Tartu Ülikool

Loodus- ja tehnoloogiaosakond

Ökoloogia ja Maateaduste Instituut

Botaanika osakond

Marika Kose

RANNIKUKOOSLUSTE TAASTAMIS- JA MAJANDAMSIPROJEKTIDE EDUKUS JA JÄTKUSUUTLIKKUS EESTIS

Magistritöö

Juhendaja: Mari Moora, Ph.D.

Tartu 2010

Sisukord

Sisukord 2
1. Sissejuhatus 3
2. Projektiaruannete analüüs 12
2.1. EL kaasrahastatud projektide abil taastatud ja hooldatud rannaniitude pindala. 12
2.2. EL kaasrahastatud projektide kestvus ja maksumus. 13
2.3. EL kaasrahastatud projektide looduskaitselised eesmärgid. 14
2.4. EL kaasrahastatud projektide otsesed looduskaitselised tegevused ja investeeringud rannaniitudel. 16
2.5. EL kaasrahastatud rannaniitude kaitse projektide uurimis- ja teadustegevus, eksperimendid ning seire. 19
3. Arutelu. 2001-2010 EL poolt kaasrahastatud projektide mõju ja tõhusus Eesti rannaniitude ja nende elustiku kaitse korraldamisel ja soodsa seisundi tagamisel. 22
Kokkuvõte 25
Summary 27
Tänuavaldused 28
Kasutatud kirjandus 29
LISAD 36

1. Sissejuhatus

Enamik Eesti, nii nagu ka kogu Euroopa, taimkattest on pika ajaloo vältel olnud tugevalt inimtegevusest mõjutatud. Liigirikkad rohumaad on pärandkooslused, mis on arenenud pikaajalise majandamistegevuse (nt karjatamine ja niitmine) tagajärjel (Kull, Zobel 1991; Austrheim jt. 1999; Eriksson jt. 2002; Aavik jt. 2008). Paraku on viimased aastakümned toonud tugeva muutuse maakasutuses, sest mitmed endised poollooduslikud heina- ja karjamaad on kas üles haritud ja seega muudetud põllumaaks või produktiivsemateks kultuurrohumaadeks või on traditsioonilised majandamisviisid seal sootuks lakanud. Seetõttu on pärandkoosluste pindala kogu Euroopas dramaatiliselt vähenenud (Willems 2001; Wallis, DeWries 2002) ning neid asustavad liigid seisavad silmitsi elupaikade hävimise, populatsioonide killustumise ja isolatsiooniga. Need faktorid on aga peamised populatsioonide ja liikide väljasuremise põhjustajad (Harrisson, Bruna 1999) mille tagajärjel väheneb pärandkoosluste erinevate troofiliste tasemete elurikkus jätkuvalt (Krauss jt. 2010). Pärandkoosluste liigirikkus ja liigiline koosseis sõltub oluliselt majandamise ajaloost (Helm jt. 2006; Pärtel jt. 2007) kuid kaasaegse majandamise mõju ei saa ka alahinnata. Traditsioonilise majandamisviisi lakkamine (Hill jt. 1992; Dupré, Diekmann 2001; Kahmen, Poschlod 2004; Pykälä jt. 2005; Cremene jt. 2005) aga ka ülekarjatamine (Rosén 1982; Dupré, Diekmann 2001; Bouchard jt. 2003) ja väetamine (Willems, van Nieuwstadt 1996; Mykelstad, Saetersdal 2003; Jacquemyn jt. 2003; Spiegelberger jt. 2006) vähendavad taimekoosluste liigirikkust. Kuna pärandkooslused ja neid asustavad liigid sõltuvad inimtegevusest on nende taastamise, hoidmise ja kaitsmise eriliseks ülesandeks leida sobiv majandamisviis (Liira jt. 2009).

Rannaniidud on ühed Eesti vanimad pärandkooslused, mis sündisid juba tuhandeid aastaid tagasi, kui merest kerkival maal hakati loomi karjatama. Inimtegevuse ja mere koosmõju tulemusena kujunes sajandite jooksul välja rannaniitude mitmekesine elupaikade mosaiik, mis on sobilik eluks paljudele organismidele.

Rannaniidud on päritolult primaarsed taimekooslused: nende tekkekohas pole varem taimi kasvanud. Eestis on see merest tõusev maa ligi 3790 km pikkusel rannajoonel, mis Lääne- ja Põhja Eestis kerkib umbes 1-2,8 mm aastas (Roosaluste 2004).

Rannaniidud erinevad kõikidest teistest elupaikadest mere mõju poolest. Rannikul elavad liigid peavad toime tulema kahe keskkonna – maa ja vee piiril, seega mõjutavad neid mitmesugused tegurid (Rebassoo 1987):

1) Merevee üleujutus, mille käigus mõjutab lainetus taimi ja nende kasvukohta mehhaaniliselt; eriti tugev on tormide mõju;
2) Üleujutustega akumuleeruvad mulda kloriidid, mis muudavad mulla elamiskõlblikuks vaid soolsusega kohastunud liikidele;
3) Talvine jää, mis oluliselt mõjutab randade struktuuri, liigutades kive ja deformeerides mulda ja taimi;
4) Peamiselt vetikatest koosnev mereheidis, mis väetab substraati eelkõige nitraatidega, kuid takistab ka taimede kasvu, kui heidis katab mulla hõredama või tihedama kihiga;
5) Tugevad tuuled ja intensiivne päikesekiirgus, mis suurendavad taimede transpiratsiooni.

Seetõttu saavad rannavööndis kasvada vaid erilise ehituse ja talitlusega taimeliigid-halofüüdid. Eluvormilt on mereranna liigid peamiselt mitmeaastased rohttaimed, nende seemned levivad enamasti vee või tuulega, paljude liikide puhul on väga suur tähtsus lindlevil (Roosaluste 2004).

Kauguse alusel rannajoonest ja seega üleujutuse ulatuse järgi jagatakse rand ja sealsed taimekooslused vöönditeks- subsaliinseks, saliinseks, suprasaliinseks ja lisaks rannalähedaseks niiduks, mis on rannaniiduga ühenduses olev kuivem niit (Lotman, Lepik 2005). Vööndilisus on üks rannaniitude oluline eripära, võrreldes teiste niitudega. Eesti rannaniitudel saab eristada 15-19 taimekooslust, milles kasvab umbkaudu 290 soontaimeliiki (Roosaluste 2004). Seejuures ei ole väikeseskaalaline liigirikkus rannaniitudel kuigi märkimisväärne: seda ei võimalda eripärased keskkonnaolud. Liigivaesemad on saliinse vööndi kooslused, suprasaliinses vööndis on kooslused liigirikkamad (Roosaluste 2004). Kaitstavaid taimeliike leidub rannaniitudel üle 20. Nende hulgas on nii mitmeid käpalisi: *Dactylorhiza ruthei* (Ruthe sõrmkäpp),

Coleloglossum viride (rohekas õõskeel), *D. baltica*, *D. cruenta*, *D. incarnata* (balti, täpiline ja kahkjaspunane sõrmkäpp) jt, kelle leiukohtade arv väheneb kui ka mitmeid dekoratiivseid liike, seal hulgas *Gladiolus imbricatus* (niidu-kuremõõk). Lisaks dekoratiivsetele liikidele on kaitse all ka mitmed tagasihoidlikuma välimusega kuid tüüpilised rannaniidukoosluste moodustajad liigid nagu *Trifolium campestre* (lamav ristik), *Sagina maritima* (rand kesakann). Lisaks on 2 Eesti rannaniitude taimeliiki Euroopa loodusdirektiivi II lisa liigid- *Liparis loeselii* (soohiilakas) ning *Angelica palustris* (emaputk).

Peale taimede on rannaniitudel teisigi kaitset vajavaid liike. Kui samblad ja seened on Eesti rannaniitudel üsna vähe uuritud rühmad (Kalamees 2004, Ingerpuu 2004) ning samblike kohta rannaniidul ei ole samuti midagi märkimisväärset teada (Randlane 2004), siis selgrootute ja segroogsete loomade elustik on rannaniitudel mitmekesine ning spetsiifiline. Rannaniidud, nagu enamik pool-looduslikke kooslusi, on väga mosaiiksed ning võimaldavad seal elada väga erineva elupaiganõudlusega putukatel (Talvi 2004). Madalas riimveelises rannikuvees ja lompides ning rannikujärvedes on soodsad tingimused veega seotud putukatele. Merevee mõjuga adruvallidel ja kiviklibuga rannaribal leidub sageli omapärane röövmardikaliste *(Carabidae)* kooslus. Kõrgema rohukamaraga rannaniidualade fauna sarnaneb enam teiste rohumaade faunaga, olles mõjutatud naabruses paiknevate koosluste elustikust (Talvi 2004).

Rannaniitude iseärasus selgroogsete loomade jaoks on peale avatuse ka elupaigaline mitmekesisus. Üks iseloomulikumaid ja samas ohustatud rannaniidu liike on *Bufo calamita* (juttselg-kärnkonn ehk kõre). Tema käekäik sõltub otseselt madalate kiirelt soojenevate kudemislompide olemasolust ning karjatamise tagajärjel madalaks pöetud murust ja putukate rohkusest (Rannap 2005, Rannap jt 2007).

Rannaniidud on ka olulised mitmete linnuliikide jaoks, sest on Eestis üks väheseid elupaiku, mida asustavad valdavalt avamaastikele iseloomulikud linnuliigid. Neid kasutatakse nii pesitsus- kui pesitsusvälisel ajal, nii pesitsemiseks, toitumiseks kui ka puhkamiseks rändeajal. Rannaniitude niiskusrežiimi, substraadi ja taimestiku erinevuste põhjal erineb suurel määral ka neid asustav ja kasutav linnustik. Olulisim rühm on rannaniidul *Charadriiformes* (kurvitsalised), kellele on oluline just veepiiri lähedane madal taimestik ning putukate rohkus. Kurvitsaliste kõrval on arvukad ka

Scorpaeniformes (värvulised), kuid nende liikide arv on väike. Rände ajal on rannaniidud oluliseks peatuskohaks kurvitsalistele, värvulistele ja eeskätt *Anseriformes* (hanelistele), keda võib läbirändel kohata kümneid tuhandeid (Lilleleht, Kuresoo 2004). Rannaniit on oluline elupaik paljudele ohustatud ja kaitselaustele liikidele. Sellest elupaigast sõltuvad pesitsusajal täielikult *Calidris alpina schinzii* (niidurüdi), *Philomachus pugnax* (tutkas), *Phalaropus lobatus* (veetallaja), aga ka *Recurvirosta avosetta* (naaskelnokk), *Arenaria interpres* (kivirullija), *Sterna albifrons* (väiketiir), *Anas acuta* (soopart), *Asio flammeus* (sooräts) ja *Anthus petrosus* (randkiur). Valdavalt või ainult rannaniitudega on rändeajal seotud *Anser erythropus* (väike laukhani) ja *Branta leucops* (valgepõsk lagle) (Lilleleht, Kuresoo 2004).

Eraldi tuleb välja tuua rannaniidu taimekooslused, kui haruldased ja kaitset väärivad. Juba 1975 aastal on L. Laasimer teiste koosluste hulgas kaitset väärivateks pidanud rannaniitudel esienvaid *Salicornia europea* (hariliku soolarohu) kooslust ja *Glauco maritimae-Juncetum gerardii* (rannika-tuderloa) kooslust. H.-E. Rebassoo (1988) on väärtuslikuks pidanud peaaegu kõiki rannaniitude kooslusi kui maailmas vähe levinud ning meil mitmekesiselt esinevaid süntaksonite kogumit. Ka Euroopa Liidu Loodusdirektiivis on EL väärtustatud elupaigatüüpide all esmatähtsa elupaigana ära toodud „Läänemere kesk- ja põhjaosa rannaniidud“ (kood 1630*) mis on levinud eelkõige Soomes ja Rootsis ning ka Eestis piki Läänemere rannikut (Paal 2000).

Kokkuvõtlikult on väärtuslike rannaniitude tunnused järgmised: madalmurusus (taimede kõrgus 3-10 cm) suurel osal niidust; rannaniitude iseloomulike liikide mitmekesisus; pilliroo puudumine pikkadel rannikulõikudel; suurus üle 5 ha ja laius veepiirist üle 100 m; madalate veekogude olemasolu; pikaajaline (katkematu) traditsiooniline maakasutus ja pärandkultuuri väärtused (Lotman, Lepik 2005).

Rannaniitude kasutusest kõrvalejäämine põhjustab nende kinnikasvamist ning maaparandus koos väetamisega rikub esialgse mullastiku ja niiskusrežiimi. Ka on rannaniite püütud metsastada. Ehitustegevuse tõttu on paljud looduslikult väärtuslikud rannikualad muudetud sadamateks, suvitusaladeks või elamute piirkondadeks, samuti on

surve tuulegeneraatorite ehitamiseks. Ka on osa rannaniite muudetud põldudeks. Rannalähedaste põldude väetamisel satuvad väetised vooluvetega ka rannaniitudele, soodustades rannaniidu ja sealsete lompide kinnikasvamist. Roostumine, kulustumine ja kinnikasvamine on tänapäeval rannaniitude peamine ohustaja. Põhjuseks on traditsioonilise maakasutuse muutumine ehk siis karjatamise ja niitmise hääbumine rannas (Roosaluste 2004; Lotman, Lepik 2005).

