



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Hugo Prints

**ERINEVATE MAJANDAMISVIISIDE MÕJU
RANNAROHUMAASE JOOKSIKLADE (CARABIDAE)
KOOSLUSTELE**

IMPACT OF DIFFERENT MANAGEMENT PRACTICES OF
COASTAL GRASSLANDS ON GROUND BEETLES

Bakalaureusetöö
Loodusturismi õppekava

Juhendajad: Kaarel Sammet, *MSc*

Indrek Melts, *PhD*

Tartu 2022

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Bakalaureusetöö lühikokkuvõte	
Autor: Hugo Prints		Õppekava: Loodusturism	
Pealkiri: Erinevate majandamisviiside mõju rannarohumaade jooksiklaste (Carabidae) kooslustele			
Lehekülgi: 43	Jooniseid: 17	Tabeleid: 2	Lisasad: 0
<p>Osakond: Elurikkuse ja loodusturismi õppetool</p> <p>Uurimisvaldkond: B250, loomaökoloogia</p> <p>Juhendaja(d): Kaarel Sammet, MSc ja Indrek Melts, PhD</p> <p>Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu 2022</p>			
<p>Jooksiklased (Carabidae) kuuluvad mardikaliste (Coleoptera) seltsi, ning neid kasutatakse tihti erinevate keskkonnaseisundi uuringute läbiviimiseks. Rannaniidud on ainulaadse taimestikuga liigirikkad poollooduslikud kooslused, mida on inimesed sadu aastaid kujundanud.</p> <p>Töö peamiseks eesmärgiks on uurida jooksiklaste kooslusi ja erinevate rannarohumaade majandamisviiside (karjatamine, majandamata) mõju nendele.</p> <p>Jooksiklased koguti kahe nädala jooksul (juulis ja augustis) Lääne-Eesti ja Pärnumaa rannarohumaadelt. Isendeid kogumiseks kasutati pinnasepüüniseid, mis kaevati maasse ja jäeti kohapeale neljaks ööpäevaks. Rohumaad paiknesid kahel erineval aluskivimil ja maastikurajoonis: liivakivil Liivi-Lahe rannikumadalikul madalikul ja lubjakivil Lääne-Eesti madalikul. Kogutud isendid määrati liigi või vajadusel ainult perekonna tasemeni ning analüüsiti nende isendi- ja liigirikkkust erinevatel rannarohumaadel.</p> <p>Rannarohumaade karjatamine mõjutas jooksiklaste isendi- ja liigirikkkust liivakivi aluskivimiga karjamaadel, kuid märkimisväärset erinevust ei tulnud sisse kui võrrelda majandamata rohumaid lubjakivi aluskivimiga karjatatavate rannaniitudega. Karjatataval liivakivil oli isendeid ala kohta keskmiselt kaks kuni kolm korda rohkem (201) kui ülejäänud aladel (80, 56, 63) ning liigirikkus oli peaaegu 2 korda suurem (22, 16, 12, 12) võrreldes lubjakivi proovialadega. Liivi-Lahe rannikumadaliku proovialalt leiti kaks <i>Diachromus germanus</i>'e isendit, liiki ei ole varem Eestist leitud. See võib viidata liigi levikuareali põhja poole nihkumisele, kuna on selle liigi kõige põhjapoolsem leid.</p> <p>Rannaniitude majandamismõju jooksiklastele pole varem Eesti tingimustes uuritud. Antud töö annab esialgsed tulemused ning selle najal on võimalik laialdasemalt uurida rannarohumaade majandamismõjusid jooksiklaste kooslustele.</p>			
Märksõnad: jooksiklased, rannaniitude majandamine, karjatamine, liivakivi aluskivim, lubjakivi aluskivim,			

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Bachelor's Thesis	
Author: Hugo Prints		Specialty: Nature Based Tourism	
Title: Impact of different management practices of coastal grasslands on ground beetles			
Pages: 43	Figures: 17	Tables: 2	Appendixes: 0
Department: Chair of Biodiversity and Nature Tourism Field of research: B250, animal ecology Supervisors: Kaarel Sammet, MSc and Indrek Melts, PhD Place and date: Tartu 2022			
<p>Ground beetles (Carabidae) are a family of beetles (Coleoptera) who are often used in environmental monitoring and researches. Coastal grasslands are species rich seminatural habitats with unique vegetation, which have been shaped by human activities for hundreds of years.</p> <p>The aim of the study is to find out how different management practices (grazing, abandonment) impact the ground beetles living on coastal grasslands.</p> <p>Ground beetles were collected within two weeks (July and August) from Western-Estonian and Pärnumaa coastal grasslands. Specimens were collected using pitfall traps, which were left in the ground for four nights. Grasslands were located on two different bedrocks: sandstone and limestone. Collected ground beetles were determined and their species richness and abundance on different coastal grasslands was analysed.</p> <p>Grazing on coastal grasslands had an effect on abundance and species richness of ground beetles on pastures with sandstone bedrock, but there were no significant differences comparing abandoned grasslands to grasslands with limestone bedrock. There were twice to three times as many specimens on grazed sandstone areas (201) than on the other areas (80, 56, 63) and species richness was almost twice as high (22; 16; 12; 12) compared to limestone sites. On a site next to the gulf of Riga two specimens of <i>Diachromus germanus</i> were found, that species has never been found in Estonia before. Discovery supports the claim of species spreading towards North, because it is the Northernmost finding of the species.</p> <p>How managing coastal grasslands affects ground beetles has not been studied in Estonian conditions before. The study gives results which can later be used to further research the effects of managing coastal grasslands on ground beetles.</p>			
Keywords: ground beetles, coastal grasslands management, grazing, sandstone bedrock, limestone bedrock,			

SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	5
1. ÜLDOSA.....	6
1.1. Jooksiklaste süstemaatiline kuuluvus ja kehaehitus.....	7
1.2. Jooksiklaste ökoloogia ja levik.....	8
1.3. Rannarohumaad.....	16
1.4. Eelnevad uuringud eri majandamisviiside mõjust jooksiklastele.....	16
2. MATERJAL JA METOODIKA.....	19
2.1. Proovialad.....	19
2.2. Proovide kogumise meetoodika.....	21
2.3. Proovide säilitamine, määramine ja analüüs.....	23
2.4. Andmete statistiline analüüs.....	24
3. TULEMUSED.....	25
3.1. Eri aluskivimi mõju arvukusele ja liigirikkusele.....	27
3.2. Eri majandamisviiside mõju arvukusele ja liigirikkusele.....	30
3.3. Kogutud liikide elupaigalised eelistused.....	34
4. ARUTELU.....	36
KOKKUVÕTE.....	38
TÄNUAVALDUSED.....	39
KASUTATUD KIRJANDUS.....	40

SISSEJUHATUS

Jooksiklased on mardikaliste (Coleoptera) sugukond, maailmas on teada umbkaudu 40 000 liiki jooksiklasi (Slipinski jt. 2011) ning Eestist on leitud üle 270 liigi (Merivee & Remm 1973). Tihti uuritakse erinevate majandamisviiside mõjusid nendele putukatele, sest neid on lihtne koguda, nad on mitmekesised ja erinevate ökoloogiliste nõudmistega (Desender 1994).

Tulenevalt soojenevast kliimast on mitmete liikide leviku piirid nihkunud põhja poole, seda ka mardikalistel (Chen jt. 2011; Logan & Powell 2001). Liikumine põhja poole toimub mitu korda kiiremini kui varasematel aastakümnetel (Chen jt. 2011). Seetõttu on tõenäoline, et ka Eesti jooksiklaste fauna on muutunud võrreldes varasemate uuringutega.

Rannaniidud on ainulaadse taimestikuga poollooduslikud kooslused, mis on sageli üleujutatud tulenevalt tormidest ja suurveest ning mida on Euroopas vähe alles ja mis on Euroopa Liidu Elupaikade direktiivi lisa 1 nimekirjas olev elupaik (EL Elupaikade direktiiv). Selleks, et rannaniidud püsiks tuleb neid hooldada, kas läbi karjatamise või niitmise. Lääne-Eestis asuvad Euroopa suurimad ja terviklikuimad rannaniidud, seepärast on Eestil vastutus kaitsta nende elurikkust, hooldades neid õigete majandamisviisidega - traditsiooniliselt on enamus rannaniite karjatatavad (Lotman & Rannap 2020). Selleks, et majandamisviisid toimiksid efektiivselt, on vajalik tundma õppida majandamisviiside mõjusid kompleksemalt erinevatele elustikurühmadele, mitte ainult taimedele, lindudele ja kahepaiksetele, ning ka uutele liikidele, kelle levikuareaalid võivad nihkuda põhja poole. Käesolevas töös keskendun jooksiklastele, kes on olulised kasurid põllumajandusmaastikus, uurides majandamisviiside (karjatamine, mittemajandamine) mõju nende liigirikkusele ja arvukusele rannarohumaadel

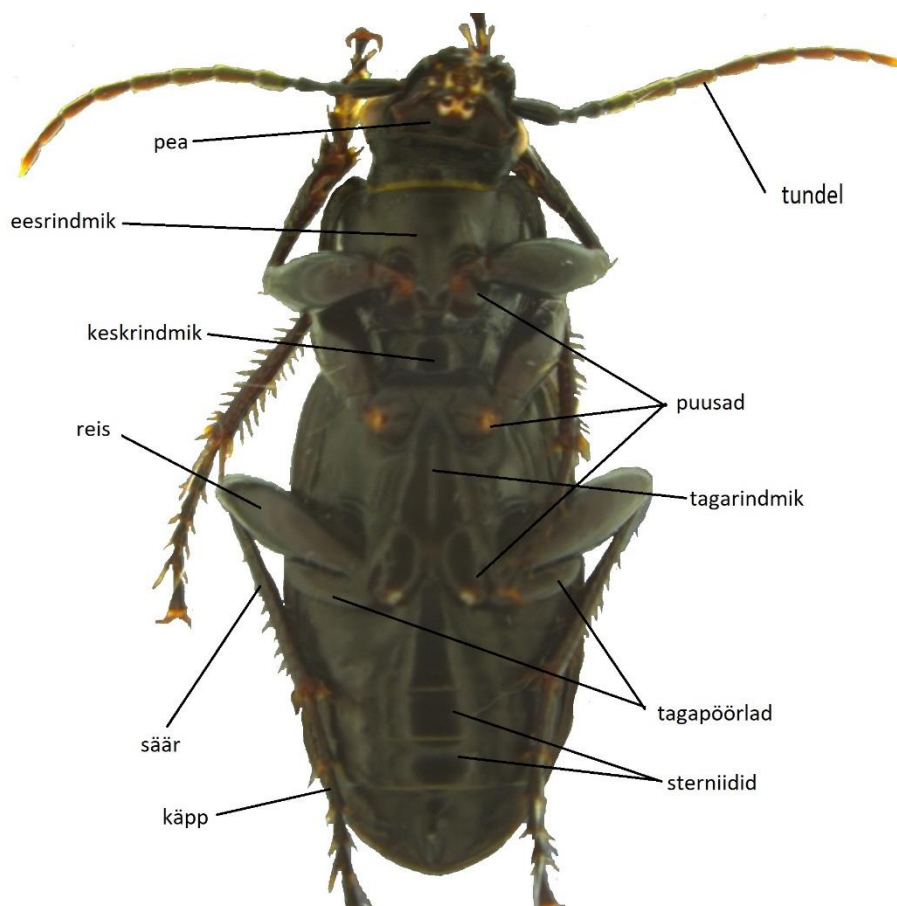
Töö hüpoteesideks on:

- mardikaliste levikuareaalide nihkumisega põhja poole, võib Eesti faunasse olla lisandunud uusi liike;
- rannarohumaade karjatamine ning aluskivim/maastikurajoon mõjutab jooksiklaste liigirikkust ja arvukust.

1. ÜLDOSA

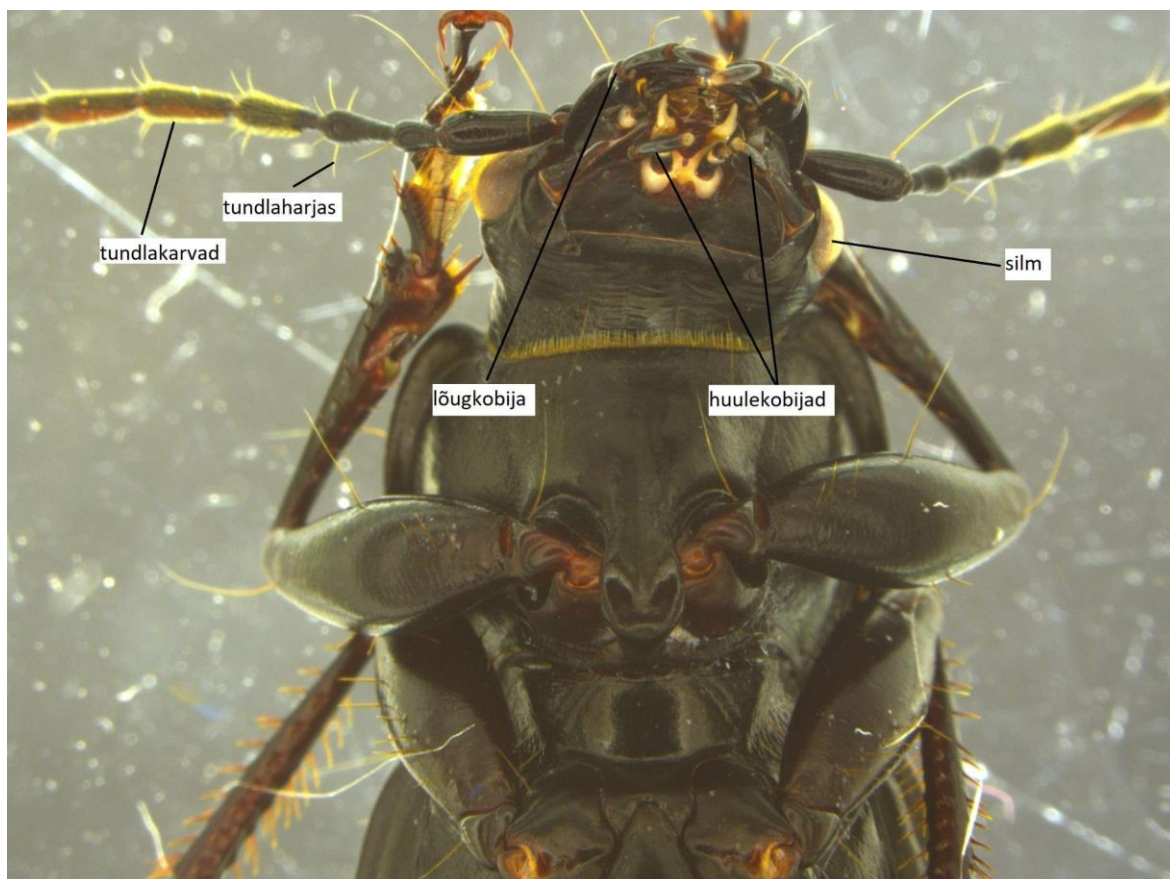
1.1. Jooksiklaste süstemaatiline kuuluvus ja kehaehitus

Jooksiklased kuuluvad mardikaliste (Coleoptera) seltsi ja röövmardikaliste (Adephaga) alamseltsi (Merivee ja Remm 1973). Habermani (1968) järgi on jooksiklaste, nagu ka teiste putukate keha kaetud tugeva kitiinkestaga ja see jaguneb kolmeks peamiseks osaks (joonis 1): pea, rindmik ja tagakeha. Enamikel jooksiklastel on kaks paari tiibu: lennutiivad ja kattetiivad, kuid mõnedel liikidel puuduvad lennutiivad või on need taandarenenud. Kattetiivad katavad keha tagaosas (Haberman 1968).



