

Kaia Treier

**RÖÖVTOIDULISTE LÜLIJALGSETE
ARVUKUS JA MITMEKESISUS
PÕLLUMAJANDUSMAASTIKU ELEMENTIDEL**

**SPECIES ABUNDANCE AND DIVERSITY OF
PREDATORY ARTHROPODS IN DIFFERENT
AGRICULTURAL LANDSCAPE ELEMENTS**

Magistritöö

Maastikukaitse ja -hoolduse õppekava

Juhendajad: dotsent Eve Veromann, PhD

teadur Riina Kaasik, PhD

Tartu 2016

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Kaia Treier		Õppekava: Maastikukaitse ja -hooldus	
Pealkiri: Röövtoiduliste lüljalgsete arvukus ja mitmekesisus põllumajandusmaastiku elementidel			
Lehekülgi: 78	Jooniseid: 25	Tabeleid: 3	Lisasid: 4
Osakond:	Maastikukorralduse ja loodushoiu osakond		
Uurimisvaldkond:	Bio- ja keskkonnateadused		
Valdkonna kood:	Põllumajandusteadus B250, B390		
Juhendajad:	dotsent Eve Veromann, PhD ja teadur Riina Kaasik, PhD		
Kaitsmiskoht ja -aasta:	Eesti Maaülikool, 2016		
<p>Magistritöö teema on seotud projektiga QuESSA (i.k. Quantification of Ecosystem Services for Sustainable Agriculture; e.k. Ökosüsteemi teenuste roll jätkusuutlikus põllumajanduses). Uurimistöö eesmärkideks oli välja selgitada, kas ja kuidas mõjutavad erinevad maastikuelemendid röövtoiduliste lüljalgsete arvukust ja taksonoomilist koosseisu ning kas see sõltub püsivate maastikuelementide rohkusest.</p> <p>Selleks uuriti, millised röövtoiduliste lüljalgsete rühmad esinevad erinevate looduslike alade osakaaludega maastikul asuvatel kultuurpõldudega piirnevatel maastikuelementidel. Andmete kogumine toimus 2013. a. Tartumaal. Enamus kultuurpõllud (27 põldu 34 põllust) olid talirapsi tootmispõllud. Entomoloogilise materjali kogumiseks kasutati pinnasepüüniseid, mis tühjendati 48 tunni möödudes.</p> <p>Kokku leiti pinnasepüünistest 27 773 isendit 32 taksonist. Kõige arvukamalt esines röövtoidulistest lüljalgsetest ämblikulaadseid, jooksiklasi ja lühitiiblasti. Röövtoiduliste lüljalgsete arvukuses leiti erinevusi nii maastikuelementide võrdluses (kõrgeim haljaskesal ja madalaim heinamaal ja metsas) kui ka erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses (kõrgeim keskmise looduslike alade osakaaluga maastikes ja sarnane kõrge ja madala looduslike alade osakaaluga maastikes). Ämblikulaadsete arvukus oli kõrgeim keskmise looduslike alade osakaaluga maastikes ning maastikuelementidest toetas ämblikulaadsete arvukust enim haljaskesa tüüpi maastikuelement. Lühitiiblaste arvukus oli aga suurim kõrge looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel, maastikuelementide võrdluses arvukuses erinevusi ei esinenud. Jooksiklaste arvukuses vaatlusalade lõikes erinevusi ei esinenud, maastikuelementide võrdluses oli kõrgeim arvukus rohumaaribadel.</p> <p>Jooksiklaste liigilise mitmekesisuse arvutamiseks kasutati Shannoni indeksit. Üldiselt olid indeksi väärtused samas suurusjärgus teiste varasemate agraarmaastikus läbiviidud katsete tulemustega. Käesoleva töö tulemuste põhjal erinevusi jooksiklaste mitmekesisuses ei leitud maastikuelementide ega erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade lõikes. Töö tulemused ja arutelu lubavad põllupidajale soovitada põllupeenarde rajamist ja erinevate maastikuelementide planeerimisel arvestada, et röövtoiduliste lüljalgsete poolt pakutavate ökosüsteemi teenuste jõudmiseks põllule, on agraarmaastikus olulised nii</p>			

lineaarsed kui ka areaalsed maastikuelemendid.

Märksõnad: Carabidae, Arachnida, Staphylinidae, kisklus, ökosüsteemi teenused

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master's Thesis	
Author: Kaia Treier		Speciality: Landscape protection and management	
Title: Species abundance and diversity of predatory arthropods in different agricultural landscape elements			
Pages: 78	Figures: 25	Tables: 3	Appendixes: 4
Department:	Landscape Management and Nature Conservation		
Field of research:	Biosciences and Environment		
Research field code:	Agricultural Sciences B250, B390		
Supervisors:	Assoc. Prof. Eve Veromann, researcher Riina Kaasik, Phd		
Place and date:	Estonian University of Life Sciences, 2016		
<p>This Master's thesis is a part of the project QuESSA (Quantification of Ecosystem Services for Sustainable Agriculture). The research aims were to determine whether and how different landscape elements affect predatory arthropod abundance and taxonomic composition and whether these depend on the percentage of natural and semi-natural areas (nature value) in the agricultural landscape. The taxonomic composition, abundance of predatory arthropods and diversity of ground beetles (Carabidae) were studied in different landscape elements bordering agricultural fields. Out of the 34 fields 27 were winter oilseed rape fields. The experiment was carried out in Tartu County in the summer of 2013, using pitfall traps that were emptied after 48 hours.</p> <p>Altogether 27,773 individuals belonging to 32 different taxa were collected. The results demonstrated that the abundance of predatory arthropods was the highest in fallows and lowest in herbaceous areal elements and forest edges. The abundance of predatory arthropods was the greatest in those landscape sectors where the percentage of natural and semi-natural areas was intermediate. The abundance of arachnids (Arachnida) was the highest also in landscapes with an intermediate proportion of natural and semi-natural habitats and at local level the abundance was most supported by fallow type non-crop elements.</p> <p>The abundance of rove beetles (Staphylinidae) was greatest in landscapes where the proportion of natural and semi-natural areas was high, but no differences appeared in the comparison of different landscape elements. Contrarily to rove beetles, the abundance of ground beetles did not differ between different proportions of natural and semi-natural areas but at local level the abundance was most supported by the linear herbaceous element.</p> <p>The diversity of carabids was measured by the Shannon-Wiener Syn. Shannon-Weaver index. No significant variations were found in the comparison of different nature value landscape sectors or landscape elements.</p>			
Keywords: Carabidae, Arachnida, Staphylinidae, natural enemies, ecosystem services			