Eestis on rannaniitude pindala vähenenud viimase 50 aastaga drastiliselt. Kui 1960 aastal oli Eestis ligikaudu 29 000 ha rannaniite, siis kümnendi lõpuks vähenes nende pindala 8000 ha-ni (Luhamaa et al 2001). 1981 aastaks oli säilinud ligikaudu 9500 hektarit majandatavaid rannaniite ja 2000 aastaks oli majandatavate rannaniitude pindala 5100 hektarit (Rannap 2005). 2009 aastal oli Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti (PRIA) vahendusel makstavate maahooldustoetuste abil hooldatud rannaniite 4766,12 ha, ning taastatud riigieelarvelistest vahenditest 603,83 ha rannaniite (Keskkonnaamet). Siinkohal tuleb märkida, et rannaniidu kooslustega koos on sageli maastikus esindatud ka madalsooniidu, kuiva aruniidu, loopealse ja kadastiku kasvukohatüübid ning 4766 ha hoodlatud rannaniidust võib puhtaid rannaniidukooslusi olla ~4000 ha (M. Merivee, K Kattai suulised andmed).

Eelnevast tulenevalt on Eesti rannaniidud olulised ja kaitset vajavad kooslused nii Eesti kui ka Euroopa Liidu ja maailma elurikkuse seisukohalt. Kuna tegemist on nn pool-looduslike kooslustega, ehk kooslustega, mille kujunemisel ja säilimisel on lisaks looduslikele teguritele oluline ka inimtegevus, siis oluline aspekt nende kaitsmisel on sobiva inimtegevuse jätkumine nendel kooslustel. E. Roosaluste (2004) on jaganud rannaniite ohustavad tegurid 2 rühma- objektiivsed (maatõus; kliimamuutused sh. pehmed talved; tugevad tormid) ja subjektiivsed (majandamise (karjatamise, niitmise) lakkamine; tugev arendajate surve). Objektiivsete tegurite mõju vähendamiseks on pea võimatu looduskaitselisi meetmeid rakendada kuid subjektiivseid teguried on võimalik leevendada.

Niitude kaitse olulisim õiguslik vahend Euroopa riikides on kaitselade loomine. Kui neil suudetakse vältida niitude otsest hävitamist läbi ehitustegevuse, maaparanduse vms, siis

niitmise ja karjatamise tagamisele võib kaitseala olemasolu vaid kaasa aidata. Praeguses Euroopas, kus (ranna)niitude tavapärane kasutus pole enam tasuv ning maaomanikud pole sageli enam kohalikud inimesed, tuleb niitmist ja karjatamist aktiivselt korraldada (Lotman 2004). Tänapäeval ongi peamiseks niitude kaitse meetmeks talunikega sõlmitavad lepingud. Eestis on hakati rannaniitude hoolduseks lepinguid sõlmima 1996 aastal Matsalus, raha eraldati siis Eesti Vabariigi (EV) riigieelarvest. Alates 2001 aastast kehtib üle Eesti ühtne niitude kaitsekorraldussüsteem, makstakse hektaripõhist toetust nii niitmise kui karjatamise korral. Alates 2004 aastast maksti rannaniitudel lisaks maahooldustoetustele ka Euroopa Liidu (EL) põllumajandustoetusi (ühtne pindalatoetus, ebasoodsamate piirkondae toetus, keskkonnasõbraliku majandamise toetus). Alates uuest EL programmperioodist 2007 aastal poollooduslike koosluste hooldamist enam EV riigieelarvest ei rahastata, toestuseks kasutatakse EL Põllumajanduse- ja Keskkonnaprogrammi toetust pool-looduslike koosluste hooldamiseks. Hoolduse jätkusuutlikkuse peab tagama lepingu sõlmimisel võetav viieaastane hoolduskohustus. Samas vajavad osad rannaniidukooslused ikka veel taastamist. Taastamistööde teostamiseks on saadaval EV riigieelarveline raha, mida makstakse hektaripõhiselt ning mida saab taotleda läbi Keskkonnaameti. Peab märkima, et EL poolset toetust makstakse vaid neile (ranna)niitudele, mis asuvad Natura 2000 võrgustikku kuuluvatel kaitse- või hoiualadel. Kuna enamus Eestis säilinud rannaniite asubki just nendel aladel, siis võib öelda, et suur osa rannaniidu elupaikadest on kaitse all ja nende säilimine ja taastamine on seaduse ja rahastusega tagatud. Samas on kindlasti rannaniidufragmente ka Natura 2000 aladelt ja muudelt kaitsealadelt väljaspool. Nende väärtus on inventeerimisega võimalik tuvastada ja teha ettepanekud kaitseala või hoiuala moodustamiseks, seda kooskõlas maaomanikuga.

Lisaks eelpool mainitud seaduslikele ja rahalistele vahenditele on EL Loodusdirektiivis (EC 2003) sätestatud põhimõte, mille kohaselt on liikemsriikidel võimalik taotleda Euroopa Liidult Natura 2000 hoiualade kaitsekorralduskulutuste kaasrahastamist. Eelmisel programmperioodil oli selleks EL fondiks, mille põhieesmärgiks oli Natura 2000 võrgustiku loomise ja kaitsekorralduse kaasrahastamine LIFE, praegusel programmperioodil 2007-2013 on see ümber nimetatud LIFE + (edaspidi LIFE). Nende forndide rahalisi vahendeid on Eestis kasutatud edukalt Natura 2000 aladel paiknevate

rannikukoosluste sh rannaniitude taastamiseks 6 korral (Tabel 1). Nende projektide rahastuse määrab Euroopa Komisjon, kellele taotlus esitatakse. Lisaks on Natura 2000 aladel võimalik rahastust taotleda läbi Euroopa Liidu ER(D)F fondi (Europaean Rural Development Fund) millised projektitaotlused esitatakse Eestis, rakenduasutuseks on Keskkonnainvesteeringute Keskus (KIK). Rannaniitude kaitseks on sealt rahastatud 5 projekti, ranniku lähedaste luhtade kaitseks 2 projekti ning üks talgute projekt, mille üheks osaks on ka rannaniidukoosluste taastamine (Tabel 1).

Kõike eelpoolöeldut silmas pidades võib öelda, et Eestis on käesoleval ajal rannaniitude kaitse vajadused kindlaks tehtud ja kaitse-eesmärgid paigas, rahastamise ja toetuste süsteem toimib ning kõik peaks justkui korras olema. Samas on ellu kutsutud Rannaniitude töögrupp, mis peab üle vaatama rannaniitude kaitse –eesmärgid ning kaitsemeetmed, kuna järjest enam selgub, et rannaniitude hoolduse kvantiteet ei ole taganud piisava elupaiga kvaliteedi (Keskkonnaamet, M.Merivee).

Käesolev töö keskendub Euroopa Liidu poolse kaasrahastuse saanud looduskaitselistele projektidele rannaniitudel aastatel 2001-2010 (Tabel 1) ning püüab analüüsida nende projektide kvaliteeti ja kvantiteeti rannaniitude taastamisel ja hooldamisel ning leida vastuseid järgmistele küsimustele:
Kui suur roll on sellistel ühekordsetel projektidel rannaniidukoosluste taastamisel ja edasisel jätkusuutlikul hooldamisel Eestis?
Millistele elusloodu se komponentidele need projektid keskenduvad, millest võib see tingitud olla ja kas see on piisav rannaniitude kui koosluste ja elupaikade taastamisel ja soodsa seisundi säilitamisel?
Kas üldine ja pindalatoetuse põhine lähenemine rannaniitude säilitamisele tagab kõikide koosluste ja organsimirühmade soodsa seisundi?

Tabel 1. 2001-2010 LIFE ning ERDF kaasarahastaud looduskaitselised projektid Eestis.

Projekti nr ja nimetus	**Projekti toimumise aeg**	**Projekti maksumus, sh EL poolne kaasrahastus**	**Projekti taotleja ja partnerriigid rahvusvahelise projekti korral**	**Rannaniitu taastatud ha**	**Rannaniitu hooldatud ha**

		EUR			
1. Häädemeeste Märgalakompleksi taastamine ja hooldus	2001-2005	675 286 , **LIFE** 75% 506 465	Eesti Ornitoloogiaühing	580	700
2. Rannikulõuka elupaigakompleksi taastamine Läänemere piirkonnas „Baltcoast“	2005-2011	Eesti osa maksumus 519 839 , **LIFE** 60% 311 482	Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein Saksamaalt, rahvusvaheline projekt Taani, Eesti, Rootsi, Saksamaa, Leedu. Eestis vastutav täitja EV Keskkonnaministeerium	61,2	340
3. Läänemere boreaalsete rannaniitude taastamine	2001-2004	711 843, **LIFE** 75% 533 882	EV Keskkonnaministeerium	669,5	1675,3
4. Ohustatud liikide elupaikade taastamine Silma looduskaitsealal	2002- 2006	696 067 **LIFE** 75% 504 218	Riiklik Looduskaitsekeskus Hiiu-Kääne Regioon	991	1091
5. Väike-laukhane kaitse Euroopa rändeteedel	2005-2009	Eesti osa maksumus 107 948 **LIFE** 89,16% 96 248	WWF Finalnd rahvusvaheline projekt Soome, Norra, Eesti, Ungari, Kreeka. Eestis vastutav täitja EV Keskkonnaministeerium Matsalu RP	51,2	51,2
6. Kõpu poolsaare NATURA 2000 elupaikade kaitse korraldamine	2004-2007	442 732,3, **LIFE** 39,8% 176 304	Riiklik Looduskaitsekeskus, Hiiumaa talitlus	0	150,2
KOKKU		3 151 973 **LIFE** 1 952 295		2352,9	4007,4
7. Luitemaa LK taastustööd ja kaitsekorralduskava rakendamise I etapp	25.07.2005-25.07.2007	303 210 **ERDF** 202 988	Häädemeeste vallavalitsus	311	823,58*
8. Manija rannaniitude taastamine ja hooldamine	15.08.2005-28.02.2006	28 901 **ERDF** 19 137	Tõstamaa vallavalitsus	0	0 (120)***
9. Matsalu lahe elupaikade taastamise, hooldamise ja järelevalve tagamine	25.08.2008-19.12.2008	241 502 **ERDF** 241 502	Riiklik Looduskaitsekeskus, Hiiu-Lääne regioon	1	0

10. Bioloogilise mitmekesisuse taastamine ja säilitamine Saare maakonnas	07.08.2006-01.08.2008 (lühendati 01.08.2007)	100 936 **ERDF** 59 603	Saaremaa Omavalitsuste Liit	0	0
11. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine ja taastamine Kihnu saarel	07.08.2006-31.03.2007	88 618 **ERDF** 60 606	Kihnu vallavalitsus	0 (350)****	0
12. Niitude taastamine Kasari jõe alamjooksu piirkonnas**	01.07.2006-01.09.2007	50 822 **ERDF** 38 117	MTÜ Kasari luha selts	560 (luhaniite)	0
13. Kasari delta taastamise ettevalmistamine**	20.07.2005-30.11.2006	30 760 **ERDF** 22 369	Riiklik Looduskaitsekeskus	101 (luhaniite)	0
14. Natura 2000 alade taastamine ja hooldamine talgute korras	01.01.2005-31.12.2005	32 289 **ERDF** 19 704	SA Eestimaa Looduse Fond	10,95	0
KOKKU		877 038 **ERDF** 664 026		672,95 (661 luhaniite)	943,58

* kattub osaliselt projekti Häädemeeste Märgalakompleksi taastamine ja hooldus aladega. Luitemaal kokku hoolduses ja taastamises 823,58 ha rannaniitu.

** pole otseselt rannaniidu elupaiga projektid kuid on tihedalt seotud Matsalu ranniku märgalade kompleksiga

*** plaaniti hooldada 120 ha. 2007 hooldati 127 ha ja 2008 hooldati 128 ha (kokku on Manijal 180 ha. Tõstamaa vv kirjavahetus SA KIK-iga)

**** plaaniti taastada 350 ha, mida projekti ajal ei jõutud, hiljem taastati 350 ha (P. Põlluste suulised andmed)

Ülalolevas tabelis ja edaspidi kasutatavad projektide andmed on saadud projektide aruandeid lugedes ning omaaegsete proektijuhtidega või vastutavate isikutega personaalse kommunikatsiooni teel. Tänapäevaste hoolduses olevate rannaniitude pindalad tuginevad Keskkonnaameti andmebaasi andmetele.