Joonis 1. Jooksiklase kehaehitus kõhupoleelt (autori joonis).

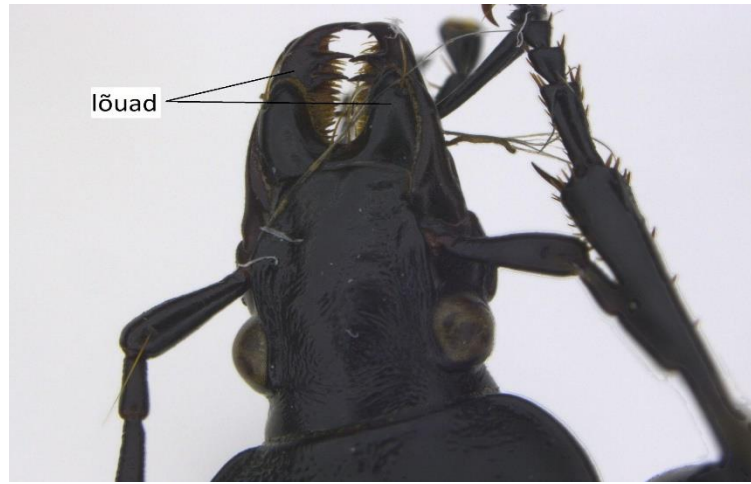
Jooksiklastel on kolm paari jalgu (joonis 1): üks paar jalgu asub eespuusadel, teine keskpüksadel ja kolmas paar tagapuusadel. Tagumiste jalgade puuslülid ulatuvad põiki üle esimese sterniidi - see on üks oluline röövmardikaliste süstemaatiline tunnus (Merivee & Remm 1973). Erinevusi jooksiklaste ja teiste mardikaliste sugukondade vahel on muudki. Jooksiklastel on niitjad tundlad ja viie-lülilised käpad ning lisaks on jooksiklaste tagakehal nähataval kuus sterniiti (joonis 1).



Joonis 2. Jooksiklaste pea ehitus (autori joonis).

Jooksiklaste peas (joonis 2) on paar silmi ja tundlaid ning üla- ja alahuul. Viimatimainitud huulte külge kinnituvad jooksiklastel huulekobijaid ning ülalõuad ja alalõuad koos lõugkobijatega (Haberman 1968).

Jooksiklased erinevad üksteisest toitumisviisi poolest ning seetõttu on neil väljakujunenud erineva kuju ja ehitusega lõuad (Evans 1994). Näiteks teojooksikul (*Cychrus caraboides*), kes toitub tigudest, on pea ja lõuad peenikesed ja pikad (joonis 3), võimaldades tal saaki teokarbist kätte saada (Merivee ja Remm 1973).



Joonis 3. Teojooksiku (*Cychrus caraboides*) pea (autori joonis).

1.2. Jooksiklaste ökoloogia ja levik

Suurem osa jooksiklasi on röövtoidulised (Merivee ja Remm 1973), kuid sugukond tervikuna on mitmekesise toitumisega (tabel 1), on liike, kes söövad surnud loomi, teised jällegi toituvad taimedest ja eriti nende seemnetest (Crowson 1981, Haberman 1968), mõned liigid võivad süüa ka seeni (Dawson 1965).

Jooksiklased kuuluvad täismoondega putukate (Holometabola) hulka, nad läbivad elu jooksul neli erinevat staadiumit: muna, vastse, nuku ning valmiku-staadium (Haberman 1968). Eestis elavatest jooksikutest enamik paarituvad ja munevad kevadel ning talve veedavad nad valmikuna, mis omakorda tähendab, et suurem osa neist elab üle aasta ning esineb liike, kes elavad ka kolme aastaseks (Haberman 1968). Muna-staadium on kõige lühem, osadel liikidel kooruvad vastsed praktiliselt kohe peale seda kui emasloom on munenud. Nende liikide puhul on tegemist ovovivipariaga ehk munad püsivad emasloomas terve embrüogeneesi perioodi. Täpselt ei ole teada, miks on teatud jooksiklased sedaviisi kohastunud, kuid arvatakse, et selleks võib olla järglaste kaitse võimalike röövloomade eest, kes jooksiklaste munadest toituvad (Liebherr ja Kavanaugh 1985). Röövloomadele on jooksiklaste munad kerge saak, kuna enamik sugukonna liikidest muneb maapinnale (Haberman 1969). Vastsestaadium kestab jooksiklastel keskmiselt kaks kuud (Haberman 1969). Nii nagu valmikutel on ka vastsetel (joonis 4) erinevad viisid toitumiseks, kõige levinumad on röövtoidulised vastsed, leidub ka taimtoidulisi, segatoidulisi ning parasiitseid (Thompson 1979).

Tabel 1. Käesolevas töös määratud jooksiklaste liikide funktsionaalsed tunnused - suurus, lennuvõime, toitumine, paljunemisaeg, niiskuslembesus, talvitumine ning eelistatud elupaigad, tabelist on välja jäetud perekonnani määratud isendid (Haberman 1968; Alekseev jt 2021; Lindroth 1992; Hering & Plachter 1997; Trautner jt. 1988; Arndt & Hielscher 2007; Hayashi & Sugiura 2021; Dawson 1965; Ribera jt. 1999; Wallin 1989; Harvey jt. 2008; Carbonne jt. 2020; Kędzior jt. 2020; Tamutis jt. 2008).

Liik	Suurus	Tiivad	Toit	Paljunemisaeg	Niiskuslembus	Talvitub	Eelistatud elupaik
<i>Carabus convexus</i> Fabricius 1775	18*	-	röövtoiduline	kevad	ei	valmik	avatud
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus 1758	36	-	röövtoiduline	sügisel	ei	vastne, valmik	mets
<i>Carabus glabratus</i> Paykull 1790	24	-	röövtoiduline	suvel	jah	vastne	pole
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus 1758	17	-	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	avatud
<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus 1758	25	-	röövtoiduline	suvi	ei	valmik	mets
<i>Carabus nemoralis</i> Müller 1764	23	-	röövtoiduline	kevad	ei	valmik	pole
<i>Clivina fossor</i> Linnaeus 1758	6	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Cychrus caraboides</i> Linnaeus 1758	16	-	teod	sügis	ei	vastne	mets
<i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid 1812	8	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	pole
<i>Elaphrus uliginosus</i> Fabricius 1792	9	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	pole
<i>Nebria rufescens</i> Ström 1768	10	+	röövtoiduline	sügis	ei	vastne	rannik
<i>Oxypselaphus obscurus</i> Herbst 1784	5	+/-**	röövtoiduline	sügis	ei	valmik, vastne	mets
<i>Panagaeus cruxmajor</i> Linnaeus 1758	8	+	röövtoiduline	kevad	ei	valmik	pole
<i>Loricera pilicornis</i> Fabricius 1775	7	+	lestad	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Amara aulica</i> Panzer 1797	12	+	segatoiduline	suvi	jah	vastne, valmik	pole
<i>Amara eurynota</i> Panzer 1797	11	+	taimtoiduline	kevad	ei	valmik	avamaastik
<i>Amara lunicollis</i> Schiødte 1837	8	+	segatoiduline	kevad	jah	valmik	pole

Liik	Suurus	Tiivad	Toit	Paljunemisaeg	Niiskuslembus	Talvitub	Eelistatud elupaik
<i>Amara communis</i> Panzer 1797	7	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik, vastne	avamaastik
<i>Amara familiaris</i> Duftschmid 1812	6	+	taimtoiduline	kevad	ei	valmik	avamaastik
<i>Amara famelica</i> Zimmermann 1832	8	+	taimtoiduline	kevad	jah	valmik	järvede kaldad
<i>Amara nitida</i> Sturm 1825	8	+	segatoiduline	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Amara brunnea</i> Gyllenhal 1810	6	+	?***	sügis	ei	vastne, valmik	pole
<i>Amara plebeja</i> Gyllenhal 1810	7	+	taimtoiduline	kevad	jah	valmik	niisked alad
<i>Amara similata</i> Gyllenhal 1810	8	+	taimtoiduline	kevad	ei	valmik	avamaastik
<i>Amara aenea</i> Degeer 1774	7	+	segatoiduline	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Amara erratica</i> Duftschmid 1812	7	+	?		ei	valmik	avamaastik
<i>Amara convexiuscula</i> Marsham 1802	12	+	taimtoiduline	sügis	jah	vastne, valmik	rannik
<i>Amara quenseli</i> Schönherr 1806	8	+	taimtoiduline	sügis	jah	vastne	rannikud
<i>Blethisa multipunctata</i> Linnaeus 1758	12	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Licinus depressus</i> Paykull 1790	10	-	teod	kevad	ei	valmik	avamaastik
<i>Harpalus aeneus</i> Fabricius 1775	10	-	segatoiduline	kevad	ei	valmik	kultuurmaastik
<i>Harpalus latus</i> Linnaeus 1758	9	+	taimtoiduline	sügis	jah	vastne, valmik	avamaastik
<i>Harpalus luteicornis</i> Duftschmid 1812	7	+	seemned	kevad	ei	valmik	pole
<i>Harpalus seladon</i> Schaub 1926	8	+	taimed	kevad	ei	valmik	avamaastik
<i>Harpalus rufipes</i> Degeer 1774	13	+	taimed	sügis	jah	vastne, valmik	avamaastik
<i>Diachromus germanus</i> Linnaeus 1758	9	+	seemned	sügis	ei	valmik	veekogude lähedal
<i>Oodes helopioides</i> Fabricius 1792	9	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Pterostichus anthracinus</i> Illiger 1798	11	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	jõgede kaldad
<i>Pterostichus aethiops</i> Panzer 1796	12	-	röövtoiduline	kevad	ei	valmik	metsad

Liik	Suurus	Tiivad	Toit	Paljunemisaeg	Niiskuslembus	Talvitub	Eelistatud elupaik
<i>Pterostichus melanarius</i> Illiger 1798	15	+/-	segatoiduline	sügis	jah	vastne, valmik	avamaastik
<i>Pterostichus minor</i> Gyllenhal 1827	7	+/-	?	kevad	jah	valmik, vastne	sood
<i>Pterostichus niger</i> Schaller 1783	17	+	segatoiduline	sügis	jah	vastne, valmik	pole
<i>Pterostichus nirgita</i> Paykull 1790	10	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik, vastne	pole
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> Fabricius 1787	10	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik, vastne	mets
<i>Pterostichus vernalis</i> Panzer 1796	7	+/-	segatoiduline	kevad	jah	valmik	pole
<i>Poecilus cupreus</i> Linnaeus 1758	12	+	lestad, taimed	kevad	jah	valmik	põllud
<i>Poecilus versicolor</i> Sturm 1824	11	+	putukad	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Anisodactylus binotatus</i> Fabricius 1787	11	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Chlaenius nitidulus</i> Schranck 1781	11	+	?	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Chlaenius tristis</i> Schaller 1783	12	+	?	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Patrobus atrorufus</i> Ström 1768	8	-	röövtoiduline	-	jah	vastne, valmik	mererannik
<i>Dromius agilis</i> Fabricius 1787	6	+	röövtoiduline	kevad	ei	valmik	metsad
<i>Dromius quadrimaculatus</i> Linnaeus 1758	5	+	röövtoiduline	kevad		valmik	metsad
<i>Dromius sigma</i> Rossi 1790	3	+/-	?	kevad	jah	valmik	pole
<i>Calathus erratus</i> Sahlberg 1827	9	+/-	taimtoiduline	sügis	jah	vastne, valmik	pole
<i>Calathus fuscipes</i> Goeze 1777	12	-	segatoiduline	sügis	ei	vastne, valmik	pole