SISUKORD

TÖÖS KASUTATAVATE TERMINITE LOETELU	7
SISSEJUHATUS	8
1. TEOREETILINE ÜLEVAADE	11
1.1. Röövtoiduliste lüljalgsete tähtsus agro-ökosüsteemides.....	11
1.2. Põllumajanduse mõju röövtoidulistele lüljalgsetele	15
1.3. Põllumajandusmaastiku elementide mõju röövtoidulistele lüljalgsetele	16
1.3.1. Lineaarsed põlluservad ja nende mõju röövtoidulistele lüljalgsetele.....	18
1.3.2. Põlluga piirnevate metsaservade, niitude, pool-looduslike alade mõju röövtoidulistele lüljalgsetele	19
2. MATERJAL JA METOODIKA	21
2.1. Katse koht ja aeg	21
2.2. Katselappide (maastikuelementide) valiku kriteeriumid	22
2.3. Entomoloogilise materjali kogumine	25
2.4. Katseperioodi ilmastik	27
2.5. Andmete statistiline analüüs	28
2.6. Töögrupp	29
3. TULEMUSED JA ARUTELU	30
3.1. Röövtoiduliste lüljalgsete arvukus kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses.....	32
3.2. Röövtoiduliste lüljalgsete arvukus maastikuelementide võrdluses.....	34
3.3. Ämblikulaadsete (Arachnida) arvukus.....	37
3.4. Lühiitiiblaste (Staphylinidae, Coleoptera) arvukus.....	41
3.5. Jooksiklaste (Carabidae, Coleoptera) arvukus	43
3.6. Jooksiklaste (Carabidae, Coleoptera) mitmekesisus	52
3.6.1. Jooksiklaste mitmekesisus maastikuelementide võrdluses	52
3.6.2. Jooksiklaste mitmekesisus erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses.....	54
4. JÄRELDUSED JA SOOVITUSED.....	57
KOKKUVÕTE	59
Summary.....	61
KASUTATUD KIRJANDUS.....	63
Lisad.....	68
LISA 1. Katseperioodi jooksul (4. juuni – 6. juuni 2013 ja 3. juuli – 5. juuli 2013) pinnasepüünistega püütud lüljalgsete rühmade/liikide nimekiri:	69
LISA 2. Vaatlusalade paiknemine Tartumaal 2013. aastal.	75

- LISA 3. Arvukate ja vähearvukate liikide esinemise sageduse visualiseerimiseks kasutatud R-i kood 76
- LISA 4. Ökoalade nõudest vabastatud kõrge metsasusega piirkonnad Eestis.....77

TÖÖS KASUTATAVATE TERMINITE LOETELU

Terminid

Vaatlusala (= prooviala) – 1 km raadiusega kultuurpõlde ja mitte-haritavaid looduslikke ja pool-looduslikke maastikuelemente sisaldav määratletud ala

Maastikuelement – metsaks, linearseks puude ja põõsastega alaks, kitsaks linearseks rohuribaks, heinamaaks klassifitseeritud mitte-haritavad maa-alad ja haljaskesa

Katselapp – pinnasepüünistega varustatud ala maastikuelemendil

Maastikuelemendid

Areaalsed maastikuelemendid – laius ja pikkus min 60 m

Heinamaa – 1. Looduslik rohumaa – külvikordade süsteemist väljasolev maa, mida kasutatakse haljasmassi või heina tootmiseks või karjatamiseks, k.a külvatud mitmeaastaste heintaimede pind, mida on kasutatud viis aastat või kauem) või

2. Kasutamata põllumajandusmaa – söötis põllumaa, maksimaalselt niidetakse üks kord, ei karjatata

Haljaskesa – 1. Lühiajaline rohumaa – ristiku, lutserni, muude liblikõieliste, kõrreliste või nende segu külvikorras kasvatamine (alla viie aasta vanuseks planeeritud rohumaa) või

2. Püsirohumaa – ristiku, lutserni, muude liblikõieliste, kõrreliste või nende segu kasvatamine (viie või enama aasta vanune)

Mets (= metsaserv) – looduslikud või pool-looduslikud kooslused, mille võsa ja võrakatvus ületab 30%

Lineaarsed maastikuelemendid – laius 2–12,5 m ja pikkus min 150 m

Lineaarne rohtne põlluserv (= püsitaimestikuga põllupeenar) – igasuguse struktuuriga alla 30% võra katvusega ala, mis võivad sisaldada ka kraave

Lineaarne puude ja põõsastega ala (= puiskoridor) – igasuguse struktuuriga üle 30% võra katvusega ala

Lühendid

Kõrge/keskmise/madala looduslike ja pool-looduslike alade osakaaluga vaatlusala = Kõrge/keskmise/madala looduslike alade osakaaluga vaatlusala

SISSEJUHATUS

Bioloogiline mitmekesisus Euroopa põllumajandusmaastikes on tõsiselt vähenenud (Butchart *et al.* 2010). Olukorda võib pidada murettekitavaks, sest bioloogiline mitmekesisus on seotud ökosüsteemi oluliste teenuste ja funktsionaalsusega. Ökosüsteemi teenused on looduslikud protsessid, mille tulemuseks on inimeste vaatevinklist lähtuvalt mitmesugused hüved (Primack *et al.* 2008). Ökosüsteemiteenuste majandusliku väärtuse suurust hoomatakse tihti alles siis, kui keskkonna tasakaalust väljaviimise tõttu teenuse pakkumine katkeb ja inimene peab seda oma vahenditega asendama. Mõned ökosüsteemi teenused on küll asendatavad, kuid pikas perspektiivis ei ole see jätkusuutlik.

Peamised ökosüsteemide teenused põllumajanduses on lämmastiku sidumine, taimede varustamine mineraalainetega, vee ja toitainete omastamine mükoriisa vahendusel, põllukultuuride ja kariloomade geneetilised ressursid ning põllukultuuride tolmeldamine ja biotõrje kasutamine põllukultuuride kaitseks. Neist kahe viimasena nimetatud ökosüsteemi teenuse uurimisega tegeleb ka 2013. aastal alanud loodusrikkuste jätkusuutliku kasutamise võimalusi uuriv teadusprojekt QuESSA (*Quantification of Ecosystem Services for Sustainable Agriculture*, eesti keeles: ökosüsteemi teenuste roll jätkusuutlikus põllumajanduses). Projekti eesmärgiks on uurida erinevate põllumajandusmaastiku elementide (hekid, põllu- ja metsaservad, kesad ja rohumaad jne) olulisust ökosüsteemi poolt jätkusuutlikule põllumajandusele pakutavates teenustes. Tegemist on aktuaalse uurimisteemaga, arvestades, et bioloogiline mitmekesisus Euroopa põllumajandusmaastikes on tõsiselt vähenenud (Butchart *et al.* 2010) ja kinnitust on leidnud suur hulk hüpoteese ökosüsteemi teenuste õõnestamise kohta intensiivise põllumajanduse poolt (Allan *et al.* 2015).

Olemasolevate looduslike ja pool-looduslike elupaikade kaitsmist või uute loomist peetakse kõige tulemusrikkamaks viisiks liigirikkuse parandamiseks ja taastamiseks põllumajandusmaastikel (Duelli & Obrist 2003; Schweiger *et al.* 2005). Seetõttu on oluline mõista, milliseid looduslikke ja pool-looduslikke maastikuelemente tuleb esmajärjekorras taastada.

QuESSA projekti raames toimus 2013. aasta suvel uuring, mille tulemuste põhjal magistritöö on koostatud.

Töö eesmärk:

Selgitada välja, kas ja millisel määral mõjutavad röövtoiduliste lüljalgsete arvukust ja jooksiklaste mitmekesisust erinevat tüüpi maastikuelemendid ja nende osakaal põllumajandusmaastikus.

Uurimisküsimused:

1. Millistes maastikuelementides on röövtoiduliste lüljalgsete arvukus ja mitmekesisus suurim?
2. Kas mitte-haritavate alade suure osakaaluga maastikes suureneb ka röövtoiduliste putukate kui ökosüsteemiteenuse pakkujate teenuste mitmekesisus ja arvukus?

