

Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund



Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund

Looduskaitse rakendusüringud (LOORA)
Keskonnakaitse ja -tehnoloogia
teadus- ja arendustegevuse programm

3.2.0802.11-0043

Koostajad	Riinu Rannap, Virve Sõber, Anu Tiitsaar, Ann Kraut
Esikaas	Foto: Jaanika Põld
Tagakaas	Foto: Anu Tiitsaar
Keeletoimetaja	Monika Salo
Kujundaja	Eerik Keerend
Väljaandja	Tartu Ülikool
Trükk	Printon Trükikoda AS

Tartu 2015
ISBN 978-9985-4-0892-6 (trükis)
ISBN 978-9985-4-0893-3 (pdf)

Sissejuhatus	5
---------------------	---

LOOPEALSED

Päevaliblikad vajavad mõõdukalt majandatud loopealseid Anu Tiitsar, Ingrid Talgre	7
---	---

Maakasutuse muutuse mõju õistaimedele ja tolmeldajatele Virve Sõber, Meeli Mesipuu, Mariann Leps	15
--	----

Orhidoid-mükoriisete seente ruumiline levik ja selle seos majandamise mõjuga loopealsetel Jane Oja, Johanna Vahtra, Mohammad Bahram, Leho Tedersoo	24
--	----

RANNANIIDUD

Rannaniitude majandamine ja hüdroloogia: mis määrab kahlajate ja kahepaiksete elupaigakvaliteedi? Riinu Rannap, Tanel Kaart, Hannes Pehlak, Silja Kana, Renno Nellis, Elin Soomets, Kaire Lanno	31
--	----

Rannaniitude seisund ja selle seos hooldustoetuste ning sidususega Silja Kana, Kaire Lanno	46
--	----

Kokkuvõte	55
------------------	----

Kasutatud kirjandus:

- Field, C. D., Dise, N. B., Payne, R. J., Britton, A. J., Emmett, B. A., Helliwell, R. C., Hughes, S., Jones, L., Lees, S., Leake, J. R., Leith, I. D., Phoenix, G. K., Power, S. A., Sheppard, L. J., Southon, G. E., Stevens, C. J., Caporn, S. J. M. 2014. The role of nitrogen deposition in widespread plant community change across semi-natural habitats. – *Ecosystems* 17: 864–877.
- Kukk, T., Kull, K. 1997. Puisniidud. – *Estonia Maritima* 2: 1–249.
- Kuresoo, A., Mägi, E. 2004. Changes of bird communities in relation to management of coastal meadows in Estonia. – Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (toim.). *Coastal Meadow Management*. Prisma Print, Tallinn: 52–61.
- Helm, A. 2011. Eesti loopealsed ja kadastikud. Juhend koosluste hooldamiseks ja taastamiseks. Keskkonnaameti tellimusel Tartu Ülikool ja Pärandkoosluste Kaitse Ühing.
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. – *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Valgus, Tallinn.
- Laasimer, L. 1975. Eesti lood ja loometsad, nende kaitse. – Renno, O. (toim.). *Eesti loodusharulduste kaitseks*. Valgus, Tallinn: 90–101.
- Lotman, S. 2011. Rannaniitude hoolduskava. Juhendmaterjal Keskkonnaameti maahoolduse spetsialistidele ja maa hooldajatele. Koostanud Keskkonnaameti tellimusel Pärandkoosluste Kaitse Ühing.
- Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J., van der Straaten, J. 2009. *Grasslands in Europe – of high nature value*. KNNV Publishing, Zeist, Holland.

SISSEJUHATUS

Siinsesse kogumikku on koondatud Tartu Ülikooli ja Eesti Maaülikooli ühisprojekti LOORA raames tehtud looduskaitse rakendusuringute tulemused. Uuringud keskendusid Eesti loopealsete ja rannaniitude kaitsele ning optimaalse majandamisega seotud probleemidele. Tänu ühisprojektile avanes esimest korda võimalus uurida neid kooslusi eri liigirühmade kaudu ja mitmekesiseid, sh uudseid meetodeid rakendades. Kogumik on mõeldud kõigile isikutele ja asutustele, kes tegelevad loopealsete ja rannaniitude hooldamise, taastamise ning kaitsega.

Rannaniidud ja loopealsed ehk alvarid on poollooduslikud kooslused ehk pärandkooslused, mis on välja kujunenud pikaajalise mõõduka inimtegevuse tõttu ning vajavad püsimiseks järjepidevat majandamist traditsioonilisel viisil. Nende hoiul on kolm põhieesmärki: 1) hoida alles tähtis osa meie kultuuriloost, s.o pärandkooslused ja traditsioonilised majandamisvõtted, 2) tagada nendele kooslustele omane elurikkus ning 3) pakkuda kooslusi majandavatele inimestele võimalusi saada sissetulekut.

Seni on ilmunud mitu head ülevaadet loo- ja rannaniitude olemuse, tekke, leviku ja muude tahkude kohta. Näiteks rannaniitudest annab põhjaliku ülevaate „Rannaniitude hoolduskava“ (Lotman 2011) ning loopealsetest saab, põhiliselt küll taimekeskse, kuid väga hea ettekujutuse „Eesti loopealsete ja kadastike hoolduskavast“ (Helm 2011). Seetõttu ei ole siinses trükises esitatud pikemat teoreetilist ülevaadet loopealsetest ja rannaniitudest, vaid keskendumine oma uuringute konkreetsetele põhjustele ja eesmärkidele.

Rannaniitude ja loopealsete uuringute peamine ajend oli vajadus hinnata nende seisundit. Maakasutuse muutuste tõttu on pärandkooslused hakanud kiiresti kaduma nii Eestis kui ka mujal, olles enim ohustatud

kooslusi kogu maailmas (Veen jt 2009). Selle peapõhjused on eelkõige puudulikust majandamisest tingitud kinnikasvamine (metsastamine), rohumaade sihilik metsastamine, põllumajanduse intensiivistumine, niitude kasutuselevõtt põllumaana, väetamine ning rannaniitude puhul ka kuivendamine (Laasimer 1965, Laasimer 1975, Kukk ja Kull 1997, Helm jt 2006, Field jt 2014). Seetõttu on kahtlunenud ka paljude, esialgu suure elurikkusega kooslustele iseloomulike liikide arvukus, mis sageli on vähenenud kriitilise piirini (Kuresoo ja Mägi 2004, Helm jt 2006). Ka vähesed tänini säilinud loopealsed ja rannaniidud hääbuavad ja kaovad, kui me kiiresti midagi ette ei võta.

Et poollooduslikke kooslusi paremini kaitsta ja hoida, on oluline teada, kuidas neid optimaalsel viisil majandada, lähtudes ühtlasi looduskaitse põhimõtetest. Seda silmas pidades oli meie uuringute põhisiht hinnata rannaniitude ja loopealsete senise majandamise tõhusust, võttes ennekõike aluseks neile kooslustele omaste liikide seisundi. Eelmainitud hoolduskavade ja siinse kogumiku artiklite põhjal on rannaniidud ja loopealsed väga rikkaliku elustiku elupaik. Seega tuleb neid majandada selliste võtetega, mis sobiksid võimalikult hästi erilaadsetele organismirühmadele ja liikidele. Võtnud aluseks liigilise mitmekesisuse ja eri uuringute tulemused, antakse käsiraamatus ka konkreetseid soovitusi, mil moel neid kooslusi majandada.

Uuringute tegemisele ja kogumiku valmimisele on kaasa aidanud Annely Esko, Aveliina Helm, Madli Jõks, Tanel Kaart, Ülle Kaart, Merilin Kalavus, Karin Kaljund, Mare Leis, Eva Luukas, Marika Mänd, Jaanika Põld, Uku Rooni, Elin Soomets, Kristiina Taitis, Tiit Teder, Mihkel Tiido, Helen Toom ja Marilyn Vesi. Autorid tänavad ka Tartu Ülikooli entomoloogiatöörühma ning Tõnu Talvit toe eest välitöödel.



100- pealsed

Päevaliblikad vajavad mõõdukalt majandatud loopealseid

Anu Tiitsaar
Ingrid Talgre

Peale muude loopealsete väärtuste leidub siin erakordselt liigirikas putukakooslus, mille tuntuimad esindajad on päevaliblikad. Üheski teises Eesti kooslusetüübis ei ole nii palju spetsialiseerunud ja kaitsealuseid päevaliblikaliike kui loopealsetel. Eesti loopealsetel on registreeritud 68 liiki päevaliblikaid (Sang jt 2010), mis hõlmab ligi 70% kogu Eesti püsivast päevaliblikate faunast. Loopealsetel elutseb hulk päevaliblikaliike, keda muudes kooslustes leidub harva või ei leidugi, nimelt tõmmupunnpea (*Erynnis tages*), komapunnpea (*Hesperia comma*), nõmme-tähniksiniitiib (*Phengaris arion*), väike-vörkliblikas (*Melitaea aurelia*), tähnik-vörkliblikas (*Melitaea cinxia*), väike-pärlmuttertäpik (*Argynnis niobe*), nurmikusilmik (*Hyponphele lycaon*) ja harilik nõmmesilmik (*Hipparchia semele*).

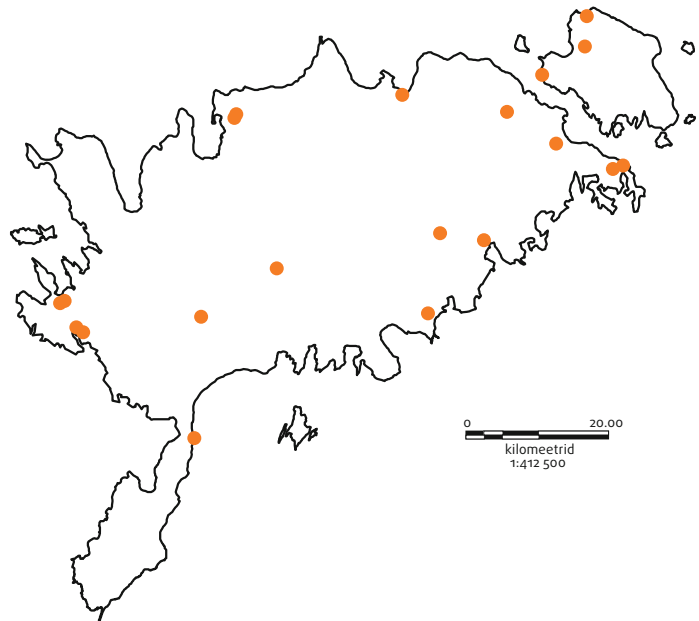
Need liigid sobivad oma piiratud leviku ja spetsialiseerumise poolest loopealsete indikaatorliikideks. Kaitsealustest liikidest leidub niisketel loopealsetel vareskaera-aasasilmit (*Coenonympha hero*) ja juba enne mainitud nõmme-tähniksiniitiiba (*Phengaris arion*). Üksikutel juhtudel on leitud teelehe-mosaiikliblikat (*Euphydryas aurinia*), suurt-mosaiikliblikat (*Euphydryas maturna*) ja sõõrsilmikut (*Lopinga achine*). Kõik kaitsealused liigid on arvatud III kaitsekategooriasse (Keskkonnaministeerium 2014).

Siinse uuringu peaesmärk oli selgitada, kuidas peaks loopealseid majandama, et kaitsta sealset putukakooslust ja tagada võimalikult paljude liikide heaolu. Päevaliblikaid kasutatakse laialdaselt mudelsüsteemina, uurimaks ühe või teise tunnuse mõju liigirikkusele ja/või arvukusele. Päevaliblikad sobivad mudelliigiks mitmel põhjusel: nende kohta on olemas piisavalt hea taustsüsteem; taksonoomia on üsna selge, nad on enamasti lihtsasti määratavad ning samal ajal piisavalt arvukas putukarühm. Lihtne määramine tähendab muu hulgas seda, et liigi kindlakstegemiseks ei ole vaja iga liblikat loodusest eemaldada. Vastupidi, kogenud liblikaseiraja püüab määrangu kontrollimiseks kinni vaid üksikud isendid ning enamik liike pannakse kirja lennupildi järgi. Kinni püütud isendid vabastatakse sealsamas pärast kontrolli.

Päevaliblikad on silmatorkav putukarühm, seetõttu on neid aktiivselt uuritud ning nende kohta on teada küllaltki palju taustteavet. Tervelt 88% Euroopa päevaliblikaliikidest kasutab elupaigana vähemalt osaliselt rohumaad (van Swaay jt 2006). Praegusajal ei ole jäänud märkamata, et päevaliblikatelläheb Euroopas kahjuks üsna halvasti. Euroopa päevaliblikate punase raamatu järgi on kogu Euroopas ohustatud 71 liiki (12% kõigist Euroopa liikidest). Need on liigid, kelle arvu-

kus ei ole hakanud tugevalt kahanema mitte ainult üksikutes riikides, vaid kogu Euroopas tervikuna (van Swaay jt 2010). Langustrendi peapõhjus on päevaliblikate põhilise elupaiga – poollooduslike koosluste kiire kadumine maakasutuse muutuste tõttu (van Swaay jt 2012). Nn vanas Euroopas on need muutused alanud märksa varem kui Eestis ning see kajastub ka päevaliblikate arvukuse üldises vähenemises: Euroopa päevaliblikate arvukus on viimastel kümnenditel pidevalt kahanenud, koguni üle 50% (van Swaay jt 2006). Seda silmas pidades teeb muret Eesti alvarite olukord, sest ka meie poollooduslike koosluste pindala on suuresti vähenenud.

Et leida päevaliblikate jaoks optimaalseid loopealsete majandamise viise ja karjatamiskoormusi, tehti kolm uuringut ning ühtlasi kasutati varem kogutud taustteavet loopealsete kohta. Esimese uuringu käigus hinnati mahajäetud ja karjatatavate loopealsete karjatamisintensiivsust ning liblikate liigirikkust ja arvukust. Teine uuring keskendus karjatamise mõjule liblika noorjärkude suremuse põhjustajana. Selleks paigutati karjatatavatele ja mahajäetud aladele liblikanuku imitatsioone ning vaadeldi, kas ja kui palju kariloomad neid kahjustavad. Kolmandaks tehti päevaliblikate märgistus-taaspüügiuuring-



gud, et teha kindlaks, kui liikuvad on liigid mosaiikses maastikus ning kui palju erineb eri liikide levimiskaugus.

Joonis 1. Uuringualade paiknemine Saaremaal ja Muhu saarel

MATERJAL JA METOODIKA

Kõik uuringud tehti Saaremaa ja Muhu saare loopealsetel (joonis 1).

KARJATAMISE MÕJU UURING

Uuringu eesmärk oli hinnata, kuidas mõjutab karjatamine liblikakooslusi, ja anda soovitusi,



Joonis 2. Selgelt on näha karjatatava ja mittekarjatatava ala piir. See annab aimu, mis-moodi näeks ala välja, kui seal ei oleks loomi. Ala karjaia sees on ühtlaselt madalmurune, seetõttu leidis seal väga vähe liblikaid: elupaik oli liblikate jaoks ülekarjatatud
FOTO:
ANU TIITSAAR

mil moel korraldada karjatamist nii, et see oleks päevaliblikatele võimalikult soodne. Uurimistöö tarbeks käidi 2012.–2013. aasta suvel karjatatavatel ja mahajäetud loopealsetel ning loendati päevaliblikaid standardisel transektmeetodil. Valikus oli kokku 21 ala; kahe aasta jooksul käidi igal alal kuus korda. Igal alal registreeriti karjatamiskoormus (loomaliik, isendite arv), loopealse pindala ning koormuse objektiivsemaks hindamiseks heina kõrgus karjaaias sees, kus loomad sellele vabalt ligi pääsesid, ja vahetult väljaspool aeda. Kahe heinamõõtmise erinevuse põhjal tuletati reaalne karjatamiskoormus (vaata ka joonist 2) ning liblikaloenduste järgi saadi teada suhteline liigirikkus ja arvukus. Selline meetodika ei võimalda kindlaks teha päris täpset liblikate liigirikust ja arvukust, kuid selguvad suhtelised väärtused, mille põhjal saab alasid üksteisega võrrelda. Kuna igal alal läbiti sama aja jooksul sama pikk transekt, saab tulemusi võrrelda teiste aladega. Eeldatakse, et kui kuskil on 500 m kohta vähem isendeid kui teises kohas, on esimene paik ka absoluutväärtustes väiksema arvukusega ala.

LIBLIKA NOORJÄRKUDE SUREMUSE UURING

Karjatamist võib käsitleda maastikku ja elupaika kujundava häiringuna. On paratamatu, et kariloomad söövad sedasama heina, millel asuvad liblikate noorjargud. Nii munad, röövikud kui ka nukud paiknevad rohurindes või mullapinnal. Valmik on ainuke tõeliselt aktiivne elufaas, mil liblikas suudab läheneva karilooma eest eemale liikuda, kuid mõningal määral suudavad end ärasöömise või tallamise eest kaitsta ka röövikud. Esmane, päris efektiivne kaitsemoodus on end maapinnale kukutada (Ben-Ari ja Inbar 2013). Ent muna- ja nukuperioodil ei saa liblikas oma asukohta muuta, seetõttu võib kariloom koos ärasöödava heinaga haarata kaasa nii liblikamune kui ka -nukke. Huvitaval kombel on äärmiselt vähe kirjallikke andmeid selle kohta, mil määral



põhjustavad kariloomad liblika noorjärkude suremust. Siiski on ilmnenud, et talvine karjatamine põhjustab märkimisväärset suremust tähnik-vörkliblika talvituvate röövikupesakondade hulgas: 64% intensiivselt karjatatud aladel olevatest röövikukogumikest said kas kahjustada või hävisid täiesti. Samal ajal oli mittekarjatatud aladel suremus vaid 8% ning väikese koormusega karjatatud aladel 12% (van Noordwijk jt 2012).

Et teha kindlaks, kui suurel määral võib liikumatuid liblika noorjärke sattuda kariloomade toidu hulka ning mil määral oleneb see karjatamiskoormusest, paigutati loopealsetele tehismaterjalist liblikanuku imitatsioone. Tehismaterjal oli meevaha alusel valmistatud ohutu plastiliin, millest käsitsi vormiti 1,5–2 cm pikkused nukujäljendid (joonis 3). Need mulaažid paigutati hobustega karjatatavatele loopealsetele ja kontrollaladele, kus loomi ei karjatatud. Kuna hiljem tuli tehisnukud üles leida, paigutati need loopealsetele sirgete ridadena, nii et iga kahe sammu järel pandi kokku kolm nukku: maapinnale, keset kuivanud heinakört ja roheline lehele. Need asukohad imiteerisid nukkude reaalselt paiknemist looduses. Iga rida koosnes 30 nukuimitatsioonist. Ühe nädala pärast kontrolliti kõiki ridu ning selgitati, mis oli tehisnukkudest saanud. Saamaks infot karjatamiskoormuse kohta, pandi

Joonis 3. Plastiliinist nuku-imitatsioon on paigutatud kõrrele. FOTO: ANU TIITSAAR



kirja karjamaal olnud hobuste arv ning mõõdeti heina kõrgus nukkude paigutamise ja ära korjamise ajal.

LIBLIKATE MOBIILSUSE UURING

Kui kaugel võib paikneda üks elupaigalaik teisest, et isendid suudaksid vahemaa läbida? Kas meie loopealsetel on isenditel probleeme ühelt alalt teisele jõudmisega? Millal muutub aladevaheline kaugus ületamatuks? Nendele ja paljudele teistele küsimustele otsiti vastuseid suuremahulises märgistus-taaspüügi-uuringus, mis tehti Saaremaa loopealsete võrgustikus Ulje lähedal. Liblikad on liiga väikesed, et neile GPS-saatjaid külge panna, ning ka jalarõngaid, millega märgistatakse linde, ei saa liblikate korral rakendada. Ent kui olla osav, saab liblika tiibadele üsna edukalt kirjutada veekindla markeriga numbreid (joonis 4). See eeldab küll vilumust, kuid liblika selline meetod ei kahjusta. Niimoodi märgistatigi suur hulk liblikaid 2012. ja 2013. aasta suvel Ulje lähedal. Kaks välitööabilist liikusid mööda loopealseid ja märgistasid markeriga liblikaid. GPSiga salvestati liblika koordinaadid ning paberile pandi kirja liblika liik ja sugu. Kui ette sattus mõni märgistatud isend, sai teada, kui kaugele oli konkreetne isend vahepeal oma esialgsest asukohast liikunud.

Joonis 4. Märgistatud lapsuliblikas enne vabastamist.

FOTO: JAANIKA PÖLD

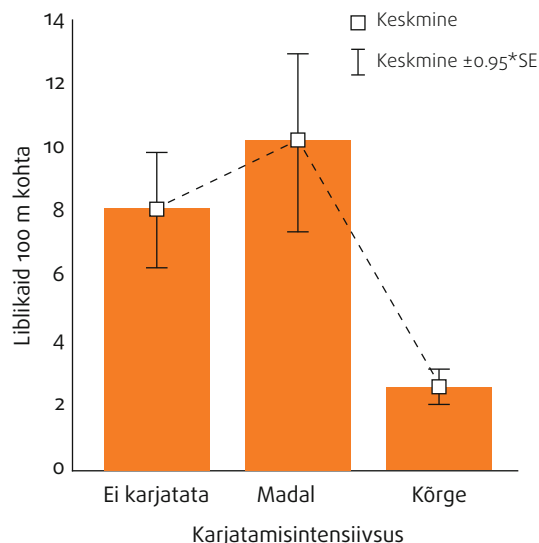
Joonis 5. Päevaliblikate arvukusele mõjus suur karjatamiskoormus halvasti. Seevastu mõõdukas karjatamiskoormus oli pigem positiivse mõjuga võrreldes enamjaolt halvast seisust olevate kontrollaladega

TULEMUSED JA ARUTELU

KARJATAMISE UURING

Kahe aasta jooksul loendati 4534 päevaliblikat 59 liigist. Seejuures oli mahajäetud alade ja karjatatud alade liigirikkus peaaegu võrdne: mahajäetud aladel 9–26 (keskmiselt 19) ning karjatatud maadel 11–24 (keskmiselt 16,8) liiki päevaliblikaid. Seevastu isendite arvukuses ilmses peaaegu kolmekordne vahe: kontrollaladel 40–535 (keskmiselt 290,7), karjatatud aladel aga 18–208 (keskmiselt 107,5) loendatud isendit. Andmete visualiseerimise huvides jaotati alad kolmeks: 1) kontrollalad, kus loomi ei karjatatud, 2) mõõdukalt karjatatud alad, kus heina kõrgus oli 10–50% madalam võrreldes karjatamata osaga, 3) tugevalt karjatatud alad, kus heina kõrgus oli kahanenud 51–100%.

Tulemustest selgus, et mõõdukalt karjatatud aladel ja kontrollaladel olid päevaliblikad arvukamad kui intensiivselt karjatatud aladel (joonis 5). Liblikad puudusid täielikult sellistelt karjamaadelt, kus enamik alast oli madalmurune ning puudusid kõrge heinaga laigud (joonis 5). Ent liigirikkuse vähenemine ei olnud karjatatud aladel märkimisväärne.



