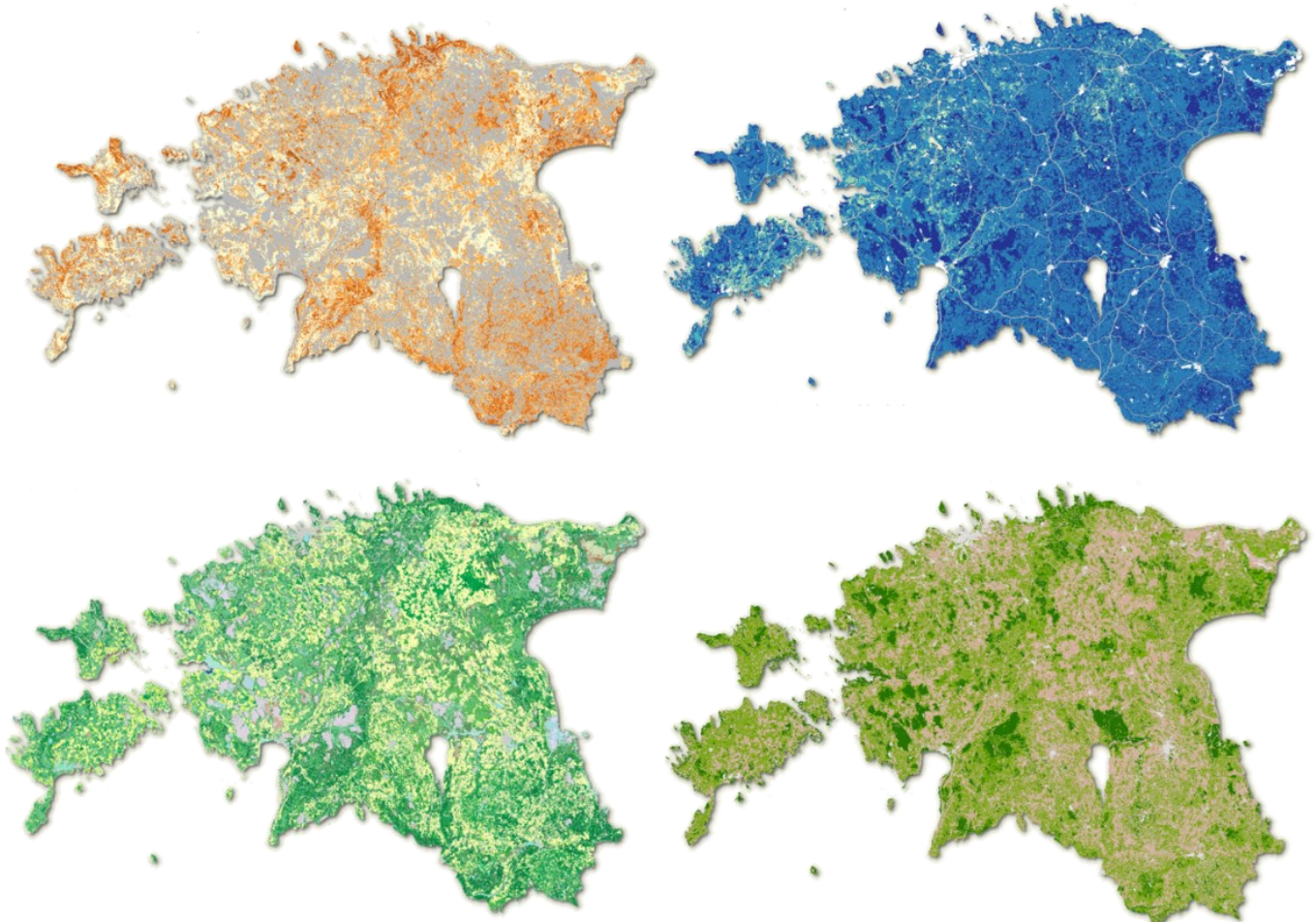




Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) sotsiaalmajandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine

Tehniline lõpparuanne



Tartu 2023



Töö viidi läbi riigihanke "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh metoodika väljatöötamine (tellija Keskkonnaagentuur)" (viitenumber 235366) raames.

Töö täitjad: Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool

Projekti juht: Aveliina Helm (Tartu Ülikool, aveliina.helm@ut.ee)

Keskkonnaökonomika eksperdid: Helen Poltimäe (Tartu Ülikool, SEI Tallinn), Kalev Sepp (Eesti Maaülikool)

Sotsiaalteaduslike uuringute eksperdid: Maie Kiisel, Kristiina Vain (Tartu Ülikool, RAKE)

Niiduökosüsteemide eksperdid: Aveliina Helm, Elisabeth Prangel, Triin Reitalu (Tartu Ülikool)

Metsaökosüsteemide eksperdid: Asko Lõhmus, Raul Rosenthal (Tartu Ülikool)

Sooökosüsteemide ekspert: Ain Kull (Tartu Ülikool)

Põllumajanduslike ökosüsteemide ekspert: Eve Veromann (Eesti Maaülikool)

Geoinformaatika ekspertiis, kaarditööd ja andmehaldus: Evelyn Uemaa, Alexander Kmoch, Kiira Mõisja, Holger Virro (Tartu Ülikool), Tambet Kikas (Maaelu Teadmuskeskus)

Töö tellija: Keskkonnaagentuur

Tellijapoolset koostööd juhtisid Madli Linder (Keskkonnaagentuur) ja Merit Otsus (Kliimaministerium).

Töö viitamine:

Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenthal, R., Veromann, E., Reitalu, T., Kmoch, A., Virro, H., Mõisja, K., Nurm, H.-I., Prangel, E., Vain, K., Sepp, K., Lõhmus, A., Linder, M., Otsus, M., Uemaa, E. (2023). *Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Tehniline lõpparuanne. Riigihange "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh metoodika väljatöötamine"* (viitenumber 235366, Keskkonnaagentuur). Tartu Ülikool. Eesti Maaülikool.

ISBN 978-9985-4-1398-2 (pdf)

Töö koostajad tänavad abi eest: Kaimar Kiisel, Krista Takkis, Turbaliit (Merilin Kalmaru ja Erki Niitlaan), Erik Teinmaa, Tauri Arumäe, Peep Männil, REGIO, Jelle Devalez, Villu Soon, Mikk Jürisson, Marika Kose, Triin Edovald, Christel Rose Bachmann, Tiiu Timmusk, Ott Luuk, Meeli Mesipuu, Lauri Lutsar, Eerik Leibak, Marge Rammo, Kerli Karoles-Viia ja paljud teised.

SISUKORD

1.	TÖÖÜLESANNE JA ARUANDE SISU	6
2.	SISSEJUHATUS	8
2.1.	Mis on looduse hüved?	8
2.2.	Looduskapitali mõiste ja looduse hüvede majanduslik väärtus	11
2.3.	Elurikkus ja looduse seisund kui looduskapitali ja looduse hüvede pakkumise keskne väärtus	14
2.4.	Looduse hüvede majandusliku väärtuse hindamise kogemus, meetodid ja põhimõtted	16
2.4.1.	Looduse hüvede sotsiaalsed ja majanduslikud väärtused	16
2.4.2.	Varasem kogemus looduse hüvede majandusliku väärtuse hindamisel	22
3.	EESTI MAISMAAÖKOSÜSTEEMIDE HÜVEDE ÜLERIIGILINE SOTSIAALMAJANDUSLIK HINDAMINE	25
3.1.	Töö ülesehitus	25
3.2.	Ökosüsteemide kaart ehk baaskaart	25
3.2.1.	Baaskaardi koostamise üldine meetoodika	25
3.2.2.	Põllumajanduslike ökosüsteemide ehk agroökosüsteemide kaardistamise meetoodika	30
3.2.3.	Niitude kaardistamise meetoodika	34
3.2.4.	Metsade kaardistamise meetoodika	37
3.2.5.	Soode kaardistamise meetoodika	39
3.2.6.	Mereranniku ökosüsteemide kaardistamise meetoodika	42
3.2.7.	Linnaliste ökosüsteemide kaardistamise meetoodika	43
3.2.8.	Muud alad	44
3.2.8.1.	Õuealade, teede, jäätmaade jm kaardistamine	44
3.2.8.2.	Taimkattega ja taimkatteta maapealsete kaevanduste kaardistamine	45
3.2.8.3.	Veekogud	46
3.2.9.	Baaskaart – tulemused	47
3.3.	ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI KAART	52
3.3.1.	Ökosüsteemide seisundi hindamise üldine meetoodika	52
3.3.2.	Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi hindamine	54
3.3.2.1.	Taust ja meetoodika	54
3.3.2.2.	Tulemused	58
3.3.3.	Niiduökosüsteemide seisundi hindamine	60
3.3.3.1.	Taust ja meetoodika	60
3.3.4.	Metsaökosüsteemide seisundi hindamine	65
3.3.4.1.	Taust ja meetoodika	65
3.3.5.	Sooökosüsteemide seisundi hindamine	72

3.3.5.1.	Taust ja metoodika.....	72
3.3.6.	Maismaaökosüsteemide seisund – tulemused	75
3.4.	KÄESOLEVA TÖÖ RAAMES HINNATUD LOODUSE HÜVED	79
3.4.1.	Hüvede hindamise üldine raamistik	79
3.4.1.1.	Hüvede kaardistamise ruumi- ja ajaskaala.....	79
3.4.1.2.	Hinnatud hüved.....	79
3.4.1.3.	Ökosüsteemiteenuste potentsiaal, kasutus, nõudlus	82
3.4.2.	Reguleerivad ja säilitavad hüved	85
3.4.2.1.	Elupaikade pakkumine	85
3.4.2.2.	Globaalne kliimaregulatsioon: süsinikuvaru ja kasvuhoonegaaside sidumine	96
3.4.2.2.1.	Orgaanilise süsiniku varu mullas.....	96
3.4.2.2.2.	Süsiniku varu puitses biomassis.....	101
3.4.2.2.2.1.	Süsiniku varu metsa puitses biomassis.....	101
3.4.2.2.2.2.	Süsiniku varu niitude puitses biomassis	105
3.4.2.2.2.3.	Süsiniku varu soode puitses biomassis.....	107
3.4.2.2.2.4.	Süsiniku varu puitses biomassis – tulemused	107
3.4.2.2.3.	Kasvuhoonegaaside sidumine	110
3.4.2.3.	Mikrokliima regulatsioon	111
3.4.2.4.	Ökosüsteemi puhverdamisvõime – veevoogude reguleerimine	112
3.4.2.4.1.	Veevoogude reguleerimisvõime maht.....	112
3.4.2.4.2.	Veevoogude reguleerimine – lammimuldade kuivendatus.....	116
3.4.2.5.	Ökosüsteemide puhverdamisvõime – õhusaaste puhverdamine.....	119
3.4.2.6.	Ainevoogude reguleerimine – erosioonikontroll	123
3.4.2.7.	Ainevoogude reguleerimine – vee puhastamine	130
3.4.2.8.	Bioloogiline tõrje.....	133
3.4.2.9.	Põllukultuuride tolmeldamine	141
3.4.3.	Varustavad hüved.....	148
3.4.3.1.	Toit ja sööt põllult	148
3.4.3.2.	Puidutooraine	151
3.4.3.3.	Turvas.....	155
3.4.3.4.	Loodusannid, looduslike taimede, seente ja loomade kasutus	161
3.4.3.4.1.	Looduslike taimede ja seente väärtus toiduna.....	162
3.4.3.4.2.	Looduslike taimede väärtus materjalina ja muul kasutusel	180
3.4.3.4.3.	Ulukite ja kalade väärtus toidulaual	186

3.4.4.	Looduse kultuurilised hüved	189
3.4.4.1.	Virgestushüved ja loodusharrastused	190
3.4.4.2.	Loodusturism	193
3.4.4.3.	Looduse tervisehüved	196
3.4.4.4.	Virgestusväärtus Eesti kaardil	204
3.4.4.5.	Loodusturismi potentsiaali väärtus Eesti kaardil	212
3.5.	STSENAARIUMID	216
3.5.1.	Muutused põldudel	216
3.5.2.	Muutused metsades ja sooökosüsteemides	221
3.5.3.	Muutused niitudel	226
4.	KOKKUVÕTE JA ARUTELU	228
4.1.	Kokkuvõtvad sõnumid	228
4.2.	Töö kasutusvaldkonnad ja rakendused	229
4.2.1.	Kus andmeid on juba kasutatud?	234
4.2.2.	Mõttetalgute tulemused loodushüvede majandusarvestuse rakendamiseks ja kasutusega seotud piirangute tuvastamiseks	235
	KASUTATUD KIRJANDUS	239
	KASUTATUD LÜHENDID	256
	LISAD	258

1. TÖÖÜLESANNE JA ARUANDE SISU

Vastavalt tellija esitatud ülesandele oli töö "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh metoodika väljatöötamine" (edaspidi ELME2) eesmärgiks **välja töötada metoodika** ökosüsteemide ja nende poolt pakutavate hüvede (ökosüsteemiteenuste ehk looduse hüvede) **majandusliku tähtsuse hindamiseks ning hinnata ja kaardistada** valitud looduse hüvede **rahaline väärtus või üldisem majanduslik väärtus** (sõltuvalt metoodilistest võimalustest) **üle-eestiliselt ning üleriigiliselt kaitstavatel aladel ja valitud pilootaladel detailsemalt.**

Töö viidi läbi Keskkonnaagentuuri katusprojekti ELME – „Elurikkuse sotsiaal-majanduslikult ja kliimamuutustega seostatud keskkonnaseisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid” raames. Käesolev töö oli jätkuks sama katusprojekti raames aastatel 2019–2020 läbi viidud tööle „Ökosüsteemide ja nende teenuste baastasemete hindamine ja kaardistamine, sh metoodika väljatöötamine Keskkonnaagentuurile“ (edaspidi ELME1). ELME1 raames töötati välja metoodika ning kaardistati üleriigiliselt nelja peamise maismaaökosüsteemi (niidud, sood, metsad ja põllumajanduslikud ökosüsteemid) levik (koostati nn baaskaart), seisund ja valitud looduse hüvede baastasemed (Helm *et al.* 2021). ELME1 raames koostatud kaardikihid on kättesaadavad [Keskkonnaagentuuri ELME kaardikihtide kataloogis](#) ning täpsemalt on tööde käik lahti kirjutatud ELME1 töö lõppraportis (Helm *et al.* 2021) ning [Loodusveebis](#).

Käesolev töö – ELME2 – tugineb osaliselt ELME1 käigus välja töötatud ökosüsteemide baaskaardile, ökosüsteemide seisundikaardile ning kaardistatud looduse hüvedele. Kuna andmeid on vahepeal lisandunud, metoodikad uuenenud ning tellija vajadused täpsustunud, uuendati käesolevas töös ka ELME1 raames koostatud baaskaarti, ökosüsteemide seisundikaarti ning kasutatavaid looduse hüvede kaardikihte. Vastavad metoodilised täpsustused ja kirjeldused on esitatud käesoleva töö vastavates peatükkides või selle lisades.

Töö täpsemad eesmärgid olid:

- 1) töötada välja erinevatesse rühmadesse (reguleerivad ja säilitavad, varustavad, kultuurilised) kuuluvate valitud (olulisemate) looduse hüvede majandusliku väärtuse hindamise ja kaardistamise metoodika Eesti peamiste maismaaökosüsteemide (metsad, sood, niidud, põllumajanduslikud ökosüsteemid) katvuse ulatuses;
- 2) hinnata ja kaardistada valitud hüvede majanduslik (võimalusel rahaline) väärtus kaitstavatel aladel ning valitud hüvede osas ka üleriigiliselt. Valitud pilootaladel (Lahemaa rahvuspark, Alam-Pedja looduskaitseala ja planeeritav Sõrve looduskaitseala) viia läbi detailsemad analüüsid;
- 3) kujundada ja läbi analüüsida stsenaariumid, mis näitavad ökosüsteemiteenuste rahalist väärtust ökosüsteemide erineva seisundi ja pindalalise katvuse korral ning ajas muutuva väärtuse korral.

Aruanne **annab ülevaate olulisimana kaardistatavatest ja hinnatavatest looduse hüvedest**, hindamiseks ja kaardistamiseks kasutatavatest **võimalikest andmetest ning meetoditest**, mille abil oluliste looduse hüvede majanduslikku tähtsust (sh võimalusel rahalist väärtust) hinnata.

Kuna looduse hüvede kontseptsioon ning hüvede integreerimine otsusetegemisse on uus ja alles arenev valdkond, käsitletakse töö raames ka **piiranguid ja põhimõtteid, mida peaks järgima, et looduse hüvede majanduslikku tähtsust praktikas arvestada**. Ülevaade antakse töö käigus saadud tulemuste kasutusvaldkondadest ning tuuakse esile ka võimalikud olukorrad ja valdkonnad, kus majandusliku hinnangu andmise raames leitud väärtuste kasutamine võib viia pooliku või liiga ühekülgse järelduseni.

Tervikuna aitab läbiviidav töö luua Eestile baasi looduse hüvede paremaks integreerimiseks majandussüsteemi ning vahendada otsustajatele ning avalikkusele ökosüsteemide ja nende pakutavate hüvede väärtust. Looduse hüvede integreerimine majandussüsteemi, looduskapitali hõlmamine majandusarvestusse ning looduse hüvede pakkumise õiglane ja asjakohane kajastumine otsusetegemises on olulised eesmärgid. Nende saavutamisele aitab kaasa teaduspõhine meetodika ning tugevad põhimõttelised alused, kuidas mõneti hindamatuid looduse väärtusi hinnata.

Käesoleva töö käigus kasutati ELME1 projektiga sarnast raamistikku, arendades samas edasi väljatöötatud teaduspõhiseid meetodikaid ning uuendades lõviosa nn baastasemete andmekihtidest (baasaastaks 2022). Uuendati kolm peamist omavahel seotud väljundit ning lisati sotsiaalmajanduslik aspekt:

1. üleriigiline ökosüsteemide kaart (nn **baaskaart**);
2. ökosüsteemide **seisundi** hinnangud ja kaart;
3. oluliste **ökosüsteemiteenuste ehk looduse hüvede pakkumise** ehk biofüüsikalised hinnangud ja kaardid (looduses olemasoleva hüve hulk ja jaotumine ruumis), millel omakorda baseeruvalt hinnati ja kaardistati hüvede **sotsiaalmajanduslik (võimalusel rahaline) väärtus**.

Baaskaardi loomisel läheneti sarnaselt ELME1 meetodikale igale peamisele ökosüsteemitüübile (metsad, niidud, sood, põllumajanduslikud ökosüsteemid) eraldi, kuivõrd kasutatavad saadaolevad alusandmestikud on erinevad. Loodi nn otsustuspuud eri andmestike kombineerimiseks ning töö lõpptulemusena valmis ökosüsteemide kattuvusteta koondkaart. Täpsemalt vt baaskaardi loomise protseduuri **peatükist 3.2**.

Seisundi kaardistamisel kasutati samuti üldjoontes sama lähenemist, mis ELME1-s, luues igale ökosüsteemile eraldi meetodika ning liites seejärel erinevate ökosüsteemide kihid seisundiklasside koondkaardiks. Täpsemalt vt seisundi kaardistamise meetodikat **peatükist 3.3**.

Looduse hüvede hindamisel kasutati sotsiaalmajanduslike hinnangute alusena ELME1-s väljatöötatud nn biofüüsikaliste hinnangute materjale, vajadusel meetodikaid täiustades ning võimalusel tulemkihte uuendades. Nn **biofüüsikalistes ühikutes** antud hinnangud iseloomustavad hüvede koguselist ja mahulist pakkumist konkreetsetes ruumipunktis (kaardistusüksuses), nt tonni/ha, liitrit/ha, kaugus meetrites, klassid 0–2 jne. Valitud hüvede puhul on hinnatud-kaardistatud iga hüve puhul üks või mitu konkreetset hüve iseloomustavat indikaatorit, mis on saanud biofüüsikalise ning sotsiaalmajandusliku (võimalusel rahalise) hinnangu. Kui ELME1s kaardistati hüvede **pakkumise potentsiaal** ehk sisuliselt **loodushüvede kogupakkumine**, siis ELME2s on vajadusel/võimalusel hinnatud ka kasutust ja nõudlust. Tulemuseks on nii biofüüsikaliste kui võimalusel ka sotsiaalmajanduslike hinnangute

kaardikihid iga indikaatori kohta. Looduse hüvede hindamise-kaardistamise täpsem metoodika ja tulemused on toodud **peatükis 3.4**.

Töö raames uuendati üleriigiliselt Eesti maismaaökosüsteemide seisundi ja hüvede biofüüsikaliste väärtuste **baastasemeid**, mis annab pildi, milline on ökosüsteemide paiknemine, seisund ja looduse hüvede pakkumine referentsaasta 2022 alusel.

Töö raames pöörati eraldi tähelepanu valitud pilootaladele, kus majandusliku väärtuse hindamine viidi läbi eraldi piiritletud alal. Valitud pilootaladeks olid Lahemaa rahvuspark, Alam-Pedja looduskaitseala ning kavandatav Sõrve looduskaitseala, mõningatel juhtudel ka muud alad. Pilootalade kaardistamise eesmärk oli näidata võimalusi looduse hüvede kontseptsiooni rakendamisel kaitstavate alade planeerimisel ning looduskaitsealade väärtuste hindamisel.

2. SISSEJUHATUS

2.1. MIS ON LOODUSE HÜVED?

Looduse hüved ehk **ökosüsteemiteenused** (ingl. keeles *ecosystem services*, Maes et al. 2020), aga ka sünonüümselt '**looduse panused**' (*Nature's Contributions to People (NCP)*; IPBES 2018, IPBES 2019) on **ökosüsteemide omadused ja funktsioonid, mida inimene otseselt või kaudselt oma heaoluks ja elukeskkonna püsimiseks vajab**.

Kuna elusloodus – planeedi biosfäär – ja kõik looduses toimuvad protsessid on siin planeedil meile eluks sobiva keskkonna loojad ja tagajad, on ka looduse roll meie elule, ühiskondadele ja majandusele kõikehõlmav ja hindamatu. Elutul planeedil puuduvad nii meie eluks sobivad tingimused kui ka meie majanduse ja ühiskonna toimimiseks vajalikud võimalused ja vahendid.

Looduse loodud hüvesid saab tulenevalt nende rollist ja toimemehhanismist erineval moel kategoriseerida. Näiteks **IPBESi** (valitsustevaheline elurikkuse ja ökosüsteemiteenuste koostöökogu, *Intergovernmental Panel for Biodiversity and Ecosystem Services*, www.ipbes.net) käsitluse alusel jaotatakse looduse hüved reguleerivateks, materiaalseteks ja mittemateriaalseteks (IPBES 2018; IPBES 2019) (**tabel 2.1**). Antud töö lähtub **CICES**e klassifikatsiooni (*The Common International Classification of Ecosystem Services*; European Environmental Agency, <http://cices.eu>) hierarhilisest struktuurist, mis jaotab looduse hüved reguleerivateks ja säilitavateks hüvedeks, varustavateks hüvedeks ning kultuurilisteks hüvedeks (CICESi versioon 5.1). Maavarasid looduse hüvedeks ei loeta. Erandiks on siin turvas, mis on looduse hüve, kuna on tekkinud ja tekib ka praegu eluslooduse osast (turbasammaldest) ning turba olemasolu sõltub soo kui ökosüsteemi säilimisest.

1. Reguleerivad ja säilitavad hüved (*regulation and maintenance*) hõlmavad looduse toimimise ja keskkonnatingimusi säilitavate alusprotsessidega seotud omadusi, näiteks aineringete tagamine, kliima reguleerimine, süsiniku sidumine ja ladustamine, laguprotsesside toimimine, veeregulatsioon, tolmeldamine jm.

2. Varustavad hüved (*provisioning services*) hõlmavad meie poolt otseselt kasutatavaid ressursse, näiteks biomass ja loodusest pärit materjalid, toit, vesi.

3. Kultuurilised hüved (*cultural services*) hõlmavad inimeste vaimse ja füüsilise heaolu, identiteedi, pärandi ning kultuurilooa seotud looduse omadusi.

Lisaks tuleb pidada üheks oluliseks hüveks **mitmekesiste tulevikuväljavaadete säilimist**, sh seni ettenägematute vajaduste tagamist (näiteks ressursid tulevikutehnoloogiatele, ravimite väljatöötamiseks, geneetilise ja evolutsioonilise potentsiaali säilimine, tuleviku raskete kliimatingimuste või võimalike katastroofide mõjusid puhverdavad looduse funktsioonid ja palju muud, mida täna ei ole võimalik ette näha). Kõige põhjalikumalt on tulevikuväljavaadete säilimine kajastatud IPBESi looduse hüvede kontseptsioonis (IPBES 2019), kattes samaaegselt nii materiaalseid kui ka mittemateriaalseid hüvesid. Mitmekesiste tulevikuvõimaluste tagamine on ennekõike seotud looduse liigilise, geneetilise, funktsionaalse ja fülogeneetilise mitmekesisuse säilimisega, ökosüsteemide hea seisundi säilimisega ning pärimusteadmise ja looduse kasutuse ajalooliste praktikate, sortide-tõugude ning looduskasutuslike kogemuste säilimisega.

Tabel 2.1. Valik looduse hüvesid ehk ökosüsteemiteenused. CICESe klassifikatsiooni (ver 5.1) alusel jaotatakse looduse hüved varustavateks, reguleerivateks ja säilitavateks ning kultuurilisteks hüvedeks. IPBES (2019) jaotab erinevad looduse hüvede kategooriad kas materiaalseteks (valdavalt varustavad hüved) või mittemateriaalseteks (valdavalt reguleerivad ja kultuurilised hüved).

CICES – The Common International Classification of Ecosystem Services; European Environmental Agency, <http://cices.eu>.
IPBES – elurikkuse ja loodushüvede koostöökogu.

VARUSTAVAD HÜVED Hõlmavad meie poolt otseselt kasutatavaid loodusest või looduse abil saadud ressursse ja saadusi	REGULEERIVAD JA SÄILITAVAD HÜVED Hõlmavad looduse toimimise ja keskkonnatingimusi säilitavate alusprotsessidega seotud omadusi. On aluseks teiste hüvede toimimisele	KULTUURILISED HÜVED Hõlmavad inimeste vaimse ja füüsilise heaolu, identiteedi, pärandi ning kultuurilooga seotud looduse omadusi
MATERIAALSED HÜVED	MITTEMATERIAALSED HÜVED	
<p>Toit</p> <ul style="list-style-type: none"> - Looduslikud marjad - Söögiseened - Söödavad taimed loodusest - Kalavarud - Ulukite liha jm saadused - Mesi, õietolm jm - Muu (kasemahl) <p>Loomasööt</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sööt rohumaadelt jm <p>Toormaterjalid loodusest</p> <ul style="list-style-type: none"> - Puit - Dekoratiivsed ressursid - Turvas aianduses kasutamiseks - Looduslikud ehitusmaterjalid, muld <p>Ravimid ja muud saadused</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ravimtaimed, -seened jm - Ravimite tootmiseks vajalikud ained-saadused loodusest <p>Bioenergia</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bioenergia puidust - Bioenergia rohtsest biomassist - Turvas energiakandjana* <p>Geneetilised ressursid</p> <ul style="list-style-type: none"> - Sordiaretuseks, meditsiiniks jm vajalik geneetiline mitmekesisus - Geneetiline mitmekesisus evolutsioonilise potentsiaali säilimiseks - Kodustatud liikide ja kultuurtaimede 	<p>Ökosüsteemide puhverdamisvõime</p> <ul style="list-style-type: none"> - Õhu puhastamine, õhukvaliteedi säilitamine ja reguleerimine - Magevee puhastamine, veekaitsefunktsioon - Mageveevarude säilitamine - Tormikahjustuste vältimine või leevendamine - Üleujutuste reguleerimine - Erosiooni pidurdamine - Mürä tõkestamine - Saasteainete puhverdamine (sh looduslik jäätmekäitlus) - Aineringlus ja laguprotsesside toimimine (surnud organismide eemaldamine) - Valgustingimuste heterogeensus <p>Globaalne kliimaregulatsioon</p> <ul style="list-style-type: none"> - Hoitud süsinikuvaru - Süsiniku sidumine <p>Mikro- ja mesokliima reguleerimine</p> <ul style="list-style-type: none"> - Linnaruumi jahutamine (kuumasaarte vältimine) - Põldude mikrokliima kontroll (sh mulla niiskustaseme säilitamine) 	<p>Kohaliku identiteedi säilitamine, kuuluvustunne</p> <ul style="list-style-type: none"> - Kohalike maastike ilu ja väärtus elanikele - Kodutunne - Kohalikult väärtustatud loodusobjektid <p>Kohaliku pärimusteadmuse säilitamine</p> <ul style="list-style-type: none"> - Kultuuripärand, traditsioonilised töövõtted, kombed, teadmised, saadused loodusest jm <p>Füüsilised ja vaimsed kogemused ning tervis</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pühad ja religioossed loodusväärtused - Looduse virgestusväärtus, sportimisvõimalused, vaba aja veetmise võimalused - Ligipääs heas seisus loodusele vaimse tervise säilitajana - Kokkupuude liigilise mitmekesisusega, selle roll immuunsüsteemi ja mikrofloora kujunemisel - Inspiratsioon loodusest ja loodusmaastikust (loodusfotograafia, kunst, kirjandus) - Rahvussümbolid (rukkilill, pääsuke, hunt) jt üldrahvalikult

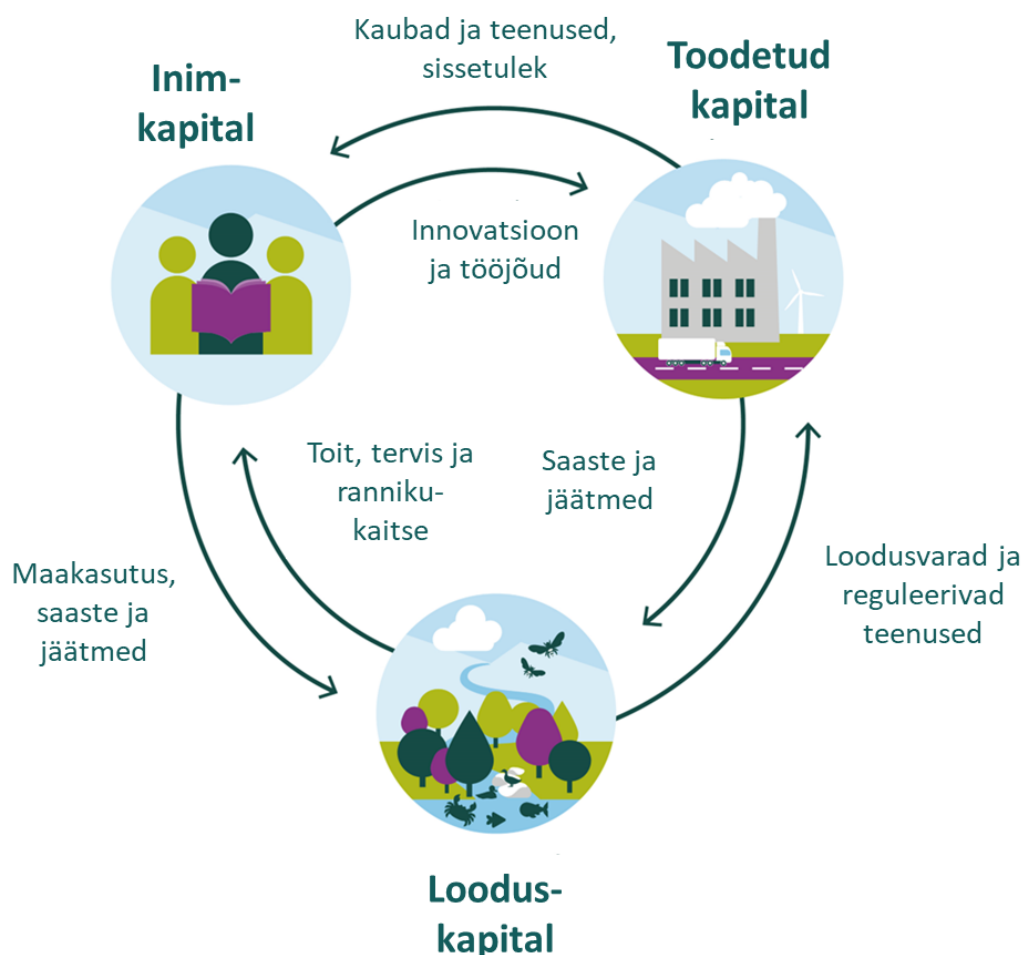
<p><i>looduslike sugulaste olemasolu ja mitmekesisus</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Mikrokliima tähtsus elustikule</i> - <i>Valgustingimuste reguleerimine</i> <p>Tolmeldamine (põllukultuurid ja looduslikud liigid) Mulla kvaliteedi säilitamine</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Mulla tekke ja kvaliteedi tagamine ning reguleerimine</i> - <i>Toitaineringe toimimine (sh lämmastiku ja fosfori puhverdamine)</i> <p>Looduslik kahjuritõrje (sh haiguste ja parasiitide reguleerimine) Koosluste ja elukeskkonna säilitamine</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Elurikkuse säilitamine ja elupaikade pakkumine</i> - <i>Elujõuliste populatsioonide ja geneetilise mitmekesisuse säilitamine</i> - <i>Elupaikade sidusus ja liikide levi tagamine</i> 	<p><i>armastatud ja inimesi ühendavad looduse omadused</i></p> <p>Loodusturism Esteetiline väärtus</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Elukeskkonna mitmekesisuse säilitamine</i> - <i>Maastiku esteetiline väärtus</i> - <i>Looduskeskkonna läheduse mõju elukeskkonna kvaliteedile</i> <p>Õppimine ja teadus</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Haridus, oskused, töövõtted, kogemused</i> - <i>Teaduslik teadmine biosfääri, ökosüsteemide, liikide evolutsioonist, ökoloogiast ja toimimisest</i>
Tulevikuvõimaluste säilitamine		
Looduse iseväärtus		

2.2. LOODUSKAPITALI MÕISTE JA LOODUSE HÜVEDE MAJANDUSLIK VÄÄRTUS

Looduse tähtsus ei kajastu tänases majandusarvestuses ja ei ole otsuste tegemisel oluliseks näitajaks. Üks põhjus, miks loodusvarasid liigselt tarbitakse ja kahjustatakse, on **välismõjud** ehk olukord, kus kellegi tegevus mõjutab kellegi teise tegevust ning seda ei kompenseerita. Klassikaliseks näiteks on nt tehas, mis asetseb jõe kaldal ning reovee kaudu mõjutab jõge ning selle erinevaid kasutajaid allavoolu. Juhul, kui välismõju põhjustaja ei pea sellega arvestama ehk talle ei kehtestata regulatsioone ega makse, et seda probleemi adresseerida, siis halvenebki seetõttu loodusvarade või -hüvede seisund.

Looduse hüvede ehk ökosüsteemiteenuste kontseptsioon on tekkinud vajadusest loodust ja selle hüvesid mitmekülgsemalt väärtustada, sh tuua igapäevasesse arvestusse ka need olulised hüved, mille tähtsust ja rolli on muidu raske hoomata ja arvesse võtta. Looduskapitali keskse tähtsuse majanduse ja inimühiskondade toimimisel on hiljuti esile tõstnud Suurbritannias riigi rahandusministeeriumi tellimusel valminud nn **Dasgupta aruanne**, mis rõhutas elurikkuse ja looduse poolt pakutavate hüvede suurt tähtsust: tegu on majandussüsteemi toimimist tagava alustalaga (Dasgupta 2021).

Looduse hüved on **looduskapitali** osaks, mis koos inimkapitali ja toodetud kapitaliga moodustab majanduse vundamendi (**joonis 2.1**). Looduskapital moodustub kõigist elus ja eluta looduse osadest ja omadustest, mis tagavad inimkonnale eluks sobiliku keskkonna ning võimaldavad meile eluks vajalikke looduse hüvesid. Looduskapital moodustub abiootilisest (eluta) ja biootilisest ehk elusast komponendist. Eluta osa moodustavad maa geoloogilised varud (fossiilsed materjalid, mineraalid, metallid jm), abiootilised vood (tuule- ja päikeseenergia) jm. Looduskapitali eluslooduse osa moodustavad ökosüsteemid ning nendega seotud elustik, omadused, protsessid ning funktsioonid. Looduskapital on elutähtis, tagades meile elutegevuseks vajalikud ressursid (taastuvad ja mittetaastuvad materjalid), protsessid (meid ümbritseva keskkonna sobivuse meile, kliimaregulatsioon, aineringsed jne) ning meile vajaliku ruumi ja puhvrid meie elutegevusele (sh saasteainete neutraliseerimine). Looduskapitali elus osa on jääv, kui teda kasutatakse jätkusuutlikult, kuid kahaneb loodust kahjustava tegevuse (negatiivsete mõjutegurite) tulemusena. Looduse hüved on looduskapitali elusa osa pakkumise ja kasutuse väljendus, mistõttu on eluliselt oluline tagada looduse hüvede püsimine ja nende kasutuse jätkusuutlikkus.



Joonis 2.1. Seosed erinevate kapitalivormide vahel (Dasgupta 2021).

Tavapäraselt eristatakse kolme kapitalivormi: **looduskapital** (*natural capital*), **toodetud ehk füüsiline kapital** (*produced capital*) ning **inimkapital** (*human capital*). Kuigi oleme harjunud kapitali suurust mõõtma, siis selliste laialt määratletud kapitalivormide puhul on see väga keeruline, kuna need hõlmavad ka väga raskesti mõõdetavaid aspekte nagu näiteks teadmised, institutsioonid, sotsiaalsed normid, tervis, haridus jms. Looduskapital võib endas sisaldada näiteks taimi (mis on materiaalsed ja võõrandatavad), tolmeldajaid (materiaalsed ja võõrandamatud), vaadet koduaknast merele (mittemateriaalne ja võõrandatav) ning globaalset kliimat (mittemateriaalne ja võõrandamatu), mistõttu ühtsete ja lihtsate arvestusprintsipiide kasutamine on võimatu (Dasgupta 2021).

Kapitali üheks omaduseks on, et see on pika kasutusajaga, panustades sotsiaalsesse heaolusse kogu oma eluea jooksul. Looduskapitali puhul on mõttekas hinnata selle muutust, aga mitte absoluutväärtust. Kuna me räägime panustamisest heaolusse ehk kasust, mis inimkond sellest saab, siis selle eelduseks on, et muutused looduskapitalis ei ole nii suured, mis viiks inimkonna hävimiseni. **Looduskapitalil kui tervikul puudub alternatiiv: kui see hävib, siis hävib ka inimkond.** Seega peab looduskapitali hindamisel arvestama, et asjakohane ja informatiivne on hinnata vaid väikeseid muutusi looduskapitalis, mis võimaldavad veel säilitada looduskapitali osiste taastamis- ja taastumispotentsiaali. Ulatuslik kahju looduskapitalile on hindamatu, kuna koos sellega kukub kokku ka hindamist võimaldav majandussüsteem (Dasgupta 2021). Kuid ka looduskapitali väikeste muutuste hindamise puhul on palju küsitavusi. Tavapäraselt hinnatakse kapitali väärtust turutehingute või turuhindade järgi, kuid looduskapitali puhul enamasti need turuhinnad puuduvad: nad on vabalt kasutatavad ja tegu on **avalike hüvedega** (nt puhas õhk, looduse võime laguprotsesse läbi viia, kliimaregulatsioon, maastikuvaated jms). Seetõttu tuleb hindamisel kasutada spetsiaalseid meetodeid. Täpsemalt on erinevate ökosüsteemiteenuste hindamise meetoditest juttu peatükis 2.4. Käesolevas aruandes kasutatud termin **majanduslik väärtus** viitab looduse hüvede majanduslikule väärtusele ehk kasule inimkonna jaoks. Kuid nagu juba eelpool öeldud, siis looduse hüvedel turuhinda enamasti pole, või põhineb selle arvutamine väga spetsiifilistel eeldustel: nt konkreetse riigi arengutase või turunõudlus, mis võib olla muutlik, nt nagu 2022. a energiakriis on mõjutanud energia ja süsinikukvoodi või vilja hinda. Käesolevas aruandes kasutatakse terminit **rahaline hinnang** juhul, kui looduse hüvedele arvutatakse **rahaline väärtus**, mis nendest erinevatest eeldustest ja turutingimustest sõltub, ning mis kindlasti ei ole ajas püsiv suurus. Arvestama peab ka seda, et turuhind võib ühel ja samal hüvel (nt metsamarjadel) olla riigiti väga erinev. Teisalt aga, kui on teada hüvede kogused ja paiknemine, siis hetke (kõikuvast) rahalisest väärtusest olulisem saadus on biofüüsikaliste baasväärtuste – hüvede ruumilise paiknemise – kaardistamine, mis võimaldab olulisi hüvesid pakkuvad paigad ära tunda ning neid kaitsta või kahjustunud paikasid taastada hüvede paremaks kättesaadavuseks.

Euroopa Liit (EL) on seadnud eesmärgiks ökosüsteemide paiknemise, ökosüsteemide seisundi ning nende pakutavate looduse hüvede kaardistamise ja looduse hüvede üldise majandusliku ning sotsiaalse väärtuse hindamise. Eesmärgiks on looduse hüvede väärtuste rakendamine majandusarvestusse, ruumiplaneerimisse ja erinevatesse otsustusprotsessidesse. Lisaks aga on väga oluline on hüvede väärtuse, sh võimalusel rahalise väärtuse näitamine just otsustajate teavitamiseks, erinevatest alternatiivsetest maakasutustest tekkivate tulude ja kulude kohta info andmiseks, maakasutuse informeeritud planeerimiseks, detail- ja üldplaneeringute asjakohasuse tagamiseks.

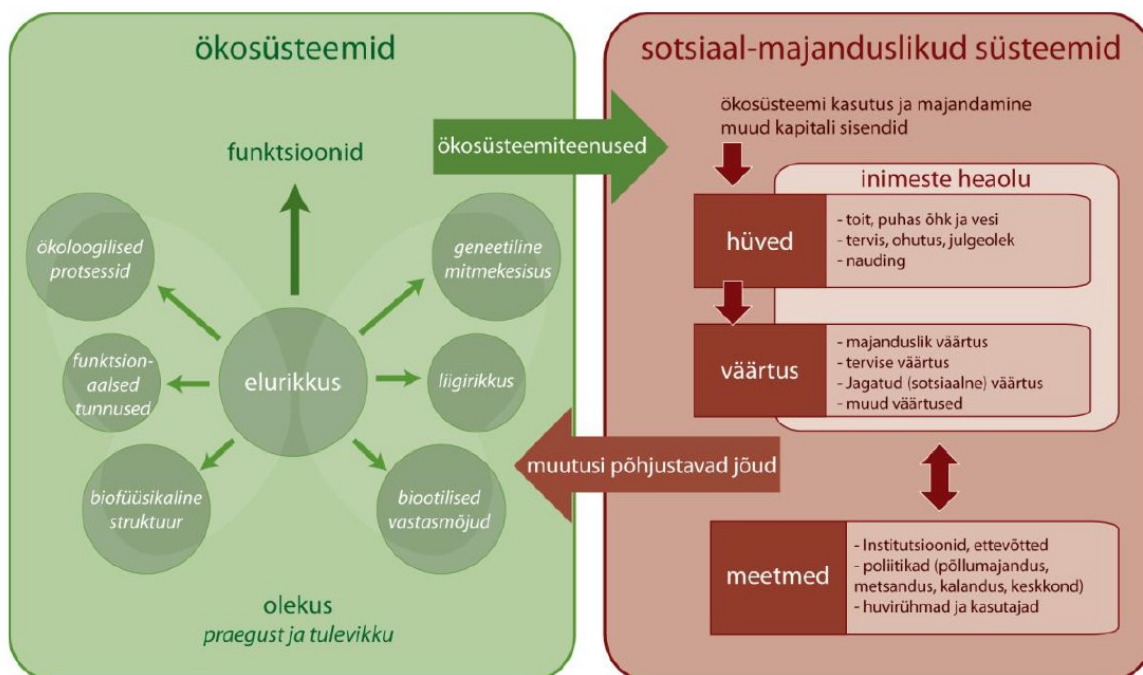
Hüvede rahaline hindamine aitab tuua erinevate tegurite ja tegevuste väliskulud nähtavaks ning põimida neid majandusarvestusse. Teadlikkus keskkonnaseisundi ja looduse tähtsusest (sh majanduslikust tähtsusest) ning informatsioon kulude kohta, mis looduse hävimise või kahjustamise tõttu suurenevad, aitab teavitada üldsust keskkonna kahjustamise pikaajalistest ja kahjulikest tagajärgedest ning rõhutada vajadust põimida kliima- ja elurikkuse eesmärkide saavutamine igapäevasesse majandustegevusse.

ELi elurikkuse strateegia aastani 2030 näeb ette, et 1) elurikkusest sõltuvad majanduslikud ja sotsiaalsed süsteemid, inimeste heaolu ja ühiskonna jätkusuutlikkus, kusjuures ainult hästi toimivad ja elurikkad ökosüsteemid on võimelised pakkuma elutähtsaid ökosüsteemiteenuseid; 2) looduslikel aladel on kriitiline roll nii taime- ja loomapopulatsioonide alalhoidmisel ning agroökosüsteemide funktsioneerimisel kui ka ökosüsteemiteenuste pakkumisel; 3) maakasutus peab olema jätkusuutlik ja tagama ökosüsteemiteenuste, elurikkuse säilimise ning pikas perspektiivis süsiniku sidumise võime.

2.3. ELURIKKUS JA LOODUSE SEISUND KUI LOODUSKAPITALI JA LOODUSE HÜVEDE PAKKUMISE KESKNE VÄÄRTUS

Looduskapital ning looduse hüvede pakkumine on tihedalt seotud elurikkuse ja ökosüsteemide seisundiga (joonis 2.2). Nii indiviididena kui ka ühiskondadena sõltume loodusest ja selle toimimisest. Elurikkuse erinevad komponendid ehk lisaks liigilisele mitmekesisusele ka geneetiline mitmekesisus, funktsioonide mitmekesisus ning ka maastikuline ja ökosüsteemide mitmekesisus aitavad tagada looduse protsesside tervikliku toimimise. Elurikkuse hävimise ja **ökosüsteemide seisundi** halvenemisega halveneb ökosüsteemi erinevate protsesside (*ecosystem processes*) toimimine ja kahaneb **ökosüsteemide funktsioonide** (*ecosystem functions*) ulatus ja mitmekesisus. Näiteks on erinevate tunnuste ja elukäiguga taimedel, loomadel, mullaelustikul süsiniku sidumiseks, ladestamiseks ja teisteks looduses vajalikeks funktsioonide tagamiseks igaühel oma "nišš", mistõttu mitmekesisus – erinevate liikide ja nende omaduste rohkus – aitab hoida toimivaid ning vastupidavaid ökosüsteeme. Ökosüsteemi elurikkuse kahanemise ja funktsioonide muutumine ohustab looduse võimet hoida ja tagada ka meie eluks hädavajaliku keskkonna ja looduse hüvede toimimist. Hästi toimivate ökosüsteemide olemasolu ja nende ökoloogilisteks protsessideks piisava seisundi ja pindala tagamine aitab kindlustada loodushüvedega varustatust (toidu, loodusvarade, puhta vee ja õhuga jm) ning võimaldab nii inimestel kui loodusel lihtsamalt kohaneda kliimamuutuse mõjudega (Pörtner *et al.* 2021). Kahjustatud ökosüsteemide ja nendega seotud hüvede ökoloogiline taastamine (*ecological restoration*) aitab panustada kliimamuutuste leevendamisse ning parandada elukeskkonna tingimusi läbi parema loodushüvede pakkumise.

Elurikkuse ja ökosüsteemide seisundi tähtsust rõhutab looduse hüvede kaardistamisel ja majanduslikul hindamisel ka **Euroopa MAES-programm** (*Mapping and Assessing Ecosystems and their Services*, <https://biodiversity.europa.eu/ecosystems>) (joonis 2.2).



Joonis 2.2. Euroopa Liidu ökosüsteemide ja nende hüvede kaardistamise ja hindamise analüütiline raamistik (EL elurikkuse strateegia kuni 2020)

Ökosüsteemide tegelikku väärtust/tähtsust on otsuste tegemisel olnud seni lihtne ignoreerida, kuna looduse ja elurikkuse kahjustumise majanduslikud mõjud on olnud pigem pikaajaliselt ning vaikselt kumuleeruvad, mitte järse ning kergesti märgatavaid tagajärgi toovad. Siiski oleme me tänaseks jõudnud olukorda, kus elurikkuse kadu ja looduse funktsioonide kahjustumine on viinud juba täna otseste ja väga kulukate tagajärgedeni ning juba käesoleval sajandil on samade trendide jätkumine viimas kombinatsioonis kliimamuutusega ökosüsteemide toimimise ning ka loodushüvede kättesaamise olulise kahjustumiseni (IPBES 2019). Juba praegu on väljasuremisohus iga kaheksas taime- ja loomaliik (miljon liiki ca 8 miljonist taime- ja loomaliigist; IPBES 2019). Liikide väljasuremise tempo ületab looduslikku (evolutsioonilist) fooni 100–1000 korda (Ceballos *et al.* 2015; Proença & Pereira 2017). Maa ja mulla degradeerumine (*land degradation*) on kahjustanud juba 3,2 miljardi inimese heaolu (IPBES 2018), tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse kahanemine mõjutab otseselt inimkonna toidutootmisvõimekust ning toob mahuka sotsiaalmajandusliku kulu (IPBES 2016; Bauer & Wing 2016).

Koos looduse kahjustumisega ja elurikkuse vähenemisega kumuleeruvad ka erinevad majandust ja inimeste heaolu kahjustavate tagajärgede majanduslikud mõjud ning suurenevad ohud/riskid erinevatele majandusvaldkondadele (sh toidutootmisele) ning inimeste tervisele. Mida halvemas seisundis on ökosüsteemid, seda kulukam on ka nende taastamine (elurikkuse, looduse funktsioonide ja hüvede taastamine) (IPBES 2018). Täielikult hävinud või kogu levila ulatuses degradeerunud ökosüsteemide taastamine on võimatu, nagu on võimatu ka juba välja surnud liikide ökoloogilise rolli samaväärne taastamine.

2.4. LOODUSE HÜVEDE MAJANDUSLIKU VÄÄRTUSE HINDAMISE KOGEMUS, MEETODID JA PÕHIMÕTTED

Looduse hüvede väärtuse hindamise üheks põhjuseks on põlvkondadevahelise õigluse tagamine. Selleks, et viia ellu jätkusuutlikkuse printsiipi, mille kohaselt peab järgmistele põlvkondadele kindlustama samasugused võimalused nagu praegusel põlvkonnal (Brundtlandi aruanne 1987), on vaja kindlustada, et erinevad kapitalivormid olulisel määral ei väheneks. Paraku ei ole meil seni väga head alternatiivi laialtlevinud agregeeritud näitajale nagu rahaline väärtus, ning seetõttu kasutatakse seda ka looduskapitali puhul. Kuid kindlasti peab siin arvestama mitmete piirangute ja eeldustega. Paljudel ökosüsteemiteenustel ei ole olemas turuhinda, mistõttu peab kasutama *varihinda* ehk arvestushinda.

2.4.1. LOODUSE HÜVEDE SOTSIAALSED JA MAJANDUSLIKUD VÄÄRTUSED

Looduse hüvede väärtuse puhul eristatakse tavapäraselt *kasutusväärtust* (*use value*) ja *mittekasutusväärtust* (*non-use value*). Kasutusväärtus on seotud looduse kasutamisega (nt nagu seente ja marjade korjamine, aga ka nt loodusturism). Kasutusväärtuse alla kuulub ka tulevikuväärtus, ehk olukord, kus konkreetset loodushüve ei kasutata, aga soovitakse seda tulevikus kasutada: näiteks kui inimene pole kunagi Yellowstone'i rahvuspargis käinud, aga kunagi tulevikus tahaks seda külastada, siis on tema jaoks tegu rahvuspargi tulevikuväärtusega. Seega võib kasutusväärtuse hindamine sõltuda väga erinevate inimeste või huvigruppide hinnangust, kes ei pea ilmtingimata paiknema hinnatava paiga või ökosüsteemiteenuse läheduses. Veelgi keerulisem on aga hinnata mittekasutusväärtust, mille üheks osaks on pärandväärtus: olukord, kus inimene ise konkreetset hüve ei kasuta, aga tahaks, et järeltulevatel põlvdel oleks võimalus seda kasutada. Samuti ka olemasolu väärtus: näiteks kui inimene ei soovi jääkaruga kohtuda looduses, aga tema jaoks on oluline, et see liik looduses säiliks.

Taoline kasutusväärtuse-mittekasutusväärtuse jaotus on pälvinud ka palju kriitikat, kuna selles süsteemis ei pöörata tähelepanu nn ökoloogilistele väärtustele, millest inimene otseselt kasu ei saa. Eetilises plaanis on rahalise väärtuse hindamist kritiseeritud kui "loodushüvede kaubastamist" (*commodification of ecosystem services*) (Gómez-Baggethun & Ruiz-Pérez 2011). Kui ökosüsteemiteenusele on rahaline väärtus antud, siis üha enam kasutatakse ühe loodushoiu meetmena makseid maaomanikule selle teenuse eest (*payments for ecosystem services* ehk PES). Kuna makseid tehakse selle maaomandi põhised, kus ökosüsteemiteenused paiknevad (nt mets või põllumaa), siis võib taoline süsteem soosida maade kokkuostu. Selle tulemusena võib ebavõrdsus ühiskonnas suureneda, kuna ressursid kipuvad koonduma rikkama elanikkonna või korporatsioonide kätte (Matulis 2014). Samuti on küsitav sellise süsteemi eetilised põhimõtted, eriti kui tegu on süsteemiga, kus loodushüvede maksetega kompenseeritakse teises paigas tehtud negatiivset mõju, nt süsinikuheidet, ning seda võib vaadata kui rohepesu.

Looduse hüvede väärtuse hindamise peamisi meetodeid on välja töötatud ja katsetatud juba viimased 30 aastat (Nijkamp *et al.* 2008). Meetodid on nii otsesemad kui ka kaudsemad, hõlmates näiteks otsese *turuhinna rakendamist* ja/või kulude arvestamist (nimetatakse ka *ilmutatud eelistuste meetoditeks*),

ning kaudsemaid hinnanguid **väljendatud eelistuste kaudu (tabel 2.2)**. Kõige lihtsam on hinnata rahalist väärtust nende hüvede korral, millel on turuhind (nt metsamarjad). Ilmutatud eelistuste meetodite hulka kuuluvad näiteks **reisikulude meetod** (nt kui suured kulutused on inimene teinud selleks, et külastada loodusparki), **hedoonilise kinnisvaraväärtuse mudelid** (nt võrreldes kinnisvarahindu looduskaunis kohas samaväärse kinnisvaraga mittelooduskaunis kohas) või **ärahoidmiskulud** (nt veepuhastuseks tehtav kulu). Väljendatud eelistuse meetod tähendab sisuliselt küsitlust, kus inimestel palutakse hinnata oma maksevalmidust või aktsepteerimisvalmidust teatud looduslike muudatuste kohta (nt metsaraie, loodusala säilitamine vms). Tihtipeale kasutatakse uuringutes ka väärtuse **ülekandemeetodit** ehk kantakse teiste riikide või uuringute saadud tulemused üle konkreetsele vaadeldavale piirkonnale või hüvele. **Tabelis 2.2** on toodud peamised looduse hüvede hindamise meetodid. Tuginedes ELME projekti raames tehtud eeltööde erinevate riikide kogemustest ja meetodikatest hüvede hindamisel (Oja *et al.* 2018; Prangel *et al.* 2022) võib välja tuua peamiselt järgnevad lähenemised.

Tabel 2.2. Rahalise hindamise peamised lähenemisviisid ning kasutatavad meetodid. Tabel hõlmab vaid meetodeid, mida on kasutatud looduse hüvede rahalise väärtuse väljendamiseks. Tabel on koostatud, baseerudes Christie *et al.* 2012 ülevaatele ning täiendatud uuemate allikatega

RAHALISE HINDAMISE LÄHENEMISVIIS	KASUTATAVAD MEETODID	MEETODI LÜHIKIRJELDUS	NÄIDE
Turuhinna rakendamine (market price approaches) (NB: ükski turuhinna meetod ei kajasta kogu majanduslikku tähtsust (total economic value, TEV), vaid väljendab ühte turusituatsioonist sõltuvat aspekti kogu hüve tähtsuse paketist)	Turuhinna meetod (<i>market price/value method</i>)	Rahalise väärtuse andmiseks kasutatakse juba olemasolevat turuhinda, mida rakendatakse kas hüve pakkumise potentsiaalile (hüve kogupakkumine, hoolimata kasutusest) või hüve tegelikule kasutusele.	Väga sageli kasutatud varustavate hüvede hindamiseks (põllukultuuride saagikus, puidu toodang, metsamarjade pakkumine jpt).
	Rendihinna meetod (<i>resource rent method</i>)	Turuhinna lähenemiste alla kuuluvad ka rendihinna meetod, mida on püütud kasutada tootmiseks vajalikul maal olevate ökosüsteemiteenuste arvestamiseks ning kännuhinna meetod, mida kasutatakse puidu toodangu hindamiseks metsamaterjali neto realiseerimishinna abil.	
	Kännuhinna meetod (<i>stumpage value method</i>)		
	Tarbijakulude hindamise meetod (<i>consumer expenditure method</i>)	Otsesed kulud, mida inimesed teevad mingi teenuse saamiseks või teenuse tarbimise ajal. Sageli kasutusel kultuuriliste hüvede puhul.	Turism elurikastes kohtades – piletid rahvusparki, ostud suveniiripoes, giidi teenus jne. Elurikkust soodustavate tegevustega seotud lepingud. Rekreatiivne jaht – väljaminekud, mis tehakse jahivarustusele (jahiload, relvad, laskemoon, jahimajakesed jne).
Kulude arvestamine	Asenduskulu meetod	Arvestatakse, kui palju maksaks/maksab mingi ökosüsteemi	Sageli kasutusel reguleerivate hüvede arvestamisel, nt tolmeldajate puudumisel

(market cost approaches)	<i>(replacement cost approaches)</i>	hüve asendamine n-ö "tehisliku" samaväärsel alternatiiviga.	mesilasperede rent, looduslike koosluste kadumisel üleujutuste vältimiseks vajaliku taristu rajamine.
	Ära hoitud kulu / kahju ennetamise meetod (<i>avoided cost / damage cost avoided</i>)	Tegevuste maksumus, mis hoiab tulevikus ära või oleks hoidnud ära ökosüsteemiteenuste vähenemise või kadumisega kaasnevad negatiivsed mõjud.	Samuti kasutusel reguleerivate hüvede puhul, vt eelmine näide. Sh lisaks näiteks erosiooni vältimisel ära hoitud kulu; kahjurite tõrjevahendite ära hoitud kulu; jõgede lamminiitide üleujutuste puhverdamise võime võrreldes olukorraga, kui lamminiitid oleks hävitatud jms.
	Tootmisfunktsiooni rakendamine (<i>production function approaches</i>)	Arvestab (kaudseid) sisendhindsid kindla tootmiseks vajaliku ökosüsteemiteenuse arvestamiseks.	Looduse hüve (nt tolmeldamine) mõju põllukultuuri tootmisele (vt lähemalt ptk Põllukultuuride tolmeldamine)
Muud ilmutatud eelistuste hindamise meetodid (<i>revealed preferences valuation</i>)	Reisikulude meetod (<i>travel cost method</i>)	Hindab kulusid sihtkohta jõudmiseks, tavaliselt rekreatiivsetel vm kultuurilistel eesmärkidel.	
	Aja alternatiivkulu väärtus (<i>opportunity cost of time</i>)	Loobumiskulu ehk kasutamata jäänud teise valiku maksumus, mida oleks saanud samal ajal teha.	Looduses tehtav trenn spordisaalis trenni tegemise asemel.
	Hedooniline hindade meetod (<i>hedonic price method</i>)	Keskkonna kvaliteedi, loodusväärtusega toodete ja keskkonna meeldivuse (kultuuriliste ja esteetiliste väärtuste) hindamine, kus hinna arvutamisel arvestatakse muutusi inimeste käitumises ja sellega seotud teenuste maksumusturul. Eeldatakse, et inimesed maksavad kõrgema keskkonnakvaliteedi eest rohkem.	Elamute hinna sõltuvus inimeste soovist elada rohealade läheduses.
Väljendatud eelistuste hindamine (<i>stated preferences valuation</i>) Tingimuslik hindamine (<i>contingent valuation</i>)	Väljendatud maksevalmidus (<i>willingness to pay</i>) Väljendatud loobumisvalmidus (<i>willingness to accept</i>)	Inimeste hüve eest maksevalmiduse uurimine (osalejatelt küsitakse, kui palju oleks nad nõus kulutama mingi teenuse säilimise või kättesaadavuse eest). Sarnaselt võib uurida ka valmidust millestki loobuda hüve säilimise nimel.	Nt inimeste valmidus maksta mingi rekreatiivse loodusala säilimise või liigirikkuse säilimise eest.
	Valikkatsete meetod (<i>choice experiment, choice modelling</i>)	Sarnane eelnevale, vastajal võimaldatakse valida erinevate summade vahel, esitatakse erinevad valikud (nt eri arengustsenaariumid).	Inimeste valmidus maksta mingi rekreatiivse loodusala säilimise eest või liigirikkuse säilimise eest, esitatakse erinevad stsenaariumid, mille vahel saab valida.
Looduse hüvede pakkumise tasustamine	Looduse hüvede eest maksamine (<i>payment for ecosystem services</i>)	Maksmine ökosüsteemi hüvesid kaitsva tegevuse eest või ökosüsteemi hüvede eest, toetab ökosüsteemi hüvede pakkumise jätkumist, toetades maaomanikke, kellest ökosüsteemi funktsioneerimine sõltub ja kelle majandamine/sissetulek/tarbimine	Süsiniku emissioonide/sidumisega kauplemine (nt. EU ETS süsteemi baasil süsiniku hind). Sertifikaadid, mis on loodud metsaomanike toetamiseks, kes metsa jätkusuutlikult majandavad. Toetus metsa mittekasutamise eest.

	Looduse hüvede kahjustamise maksustamine	on mõjutatud, majandavad loodussõbralikult ja saavad selle eest tasu.	Toetused mahetootjatele, pärandkoosluste hooldajatele. Siia kuuluvad ka keskkonnamaksud: saaste-, ressursside-, energia- ja transpordimaksud. Näit. kütuse aktsiis, kalapüügi- ja jahiload, pakendiaktsiis, saastetasu kalakasvatustele, raieõiguse luba, vee-erikasutustasu, kaevandamisõiguse tasu.
Väärtuse ülekandmine	Väärtuse ülekandmise / tulu ülekandmise meetod (<i>benefit transfer / value transfer method</i>)	Juba eelnevalt (mujal piirkonnas, võrreldavate hüvede) tarbeks arvatud väärtuste ülekandmine vaadeldavale hüvele/piirkonnale. Oluline selle meetodi puhul, et ülekantavad väärtused tuleneksid võrreldavast looduskeskkonnast ning ka sarnasest kultuuri- ja väärtusruumist.	Näiteks naaberriigis hinnatud rahvusparkide kultuurilise väärtuse ülekandmine, sh saadud väärtust korrigeerides vastavalt kohalikele tingimustele (majanduslik seisund jm).

Varustavate hüvede puhul on seni hinnatud valdavalt peamiselt hüve tegeliku kasutust ja rahalise väärtuse andmiseks varustavate hüvede puhul on rakendatud turuhinna meetodit ning sellele sarnaseid lähenemisi, nagu kännuhinna ja rendihinna meetod. Tänu turuhinna olemasolule on varustavaid teenuseid laialdaselt hinnatud ning üles ei ole kerkinud ka erilisi probleeme ei hindamisel ega tulemuste täpsuses. Üheks väheseks erandiks varustavate hüvede kategoorias on “geneetilised ressursid”, kuna selle puhul on raske leida head indikaatorit rahalise väärtuse hindamiseks. Kui teiste varustavate hüvede puhul saab kasutada turupõhiseid meetodeid, siis geneetiliste ressursside säilitamise hüve puhul on välja pakutud ära hoitud kulu/kahju ennetamise meetodit. Lisaks on hinnatud geneetiliste ressursside säilimise hüve all ka ohustatud liikide säilimise tähtsust maksevalmiduse kaudu (tingimusliku hindamise meetod), mis üldiselt ei ole väga kõrge täpsusega meetod ning võib nii üle- kui ka alahinnata hüve väärtust.

Reguleerivate hüvede rahaline hindamine on üldiselt tunduvalt keerukam kui varustavate hüvede puhul, kuna paljusid reguleerivaid hüvesid ei ole lihtne otseselt turupõhiselt hinnata. Enamike reguleerivate hüvede puhul on kasutatud ära hoitud kulu/kahju ennetamise meetodit ja asenduskulu meetodit ehk on modelleeritud hüve kadumisest, vähenemisest või asendamisest tingitud majandusliku kahju suurus. Kuid nt süsiniku varu hindamiseks on laialdaselt kasutusel ka turupõhine meetod – **EU ETS** (*EU Emissions Trading System*, eesti keeles **EL HKS** ehk EL heitkogustega kauplemise süsteem) alusel (Elsasser *et al.* 2021; Ghaley *et al.* 2014; Saklaurs *et al.* 2016). Selle meetodi puhul hinnastatakse ökosüsteemi poolt seotud süsiniku kogus vastavalt süsiniku heitkogustega kauplemise süsteemi hinnale. Alternatiivina on kasutatud ka süsiniku sidumise potentsiaali väärtust, modelleerides tulevikustsenaariume (Horlings *et al.* 2020; Remme *et al.* 2015) ning potentsiaalselt ära hoitavat kliimamuutusega kaasnevat majanduslikku kahju, kui potentsiaalselt seotav süsinikukogus jääks ökosüsteemi hävimise tõttu sidumata. See annab süsinikule väärtuse pikemas perspektiivis, kuna kliimamuutused on globaalsed ja mõjutavad kogu maakera. Süsiniku puhul on lisaks sidumisele

erakordselt oluline hinnata ka süsiniku varu ökosüsteemides, mistõttu peab Eesti lähenemine lisaks süsinikusidumisele kindlasti arvesse võtma ka maapealse ja maa-aluse süsinikuvaru eri ökosüsteemides. Lisaks süsiniku turuhinnale (ehk EL HKS hinnale) võib süsiniku puhul kasutada ka **süsiniku sotsiaalse kulu hinnangut** (*social cost of carbon*). Süsiniku sotsiaalne kulu on süsinikutonni väliskulu ehk rahaline hinnang kogu ühiskonna kantavatele kahjudele, mida iga lisanduv süsinikutonn põhjustab (Pindyck 2019; Rennert *et al.* 2022). Kahjud arvutatakse välja erinevate mudelite ning stsenaariumidega, mistõttu need hinnangud on ka väga varieeruvad, sõltudes muuhulgas ka kliimapolitiilistest valikutest. Näiteks Pindyck (2019) töös hindasid eksperdid süsiniku sotsiaalse kulu vahemikku 80–300 USD/t. Rennert *et al.* (2022) hindas olenevalt sektorist sotsiaalse kulu 44-413 USD/t piiresse, keskmiselt 185 USD/t, tuues välja ka võimalike murdepunktidega kaasneva suure ohu. Töodes rõhutatakse hinnangute väga suurt varieeruvust, mis tuleneb nii erinevate kahjufunktsioonide, tulevaste süsinikuheitmete modelleerimise kui nt erinevate ajaelistuste (**diskonteerimine**) kasutamisest.

Kultuuriliste hüvede rahaliseks hindamiseks on kasutatud peamiselt väljendatud eelistuse hindamise meetodit ja reisikulude meetodit. Olulisel kohal oli ka tarbijakulude meetod ehk kulutused, mida inimesed teevad vastava kultuurilise hüve tarbimise ajal või tarbimiseks.

Igal meetodil on kasutamise ja rakendamise piirangud ning neist ükski ei võimalda väljendada hüve täielikku majanduslikku ja sotsiaalset tähtsust (Christie *et al.* 2012). Ilmutatud eelistuste puhul saame hinnata vaid mingit kindlat ajahetke olukorda ning see ei pruugi olla piisavalt detailne. Näiteks reisikulude meetodi puhul sõltub väärtus distantist (mida kaugemalt tullakse, seda suuremad on kulud ehk väärtus). Eetilises plaanis ning ka jätkusuutlikkuse osas laiemalt võib see eeldus olla aga küsitav.

Väljendatud eelistuse (küsitluse) puhul näiteks võib välja tuua järgmised probleemid (Venkatachalam 2004):

- strateegiline kallutatus (kui tegemist on hüve või varaga, mida vastaja soovib kindlasti kasutada; või olukord, kus vastaja alahindab oma maksevalmidust lootuses, et teised maksavad);
- informatsiooniline kallutatus (vastajal ei pruugi olla vastamiseks vajalikke teadmisi);
- alguspunkti kallutatus (etteantud rahalised väärtused mõjutavad vastuseid);
- hüpoteetiline kallutatus (tegemist on hüpoteetilise rahasummaga, mida tegelikkuses maksuma ei pea);
- maksevalmiduse ja aktsepteerimisvalmiduse summade erinevus (aktsepteerimisvalmidus on kõrgem kui maksevalmidus).

Kui puudub võimalus läbi viia uuringut, mille käigus konkreetse ökosüsteemiteenuse väärtust konkreetse riigi ja looduskeskkonna kontekstis hinnata, siis on võimalik kasutada väärtuse ülekandmismeetodit, ehk kasutada hinnangut, mis on saadud analoogsetes uuringutes. Siiski on teada, et need hinnangud on väga varieeruvad, isegi kui uuritud on sama elupaigatüüpi ning arvesse võetud erinevused riikide ostujõu tasemes. Constanza *et al.* (2014) koondatud erinevate uuringute hinnatud väärtused võivad ka sama elupaigatüüpide lõikes varieeruda kümnetes kordades: nt

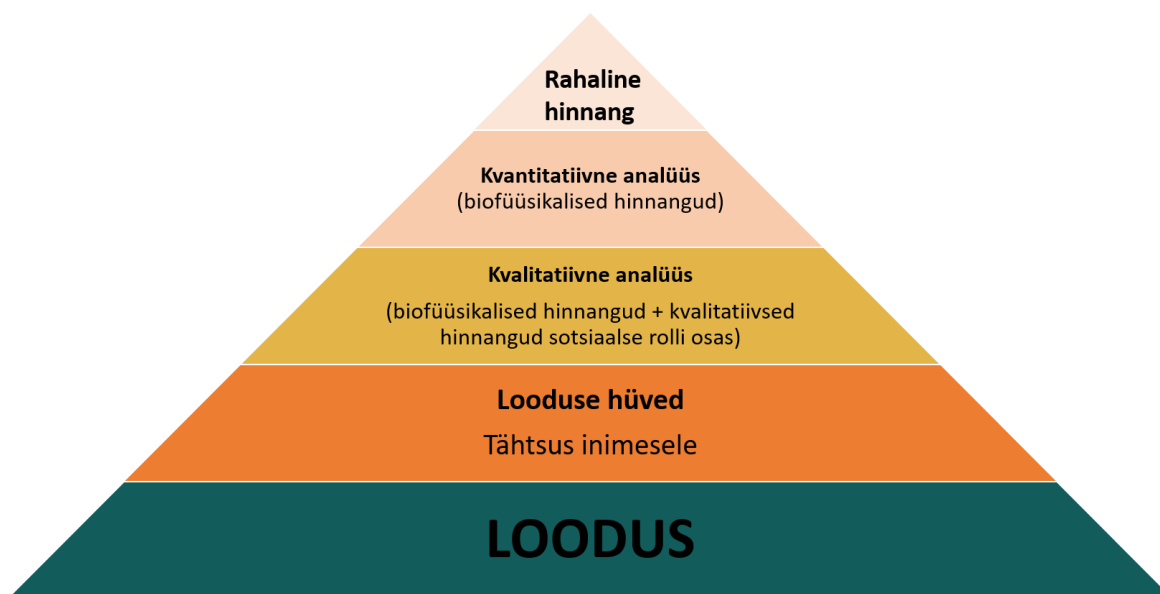
korallrahude puhul on väärtuse hinnangud vahemikus 36 tuhandest \$/ha/aastas kuni 2,1 miljonini \$/ha/a, s.t ligi 60-kordset erinevust hinnangus. Hiljutises Taye *et al.* (2021) poolt läbiviidud metsade ökosüsteemi rahaliste hinnangute meta-analüüsis leiti, et neid erinevaid hinnanguid mõjutavad nii riigi elatustase, metsa tunnused (sh nii loodusvöönd, metsa tüüp kui kaitstuse tase) kui ka kasutatav hindamismeetod. Sõltuvalt metsatüübist jääb erinevate uuringute mediaan 38 \$ ha/a parasvöötme stepi puhul kuni 454 \$ ha/a mangroovide puhul (Taye *et al.* 2021), kuid hinnangute varieeruvus on väga suur ka iga metsatüübi sees.

Lisaks rahalisele hindamisele on hüvedele võimalik anda ka **mitterahalised hinnangud** (*non-monetary estimates*) või välja töötada täiesti uued mõõdikud, mis aitaksid üheaegselt hinnata looduskapitali suurust, selle kasutuse jätkusuutlikkuse taset ning dünaamikat (vähenev-tõusev). Näiteks saab kalavarude jätkusuutlik majandamine ja sobivalt mõõdukas püük kalavaru kui looduskapitali varu säilitada ning õige lähenemise korral ka suurendada. Sarnased jätkusuutliku kasutuse kriteeriumid saab ja tuleb seada ka teistele looduse hüvedele, kuid need lähenemised on rahalisest hindamisest laiemad. Mitterahalise hindamise korral antakse ökosüsteemi hüvedele turuhinnast sõltumatuid kvalitatiivseid või kvantitatiivseid hinnanguid. Tavaliselt kasutatakse selleks erinevaid küsitlusi ja intervjuusid, mille käigus palutakse küsitlaval hinnata vastava hüve väärtust mingil skaalal või kirjeldada hüve olulisust ehk kasutatakse väljendatud eelistuste meetodeid ilma rahalist komponenti küsitluse kaasamata. Lisaks on hinnatud ökosüsteemi hüvede mitterahalist väärtust ka läbi nõudluse hindamise ja kaardistamise (Kelemen *et al.* 2014). Biofüüsikalised hinnangud suhtelistel skaaladel (nt nt hüve pakkumine skaalal *madal-kõrge*; mõne kasutatava omaduse suhteline väärtus skaalal *väike-suur*), on rahalistest hinnangutest robustsemad ja mõnes mõttes suurema kasutusväärtusega (nt ruumiplaneerimises), kui sellekohased tegevusnormid või seaduslikud alused on välja töötatud. Näiteks soovides tagada tolmeldajate parem käekäik ja seeläbi üldine pikaajaline panus toiduturvalisusesse ning looduse heasse toimimisse, ei ole vaja teada tolmeldamise rahalist väärtust. Vaja on teada, kus asuvad tolmeldajatele sobilikud elupaigad või kus nad on kahjustunud ning neid siis vastavalt kaitsta ja taastada.

Ka **joonis 2.3** illustreerib, et meie võimekus hinnata ökosüsteemide pakutavaid hüvesid on piiratud, kuna kõiki võimalusi ei ole teadvustatud (TEEB 2008). Seega suudame ka kvalitatiivselt hinnata vaid üht osa looduse hüvedest. **Oluline on silmas pidada, et iga meetodi ja indikaatoriga hinnatav väärtus on minimaalne väärtus ja alati alahinnang – olgu meetod nii põhjalik kui tahes, suudame ja saame hinnata hüve kogutähtsusest või looduse mitmekesisest väärtustest vaid murdosa.** Oluline on rahalise või majandusliku väärtuse kõrval kasutada ka muid indikaatoreid ja rakendada ka üldisi eetilisi ja moraalseid printsiipe looduse väärtuse mõtestamisel või erineval moel saadud väärtushinnangu telemusi kasutades.

Looduse hüvede tuvastamine, kirjeldamine ning nende toimimise aluste mõistmine võimaldab looduse hindamatut rolli senisest pisut paremini arvesse võtta ning väärtustada. Samal ajal on oluline meeles pidada, et loodusel on väärtus ka siis, kui seda rahaliselt või isegi biofüüsikaliselt hinnata ei saa. Esiteks ei väljenda rahaline ja majanduslik väärtushinnang **looduse iseväärtust** (*intrinsic value*), mis väljendab looduse iseolemise õiguse põhimõtet ehk isendite, liikide ja ökosüsteemide õigust olla ja püsida iseenese pärast, sõltumata tähtsusest inimese jaoks (Sandler 2012). Teiseks on rahaline ja

majanduslik väärtussüsteem vaid üks väärtuste süsteeme ja see ei kata lisaks looduse iseväärtusele ka veel paljusid teisi erinevaid väärtushinnanguid ja -hoiakuid, mis üksikisikutele, ühiskondadele ja inimkonnale iseloomulikud on. Erinevaid väärtuste süsteeme ja inimeste ning ühiskondade erinevaid suhteid loodusega on põhjalikult käsitletud IPBESi väärtuste aruandes (IPBES 2022).



Joonis 2.3. Looduse hüvede väärtuste hindamine erineval moel ei saa väljendada looduse kogutähtsust inimesele (kohandatud, TEEB 2008)

2.4.2. VARASEM KOGEMUS LOODUSE HÜVEDE MAJANDUSLIKU VÄÄRTUSE HINDAMISEL

Eestis on looduse hüvede kaardistamise ja kirjeldamisega juba mõnda aega tegeletud, nii teadusprojektide ja üliõpilastööde raames kui ka riiklike tellimuste raames. Keskkonnaagentuuri **ELME projekti** raames koostasid Tartu Ülikooli teadlased ökosüsteemide ja nende teenuste hindamise ja kaardistamise tegevuskava (Oja *et al.* 2018), mis lõi esmase raamistiku ökosüsteemide ja nende teenuste üleriigilise hindamise ja kaardistamise süsteemile. Aastal 2021 valmis Keskkonnaagentuuri tellimusel töö "Ökosüsteemide ja nende teenuste baastasemete hindamine ja kaardistamine, sh meetoodika väljatöötamine Keskkonnaagentuurile" ehk nn **ELME1** (Helm *et al.* 2021). Statistikaamet on aastast 2018 läbi viinud ökosüsteemide arvepidamise kontode arendamise pilootprojekte (Oras *et al.* 2020; Oras *et al.* 2021; Oras *et al.* 2023). Statistikaameti juhtimisel osaletakse koos Keskkonnaagentuuri ja Keskkonnaministeeriumiga **EUROSTATi** ja ÜRO keskkonnaarvepidamiste arendustes ning luuakse Eestile süsteemi looduse hüvede arvestamiseks riiklikus keskkonnaarvepidamises.

Eelnevalt on tehtud ka uuringuid eri huvigruppide poolt, mis keskendusid täpsemalt kindlate ökosüsteemide ning nende hüvede hindamisele. Näiteks [LIFE Viva Grass projekt](#) eesmärgiks oli ennetada kõrge loodusväärtusega rohumaade kadumist ning hinnata rohumaade poolt pakutavate

oluliste ökosüsteemi hüvede seisundit. Projekti käigus valmis rohumaade ökosüsteemiteenuseid arvestav planeerimise tööriist "Viva Grass Integrated Planning Tool".

[LIFE IP CleanEST](#) projekt keskendub siseveekogudega seotud ökosüsteemidele ning nendega seotud hüvedele. Projekti üks eesmärk on Ida- ja Lääne-Virumaa siseveekogude seisundi parandamine, hinnates ja kaardistades ühtlasi siseveekogude looduse hüved (Vainu 2021a; Vainu 2021b; Vainu 2022a; Vainu 2022b) ning võttes väljatöötatud meetodikad hiljem potentsiaalselt kasutusele ka üle-eestiliselt. Merealade ökosüsteemiteenuste hindamise esmase meetodika lõi Peipsi Koostöö Keskus (Kosk *et al.* 2016), hiljem on mere ökosüsteemiteenuste hindamise ja kaardistamisega tegeletud Rahandusministeeriumi juhtimisel [Eesti mereala planeeringu](#) koostamise raames (vt ka Metspalu & Ideon 2017), panuse sellesse andis ka ELME projekt (Kotta 2019). Praegusel ajal arendatakse mereökosüsteemiteenuste valdkonda edasi [MAREA projekti raames](#) (vt ka https://gis.sea.ee/marea/map/ess_map).

Ka ökosüsteemide hüvede rahalist väärtust on varasemalt hinnatud nii bakalaureuse- (Libe 2015) ja magistritöodes (Ehvert 2013; Aadna 2016; Saega 2017), üksikobjektide hinnangutes ja väljaannetes (Sall *et al.* 2012; Nömmann *et al.* 2020) ning teadusartiklites (Dallimer *et al.* 2015). Statistikaameti juhtimisel on viimastel aastatel tegeletud ökosüsteemide arvepidamise arendustöödega (Oras *et al.* 2020; Oras *et al.* 2021; Oras *et al.* 2023), mille raames on üle-eestiliselt mh hinnatud ja kaardistatud loodushüvede rahalist väärtust. Hüvede hindamisel on kasutatud turuhinna, kuludel põhinevate ning avaldatud eelistuste meetodeid. Seni loodud ökosüsteemide arvepidamise statistika on eksperimentaalne ning teenuste loend ja teenuste hindamise meetodid on veel täpsustamisel ja võivad aja jooksul muutuda.

Keskonnaagentuuri tellimusel valmis Tartu Ülikoolil 2021. aastal ülevaate valitud Euroopa riikide kogemusest maismaaökosüsteemide teenuste rahalisel hindamisel teaduskirjanduse ja riiklike raportite ning intervjuude põhjal (Prangel *et al.* 2022). Kokku olid vaatluse all 10 riigis tehtud tööd: Soome, Rootsi, Norra, Läti, Leedu, Poola, Saksamaa, Taani, Suurbritannia ja Holland. Ülevaade näitas, et vaadeldud Euroopa riikides on kogemused hetkel kogunemas, käimas on aktiivne töö ökosüsteemiteenuste rahalise väärtuse ja majandusliku väärtuse hindamise parimate praktikate väljaselgitamiseks. Kuigi otsest rakendust on hindamiste tulemustele veel vähe, on hindamisi viidud läbi kõikides ökosüsteemiteenuste gruppides ja väga paljude erinevate indikaatorite-näitajate abil ning osades riikides on jõutud ka looduskapitali ja looduse hüvede integreerimiseni riiklikesse seiretesse ja majandusülevaadetesse (Suurbritannia ja Holland). Täpsemat asukohapõhist rakendamist on piiranud asjaolu, et sageli ei ole hinnangud olnud ruumiliselt täpsed, vaid on esitatud üle mingi piirkonna või üle kogu riigi üldistatud tulemusena. Ka erinevate hüvede hinnastamise meetodikas ning kasutamise võimalustes on sõltuvalt olemasolevatest andmetest ja võimalustest rohkelt erinevusi eri riikides tehtud hinnangutes. Seetõttu ei saa looduse hüvede rahalise hindamise puhul päris otse teistest riikidest ühtegi lähenemist üle võtta, kuid kohandades juba tehtud töid Eesti tingimustega, on mujal kasutatud praktikatest palju õppida. Teiste riikide praktikate ülevaade näitas ka, kui oluline on arvestada andmete kättesaadavuse ja meetodite täpsusega, et ei tekiks oht info vähesuse või meetodi robustsuse tõttu alahinnata hüve väärtust. Töö käigus läbi viidud intervjuudes

ekspertidega selgus, et looduskapitaliga seostamiseks on looduse hüvede hinnastamise analüüsi väga oluline kaasata ka ökosüsteemide seisundihinnang.

Kokkuvõtvalt võibki eeldada, et ka käesolevas projektis on varustavate hüvede puhul võimalik kasutada turuhinna meetodit. Reguleerivate hüvede puhul on rahalise hindamise kasutamine keerulisem, kuna sellistel teenustel turuhind üldjuhul puudub. Hindamiseks on peamiselt kasutatud asenduskulu, tootmisfunktsiooni või ära hoitud kulu/kahju ennetamise meetodeid. Näiteks võib tolmeldamise puhul hinnata küll väärtuse seda osa, mis seostub põllumajandustoodanguga (tootmisfunktsiooni meetod), kuid taoline lähenemine ei võta arvesse tolmeldajate tähtsust ökosüsteemis laiemas mõttes (looduslikel aladel). Reguleerivate hüvede puhul võib erandina tuua kliimaregulatsiooni, kuna süsiniku hinnana saab kasutada **ETS hinda** (looduse hüvede eest maksmise meetod). Võimalusel kasutatakse väärtuse ülekandmise meetodit.

Lisaks toome välja, et ökosüsteemide pakutavate hüvede üldise majandusliku ja sotsiaalse väärtuse hindamisel kasutatavad mõõdikud ja neile kujundatavad majandushoovad peavad arvesse võtma: 1) millised teenused ja hüved on asendamatud, millised muutused on eriti keerulised tagasi pöörata ning millises ruumi- ja ajaskaalas neid tuleb väljendada; 2) millised on valitud hüvede riskiastmed (sh seisund, meie võime neid asendada) ning toimivuse ja minimaalse varu lävendid.

3. EESTI MAISMAAÖKOSÜSTEEMIDE HÜVEDE ÜLERIIGILINE SOTSIAALMAJANDUSLIK HINDAMINE

3.1. TÖÖ ÜLESEHITUS

Töö raamistik moodustub kolmest osast:

- 1) ökosüsteemide baaskaardi koostamine ehk Eesti ökosüsteemide leviku kaardistamine, meetoodika ja tulemused;
- 2) ökosüsteemide seisundikaardi koostamine ehk Eesti ökosüsteemide ökoloogilise seisundi hindamise ja kaardistamise meetoodika ja tulemused;
- 3) ökosüsteemidega seotud looduse hüvede biofüüsikaliste näitajate ja majandusliku väärtuse hindamise meetoodika ja kaardistamine.

Esmalt on ökosüsteemide ja nende alltüüpide leviku kirjeldamiseks loodud ülepinnaline nn ökosüsteemide baaskaart. Baaskaart on aluseks edasistele töödele ning annab ülevaate ökosüsteemide levikust ja ulatusest Eestis.

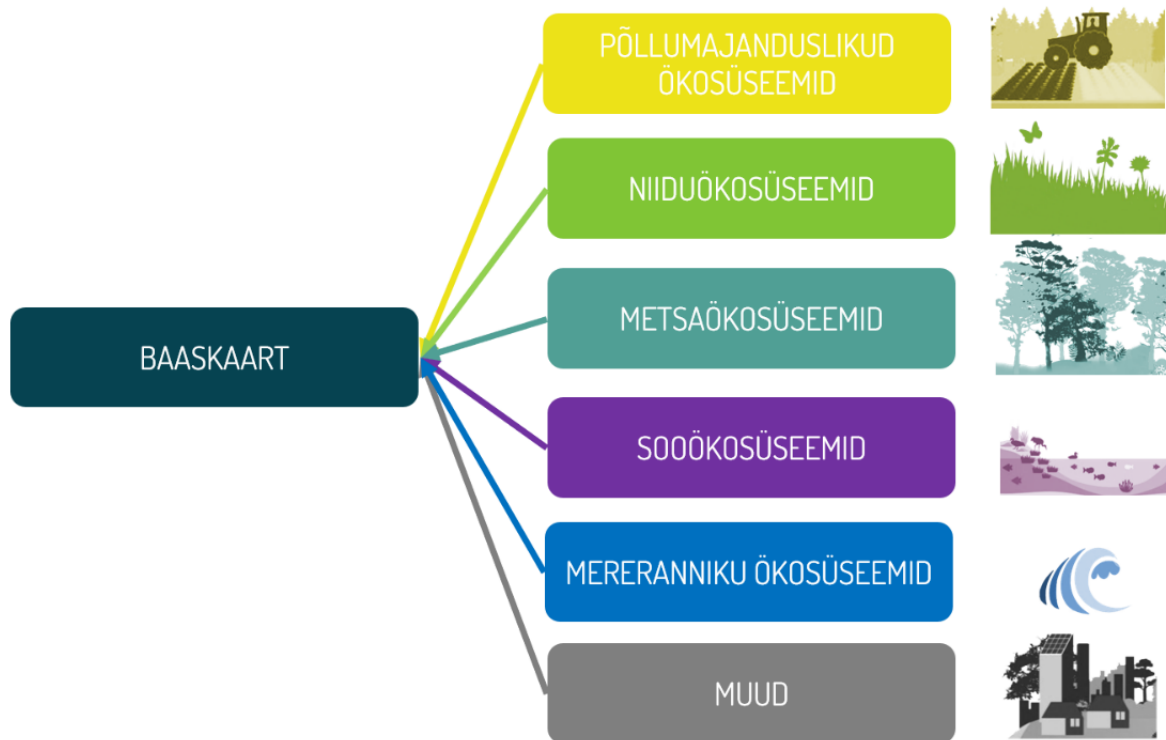
Teiseks on iga ökosüsteemitüüp saanud seisundi hinnangu, mis seostub looduse pakutavate hüvedega. Seisundit ei ole defineeritud „halva“ või „heana“, vaid arvesse on võetud looduslikkust iseloomustavad näitajad ning inimõju (sh nii elurikkust toetavaid kui ka sellele negatiivselt mõjuvaid aspekte): kaitsestaatust, looduskaitse väärtuse hinnanguid, taastamispotentsiaali, kuivenduse ja raie mõju, elupaikade ajaloolist järjepidevust, niitude majandamist (niitmine, karjatamine) ning nende kinnikasvamise taset, metsas surnud puidu osakaalu, puistu vanust ja koosseisu, sh võõrliikide osakaalu, põllul ja selle ümbruses elurikkust toetavate elementide (rohuma- ja võsaribad, kivihunnikud ja -aiad, vooluveekogud) ning looduslike elupaikade (niit, mets) lähedust jm.

Kolmandaks kaardistati ökosüsteemide poolt pakutavate hüvede kogupakkumine (hüve pakkumine olenemata selle kasutusest) ning võimalusel laiem sotsiaalmajanduslik (sh rahaline) väärtus.

3.2. ÖKOSÜSTEEMIDE KAART EHK BAASKAART

3.2.1. BAASKAARDI KOOSTAMISE ÜLDINE METOODIKA

Baaskaardil defineeriti ja kaardistati ökosüsteemid (nende piirid) nii sisuliselt kui ka ruumiliselt. Baaskaart hõlmab nelja põhiklassi (põllumajanduslikud ökosüsteemid, niiduökosüsteemid, metsaökosüsteemid, sooökosüsteemid), millel hinnati antud töö käigus ka seisundit. Lisaks defineeriti ja kaardistati kaks lisaklassi (mereranniku ökosüsteemid ja muud alad), mille seisundit ei hinnatud. Baaskaardi loomiseks pandi paika iga ökosüsteemi (põllumajanduslikud ökosüsteemid, niit, mets ja soo) kaardistamise põhimõtted (lahendades seejuures mh sisuliste ülekatete küsimused – probleem esineb eelkõige üleminekuliste koosluste puhul), loodi iga ökosüsteemi ulatuse ja ruumilise paiknemise nn baaskaart ning agregeeriti seejärel need kaardid kokku üheks ülepinnaliseks ökosüsteemide baaskaardiks. Baaskaardi koostamise üldskeem on toodud [joonisel 3.1](#).



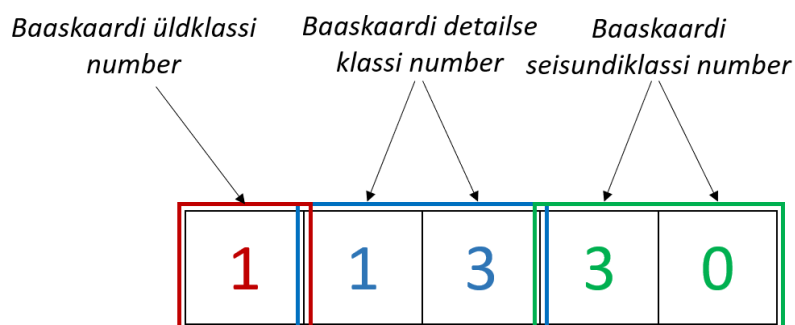
Joonis 3.1. Baaskaardi koostamise üldine skeem

Ökosüsteemide baaskaardi agregeerimisel lähtuti prioriseeritud kihtide kombineerimise loogikast. Erinevate teemakihtide puhul on tavapärane mõningate vastuolude esinemine ja enamasti on tegemist kihtide servaaladel üle- ja alakattega (niidud, põllumajandusmaa, metsad ja sood võivad kõik üksteisega servaaladel olla ülekattega). Kui vektorandmestikuna liidetavate kihtide vahel esineb üle- või alakate, tekib suur hulk kildpolügone ning auke. Kildpolügonide ning aukude vältimiseks, kuid jätkuvalt sidusa kaardikihi saavutamiseks rasteriseeriti lähteandmestik vektorkujust rasterkujule 10×10 m piksli suuruse resolutsiooniga referentsvõrgu alusel (vt ptk Referentsvõrk). Rasterkujul kihtide kasutamine lahendab kaks peamist probleemi: esiteks on andmete analüüs kiirendatud, kuna rasterkujul tehtavad arvutused on enamasti efektiivsemad, ning teiseks on erinevate baaskaardi kihtide üle- ja alakatete lahendamine rasterkujul lihtsam. Rasteriseeritud ökosüsteemide teemakaardid ühendati ühiseks baaskaardiks, kus üle- ja alakatted lahendatakse pikslipõhiselt. Pikslipõhise ülekatte lahendamise aluseks on **joonis 3.1**, kus on kujutatud ökosüsteemide prioriteetsuse üldine algoritm. Prioriteetsuse määramisel lähtuti andmete kvaliteedist ja usaldusväärtusest. Kõrgema prioriteetsuse said suurema usaldusväärsuse ning kvaliteediga andmed.

Detailne kaardikihtide kokkupanemise järjekord oli järgmine (number 1 kiht jäi kõige peale ja number 21 kiht kõige alla):

1. Linnalised alad
2. Muud – õuealad
3. Muud – teed
4. Pärandniidud
5. Kalmistud, mis on klassifitseeritud muu inim mõjuga metsaks (baas_kood 31200)
6. Muud – veekogud (60400)
7. Muu karjatamine metsas (tuleb PRIA andmetest niitude klassi) (11700)
8. Põllud
9. Rannikud
10. Muud – haljasalad (60100)
11. Takseeritud metsad
12. Takseerimata metsad
13. Taimkattega kaevandused (60200)
14. Taimkatteta kaevandused (60300)
15. Sood
16. Laukad (20700)
17. Märjad niidud
18. Kuivad niidud
19. Muu – liivane, klibu, mis ei ole rannikul (60100)
20. Muud – jäätmaad (60100)
21. ETAK (Eesti Topograafiline Andmekogu) aukude täitmiseks

Baaskaardi rasteriseerimiseks ja andmete optimeerimiseks loodi numbriline koodisüsteem, mis võimaldas kodeerida kahetasandiliselt baaskaardi ökosüsteemide klassid ja ka nende seisundi (**tabel 3.1**, **tabel 3.2**). Baaskaardi viiekohalises koodis näitab esimene number baaskaardi üldklassi (põld, niit, mets, soo, rannik, muu), teine ja kolmas number tähistavad baaskaardi detailse klassi numbrid (näiteks rannaniidud, loopealsed jne) ning neljas ja viies number tähistavad seisundiklassi (vt **joonis 3.2**, **tabel 3.2**). **Joonisel 3.2** on näitena toodud baaskaardi kood 11330, mis on nõmmeniit seisundiklassiga C (1 – niit, 13 – nõmmeniit, 30 – C seisundiklass).



Joonis 3.2. Baaskaardi koodisüsteemi seletus

Sellise süsteemi eelis on asjaolu, et esimese numbrilise alusel on võimalik alati lihtsalt ära tunda baaskaardi ökosüsteemi põhiklass. Lisaks saab lahutada üksteisest baaskaardi ökosüsteemi klassi ja seisundiklassi ning pärast omavahel taas ühendada. Kood on alati viiekohaline, sh siis, kui seisund puudub. See võimaldab alati seisundi liita ökosüsteemi klassile ja saada ökosüsteemi klassi koos seisundiga.

Viiekohaline koodisüsteem võimaldab hoida ka andmemahu väikese, sest rastri andmetüübiks saab valida 16-bitilise täisarvu (ilma negatiivsete arvudeta) (*unsigned 16-bit integer*). Ilma andmeväärtuseta pikslitele omistatakse väärtus 0.

Tabel 3.1. Baaskaardi ökosüsteemide klasside koodisüsteem. Numbrilised koodid tüüpide nimedes on Loodusdirektiivi ehk nn Natura elupaigatüüpide koodid ning tärn märgib üle-euroopalise tähtsusega tüüpe

Baaskaardi üldklassi nr	Baaskaardi üldklassi nimetus	Baaskaardi detailse klassi nimetus	Baaskaardi detailse klassi number	Baaskaardi kood (baas_kood)
1	NIIT	1630* rannaniidud	01	10100
		6280* loopealsed	02	10200
		6410 sinihelmikaniidud	03	10300
		6210* lubjarikkad aruniidud (olulised käpaliste kasvukohad)	04	10400
		6450 lamminiidud	05	10500
		7230 soostunud niidud	06	10600
		6530* puisniidud	07	10700
		6510 viljakad aruniidud	08	10800
		6270* lubjavaesed aruniidud	09	10900
		6430 servaniidud	10	11000
		6210 lubjarikkad aruniidud	11	11100
		5130 kadastikud	12	11200
		4030 nõmmeniidud	13	11300
		8240* paeplaadid niitudel	14	11400
		2320 kanarbikunõmmed	15	11500
		9070 puiskarjamaad	16	11600
		Muu karjatamine metsas (PRIA puiskarjamaad)	17	11700
		Muud niisked rohumaad	18	11800
		Muud kuivad rohumaad	19	11900
		Muud rohumaad – põõsastikud	20	12000
2	SOO	Lammisoo	01	20100
		Madalsoo	02	20200
		Siirdesoo	03	20300
		Raba	04	20400
		Jääksoo	05	20500
		Turbaväli	06	20600
		Laukad	07	20700

3	METS	Salumets	01	30100
		Soovikumets	02	30200
		Samblasoomets	03	30300
		Rohusoomets	04	30400
		Palumets	05	30500
		Laanemets	06	30600
		Loomets	07	30700
		Kõdusoomets	08	30800
		Rabastuv mets	09	30900
		Nõmmemets	10	31000
		Muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud)	11	31100
		Muu (metsa)kooslus tugeva inimõjuga pinnasel	12	31200
4	PÕLD	Püsirohuma	01	40100
		Põllukultuurid	02	40200
		Püsikultuurid	03	40300
		Väärtuslik püsirohuma	04	40400
		Kasutus teadmata	05	40500
5	RANNIK	1210 Üheaastase taimestuga esmased rannavallid	01	50100
		1220 Püsitaimestuga kivirannad	02	50200
		1230 Taimestunud pankrannad	03	50300
		1310 Soolakulised muda- ja liivarannad	04	50400
		1620 Väikesaared	05	50500
		1640 Püsitaimestuga liivarannad	06	50600
		2120 Valged luited	07	50700
		2130 Hallid luited	08	50800
		2130* Hallid luited	09	50900
		2140 Rusked luited kukemarjaga	10	51000
		2140* Rusked luited kukemarjadega	11	51100
		2180 Metsastunud luited	12	51200
		2190 Luidetevahelised niisked nõod	13	51300
		Roostikud	14	51400
		Muud rannikud (ETAK liivased ja klibused alad)	15	51500
6	MUU	Õuealad, teed, jäätmaad, rannikule mittejäädav liivased ja klibused alad	01	60100
		Taimkattega karjäärid	02	60200
		Taimkatteta karjäärid	03	60300
		Veekogud	04	60400

Tabel 3.2. Baaskaardi ökosüsteemide seisundiklasside koodisüsteem

Seisundiklassi nimi	A	A1	A2	A-B	A-C	B	B1	B2	C	C1	C2	D	D1	D2	E	F	puudub
Seisundiklassi number	10	11	12	18	19	20	21	22	30	31	32	40	41	42	50	60	0

Ülekateteta sidusa baaskaardi saavutamiseks rasteriseeriti kõik lähtekaardid ühtse referentsrastri/võrgu alusel. ELME2 projektis kasutati referentsvõrguna Statistikaameti statistilist ruutvõrku (1 × 1 km)¹, mis rasteriseeriti 10 m ruumilahutusega rastroks. Kuna Statistikaameti ruutvõrk ei järgi Eesti tegelikku rannajoont, siis rannajoone täpsustavaks aluseks võeti Maa-ametist omavalitsuste andmekiht (12.10.2022 seisuga) ning rasteriseeriti eelnevalt loodud ruutvõrgu rastriga joondades 10 m ruumilahutusega rastroks. Seda rastrit kasutati kõikide kaardikihtide referentsvõrguna ning kõik kaardikihid joondati sellele vastavaks. Kuigi rasteriseerimine toob vältimatult kaasa mõningase andmete generaliseerimise vektorpolügonide servades, jääb see siiski väikse piksli (10 m) puhul minimaalseks. Baaskaardi sisendkihtide rasteriseerimine kahandab seejuures oluliselt baaskaardi loomiseks vajalikku arvutusvõimsust ja kiirendab oluliselt kõiki tööoperatsioone.

3.2.2. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE EHK AGROÖKOSÜSTEEMIDE KAARDISTAMISE METOODIKA

Antud töö raames mõistetakse **põllumajanduslike ökosüsteemide** all neid alasid, mis on alates 2004. aastast olnud mõnel ajahetkel aktiivses põllumajanduslikus kasutuses (välja arvatud majandatavad pärandkooslused, mida käsitletakse niiduökosüsteemide all). Valdavalt kuuluvad põllumajanduslike ökosüsteemide alla põllukultuuride (sh lühiajalised rohumaad) ja püskikultuuride kasvatamise alad ning püsirohumaad koos nende sees olevate ja nendega külgnevate maastikuelementidega. Töösse kaasasime PRIA toetusaluste põllumajandusmaade andmeregistrites kajastatud alad alates 2021. aasta seisuga ning ETAK andmekogu nähtusklassi "haritav_maa" kuuluvad võsastumata alad. Põllumajanduslike ökosüsteemide klasse vaata **tabelist 3.3.**

¹ https://metadata.geoportaal.ee/geonetwork/srv/est/catalog.search#/metadata/stat_grid

Tabel 3.3. Põllumajanduslike ökosüsteemide klassid, nende kirjeldus ja neile vastavad PRIA ning ETAKi kirjeldus

ELME baaskaardi üldine klass	ELME baaskaardi detailne klass	Kirjeldus	PRIA maakasutus	ELME baaskaardi detailse klassi kood
Niit	Karjatamine metsas		Karjatamine väljaspool põllumajanduslikku maad	11700
Põld	Põllukultuurid	Külvikorras olev haritav maa ja lühiajaline alla 5-aastane rohuma	Mustkesa, põllukultuurid	40200
Põld	Püsikultuurid	Püsikultuuride (puuviljaaiad jm) kasvualad.	Püsikultuurid	40300
Põld	Püsirohuma	Rohuma, millele ei ole rakendatud põllumajandusliku majapidamise külvikorda viie aasta jooksul või kauem. Antud klassi kuuluvad ka tagasi rajatud ja uuendatud püsirohumaad. ^[1]	Püsirohuma, keskkonnatundlik püsirohuma, tagasirajatud rohuma	40100
Põld	Potentsiaalselt väärtuslik püsirohuma	Vähemalt 10 aastat vanad püsirohumaad (PRIA 2012–2021 andmed) ^[2] NB: Potentsiaalsed väärtuslikud püsirohumaad ei ole veel inventeeritud väärtuslike püsirohumaade meetme raames. Inventeeritud alasid, millele on antud seisundihinnang, käsitletakse niiduökosüsteemide all.	minimaalselt 10 aastat järjest püsirohuma samas kohas	40400
Põld	Kasutus teadmata		Väljaspool PRIA põllumassiive paiknevad haritavad maad ETAKi andmetel	40500

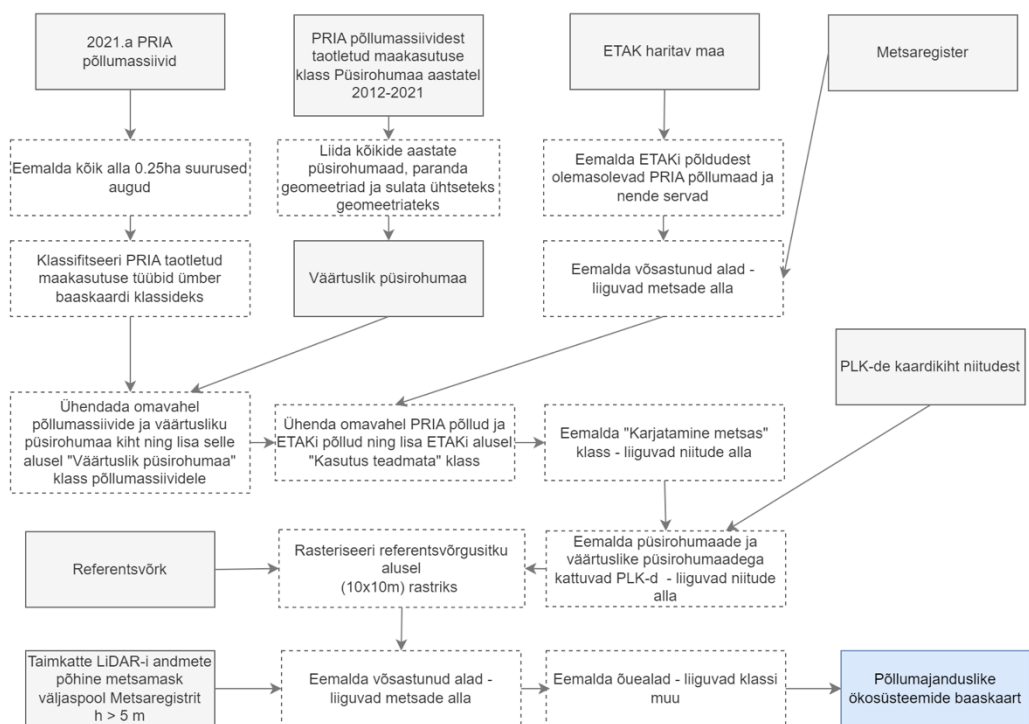
^[1] Tagasi rajatud püsirohumaad – püsirohumaad, mis on ülesharitud püsirohumaade asemel tagasi rajatud (heintaimede segu on kasvanud vähemalt 5 eelnevat aastat järjest); uuendatud püsirohumaad – püsirohumaad uuendamine heinaseemnete segu külvamise (külmise) teel ei katkesta rohuma vanuse arvestamist.

^[2] Tüüp eristatakse, et tuua teiste põllumajandusliku kasutusega alade hulgast esile ja väärtustada elurikkust potentsiaalselt rohkem toetavat osa püsirohumaadest, s.o neid alasid, mis on saanud pikemat aega kujuneda niiduökosüsteemi suunas. Väärtuslikele püsirohumaadele on iseloomulik pikemaajalisem uuendamise/taastamise puudumine ning taastuv looduslik niidutaimestik (tuvastatav indikaatorliikide abil). Tüübi eristamine on siiski hetkel tinglik – praegu eristatakse PRIA andmebaasi alusel potentsiaalselt väärtuslikud alad vaid selle alusel, kas ala on viimase 10 a jooksul olnud järjepidevalt püsirohuma. Muud sobivad andmed (ala tegelik uuendamise/taastamise puudumine, rohuma vanus, indikaatorliikide olemasolu) riiklikes andmebaasides praegu puuduvad, kuid 2024. aastal algab Regionaal- ja põllumajandusministeeriumi poolt läbi viidav väärtuslike rohumaa inventuur. Pärast inventuuri tuleks väärtuslike rohumaid kajastada niiduökosüsteemide all, sest nad kannavad ja toetavad samu väärtusi.

Põllumajanduslike ökosüsteemide baaskaardi loomine

Põllumajanduslike ökosüsteemide baaskaardi koostamiseks viidi läbi järgnev töövoog (**joonis 3.3**):

- 1) PRIA 2021. aasta taotletud maakasutuse (maakasutus taotletud) klass klassifitseeriti ümber põllumajandusliku ökosüsteemi klassideks **tabeli 3.3** alusel.
- 2) Väärtusliku rohuma ökosüsteemi klassi eritamiseks kasutati PRIA põllumassiivide 2012 kuni 2021. aastate andmekihte. Väärtusliku rohumaaks sobivad klassid on aja jooksul muutunud ning seetõttu selekteeriti erinevatel ajajärgudel erinevaid tüüpe. Aastatel 2012–2014 eristati klassid “looduslik rohuma” ja “pikaajaline rohuma” ning 2015–2018 eristati klassid “püsirohuma” ja “keskkonnatundlik püsirohuma”. Alates 2019. aastast ainult “püsirohuma”. Kõikide aastate andmekihtidest leiti ühisosa ehk 10 aasta jooksul järjepidevalt püsirohumaana olnud alad. See andmekiht ühendati punktis 1 moodustatud kaardikihiga ja klassifitseeriti väärtuslikuks püsirohumaaks.
- 3) ETAK andmekogu nähtusklassist *haritav_maa* lisati juurde kõik alad, mis ei kattunud PRIA andmetele tugineva punktis 1 moodustatud kaardikihiga. Kasutades metsaregistrit ja Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmudeli aastate 2018 kuni 2021 komposiitkihti, eemaldati kombineeritud kaardikihilt võsastunud alad, kus puittaimede kõrgus ületas 5 meetrit, mis liikusid metsade alla.
- 4) Punktis 2 ja punktis 3 saadud PRIA ja ETAKi andmekihid ühendati.
- 5) Kasutades niiduökosüsteemide baaskaardi moodustamisel valminud pärandkoosluste (PLK-de) kaardikihti, eemaldati eelmises punktis moodustatud kombineeritud kaardikihilt pärandkooslused, mis kattusid põldude kihil püsirohumaadega või väärtuslike püsirohumaadega.
- 6) Lõplik põllumajanduslike ökosüsteemide kaardikiht rasteriseeriti referentsvõrgustiku alusel.



Joonis 3.3. Põllumajanduslike ökosüsteemide baaskaardi loomise töövoog

3.2.3. NIITUDE KAARDISTAMISE METOODIKA

Niiduökosüsteemid klassifitseeriti antud töö jaoks järgmiselt (vt ka **tabelit 3.4**).

1. Pärandniidud – looduslikud ja poollooduslikud niidukooslused, mis kuuluvad **Loodusdirektiivi I lisas** nimetatud poollooduslike elupaigatüüpide hulka (kokku 15 elupaigatüüpi). Siia kategooriasse kuuluvad **inventeeritud ja kaardistatud** ajaloolised ehk põlised pärandniidud (poollooduslikud kooslused), millel on looduslik mitmekesine elustik, kus inventuuri alusel inimõju piirdunud mõõduka karjatamise ja niitmise ning mida ei ole teadaoleval ajal väetatud, küntud ning kuhu ei ole külvatud kultuursortide segu.

Paljudes teadustöodes kasutatakse terminit *semi-natural habitats* (poollooduslikud kooslused) paralleelselt nii ajalooliste pärandkoosluste kui ka uudse tekkega ökosüsteemide kirjeldamiseks (nt põllumajandusmaastikele rajatud või kujunenud maastikuelemendid, külvatud liigirikkad rohumaad, Martin *et al.* 2019). Põlisus ja ökosüsteemi püsivus on olulised väärtused, mida ei saa asendada või taastada, seetõttu on oluline, et põliseid ajaloolisi pärandniite oleks võimalik eristada endistele põldudele või kunagistele küntud-külvatud aladele tekkinud rohumaadest, et võimaldada kõige otstarbekamaid toetusmeetmeid ning tagada looduse hüvede maksimaalne säilimine. Seetõttu on antud töö käigus pärandniidud eristatud muudest kuivadest ja niisketest rohumaadest.

2. Muud kuivad rohumaad – Eesti maastike avatud alad, mis ei kuulu pärandniitude või niiskete rohumaade, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide alla ning mis ei ole tehisobjektid. Tegu või olla ka **kaardistamata kuivemate pärandniitudega või nendega ökoloogiliselt sarnanevatele aladega**, mis kannavad osasid niiduökosüsteemide funktsioone ja teenuseid. Vastavate maastikuelementide kaasamisel tugineti teadmistele erinevate avatud elupaikade (sh häiritud alade) rollist niiduökosüsteemidega seotud elustikku toetavate aladena ning avatud elupaikadega seotud loodushüvede osalise allikana maastikes (Kremen & Merenlender 2018). Selliste elupaikade hulka kuuluvad nii erineva kasutusega rohumaad, aga ka teeservad, põlluservad, liinialused, aiad, tühermaad jt alad, mida avatud elupaikade liigid (nt tolmeldajad, niitudega seotud taimeliigid, põllulinnud) potentsiaalselt asustavad.

3. Muud niisked rohumaad ja soostunud niidud, Eesti maastike püsivalt või ajuti niisked avatud alad, kus turbalasundi tüsedus ei ületa 30 cm. Tüsedama kui 30 cm turbakihi alad käsitletakse sooökosüsteemide all. Osaliselt kuuluvad siin kategoorias esinevad alad ka Loodusdirektiivi I lisas nimetatud erinevate märgalad, soid või soostunud alad tähistavate elupaigatüüpide hulka, mis antud töös sooökosüsteemide alla ei liikunud, kuna turba tüsedus oli vähem kui 30 cm.

Tabel 3.4. Niiduökosüsteemide klassifikatsioon ELME2 töö raames

1. Pärandniidud – inventeeritud looduslikud ja poollooduslikud niidukooslused, mis kuuluvad Loodusdirektiivi I lisas nimetatud poollooduslike elupaigatüüpide hulka.		
Loodusdirektiivi elupaigatüübi kood	Loodusdirektiivi elupaigatüüp	Lühinimetus
1630*	Läänemere kesk- ja põhjaosa rannaniidud	rannaniidud
2320	Kanarbiku (<i>Calluna</i>) ja hariliku kukemarjaga (<i>Empetrum nigrum</i>) kuivad liivanõmmed	kanarbikunõmmed
4030	Euroopa kuivad nõmmeniidud	nõmmeniidud
5130	Hariliku kadaka (<i>Juniperus communis</i>) kooslused nõmmedel või karbonaatse mullaga rohumaadel (kadastikud)	kadastikud
6210 6210*	<i>Festuco-Brometalia</i> -kooslustega poollooduslikud kuivad rohumaad ja põõsastikud karbonaatsel mullal (*sh olulised käpaliste kasvukohad)	lubjarikkad aruniidud, sh orhideerohked niidud
6270*	Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad	lubjavaesed aruniidud
6280*	Põhjamaised lood ja eelkambriumi karbonaatsed silekaljud	loopealsed
6410	Sinihelmikaniidud (<i>Molinion caeruleae</i> -kooslused) karbonaatsel või turvastunud mullal või savisetetel	sinihelmikaniidud
6430	Niiskuslembesed serva-kõrgrohustud tasandikel ja mäestikes alpiinse vööndini	servaniidud
6450	Põhjamaised lamminiidud	lamminiidud
6510	Aas-rebasesaba (<i>Alopecurus pratensis</i>) ja ürt-punanupuga (<i>Sanguisorba officinalis</i>) madalikuiniidud	viljakad aruniidud
6530*	Fennoskandia puisniidud	puisniidud
7230	Pärandkooslustena käsitletavad soostunud niidud elupaigatüübis "Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood". (Niiduökosüsteemide kaardikihil tähistatud 7230N, et eristada soode all käsitletud sama koodiga elupaikadest.)	soostunud niidud
8240*	Paljanduvad paeplaadid (paesillutised) niidukoosluste sees	paeplaadid niitudel
9070	Fennoskandia puiskarjamaad	puiskarjamaad
9070P	Väljaspool põllumajandusmaad karjatatud alad PRIA toetusregistri alusel, käsitletakse puiskarjamaadena.	karjatamine metsas
2. Muud kuivad rohumaad		
Eesti maastike erinevad avatud alad, mis ei kuulu pärandkoosluste, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide või märgalade alla ning mis ei ole tehisobjektid. Valdavalt on tegu niidukoosluste või neile ökoloogiliselt sarnanevate aladega, mis kannavad kõiki või osasid niiduökosüsteemide funktsioone ja teenuseid ³		muud kuivad rohumaad
3. Muud niisked rohumaad, sh soostunud niidud ja märgalad, kus turbakihi tusedus ei ületa 30 cm		
Eesti maastike püsival või ajuti niisked avatud alad, mis ei kuulu pärandkoosluste, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide alla (turbakiht <30 cm). Esindatud on loodusdirektiivi elupaigatüübid 2190, 3180, 7110, 7140, 7160, 7210 ja 7230 ning ilma elupaigatüübi määranguta tõenäoliselt niisked alad (andmed: ETAK märgalad ning ELFi andmebaas).		muud niisked rohumaad

NB: Aktiivses põllumajanduslikus kasutuses olevaid kultuurrohumaad (püsirohumaad, lühiajalised rohumaad) käsitletakse samas töös põllumajanduslike ökosüsteemide kategoorias. Niiduökosüsteemidena arvestatakse majandatud pärandniidud ning väljaspool põllumajandusmaad karjatatud alad (käsitletud pärandniitude all elupaigatüübina 9070, kuid eraldi tähisega – 9070P).