2. Projektiaruannete analüüs

2.1. EL kaasrahastatud projektide abil taastatud ja hooldatud rannaniitude pindala.

2001-2010 aastatel on EL toel rannaniitude taastamiseks ja hooldamiseks ellu kutsutud 6 LIFE projekti ja 5 ER(D)F projekti. Lisaks veel 3 kaudselt rannaniitudega seotud projekti (Tabel 1). Nende projektidega on 2010 aastaks olnud ühel või teisel viisil kaetud 4250 ha rannaniite (EL elupaik 1630* Läänemere kesk-ja põhajosa rannaniidud), mis on 83,35% praeguseks säilinud ja inventeeritud rannaniidu elupaigast (Tabel 2). 2009 aastal maksti juba korras rannaniitudele pool-loodusliku koosluse hooldamise toetust kokku 4766 hektarile ning rannaniidu taastamise toetust 603,83 hektarile (Keskkonnaamet).

Tabel 2. 2001-2010 EL LIFE ning ER(D)F kaasrahastatud projektide abil taastatud ja hooldatud rannaniitude kogupindala.

	Projektidega kokku taastatud ha rannaniite (EL elupaik 1630*)	Projektide lõpuks hooldatud ha rannaniite (EL elupaik 1630)	Inventeeritud rannaniitude kogupindala Eestis ha	% rannaniitudest, mida projektide käigus on taastatud	% rannaniitudest, mida projektide lõpuks on hooldatud
LIFE	2352,9	4007,4	5100	46,13%	78,57%
ER(D)F	672,95	943,58		12,29%	18,50%
KOKKU	3025,85	4250,80*		58,42%	83,35%*

* 4250,78 ha ja 83,35% tuleneb sellest, et Luitemaal kattusid LIFE ja ERDF projekti hooldatavad alad. Taastatavad alad olid erinevad (vt ka Tabel 1).

Lisada tuleb siinkohal, et nii projektide käigus kui ka toetuste maksmisel on rannaniidu elupaigana käsitletud mitmel pool elupaikade kompleksi, eristamata seal loopealsete, kuivade aruniitude, sinihelmikakoosluste, madalate lõugaste või ka roostike elupaikade laigukesi. Selline lähenemine oli varasemalt mõistlik näiteks pindalatoetuste maksmise valguses, kui aruniitude ja loopealsete hooldamiseks ja taastamiseks olid hektari kohta makstavad toetuse summad oluliselt väiksemad, kui rannaniitudel. Hiljem on koosluste

piirid ja pindalad kaitsekorralduskavade tegemise käigus või muudel põhjustel sageli üle vaadatud.

Igal juhul võib projektide aruannete kokkuvõtte põhjal väita, et EL rahastuse toel on taastatud ligi pooled Eestis viimaseks kümnendiks säilinud rannaniitudest ning ligi 80 % neist on korraldatud nende pidev hooldus ja majandamine. Keskkonnaameti spetsialistide suulistel andmetel toimub 99% projektidega kaetud aladest ka majandustegevus 2009 ja 2010 aastal, kuigi niitude seisundit igal pool soodsaks nimetada spetsialistid ei soovinud.

2.2. EL kaasrahastatud projektide kestvus ja maksumus.

LIFE projektide maksimaalne lubatud kestvus on kuni 5 aastat, ER(D)F projektidel kuni 2 aastat. LIFE projektidel otsest rahastamise piirmäära pole, ERDF projektidel oli kaasrahastamise piirmäär eelmisel EL rahastamisperioodil kuni 4 miljonit krooni. Eestis rakendatud projektide keskmine pikkus ja maksumus on toodud Tabelis 3.

Tabel 3. 2001-2010 EL LIFE (1-6) ning ER(D)F (7-11) kaasrahastatud projektide keskmine pikkus ning maksumus EUR.

Projekti nr *	Toimumise aeg	Kestvus	Maksumus EUR	Kulud rannaniidule ** EUR	Keskmine kulu 1 rannaniidu hektarile EUR
1	2001-2005**	5 aastat	675 286	460 000	657,14
2	2005-2011	5 aastat	519 839	519 839	1 528,94
3	2001-2004	4 aastat	711 843	711 843	424,90
4	2002- 2006	4 aastat	696 067	696 067	638,01
5	2005-2009	5 aastat	107 948	107 948	213,83
6	2004-2007**	3 aastat	442 732	110 000	732,36
Keskmine		**4,3 aastat**	**525 619**		626,05
7	25.07.2005-25.07.2007	24 kuud	303 210	303 210	368,16
8	15.08.2005-28.02.2006	7 kuud	28 901	28 901	240,84
9	25.08.2008-19.12.2008	4 kuud	241 502	241 502	0,00
10	07.08.2006-01.08.2008 (lühendati 01.08.2007)	13 kuud	100 936	100 936	0,00
11	07.08.2006- 31.03.2007	8 kuud	88 618	88 618	253,19
Keskmine		**11,2 kuud**	**152 633**	152 633	118,05

* Siin ja edaspidi projekti number ja nimi on sama, mis tabelis 1.
** Märgitud projektides käsitletakse ka teisi elupaiku peale rannikukoosluste. Sellistel puhkudel on tabelisse kantud proportsionaalsed kulud, mis on seotud projekti rannaniidu osaga. Arvestatud on kõiki kululiike.

Tabelist 3 on näha, et LIFE projektide keskmine pikkus on 4,3 aastat, mis tähendab, et taotlejad on kasutanud ära optimaalse võimaluse rannaniitude ja teiste koosluste taastamiseks, mis ongi pikaajaline protsess. Keskmiselt on projektide eelarve 525 329 EUR , mis teeb 116 739 EUR aasta kohta. Kuna osade projektide tegevuste eelarvest oli kavandatud ka teiste elupaikade kui rannaniitude või nendega otseselt seotud elupaikade taastamist ja hooldamist, siis on neis projektides vastavalt eelarvele katehtud parandus rannaniidule kulunud summade ulatuses. Keskmiselt on kulunud ühe hektari rannaniidu hooldamisse saamiseks 626 EUR , mis 4,3 aasta peale jagatuna teeb ~145 EUR ehk 2269 EEK aastas. Sellesse kulusse on arvestatud kõik projektis hoolduse taastamisega ja käivitamisega seotud kulud, sh töötasud, seire, kaitsekorralduslike dokumentide koostamine, transport, PR tegevused jms.
ER(D)F projektide kestvus on olnud keskmiselt alla aasta, nende puhul on olnud 2-l juhul viiest tegemist rannaniitude majandama hakkamiseks või edasiseks laiendamiseks vajaliku tehnika või tugiinfrastruktuuri planeerimine ja ehitamine, millega pole projekti perioodil kaasnenud rannaniitude tegelikku hooldamist ega taastamist. Seetõttu jääb ka projektis 1 ha rannaniidu kasutusse võtmise/kasutuses hoidmise kulu 118 EUR-ini (1846 EEK) ha. Kuna keskmine projekti periood ongi peaaegu aasta, võib öelda, et see ongi aastane keskmine kulu hektarile.

2.3. EL kaasrahastatud projektide looduskaitselised eesmärgid.

Euroopa Liidu poolt kuuluvad kaasrahastamisele sellised projektid, mille tegevused toimuvad Natura 2000 aladel või aladel, mis projekti lõpuks saavad sellise kaistestaatuse. Ka on kaasrahastamise aluseks EL Loodusdirektiivi või Linnudirektiivi lisadesse kuuluvate elupaikade või liikide kaitseks ja soodsa seisundi saavutamiseks või säilitamiseks tehtavad tegevused. Kui tegemist on prioriteetse elupaigaga või eriti

ohustatud liigiga, on kaasrahastamise määr kuni 75%, muudel juhtudel on see 50%. Sellest tulenevalt on LIFE ja ER(D)F projektide eesmärgid seotud EL Loodusdirektiivi ja Linnudirektiivi eesmärkidega ning tegevusi tehakse eelkõige prioriteetsete elupaikade või Direktiivi I ja II lisa liikide kaitseks. Muude liikide või koosluste mainimine projektis võib tuua kaasa väiksema toetuse määra. Eestis ellu viidud EL kaasrahastatud rannaniidu kaitse projektide eesmärkide koondtabel (Tabel 4) näitab selgelt, et kuigi kõigil projektidel on eesmärgiks rannaniidu elupaiga (1630*) taastamine või hooldmaine selle soodsa seisundi saavutamiseks, siis enamuses projektides keskendutakse lindude (kurvitsalised, kajakalised ja hanelised) vajadustele selle elupaigaga seoses ning kõredele. Kuigi rannaniit iseenesest on taimekooslus(te kompleks), siis vaid 4 projektis 11-st on ära mainitud taimeliigid kui taastamis- ja hooldamistegevustest kasusaajad.

Tabel 4. 2001-2010 EL LIFE ning ER(D)F kaasrahastatud projektide looduskaitselised eesmärgid.

Projekti nr	Rannaniidu taastamine	Rannaniidu hooldamine	Linnuliiki de kaitse	Kõre kaitse	Taimeliiki de kaitse	Teiste koosluste kaitse, hooldus, taastamine	Muu
1	+	+	+	+	+	+	
2	+	+	+	-	-	+	
3	+	+	+	+	-	+	
4	+	+	+	+	+	+	
5	+	+	+	-	-	-	
6	+	+	+	-	-	+	Uute kaitsealade ja hoiualade moodustamine
7	+	+	+	+	+	+	
8	-	(+)*	-	+	+	-	Niitmistehnika soetamine
9	(+)	-	+	-	-	-	Sadamakai remont, lambaveo parv, Hingi uuring jm
10	-	-	-	-	-	-	Amfiibniiduki soetamine
11	(+)*	-	-	-	-	-	Niitmistehnika soetamine

* projektides on eesmärgiks koosluste taastamine või hooldamine, kuid projekti kestel soetati vaid vajalik tehnika, majandamine toimus projekti ajast hiljem, kuid siiski lubatud mahus.

2.4. EL kaasrahastatud projektide otsesed looduskaitselised tegevused ja investeeringud rannaniitudel .

Eestis säilinud suuremad pärandkoosluste massiivid on enamjaolt inventeeritud ning neile on moodustatud kaitsealad või hoiualad. Seega on esmane kaitse projektialadele tagatud. Vaid Kõpu poolsaare Natura 2000 elupaikade kaitse korraldamise projekti eesmärgiks oli 2 looduskaitseala ja 3 hoiuala moodustamine (Tabel 5). Samas oli kogu 5453 hektarist kaitsealadest vaid 150,2 ha rannaniite, enamuse territooriumist moodustasid loopealsed, kadastikud, kuivad aruniidud ja teised kooslused.
Peamised tegevused seisnesid alade taastamises ja hooldamises (Tabelid 1, 4, 5) aga ka liikidele soodsa seisundi loomises (nt kõre, väike-laukhani, niidukurvitsad). Nagu Tabelist 5 nähtub, on enamus tegevusi seotud põllumajandusega. Kuna peamine oht viimasel kümnendil on just traditsioonilise maakasutuse hääbumine, siis kõik projektid on keskendunud rannaniitudele sobivate hooldajate leidmisele, nende motiveerimisele ning masinate ja kariloomadega varustamisele. Projektide aruannetest selgub, et projektide meeskonnad tegid omavahel koostööd, et selgitada välja erinevates Eesti piirkondades sobivaim ja optimaalsem traktori, niiduki, jäätmaaniiduki ja teiste masinate tüübid. Kogemusi käidi saamas ja vahetamas nii kollegide juures Eestis kui ka Soomes, Rootsis, Taanis ja Lätis. Kokku soetati rannaniitude tarbeks 7 traktorit, 13 niidukit, 2 frontaallaadurit, 1 amfiibniiduk, 2 tõstukit, 2 ATV, 1 metsatreiler, 1 mootorpaat, 4 looreha ja 5 heinapressi (Tabel 5).

Tabel 5. 2001-2010 EL LIFE ning ER(D)F kaasrahastatud projektide tegevused rannaniitude eluapikade ja seal elavate/toituvate liikide kaitseks.