See võib tuleneda näiteks liblikate sisserändest lähedal asuvatelt aladelt, kus parajasti ei karjatatud. Seda hüpoteesi toetab ka noorjärkude suremuse prooviuuring. Samas on isendite arvu sedavõrd suur vähenemine intensiivselt karjatatud aladel halb märk, sest sama pindala kohta on päevaliblikate populatsioonid tunduvalt väiksemad; isegi liigirikkuse langust arvestamata näitab see madalmuruste alade halba kvaliteeti päevaliblikate jaoks. Siiski tuleb märkida, et selles kontekstis on ülekarjatamine Eestis praegu väikseim probleem, kuna tugevalt karjatatud alasid on loopealsete hulgas väga vähe.

Peale üldise liigirikkuse ja arvukuse vaadeldi, kuidas mõjutab karjatamine loopealsele spetsialiseerunud liike, s.o indikaatorliike. Nende liikide olemasolu näitab, kas loopealne toimib kvaliteetse elupaigana liblikatele, kellel seda kõige enam vaja on. Erinevalt generalistidest ei ole spetsialistidel muid sobivaid elupaiku. Analüüsist selgus, et spetsialistid reageerivad karjatamisele samamoodi kui tavalised liigid. Üldiselt oli indikaatorliikide arvukus loendustes väga väike: kaheksast liigist sattus loendustesse seitse liiki, kokku 126 isendit. Indikaatorliikide arvukus jäi liiga väikeseks, et iga liigi trendi statistiliselt selgitada, kuid kuus liiki seitsmest kaldusid puuduma aladelt, kus karjatamisintensiivsus oli suur.

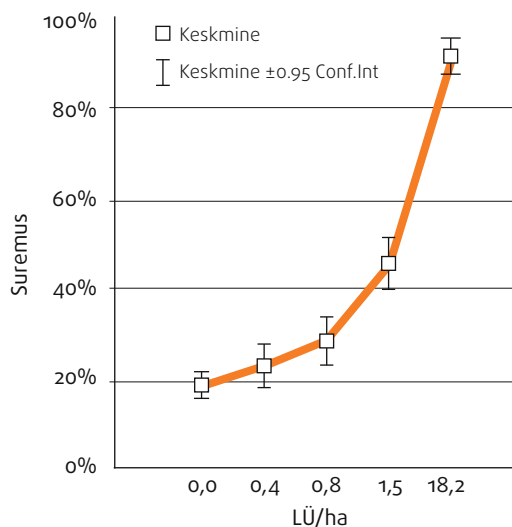
Tulemustest järeldub, et liblikatele ei sobi, kui ala on lausjalt madalmurune: siis on liblikate arvukus märgatavalt väiksem kui nende arvukus kontroll- ja mõõdukalt karjatatud aladel.

LIBLIKA NOORJÄRKUDE SUREMUSE UURING

Hobusekarjamaadele ja kontrollaladele paigutati kokku 2160 nukuimitatsiooni, mida kontrolliti seitsme päeva pärast. Tallamine ja ärasöömine (ka osaline) hinnati „liblikanuku“ surmaks. Et hinnata karjatamiskoormust, mõõdeti karjajaa pindala ning arvestati, et

üks hobune on võrdne ühe loomühikuga (LÜ).

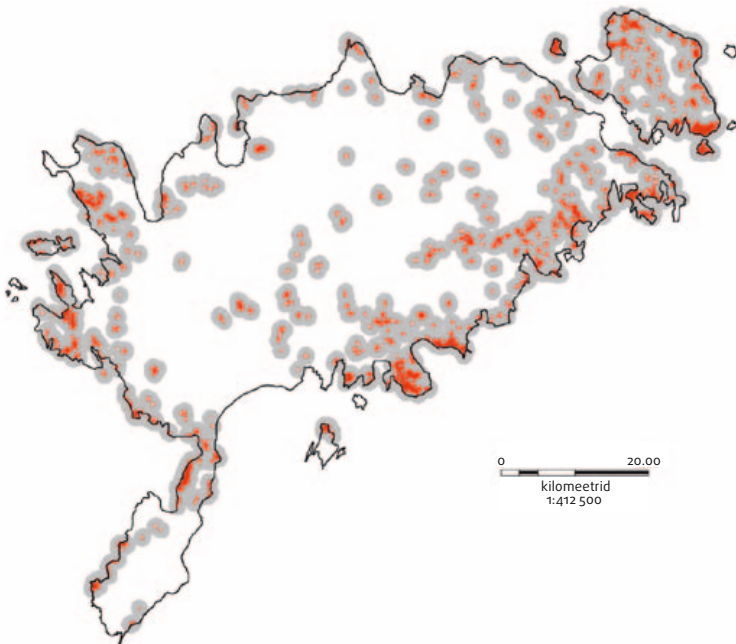
Kõigil kontrollaladel sai kahjustada umbes 20% nukujäljendeid. Suremus oli tingitud põhiliselt sipelgatest (kahjustada said maapinnal olevad nukujäljendid), metssigadest, lindudest ja närilistest. Üksikutel juhtudel tulenesid nukukahjustused tallamisest, nimelt käidi ühel kontrollalal hobustega ratsutamas. Nagu eeldatud, oli kahjustuste määr karjatatavatel aladel selgelt suurem: see oleneb karjatamiskoormusest. Kui karjatamiskoormus oli 1 LÜ/ha, oli kahjustuste määr hinnanguliselt 40% (joonis 6). Samal ajal oli ühel karjatataval alal ajutiselt väga suur koormus, nimelt 18 LÜ/ha, mille tagajärjel hukkusid tehismokud peaaegu täielikult. Selline ekstreemne karjatamiskoormus pole kindlasti tüüpiline. Kuna päevaliblikatele tüüpiline nukustaadiumi kestus on 10–14 päeva, tuleb reaalselt kindlaks tehtud kahjustuste hulk korrutada kahega, sest vaatluste vahe oli 7 päeva. Seega selgus ootamatult suur kiskluse määr ka keskmistel karjatamiskoormustel (1 LÜ/ha), mis näitab, kui oluline on karjatamine kui kiskluse erivorm herbivoorsetele putukatele. Tulemused rõhutavad veelgi mõõduka karjatamiskoormuse tähtsust, võimaluse korral peaks loopealsetel karjatamisel jätma vaheaastaid.



Joonis 6. Tehismaterjalist liblikanukkude kahjustused kontrollaladel ja karjatatud aladel. Nukkude suremus sõltus otseselt karjatamiskoormusest

LIBLIKATE MOBIILSUSE UURING

Selles uuringus märgistati kahe suve jooksul kolmel märgistuskorral 8058 isendit 19 liigist, kellest taaspüüti (vähemalt ühel korral) 961 isendit. Nagu kirjanduse põhjal võis eeldada (Baguette jt 2000; Gutierrez jt 2001; Konvicka jt 2012), jäi enamik isendeid truuks oma esimesele elupaigalaigule ning liikus selle piires kuni 200 meetrit (89% kõikidest taaspüükidest; joonis 8). Veel 4% isendeid liikus 200–400 meetrit ning 3% 400–600 meetrit. Seega liiguvad päevaliblikad suhteliselt vabalt elupaigalaikude vahel, mis asuvad üksteisest kuni 600 meetri kaugusel. Tõenäosus jõuda kaugematele laikudele on märksa väiksem. Vaid kahe protsendi isendite puhul tuvastati liikumine üle ühe kilomeetri (13 isendit). Võttes arvesse kõiki liike, oli liblikate läbitud vahemaa mediaan 51 m (50% vaatlustest jäi vahemikku 22–110 m).



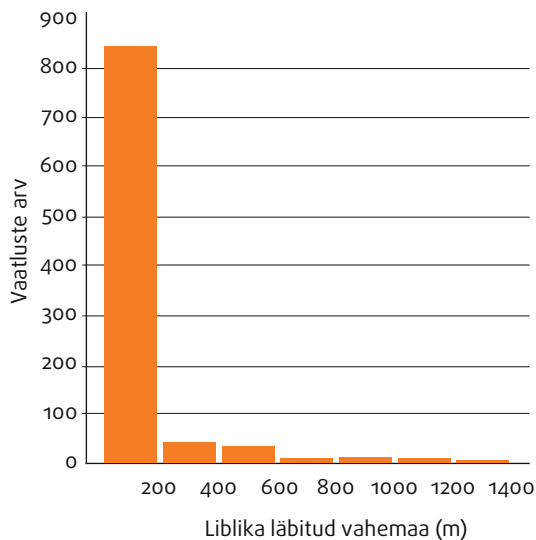
Joonis 7.

Loopealsete ühendatus Saaremaal ja Muhu saarel. Punasega on tähistatud loopealsed, hallid puhvrid nende ümber on 1 km laiused tsoonid. Seal, kus hallid tsoonid kokku puutuvad, on kaugus loopealsete vahel alla 2 km. Selgelt on näha, et enamik loopealseid on üksteisega hästi ühendatud: moodustuvad hallid kobarad (Maa-ameti aluskaart, PKÜ poollooduslike koosluste inventuur 2008)

Mobiilsusuuringus leiti järgmisi loopealsete indikaatorliike, kelle kohta saadi ka piisavalt taaspüüke: nõmme-tähniksinitiib (305 isendit, uuesti püüti 44), väike-vörkliblikas (vastavalt 753/56), harilik-nõmmesilmik (vastavalt 107/34), nurmikusilmik (vastavalt 62/26). Indikaatorliikidest kõige liikuvam oli nõmme-tähniksinitiib: isendiläbitud vahemaa mediaan oli 123 m (50% vaatluste korral 60–166 m). Teised spetsialistid ülejäänud liikidest ei eristunud ning läbisid võrreldavaid vahemaid (mediaanid vahemikus 44–50 meetrit).

Siinjuures tuleb märkida, et sellistel uurinutel on hulk piiranguid, millega tuleb andmete tõlgendamisel arvestada. Kõik sedalaadi märgistus-taaspüügiuuringud alahindavad indiviidide liikuvust. Nimelt ei leita kunagi neid isendeid, kes liiguvad uurimispiirkonnast välja. Antud uuringupiirkonna elupaigalaigud ei asunud üksteisest kaugemal kui 2,4 km ning sellest kaugemaid leide ei olnudki võimalik kindlaks teha, sest vaatlejad kaugemal ei käinud. Seega saadakse teada minimaalsed mobiilsuse väärtused ja tänu ühtsele meetodikale ka suhted liikide vahel, kuid mitte liikumise absoluutseid maksimaalseid väärtusi. Samal ajal saab kaugemale liikumist modelleerida, kasutades seniseid andmeid ja pikendades graafikut, lähtudes eksponentsiaalsest funktsioonist. Tulemustest on mõistlik eeldada, et sagedusega paar isendit põlvkonna kohta on vähemalt üksikud isendid võimelised läbima kuni kahe kilomeetri pikkusi vahemaid. See kehtib juhul, kui liblikapopulatsiooni suurus on vähemalt 500 isendit, mis on konservatiivne hinnang, kuna heas seisundis liblikapopulatsiooni valmikute arvukuseks hinnatakse üldjuhul mõni tuhat isendit (Baguette jt 2000, Konvicka jt 2012). Kaks kilomeetrit on levimiskaugus, mida on ka varasemas kirjanduses mainitud (Hanski ja Ovaskainen 2000, Hanski jt 2006).

Ehkki loopealsed on praegu Eestis halvas seisus, toimivad loodude jäänukfragmendid ja osaliselt kinni kasvanud alvarid päeva-



liblikate jaoks veel edukalt elupaigalaikude ja liikumiskoridoridena. Seetõttu on elupaikade ühendatus Saaremaal ja Muhu saare piires praegu hea. Üksteisest üle kahe kilomeetri kaugusel paiknevaid loopealseid leidub vaid Saaremaa keskosas ning võib eeldada, et isolatsiooni jäämine on praegu pigem erand kui reegel (joonis 7). Peale loopealsete fragmentide kasutatavad liblikad levikukoridoridena teeservi, metsasihte ja raiesmikke. Ent kogu pilt muutub kardinaalselt, kui nüüdsed halvas seisus loopealsed lõplikult kinni kasvavad ja metsastuvad. Sel juhul võib osa loopealseid mõne liigi levimiskaugusest välja jääda.

Tulemustest lähtub kaks praktilist soovitusi. Esiteks, loopealseid taastades tuleb eelistada lähestikku paiknevaid alvarilaikude rühmi, millede vaheline kaugus jääks alla 600 m. Sel juhul toimivad need alad päevaliblikatele ühtse elupaigasüsteemina ning pidev isendite liikumine ja vahetus tagab liblikapopulatsioonide säilimise ka siis, kui iga konkreetne laik ei ole hetkel sobiv (ajutine ülekarjatamine). Teiseks, kuigi alasad tuleks taastada rühmiti, võivad needsamad rühmad asuda üksteisest suhteliselt kaugel. Päevaliblikad jõuavad suure tõenäosusega edukalt kohale, isegi kui neid seal varem ei ole leidunud. Eestis ei ole praegu ohtu, et isolatsioon ohustaks liblikapopulatsioone.

Joonis 8.

Mürgistus-
taaspüügi
tulemusena
selgunud
läbitud vahe-
maad. Nagu
eeldatud,
oli enamjao
päevaliblikate
liikuvus üsna
väike

PRAKTILISI SOOVITUSI, KUIDAS LOOPEALSEID MAJANDADA JA TAASTADA

Tulemused näitavad, et mõõdukas karjatamine suurendab päevaliblikate liigirikust ja arvukust. Ilma karjatamiseta pole ka loopealseid ning seetõttu tuleb karjatamist võimalikult suurtel aladel igati soodustada. Kuna karjatamine on häiring, mis vähendab putukate ellujäämist ja arvukust loopealsetel, siis ei sobi igasugune karjatamine, vaid tuleb pikas perspektiivis tagada alade heterogeensus. Esitame mõned põhimõtted ja moodused, mis võiksid soodustada võimalikult paljude päevaliblikaliikide seisundit.

PÜSIV KARJATAMINE

Püsiv karjatamine sobib heas korras aladel. Nõnda hoitakse loomkoormus sellisel tasemel, et säiliks ala heterogeensus, s.t alal on korraga nii madalmuruseid kui ka kõrge heinaga kohti. Madalmurune osa hõlmab karjatatavast alast kuni 50%. Kuna see võte võib olla ebapiisav, hoidmaks ala avatuna, tuleb vajadust mööda eemaldada peale kasvavat võsa ja kadakaid.

ROTATSIOONILINE KARJATAMINE VAHEAASTATEGA

Selle variandi puhul karjatatakse mõnda aega suurima võimaliku koormusega, nii et terve ala on madalmurune, ning seejärel jäetakse üks kuni kolm karjatamisvaba vaheaastat. Vaheaasta(d) võimaldavad alal puhata ja liblikad saavad vähemalt ühe elutsükli segamatult läbida. See moodus võimaldab muuta majandamise mitmekesisemaks. Seejuures on oluline, et vaheaasta kestaks terve aasta, et anda kõigile liblikaliikidele võimalus oma elutsükkel segamatult läbida.

Sobib püsivaks majandamisskeemiks näiteks klubustel õhukese mullakihiga loopealsetel, kus põuastel aastatel ei pruugigi karjatamine olla võimalik. Võib olla optimaalne moodus, kui loomi on vähem ja taetakse suuremaid alasid korras hoida.

KUI ALA ON VÄRSKELT TAASTATUD

Värskelt taastatud alade puhul ei ole mõistlik piirata karjatamiskoormust ja lubada karjatamise vaheaastaid. Selleks et saada võsa ja puude pealekasv kontrolli alla ja lasta rohkemal taastuda, tuleb rakendada maksimumilähedast karjatamiskoormust ning minna üle rotatsioonilisele või väikese koormusega karjatamisele hiljem, kui ala on täielikult taastunud.

PERSPEKTIIV 5 JA 50 AASTAT

Praegu ei ole ükski liblikaliik Eesti loopealsetel nii ohustatud, et ülekarjatamine saaks nende populatsioone märkimisväärselt kahjustada. Seega võime praegu lubada suuremal proportsioonil aladest putukate jaoks ülekarjatamist, et saavutada võsastunud alade hea seisund. Poolsajandi perspektiivis

on vaja, et taas tekiks traditsioon loopealseid karjatada, peatada alade ülekasvamine ning tagada nii alade sees kui ka vahel mitmekesisus ja asünkroonsus, et päevaliblikatel oleks võimalik oma elutsükkel läbida ja koht, kus seda teha.

ALADE SIDUSUS

Praegu on loopealsed Eestis halvas seisus, kuid nende jäanukfragmendid ja osaliselt ülekasvanud alvarid toimivad päevaliblikate jaoks siiski edukalt liikumiskoridoride ja elupaikadena. Et selline sidusus säiliks, tuleb loopealsete taastamisel eelistada lähestikku paiknevate niidulaikude rühmi, kus laigud ei asuks üksteisest kaugemal kui 600 m. Sellisel juhul toimivad need päevaliblikatele ühtse elupaigasüsteemina ning pidev isendite liikumine ja vahetus tagab liblikapopulatsioonide säilimise isegi siis, kui mõni konkreetne laik ei ole igal hetkel sobiv (ajutine ülekarjatamine). Teiseks, kuigi alasid tuleks taastada rühmiti, võivad needsamad rühmad paikneda üksteisest suhteliselt kaugel. Päevaliblikad jõuavad suure tõenäosusega edukalt kohale ka siis, kui neid seal varem ei leidunud.

Kasutatud kirjandus:

Baguette, M., Petit, S., Queva, F. 2000. Population spatial structure and migration of three butterfly species within the same habitat network: consequences for conservation. – *Journal of Applied Ecology* 37: 100–108.

Ben-Ari, M., Inbar, M. 2013. When Herbivores Eat Predators: Predatory Insects Effectively Avoid Incidental Ingestion by Mammalian Herbivores. – *Plos One* 8: 1–7.

Gutierrez, D., Leon-Cortes, J. L., Menendez, R., Wilson, R. J., Cowley, M. J. R., Thomas, C. D. 2001. Metapopulations of four lepidopteran herbivores on a single host plant, *Lotus corniculatus*. – *Ecology* 82: 1371–1386.

Hanski, I., Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. – *Nature* 404 755–758.

Hanski, I., Saastamoinen, M., Ovaskainen, O. 2006. Dispersal-related life-history trade-offs in a butterfly metapopulation. – *Journal of Animal Ecology* 75: 91–100.

Keskkonnaministeerium 2014. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. Määrus. <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072014022> (vaadatud 13.01.2015).

Konvicka, M., Zimmermann, K., Klimova, M., Hula, V., Fric, Z. 2012. Inverse link between density and dispersal distance in butterflies: field evidence from six

co-occurring species. – *Population Ecology* 54: 91–101.

Pärändkoosluste Kaitse Ühing 2008. Poollooduslike koosluste andmebaas.

Sang, A., Teder, T., Helm, A., Pärtel, M. 2010. Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. – *Biological Conservation* 143: 1405–1413.

van Noordwijk, C. G. E., Flierman, D. E., Remke, E., Wallis DeVries, M. F., Berg, M. P. 2012. Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. *Journal of Insect Conservation* 16: 909–920.

van Swaay, C., Collins, S., Dušej, G., Maes, D., Munguira, M. L., Rakosy, L., Ryrholm, N., Šašin, M., Settele, J., Thomas, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I. 2012. Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. – *Nature Conservation*: 73–153.

van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Lopez Munguira, M., Sasic, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I. 2010. European Red List of butterflies: European Red List of butterflies., p. i-x: 1–46.

van Swaay, C., Warren, M., Lois, G. 2006. Biotope use and trends of European butterflies. – *Journal of Insect Conservation* 10: 189–209.

Maakasutuse muutuse mõju õistaimedele ja tolmeldajatele

Virve Sõber
Meeli Mesipuu
Mariann Leps

Õietolmust ja nektarist toituvad kimalased on parasvöötme ja kogu maailma olulisimaid tolmeldajaid (Viik ja Mänd 2012). Umbes 88% kogu maailmas elavaist õistaimeliikidest viljuvad kimalaste ja teiste mesilaselaadsete (sh meemesilane, erakmesilased) kaasabil (Linder 1998; Viik ja Mänd 2012). Eestis elab 21 liiki päriskimalasi, kellest 18 liiki kuulub Eesti looduskaitseaduse alusel III kaitsekategooriasse (Keskkonnaministeerium 2014). Tolmeldajaliigid erinevad üksteisest nii toidueelistuselt kui ka kehaehituse poolest. Seetõttu on putukatest sõltuvate taime liikide seemnete tekkeks tarvilik tolmeldajaliikide mitmekesisus (Goulson ja Darvill 2004, Goulson jt 2008). Ent tolmeldajate seisukohalt on õistaimede liigirikkus eri tüüpi tolmeldajate toiduvajaduse katmise eeldus.

Kimalased on vajalikud ka inimesele. Euroopas kasvatatavatest kultuurtaimedest üle 80% vajab putuktolmeldamist (Klein jt 2007; Viik ja Mänd 2012). Kimalased tolmeldavad muu hulgas järgmisi kultuurtaimi: ristikud, lutsern, vikk, raps, lina, aedmaasikas, aedvaarikas, sõstrad, karusmari, tomat, kurk, hapu- ja maguskirsipuu, ploomipuu, aedõunapuu, aedpirnipuu, porgand, redis, kaalikas, naeris, sibul ja peet.

Maakasutuse muutuste ja põllumajanduse intensiivistumise tagajärjel kaovad tolmeldajad ja neile olulised elupaigad kogu maailmast (Aguilar jt 2006; Potts jt 2010; Cameron jt 2011). Eestist on kiiresti kadumas eelkõige poollooduslikud rohumaad (Pärandkoosluste Kaitse Ühing 2008), mis

samamoodi kui looduslikud elupaigad pakuvad tolmeldajatele vajalikku toiduressurssi peaaegu kogu korjeperioodi vältel. On tähtis hoida tolmeldajatele sobivaid elupaiku: see tagab nii nende putukate endi kui ka tolmeldajast sõltuvate õistaimede elurikkuse.

Eestist kaovad poollooduslikud rohumaakooslused eelkõige kahel põhjusel: majandamata jäetud koosluste metsastumise tõttu ja põllumajanduse intensiivistumise tagajärjel, kui kooslused võetakse kasutusele põllumaana (Pärandkoosluste Kaitse Ühing 2008). Kahes allpool kirjeldatud uuringus vaadeldi nende tegurite mõju: 1) loopealsetel kasvavate õistaimede liigirikkusele ning 2) kimalaste kui olulise tolmeldajaterühma liigirikkusele ja arvukusele.

