LIIGIKAITSE
Eesti ajateljel

2017–2019

RE	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NA	NE
106	221	296	411	473	6059	4833	946	156

Liigikaitse Eesti ajateljel

Koostaja: Tiiu Kull

Eesti Loodusfoto – Tartu 2019

Valik konverentsi „Liigikaitse Eesti ajateljel" ettekannete lühitekste. Konverents toimus 14.–15. augustil 2018. a Tallinna loomaaia keskkonnahariduskeskuses ja selle korraldasid Tallinna loomaaed, Keskkonnaamet, Keskkonnaministeerium, Eesti Orhideekaitse Klubi ja Eesti Maaülikool

Koostaja: Tiiu Kull
Toimetaja: Kalle Hein
Kaanefoto: rohe-kärnkonn (Umberto Salvagnin; CC BY 2.0)
Kirjastus: Eesti Loodusfoto, 2019

ISBN 978-9949-460-29-8 (trükis)
ISBN 978-9949-460-30-4 (pdf)

Trükis on valminud Keskkonnaameti tellimusel

Trükise väljaandmist on rahaliselt toetanud
Keskkonnainvesteeringute Keskus (KIK)

Sisukord

7 Eessõna

8 Liikide ohustatuse hindamine Eestis:
praegune seis ja edasised vajadused

12 Suur-konnakotkas Eestis:
suur saavutus, suur juhus või suur võimalus?

17 Kahepaiksete kaitse Eestis:
mis on edu võti?

20 Liblikate liigikaitse:
kliimamuutustest, metsadest ja euroliikidest

26 Kahetiivaliste liigirikkusest ja ohustatusest

32 Soontaimede ohustatusest Eestis

36 Tallinna botaanikaaias uuritud võimalustest taastada
ohustatud taimeliikide populatsioone

42 Omad *vs*. võõrad ehk kuidas riik
võõrliikide vastu võitleb

47 Metsaliigid metsaelupaikades

52 Väikeste veekogude suurselgrootud:
keda nad küll võiksid huvitada?

Eessõna

Looduskaitse Eestis on üle sajandi vana. Selle üks osa, liigikaitse, sai seadusliku aluse 1936. aastal, mil esimesed liigid riikliku kaitse alla võeti. Järgnenud aastakümned on olnud tunnistajad suurtele muutustele: suurenenud on ohud, kaitstavate liikide arv, kaitsemeetmed, samuti meie arusaamad kaitse olemusest. Ühtlasi on paranenud meie teadmised liikidest ja nende vajadustest.

Siiski pole teadmisi elurikkuse koosseisust, seostest ning nende alalhoidmise viisidest kunagi liialt: me ei tunne kaugeltki hästi kõiki oma kaasmaalasi teistest organismirühmadest. Eestis on registreeritud veidi üle 29 000 liigi, aga ilmselt on nende arv vähemalt kolmandiku jagu suurem. Osa neist elutseb meie endi teadmata meie vahetus läheduses. Ei saa kaitsta seda, mida sa ei tea ega tunne.

Eesti liigikaitse konverentsil 16.–17. augustil 2018 Tallinna loomaaias arutleti oluliste liigikaitseliste küsimuste üle praeguses ajas ning vaadeldi meie kaasmaalaste seisundit koos muutustega ajateljel. Osa ettekannete lühitekste on jõudnud ka siia kogumikku, et jätta püsivam jälg meie looduskaitse ajalukku. Konverentsil peetud ettekannete slaidid on avaldatud Keskkonnaameti kodulehel:

https://www.keskkonnaamet.ee/et/eesmargid-tegevused/liigikaitse/punane-nimestik/liigikaitsekonverents-2018

Loodame, et peagi avaneb võimalus nende teemade juurde tagasi tulla uuel konverentsil.

Tiiu Kull
Eesti Maaülikool
Eesti Orhideekaitse Klubi

Liikide ohustatuse hindamine Eestis: praegune seis ja edasised vajadused

Agu Leivits
Keskkonnaamet, looduskaitse osakond

Üks elurikkuse säilitamise olulisimaid teaduslikke aluseid on liigi (või liigisisese taksoni) väljasuremisriski ehk ohustatuse hindamine. Esimesed maailmas väljasuremisohus olevate taime- ja loomaliikide nimestikud kinnitas praegune Maailma Looduskaitseliit (IUCN) juba 1949. aastal ning 1966. aastal alustati rahvusvaheliselt ohustatud liikide nimekirjade, nn punaste raamatute väljaandmist. 1970. aastatel hakati koostama ka piirkondlikke ja riiklikke punaseid raamatuid. Tänapäeval on punane nimestik eelkõige andmebaas looduses elavate liikide seisundi kirjeldamiseks.

Eesti liikide ohustatuse hindamisel on välja kujunenud enam-vähem kümneaastane samm. Kui kahes esimeses Eesti punases raamatus (1976–1979 ja 1987–1988) hinnati valikuliselt vaid huvipakkuvate liikide ohustatust (Kumari 1982; „Eesti punase…" 1993), siis kolmandal hindamisel (1995–1998) käsitleti liike taksonirühmade kaupa, kuid ei rakendatud 1994. aastal kinnitatud IUCNi rahvusvahelise punase nimestiku kategooriate süsteemi (Lilleleht 1998). Neljandal liikide ohustatuse hindamisel (2007–2008) võeti Eestis esmakordselt kasutusele ametlikud IUCNi punase nimestiku kategooriad ja kriteeriumid (Tartes 2008). 2007.–2008. aastal analüüsiti Eesti Teaduste Akadeemia looduskaitse komisjoni kureerimisel ohustatust veidi alla 10 000 taksonil, millest pisut rohkem kui pooltel hinnati ohustatust IUCNi piirkondliku hindamise kriteeriumide järgi. Eesti Looduse Infosüsteemi (EELIS) andmetel oli 2015. aasta seisuga andmebaasis IUCNi ohustatuskategooria 5349 liigil, sh kategooria „mittehinnatav" (NA) 768 liigil ja „hindamata" (NE) 149 liigil. Hinnatud liikidest (4432) osutus ohustatuks (CR, EN, VU) 904 liiki ning 166 liiki osutus piirkonnas väljasurnuks (RE). Ligikaudu veerandi (1013 liiki) hinnatud taksonite puhul osutusid hindamiseks vajalikud andmed puudulikuks (DD) ja 2000 liigi seisund hinnati soodsaks (LC). 2011.–2012. aastal analüüsiti vähe tuntud elurikkuse projekti raames 3684 putukaliigi ohustatust (Heidemaa jt 2012), kuid hindamistulemused ei olnud 2015. aastaks EELISesse kantud. Seega oli enne viienda ohustatuse hindamise algust Eestis sel sajandil IUCNi kategooriatel ja kriteeriumidel põhinev

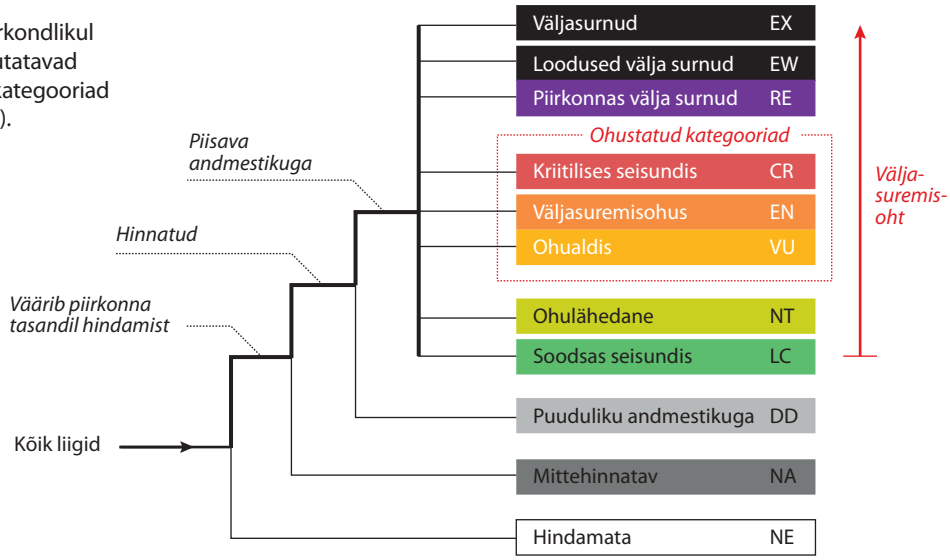
ohustatushinnang (sh mittehinnatavad) antud ligikaudu 9000 liigile (veidi vähem kui ⅓ praegu Eesti liikide registrisse kantud liikidest).

Looduskaitse arengukava järgi aastani 2020 (Keskkonnaministeerium 2012, tegevus 2.1.1) tuleb Eestis luua ja rakendada punase nimestiku regulaarse uuendamise ja täiendamise süsteem ning liikide ohustatuskategooriaid perioodiliselt uuendada. Kui varasemate punaste nimestike koostamist koordineeris ja korraldas Eesti Teaduste Akadeemia looduskaitse komisjon, siis edasise regulaarse uuendamise tagamiseks delegeeris Keskkonnaministeerium nimestiku uuendamise ja täiendamise korraldamise Keskkonnaametile. Keskkonnaministri käskkirjaga (17.02.2015 nr 168) moodustati Eesti punase nimestiku juhtrühm, kuhu kaasati esindajad nii Keskkonnaministeeriumi haldusalast kui ka akadeemilistest institutsioonidest. Juhtrühma ülesanne on:

1) nõustada punase nimestiku koostamise protsessi ning kinnitada taksonirühmade hindamise metoodikad, töökavad ja väljundid;
2) kontrollida liikide ohustatuse hindamise protseduuride ja metoodikate järgimist.

Punase nimestiku täiendamise süsteemi rakendamiseks ja hindamistööde rahastamiseks taotleti vahendid SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse looduskaitse programmist. 19. veebruaril 2015 toimus Tallinna loomaaias punase nimestiku avaseminar. Hindamist ettevalmistavas staadiumis tõlgiti eesti keelde IUCNi juhendmaterjal (IUCN 2012a, 2012b) ning korraldati oktoobris 2015 liigirühmade kuraatoritele koostöös IUCNi ekspertidega piirkondliku hindamise nädalane koolitus, mille käigus omandas vastava IUCNi sertifikaadi 30 hindajat. IUCNi piirkondlikku hindamiskoolitust on võimalik läbida ja eksamit tehes vastav sertifikaat omandada ka veebipõhiselt (IUCN 2014). Koostöös Keskkonnaministeeriumi Infotehnoloogiakeskusega valmis 2016. aastal liikide ohustatuse hindamise ning hinnangute dokumenteerimise ja avalikustamise IT-lahenduse ärianalüüs (Keskkonnaministeeriumi… 2016). Liikide hindamise IT-arendus loodi (osaliselt) Eesti Looduse Infosüsteemi (EELIS) liikide valdkonna moodulina „Liikide ohustatuse hindamised“ ning see võimaldab genereerida ohustatushinnanguid, neid dokumenteerida ja säilitada ning teha päringuid. Moodulisse on koondatud ka varasemad ohustatushinnangud (alates 1979. aastast) ning praeguse seisuga on andmebaasis talletatud üle 21 000 ohustatushinnangu.

Pärast juhendmaterjali tõlkimist muutis juhtrühm ohustatuskategooriate eestikeelseid nimetusi (**joonis 1**), lähtudes kategooriate sisulisest tähendusest (IUCN 2012a, 2012b).



Joonis 1. Piirkondlikul tasemel kasutatavad ohustatuse kategooriad (IUCN 2012b).

Tabel 1. Eesti 2017.–2019. aasta piirkondliku hindamise esialgsed[1] tulemused (Eesti liikide… *s.a*)

Liigirühm	Liike	RE	CR	EN	VU	NT	LC	DD	NA	NE
Imetajad	66	0	2	1	0	3	42	12	6	0
Linnud[2]	234	4	23	31	41	15	103	0	17	0
Roomajad	5	0	0	1	1	0	3	0	0	0
Kahepaiksed	11	1	0	2	1	1	5	0	1	0
Kalad	103	2	3	1	5	7	34	14	22	15
Limused	140	0	1	0	1	9	98	28	3	0
Putukad	9668	33	38	43	36	118	4535	4549	179	137
Soontaimed	2013	20	35	67	102	173	719	192	704	1
Sammaltaimed	598	15	19	24	116	65	347	11	1	0
Valitud samblikud (Lõhmus jt 2019)[3]	229	22	64	74	43	20		6		
Valitud seeneliigid (Saar jt 2019)[4]	214	3	25	28	41	42	60	6	9	
Torikseened (Lõhmus jt 2018)	220	6	11	24	24	20	113	15	4	3
Kokku	13 501	106	221	296	411	473	6059	4833	946	156

[1] – juhtrühma poolt kinnitamata; [2] – ainult haudelinnud; [3] – 2019 hinnati vaid kaitsealuseid ja 2008 ohustatuks hinnatud liike; [4] – 2019 hinnati vaid kaitsealuseid ja 2008 ohustatuks hinnatud liike ning kõiki perekonna *Lactarius* ja seltsi *Thelephorales* liike

Kirjandus

„Eesti punase raamatu" taimed, loomad ja seened (nov 1990). 1993. Saima Noor (koost., toim.). *Eesti A & O*. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus, lk 54–60.

Eesti liikide punane nimestik. Liikide ohustatuse hindamised. Eesti Looduse Infosüsteem (EELIS). Keskkonnaagentuur (väljavõte 30.10.2019).

Heidemaa, M., U. Jürivete, O. Kurina, V. Soon, I. Süda, T. Tammaru P. Tarlap 2012. Looduskaitseliselt oluliste ning Eestis väheuuritud putukarühmade seisund ja ohustatus. Keskkonnaameti tellitud ning SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti lõpparuanne. Tartu.

IUCN 2012a. IUCN-i punase nimestiku kategooriad ja kriteeriumid: versioon 3.1. Teine väljaanne. Gland, Šveits – Cambridge, Ühendkuningriik: IUCN. Tlk Marina Maran. Kättesaadav: https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/liigikaitse/iucn_2012_iucn-i_punase_nimestiku_kategooriad_ja_kriteeriumid_-_versioon_3.1.pdf.

IUCN 2012b. IUCN-i punase nimestiku kategooriate piirkonna ja riigi tasandil rakendamise juhised: versioon 4.0. Gland, Šveits – Cambridge, Ühendkuningriik: IUCN. Tlk Marina Maran. Kättesaadav: https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/liigikaitse/iucn_2012_iucn-i_punase_nimestiku_kriteeriumide_piirkonna_tasandil_rakendamise_juhised_-_versioon_4.0.pdf.

IUCN 2014. Online IUCN Red List Training Course „Assessing Species' Extinction Risk Using IUCN Red List Methodology". Kättesaadav: https://www.iucnredlist.org/resources/online.

Keskkonnaministeerium 2012. Looduskaitse arengukava aastani 2020. Tallinn: Keskkonnaministeerium. Kättesaadav: https://www.envir.ee/sites/default/files/lak_lop_0.pdf.

Keskkonnaministeeriumi Infotehnoloogiakeskus 2016. Liikide ohustatuse hindamise arendus 2015-104. Ärianalüüs. Käsikiri Keskkonnaametis.

Kumari, E. (koost.) 1982. *Punane raamat. Eesti NSV-s kaitstavaid taime- ja loomaliike*. Tallinn: Valgus.

Lilleleht, V. (koost.) 1998. *Eesti punane raamat: ohustatud seened, taimed ja loomad*. Tartu: Teaduste Akadeemia Kirjastus.

Lõhmus, A., E. Vunk, K. Runnel 2018. Conservation management for forest fungi in Estonia: the case of polypores. – *Folia Cryptogamica Estonica*, vol. 55, pp. 79–89; https://doi.org/10.12697/fce.2018.55.08.

Lõhmus, P., L. Marmor, I. Jüriado, A. Suija, E. Oja, P. Degtjarenko, T. Randlane 2019. Red List of Estonian lichens: revision in 2019. – *Folia Cryptogamica Estonica*, vol. 56, pp. 63–76; https://doi.org/10.12697/fce.2019.56.07.

Saar, I., J. Oja, K. Põldmaa, K. Pärtel, I. Zettur, U. Kõljalg 2019. Red List of Estonian Fungi – 2019 update. – *Folia Cryptogamica Estonica*, vol. 56, pp. 117–126; https://doi.org/10.12697/fce.2019.56.12.

Tartes, U. (koost.) 2008. Eesti Punane Raamat 2008. Tartu: Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon. Kättesaadav: https://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/eesti_punane_raamat_2008.pdf.

Suur-konnakotkas Eestis: suur saavutus, suur juhus või suur võimalus?

Ülo Väli
Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
elurikkuse ja loodusturismi õppetool

Suur-konnakotkas (*Clanga clanga*) on üks Euroopa haruldasimaid kotkaid, kelle suuremad populatsioonid asuvad Venemaa Euroopa-osas ja Valgevenes, vähemal määral leidub teda ka Ukrainas (BirdLife… 2015). Euroopa Liidu piires võib asurkondadest rääkida vaid Poola ja Eesti puhul, kuid neiski leidub tänapäeval kokku vaid mõnikümmend suur-konnakotka pesitsusterritooriumi, millest pealegi enamiku on asustanud väike-konnakotkaga moodustunud segapaarid (Väli 2011; Maciorowski jt 2015b). Mujal Euroopas leidub suur-konnakotkaid vaid juhuslikult.

Suur-konnakotkas Eestis

Ülevaade Eesti suur-konnakotkaasurkonna arvukusest saadi üsna hiljuti, alles eelmiseks sajandivahetuseks, mil Eestis leidus hinnanguliselt 20–30 pesitsusterritooriumi (Lõhmus 1998; Väli 2011; Väli jt 2011). Käesoleva sajandi esimese kümnendi jooksul tehti kindlaks arvukuse kiire kahanemine (14% aastas; Väli 2015), kuid ometi ei viinud see krahh liigi väljasuremiseni. Suur-konnakotkas on Eestis tänini püsima jäänud, ehkki kriitiliselt madalal tasemel (5–10 pesitsusterritooriumi, neist kaks kolmandikku segapaaridega). Konnakotkaste segapaarid annavad hübriidseid järglasi, kes ka ise on viljakad. Seetõttu moodustavad eri põlvkondade hübriidid tänapäeval olulise osa meie konnakotkaasurkonnast (Väli 2011, 2015). Konnakotkahübriidide määramine morfoloogia põhjal on võimalik, kuid keeruline ja ebatäpne (Väli, Lõhmus 2004). Märksa kindlam on nende identifitseerimine ja eristamine liigipuhastest isenditest geneetilise analüüsiga (Väli jt 2010b). Koondamaks suurimaid jõupingutusi just üliohustatud suur-konnakotka kaitseks peab liigi tuvastamine geneetilise meetodiga olema kindlasti püsiv osa konnakotkaste seirest.