Liik	Suurus	Tiivad	Toit	Paljunemisaeg	Niiskuslembus	Talvitub	Eelistatud elupaik
<i>Calathus melanocephalus</i> Linnaeus 1758	7	+/-	segatoiduline	kevad	ei	valmik	avamaastik
<i>Badister lacertosus</i> Sturm 1815	6	?	teod	?	ei	valmik	mets
<i>Agonum fuliginosum</i> Panzer 1809	6	-/+	segatoiduline	kevad	jah	valmik, vastne	pole
<i>Agonum gracile</i> Sturm 1824	6	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	avatud maastikud
<i>Agonum moestum</i> Duftschmid 1812	8	+/-	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Agonum muelleri</i> Herbst 1784	8	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Agonum sexpunctatum</i> Linnaeus 1758	9	+	?	kevad	jah	valmik	avamaastik
<i>Agonum marginatum</i> Linnaeus 1758	10	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	mererannik
<i>Agonum lugens</i> Duftschmid 1812	9	+	?	?	jah	valmik, vastne	kaldad
<i>Agonum emarginatum</i> Gyllenhal 1827	8	+	?	kevad	jah	valmik	veekogude lähedal
<i>Agonum piceum</i> Linnaeus 1758	6	+	?	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Agonum thoreyi</i> Dejean 1828	7	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik, vastne	kallastel
<i>Agonum viduum</i> Panzer 1797	8	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Platynus assimilis</i> Paykull 1790	10	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	pole
<i>Platynus krynickii</i> Sperk 1835	12	+	?	kevad	jah	valmik	pole
<i>Platynus longiventris</i> Mannerheim 1825	13	+	?	kevad	jah	valmik	pole
<i>Stomis pumicatus</i> Panzer 1796	7	-	röövtoiduline	kevad	jah	valmik	pole
<i>Synuchus vivalis</i> Illiger 1798	7	+/-	röövtoiduline	sügis	ei	vastne	avamaastik

Liik	Suurus	Tiivad	Toit	Paljunemisaeg	Niiskuslembus	Talvitub	Eelistatud elupaik
<i>Leistus terminatus</i> Hellwig 1793	6	+	lestad, hooghännalised	-	jah	vastne, valmik	pole
<i>Leistus ferrugineus</i> Linnaeus 1758	7	+	lestad, hooghännalised	sügis	jah	vastne, valmik	pole
<i>Leistus piceus</i> Frölich 1799	7	-	?	?	ei	?	pole
<i>Ophonus rufibarbis</i> Fabricius 1792	9	?	taimtoiduline hooghännalised	kevad	ei	valmik	kultuurmaastikud
<i>Odacantha melanura</i> Linnaeus 1767	6	+	lestad, hooghännalised	kevad	jah	valmik	kaldad
<i>Trechus secalis</i> Paykull 1790	3	-	lüljalgsed	sügis	jah	vastne	mets
<i>Trechus rubens</i> Fabricius 1792	6	+	röövtoiduline	kevad	jah	valmik, vastne	kaldad
<i>Notiophilus palustris</i> Duftschmid 1812	5	+/-	röövtoiduline	kevad	ei	valmik	pole
<i>Paradromius longiceps</i> Dejean 1826	6	+	?	kevad	jah	valmik	veekogude lähedal
<i>Syntomus truncatellus</i> Linnaeus 1761	3	-/+	?	kevad	jah	valmik	avamaastik

* Keskmise suurus arvutatud Habermani (1968) andmetel

**On leitud isendeid, kellel on tiivad välja arenenud, kui ka isendeid, kellel tiivad ei ole välja arenenud.

*** Puudub teave

Röövtoidualised vastsed on rohkem liikuvad kui taimtoidualised, samuti on röövloomad saledamad ning nende meeleeelundid paremini arenenud kui taimtoidualistel (Haberman 1969). Mõned vastsed püüavad saaki maapinnal ning muul ajal peidavad ennast maasse kaevatud urgudes, teised veedavad vastsestaadiumi pidevalt pinnases, teatud liigid on kohanenud elama puukoore all (Haberman 1969).



Joonis 4. Kivijooksiku (*Nebria* spp.) vastne (foto: Kaarel Sammet).

Nukustaadium varieerub jooksiklastel 10 päevast kuni ühe kuuni, välja arvatud liigid, kes nukkuvad sügisel ning väljuvad nukust kevadel (Haberman 1969). Valmikute elukeskkond ning toitumine võib liigiti äärmiselt erineda, seega on erinevad liigid kohastunud eluks erinevates tingimustes (Desender jt. 1994). Enamik Eestis elavatest jooksikuliikidest (88%) eelistavad avamaastiku, kõige suurem liigirikkus on veeäärsetel aladel, kus leidub üle poole liikidest (Haberman 1969). Seevastu kõige liigivaesemad on metsad ja rabad, kus esineb vähem kui 10% liikidest (Haberman 1969). Lisaks sellele, et enamik jooksiklasi on röövtoidualised on nad ka toiduks mitmetele erinevatele loomadele:

siilidele ja muudele putuktoidulistele, mitmesugustele närilistele, lindudele, nahkhiirtele, konnadele, sipelgatele ja ka ämblikutele (Thiele 1977).

1.3. Rannarohumaad

Niitude taimkatte moodustavad valdavalt mitmeaastased rohttaimed, vähesel määral ka puud ja põõsad (Masing 1992). Nad on liigirikkad kooslused, mis on elupaigaks paljudele putukatele, lindudele ja pisiimetajatele (Bojārs 2017). Niitudel kasvab väga palju mitmesuguseid taimeliike, ainuüksi Eestis kasvab rohumaadel ligi 700 erinevat taimeliiki (Bojārs 2017). Rannaniidud paiknevad ranniku, lähedal tasasel pinnasel ning on aeg-ajalt üleujutatud (Lotman & Rannap 2020). Eestis on säilinud rannaniite 20 000 ha jagu, millest paljud on küll roostunud ja ohustatud. Meie rannaniidud on kujunenud vee alt kerkinud aladele ning pidevad üleujutused võimaldavad niitudel kasvada taimeliikidel, mis on soolalembelised (Lotman & Rannap 2020). Rannaniitude majandamiseks kasutatakse kahte meetodit: karjatamine või niitmine, levinum on karjatamine, kuna rannaniidud on tihti peale kivised, mistõttu on nende niitmine traktoriga keeruline (Lotman & Rannap 2020). Eesti rannaniidud on olulised kurvitsaliste ja hanelistele pesitsuspaigad, nad rajavad oma pesa maapinnale, niitude kinnikasvamine, aga takistab pesitsemist, sest antud liigid vajavad eluks lagedat ala (Paakspuu & Kasteõld 1985). Seetõttu on rannaniitude majandamine oluline selleks et nende seltside populatsioonid püsiks.

Rannaniidud on poollooduslikud ehk pärandkooslused, nende kujunemisel on suur roll olnud inimesel (Lotman & Rannap 2020). Poollooduslikke kooslusi mõjutab inimene kasutades looduslähedasi majandamisviise: niitmine, karjatamine, harva ka kulu põletamine. Need kooslused on osa Eesti kultuurist ja ajaloost ning nende kujundamisega alustati sadu aastaid tagasi (Kukk 2004). Pärandkooslused on liigirikkad, kuid nende majandamine, kasutades kultuurkooslustele omaseid majandamisvõtteid (mürgitamine, kamara ümberkündmine, tugev väetamine) hävitab liigirikkuse (Kukk 2004).

1.4. Eelnevad uuringud eri majandamisviiside mõjust jooksiklastele

Eelnevalt on tehtud majandamisviiside mõjude uuringuid jooksiklaste kooslustele mitmeid ning jooksiklased on üks kõige rohkem uuritud selgrootute rühm maailmas (Desender jt. 2007). Kuid need uuringud pole hästi võrreldavad, kuna varasemad tööd ei käsitle rannaniitude karjatamise ja mitte karjatamise mõju antud sugukonnale sarnase maastiku ja kliimaga piirkonnas.

Ungaris tehti uuring, milles vaadeldi milline on jooksiklaste liigirikkus metsas, rohumaal ning metsa ja rohumaal servaaladel. Jooksiklaste kogumiseks kasutati pinnasepüüniseid. Uurimise käigus leiti, et kõige liigirikkamad elupaigad olid rohumaal ning kõige liigivaesemad metsad, samuti oli rohumaal ja servaaladel kõrgem keskmine liikide arv kui metsas. Kuid servaala ei olnud nii liigirikas kui algul oletati. Kolm dominantset liiki moodustasid 65% kõikidest püütud jooksiklastest (Elek & Tothmeresz 2010).

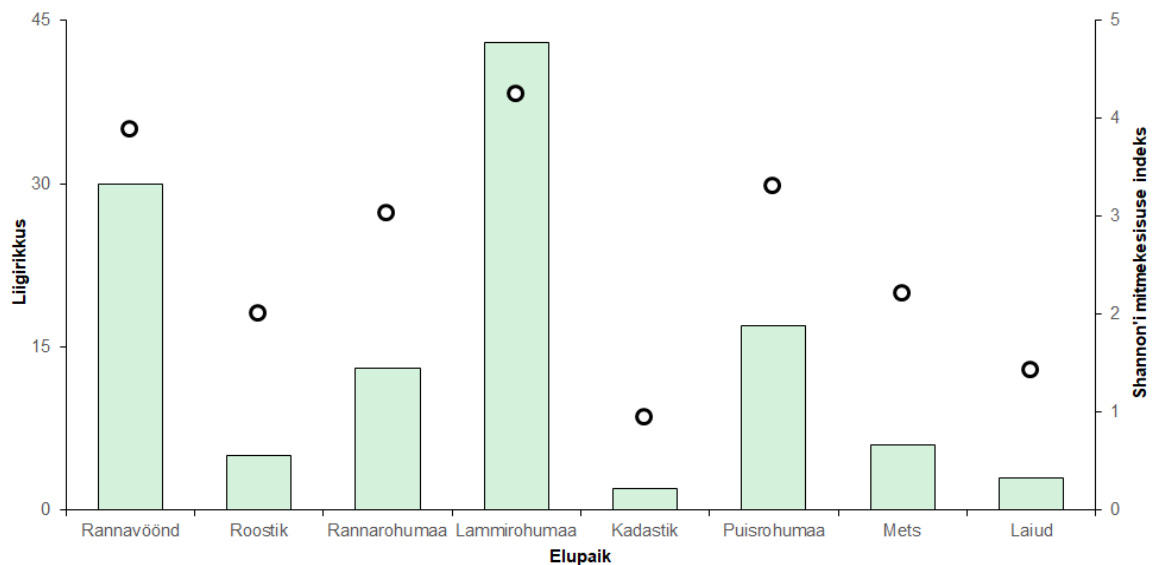
Inglismaal läbi viidud uuringus leiti, et jooksiklaste liigirikkus ei olnud suurem karjatatavatel aladel kui karjatamata aladel. Kuid sellest hoolimata oli isendeid karjamaadel poole võrra rohkem kui karjatamata aladel ning kaks peamist liiki (*Pterostichus madidus*, *Pterostichus melanarius*) moodustasid 80,2% kõikidest isenditest. Uuring viidi läbi kolmel erinevat tüüpi rohumaal: karjatamata rohumaal, veiste karjamaal ning lammaste karjamaal. Karjamaad olid kõik madala karjatamiskoormusega, mistõttu toodi töös välja, et see võib olla ka põhjus miks liigirikkus ei olnud karjamaadel suurem (Lyons jt. 2017).

Karjatamise positiivset mõju leiti uurimuses, mis viidi läbi Šotimaal. Tööga sooviti teada saada, kuidas erinevad karjatamisviisid mõjutavad jooksiklaste arvukust. Uuriti kolme erinevat piirkonda, kus kasutati nelja erinevat karjatamismeetodit, igas piirkonnas oli 8 erinevat ala, iga ala oli 3,3 hektarit. Karjatamisviisideks olid: a) lammaste karjatamine kõrge intensiivsusega, b) lammaste karjatamine madala intensiivsusega, c) sega-karjatamine madala intensiivsusega, d) karjatamata jätmine. Proove koguti aladel nelja aasta jooksul kasutades pinnasepüüniseid. Uuringu tulemustest selgus, et kõige suurem isendi- ja liigirikkus oli kõrge intensiivsusega karjatatavatel aladel (a), kõige madalam oli aga karjatamata aladel (Pozsgal jt. 2022).

Korduvalt on uuritud ka jooksiklaste esinemist niidu ja metsa piiril. Metauuringu (Magura, Lövei 2020) alusena kasutati erinevaid varasemaid teadustöid ning kokku koguti andmeid 30 erinevast allikast. Töö näitas, et erineva keha suurusega jooksiklased eelistavad

erinevaid elupaiku. Jooksiklased jaotati kolme rühma, aluseks oli isendite keskmine kehapiikkus - alla 10,5 mm pikkusega liigitati väikesteks, 10,5-15 mm olid keskmised ning pikemad kui 15 mm olid suured liigid. Leiti, et keskmise suurusega jooksiklaste liigirikkus ei erinenud märkimisväärselt servaalal või metsa sees. Seevastu oli suurte ja väikeste jooksiklaste liigirikkus metsaservas tunduvalt suurem kui metsa sisemuses. Väikeste jooksiklaste puhul olenes liigirikkus ka metsaserva majandamisest, need metsaservad, mida majandati, ei olnud enamasti liigirikkamad kui metsa sisemused. Uuringus arutleti veel selle üle, kuidas looduslik metsaserv on kui filtersüsteem metsa ja rohumaa vahel, mida on tähtis hoida ja kaitsta kuna on oluline metsaliikide ellujäämiseks (Magura & Lövei 2020). Sellepärast on ka rohumaa ja servaalade õige majandamine oluline mitte ainult rohumaa jooksiklastele, vaid ka metsa liikidele.

Eestis on varem jooksiklasi uuritud Matsalu rahvuspargi erinevates elupaikades (joonis 5). Tulemused näitavad samuti, et jooksiklaste liigirikkus ja liigiline mitmekesisus on suurem avatud maastikul (Vilbaste jt. 1985).



Joonis 5. Jooksiklaste liigirikkus (roheline tulp) ja mitmekesisus (ring) erinevates elupaikades Matsalu rahvuspargis, Lääne-Eesti madalikul 1979. aastal (joonis teostatud jooksiklaste andmetel (Vilbaste jt. 1985); liigirikkus ja Shannoni mitmekesisuse indeks arvutatud vabavaralise statistikaprogrammiga Past 4.10 (Hammer 2022)).