Projekti nr	Soetatud põhivahendid	Soetatud väikevahendid	Soetatud kariloomad	Setete eemaldamine	Tarade ja muu infrastruktuuri ehitamine	Kõretiikide kaevamine/ kõrede taasasustamine	Põletamine

1	2 traktorit 3 niidukit 1 heinapress 1 looreha 1 frontaallaadur	3 võsalõikajat 1 mootorsaag	46 lihaveist 10 eesti hobust 59 lammast	2 magistraalkraavi puhastamine	40 km tara 6 loomade varjualust	15 kõretiiki 6x100 isendit	200 ha
2	-	4 võsalõikajat	16 lihaveist 8 lammast	Teorehe ja Sõmeri lõuka puhastamine 41 ha	29,5 km tara	3,5 ha olemasolevaid tiike taastatakse	-
3	1 traktor 1 niiduk	13 võsalõikajat	51 lihaveist 62 lammast	-	35 km tara	66 kõretiiki 28 800 isendit	-
4	2 traktorit 2 niidukit 2 looreha 3 ruloonpakkijat ATV Mootorpaat	3 mootorsaagi 3 võsalõikajat	157 lihaveist 100 lammast 7 hobust	-	50,8 km tara	10 kõretiiki	-
5	-	-	7 lihaveist	-	1,3 km tara	-	40 ha
6	3 niidukit ATV	2 mootorsaagi	-	-	6,37 km tara	-	-
7	1traktor 1 jäätmaaniiduk 1miniruloonpress 1ATV lisaseadmetega 1 võsafrees	3 võsalõikajat 3 mootorsaagi	12 lihaveist 30 lammast	5 ha Võiste rannikulõukaid	34,22 km tara 4 loomade laadismisplatsi 4 km rannakaitsevalli	-	-
8	1 traktor 1 niiduk 1 kaarutaja	-	-	-	-	-	-
9	Lambavedamise parv Sadamakai uuendus	-	-	-	-	-	-
10	1 amfiibniiduk	-	-	-	-	-	-
11	1 traktor 2 niidukit 1frontaallaadur 1 tõstuk 1 metsatreiler	2 võsalõikurit 3 rohulõikurit	-	-	-	-	-
KOKKU	7 traktorit 13 niidukit 2 frontaallaadurit 1 amfiibniiduk 2 tõstukit	9 mootorsaagi 31 võsasaagi	289 lihaveist 17 hobust 259 lammast	45 ha lõukaid ja sonne puhastatud ja	197,19 km tara 6 loomade varjualust 4 laadimisplatsi 4 km	91 kudemistiiki ja 3,5 ha kudemistiike	240 ha

	2 ATV 1 metsatreiler 1 mootorpaat 4 looreha 5 heinapressi			veerežiim taastatud	rannakaitsevalli		

Kuna esimesed projektid alustasid ajal, kui väiketootmises polnud talunikud veel oma vanu ENSV aegseid traktoreid uute vastu välja vahetanud, siis oli just traktorite ja haakeriistade nappus kõige suurem takistus niitude taastamise ja hooldamise juures. Ka olid enamus loomakarjadest likvideeritud 90-ndate lõpus, eriti just piimakari. Sestap oli Rootsi ja Taani eeskujul mõistlik Eestisse tuua rannaniitudele lihaveiseid, milliseid projektide toel osteti 289 (Tabel 5). Erinevates piirkondades katsetati erinevaid tõuge, nii levisid rannaniitudel aberdeen-angused, herefordid, shoti mägiveised ja limousinid.

Lisaks sellele osteti rannaniite ilmestama ja ka säästlikku turismi edendama 17 eesti hobust ning eri piirkondadesse kokku 259 lammast (Tabel 5). Kõik loomad anti lepingutega talunikele kas tähtajaliselt või tähtajatult rendile. Talunikul oli õigus saada endale järelkasv ja kohustus pidada loomi vastavalt nõuetele ning karjatada neid rannaniitudel kas teatud osa aastast või aastaringselt. 2001 aastaks, kui lisaks Matsalu Rahvuspargi territooriumile ka mujal Eestis rannaniitude kaitse aktuaalseks muutus, olid rannikud juba suuresti roostunud ning vanad karjaaiad või nende jäänused muutunud takistuseks uuesti alustamisele. Ühest küljest oli vaja uusi karjaaedu, mida erinevate projektide toel kokku rajati ligi 200 km, teisest küljest oli rannast tarvis vanad aiad ära koristada. Selleks kasutati erinevates projektides näiteks talguid kuid vanast roost vabanemiseks ning ranna puhastamise hõlbustamiseks kasutati 2 kohas ka põletamist (Kose 2007, Kaljuste 2005, Lotman, Lepik 2005). Kaks projekti on lisaks rannaniitude elupaiga taastamisele ka taastanud või taastamas rannikulõukaid. 2006 aastal Võistes ER(D)F projekti käigus taastati ligikaudu 5 hektarit vanu ranniku voolusüsteeme, sonne ja lõukaid, Rannikulõugaste projekti käigus saavad taastatud Teorehe ja Sõmeri lõukad. Suurt tähelepanu on rannaniitude projektides pööratud kõre elutingimuste taastamisele ja kõrede taasasustamisele taastatud ja hooldatud randadesse. 1 rannaniidu projekt keskendubki kõre kaitsele, lisaks veel 3 projektis taastatakse kudemislompe ning kas taasasustatakse kõresid rannaniidule või kavatsetakse seda teha edaspidi.

2.5. EL kaasrahastatud rannaniitude kaitse projektide uurimis- ja teadustegevus, eksperimendid ning seire.

LIFE ja ER(D)F projektid erinevad oma ülesehituselt tunduvalt kui vaadelda neis kavandatud uurimis ja teadustegevust, eksperimente ja seiret (Tabel 6). LIFE projektid, kui pikaajalisemad ja komplekssemad, võimaldavad lahendada märksa keerukamaid looduskaitselisi probleeme- näiteks kaitsekorralduskavade väljatöötamist, mitmeaastaste seireskeemide rakendamist, eksperimente ja uuringuid. ERDF projektide puhul on rannaniitudel 3 juhul 5-st rakendatud vaid seadmete ja masinate ostu ja -2 juhul on lähenetud alale komplekksemalt ning projekti lülitatud erinevaid uurimis või seiretegevusi (Tabel 6).

Poolte LIFE projektide puhul on läbi viidud inventuurid. Eeskätt linnustiku inventuurid, kuna kaitse eesmärgid keskenduvad lindudele. Kõpus on inventuurid olnud põhjalikud, kuna tegemist oli uute kaitsealade moodustamisega. Inventeeritud ja ka seiratud on elusloodust nende projektide käigus, mille jooksul peab valmima kas piirkonna või liigi kaitsekorralduskava.

Kokku on teostatud 3 suuremat uuringut- hingu levikust Matsalu Lahes, Tolkuse raba veereziimi ja maakasutuse uuring ning Baltcoast projekti raames viiakse läbi rannikulindude röövluse uuring.

Tabel 6. 2001-2010 EL LIFE ning ER(D)F kaasrahastatud projektide teadus-, uurimis- ning kaitsekorralduslik tegevus.

Projekti nr	Inventuurid	Seiretegvus	Uuringud	Eksperimendid	Kaitsekorralduslikud dokumendid
1	Rannaniidu elupaikade, liivikuelupaikade, kaitseala linnustiku, osade metsade taimestiku ja samblike inventuur	Linnustiku seire kogu kaitsealal; Maasika raba freesvälja veetaseme seire	Tolkuse ja Maasika raba veereziimi ja maakasutuse muutuste uuring	Niidu-kuremõõga populatsioonide erineva majandamise eksperiment; 200 ha põletamine enne taastamist, Kõrede taasasustamine rannaniidule , Luiteelupaikade taastamine	Luitemaa LKA KKK*; Luitemaa LKA turismikorralduskava; Maasika ja Tolkuse raba veereziimi taastamise insener-tehnilised joonised; Pikla kalatiikide taastamise-kasutamise soovitused; Rannametsa õpperaja projekt
2	-	Lindude seire,	Rannikulindude	-	Tutka ja niidurüdi KKK Eestis

		kahepaiksete seire, taimestiku seire	röövluse uuring		ja Läänemere piirkonnas
3	-	Lindude seire, kõrede seire	-	Kõrede taasasustamine rannaniitudele	Kõre KKK Eestis
4	Taimede ja linnustiku liigilise struktuuri ja liigurohkuse määramine enne ja pärast majandamist	Taimekoosluste ja linnustiku seire enne ja pärast majandamist	-	-	KKK Silma LKA-le
5	-	Väike – laukhane seire	-	Põletamine Suurlaiul	Väike-laukhane KKK
6	Kõpu poolsaare putukate, lindude, maismaatigude, roomajate ja kahepaiksete, pisiimetajate inventuurid; sotsioloogiline küsitlus	-	-	-	Kõpu poolsaare KKK Paope ja Kõpu LKA moodustamine Hirmuste, Kõpu-Vaessoo ja Suureranna hoiualade moodustamine
7	Maasika raba freesvälja veetasemete seire	-	-	-	Detailsed rannaniidu hoolduskavad maaomanikele (33)
8	-	-	-	-	-
9	-	-	Hingu levik Matsalu lahes	-	Tegevuskava hingu seisundi parendamiseks.
10	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-

* KKK- Kaitsekorralduskava

8 projekti puhul töötati või töötatakse välja mõni kaitsekorralduslik dokument. Nii on valminud kõre kaitsekorralduskava, tegevuskava hingu seisundi parendamiseks Matsalu lahes, väike-laukhane kaitsekorralduskava, valmivad niidurüdi ja tutka kaitsekorrralduskavad Eesti ja Läänemere piirkonna jaoks. Samuti on koostatud Luitemaa LKA , Kõpu poolsaare ja Silma LKA kaitsekorralduskavad.

Erilist tähelepanu tuleks pöörata eksperimentidele rannaniitude ja selle elustiku kaitses. Nii LIFE kui ka ER(D)F projektides ei ole eksperimendid eriti populaarsed, katsetatud on niitude taastamist põletamise abil, mille tagajärgi pole teaduslikult uuritud kuid mis on

praktikas osutunud väga heaks ühekordse hoolduse meetodiks (Kaljuste 2005, Kose 2007a). Väljaspool rannaniite on taastatud Luitemaal eksperimentaalselt liivaelupaiku luitemetsades, katsetades, kui suured ja millise kvaliteediga alad on piisavad, et tuleksid tagasi vastava elupaiga linnud ja roomajad (Kose 2007b). Erilist tähelepanu väärib Luitemaa LKA läbi viidud eksperiment niidu – kuremõõgaga, kus uuriti erinevate majandamisviiside mõju taime populatsioonile (Moora jt.2007, Lisa 1).

3. Arutelu.

2001-2010 EL poolt kaasrahastatud projektide mõju ja tõhusus Eesti rannaniitude ja nende elustiku kaitse korraldamisel ja soodsa seisundi tagamisel.

EL looduskaitsestrateegia põhineb Natura 2000 alade majandamisel – ohustatud liikide ja nende elupaikade säilitamisel ja nende olukorra parandamisel. Sarnaselt on looduskaitsealased teadusuuringud Euroopas keskendunud ohustatud liikide või taksonoomiliste gruppide näiteks nagu linnud (Evans 2004; Pärt, Söderström 1999), imetajad (Gaona jt. 1998; Kramer-Schadt jt. 2005), taimed (Lefevre jt. 2001; Moora jt. 2007; Jõgar, Moora 2008), putukad (Anthes jt. 2003; Pywell jt. 2005) ja kahepaiksed (Rannap jt. 2007) konservatsiooni ja kaitsestrateegiate väljatöötamisele. Teine osa teadustöödest on suunatud konkreetsete elupaikade näiteks nagu poollooduslikud niidud (Bartolome et al. 2005; Bouchard et al. 2003) majandamisstrateegiate väljatöötamisele. Sellised uuringud on andnud väärtuslikku teavaet nii Natura 2000 alade planeerimiseks kui ka nende alade majandamiseks. Rannaniidud kuuluvad EL-is prioriteetsete elupaikade hulka, mille säilimise eest vastutamisel on Eestil oluline roll. Samuti elutsevad rannaniidul arvukad haruldased ja kaitsealused organismid, kelle kaitse korraldamist ja soodsa seisundi tagamist EL toetab (Rannap jt. 2005). Sellest tulenevalt on EL programmide raames viimase kümne aasta jooksul ellu kutsutud 11 erinevat rannikukoosluste taastamis ja majandamisprojekti. Nende projektide käigus on taastatud ja kasutusele võetud kokku 4100 ha rannaniite ning selleks on kulutatud kokku 3 929 011 EUR EL ja EV raha.

Samas, looduskaitse ei peaks olema projektipõhine tegevus vaid pidev, stabiilne ja argumenteeritud protsess. Paraku jaotatakse tänapäeval looduskaitses raha projektipõhiselt ning projekti rahastuse saamiseks tuleb keskenduda neile tegevustele ja aspektidele, mida hindab rahastaja. EL kaasfinantseeritavate projektide puhul tuleb keskenduda EL Linnu- ja Loodusdirektiividele ning eelkõige kaitsta Eesti loodust nendest aspektidest lähtuvalt. Projektide Eesti-poolseks kaasrahastuseks on olnud toetused. Riigieelarvest makstavad maahooldustoetused, pool-loodusliku koosluse hooldamise toetused või taastamise toetused. Projektide jätkusuutlikkust määratakse rannaniitudele sõlmitud pikaajaliste hoolduslepingutega ning niitude hooldamise edasiste toetuste maksmistega. Aastast 2008 toimub see juba EL toetusena – pool-loodusliku koosluse

hooldamise toetusena. Kõik see tagab, et rannaniitudel toimuks mingisugunegi majandamine, majandamisele on seatud ühtsed reeglid, millele võib erandeid teha vaid olemasoleva kaitsekorralduskava alusel. 2010 aasta seisuga on hinnanguliselt 99 % käsitletud projektide poolt kasutusse võetud rannaniitudest endiselt hooldatud (Keskkonnaamet, suulised andmed). Seega võib öelda, et olenemata projektilisest (perioodilisest) iseloomust on antud projekid olnud edukad ja jätkusuutlikud. Võib öelda, et rannaniitude hooldamine toetuse saamise kriteeriume järgides tagab selle elupaiga kvantiteedi, kuid kvaliteedi osas on raske kontrolli teostada või hinnangut anda. Pigem on tegemist avatud maastiku „tootmisega“, kus puuduvad pilliroog ja puud-põõsad. Elupaikade loomine kurvitsatele ja hanelistele ning kõredele, kes eelistavad madalmurusust ja seega väga intensiivset karjatamist (Kuresoo 2002; Kuresoo, Mägi 2005; Lotman, Lepik 2005), võib olla ebasoodne osadele selgrootutele (Talvi 2004) aga ka käpalistele või näiteks niidu-kuremõõgale (Kaljuste 2005, Kose, Moora 2005, Moora jt. 2007). Selgelt tuleb välja erinevate kariloomadega karjatamise erinev mõju näiteks niidu-kuremõõga populatsioonile, kus intensiivne karjtamine näiteks lammastega hävitab niidu-kuremõõga pikemas perspektiivis kuid näiteks mõõdukas karjatamine veistega või selle kombineerimine niitmisega on niidu-kuremõõgale väga soodne (Moora jt. 2007, Lisa 1).