Viimase 20 aasta jooksul asustatud suur-konnakotka pesapaikade võrdlus näitab, et peale arvukuse kahanemise on Eestis muutunud ka liigi levila. Eelmise sajandi lõpus olid pesad teada peamiselt Tartu ümbrusest ning üks ka Edela-Eestist. Käesoleva sajandi algul

hakati neid leidma ka Lääne-Eestist, mis ilmselt kajastas lihtsalt teadmiste paranemist. Viimase kümne aasta jooksul on liik Lõuna-Eestist taandunud ning ka Lääne-Eesti asurkond on hakanud kahanema, seevastu on uusi pesi leitud Põhja-Eestist varem väike-konnakotkaga asustatud pesitsusterritooriumidelt. Kõik need muutused sunnivadki küsima, kas suur-konnakotkas on Eestis säilinud tänu senistele kaitsemeetmetele või püsinud juhuslikult, hoolimata tegevuse ebatõhususest. Samuti tuleb mõelda, millised on meie tulevikuvõimalused selle liigiga seoses.

Suur-konnakotka kaitse Eestis

Esimene tegevuskava suur-konnakotka kaitse planeerimiseks Eestis koostati ja kinnitati 1999. aastal, ühtlasi oli tegemist esimese liigitegevuskavaga Eestis üldse. Selles kavas määrati kindlaks hulk suur-konnakotka kaitseks vajalikke tegevusi aastateks 2000–2004. Kava uuendati ja määrati kindlaks tegevused järgmiseks viieks aastaks 2005. aastal ning sama tehti ka 2015. aastal. Niisiis jäi planeeritud tegevustesse viieaastane vahe. Tegevuskavades on muu hulgas soovitatud tõsta liigi õiguslikku kaitsestaatust, tõhustada pesapaikade kaitset (nt uute pesapaikade otsimise ja neile kaitse organiseerimise teel) ning toitumisalade kaitset (nt rohumaade säilitamist ja taastamist), rõhutatud seniste teadmiste täiendamise olulisust iga-aastase seire, rahvusvahelise koostöö ja mitmesuguste uuringute abil (nt elupaigakasutuse ja fenoloogia uuring, hübridiseerumise uuring, pesitsusedukuse suurendamise võimaluste analüüs) ning peetud oluliseks liigi laiemat tutvustamist. Käesolev artikkel ei sea endale eesmärgiks analüüsida kavade täitmise efektiivsust, sest see on olnud iga uue tegevuskava ülesanne. Iseloomustamaks senise kaitse tõhusust toon vaid ühe näite pesade kaitsest.

Kotkaste pesapaikade kaitse toimib tänapäeval valdavalt püsielupaikade kaitsena. Looduskaitseseaduse järgi rakendub iga uue pesa leidmisel sellele ringikujuline kaitsetsoon (suur-konnakotkal raadiusega 250 m), kus on keelatud pesitsemise häirimine ning pesapaiga kahjustamine või hävitamine. Hiljem võidakse keskkonnaministri määrusega säärase püsielupaiga piire muuta igale konkreetsele kohale sobivamaks ning kaitsemeetmeid täpsustada. Sel moel muudeti 2006. aastal peaaegu kõigi tol ajal teada olnud suur-konnakotka pesapaikade kaitsetsoonide piire, kokku 11 püsielupaigal. Käesolevaks aastaks asustavad suur-konnakotkad neist endiselt vaid kahte püsielupaika, ülejäänud on asustamata või on need hõivanud väike-konnakotkad. Kahtlemata on püsielupaikade meetod pesapaikade kaitseks

iseenesest vajalik ja teistel liikidel ka suhteliselt tõhus. Enamik suurkonnakotka püsielupaiku on samuti säilinud liigi pesitsemiseks sobivana (neid tulebki endiselt püsielupaikadena kaitsta, et võimaldada suur-konnakotka arvukuse taastumist). Pigem näitab liigi kadumine seda, et tema säilitamiseks ei piisa üksnes pesapaikade kaitsest, vaid oluline on ka toitumisalade kaitse. Paraku on senine kaitse olnud suunatud ainult pesade säilitamisele ning toitumisalade kaitseks pole meil otseseid kaitse- ega toetusmeetmeid kuigivõrd rakendatud.

Suur-konnakotkale iseloomulikud toitumisalad on madal- ja siirdesood ning üleujutatavad lamminiidud. 1990. aastate vaatlused viitavad sellele, et ka Eestis olid suur-konnakotkad seotud soomaastikuga – mis on veel tänapäevalgi nende oluliseks elupaigaks näiteks Valgevenes –, kuid nüüd liik seal enam ei pesitse. Tõenäoliselt on tema kadumine madalsoodest seotud selle elupaiga pindala vähenemisega, sest möödunud sajandi teisel poolel hävines või sai kuivendamisega kahjustada kolmveerand Eesti toitainerikastest madalsoodest (Paal, Leibak 2013). Viimasel paarikümnel aastal on suur-konnakotkast leitud pesitsemas peamiselt suuremate jõgede luhtade lähedalt, kuid samas toitub ta tihti ka kultuurmaastikul (Väli, Lõhmus 2000). Käesoleva kümnendi leiud pärinevad juba pigem kuivendatud maastikest, mis näitab, et suur-konnakotkad on meil säilinud liigi jaoks ebatüüpilises maastikus, mille edasine kahjustamine muudab selle liigile sobimatuks. Mitmed näited Eestist kinnitavadki, et pesalähedaste rohumaade asendamine haritavate põldudega on toonud kaasa suur-konnakotka kadumise. Kuivendatud rohumaadel suudavad suur-konnakotkad küll toitu leida, kuid konkureerivad seal teiste röövlindudega, näiteks kultuurmaastiku suhtes tolerantsema väike-konnakotkaga. Konkurentsiga kaasneb ka suurem hübridiseerumise tõenäosus. Kokkuvõttes on Eestis tähtis nii suur-konnakotka kui teiste kotkaste kaitsel liikuda seniselt pesapõhiselt kaitselt maastikupõhisele kaitsele, mis tagaks sobivate toitumisalade säilimise.

Suur-konnakotka tulevik – kohalik ja rahvusvaheline

Eesti asub suur-konnakotka areaali servaalal, kus juhuslikel teguritel on märksa suurem roll kui areaali keskosas. Teiseks mõjutavad asurkonna trendid areaali keskmes ka arvukust areaali servaalal. See ei tähenda siiski, et me peaksime lootma jääma mujal toimuvatele muutustele, sest Eesti asurkonnast suurima osa moodustavad ikkagi kohapeal koorunud linnud, mida tõestab näide suur-konnakotka hajumiskaugusest: 2008. aastal GPS-saatjaga varustatud suur-konnakotkas Tõnn veetis küll aastaid „suvitades“ Fennoskandias, kuid pesitsema

asus kaheksa-aastasena siiski Eestisse, 64 km kaugusele oma koorumispaigast. Hübriidsetelt konnakotkastelt on kaks veel väiksema hajumiskauguse näidet: ühel juhul asuti pesitsema 11 ja teisel juhul 18 km kaugusele koorumispaigast. Samasugust paigatruudust kinnitavad ka väike-konnakotka kohta saadud uurimistulemused (Dravecký jt 2013). See tähendab, et suur-konnakotka säilimiseks Eestis peame pingutama eeskätt ise ning tagama lindude järelkasvu siin.

Ehkki üliharuldase suur-konnakotka puhul on Eesti asurkonna kaitse olulise tähtsusega meie enda riigi ja Euroopa Liidu tasemel, ei saa seda kogu Euroopa või maailma mastaabis üle tähtsustada. Samas aitavad meie seni kogutud teadmised parandada teadmispõhist kaitset nii meil kui mujal. Näiteks on Eesti teadlaste juhtimisel läbi viidud üleeuroopaline uuring ristumise ulatusest (Väli jt 2010), mida nüüd kordame ristumise mõju muutuste analüüsil suures Valgevene asurkonnas. Samamoodi on meie 2005. aastal alguse saanud konnakotkaste telemeetriauuringud jõudnud nüüdseks rahvusvaheliste järeldusteni (Väli jt 2018). Kogutud teadmisi rakendame nii meie ise kui teevad seda ka meie kolleegid teistes riikides konnakotkaste elupaigakasutuse uurimisel ja sellega seotud ohutegurite mõju selgitamisel (nt Maciorowski jt 2015b, 2019), samuti nende teadmiste põhjal tõhusate kaitsemeetmete väljatöötamisel. Viimastest võib konnakotkaste puhul näiteks tuua rahvusvahelised liigikaitse tegevuskavad ja Euroopa ühtse põllumajanduspoliitika keskkonnakaitsemeetmed.

Suur-konnakotkast mõjutavad oluliselt ka rändeteedel ja talvitusaladel toimuvad muutused. Rändel on suureks ohuks näiteks vaenamine Kagu-Euroopas ja Lähis-Idas, samuti peatusteks sobivate märgalade kadumine (BirdLife… 2015). Elupaikade hävitamine kahandab ka talvitusalade pindala. Seda, kas suur-konnakotkad tulevad toime ajas ja ruumis muutuvate ohutegurite mõjuga, saame jälgida üksnes edasiste telemeetriauuringutega. Tänapäevased ruumikasutuse uuringud on niisiis hädavajalik osa kotkaste maastikupõhise kaitse korraldamisel nii pesitsus- kui ka talvitusaladel, samuti rändeteedel.

Kirjandus

BirdLife International. 2015. Species factsheet: *Clanga clanga*. http://www.birdlife.org.

Dravecký, M., Š. Danko, E. Hrtan, J. Kicko, B. Maderič, J. Mihók, M. Balla, T. Bělka, D. Karaska 2013. Colour ringing programme of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) population in Slovakia and its new results in the period 2009–2012. – *Slovak Raptor Journal*, vol. 7, no. 1, pp. 17–36.

Lõhmus, A. 1998. Suur- ja väike-konnakotka arvukusest Eestis. – *Hirundo*, kd 11, nr 1, lk 24–34.

Maciorowski, G., P. Mirski, I. Kardel, M. Stelmaszczyk, D. Mirosław-Swiątek, J. Chormański, T. Okruszko 2015a. Water regime as a key factor differentiating habitats of spotted eagles *Aquila clanga* and *Aquila pomarina* in Biebrza Valley (NE Poland). – *Bird Study*, vol. 62, no. 1, pp. 120–125.

Maciorowski, G., P. Mirski, Ü. Väli 2015b. Hybridisation dynamics between the Greater Spotted Eagles *Aquila clanga* and Lesser Spotted Eagles *Aquila pomarina* in the Biebrza River Valley (NE Poland). – *Acta Ornithologica*, vol. 50, no. 1, pp. 33–41.

Maciorowski, G., A. Galanaki, T. Kominos, M. Dretakis, P. Mirski 2019. The importance of wetlands for the Greater Spotted Eagle *Clanga clanga* wintering in the Mediterranean Basin. – *Bird Conservation International*, vol. 29, no. 1, pp. 115–123.

Paal, J., E. Leibak 2013. *Eesti soode seisund ja kaitstus*. Tartu: Regio.

Väli, Ü. 2011. Numbers and hybridization of spotted eagles in Estonia as revealed by country-wide field observations and genetic analysis. – *Estonian Journal of Ecology*, vol. 60, no. 2, pp. 143–154.

Väli, Ü. 2015. Monitoring of spotted eagles in Estonia in 1994–2014: Stability of the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) and decline of the Greater Spotted Eagle (*A. clanga*). – *Slovak Raptor Journal*, vol. 9, no. 1, pp. 55–64.

Väli, Ü., A. Lõhmus 2000. Suur-konnakotkas ja tema kaitse Eestis. – *Hirundo Supplementum*, nr 3, lk 1–48.

Väli, Ü., A. Lõhmus 2004. Nestling characteristics and identification of the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina*, Greater Spotted Eagle *A. clanga* and their hybrids. – *Journal of Ornithology*, vol. 145, no. 3, pp. 256–263.

Väli, Ü., V. Dombrovski, R. Treinys, U. Bergmanis, S. J. Daroczi, M. Dravecky, V. Ivanovski, J. Lontkowski, G. Maciorowski, B.-U. Meyburg, T. Mizera, R. Zeitz, H. Ellegren 2010a. Widespread hybridization between the Greater Spotted Eagle *Aquila clanga* and the Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* (Aves: Accipitriformes) in Europe. – *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 100, no. 3. pp. 725–736.

Väli, Ü., P. Saag, V. Dombrovski, B.-U. Meyburg, G. Maciorowski, T. Mizera, R. Treinys, S. Fagerberg 2010b. Microsatellites and single nucleotide polymorphisms in avian hybrid identification: a comparative case study. – *Journal of Avian Biology*, vol. 41, no. 1, pp. 34–49.

Väli, Ü., R. Männik, R. Nellis, G. Sein, J. Tuvi 2011. Eesti kotkaste seire – näiteid haruldaste liikide staatuse ja arvukuse määramisest. – *Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat*, nr 86, lk 92–106.

Väli, Ü., P. Mirski, U. Sellis, M. Dagys, G. Maciorowski 2018. Genetic determination of migration strategies in large soaring birds: evidence from hybrid eagles. – *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 285, no. 1884; https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0855.

Kahepaiksete kaitse Eestis: mis on edu võti?

Riinu Rannap
Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduste instituut, loodusressursside õppetool

Kahepaiksete seisund on Eestis 2008. aasta punase nimestiku hinnanguga võrreldes oluliselt halvenenud: 10 liigist pooled kuuluvad ohustatud liikide hulka. Seejuures on kolme liigi ohustatuse hinnang halvenenud (**tabel 1**).

Kahepaiksete seisundi halvenemise peamiseks põhjuseks on elupaikade hävimine ja/või nende kvaliteedi halvenemine. Kuna kahepaiksed vajavad oma keeruka elutsükli läbimiseks paljudest elupaigakomponentidest koosnevat elupaigakompleksi, piisab vaid ühe komponendi kadumisest, et kogu kompleks lakkaks toimimast. Kuigi Eesti näib suhteliselt looduslikuna, on 20. sajandi teisest poolest alates kadunud või oluliselt vähenenud mitmed biotoobid, mida kahepaiksed eluks vajavad. Nii on ulatusliku metsastamise tagajärjel hävinud avatud luitealad ja liivikud, samuti suur osa loo- ja rannaniitudest. Maaparanduse tagajärjel on suurtel aladel hävinud märjad metsad, madal- ja siirdesood. Majandamise täieliku puudumise või ebapiisava majandamise tõttu on võsastunud ja roostunud ranna- ja luhaniidud ning loopealsed. Üha intensiivistuva põllumajanduse tagajärjel kaob traditsioonilise põllumajandusega mosaiikne maastik.

Kõre (*Bufo calamita*) on üks neid kahepaikseid, kelle seisnud on 20. sajandi jooksul Eestis oluliselt halvenenud. Tegemist on Eestis oma levila põhjapiiril oleva liigiga, keda 1950.–1960. aastatel võis arvukalt kohata Lääne-Eesti rannikualadel ja saartel. Kõre asustab päikesele

Tabel 1. Kahepaiksete ohustatuse hinnang 2008. ja 2018. aastal

Liik	2008		2018	
Rohe-kärnkonn	Kriitilises seisundis	CR	Piirkonnas välja surnud	RE
Kõre	Väljasuremisohus	EN	Väljasuremisohus	EN
Mudakonn	Ohualdis	VU	Väljasuremisohus	EN
Harivesilik	Ohualdis	VU	Ohualdis	VU
Rabakonn	Soodsas seisundis	LC	Ohulähedane	NT

avatud maastikke: luitealasid, nõmmesid, madalmuruseid rannaniite ja loopealseid. 1930.–2000. aastate vahelisel perioodil hävis 73% Eesti kõre asurkondadest, sh 91% rannaniiduasurkondadest. Põhjus: suure pindalaga majandatavate rannaniidualade ja taimestumata liivaalade kadumine.

Kaitsekorralduslik tegevus kõre asurkondade säilimiseks algas 2001. aastal ja keskendus peamiselt rannaniiduasurkondadele, mis olid selleks ajaks väljasuremisohus. Eesmärk oli peatada liigi arvukuse vähenemine. Teistes elupaikades (nt metsastatud luitealad) olid elupaikade taastamistööd väikesemahulised. Keskenduti peamiselt sigimisveekogude seisundi parandamisele. Kudu ja kulleste toetav üleskasvatamine toimus samuti vaid üksikute, väga väikesearvuliste asurkondade toetamiseks. 2009. aastaks oli kõre arvukuse vähenemine peatatud seitsmes asurkonnas (41%), ülejäänud populatsioonid olid endiselt langustrendis ja kaks asurkonda selleks ajaks hävinud.

Aastatel 2010–2017, kui säilinud oli 15 kõre asurkonda, sai valdavaks kogu elupaigakompleksi hõlmav taastamine, mida on rakendatud 11 asurkonna elupaigas. Metsastatud luite elupaikades oli 2017. aastaks avatud liivaalade pindala taastamistööde tulemusena suurenenud üle kahe korra, millele lisandus madalaveeliste sigimisveekogude taastamine või rajamine (58 veekogu). Matsalu rahvuspargis avati ohustatud liikide taastuskeskus, kus 2010.–2017. aastal kasvatati 12 kõre asurkonna kudu ja kulleseid. Loodusesse viidi tagasi 32 522 moonde läbinud noort kõret. 2010. aastal rajati Kopenhaageni loomaaias Manilaiu kõre populatsioon tehistingimustes. Alates 2013. aastast on Manilaiule tagasi viidud üle 7000 noore kõre. 2017. aastaks oli 11 asurkonnas (73%) langustrend pidurdunud ning tõusutrendis oli neist kuus asurkonda, millele lisandus kaks edukat kõrede taasasustamist Kumarile ja Saastnasse. Paraku oli selleks ajaks siiski veel kaks kõre populatsiooni endiselt langustrendis ja Ruhnu populatsiooni seisund teadmata.