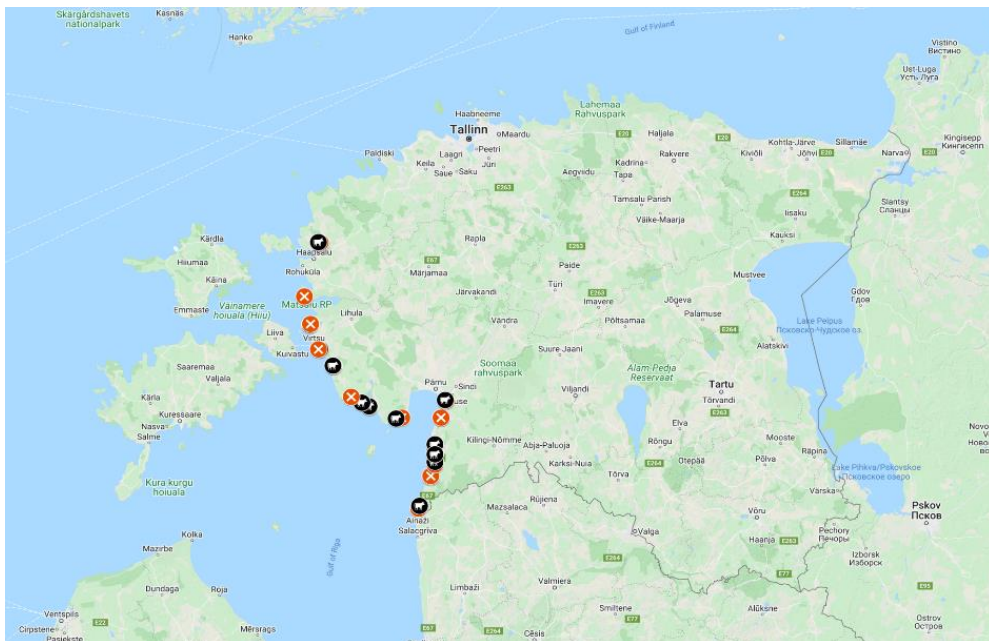
Antud uuringute tulemused on mõnevõrra erinevad üksteisest. Kui Šotimaal läbi viidud uuring näitas, et jooksiklaste liigirikkus on seda suurem, mida intensiivsem on karjatamine, siis Inglismaal tehtud uuring antud väidet ei kinnitanud. Ungari uuringus leiti,

et rohumaaadel on jooksiklaste arvukus suurem kui metsas või servaalal ning metauuring, mis koostati toetudes varasemale 30 uuringule annavad põhjust ka Eesti rannaniitude jooksiklasi uurida. Kuna Eesti tingimused ei ole üks-ühele võrreldavad eelnevate uuringualade tingimustega (v.a Matsalu uuring), siis on oluline kohaspetsiifilisi uuringuid läbi viia. Eesti asub kontinentaalse kliimaga Ungarist ja atlantilise kliimaga Inglismaast põhja pool ning on küll Šotimaaga enam-vähem samal laiuskraadil, kuid viimase pinnamood on mäginine.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Proovialad

Käesoleva töö uuringualad (joonis 6) on osa suuremast rahvusvahelisest Horisondi 2020 projektist “Showcase” (Showcase project 2022). Selle projekti peamiseks eesmärgiks on leida teaduspõhiseid tõendeid põllumajandussektori positiivsest ja negatiivsest mõjust elurikkusele ja loodusehüvedele agroökosüsteemis ning välja pakkuda innovaatilisi ja jätkusuutlikke lahendusi tänapäeva intensiivpõllumajandusele. Eesti uuringuala on üks eksperimentaalala üle-euroopalisest võrgustikust, kus samaaegselt kogutakse sarnase metoodikaga erinevaid andmeid - nii elurikkuse (Eestis taimed, mesilased, ämblikud, linnud ja pinnaselüliljalgsed) kui ka sotsiaalmajanduslikke (Eesti rannarohumaade hooldajate üldisi teadmisi elurikkusest, sissetulekutest ja väljaminekutest jms.).



Joonis 6. Showcase projekti uuritavad proovialad (karjatatavad looma sümboliga ja majandamata risti sümboliga) rannarohumaadel Eesti mandriosa läänerannikul (aluskaart: Google maps 2021).

Proovialad asuvad Lääne-Eesti rannikul piki rannajoont põhjast lõunasse ligikaudu 300 km ulatuses. Proovialad paiknevad kahel erineval maastikurajoonil: 14 prooviala Lääne-Eesti madalikul ja 13 Liivi-Lahe rannikumadalikul (tabel 2). Need maastikud on suhteliselt tasased, märkimisväärseid reljeefi pole erisusi ning nad erinevad taimkatte ja aluskivimi poolest (Arold 2005 & Astover jt. 2012). Seetõttu võib neid alasid jaotada ka aluskivimi alusel: lubjakivil (Lääne-Eesti madalik) ja liivakivil (Liivi-lahe rannikumadalik) olevad proovialad. Majandatavaid proovialasid on 14, nendest 1 on niidetav ja 13 on karjatatavad, majandamata rohumaid on 13. Linnujaama (Kabli Linnujaam) ala niitmise alustati orineteeruvalt umbes 5 aastat tagasi, varasemalt toimus kümnekond aastat karjatamine - see ala on andmetöötleses ja joonistel lisatud karjatatavate alade hulka. Osadel majandatavatel aladel on üks osa uuritavast transektist hooldamata alal ja neid käsitletakse andmetöötleses karjatamata alade valimina.

Tabel 2. Jooksiklaste proovivõtualad ning nende maastikurajoon, aluskivim ja majandamisviis.

Nr	Ala	Maastikurajoon*	Aluskivim**	Majandamine
1	Ennusaare	LE	lubjakivi	majandamata
2	Kastnanurk	LE	lubjakivi	majandamata
3	Pürksi	LE	lubjakivi	karjatatav
4	Rameranna	LE	lubjakivi	majandamata
5	Silma 17	LE	lubjakivi	majandamata
6	Surina	LE	lubjakivi	majandamata
7	Suti	LE	lubjakivi	majandamata
8	Vesikaare	LE	lubjakivi	majandamata
9	Kaljuste	LE	lubjakivi	karjatatav
10	Karjamaa	LE	lubjakivi	karjatatav
11	Kavaru	LE	lubjakivi	karjatatav
12	Lahe	LE	lubjakivi	karjatatav
13	Metsa	LE	lubjakivi	karjatatav
14	Uuetoa	LE	lubjakivi	karjatatav
15	Altoa	LL	liivakivi	majandamata

Nr	Ala	Maastikurajoon*	Aluskivim**	Majandamine
16	Laaguse	LL	liivakivi	majandamata
17	Luigeranna	LL	liivakivi	majandamata
18	MK202	LL	liivakivi	majandamata
19	Uue-Kikka	LL	liivakivi	majandamata
20	Raeküla 6	LL	liivakivi	majandamata
21	Liivakuranna	LL	liivakivi	karjatata
22	Linnujaam	LL	liivakivi	karjatata***
23	Luitemaa LK 26	LL	liivakivi	karjatata
24	Kase	LL	liivakivi	karjatata
25	Raeküla 4	LL	liivakivi	karjatata
26	Ranna	LL	liivakivi	karjatata
27	Roostiku	LL	liivakivi	karjatata

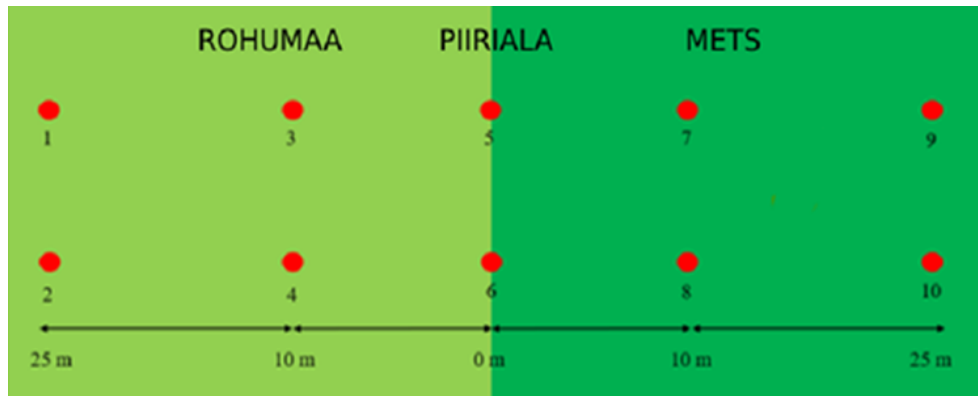
* LE - Lääne-Eesti madalik; LL - Liivi-lahe rannikumadalik (Arold 2005)

** Vastavalt Astover jt. 2012

*** Ala on viimased viis aastat niidetud

2.2. Proovide kogumise meetodika

Igal proovialal paiknes transekt, mille otstes asusid proovivõtukohtad (joonis 7). Proovialadel keskenduti rannaala rohumaa ja metsa ökosüsteemile, erinevate keskkonnatingimustega alale. Neli proovivõtu kohta (1, 2, 3 ja 4) olid avatud rannarohumaal, kaks proovivõtu kohta (5 ja 6) rohumaa ja metsa-puudega ala piiril ning neli proovivõtu kohta (7, 8, 9 ja 10) oli puudega kaetud rannaalal. Selle ala pikkuseks oli kokku 25 m ja laiuseks 10 m. Putukaproove koguti 2 nädala jooksul juulis ja augustis 2021. aastal. Kõik proovivõtukohtad fikseeriti käsi GPS seadmega Garmin GPSMAP 66s.



Joonis 7. Pinnasepüüniste paiknemise skeem proovialal (alusjoonis: Charlotte Keller).

Putukaproovide kogumiseks kasutati pinnasepüüniseid (joonis 8). Pinnasepüünised valiti seetõttu, et neid on lihtne ise üles seada ning nad on väga efektiivsed mööda maad liikuvate putukate püüdmiseks (Koivula jt. 2003). Pinnasepüünisteks olid maasse paigaldatud plastikust standardsuurusega joogitopsid. Igasse püünisesse käis kaks topsi (üks 500ml ja teine 300ml), mõlemad topsid asetati maasse nii, et serv jäi maapinnaga samale tasapinnale ning väiksem tops käis suurema sisse.



Joonis 8. Pinnasepüüniste paigaldamine (fotod: Indrek Melts).

Väiksem plastiktops täideti $\frac{1}{3}$ osas säilitusvedelikuga. Säilitusvedelikuna kasutati segu jahutusvedelikust ja veest (1:2). Jahutusvedelik sisaldab etüleenglükooli, mis on säilitava toimega.

Kuna osad proovialad paiknesid karjamaadel, tuli neid püüniseid kariloomade eest kaitsta, selleks kaeti püünised pealt traatidega. Jättes traatide ja topside vahele piisavalt palju

ruumi, nii et see takistaks loomadel keelega topsidest juua, kuid samas oleks piisavalt suure vahega, et jooksiklased traatide vahelt püünisesse kukuksid.

Osad jooksiklaste isendid, peamiselt *Dyschirius*'e perekond, on kogutud mullaproovidest termoeklektori abil. Mullaproove võeti kõigist punktidest, kus asusid pinnasepüünised ning andmed on lisatud vastavalt nende püüniste kohta, mille juurest proovid võeti.

2.3. Proovide säilitamine, määramine ja analüüs

Pinnasepüünistopsid jäeti maha neljaks ööpäevaks, mille järel need tühjendati ja putukaproovid koguti eraldi proovialade ja proovivõtupunktide kaupa (joonis 9). Putukaproove oli kokku 270 ja need säilitati 70% etanoolisisaldusega vedelikus.



Joonis 9. Putukaproovide kogumine ja säilitamine enne liikideni määramist (fotod: Indrek Melts).

Enne määramist sorteeriti jooksiklased ning pandi nõela otsa, et oleks lihtsam käistleda. Kõik nõelastatud putukaisendid kuivatati. Jooksiklaste liikide sorteerimiseks ja määramiseks kasutati binokulaarmikroskoopi Olympus SZ61. Enamus jooksiklaste isendid määrati liigi tasemini, välja arvatud perekonnad *Dyschirius*, *Bembidion* ja *Lebia*.

Jooksiklaste määramisel kasutati kahte raamatut (Merivee & Remm 1973; Haberman 1968). Liikide identifitseerimise ja määrangute kontrollimiseks kasutati Kaarel Sammeti

abiga lisaks internetis kättesaadavat saksakeelset määrajat Die Käfer Europas Ein Bestimmungswerk im Internet (Lompe 2002). Tõenduseksemplarid säilitatakse Maaülikooli putukakogus (IZBE). Joonistel olevate jooksiklaste fotod tehti mikroskoobiga Leica M205 C. Jooniste töötlemisel kasutati MS Paint programmi.