Hüpoteesid:

1. Röövtoiduliste lüljalgsete arvukus ja mitmekesisus on erinevatel põllumajandusmaastiku elementidel erinev.
2. Suure mitteharitavate alade osakaaluga põllumajandusmaastikes on röövtoiduliste lüljalgsete mitmekesisus ja arvukus suurem kui väikese osakaaluga maastikes.

Tänuõnad

Töö autor tänab juhendajaid Eve Veromanni ja Riina Kaasikut, taimekaitse osakonna doktoranti Gabriella Kovácsi ning töö autori välitööde ekipaaži koosseisus Katrin Jõgar, Karin Kaljund, Reet Karise, Thea Kull, Janne Mölder, Merit Otsus, Liis Vaino. Samuti kuuluvad tänuõnad Märt Kruusile abi eest jooksiklaste määramisel ja kontrollimisel.

Lisaks sellele tänan lahkeid rapsipõldude omanikke Madis ja Marge Ajaotsa (Pilsu talu), Andres Härma Haage Agrost ja Tartu Agro esindajat Anne Liikerit, kes lubasid oma põldudel katseid läbi viia ja ohverdasid hulga kasulikke putukaid teaduse hüveks. Töö

valmis tänu EL 7. raamprojekt QuESSA, ETF grant 8895 ja Haridus- ja Teadusministeeriumi IUT36-2 toetusele.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

1.1. Röövtoiduliste lülijalgsete tähtsus agro-ökosüsteemides

Agroökosüsteemid on antropogeensed kooslused, mis on inimese poolt rajatud või mõjutatud saagi saamise eesmärgil. Sellisele kooslusele on iseloomulik lühiealisus, üherindelisus, madal kohanemisvõime, mulla toiteainete bilansis ületab tarbimine tagastamise, isereguleeruvuse puudumine (Masing 1992). Kuigi inimese poolt kujundatud maastikud on liigivaesemad võrreldes looduslike kooslustega, võivad need siiski pakkuda rikkalikku toidubaasi paljudele liikidele. Teatud ühekülgne toiduküllus toob aga kaasa sellele toidubaasile spetsialiseerunud putukate populatsiooni kasvu, mis omakorda tingib kõrge populatsiooni tiheduse. Selline populatsioon võib aga põhjustada kahju taimekultuurile ja selle saagikusele. Kõrge populatsiooni tihedusega fütofaage on inimese poolt hakatud nimetama kahjuriteks. Fütofaagide seas leidub nii kõigetoidulisi (polüfaage) kui ka kitsalt ühele kultuurile spetsialiseerunud putukaid (monofaage). Monokultuursed põllumassiivid pakuvadki viimastele ohtrat toidubaasi ja paljunemiskohti, samas nende putukate looduslike vaenlaste elutingimused on sellistel ühekülgsetel põllumassiividel nigelad.

Fütofaagide poolt tekitatava kahju ärahoidmiseks kasutakse erinevaid putukamürke e. insektsiide. Enne põllumajanduse laialdast industrialiseerimist polnud tarvidust massiliseks insektsiidide kasutamiseks, sest fütofaagide arvukust hoidsid kontrolli all erinevad abiootilised ja biootilised tegurid. Viimaste hulgas mängivad olulist rolli fütofaagide looduslikud vaenlased – parasitoidid ja röövtoidulised lülijalgsete.

Tähtsamate röövtoiduliste lülijalgsete ülevaade ja roll põllufauna toiduahelas

Röövtoidulisi lülijalgseid leidub rohkelt ämblikulaadsete ja mardikaliste seas. Neist viimane selts jagunebki kaheks alamseleks: röövmardikalised (Adephaga) ja segatoidumardikalised (Polyphaga). Röövmardikaliste seas on olulisteks looduslikeks vaenlasteks eelmises peatükis kirjeldatud fütofaagidele näiteks lühitiiblasted

(Staphylinidae), lepatriinulased (Coccinellidae) ja jooksiklased (Carabidae) aidades kaasa fütofaagide tegevuse kontrolli all hoidmisele (Symondson *et al.* 2002).

Jooksiklased

Agroökosüsteemis levinumad jooksiklased kuuluvad perekondadesse ehmesjooksik (*Harpalus*), pisijooksik (*Bembidion*), jooksik (*Carabus*) ja süsijooksik (*Pterostichus*). Nende ja teiste jooksiklaste toidueelistuste väljaselgitamisega tehti algust juba 19. sajandil, kui uuriti jooksiklaste soolestiku sisu. Tänapäeval uuritakse jooksiklaste toitumist peamiselt laboritingimustes. Küll aga toovad erinevad autorid välja välitingimustes (põllul) jooksiklaste toidueelistuste uurimise tähtsuse. Kromp (1999) on koondanud oma kirjandusuurimusse lahkamis-, laboratoorsete- ja välikatsete tulemused ning sellele põhinedes on alljärgnevalt toodud jooksiklaste sugukonda kuuluvate perekondade toidubaasid.

Ehmesjooksik (*Harpalus*) perekonnas esineb nii suuri (nt. *H. rufipes* Deg.) kui ka keskmise suurusega liike (nt. *H. affinis* Schrank), kelle hulgas on nii röövtoidulisi, taimetoidulisi kui ka seemnetoidulisi liike, kuid valdava enamik on polüfaagse toitumisega. Röövtoiduliste ehmesjooksikute toidubaasi kuuluvad muuhulgas naksurlaste vastsed e. traatussid ning poilaste vastsed ja munad, suurte liikide seas ka poilaste valmikud (Kromp 1999).

Seemnetoidulistena ei ole ehmesjooksikud kitsalt spetsialiseerunud, kuid eelistused mõnede taimeliikide seemnete suhtes, näiteks murunurmika (*Poa annua* L.), võivad siiski mõjutada kogu seemnepanga kompositsiooni (Jørgensen & Toft 1997). Samuti mõjutab ehmesjooksikute elutsüklil nende tähtsust granivooridena – paaritatakse sügisel ja talvitatakse vastsetena. Seemnetest toituvatel vastsetel on kõrgeim ellujäävus võrreldes röövtoiduliste vastsetega (Jørgensen & Toft 1997).

Pisijooksik (*Bembidion*) on 22 alam perekonnaga jooksiklaste sugukonna liigirikkam perekond, kuhu kuuluvad keskmise suurusega liigid (nt. *B. tetracolum* Say) ja väiksed liigid (nt. *B. lampros* Herbst). Pisijooksikuid peetakse osaliselt röövtoidulisteks, kelle toidubaasi võivad muuhulgas kuuluda lehetäid, poilaste (Chrysomelidae) munad ja esimese kasvujärgu vastsed; keskmise suurusega liigid võivad efektiivsed olla ka kahetiivaliste (Diptera) munade ja vastsete arvukuse reguleerijad (Kromp 1999). Mõnedes uurimustes (nt

Dennis & Fry 1992) on selle perekonna liike (nt. *B. lampros*, *B. guttula* Fab. ja *B. quadrimaculatum* L.) eraldi nimetatud ja rühmitatud ka kui lehetäidest toitujaid.