Mudakonn (*Pelobates fuscus*) ja **harivesilik** (*Triturus cristatus*) olid 2000. aastateni Eestis üsna vähe uuritud liigid. Maakondlikud inventuurid liikide leviku täpsustamiseks ja populatsioonide seisundi väljaselgitamiseks algasid 2007. aastal ning kestsid 2014. aastani. Selle aja jooksul uuriti 12 maakonnas kokku 2773 väikeveekogu. Mudakonn sigis keskmiselt 4% ja harivesilik 14% uuritud veekogudes. Kaladega oli asustatud 36% uuritud väikeveekogudest.

Kaitsekorralduslik tegevus nende kahe liigi asurkondade seisundi parandamiseks keskendus sigimisveekogude taastamisele ja rajami-

sele, kuna maismaaelupaikade seisund oli võrdlemisi hea. Aastatel 2004–2016 taastati või rajati nende liikide elupaikades umbes 400 väikeveekogu.

Väikeveekogude taastamisel ja rajamisel järgiti järgmisi põhimõtted:

- mudakonna ja/või harivesiliku asurkonna olemasolu;
- maismaaelupaikade olemasolu: harivesilikul mosaiikne maastik metsa ja rohumaaga, mudakonnal liivastel muldadel paiknevad niidud, väikesed põllud või aiamaad;
- väikeveekogude taastamine või rajamine toimus rühmiti (vähemalt kolm veekogu rühmas, vahekaugus alla 500 m);
- igas rühmas rajati erinevate omadustega väikeveekogud (erinev suurus, sügavus);
- ühendust vooluveekogudega välditi, et vältida kalade, setete või reostuse sattumist veekokku;
- väikeveekogude taastamine ja rajamine toimus kahepaiksete elupaigavajadusi tundva eksperdi juhendamisel.

2005. aastal, enne sigimisveekogude seisundi parandamist, sigisid mudakonnad 2% ja harivesilikud 24% maastikul leiduvates väikeveekogudes. 2010.–2011. aastal sigisid mudakonnad aga 39% ja harivesilikud 82% taastatud veekogudes. Peale mudakonna ja harivesiliku avaldas väikeveekogude taastamine positiivset mõju ka teistele piirkonna kahepaiksetele. Paraku on sigimisveekogude taastamine ja rajamine seni hõlmanud vaid väikest osa harivesiliku ja mudakonna asurkondadest ning suur osa asurkondi on endiselt langustrendis.

Kahepaiksete elupaikade taastamise edukus sõltub järgmistest teguritest:

- *Ajastus* – elupaiga taastamist tuleb alustada enne, kui selle häving on jõudnud kriitilise piirini.
- *Teadmised* – selgitada välja liigi elupaiganõuded, sh võtmetähtsusega elupaigakomponendid, ja siduda uuringud kaitsekorralduslikku tegevusega.
- *Õiged otsused* – oluline on asjatundjate osalemine taastamistöödes.
- *Skaala* – edukaks on osutunud ulatuslikud, kogu elupaigakompleksi hõlmavad ja maastiku tasandil teostatud elupaikade taastamised.
- *Tulemuslikkuse seire* – on väga tähtis, sest võimaldab kaitsekorralduslike tegevuste mõju kiiresti hinnata, teha käigu pealt korrektiive ning planeerida edasist tegevust.

Liblikate liigikaitse: kliimamuutustest, metsadest ja euroliikidest

Toomas Tammaru, Erki Õunap ja Anu Tiitsaar
Tartu Ülikool, zooloogia osakond, entomoloogia õppetool

Nagu paljudele muudelegi toredatele loomadele anti 2018. aastal ohustatuse hinnangud ka liblikatele. Töö oli jaotatud nii, et päevaliblikate eest vastutas Anu Tiitsaar, muude suurliblikatega tegeles Erki Õunap ja pisiliblikate koorem jäi Urmas Jürivete kanda. Mainitud liblikarühmad erinevad üksteisest tugevasti oma uurituse taseme poolest ja vastavalt sellele tuli kohandada ka ülesande – ohustatuse hindamise – lahendamise metoodikat.

Pisiliblikate puhul sai tugineda vaid amatöörkollektsioneerimise käigus kogunenud materjalile. Urmas Jürivetel on sellest väga hea ülevaade, sest pisiliblikaid uurib Eestis peaasjalikult vaid tema ise – ja nii ei julge ka siinkirjutajad sel teemal sõna võtta, allpool räägime vaid suurliblikatest. Andmete hulga ja süstemaatilisuse poolest on teises äärmuses päevaliblikad, kelle puhul on ohtra amatöörandmestiku kõrval kasutatavad ka päevaliblikate riikliku seire tulemused (alates 2004. aastast, koordinaatorid Erki Õunap ja Anu Tiitsaar Tartu Ülikoolist). Peale selle lõppes hiljuti Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud Eesti päevaliblikate kaardistamise projekt (2016–2017, projekti juht Anu Tiitsaar; Tiitsaar jt. 2019). Kaardistamise käigus uuriti süstemaatiliselt rohkem kui 1200 prooviala üle kogu Eesti. Lisaks kogub populaarsust andmete sisestamine loodusvaatluste andmebaasi (http://lva.keskkonnainfo.ee), mis samuti aitas liikide levikupilti täpsustada. Suure osa ülejäänud suurliblikatest katab riiklik ööliblikate seire projekt (alates 2003. aastast, koordinaator Erki Õunap), mis võimaldab saada ohustatushinnanguid üldlevinud liikide kohta seirepüükide aegridu uurides.

Nende liblikaliikide puhul, mis pole piisavalt arvukad jätmaks analüüsitavat jälge päevaliblikate transektloendustesse või ööliblikate seirepüükidesse, oli ohustatuse hindamisel põhiline infoallikas liikide levikupildi muutumine. Pikal ajaskaalal toimunud levikumuutuste tuvastamiseks on Eestis head võimalused, sest siinset liblikafaunat on uuritud ja andmeid kirja pandud juba alates 19. sajandi keskpaigast. Varasemat perioodi kokku võtvaks nurgakiviteoseks on Wil-

helm Peterseni „Lepidopteren-Fauna von Estland“ (1924), viimaste aastakümnete liblikaleiud on avaldatud eelkõige ajakirjas Lepinfo, millele pani aluse Hans Remm 1981. aastal. Viimase paarikümne aasta jooksul on Lepinfo koostamise käigus süstemaatiliselt kogutud ja avaldatud peamiselt amatöörentomoloogidelt laekunud leiuandmeid. Just tänu andmete kogumise ja avaldamise süstemaatilisusele sobib Lepinfo andmestik kvantitatiivsete analüüside aluseks. Avaldada poleks aga midagi, kui Eestis ei oleks amatööridest liblikahuvilisi, kelle tegevust tuleb igati soodustada ka looduskaitse perspektiivi silmas pidades.

Analüüsi käigus ei kuulutatud ohustatuks just suurt osa Eesti umbes tuhandest suurliblikaliigist: kriitilises seisundis (CR) arvasime olevat 16, väljasuremisohus (EN) 16 ja ohualtis seisundis (VU) 9 liiki. Ebasoodsas seisundis olevate liikide hulk on siiski mõnevõrra suurem, sest hinnangu „puuduliku andmestikuga“ (DD) saanud 55 suurliblikast on 16 niisugused, millest me ei tea, kas nad on praeguse seisuga Eestis välja surnud või mitte. Ohustatuks hinnatud liikide osa on seega meie liblikafaunas tublisti väiksem kui näiteks õistaimede flooras. Erinevuse põhjustena võib oletada kahte omavahel seotud asjaolu. Esiteks on liblikad taimedega võrreldes väga liikuvad ja võimelised kiiresti üles leidma ja asustama sobivaid elupaigalaike; hinge vaakuvad väga piiratud levilaga lokaalpopulatsioonid pole seetõttu nendele loomadele tüüpilised. Teise asjaoluna on liblikaisendi eluiga lühike ja põlvkondade vahetus kiire. Seetõttu surevad jätkusuutmatud ajutised liblikapopulatsioonid enamasti välja enne, kui me need fikseerida ja ohustatuks kuulutada jõuame. Jällegi on olukord siin väga erinev mitmeaastaste taimedega võrreldes.

Eesti liblikafauna muutusi on viimastel aastakümnetel määranud kliima soojenemine. Asjaolu, et liigume iga päevaga kliima mõttes umbes 10 meetrit lõuna poole, pole liblikatel märkamata jäänud. Viimase 30 aastaga on Eestisse püsivalt elama asunud umbes 40 (enamjaolt selgelt lõunapoolset) seni meie faunast puudunud suurliblikaliiki ja vähemalt sama palju lõunapoolse levikuga liike on muutunud selgelt arvukamaks. Põhjapoolsete liikide taandumine on olnud vähem märgatav suures osas seetõttu, et meil leviku lõunapiiril olevaid liike on vähem kui põhjapiiril olevaid. Sellest hoolimata on meil väljasurnud või välja suremas olevaid põhjamaiseid suurliblikaid siiski vähemalt kümmekond liiki. Sellised liigid on eelkõige iseloomulikud taiga tüüpi okas- ja segametsadele. Hulk põhjapoolse üldlevikuga liblikaid elab meil ka rabades, kuid nende kadumise tendentsi pole me veel õnneks täheldanud. Usutavasti on rabaliigid seotud rababiotoobi kui

niisugusega ja vaid kaudselt kliimateguritega ega kao meilt enne, kui kaovad rabad. Igal juhul näitavad kliimatundlikud liblikaliigid selgelt kätte raja, mida mööda on liikumas kogu meie loodus, paljud muud organismirühmad lihtsalt märksa aeglasemalt. Looduskaitset ei saa planeerida kliimamuutusi arvestamata.

Põhjamaiste liblikate kõrval moodustavad ohustatud liikide nimekirja teise poole kuivalembesed avamaastikuliblikad. Eestis on viimastel aastakümnetel kiiresti vähenenud liigirikka ja/või eripärase taimestikuga poollooduslike avatud koosluste pindala: niisugused alad kasvavad kinni või muudetakse intensiivse põllumajanduse maaks. Varem tekitas sääraseid kooslusi ja hoidis neid alal ühelt poolt traditsiooniline väheulatuslik põllumajandustegevus (kahe lehmaga metsakarjamaad ja lambakarjad loopealsetel), teiselt poolt Nõukogude armee tegutsemine. Just viimase organisatsiooni tegevuse arvele tuleb kanda Jussi nõmme eripärase biotoobi loomine, mis on (siiani veel) elupaigaks mitmele ohustatud liblikaliigile, samuti Pakri poolsaare eripärased kooslused.

Poollooduslike niitude kadumine pole liblikatele siiski nii suur katastroof, nagu esmapilgul võiks arvata. Nii on Tartu Ülikooli teadlaste Mari-Liis Viljuri ja Tiit Tederi uuringute tulemusena selgunud, et raiesmikud pakuvad sobivat elupaika suuremale osale niitudega seostatavatest päevaliblikaliikidest (Viljur, Teder 2016, 2018). Puudu on vaid rangelt loopealsete ja liivikutega seotud liigid. See sunnib liblikaökolooge suhtuma vähemalt ettevaatlikult Eestis viimasel ajal levinud looduskaitseideoloogiasse, mille järgi kaitset vajavate kooslustena tuleks väärtustada eelkõige (vanu) metsi. Vanad metsad on eelistatud biotoobiks vaid mõnele üksikule suurliblikaliigile, samal ajal kui paljud liigid sõltuvad just metsakoosluse suktsessiooni varastest staadiumidest. Liblikate liigirikkus on suurim mosaiikses metsamaastikus, kus väikeste, mõnehektariste lappidena leidub erinevas vanuses raiesmikke vaheldumisi suure metsaga. Seetõttu vaatame murelikult plaani muuta looduskaitsealaks Tartust veidi loode pool asuv Laeva-Kärkna metsamassiiv, mis tänu intensiivsele, kuid mosaiiksele majandamisele on liblikate liigirikkuse pärl. Kui kaitseala režiim lõpetab metsas raie, kaovad ka liblikad: suures metsas elab neid selgelt vähem kui raiesmikega mosaiikmaastikul.

Mida siis kõigest sellest (ja muust) järeldada liblikate praktilise looduskaitse kohta? Olgu kõigepealt üle korratud triviaalne tõsiasi, et putukapopulatsiooni kaitsmine tähendab tema elupaiga (koosluse) kaitsmist. Elupaiga kaitsmine ei tähenda aga enamasti elupaiga omapead jätmist, s.t inimtegevuse lõpetamist seal. Enamik Eesti liblika-

liike tunneb ennast kõige paremini just mõõduka inimmõjuga biotoopides, nagu seda on tasapisi karjatatav niit ja mosaiikselt majandatav mets. Primitiivlooduskaitseline loosung „jäta loodus rahule" liblikate puhul ei tööta, pigem peame mõtlema sellele, milline oleks ideaalne häiringurežiim.

Parimaks lahenduseks peame seda, kui liigirikas ja omapärane liblikakooslus oleks elupaigalaigu kaitse alla võtmisel vähemalt samaväärne argument üksiku kaitsealuse liigi esinemisega. Samas näeme ja osalt mõistame, et juriidiliselt ja organisatoorselt on lihtsam lähtuda konkreetsetest kaitstavatest liikidest kui mitmekesisust näitavatest abstraktsevõitu indeksitest.

Kui siiski kaitsta ka liike, siis milliseid? Eks ikka neid, mida on vaja ja saab kaitsta. Aspekt „vaja" on neist kahest ilmsem, ja lisaksime siin eespool käsitletud ohustatusele veel ainult laiema geograafilise piirkonna kriteeriumi ja indikaatorliigi staatuse. Esiteks peaksime looduskaitseliselt eelistama liike, mis pakuvad asjakohast huvi ka Eestist suuremat piirkonda silmas pidades. Kahetiste tunnetega tuleb tõdeda, et Eestis peaaegu ei ole liblikaliike, mis oleksid looduskaitseliselt olulised laiemas geograafilises skaalas: peaaegu kõik meil haruldased liigid on tunduvalt paremas seisus kusagil mujal 1000 kilomeetri raadiuses. Säravaks erandiks on siin tume-nõlvaöölane, mille ainus teadaolev Põhja-Euroopa populatsioon asustab Harjumaa rannikut (paraku pole meie pingutused selle liigi kaitset organiseerida erilist vilja kandnud). Seetõttu on liblikate looduskaitse suuremalt jaolt Eesti siseasi: küsimus on selles, kas me tahame neid liike edaspidigi oma poliitilistes piirides näha või mitte, suurt rahvusvahelist vastutust meil ses küsimuses pole. Teise kriteeriumi ehk indikaatorliigi staatuse all mõtleme olukorda, kus kaitsealuseks valitud liigi esinemine annab märku ka muude tähelepanuväärsete liikide olemasolust. Selles seoses pole meil midagi selle vastu, et kaitse all on ka meil soodsas seisundis olev suurmosaiikliblikas. Kus on mosaiikliblikat, seal on muudki huvitavat.

Aspekti „saab" kohta tuleb kõigepealt öelda, et suurema osa ohustatud liblikate puhul on vastus „ei saa". Selle suurema osa moodustavad eelkõige kliimamuutuste tõttu ohustatud liigid, mille heaks meil siin lokaalselt tõesti suurt midagi ära teha ei õnnestu. Kliima muutumise tõttu taanduvate liikide kuulutamine kaitsealuseks ei aitaks midagi. „Saab" üht-teist ette võtta aga eelkõige liikide puhul, mille populatsioonid asustavad piiritletud elupaigalaike ja mida ohustavad inimese tegevusest või tegevusetusest tingitud biotoobimuutused; ühtlasi peaks nende liikide (röövikute) elupaik olema looduses hõlpsasti tuvastatav. Probleemiks on siin asjaolu, et liblikate liikuvaid valmikuid

näeme sageli mujal kui neis paikades, kus arenevad liigi röövikud ja mis on seetõttu populatsioonide sigimisedu seisukohalt esmajärgulise tähtsusega. Positiivseks näiteks on siin Eestis ülilokaalne ja kriitiliselt ohustatud soo-tähniksinitiib, mille elupaiga sobivuse määrab eelkõige tema toidutaime südame-emajuure ja sobiva peremeessipelga esinemine. Mõlema liblikale olulise liigi tuvastamine on lihtne, nagu on hõlpsasti määratav ka liblikapopulatsiooni enda areaal ja arvukus. Seda seetõttu, et emajuure õitele munetavad munad on hästi leitavad ja hõlpsasti kokku loetavad. Olukorrast on lihtne ülevaadet saada ning tegutsemisel on mõtet!

Lõpetuseks nn euroliikidest, mis on Eestis kaitse all Euroopa Liidu direktiivide nõudel. Seitsmest sellisest päevaliblikaliigist hindasime kuue seisundit soodsaks (erandiks on kuivade avamaastike liik nõmme-tähniksinitiib). Tõepoolest, „euroliikide" valik on põhinenud Euroopa lääneservas valitseval olukorral ja meil, oluliselt teistsugustes tingimustes, pole neil viga midagi. Enamik neist liikidest saab suurepäraselt hakkama just nimelt majandatavas metsamaastikus, millest meil puudust ei ole. Mõistame seadustest tulenevat vajadust Eestiski nende liikidega tegelda, kuid soovitame neile siiski mitte liiga palju jõudu kulutada, sest seda on mujal rohkem vaja. Teisalt, Euroopa Liidu tähelepanu on tõstnud need liigid ka putukaökoloogide huvi keskmesse ja nii on nüüdseks kõigi nende kohta avaldatud Eesti andmestikul põhinevad teadusartiklid (Meier jt 2005; Lindman jt 2013, 2015, 2018; Meister jt 2015; Vilbas jt 2015; Tiitsaar jt 2016) – nii ei pea kodumaised looduskaitselised ettevõtmised tuginema välismaisele teabele.

Kirjandus

Lindman, L., B. Johansson, K. Gotthard, T. Tammaru 2013. Host plant relationships of an endangered butterfly, *Lopinga achine* (Lepidoptera: Nymphalidae) in northern Europe. – *Journal of Insect Conservation*, vol. 17, no. 2, pp. 375–383.

Lindman, L., J. Remm, K. Saksing, V. Sõber, E. Õunap, T. Tammaru 2015. *Lycaena dispar* on its northern distribution limit: an expansive generalist. – *Insect Conservation and Diversity*, vol. 8, no. 1, pp. 3–16.

Lindman, L., J. Remm, H. Meister, T. Tammaru 2018. Host plant and habitat preference of the endangered *Euphydryas maturna* (Lepidoptera: Nymphalidae, Melitaeinae): evidence from northern Europe. – *Ecological Entomology,* vol. 43, no. 1, pp. 102–113.