2.4. Andmete statistiline analüüs

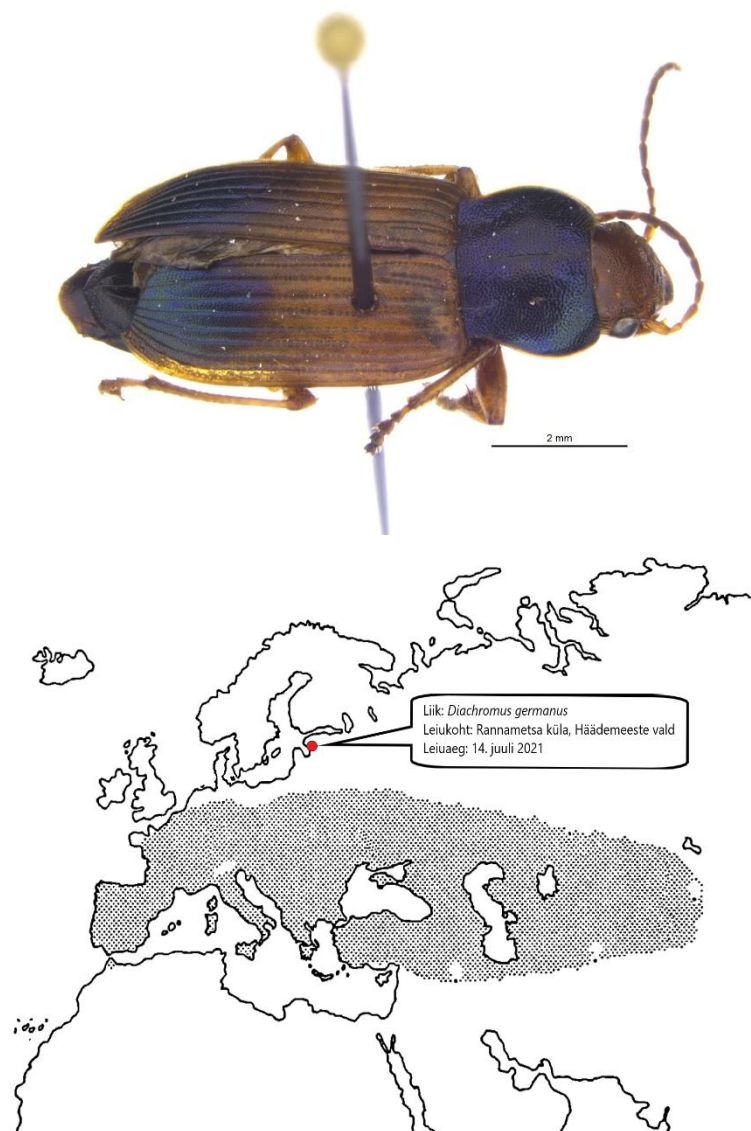
Töö käigus kasutati andmete korrastamiseks ja rühmitamiseks ning kõikide andmetöötluse jooniste vormistamiseks programmi MS Excel 2022. Statistilise analüüsi läbiviimiseks kasutati vabavaralist statistilise andmetöötluse programmi Past 4.10 (Hammer 2022) MS Windows operatsioonisüsteemile.

Proovialade jooksiklaste liigirikkuse ja arvukuse andmete vastavust normaaljaotusele kontrolliti Shapiro-Wilk testiga. Proovialade jooksiklaste arvukuse andmed lähendati normaaljaotusele LOG funktsiooniga MS Exceli andmetabelis enne nende andmete statistilist töötlust.

Faktorite (alus kivimi/maastikurajooni ja majandamisviisi) mõjusid proovialade liigirikkusele ja arvukusele analüüsiti mitmefaktorilise dispersioonianalüüsiga (ANOVA). Proovialade jooksiklaste arvukuse ja liigirikkuse mitmene võrdlus erineva majandamisviisiga ja erinevas maastikurajoonis viidi läbi Tukey post-hoc analüüsiga. Kõigi analüüsides usaldusnivoo on 95%. Statistilise analüüsi teostas Indrek Melts.

3. TULEMUSED

Töö käigus määrati kokku 3371 jooksiklase isendit 27 proovialalt, 270 proovivõtupunktist. Kokku esines kogutud proovides 88 liiki, kellest 3 määrati perekonna tasemeni. Kõige sagedasemad liigid olid *Pterostichus niger* (14,48%) ja *Poecilus versicolor* (10,47%), perekonna *Dyschirius*'e liigid moodustasid 10,38% kogutud isenditest.



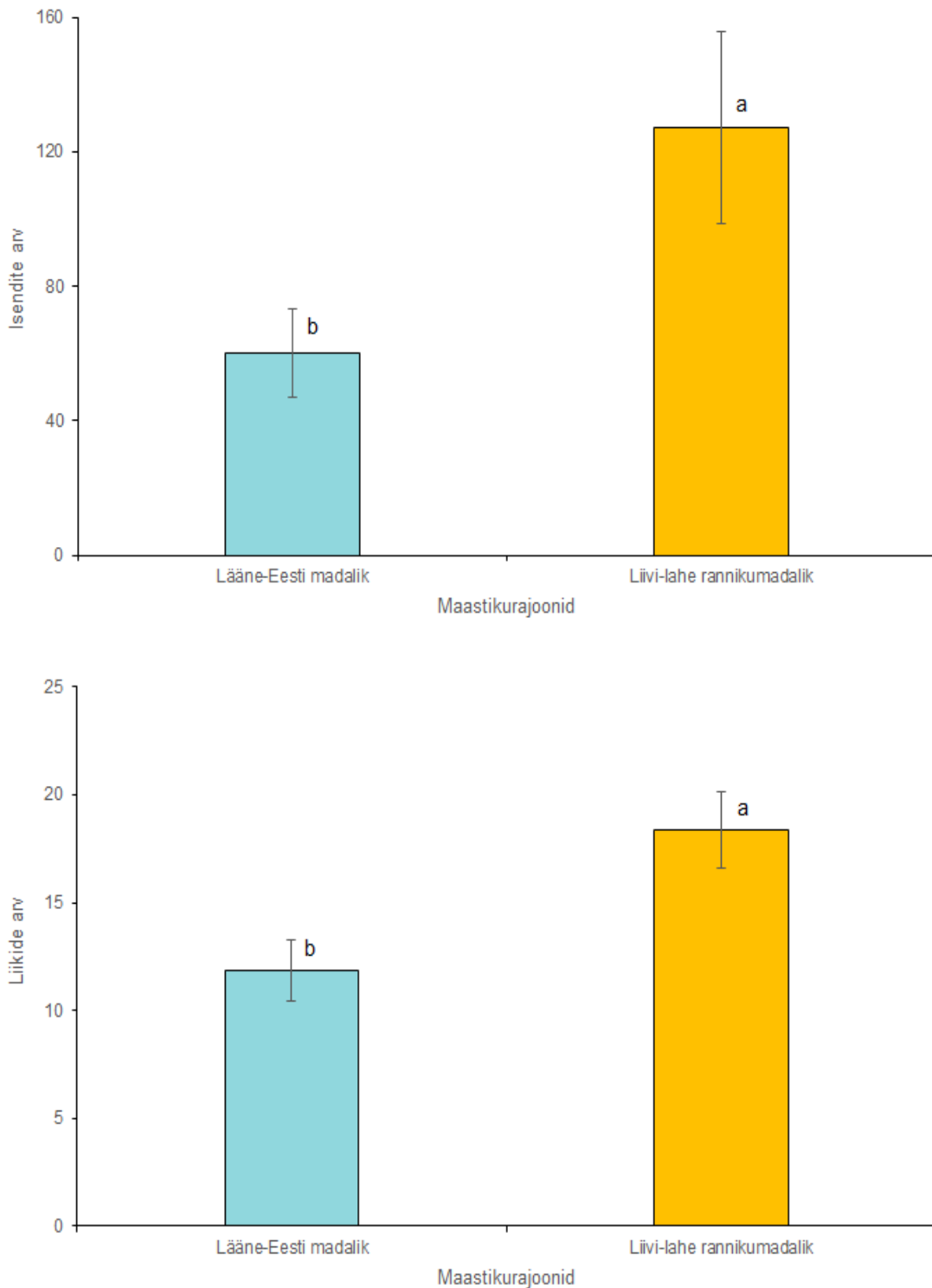
Joonis 10. *Diachromus germanus* isend (ülemine foto: Kaarel Sammet) ning tema leiukoht Eestis ja varasem leviala (alumine joonis, mille aluseks Trautner jt. 1988 nimetatud liigi levikukaart).

Häädemeeste vallast, Rannametsa küla lähedalt Kase proovialalt koguti Eestit varem mitte leitud liik *Diachromus germanus* (joonis 10). Kokku leiti kaks nimetatud liigi isendit kahest erinevast pinnasetopspüünistest, mis paiknesid ühel transektil (proovikogumispunktid 3 ja 4) karjatataval rannarohumaal. *Diachromus germanus*'e põhiline leviala ulatub Lääne- ja Kesk-Euroopast Põhja-Aafrika ning Iraani ja Loode-Hiinani (joonis 10) (Trautner jt. 1988). Põhja-Euroopast on seda liiki varasemalt leitud Taanist, Leedust ja Lätist (Silfverberg 2004).

3.1. Eri aluskivimi mõju arvukusele ja liigirikkusele

Jooksiklaste arvukus erines märgatavalt sõltuvalt aluskivimist. Alad, kus oli aluskivimiks liivakivi olid isendi rikkamad kui lubjakiviga alad. Kokku koguti Liivakiviga aladelt 2288 isendit ning aladelt, kus aluskivimiks oli lubjakivi, koguti 1083 jooksiklast. Lubjakiviga aladel ehk Lääne-Eesti madalikul oli keskmine isendite arvukus ala kohta 60 ning Liivi-lahe rannikumadalikule jäävatel aladel oli keskmine arvukus 127 (joonis 11 ülemine). Kolmelt Liivi-lahe rannikumadaliku alalt (Ranna, Kase, Liivakuranna) koguti 35,81% kõigist püütud jooksiklastest. Ühel Lääne - Eesti madaliku alal (Kastnanurk) oli jooksiklaste arv alla 1% koguhulgast.

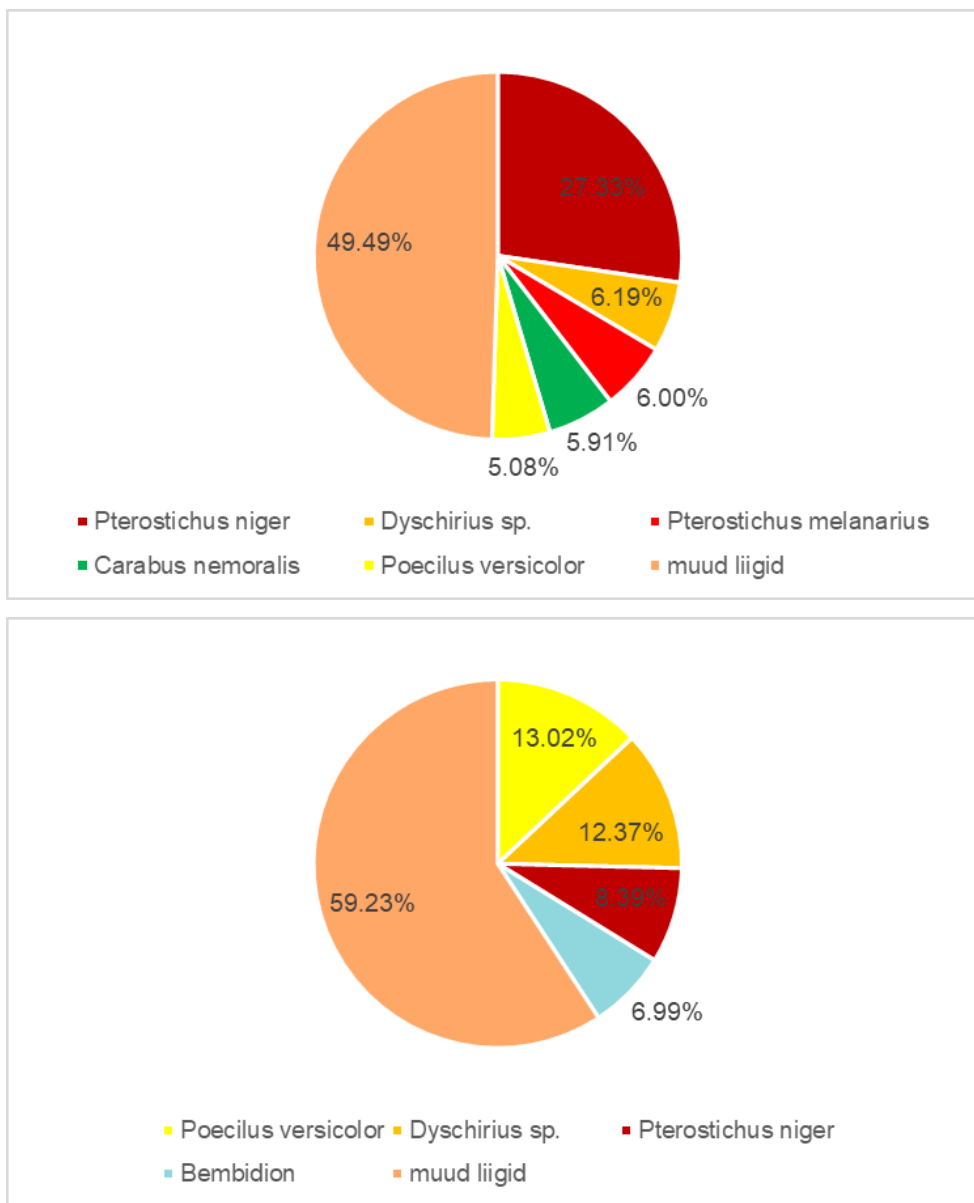
Samuti oli jooksiklaste liigirikkus suurem aladel, mille aluskivimiks oli liivakivi. Kokku oli erinevaid liike 88, nendest 76 leidus Liiv-lahe rannikumadaliku aladel ning 58 Lääne-Eesti madalikul. Liivi-lahe rannikumadalikul paiknes kõige liigirikkam ala (Liivakuranna), sealt koguti kokku 36 erinevat liiki jooksiklasi. Kõige liigivaesem ala asus Lääne-Eesti madalikul (Pürksi), kust leiti 7 liiki. Keskmine liikide arv liivakivialuspõhjaga aladel oli 18 ning aladel, kus aluskivimiks oli lubjakivi saadi keskmiseks arvuks 12 (joonis 11 alumine).



Joonis 11. Jooksiklaste keskmine arvukus (ülemine) ja liigirikkus (alumine) koos standardveaga (vurrud) proovialadel erinevates maastikurajoonides. Tähed tulpadel näitavad statistiliselt olulist erinevust (Tukey post-hoc $p < 0.05$).

Lubjakivi aluskivimiga aladel oli dominantliigiks (joonis 12 ülemine) *Pterostichus niger*, liik moodustas 27,33% kõikidest isenditest, kes koguti aladelt, mis jäid Lääne-Eesti

madalikule. Arvukuselt järgmine oli perekond *Dyschirius*, keda esines proovides tunduvalt vähem (6,19%). *Pterostichus melanarius* kes oli arvukuselt kolmas, moodustas 6% kõikidest määratud isenditest. *Carabus nemoralis*'t oli 5,91% ulatuses ning *Poecilus versicolor*'i isendid moodustasid 5,08% kõikidest jooksiklastest, kes koguti lubjakivi aluskivimilt . Kokku moodustasid levinumad liigid 50,51% kõikidest jooksiklastest (joonis 12).