Pärändniitude ja muude rohumaade kaardistamiseks kasutati kõiki võimalikke andmekihte ning koondati need vastavalt aja- ja asjakohasusele ([joonis 3.4](#)).

Pärändniitude kaardistamiseks rakendati järgmisi andmekihte (prioriteetsuse järjekorras ehk esimestena loetletud kihtide ruumikujud ja andmeveerud säilitati ning lisati neile eraldi polügonidena juurde järgmistena loetletud kaardikihid):

1) Eesti EELISesse (Eesti looduse infosüsteemi) kantud poollooduslike koosluste (pärändniitude) andmekiht (laetud alla seisuga 22.10.2022 Keskkonnaagentuuri portaalist 'KRATT', kaardikihi nimetus "Toetuskõlbulikud poollooduslikud kooslused registris"), mida täiendati värskete, veel Keskkonnaregistrisse sisestamata inventuuriandmetega PKÜ puisniitude (PKY_puis) ja puiskarjamaade ning Rebala muinsuskaitseala (PKY_REB) inventuuridest;

2) Natura elupaikade andmekiht (NAT, seisuga 22.10.2022);

3) Pärändkoosluste Kaitse Ühingu poollooduslike koosluste inventuuri kaardikiht (PKÜ, seisuga 22.10.2022);

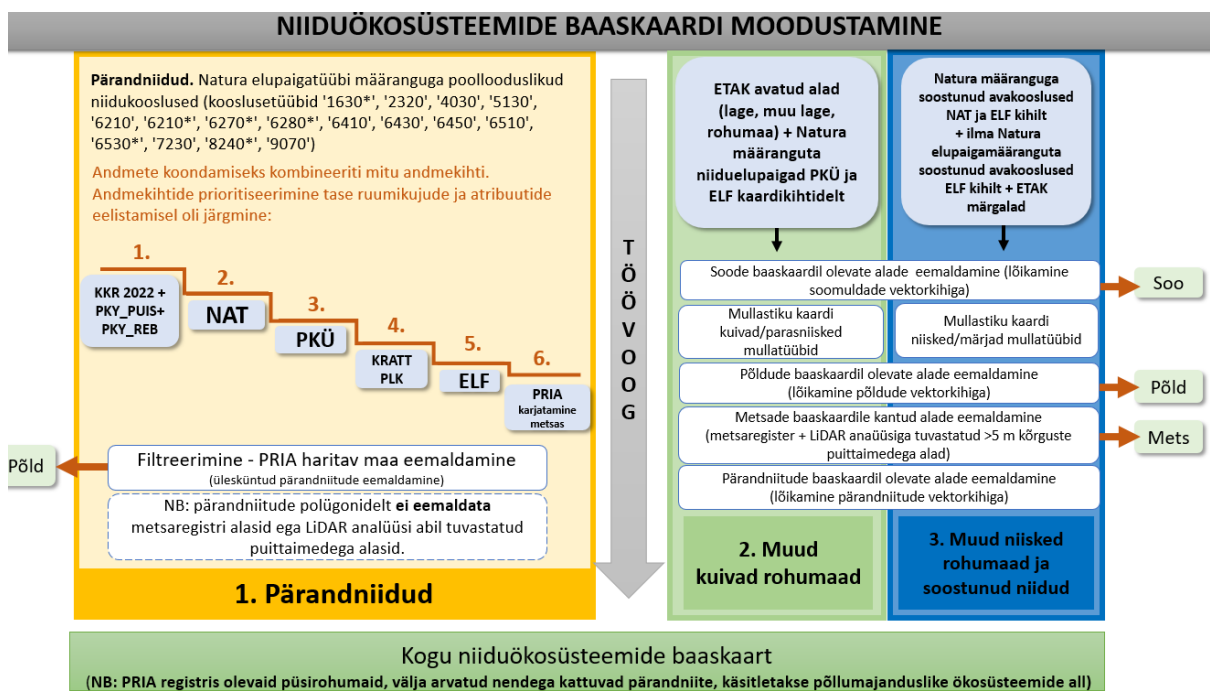
4) Keskkonnaameti kaitstavatest aladest väljaspool asuvate poollooduslike koosluste kiht (KRATT_PLK, alla laetud Keskkonnaagentuuri KRATT rakendusest seisuga 22.10.2022);

5) Eestimaa Looduse Fondi soode inventuuri kiht (ELF, seisuga 25.05.2020, sisaldas pärändniite, sh soostunud niite ja märgalaid);

6) PRIA registris esitatud kategooriat 'Karjatamine väljaspool põllumajandusmaad' (PRIA karjatamine metsas). Neist viimaseid hinnati sarnaselt puiskarjamaadele ja neile anti kood 9070P. Neid ökosüsteeme käsitletakse edaspidi klassis '**Pärändniidud**'.

Muud rohumaad (muud kuivad rohumaad, muud niisked rohumaad) määratleti valdavalt ETAKi ja Eesti mullakaardi andmekihtide abil, tuvastades alad, mis ei kattunud samas töös piiritletud pärändniitudega, sooökosüsteemidega (turbakiht üle 30 cm), metsaökosüsteemidega (puude kõrgus üle 5 m) ja PRIA registris olevate põllumajanduslike ökosüsteemidega. Püsirohumaad, mis on kajastunud PRIA põllumassiivide registris vähemalt ühel aastal alates 2004. aastast ja mis ei kattu pärändniitude kaardikihiga, käsitletakse antud töös põllumajanduslike ökosüsteemide all.

Niiduökosüsteemide baaskaardi moodustamise detailne töövoog on esitatud töö lisa ([lisa N](#)).



Joonis 3.4. Niiduökosüsteemide baaskaardi moodustamise töövoog ning kasutatud andmetike prioriseerimine ja valik

3.2.4. METSAD KAARDISTAMISE METOODIKA

Metsade baaskaardil eristatud tüüpideks on tüübirühmad, mis põhinevad eeskätt metsaregistri takseerkihi (10.08.2022 seis) metsakasvukohatüüpide andmestikul. Kaardistusüksuseks metsaregistriga kaetud alal oli eraldis. Metsa baaskaart lähtub Eesti metsade kasvukohatüüpide klassifikatsioonist (Lõhmus 1984; **lisa M, tabel 1**), millel baseerub ka metsaregister. Metsaregistris esines kasvukohatüüpide lühendeid, mis „Metsa korraldamise juhend“ lisa 6 puuduvad ja need eraldised klassifitseeriti vastavalt **lisa M** toodud **tabelile 2**.

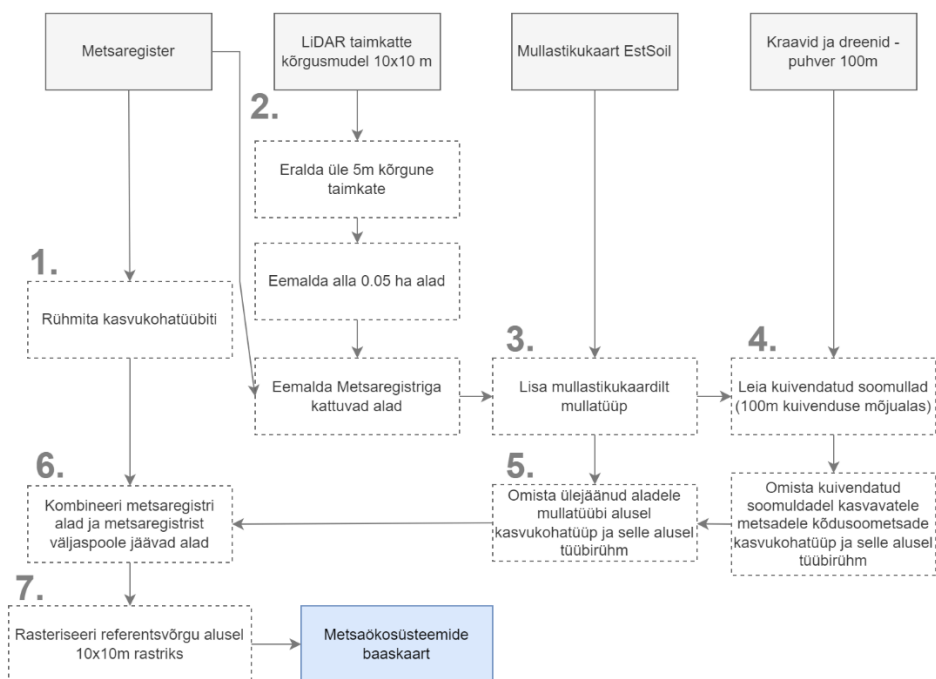
Metsade, mis pole metsaregistris, tuvastamiseks kasutati LiDAR-põhiseid taimeistiku (s.o puistu) kõrgusandmeid (Maa-ameti taimkatte kõrgusmudel: <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Korgusandmed/Korgusmudelid-p508.html>) ning sarnaselt FAO-FRA (FAO 2020) definitsioonile loeti metsa kõrguse piiriks 5 m. Väljaspool metsaregistris tuvastatud ning metsaregistris puudulike kasvukohatüübiandmetega metsad jaotati kasvukohatüüpidesse ja edasi tüübirühmadesse mullakaardi alusel (lähtuvalt Lõhmus 2016; vt **lisa M**). Täpsem vastavustabel on toodud töö lisades (**lisa M, tabel 1**).

Üksikutel juhtudel, kus allika alusel ei olnud võimalik tüübirühma üheselt määrata, võeti tüübirühmaks see, mis vastaval mullal takseeritud metsades on sagedasem.

Puistangualadel, eri tüüpi rikutud muldadel kasvavad metsad läksid klassi „muu (metsa)kooslus tugeva inimõjuga pinnasel“ ning puuduva mullakaardiga aladel kasvavad metsad läksid klassi „muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud)“.

Metsaökosüsteemide baaskaardi koostamise täpsem töövoog oli järgmine (**joonis 3.5**):

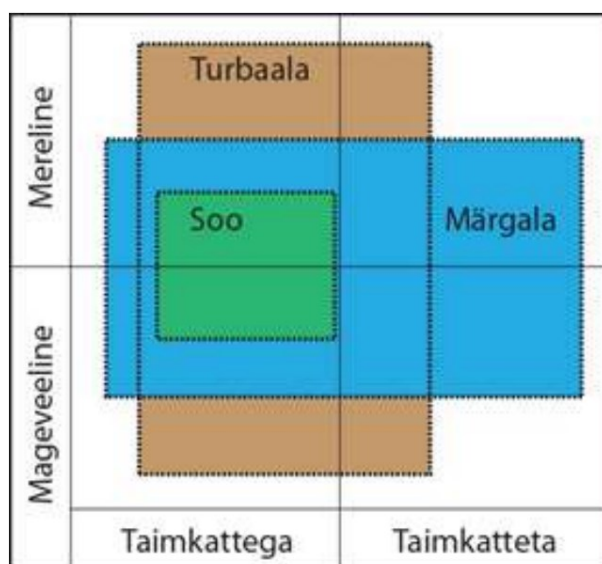
1. Metsaregistri andmetabelisse loodi uus väli, kasvukohatüübiriühm, ja täideti see vastavalt **lisa M** toodud **tabelitele 1 ja 2**.
2. Et kaasata väljapoole metsaregistri kaarti jäävad metsad, kasutati Maa-ameti LiDAR-põhist taimkatte kõrgusmudelit. Kõik alad, kus taimestiku kõrgus 10 × 10 m pikslis oli üle 5 m ja mis ei olnud metsaregistri aladel, lisati metsaökosüsteemide baaskaardile. Taimkatte kõrguse järgi klassifitseeriti need alad (seisundikaardi tarbeks) kolme klassi: alla 9 m; 9 kuni 16 m ja üle 16 m kõrguse taimkattega alad. Lõpuks andmekiht puhastati väiksematest aukudest ja eraldistest, eemaldades alla 0,05 ha suurused alad.
3. Punktis 2 saadud andmekihile omistati mullastikukaardi alusel mulla tüüp. Alad, mis kattusid soomuldadega, viidi täiendavale analüüsile (punkt 4), ülejäänud liikusid punkti 5.
4. Metsaregistrist väljapoole jäävatel aladel kasutati soomuldadel 100 m puhvrit ümber kuivendusvõrgu (kraavid ja drenid). Puhvri sisse jäänud alad loeti kõdusoometsadeks.
5. Kasvukohatüübiriühma leidmiseks metsaregistri (kasvukohatüüpide) andmetega katmata aladel kasutati üleminekumaatriksit (**lisa M, tabel 1**).
6. Kombineeriti omavahel metsaregistri metsad ja metsaregistrist väljapoole jäävad metsad.
7. Saadud kaart rasteriseeriti 10 m piksliga, kasutades ELME referentsvõrku. Piksli väärtus võeti tüübiriühma väljalt.



Joonis 3.5. Metsade baaskaardi loomise töövoog

3.2.5. SOODE KAARDISTAMISE METOODIKA

Sooökosüsteemide piiritlemisel tuleb eristada mõiste „soo“ rangelt teaduslikku ning rahva- ja kultuuriloolist tähendust. Laiem rahva- ja kultuurilooline mõiste „soo“ hõlmab endas igasugust alaliselt või pikemaajaliselt niisket ala, mis on kaetud turba- või turvastunud mullaga. Sooteaduses mõistetakse termini „soo“ all looduslikku ala või ökosüsteemi, kus niiskusest tingitud hapnikuvaeguse tingimustes jääb osa taimejäänuseid lagunemata ning ladestub turbana ja turbakihi tusedus on vähemalt 30 cm. Soos tekib pidevalt osaliselt lagunenud taimejäänustest turvast, see akumulereerub ja toimub süsiniku akumulereerumine. Seega sooteaduslikult ei käsitleta soodena alasid, kus turba teke on lakanud (enamasti veerežiimi muutumise tõttu), vaid nende kohta on kasutusele võetud mõiste turbaala. Turbaala on igasugune kohapealse tekkega turbakihi kaetud ala, sõltumata, kas turba ladestumine jätkub või toimub selle lagunemine ja kas ala on taimestikuga kaetud või mitte (joonis 3.6). Õhema kui 30 cm turbakihi ala nimetatakse soostunud alaks. Turbaalast veel laiem mõiste on märgala, mis hõlmab endas ka madalaveelisi veekogusid (nt roostikud, madal rannikumeri jne).



Joonis 3.6. Soo, turbaala ja märgala piiritlemise põhimõtteline skeem (Bragg & Lindsay 2003 järgi täiendatud)

Soo ja turbaala piiritlemine üleriigiliselt ei ole ilma kohapealse uuringuta üheselt võimalik. Soo ja turbaala üleminek on sageli sujuv laia tsoonina. Nõrga või hääbuva kuivendamise mõju korral võib turba teke turbaalal jätkuda või taastuda, metsaökosüsteemi laienemisel võib aga teatud tingimustel turba teke lakata. Samuti võib samal alal sajurohketel aastatel olla ülekaalus turbateke, kuivematel aastatel aga turba lagunemine ja täpne hinnang eeldaks pikaajalist seiret/süsinikubilansi uuringuid. Sellest tulenevalt saab üleriigiline soo ja turbaala piiritlemine olla vaid tinglik ja lähtuda peamistest indikaativsetest tunnustest.

Sooökosüsteemi baaskaardi loomine

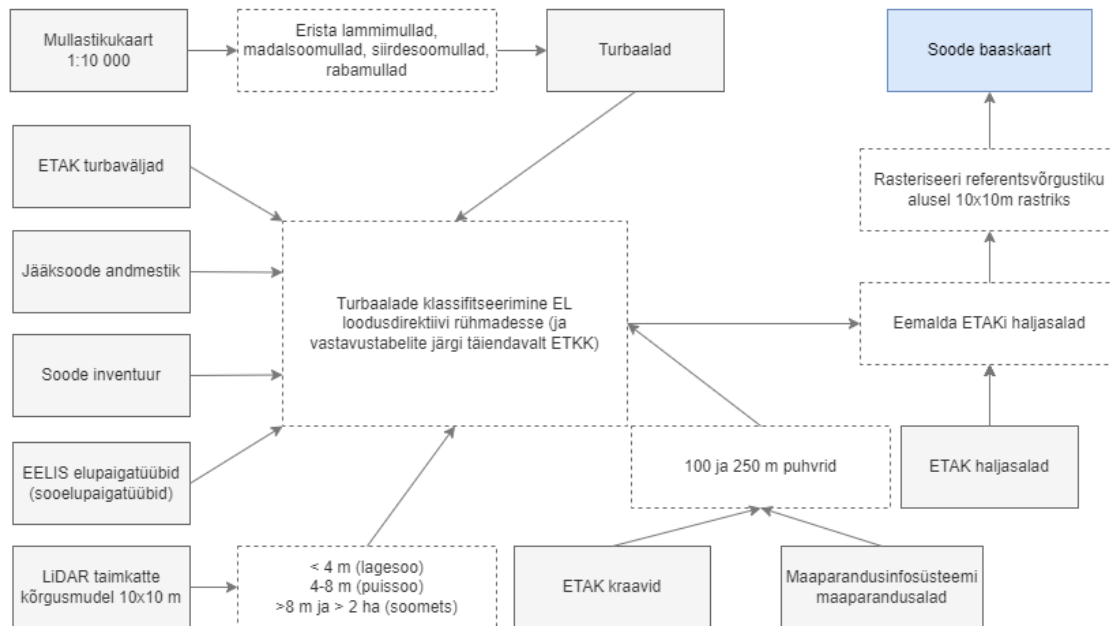
Antud projekti eesmärgiks on ökosüsteemiteenuste ülepinnaline kaardistamine, seetõttu on sooökosüsteemide piiritlemisel lähtutud laiendatud lähenemisest (vt **joonis 3.7**), mille raames eristati Eesti digitaalse mullastikukaardi (1 : 10 000, Maa-amet 2018, TÜ ja endise Põllumajandusuuringute keskuse mullaseirebüroo parandatud versioon) alusel turbaalad. Turbaalade puhul säilitati originaalandmestiku geomeetria, täiendavalt klassifitseeriti turbaalad neljaks üldklassiks: lammimadalsood (41 mullanimetust), madalsood (223 mullanimetust), siirdesood (91 mullanimetust) ja rabad (42 mullanimetust), vt **lisa S**. Seejuures säilitati mullastikukaardi mullanimetused originaalkujul (sh vigased nimekujud, et tagada ühilduvus originaalandmestikuga). ETAK (1:10 000, Maa-amet 2017) kõlvikute alusel eristati turbatootmisalad, mis kuuluvad turbaalade hulka, kuid ei ole sood. Lagesoode ja puissoode eristamiseks kasutati Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmudeli komposiitkihti (värskeim ülelend, kattuvatel ülelennualadel suurima taimkatte kõrgusega ülelend, et vältida juhuslikke raiete vmt häiringute mõju). Puistu täius ja kõrgus on soodes tugevalt korreleeritud (Paal *et al.* 2016; Kull 2016), seetõttu saab Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmudelit kasutada lage- ja puissoo ning soometsade piiritlemisel. Lagesoodena käsitletakse alasid, kus puistu täius on alla 0,3 ja keskmine puude kõrgus alla 4 m. Puissoodes kasutatakse puistu maksimaalse keskmise kõrguse kriteeriumina vahemikku 4–8 m ja >8 m kõrguse puistuga alad täiusega üle 0,3 klassifitseeritakse soometsadeks. Alasid, kus puurinde keskmine kõrgus ületab 5 meetrit ja üksteisega külgnevatest 10 × 10 m kõrgusmudeli piklimest moodustub sidus ala üle 2 ha, aga ei ole arvel metsamaana (metsaseadus) või metsaregistris või metsaökosüsteemi baaskaardi osana, käsitletakse sooökosüsteemi baaskaardil soometsana ning ELME2 raames liikusid sellised alad metsamaa alla. Turbaaladest eeldatavate soode eristamiseks loodi kõigi ETAK tehisvooluveekogude (kraavid, peakraavid), maaparandusinfosüsteemi (2017) kuivendussüsteemi alade, jääsoode ja turbatootmisalade ümber 100 ja 250 m laiused kuivendamisest mõjutatud ökosüsteemiga tsoonid, mis erineva rangusega kriteeriumite alusel (Kull 2016) lubavad eeldada, et seal on turba teke puudulik või aeglasem turba lagunemisest. Euroopa loodusdirektiivi elupaigatüübi ja Eesti taimkatte tüübi (Paal 1997; Paal 2006) väärtused omistati ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksustele kattuvate areaalide korral Eesti soode inventuuri andmestikust (Paal & Leibak 2013) ja EELIS Natura elupaikade andmestikust (viimaseid andmeid kasutati juhul, kui need täiendasid või olid kaasaegsemad kui soode inventuuri andmestikus), üksikutel juhtudel eraldi detailsemate uuringute alusel ja inventeerimata aladele omistati soo põhiklassi väärtus (**tabel 3.5**).

Tabel 3.5. Sooökosüsteemi baaskaardil eristatavad* klassifikatsiooni tasemed

Põhiklass ja (baaskaardi kood)	Loodusdirektiivi elupaigatüüp	Eesti taimkatte kasvukohatüüp ja kood (Paal 1997)
Raba (20400)	Rabad (7110*)	Nõmmraba tüübirühm (321) nõmmraba (3211) Lage- ja puisraba tüübirühm (322) (puis-)mättaraba (3221) (puis-)peenra-älveraba (3222) lauka-(puis-)raba (3223)
	Nokkeinakooslused (7150)	(puis-)peenra-älveraba (3222)
	Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad (7120)	(puis-)mättaraba (3221)
	Määratlemata raba	Määratlemata raba (32)
Siirdesoo (20300)	Siirde- ja õõtsiksood (7140)	Segatoiteliste rohusoode tüübirühm (312) rohu-siirdesoo (3121) õõtsik-siirdesoo (3122)
	Määratlemata siirde- ja õõtsiksoo	Määratlemata siirde- ja õõtsiksoo
Madalsoon (20200)	Liigirikkad madalsoon (7230*)	Põhjaveetoiteliste rohusoode (madalsoon) tüübirühm (311) liigivaene madalsoon (3111) liigirikas madalsoon (3112) õõtsik-madalsoon (3113)
	Madalsoon lääne-mõõkrohuga (7210*)	Liigirikas madalsoon (3112)
	Allikad ja allikasood (7160)	Allikasood tüübirühm (313) allikasoo (3131)
Lammisoo (20100)	Nõrglubja-allikad (7220*)	Allikasood tüübirühm (313) allikasoo (3131)
	Määratlemata madalsoon	Määratlemata madalsoon
Laukad (20700)	Huumustoitelised järved ja järvikud (3160)	Laukad (5113)
Turbaväljad (20600)	Turbaväljad (Tx)	Turbaväljad (Tx)
Jääksood (20700)	Jääksood	Jääksood

* Eristatud turbaaladest jäeti kattuvusanalüüsi alusel välistamisjärjekorra alusel välja: kõik pärandniidu-, põllumajandus- ja metsaökosüsteemi baaskardiga kattuvad alad (välja arvatud soodeks määratud elupaigatüübid). Välistamise aluseks on lähtekoht, et püsiv inimõju ja majandamine muudab sooökosüsteemi funktsioneerimist sedavõrd, et hüvede hindamisel on otstarbekas lähtuda pigem hetke sihtkooslusest/ökosüsteemist kui algsest sooökosüsteemist, mille taastumine olulise sekkumiseta on vähetõenäoline.

Laukad ja rabajärved lisati ETAK andmestikust kõige lõpus baaskaardi lõplikul kokku panemisel.

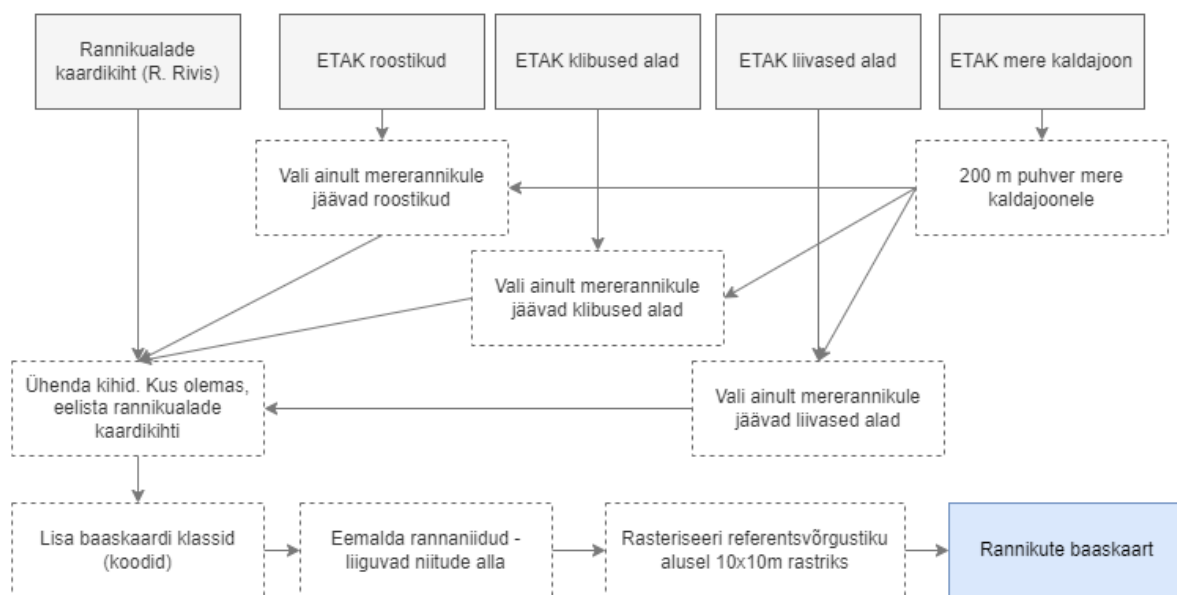


Joonis 3.7. Sooökosüsteemide baaskaardi loomise töövoog

3.2.6. MERERANNIKU ÖKOSÜSTEEMIDE KAARDISTAMISE METOODIKA

Looduse hüvede ja ökosüsteemide seisundi hindamise mõttes on detailselt käsitlemata mererannikul esinevad spetsiifilised rannaökosüsteemid, mis pole ELME baaskaardi käsitluses sood, niidud ega metsad, s.t, nt luitekooslused, liivarannad, roostikud. Nimetatud rannaökosüsteemid on aga baaskaardil piiritletud. Ranna ökosüsteemidest hinnati ainult rannaniitude seisundit ja neid kajastati niiduökosüsteemi all. Mereranniku ökosüsteemid piiritleti järgneva töövoo alusel (**joonis 3.8**):

- 1) Esmase kihina kasutati Reimo Rivise (Tallinna Ülikool) loodud loodusdirektiivi rannikelupaigatüüpide kihti.
- 2) ETAKist eristati roostikud, klibused alad ning liivased alad.
- 3) ETAKi mere kaldajoonele loodi 200 m puhver ning leiti selle sisse või kokku puutuvad roostikud, liivased ja klibused alad (eelmisest punktist).
- 4) Eelmises punktis loodud andmekihid ühendati R. Rivise loodud elupaigatüüpide andmekihiga ning kus oli olemas R. Rivise andmekihi andmed, siis eelistati neid ja igal pool mujal ETAKi andmeid. R. Rivise andmekihis olid olemas Natura elupaigatüübid, mis said rannikute klassifikatsiooni aluseks.
- 5) Eelmises punktis loodud andmekihi Natura rannikelupaigatüübid ja ETAKist üle toodud roostikud, liivased ja klibused alad klassifitseeriti ümber ELME ökosüsteemide klassideks **tabeli 3.1** alusel.
- 6) Eemaldati rannaniidud ja viidi üle niitude alla.
- 7) Lõplik kiht konverteeriti 10 m ruumilise lahutusega rastriks ja joondati ELME referentsvõrgustikku.



Joonis 3.8. Mererannikute ökosüsteemide piiritlemise töövoog

3.2.7. LINNALISTE ÖKOSÜSTEEMIDE KAARDISTAMISE METOODIKA

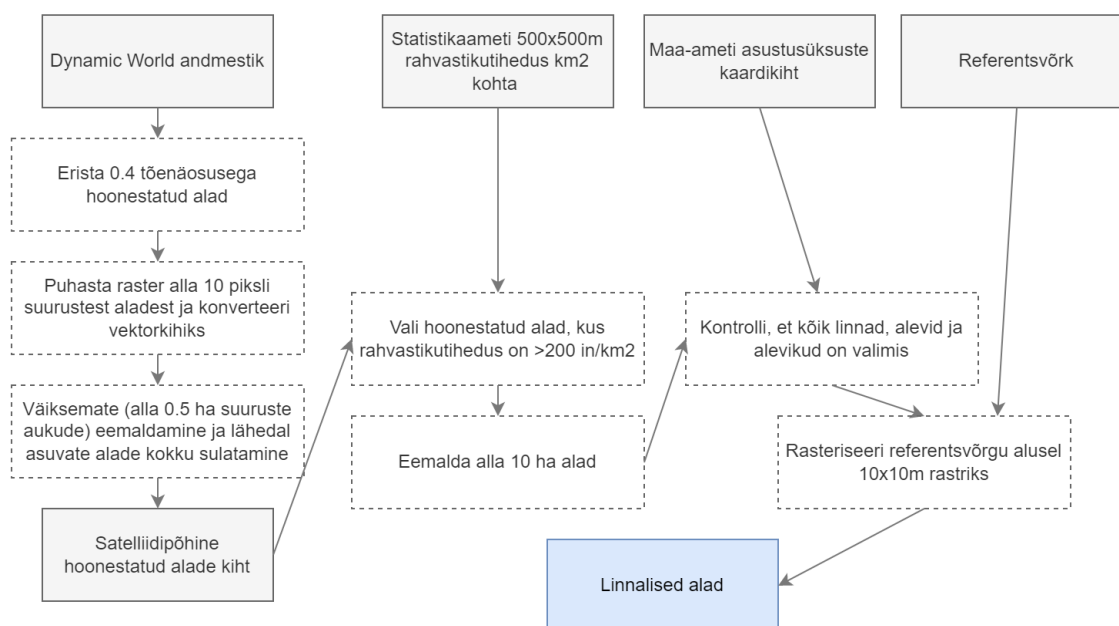
ELME baaskaart on üleriigiline ja ülepinnaline, kattes nii tihe- kui ka hajaasustusalad. Linnaökosüsteemid ei olnud käesoleva töö eesmärgiks, mistõttu linnade ökosüsteemiteenuseid ja seisundit käesoleva töö raames spetsiaalselt eraldi ei mõtestatud ega hinnatud ning ELME baaskaardil on linnade piires ökosüsteemid kaardistatud sarnaselt hajaasustusaladele, st kasutatud on samu baaskaardi klasse, mis väljaspool linnasid. Samas kuna tiheasustusega aladel on looduse hüvede pakkumine, nõudlus ja kasutamine erinev hajaasustusega aladest, on edaspidi vajalik funktsionaalselt linnaökosüsteemina kui tervikuna toimivate alade piires looduse seisund ja hüved eraldi mõtestada ja hinnata. Linnaliste alade ehk funktsionaalselt linnaökosüsteemidena toimivate alade piiritlemise põhimõtted töötati käesoleva töö raames välja ning linnalised alad kaardistati järgnevalt kirjeldatud lähenemise kaudu.

Linnaliste alade tuvastamiseks kasutati kolme sisendandmestikku: satelliitandmetel põhinevat Dynamic World (Brown *et al.* 2022) andmestikku aasta 2022. kohta, Statistikaameti 500 m ruudustiku rahvastikutihedust ning Maa-ameti asustusüksuste kaardikihti (joonis 3.9).

Linnaliste alade tuvastamiseks eristati kõigepealt satelliitandmete põhiselt Dynamic World andmestikust hoonestatud alad, mille hoonestatud alaks olemise tõenäosus oli aastal 2022 mediaanväärtusena 0,4. Saadud hoonestatud alade kihist eemaldati alla 10 piksli suurused alad ning konverteeriti vektoriks. Seejärel puhastati aukudest suuremate hoonestusalade sees. Selle jaoks loodi kihile 100 m, et lähestikku paiknevad alad kokku sulatada ning seejärel kustutati alla 50 ha suurused augud ning kaotati varem loodud 100 m puhver. Selle etapi lõpptulemuseks oli hoonestatud alade kaardikiht.

Hoonestatud alade kaardikihist valiti ainult need alad, kus Statistikaameti 500 × 500 m rahvastikutiheduse andmetel oli rahvastikutihedus suurem kui 200 in/km² kohta. Nendest omakorda

eemaldati veel alla 10 ha suurused alad ning kontrolliti, et kaardikihis oleks olemas kõik linnad, alevid ja alevikud. Lõplik kaardikiht rasteriseeriti referentsvõrgu alusel 10 × 10 m rastriks.



Joonis 3.9. Linnaliste alade tuvastamise töövoog

3.2.8. MUUD ALAD

Eraldi ühe klassina eristati baaskaardil (kuid jäeti hilisemast seisundihindamisest välja) tehisalad, maapealsed kaevandused ja veekogud. Klass “muu” jaotus nelja alamklassi: 1) õuealad, teed, jäätmaad jms; 2) taimkattega karjäärid; 3) taimkatteta karjäärid; 4) veekogud.

3.2.8.1. ÕUEALADE, TEEDE, JÄÄTMAADE JM KAARDISTAMINE

Alamklass määratleti vastavalt tabelile 3.6, kasutades Eesti topograafia andmekogu (ETAK) kihte.

Tabel 3.6. Klassi „muu“ alamklassi “õuealad, teed, jäätmaad jms” kaardikihid Eesti topograafia andmekogust (ETAK)

ETAKi kiht	Tüüp	Kirjeldus
E_302_ou_a	tyyp=10	Eraõu
	tyyp=20	Tootmisõu, sh antennirajatis talud, alajaam, ilmajaam, päikesepark
E_301_muu_kolvik_a	tyyp = 20	jäätmaa
	tyyp=10	haljasala
E_501_tee_a	kõik	Teede alade kiht täielikult. Teeala on kõikidel teedel alates 6m
E_304_lage_a	Tyyp=20	Liivane ala
	Tyyp=40	Klibune ala

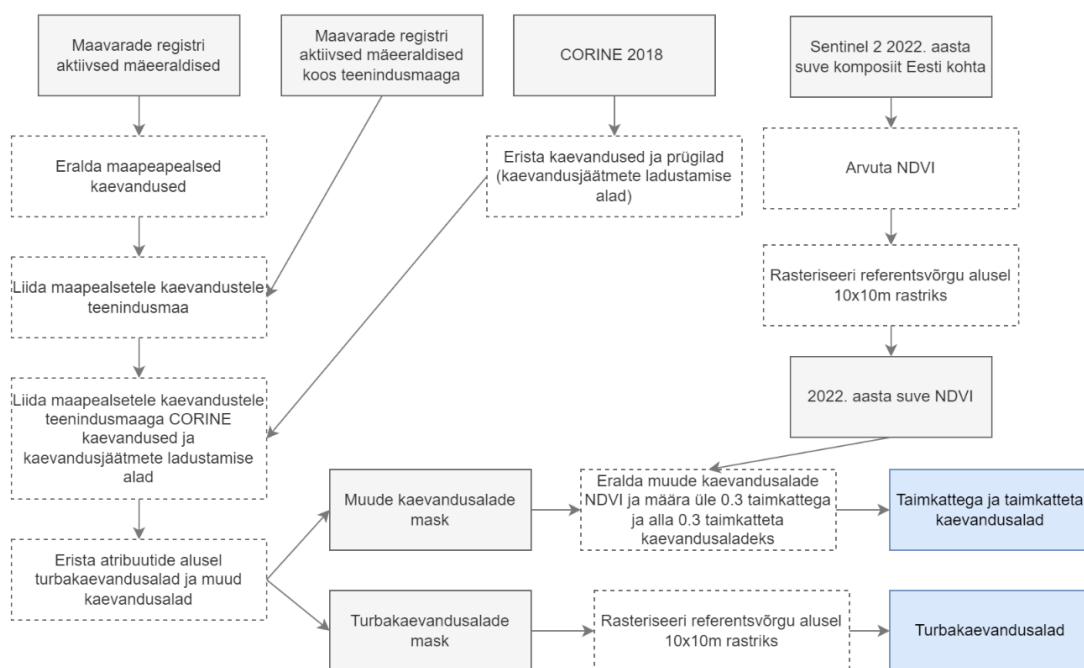
3.2.8.2. TAIMKATTEGA JA TAIMKATTETA MAAPEALSETE KAEVANDUSTE KAARDISTAMINE

Taimkattega ja taimkatteta maapealsete kaevandusalade tuvastamiseks kasutati Maavarade registri² aktiivsete mäeeraldiste andmeid koos teenindusmaaga ja ilma, CORINE 2018³ andmeid ning Sentinel 2 satelliitandmeid. Töövoog kaevandusalade eristamiseks oli järgmine (joonis 3.10):

- 1) Maavarade registri aktiivsete mäeeraldiste kihist eraldati atribuutide aluse maapealsed kaevandused.
- 2) Maavarade registri aktiivsete mäeeraldiste koos teenindusmaaga kaardikihist lisati teenindusmaa maapealsetele kaevandustele.
- 3) CORINE 2018 andmekihist eristati kaevandusalad (kood 131) ja prügilad (kood 132). Eristatud alad kontrolliti käsitsi läbi ja eemaldati prügilad, mis ei olnud kaevandusjäätmete ladustamise alad.
- 4) CORINE puhastatud kaevandus- ja kaevandusjäätmete ladustamise alad lisati maapealsetele kaevandusaladele koos teenindusmaaga.
- 5) Atribuutide alusel eristati turbakaevandusalad ja muud kaevandusalad (kruus, liiv jms).
- 6) Turbakaevandusalad konverteeriti referentsvõrgu alusel 10 m rastroks ja seda kihti kasutati edasi soode turvaväljade määramiseks.
- 7) Muude kaevandusalade maski alusel eraldati nende alade NDVI väärtused, mis omakorda klassifitseeriti NDVI väärtuste alusel taimkattega kaevandusaladeks (NDVI > 0,3) ja taimkatteta kaevandusaladeks (NDVI ≤ 0,3).

² https://metadata.geoportaal.ee/geonetwork/srv/est/catalog.search#/metadata/maaamet_maardlad

³ <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>



Joonis 3.10. Kaevandusalade loomise töövoog

3.2.8.3. VEEKOGUD

Veekogude kaardistamise aluseks võeti ETAK, millest eristati vooluveekogud laiusel alates 6 m ja seisuveekogud alates pindalast 0,25 ha (**tabel 3.7**).

Tabel 3.7. Veekogude andmekihid Eesti topograafia andmekogust (ETAK)

ETAKi kiht	Tüüp	Kirjeldus	Märkus
E_203_vooluveekogu_a	kõik	Vooluveed, kus laiusel on näidatud kõik vooluveekogud alates 6 m (alates ETAKi laiusklassist 6–8 m)	Kõikide kihtide peale
E_202_seisuveekogu_a	kõik	Seisuveekogud, mille pindala on suurem kui 0,25 ha (2500 m ²)	

3.2.9. BAASKAART – TULEMUSED

ELME2 baaskaardi (versioon 4.2) detailsed jaotused ökosüsteemide üldistesse klassidesse on esitatud **tabelis 3.8** ning kaardipilt **joonisel 3.11**. Kuna ELME2 raames täiustati ELME1 raames välja töötatud kaardistusmetoodikat, siis otseseid võrdlusi (muutuste hindamist) ELME1 tulemusega teha ei saa. Muu hulgas said antud töö raames ökosüsteemiklassi määrangu paljud ELME1 kaardil olnud valged laigud.

Kokku eristati baaskaardil 64 erinevat maakatteklassi või ökosüsteemitüüpi. Kogu maismaapindalast (4,34 miljonit ha) katavad niidu-, soo-, metsa- ja põllumajanduslikud ökosüsteemid 95%, neist suurima osa moodustavad metsad (59% maismaapindalast, ca 2,5 miljonit hektarit). Põllumajanduslikud ökosüsteemid moodustavad 24% ehk ca 1,06 miljonit hektarit ning niidud (koos põõsastikega) ja sood vastavalt 7 ja 6% (**tabel 3.8**).

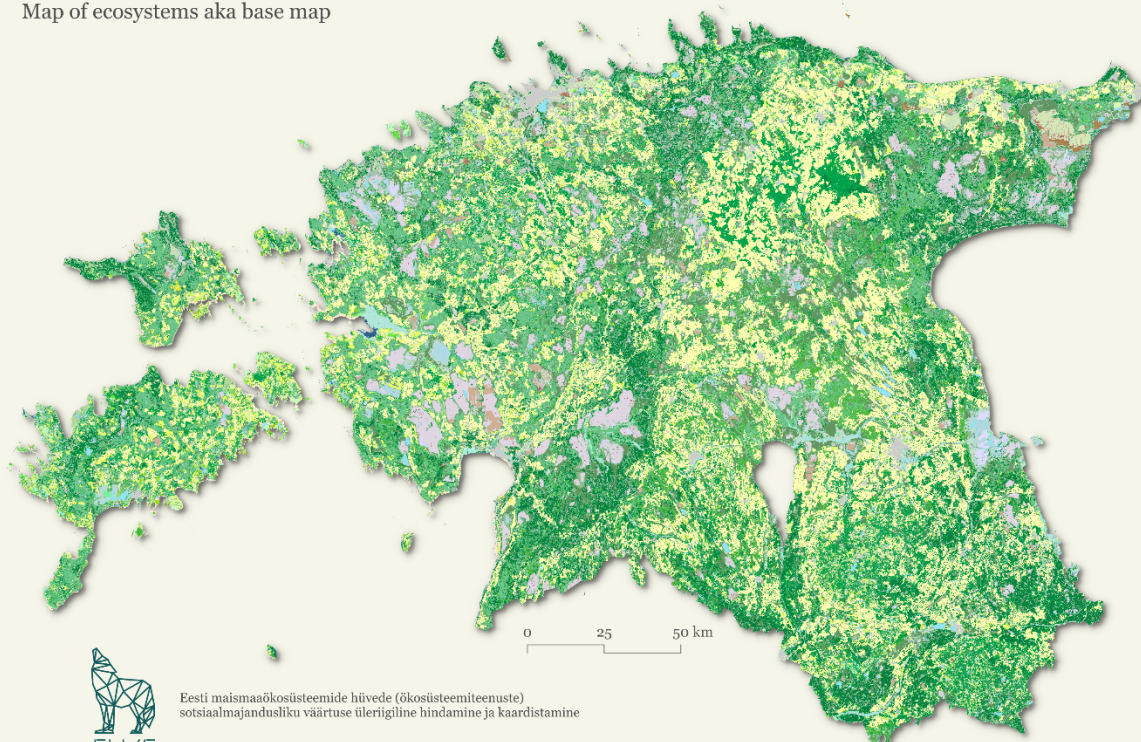
Tabel 3.8. Eesti maismaaökosüsteemide jaotumine üldistesse klassidesse ELME2 baaskaardi (vs 4.2) järgi

ELME2 vs 4.2	Kogupindala (ha)	% Eesti maismaapindalast*
Niiduökosüsteemid ja põõsastikud	286 958	7%
Sooökosüsteemid	262 827	6%
Metsaökosüsteemid	2 514 984	58%
Põllumajanduslikud ökosüsteemid	1 056 162	24%
Rannikualad	6184	0,14%
Muu	219 603	5%
KOKKU	4 346 718	100%

* Eesti maismaa pindala ilma Peipsi ja Võrtsjärveta, 4 346 718 ha (allikas: Maa-ameti kohalike omavalitsuste kiht, 22.10.22).

Ökosüsteemide kaart ehk baaskaart

Map of ecosystems aka base map



- | | | |
|---|---|-----------------------------|
| 1630* – rannaniit (NIIT) | salumets (METS) | õuealad, teed (MUU) |
| 6280* – loopealne (NIIT) | soovikumets (METS) | taimkatteta karjäärid (MUU) |
| 6410 – sinihelmikaniit (NIIT) | samblasoomets (METS) | taimkattega karjäärid (MUU) |
| 6210* – lubjarikas aruniit (oluline käpaliste kasvukoht) (NIIT) | rohusoomets (METS) | veekogud (MUU) |
| 6450 – lamminiit (NIIT) | palumets (METS) | |
| 7230 – soostunud niit (NIIT) | laanemets (METS) | |
| 6530* – puisniit (NIIT) | loomets (METS) | |
| 6510 – viljakas aruniit (NIIT) | kõdusoomets (METS) | |
| 6270* – lubjavaene aruniit (NIIT) | rabastuv mets (METS) | |
| 6430 – servaniit (NIIT) | nõmmemets (METS) | |
| 6210 – lubjarikas aruniit (NIIT) | muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud) (METS) | |
| 5130 – kadastik (NIIT) | muu (metsa)kooslus tugeva inim mõjuga pinnasel (METS) | |
| 4030 – nõmmeniit (NIIT) | piisirohumaad (PÖLLUMAJANDUSLIK ÖKOSÜSTEEM) | |
| 8240* – paeplaadid niitudel (NIIT) | põllukultuurid (PÖLLUMAJANDUSLIK ÖKOSÜSTEEM) | |
| 2320 – kanarbikuõmm (NIIT) | piisikultuurid (PÖLLUMAJANDUSLIK ÖKOSÜSTEEM) | |
| 9070 – puiskarjamaa (NIIT) | väärtuslik piisirohumaad (PÖLLUMAJANDUSLIK ÖKOSÜSTEEM) | |
| muu karjatamine metsas (NIIT) | kasutus teadmata (PÖLLUMAJANDUSLIK ÖKOSÜSTEEM) | |
| muud niisked rohumaad (NIIT) | 1210 – Üheaastase taimestuga esmased rannavallid (RANNIK) | |
| muud kuivad rohumaad (NIIT) | 1220 – Püsitaimestuga kivirannad (RANNIK) | |
| muud rohumaad - põõsastik (NIIT) | 1230 – Taimestunud pankrannad (RANNIK) | |
| lammisoo (SOO) | 1310 – Soolakulised muda- ja liivarannad (RANNIK) | |
| madalsoo (SOO) | 1620 – Väikesaared (RANNIK) | |
| siirdesoo (SOO) | 1640 – Püsitaimestuga liivarannad (RANNIK) | |
| raba (SOO) | 2120 – Valged lüüed (RANNIK) | |
| jääksoo (SOO) | 2130 – Hallid lüüed (RANNIK) | |
| turbaväli (SOO) | 2130* – Hallid lüüed (RANNIK) | |
| laugas (SOO) | 2140 – Rusked lüüed kukemarjaga (RANNIK) | |
| | 1220* – Rusked lüüed kukemarjadega (RANNIK) | |
| | 2180 – Metsastunud kütied (RANNIK) | |
| | 2190 – Lüidetevahelised niisked nõod (RANNIK) | |
| | Roostikud (RANNIK) | |
| | Muud rannikud (RANNIK) | |

Joonis 3.11. Ülepinnaline ELME2 baaskaart Eesti ökosüsteemitüüpide levikualadega

ELME2 järgi on metsaökosüsteemide kogupindala 2 514 984 ha, millest suurima pindalaga on soovikumetsad (ca 568 400 ha ehk 23%), palumetsad (20%), kõdusoometsad (17%) ja laanemetsad (15%).

ELME2 baaskaardi moodustamiseks on kasutatud nii metsaregistrit kui lisaks on mets kaardistatud ka väljaspool metsaregistrit, võttes puude kõrguse lävendiks 5 m ja pindalaks vähemalt 0,05 ha. Viimeetrine puistu kõrgus on kooskõlas ka rahvusvahelise FAO-FRA määratlusega, mille alusel moodustavad metsa alad, kus on vähemalt 5 m kõrgused puud võra katvusega vähemalt 10% ning pindalaga vähemalt 0,5 ha (FAO 2020). Üksikpikslid ELME2s seejuures siluti (vt metsa baaskaardi koostamise metoodika peatükki) ja põõsastikud läksid niiduökosüsteemi arvestusse.

Kaardistatud metsapindala on suurem kui Eestis läbi viidud värsketes statistilistes hinnangutes (Eesti statistiline metsainventuur SMI, Metsa alternatiivne hindamine ehk MAH) või Eesti topograafia andmekogus ETAK (**tabel 3.9**). Oluline on täpselt tähele panna kasutatud kaardistusmetoodika eripärasid, nt kuidas on ELME2 raames metsa kaardistatud väljaspool metsaregistrit (millest tulenevalt on metsana toimiva ökosüsteemi pindala mõnevõrra suurem kui senised lähenemised on leidnud) ning hinnata kasutatud andmestikes esinevaid puudujääke ja aegumisi.

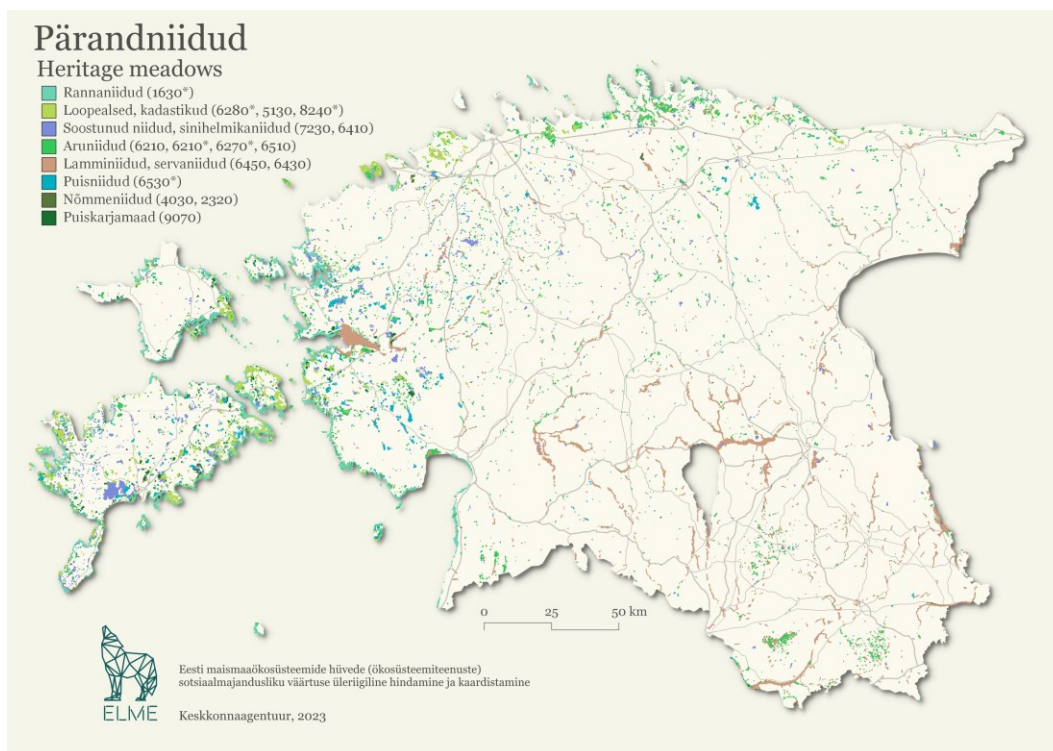
Peamine erinevus ELME2 metsamaa pindala ning SMI, MAH ja ETAK pindalade vahel tuleneb üleminekulistest aladest metsa ja soode vahel. Võrreldes ELME2ga jätab nt ETAK soodes kasvavad kuni 10 m kõrgused puistud märgalade alla, kusjuures selliste alade pindala on märkimisväärne – ETAKi (2022) puissoode (märgalade pindobjektide kihis, kus tüüpide madalsoo, raba, õõtsik, soovik, roostik juures on märke "puis") pindala on 180 785 ha. Kui ELME2 raames kaardistatud metsade pindalast (2 514 984 ha) võtta maha alad, mis ETAKi on klassifitseeritud märgaladena (180 785 ha), oleks ELME2 metsade pindalaline tulemus ja SMI ning MAH tulemused väga sarnased (vastavalt ELME2 – 2 334 199 ha, SMI 2 325 000 ha ning MAH 2 337 000 ha). Kuivõrd praeguse käsitluse järgi on ELME2s soode üleminekulised alad arvesse võetud metsana, teistes andmestikes aga pigem mitte, siis on ilmselt vajalik edasine arutelu lisakriteeriumi rakendamiseks taolistel aladel, et kas sellised alad hõlmata arvestuses (sh nt LULUCF arvestuses) pigem metsamaa või märgalade alla (vt ka **ptk-d 3.3.4** ja **3.3.5**).

ELME2 baaskaardil on eristatud ka kaks klassi, mis sisaldavad mitte väga selgelt määratletavaid metsamaid, need on „Muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud)“ ja „Muu (metsa)kooslus tugeva inimõjuga pinnasel“ kogupindalaga 55 872 ha. Esimene neist hõlmab nt selliseid metsaregistri väliseid alasid, kus pole ka mullakaarti, mille alusel tüübirühma ennustada, kuid kus puistu on juba piisavalt kõrge. Ka seisundita metsa pindala, mis on 102 826 ha (lisaks kahele eelnimetatule ka teiste tüübirühmade seisundita alad), viitab ebamäärasematele ja teadmata olukorras metsaaladele (vt ka seisundikaardi tulemuste **peatükki 3.3.6**).

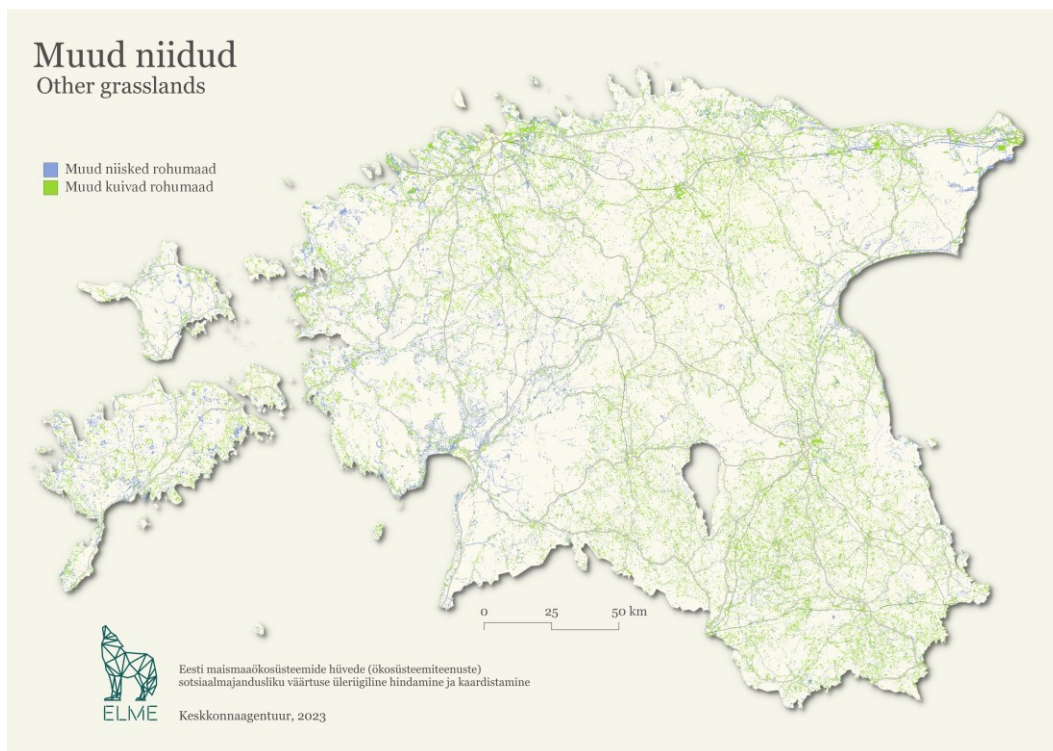
Võrreldes ELME1 raames tehtud kaardistusega on nüüd kuivendusest mõjutatud soode (peamiselt seisundiklassid B, C) arvelt oluliselt suurenenud kõdusoometsade pindala ja sisuliselt kadunud vanemad stabiliseerunud kooslusega (üle 30 aasta vanused) kuivendusest mõjutatud sood seisundiga B ja C (kuivenduskraav 100 m või osaliselt ka kuni 250 m kaugusel). Varasemas versioonis jäi kraavist soopoolne külg soode arvestusse, nüüd on ka see (kõdusoo)metsaks klassifitseeritud.

Tabel 3.9. Eesti metsa (metsamaa) kogupindala hinnangud erinevate meetodite tulemusena 2022. aasta seisuga.

Andmestik	Pindala (ha)	Kasutatud meetodika	Kasutatud metsa definitsioon	Allikas
ELME2 vs 4.2 (2022 aasta)	2 514 984	Ruumiandmete analüüs. Metsaregistri metsamaa pindala + LiDAR analüüs väljaspool metsaregistrit.	Metsaregistris olev metsamaa. Väljaspool metsaregistrit vähemalt 5 m kõrguste puudega ala.	<i>Käesolev töö</i>
Eesti statistiline metsahindamine SMI (2021)	2 325 000	Iga-aastaselt inventeeritud proovitükkide põhjal koostatud statistiline hinnang (5 aasta keskmine).	Metsaseaduse alusel määratletav metsamaa: – mets on ökosüsteem, mis koosneb metsamaast, sellel kasvavast taimestikust ja seal elunevast loomastikust; – metsamaa on maa, mis on metsamaakõlvikuna kantud maakatastrisse, või maatükk pindalaga vähemalt 0,05 ha, millel kasvavad puittaimed kõrgusega vähemalt 1,3 m ja puuvõrade liitusega vähemalt 30%.	<i>Keskkonnaagentuur 2022a Aitsam et al. 2019</i>
SMI alusel arvatud pindala LULUCF arvutusteks (2021)	2 447 410	SMI andmetele tuginedes FAO-FRA definitsioonile üle viidud metsamaa statistiline hinnang.	ÜRO toidu- ja põllumajandusorganisatsiooni metsaressursi hindamise töörühma (FAO-FRA) definitsioon: - mets on vähemalt 0.5 ha suurune ala, kus kasvavad üle 5 m kõrgused puud ning puuvõra katab üle 10% sellest maa-alast.	<i>Keskkonnaagentuur 2022a FAO 2020</i>
Eesti topograafiline andmekogu ETAK (2022 aasta)	2 349 325	Topograafiline kaardistamine stereo- ja välikaardistamise teel saadud andmete abil.	Puittaimede kasvuala, kus puuvõrade liituvus on vähemalt 30%, sealhulgas raiesmikud ja noorendikud.	<i>Maa-amet 2022</i>
Metsa alternatiivne hindamine MAH (2022)	2 337 000	Eestit katva punktivõre abil ETAK kaardiandmete, kaugseireandmete ning metsaregistri andmete abil antud statistiline hinnang.		<i>Maamets et al. 2023</i>



Joonis 3.12. Pärändniitude baaskaart. Joonisel on näidatud peamised pärändniitude elupaigatüübid, sulgudes on esitatud Loodusdirektiivi I lisa elupaigakoodid



Joonis 3.13. Muud kuivad ja märjad rohumaad

3.3. ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI KAART

3.3.1. ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE ÜLDINE METOODIKA

Maismaaökosüsteemide seisundi hindamine põhines suuresti (mõningate muudatustega, mis on allpool ökosüsteemide seisundi kaardistamise detailsetes peatükkides kirjeldatud) ELME1 raames välja töötatud meetodikal (Helm *et al.* 2021), kus iga siht-ökosüsteemi (mets, soo, niit, põld) jaoks valiti olulised ökosüsteemi seisundit näitavad indikaatorid ning indikaatorite väärtuste alusel jagati ökosüsteemid seisundiklassidesse. Iga ökosüsteemi jaoks on loodud oma hindamissüsteem ning erinev arv ja koosseis seisundiklasse. Kokkuvõtlikult on iga ökosüsteemi puhul arvesse võetud ökosüsteemide ökoloogilist seisundit mõjutavad peamised näitajad, mille koondülevaade on toodud **tabelis 3.10** ning detailsed meetodikakirjeldused **peatükkides 3.3.2–3.3.5**. Ökosüsteemide seisundiklassid varieeruvad klassist A kuni klassini D (või kuni klassini E ja F soode ja metsade puhul), kus tähestikus eespool asetsevad tähed näitavad paremat seisundit. Võimaldamaks lihtsat ülevaadet Eesti maismaaökosüsteemide üldseisundist, jagati ökosüsteemid ka kolme ökoloogilise seisundi kategooriasse: hea, keskmine ja vilets (vt **tabel 3.10**).

Metsade ja soode puhul näitab seisundiklass n-ö looduslikkust (mida kõrgem klass, seda vähem rikutud inimese poolt), niitude puhul seda, kui heas seisundis on niidukooslus niiduliike toetava ökosüsteemina (s.t., heas seisundis säilitamiseks on vajalik mõõdukas inimõju) ning põlluökosüsteemide puhul näitab seisundiklass seda, kui hästi agroökosüsteem toimib looduse hüvede toetajana. Teiste ökosüsteemide (meri, siseveekogud, rannik, linn) seisund on täiendavalt võimalik lisada ELME seisundikaardile, linnade ja ranniku puhul nt vastavalt EUROSTATi juhtimisel hetkel välja töötatavale meetodikale, kus seisund määratakse lihtsate indikaatorite ehk linnade puhul roheliste alade osakaalu ning rannikul mitteläbilaskva pinnase osakaalu järgi, ning mere ja siseveekogude puhul vastavate rahvusvaheliste raamdirektiivide aruandluses esitatavate seisundihinnangute alusel.

Töösse valitud indikaatorid osaliselt kattuvad 2022. aastal avaldatud üle-euroopalise lähenemisega, kuhu on valitud sellised indikaatorid, mida on võimalik rakendada kõigis liikmesriikides (Vallecillo *et al.* 2022).

Tabel 3.10. ELME2 raames ökosüsteemide seisundi hindamise klassid (seisundiklassid A-D(E-F)) ning liigitamine ökoloogilise seisundi kategooriateks (hea-keskmine-vilets)

NIIT	A	A. Pärandniidud: esinduslikud ja heas seisus pärandniidud. Järjepidevalt hooldatavad alad. Inventuuril antud kõrge seisundihinnang (A). A. Muud rohumaad: heas seisus muud märkejad rohumaad, millele on inventuuril antud kõrge seisundihinnang (A).	HEA
	B	B. Pärandniidud: keskmises seisus või hiljuti taastatud pärandniidud. Värskel inventuuril antud seisundihinnang B. Ei ole võsastunud, puude-põõsaste katvus iseloomulik. On aeg ajalt hooldatud. B. Muud rohumaad: heas seisus väärtuslikud püsirohumaad. Vähesese kuivendamise mõjuga muud niisked rohumaad kaitsealuste liikidega.	HEA

	C	C. Pärandniidud: keskmises ja kehvast seisust, hooldamisvajadusega ja mõõduka taastamisvajadusega pärandniidud. C. Muud rohumaad: Muud kuivad rohumaad kaitstavate liikidega ja ajalooliste niitude levikualal. Suure kuivendamise mõjuga muud märjad niidud kaitsealuste liikidega. Mõõduka või ilma kuivendamise mõjuta märjad niidud ilma kaitsealuste liikideta.	KESKMINE
	D1	D1. Pärandniidud: tugeva taastamispotentsiaaliga kehvast seisust pärandniidud (võsastunud või metsastunud alad). D1. Muud rohumaad: seisundi parandamise potentsiaaliga muud kuivad rohumaad ajaloolistel niidualadel ning märjad rohumaad suure kuivendamise mõjuga ja ilma kaitstavate liikideta, kuid mille kohta muu info puudub.	VILETS
	D2	D2. Pärandniidud: Degradatsioonunud pärandniidud, mille taastamispotentsiaal vajab täpsustamist või mille kohta olev info on vähene. D2. Muud rohumaad: Teadmata seisundis muud kuivad rohumaad väljaspool ajalooliste niitude levikuala.	VILETS
METS	A	Kõrge loodusväärtusega loodus- või põlismetsad. Vanad kaitsealused või inventeeritud kõrge loodusväärtusega metsad (peab olema täidetud vähemalt 1 neist: loodusreservaat, inventeeritud VEP, LoD A või B väärtus, kaitstavat ala paiknev kõdupuidu ja vanuselise koosseisu alammääradele vastav, ajalooliselt järjepideval metsamaal või kuivendamata märjal mullal). Ei ole raiatud, võõrpuuliike ei tohi olla kogutagavarast <10%.	HEA
	B	Vanad mittekaitsealused või inventuuril madalamasse seisundisse määratud metsad (loodusdirektiivi seisundihinnang C; peab vastama kõdupuuliigi ja vanuselistele piirmääradele; võib olla väljaspool kaitstavat ala, aga järjepideval metsamaal või kuivendamata märjal mullal). Võõrpuuliike ei tohi olla kogutagavarast <10%, ei tohi olla tehismullal.	KESKMINE
	A–B	andmete vähesuse tõttu saab anda vaid hinnangu, et kuulub klassi A või B, aga ühte neist peaks olemasolevate andmete alusel kindlasti kuuluma	KESKMINE
	C	> 40 a metsad kuni B tingimused, v.a puhtkultuurid. Võõrpuuliike ei tohi olla kogutagavarast <10%, ei tohi olla tehismullal.	KESKMINE
	A–C	Andmete vähesuse tõttu saab anda vaid hinnangu, et kuulub klassi A, B või C, aga ühte neist peaks olemasolevate andmete alusel kindlasti kuuluma	KESKMINE
	D	Raiejärgsed 10–40 aastased ja peab olema järjepidev metsamaa vähemalt viimastel aastakümnetel (kontrollitakse 1996. a kohta koostatud kaardilt). Või tehismullal >25 aastased metsad.	VILETS
	E	Metsaraie järel tekkinud <10 a noorendikud. Peab olema järjepidev metsamaa vähemalt viimastel aastakümnetel (kontrollitakse 1996. a kohta koostatud kaardilt)	VILETS
	F	Hiljuti metsastunud alad – 1996. a kaardil polnud mets; < 25 aastased puistud tehismuldadel	VILETS
SOO	A1	Looduslikus seisundis sood (kuivendamata, raieta, niitmata, karjatamata); reservaat, range sihtkaitsevöönd. Lähim kuivendus >250 m	HEA
	A2	Looduslikus seisundis sood (kuivendamata, raieta, niitmata, karjatamata). Lähim kuivendus >250 m	HEA
	B1	Nõrga kuivenduse mõjuga sood (või piirdekraaviga sood), karjatamine, niidetud (ekstensiivne), reservaat, range sihtkaitsevöönd. Lähim kuivendus 100–250 m	KESKMINE
	B2	Nõrga kuivenduse mõjuga sood (või piirdekraaviga sood), karjatamine, niidetud (ekstensiivne). Lähim kuivendus 100–250 m	KESKMINE
	C1	Kuivendusega sood, taastuvad/taastatud sood; reservaat, sihtkaitse- või piiranguvöönd. Lähim kuivendus <100 m	VILETS
	C2	Kuivendusega sood, taastuvad/taastatud sood. Lähim kuivendus <100 m	VILETS
	D	Intensiivselt majandatud või intensiivselt kuivendatud, iseseisvalt taastumisvõimetu või jääksoo. Toimiv kuivendusvõrk	VILETS
	E	Turbatootmisala või valdavalt hävinud turbakihiga ala (nt. põleng). Toimiv kuivendusvõrk	VILETS

PÖLD	A	Maastikuelementide mõjualade jm mõjutegurite punktisumma 13–17: mitmekesine maastik, maastikuelementide mõjualade katvus põllul suurem kui 75%, pärandkooslused ja/või niidud ligidal (300 m), tootmisviis mahe	HEA
	B	Punktisumma 9–12: maastikuelementide mõjualade katvus põllul 51–75%, erinevad maastikuelemendid põldude ligiduses, mahepõllumajandus või pärandkooslused ligidal	KESKMINE
	C	Punktisumma 5–8: maastikuelementide mõjualade katvus põllul 26–50%, maastikuelemente vähe, põllud suured, looduslike kooslusi ei ole ligidal, põllud võivad asuda N-tundlikel aladel või turvasmuldadel	VILETS
	D	Punktisumma 0–4: maastikuelementide mõjualade katvus põllul 0–25%, maastikuelemendid praktiliselt puuduvad, põllud suured, võivad asuda turvasmuldadel või nitraaditundlikel aladel	VILETS

3.3.2. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMINE

3.3.2.1. TAUST JA METOODIKA

Ökosüsteemi seisundi hindamise seisukohast, eriti pidades silmas kahjuritõrje hüve, on väga oluline arvestada nii põllumajandusmaa majandamise/tootmise intensiivsuse kui ka põllumajandusmaad ümbritseva maastiku struktuuriga, sest suur osa põllumajandusmaastike elurikkusest ja põllumajanduslike ökosüsteemide hüvedest on seotud nii põllumaid ümbritsevate kui ka nende sees asuvate maastikuelementidega.

Kuna põllumajandusökosüsteemid muutuvad aastati ja seisundit kajastavaid kohapõhiseid tunnuseid leidub vähem kui teiste ökosüsteemide puhul, siis kasutati põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi klasside määramisel maastikulisi tunnuseid, nagu põldudega piirnevate alade iseloom. Teiste ökosüsteemitüüpide puhul eeldati, et vaadeldava ala koht-tunnused iseloomustavad seisundit täpsemalt, näiteks metsa vanus iseloomustab seisundit paremini kui metsa piirnemine põllu või teise metsaga. Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ja nendega seotud teenuste ruumilise varieeruvuse eristamiseks genereeriti põllumajandusliku ökosüsteemi baaskaardi kihile 10 × 10 m küljepikkusega vektor-ruudustik, mille igale ruudule lisati atribuutidena külge erinevate maastikuindikaatorite põhjal leitud väärtused. Indikaatoritena kasutati olulisi põllumajandusmaastike elurikkust ja ökoloogilist seisundit mõjutavaid ja peegeldavaid näitajaid, nt. erinevate maastikuelementide, metsaservade, pärandkoosluste ja/või kaitsealuste taimeliikide esinemine põllu vahetus läheduses. Indikaatorite valimisel hinnati, kas need on rakendatavad üle kogu riigi ja kas neil on teaduskirjandusele tuginedes oluline roll põllumajandusliku elurikkuse ja põldude seisundi hoidmisel (Dainese *et al.* 2019; Sutherland *et al.* 2019; Dicks *et al.* 2017). Igal indikaatoril on oma ruumilise mõju ulatus (Martin *et al.* 2019). Näiteks lineaarsed maastikuelemendid on põllumajandusmaastiku rohe-infrastruktuuri võtmekomponendid ja neil on kriitiline roll sealse elurikkuse säilitamises (Pe'er *et al.* 2017). Uurimustes on leitud, et kaugus lineaarsetest maastikuelementidest (nt põlluservade, teeservade, põldude vaheribade kaugus) mõjutab oluliselt kasulike lüljalgsete (ämblikulaadsed, jooksiklased, lühitiiblased) liigirikkust, aktiivsust ja arvukust – kõige enam leidub neid põlluserva läheduses ja juba 60 meetri kaugusel põlluservast on kasurite aktiivsus-tihedus oluliselt vähenenud (Boetzi *et al.* 2019). Põlluservade hulk, läheduses asuvad mitmekesised rohumaad või õitsevate taimedega põlluservad suurendavad oluliselt jooksiklaste liigirikkust tootmispõldudel (Purtauf *et al.* 2005; Batáry *et al.* 2012; Boetzi *et al.* 2019; Triquet *et al.*

2022) ja seega töötavad kasulike lüljalgsete pankadena põllumajandusmaastikel. Lisaks mõjutab jooksiklaste leviku kaugust põlluservast ka keha suurus – suuremad (≥ 10 mm) isendid levivad kaugemale kui väikesed (kuni 6 mm pikkused) (Boetzel *et al.* 2019; Triquet *et al.* 2022). QuESSA projekti raames (Holland *et al.* 2020) talirapsi põllult kogutud jooksiklastest oli 23% väikesed (kuni 6 mm), 0,4% suured (üle 10 mm) ja 76,5% keskmise (7–9 mm) suurusega; lühitiiblastest oli 82% väikesed (kuni 6 mm) ja 18% 7–10 mm suurused. Kõige arvukamalt leiti jooksiklasi 25 m ja lühitiiblasteid 25 ja 50 m kauguselt rapsipõllu servast, aga nad levisid ka 75 m kaugusele rapsipõllu servast (Veromann, QuESSA projekti avaldamata andmed, www.quests.eu; Holland *et al.* 2020). Globaalses analüüsis põlluga piirnevate puiskoridoride ja õitsevate taimedega rohuribade rollist kahjuritõrjesse panustamises, kus on kajastatud ka Eesti andmed, leiti, et kahjuritõrje teenused vähenesid oluliselt juba 20 m kaugusel põlluservast (Albrecht *et al.* 2020). Põllumajandusliku ökosüsteemi seisundi klassi mõjutavate indikaatorandmete hulgas on põllumajandusmaad ümbritsevate ja/või seal sisalduvate maastikuelementide suurus/laius, poollooduslike koosluste ja metsaservade kaugus põllumassiivist, külvikorras olevate põldude turvasmuldadel, karstialadel ja õhukestel paepealsetel muldadel paiknemine, kaugus vooluveekogude joon- ja pindobjektidest.

Seega, elurikkusega seotud indikaatori ruumilise mõju ulatuse määratlemisel tuginedi teaduskirjanduses leitule ja eksperthinnangutele, genereeriti kõikidele indikaatorandmetele vastavad mõjutsoonid ning moodustati kaardikihid, kus indikaatori mõjutsooni kattumine põlluga oli edasise põldude seisundiklasside määratlemise üheks sisendiks. Kuna töö aluseks olevate kaardikihtide detailsusaste ei kajasta lineaarseid rohumaaribasid, siis praeguses etapis väljendavad lineaarsed maastikuelemendid puude-põõsastega joonelemente (näit. kraavid), mille andmed pärinevad nii Maaameti taimkatte kõrgusmudelist kui ka PRIA ja ETAKi kaardikihtidest.

Kraavid on olulised põllumajandusmaastiku elemendid, mis liigendavad monotoonset maastikku, panustavad maastikuelementide sidususse ja on sageli ainsad elurikkuse pelgupaigad põllumajandusmaastikus (nt Milsom *et al.* 2004; Soomers *et al.* 2010; Rasran & Vogt 2018; Li *et al.* 2020). Teisalt aga nad muudavad ka looduslikku veerežiimi ja seeläbi kaovad paljud looduslikud mikroelupaigad (madalad soised/veega täidetud lohud põllumajandusmaastikus). Suurte maaparandussüsteemide eesvooludel, mille valgala on üle 10 km² on veekaitsevöönd 10 m, kus on keelatud maaharimine ja keemiliste taimekaitsevahendite kasutamine (Veeseadus 2019). Seega saavad sinna kujuneda püsiva ja mitmekesise taimestikuga puhverribad, kus on esindatud nii puittaimed kui ka rohurinne. Sellised piisavalt laiad alad pakuvad olulisi elu-, toidu-, paljunemis-, talvitumis- ja varjepaiku erinevatele organismidele sealhulgas ka tolmeldajatele ja röövtoidulistele lüljalgsetele (Geiger *et al.* 2009; Carvalheiro *et al.* 2012; Li *et al.* 2020) ning väldivad ka toitainete kandumist vette 25–48% paremini kui liigivaese ja monotoonse taimestikuga alad (Jontos 2004). Seega sellised kraavid, mille servades on lai taimestikuga riba, panustavad elurikkuse säilimisele ning tolmeldamise ja kahjuritõrje teenustesse. Samas pakuvad ka veega (pooledid) täitunud kraavid ise olulist elupaika erinevatele veega seotud ja/või vee-eluviisiga liikidele ja panustavad oluliselt sealse elurikkuse säilitamisse (Gething & Little 2020). Mõjutsoonide laiuse määratlemisel lähtuti erinevate maastikuelementide potentsiaalset pakkuda elu-, toitumis-, varje-, talvitumis-, jne. paiku röövtoidulistele organismidele ja nende potentsiaalsetest levimisraadiustest baseerudes nii

eksperthinnangule kui ka teaduskirjanduses avaldatud andmetele; andmeid interpreteeriti konservatiivselt, et vältida ülehindamist.

Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ja teenuste määramiseks kasutatavad maastikulised indikaatorid koos mõjualade ulatustega (mõjuala ulatuse puhul on mõeldud ulatust ühes suunas ja kummalegi poole maastikuelementi nii kaugemale kui vastavas suunas võimalik):

- Lineaarsed puistuga maastikuelemendid võrdsed ja laiemad kui 5 m: mõjuala 35 m mõlemale poole (kokku 70 m) pluss elemendi laius;
- Pindalalised põllusaared: mõjuala 75 m;
- Punkt-elemendilised põllusaared, üksikpuud: mõjuala raadius 35 m;
- metsade mõjuala on metsa servast 35 m;
- A ja B ning C ja D klassi pärandniitude piirnemine põllumaaga: mõjuala niidukoosluse servast 300 m;
- Vooluveekogud ja väikeveekogud (tiigid, veesilmad jne) – ETAK-i vooluveekogude joonobjektid ja pindobjektid. Joonobjektidest on vastavalt laiusklassile genereeritud pindobjekti puhvrid ja need liidetud pindalaliste vooluveekogudega.
- Kraave, mille laius on 1–2 m, mõjualaga ei ümbritseta, sest neid võib kraaviperverni üles harida;
- Kõik sellest laiemad kraavid saavad mõjuala, mis arvestatakse järgmiselt: kraavi maksimaalne laius korda 3 (kraavi pervest 3 m laiune ala peaks olema külvikorrast väljas, lähtutakse eeldusest, et see nii on) jagatud 2. Mõjuala mõjub mõlemale kraavi poolele (näiteks kui kraav on 4 m lai: $4 \times 3 / 2 = 6$ m kraavi mõlemale poolele, koos kraaviga on mõjutsoon 16 m lai);
- Looduslikud (EELISest) vooluveekogude rannad ja kaldad ning maaparandussüsteemid suurema valgalaga kui 10 km² on kaitstud vastavalt looduskaitseadusele ja veeseadusele (10 m veekaitsevöönd), mõjualaks on antud töös määratud 10+35 m mõlemale poolele (lähtutakse eeldusest, et veekaitsevööndis sätestatud piirangutest peetakse kinni);
- Kiviaiad: mõjuala 35 m;
- Kaitsealused taimed, kui nad esinevad põllumaadega piirnevatel aladel: punktobjekt ja mõjuala 35 m.

Kasutatud andmete allikad, mille kaudu indikaatoreid arvutati:

- ETAK (põllumajandusmaad, vooluveekogud, kiviaiad);
- EELIS (kaitstavate taimeliikide leviku andmed, poollooduslike koosluste andmed);
- Maa-ameti taimkatet väljendav 5 m piksliga kõrgusmudel;
- PRIA põldude andmestik koos maakasutuse ja toetustüübiga 2021. aasta seisuga;
- mullastikukaart 1 : 10 000.

Hindamine: kõik indikaatorid said rastri väärtuseks 1 ja lõppväärtus kujunes kõikide kattuvate kihtide summana.

Negatiivse mõjuga indikaatorid:

- turvasmullad, õhukesed paepealsed mullad, karstialad (kui nad asuvad külvikorrast olevatel põldudel) saavad väärtuseks -1 (miinus 1).

Elurikkust hoidvad ja soodustavad praktikad ning looduslikud elemendid saavad kõrgema rastri väärtuse:

- mahepõllumajandus: 4
- pärandniidud, mis kuuluvad klassi AB: 3
- pärandniidud, mis kuuluvad klassi CD: 2 (ülekate lõigatakse välja ja kõrgem kategooria jääb)
- metsaserv ja taimkatte ribad (nii rohumaaribad kui ka puistuga ribad): 2
- põllusaared <0,1 ha: 1
- Keskkonnasõbraliku majandamise meede: 1
- Maastikuelementide mõjualade katvus põldudel vastavalt katvuse osatähtsuse suurusele: katvusega kuni 25% = 1, 26–50% = 2; 51–75% = 3, suurem kui 75% = 4

Maksimaalne teoreetiline punktisumma, mis tekkida saab, on 17 (kuna kõik indikaatorid ei saa summeeruda, näiteks mahepõllumajanduse ja keskkonnasõbraliku majandamise meede ei saa kattuda jne), samas maksimaalne reaalne (käesolevate PRIA, ETAK, EELIS, LiDAR, mullastiku kaardiandmete põhjal) punktisumma on 16. Võrreldes ELME eelmise hindamisega on siia lisandunud mõjualade katvuse osatähtsuse arvestamine, mis samas ei muuda põllumajandustoetustes rakendatava meetme kasutust, kuna seal kasutatakse mõjualade katvuse osatähtsust.

Maksimaalse teoreetilise hindepalli summa kujuneb järgnevalt: mahepõllumajandus 4 + poollooduslikud niidud AB klass 3 (CD=2, ülekate lõigatakse välja ja kõrgem kategooria jääb, seega summeeruda ei saa) + metsaserv ja/või puisriba 2 + vooluvesi 1 + põllusaar 1 + kiviaed 1 + kaitsealune taim 1 + maastikuelementide mõjualade katvus üle 75% 4 = 17. Samas reaalse 2021. aasta kaardiandmete põhjal maksimaalset hindepunktide summat ei kujunenud ja suurimaks reaalseks summaks kujunes 16.

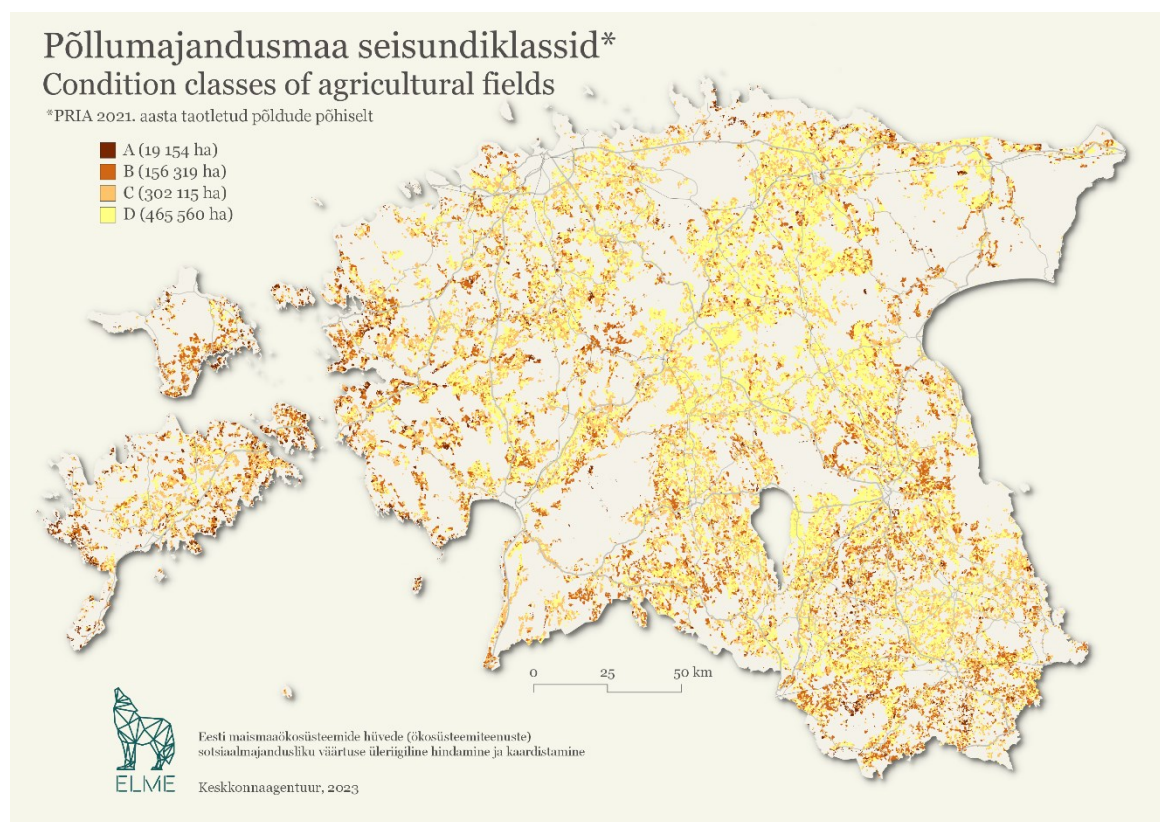
Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundiklassid kujunevad mõjualade koondsummast, mis jagatakse kvartiilideks: A – punktisumma 13–16(17) (erinevad loodusehüved on kõige paremini tagatud ja/või kättesaadavad); B – punktisumma 9–12; C – punktisumma 5–8; D – punktisumma 0–4 (looduse hüved on tagatud kõige napimalt) (vt **tabel 3.11**).

Tabel 3.11. Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi klassid ja nende iseloomustused

Seisundiklass	Klassi iseloomustus
A	Indikaatorite kogusumma 13–17 (vt maastikulised indikaatorid). Loodushüvedega (kahjuritõrje) potentsiaalne varustus/kättesaadavus on väga hea
B	Indikaatorite kogusumma 9–12 (vt maastikulised indikaatorid). Loodushüvedega (kahjuritõrje) potentsiaalne varustus/kättesaadavus on hea
C	Indikaatorite kogusumma 5–8 (vt maastikulised indikaatorid). Loodushüvedega (kahjuritõrje) potentsiaalne varustus/kättesaadavus on kasin
D	Indikaatorite kogusumma 0–4 (vt maastikulised indikaatorid). Loodushüvedega (kahjuritõrje) potentsiaalne varustus/kättesaadavus on halb

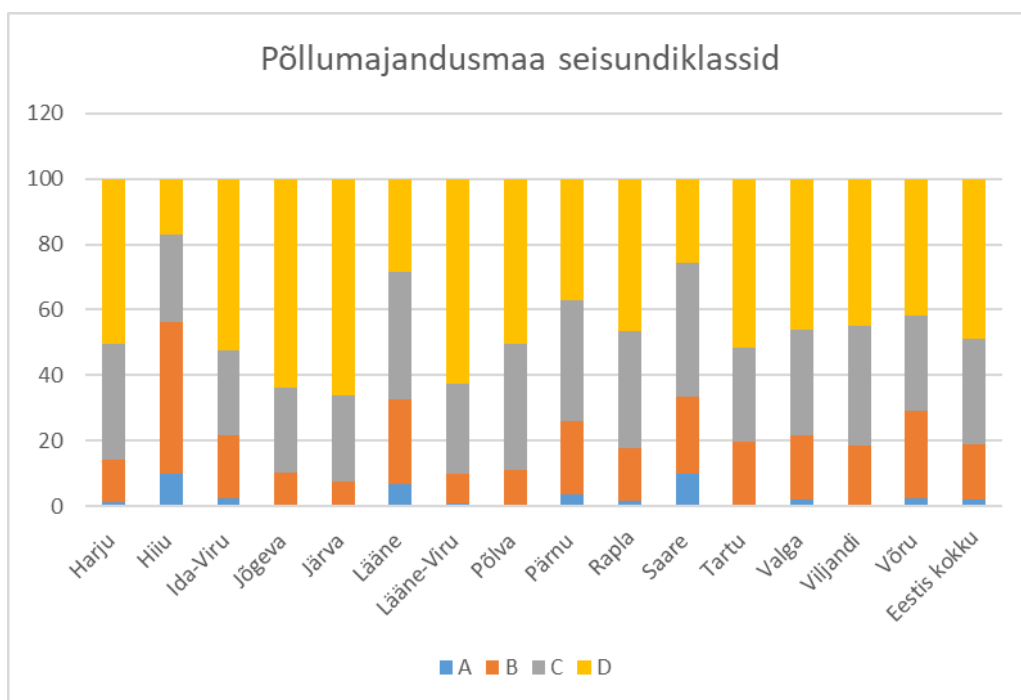
3.3.2.2. TULEMUSED

Üldiselt vajab põllumajandusmaa looduse hüvedega varustatus (nt kahjuritõrje ja tolmeldamine) olulist parandamist, sest praeguse seisuga (2021. aasta kaardandmete põhjal) on hea loodushüvede kättesaadavusega (väärtusklass A) põlde vaid 4,6% kõikidest põldudest, sh rohumaad, samas kui viletsa loodushüvede varustatusega põlde on 47,7% kõikidest põldudest (joonis 3.14).



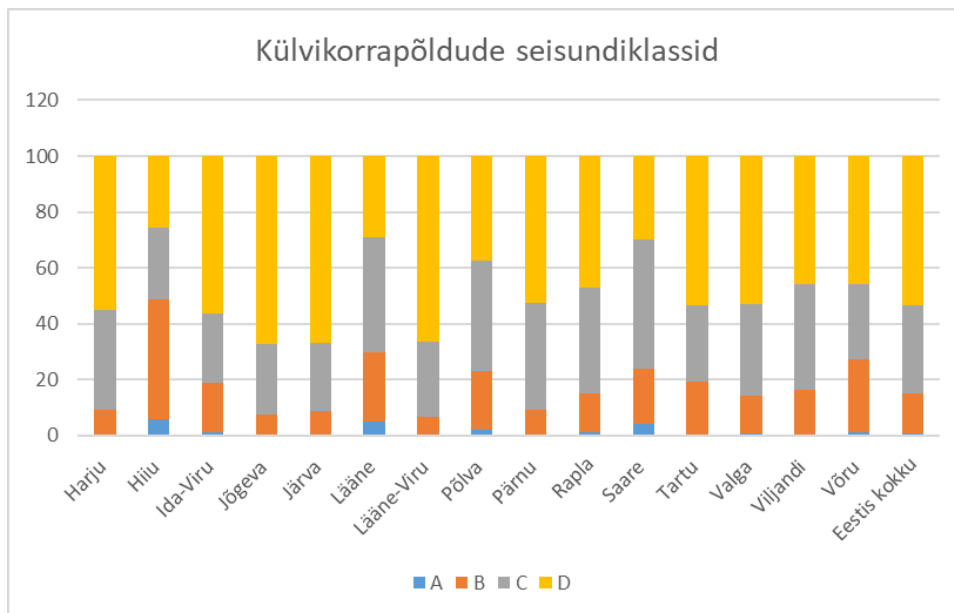
Joonis 3.14. Põllumajandusmaa seisundiklassidesse (A – hea; B – keskmine; C – vilets; D – vilets) jagunemine loodushüvede (kahjuritõrje) potentsiaalse pakkumise alusel (põldude andmed: PRIA 2021. aasta kaardandmete põhjal)

Kõige rohkem vajavad maastikelementidega mitmekesistamist ja loodushüvedega varustuse parandamist Jõgeva ja Järva maakonna põllud, kus hea (A) loodushüvede varustatusega põlde oli vaid vastavalt 0,3 ja 0,4% kõikidest põldudest. Nendes maakondades oli ka kõige suurem osatähtsus viletsa (D) loodushüvede varustatusega põldudel: Jõgeva 63,7%, Järva 66,2% ja Lääne-Viru 62,7%. Kõige paremas olukorras loodushüvede kahjuritõrje hüve seisukohalt on Hiiu, Lääne ja Saare maakonnad, kus hea loodushüvede varustatusega põlde oli vastavalt 10, 7 ja 10%. Hiiumaal on üle 56% põldudest heas ja keskmises olukorras kahjuritõrje hüve seisukohalt, mis on üle Eesti kõige parem tulemus (joonis 3.15).



Joonis 3.15. Põllumajandusmaa seisundiklasside (A – hea; B – keskmine; C – vilets; D – vilets) osatähtsused loodushüvede (kahjuritõrje) potentsiaalse pakkumise alusel (põldude andmed põhinevad PRIA 2021. aasta kaardiandmetel)

Kõige enam vajavad kahjuritõrje ja tolmeldamise hüvesid külvikorras olevad põllud, kus kultuurid aastati vahetuvad ning kasvatavad kultuurid sõltuvad suuresti välistest sisenditest, sh pestitsiididest. Erinevad maastikuelemendid pakuvad nii toidu- kui ka elupaigaressursse kahjurite looduslikele vaenlastele ja ka tolmeldajatele. Seetõttu on väga oluline luua/taastada/säilitada maastikuelemente kõikide külvikorra põldude läheduses, sest kogu Eestis kuulus seisundiklassi A ja B kokku vaid 15% kõikidest külvikorras olevatest põldudest, samas kui D klassi kuulus üle 50% põldudest (joonis 3.16). Hädasti vajavad kvaliteetsete ja sidusate maastikuelementidega täiendamist hea mullaviljakusega aladel asuvad põllud Harju, Jõgeva, Järva, Lääne-Viru, Pärnu, Tartu ja Viljandi maakonnas, sest seal oli hea loodusehüvede varustatusega põlde alla 0,5%.



Joonis 3.16. Külvikorras olevate põldude seisundiklasside (A – hea; B – keskmine; C – vilets; D – vilets) osatähtsused loodushüvede (kahjuritõrje) potentsiaalse pakkumise alusel (põldude andmed põhinevad PRIA 2021. aasta kaardandmetel)

3.3.3. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMINE

3.3.3.1. TAUST JA METOODIKA

Niiduökosüsteemide seisundiklasside klassifikatsiooni koostamisel võeti aluseks niiduökosüsteemide ökoloogiline seisund, mille väljendamiseks kasutati inventuuridel määratud hinnanguid ala looduskaitse seisundi kohta ning infot hoolduse, puittaimede katvuse, kaitstavate liikide esinemise ning ajaloolise maastikulise järjepidevuse kohta. Niiduökosüsteemide baaskaardil esitatud elupaigad jaotati 5 seisundiklassi, millest A on ökoloogiliselt kõige esinduslikumas seisus ning elupaiga elurikkuse ja ökoloogilise toimimisega seotud loodushüvede kõrge potentsiaaliga pakuja. Klassi D1 ja D2 kuuluvad peaaegu hävinud alad, millel on siiski teatav taastamispotentsiaal. Täpsemalt on seisundiklassid nimetatud nt tabelis 3.10. Täpne ja korratav töövoog niitude seisundi hindamiseks on antud lisan N.

Niitude seisundiklasside hindamiseks kasutati järgnevaid andmeid:

1) Inventuuril (välitöödel) antud seisundihinnang ja selle ajakohasus. Pärandniitude puhul ning inventeeritud soostunud alade puhul on tegu vastavalt Loodusdirektiivi I lisa poollooduslike elupaigatüüpide seisundi hindamise juhisele antud seisundihinnanguga (Pärandkoosluste Kaitse Ühing 2010).

Muude rohumaade puhul tehtud väliinventuuride käigus kasutatakse vastavalt rakendatud meetodikale antud seisundihinnangut (nt väärtuslike püsirohumaade inventuuri käigus, mis eeldatavalt algab 2024. aastal, antakse seisundihinnang 'seisundiväärtus' kategooriates 'väike', 'keskmine', 'kõrge').

Ka inventuuri läbiviimise aeg on oluline, kuna mõnedes elupaigatüüpides võivad hooldamata jätmise korral muutused toimuda juba 5–6 aastaga. **Pidasime kõige ajakohasemaks kuni 7 aasta (kaasa arvatud) inventeerimisandmeid (antud töös periood 2015–2022, kui oli andmeid, siis ka 2023. aasta kirjed).** Kui andmed pärinesid perioodist 8–14 aastat tagasi (antud töös aastast 2014 ja vanemad), kasutati elupaiga seisundi hindamisel ka puittaimede katvuse andmeid, hindamaks kinnikasvamise määra.

2) Hooldamine ehk niitmine/karjatamine (kõigi niiduökosüsteemide puhul). Niidukoosluse hooldamine sobiva režiimiga niitmise või mõõduka karjatamise näol tagab ökosüsteemi hea seisundi ja pikaajalise säilimise. Antud töös kasutati pärandniitude puhul hoolduse määramiseks Keskkonnaameti koostatud kaardikihti pärandniitude hooldamisest hooldustoetuse abil ning PRIA andmeid karjatamise kohta väljaspool põllumajandusmaad. Osasid niidualasid hooldatakse ka ilma toetusteta, nende kohta hetkel info puudub, soovitame hinnata kaugseire võimalusi hoolduse tuvastamiseks.

3) Ajalooline järjepidevus, mis aitab tuvastada muude avatud rohumaade ja soostunud avakoosluste puhul potentsiaalset ökoloogilist seisundit. Ajaloolise järjepidevuse näol on tegu olulise ökoloogilise taustainfoga: rohumaad ja avatud elupaigad, mis paiknevad maastikes, kus on ajalooliselt olnud palju niiduökosüsteeme, on suurema tõenäosusega niitudega seotud elurikkuse hoidjad ja tõhusamad niitudega seotud ökosüsteemiteenuste pakkujad. Kasutasime antud lähenemist muude rohumaade (mitte pärandniitude) seisundi hindamisel, mille kohta muud infot ei ole. Sätestasime, et kui tänaseni avatud niidulise ilmega ala paikneb ajaloolisel niitude levikualal, siis on ta suurema tõenäosusega jäänuk kunagistest niidualadest ning võib olla niiduliikide oluliseks refuugiumiks või jäänukkoosluseks. Eestis läbi viidud teadustööd on näidanud, et niitude ajaloolistel levikualadel olevad avakooslused on niiduliikide poolest liigirikkamad (Helm 2003; Helm *et al.* 2006; Pärtel *et al.* 2009). Ajaloolise järjepidevuse hindamisel tugineme Eesti taimkatte ajaloolisele kaardistamise andmetele (Laasimer 1965) ning kasutasime antud kaardikihilt valdavalt vaid kuivade-parasniiskete ja niiskete elupaigatüüpide leviku andmeid. Soostunud niitude puhul ajaloolist järjepidevust ei hinnatud, kuna antud elupaikade puhul on toimunud suuremad muutused (kuivendamine, maaparandus) ning veel siiani säilinud alad on suure tõenäosusega olnud ka eelmise sajandi alguses olemas.

5) Põõsaste-puude katvus (ainult pärandniitude puhul). Võsastumine on oluliseks ohuteguriks niiduökosüsteemide säilimisel. Kasutati Maa-ameti LiDAR-mõõdistamise taimkatte kõrgusmudeli komposiitkihti (värskeim kevadine ülelend, kattuvatel ülelennualadel suurima taimkattekõrgusega ülelend). Taimkatte kõrgusmudeli abil hinnati pärandniitude puittaimede katvust ja puittaimede kõrgust. Seisundiklasside tuvastamisel lähtuti pärandkoosluste puhul elupaikadele iseloomuliku puittaimede katvuse määramisel Loodusdirektiivi I lisa poollooduslike elupaigatüüpide seisundi hindamise juhiseist ning võeti arvesse vähemalt 1,3 meetri kõrguste puittaimede katvust.

6) Kuivenduskraavide paiknemine (ainult märgade niitude puhul). Kuivendus mõjutab soostunud niitude ja muude soostunud-soolade seisundit. Kuivenduse mõju ei hinnatud pärandniitude puhul,

kus seisundit peegeldavad inventuuriandmed, kuid kuivenduskraavide paiknemist kasutati seisundi hindamiseks soostunud avakoosluste puhul. Kasutasime sama andmekihti kuivenduskraavide paiknemise kohta, mida kasutati ka sooökosüsteemide puhul (vt altpoolt). Infokihile koondati ETAKi tehisevooluveekogud (kraavid, peakraavid) ja maaparandusinfosüsteemi (2017) kuivendussüsteemi alad.

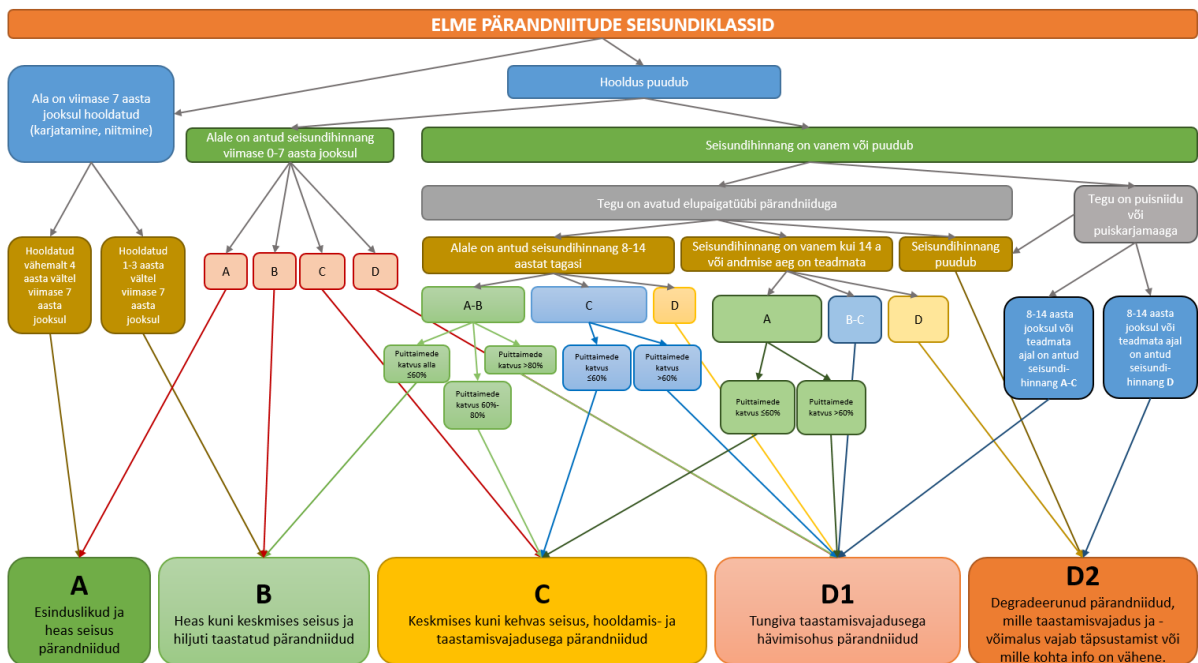
7) Niitudega seotud kaitsealuste liikide esinemine (ainult muude rohumaade puhul). Vähemalt kolme niitudega seotud kaitsealuse **liigi inventeeritud** esinemine alal liigutas ala kõrgemasse klassi. Tunnust ei kasutatud pärandniitude puhul, kus seisundit peegeldavad pigem inventuuriandmed.

Analüüsis võeti arvesse vaid Eesti niitudega seotud kaitsealuseid liike. Selleks eristati kogu Eesti kaitsealuste liikide nimekirjast liigid, mis on ühel või teisel eluperioodil seotud niidukooslustega. Liik peeti niidukooslustega seotuks kui niidukooslused olid tema nii peamiseks kui ka teiseseks elupaigaks, pakkusid liigile sigimiseks vajaliku funktsiooni (nt tiigikonnale sobivad madalad veekogud niitudel) või kui liik kasutas niite toitumisalana (nt sookurg). Kokku on Eesti 570 kaitsealusest liigist niitudega ühel või teisel moel seotud 287 liiki. Niitudega seotud kaitsealuste liikide nimekiri on esitatud koos aruandega töö **lisas N**.

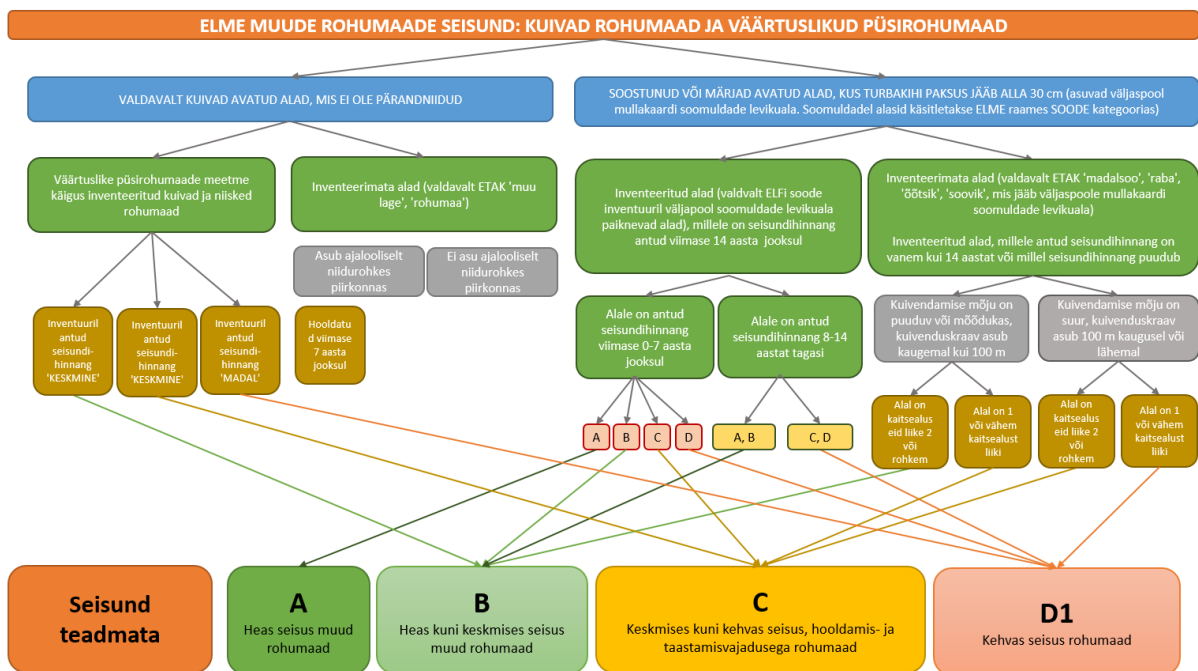
8) Ala eelnev kasutus (ainult muude rohumaade puhul). Viimase 10 aasta jooksul küntud ja/või kultuurtaimedega külvatud rohumaad kajastuvad valdavalt ELMEs põllumajanduslike ökosüsteemide all. Kui aga on infot väljaspool põllumajandusmaad olevate rohumaade hiljutise (vähem kui 10 aastat) kündmise, ülepinnalise pestitsiididega töötlemise või kultuurtaimede (sh kultuurtaimedest rohumaasegu) külvamise kohta, siis need alad kuuluvad madalaimasse seisundiklassi (D2).

Seisundiklasside määramisel prioriseeriti andmed tulenevalt nende olulisusest ökoloogilise seisundi määramisel ning andmete ajakohasusest (uuenemisest). Seisundiklasside määramise otsustuspuud on esitatud **joonisel 3.17** (pärandniidud), **joonisel 3.18** (kuivad niidud ja väärtuslikud püsirohumaad) ning **joonisel 3.19** (märjad rohumaad ja soostunud niidud). Seisundiklasside määramise kirjeldus on esitatud **lisas N** olevas **tabelis 2**.

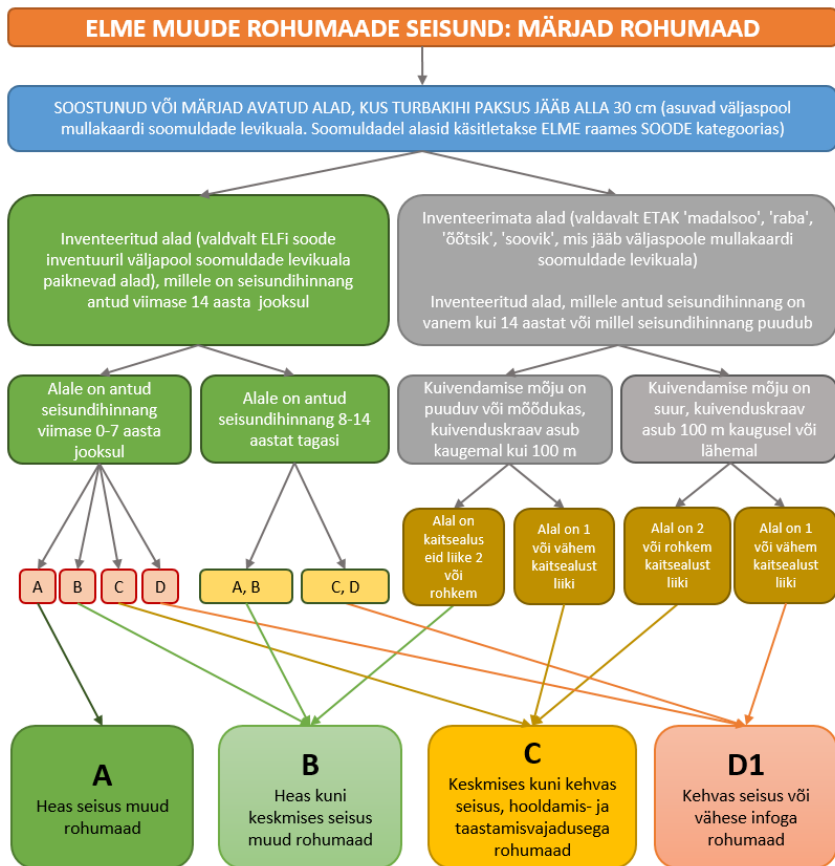
Niitude seisundikaart, hõlmates nii pärandniite kui ka muid rohumaid, on esitatud **joonisel 3.20**.



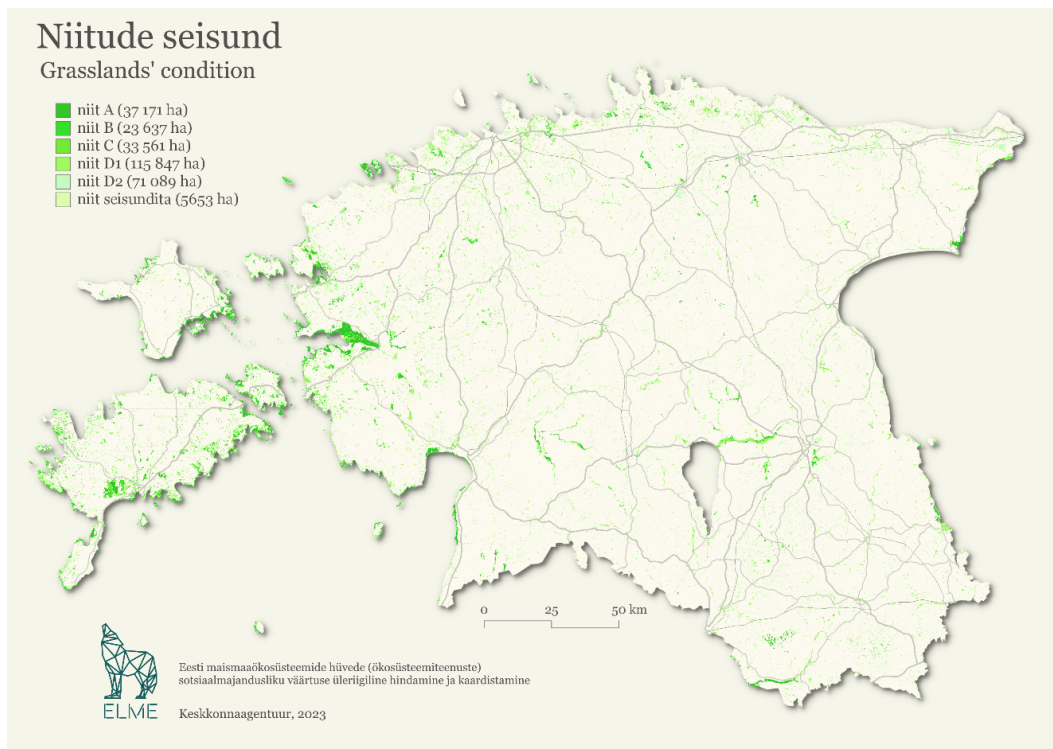
Joonis 3.17. Päranniitude seisundiklasside määramise otsustuspuu



Joonis 3.18. Kuivade rohumaade ja väärtuslike püsirohumaade seisundiklasside määramise otsustuspuu



Joonis 3.19. Märjade rohumaade ja soostunud alade seisundiklasside määramise otsustuspuu



Joonis 3.20. Niiduükosüsteemide seisund

3.3.4. METSAÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMINE

3.3.4.1. TAUST JA METOODIKA

Metsade seisundi hindamisel lähtuti suuresti ELME1 raames välja töötatud metoodikast (Helm *et al.* 2021), mis on alljärgnevalt koos metoodiliste muudatustega kirjeldatud. Eristati kuus looduslikkust kajastavat seisundiklassi. Looduslikkust iseloomustatakse läbi metsa järjepidevuse, puistu koosseisu ja struktuuri (Brumelis *et al.* 2011). Kuna metsade looduslikkust polnud Eestis enne ELME1 projekti ülepinnaliselt kaardistatud, kasutatakse lähendeid. Neil aladel, kus inventuur on tehtud, on aga täpsem kasutada selle tulemusi. A-klassi puhul on kõrge looduslikkus kinnitatud välitöödel, B-klassis võib muude andmete põhjal eeldada, et tegu on kõrge looduslikkusega metsaga. Nii on klass A ja B eristatud eelkõige just kohapealse inventuuri järgi. Näiteks on A-klassi loetud inventeeritud vääriselupaigad: eraldise tasemel täpne väliinventuuri kinnitus ala looduslikkuse kohta võrreldes tavapärase majandusmetsamaastikuga (metsa vääriselupaigad on alad, kus inimsurve on olnud madalam ja tänu sellele iseloomustavad ala vääriselupaiga tunnused, nagu vanad puud, mitmekesine surnud puit, metsakeskkonna järjepidevus ning selliseid loodusmetsa elemente vajavad tunnusiigid; Andersson *et al.* 2016). Ala kaitsestaatus indikeerib üldjuhul samuti kohapealset inventuuri. Samas võib suurematel kaitstavatel aladel, sh sama režiimiga võõndi piires esineda metsade looduslikkuse osas suur sisemine heterogeensus. Nt ka looduslikes sihtkaitsevööndites võib esineda raiesmikke, näiteks salu-laane-soovikumetsade kaitsealadel, mis rajati tüpoloogiliste vajakute katmiseks, kuna need loodi võimalikult suurte massiividena, mitte üksikute vana metsa kildudena. Algselt kaaluti ühe klassifitseerimiskriteeriumina ka kaitstava ala režiimi järgi määramist, kuid sellest loobuti just nimelt alade heterogeensusel põhjusel – iga eraldi tuleb sisuliselt ka üle vaadata. Seetõttu loetakse nt A-klassi kuuluvaks ainult need kaitstavate alade metsad või nende osad, mis vastavad **tabelis 3.12** ja **tabelis 3.13** määratud surnud puidu tagavara või puistu vanuse künnisele.

Mitmel puhul on lähenditest informatiivsemaks osutunud puistu vanus, kuna see enamasti peegeldab aega, mis on möödas ökosüsteemi tugevalt muutnud häiringust, tüüpiliselt lageraiest, kus varjuline metsakooslus on asendunud avakooslusega. See põhjendab klassifikatsioonis puistu vanuse kasutamist olulise tegurina. Teine Eesti metsade ökosüsteeme tugevalt ja laialdaselt mõjutav tegur on kuivendus. Selle läbiv kaasamine klassifikatsiooni ei osutunud otstarbekaks, kuna ka kuivendatud metsades võib olla kujunenud kõrge looduslikkus. Seega pidasime puistu koosseisu, vanust, surnud puidu mahtu ja Natura elupaikade ja vääriselupaikade inventuuri andmeid määravamaks kui kuivendamise esinemist. Täiendavalt kuivenduse arvestamine oleks seisundiklasside arvu kasvatanud lihtsaks hoomamiseks liiga suureks. Kuivenduse mõju kajastub baaskaardi üksustes, kus on eristatud kõdusoometsad. Kuivendusaspekt on sisse toodud ka asjaoluga, et paiknemine kuivendamata märjal mullal on tunnus, mis n-ö hõlbustab klassidesse A ja B pääsemist.

Seisundiklasside kriteeriumite määratlemisel arutati ka põlengualade info kaasamist, kuna põletamist rakendatakse looduslikkuse taastamise võttena, ent otsustati, et seniste uuringute põhjal ei ole õigustatud kõikide põlengualade automaatne liikumine kõrge looduslikkusega seisundiklassi, kuna alade vaheline varieeruvus on suur ja paljudel aladel on põlenud puit (elupaigaelement) eemaldatud.

Metsaökosüsteemi järjepidevuse hindamiseks kasutasime ajaloolisi kaarte. Üle-eestiliselt pole kättesaadav vanem kui 1948. aastaga dateeritud kaart. Varasematel kui 1948. a. koostatud ja praeguseks digitaliseeritud georefereeritud kaartidel puuduvad rasteranalüüsiks kasutatavad atribuutandmed ja seetõttu pole neid võimalik analüüsiks kasutada. Siiski peegeldab 1948. a kaart tegelikult ka varasemat perioodi, kuna selle välitööd tehti 1920.–1930. aastatel ning sellel märgitud metsasus korreleerub hästi ka veel varasema ajaga, mida kajastab üheverstane kaart (u 1894. aastast, Runnel 2018 andmetega $r = 0,90$; $p < 0,001$).

Eraldi on välja toodud F-klass, kuhu kuuluvad metsaökosüsteemi arengu mõistes hiljuti metsastunud alad. Klassi F eristamine on põhjendatud, kuna metsaökosüsteemi kujunemine endisele põllumajandusmaale on aeganõudev protsess (Flinn & Vellend 2005).