Kõigi LIFE projektide oluliseks osaks on olnud maaomanike koolitamine, elanike teavitamine rannaniitude ja ka teiste pool-looduslike koosluste tähtsusest ning vastavate juhendmaterjalide trükkimine ning õppefilmide koostamine. Samuti on praeguste pool-looduslike koosluste hooldamise toetuste saamise eelduseks Keskkonnaameti poolt korraldatava 6-tunnise koolituse läbimine, kus tutvustatakse koosluste looduskaitselisi väärtusi ja hooldamise eesmärke. Et kõikide troofiliste tasemete vajadused oleksid arvestatud ning mitmekesisus niitudel säiliks ka tänapäeva tingimustes, on otstarbekas hakata niitudele ja niidukompleksidele koostama detailseid hoolduskavasid, nagu koostati Luitemaa ER(D)F projekti käigus. Nendes kavades on arvestatud rannaniidu tüki iseärasusi, konkreetse maaomaniku võimalusi ning sobitatud kokku erinevad majandamsivõtted nii rannikul pesitsevate ja läbi rändavate lindude jaoks, kõrede asurkonna taastamise jaoks kui ka niidu kuivemate ja sisemaa pool olevate osade jaoks,

mis on olulised käpaliste, niidu-kuremõõga, emaputke kui ka teiste mitmeaastatse rohttaimded jaoks, millel omakorda toituvad arvukad selgrootud. Enamasti aga keskenduvad projektid vaid teatud liikidele sobiva maastiku tootmisele, suuremat huvi tundmata, kas selle maastiku (rannaniidu) taimestik võimaldab seal elada ja toituda projekti sihtrühmadeks olevatel loomadel. Eeskujuks tuleb tuua SilmaLIFE projekti, kus enne taastamist registreeriti aladel taimestik ja linnustik, määrati referentsliigid taimedel ja loomadel ning mõlemaid koos vaadeldes seirati koosluste taastumist- muutust rannaniidule omases suunas. Selle asemel, et keskenduda üksikute ohustatud liikide või hävinevate elupaikade kaitsmise strateegiale võiks tulevased projektid käsitleda ökosüsteeme kui tervikuid ning püüda tagada kõigi organismide sh ka inimeste jätkusuutliku arengu (Harrison jt. 2010).

Kokkuvõte.

Kui suur roll on sellistel ühekordsetel projektidel rannaniidukoosluste taastamisel ja edasisel jätkusuutlikul hooldamisel Eestis?

Eesti rannaniitude päästmiseks hävimisest ja kinnikasvamisest on viimase kümnendi jooksul ellu viidud EL LIFE ja ER(D)F projektid olnud hädavajalikud ja ainuvõimalikud. Projektid said võimalikuks Eesti maaelus just kõige kriitilisemal ajal, kus enamus väikeloomapidamisi ning piimakarjast oli likvideeritud, rannaniidud juba roostunud või kiirelt roostumas ning inimesed, kel veel oskusi ja tahtmist talupidamisega tegeleda, olid otsimas uusi tegevusalasid või maapiirkonnast lahkumas. Projektide toel intensiivselt ja süsteemselt mitmes Eesti paigas käivitunud rannaniitude taastamine tekitas omavahelise sünergia ning kogemuste vahetamise käigus juurutati uued ja kaasajale vastavad parimad hooldus- ja taastamisvõtted. Projektide tuge on saanud ligi 80% Eestis tänaseks veel säilinud ja taastatud rannaniitudest, mis on ülikõrge protsent. Samas asuvad tänapäeval ühed suuremad rannaniidumassiivid Euroopas ning on igati loogiline, et EL panustab nende soodsasse seisundisse.
Ühekordsed projektid on suutnud panna aluse rannaniidule sobivate loomakarjade (eelkõige lihaveised) taastekkimisele pärast kolhooside lagunemist ning põllumajanduse ümberkorraldamist. Projektide rahalisel toel on katsetatud uudset ja erisugust niitmis ja taastamistehnikat, on koostatud mitmed olulised dokumendid rannaniitude ja nende elustiku kaitsmiseks – kõre ja niidurüdi kaitsekorralduskavad.

Millistele elusloodus komponentidele need projektid keskenduvad, millest võib see tingitud olla ja kas see on piisav rannaniitude kui koosluste ja elupaikade taastamisel ja soodsa seisundi säilitamisel?

Samas tuleb märkida, et projektid (eelkõige LIFE projektid) on ellu kutsutud kas ornitoloogide või herpetoloogide eestvedamisel ning keskenduvad rannaniitude kui kurvitsate ja kõrede elupaikadele või haneliste rändeaegsetele toitumispaikadele. Rannaniidu koosluste mitmekesisus ja taimeliikide mitmekesisus ning vajadused, samuti

selgrootute mitmekesisus ning vajadused on selgelt alatähtsustatud. See võib olla ka üheks põhjuseks, miks viimastel aastatel on hakatud ümber vaatama kaitsekorralduslikke tegevusi ja prioriteete rannaniidu elupaiga ja elustiku kaitse korraldamises.

Kas üldine ja pindalatoetuse põhine lähenemine rannaniitude säilitamisele tagab kõikide koosluste ja organsimirühmade soodsa seisundi?

Kindlasti ei taga vaid pikaajliste maahooldusleping ute sõlmimine ning pindalatoetuste normidele vastavalt koosluste hooldamine rannaniitudel kõigi sealsete iseloomulike koosluste säilimist. Nii on vaid karjaaedu vette ehitades võimalik saada veepiiril olevate koosluste soodne seisund. Sageli pole aga see osa rannaniidust üldsegi kaardil maismaa ja miski ei kohusta maahooldajat sellist kulutust tegema. Samuti ei taga ühtlane madalmurusus kõrgekasvuliste õitsvate püsikute nagu käpalised, niidu –kuremõõk, emaputk ja paljude teiste taimeliikide ning nendel toituvate selgrootute edukat paljunemist ja püsimist. Vajalik on veelgi tulemuslikum maahooldajate teavitamine ja nõustamine, samuti kaitsealadel erinevate organsimirühmade ja koosluste vajadustest lähtuvate detailsemate majandamsikavade koostamine.

Summary

The success and sustainability of the coastal restoration and management projects in Estonia.

The paper is analyzing the European Union (EU) co-financed conservational projects, such as LIFE and ERDF funded, on Estonian coastal meadows in 2001-2010. It analyses the projects' quality and quantity in restoring and maintaining the coastal meadows habitat (1630* Boreal Baltic coastal meadows) and tries to answer the following questions:

How big role do the one-time projects play in the restoring and sustainable management of the cosastal meadows in Estonia?

On which components of biodiversity these projects concentrate at, what are the reasons and is it sufficient for restoring and maintaining the coastal meadows as communities and habitats in the favourable conservation status?

Does general and subsidy- based approach provide the favourable conservation status for all communities and organism groups in coastal meadows?

Based on the analysis of the 6 LIFE-Nature projects and 5 ER(D)F projects the following conclusions were made:

During the 10 year period about 4100 ha (83%) of Estonian coastal meadows have been covered by these projects and about 58% (3025 ha) of coastal meadows have been restored with the help of those financial instruments. 99% of the previous project areas are being managed and the sustainability is guaranteed by the subsidies and 5 year contracts.

The projects have been brought into life mainly by zoologists (ornithologists and herpetologists) and are targeting coastal waders, migratory birds and natterjack toad (*Bufo calamita*) and their habitat requirements. At the same time the quality of plant communities and conservation status of rare plants as well as invertebrates has not been sufficiently recognised in these projects. A case study about a rare plant *Gladiolus imbricatus* has been carried out and describes the responses to the different coastal meadow management regimes.

Tänuavaldused

Käesoleva töö valmimisele on välitööde osas kaasa aidanud Mari Moora, Ülle Jõgar, Mare Toom, Kai Vellak, Illi Tarmu, Märt Kose. Rannaniitudel on oma maadel lubanud eksperimente läbi viia ja lahkesti infot jaganud ning vastavat majandamisskeemi hoidnud OÜ Aminolte ja Enn Tamm, Urmas Aava ja Rein Laagus.

EL projektide aruannete materjalide osas aitasid kaasa Moonika Ani, Voldemar Rannap, Tuuli Tammla, Murel Merivee, Kaja Lotman, Paal Põlluste, Merike Linnamägi ja Merle Oagu. Hea koostöö oli SA KIK, Keskkonnaministeeriumi ja Keskkonnaametiga.
Maahooldustoetuste ja pindalade kohta aitasid andmeid täpsustada Murel Merivee, Kaie Kattai ja Anneli Reinloo Keskkonnaaametist.
Hea sõna ja julgustuse eest soovin tänada Märti, Martenit ja Maret ning inspiratsiooni ja toetuse eest kõiki Häädemeeste rannaniitude hooldajaid ja taastajaid, tänu kellele selle töö kirjutamine ja kogemus võimalikuks said.

Kasutatud kirjandus

Aavik,T., Jogar,U., Liira,J., Tulva,I., Zobel,M. 2008. Plant diversity in a calcareous wooded meadow - The significance of management continuity. Journal of Vegetation Science 19: 475-484.

Anthes,N., Fartmann,T., Hermann,G. , Kaule,G. 2003. Combining larval habitat quality and metapopulation structure - The key for successful management of pre-alpine Euphydryas aurinia colonies. Journal of Insect Conservation 7: 175-185.

Austrheim,G., Olsson,G.A., Grontvedt,E. 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural subalpine grasslands of Budalen, central Norway. Biological Conservation 87: 369-379.

Bartolome,J., Lopez,Z.G., Broncano,M.J., Plaixats,J. 2005. Grassland colonization by Erica scoparia (L.) in the Montseny Biosphere Reserve (Spain) after land-use changes. Agriculture, Ecosystems and Environment 111: 253-260.

Bouchard,V., Tessier,M., Digaire,F., Vivier,J.P., Valery,L., Gloaguen,J.C., Lefeuvre,J.C. 2003. Sheep grazing as management tool in Western opean saltmarshes. Comptes Rendus - Biologies 326.

Cremene,C., groza,G., Rakosy,L., Schileiko,A.A., Baur,A., Erhardt,A., Baur,B. 2005. Alterations of steppe-like grasslands in Eastern ope: a threat to regional biodiversity hotspots. Conservation Biology 19: 1606-1618.

Dupre,C., Diekmann,M. 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. Ecography 24: 275-286.

Eriksson,O., Cousins,S.A.O., Bruun,H.H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. Journal of Vegetation Science 13: 743-748.

Evans,K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146: 1-13.

Gaona,P., Ferreras,P. , Delibes,M. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). Ecological Monographs 68: 349-370.

Harrison, P. A., Vandewalle, M., Sykes, M. T., Berry, P. M., Bugter, R., De Bello, F., Feld, C. K., Grandin, U., Harrington, R., Haslett, J. R., Jongman, R. H. G., Luck, G. W., da Silva, P. M., Moora, M., Settele, J., Sousa, J. P., Zobel, M. Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. Biodiversity and Conservation . 2010. Trükis DOI: 10.1007/s10531-010-9789-x

Harrison,S., Bruna,E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecography 22: 225-232.

Helm,A., Hanski,I., Pärtel,M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. Ecol Letters 9: 72-77.

Ingerpuu, N. 2004. Samblad. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 131-134.

Interpretation Manual of European Union Habitats. Version 25.2003. European Commission, DG Environment.

Jacquemyn,H., Brys,R., Hermy,M. 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. Biological Conservation 111: 137-147.

Jõgar,Ü., Moora,M. 2008. Re-introduction of a rare plant (*Gladiolus imbricatus*) population to a river floodplain – how important is meadow management? Restor Ecology 16: 382-385.

Kahmen,S., Poschlod,P. 2004. Plant functional traits responses to grassland succession over 25 years. Journal of Vegetation Science 15: 21-32.

Kalamees, K. 2004. Seenestik. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 136-142.

Kaljuste, T. 2005. Rannaniitude majandamisest botaaniku pilguga: üksteist aastat Matsalu kogemusi. – Rannap, Riinu jt. Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004. Tallinn: 62-69.

