

Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Rutt Männaste

Ranniku roostumise mõju kahvajate pesitsusaladele rannaniitudel

Magistritöö maastikukaitse ja -hoolduse erialal

Juhendaja: MSc. Hannes Pehlak

Tartu 2012

Kaitsmisele lubatud "....." 20.... a

EMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituudi õppedirektor/osakonna
juhataja:.....

Magistritöö juhendaja:

Olen koostanud magistritöö iseseisvalt ja kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, põhimõttelised seisukohad kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

/Eesnimi, perekonnanimi ja allkiri/

Käesolev magistritöö on koostatud ühe osana EMÜ magistriastme õppetööst. Magistritöö hindamine positiivse hindega ei tähenda, et põllumajandus- ja keskkonnainstituut vastutab töös kasutatud meetodite, saadud tulemuste ja tehtud järelduste eest.

SISUKORD

SISSEJUHATUS	3
1. TEOREETILINE ÜLEVAADE.....	5
1.1. Rannaniidu üldiseloomustus	5
1.2. Rannaniidu linnustik	6
1.3. Rannaniidu kahvajate elupaik	7
1.4. Kahvajate seisund rannaniidul	9
1.4. Kaitsemeetmed.....	10
1.5. Arvukust mõjutavad tegurid	14
1.6. Kahvajate elupaikade hooldamise soovitused	17
2. MATERJAL JA METOODIKA	21
2.1. Uurimisalad.....	21
2.2. Rannikul kasvav taimeistik	22
2.3. Rannaniidu linnustik	25
2.4. Andmeanalüüs	26
3. TULEMUSED JA ARUTELU	27
3.1. Tulemused.....	27
3.1.1. Niitude seisund rannikualal	27
3.1.2. Taimkattetüüpide esinemise mõju kahvajate asustustihedusele	28
3.2. Arutelu	31
KOKKUVÕTE	34
IMPACT OF HIGH VEGETATION ON THE QUALITY OF COASTAL MEADOWS FOR BREEDING WADERS.....	36
KIRJANDUSE LOETELU	38
LISAD	42
Lisa 1. Rannikuala taimkattetüüpide ning taimeistikuvaba ala pikkus/km rannajoonel	42
Lisa 2. Kahlaja paaride arv rannaniidul	44

SISSEJUHATUS

Üheks olulisemaks rannaniitude pärandkultuuri kaitseväärtuseks peetakse sealset linnustikku. Pikajalise niitmise ja karjatamise puudumise ning ekstensiivsete põllumajandusvõtete üheks tagajärjeks on rannaniitude roostumine, mille tõttu on sealsete elupaikade seisund kiiresti halvenenud (Lotman 2011). Maastiku muutuste suhtes on kõige tundlikum rannaniidu linnustik. Kaitset vajavad peamiselt pesitsevad kahlajaliigid, kelle arvukus on drastiliselt langenud (Mägi et al. 2004). Kahlajateks nimetataksegi kõiki kurvitsaliste seltsi kuuluvaid soo- ning rannikulinde. Seega on Eesti kahlajad kurvitsaliste, tüllaste, merisklaste ja naaskelnoklaste sugukonda kuuluvad liigid. Kõrvale jäävad merelisema eluviisiga tiirud, alkid, kajakad ning ännid (Tiirutaja 2009).

Vastavalt liigile, on kahlajad kohanenud erinevate keskkonnatingimustega, millest tulenevalt on tarvis arvestada nii elupaikade, kui ka niidu dünaamika ja omapäraga. Seetõttu on oluline valida õiged hooldamise mehhanismid ning taastada liikidele sobivad tingimused (Lilleleht ja Kuresoo 2004, Kuresoo 2005, Lotman 2005, Lotman 2011). Paraku elupaikade kvaliteet on olulisel määral langenud ning niidurüdi ja tutkas on Eestis ohustatud ning mustsaba-vigle ohualtis liikide hulka nimetatud (Eesti ohustatud liikide punane nimestik 2012). Samuti on antud liigid Looduskaitseaduse alusel kõrgelt kaitstavad (Eesti Ornitoloogiaühingu kodulehekülg 2012).

Rannaniitude hooldamise seisukohalt on Eestis kõige terviklikumad ja suurimad biotoobid, seetõttu on siinsetel niitudel Euroopa Ühenduse ning selle liikmesriikide kõrgendatud tähelepanu (Lotman 2011). Väärtusliku rannaniidu tunnustena kirjeldatakse mitmekeselist ning madalmurulist niitu, millel puudub rannikul roostik ning niidul esineb madalaid veekogusid (Lotman ja Lepik 2005). Samuti peab niit olema vaba puudest ja põõsastest

(Lotman 2011). Levinud soovitusena tuleb rannikult eemaldada roostik, kuna see segab kahlajate pesitsust rannaniidul. Antud soovitust ei ole siiski täpsemalt uuritud ning tegelikult ei teata, millist mõju avaldab ranniku roostumine pesitsevatele kahlajaliikidele rannaniidul.

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on uurida ranniku roostiku mõju kahlajate pesitsusaladele rannaniidul, kasutades nii välitööde käigus kui rannaniidu linnustiku inventuuride läbiviijatelt kogutud andmeid. Antud töös on püstitatud kaks hüpoteesi: esiteks - kas rannikualade roostumine mõjutab kahlajate pesitsemist rannaniidul ning teiseks - kui suur on antud mõju ulatus. Antud töö tulemuste põhjal on võimalik anda täpsemaid soovitusi rannaniitude majandamiseks.

Magistritöös on kolm osa, kus esimene kirjeldab uurimusega seonduvat temaatikat, teine osa käsitleb kasutatud materjale ja meetodikaid ning kolmandas osas esitatakse uurimuses saadud tulemused, analüüs ja soovitus edaspidiseks majandamiseks.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

1.1. Rannaniidu üldiseloostus

Rannaniidud on tuhandeid aastaid tagasi kujunenud pärandkooslused (Rannap ja Rannap 2005), mis külgnevad vähemalt teatud ulatuses merega ning mida võidakse kasutada karjamaana ning harvem heinamaana (Palo 1996). Pärast Teist maailmasõda vähenes rannaniitude karjatamiskoormus ning aladele tehti maaparandusi (Rannap ja Rannap 2005). Seetõttu on Eestis majandatud rannaniitude pindala viimase 50 aastaga kahanenud 29 000 hektarilt 8000 hektarile ning viimastel andmetel hinnatakse Eesti rannaniitude pindalaks 18 000 hektarit (Luhamaa 2001). Paraku suurem osa neist on roostunud ning ebasoodsas seisundis (Lotman 2011).

Euroopas on rannaniidud arvatud Euroopa Liidu loodusdirektiivi esimesse lisasse ning on lisaks Eestile levinud veel Soomes, Rootsis, Taanis, Lätis ning Leedus (Paal 2000, Lotman 2011). Eesti rannaniidud on hooldamise seisukohalt Euroopa terviklikumad ning suurimad, mistõttu selle elupaigatüübi osas on Euroopa Ühenduse ja selle liikmesriikide kõrgendatud tähelepanu. Rannaniitude üheks peamiseks kaitseväärtuseks on sealne linnustik, kelle ohustatud elupaikade püsimise tagamiseks on korraldatud kaitse Euroopa Liidu raames ning alad kuuluvad Natura 2000 võrgustikku (Lotman 2011). Seega oluline on niitude püsijäämine. Peamiseks tunnuseks on pikaajalise ja katkematu traditsioonilise maakasutuse jätkamine, kus suurel osal niidust on saavutatud madalmurususe osakaal. Üheks oluliseks aspektiks sealjuures on rannaniidu suurus, mis optimaalselt on 5 hektarit – seejuures veepiirist üle 100 m lai (Leibak ja Lutsar 1996).

Kuna suur osa rannaniidust ujutatakse üle soolase veega (Lotman 1996) on mere mõju tugevusest sõltuvalt niit jaotada mitmeks erinevaks biotoobiks (mingi sõna nagu puudu siit) (Lotman ja Lepik 2005):

1. subsaliinne vöönd on enamasti veega kaetud piirkond, mis madala veeseisu korral kuivab. Madalas vees võivad kasvama hakata hooldamata aladel – kõrgekasvulised veetaimed (harilik pilliroog (*Phragmites australis*), meri-mugulkorkjas (*Bolboschoenus maritimus*), kare kaisel (*Schoenoplectus tabernaemontanii*));
2. saliidne vöönd on enamasti kuiv ala, kuid kõrge veetaseme või lainetuse korral mereveega kaetud, kasvavad madalad taimed;
3. suprasaliinne vöönd jääb otsesest merevee mõjupiirist välja. Pinnas on kohati sooldunud, kasvavad nii ranna kui ka muude niitude tüüpilisi taimi. Kõrgemad taimed – punane aruhein (*Festuca rubra*), tarnad (*Carex* spp), hoolduse puudumisel märjemad alad turvastuvad ja kuivemad alad kulustuvad ja hakkavad võsastuma;
4. rannalähedane niit – kuivem niit, ühenduses rannaniiduga. Kujuneb kas aruniiduks või loopealseks- liigirikkam. Vajab hooldamist ja suurendab rannaniidu väärtust.