Perekond jooksiku (*Carabus*) kõik liigid on segatoidulised röövloomad, kes peale limuste, vihmausside ja putukate toituvad ka korjustest, mahlakast puuviljast ja õietolmust. Kuigi enamik selle perekonna liike on lennuvõimetud, on nad eluviisilt liikuvad. Näiteks suudab põllujooksik (*C. cancellatus* Ill.) oma asukohta muuta päevas 15 m ja 10 päeva jooksul 120 m ulatuses (Turin *et al.* 2003). Hea levimisvõime, liikuvus ja aplus muudavad selle perekonna liigid ka oluliseks herbivooride ohjajatena. Ühekordsel söömisel, eriti paljunemisperioodil, tarvitavad nad toitu 35–75% oma eluskaalust (Haberman 1968). Näiteks laboritingimustes tehtud katsel sõid jooksikud 8–10 ja välitingimustes 4–5 kolmanda kuni neljanda kasvujärgu kartulimardika vastset päevas (Kromp 1999).

Süsijooksik (*Pterostichus*) perekonna liigid on suured. *Pterostichus*'e liigid toituvad noortest ja idanevatest taimedest, kõrvaltoiduna ka marjadest ning jooksiklastele iseloomulikulult ka nälkjatest (Haberman 1968). Röövtoidulistena kuuluvad nende toidubaasi muuhulgas ka lehetäid ning kahetiivaliste munad ja vastsed (Kromp 1999). Sarnaselt jooksikutele (*Carabus*) võivad ka süsijooksikud arvestatavalt mõjutada poilaste arvukust, pidades jahti nende vastsetele (Kromp 1999). Selle perekonna liikidest hästi tuntud põllu-süsijooksikut (*P. vulgaris* L. sün. *P. melanarius* Ill.) võib pidada edukaks kasuriks tänu paindlikkusele elupaiga osas (Fournier & Loreau 2002). Perekonnaga süsijooksik samasse perekonnarühma, süsijooksikulised (*Pterostichini*), kuuluv kirju-ketasjooksik (*Anchomenus dorsalis* Pont.) on aga eriti väärtuslik üha suureneva kasvupinnaga rapsi (*Brassica napus* L.) kahjurite tõrjel (Zaller *et al.* 2009). Zaller *et al.* (2009) töögrupi uurimus tõestas, et kirju-ketasjooksik suudab oluliselt mõjutada rapsil toituvat varre-peitkärsaka (*Ceutorhynchus pallidactylus* Marsh) arvukust.

Lühitiiblasted

Lühitiiblaste (Staphylinidae) sugukond on väga liigirikas, neid on kirjeldatud üle 25 000 liigi (Remm 1984). Enamik lühitiiblaseid elab mitmesugustes varjatud paikades – kivide ja langenud lehtede all, kõdupuidus, mullas, seentes jms (Remm 1984). Tänu oma kehaehitusele – saledale kehale ja jooksujalgadele – on lühitiiblasted väga liikuvad ja elastsed, mis omakorda kujundab nende laia toidubaasi. Lühitiiblaste kiskluse tähtsust agroökosüsteemides on tõestatud korduvalt: mardikad suudavad alla suruda fütofaagidest putukate ja lestade populatsioone erinevatel kultuuridel (Staphylinidae...2012). Teraviljakultuuridel toituvate kahjurite arvukust hoiavad kontrolli all näiteks alamsugukondadesse lipsurlased (*Tachyporinae*), pihu-lühitiiblasted (*Aleocharinae*) ning perekonda samblasultan (*Staphylinus*) ja silkur (*Philonthus*) kuuluvad liigid (Good & Giller 1988). Näiteks on kasulikud pihu-lühitiivad (*Aleochara*), kelle vastsed nugivad kärbeste nukkudes (Remm 1984). *Aleochara bilineata* Gyll. on aiakahjurite, kapsa- ja sibulakärbse, tähtsaim looduslik vaenlane (Remm 1984).

Sarnaselt jooksiklastele mängivad lühitiiblaste toidubaasis tähtsat rolli teod. Mõned mardikaliste vastsed torkavad oma suised võöttigulaste pea sisse, lasevad end tõmmata teo kotta, et süüa see ära ning seejärel nukkuda tühjas kojast (Järvekülg 1982).

Lepatriinulased

Lepatriinulased (Coccinellidae) on esimesed putukad, kelle kasulikkust hakati teadlikult rakendada inimese hüveks enne sünteetiliste insektiidide kasutuselevõttu (Encyclopedia of Insects 2003). Nad toituvad peamiselt väheliikuvatest seltsingulise eluviisiga lüljalgsetest. Eelisrühmadeks on lehetäid, kilptäid, karilased, võrgendilestad. Lepatriinude arvukus kasvab soodsates tingimustes kiiresti ja seetõttu peetakse neid röövmardikalisi samuti oluliseks fütofaagide ohjamisel. Näiteks lehetäide julmaks vaenlaseks on seitsetäpp-lepatriinu (*Coccinella septempunctata* L.), kelle vastse arenguks on vaja umbes 1000 lehetäid, vastse päevane norm on umbes 60–100 lehetäi valmikut või 300 vastset (Remm, 1984). Kuigi sellesse sugukonda kuulub ka aia- ja põllukultuure kahjustavaid liike, näiteks kõrvitsatriinu ja kartulitriinu, siis taimtoidulisi lepatriinusid on siiski vähe ja nende poolt kultuurtaimedele tekitatav kahju pole võrreldav ökosüsteemi teenusega, mida pakuvad röövtoidulised lepatriinud (Remm 1984).

Ämblikulaadsed

Agroökosüsteemides levinumad ämblikulaadsed (Arachnida) kuuluvad seltsidesse ämblikulised (Araneae) ja koibikulised (Opiliones).

Eestis on leitud ja kirjeldatud pisut üle 500 ämblikuliigi (Vilbaste 1987), kellest agrobiontseteks võib lugeda viit liiki: *Oedothorax apicatus* B., (Linyphiidae), *Pardosa prativaga* K., *Pardosa balustris* L., *Pardosa agrestis* W. (Lycosidae) ja *Erigone dentipalpis* W. (Linyphiidae) (Meriste, 2004).

Käitumise keerukuse ja instinktide täiuslikkuse poolest meenutavad ämblikud putukaid. Saagi kättesaamisel mängib tähtsat rolli võrguniit - püünisvõrku sattumisel haaratakse „kobamisi“ saak ja surmatakse lõugtundlatega, millega pritsitakse haava mürki (Remm 1984). Polüfaagidena on ämblikud juba pikka aega olnud ka oluliseks uurimisobjektiks, et täpsustada nende olulisust ja võimekust ökosüsteemi teenuste pakkumises põllumajanduses (Marc & Canard 1997). Ämblikud võivad suurel tihedusel esineda maapinnast kuni taimeistiku kõrgeima rindeni, kuid nad on tundlikud oma elupaiga suhtes (Marc *et al.* 1999).

Koibikulistel puuduvad võrgu- ja mürginäärmed, mistõttu saaki tuleb püüda varitsemise meetodil (Remm 1984). Kõrvuti öiste röövvormidega on koibikuliste hulgas palju päeval aktiivseid liike, kes vabalt jalutavad ereda päikesepaiste käes, isegi kuivades paikades, lisaks sellele suudavad koibikud süüa ka tahket toitu (Remm 1984).