Raied

Metsaregistri takseerandmeid ei uuendata alati kohe pärast raie (erandiks on RMK lageraiete info, mis uuendatakse paari nädala jooksul – Tavo Uuetalu suulised andmed, 30.09.20). Seetõttu kasutati raiutud alade tuvastamiseks kaugseireandmeid.

Lageraiete tuvastamiseks kasutati esiteks Tartu Ülikooli Tartu Observatooriumis riikliku keskkonnaseire allprogrammi “Maastike kaugseire” raames koostatud (vastutav täitja Urmas Peterson) satelliitandmetel põhinevaid kihte (metoodika on kirjeldatud iga-aastastes riikliku seire aruannetes, mis on kättesaadavad keskkonnaseire infosüsteemis KESE), mis kajastavad ajavahemikus mai 2011 märts 2022 tehtud (s.t., sh 2022. a esitatud seirearuandes kajastuvaid) lageraieid. Ortofotol on aga näha raiealasi, mis U. Petersoni koostatud kihtidel ei kajastu ning ka Keskkonnaagentuur on leidnud (Aastaraamat Mets 2021), et metoodika ei võimalda eristada lageraiealasi pindalaga 0,2 ha ja enne 2018. aastat pindala alla 0,5 ha. Seepärast kasutati täiendavalt metsa kaugseire eksperdi Tauri Arumäe loodud värskeimatel (2019–2022) LiDAR-põhistel andmetel baseeruvat tagavarakihti, võrreldes seal olevaid andmeid metsaregistris toodud eraldiste tagavaradega metsateatistega kaetud aladel. Kui nimetatud võrdlusega tuvastati, et tagavara oli palju väiksem kui metsaregistris näidatu, järeldati, et alal on tehtud uuendusraie ning metsaregistri andmete asemel tuleb kasutada LiDAR-põhised taimkatte kõrguse andmeid ala seisundiklassi määramiseks (vt ka ptk seisundiklasside määramiseks takseerimata aladel). Kui kaugseirega leitud tagavara moodustas metsaregistris kirjas olevast tagavarast vähem kui 21%⁴ ja alale oli esitatud metsateatis (ükskõik mis liiki, aastatel 2013 kuni 2022), liikus ala (täpsemalt piksel) klassi D, E või F vastavalt loogikale, mida muidu rakendati takseerimata metsades (vt allpool).

Lisaks lageraietele mõjutavad metsaökosüsteemi funktsioneerimist (ja antud töö kontekstis seisundiklassi kuuluvust) muud raied, mille tuvastamine on nende väga erineva ilme tõttu keeruline. Riiklik elektroonne andmesüsteem teatiste kohta on olemas KAURis metsaregistris aastast 2007. Selle

⁴ Nimetatud lävend pandi paika ELME1 raames (Helm *et al.* 2021). Lävendi leidmiseks võeti kaks Eesti piirkonda, Loode- ja Kagu-Eesti. Leiti boniteediklasside 0–3 keskmistena, mitu protsenti moodustab 20-aastaste metsade keskmine tagavara küpsete metsade keskmisest tagavarast boniteediklasside kaupa. Kõige väiksem protsent oli 20.

üle, kas ja kui palju on metsateatise tegelikult realiseeritud, ei peeta praegu ka üleriigilist arvestust, kuid teada on, et arvestatav osa neist jääb tegemata. Seega ei oleks ka korrektne seisundiklassi kuuluvust teatiste alusel otsustada. ELME projekti raames kasutasime lihtsat LiDAR-põhist jah/ei tüüpi lähenemist, võrreldes metsateatistega (2013–2022) aladel erinevate ülelendude vahelisi muutusi puuvõrade katvuses. Puistu katvuse baastaset (CHM komposiit 2008–2011) võrreldi uute ülelendude (CHM komposiit 2018–2021) kaardistatud katvusega. Raie loeti toimunuks lävendist suurema katvuse muutuse (katvuse vähenemine >12,32%⁵) korral metsaregistri eraldises ükskõik millise raieliigi teatise (kaasati nii sanitaar-, valik-, harvendus-, turbe- kui ka lageraiete teatised) alal. Kirjeldatud meetodikaga loodud nn muude raiete kiht võimaldas täiendavalt viia raiutud alad klassist A klassi B. Tagasihoidlik valikraie võib siiski jätta metsaökosüsteemi osa põlismetsa omadusi (Remm *et al.* 2020), mistõttu ei pidanud me õigeks pelgalt kaugseire alusel viia osalise raie alasid klassist B klassi C või edasi.

Lageraied:

- 1) Kui kaugseirega leitud tagavara moodustas metsaregistris kirjas olevast tagavarast vähem kui 21% ja alale oli esitatud metsateatis (ükskõik mis liiki, aastatel 2013 kuni 2022), siis rakendati alade takseerimata metsade meetodikat ning nad said vastavalt takseerimata metsade meetodikale seisundiklassi D, E või F.
- 2) Kui kasutatud kaugseire andmestiku põhjal on toimunud raie, siis rakendati takseerimata metsade meetodikat.

Harvendus- ja muud raied

- 1) Kui metsaregistri alale oli esitatud metsateatis (ükskõik mis liiki, aastatel 2013 kuni 2022) ja LiDAR andmete põhjal viimase 10 aasta jooksul oli katvus vähenenud rohkem kui 12,32%, siis viidi A klassi ala klassi B. Teisi klasse ei muudetud.

SEISUNDIKLASSIDE MÄÄRAMINE TAKSEERITUD (METSAREGISTRI) METSADELE

Klassidesse kuulumise kontrolli mingi eraldise jaoks tehti klasside tähestikulises järjekorras. Kui vastavus leiti, edasi ei kontrollitud. Lisaks kontrolliti raieid, mis ei kajastu metsaregistri andmetes ning muudetakse seisundiklassi vastavalt.

⁵ Muutuse lävendina kasutati ELME1 raames paikapandut (Helm *et al.* 2021). Lävendi leidmiseks analüüsiti Karula pilootalal riigimetsa esitatud sanitaar- ja harvendusraie teatiste aladel toimunud puistu katvuse muutusi. Kasutati just riigimetsa ala, sest RMK teatistest valdav osa teostatakse. Katvus muutus -100 kuni +9,4%. Otsustati läheneda konservatiivselt, et hoiduda raiumata alasid raiutuks lugemast. Sestap määrati lävendiks 25% kvantiil nendest aladest, kus katvus langes >9,4%. See kvantiil oli 12,32% katvuse langust metsaraie teatise eraldises.

Klass A

Täidetud peab olema vähemalt üks järgnevatest kriteeriumitest.

1. Loodusreservaat.
2. Inventeeritud vääriselupaik (sh nii lepinguga kui ka lepinguta inventeeritud vääriselupaigad).
3. Loodusdirektiivi metsaelupaik üldise looduskaitseväärtusega A või B.
4. Kaitstaval alal paiknev mets, mis vastab **tabelis 3.12** või **tabelis 3.13** toodud tunnustele JA metsaeraldus paikneb vähemalt 50% ulatuses järjepideva metsamaa piirkonnas alates 1940. aastatest või kuivendamata märke mullal (soo-, glei- ja lammimullad vähemalt 250 m kraavidest ja drenidest). Kaitstavad alad on rahvuspargid, looduskaitsealad, maastikukaitsealad, hoiualad, vana ehk uuendamata kaitsekorruga alad, kohaliku omavalitsuse tasandil kaitstavad alad, püsielupaigad olenemata kaitsereežiimist.

Välja arvatakse puistud, kus võõrpuuliikide kogutagavara osakaal on >10% või kus on eelkirjeldatud analüüsi alusel tuvastatud raie. Võõrliikide määratlemiseks kasutati keskkonnaministri määrust "Metsa uuendamisel kasutada lubatud võõrpuuliikide loetelu".

Tabel 3.12. Minimaalne nõutav püstise surnud ja lamapuidu summaarne tagavara (tm/ha) takseerinfo alusel

Tüübirühm	Tagavara alammäär (tm/ha) ≥
Loometsad	11
Nõmmemetsad	6
Rabastuvad metsad	13
Samblasoometsad	9
Kõdusoometsad	19
Laanemetsad	18
Palumetsad	16
Rohusoometsad	14
Salumetsad	16
Soovikumetsad	16

Tabel 3.13. Vanused, millest vanemad esimese rinde puistuelementide osakaalud liidetakse ja kontrollitakse, kas summa on vähemalt näidatud %

Puuliik	> vanus, 15%	> vanus, 80%
mänd (MA)	120	110
kuusk (KU)	108	99
kask (KS)	84	77
sanglepp (LM), haab (HB)	72	66
pärn (PN), tamm (TA), jalakas (JA), pihlakas (PI), künnapuu (KP), vaher (VA), kadakas (KD), saar (SA), sarapuu (SP), hall lepp (LV)	39	

Järjepideva metsamaa kaardikiht loodi kahe andmestiku põhjal: 1) Tartu Ülikoolis on genereeritud Pärtel *et al.* tööühma poolt ajaloolistest Vene topokaartidest üle-eestilised ajaloolise metsamaa ehk nn metsade järjepidevuse rasterkihid, mis markeerivad metsamaad aastatel 1943 ja 1959 (Nõukogude

Liidu topograafilised kaardid mõõtkavas 1 : 50 000 vastavalt). 2) 1996. aasta seisuga jaoks kasutati Eesti baaskaarti (1:50 000), millest eristati metsad (looduslik ala, kood 1510120). Ajalooliselt järjepideva metsamaa tuvastamiseks leiti kõigi kolme kaardi ühisosa, st ala oli metsamaa kõigil kolmel kaardikihil.

Tabelis 3.12 toodud lävendid pandi paika ELME1 raames (Helm *et al.* 2021) järgmiselt. Et kasutada metsaregistris olevaid surnud puidu andmeid (arvestades, et need ei põhine põhjalikul surnud puidu mõõtmisel), oli vaja välja selgitada, kas nende põhjal eristuvad looduslikumad ja vähem looduslikud metsad ning määrata, missugune oleks künnis A ja B klassi eristamiseks teistest. Metsaregistri avalikus veebirakenduses vaadeldi juhuslikke vääriselupaiga (VEP) eraldisi üle Eesti ja nende naabrusest juhuslikku sama kasvukohatüübi majandusmetsa (väljaspool VEP ja kaitstavate alade vööndeid). Vaadeldi ainult riigimetsi, kuna erametsades pole surnud puidu andmeid üldiselt metsaregistris antud. Kokku vaadeldi 30 eraldiste paari. Pandi kirja surnud püstise- ja lamapuidu tagavara hektari kohta. Need näitajad liideti kokku üheks surnud puidu hulgaks. Selgus, et majandusmetsad ja VEP-d eristuvad selgelt surnud puidu tagavara poolest. Künnis määrati tagavara mediaanväärtuse järgi VEPides, kasutades kõiki inventeeritud ja EELISE rakenduses (29.03.2019) olevaid VEPe. Kaasati vaid eraldised, mis asusid täielikult VEP sees (sh kuni 20 m välja ulatuvad, mis võimaldab kaasata ka ebatäpselt kaardistatud ja eraldised, mis vaid marginaalselt väljuvad VEPist). Mediaan võeti ainult nende eraldiste pealt, kus kõdupuidu hulgaks oli märgitud rohkem kui null (null-väärtusega eraldistes pole tõenäoliselt surnud puitu inventeeritud).

Tabelis 3.13 toodud lävendid pandi paika samuti ELME1 projekti raames (Helm *et al.* 2021). Kriteeriumi väärtusteni jõuti, vaadeldes vääriselupaikade puistu koosseisu, küsides, millised puistu tunnused on viinud otsuseni määrata suhteliselt madala keskmise vanusega puistud vääriselupaigaks. Noorematele vääriselupaikadele keskenduti just selleks, et leida alumist künnist. Künnise leidmiseks vaadeldi 30 vääriselupaika, künnise toimimist testiti tuhandete eraldiste põhjal. Otsiti seaduspära, mis võimaldaks vanusekünnist määrata küpsusvanuse korrutisena. Vanused, millest peab puistuelement vanem olema, et seda summas arvestataks, on 3. boniteedi küpsusvanus $\times 1,2$. Haaba vaadeldi samas grupis sanglepaga. Laialehistel ja kaaspuuliikidel määrati vanusepiiriks 40 lähtuvalt eelmainitud vääriselupaikade vaatlusest. See piir ühtib laiemalt levinud puistute C-seisundiklassi piiriga. Kui eraldise esimeses rindes on nimetatud vanustest vanemate puude summaarne tagavara vähemalt 15%, on kriteerium täidetud. Leitud vanusekriteeriume testiti, kasutades EELISE andmebaasist 5.09.2019 võetud Loodusdirektiivi metsainventuure aastatest 2015–2019 ja 0-elupaikade kihti (inventuuri aja piiranguta). Kasutasime 0-elupaikade kihti, mitte kõiki majandusmetsi, sest viimaste seas leidub seni avastamata vääriselupaiku ja kaua majandamata loodusväärtuslikke metsi. Võrdluseks oli aga vaja alasid, kus on tehtud väliinventuur ja leitud, et alal pole kõrget looduskaitseväärtust. Metsaeraldiste keskpunktidele omistati ruumipäringuga üldise looduskaitse väärtuse hinnangu elupaikade inventuurist. Tulemused näitavad, et puistu liigilise koosseisu kriteeriumeid kasutades on võrdlemisi hästi võimalik tuvastada metsad, mis on saanud kõrge looduskaitse väärtuse hinnangu välitöödel: päring tuvastas 76% kõrge looduskaitseväärtuse hinnangu saanutest. Välitöödel väiksema looduskaitseväärtuse hinnangu saanud metsadest vastas kriteeriumile väiksem osa.

Klass B

Täidetud peab olema vähemalt üks kriteeriumitest:

1. Loodusdirektiivi metsaelupaik üldise looduskaitseväärtusega C, mis asub kaitstaval alal ja vastab **tabelis 3.12** või **tabelis 3.13** toodud tunnustele ning, kui asub väljaspool kaitstavat ala, siis paikneb järjepideva metsamaa piirkonnas ca 75 a jooksul või kuivendamata märjal mullal

Või

2. Puistu, mis asub kaitstaval alal ja vastab **tabelis 3.12** või **tabelis 3.13** toodud tunnustele ning, kui asub väljaspool kaitstavat ala, siis paikneb järjepideva metsamaa piirkonnas ca 75 a jooksul või kuivendamata märjal mullal

välja arvatakse puistud:

1. kus võõrpuuliikide kogutagavara osakaal on >10%,
2. mis kasvavad tehismuldadel (kõik EstSoil-EH mullastikukaardil C, P ja T tähega algavad šifrid).

Klass C

Täidetud peab olema kriteerium 1 või kriteeriumid 2 ja 3 koos.

1. Loodusdirektiivi metsaelupaik üldise looduskaitseväärtusega C, mis ei kuulu klassi B ning ei ole võõrpuuliikidega puistu (kogutagavarast osakaal >10%) ega asu tehismullal.

2. Esimese rinde puistuelementide tagavaraga kaalutud keskmine vanus (ilma osakaale ruutu võtmata ehk tegelikkust paremini kajastav kui metsa majandamise eeskirja järgi leitud keskmine vanus) peab olema > 40 aastat.

3. Puistu ei tohi olla:

- a) < 90-aastane üherindelne puhtkuusik (kuuse osa kogutagavaras > 95%, puistus ainult 1. rinne);
- b) viljakal kasvukohal kasvav (JK, SL, ND, AN) < 100-aastane puhtmännik (männi osa kogutagavaras > 90%);
- c) võõrpuuliikidega puistu (kogutagavarast osakaal >10%);
- d) tehismullal.

Klass D

1. Esimese rinde tagavaraga kaalutud keskmine vanus peab olema rohkem kui 10 aastat.

2. Ala peab olema olnud viimastel aastakümnetel metsamaa ehk peab 1996. a kaardil olema märgitud metsana.

Täidetud peavad olema mõlemad kriteeriumid

või paikneb puistu tehismullal ja on vähemalt 25-aastane (esimese rinde puistuelementide tagavaraga kaalutud keskmine vanus).

Klass E

1. Ala peab olema olnud viimastel aastakümnetel metsamaa (kontrollimiseks kasutati 1996. a Eesti baaskaarti).
2. Puistu tagavaraga kaalutud keskmine vanus kuni 10 aastat, (k.a raiejärgsed alad).
3. Puistu ei paikne tehismullal.

Klass F

1. Hiljuti metsastunud alad, mis on metsastunud viimaste aastakümnete jooksul ehk alad, mis pole 1996. a kaardil mets.
2. Tehismullal paiknevad vähem kui 25-aastased puistud (esimese rinde puistuelementide tagavaraga kaalutud keskmine vanus).

PUUDULIKU TAKSEERINFOGA METSADE SEISUNDI HINDAMINE

Vaatluse alla võeti kogu baaskaardi takseerinfota metsamaa, sh nii metsaregistris väljapoole jääv metsamaa kui ka metsaregistris seisundi hindamiseks puuduliku andmestikuga eraldised. Kontrolliti kriteeriume A1–A3 ja B1 ning samas, et poleks kaugseirega tuvastatud lageraiet (vt eespool alajaotus „Raied“). Kui kriteeriumitele A1–A3 ega B1 ei vastanud, oli edasiseks klassifikaatoriks puistu kõrgus (aluseks Maa-ameti LiDAR-põhine taimkatte kõrgusmudel).

Takseerimata metsad jagati kolme kõrgus- ja sellest tuletatud⁶ kaudsesse vanusklassi:

- 1) >16 m kõrgused puistud hinnangulise vanusega >40 a;
- 2) 9–16 m kõrgused puistud hinnangulise vanusega 11–39 a;
- 3) <9 m kõrgused puistud hinnangulise vanusega <10 a.

Seisundiklassid omistati takseerimata metsadele järgnevalt:

- 1) >16 m kõrgune (s.o puistu hinnangulise vanusega >40 a) ja kaitstaval alal ja järjepideva metsamaa piirkonnas ca 75 a jooksul või kuivendamata märke mullal paiknev puistu liigitati klassi „A–B“;
- 2) >16 m kõrgune, ent väljaspool kaitstavat ala paiknev puistu liigitati klassi „A–C“;
- 3) 9–16 m kõrgune (puistu hinnangulise vanusega 11–39 a) ja kriteeriumile D2 vastav puistu liigitati klassi D;
- 4) <9 m kõrgune (puistu hinnangulise vanusega <10 a) puistu puhul toimiti vastavalt takseeritud metsade klasside E ja F kriteeriumile.

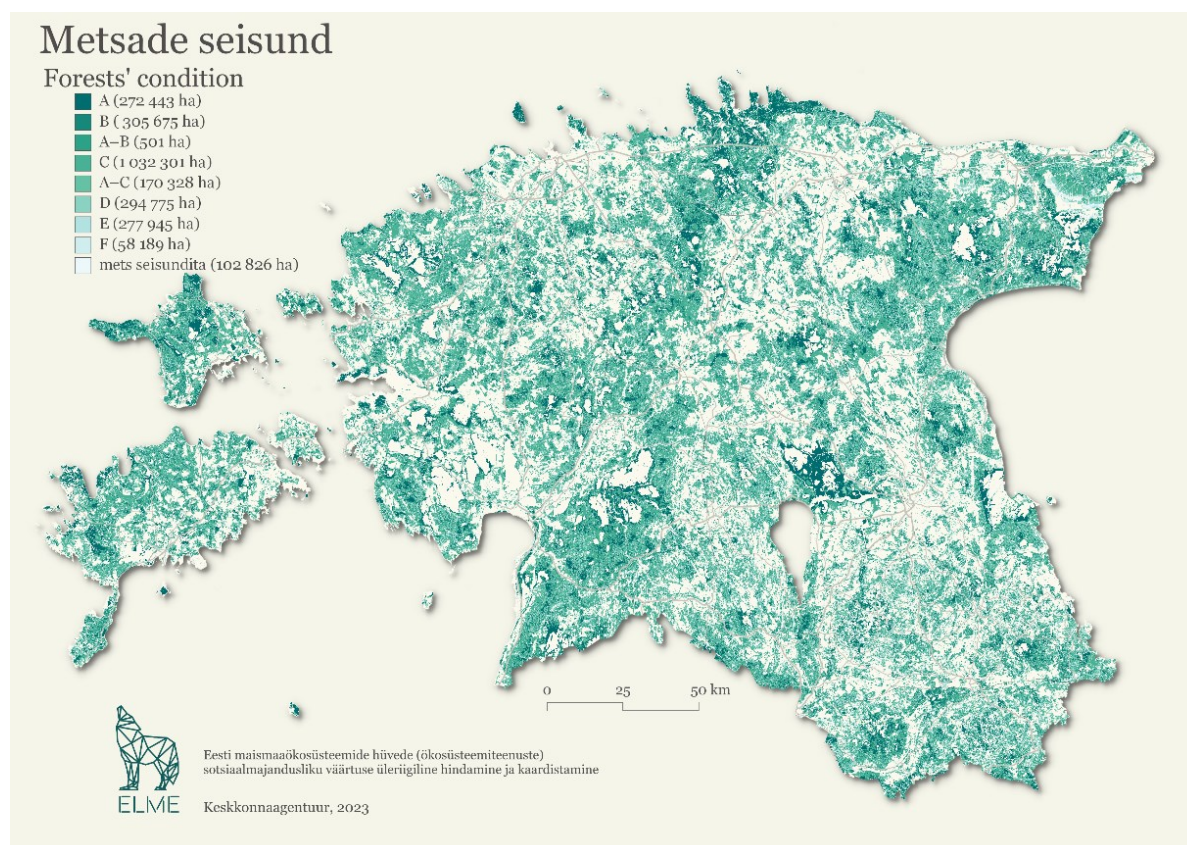
⁶ Kõrguse kriteeriumid pandi paika ELME1 raames (Helm *et al.* 2021) takseervanuse järgi järgnevalt:

- 1) valiti keskmise vanusega 38–42 aastased ja 8–12 aastased puistud,
- 2) leiti puistu mediaankõrgus taimkattekõrguse mudelkaardilt,
- 3) arvutati üle puistute keskmised. Vanusevahemik valiti laiem, et valim, mille pealt keskmine arvutati, oleks suurem.

Takseerimata metsamaal ei ole andmeid surnud puidu ega võõrpuuliikide esinemise kohta. Seepärast neid andmeid ei kaasatud ja klassifikatsioon on selle võrra ebatäpsem.

Kõikidel ülejäänud juhtudel on seisund teadmata.

Vead võivad tulla sisse hiljutistest raietest, mida kasutada olnud andmekihid veel ei kajasta. Takseerandmeteta alade klassifitseerimise vead on suuremad tõenäoliselt ka puissoo ja soometsade üleminekukooslustes, kus ligikaudne kõrguse järgi vanuse määramine ei ole päris adekvaatne (ja üldsse metsade puhul tuleks lisaks ka boniteeti arvestada – väiksema boniteediga metsade kasv on aeglasem ning ka vanad metsad tegelikult vanad).



Joonis 3.21. Metsaökosüsteemide seisund

3.3.5. SOOÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMINE

3.3.5.1. TAUST JA METOODIKA

Sooökosüsteemi seisundi peamiseks mõjutajaks on nii globaalselt, Euroopas kui ka Eestis veerežiimi muutmine, vähemal määral arendamistegevus (infrastruktuur, asustus, kaevandamine) ja saaste (Joosten & Clarke 2002; Rydin & Jøglum 2013; Paal & Leibak 2013). Soode kuivendamisel on Eestis ajalooliselt olnud peamiseks eesmärgiks põllumajandusmaa osakaalu suurendamine ja tähtsusetel teisel kohal metsanduslike kuivendussüsteemide rajamine puistute laiendamiseks ning suurema

tootlikkuse saavutamiseks. Nii põllumajandusliku kui ka metsandusliku kuivendamise põhisurve langes madalsoodele ja lammisoodele, metsanduslik kuivendus hõlmas ka õhema turbakihiga siirdesoid ja rabasid. Rabade puhul on oluline olnud ka turbatootmine, millest hävitatud ja mõjutatud ala ulatuseks on hinnatud 50 000–60 000 ha (Paal & Leibak 2013). Piirkondlikult on soode seisundit aluselise õhusaaste kaudu mõjutanud nii Kunda tsemenditööstus kui ka põlevkivielektriijaamade lendtuhk (Karofeld 1994; Liblik *et al.* 2003; Paal *et al.* 2010). Täiendavalt esineb soo või soo osade puhul lokaalseid seisundit mõjutavaid tegureid (heitvesi, raie, karjatamine, turbasambla kogumine, saaste ja vee ärajuhtimine teetammide läheduses, koprapaisud jne), kuid sedalaadi häiringud on reeglina dokumenteerimata, väga piiratud ajalise ja ruumilise ulatusega ning seetõttu üleriigilise seisundi hindamise juures ei arvestata väljaarvatud juhtudel, kui nende esinemine on üheselt ruumiandmetega määratletud.

Sooökosüsteemid on jagatud viide põhiklassi (vt **tabelit 3.14**), kus A tähistab parimas seisundis looduslikke sooid ning E ökoloogilise funktsionaalsuse kaotanud turbaala. A, B või C klassi kuuluvad sood jagatakse looduskaitsealase seisundi alusel omakorda kahte alamklassi, vastavalt A1 ja A2, B1 ja B2, C1 ja C2. Kui soo on looduskaitsealase kaitsestaatusel (reservaat, range sihtkaitsevöönd), siis loetakse ala pikemaajaliselt kahjustavate tegurite vastu kindlustatuks ja ta liigitatakse vastavalt põhikriteeriumile klassi A1, B1 või C1, kaitsestaatuseta sood aga A2, B2, C2 klassi.

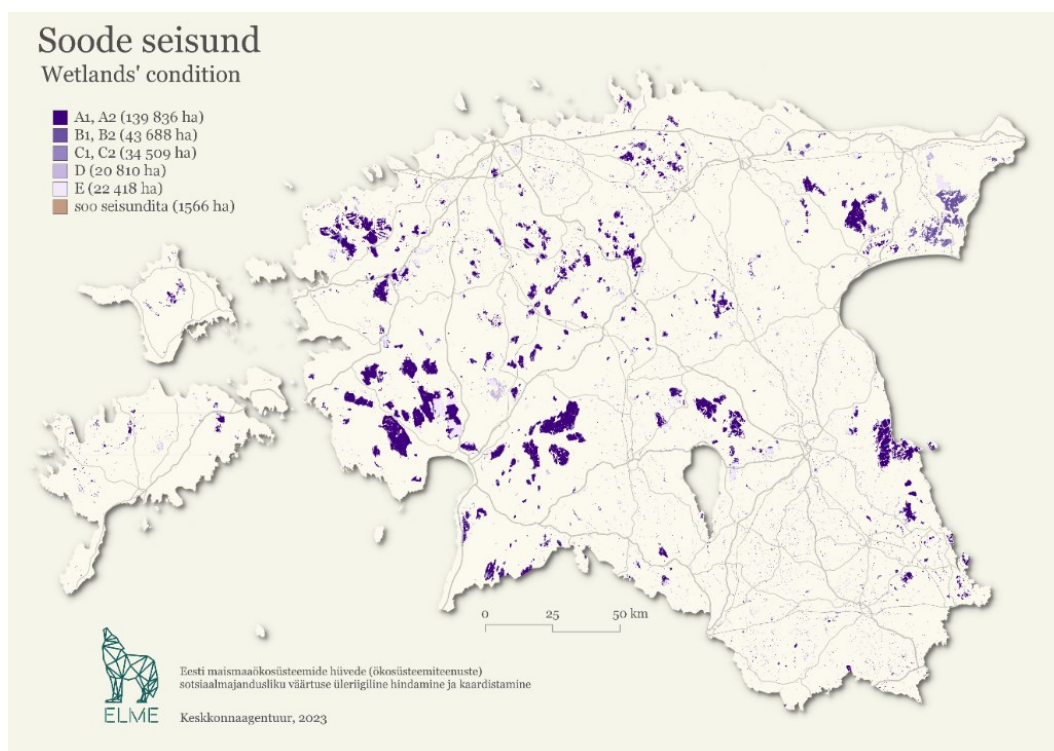
Aluselisest õhusaastest tugevalt mõjutatud piirkonnas (põlevkivielektriijaamadest 45 km, Kunda tsemenditehasest 20 km) paiknevate rabade ja siirdesood (Karofeld 1994; Liblik *et al.* 2003; Paal *et al.* 2010) puhul langeb muude tunnuste alusel A või B klassi kuuluva ala seisundihinnang ühe klassi võrra madalamale (vastavalt nt A1 klassist B1 klassi, B1 või B2 klassist C klassi).

Seisundiklasside määramisel kasutati kuivenduse esinemise hindamisel kõiki ETAK tehisvooluveekogusid (kraavid, peakraavid) ja maaparandusinfosüsteemi (2017) kuivendussüsteemi alasid. Kraavituse ja drenide täpne seisukord ei ole nende andmete alusel üheselt tuvastatav, kuid kuivendussüsteemide mõju uuring soodele on näidanud, et isegi näiliselt kinnikasvanud enam kui 100 aasta vanused kraavid töötavad jätkuvalt drenidenäna (Kull 2016). Kuna ka jääsoode ja turbatootmisalade puhul töötavad kraavid turbas veetaset alandavana, siis käsitletakse ka neid kui kuivendussüsteemidega kaetud alasid. Üldjuhul on nende maakasutusviiside puhul kraavivõrk kajastatud ETAK tehisvooluveekogude kihil, aga kui erandlikel juhtudel ETAK andmestik kraavitus puudub, käsitletakse kuivendussüsteemi asukohana ala välispiiri. Jääsoode ja korrastatud jääsoode andmestikuna kasutati RMK ning ELFi hallatavaid jääsoode kaardikihte, mida on täiendatud välitööde käigus TÜ geograafia osakonna poolt. Raieinfo alus on identne metsaökosüsteemi alapeatükis kirjeldatud algallikatega. Karjatamise ja niitmise andmed soodes ei ole üle-eestiliselt esinduslikud ja katavad vaid konkreetsete välitööde käigus tuvastatud juhtumeid (visuaalselt eristatavad kariloomade trampimise jäljed, karjaaedade jäänused jmt) ning eeldatakse, et regulaarselt karjatatud ja niidetud turvasmuldadega alad on hõlmatud niiduökosüsteemide alajaotuses.

Tabel 3.14. Sooökosüsteemi seisundiklass, looduskaitsest tulenev seisundi alamjaotus ning klassi kuuluvuse peamised määratlemistunnused

Seisundi-klass	Alam-klass	Klassi iseloomustus	Kuivendus
A	A1	Looduslikus seisundis sood (kuivendamata, raieta, niitmata, karjatamata); reservaat, range sihtkaitsevöönd	Lähim kuivendus >250 m
A	A2	Looduslikus seisundis sood (kuivendamata, raieta, niitmata, karjatamata)	Lähim kuivendus >250 m
B	B1	Nõrga kuivenduse mõjuga sood (või piirdekraaviga sood), karjatamine, niidetud (ekstensiivne), reservaat, range sihtkaitsevöönd	Lähim kuivendus 100–250 m
B	B2	Nõrga kuivenduse mõjuga sood (või piirdekraaviga sood), karjatamine, niidetud (ekstensiivne)	Lähim kuivendus 100–250 m
C	C1	Kuivendusega sood, taastuvad/taastatud sood; reservaat, sihtkaitse- või piiranguvöönd	Lähim kuivendus <100 m
C	C2	Kuivendusega sood, taastuvad/taastatud sood	Lähim kuivendus <100 m
D	D	Intensiivselt majandatud või intensiivselt kuivendatud, iseseisvalt taastumisvõimetu või jääksoo	Toimiv kuivendusvõrk
E	E	Turbaväli või valdavalt hävinud turbakihiga ala (nt põleng)	Toimiv kuivendusvõrk

Seisundihinnangut ei antud sooökosüsteemide hulgas baaskaardil eraldi klassina eristatud laugastele. Muudest sootüüpidest jäi määratlemata väga väike osa. Soode seisundiklasside puhul tuleb silmas pidada, et need on otseses sõltuvuses veerežiimi mõjutavast kuivendusest (kraavitus, drenaaž) ning kuivenduse kaasmõjukuks on enamasti puittaimestiku osakaalu suurenemine (lagesoost puissooks või soometsaks). Selle tulemuseks võib olla, et kehvemas seisundiklassis sood (enamasti klassid C, D, E) lähevad kordushindamisel sooökosüsteemide alt metsaökosüsteemide alla ning seisundiklasside vahetu võrdlemine pindala või klasside proportsionaalse jaotuse järgi pole kohane. Kuna puittaimestikuga soo osad, mis vastavad metsaseaduses esitatud metsamaa definitsioonile on hõlmatud metsaökosüsteemide all, siis siin ja edaspidi käsitletakse sooökosüsteemina eeskätt lagesoid.



Joonis 3.22. Sooökosüsteemide seisund

Turvas- ja turvastunud mullad on Eestis laialt levinud. Mullastikukaardi (1 : 10 000) alusel on turvastunud muldade osakaal 6,3% ja turvasmuldade osakaal 24,6%, millest madalsoomuldasiid 13,8%, siirdesoomuldasiid 3,7%, rabamuldasiid 5,7% ja lammimuldasiid 1,4%. Väga õhukesed turvasmullad (13,3%) on keskkonnamuutuste suhtes kõige tundlikumad ja sooökosüsteemina põllumajandusliku või metsandusliku kuivenduse tõttu suures osas pöördumatult kahjustunud. Õhukesed turvasmullad moodustavad 20,9% ja sügavad turvasmullad 65,8% kõigist turvasmuldadest.

Sügavate turvasmuldade puhul on peamiseks surveteguriks rabades turba kaevandamine, mille kogupindala on kaevanduslubade (2022. a lõpu seisuga turbakaevandamise lubadega aktiivsed mäeeraldised, vt ka tabelit 3.30) alusel 36 699 ha. Kuivendamata (kuivenduskraavist kaugemal kui 100 m) madalsoo- ja siirdesoomuldasiid on säilinud alla 10%, rabamuldadest on kuivendusest mõjutamata ligi 60%. Kõige enam on heas seisundis siirdesookooslusi säilinud Emajõe-Suursoos ning Loode-Eestis.

3.3.6. MAISMAAÖKOSÜSTEEMIDE SEISUND – TULEMUSED

Seisund on hinnatud neljal maismaaökosüsteemil: mets, soo, niit, põld. Muuhulgas said seisundiklassi määrangu paljud ELME1 kaardil olnud valged laigud. Osa maismaaökosüsteemide pindalast jäi siiski ka seekord neis kohtades seisundihinnanguta, kus andmed seisundi hindamiseks puudusid.

ELME2 seisundikaardi (versioon 4.2) detailsed jaotused ökosüsteemide üldistesse klassidesse on esitatud tabelis 3.15. Joonis 3.23 kujutab üldiste seisundiklasside protsentuaalset jaotust peamiste ökosüsteemitüüpide kaupa. Lisaks on aruandega koos esitatud kiht, kus on detailsete

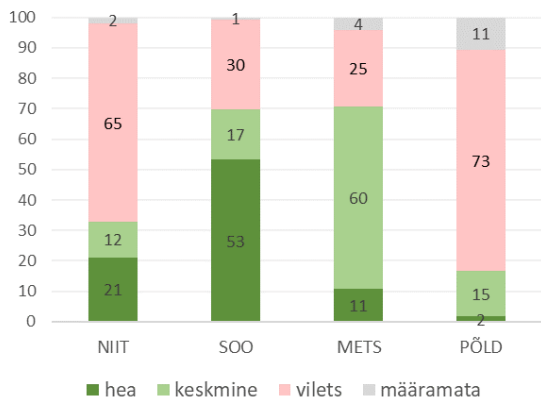
ökosüsteemitüüpide jaotus detailsetesse seisundiklassidesse. **Joonis 3.24** näitab detailsematesse klassidesse jaotatud seisundiklasside esinemist ökosüsteemide kaupa ja ning **Joonis 3.25** üldisema jaotuse alusel koondatud seisundihinnanguid ökosüsteemide kaupa.

Kuna ELME2 raames täiustati ELME1 raames välja töötatud hindamismetoodikat, siis otsesid võrdlusi (muutuste hindamist) ELME1 tulemusega teha ei saa.

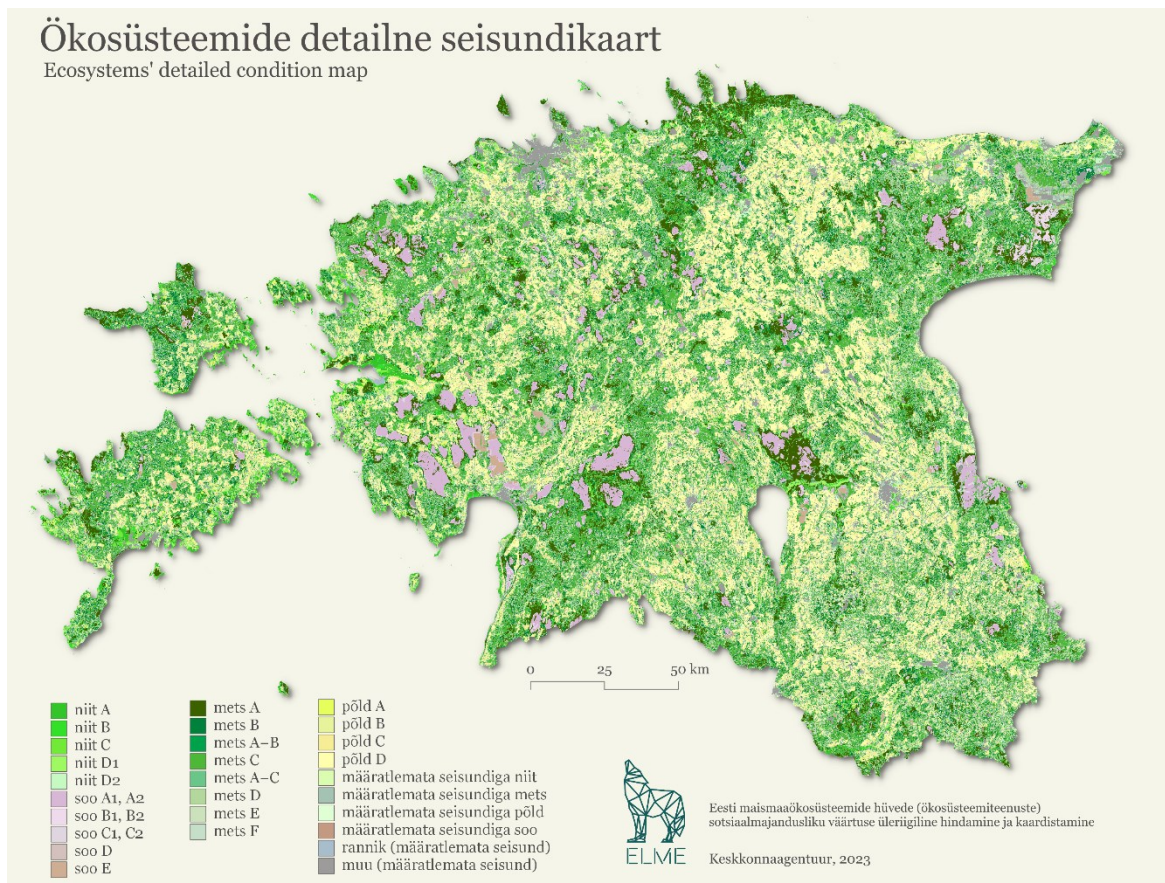
Tabel 3.15. ELME2 seisundikaardi (versioon 4.2) detailsed jaotused ökosüsteemide üldistesse klassidesse

ELME2 seisundikaart (vs 4.2)	Üle-eestiline pindala (ha)	% ökosüsteemi kogupindalast	ELME2 üldistatud seisund	% ökosüsteemi kogupindalast
niit A	37 171	13	HEA	21
niit B	23 637	8		
niit C	33 561	12	KESKMINE	12
niit D1	115 847	40	VILETS	65
niit D2	71 089	25		
niit seisundita	5653	2	määramata	2
soo A	139 836	53	HEA	53
soo B	43 688	17	KESKMINE	17
soo C*	34 509	13	VILETS	30
soo D	20 810	8		
soo E	22 418	9		
soo seisundita	1566	1	määramata	1
mets A	272 443	11	HEA	11
mets A–B	501	0,02	KESKMINE	60
mets A–C	170 328	7		
mets B	305 675	12		
mets C	1 032 301	41		
mets D	294 775	12	VILETS	25
mets E	277 945	11		
mets F	58 189	2		
mets seisundita	102 826	4		
põld A	19 205	2	HEA	2
põld B	156 234	15	KESKMINE	15
põld C	301 901	29	VILETS	73
põld D	466 258	44		
põld seisundita	112 564	11	määramata	11

* peaaegu kõik kuivendusest mõjutatud alad (klassid B ja C) hakkavad metsastuma ja liiguvad töös kasutatud süsteemi järgi (puistu kõrgus väljaspool metsaregistrit 5 m ja pindala 0,05 ha) automaatselt metsaökosüsteemiks. Seega edaspidi soode seisundiklass saabki olla sisuliselt vaid A, D või E, kõige olulisemad ja suurima taastamispotentsiaaliga B ja C on liikunud soode ökosüsteemide hulgast metsaökosüsteemide alla (vt ka ptk 3.2.9). Vajab edasist arutelu ja võimalikku baas- ja seisundikaardi täpsustamist lisakriteeriumiga, mis võimaldaks puistud, mis sisuliselt siiski on sood, võtta arvesse soode, mitte metsana.



Joonis 3.23. ELME2 ökosüsteemide seisundikaardil (versioon 4.2) seisundiklasside protsentuaalne jaotumine ökosüsteemide peamistes klassides



Joonis 3.24. ELME2 detailised seisundiklassid ökosüsteemide peamiste klasside kaupa

Ökosüsteemide üldine seisundikaart

Ecosystems' general condition map

- Hea
- Keskmise
- Vilets
- Määramata
- Hindamata



Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste)
sotsiaalmajandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine
Keskonnaagentuur, 2023

Joonis 3.25. ELME2 üldistatud seisundiklassid ökosüsteemide peamiste klasside kaupa

3.4. KÄESOLEVA TÖÖ RAAMES HINNATUD LOODUSE HÜVED

3.4.1. HÜVEDE HINDAMISE ÜLDINE RAAMISTIK

Töö käigus töötati läbi võimalik hüvede hindamise metoodika, selleks koondati andmeid kirjandusest ning teiste riikide kogemusest ja töötati välja Eestile sobivad lähenemised. Koostati hüvede biofüüsikalised andmekihid (kus ja milline ökosüsteem millises ulatuses vastavat hüve "pakub"). Ekspertteadmiste, kirjanduse ning teiste riikide kogemuse põhjal töötati välja võimalikud majandusliku väärtuse hindamise metoodikad ning tuginedes biofüüsikalistele andmekihtidele koostati majandusliku väärtuse (võimalusel rahalise väärtuse) koondhinnangud, leiti ühikuhinnad ja koostati kaardikihid (enamasti baaskaardi kaardistusüksuse tasemel). Töös on esitatud ka tulemuste tõlgendused, järeldused ja arutelu, sh kasutatavate metoodikate (võimalikud) puudused, kasutuskonteksti mõjud ja töö tulemuste võimalikud kasutusvaldkonnad.

3.4.1.1. HÜVEDE KAARDISTAMISE RUUMI- JA AJASKAALA

Valdavalt pärinevad töös kasutatud andmestikust perioodist 2019–2022, baasaastana on kasutatud 2022. aastat. Töö keskendub Eesti maismaökosüsteemidele ning kus vähegi võimalik, püüti läbi viia ülepinnalisi analüüse (v.a asulad, õuealad ja veekogud). Ruumiliselt on suurem osa hüvede andmestikke viidud 10 × 10 m piksli tasemele, mis on ka baaskaardi ja seisundikaardi kaardistusüksuse suurus. Hüvede kaardistamisel on sarnaselt baaskaardiga kasutatud referentsvõrguna Statistikaameti statistilist ruutvõrku (1 × 1 km)⁷, mis rasteriseeriti 10 m ruumilahutusega rastroiks. Kuna Statistikaameti ruutvõrk ei järgi Eesti tegelikku rannajoont, siis rannajoone täpsustavaks aluseks võeti Maa-ametist omavalitsuste andmekiht (12.10.2022 seisuga) ning rasteriseeriti eelnevalt loodud ruutvõrgu rastroiga joondades 10 m ruumilahutusega rastroiks. Seda rastroit kasutati kõikide hüvede kaardikihtide referentsvõrguna ning kõik kaardikihid joondati sellele vastavaks.

3.4.1.2. HINNATUD HÜVED

Antud töö raames hinnati looduse hüvede majanduslik väärtus või kujundati majanduslikku väärtust väljendavad indikaatorid **tabelis 3.16** esitatud hüvedele. Täpsemalt on iga hüve hindamiseks kasutatud indikaatorid ja rakendatud meetodid lahti kirjutatud järgnevates peatükkides. Looduse hüvede ja indikaatorite valikul on lähtutud eelkõige tellija etteantust, nende olulisusest ja nende hindamise-kaardistamise võimalikkusest. Võimalusel täiendati käesoleva töö raames ka ELME1 projektist pärinevaid alusandmeid (kaardikihte), sellisel juhul on hüvede hindamise metoodikates lahti kirjutatud ka kaardikihtide täiendamisel rakendatud metoodika.

⁷ https://metadata.geoportaal.ee/geonetwork/srv/est/catalog.search#/metadata/stat_grid

Tabel 3.16. Töö raames käsitletud looduse hüved ja indikaatorid. CICES klassifikatsiooni (vs 5.1) koodi esimene number näitab hüvede gruppi (1 – varustav, 2 – reguleeriv/säilitav, 3 – kultuuriline). Sama hüve võib kuuluda mitmesse erinevasse gruppi (tabelis paigutatud grupi juurde, kus tavapäraselt on selle peamine käsitlus)

Hüvede grupp	CICES kood	Loodushüve	Biofüüsikalised sisendindikaatorid	Majandusliku väärtuse hindamise indikaator
Reguleerivad ja säilitavad hüved	2.2.2.2 2.2.2.3	Elupaikade pakkumine	Koondindeks ökosüsteemi näitajatest: <ul style="list-style-type: none"> • seisund; • sidusus; • unikaalsus; • kaitsealuste liikide olemasolu 	Mitterahaline koondindeks
	2.2.6.1	Globaalne kliima-regulatsioon	Orgaanilise süsiniku varu mullas	Süsinikuekvivalendi ETS ja sotsiaalse kulu ning ärahoitud kahju hind
			Süsiniku varu metsa (sh soometsa ja puissoo) maapealses (tüved, oksad) ja maa-aluses (juured) puitses biomassis	Süsinikuekvivalendi ETS hind, tüvede ja okste puhul ka sotsiaalse kulu hind ja puidu turuhind taandatuna süsiniku sisaldusele
			Süsiniku varu pärandniidu maapealses puitses biomassis	Süsinikuekvivalendi ETS ja sotsiaalse kulu hind ning puidu turuhind taandatuna süsiniku sisaldusele
			Kasvuhoonegaaside (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O) vood	Süsinikuekvivalendi ETS ja sotsiaalse kulu hind
	2.2.6.2	Mikrokliima regulatsioon	Maapinna temperatuuri reguleerimise võime eri kooslusetüüpide poolt	Vajab edasist arutelu
	2.2.1.3	Veevoogude reguleerimine	Mullas veevoogude reguleerimisvõime maht ehk veevoogude puhverdusvõime	Mullas potentsiaalselt mahutatava veehulga tehiseveehoidlas hoidmise kulu
			Kuivendatud lammimuldade osakaal	Lammisoo taastamise hind
	2.1.1.2	Õhusaaste puhverdamine	Õhusaaste (PM _{2,5}) puhverdamisvõime eri kooslusetüüpide poolt	Ärahoitud tervisekulu väärtus koosluseti
	2.2.1.1 2.2.6.1	Ainevoogude reguleerimine – erosioonikontroll	Orgaanilise süsiniku ärakanne mullaerosiooniga	ETS hind
			Fosfori ärakanne mullaerosiooniga	Väetiste kasutamise ärahoitud kulu Eutrofeerumisest tekkiva kahju ärahoitud kulu
	2.2.5.1 5.1.1.3	Vee puhastamine / veekaitse	Fosfori ärakande pidurdamise potentsiaal veekogude kaldapuhvrites	Ärahoitud kulu
	2.2.3.1	Looduslik bioloogiline tõrje	Maastikuelementide jt elurikkust toetavate tegurite mõjualade osakaal põllul	Pestitsiidide kasutamise ärahoitud kulu
	2.2.2.1	Tolmeldamine	Tolmeldamispotentsiaal (ökosüsteemide tolmeldamishüve pakkumine) Tolmeldajatest sõltuv põllukultuuride saagikus	Tolmeldamisest sõltuva saagi turuhind

Varustavad hüved	1.1.1.1	Toit ja sööt põllult	Mulla reaaloniteet	Viljaka mulla asendamise hind
	1.1.5.2 1.1.5.3	Puidutooraine	Maapealne puitne biomass kokku ja eraldi sortimentidena metsas ja soos ning pärandniitudel	Eri sortimentide turuhind
	1.1.5.2 1.1.5.3 2.2.6.1	Turvas	Kaevandatava ja turustatava turba kogus	ETS ja sotsiaalse kulu hind
	1.1.5.1 1.1.5.2 1.1.5.3 1.1.6.1 1.2.1.1	Loodusannid, looduse kõrvalkasutus	Toit looduslikest taimedest (seened, metsamarjad, pähklid; teised toiduks ja ravimiks kogutavad taimeosad; kasemahl) Materjalid looduslikest taimedest, sh energiaks (kodu kaunistamine, kunstiline tegevus, meisterdamine, tähtpäeva traditsioonid: kuuse või kase tuppatoomine, tarbeesemed, nagu saunavihad, mööbel; ehitusmaterjalid, aiandusmaterjalid) Paljundusmaterjal looduse taastamiseks Toit looduses elavatelt loomadelt	Turuhind Väljendatud kasutuse abil kasutusväärtuse hindamine, kus võimalik, ka koguväärtuse hindamine
	3.1.1.1 3.1.1.2 3.1.2.1 3.1.2.2 3.2.1.2	Virgestushüved ja loodus-harrastused Loodusturism Looduse tervisehüved	Virgestustegevus ja -väärtus Realiseerunud loodusturism (sh jahiturism) Loodusturismi potentsiaal Looduses liikumise ajakulu Kaitstavate alade külastused	Loodusharrastustele tehtavad tarbijakulutused Kulutused koosluseti Loodusturismiga kaasnevad tarbijakulud Kulutused koosluseti Ärahoitud tervisekulu
Kultuurilised hüved				

ELME2 aruande valmimise ajal on **EUROSTAT**i juhtimisel seoses tulevase ökosüsteemide arvepidamise kohustuslikuks muutumisega (Euroopa Parlamendi ja nõukogu 6. juuli 2011. aasta määrusesse (EL) nr 691/2011 Euroopa keskkonnamajandusliku arvepidamise kohta lisatakse ökosüsteemi moodul) käimas üle-euroopalised arendustööd, milles osaleb Statistikaameti juhtimisel ka Eesti. Kohustuslikku raporteerimist kavandatakse hetkel järgmiste hüvede puhul: 1) põllukultuuride pakkumine (kogusaagikus), 2) tolmeldamine (panus põllukultuuride saagikusse ehk põllukultuuride saak, mis on looduslikest putuktolmeldajatest), 3) puidu pakkumine (juurdekasv), 4) õhu puhastamine (ökosüsteemide poolt eemaldatud õhusaasteainete kogus), 5) globaalne kliimaregulatsioon (süsiniku sidumine ja varu ökosüsteemides, sh mullas), 6) kohaliku kliima regulatsioon (temperatuuri alandamine kuumalainete ajal roheliste alade poolt linnades), 7) looduspõhine turism (öobimised, mida saab seostada looduses käimisega). Kõik nimetatud hüved on hindamisel ja kaardistamisel ka ELME2-s, kuid esineb meetoodilisi erinevusi. EUROSTAT on koostanud meetoodilised juhised biofüüsikaliseks kaardistamiseks, kuid need meetoodikad pole veel lõplikult paigas ning on testimisel. Selge on, et nn biofüüsikaline kaardistamine-hindamine (kogused), muutub aga tulevikus vähemalt nimetatud näitajate osas kohustuslikuks, rahalise hindamise osas on liikmesriikidel veel rohkelt eriarvamusi ning pole selge, kas see kohustuslikuks üldse muutub. Käimas on siiski ka rahalise hindamise osas testimisperiod, kus erinevad riigid testivad eri meetoodikaid, sh Eesti (Statistikaamet).

3.4.1.3. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE POTENTSIAAL, KASUTUS, NÕUDLUS

Kui ELME1 raames keskenduti looduse hüvede pakkumise n-ö looduslikule *potentsiaalile* (pakkumine olenemata kasutusest ja nõudlusest), siis ELME2 puhul oli käsitlus laiem ehk vajadusel hinnati-kaardistati ka *kasutust* ja kaasati *nõudluse* aspekt. Nõudluse kaasamiseks töötati välja järgmine lähenemine.

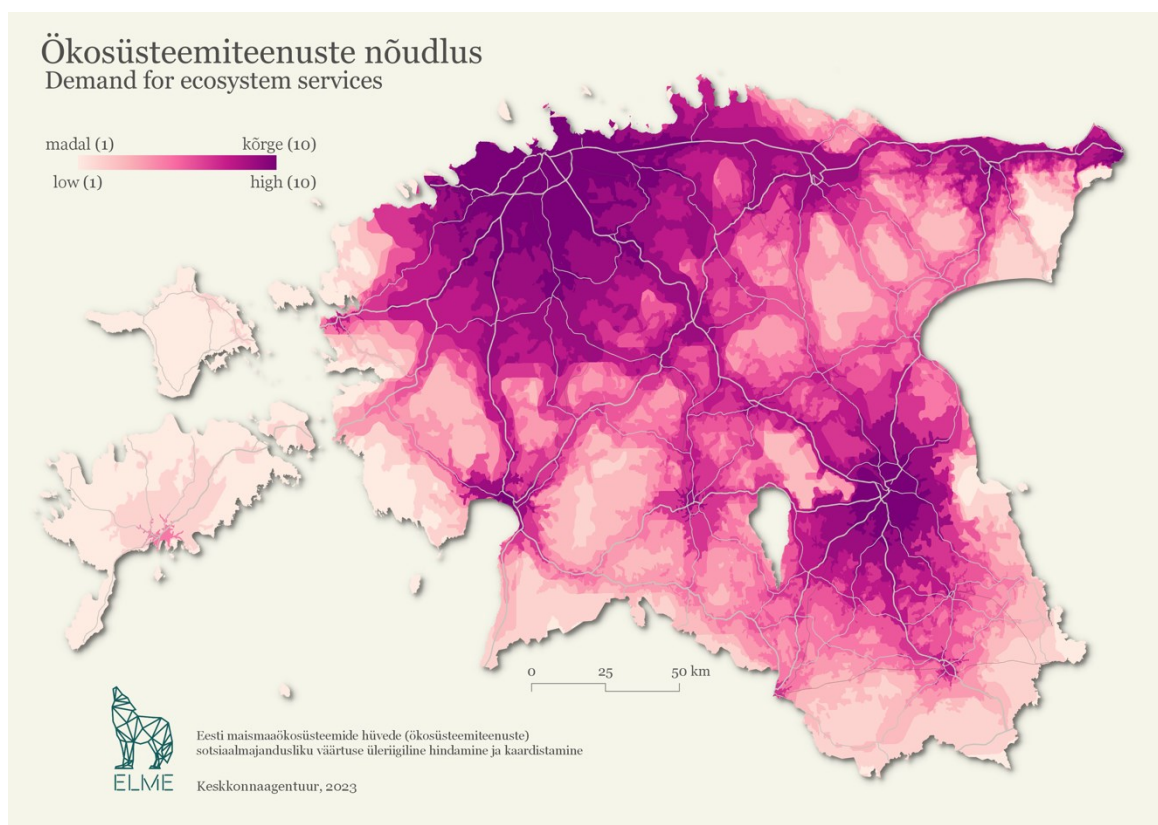
Kajastamaks teoreetilist nõudlust ökosüsteemiteenuste järgi, modelleeriti rahvaarvu ja ligipääsetavuse alusel ökosüsteemiteenuste nõudluse kaardikiht (**joonis 3.26**). Ökosüsteemiteenuste nõudluse kaardikihi töövoog oli järgmine (**joonis 3.27**):

1. Linnalistele aladele lisati ruumilise päringu kaudu nendega lõikuvate Statistikaameti 2021. aasta rahvaarv ruutvõrgus summeeritud rahvaarv.
2. Seejärel genereeriti suurematele linnaliste alade polügonidele tsentroidid. Kokku oli tsentroidide 51: 46 linna ja viis Kohtla-Järve eraldiseisvat linnaosa (Ahtme, Järve, Kukruse, Oru ja Sompä). Iga tsentroidi jaoks genereeriti HERE API abil kümneminutilise intervalliga ja viietunnise maksimaalse ulatusega isojooned, mis näitavad, kui kaugele sõiduauto vastava aja jooksul jõuab.
3. Seejärel arvutati iga isojoone P_t leiti valemi

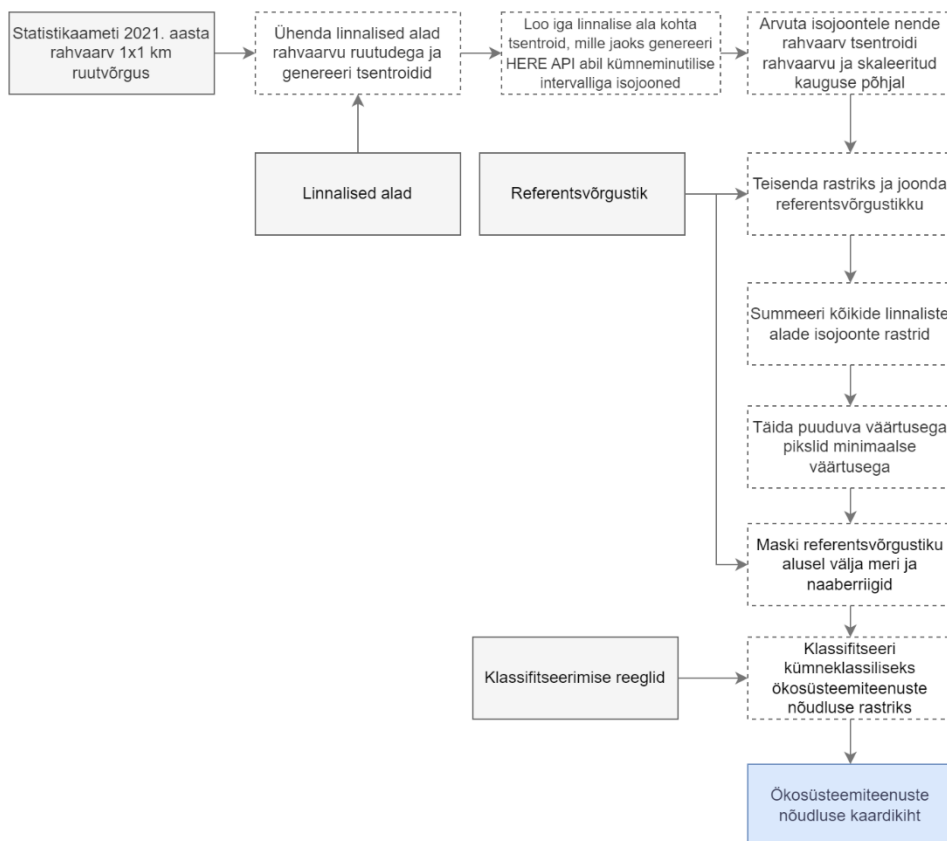
$$P_t = \frac{P_c}{t_s^3}$$

alusel, kus P_c on linnalise ala tsentroidi rahvaarv ja t_s on isojoone skaleeritud ajaline kaugus (1–10) tsentroidist.

4. Saadud isojooned teisendati referentsvõrgustiku alusel rastriks.
5. Kõikide linnaliste alade tsentroidide isojoonte rastrid liideti kokku üheks ökosüsteemiteenuste surve rastriks.
6. Puuduvad pikslid täideti minimaalse olemasoleva skaleeritud rahvaarvu väärtusega (41), kasutades kihi ulatusena referentsvõrgustikku.
7. Referentsvõrgustiku põhjal maskiti välja meri ja naaberriigid.
8. Saadud kihi väärtused klassifitseeriti ümber kümnesse klassi, kus 1 on madalaim ja 10 kõrgeim ökosüsteemiteenuste nõudlus.



Joonis 3.26. Ökosüsteemiteenuste nõudluse kaart



Joonis 3.27. Ökosüsteemiteenuste nõudluse kaardikihi loomise töövoog

3.4.2. REGULEERIVAD JA SÄILITAVAD HÜVED

3.4.2.1. ELUPAIKADE PAKKUMINE

Elupaikade pakkumine: hüve kirjeldus

Elupaikade pakkumise hüve moodustavad looduse need omadused, mis tagavad bioloogilise mitmekesisuse säilimise läbi liikidele sobivate elutingimuste olemasolu ja asurkondade järelkasvu võimaldamise. Elupaikade pakkumise hüve hõlmab nii liikide ning nende elujõuliste asurkondade säilimist, aga ka geneetilist mitmekesisust ja genofondi säilimist ning fülogeneetilist mitmekesisust ja evolutsioonilise potentsiaali säilimist. Elupaikade pakkumise hüve tuleb hinnata ja seda ka ruumikasutuses arvestada seetõttu, et tegu on inimesele ja ülejäänud loodusele hädavajaliku n-ö baasiks oleva reguleeriva hüvega - ilma looduse mitmekesisuse säilimiseta ei ole tagatud looduslike protsesside ja funktsioonide toimimine ning kõigi teiste looduse poolt pakutavate hüvede pakkumine.

Eestis elab hinnanguliselt 40 000 hulkrakset liiki. Ühte ruumi jagavad, läbi aine- ja energiavoogude ning ökoloogiliste suhete omavahel ning abiootiliste keskkonnatingimustega seotud liigid moodustavad ökosüsteeme ehk elupaikasad. Paljud liigid kasutavad oma elutsükli läbimiseks ka mitmeid erinevaid elupaikasad. Kuigi piirid on 'hägusad', saab elupaikasad laias laastus grupeerida klassidesse (metsad, niidud), täpsematesse elupaikade tüübirühmadesse (nt salumetsad, lamminiidud) või veelgi täpsemalt taimkatte kasvukohatüüpide alusel (nt sinilille kasvukohatüüp, märke lamminiidu kasvukohatüüp, vt nt Paal 1997).

Elupaiga pakkumise hüve on hea, kui elupaigad on heas seisundis ehk saavad pakkuda ökosüsteemiga seotud elustikule heade kasvu-, toitumis- ja paljunemispaike olemasolu ja toetada asurkondade piisavat suurust ja elutsükli läbimiseks vajalikke liikide- ja isenditevahelisi suhteid. Olulisteks teguriteks, mis määravad iga ökosüsteemi sobivuse talle iseloomulike liikide elupaigana, on ökosüsteemi ökoloogiline seisund (kas olulised ökosüsteemi aine- ja energiaringetes osalevad liigid/troofilised tasemed on piisavalt esindatud ja asurkonnad heas seisundis ehk piisavalt suured, geneetiliselt mitmekesised, piisava järelkasvuga jne), ning ökosüsteemi ja seal elavaid liike negatiivselt mõjutavate tegurite vähesus. Elupaikasad negatiivselt mõjutavad tegurid on enamasti antropogeensed: saaste, ökosüsteemi osade või liikide ülemäärane kasutus (raie, jaht, kalapüük, abiootiliste ressursside ammutamine jms), invasiivsete liikide levik, kliimamuutuse mõjud, elupaiga füüsiline kadumine või kahanemine, killustatus ja vähene ühendatus teiste sarnaste elupaikadega (vähene sidusus). Heas seisus elupaigad on need, kus valitsevad antud ökosüsteemile stabiilse seisundi tagamiseks sobilikud iseloomulikud tingimused, mis ei ole liialt isoleeritud ja väikesed või erinevate inimtekkeliste tegurite poolt kahjustatud.

Elupaikade pakkumine: hüve kirjeldamise meetoodika

Projektmeeskond kaardistas esmalt tingimused, millele elupaikade pakkumise mõõdik(ud) peaks vastama:

- 1) Mitteolenevus ökosüsteemi tüübist – eri liigid asustavad eri ökosüsteeme ning ei ole põhjendatud näiteks looduslikult liigivaese raba pidamist liigirikkast madalsoost vähem

väärtuslikuks elupaigaks, või viimase pidamist vähem väärtuslikuks puudega seotud elustikku hõlmavast põlisest metsast;

- 2) Piisava ruumimastaabi hõlmamine – selleks, et elupaigad täidaksid oma funktsioone asurkondade ja koosluste säilitamisel, peab neil lisaks lokaalsele kvaliteedile olema ka piisav pindala ja sidusus.
- 3) Elupaiga roll suuremas mastaabis – elupaiga unikaalsus (asendamatus, haruldus) kas üle-eestilises või maastikulises kontekstis. Näiteks väikese levikuga ökosüsteemitüübi (nt puisniidu, vähese levikuga metsaelupaiga, allikasoo) säilinud elupaigalaigud on elupaiga pakkumiselt mõnevõrra olulisemad kui laiema levikuga ökosüsteemi osad. Samas on väga üksluistes ja kahjustunud maastikes (nt suurtes põllumajandusmaastikes) ka laiema levikuga ökosüsteemide elupaigalaigud ebaproportsionaalselt suure kaaluga piirkonnas elupaiga pakkumisel. Unikaalsus aga ei kaalu üles elupaiga kvaliteeti ehk seisundit: haruldane kehvas seisus elupaik on väärtuslik eeskätt taastamise seisukohalt ning rakendused peaksid esimesena olema suunatud hoopis elupaikade haruldaseks muutumise või kahjustumise ärahoidmisele (st tähtis on fookus seada ka tavalisematele, aga heas seisundis ja funktsionaalsetele elupaikadele);
- 4) Üldistusvõime eri elustikurühmadele, mille põhivõimalused on nende hõlmamine ökosüsteemi tasemel või teisi esindavate, hästi tuntud ja väärtustatud indikaatorrühmade kasutamine;
- 5) Olemasolevate andmete, sh ELME projekti varasemate andmete tõhus kasutamine.

Eeltoodust lähtuvalt töötati metoodika kujundamiseks kahe põhilise mõõdikuklassiga – ökosüsteemi omadused (ökosüsteemide seisund, sidusus ja unikaalsus) ning alasid asustavad kaitstavad liigid. Majanduslikku väärtust antud hüvele ei ole võimalik leida, hüve on väljendatud suhtelise mõõdikuna vahemikus 1–10. Väiksemad hinnangud kirjeldavad kohti maastikus, mis on suure tõenäosusega elupaiga pakkumise seisukohast madala väärtusega, suuremad aga olulisemaid paikasisid. Maksimumväärtusest 10 moodustab 60% ökosüsteemide seisundihinnang, 20% ökosüsteemide sidususe hinnang, 10% ökosüsteemi unikaalsuse hinnang ning 10% kaitstavate liikide esinemine.

Järgnevalt on kirjeldatud kasutatud mõõdikuid ja nende panust elupaigaseisundi hüve väärtuse kujunemisse. Täpsem metoodiline kirjeldus hüve hindamisest on antud peatükis 'Elupaikade pakkumine: hüve kirjeldamise tehniline töövoog'.

A) **Ökosüsteemide seisund.** Kasutati ELME raames ökosüsteemidele antud seisundihinnangut 10 × 10 m piksli tasemel (seisundiklassid A–F). Seisundiklasside määramise kohta loe lähemalt peatükist 'Ökosüsteemide seisundi hindamise üldine metoodika'.

B) **Ökosüsteemide sidusus.** Heas seisundis (A–C klassis) olevate looduslike ja pool-looduslike ökosüsteemide sidusus ehk omavaheline ühendatus. Hea sidusus ehk heas seisus elupaikade piisav hulk ja ühendatus maastikus toetab liikide levimist, asurkondade elujõulisust ja aitab säilitada geneetilist mitmekesisust. Maastikus piisavalt lähedal olevad heas seisus elupaigad pakuvad tuge ka kehvas seisus elupaikadele – hea sidususe korral on ka kahjustatud ja kehvas seisus elupaikadel elustiku seisund parem ja taastumisvõimalused oluliselt suuremad. Madal sidusus ehk olukord kui elupaigad on maastikus heas seisus elupaikadest väga kaugel (suur killustatus) kahandab aga ka

lokaalselt kõrgekvaliteediliste elupaikade funktsionaalsust (Mitchell *et al.* 2013) – muidu heade näitajatega elupaigad, mis on teistest elupaikadest väga kaugel, paratamatult vaesuvad. Samas tuleb aga ka arvestada, et heas seisus ökosüsteemide fragmendid muidu ebasobivas maastikus on väga olulised elupaigasaared, mistõttu tuleb esile tõsta ka väga väikese sidususega heas seisus elupaikade ebasproportsionaalselt olulist rolli vaesunud maastikes elustikule veel viimaste refuugiumite pakkujana.

C) **Ökosüsteemi unikaalsus** – ökosüsteemitüübina (ELME baaskaardi elupaigatüüpide jaotus) toimimise unikaalsus ökosüsteemiklassi piires. Määratleb haruldasemad ökosüsteemid, sõltumata seisundihinnangust.

D) **Ala asustavad kaitstavad liigid**. Täiendab eelmisi mõõdikuid arvestusega, et ökosüsteemi üldseisund ei anna tingimata edasi elupaigaväärtust konkreetsetele, ühiskondlikult (sh poliitiliselt) kõrgelt väärtustatud liikidele. Lisaks on liikidel ka indikaatorväärtus, ohustatud või kaitsealuste liikide esinemine viitab ka ökosüsteemi üldistele omadustele ning potentsiaalselt suuremale sobivusele ka teiste elupaigale iseloomulike liikide esinemiseks. Antud mõõdikuks on valitud Eesti kaitsealuste liikide leiukohad. Mõõdiku kasutamise plussiks on ühene seos õigusaktidega (looduskaitseadus) ning vastavalt riikliku andmekogu olemasolu ja selle eeldatav jätkusuutlikkus. Väljakutseks jääb, et kaitsealuste liikide esindatus EELIS andmebaasis on Eestis piirkondlikult ja elustikurühmadelt ebaühtlane, näiteks on liikide esinemine kaitstavatel aladel paremini dokumenteeritud kui väljaspool kaitstavaid alasid.

Võimalike mõõdikutena kaalusime ka teisi näitajaid, kuid jätsime need kasutamata. Näiteks võib rakendada ohustatud liikide levikumustreid. Lähenemine eeldab ohustatud liikide elupaigamudelite loomist, sest liikide leiukohad ei ole piisavalt detailselt kaardistatud. Asjakohane oleks ka elupaikade tunnusliikide või indikaatorliikide elupaigamudelite kasutamine (vt nt ELME1 analüüsid, Helm *et al.* 2021), mille abil on võimalik moodustada elupaikade oluliste näitajate kaupa nõ elupaigadimensioonid (nt kõdupuiduga seotud liikide tõenäolised elupaigad, hooldatud niitudega seotud liikide tõenäolised elupaigad jne), mis omakorda saavad täiendada elupaiga pakkumise hüve hindamist. Lisaks kaalusime lindude arvukuse ja mitmekesisuse indeksi lisamist, standardiseerituna ökosüsteemiklasside või ka -tüüpide vahel. Lindudega seotud näitajaid on tunnustatud looduskaitsemõõdikutena kasutatud paljudes keskkonnavaldkondades. Linnud asustavad kõiki käsitletavaid ökosüsteemiklasse ning nende kohta käiv andmestik on Eestis üle erinevate liigirühmade ilmselt keskeltläbi kõige parem, hõlmates ka arvukuse näitajaid.

Elupaikade pakkumine: hüve kirjeldamise tehniline töövoog

Elupaikade pakkumise hüve hinnang esitatakse kategoorilise väärtusena vahemikus 0...10, mis on saadud nelja mõõdiku abil: ökosüsteemi seisund (moodustab kuni 60% koondväärtusest), ökosüsteemi unikaalsus (10%), sidusus (20%), kaitstavate liikide esinemine (10%).

Ökosüsteemi seisund. Mõõdik annab kuni 6 punkti koondhinnangu vahemikust 0...10. Seisundiklasside ja ökosüsteemide vahel jagunevad punktid järgnevalt, täpsem jaotus on esitatud **lisas Z** olevas tabelis.

- a) **6 punkti** – väga heas ökoloogilises seisus pärandniidud, metsad ja sood;
- b) **5 punkti** – heas seisus pärandniidud, metsad ja sood;
- c) **4 punkti** – keskmises seisus pärandniidud, metsad ja sood, elupaigadirektiivi rannikukooslused, heas seisus väärtuslikud püsirohumaad.
- d) **3 punkti** – viletsas seisus pärandniidud, metsad ja sood, niisked ja kuivad muud keskmises seisus rohumaad, heas seisus püsirohumaad, roostikud, muud teadmata seisundis rannikualad.
- e) **2 punkti** – antropogeensed potentsiaalselt elupaika pakkuvad ökosüsteemid – heas seisus põllud, püsiluultuuride alad, teadmata kasutusega põllumaad (enamasti hüljatud), teadmata või viletsas seisus ökosüsteemid, taimkattega karjäärialad, õuealad.
- f) **1 punkt** – viletsas seisundihinnanguga püsirohumaad, põllud.
- g) **0 punkti** – jääksoo, turbaväli, taimkatteta karjäärid.

Ökosüsteemi sidusus. Mõõdik annab kuni 2 punkti koondhinnangu vahemikust 0...10 (vt sidususe hindamise täpset metoodikat peatüki lõpust).

Elupaiga pakkumise hüve arvutamisel kasutati **loodusmaastiku sidususe hinnangut 1 km raadiuses** järgnevalt:

- a) **2 punkti** – kõik pikslid, mille 1 km raadiuse loodusmaastiku sidusus on >75...100%. Lisaks saavad väärtuse 2 kõik ökosüsteemi seisundihinnangu juures 6-4 punkti saanud pikslid (vt eelmine lõik), mis asuvad vähese sidususega maastikes sidususega 0...25, kuna nad on olulisteks astmelaudadeks ja elupaigasaarekesteks muidu elustikule sobimatus maastikus.
- b) **1 punkt** – pikslid, mille 1 km raadiuse loodusmaastiku sidusus on >50...75.
- c) **0 punkti** – pikslid, mille 1 km raadiuse loodusmaastiku sidusus on 0...50 (välja arvatud juhul kui tegu on 6-4 seisundihinnanguga piksliga sidususega 0...25, sel juhul saavad nad 2 punkti kui elupaigasaared).

Ökosüsteemi unikaalsus. Mõõdik annab 1 punkti koondhinnangu vahemikust 0...10.

- a) **1 punkt** – kõik elupaigad, mis on Eestis või Euroopas vähese levikuga ning mille säilinud alad on seetõttu oluliseks elupaigaks ökosüsteemidele iseloomulikule elustikule. Sellesse gruppi kuuluvad niidud, mille ökosüsteemi klassi on alla 1% kõigi looduslike koosluste pindalast (v.a servaniidud), sood, mille ökosüsteemi klassi pindala on alla 2% kogupindalast ja metsad, mille ökosüsteemi klassi pindala on alla 10% kogupindalast, kõik rannikukooslused (välja arvatud roostikud). Täpsem jaotus on esitatud **lisas Z** olevas tabelis.
- b) **0 punkti** – kõik ülejäänud maismaaelupaigad.

Looduskaitsealuste liikide esinemine. Mõõdik annab 1 punkti koondhinnangu vahemikust 0...10.

- a) **1 punkt** – kõik elupaigad, mille piksel kattub vähemalt kahe looduskaitsealuse liigi levialaga (EELIS andmebaas seisuga 08.09.2023). Arvestatakse taimede, loomade, seente ja samblike I, II ja III kategooria levialasid.
- b) **0 punkti** – kõik elupaigad, mille piksel kattub ühe või mitte ühegi looduskaitsealuse liigi levialaga (EELIS andmebaas seisuga 08.09.2023).

Sidususe hindamise meetodika

Sidususe hindamiseks kasutati ELME2 baaskaardi ja seisundikaardi põhjal arvatud **üle-eestilist loodusmaastiku sidusust 180 m, 1 km ja 3 km raadiuses**. Mõõdikuna kasutati keskmises ja heas seisus looduslike ja pool-looduslike ökosüsteemide osakaalu (%) iga 10 × 10m suuruse maismaal asetseva piksli ümber olevas vastavalt siis kas 180 m, 1 km või 3 km raadiusega ringikujulisel alal (vastavalt katmas 10 ha, 314 ha või 2827 ha).

Arvatud sidususe mõõdik jääb vahemikku 0...100, kus 0 näitab, et ümbritsevas maastikus ei ole üldse keskmises ega heas seisus ökosüsteeme, väärtus 100 aga näitab et kogu vastavas raadiuses olev ala on terves ulatuses kaetud keskmises või heas seisus ökosüsteemidega. Osakaalu arvutamisel võeti arvesse vaid maismaale jäävad pikslid, st et rannikualadel ei loetud ringi sisse jäävat veekogu sidususe arvutamise osaks. Ehk kui rannikul oleva rannaniidu ümber oli maismaale jääv osa tervikuna heas seisus niitudega kaetud, siis oli sidususe hinnang 100%, kuigi vaadeldavast alast suure osa võis moodustada meri.

Lisaks üldisele loodusmaastiku sidususele arvutati **sidusus eraldi kolmele peamisele ökosüsteemiklassile**: niiduökosüsteemidele, metsaökosüsteemidele ja märgaladele. Selleks arvutuseks kasutati sama skaalat ja meetodikat, aga proportsiooni arvutusse võeti vaid vastava ökosüsteemi heas seisundis alad, välja arvatud metsad, kus arvestati ka keskmises seisus alasid.

Sidususe aluskaartide arvutamiseks kasutati "terra" (versioon 1.7-39) (Hijmans 2023) paketti statistikaprogammis R (versioon 4.3.1 (2023-06-16)). Sidususe arvutamise skript ning arvutamisel kasutatud elupaigad ja seisundihinnangud nii loodusmaastiku sidususe kui ka kolme ökosüsteemiklassi sidususe kohta on esitatud aruande lisana.

Elupaikade pakkumine: tulemused

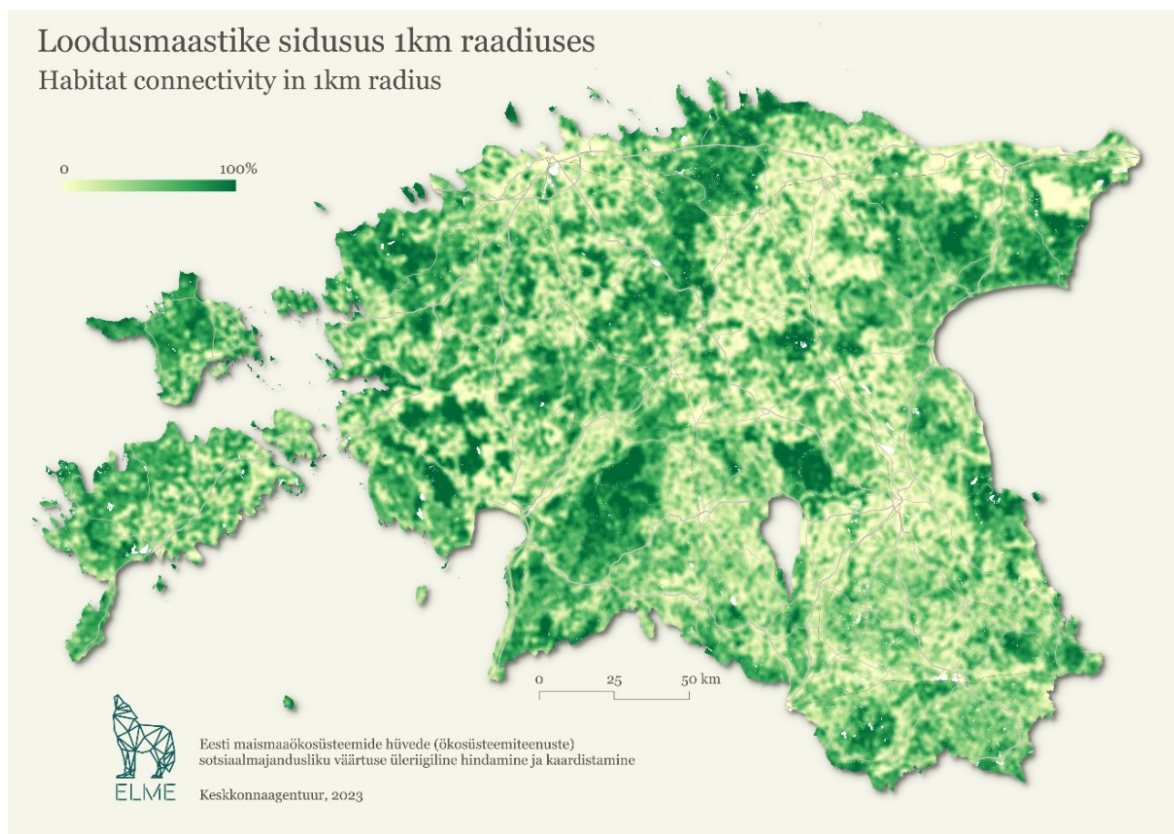
Loodusmaastike sidusus

Keskmesed loodusmaastiku sidususe näitajad erinevates ruumiskaalades ning kaitstavatel aladel ja neist väljaspool on antud **tabelis 3.17**. Üleeestiliselt on sidususe näitajad igas skaalas 47% kandis ehk iga elupaigapiksli ümber on selles ulatuses heas ja keskmises seisus elupaikasid. Kaitstavatel aladel on võrreldes väljaspool kaitstavaid alasid asetsevate elupaikadega sidusus olenevalt skaalast isegi kuni poole võrra parem, seda just väiksemates skaalades. Suuremates skaalades vahe pisut kahaneb, ka kaitstavate alade sidususe jaoks hakkavad rohkem mõjuma väljaspoole kaitstavaid alasid ulatuvad piirkonnad.

Tabel 3.17. Loodusmaastiku (kõik heas seisundiklassis ökosüsteemitüübid) ning erinevate ökosüsteemide heas seisundiklassis alade sidusus ehk sama tüüpi alade osakaal (%) iga piksli ümber 180 m, 1 km ja 3 km raadiuses

Loodusmaastiku sidusus (heas seisus elupaikade osakaal)	Sidusus 180 m raadiuses	Sidusus 1 km raadiuses	Sidusus 3 km raadiuses
Kogu Eestis	47,4%	47,3%	47,3%
Kaitstavatel aladel	80,2%	75%	67,5%
Väljaspool kaitstavaid alasid	39,7%	40,8%	42,6%
Rohumaade sidusus (heas seisus rohumaade osakaal rohumaade pikslite ümbruses)			
Kogu Eestis	16,4%	10,7%	6,9%
Kaitstavatel aladel	44,0%	28,0%	16,8%
Väljaspool kaitstavaid alasid	1,5%	1,5%	1,6%
Metsade sidusus (heas seisus metsade osakaal metsade pikslite ümbruses)			
Kogu Eestis	20,6%	17,5%	15,5%
Kaitstavatel aladel	50,6%	37,5%	27,3%
Väljaspool kaitstavaid alasid	13,2%	12,5%	12,6%
Soode sidusus (heas seisus soode osakaal soode pikslite ümbruses)			
Kogu Eesti	47,5%	36,2%	22,8%
Kaitstavatel aladel	65,8%	51,2%	32,4%
Väljaspool kaitstavaid alasid	13,4%	8,3%	5,1%

Joonisel 3.28 on toodud loodusmaastike sidususe näitajad 1 km raadiuses, mis on ruumiliselt seotud looduslikuma seisundiklassiga elupaikade levikuga ja nende omavahelise kaugusega. Parema sidususe poolest paistavad silma suured kaitstavad alad (Lahemaa rahvuspark, Matsalu rahvuspark, Alam-Pedja looduskaitseala, Soomaa rahvuspark, Emajõe Suursoo ning Pärnumaa ja Ida-Virumaa suured soolad). Vähem sidusad on maastikud Kesk-Eesti põllumajanduspiirkondades, Tartu ning Tallinna ümber.

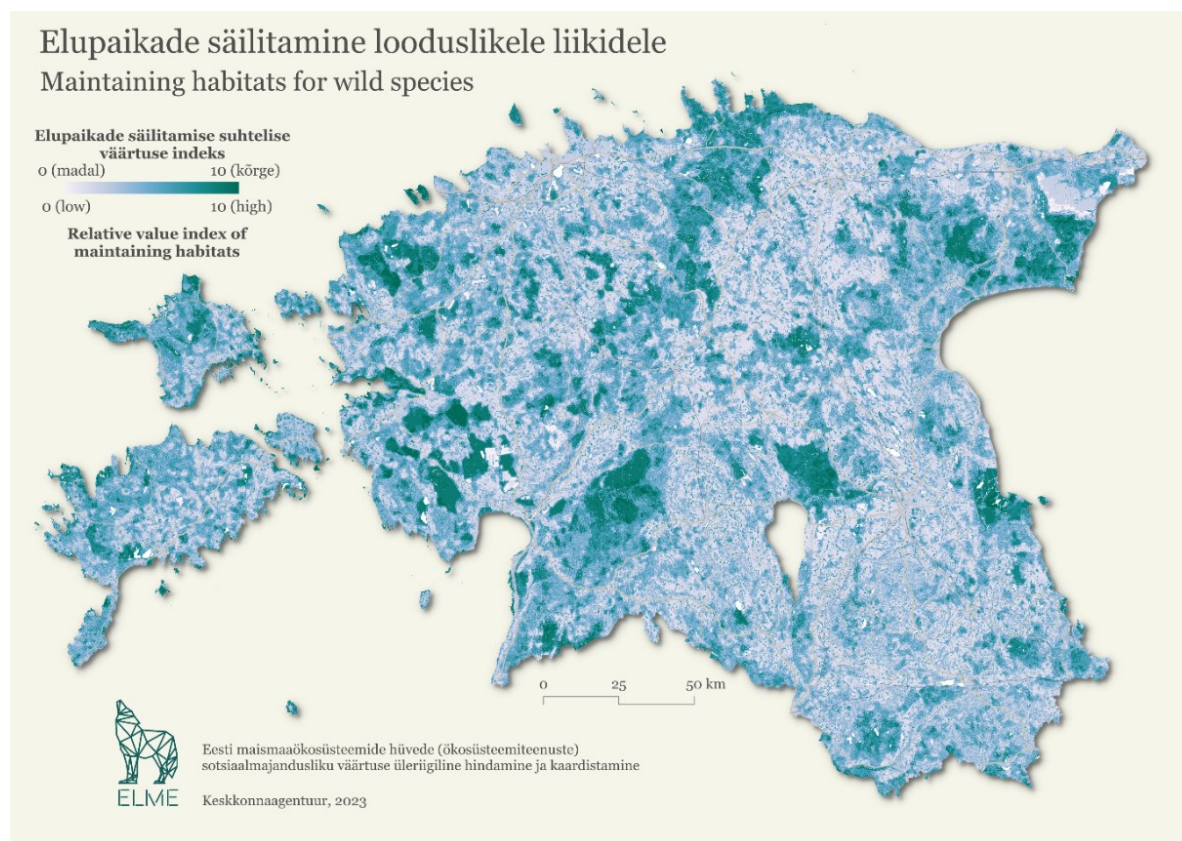


Joonis 3.28. Loodusmaastike sidusus 1 km raadiuses (protsent heas seisus maismaaelupaikasid iga vaadeldava elupaigapiksli ümber)

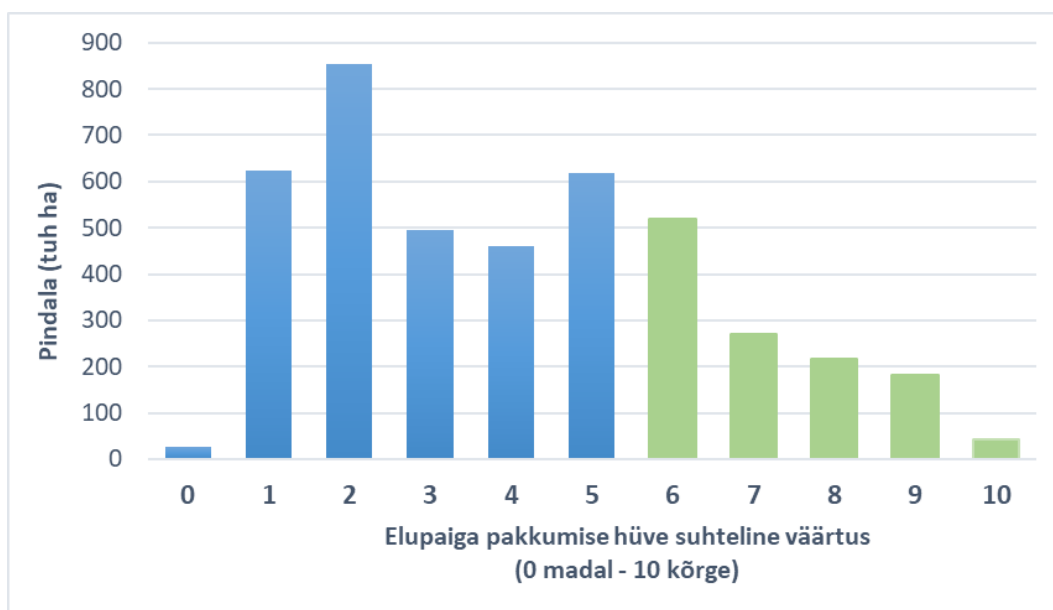
Elupaiga pakkumine

Kokku hinnati hüve pakkumist kogu Eesti maismaale, välja arvatud veekogud (**joonis 3.29, joonis 3.30**). Elupaiga pakkumise hüve varieerub vahemikus 0...10, kus väärtuse 0 said turbakaevandamisalad, taimestikuta karjäärid ja muud kahjustunud ökosüsteemid maastikus, mis enam elupaikadena ei toimi. Selliseid alasid oli 26,8 tuhat hektarit ehk 0,6% Eesti maismaast. Väärtused 1...2 iseloomustavad alasid, mis suure tõenäosusega on suhteliselt tagasihoidlikud elupaiga pakkumise hüve toetajad, selliseid alasid on 1,48 miljonit hektarit ehk 34,3% Eesti maismaast, sh kuuluvad sinna alla ka asulates olevad õuealad, jäätmaad jms. Väärtused 3...4 iseloomustavad pigem kehvaid elupaigahüve pakkujaid, kuid millel võib olla oluline parandamise potentsiaal, selliseid alasid oli 955 tuhat hektarit ehk 22,2% Eesti maismaast. Alates väärtusest 5 on elupaiga pakkumise seisukohast juba suhteliselt olulisemad alad, eriti olulisteks aladeks tuleb pidada neid, mis said väärtuseks hinnangu vahemikus 6...10. Maastikes said kõige sagedamini väärtused 9 ja 10 just suured heas seisus märgalad kaitstavatel aladel – heas seisus, sidusad, unikaalsed, enamasti esinevad ka looduskaitsealused liigid. Väärtuse 9 või 10 saanud alasid oli kogu hinnatud maastikust 5,2% ehk 223,6 tuhat hektarit (**joonis 3.30, joonis 3.31, tabel 3.18**). Samas aga tuleb arvestada, et mitmekesisemates maastikes ja väljaspool suuri kaitstavaid alasid võivad mitmed kasutatud mõõdikud olla omakorda alahinnatud, sh pole kaitstavate liikide elupaigad kõik kirjeldatud. Kaardi pistelisel hindamisel ja võrdlemise tulemusena **soovitame käsitleda alates väärtusest 6 kõiki alasid olulist elupaigahüve pakkuvate aladena.**

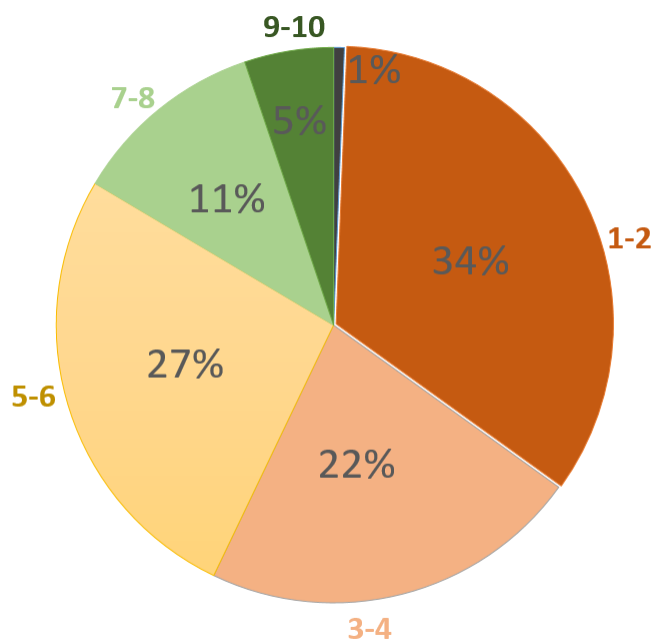
Elupaigahüve pakkumise kaardistamine aitab identifitseerida olulised elurikkuse tuumikalad (heas seisundis, kaitstavate liikide ja kõrge sidususega alad), aga ka maastikes olevad olulised astmelauad (nn *stepping stones*) ja elupaigasaarekesed. Need on isoleeritud ja madala sidususega alad, millel on aga potentsiaalselt suur roll liikide elupaikade pakkumisel ning liikide levile kaasaaitamisel läbi muidu ebasobiva maastiku. Suure elupaiga pakkumise väärtusega alad – nii tuumikalad kui astmelauad – vajavad säilitamist ja ruumiplaneerimisel arvestamist, tegu on elurikkuse ja ökosüsteemide teiste hüvede säilimise seisukohast oluliste paikadega.



Joonis 3.29. Elupaikade pakkumise hüve, suhteline hinnang vahemikus 0 (madal) kuni 10 (kõrge)



Joonis 3.30. Elupaikade pakkumise hüve väärtuste jaotus. Väärtused 6...10 väljendavad suhteliselt head elupaikade pakkumise hüve



Joonis 3.31. Elupaikade pakkumise hüve väärtuste protsentuaalne jaotus Eesti maismaal

Tabel 3.18. Elupaikade pakkumise hüve väärtuste protsentuaalne jaotus Eesti maismaal

Elupaiga pakkumise hüve hinnang	Pindala (tuh ha)	%	Tõlgendus
0	26,8	0,62	Ei paku elupaika
1	623,9	14,5	Madal – spetsiifilised suurt häiringut taluvad liigid
2	853	19,8	Madal – häiringut taluvad liigid
3	494,6	11,49	Mõõdukas, võib vajada taastamist
4	460,8	10,7	Mõõdukas võib vajada taastamist
5	618,1	14,3	Keskmine
6	519	12,1	Kõrge
7	270	6,3	Kõrge
8	215,8	5,01	Kõrge
9	180,8	4,2	Kõrge
10	42,8	0,99	Kõrge

Elupaikade pakkumine: majanduslik väärtus

Majandusliku väärtuse otseseid hinnanguid antud hüvele pole võimalik anda, kuid antud suhteline elupaiga pakkumise hüve hinnang 0...10 vahel väljendab ka suhtelist majanduslikku väärtust: kõrgema hinnangu saanud alad on ka kõrgema majandusliku väärtusega elupaikade hüve pakkumise vaatenurgast.

Elupaikade pakkumine: järelused, kasutus ja edasised vajadused

Kasutatud ruumiskaalat (10 × 10 m rasterpiksel) saab vajadusel keskmistada ökosüsteemi polügoni tasemele. Elupaikade pakkumise hüve hinnangu andmiseks kasutatud sisendparameetrite andmed (seisund, sidusus, unikaalsus, kaitstavate liikide levik) ja kaardikihid, lõpptulemusena saadud elupaikade hüve pakkumise andmed ja kaardikihid ning tööks kasutatud skriptid on esitatud koos aruandega.

Sidususe hinnangute kasutamine ja edasised vajadused

Sisendparameetrina kasutatav **loodusmaastike sidusus** on ka omaette kasutatavana oluline looduskaitseline mõõdik. Ökosüsteemide sidusus näitab võimalust ökosüsteemidega seotud liikide levimiseks ja sidusate metapopulatsioonide toimimiseks. Kasutatud lähenemine on üldistus üle erinevate liigirühmade ja nende vajaduste, kuid täpsemalt võib sama analüüsi seisundiklasside kaarti kasutades läbi viia ka hea levimisvõimega liikidele, vähese levimisvõimega liikidele ja teisi üksikute liikide nõudlusi arvesse võttes. See vajab aga lähenemise kalibreerimist vastavalt kasutusvajadusele.

Saadud sidususe väärtused väljendavad *struktuurset sidusust* ehk maastiku füüsilisi omadusi. Kasutatud meetod ei erista maastikustruktuuri ja levikuvektorite erinevat mõju erinevatele liikidele ja liigirühmadele. Nii on niiduliblikal lihtsam ületada hõreda puistuga ja avatud elupaikadega maastikku, kui läbida tihedat metsa või ületada veekogu. Suurtes ruumiskaalades ja suure üldistusvajaduse juures on struktuurse sidususe hinnangute kasutamine asjakohane, kuid konkreetsete maastike puhul võib

olla vajalik ja kasulik ka maastikes esinevate tegelike liikumisteede ja nendevaheliste barjääride hindamine. Paljud liigid vajavad maastikus liikumiseks ka erinevaid levikuvektoreid (tuul, loomad, vesi), mille olemasolu ja liikumine mõjutab maastiku sidusust vastavatele liikidele. Näiteks levivad paljude niidutaimede seemned loomade abil, kinnitades karvkatte külge või levides väljaheidetega. Suured ulukid aga vajavad sidususeks ulatuslikumaid omavahel ühendatud maastikke. Maastikustruktuuri, barjääride ja levikuvektorite mõju arvesse võtmine näitab maastiku *funktsionaalset sidusust* ehk mõõtu, kas liigid ka tegelikkuses lähestikku asetsevate paikade vahel levivad. Funktsionaalset sidusust aga on võimalik arvutada vaid üksikute liikide ja liigirühmade vajadusi ja levikuvektoreid arvesse võttes ja kõige tulemuslikumalt saab sidusust ja levi hinnata geneetiliste meetodite või otsese jälgimise (nt raadiosaatjad, märgistamine jms) abil.

Elupaikade pakkumise hüve hinnangu kasutamine ja edasised vajadused

Elupaikade pakkumise hüve on tugevalt seotud ökosüsteemide seisundi, ökosüsteemide pindala (nii elupaigalaigu tasandil kui maastiku tasandil) ja sidususega. Kui pindala ja sidusust on võimalik hinnata ökosüsteemide kaardistamisel ka kaugseireandmete kasutamisel, siis seisundi puhul on enamasti vajalik kohapealne inventuur. Ka Eestis on vajadus jälgida elupaikade seisundit väljaspool kaitstavaid alasid, et peatada elurikkuse languse trendid ning tagada ka ruumiotsuste tegemisel nõ [looduspositiivne](#)⁸ tulemus (Locke *et al.* 2021; IUCN 2022) ja elurikkuse seisundi netoparanemine (*net biodiversity gain*).

Elupaikade pakkumise hüve kasutamine erinevate ruumiotsuste tegemiseks on hädavajalik. Lisaks andmebaasidel tuginevate hinnangute kasutamisele võiks aga kohapealseks väikeseskaalaliseks kaardistamiseks asuda välja töötama nn **elurikkuse toe mõõdikut**, näiteks sarnaselt Suurbritannia [Biodiversity Metric mõõdikule](#) (The Biodiversity Metric 4.0, 2023). See võimaldaks täiendada ELME2 kaardikihti kohapealsete andmetega ning annaks otsese ja dünaamilise mõõdiku looduse mitmekesisust toetavate ruumiotsuste tegemiseks ja seireks. Kohapealsed hinnangud ja täpsemalt välja töötatud elurikkuse toe mõõdikud oleks vajalikud ka ESG tegevuste suunal, LULUCF sektoris, looduskaitsete eesmärkide täitmisel, igaühe looduskaitse tulemuslikkuse hindamisel ning mujal.

⁸ Looduspositiivne lähenemine ehk *nature-positive* approach on ÜRO bioloogilise mitmekesisuse konverentsil COP15 ülemaailmse elurikkuse raamistiku aastani 2030 raames sõnastatud eesmärgiks seatud lähenemine elurikkuse kao peata.

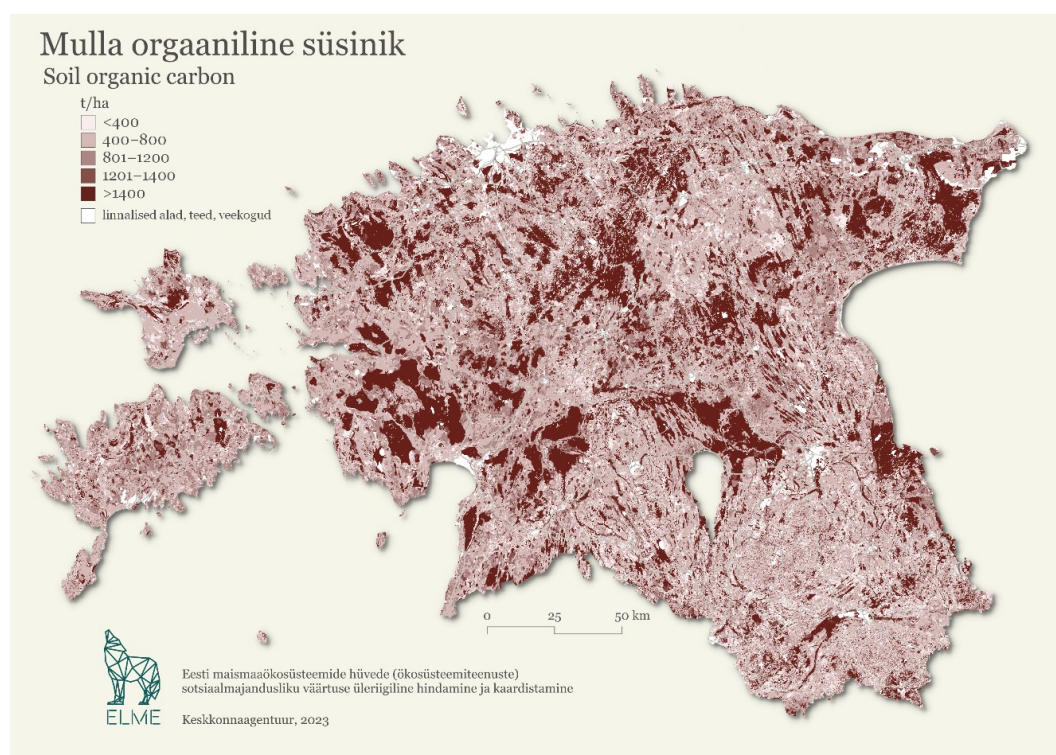
3.4.2.2. GLOBAALNE KLIIMAREGULATSIOON: SÜSINIKUVARU JA KASVUHOONEGAASIDE SIDUMINE

Süsiniku maksumust kliima reguleerimise teenuse puhul ei hinnatud kvalitatiivse erinevuse alusel (nt süsinik CO₂, CH₄, huumuse, puidu või rohtse biomassi koosseisus on sama hinnaga).

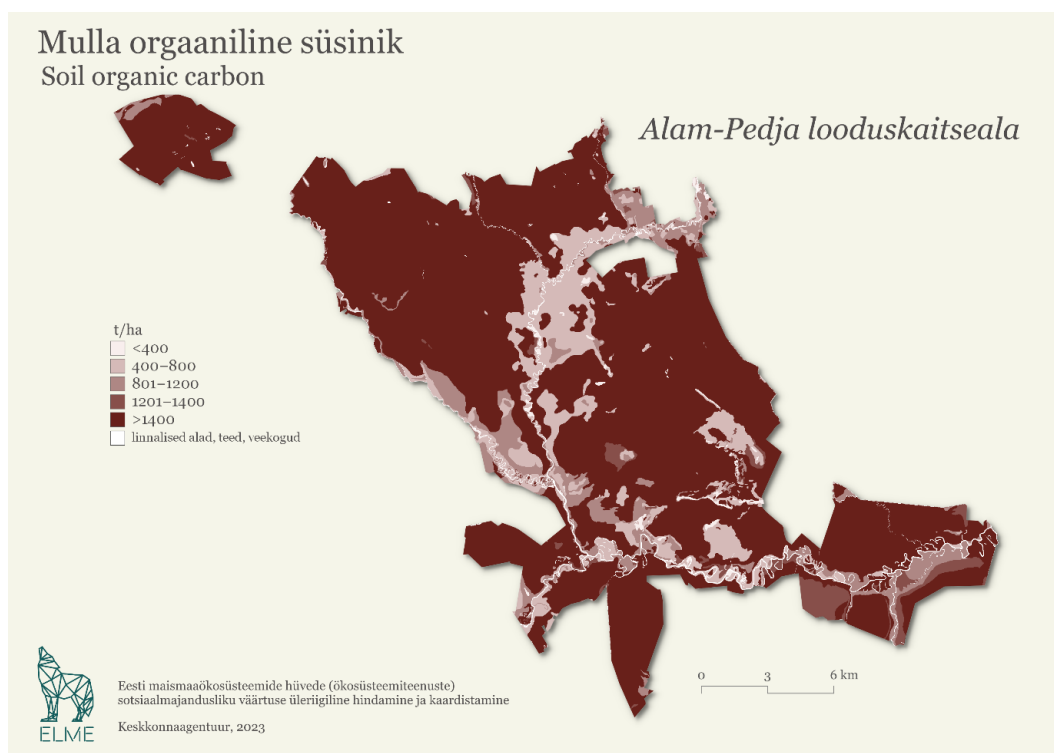
3.4.2.2.1. ORGAANILISE SÜSINIKU VARU MULLAS

Biofüüsikalise indikaatori kihina võeti aluseks EstSoil-EH andmestik (Kmoch *et al.* 2021), mille mulla orgaanilise süsiniku varu (SOC) ja lasuvustiheduse põhjal arvatati süsiniku hulk tonnides hektari kohta.

Hüve biofüüsikalised väärtused, millele tuginevalt arvatati ka rahalised väärtused, arvatati ülepinnaliselt kõigile ökosüsteemidele (v.a suuremad veekogud, linnalised alad, üle 6 m laiused teed) (**joonis 3.32**). Eriti olulist rolli süsinikureservuaaridena mängivad heas seisundis soised kaitsealad, näitena on **joonisel 3.33** toodud Alam-Pedja looduskaitsealal mulda seotud orgaanilise süsiniku kaart.



Joonis 3.32. Mulla orgaanilise süsiniku varu Eesti ökosüsteemides (t/ha)



Joonis 3.33. Mulla orgaanilise süsiniku varu (t/ha) Alam-Pedja looduskaitsealal

Majandusliku väärtuse leidmiseks kasutati kolme mõõdikut:

- 1) **turuhinna** meetod vastavalt ETS börsihinnale (<https://tradingeconomics.com/commodity/carbon>);
- 2) **sotsiaalse kulu** hinnang vastavalt Rennert *et al.* 2022;
- 3) rahalise väärtuse kolmas alternatiiv arvutati **ärahoitud kahju** meetodil üleriigilise (mitteruumilise) koondhinnanguna (IPCC 2006; IPCC 2018).

Esimesel juhul, **turuväärtuse** leidmiseks arvutati rahaline väärtus viimase aasta keskmise ETS börsihinna ning viie aasta kõrgeima ja madalaima hinna järgi. Töös kasutatud referentsaasta (2022) detsembrist arvates viimase viie aasta jooksul on olnud madalaim hind 7,07 eurot CO₂/t (13.12.2017). 27. veebruaril 2023. a tõusis ETS hind seni nägemata tasemele, mis ka aasta III kvartali seisuga on jäänud kõrgeimaks – ehk viimase viie aasta (ja tegelikult ka kümne) kõrgeim ETS börshind on seni olnud 105,14 eurot CO₂/t. Viimase aasta (arvutuste tegemise hetkest) keskmise hinnana kasutati väärtust 80,68 eurot CO₂/t. Sotsiaalse kulu meetodil kujunev süsiniku tonni hind on kõige kõrgem kuna hõlmab endas nii otseseid kahjusid (nt. kliimamuutuste tõttu lisandunud tormi- või üleujutuskahjud) kui kaudseid kahjusid (nt elamiskõlbatuks muutunud piirkondadest migratsiooniga kaasnevad kahjud). Samas on sedalaadi hinnangud väga ebatäpsed, sõltuvad hinnatava piirkonna sotsiaalmajanduslikust tasemest ja on ajas muutuv (seotud elatustaseme muutustega). Hindamis-kaardistamisel korrutati süsiniku tonn süsihappegaasi ekvivalendile üleminekuks läbi süsinikuekvivalendi väärtusega (3,67) ning ülalnimetatud rakendatud meetodi hindadega.

Kasutajatel on oma arvutustes soovitatav mulda seotud süsiniku väärtuse leidmiseks kasutada arvutamise hetkest arvates viimase aasta keskmist või viie aasta keskmist hinda, fikseerides ka kuupäevad, või kasutada ELME andmeid koos juurde märgitud kuupäevadega. See kahandab turu volatiilsusest tingitud juhuslikkust ja tagab, et hind oleks ka vaba sesoonsetest kõikumistest (aasta keskmine) või lühiajalistest majandustsüklite mõjust (viie aasta keskmine). Pikema ajavahemiku kasutamisel tuleb siiski silmas pidada, et tegemist on alles areneva turumehhanismiga ja seetõttu esineb hinnakomponendis selge trend.

Mullas sisalduva orgaanilise süsiniku kogused ja viimase aasta keskmise börsihinna alusel (80,68 eurot CO₂/t) saadud maksumus:

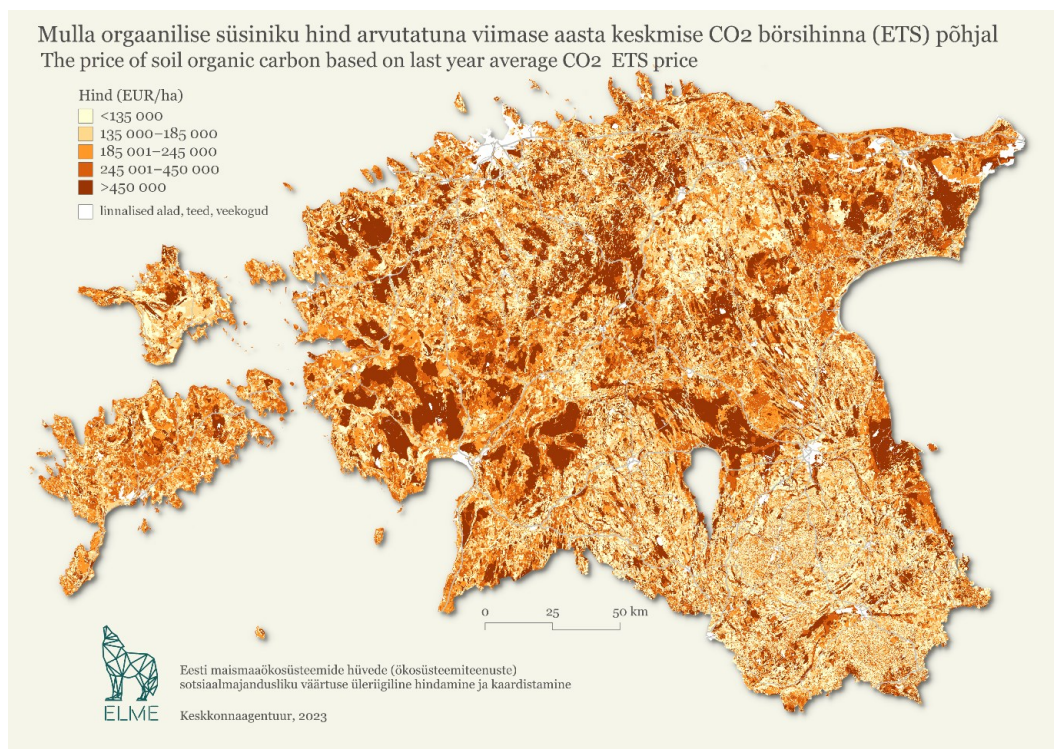
- kaitstavatel aladel⁹ on mulla orgaanilise süsiniku varu 1 004 881 754 t ja hind 297 660 444 226 eurot (pindala ca 810 612 ha), keskmine hind 367 204 eurot/ha;
- väljaspool kaitstavaid alasid on mulla orgaanilise süsiniku varu 2 906 870 413 t ja hind 860 837 588 703 eurot (pindala 3 380 919 ha), keskmine hind 254 617 eurot/ha.

Kaitstavad alad moodustavad 2022. a lõpu seisuga Eesti maismaapindalast 19,7%¹⁰, kuid sisaldavad üle 25% muldadesse seotud orgaanilise süsiniku varust. Seejuures tuleb arvestada, et kaitstavatel aladel on keskmisest enam sügava turbaga soid (sügavus >3 m) ja seega mullastikukaardi alusel hinnatuna (maksimaalne määratud mullaprofiil kuni 3 m) on süsinikuvaru neil aladel allahinnatud ja tegelik talletunud süsinikuvaru suurem.

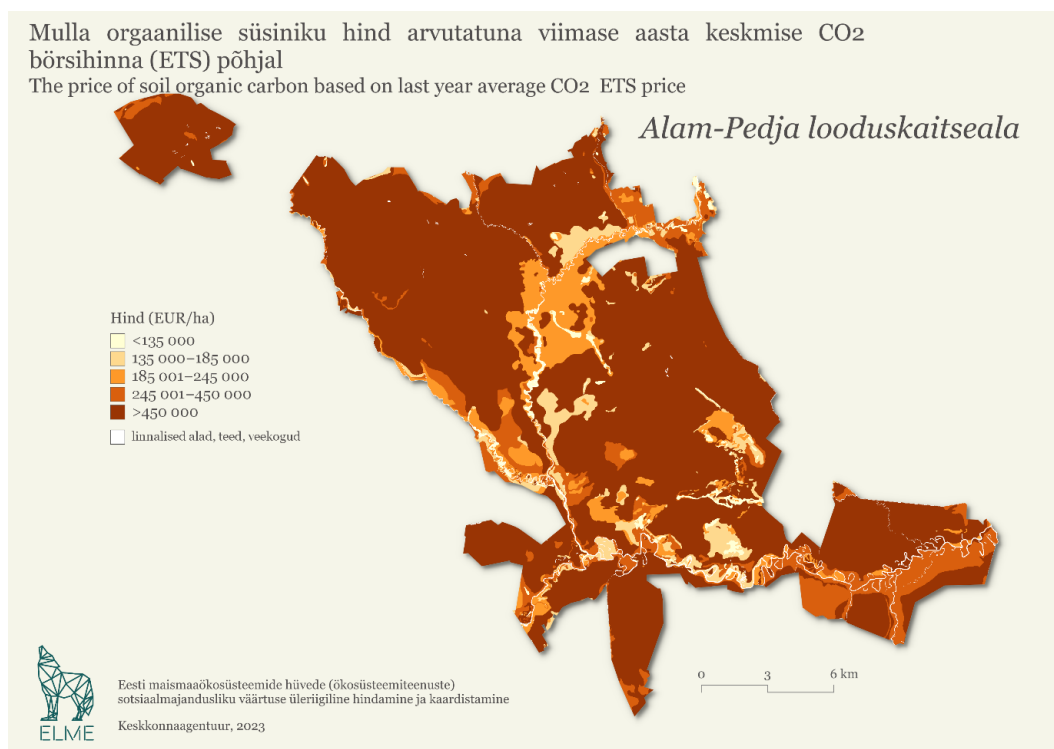
Tulemuste näidetena on **joonisel 3.34** toodud viimase aasta keskmine hind üle-eestiliselt ja **joonisel 3.35** Alam-Pedja looduskaitsealal.

⁹ S.o hoiualad, püsielupaigad ja kaitsealad, sh rahvuspargid, maastikukaitsealad ja looduspargid ning kohaliku omavalitsuse tasandil kaitstavad alad, ning v.a kaitsealused pargid ja puudesalud ning vana ehk uuendamata kaitsekorruga kaitsealad ja pargid.

¹⁰ <https://loodusveeb.ee/et/themes/looduskaitse/looduskaitse-statistika>



Joonis 3.34. Mulla orgaanilise süsinikuvaru hind arvatuna viimase aasta keskmise CO₂ börsihinna (ETS) põhjal



Joonis 3.35. Mulla orgaanilise süsinikuvaru hind arvatuna viimase aasta keskmise CO₂ börsihinna (ETS) põhjal Alam-Pedja looduskaitsealal

Teise hinnastamise alternatiivina kasutatud **sotsiaalse kulu** hindamisel kasutati hinda 169,77 eurot (Rennert *et al.* 2022 pakkusid sotsiaalse kulu hinnaks 185 dollarit CO₂/t; arvesse võetud dollari ja euro kurss 10.04.23), mis korrutati läbi mulla orgaanilise süsiniku varu tonnide ning süsinikult süsihappegaasile ülemineku ekvivalendiga 3,67 (vt **tabel 3.19**).