1.2. Rannaniidu linnustik

Vastavalt mosaiiksele struktuurile on rannaniit lindudele oluline nii puhke- ja toitumispaik kui ka pesitsus-ning toitumiskoht (Lilleleht 1996, Lotman ja Lepik 2005). Mitmekesisus kasvab maismaa piiril madal ning toidurikas rannikumere lähedus, mis võib olla taimestunud (tugeva lainemurrutuse eest kaitstud) või paljas (klibu-, liiva- või mudarannik) (Lilleleht 1996, Valker 2008). Rändeperioodil on kõige linnurikkamad piirkonnad paljakud (eriti mudapaljakud, paljanduv merepõhi ning mereheitevallid), kus toituvad kajakalised (*Laridae*), hanelised (*Anseriformes*), värvulised (*Passeriformes*) ning kurvitsalised (*Charadriiformes*) (Lilleleht 1996). Avatud lage maastik on

seejuures oluline ohutuse tagamiseks, kuna võimaldab vaenlasi ohutus kauguses avastada (Valker 2008).

Rannaniidu oluliseks väärtuseks peetakse sealset haudelinnusikku, kus iseloomulike pesitsejatena leidub värvulistest põldlööke (*Alauda arvensis*), sookiur (*Anthus pratensis*) ning hänilane (*Motacilla flava*). Sagedased haudelinnud on veel sinikael-part (*Anas platyrhynchos*), rägapart (*A. querquedula*) ning luitsnökk-part (*A. clypeata*). Kivikuhjade või - aedade vahel võib pesitseda kivitäks (*Oenanthe oenanthe*) (Lilleleht 1996). Kõrget kaitseväärtust omavad rannaniitudel pesitsevad kahlajad (Lotman ja Lepik 2005), kelle hulka kuuluvad suurkoovitaja (*Numenius arquatus*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*), tikutaja (*Gallinago gallinago*), tutkas (*Philomachus pugnax*), niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), liivatüll (*Charadrius hiaticula*), merisk (*Haematopus ostralegus*) ning punajalg-tilder (*Tringa totanus*) (Lilleleht 1996, Lotman ja Lepik 2005). Haruldase pesitsejana võib veeloikudega alal pesitseda ka veetallaja (*Phalaropus lobatus*) (Lilleleht 1996). Erinevates kirjandusallikates on pesitsejaks nimetatud ka kivirullija (*Arenaria interpres*) ja naaskelnökk (*Recurvirostra avosetta*) (Lilleleht 1996, Mägi et al. 2004).

1.3. Rannaniidu kahlajate elupaik

Vastavalt rannaniitude niiskusrežiimile ning taimestiku ja pinnase erinevusele jaotuvad alal ka linnud. Varjetingimuste puudumise- ja madala rohuga biotoobil on kurvitsaliste pesitsusterritooriumid hõredalt (Lilleleht 1996). Seetõttu saab rannaniitude kahlajad pesitusala jaotada kolmeks (Mägi et al. 2004):

1. kliburanna kahlajad - merisk, liivatüll, kivirullija ja naaskelnökk;
2. madalmurulised kahlajad - niidurüdi, mustsaba-vigle, kiivitaja ja tutkas;

3. kulustuvate alade kahlajad - tikutaja, punajalg-tilder ning suurkoovitaja.

Kliburanna kurvitsaliste elupaik jääb peamiselt merevee otsese mõju piirkonda ning on peamiselt kivine, või hõredalt rohustunud ala. (Lilleleht 1996). Sisemaa poole liikudes muutub koos biotoobiga pesitsevate kurvitsaliste koosseis. Antud niiduosa taimestik on madalamurune ning alal esineb madalaid lompe (Lotman ja Lepik 2005). Silmapaistev erisus rannaniidu asukohas on madalmuruliste kahlajate spetsiifiline elupaiganõudlus. Niidurüdi eelistab valdavalt saliinsed ja suprasaliinsed alasid (joonis 1.) rannaniite (Erit et al. 2008), kus on hästi väljakujunenud lompide ja soonekohtadega niidustruktuur. Niiskemad kohad kuivavad mai lõpus ja juunis (Thorup 2005).



Joonis 1. Niidurüdi elupaik Põgari-Sassi rannaniidul (Foto: Tarvo Valker)

Sarnasest biotoobist hoolimata eelistab tutkas pigem merest kaugemaid ning soostuvaid suprasaliinseid alasid (Mägi ja Pehlak 2008). Rannaniitudele pesitsema tulnud mustsaba-vigle eelistab pool-intensiivselt või intensiivselt niidetud või karjatatud alasid (Larsson 1969, Pehlak, 2012 kaudu), kuid üha on liik asunud pesitsema soodesse (Pehlak 2012). Rannaniitude kaugemad ja kulustunud osad on sobilikud tikutajale, punajalg-tildrile ning suurkoovitajale. Kuigi tikutaja võib kasutada roostikku peatumispaigana (Below 2007), eelistab liik pesitseda rannaniidu niiskematel aladel (Lilleleht 1996).

1.4. Kahlajate seisund rannaniidul

Birdlife International (2004) aasta andmete järgi on enamusel rannaniitudest pesitsevate kurvitsaliste arvukus Euroopas languses, Eestis on pikaajalisi uuringuid läbi viidud Matsalu Rahvuspargis. Tulemusena ilmneb, et liigiline koosseis rannaniidul on 1980. aastatel muutunud ja kurvitsaliste arvukus langenud ning rannaniitude taastamiskatsed pole arvukust taastanud (Mägi *et al.* 2004, Lilleleht ja Kuresoo 2004). Kurvitsalistest on maastiku muutuste suhtes kõige tundlikumad madalmurulised liigid. Drastiliselt on langenud mustsaba-vigle, niidurüdi ja tutka arvukus (Kuresoo ja Mägi 2005).

Mustsaba-vigle arvukus rannaniitudel on alates 1970-1980 aastatest langenud (Kuresoo ja Mägi 2005), kuid kaasajal on täheldatud 67-80% asurkonna pesitsusaladest soodes (Pehlak 2012). Eestis pesitseb ligi 500-1000 haudepaari (Birdlife International 2004). Niidurüdi saavutas oma maksimumarvukuse 1950-1960 aastatel, mil Eesti asurkonna arvukus ulatus 1500 paarini (Onno 1963), kuid 2007. aasta hinnangul pesitses Eestis vaid ligikaudu 170-240 paari (Erit *et al.* 2008). Haudelinnuna on tutka arvukus kahanenud Euroopas. Eestis leidis 1998 aasta hinnangu põhjal veel 200-500 pesitsuspaari (Birdlife International 2004), kuid 2003-

2007 arvukushinnangu järgi on pesitsuspaaride arv langenud 10-30 (Mägi ja Pehlak 2008). Samuti on täheldatud punajalg-tildri, liivatüllil ning suurkoovitaja arvukuse langust. 1998. aasta andmete põhjal on hinnatud punajalg-tildri 5000-6000, liivatüllil 2000-4000 ning suurkoovitaja 1000-3000 haudepaari (Birdlife International, 2004). Vähestest kurvitsalistest on meriskite, tikutajate ning kiivitajate pesitsevate asurkondade arvukust Eestis on hinnatud stabiilseks. Teadaolevalt 1998 aasta andmetel pesitses Eestis 3000-4000 paari meriskeid (Birdlife International 2004). Kiivitajate arvukus on Eestis langenud 1950.-1980. aastatega, kuid liik on paindlik oma elupaiga suhtes (Lilleleht ja Kuresoo 2005) ning Eestis arvatakse olevat 15 000 - 30 000 haudepaari. Tikutajaid on Eestis on hinnatud 20 000-30 000 haudepaari (Birdlife International 2004).

1.4. Kaitsemeetmed

Kurvitsaliste arvukuse drastilise langemise tagajärjel rakendatakse liikidele kaitsemeetmeid. Looduskaitsealade alusel on esimesse kaitsekategooriasse arvestatud Eestis haruldased, vähestes elupaikades, väga hajusalt või piiratud alal esinevad liigid, kes on hävimisohus, kuna arvukus on inimtegevuse mõjul vähenenud kriitilise piirini ja väljasuremine Eesti looduses on ohutegurite toime jätkumisel tõenäoline (RT I 2004, 38, 258). Looduskaitsealade alusel kaitstakse esimese kaitsekategooria liikide puhul kõiki teadaolevaid elupaiku ning tagatakse kaitse hoiualade või kaitsealade moodustamisega või püsielupaikade kindlaks määramisega. Eesti Ornitoloogiaühingu (2012) andmetel on esimese kaitsekategooria liikide hulka arvestatud niidurüdi (joonis 2.) ja tutkas ning antud liigid

kuuluvad Eesti Punase Nimestiku¹ (2012) andmetel ohustatud liikide hulka. Punasesse nimestikku on kahvajatest kantud veel kivirullija ohualtite, liivatüll ja naaskelnokk ohulähedase, tikutaja, suurkoovitaja ja kiivitaja ohuväliste liikide hulka.