Kose, M. 2007a. Rantaniittyjen kunnostus kontrolloidun polton avulla. Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja kokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Suomen Ympäristö 37/2007. lk 82-85.

Kose, M. 2007 b; Kuidas taastatakse Luitemaal liivikuelupaiku? Eesti Loodus (2007); nr.8; lk. 13:

Kose, M.; Moora, M. 2005. Niidu kuremõõga *(Gladiolus imbricatus)* asurkonna seire erineva hooldusreziimiga niitudel. – Rannap, Riinu jt. Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004. Tallinn: 70-71.

Kramer-Schadt,S., Revilla,E. & Wiegand,T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? Biological Conservation 125: 169-182.

Krauss,J., Bommarco,R., Guardiola,M., Heikkinen,R.K., Helm,A., Kuussaari,M., Lindborg,R., Ockinger,E., Partel,M., Pino,J., Poyry,J., Raatikainen,K.M., Sang,A., Stefanescu,C., Teder,T., Zobel,M., Steffan-Dewenter,I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. Ecol Letters 13: 597-605.

Kull,K., Zobel,M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. Journal of Vegetation Science 2: 711-714.

Kuresoo,A. jt.2002. Tegevuskava niidurüdi *Calidris alpina schnizii* kaitse korraldamiseks. Käsikiri. Keskkonnaministeerium, Tallinn.

Kuresoo, A.; Mägi, E. 2005. Majandamisega seotud muutused Eesti rannaniitude linnustikus. – Rannap, Riinu jt. Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004. Tallinn: 52-61.

Laasimer, L. 1975. Haruldaste taimekoosluste olukord ja kaitse probleemid Eestis. – Renno, Olav (toim.). Eesti loodusharulduste kaitseks. Valgus, Tallinn: 20-35.

Lefevre,F., Kajba,D., Heinze,B., Rotach,P., de Vries,S.M.G., Turok,J. 2001. Black poplar: A model for gene resource conservation in forest ecosystems. Forestry Chronicle 77: 239-244.

Liira,J., Issak,M., Jogar,U., Mandoja,M., Zobel,M. 2009. Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness - the results of a 6-year experiment. Annales Botanici Fennici 46: 397-408.

Lilleleht, V.; Kuresoo, A. 2004. Rannaniitude selgroogsed. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 168-177.

Lotman, A. 2004. Niitude kaitse korraldamine tänapäeval. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 86-94.

Lotman, K.; Lepik, I. 2005. Rannaniit kui elupaik. – Rannap,Riinu jt. Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004. Tallinn: 8-25.

Luhamaa, H. jt. 2001. Läänemaa pärandkooslused. Seminatural Communities of Läänemaa County, Estonia. Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku.

Mykelstad,A., Saetersdal,M. 2003. Effects of reforestation and intensified land use on vascular plant species richness in traditionally managed hay meadows. Annales Botanici Fennici 40: 423-441.

Paal, J. 2000. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Keskkonnaministeerium, Tartu.

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

Pärtel,M., Helm,A., Reitalu,T., Liira,J., Zobel,M. 2007. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. J Ecology 95: 574-582.

Pykälä,J., Luoto,M., Heikkinen,R.K., Kontula,T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern ope. Basic and Applied Ecology 6: 25-33.

Pywell,R.F., Warman,E.A., Carvell,C., Sparks,T.H., Dicks,L.V., Bennett,D., Wright,A., Critchley,C.N.R., Sherwood,A. 2005. Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. Biological Conservation 121: 479-494.

Rannap, R, jt. 2005. Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004. Tallinn

Rannap, R. 2005. Läänemere rannaniidud kõre elupaigana. – Rannap, Riinu jt. Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004. Tallinn: 26-33.

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.

Rebassoo, H. 1987. Contemporary Dynamics of the Flora and Vegetation of estonian Islets.- Laasimer, Liivia; Kull, Tiiu (Eds.). The Plant Cover of the Estonian SSR. Flora, vegetation and ecology. Valgus, Tallinn: 46-59.

Rebassoo, H. 1988. Mererannikute ja saarte taimkatte kaitse ning ratsionaalse kasutamise printsiipe.- Laasimer, Liivia (toim.). Taimeriigi kaitsest Eesti NSV-s. Valgus, Tallinn: 44-53.

Roosaluste, E. 2004a. Pärandkoosluste looduslik ja kultuuriline väärtus. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 73-77.

Roosaluste, E. 2004b. Rannaniidud. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 204-214

Rosen,E. 1982. Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. Acta Phytogeographica Suecica 72: 1-108.

Spiegelberger,T., Hegg,O., Matthies,D., Hedlund,K., Schaffner,U. 2006. Long-term effect of short-term perturbation in a subalpine grassland. Ecology 87: 1939-1944.

Talvi, T. 2004. Putukad pärandkooslustel. – Kukk, Toomas (toim.). Pärandkooslused. Õpik käsiraamat. Tartu: 149.162.

WallisDeVries,M.F., Poschlod,P. , Willems,J.H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern ope: integrating the requirements of flora and fauna. Biological Conservation 104: 265-273.

Willems,J.H. 2001. Problems, approaches and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. Restor Ecology 9: 147-154.

Hill,M.O., Evans,D.F., Bell,S.A. 1992. Long-term effects of excluding sheep from hill pastures in North Wales. J Ecology 80: 1-13.

Willems,J.H., van Nieuwstadt,M.G.L. 1996. Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. Journal of Vegetation Science 7: 177-184.

Applied Vegetation Science 10: 161-168, 2007
© IAVS; Opulus Press Uppsala.

Optimal management of the rare *Gladiolus imbricatus* in Estonian coastal meadows indicated by its population structure

Moora, Mari[1,*]; Kose, Marika[2,3]; Jõgar, Ülle[4]

[1]*Institute of Botany and Ecology, University of Tartu, Lai 40, Tartu, Estonia 51005;* [2]*Estonian Ornithological Society, Pärnu 40, Häädemeeste, Pärnu County, Estonia 86001; Current address: Häädemeeste Municipality, Pärnu 13, Häädemeeste, Pärnu County, Estonia 86001;* [3]*E-mail marika.kose@mail.ee;* [4]*E-mail ulle.jogar@ut.ee;* [*]*Corresponding author; Tel. +372 7376383; Fax +372 7376222; E-mail mari.moora@ut.ee*

Abstract

Questions: What is the best grassland management regime for the threatened plant species *Gladiolus imbricatus*; is the stage structure of local populations a feasible indicator of the effect of changed management.

Location: Coastal meadow system in southwestern Estonia.

Methods: The effect of five management regimes was studied in a long-term (three-year) field experiment: (1) mowing in late July, (2) grazing by cattle, (3) grazing by sheep, (4) sheep grazing during the first year and mowing during subsequent years, (5) no management (control).

Results: The population density increased significantly in response to the mowing treatment and to the mowing after sheep grazing treatment. The proportion of grazed plant individuals was higher in the sheep-grazed than in the cattle-grazed treatment. Generative and vegetative adult individuals of *G. imbricatus* were significantly more damaged by cattle herbivory than juveniles. All management regimes shifted the population structure towards a dynamic state where juvenile stages dominate, while the not managed control retained a regressive population structure.

Conclusions: Population stage structure was a useful indicator of different management conditions, even in the case where population density did not differ. As indicated by population stage structure, the best management regime for *G. imbricatus* was either mowing in late July only, or alternation of grazing and mowing in different years.

Keywords: Grassland management; Grazing; Life-Nature programme; Mowing; Population dynamics; Restoration.

Nomenclature: Tutin et al. (1972 a.f.).

Introduction

The development and persistence of the species-rich semi-natural grasslands in Europe is associated with a long history of traditional management – the grazing of domestic animals and haymaking over hundreds of years (Kull & Zobel 1991; Eriksson et al. 2002). Due to the abandonment of traditional farming during the 20th century, the number and size of semi-natural grasslands have dramatically declined in Europe (Willems 2001). Plants in semi-natural grassland communities are therefore faced with habitat loss, population fragmentation and isolation, resulting in the extinction of local populations (Harrison & Bruna 1999).

During recent decades, semi-natural grasslands have been recognized as important targets in conservation due to their species-rich flora and fauna and due to their cultural value as part of traditional landscapes (Wallis-DeVries et al. 2002). The persistence of many plant species in semi-natural grasslands depends on regular and appropriate management. Consequently there is a need to understand how threatened plant species respond to different management conditions.

Individual-level experimental manipulations with rare species may give us important information about the potential significance of different environmental factors (Eckstein & Donath 2005) or ecological interactions (Moora et al. 2004; Rünk et al. 2004; Moora & Jõgar 2005) behind their rarity, but the real performance of rare plant species populations in nature can only be addressed through large scale experimental manipulations and/or the restoration of the resident communities.

Populations may respond slowly to habitat deterioration, and the current size or density of populations may not indicate the potential of a population to change in the future (Helm et al. 2006). The population structure, indicating the current demographic status of a population, may offer a much better basis to make predictions for the future (Rabotnov 1985). The use of population structure in characterizing population status has proven to be suc-

cessful in a number of studies of perennial plant species, including rare and endangered species (Oostermeijer et al. 1994; Bühler & Schmid 2001; Hegland et al. 2001; Aguraiuja et al. 2004; Eckstein et al. 2004; Endels et al. 2004).

Population structure may be described by classifying the individual plants by age, size or life stage (Gatsuk et al. 1980). On the basis of population stage structure, one may identify three main types of population (Rabotnov 1985) (1) dynamic populations, characterized by a large proportion of early ontogenetic life stages; (2) stable populations with a varying proportion of all life stages; (3) regressive populations with predominating later ontogenetic life stages. Regressive populations are currently of great concern in plant conservation (Aguraiuja et al. 2004), since habitat destruction and fragmentation lead to extinctions of local populations, and the existence of a regressive population may be partly responsible for extinction debt (Helm et al. 2006), i.e. indicate the delayed response of perennial plants to unfavourable conditions.

Coastal meadows are common seashore communities along the extensive coastline of Estonia. These open landscapes are preserved due to floods, grazing (by migratory water birds and livestock) and mowing (Jutila 2001). In particular, grazing management was preferred near the shoreline and in stony areas, while areas at higher elevations and with fewer stones were mowed in midsummer and grazed later. Coastal meadows are habitats for several rare plant species; *Gladiolus imbricatus* is one of the most spectacular species. Without management, overgrowing succession will start, and many plant and animal species characteristic of coastal meadows may disappear within 10 to 20 years (Leibak & Lutsar 1996). We focused on *G. imbricatus* as a model species to test the effect of different grassland management on population stage structure, in order to suggest the optimal management regime. *G. imbricatus* is red-listed in Estonia (Lilleleht 1998), and is also a decreasing species in Europe (Schnittler & Günther 1999).

In particular, we hypothesised that population stage structure is a valuable indicator of changed management conditions in coastal semi-natural grasslands. We addressed the effect of five different management regimes (cattle grazing, sheep grazing, mowing, one-year sheep grazing followed by two-year mowing, and no management) during the three-year field experiment.

Material and Methods

Study species

Gladiolus imbricatus (*Iridaceae*) is native to Central and Eastern Europe, the Mediterranean, Caucasia and West Siberia (Tutin et al. 1972). *G. imbricatus* grows in coastal and flooded, but also in mesophytic, meadows and marshes. In Estonia the number of local populations has decreased due to the cessation of grassland management and currently only a few local populations are known (Kukk & Kull 2005).

G. imbricatus is a 40 to 60 (100) cm-high perennial plant with tubers of 1 to 2 cm diameter. Flowering in Estonia in July, the seeds mature from the end of July to the first half of August, and germinate the following spring. Vegetative spread is limited, and production of more than one daughter corm within one season is rare (Klimeš et al. 1997). Reproduction from seeds is common (Jõgar & Moora pers. obs.).

Study site

The coastal meadows of Häädemeeste (the area of the meadows is ca. 800 ha) belong to the Rannametsa - Soometsa Nature Reserve on the southwestern coast of Estonia. The meadows of this area are representative of the Boreal Coastal Meadow (1630, Natura 2000), a priority community type in the EU Habitat Directive (92/43/EEC). The meadows of Häädemeeste are a resident community for more than 250 vascular plant species. The height of the herb layer ranged from 5 cm in the sheep pasture to 50 cm in the non-managed meadow and in the mown meadow at the moment of sampling (data not shown). The meadow areas are edaphically homogeneous: a humus layer of ca. 15-20 cm is underlain by sandy loam. The community is species-rich (up to 35 vascular plant species per m^2, data not provided) and the dominant plant species are *Sesleria caerulea, Deschampsia caespitosa, Achillea millefolium,* and *Centaurea jacea*. *G. imbricatus* is a frequent subordinate plant species in this community, with a large population (more than 10 000 individuals) growing almost all over the suitable habitats in the Häädemeeste coastal meadow system.