1.2. Põllumajanduse mõju röövtoidulistele lüljalgsetele

Põllumajanduse intensiivistumine on kaasa toonud põldude pindalade suurenemise. Põllumajandusmaade vahele jäävad looduslikud ja pool-looduslikud alad on jäänud üha väiksemaks ja isoleeritumaks. See protsess tingib elupaikade fragmenteerumise ja võib olla tõukeks elupaiga seisundi halvenemise protsessile. Intensiivistuva põllumajandusega kaasneb ka preventiivne ja ulatuslik sünteetiliste taimekaitsevahendite kasutamine. Sünteetilised taimekaitsevahendid, taimetugevdajad, kasvuregulaatorid satuvad ka põllumajandusmaastikul elutsevate lüljalgsete organismi, olles neile potentsiaalselt ohtlikud. Seega põllumajanduse intensiivistumisel on tugev negatiivne mõju bioloogilisele

mitmekesisusele (Allan *et al.* 2014) ja sellel baseeruvatele ökosüsteemi teenustele sealhulgas jooksiklaste poolt pakutavale biotõrjele (Geiger *et al.* 2010).

Aiajooksikuga (*Poecilus cupreus* L.) tehtud laborikatsete tulemused näitasid, et 66,7% katses kasutatud erinevatest insektsiididest mõjusid letaalsete doosidena (30%) (Candolfi *et al.* 1999). Tõsiduselt järgmise taimekaitsevahendina on maapinnal liikuvatele lüljalgsetele ohtlikud fungitsiidid, mis hästi lenduvate ühenditena ja soodsate ilmastikutingimustega jõuavad põllult ka servaaladele. Aiajooksikuga (*P. cupreus*) tehtud katsete põhjal mõjusid subletaalsete doosidena (30%) 39 fungitsiidist neli (Candolfi *et al.* 1999).

Samuti hästi lenduvate ühenditena jõuavad põllukultuuri kohalt ka herbitsiidid ümbritsevate maastikuelementideni. Enamus herbitsiide lüljalgsetele põllutingimustes toksilised pole (Norris & Kogan 2000). Kuigi ka glüfosaati (kaubandusliku nimega tuntud Roundup®) peetakse maapinnal liikuvatele lüljalgsetele üldiselt ohutuks, näitavad jooksiklastega läbiviidud katsed, et antud aine vähendab nende tavapärast liikumiskiirust (Michalková & Pekár 2009) ning ka varasemad uuringud (näiteks (Asteraki *et al.* 1992) on tõestanud herbitsiide negatiivset mõju jooksiklastele kooslustele.

Jooksiklaste ämblikest konkurentidele mõjub intensiivne põllumajandus samuti häirivalt. Taimestiku vähese liigilise mitmekesisuse tõttu on põllumajandusmaastiku fauna liigiliselt väga vaene (Marc *et al.* 1999) ning Eestis on põllud ilmselt kõige ämblikuvaenulikumad maismaakooslused, kus suudavad elada vaid vähesed häiritud elupaikadele kohastunud liigid (Meriste 2004).

1.3. Põllumajandusmaastiku elementide mõju röövtoidulistele lüljalgsetele

Taimekaitsevahendite (insektsiidide, fungitsiidide ja herbitsiidide) negatiivse mõju leevendajad on põlluga külgnevad mitte-haritavad maastikuelemendid.

Põllumassiivide suurenemisel kaotatakse ära erinevaid aegade jooksul kujunenud looduslikke ja pool-looduslikke maastikuelemente: kiviaiad, hekid, kraaviäärne võsa, põndakud, kivihunnikud, põllulappide vahelised püsitaimestikuga teed. Looduslikele vaenlastele pakuvad elutoetavaid funktsioone ja omavad olulist rolli varje- ja talvituspaikadena just mitte-haritavad põllumajandusmaastiku elemendid (Bianchi *et al.* 2006; Pfiffner & Luka 2000).

Mosaiiksetes, mitte-haritavate alade suure osakaaluga omavahel hästi ühendatud maastikes on tavaliselt looduslike vaenlaste suurem tihedus ja mitmekesisuses võrreldes ühetaoliste põllumajandusmaastikega (Duelli 1990; Tschardt *et al.* 2007; Martin *et al.* 2015). Lisaks abiootilisele heterogeensusele mõjutab maastiku mosaiiksust ja mitmekesisust kultuurpõldude ja neid ümbritsevate ja/või sisalduvate mitte-haritavad maastikuelemendid. Sellisteks mitte-haritavateks maastikuelementideks võivad olla hekid, püsitaimestikuga põllupeenrad, teeservad ning põlluga piirnevad metsased alad ja rohumaad.

Mitte-haritavate alade roll varjupaigana seisneb nende võimes kaitsta maapinnal liikuvaid lüljalgsed, sealhulgas kasureid nagu jooksiklasi, nende looduslike vaenlaste eest. Jooksiklaste looduslikeks vaenlasteks lisaks mikroorganismidele (seened, viirused, bakterid) on linnud ja pisi-imetajaid. Kuna jooksiklaste looduslikud vaenlased on entomoloogias üks vähem uuritud valdkondi (Holland 2004), siis pole veel teada, millise taimestikuga mitte-haritavad alad pakuvad tõhusamat kaitset jooksiklastele nende looduslike vaenlaste eest.

Lisaks toitumis-, paaritumis- ja varjupaigale on mitmekesise taimestikuga maastikuelemendid tähtsad ka lüljalgsete talvituspaigana (Pfiffner & Luka 2000). Pfiffneri ja Luka (2000) uurimus näitas, et püsitaimestikuga mitte-haritavatel maastikuelementidel asub maapinna külmumispiir allpool võrreldes haritava põlluga ja see võib olla üks põhilisi abiootilisi tegureid kasurite talvituspaiga valiku. Millised on need puhmikuid moodustuvad kõrrelised, mis on tähtsad just talvituspaiga kvaliteedi seisukohast, pole kahjuks veel teada.

1.3.1. Lineaarsed põlluservad ja nende mõju röövtoidulistele lüljalgsetele

Lineaarsed rohtsed põlluservad on tavaliselt 2–5 meetri laiused põllu ja sellega piirneva tee vahelised põllumajandustootmisest väljas olevad alad. Lineaarsete põlluservade kvaliteeti iseloomustavad sellel kasvavad taimed ja taimestiku struktuur. Erinevad taimed toetavad erinevate putukarühmade esinemist. Näiteks kiletiivaliste (Hymenoptera) seltsi kuuluvate kasulike putukate seisukohast on esmatähtis kergesti kättesaadava nektariga õitsevate taimede osakaal. Maapinnal liikuvate mardikate eluks on aga olulised madalad ja poolkõrged puhmikuid moodustavad kõrrelised ja korvõielised taimed. Bürki ja Hausmann (1993) poolt läbi viidud uurimus tõestas röövtoiduliste lüljalgsete kõrget arvukust (rohkem kui 2100/m²) proovilappidel, kus kasvasid sellised taimed nagu harilik raudrohi (*Achillea millefolium* L.) ja väike takjas (*Arctium minus* Bernh.).