Joonis 2. Eesti Punase Nimestiku ohustatud ning I kaitsekategooriasse kuuluv niidurüdi (Foto: Tarvo Valker)

Teise kaitsekategooria liikide hulka on arvestatud mustsaba-vigle. Looduskaitsealade alusel on selliste liikide arvukus väike või on vähenemas ning levik Eestis väheneb

¹ Eesti Punase Nimestiku liikide kategooriad lähtuvad Rahvusvahelise Looduskaitseliidu (IUCN 2001) Rahvusvahelise Punase Nimestiku kategooriate alusel: ohustatud- tasonid, kellel on väga kõrge oht loodusest väljasuremine; ohualtid- ei kuulu ohustatud ega ohulähedaste liikide hulka, kuid lähidulevikus võib liigi arvukuse langemise tagajärjel sattuda ohustatud liikide hulka; ohulähedased- arvukuse langemise jätkamisel võivad antud taksonid lähitulevikus ohualtite kategooriasse kuuluda; ohuvälised- taksonid, kes ei ole ohus.

elupaikade hävimise või rikkumise tagajärjel ning liigid võivad olemasolevate keskkonnategurite toime jätkumisel hävimisohtu sattuda. Sellisel juhul tuleb 50 % teadaolevatest ja keskkonnaregistrisse kantud elupaikadest kaitsta lähtuvalt alade esinduslikkusest hoiualade või kaitsealade moodustamisega (RT I 2004, 38, 258). Kolmandasse kaitsekategooriasse kuuluvad Eestis liivatülli, suurkoovitaja ja punajalg-tilder (Eesti Ornitoloogiaühingu kodulehekülg, 2012). Looduskaitseaduse alusel võib liike ohustada elupaikade hävimine ja rikkumine ning arvukus on langenud sedavõrd, et ohutegurite toime jätkumisel võivad nad sattuda ohustatud liikide hulka. Seetõttu on vähemalt 10 % registrisse kantud ja teada olevad elupaigad kaitstud hoiualade või kaitsealade moodustamise näol (RT I 2004, 38, 258).

Kuna niidurüdi, tutkas ning mustsaba-vigle on kurvitsalistest enamohustatud liigid, on lisaks seadusele täpsemaid kaitsemeetmeid rakendav kaitse tegevuskavad (Erit et al. 2008, Mägi ja Pehlak 2008, Pehlak 2012). Looduskaitseaduse paragrahv 17 lõige 1 sätestab: „Kaitstava loodusobjekti poollooduslike koosluste esinemisaladel on vajalik nende ilmet ja liigikoosseisu tagav tegevus, nagu niitmine, loomade karjatamine, puu- ja põõsarinde kujundamine ja harvendamine või raadamine, mille ulatus määratakse hoiualadel kaitsekorralduskavaga, teistel kaitstavatel loodusobjektidel kaitse-eeskirjaga“.

Kuna kurvitsaliste arvukus on ka teistes riikides langemas, on liikide kaitse tagamiseks loodud rahvusvahelisi õigusakte. Rannaniidu kurvitsaliste rahvusvahelisest ohustatusest annab ülevaate tabel 1.

Tabel 1. Eesti rannaniitudel pesitsevate kahlejate ohustatus riikide vahelisel tasandil

Riikide vaheline akt	Liik	Kategooria	Sisu
Berni konventsioon	liivatüll naaskelnokk niidurüdi	Lisa II	Rangelt kaitstav loomaliik
EL Linnudirektiiv (79/409/EMÜ)	naaskelnokk niidurüdi tutkas	Lisa I	Liikide säilimise ja paljunemise kindlustamiseks levikualal tuleb rakendada erimeetmeid
	kiivitaja merisk mustsaba-vigle punajalg-tilder suurkoovitaja	Lisa II	Pesitsus- ja rändevalisel ajal võib antud liike küttida
AEWA lepe	kiivitaja liivatüll merisk naaskelokk niidurüdi punajalg-tilder suurkoovitaja tikutaja tutkas	Lisa II	Rändlinde kaitsev lepe, käsitletav Bonni konventsioonis
SPEC (Species of European Conservation Concern) - tähtsus Euroopa looduskaitstes	kiivitaja punajalg-tilder suurkoovitaja	SPEC 2	Laialt levinud liik ja piisava kaitsestaatusega
	niidurüdi tikutaja	SPEC 3	Laialt levinud liik, kuid ebapiisava kaitsestaatusega

1.5. Arvukust mõjutavad tegurid

Tänapäeval on rannaniitude ajaloolisest levikust hinnanguliselt säilinud vaid 10 % (Lotman 2011). Rannaniitude kadumise peamiseks põhjuseks Eestis on nende traditsioonilise hooldamise peatumine (Leibak ja Lutsar 1996) ning selle tulemusel muutub taimestik. Hiljutised inventuurid on selgelt osutanud poollooduslike märgade elupaikade kiirele vähenemisele või seisundi halvenemisele (Leibak ja Lutsar 1996, Luhamaa 2001, Kuresoo ja Mägi 2005). Iseloomulik protsess on kõrgemate alade kulustumine, kadastumine ning niiskemates piirkondades mitmesuguste põosaste ja hall- ning sangleppade levimine. Merevee mõjupiirkonna madalamatel aladel on iseloomulik roostiku vohamine (Lilleleht ja Kuresoo 2005). Karjatamise või niitmise lakkamisel võib pilliroog 5-10 aasta jooksul levida pea kogu rannaniidule (Lotman 1996). Roostiku pealetung ja võsastumine on tinginud rannaniitude kinnikasvamise, mille tõttu on rannaniitude kurvitsaliste arvukus järsult langenud või kadunud mitmetelt varasematelt pesitsusaladelt (Valker 2008). Samuti on roostiku levimise põhjuseks rannikumuldade kõrge toitelisus, mis on tingitud põllumajanduses ohtralt kasutatavatest väetistest. Lisaks mõjub rannaniitude seisundile negatiivselt kuivendamine. Tänapäeva üha sagedasemaks probleemiks on saanud mereäärsete alade täisehitamine ning samuti üha suurenenud surve tuuleparkide ehitamiseks (Lotman ja Lepik 2005). Rannaniitudel muutuste tagajärjel teiseneb ka linnustik ning enamik rannaniidule iseloomulikke liike kaob (Lilleleht ja Kuresoo 2004). Kuna kahlejate arvukus on langenud ka mujal Euroopas, on välja töötatud skaala, mille abil saab hinnata liigi ohustatust (Tucker ja Evans 1997):

- kriitiline – võib viia liigi hävimisele;
- suur – võib viia populatsiooni kahanemisele >20% ulatuses;
- keskmine – võib viia populatsiooni kahanemisele olulisel osal levilast <20% ulatuses;

- väike – võib kaasa tuua lokaalse asurkonna kahanemise <20%.

Antud skaala abil analüüsitud niidurüdi, tutka ja mustsaba-vigle haudeasurkondade ohustavaid tegureid, mille tulemused on kokkuvõtvalt tabelis 2.

Tabel 2. Niidurüdi tutka ja mustsaba-vigle haudeasurkondasid ohustavate tegurite tähtsused (Erit et al. 2008, Mägi ja Pehlak 2008, Pehlak 2012)

Ohutegurid	Tähtsus liigile		
	Niidurüdi	Tutkas	Mustsaba-vigle
Elupaikade kvaliteedi langus	suur	kriitiline	suur
Rüüste	suur	kriitiline	suur
Häirimine	väike-keskmine	väike	keskmine
Kliimamuutused	suur ²	teadmata	teadmata
Põllumajandus-tegevused	keskmine	väike	väike
Ohud rändeteel ja talvitusaaladel	keskmine ²	Teadmata	keskmine kuni suur

Lääne-Euroopa kurvitsaliste kadumise peamine põhjus on liiga intensiivse majandamise tagajärjel sobivate biotoopide kadumine (Beintema 1991). Eestis on kahlejate arvukuse vähenemise peamiseks põhjuseks hoopis majandamise vähenemine või lakkamine (Mägi ja Pehlak 2008, Erit et al. 2008, Pehlak 2012). Siiski on Eestis rannaniite taastatud ning alasid suurendatud, kuid ebapiisava kvaliteedi tõttu on sobilike pesitsuspaikade pindalad ikkagi madalad. Täpsemalt on peamiseks probleemideks roostikuribad veepiiril, puu- ja pöösaliikide olemasolu niidul ning ebapiisav karjatamine ja niitmine. Seetõttu on üheks peamiseks tagajärjeks elupaikade killustunine (Erit et al. 2008). Nii tutka kui niidurüdi arvukuse languse põhjuseks peetakse ka soonekohtade ja lompide kadumist

² Teadmata mõjuulatusega ohu võimalik tähtsus

pinnastruktuuris, pesitsusalade kulustumine ning liiga kõrge rohi (Erit et al. 2008, Mägi ja Pehlak 2008). Mustsaba-vigle on küll paindlikum pinnasestruktuuri suhtes, kuid tema arvukust võib mõjutada ulatuslik väetamine lähiümbruses asuvatel põldudel (Thorup 2004).

Looduslike vaenlaste puhul ohustab kurvitsaliste pesitsust väikekiskjatest mink (*Mustela vison*), kährik (*Nyctereutes procynoides*), rebane (*Vulpes vulpes*) ning lindudest ronk (*Corvus corax*), hallvares (*Corvus corone cornix*), roo-loorkull (*Circus aeruginosus*) ning kajakas (*Larus spp.*) (Erit et al. 2008, Mägi ja Pehlak 2008). Taani uurimuse järgi on haudumisedukus pesa kohta 25-40% kui pesarüüste tase on suurem kui 0,04-0,05 ning on olemas tõenäosus, et pesa rüüstatakse järgmiseks päevaks (Thorup 2005). Eestis on tehispesakatse järgi hinnatud pesarüüste koormust soodes ja rannaniitudel, mille tulemuseks saadi, et 12-st katseniidust neljal oli pesarüüste tase madalam, kahel niidul keskmine, kahel katsealal kõrge ning eriti kõrge samuti kahel alal (Pehlak ja Lõhmus 2008). Niidurüdile keskmiseks ohuks võib pidada tallamist ja häirimist, kus 1997 aasta uuring Eestis tõestas, et liigi intensiivne uurimine võib röövloomadele linnupesade leidmise lihtsamaks teha (Erit et al. 2008). Uurimuse järgi pesarüüste korral muneb niidurüdi järelkurna (aprill-juuni) (Thorup 1999).

