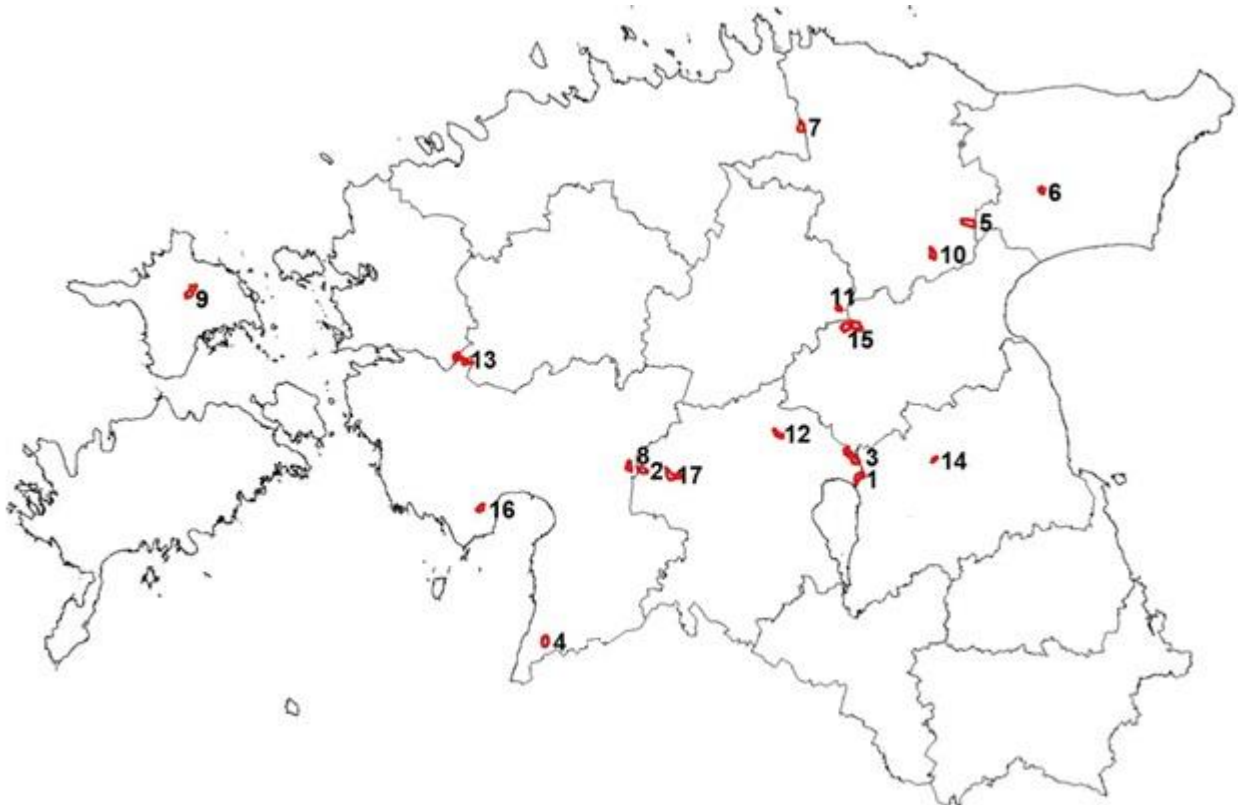
Prioriteetsus E (3 ala). Hüdroloogiliselt probleemsed alad (lisaks muid probleeme), vajavad täpset kaalumist erinevate piirivariantide korral.

- 15) Endla S-osa (nr 4) on pingerea tagumises otsas, 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. Lääneosas tegutseb kobras ja ala taastub juba tänu sellele. Probleemne on ka metsis, kelle kaitses

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. Arutelul 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 metsa majandada.



Joonis 1. Ekspertgrupi valitud võimalikud taastamisalad (tähistatud punasega ja nummerdatud; N=17)

LIFE-IP projekti „Loodusrikas Eesti“ taastamisalade lõplik valik tehakse töögrupi poolt, arvestades nii projekti eesmärki taastada 3500 ha (iga taastamisala tegelik pindala selgub välitööde käigus), kui ka muid taastamisi mõjutavaid tegureid (näiteks, taastamine on võimalik vaid kõigi vajalike nõusolekute ja kooskõlastuste saamisel).

Antud protsessi eesmärk oli valida välja LIFE-IP projekti „Loodusrikas Eesti“ võimalikud soolehtmetsade taastamisalad. Sellest tulenevalt ei ole toodud nimekiri täielik, taastamist vajavaid alasid on lisaks nii selles kui ka teistes elupaigatüüpides. Oluline on, et taastamisalade valikul lähtutakse teaduslikest alustest ja muudest kriteeriumitest, mis on kirjeldatud antud kavas.

LISA 4. 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 adaptiivse 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 määrgale 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 vaja nii enne kui pärast taastamistegevusi seirata lahustunud ja üldsüsiniku, lämmastiku ning fosfori sisaldust ja hulka.