Teist laadi katsed põhinevad seemnesegudel – võrreldakse erinevate seemnesegudega külvatud põlluservi kontrollaladega. Need teadustööd on tõestanud, et kõrreliste ja õistaimede seemnesegude külviga alad mõjutavad positiivselt röövtoiduliste mardikate liigirikkust ja arvukust. Näiteks Inglismaal asuva uurimiskeskuse (Centre for Agri-Environmental Research) kahe aastane katsetöö kinnitas, et puhmikuid moodustavate kõrreliste ja õistaimede seemnesegude taimestik on röövtoiduliste mardikatele sobilikum kui hõremurusate kõrreliste ja õistaimede seemnesegude taimestik (Woodcock *et al.* 2005). Selles konkreetse katses kasutatud puhmikkõrreliste ja õistaimede seemnesegud sisaldasid aas-rebasesaba (*Alopecurus pratensis* L.), harilik keraheina (*Dactylis glomerata* L.), harilik aruheina (*Festuca pratensis* Huds.) ja vill-mesiheina (*Holcus lanatus* L.) seemneid. Need taimed kasvavad väikeste mätastena, vill-mesihein väikeste puhmikutena, kuid viimast esineb Eestis vaid paiguti (Kukk 2004). Sama uurimistöö tulemused kinnitasid, et taimestikuvabade lohkude osakaal katselapi katvuses oli negatiivses korrelatsioonis röövtoiduliste putukate arvukuse ja liigirikkusega. Seega, oluline pole mitte ainult taimestiku struktuur ja koosseis vaid ka konkreetse servaala katvus.

Sobiva taimestiku struktuuri ja katvuse puhul saavad maapealsed lüljalgsed jääda ka talvituma lineaarsetele põlluribadele, et siis kevadelt sealt otse põllule toiduotsingule

suunduda. Lisaks varje- ja talvituspaigale, on lineaarsed põlluribad oma olulisust tõestanud ka biotoopide vaheliste ühenduskoridoridena (Kromp & Steinberger 1992).

Lisaks putukatele on uuritud lineaarsete põlluservade mõju ka ämblikulaadsetele. Kromp ja Steinberger (1992) uurisid oma töö raames rohumaaribade tähtsust jooksiklastele, ämblikele ja koibikutele võrreldes nende esinemist põlluribal ja põllul. Tulemused näitasid, et võrreldes jooksiklastega liikusid ämblikud põllu ja servaala vahel palju vähem. Koibikutest sattusid põllule vaid kaks soojalembelist liiki.

Lineaarsed puudega põlluservad (hekid, puiskoridorid, võsa) on samuti väärtuslikud maastikuelemendid maismaa lüljalgsete seisukohast. Lisaks varjepaigale võivad need pakkuda tänu oma ülesehitusele suuremat röövsaaki võrreldes vähemstruktuurse rohuribaga. Põlluga piirnevate kuusehekkide alused võivad olla vähese varisega, kuid lehtpuudega kaetud puiskoridorid võivad tänu paksemale varise kihile pakkuda ka sobivaid talvitustingimusi. Inglismaal läbi viidud uurimustöös (Asteraki *et al.* 1995) võrreldi jooksiklaste arvukust ja liigilist koosseisu tiheda hekiga maaribal ja postidest või traataiast piirdel. Uurimus tõestas, et hekiga põlluäär sisaldas rohkem erinevaid liike (63 liiki) kui postidest või traataiast taraga piire (48 liiki). Varem oli sama töögrupp (Asteraki *et al.* 1992) tõestanud, et hekkidel oli oluline roll jooksiklaste populatsiooni taastumisel pärast insektiidide kasutamist hekialusel maal ja sellega piirneval põllul.

1.3.2. Põlluga piirnevate metsaservade, niitude, pool-looduslike alade mõju röövtoidulistele lüljalgsetele

Lisaks lineaarsetele maastikuelementidele muudavad põllumajandusmaastiku heterogeenseks erikujulised metsatukad, looduslikud ja pool-looduslikud heinamaad, mitmeaastaste liblikõieliste taimedega kultuurmaad.

Põldudega piirnevad metsatukad võivad samuti mõjutada röövtoiduliste putukate liigilist koosseisu ja arvukust, sest need on soodsad elupaigad paljudele lüljalgsetele. Võrreldes põlluga on metsaservade varise kiht tüsedam, mis loob soodsama keskkonna talvitumiseks. Samuti on metsaservad varjulised kaitstes lüljalgseid otsese päikesekiirguse eest. Põllumajandusmaastikus asuvaid metsatukke saab pidada ka stabiilsemaks

keskkonnaks tänu sealsele mikrokliimale, mille päevased kõikumised võrreldes avatud põllumaaga on palju väiksemad (Geiger 1957). Seega võivad agraarmaastikus sisalduvad metsad olla elupaigaks varjulembestele ja temperatuurikõikumistele tundlikele liikidele. Üheks selliseks niinimetatud metsaliigiks peetakse Eestis näiteks metsa-süsijooksikut (*Pterostichus oblongopunctatus* Fab.). Metsaservad pakuvad ka varjupaika põllumajanduslike häiringute eest (Thomas *et al.* 2002). Põllumajandusmaastiku bioloogilise mitmekesisuse hindamiseks läbi viidud uurimuses (Jeanneret *et al.* 2003) leiti, et ämblike ja jooksiklaste liigirikkus metsaservadel on oluliselt suurem kui rohumaadel.

Pool-looduslikud heinamaad on putukatele atraktiivsed kooslused tänu niidule omase mitmekesise taimestiku ja stabiilsuse poolest. Poolas läbi viidud kolme aastase uurimustöö (Kajak & Łukasiewicz 1994) tulemused röövtoiduliste tähtsuse kohta herbivooride ohjamisel näitasid, et samade jooksiklaste ja ämblike liikide liikumine põllu ja püsirohumaal ning põllu ja 6 aasta vanuse seemneseguga külvatud rohumaal vahel erines. Püsirohumaal ja põllu vahel oli see nõrgem ja see võib olla seotud toidu kättesaadavusega, mis püsirohumaal on suurem kui külvatud kultuurrohumaal. Seega, võib püsitaimeestikuga rohumaal pakkuda ka arvestuslikku toidubaasi.

Mitmeaastased liblikõieliste taimedega kattekultuurid on osa põllumajandusmaastikust ning sobivad elu- ja talvituspaigad neile maapinnal liikuvatele lüljalgsetele, kes eelistavad madala taimestikuga murust maapinda.

Kuid ka bioenergeetiliste kultuuridega põllud (nt õlikultuurid, tärkliserikkad kultuurid, energiahein, looduslikud energiataimed) võivad ökosüsteemi teenuste kättesaadavust põllumajanduses parandada. Põhja-Ameerika töögrupi uurimuse tulemusel leiti, et mitmekesistades toidu- ja söödakultuuridega põllumajandusmaastikku bioenergeetiliste kultuuride põldudega, suudavad viimased mitmeaastaste rohumaadena kaasa aidata põllumajanduses olulise ökosüsteemi teenuse, biotõrje, paranemisel (Meehan *et al.* 2012). Lisaks sellele aitavad eelkirjeldatud maastikuelemendid kaasa bioloogilise mitmekesisuse säilimisele, mille kaitseks on vajalik nii palju väikseid elupaiga fragmente kui ka üksikuid suuri alasid (Rösch *et al.* 2015).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Katse koht ja aeg

Andmete kogumine toimus 2013. a. Tartumaal. Katsepüügi aeg (juuni ja juuli kuu) on taimestiku arengu kõrgeaeg. Samuti ei ole sel perioodil maapealsete lülijalgsete levik mõjutatud talvitumisele eelnevast ja järgnevast käitumisest. Katsepõllud asusid järgnevate ettevõtete ja eraisikute maadel: Ervi Jaan, Üllar Kaaver, Kalle Lehemets, Heino Kõrgeperv, Haage Agro, OÜ Rannu seeme, Tartu Agro ja Virila mõis. Kõikide proovialade rapsipõldudel, v.a nr 1, kasutati mai alguses pestitsiide, samas põlluga piirnevaid maastikuelemente otseselt ei töödeldud.