Kariloomade tallamist nii suureks ohuks Eestis veel ei peeta, kuna ülekarjatamist ei toimu (Erit et al. 2008). Siiski on tõestatud Taani uuringu põhjal, et kariloomad on mustsaba-viglele ja niidurüdile suureks ohuks ning kus loomad võivad suure osa pesi puruks tallata. Kui keskmine karjatamiskoormus ulatub 3-4 veist/ha võib äratallatud pesade hulk ulatuda 70-80%-ni ning vähendades koormust 1.7-4 veist/ha, langeb tallatud pesade hulk keskmiselt 30-40%-ni (Thorup 1998, Erit et al. 2008 ja Mägi ja Pehlak 2008 kaudu). Mustsaba-vigle pesarüüste taset on suurendanud Eestis 2004. aastal alanud metsloomade marutaudivastane vaktsineerimine (Mägi ja Pehlak 2008).

Lindude levikumustri muutust ja väljasuremist põhjustab üha enam soojenev kliima. Juba 1950. aastatel on Matsalus leitud niidurüdi pesi, mis paiknevad üleujutatud aladel (Kuresoo ja Mägi 2005). Taanis on sarnase uurimuse tulemusel leitud 1985-1992 aastail 2% (n=166) uppunuid pesi (Thorup 1998) ning 2000. aastal hävis tormist tingitud veetõusu tagajärjel enamus pesadest. Samuti arvatakse niidurüdi arvukuse 2002. aastal langust võrreldes varasema aastaga 10% võrra, mil kevad ja suvi olid Eestis väga põuased. Sarnaseid juhtumeid on täheldatud veelgi viimase 10 aasta jooksul. Seega kliima muutustest tulenevalt väheneb liigi levila ning pesitsemine ebaõnnestub (Erit et al. 2008).

Rannaniidu kurvitsalised on kaugrände linnud ning peamised talvituskohad Euroopa asurkondadel asuvad nii Lõuna-Euroopas kui Aafrikas (Clements 2000). Olenemata ulatuslikele rannaniitude hooldamis- ja taastamistöodele pesitsuspaikades Läänemere äärsetel aladel, ei ole niidurüdi arvukuse langus peatunud. Seetõttu peetakse oluliseks ka talvitumise edukust (Erit et al. 2008). Eestis pesitseva tutka kohta talvitusaalade ja rändeteede andmed puuduvad, seetõttu ei teata võimalike ohtusid. Enamus talvitusaaladel loendatavatest lindudest suundub pesitsema Arktikasse (Mägi ja Pehlak 2008). Mustsaba-vigle ohutegureid on küllaltki vähe uuritud. Üheks ohuks võib osutada maastike muutused talvitusaaladel ning rändeteel, kus hävivad sobilikud puhke- ja peatuspaigad (Pehlak 2012). Arvukuse langus rändeteedel võib olla tingitud jahtimisest (Jensen et al. 2008).

1.6. Kahlajate elupaikade hooldamise soovitus

Rannaniidu kahlajate arvukuse langusest tingituna on tarvis elupaiku vastavalt liigile üsna täpselt hooldada. Seega on nende seisundit võimalik hinnata antud skaala abil (Ottoson et al. 1989):

1. intensiivselt majandatavad- karjatamine või niitmine on piisav, et vältida surnud rohu teket ning puude ja põõsaste kasvu;
2. ajutiselt majandatavad- karjatamine või niitmine on regulaarne, kuid surnud rohi ja põõsad hakkavad levima;
3. vähemajandatavad- surnud rohi katab valdava osa niidust, esineb põõsaid ja puid;
4. majandamata- kogu ala on kaetud surnud rohuga, tarad on lagunened või kõrvaldatud, kõrged põõsad ja puud on levinud üle kogu ala ja neid ei lõigata.

Vastavalt rannaniidu seisundile on võimalik valida vastavad majandamistegevused. Kuna Eestis on peamiseks probleemiks niitude kinnikasvamine, soovitatakse ühendada väikesed niidulapid ning hoida kariloomade arvu niidul (Kuresoo ja Mägi 2005) 1.7-4 veist/ha (Thorup 1998, Erit et al. 2008 kaudu). Eesti põllumajandusettevõtjate hinnangul peaks karjatamiskoormus olema 0.6 lehma ja 0.6 mullikat hektaril rannaniidul, seejuures eeldatakse, et mullikate ja veiste hulk on karjas võrdne (Erlich 2004).

Karjatamiskoormus sõltub nii niidu eripärast kui rannaniidu linnustiku arvukusest. Õige karjatamiskoormuse valikus on soovitatav arvestada niidu üldise niiskuse, mullaviljakuse ning aastaga (Lotman ja Lepik 2005). Linnurikkamatel niiduosadel on karjatamise suurendamine sobilik alles 10.-15. juuni paiku, et vältida linnupesade tallamist (Lilleleht ja Kuresoo 2004).

Erinevad kurvitsaliigid vajavad rannaniidul erinevaid tingimusi, seega osaliselt tuleb majandamisviis vastavalt liigile valida. Peamised tegevused, millega on erinevatele kahlejatele võimalik positiivset toimet avaldada (Kuresoo ja Mägi 2005):

- segakarjatamine on sobilik kõikidele kahjalatele välja arvatud tikutajale ja koovitajale;

- roostik eemaldamine rannikult spetsiaalsete veisetõugude ning masinatega. Antud tegevus sobib meriskile, liivatüllile ja niidurüdile;
- kombineeritud karjatamine ja heinategemine on sobilik tutkale ja mustsaba-viglele;
- madalike ja rannalaguunide majadamine ning kunsttiikide rajamine, sealhulgas põõsaste ja kadakate kõrvaldamine koos edasise karjatamisega on eelkõige sobilik tutkale, kuid on ka teistele kurvitsatele hea;
- röövloomade tõrjumine on sobilik kõikidele kurvitsaliikidele.

Sarnaseid hooldusvõtteid kasutatakse ka Taanis (Thorup 2004) tutka, mustsaba-vigle ning niidurüdi elupaikade kvaliteedi parandamiseks. Oluline on vältida niidu kuivendamist ning kevadel tuleks tagada pinnavee tase vähemalt 30 cm maapinnast, mille tulemusel kuivavad teatud niiduosad koos lompidega järkjärgult. Mustsaba-vigle on tundlik väetiste kasutamise suhtes, seega on soovitatav vältida ranniku lähedastel aladel tugevamat väetamist. Karjatamist soovitatakse alustada juunis, seejuures hoida loomade arv optimaalse suurusega ning alles järkjärgult veiste arvu kasvatada. Pärast pesitsusaega on soovitatav püsiv hiline niitmine juuli lõpus või augustis.

Antud hooldusvõtete järgimisega on peamiseks tulemuseks, mida on võimalik ka Eesti rannaniitudel saavutada, õige taimkatte struktuuri ja kõrguse tagamine. Mustsaba-viglele on oluline taimkatte pikkus esimese 2-3 nädala jooksul 15-30 cm. Pesapaigas on tarvis mustsaba-viglele ja niidurüdile 5-15 cm ja tutkale 10-20 cm kõrgusega taimkatet. Poegade kasvatamise ajal on soovitatav taimestiku kõrgus tutkal 10-20 cm ning niidurüdil 2-20 cm. (Thorup 2004).

Üha rohkem on pööratud tähelepanu rannikualade roostumisele. Soomes eemaldati märgalade projekti Lintulahdet Life käigus potentsiaalsetele lindude kogunemise aladel 0-40 cm merepinna keskmisest tasemest kõrgemale jääv roostik. Katse tulemusena kurvitsaliste arv mitmekordistus

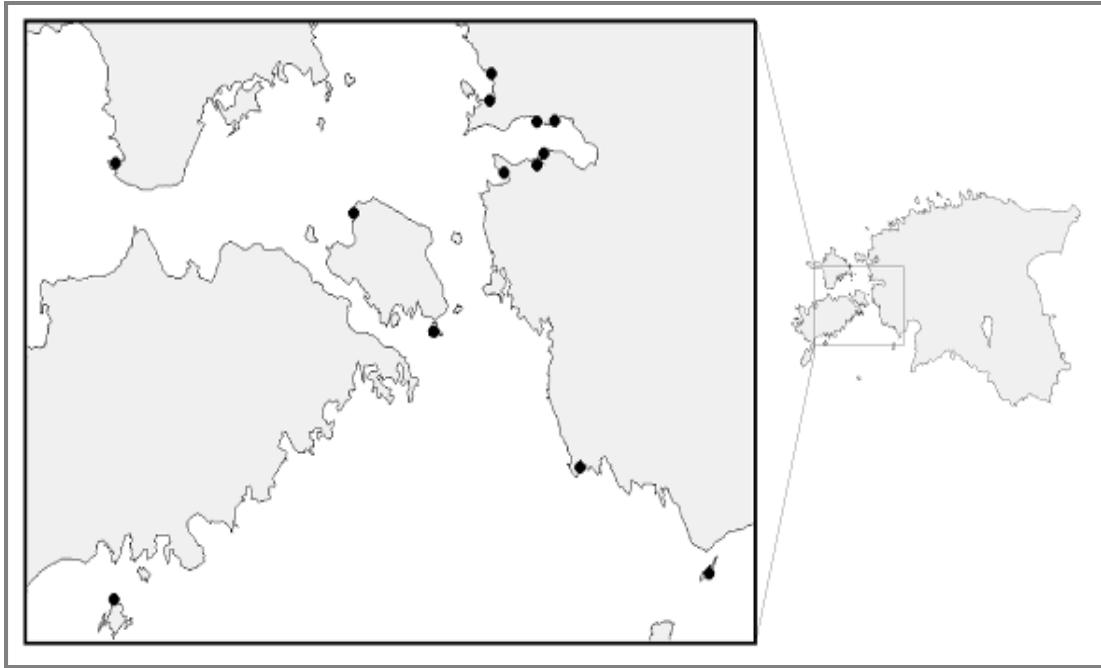
rändeperioodil. Pesitsevate lindude seas kasvas punajalg-tildri ning kiivitaja arvukus. Antud tulemused saavutati rannikualal roostiku eemaldamine freesimise ning niitmise teel peamiselt juulis ja augustis (Huolman 2007).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisalad

Välitööd viidi läbi Lääne-Eestis 2010. ja 2011. aasta mais ja juunis. Rannaniidud valiti välja juhuslikult vastavalt ajale ja võimalustele. Käesolevas uurimustöös on kasutatud kolmeteiskümne hooldatava rannaniidu andmeid, mis kuuluvad Euroopa Liidu tähtsusega linnualade hulka ning asuvad Vanamõisa lahes, Kura Kurgus, Väinamerel ning Pärnu lahel (Kuus ja Kalamees 2003).