Meier, K., V. Kuusemets, J. Luig, Ü. Mander 2005. Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. – *Ecological Engineering*, vol. 24, no. 5, pp. 531–537.

Meister, H., L. Lindman, T. Tammaru 2015. Testing for local monophagy in the regionally oligophagous *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae). – *Journal of Insect Conservation*, vol. 19, no. 4, pp. 691–702.

Petersen, W. 1924. *Lepidopteren-Fauna von Estland (Eesti)*. Teil I–II. Tallinn: Bildungsminiterium des Freistaates Eesti

Tiitsaar, A., A. Kaasik, L. Lindman, T. Stanevitš, T. Tammaru 2016. Host associations of *Coenonympha hero* (Lepidoptera: Nymphalidae) in northern Europe: microhabitat rather than plant species. – *Journal of Insect Conservation*, vol. 20, no. 2, pp. 265–275.

Tiitsaar, A., D. Valdma, E. Õunap, J. Remm, T. Teder, T. Tammaru 2019. Distribution of butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) in Estonia: Results of a systematic mapping project reveal long-term trends. – *Annales Zoologici Fennici*, vol. 56, pp. 147–185.

Vilbas, M., T. Teder, A. Tiitsaar, A. Kaasik, T. Esperk 2015. Habitat use of the endangered parasitic butterfly *Phengaris arion* close to its northern distribution limit. – *Insect Conservation and Diversity*, vol. 8, no. 3, pp. 252–260.

Viljur, M.-L., T. Teder 2018. Disperse or die: Colonisation of transient open habitats in production forests is only weakly dispersal-limited in butterflies. – *Biological Conservation*, vol. 218, pp. 32–40.

Viljur, M.-L., T. Teder 2016. Butterflies take advantage of contemporary forestry: clear-cuts as temporary grasslands. – *Forest Ecology and Management*, vol. 376, pp. 118–125.

Kahetiivaliste liigirikkusest ja ohustatusest

Olavi Kurina
Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
elurikkuse ja loodusturismi õppetool

Kärbsed ja sääsed kuuluvad kahetiivaliste (*Diptera*) seltsi, kellel, nagu nimigi ütleb, on tiivulistele putukatele iseloomulikust kahest tiivapaarist säilinud vaid esimene: neil on kaks tiiba. Tagumine tiivapaar on taandarenenud ja muundunud nuiataolisteks sumistiteks e halteerideks. Kahetiivalised on üks neljast suurest täismoondega putukaseltsist (peale nende veel kiletiivalised, mardikalised ja liblikalised), kes kõik koos moodustavad 70–80% maailma putukate liigirikkusest. Kahetiivaliste liigirohkus on muljet avaldav: maailmast on teada ligi 160 000 liiki (Borkent jt 2018), Eestist 3100 (Kurina 2012). Nagu teistegi putukarühmade puhul arvatakse ka nende tegelik liigirikkus maailmas olevat mitu korda suurem. Eestis võiks olla vähemalt 5100 liiki ning seega on meil praeguseks teada ligi 60% oletatavast liikide arvust (Kurina 2012). Ainult kiletiivaliste puhul on liigirohkuse hinnangud suuremad (Jürivete jt 2009).

Oma eluviisilt on kahetiivalised üks mitmekesisemaid putukaseltse. Sääski ja kärbseid leidub sisuliselt kõikjal ning nende elukäigu, eriti toitumise eripäradel on sageli väga tähtis osa ökosüsteemides (Vockeroth 2002). Inimestele seostuvad kahetiivalised eelkõige ebameeldivustega: mainigem vaid äädikakärbeste pilve sügiseses köögis, aknaid „mustavaid" porilasi, kärbseuputust kariloomadega kokkupuutuvates majapidamistes või sääskede ja kihulaste rünnakuid varasuvistel õhtutel. Pistesääskede edasikantavate haiguste (valdavalt malaaria) tõttu sureb maailmas peaaegu miljon inimest aastas, mida on rohkem, kui inimesed ise suudavad üksteist mitmesuguste (relva)konfliktide käigus tappa. Teisalt on kahetiivalised meile ka ääretult olulised: peale tähtsuse aineringes oleks näiteks ilma väikeste habesääskedeta perekonnast *Forcipomyia* maailmas olemata šokolaad, sest ainult nemad tolmeldavad kakaopuud (McAlister 2017).

Eestis on kahetiivalisi uuritud alates 19. sajandi lõpust ning seda võib seostada eelkõige kolme nimega: Franz Sintenis (1835–1911; ELUSi konservaator, kahetiivaliste uurimise rajaja Eestis; vt ka Elberg, Kaavere 1985), Hans Remm (1929–1986; töötas mitme kahetiivaliste

rühmaga, spetsialiseerudes habesääsklastele (*Ceratopogonidae*); vt ka Elberg 1986) ja Kaupo Elberg (1934–2012; uuris põhiliselt kärblasi, olles tunnustatud oravkärblaste (*Sciomyzidae*) spetsialist; vt ka Nartshuk, Kurina 2012).

Rohkem kui sajandi jagu uuringuid on Eestile andnud juba mainitud 3100 sääse- ja kärbseliiki, kes jagunevad 102 sugukonda (Kurina 2012). Sugukondade uurituse tase on äärmiselt ebaühtlane. On sugukondi, kus vähemalt 90% liikidest on dokumenteeritud (nt habesääsklased, pistesääsklased, sookärblased), kuid on ka neid, mille puhul on teada ilmselt vaid 10–20% liikidest (nt pahksääsklased, leinasääsklased, küürkärblased).

Olemasoleval andmestikul on hulk puudusi:

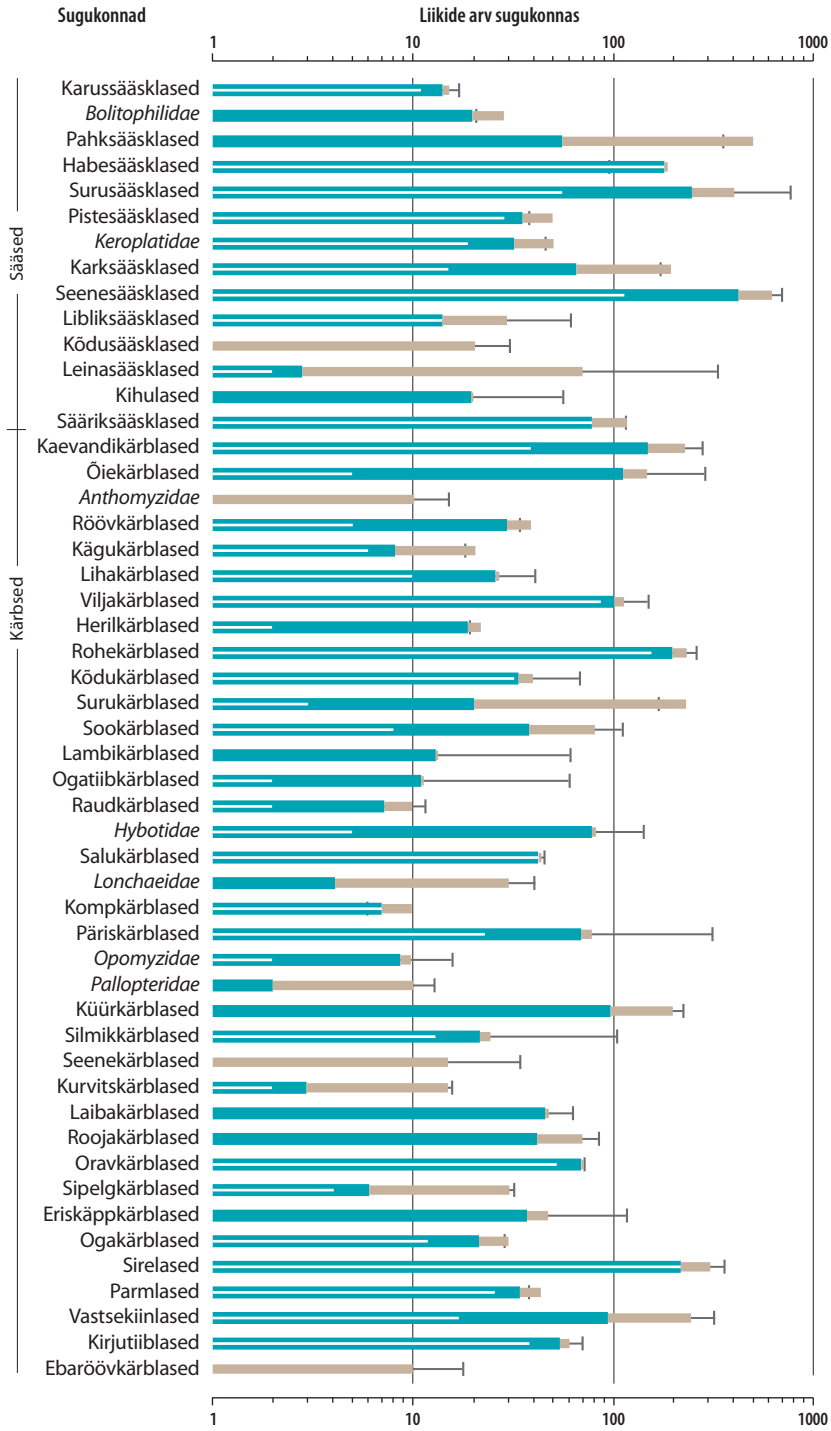
1) see on siiani laialipaisatuna üksikuid sugukondi käsitlevates publikatsioonides ning erinevalt naabermaadest puudub meil kahetiivaliste koondnimestik; Eesti liikide leiuandmestikku koondav andmebaas eElurikkus (2018) on kahetiivaliste osas kesine, sisaldades andmeid ligi 45% Eestis praeguseks sedastatud liigi kohta;
2) enamiku liikide puhul on andmed binaarsed (esineb/ei esine), puuduvad teadmised liikide bioloogia ja arvukustrendide kohta;
3) suur osa liike on teada 1–2 kollektsiooniisendi põhjal, mis ei luba nende võimalikule ohustatusele pädevat hinnangut anda.

Väga suur osa liike Eestis (nt sugukondadest küürkärblased, viljakärblased, kaevandikärblased) on kindlaks tehtud välismaiste asjatundjate abil, mis on tegelikult igati loomulik: Euroopas on vaid mõni üksik riik (Suurbritannia, Saksamaa), mis suudab ligilähedaseltki tagada oma territooriumi liikide tundmise kodumaiste spetsialistide toel.

Suurima teadaoleva liikide arvuga kahetiivaliste sugukonnad Eestis on seenesääsklased (*Mycetophilidae*, 446 liiki), surusääsklased (*Chironomidae*, 250 liiki), rohekärblased (*Dolichopodidae*, 230 liiki) ja sirelased (*Syrphidae*, 221 liiki). Vähemalt 51 sugukonda on sellised, kus oletatav liikide arv on kümme või suurem (**joonis 1**).

Andmete vähesuse tõttu on loomulik, et 2017.–2018. aastal toimunud kahetiivaliste ohustatuse hindamise käigus sai tervelt 66% hinnatud 1393 liigist kategooria „puuduliku andmestikuga" (DD). „Soodsas seisundis" (LC) leiti olevat ligi 34% liikidest. Ainult kolme liigi kohta oli andmestik piisav esitamaks „tugevamat" hinnangut.

Röövkärblaste (*Asilidae*) hulka kuuluv vapsikkärbes (*Asilus crabroniformis* L.; **joonis 2**) on oma asualal Euroopas kõikjal haruldane liik, kes Eestis hinnati piirkondlikult väljasurnuks (RE): tema viimased isendid püüti 1970. aastatel. Liigi kaheaastane areng on seotud puiskarja-



Joonis 1. Liigirikkus Eesti suuremates kahetiivaliste sugukondades (milles oletatav liikide arv on vähemalt 10) võrdluses Soome andmestikuga.

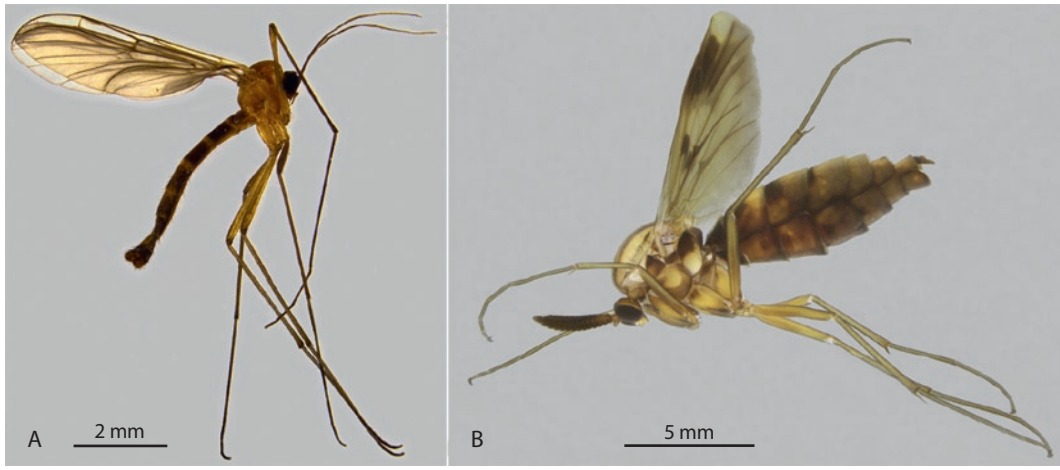
Teadaolev liikide arv Eestis on saadud kirjanduses avaldatud andmete summeerimisel; **liikide arv andmebaasis eElurikkus** on antud seisuga 1. juuni 2018; **oletatav liikide arv Eestis** tugineb ekspertide hinnangutele (Jürivete jt 2009); **Soome andmed** on esitatud Kahanpää 2014 järgi

maadega, kus vastsed toituvad koprofaagsetest putukatest. Väljasuremise põhjuseks on ilmselt muutused karjapidamisviisis, sh traditsioonilise karjapidamise vähenemine, kuid liigi arvukuse vähenemist laiemalt on seostatud ka ravimijääkidega veisesõnnikus ning putukatõrjega farmides (Price 2003; Stubbs, Drake 2014). Soomes ja Norras on vapsikkärbes samuti hinnatud piirkondlikult väljasurnuks, Rootsis ja Taanis aga ohualtiks (VU).

Sääseliigid *Bolitophila* (*Cliopisa*) *retangulata* Lundström (*Bolitophilidae*; **joonis 3A**) ja *Keroplatus tipuloides* Bosc (*Keroplatidae*; **joonis 3B**) hinnati ohulähedaseks (NT). Mõlemad liigid toituvad vastsestaadiumis puuseentel ning on teadaolevalt monofaagid vastavalt tuletaelal ja vääveltorikul. Liigid on seotud vanade lagupuidurohkete lehtpuu-

Joonis 2. Vapsikkärbse (*Asilus crabroniformis* L.) emane isend Eesti Maaülikooli putukakollektsioonis IZBE. Isendi püüdis Franz Sintenis 2. augustil 1881. (Foto: Olavi Kurina)

Joonis 3. Kategooriasse „ohulähedane" (NT) hinnatud sääseliigid Eestis. (Fotod: Olavi Kurina)
A – *Bolitophila* (*Cliopisa*) *retangulata* Lundström;
B – *Keroplatus tipuloides* Bosc



metsadega ning on oma levila piires Euroopas kõikjal (väga) haruldased. Liigi *K. tipuloides* vastsed toituvad tuletaela viljakehade alaküljel eostest ning on kergelt luminestseerivad, olles sellega ainulaadsed Eesti kahetiivaliste seas. *K. tipuloides* on hinnatud ohustatuks ka naaberaladel (NT kuni NE). Liik *B. retangulata* on Eestis oma leviku põhjapiiril ning teda ei ole naaberaladel hinnatud.

Vaadates tulevikku ja seades sihte edasiseks kahetiivaliste uurimiseks Eestis, tuleks esimeses järjekorras koostada Eesti kahetiivaliste koondnimestik, mis võtaks arvesse kogu siiani publitseeritud andmestikku ja analüüsiks seda taksonoomiliselt (sünonüümika, liigikäsituse muutused jne). Hea tulemuse saamiseks oleks kindlasti vaja kaasata ka välismaiseid eksperte. Näiteks Soome kahetiivaliste nimestikku (Kahanpää 2014), mis sisaldab praegu 6920 liiki, aitas koostada hulk spetsialiste üle terve maailma.

Arvestades seda, et Eestis ootab avastamist veel vähemalt 2000 liiki sääski ja kärbseid, on kahetiivalised hea näidisrühm vähe tuntud elurikkuse uurimisel. Edasiste uuringute planeerimisel on otstarbekas keskenduda valitud rühmadele, lähtudes järgmistest põhimõtetest:

(1) rühm ei ole Eestis piisavalt uuritud, aga teda on võimalik uurida, mis tähendab, et on olemas pädevus või ei nõua selle tekitamine ülemäära palju aega ega rahalisi vahendeid;

(2) valitud rühmades on looduskaitseliselt olulisi (või oletatavalt olulisi) liike, mis esinevad ka Eestis või on nende esinemine Eestis tõenäoline, näiteks vanade metsadega seotud liigid *Keroplatus* spp. (*Sciaroidea*), *Ctenophora flaveoleta* Fabricius ja *Tanyptera nigricornis* Meigen (sääriksääsklased), samuti osa kark- ja kõdusääsklasi. Avamaastike ja poollooduslike kooslustega seotud liigid sirelaste (*Syrphidae*) hulgas on heaks indikaatoriks koosluste elujõu hindamisel.

Mis puudutab kahetiivaliste kaitset, siis saame seda kõige paremini teha, kui tõhustame nende uurimist, alustades senise andmestiku korrastamisest ning liikudes valitud ja vähe uuritud rühmadega süvendatult edasi. Parem teadmine kahetiivaliste liigilisest koosseisust ja bioloogiast annab vajaliku sisendi ka nende ohustatuse hindamisse.