In 2001, the EU LIFE-Nature programme project was launched in this reserve. The aim of the project was to preserve and restore objects of natural value, and to apply the most efficient management conditions for the preservation and enhancement of rare plant and animal species. Until 2001, most of the coastal meadow of Häädemeeste had not been managed for 10 years. One of the goals of the Life project was to recommence management by supporting the purchase of livestock

and machinery by landowners. Sheep and cattle herds were purchased and pastures (fences) established in the autumn of 2001 and the spring of 2002. Mowing was also recommenced in either August 2001 or 2002.

Experimental design and sampling

In collaboration with landowners, management regimes were designed in order to satisfy the needs of a field experiment. In experiment A, four different management regimes were started in an edaphically uniform coastal meadow system, each in two separate plots (the minimal distance between the plots was 0.8 km and maximum 10 km) over the three seasons: (1) mowing after the flowering and seed ripening of *G. imbricatus* (Late July), (2) cattle grazing, (3) sheep grazing and (4) no management. The size of the treated plots was variable: cattle pastures occupied an area of 18 and 23 ha, sheep pastures 11 and 9 ha, meadows 20 and 2 ha and not managed plots 15 ha each, and grazing pressure was kept constant at one livestock unit (i.e. five sheep or one heifer) per ha. Due to the change in management regime as a result of one landowner's desire in one plot of land (6 ha), a fifth management regime – sheep grazing in the first year and mowing in the two following years – was included (Experiment B).

Within the above-mentioned management treatments, two randomly-selected 20 m × 20 m subplots (sampling areas) were established within each treatment type in June 2002. In the plot of land with the fifth management regime, one 20 by 20 m randomly selected subplot was established in 2002. There were a total of 9 subplots. Within each 20-m^2 subplot, ten 1-m^2 quadrates were randomly located annually in the first half of July (2002 to 2004) for the description of the local population of *G. imbricatus*. We did this annual random selection of quadrats inside the permanent subplot for two reasons: 1. The establishment and maintenance of permanent quadrats in the harsh environment of the coastal meadow would be very problematic in a large scale experiment. 2. A random selection procedure is an appropriate way to obtain a more independent sample of population structure in different years. Both complete and grazed individuals of *G. imbricatus*, representing one of three life stages, were carefully counted in each quadrate. We distinguished between juvenile, mature vegetative and generative life stage. All individuals with only one leaf were classified as juveniles. In order to avoid the disturbance of local populations due to uprooting, we did not distinguish seedlings and young vegetative individuals originating from a daughter corm. Vegetative individuals had more than one leaf. All individuals with a stem that was flowering at the moment of sampling were classified as generative.

Statistical analysis

All statistical tests presented here were performed on data from the first and last season of the experiment – 2002 and 2004. We used the Statistica 6.0 software package (Anon. 2001).

The numbers of individuals (total, juvenile, vegetative, generative) of *Gladiolus* and the relative number of grazed individuals (grazed individuals/total individuals, hereafter grazing proportion) were analysed using ANOVA, where a two-level factor 'subplot' was nested within the four-level factor 'management', while sampling year was considered as a two-level factor. The data from Experiment B was analysed separately with one-way ANOVAs, where year with two levels was used as a factor. Variables were log-transformed to meet the assumptions of the analysis. In order to estimate the differences between the treatments, the Tukey HSD post hoc multiple comparison test was applied with a significance level of 0.05.

In order to compare the response of the structure of experimental populations to the recommenced management, the χ^2-test and Freeman-Tukey deviation test (FTD test) (Legendre & Legendre 1998) were used to compare the empirical frequencies of individuals in different developmental stages with that predicted by the null model, representing frequencies from the first year of observation, when the experimental manipulations had just been started (Table 1).

Log-linear analysis and the FTD test (Legendre & Legendre 1998) were used to estimate the effect of sheep and cattle grazing on the frequency of browsed individuals in different developmental stages. Year, management, developmental stage and grazing proportion (grazed, non-grazed) were the factors used in the analysis.

Results

Changes in abundance of *Gladiolus imbricatus*

Experiment A. Main experiment

Different management regimes had a significant main effect on the total density of *G. imbricatus* (Table 2) – the highest density was recorded in the mown plots. There was a significant interaction between year and management (Table 1, Table 2, Fig. 1) – there were no changes in the density of *G. imbricatus* in grazing treatments, while density increased in the control and mowing treatments during the experiment. The increase was significantly higher in the mowing treatment compared to the control treatment (Fig. 1).

The number of juvenile individuals increased significantly during the experiment (Table 2, Fig. 2A). The

Table 1. Life stage structure and total number of individuals in experimental populations from 2 × 20 m^2 (20 m^2 in treatment 5*) at the beginning and the end of the management experiment. According to the χ^2 and Freeman-Tukey deviation test, statistically significant ($P < 0.05$) increases (^{incr}) and decreases (^{decr}) in stage proportion between the years inside the treatment are indicated. Expected proportions are always calculated based on the proportions in the first sampling year (2002).

Treatment	Proportion of life stage 2002				Proportion of life stage 2004			
	Juvenile stage	Vegetative stage	Generative stage	Number	Juvenile stage	Vegetative stage	Generative stage	Number
No management	0.518	0.181	0.301	166	0.787	0.075	0.138	507
Mowing	0.498	0.144	0.358	492	0.842 ^{incr}	0.078	0.080 ^{decr}	2220
Sheep grazing	0.408	0.223	0.369	358	0.930	0.050	0.020 ^{decr}	343
Cattle grazing	0.493	0.219	0.288	292	0.931	0.043	0.029 ^{decr}	435
Sheep grazing/ mowing*	0.408	0.223	0.369	214	0.819 ^{incr}	0.066 ^{decr}	0.115 ^{decr}	1913

increase was evident in all treatments except the sheep grazing treatment (Fig. 2A). The number of vegetative individuals decreased significantly during the experiment (Table 2, Fig. 2B). There were differences between experimental treatments: the number of vegetative individuals did not change in the control, increased in the mowing treatment, decreased significantly in the sheep pasture and marginally non-significantly ($P = 0.08$, Tukey HSD test) in the cattle pasture.

The number of generative individuals decreased during the experiment (Table 2, Fig. 2C). The number of generative individuals did not change in the case of the control and mowing treatment. During the experiment, both grazing treatments decreased the number of generative individuals significantly (Fig. 2 C).

Experiment B. Former sheep pasture

There was a significant increase in the number of *Gladiolus* individuals during the experiment (Table 1):

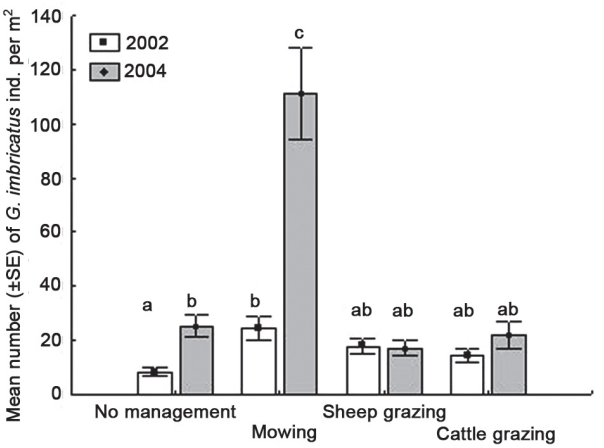

Fig. 1. Mean total number of individuals of *Gladiolus imbricatus* in 1-m^2 plots in the coastal meadow of Häädemeeste at the beginning of the experiment (2002) and the end of the experiment (2004). Bars with different letters are significantly different ($P < 0.05$) according to the Tukey HSD test.

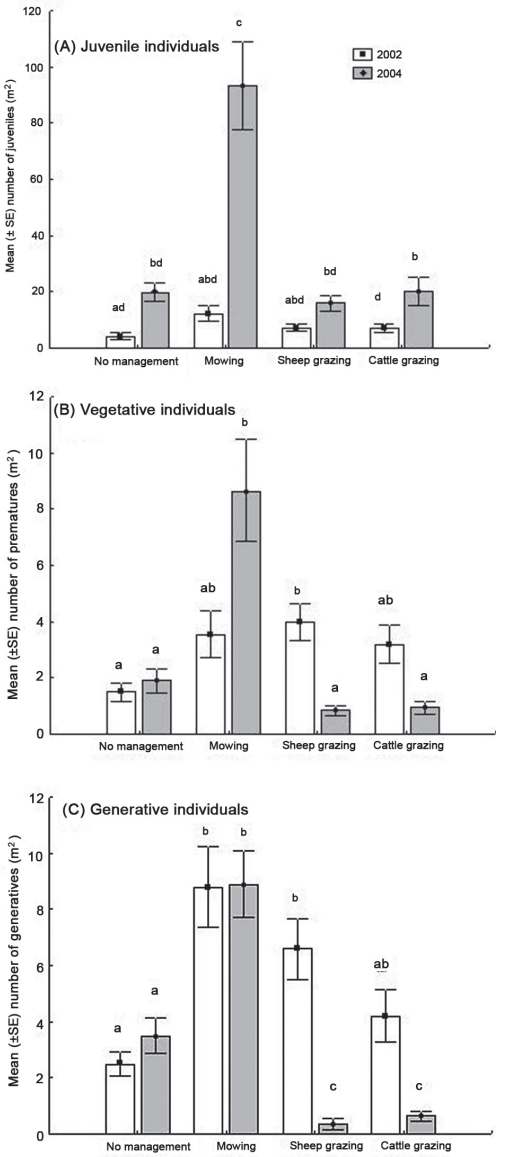

Fig. 2. The response of the different life stages in local populations of *Gladiolus imbricatus* in the coastal meadow of Häädemeeste to the four different management regimes in the years 2002 and 2004. Bars with different letters are significantly different ($P < 0.05$) according to the Tukey HSD test.

Table 2. Results of ANOVAs – the effect of different experimental management treatments (management), sampling time (year) and their interaction on the mean total density (per 1 m^2), mean density of different life stages of *Gladiolus imbricatus* and on the mean proportion of grazed individuals.

Source of variation	*df*	Total number			Juvenile number			Premature number			Generative number			Grazing proportion			
		MS	*F*	*P*	*MS*	*F*	*P*	*MS*	*F*	*P*	*MS*	*F*	*P*	*df*	*MS*	*F*	*P*
Management	3	9.560	10.52	0.000	820.18	789.46	0.000	3.50	7.75	0.000	8.85	17.41	0.000	1	0.827	30.5	0.000
Year	1	13.13	14.44	0.000	52.11	50.16	0.000	2.87	6.35	0.013	25.80	50.76	0.000	1	0.004	0.14	0.706
Subplot (management)	4	1.725	1.9	0.114	1.26	1.21	0.309	2.74	6.07	0.000	1.42	2.79	0.029	2	0.291	10.73	0.000
Management * Year	3	2.993	3.29	0.022	2.44	2.35	0.075	3.74	8.29	0.000	4.01	7.89	0.000	1	0.176	6.48	0.013
Error	148	0.909			1.04			0.45			0.51			69	0.027		

total no. of individuals ($F_{df=1,\,18} = 36.3$, $P < 0.001$),
no. of juvenile individuals ($F_{df=1,\,18} = 71.6$, $P < 0.001$),
no. of vegetative individuals ($F_{df=1,\,18} = 4.7$, $P < 0.044$),
no. of generative individuals ($F_{df=1,\,18} = 8.9$, $P < 0.008$)

Changes in Gladiolus imbricatus population stage structure

The analysis of population structure showed that experimental management treatments changed the structure differently during the experiment ($\chi^2 = 3272.7$, $P < 0.001$, $df = 14$) (Table 1). In the control treatment, the population structure remained unchanged, while all manipulated populations responded to the management. Mowing treatment resulted in a significantly higher proportion of juvenile plants and lower proportion of the generative plants than anticipated by the null-model (Table 1). In both grazing treatments, proportions of generative plants were significantly lower than anticipated by the null-model (Table 1). In experiment B (sheep grazing followed by mowing), the proportion of juvenile plants was significantly higher, and the proportion of vegetative and generative plants lower than anticipated by the null-model (Table 1).

Grazing intensity

In non-grazed treatments, less than 3% of recorded *G. imbricatus* individuals were grazed (wild deer were observed in the site). Since our task was to estimate the effect of different intensities of livestock grazing on *G. imbricatus*, the data from non-grazed treatments were not considered in this analysis. There were significantly more (Table 2) grazed individuals in the sheep pasture than in the cattle pasture – 47 % and 28 % respectively. Grazing intensity did not differ over the years. The interaction between the year and management regime was significant, since the grazing intensity of the sheep was similar over the years, while the grazing intensity of the cattle on *Gladiolus* decreased in the last year of the experiment.