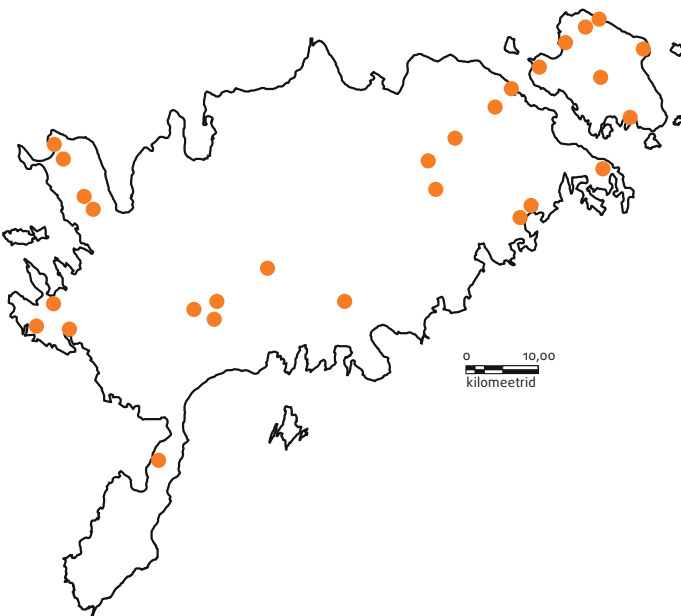
1. Kuidas mõjutab poollooduslike koosluste kinnikasvamine tolmeldajate toidutaimede liigirikkust ja liigilist koosseisu?

Selles uuringus otsiti vastust küsimusele, mil moel mõjutab loopealsete kinnikasvamine tolmeldajate toidutaimede liigirikkust ja liigilist koosseisu. Loopealsetele nagu teistelegi poollooduslikele kooslustele on omane liigirikas taimestik (Pärtel jt 2007, Reitalu jt 2014). Sealhulgas on palju õistaimi, kelle paljunemine sõltub tolmeldavatest putukatest. Uurisime, kas taimeliikide kadumine

kooslusest on seotud nende liikide elukäigutunnuste ja paljunemisega, sh tolmlemisviisiga. Võrdlemaks putuktolmlevate ja teistel viisidel paljunevate taimeliikide reaktsiooni majandamise lakkamisele, kõrvutasime lühemat ja pikemat aega majandamata olnud loopealsete taimestiku liigirohkust ja liigilist koosseisu. Uuringu tulemusena koostasime loendi õistaimeliikidest ja -liigirühmadest, mis on majandamise lakkamise suhtes teistest tundlikumad.

METOODIKA

Uurimisaladeks valiti Saaremaal ja Muhu saarel 28 avatud loopealset ning 28 loometsaala, mis kuulusid pikka aega majandamata alade hulka, kokku 56 uurimisala (joonis 1). Avatud loopealsed esindasid majandatud alasid, metsad aga pikemat aega majandamata alasid. Iga avatud ala kõrval paiknes metsaala, seega oli uuringus kokku 28 alade paari. Avatud loopealse kõrval paiknev metsaala oli ajalooliste kaartide järgi esialgu



Joonis 1.

Taimede liigirikkuse uuringu 56 uurimisala Saaremaal ja Muhu. Iga punkt käib kahe kõrvuti paikneva uurimisala kohta: avatud loopealse ala ja loometsaala

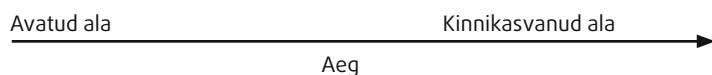
olnud vastava loopealse osa (Laasimer 1965). Enamik avatud loopealseid oli majandamata umbes 20 aastat ning loometsa keskmine vanus oli 40 aastat (M. Mesipuu hinnang).

Uurimisalade taimestiku kirjeldamiseks läbisid kaks uurijat igal alal kumbki ühe juhusliku trajektooriga transekti. Kirja pandi kõik nähtud soontaimed (kokku 286 liiki). Transektloendus loeti lõppenuks, kui 15 minuti jooksul ei kohatud enam ühtegi uut liiki (nn *species accumulation curve*; Gotelli ja Colwell 2001). *Alchemilla* spp. jäeti lõplikust liikide loendist välja, kuna neid ei suudetud liigini määrata. Samuti jäeti välja puud, põõsad ja sõnajalgtaimed. Lõplik liikide nimekiri koosneb 252 soontaimeliigist. Taimeliikide elukäigu ja paljunemisega seotud tunnuste väärtused on pärit andmebaasist BIOLFLOR (Kühn jt 2004).

TULEMUSED JA ARUTELU

Leitud liigirikkuse muustrid avatud loopealsetel ja loometsades on kooskõlas varasemate teadusuuringute tulemustega. 252-st analüüsitud soontaimeliigist leidis 218 liiki avatud loopealsetel, 166 liiki aga kinnikasvanud loodudes (loometsas). Keskmine liigirikkus loopealsel oli 72 liiki ala kohta, loometsas aga 36 liiki ala kohta.

Taimeliikide kadumine loopealsete majandamise lakkamise järel oleneb liigi õietolmu laialikandmise viisist, paljunemisviisist ja elueast (joonis 2). Selgus, et putuktolmlevad liigid kaovad kooslusest kõige kiiremini, isetolmlejad ja tuultolmlejad seevastu aeglasemalt või üldse mitte. Keskmiselt 31% taimeliikidest, kes kasvasid avatud aladel, olid putuktolmlevad, kuid kinnikasvanud loopealsetel oli selliseid liike ainult 18%. Põhiliselt seemnetega paljunevad liigid kaovad kooslusest kiiremini kui liigid, kes on võimelised ka vegetatiivselt paljunema: seemnetega paljunevaid liike leidis avatud aladel 30,2% ning kinnikasvanud aladel 22,4%. Ootuspäraselt kaovad lühiealised



Joonis 2.

Majandamise lakkamise järel muutub loopealse taimestik. Esimestena kaovad kooslusest putuktolmlevad, lühiealised (ühe- ja kaheaastased) ning eelkõige seemnetega paljunevad liigid.

liigid kiiremini kui pikaealised. Kokku oli ühe- ja kaheaastasi liike avatud aladel ja kinnikasvanud aladel vastavalt 5,2% ja 1,7%. Kiiremini kaduvad ja seega majandamata jätmise suhtes tundlikumad liigid kuuluvad enamasti käpaliste, liblikõieliste, korvõieliste ja sarikaliste sugukonda (tabel 1 artikli lisas).

Eeltoodust järeldub, et loopealsete majandamine, s.t avatud rohumaakoosluse säilitamine aitab hoida tolmeldajatele sobivaid elupaiku ja toidutaimi (Winfree jt 2009). Ühtlasi võib öelda, et putuktolmlevate, seemnetega paljunevate ning lühiealiste liikide suurem osakaal koosluses on loopealse hea seisundi indikaator. Loopealsete seisundit võib hinnata ka ainult tolmeldajatele sobivate taimeliikide alusel, s.o nende liigirikkuse ja arvukuse järgi. Nende liikide kasvamine, õitsemine ja viljumine näitab loopealse sobivust tolmeldajate elupaigaks ning seega ka alvari soodsamat seisundit. Kuna tolmeldajad vajavad õisi toitumiseks, taimed aga seemnete moodustamiseks, tuleb kasutada selliseid majandamisviise, mis lasevad seemnetel valmida (sh mõõdukas karjatamiskoormus, puhkeaastad, ala osaline karjatamata/niitmata jätmine).

2. Poollooduslike koosluste jäänukfragmentide tähtsus kimalaste liigirikkuse ja ohtruse hoius

Paljud niidutaimed ja -putukad, sh tolmeldajad, võivad leida elupaiga endiste suurte niidukoosluste jäänukites, näiteks sellistes servabiotoopides nagu põlluservad (Bailey jt 2014). Seega on peale maastikus leiduvate poollooduslike koosluste otstarbekas uurida ka selliste jäänukfragmentide sobivust niidukoosluste omaste liikide elupaigana.

Eri jäänukfragmentide sobivus tolmeldajate elupaigana võib olla erisugune. Kuna Eesti maastikule on iseloomulik suhteliselt suur metsasus, piirnevad põlluservad sageli metsaga. Seega leidub kahte tüüpi põlluservi: ühed piirnevad metsaga, teised mitte. Seniste uuringute järgi võivad põlluservadesse jäetud loodusliku niidutaimestikuga ribad olla tolmeldajate pesitsus- ja toitumispaigad (Marshall ja Moonen 2002, Kells ja Goulson 2003). Samas pole hästi teada, milline on eri tüüpi põlluservade roll niidukoosluste iseloomulike tolmeldajate liigirikkuse säilimises.

Siinse uuringu eesmärk oli hinnata poollooduslike koosluste jäänukfragmentide toimimist kimalaste elupaigana. Võrreldi kimalaste arvukust eri tüüpi põlluservades (metsaga piirnev vs avatud alaga piirnev põlluserv). Ühtlasi hinnati põllu lähikonnas paikneva metsa osakaalu mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele. Praktilistel põhjustel tehti uurimistöid 2013. a Tartumaa põllumajandusmaastikus, kuid kvalitatiivsel tasemel saab tulemusi kohandada ka muudele Eesti piirkondadele, sh Läänemaale ja saartele, kuna maastikustruktuur ja selle muutuste suund on üle Eesti suhteliselt sarnane.

METOODIKA

Kimalaste arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks poollooduslike koosluste jäänuk-



Joonis 3.

Kakskümmend uurimisala Tartumaal, kus võeti vaatluse alla kimalaste liigirikkus ja arvukus. Kaart pärineb Maa-ameti geoportaalist (geoportaal.maaamet.ee)



Joonis 4.

Näide poollooduslike koosluste eri tüüpi jäänukefragmentide, s.o avatud põlluserva ja metsaga piirneva põlluserva kohta. Punktid tähistavad kimalaste transektoenduste alguskohti. Kaart pärineb Maa-ameti geoportaalist (geoportaal.maaamet.ee)

fragmentides valiti Tartumaa põllumajandusmaastikul 20 põldu (joonis 3). Valikukriteeriumid olid järgmised: 1) teraviljapõld, 2) vähemalt ühe põlluserva piirnevine metsaga, 3) vähemalt ühe serva piirnevine avatud alaga (nt heinamaa, teine põld või tee; joonis 4). Keskmine põldudevaheline kaugus oli 2,72 km (standardviga 0,16 km), mis vähendas tunduvalt tõenäosust, et samu

kimalasi loendatakse erinevatel põldudel (vähim kaugus kahe põllu vahel oli 1,5 km). Igal põllul valiti kimalaste loenduseks välja üks metsaga piirnev serv ja üks avatud alaga piirnev serv (joonis 4). Need servatüübid esindasid kahte eri tüüpi jäänukefragmente.

Kimalaste transektoendusi tehti 2013. a suvel igal põllul kolm korda. Nõnda hinnati kimalaste liigirohkust ja arvukust eri tüüpi jäänukefragmentides: nii metsaga kui ka avatud alaga piirneval põlluserval. Ühtlasi hinnati igal uurimisalal õitsevate taimede ohtust ja liigirikkust. Samuti hinnati põlluserva laiust. Mõõdeti ka metsa osakaalu maastikus kahe kilomeetri raadiuses põllust, kuna osa kimalaseliike võib toituda ja pesitseda metsa(servade)s.

TULEMUSED JA ARUTELU

Kahetkümmet põldu servas tehtud kimalaste loenduse käigus registreeriti kokku 425 isendit, kes kuulusid 17 liiki (tabel 2). Töö tulemusena (põhjalikumaid tulemusi vt Leps 2014) selgus, et metsaga piirnevates põlluservades oli kimalaste keskmine liigirikkus tunduvalt suurem kui avatud alaga piirnevates põlluservades (joonis 5a). Arvatavasti pakuvad metsaservad kimalastele rohkem ja sobivamaid pesitsuspaiku, üksiti on mikrokliima olud sobivamad.

Serva tüübist olenes ka metsa osakaalu, serva laiuse ja toiduresursside mõju kimalaste liigirikkusele. Antud uuringus tähendab see, et põldu ümbritseva metsa osakaalu, põlluserva laiuse ja ka servades kasvavate toidutaimede hulga positiivne mõju kimalaste liigirohkusele ilmnes tugevamalt metsaga piirnevatel põlluservadel. Selgus, et kui metsa osakaal põlluümbruse maastikus on suurem, toitub põlluservas rohkem kimalaseliike, kuid see seos ilmnes vaid metsaga piirnevates servades. Avatud servas registreeritud liikide arv metsa osakaalust ei sõltunud. Sama muster ilmnes kimalaste liigirikkuse ja põlluserva laiuse vahelises seoses: laiematel metsaga

piirnevatel põlluservadel nähti rohkem liike kui kitsamatel metsaservadel. Seevastu avatud alaga piirneva põlluserva laius ei mõjutanud kimalaste liigirikkust. Sama muster ilmnes ka toidutaimede hulga ja kimalaste liigirikkuse vahel: mida arvukamalt kasvas metsaserval õisi, seda rohkem kimalaseliike seal leidis. Samuti oli kimalaste keskmine arvukus metsaga piirnevates põlluservades suurem kui avatud alaga piirnevates põlluservades (joonis 5b).

Metsal ning poollooduslike taimekoosluste jäänukfragmentidel on tähtis roll kimalaste liigirikkuse ja arvukuse hoius. Meie nüüdismaastikus on just metsaga piirnevad põlluservad oluline elupaik kimalastele, samuti teistele õistaimedega seotud liikidele (Berg jt 2011). Et kimalaste liigirikkust ja arvukust hoida, tuleks paremini ära kasutada praegusi servaelupaiku ja laiendada põlluservi. Laiemad servaalad on märksa paremad kui kitsad, kuna laiad servad pakuvad rohkem toidutaimi ja elupaiku, seetõttu on kimalaste liigirikkus seal suurem (Bäckman ja Tiainen 2002). Laiemaid servi tasuks rajada metsa äärde, kuna kimalased eelistavad metsaservi. Ent metsaservi leidub sellises maastikus, kus on metsa. Nii kimalaste kui ka toidutaimede vajadusi silmas pidades on oluline servades kasvava taimestiku niitmise aeg ja sagedus: õistaimed peaksid saama õitseda igal aastal ja viljuda vähemalt üle aasta.

KOKKUVÕTVAD JÄRELDUSED JA MAJANDAMISE SOOVITUSED

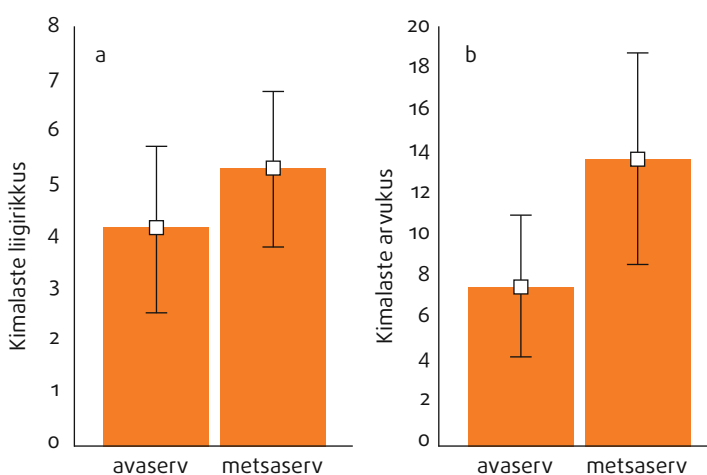
Selleks, et hoida kimalaste liigirikkust ja arvukust nüüdismaastikus, on vaja loopealseid traditsioonilistel viisidel majandada ning neid ka taastada. Loopealsete majandamine aitab tagada tolmeldajatele sobiva elupaiga ja toidutaimede säilimise.

Loopealsete seisundit saab hinnata putuktolmlevate taimeliikide põhjal: nende liigirikkuse ja arvukuse järgi. Nende liikide kasvamine, õitsemine ja viljumine näitab

Tabel 2.

Poollooduslike koosluste eri tüüpi jäänukfragmentides (avatud alaga piirnev põlluserv võrrelduna metsaga piirneva põlluservaga) registreeritud kimalaseliikide arvukus

Liiginimetused	Eestikeelne liiginimetused	Avatud põlluservadel loendatud isendeid	Metsaga piirnevatel põlluservadel loendatud isendeid
<i>Bombus distinguendus</i>	ristikukimalane	2	5
<i>B. hortorum</i>	aedkimalane	18	33
<i>B. hypnorum</i>	talukimalane	0	12
<i>B. jonellus</i>	nõmmekimalane	2	11
<i>B. lapidarius</i>	kivikimalane	5	5
<i>B. lucorum</i>	maakimalane	19	29
<i>B. pascuorum</i>	põldkimalane	23	119
<i>B. pratorum</i>	niidukimalane	4	13
<i>B. ruderarius</i>	tumekimalane	14	3
<i>B. soroensis</i>	sorokimalane	30	12
<i>B. subterraneus</i>	urukimalane	2	3
<i>B. sylvarum</i>	metsakimalane	11	5
<i>B. terrestris</i>	karukimalane	6	12
<i>B. veteranus</i>	hall kimalane	14	6
<i>B. confusus</i>	sametkimalane	1	0
<i>B. schrencki</i>	schrencki kimalane	1	4
<i>B. semenoviellus</i>	arukimalane	0	1
Isendeid kokku		152	273



Joonis 5.

Kimalaste liigirikkus (a) ja arvukus (b) poollooduslike koosluste jäänukfragmentides (põlluservades). Liigirikkus/arvukus näitab siin suve jooksul eri tüüpi servades nähtud liikide/isendite arvu (keskmine ± standardhälve)

loopealse sobivust tolmeldajate elupaigaks ja seega ka loopealse soodsat seisundit.

Oluline on rakendada mõõdukalt karjata-miskoormust ning jätta ala (või osa alast) üle aasta majandamata (nn vaheaasta). Sellised majandamisviisid võimaldavad taimedel õitseda ja viljuda. Tolmeldajatel on vaja õisi toitumiseks, taimedel aga seemnete moodustamiseks (paljunemiseks).

Poollooduslike koosluste jäänukfragmentidel, s.o mitmesugustel servaaladel, mh põlluservadel, on tähtis roll kimalaste liigirikkuse ja arvukuse hoius meie tänapäeva-ses maastikus. Seetõttu tuleb paremini ära kasutada juba olemasolevaid servaelupaiku,

majandades kõiki servi kimalasi säästvalt (õistaimed peaksid saama õitseda igal aastal ja viljuda vähemalt üle aasta).

Samuti tuleb laiendada põlluservi, eelkõige metsaga piirnevaid servi. Laiemad servaalad on tunduvalt paremad kui kitsad, kuna laiad servad pakuvad rohkem toidutaimi ja elupaiku, seetõttu on kimalaste liigirikkus suurem. Laiemaid servi tuleks rajada pigem metsa äärde, sest kimalased eelistavad metsaservi.

Kimalaste liigirikkus ja arvukus on suurem, kui nende elupaigaks olevas maastikus leidub palju metsa (oluline metsaseoselistele liikidele, kuid ka teistele, sest maastik kätkeb siis rohkem metsaservi).

Kasutatud kirjandus jt allikad:

- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. – *Ecology Letters* 9: 968–980.
- Bailey, S., Requier, F., Nusillard, B., Roberts, S. P. M., Potts, S. G., Bouget, C. 2014. Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. – *Ecology and Evolution* 4: 370–380.
- Berg, A., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R., Söderström, B. 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. – *Biological Conservation* 144: 2819–2831.
- Bäckman, J.-P. C., Tiainen, J. 2002. Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: Bombus and Psithyrus). – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 53–68.
- Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. B., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F., Griswold, T. L. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 662–667.
- Gotelli, N. J., Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. – *Ecology Letters* : 379–391.
- Goulson, D., Darvill, B. 2004. Niche overlap and diet breadth in bumblebees; are rare species more specialized in their choice of flowers? – *Apidologie* 35:55–63.
- Goulson, D., Lye, G. C., Darvill, B. 2008. Decline and Conservation of Bumble Bees. – *The Annual Review of Entomology* 53:191–208.
- Keskkonnaministeerium. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. Määrus. <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072014022>.
- Kells, A. R., Goulson, D. 2003. Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. – *Biological Conservation* 109: 165–174.
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proceedings of the Royal Society of London B* 274: 303–313.
- Kühn, I., Durka, W., Klotz, S. 2004. BiolFlor – a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. – *Divers. Distrib.* 10: 363–365.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Tallinn, Valgus.
- Leps, M. 2014. Metsa mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele boreaalses põllumajandusmaastikus. Magistritöö. Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduste instituut, zooloogiaosakond.
- Linder, H. P. 1998. Morphology and the evolution of wind pollination. In: Owens, S. J., Rudall, P. J. (eds.). *Reproductive biology*. Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond, UK: 123–135.
- Marshall, E. J. P., Moonen, A. C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 5–21.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, E. W. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. – *Ecology & Evolution* 25: 345–353.
- Pärtel, M., Helm, A., Reitalu, T., Liira, J., Zobel, M. 2007. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. – *Journal of Ecology* 95: 574–582.
- Pärändkoosluste Kaitse Ühing 2008. Poollooduslike koosluste andmebaas.
- Reitalu, T., Helm, A., Partel, M., Bengtsson, K., Gerhold, P., Rosen, E., Takkis, K., Znamenskiy, S., Prentice, H. C. 2014. Determinants of fine-scale plant diversity in dry calcareous grasslands within the Baltic Sea region. – *Agriculture Ecosystems & Environment* 182: 59–68.
- Viik, E., Mänd, M. 2012. Eesti kimalased. Põllumajandusuuringute keskus.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., Aizen, M. A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. – *Ecology* 90: 2068–2076.

Lisa. Tabel 1.