Seirega on vaja alustada enne taastamistõid, et dokumenteerida taastamisala algne seisund (taimkate sh puistu hüdroloogia, kemism, kasvusubstraadi omadused). Kindlasti on vaja valida võrdlusalaks vähemalt kaks looduslähedases seisundis märga metsa (referentsala), seda soolehtmetsade ja siirdesoometsade hulgast, mille talitluse kohta erialakirjanduses praktiliselt andmed puuduvad.

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 alus on muutused ala hüdrooloogilises seisundis, taimkatte rindelises struktuuris ja floristilises koosseisus ning liikidevahelistes suhetes. Üldjuhul eelistatakse transektidena kraavidega risti paigutatud püsiruutused ruutude juhusliku 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 Jõgiste ht 2008; 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. Analüüsima peab taastatava soometsa kõiki rindeid. Seepärast pole mõistlik kasutada vaid kaugseire võimalusi. Juba enam kui parkümmend 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 mürjad metsad, sh soometsad, võib KFKH olla tõhus ja kuluefektiivne ökosüsteemi seisundi hindamise vahend.

Tööversioon

LISA 5. PINDALALISTE KAITSE-EESMÄRKIDE MÄÄRATLEMINE

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 siht-tasemed. 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, isetaastamise 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 seireraport¹) kuni 135 000 ha (keskkonnaregister²; SMI³; sellest range kaitse all 77 000 ha), st umbes 10% looduslikust seisust. Degradatsiooniprotsessi 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 EL-i 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 POTENTSAALSED PINDALAD

1. Uurimisküsimused

¹ <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>

² Tegevuskava tabelid 3 ja 4.

³ <https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Mets/Mets2020.pdf>

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.

1.1 Eeldati, et praegu elupaigatüübile mittevastava ala areng kriteeriumidele vastavaks on seda tõenäolisem, mida rangema kaitserეžiimiga 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 pindalaga. Need punkthinnangud olid: *9080 – 53 516 ha (tegelik: 50243 ha), *91D0 – 66 529 ha (tegelik: 63 491 ha), 91E0 – 4894 ha (tegelik 4157 ha) ning 91F0 – 791 ha (tegelik 717 ha).

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 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 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 Natura elupaigatüüpe 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 tehtud tüübispetsiifilised päringud ei tuvastanud kõiki Natura andmebaasis olevaid vastava elupaigatüübi alasid ning samas tuvastasid päritava elupaigana ka arvukalt muid Natura andmebaasis arvel olevaid elupaiku. 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.

Oluline ebamäärasusallikas on elupaigatüüpide üleminek, 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) üleminekualade seas on palju soolupaiku 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 30 974 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 52 081 ha, sh *9080 – 11%, *91D0 – 29% ja *91E0 – 0,6%; teistest elupaigatüüpidest sagedasemad *7110 – 17%, 7140 – 16% ja 7230 – 11% (st soolupaigad).
- *91D0 päringust Natura andmebaasis kokku 39 337 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 | | | Kaitsmata | KOKKU | sh EELIS | | | Kaitsmata |
|----------------|---------------|-------------|---------|-----------|--------|----------|-------------|---------|-----------|
| | 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 madalloomuladadel, kus selle eristamine elupaigatüübist *9080 ei paista olevat geoinfopäringuga võimalik, ja alla 10% on lammimuladadel. 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 koondjäreldest 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 uuel inventeerimisel 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 kaitsealaid: *9080 – 12 562 ha (sh 5005 ha riigimaa) ja *91D0 – 5877 ha (sh 4353 ha riigimaa). Lammi-lodumetsade (*91E0) puhul võiks kohalduda 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 kuivendumõjude leevendamine ja pikemad raieringid) võimalik hoida ka nende elupaigatüüpide praegust tervikseisundit.

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 madalsoo-lodu metsade looduslik pindala on suurusjärgus 500 000 ha). Lühiperspektiivis ei tohi kahjustada arvel olevaid elupaiku ja pikas perspektiivis võiks neid juurde tekkida vähemalt 10 000 ha (noorte soo-lehtmetsade suksessioonist ja taastamistegevustest kuivendumõjuga aladel). Arvestades kui tavaline oleks see elupaigatüüp Eestis ala loodusliku seisundi puhul (muldadele vastav madalsoo-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 akumulatsiooniriva pindala säilitamiseks on olulised kõik vähedegradueerunud siirdesoo- ja rabamuladel 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 EELIS-es kirjas olev pindala (63 491 ha, EELIS seisuga detsember 2022).