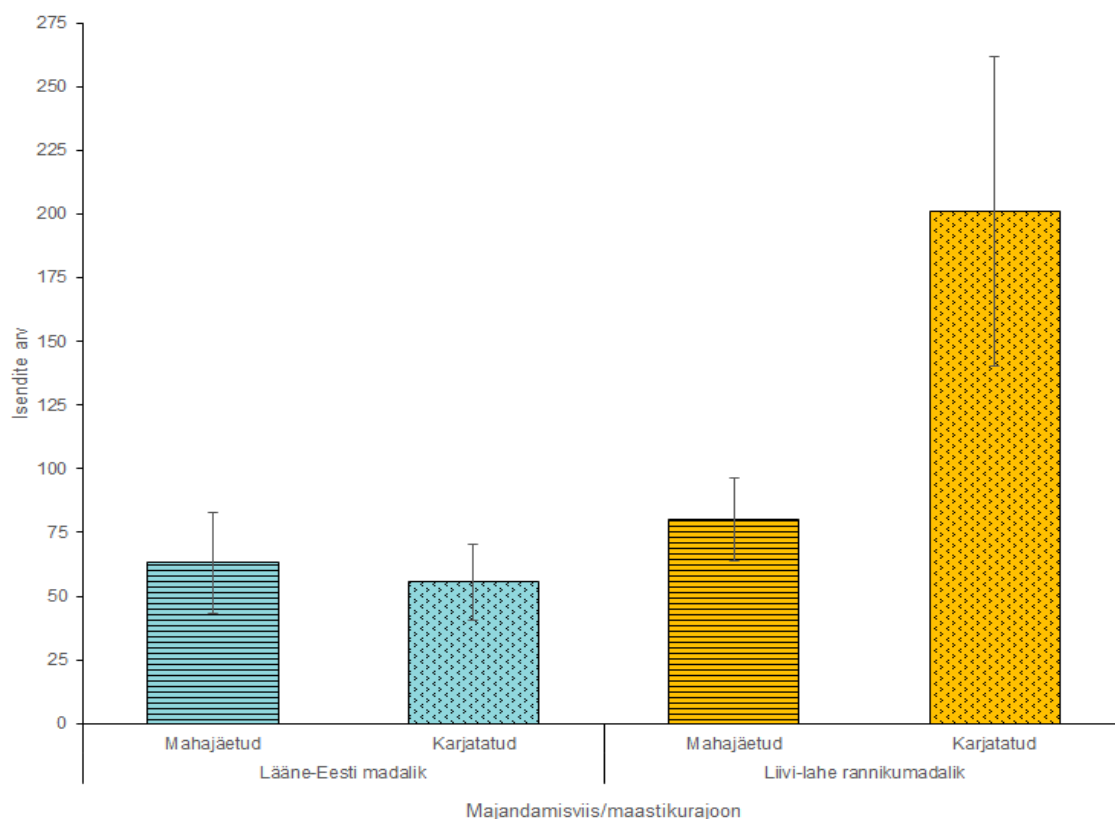
Joonis 12. Lääne-Eesti madaliku (ülemine) ning Liivi-Lahe rannikumadaliku (alumine) dominantliigid ja nende osakaal isendite koguarvust.

Liivi-lahe rannikumadalikule jäävate alade dominantliigid moodustasid 40,77% kõikidest liivakivi aluskivimiga proovialadelt kogutud isenditest. Kõige arvukamalt oli esindatud liik *Poecilus versicolor*, kes moodustas 13,02% kõikidest isenditest (joonis 12

alumine). Peaaegu sama palju (12,37%) oli perekonna *Dyschiriuse* isendeid, arvukuselt kolmanda liigi, *Pterostichus niger*, isendid moodustasid 8,39%. Perekonna *Bembidion*'i esindajaid oli veidi vähem (6,99%).

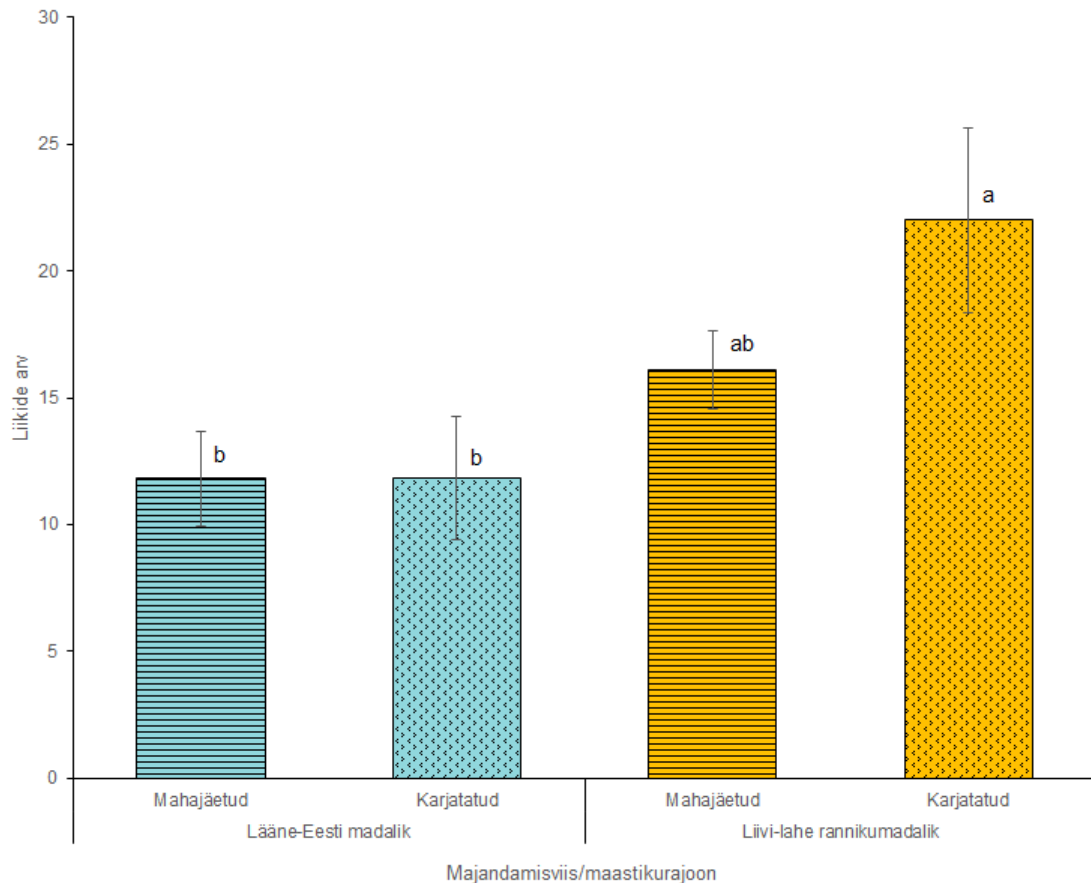
3.2. Eri majandamisviiside mõju arvukusele ja liigirikkusele

Rannarohumaade karjatamine mõjutas jooksiklaste keskmist arvukust ja liigirikkust Liivi-lahe rannikumadalikul, kuid statistiliselt ei erinenud jooksiklaste arvukus ega liigirikkus Lääne-Eesti madalikul (joonis 13). Liiviakivi aluskivimiga karjatatavatel aladel oli keskmine isendite arv ala kohta 201, kuid karjatamata proovialdel oli keskmine arvukus 80 isendit. Lubjakivi aluskivimiga karjatatavatel rohumaade proovialadel oli keskmiselt 56 isendit ning majandamata aladelt koguti keskmiselt 63 isendit ala kohta.



Joonis 13. Proovialade jooksiklaste keskmine arvukus(tulbad) koos standardveaga (vurrud) vastavalt majandamisviisile ja maastikurajoonile/aluskivimile (Tukey post-hoc $p > 0.05$).

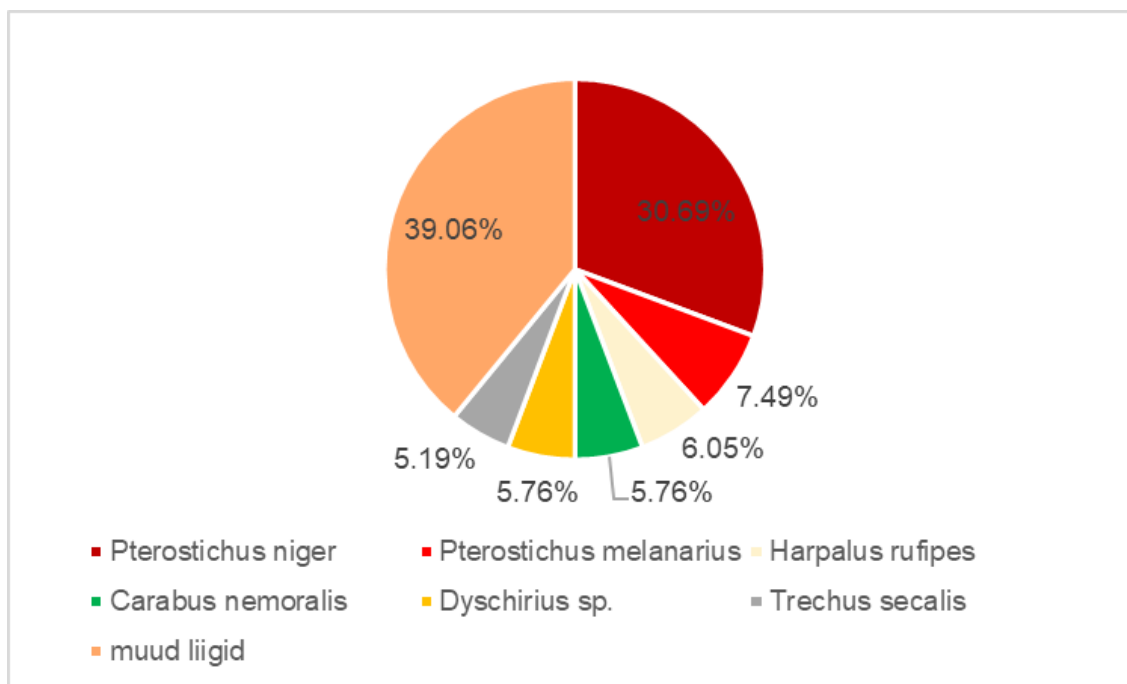
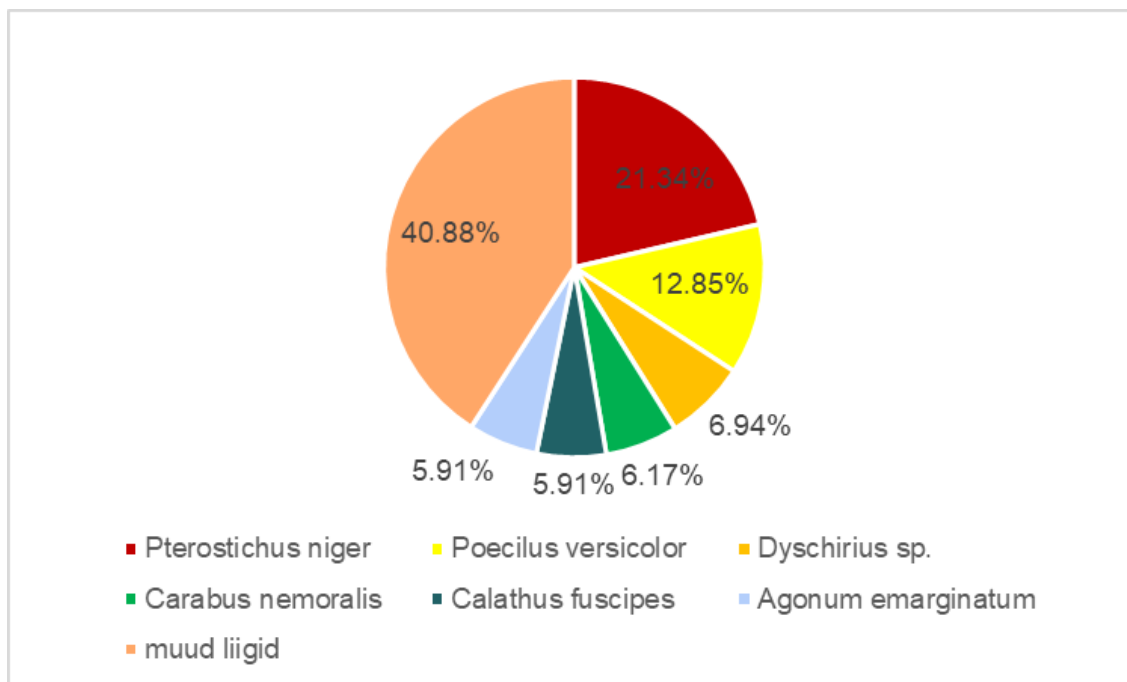
Karjatatavatel rohumaadel, mis asusid liivakivi aluskivimil oli keskmiselt 22 liiki jooksiklasi ala kohta (joonis 14). Sama aluskivimiga karjatamata aladel oli keskmine liikide arv 16. Lääne-Eesti madaliklut ehk lubjakivi aluskivimiga proovialadelt, kus karjatati, koguti keskmiselt 12 liiki jooksiklasi ala kohta ning karjatamata aladelt saadi samuti keskmiselt 12 liiki.



Joonis 14. Proovialade jooksiklaste keskmine liigirikkus (tulbad) koos standardveega (vurrud) vastavalt majandamisviisile ja maastikurajoonile/aluskivimile. Tähed tulpadel näitavad statistiliselt olulist erinevust majandamisviisi ja maastikurajoonide kaupa (Tukey post-hoc $p < 0.05$).