Loopealsetel kasvavate putuktolmlevate taimeliikide loend. Neist liikidest on ainult seemnetega paljunevad liigid majandamata jätmise suhtes eriti tundlikud, samuti on tundlikud lühiealised liigid

SUGUKOND	LIIK (eesti k)	LIIK (ladina k)	ELUIGA	PALJUNEMISVIIS
angervarrelised	lood-angervars	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
huulõielised	harilik mägimünt	<i>Clinopodium vulgare</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
huulõielised	väike nõmmemünt	<i>Acinos arvensis</i>	üheaastane	seemnetega
kannikeselised	imekannike	<i>Viola mirabilis</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
kannikeselised	kink-kannike	<i>Viola collina</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
kannikeselised	koerkannike	<i>Viola canina</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
kannikeselised	mülgaskannike	<i>Viola stagnina</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
kannikeselised	nõmmkannike	<i>Viola rupestris</i>	mitmeaastane	seemnetega
kannikeselised	pisikannike	<i>Viola pumila</i>	mitmeaastane	seemnetega
karelehelised	harilik ussikeel	<i>Echium vulgare</i>	kaheaastane	seemnetega
kellukalised	kurekellukas	<i>Campanula rapunculoides</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
kellukalised	nõgeselehine kellukas	<i>Campanula trachelium</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
kellukalised	suureõiene kellukas	<i>Campanula persicifolia</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
kellukalised	ümaralehine kellukas	<i>Campanula rotundifolia</i>	mitmeaastane	seemnetega
kivirikulised	harilik kivirik	<i>Saxifraga granulata</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
korvõielised	arujumikas	<i>Centaurea jacea</i>	mitmeaastane	seemnetega
korvõielised	harilik kassikäpp	<i>Antennaria dioica</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	harilik kesalill	<i>Tripleurospermum perforatum</i>	üheaastane	seemnetega
korvõielised	harilik raudrohi	<i>Achillea millefolium</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	harilik soolikrohi	<i>Tanacetum vulgare</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
korvõielised	harilik veishein	<i>Hypochaeris maculata</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
korvõielised	kare seanupp	<i>Leontodon hispidus</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	kollane karikakar	<i>Anthemis tinctoria</i>	mitmeaastane	seemnetega
korvõielised	madal mustjuur	<i>Scorzonera humilis</i>	mitmeaastane	seemnetega
korvõielised	paiseleht	<i>Tussilago farfara</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	pajuvaak	<i>Inula salicina</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	põldjumikas	<i>Centaurea scabiosa</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt

korvõielised	põldohakas	<i>Cirsium arvense</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	soo-ohakas	<i>Cirsium palustre</i>	kaheaastane	seemnetega
korvõielised	sügiene seanupp	<i>Leontodon autumnalis</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
korvõielised	tuliohakas	<i>Cirsium vulgare</i>	kaheaastane	seemnetega
korvõielised	voolme-ristirohi	<i>Senecio jacobaea</i>	kaheaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
korvõielised	võilill	<i>Taraxacum sp</i>	mitmeaastane	seemnetega
kurerehalised	mets-kurereha	<i>Geranium sylvaticum</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
käpalised	hall käpp	<i>Orchis militaris</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
käpalised	harilik kõoraamat	<i>Gymnadenia conopsea</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	harilik sõrmkäpp	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	jumalakäpp	<i>Orchis mascula</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	kaheõiene käokeel	<i>Platanthera bifolia</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	kaunis kuldking	<i>Cypripedium calceolus</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
käpalised	kärbesõis	<i>Ophrys insectifera</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	püramiid-koerakäpp	<i>Anacamptis pyramidalis</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	rohekas käokeel	<i>Platanthera chlorantha</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	tumepunane neuvaip	<i>Epipactis atrorubens</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
käpalised	tõmmu käpp	<i>Orchis ustulata</i>	mitmeaastane	seemnetega
käpalised	valge tolmpoa	<i>Cephalanthera longifolia</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
laugulised	metslauk	<i>Allium scorodoprasum</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
laugulised	nurmlauk	<i>Allium vineale</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
laugulised	rohulauk	<i>Allium oleraceum</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
liblikõielised	aas-hundihammas	<i>Astragalus danicus</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
liblikõielised	aasristik	<i>Trifolium pratense</i>	mitmeaastane	seemnetega
liblikõielised	aas-seahernes	<i>Lathyrus pratensis</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
liblikõielised	haisev jooksjarohi	<i>Ononis arvensis</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
liblikõielised	harilik hiirehernes	<i>Vicia cracca</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
liblikõielised	harilik nõiahammas	<i>Lotus corniculatus</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
liblikõielised	hübriidlutsern	<i>Medicago x varia</i>	mitmeaastane	seemnetega
liblikõielised	keskmine ristik	<i>Trifolium medium</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt

liblikõielised	kevadine seahernes	<i>Lathyrus vernus</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
liblikõielised	magus hundihammast	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	mitmeaastane	seemnetega
liblikõielised	mägiristik	<i>Trifolium montanum</i>	mitmeaastane	seemnetega
liblikõielised	niidu-asparhernes	<i>Tetragonolobus maritimus</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
liblikõielised	põld-hiirehernes	<i>Vicia villosa</i>	üheaastane	seemnetega
liblikõielised	sirplutsern	<i>Medicago falcata</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
liblikõielised	valge ristik	<i>Trifolium repens</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
mailaselised	harilik käokannus	<i>Linaria vulgaris</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
mailaselised	külmamailane	<i>Veronica chamaedrys</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
mailaselised	must vägihein	<i>Verbascum nigrum</i>	kaheaastane	seemnetega
mailaselised	pikalehine mailane	<i>Veronica longifolia</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
nurmenukulised	nurmenukk	<i>Primula veris</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
palderjanilised	harilik palderjan	<i>Valeriana officinalis</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
roosõielised	hanijalg	<i>Potentilla anserina</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
roosõielised	lillakas	<i>Rubus saxatilis</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
roosõielised	muulukas	<i>Fragaria viridis</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
roosõielised	roomav maran	<i>Potentilla reptans</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
roosõielised	tedremaran	<i>Potentilla erecta</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
sarikalised	euroopa karuputk	<i>Heracleum sphondylium</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
sarikalised	euroopa metsputk	<i>Sanicula europaea</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
sarikalised	harilik köömen	<i>Carum carvi</i>	kaheaastane	seemnetega
sarikalised	harilik näär	<i>Pimpinella saxifraga</i>	mitmeaastane	seemnetega
sarikalised	mets-harakputk	<i>Anthriscus sylvestris</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
sarikalised	soo-piimputk	<i>Peucedanum palustre</i>	kaheaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt
sarikalised	vaheline põdrajuur	<i>Seseli libanotis</i>	kaheaastane	seemnetega
tatralised	vesi-kirbutatar	<i>Persicaria amphibia</i>	mitmeaastane	enamasti vegetatiivselt, harva seemnetega
tulikalist	aas-karukell	<i>Pulsatilla pratensis</i>	mitmeaastane	seemnetega
tulikalist	kibetulikas	<i>Ranunculus acris</i>	mitmeaastane	seemnetega
tulikalist	mitmeõiene tulikas	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	mitmeaastane	seemnetega
tulikalist	mugultulikas	<i>Ranunculus bulbosus</i>	mitmeaastane	seemnetega ja vegetatiivselt
uniohakalist	tui-tähtpea	<i>Scabiosa columbaria</i>	mitmeaastane	enamasti seemnetega, harva vegetatiivselt

Orhidoid-mükoriisete seente ruumiline levik ja selle seos majandamise mõjuga loopealsetel

Jane Oja
Johanna Vahtra
Mohammad
Bahram
Leho Tedersoo

Orhideed ehk käpalised on levinud kõikjal maailmas (v.a Antarktikas ja kõrbetes). Orhideeliste sugukond on õistaimede seas üks suuremaid, hõlmates eri hinnangutel 20 000 – 35 000 liiki. Sobivates elupaikades kasvavad paljud orhideeliigid enamasti väikeste hajusate populatsioonidena (McCormick ja Jacquemyn 2014). Eestis on teada 36 liiki käpalisi, s.o suhteliselt suur hulk, arvestades Eesti pindala ja geograafilist asendit. Enamik meie orhideeliike kasvab eelkõige mitmesugustes niidukooslustes, mille kogupindala on viimasel poolsajandil tugevasti vähenenud. Alates 1930. aastatest on loopealsete pindala kahanenud üle 70%. Selle põhjus on peamiselt inimtegevuse (karjatamise, niitmise) lakkamine ja kadakatega kinnikasvamine (Helm jt 2006). Kuna suur osa orhideesid vajab elupaikadena avatud kooslusi (Kull 1994), mille säilimise tagab nende mõõdukas majandamine, võib oletada, et paljude orhideeliikide püsimine on ohustatud.

Orhideedel on erilised suhted nii erisuguste abiootiliste faktorite kui ka tolmeldajate ja seensümbiontidega. Seensümbiontidega on orhideed seotud kogu kasvuperioodi jooksul: tolmpeente seemnete idanemisest kuni täiskasvanud fotosünteesivate taimeideni. Põhilisteks orhidoid-mükoriisseteks

seenteks peetakse seeni seltsist *Sebacinales* ning sugukondadest *Ceratobasidiaceae* ja *Tulasnellaceae* (selts *Cantharellales* kandseente hõimkonnast) (Dearnaley jt 2012). Teadaolevalt ei sõltu nende seensümbiontide levik ja paljunemine orhideeliikidest; nad võivad vabalt levida ja kasvada saproobidena, patogeenidena, endofüütidena ning moodustada erikoidset mükoriisat või ektomükoriisat. Suurema osa oma elust püsivad nad mitesugulises staadiumis ja isegi kui nad moodustavad viljakehi, jäävad need vaevu märgatavaks. Ilmselt seetõttu on neid seeni vähe uuritud ning nende levik ja levikumustrid on üldiselt vähe teada. Kui arvestada, et õige seensümbiondi olemasolu on kõige kriitilisem orhideede seemnete idanemise ajal, siis võiks kaudselt hinnata seente olemasolu käpaliste seemnete idanemise ja leviku järgi.

Paljude varasemate uurimistööde põhjal on ilmnenu, et kõige rohkem käpaliste seemneid satub peremeestaimede vahetusse lähedusse (Jacquemyn jt 2007; Jersáková ja Malinová 2007) ja nende võimetus idaneda ja seemikuid moodustada on palju edukam samuti peremeestaimede lähedal (McKendrick jt 2002; Diez 2007; Jacquemyn jt, 2007; McCormick jt 2009). Samas on katsetused seemnete idanemise kohta näidanud, et keskkonna tingi-



mused avaldavad väga väikest mõju seemnete idanemisedukusele ning näiliselt mittedobivates kasvukohtades olid isegi ökoloogiliselt kitsalt spetsialiseerunud orhideeliikide seemned võimelised idanema (Těšitelová jt 2012). Siiani on vähe teada, kuid võrd mõjutavad eri majandamisviisid orhidoid-mükoriisete seente levikut ja mitmekesisust ning milline on nende seente ruumiline levik. Uuringud arbuskulaarsete



Joonis 1. Loopealsetel uuritud orhideeliigid: rohekas käo-keel (vasakul) ja hall käpp (paremal)

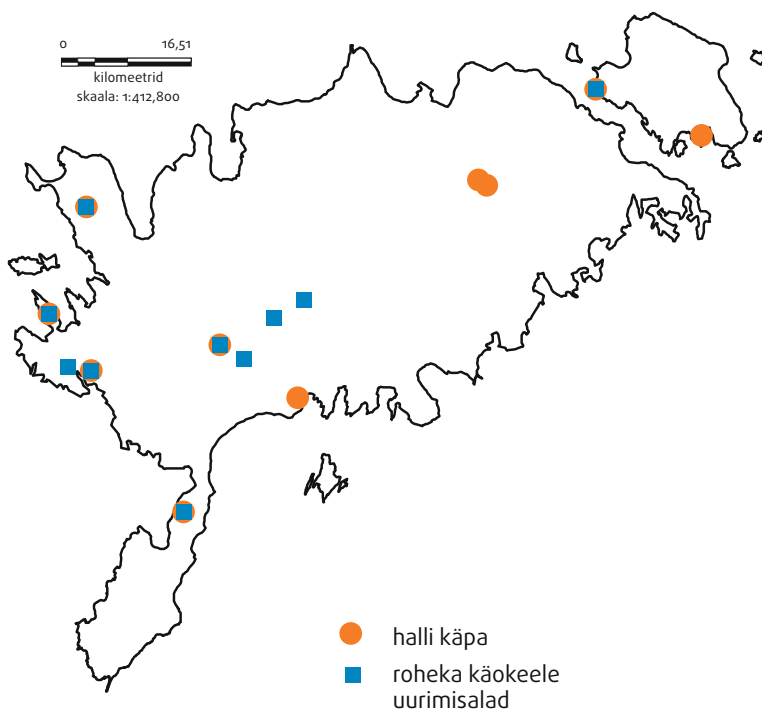
mükoriisaseente kohta poollooduslikel niitudel ja põllumaadel on näidanud, et tugevate häiringute ja suure majandamisintensiivsuse korral väheneb nende seente mitmekesisus ja muutuvad seenekooslused (Oehl jt 2003; Schoor jt 2011).

Selles uuringus püstitati neli peaesmärki: 1) määrata orhidoid-mükoriisete seemned mudelorganismideks valitud orhideede

juurtes, 2) uurida orhidoid-mükoriisete seente levikut sõltuvalt peremeestaimedest ja nende muutumist ruumis, 3) hinnata eri majandamisvõtete ja nende efektiivsuse mõju loopealsetel levinud orhidoid-mükoriisete seentele ning 4) anda uurimustulemuste põhjal rakenduslikke majandamissoovitusi.

MATERJAL JA METOODIKA

Orhidoid-mükoriisete seente uurimiseks valiti mudelorganismideks kaks orhideeliiki: hall käpp (*Orchis militaris* L.) ja rohekaskäoheel (*Platanthera chlorantha* (Custer) Rchb.) (joonis 1). Mõlemad liigid kuuluvad Eestis kolmandasse kaitsekategooriasse ning on eriti Lääne-Eestis küllaltki tavalised ja rohkesti levinud. Hall käpp eelistab kasvada lubjarikastes ja valgusküllastes niidukooslustes, sealhulgas mahajäetud põldudel, tee- ja kraaviservadel. Samamoodi kui hall käpp on ka rohekas käoheel lubjalembene taim, ta kasvab peamiselt loopealsetel, hõredates lookadastikes ja loometsades (Kull ja Tuulik 2002).



Joonis 2.
Uuritud loopealsed Saaremaal ja Muhus 2012. a

Varasemad uuringud nende liikide orhidoid-mükoriisete seente kohta on näidanud, et hall käpp eelistab terve suve jooksul kasvada ülekaalukalt koos *Tulasnellaceae* liikidega (Oja jt 2014). Samas on käoheeli eri liigid seotud seeneliikidega sugukondadest *Ceratobasidiaceae* ja *Tulasnellaceae* (Currah jt 1990; Zelmer ja Currah 1995; Zelmer jt 1996; Sharma jt 2003; Bidartondo jt 2004, Yagame jt 2012). Peale eelnimetatute on Saksamaa metsades kasvava roheka käoheeli juurtest leitud kottseeni perekondadest *Leptodontidium* ja *Phialophora* (Bidartondo jt 2004). Viimaste puhul ei ole teada nende tähtsus orhideedele, seetõttu ei arvesta me neid liike oma edaspidistes analüüsides.

Uurimistöö tehti Saaremaa ja Muhu 21 loopealsel 2012. aasta juulikuus (joonis 2). Igale loopealsele anti viieballiskaalas hinnang karjatamise intensiivsuse, põuasuse, puude ja põõsaste rohkuse ning peremeestaimede rohkuse alusel (tabel 1, joonis 3).

Peale selle märgiti taimede puhul generatiivsete ja vegetatiivsete isendite arv. Kokku koguti 56 orhidee isendilt 5–7 juurt (30 halli käpa ja 26 roheka käoheeli isendilt). Seente ruumilise leviku analüüsimiseks koguti samadel loopealsetel kokku 247 mullaproovi kuni 32 m transekti ulatuses; proovide kogumist alustati peremeestaimest. Kõik kogutud proovid (kokku 303) kuivatati, eraldati DNA ja edasi sekveneeriti seened kõige nüüdisaegsemate nn uue põlvkonna DNA-järjestusmeetoditega.

TULEMUSED JA ARUTELU

Samamoodi kui varasemates töodes leidsime, et uuritud orhideeliike olid koloniseerinud erisugused orhidoid-mükoriisid seened. Täpsemalt, halli käpa puhul olid valdavalt esindatud seeneliigid sugukonnast *Tulasnellaceae* ja roheka käoheeli juurtes seened sugukonnast *Ceratobasidiaceae*. Peale selle erinesid orhideeliigid sümbiontsete seente liigirikkuse poolest. Hall käpp oli seotud



Joonis 3. Kadakatega kinni kasvanud (vasakul) ja mõnede üksikute põõsastega (paremal) loopealne
 FOTOD: JOHANNA VAHTRA

Tabel 1.

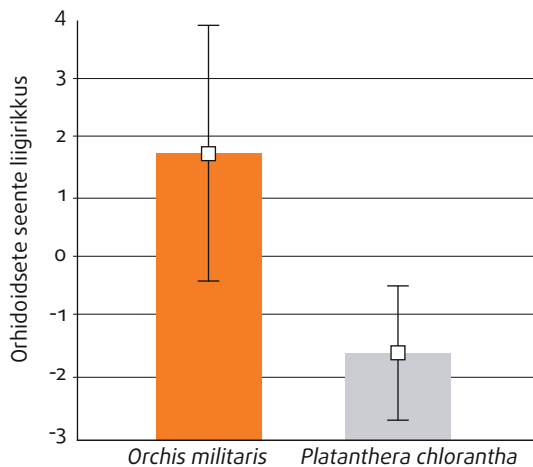
Uuritud loopealsete keskkonnategurid viiepallilise hindamisskaala järgi; poolpaksus kirjas on toodud uuritud proovialade hulk

Skaala	Karjatamise intensiivsus	Põuasus	Puude-põõsaste rohkus	Peremeestaimede rohkus
1	pole karjatamist 8 prooviala	väga märg; lirtsuvat vett igal pool 1 prooviala	niit (mõni üksik madal põõsas); 1 prooviala	ainus 1 prooviala
2	madal ja pigem juhuslik 4 prooviala	märg/niiske, väheste liigniiskuse märkidega ala, normaalse niiskusega ala madalam koht 2 prooviala	niit, kus madalaid põõsaid rohkem 6 prooviala	veel paar õitsevat taime siin-seal 2 prooviala
3	mõõdukas karjatamine 2 prooviala	normaalse niiskusega ala (taimestik kõrge) 7 prooviala	niit, kus põõsaid rohkem ja üksikud männid või sarapuud 6 prooviala	u 10 taime alal 3 prooviala
4	tugev karjatamine 2 prooviala	kuivapoolne, taimestik võrdlemisi madal 4 prooviala	puisniit, väga hõre mets 3 prooviala	võrdlemisi palju 7 prooviala
5	ilmne ülekarjatamine	väga kuiv, siin-seal taimkatteta paiku, kivine, palju paksude lehtedega taimi, nagu kukehari jms 2 prooviala	hõre kuni tihe mets	väga palju 3 prooviala

tunduvalt rohkemate orhidoid-mükoriisete seentega kui rohekas käoheel (joonis 4).

Eri uurimistööde tulemuste põhjal ei ole siiani leitud otsest seost orhidoid-mükoriisete seente hulga ning orhideede leviku ja arvukuse vahel. Isegi üksainus laialt levinud orhidoid-mükoriisne seen võib mõjutada orhi-

deede laiaulatuslikku esinemist (McCormick ja Jacquemyn 2014). Samas drastiline keskkonnatingimuste muutus, näiteks põuasus, võib tingida mitme orhidoid-mükoriisese kadumise või asendumise juurtes. Sellistes oludes suurendab ainult ühe sümbiondigiga seondumine tunduvalt orhideetaimede



Joonis 4.

Orhidoid-mükoriisete seente liigirikkus halli käpa (*Orchis militaris*) ja roheka käokeele (*Platanthera chlorantha*) juurtes

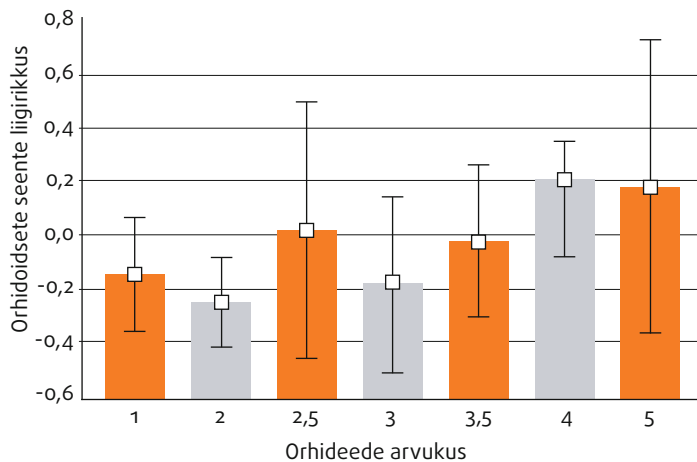
suremuse riski (McCormick et al., 2006). Siinse uuringu põhjal ei selgunud, et keskkonnategurid (nt põuasus) mõjutaksid oluliselt orhidoid-mükoriisete seente liigirikkust ja koosluse struktuuri juurtes.

Orhidoid-mükoriisete seente ruumilisi mustreid analüüsid ilmsel, et teatud tingimustel mõjutavad põuasus ja karjatamine kõnealuste seente muutusi loopealsetel. Juhul, kui on põuase (vastavalt 2,5; 3 või 5 palli) ja karjatamine on mõõdukas või tugev (vastavalt 3 või 4 palli), erinevad mullas leiduvad orhidoid-mükoriisid seened üksteisest tunduvalt ehk kooslused on heterogeensed. Mitu uuringut on näidanud, et sama uurimisala piires on orhideed seotud erisuguste orhidoid-mükoriisete seentega (Waterman jt 2011; Těšitelová jt, 2013). Selle põhjal võib oletada, et ruumiliselt heterogeensete orhidoid-mükoriisete seenekoosluste puhul väheneb konkurents seensümbiontide pärast ja samal ajal võib kasvada arvukalt mitmesuguseid orhideesid. Mis puudutab orhidoid-mükoriisete seente liigirikkuse muutust ruumis, siis meie tulemused ei kinnita varasemate uurimistööde väiteid, et peremeestaimedest kaugemal leidub neid seeni vähem. Valdavalt ei ole ruumilisel

kaugusel olulist mõju orhidoid-mükoriisete seente kooslustele (Bahram jt 2014).

Mullas oli orhidoidsetest seentest liigirikkamalt esindatud selts *Sebacinales* (104 liiki), mida antud orhideeliikide juurtes leidis märksa vähem. Kõikide mullas leiduvate orhidoidsete seente liigirikkust mõjutas ainult peremeestaimede arvukus loopealsetel. Kõige suurem oli orhidoidsete seente liigirikkus juhul, kui peremeestaimede rohkust oli hinnatud 5 palliga (joonis 5).

Samas ei tehtud kindlaks ühegi keskkonnateguri mõju nende seente koosluste struktuurile. Üldiselt on mõistetav, miks orhidoidsete seente mitmekesisus on seotud orhideede arvukusega. Nagu eespool selgitatud, saavad sellest kooslust suuremat kasu orhideed ning orhidoidsete seente kasu sedalaadi koosluse puhul on vähe teada. Oletatavasti võivad seened saada taimelt mingeid vitamiine või kasutada nad orhideede juuri pelgupaigana (Selosse 2014). Viimast oletust näitlikustab kaudselt asjaolu, et orhidoid-mükoriisid seeni leidub tunduvalt rohkem juurtes kui juurte lähedal mullas. Kui analüüsida mullas ainult nende seente sugukondade liigirikkust, mida me tuvastasime uuringus kasutatud orhideede juurtest, siis ei leitud seost ühegi kontrollitud keskkonnateguriga. Samamoodi



Joonis 5.