Tabel 3.19. Mulla orgaanilise süsinikuvaru hind arvatuna läbi süsiniku sotsiaalse kulu. Sotsiaalne kulu väljendab kulu, mis tekiks ühiskondades süsiniku vabanemisel atmosfääri

Asukoht	Sotsiaalse kulu hind kokku (EUR)
Kogu Eesti	2 437 492 593 477
Kaitstavad alad	625 495 737 184
Väljaspool kaitstavaid alasid	1 811 996 856 292
Alam-Pedja	36 261 492 395

Kolmanda alternatiivina arvutati mulla orgaanilise süsiniku varu väärtus üle-eestilise mitteruumilise koondhinnanguna **ära hoitud kahju meetodil** (IPCC 2018) – s.o IPCC hinnangul hind, mis on vajalik, et hoida kliima soojenemine alla 1,5 °C. Hinnanguliselt on selleks väärtuseks 135–5500 USD/t CO₂ aastal 2030 ning 245–13 000 USD/t CO₂ aastal 2050 (vt **tabel 3.20**).

Tabel 3.20. Mulla orgaanilise süsinikuvaru hind arvatuna ärahoitud kahju meetodil

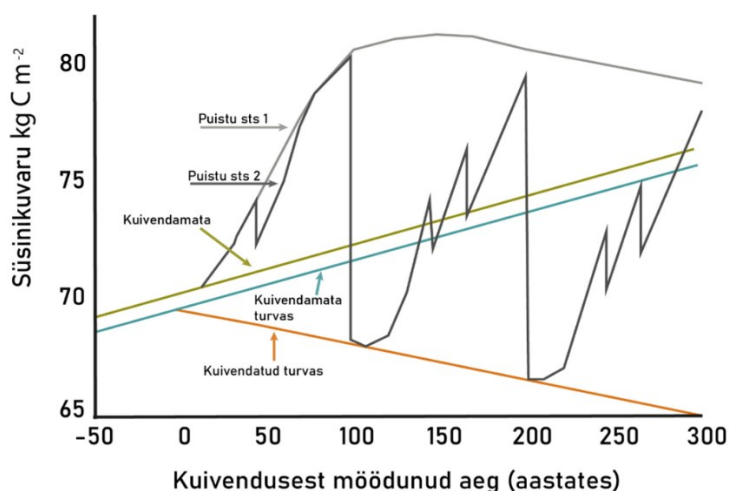
Asukoht	Ära hoitud kahju meetod. Mullasüsiniku summeeritud hind aastal 2030		Ära hoitud kahju meetod. Mullasüsiniku summeeritud hind aastal 2050	
	Miinum (USD)	Maksimum (USD)	Miinum (USD)	Maksimum (USD)
Kogu Eesti	1 938 278 249 405	78 966 891 642 406	3 517 616 082 253	186 649 016 609 323
Kaitstavad alad	497 868 664 999	20 283 538 203 683	903 539 429 073	47 942 908 481 432
Väljaspool kaitstavaid alasid	1 440 208 945 992	58 675 179 281 157	2 613 712 531 615	138 686 787 391 825
Alam-Pedja	28 834 903 382	1 174 755 322 978	52 330 009 842	2 776 694 399 765

Arutelu

Eesti turvasmullad hoiavad 2 031 495 539 t süsinikku, mis CO₂ ekv hinnana on 601 525 829 210 eurot. Kuivendatud ja põllumassiividenä ja metsamaadena kasutatavad turbaaladel kahaneb turbasse seotud süsinikuvaru iga-aastaselt mineraliseerumise tõttu. Turvasmuldade harimine ohustab Eestis endiselt 98 704 hektaril muldadesse seotud süsinikuvaru 161 920 079 tonni ulatuses.

Alam-Pedja kaitseala piires on ELME kihtide alusel mulla orgaanilise süsiniku varu 58 199 421 tonni, raba- ja siirdesoomuldade varu on seejuures 30 511 719 tonni, madal-soomuldadel 18 139 181 tonni. Kaitseala metsaalal on puitsesse biomassi seotud 1 271 981 tonni süsinikku, puissoode puudes ja soometsades 17 389 tonni. ETS viimase aasta hinda arvestades oleks see rahalises vääringus üle miljardi euro. Alam-Pedja looduskaitseala on seejuures süsiniku siduja pikaajaliselt – hinnanguliselt seotakse ainuüksi turbasse tuhandeteks aastateks 0,2–0,3 t C ha kohta aastas, Alam-Pedja kaitseala soomuldade pindala (29 315 ha) arvestades seega laias laastus vähemalt 5000 t/a (eeldusel, et säilitatakse ala looduslikkus).

Seega on oluline rõhutada heas looduslikus seisundis alade säilitamise (ja taastamise) olulisust ja seda eriti turbaalade puhul. Potentsiaalne maakasutuse muutus (nt metsanduslik kuivendus) tooks kaasa lühiajalise süsinikusidumise kasvu puidus, aga summaarse süsinikuvaru kahanemise turba/mulla arvelt 1–3 t/ha aastas ja veel intensiivsema kuivenduse/turbavälja korral 4–6 t C ha/a kadu (vt ka **joonist 3.36**). Mullas ja turbas talletatakse atmosfäärist seotud süsinikku pikaajaliselt, biomassis olev süsinik on ringluses olev süsinik ja ringluse pikkust mõjutab kõige enam taimestiku iseloom, puistu puhul raieringi pikkus ning raiega eemaldatava biomassi osakaal, niidu- ja põllumajandusökosüsteemides rohtse biomassi ning saagina eemaldatava süsiniku osakaal.



Joonis 3.36. Süsinikuvaru dünaamika kontseptuaalne mudel vähetoitelises rabamännikus kuivendusjärgselt 300 a kohta. Puistu stsenaariumid (sts): 1 – süsinikuvaru raieta; 2 – süsinikuvaru raietega (harvendus- ja lageraied). Süsinikuvaru muutus kuivendamata rabas (sinine joon) ja puistus (rohelise ja sinise joone vahe). Laine & Minkkinen (1996) järgi.

3.4.2.2.2. SÜSINIKU VARU PUITSES BIOMASSIS

Hinnati metsas, niidul ja soos. **Põllumajanduslik maa** ning **rohtne biomass eri ökosüsteemidest** jäeti maapealse biomassi süsinikuvaru kui kliimaregulatsiooni teenuse hindamisest välja, kuna nimetatud juhtudel on süsinik väga kiires ringes ning tegu pole varuga.

3.4.2.2.2.1. SÜSINIKU VARU METSA PUITSES BIOMASSIS

Metsade puhul kasutati biofüüsikaliste sisendandmetena ehk puitsesse biomassi seotud süsinikuvaru arvutamiseks ELME1-I (Helm *et al.* 2021) põhinevat täpsustatud meetodikat. Iga fraktsiooni (tüved, oksad, jäme maa-alune biomass ($d > 2\text{mm}$)) jaoks arvutati eraldi kiht, mida vastavalt eesmärgile alljärgnevalt kirjeldatuna summeeriti või kasutati eraldi.

Süsiniku tagavara hinnangud (C t/ha) arvutati piksliipõhiselt ülepinnaliselt ning maskiti ELME baaskaardi metsaalaga ehk arvesse võeti nii metsaregistri andmetega (10.08.2022 seis) kaetud ala kui ka ELME ajakohastatud baaskaardi järgi väljaspool metsaregistrit metsaks määratud ala.

Puuliigiandmetena kasutati teenuse arvutamisel kaugseire abil koostatud puistuplaani (Lang *et al.* 2018) ja selle projekti „Kaugseire meetoditega metsaressursi arvestamine” raames modifitseeritud kihti.

Metsa tagavara andmetena kasutati värskemate LiDAR-andmete (aastad 2019–2022) põhjal koostatud I ja II rinde tagavara (m³/ha) andmeid (Tauri Arumäe, meetodika Arumäe & Lang 2016).

ELME seisundikaardi jaoks kasutatud raiete ajakohastatud kihi abil tuvastatud lageraiete alad (metoodikat vt ptk 3.3.4.1) said väärtuseks nullid.

Tagavara arvutati seejärel sarnaselt ELME1 metoodikale puuliigipõhiste tüvepuidutiheduste (**tabel 3.21**) põhjal ümber tüvemassideks (t/ha).

Tabel 3.21. Erinevate biomassi fraktsioonide süsiniku sisaldused ning puidu tihedus (0% niiskus)

Puuliik	Fraktsioon	C sisaldus, %	Puidu tihedus, kg/m ³
Harilik mänd	Tüvepuit	47	510
	Oksad	49	
	Jäme maa-alune	46	
Harilik kuusk	Tüvepuit	46*	420
	Oksad	49	
	Jäme maa-alune	50	
Arukask (Ia...II boniteedi puistud)	Tüvepuit	50	582
	Oksad	50	
	Jäme maa-alune	50	
Sookask (II...Va boniteedi puistud)	Tüvepuit	50	532
	Oksad	49	
	Jäme maa-alune	48	
Harilik haab	Tüvepuit	46	406
	Oksad	47	
	Jäme maa-alune	45	
Hall lepp	Tüvepuit	47	400
	Oksad	48	
	Jäme maa-alune	47	
Sanglepp	Tüvepuit	50	500
	Oksad	50	
	Jäme maa-alune	50	

*Kaldkirjas olevad väärtused on tuletatud erinevate väärtuste põhjal või on eksperthinnangud.

Tüvemassi ja vastava suhte põhjal (**tabel 3.22**) leiti sarnaselt ELME1 metoodikale igale puuliigile okste osakaal tüvemassist, arvestades okste- ja tüvemassi suhte muutust puistute vanuse muutudes.

Puistu vanuse andmed saadi metsaregistrist (10.08.2022 seis; vanuse andmed ajakohastati ning eemaldati mõned ilmsed vead). Metsaregistrist väljaspool oleval metsaalal tuletati vanus ELME seisundikaardi jaoks väljatöötatud meetodika abil koostatud kihist (vt ka **ptk 3.3.4**): kuni 9 m kõrgusega puittaimestikuga piksel sai kaudseks vanusehinnanguks 10 aastat, kuni 16 m kõrgune 39 aastat ja kõrgemad (võttes konservatiivse ehk ülehindamist pigem vältiva lähenemise) 40 aastat.

Okste biomassis sisalduva süsiniku andmete kasutamisel tuleb arvestada, et vanuse andmete kasutamine (eriti vanuse kaudse tuletamise korral) okste massi ja selle kaudu okste süsinikusisalduse hindamiseks annab ligikaudse tulemuse ning tegelikkuses sõltub okste mass lisaks paljudest muudest faktoritest, nagu kasvukoht, valgustingimused jm. Paljude puuliikide puhul okste osakaal vanusest palju ei sõltugi (**tabel 3.22**).

Tabel 3.22. Okste osakaal tüvemassist (%), sõltuvalt puuliigist ja puistu vanusest

Puistu vanus, a	Hall lepp	Arukask	Sookask	Kuusk	Mänd	Haab	Sanglepp
1	10	20	20	80	50	18	10*
5	10	20	20	80	50	18	10
10	10	20	15	20	50	18	10
15	10	10	15	20	25	15	10
20	10	10	15	20	25	15	10
25	10	10	15	20	8	15	10
30	10	10	15	20	8	12	10
35	10	10	15	10	8	12	10
40	10	10	15	10	8	12	10
45	10	10	15	10	8	12	10
50	10	10	15	10	8	12	10
55	10	10	15	10	8	12	10
60	10	10	15	10	8	12	10
65	10	10	15	10	8	12	10
70		10	15	10	8	12	10
75		10	15	10	8		10
80		10	15	10	8		10
85		10	15	10	6		10
90		10	15	10	6		10
95		10	15	10	6		10
>100		10	15	10	6		10

*Kaldkirjas olevad väärtused on tuletatud erinevate väärtuste põhjal või on eksperthinnangud.

Jämeda maa-aluse biomassi arvutamiseks kasutati sarnaselt ELME1 meetodikale vastavaid suhteid (**tabel 3.23**) tüvemassi ja okste massi summaga, võtmata arvesse puistute vanuseid, kuna on leitud, et puu tüve- ning maa-alune biomass arenevad proportsionaalselt (Varik *et al.* 2015; Uri *et al.* 2011, 2017).

Tabel 3.23. Maa-aluse jämeda ($d > 2$ mm) juurte biomassi osakaal (%) maapealsest puitsest biomassist (tüvi + oksad) puuliikide kaupa

Puuliik						
Hall lepp	Arukask	Sookask	Kuusk	Mänd	Haab	Sanglepp
19	21	21	35	19	20*	19

*Kaldkirjas olevad väärtused on tuletatud erinevate väärtuste põhjal või on eksperthinnangud.

Saadud biomasside põhjal arvatati kõikidele fraktsioonidele süsiniku tagavara.

Kõik kasutatud suhted ja süsiniku sisaldused fraktsioonides põhinevad kodumaistel uurimistöodel (Aosaar *et al.* 2011; Aosaar *et al.* 2013; Buht 2019; Külla 1997; Laas *et al.* 2011; Lutter *et al.* 2016; Lõhmus *et al.* 1996; Pikk & Kask 2014; Saarman & Veibri 2006; Tamm 2000; Uri 2018, 2020; Uri *et al.* 2007; Uri *et al.* 2009; Uri *et al.* 2011; Uri *et al.* 2012; Uri *et al.* 2014; Uri *et al.* 2017; Vares 1999; Varik *et al.* 2013; Varik *et al.* 2015).

Antud töös ei kajastu süsiniku kogused surnud puidus. Globaalselt on hinnatud, et metsade maapealse biomassi süsinikuvarust asub umbes 8% surnud puidus, lisaks ka umbes 5% metsavarises (Pan *et al.* 2011), kuid see erineb kliimavõetmeti, metsatüübiti ja vanusrühmades. Näiteks Läti vanades metsades on leitud, et süsinik surnud puidus moodustab männikutest keskmiselt 5% (Kõeniina *et al.* 2019) ja kuusikutest 10–12% (Kõeniina *et al.* 2018) maapealse biomassi süsinikust. Eestis on leitud, et surnud puidu süsinik moodustab keskealises harvendatud kuusikus 7–9% ja kuuse enamusega põlismetsas 24% elus puude tüvedes talletunud süsinikust (R. Rosenthal, avaldamata andmed). Üle-eestiliselt pole siiski võimalik andmete puuduse tõttu kaardistada surnud puidu süsiniku koguseid. Metsaregistris on küll antud surnud püstise ja lamapuidu kogused (needki väga ebatäpsed), kuid süsiniku koguse määramiseks on vajalik ka jagunemine kõduastmetesse. Rahvusvahelise aruandluse jaoks kasutatud statistiline metsainventuur ei võimalda ruumiliselt lamapuidu (ja sealse) süsiniku kogust hinnata. Samuti pole seal mõõdetud jagunemist kõduastmetesse, nt Eesti aruandluses on välja toodud vaid majanduslikult kasutatav lamapuit, kuigi viimastel aastatel on eraldi klassina mõõdetud ka majanduslikult mittekasutatavat lamapuitu.

Rahaline väärtus leiti kahe meetodi alusel:

1. **turuhinna** meetod vastavalt ETS börsihinnale (<https://tradingeconomics.com/commodity/carbon>);
2. **sotsiaalse kulu** hinnang vastavalt Rennert *et al.* 2022.

Täpsemalt arvatati hind tulenevalt mõõdetavast näitajast:

1. tüvede puhul: a) süsiniku ETS börsihind; b) süsiniku sotsiaalse kulu hind; c) puidu turuhind taandatuna puidus sisalduvale süsinikule;
2. okste puhul: a) süsiniku ETS börsihind; b) süsiniku sotsiaalse kulu hind; c) hakkpuidu turuhind taandatuna puidus sisalduvale süsinikule;
3. maa-alune: ainult ETS börsihind.

Lisaks arvatati

4. tüvede, okste ja maa-aluse fraktsiooni summaarne ETS börsihind ning
5. summaarne tüvede ja okste süsiniku sotsiaalse kulu hind.

ETS börsihinna ja sotsiaalse kulu puhul kasutati samu hindasid, mis mulla orgaanilise süsiniku väärtuse leidmisel (vt ka ptk 3.4.2.2.1):

- **ETS börsihindasid** 80,68 eurot CO₂/t (viimase aasta keskmine);
- **sotsiaalse kulu** hinnaks 169,77 eurot CO₂/t.

Puidu turuhind taandatuna puidus sisalduvale süsinikule tähendas tüvepuidu puhul järgmist arvutuskäiku.

Puidu turuhind on (RMK 2022. a keskmine – RMK vahelao hinnad 2023) 74,47 eurot/m³ (tüvepuit).

1 m³ puitu = keskmiselt 0,504 t puitu (üleminek tonnidele leitud puidu tiheduse järgi, vt **tabel 3.21**; tehtud lihtsustus ja võetud arukase, kuuse ja männi kui peamiste raieringi puuliikide keskmine tihedus).

Ehk 0,504 t hind = 74,47 eurot. Tonni hind on seega $74,47/0,504=147,757$ eurot. Tonnis puidus on süsinikku keskmiselt 48,7% (vt **tabel 3.21**; tehtud lihtsustus ja võetud arukase, kuuse ja männi kui peamiste raieringi puuliikide keskmine süsinikusisaldus). Seega 0,487 tonni süsinikku maksab 147,757 eurot ja tonn 147,57/0,487=303,4 eurot. Süsiniku hind tüvepuidu tonni kohta on seega $74,47/0,487/0,504=303,4$ eurot/t.

Puidu turuhind taandatuna puidus sisalduvale süsinikule tähendas **okste puhul** järgmist arvutuskäiku. Okste hakkpuidu hind oli 2022. a (RMK andmed – RMK vahelao hinnad 2023) 48,81 eurot/m³. Süsinikusisaldusena okste puhul kasutati osakaalu 48,7%. Ehk arvutuskäik tonnihinna saamiseks oli järgmine: $48,81/0,487/0,492=203,7$ eurot/t.

Loetletud rahalised väärtused korrutati läbi süsinikutonnide ning ETS hinna ja sotsiaalse kulu puhul ka ekvivalendiga 3,67.

3.4.2.2.2. SÜSINIKU VARU NIITUDE PUITSES BIOMASSIS

Niitude maapealse biomassi süsinikuvaru puhul kombineeriti ELME1 (Helm *et al.* 2021) antud hinnang 'puit pärandniitudelt (tm/ha)' ja lehtpuu keskmine süsinikuvaru. Süsiniku hind arvestati vastavalt a) ETS börsihinnale ja b) süsiniku sotsiaalsele kulule. Edaspidi on vajalik niidutüüpide kaupa kalibreerida hea ökoloogilise seisundiga seotud süsinikuvarud (sh nii maapealne kui ka maa-alune), võttes arvesse, et eri niidutüüpidele on heas seisus iseloomulik erinev puittaimede katvus (puisniitudel-puiskarjamaadel suurem, loopealsetel ja osadel aruniitudel kuni 30% jne) kui ka niitudele iseloomulik suur maa-alune süsinikuvaru. Kinnikasvanud niitudel kasvav ning sealt hooldamiselt taastamisel eemaldatav puit on arvestatav ka varustusteenusena (vt ka Helm *et al.* 2021 ptk 3.1.8.2).

Niitudel puitsesse biomassi seotud süsinikuvaru hindamiseks rakendati LiDAR andmestikku, mille abil jaotati niidud puistu kõrguse ja katvuse järgi nelja gruppi:

- Klass 1: puittaimed puuduvad või on väga vähe (puittaimede katvus vähem kui 30%), puittaimedesse seotud süsinikuvaru puudub või on väga vähene;
- Klass 2: puittaimi niidutüübile iseloomulikus suurusjärgus (avatud niidukooslustes, st välja arvatud puisniitudel ja puiskarjamaadel on iseloomulikuks suurusjärguks puittaimede katvus 30–60%, sh üle 5-meetriste puittaimede katvus kuni 30%), puitne biomass kuni 10 tm/ha;
- Klass 3: taastamist vajav (alla 5-meetriste puittaimede puittaimede katvus 60–100% või üle 5-meetriste puittaimede katvus 30–60%), puitne biomass 10–50 tm/ha, süsinikuvaru arvutustes kasutati väärtust 40 tm/ha;
- Klass 4: taastamist vajav (puittaimede katvus 60–100%, sh üle 5-meetriste puittaimede katvus üle 60%), puitne biomass üle 50 tm/ha.

Kliimaregulatsioon niitudel puitsesse biomassi seotud süsiniku kaudu

Kuna ETS ja sotsiaalse kulu hind on CO₂/t kohta, tuli puidu tihumeetritelt üle minna tonnidele ja puidus olevale süsinikule. Tonnidele üleminekuks kasutati puidu tihedust, võttes selleks lehtpuude keskmise tiheduse, mis on 0,484 t = 1 m³ (vt tabel 3.21). Ehk 10 m³ = 4,84 t; 49 m³ = 19,36 t; 50 m³ = 24,2 t. Seejärel korrutati puidus sisalduva süsinikukoguse tuvastamiseks saadud väärtused läbi koefitsiendiga 0,486, mis väljendab lehtpuude keskmist süsinikusisaldust (48,6%, vt tabel 3.21). Kasutatud klasside väärtused vastavalt: 4,84 * 0,486 = 2,35 C t/ha; 9,41 C t/ha ja 11,76 C t/ha. ETS börsihinna ja sotsiaalse kulu leidmiseks viidi saadud väärtused veel ka süsinikult CO₂-le, mille tarbeks korrutati näitajad veel 3,67-ga. ETS ja sotsiaalse kulu hindadena kasutati samu CO₂/t väärtusi, mis eelmises peatükis. Nt ETS viimase aasta keskmist börsihinda 80,68 eurot CO₂/t arvestades on klassi 2 kuuluvatesse niitudesse seotud puitse biomassi ligikaudne hind 696 eurot/ha, klassi 3 puhul 2786 eurot/ha ning klassi 4 puhul 3482 eurot/ha. Rakendades nimetatud väärtuseid ELME2 pärandniitudele, jagades need nimetatud kolme klassi ELME2 jaoks koostatud puitse biomassi süsiniku kihi alusel (Tauri Arumäe, meetodika: Arumäe & Lang 2016, vt ka eelmine peatükk), saab puitsesse biomassi seotud süsiniku väärtuse hinnanguks **279 miljonit eurot**. Alternatiivne lähenemine oleks niite üldistatud klassidesse mitte jagada – võttes aluseks iga pärandniidutüübi seisundiklassi keskmise süsinikutonni hektari kohta ja korrutades selle läbi alade, kus kasutatud LiDAR-põhise lähenemisega puitset biomassi tuvastati, pindalaga, saab sama ETS hinda kasutades tulemuseks **371 miljonit eurot**. Ootuspäraselt on puitsesse biomassi rohkem süsinikku seotud kinnikasvanud niitudel ja puisniitudel. Niitudel LiDAR-põhise meetodikaga puitse biomassi ja sellesse seotud süsiniku hindamine vajab siiski edasist niitudel rakendamiseks sobivuse testimist ja valideerimist. Kuna niitudel on maa-aluse biomassi hulk suhteliselt kõrgem kui maapealne (Ma et al. 2021), vajab kindlasti ka maa-alusesse biomassi seotud süsinik kliimaregulatsiooni hüve puhul arvesse võtmist.

Alternatiivseks meetodiks on kasutada hakkepuidu hinda taandatuna puidus sisalduvale süsinikule. Hakkepuidu hind oli 2022. a 48,81 eurot/m³ (RMK statistika; RMK vahelao hinnad 2023). Kuna puiduvaru väärtused on antud tihumeetrites (m³), siis üleminekuks süsinikule korrutati klasside väärtused ehk 10, 49 ja 50 tm läbi lehtpuude keskmise süsinikusisaldusega ehk 0,486ga ning seejärel hinnaga 48,81 eurot/m³. Klassi 2 kuuluvate niitude puitse biomassi süsiniku hind oleks seega 237 eurot, klassi 3 puhul kuni 1162 eurot ning klassi 4 puhul vähemalt 1186 eurot. Rakendades sama lähenemist pärandniitude klassidesse jagamisel nagu eelmises lõigus, oleks niitude puitsesse biomassi

seotud süsiniku rahaline väärtus **105 miljonit eurot** ning teisel puhul (klassidesse jagamata, seisundiklasside keskmiste järgi) **126 miljonit eurot**.

Tuues aga näite **sotsiaalsest kulust** (sarnaselt eespool kasutatule 169,77 eurot CO₂/t), siis see on (võttes arvesse pändniitude seisundiklasside keskmised süsinikutonnid ja vastavad pindalad) hinnanguliselt **780 miljonit eurot**.

3.4.2.2.2.3. SÜSINIKU VARU SOODE PUITSES BIOMASSIS

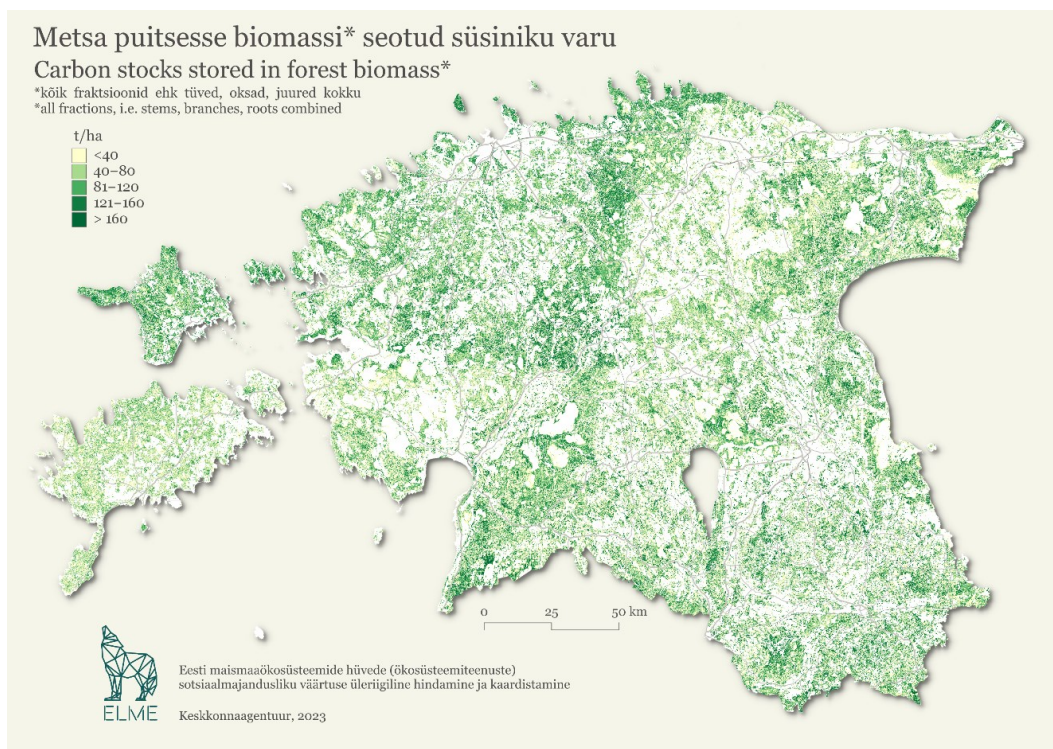
Soodes on puissoo maapealne süsinik arvestatud metsaökosüsteemi osana, lagesoode puhul on domineeriv süsiniku varu mulla orgaanilises süsinikus ja puitse biomassi osakaal äärmiselt väike. Soode puitne biomass on sarnaselt metsaökosüsteemile arvatud ühtse LiDAR-andmestikul põhineva taimkatte kõrgusmudeli alusel (vt ptk 3.4.2.2.2.1).

3.4.2.2.2.4. SÜSINIKU VARU PUITSES BIOMASSIS – TULEMUSED

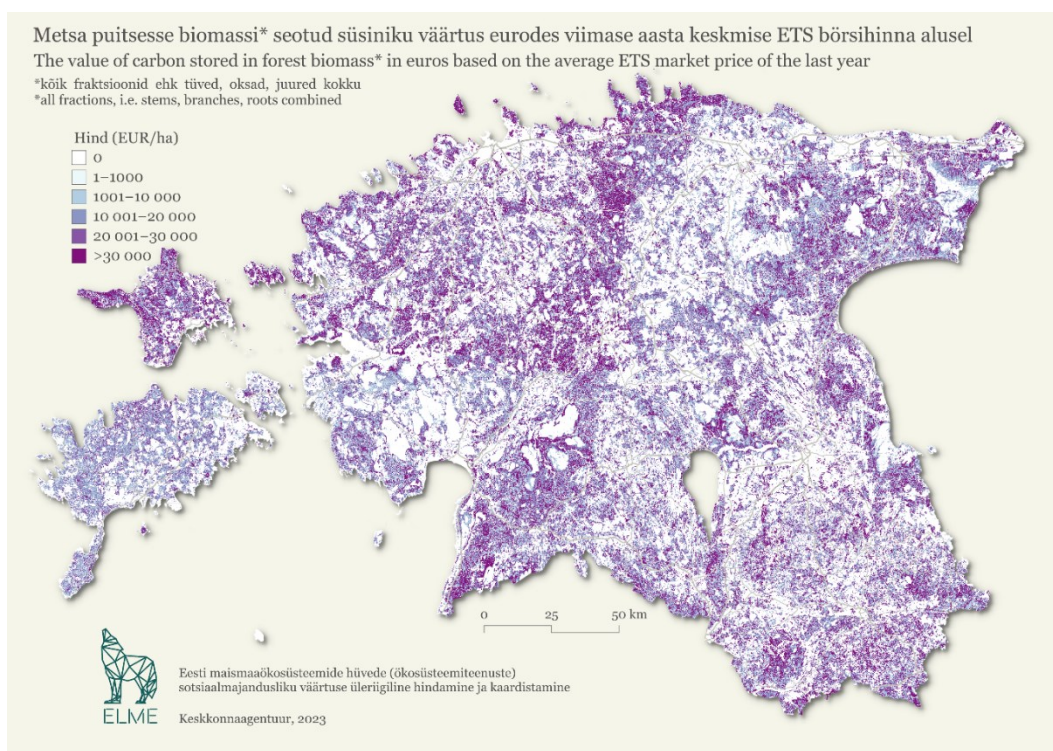
Hindamise tulemused on toodud **tabelis 3.24** ning tuleмкаartide näited **joonisel 3.37** ja **joonisel 3.38**.

Tabel 3.24. Puitsesse biomassi seotud süsiniku varu (t/ha) ning rahaline väärtus hinnangu andmise hetkel

Süsinikuvaru	Keskmine kogus (t/ha)		Rahaline väärtus			
	üle-eestiliselt	kaitstavatel aladel	ETS börsihind (eurot)		sotsiaalne kulu (eurot)	
			üle-eestiliselt	kaitstavatel aladel	üle-eestiliselt	kaitstavatel aladel
Mets	68,850	81,783	44 416 273 170	11 345 682 703	76 164 403 355	19 384 300 459
Soo	7,527	5,641	223 952 928	113 978 920	392 850 368	200 513 664
Niit	<i>ei arvestatue</i>	<i>ei arvestatud</i>	279 000 000	<i>ei arvestatud</i>	780 000 000	<i>ei arvestatud</i>

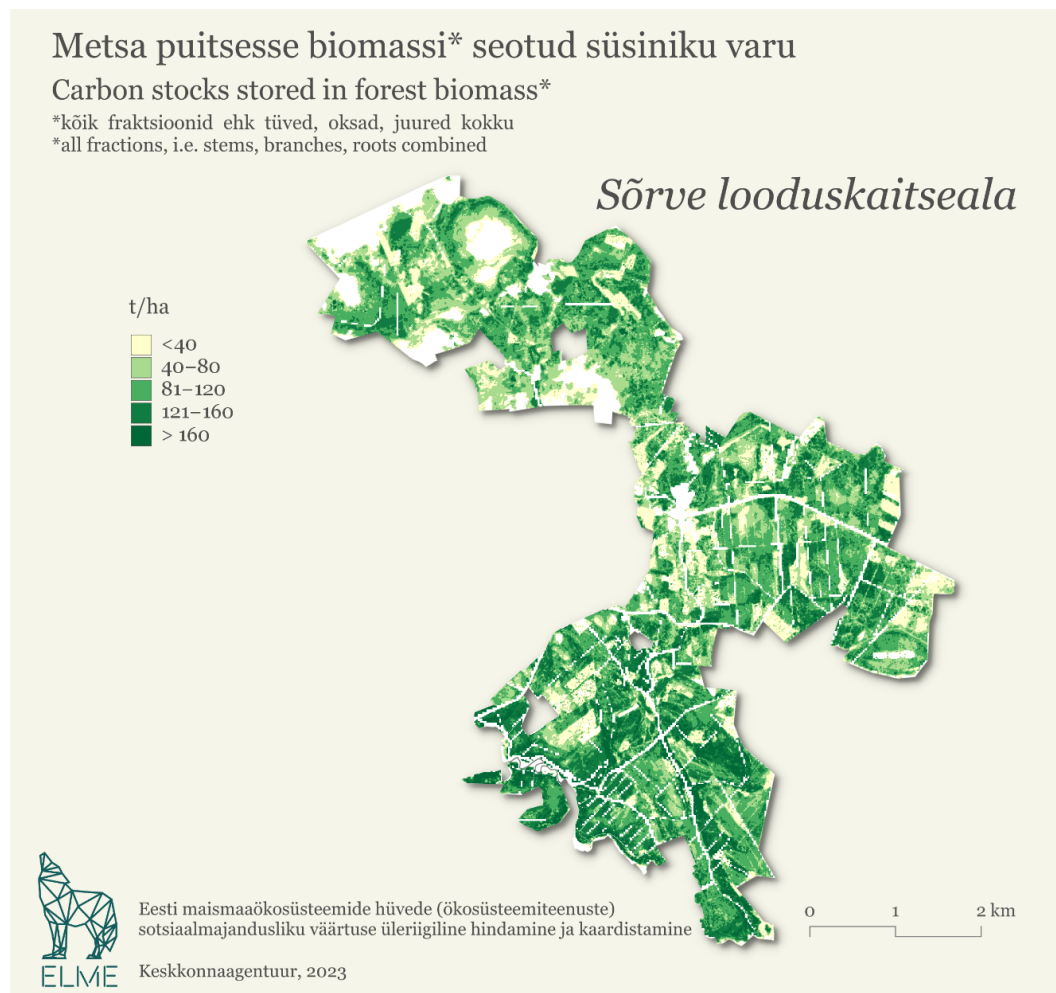


Joonis 3.37. Metsa puitsesse biomassi (kõik fraktsioonid ehk tüved, oksad, juured kokku) seotud süsiniku varu (t/ha)



Joonis 3.38. Metsa puitsesse biomassi (kõik fraktsioonid ehk tüved, oksad, juured kokku) seotud süsiniku väärtus eurodes viimase aasta keskmise ETS börsihinna alusel

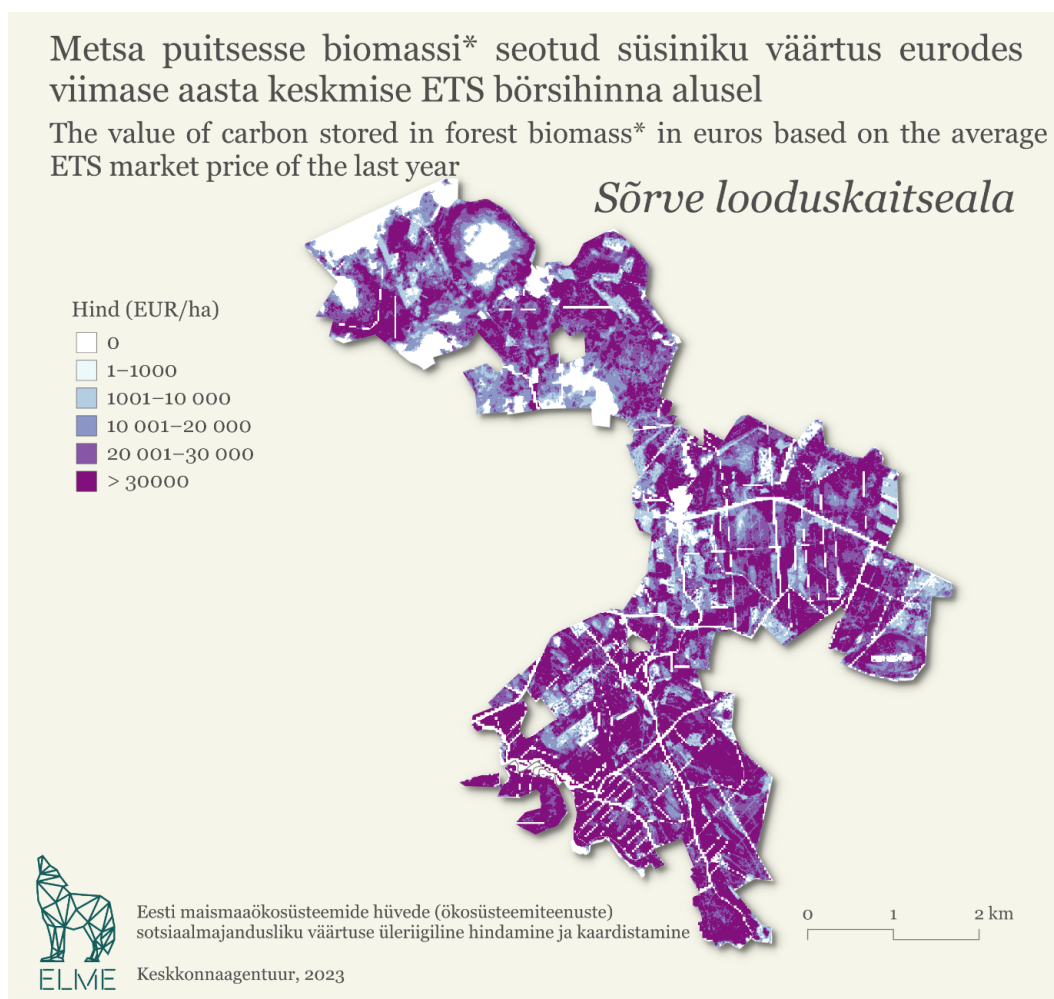
Sõrve kavandataval looduskaitsealal on metsa puitsesse biomassi seotud 178 627 tonni süsinikku (joonis 3.39), mille rahaline väärtus ETS viimase aasta keskmise börsihinna järgi on 52 891 767 eurot (joonis 3.40).



Joonis 3.39. Sõrve kavandataval looduskaitsealal metsa puitsesse biomassi (kõik fraktsioonid ehk tüved, oksad, juured kokku) seotud süsinik (t/ha)

Metsa puitsesse biomassi* seotud süsiniku väärtus eurodes viimase aasta keskmise ETS börsihinna alusel

The value of carbon stored in forest biomass* in euros based on the average ETS market price of the last year



Joonis 3.40. Sõrve kavandataval looduskaitsealal metsa puitsesse biomassi (kõik fraktsioonid ehk tüved, oksad, juured kokku) seotud süsiniku väärtus eurodes viimase aasta keskmise ETS börsihinna alusel

Puissoo ja soometsa maapealne puitse biomassis seotud süsinik on arvestatud metsaökosüsteemi osana, lagesoode puhul on puitse biomassi osakaal väga väike ja süsiniku varu arvestatud mulla orgaanilises süsinikus (turba moodustaja osana).

3.4.2.2.3. KASVUHOONEGAASIDE SIDUMINE

CO₂, CH₄, N₂O vood (sidumine või emissioon) kaardistati maakasutusklasse ning muldasid kirjeldava maatriksi abil (Mander *et al.* 2010, täiendatud ELME2 raames), maatriksi loomise meetodikat on detailsemalt kirjeldatud Kull *et al.* 2023. Hinnangud kasvuhoonegaaside sidumisele baaskaardi elupaigatüüpides ja seisundiklassides pärinevad koondatud kirjandusülevaadetest ning Eestis läbi viidud kohapealsetest kasvuhoonegaaside bilansi mõõtmistest.

Kasvuhoonegaaside vood on igas elupaigatüübis erinevad, sõltuvalt ökosüsteemi omadustest, ökosüsteemi seisundist, mulla omadustest, veerežiimist ning majandamisest.

Metoodiliselt on kõigi kasvuhoonegaaside voo hindamiseks vajalik koondada Eestis ning Eestile sarnastes keskkonningimustes (sh sarnastel mullatüüpidel) aastaringset mõõdetud CO₂, CH₄, N₂O voo aasta keskmised väärtused ning ülepinnaliseks hüve kaardistamiseks tuleb need siduda Eesti mullatüüpide, ELME ökosüsteemitüüpide ning seisundiklassidega. Andmete koondamisel selgus, et ei Eestist mõõdetuna ega ka sarnastest tingimustest mujal maailmas mõõdetuna ei ole piisavalt andmeid, mis erinevaid ökosüsteeme ja tingimusi ülepinnaliselt kataks. Täna Eestis IPCC standardväärtuste või Eestis mõõdetud väärtuste põhjal hinnatud maakasutussektori kasvuhoonegaaside voo hinnangud on sellest tulenevalt väga üldised ning tegelikkusele vastavaid väärtusi kõigi ökosüsteemide ja nende seisundiklasside kohta ülepinnaliselt ei ole olemasolevatele andmetele tuginedes võimalik anda.

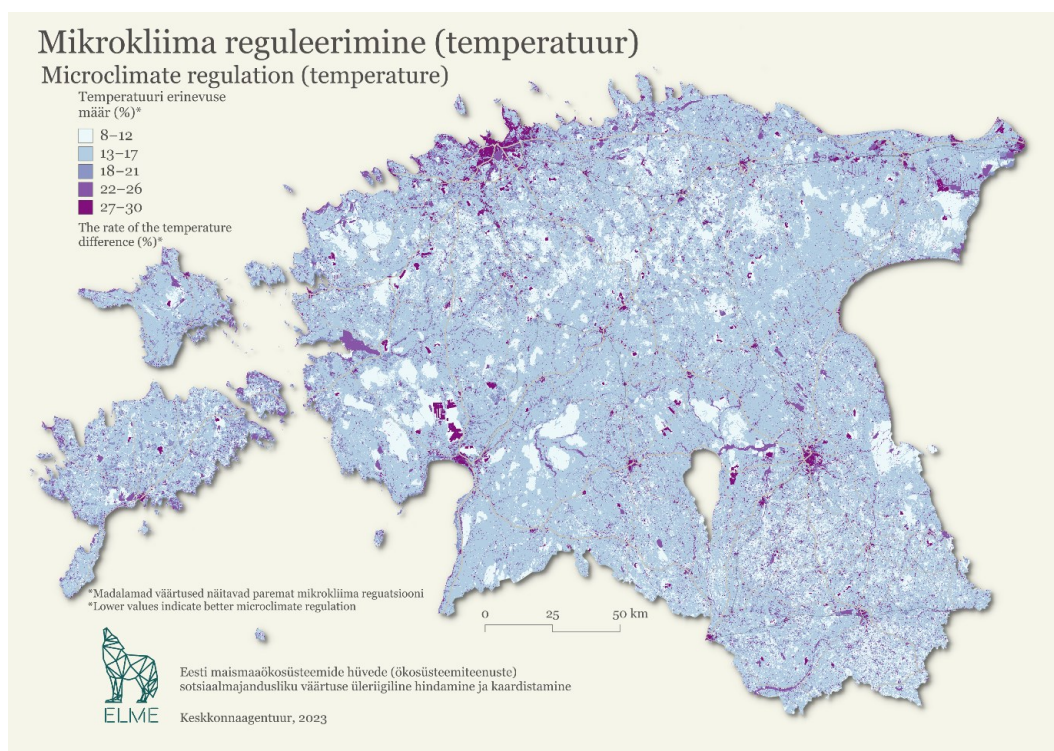
Töö tulemusena esitame tabeli, kus on ökosüsteemitüüpide, seisundiklasside ja ka mullatüüpide kaupa toodud **väärtused nende ökosüsteemide kohta, kust esinduslikke andmeid on piisavalt**. Lisaks aga toome välja kõige kriitilisemalt CO₂ voo ja teiste KHG voo asjakohaseid andmeid vajavad alad ja ökosüsteemid. Tabel on kättesaadav Keskkonnaagentuurist.

3.4.2.3. MIKROKLIIMA REGULATSIOON

Mikrokliima regulatsioon näitab ökosüsteemi võimet kohalikul tasandil hoida ökosüsteemi ulatuses võimalikult ühtlast temperatuuri, niiskust või õhu liikumise kiirust. Käesolevas aruandes on hinnatud ökosüsteemide võimet mikrokliima tasandil reguleerida temperatuuri.

Teenuse hindamiseks arutati 2022. aasta ühe pilvitu taevaga suvise kuupäeva (22.07.2022) maapinna temperatuuri kaart Sentinel 2 andmete põhjal. Seejärel leiti kõikide baaskaardi tüüpide kohta nende maapinna temperatuuri 10% ning 90% detsiilide vahe näitamaks, milline ökosüsteemitüüp suudab kõige ühtlasema temperatuuri tagada. Lisaks arutati kogu Eesti ökosüsteemide ülene maapinna temperatuuri mediaanväärtus samal päeval. Seejärel jagati iga baaskaardi tüübi jaoks vastava tüübi 90%- ja 10% detsiilide vahe kogu Eesti mediaanväärtusega.

Kõige madalam on mikrokliima reguleerimisvõime tehispinnasega aladel (karjäärid, turbaväljad, asulad, teed ning muud hoonestatud alad), aga ka looduslikud kooslused põuakartlikel muldadel (luited, nõmmeniidud, nõmmemets, loopealsed). Keskmisest madalam on temperatuuri reguleerimise võime rohumaadel, põõsastikel, lubjarikastel aruniitudel, rannaniitudel, kadastikel, palumetsadel ja väärtuslikel rohumaadel. Püsirohumaad, valdav osa metsakooslustest ning põllukultuuridest ning sinihelmikaniidud on mõõdukalt hea mikrokliima reguleerimise võimega. Kõige ühtlasema temperatuuri suudavad tagada niiskemad metsatüübid (soovikumets, kõdusoometsad, laanemets, samblasoomets), aga ka loomets, puiskarjamaad, rusked luited kukemarjaga, ning niitudest puisniidud, servaniidud, soostunud niidud ja paeplaadid niitudel. Kõige parem on mikrokliima reguleerimise võime kõige niiskematel sooökosüsteemidel (raba, lammisoo, siirdesoo, roostik, madalsoo) ning püskikultuuridega põllumajandusökosüsteemides, rohusoometsas ja luidetevahelistes niisketes nõgudes (**joonis 3.41**). Hüvele rahalise väärtuse omistamine nõuab edasisi arutelusid.



Joonis 3.41. Mikrokliima reguleerimine. Ökosüsteemide temperatuuri reguleerimise võimet iseloomustab temperatuuri erinevuse määr (%). Kõige paremini suudavad temperatuuri reguleerida ökosüsteemid, kus temperatuuri erinevuse määr on madal (nt rabad) ja vähese reguleerimise võimega on tehisalad (karjäärid, turbaväljad, asulad)

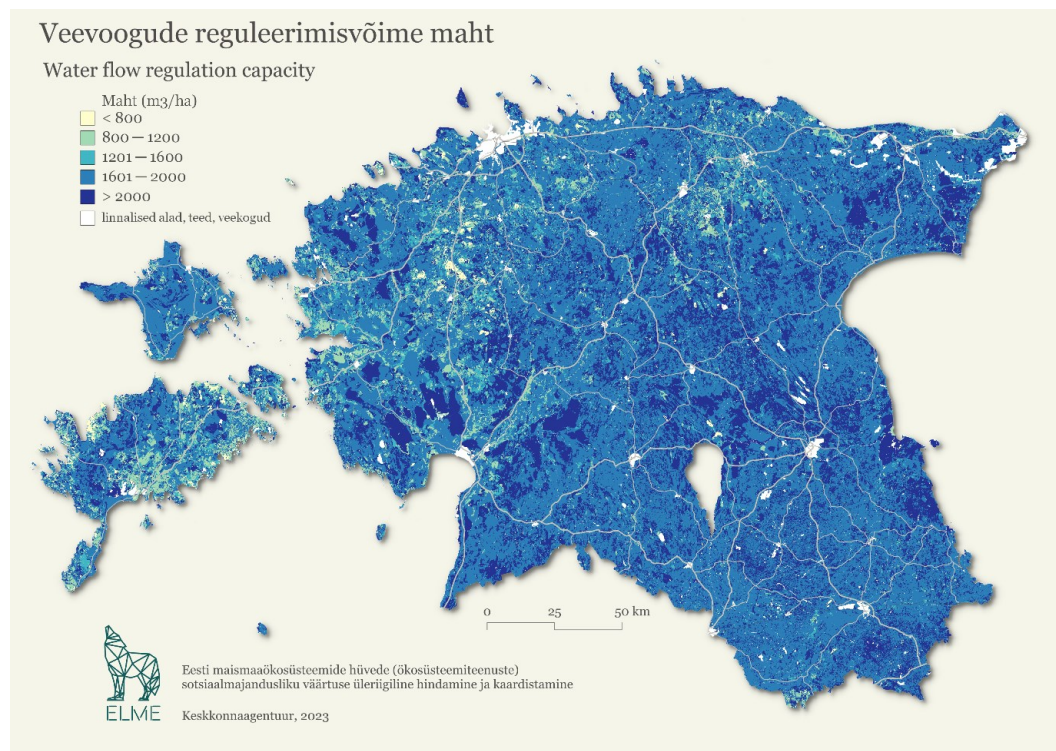
Sarnaselt mikrokliima reguleerimisele saab arvutada ka regionaalse kliimareguleerimise võime ökosüsteemide kohta kui 90%- ja 10% detiilide vahe leida pikema perioodi (mitme aasta) maapinna temperatuuri aegre alusel. Sel juhul kajastuks nii talvised madalamad kui ka suvised kõrgemad temperatuurid ning reguleerimise amplituud hõlmaks kogu aastat. Satelliidiandmestiku põhjal on sedalaadi arvutus oluliselt tömahukam ja keerulisem, kuna sügisel ja talvel esineb sageli pilvkattet ning puuduvate andmetega perioodide osa tuleb andmestikus kaaludega korrigeerida.

3.4.2.4. ÖKOSÜSTEEMI PUHVERDAMISVÕIME – VEEVOOGUDE REGULEERIMINE

3.4.2.4.1. VEEVOOGUDE REGULEERIMISVÕIME MAHT

Indikaator näitab ökosüsteemide potentsiaali leevendada üleujutusi ning kahandada vihmavalingute poolt põhjustatavaid tulvasid. Rahaline hinnang iseloomustab seda, kui palju potentsiaalset kulu hoiavad looduslikud ökosüsteemid ära võrreldes sellega kui veevooge peaks reguleerima tehnilike rajatiste abil. Antud hinnang vastab keskmisele väärtusele, kohalike asukohapõhiste hinnangute puhul tuleb täiendavalt arvestada valgasse (potentsiaalselt üleujutusest mõjutatud alale) jääva kinnisvara hinda ning kaasnevat/ära hoitavat kahju.

Veevoogude reguleerimisvõime sõltub peamiselt mulla omadustest (infiltratsioonivõime, mullalõimis, mulla orgaanilise süsiniku sisaldus). Peamiseks sademetevee puhverdajaks on mulla ülemised horisondid.



Joonis 3.42. Veevoogude reguleerimisvõime maht (m^3/ha)

Reguleerimisvõime maht arvatati maksimaalse ehk täieliku veemahutavuse (THS) ja närbumisniiskuse (WP ehk $W_{närb}$) vahena:

$THS - WP = Vr$, kus

Vr – vee reguleerimisvõime (m^3/m^3),

THS – maksimaalne ehk täielik veemahutavus (*saturated water content*, m^3/m^3) ja

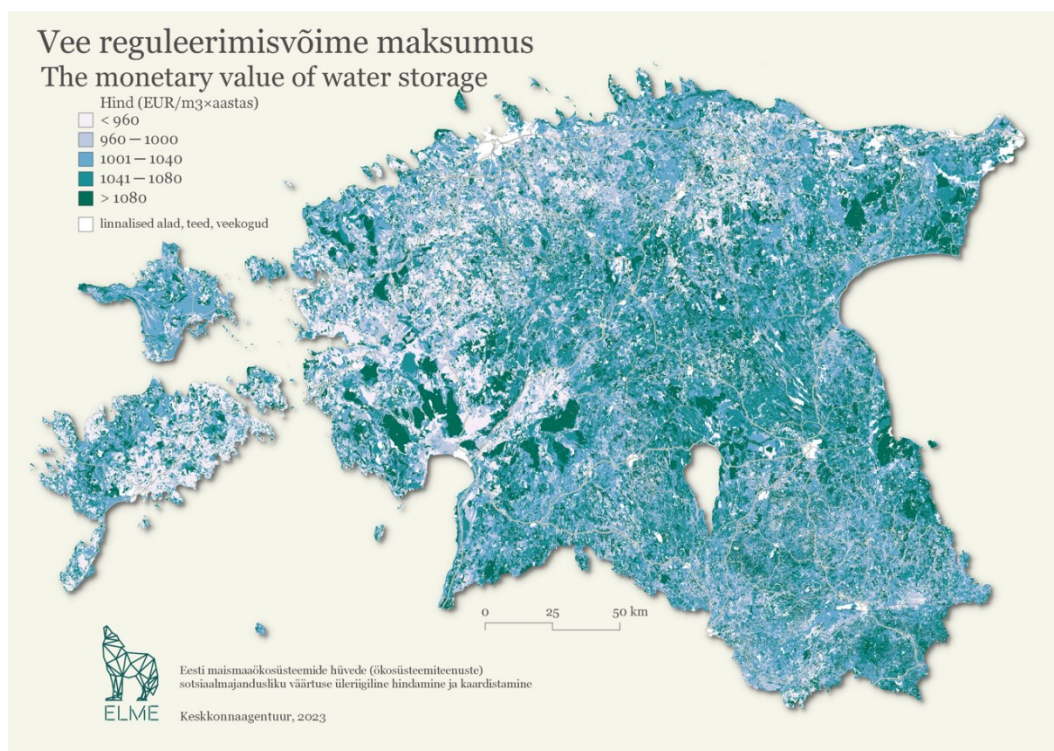
WP – närbumisniiskus (*wilting point*, m^3/m^3).

Maksimaalse ehk täieliku veemahutavuse ja närbumisniiskuse aluseks võeti Tóth *et al.* 2017 andmestik.

Vr korrutati seejärel EstSoil-EH (Kmoch *et al.* 2021) iga mullapolügoni ülemise kihi paksuse (m) ja pindala väärtuse abil leitud ülemise kihi mahuga (m^3/ha). Nii saadi Vr väärtus hektari kohta m^3 ühikutes.

Saadud kaardikihi (joonis 3.42) alusel on veevoogude puhverdusvõime Eesti kaitstavatel aladel kokku $1\,534\,150\,162\,m^3$ (pindala $815\,023,92\,ha$), keskmine $1882,34\,m^3$ vett hektari kohta aastas. Väljaspool kaitstavaid alasid on puhverdusvõime väiksem: kokku $6\,270\,715\,061,03\,m^3$ (pindala: $3\,431\,149,8\,ha$), keskmine $1827,58\,m^3/ha$. Kaitstavate alade suurem puhverdusvõime on seotud suurema turvasmuldade ja turvastunud muldade osakaaluga.

Veevoogude reguleerimise rahaline maksumus leiti väärtuse ülekande meetodit kasutades asenduskuluna ehk hinnates, kui palju peaks kulutama, et sama koguse vett saaks tehisveehoidlas hoiustada, võttes arvesse spetsiaalselt vee säilitamiseks mõeldud tehisveehoidlate rajamise ja ülalpidamise kulusid. Veevoo reguleerimise maksumuse saamiseks korrutati vee reguleerimisvõime maht Grygoruk *et al.* 2013 leitud väärtusega 0,53 eurot m³/aastas (**joonis 3.43**).



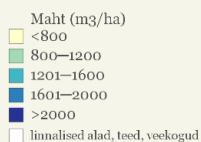
Joonis 3.43. Vee reguleerimisvõime maksumus (eurot/m³ aastas)

Saadud tulemus kaitstavatel aladel: 813 101 695,91 eurot (pindala 815 023,92 ha), keskmine maksumus 997,64 eurot/ha. Väljaspool kaitstavaid alasid: 3 323 443 587,72 eurot (pindala: 3 431 149,8 ha), keskmine veevoogude reguleerimise maksumus 968,61 eurot/ha. Alam-Pedja looduskaitsealal on maksumus 35 414 865 eurot (**joonis 3.44** ja **joonis 3.45**).

Veevoogude puhverdamisvõime on kõige suurem turvasmuldadel, nt rabad mahutavad üle 200 liitri m² kohta kuni 0,5 m paksuse kihi puhul; mujal on väärtus väiksem. Kuigi turvasmuldade veesisaldus ja veemahutavus on väga kõrge kogu turbalasundi ulatuses, on aktiivne aastane veevahetus (sademete, auramise ning pindmise äravoolu esinemine) seotud peamiselt ülemise kuni 50 cm paksuse kihiga.

Veevoogude reguleerimisvõime maht Water flow regulation capacity

Alam-Pedja looduskaitseala



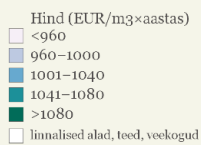
Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste)
sotsiaalmajandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine
Keskkonnaagentuur, 2023

0 3 6 km

Joonis 3.44. Veevoogude reguleerimisvõime maht (m³/ha) Alam-Pedja looduskaitsealal

Vee reguleerimisvõime maksumus The monetary value of water storage

Alam-Pedja looduskaitseala



Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste)
sotsiaalmajandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine
Keskkonnaagentuur, 2023

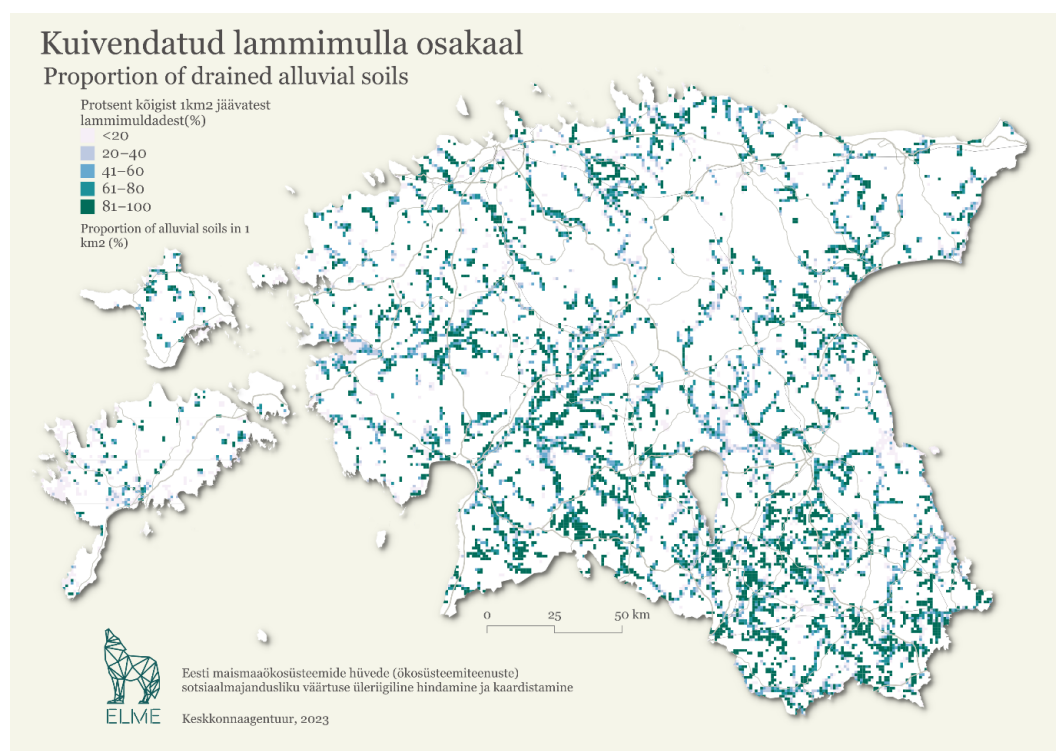
0 3 6 km

Joonis 3.45. Vee reguleerimisvõime maksumus (eurot/m³*aastas) Alam-Pedja looduskaitsealal

3.4.2.4.2. VEEVOOGUDE REGULEERIMINE – LAMMIMULDADE KUIVENDATUS

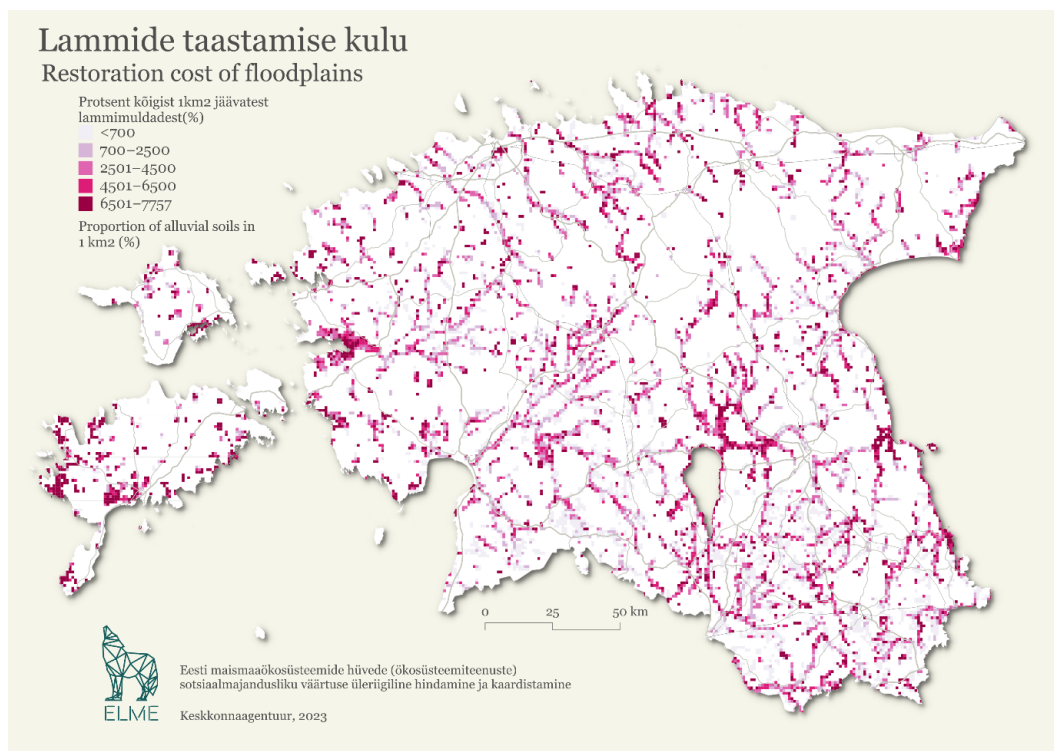
Teine võimalus veevoogude puhverdamise potentsiaali hindamiseks on heas seisundis lammisoode olemasolu alusel. Üleujutuste esinemist siseveekogude ääres aitab kontrollida heas looduslikus seisundis (kraavitamata, paisudeta, vett mitteläbilaskvate materjalidega katmata) lammisoode esinemine, mille mullal on looduslikult kõrge väliveemahutavus. Looduslikus seisundis lammimullad on üleujutuste puhverdajad, kuivendamisel või täisehitamisel see funktsioon kaob või väheneb.

Biofüüsikalise indikaatorina kasutati ELME1 raames valminud lammimuldade kuivendatuse kaardikihti (vt ka Helm *et al.* 2021), indikaator: kuivendatud lammimulla ehk 100 m laiuste vööndite osakaal (%) lammimuldadele jäävate kraavide ümber kõigest 1 km² jäävatest lammimuldadest (**joonis 3.46**).



Joonis 3.46. Kuivendatud lammimulla osakaal (%) kõigest 1 km² jäävatest lammimuldadest

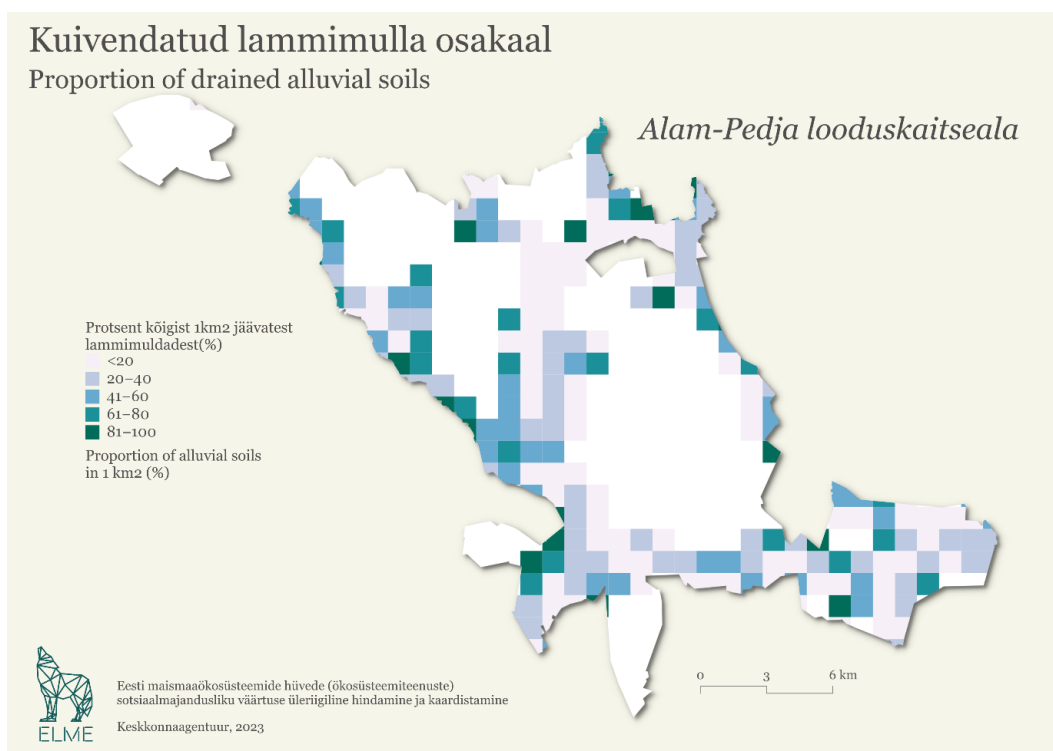
Väärtuse ülekande meetodit kasutades arvutati antud juhul veevoogude reguleerimise teenuse hind lammide taastamisväärtuse kaudu, kasutades 119 Euroopa Liidu kaasrahastamisel finantseeritud lammisooaga valgla taastamise hinda, mis on Szałkiewicz *et al.* 2018 järgi 7757 eurot/ha*aastas. Sisuliselt on see on maksevalmidus realiseerunud kujul. Ehk täpselt sellise summa on Euroopa Liidu maksumaksjad olnud valmis veevoogude reguleerimiseks maksma. Looduslikus seisundis lammisoo hektari väärtus on seega võrdsustatud 7757 eurot/ha*aastas, iga kuivendamisest mõjutatud % pindalast kahandab lammi väärtust vastavalt 77,57 eurot/ha*aastas võrra. Lammide kuivendatuse määr (%) korrutati nimetatud taastamisväärtusega ja see lahutati looduslikus seisundis lammisoo väärtusest (7757 eurot/ha*a). Mida kõrgem hind, seda paremas seisus on lamm, suurem hetkeväärtus veevoogude reguleerijana ning madalam taastamiskulu veevoogude reguleerimise kontekstis (**joonis 3.47**).



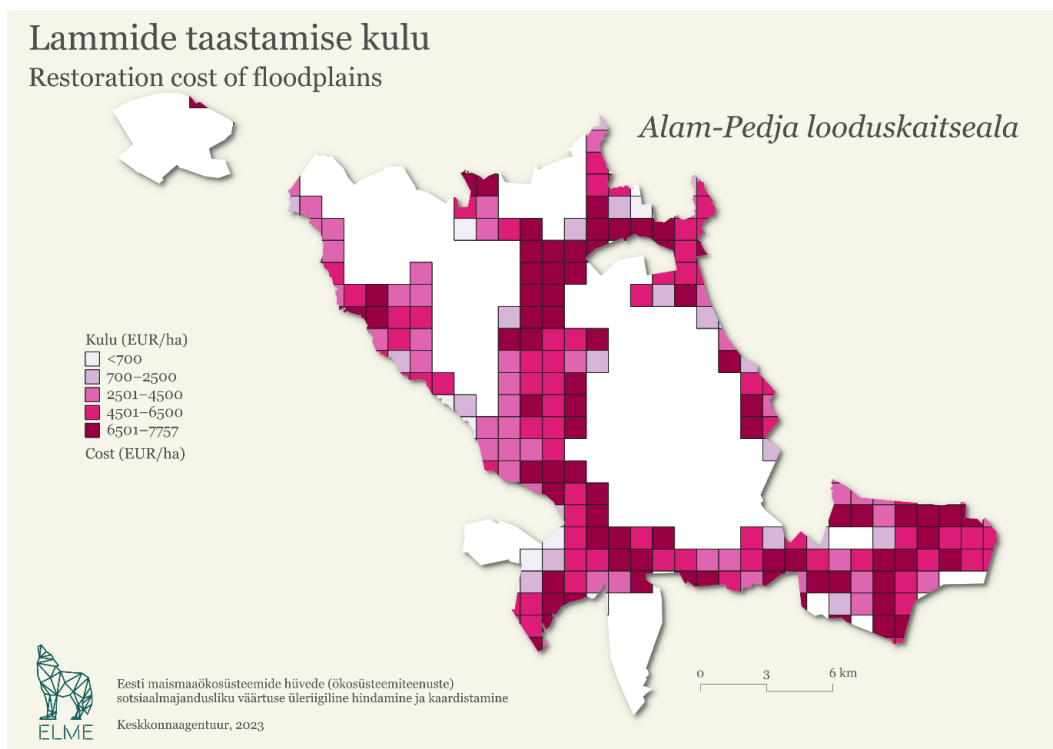
Joonis 3.47. Lammide taastamise kulu

Kaitstavatel aladel on olukord parem kui väljaspool kaitstavaid alasid. Kaitstavatel aladel on kuivendatuse määra mediaan 1 km² ruudus 56%, väljaspool kaitstavaid alasid 70%. Erinevused tulevad hästi välja, vaadates märgade koosluste kaitseks loodud kaitstavaid alasid. Näiteks Alam-Pedja looduskaitsealal, mille pindalast olulise osa moodustavadki lammid, on kuivendatud lammimuldade mediaan vaid 30% (**joonis 3.48**).

Taastamise kulu oleks kaitstavatel aladel kokku 864 303 781 eurot (keskmine 161 945 eurot) ja väljaspool 4,5 korda suurem, s.t., 3 889 169 260 eurot (keskmine 417 472 eurot). Lammide taastamise kogukulu on Alam-Pedjal 40 910 535 eurot, keskmiselt ruutkilomeetri kohta 179 432 eurot (**joonis 3.49**).



Joonis 3.48. Lammimuldade kuivendatus Alam-Pedja looduskaitsealal



Joonis 3.49. Lammide taastamise rahaline kulu Alam-Pedja looduskaitsealal

Veevoogude reguleerimise sotsiaalne teenus hõlmab laiemalt üleujutuste ärahoidmise, kalavarude taastamise (kudemispaigad), elupaikade loomise, vee puhastamise-filtreerimise lammil ja kõik muud

teenusega seotud kulud. Väärtuse rahaline hindamine nii laiapõhjaliselt on andmete puudumise tõttu ülepinnaliselt keeruline (sõltub asustuse paiknemisest, planeeringutest, objektide väärtusest), aga on hinnatav kvantitatiivselt.

3.4.2.5. ÖKOSÜSTEEMIDE PUHVERDAMISVÕIME – ÕHUSAASTE PUHVERDAMINE

Eriti peente osakeste (PM_{2,5}) õhusaaste puhverdamisvõime hüve (indeks)

Tahke õhusaaste, nagu tolm ja peenosakesed, on oluline elanike ja ökosüsteemide tervist mõjutav tegur. Tahke õhusaaste hulka kuulub palju mitmesuguseid aineid alates meresoolast ja õietolmust kuni inimestele ohtlike kantserogeenideni, nagu benso(a)püreen ja tahm. Kõige suuremat tervisemõju avaldavad peenosakesed (PM₁₀, peenosakeste fraktsioon, mille diameeter jääb alla 10 mikromeetri) ja enim just eriti peened osakesed (PM_{2,5}, diameetriga alla 2,5 mikromeetri) mille peamised allikad on liiklus (heitgaasid, teekatte ja rehvide kulumine), küte (peamiselt ahiküte) ning tööstus. Peenosakesed välisõhus põhjustavad organismi sattudes hingamisteede ning südame ja veresoonkonna haigusi, vähendavad keskmist oodatavat eluiga nii maal kui ka linnas (Orru *et al.* 2022) ning üldist heaolu ja eluga rahulolu (Orru *et al.* 2016). Hiljutise uuringu kohaselt põhjustasid õhusaaste peenosakesed ja lämmastikdioksiid (NO₂) 2020. aastal Eestis hinnanguliselt 1179 enneaegset surma aastas, mis teeb kokku 14 179 kaotatud eluaastat aastas ning mille sotsiaalmajanduslikud väliskulud ehk tervisemõju rahaline ekvivalent on 666 miljonit eurot aastas (Orru *et al.* 2022). Oodatav eluiga väheneb Eestis õhusaaste tõttu ligi 10 kuud, ent riskirühmades on see oluliselt suurem, ulatudes keskmiselt 12 aastani. Suurim oli oodatava eluea langus suuremates linnades, nagu Tallinn, Tartu, Narva, Pärnu, Viljandi ja Kohtla-Järve ning maakondadest mõnevõrra kõrgem Ida-Virumaal (Orru *et al.* 2022).

Ökosüsteemid aitavad oma omaduste, nagu tuulekiiruse ja õhuniiskuse reguleerimine, lehtede/okaste, võrade ja tüvede füüsilised omadused jm abil puhverdada ja pidurdada saasteainete levikut ja leevendada sellega nende mõju inimeste tervisele. Peamised saaste pidurdamise mehhanismid on peenosakeste lehepinnale-tüvele ladestumine ning sealt vihmaveega pinnasesse liikumine, aga näidatud on ka õhulõhede kaudu saasteainete omastamist jm. Arvukad tööd kinnitavad taimestiku ja veekogude rolli hõljuvate osakeste püüdmises ning setitamises, rohkema taimestikuga alad iseloomustavad väiksemad tahkete osakeste kontsentratsioonid õhus. Saasteosakeste ladestumise hulk rohttaimede ja puude lehepinnal ja tüvel sõltub taime liigist, lehe morfoloogiast ning struktuurist (Laidma 2017). Õhusaaste puhverdamise võime on erinevates ökosüsteemides üsnagi erinev, näiteks puude ja põõsastega alad on efektiivsemad kui puudeta ökosüsteemid, karvaste/kleepuvate lehtedega taimed ning okaspuud püüavad väikeseid saasteosakesi paremini kui lehtpuud, komplekssema lehestikuga ja struktuurselt mitmekesised ökosüsteemid paremini kui ühetaolise taimestiku koosseisuga alad (Räsänen *et al.* 2013; Chiabai *et al.* 2018; Wróblewska & Jeong 2021). Soode ja märgalade puhul aga mängivad rolli ka mikrokliimaatilised tingimused (nt niiskema/jahedama õhuga alade kujunemine märgalade kohal) (Zhao *et al.* 2021). Suurbritannias läbi viidud ökosüsteemiteenuste hindamise alusel eemaldavad riigi metsased alad ca 6,6 kg/ha PM_{2,5} saasteaineid aastas, niidukooslused 0,3 kg/ha/a, rannikualad 0,45 kg/ha/a, põllumajandusmaastikud 0,18 kg/ha/a, mageveekogud 0,021 kg/ha/a (Jones *et al.* 2017). Linnaruumis võib teatud juhtudel aga

taimestik õhusaastet ka võimendada, näiteks lukustades saastet linnaruumi haljastusse ja/või takistades tuulte liikumist.

Õhusaaste puhverdamise hüve arvutus ELME2 raames võtab arvesse nii saaste hulka, ökosüsteemide võimet saastet puhverdada kui ka elanikkonna asustustihedust maastikus (ehk nõudlust). Loodusliku taimeestiku roll õhusaaste puhverdamisel on suurim tiheda asustuse juures ning saasteallikate lähedal, mistõttu väljendab õhusaaste puhverdamisvõime indeks vahemikus 1...10 vastava ökosüsteemi tähtsust antud tingimustes (saaste ja elanike arvu) juures õhusaaste puhverdamisteenuse pakkumisel. Ühele lähemad väärtused näitavad suhteliselt väiksemat panust õhusaaste puhverdamise hüve pakkumisel, kümnele liginevad väärtused tõstavad esile olulisi õhusaastet puhverdavaid ökosüsteeme, mis on üheaegselt efektiivsed, asuvad suure saastekoormuse ning tihedama asustusega piirkondades. Saasteainetest valisime indikaatoriks eriti peente osakeste PM_{2,5} modelleeritud kontsentratsioonid välisõhus kui peamise tahkete osakeste saastest tuleneva tervisekahju põhjustajad (EEA 2022).

Indeksi arvutamiseks omistati algselt igale ökosüsteemile kirjanduse põhjal ja eksperthinnangu tulemusena õhusaaste puhverdamise väärtus vahemikus 1...5, kus 1 oli kõige madalama puhverdamisvõimega ning 5 kõige kõrgema puhverdamisvõimega (vt kirjeldus allpool). Sisuliselt näitavad need väärtused saasteainete taimkattele ladestumise ja takerdumise potentsiaali ja ulatust, mis peenosakeste puhul on seotud taimeestiku ja kõrghaljastusega. Kõrgema väärtuse said barjäärina toimivad kooslused – metsad, eriti okasmetsad, puisniidud ja puiskarjamaad. Keskmised ja väikesed kaalud omistati raiesmikele, niisketele niitudele ja kinnikasvanud niitudele ning soodele. Sood ja märjad niidud said kuivadest niitudest mõnevõrra kõrgema väärtuse, kuna õhuniiskus mõjutab peenosakeste liitumist ja kiirendab ladestumist. Lisaks eristati alad, mis õhusaaste puhverdamisse ei panusta, näiteks karjäärid, freesturbaväljad, taimeestikuta rannikualad, külvikorras põllud.

Õhusaaste puhverdamise hüve biofüüsikalise indeksi hindamisel kasutatud andmeallikad:

- 1) Elanike asustustihedus km² (Statistikaamet 2021);
- 2) Eriti peente osakeste PM_{2,5} modelleeritud sisaldus välisõhus, 2020. aasta keskmised väärtused (Orru *et al.* 2022; andmed Eesti Keskkonnauuringute Keskusest);
- 3) Ökosüsteemide puhverdamisvõime suhtelised väärtused vahemikus 1...5 (1 madalaim, 5 kõrgeim) eksperthinnangu ning kasutatud kirjanduse põhjal ja vastavalt ELME baas- ja seisundikaardile:

5 – okasmetsad (seisundiklassid A–C);

4 – leht- ja segametsad (klassid A–D), okasmetsad (D), puisniidud ja puiskarjamaad (C–D), metsastunud lited;

3 – sood (A–B), põõsastikud, puisniidud ja puiskarjamaad (A–B), laukad, luidetevahelised niisked nõod, veekogud, raiesmikud (E–F, seisundita);

2 – niisked niidud, kadastikud, kinnikasvanud kuivad niidud (D1, D2), roostikud;

1 – kuivendatud sood (C), avatud kuivad niidud;

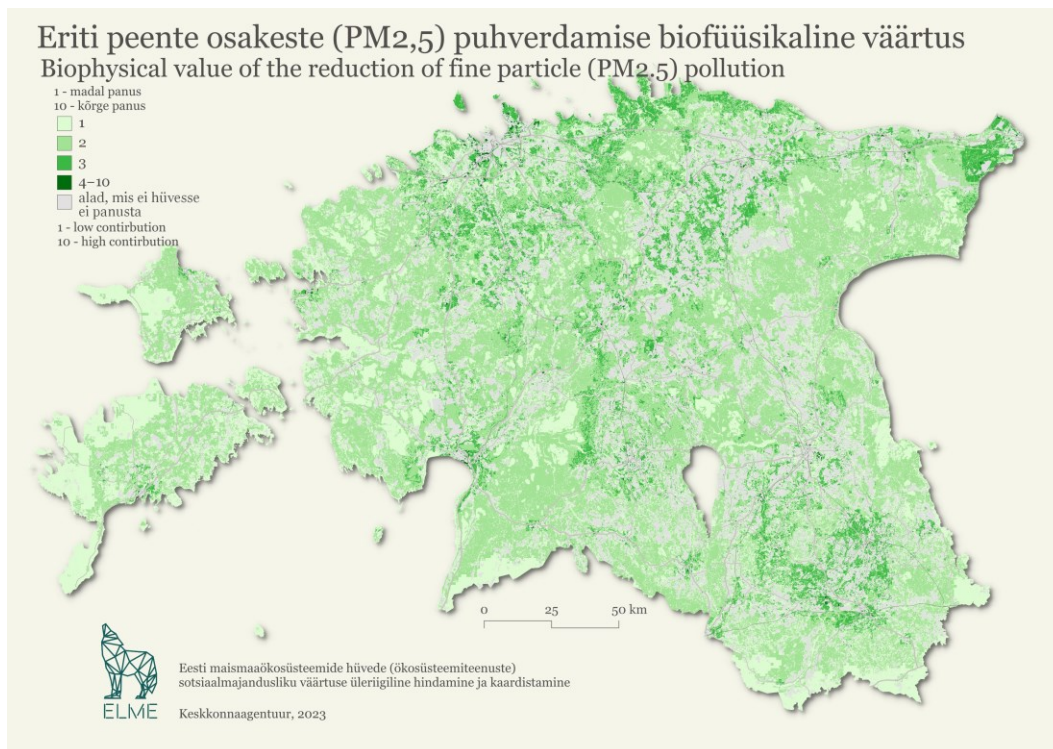
0 – ei paku antud hüve: tehisalad, õuealad, klibused ja liivased rannikualad, karjäärid, külvikorras põllumaad, freesturbaväljad.

Õhusaaste puhverdamise biofüüsikaline indeks arvutati järgnevalt: ökosüsteemide puhverdamisvõime (vahemikus 1...5) * 2020. aasta keskmine $PM_{2,5}$ saasteosakeste levik (standardiseeritud vahemikus 1...5) * rahvaarv km^2 (standardiseeritud vahemikus 1...5). Iga baaskaardi 10×10 m piksli kohta saadud tulemused (vahemikus 1...125) standardiseeriti 1 ja 10 vahele, kus 10 näitab suurimat panust ja 1 vähimat panust eriti peente saasteosakeste eemaldamiseks (**joonis 3.50, joonis 3.52**). NB – alad, mis antud hüve ei paku, on kaardil eristatud aladest, mille panus hüve pakkumisse on väike, kuid siiski olemas.

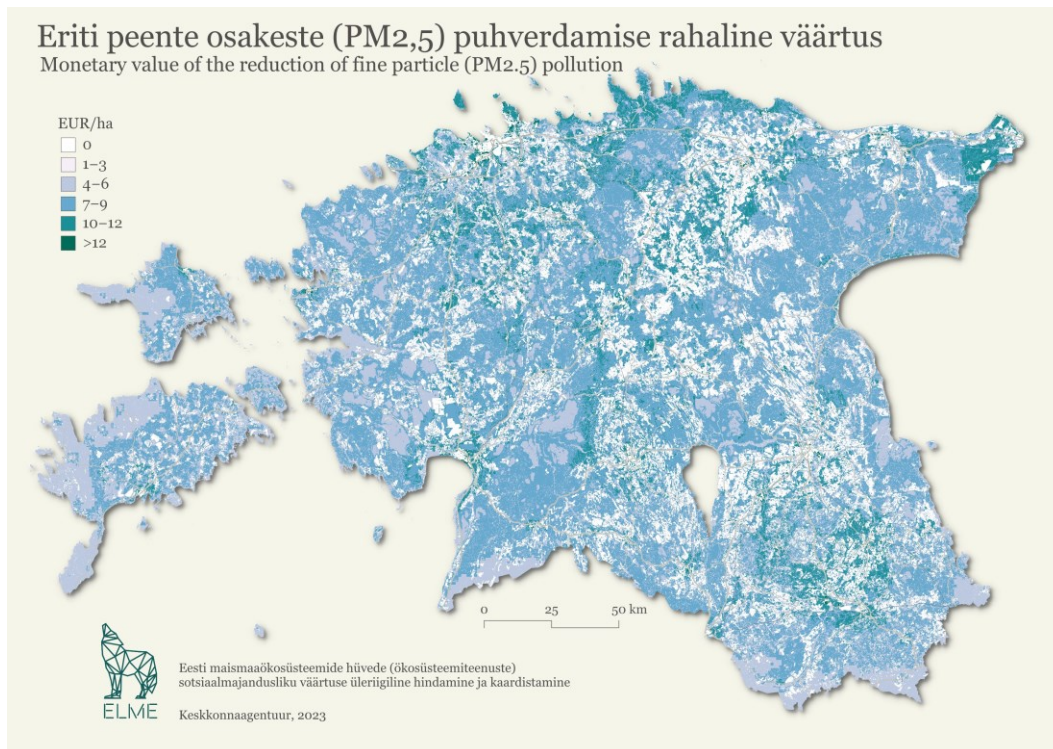
Õhusaaste puhverdamise rahalisel väärtuse arvestamisel võeti arvesse ökosüsteemi suhtelist rolli tervisekulude vähendamisel piirkonnas. Kirjanduse põhjal leevendab ja puhverdab taimestik 16,5...26,7% peenosakeste saastest (McDonald *et al.* 2007; Gong *et al.* 2023) ja sellel on oluline panus tervisekulude vähendamisse.

Saasteosakeste $PM_{2,5}$ tervisekulude hindamiseks kasutasime Statistikaameti poolt juba varasemalt kasutatud ülekantud kulude lähenemist, kus Suurbritannias arvatud tonni $PM_{2,5}$ tervisemõju kulukus kohandati Eesti oludele ning saadi tonni $PM_{2,5}$ tervisemõjukuks 17 691 eurot/tonn (vt ka Oras *et al.* 2021). Eestis paisati 2020. aastal õhku 5901 tonni $PM_{2,5}$ osakesi (Keskkonnaagentuur 2022b) ning kirjanduse hinnangul sadestub neist taimestiku abil ca 20%. Arvestades 2020. aasta $PM_{2,5}$ saastekoguseid, eemaldavad Eesti ökosüsteemid ca 1180 tonni $PM_{2,5}$ saasteosakesi aastas, mis aitab antud hinnangu kohal tervisekuludelt kokku hoida **20,88 miljonit eurot aastas** ($1180 \text{ t/a} * 17 691 \text{ eurot/t}$). Ökosüsteemidesse sadenenud $PM_{2,5}$ kogus on ärahoitud kulu tervishoiu, seda eriti tiheda asustuse juures ning suuremate saastekontsentratsioonide juures, mistõttu **jagasime ärahoitud tervisekulu 20,88 miljonit tonni kõigi Eesti ökosüsteemide vahel tulenevalt nende biofüüsikalisest panusest**. Enim panustavad $PM_{2,5}$ saaste vähendamisse ja seotud tervisekulude kahandamiseks asulalähedased metsad ja puudega ökosüsteemid suurte saasteallikate läheduses (**joonis 3.51, joonis 3.53**). Iga üksiku ökosüsteemi panus tervisekulude kahandamiseks on küll suhteliselt väike, varieerudes vahemikus 1–20 eurot hektari kohta, kuid silmas tuleb pidada, et vaatlesime vaid ühte saasteosakeste rühma (eriti peened osakesed, $PM_{2,5}$) ning ökosüsteemid on vaid üks komponent paljudest, mis keskkonnasaaste tervisemõjude leevendamisse panustab.

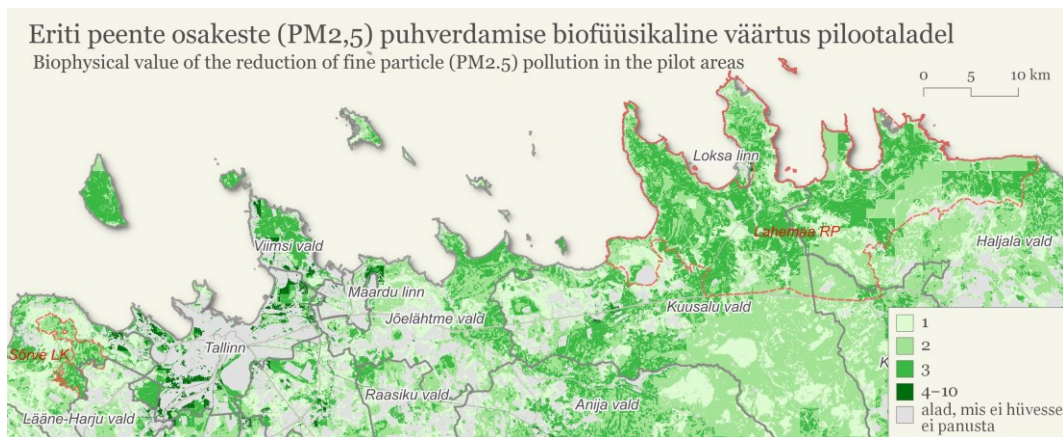
Rohealad üle Eesti aga panustavad lisaks peente osakeste osalisele puhverdamisele väga paljudesse tervisekomponentidesse. Näiteks Orru *et al.* 2022 hindasid, et kui kõigi Eesti elanike kodude ümbruses oleks sama palju rohelist kui kõige rohelisemates piirkondades samas linnas või vallas, hoiaks see igal aastal läbi erinevate positiivsete mõjude vaimsele ja füüsilisele tervisele ära 776 varajast surma, 9853 kaotatud eluaastat ja **suurenenud rohelsega väheneksid tervishoiu väliskulud 435 miljoni euro võrra aastas**.



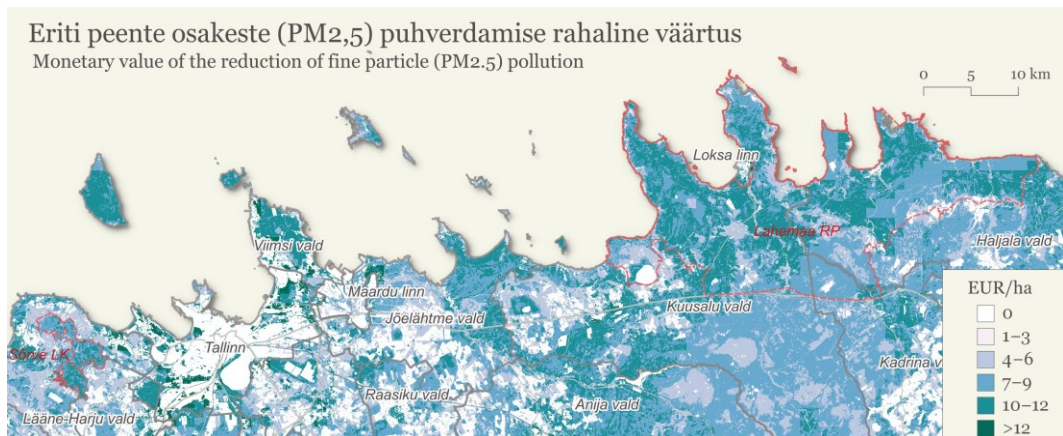
Joonis 3.50. Eriti peente osakeste (PM_{2,5}) õhusaaste puhverdamise hüve biofüüsikaline väärtus



Joonis 3.51. Eriti peente osakeste (PM_{2,5}) õhusaaste puhverdamise rahaline väärtus (eurot/ha)



Joonis 3.52. Eriti peente osakeste (PM_{2,5}) õhusaaste puhverdamise hüve biofüüsikaline väärtus Tallinnas ja selle ümbruses, sh Sõrve kavandataval looduskaitsealal ja Lahemaa rahvuspargis



Joonis 3.53. Eriti peente osakeste (PM_{2,5}) õhusaaste puhverdamise teenuse rahaline väärtus Tallinna ümbruses, sh Sõrve kavandataval looduskaitsealal ja Lahemaa rahvuspargis

3.4.2.6. AINEVOOGUDE REGULEERIMINE – EROSIONIKONTROLL

Mullaerosioon ehk mulla ärakanne mõjutab reguleerivate teenuste toimimist, kogu reguleerivate teenuste põimikut: nt süsiniku ärakanne mõjutab niiskusrežiimi, kahaneb toitainete varu, väheneb süsinikusidumise ja kliimareguleerimise võimekus jne. Toitainete ärakandega tekivad kahjud põllumehel, kes peab ärakantud toitainete taastamiseks väetistele kulutusi tegema jne. Lisaks tekib kahju kogu ühiskonnale ehk sotsiaalne kulu eutrofeerumise kaudu, ning isegi kultuurihüvedele – nt võib veekogu ääres puhkamise meeldivus väheneda jne.

Aasta keskmine mullaärakanne Maaelu Teadmuskeskuse (METK) mullaerosiooni kaardi järgi on

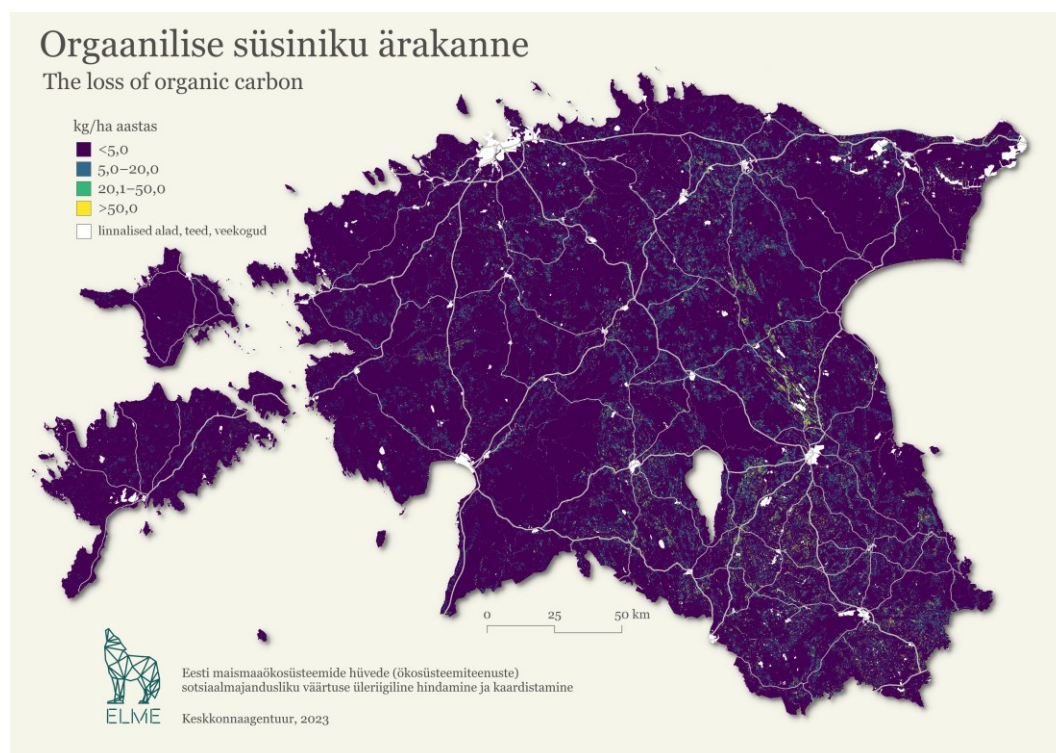
- üle kõikide maakasutusklasside 0,08 t/ha*a,
- intensiivselt haritavalt maalt 0,38 t/ha*a,
- rohumaadelt 0,012 t/ha*a,
- kõigilt põllumajanduslikus kasutuses maadelt 0,21 t/ha*a.

Mullaerosiooniga kaasnevaid kulusid on hinnatud nt järgneva kaudu:

- saagikuse kadu (vt nt Biggelaar *et al.* 2004);
- mulla toiteelementide äraanne (vt nt Telles *et al.* 2011);
- setete kandumisel veekogudesse ja sellest tuleneva eutrofeerumise kaudu (vt nt Gourevitch *et al.* 2021).

Käesolevas töös hinnati mullaerosiooniga kaasnevat kulu süsiniku ja fosfori mehhaanilise äraande ehk mullaerosiooniga tahke faasina ära kantava süsiniku ja fosfori kaudu.

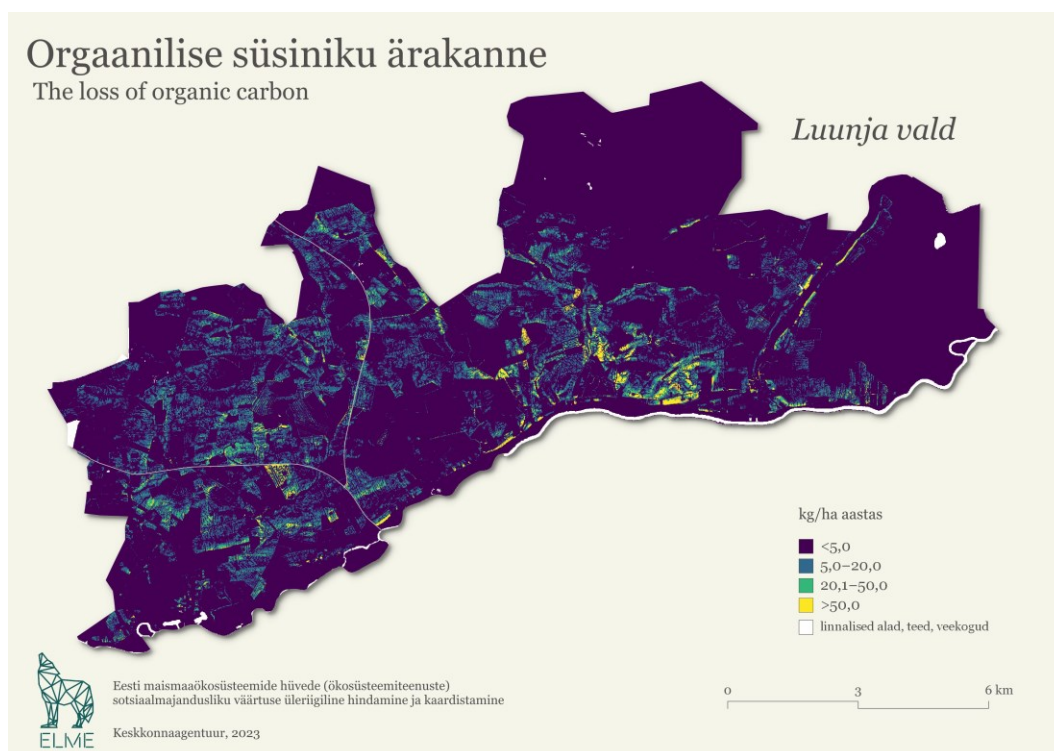
Süsiniku äraande (t/ha*a) arvutamiseks kasutati METKi mullaerosiooni andmekihti, millel kajastuva mulla äraande koguhulga (t/ha) ning EstSoil-EH andmebaasist (Kmoch *et al.* 2021) saadud ülemise mullahorisoni süsinikusisalduse (%) ning ülemise kihi lasuvustiheduse alusel leiti ära kantud süsiniku kogus. Süsiniku puhul on lasuvustihedust vaja kasutada, sest sõltuvalt mullatüübist on see erinev. Süsinikukao üle-eestilise ruumilise analüüsi tulemused on antud **joonisel 3.54** ja Luunja vallas **joonisel 3.55**.



Joonis 3.54. Orgaanilise süsiniku äraanne (kg/ha aastas) üle Eesti

Orgaanilise süsiniku ärakanne

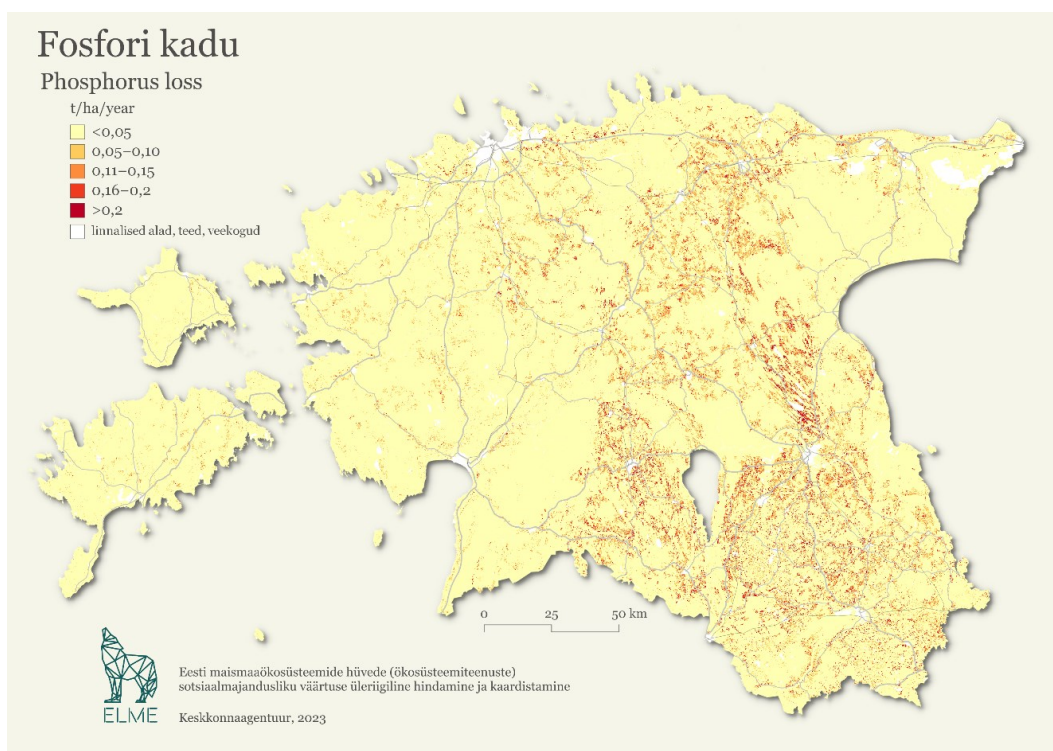
The loss of organic carbon



Joonis 3.55. Orgaanilise süsiniku ärakanne (kg/ha aastas) Luunja vallas

Fosfori ärakanne (t/ha*a) arvutati, kasutades samuti METKi mullaerosiooni andmekihti, millel kajastuvate ärakantud mulla koguste (t/ha) ning mulla künnikihi ja looduslike ökosüsteemide pindmise kihi ehk taimedele omastatava fosfori sisalduse andmekihi (mg/kg; allikas: Kull *et al.* 2023, andmekiht: <https://datadoi.ee/handle/33/538>) abil leiti ärakantud fosfori kogused. Fosforikao üle-eestilise ruumilise analüüsi tulemused on antud **joonisel 3.56**.

Ülemise mullahorisondi andmeid kasutati, kuna erosioon mõjutab eeskätt pindmist viljakamat huumusrikkamat kihti.



Joonis 3.56. Fosfori erosiooniga ärakanne üle Eesti (tonni hektari kohta aastas)

Rahalised hinnangud anti järgmiselt:

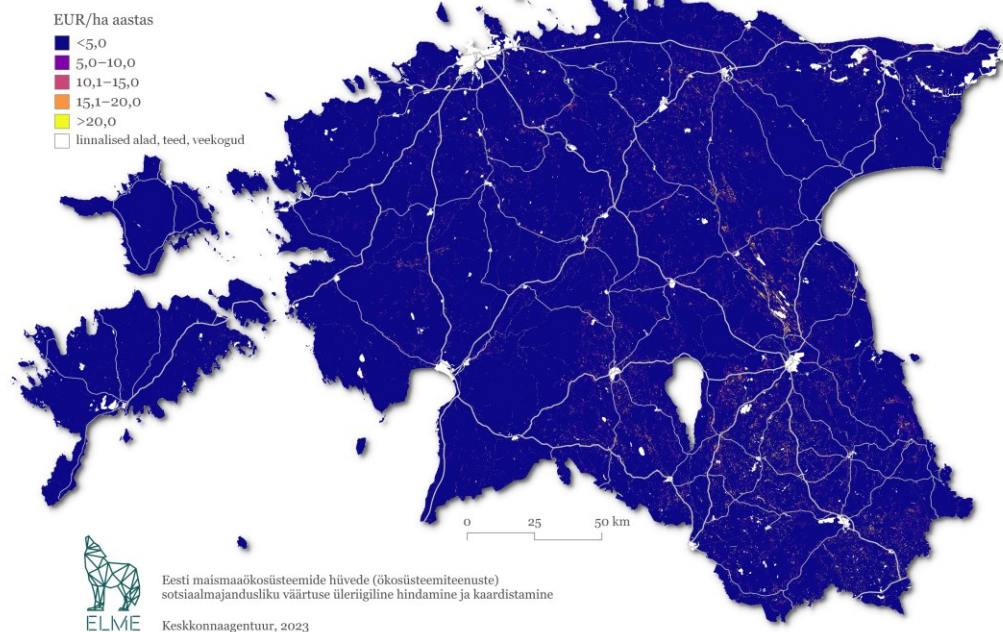
- süsiniku ärakanne hind arvutati ETS börsihinna järgi;
- fosforikao kulu ärakanne kompenseerimiseks vajaliku fosforväetiste koguse ja maksumuse ning eutrofeerumisest tekkiva kulu järgi.

Süsinikukao hinna arvutamisel ETS börsihinna järgi kasutati viimase aasta keskmist hinda ehk 80,68 eurot CO₂/t; süsinikutonn korrutati süsihappegaasi ekvivalendile üleminekuks läbi süsinikuekvivalendi väärtusega (3,67). Süsinikukadu ning selle summeeritud ärakanne maksumus (kulu) kaitstavatel aladel ja väljaspool ning täpsemalt Luunja vallas on esitatud **tabelis 3.25**. Ärakanne kulu üle-eestilisel kaardil on näidatud **joonisel 3.57** ning Luunja vallas **joonisel 3.58**.

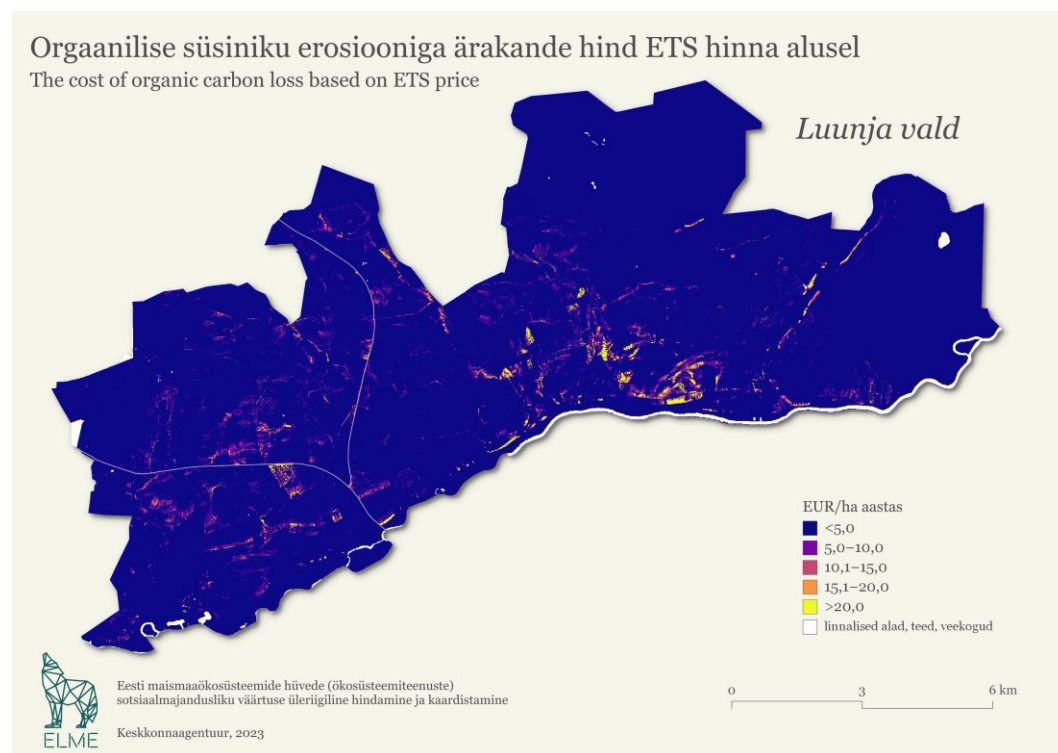
Tabel 3.25. Süsiniku summeeritud ärakanne ja selle kulu kaitstavatel aladel, kaitstavatest aladest väljaspool ja Luunja vallas

Kaitstavatel aladel		Kaitstavatest aladest väljaspool		Luunja vallas	
C kadu (t)	C kadu (EUR)	C kadu (t)	C kadu (EUR)	C kadu (t)	C kadu (EUR)
914	270 813	9 217	2 729 196	44	13 234

Orgaanilise süsiniku erosiooniga ärakande hind ETS hinna alusel The cost of organic carbon loss based on ETS price



Joonis 3.57. Orgaanilise süsiniku ärakande hind (eurot/ha aastas)



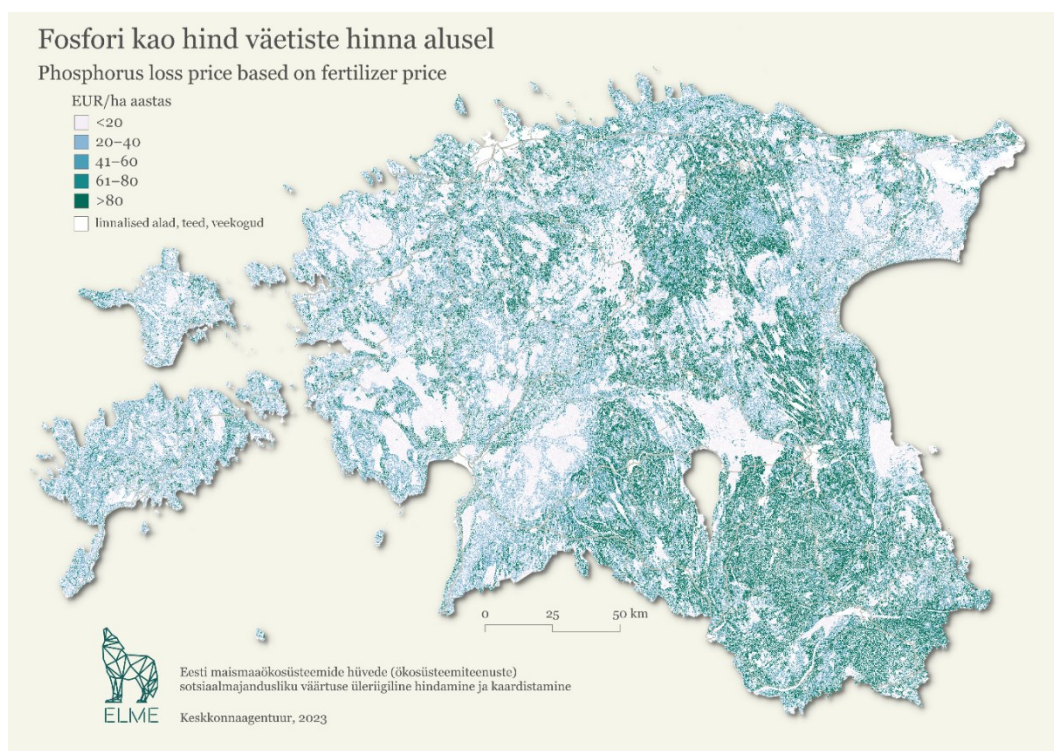
Joonis 3.58. Orgaanilise süsiniku ärakande hind (eurot/ha aastas) Luunja vallas

Fosforikao hinna arvutamisel väetiste kulu järgi kasutati superfosfaatväetise tonni hinda 715 eurot/t (Saksamaa väetise börsihind, Eesti hindasid pole võtta), mille toimeaine P₂O₅ (18%–19%) pealt puhta fosfori peale ümber arvutatuna on fosfori tonni hind 4000 eurot/t. Fosforikao summeeritud ärakande maksumus (kulu) kaitstavatel aladel ja väljaspool ning täpsemalt Luunja vallas on esitatud **tabelis 3.26**. Üle-eestiline ruumiline rahaline hinnang on antud **joonisel 3.59** ning Luunja valla ruumiline hinnang **joonisel 3.60**.

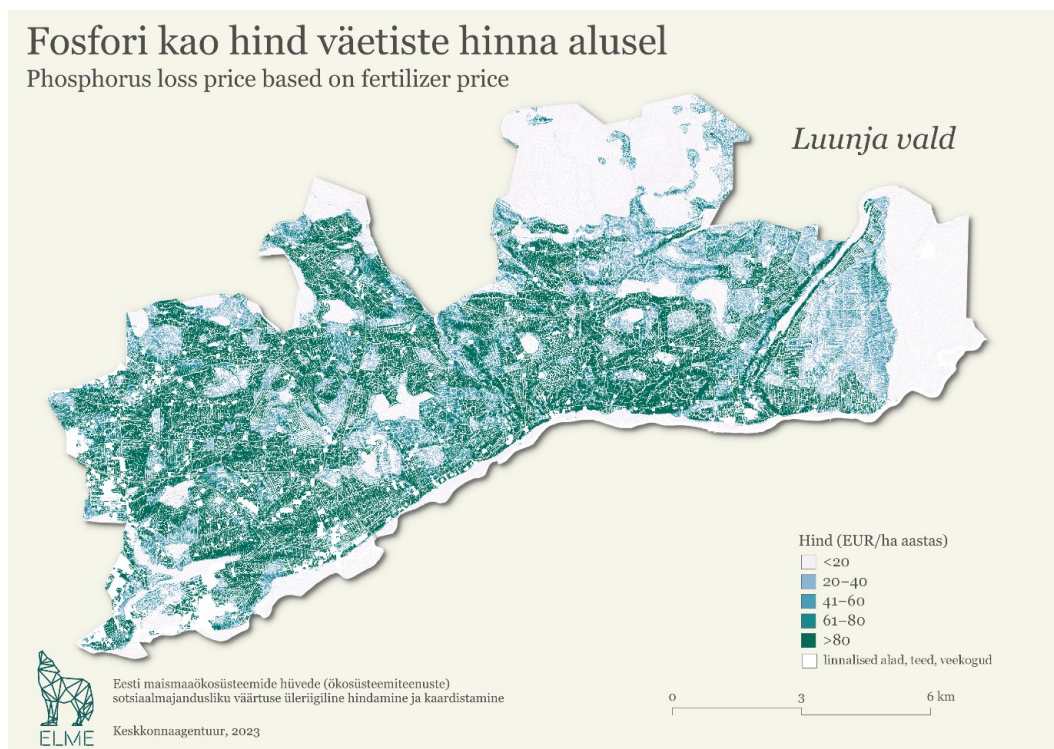
Alternatiivne **fosforikao hind eutrofeerumisest tekkinud kulu järgi** arvutati, võttes aluseks Gourevitch *et al.* 2021, kelle arvutuste kohaselt ühe tonni ärakantud fosfori kulu on 366 eurot/t veekokku jõudnud fosfori kohta. Kui väetiste kulu järgi antud hinnang kajastab erosiooni mõju otseselt tootjale, siis fosforikao hind eutrofeerumisest tekkinud kulu järgi kajastab paremini erosioonist ja eutrofeerumisest tingitud laiaulatuslikke mõjusid loodusele ja seeläbi ka inimestele.

Tabel 3.26. Fosfori summeeritud ärakanne ja selle kulu kaitstavatel aladel, kaitstavatest aladest väljaspool ja Luunja vallas

Kaitstavatel aladel		Kaitstavatest aladest väljaspool		Luunja vallas	
P kadu (t)	P kadu (EUR)	P kadu (t)	P kadu (EUR)	P kadu (t)	P kadu (EUR)
548	2 193 419	8 457	33 830 376	48	193 002



Joonis 3.59. Fosfori erosiooniga ärakande hind väetiste hinna alusel



Joonis 3.60. Fosfori erosiooniga ärakande hind Luunja vallas

Erosioon tervikuna on tegelikult veel oluliselt kallim, kuna toimub ka muude elementide ärakanne, muutub mulla struktuur ja viljakus ning muud näitajad. Oluline oleks hinnata ka lämmastiku ärakannet,

kuid erinevalt fosforist, mis liigub valdavalt tahkes faasis, kuna on halvasti lahustuv, liigub lämmastik nii lahustunud kui ka tahkel kujul ehk olulisel määral toimub ka leostumine. Ka ei ole mulla lämmastikusisalduse kohta ülepinnalist andmekihti, mis kataks kõiki ökosüsteeme.