Kirjandus

Borkent, A. jt 2018. Remarkable fly (*Diptera*) diversity in a patch of Costa Rican cloud forest: Why inventory is a vital science. – *Zootaxa*, vol. 4402, no. 1, pp. 53–90; doi: 10.11646/zootaxa.4402.1.3.

eElurikkus 2018. Https://elurikkus.ee (külastatud 01.06.2018).
Elberg, K. 1986. Hans Remm. 26.08.1927–21.07.1986. – *Eesti Loodus*, nr 10, lk 682.
Elberg, K., V. Kaavere 1985. 150 aastat Franz Sintenise sünnist. – *Eesti Loodus*, nr 8, lk 525–527.
Jürivete, U., O. Kurina, V. Soon, I. Süda, T. Tammaru, P. Tarlap 2009. Tegevusplaan looduskaitseliselt oluliste ning Eestis vähe uuritud putukarühmade uurimiseks. 2008. a looduskaitse programmi projekt 97 „Looduskaitseliselt oluliste, kuid väheuuritud looma-, taime- ja seenerühmade levik, seisund ja ohustatus". Lõpparuanne. Tartu.
Kahanpää, J. 2014. Checklist of the Diptera (*Insecta*) of Finland: an introduction and a summary of results. – J. Kahanpää, J. Salmela (eds.). *Checklist of the Diptera of Finland*. (*ZooKeys*, vol. 441), pp. 1–20; doi: 10.3897/zookeys.441.7620.
Kurina, O. 2012. Kahetiivaliste uuritusest ja uurimisest. – *Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat*, nr 86, lk 245–247.
McAlister, E. 2017. *The Secret Life of Flies*. London: Natural History Museum.
Nartshuk, Kurina 2012 = Нарчук, Э. П., Курина, О. Памяти К. Эльберга (1934–2012). – *Энтомологическое обозрение*, Т. 91, № 4, с. 881–888.
Price, E. A. C. 2003. *Lowland Grassland and Heathland Habitats.* London – New York: Routledge.
Stubbs, A., M. Drake 2014. *British Soldierflies and Their Allies*. London: British Entomological and Natural History Society.
Vockeroth, R. 2002. Introducing the ubiquitous Diptera. – *Biodiversity*, vol. 3, no. 4, pp. 3–5.

Soontaimede ohustatusest Eestis

Thea Kull
Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
elurikkuse ja loodusturismi õppetool

Ohustatuse hindamise läbis 2023 soontaime liiki. Hinnatavate liikide koguarv iseenesest ei näita midagi, sest põhimõtteliselt võib kõik aiataimed või veidigi peenrast väljapoole isekülvi teinud taimed ära hinnata, iseasi, kas sellel tegevusel mingit mõtet on. Hoolimata pingutustest sattusid siiski ka seekord hinnatavate liikide nimekirja mitmed kultuurtaimed, mille ohustatust poleks vaja Eestis hinnata. Nii paigutusid 704 liiki kategooriasse „mittehinnatavad" (NA). Sellesse kategooriasse kuuluvad haruldased tulnukad, kultuur- ja ilutaimed, samuti liigid, mis on pikema aja jooksul küll naturaliseerunud ja metsistunud, kuid mida sellegipoolest käsitatakse meil võõrliikidena. Seetõttu jäeti seekord hindamata paljud naturaliseerunud liigid, mis eelmise hindamise käigus olid saanud hinnanguks „soodsas seisundis" (LC). Otsuse aluseks oli seisukoht, et selliste, sageli kiiresti levivate ehk invasiivsete võõrliikide ohustatuse hindamine pole mõistlik ega otstarbekas. Samuti aitab see vältida ebaloomulikku olukorda, kus tulnukliikide leviku vähenemise korral peaks hakkama neid reeglite järgi ohustatuks hindama. Siia kuuluvad näiteks raudteetulnukad, mis on kunagi rongide abil siia levinud, kuid nüüd kahaneva kaubaveo ja tõhusama raudteede mürgitamise tõttu vähehaaval kaovad.

Hindamisel kasutati EELISe andmebaasis sisalduvat materjali, seireandmeid ning hindajate isiklikke vaatlus- ja uurimistulemusi. Üks olulisimaid töövahendeid oli uue taimede levikuatlase tööversioon (2017–2018), mis kindlasti polnud hindamise ajal veel täiuslik, kuid andis siiski ülevaate võimalikest trendidest. Paljude perekondade puhul tuli siiski märkida, et suur osa praegusest, atlase välitööde käigus kogutud materjalist on alles määramata ning adekvaatse hinnangu andmine keeruline. Seetõttu sai näiteks enamik perekondade nõiahammas (*Lotus*), hunditubakas (*Hieracum*), karutubakas (*Pilosella*), võililll (*Taraxacum*), viirpuu (*Crataegus*), silmarohi (*Euphrasia*) ja kibuvits (*Rosa*) liike hinnanguks „puuduliku andmestikuga" (DD), sest olemasolevat materjali pole jõutud selle suure mahu ja sageli ka kohaliku spetsialisti puudumise tõttu veel määrata. Kortslehed (*Alchemilla*) said küll enamjaolt hinnangu „ohulähedane" (NT), kuid väga suur hulk mater-

jali on ootel ja selle läbitöötamise järel võib olukord oluliselt muutuda.

Hindamisprotsessi muutsid mõnevõrra keerulisemaks ka taksonoomilised segadused ja korrastamata süstemaatika meie andmebaasides, mistõttu vahel jäi segaseks, mis liiki ja millises mahus hindama peaks.

Ohustatuse jaotumine kategooriate järgi 2018. aasta hindamise tulemusena on esitatud **tabelis 1**.

Väljasurnud liikide nimekirja on lisandunud neli liiki (**tabel 1**):

- Tervelehine hanemalts (*Chenopodium bonus-henricus*) – leitud viimati 1960. aastatel.
- Müür-hanemalts (*Chenopodium murale*) – leitud viimati 1950. aastatel.
- Hallikas parthein (*Glyceria declinata*) – seni teada vaid üks leiukoht Toila ümbruses jõe ääres 1907. aastast. Uuemad leiud puuduvad.
- Suur nälghein (*Spergula arvensis* ssp. *maxima*) – tegemist on linapõllu umbrohuga, mille ainsad tõendatud leiud on kogunud Karl Eichwald 1947. aastal. Ilmselt pole neid määranguid hiljem kriitiliselt kontrollitud. Kuna tegemist on S. arvensis'e alamliigiga, võib ka algses määrangus kahelda. Varem pole liigi ohustatust hinnatud ja selliste alamliikide hindamine polegi ilmselt otstarbekas.

Tabel 1. Soontaimede jagunemine ohustatuse kategooriate järgi ja muutused võrreldes 2008. aasta hindamisega

Ohustatuse kategooria	Liikide arv	Kategooriasse tõusnud	Kategooriasse langenud	Kategooria jäänud endiseks	Varem hindamata
Piirkonnas välja surnud (RE)	20	3	–	16	1
Kriitilises seisundis (CR)	35	12	2	21	–
Väljasuremisohus (EN)	67	30	7	30	
Ohualdis (VU)	102	36	13	49	4
Ohulähedane (NT)	173	59	19	94	1
Soodsas seisundis (LC)	719	9*	33	664	13
Puuduliku andmestikuga (DD)	192	1**	55***	128	8
Mittehinnatavad (NA)	704	65****	–	570	69
☐ Hindamata (NE)	1		–	–	–
Kokku	2013	215	129	1572	96

* LC-hinnangu said varem DD- ja NT-kategooria liigid. ** DD-hinnangu said varem NA-kategooria liigid. *** DD-kategooria said varem mõnes ohustatuse kategoorias olnud liigid, mille kohta napib uuemaaegset materjali ohustatuse hindamiseks. **** NA-hinnangu said varem mõnes ohustatuse kategoorias olnud liigid. Peamiselt kuuluvad siia võõrliigid, mis varem olid saanud hinnangu LC

Väljasurnud liikide nimekirjast pääsesid järgmised liigid:

- Sinihall luga (*Juncus inflexus*), mis leiti taas üles ja millel on praegu vähemalt kolm elujõulist populatsiooni.
- Süstjas võtmehein (*Botrychium lanceolatum*), mis leiti 2015. aastal Narva jõe äärest liivaraja servast, kuhu kaitseministeerium plaanib ehitada suure tee riigipiiri kaitse edendamiseks. Kasvukoht on väga ohustatud.
- Tähk-roodjalg (*Blechnum spicant*), mis leiti 2016. aastal Võrumaalt metsast. Et liiki kasvatatakse ka kultuuris, jääb kahtlus, et eosed võivad olla pärit mõnest aiast.

Ükski neist liikidest pole looduskaitse all (!).

Varem oli ka tatari põisrohi (*Silene tatarica*) väljasurnute kategoorias, kuid nüüd otsustati, et pigem on ta mittehinnatav. Samasse kategooriasse arvati kuuetine kukehari (*Sedum sexangulare*). Hulk liike, mis varem olid väljasurnuks kuulutatud, paigutusid nüüd kategooriasse „puuduliku andmestikuga" (DD), sest tegelikult teame nende liikide levikust Eestis nii vähe, et ei saa väita, nagu oleks nad välja surnud. Sellised liigid on delta-hunditubakas (*Hieracium triangulare*), ääristunud hunditubakas (*H. niveolimbatum*), kalju-karutubakas (*P. kalksburgensis*), süstlehine konnarohi (*Alisma lanceolatum*) ja metsmadar (*Galium schultesii*).

33 liiki, mis varem olid hinnatud ohulähedaseks või ohualtiks, hinnati seekord soodsas seisundis olevaks. Tõenäoliselt on üldjuhul põhjuseks siiski parem uuritus, mitte liikide paranenud käekäik. Uue taimeatlase koostamise käigus on nii mõnegi liigi levikut varasemaga võrreldes täpsustatud.

Kokku on ohustatuse kategooria tõusnud (s.t ohustatus suurenenud) 215 liigil ja langenud 129 liigil.

Kaitsealuste soontaimede ohustatuse jaotus kategooriate kaupa ja ohustatuse muutused võrreldes 2008. aasta hindamisega on esitatud **tabelis 2**. Kaitsealuste liikide ohukategooria on tõusnud 51% ehk pooltel liikidel ning 30%-l on ohustatuse kategooria langenud.

Eestis kasvavate rahvusvahelise tähtsusega taimeliikide ehk ELi loodusdirektiivi liikide ohustatus 2008. aasta hindamisega võrreldes ei muutunud.

Soontaimede peamine ohustatuse põhjus on elupaikade kadumine. Üldistatult võib öelda, et põhiliselt kannatavad poollooduslike elupaikade liigid.

Hindamise käigus selgus, et kõige rohkem on halvenenud kuivade, iseäranis liivaste kasvukohtade liikide seisukord. Selle põhjuseks on

Tabel 2. Kaitsealuste liikide ohustatuse jagunemine kategooriate järgi ja muutused võrreldes 2008. aasta hindamisega

LK	Liike	CR	EN	VU	NT	LC	DD	Ohustatus suurenes (%)	Ohustatus vähenes(%)
I	29	16	9	4	–	–	–	20	6
II	126	10	36	55	21	1	3	20	19
III	58	–	3	13	27	15	–	–	8
Kokku	213	26	48	62	48	16	3	51	30

muutused kasvukohtade majandamises. Väheviljakate kuivade kasvukohtade hooldamine on lakanud ning peale kasvab võsa või mets. Kaitsemeetmeks saab sellisel juhul soovitada alade niitmist või karjatamist, samuti pealekasvanud võsa eemaldamist.

Teise peamise ohustatud rühma moodustavad märgade kasvukohtade (soostunud niidud, sood, ka soised metsad) liigid ning iseäranis selliste kasvukohtade madala kasvuga liigid. Eriti kiiresti kaovad väikesed soostunud niidud, mis aastakümnete eest, kui neid veel aktiivselt hooldati, olid väga liigirikkad. Kaitsemeetmena tuleks soostunud niite majandada, et vältida kinnikasvamist. Soodes ja nende vahetus ümbruses ei tohi teha kuivendustöid. Olemasolevad kuivenduskraavid soode ümbruses võiks osaliselt kinni ajada. See pidurdaks ehk edasist olukorra halvenemist. Aastakümnete jooksul juba kuivendusmõju all kannatavates soodes on raske midagi soovitada, sest pikaajaline kuivendus on teinud oma töö ning algse, väheneva arvukusega liikidele sobiva koosluse taastamine on väga keerukas tegevus.

Kolmanda rühmana paistavad silma mitmesugused põlluumbrohud (näiteks raudnõges, valge karikakar, harilik nisulill, harilik rukkihein, põld-rusuvars), mis puhtama külviseemne ja tõhusama umbrohutõrje tõttu on tugevalt taandumas. Huvitavamat valikut umbrohutaimi on tänapäeval võimalik leida kas väiksematelt peenramaadelt või mahepõldudelt. Suurtelt tootmispõldudelt leiab üldjuhul kümmekond kõige vastupidavamat umbrohuliiki.

Tallinna botaanikaaias uuritud võimalustest taastada ohustatud taimeliikide populatsioone

Ruth Aguraiuja
Tallinna botaanikaaed

Looduslikke ja ohustatud taimeliike on Tallinna botaanikaaias uuritud alates selle algusaastatest, mil eesmärgiks oli välja selgitada haljastamiseks sobivad liigid, uurida nende ökoloogiat ja bioloogiat, töötada välja paljundusvõtted ja katsetada koosluste rajamist (Paju 1962; Paju jt 1964; Mägi 1968; Kukk 1973).

Praegu keskendutakse nii Eestis kaitstavate taimeliikide (eelistatult I kaitsekategooria) kui ka üleilmselt kriitilises seisundis (IUCNi kategooria CR) taimeliikide uurimisele. Laiem eesmärk on välja selgitada meetodid, mille abil oleks võimalik kriitilises seisundis liikide seisundit parandada. Töö toimub liigipõhiselt ning selle sisuks on populatsioonide seisundi jälgimine ja uurimine kasvukohtadel; paljunemisbioloogia uurimine ja paljundusviiside väljaselgitamine katsetingimustes; populatsioonide tugevdamise, taastamise ja kunstliku asustamise katsetamine nii looduslikes kui ka tehistingimustes. Seni on kõige rohkem uuritud sõnajalaliike, mille elukäigule on omane iseseisva gametofüüdi ja sporofüüdi põlvkonna vaheldumine ning mis seetõttu on ka mõnevõrra raskem rühm nii populatsioonibioloogia uurimise kui ka populatsioonide taastamise mõttes. Üleilmselt ja ohustatud liikide puhul on ülesanne veelgi keerulisem, sest liigid on haruldased ja populatsioonid väga väikesed. Samas on see hea võimalus õppida, kuidas ennetada liigi lõplikku hävimist.

Tallinna botaanikaaias uuritud üleilmselt kriitilises seisundis sõnajalaliikide kodu on Hawaii saarestikus. Saarestiku pindala on 16 636 ruutkilomeetrit. Õistaimi esineb saartel 2499 taksonit, neist 1386 on pärismaised (Smithsonian… 2012). Sõnajalgtaimi on praegu teada 222 taksonit, neist 167 on pärismaised ja neist omakorda 132 endeemsed (Vernon, Ranker 2013). 424 taksonit õistaimi on kantud üle riigi ohustatud liikide nimekirja (USFWS 2015). Neist 236 taksonit on esindatud vaid 1–50 isendiga (PEP 2018, *pers. comm.*) ja selliste liikide hävimise ennetamiseks on ellu kutsutud eraldi programm (*Plant Extinction Prevention Program* ehk PEP-programm). Kauai saarel on nii ohustatud taksoneid 94 (neist kaheksa on sõnajalad) ja nende lõpliku hävi-

mise ennetamine on saare PEP-koordinaatori igapäevase töö eesmärk. Tallinna botaanikaaed on seni suutnud kaasa aidata kolme sõnajalaliigi päästmisele hävingust. Uurimistöö alguses 1999. aastal oli teada vaid liigi *Asplenium dielpallidum* N. Snow esinemine: kaks leiukoha ja 15 reproduktiivset isendit. Liikide *Asplenium dielmannii* Viane ja *Asplenium diellaciniatum* Viane kohta olid teada vaid ajaloolised andmed, kuid ei ühtki isendit. Töö nende kahe liigiga sai võimalikuks vaid tänu uutele leidudele uurimisperioodi vältel.

Kriitilises seisundis liikide kohta on nende harulduse tõttu väga vähe teada. Enamasti on olemas ajaloolised herbaareksemplarid ja liikide kirjeldused. Hilisemate eksemplaride etiketid võivad sisaldada teavet ka kasvukoha tingimuste ja kaaslasliikide kohta. Harvem on leida liigi bioloogiat, ökoloogiat ja kasvukohta kirjeldavaid uurimistöid ning väga vähe on inimesi, kes teavad täpselt viimaseid leiukohti. Samas on ohustatud liigi langustrendi peatamiseks ja seisundi parandamiseks vaja igakülgset teavet liigi bioloogia, ökoloogia, paljunemisbioloogia ja elustrateegia, iseloomuliku kasvukoha ja loodusliku koosluse kohta, mistõttu uuringud on liigikaitse lahutamatu osa. Olgugi et igaüks neist aspektidest võiks olla aastatepikkuse uurimistöö teema, on otseses hävimisohus olevate liikide puhul esmatähtis ajateguri arvestamine ning lähtumine liigi seisundist ja vajadustest.

Üleilmselt kriitilises seisundis liikide puhul on isendite teisaldamine kasvukohalt, ümberpaigutamine kasvukoha piires või veel elusolevate isenditega katsetamine üldjuhul keelatud. Käesoleval juhul alustati elusolevate isendite jälgimisest ning kasvukoha ja selle loodusliku koosluse seisundi kirjeldamisest. Samal ajal püsivaatlustega tehti mitmesuguseid väikesemahulisi katseid, et koguda teavet toimingute kohta, mis võiksid liigi või selle kasvukoha seisundi parandamisel abiks olla.

Püsiruutude korduvvaatluste põhjal selgus, et uuritavatele liikidele on iseloomulik sesoonne kasv ja kindlad idanemisperioodid talviste või kevad-talviste vihmaperioodide järel ning tsükliline järelkasv vastavalt ENSO tsüklist tingitud kuivematele ja vihmasematele perioodidele. Ilmnes, et neis tingimustes võiks prematuurses (noored, mitte veel eoseid moodustavad sporofüüdid) arengujärgus isendite osakaal populatsioonis olla võimaliku trendi indikaatoriks. Isendite suure suremuse ja kasvukoha kvaliteedi halvenemise peamiseks põhjuseks osutus jahiloomadena introdutseeritud või metsistunud sõraliste häiring. Selgusid dünaamilised osapopulatsioonid, mis potentsiaalsete lähtepopulatsioonidena sobiksid liigi populatsioonide tugevdamiseks ja taastamiseks.