Katsealad paiknesid erinevatel maastikuelementidel, mis piirnesid talirapsi (27 põldu), teravilja (5), lutserni (1) või maisi (1) tootmispõldudega, mis asusid Tartumaal Konguta, Rannu, Puhja ja Elva valdades. Ühe kilomeetrise raadiusega vaatlusalasid oli kokku 18, nad ei kattunud omavahel ja nende omavaheline kaugus oli vähemalt 200 m.

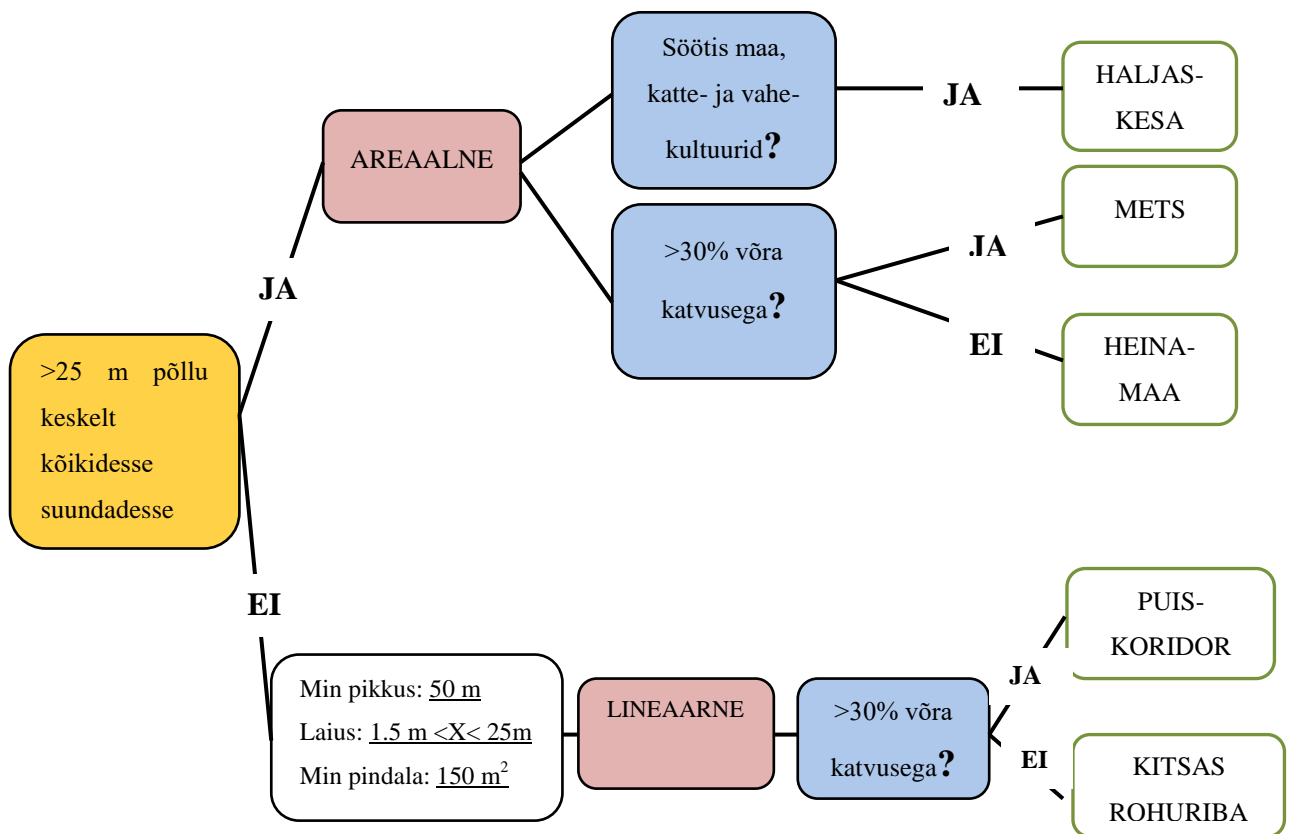
Vaatlusalad jagunesid omavahel kõrge, keskmise ja madala looduslike ja poollooduslike alade osatähtsusega aladeks (tabel 1, lisa 2). Vaatlusalade looduslike ja poollooduslike maastikuelementide osatähtsus selgitati Maa-ameti geoportaali ortofotode (Rannu 27.–28.06.2010 (GSD 25), Konguta 02.06.2011 (GSD 25), Puhja 28.06.2010 (GSD 25) ja Tähtvere 28.06.2010 (GSD 25) põhjal, kust mõõdeti nende pindalad (välja jäeti maanteed, raudteed, veekogud, õuealad ja elumajad), mõõdetud pindalade põhjal arvutati osatähtsuse proportsioonid. Erinevad maastikuelemendi tüübid pidid paiknema üksteisest vähemalt 200 meetri kaugusel ja nende minimaalne pindala oli vähemalt 150 m², et garanteerida minimaalne ökosüsteemi teenuste mõju.

2.2. Katselappide (maastikuelementide) valiku kriteeriumid

Katselappide valikul otsiti kokku viite erinevat tüüpi maastikuelementi:

- mets
- lineaarne puude ja põõsastega ala e. puiskoridor;
- kitsas lineaarne rohuriba;
- heinamaa
- haljaskesa.

Nende klassifitseerimisel maastikul kasutati järgmist otsustuspuud (joonis 1).



Joonis 1. Otsustuspuu erinevate maastikuelementide (=katselappide) klassifitseerimiseks

Antud eksperimendi mõistes klassifitseeriti „metsaks“ looduslikud või pool-looduslikud kooslused, mille võsa ja võrakatvus ületas 30%. Ala laiuseks ja pikkuseks pidi olema vähemalt 60 meetrit. Lineaarseks puudega ja põõsastega alaks klassifitseeriti igasuguse struktuuriga üle 30% võra katvusega ala, mille pikkuseks oli vähemalt 150 ja laiuseks kuni

12,5 meetrit. Kitsaks lineaarseks rohuribaks klassifitseeriti igasuguse struktuuriga alla 30% võra katvusega ala, mis võisid sisaldada ka kraave. Ala pikkuseks oli vähemalt 150 ja laiuks kuni 12,5 meetrit. Heinamaaks klassifitseeriti kasutusest välja jäetud põllud, millel võsa ja puuderinne ei olnud suurem kui 30%. Ala laiuks ja pikkuseks oli vähemalt 60 meetrit. Haljaskesa klassifitseeriti harimisest väljas maa (söötis, katte- ja vahekultuurid), mille laius ja pikkus oli vähemalt 60 meetrit. Iga ala pindala oli vähemalt 150 m², et tagada minimaalse mõju kasuritele ja seeläbi ökosüsteemi teenuste pakkumisele. Maastikuelementide kirjeldused ja mõõdud on esitatud ka allolevas tabelis (tabel 1).