Mullaärakande kulu oleks võimalik täpsemalt arvutada vähenenud saagikuse kaudu, nt võrreldes tugevalt, keskmiselt ja nõrgalt erodeeritud mullal saagi kahanemist omavahel ja saaki referentsmullal ja/või ülejäänud muldade keskmist vaadates. Saamata jäänud saagi maksumuse alusel saab arvutada mulla ärakande maksumuse (vt nt Biggelaar *et al.* 2004). Kuna aga erosioonitundlikel muldadel rakendatakse vastavaid võtteid (nt erinev maakasutus, erosioonist tingitud ärakande kompenseerimine optimeeritud väetise kogusega jmt), tuleks teenuse selliseks hindamiseks kasutada täppisviljeluse andmeid, mis aga praegu Eestis avalikult kättesaadavad pole.

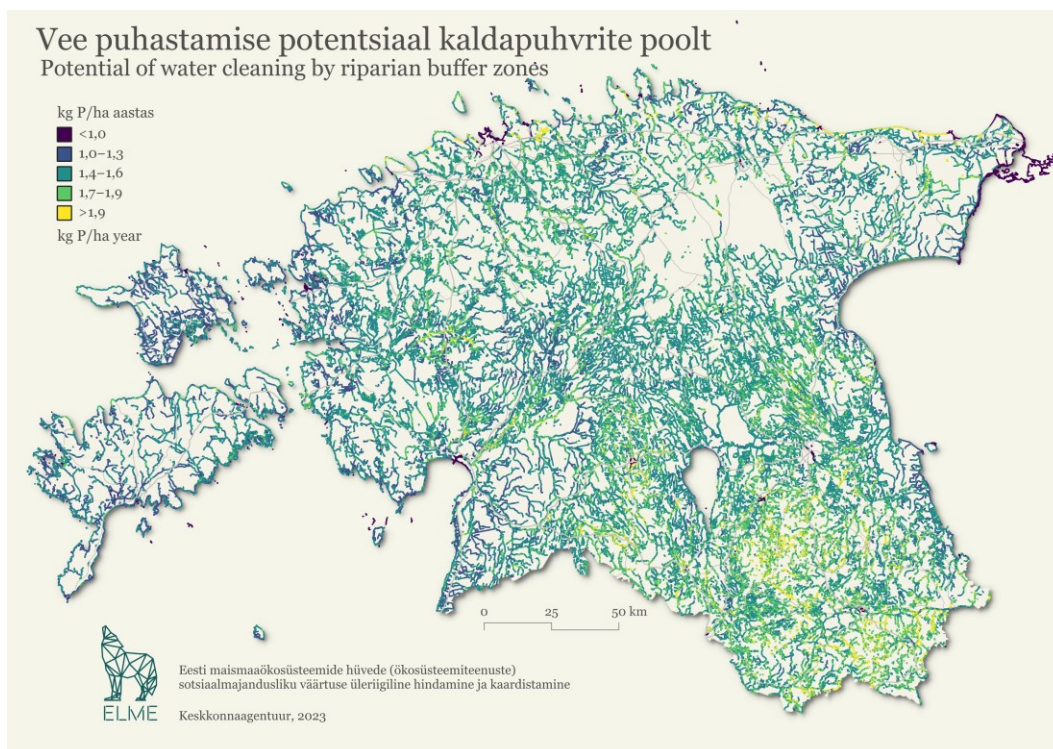
3.4.2.7. AINEVOOGUDE REGULEERIMINE – VEE PUHASTAMINE

Teenusele läheneti toitainevogude reguleerimise kaudu ehk hinnati veekogusse valglalt jõudva vee puhastamise teenust kaldapuhvrite poolt ehk veekogude kallastel olevate looduslike ökosüsteemide poolt toitainete eemaldamist. Meetod võimaldab hinnata potentsiaalsete puhverribade (st kui iga veekogu ääres oleks sobilikud puhverribad) poolt ärastatud fosfori kogust ja selle abil ärahoitud rahalisi kulusid võrreldes sellega, kui kaldal taimestikku poleks. Analüüsi läbiviimiseks kasutati olemasolevaid andmeid KIK projektist "[Veekaitsevööndite reostustundlikkuse ja kaldavööndi puhverribade rajamise vajalikkuse hinnangute kaardikihtide loomine](#) (01.02.2019–15.02.2021)", kus hinnati puhverribade vajadust iga veekogu ääres.

Fosfori ärakande (t/ha*a) kogust arvutati sarnaselt erosioonikontrollile kasutades METKi mullaerosiooni andmekihti, millel kajastuvate ärakantud mulla koguste (t/ha) ning mulla künnikihi ja looduslike ökosüsteemide pindmise kihi ehk taimedele omastatava fosfori sisalduse andmekihti (mg/kg; allikas: Kull *et al.* 2023, andmekiht: <https://datadoi.ee/handle/33/538>) abil leiti ärakantud fosfori kogused.

Veepuhastuse hüve majanduslikku väärtust väljendati ärahoitud kuluna, mida ei pea kandma tänu sellele, et kaldal olevate puhverribade tõttu on fosfori kanne veekogudesse pidurdatud. Kuluna arvestati superfosfaatväetise tonnihinda (715 eurot/t), milles toimeaine P₂O₅ (18%–19%) pealt puhta fosfori peale ümber arvatuna kujuneb puhta fosfori tonni hinnaks 4000 eurot/t.

Üle-eestilised tulemused veekogude servade potentsiaalsete kaldapuhvrite vee puhastamise potentsiaali kohta on toodud **joonisel 3.61**, planeeritaval Sõrve looduskaitsealal **joonisel 3.62**. Puhverribade poolt potentsiaalselt ärahoitud kulu (eurot/ha) läbi vee puhtana hoidmise on toodud **joonisel 3.63**.



Joonis 3.61. Vee puhastamise potentsiaal (kg P/aastas) veekogude kallaste taimestatud puhverribade poolt

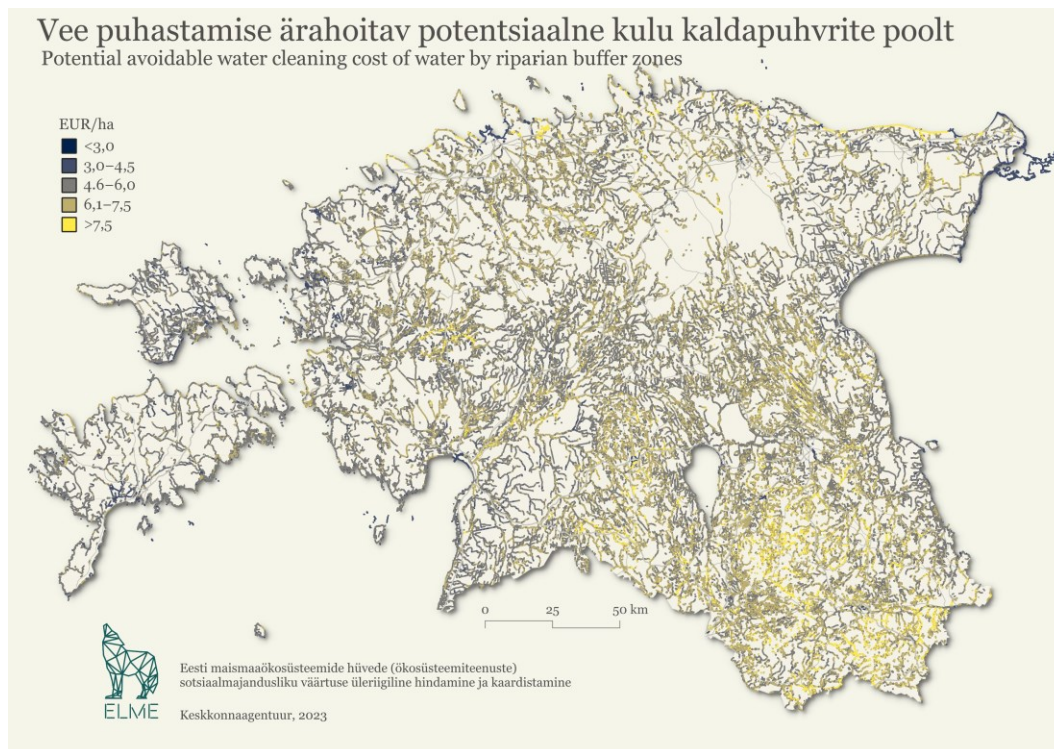
Vee puhastamise potentsiaal kaldapuhvrite poolt

Potential of water cleaning by riparian buffer zones

Sõrve looduskaitseala



Joonis 3.62. Vee puhastamise potentsiaal (kg P/aastas) Sõrve planeeritava looduskaitseala veekogude kaldal asuvate taimestatud puhverribade poolt



Joonis 3.63. Kaldaäärsete puhverribade poolt ärahoitav potentsiaalne vee puhastamise kulu (eurot/ha)

3.4.2.8. BIOLOOGILINE TÕRJE

Põllumajandustootjatele olulist hüve – kahjurite arvukuse vähendamist nende looduslike vaenlaste abil nimetatakse **looduslikuks bioloogiliseks tõrjeks** (inglise keeles: *conservation biological control*). Looduslikku bioloogilist tõrjet mõjutavad väga paljud erinevad tegurid nii maastiku- kui ka põllutasandil (**joonis 3.64**). Kuna põllumajanduslikud ökosüsteemid on kasvatatavate kultuuride poolest aastati muutuvad, sest põldudel kasutatakse viljavaheldust, siis kasutati põlluökosüsteemide seisundi hindamiseks (mille näitajaid kasutati ka kahjuritõrje teenuse hindamisel) maastikulisi tunnuseid, majandamise/tootmise intensiivsust, põldudega piirnevaid alasid jne, mis on ajas püsivamad ega sõltu põllul kasvatatavast kultuurist. Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ja nendega seotud teenuste ruumilise varieeruvuse eristamiseks genereeriti põllumajandusliku ökosüsteemi kaardikiht, kus erinevatele maastikuindikaatoritele genereeriti mõjualad. Indikaatoritena kasutati olulisi põllumajandusmaastike elurikkust ja ökoloogilist seisundit mõjutavaid ja peegeldavaid näitajaid, nt erinevate maastikuelementide (nt põllusaared, puiskoridorid, kraavide servad jne), üksikute puude, metsaservade, pärandkoosluste ja kaitsealuste taimeliikide esinemine põllu vahetus läheduses jne. Näiteks pindalalt väiksematel põldudel, mis asuvad maastikel, kus maastikuelementide pindala osatähtsus on vähemalt 20–30%, on kahjurite surve väiksem ja ajalise hilinemisega ning suuremad saagid võrreldes suurte monotoonsetel maastikel asuvate põldudega (Gagic *et al.* 2021). Kuna mahepõllumajanduses ei kasutata sünteetilisi taimekaitsevahendeid ja sünteetilisi mineraalväetisi, siis on mahepõllumajandus elurikkusele orienteeritud ja seal on rohkem organisme,

kes otseselt bioloogilisesse tõrjesse panustavad (nt Bengtsson *et al.* 2005; Batáry *et al.* 2017; Gallé *et al.* 2019, 2020; Adhikari & Menalled 2020; Galloway *et al.* 2021; Marja *et al.* 2022). Seega sai mahetootmine indikaatorina kõrgema väärtuse. Lisaks arvestati ka elurikkust vähendavaid indikaatoreid, mis said negatiivse väärtuse (vt [ptk 3.3.2](#)). Kokkuvõtteks genereeriti kaardikiht, kus igale põllule saab omistada teatud väärtuse, mis kajastab bioloogilise tõrje potentsiaalset väärtust (vt ka [ptk 3.3.2](#)).



Joonis 3.64. Looduslikku bioloogilist tõrjet mõjutavad tegurid maastikutasandil (vasakul pool) ja lokaalsel põllutasandil (paremal pool). Sisendite intensiivsus, viljelusviis, taimede kahjuri/haiguskindlus, külvikord, maaharimine mõjutavad süsteemselt nii põllu- kui ka maastikutasandil

Bioloogilise tõrje väärtust on enamasti hinnatud ära hoitud kulude ehk taimekaitsevahenditele tehtavate kulutuste vähenemise kaudu (vt nt Huang *et al.* 2018) või saagikuse vähenemise vältimise kaudu (vt nt Nikodinoska *et al.* 2018; Zhang *et al.* 2018). Käesolevas töös hinnatakse loodusliku kahjuritõrje väärtust läbi pestitsiidide kasutamise kulu potentsiaalse vähenemise. Maastikuelementide mõjualade kaudu arvutatakse põldude maastikuelementide mõjualadega katvuse protsent ning sellest tulenev pestitsiidide kasutuse potentsiaalne vähenemine, eksperthinnangutel põhinevad vastavused on toodud [tabelis 3.27](#). Maastikuelementide indikaatoreid, nende mõjualade suursi on kirjeldatud põllumajanduslike ökosüsteemide baaskaardi koostamise peatükis (ptk 3.2.2) ja põldude väärtusklasside kujunemist seisundikaardi koostamise peatükis (ptk 3.3.2). Põllumajandusmaastiku heterogeensus ja komplekssus suurendavad kahjurite looduslike vaenlaste arvukust ja liigilist mitmekesisust. Positiivseid seoseid maastiku komplekskuse ning parasitismi ja kiskluse vahel on dokumenteeritud paljudes teadusuuringutes (näiteks Bianchi *et al.* 2006, 2008; Thies *et al.* 2008; Chaplin-Kramer *et al.* 2011; Dainese *et al.* 2019). Selleks, et põllul oleks tagatud looduslik kahjuritõrje, peab maastikuelementide osatähtsus põllumajandusmaastikus olema

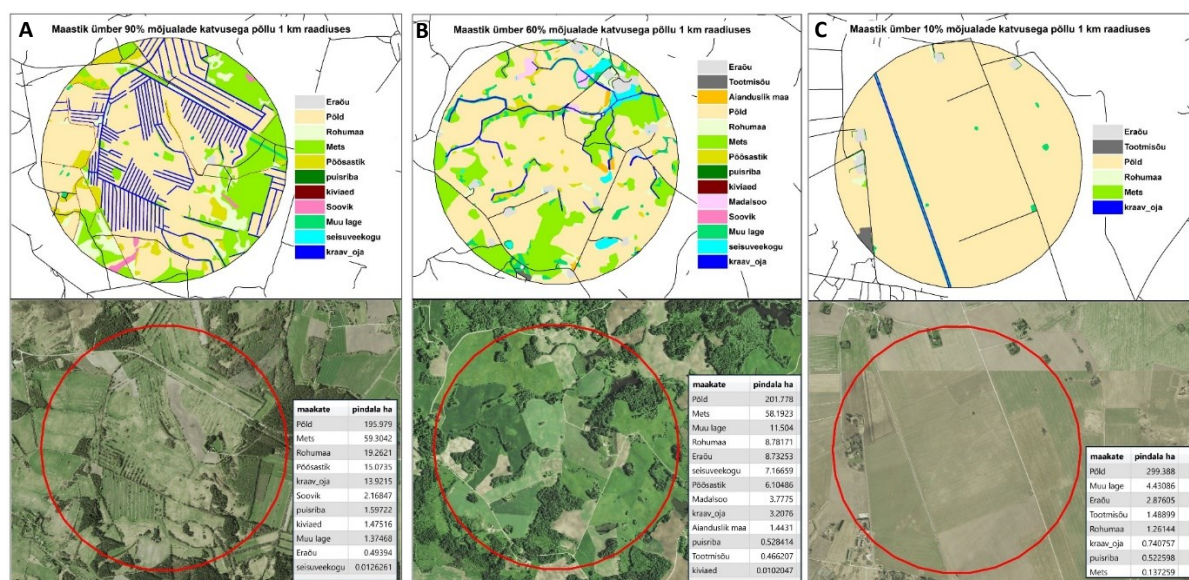
vähemalt 25% ja põldude servatihedus peab olema kõrge (väikesed maastikuelementidega piirnevad ebakorrapärase servaga põllud) (Batáry *et al.* 2017; Martin *et al.* 2019; Marini *et al.* 2023).

Tabel 3.27. Põldude maastikuelementide mõjualadega katvuse osatähtsused ja sellele vastavad insektitsiidide kasutamise potentsiaalne vähenemine

Põllu maastikuelementide mõjualade katvuse %	Pestitsiidide kasutamise vajaduse potentsiaalne vähenemine (%)
Üle 90%	Kui põld vastab seisundiklassile A või B, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 90%; Kui põld vastab seisundiklassile C või D, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 60%
80–90%	Kui põld vastab seisundiklassile A või B, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 80% Kui põld vastab seisundiklassile C või D, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 50%
70–79%	Kui põld vastab seisundiklassile A või B, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 70% Kui põld vastab seisundiklassile C või D, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 40%
60–69%	Kui põld vastab seisundiklassile A või B, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 60% Kui põld vastab seisundiklassile C või D, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 30%
50–59%	Kui põld vastab seisundiklassile A või B, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 50% Kui põld vastab seisundiklassile C või D, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 20%
40–49%	Kui põld vastab seisundiklassile A või B, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 40% Kui põld vastab seisundiklassile C või D, siis on pestitsiidide vajaduse potentsiaalne vähenemine kuni 10%
< 40%	Põllu maastikuelementide katvuse osatähtsus on liiga madal, et oluliselt mõjutada pestitsiidide kasutust

Nii kahjurite kui ka nende looduslike vaenlaste arvukust põllul mõjutavad paljud tegurid: maastiku heterogeensus, servaalade tihedus, viljelusviis (mahe/tava), külvikord, samade kultuuride ruumiline ja ajaline paiknemine, pestitsiidide kasutamise intensiivsus, agrotehnika jne. Kui põllumajandusmaastikus langeb kasulikele putukatele sobivate elupaikade osatähtsus alla kriitilise piiri, siis jääb nende poolt pakutav kahjuritõrjehüve tase nii madalaks, et ei mõjuta oluliselt kahjurite arvukust kogu põllu ulatuses ja seega ei panusta saagikao vähenemisesse. Seetõttu ei arvestatud põldudel, mille maastikuelementide katvuse osatähtsus jäi alla 40%, pestitsiidide kasutamise vajaduse potentsiaalset vähenemist. Kui maastikuelementide pindala osatähtsus põllumajandusmaastikus on väiksem kui 10%, siis kahjurite arvukus potentsiaalselt suureneb, sest looduslik kahjuritõrjeteenus ei

ole tagatud ja seega luuakse soodsad tingimused kahjuripopulatsioonide kasvuks (Gagic *et al.* 2021). Kui põllud on väiksemad ja poollooduslike alade osatähtsus maastikus 20–30%, siis on loodud eeldused loodusliku kahjuritõrje toimimiseks. Selleks, et kahjuritõrje hüve oleks tagatud, peab maastikuelementide osatähtsus põllumajandusmaastikus ületama 20% ja kui maastikuelementide mõjualade katvus on >60%, siis keskmiselt ületab maastikuelementide pindala 20% kriteeriumi. Näitena arvatud 1 km raadiusega põllumajandusmaastiku sektoris, mille keskmiselt on põld maastikuelementide katvusega 90%, moodustab maastikuelementide kogupindala ligikaudu 37%; 60% mõjualade katvusega põllu puhul oli maastikuelementide pindala 30% ja 10% mõjualade katvusega põllu puhul oli maastikuelementide pindala umbes 3% (joonis 3.65).



Joonis 3.65. Iseloomustavad näited maastikuelementide mõjualade katvuse ja erinevate maastikuelementide pindaladest 1 km raadiusega maastikusektoris, mille keskel asub põld erinevate maastikuelementide mõjualade katvustega: A – 90% maastikuelementide mõjualade katvusega, B – 60% ja C – 10%

Paljud uurimistööd on näidanud, et mahepõllumajanduses on röövtoiduliste lüljalgsede arvukus ja liigiline mitmekesisus oluliselt suurem võrreldes tavapõllumajandusega. Keskmiselt on röövtoiduliste arvukus üle 30% suurem võrreldes tavaviljelusega, aga on leitud ka kuni kolm korda suuremat arvukust võrreldes tavapõllumajandusega (Maeder *et al.* 2002; Tuck *et al.* 2014; Birkhofer *et al.* 2015; Inclán *et al.* 2015; Batáry *et al.* 2017; Lichtenberg *et al.* 2017; Djoudi *et al.* 2018; Katayama *et al.* 2019; Galloway *et al.* 2021), kuna seal ei kasutata sünteetilisi taimekaitsevahendeid ja kasutatakse mitmekesist pikaajalist külvikorda, mis peavad sisaldama mullaviljakust parandavaid liblikõielisi kultuure, kasutatakse rohkem vahetõrje, komposti, sõnnikut ja multši, mis nii eraldi kui ka koosmõjus parandavad oluliselt mulla tervist ja pakuvad röövtoidulistele lüljalgsedele eluks ja elutsükli läbimiseks kriitiliselt olulisi elupaiku ja ressursse (Albrecht *et al.* 2007; Clough *et al.* 2007; Birkhofer *et al.* 2008; Gomiero *et al.* 2011; Tuck *et al.* 2014; Lori *et al.* 2017; Kuht *et al.* 2022). Pärandkooslused põldude

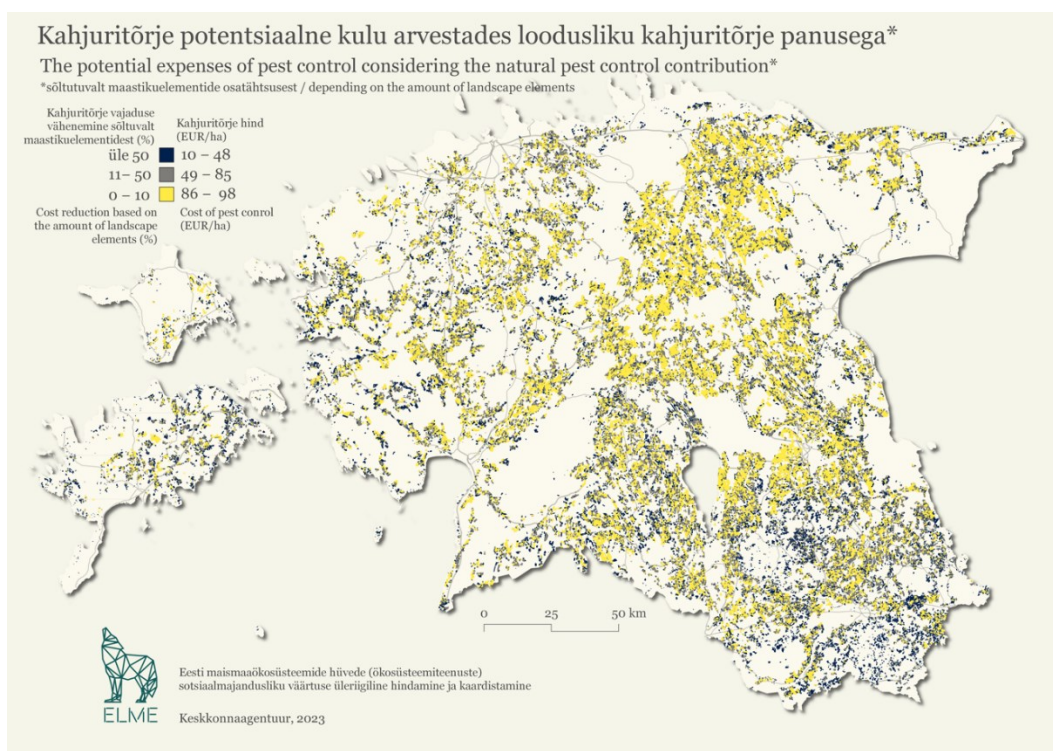
läheduses toimivad kasurite looduslike reservuaaridena, kust nad saavad levida tootmis põldudele ja seal nii tolmeldamise kui ka kahjuritõrje hüve pakkuda, kui põld neile vastavaid ressursse pakub.

Kuna põldudel vahelduvad kultuurid vastavalt külvikorrale ja kahjuritõrje vajadused erinevad vastavalt kasvatavale kultuurile, siis põldu ümbritsev maastik peaks olema selline, mis suudab pakkuda piisaval määral looduslikku kahjuritõrje hüve just seda kõige enam vajavale kultuurile. Taimekaitsevahendite vähenemise vajadus on arvatud talirapsi näitel. Raps on põllumajanduskultuuridest üks kõige intensiivsemalt majandatav kultuur, mida töödeldakse taimekaitsevahenditega mitmeid kordi vegetatsiooniperioodi jooksul. Kuna põldudel vahelduvad kultuurid külvikordade kasutamise tõttu, siis on konkreetse põllu ja -kultuuri arvestamine taimekaitsevahendite puhul liigselt ajas muutuv tegur, mistõttu on rahaline hinnang antud vaid rapsi kohta, et näitlikustada bioloogilise tõrje efekti. Antud juhul on tehtud rahaline hinnang vaid näitena konkreetse kultuuri puhul; nt teravilja puhul oleks efekt väiksem (kuna taimekaitsevahendite vajadus on väiksem), kuid näiteks köögivilja puhul suurem (taimekaitsevahendite vajadus on suurem). Arvestada tuleb ka seda, et igasugune rahaline hinnang sõltub suurel määral konkreetsest ajahetkest, mil hindamine läbi viiakse (antud juhul oleme kasutanud 2021. a hindu).

Taimekaitsevahendi ja sellega seotud tööde maksumus tugineb Põllumajandusuuringute Keskuse (2021) infomaterjalile: „Kattetulu arvestused taime- ja loomakasvatases“. Selle põhjal kujuneb juhul, kui teha taimekaitsevahenditega pitsimist kaks korda taimede kasvuperioodil, kulu suuruseks **98,02 eurot/ha**, mis sisaldab

- taimekaitsega seotud masinatööde kulusid (sisaldavad nii amortisatsiooni, tööjõukulusid, kütuse hinda kui ka intressikulusid): talirapsi puhul 50,12 eurot/ha;
- kulutused insektitsiidile. Kuna erinevad insektitsiidid on erineva hinnaga, siis antud töös oleme arvestanud keskmist hinda. Talirapsi puhul: 23,95 eurot/ha ühe pitsimiskorra puhul ja 47,9 eurot/ha kahe pitsimiskorra puhul.

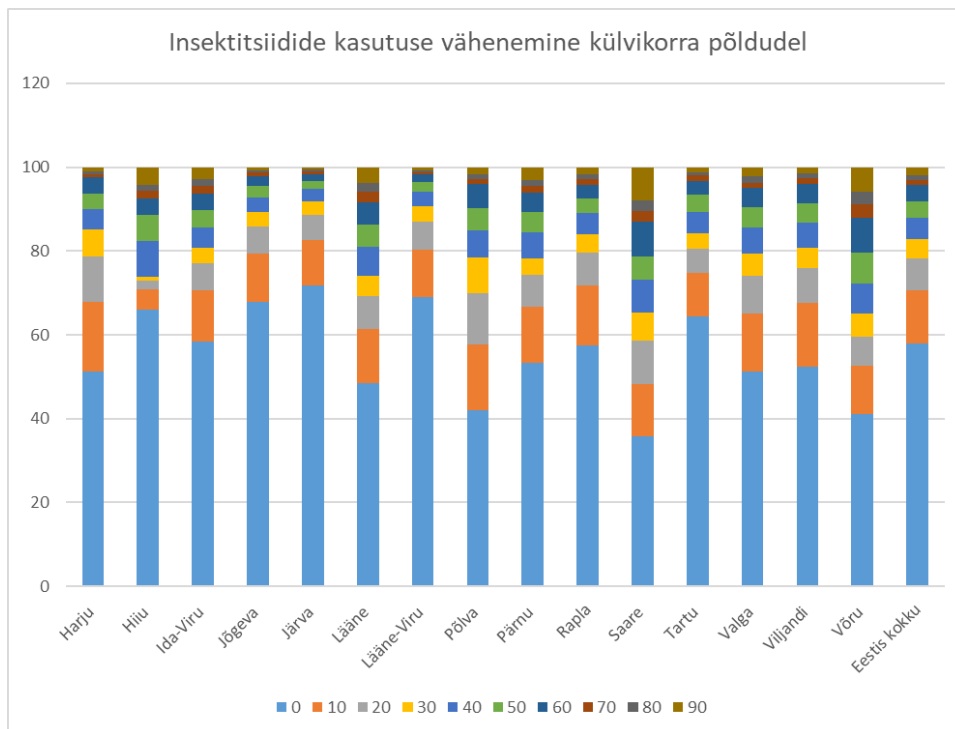
Kahjuritõrje kulu arvestasime ainult külvikorras olevatele põldudele (PRIA 2021. aasta andmete alusel). Kahjuritõrje potentsiaalseks kuluks hektari kohta rapsipõllul arvestasime 98,02 eurot. Vastavalt maastikuelementide mõjualade katvusele ja loodusliku kahjuritõrje potentsiaalile arvestasime kulude vähenemist hektari kohta (vt **tabel 3.27**). Külvikorras olevatel põldudel, millel maastikuelementide mõjualade katvus jäi alla 40%, loodusliku kahjuritõrje potentsiaali ei arvestatud, seega kulu ei vähenenud ja jäi 98,02 eurot/ha (**joonisel 3.66** tähistatud kollasega). **Joonisel 3.66** on mustaga tähistatud põllud, kus maastikuelementide mõjualade katvus on üle 50% ja kulutused kahjuritõrjele hektari kohta on üle kahe korra väiksemad võrreldes põldudega, kus maastikuelementide mõjualade katvus on väiksem.



Joonis 3.66. Kahjuritõrje potentsiaalne kulu eurot/ha ja kahjuritõrje vajaduse vähenemine (%) külvikorra põldudel (rapsi näitel, maksimaalne väärtus on 98,02 eurot/ha, tähistatud kollase värviga) sõltuvalt maastikelementide mõjualade katvusest ja põldude seisundiklassidest (põldude andmed: PRIA 2021. a kaardikihi 'põllukultuurid' alusel)

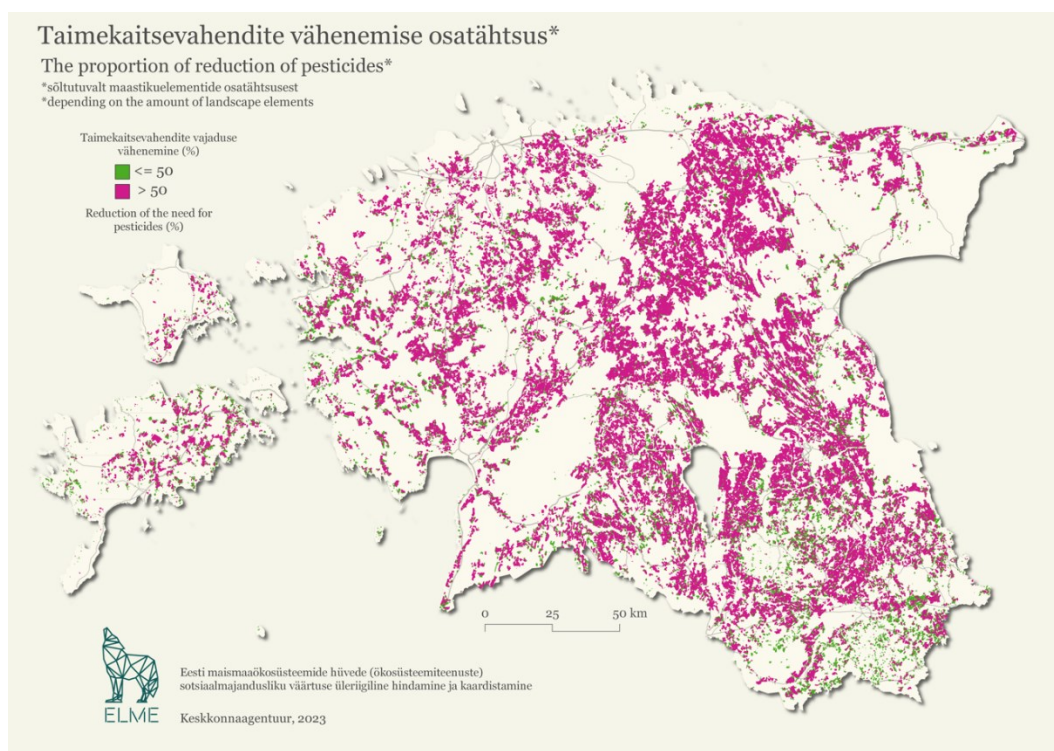
Pestitsiidide kasutamata jätmisel on lisaks taimekaitsevahendite ja sellega seotud masina- jt tööde ärahoitud kulule ka muud otsesed positiivsed mõjud, nagu näiteks elurikkuse säilimine ja/või suurenemine, veekogude (allikad, põhjavesi, tiigid, ojad, jõed, järved jne) ja mulla saastumise ära hoidmine, keskkonnasaaste ära hoidmine, vähenenud kulutused pestitsiidide tootmisele, pestitsiidijääkidest vaba toit jne, mille otsest rahalist suurust on keeruline arvestada. Taimekaitsevahendite müük Eestis on viimastel aastatel olnud tõusutrendis, jõudes 2021. a 897,3 tonnini toimeaine kohta, mis on suurim aastane taimekaitsevahendite kogus, mis on Eestis läbi aastate müüdnud (Statistikaamet 2022). Kokku teeb see 1,6 kg toimeainet (tava)haritava maa hektari kohta (2021. a andmed, mahepõllumajanduslikult haritavad alad on välja arvatud), mis on märkimisväärne kogus. Tagades põllumajandusmaastikul elupaikade olemasolu kasuritele, saame kasutada nende potentsiaali ja vähendada kasutatavate pestitsiidide koguseid.

Kõige olulisem on loodusliku kahjuritõrje hüve külvikorras olevatele põldudele. Nendest kõige suurema osatähtsuse (58%) moodustavad põllud, kus insektitsiidide kasutus potentsiaalselt ei vähene üldse, sest looduslik kahjuritõrje hüve ei ole põldudel tagatud ja 71% on selliseid põlde, kus insektitsiidide kasutuse vajadus väheneb kuni 10%. Ainult 2% on selliseid põlde, kus sünteetilise kahjuritõrje vajadus väheneb potentsiaalselt kuni 90% ja vaid 12,1% selliseid põlde, kus see väheneb 50–90% (joonis 3.67).



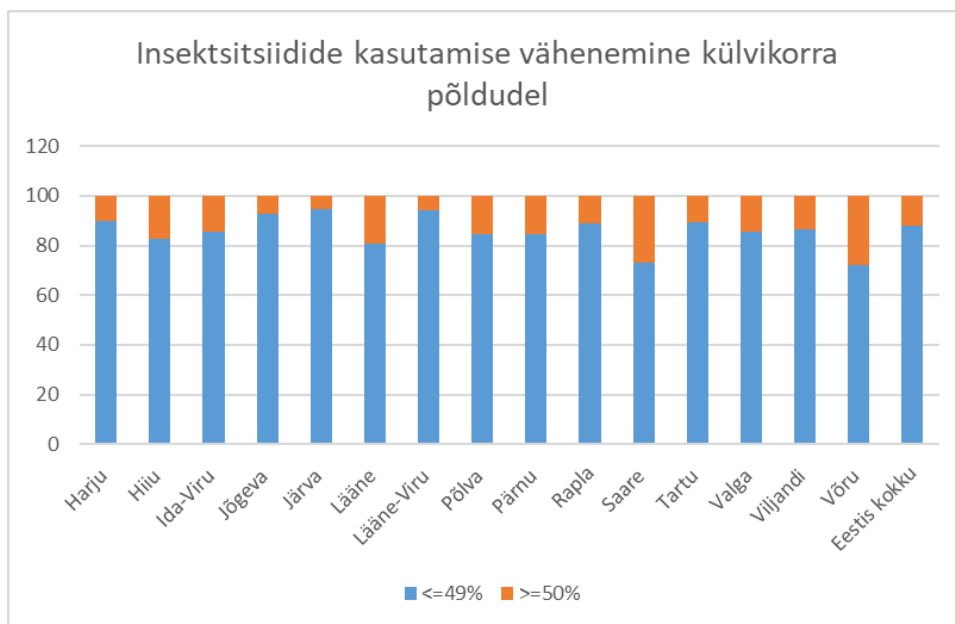
Joonis 3.67. Insektitsiidide kasutamise potentsiaalne vähenemine põldudel vastavalt maastikuelementide mõjualade katvusele ja seisundiklassile maakonniti (põldude andmed: PRIA 2021. a kaardiandmete alusel)

EL strateegia 'Talust taldrikule' üks strateegiline eesmärk on vähendada taimekaitsevahendite kasutamist poole võrra ja seega esitleme **joonisel 3.68** põlde, kus kahjuritite looduslike vaenlaste poolt on tagatud kahjuritõrje sellisel määral, et insektitsiidide kasutamine on potentsiaalselt vähenenud vähemalt 50% (märgistatud rohelise värviga); põllud, kus see jääb alla 50%, on tähistatud roosa värviga. Selleks, et seatud eesmärgini jõuda, tuleb loodusliku kahjuritõrje hüve kättesaadavust oluliselt suurendada just kõrge mullaviljakusega põldudel, kus toimub suurim toidutootmine ja ka sünteetiliste sisendite kasutamine.



Joonis 3.68. Insektitsiidide kasutamise potentsiaalne vähenemine põldudel vastavalt maastikelementide mõjualade katvusele ja seisundiklassile: roheline värviga on tähistatud põllud, kus insektitsiidide potentsiaalne kasutamine väheneb 50% ja rohkem ning roosaga põllud, kus see väheneb vähem kui 50% (põldude andmed: PRIA 2021. a kaardikihi 'põllukultuurid' alusel)

Kokku on Eestis vaid 12% selliseid külvikorras olevaid põlde, kus insektitsiidide kasutamine saaks potentsiaalselt väheneda vähemalt 50% (**joonis 3.69**). Seega on suur vajadus parandada meie põldudel loodusliku kahjuritõrjehüve kättesaadavust, et vähendada survet keskkonnale ja läheneda roheleppe eesmärkidele. Selleks, et seda saavutada, peab jõuliselt suurendama maastikelementide osakaalu kõrge mulla reaaloniteediga aladel, et tagada kahjurite looduslikele vaenlastele püsivad elu-, varje, toitumis- ja talvitumispaidad.



Joonis 3.69. Insektitsiidide kasutamise potentsiaalne vähenemine külvikorras olevatel põldudel maakonniti (põldude andmed: PRIA 2021. a kaardiandmete põhjal)

3.4.2.9. PÕLLUKULTUURIDE TOLMELDAMINE

Tolmeldamine: ülevaade

Tolmeldamine on oluline hüve nii looduslikes kooslustes kui ka põllumajandussüsteemides. Parasvõetme looduslikust taimestikust u 78% on loomtolmlejad ehk sõltuvad viljumisel suuremal või vähemal määral loomsetest vektoritest, valdavalt tolmeldavatest putukatest (Ollerton *et al.* 2011). Umbes 75% olulisematest kultiveeritavatest liikidest, mis annavad kokku 35% kogu maailmas tarbitavast saagist, sõltuvad vähemal või rohkemal määral erinevatest (peamiselt) putukatest tolmeldajatest (Klein *et al.* 2007) ehk ilma putuktolmlemiseta neist sõltuvad kultuurid ei vilju või nende saagikus langeb märgatavalt (Breeze *et al.* 2014). Hinnanguliselt sõltub maailmas kogu toodetud saagist 5–8% otseselt tolmeldajatest (Aizen *et al.* 2009) ning tolmeldajate abiga saadud saagi turuväärtuseks on umbes 235–577 miljardit USD (2015. aasta seisuga; Lautenbach *et al.* 2012; Potts *et al.* 2016). Lisaks suuremale saagile aitab tolmeldamine parandada ka saagi kvaliteeti, turuväärtust ning vastupidavust, mis vähendab oluliselt ka toidu äraviskamist ning suurendab sissetulekuid (Klatt *et al.* 2014). Tolmeldamine aitab inimesi varustada nii toidu, kiudude (puuvill ja lina), kütuse (erinevad õliviljad), ravimite ja puiduga, ning panustada samal ajal nii otseselt kui kaudselt ka teistesse looduse hüvedesse nagu virgestus, kunst, traditsioonide toetamine, populatsioonide säilimine jne (IPBES 2016; Potts *et al.* 2016).

Alates 1961. aastast on nõudlus putuktolmlevate põllukultuuride järgi tõusnud ligi 300% (Aizen *et al.* 2009), putuktolmeldajate liigirikkus ja arvukus on aga vastupidises trendis – märgatud on olulist tolmeldajate vähenemist, mis annab põhjust muretsemiseks nii looduskaitse kui ka põllumajanduse valdkonnas (Aizen *et al.* 2009; Breeze *et al.* 2014). Tolmeldajate arvukuse vähenemine toob kaasa

putuktolmlevate põllukultuuride saagikuse languse, kuna pole piisavalt tolmeldajaid, kes tolmeldamist läbi viiks.

Tolmeldamishüve säilimiseks on vajalik tolmeldajatele sobivate erinevate elupaikade ja toitumisalade piisav olemasolu maastikes. Nii on näiteks Öckinger & Smith (2007), Klein *et al.* (2007) ning Klein *et al.* (2012) tuvastanud, et poollooduslike niidukoosluste olemasolu tagab suurema tolmeldajate liigirikkuse ning arvukuse maastikes, mis omakorda mõjub positiivselt põllumajandusele.

Paljud tööd on näidanud ka tolmeldajate liigirikkuse olulist rolli kvaliteetse tolmeldamise hüve säilimisel (Garibaldi *et al.* 2013; Brittain *et al.* 2013 ning Blitzer *et al.* 2016). Suur putuktolmeldajate liigirikkus ja neile sobivate elupaikade mitmekesisus maastikes tagab põllukultuuride efektiivsema tolmeldamise, suurema saagikuse ning suurema tõenäosusega leidub piirkonnas erinevatele taimeliikidele oluline tolmeldaja. Suurema tolmeldajate liigirikkuse korral säilib tolmeldamise hüve pakkumine ka muutuvates keskkonnatingimustes: tolmeldajate mitmekesisus puhverdab ka mõne liigi märkimisväärse vähenemise või hävimise. Vaatamata sellele, et kodustatud meemesilasi (*Apis mellifera*) peetakse headeks generalistidest tolmeldajateks, on looduslike tolmeldajate mitmekesisusel omakorda tuvastatud tugev positiivne mõju põllukultuuride saagikusele, st et erinevate looduslike tolmeldajate poolt tolmeldatud põllud on saagikamad või on saak ühtlasem, kui vaid meemesilaste tolmeldatud alad (Garibaldi *et al.* 2013). Sellest tulenevalt on leitud, et toiduturvalisuseks on hädavajalik tagada tolmeldajate suur liigirikkus, säilitamaks kvaliteetne tolmeldamise hüve toimimine nii praegu kui ka tulevikus muutuvates keskkonnatingimustes (Garibaldi *et al.* 2011; Klein *et al.* 2012; Brittain *et al.* 2013).

Tolmeldamine: hüve hindamise meetodika

Teistes riikides on kasutatud erinevaid lähenemisi tolmeldamise hüve kvantifitseerimiseks. Sageli on kasutatud maastikulisi indikaatoreid (nt kaugus poollooduslikest ökosüsteemidest, Schulp *et al.* 2014), aga ka kooslustes leiduvate õistaimede rohkust. Hiljutine mahukas metaanalüüs põldudega külgnevate ribaelementide kohta näitas, et kõrgem õitsevate taimede liigirikkus suurendab tolmeldamise hüve lähedal asetsevatel kultuuridel (Albrecht *et al.* 2020). Tolmeldajad saavad elada ning ka põllumajanduses "tolmeldamisteenust" pakkuda vaid siis, kui on neile piisavalt sobivate tingimustega elupaikad ning toitu.

Tolmeldamise hüve majanduslikku väärtust on enamasti hinnatud läbi tolmeldajate potentsiaalse panuse põllukultuuride saagikusse ning saadud müügitulusse (Leonhardt *et al.* 2013; Saklaurs *et al.* 2016; Horlings *et al.* 2020). Teiseks sagedasti kasutatud meetodiks tolmeldamise majandusliku väärtuse hindamisel on olnud nõ tolmeldajate asenduskulu hindamine ehk näiteks looduslike tolmeldajate rolli asendamine meemesilaste, kasvatatud kimalaste või inimtööjõu abil. Oluline on märkida, et ükski kasutatav meetod ei võta täiel määral arvesse tolmeldajate asendamatu olulisust majandustes ja ökosüsteemides. Tolmeldajate tähtsus on väga suur ja hõlmab lisaks mõjule põllumajandusele, metsamarjade saagikusele, meetootmisele jne ka asendamatu mõju looduslike liikide mitmekesisuse säilimisele ning ökoloogiliste võrgustike toimimisele. Nii tuleb tolmeldamist tuleb üheaegselt käsitleda nii looduslikult olulise protsessina (ökosüsteemide toimimiseks vajalike

bioloogiliste interaktsioonide säilimine, looduslike taimeliikide tolmeldamine) kui ka põllumajanduslikult olulise hüvena (tolmeldamine kui paljude kultuuride saagikuse tagaja).

Käesolevas töös on hindamise aluspõhimõtteks, et tolmeldajatele sobivate elupaikade ja toitumisalade kvaliteet ja olemasolu (hea tolmeldamispotentsiaaliga alad) on aluseks tolmeldavate putukate populatsioonide säilimisele ja tolmeldamishüve pakkumisele nii looduslikele ökosüsteemidele kui ka põllukultuuridele.

Tolmeldamishüve hinnati:

1. koguhinnanguna tolmeldamist vajavatele põllukultuuridele (sh tolmeldamise üle-eestiline majanduslik väärtus);
2. ruumilise hinnanguna üle-eestilise kaardikihina tolmeldajatele vajaliku toidu- ja pesitsuspaika pakkuvatest ökosüsteemidest (ruumiline analüüs, tolmeldajate toe indeks);
3. iga põllumassiivi ümber olevate elupaikade poolt pakutavat "tolmeldamishüve" põldudele, ehk kui palju panustavad ümbruskonna looduslikud tolmeldajad potentsiaalselt põllul kasvava tolmeldamist vajava kultuuri saagikusesse (ruumiline analüüs, põldude tolmeldamishüve). Võtab arvesse tolmeldajate lennukaugust tolmeldajaid toetavatest ökosüsteemidest.

Kasutasime kombineeritud lähenemist, mis võtab arvesse nii tolmeldajatele oluliste toidutaimede rohkuse, ökosüsteemi sobivuse tolmeldajate pesitsuspaigana kui ka põhiliste tolmeldajate lennukaugused, võimaldades nii hinnata ökosüsteemide rolli tolmeldamishüve pakkumisel maastikus. Ruumilise analüüsi meetodina rakendati integreeritud modelleerimist vabavaralise programmi InVEST abil (<https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/croppollination.html>, Sharp *et al.* 2020; Gardner *et al.* 2020). InVEST kasutab arvutustes tolmeldajate pesapaikade ja toidubaasi olemasolu (kasutatakse baaskaarti ja seisundikaarti; tolmeldajate lennukaugust ja infot põllukultuuride tolmeldamisest sõltuvuse kohta). Kasutatav algoritm hindab kogu maastikus tolmeldajatele sobivaid pesa- ja toitumispaike olemasolu ning võtab arvesse ka tolmeldajate potentsiaalse lennukauguse. Kui tolmeldajate lennukauguses looduslikele tolmeldajatele sobivaid elupaiku napib, jääb põldudel kultuuride saagikus alla võimalikule maksimaalsele saagikusele. Arvutuse sisendparameetrid töötas välja neljaliikmeline ekspertkogu, kuhu kuulusid taimeökoloogid Aveliina Helm, Krista Takkis ning TÜ kimalaste ja erakmesilaste spetsialistid Jelle Devalez ja Villu Soon. Tuginedes kirjandusele ja teadmistele Eesti ökosüsteemidest andsid eksperdid igale erinevas seisundiklassis ökosüsteemile hinnangu sobivuse kohta tolmeldajatele pesitsuspaigaks ja toitumisalaks vahemikus 0 ja 1 (1 kõige sobilikum, 0 kõige vähem sobilik). Kasutatud sisendparameetrite väärtused ja täpsem arvutusmetoodika on lisatud lõpparuandele (**lisa T**).

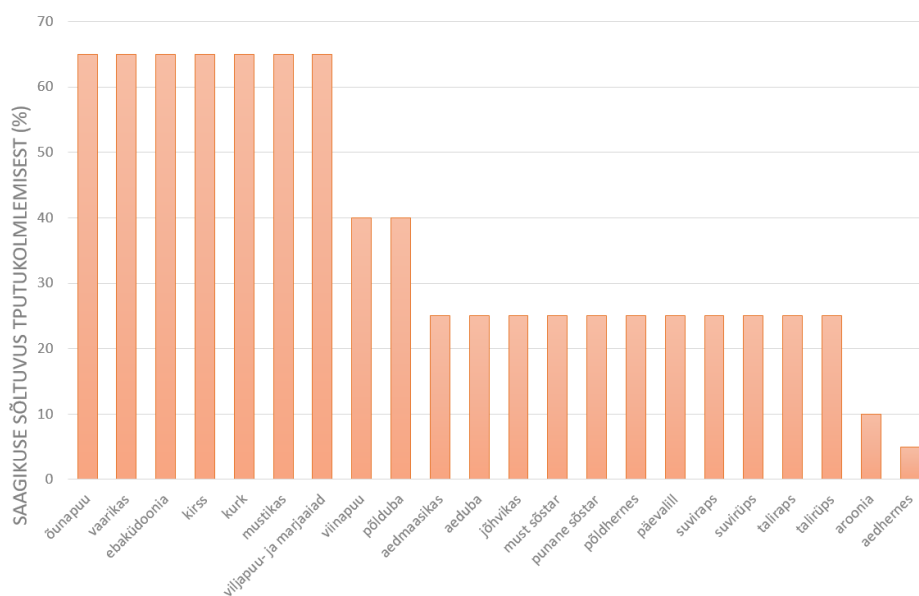
Majandusliku väärtuse koguhinnang tolmeldamist vajavatele põllukultuuridele anti, tuginedes turuhinnale, mis kajastab üle-eestiliselt seda osa saagist, mis on saadud tänu piirkonna looduslikele tolmeldajatele. Tolmeldajate majanduslikku tähtsust igal tolmeldamist vajava kultuuriga põllul hinnati läbi InVEST programmi arvutatud suhtelise indeksi (*wild pollination yield*), mis väljendab kogu potentsiaalse saagi osakaalu, mida antud põllul saab omistada ümbruskonnas elavatele ning potentsiaalselt põllule jõudvatele tolmeldajatele.

Tolmeldamine: tulemused

Tolmeldamise üle-eestiline majanduslik tähtsus põllumajanduses

Hindasime looduslike tolmeldajate mõju 20 tolmeldamist vajava põllukultuuri põldudele (**tabel 3.28**). Iga põllukultuurile leiti 2021. aasta kasvupind, saagikus (kg/ha) ning 2021. aasta kogusaak PRIA andmetel. Analüüside läbiviimiseks lisati iga põllukultuuri saagikuse sõltuvusest tolmeldajatest, tuginedes Zulian *et al.* 2013, Zulian *et al.* 2014, Chapin 2014 ja Klein *et al.* 2007 andmetele. Saagikuse sõltuvust tolmeldajatest (SST) väljendatakse protsentuaalselt skaala 0–100, 0 tähendab, et põllukultuur ei sõltu tolmeldajatest (on tuultolmlev või isetolmlev), 100 tähendab, et kogu saak sõltub putuktolmeldamise õnnestumisest. Ka suur putuktolmeldatavaid põllukultuure saab osaliselt ilma tolmeldajateta hakkama (on mõõdukalt isetolmlevad või omavad teisi tolmeldamisstrateegiaid lisaks putuktolmlemisele), kuid olenevalt kultuurist on mõned kultuurid tolmeldajatest väga sõltuvad (nt mustikas, rüps, õun, pirn) ja paljudel ka vähem sõltuvatel liikidel parandab edukas tolmeldamine saagi kvaliteeti ja valmimise ühtlust.

Eesti peamised tolmeldamist vajavad kultuurid (ehk kultuurid, mille saagikus on vähemalt osaliselt sõltuv tolmeldamisest) on tatar, raps, rüps, põldhernes, aedmaasikas, aeduba, aroonia, ebaküdoonia, kirsipuu ja murel, jõhvikas, must sõstar, mustikas, punane sõstar, päevalill, õunapuu jt (**joonis 3.70**).



Joonis 3.70. Eesti peamiste tolmeldamist vajavate põllukultuuride saagikuse sõltuvus putuktolmlemisest

2021. aastal kasvasid tolmeldamist vajavad kultuurid Eesti põllumajandusmaast ca 14,5% (ehk 142 892 hektaril), neist kõige enam kasvatati rapsi ja põldhernest (**tabel 3.28**). **Tolmeldajate panus** põllukultuuride müügihinda (valdavalt jaehind, suuremal pinnal kasvatatavate põllukultuuride puhul kokkuostuhind) oli 2021. aastal **ligikaudu 63,1 miljonit eurot**, milles suurima osa annab tolmeldajate panus rapsi- ja tatrakasvatusse. Hektari kohta panustavad tolmeldajad kõige rohkem mustikate müügihinda.

Tabel 3.28. Tolmeldajatest sõltuvad põllukultuurid Eestis, nende kasvupind (ha), saagikus (kg/ha) ning kogusaak 2021. aastal. Põllukultuuri keskmine müügihind on antud kokkuostuhinna või jaemüügihinna alusel. Tolmeldajate potentsiaalne panus saagikusse (SST – saagikuse sõltuvus tolmeldajatest) on esitatud protsendina, mis väljendab tolmeldajate panusele omistatava saagi osakaalu kogusaagist. Osakaal on antud kirjanduse põhjal ning vastavalt sellele on arvatud ka tolmeldajatest sõltuva saagi kogus ning potentsiaalselt tänu tolmeldajatele saadud tulu (ümardatud lähima sajani)

Kultuur	Kasvupind 2021 (ha) ^{1,2}	Saagikus 2021 (kg/ha) ²	Kogusaak 2021 (t) ²	Keskmine hind (€/t) ⁷	SST (%)	Tolmeldajatest sõltuv saak 2021 (t)	Tolmeldajatest sõltuv osa müügihinnast (€)
aedhernes	583,0	2198	1281,3	3220	5	64	206 297
aedmaasikas	737,0	2070	1525,6	2120	25	381	808 563
aroonia	97,9	25	2,4	4000 ⁹	10	2,4	972
jõhvikas	56,6	7003	39,6	6500	25	10	64 372
karusmari	35,0	758	27,0	3000	65	18	52 650
kurk	116,0	38 889	4511,1	2603	65	2932	7 631 424
must sõstar	459,0	480	220,3	970	25	55	53 429
mustikas	246,9	3000 ⁵	740,6	6000	65	481	2 888 340
ploomid	92,0	1687	154,0	3000	65	100	300 300
punane ja valge sõstar	76,0	525	39,9	3000	25	10	29 925
põldhernes	39 120,0	1788	69 946,5	244 ⁸	25	17 487	4 273 033
põlduba	11 404,1	1261	14 380,5	263 ⁸	40	5752	1 514 960
suviraps	7121,7	1311 ⁶	9336,6	4588,10	25	2334	1 068 155
suvirüps	200,3	1311 ⁶	262,6	5058,10	65	171	86 262
taliraps	63 778,4	2995 ⁶	191 016,3	4588,10	25	47 754	21 853 222
talirüps	6377,3	2995 ⁶	19 099,9	4588,10	65	12 415	5 681 322
tatar	5961,0	673	4010,0	3400 ⁹	90	3609	12 270 600
vaarikas	146,0	1595	232,9	3670	65	151	555 512
õililina	198,0	1116	221,0	3700	5	11	40 886
õun ja pirn	1213,0	2085	2529,1	2303	65	1644	3 785 451
KOKKU						95 380	63 165 675

¹ PRIA

² Statistikaamet

³ Illison, Airi. 2004. Jõhvikakasvatajatel magus põli: korra külvad, aastakümneid lõikad. Delfi Ärileht, 27.10.2004. <https://arileht.delfi.ee/artikkel/51046722/johvikakasvatajatel-magus-poli-korra-kulvad-aastakumneid-loikad> [Vaadatud 25.08.2023]

⁴ Kohler, Vilja. 2000. Vana turbaraba toidab Marjasoo talu. Postimees, 21.09.2000. <https://www.postimees.ee/1830933/vana-turbaraba-toidab-marjasoo-talu> [Vaadatud 25.08.2023]

⁵ Albert, Tairi. 2010. Influence of fertilisation and mulch on growth, yield and fruit biochemical composition of blueberries. Doktoritöö. Eesti Maaülikool. <https://dspace.emu.ee/xmlui/handle/10492/134?locale-attribute=en>

⁶ Rapsi ja rüpsi andmed on suvi- ja taliviljade kaupa koondatud

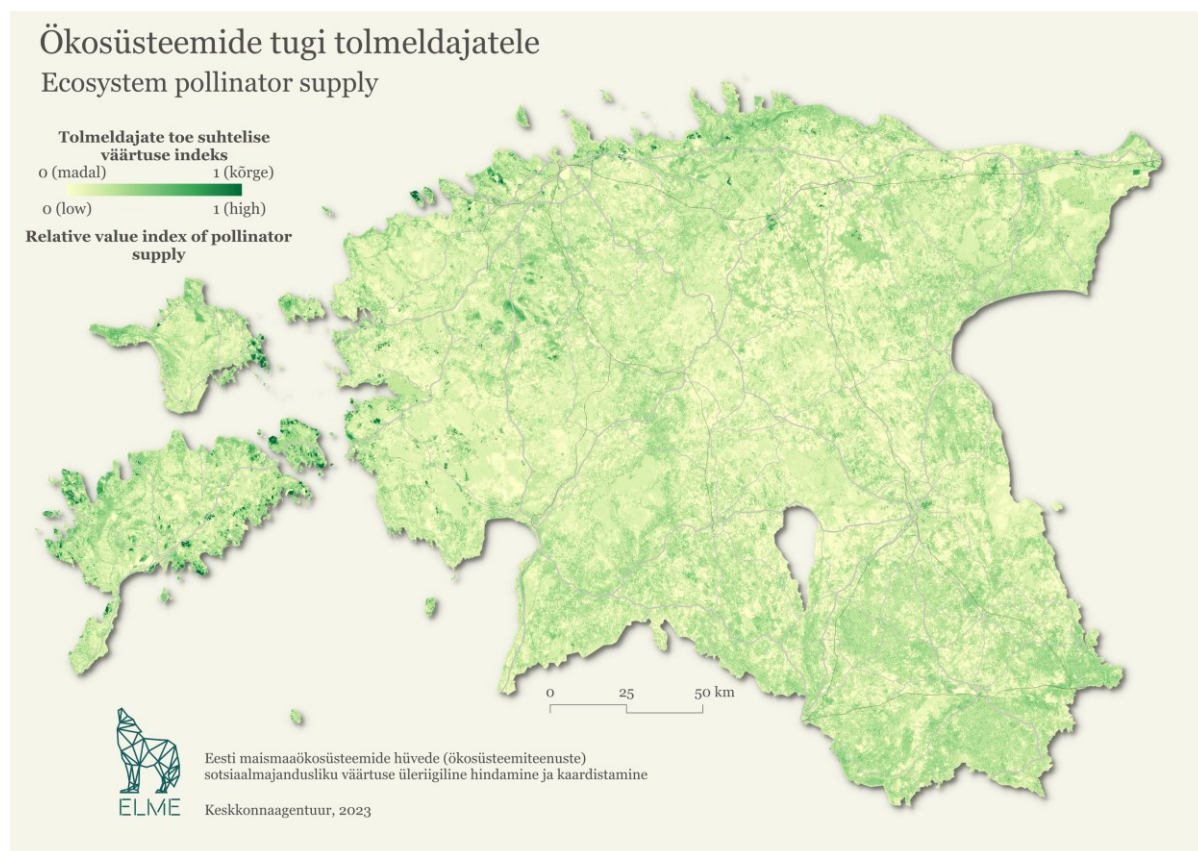
⁷ Jaehind (allikad: Eesti Konjukturiinstituut, Eesti turgudel või otse tootjalt ostes)

⁸ Kokkuostuhind (Eesti Konjukturiinstituut)

⁹ 2022. aasta hind

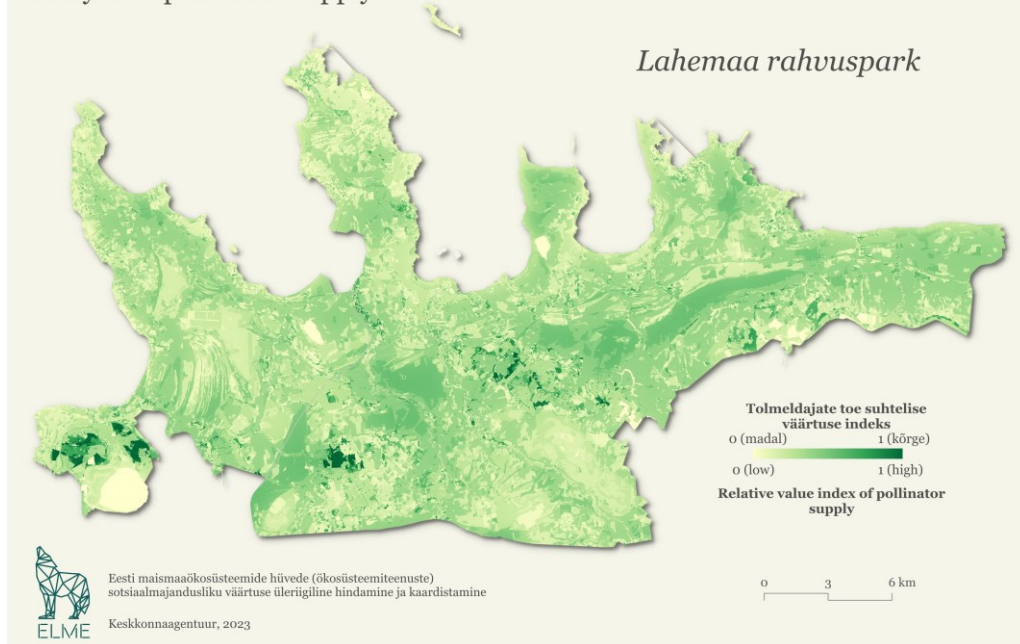
¹⁰ Rapsi ja rüpsi andmed on andmebaasides koondatud

Tolmeldajaid toetavad ökosüsteemid maastikes



Joonis 3.71. Ökosüsteemide tugi tolmeldajatele, suhteline indeks. Näitab iga ökosüsteemi kombineeritud ja keskmistatud sobilikkust tolmeldajate toidu- ja pesitsemiskohana. Lisaks tolmeldajatele oluliste elupaikade ruumilisele väljendusele näitab kaart ka tolmeldajate n-ö "doonor alasid" maastikus – neid asupaikasid, kust tolmeldajad põldudele liiguvad

Ökosüsteemide tugi tolmeldajatele Ecosystem pollinator supply



Joonis 3.72. Ökosüsteemide tugi tolmeldajatele, suhteline indeks. Näitab iga ökosüsteemi kombineeritud ja keskmistatud sobilikkust tolmeldajate toidu- ja pesitsemiskohana. Lisaks tolmeldajatele oluliste elupaikade ruumilisele väljendusele näitab kaart ka tolmeldajate n-ö "doonoralsid" maastikus – neid asupaiksid, kust tolmeldajad põldudele liiguvad. Lahemaa rahvuspargi näide

Tolmeldamishüve kättesaadavust maastikes tagab kaks olulisimat tegurit: tolmeldajate toidubaasi olemasolu (mitmekesise loodusliku taimkattega õiterohkete ökosüsteemide olemasolu jt toiduressurssi pakkuvad alad) ning pesitsuspaikade olemasolu. Hüve kättesaadavust hakkab pidurdama neist kõige limiteerivam faktor. Sageli on pesitsuspaikade esinemine ning toidubaasi esinemine omavahel seotud – nii mõnedki elupaigad (nt kuivad pärändniidud) on nii head toitumispaigad kui ka pesitsuspaigad, kuid leidub ka erinevusi – nii võivad näiteks märjad niidud või sood olla heaks toitumispaigaks, kuid võrdlemisi kehvaks pesitsuspaigaks ning metsad (eriti metsaservad) omakorda olla olulised pesitsusalad, kuid mitte nii head toitumisalad. Tolmeldamise majanduslik tähtsus on märkimisväärne, eriti suur on see tolmeldajatest tugevalt sõltuvate kultuuride puhul. Maksimaalse võimaliku saagikuse saavutamiseks on selliste kultuuride puhul vajalik lisaks oskuslikele põllumajanduspraktikatele tagada ka tolmeldajate olemasolu. Tolmeldajaid soosib maastikuline mitmekesisus ning erinevate heas seisus elupaikade esinemine, eriti suurt tähelepanu tulebki sellele pöörata tolmeldajaid vajavates põllumajandusmaastikes, kus tolmeldajad on olulised nii saagikusele kui ka tootmise jätkusuutlikkusele. Põllumajandusmaastikes aitavad tolmeldamist parandada nii pärändniidud põldude läheduses (vähemalt 200–500 meetri raadiuses, mis on paljude looduslike tolmeldajate realistlik lennukaugus) ning spetsiaalsete mitmekesisest taimestikust õiterohkete ribade-rohumaalaidude rajamine põllumaadele. Oluline on tähele panna, et looduslike tolmeldajate roll tolmeldamishüve pakkumisel on väga tähtis (meemesilastest üksi tolmeldamisteenuse tagamiseks ei piisa) ning hüve kättesaadavuse parandamine peab toimuma läbi looduslike tolmeldajate mitmekesisete elupaiga ja toiduvajaduste toetamise.

3.4.3. VARUSTAVAD HÜVED

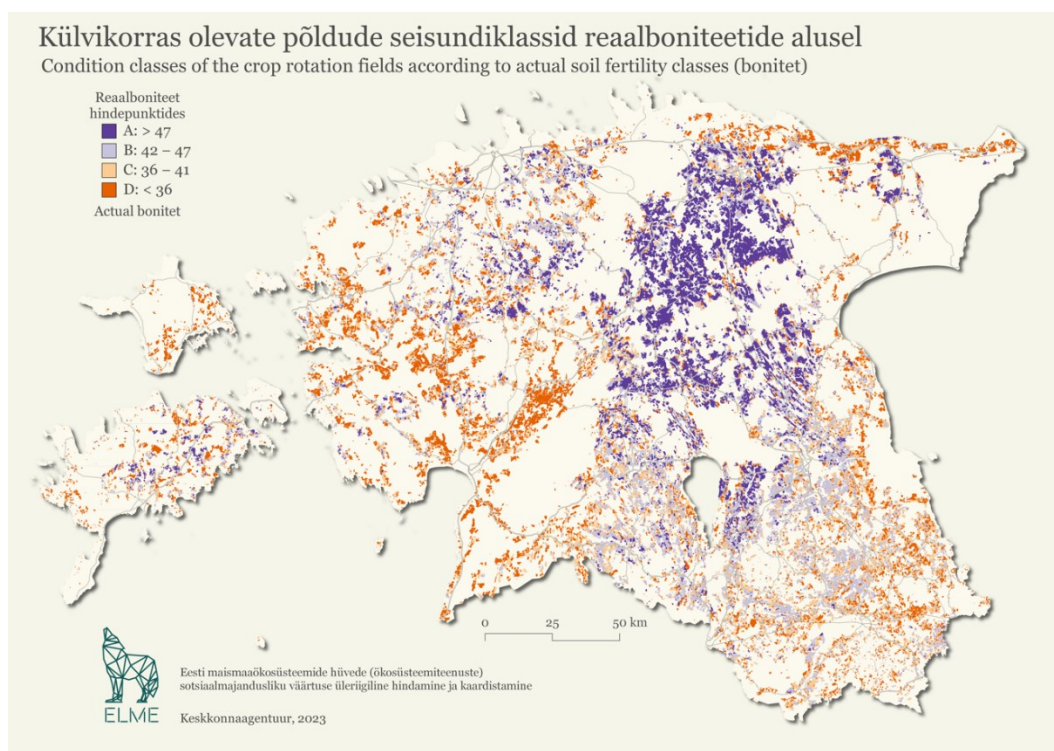
3.4.3.1. TOIT JA SÖÖT PÖLLULT

Põllumajandusliku looduse hüve varustava teenusena peame toidutootmise puhul arvestama looduse pakutavat hüve, mis ei sõltu inimese lisatud sisenditest (nt pestitsiidid, sünteetilised ja orgaanilised väetised, pestitsiidid). Toidutootmise potentsiaal sõltub mullaviljakusest, mida iseloomustab mulla boniteet. **Boniteet** on tootlikkuse hindepunkt. Boniteet näitab mulla omadustest sõltuvat viljakuse suhtelist taset. **Perspektiivboniteet** näitab mulla viljakuse suhtelist taset pärast vajalike maaparandustööde tegemist ja see määratakse kindlaks nende maade puhul, mis vajavad kuivendamist, lupjamist, kivikoristust jne. Peamine mõjutaja on maade kuivendus, seda eelkõige liigniisketel muldadel. **Reaalboniteet** on perspektiivboniteedi parandus, ehk siis hinnatakse perspektiivboniteeti sõltuvalt kuivendusseisundist ja seega mulla potentsiaalset reaalsel tootlikust. EUROSTATi juhtimisel aruande kirjutamise ajal väljatöötatavas ökosüsteemiteenuste arvepidamise metoodikas kasutatakse toidu varustava teenuse hüve hindamisel põllult saadava saagi suurust ja selle turuhinda. Selle meetodi miinuseks on see, et hindamisel ei arvestata väliseid sisendeid, nagu väetised ja taimekaitsevahendid, mis oluliselt panustavad saagi suurusse, kuid tegelikult ei ole looduse pakutav hüve.

Kasutasime põllult pärineva toiduhüve hindamisel indikaatorina mulla reaalboniteeti (andmed Maaelu Teadmuskeskuse (METK) põllumajandusuuringute osakonna mullastiku valdkonnast), mille väärtused jäid külvikorras olevatel põldudel vahemikku 9–64 (**joonis 3.73**).

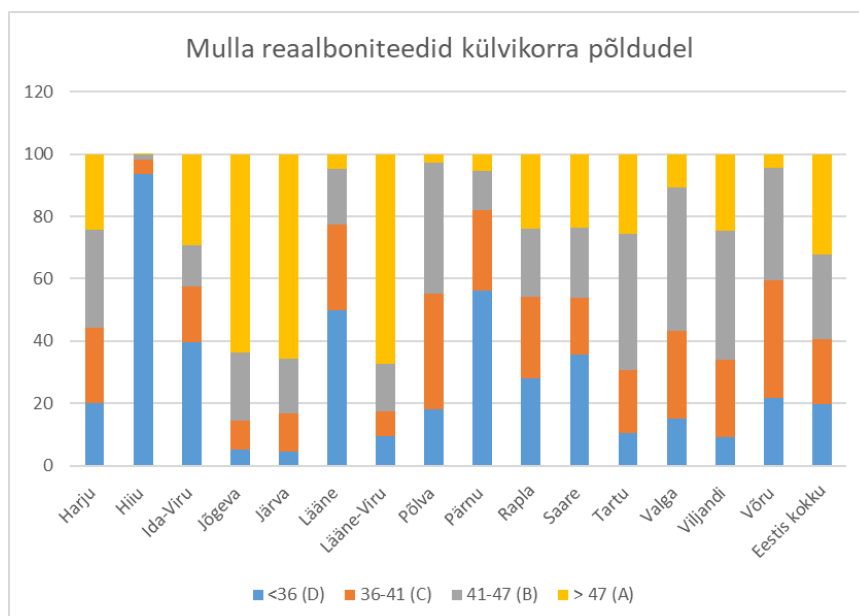
Jagasime külvikorrapõllud reaalboniteedi alusel nelja väärtusklassi kvartiilide alusel:

- A – reaalboniteet on suurem kui 47
- B – reaalboniteet 41–47
- C – reaalboniteet 36–41
- D – reaalboniteet on väiksem kui 36



Joonis 3.73. Külvikorras olevate põldude reaalboniteetid kvartiilidena: A seisundiklass – reaalboniteet suurem kui 47; B = 41–47; C = 36–41; D seisundiklass – reaalboniteet väiksem kui 36 (põldude andmed: PRIA 2021. a kaardiandmete alusel)

Suurem osa (60%) Eesti külvikorras olevatest põldudest asub kõrge reaalboniteediga (A ja B seisundiklass) muldadel, mis asuvad peamiselt Jõgeva, Järva ja Lääne-Viru maakondades (joonis 3.74).



Joonis 3.74. Külvikorras olevate põldude osatähtsused reaalboniteetide alusel: väärtusklass A – reaalboniteet suurem kui 47; B=41-47; C=36-41; väärtusklass D – reaalboniteet väiksem kui 36 (põldude andmed: PRIA 2021. a kaardiandmete alusel)

Mulla boniteet näitab mulla omadustest sõltuvat looduslikku viljakuse taset. See, kuidas looduslike eelduseid ära kasutatakse, sõltub põllul viljeluse viisidest – kas ja kui palju arvestatakse külvikorras huumuse bilansiga, kui palju kasutatakse agrokeemiat, millisel määral on muld hapestunud, tihenened, erodeerunud jne. Mulla boniteet on looduslik eeldus, mis ajas on suhteliselt püsiv näitaja kuid mulla viljakus sõltub põllu majandamise viisidest ja võib olla ajas oluliselt muutuda, seega ei ole püsivalt tulevikukindel. Nii nagu inimestel on geneetilised eeldused olla näiteks tugev sportlane, aga reaalsed tulemused sõltuvad siiski treenitusest, nii näitab mulla boniteet looduslikku eeldust ning reaalne mulla viljakus ja -tervis sõltub põllu majandamise viisist. Muld ei ole vaid substraat, mullaviljakust ei tohi võtta iseenesest mõistetavana. Viljakas muld on toidutuleviku alus ja viljaka mulla säilitamine/tagamine on toidukindluse aluseks.

Mulla reaalconiteedi väärtusklassid ja ELME2 ökosüsteemide seisundihinnangu raames määratud põldude seisundiklassid ei ole omavahel üks-ühele seotud. Kuna seisundiklasside hinnangu juures on oluline ka maastikuline kontekst ja põldude kasutuspraktika, siis on boniteedinäitajad ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisund sageli isegi pöördvõrdelises seoses – kõrge boniteediga piirkondades on ajalooliselt põllumajandus intensiivsem ja põllud on suuremad kui madalama boniteediga aladel, kus maastikud on suuremahuliseks toidutootmiseks väiksema sobivuse tõttu mitmekesisemad ja põllud keskkonnatingimuste ebasobivuse ja varieeruvuse tõttu väiksemad.

Toidutootmine kui looduse varustav hüve, mis baseerub viljakal mullal, on eksistentsiaalse tähtsusega ja tagab toidukindluse. Arvestasime **toidutootmise varustava hüve hinnaks** mulla hinna, mis kuluks, kui mulla peaks mingil põhjusel rekultiveerima. Hinna kalkuleerimisel arvestasime, et pind kaetakse 30 cm paksuse kihiga (kännikiht), transpordikulu puhul arvestasime, et tegu on suurte kogustega (tonni hind madalam), transport ei toimu kaugelt ja tööjõukulud on arvestatud sisse. Mulla ja tööjõu hind on leitud 2023. a mulla müüjate pakkumistest internetis. Arvestada tuleb sellega, et tõenäoliselt on tegu ala-, mitte ülehindamisega.

- Mulla hind 10 eurot/tonn (suured kogused, põllumuld)
- Transport + tööjõud ca 15 eurot/tonn (arvestatud suurte kogustega ja mitte väga kaugelt)
- Kokku: 25 eurot/tonn ehk arvestades, et 1 m³ mulda kaalub umbes 1,3 tonni, siis 32,5 eurot/m³.

Eeldusel, et asendame 30 cm paksuse mullakihi, siis: $0,3 \cdot 32,5 = 9,75$ eurot/m² ehk ümardatult ca 10 eurot/m². Seega 1 ha mullavahetuse hind on umbkaudu 100 000 eurot. Kui mingil põhjusel peaks olema tarvis asendada kõrge (A ja B) reaalconiteediga külvikorras olevate põldude (vt **joonist 3.74**) muld, siis potentsiaalselt maksaks see Eesti peale kokku **41,3 miljardit eurot**.

3.4.3.2. PUIDUTOORAIN

Varustav hüve puidutooraine pakkumise osas. Hinnastamisel rakendatakse tüvedele ümarmaterjali vahelaohind ja põõsastele-okstele hakkepuidu hind.

Metsast pärineva puidumaterjali puidusortimentideks jaotamisel kasutati sama meetodikat nagu ELME1 projektis (Helm *et al.* 2021), kuid algandmeid värskendati. Puuliikide kaupa (määnd, kuusk, kask, haab, sanglepp ja hall lepp, teised puuliigid koos) eristati (võimalusel) sortimentidena jämepalk, peenpalk, paberipuit, küttepuit ja raiejäätmed. Metsaregistriga kaetud aladele (10.08.2022 seis) arvutati iga eraldise kohta, millel olid olemas kasutatud algoritmis vajalikud andmed, sortimendid (m^3/ha), mis viidi eraldiste unikaalsete ID-de alusel ruumikujule.

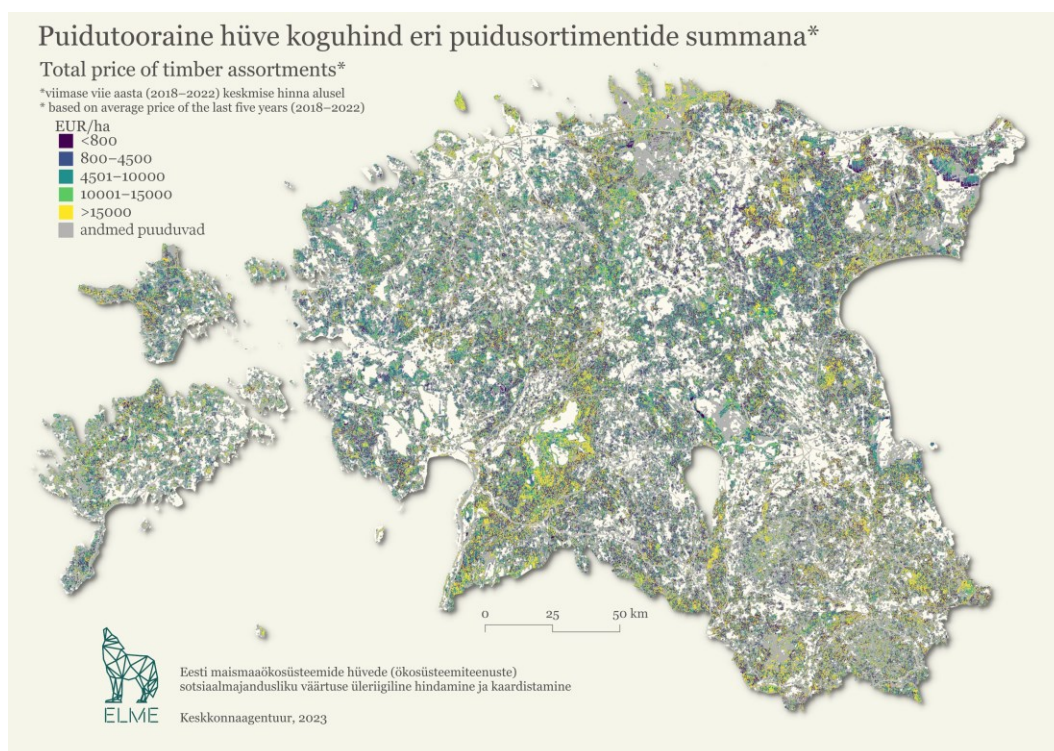
Metsast pärineva puidumaterjali hinnainfona kasutati RMK keskmiseid vahelaohindasid (RMK vahelaohinnad 2023), kuid raiejäätmete puhul on esitatud tihumeetrist puidust saadud puiduhakke hind lõpptarbija juures (s.t., sisse on arvestatud hakkimine ja vedu). RMK poolt käibemaksuta esitatud hindadele lisati käibemaks. Küttepuidu ja raiejäätmete puhul on hinnastatud kõik puuliigid koos, sest hinnainfot puuliigiti ei esitata. Osadele vähemlevinud sortimentidele (kase peenpalk, lepapalgid, kõvalehtpuud) hakati RMK poolt hinnainfot esitama alles 2022. aastal.

Sortimentideks jagatud puidukoguste maksumus esitati kolme hinna-stsenaariumi järgi: viimase viie aasta (2018–2022) 1) keskmine, 2) maksimaalne ja 3) minimaalne rahaline väärtus. Taustainfona: puiduhinnad on viimastel aastatel palju kõikunud. Ka arvestuse alguseks võetud aastal 2018 olid varasemaga võrreldes kõrged puiduhinnad (RMK vahelaohinnad 2023). Eriti kõrged olid hinnad aga 2022. aastal: arvestusse võetud viimase viie aasta maksimaalne väärtus oli alati sellel aastal. Käesoleval aastal (2023) on hinnad jälle langenud: võrreldes eelmise aasta lõpuga (olenevalt sortimendist) kuni veerandi võrra.

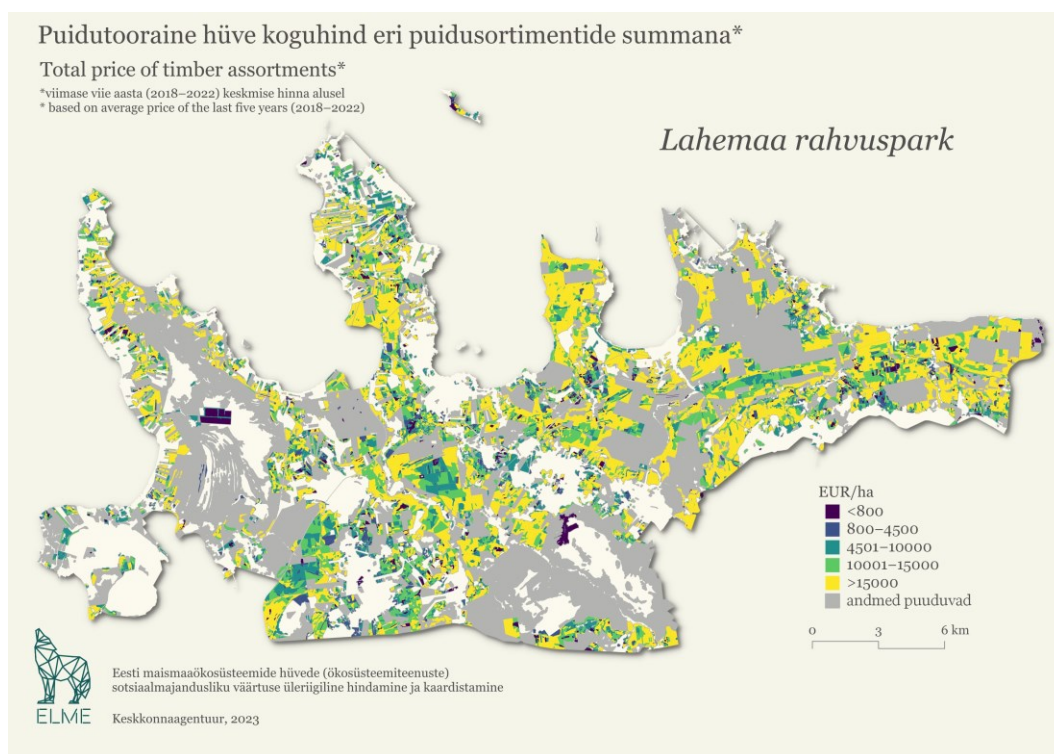
Metsades olevate puiduvarude hind sortimentideks jaotatult on viimase viie aasta keskmise maksumuse järgi 15 147 187 652 eurot (**joonised 3.75–3.78**), maksimaalse maksumuse järgi (mis oli alati 2022) 20 887 394 102 eurot ja minimaalse maksumuse järgi 12 005 326 524 eurot.

Samas peab arvestama, et esitatud summad on teoreetilised, puiduvarude arvestuses on ka sellised puistud, mida ei või raiuda nende vanuse või kaitsestaatuse tõttu või muudel põhjustel.

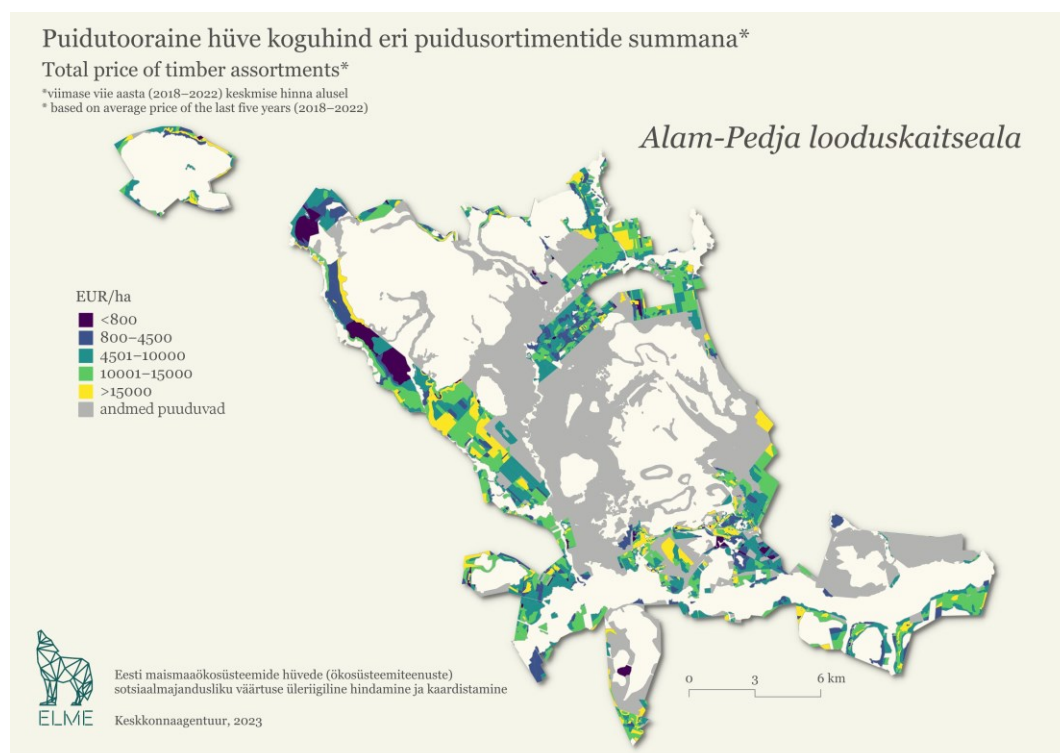
Kasutatud meetoodika puuduseks on väljaspool metsaregistrit asuvate alade (ca pool miljonit hektarit) puudumine ja muud metsaregistrist tulenevad vead (sh vananenud andmestikud).



Joonis 3.75. Puidutooraine hüve koguhind eri puidusortimentide summana (eurot/ha) viimase viie aasta (2018–2022) keskmise hinna alusel



Joonis 3.76. Puidutooraine hüve koguhind eri puidusortimentide summana (eurot/ha) viimase aasta (2018–2022) keskmise hinna alusel Lahemaa rahvusparkis



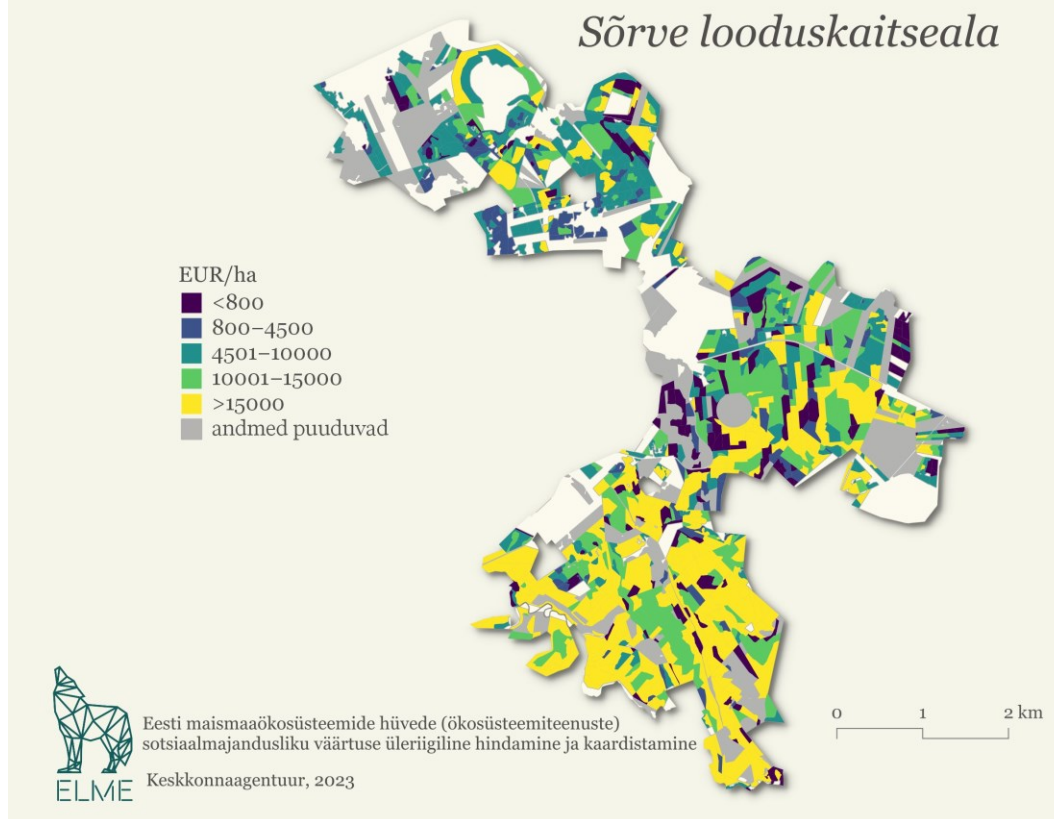
Joonis 3.77. Puidutooraine hüve koguhind eri puidusortimentide summana (eurot/ha) viimase viie aasta (2018–2022) keskmise hinna alusel Alam-Pedja looduskaitsealal

Puidutooraine hüve koguhind eri puidusortimentide summana*

Total price of timber assortments*

*viimase viie aasta (2018–2022) keskmise hinna alusel

* based on average price of the last five years (2018–2022)



Joonis 3.78. Puidutooraine hüve koguhind eri puidusortimentide summana (eurot/ha) viimase viie aasta (2018–2022) keskmise hinna alusel Sõrve kavandataval looduskaitsealal

Pärändniitudel on hinnanguliselt (ELME2 jaoks avutatud puitse biomassi kihi alusel, vt ka ptk 3.4.2.2.2) 5 322 251 tm puitu, mille väärtus (RMK vahelao hinnad 2023) küttepuiduna oleks 2022. a keskmise küttepuidu hinna järgi **211 miljonit eurot** ning hakkpuidu hinna järgi **260 miljonit eurot**. Varustusteenusena on aga pärändniitude puhul õige hinnata puidu kogust vaid taastamisvajadusega niitudel, kus puittaimede katvus ületab kooslusele iseloomulikku katvust (vt ELME1 seisundiklasside hindamine). Puitu pakuvad ka puisniidud ja -karjamaad, kus majandamise osaks on aeg-ajalt põõsaste- (üksik)puude eemaldamine, kuid tegu on väikeste kogustega. Taastamisvajadusega on seisundiklassidesse C, D1 ja D2 kuuluvad niidud, kus puitu on 4 266 775 tm, mille väärtus küttepuiduna oleks **169 miljonit** ning hakkpuiduna **208 miljonit eurot**. Niitudel LiDAR-põhise meetodikaga puitse biomassi hindamine vajab siiski edasist niitudel rakendamiseks sobivuse testimist ja valideerimist. Samuti vajab täiendavaid uuringuid, kuidas tegelikult jagunevad niitudelt pärineva puidu kasutusviisid, hetkel on lähtutud eeldusest, et kogu puit läheb kütte- või hakkpuiduks.

3.4.3.3. TURVAS

Turvas tekib turbasammalde või teiste taimejäänuste osalisel lagunemisel ja akumuleerumisel soode hapnikuvaestes tingimustes. Turvas on looduse hüve – turba teke on seotud sooökosüsteemide toimimise ja seal toimivate protsessidega – ning inimkond on turvast erineval moel pikka aega kasutanud. Turvast käsitletakse varustava hüvena, turvast on kasutatud ja kasutatakse ka praegu nii energiatootmiseks, taimede külvi- ja kasvusubstraadina, väetiste ja komposti osana jm. Lisaks uuritakse turba võimalikke kasutuspotentsiaale ka erinevates teistes valdkondades, nt meditsiinis, kosmeetika- ja keemiatööstuses, mis võrreldes kasutusega energiaks ja substraadiks vajaksid väiksemamahulisemat ressursisisendit.

Mahukast turbakasutusest tekkivad mõjud teistele olulistele looduse hüvedele nõuavad aga turba käsitlemist mitmekesisemas kontekstis kui vaid varustava hüvena. Turba kaevandamine ja kasutus mõjutab soode poolt pakutavat kliimaregulatsiooni ja elupaikade pakkumise hüvesid, maastike tasandil mõjutab turba kaevandamine veevoogude reguleerimise ja vee puhastamise hüve, põhjustab õhusaastet (sh ohtlikku eriti peente ja peente osakeste saastet) nii läbi kaevandustegevuse enda, kaevandusalade ja ammendatud freesturbaväljade tuuleerosiooni, kui ka läbi tulekahjuohu suurenemise. Kaevandusalad muudavad ka maastikke ja nende esteetikat, mõjutavad inimeste võimalusi kasutada soid virgestuseks ja marjakorjamiseks ning kahandavad ka turismipotentsiaali.

Turvast peab tänaste kasutusmahtude juures käsitlema taastumatu loodusvarana. Turvas on küll taastumisvõimeline, kuid turba kaevandamisega viiakse Eesti turbaaladelt turvast rohkem välja kui seda ülejäänud turbaaladel aastas juurde tekib, samuti kestab kaevandatud aladel turbakihi taastumine inimese elueast tunduvalt kauem. Ka Euroopa Liidu taastuenergia direktiivis 2001/77/EÜ pole turvas nimetatud taastuva ressursina. Ehkki Eesti säästva arengu seadus nimetab turvast taastuvaks maavaraks, on problemaatikalike turba käsitlemisele taastuva loodusvarana tähelepanu juhtinud Riigikontroll juba 2005. a auditis turbavarude kasutamise kohta.

Käesolevas peatükis vaatleme turba rolli ja kasutust Eestis nii varustava hüvena ning analüüsime turba kasutamise mõjusid kliimaregulatsiooni hüvele.

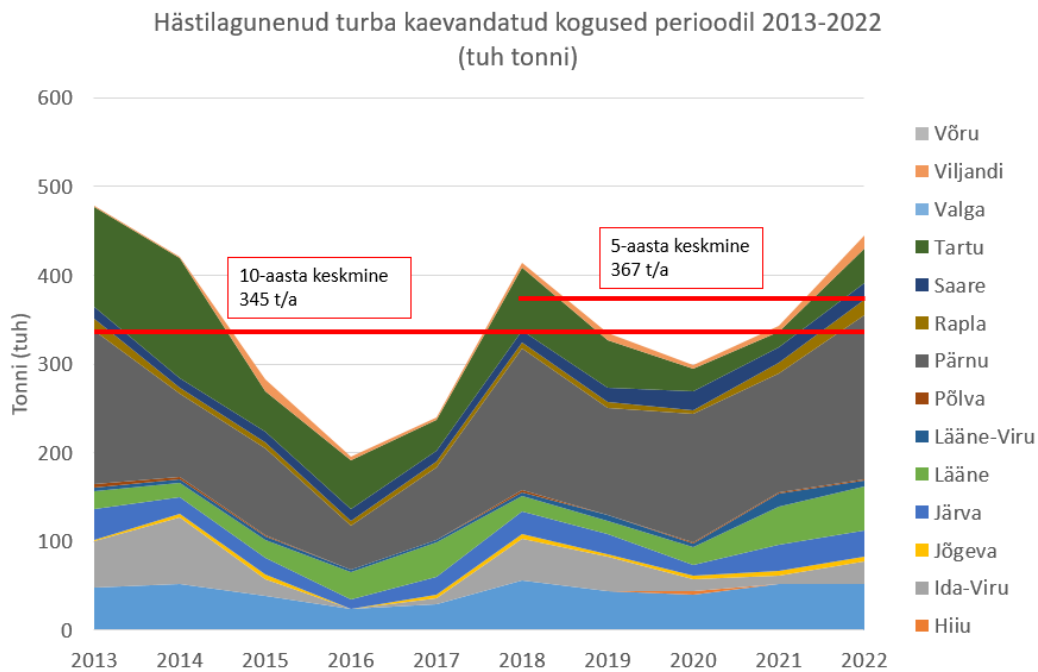
Turvas varustava hüvena

Hästilagunenud madalsooturvast kasutatakse kütteturbana, väetiste ja kompostide valmistamiseks ning meditsiinis. Vähelagunenud turvast kasutatakse aianduses, põllumajanduses alusturbana ning absorbeerivate materjalide tootmiseks (Turbaliit 2023). Majanduslikult kasutatava turba varud on Eestis riiklikult reguleeritud. **Tabel 3.29** ning **joonised 3.79** ja **3.80** näitavad maavaravarude igaaastaste koondbilansside¹¹ põhjal iga maakonna hästi- ja vähelagunenud turba kaevandatud koguseid viimasel kümnel aastal ehk aastatel 2013–2022.

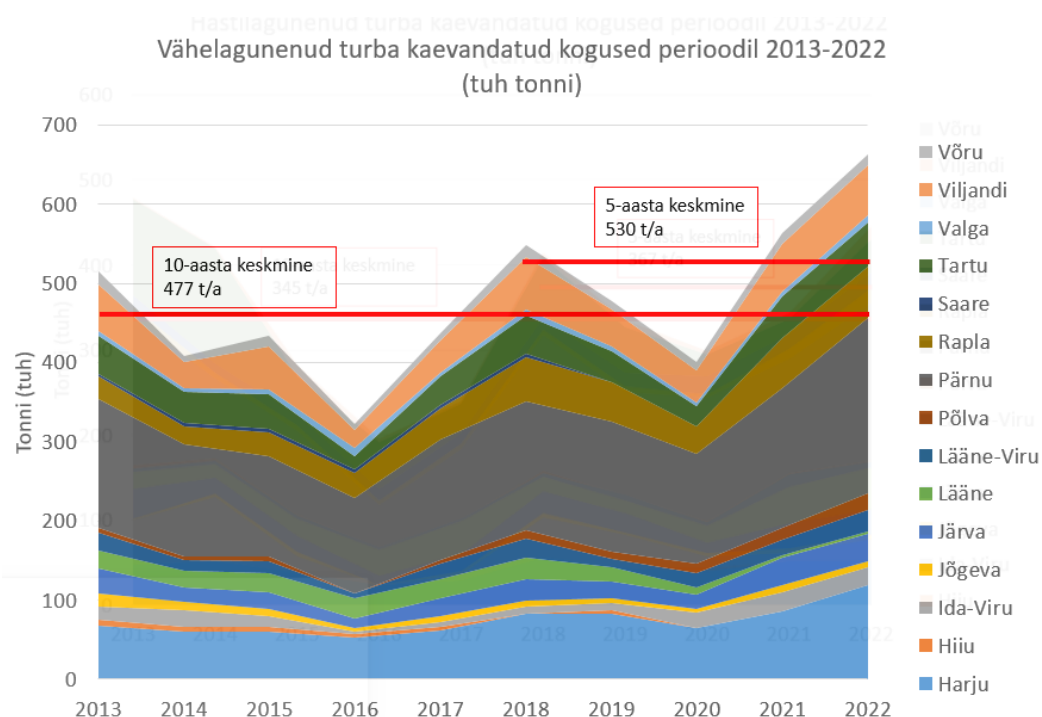
¹¹ <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Geoloogilised-andmed/Maardlad/Maavaravarude-koondbilansid-p193.html>

Tabel 3.29. Hästilagunenud ja vähelagunenud turba kaevandatud kogused 2018–2022 ning viie ja kümne aasta (2013–2022) keskmisena maakondade kaupa (tuhandetes tonnides)

Maakond	2018	2019	2020	2021	2022	10 a kogumaht (tuh t)	10 a keskmine (tuh t/a)	5 a keskmine (tuh t/a)
HÄSTILAGUNENUD TURVAS								
Harju	55,9	44,1	40,70	52,80	52,50	437,40	43,74	49,2
Hiiu	0	0	3,00	0,00	0,00	3,00	0,30	0,6
Ida-Viru	46,8	38,3	14,30	9,00	24,80	285,10	28,51	26,64
Jõgeva	5,4	3,2	2,90	4,60	5,00	37,40	3,74	4,22
Järva	25,3	23	13,30	30,60	30,00	225,50	22,55	24,44
Lääne	17,3	14,5	19,30	42,10	49,80	269,00	26,90	28,6
Lääne-Viru	5,1	6,6	4,60	14,50	7,20	55,20	5,52	7,6
Põlva	2,8	0	0,50	2,10	1,20	15,50	1,55	1,32
Pärnu	158,6	121,3	145,10	133,90	184,30	1238,80	123,88	148,64
Rapla	7,6	5,6	4,20	11,20	17,60	84,90	8,49	9,24
Saare	12,9	17	21,00	18,60	18,60	150,60	15,06	17,62
Tartu	70,8	53,2	25,40	17,10	39,10	585,90	58,59	41,12
Valga	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
Viljandi	6,1	8,4	3,90	6,00	14,60	64,30	6,43	7,8
Võru	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
KOKKU hästilagunenud	414,6	335,2	298,20	342,50	444,70	3452,60		
Keskmine üle maakondade							345,26	367,04
VÄHELAGUNENUD TURVAS								
Harju	82,2	82,4	64,00	85,00	119,30	735,70	73,57	86,58
Hiiu	0	4,5	0,00	0,00	0,00	31,50	3,15	0,9
Ida-Viru	9,2	8,7	19,70	25,40	22,40	146,20	14,62	17,08
Jõgeva	7,8	6,2	4,80	8,10	7,60	82,20	8,22	6,9
Järva	27	20,9	18,50	35,30	34,10	241,60	24,16	27,16
Lääne	27,2	18,7	9,60	2,40	3,40	178,60	17,86	12,26
Lääne-Viru	23,8	10,9	16,90	19,70	26,80	176,10	17,61	19,62
Põlva	11,2	8,1	13,20	15,00	21,20	89,50	8,95	13,74
Pärnu	162,3	165,6	137,50	177,30	221,50	1565,10	156,51	172,84
Rapla	56,1	49,5	35,50	62,60	64,90	422,80	42,28	53,72
Saare	4,1	0	0,00	0,00	0,00	26,80	2,68	0,82
Tartu	47,9	38	25,90	53,10	55,20	402,40	40,24	44,02
Valga	8,7	6,2	3,70	5,90	9,20	64,40	6,44	6,74
Viljandi	66,1	47,6	40,80	60,40	63,60	489,10	48,91	55,7
Võru	14,5	10	10,50	12,90	13,20	116,30	11,63	12,22
KOKKU vähelagunenud	548,1	477,3	400,60	563,10	662,40	4768,30		
Keskmine üle maakondade							476,83	530,30
KOKKU hästilagunenud ja vähelagunenud	962,7	812,5	698,8	905,6	1107,1	8220,90	822,09	897,34



Joonis 3.79. Hästilagunenud turba kaevandatud kogused viimasel kümnel aastal maakondade kaupa (tuhat tonni). Näidatud on kümne ja viie aasta keskmised kaevandatud kogused



Joonis 3.80. Vähelagunenud turba kaevandatud kogused viimasel kümnel aastal maakondade kaupa (tuhat tonni). Näidatud on kümne ja viie aasta keskmised kaevandatud kogused

Nii vähe- kui ka hästilagunenud turba kasutatavad varud on esitatud ELME1 kaardkihil (Helm *et al.* 2021). Pindalalt on kõige suuremad turbakaevandused Ida-Virumaal, millele järgneb Pärnumaa. Kaevandamise intensiivsus maardlate kogupindala kohta (arvestades turba kaevandamise lubadega aktiivsete mäeeraldiste kattuvusteta pindala Maavarade registri¹² järgi 2022. a lõpu seisuga) on mahult kõige suurem Läänemaal, millele järgnevad Harju- ja Pärnumaa (**tabel 3.30**). Täpsustada aga tuleb, et mitte kõik kaevandusloaga alad pole aktiivselt kaevandatavad alad, osades kohtades pole veel kaevandamisega alustatud, teistes on kaevandamine juba lõppenud, kuid luba veel kestab. Sealhulgas on aktiivsed loaga mäeeraldised ka 14 757 hektarit Ida-Virumaaal asuvat põlevkivi kaevandamisala, millel asuvad ühtlasi kaevandatavad turbavarud (taotletud on luba nii põlevkivi kui ka turba kaevandamiseks). **Tabelis 3.30** toodud kaevandatud kogused lubadega alade pindala kohta väljendavadki ühest küljest kaevandusintensiivsust, teisalt aga ka veel kaevandamata või juba kaevandatud, kuid korrastamata alade osakaalu maakonnas. Kaitstavate aladega on turba kaevandamise kehtivate lubadega (2022. a lõpu seis) aktiivsete mäeeraldiste puhul kattuvust u 377 ha ulatuses (u 1% aktiivsetest turba mäeeraldistest), neist suurimad Alutaguse rahvuspargis (>250 ha, veel kaevandamata ala) ja Lahemaa rahvuspargis (>77 ha).

Tabel 3.30. Turbamaardlate pindala maakonnas (2022. a lõpu seisuga turbakaevandamise lubadega aktiivsed mäeeraldised, allikas Maa-amet) ja kaevandatud kogused turbakaevandamise lubadega aktiivsete mäeeraldiste pindalaühiku kohta maakonnas kümne aasta (2013–2022) keskmisena (t/ha*a) (allikas: maavaravarude koondbilansid). NB: mitte kõik aktiivsete lubadega alad ei ole hetkel kaevandatavad

Maakond	Aktiivsete lubadega mäeeraldiste pindala (ha, 2022)*	Kaevandatud maht t/ha aastas (10 a maakonna keskmise alusel)
Harju	2434	24,1
Hiiu	201	8,6
Ida-Viru	16 595	1,3
Jõgeva	457	13,1
Järva	1251	18,7
Lääne	912	24,5
Lääne-Viru	1134	10,2
Põlva	601	8,7
Pärnu	5991	23,4
Rapla	1475	17,2
Saare	541	16,4
Tartu	2652	18,6
Valga	353	9,1
Viljandi	1737	15,9
Võru	366	15,9
Kokku	36 699	
Keskmine		15

* Pindalasse on arvestatud ka 14 757 hektarit turba ja põlevkivi üheaegse kasutuse tarbeks antud luba Ida-Virumaal.

¹² metadata.geoportaal.ee/geonetwork/srv/est/catalog/search#/metadata/maaamet_maardlad

Turbast tehtud tooteid kasutatakse nii Eestis kui ka väljaspool, peamiselt aga tooted meilt eksporditakse. Statistikaameti ekspordandmete põhjal läheb ekspordiks üle 90% Eestis kaevandatud turbast. Turba varustava hüvena kasutuse hindamiseks on ülevaatlikuks turba väärtusindikaatoriks eksporditud turbatoodete koguväärtus. Statistikaameti ülevaate alusel deklareeriti eksporditud turba väärtuseks ehk müügihinnaks 2018. a 77,6 mln, 2019. a 80,7 mln, 2020. a 94,6 mln, 2021. a 118 mln ja 2022. aastal 154 mln eurot (Statistikaamet). Arvestades, et iga-aastane turba kaevandamise maht ning sellest sõltuvalt sama ja järgmise aasta müügiimahud võivad ilmastikuoludest kui turbatootmise esmasest mõjutegurist, aga ka konjunktuurist, olulisel määral kõikuda, on Turbaliit soovitanud selles arvutuses kasutada kaevandamise ja ekspordikäibe mitme aasta keskmist. Meie kasutame 5 aasta keskmist, mil kaevandamise maht on keskmiselt olnud 897,3 tuhat tonni aastas (vt **tabel 3.29**).

Viimase viie aasta keskmise kaevandatud turbakoguse (maht 897 300 t/a) kogumaksumus aastas oleks selle arvestuse järgi viie aasta keskmise ekspordihinna järgi kokku 105 miljonit eurot.

Turbakaevandamise mõjud kliimaregulatsiooni hüvele

Ühe lähenemisenä saab turvast hinnastada seostatuna selles sisalduva süsinikuga, mis muudab selle võrreldavaks kliimareguleerimise teenuse puhul hinnatavate kasvuhoonegaaside vooga ning süsinikutagavaraga. Indikaator iseloomustab vahetult turbasse seotud süsinikuvaru muutust täpselt mõõdetavalt ja ruumiliselt detailsel skaalal. Andmete uuenemine on regulaarne ja seadusest tulenev ning kaevandamisest tulenev süsinikuvaru muutuse indikaator on otseselt rahalises väärtuses hinnatav. Kuna turba kaevandamine on tugevalt sõltuv nii ilmastikust kui ka nõudlusest, siis on pikemaajaliste muutuste ja kliimaregulatsiooni hüvele mõju hindamiseks otstarbekas kasutada sarnaselt ELME1 tööle (Helm *et al.* 2021) üksikute aastate asemel pikemat perioodi, mis silub üksikute aastate vahel esinevaid suuremaid kaevandamismahude kõikumisi. Kasutasime kaevandatud mahude hindamiseks 10 aasta keskmist (**tabel 3.29**, **joonised 3.79** ja **3.80**).

Süsinik moodustab turba toormassist ca $\frac{1}{4}$ ¹³. Arvutamaks kaevandamisest tulenevat kliimamõju, viisime arvutused CO₂ ekvivalendile, mille tarbeks korrutati turbas leiduva süsiniku kogus läbi ekvivalendiga 3,67 (C*3,67=CO₂ ekvivalenti). Turbasse seotud süsinikuvaru muutuse hinnastamiseks kasutasime kahte alternatiivset süsiniku hindu: ETS CO₂ börsihind ning CO₂ sotsiaalse kulu hind. ETS börsihinna puhul kasutasime viimase viie aasta minimaalset (7,07 eurot CO₂/t (13.12.2017)), maksimaalset (99,22 eurot (19.08.2022)) ja keskmist (80,68 eurot CO₂/t (kuni 31.12.2022)) süsiniku börsihinda. Teise hinnastamise alternatiivina kasutatud sotsiaalse kulu hindamisel kasutati hinda 169,77 eurot CO₂/t (Rennert *et al.* 2022).

ETS börsihinna arvestuses maksab hästilagunenud turba aastases kaevandatavas koguses (umbes 345 000 tonni, 2013–2022 keskmine) sisalduv süsihappegaas vastavalt 2,24 miljonit eurot aastas (minimaalne hind), 31,41 miljonit eurot või 25,54 miljonit eurot aastas (**tabel 3.31**). Vähelagunenud

¹³ Kogutud freesturbal on niiskus u 40–50% ja absoluutkuivast turbast omakorda on süsiniku osakaal u 49%. Jämeda hinnanguna on seega süsiniku sisaldus 25% toormassist.

turba aastases kaevandatavas koguses (keskmiselt ligi 477 000 tonni) sisalduv süsihappegaas maksab vastavalt kasutatavale CO₂ hinnale 3,1 miljonit eurot, 43,41 miljonit eurot või 35,31 miljonit eurot. Selle lähenemise järgi on aastane kasutatava turba süsinikusisalduse järgi arvutatud “kogumaksumus” viie aasta keskmise süsiniku börsihinna järgi ca 61 miljonit eurot aastas (viie aasta minimaalse hinna järgi 5 miljonit eurot ja maksimaalse hinna järgi 75 miljonit eurot aastas). Süsiniku sotsiaalse kulu järgi moodustab hästilagunenud ja vähelagunenud kaevandatud turbas sisalduva süsiniku hind kokku ca 128 miljonit eurot/aastas.

Arvutustesse tuleb aga ka lisada turbatootmise tagajärjel tekkinud süsinikuemissioonid avatud turbakaevanduste pinnasest ja jääksoodest. Kaevandamisega rikitud rabade ja siirdesoode kasvuhooneefekt on ligikaudu 10 korda suurem kui juhul, kui need alad oleksid endiselt looduslikus olekus (Salm 2012). Eestis emiteerivad (2012. aastal esitatud hinnangu järgi) ligikaudu 30 000 ha mahajäetud ja aktiivseid turbakaevandamisalasid 191 500 t CO₂ ekvivalenti aastas, mis teeb keskmise ETS süsiniku börsihinna alusel (80,68 EUR/t) aladelt lähtuvaks heite maksumuseks lisanduvad 15,4 miljonit eurot aastas. **Kokku võib hinnata turba kasutamise majanduslikku mõju kliimareguleerimise hüvele ligikaudu 76,3 miljonile eurole aastas (viie aasta keskmise ETS börsihinna alusel) või sotsiaalse kuluna 160,6 miljonile eurole aastas (tabel 3.31).**

Tabel 3.31. Kaevandatavates turbamahtudes leiduva CO₂ maksumus erinevate CO₂ hinnastamise meetodite järgi

	Mahud	CO ₂ maksumus aastas, mln eurot (ETS börsihind, 5 a miinimum)	CO ₂ maksumus aastas, mln eurot (ETS börsihind, 5 a maksimum)	CO ₂ maksumus aastas, mln eurot (ETS börsihind, 5 a keskmine)	CO ₂ maksumus aastas, mln eurot (CO ₂ sotsiaalse kulu hind)
Hästilagunenud turvas	Kaevandatav kogus: 345 000 t/a	2,24	31,41	25,54	53,74
Vähelagunenud turvas	Kaevandatav kogus: 477 000 t/a	3,1	43,41	35,31	74,3
Emissioonid kaevandatud pinnasest (aastas)	Emissioon: 191 500 t CO ₂ ekv/a	1,35	19	15,4	32,51
KOKKU		6,69	93,8	76,3	160,6

Lisaks tuleks kliimamõjuna arvestada ka süsinikukoguseid, mis järgnevate aastate jooksul (nt järgneva 30–50 aasta jooksul, kuni ala märgalana taastamiseni) jäävad turbakaevanduse või alade kaevandamiseks ettevalmistamise tõttu (kuivendusest rikitud alad) sidumata, kuna alad ei ole sidumiseks piisavalt heas seisus.

On välja toodud, et kasvuturbana või muude püsivamate toodetena kasutatava turba puhul vabaneb süsinik aeglasemalt kui näiteks kütteks kasutatud turbast – turbal põhinevad kasvumullad viiakse kasutuse järel suures osas komposti või mullaparandajana uuesti maapõue, kus osa sellest saab huumuseks, osa jääb mulla süsinikuringesse ja ainult osa emiteerub lagunemisel atmosfääri. Valdavalt eksporditava turba puhul liigub jääkturbas seotud süsinik teistesse riikidesse ning vastavate andmete tekkimisel võib turbakasutuse üleilmse kliimamõju hindamisel turbatoodetesse kaevandamisjärgselt seotud süsiniku koos asjakohase laguajaga arvesse võtta. Samal ajal aga on väga oluline

turbakasutamise mõjude hindamisel laiendada ja põhjalikumalt arvestada kaevandamise ja kaevandamisjärgse seisundi mõjusid veerežiimile, ökosüsteemide seisundile, elupaikade pakkumise hüvele, sidumata jäänud süsinikule, õhukvaliteedile ning teistele erinevatele looduse hüvedele. Seni on need mõjud jäänud arvestuses pigem tagaplaanile.

3.4.3.4. LOODUSANNID, LOODUSLIKE TAIMEDE, SEENTE JA LOOMADE KASUTUS

Loodusandidena hindame ainult looduslikku taimset ja loomset biomassi, mille inimene loodusest kõrvaldab. Fookus on tänase päeva kasutusväärtusel: paljusid loodusande kasutab inimene väga väikeses mahus (nt pajuviitsad punutisteks), mille tõttu hüve tulevikuväärtust on keeruline hinnata või vastupidi – kasutab praktiliselt ära liigi potentsiaali (nt jahilulukid), mille tõttu kasutusväärtus peidab ka tulevikuväärtust. Loodusandide kogumisega kaasneva liikumise virgestavat väärtust hindame virgestusväärtuse all (nt kalastamine, metsas liikumine koriluse eesmärgil). Et mõned biomassi kasutuse hinnatud kategooriad on väga väikese mahuga, ei ole me püüdnud kõiki hinnatud loodusande kasutusviisi järgi süstemaatiliselt lahutada (nt looduslik paljundusmaterjal).

Selles peatükis hindame järgmiste loodusandide väärtust:

Toit looduslikest taimedest (CICES 1.1.5.1)

- seened ja metsamarjad (sh vähelevinud marjad ja pähklid)
- teised toiduks ja ravimiks kogutavad taimeosad
- kasemahl

Materjalid looduslikest taimedest (CICES 1.1.5.2), sh energiaks (CICES 1.1.5.3)

- kodu kaunistamine, kunstiline tegevus, meisterdamine
- tähtpäeva traditsioonid: kuuse või kase tuppatoomine
- tarbeesemed, nagu saunavihad, mööbel
- ehitusmaterjalid
- aiandusmaterjalid

Paljundusmaterjal looduse taastamiseks (CICES 1.2.1.1)

Toit looduses elavatelt loomadelt (CICES 1.1.6.1)

Loodusandide kogumine on mitmetahuline ja dünaamiline. Mõne loodusanni kogumine on muutunud elanikkonnas väga populaarseks (põdrakanepi või karulaugu võrsed), mõni on kasutusest taandunud (nt tõrv). Mõne loodusanni, nt kasemahla kasutus suureneb eriti kiiresti tootmises.