Valitud uurimisalad asuvad täpsemalt Lääne-Eesti neljas maakonnas, millest Tamse-, Abruka saare põhjaosa rannaniit, ning Võilaid asuvad Saare maakonnas, Tohvri rannaniit Hiiumaal, Varni, Teorehe-Kilbu, Põgari, kõrvuti paiknevad Haeska- ja Haeska idapoolne- ning Salmi kirde ja edela rannaniidud Läänemaal ning Manilaid ja Saulepi Tardi rannaniit Pärnumaal (joonis 3.).



Joonis 3. Uuritavate rannaniitude paiknemine

Antud töö uurimisandmete töötlemiseks ja analüüsimiseks kasutati Microsoft Excel 2003, MapInfo 9.5 ning Statistica 8.0 programme. Taimkattetüüpide ja rannaniidu kurvitsaliste algandmed kaardistati Maaameti haldus- ja asustusüksuste andmekihile (Maakond MAP).

2.2. Rannikul kasvav taimestik

Hindamaks roostiku mõju pesitsevatele kahlajatele, viidi läbi uurimus, mille käigus koguti andmeid rannikul kasvava taimestiku kohta.

Andmete kogumiseks kasutati välja printitud Maa-ameti kaarti ja GPS-i ning käidi mööda rannikut, märkides üles taimkattetüüpe (joonis 4.). Töö autor kogus rannikul paikneva taimestiku kohta kümne ala andmed ning Hannes Pehlak Tohvri, Tamse, ja Manilaiu taimestiku info. Abruka

rannaniidu taimestiku andmed kogus töö autor pesitsusperioodi välisel ajal 2011. aasta septembris.

Taimkattetüüpide esinemist mõõdeti rannajoone pikkuse suhtes rannaniidul, seejuures ei arvestatud taimestiku leviku laiust. Sõltuvalt asukohast kanti koordinaatide alusel kogutud andmed Maa-ameti kaardil asuvale rannajoonele.

Rannikul esinev taimestik kategoriseeriti kolmeks erinevaks üldistatud tüübiks ning taimestikuvabaks alaks. Taimkattetüüpide andmed on kategoriseeritud järgmiselt:

- taimestikuvaba ala: maismaa ja mere piirile jääv ala, millel puudub taimestik;
- kaislastik: kareda kaisla (*Schoenoplectus tabernaemontanii*) enamusega kooslus madalal rannikumeres;
- noor roostik: sama aasta kevadel kasvanud roostik, roheline ning madal. Hästi majandatav (domineeriv liik harilik pilliroog);
- vana roostik: kauem kui aasta kasvanud roostik (domineeriv liik harilik pilliroog); kõrge, suur kuivanud kõrte osakaal; ulatub maismaale.



Joonis 4. Näide Maaameti kaardikihile paigutatud taimkattetüüpide kaardistamisest Salmi kirde ja - edela rannaniitudel, kus nähtub taimestiku muutus lahe sügavusse minnes. Kaardistatud on taimestiku pikkused ranniku rannaniitude pikkuse kohta. Ortofotoal on ka selgesti näha rannaniidule iseloomulikku maastikustruktuuri

Erinevate taimekattetüüpide mõõdetud pikkused kanti tabelisse, kus iga rannaniidu kohta kirjeldati 6 kategooriat: taimestikuvaba ala, kaislastik, noor- ja vana roostik ning tuletatud algandmetest roostikuvaba ala ning kaisla ja noore roostikuga kaetud rannikuala. Taimkattetüüpide algandmetest tuletati osakaalud ($x = \text{taimkattetüüp} / \text{rannajoone pikkus}$).

2.3. Rannaniidu linnustik

Leidmaks roostiku mõju pesitsevatele kahlejatele, koguti linnuloenduse välitööde käigus territoriaalsete kurvitsaliste andmeid, kelleks antud uurimisaladel olid niidurüdi, liivatüll, mustsaba-vigle, tikutaja, merisk, suurkoovitaja, punajalg-tilder ning kiivitaja.

Kahlaja andmete kogumiseks kasutati Maa-ameti kaarti ning GPS-i. Rannaniidul käidi Z – kujulist trajektoori, kaardistades koordinaatide alusel kahlajate pesitsusterritooriume. Linnustiku andmed kaardistati mais ja juunis kahel vaatluskorral ühe välitöö perioodi ajal. Töö autor osales niidulinnustiku inventeerimisel 2010. ja 2011. juuni kuu Haeska ja Haeska idapoolse, Põgari, Salmi kirde ja –edela, Saulepi Tardi, Teorehe-Kilbu ning Võilau loendustel.

Abruka põhjapoolse rannaniidu linnustiku andmed pärinevad 2011. aasta maikuu rannaniidu linnustiku loenduselt, mida teostasid Leho Luigujõe ja Andres Kuresoo. Võilau maikuu inventuuri andmed pärinevad Veli-Matti Pakanenilt ja Robert Thomsolt. Ülejäänud pesitsevate kahlajate andmed pärinevad Hannes Pehlaku loendustelt.

Rannaniidu linnustiku välitööde kaardid skanneeriti ning seoti MapInfo programmis vastava asukohaga kihil Eesti kaardi koordinaatsüsteemis. Linnustiku andmed sisestati MapInfo andmekihile, mille aluseks on välitöödel täidetud kaart ning rannaniitude asukoha kaardikiht (haldaja on Hannes Pehlak).

Geograafilise läheduse põhimõtte³ alusel vaadeldi kahel vaatluskorral registreeritud lindude liigid ja nende territooriumid kaardil ning vaatlusandmed korrigeeriti. Enamus linnustiku andmetest saadi valmis

³ Geograafilise läheduse põhimõte – kahe vaatluse andmekihid liidetakse ning vaadeldakse rannaniidu linnustiku liikide territooriume. Kahe vaatluse puhul samas või lähestikku olev linnuliik tähendab tõenäoliselt sama linnupaari ning sellisel juhul kahe vaatlusaja andmed liidetakse.

kujul, kus olid pesitsevate lindude paarid analüüsitud. Töö autor analüüsis Võilaiu, Salmi edela ja – kirde, Teorehe ja Haeska rannaniitudel pesitsevate kahlajate andmed.

MapInfo programmi abil kontrolliti alade pindalaid rannaniitude asukoha kaardikihil ning võrreldi neid Maaameti ortofotoga. Lisaks liideti töölehele linnustiku inventuuri kaardikihid ning kontrolliti kahlajate territooriumite paigutust niidul. Antud kaardikihtide põhjal analüüsi rannaniitude pindalaid, jättes välja kadastikud ning muud kahlajatele ebasobivad pesitsusalad. Tulemusena korrigeeriti Tohvri, Teorehe-Kilbu, Manilau ning Võilau rannaniitude pindalaid.

2.4. Andmeanalüüs

Taimestiku andmete sidumiseks kahlajate asustustihedustega, tuletati linnustiku andmetest asustustihedused (liigi koguarv/pindala*100).

Mann-Whitney U-testi jaoks kasutati taimestiku osakaaludest tuletatud andmeid: y- taimkattetüübi olemasolu ning n-taimkattetüübi puudumine (sh taimestikuvaba ala). Leidmaks roostiku mõju territoriaalsetele kahlajatele, kasutati lineaarse regressioonanalüüsi meetodit.

3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1. Tulemused

3.1.1. Niitude seisund rannikualal

Tabelis 3. nähtub valitud uurimisalade taimkattetüüpide osakaalud rannikuala pikkuse suhtes rannaniidul. Antud tulemustes selgub, et taimestikuvaba osakaal rannikul ulatus 0...83%, millest vaid neljal rannaniidul on taimestikuvaba rannikuriba osakaal suurem kui 50%. Kaislastiku osakaal ulatus rannaniitude rannikualal 0...100% ning Teorehe-Kilbu rannaniidul tulemustes selgub, et rannikuala on kaetud 100% kaislastikuga. Vaadates eelnevat kaht tüüpi kui roostikuvaba, ulatus roovaba ala pikkus rannikuala suhtes üle 50% vaid kuuel rannaniidul. Samas ligi pooltest rannaniitudest oli roostikuvaba ala osakaal rannikuriba pikkuse lõike suhtes vähem kui 20%. Noore roostiku osakaal rannikuriba alal ulatus 0...38,3% ning vana roostiku osakaal oli 0...100%. Neljal rannaniidul oli vana roostik rohkem kui 50 % ulatuses Haeska idapoolne rannikuala on ainsana kaetud ainult vana roostikuga.