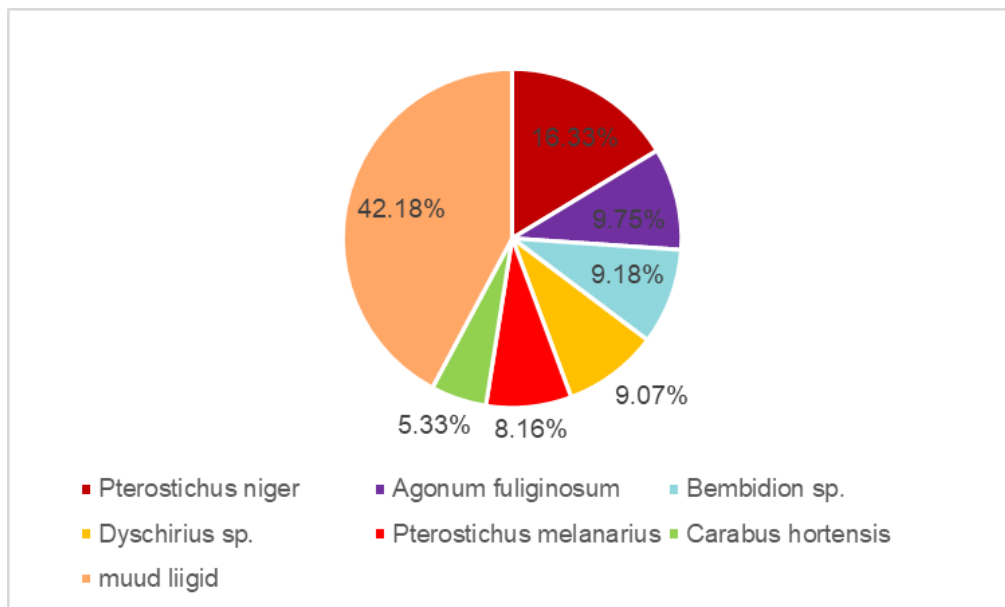
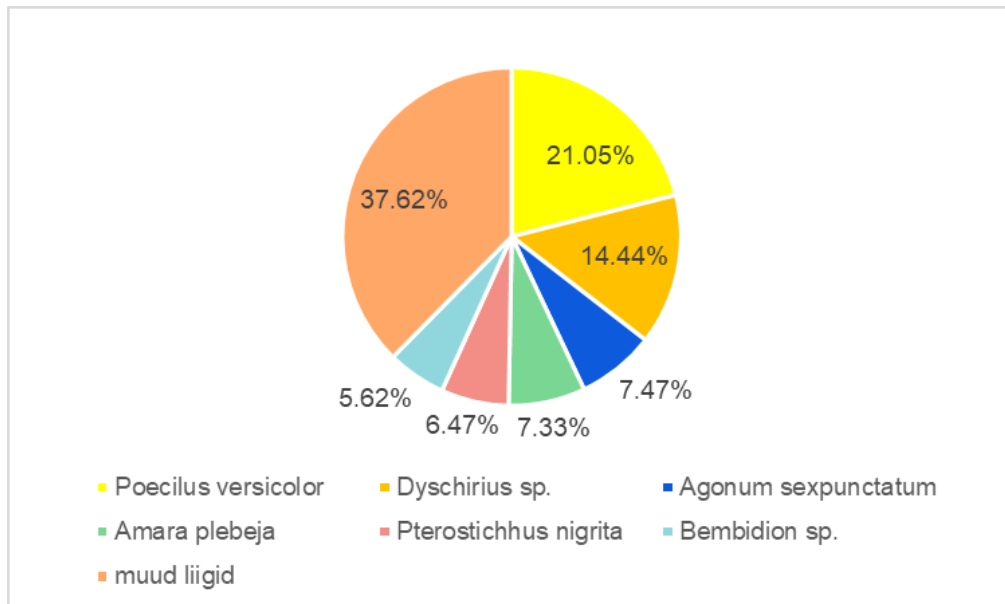
Lääne-Eesti madalikule ehk lubjakivi aluskivimiga jäävate karjatatavate alade dominantliigid moodustasid 59,12% kogu jooksiklaste kooslusest (joonis 15 ülemine). Kõige levinumad liigid olid *Pterostichus niger* (21,34%), *Poecilus versicolor* (12,85%), *Dyschirius sp.* (6,94%), *Carabus nemoralis* (6,17%), *Calathus fuscipes* (5,91%) ja *Agonum emarginatum* (5,91%).

Sama aluskivimiga majandamata proovialadel (joonis 15 alumine) oli kõige levinum liik samuti *Pterostichus niger* (30,69%). Talle järgnesid: *Pterostichus melanarius* (7,49%) *Harpalus rufipes* (6,05%), *Dyschirius spp.* (5,76%), *Carabus nemoralis* (5,76%) ja *Trechus secalis* (5,19%). Dominantliigid moodustasid 60,94% kogu jooksiklaste kooslusest.



Joonis 15. Lääne-Eesti madaliku karjatatavatel (ülemine) ja mittemajandatud (alumine) proovialadelt kogutud dominantliigid ja nende osakaal isendite koguarvust.

Liivi-lahe rannikumadalikul, kus on aluskivimiks liivakivi, moodustasid dominantliigid karjatatavatel proovialadel 62,38% (joonis 16 ülemine) kõigist kogutud jooksiklastest. Kõige arvukam liik oli *Poecilus versicolor* (21,05%), perekonna *Dyschirius* esindajaid oli 14,44%. Neile järgnesid: *Agonum sexpunctatum* (7,47%), *Amara plebeja* (7,33%), *Pterostichus nigrita* (6,47%) ja perekond *Bembidion* (5,62%).

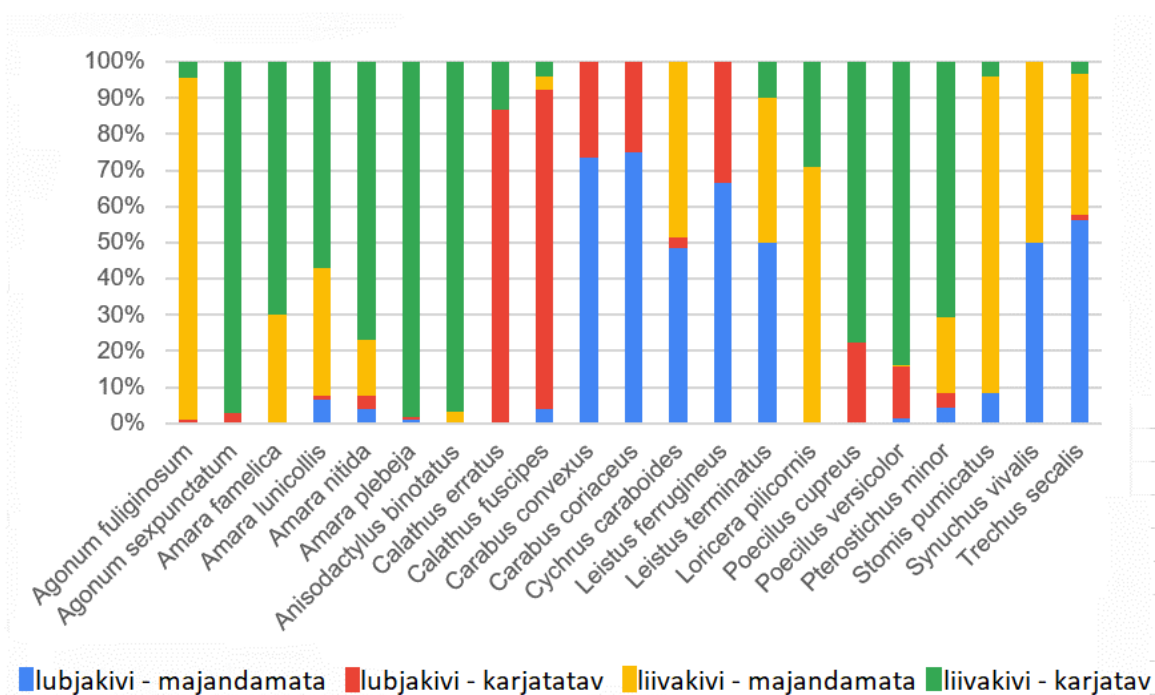


Joonis 16. Liivi-lahe rannikumadaliku karjatatavate (ülemine) ja mittemajandatud (alumine) proovialade dominantliigid ja nende osakaal isendite koguarvust.

Liivakivi aluskivimiga majandamata proovialadel olid kõige arvukamad liigid *Pterostichus niger* (16,33%), *Agonum fuliginosum* (9,75%), perekond *Bembidion* (9,18%), perekond *Dyschirius* (9,07%), *Pterostichus melanarius* (8,16%) ja *Carabus hortensis* (5,33%) (joonis 16 alumine). Dominantliigid moodustasid 57,82% antud proovialade kogutud liikidest.

3.3. Kogutud liikide elupaigalised eelistused

Proovialadelt koguti kokku 88 liiki jooksiklasi. Erinevatel liikidel olid erinevad elupaiga eelistused. Liike, kelle isendeid oli alade peale kokku vähemalt 10 ning kellest vähemalt 90% eelistasid kindlat tüüpi alasid oli 21 (joonis 17).



Joonis 17. Jooksiklaste elupaiga eelistused

Jooksiklaste liikidest 10 eelistasid elupaigana liivakivi aluskivimiga alasid Liivi-lahe rannikumadalikul ning 4 liiki jooksiklast lubjakivi Lääne-Eesti madalikul:

- liivakivi: *Agonum fuliginosum*, *Agonum sexpunctatum*, *Amara famelica*, *Amara lunicollis*, *Amara nitida*, *Amara plebeja*, *Anisodactylus binotatus*, *Loricera pilicornis*, *Pterostichus minor*, *Stomis pumicatus*
- lubjakivi: *Calathus fuscipes*, *Carabus convexus*, *Carabus coriaceus*, *Leistus ferrugineus*

Jooksiklaste liike, kes olid levinud peamiselt karjatatavatel rannarohumaadel oli 7 ning majandamata rannarohumaid eelistasid 6 liiki:

- karjatatav rohumaa: *Agonum sexpunctatum*, *Amara plebeja*, *Anisodactylus binotatus*, *Calathus erratus*, *Calathus fuscipes*, *Poecilus cupreus*, *Poecilus versicolor*
- majandamata rohumaa: *Agonum fuliginosum*, *Cychrus caraboides*, *Leistus terminatus*, *Stomis pumicatus*, *Synuchus vivalis*, *Trechus secalis*.

4. ARUTELU

Esimesele hüpoteesile, liikide levikuareaali nihkumine tulenevalt kliimamuutustest, saadi kinnitus uue liigi avastamisega Eestist. *Diachromus germanus* ei ole laialt levinud põhjapoolsetel aladel, näiteks on Saksamaal ta sagedasem lõuna ja lääne pool ning üsna haruldane Põhja-Saksamaal (Trautner jt. 1988). Liigi põhiaktiivsuseperiood on kevadel ja suvel, kuid Saksamaalt on leitud üksikuid valmikuid aastaringselt. Erinevatel andmetel eelistab liik niiskeid või kuivasid alasid, mis asuvad veekogude lähedal (Trautner jt. 1988). Varasemalt on kirjeldatud isendeid kõrreliste seemnetest toitumast (trautner jt. 1988). Loode-Saksamaa madalikel on *Diachromus germanus*'e levikuareaali nihkumist uuritud ning tulemused näitavad, et liik on põhja poole levimas (Drees jt. 2011). Väidet aitavad kinnitada ka leiud Lätist, Leedust ja Taanist, mis jäävad liigi põhilisest levikuareaalist välja.

Jooksiklaste arvukus ja liigirikkus erines sõltuvalt ala aluskivimist ja majandamisest. Tulemused näitavad, et isendite arvukus ja liigirikkus on suurem karjatatavatel rohumaadel, kus aluskivimiks on liivakivi. Karjatamata liivakivi proovialadel ning lubjakivi aladel (karjatavatel ja majandamata) ei olnud märkimisväärset erinevust isendi - ja liigirikkusel. Kuna rohumaade majandamine loob kasvuruumi rohkematele taimedel, siis see võib olla ka põhjuseks, miks on jooksiklaste isendi - ja liigirikkus suurem karjatatavatel aladel. Lisaks on leitud seoseid taimede ja putukate liigirikkuse vahel (Siemann 1998).

Tulemustest joonistub välja ka erinevus alade dominantliikide osas. Kõige arvukam liik oli *Pterostichus niger*, keda kõigi alade peale kokku leiti 14,48% ulatuses, kuid tema arvukus erines märgatavalt olenevalt biotoopist. Kõige suuremahulisemalt (30,69%) oli liik esindatud Lääne - Eesti madaliku majandamata rohumaadel, kuid Liivi-lahe rannikumadaliku rannaniitudel moodustas liik vaid 3,41% püütud jooksiklastest. Samas arvukuselt teine liik *Poecilus versicolor* (10,47%) eelistas just karjatatavaid rohumaid ning liivakivi karjamaal oli ta kõige arvukam liik. Dominantliigid olid alade kaupa väga varieeruvad ning ainult *Dyschiriuse* perekonda leiti igast biotüübist vähemalt 5% ulatuses. Rannarohumaadel leidub ka liike, kes selgelt eelistavad mingit kindlat majandamisviisi või aluskivimi tüüpi. Rohkem oli liike, kes olid spetsialiseerunud liivakivile (10 liiki), vaid 4 liiki eelistasid lubjakivi. Majandamisviisi puhul ei olnud erinevus nii suur - karjatavaid alasid eelistas 7 liiki ning majandamata alasid 6 liiki.

Tulemusi võisid mõjutada ilmastikuolud ja aastaaeg, kuna püünised pandi ülesse juuli lõpus ja augusti algul. Sellel ajal on kõige aktiivsemad mõned suurte jooksiklaste (>12 mm) liikide esindajad, kuid näiteks kevadel ja varasuvel on keskmist suurust jooksiklased (7-12 mm) kõige aktiivsemad (Russel jt. 2017). Seega võivad tulemused teisel aastaajal mõneti erineda.