Selleks, et hinnata loodusandide kasutusväärtust, tuli koguda andmeid nii ettevõtelt kui ka elanikkonnalt (standardiseeritud küsitlus elanikkonnas, välitööd Eesti linna- ja maapiirkondades), ulukite hinda toidulaul aitasid hinnata Keskkonnaagentuuri andmed.

Elanikkonnalt andmete kogumiseks kasutasime vaba täiendamise võimalusega standardiseeritud ankeeti (Norstat Eesti kogus andmed detsembris 2022 – jaanuaris 2023), edaspidi viidatud kui ELME2 küsitlus (vt [lisa Y](#)). Vastas representatiivne valim (mööndusega – küsitleti internetikasutajaid), 1003 inimest vanuses 18–74. Uurisime küsitlaval selle kohta, kui sageli ta käib marjul või seenel, kui palju ta tavapärasel hooajal enamlevinud marju (liike eristades) või seeni korjab ja kas ta tavatseb koguda looduslike materjale kodu kaunistamiseks (sh tähtpäevadel), esemete meisterdamiseks, söögi ja joogina tarvitamiseks (küsimuste üksikasjad leiab peatüki tabelitest). Looduslike materjalide puhul

loobusime sageduse ja koguste küsimisest, sest vastajal on neid väga keeruline hinnata. Tuletasime aastased kogused jämeda eksperthinnanguna, andmed on esitatud viisil, et andmekasutaja saab hindu ja koguseid soovi korral muuta ja teha oma kalkulatsioone. Tootmises kasutatavate andide hindamiseks tuli üldjuhul otsida välja ettevõtted, kes sellega tegelevad, ja neid küsitleda.

Kuna loodusest võib üldjuhul tasuta korjata marju, seeni ja pähkleid ning varuda dekoratiivoksi, ravim- ja dekoratiivtaimi ning nende osi (Liikumine looduses ja igapäheõigus 2023), peegeldab andide rahaline väärtus eeskätt nende varumiseks kulunud pingutust (ajakulu, töövahendid, transport), samuti võib (eriti hüvedel, mille rahalist väärtust on keeruline arvutada) arvestada ka asendusväärtust (palju maksab alternatiivne toode). Loodusandide ühikuhinnad pärinevad ettevõtetelt, kasutasime võimalusel hindu, mis mahutavad võimalikult vähe lisandväärtust (töötlemise kulusid).

3.4.3.4.1. LOODUSLIKE TAIMED JA SEENTE VÄÄRTUS TOIDUNA

Seened ja metsamarjad

Seente ja marjade puhul eristasime

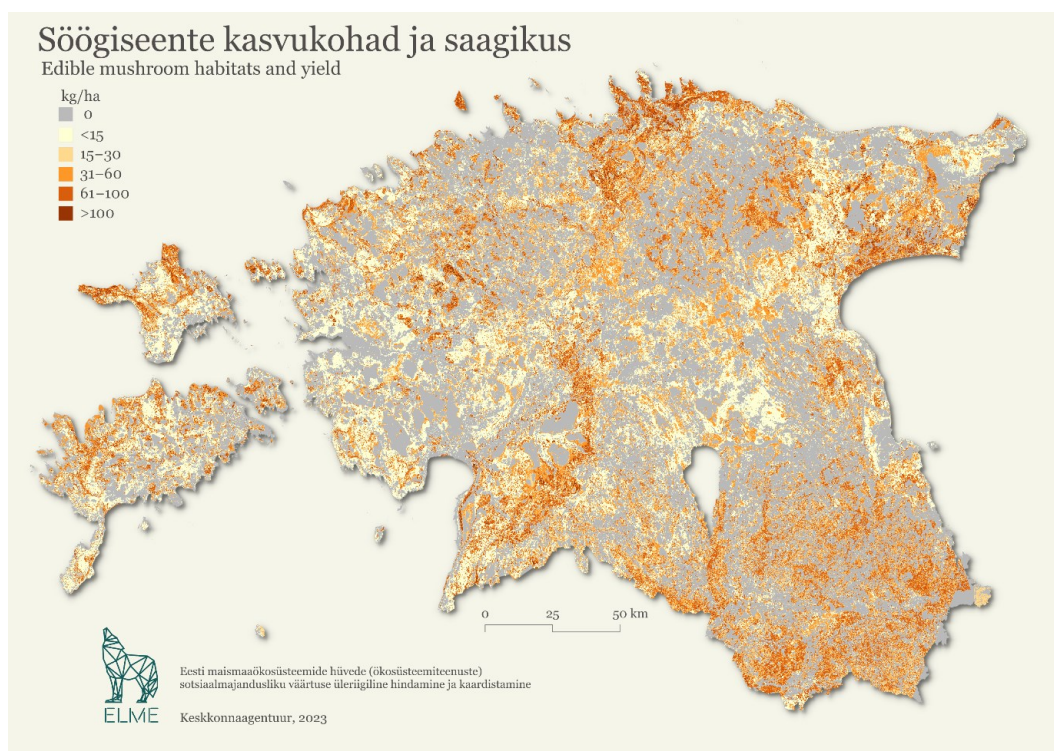
- 1) kasutusväärtust, arvutades kokku umbkaudsed kogused, mis Eestist korjatakse tootmise ja eratarbimise eesmärgil (ettevõtjate ja elanikkonna küsitluse andmed) ning
- 2) maksimaalset väärtust, mida võimaldavad kasvukohad. Viimase puhul lähtusime ELME1 andmetest mustika, pohla, metsmaasika, vaarika ja muraka esinemisklasside, kasvukohtade, saagikuse ja puistu vanuse kohta.

Kogused korrutati kokkuostjate 2022. aasta puhastamata marja-seene hindadega (mustikas, jõhvikas, pohl, seened), et arvata hinnast välja võimalikult palju inimtööd. Harvem esinevate ja suurema korjamise ajakuluga marjade hinnad tuletasime kokkuostuhindade põhjal.

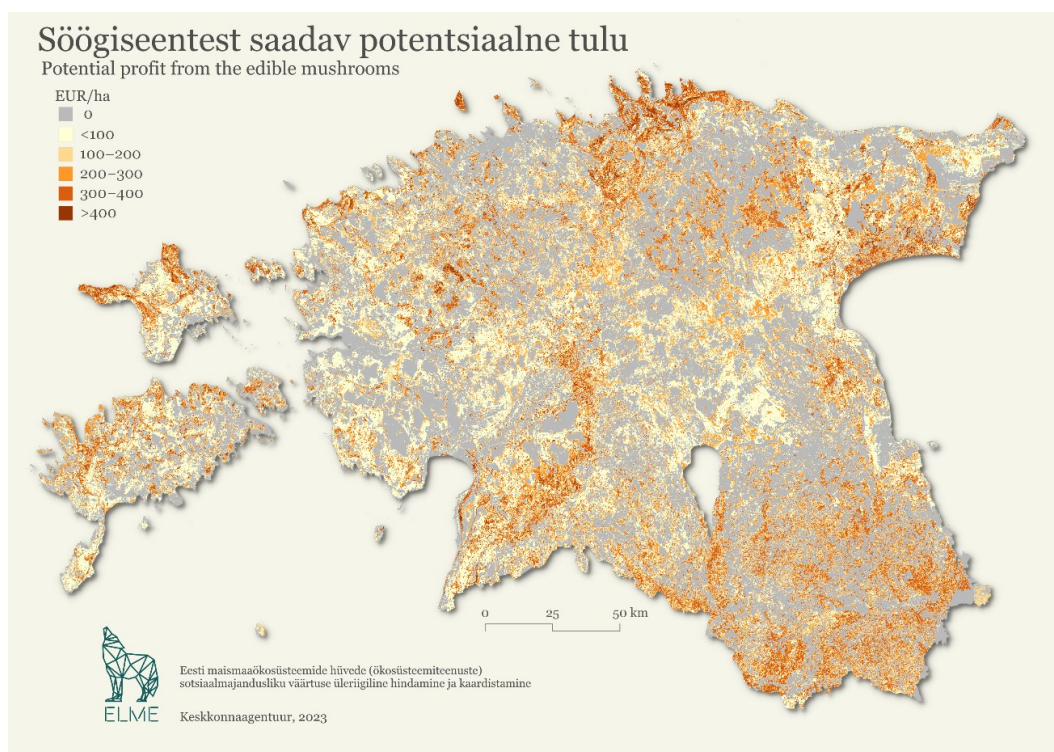
Meie sotsioloogilised välitööd Eesti linnalistes ja maapiirkondades näitavad, et marjule-seenele lähevad inimesed kohtadesse, kus nad teavad asuvat mustikametsi või kus nad on kogu aeg kuuseriisikaid korjamas käinud. Kogutav mari või seen määratleb enda tarbeks korjaja liikumise kaugematesse sihtkohtadesse. Marju ja seeni müügiks korjavad inimesed on kursis ka kaugemate kogumiskohtadega, millele on vähem konkurentsi. Seetõttu võib marjade ja seente kogumise kasutuspotentsiaaliga alana määratleda praktiliselt kõik ligipääsetavad paigad (v.a reservaat, suurte teede vahetu ümbrus).

Marjade ja seente pakkumise potentsiaali ehk maksimaalse teoreetiliste koguste ja ohtruste (looduslik esinemispotentsiaal olenemata kasutusest või nõudlusest) hindamise-kaardistamise meetodika töötati välja ELME1 (Helm *et al.* 2021) raames ja seni pole seda muudetud, kuna uusi andmeid eri kasvukohtades marjade-seente esinemise ohtruste ja koguste kohta, mida saaks kaardile kanda, pole vahepeal juurde tulnud.

Söögiseente potentsiaalne pakkumine on kujutatud **joonisel 3.81**. Söögiseentest saadava potentsiaalse tulu (**joonis 3.82, tabel 3.32**) leidmiseks korrutati ELME1 projekti raames hinnatud-kaardistatud söögiseente potentsiaalse pakkumise väärtused (kg/ha) keskmise söögiseente kokkuostu hinnaga (4,5 eurot/kg, vt **tabel 3.33**) 2022. aastal.

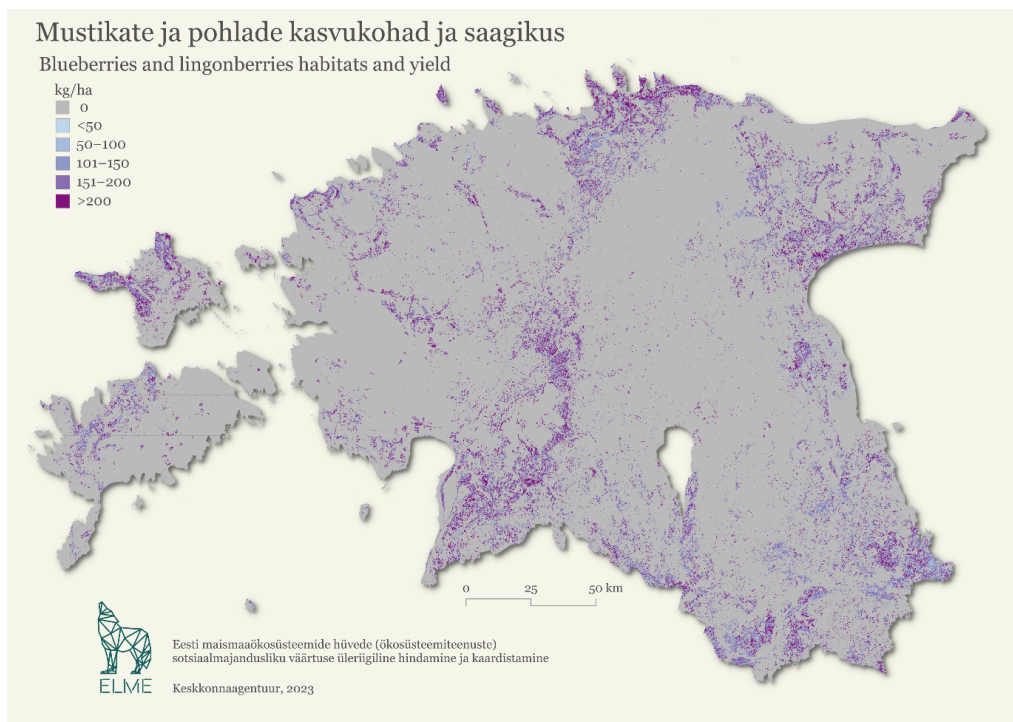


Joonis 3.81. Söögiseente kasvukohad ja potentsiaalne saagikus (kg/ha aastas)

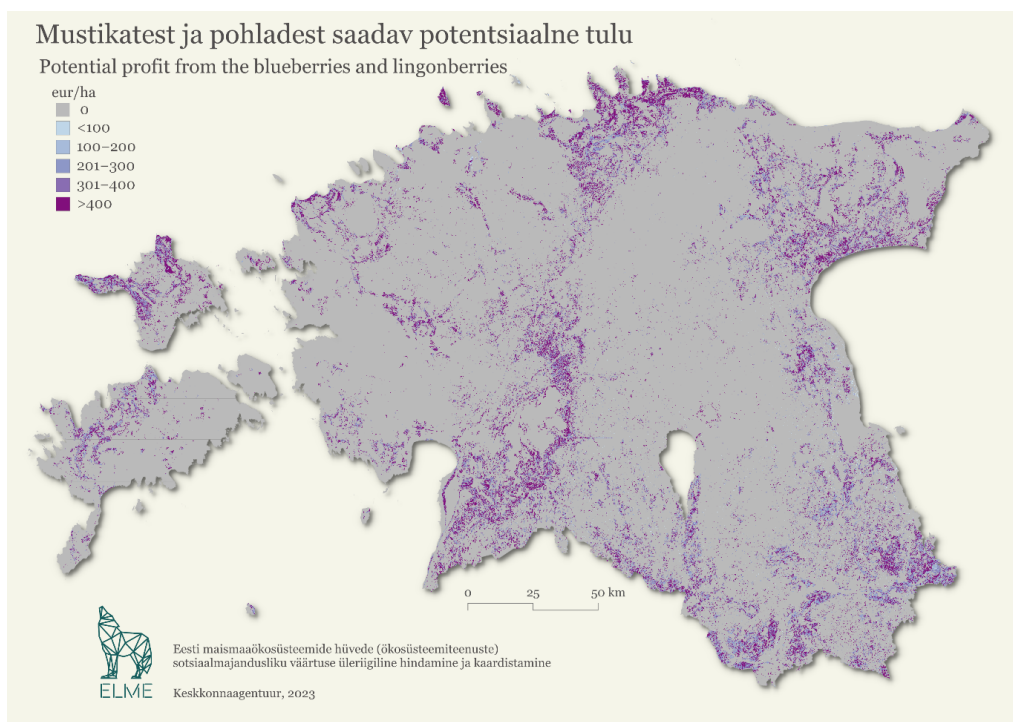


Joonis 3.82. Söögisestest saadav potentsiaalne tulu (eurot/ha aastas)

Mustikate ja pohlade potentsiaalne pakkumine (kg/ha*a) on kujutatud **joonisel 3.83**. Mustikatest ja pohladest saadava potentsiaalse tulu (**joonis 3.84, tabel 3.32**) leidmiseks summeeriti ELME1 raames hinnatud-kaardistatud mustikate ja pohlade potentsiaalse pakkumise väärtused ning seejärel korrutati keskmise mustikate ja pohlade kokkuostu hinnaga (2,5 eurot/kg, vt **tabel 3.33**) 2022. aastal.

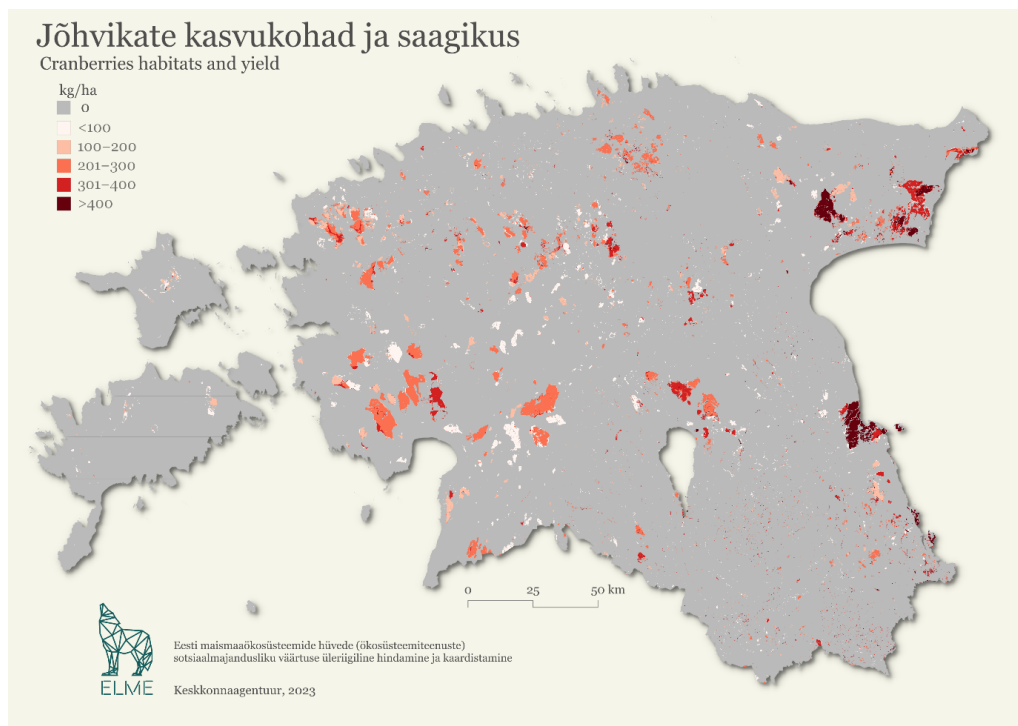


Joonis 3.83. Mustika ja pohla kasvukohad ja potentsiaalne saagikus (kg/ha aastas)

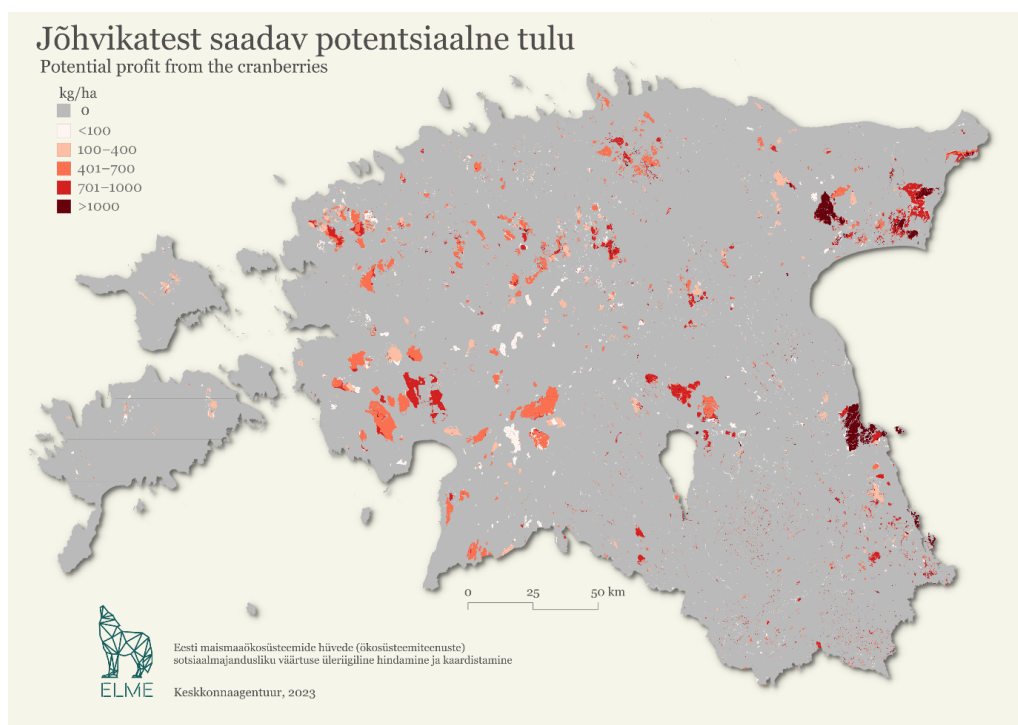


Joonis 3.84. Mustikatest ja pohladest potentsiaalselt saadav tulu (eurot/ha aastas)

Jõhvikate potentsiaalne pakkumine (kg/ha*a) on kujutatud **joonisel 3.85**. Jõhvikatest saadava potentsiaalse tulu (**joonis 3.86, tabel 3.32**) leidmiseks korrutati ELME1 raames hinnatud-kaardistatud jõhvikate potentsiaalse pakkumise väärtused jõhvikate keskmise kokkuostu hinnaga (2,5 eurot/kg, vt **tabel 3.33**) 2022. aastal.



Joonis 3.85. Jõhvikate kasvukohad ja potentsiaalne saagikus (kg/ha aastas)



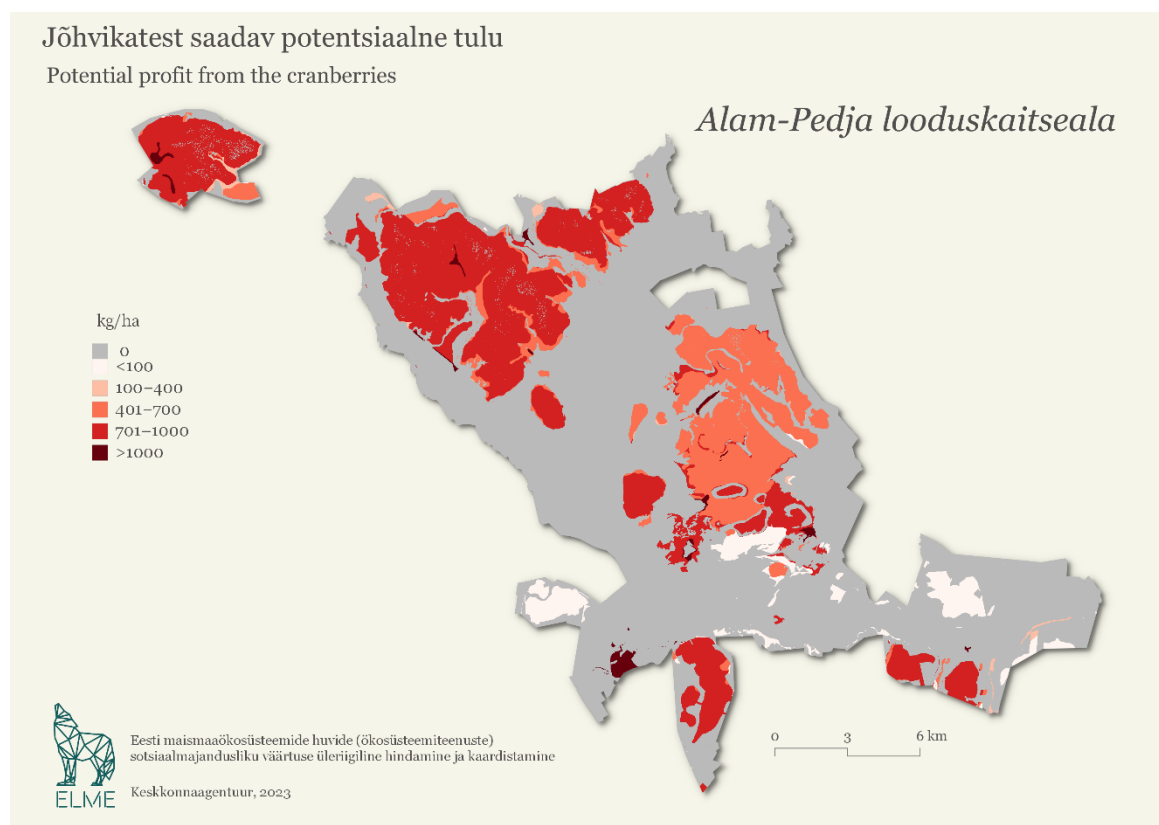
Joonis 3.86. Jõhvikatest saadav potentsiaalne tulu (eurot/ha aastas)

Tabel 3.32. Söögiseente ja marjade kogused ja rahaline väärtus kaitstavatel aladel ja väljaspool kaitstavaid alasid

	Kogused				Rahaline väärtus			
	Kaitstavatel aladel		Väljaspool kaitstavaid alasid		Kaitstavatel aladel		Väljaspool kaitstavaid alasid	
	Kokku (t)	Keskmiselt (t/ha)	Kokku (t)	Keskmiselt (t/ha)	Kokku (EUR)	Keskmiselt (EUR/ha)	Kokku (EUR)	Keskmiselt (EUR/ha)
Söögi-seened	20 523	0,026	63 558	0,018	92 368 033	191	286 109 759	145
Mustikas ja pohl	22 081	0,027	72 756	0,022	55 228 319	69	181 965 738	56
Jõhvikas	46 149	0,219	11 676	0,108	115 423 967	547	29 210 836	270

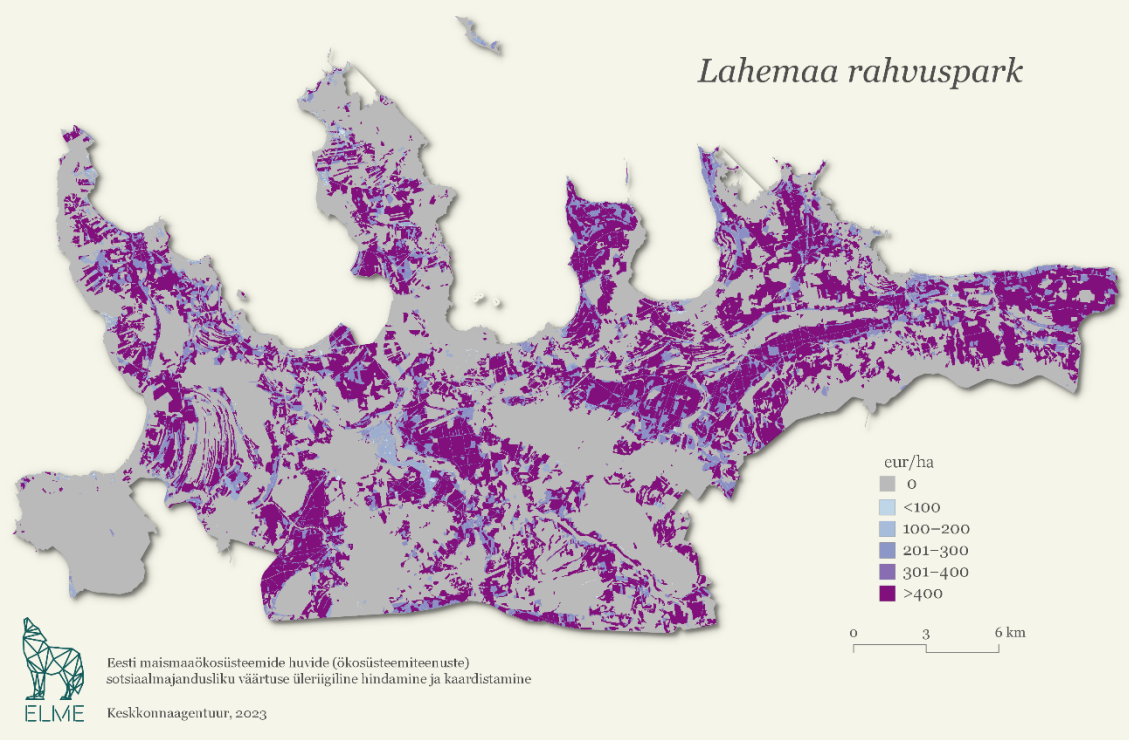
Jõhvikas esineb eriti ohtralt meie heas seisundis kaitstavatel sooladel, nt pakub Alam-Pedja looduskaitseala jõhvikaid potentsiaalselt kuni 3 335 tonni rahalise väärtusega 8 341 688 eurot (**joonis 3.87**).

Metsasematel kaitsealadel leidub rohkelt mustikat ja pohla ning söögiseeni, nt Lahemaa rahvuspargist saadav potentsiaalne mustikate ja pohlade kogus on 4141 tonni ja rahaline tulu 10 359 429 eurot (**joonis 3.88**), Sõrve kavandataval looduskaitsealal 163 tonni ja 409 690 eurot (**joonis 3.89**), söögiseentest saadav potentsiaalne tulu Sõrve kavandataval looduskaitsealal on 435 073 eurot (**joonis 3.90**).



Joonis 3.87. Alam-Pedja looduskaitsealalt potentsiaalselt jõhvikatest saadav tulu (eurot/ha*aastas)

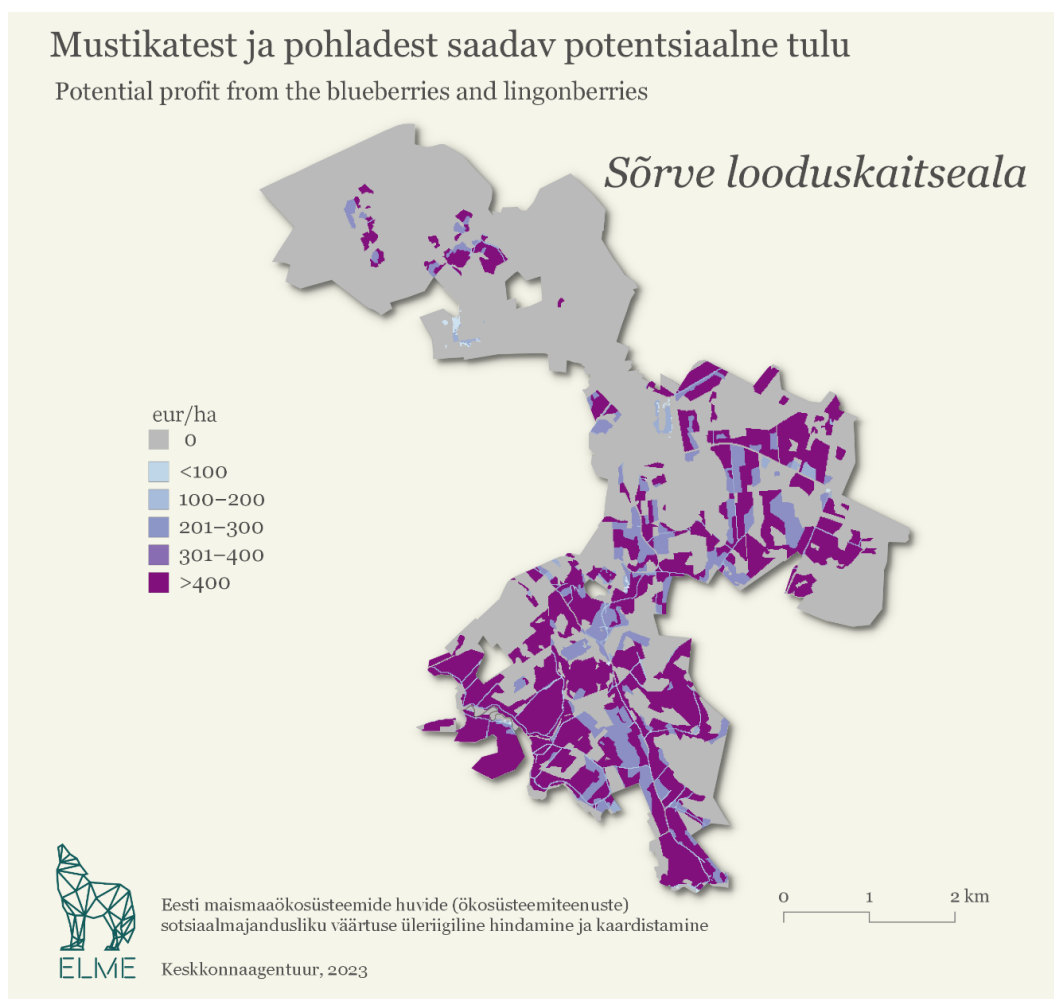
Mustikatest ja pohladest saadav potentsiaalne tulu
Potential profit from the blueberries and lingonberries



Joonis 3.88. Lahemaa rahvuspargist potentsiaalselt mustikatest ja pohladest saadav tulu (eurot/ha*aastas)

Mustikatest ja pohladest saadav potentsiaalne tulu

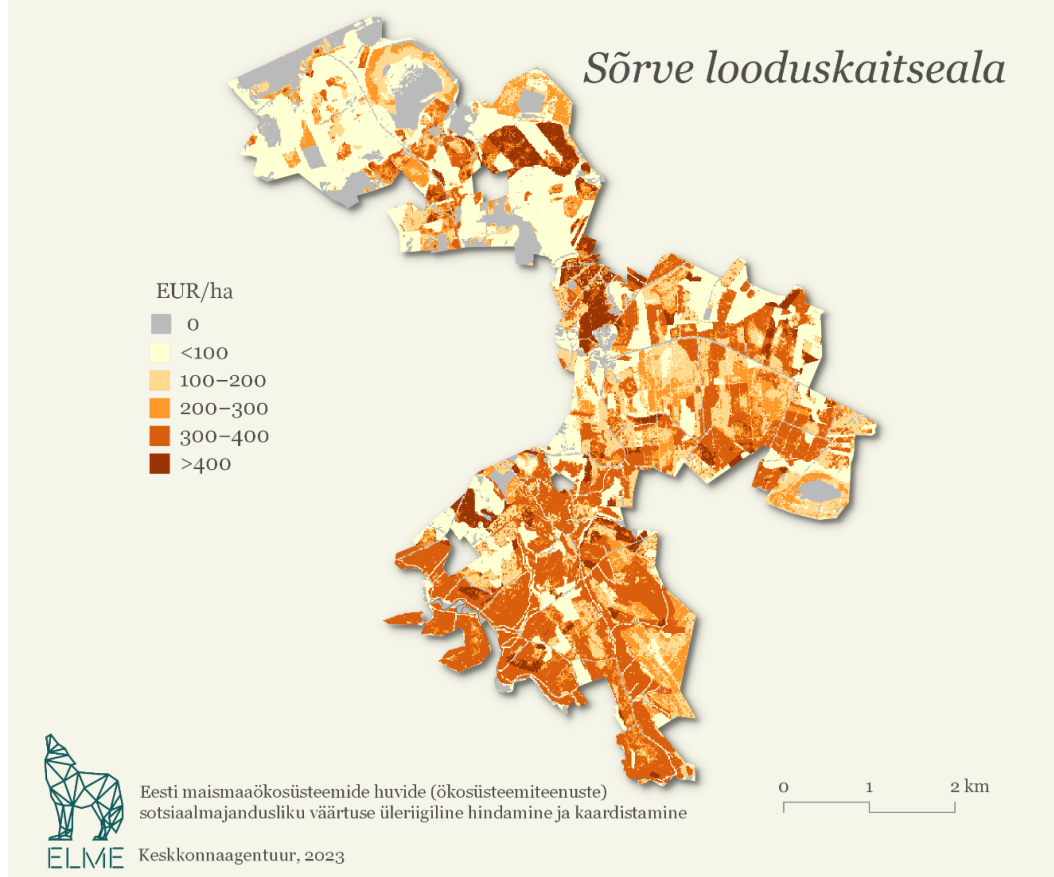
Potential profit from the blueberries and lingonberries



Joonis 3.89. Sõrve kavandatavalt looduskaitsealalt potentsiaalselt mustikatest ja pohladest saadav tulu (eurot/ha*aastas)

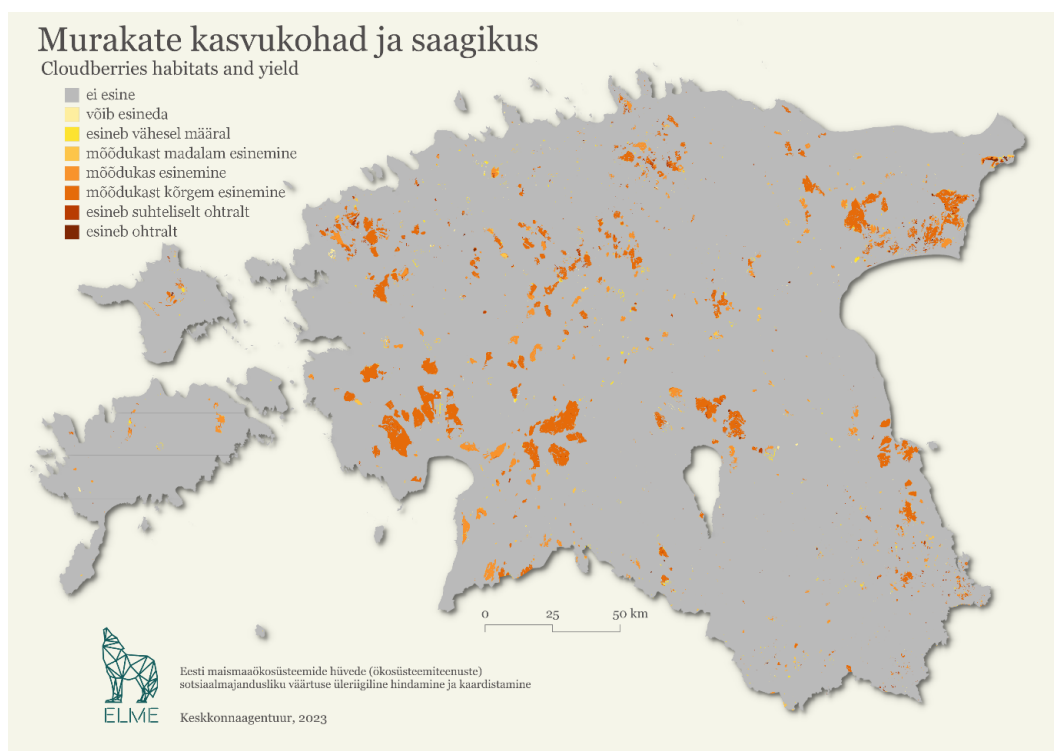
Söögiseentest saadav potentsiaalne tulu

Potential profit from the edible mushrooms



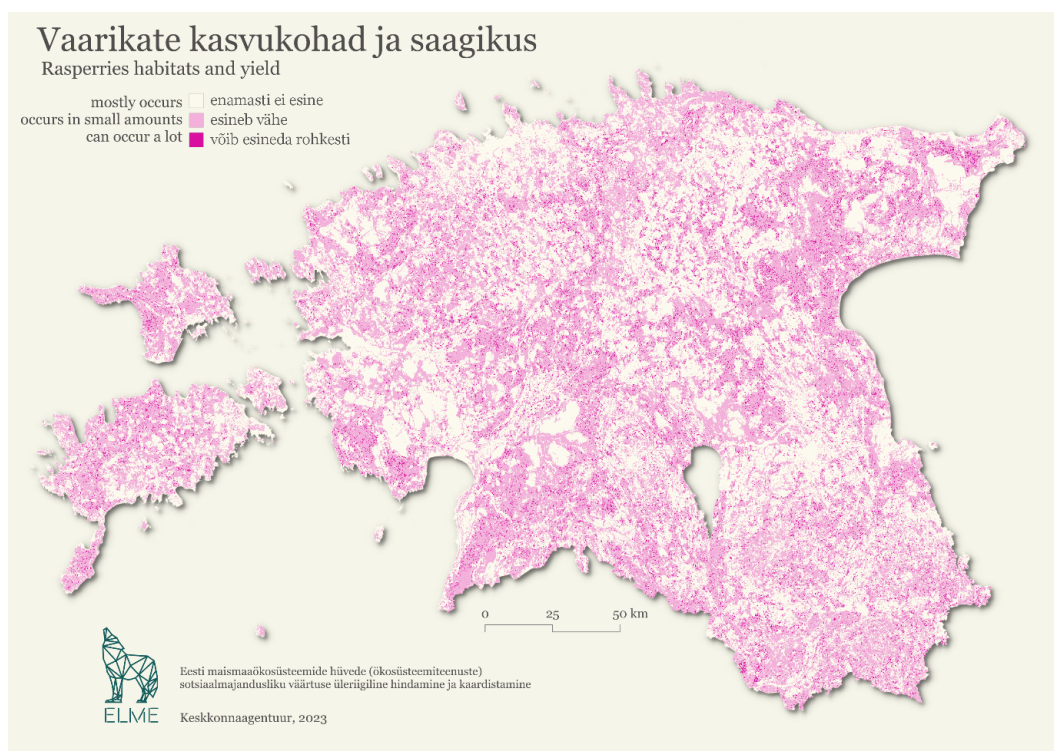
Joonis 3.90. Sõrve kavandatavalt looduskaitsealalt potentsiaalselt söögiseentest saadav tulu (eurot/ha*aastas)

Rabamurakate, metsmaasikate ja metsvaarikate kohta esitatakse siinkohal ELME1-l baseeruvad potentsiaalse pakkumise kaardid (**joonis 3.91**, **joonis 3.92** ja **joonis 3.93**), kuid rahalist hinnangut otseselt anda ei saanud, kuna koguste hindamine baseerub seni ohtruse hinnangu kvalitatiivsetel klassidel. Rabamuraka puhul lisandub aspekt, et taim on kahekojaline, mis tähendab, et viljade tekkimiseks on ümbruskonnas vajalikud nii isas- kui ka emasõied, kuid väga sageli esineb olukord, kus neid ei ole, mistõttu näeme küll ohtralt rabamuraka lehti, kuid marju, millega mh kaasneks rahaline tulu, paraku tihti ei esinegi.

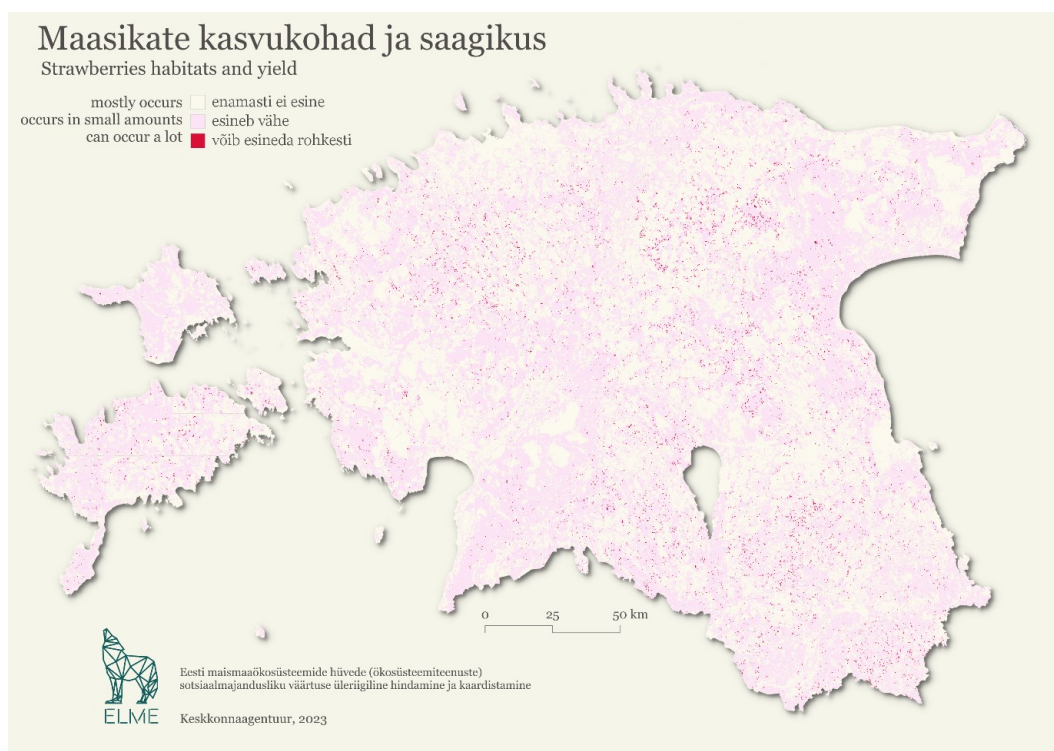


Joonis 3.91. Rabamurakate kasvukohad ja potentsiaalne saagikus

Rabamuraka puhul on kaitstavatel aladel kõige sagedasem esinemisklassid mõõdukast kõrgema ja ohtrani, väljaspool kaitstavaid alasid pigem väiksemad väärtused. Rabamuraka ohtram esinemine kattub hästi kaitstavate aladega, sest heas seisundis rabad – rabamuraka peamised kasvukohad – on meil suuresti kaitse all. Metsmaasikate ja vaarikate esinemine kaitstavate aladega eriti hästi ei seostu, kuna kaitstavatel aladel esinevad pigem head seisundiklassid, metsmaasikas ja vaarikas võivad tihti seostuda aga just madalamate seisundiklassidega.



Joonis 3.92. Vaarikate kasvukohad ja potentsiaalne saagikus



Joonis 3.93. Metsmaasikate kasvukohad ja saagikus

Hindamaks metsast korjatavate marjade ja seente koguseid ning nende rahalist **kasutusväärtust**, uuriti küsitluse abil, milliseid marju ja seeni ning millises koguses peamiselt korjatakse (valikus on metsmaasikad/muulukad, vaarikad, pohlad, mustikad, jõhvikad, murakad, sinikad, põldmarjad, muude vähekasutatavate marjade kohta nagu pihlakas, kukerpuu, kadakakäbid, kibuvits, kukemari, said küsitletavad lisada ise teavet vabas vormis). Küsitlusega saime ülevaate eraisikute kogutavatest loodusandide kogustest. Et inimestel on keeruline mõtestada korjatavate marjade koguseid, sõnastasime väiksemad kogused neile tunnetatavateks mahtudeks. Arvutasime kogused ümber nii: suhupistmise jagu – 0,3 liitrit, kodus kohe ära söömise jagu – 1 l, mõne liitri – 3 l, kümmekond liitrit – 10 l, rohkem – 30 l. Liiter ja kilogramm on enamiku marjade puhul vahekorras 3 : 2, st kilogramm on 1,5 liitrit. Kilo seeni on arvestatud 1,7 liitriks.

Müügiks korjatavate seente ning marjade koguste hindamiseks intervjuerisime internetiotsingu abil leitud marjade ja seente kokkuostjaid (10 suuremat, nt Pure Forest OÜ, OÜ Figuraata). Samuti tegime intervjuusid turgudel ja müügipunktides. Turul liiguvad marjad-seened, mis on levinumad, säilivad hästi ja mis jõuavad ka turule enamasti kokkuostjatelt: mustikas, pohl, jõhvikas (põldmari ja vaarikas pärineb enamasti põllumajandusest, murakas liigub gurmeetootes kogustes), seentest valdavalt kukeseen, söltuvalt kättesaadavusest ka riisikad ja lehterkukeseen (kokkuostus olid populaarsemad kukeseened, männi- ja hiitri suaavariisikad). Üldiselt liiguvad looduslikult kasvanud marjad ja seened erinevatesse kasutustesse (töötledjad, turud, külhooned, eksport, jm) kokkuostjate kaudu, kes siiski arvasid, et ka nende küsitamine ei saa anda kokku eriti täpseid koguseid.

Tabel 3.33. Seente ja marjade kogused kokkuostu ja ELME2 elanikkonna küsitluse andmete põhjal 2022. aastal

Marjad-seened	Kokkuostu kogused (t)	Kogus inimese kohta (l) (kilo marju=1,5 l, kilo seeni=1,7 l)	Täiskasvanud elanikkonna kogutud kogus (t) ¹⁴	Puhastamata kilo hind 2022. aastal (eurot)	Hind aastas kokku (eurot)
seened	179	6,37	3662	4,5 (väga varieeruv)	17 286 546
mustikas	281,5	3,49	2229	3	7 531 292
pohl	92,1	2,04	1302	2	2 787 982
jõhvikas	29,6	1,90	1217	2,5	3 116 900
metsmaasikas, muulukas	0,3	1,50	957	5	4 785 573
vaarikas		1,55	989	5	4 946 481
murakas		0,67	427	5	2 132 634
sinikas		0,58	372	3	1 117 418
põldmari		0,62	395	5	1 974 327
KOKKU					45 679 153

¹⁴ Siin ja edaspidi on täiskasvanud elanikkonna suurusena arvestatud Statistikaameti rahvastikupüramiidi (2022) alusel: Eestis on 18–75-aastaseid inimesi 958 455 (70,6%).

Tabelit 3.33 aluseks võttes võib väita, et Eesti **metsamarjade ja seente kasutusväärtuse võib hinnata 45 miljonile eurole**. Kokkuostjate andmetest paistab, et metsaandide kasutusel on suur potentsiaal – marjade kogusest vaid väike osa korjatakse müügiks (vähem kui kümnendik) ja kohalikule turule jõuab sellest samuti vähem kui kümnendik. Metsaandide kokkuostjad tõid aga hoopis välja, et Eestis pole perspektiivi suurendada kogumist ja tootmist, sest metsanduse intensiivistumise tõttu kaovad parimad marjakorjamise paigad lageraie tõttu ning uusi piisavalt juurde ei teki. Kuigi oma roll on ka korjamisest huvitatud inimeste vähenemisel, sõltub metsaandide kogumine pikas perspektiivis metsade olemist ja seisundist.

Tuleb siiski arvestada, et marjade ja seente loodusest korjamise koguste hindamisel on palju ebamäärasust ja seega on ka väljapakutud kogused väga hinnangulised. Näiteks Statistikaamet pakub 2019. aasta andmete põhjal seente marjade pakkumise hinnaks 18,6 miljonit eurot (Elurikkuse kaitse... 2019), seehulgas kasutati arvutustes turuhinda (ilma käibemaksuta). Näiteks arvutati mustika hinnaks 5 eurot, selles uuringus (ELME2) kasutasime aga 3 eurot.

Küsitluste põhjal saadud marjade kogused erinevad palju, näited on toodud **tabelis 3.34**.

Tabel 3.34. Marjade ja seente kogumine Eestis küsitluste andmetel

Küsitlus	Metsikud marjad	Seened
2011. aastal koguti täiskasvanud elanikkonnas (Kaldaru 2011)	5 miljonit liitrit	8 miljonit liitrit
2019. aastal koguti Statistikaameti andmetel (Oras et al. 2021) kodumajapidamistes	1,23 miljonit kg ehk (x1,5) 1,85 miljonit liitrit	1,63 miljonit kg ehk (x1,7) 2,8 miljonit liitrit seeni
2022. aastal ELME2 küsitluse andmetel täiskasvanud elanikkonnas	11,8 miljonit (+ kokkuost 602 tuhat liitrit)	6,1 miljonit (+ kokkuost 215 tuhat liitrit)

Seente koguseid on keerulisem hinnata, sest nende kaalu ja mahu suhe varieerub palju, samuti on inimesel marjadega võrreldes keerulisem ette kujutada nende koguseid mõlemas mõttes. Ometi on eri küsitluste põhjal saadud mahud omavahel sarnasemad kui metsamarjade puhul, mille mahud erinevad kahe lähestikuse küsitluse vahel kümme korda: ühes arvutati kodumajapidamiste mahte, teises võeti arvesse ka kogused, mida otseselt ei talletatud pere heaks ja küsiti ka vähem levinud marjade kohta.

Teised toiduks ja ravimiks kogutavad taimeosad

Inimesed koguvad loodusest taimi toiduks, ravimiks, tee valmistamiseks. Taimede kasutusfunktsioonid ka kattuvad sageli, nt põdrakanepi võrsed on head salatiks, ürtil on hea kuivatada teematerjaliks. Sh tuleb silmas pidada, et suure osa rahvameditsiinis kasutusel olevate taimede ravitoime pole ametlikult tunnustatud, seega võib neid pidada pigem taimetee materjaliks. Taimi saab kasutada ka materjalina

(värvimiseks, dekoratiivsel eesmärgil, meisterdamiseks nii kunsti kui ka hariduse otstarbel). Väärtust materjalina hindame järgmises peatükis.

Taimede paiknemine. ELME1 raames on kaardistatud tarbetailmehed levik looduses Eesti taimede levikuatlase (nn Taimeatlas) ja liigifondide toel (Helm *et al.* 2021). Need andmed näitavad taimede leide ja nende kasvuks sobilikke koosluseid, aga otseselt mitte koguseid ega seda, kas piirkonnas on neid taimi sellisel määral, et ahvatleda inimesi taimi korjama pelgalt hea kättesaadavuse tõttu. Erinevalt marjadest ja seentest, mille järele on nõudlus suur, sõltub välitööde ja ekspertintervjuude andmetel taimede kogumine eraisikute seas peamiselt kodu lähedusest (siin on ka üksikuid erandeid, näiteks karulaugu kasvukohad „värbavad“ suust-suhu leviva infoga ka kaugemalt tulevaid inimesi), äriotstarbel kogujate seas aga kasvukoha rikkalikkusest.

Taimede kogumine kõigiks otstarveteks on Eestis madalseisus, selle põhjusena toovad taimede vahendajad (lillemüüjad, ravimtaimede müüjad) eraisikute seas isetegemise oskuste vähenemise (lihtne on võtta valmis kaupu, jõukus ei sunni vajalikke asju ise tegema) ja sobivate ruumide puuduse (taimede kuivatamine vajab ruumi, köök on muutunud aga elutoaks), maaomandi koondumise (pole kohta, kust julgeks korjata). Äriotstarbel kogumine on senimaani järjest kahanenud ja võib ka edaspidi kahaneda, sest kogumiseks pole võtta tööjõudu (varem taimi kogunud noorte põlvkonnal puudub vajadus taskuraha teenida, võõrtöölised ei tunne siinset loodust), tarbija valib odavamad kaupa (nt Poola ravimtaimed on odavamad, mille tõttu tuleb kogumine asendada ise kasvatamisega, ka loodusliku välimusega taimed nagu mustikavarred tulevad üha rohkem Hollandist). Samas vastuoksa ekspertide kogemusele on näha ka vastupidiseid tendentse – restoranid ja kogukonnad pakuvad looduslikest taimedest menüüd, populaarsed on looduslike taimede kasutamise raamatud ja koolitused (nt Mercedes Merimaa, Maret Allikas jt), esile kerkib üksikute taimede kasutamise trende laiemas populatsioonis ja toodetes (karulaugu või, nurmenuku tee, ivan tšai, põdrakanepi spargel jne). Sellised trendid ei avaldu laiemalt taimede tarbimise kogustes, sest üksnes taimedest valmistatavad tooted konkureerivad omavahel enamasti väiksemas jõukama elanikkonna tarbitavate toodete segmendis. Nad torkavad silma, kuid neid tarbitakse siiski vähe, samas kõrge hinnaga. Taimede turuhinda ongi keeruline määratleda seetõttu, et nende müügihind sõltub lisaks erikaalule ja töömahule palju pakendamisest (väike- või suurpakend, taime omadusi esile toov müügisõnum, elitaar- või tavatoode, toote juurde osutatavad teenused, nt teemaja protseduurid). Intervjueeritud eksperdid leiavad, et järjest suurem osa taimedest kasvatatakse kultuuris, loodusest kogutav osa kahaneb. Näiteks vahetavad mõned taimed looduses kiiresti asukohta (mõeldud pole pioneertaimi) või on väga varieeruva kogumisajaga, mille tõttu on neil lihtsam peenral silma peal hoida. Kultuuris kasvatades on võimalik taimi ka ette toota (ja müüa teistele tootjatele, kel puud) või jätta üldse koristamata. Erand on taimed, mis kultuuris ei kasva või mida pole otstarbekas peenral kasvatada. Seega on taimed üha rohkem varustav hüve, mis pärineb põllumajandusest, mitte loodusest. Ekspertintervjuu järgi pärineb kogutavatest taimedest loodusest umbes kolmandik (arvestus on koguste järgi – nt marjade nagu kibuvits, pihlakas jms – puhul u 85%, juured seevastu pärinevad praktiliselt kõik kultuurpõllult, lehed 25% mahus loodusest). Eesti turule liikuv Eesti taim võib taimeteede näitel aga kogu turumahust täita vaid kolmandiku, ülejäänud on välismaalt. Samas leidis üks intervjueeritud ekspert (ravimtaimede vahendaja), et kaubanduses nähtavad taimeteed on väike osa taimede turust. Suurem osa liigub alkoholi- (nt kadamarjad, koirohi, marjad), kosmeetika- (mitte

vaid pisikesed kreempurgid, vaid ka kõige tavalisemad seebid), toiduainetööstuses (maitseained) nii, et tarbijale ei paista taim kätte.

Taimede kogumise kohad. Taimekogujate kogemusel võtavad eraisikud taimede kogumiseks harva ette pikema teekonna. Nii ravim- ja toidu-, kui ka värvi- ja dekoratiivtaimi koguvad inimesed oma tarbeks enda lähemast ümbruskonnast. Näiteks kui on soov saada teest abi põiehädade vastu, siis lähtuvalt sellest, mis kodu lähedal kasvab, võib valida nt leesikalehed, jõhvikad vm. Kui on soov teha lihtsalt maistvat teed, on valik veelgi lihtsam, toetudes sageli sissekujunenud harjumustele, vanemate põlvete pärandile, moetrendidele, mille varal uusi liike kodu lähedal märkama õpitakse (nt nurmenukk). Eraviisiline taimekoguja läheb korjama küll kindlat taime, kuid kuna raviotstarbeks või ka dekoratiivsel eesmärgil kogumiseks kogutavate taimede nomenklatuur on väga lai ja taimede valik sõltub sotsiaalsetest teguritest (taimetundmine, märkamine, moetrendid), ei saa taimede kasutusväärtust enamiku taimede puhul määratleda mitte levikukaardi ja liigifondi põhjal, vaid läheduse põhjal elukohale. Kaardil jäävad kogumiskohad ringidena inimasustuste ümber – mida kaugemale asustusest, seda vähem korjatakse, kuid mida rohkem on inimesi asustuses, seda kaugemale kogumissurve asulast ulatub, sest taimi minnakse koguma teid ja kraave mööda, mis hajutavad kogujad suuremale territooriumile.

Äriotstarbel kogujale on seevastu tähtis kogumise kiirus ja taime mass. Ravimtaimede kogujad liiguvad ringi paljudes kohtades, jättes kooslused endale meelde. Professionaalne koguja liigub heasse kasvukohta, otsides kindlat taime suures koguses. Ilmastiku tõttu võib küll juhtuda, et sobiv taim ei õitse või satutakse mõne teise liigi kasvukoha peale, kuid koguma vaevutakse ikkagi siis, kui kogus vaeva väärib. Liigirikad niidud on kogumiskohtadena praktiliselt välistatud, sest nendelt ei saa kiiresti suurt massi kokku (tööaeg on kallid, paljusid liike korruga kuivatada ei saa – vaja on eri režiime).

ELME1 näitas, et ravim- ja toidutaimed kasvavad eri kohtades ning erinevad koguste poolest kasvukohas. Nii võiks mõnel kooslusel võiks olla justkui rohkem väärtust (elurikkuse plaanis ongi). Ekspertvestlustest selgus aga, et ravim- ja toidutaimede kogujate vaates on kooslused võrdväärised (kui arvata jõhvikas marjade, mitte taimede alla, võib väita, et elupaikade seas on teistest vähem võimalik taimi välja tuua rabadest, kust saab põhiliselt sookailu, tupp-villpead, sammalt jm). Intervjueeritud taimetundja ütles, et ta võib söögi-, ravim- ja dekoratiivtaimi tuua palju välja igast kohast, mahte piirab vaid loovus. Näiteks naadi kasvukoht annab palju massi, mis praegu söögina kasutust ei leia, aga ravimtaime kasvataja katsetuste põhjal võib väita, et õigesti fermenteerituna võiks naadist saada Eesti parima teetaime. Pindalalt välja võetavate koguste arvutamise muudab keeruliseks lisaks inimese loovusele ka taimede erikaal ja kogumise maht (nt kaselehed on kerged, kuid suures koguses, kibuvitsamarjad on rasked, kuid väikeses koguses) ja kogumisel respekt looduse suhtes (hea koguja jätab looduse endast maha nii, et kogumist pole märgata).

Seega, kui lähtuda sellest, et eraisikud koguvad taimi enda lähedusest ja praktiliselt kõikjal nende ümber on kogumiseks sobivaid taimi, siis ei ole liikide täpne asukoht ja populatsiooni suurus kasutusväärtuse määramisel eriti suure tähtsusega (eraisikule sobib ka liigirikas niit, kust saab natuke üht ja natuke teist). Et ärilistel eesmärkidel kogujatele on vaja häid kasvukohti, saab lähtuda siinkohal levikukaartidest ja liigifondidest, pidades silmas vaid neid taimi, mida rohkem kogutakse. Lähedus asustusele ja kasvukohapõhine lähenemine aitavad mõõta siiski ainult kasutusväärtust. Teoreetiline

või maksimaalne tarbetaimede väärtus on kõikidel aladel praktiliselt ühesugune, kui jätta kõrvale toidu- ja ravimtaimede korjamise eripärast tulenevad kitsendused – neid ei korjata vahetult taristu objektide lähedusest (teepeenrad, prügilad-tehased, reostunud piirkonnad, intensiivselt majandatud põllud), ohutu vahemaana on määratletud 100 m kahjustavast objektist (Maandi 2005). Ravimtaimekorjajate sõnul ei meeldi neile ka alad, kus võib näha liikumas inimesi (siis võib eeldada ka negatiivset inimõju), samuti alad, kus maastikku on rikutud (nt ATV või mootorrattaga sõitmas käidud, harvesteri rikutud metsapinnas ei sobi mõnda aega korjamiseks).

Tabelis 3.35 on märgitud populaarsed loodusest kogutavad taimed, mille kasutuspotentsiaali on mõtet maastikul mõtestada ka kasvukohtade järgi. Taimede funktsioonid kattuvad (nt kibuvitsamarjad on kasutusel ravitee tegemisel, kuid neid võib süüa ka toorelt toiduna). Seetõttu on nt nurmenukk, mille õitest tehakse rohkem teed, kuid süüakse ka lehti, paigutatud ravimtaimede kategooriasse, põdrakanep, mille kevadisi võrseid süüakse rohkem kui suvisest ürdist teed tehakse, aga toidutaimede alla jne.

Populaarsemad taimed, mille kasvukohtadele omistada eraldi kasutusväärtus, on esitatud **tabelis 3.35**, mis esitleb küsitluse, vaatluse ja dokumendianalüüsi tulemusi (väiksem järjekorranumber tähistab suuremat populaarsust).

Populaarsemate ravimtaimede määratlemiseks otsime veebis märksõnaga „ravimtaimede müük“ välja Eesti suuremad kohalikud ravimtaimede tootjad. Teise sammuna kodeerisime toodetud ravimtaimed ettevõtte kaupa (s.o praktikas kogutavad-kasvatatavad taimed). Kõrvale jäid kodusiaia ravimtaimed, nagu meliss, mustsõstar, siilkübar jt, samuti taimed, mis ei kasva Eesti looduses ja taimed, mida ettevõtjad kasvatavad enamasti põllul. Tekkis n-ö populaarsustabel taimedest, mida on mõtet määratleda kasvukoha järgi. Ravimtaimede kasutust populatsioonis selgitame küsitlusega – inimesed andsid teada, milliseid taimi nad koguvad. Metoodikas oli toodud mõned eripärased näited selleks, et inimestele tuleks nende kogutavad taimed semantiliste seoste abil meelde, teisalt võisid näited kasvatada ka mõnede taimede märkamist.

Järgnesid vestlused taimi koguvate ja vahendavate inimestega/ettevõtete esindajatega, selgitasime selle käigus taimede kasutamise trende, taimede päritolu, kogumisviise ja -potentsiaali, müügikoguseid ja -kohti, ühikuhindu, koguseid üle pindalaühiku kohta jm.

Tabel 3.35. Populaarsemad toidu-, ravim- ja dekoratiivtaimed loodusest

Ravim- ja maitsetaimed elanikkonnas	Ravimtaimed tootmises	Toidutaimed elanikkonnas	Dekoratiivtaimed kaubanduses
1. Kibuviits	1. Kaselehed, -käs	1. Karulauk (võrsed)	1. Kuuse-männi-kadakaoksad
2. Pärnaõied	2. Kadakamarjad	2. Pihlakad (marjad)	2. Paju jm vitsad, urvad, hiirekõrvad ¹⁵
3. Nurmenukk	3. Islandi samblik	3. Kuusevõrsed	3. Samblad ja samblikud, kuivad oksad, käbid
4. Kadakamarjad	4. Pärnaõied	Kõrvenõges	4. Härjasilm
5. Must pässik	Põdrakanep	4. Jänese kapsas	Piibeleht
Raudrohi	Angervaks	Oblikas	Rukkilill
Naistepuna	Pajulill	Põdrakanep	5. Mustikavarred ¹⁶
6. Samblad ja samblikud	5. Vaarikas	5. Võilill	Pohlavarred
Angervaks	Nõges	6. Naat	Kanarbik
	Kortsleht	7. Lodjapuu	6. Nurmenukk
	Nurmenukk	Toomingas	Sinilill
			Kollane karikakar

Nimekirja on lisatud taimed, mida tarbijad või tootjad on valmis leiukoha järgi otsima, ülejäänud taimed on rohkem sellised, mis satuvad inimese „ostukorvi“ inimesele kättesaadavuse tõttu. Näiteks toomingat märgiti küsitluses palju, kuid üks vastaja täiendas vastust märkusega, et pigem tarvitab selle marju möödaminnes ja kohe suhu pistmiseks.

Tabelis 3.35 toodud enamkasutatavate ravim-, toidu- ja dekoratiivtaimede kasvukohad saab kaardile kanda ELME1 raames välja töötatud liigifondide lähenemise kaudu (Helm *et al.* 2021), kus ELME baas- ja seisundikaardi üksuste kohta koostati liiginimekirjad ning seostati need Taimeatlase järgi ruumiga (kui Taimeatlase ruudus liik esines, said kõik selles ruudus olevad vastavad ökosüsteemitüübid esinemise väärtuse).

Toidu- ja ravimtaimede kasutusväärtuse hindamiseks kasutasime nii ravimtaimetootjate kui ka elanikkonna küsitluse andmeid. Looduslikke toidutaimi kasutatakse vähesel määral ka restoranides ja loodusest kogutud ravimtaimi farmaatsiatööstuses, need kogused võiksid peegelduda taimi koguvate ettevõtete andmetes. Samuti ei hinnasta me kasetohust tehtud tükatit ega männi- ja kuusevaiku, mida on kasutatud tervise- ja hügieenitoodete valmistamiseks. Kui varasemalt kasutati puude vaigutamise abil kogutud männivaiku tööstuslikus koguses tärpentini tootmiseks, siis praegu kogutavad kogused on väga väikesed.

Ravimtaimetootjatest (paar väiksemat) kõik ei avaldanud toodetud koguseid, samuti saime ebaühtlaselt teavet selle kohta, milliseid taimi kasvatatakse põllul ja milliseid kogutakse loodusest. Ettevõtjate küsitluse põhjal võib öelda, et ettevõtete kogutavate taimede kuivkaal on 6000 kg aastas. Kui müüa seda odavamas hinnaklassis ja 50-grammises väikepakendis, jääb paki hind taimede üsna palju varieeruvast hinnaskaalast hoolimata 3 euro ringi. Tootjad müüvad hulgiostjale taimi kindlasti sellest hinnast odavamalt, samas on neil ka eliittooted, mida õnnestub müüa väikesed kogused, kuid

¹⁵ Kõige rohkem kasutatakse paju, vähem kontpuud, kaske.

¹⁶ Mustikavarred saavad üha sagedamini Hollandist. Aga ka kolm enim kasutatavat lõikelille tulevad üha sagedamini peenra pealt.

tunduvalt kallimalt. Sellest lähtudes võib ettevõtete kogutavate ravim- ja toidutaimede aasta tulu olla 360 000 eurot. Selle hinna sees on ka võrdlemisi palju inimtööd.

Elanikkond kogub ise taimi väikestes kogustes, sest ravimtaimi pole mõtet koguda äratarbitavast palju rohkem (toime väheneb seistes). Et küsitluses koguseid ei hinnatud (vastaja oskaks kirjeldada pigem mahtu, nt purgitäis, kotitäis), kasutasime ka nende vastuste põhjal koguseid tuletades 50 g ekvivalenti (vt tabel 3.36). Küsitluse vastused näitasid, et keskmiselt kogub taimekoguja umbes kolme taime. Selle põhjal saab inimeste kogutavate taimede hinnaks arvestada 1,620 × 958 455 inimest = 1 552 697 eurot. Koos ettevõtete kogutavate taimedega ja vähemlevinud söödavate viljadega, mis on enamasti kasutusel tee-kohvi komponendi või ravimtaimena (36 421 eurot), võib **tee- ja ravimtaimede kasutusväärtus jääda 2 miljoni euro ringi**.

Ravim- ja teetaimede puhul võib pakkuda välja ka Eesti tarbijate maksimaalse tarbimiskoguse. Eesti inimesed tarbivad u 0,4 kg teed inimese kohta aastas (Tea consumption... 2022). Eksperdi hinnangu järgi on sellest praegu 80% teepõõsast tehtud ja 20% taimne tee, millest praegu vaid kolmandiku jagu on kodumaine. Sellest lähtudes tarbib täiskasvanud elanik praegu aastas 1,44 euro jagu Eesti päritolu taimeteed, kuid kui ta asendaks välismaise taimeteed kohalikuga ja teepõõsast tehtud tee taimse teega, võiks ta aastas tarbida teed 24 euro jagu (3 eurot 50 g). Elanikkonna kohta teeb see 23 miljonit eurot.

Kuid elanikud tarbivad taimi ka söögiks: pähkleid, võrseid, juuri. **Tabeli 3.36** põhjal on selliste taimede kasutusväärtus turuhinda ja asenduskulu võimalusi kasutades umbes **kolm ja pool miljonit eurot** (3 437 020), kui jätta kõrvale söödavad viljad puudelt ja ravimtaimed.

Tabel 3.36. Toidu- ja ravimtaimede kogumine loodusest elanikkonnas (ELME2 küsitlus)

Nimetus	Kogujate osakaal (%)	Kogumise kordade arv vastaja kohta	Hind (euro), hindamis-metoodika, ühik	Hind 1000 vastaja kohta
Sarapuupähklid	28	1	3,5* (0,5 kg)	910
Kevadised kuusevõrsed, kase-, pärna- või vahtralehed söögiks	9	2	4*+** (kord)	720
Taimevõrsed (lehed, õied) söögiks, näiteks karulauk, põdrakanep, merikapsas, nõges, naat, võilill, oblikas, jänese kapsas jne	24	2	4*+** (kord)	1920
Taimejuured söögiks, näiteks kalmus, hundinui, pilliroog, võilill jne	3	1	1,2*+** (100 g)	36
Söödavad viljad puudelt, näiteks pihlaka-, kukerpuu-, toominga-, kadaka-, kibuvitsa-, lodjapuumarjad, tammeterud	19	1	0,2* (200 g)	38
Ravimtaimed (seehulgas samblikud, puukoor, must pässik jm)	18	3	3* (50 g)	1620
KOKKU				5244
KOKKU TÄISKASVANUD ELANIKKONNAS				5 026 138

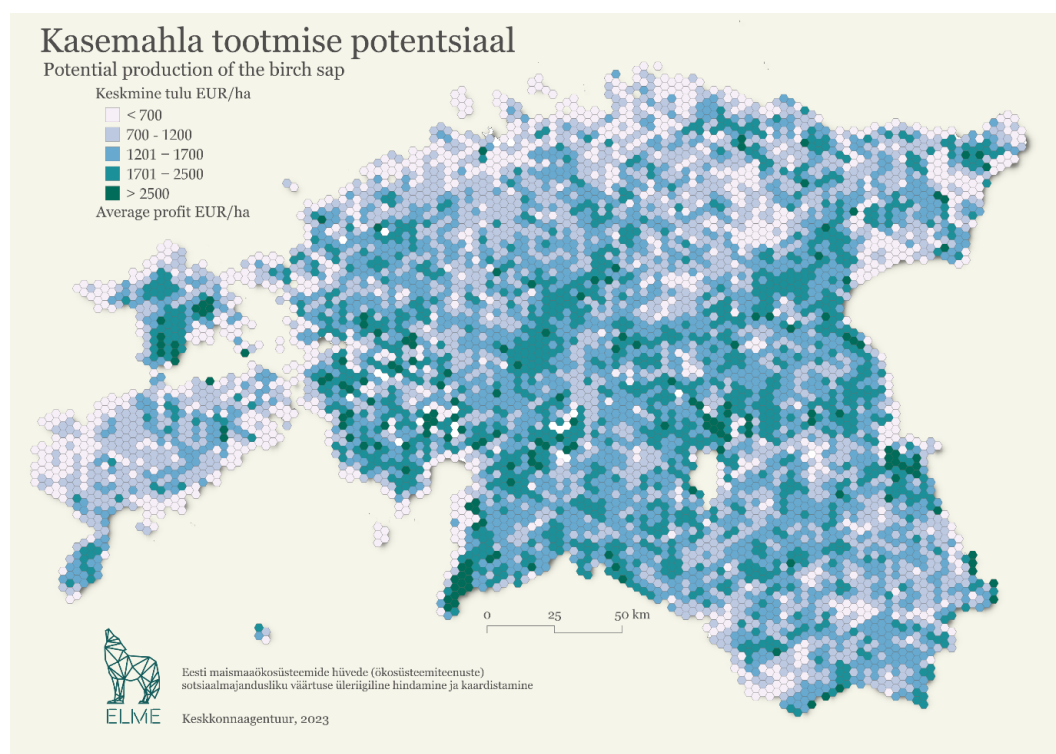
* turuhind, ** asenduskulu (kasevõrsed = salatipea)

Loodusest kogutud söögiks, joogiks ja ravimiseks kasutatava taimmaterjali kasutusväärtus on seega praegu suurusjärgus 5,5 miljonit eurot.

Kasemahl

Kasemahla kasutamine on Eestis kasvav trend nii eraisikute kui ka ettevõtjate seas. Kasemahla pudeldatakse, külmutatakse ja hapendatakse, sellest tehakse veini-siidrit, siirupit, kosmeetikat jne. Kasemahla saadavust hinnati ELME1 raames koostatud kaardikihi põhjal, mida selle töö raames uuendati. Vaatasime kriitiliselt üle kasemahlakoguste arvutuse ja lihtsustasime seda. Kasemahlatootja hinnangul varieerub puu tootlikkus palju – puu kohta 4 ja 120 liitri vahel, ühe kogunud kasemahla kasutaja sõnul u 60 liitrit sobivas moodsus puu kohta.

Hindamaks kasutusväärtust, otsisime veebiotsingu abil välja kasemahlatootjad ja uurisime nende käest, kui palju nad praegu ise toodavad või on valmis lähemal ajal seda tootma, milline on mahlatootmise omahind. Sarnaselt teistele loodusandidele kajastub kasemahla tootmishinnas kogumise kulu. Hind sõltub sellest, kui pikale tasuvusperioodile jaotada kogumisvahendites tehtud investeeringud ja kui suuri koguseid toota. Ilma korjeliinide ja mahutite kuluta (suur investeering) ja ainult töö hinda arvestades (samuti transport ja mõningased kogumisvahendid) maksab kasemahla liiter 30 senti. Kõrvutades tootjate pakutud omahinda kasemahla sisseostuhindadega ettevõtetes, kes tegelevad ainult töötlemisega, on selline omahind kasemahla turul 2023. aastal pigem tüüpiline.



Joonis 3.94. Kasemahla tootmise ja sellest saadava tulu potentsiaal (eurot/ha) Eestis

Suurima kasemahlatootja tootmine on suurusjärgus 100 000 liitrit aastas (tootjate kogumaht ei ole sellest palju suurem, umbes 170 000 liitrit), lähiaastatel on see ettevõtte valmis aastas miljon liitrit kasutusse võtma (teised mahte kasvatada ei plaani, väiksemad tootjad on ka tegevuse lõpetanud või

ostavad suurtootjatelt). Seega on lähimate aastate optimaalne kasemahla kasutusväärtus ettevõtluses 300 000 eurot. Kase- ja vahtramahla kogub ELME2 küsitluse põhjal elanikkonnast 39%. Võimalik, et vastati n-ö pere kohta ja tegelik mahlalaskjate arv on väiksem. Seetõttu arvestasime kogutava (mida me vastajalt ei küsinud) koguse võrdlemisi tagasihoidlikult 10 liitri peale aastas koguja kohta (3 eurot). Selliselt arvutades võib kase- ja vahtramahla hinnaks elanikkonna kasutuses hinnata 1 120 000 eurole. **Kasemahla kasutusväärtus on seega ettevõtluses ja elanikkonnas turuhinna meetodil ligi poolteist miljonit eurot (joonis 3.94, tabel 3.37).**

Tabel 3.37. Kasemahla potentsiaalne kogutulu kogu Eestis, kaitstavatel aladel ja kaitstavatest aladest väljaspool

Kogu Eestis Kogutulu (EUR)	Kaitstavatel aladel Kogutulu (EUR)	Kaitstavatest aladest väljaspool Kogutulu (EUR)
2 413 688 413	424 595 851	1 989 092 562

Kui metsaomanik oleks valmis oma segakaasiku korrajale kasutada andma, siis ta teeniks intervjueeritud eksperdi hinnangul u 5 senti liitrit (puu annab 4–120 liitrit). Seega puult keskmiselt u 50 liitrit ehk 2,5 eurot puu kohta. Seda võiks kaaluda metsa alternatiivse tuluallikana.

3.4.3.4.2. LOODUSLIKE TAIMED VÄÄRTUS MATERJALINA JA MUUL KASUTUSEL

Looduslike materjale kasutatakse paljudel otstarvetel: kaunistamiseks ja kunstiloomeks, kultuuritraditsioonide järgimiseks (nt suvistepüha kased, matusekombestikus kuused), tarbeesemete valmistamiseks, ehitus- ja aiandusmaterjalina, loodusliku paljundusmaterjalina, ka kütteks (näiteks on veel suvekodudes ja matkates levinud tava koguda metsakuiva materjali pliidi kütmiseks või lõkkematerjaliks)¹⁷.

Kaunistamine, kunstiline tegevus

Välitööde ja ekspertintervjuude andmetel koguvad eraisikud sarnaselt toidu- ja ravimtaimedele dekoratiivsel otstarbel (värvitaimed, lilled kimpudesse, käbid-oksad jms) kasutatavaid taimi peamiselt kodu lähedusest. Nad lähtuvad sellest, mis nende ümber parasjagu kasvab, kohandades oma tegevuse kodulähedase taimevalikuga. Erand on üksikud taimed, mida eraisikud lähevad koguma rikkaliku kasvukoha järgi, näiteks pulmadeks, koolilõpupidudeks jms (härjasilmad, rukkililled, piibelehed). Kui toidu- ja ravimtaimede kogumise kohtadel on mitmeid piiranguid (inimasustuse lähedus nt), siis dekoratiiv- ja värvitaimedel seda ei ole, pigem kipuvad inimesed lilli, oksid jm korjama just hästi kättesaadavatest kohtadest ehk tee ja kraavi äärest.

¹⁷ Et metsa alt kogutaval küttematerjalil ei ole puiduna turuväärtust (müügiks seda ei koguta, kogused on marginaalsed) ja seda võidakse kasutada mitte nii väga kütmiseks kui meeleolu loomiseks, sääskede peletamiseks jne, siis paigutasime selle teabekillu aruandes loodusliku taimse materjali kasutamise, mitte puidu kui varustusväärtuse alla.

Äriotstarbel kogujatele loeb ka kasvukoha rikkalikkus, kuid taimse materjali kogumine loodusest dekoratiivsel eesmärgil teeb vähikäiku (sarnaselt ravimtaimede kasvatusel pole ka floristikas tööjõudu lihtne leida). Nii leidsime välitöödel vaid ühe lillemüüja, kes oma kodust kaugemalt looduslikke lilli kogumas käis – et talt telliti suur kogus rukkililli, siis sõitis ta kindla põllu äärde, kus ta juba eelnevalt teadis neid kasvamas. Enamjaolt võtavad lillemüüjad loodusliku taime kas enda aiast või tellivad Hollandi kasvatustest. Erand on kuuseokstest pärjamaterjal, mille kogumiseks on tavaliselt kogukonnast võtta veel eraldi inimene. Leidsime välitöödel ka paar juhtu looduslike taimede tervena väljakaevamisest müügi tarbeks, kuid need leiud olid juhuslikku laadi, mitte levinud praktikad (metsas kasvanud sinilille ja üheksavägise potistamine müügiks).

Sarnaselt toidu- ja ravimtaimedele ei saa ka dekoratiivtaimede väärtuse hinnanguid hästi kaardile panna. Dekoratiivtaimede kasvukohtade analüüs dekoratiivtaimede käsiraamatu põhjal (Kukk 1972) näitas, et Eesti looduses ei ole praktiliselt ühtegi kooslust, kust dekoratiivtaimi ei leiaks, isegi siis, kui arvestada nende ainult kõige tüüpilisemaid kooslusi. Veidi vähem oli neid siirdesoodes, rabades, rabametsades, aga see ülevaade ei hõlmanud näiteks samblaid, samblikke, oksi jm, mis on kimpudes tähelepandamatud, kuid mida kasutatakse floristikas suurtes kogustes. Ka müügipunktide vaatlus näitas, et kuigi silma torkavad rukkililled ja härjasilmad, siis looduslikud materjalid on palju mitmekesisemad ja sõltuvad eelkõige sellest, mis müüjale lähikonnas kättesaadav oli (väikestes kogustes, vastavalt aastaajale leiavad kimpudes kasutust näiteks kellukad, soolikarohi, lõosilm, tulikas, põld-kadakkaer, anemoon, kuutõverohi, sõnajalad, hundinui, pilliroog, kõrkjas, metsvits, mõni kord ka haruldased, sageli ka aia päritolu pääsusilm ja kullerkupp; väga sageli ka võõrliik kanada kuldvits).

Taimseid materjale kasutatakse ka laste käeliste oskuste arendamiseks, loodus- ja kunsthariiduses (sh kivid, suled, teokarbid jms mittetaimne), sotsiaalses rehabilitatsioonis jm. ELME2 küsitluse järgi kogub loodusest kaunistamiseks taimset materjali 50%, meisterdamiseks 30% Eesti täiskasvanud elanikkonnast (vt hinnangut [tabelist 3.38](#)). Floristikas kasutatavale materjalile on turuhinda võimalik anda õiematerjali puhul (vaatluse käigus tuvastatud kimpude hindu kasutasime elanikkonna kogutava materjali väärtuse määramisel), teiste materjalide hinnastamine on aga keeruline, sest loodusliku materjali (sisseostu kulud, transpordikulud vms) kohta ettevõtetest keegi arvestust ei pea, ka müüdüd looduslike kimpude arve ei loendata. Et floristikas on Eesti loodusliku taime osakaal marginaalne, piirdume kasutusväärtuse hindamisel elanikkonna raporteeritud kasutusega ELME2 küsitluses (vt [tabel 3.38](#)).

Tähtpäeva traditsioonid: kuuse-kase tuppatoomine

Eestis on kombeks jõulude ajal tuua tuppa kuusk või mänd, suvistepühadeks tuuakse tuppa ja koolilõpupidudeks aulanurka kaski. Murtud ladvaga noori kuusepuid kasutatakse veel endiselt ka peiedel matuserongkäigu teekonna tähistamiseks.

Teoreetiliselt sobiks iga noor kuusk, mänd, kask tarbimiseks kultuurilistel eesmärkidel, kuid lihtsam on seda piirata potentsiaalse vajadusega. Jõulukuuskede puhul on potentsiaalse (maksimaalse) kasutuse piiriks leibkondade arv Eestis: 632 000 leibkonda (Statistikaamet 2022). Kui jõulukuuse hinnaks võtta 25 eurot (keskmine turuhind), siis aastane potentsiaalne loodusest varutavate **kuuskede summaarne hind on 15,8 miljonit eurot**.

Reaalselt loodusest kogutavate jõulukuuskede rahaline väärtus on oluliselt väiksem, sest enamik ostetud jõulukuuskedest on kasvatatud spetsiaalsetes istandikes, ka ei kasuta kõik leibkonnad jõulukuuski. Riigimetsast ostetakse aastas suurusjärgus 10 000 jõulukuuske, erametsadest tuuakse eksperthinnangu järgi vähemalt sama palju ja osa kuuski saadakse ka väljastpoolt metsamaad. Kui arvestada, et hinnanguliselt 30 000 leibkonda toob oma jõulukuuse loodusest, siis 25-eurose jõulukuuse (turu)hinna juures oleks nende aastane kasutusväärtus 750 000 eurot. ELME2 küsitluse järgi toob 38% inimestest jõuludel metsast koju kuuski või kuuse/männioksi (arvatavasti vastas vastaja pere, mitte isikliku käitumise kohta). Kui anda puule turuhind, siis saab loodusest toodud jõulukuuskede rahaliseks väärtuseks hinnata ($632\,000 \text{ leibkonda} \times 0,38 \times 25 \text{ eurot}$) 6 miljonit eurot aastas. Kokkuvõttena on loodusest kogutud jõulukuuskede rahaline väärtus vahemikus 0,75–6 miljonit eurot aastas, maksimaalselt (igal leibkonnal loodusest kogutud jõulukuusk) ka ligi 16 miljonit eurot aastas.

Et kaskede kogumine on võrdlemisi juhuslik, saab selle kasutust hinnata üksnes elanikkonna küsitluse põhjal (vt [tabel 3.38](#)).

Tarbeesemed, nagu saunavihad, mööbel

Looduslikke materjale kasutatakse esemete valmistamiseks. Looduslik toormaterjal leiab kasutust luudade, vihtade, korvidena, punutud mööblina (sh tootmises), oma tarbeks tehakse roigasmööblit. Seeni ja taimi kasutatakse kanga ja lõnga värvimiseks. See tava on vähe levinud, sh eraisikute seas.

Saunavihad ja luud. Valdavalt kasutatakse nii vihtade (kui ka luudade) tegemiseks kaske, vähemal määral tamme, kadakat, nõgest jm. Maksimaalse potentsiaalne kasutusena kasutavad kõik täisealised inimesed vanuses 16–75 aastat Eestis (958 455 inimest) korra nädalas saunavihta, mis teeb ($958\,455 \text{ elanikku} \times 52 \text{ nädalat}$) 49,8 miljonit vihta aastas. Ühe saunaviha turuhind on umbes 5 eurot, seega potentsiaalselt on sellise hulga vihtade turuhind 249 miljonit eurot aastas. Kui arvestada sama põhimõtte leibkondade kaupa (tavapäraselt kasutab saunakorral kogu pere ühte vihta; Eestis 632 000 leibkonda), on potentsiaalse kasutuse maksumus 164 miljonit eurot aastas.

ELME2 küsitluse järgi 29% inimestest teeb ise saunavihtu või luudasid. Küsitlusest ei tule välja tehtavate vihtade (luudade) hulk. Kui arvestada, et vihtasid teeb ca 278 000 inimest ($0,29 \times 958\,455$) ning kui hinnanguliselt iga inimene teeb 10 vihta, siis on nende aastane maksumus kokku u 14 miljonit eurot. Arvestades tõenäolisemat varianti, et ka küsitluses hinnati vihtade tegemist pigem pere kohta, siis sama loogikaga Eesti leibkondade arvu järgi arvutades on vihtade maksumus u 9,2 miljonit eurot. Saunavihtu ja luudasid müüb palju väike-ettevõtteid, kelle küsitlemine müügikoguste hindamiseks ei ole mõistlik. Samal põhjusel ei küsitlenud me **pajuvitste** kogujaid, kes neist (ka pihlakast) korve, mööblit ja muid tarbeesemeid valmistavad. Suuremas koguses vitstest toodete valmistamise puhul kasutatakse spetsiaalseid istandusi.

Värvitaimed ja -seened. Koondasime teabe värvitaimete kohta Kalle ja Sõukand (2012) põhjal ja täiendasime blogide ning intervjuude abil. Paraku selgus, et värvimise otstarbel leiavad taimed väga vähe kasutust (vt [tabel 3.38](#)), mille tõttu värvitaimede rahalist väärtust pole mõtet kaardil esitada. Näiteks elanikkonna küsitluses märgiti värvimise otstarbel kasutatavate taimedena ära ainult

põdrakanep ja „seened“. Intervjueeritud taimeeksperti sõnul on taimetootmises värvitaimedel marginaalne roll. Kui keegi kogubki suuremas koguses, siis mitte taimi, vaid seeni (eeskätt vöödikud). Taimed nagu hobukastan, maarjalepp, salukõdrak, kollane karikakar, kaselehed, angervaks, paakspuu, värvimadar, naistepuna, soolikarohi, mustikas jm jäävad kaugemale maha.

Ehitusmaterjalid

Loodusest kogutavad ehitusmaterjalid on peamiselt tõrv, tõkat, sammal, toht ja vaik. Nende kõigi kasutus on hääbunud. Sellel põhjusel saab ehitusmaterjalidest vaid tõrva puhul hinnata toodetavaid koguseid. Enamiku väljatoodud ehitusmaterjalide kohta pole võimalik arvutada ei täpsemat üleeestilist kogumise hulka ega potentsiaalset rahalist väärtust (ja vastavaid kaardimaterjale), sest neid materjale kasutab enamasti väike hulk inimesi ja sedagi ebaregulaarselt. Loodusest pärineva ehitusmaterjalina on praegu kõige tähtsam hoopis pilliroog, mille varusid ja potentsiaalseid kasutusvõimalusi on uuritud Tallinna Tehnikaülikoolis (Paist jt. s.a.). Enamasti kasvab pilliroog veekogude piiril, jäävad seega maismaaökosüsteemi hüvede fookusest välja.

Tõrva toodetakse vanade männikändude (kohe raiejärgselt juuritud kändud ei sobi) või palkide lülipuidust. Tõrva kasutatakse eeskätt palkehitiste ja paatide töötlemiseks, aga ka seebi tegemiseks. Potentsiaalselt sobivad tõrva tootmiseks kõik >10 aasta vanused majandavate metsade männipuistud, kus leidub vanade puude kände. Eestis on kaks suuremat tõrvatootjat (Saare Tõrv OÜ ning Tõrvas OÜ), kes müüvad oma tõrva kohalikul Eesti turul (Kond 2014). Nende aastane männitõrva toodang (intervjuude põhjal) on 2–4 tonni aastas. Käsitõrva hind oli 2022. aastal 15 eurot/liiter, seega on selle aastane rahaline väärtus 30 000–60 000 eurot.

Kasetohtu kasutatakse niiskuskindla isolatsioonikihina, samuti dekoratiivsetes seinakatetes (jm dekoratiivsetes toodetes) ja katusekattena. Kogutakse raie käigus langetatud kasetüvedelt, varasemalt ka elusalt kaskedelt, mis korrektse lõikuse järel taastavad koore. Turuhind on 13–17 eur/m², kuid tänapäevane kasutus on väga väike (pole võimalik hinnata).

Kasetohust (ka lamapuudelt kogutud tohust) toodetakse **tõkatit**, mida kasutatakse puidukaitsevahendina, aga ka tervise- ja hügieenitoodete valmistamiseks. Ajalooliselt on kasutus olnud ulatuslik, kuid tänapäeval väga väikeses koguses (Liivimaa... 2023).

Sammalt (eeskätt turbasammalt) kasutatakse palkehitiste tihendamiseks, turbasammalt kasutavad mesinikud, seda kasutatakse kohtades, kus on tarvis niiskust hoida (nt paljasjuursete taimede istikud, juurviljade hoidistamisel keldris). Küsitluse järgi kogub sammalt majade tuulekindluse parandamiseks 1,5% elanikkonnast (Eesti peale ca 15 000 täiskasvanut). Kogutavat hulka pole teada, kuid näiteks suitsusauna jaoks kulub sammalt maksimaalselt kümme 200-liitrist kotti (Koorep 2017). Kui arvestada, et sammal saab asendada muud tihendamismaterjali, siis nt linatakk maksab u 25 eurot kott. See teeb sambla kasutusväärtuseks (15 000 inimest × 10 kotti × 25 eurot =) umbes 3,75 miljonit eurot.

Aiandusmaterjalid

Oksi aianduse otstarbel, näiteks taimede talveks katmiseks, ronitaimede toetuseks kogub 23% küsitletutest. Et oksid võib koguda tasuta, kasutasime okste järele mineku transpordihinda (**tabel 3.38**). Nii võib aiandusmaterjali kasutusväärtuseks hinnata 2,2 miljonit eurot.

Paljundusmaterjal looduse taastamiseks

Loodusest on taimeseemnete kogumine mõistlik, et kasutada mitmekesisemat genofondi ja toetada kohalike, siinse eluga kohastunud taimede levikut. Oluline on teada, et kaitstavate taimede puhul on seemnete kogumisel tulenevalt looduskaitseadusest piirangud. Paljundamiseks koguvad loodusest seemneid Tartu ja Tallinna botaanikaaiad ning üksikud ettevõtted. Kogutava seemnematerjali turuhind aastas jääb suurusjärku 1–1,5 eurot/g. Küsitluse järgi kogub niidult ja metsast taimeseemneid 6% inimestest (lilleniidu, metsaia, murukatuse, peenra rajamiseks), selle väärtuse saab välja arvutada turuhinna põhjal. Samuti kasutakse näiteks murukamarat siirdemuruks (nt Soomes kooritakse metsaaluseid siirdemuru saamiseks loodusaia tarbeks (Räty & Marttinen 2016), Eestis katsetab vähemalt üks ettevõtte väikesemahuliselt niidukamara tegemist (Zöbin 2019)).

Tabelis 3.38 on esitatud taimse materjali kasutusväärtus elanikkonnas ja tootmises. Kui neis arvutustes on kattuvusi, on väärtuste kokkuliitmisel arvestatud kas üht või teist väärtust. Seda, kas kokkuliitmisel kasutatakse elanikkonnalt või ettevõtetelt kogutud andmeid, väljendame **tabelis 3.38** paksu kirjaga.

Loodusliku taimse materjali kasutusväärtus Eestis on praegu hinnanguliselt 32,5 miljonit eurot aastas.

Tabel 3.38. Loodusliku taimse materjali kogumine loodusest elanikkonnas ja tootmises

Nimetus	Kogujate osakaal (%)	Kordade arv vastaja kohta aastas	Hind (euro), ühik	Hind 1000 vastaja kohta (eurot aastas)	Hind täisealises elanikkonnas (eurot aastas)	Hind tootmises (eurot aastas)
Õied-varred-oksad vaasi panemiseks, kodu kaunistamiseks (näiteks maikellukesed, rukkililled, pilliroog, urvad)	50	3	5* (tükk)	7500	7,2 miljonit	ei saa hinnata
Vahendid meisterdamiseks, kunstiks, laste haridusprojektiks (näiteks käbid, oksad, kastanid, sammal, suled, teokarbid)	30	1	5* (tükk)	1 500	1,4 miljonit	ei saa hinnata
Jõuludeks metsast (sh RMK platsidelt) tuppa kuusk, kuuse- või männioksad	38	1	25* (tükk)	9500		1 kuni 6 miljonit
Kased, kaseoksad tuppa, näiteks suvistepühadeks, pidudeks	28	1	10** (kord)	2 800	1,8 miljonit	ei saa hinnata
Saunavihad või luuad	29	1	50* (10 tükki)	14 600	9,2 miljonit	ei saa hinnata
Taimed-seened lõnga, kanga värvimiseks	0,3	1	10* (kg)	300	29 tuhat	ei saa hinnata
Tõrv						30 tuhat–60 tuhat
Sammal maja tuulekindluse parandamiseks	1,5	1	250*+*** (10 kotti)	3 750	3,6 miljonit	ei saa hinnata
Oksad aianduse otstarbel, näiteks taimede talveks katmiseks, ronitaimede toetuseks	23	1	10** (kord)	2 300	2,2 miljonit	ei saa hinnata
Taimeseemned niidult ja metsast (lilleniidu, metsaia, murukatuse, peenra rajamiseks)	6	5	1* (gramm)	300	287 tuhat	60 tuhat
Metsa alla kukkunud oksad, surnud puit kolde kütmiseks	17	1	5* (kord)	850	815 tuhat	ei ole tootmises
HIND EESTIS KOKKU					ca 32,5 miljonit	

* turuhind, ** transpordikulu, *** asenduskuulu (nt sammal = linavildi hind)

^p kogusumma arvutamisel on arvesse võetud, et jõulukuuskede, tuppa toodud kaskede ja saunavihtade-luudade kohta vastas inimene jaatavalt ka siis, kui ta ise nt kuuske tuppa ei too, vaid seda teeb tema pere (seda laseb eeldada suur nõustujate arv). Seega ei kasutatud üldsumma kokkuarvutamisel nende väärtuste puhul mitte nõustujate suhet täiskasvanud elanikkonna suuruse (958 455), vaid leibkondade arvuga (632 000).

3.4.3.4.3. ULUKITE JA KALADE VÄÄRTUS TOIDULAUAL

Esmaseks lähendiks jahilukite (liha ja nahad) kui loodussaaduste hindamiseks on KAURi andmed ulukite küttimise kohta maakonniti (2011–2021) ja jahipiirkondade kaupa (2015–2021). Kui ELME1 uuringus lähtuti iga-aastastest küttimissoovitustest (vt põhjendust Helm *et al.* 2021), siis selles uuringus võeti KAURi eluslooduse osakonna peaspetsialisti Peep Männili nõuandel aluseks hoopis iga-aastased küttimise mahud. Tegelikult küttimise andmed peegeldavad paremini küttimise mahtu. Nimelt kohandavad KAURi küttimissoovitusi veel jahindusnõukogud (sõralised) ja Keskkonnaamet (kiskjad) ning küttimisel ei lähtuta alati sellest, et ulukipopulatsiooni suurus oleks stabiilne ja jätkusuutlik. Näiteks võib jahindusnõukogu otsustada, et sõraliste arvukus on mõnes piirkonnas vaja kahjustuste tõttu alla viia, samuti võivad sekkuda ulukite haigused (metssigade katk) ja lumerohked talved (metskitsed), mille tõttu ulukite küttimise optimaalset mahtu pole võimalik aasta kohta arvutada. Lähtudes sellest, et ulukite küttimise dünaamikasse võib sekkuda mitmeid tegureid, lähtutakse tegelikest küttimise arvudest viimase üheteistkümnne aasta jooksul.

Keskmete küttimismahude, ulukite keskmise lihakoguse ja kokkuostuhindade põhjal arvutasime välja ulukite aastase kasutusväärtuse põdrale, metsseale, punahirvele, metskitsele ja karule. Karu ei saa Loodusdirektiivi alusel jahilukina käsitleda, kuid kui nad põhjustavad märkimisväärset kahju või kujutavad ohtu, võib neid erilooga siiski küttida (Liigikaitse kohustused... 2021). Karu lihast on kümnendik¹⁸ nakatunud keeritsussiga, mille tõttu nende karude arv, kelle liha saab kasutada söögiks, on tegelikult kütitudest väiksem. Samuti tuleb silmas pidada, et lihatööstuste kokkuostuhinnad kehtivad puhtalt lastud lihale. Mõni lihatööstus ei pruugi osta kulte.

Liha kõrval on kasutatud ka ulukite nahku, kuid Võrumaa pikaajalise jahinduseksperdi ja bioloogi Mati Kivistiku soovitusel ei hinnanud me kütitud loomade nahku rahasse. Iseseisvumise alguses maainimestele märkimisväärset majanduslikku tulu toonud väikekiskjate nahkade mahud (kobras, nugis, rebane, mink) on turul praktiliselt hääbunud, milletõttu enam karusnaha küttimisest enam rääkida ei saa. Lähema aastakümne jooksul selle taastumisele ei saa mõelda, sest kadunud on tarneahelad ja parkimise kohad (alles ainult Jõgeval), mis vähendab ka üksikute karusnahahuviliste soovi sellega tegeleda. Sõraliste nahkadega ei kaubelda, jahitrofeede nahad jäävad jahimeestele endile ja nendega äritseta, väikekiskjaid kütitakse väikeses mahus inimpelguse kadumisel ja Põllumajandus- ja Toiduametile vaksineerituse kontrolli tegemiseks.

Tabelis 3.39 on esitatud ulukite küttimismahud parema ülevaate saamiseks maakondade kaupa, kaardil esitame andmeid jahipiirkondade kaupa (seitsme aasta kohta, kus jahipiirkonnad olid samad) (Ulukite küttimisega... 2023). Rümbe kokkuostu hind põhineb lihatööstuste andmetel (Ulukite kokkuostu... 2022; Varumishinnakiri 2022). Kütitud ulukite statistika (2015–2021) jahipiirkondade kaupa on toodud **lisas U**.

¹⁸ 2021. ja 2022. aastal oli Veterinaar- ja toidulaboratooriumi andmetel keskmiselt 11% karudest nakatunud keeritsussiga. Seda ei ole ulukiliha väärtusesse sisse arvestatud.

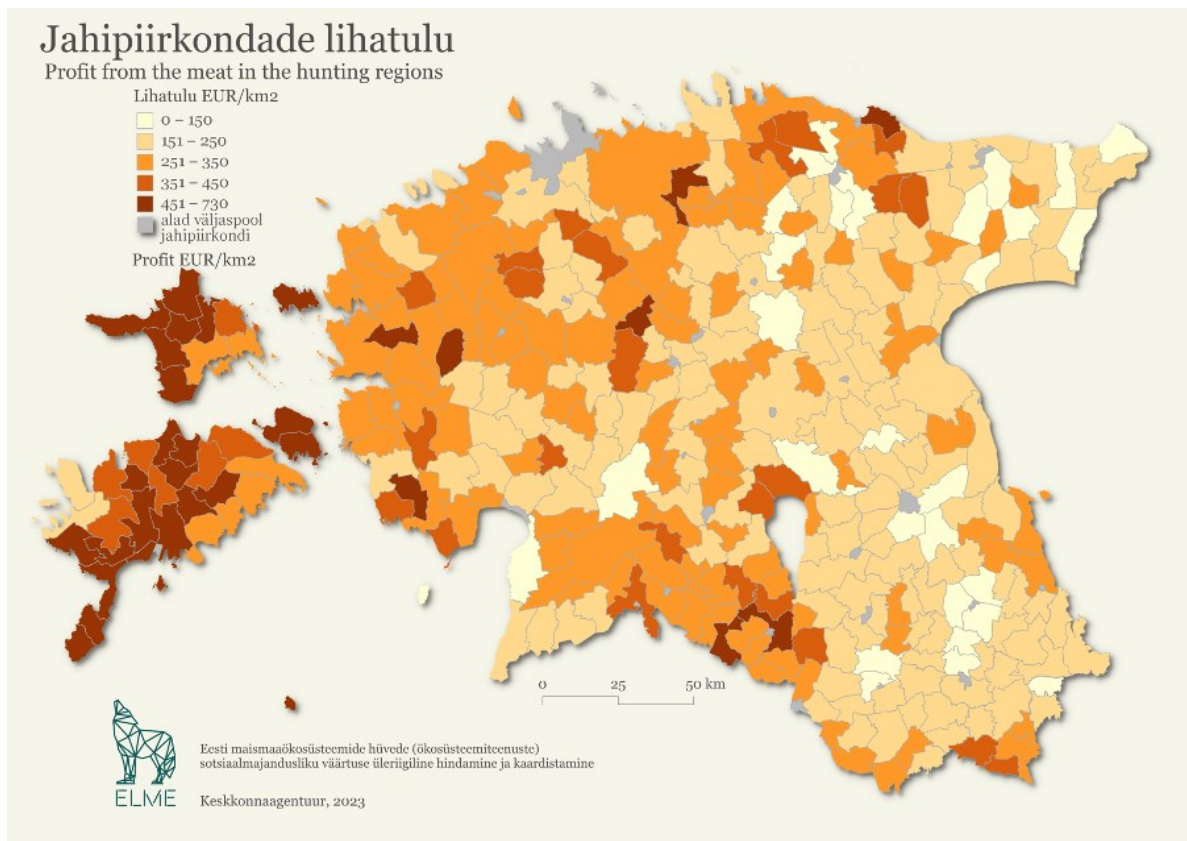
Tabel 3.39. Ulukite keskmised maakondlikud küttemismahud 2011–2021, lihakogus, hind ja ulukiliha väärtus aastas

	Pöder	Punahirv	Metskits	Metssiga	Karu*	Ulukiliha väärtus maakonna kohta
Harjumaa	680	0	806	1159	6	1 048 831
Hiiumaa	159	278	202	1321	0	493 798
Ida-Virumaa	374	1	458	401	9	545 428
Jõgevamaa	273	10	1095	642	8	495 776
Järvamaa	332	2	555	998	7	591 219
Läänemaa	482	0	663	1289	0	817 654
Lääne-Virumaa	485	44	896	1057	10	818 330
Põlvamaa	206	4	986	896	2	442 230
Pärnumaa	779	46	1218	1397	3	1 238 895
Raplamaa	538	9	939	1227	3	895 082
Saaremaa	354	1213	1308	2614	0	1 276 433
Tartumaa	324	1	1294	771	6	583 566
Valgamaa	320	51	864	587	1	539 558
Viljandimaa	531	83	1301	960	3	886 754
Võrumaa	265	32	914	748	0	494 028
Maakonnad kokku	6101	1775	13499	16079	59	11 169 287
Rümba kaal uluki kohta¹⁹	168	85,7	13,1	43,2	77,2	Ulukiliha väärtus aastas riigi kohta
Rümba kg hind km-ga	7,2 eurot	3,6 eurot	3,96 eurot	3,6 eurot	10,8 eurot	
KOKKU	7 379 770	547 751	700 274	2 497 712	43 781	11 169 287 eurot

* Karu rümpadest 11% ei leia kasutust keeritsussiga nakatumise tõttu. Seda on hinnangus arvestatud. Tähele tuleb ka panna, et kuigi karuliha kasutatakse toiduks, kuulub karu Loodusdirektiivi IV lisasse, mis tähendab, et tema kütmine on lubatud vaid erandkorras kahjustuste ärahoidmise eesmärgil ning tema liha ei peaks käsitlema jahindusest tuleneva toidu hüve ja sellega kaasneva tuluna. Seetõttu on koondhinnangute tegemisel soovitatav karuliha arvestusest välja jätta.

Seega võib **ulukiliha väärtuse keskmisel aastal hinnata 11,2 miljonile eurole**. Ulukiliha väärtust sai jahipiirkondade lõikes hinnata seitsme aasta küttemismahtude keskmisena. Ruumiliselt on ulukiliha väärtuse jaotus kujutatud **joonisel 3.95**.

¹⁹ Kui ELME1 aruandes arvatati jahiluki lihakoguseid lihakaalu järgi, siis siin lähtume Linnamäe Lihatööstuse (rasvata, korrastatud) rümba kaalu andmetest, sest jahimeestele tasutakse uluki eest rümba kaalu hinnaga.



Joonis 3.95. Ulukiliha väärtus (eurot/km²) jahipiirkondade kaupa (2015–2021, kütitud ulukite keskmise lihakoguse järgi)

Sarnaselt jahiulukite väärtusele annab põhimõtteliselt kokku arutada ka siseveekogudest püütud kalade hinna (Kutselise kalapüügi... 2023, Harrastuskalapüük 2023, Harrastuskalapüük... 2022, Keskmised kala... 2022). Suuremate siseveekogude (Peipsi, Pihkva ja Lämmijärv) kutselise kalapüügi lubatud maht on 2023. aastaks 2846 tonni, harrastuskalapüügi tegelik maht siseveekogudel 89 tonni. Harrastuskalapüügi mahtude kohta koondatakse andmeid kalastuskaardi alusel kalastavate inimeste püügiaruannete põhjal (harrastajad võivad püügiõigust vormistamata kalastada tasuta ka õngepüügi vormis ja õngpüünisega tasulise harrastuspüügiõiguse alusel, kuid need mahud on veelgi väiksemad kutselise püügiga võrreldes). Võttes aluseks 2021. aasta kala esmakokkuostu hinnad, võib siseveekogudest püütava kala hinnaks määrata 4 609 082 eurot, millele võib juurde lisada tarbijahinna indeksi 20,4% (2023. esimeses kvartalis, Tarbijahinnaindeksi kalkulaator 2023), mis võimaldab **hinnata kalapüügi hinnaks 2023. aastal ka 5 549 335 eurot**. ELME2 küsitluse põhjal käib 17% täiskasvanud elanikkonnast kalal korra-paar aastas, 6% korra-paar kuus, 2% korra nädalas ja protsent kaks-kolm korda kuus. Passiivsemad kalamehed kalastavad ilmselt tasuta õngepüügi vormis (ja aktiivsemate püütud kalad juba kajastuvad lubadega püütud kalakogustes), mille tõttu eraviisiline kalapüük maismaaveekogudes pakutud viit miljonit eurot ilmselt palju ei suurenda. Arvutuslikke üksikasju selles peatükis rohkem ei avata, sest nii seis- kui ka vooluveekogude ökosüsteemiteenuste hindamiseks on tehtud täpsemaid uuringuid.

3.4.4. LOODUSE KULTUURILISED HÜVED

Kultuurilised hüved on mittemateriaalse iseloomuga hüved, mis kujundavad inimese elukvaliteeti. Need hüved on väga mitmekesise loomu ja tekkega, mis muudab kultuurihüvede mõõtmise ilma nende omavahelise ülekatteta võimatuks (Nahuelhual *et al.* 2016). Mõned kultuurihüved on kontseptuaalsed, nt arusaam, et loodus on ilus (selle hävitamisega kaotame enda ümbert ilu kui väärtust). Mõned väärtused on seotud kindla objektiga, näiteks pühapaigaga, millele inimene omistab eelnevalt tähenduse. Mõned väärtused sõltuvad kontekstist, mis loob suhte inimese ja looduse vahel. Näiteks kogeb inimene looduses puhates loodust teistmoodi kui looduses tööd tehes. See, et kultuuriline väärtus pole alati seotud looduse enda kvaliteediga, sõltub interpreteerijast (eriti tema teadmistest ja kogemustest) ja looduse kasutamise kontekstist, muudab kultuurihüvede mõõtmise keeruliseks (Nahuelhual *et al.* 2016).

CICESi järgi on looduse kultuurihüved maastiku omadustest tulenev inspiratsioon looduses midagi teha (hüve koodiga 3.1.1.1, nt turism, ronimine, vaimsed mõtisklused jms), kindlad taimed või loomad, mis ajendavad inimesi end vaatama tulema (3.1.1.2, nt orhideed, rändlinnud). Samuti looduse omadused, mis loovad sobivad võimalused looduse vaatlemiseks, selle tundma õppimiseks, mõtestamiseks kultuuripärandi või lihtsalt ilusa kohana (3.1.2.1–3.1.2.4), loodusest laenatud sümbolid (sh religioossed), rahvussümboli tähendusega kohad, looduse taasesitatav väärtus, nt kunstis või meedias (3.2.1.1–3.2.1.3), moraalne heaolu, mida inimene tunneb, kui saab säilitada loodust looduse pärast või tulevastele põlvetele (3.2.2.1, 3.2.2.2). Ka ELME1 raporti (Helm *et al.* 2021) kultuuriväärtuste osa toetub CICESi loogikale.

Sharma *et al.* (2022) leidsid kultuuriliste loodushüvede hindamise praktikast ülevaadet tehes, et nende väärtust mõõdetakse sageli ilma selle väärtust rahasse arutamata. Kasutusel on 22 meetodit, neist 8 hindab hüve ka rahasse. Enim kasutatakse turuhinna, reisikulude ja maksevalmiduse meetodit, nende kõrval kinnisvara väärtuse muutuse, väärtuse ülekande, valiku eksperimendi, ärahoitud kulude ja asenduskulude meetodeid. Kaardiandmeid on kasutatud mitterahaliste mõõtmiste tarbeks, väljendades planeerimisotsuste tegijatele väärtuse asukohta, mitte hinda. Rahaliselt on kõige tüüpilisem on mõõta loodusturismi ja virgestushüvesid kuna inimeste tegevust on lihtsam mõõta kui näiteks looduse panust kultuuride mitmekesistamisse, religioossetesse väärtustesse, kultuuripärandisse, esteetikasse või kohatunnetusse.

Seega jätame ELME2 uuringus kõrvale esteetilised ja religioossed hüved ja püüame hinnata eeskätt looduse toel toimuvat virgestust²⁰ (loodusharrastusi ja loodusturismi) ning loodusest johtuvat kasu inimese tervisele. Kasutame järgmisi meetodeid:

- 1) looduses tegutseja kulutused virgestustegevusele – looduharrastustele ja -hobidele (tarbijakulude meetod);
- 2) loodusturism – ühekordsed käigud loodusesse ja selleks tehtud kulud (tarbijakulude meetod);

²⁰ Virgestus = töövõime taastamine, lõdvestumine, puhkus ja meelelahutus looduses.

- 3) looduses liikumise tervise roll - mõju, mida looduses viibimine avaldab inimese vaimsele ja füüsilisele tervisele (tervisekasu hindamise meetodikad, mujal tehtud uuringute ülevaade).

Analüüse toetab representatiivne standardiseeritud populatsiooni küsitlus (vanuserühm 18–74, 1003 vastajat), mille tegi uuringumeeskonna palvel Norstat Eesti virtuaalselt eelvärvatud uuringupaneeli toel detsembris 2022–jaanuari 2023 (tekstis viidatud kui ELME2 küsitlus). Küsitluses uuriti vastajate looduses viibimise ja tegutsemise sagedust, looduslike koosluste ja alade eelistusi, kulutusi looduses toimuvatele tegevustele-harrastustele, loodusturismi kogemusi, treenimis- ja liikumisharjumusi, enesetunnet ja terviseseisundit. Et küsitlus hõlmas tundlikke küsimusi tervise kohta, tuli küsitluse tegemiseks taotleda luba Tartu Ülikooli inimuringute eetikakomiteelt (371/T-13, 13. dets 2022). Küsitluse kutse, nõusoleku vorm ja küsimustik on toodud aruande lisa ([lisa Y](#)).

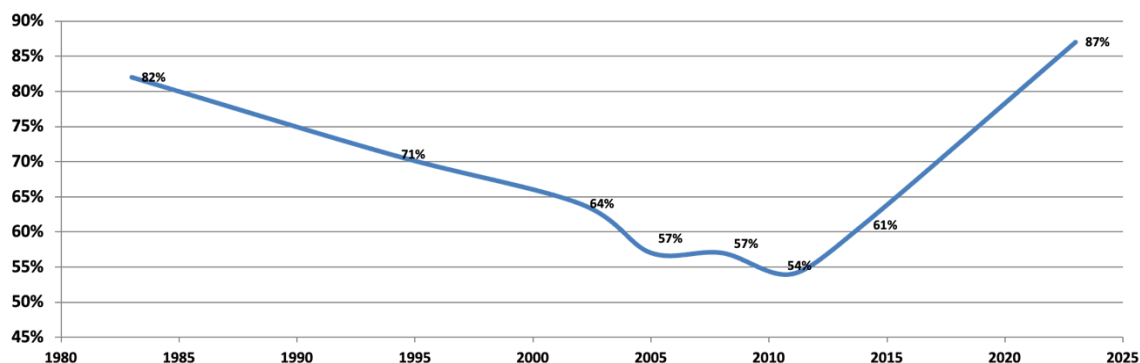
Virgestushüvede hindamisel võtame eelduseks, et igasugune looduses käimine vaba aja arvelt (huvitegevus, korilus, sport, turism, kultuur) on virgestava mõjuga. Loodus ei ole muidugi inimesele ainult hea, ta võib põhjustada ka arvukaid füüsilisi või vaimseid probleeme. Neid inimesi, kelle liikumist looduses takistab väga palju kas hirm ära eksida või vigastusi saada, kartus madude-puukide ees, õietolmuallergia või putukahammustused, oli ELME2 küsitluse põhjal 7%. Sellistest probleemidest tingitud kahjude analüüsi (nt borrelioosi või vigastuste ravi) sellest tööst ei leia. Analüüs keskendub olukordadele, kus inimene läheb loodusesse midagi tegema, välja arvame tegevused, mida tehakse linna- või maakodu aias-õues ja linnapargis. Samuti ei uuri me loodusliku ümbruse mõju vahetu koduümbruse kogemisele, kuna viiendik inimestest ei ela seal, kus nad väidavad end elavat (RITA projekt... [2022]), nad liiguvad palju ringi ja suure osa päevast ei viibi kodusel aadressil.

3.4.4.1. VIRGESTUSHÜVED JA LOODUSHARRASTUSED

Looduses toimuva virgestuse hindamisel lähtusime tarbijakuludest, püüdes ühtlasi mitte kasutada kattuvaid kategooriaid (nt virgestustegevused ja turism), et mitte hinnata samu hüvesid mitu korda. Selle tõttu ei kasutanud me näiteks maksevalmiduse või alternatiivkulude meetodit (kui palju on inimesed valmis maksma tegevuse eest, mille eest nad praegu ei maksa, palju sarnase tegevuse eest, mis ei toimu looduses). Need meetodid ei võta arvesse, et looduses ei viibita enamasti ainult looduse pärast (Hartig *et al.* 2014) – sotsiaalne kontekst otsustab paratamatult, miks ja millist loodust kasutatakse.