Orhidoid-mükoriisete seente liigirikkus loopealsetel peremeestaimede erisuguse rohkuse korral

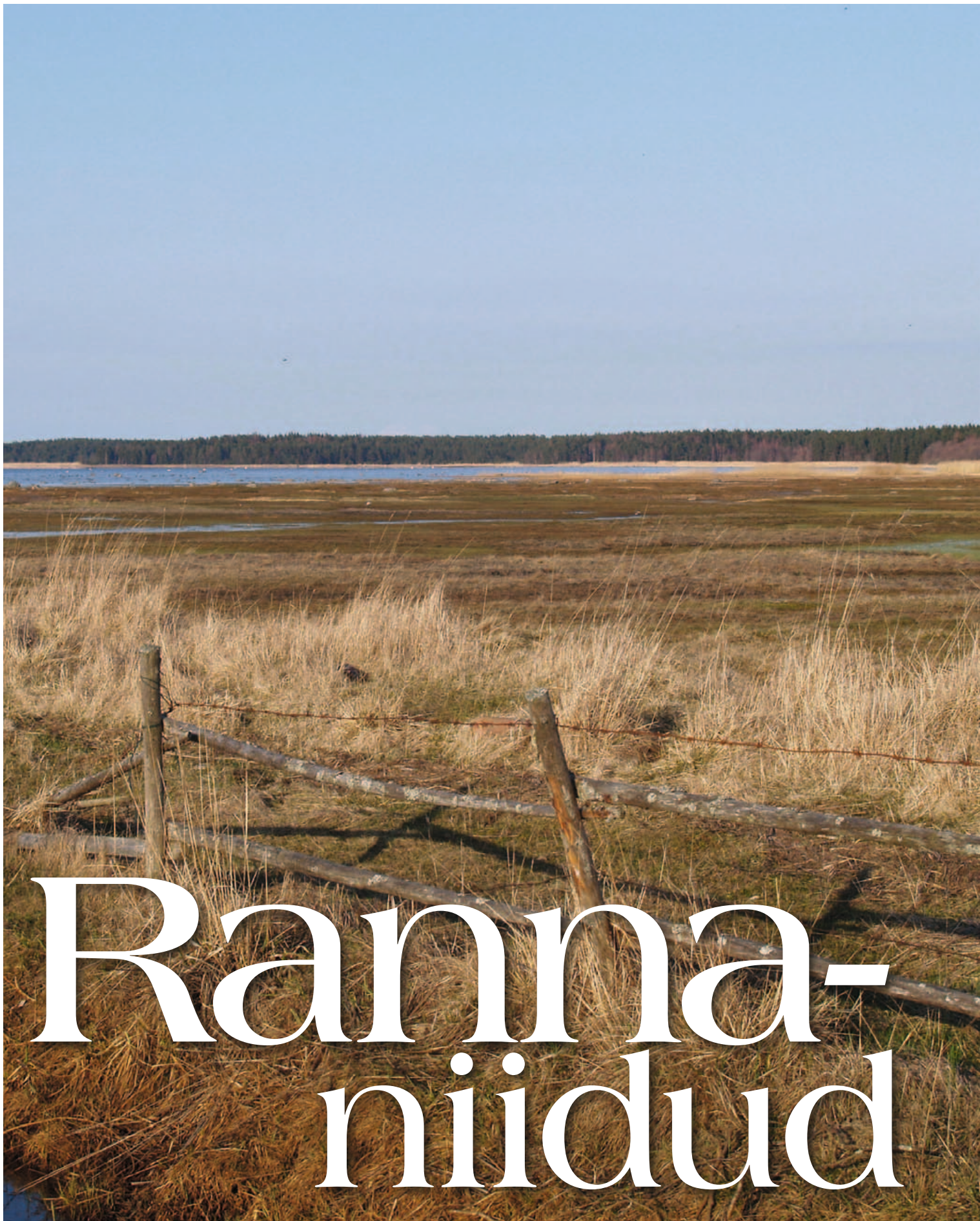
ei leitud uuritud orhideede generatiivsete ja vegetatiivsete isendite hulga sõltuvust karjatamise intensiivsusest ega puude-põõsaste arvukusest loopealsetel. Samas on varem herbivooria imiteerimise katsega tehtud kindlaks, et lehtede eemaldamine mõjutab negatiivselt kahelelise käokeele paljunemisedu- kusest (Vallius ja Salonen 2006).

Sedalaadi uudne uuring, mille siht oli hinnata loopealsete seisundit orhidoid-

mükoriisete seente alusel, ei andnud ühest vastust, mille põhjal võiks anda rakendus- likke majandamissoovitusi. Nii mitmekesise ökoloogiaga seente puhul mõjutavad nende ruumilist paiknemist ja liigirikkust ilm- selt mingid muud tegurid kui majandamise intensiivsus. Pigem tuleb loopealsetel kasva- vate orhideede mitmekesisuse säilimise puhul silmas pidada kasvukohtade kvaliteeti ja nende sobivust orhideedele.

Kasutatud kirjandus:

- Bahram, M., Peay, K. G., Tedersoo, L. 2014. Local- scale biogeography and spatiotemporal variability in communities of mycorrhizal fungi. – *New Phytologist*. doi: 10.1111/nph.13206.
- Bidartondo, M. I., Burghardt, B., Gebauer, G., Bruns, T. D., Read, D. J. 2004. Changing partners in the dark: isotopic and molecular evidence of ectomycorrhizal liaisons between forest orchids and trees. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271: 1799–1806.
- Currah, R. S., Smreciu, E. A., Hambleton, S. 1990. Mycorrhizae and mycorrhizal fungi of boreal species of *Platanthera* and *Coeloglossum* (Orchidaceae). – *Canadian Journal of Botany* 68: 1171–1181.
- Dearnaley, J. D. W., Martos, F., Selosse, M. A. 2012. Orchid mycorrhizas: molecular ecology, physiology, evolution and conservation aspects. In: Hock, B. (ed). *The Mycota IX (Fungal Associations)*. Berlin, Germany: Springer-Verlag: 207–230.
- Diez, J. M. 2007. Hierarchical patterns of symbiotic orchid germination linked to adult proximity and environmental gradients. – *Journal of Ecology* 95: 159–170.
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. – *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Vandepitte, K., Honnay, O., Roldán-Ruiz, I., Wiegand, T. 2007. A spatially explicit analysis of seedling recruitment in the terrestrial orchid *Orchis purpurea*. – *New Phytologist* 176: 448–459.
- Jersáková, J., Malinová, T. 2007. Spatial aspects of seed dispersal and seedling recruitment in orchids. – *New Phytologist* 176: 237–241.
- Kull, T. (toim) 1994. *Orchid Ecology and Protection in Estonia*. Eestimaa Looduse Fond, Tartu, Estonia.
- Kull, T., Tuulik, T. 2002. Kodumaa käpalised. Eesti Orhideekaitse Klubi, Tallinn, Estonia.
- McCormick, M. K., Jacquemyn, H. 2014. What constrains the distribution of orchid populations? – *New Phytologist* 202: 392–400.
- McCormick, M. K., Whigham, D. F., O'Neill, J. P., Becker, J. J., Werner, S., Rasmussen, D. L. 2009. Abundance and distribution of *Corallorhiza odororhiza* reflect variations in climate and ectomycorrhizae. – *Ecological Monographs* 79: 619–635.
- McCormick, M. K., Whigham, D. F., Sloan, D., O'Malley, K., Hodkinson, B. 2006. Orchid–fungus fidelity: a marriage meant to last? – *Ecology* 87: 903–911.
- McKendrick, S. L., Leake, J. R., Taylor, D. L., Read, D. J. 2002. Symbiotic germination and development of the *myco-heterotrophic* orchid *Neottia nidus-avis* in nature and its requirement for locally distributed *Sebacina* spp. – *New Phytologist* 154: 233–247.
- Oehl, F., Sieverding, E., Ineichen, K., Mäder, P., Boller, T., Wiemken, A. 2003. Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe. – *Applied and environmental microbiology* 69: 2816–2824.
- Oja, J., Kohout, P., Tedersoo, L., Kull, T., Kõljalg, U. 2014. Temporal patterns of orchid mycorrhizal fungi in meadows and forests as revealed by 454 pyrosequencing. – *New Phytologist*. doi: 10.1111/nph.13223.
- Schnoor, T. K., Lekberg, Y., Rosendahl, S., Olsson, P. A. 2011. Mechanical soil disturbance as a determinant of arbuscular mycorrhizal fungal communities in semi-natural grassland. – *Mycorrhiza* 21: 211–220.
- Selosse, M. A. 2014. The latest news from biological interactions in orchids: in love, head to toe. – *New Phytologist* 202: 337–340.
- Sharma, J., Zettler, L. W., van Sambeek, J. W. 2003. A survey of mycobionts of federally threatened *Platanthera praeclara* (Orchidaceae). – *Symbiosis* 34: 145–155.
- Těšitelová, T., Jersáková, J., Roy, M., Kubátová, B., Těšitel, J., Urfus, P., Suda, J. 2013. Ploidy-specific symbiotic interactions: divergence of mycorrhizal fungi between cytotypes of the *Gymnadenia conopsea* group (Orchidaceae). – *New Phytologist* 199: 1022–1033.
- Těšitelová, T., Těšitel, G., Selosse, M. A. 2012. Symbiotic germination capability of four *Epipactis* species (Orchidaceae) is broader than expected from adult ecology. – *American Journal of Botany* 99: 1020–1032.
- Yagame, T., Orihara, T., Selosse, M. A., Yamato, M., Iwase, K. 2012. Mixotrophy of *Platanthera minor*, an orchid associated with ectomycorrhiza-forming Ceratobasidiaceae fungi. – *New Phytologist* 193: 178–187.
- Vallius, E., Salonen, V. 2006. Allocation to reproduction following experimental defoliation in *Platanthera bifolia* (Orchidaceae). – *Plant Ecology* 183: 291–304.
- Waterman, R. J., Bidartondo, M. I., Stofberg, J., Combs, J. K., Gebauer, G., Savolainen, V., Barraclough, T. G., Pauw, A. 2011. The effects of above- and below-ground mutualisms on orchid speciation and coexistence. – *American Naturalist* 177: E54–E68.
- Zelmer, C. D., Currah, R. S. 1995. *Ceratorhiza pernacete* and *Epulorhiza calendulina* spp. nov.: mycorrhizal fungi of terrestrial orchids. – *Canadian Journal of Botany* 73: 1981–1985.
- Zelmer, C. D., Cuthbertson, L., Currah, R. S. 1996. Fungi associated with terrestrial orchid mycorrhizas, seeds and protocorms. – *Mycoscience* 37: 439–448.



Ranna- niidud

Rannaniitude majandamine ja hüdroloogia: mis määrab kahlajate ja kahepaiksete elupaigakvaliteedi?

Riinu Rannap
Tanel Kaart
Hannes Pehlak
Silja Kana
Renno Nellis
Elin Soomets
Kaire Lanno

Läänemere rannaniidud tekkisid tuhandeid aastaid tagasi merest kerkivale tasasele maale, kus merevee ja jää mõju ning hilisem inimtegevus (karjatamine ja niitmine) hoidis alad avatud ning madalmurused. Nii kujunesid välja liigirikka taimekooslusega avamaastikud (Paal 1998), mis on tähtis sigimis- või rändepeatuspaiik paljudele vee- ja rannikulindudele (Kuresoo ja Mägi 2004, Thorup 2004, Ottvall ja Smith 2006), kahepaiksetele (Rannap jt 2007) ning selgrootutele (Talvi 2010). Paraku on Läänemere rannaniitude seisund 20. sajandi teisel poolel tunduvalt halvenenud: nii põllumajanduse intensiivistumise, kuivendussüsteemide rajamise, metsastamise (Beintema 1991, Wilson jt 2001) kui ka hilisema majandustegevuse hääbumise või katkemise tõttu (Koivula ja Rönkä 1998, Kuresoo ja Mägi 2004, Ottvall ja Smith, 2006). Sel ajavahemikul vähenes Eesti majandatud rannaniitude pindala 29 000 hektarilt 8000 hektarini (Luhamaa jt 2001).

Tänapäeval kuuluvad Läänemere rannaniidud Euroopa ohustatuimate elupaikade hulka (92/43/EEC). Ulatuslikumad rannaniidualad on tänaseni säilinud veel Eestis ja Rootsis, vähesel määral ka Soomes ja Lätis. Kuna enamjagu rannaniite on hävinud (kuivendatud, väetatud, metsastunud, roostunud ja võsastunud), on ka hulk sellele elupaigale omaseid liike hääbunud või nende arvukus tunduvalt vähenenud. Nii on suurelt osalt Läänemere rannaniitudelt kadunud kõre (Fog 1988, Andren ja Nilson 2000, Briggs 2004, Rannap jt 2007), kes veel 20. sajandi esimesel poolel oli Lääne-Eesti rannikualade ja saarte majandatud rannaniitudel laialt levinud ja arvukas liik (Rannap jt 2007). Samuti on märgatavalt kahanenud mitmete rannaniitudel pesitsevate kahlajate arvukus (Koivula ja Rönkä 1998, Hellström ja Berg 2001, Thorup 2004, Delany jt 2009). Eestis on viimase 40 aasta jooksul kõige drastilisemalt vähenenud tutka (*Philomachus pugnax*), niidurüdi

(*Calidris alpina schinzii*) ja mustsaba-vigle (*Limosa limosa*) asurkonnad (Kuresoo ja Mägi 2004, Elts jt 2013).

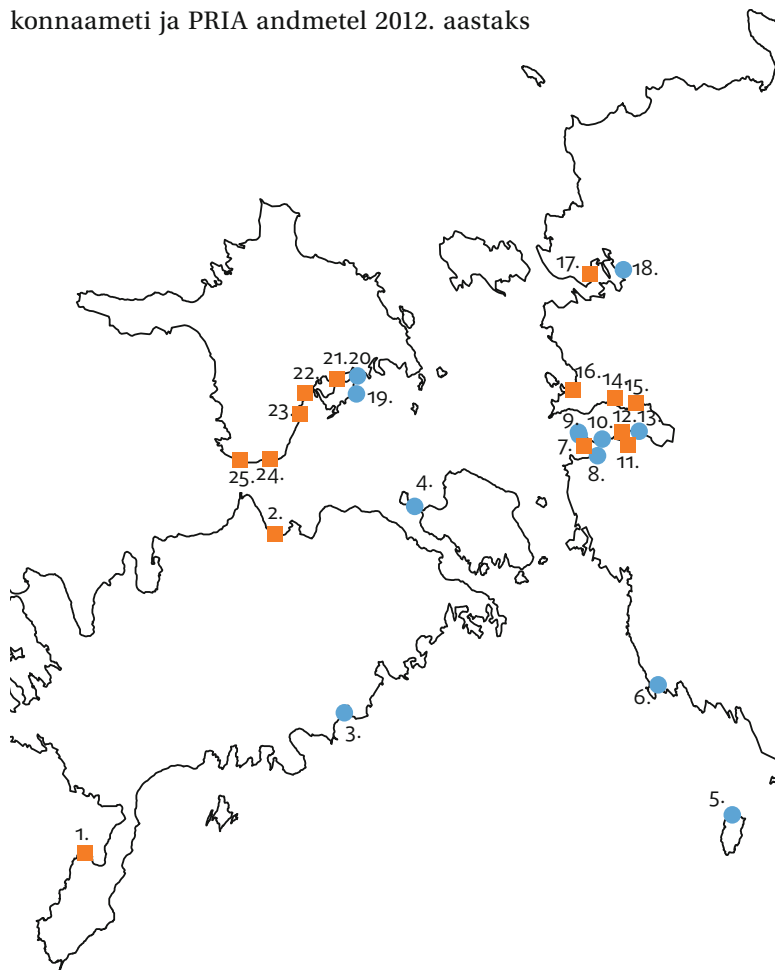
Selleks, et rannaniidud ja neile oma- sed liigid Eesti loodusest lõplikult ei kaoks, hakati 1990. aastatel otsima võimalusi, kuidas neid kooslusi taastada. Algust tehti mitme rahvusvahelise projekti toel Matsalu rahvusparkis ja Hiiumaal. Alates 2001. aastast, kui pärandkoosluste hooldajad hakkasid saama riiklikke toetusi, laienes rannaniitude hooldamine kogu rannikualale. Keskkonna- ministeeriumi andmetel on hooldatud rannaniitude pindala aastail 2000–2013 suu- renenud 4000 hektarilt 9000 hektarini. Kuigi rannaniite on riiklike toetuste varal taastatud ja hooldatud juba üle kümne aasta, pole neile elupaikadele omaste liikide, näiteks kõre, niidurüdi, tutka ja mustsaba-vigle asurkon- dade arvukus taastunud (Kuresoo 2010, MTÜ Põhjakonn 2014). Varasematest uuringutest on teada, et kõik need liigid vajavad karjata- tud ja/või niidetud, kõrge veetaseme, kraa- vitamata ja tasandamata pinnareljeefi ning järk-järgult kuivavate lompidega rannaniite (Paillisson jt 2002, Thorup 2004, Rannap jt 2007, Leito jt 2014).

Milline on aga meie hooldatavate ranna- niitude majandamise intensiivsus ja hüdro- loogia – tegurid, millest suurel määral oleneb kahlajate ja kahepaiksete sigimisedukus – on suuresti teadmata. Samuti on oluline välja selgitada, milline on rannaniitude seisund ja millised niitude omadused pärsivad või kitsendavad eri liikide elutsemist ja pesitse- mist. Et leida nendele küsimustele vastused, tehti 25-l Eesti majandataval rannaniidul kaheaastane uuring, mis keskendus tutka, niidurüdi, mustsaba-vigle ja punajalg-tildri ning rohukonna (*Rana temporaria*) ja raba- konna (*R. arvalis*) elupaigavalikule. Kõret kui majandatud rannaniitudele omast kahepaik- seliiki ei saanud uuringus kasutada, kuna 2012. aastal oli säilinud ainult üks ranna- niiduasurkond (MTÜ Põhjakonn 2011). Kui

kahlajaid peetakse majandatavate ranna- niitude indikaatorliikideks, siis kahepaiksete kui aeglaselt ära kuivavatest veekogudest sõltuvate liikide sigimine ja selle edukus kajastavad niitude hüdroloogiat.

MATERJAL JA METOODIKA

Uuringuks valiti Lääne, Pärnu, Hiiu ja Saare maakonnas 25 rannaniitu (joonis 1), millest 14 olid kraavitatud ja 11 kraavitamata (loo- dusliku veerežiimiga). Uurimiselade valikul lähtuti sellest, et rannaniidud oleksid Keskkonnaameti ja PRIA andmetel 2012. aastaks



Joonis 1.

2012.–2013. a uuritud rannaniidud (oranž nelinurk tähistab kraavitatud niitu, ring kraavitamata niitu): 1. Rahuste, 2. Parasmetsa, 3. Sandla, 4. Kõinastu leed, 5. Linaküla-Sääreküla, 6. Saulepi, 7. Teorehe-Kilbu, 8. Teorehe, 9. Saastna, 10. Pagarand, 11. Salmi, 12. Keemu, 13. Härg- laid, 14. Haeska Sepa soon, 15. Haeska, 16. Põgari-Sassi, 17. Tahu, 18. Saunja, 19. Taguküla, 20. Esiküla, 21. Utu, 22. Aandi, 23. Karjamaa nina, 24. Tärkma, 25. Emmaste

vähemalt viis aastat hooldatud (niidetud ja/või karjatatud). Uuritud niidud erinesid pindalalt suuresti: väikseim (Tärkma) rannaniit hõlmas 23 ha, suurim (Haeska) rannaniit aga 258 ha (uurimisalade keskmine 94,7 ha).

Välitööd tehti 2012. ja 2013. aasta aprillist juunini. Niitude hüdroloogia ja maastikuomaduste kirjeldamiseks käidi kõigil aladel kahel korral. Esmalt aprilli lõpus või mai alguses, s.o ajal, kui rannaniitude kevadine veetase on maksimaalne, ühtaegu on lõppenud kahepaiksete (raba- ja rohukonna) sigimine. Teist korda käidi niitudel juuni esimesel poolel, kui kahlajatel on poegade toitmise või järelkurna moodustamise aeg ning kahepaiksete kullused on jõudnud moondeni. Kui sel ajal leidub rannaniitudel lompe ja märgalasisid, pikendab see tunduvalt kahlajate pesitsusaega ning loob soodsad olud teise kurna munemiseks (Beintema ja Muskens 1987, Green 1988). Ent kui lombid kuivavad, ei õnnestu kahepaiksetel sigida, kuna kullused hakkavad.

Mõlemal korral käisid uurijad läbi kõik rannaniidud. Hinnati üksikute puude ja põõsaste olemasolu ja rannaniidu majandamise intensiivsuse osakaalu, mõõdeti veekogude sügavust ja kraavide laiust. Kõik uurimisalal nähtud veekogud (kraavid, lombid, üleujutusosalad jne), roostunud ja kulustunud alad ning puudetukad ja põõsastikud märgiti Eesti põhikaardile. Selle uurimistöo käigus hinnati ka sigivate kahepaiksete arvukust: aprillis-mais kudupallide loenduse ning juunis kulleste kahvapüügi põhjal. Kudupallide ja kulleste järgi määrati ka kahepaiksete liik.

Niitude haudelinnustiku kirjeldamiseks tehti üldloendused kaardistusmeetodil riikliku seire metoodika alusel (Pehlak 2013). Kõigil aladel korraldati kaks varahommikust loendust ajavahemikus 5. maist 20. juunini. Esimene loendus oli mais, teine juunis, vähemalt kümnepäevase vahega. Mõlemal loendusel kaardistati kõigi niidul pesitsevate linnuliikide territooriumid vanalindude käi-

tumise järgi, üksikjuhtudel ka pesaleidude alusel. Haudepaaride hulka hinnati, võttes arvesse eri loendustel kaardistatud paaride paiknemise lähedust ja loendaja hinnangut.

TULEMUSED JA ARUTELU

RANNANIITUDE VEEREŽIIM

2012. aasta oli suhteliselt sademeterohke: aasta esimesel poolel ületas sademete hulk pikaajalise normi 1,5–2 korda (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut). Uuritud rannaniidud olid veerežiimi poolest väga erinevad: leidis niite, millest 2012. aasta aprillis oli vee all üle 90% (nt Teorehe; joonis 2, 3), ent ka rannaniite, mille pindalast hõlmasid lombid vaid 8% (nt Parasmetsa; joonis 3). 2013. aasta esimesel poolel jäi sademete hulk normi piiresse ning ka niitudel leiduvate lompide osakaal oli 2012. a võrreldes pisut väiksem, kuid varieeruvus säilis: mais oli eri niitudest vee all 5–57% (joonis 3). Samas tuli ette erandeid, mille olid tinginud 2013. a hooti esinenud sajud, näiteks sadas Sõrves, erinevalt teistest paikadest, maikuus pea-aegu nelja kuunormi jagu sademeid (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut). See võiski olla põhjus, miks Rahuste rannaniit oli märjem just 2013. aastal. Üldiselt oli 2012. a rannaniitudel rohkem vett, nii kevadel kui ka suvel. Samuti oli lompide pindala muutus 2012. aastal suurem (joonis 3). Aastatevahelisest erinevusest sõltumata olid suurema pindalaga rannaniidud väiksematest niitudest tunduvalt märjemad.

Kraavide kogupikkus ja arv (ka suhteline) oli positiivses seoses rannaniidu suurusega. Suurematel rannaniitudel oli kraave üldiselt rohkem ning ka nende kogupikkus oli suurem. Erand oli vaid Emmaste ja Tärkma (joonis 2), kus kraavide kogupikkus niidu pindala kohta oli märgatavalt suurem (joonis 3).