Tabel 3. Niitude rannikuala taimkattetüüpide osakaalud 2010 ja 2011 aastal ning rannaniitude pindala

Rannaniit	Pindala	Taimkattetüüpide osakaal rannajoonel %				Aasta
		Taimestikuvaba	Kaislastik	Noor roostik	Vana roostik	
Abruka põhi	99.8	83	3.3	9.7	4	2011
Haeska ida	91.2	0	0	0	100	2010
Haeska	146.3	14.2	45.4	25.7	14.8	2010
Manilaid	117.9	17.9	2.1	23.5	56.6	2011
Pögari	157.9	52.3	21.9	24.4	1.4	2010
Salmi kirre	185.4	71.6	0	12.7	15.8	2010
Salmi edel	171.7	46.9	0	18.5	34.7	2010
Saulepi Tardi	31.2	3.5	24	0	72.5	2010
Tamse	37.3	3.2	0	34.9	61.9	2011
Teorehe-Kilbu	85,37	0	100	0	0	2010
Tohvri	83,02	9.5	4.6	15.7	70.2	2011
Varni	33	5.1	0	38.3	56.6	2011
Võilaid	158,7	53.1	16.0	30.9	0	2011

3.1.2. Taimkattetüüpide esinemise mõju kahlajate asustustihedusele

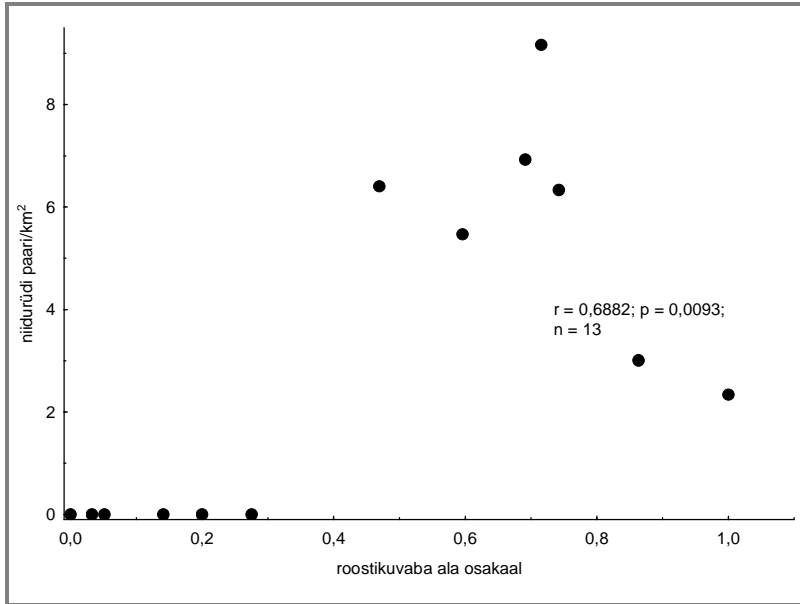
Erinevate taimkattetüüpide olemasolu ja rannaniidu kurvitsaliste asustustiheduse vaheliste seoste leidmiseks tehti Mann-Whitney U-test. Testi tulemusel leiti statistiliselt usaldusväärne positiivne seos taimestikuvaba rannikuala esinemise ja meriski asustustiheduse vahel ($Z=2.28$, $p=0,02$) ning negatiivne seos taimestikuvaba ala esinemise ja suurkoovitaja asustustiheduse vahel ($Z=-2.37$, $p=0.02$). Vana roostiku

esinemise ja kõikide kahlajate asustustiheduste vahel leiti samuti negatiivne seos ($Z=-2.03$, $p=0.04$).

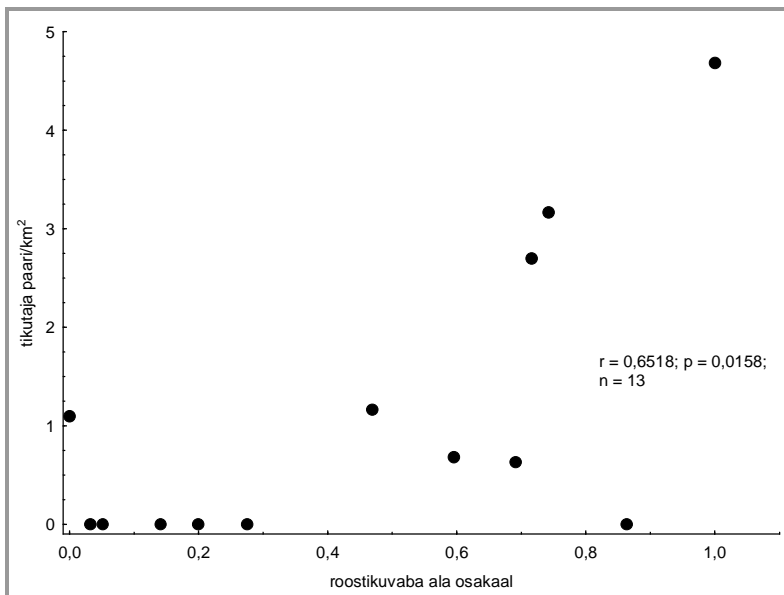
3.1.3. Taimkattetüüpide osakaalu mõju kahlajate asustustihedusele

Rannikualade roostumise mõju kahlajate asustustihedusele kirjeldavad regressioonianalüüsi tulemused. Lineaarses regressioonianalüüsis kasutati valemit $y=a+bx$, kus y =lindude asustustihedus, x =taimetüüp, a =vabaliige ning b =tõus. Nimetatud valem seob taimetüüpide osakaalud rannaniidu kurvitsaliste asustustihedusega.

Analüüsidest erinevate taimkattetüüpide osakaalu mõju kahlajate asustustihedusele, leiti usaldusväärne korrelatsioon roostikuvaba ala osakaalu suhtes niidurüdile ($r=0.69$, $p=0.01$) ja tikutajale ($r=0.7$, $p=0.02$) (joonis 5. ja joonis 6.).



Joonis 5. Korrelatsioon roostikuvaba ala osakaalu ja niidurüdi asustustiheduse vahel



Joonis 6. Korrelatsioon roostikuvaba ala osakaalu ja tikutaja asustustiheduse vahel

Antud tulemuste põhjal võib väita, et nii niidurüdi kui tikutaja eelistab alasid, kus vähemalt 40% rannajoonest on roovaba. Lisaks leiti statistiliselt olulisi seoseid taimestikuvaba rannikuriba osakaalu ja niidurüdi asustustiheduse ($r=0.7$, $p=0.003$) vahel. Samuti leiti kaislastiku osakaalu ja tikutaja asustustiheduse ($r=0.7$, $p=0.01$) vahel usaldusväärne korrelatsioon. Kaislastiku ja noore roostiku liidetud osakaalud andsid seoseid tikutaja ($r=0.5$, $p=0.06$) ja punajalg-tildri ($r=0.5$, $p=0.06$) asustustiheduse suhtes, kuid tulemuste olulisus jäi napilt 95% usaldusväärsest välja. Samuti ei saa usaldusväärseks lugeda noore roostiku osakaalu ja punajalg-tildri asustustiheduse vahel ($r=0.5$, $p=0.06$). Siiski kinnitab roostiku olemasolu mittesobivust vana roostiku osakaalu ja niidurüdi asustustiheduse vaheline negatiivne korrelatsioon ($r=-0.7$, $p=0.0035$).

3.2. Arutelu

Käesoleva uuringus selgus, et 13. rannaniidust roostikuvaba rannikuala vaid ühel ning antud taimkattetüübi osakaal alla 50 % oli kuuel alal. Ligi poolte rannaniitude rannikuala seisundit võib pidada heaks. Seega saab antud tulemuste põhjal öelda, et lähtuvalt soovitusel eemaldada rannikult roostik, pole antud uurimisaladest ükski 100% heas seisundis. Sellest järeldub, et rannaniitude hooldus on ebapiisav ning majandamismeetmed tuleb optimeerida vastavalt seisundile ja eripäradele.

Rannaniitude hooldamises levinud teadmine, et roostiku olemasolu mõjub rannaniidu kahlejate pesitsusele negatiivselt, leidis kinnitust. Vastavalt ootustele leiti antud uurimuses seos rannikualade roostumise ja kahlejate pesitsusega. Saadud tulemused näitavad, et rannikuriba roostikuvaba ala pikkusel on kahlejate asustustihedusele positiivne mõju. Üldise tõestusena, et vana roo olemasolu ei sobi kahlejatele, kinnitas Mann-Whitney U-test, mille tulemused näitavad statistiliselt olulist keskväärtuste erinevust.

Liigiliselt tuli erinevus välja taimestikuvaba rannikuriba olemasolu meriski asustustiheduse suhtes positiivselt ning suurkoovitajale negatiivselt.

Lineaarse regressioonanalüüsi tulemuste põhjal nähtub, et roostikuvaba rannikuala on niidurüdi ja tikutaja pesitsemise jaoks oluline ning selle pikkus peaks olema vähemalt 40 % kogu rannaniidu rannajoone pikkusest. Roostikuvaba rannikuala olulisust kinnitab vana roostiku osakaalu põhjal saadud negatiivne korrelatsioonikordaja niidurüdi asustustiheduse suhtes. Noore roostiku ja kaislastiku osakaalu positiivne koosmõju tikutaja- ja punajalg-tildri asustustihedusele jäi napilt alla statistiliselt usaldusväärset tulemust.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et roostiku olemasolu mõjutab pesitsevate kahjalate arvukust rannaniidul. Statistiliselt oluline positiivne seos leiti roostiku olemasolul kõikidele uuritavatele territoriaalsetele kahlajatele. Usaldusväärsed ja tugevad seosed saadi niidurüdi, tikutaja ja meriski puhul.