Looduses liikumise ja viibimise sagedus on Eestis 1980. aastatest kuni 2010. aastani vähenenud, aga praeguseks uuesti taastunud 1980. aastate tasemele ([joonis 3.96](#)). Kuigi looduses viibimise aeg tänapäeval samaväärne neljakümne aasta taguse ajaga, on looduses viibimise praktikad muutunud. Tõusule on kaasa aidanud koroonakriis, mis piiras inimeste vahetuid kokkupuuteid ja suunas nad kompensatsiooniks loodusesse, linnastumisega kasvanud vajadus loodusesse naasta ja paranenud ligipääsud loodusele (suurem sissetulek, rekreatsioonija teke, taristu loomine). Kuna RMK puhkealade (2022) külastatavus ja liikumisharrastuste populaarsus (Reile & Veideman 2021) on

viimastel aastatel stabiliseerunud, võib järeldada, et väga suurt tõusu looduses liikumises ilma täiendavate ühiskonna struktuursete muutusteta lähiaastatel oodata ei ole.



Joonis 3.96. Inimeste osakaal, kes käivad sageli või mõnikord looduses, matkamas, loodust vaatlemas. Allikad: Лауристин и Фирсов 1987; Kaasik et al. 1996; Mina. Maailm. Meedia 2002, 2005, 2008, 2011, 2014; ELME2 küsitlus²¹

ELME2 küsitluse andmete põhjal saame hinnata virgestustegevuste mahtu Eesti elanikkonnas 1000 vastajaga valimi põhjal. Konsulterides EMÜ vanemlektori Marika Kosega, kelle uurimisrühm on põhjalikult uurinud loodussporti, võib väita, et ELME2 küsitluses on usaldusväärset esindatud ka harvksportialade harrastajad. Suuremat osa (u 70%) küsitlusele vastajatest saab nimetada sellisteks sportijateks, kes sportimisele suuremaid kulusid ei tee (näiteks käivad jooksmas samade jalatsitega, millega liiguvad maakodus või linnapargis). 20% on neid, kes valivad kallimaid treeningvahendeid või soetavad neid rohkem kui enamikule tavapärase. 10% vastajaist esindavad aktiivseid looduses tegutsejaid, kelle loodusest inspireeritud elustiili²² kulud on arvestatavad. Küsisime vastajatelt kulutuste mahte suurusjärgude kaupa. Arvestades, et kuigi kulutusi kiputakse üle hindama, ei suuda

²¹ Joonis toetub kolmele uuringule ja ühe uuringu viiele küsitlusküsitlile. Vastusevariandid on mõnevõrra aja jooksul muutunud. Need on olnud:

* 1983, 1994 regulaarselt + sageli (Лауристин и Фирсов 1987, Kaasik et al. 1996)

** 2002, 2005, 2008, 2011 sageli + mõnikord (Mina. Maailm. Meedia 2002, 2005, 2008, 2011)

*** 2014 Kas teil jätkub piisavalt aega järgmisteks tegevusteks: üldiselt jätkub + mõnikord jätkub, mõnikord mitte (Mina. Maailm. Meedia 2014)

**** 2023 Regulaarselt, sageli + mõnikord, vahetevahel (ELME2)

²² Elustiil (Kiisel 2020) on inimese selliste sarnase eesmärgiga tegevuste koherentne kimp, mis pole ühiskondlikult ette kirjutatud (nagu tööleping, haridustee, eaga piiratud tegevused jms). Vähem või rohkem teadlik tegevuste valik, mis joondub inimese isikliku eluprojekti taha, piirates vaba aega ja ressursse, mida saaks kasutada teistele tegevustele. Elustiil pole seega ühekordne RMK matkaraja külastus ega ka rahvamajanduslikult mõõdetav rekreatsioon, vaid individuaalne sisemine tung tegutseda looduses ja selles tegevuses järjest paremaks muutuda. Elustiil muutub arenedes aja- ja rahamahukamaks ja tasapisi imbub ka teistesse elupraktikatesse (nt söögitegemise armastus muutub elukutseks või ettevõtteks) või „jahtub maha“ ja asendub mõne teise elustiiliga. Elustiil hõlmab kulutusi meediale (ajakirjad, blogid jm sotsiaalmeedia), ekspertsuhtlusele (konverentsid, koolitused, haridus, kirjandus), läbikäimisele mõttekaaslastega (seltsid, huvireisid), toodetele-teenustele (kaamera, paat, saapad, nutirakendused, jne), mobiilsusele (kaugemad sihtkohad, ajutine majutus).

inimesed meelde tuletada kõiki kulusid, mis paigutuvad semantiliselt teiste kulude alla (nt transport, jalatsid jne), lähtusime arvutamisel vahemiku ülempiirist. Üksikute loodusharrastuste kulusid on uuritud ka varem. Näiteks harrastuskalameeste uuringu andmetel viiendik kalameestest justkui ei teegi kulutusi, 5% kulutab aga üle tuhande euro aastas. Keskmiselt kulutab kalamees oma harrastusele 201–280 eurot aastas (Eesti harrastuskalapüügi... 2021).

Testisime aktiivsete harrastajate aastaseid kulutusi ka kvalitatiivselt, arutades avalike allikate põhjal läbi tüüpilised kuluartiklid (nt matkaja puhul magamismatt ja -kott, seljakott, söögivalmistamise tarbed, matkajuhi teenus, binokkel, saapad, riietus, transpordikulu jne, arvestades seda, et aktiivsel matkajal on ka samu esemeid mitmeid, kuid ta uuendab oma varustust pika aja jooksul ja kasutab ka kasutatud varustust) ja selgitades välja nende hinnad (internetiotsinguga teenuste ja kaupluste hinnakirju uurides). Selliste testide tegemine näitas, et küsitluse tulemused on üldjuhul usaldusväärsed – vähestel puhkudel ületab kulude maht 5000 euro piiri. Et looduses tegutsevad inimesed harrastavad sageli mitmeid loodusharrastusi, mille puhul kulud kattuvad (vt **tabel 3.44** ja **joonis 3.98**), jätsime kulud iga üksiku loodusharrastuse või -praktika kohta välja arvutamata ja lähtusime inimeste ütlustest loodusharrastuse kulude kohta terviklikult (vt **tabel 3.40**).

Tabel 3.40. Kulutused looduses liikumise või tegutsemise harrastustele ühe aasta jooksul (riietus, hobiajakirjad, varustus, reisid-väljasõidud huvipakkuvatesse sihtkohtadesse Eestis, sh kütus, majutus). ELME2 küsitlus

Kulude suurusjärg	Vastajate osakaal (%)	Kulud tuhande inimese kohta (eurot)
ei tee looduses liikumisele ja tegutsemisele eraldi kulutusi	38	0
kuni 100 eurot	29,5	29 500
kuni 500 eurot	22	110 000
kuni 1000 eurot	8,5	85 000
kuni 5000 eurot	1,8	90 000
rohkem kui 5000 eurot (arvutustes 10 000 eurot)	0,2	20 000
kokku	100	334 500 eurot

Küsitluse andmed ei püüa siiski kinni väga aktiivsete loodusharrastustega inimeste kulusid, mis ületavad keskmise inimese kulutused suurelt. Näiteks kallite loodusharrastuste kulutused (purjetamine, motosport jt) ulatuvad 140 000 euronni aasta kohta. Võib küsida, kas loodusharrastuste kulud tehakse looduse pärast või muudel põhjustel. Loomulikult pole sellele ainuõiget vastust, aga näiteks M. Kose uurimisrühma analüüsid näitavad, et harrastajate esimene motivatsioon on loodus (Erit et al. 2022).

Laiendades küsitluse tulemusi kogu Eesti elanikkonnale, võime järeldada, et Eesti täiskasvanud elanikkonna kulud looduses liikumise või tegutsemise harrastustele on **suurusjärgus 320 miljonit eurot aastas**.

3.4.4.2. LOODUSTURISM

Loodusturismi all mõõdame tarbijakulutusi, mis ei kattu üldjuhul loodusharrastuste tarbijakuludega. Näiteks kettagolfi mängija või purjetaja kulutused oma harrastusele tekivad sõltumatult sellest, kas nad külastavad looduses toimuvaid festivale või maakodu.

Loodusturismiga kaasnevate tarbijakulude hindamiseks kasutasime ELME2 küsitluse andmeid (loodusturismi mahud) ja dokumendianalüüsi: internetipäringud teenuste hinnavahemike väljaselgitamiseks ja varasemaid küsitlusi (siinkohal: Eesti elanike... 2020 ja Küllastajaseire RMKs... 2021) selle kohta, milliseid kulutusi inimesed looduses liikumisele teevad (vt tabel 3.41). Hinnapäringud kajastavad keskmisi turismiteenuste hindu, küsitlustes on palutud inimestel kirjeldada kulutusi kõigile kuluartiklitele. Kõige sagedasemad kulud, mida loodusturismi uuring väljendab, on transpordi ja toidu kulu, kulutusi majutusele ja teistele teenustele ei tehtud nii sageli. Näiteks giiditeenusele kulutati väga harva, peamiselt tasulise majutusega reiside pakettide osana. RMK küllastajaseire peegeldab pigem ühekordse loodusliku sihtkoha (matkarada) küllastamise raames tehtud kulutusi: oste kauplustes, toitlustuskohtades, bensiinijaamades, harvem majutust. Kulutusi ei tee kõik loodusturistid, arvestasime keskmist kulu vastaja kohta. Varasemalt mõõdetud turismikulutused korrutasime uuringu perioodil aset leidnud suure inflatsiooni tõttu läbi tarbijahinna indeksiga (Loodusturismi uuringu (Eesti elanike... 2020) puhul 2020. aasta viimane kvartal võrrelduna 2022. aasta viimase kvartaliga – 32%, RMK küllastajaseire uuringu puhul 2021. aasta III kvartal võrrelduna 2022. aasta IV kvartaliga – 28%) (Tarbijahinnaindeksi kalkulaator 2023). Turismikulutused, mida varasemates küsitlustes ei arvestatud, lisasime tänaseid hindu arvestades juurde. Näiteks looduses toimuvate kultuuriürituste ja festivalide kulu tuhande täiskasvanud elaniku kohta saame nii: 1048 (kordade arv tuhande vastaja kohta) \times kulud (60 eurot osalustasu + 62 eurot reispäeva kulu \times tarbijahinnaindeks 1,32) = 148 648 eurot.

Kultuuriürituste ja festivalide puhul võtsime arvesse, et neljapäevast festivali ei väisata tervikuna, vaid ka ühe päeva kaupa. Keskmise küllastusaja määratlesime kahele päevale. Õppereisid ja koolitused määratlesime ühepäevaste, majutuseta ettevõtmistena, mille sees on kohaliku loodusega tutvumise komponent (nt koolitusplokkide vahel loodusetuur, giidiga retk). Koolituse hinnad on väga suure varieeruvusega ja toimuvad sageli teistel teemadel kui loodus (nt looduslikus keskkonnas toimuv turundusvõtete omandamise koolitus). Turismisihtkohtade, maakodu ja puhketalude küllastamise kulude hindamisel saime toetuda üksnes küsitlusandmetele. Laagrite (kestus 3–7 päeva, lähtume viiepäevasest kestusest) ja korraldatud matkade (lähtume kolmepäevasest kestusest) puhul võtsime arvesse ka nende ürituste tavapärast hinda (mis sisaldab enamasti ka majutust ja toitlustust) ja üritusele liikumise kulusid.

Tabel 3.41. Kulutused loodusturismile eri tüüpi tegevuste lõikes. Allikad: ELME2 küsitlus (kui aastaarvu pole märgitud), Eesti elanike... 2020 (aastaarvuga 2020) ja Külastajaseire RMKs... 2021 (aastaarvuga 2021)

	Kordade arv aastas (1000 elaniku kohta)	Kulu keskmise külastuse kohta	Kulu tuhande elaniku kohta (eurot)
Looduses toimuvad kultuuriüritused, festivalid	1048	60 eurot keskmine osalustasu ja kahe tasulise majutusega reispäeva kulu (2020. aastal 31 eurot)	148 648
Looduses toimuvad koolitused ja õppereisid	365	Loodusprogramm 15 eurot ja ühepäevase loodusreisi kulu (2021. aastal 28,5 eurot)	18 808
Turismi sihtkohad looduses, nt Tuhala nõiakaev, pankrannik, loomapark	1618	2021. aastal 28,5 eurot külastaja kohta päevas; 2020. aastal ühepäevase reisi kulu 24 eurot	36 530
Korraldatud matkad, nt roheliste rattaretked, giidiga räätsamatkad	317	Osalustasu 80 eurot ja 2 tasuta majutusega reispäeva kulu (2020. aastal 20 eurot)	42 098
Looduses toimuvad (spordi-, paastu-, noorte-) laagrid	200	200 eurot osalustasu ja kaks tasuta majutusega reispäeva kulu (2020. aastal 20 eurot)	50 560
Turismitalud, puhkemajad (st tasuta majutus)	850	Tasulise majutusega, tüüpiliselt kolmepäevase reisi kulu (2020. aastal 110 eurot)	93 500
Maakodu	4859	Kaks tasuta majutusega reispäeva kulu (2020. aastal 20 eurot päev)	52 800
KOKKU			442 944

Laiendades tabelis 3.41 esitatud hinnanguid kogu Eesti täiskasvanud elanikkonnale (958 455 inimest vanuses 16–75 aastat), saame koondhinnangu siseturismi kuludele Eesti looduses: **424,5 miljonit eurot aastas**. Ühiskondlike tingimuste samaks jäädes (nt piirid välismaale reisimiseks jäävad lahti, elatustase ei muutu) see summa lähiajal looduskülastuste kasvu tõttu ei kasva, see saab kasvada teenuste arengu toel.

Väliturismi mahtu loodusturismis võib arvutada kaudselt selle järgi, kui suure osa turistidest moodustavad välituristid. Statistikaamet koondab majutusasutustes majutunud inimeste arve riikide kaupa. Majutusasutuses viibivad välituristid ilmselt sagedamini kui eestlased, samas pole kindel, kas nende reisi huvi struktuur on sarnane eestlastega. Arvestades looduse rolli Eesti kui riigi turundamises, võib eeldada, et loodusel on siia tulnud välituristi jaoks siiski tähtis roll. Koroonakriisi tõttu vähenesid nii reisimise mahud kui ka välismaalaste osakaal Eestis reisijate seas arvestatavalt. Mõlemad näitajad on siiski tõusuteel, olles peaaegu saavutanud 2019. aasta taseme. Edasine tõus on aga keerulise julgeolekuolukorra ja alanud majanduslanguse tõttu kaheldav. Seega võib aluseks võtta

2019. aasta välituristide osakaalu, et arvutada välituristide kulusid loodusturismile (vt tabel 3.42): eestlaste loodusturismi kulude hinnang (424,5 miljonit) * 60 (välituristide osakaal) / 40 (Eesti turistide osakaal) = 637 miljonit eurot. **Sise- ja välituristide kulutused turismile Eesti looduses võib seega hinnata miljardile eurole.**

Tabel 3.42. Välituristide osakaal Eesti turismis majutujate näitel, hinnang loodusturismi kuludele (Eesti majutusettevõtete... 2019–2022)

Aasta	Välituristide osakaal majutujate seas	Majutujate mahud võrrelduna 2019. aastaga
2019	59%	100%
2020	34%	52%
2021	26%	56%
2022	45%	86%

Loodusturismi kõrval on asutud uurima ka pärandturismi võimalusi (Valk *et al.* 2021). Selle materiaalne pool hõlmab nt arheoloogilisi paiku, pärandmaastikke, pärimus- ja pühapaiku, liikumisteid; vaimne pool nt loodusobjektide kohapärimus, korilus, üritused, mida annab siduda loodusobjektidega (nt osaluskogemus jahi- või kalastusüritusel, matkadel). Samas ei pruugi loodus- ja pärandturismi tarbijakulutuste eristamine olla realistlik ülesanne, sest nende erinevused ei kajastu kasutatud meetodikas.

Jahiturism. Välisriigi kodanikele väljastatud jahitunnistuste alusel kasvas jahiturism sarnaselt väliturismiga möödunud kümnendi keskpaigani (2012. aasta 3593 pealt 2014. aasta 4773ni ehk kolmandiku). Aga 2014. aastal jõudis Eestisse seakatk ja jahis osalevad Soome jahimehed soovisid eelkõige just metsseajahti. Nende külastused Eestisse ei taastu Eesti Jahimeeste Seltsi spetsialisti Lea Truska sõnul seni, kuni katk Eesti metsades levib. Siiski ei kahanenud välisriigi kodanike osalus jahis väga palju – 2019. aastaks langes tunnistuste arv 3190 juurde. 2020. aastal jõudis Eestisse koroonaviiruse epideemia, mis pani piirid riikidevahelisele liikumisele (2020. aastal – 990 tunnistust, 2021. aastal 2212 tunnistust, 2022. aastal 2759 tunnistust) (Aastaraamat... 2022, Eesti Jahimeeste... 2017, Eesti Jahimeeste... 2023,). Et ootamatusi võib ette tulla veelgi, ei saa järeldada, et jahiturism saaks lähema kümne aasta jooksul kasvatada suuremaks kui 4000 jahitunnistust aastas. Ka jahindusspetsialistide arvamusi uurinud Rabakukk (2019) leiab oma magistritöös, et Eesti jahiturismil pole kasvuruumi. Samas töös on eksperthinnangu põhjal pakutud välismaise jahituristi kulutusteks Eestis 1500–2000 eurot. **Sellest lähtudes võib jahiturismi tarbijakulude maht ulatuda 2000 × 4000 = 8 miljonile eurole aastas.** See kulub jahindusorganisatsioonide kulude katteks.

Välisriigi kodanikele väljastatud jahitunnistuste arv on näitaja, mis aitab hinnata välismaiste jahituristide kulutusi. Üldjuhul käib turist Eesti jahitunnistusega jahil ühe korra. See kehtib küll ühe aasta, kuid Saarte jahiseltsi juhi eksperthinnangul on sama tunnistusega jahil käijaid väga väike hulk – reeglina käiakse jahil ühe nädalavahetuse jooksul, teist korda jahti tulek tähendab uuesti Eestisse tulekut, milleks tuleb leida vaba ajaressurs ja katta reisikulud. Tõenäolisem on uueks jahiks siirduda mõnda teise riiki peale Eesti. Ülevaade tüüpilistest kuludest on esitatud tabelis 3.43.

Tabel 3.43. Jahituristi kulud Eestit külastades (jahindusekspertide hinnangud, majutusasutuste veebiküljed, Eesti Jahimeeste Selts)

Jahiturismi kuluallikas	Ühiku kulu
Kohapealsed sõidukulud	50 eurot
Toitlustus	100 eurot
Majutuskulu hommikusöögiga	100 eurot öö, 300 eurot kord
Jahitunnistuse, laskekatse (suuruluki puhul), jahipidamise õiguse tasu	33 eurot kord
Veelinnu jahi eel koolitus	30 eurot kord
Jahipäeva maksumus (jahisaatja, jahi korraldus)	Vähemalt 50 eurot päev, kord 100 eurot
Jahimälestise tasu erilise väärtusega looma eest	150–3000 eurot kord
Turisti tarbijakulud korra kohta (eelnevad kokku, trofeeta)	Minimaalselt 600 eurot kord
Turisti tarbijakulud eduka jahi korral (trofeega)	800–4000 eurot kord

Majutuskulude suurus sõltub viibimise ajast, mis on tavaliselt üks nädalavahetus, st kaks ööd. Kohapealsete sõidukulude ja toitlustuse hind sõltub sellest, kuidas on jahimehe vastuvõtt kohapeal korraldatud. Kui jahiseltsid üksteisel sõpradena piiriüleselt külas käivad, ei pruugi turisti tavapäraseid tarbimiskulusid üldse tekkida (sõidukuludele lisandub ainult lubade kulu 33 eurot). Jahituristile pakutakse kaasa kas saatja või kaasatakse ta juba korraldatud jahti, mille eest küsib jahiselts tasu (alates 50 eurost). Kui jaht õnnestub, tasub turist eraldi ka jahitrofee (koljud, sarved, kihvad) eest. Selle hinnad algavad 150 eurost (nt sokk) ja võivad hirvede puhul ulatuda 3000 euroni. Tasu kaasneb kuni kolmandiku kütitud loomadega, suured trofee tasud on aga marginaalsed (1%). Iga selts hindab trofee väärtust ise alustel (nt looma kaalu, sarve harude, vanuse järgi), mis teeb trofeede hindamise raskeks. Samuti on teadmata on kütitud ulukite arv jahitunnistusega välituristide seas. **Tabeli 3.43** põhjal võib väita, et Rabakuke (2019) töös esitatud eksperthinnang (8 miljonit eurot aastas) peegeldab jahiturismi kulude ülemist piiri.

3.4.4.3. LOODUSE TERVISEHÜVED

Kokkupuudetel loodusega on mitmeid positiivseid mõjusid tervisele. Jimenez *et al.* (2021) ülevaate järgi on leitud positiivseid seoseid näiteks kognitiivsete funktsioonide, ajutegevuse, vererõhu, vaimse tervise, kehalise aktiivsuse ja une kvaliteedi paranemise või säilimise vahel, väiksema südame-veresoonkonna haiguste riskiga. Enamiku tervisekasude hindamine vajab põhjalikumat analüüsi kui siinkohal võimalik. Looduses viibimise tervisetulu hindamisel lähtume varasemate uuringute tulemustest ja püüame ELME2 küsitluse toel hinnata, kui kohased need hinnangud Eestis on. Põhilised meetodid, mida looduse tervisekasu arvutamisel kasutatakse, on (Buckley *et al.* 2019):

1. Tervena elatud eluaastad (*quality-adjusted life year* ehk QALY). Üks subjektiivsemaid, kuid lihtsamini kasutatavaid meetodeid, mis ühendab teadmise looduses viibimise rollist elua pikkuses ja kvaliteedis

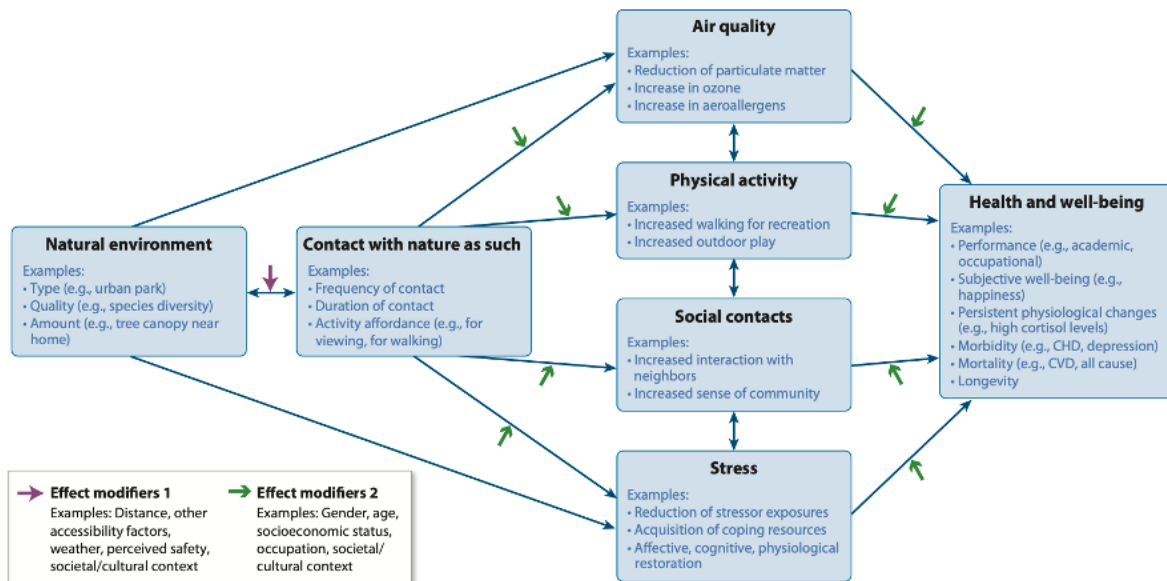
ning patsiendi välja pakutud tervelt elatud aasta väärtuse (enamasti vahemikus 50 000–250 000 dollarit). Teadmised looduses viibimise tervisemõju ja QALY hinna kohta Eestis puuduvad.

2. Kaheastmeline ülekanne (*two-step transfer functions*). Tervise heaks tehtud tegevuste – näiteks looduses viibimise – roll (teiste tegurite seas) terviseseisundi parandamisel, võrdlus sama seisundi saavutamiseks tehtud kulutustega meditsiiniteenustele. Eelnevalt tuleb määratleda seisundid, millest paranemisele loodus kaasa aitab ja mille ravimiseks tehtavaid kulutusi uurida. Eestis puuduvad ülevaated terviseseisundi saavutamiseks vajalike meditsiiniteenuste kulutuste kohta.

3. Tervisekulude seostamine looduses liikumisega (*direct correlations with costable parameters*) Mõõdab meditsiiniteenustele tehtud kulutusi (sh töölt puudumisest kaotatud tulu) inimeste endi ütluste põhjal, hinnates looduse külastamise rolli nende kulutuste suuruses. Käesolevas aruandes terviseseisundit ei uurita.

Nendel meetoditel on mitmeid kitsaskohti (Buckley *et al.* 2019), eeskätt selles, et nende abil arvutatud hinnad erinevad suurusjärgudes. Jõukamad inimesed ja hindavad enda tervena elatud eluaasta hinda kõrgemalt kui vaesemad. Looduses liiguvad ka inimesed, kelle tervis pole halb ja vastupidi. Looduses liikumine võib hästi mõjuda ka nendele, kelle seisund ei ole halb (nt vaimse tervise probleemide ennetus) ja kuigi halva tervisega inimene ei pruugi kunagi terveks saada, on seisundi stabiilsena hoidmiseks vaja sageli siiski looduses liikuda. Seega on loodushüve olemasolu ja tervise parendamise vahelist põhjuslikku seost raske näha ja kvantifitseerida. Terviseseisundist on inimestel ja arstidel erinev arusaam – kui inimene hindab end küsitluses terveks, ei pruugi teha seda arst; ja vastupidi. Kuigi terviseseisundi ravimise kulusid võib hinnata, ei tähenda, et saadud arvude põhjal tohib tuletada alternatiivse ravi- või ennetusmeetodi (looduse) hinna. Samuti ei oska inimesed sageli ise hinnata tervisele tehtavaid kulutusi.

Hartig *et al.* (2014) toob välja neli põhilist faktorite gruppi, mille läbi loodus inimese tervist mõjutab (vt [joonis 3.97](#)): õhukvaliteedi roll, füüsiline aktiivsus, sotsiaalne sidusus ja stressi maandamine. Järgnevalt neist neljast faktorite grupist lähemalt.



Joonis 3.97. Viisid, kuidas loodus panustab tervisemõjudesse (Hartig et al. 2014: 213)

Õhukvaliteet. Looduslikud alad aitavad vähendada õhusaaste halba mõju inimesele. Õhusaastest tulenev akuutne ja krooniline mõju inimese tervisele on Eestis 2022. aasta uuringu järgi vääringus 666 miljonit eurot (Orru *et al.* 2022). Paraku asuvad seda leevendavad rohealad inimeste elualadest kaugemal (vt peatükk 3.4.2.5. Õhusaaste puhverdamine). Looduslike alade vähenedes kasvab õhusaaste kulu inimestervisele ja ühiskonnale veelgi.

Liikumine. Eesti inimene väidab ELME2 küsitluse põhjal, et tema liikumisest moodustab looduses liigutud aeg keskmiselt 32%. See number võib olla eksitav, näiteks kui vähese liikumisega inimene liigub looduses enamiku ajast ja aktiivne liikuja looduses ei liigu. Püüdes ka looduses liikumise tegelikke koguseid kokku liita (arvutades kokku intensiivse liikumise korrad nagu jooks, rattasõit, kepikõnd jne ja võrreldes seda inimese ütlustega selle kohta, mitu korda nädalas ta intensiivselt liigub), saime ikkagi sarnase näitaja (33% liikumistest toimub looduses).

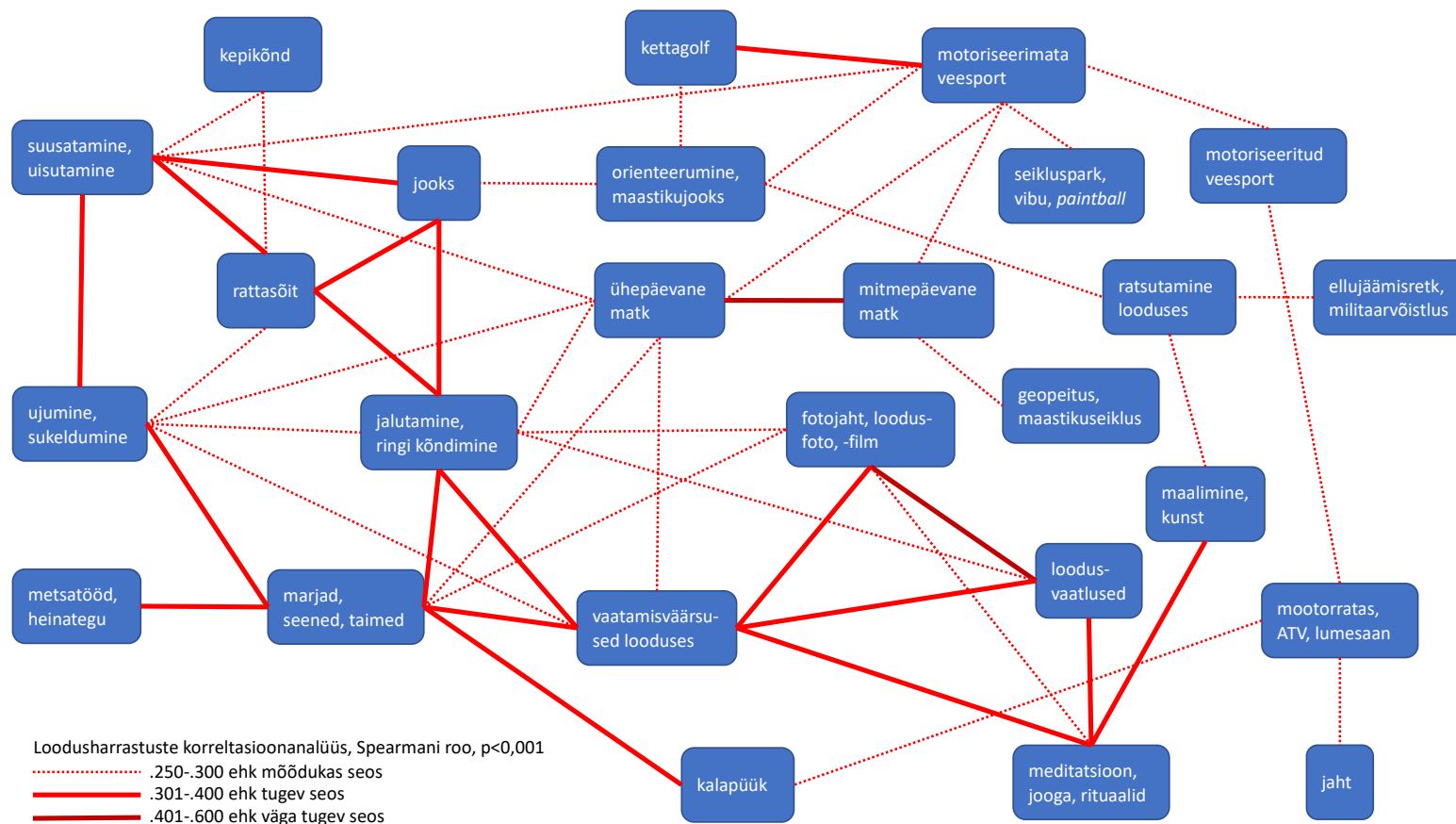
Looduses liikumise ja tegutsemise harrastused on omavahel tugevalt seotud – inimesed, kes looduses juba liiguvad, leiavad sealt inspiratsiooni ka teisteks loodusharrastusteks. Looduses tegutsemine nõuab teadmisi, oskuseid ja vahendeid, mille varal on võimalik omandada uusi harrastusi, aga mille puudumisel on ka keerulisem esimest loodusharrastust juurutada. Klasteranalüüs (K-keskmised) rühmitas ELME2 küsitlusele vastanud loodusharrastuste keskmise sageduse alusel kõige paremini kolme rühma (vt tabel 3.44, ANOVA < 0,001), mida nimetame järgmiselt: üliaktiivsed harrastajad, mõõdukad harrastajad ja väheaktiivsed harrastajad. Rühmitusest arvasime välja loodusharrastused, mis rühmituses vastajaid ei eristanud. Välja jäänud harrastused on sellised, mida tehakse vähem looduse ja rohkem teiste põhjuste pärast (seltskondlikult eestvõetud tegevus, võistlemine, haruldane spordiala, organisatsiooniline tegevus). Esimene, üliaktiivsete harrastajate rühm oli liiga väike, et seda eraldi esitada. Loodusharrastuste põhimaht on koondunud teise, mõõdukate harrastajate rühma (11%

vastajaist), kus kalduvus kõikideks loodusharrastusteks on väga suur. 50% mõõdukatest harrastajatest leiab, et looduses liikumine moodustab nende liikumise kogumahust poole. Samas väheaktiivsete harrastajatest (89% vastajatest) vaid 16% arvab, et looduses liikumine moodustab poole nende liikumise kogumahust (täiskasvanud vastajate hulgas on see protsent 19%). Et loodusharrastused on n-ö kokku pressitud väikesesse rühma (loodus on elustiili komponent, mitte universaalne elukeskkond nagu sajand tagasi), on nad ka omavahel üldjuhul statistiliselt seotud. Tugevamad seosed on toodud välja **joonisel 3.98**. Sellest korrelatsioonanalüüsist nähtub, et loodusharrastused jaotuvad mitmesse omavahel tugevamalt seotud rühma: rahvasport (nagu jooksmine, rattasõit, ujumine, jalutamine jm), korilus (nt seenel käimine, kalapüük, looduses jalutamine jm), looduse vaatlemine, kogemine ja jäädvustamine (nii fotojaht kui spirituaalsed praktikad, loodusmaal), samuti looduses seiklemise harrastused, millel on omavahel eelkõige nõrgemat laadi seosed, kuid mis on mitmekülgsest seotud teiste loodustegevustega. Jaht seisab joonisel võrdlemisi üksi – selle seosed teiste loodusharrastustega on vähesed ja nõrgad.

Korrelatsioonijoonis aitab teadvustada seda, et kui muutuvad looduslikud tingimused (näiteks kaob marjakoht või kaunis loodusvaade), ei avalda see mõju ainult ühele tegevusele. Kui inimesel pole sihtkohta, kus süüa peotäis mustikaid, võib tervisele kasulik jalutuskäik ära jääda. Kui kaob inspireeriv vaade, võib ära jääda taastav päev värskes õhus akvarellide ja pintsliga. Asenduskohtade puudusel võivad ka harrastused hääbuda. Kui vaadata loodusharrastusi terviklikult, siis ei erista need vastajaid sotsiaaldemograafiliste tunnuste poolest (sugu, vanus, haridus, toimetulek jne) – midagi on siin igale eripäraste vajaduste ja eelistustega rühmale.

Tabel 3.44. Loodusharrastuste sagedus aastas 1000 vastaja kohta ja inimese kohta nii mõõdukate kui ka väheaktiivsete rühmas, keskmiselt vastaja kohta (allikas: ELME2 küsitlus)

	Loodusharrastused, tegevused looduses <i>Kui sageli käite Te...</i>	Soorituse korrad aasta jooksul			
		1000 vastaja kohta	Inimese kohta		
			Mõõdukate harrastajate rühm (11%)	Väheaktiivne rühm (89%)	Keskmine vastaja
1	jalutamas, ringi kõndimas	47463	235,1	23,9	47,46
2	jooksmas	4791	14,1	3,1	4,79
3	rattaga sõitmas	7934	21,6	5,9	7,93
4	kepikeõndi harrastamas	3664	12,8	2,4	3,66
5	kuni ühe päeva kestvatel matkadel	1248	1,5	1,2	1,25
6	rohkem kui ühe päeva kestvatel matkadel	344			0,34
7	suusatamas, uisutamas (sh rullidel)	1733	4,3	1,3	1,73
8	ujumas, sukeldumas	5177	11,5	3,8	5,18
9	kettagolfi mängimas	665			0,67
10	orienteerumas, takistustega maastikujooksul	382			0,38
11	ratsutamas (looduses)	274	0,0	0,3	0,27
12	mootorratta, ATV, lumesaaniga sõitmas	1732	1,5	1,5	1,73
13	motoriseerimata veespordiga tegelemas (kanuu, süst, SUP-laud, lohesurf, purjetamine)	363			0,36
14	motoriseeritud veespordiga tegelemas	174			0,17
15	ellujäämisretkedel, militaarvõistlustel	144			0,14
16	seikluspargis, vibu laskmas, paintballi mängimas	320			0,32
17	geopeitust, maastiku seiklusemänge mängimas	242			0,24
18	looduslikke pühapaiku, vaatamisväärsusi külastamas	3922	6,7	3,4	3,92
19	mediteerimas, joogat tegemas, loodusrituaale sooritamas	2334	4,2	1,7	2,33
20	loodusvaatlusi tegemas (märgite üles liike, ilmanähtuseid jm)	4240	14,2	2,2	4,24
21	fotojahi, loodusfotograafiaga tegelemas, filmimas	4604	13,0	3,0	4,60
22	maalimas, kunsti loomas	1040	0,4	0,8	1,04
23	marju-seeni, taimi, looduslikke materjale korjamas	5497	13,7	4,2	5,50
24	oma pere tarbeks metsatöid tegemas, heina tegemas	3749	15,4	2,0	3,75
25	kalal	2967	6,6	2,5	2,97
26	jahil	201			0,2



Joonis 3.98. Virgestus looduses: tugevamad seosed*

* Kepikõnni seosed, motoriseeritud veespordi seos motoriseerimata veespordiga, motosporti seos kalastamisega on vahemikus .201-.249.

Hindamaks looduses liikumise väärtust inimese tervisele, ei ole sobivaid andmeid võtta. Arvukate mõjutavate tegurite tõttu ei sobi ELME2 uuringu tuhande vastajaga küsitlus tervisekulutuste jms hindamiseks. Komplekssete tervisekomponentide hinna määramiseks on mõeldud välja ka lihtsamaid tööriistu. Järgnevalt toome looduse terviseväärtuse hinnast mõned võimalikud näited.

Maailma terviseorganisatsioon (WHO) (Welcome to... 2022) on loonud tööriista HEAT, mille abil uurida eelkõige transpordilahenduste tervisemõjusid. Tööriist arvestab jalutamise-kõndimise ja jalgrattaga liikumise tervisemõjusid, võttes vajadusel arvesse õhureostuse ja liiklusõnnetuste vastupidise mõju. Tööriist on loodud populatsiooni, mitte üksikisiku või äärmuslikult sportlike inimeste tervisemõju hindamiseks. Küsitlusest saime teada looduses (sh kepikõnni vormis) jalutamise-kõndimise ja jalgrattaga sõidetud korrad inimese kohta. NB! Siin ei ole sees muid liikumisi, nt jooks, matkamine, spetsiifilisemad spordialad. Arvestasime keskmiseks liikumise ajaks inimese kohta 30 minutit. Nii saime looduses kõndimise ajaks inimese kohta päevas 4,2 ja jalgrattasõidu ajaks 0,65 minutit. Lähtusime sellest, et liikumine toimub maakohas, mitte linnas (st õhusaaste ei mõjuta) ja rahvastikust võetakse arvesse täiskasvanud elanikkonda. Tellisime tervisemõju hinnangu ühe aasta kohta. Programm andis suremusele rahalise väärtuse, võttes arvesse Eesti kõikidest põhjustest tingitud suremuse kõndimise või jalgrattasõidu tõttu (WHO *Global Health Observatory* andmetel) ja statistilise elu väärtuse (*value of statistical life*, Eestis 1 832 000 eurot). Liikumise tempo vaikimisi väärtus oli rattasõidu puhul 14, jalutamise puhul 5,3 km/h.

Analüüs WHO HEAT programmi abil näitab, et sellise looduses liikumise mahu juures (kõnd ja rattasõit) hoitakse ära 135 enneaegset surma aastas, mis tähendab rahalises vääringus **247 miljonit eurot aastas**.

WHO on loonud arvukaid mõõdikuid rahvatervise hindamiseks ja on kuulutanud head tervist tagavaks liikumise standardiks 5 liikumiskorda nädalas, mida tuleb sooritada vähemalt 30 minutit järjest nii, et see ajab hingeldama või higistama (aastas 260 korda) (Physical activity 2022). Kui me arvestame ELME2 küsitluses uuritud sobiva intensiivsusega liikumis- ja sportimiskorrad²³ vähemalt pooltunnisteks liikumiskordadeks, selgub, et keskmisel vastajal on liikumiskordi 80 (kolm korda vähem kui etalon)²⁴ ja keskmiselt 27 liikumiskorda neist sooritatakse looduses. Seega tehakse looduses tervelt 33% 30-minutilistest intensiivse liikumise sooritustest. 30-minutiliste rahvaspordi tasemel füüsilise aktiivsuse kordadele on terviseökonomikas antud QALY väärtus (panus tervena elatud eluaastasse). Beale *et al.* (2007) on arvutanud selleks väärtuseks 0,00022243. **Kui laiendada see hinnang küsitluse põhjal elanikkonnale, annavad looduses toimunud treeningu efektiga liikumiste korrad täiskasvanud**

²³ Jooksmine, rattasõit, kepikõnd, suusatamine, ujumine, discgolf, orienteerumine, ratsutamine, moto- ja veesport ja maastikumängud; sekka pole arvatud matkamist ja mitmesuguseid tegevusi, mis looduses tehakse kõndides.

²⁴ Sama arvutuskäiku rahvastiku tervisekäitumise uuringu andmetega korrates sooritavad Eesti inimesed 89 liikumiskorda aastas, kuid mainitud uuring arvestab sisse ka 16–17-aastased noored (liiguvad palju rohkem) ja arvab välja vanemad kui 64-aastased inimesed, kes liiguvadki vähem (Reile & Veideman 2021).

elanikkonna kohta 5756 QALYt, mis omakorda tagasihoidliku hinnangu puhul (QALY väärtus nt 40 000 eurot²⁵) annab täiskasvanud rahvastiku kohta võidu 230 240 000 eurot.

Sotsiaalne tervis. Hartig *et al.* (2014) toovad välja, et looduse eripärad kujundavad ka inimestevahelisi suhteid. Siiski ei ole seosed vahetud – tähtis on ruumi enese kasutusviis. Näiteks saab sotsiaalseid kontakte toetada eeskätt avalik ruum. Paljud uuringud näitavad roheluse positiivseid seoseid paremate sotsiaalsete ja vaimsete näitajatega, kuid sageli pole tegu sekkumisuuringutega, mis aitaksid tuua välja looduse täpse rolli teiste tegurite samaks jäädes.

Maailma pikimast jätku-uuringust selgub, et toetavad suhted ja kogukonnatunne on head tervist ja pikaealisust määravate faktorite seas on tähtsal kohal (Mineo 2017). Selle teadmise meetoodiline arendamine alles käib ja meetodikat rahalise vääringu andmiseks pole veel leitud. Uusberg *et al.* (2020) mõtestasid Ülemiste linnaku terviseuuringutes sotsiaalse tervise teoreetiliselt ja empiirilisel seltsivuse, kogukonnasuhete ja sotsiaalse kapitalina (omavahel tugevalt seotud tegurid). Garrett *et al.* (2023) analüüs märgalade küllastamisest näitab, et sotsialiseerumise tegevused ja lastega mängimine loodust küllastades panustas muude tegevustega võrreldes palju rohkem vaimsesse heaolusse, samal ajal kui näiteks looduses prügi korjamine kasvatas hoopis ärevuse taset. Sestap ei saa sotsiaalset, vaimset, aga ka füüsilist tegevust üksteisest päris eraldi hinnastada, sest mõjud looduse ja inimese vahel on kompleksed – tagajärg on topelthinnastamine.

Vaimne heaolu. Sarnaselt sotsiaalsetele kontaktidele kujundab looduskeskkond ka inimese vaimset, vähendades nii kokkupuuteid stressoritega (nt müra, õhureostus) kui ka pakkudes keskkonda taastumiseks stressorite negatiivsest mõjust (virgestus). Looduses viibimine parandab tähelepanuvõimet, mõttetööd ja und. Hiljutise magistratöö (Trepp 2022) tulemus näitab, et looduse kvaliteet elukohas mõjutab Eesti inimese vaimset heaolu, kuigi mõju on üsna väike.

Hea vaimne tervis aitab ära hoida kulutused ravile, hooldamisele, töövõime vähenemisele ja töökoha asendajate leidmisele, antisotsiaalse käitumise tagajärgede vähendamisele (Buckley *et al.* 2019). Austraalia näitel tehtud uuringus (*ibid*) leitakse, et kaitsealade küllastamise mõju inimeste vaimsele tervisele QALY meetodil on globaalselt 6 triljonit USA dollarit aastas (suurusjärgu võrra suurem kui globaalne kaitsealade turismi tulu aastas ning kaks-kolm suurusjärku suurem kui kaitsealade administratsioonide eelarved). Laiendades Austraalia kohta tehtud uuringut teistele piirkondadele, ei teadnud autorid siiski täpseid loodusparkide küllastamise määrasid ja QALY väärtusi teistes riikides. Austraalias, kus täiskasvanud elanikkond on 20 miljonit täiskasvanut, kellest rahvusparki küllastab vähemalt korra aastas 54–70%, on aastane vaimse tervise tulu 100 miljardit USA dollarit ehk 7,5% SKPst. Uuring (nagu paljud sarnased) kasutas kvaliteetselt elatud eluaasta hinnangu kõrval isikliku heaolu indeksit (*Personal Wellbeing Index, PWI*²⁶), mida Eestis pole sellisel kujul kasutatud. Selle tõttu ei lisanud

²⁵ Allikaid, mille põhjal määratleda QALY rahalist väärtust, Eesti kohta ei ole, kuid leiab argumenteerimata mainimise, et see võiks jääda alla 40 000 euro. Soomes on selle määraks leitud ühes analüüsis näiteks 73 638 eurot (Kari *et al.* 2022).

²⁶ Põhiküsimustikus on seitse rahuloluküsimust elustandardi, tervise, saavutuste, suhete, enesetunde, kogukonnatunde ja tuleviku turvalisuse kohta.

me seda ka ELME2 küsitluse – poleks olnud uuringut, millega taset võrrelda. Austraalia näitel oli looduspargi külastajate seas PWI väärtus teiste tegurite mõju regressioonanalüüsi abil välja arvates 2,2–3,4% kõrgem. Arvutades ökosüsteemi hüve väärtust täiskasvanud rahvastiku vaimsele tervisele, lähtuti sellest, et keskmine PWI tõus on 2,5% ja QALY väärtus 200 000 USA dollarit. Et Eesti kaitstavate alade külastajate arv (näiteks RMK puhkealade... (2022) andmetel) on sarnane ja kui eeldada, et külastamise efekt PWI tõusule on sarnane, kuid QALY väärtus on Eestis väiksem (näiteks SKP erinevustest lähtudes 46% Austraalia näidust), võiks meie **kaitstavate alade külastamise väärtus olla 2 204 446 500 dollarit**, pigem tagasihoidliku hinnangu järgi (QALY väärtus 40 000 eurot) **958 455 000 eurot**. Austraalia analüüsi autorid soovivad neid arve riigieelarve suhtes aga kindlasti mitte peegeldada, sest eelarve kulude vahetu vähendamise või tulude suurendamise võimalusi selline analüüs ei näita.

3.4.4.4. VIRGESTUSVÄÄRTUS EESTI KAARDIL

Kuna looduse kultuuriline (sh virgestus-) väärtus pole otseselt seotud looduse enda kvaliteediga, sõltudes interpreteerijast ja looduse kasutamise kontekstist, tegime kaardi, mis võtab arvesse kohti, millele „interpreteerijad“ (nt inimesed sportides või traditsioonilisi looduspraktikaid järgides) on väärtuse omistanud – kui nad neid alasid kasutavad, järelikult on neil väärtus.

Nii varasemate uuringute (Helm *et al.* 2021) kui ka ELME2 küsitluse põhjal (**tabel 3.45**) saame järeldada, et virgestusväärtus varieerub koosluste vahel. Võrreldes rahvusvaheliste sarnaste töödega, pole märgalade (sh raba) populaarsus Eestis tavapärane. Rahvusvahelistes uuringutes on meeldivamad paigad tavaliselt mets, meri ja mäed (Bernat *et al.* 2022; Komossa *et al.* 2020; Garrett *et al.* 2023) ja märgalad on pigem ebapopulaarsed. ELME2 küsitluse põhjal leidsime vaimse heaoluga seoseid nii meeldivuseelistustega kui ka tegeliku külastusega. Seega ei saa väita seda, et kõrgemad hinnangud looduslikele kohtadele oleks tingitud ainult inimese kõrgemast heaolust (lahkem tuju vastamise ajal tingib kõrgemad hinnangud), vaid selles on oma roll ka vahetul kokkupuutel loodusega. Mõju suurust on siinkohal raske määratleda, kuna ELME2 küsitlus ei hõlmanud kõiki arvukad teisi tegureid, mis heaolu kujundavad. Need vajanuks lisamahtu küsitluskavas ja mitu korda suuremat küsitletavate arvu.

Tabel 3.45. Looduslike paikade eelistamine ja küllastamise sagedus skaalal 1...5 (ei külasta üldse – viibin väga sageli) ning erinevate elupaikade seos subjektiivselt antud vaimse heaolu hinnanguga (õnnelikkus, üldine rahulolu eluga) ELME2 küsitluse (vt lisa Y) andmetel

Kooslus	Eelistus (skaala -2 kuni +2)	Küllastamise sagedus (skaala 1–5)	Küllastamise seos vaimse heaoluga. Spearmani korrelatsioonkordaja
Mets	1,18	3,45	.162**
Noor mets	0,61	2,98	.107**
Raiesmik	-1,20	1,91	.067*
Puisniit	1,36	3,24	.115**
Loopealne	0,77	2,63	.097**
Niit, heinamaa	0,70	2,80	-
Põld	0,52	2,46	-
Märgala (raba)	0,98	2,79	.121**
Karjäär, jäätmaa	-0,55	2,08	-
Mererand, Peipsi, Võrtsjärve rand	1,62	3,60	.179**
Järve, jõe kallas	1,50	3,42	.168**

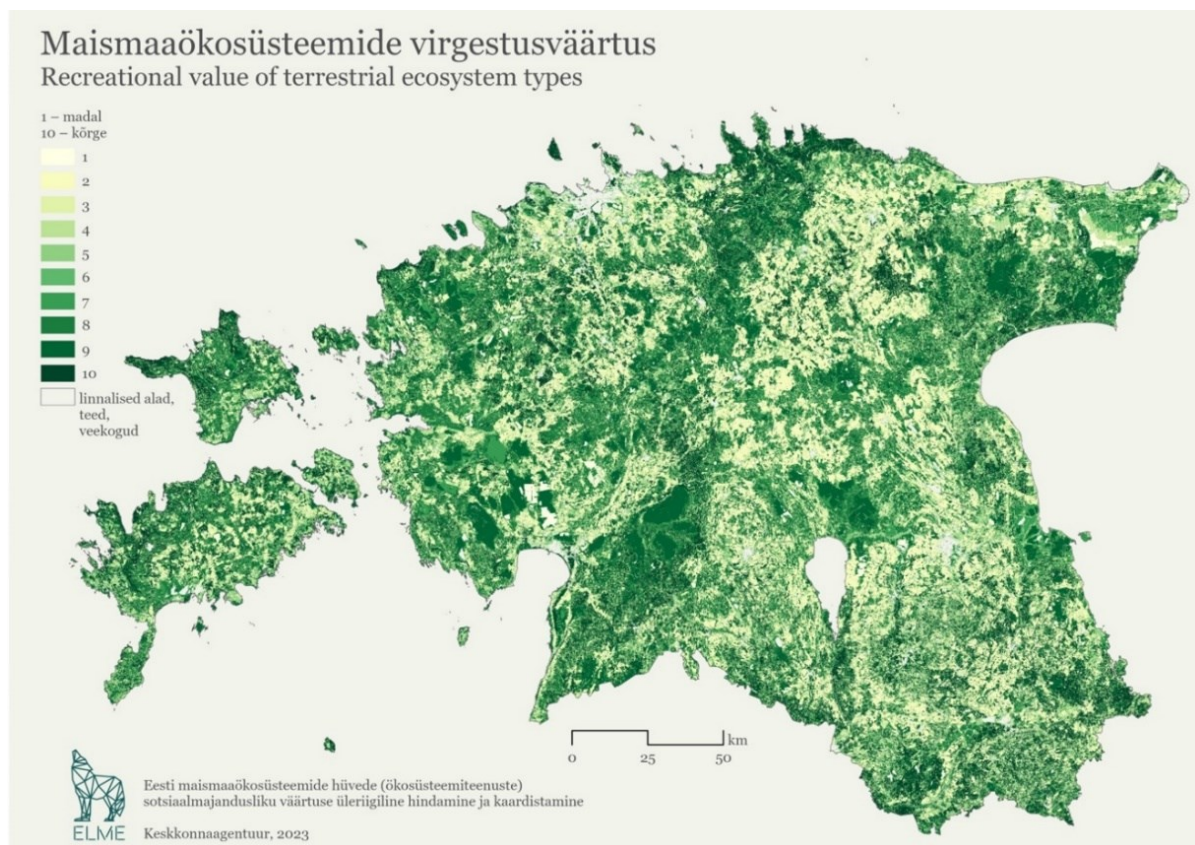
Korrelatsioonanalüüs, Spearmani roo, ** p<0,005, * p<0,05

ELME2 küsitluse tulemuste eelistatud maastikutüübid (**tabel 3.45**) on sarnased Erit *et al.* (2022) looduses sportijate uuringuga, kuigi hinnangud varieerusid harrastusalade kaupa. Näiteks rannik sobib rohkem loodusfotograafidele ja sportmatkajatele, orienteerujad ja jooksjad tegutsevad aga rohkem linnade lähedal. Ka ebapopulaarsed maastikud olid kahes küsitluses sarnased. Sarnase küllastamise pingereani jõudis ka Statistikaamet (Oras *et al.* 2023). ELME2 küsitluses kasutatud lähenemine annab aimu, millised kooslused võivad Eestis inimeste heaolusse rohkem panustada, kuigi tuvastatud seosed on nõrgad (**tabel 3.45**). Kuna aga subjektiivselt hinnatud heaolunäitajad (õnnelikkus, rahulolu eluga jm) on seotud väga paljude teguritega, sh nendega, mida ELME2 küsitluste raames ei kaetud, on tuvastatud seosed ökosüsteemide ja tunnetusliku heaolu vahel siiski oluliseks näitajaks.

Lähtudes ELME2 küsitluse tulemustest, mis näitavad inimeste koosluste eelistusi ja küllastusi (eesotsas on mets, meri ja märgala) ja uuringu autorite eksperthinnangutest, koostasime hinnangu, kuidas erinevad ökosüsteemitüübid ja nende seisund kujundavad virgestusväärtust (**tabel 3.46**). Et kõikide koosluste küllastamine käib kaasas kõrgema heaoluga, on enamik kooslustest saanud virgestusväärtuse hindeks 5 või rohkem (10 punkti skaalal). Hinnanguid kujundavad lisaks inimeste eelistuste arvestamisele ka ligipääsu ja kasutuse kriteeriumid. Näiteks raiesmik meeldib inimestele esteetiliselt vähe, aga sealt kogutakse loodusande ja kasutatakse maastikul edasiliikumiseks ja orienteerumiseks. Samas on võsastunud raiesmikud väga raskesti läbitavad. Kuigi raba inimestele meeldib, on meeldimine seotud ligipääsu tagavate laukaid ümbritsevate pervede ja laudteedega. Kui raba kasutatakse turbaväljana, muutub see tootmisalana inimestele ligipääsmatuks. Karjäärid muutuvad pärast tootmise lõppu jälle avatuks, kuid populaarseteks küllastuskohtadeks muutuvad neist loodust taastamata siiski vähesed. Ka põld on kättesaamatu ala (kellegi toomisala ja omand), kuid avarate vaadete pakkujana on põld virgestujale oluline. Ökosüsteemide virgestusväärtuste hinnangust jäävad välja õuealad, teed, jäätmaad jms, samuti veekogud, mis ei ole maismaaökosüsteemi osa (hindame nende kaldaid, vt **tabel 3.47**). Kooslustele antud virgestusväärtuse eksperthinnangute kaart on kujutatud **joonisel 3.99**.

Tabel 3.46. Ökosüsteemide baas- ja seisundiklassidest olenevad eksperthinnangud koosluste virgestusväärtusele (vt ka raporti lisa X). Seisundiklasside täpsed tähendused on leitavad nt ptk-st 3.3.1

Ökosüsteemide baas- (nimetus) ja seisundiklassid (A–F)	Ekspert-hinnang virgestusväärtusele (kaal 1...10)
puisniidud ja puiskarjamaad A, B seisundiklass	10
palu-, laane-, loo-, nõmmemets A, B, A–B, A–C, C klass	10
rannaniidud, loopealsed, lubjarikkad, viljakad ja lubjavaesed aruniidud, kadastikud, nõmmeniidud, paeplaadid niitudel, kanarbikunõmmed A, B	9
raba, siirdesoo A1, A2, B1, B2	9
salu-, rabastuv, samblasoomets A, B, A–B, A–C, C	9
rannikukooslused (Loodusdirektiivi elupaigad)	9
sooviku- ja kõdusoomets A, B, A–B, A–C, C	8
sinihelmika-, lammi-, soostunud- ja servaniidud ning muud niisked rohumaad A, B	8
puisniidud C ja D, puiskarjamaad C, rannaniidud C seisundiklass	8
muud rannikukooslused	8
laukad	8
lammisoo, madal soo A1, A2, B1, B2	7
niidud C seisund (v.a puisniidud-karjamaad ja rannaniidud ning servaniidud), C klassi muu karjatamine metsas ja D klassi puiskarjamaad	7
rohusoomets, puudulike andmetega mets ja mets tugeva inimõjuga pinnasel A, B, A–B, A–C, C	7
ka kinnikasvanuna ilusamad niidud (kuivad aruniidud, nõmmeniidud, kanarbikunõmmed-niidud)	6
raba, siirdesoo C1, C2 klass ja määratlemata seisundiga raba	5
raiesmik (metsa E seisund) olenemata tüübirühmast	5
määratlemata seisundiga nõmme-, palu-, laane-, loo-, salu-, rabastuvad ja samblasoometsad	5
märjemad, lopsakamad või kehvad klassis tiheda võsakasvuga D1 ja D2 klassi niidud (rannaniidud, loopealsed, sinihelmikaniidud, lamminiidud, soostunud niidud, viljakad aruniidud, kadastikud, muud niidud), servaniidud C klass	5
muu karjatamine metsas D1, D2	5
põld A, B	5
noored metsad (metsa seisundiklass D, F) olenemata tüübirühmast	4
määratlemata seisundiga sooviku-, rohusoo-, kõdusoo- ning puudulike andmetega ja tugeva inimõjuga pinnasel metsakooslused	4
lammisoo, madal soo C1, C2 ja määratlemata seisundiga madal soo	4
servaniidud D klass	4
määratlemata põõsastikud	4
roostikud	4
põld C	3
põld D ja teadmata kasutusega põld	2
taimkattega karjäärid	2
taimkatteta karjäärid	1
tugeva kuivendus-/kasutusmõjuga sood (D, E seisund, turbaväli, jääksoo)	1



Joonis 3.99. Ökosüsteemitüüpide ja seisundiklasside virgestusväärtus kaardil (eksperthinnang skaalal 1 – madal kuni 10 – kõrge); vt ka tabel 3.46 ja lisa X)

Lisaks ökosüsteemi tüübile ja seisundile mõjutab looduse virgestusväärtust veel rida faktoreid: taristu olemasolu (lõkkekohad, matkarajad), vaatamisväärsuste või huvitatavate loodusobjektide olemasolu jne. **Tabel 3.47** koondab andmed, mis peegeldavad inimese virgestava mõjuga tegevusi ja sihtkohti maastikul või suurt potentsiaali maastikku selleks kasutada. Lähtusime maastikele ja nende elementidele hinnanguid andes ELME2 küsitlusest ja eksperthinnangutest. Üldjuhul on suurema virgestusväärtusega punkt-element, mis on inimeste liikumise sihtkoht, sellele järgneb joon-element, mis suunab inimese liikumist, veelgi väiksema väärtusega on ala, millel inimese virgestustegevus hajub (vrld KAH-ala ja matkaplats). Iga punkt- ja joontunnuse ümber arvestasime üldjuhul puhverala 200 meetrit, mille ümber inimene rohkem liigub või mille kaudu loodusväärtuseni jõuab; pindobjektidele üldjuhul puhvrit ei lisatud. Seda reeglit kujundab ümber virgestustegevuse seotus kindla maastikuga (nt orienteeruda saab ka mujal kui selleks loodud maastikul), objektide või alade suurus ja rohkus (nt kui rändrahn ja looduslikke pühapaiku on palju, siis igaüks neist eraldiseisvalt suurt küllastajate arvu ei pälvi). Arvestasime ka inimeste looduspraktikate tüüpilisust, nt jalutuskäigud on alati olnud sagedasemad kui kalmistute külastused. Tegevused, millega kaasnevad muud hüved, nt marjad-seened, said virgestuse eest veidi vähem punkte, et mitte peegeldada muid väärtusi. Liitsime kõik kihid omavahel **joonisel 3.100**, omistades neile **tabelis 3.47** toodud kaalud ning välistades ELME2 baaskaardi järgi inim mõjulisse klassi „õuealad, teed, jäätmaad, rannikule mittejäädav liivased ja klibused alad“ kuuluvad alad ning veekogud.

Tabel 3.47. ELME2 küsitlusel ja eksperthinnangutel põhinevad maastike, loodusväärtuste ja taristuelementide virgestusväärtused

Maastikud, loodusväärtused, virgestustaristu	kaal (1...10)
Virgestustaristu looduses: rajad, puhkekohad koos ehitiste-rajatistega, vaateornid jms	9
Aktiivse puhkuse kohad looduses: discgolf, ujumiskohad, suusamäed jms	8
Mere, jõgede ja järvede kaldad	8
Loodusobjektid: allikad, rändrahnud, koopad karstivormid jms	7
Looduslikud pühapaigad: hiied, ristipuud, lohukivid jms	6
Kaitstavad alad (rahvuspargid, looduskaitsealad, maastikukaitsealad, hoiualad, kohaliku kaitsega alad, kaitstavad pargid)	6
RMK KAH-alad (kõrgendatud avaliku huviga alad)	6
Kalmistud	6
Orienteerumismaastikud	6
Maastike mitmekesisus (keerukus, liigestatus, mosaiiksus)	6
Väärtuslikud maastikud	3
Loodusvaatluste tegemise tõenäolised paigad	3
Avalikus ja avalik-õiguslikus omandis maa	3
Marja-seenekohad	3
Looduslike ökosüsteemide tüüp ja seisund (tabelist 3.46)	1...10

Kõrgeim kaal anti aladele, kus on olemas looduses käimist suunav ja toetav taristu ehk aladele, kus on erinevad loodusrajad (nt matka- ja jalgrattarajad, matka- ja laudteed, õpperajad jm), looduses puhkamisega seotud hooned (nt metsaonnid) ja rajatised (nt lõkkealused), vaateplatvormid ja -ornid jms. Värskeimad andmed pärinevad REGIOst (19.09.22) ja RMKst (15.02.23), mida täiendavad võimalusel ELME1 raames koondatud Geodata Arenduse atlase andmebaasi vaateornide ja -platvormide andmed (2020. a augusti seis) ning Keskkonnaametist saadud matkaradade andmed (2020. a seis).

Samuti said kõrge kaalu aktiivsemat liigutamist nõudvate loodusharrastustega seonduvad paigad: looduses asuvad suusa- ja terviserajad, hüppemäed ja mäesuusanõlvad, ujumiskohad ja ametlikud rannad, surfamis- ja sukeldumiskohad ning paadilaenus- ja -vettelaskmiskohad, golfi ja discgolfi mängimise paigad ning ATV-rajad, erinevaid vabaõhu-seiklus- ja elamusturismi ning sportimisvõimalusi pakkuvad paigad, sh ratsutamisväljakud ja palliplatsid. Andmed saadi REGIOst (19.09.22). Kuigi antud andmestiku puhul oli tegemist punktandmetega, kuid nähtused ise on erinevate ruumikujudega ning kihis toodud punktiga võrreldes looduses tihti ka veidi tihti nihkes (nt on märgitud terviseraja alguspunkt), siis nähtuse paiknemisele looduses viitab siiski kasutatud puhver (200 m), mille piires ELME2 baaskaardi järgi ka tehiseobjektid eemaldati (väärtuse said vaid puhvrissse jäävad looduslikud maismaakooslused).

Maastikus on looduses puhkaja jaoks atraktiivsed ka veekogude rannad, mistõttu omistati eraldi lisakaal ka avalikku kasutamist võimaldavate veekogude kaldaäärsetele aladele. Avalikud või avalikult kasutatavad veekogud valiti EELISE kihtide (seisuveekogudel 04.09.23, vooluveekogudel 28.08.23 kihtide seis) järgi. Vooluveekogudest välistati kraavid ehk valiti looduslikud veekogud. Valitud vooluveekogude ruumikujud (koos mõõtkavaliselt kaardistatud veekogude puhul nende laiustega maastikus) saadi ETAKist (17.10.22). Seisuveekogude puhul jäeti sisse nii looduslikud kui ka avalikud tehis- ja paisjärved, kuna ka tehisjärvede puhul on sageli tegu virgestuse mõistes oluliste kohtadega (nt Männiku ja Rummu järved). Laukaid ja allikaid käsitleti eraldi – esimesed said kaalu koos maismaakooslustele omistatud eksperthinnangutega ja teised koos loodusobjektidega. Mereranniku rannajoonena kasutati Maa-ameti haldus- ja asustusjaotuse kihti (01.07.23).

Suhteliselt kõrge kaaluga võeti arvesse ka rohkem hajutatud sihtkohad, kuhu sageli viivad ka rajad ja mis on tihti tähistatud – need on erinevad loodusobjektid ja maastikuelemendid, sh pankrannikud, paekaldad ja kaldaastangud, kosed, joad, kärestikud ja joaastangud, aluspõhjaljandid, koopad, karstivormid, rändrahnud ja kivikülvid, meteoriidikraatrid, allikad, olulised puud ja puudegrupid jm. Nende kasutus on küll vähesem võrreldes populaarsete ujumiskohtade jms-ga, aga et jalutamine on ELME2 küsitluse järgi kõige sagedasem tegevus, siis viib see sageli mõne taolise loodusliku sihtpunktini. Kasutati ELME1 raames 2020. a septembri seisuga koondatud andmeid (algallikad: EELISE kaitstavad üksikobjektid ja ürglooduse objektid; Geodata Arenduse atlase andmebaas) ning allikate puhul allikad.info andmebaasi (2022. a lõpu seis), kuhu on eri andmebaasidest kontrollitult kokku koondatud ajakohane info.

Looduslikud pühapaigad (ristipuud, hiied jmt) said veidi väiksema kaalu, olles harvemini valitud sihtkohaks, kuid omades siiski virgestusväärtust (tihti ka maastikus tähistatuna) ka tavalisele looduses liikujale. Kasutati ELME1 raames Hiite Majalt hangitud andmeid (seisuga juuli 2020; vt ka Helm *et al.* 2021).

Kuivõrd inimese loodud-hallatud looduses olev virgestustaristu seondub tihti kaitstavate aladega, mistõttu ka kaitstavad alad on sageli virgestustegevuste sihtkohaks, siis omistati neilegi keskmisest pisut kõrgem kaal, võttes arvesse looduskaitse- ja maastikukaitsealad, rahvuspargid, hoiualad, kohaliku kaitsega alad ning kaitsealade hulka kuuluvad kaitstavad pargid ja puudesalud, aga välistades püsielupaigad, kuhu tavaline looduses puhkaja üldiselt ei satu. Kaitstavate alade andmed pärinevad EELISest (09.12.22).

Sama kaaluga on väärtustatud kõrgendatud avaliku huviga ehk nn KAH-alad (allikas: RMK veebileht, 31.01.23²⁷ ja sarnaseks oleme hinnanud ka kalmistutel kui enamjaolt metsapargi-laadsetel aladel käimise mõju (andmeallikas: ETAK, 17.10.22).

²⁷ <https://www.rmk.ee/metsa-majandamine/metsamajandus/korgendatud-avaliku-huviga-alad>

Sama kaaluga kasutasime ka ELME1 raames loodud nn orienteerumisjooksumaastike kihti (metoodikat vt Helm et al. 2021), mille puhul anti kaal 6 kõrgema väärtusega aladele 75-protsentiili järgi ehk 25%-le kõrgeima väärtusega aladest.

Sarnast lähenemist kasutasime mosaiiksete liigestatud maastike väärtustamiseks, mida sageli ligitõmbavamaks peetakse, andes kaalu ELME1 raames loodud nn absoluutse mitmekesisuse kihis (metoodikat vt Helm et al. 2021) olevaile kõrgeimate väärtustega kohtadele.

Väärtuslikud maastikud kui üldisem ja suhteliselt ammu (2000. aastate algul maakonna teemaplaneeringutes) määratletud nähtused said väiksema kaalu (allikas: maakonnaplaneeringud, Rahandusministeerium).

ELME1 raames valminud loodusvaatluste tegemise tõenäosuse kihti (vt täpset metoodikat Helm *et al.* 2021) kasutati, andmaks kaalu neile aladele, kus on teada tõenäolisemad loodusvaatluste tegemise alad. Kaalu said 25% kõrgeima loodusvaatluste tegemise tõenäosusega alad.

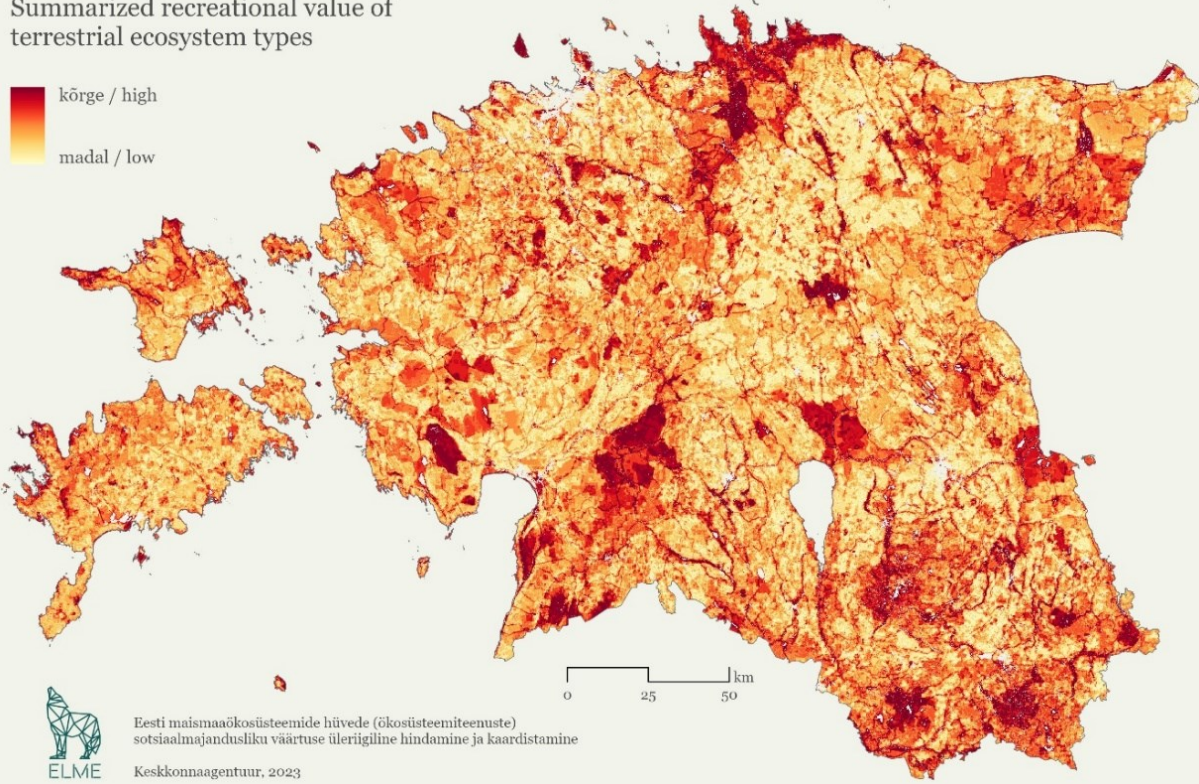
ELME2 küsitlus näitas, et inimesed eelistavad virgestuseks riigimaad ja samuti ka piiritlemata maad. Üldiselt piirab maaomand inimeste valikuid vähe, kuid kuna avalikult kasutataval maa puhul pole kahtlustki, et tegemist on avalike loodushüvedega, siis said väikse lisakaalu riigi-, avalik-õiguslikud ja munitsipaalmaad (v.a transpordimaa sihtotstarve). Allikas: Maa-amet, katastrikaart (03.10.22).

Kuna marjade ja seente olemasolu ei ole virgestuse mõttes suure kaaluga faktor, omistati aladele, kus ELME1 kihtide järgi esineb marju-seeni (kihtide koostamise metoodikat vt Helm *et al.* 2021), samuti virgestusväärtuse hindamise kontekstis muudest nähtustest väiksem kaal.

Maismaaökosüsteemide summaarne virgestusväärtus

Summarized recreational value of terrestrial ecosystem types

■ kõrge / high
■ madal / low



Joonis 3.100. Maismaaökosüsteemide summaarse virgestusväärtuse (tabelis 3.47 toodud näitajate koondhinnang) paigutus maastikul

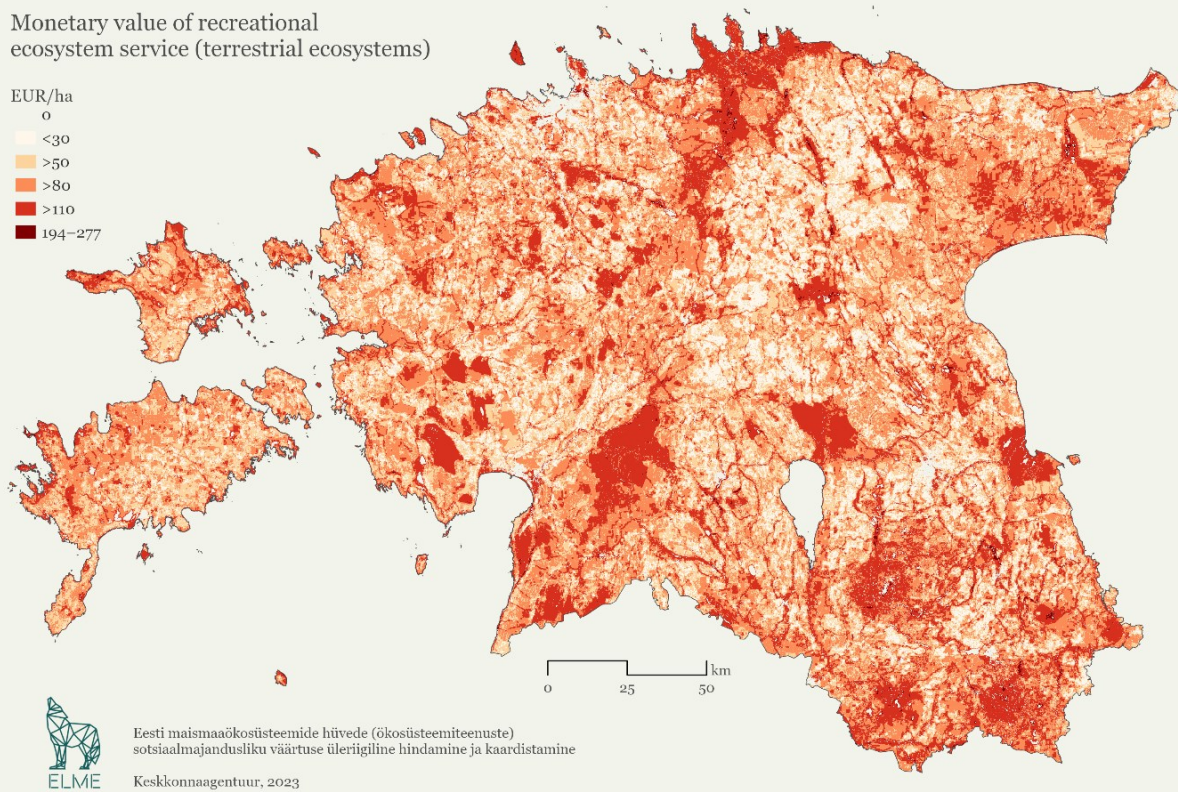
Kasutades summaarse virgestusväärtuse kaarti (**joonis 3.100**) ja virgestustegevustele tehtud kulutuste üle-eestilist hinnangut peatükist 3.4.4.1 (kokku 320 miljonit eurot aastas), andsime virgestusväärtuse summaarsele rahalisele hinnangule ruumilise vaate. Standardiseerisime virgestusväärtuste summaarsed kaalud vahemikku 0...10 ja jagasime virgestusele kulutatava summa vastavalt kaaludele ökosüsteemide vahel laiali (**joonis 3.101**).

Kummalgi kaardil on selgelt näha kaitstavate alade (sh pilootala Lahemaa rahvusparki ja Alam-Pedja looduskaitseala) kõrge väärtus virgestushüve pakkumisel, kusjuures virgestushüve rahaline väärtus ulatub kuni 277 euroni/ha.

Maismaaökosüsteemide virgestusväärtus tarbijakulude alusel

Monetary value of recreational ecosystem service (terrestrial ecosystems)

EUR/ha
0
<30
>50
>80
>110
194–277



Joonis 3.101. Maismaaökosüsteemide virgestusväärtus Eesti täiskasvanud elanikkonna looduses liikumise või tegutsemise harrastustele ühe aasta jooksul tehtud tarbijakulude alusel

3.4.4.5. LOODUSTURISMI POTENTSIAALI VÄÄRTUS EESTI KAARDIL

Teine virgestusväärtuse kaart iseloomustab loodust turismipotentsiaali toetajana, keskendudes loodusväärtustele, mis on teadlikuma loodushuvilise külastusobjektiks. Kaardi loomiseks koondati kihid, mis peegeldavad unikaalseid ja heas seisus ning inimtegevusest vähe mõjutatud (pool)looduslikke ökosüsteeme ning eri liigirühmade liigirikkust, rõhutades seejuures loodusturismi aspektist atraktiivsemate liigirühmade esinemisalasid ja potentsiaalseid vaatluskohti; samuti looduslikult väärtuslikke ja atraktiivseid maastikuelemente ning maastikulist mitmekesisust. Eri tüüpi objektidele omistati töö autorite eksperthinnangu alusel kaalud (**tabel 3.48**), mis loodusturismi koondväärtuse kihi (**joonis 3.102**) jaoks summeeriti, välistades ELME2 baaskaardi järgi inimõjulisse klassi „õuealad, teed, jäätmaad, rannikule mittejäädav liivased ja klibused alad“ kuuluvad alad ning veekogud.

Väga heas ja heas seisundis pärandniitude, metsade ja soode ökosüsteemitüüpidega arvestati kõrgeima kaaluga neid, mis ka elupaikade pakkumise hüve puhul olid ELME2 seisundikaardi tüüpidest saanud kõrgeima hinde (kaalu 5 või 6, ptk 3.4.2.1 ja **lisa Z**). Unikaalsete ökosüsteemitüüpide info pärineb samuti elupaikade pakkumise hüve hindamiseks loodud unikaalsete ökosüsteemide kihist (vt ptk 3.4.2.1 ja **lisa Z**).

Imetajate liigirikkuse hinnangud põhinevad Eesti imetajate levikuatlase jaoks Keskkonnaagentuuris kogutaval andmestikul, mis sisaldab 59 liigi ehk enamiku Eestis registreeritud imetajaliikide andmeid (2020. a seisuga). Eraldi said kõrge lisakaalu alad, kus on märgitud suurkiskjate (hunt, ilves, pruunkaru) ja hüljeste (viiger- ja hallhüljes) esinemine ning eriti rohke nahkhiireliikide (enam kui kuue) olemasolu. Arvesse võeti atlase ruutudest maismaale jääv osa, seda ka hüljeste puhul (käsitledes neid kui potentsiaalseid vaatluspaikasad maismaal vaatega merele).

Lindude liigirikkuse hinnangud baseeruvad uuringul „Üle-eestiline maismaalinnustiku analüüs“ (Eesti Ornitoloogiaühing & Kotkalubi 2022), mille kaardikihid on kättesaadavad EELISes (kasutati 2023. a augusti versiooni). Arvesse võeti tsoon 1, mis hõlmab kokku enam kui 40 linnuliigi või liigirühma olulised elupaigad ja kodupiirkonna tuumalad ning rändekoridorid. Linnuvaatlusturismi olulisuse ja lindude vaatlemise tõmbekohtadele kaalu andmiseks kasutati vaatlustornide ja -platvormide asukohtade infot (allikad: ELME1 raames koondatud, sh Geodata Arenduse atlase andmebaasi andmed, kontrollitud 2020. a augusti seisuga; REGIO 19.09.22 ja RMK 15.02.23 andmed).

Soontaimede üldise liigirikkuse andmed pärinevad Eesti taimede levikuatlasest (Eesti taimede..., 2020). Lisaks said eraldi kõrge kaalu orhideealad, millena eristati enam kui kahe orhideeliigiga paigad (allikad: EELIS seisuga 9.12.22, täiendatud loodusvaatluste andmebaasi 31.08.23 andmetega). Kokku olid kasutada andmed 38 orhideeliigi/alamliigi kohta, liigirikkaimates kohtades esines kuni 17 erinevat orhideeliiki.

Eeldades, et teadlik loodusturist eelistab loodusvaatlusi teha kaitstavatel aladel, kus elurikkuse seisund üldiselt parem kui väljaspool, siis omistati kõrge kaal ka kaitstavatele aladele (looduskaitse- ja maastikukaitsealad, rahvuspargid, kohaliku kaitse alad, püsielupaigad, hoiualad). Samuti said eraldi kaalu kaitstavate liikide rohked alad – nende üldise liigirikkuse järgi (esines vähemalt kaks kaitsealust liiki) ning lisaks vastavalt liigirikkusele kaitsekategooriate kaupa (vähendades kaale kategooria vähenedes). Kaitstavate alade ja liikide andmed pärinevad EELISest (09.12.2022, üldine kaitstavate liikide rikkus 08.09.23).

Väiksemate kaaludega võeti arvesse ka muude loodusturismi sihtmärgiks olevate loodusobjektide ja maastikuelementide asukohainfo, sh pankrannik, paekaldad ja kaldaastangud, kosed, joad, kärestikud ja joaastangud, aluspõhjaljandid, koopad, karstivormid, rändrahnud ja kivikülvid, meteoriidikraatrid, allikad, väljaspool linnalisi alasid (ELME2 raames välja töötatud metoodika järgi, vt ptk 3.2.7) kasvavad loodusturismi potentsiaaliga puud ja puudegrupid. Info pärineb ELME1 raames 2020. a septembri seisuga koondatud andmetest (EELISest kaitstavad üksikobjektid ja ürglooduse objektid; Geodata Arenduse atlase andmebaas). Kaldaastangute jaoks kasutati lisaks mereala planeeringu alusuuringu andmebaasi (Metspalu & Ideon 2017) ja ETAKit (Maa-amet, 17.10.22). Allikate info saadi allikad.info andmebaasist (2022. a lõpu seis), kuhu on eri andmebaasidest kontrollitult kokku koondatud ajakohane info.

Maastikus on loodusvaatleja jaoks atraktiivsemad ka mere ja suurjärvede rannad, kuivõrd tegu on oluliste liikumiskoridoridega elustikule ja seega ka elustiku vaatlemiseks, mistõttu omistati eraldi lisakaal ka neile aladele. Kaldajoon pärineb Maa-ameti haldus- ja asustusjaotuse kihist (01.07.23).

Samuti on oluline nii elurikkuse jaoks kui ka loodusturistile ala huvipakkuvaks muutmisel maastikuline mitmekesisus ja maastiku liigestatus, mille info võeti arvesse ELME1 raames loodud nn absoluutse mitmekesisuse kihi alusel (metoodikat vt Helm *et al.* 2021).

ELME1 raames valminud loodusvaatluste tegemise tõenäosuse kihti kasutati, andmaks kaalu neile aladele, kus on juba teada tõenäolisemad loodusvaatluste tegemise alad. Antud nn teadliku loodusturismihüve puhul muudab kihi kasutamise sobivaks just see, et hüve on mudeldatud nii, et see kajastaks ökosüsteemi sobivust loodusvaatlusteks ning ei sõltuks ligipääsetavusest ehk maha on arvestatud teede lähedusest tulenev mõju (vt täpset metoodikat Helm *et al.* 2021).

Eeldusel, et nii elustik kui seega ka tõsine loodushuviline eelistavad võimalikult häirimatut looduskeskkonda, kasutati ka ELME1 raames loodud nn eraldatuse kihti, millest said kõrge kaalu alad, mis jäävad inimtekkelistest müraallikatest kaugemale kui 1 km. Täpset metoodikat vt Helm *et al.* 2021.

Üks võimalus anda loodusturismi rahalisele väärtusele ruumiline vaade, on jagada vastavalt loodusturismi hüve pakkuvate loodusväärtuste summaarsetele kaaludele (standardiseerides kaalud vahemikku 0...10) ruumis ökosüsteemide vahel laiali eespool hinnatud välismaalt tulevate loodusturistide tarbijakulud kogusummas 637 miljonit eurot (vt ptk 3.4.4.2).

Selgelt joonistuvad välja kaitstavad alad (sh pilootalad Lahemaa rahvuspark ja Alam-Pedja looduskaitseala) nii loodusturismi objektidele antud kaalude koondkaardil (**joonis 3.102**) kui ka rahalise hinnangu koondkaardil **joonis 3.103**), kus loodusturismi hüve pakkumise hinnang ulatub ligi 400 euron/ha.

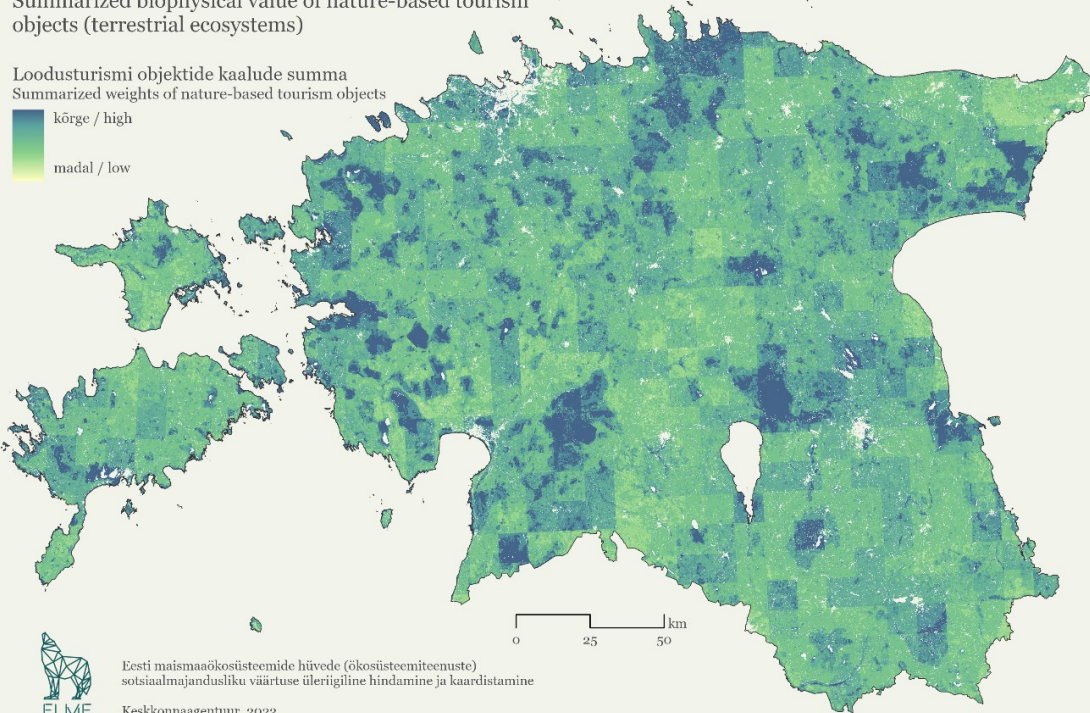
Tabel 3.48. Looduslikkuse väärtus loodusturismi objektina

Loodusväärtused turismipotentsiaali toetajana	kaal
Väga heas ja heas seisundis pärandniitude, metsade ja soode ökosüsteemitüüpide alad	10
Unikaalsete ökosüsteemitüüpide alad	10
Imetajate üldine liigirikkus (liikide arv)	1...10
Suurkiskjad ja hülged (esinemisalad)	10
Nahkhiired (liigirohked esinemisalad)	10
Soontaimede üldine liigirikkus (liikide arv)	1...10
Orhideealad (orhideede liigirikkus, liigirikad alad)	10
Kaitstavate liikide liigirikkus (kõik liigirühmad), III kaitsekategooria	1...3
Kaitstavate liikide liigirikkus (kõik liigirühmad), II kaitsekategooria	4...6
Kaitstavate liikide liigirikkus (kõik liigirühmad), I kaitsekategooria	7...10
Vähemalt kahe looduskaitsealuse liigi esinemise alad	10
Kaitstavad alad (looduskaitse- ja maastikukaitsealad, rahvuspargid, kohaliku kaitse alad, püsielupaigad, hoiualad)	10
Linnud (erinevate linnuliikide elupaikade ja rändekoridoride arv)	1...10
Linnuvaatlustornid ja -platvormid	5
Loodusobjektid: pankrannik, paekaldad ja kaldaastangud, kosed, joad, karestikud ja joaastangud, aluspõhjapaljandid, koopad, karstivormid, rändrahnud ja kivikülvid, meteoriidikraatrid, allikad, loodusturismi seisukohalt olulised puud ja puudegrupid	5
Rannajoon looduses (mere ja suurjärvede 200 m laiune kaldaala)	3
Maastike mitmekesisus (keerukus, liigestatus)	1...10
Eraldatud (alad, mis jäävad inimtekkelistest müraallikatest kaugemale kui 1 km)	10
Loodusvaatluste tegemise tõenäolised paigad	1...10

Loodusturismi hüve pakkumine – loodusobjektide summaarne kaal

Summarized biophysical value of nature-based tourism objects (terrestrial ecosystems)

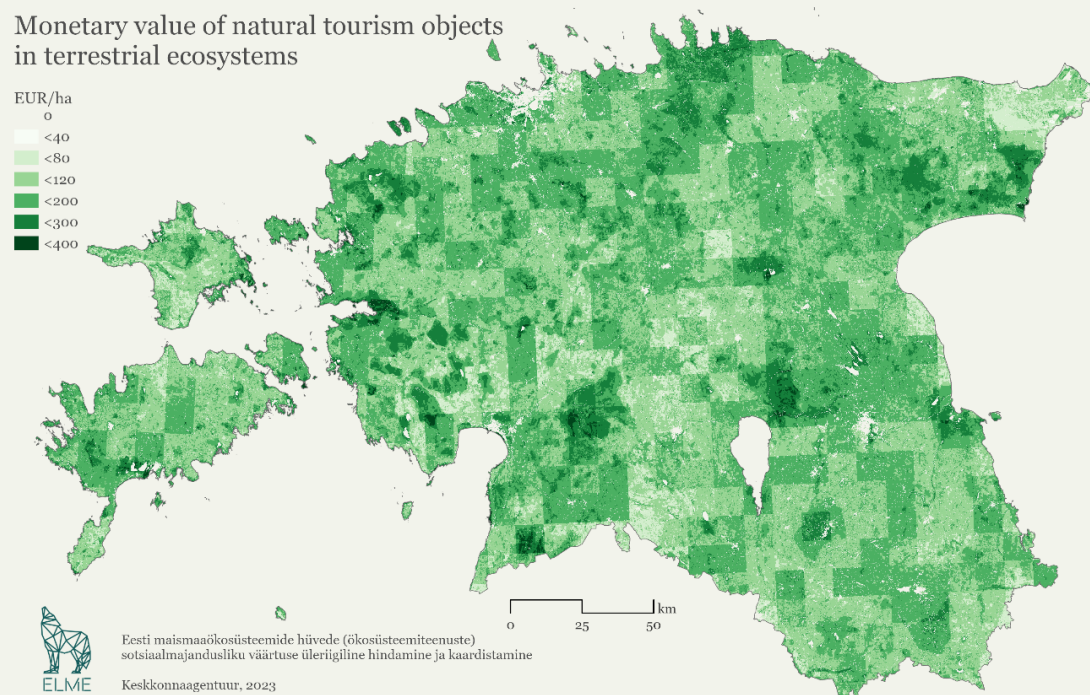
Loodusturismi objektide kaalude summa
Summarized weights of nature-based tourism objects



Joonis 3.102. Looduslikkuse suhteline väärtus loodusturismi objektina kaardil

Looduse väärtus turismihüve pakujana tarbijakulude alusel maismaaökosüsteemides

Monetary value of natural tourism objects in terrestrial ecosystems



Joonis 3.103. Maismaaökosüsteemide looduslike turismiobjektide rahaline väärtus loodusega seonduva väliturismi tarbijakulude alusel

3.5. STSENAARIUMID

Töö raames mängiti iga ökosüsteemi (mets, soo, niit, põld) kohta läbi stsenaarium, mis aitab kirjeldada looduse seisundi ja pindala rolli hüvede (majandusliku) väärtuse hoidmisel (looduskapitali säilitamisel). Olenevalt ökosüsteemist modelleeriti nt heas seisundis koosluste säilitamise kasu või ökosüsteemide kahjustumisest/paranemisest tulenevat panust (kasud taastamisest või kulud degradeerumisest).

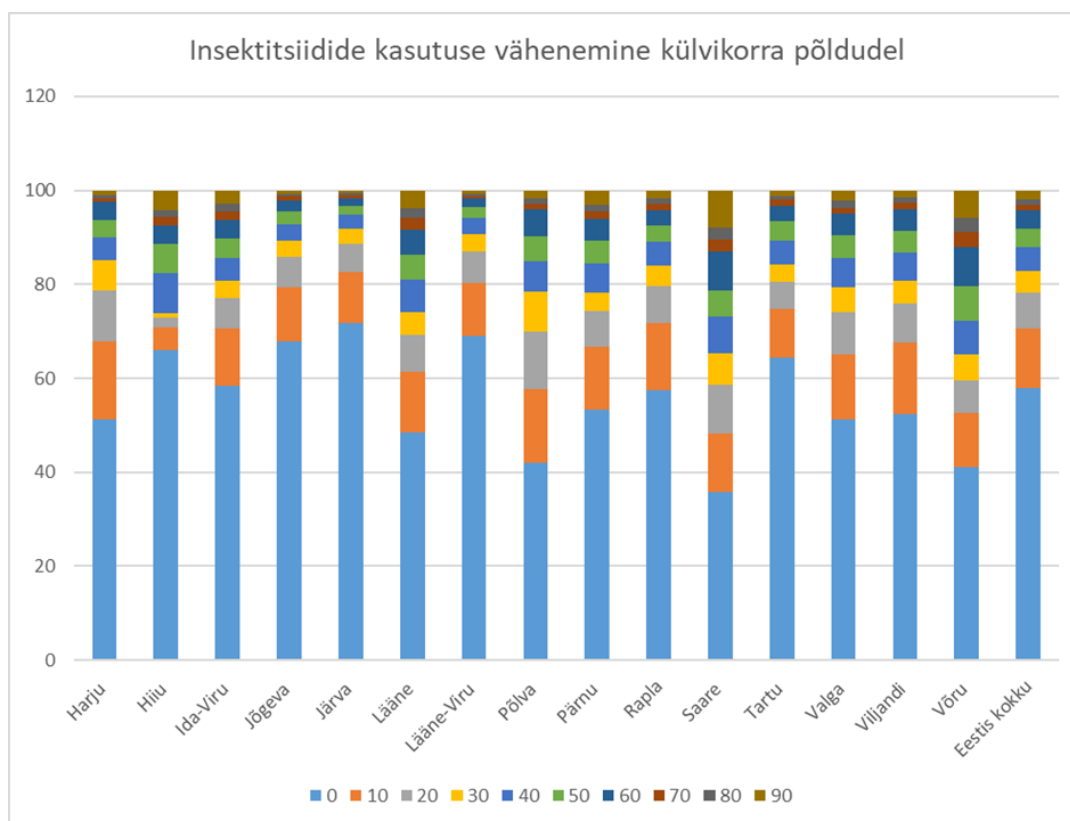
Stsenaariumid mängiti läbi valitud pilootaladel või teistes sobivates piirkondades, samas kirjeldades aga ka, kuidas väiksemas skaalas läbi töötatud stsenaariumid võiksid avalduda üle-eestiliselt.

3.5.1. MUUTUSED PÕLDUDEL

Kuna põllumajanduslikud ökosüsteemid on kasvatatavate kultuuride poolest aastati muutuvad, sest põldudel kasutatakse viljavaheldust, siis kasutati ökosüsteemide seisundi hindamiseks maastikulisi tunnuseid, majandamise/tootmise intensiivsust, põldudega piirnevaid alasid jne, mis on ajas püsivamad ega sõltu põllul kasvatatavast kultuurist. Põllumajanduslike ökosüsteemide puhul hinnati loodusliku kahjuritõrje potentsiaalset panust kahjuritõrjevahendite vähendamisse. Looduslik kahjuritõrje on oluline reguleeriv hüve, mis toetab põllumajandussaaduste tootmist, vähendades taimekahjurite arvukust tootmispõldudel, nende poolt saagile tehtavat kahju ja seega ka kulutusi kasutatavatele taimekaitsevahenditele. Kahjurite looduslike vaenlaste arvukus ja mitmekesisus on tavaliselt suuremad mahepõllumajanduses, sest see viljelusviis põhineb looduslikule mitmekesisusele ning keelatud on sünteetiliste väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamine. Looduslikele vaenlastele sobivate elu-, varje-, talvitumis- ja toitumispakade olemasolu maastikus tagab nende säilimise ja kahjuritõrje teenuse kättesaadavuse põldudel. Ideaalsel juhul võiksid tootmispõllud olla kaetud 90–100% ulatuses bioloogilise tõrje hüvega ja sellisel juhul oleks taimekaitsevahendite kasutamine vähenenud kuni 90% ulatuses.

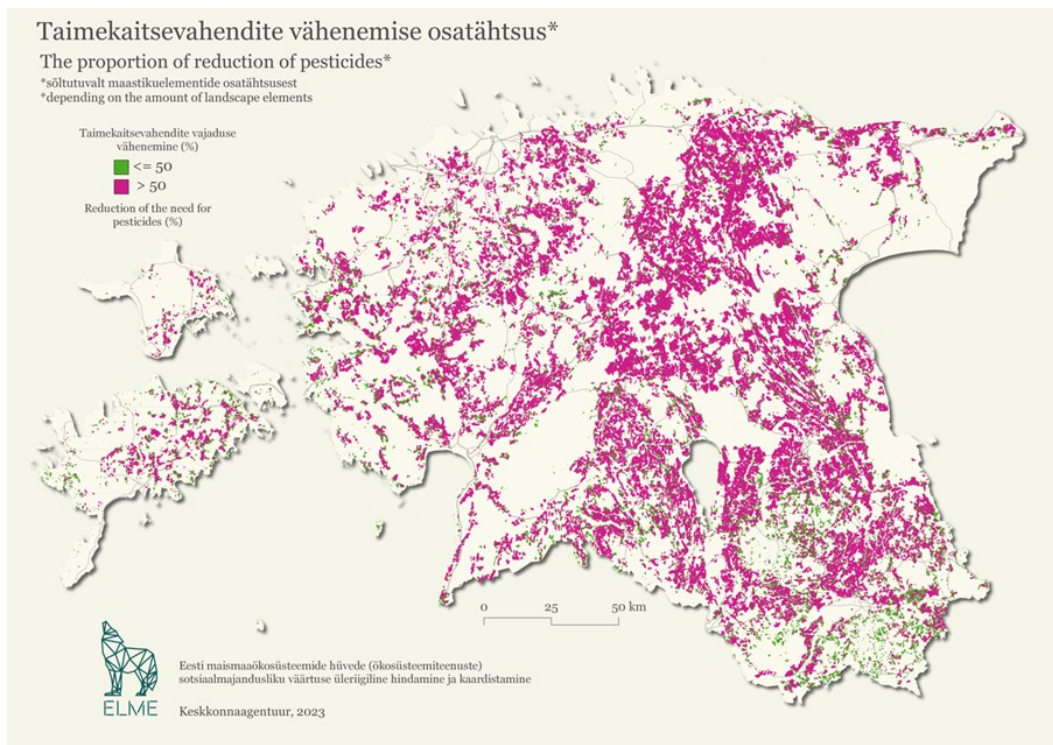
Käesolevas töös hinnati loodusliku kahjuritõrje väärtust läbi pestitsiidide kasutamise kulu potentsiaalse vähenemise. Maastikuelementide mõjualade kaudu arutati põldude maastikuelementide mõjualadega katvuse protsent ning sellest tulenev pestitsiidide kasutuse potentsiaalne vähenemine. Taimekaitsevahendite vähenemise vajadus on arvatud talirapsi näitel. Raps on põllumajanduskultuuridest üks kõige intensiivsemalt majandatav kultuur, mida töödeldakse taimekaitsevahenditega mitmeid kordi vegetatsiooniperioodi jooksul. Kuna põldudel vahelduvad kultuurid külvikordade kasutamise tõttu, siis on konkreetse põllu ja -kultuuri arvestamine taimekaitsevahendite puhul liigselt ajas muutuv tegur, mistõttu on rahaline hinnang antud vaid rapsi kohta, et näitlikustada bioloogilise tõrje efekti ja selleks saadi 98,02 eur/ha kohta.

Kõige olulisem on loodusliku kahjuritõrje hüve külvikorras olevatele põldudele. Nendest kõige suurema osatähtsuse (58%) moodustavad põllud, kus insektitsiidide kasutus potentsiaalselt ei vähene üldse, sest looduslik kahjuritõrje hüve ei ole põldudel tagatud ja 71% on selliseid põlde, kus insektitsiidide kasutuse vajadus väheneb kuni 10%. Ainult 2% on selliseid põlde, kus sünteetilise kahjuritõrje vajadus väheneb potentsiaalselt kuni 90% ja vaid 12,1% selliseid põlde kus see väheneb 50–90% (joonis 3.104).



Joonis 3.104. Insektitsiidide kasutamise potentsiaalne vähenemine põldudel vastavalt maastikuelementide mõjualade katvusele ja seisundiklassile maakonniti (põldude andmed PRIA 2021. aasta kaardiandmete alusel)

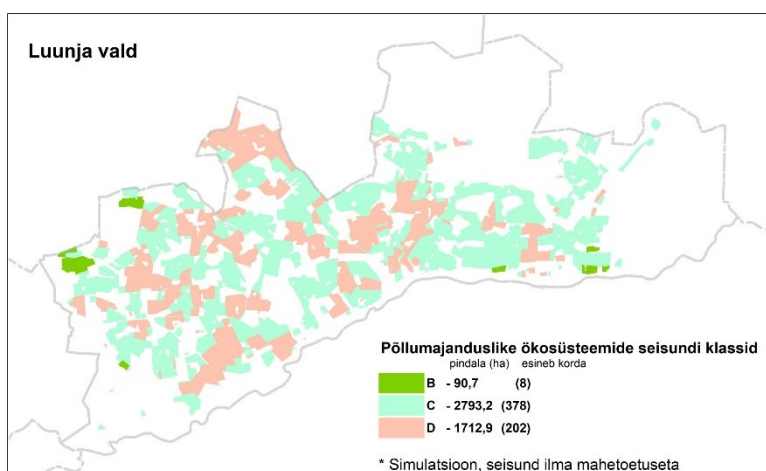
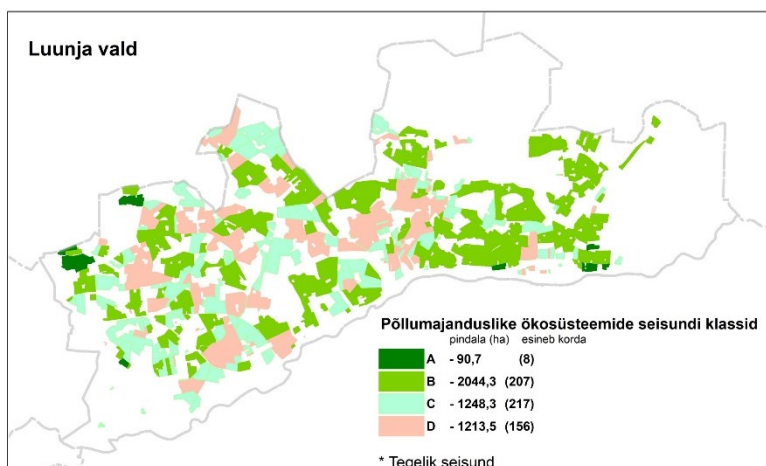
Eli strateegia 'Talust taldrikule' üks strateegiline eesmärk on vähendada taimekaitsevahendite kasutamist poole võrra ja seega esitleme **joonisel 3.105** põlde, kus kahjuritõrje looduslike vaenlaste poolt on tagatud kahjuritõrje sellisel määral, et insektitsiidide kasutamine on potentsiaalselt vähenenud vähemalt 50% (märgistatud rohelise värviga); põllud, kus see jääb alla 50%, on tähistatud roosa värviga. Selleks, et seatud eesmärgini jõuda, tuleb loodusliku kahjuritõrje hüve kättesaadavust oluliselt suurendada just kõrge mullaviljakusega põldudel, kus toimub suurim toidutootmine ja ka sünteetiliste sisendite kasutamine.



Joonis 3.105. Insektitsiidide kasutamise potentsiaalne vähenemine põldudel sõltuvalt maastikuelementide mõjualade katvusest ja põldude seisundiklassidest: roheline värviga on tähistatud põllud, kus insektitsiidide potentsiaalne kasutamine väheneb 50% ja rohkem ning roosaga põllud, kus see väheneb vähem kui 50% (PRIA 2021. a kaardikihi 'põllukultuurid' alusel)

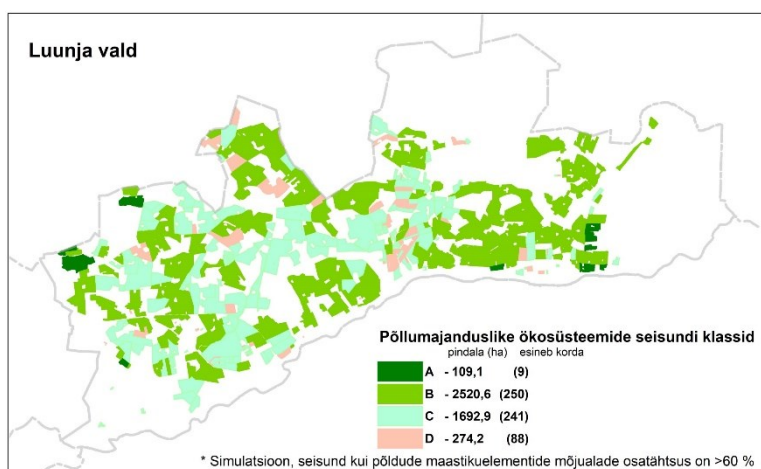
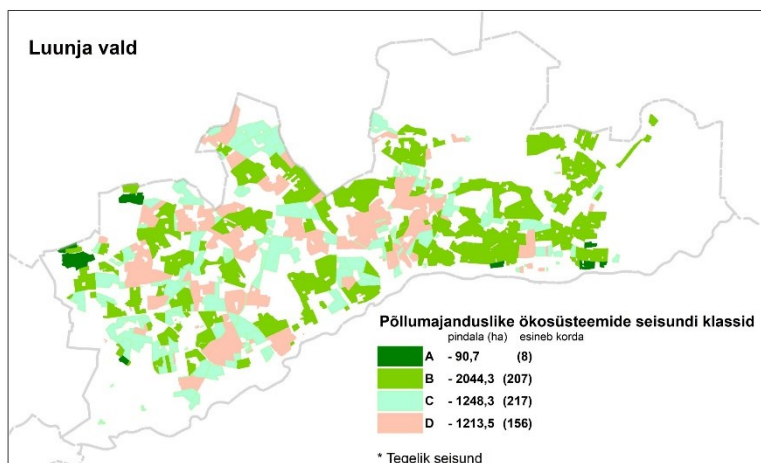
Kokku on Eestis vaid 12% (84 067 ha) selliseid külvikorras olevaid põlde, kus looduslik kahjuritõrjehüve potentsiaalselt tagab insektitsiidide kasutamise vähendamise 50% ulatuses (**joonis 3.105**). Kui külvikorras olevatel põldudel oleks looduslik kahjuritõrje hüve tagatud sellises ulatuses, et insektitsiidide kasutamist saaks vähendada 50% võrra, siis rapsi näitel hoiaks see tootjatele kokku üle 4 miljoni euro (rapsi külvipind aastas on umbes 85 000–90 000 ha). Seega on suur vajadus parandada meie põldudel loodusliku kahjuritõrjehüve kättesaadavust, et vähendada survet keskkonnale ja kulutustele ning läheneda rohelepe eesmärkidele. Selleks, et seda saavutada, peab jõuliselt suurendama maastikuelementide osakaalu kõrge mulla reaaloniteediga aladel, et tagada kahjurite looduslikele vaenlastele püsivad elu-, varje, toitumis- ja talvitumispaiad.

Kuna pilootaladel on põllumajandusmaastiku osakaal väga väike, siis viisime simulatsiooni põllumajandusmaastiku mitmekesistamise mõju loodusliku kahjuritõrje hüvele läbi Tartumaa Luunja valla näitel, kus on kõikidesse seisundiklassidesse kuuluvaid põlde. Kokku oli PRIA 2021. a põldude andmete järgi seal 4548 ha külvikorras olevaid põlde. Neist 2% olid ELME2 meetodika kohaselt heas seisundiklassis (A), 44% keskmises (B) ja 53% kehvast (C ja D kokku). Mahemaa osakaal Luunja vallas oli 2021. aastal väga kõrge – 57,6%, mis on üle kahe korra kõrgem Eesti keskmisest mahemaa osakaalust. Mahemaast kuulus 3,5% heasse (A), 44,5% keskmisesse (B) ja 19,1% kehvast (C) seisundiklassi. Kui tootjad mahetootmisest loobuksid ja hakkaksid kasutama tavatootmise printsiipe, siis halveneks oluliselt põllumajandusökosüsteemi seisund (**joonis 3.106**).



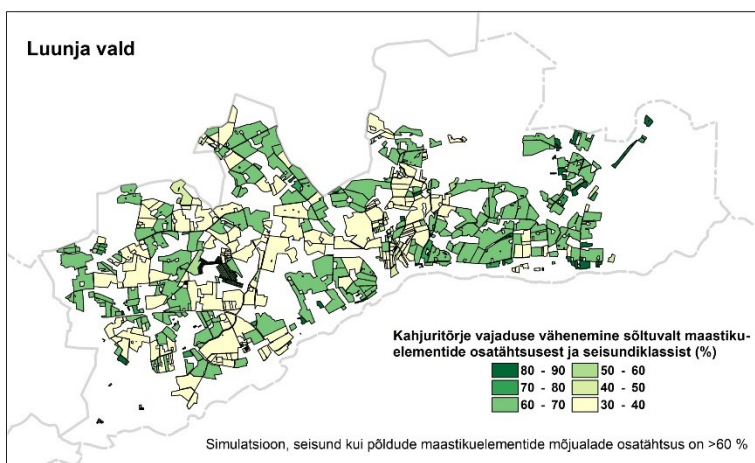
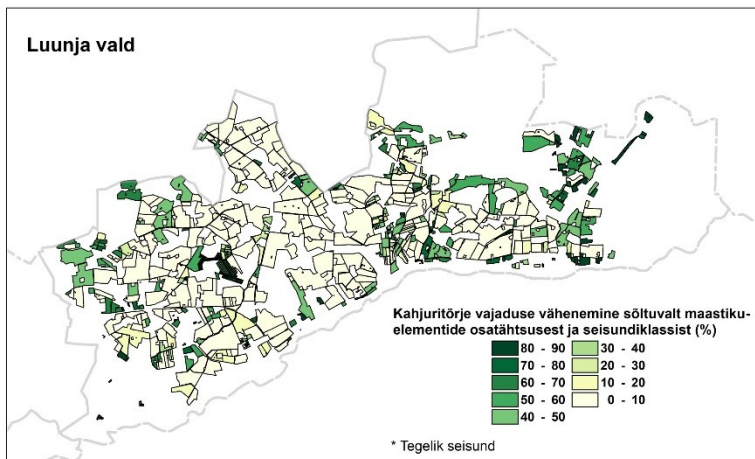
Joonis 3.106. Ülemisel joonisel: põllumajanduslike ökosüsteemide seisundiklasside jaotus Luunja vallas (põldude andmed 2021. a PRIA andmete põhjal). Alumisel joonisel: simulatsioon, kui tootjad loobuksid mahetootmisest, siis suureneks oluliselt kehvast (C ja D) seisundis olevate põldude hulk ja väheneks oluliselt keskmises (B) ja heas (A) seisundis põldude hulk

Samas olid maastikuelementide katvuste osatähtsused madalad nii tava- kui ka mahetootmises olevatel aladel ja vajaksid kindlasti suurendamist. Kui kogu Luunja valla külvikorras olevatest põldudest oli maastikuelementide mõjualadega kaetuse osatähtsus väga madal (kuni 30%) peaaegu pooltel põldudel (46,5%), siis mahetootmises oli see suhteliselt sarnane – 42,5%. Uute toetusmeetmete alusel saavad toetust külvikorras olevad põllud, kus maastikuelementide mõjualade katvus on vähemalt 60%, selliseid põlde oli Luunja vallas ainult 5,3% ja mahepõldudest oli selliseid põlde 11,1%. Tegime simulatsiooni, kus suurendasime maastikuelementide mõjualade osakaalu 60%ni kõikidel põldudel, kus see oli väiksem kui 60%, mille tulemusel kehvast seisundis põldude osakaal muutus oluliselt väiksemaks (joonis 3.107) ja seega muutus kogu vallas paremaks loodusliku kahjuritõrje hüve.



Joonis 3.107. Ülemisel joonisel: põllumajanduslike ökosüsteemide seisundiklasside jaotus Luunja vallas (põldude andmed 2021. a PRIA andmete põhjal). Alumisel joonisel: simulatsioon olukorrast, kus maastikuelementide osatähtsust on tõstetud kõikidel põldudel vähemalt 60%ni, mille tulemusel vähenes oluliselt viletsas seisundiklassis olevate põldude hulk ja suureneb looduslik kahjuritõrje hüve

Arvestades maastikuelementide mõjualasid ja seisundiklasse, leidsime, et Luunja valla külvikorrast olevatel põldudel saaks keskmiselt 30% vähendada pestitsiidide kasutamist (**joonis 3.108**). Ainult heas (A) seisundiklassis olevatel põldudel on potentsiaali pestitsiide vähendada üle 70%, keskmise (B) seisundiklassiga põldudel oli see 39% ja kehvast (C ja D) põldudel umbes 20%. Simulatsioonis, kus me tõstisime oluliselt madalate maastikuelementide mõjualade katvusega põldudel katvuse määra 60%ni, tõusis oluliselt potentsiaalne looduslik kahjuritõrjehüve ja seega potentsiaalselt väheneb ka insektitsiidide kasutamise vajadus (**joonis 3.108**).



Joonis 3.108. Ülemisel joonisel: potentsiaalne kahjuritõrje vajaduse vähenemine sõltuvalt maastikelementide osatähtsusest ja seisundiklassist Luunja vallas (põldude andmed 2021. a PRIA andmete põhjal). Alumisel joonisel: simulatsioon olukorrast, kus maastikelementide osatähtsust on tõstetud kõikidel põldudel vähemalt 60%ni, mille tulemusel suurenes oluliselt looduslik kahjuritõrje hüve ja seega vähenes pestitsiidide kasutamise vajadus

3.5.2. MUUTUSED METSADES JA SOOÖKOSÜSTEEMIDES

Sooökosüsteemi puhul on peamine inimtekkeline mõjutegur nii kohalikul kui ka globaalsel tasandil veerežiimi muutmine (enamasti kuivendamine), mis viib vältimatult seisundiklassi halvenemiseni, aga äärmuslikel juhtumitel ka ökosüsteemi muutuseni (metsastumise tagajärjel üleminek metsaökosüsteemiks). Kui kuivendamisega kaasneb ka loodusliku taimestiku eemaldamine ja pinnase (turba) mõjutamine (kaevandamine, harimine), siis lakkab soo toimimast sooökosüsteemina ja muutub vastavalt kas kaevandusalaks (turbaväli) või põllumajanduslikuks ökosüsteemiks. Selliste tugevalt mõjutatud endiste soolade taastumine iseeneslik taastumine sooökosüsteemina ei ole võimalik või toimub äärmiselt pika aja jooksul.