Joonis 2.
Teorehe (ülal) ja Tärkma (all) rannaniit 2012. aasta mais
FOTO: RIINU RANNAP

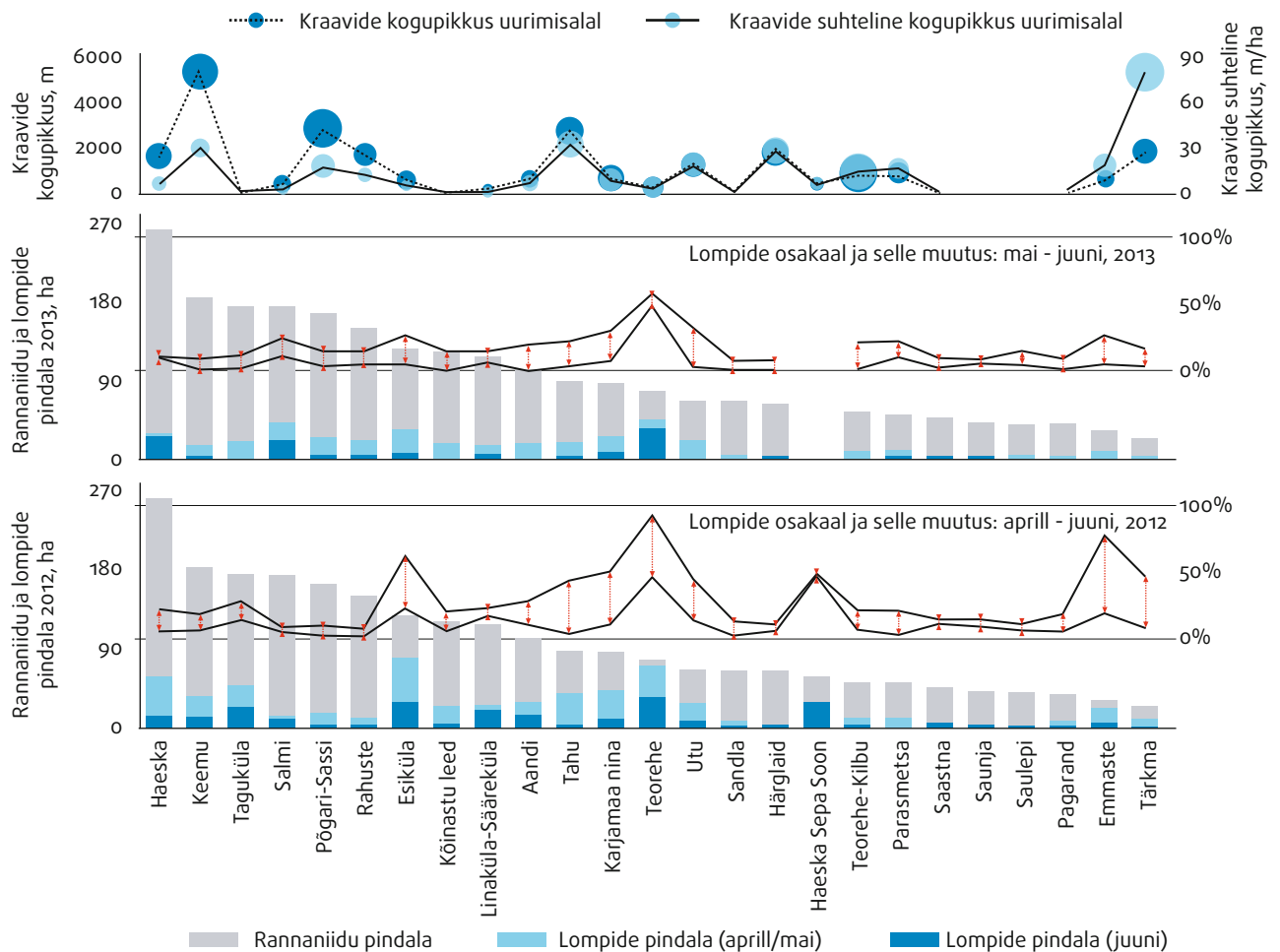
Kuigi 2012. ja 2013. aasta olid olude poolest mõneti erinevad, oli üldine veerežiim rannaniitudel siiski üsna stabiilne. Niitudel, kus 2012. aasta kevadel oli rohkem vett – nii absoluutselt kui ka suhtena niidu kogupindalasse –, oli rohkem vett ka 2013. aasta kevadel. Sama järelsus kehtib suvise lompide pindala ja selle vähenemise kohta. Kuigi suurematel rannaniitudel oli lompide suhteline pindala väiksem kui väiksematel niitudel ning neilt kadus ära rohkem vett kui pisematelt, oli summaarne veekogus suurematel niitudel siiski suurem. Samas leidis ka väiksemaid ja seevõrra suurema suhtelise lompide pindalaga rannaniite, ent nagu edaspidi nähtub, ei lange kõik rannaniidu suurust ja veerežiimi näitavad parameetrid kahlajate pesitsusandmetega kõrvutades sugugi kokku.

KAHLAJAD

Uurimisaladel leiti pesitsemas seitse liiki niidukahlajaid (joonis 4), kellest kõige arvukamad olid kiivitaja (*Vanellus vanellus*) ja punajalg-tilder (*Tringa totanus*). Mõlemad liigid pesitsesid nii 2012. kui 2013. aastal peaaegu kõigil rannaniitudel. Väikseim arvukus oli mustsaba-viglel ja tutkal; tutkas pesitses vaid 2012. aastal ühel rannaniidul (joonis 4).

KAHLAJATE PESITSEMISE SEOS RANNANIITU ISELOOMUSTAVATE NÄITAJATEGA

Kahlajate pesitsemist mõjutavate rannaniiduomaduste väljaselgitamiseks keskendus edasine uuring neljale liigile, kes sõltuvad niidu kvaliteedist ja veerežiimist: mustsaba-vigle, niidurüdi, punajalg-tilder ja kiivitaja. Esimesed kaks on elupaigaspetsialistid, kes pesitsevad ainult hästi majandatud madalmurustel rannaniitudel; punajalg-tilder ja kiivitaja on aga generalistid, kes kasutavad pesitsemiseks ka halvema hoolduskvaliteediga rannaniite. Kõigi nelja uuritud kahlajaliigi pesitsemist mõjutasid positiivselt nii rannaniidu üldpindala kui ka laius (joonis 5).



Joonis 3.

Rannaniitude pindala (mille järgi on ka niidud järjestatud); lompide pindala ja osakaal ning selle muutus aastatel 2012 ja 2013; kraavide absoluutne ja suhteline kogupikkus (tumede ja heledate ringide suurus näitab vastavalt kraavide absoluutset ja suhtelist arvu)

Uurides kahlajate arvukuse ja asustustiheduse sõltuvust niidu suurusest, selgus, et niidurüdi ja mustsaba-vigle jaoks optimaalne niidu pindala peaks olema vähemalt 150–160 ha (joonis 5). Kiivitaja ja punajalgtilder pesitsesid seevastu ka väiksematel rannaniitudel (alla 100 ha; joonis 5), kusjuures nende liikide asustustihedus oli seda suurem, mida suurem oli suhteline kraavide arv ja pikkus rannaniidul ning mida väiksem oli tugevalt majandatud ala osakaal. Asustustiheduse seisukohast oli keskmise sademete-hulgaga aastal oluline ka lompide suhteline pindala nii kevadel kui ka suvel.



Kiivitaja
 FOTO: KÄAREL KAISEL

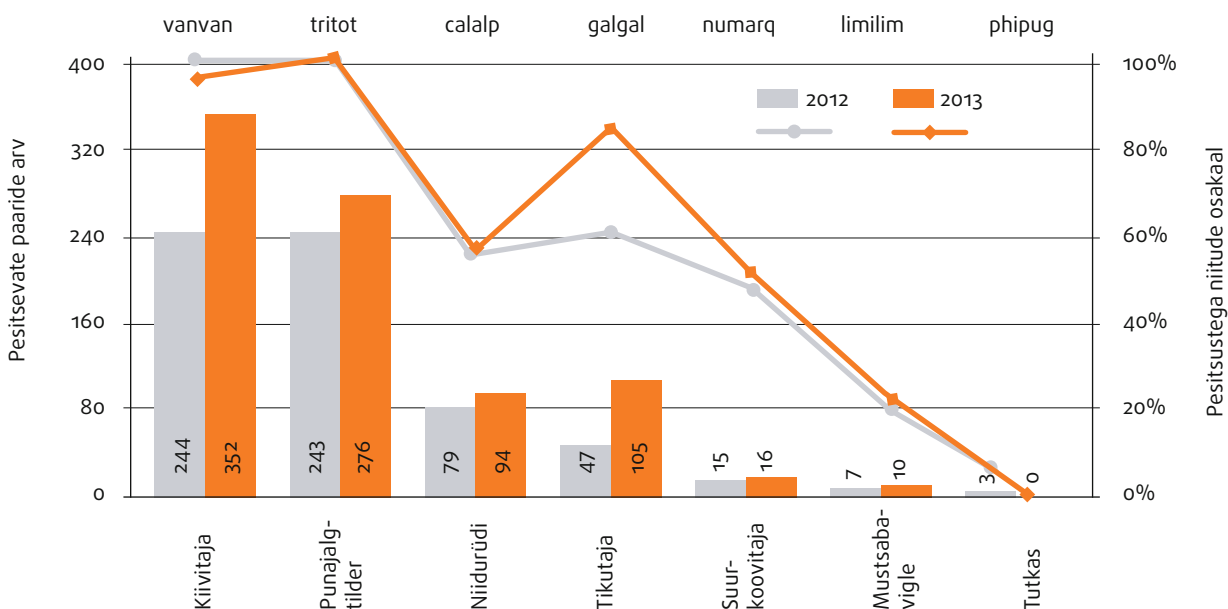


Keskmise sademetehulgaga aastal oli niidukahlajate arvukus suurem eelkõige suurema pindalaga niitudel. Selline seos võib tuleneda asjaolust, et sademeterohkel aastal on veega täidetud lompe ja sonne piisavalt ka väiksema pindalaga niitudel, kuid keskmise sajuhulgaga aastatel leidub küllaldasel määral vett vaid suurematel niitudel. Uuritud ran-

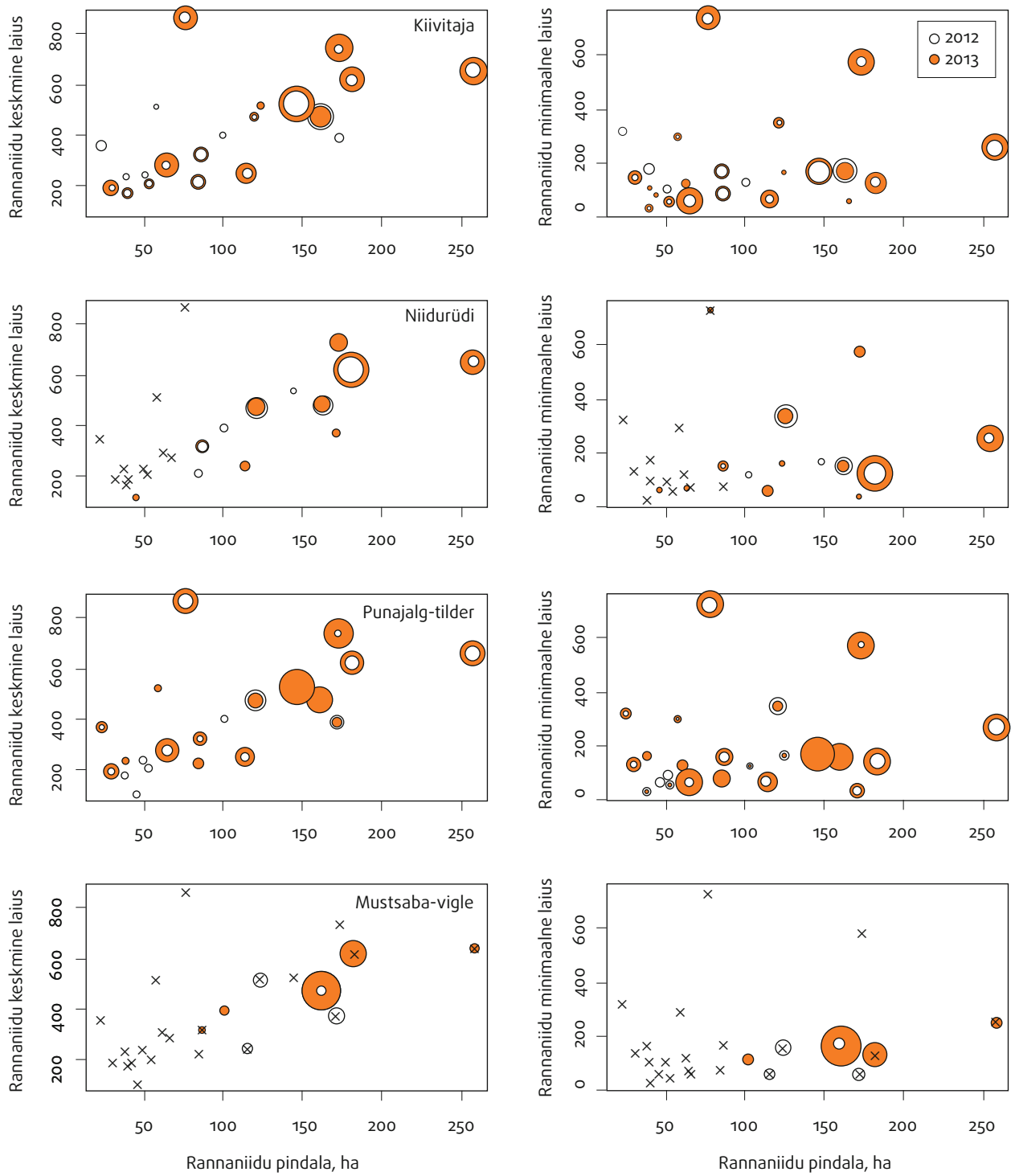
Punajalg-tilder
FOTO: MATI KOSE

naniitudest oli 150 ha suurusi või suuremaid niite ainult kuus (24%; joonis 3). Hollandis on niidukahlajate pesitsusala optimaalseks suuruseks hinnatud 250 ha (Woud 2013). Muidugi tuleb rannaniidu kui optimaalse pesitsuspaiga hindamisel silmas pidada ka teisi tunnuseid: üksikute puude ja põõsaste puudumist, piisavat kaugust metsast, suve poole kuivavate lompide ja püsivate veesilmade olemasolu, millest tuleb juttu allpool.

Kui pesitsemiseks sobiva rannaniidu minimaalne suurus oli eri kahlajaliikidel erinev, siis niidu optimaalne laius oli kõigi liikide puhul üsna sarnane: niidu keskmine laius oli eelistatult umbes 500–600 m (või laiem) ning minimaalne laius vähemalt 100 m (joonis 5). Sellise eelistuse põhjus on ilmselt tõsiasi, et laiematel niitudel on suurem mikroelu- paikade hulk ning väiksem röövluskoormus: pesades, mis paiknevad niidu servaalast kaugemal, on röövluskoormus tunduvalt väiksem (MacDonald ja Bolton 2008). Samuti on ilmnenud, et kahlajad eelistavad pesitseda aladel, mida ümbritseb avamaastik, ning



Joonis 4. Pesitsevate kahlajaliikide suhteline arvukus ja pesitsusega niitude osakaal aastatel 2012 ja 2013



Joonis 5.

Pesitsevate kahlajate arvukus olenevalt rannaniidu suuruselt ning keskmisest ja minimaalsest laiuusest. Ringi suurus kajastab arvukust, rist märgib pesitsevate paaride puudumist. Valge ring tähistab 2012., oranž ring 2013. aastat



Mustsaba-
vigle
FOTO: KAAREL
KAISEL

Joonis 6.
Taguküla
rannaniit on
küll pindalalt
suur, ent samas
kitsas, seetõttu
pole see kahla-
jatele opti-
maalne
pesitsuspaik
FOTO: RIINU RANNAP

nad väldivad metsaga piirnevaid alasid (Pärt ja Söderström 1999), kusjuures metsapiiri osakaalu suurenedes pesitsevate kahlaste arvukus kahaneb (Amar jt 2011). Nii vähendab 5% metsa osakaal pesitsuspaigast 250 m raadiuses kiivitaja ja punajalg-tildri asustustihedust 50%, võrreldes aladega, mille ümbruses mets puudub (Berg ja Gustafson 2006). Ka niidurüdi pesitsustihedus väheneb tunduvalt sedamööda, mida lähemal asub pesa metsaservale (Hancock jt 2009). Meie uuritud rannaniitudest piirnes aga enamik (64%) met-

saga, kusjuures niidurüdi ja mustsaba-vigle ei pesitsenud ka pindalalt suurtel, kuid kitsastel niitudel (nt Taguküla rannaniidul; joonis 6).

LOMBID JA KRAAVID

Peale rannaniidu suuruse soodustas kõigi uuritud liikide pesitsemist lompide (ajutise iseloomuga veekogude) olemasolu. Tähelepanuväärne on seejuures asjaolu, et keskmise sademetehulgaga aastal oli lompide leidumine juunis tunduvalt olulisem kui sademeterohkel aastal, mil rannaniidud olid üldiselt märjemad. Kuigi lompide suhteline osakaal oli suurematel niitudel väiksem kui pisematel niitudel, mõjutas niidu üldpindala kõigi uuritud liikide pesitsemist olulisel määral. Seega, hoolimata lompide suhteliselt suurest osakaalust mitmel väiksemal rannaniitul, vältisid kahlastad neid niite eelkõige just nende väiksuse tõttu.

Samamoodi kui meie uuring on positiivset seost ajutiste veekogude ning kahlaste pesitsemise vahel näidanud varem nii Eestis (Leito jt 2014) kui ka Inglismaal ja Walesis tehtud uurimistööd (Wilson jt 2004, Eglinton jt 2008). Märgadel niitudel on taimestiku kasv aeglasem, seetõttu on nende



niitude taimestik üldiselt madalam ja nõnda niidukahlajatele pesitsus- ja toitumispaigna sobivam (Ausden jt 2001). Smarti ja tema kolleegide uuringust (2006) selgus, et madalaveeliste lompide, üleujutusosalade ja madalate kraavide üldpindala niidul määras oluliselt punajalg-tildri pesitsemist ja pesitsevate paaride arvukust, pesitsuskoha valikul oli aga määrav lompide ja madalate kraavide olemasolu selle läheduses. Niidulompide ja ajutiste veekogude leidumine juunis ja juulis pikendab kahlajate pesitsusperioodi, luues soodsad tingimused teise kurna munemiseks (Beintema ja Muskens 1987, Green 1988, Bellebaum ja Bock 2009). Lombid ja muud ajutised veekogud, kus vesi säilib juuni-juulini, on täiskasvanud kahlajatele ja nende poegadele oluline toitumisaala (Ausden jt 2001), kusjuures nende tähtsus toitumispaigna suureneb pesitsusajal (Milsom jt 2002, Ausden jt 2003). Nii oleneb kiivitaja poegade ellujäämus otseselt lompide jt ajutiste veekogude olemasolust niidul (Bellebaum ja Bock 2009). Peale selle on veerohketel niitudel röövloomade, näiteks punarebase (*Vulpes vulpes*) ja kärbi (*Mustela erminea*) liikumine raskendatud, mistõttu on kahlajate poegade koorumisprotsent märgadel niitudel suurem (Seymour jt 2003, Seymour jt 2004).

Kraavidel oli positiivne mõju kiivitaja ja punajalg-tildri pesitsemisele. Selline positiivne seos võib tuleneda asjaolust, et kraavid olid suuresti seotud nii rannaniidu suuruse kui ka sealse vee hulga - tunnustega, mis määrasid oluliselt kahlajate arvukust. Samas tuleb rõhutada, et enamik uurimisaladel leidunud kraavidest olid madalaveelised ja laugete kallastega (mitte laiad, järsuservalised ega sügavad). Mustsaba-vigle pesitsemise ja kraavide vahel ilmnes positiivne seos vaid keskmise sademetehulgaga aastal. Sellistel aastatel osutuvad suuremad ja märjemad, samas ka kraavirohkemad niidud pesitsemise seisukohast sobivamaks, märjematel

aastatel leidub aga piisavalt vett ka väiksematel niitudel. Madalaveeliste ja laugeservaliste kraavide positiivne mõju kiivitaja ja punajalg-tildri pesitsusedukusele ning olulisus poegade ja vanalindude toitumispaigna on tehtud kindlaks ka Inglismaal (Milsom jt 2002, Smart jt 2006). Paraku on nüüdisaegsete kraavitamismetoditega rajatud kraavid sügavad, laiad ja järskude kallastega, mis toob kaasa nende liikide arvukuse drastilise vähenemise (Williams jt 1998).

PÕÖSAD, PUUDETUKAD, ÜKSIKUD PUUD JA ROORIBAD

Uuringust selgus, et põõsastikel, puudetukadel ja üksikutel puudel on kahlajate pesitsemisele negatiivne mõju. Ka varem on tehtud kindlaks, et üksikute puude ja puudetukkade lähedus vähendab ala sobivust kahlajate pesitsuspaigana (Galbraith 1989, Berg jt 1992). Samuti suurendab puude istutamine rannaniitudele või nende äärealadele tunduvalt röövloomade esinemissagedust ning kahlajate pesade ja poegade röövluskoormust (Teunissen jt 2006). Ka kõrge ja tihe rooriba rannikul vähendab ala sobivust kahlajate pesitsuspaigana. Nii eelistab niidurüdi pesitseda aladel, kus vähemalt 40% rannajoonest on roovaba (Männaste 2012). Meie uuritud rannaniitudest enamikul (72%) hõlmas roovaba ala vähemalt 40% rannajoonest, seepärast võib neid niite selle omaduse poolest niidukahlajale sobivaks pidada.

MAJANDAMISE INTENSIIVSUS

Kui võtta aluseks rannaniidu majandamise intensiivsus, kaldusid mustsaba-vigle ja niidurüdi eelistama madalmuruseid niite (rohustu kõrgus ≤ 10 cm; joonis 7), eelkõige kuivemal aastal. Kiivitaja ja punajalg-tildri aga eelistasid pesitseda pigem keskmiselt majandatavatel niitudel, kusjuures sademeterohkel aastal oli see seos märksa tugevam. Sama tendentsi on täheldatud Inglismaal, kus kiivitaja ja punajalg-tildri pidasid pare-



maks pesitseda kõrgema taimestikuga niidu-
aladel (Henderson jt 2002).

Ühtlasi on pesakoha valikul väga täht-
s niidu mosaiiksus: eelistatakse alasid,
kus leidub nii kõrgemat kui ka madalamat
taimestikku, kusjuures kiivitaja tavatseb
pesa teha madalamasse (≤ 10 cm; Durant jt
2008; joonis 8), punajalg-tilder aga kõrge-
masse taimestikku (10–18 cm; Vickery jt 2001,
Smart jt 2006). Samuti on pesitsemisel oluline
rohustu struktuur (rohututtide ja puhmaste
olemasolu). Kiivitaja eelistab niite, kus rohu-
tutte ja -puhmaid on vaid vähesel määral
(5–15% pindalast), punajalg-tilder pesitseb
aga meelsasti niitudel, kus puhmaste katvus
on kuni 35% (Milsom jt 2000). See tuleneb
asjaolust, et punajalg-tilder valib samamoodi
kui mustsaba-vigle pesakohaks sageli rohu-
puhma (Herbert jt 1990, Treweek jt 1997).