***91E0 – lammi-lodumetsad**

Elupaigatüübi lammi-lodumetsad (*91E0) pindala on LD seireraporti järgi 3800 ha, SMI järgi 10 300 ha ja EELIS-e järgi (2022) 4157 ha. 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 kaitsel ja taastamisel, 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 (2025) 793 ha. Keskkonnaagentuuri koostatud hinnangu alusel on elupaigatüüpi 1930 ha ja juhupunkti analüüsis tulemusena 791 ha. Lammide raadamise tõttu on lammimetsi säilinud alla 10% ajaloolisest pindalast, sh eriti vähe laialehiseid lammimetsi (Laasimer 1965), 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 suktsessioonilise arengu käigus. Lisaks on vaja 1) vältida laialehise lammimetsa potentsiaaliga alade taastamist (puis)niitudeks, kui tegemist ei ole inventeeritud väärtusliku püsirohumaaga või pärandniiduga; 2) uurida, kas taasmetsastuvatel aladel saab teises rindes olevaid laialehiseid puuliike kujundusraietega soosida.

Ekspertid soovivad seada 2050. aasta eesmärgiks laialehise lammimetsa (91F0) elupaigatüübi olemasolu vähemalt 2000 hektaril. 2025 aasta loodusdirektiivi aruande koostamisel tehtud Keskkonnaagentuuri hinnangu kohaselt on elupaigatüüp laialehise lammimetsa (91F0) levinud 750 ha suurusel alal. Võttes aluseks Keskkonnaagentuuri 2025 aasta hinnangu, juhupunkti analüüsi tulemuse ja EELISE andmed korrigeeritakse soovitatud elupaigatüübi pindala suurus. Soovitus on seada 2050 aasta eesmärgiks laialehise lammimetsa (91F0) elupaigatüübi olemasolu vähemalt **1000** hektaril.

Tabel 2. Kaitse-eesmärkidest tulenevad taastatavate alade pindalad (ha) seisuga detsember 2025.

| Kood | Elupaigatüüp | LD aruanne ¹ | EESMÄRK 2050 | Inventeeritud elupaiku | Taastatud 2050 ² | Taastatud 2030 ³ |
|-------|-----------------------------|-------------------------|-----------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| *9080 | soostuvad ja soo-lehtmetsad | 46000-50000 | 55000 | 48762 | 15582 | 4675 |
| *91D0 | siirdesoo- ja rabametsad | 64000 | 63000 | 66272 | 14093 | 4228 |
| *91E0 | lammi-lodumetsad | 4500 | 6000 | 4367 | 1335 | 401 |
| 91F0 | laialehised lammimetsad | 750 | 870-2000 | 793 | 177 | 53 |
| | KOKKU | | | 117221 | 31187 | 9356 |

¹⁾ Loodusdirektiivi aruanne 2025, <https://keskkonnaportaal.ee/et/loodusdirektiivi-artikkel-17-aruanne-2019-2024> (Seotud dokumendid 2)

²⁾ Elupaiga soodsa seisundi korral peab elupaigatüübi pindalast vähemalt 90% olema heas seisundis. Veerus on toodud pindala, mis tuleb taastada aastaks 2050, et elupaigatüübi pindalast vähemalt 90% oleks heas seisus. Taastamine võib tähendada ka metsa looduslikku arengut.

³⁾ Veerus on toodud pindala, mis on vaja taastada aastaks 2030, et selleks aastaks oleks taastatud 30% vajaminevatest taastatud aladest.

LISA 6. PROGNOOSITAV LISANDUV METSAELUPAIGATÜÜPIDE PINDALA AASTAKS 2050 METSAREGISTRI JA PÕHIKAARDI ANDMETE PÕHJAL

Tabel 1. Prognoositav lisanduv metsaelupaigatüüpide pindala (ha) aastaks 2050 metsaregistri ja põhikaardi andmete põhjal (seisuga aprill 2024).

| Analüüsitav suurus | Riigimaa | | Eramaa |
|--|------------------------------|--|------------------------------|
| | Sihtkaitsevöönd ja reservaat | projekt skv sisaldub praeguses püüranguvööndis | Sihtkaitsevöönd ja reservaat |
| Metsaregistri andmetel kaardistatud metsakasvukohatüüpide (SJ, AN, TA, OS, TR, LD, MD, peapuuliigi vanusega üle 35 a) pindala, mis ei ole registreeritud (kaardistatud) LD elupaigatüüpidega, kaasa arvatud potentsiaalsete elupaigatüüpidega. (Eeldatavalt aastaks 2050 kujunevad elupaigatüübid 9080, 91E0, 91F0.) | 23 710 | 1896 | 4801 |
| Metsaregistri andmetel kaardistatud metsakasvukohatüüpide (RB, SS, peapuuliigi vanusega üle 35 a) pindala, mis ei ole registreeritud (kaardistatud) LD elupaigatüüpidega, kaasa arvatud potentsiaalsete elupaigatüüpidega. (Eeldatavalt aastaks 2050 kujuneb elupaigatüübiks 91D0.) | 16 639 | 651 | 861 |
| <i>Põhikaart.</i> ETAK metsa (põhikaardi metsamaa, mets) pindala, mis ei ole kantud metsaregistrisse ega ole LD metsaelupaigatüüp, kaasa arvatud potentsiaalsed elupaigatüübid. (Eeldatavalt aastaks 2050 võib nendele aladele kujuneda LD elupaigatüüp.) | 5862 | 242 | 3344 |