Varasemate uuringud rohumaade majandamise kohta kajastavad valdavalt samu tulemusi - majandamine mõjutab jooksiklaste isendi - ja liigirikkust (Pozgal jt. 2002; Dennis jt. 1997). Kuid on ära märgitud et karjatamise intensiivsus on oluline faktor, mis kujundab jooksiklaste isendi - ja liigirikkust (Lyons jt. 2017).

Parema ülevaate saamiseks rannaniitude karjatamise mõjust jooksiklastele, tuleks läbi töötada ka ülejäänud proovitopsid ning mõnel järgneval aastal taaskord uuring läbi viia. Samuti saaks lähemalt uurida, miks on liivakivi aluskivimil karjatades isendi - ja liigirikkus suurem kui lubjakivil. Lisaks tuleks võrrelda niitmise ja karjatamise mõju jooksiklastele, kuid selleks oleks vaja enne uurida, kuidas niitmine mõjutab antud piirkonna rannaniite.

KOKKUVÕTE

Töö eesmärgiks oli hinnata erinevate majandamisviiside (karjatamine, mitte majandamine) mõju jooksiklaste kooslustele. Jooksiklasi koguti kahe nädala jooksul, kahelt erineva aluskivimiga (lubjakivi, liivakivi) rannaniitudelt, Läänemaalt ja Pärnumaalt. Kogumismeetodina kasutati pinnasepüüniseid, mis jäeti maha neljaks ööpäevaks. Seejärel määrati isendid liigi tasemeni, v.a perekonnad: *Dyschirius*, *Bembidion*, *Lebia*. Töö käigus määrati 3371 isendit 88 liigist. Tulemused näitasid, et kõige kõrgem isendi- ja liigirikkus oli karjatatavatel proovialadel, mis asusid liivakivi aluskivimiga rannaniitudel. Sama aluskivimiga majandamata niitudel ei olnud statistiliselt olulist vahet lubjakivi aluskivimiga rohumaadega. Liivakivil saadi keskmiseks arvukuseks karjatatavatel aladel 201 ning majandamata aladel 80 isendit. Lubjakivi aluskivimiga karjamaadel oli keskmine isendite arv 56 ning majandamata rohumaadel 63 isendit prooviaala kohta. Keskmised liikide arvud olid vastavalt 22, 16, 12, 12. Lisaks erinesid uuringupiirkondade dominantliigid, liivakivi karjamaal oli kõige arvukam liik *Poecilus versicolor*, kolmel teisel rohumaatüübil oli kõige arvukamaks liigiks *Pterostichus niger*. Samuti leiti, et rohkem liike eelistab alasid, mille aluskivimiks on liivakivi (77), lubjakivi aluspõhjaga rohumaadelt leiti 58 liiki. Pärnumaalt koguti kaks *Diachromus germanus*'e isendit, liiki pole varem Eestist leitud.

TÄNUAVALDUSED

Tahaksin tänada kõiki, kes töö valmimisele kaasa aitasid: esiteks oma juhendajaid Kaarel Sammetit ja Indrek Meltsi, ning samuti Sirle Varuskit, kes aitas jooksiklasi nõelastada ja ette valmistada liikide määramiseks. Sooviksin tänada ka Keskkonnaametit potentsiaalsete rannarohumaade valikul ning kõiki rannarohumaade hooldajaid ja maaomanikke, kes lubasid SHOWCASE projekti raames enda maadel välitöid läbi viia. Aitäh läheb ka praktikandile Charlotte Kellerile UniLaSalle polütehnilisest instituudist Prantsusmaalt, kelle alusjoonist oma töös kasutasin. Antud lõputöö teostamist on rahastatud Euroopa Liidu Horisont 2020 projektist SHOWCASE (No. 862480). Andmete kasutamiseks ja edasiseks koostööks palun pöörduda Dr. Indrek Meltsi poole (indrek.melts@emu.ee).

KASUTATUD KIRJANDUS

- Alekseev S, Ruchin A, Semishin G.** (2021). Seasonal Dynamics of *Carabus Coriaceus* Linnaeus, 1758 “Coleoptera, Carabidae” Activity in the Areal’s Eastern Part. - *Entomology and Applied Science letters*. Vol. 8, Nr. 2, lk 26-31.
- Arndt, E., Hielscher, S.** (2007). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the forest canopy: species composition, seasonality and year-to-year fluctuation. - *Environmental Science*. lk 106-161.
- Arold, I.** (2005) Eesti maastikud. E-õpik. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus. 454 lk. Kättesaadav: <http://hdl.handle.net/10062/16805>
- Astover, A., Kõlli, R., Roostalu, H., Reintam, E., Leedu, E.** (2012). Mullateadus: õpik kõrgkoolidele. Tartu: Eesti Maaülikool. 486 lk.
- Bojārs, E.** (2017). Mida niidud meile annavad. Balti Keskkonnafoorum. http://bef.ee/wp-content/uploads/2014/04/mida_niidud_meile_annavad.pdf
- Carbonne, B., Bohan, D. A., Petit, S.** (2020). Key carabid species drive spring weed seed predation of *Viola avensis*. - *Biological control*. Vol. 141.
- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D.B., Thomas, C. D.** (2011) Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. - *Science*. Vol. 333, Nr. 6045, lk 1024-1026.
- Crowson, R. A.** (1981). The Biology of the Coleoptera. London: Academic Press Incorporated. 802 lk.
- Dawson, N.** (1965). A comparative study of the ecology of eight species of fenland Carabidae (Coleoptera). - *Journal of Animal Ecology*. Vol. 34, Nr. 2, lk 299-314.
- Dennis, P., Young, M. R., Howard, C. L., Gordon, I. J.** (1997). The Response of Epigeal Beetles (Col.: Carabidae, Staphylinidae) to Varied Grazing Regimes on Upland *Nardus stricta* Grasslands. - *Journal of Applied Ecology*. Vol. 34, Nr. 2, lk 433-443.
- Desender, K., Dufrene, M., Loreau, M., Luff, M. L., Maelfait, J-P.** (1994). Carabid Beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publishers. 474 lk.
- Drees, C., Brandmayr, P., Buse J., Dieker, P., Gürlich, S., Habel, J., Harry, I., Härdtle, W., Matern, A., Meyer, H., Pizzolotto, R., Quante, M., Schäfer, K., Schuldt, A., Taboada, A., Assmann, T.** (2011). Poleward range expansion without a southern contraction in the ground beetle *Agonum viridicupreum* (Coleoptera, Carabidae). - *ZooKeys*. Vol. 100, Nr. 1535, lk 333-352.

- Elek, Z., Tothmeresz, B.** (2010). Carabid beetles among grassland - forest edge - beech forest habitats in Northern Hungary. - *Community Ecology*. Vol. 11, Nr. 2, lk 211-216.
- Evans, M. E. G.** (1994). The carabid body plan: a functional interpretation. *Series Entomologica*. Vol. 51, lk 25-31.
- Haberman, H.** (1968) Eesti jooksiklased (Coleoptera, Carabidae). Eesti NSV Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tallinn: Valgus. 599 lk.
- Hammer, Ø.** (2022) Past 4 - the Past of the Future. Kättesaadav: <https://www.nhm.uio.no/english/research/infrastructure/past/> (mai 2022)
- Harvey, J. H., Van der Putten, W. H., Turin, H., Wagenaar, R., Bezemer, T. M.** (2008). Effects of changes in plant species richness and community traits on carabid assemblages and feeding guilds. - *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 127, Nr. 1-2, lk 100-106.
- Hayashi, M., Sugiura, S.** (2021). Shell-breaking predation on gastropods by *Badister pictus* (Coleoptera, Carabidae) with strikingly asymmetric mandibles. - *Zookeys*. Vol. 1044, Nr. 2, lk 815-830.
- Hering, D., Plachter, H.** (1997). Riparian Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) Preying on Aquatic Invertebrates: A Feeding Strategy in Alpine Floodplains. - *Oecologia*. Nr 2, lk 261-270.
- Kędzior, R., Szwalec, A., Mundałaa, P., Skalskib, T.** (2020). Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) life history traits as indicators of habitat recovering processes in postindustrial areas. – *Ecological Engineering*. Vol. 142.
- Koivula, M., Kotze, J., Hiisivouri, L., Rita, H.** (2003). Pitfall trap efficiency: Do trap size, collecting fluid and vegetation structure matter? - *Entomologica Fennica*. Vol. 14, Nr. 1, lk 1-14.
- Kukk, T.** (2004). Pärändkooslused: Õpik-käsiraamat. Pärändkoosluste kaitse ühing. Tartu. 241 lk.
- Liebherr, J. K., Kavanaugh, D. H.** (1985). Ovoviviparity in carabid beetles of the genus *Pseudomorpha* (Insecta: Coleoptera). - *Journal of Natural History*. Nr 19, lk 1079-1086.
- Lindroth, C. H.** (1992). Ground Beetles (Carabidae) of Fennoscandia: A Zoogeographic study: Specific Knowledge Regarding the species. Nr I. New Delhi: Amerind publishing. 630lk.
- Logan, J. A., Powell, J. A.** (2001). Ghost Forests, Global Warming, and the Mountain Pine Beetle (Coleoptera: Scolytidae). - *American Entomologist*. Vol. 47, Nr. 3, lk 160-173.
- Lompe, A.** (2002). Die Käfer Europas Ein Bestimmungswerk im Internet. [veebileht] <http://coleonet.de/coleo/index.htm> (11.05.2022).
- Lotman, S., Rannap, R.** (2020). Rannaniitude hoolduskava. Penijõe: Keskkonnaamet. 62 lk.
- Masing, V.** (1992). Ökoloogialeksikon. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus. 320 lk.
- Magura, T., Lövei, G. L.** (2020). The type of forest edge governs the spatial distribution of different-sized ground beetles. - *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. lk 69-96.
- Merivee, E., Remm, H.** (1973). Mardikate määraja. Tallinn: Valgus. 307 lk.

- Paakspuu, V., Kastepõld, T.** (1985). Matsalu märgala vee-, soo- ja rannikulinnustik. - *Matsalu rahvusvahelise tähtsusega märgala*. /Koost. E. Kumari. Tallinn: Valgus, lk 215-236.
- Pozsgal, G., Quinzo-Ortega, L., Littlewood, N. A.** (2022). Grazing Impacts on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) abundance and diversity on semi-natural grassland. - *Insect Conservation and Diversity*. Vol. 15, Nr. 1, lk 36-47.
- Ribera, I., Foster, G. N., Downie, I. S., McCracken, D. I., Abernethy, V. J.** (1999). A comparative study of the morphology and life traits of Scottish ground beetles (Coleoptera, Carabidae). - *Annales Zoologici Fennici*. Vol. 36, Nr. 1, lk 21-37.
- Russel, M. C., Lambrinos, J., Records, E., Ellen, G.** (2017). Seasonal shifts in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) species and functional composition maintain prey consumption in Western Oregon agricultural landscapes. - *Biological Control*. Vol. 106, Nr. 7, lk 54-63.
- Silfverberg, H.** (2004). Enumeratio nova Coleopterorum Fennoscandiae, Daniae et Baltiae. - *Sahlbergia*. Vol. 9, Nr. 1, lk 1-111.
- Slipinski, S. A., Leschen, R. A. B., Lawrence, J. F.** (2011). Order Coleoptera Linnaeus, 1758. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.) Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. - *Zootaxa*. Vol. 3148, Nr. 1, lk 203-208.
- Tamutis, V., Ferenca, R., Ivinskis, P., Rimsaite, J.** (2008). New data on Lithuanian beetle (Coleoptera) fauna. Assessment of insect diversity in Lithuania. [veebileht] https://www.researchgate.net/publication/292606824_NEW_DATA_ON_LITHUANIAN_BEETLE_COLEOPTERA_FAUNA (23.05.2022).
- Thiele, H. U.** (1977). Carabid beetles in their environments. New York: Springer verlag. 362 lk.
- Thompson, R. G.** (1979). Larvae of North American Carabidae with a Key to the Tribes. *Carabid Beetles, Their Evolution, Natural History and Classification*. /Koost. T. L. Erwin, G. E. Ball, D. R. Whitehead, A. L. Halpern. Springer Dordrecht. Lk 209-291.
- Trautner, J., Geissler, S., Settele, J.** (1988). Zur verbreitung und ökologie des laufkafers *Diachromus germanus* (Linne 1758) (Col., Carabidae). - *Mitteilungen Entomologischer Verein Stuttgart*. Vol. 23, lk 99-105.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J., Olsson, P. A.** (2021). Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. - *Ecological Indicators*. Vol. 120, Nr. 4.
- Vilbaste, J., Haberman, H., Krall, E., Maavara, V., Martin, A., Remm, E., Remm, H., Siitan, V., Viidalepp, J., Vilbaste, A.** (1985) Matsalu märgala maismaaselgrootud. - *Matsalu rahvusvahelise tähtsusega märgala*. /Koost. E. Kumari. Tallinn: Valgus, lk 140-199.
- Wallin, H.** (1989). Habitat Selection, Reproduction and Survival of Two Small Carabid Species on Arable Land: A Comparison between *Trechus secalis* and *Bembidion lampros*. - *Holarctic Ecology*. Vol. 12, Nr. 3, lk 193-200.

Euroopa Liidu elupaikade direktiiv. (1992).
https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm
(20.04.2022).

Showcase project. [veebileht] <https://showcase-project.eu/about> (27.03.2022).

**Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks
ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta**

Mina, Hugo Prints, sünniaeg 21.02.1999

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö
Erinevate majandamisviiside mõju rannarohumaade jooksiklaste (Carabidae) kooslustele,
mille juhendajateks on Kaarel Sammet ja Indrek Melts

1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,

1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja

1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega
isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor

allkiri

Tartu, 25.05.2022

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

Kaarel Sammet

25.05.2022

(juhendaja nimi ja allkiri digitaalselt)

(kuupäev)

Indrek Melts

25.05.2022

(juhendaja nimi ja allkiri digitaalselt)

(kuupäev)