NIIDUD, KUS EELISTATI PESITSEDA

Mitmetunnuselisest elupaigamudelist lähtu-
valt eelistasid kahlajad pesitsemiseks eri aas-
tatel pisut erinevaid niite. Sademeterohkel
aastal pesitses **kiivitaja** ennekõike laiematel,
keskmiselt majandatud ja kraavitatud niitu-

del, milleks mudeli alusel olid Rahuste, Tahu
ja Haeska. **Niidurüdi, punajalg-tildri ja must-
saba-vigle** pesitsemist mõjutasid aga enim
rannaniidu pindala (kohasemaks peeti suure-
maid niite), laius (kaugus metsast) ja kevadine
lompide pindala. Pesitseda eelistati Kõinastu
leedel, Põgari-Sassi ja Linaküla-Sääreküla
rannaniitudel. Samas Haeska, Keemu ja Teo-
rehe niitudel, mis vastavalt mudeli ennustus-
võimele oleksid omadustelt pidanud vastama
eelistatud pesitsuspaigale, osutus pesitsejate
arvukus oodatust väiksemaks.

Joonis 7.
Niidurüdi
eelistab pesit-
seda madal-
murustel
niitudel
FOTO: KAAREL
KAISEL

Joonis 8.
Pesakoha
valikul on
oluline niidu
mosaiiksus.
Kiivitaja pesa
FOTO: KAAREL
KAISEL



Keskmise sademetehulgaga aastal eelistasid **kiivitaja** ja **punajalg-tilder** laiemaids, metsast kaugemal asuvaids, suurema lompide pindalaga ja keskmiselt majandatud rannaniite: Rahustet, Salmi ja Teorehet. **Niidurüdi** ja **mustsaba-vigle** eelistasid pesitseda suure pindalaga madalmurustel kraavidega niitudel, sealjuures tuleb silmas pidada, et kraave leidis enim just suurematel ja madalmurustematel niitudel. Pesitseda eelistati Kõinastu leedel ja Põgari-Sassi rannaniidul ning Keemu rannaniidul. Haeska niidu potentsiaal pesitsuspaigana oli aga oodatust väiksem, nagu 2012. aastal.

ROHU- JA RABAKONNA SIGIMISEDUKUSE SEOS RANNANIITU ISELOOMUSTAVATE TUNNUSTEGA

Kahest uuritud kahepaikseliigist – rabakonnast ja rohukonnast – leidis rannaniitudel sagedamini rabakonna (mõlemal aastal 88% niitudest). Rohukonna sigimine tuvastati 2012. aastal 52% ja 2013. a 76% niitudest. Üldjoontes eelistasid kahepaiksed sigida suurematel, laiematel ja lagedamatel niitudel nagu ka kahlajad. Suuremate ja avatumate niitude eelistamine sigimispaigana võib tuleneda selliste niitude väiksemast rõõvluskoormusest, kuna puuduvad niitu killustavad rootukad, põõsastikud ja puudesalud, mis pakuvad varitsuspaika röövtoidulistele lindudele ja imetajatele (nt kährikkoer, rebane).

Peale selle soodustas mõlema liigi sigimist lompide suurem üldpindala ja väiksem veekadu (lompide suhteline ärakuivamine) mais ja juunis. Mõlema liigi sigimine sõltus positiivselt kraavide olemasolust rannaniidul, eriti keskmise sademetehulgaga aastal (2013), mil sigimine õnnestus enim kraavides, kuna suur osa lompe kuivas juuniks ära. Samas oli lompide pindala vähenemine mais-juunis seotud otseselt kraavide pikkusega rannaniidul, mistõttu võib lompide kuivamist seostada niidu kraavitamisega. Kahepaiksete sigimise positiivne

JÄRELDUSED

- Kraavitamine mõjutab rannaniitude hüdroloogiat (vee äravool on kiirem).
- Kraavitamine ja sellest tulenev niidulompide ja üleujutusosalade liiga varajane ärakuivamine mõjutab enim väiksemaid rannaniite (nt Tärkma), kuid võib mustsaba-vigle ja niidurüdi puhul olla ka suuremate niitude (nt Haeska) suhteliselt väikese pesitsuspotentsiaali põhjus.
- Kõigi uuritud kahlajaliikide pesitsemisele on väga oluline lompide, üleujutusosalade, märgade lohkuude ja sonnide olemasolu niidul. Märjad alad on vajalikud nii pesitsuskoha valikul kui ka poegade toitumise ajal, seetõttu peab niidul olema maist-juunini kõrge veetase.
- Niidurüdi ja mustsaba-vigle eelistavad pesitseda suurtel (vähemalt 150 ha), laiadel (keskmine laius 500–600 m) ja avaratel (ilma põõsastike, puudetukkade ja üksikute puudeta), hästi majandatud (taimestiku kõrgus ≤ 10 cm) ning märgadel rannaniitudel.
- Kiivitaja ja punajalg-tilder pesitsevad peale suurte rannaniitude ka väiksematel, kuid samas laiadel (keskmine laius 500–600 m) rannaniitudel, mis on keskmiselt majandatud (taimestiku kõrgus 10–30 cm) ning kus leidub suhteliselt palju vett (lompe, sonne, üleujutusalasid), aga ka kraave.
- Samamoodi kui kahlajad eelistavad ka kahepaiksed sigida suurtel avatud niitudel, kuigi rabakonn sigib ka väiksematel madalmurustel niitudel.
- Kahepaiksete sigimisintensiivsus (kudupallide ja kulleste suhteline arv) oleneb lompide pindalast ja nende püsimisest rannaniidul.
- Ehkki kraavid osutusid keskmise sademetehulgaga aastatel kulleste ellujäämise seisukohalt tähtsaks, võib see tuleneda asjaolust, et kraavitamise tõttu kuivavad lombid ja üleujutusosalad märksa kiiremini ning seetõttu saavad kahepaiksete kulleled moondeni areneda vaid kraavides. Samas õnnestus sigimine edukalt ka suurematel kraavitamata niitudel (nt Taguküla).
- Optimaalses seisus rannaniidu indikaatorliik on niidurüdi: kui niidu kvaliteet on piisav niidurüdi pesitsemiseks, siis pesitsevad seal ka teised niidukahlajad ja sigivad kahepaiksed.



seos kraavidega võib olla tingitud asjaolust, et keskmise sademete hulga aastal säilis kulleste arenguks vajalik vesi kraavitatud niitudel piisavalt kaua vaid kraavides, kuna kraavide tõttu kuivasid lombid liiga vara ära. Samasugune seos kraavitamisest tuleneva lompide lühenenud hüdroperioodi ja sellest tingitud kulleste suurenenud suremuse vahel (kraavitusalal muutuvad lombid kahepaiksetele ökoloogiliseks lõksuks) on tehtud kindlaks ka metsaaladel (Suislepp jt 2011).

Rannaniidu majandamisel oli tugev seos rabakonna, vähemal määral rohukonna sigimisega, kusjuures aastati oli mõju erinev. Nii eelistas rabakonn sademeterohkel aastal tugevasti karjatatud niite, keskmise sademete hulga aastal ei osutunud niidu majandamise intensiivsus oluliseks. See võib tuleneda asjaolust, et intensiivselt majandatavatel niitudel tekkis sademeterohkel aastal sigimiseks sobivad lompe tunduvalt rohkem kui keskmiselt või nõrgalt majandatud niitudel.

NIIDUD, KUS EELISTATI KUDEDA

Mitmetunnuselisest elupaigamudelist lähtuvalt eelistasid **rabakonnad** sademeterohkel aastal sigida madalmurustel (rohustu kõrgus ≤ 10 cm) kraavidega niitudel, kus lompide suurus üsna tublisti varieerus – sellised niidud olid Tahu ja Emmaste. **Rohukonn** seevastu sigis suurepindalalistel, metsast ja põõsastikest kaugemal asuvatel kraavide ja lompidega niitudel, milleks mudeli alusel olid Haeska, Keemu, Põgari-Sassi, Salmi ja Teorehe; viimane neist oli kraavitamata. Samadel niitudel leidis juunikuus ka enim kulleseid.

Keskmise sademetehulgaga aastal sigisid raba- ja rohukonnad sarnastel niitudel, kuid kulleste ellujäämise määrasid mõlemal liigil erinevad elupaigatunnused. Sigimiseks eelistasid nii **rabakonn** kui ka **rohukonn** laiemaid, metsast kaugemal asuvaid ja suurema lompide pindalaga niite. Mudeli järgi sobisid niidu omaduste poolest rabakonnale sigimiseks Teorehe ja Esiküla niit, kuigi viimase puhul oli kudupallide arvukus oodatust märksa väiksem. Rohukonna kudemispaiga omadustele vastasid kõige paremini Haeska, Salmi ja Põgari-Sassi niidud, ehkki niidu omaduste järgi oli Salmi niidul sigimine oodatust väiksem. Sigimisedukus ehk kulleste esinemine juunis olenes **rohukonnal** eelkõige kraavide arvust ja pikkusest ning rannaniidu pindalast, **rabakonnal** aga kraavide suhtelisest arvust ja pikkusest niidul. Rohukonna kulleste areng oli edukas Haeskas, Salmis, Põgari-Sassis, Tahus, Tagukülas ja Saulepis, kusjuures kaks viimast niitu on kraavitamata (loodusliku veerežiimiga). Keemus oli kulleste areng aga oodatust viletsam. Rabakonna kulleste areng oli edukas Härglaiul, Parasmetsas, Rahustes, Keemus ja Teorehe-Kilbus.

Seega võib öelda, et kuigi rannaniidu üldpindala on mõlema kahepaikseliigi jaoks oluline tunnus, sigivad rabakonnad meelasti ka väiksematel niitudel, rohukonnad aga eelistatult suure pindalaga niitudel. Kuigi kraavide olemasolu on kulleste ellu-

MAJANDAMISSOOVITUSED

- Et parandada niidurüdi ja mustsaba-vigle kui ohustatud ja väikese arvukusega niidukahlajate pesitsustingimusi, tuleks:
 - tunduvalt suurendada karjatamiskoormust meie suurimate rannaniitude hulka kuuluvatel Salmi, Rahuste ja Põgari-Sassi niidul, aga ka Linaküla-Sääreküla niidul;
 - märgatavalt laiendada Taguküla, Esiküla, Aandi/Käina, Tahu, Saastna ja Sandla rannaniitu, puhastades neid võsast ja raiudes niitu ääristavat männikultuuri ning puudetukki ja üksikuid puid ja põõsaid.
- Rannaniitudest saavad kõigile kahlajatele kohasemad pesitsuspaigad, kui:
 - eemaldada puudetukad, põõsastikud ja üksikud puud, näiteks Teorehe, Aandi/Käina, Keemu ja Pagaranna niidul;
 - laiendada Taguküla, Esiküla, Aandi/Käina, Tahu, Saulepi, Sandla, Karjamaa nina ja Härglaiu niitu; niidu keskmine laius peaks olema vähemalt 500 m;
 - Saastna, Teorehe, Esiküla, Saulepi ja Saunja niitudel tuleks suurendada niidu pindala vähemalt 150 hektarini (nt ühendada põõsastike, rootukkade ja männikultuuridega killustunud niidu- laigud suuremateks avatud aladeks). Kui niiduala laieneb, suureneb ka elupaikade varieeruvus, mistõttu leiavad sobivaid pesitsuskohti nii madalmuruseid niite kui ka kõrgemat taimestikku ja puhmaid vajavad liigid;
 - suurendada karjatamiskoormust (nt Rahuste, Salmi, Linaküla-Sääreküla, Härglaid, Põgari-Sassi niidul).
- Peaks igati soosima rannaniitude loodusliku veerežiimi taastamist, kuna see on vajalik nii niidukahlajate pesitsemiseks kui ka kahepaiksete sigimiseks. Veerežiimi saab taastada, kui kraavid (v.a niite läbivad eesvoolud) osaliselt või täielikult kinni ajada ning taastada niidu mikroreljeefi järgivad laugete kallastega lombid.

- gallinago* in Northern Ireland in 1999. – Bird Study 49: 17–25.
- Herbert, I. J., Heery, S., Meredith, C. R. M. 1990. Distribution of breeding waders in relation to habitat features on the River Shannon callows at Shannonharbour, Ireland, 1987–89. – Irish Birds 4: 203–215.
- Koivula, K., Rönkä, A. 1998. Habitat deterioration and efficiency of antipredator strategy in a meadow-breeding wader, Temminck's stint (*Calidris temminckii*). – Oecologia 116: 348–355.
- Kuresoo, A., Mägi, E. 2004. Changes of bird communities in relation to management of coastal meadows in Estonia. – Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (ed.). Coastal Meadow Management. Prisma Print, Tallinn: 52–61.
- Kuresoo, A. 2010. Monitoring of breeding birds in defined habitats in Estonia: the breeding birds of coastal grasslands. Estonian Ministry of Environment, Tallinn. — URL http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/aruanded/11598_aru10_6.2.3_rannalinnud.pdf.
- Leito, A., Elts, J., Mägi, E., Truu, J., Ivask, M., Kuu, A., Ööpik, M., Meriste, M., Ward, R., Kuresoo, A., Pehlak, H., Sepp, K., Luigujõe, L. 2014. Coastal grassland wader abundance in relation to breeding habitat characteristics in Matsalu Bay, Estonia. – Ornis Fennica 91: 149–165.
- Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukk, T. 2001. Seminatural communities of Läänemaa County, Estonia. Society of Protection of Seminatural Communities, Tartu – Turku.
- MacDonald, M. A., Bolton, M. 2008. Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. – Journal of Ornithologica 149: 555–563.
- Milsom, T. P., Hart, J. D., Parkin, W. K., Peel, S. 2002. Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. – Biological Conservation 103: 199–207.
- Milsom, T. P., Langton, S. D., Parkin, W. K., Peel, S., Bishop, J. D., Hart, J. D., Moore, N. P. 2000. Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. – Journal of Applied Ecology 37: 706–727.
- MTÜ Põhjakonn 2011. Riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire“ seiretöö: Kahepaiksed ja roomajad. Seirearuanne.
- MTÜ Põhjakonn 2014. Riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire“ seiretöö: Kahepaiksed ja roomajad. Seirearuanne.
- Männaste, R. 2012. Ranniku roostumise mõju kahelajate pesitsusaladele rannaniitudel. Magistritöö, Eesti Maaülikool.
- Ottvall, R., Smith, H.G. 2006. Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. – Agriculture, Ecosystems and Environment 113: 264–271.
- Paillisson, J. M., Reeber, S., Marion, L. 2002. Bird assemblages as bioindicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. – Biological Conservation 106: 115–127.
- Paal, J. 1998. Rare and threatened plant communities of Estonia. – Biodiversity and Conservation 7: 1027–1049.
- Pärt, T., Söderström, B. 1999. The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. – Biological Conservation 90: 113–123.
- Pehlak, H. 2013. Riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi „Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire“ seiretöö: Rannaniitude haudelinnustik. Seirearuanne 2013. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu. http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3113/niiduseire2013_5.pdf.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Jakobson, K. 2007. Consequences of coastal meadow degradation: the case of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. – Wetlands 27: 390–398.
- Seymour, A. S., Harris, S., Ralston, C., White, P. C. L. 2003. Factors influencing the nesting success of lapwings *Vanellus vanellus* and behaviour of red fox *Vulpes vulpes* in Lapwing nesting sites. – Bird Study 50: 39–46.
- Seymour, A. S., Harris, S., White, P. C. L. 2004. Potential effects of reserve size on incidental nest predation by red foxes *Vulpes vulpes*. – Ecological Modelling 175: 101–114.
- Smart, J., Gill, J. A., Sutherland, W. J., Watkinson, A. R. 2006. Grassland-breeding waders: identifying key habitat requirements for management. – Journal of Applied Ecology 43: 454–463.
- Suislepp, K., Rannap, R., Lõhmus, A. 2011. Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. – Forest Ecology and Management 262: 1078–1083.
- Talvi, T. 2010. Kirjukaani (*Hirudo medicinalis*) kaitse korraldamise tegevuskava 2011–2015. Keskkonnaamet.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F. 2006. Predation on meadowbirds in the Netherlands – results of a four-year study. – Düttman, H., Ehrnsberger, R., Akkermann, R. (ed.). Ökologie und Schutz von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. – Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 32: 137–143.
- Thorup, O. 2004. Suitable habitat management for Danish bird populations. – Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (ed.). Coastal Meadow Management. Prisma Print, Tallinn: 44–51.
- Treweek, J., Drake, M., Mountford, O., Newbold, C., Hawke, C., Jose, P., Self, M., Benstead, P. 1997. The wet grassland guide. Managing floodplain and coastal wet grasslands for wildlife, RSPB.
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., Brown, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. – Journal of Applied Ecology 38: 647–664.
- Williams, G., Henderson, A., Goldsmith, L., Spreadborough, A. 1998. The effects on birds of land drainage improvements in the North Kent Marshes.
- Wilson, A., Vickery, J. A., Browne S. J. 2001. Numbers and distribution of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding in England and Wales in 1998. – Bird Study 48: 2–17.
- Wilson, A. M., Ausden, M., Milsom, T. P. 2004. Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales: causes and potential solutions. – Ibis 146: 32–40.
- Woud, T. 2013. Impact of increasing landscape openness on waders and avian predators in the Netherlands. Master thesis, Utrecht University.

Rannaniitude seisund ja selle seos hooldustoetuste ning sidususega

Silja Kana
Kaire Lanno

20. sajandi keskel oli majandatud rannaniite Eestis veel 29 000 hektarit, kuid sajandi lõpuks oli nende pindala vähenenud 8000 hektarini (Luhamaa jt 2001). Praegusajal on hooldatud niitude pindala tunduvalt väiksem kui 20. sajandi keskel ning nad paiknevad isoleeritumalt, seega on nende sidusus hooldatud naaberaladega väiksem. Niisugune killustumine raskendab eri liikide levikut ühelt niidult teisele, sest levik oleneb suuresti ühenduste olemasolust (MacArthur ja Wilson 1967, Brückmann jt 2010). Seepärast on oluline hinnata alade sidusust ja võtta seda arvesse alasid taastades ja hooldades.

Rannaniitude kui tähtsa elupaigatüübi hooldamiseks on loodud mitu toetuskeemi. Nõnda on suudetud peatada majandatavate niitude pindala vähenemine ning taastatakse ka uusi niite. Alates 2001. aastast on pärandkoosluste hooldamist ja taastamist riiklikult toetatud kogu Eestis; nende alade pindala, mille hoolduse eest makstakse toetust, on järkjärgult suurenenud. Näiteks 2013. aastal toetati kaitstavatel aladel ca 9000 ha rannaniitude hooldamist ning aastaks 2020 on seatud siht hooldada 10 800 ha rannaniite (Keskkonnaamet 2013). Et hooldustoetused

tagaksid võimalikult hästi nii alade säilimise kui ka liikide kaitse, on oluline hinnata nende toetuste tõhusust. Toetuste varal on tunduvalt suurenenud majandatavate alade pindala, kuid samas pole niitude seisund ebaühtlase või ebapiisava majandamise intensiivsuse tõttu kõikjal soodne, et tagada erinevate elustikurühmade püsimine (Kose 2010).

Selles uuringus hinnatigi rannaniitude majandamise intensiivsust ja selle seost hooldustoetustega ning ka hooldatud alade sidusust, võrreldes praegust seisuga 1950. aastate olukorraga.

MATERJAL JA METOODIKA

UURIMISALADE VALIK JA VÄLITÖÖD

Uuringu jaoks valiti välja kaks piirkonda Läänemaal: Tahu-Saunja ning Matsalu lahe põhja- ja lõunakallas (joonis 1). Mõlemas piirkonnas käidi hooldatud rannaniitudel ja nende vahele jäävatel rannaäärsetel aladel; välitööd tehti 2012. ja 2013. aastal.

Rannaniitudel kirjeldati majandamise



Joonis 2.

Näited eri majandamise intensiivsusega rannaniitudest: tugeva (a), keskmise (b) ja vähese majandamise intensiivsusega (c) ning majandamata (d) niit

FOTOD: SILJA KANA JA KAIRE LANNO



Joonis 1. Tahu-Saunja (a) ja Matsalu lahe ümbruse (b) uurimispiirkond (oranž ala).

viisi ja hinnati intensiivsust: puudub, vähene, keskmine, tugev (madalmurune; vt joonist 2). Majandamise intensiivsust hinnati peamiselt visuaalselt taimestiku kõrguse, aga ka liigilise koosseisu järgi (näiteks pilliroo ohtruse põhjal). Peale selle märgiti üles roomüüri paiknemine.

Taimeliikide koosseisu kirjeldati juhuslikult valitud prooviruutudes (25 x 25 m). Kirja pandi kõik soontaimede liigid ja nende ohtruse hinnangud (skaalal 1–5). Prooviruudud paiknesid nii suprasaliinses kui ka saliiinses vööndis. Üles tähendati ka ruutudest väljaspool kasvanud lisaliigid, et koostada ala taimeliikide koondnimekiri.

MAJANDAMISE INTENSIIVSUS

Et kirjeldada rannaniitude majandamise intensiivsuse muutusi, valiti võrdluseks 1950. aastad. Tolleaegne majandamise seis saadi ortofotoplaanidelt (kättesaadavad Maa-ametis), mis olid enamjaolt pildistatud 1952. aastal. Plaanidelt oli võimalik eristada niidu hooldamise viisi (karjatamine või niitmine), eri niiskustasemega alasid ja põõsastega alasid. Hästi majandatud alaks peeti ilma põõsasteta avatud alasid, kuid tuleb möönda, et päris kindlaid tõendeid (nt välitööde märkmed) nende alade majandamise intensiivsuse kohta tollest ajast ei ole.

Analüüsima hooldustoetuste ja majandamise tulemuslikkust, kasutati aastatest 2007–2012 pärit kaardikihte, millel märgitud alade kohta oli taotletud kas poollooduslike koosluste hooldustoetust või pindalatoetust. Poollooduslike koosluste hooldustoetuse kaardikihid saadi Keskkonnaametist, pindalatoetuse andmed hangiti PRIAst. Esmalt selgitati välja mainitud aastatel järjepidevalt toetust saanud niidualad. Saadud tulemusi kõrvutati välitöödel kogutud majandamise intensiivsuse infoga. Alates 2009. aastast on lisandunud märkimisväärne hulk alasid, mille hoolduse eest saadakse poollooduslike koosluste tarbeks mõeldud toetust. Seetõttu analüüsiti eraldi ka aastail 2009–2012 järjepidevalt toetusi saanud alade hooldust.