Aastatel 2002–2006 katsetati, kas võõrliikide eemaldamine kasvukohalt võiks aidata ohustatud liigil taastuda võimaliku leviste varu baasil mullas. Katse korraldati orkaani Iniki (11.09.1992) tagajärjel tekkinud ja seejärel kiiresti võõrliikidega kattunud häilus. Kuigi endine isendite asukoht oli täpselt teada, ei õnnestunud sel viisil liiki taastada, ehkki looduslik taimestik taastus.

Aastatel 2007–2009 uuriti, kas üldse ja milliste sõnajalaliikide eoseid sisaldab uuritavate kasvukohtade muld ja kas selles leidub ka ohustatud liikide eoseid. Paraku ei õnnestunud mullakülvidest ohustatud liikide gametofüüte eraldada. Katse tulemusena saadi teada, millistel liikidel (nii pärismaistel kui ka võõrliikidel) esineb eoste varu selle kasvukoha mullas, kui kaua see eluvõimelisena püsib ja milline on eri liikide osakaal mullas (Aguraiuja, Urman 2008; Urman 2009).

Kui eelnevalt on varutud leviseid, võib katsetada külvi kasvukohale. Kauai ohustatud sõnajalaliikide puhul katsetati eoste külvi kasvukohale kahel korral. Esimesel korral (2002–2004) külvati teadmata vanuse ja eluvõimega üksiku isendi eoseid. Liiki uuesti asustada ei õnnestunud, ent sai selgeks, kui määrav on erosiooni ja häiringu mõju väga väikeste levistega taimeliikide asustamisele. Teisel korral (2013–2015) arvestati liigile iseloomulikku ristviljastumise tüüpi ja külvati eri isenditelt pärit eoste segu. Paraku pole seni õnnestunud neilt katseruutudelt uusi noori sporofüüte leida – õppetunniks teadmine mikrokasvukoha tingimuste tohutust heterogeensusest.

Paljud taimeliigid on väga tundlikud ümberistutamise suhtes. Kasvukohal ümberpaigutamise taluvust kontrolliti 2004.–2006. aastal kahjustatud, mullast lahti songitud või trambitud ja närbuvate, eri arengujärkudes olevate taimede abil. Eesmärk oli välja selgitada, kas uuritavate liikide puhul on ümberpaigutamine üldse võimalik ja milline võiks olla selleks sobiv arengujärk. Taimed jäid pärast ümberistutust ellu ja juurdusid, kuid uue koha sobivus või mittesobivus hakkas selgemalt avalduma alles alates kolmandast istutusjärgsest aastast. Selgus, et ümberistutamiseks sobivaim arengujärk sõltub kasvukohatingimuste stabiilsusest ning tugevalt häiritud keskkonnas on matuurses e täiskasvanud eoseid moodustavas arengujärgus istutatud isendite eluiga pikim.

Kui liigi ümberasustamise taluvus on selgunud, kuid tema loomuliku paljunemise või paljundamise üksikasjad pole veel täpselt teada, võib osutuda võimalikuks kahjustatud isendite teisaldamine häiritud kasvukohalt, elule toibutamine väljaspool kasvukohta ning seejärel tagasiviimine kaitstud ja sobivatesse looduslikesse tingimustesse, et populatsiooni tugevdada ja laiendada (Aguraiuja 2010). Sat-

tumine hästi hooldatud kunstlikest tingimustest looduslikku kasvukohta tekitab taimedes stressi ja nõuab nende eelnevat karastavat kasvatamist. Täiskasvanud sõnajalgade puhul on tagasipöördumine reproduktiivsest seisundist vegetatiivsesse kindel stressi tunnus. Esimese populatsioonide taasasustamise katse käigus (2007–2011) vähenes reproduktiivsete isendite hulk märkimisväärselt juba esimesel istutusjärgsel aastal. Mõningane stabiliseerumine toimus teisel-kolmandal aastal, kuid siiski endiselt langeva tendentsiga. Nüüdseks on kogu katse reproduktiivsete isendite arv võrdsustunud loodusliku populatsiooni reproduktiivsete isendite arvuga. Uue järelkasvu tekkimist võis täheldada alates viiendast istutusjärgsest aastast.

Ehkki sõnajalgade puhul on võimalik üsna arvestatav kauglevi, mõjutab sporofüütide asustumist liigiomane gametofüütide viljastumistüüp (iseviljastuvad või ristviljastuvad, isesobivad või isesobimatud). Laboratoorsete katsete tulemusena Tallinna botaanikaaias leidis kinnitust, et uuritavate liikide gametofüüdid on ristviljastuvad ja isesobimatud, nad arenevad aeglaselt ja on pikaealised ning neil on väga hea regeneratsioonivõime (Aguraiuja 2014).

Katsete käigus paljundatud taimed reisisid tagasi kodumaale botaanikaaedadevahelise teadusliku annetusena. Kohalikus botaanikaaias (National Tropical Botanical Garden) istutati kõik eelnevalt Eestis mullaosakestest vabastatud taimed uuesti pottidesse. Pärast juurdumist ja uue kasvu algust viidi taimed Kauai saare keskmäestiku taimepaljundusse (Kauai Mesic Elevation Nursery) ning pärast kohanemist sealse kliimaga looduslikule kasvukohale (Aguraiuja 2017).

Järgmise etapina on alustatud kolme üleilmselt kriitilises seisundis Kauai saare endeemse sõnajalaliigi populatsioonide järkjärgulist taasasustamist kaitstud kasvukohtadele loodusmaastikul ajaloolise levikuala piires. Samas jätkub looduslike populatsioonide jälgimine, et võrrelda katsepopulatsioonide ja looduslike populatsioonide dünaamikat. Ehkki osa looduslikest populatsioonidest on nüüdseks taraga kaitstud, on nii tugevalt häiritud kasvukohtadel liigi taastumine väga aeglane protsess.

Liigid erinevad üksteisest oma elustrateegia poolest ja uute kasvukohtade loodusliku asustamise kiirus võib samuti olla väga erinev ning sõltuda väga paljudest teguritest. Siinkohal mõni sõna võrdluseks Tallinna botaanikaaia katsetest Eesti sõnajalaliikidega. Ida-kiviürdi (*Woodsia ilvensis* (L.) R. Br.) asustamise katses Prangli saarele (1997–2018) pole 20 aasta jooksul õnnestunud leida isendeid, mille kohta võiks kindlalt väita, et nad on kasvukohal paljunenud (Rattur, Aguraiuja 2018). Alustatud on võrdluskatseid kunstlikul kasvu-

kohal (Rattur, Aguraiuja 2015). Sama ajavahemiku jooksul on müürraunjala (*Asplenium ruta-muraria* L.), pruuni raunjala (*Asplenium trichomanes* L.) ja paas-kolmissõnajala (*Gymnocarpium robertianum* (Hoffm.) Newman) kümmekonnast asutajaisendist Tallinna botaanikaaia kunstlikul kasvukohal saanud isetoimivad populatsioonid. Kuid samale kunstlikule kasvukohale asustatud odaja astelsõnajala (*Polystichum lonchitis* (L.) Roth) isendid pole samuti 20 aasta jooksul järelkasvu andnud.

Nii Eesti kui ka Hawaii liikide puhul leidis kinnitust, et populatsioonide seire ja samaaegne liigi paljunemisbioloogia uurimine ning välivaatluste ja laboratoorsete katsete tulemuste seostamine annab väga palju vajalikku teavet liigi elustrateegia kohta, aitab paremini mõista kohastumist kasvukoha tingimustega, tsüklilisust ja elukäigu tundlikke perioode, elujärkude kestust ja vaheldumise kiirust ning taimede edukaks paljundamiseks ja populatsioonide asustamiseks olulisi üksikasju.

Esimeste istutusjärgsete aastate põhjal ei ole võimalik asustamise, taasasustamise või ümberasustamise tulemuslikkust hinnata. Valitud istutuskoha sobivus või sobimatus võib avalduda kohe või järgmisel aastal, mil isend püüab hakkama saada istutusjärgse stressiga. Kasvukoha valiku mõju hakkab avalduma 3.–5. istutusjärgsel aastal. Tulemust võib pidada positiivseks siis, kui tekib looduslik järelkasv (Godefroid jt 2011). Pika gametofüüdifaasiga sõnajalaliikide järelkasvu võib oodata alles alates viiendast istutusjärgsest aastast.

Kokkuvõtteks: ohustatud liikide populatsioonide tugevdamine ja taastamine ning kaasaaitamine nende levimisele uutele kasvukohtadele on teatud liikide puhul võimalik, kuid see pole lihtne ega kiiresti teostatav protsess. Eelduseks on liikide ja nende kasvukohtade mitmekülgne tundmine, teadmistepõhine tegutsemine ja tegevuse kavandamine eelkõige liigi vajadustest lähtudes.

Kirjandus

Aguraiuja, R. 2010. Reinforcement of the populations of critically endangered endemic fern *Diellia pallida* (Aspleniaceae), Kaua'i, Hawaiian Islands, U.S.A. – P. S. Soorae (ed.). *IUCN Global Re-introduction Perspectives: 2010 Additional case-studies from around the globe*. Abu Dhabi: IUCN – SSC Re-introduction Specialist Group, pp. 319–323.

Aguraiuja, R. 2014. The germination tests of three critically endangered fern species: *Asplenium dielapllidum*, *A. dielmannii* and *A. diellaciniatum*. Hawaii Conservation Conference, July 15–17, 2014, Hawaii Convention Center, Honolulu.

Aguraiuja, R. 2017. Restoring critically endangered fern species. – *BGJournal*, vol. 14, no. 2, pp. 38–39.

Aguraiuja, R., K. Urman 2008. The fern spore bank as a predictor for possible changes in the community? – *Book of Abstracts: The 2nd World Botanic Garden Scientific Congress: Challenges in Botanical Research and Climate Change; 1–4 July 2008*. Delft: Delft University Press, p. 58.

Godefroid, S., C. Piazza, G. Rossi, S. Buord, A.-D. Stevens, R. Aguraiuja, C. Cowell, C. W. Weekley, G. Vogg, J. Iriondo, I. Johnson, B. Dixon, D. Gordon, S. Magnanon, B. Valentin, K. Bjureke, R. Koopman, M. Vicens, M. Virevaire, T. Vanderborght 2011. How successful are plant species reintroductions? – *Biological Conservation*, vol. 144, no. 2, pp. 672 – 682.

Mägi, Ü. 1968. Haljastamiseks sobivaid varakevadisi kodumaiseid taimi ja andmeid nende senisest kasutamisest Eesti NSV-s. – V. Paju (toim.). *Taimede introduktsioonist Eesti NSV-s*. (Tallinna Botaanikaaia Uurimused, 2.) Tallinn: Valgus, lk 121–140.

Paju, V. 1962. Dekoratiivsete looduslike taimede fenoloogilised vaatlused. Tallinn: Eesti NSV Teaduste Akadeemia.

Paju, V., Ü. Mägi, S. Eilart 1964. Haljastamiseks sobivaid kodumaiseid taimi. Tallinn. Rotaatorieksemplar.

Rattur, M., R. Aguraiuja 2018. The role of microhabitat conditions on the survival of reintroduced *Woodsia ilvensis* sporophytes. – *EUROGARD VIII Book of Abstracts: EUROGARD VIII Botanic Gardens, People and Plants for a Sustainable World, 8th European Garden Congress, Lisboa, May 7–11, 2018*. Lisboa: ISA Press/LEAF, pp. 165–166.

Rattur, M., R. Aguraiuja 2015. Artificial habitat for ex situ and in situ conservation – Case study on *Asplenium septentrionale* and *Woodsia ilvensis* in Estonia. 6th World Conference on Ecological Restoration, Manchester, 23–27 August.

Smithsonian Institution, National Tropical Botanical Garden 2012. Flora of the Hawaiian Islands. Https://naturalhistory2.si.edu/botany/hawaiianflora.

Urman, K. 2009. The experimental study of natural spore bank of rare forest communities of Kauai (Hawaiian Islands): Could it be used for the conservation of the fern species? 5th European Botanic Gardens Congress EuroGard V. Botanic Gardens in the Age of Climate Change. Helsinki, June 8–12.

Vernon, L. A., A. T. Ranker 2013. Current Status of the Ferns and Lycophytes of the Hawaiian islands. – *American Fern Journal*, vol. 103, no. 2, pp. 59–111.

Omad *vs*. võõrad ehk kuidas riik võõrliikide vastu võitleb

Eike Vunk
Keskkonnaamet, liigikaitse büroo

Mis on võõrliigid? Need on liigid, mis on uude elupaika, nt Eestisse, jõudnud inimese kaasabil ja mis ise poleks selleks võimelised olnud. Kuid miks võõrliigid inimestele meeldivad ehk et miks tundub võõras liik mõnikord parem kui kodumaine?

Läbi ajaloo on inimesi köitnud eriskummalisus, eksootilisus, suurem ja ilusam. Mõisnikele ja kuningatele on kingitud kaelkirjakuid, tiigreid ja elevante, käidud on trofeejahil. Väga populaarsed on looma- ja botaanikaaiad, mis küll jagavad tänuväärselt loodusharidust, kuid on samas kindlasti ka eksoodiihaluse suurendajad ja võõrliikide leviku allikad (väike lemmmalts Eestis sai alguse just Tartu botaanikaaiast). Lemmikloomade ja iluaianduse turg on üks maailma suurimaid nii seaduslikul kujul kui ka musta turuna ja selle vaibumisest pole ühtki märki.

Võõrliikide levikule aitab kaasa ka majandus: suurem saak ja kiiremini kasvavad põllukultuurid, suuremad ja eksootilisemad kalaliigid, karusloomakasvatus (nii jõudsid Eestisse mink ja kährikkoer). Võõrliike on kasutatud põllumajanduskahjurite ohjeldamiseks: täpikmangust introdutseeriti 1880. aastate lõpus Hawaii suhkruistandustesse, et hävitada seal levinud rotte. Kuid et tal looduslikud vaenlased seal puudusid, muutus ta ise nuhtluseks, vähendades märkimisväärselt kohalike liikide arvukust (linnud, kahepaiksed).

Kui osa võõrliike jõuab uude sihtkohta tahtliku levitamise teel (eelmainitud põhjustel), siis teist osa levitab inimene tahtmatult. Nii satuvad veeliigid uude elupaika näiteks laevade ballastveega, istikutega kantakse edasi taimehaigusi ja parasiite, puiduga kahjureid, troopiliste viljadega putukaid jne. Lusitaania teeteo munad on väga sarnased väetisegraanulitega ja sel moel ongi see liik meile sisse toodud, kusjuures sissevedu jätkub istikute ja mullaga, sest lihtsa vaatluse teel pole neid võimalik eristada.

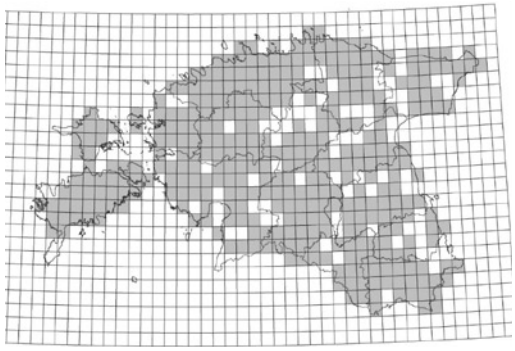
Kuid miks peaks võõrliikide teema meile korda minema? Võiks ju mõelda: las tulla uued liigid, las levida, mis meil sellest. Loodus on süsteem, kus suhted ja tasakaal on paigas, ning inimene ei tunne neid seoseid piisavalt. Kui võõrliik tõukab süsteemist välja mõne kohaliku liigi ja asub ise asemele, siis me tegelikult ei tea, mida see muutus

pikema aja jooksul endaga kaasa toob. Võõrliigid võtavad alati kohalikelt liikidelt ära ruumi ja ressursse, kannavad haigusi, millesse haigestuvad vaid kohalikud liigid. Võõrliigid võivad oma invasiivsusega põhjustada kahju ka majandusele ja inimeste tervisele. Ettevaatusprintsiibist lähtudes tuleb looduse muutmisse suhtuda väga ettevaatlikult ja pigem seda vältida, kui tagajärjed võivad olla negatiivsed.

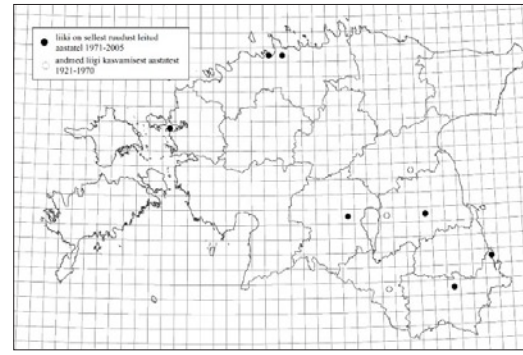
Võõrliikidest on saanud üks olulisimaid teemasid looduskaitses kogu maailmas.

Eestis on karuputke võõrliikide tõrjega tegeldud riiklikul tasemel alates 2005. aastast. Esialgu toimus see väikeste projektide haaval, kuid alates 2010. aastast on tõrjes olnud kõik teadaolevad kolooniad. Kui esimene karuputke võõrliigi leid Eestist on teada 1883. aastast, siis 2017. aasta lõpuks oli levikupilt selline, nagu on näha **joonisel 1**.

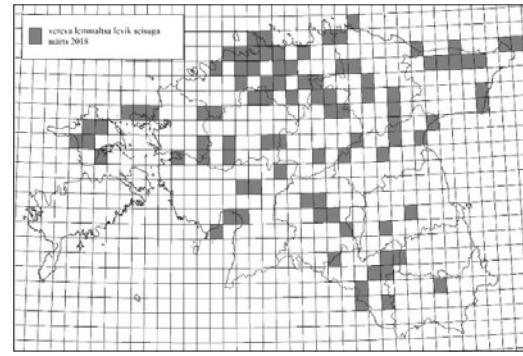
Plaanis on alustada riiklikul tasemel ka vereva lemmmaltsa tõrjet. Selle taime levikupilti vaadates on selgelt näha (**joonised 2** ja **3**), et liik on oma leviku laienemise algfaasis, ja praegu oleks veel võimalik väiksemate kulutustega levikule piiri panna.