The best initial model of log-linear analysis involved all three-way interactions (Pearson χ^2 of the goodness of fit of the final model: $\chi^2 = 1.52$, $df = 2$, $P = 0.467$). Life stages were characterised by significantly different grazing proportions ($\chi^2 = 145.76$, $df = 2$, $P < 0.001$): 27 % of juvenile, 62% of vegetative and 85% of generative individuals were grazed. Significant interaction between year and life stage and grazing proportion ($\chi^2 = 10.86$, $df = 2$, $P < 0.005$) became evident – there were no differences in grazing proportion between life stages in 2002, but in 2004 the individuals in the vegetative and generative life stage were more grazed than anticipated by the null model ($P < 0.05$, FTD test). There was a significant interaction between management, life stage and grazing proportion ($\chi^2 = 8.03$, $df = 2$, $P < 0.02$) – the vegetative individuals in the sheep pasture were less grazed, and vegetative and generative individuals in the cattle pasture were significantly more grazed ($P < 0.05$, FTD test) than expected by the null model.

Discussion

The results of the field experiment show that particular management regimes may have different impacts on the density and demographic structure, and thus also on the viability of the local populations of a rare plant species. All local populations of *Gladiolus imbricatus* had a relatively similar life stage structure at the beginning of the experiment – the share of juvenile and generative stages was higher than that of the vegetative adult stage. When lumped together, vegetative and generative stages made up a similar proportion to the juvenile stage. Though the stage structure of the ideal equilibrium population of *G. imbricatus* is unknown, a strong response to the recommenced management (significant increase in the juvenile proportion) gives reason to assume that local populations of *G. imbricatus* in the coastal meadows of Häädemeeste might have been regressive at the beginning of the field experiment. All management types increased the share of the juvenile stage, while in the control, this increase remained non-significant. Evidently the resumption of

management shifted the population type from regressive to dynamic. Thus as in other grassland species (e.g. Moora et al. 2003), the removal of plant biomass via grassland management enhanced the establishment of young individuals of *G. imbricatus*. The strong positive response of the juvenile stage to management indicates that in the community under investigation, *G. imbricatus* is microsite rather than diaspore limited, and a proper management regime is needed for the restoration and conservation of viable local populations.

Although there is mixed evidence of whether grazing or mowing results in higher species richness in semi-natural grasslands (Kull & Zobel 1991; Hansson & Fogelvors 2000), population-level studies of grassland perennials have indicated that mowing after the flowering period, compared to grazing or mowing too early, may favour populations (Hegland et al. 2001; Brys et al. 2004). In the coastal meadows of Häädemeeste, mowing was clearly the most favourable management regime for *G. imbricatus* – a significant increase in the density of populations in mown areas, compared to other management regimes, became evident. The increase in population density was mainly due to the increased numbers of the juvenile and vegetative individuals, but also due to the stable number of generative individuals. A similar trend was observed in a former sheep pasture, in experiment B.

There was a slight increase in the number of juvenile plants in the cattle pasture, associated with the strong decrease in the numbers of the vegetative and generative individuals. Since sheep tend to graze turf lower than cattle (Grant et al. 1996), 7-8 cm high juveniles were evidently more likely to escape from the herbivory in the case of cattle than in sheep grazing management.

Although the average density of *G. imbricatus* did not increase in grazing treatments, the population stage structure shifted towards a more dynamic state due to an increased share of juveniles. This response may be due to both enhanced seed dispersal and better establishment conditions in grazed and trampled vegetation. The positive effects of grazing on the establishment of *G. imbricatus* did not result in increased total population density, since the sheep and cattle damaged the generative and vegetative individuals significantly more than juveniles. Since the number of generative individuals was low anyway, and many of them were browsed, there may be almost no seed production in a local population of grazed areas due to the damage of generative stages of plants by browsing, and trampling may result in the deterioration of population structure due to increasing seed limitation (Lennartsson & Oostermeijer 2001). According to the traits reviewed by Díaz et al. (2001), *G. imbricatus* is expected to be a grazing-susceptible species – it is high, with relatively large, hard leaves and has limited vegetative spread. Thus continuing grazing pressure may lead to a decrease in local populations, despite the fact that stage structure resembles that of a dynamic population.

Most certainly, management either via mowing or grazing prevents grasslands from overgrowing with woody plants and *Phragmites australis* (i.e. Rosén & Bakker 2005). Also, both haymaking machinery (Strykstra et al. 1997) and grazing animals (Fischer et al. 1996) are important seed vectors. At the same time, the mowing treatment resulted in the highest absolute densities of *G. imbricatus*, as well as the highest share of the juvenile stage in local populations. The structure of local populations in the 'former sheep pasture' treatment showed that the replacement of sheep grazing by mowing shifted the population towards a dynamic state. Since mowing took place after the seeds of *G. imbricatus* ripen and after hay was dried in the meadow, one may expect no seed limitation due to management (Svensson & Carlsson 2005). At the same time, early sheep grazing may result in severe seed limitation of meadow species, while the number of seedlings increased in meadows that were grazed later (Brys et al. 2004). Thus, avoiding grazing or shifting the time of grazing may have a tremendous effect on local populations.

Conclusions for restoration practice

When searching for the best management regime for *G. imbricatus* in the coastal meadow of Häädemeeste, one may argue in favour of mowing in late July. At the same time, such a management regime may be incompatible with other targets of grassland management. Mowing of the shoreline is almost impossible with machinery and very inefficient by hand, but it is very important that the shoreline of coastal meadows be kept open for nesting birds such as the Dunlin, Black-tailed godwit, Redshank and Ruff. These are the most rapidly declining coastal meadow birds in Estonia and throughout Europe (Thorup 2004). Grasslands support several plant and animal species that may benefit from different management regimes (Hulme et al. 1999; Stammel et al. 2003). In addition, local farmers do not need hay in large quantities, since grazing animals spend most of their time in the meadow. Grazing will certainly remain the most efficient and cheapest management tool to prevent the overgrowing of semi-natural coastal meadows.

In a coastal meadow system such as Häädemeeste, we suggest the use of alternate management regimes where cutting and grazing are both used alternately in the same fields in different years. If mowing is not possible, some areas may be closed for grazing during the first half of the vegetation period. Such a patchy management scheme will provide suitable conditions for seed production and

for the establishment of new individuals of *G. imbricatus*, as well as for other plant species potentially susceptible to grazing.

Acknowledgements. The Estonian Science Foundation (5809), Tartu University (TBGBO0553), the EU LIFE-Nature project (LIFE00NAT/EE/7082), financed the work. We are thankful to Häädemeeste County, local farmers, K. Püssa, I. Tarmu and M. Toom for their kind assistance in the field, and to M. Zobel, who commented on the first draft of the manuscript.

References

Anon. 2001. *STATISTICA for Windows. [6]*. StatSoft Inc., Tulsa, OK, US.

Aguraiuja, R., Moora, M. & Zobel, M. 2004. Population stage structure of Hawaiian endemic fern taxa of genus *Diellia* (Aspleniaceae): implications for monitoring and regional dynamics. *Can. J. Bot.* 82: 1438-1445.

Brys, R., Jacquemyn, H., Endels, P., De Blust, G. & Hermy, M. 2004. The effects of grassland management on plant performance and demography in the perennial herb *Primula veris*. *J. Appl. Ecol.* 41: 1080-1091.

Bühler, C. & Schmid, B. 2001. The influence of management regime and altitude on the population structure of *Succisa pratensis*: implications for vegetation monitoring. *J. Appl. Ecol.* 38: 689-698.

Díaz, S., Noy-Meir, I. & Cabido, M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits. *J. Appl. Ecol.* 38: 497-508.

Eckstein, R.L. & Donath, T.W. 2005 Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *J. Ecol.* 93: 807-816.

Eckstein, R.L., Danihelka, J., Hölzel, N. & Otte, A. 2004. The effects of management and environmental variation on population stage structure in three river-corridor violets. *Acta Oecol.* 25: 83-91.

Endels, P., Adriaens, D., Verheyen, K. & Hermy, M. 2004. Population structure and adult plant performance of forest herbs in three contrasting habitats. *Ecography* 27: 225-241.

Eriksson, O., Cousins, S.A.O. & Bruun, H.H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *J. Veg. Sci.* 13: 743-748.

Fischer, S., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals by sheep in calcareous grasslands. *J. Appl. Ecol.* 33: 1206-1222.

Gatsuk, L.E., Smirnova, O.V., Vorontzova, L.I., Zaugolnova, L.B. & Zhukova, L.A. 1980. Age states of plants of various growth forms: A review. *J. Ecol.* 68: 675-696.

Grant, S.A., Torvell, L., Sim, E.M. & Armstrong, R.H. 1996. Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: Effects of between-tussock sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. *J. Appl. Ecol.* 33: 1064.

Hansson, M. & Fogelvors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland: results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *J. Veg. Sci.* 11: 31-38.

Harrison, S. & Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225-232.

Hegland, S.J., van Leeuwen, M. & Oostermeijer, J.G.B. 2001. Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. *J. Appl. Ecol.* 38: 1277-1289.

Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.* 9: 72-77.

Hulme, P.D., Pakeman, R.J., Torvell, L., Fisher, J.M. & Gordon, I.J. 1999. The effects of controlled sheep grazing on the dynamics of upland *Agrostis-Festuca* grassland. *J. Appl. Ecol.* 36: 886-900.

Jutila, H. 2001. How does grazing by cattle modify the vegetation of coastal grasslands along the Baltic Sea. *Ann. Bot. Fenn.* 38: 181-200.

Klimeš, L., Klimešova, J., Hendriks, R. & van Groenendael, J. 1997. Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. In: de Kroon, H. (ed.) *The ecology and evolution of clonal plants*, pp. 1-29. Backhuys Publishers, Leiden, NL.

Kukk, T. & Kull, T. 2005. *Atlas of Estonian Flora*. Institute of Agricultural and Environmental Sciences of the Estonian University of Life Sciences, Tartu, EE.

Kull, K. & Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. *J. Veg. Sci.* 2: 711-714.

Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, NL.

Leibak, E. & Lutsar, L. 1996. *Eesti ranna- ja luhaniidud*. Kirjameeste Kirjastus, Tallinn, EE.

Lennartsson, T. & Oostermeijer, J.G.B. 2001. Demographic variation and population viability in *Gentianella campestris*: effects of grassland management and environmental stochasticity. *J. Ecol.* 89: 451-463.

Lilleleht, V. 1998. *Red data book of Estonia. Threatened fungi, plants and animals*. ETA Looduskaitse Komisjon, Tartu, EE.

Moora, M. & Jõgar, Ü. 2006. Competitive response of the rare *Viola elatior* in comparison with a common *V. mirabilis*. *Plant Ecol.* 184: 105-110.

Moora, M., Sõber, V. & Zobel, M. 2003. Responses of rare (*Viola elatior*) and a common (*Viola mirabilis*) congeneric species to different management conditions in grassland – is different light competition ability responsible for different abundances? *Acta Oecol.* 24: 169-174.

Moora, M., Öpik, M., Sen, R. & Zobel, M. 2004. Native arbuscular mycorrhizal fungal communities differentially influence the seedling performance of rare and common *Pulsatilla* species. *Funct. Ecol.* 18: 554-562.

Oostermeijer, J.G.B., van't Veer, R. & den Nijs, J.C.M. 1994. Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in The Netherlands. *J. Appl. Ecol.* 31: 428-438.

Rabotnov, T.A. 1985. Dynamics of plant coenotic populations. In: White, J. (ed.) *The population structure of vegetation*. Handbook of Vegetation Science Vol. 3, pp. 121-142. Junk, Dordrecht, NL.

Rosén, E. & Bakker, J.P. 2005. Effects of agri-environment schemes on scrub clearance, livestock grazing and plant diversity in a low-intensity farming system on Öland, Sweden. *Basic. Appl. Ecol.* 6: 195-204.

Rünk, K., Moora, M. & Zobel, M. 2004. Do different competitive abilities of three fern species explain their different regional abundances? *J. Veg. Sci.* 15: 351-356.

Schnittler, M. & Günther, K.-F. 1999. Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. *Biodivers. Conserv.* 8: 891-925.

Stammel, B., Kiehl, K. & Pfadenhauer, J. 2003. Alternative management on fens: response of vegetation to grazing or mowing. *Appl. Veg. Sci.* 6: 245-254.

Strykstra, R.J., Verweij, G.L. & Bakker, J.P. 1997. Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Bot. Neerl.* 46: 387-401.

Svensson, B.M. & Carlsson, B.A. 2005. How can we protect rare hemiparasitic plants? Early-flowering taxa of *Euphrasia* and *Rhinanthus* on the Baltic island of Gotland. *Folia Geobot. Phytotax.* 40: 261-272.

Thorup, O. 2004. Suitable habitat management for Danish bird populations. In: Rannap, R., Briggs, L., Lepik, I. & Rannap, V. (eds.) *Coastal meadow management. Best Practice Guidelines. The experiences of LIFE - Nature project 'Boreal Baltic Coastal Meadow Preservation in Estonia'*, pp. 44-51. Ministry of Environmental Affairs, Tallinn, EE.

Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moored, D.M., Valentine, D.H. & Webb, D.A. 1972. *Flora Europaea*. Vols. 1-5. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

WallisDeVries, M.F., Poschlod, P. & Willems, J.H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol. Conserv.* 104: 265-273.

Willems, J.H. 2001. Problems, approaches and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restor. Ecol.* 9: 147-154.

Received 2 March 2006;
Accepted 19 May 2006;
Co-ordinating Editor: R. Pakeman.