Rannaniite taastava projekti käigus, kus eemaldati rannikult roostik, mitmekordistus peatuvate- ja läbirändavate rannaniidu lindude arvukus Soome rannaniitudel. Vähesel määral kasvas pesitsevate kurvitsaliste arvukus (Below 2007). Käesoleva uurimuse tulemuste põhjal kinnitub, et roostikuvaba rannikuala olemasolu on oluline kahlajatele elupaiga valikus.

Lisaks varasemalt teadaolevatele soovitudele karjatamise, niitmise ning võsa eemaldamisele, tuleb rannaniidu taastamise ja hooldamise käigus rohkem tähelepanu pöörata rannikul kasvavale roostikule. Rannaniitude taastamisel ning hooldamise käigus tuleks eemaldada rannikult roostik vähemalt 40 % ulatuses ning hooldamise käigus hoida veiste arvukus optimaalsena.

Magistritöö tulemusel ei leitud usaldusväärseid seoseid roostiku mõjust punajalg-tildri asustustihedusele. Ühtegi olulist tulemust ei tuvastatud rannikuala roostiku mõju kohta liivatüllile ning kiivitajale. Üheks põhjuseks võib pidada roostiku mõju puudumist antud liikidele.

Rannaniitude võtmeliikidest leiti oluline seos roostikuvaba ala mõjust niidurüdi asustustihedusele, kelle arvukus kasvas roostikuvaba rannikuala suurusest alates 40 % rannaniidul. Ühtegi olulist seost ei leitud roostiku osakaalu mõjust mustsaba-vigle asustustihedusele. Üheks põhjuseks võib olla, et antud liigist pesitses vaid kolm paari kahel rannaniidul kolmeteistkümnest. Teise olulise liigi, tutka puhul, polnud võimalik tulemusi saada, kuna uurimusaladel teda ei pesitsenud.

Tõlgendades magistritöös saadud tulemusi, on oluline silmas pidada, et antud uurimus ei käsitlenud kõiki roostikuga seotud küsimusi. Töö jätkamiseks on võimalus laiendada teemavaldkonda, uurides kuidas rannaniidu sisesed roostikuga kaetud veelombid ning madalamad alad mõjutavad pesitsevate kahlajate arvukust. Samuti on võimalus uurida, kas rannikul või rannaniidu sisestel lompidel ja madalamatel aladel kasvava roostiku kaugusel on kahlajate jaoks oluline mõju. Lisaks roostiku mõjule, võib antud teemat laiendada, uurides rannaniidul paiknevate siseste elementide (veesoonte ja üksikute suuremate kivide) mõju kahlajate asustustihedusele.

Tänuavaldused:

Magistritöö valmimisele on kaasa aidanud Eesti Maaülikooli ornitoloogid. Suurim tänu Hannes Pehlakule, kes aitas töö valmimisele kaasa ning välitöödel andmeid koguda. Samuti suur tänu linnuloenduste andmete eest Leho Luigujõe, Andres Kuresoole, Veli-Matti Pakanenile, Robert Thomsonile. Autor tänab inspiratsiooni ja mõttelendude eest ornitoloogiaseminarides osalenuid. Palju tänu Tarvo Valkerile illustratiivsete fotode eest ning Keskkonnaametile rannaniidul käimise lubade eest.

KOKKUVÕTE

Käesolevas uurimustöös seostati roostikumõju kahlejatele pesitsuspaigana, kus kaardistatud taimkattetüüpidega analüüsiti mõju territoriaalsetele kahlejatele.

Rannaniidud on oma ohustatuse tõttu väärtuslikud elupaigad kahlejatele. Sealhulgas liikidele nagu niidurüdi (*Calidris alpine schinzii*), tutkas (*Philomachus pugnax*) ning mustsaba-vigle (*Limnosa limnosa*). Rannaniitude hooldamise ja taastamise juures soovitatakse rannikualalt eemaldada roostik, kuna see mõjutab pesitsevate kahlejate arvukust rannaniidul. Siiski ei ole uuritud rannikualade roostumise mõju kahlejate pesitsusaladele rannaniidul.

Uurimustöö käigus kaardistati välitöödel rannikualal kasvav taimestik, mis jagati järgnevasse kategooriasse: 1) roostikuvaba; 2) kaislastik (kareda kaisla (*Schoenoplectus tabernaemontanii*) enamusega kooslus); 3) noor roostik ning 4) vana roostik. Rannikualal kasvav taimestik ning niidu linnustik kaardistati ning kanti MapInfo kaardikihile. Seejärel mõõdeti taimkattetüüpide ja taimestikuvaba alade pikkused rannikualal, testiti nende mõju rannaniidu kahlejatele. Antud uurimustöö eesmärgiks oli leida roostikuvaba ala mõju pesitsevatele kurvitsalistele.

Selgus, et vaid üks valitud uurimusaladest oli roostikuvaba, üle poolte uuritavate alade rannikuribadest on kaetud üle 50 % ulatuses roostikuga. Sellest järeldub, et rannaniitude hooldus ei ole piisav ning tarvis on rakendada intensiivsemaid meetodeid roostiku tõrjeks. Testides roostiku mõju pesitsevatele kahlejatele selgus, et rannaniidul roostiku olemasolu kahlejatele on ebasobilik. Liigiliselt tuli erinevus välja taimestikuvaba rannikuriba olemasolu meriski asustustiheduse suhtes positiivselt ning

suurkoovitajale negatiivselt. Lisaks selgus lineaarse regressioonanalüüsi käigus, et roostikuvaba rannikuala osakaalu pikkuse kasvuga rannaniidul kasvab niidurüdi ja tikutaja asustustihedus. Rannaniidu olulise võtmeliigi, niidurüdi puhul saadi tulemuseks, et rannikuala roostikuvaba ala osakaal peab olema vähemalt 40% niidurüdi asustustiheduse kasvamiseks.

Käesoleva uurimustöö tulemused kinnitavad rannaniitude majandamisel levinud soovitusi, et rannikuribalt tuleb eemaldada roostik. Kokkuvõtvalt võib öelda, et antud tulemused olid ootuspärased ning töös püstitatud hüpoteesid said kinnitust.

Rannikualade roostumise mõju edasisel uurimisel kahvajate pesitsuspaigana on oluline arvestada rannaniidu siseseid roostunud veelompe ja madalamaid alasid. Roostiku olemasolu rannikuääres või niidul ei pruugi olla kahvajate arvukuse ainus mõjutaja ning antud kontekstis võib lisaks uurida üksikute suurte kivide ning veesoonte olemasolu kurvitsaliste elupaikade lähiümbruses.

IMPACT OF HIGH VEGETATION ON THE QUALITY OF COASTAL MEADOWS FOR BREEDING WADERS

The purpose of this study concentrated on finding the impact of reed and another high vegetation to the breeding sites for waders.

Boreal Baltic coastal meadows are among the most threatened habitats in Europe, at the same time valuable e.g. as the breeding sites for Southern Dunlin (*Calidris alpina schinzii*), Ruff (*Philomachus pugnax*) and Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*). Among the expert suggestion for restoration and management of the habitat, removal of reed and other high vegetation from shoreline is widely recommended. It is argued that reed on shoreline makes an area less attractive for breeding waders in regard to feeding and predation, but there has not been sustainable research on the topic.

In the study has been explored the impact of different sates of high vegetation classes on shoreline was identified during fieldworks as following: 1) coastline without high vegetation 2) Club-rush stands (*Schoenoplectus labraemontani* and another wetland plants) 3) first year reed 4) reed bed. The data on bird numbers and distribution was recorded using territory mapping. After registering the data, the lengths of the different plant types on the grasslands was measured and added to the breeding shorebirds information which was from the same areas. The data was compared between the different states of reed and the waders. The target was to find links between the coastline and areas with and without reed, and the impact of breeding success of wading birds.

Current study showed that only one of the thirteen chosen coastal meadows had coastline without reed and half of the chosen study sites had reed and another types of high vegetation over 50 % on semi natural coastlands. The

results of comparing the high vegetation to waders showed that coastline without reed is important to breeding waders. The current result shows that management of the reed on semi natural coastlands are not sufficient and there is a need to change the management methods. Analysing the impact of the reed to the waders, this study showed that the reed has negative impact to the breeding waders. Species based results showed the impact without reed positively to Eurasian Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) and negatively to Eurasian Curlew (*Numenius arquata*). The results of linear regression analyses showed that coastline without reed has impact to dunlin and snipe (*Gallinago gallinago*). The abundance of breeding dunlin pairs on coastal meadow are growing by increasing of the coastline without reed at least 40 % of the seaside.

Current study showed that recommendations are valid to remove reed and high vegetation on the seaside of coastal meadow. The results of this research were expected by hypothesis.

To continue this study as reed impact of high vegetation on the quality of coastal meadows for breeding study is important to consider the small ponds with high vegetation and lower areas inside of the coastal meadow. It is also important to notice stones and water springs on the territories of breeding waders.

KIRJANDUSE LOETELU

Artiklid ajakirjadest ja muudest perioodilistest väljaannetest

Beintema, A.J., 1991. What makes a meadow bird a meadow bird? Wader Study Group, Bulletin 61, Supplement, 3-5.

Larsson, T., 1969. Land use and bird fauna on shores in southern Sweden. Oikos 20, 136-155 – viidatud Pehlaku, 2012 kaudu.

Ottoson, U., Johansson, K., Petterson, J., 1989. Häckfågelbestånden av and- och mäs fåglar samt vadare på Ölands strandängar. Calidris 2, Suppl. 7, 47-87.