Joonis 1. Karuputke levik 2017. aastal. (Allikas: Keskkonnaamet)



Joonis 2. Vereva lemmaltsa levik 2005. aastal. (Allikas: Eesti taimede levikuatlas)



Joonis 3. Vereva lemmaltsa levik 2018. aastal. (Allikas: Keskkonnaamet)

Riigi võimalused võõrliikidega tegelda on mingis mõttes piiratud ja peamisi töösuundi on kuus:

1. *Inimeste nõustamine*. Järjest rohkem kodanikke pöördub Keskkonnaametisse mõne liigi pärast, mis ei meeldi ja millega ei osata või ei jõuta võidelda ning soovitakse abi. Karuputketeadete kõrval on sagenenud kõned ja kirjad näiteks pargitatarde, Lusitaania teeteo ja võõrvähkide teemal.
2. *Riigitöötajate enda teostatud tõrje*. Selleks et paremini mõista võõrliiki ja tema tõrjumise spetsiifikat, on väga oluline sellega ise praktiliselt tegelda. Väikese arvukusega kolooniate likvideerimine (nt karuputk ja verev lemmmalts) on Keskkonnaameti töötajatel, kelle tööülesannete hulka see kuulub, iga-aastane tegevus.
3. *Kohustuste seadmine õigusaktidega*. Oleks lihtne veeretada tõrjekohustus seadusega maaomanike õlule, kuid see tekitaks neis kindlasti vastumeelsust ja trotsi. Näiteks Lätis on karuputke tõrje maaomaniku kohustus juba aastaid ja ette on nähtud ka trahv selle kohustuse täitmata jätmise eest, kuid karuputkede levikut Lätis pole see kuigivõrd vähendanud. Eesti on võtnud nõuks püüda tõrje mahukam ja keerulisem algusosa ise ära teha, et jätta maaomanikule jälgimise ja n-ö koera sabast ülesaamise ülesanne.
4. *Tellida riiklik tõrje teenusena*. Karuputke tõrjet tellitakse igal aastal hanke kaudu. 2018. aastal oli lepingute kogumaksumus u 190 000 eurot.
5. *Teavitustöö*. Pidev inimeste harimine ja selgitustöö, miks on mingi liik „halb" ja mida tuleks teha, et ennetada võõrliikidest tulenevaid probleeme, on võõrliikide eduka tõrje eeldus. See on pikaaegne ja pidev tegevus, millesse oleks vaja suunata rohkem vahendeid, sest see annab kõige paremaid tulemusi.
6. *Koostöö*. Mitmekülgne koostöö kõigi asjast huvitatud pooltega võimaldab jagada töömahtu ja tagab parima lõpptulemuse.

Positiivsete näidetena koostööst Keskkonnaametiga võõrliikide tõrjumisel võiks esile tuua järgmised viimase aja ettevõtmised:

1. Tallinna linnavalitsus on aastaid saanud SA KIK kaudu raha Tallinnas kasvavate karuputkekolooniate tõrjumiseks. 2018. aastal leitud uute kolooniate tõrjumisega tegeldi kiirelt ja operatiivselt. Tallinn kaalub võimalust võtta kõik kolooniad enda tõrjuda, mis on hea eeskuju teistele kohalikele omavalitsustele.

2. Eestimaa Looduse Fond korraldas 2018. aastal kahel korral Karula rahvuspargis vereva lemmmaltsa rohimise talgud. Tegu on ühe Eesti suurima kolooniaga, mille rohimise talguid on kavas teha ka järgmistel aastatel.
3. Koostöös Pärnu kriminaalhooldusosakonnaga kasutati üldkasuliku töö (ÜKT) tegijaid esimest korda Pärnu linnas Pärnu jõe ääres asuva u kahehektarise vereva lemmmaltsa koloonia rohimiseks. Taim on ohutu, töö füüsiline ja aitab suurendada ühiskondlikku hüve (looduskaitse on ühiskonna huvides), sobides väga hästi kokku ÜKT põhimõtetega. Algust on tehtud ÜKT kasutamisega Kohilas Keila jõe ääres kasvavate vereva lemmmaltsa kolooniate rohimiseks ja esimesi läbirääkimisi on peetud sama liigi rohimiseks Ares.
4. Maanteeametiga on kooskõlastatud esimesed tee-ehitusprojektid karuputke kolooniates. Meetmena on ette nähtud koloonia täielik väljakaevamine enne ehitustööde algust ja selle viimine Keskkonnameti näidatud kohta. See aitab vältida seemnete ja juurte kontrollimatut levikut mullatööde käigus.
5. Mitmesugused inventuurid, sh Eesti taimede levikuatlase koostamine, annavad väga hea ülevaate võõrliikide kasvukohtadest. Selline teave on tõrjetööde planeerimise aluseks.
6. Tegusad ja vastutustundlikud maaomanikud on karuputkekolooniate tõrje oma valdustes enda peale võtnud. See tagab ühtlasi parima võimaliku järelevalve.

Positiivsete näidete kõrval on paraku ka tegureid, mis võõrliikide tõrjet takistavad ja millest võiks mainida järgmisi:

1. *Eramaale sisenemise keeld*: on palju maaomanikke, kes ei luba võõrastel oma maale astuda, kuid ei tee vajalikke töid ka ise. Nii muutub ümberringi riigi teostatav tõrje vähetõhusaks. Lahenduseks on maaomanike teavitamine, nendega suhtlemine ja järelevalve.
2. *Raha*: töid võib küll kavandada ja tellida, kuid rahaline ressurss on piiratud.
3. *Riigisüsteem*: väga spetsiifilise töö tellimine riigihanke kaudu ei pruugi kuigi lihtne olla, sest võimalused on piiratud ja reeglid paigas. Loodus on dünaamiline ja parima tulemuse saavutamine paragrahvide kaudu keeruline.

4. *Inimeste käitumine*: kuni inimesed muretsevad endale võõrliike, kuid ei käitu nendega vastutustundlikult, pole lootustki probleeme vältida ja tegelda tuleb pidevalt tagajärgedega. Nii tühjendatakse jõkke akvaariume, viiakse metsa alla väljarohitud taimi, visatakse tänavale soovimatuid lemmikloomi jne. Taimede puhul ongi suurim võõrliikide leviku põhjus rohimisjäätmete viskamine „aia taha". See on võrdväärne olmejäätmete viimisega metsa, kuid sellest ei saada aru. Tuleb rohkem propageerida ja selgitada aiajäätmete komposteerimist aias ning haljastusjäätmete korraldatud vedu.
5. *Tõrjemeetodite vähesus*: vaja on uurida kõikvõimalikke tõrjemeetodeid, mida saaks kasutada nii võõrtaimeliikide tõrjel kui ka näiteks võõrvähiliikide püüdmisel. Praegu on valida väga väheste meetodite vahel.
6. *Seaduse täiendamine*: et võitlus võõrliikide vastu oleks tõhusam, vajaksid õigusaktid täiendamist ja kogu teema integreerimist ka teistesse valdkondadesse.
7. *Must raamat*: kuigi looduskaitseseadus ütleb, et võõrliike ei tohi loodusesse lasta ega neid levitada, puudub meil tegelikult nimekiri, mis liigid on Eestis võõrliigid. Meil on kaitsealuste ja invasiivsete võõrliikide nimekiri, kuid vaja oleks ka üldist võõrliikide nimekirja.
8. *Üldine valmidus tegutseda*: kuigi Euroopa Liidu reeglid nõuavad kiiret tegutsemist ja tõrjet uue võõrliigi ilmumisel riiki, puuduvad meil praegu sellised tegevuskavad.

Põhiline sõnum üldsusele võiks olla kokku võetud tsitaadiga Antoine de Saint-Exupéry raamatust „Väike prints": „**Sina aga ei tohi seda unustada. Sa vastutad alati kõige selle eest, mis sa taltsutanud oled.**" Kui inimene võtab endale lemmiklooma või taime, siis peab ta selle eest hoolitsema. Hoolitsemine tähendab ka seda, et ta ei jäta teda juhuse meelevalda ja hoiab teda oma kodus. Ning võõrliikidest tulenevate probleemidega tuleb tegelda igaühel, et hoida meie kõigi keskkonda ohutu ja meeldivana, sest kui igaüks teeb natukene, saab kokku tehtud palju.

Metsaliigid metsaelupaikades

Anneli Palo
Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduste instituut, geograafia osakond

Ökoloogias on elupaik teatud keskkonnaoludes välja kujunenud kindlate omadustega taimekooslus, mida liik vajab kogu elutsükli või selle osa läbimiseks (Masing 1992). Rohkem kasutatakse elupaiga mõistet loomaökoloogias, taimeliikide puhul räägitakse kasvukohtadest. Seentesammalde-samblike elupaiku kujundavad sageli mõned erilised koosluse omadused, näiteks teatud kõdunemisastmes lamapuit, ebaühtlane mikroreljeef või veerežiimi eripära.

Mets kui tervik on liikidele elupaiku pakkuv metsamaastik. See koosneb paljudest erinevate omadustega metsaelupaikadest, kusjuures puud on olulised elupaiga struktuuri ja keskkonnanäitajate kujundajad (varjulisus, kõdukihi happesus, puidusubstraatide paljusus jt), olles ise samal ajal ka nn metsaliigid.

Eesti looduskaitsepraktikas on kasutusel kaks üksikasjades erinevat metsaelupaikade nimistut. Esmalt võeti mõiste *forest key biotop* eestikeelse vastena kasutusele „metsa vääriselupaik" (Külvik, Palo 1999). See on kindla metoodika järgi määratletava ökoloogilise kvaliteediga ala ning kasutusel metsaseaduses ja selle rakendusmääruses (RT I, 15.09.2017, 5). Teine loend jõustus seoses Euroopa Liitu astumisega: Euroopa loodusdirektiivi I lisa metsaelupaigad (92/43/EMÜ), mille tüüpkirjeldused kohandati Eesti oludele (Paal 2004, 2007) ja mõni aasta hiljem koostati välitöödel kasutatav inventeerimismetoodika (Palo 2010).

Metsa vääriselupaigad säilitavad majandatava metsamaastiku põlismetsaliikidega metsaeraldisi; 2017. aastal uuendatud metsaseadus taastas võimaluse määratleda vääriselupaiku kaitsealade piiranguvööndis ning tühistas vahepeal kehtinud piirangu vääriselupaiga maksimaalsuurusele. Metsa vääriselupaigad kvalifitseeruvad üldjuhul ka Euroopa loodusdirektiivi mõistes olulisteks metsaelupaikadeks. Loodusdirektiivi metsaelupaigatüübid on kujunenud põhiliseks kaitstava metsa arvestusühikuks kaitse- ja hoiualadel, nende inventuuri- ja seireandmete põhjal hinnatakse metsade looduskaitseväärtust ja looduskaitselist seisundit.

Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpe on Eesti loendis 11. Peale selle määratakse inventuuril iga elupaigalaigu ökoloogiline kvaliteet ehk esinduslikkus, samuti on soovitatav üles märkida kõik kaitstavad liigid, metsa vääriselupaikade tunnusliigid ning muud haruldused, mida inventeerija suudab ära tunda. Otseselt siiski elupaiga esinduslikkus liigileidudest ei sõltu, sest elupaiga kvaliteeti peab saama määrata ka väljaspool ühe või teise liigi leidmiseks sobivat aastaaega.

Alates 2010. aastast seiratakse metsaelupaikade seisundit juhuvalimi põhjal (Liira 2009; Palo 2012, 2015). On selgunud, et metsa struktuuritunnuste järgi määratud metsaelupaikade esinduslikkus tõesti seostub haruldaste ja ohustatud liikide leidumisega (**tabel 1**). Tegelik tähelepanuväärivate liikide arv aladel on kindlasti suurem, sest leitud liikide nimistu piirdub vaid uurijale tuntud liikidega (välitööd on põhiliselt teinud siinkirjutaja, umbes 10%-l aladest teised uurijad). Enamiku liigileidudest annavad soontaimed, kuid peale nende registreeritakse vastavalt metoodikale sulgja õhiku (*Neckera pennata*) ja hariliku kopsusambliku (*Lobaria pulmonaria*) leiud (mõlemad LK III kategooria), samuti kergemini äratuntavad vanametsa tunnusliigid, nagu roosa pess, roostetorik, tumepruun taelik, kuuse- ja männitaelik, haava-tuletaelik, kännukatik, röövlindude pesakohad jm.

Ajalooliste kaartide põhjal tehtud uurimuses (Palo, Gimbutas 2014) reastati metsaelupaigad nende järjepidevuse järgi. Selleks hinnati praegustes seirekohtades toimunud metsakasutusmuutuste (raie, põld, niit) sagedust elupaigatüüpides. Kõrvutades saadud hinnangut seire käigus leitud looduskaitsealuste ning metsa vääriselupaiga tunnusliikide leidumissagedusega metsaelupaigatüüpides, joonistuvad välja mõned eripärad (**tabel 2**), kuigi ka siin tuleb arvestada subjektiivse liikide äratundmise ja leidmise teguriga, samuti elupaikadele looduslikult omase erineva struktuuri- ja liigirohkusega.

Kõige sagedamini leiti haruldasi ja ohustatud liike rusukaldemetsades (põhiliselt tüüpilised pangametsad) ja vanades loodusmetsades. Kuigi luitemetsade järjepidevust võib meie metsaelupaigatüüpide seas pidada üheks suurimaks, leidub seal looduskaitsealuseid liike suhteliselt harvem kui järjepidevusele osutavaid liike (nt männitaelik). Olukord on vastupidine puiskarjamaadel, kus käpalised (millest osa pole kuigi ohustatud) tõstavad kaitstavate liikide leidude arvu suureks.

Liigid esinevad looduses seal, kus eksisteerivad sobivad elutingimused. Elupaikadevahelised piirid on sujuvad ja mõned elupaigad on loodusliku suktsessiooni või inimtegevuse tulemusena teistest kujunenud (Palo, Gimbutas 2013). Seetõttu näeb maastikul rohkelt vahepealsete tunnustega metsaelupaiku. Üks konfliktikohti on puisrohumaad,

Tabel 1. Metsaelupaikade seire (2010–2018) välitöödel leitud keskmine kaitstavate ja ohustatud liikide arv esinduslikkusklassides.
Lühendid: LK – looduskaitse all olevad liigid, VEP – metsa vääriselupaikade tunnusliigid või elupaigaspetsialistid. Mõlemasse nimistusse kuuluvad liigid on arvesse võetud ühe ühikuna

Esinduslikkusklass (A kõrgeim; vt Palo 2010)	Seirekohtade arv	LK- ja VEP-liikide leidude arv	LK- ja VEP-liike ala kohta
A	132	80	0,61
B	217	98	0,45
C	252	63	0,25
D, p	108	24	0,22
0-elupaik (halb kvaliteet)	161	0	0,00

mille kinnikasvamisel tekkivad vanad laialehised metsad on ohustatud metsaelupaigatüüp. On jäänud mulje, et kaitsekorralduslikult lähtutakse puisrohumaade taastamisel pigem hooldaja olemasolust kui liigikaitselistest kaalutlustest, kuid nii võivad hävida või kahjustada saada metsadele omaste liikide populatsioonid.

Lääne-Eestis kasvavad endised puisrohumaakooslused kõige sagedamini gleistunud rähkmullal (Kg). Nende kujunemisloo, struktuuri ja liigistiku tunnuseid seostades jõudis uurijate rühm (Palo jt 2013) järeldusele, et kui puisrohumaad meenutava kooslusestruktuuriga ala oli 1950. aastate aerofotol juba liitunud võrastikuga metsaosa või asus sellise ala servatsoonis, võib sealt tänapäeval leida metsa väärisel-

Tabel 2. Metsaelupaikade seirel leitud liikide arvu seos metsaelupaikade järjepidevusega
Lühendid: LK – looduskaitse all olevad liigid, VEP – metsa vääriselupaikade tunnusliigid või elupaigaspetsialistid. Iga liiki on arvesse võetud selle nimistu all, kuhu ta kuulub, s.t osa liike sobib mõlemasse veergu

LK-liigid – esinemissagedus väheneb ülalt alla	VEP-liigid – esinemissagedus väheneb ülalt alla	Metsaelupaikade järjepidevus väheneb ülalt alla (Palo, Gimbutas 2014)
Rusukaldemetsad (*9180)	Rusukaldemetsad (*9180)	Luitemetsad (2180)
Vanad loodusmetsad (*9010)	Luitemetsad (2180)	Vanad loodusmetsad (*9010)
Kaldavallimetsad (91F0)	Vanad loodusmetsad (*9010)	Rusukaldemetsad (*9180)
Puiskarjamaad (9070)	Kaldavallimetsad (91F0)	Lammilodumetsad (*91E0)
Soo-lehtmetsad (*9080)	Rohundirikkad kuusikud (9050)	Oosimetsad (9060)
Laialehised metsad (*9020)	Lammilodumetsad (*91E0)	Rohundirikkad kuusikud (9050)
Lammilodumetsad (*91E0)	Oosimetsad (9060)	Kaldavallimetsad (91F0)
Raba- ja siirdesoometsad (*91D0)	Laialehised metsad (*9020)	Raba- ja siirdesoometsad (*91D0)
Rohundirikkad kuusikud (9050)	Soo-lehtmetsad (*9080)	Laialehised metsad (*9020)
Oosimetsad (9060)	Raba- ja siirdesoometsad (*91D0)	Soo-lehtmetsad (*9080)
Luitemetsad (2180)	Puiskarjamaad (9070)	Puiskarjamaad (9070)

paikade tunnus-samblaliike, samal ajal kui puisrohumaadele omased valgusnõudlikud soontaimeliigid puuduvad. Vastupidi ootustele ei ole käpalistel indikatiivset väärtust puisrohumaade eristamisel, sest neid esineb ka metsades. „Tõelist" metsa saab puisrohumaast eristada põõsarinde ja järelkasvu ruumilist jaotust hinnates: metsas on põõsad ja igas vanuseastmes noored puud hajusalt levinud kõikjale vanade puude ning puukujuliste põõsaste ja alt tugevalt koondunud sarapuugruppide vahele. Niisuguse iidse puisrohumaa uuesti hõredaks raiumine pole liigikaitseliselt enam mõttekas, sest valgust taluvad või vajavad liigid on enamasti välja surnud ning asendunud varjulisust ja niisket mikrokliimat vajavate põlismetsaliikidega.