Kuna sooökosüsteemid on kõigi teiste uuringus käsitletavate ökosüsteemidega võrreldes unikaalsed selles osas, et suudavad atmosfäärist eemaldada ja turbana talletada süsinikku ilma küllastustaseme või tasakaaluseisundi tekketa sisuliselt lõpmata pika ajavahemiku jooksul (vähemalt kümneid tuhandeid

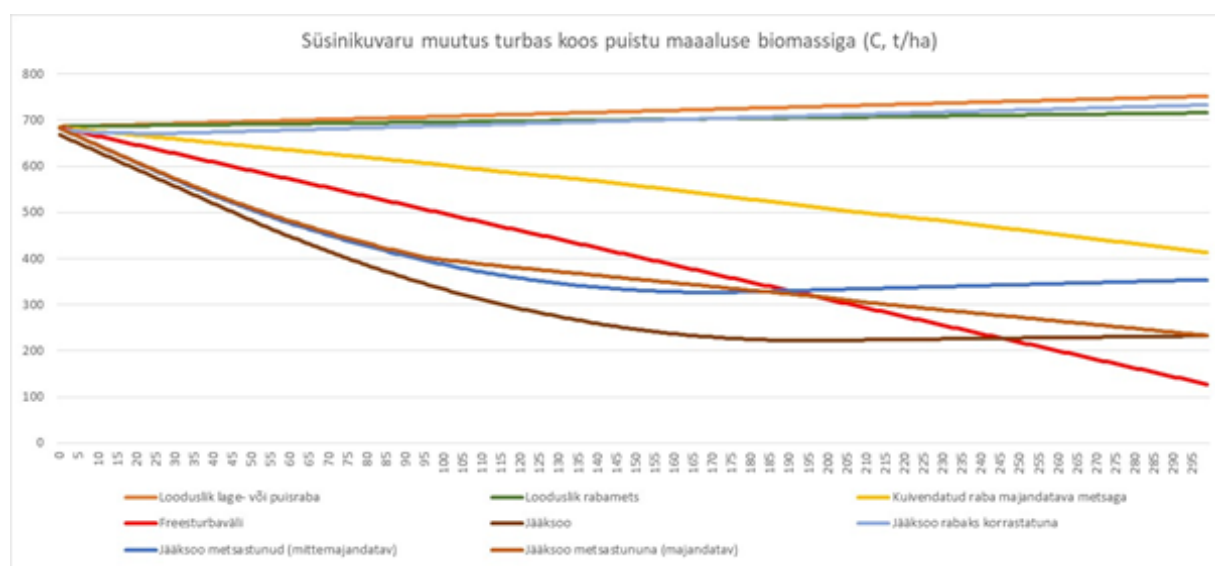
aastaid; Frohking *et al.* 2010; Kleinen *et al.* 2012; Kurnianto *et al.* 2015), kui äärmuslikult muutuvad kliimatingimused seda ei katkesta, siis sooökosüsteemi stsenaariumid töötati välja süsiniku akumulatsioonide (kliima reguleerimise teenus) seisukohast. Ühtlasi integreeriti sooökosüsteemi stsenaarium metsaökosüsteemiga (soomets, soo metsastamine/metsastumine) ja turbakaevandamine (sh jääksoo).

Madalsoode (sh lammisoode) keskkonningimused on väga kohapõhised ja üle-eestilised ruumilised üldistused on seetõttu suure määramatusega, mida omakorda võimendab väga piiratud lähteandmete hulk, mis nende kohta on kasutada. Rabad on seevastu üle Eesti suhteliselt homogeensete keskkonningimustega, on pindalaliselt sooökosüsteemina toimivatest aladest suurima katvusega ning rahuldava kasutatavate lähteandmete hulgaga. Sellest tulenevalt valiti stsenaariumi lähtekooslusteks looduslikus seisundis lageraba ja rabamets (seisundiklass A või B) ning dünaamiliselt modelleeritavateks muutuvateks vahekooslusteks freesturbaväli, sügava jääklasundiga jääksoo looduslikult arenevana, sügava jääklasundiga jääksoo rabaks arenevaks korrastatuna ning sügava jääklasundiga jääksoo majandatava metsaga.

Süsinikuvaru muutuste stsenaariumite koostamisel lähtuti järgmistest eeldustest: kõikide stsenaariumite algne ökosüsteemi summaarne orgaanilise süsiniku varu oli võrdne (686 t/ha C), mis vastab loodusliku lage- või puisraba puhul turbakihi tusedusele 2 m (lasuvustihedus kogu profiili keskmisena 0,07 Mg/m³); looduslikus seisundis soode puhul arvestati turba keskmiseks süsinikusisalduseks 49%, kuivendusest mõjutatud ökosüsteemidel 48% (raba- ja siirdesooturvaste puhul orgC-sisalduse ülemine ja alumine kvartiil 47–51%, peaaegu muutumatu sügavusprofiili ulatuses looduslikus seisundis soodel, muutused tulenevalt kuivendamisest, aga valdavalt 2–3% ulatuses ja suure hajuvusega (26 Eesti soo originaalandmed)); puistu algne maapealne puidutagavara võrdsustati loodusliku lage- või puisraba puhul 3 tm/ha, rabametsal 100 tm/ha, freesturbaväljal ja sellest kujunenud jääksool algseisuna 0 tm/ha; aastaseks juurdekasvuks loodusliku lageraba puhul 0,0 tm*ha/ha (vähene lisanduv puidu kogus arvestatakse tekkiva turbalasu osaks); rabametsal 0,1 tm*ha/a, kuivendatud ja majandatavas rabametsas 5 tm*ha/ha, iseseisvalt metsastuva jääksoo puhul 3 tm*ha/a, jääksoos majandatava ja säilitatava kuivendusega metsa puhul 5 tm*ha/a, jääksoos 0,01 tm*ha/a valdavalt kraavi servades kujuneva puude rea koosisisus ning rabaks kujundatava jääksoo korrastamise käigus kujuneva koosluse puhul 0,2 tm*ha/a. Toitainevaesel rabamullal eeldatakse, et dominantliigiks on mänd, kaasnevateks liikideks sookask ning vähemal määral kuusk, mistõttu on maa-aluse biomassi produktsioon ja osakaal maapealse biomassi suhtes arvatud proportsionaalsena männi mudelpuude alusel (jämepuude osakaal 20% maapealsest biomassist (Küllä 1997), jämepuude orgC sisaldus 46%, tihedus 450 kg/m³) ning maapealse biomassi jaotus tüve ning okste osas vastavalt ka ELME1s ja antud töös kasutatud väärtustele (vt ptk 3.4.2.2.2). Puistuvälist (alustaimestik, turvas) aasta keskmist süsinikuvoogu *Net Ecosystem Exchange* (NEE, ökosüsteemi puhas gaasivahetus) alusel arvutati Eestis jääksoode uuringu raames läbi viidud mõõtmiste tulemuste ning parasvöötme ja boreaalse vöötme väärtusi koondava ülevaateartikli väärtuste põhjal (Wilson *et al.* 2016): loodusliku raba NEE väärtuseks -0,22 C t/ha*a, rabametsal -0,1 C t/ha*a, kuivendatud majandatava rabametsa puhul 1,0 C t/ha*a (Eestis mõõdetud võrdlusala metsaga Mä 100%, 54 a, h = 8 m, 36 tm/ha, juurdekasv 2 tm/ha; konservatiivsem kui IPCC 2014 Wetlands Supplementary soovitatud väärtus 2,8 t/ha*a; IPCC 2014); freesturbaväljade puhul 1,861 C t/ha*a (Salm *et al.* 2012 ja riiklik kasvuhoonegaaside aruanne; CO₂-C ja

CH₄-C on kokku liidetud koond-C saamiseks), jääksoode puhul 3,7 C t/ha*a (freesturbajääksoode 2017–2022 keskmine süsinikule taandatud emissioon (CO₂-C + CH₄-C) 3,7 +/-1,2 C t/ha*a, mõõtmised toimuvad u 30 aastat vanades jääksoodes).

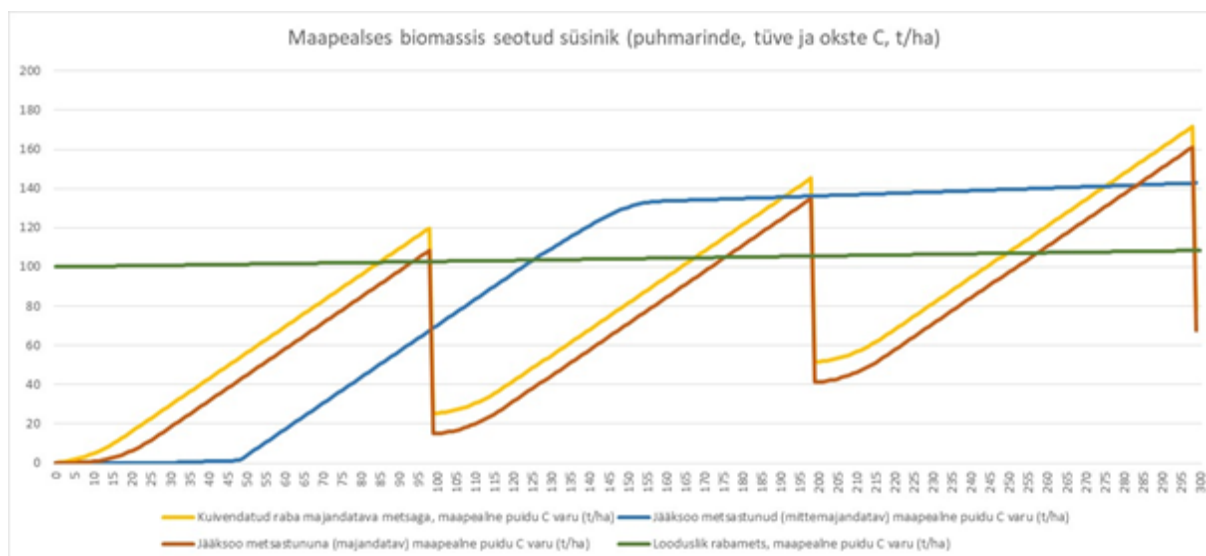
Süsinikuvaru muutus mullas, varises ja maa-aluses biomassis on otseselt seotud veetasemega ning sellest mõjutatud orgaanilise aine lagunemise kiirusega. Looduslikus rabas ja rabametsas, aga ka hooldatava kuivendusega turbaaladel (freesturbaväli, kuivendatud majandatav mets rabamullal) on eeldatud veerežiimi stabiilsust, korrastatavas jääksoos ning looduslikult taastuvas jääksoos eeldatakse aeglast kraavide ummistumist (setete kandumine kraavidesse ning taimestumine) ja veetaseme aeglast taastumist soole sarnasel tasemel. Sellest tulenevalt looduslikus rabas ja rabametsas säilib süsinikuakumulatsioon turbana kogu 300-aastase perioodi jooksul lineaarsena, aeglaselt taastuva veerežiimiga korrastatavates jääksoodes või looduslikult taastuvas jääksoodes biomassi ja turba lagunemine ajas aeglustub mittelineaarselt ning 300-aastase perioodi lõpuks on saavutatud süsiniku talletamise võime, kuigi oluliselt madalamal mulla orgaanilise süsiniku varu tasemel võrreldes algseisuga. Erandiks on vaid rabaks korrastatav jääksoo, mille mullasüsiniku varu ületab 300-aastase perioodi lõpuks sarnaselt looduslike kooslustega algseisu. Kuivendatud majandatavas rabametsas, hooldatava kuivendusega jääksoo metsas ning freesturbaväljadel laguneb turvas kiiresti ja ökosüsteem kaotab jõudsalt eelnevalt akumuldeerunud mullasüsinikku (**joonis 3.109**).



Joonis 3.109. Ökosüsteemi maa-aluse orgaanilise süsinikuvaru muutus majandustüklite ülese 300-aastase perioodi jooksul

Maapealne puitunud biomassi varu suureneb metsaga kaetud aladel kiiresti nii kuivendatud majandatavas metsas kui ka majandatavas hooldatud kuivendusega jääksoo metsas. Looduslikult kujunevas mittemajandatavas jääksoometsas on algne puitse biomassi akumulatsioon aeglane (ebasoodsad tingimused taimestumiseks), kuid kiireneb seejärel jõudsalt, kuni saavutatakse looduslikule rabametsale sarnane puidutagavara ning jääksoo turba mineraliseerumisest varasemalt kasutada olnud toitainete varu hakkab ammendumas. Loodusliku rabametsa juurdekasv on väga aeglane, aga stabiilne kogu 300-aastase perioodi jooksul. Majandatavas metsas on kehvasti kasvukohta (toitainevaene rabamuld) arvestades raietsükli pikkuseks võetud 100 aastat ning 3 raietsükli tulemusel viiakse valdav

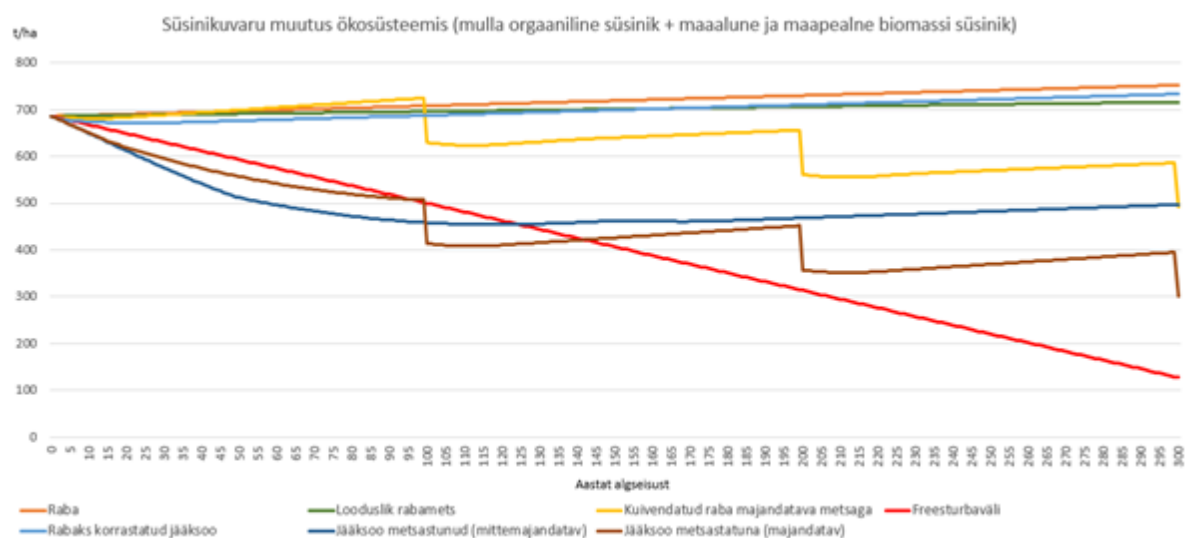
osa akumulatsioonid maapealse biomassi süsinikust ökosüsteemist välja, turbavaru taastamiseks jääb varise kõrval vaid okste biomassi süsinikku kuni 50 t/ha 300 aasta kohta (**joonis 3.110**).



Joonis 3.110. Ökosüsteemi maapealse süsinikuvaru muutus puittaimestikuga aladel

Võrreldes toitainevaesel rabamullal soo- või metsaökosüsteemi maapealse biomassi C-varu muutust (**joonis 3.110**) ja mullas süsinikuvaru muutust (**joonis 3.109**), on selgelt näha, et 300-aastase majandustsükli üleselt on mitmekordselt olulisem mullas süsinikuvaru kahanemine kui maapealses biomassis lisanduv C-varu. Eriti oluline on sellise erinevuse silmas pidamine majandatava metsaökosüsteemi puhul, kus suur osa biomassis akumulatsioonid süsinikust viiakse (tüvedes sisaldub süsinik) regulaarselt ökosüsteemist välja, aga kuivendatud turbamaal toimub turba lagunemine ja süsiniku kadu lakkamatult kogu perioodi jooksul.

Ökosüsteemi summaarne süsinikuvaru muutus majandustsüklite ülese 300-aastase perioodi jooksul, arvestades nii maapealse kui ka maa-aluse süsinikuvaru dünaamikat toitainevaesel sügaval rabamullal (**joonis 3.111**), toob selgelt esile, et väheviljakas kasvukohas rabaturbal ei kompenseeri majandatavate metsade suurem bioproduktioon kuivendusest tingitud turba lagunemist ei kuivendatud rabametsas ega jääksoos metsastatud/metsastunud alal. Metsastunud majandamata jääksoos süsiniku talletamise võime küll 300-aastase perioodi lõikes taastub, aga summaarne süsinikuvaru jääb siiski ligi 175 tonni võrra madalamaks kui alguses koosluses (686 t/ha C). Kõige enam kaotavad 300-aastase perioodi jooksul süsinikku freesturbaväli ning jääksoo (eeldusel, et kuivendussüsteem toimib), vastavalt 557 ja 438 C t/ha, kuid jääksoo puhul on süsiniku kadu suurim kuni 150–170 aastani, mil mõju hakkab avaldama kraavide ummistumise järel taastaimestumine ning süsiniku akumulatsioon biomassis ja turbana. Suhteliselt suur on summaarne süsinikukadu ka majandatavas kuivendatud jääksoometsas ja kuivendatud majandatavas rabametsas (kadu vastavalt 291 ja 101 Ct/ha), kuid suurema bioproduktiooniga kuivendatud rabametsas suurem varis ja maa-alune biomass tingib väiksema süsinikukao kui metsastatud kuivendusega majandatavas jääksoos. Ka mittemajandatav mets jääksoos on seotud suure summaarse süsinikukaoga (190 C t/ha) 300-aastase arvestusperioodi jooksul, kuid seal on alates 100–110 aastast süsinikukadu peatunud ning toimub edaspidi suhteliselt kiire süsiniku talletamine nii biomassis kui ka turbas.



Joonis 3.111. Ökosüsteemi summaarne süsinikuvaru muutus majandustsüklite ülese 300-aastase perioodi jooksul arvestades nii maapealse kui maa-aluse süsinikuvaru dünaamikat toitainevaesel sügaval rabamullal

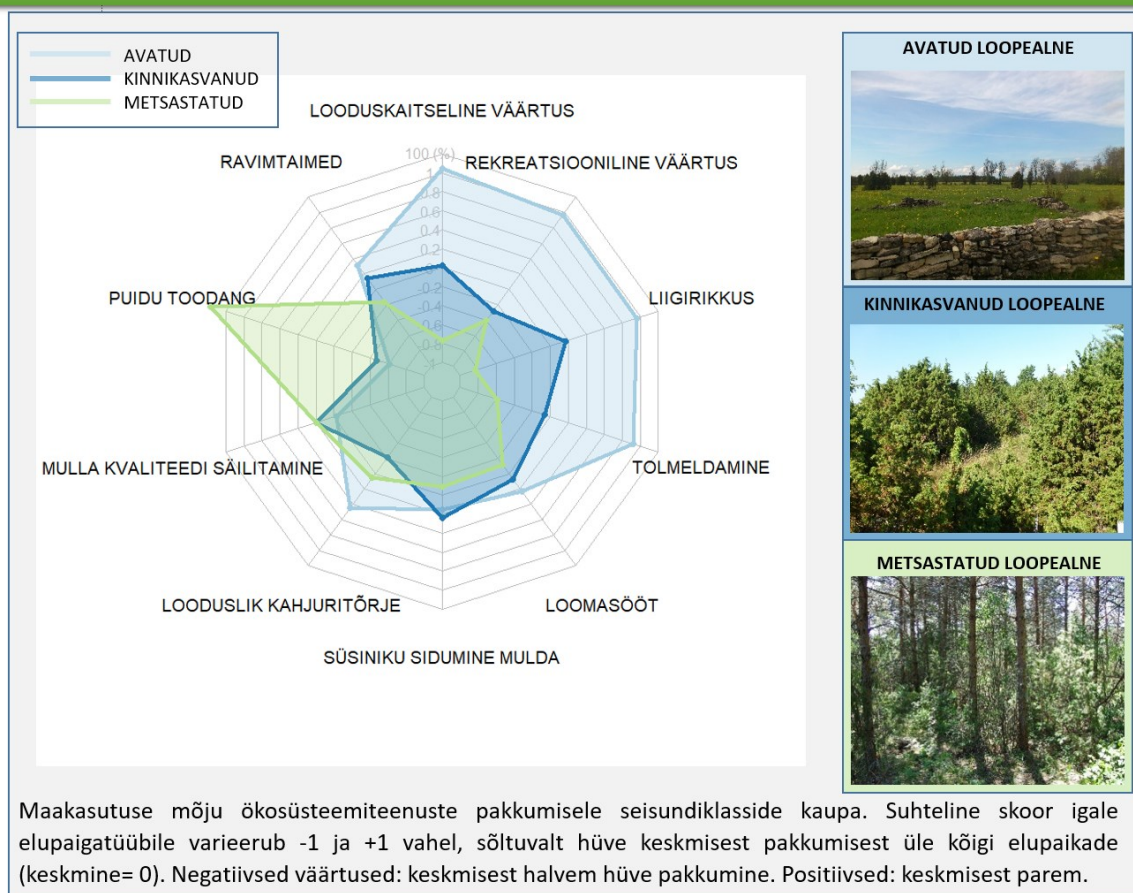
Kõige parema tulemuse tagab rabades loodusliku seisundi säilitamine (kuni 60 C t/ha) või jääksoo kiire korrastamine rabakoosluse kujunemise võimalusega (47 C t/ha), kus süsinikuvaru suhteliselt kiiremale taastumisele aitab kaasa osaline metsastumine pärast korrastamistõid.

Loodud stsenaariumid on rakendatavad kõigi sügava rabamullaga turbaalade või sügava rabaturba jääklasundiga jääksoode puhul kogu Eestis. Toitainerikkama madalsooturbaga jääklasundi puhul tuleb tulemuste rakendamisel olla ettevaatlik, kuna nende muldade puhul on kiirem nii turba lagunemine kui ka biomassi akumulatsioon ja nende omavaheline tasakaal pole piisavalt täpselt teada. Soome uuring on viidanud, et toitainerikkastel turvasmuldadel võib varise ja maa-aluse biomassi lisandumine kompenseerida mullasüsiniku kao, kuid määramatus on suur (Minkinen *et al.* 2014; Jurasinski *et al.* 2023). Samuti tuleb ettevaatusega suhtuda tulemuste ülekandmisele õhukese jääklasundiga soodele ning olukorras, kus majandustsüklite jooksul turbalasund lagunemise käigus jääb sedavõrd õhukeseks, et puude juured ulatuvad mineraalpinnaseni. Sel juhul hakkavad taimekasvu ja mineraliseerumisprotsesse mõjutama täiendavad tegurid ning tasakaal mulla orgaanilise süsiniku lagunemine, varise, biomassi tekke vahel nihkub mittelineaarselt.

3.5.3. MUUTUSED NIITUDEL

Niidukooslusi – nii ajaloolisi pärandniite kui ka teisi rohttaimestiku domineerimisega avatud alasad maastikus – ohustavad peamiselt üleskündmine või muul moel otsene hävimine (nt infrastruktuuri või hoonestuse levikul), hülgamine ja seejärel kinnikasvamine. Viimasel ajal aga ohustab veel avatuna säilinud niiduökosüsteeme ka aina rohkem metsastamine. Metsastamine hävitab niiduelupaiga ning muudab niiduelustikule keskkonningimused sobimatuks. Metsastatud pärandniitudel kahaneb liigirikkus paljudes elustikurühmades ning kahaneb oluline osa pakutavatest loodushüvedest (joonis 3.112, Prangel *et al.* 2023).

NIITUDE METSASTAMINE KAHANDAB LOODUSHÜVEDE PAKKUMIST



Joonis 3.112. Niitude metsastamine ja kinnikasvamine kahandab mitmete niitudega seotud loodusehüvede kättesaadavust, enim mõjutab kinnikasvamise ja metsastamise tolmeldamist, elupaiga pakkumist, rekreatsioonilist väärtust ning looduslikku kahjuritõrje toimimist (Prangel *et al.* 2023 alusel)

Avatud ja poolavatud niidukooslused on tolmeldajatele ülimalt olulised elupaigad ning niitude mõju maastikus ulatub ka piirkonna põldudele, "pakkudes" põldudele tolmeldamishüve ning kahjuritõrje hüve. Niitudelt lähtuva tolmeldamishüve olulisuse hindamiseks mängisime läbi olukorra, kus looduskaitseliste piirangute lõdvenemise tõttu pärandniidud hävivad või kasvavad kinni ning muud avatud rohumaad väljaspool otsest põllumajanduslikku kasutust metsastatakse või võsastuvad. Vastavalt sellele muutused niiduökosüsteemidele tolmeldajate pesitsus- ja toitumispaidadena omistatud

väärtused (vt **lisa T**). Muus osas jäid analüüsi parameetrid samaks nagu on kirjeldatud tolmeldamishüve hindamisel peatükis 3.4.2.9 'Põllukultuuride tolmeldamine'. Stsenaariumi läbimängimise tulemusena hinnati niiduökosüsteemide praeguse ulatuse ja seisundi rolli põllukultuuride tolmeldamishüvesse. Tuvastati, et keskmiselt vähendab niitude ja põllumajanduslikust kasutusest väljas olevate avatud alade (muud rohumaad) hävimine ja/või metsastamine tänast tolmeldajatest sõltuva saagikuse osa 10% võrra, varieerudes olenevalt kasvatatavast kultuurist ja põllu paiknemisest 45–100% (vt **tabel 3.49**).

Tabel 3.49. Tolmeldajatest sõltuvad põllukultuurid Eestis, nende kasvupind, tolmeldajatest sõltuv saak ja osa müügihinnast ning niitude hävimise tõttu kahanev saagikus ja saamata jääv tulu (vt lisaks tabel 3.28 ja selle koostamise aluseid ptk-st 3.4.2.9 'Põllukultuuride tolmeldamine')

Kultuur	Kasvupind 2021 (ha)	Tolmeldajatest sõltuv saak (t)	Tolmeldajatest sõltuv osa müügihinnast (€)	Niitude hävimise tõttu kahanev saagikus (%)	Niitude hävimise tõttu saamata jäänud tulu (eurot, 2021. a hindade põhjal)	Niitude hävimise tõttu saamata jääv tulu (eurot/ha, 2021. a hindade põhjal)
aedhernes	583	64	206 297	9	18 525,47	31,8
aedmaasikas	737	381	808 563	8,7	70 749,26	96
aroonia	97,9	2,4	972	8,1	78,7	0,8
jõhvikas	56,6	10	64 372	2,6	1656,1	29,2
karusmari	35	18	52 650	5,4	2866,93	81,9
kurk	116	2932	7 631 424	5,9	455 291,3	3924,9
must sõstar	459	55	53 429	7,1	3771,4	8,2
mustikas	246,9	481,39	2 888 340	6,6	222 577,9	901,5
ploomid	92	100	300 300	4,9	14 856,6	161,5
punane ja valge sõstar	76	10	29 925	6,01	1799,9	23,7
põldhernes	39 120,00	17487	4 273 033	8,4	359 239,5	9,2
põlduba	11 404,10	5752	1 514 960	8,4	128 096,4	11,2
suviraps	7121,7	2334	1 068 155	8,6	90 276,5	12,7
suvirüps	200,3	171	86 262	14,7	12 659,3	63,2
taliraps	63 778,40	47754	21 853 222	8,6	1 886 356	29,6
talirüps	6377,3	12415	5 681 322	8,7	494 532,8	77,5
tatar	5961	3609	12 270 600	9,9	0	0
vaarikas	146	151	555 512	7,9	44 157,8	302,4
õililina	198	11	40 886	6,6	2688	13,6
õun ja pirn	1213	1644	3 785 451	9,6	364 627	300,6
KOKKU		95 380	63 165 675		4 174 807	

4. KOKKUVÕTE JA ARUTELU

4.1. KOKKUVÕTVAD SÕNUMID

Tekkisid mitmekülgsed kasutusvõimalustega uued andmekihid. Töö käigus koostati Eesti ökosüsteemide üleriigiline baaskaart, täiendati ökosüsteemide seisundi hindamise metoodikat ja koostati ökosüsteemide seisundikaart, loodi olulisemate looduse hüvede pakkumise biofüüsikalised hinnangud ja kaardid (hüvede pakkumine ja jaotumine ruumis), millel omakorda baseeruvalt hinnati ja kaardistati hüvede sotsiaalmajanduslik (võimalusel rahaline) väärtus. Baas- ja seisundikaardi puhul on tegu ainulaadsete ruumiandmetega Eesti ökosüsteemide leviku ja nende ökosüsteemide seisundi kohta, millel on arvukalt kasutusvõimalusi (vt järgmine peatükk).

Loodus pakub olulisi looduse hüvesid. Loodus tagab meile erinevaid hüvesid (ökosüsteemiteenuseid), mis panustavad nii meie elukeskkonna seisundisse (reguleerivad ja säilitavad hüved), tagavad loodusest pärit tooraine ja materjalide kättesaadavuse (varustavad hüved) kui ka panustavad meie vaimsesse ja füüsilisse tervisesse ning kultuurilistesse kogemustesse (kultuurilised hüved). Kõik looduse hüved panustavad ühel või teisel moel, otsesemalt või kaudsemalt, meie heaolusse ja majandustegevusse ning on osa **looduskapitalist**.

Looduse mitmekesisus ja ökosüsteemide hea seisund on seotud looduse hüvede pakkumisega. Paljud looduse hüved, eriti reguleerivad ja kultuurilised hüved, sõltuvad ökosüsteemide ökoloogilisest seisundist – paremas seisundis ökosüsteemid pakuvad rohkem hüvesid, kuid tuleb ka silmas pidada, et väga sageli on hüved omavahel lõivsuhtes. Majandusliku hinnangu kõrval tuleb arvestada ja kasutusse võtta ka neid ökosüsteemide olulisi omadusi, mida nende kompleksse või kõikehõlmava iseloomu tõttu rahasse või majanduslikku panusesse hinnata ei saa. Üks selline looduse omadus on näiteks ka käesoleva töö raames kaardistatud elupaikade pakkumine looduslikele liikidele, mis on n-ö tugiva hüvena paljude teiste hüvede aluseks. Looduslik mitmekesisus hoiab ökosüsteemid toimimas ja võimaldab teiste hüvede pakkumise. Mitmekesine looduskeskkond on ka suure tuleviku kindlustamise väärtusega. **Loodus panustab majandusse, ökosüsteemide hea käekäik on stabiilse majanduse üks alustaladest.**

Kõiki hüvesid ei saa rahasse panna ja raha ei ole parim mõõdik. Meie arvatud rahalise väärtuse hinnangud näitavad väikest osa nii kogu rahalisest väärtusest kui ka väga väikest osa kogu väärtuste paketist. Majanduslik (rahaline) hinnang annab olulise indikatsiooni ökosüsteemide rollist meie igapäevaelus, kuid iga meetodiga rakendatud rahaline hinnang moodustab vaid osa hüve kogutähtsusest. Ruumilisel planeerimisel võiks rahalisest hinnangust olulisemana rakendada oluliste hüvede biofüüsikalisi kaardikihte ning tuvastada, kus asuvad vastava hüve *tuumikalad*, mille säilitamine või taastamine aitab tagada hüvede jätkuva kättesaadavuse (või taastumise).

Kaitstavatel aladel on mitmed olulised hüved paremini hoitud. Looduskaitse on investeering – paljude oluliste, sh majandusse panustavate loodushüvede seisund on kaitstavatel aladel keskmiselt parem ning majanduslik hinnang näitab paljude hüvede tõhusamat pakkumist kaitstavatel aladel, seda just reguleerivate hüvede kontekstis (süsinikuvaru hoidmine, ainevoogude reguleerimine jne).

Hindamist vajavad ka jätkusuutlikkuse lävendid. Loodust, selle materiaalseid ande ega reguleerivaid süsteeme ei tohi kasutada üle nende isetaastumise lävendi. Jätkusuutlik ehk pikaajaliselt kestlik (elike

igavesti võimalik) loodusandide ja looduse panuste kasutamine inimeste poolt ning nende parandamine meie tulevastele põlvetele on võimalik vaid siis, kui me teame ja oskame arvesse võtta **jätkusuutliku kasutuse lävendeid**. Seni oleme selliseid lävendeid osaliselt püüdnud määratleda (kuid alati mitte ökoloogiliselt sisukalt või õigesti) otseselt loodusest ammutatavate varustavate hüvede puhul – turba- ja puidukasutus, ulukite jaht, kalapüük. Juba lähitulevikus on vajalik **jätkusuutliku kasutuse lävendid määratleda reguleerivate hüvede pikaajalise säilimise vaatenurgast**, sh tuleb ringi vaadata senised varustavate hüvede jätkusuutlikkuse lävendid, sh nt metsaraie ja turbakaevanduse seniste mahtude mõju vastavate seotud ökosüsteemide poolt pakutavatele reguleerivatele hüvedele. Käesolevas töös jätkusuutlikkuse lävendeid otseselt ei hinnatud, kuid töö annab sisendi edasiste uurimuste ja analüüside läbiviimiseks.

4.2. TÖÖ KASUTUSVALDKONNAD JA RAKENDUSED

Käesoleva töö, ELME2, peamine eesmärk oli välja töötada **töövahend** (sh metoodika ning kaardimaterjal) **elurikkust, elukeskkonna head seisundit ja kliimakindlust toetavate ruumiliste otsuste tegemiseks**. Töö on loogiline jätk nn ELME1 projektile (Helm *et al.* 2021), mille raames töötati välja maismaaökosüsteemide **ulatuse** ja **seisundi** ning **looduse hüvede** biofüüsikaliste väärtuste (hüvede paiknemine ning mahud, kogused) ülepinnalise ja üle-eestilise hindamise ja kaardistamise põhimõtted ning loodi vastav kaardimaterjal. Käesoleva töö raames andmestikke täpsustati ja täiendati ning lisati sotsiaalmajanduslik aspekt.

Tööl on olulised praktilised rakendused tänapäevase ruumiplaneerimise kontekstis. Maakasutuse ülepinnaline planeerimine, arvestades eri valdkondade eesmarke (sh nii kliima kui ka elurikkuse, aga ka toidutootmise ning inimtaristu jm vajadusi) ja sellega seonduv maahõivehierarhia (lihtsustatult öeldes süsteem eri maakasutuste vahel jätkusuutliku tasakaalu leidmiseks) ongi lähiaastate ja aastakümnete strateegiliste eesmärkide võtmesõnad. ELME projekti raames välja töötatud metoodikad ja andmekihid aitavad kaasa erinevate strateegiate raames võetud ning Eesti-siseselt endale seatud eesmärkide täitmisele ning võimaldavad sisustada vajalikke indikaatoreid nii poliitikate kujundamiseks, eesmärkide seadmiseks ja praktiliseks läbiviimiseks kui ka tulemuste seireks. Kliimaeesmärkide täitmiseks on vajalik *kasvuhoonegaaside tõhusam sidumine ja süsinikuvaru hoidmine*, mille tarbeks on vajalikud ruumiotsused, mis prioriseerivad suure süsinikuvaruga ja/või suure sidumispotentsiaaliga elupaikade säilimist ja kaitset. Elurikkuse strateegiast tulenevad nii mullastrateegia (ja sellest tuleneva värskel mullaseire direktiivi) kui ka looduse kaitse ja taastamise eesmärgid (ELi looduse taastamise määrus, siseriiklikud eesmärgid looduse taastamiseks) vajavad sisendit elupaikade seisundi ja taastamisvajaduse kohta. Maa netohõivamise pidurdamine, 30% maismaa-alade tõhusa kaitse tagamine, muldade hea seisundi tagamine, maastikukonventsiooni raames maastikuskaalas protsesside toimimise tagamine on kõik valdkonnad, mille raames ELME aitab indikaatoreid ja tegevusi sisustada.

Esitame siinkohal valiku erinevaid töö kasutusvaldkondi ja rakendusi:

1) Kestlik maa- ja looduskasutus

Looduse hüvede tuvastamine, nende paiknemise ja seisundi kaardistamine ning igas maastikus ja üle-eestiliselt nende seisundi ning seisundi muutuse pidev hindamine oluline **kestliku maa- ja looduskasutuse tagamiseks**. Lähituleviku maakasutuspoliitika peab arvestama kvaliteetse ruumi põhimõtetega ning integreerima erinevad strateegilised eesmärgid looduse ja kvaliteetse elukeskkonna säilimisel ja taastamisel igapäevaste maakasutusotsustega. Ökosüsteemide jätkusuutlikkuse ja seeläbi meie hea elukeskkonna tagamiseks tuleb kindlasti vaadata ka väljapoole kaitstavaid või planeeritavaid kaitstavaid alasid. ELME raames loodud andmekihid ökosüsteemide leviku, seisundi, sidususe kohta ning erinevate olulisemate looduse hüvede kohta võimaldavad maa- ja looduskasutusel ruumiliselt planeerida prioriteetseid alasid looduse ja selle hüvede säilimise tagamiseks ning taastamiseks igas maastikus ning oskuslikult planeerida intensiivsema kasutusega ja jagatud maakasutusega (mitmeotstarbeline maakasutus) piirkondasid.

2) Mitmeotstarbelse maakasutuse planeerimine: elurikkad tootismaastikud ja igaühe looduskaitse

Elurikkuse kao pidurdamiseks, kliimakindluse saavutamiseks ning inimestele ja loodusele vajalike looduslike protsesside toimimise tagamiseks on hädavajalik elurikkuse säilitamise ja taastamise vajaduse arvestamine igas otsuses ning loodushoiu integreerimine igasse majandusvaldkonda ja sektorisse. Lisaks tõhusalt kaitstavatele aladele peab ÜRO bioloogilise mitmekesisuse konventsioonist ning Kunming-Montreali ülemaailmsest elurikkuse raamistikust ning ELi elurikkuse strateegiast lähtuvalt tagama ka elurikkuse säilimise integreerimise erinevatesse valdkondesse ja ruumikasutusse. N-ö kliima- ja elurikkusesõbralik maakasutus hõlmab integreeritud lahendusi, kus samaaegselt nt tootmisprotsessidega (taastuenergia, põllumajandus, infrastruktuuri arendamine jm) töötatakse ka selle nimel, et maksimaalselt samaaegselt tagada maa alla ja taimkattesse talletatud süsinikuvaru hoidmine, ökosüsteemide süsinikusidumise võime säilitamine, loodusliku elurikkuse säilimine ja taastamine, looduse funktsioonide ja hüvede säilimine.

Näitena võib tuua elurikkaste tootismaastike kontseptsiooni, mille käigus otsitakse ja rakendatakse võimalusi ühendada inimestele hädavajalikud tootmistegevused (energia, toit, erinevad materjalid) ning elurikkuse ja looduse hüvede hoidmine. Igaühe looduskaitse aga on lähenemine, mis rõhutab igaühe rolli elurikkuse ja oluliste looduse hüvede säilimise tagamisel. Oskuslikeks otsusteks on vajalik teadmine, kus on heas seisus ökosüsteemid, kus on taastamisvajadusega ökosüsteemid, millised on maastikes pakutavad looduse hüved ning milline on maastike ökoloogiline sidusus. Need andmekihid on ELME raames loodud ning aitavad mitmeotstarbelse maakasutuse planeerimisel anda vajalikku taustainfot. Näitena võib tuua päikese- ja tuuleparkide rajamise ja leevendusvõtete planeerimise. Päikese- ja tuuleenergiajaamade rajamine nii elamute juurde kui ka eraldi tootmisüksustena on olulise maakasutusliku mõjuga tegevus, mille mõju elurikkusele ja looduslikele ökosüsteemidele võib olla negatiivne, kui planeerimisel ei arvestata looduslike olusid mittearvestava. Samas aga võib päikeseenergiajaam oskusliku ruumilise planeerimise ja erinevate elurikkust soodustavate praktikate rakendamise abil panustada ka elurikkuse kaitse ja taastumisse (vt ka Takkis & Helm 2023).

3) Rohevõrgustiku planeerimine ja rohevõrgustiku toimimise hindamine

Oluline valdkond, kus seni on elurikkus info puudulikkuse tõttu pigem tagaplaanil olnud, aga kuhu on oluline ökosüsteemide seisundi ja hüvede info integreerida, on **planeeringute** koostamine, sh nii maakonna- kui ka üldplaneeringud ning koostamisel olev üleriigiline planeering „Eesti 2050“. Oluline komponent on seejuures **rohevõrgustik**, mille planeerimiseks on koostatud mitmeid juhiseid (neist hiljutisim valmis 2023. a²⁸), sh ELME materjalide kasutamiseks. ELME kaardikihid võimaldavad analüüsida, millised planeeringutega määratletud rohevõrgustiku osad ka tegelikult ökoloogilise võrgustikuna toimivad ja milliseid osasid tuleb kindlasti säilitada (nt tuumaladel/tugialadel) ehk kus on hea ökoloogiline seisund ja sidusus, elupaikade toetamise tugi ning elu aluseks olevate reguleerivate ja säilitavate hüvede kõrge pakkumine, samuti seda, kus võrgustik enam ei toimi ning kus seetõttu tuleks nt taastamis- või kompensatsioonimeetmeid rakendada. Rohevõrgustiku säilimise ja planeerimise olulisemad eesmärgid on elurikkuse kaitse ja säilitamine, kliimamuutuste leevendamine ja nendega kohanemine ning rohemajanduse, sh puhkemajanduse edendamine. Selleks peavad rohevõrgustiku struktuurid toimima liikide ja populatsioonide jaoks sidusalt funktsioneeriva elupaikade ja liikumisteede võrgustikuna – see aitab vähendada liikide elupaikade killustatust (Riigikohtu otsus nr 3-20-1310/52, p 26). Vastavalt Riigikohtu hiljutisele otsusele tuleb otsuste puhul hinnata keskkonnahäiringu (nt raiete) mõjusid rohevõrgustiku säilimisele, toimimisele, terviklikkusele ja sidususele, sh elupaikade piisava hulka ja sidusust (Riigikohtu otsus nr 3-21-979/22,23). Rohevõrgustiku ökoloogilise toimimise tagamine peab olema nii omavalitsustele kui ka riigi tasandil tehtavate otsuste puhul arvesse võetud ning selleks saab hästi rakendada käesoleva töö raames välja töötatud elupaikade leviku ja seisundi kaardikihte (baaskaart ja seisundikaart), elupaikade sidususe ja elupaikade hüve pakkumise kaardikihte ning taustamaterjalina ka virgestushüve pakkumise ja erinevate reguleerivate hüvede pakkumise andmekihte.

4) Looduskaitsete eesmärkide saavutamine ja elupaikade taastamise prioriseerimine

ELi looduse taastamise määruse raames ning lähtuvalt Kunming-Montreali ülemaailmsest elurikkuse raamistikust on vajalik tagada elupaikade tõhus kaitse vähemalt 30% maismaapindalast, tagada kaitstavate alade ökoloogiline sidusus ning kahjustatud elupaikade taastamine vähemalt 20% maismaapindalast. ELME seisundikaardid ja sidususe andmed aitavad planeerida sidusaid kaitstavaid alasid ning prioriseerida kaitse- ja taastamisvajadust.

5) Maahõivehierarhia sisustamine

ELME2 tulemid on sobilikud maahõivehierarhia sisustamiseks. Igale ELME seisundikaardi klassile saab omistada sobivushinnangu ja prioriteetsuse konkreetse maakasutuse ning eesmärgi jaoks, nt kas konkreetne klass on sobilik/vajalik looduskaitsete eesmärkide täitmiseks või võib seal hoopis ilma loodusele erilist mõju avaldamata läbi viia infrastruktuuri ehitustöid, taastuvenergia arendusi jms. Nii saab ELME seisundikaardi alusel **ruumiliselt määratleda (joonis 4.1):**

²⁸ [Rohevõrgustik: üldplaneeringute analüüs ja planeerimise juhend | Keskkonnaportaal](#)

a) alad, kus tuleb looduse kahjustamist vältida ning olemasolevaid väärtusi kaitsta, kuna tegu on looduslike ökosüsteemide ja funktsioonide säilimise, looduse hüvede säilimise või ökoloogilise sidususe tagamise seisukohalt oluliste aladega. Sellised alad on ELME2 seisundikaardi A ja B klassi ökosüsteemid ning alad, mis on kõrge elupaiga tagamise hüve pakkujad;

b) alad, kus on võimalik maad n-õ korduskasutada (ehk arendada, s.o tehisalad ja kehva taastamispotentsiaaliga degradeerunud looduslikud ökosüsteemid);

c) alad, kus tuleks kaasnevaid mõjusid minimeerida (vt ka ptk mitmeotstarbeline maakasutus) ja alade ökoloogilist seisundit parandada-taastada ning vajadusel mõjud kompenseerida.

Tuuleparkide asukohaanalüüsi töö (vt järgmine alapeatükk) on üks esmaseid näiteid, kuidas ELME materjale taolises prioriseerimisülesandes kasutada. Soovitusi ELME seisundikaardi kasutamiseks on teadlased andnud ka päikseparkide planeerimise kontekstis (Takkis & Helm 2023).

Samuti tuleb hakata arvesse võtma looduse hüvede pakkumist, arvestades, et elutähtsaid hüvesid nende pakkumise olulistel aladel arendustegevuse ja maahõivega ei kahjustataks. Teave looduse hüvede kohta võimaldab neid oskuslikult ja jätkusuutlikult kasutada ka tootmisega seotud elualadel, arvestades looduse panust tolmeldamise, kahjuritõrje, pestitsiidide ja väetiste leostumist vältivate maastike, mullaviljakust toetavate elupaikade jm kaudu.

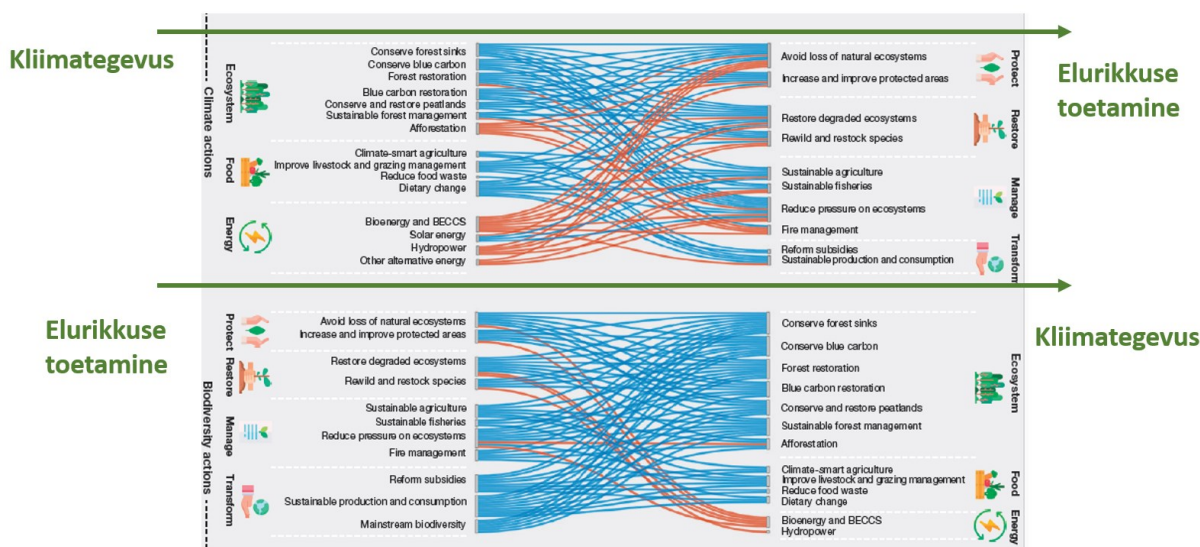


Joonis 4.1. Maahõivehierarhia sisustamise võimalused ELME andmeid kasutades

5) Kliima- ja elurikkuse eesmärkide lõivuhete vältimine, sh metsastamisel

Üheks väljakutseks kliima- ja elurikkuse kriisi üheaegsel lahendamisel on lõivuhete vältimine, mis võivad tekkida kliimaeesmärkide rakendamisel elurikkuse aspekte arvestamata. Sellele on tähelepanu juhtinud IPCC ja IPBESi ühisväljaanne (Pörtner *et al.* 2021), tuues välja erinevate lõivuhete tekkevõimalused, sh rõhutades nii valimatu metsastamise negatiivseid mõjusid elurikkusele kui ka elurikkust mitteamvestava

taastuenergia arendamise ohtusid (joonis 4.2). Oskusliku ruumiplaneerimise ja ELME andmete kasutamisel on võimalik tekkivaid lõivsuhteid vältida, sh näiteks töötada välja põhimõtted elurikkust ja kliimaeesmärke toetavaks metsastamiseks: kuhu ja millised metsad sobivad ning kuhu mitte. Näiteks kahjustab pärandniitude, väärtuslike rohumaade, heas seisus rohumaade ning soostunud alade metsastamine rohkemaid väärtusi kui metsastamisega saavutatakse (vt ka ptk 3.5.3. Muutused niitudel). ELME tulemusi on võimalik kasutada spetsiifiliste "maa jagamise" ülesannete täitmiseks, sh asendusmetsastamise ja metsastamise planeerimiseks nii, et ühe hüve suurendamine/eesmärgi täitmine samas teist ei kahjustaks ning kahjulikud lõivsuhted oleks välditud.



Joonis 4.2. Võimalikud lõivsuhted kliimat ja elurikkust soodustavate tegevuste vahel. Ülemine osa joonisest tähistab punase joonega kliimategevusi, mis kahjustavad erinevaid elurikkuse toetamise tegevusi. Sinine joon näitab positiivseid seoseid, kus kliimategevus soodustab ka elurikkust ja vastupidi. Alumine osa joonisest näitab punase joonega selliseid elurikkust toetavaid tegevusi, millel on potentsiaal ohustada konkreetsete kliimategevuste edukust. Lõivsuhteid tuleb hoolikalt jälgida ning nende tekkimist vältida läbi oskusliku planeerimise (Pörtner et al. 2021)

6) Maade hindamine, sh korraline hindamine

ELME2 tulemusi saab tulevikus rakendada maade hinnastamisel, sh looduskaitsealuste maade riigile omandamisel. Kõrgema hüvede pakkumisega maad peaksid olema ka maa korralise hinnamise käigus olema kõrgemalt hinnastatud. Heas seisus ökosüsteemidega maade ostmisel riigile võiks maa suurema ökoloogilise väärtuse tõttu olla ka ostuhind suurem. Vastavad meetodid ja hinnastamise alused tuleks aga veel läbi mõelda ja läbi töötada.

7) Muud rakendused

ELME tulemid annavad panuse ka riiklikes **keskkonnaarvepidamis- ja otsustussüsteemides** kasutamiseks, nt on hüvede kaardikihid juba kasutusel Statistikaameti juhitavates ökosüsteemide arvepidamise arendamise piloottöodes (nt Oras *et al.* 2021 ja Oras *et al.* 2023).

ELME tulemid annavad sisendit edasisteks **kordushindamisteks** (ökosüsteemide ulatuses, seisundis ja hüvede pakkumises toimuvad muutused), **teadustöödeks** ja **rakendusprojektidele** ning väga tähtis on ka igapäevane **keskkonnateadlikkus** ja igapäevane teadlik looduskasutus.

Kaardikihtide kombineerimine ning majandusmõtjude mõtestamine annavad suure potentsiaali tulemuste kasutamiseks **keskkonnamõju hindamisel** ning **ettevõtete kestlikkuse (sh ESG) aruandluses**.

ELME materjalide kasutusvõimalusi on rohkelt, kuid iga ülesanne nõuab üldjuhul ka spetsiifilist lähenemist. Edaspidi on tarvis parandada ka avalike andmekogude (ehk sisendandmete) kvaliteeti, mille kohta on antud mõningaid soovitusi töö lisas (**lisa W**).

4.2.1. KUS ANDMEID ON JUBA KASUTATUD?

ELME1 raames saadud tulemused on juba mitmel pool kasutusel, nt ELME1 ökosüsteemide seisundi koondhinnanguid kasutab Minuomavalitsuse portaal (rohevõrgustike seisund kohalikes omavalitsustes)²⁹ ja koostatav keskkonnavaldkonna arengukava KEVAD. Otseselt ruumiotsuste toetamise töödest võib näitena välja tuua tuuleparkide asukohaanalüüsi³⁰, mis käesoleva aruande koostamise ajal on edasiarenduse faasis. Looduse hüvede hindamise tulemuste kasutamise näidetest üks otsest kasutust leidnud rakendus on biotõrje hüve hindamise lähenemine, mis on kasutusel sekkumismeetme “ökosüsteemiteenused põllumaal”³¹ puhul.

ELME looduse hüvede kihte on kasutatud ka looduskaitse planeerimisel, nt kaitstavate alade moodustamisel, täpsemalt kaitse-eeskirjade koostamise seletuskirjades kaitse alla võtmise põhjendamisel (nt Lihula looduskaitseala³²). Kaitse-eeskirjade seletuskirjad on seni keskendunud pigem lihtsamini kirjeldatavatele varustavatele teenustele (nt saamata jääv puidutulu kaitse alla võtmisel), ELME hinnangutest on lisandunud kliimaregulatsiooni hüve hinnangud ökosüsteemi seotud süsiniku alusel. Lisaks süsiniku sidumise hüvele (mis on seni ka mujal riikides üks sagedamini hinnatavaid ning otsuste tegemisel kasutatavaid hüvesid) tuleks aga kaitsekorralduses hakata veelgi tõhusamalt arvesse võtma ka teiste oluliste, s.o just reguleerivate ja säilitavate hüvede panust.

²⁹ <https://minuomavalitsus.ee/>

³⁰ <https://keskkonnaportaal.ee/et/tuuleenergeetika-arendamist-piiravate-kitsenduste-kaardistamine-ning-vabade-alade-tuvastamine>

³¹ Ühise põllumajanduspoliitika strateegiakava 2023–2027 (versioon 1.2, kinnitatud 11. november 2022).

<https://www.agri.ee/media/723/download>

³² [Lihula looduskaitseala.pdf - pilv.envir.ee](http://lihula.looduskaitseala.pdf-pilv.envir.ee)

4.2.2. MÖTTETALGUTE TULEMUSED LOODUSHÜVEDE MAJANDUSARVESTUSE RAKENDAMISEKS JA KASUTUSEGA SEOTUD PIIRANGUTE TUVASTAMISEKS

Antud töö seadis eesmärgiks ka defineerida, kuidas looduskapitalipõhist lähenemist saab Eestis otsuste tegemisel kasutada. Lisaks aga on tähtis välja tuua lähenemise piirangud ning võimalikud olukorrad, kus mõõdikute kasutamine on seotud nii paljude kaasnevate tingimustega, et vajab selgelt defineeritud eesmärki ja hästi defineeritud tingimusi konkreetse rakenduse tarbeks töö kasutamisel. Mõtestamaks loodushüvede majandusarvestuse võimalikke kasutuskohti ja teisest küljest ka piiranguid, viidi ELME2 ja LIFE-IP "Loodusrikas Eesti" raames 17. detsembril 2021. a läbi mõttetalgud, mille metoodika ja tulemused on esitatud järgmises peatükis.

Mõttetalgute metoodika

Toimumisaeg: 17. dets. 2021, MS Teams

Osalejad: Marika Erikson, Kadri Möller, Merit Otsus, Kaidi Tingas (Keskkonnaministeerium), Kadri Kask (Maaeluministeerium), Laura Kütt, Kristi Mutli, Uudo Timm, Marko Vainu, Mati Valgepea (Keskkonnaagentuur), Triinu Heinvars, Siiri Kaiste, Kaja Lotman, Tarvo Roose (Keskkonnaamet), Kätlin Aun, Grete Luukas, Kaia Oras (Statistikaamet), Arpo Kullerkupp (Eesti Erametsaliit), Jüri-Ott Salm (Eestimaa Looduse Fond), Airi Külvet, Urmas Sellis (talupidajad), Ain Kull, Kiira Mõisja, Helen Poltimäe, Elisabeth Prangel, Riinu Rannap, Evelyn Uuemaa, Kristiina Vain (Tartu ülikool), Kalev Sepp, Eve Veromann (Eesti Maaülikool)

Korraldajad: Asko Lõhmus, Aveliina Helm, Maie Kiisel, Raul Rosenvald ja Maarja Vaikre (Tartu ülikool) ning Madli Linder (Keskkonnaagentuur)

Metoodika. Kasutati TÜ mõttetalgumetoodikat, mille olulised osad on 1) ideede kaardistus, struktureerimine; 2) ideede kohapealne tagasidestamine ning 3) protsessi dokumenteerimine ja tunnustamine osaliste poolt (Lõhmus *et al.* 2019). **Osalejad** valiti korraldusmeeskonna poolt, et esindada mitmekesiseid tööülesandega seotud praktilisi kokkupuuteid ja praktilist huvi tulemuste suhtes. **Kutses** oli ülesanne osalejatele eelnevalt piiritletud järgmiselt: „*mõttetalgud keskenduvad erinevatele realistlikele võimalustele kasutada loodushüvesid Eesti majandusarvestuses. Teeme seda kahes etapis: kõigepealt kaardistame need võimalused, siis vaatame esmaselt eri kasutusvõimaluste plusse ja miinuseid. /---/ Üks asi, millega süvahuvilised võiksid natuke eeltööd teha, on praktiline kogemus või eelteadmine, kui olete selliste väärtuste kasutamisega mõnes protsessis või ka teises riigis juba kokku puutunud!*”

Mõttetalgud koosnesid kahest küsitlusringist, mille vahele jäi saadud materjali korrastusaeg korraldajate poolt, mille käigus teadlasrühm hindas ühtlasi esmaselt nimetatud loodushüvede. **Veebisuhtluse** reeglid olid kuvatud kõigile osalejatele nähtavalt slaididel, need hõlmasid nt sõnasoovimisest märguandmist, sõnavõtu ajapiirangut, korraga esitatavate aspektide piirangut, võimalust kirjutada täiendusi vestlusaknasse jm. Moderaator ei esita ega kommenteeri ideid, vaid küsib üksnes täpsustavaid küsimusi. Üritus salvestati osalejate nõusolekul protokolliga kontrollimise eesmärgil; salvestis ei ole avalik.

Küsitlusring 1. Loodushüvede arvestuse kasutusvõimalused. Igaüks sai nimetada prioriteetsuse järjekorras loodushüvede rakendusi järgmise vastusestruktuuri alusel: „Kui loodushüvedele ^[1] X (*nimetada*) oleks kokku lepitud väärtus, siis saaks seda kasutada (sõnastada rakendus Y: *millise ülesande täitmiseks või millises protsessis või väljundina?*), ja tulemustest saaks kasu eeskätt kes?”.

Küsitlusring 2. Kasutusvõimaluste ülevaatus. Iga ringis 1 nimetatud võimaluse puhul andis moderaator 2 min sõna ühele soovijale ja ühele juhuslikult valitud osalejale, et ta iseloomustaks parimat ja halvimat tulemust ning hinnastamisvõimalust.

Süntees tulemustest on esitatud **tabelis 4.1**, kusjuures kirjeldusi (kuid mitte hüvede nimetusi) on talgijärgselt grupeeritud ja sõnastuslikult ühtlustatud.

Tabel 4.1. Loodushüvede majandusarvestuse kasutamise võimalusi Eestis (17.12.2021 mõttetalgute süntees)^a

	Kui loodushüvele...	oleks kokku lepitud väärtus, siis saaks seda kasutada...	Praktilised probleemid on... ^b	Halvim stsenaarium, mida vältida, on...
Mullastik	1. mullaviljakus	PRIA toetuste planeerimisel; valglinnastumisele keskkonnapiiirangute seadmisel	pikaajaline väljendumine -> ebamäärasus väärtustamisel -> hinnastamisel (taastamiskulu jm)	viljakate alade „konserveerimine“ mitteharitavaks (nt. monofunktsionaalne päikesepark (ilma kaaskasutusega), valglinnastumine), vähevilkate alade kurnamine
	2. C hoidmine ja sidumine mullas	riiklikes maksu- ja toetuskeemides; süsinikukaubanduses	eri maakasutusviiside ja nende üleminekute käsitlemine (varu ümberpaiknemine, ajanihked)	et vigased algandmed ja puudulikud regulatsioonid tekitavad ebaõiglust ja keskkonnakahju
	3. mulla elurikkus	riiklikes maksu- ja toetuskeemides	<i>ebaselgus, kus ja kui palju tasub mulla elurikkust suurendada</i>	lõivsuhteolukorrad teiste hüvedega, mis ebajärjekindlal rakendamisel vaesestavad mulda
Liikidevahelised seosed	4. tolmeldamine	põllumajandusmaastike planeerimisel, elupaikade kaitse planeerimisel, igäühe looduskaitsevõtete rakendamisel, maastike planeerimisel sh üldplaneeringute käigus	<i>hüve avaldumise olenevus konkreetsest kohast (kontekstist)</i>	et tolmeldajatele säilitatakse ainult marginaalsed elupaigad ja minimaalses ulatuses
	5. looduslik kahjuritõrje	põllumajandusmaastike planeerimisel; pestitsiidi-kasutuse vähendamisel, elupaikade kaitse planeerimisel, maastike planeerimisel sh üldplaneeringute käigus	<i>perspektiivsete alade eristamine (looduslike vaenlaste sidusvõrgustik olemas või kujundatav)</i>	et kui teatud aladel kiiret edu pole, siis halveneb perspektiiv üldisemaks kasutuseks, potentsiaalselt mahemeetmete maine laiemalt
	6. kaitstavate liikide roll ökosüsteemides	liigikaitses ja kaitsealade põhjendamisel,	<i>et see roll võib tänapäeval olla väike või lokaalne</i>	et kaitstavaid liike tähtsustades ei jää tähelepanuta

		elupaikade ja maastike kaitse planeerimisel, rohevõrgustiku planeerimisel		funktsionaalselt domineerivate (tavaliste) liikide hääbumised
Öko-süsteemide puhverdusvõime	7. ökosüsteemide veekaitsevõime	märgalade ja veekaitsevööndite kaitseks ja planeerimiseks	<i>alternatiivkulude olenevus konkreetsest kohast (kontekstist)</i>	lõivsuhteolukorrad teiste hüvedega ja maastike vaesestumine nende tulemusel (nt lauspajustikud, -roostikud)
	8. rabade C varu	turba kaevandamise reguleerimiseks	[tervikliku lasundi ruumilise ulatuse arvestamine]	[C varu degradeerumine kliimamuutuste tõttu]
	9. looduslik rannikupuhver	rannikualade paremaks kaitseks, N: planeeringutes, kindlustuskaitstes	kes kelle mõju kellele täpselt puhverdab?	[kliimamuutuse ebamäärasust mittearvestav ja ebapiisavana planeeritud puhverdusvõime]
	10. rohealade mikrokliimafunktsioon	asustusalade planeeringutes [heakorraeeskirjades jm]	eraomandi ja avaliku ruumi rollijaotus	laienev hajaasustus ja suur transpordikoormus, ebaefektiivne maakasutus
	11. mets müra- ja tuuletõkkena	kaasavas [ja kohanduvas] rohevõrgustikus	hüve avaldumise olenevus konkreetsest kohast (kontekstist)	ebaoptimaalselt kasutatud puiduressurss
Öko-süsteemide kasutamine	12. puhkealade kvaliteet	puhkealade, matkaradade, ligipääsude planeerimiseks	hüve avaldumise olenevus konkreetsest kohast, tegevustest ja ajast (sh tulevikuväärtus)	Inertne puhkealade võrgustik, mis ei kohandu muutuvatele oludele ja muutub hiljem ebaotstarbekaks.
	13. kõrvalkasutus	kõrvalkasutuse ruumilisel ja kogukondlikul planeerimisel; looduses hõivatute arvu suurendamiseks	hüve avaldumise olenevus konkreetsest kohast ja tegevustest	Kõrvalkasutust otsitakse kõikjal: ka sellele osale loodusest, kus see pole kohane ei kasutusviisina ega loodusele avalduva mõju mõttes.
	14. teadus- ja hariduspotentsiaal	ruumiliselt paremaks haridus- ja teaduskorralduseks, kui sellised alad säilitada ja maaomanikud kaasata	<i>hüve avaldumise olenevus konkreetsest kohast (kontekstist)</i>	Suur koormus unikaalsetele aladele ja sedakaudu neile kujunev kõrge kasutushind, mis pärsib olulist teadus- ja haridustööd.
	15. kultuuriobjektid looduses	kohaliku identiteedi ja kultuuripärandi kujundamine ja kaitse; maamajanduse, sh	<i>objektid ja tavad ebapiisavalt teada</i>	Rajatakse ja turundatakse loodusesse uut tarbimiskultuuri.

		loodusturismi planeerimine		
	16. veekogude erinevad väärtused ^c	arenduste kaalutusotsused	<i>pikaajalised tagasisidemehha-nismid eri väärtusvalikute vahel</i>	Veekogusid planeeritakse, arvestamata ümbritsevat maastikku ja jätkusuutlikkust.
Tugi-mitme-kesisus	17. maastiku sidusfunktsioonid	paljudes planeerimisvaldkondades [võtmerakendus rohevõrgustikus]	<i>igakülgne väljendumine ajas ja ruumis, mis on ühiskonnas raskesti selgitatav ja hoomatav</i>	Tendentslik rakendamine, oluliste aspektide puudumine [mis ei ole kiiresti parandatav]
	18. (eramaade) loodusväärtus	loodushoidlike eraomanike ja nende tegevuste toetamisel, igapäevase looduskaitse soodustamisel	<i>milliseid loodusväärtusi täpselt tähtsustatakse</i>	Püütakse levitada või tuua oma maale üksnes indikaatoritena kasutatavaid loodusobjekte.
	19. geneetiline mitmekesisus	põllumajandus- ja metsanduspraktikate kujundamiseks	<i>ebaselgus, kus ja kui palju on vaja; [pikaajaline väljendumine -> ebamäärasus väärtustamisel]</i>	Väikesi geneetilisi erinevusi hakatakse tähtsustama üldarusaadavate loodusväärtuste asemel.

¹ loodushüved: v.a otsene tootmissisend (tooraine, energia) ja kultuurid

^a [nurksulgudes hilisemad lisandused]

^b kaldkirjas teadlasgrupi ekspertarvamus juhtude kohta, kus probleemiks on üldse standardse mõõdiku puudumine

^c kirjalikes kommentaarides lähedasena märgitud ka põudade leevendamise funktsioone

KASUTATUD KIRJANDUS

- Aadna, K. (2016). Kõnnumaa maastikukaitseala Paluküla Hiemäe majanduslik väärtus. Magistritöö.
- Aastaraamat 2021 (2022). Eesti Jahimeeste Selts, https://www.ejs.ee/wp-content/uploads/2022/12/Eesti-Jahimeeste-Seltsi-aastaraamat-2021_sisu.pdf
- Aastaraamat Mets 2021 (2023). Keskkonnaagentuur, <https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/Mets/Mets2021.pdf>
- Adhikari, S. & Menalled, F.D. (2020). Supporting Beneficial Insects for Agricultural Sustainability: The Role of Livestock-Integrated Organic and Cover Cropping to Enhance Ground Beetle (Carabidae) Communities. *Agronomy*, 10, 1210.
- Aitsam, V., Sims, A., Tolm, T., *et al.* (2019). Statistiline mets. 20 aastat statistilist metsainventeerimist Eestis. Keskkonnaagentuur. <https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2021-12/Statistiline%20mets%20-%202020%20aastat%20statistilist%20metsainventeerimist%20Eestis.pdf>
- Aizen, M.A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S.A., Klein, A.M. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103, 1579–1588.
- Albrecht, M., Duelli, P., Müller, C., Kleijn, D. & Schmid, B. (2007). The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology*, 44, 813–82.
- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N.M., Tschumi, M., Blaauw, B.R., Bommarco, R., *et al.* (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecol. Lett.*, 23, 1488–1498.
- Aosaar, J., Varik, M., Lõhmus, K. & Uri, V. (2011). Stemwood Density in Young Grey Alder (*Alnus incana* (L.) Moench) and Hybrid Alder (*Alnus hybrida* A. Br.) Stands Growing on Abandoned Agricultural Land. *Baltic Forestry*, 17 (2), 256–261.
- Aosaar, J., Varik, M., Lõhmus, K., Ostonen, I., Becker, H. & Uri, V. (2013). Long-term study of above- and below-ground biomass production in relation to nitrogen and carbon accumulation dynamics in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on former agricultural land. *European Journal of Forest Research*, 132 (5–6), 737–749.10.1007/s10342-013-0706-1
- Arumäe, T. & Lang, M. (2016). Aerolidarilt puistu tüvemahu hindamise mudelid ning võrdlus takseeritud tagavaraga. *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused*, 64, 5–16. <https://sciendo.com/pdf/10.1515/fsmu-2016-0001>
- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C.F., Mußhoff, O., *et al.* (2017). The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nat Ecol Evol*, 1, 1279–1284
- Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K.M., Samu, F. & Tscharntke, T. (2012). Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146, 130–136.

Bauer, D.M. & Wing, I.S. (2016). The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines. *Ecological Economics*, 126, 1–13.

Beale, S., Bending, M., & Trueman, P. (2007). *An Economic Analysis of Environmental Interventions that Promote Physical Activity: NICE PDG Report*. University of York, York Health Economics Consortium.

Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 261–269.

Bernat, S., Trykacz, K. & Skibiński, J. (2022). Landscape perception and the importance of recreation areas for students during the pandemic time. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19, 16, 9837.

Biggelaar, C., Lal, R., Wiebe, K., Eswaran, H., Breneman, V., Reich, P. (2004). The global impact of soil erosion on productivity. II. Effects on crop yields and production over time. *Advances in Agronomy*, 81, 49–95. DOI 10.1016/S0065-2113(03)81002-7.

Birkhofer, K., Arvidsson, F., Ehlers, D., Mader, V.L., Bengtsson, J. & Smith, H.G. (2015). Organic farming affects the biological control of hemipteran pests and yields in spring barley independent of landscape complexity. *Landscape Ecol*, 1–13.

Birkhofer, K., Bezemer, T.M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., *et al.* (2008). Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry*, Special Section: Enzymes in the Environment, 40, 2297–2308.

Boetzel, F.A., Krimmer, E., Krauss, J. & Steffan-Dewenter, I. (2019). Agri-environmental schemes promote ground-dwelling predators in adjacent oilseed rape fields: Diversity, species traits and distance-decay functions. *Journal of Applied Ecology*, 56, 10–20.

Brown, C.F., Brumby, S.P., Guzder-Williams, B., Birch, T., Hyde, S.B., Mazzariello, J., Czerwinski, W., Pasquarella, V.J., Haertel, R., Ilyushchenko, S., Schwehr, K., Weisse, M., Stolle, F., Hanson, C., Guinan, O., Moore, R., Tait, A.M. (2022). Dynamic World, Near real-time global 10 m land use land cover mapping. *Scientific Data* 9, 251.

Brundtlandi aruanne (1987). Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>

Buht, M. (2019). Kase maapealse biomassi fraktsionaalne jaotus, esialgsed biomassi mudelid ja tüvepuidu tihedus. Magistritöö, Eesti Maaülikool.

Carvalho, L.G., Seymour, C.L., Nicolson, S.W. & Veldtman, R. (2012). Creating patches of native flowers facilitates crop pollination in large agricultural fields: mango as a case study. *J Appl Ecol*, 49, 1373–1383.

Chapin, S.J. (2014). Application of Spatial Modeling Tools to Predict Native Bee Abundance in Maine's Lowbush Blueberries.

Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecol Lett*, 14, 922–932.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., & Kenter, J.O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological economics*, 83, 67–78.

Clough, Y., Kruess, A. & Tschardtke, T. (2007). Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology*, 44, 22–28.

Constanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R.K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158.

Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M.A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., *et al.* (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5, eaax0121

Dallimer, M., Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H., Takkis, K., Giergiczny, M. and Thorsen, B.J. (2015). Patriotic values for public goods: transnational trade-offs for biodiversity and ecosystem services?. *Bioscience*, 65(1), pp.33-42.

Dasgupta, P. (2021), *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. Abridged Version. (London: HM Treasury). Kättesaadav:

https://assets.publishing.service.gov.uk/media/6014329ce90e076265e4d9ba/Dasgupta_Review_-_Abridged_Version.pdf

Dicks, L. V., Ashpole, J. E., Dänhardt, J., James, K., Jönsson, A., Randall, N., Showler, D.A., Smith, R. K., Turpie, S., Williams, D. R., Sutherland, W. J. (2017). *Farmland conservation. What works in conservation*. Cambridge: Open Book Publishers, pp. 245–284.

Djoudi, E.A., Marie, A., Mangenot, A., Puech, C., Aviron, S., Plantegenest, M., *et al.* (2018). Farming system and landscape characteristics differentially affect two dominant taxa of predatory arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 259, 98–110.

EEA (2022). *Air quality in Europe 2022 report*. Report no. 05/2022. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022/>

Eesti elanike loodusturismi uuring (2020). Ettevõtlike Arendamise Sihtasutus, https://static.visitestonia.com/docs/3618626_eesti-elanike-loodusturismi-uuring2020.pdf, kasutatud märtsis 2023.

Eesti harrastuskalapüügi kvantitatiivuuringu 2020. aasta kohta: uuringuaruanne (2021). Kantar Emor.

Eesti Jahimeeste Seltsi aastaraamat 2016 [2017]. Eesti Jahimeeste Selts, https://www.ejs.ee/wp-content/uploads/2019/04/ejs_aastaraamat2016_2017_sisu_online.pdf

Eesti Jahimeeste Seltsi aastaraamat 2022 [2023]. Eesti Jahimeeste Selts, <https://www.ejs.ee/wp-content/uploads/2023/06/Veebi-aastaraamat.pdf>

Eesti majutusettevõtete statistika. (2019–2022). Statistikaamet. <https://www.puhkaeestis.ee/et/turismiprofessionaalile/uuringud-ja-statistika/turismi-arengu-ulevaated>

Eesti Ornitoloogiaühing, Kotkaklubi. 2022. Üle-eestiline maismaalinnustiku analüüs. Riigihanke nr 239156 aruanne. <https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/looduskaitse/uuringud-projektid-ja-analuusid#analuus-ja-lisad>

Eesti taimede levikuatlas (2020). <https://elurikkus.ee/plant-atlas> (versioon seisuga 15.10.2020).

Ehrlich, Ü. (2023) Rekreatsiooniteenuse hindamine ajakasutuse ning CVM meetodil. Ökosüsteemide arvepidamise seminar, Statistikaamet, 23. mai 2023. a.

Ehvert, K. (2013). Lahemaa rahvuspargi ökosüsteemiteenused. Magistritöö.

Elsasser, P., Altenbrunn, K., Köthke, M., Lorenz, M., & Meyerhoff, J. (2021). Spatial distribution of forest ecosystem service benefits in Germany: A multiple Benefit-transfer model. *Forests*, 12(2), 1–31.

Elurikkuse kaitse ja maakasutus (2019). Statistikaamet, <https://www.stat.ee/et/avasta-statistikat/valdkonnad/keskkond/elurikkuse-kaitse-ja-maakasutus>, kasutatud märtsis 2023.

Erit, K., Tuula-Fjodorov, R., Kose, M. & Pilving, T. (2022). „Rekreatiivsete, sportlike ja turismitegevuste mõjud kaitsealadel – tegevuste, huvigruppide ja tegevuspaikade kaardistamine ning külastuskorralduslike soovitude väljatöötamine“ lõpparuanne. Tartu: Maaülikool, Tallinna Ülikool. Buckley, R., Brough, P., Hague, L., Chauvenet, A., Fleming, C., Roche, E. et al. (2019). Economic value of protected areas via visitor mental health. *Nature Communications*, 10, 5005.

FAO (2020). Global forest resources assessments. Terms and definitions. *Forest resources assessment working paper* 188. Kättesaadav: <https://www.fao.org/3/I8661EN/i8661en.pdf>

Frolking, S., Roulet, N. T., Tuittila, E., Bubier, J. L., Quillet, A., Talbot, J., & Richard, P.J.H. (2010). A new model of Holocene peatland net primary production, decomposition, water balance, and peat accumulation, *Earth Syst. Dynam.*, 1, 1–21.

Gagic, V., Holding, M., Venables, W.N., Hulthen, A.D. & Schellhorn, N.A. (2021). Better outcomes for pest pressure, insecticide use, and yield in less intensive agricultural landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 118, e2018100118

Gallé, R., Geppert, C., Földesi, R., Tschardtke, T. & Batáry, P. (2020). Arthropod functional traits shaped by landscape-scale field size, local agri-environment schemes and edge effects. *Basic and Applied Ecology*, 48, 102–111.

Gallé, R., Happe, A.-K., Baillod, A.B., Tschardtke, T. & Batáry, P. (2019). Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology*, 56, 63–72.

Galloway, A.D., Seymour, C.L., Gaigher, R. & Pryke, J.S. (2021). Organic farming promotes arthropod predators, but this depends on neighbouring patches of natural vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 310, 107295

Garrett, J. K., White, M. P., Elliott, L. R., Grellier, J., Bell, S., Bratman, G. N. et al. (2023). Applying an ecosystem services framework on nature and mental health to recreational blue space visits across 18 countries. *Scientific Reports*, 13, 2209.

Geiger, F., Wäckers, F.L. & Bianchi, F.J.J.A. (2009). Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. *BioControl*, 54, 529–535.

Gething, K.J. & Little, S. (2020). The importance of artificial drains for macroinvertebrate biodiversity in reclaimed agricultural landscapes. *Hydrobiologia*, 847, 3129–3138.

Ghaley, B. B., Vesterdal, L., & Porter, J. R. (2014). Quantification and valuation of ecosystem services in diverse production systems for informed decision-making. *Environmental Science and Policy*, 39, 139–149.

Gómez-Baggethun, E. & Ruiz-Pérez, M. (2011) Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 613–628.

Gomiero, T., Pimentel, D. & Paoletti, M.G. (2011). Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30, 95–124.

Gourevitch, J. D., Koliba, C., Rizzo, D. M., Zia, A., Ricketts, T. H. (2021). Quantifying the social benefits and costs of reducing phosphorus pollution under climate change. *Journal of Environmental Management*, 293, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112838>

Grygoruk, M., Mirosław-Świątek, D., Chrzanowska, W., Ignar, S. (2013). How Much for Water? Economic Assessment and Mapping of Floodplain Water Storage as a Catchment-Scale Ecosystem Service of Wetlands. *Water*, 5(4), 1760–1779.

Harrastuskalapüük (2023). Keskkonnaministerium, <https://envir.ee/elusloodus-looduskaitse/kalandus/harrastuspuuk#korduma-kippuvad-kus>, kasutatud märtsis 2023.

Harrastuskalapüük kalastuskaartide alusel 2021 (2022). Keskkonnaministerium, <https://envir.ee/elusloodus-looduskaitse/kalandus/harrastuspuuk#korduma-kippuvad-kus>

Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S. & Frumkon, H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, 35, 207–228.

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

Holland, J.M., Jeanneret, P., Moonen, A.-C., van der Werf, W., Rossing, W.A.H., Antichi, D., *et al.* (2020). Approaches to Identify the Value of SeminatURAL Habitats for Conservation Biological Control. *Insects*, 11, 195

Horlings, E., Schenau, S., Hein, L., Lof, M., de Jongh, L., & Polder, M. (2020). Experimental monetary valuation of ecosystem services and assets in the Netherlands. Wageningen University & Research, The Netherlands, 100.

Huang, J., Zhou, K., Zhang, W., Deng, X., van der Werf, W., Lu, Y., Wu, K., & Rosegrant, M.W. (2018). Uncovering the economic value of natural enemies and true costs of chemical insecticides to cotton farmers in China. *Environmental Research Letters*, 13, 064027.

Inclán, D.J., Cerretti, P. & Marini, L. (2015). Landscape composition affects parasitoid spillover. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 208, 48–54.

IPBES (2016). Assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwabong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis, R. Rader, and B. F. Viana (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.

IPBES (2018). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marin Rando, A. and Mader, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892 lk.

IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IPBES (2022). Methodological Assessment Report on the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Balvanera P., Pascual U., Christie M., Baptiste B., González-Jiménez D. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Toim. Eggleston, H S; Buendia, L; Miwa, K; Ngara, T; Tanabe, K. Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (toim), IPCC, Switzerland.

IPCC (2018). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 616.

IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, pp. 2495–2499.

IUCN (2022). Towards an IUCN nature-positive approach: a working paper. Kättesaadav: <https://www.iucn.org/sites/default/files/2022-10/nature-positive-summary-highlights-oct-2022.pdf>

Jimenez, M. P., DeVille, N. V., Elliott, E. G., Schiff, J. E., Wilt, G. E., Hart, J. E., and P. James (2021). Associations between nature exposure and health: A review of the evidence. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, 9, 4790.

Jones, L., Vieno, M., Morton, D., Cryle, P., Holland, M., Carnell, E., Nemitz, E., Hall, J., Beck, R., Reis, S., Pritchard, N., Hayes, F., Mills, G., Koshy, A., Dickie, I. (2017). Developing Estimates for the Valuation of Air Pollution Removal in Ecosystem Accounts. Final report for Office of National Statistics, July 2017. <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/524081/7/N524081RE.pdf>

Jontos, R. (2004). Vegetative buffers for water quality protection: an introduction and guidance document. Connecticut Association of Wetland Scientists White Paper on Vegetative Buffers.

Jurasinski, G., Byrne, K., Chojnicki, B. H., Christiansen, J. R., Huth, V., Joosten, H., Juszczak, R., Juutinen, S., Kasimir, Å., Klemedtsson, L., Kotowski, W., Kull, A., Lamentowicz, M., Lindgren, A., Linkevičienė, R., Lohila, A., Mander, Ü., Manton, M., Minkkinen, K., ... Couwenberg, J. (2023). Active afforestation of drained peatlands is not a viable option under the EU Nature Restoration Law. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7831174>

Kaasik, T., Peterson, K. ja Kaldaru, H. (1996). *Inimene ja keskkond: muutused Eesti keskkonnateadvuses, 1983-1994, võrdlusjooni maailmaga = Man And Environment: Changes In Estonian Public Environmental Awareness, 1983-1994, Global Comparison*. Tallinn: Stockholmi Keskkonnainstituut.

Kaldaru, H. (2011). *Marjade ja seente korjamine elanikkonnas*. Turu-uuringute AS.

Kalle, R. & Sõukand, R. (2012). Historical ethnobotanical review of wild edible plants of Estonia (1770s-1960s). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 81(4).

Kalle, R., Sõukand, R., Kõrge, E. & Palts, P. (2013). *Eesti looduslikud toidutaimed: kasutamine 18. sajandist tänapäevani*. Varrak.

Kari, H., Äijö-Jensen, N., Kortejärvi, H., Ronkainen, J., Yliperttula, M., Laaksonen, R. & Blom, M. (2022). Effectiveness and cost-effectiveness of a people-centred care model for community-living older people versus usual care – A randomised control trial. *Research in Social and Administrative Pharmacy*, 18, 3004-2012.

Katayama, N., Osada, Y., Mashiko, M., Baba, Y.G., Tanaka, K., Kusumoto, Y., et al. (2019). Organic farming and associated management practices benefit multiple wildlife taxa: A large-scale field study in rice paddy landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 56, 1970–1981.

Kelemen, E., García-Llorente, M., Pataki, G., Martín-López, B. & E. Gómez-Baggethun. (2014). Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem service. In: Potschin, M. and K. Jax (eds): OpenNESS Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: www.openness-project.eu/library/reference-book
Acknowledgements: The following OpenNE

Kelemen, E., Jaunslaviete, I., Liepa, L., Zute, D., Jansons, Ā. (2019). Carbon Pools in Old-Growth Scots Pine Stands in Hemiboreal Latvia. *Forests*, 10, 911.

Kelemen, E., Elferts, D., Bādars, E. and Jansons, Ā. (2018). Carbon pools in a hemiboreal over-mature Norway spruce stands. *Forests*, 9(7), 435.

Keskkonnaagentuur (2022a). Eesti statistiline metsainventuur. <https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/mets/eesti-statistiline-metsainventuur-smi>

Keskkonnaagentuur (2022b). Eesti õhusaasteainete heitkogused aastatel 1990–2020. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Eesti_ohusaasteainete_heitkogused_aastatel_1990-2020.pdf

Keskmised kala esmakokkuostuhinnad 2021 (2022). Põllumajandus- ja Toiduamet, <https://pta.agri.ee/ettevotjale-tootjale-ja-turustajale/kutseline-kalapuuk/puugistatistika#item-3>

Kiisel, M. (2020). Lifestyle as a shaper of society. In: Researching Estonian transformation: Morphogenetic reflections (eds. Kalmus, V.; Lauristin, M.; Opermann, S.; Vihalemm, T.). Tartu, Estonia: University of Tartu Press, pp. 137–172.

Kiisel, M. & Seljamaa, J. (2017). Sotsiaalse sidustumise mustrid. Kogumikus: *Eesti ühiskond kiirenevas ajas: uuringu "Mina. Maailm. Meedia" 2002–2014 tulemused (toim. Vihalemm, P.; Lauristin, M.; Kalmus, V.; Vihalemm, T.)*. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus, lk. 363–409.

Klatt, B.K., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E. & Tscharntke, T. (2014). Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20132440.

Klein, A.-M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 274, 303–313.

Klein, A.M., Brittain, C., Hendrix, S.D., Thorp, R., Williams, N. and Kremen, C. (2012). Wild pollination services to California almond rely on semi - natural habitat. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 723–732.

Kleinen, T., Brovkin, V. & Schuldt, R. J. (2012). A dynamic model of wetland extent and peat accumulation: results for the Holocene, *Biogeosciences*, 9, 235–248.

Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I., & Uuemaa, E. (2021). EstSoil-EH: a high-resolution eco-hydrological modelling parameters dataset for Estonia. *Earth System Science Data*, 13(1), pp. 83–97.

Komossa, F., Wartmann, F. M., Kienast, F. & Verburg, P. H. (2020). Comparing outdoor recreation preferences in peri-urban landscapes using different data gathering methods. *Landscape and Urban Planning*, 199.

Kond, R. 2014. Männitõrva tootmine ja turustamine. Bakalaureusetöö, Eesti Maaülikool.

Koorep, S. (2017). Sammal naaseb soojustajana ehitusplatsile. *Maa Elu*, 20. november, <https://maaelu.postimees.ee/4312277/sammal-naaseb-soojustajana-ehitusplatsile>

Kotta, J. (2019). Merealade valitud ökosüsteemiteenuste alusmaterjalid. Riigihanke nr 201703 aruanne.

Kuht, J., Eremeev, V., Talgre, L., Loit, E., Mäeorg, E., Margus, K., et al. (2022). Soil Microbial Activity in Different Cropping Systems under Long-Term Crop Rotation. *Agriculture*, 12, 532.

Kull, A., Kikas, T., Penu, P., Kull, A. (2023). Modeling Topsoil Phosphorus – From Observation-Based Statistical Approach to Land-Use and Soil-Based High-Resolution Mapping. *Agronomy*, 13.

Kutselise kalapüügi võimalused, lubatud aastasaagid ning kalapüügiõiguse tasumäärad 2023. aastal, Lisa 31. Lubatud aastasaagid Peipsi, Lämmi- ja Pihkva Järvel kaluri püügiloa alusel (2022). Riigi Teataja, https://www.riigiteataja.ee/aktiivis/1211/2202/2019/VV_134m_lisa3_1.pdf#

Külastajaseire RMK-s: 2021. aasta külastajauuringu koondaruanne (2021). Riigimetsa Majandamise Keskus, külastuskorraldusosakond, <https://media.rmk.ee/files/RMK%20külastajauuringu%202021%20aruande%20kokkuvõte.docx.pdf>

Külla, T. (1997). Keskealise männiku ja kuusiku maapealse ja maa-aluse osa struktuur. Teadusmagistritöö, Eesti Põllumajandusülikool.

Laas, E., Uri, V. & Valgepea, M. (2011). Metsamajanduse alused. Tartu Ülikooli Kirjastus. 863 lk.

Laidma, E. 2017. Saasteosakeste ladestumine rohtsetele taimedele maanteede ääres. Magistritöö. Eesti Maaülikool.

Lang, M., Kaha, M., Laarmann, D., Sims, A. (2018). Construction of tree species composition map of Estonia using multispectral satellite images, soil map and a random forest algorithm. *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused*, 68, 5–24.

Lautenbach, S., Seppelt, R., Liebscher, J., Dormann, C.F. (2012). Spatial and temporal trends of global pollination benefit. *PLOS ONE*, 7(4), e35954.

Li, P., Kleijn, D., Badenhauer, I., Zaragoza-Trello, C., Gross, N., Raemakers, I., *et al.* (2020). The relative importance of green infrastructure as refuge habitat for pollinators increases with local land-use intensity. *Journal of Applied Ecology*, 57, 1494–1503.

Libe, S. (2015). Peipsi järve ökosüsteemiteenuste (kultuuriteenuste) rahaline väärtus. Tulu ülekande meetod. Bakalaureusetöö.

Lichtenberg, E.M., Kennedy, C.M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., *et al.* (2017). A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23, 4946–4957.

Liigikaitse kohustused Euroopa Liidu liikmena (2021). Keskkonnaministeeriumi koduleht, <https://envir.ee/liigikaitse-kohustused-euroopa-liidu-liikmena>

Liikumine looduses ja igaüheõigus (2023). Kättesaadav: <https://www.eesti.ee/et/eluase-ja-keskkond/looduskaitse/liikumine-looduses-ja-igauehoigus> Viimati vaadatud mai 2023.

Liivimaa kasetõrv (2023). Gert Kallase kodulehekülj, Kättesaadav: <https://tökat.ee>, Viimati vaadatud mai 2023.

Locke, H., Rockström, J., Bakker, P., Bapna, M., Gough, M., Hilty, J., Lambertini, M., Morris, J., Polman, P., Rodriguez, C.M. & Samper, C. (2021). A nature-positive world: the global goal for nature.

Lori, M., Symnaczyk, S., Mäder, P., Deyn, G.D. & Gattinger, A. (2017). Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLOS ONE*, 12, e0180442.

Lutter, R., Tullus, A., Kanal, A., Tullus, T. & Tullus, H. (2016). The impact of former land-use type to above and below-ground C and N pools in short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. × *P. tremuloides* Michx.) plantations in hemiboreal conditions. *Forest Ecology and Management*, 378, 79–90.

Lõhmus, K., Mander, Ü., Tullus, H. & Keedus, K. (1996). Productivity, buffering capacity and resources of grey alder forests in Estonia. In: Perttu, K., Koppel, A. (eds). Short rotation willow coppice for renewable energy and improved environment, 95–105.

Lõhmus, A., Fridolin, H., Leivits, A., Tõnisson, K. & Rannap, R. (2019). Prioritizing research gaps for national conservation management and policy: the managers' perspective in Estonia. *Biodiversity and Conservation*, 28, 2565–2579.

Ma, H., Mo, L., Crowther, T.W., Maynard, D.S., van den Hoogen, J., Stocker, B.D., Terrer, C. and Zohner, C.M., 2021. The global distribution and environmental drivers of aboveground versus belowground plant biomass. *Nature Ecology & Evolution*, 5, 1110-1122.

Maa-amet (2022). Eesti topograafia andmekogu. <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid/Topograafilised-andmed/Eesti-topograafia-andmekogu-p79.html>

Maamets, L., Kuuba, R., Lõhmus, A., Uuema, E., Rosenthal, R., Kont, R. (2023). Eesti metsade alternatiivne hindamine. Postimees kirjastus, 232 lk.

Maandi, A. (2005). *Poolsada tarvilikku kodumaist ravimtaime. Kus haigust näed laita, seal taimega aita*. Tallinn: Ilo.

Maeder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. (2002). Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science*, 296, 1694–1697.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Conde, S., Vallecillo Rodriguez, S., Barredo Cano, J.I., Paracchini, M., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czucz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San-Miguel-Ayanz, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., De Roo, A., De Jesus Cardoso, A., Pistocchi, A., Del Barrio Alvarelos, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O. & Santos-Martín, F. (2020). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-17833-0, doi:10.2760/757183, JRC120383.

Mander, Ü., Uuema, E., Kull, A., Kanal, A., Maddison, M., Soosaar, K., Salm, J.-O., Lesta, M., Hansen, R., Kuller, R., Harding, A., Augustin, J. (2010). Assessment of methane and nitrous oxide fluxes in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 98, 172–181. DOI:

Marini, L., Batáry, P. & Tscharntke, T. (2023). Testing the potential benefits of small fields for biocontrol needs a landscape perspective. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120, e2218447120

Marja, R., Tscharntke, T. & Batáry, P. (2022). Increasing landscape complexity enhances species richness of farmland arthropods, agri-environment schemes also abundance – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 326, 107822.

Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., *et al.* (2019). The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*.

Martin, E.A., Feit, B., Requier, F., Friberg, H., Jonsson, M. (2019). Assessing the resilience of biodiversity-driven functions in agroecosystems under environmental change, in: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 59–123.

Matulis, B.S. (2014) The economic valuation of nature: A question of justice? *Ecological Economics*, 104, 155-157.

McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., Donovan, R. G., Brett, H. E., Hewitt, C. N., Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41, 8455–8467.

Metspalu, P. & Ideon, A. (2017). Mereala planeeringu alusuuring: sotsiaalsete ja kultuuriliste objektide kaardistus. *Metodoloogiline ülevaade*. Töö nr 2686/16. Tartu 2017.

Milsom, T.P., Sherwood, A.J., Rose, S.C., Town, S.J. & Runham, S.R. (2004). Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103, 85–99.

Mina. Maailm. Meedia küsitlusandmed (2002, 2005, 2008, 2011, 2014). Tartu Ülikool, ühiskonnateaduste instituut.

Mineo, L. (2017). Good genes are nice, but joy is better. *The Harvard Gazette*, April 11, <https://news.harvard.edu/gazette/story/2017/04/over-nearly-80-years-harvard-study-has-been-showing-how-to-live-a-healthy-and-happy-life/>

Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M. & Gonzalez, A. (2013). Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems* 16, 894–908.

Nahuelhual, L., Benra, F., Rojas, F., Ignacio Díaz, G. & Carmona, A. (2016). Mapping social values of ecosystem services: What is behind the map? *Ecology and Society*, 21, 3, 24.

Nijkamp, P., Vindigni, G., Nunes, P.A.L.D. (2008). Economic valuation of biodiversity: A comparative study. *Ecological Economics*, 67, 217–231.

Nikodinoska, N., Paletto, A., Pastorella, F., Granvik, M., ja Franzese, P.P. (2018) Assessing, valuing and mapping ecosystem services at city level: The case of Uppsala (Sweden). *Ecological Modelling*, 368, 411-424.

Nõmmann, T., Ehrlich, Ü. and Pädam, S. (2020). A Study of People's Preferences of the Environmental Status of Lake Harku and the Benefits Offered by the Lake and Its Surroundings. *Estonian Discussions on Economic Policy*, 28 (1–2).

Oja, T., Varblane, U., Palo, A. & Veemaa, J. (2018). Ökosüsteemide teenuste kaardistamise ja hindamise tegevuskava. ELME projekti töövõtuleping nr 4-5/17/1. Tartu Ülikool, Tartu.

Oras, K., Ronk, A., Aun, K., Luukas, G., Adermann, V., Ehrlich, Ü., Nõmmann, T., Kosk, A., Vaher, K. (2020). Development of the land account and valuation of ecosystem services regarding grassland ecosystem services. Methodological report. Grant Agreement no NUMBER — 831254 — 2018-EE-ECOSYSTEMS. Statistics Estonia.

Oras, K., Ronk, A., Aun, K., Luukas, G., Ehrlich, Ü., Kosk, A., Adermann, V., Indres, E.(2021). Development of the ecosystem accounts. Methodological report. Grant Agreement 881542—2019-EE-ECOSYSTEMS. Statistics Estonia.

Oras, K., Ronk, A., Aun, K., Luukas, G., Ehrlich, Ü., Kosk, A. (2023). *Development of Ecosystems Accounts*. Development of environmental accounts. Activity 2. Developing and refining ecosystem accounts. D1.8 Description of the methodology for advancing ecosystem accounts, methodology. Methodological report. Eurostat Grant Agreement no NUMBER — 101022852 — 2020-EE-ENVACC. Statistics Estonia. [D1 8 Description of the methodology for advancing ecosystem accounts, methodology 101022852 2020-EE-ENVACC külj.pdf \(stat.ee\)](#)

Orru, H., Teinemaa, E., Maasikmets, M., Keernik, K., Paju, M., Sikk, A., *et al.* (2022). *Välisõhu kvaliteedi mõju võrdlus inimeste tervisele Eestis aastatel 2010 ja 2020 ning õhusaaste tervise mõjude prognoos aastaks 2030*. Tartu Ülikool ja EKUK.

Orru, K., Orru, H., Maasikmets, M., Hendrikson, R. and Ainsaar, M. (2016). Well-being and environmental quality: Does pollution affect life satisfaction? *Quality of Life Research*, 25, 699-705.

Paist, A., Kask, Ü. ja Kask, L. (s.a.). Composition of reed mineral matter and its behavior at combustion. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikool, https://www.pilliroog.ee/Roo_postreid.pdf

Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., *et al.* (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333, 988-993.

Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., *et al.* (2017). Adding Some Green to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. *Conservation Letters*, 10, 517–530.

Physical activity (2022). WHO, <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/physical-activity>, 5. oktoober 2022.

Pikk, J. & Kask, R. (2014). Männipuidu ehitus ja omadused. Mänd Eestis. Koost. M. Kurm, Vali Press, lk. 154–188.

Pindyck, R.S. (2019). The social cost of carbon revisited. *Journal of Environmental Economics and Management*, 94, 140–160.

Potts, S., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., *et al.* (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540, 220–229.

Prangel, E., Reinula, I. & Helm, A. (2022). Euroopa riikide kogemus maismaaökosüsteemide teenuste rahalisel hindamisel. Projekti „Elurikkuse sotsiaal-majanduslikult ja kliimamuutustega seostatud keskkonnaseisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid“ (ELME) töövõtuleping nr 4-5/21/1. Tellija: Keskkonnaagentuur, töövõtja: Tartu Ülikool. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/ELME-Euroopa-riikide-kogemus-loodushyvede-rahalisel-hindamisel_110122_Loodusveebi.pdf

Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., Ingerpuu, N., Kupper, T., Keerberg, L., Oja, E., Meriste, M., Tiitsaar, A., Ivask, M. & Helm, A. (2023). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*, 60, 825–836.

Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardt, T. & Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, 165–174.

Põllumajandusuuringute Keskus (2021). Kattetulu arvestused taime- ja loomakasvatuses.

Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L. and Diamond, S. (2021). IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. IPBES and IPCC, 10.

Rabakukk, P. (2019). *Jahiturismi olemus ja potentsiaal Eestis*. Magistritöö. Tartu: Eesti Maaülikool.

Rasran, L. & Vogt, K. (2018). Ditches as species-rich secondary habitats and refuge for meadow species in agricultural marsh grasslands. *Appl Veg Sci*, 21, 21–32.

Reile, R. & Veideman, T. (2021). *Eesti täiskasvanud rahvastiku tervisekäitumise uuring 2020*. Tervise Arengu Instituut.

Remme, R.P., Edens, B., Schröter, M., & Hein, L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics*, 112, 116–128.

Rennert, K., Errickson, F., Prest, B.C. et al. Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. (2022). *Nature*, 610, 687–692.

RITA projekt „Mobiilne elu – mobiilne eluviis, avalike teenuste tarbimine ja elukohaandmed riiklikes registrites“ [2022]. Tartu Ülikool, Tallinna Ülikool, Tallinna Tehnikaülikool.

RMK puhkealade külastatavuse uuring: küsitlus 15a. ja vanema elanikkonna seas 23.- 28. november 2022 (2022). Turu-uuringute AS, https://media.rmk.ee/files/2022_RMK_puhkealade_kulastatavuse_uuring.pdf, külastatud märtsis 2023.

RMK vahelao hinnad (2023). Kättesaadav: https://media.rmk.ee/files/Metsamaterjali_hinnastatistika_2023-05.xlsx. Viimati vaadatud 30 mai 2023.

Räsänen, J. V., Holopainen, T., Joutsensaari, J., Ndam, C., Pasanen, P., Rinnan, Å., Kivimäenpää, M. (2013). Effects of species-specific leaf characteristics and reduced water availability on fine particle capture efficiency of trees. *Environmental Pollution*, 183, 64–70.

Räty, E. ja Marttinen, H. (2016). *Metsaaed*. Tallinn: Varrak.

Saarman, E. & Veibri, U. (2006). Puiduteadus. Tartu: Eesti Metsaselts. Valli Press OÜ. 560 lk.

Saega, K. (2017). Eesti mõisaparkide ökosüsteemiteenuste majandusliku väärtuse hinnang. Magistritöö.

Saklaurs, M., Krūmiņš, J., Straupe, I., & Jekabsone, I. (2016). Evaluation of ecosystem services in riparian forests using benefit transfer method. *Research for Rural Development*, 2, 83–90.

Sall, M., Uustal, M., Peterson, K. (2012). Ökosüsteemiteenused. Ülevaade looduse pakutavatest hüvedest ja nende rahalisest väärtusest. *Säästva Eesti Instituudi väljaanne nr 18*, Tallinn, 62 lk.

Salm, J.-O. (2012). Emission of greenhouse gases CO₂, CH₄, and N₂O from Estonian transitional fens and ombrotrophic bogs: the impact of different land-use practices. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis* 48. Tartu University Press, Tartu.

Salm, J.O., Maddison, M., Tammik, S., Soosaar, K., Truu, J. and Mander, Ü. (2012). Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia. *Hydrobiologia*, 692, pp.41–55.

Sharma, S., Hussain, S. & Singh, A. N. (2022). Evaluation methods for cultural ecosystem services: A systematic review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 12, 3, 194–210.

Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., Chaumont, N., Denu, D., Fisher, D., Glowinski, K., Griffin, R., Guannel, G., Guerry, A., Johnson, J., Hamel, P., Kennedy, C., Kim, C.K., Lacayo, M., Lonsdorf, E., Mandle, L., Rogers, L., Silver, J., Toft, J., Verutes, G., Vogl, A. L., Wood, S., & Wyatt, K. (2020). InVEST 3.8.6 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Soomers, H., Winkel, D.N., Du, Y. & Wassen, M.J. (2010). The dispersal and deposition of hydrochorous plant seeds in drainage ditches. *Freshwater Biology*, 55, 2032–2046.

Szałkiewicz, E., Jusik, S., Grygoruk, M. (2018). Status of and Perspectives on River Restoration in Europe: 310,000 Euros per Hectare of Restored River. *Sustainability*, 10, 129. DOI:10.3390/su10010129

Statistikaameti rahvastikupüramiid 2022. Kättesaadav: <https://www.stat.ee/rahvastikupyramiid/?lang=et> külastatud märtsis 2023.

Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Ockendon, N., Petrovan, S. O., Smith, R. K. (2019). What Works in Conservation 2019. Open Book Publishers.

Zhang, H., Garratt, M.P.D., Bailey, A., Potts, S.G., & Breeze, T. (2018). Economic valuation of natural pest control of the summer grain aphid in wheat in South East England. *Ecosystem Services*, 30(A), 149-157.

Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M. L. (2013). Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land*, 2 (3), pp. 472–492.

Zulian, G., Polce, C., Maes, J. (2014). ESTIMAP: a GIS-based model to map ecosystem services in the European union. *Annali di Botanica*, 4, pp. 1–7.

Zöbin, J. (2019). Mitmel rindel rabav aktivist aitas päevatöö kõrvalt oma linna võidule. *Tartu Postimees*, 13. september, <https://tartu.postimees.ee/6776710/mitmel-rindel-rabav-aktivist-aitas-paevatoo-korvalt-oma-linna-voidule>

Takkis, K. & Helm, A. (2023). Päikeseenergiajaamade mõjust olulisematele elupaikadele, ökosüsteemidele ja peamistele liigirühmadele ning Eestisse sobivad leevendusmeetmed. *Tartu*, 67 lk. Kättesaadav: <https://keskkonnaamet.ee/media/5984/download>

Tamm, Ü. (2000). Haab Eestis. Eesti Loodusfoto. 257 lk.

Tarbijahinnaindeksi kalkulaator (2023). Statistikaamet, <https://www.stat.ee/et/tarbijahinnaindeksi-kalkulaator>

Taye, F. A., Folkersen, M. V., Fleming, C. M., Buckwell, A., Mackey, B., Diwakar, K. C., Le, D., Hasan, S., Ange, C. S. (2021). The economic values of global forest ecosystem services: A meta-analysis. *Ecological Economics*, 189, 107145.

Tea consumption per capita in Estonia (2022). Helgi Library, <https://www.helgilibrary.com/indicators/tea-consumption-per-capita/estonia/>

TEEB (2008). The economics of ecosystems & biodiversity: an interim report. European Union Commission for the Environment.

Telles, T. S., Guimarães, M. D. F., Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35 (2), 287–298.

The Biodiversity Metric 4.0 User Guide. (2023). Natural England Joint Publication JP039. ISBN: 978-1-7393362-1-9. Kättesaadav: <https://nepubprod.appspot.com/publication/6049804846366720>

Tóth, B., Weynants, M., Pásztor, L., Hengl, T. (2017). 3D soil hydraulic database of Europe at 250 m resolution. *Hydrological Processes*, 31, 2662–2666.

Trepp, R. (2022). *Looduse seisundi ja vaimse heaolu seosed: Magistritöö*. Tartu: Tartu Ülikool.

Triquet, C., Roume, A., Wezel, A., Tolon, V. & Ferrer, A. (2022). In-field cover crop strips support carabid communities and shape the ecological trait repartition in maize fields. *Agricultural and Forest Entomology*, 25, 152–163.

Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A. & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J Appl Ecol*, 51, 746–755.

Turbaliit (2023). Kättesaadav: <https://www.turbaliit.ee/>. Viimati vaadatud mai 2023.

Ulukite kokkuostu hinnakiri (2022). Rannarootsi Lihatoöstus, <https://rannarootsi.ee/jahimehele/ulukite-kokkuostu-hinnakiri>, kasutatud märtsis 2023.

Ulukite kokkuostu hinnakiri 2022 (2022). Linnamäe Lihatoöstus, <https://www.linnamae.eu/wp-content/uploads/2022/10/ulukite-kokkuostu-hinnakiri-2022.pdf>, kasutatud märtsis 2023.

Ulukite küttemisega seotud avaandmed (2011–2021). Keskkonnaagentuur, [https://keskkonnaportaal.ee/et/ulukite-küttemisega-seotud-avaandmed](https://keskkonnaportaal.ee/et/ulukite-kuttemisega-seotud-avaandmed), kasutatud märtsis 2023.

Uri, V. (2018). KIK metsanduse programmi 2016. a projekt nr. 11660, Süsinikubilanss palumännikute vanuseraas, lõpparuanne.

Uri, V. (2020). KIK metsanduse programmi 2018. a. projekt nr. 14511 Süsinikubilanss viljakate kuusikute vanuseraas, lõpparuanne.

Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Ligi, K., Padari, A., Kanal, A. & Lõhmus, K. (2014). The dynamics of biomass production, carbon and nitrogen accumulation in grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) chronosequence stands in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 327, 106–117.10.1016/j.foreco.2014.04.040

Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G. & Karoles, K. (2017). Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 399, 82–93.10.1016/j.foreco.2017.05.023

Uri, V., Lõhmus, K., Kiviste, A. & Aosaar, J. (2009). The dynamics of biomass production in relation to foliar and root traits in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on abandoned agricultural land. *Forestry*, 82 (1): 61–74.

Uri, V., Lõhmus, K., Mander, Ü., Ostonen, I., Aosaar, J., Maddison, M., Helmisaari, H.-S. & Augustin, J. (2011). Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37 (6), 920–930. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.01.016

Uri, V., Lõhmus, K., Ostonen, I., Tullus, H., Lastik, R., & Vildo, M. (2007). Biomass production, foliar and root characteristics and nutrient accumulation in young silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand growing on abandoned agricultural land. *European Journal of Forest Research*, 126 (4), 495–506.10.1007/s10342-007-0171-9

Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M. & Lõhmus, K. (2012). Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 267, 117–126.

Uusberg, A., Ilves, K., Kiisel, M., Mäestu, J., Männik, S.-L., Palksaar, K. M. jt. (2020). *Ülemiste linnaku tervise mudel*. Tartu Ülikool, https://skytte.ut.ee/sites/default/files/2022-04/Ylemiste_linnaku_tervise_mudel_parandatud.pdf

Vainu, M. (2021a). Vooluveekogude ökosüsteemiteenuste hindamise metoodika projekti CleanEST raames (C.2). Tallinn: Keskkonnaagentuur.

Vainu, M. (2021b). Vooluveekogumite ökosüsteemiteenuste alghindamine Viru alamvesikonnas projekti CleanEST raames (C.2). Tallinn: Keskkonnaagentuur.

Vainu, M. (2022a). Seisuveekogude ökosüsteemiteenuste hindamise metoodika projekti CleanEST raames (C.2). Tallinn: Keskkonnaagentuur.

Vainu, M. (2022b). Seisuveekogude ökosüsteemiteenuste alghindamine Viru alamvesikonnas projekti CleanEST raames (C.2). Tallinn: Keskkonnaagentuur.

Valk, H., Kriiska, A., Matsin, A., Oras, J., Ormisson-Lahe, A., Pae, T., *et al.* (2021). *Pärandturism Eestis: potentsiaal ja arenguvõimalused*. Tartu Ülikool.

Vallecillo, R., S., Maes, J., Teller, A., Babi Almenar, J., Barredo Cano, J.I., Trombetti, M., Abdul Malak, D., Paracchini, M., Carré, A., Addamo, A., Czucz, B., Zulian, G., Marando, F., Erhard, M., Lique Garcia, M.D.C., Romao, C., Polce, C., Pardo Valle, A., Jones, A., Zurbaran-Nucci, M., Nocita, M., Vysna, V., De Jesus Cardoso, A., Gervasini, E., Magliozzi, C., Baritz, R., Barbero, M., Andre, V., Kokkoris, I.P., Dimopoulos, P., Kovacevic, V. ja Gumbert, A. (2022). EU-wide methodology to map and assess ecosystem condition, EUR 31226 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-57029-5, doi:10.2760/13048, JRC130782. Kättesaadav: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC130782> (09.03.2023).

Vares, A. (1999). The most important nutrients (NPK) and biomass in the experimental culture of black alder. *Metsanduslikud uurimused*, 31, 90–97. ISSN 1406-9954.

Varik, M., Aosaar, J., Ostonen, I., Lõhmus, K. & Uri, V. (2013). Carbon and nitrogen accumulation in belowground tree biomass in a chronosequence of silver birch stands. *Forest Ecology and Management*, 302, 62–70.

Varik, M., Kukumägi, M., Aosaar, J., Becker, H., Ostonen, I., Lõhmus, K. & Uri, V. (2015). Carbon budgets in fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) chronosequence stands. *Ecological Engineering*, 77, 284–296.

Varumishinnakiri (2022). Adaveremeat, <http://adaveremeat.ee/varumishinnakiri/>, kasutatud märtsis 2023.

Venkatachalam, L. (2004). The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 24, 89–124.

Welcome to the health economic assessment tool (HEAT) for walking and cycling by WHO (2022). HEAT: Health economic assessment tool, <https://www.heatwalkingcycling.org/#homepage>, kasutatud märtsis.

Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C. D., Murdiyarsa, D., Page, S. E., Renou-Wilson, F., Rieley, J. O., Sirin, A., Strack, M., and Tuittila, E.-S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils, Mires Peat, 17, 1–28.

Wróblewska, K. & Jeong, B.R. (2021). Effectiveness of plants and green infrastructure utilization in ambient particulate matter removal. *Environmental Sciences Europe*, 33, 1–24.

Лауристин, М. и Фирсов Б. (редакторы). (1987). *Массовая коммуникация и охрана среды (опыт социологического исследования)*. Таллин: Ээсти раамат.

KASUTATUD LÜHENDID

CHM	taimkatte kõrgusmudel (<i>Canopy Height Model</i>)
GIS	geoinfosüsteem ehk kohateabesüsteem, mis on automatiseeritud süsteem ruumiliste andmete kogumiseks, haldamiseks, säilitamiseks, päringute teostamiseks, analüüsiks ja esituseks
CICES	Loodushüvede ühtne klassifikatsioon (<i>The Common International Classification of Ecosystem Services</i>), http://cices.eu
CORINE Land Cover (CLC)	CORINE (<i>Coordination of Information on the Environment</i>) maakate, ühtse metoodika alusel koostatud Euroopa maakatte andmebaas
EEA	Euroopa Keskkonnaamet (<i>European Environment Agency</i>)
EELIS	Eesti Looduse Infosüsteem
EMÜ	Eesti Maaülikool
EL	Euroopa Liit
ELF	Eestimaa Looduse Fond
ELME	Keskkonnaagentuuri projekt „Elurikkuse sotsiaal-majanduslikult ja kliimamuutustega seostatud keskkonnaseisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid”
ESG	jätkusuutlik ettevõtetus (<i>Environmental, Social, and Governance</i>)
ETAK	Eesti topograafia andmekogu, riigi infosüsteemi kuuluv andmekogu ja geoinfosüsteem
ETS	<i>EU Emissions Trading System</i> , EL HKS ehk Euroopa Liidu heitkogustega kauplemise süsteem
Eurostat	Euroopa Liidu statistikaamet
FAO	ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsioon (<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>)
FAO-FRA	FAO juhitud metsaressursside hindamise üksus (<i>The Forest Resources Assessment</i>)
IPBES	Elurikkuse ja loodushüvede koostöökogu (<i>Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>)
IPCC	ÜRO valitsustevaheline kliimamuutuste paneel (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
IUCN	Maaailma Looduskaitseliit (<i>International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources</i>)
KAH-ala	Kõrgendatud avaliku huviga ala (https://www.rmk.ee/metsa-majandamine/metsamajandus/korgendatud-avaliku-huviga-aland)
KAUR	Keskkonnaagentuur
KESE	riikliku keskkonnaseire programmi ja sellega seonduvate keskkonna uuringute-projektide raames kogutud keskkonnaseisundi andmestikku koondav andmekogu
KHG	kasvuhoonegaasid
KIK	Keskkonnainvesteeringute Keskus
LIDAR	laserskaneerimisseade, mille töö põhineb tagasipeegeldunud laserimpulsilt kolmemõõtmeliste koordinaatide arvutamisel (<i>Light Detection And Ranging</i>)
LULUCF	Maakasutus, maakasutuse muutus ja metsandus (<i>Land Use, Land Use Change and Forestry</i>)
LVA	Loodusvaatluste andmebaas ja äpp (https://lva.keskkonnainfo.ee/)
MAES	Loodushüvede hindamine ja kaardistamine, ingliskeelne katuslühend (<i>Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services</i>)

MAH	Metsade alternatiivne hindamine – Maamets <i>et al.</i> 2023 analüüs ja raamat
METK	Maaelu Teadmuskeskus (endine Põllumajandusuuringute Keskus)
NCP	Looduse panused (<i>Nature's Contributions to People</i>), sünonüüm looduse hüvedele
NDVI	normeeritud erinevuse vegetatsiooni indeks ehk nähtava valguse ja lähisinfra punase kiirguse tagasipeegeldumise erinevuse võimendatud indeks (<i>Normalized difference vegetation index</i>)
NEE	ökosüsteemi puhas gaasivahetus (<i>Net Ecosystem Exchange</i>)
PKÜ	Pärandkoosluste Kaitse Ühing
PLK	Poollooduslik kooslus, pärandkooslus
PRIA	Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Amet
RMK	Riigimetsa Majandamise Keskus
SMI	statistiline metsainventuur
SOC	mulla orgaaniline süsinik (<i>Soil organic carbon</i>)
TEEB	Üleilmne loodushüvede/looduskapitali teadvustamise algatus (<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>)
TÜ	Tartu Ülikool
VEP	Metsa vääriselupaik
WHO	Maailma terviseorganisatsioon (<i>World Health Organisation</i>)

LISAD

Lisa M. Metsade baaskaardi loomine ja vastavustabel mullakaardiga.

Lisa S. Sooökosüsteemi turbaalade jaotumine neljaks põhiklassiks mullastikukaardi mullanimetuste alusel.

Lisa N. Niiduökosüsteemide baaskaardi ja seisundikaardi koostamise töövoog. Niitudega seotud kaitsealuste liikide nimekiri.

Lisa Z. Otsusetabel sidususe ja elupaiga pakkumise teenuse arvutamiseks.

Lisa T. Tolmeldamishüve hindamise meetodika. InVEST algoritmi sisendandmed ökosüsteemi elementaarüksuste ja seisundiklasside kaupa.

Lisa U. Ulukite küttimine jahipiirkondade kaupa.

Lisa X. Koosluste seisundiklasside väärtused virgestuspiirkonnana.

Lisa Y. Kultuuriliste hüvede küsitluse kutse, informeeritud nõusoleku vorm ja küsitlusankeet.

Lisa W. Soovitusi andmestike täiendamiseks.