Pehlak, H., Lõhmus, A., 2008. An artificial nest experiment indicates equal nesting success of waders in coastal meadows and mires. Brief report, Ornis Fennica 85. 66-71.

Tiirutaja 2009. Kes on kahlajad. Linnuhuviliste teabeleht, Eesti Ornitoloogiaühing, 6.

Thorup, O., 1999. Breeding dispersal and site fidelity in Dunlin *Calidris alpina* at Tipperne, Denmark. Dansk Orn. Foren. Tidsskr., 93, 255-265.

Thorup, O., 2004. Status of populations and management of Dunlin *Calidris alpina*, Ruff *Philomachus pugnax* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in Denmark. DOFT, 98, 1.

Raamatud ja muud monograafid

Birdlife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK. Birdlife International, Birdlife Conservation Series no 12.

Clements, I.A., 2000. Birds of the World: A Checklist. Ibis Publishing company, 5 edition. 880 p.

Jensen, F.P., Bechet, A., Wymenga, E., (toim.) 2008. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa* & *L. l. islandica*. AEWA Technical Series 37. Kättesaadav: http://www.unep-aewa.org/publications/ssap/bt_godwit/black-tailed_godwit_internet.pdf (15.04.2012).

Kuus, A., Kalamees, A. (toim), 2003. Euroopa Liidu tähtsusega linnualad Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, 136 lk.

Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukkk, T., 2001. Läänemaa pärandkooslused. Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku, 96 lk.

Paal, J., 2000. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat, Keskkonnaministeerium, 202 lk. Kättesaadav: <http://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/n2000.pdf> (20.04.2012)

Thorup, O., 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift, 192 p. (In Danish with english summary).

Tucker G.M., Evans M.I. 1997. Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Cambridge, BirdLife Conservation Series no. 6., 464 p.

Valker, T., 2008. Roostike strateegia Väinamere piirkonnas 2008-2018. Tallinna Tehnikaülikooli Kirjastus, Tallinna Tehnikaülikool, Riiklik Looduskaitsekeskus, Tartu Ülikool, Tallinn, 55 lk.

Artiklid kogumikest ja toimetatud väljaannetest

Below, A., 2007. Roostikulinnud. Rmt: Ikonen, I., Hagelberg, E (toim), Tagasi niidule – roostike vallutatud rannaniitude taastamine projektis Lintulahdet Life. lk 28. Kättesaadav: http://www.pilliroog.ee/raamat/Read_up_on_Reed_eesti-keeles.pdf (15.05.2012).

Erlich, Ü., 2004. Pärandkoosluste majandusanalüüs. Rmt: Kukkk, T. (toim), Pärandkooslused, Õpik-käsiraamat. Tartu, lk 81-82.

Kuresoo, A., Mägi, E., 2005. Majandamisega seotud muutused Eesti rannaniitude linnustikus. Rmt: Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (toim), Rannaniitude hooldus. LIFE-Nature projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004, Tallinn, lk 52-62.

Lilleleht, V., Kuresoo, A., 2004. Rannaniitude selgroogsed. Rmt: Kukkk, T. (toim), Pärandkooslused, Õpik-käsiraamat, Tartu, lk 170-177.

Lilleleht, V., 1996. Ranna ja luhaniitude loomastik. Rmt: Leibak, E. ja Lutsar, L. (toim), Eesti ranna- ja luhaniidud, Kirjameeste Kirjastus, Tallinn, lk 45-49.

Mägi, E., Kaisel, K., Paakspuu, T., 2004. Matsalu lahe rannaniitude linnustiku areng viimase poolesajandi aasta jooksul. Loodusvaatlusi 2003, Tallinn, lk 3-32.

Lotman, K., Lepik, I., 2005. Rannaniit kui elupaik. Rmt: Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (toim), Rannaniitude hooldus. LIFE-

Natur projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004, Tallinn, lk 8-13.

Onno, S., 1963. Matsalu Riikliku Looduskaitseala haudelinnustikust. Ornitoloogiline kogumik 3, Tartu, lk 23-53.

Palo, A., 1996. Eesti ranna- ja luhaniidud: geograafiline ja ajalooline ülevaade. Rmt: Leibak, E., Lutsar, L. (toim), Eesti ranna- ja luhaniidud, Kirjameeste Kirjastus, Tallinn, lk 19.

Rannap, R., Rannap, V., 2005. Sissejuhatuse asemel. Rmt: Rannap, R., O, Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (toim), Rannaniitude hooldus. LIFE-Natur projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004, Tallinn, lk 4-6.

Thorup, O., 2005. Niidurüdi, tutka ja mustsaba-vigle elupaigahooldus Taanis. Rmt: Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I., Rannap, V. (toim), Rannaniitude hooldus. LIFE Natur projekt „Rannaniitude kaitse korraldamine Eestis“ 2001-2004, Tallinn, lk 44-61.

Seadused

Looduskaitseseadus. RT I 2004, 38, 258

Kaitsekorraldus- ja hoolduskavad

Erit, M., Kuresoo, A., Luigujõe, L., Pehlak, H., 2008. Niidurüdi *Calidris alpina schinzii* kaitse tegevuskava 2009-2013. Keskkonnaministerium. Kättesaadav:

<http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1130611/Niidur%FCdi+tegevuska+va.pdf> (12.02.2012).

Lotman, S., 2011. Rannaniitude hoolduskava. Juhendmaterjal Keskkonnaameti maahoolduse spetsialistidele ja maa hooldajatele. Koostatud Keskkonnaameti tellimusel, Matsalu 2009-2011. Kättesaadav: http://www.keskkonnaamet.ee/public/PLK/Lisa_1_Rannaniitude_hoolduskava_2011.pdf (15.03.2012).

Mägi, E., Pehlak, H., 2008. Tegevuskava tutka (*Philomachus pugnax*) kaitse korraldamiseks Eestis aastateks 2010-2013. Keskkonnaministerium. Kättesaadav:

<http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1144766/tutkas+14102010.PDF> (21.04.2012).

Käsikirjad

Pehlak, H., 2012, Mustsaba-vigle kaitse tegevuskava (Käsikiri Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi zooloogia osakonnas).

Internetiallikad

AEWA. The Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds. Kättesaadav: <http://www.unep-aewa.org/birds/index.cfm?fam=all> (20.04.2012)

Berni konventsiooni II lisa. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Appendix II. Kättesaadav: <http://conventions.coe.int/Treaty/FR/Treaties/Html/104-2.htm> (14.04.2012).

Eesti Ornitoloogia Ühing. I, II ja III kategooria kaitsealused linnuliigid. Kättesaadav: <http://www.eoy.ee/linnukaitse> (21.04.2012).

Eesti Punane Nimestik. Kättesaadav: http://elurikkus.ut.ee/prmt.php?lang=est&redgr_id=3 (20.05.2012).

IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 30 pp. Kättesaadav: http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_cats_crit_en.pdf (15.05.2012).

SPEC - Species of European Conservation Concern. Kättesaadav: <http://www.ancasmor.com/Downloads/Application/Volume%202/Appendices/Volume%202%20-%20ApB%20-%204I.pdf> (20.05.2012).

Linnudirektiivi I ja II lisa. Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council. Kättesaadav: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:020:0007:0025:EN:PDF> (18.05.2012).

Elektroonilised ajakirjad

Lotman, A., 1996. Rannaniidud. Keskkonnajuht 2/96, Eesti Rohelise Liikumise perioodiline väljaanne. Kättesaadav: <http://www.roheline.ee/books/kkj296.html> (17.04.2012)

LISAD

Lisa 1. Rannikuala taimkattetüüpide ning taimestikuvaba ala pikkus/km rannajoonel

Rannaniit	Kokku	Taimestiku -vaba	Kaislastik	Noor roostik	Vana roostik
Abruka põhi	7.5	6.2	0.2	0.7	0.3
Haeska	4.2	0.6	1.9	1.1	0.6
Haeska ida	1.8	0	0	0	1.8
Manilaid	12.4	2.2	0.3	2.9	7
Põgari	6.2	3.3	1.4	1.5	0.1
Salmi edel	1.9	0.8	0	0.3	0.6
Salmi kirre	5	3.6	0	0.6	0.8
Tamse	2.4	0.1	0	0.8	1.5
Saulepi Tardi	8.7	0.3	2	0	6.3
Tohvri	2	0.2	0.1	0.3	1.5
Teorehe- Kilbu	1.8	0	1.8	0	0
Varni	3	0.2	0	1.2	1.7
Võilaid	11	5.9	1.8	3.4	0

Lisa 2. Kahlaja paaride arv rannaniidul

Rannaniit	Kahlajad kokku	Niidurüdi	Liivatüll	Tikutaja	Merisk	Mustsaba-vigle	Suur-koovitaja	Punajalg-tilder	Kiivitaja
Abruka põhi	23	3	4	0	6	0	1	5	4
Haeska	24	8	0	1	1	0	1	10	3
Haeska ida	3	0	0	1	0	0	1	1	0
Manilaid	18	0	4	0	1	2	0	7	4
Põgari	61	10	7	5	4	0	1	12	22
Salmi edel	26	11	1	2	0	0	0	9	3
Salmi kirre	46	17	9	5	1	0	1	7	6
Saulepi Tardi	12	0	3	0	1	0	0	3	5
Tamse	7	0	1	0	0	0	1	5	0
Teorehe-Kilbu	22	2	1	4	0	0	2	9	4
Tohvri	20	0	1	0	2	0	0	4	13
Varni	15	0	4	0	2	0	0	4	5
Võilaid	75	11	13	1	7	1	2	23	17