Teiseks vaidluskohaks on kujunenud viljakate muldade metsaelupaikade omavaheline eristusjoon, sest esialgsel tõlgendamisel võeti looduslikust arengusuunast rohkem arvesse inventuuriaegset, metsa takseertunnuste järgi eristatavat puistu koosseisu (Paal 2004, 2007). Suur osa elupaikadena väärtuslikest metsadest on aga kujunenud ühtkaht peapuuliiki (põhiliselt okaspuid) soosiva hooldusraie tulemusel või pioneerpuuliikidega metsastunud lageraiel ja puisrohumaadel. Kui majandamisest loobuda, kujuneb suktsessiooni käigus välja häildünaamika ning laialehised metsad, rohundirikkad kuusikud ja vanad loodusmetsad enam üksteisest ei eristu (Palo, Gimbutas 2013, 2017). Selles mõttes võinuks elupaigatüüpide standardkirjelduste koostamisel enam arvestada mullatüüpidele potentsiaalselt omaste looduslike metsakooslustega kuivõrd metsa looduskaitse põhieesmärgiks on Eestis seatud põlismetsade taastamine. Piisavalt suure pindala korral säilivad loodusliku dünaamikaga metsamaastikus kõikide puuliikide ja looduslike häiringutega seotud liigid.

Teatud inimhäiringu tagajärjel kujunenud metsad võimaldavad küll mõnel liigil leida sobiva asenduselupaiga, kuid tervikuna võib oskamatus eristada liigi asenduselupaika ja tegelikku elupaiganõudlust viia looduskaitseliselt kahjulike otsusteni. Hoolikamalt tuleks uurida ajaloolist maakasutust ja maastikumustrit ning võrrelda seda tänapäevasega. Isegi suhteliselt hiliste, II maailmasõja järgsete topograafiliste kaartide põhjal on ilmne meie metsamaastike killustatuse ja kuivendatuse tohutu kasv, samas on paljud varem polüfunktsionaalselt kasutatud metsad (karjatamine, püsimetsad, rohupõlengud) jäetud looduslikule arenguteele (Palo jt 2007; Palo, Gimbutas 2014). Suur osa praeguse metsa liigifondist on seega 19. sajandile omase maakasutuse, niiskusrežiimi ja maastikulise ühendatuse pärand või relikt, mis suutis 20. sajandi alguse üleraie üle elada tänu suurele poollooduslike koosluste osakaalule ning teedega killustamata ja valdavalt kui-

vendamata soo- ja metsamassiivide olemasolule. Ulukite ja lindude heale käekäigule aitas tehniline revolutsioon oma veidral kombel isegi kaasa, sest vähenes nende tarvitamine igapäevaelus ja tajutavus kahjuritena. Seevastu praegune aina kasvav metsa raieintensiivsus ja suurenev killustatus, metsahooldusvõtete standardiseeritus ning metsamaa kõrvalkasutusviiside mitmekesisuse vähenemine vaesestavad oluliselt 22. sajandisse päranduva metsa liigirohkust.

Kirjandus

Euroopa Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ. Https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043.

Külvik, M., A. Palo 1999. Eesti lähenemisnurgast metsa vääriselupaikadele (võtmebiotoopidele). – T. Frey (toim.). *Loodusliku mitmekesisuse kaitse viisid ja vahendid. Eesti XI Ökoloogiapäev: 20. aprill 1999, Tartus*. Tartu: Teadusühing „IM Saare", lk 51–58.

Liira, J. 2009. *Olemasolevate koosluste seiremetoodikate hindamine ning soovitusi Natura 2000 elupaikade seisundi seiremetoodika edendamiseks*. Tartu: Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

Masing, V. 1992. *Ökoloogialeksikon*. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.

Paal, J. 2004. *„Loodusdirektiivi" elupaigatüüpide käsiraamat*. Tallinn: Digimap.

Paal, J. 2007. *Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat*. Teine, parandatud ja täiendatud trükk. Tallinn: Andreseni Projekt

Palo, A. 2010. Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend. Http://www.envir.ee/et/loodusdirektiivi-elupaigatuubid.

Palo, A. 2012. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seisund Eestis. Eksperttöö, käsikiri. Tellija: Keskkonnaministeerium.

Palo, A. 2015. Loodusdirektiivi metsaelupaikade seire välitööjuhend. Eksperttöö, käsikiri. Tellija: Keskkonnaagentuur. Täitja: OÜ Metsamutt. Http://www.keskkonnaagentuur.ee/failid/Metsaelupaikade%20seire%20metoodika.pdf.

Palo, A., M. Gimbutas 2013. Dynamics of tree layer composition, tree age and large diameter trees in Habitats Directive Annex I forest habitats in Estonia on the basis of monitoring data collected from 2010–2012. – *Forestry Studies / Metsanduslikud Uurimused*, vol. 58, no. 1, pp. 57–73.

Palo, A., M. Gimbutas 2014. 20. sajandi maakasutuse muutused ja tänaste loodusdirektiivi metsaelupaikade kujunemine. – E. Tammiksaar, T. Pae, Ü. Mander (toim.). *Uurimusi eestikeelse geograafia 95. aastapäeval. 95 years of Estonian geography: selected studies*. (Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis, 111.) Tartu: Eesti Ülikoolide Kirjastus, lk 204 – 218.

Palo, A., M. Gimbutas 2017. Successional dynamics of tree composition in mixed boreo-nemoral stands from Habitat Directive forest types *9020, 9050, 9060, *9010. – *Baltic Forestry*, vol. 23, no. 3, pp. 546–555.

Palo, A., D. Hoder, J. Liira 2011. Re-evaluation of stand indicators for the assessment of the representativity status of the Natura 2000 habitat type forests. – *Estonian Journal of Ecology*, vol. 60, no. 3, pp. 209–224.

Palo, A., M. Ivask, J. Liira 2013. Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats – Compilation of an indicator complex for restoration practice. – *Ecological Indicators*, vol. 34, pp. 336–344.

Palo, A., M. Tee, M. Linder 2007. Loodusdirektiivi metsaelupaikade järjepidevus Ida-Virumaal topograafiliste kaartide põhjal (1894–1997). – *Metsanduslikud Uurimused*, nr 47, lk 29–46.

RT I, 15.09.2017, 5. Https://www.riigiteataja.ee/akt/116122010003?leiaKehtiv.

Väikeste veekogude suurselgrootud: keda nad küll võiksid huvitada?

Henn Timm
Eesti Maaülikool, hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool; Eesti Looduseuurijate Selts

Nüüdisaegne elusloodus kaitse Eestis näib keskenduvat peamiselt silmapaistvatele või siis söödavatele rühmadele: näiteks linnud, imetajad, kalad, liblikad ja käpalised. Enamikust teistest taksonitest ei teata tavaliselt muud, kui et neid on kunagi kuskilt leitud. Veekogudes kuulub sellesse kilda suurem osa selgrootutest loomadest, välja arvatud ehk jõevähk ja ebapärlikarp. „Selgrootud" ei ole küll enam tõsiteaduslik nimetus, kuid on käibel mugavuse mõttes. Palja silmaga nähtavaid selgrootuid võib ingliskeelse sõna *macroinvertebrates* järgi nimetada ka suurselgrootuteks. Eesti sisevetest on neid seni leitud üle 1600 liigi (Timm 2015) ehk 6% kõigist Eestis kohatud liikidest. Maailma sisevetest on teada üle 107 000 liigi (Balian jt 2008), kellest Eestit asustab niisiis 1,5%. Kõige rohkem leidub putukaid, liigirikkaimad on kahetiivalised, mardikalised ja ehmestiivalised.

Et hinnata liikide kaitsevajadust, tuleb teada nende elupaiku. Eesti keskkonnaregister sisaldab ligikaudu 2500 vooluveekogu, 2000 looduslikku ja tehisjärve ning 1300 määratlemata voolurežiimiga allikat. Enamiku veekogude mõõtmed (vastavalt pikkus või pindala) on registris esitatud, välja arvatud allikatel. Tõenäoliselt on registris enamik suuremaid ja puudub enamik väiksemaid veekogusid. ELi veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) järgi on suured vooluveed – majanduslikult olulised ning seega seisundi mõttes seiret nõudvad – valgalaga üle 10 km^2 (pikkusega tõenäoliselt üle 5 km). Neid on registris ligi 1200. Seisuvetest on samas mõttes tähtsad paraku ainult need, mille pindala ületab 50 ha (registris esindatud 81 järvega). ENi loodusdirektiiv (92/43/EMU) ei pea veekogu suurust liikide kaitsevajaduse mõttes oluliseks.

Suured siseveekogud on inimestele olulised veevaru, kalade ja puhkevõimaluste tõttu. Väikeveekogud sobivad selleks palju vähem. Kuid looduslikult on paljud neist tekkinud samuti pika aja jooksul: järvede kuivamisel, jõeloogete eraldumisel, mere maastumisel või rabastumisel. Seega võiks paljusid neist liigitada ka vääriselupaikadeks. Tehisveekogusid (tiike, karjääre jm) ei rajata küll selgrootute eelistusi arvestades, kuid needki asustatakse tavaliselt kiiresti.

Miks on just suurselgrootud informatiivsed?

Teiste vee-elanikega võrreldes hõlmavad nad palju rohkem taksoneid, isegi kui osa neist jääb määramata. Näiteks leidub Eesti sisevetes alla saja soontaimeliigi, alla viiekümne kalaliigi ja 11 kahepaiksete liiki. Suurselgrootud sobivad madalate veekogude omavaheliseks võrdlemiseks, sest neid leidub igasugustes tingimustes. Näiteks puuvõrade varjus või maa all pole taimi ega vetikaid. Ajutistes vetes pole kalu, kaladega vetes aga enamikku kahepaiksetest.

Suurselgrootute liikide arv sügavatel ja/või taimestikuta aladel ei ületa kõigis siseveekogudes kokku tõenäoliselt 200. Madalate vete (sügavus < 1 m) liikide arv võrdub see-eest enam-vähem kogu liikide arvuga. Seepärast on madalad veed (järvede kaldavöönd, vooluveed ja väikesed seisuveed peaaegu tervenisti) selgrootute liigirikkuse mõttes põhiline elupaik. Neid asustab ka enamik veetaimi. Paljudele suurselgrootutele on taimed oluline struktuur, kuhu kinnituda, kus ennast varjata, toituda ja sigida. Madalaveelisi elupaiku võib käsitada ka kui ökotoni – maismaaga piirnevaid alasid.

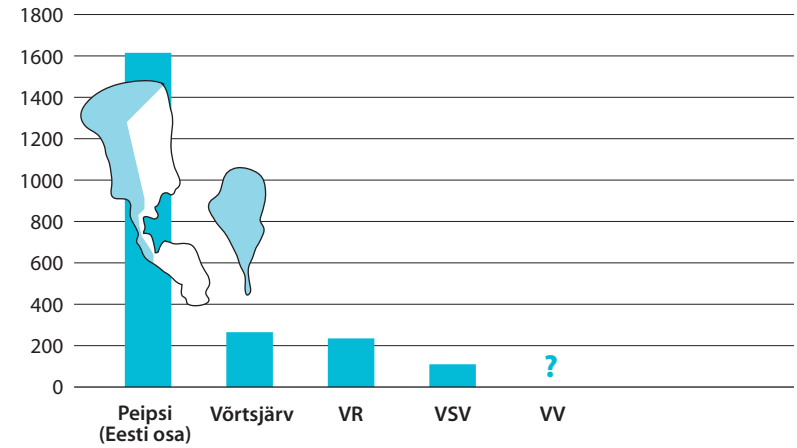
Kaitsealused suurselgrootud Eestis

Suurtes vooluvetes (valgalaga üle 10 km^2) elavad ebapärlikarp (*Margaritifera margaritifera*, LK I kategooria), paks jõekarp (*Unio crassus*, II kategooria) ning rohe-vesihobu (*Ophiogomphus cecilia*, III kategooria). Suurte seisuvete servi ja väikesi seisuveekogusid asustavad kirjukaan (*Hirudo medicinalis*, II kategooria), lai ujur (*Dytiscus latissimus*, III kategooria) ja lai tõmmuujur (*Graphoderus bilineatus*, III kategooria) ning valgelaup-rabakiili (*Leucorrhinia albifrons*, III kategooria), hännak-rabakiili (*L. caudalis*, III kategooria) ja suure rabakiili (*L. pectoralis*, III kategooria) vastsed. Peamiselt vesikarika lehtede vahel elavad rohe-tondihobu (*Aeshna viridis*, III kategooria) vastsed. Väikestele vooluvetele ja allikatele spetsiifilisi kaitsealuseid liike Eestis ei ole.

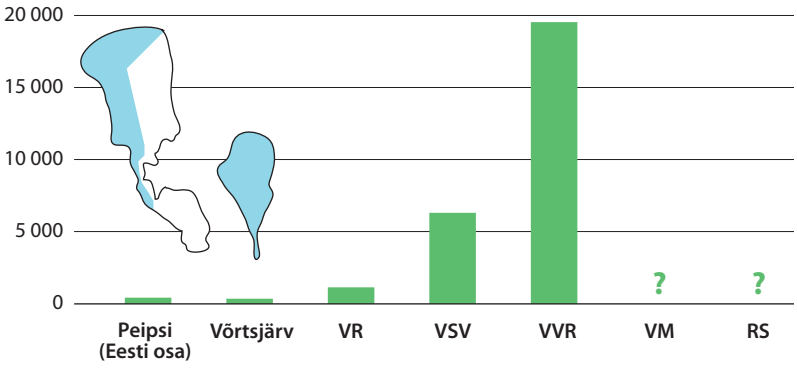
Kuni 2016. aastani tugines kaitsealuste sisevee-suurselgrootute levikuinfo Eestis peamiselt veekogude seisundi seireproovidele. Leidus ka üksikprojekte, näiteks Dragonlife (2010–2015), mis küll keskendus pigem kahepaiksetele. Sihipäraselt alustati selle teema uurimist Keskkonnaameti algatusel alles 2016. a. 2016–2017 inventeeriti 126 seisu- ja 15 vooluveekogu kokku 354 proovialal. Neist 300 paiknes seisu- ja 54 vooluvetel. Mardikalisi inventeeris Maila Moor (MTÜ Putukamaailm), muid liike siinkirjutaja. Et hinnata, kas see jõupingutus oli suur või väike, tuleb teda võrrelda veekogude üldpindala ja ökotoni pikkusega.

Kui palju leidub Eestis suurselgrootute elupaiku?

Siinkirjutaja avaldamata andmetel on Eestis kokku ligikaudu 90 000 seisuveekogu, neist 47 000 looduslikku (millest enamik on laukad) ja 43 000 tehislikku (enamik tiigid). Allikad jäävad siin paraku arvestamata, sest pole selge, kui paljud neist on seisuveed. Ka vooluveekogude koguarv ja -pikkus on esialgu teadmata. Registris mainitud looduslike ja tehisjärvede arv (2000) moodustab niisiis ainult 2,2% seisuvete tegelikust arvust. Mõnes rabas võib paaril hektaril olla rohkem laukaid kui „suuri" järvi terves Eestis. Siiski, isegi kui Peipsi järvest võtta ainult Eesti-osa, moodustab see ikkagi üle 70% kõigi Eesti seisuvete pindalast. Võrtsjärve ja teiste registris mainitud järvede osakaal on sel juhul kummalgi *ca* 10% ning registris kajastamata väikestel seisuvetel hinnanguliselt *ca* 5% (**joonis 1**). Vooluvete pindala on mõõtmata, kuid tõenäoliselt pole see suurte järvedega võrreldes samuti kuigi suur.



Joonis 1. Eesti sisevete pindala (km^2).
VR – väikejärved registris, VSV – väikesed registrivälised seisuveed (hinnanguline), VV – vooluveed



Joonis 2. Ökotoni hulk Eesti sisevetes (seisuvete kaldajoone või vooluvete pikkus, km).
VR – väikejärved registris (hinnanguline), VSV – väikesed registrivälised seisuveed (hinnanguline), VVR – vooluveed registris, VM – muud vooluveed, RS – rabaservad

Kuid ainuüksi registris olevate vooluvete pikkus moodustab omakorda üle 70% sellest ökotoni osast, mida oskame praegu hinnata (**joonis 2**). Väikeste registriväliste seisuvete osa on 23%, registri järvedel (peale kahe suurima) 4% ning Peipsil ja Võrtsjärvel kahe peale kokku kõigest 1,5%. Tõenäoliselt on registrist puuduvate vooluvete pikkus veelgi suurem kui registris esitatutel. Teadmata pikkusega ökotoni tüüp on ka rabaservade märed.

Niisiis on liigirikaste elupaikade mõttes eriti olulised vooluveed ja väikesed seisuveed. Paraku tähendab see ühtlasi, et neist on uurijatele seni tundmatud tõenäoliselt üle 95%, just nagu ka veekogude üldarvust. Siit tuleneb, et kui sisevete suurselgrootute faunat oskame hinnata umbkaudselt, siis järelikult suudame enamiku liikide kaitsevajadust hinnata veel palju umbkaudsemalt.

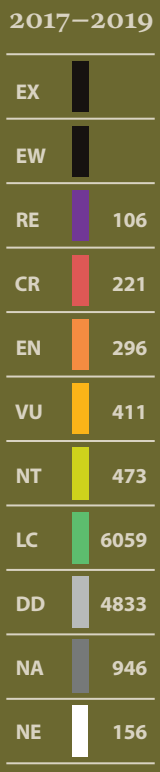
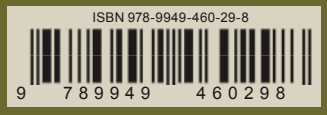
Kuidas edasi?

Enamik levikuandmeid pärineb siiani „suurtest" veekogudest (järved > 50 ha, jõed valgalaga > 10 km^2). Kuid veekogude seas leidub eriti palju just väikesi objekte, mille elustikust ei teata peaaegu midagi. Seisuvetest kuuluvad siia peamiselt rabalaukad, vanajõed ja lombid. Väga vähe on teada tehisveekogudest (tiigid, karjäärid), arvestades nende suurt hulka. Vooluvetest on väikeojad, allikad ja kraavid samuti peaaegu tundmata. Seepärast on veekogude suurselgrootute tegelikust levikust aimu saamiseks vaja edaspidi tunduvalt põhjalikumalt käsitleda nii alla 50 ha suuruste järvede kaldavööndit kui ka kõiki väikeveekogude kategooriaid. Pealegi jätkub suurtes veekogudes elustiku regulaarne seire nagunii. Väga soovitatav on keskenduda kõigile liikidele, mitte ainult kaitsealustele.

Kirjandus

Balian, E. V., C. Lévêque, H. Segers, K. Martens 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. – *Hydrobiologia*, vol. 595, no. 1, pp. 627–637.

Timm, H. 2015. *Eesti sisevete suurselgrootute määraja. Identification guide to freshwater macroinvertebrates of Estonia*. Tartu: Eesti Maaülikool.



ISBN 978-9949-460-29-8 (trükis)
ISBN 978-9949-460-30-4 (pdf)