RANNANIITUDE SIDUSUS

Et oleks võimalik hinnata alade sidususe muutusi aja jooksul, arvutati rannaniitude sidusus nii 1950. aastatel (kasutades majandamise infot tollastelt ortofotoplaanidelt) kui ka niitude sidusus tänapäeval. Sidusus arvutati nende alade kohta, mille majandamise intensiivsus oli keskmine või tugev. Sidususe arvutustes kasutati kahte meetodit: 1) Hanski sidususe indeksit (Hanski 1994), mis võtab arvesse alade suurust ja omavahelist kaugust, ning 2) lähima naabrimeetodit, mis arvestab kaugust lähima naaberalani (majandatud rannaniiduni).

Alade sidusust seostati ka majandatud rannaniitudele iseloomulike taimeliikide leidumisega. Hinnati sidususe mõju nii rannaniitudele omaste peamiselt saliinse vööndi liikidele (12 liiki) kui ka rannaniitude supra-saliinses vööndis kõrgematel aladel kasvatatele konkurentsiohtratele liikidele (17 liiki).

TULEMUSED JA ARUTELU

MAJANDAMISE INTENSIIVSUS 1950. AASTATEL JA TÄNAPÄEVAL

Alade majandamise intensiivsus tänapäeval ja selle võrdlus niitude hooldamisega 1950. aastatel näitas, et tänapäeval on rohkem alasid majandamata ehk roostunud või väiksema majandamiskoormusega, kui oli 1950. aastatel (näide Tahu niidu roostumise kohta on toodud joonisel 3).

Kui võrrelda kahte uuritud piirkonda Tahu-Saunjat ja Matsalu, ilmneb, et roostumine on olnud pisut ulatuslikum Matsalu lahe ümbruses. Kuna Tahu-Saunja piirkonnas oli roostiku osakaal mõnevõrra suurem ka 1950. aastatel, ei saa anda hinnangut, nagu oleks see ala aja jooksul suuresti roostunud. Ajaloolise informatsiooni kasutamine võimaldab praegust niitude majandamise intensiivsust ja hästi majandatud niitude osakaalu vaadelda ajaloolises kontekstis. Üksnes praegust olukorda hinnates võib jääda mulje, et niitude seisund on väga halb: niidul kasvavad puud ja põõsad, rannas on tihe roomüür. Varasema teabe põhjal võib aga selguda, et samalaadne olukord on kestnud pikka aega (näiteks Tahu-Saunja piirkonnas alal Uisu silm, Matsalu piirkonnas Puisest Haeska poole). Samas aitab ajaloolise teabe kasutamine hinnata niitude taastamise potentsiaali, kuna mõned nüüdseks roostunud niiduosad olid varem majandatud, hõlmates ühtse suure, avatud ja sidusa niiduala (näiteks Matsalu lahe põhjakaldal Põgari-Sassi niidust Puiseni, Pagarannast Saastnani).

Nii saab praegusi rooalasiid ja -ribasid varasemaga võrreldes anda hinnangu, millised alad vajaksid esmajärjekorras taastamist. Kui roostik on mingis piirkonnas levinud juba pikka aega, nagu nähtub 1950. aastate kaardidelt, võib nende alade taastumine ja taastamine olla keerukam ning võtta kauem aega, sest mullastiku omadused on muutunud. Seepärast peaks enne alade hooldus- või taastamiseesmärkide püstitamist uurima nende ajaloolist tausta, täpsemaid tunnuseid ja potentsiaalseid takistavaid tegureid.

Et saada ülevaadet niitude hooldamisest riiklikku toetust saavatel aladel, hinnati majandamise intensiivsust eraldi ka neil uuritud niitudel, mis aastail 2007–2012 on saanud järjepidevalt poollooduslike koosluste hooldamise toetust või pindalatoetust. 2007. a valiti algusaastaks seetõttu, et siis algas uus maaelu arengukava periood. Uuritud alade põhjal suurenes poollooduslike koosluste hooldustoetust saanud alade pind ajavahemi-

kul 2007–2012 1311 hektarilt 1647 hektarini ja pindalatoetust saanud alade pind 262 hektarilt 330 hektarini. Seega on toetused kahtlemata aidanud rannaniite ulatuslikumalt hooldada. Uurimistöö tõi siiski esile ka murekohti.

Uurimistulemused näitavad, et umbes 60% toetust saanud uuringualadest on hästi majandatud. Kui vaadelda piirkondi eraldi, ilmneb, et hästi majandatud alade osakaal on pisut suurem Matsalu piirkonnas (tabel 1). Tegemist võib olla piirkondade olemusliku erinevusega: Tahu-Saunja on Matsaluga võrreldes märjemate niitude ja suuremate roolaamade ala. Võib eeldada, et seetõttu on Matsalu piirkonnas veidi kergem saavutada kvaliteetset hooldustulemust ja ka roogu kontrolli all hoida. Matsalu piirkonna parema hoolduse on kindlasti tinginud ka rahvuspargi staatus ja pikaajaline töö heade hooldustulemuste nimel.

Kahjuks selgus, et järjepidevalt toetust saanud aladest, mille olukord võiks nüüdseks olla



Joonis 3.
Roostumise dünaamika Tahu niidul:
a) 1952. a,
b) 2012. a
(rannas on täheldatav kujunev roomüür).
Punasega on tähistatud ala piir, rohelisega pilliroog.
(Jooniste kaardialused:
a) 1952. a ortofotoplaan,
b) 2012. a Eesti põhikaart)

hea, on üsna suur osa majandamata (umbes 20% niitude pindalast) või majandatud vaid vähesel määral (samuti umbes 20%). Seega on toetust saanud alade hulgas nii ebapiisavalt hooldatud rannaniidualasid kui ka rannaäärset roostikku. Piirkondi eraldi vaadeldes paistab silma puuduva hooldusega alade samasugune osakaal, kuid vähese hooldusega alade pind on Tahu-Saunja piirkonnas ligikaudu kaks korda suurem kui Matsalus. Sama suundumus ilmneb mõlemal uuritud ajavahemikul (2007–2012, 2009–2012) ja eeldus, et lähema perioodi hooldustulemused on varasemast paremad, jäi tõestuseta.

Tulemusi tõlgendades tuleks arvesse võtta mõningaid lisaasjaolusid. Tulemuste puhul ei ole arvestatud seda, kas osalt aladelt on toetus jooksvalt tagasi küsitud. Peale selle hõlmas pindalatoetuse andmestik põllumassiive, vaikimisi eeldusega, et kogu alale oli toetust taotletud (reaalselt see mõnes kohas nii ei olnud). Vähesel määral majandatud alade osakaal võib olla veidi üle hinnatud märja aasta tõttu (2012). Veisekarjad liikusid siis pigem kuivematel aladel ja vesisemate kohtade karjatamisintensiivsus oli selgelt

väiksem. Samuti võis mõnede alade seisund paraneda välitööde, s.o 2012. aasta 1. oktoobriks, kuna selleks ajaks nõutakse seadusekohast hooldustulemust. Siiski võib väita, et mõnikord on alade hooldamise kvaliteet toetusest hoolimata ebapiisav ning palju enam tuleks tähelepanu pöörata kogu toetatava niidupindala nõuetekohasele hooldusele.

Rannaniitude ebapiisavale hooldusele viitab pilliroo ja muu kõrge taimestiku (üle 75 cm) ja võsa leidumine. Hästi majandatud rannaniidul leidub madalmuruseid piirkondi, niit on mosaiikne ja selliste niitude tüüpilised taimeliigid on näiteks rand-teeleht (*Plantago maritima*), rand-õisluht (*Triglochin maritimum*), rannikas (*Glaux maritima*), tuderluga (*Juncus gerardii*), soomusalss (*Eleocharis uniglumis*), randristik (*Trifolium fragiferum*), maasapp (*Centaureum sp.*), punane aruhein (*Festuca rubra*), harilik soolarohi (*Salicornia europaea*), rand-soodahein (*Suaeda maritima*) jt. See loetelu pole loomulikult lõplik; rannaniitude eri tüüpidest tingituna on ka nende liigiline koosseis erinev, seetõttu ei pruugi kõigilt heas seisus rannaniitudelt kõiki nimetatud taimeliike leida.

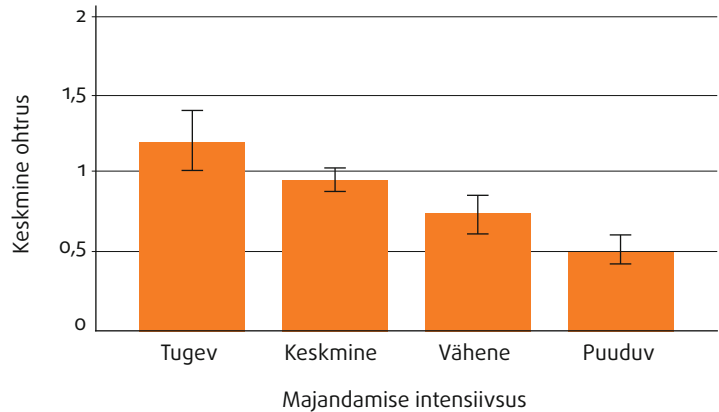
Tabel 1.

Aastail 2007–2012 ja 2009–2012 järjepidevalt toetust saanud alade majandamise intensiivsus Tahu-Saunja ja Matsalu uurimispiirkonnas

Toetus	Majandamise intensiivsus	TAHU-SAUNJA		MATSALU	
		ha	% üldpinnast	ha	% üldpinnast
PLK (2007–2012)	Hea	199	53	517	65
	Vähene	103	27	115	14
	Puudub	77	20	163	21
PLK (2009–2012)	Hea	288	51	582	65
	Vähene	180	31	119	13
	Puudub	100	18	193	22
Pindala-toetus (sama mõlemal perioodil)	Hea	3	100	146	56
	Vähene	0	0	68	26
	Puudub	0	0	45	18

MAJANDAMISE INTENSIIVSUS JA TAIMESTIK

Uurisime ka hooldamise intensiivsuse mõju taimestikule. Nagu eeldatud, selgus, et tugeva ja keskmise intensiivsusega majandatud niitudel oli hästi majandatud aladele iseloomulike, peamiselt saliinse vööndi taimeliikide ohtrus suurem kui hooldamata niitudel (joonis 4). Ehkki erinevus tugeva ja vähese majandamise vahel oli statistiliselt oluline, oli nende liikide ohtrus vähese majandamisega aladel siiski veel üsna suur. See näitab, et kasvukoha ebapiisava hoolduse mõju avaldub viivitusega ja taimed on võimelised püsima ka ebasoodsates tingimustes.



Joonis 4.

Hästi majandatud rannaniitudele iseloomulike taimeliikide (12 liiki) keskmine ohtrus \pm standardviga eri majandamise intensiivsusega niitudel

RANNANIITUDE SIDUSUS

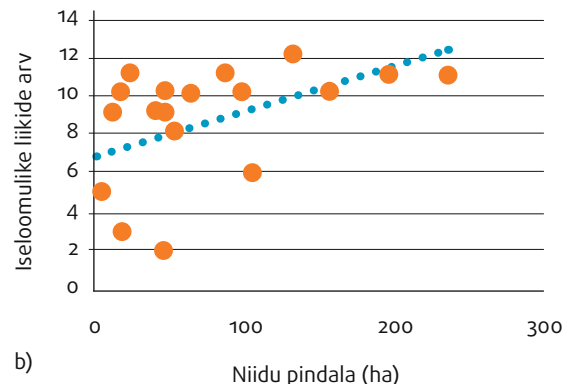
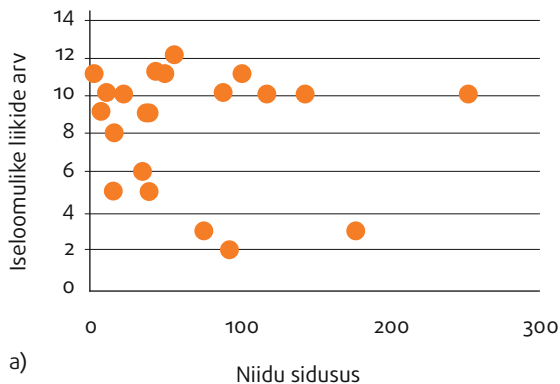
Sidususe uuringu tulemused näitasid, et rannaniitude sidusus on tänapäeval tunduvalt vähenenud võrreldes 1950. aastate seisuga (tänapäeval on alade sidususe keskmine väärtus peaaegu viis korda väiksem). See tähendab, et alad on väiksemad ja paiknevad üksteisest kaugemal; see omakorda raskendab liikide levikut ühelt alalt teisele. Kui on vaja otsustada, milliseid niite eelisjärjekorras taastada või hooldada, tasuks arvestada, et uued niidualad suurendaksid juba hooldatavate alade sidusust. Teisisõnu tuleks eelistada niite, mis külgnevad majandatud niitudega või asuvad nende lähedal: nende taastamise tulemusena tekiks suuremad majandatud niidualad või pikem lõik majandatud ranna-

joont. Uuritud piirkondade puhul annaks kujundada näiteks pika lõigu majandatud niiduala piki Matsalu lahe lõunakallast.

Uuriti ka seda, kas alade sidusus väljendub majandatud rannaniitude omaste liikide arvus (nii saliinse kui ka suprasaliinse vööndi konkurentsiohtrud liigid). Kummagi kasutatud meetodiga (vt „Materjal ja meetodika“) ei õnnestunud taimeliikide puhul tõestada, et üksteisele lähemal asuvatel aladel oleks valitud liikide hulk suurem (joonis 5a). Ei õnnestunud leida ka 1950. aastate sidususe ja nimetatud liikide arvu vahelist seost. Samas võib oletada, et ka rannaniitude puhul tuleb arvestada väljasuremisvõlaga nagu poollooduslike koosluste korral (Lindborg ja Eriksson 2004, Helm jt 2006). Seega võib suuremat

Joonis 5.

Majandatud rannaniitudele iseloomulike saliinse vööndi liikide hulga seos niitude tänapäevase sidususe (a) (Hanski sidususe indeksi järgi) ja niidu pindalaga (b). Tahu-Saunja ja Matsalu piirkonna andmed on esitatud koos



liikide väljasuremist eeldada lähitulevikus, sest ebasobivaks muutunud keskkonnatingimustele reageerivad taimeliigid viivitusega. Samuti võib olla, et uuritud piirkondades pole vahemaad niidulaikude vahel veel nii suured (60 protsendil juhtudel ei asunud lähim niit kaugemal kui 300 m), et see suuresti takistaks uuritud liikide levikut. Kuigi valitud taimeliikide arvukuse põhjal ei õnnestunud sidususe olulist mõju näidata, on hooldatud alade sidusus ülioluline näiteks kõrele (*Bufo calamita*), kuna see liik ei suuda läbida majandamata (kõrge taimestikuga, roostunud) alasid (Denton ja Beebe 1994).

Peale sidususe võivad liikide leidumist

mõjutada erisugused niidu tunnused, näiteks pindala, heterogeensus, majandamise järjepidevus jt. Pindala mõju hinnates selgus, et suurematel niitudel leidub enam majandatud niitudele omaseid saliinse vööndi taimeliike (joonis 5b). Oluline seos ilmnes ka siis, kui saliinse vööndi ja suprasaliinse vööndi konkurentsiornu liike analüüsiti koos. Suuremad alad võivad olla heterogeensemad, pakkudes liikidele mitmekesiseid kasvukohti (Öster jt 2007). Nendest tulemustest nähtub, et looduskaitse seisukohast on tähtis hooldada ja taastada suuremaid niite, sest see suurendab ka naabruses paiknevate alade sidusust.

PEAMISED JÄRELDUSED JA SOOVITUSED

- Kõige traditsioonilisem rannaniitude hooldusvõte on karjatamine, kuid iseloomulike taimeliikide püsimiseks sobib ka niitmine (koos niite äraveoga) või mõlemad koos; sobivaim hooldusviis oleneb niidu omadustest ja kaitse-eesmärkidest. Hooldusvõttena oli niitmist rakendatud vaid vähestel aladel, nimelt kuuel, neist paaril kombinatsioonis karjatamisega. Olulisim on, et tagataks hooldatavate alade piisav majandamiskoormus, näiteks sageli on ebapiisava hoolduse põhjuseks liiga vähene loomade hulk niidul. Kui niit on suur, siis võib seda aedadega jaotada väiksemateks osadeks, vältimaks loomade viibimist vaid väikestel neile meelepärastel niiduosadel. Sageli oli niitude rannajoonel roomüür, mis tuleks eemaldada, et tagada kogu ala terviklik hooldus.
- Hästi majandatud niidul leidub madalmuruseid alasid, niit on mosaiikne ning seal kasvab hästi majandatud niitudele omaseid taimeliike, nagu rand-teeleht (*Plantago maritima*), rand-õisluht (*Triglochin maritimum*), rannikas (*Glaux maritima*), tuderluga (*Juncus gerardii*), soomusalss (*Eleocharis uniglumis*), randristik (*Trifolium fragiferum*), maasapp (*Centaurium sp.*), punane aruhein (*Festuca rubra*), harilik soolarohi (*Salicornia europaea*), rand-soodahein (*Suaeda maritima*) jt. Kuna rannaniite on eri tüüpi, ei pruugi hästi majandatud niidul leiduda kõiki nimetatud taimeliike. Koosluse halba seisundit näitab pilliroo ja teiste kõrgekasvuliste taimeliikide (üle 75 cm) arvukas leidumine, samuti tugev kulukiht.
- Niitude sidususe on võrreldes 1950. aastatega tunduvalt vähenenud. Eelistatavalt tuleks hooldada ja taastada selliseid niite, mida majandades kujunevad suuremad majandatud niidualad ja/või suurema sidususega alade rühmad, sest need pakuvad sobivaid elupaiku suuremale hulgale liikidele; samuti tagab selline valik liikide parema levimise. Seega tuleks esmajärjekorras taastada majandatavate niitudega piirnevaid alasid.
- Hooldustoetus on niitude säilimise seisukohast väga oluline, sestap tuleks niitude majandamist kindlasti ka edaspidi toetada. Samas näitavad tulemused, et pindalalt üsna suur osa järjepidevalt toetust saanud niitudest on majandatud kas ebapiisavalt või jäetud üldse majandamata. Seetõttu on soovitatav tõhustada kontrolliviise, et tagada alade piisav majandamiskoormus kogu toetust saanud pindala ulatuses.
- Et parandada niitude seisundit, tasuks kõigepealt pöörata tähelepanu neile aladele, mida on viimasel ajal järjepidevalt majandatud. Hooldamisotsuseid tehes on otstarbekas uurida ajaloolist kaardimaterjali, sest nii saab hinnata konkreetse paiga maastiku muutusi ning taastamist soodustavaid ja takistavaid tegureid.

Kasutatud kirjandus

- Brückmann, S. V., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I. 2010. Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. – *Journal of Applied Ecology* 47: 799–809.
- Denton, J. S., Beebee, T. J. C. 1994. The basis of niche separation during terrestrial life between two species of toads (*Bufo bufo* & *B. calamita*). Competition or specialisation? – *Oecologia* 97: 390–398.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation Dynamics. – *Journal of Animal Ecology* 63: 151–162.
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. – *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Keskkonnaamet 2013. Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014–2020. http://www.keskkonnaamet.ee/public/PLK/Lisa_1_Rannaniitude_hoolduskava_2011.pdf.
- Kose, M. 2010. Rannikukoosluste taastamis- ja majandamisprojektide edukus ja jätkusuutlikkus Eestis. Tartu Ülikooli loodus- ja tehnoloogiaosakond, ökoloogia ja maateaduste instituut, botaanikaosakond. Magistritöö.
- Lindborg, R., Eriksson, O. 2004. Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. – *Restoration Ecology* 12: 318–326.
- Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukk, T. 2001. Läänemaa pärandkooslused. Seminatural communities of Läänemaa county, Estonia. Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Öster, M., Cousins, S., Eriksson, O. 2007. Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands. – *Journal of Vegetation Science* 18: 859–868.



Niidurüdi

FOTO: MATI KOSE

KOKKUVÕTE

On üldteada, et Eestis on enamik loopealseid ja suur osa rannaniite majandamata. Loopealsete ja rannaniitude seisundit ja elustikku käsitlevate uuringute tulemusena selgus, et ka majandatud aladel pole koosluste seisund neile omaste liikide säilimiseks alati optimaalne. Nii on hooldatavad rannaniidud ja loopealsed sageli pindalalt liiga väikesed, et pakkuda sobivaid mikroelupaiku mitmesugustele liikidele ja organismirühmadele. Probleeme põhjustab ka asjaolu, et hooldatavad alad on tihti liiga kitsad. See ilmneb nii rannaniitude kui ka pärandkoosluste jäänukefragmentide – põlluservade puhul. Rannaniidud piirnevad sageli kurvitsalisi peletavate männikultuuride või võsaga ning on killustunud puudetukkade, põõsastike ja rooribade tõttu. Sellised rohumaad ei paku kvaliteetset elupaika meie ohustatud niidukahlajatele, s.o tutkale, niidurüdile ja mustsaba-viglele, kelle arvukus on endiselt madalseisus või kahaneb veelgi. Peale selle on suuremad, laiemad rannaniidud ka kahepaiksete eelistatud sigimispaik ning konkurentsiohtrade niidutaimede kasvukoht. Laiemates põlluservades, s.o niiduelustiku refuugiumides, elutseb aga märksa enam kimalaseliike kui kitsamatel põlluveertel.

Kuigi Saaremaa ja Muhumaa loopealsed on siiani veel suhteliselt sidusad, võimaldades liikidel ühelt alalt teisele liikuda, ei saa seda

öelda meie rannaniitude kohta, mille sidusus on 1950. aastatega võrreldes vähenenud keskmiselt viis korda. Selleks et rannaniitude isoleeritust vähendada ja loopealsete sidusust hoida, tuleb hooldatavaid alasid laiendada ning esmajärjekorras taastada juba majandatavate alade läheduses paiknevaid rohumaad. Loopealsete puhul on vajalik taastada alasid rühmiti, et säiliks lähestikku asuvad ühendatud rohumaakogumid. Neid looalasi, mida ei karjatata, tuleks aga teatud aja, näiteks viie aasta tagant võsast puhastada, et elupaigalaigud ei metsastuks. Nii säilib maastiku mosaiiksus ja mitmekesisus, samas on eri liikidele tagatud võimalus levida.

Selleks et meie loopealsed ja rannaniidud pakuksid neile kooslustele omastele liikidele – taimedele, päevaliblikatele, lindudele ja kahepaiksetele – kvaliteetseid elupaiku, on käsi- raamatus antud praktilisi soovitusi, kuidas neid alasid taastada ja hooldada. Rannaniidu kahlajate ja kahepaiksete, aga ka taimestiku huvides on suurendada ja laiendada niidualasi ning taastada alade avatus. Samuti tuleks suurendada karjatamiskoormust ja parandada veerežiimi. Pidades silmas loopealsete putukafaunat (päevaliblikad ja kimalased) ning nende toidutaimede liigirikkuuse säilimist, soovitatakse loopealseid majandada mõõdukalt, rõhutades osalise karjatamise, vaheaastate jms majandamisvõtete tähtsust.



ISBN 978-9985-4-0892-6



9 789985 408926