Tabel 1. Maastikuelementide kirjeldused ja minimaalsed mõõdud 2013. a

Maastiku- element	Ala kirjeldus	Minimaalsed mõõdud (meetrites)	
		pikkus	laius
Mets	Looduslikud või pool-looduslikud kooslused, mille võsa ja võrakatvus ületab 30%	60	60
Puiskoridor	Igasuguse struktuuriga üle 30% võra katvusega ala	150	2–12,5
Rohuriba	Igasuguse struktuuriga alla 30% võra katvusega ala, mis võivad sisaldada ka kraave	150	2–12,5
Heinamaa	Kasutusest välja jäetud põllud, millel võsa ja puitrinne ei ole suurem kui 30%	60	60
Haljaskesa	Harimisest väljas maa (söötis, katte- ja vahekultuurid)	60	60

Enamikelt vaatlusaladelt oli võimalik leida kõik ülal kirjeldatud maastikuelemendid. Mõnel (madala looduslike osakaaluga) proovialal ei leidunud mõnda konkreetset maastikuelement, sellisel juhul leiti puuduolev element teistest sama maastikuosakaaluga vaatlusalast. Tulemuseks oli 18 vaatlusala, mis jagunesid võrdselt madala, keskmise ja kõrge loodusliku osakaaluga aladeks (Tabel 2).

Tabel 2. Proovialade looduslike alade osakaal ja nende kategooriad, Tartumaal, 2013. a

Vaatlusala number	Looduslike ja poollooduslike alade osatähtsuse %	Looduslike ja poollooduslike alade osatähtsuse kategooria
1	34	Kõrge
2	17	Keskmine
3	37,5	Kõrge
4	18,3	Keskmine
5	19,5	Keskmine
6	27,5	Kõrge
7	35,3	Kõrge
8	25,6	Keskmine
9	4,7	Madal
10	37,9	Kõrge
11	53	Kõrge
12	25	Keskmine
13	24	Keskmine
14	6	Madal
15	2,5	Madal
16	7	Madal
17	9,8	Madal
18	8,5	Madal

Tabelist nähtub, et madalasse kategooriasse arvestati alad, mille looduslike ja poollooduslike alade osakaal jäi alla 10%. Kõrge looduslike alade osakaaluga vaatlusalaks arvestati alates 27% looduslike alade osatähtsusega vaatlusalad. Keskmisse kategooriasse jäid kõik vahepealsed looduslike alade osatähtsusega vaatlusalad.

Mullatüüpi ei kasutatud valikukriteeriumina, kuid vaatlusalade ja neis sisalduvate katselappide mullad kuulusid pruunmuldade (II tüüp) ja leetunud muldade (III tüüp) hulka.

2.3. Entomoloogilise materjali kogumine

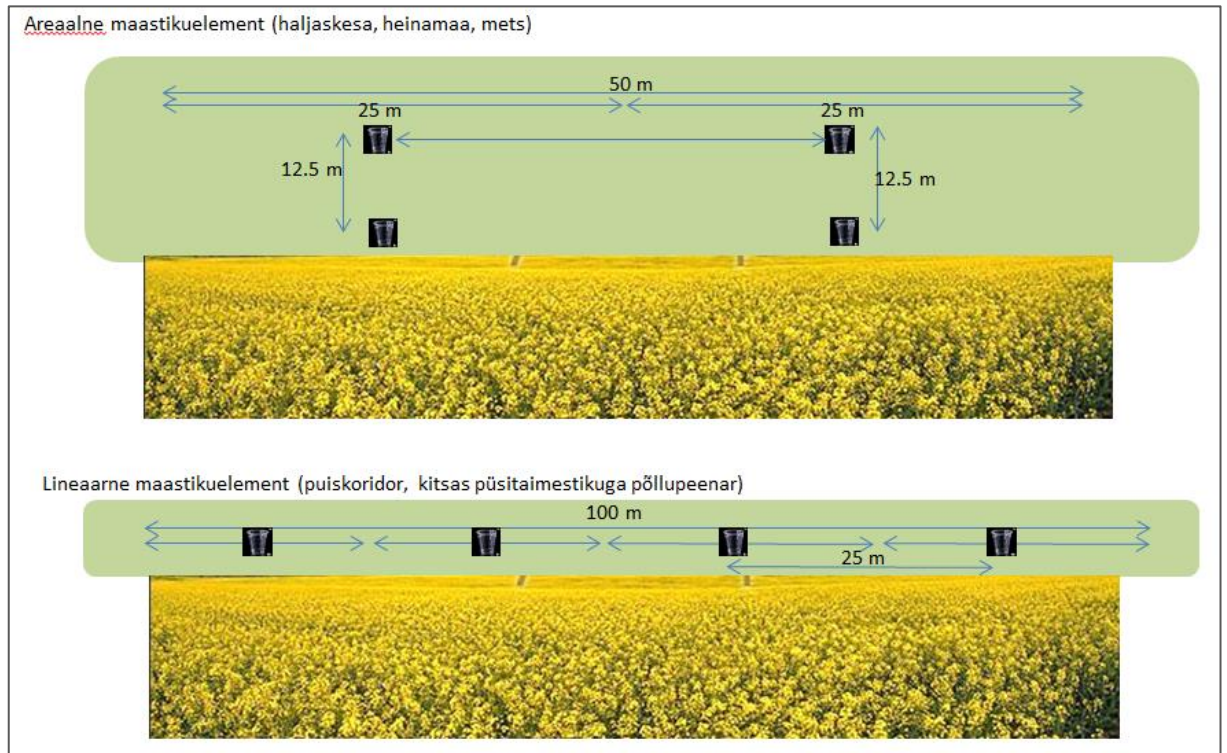
Katsepüügid viidi läbi 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil, kokku kahel korral. Putukate kogumiseks kasutati pinnasepüüniseid (*pitfall traps*), mis on levinuim uurimismeetod maapinnal liikuvate lüljalgsete liigilise koosseisu ja arvukuse uurimisel agroökosüsteemides (Knapp & Ružicka 2012). Pinnasepüünis valmistati plasttopsist, mille ülemisest servast mõõdetud diameeter oli 66 mm, sügavus 70 mm ja maht 100 ml (joonis 2). Tänu plasttopsile iseloomulikule siledale pinnale ei olnud võimalik putukatel mööda serva välja ronida. Püünise paigaldamisel kasutati taimede istutamiseks mõeldud sibullillede istutuskühvlit, et tops paigutuks auku võimaikult täpselt ja vahe topsi ja maapinna vahel jääks võimalikult väike. Püünise ülemine serv jäi maapinnast veidi allapoole, püünis täideti 80ml 25% propüleenglükooli lahusega, mis on konserveeriva omadusega ning tühjendati kahe ööpäeva (48 h) möödudes.



Joonis 2. Pinnasepüünis maapinnal liikuvate lüljalgsete liigilise koosseisu ja arvukuse hindamiseks (vasakul; foto Gabriella Kovács) ja sibullillede istutuskühvel püünise paigaldamiseks

Igale maastikuelemendile paigutati neli pinnasepüünist: kui tegu oli maastikuelemendiga, mis oli laiem kui 12,5 m siis paigutati kaks püünist põllumassiiviga külgnevasse äärde ja

kaks maastikuelemendi sisemusse (12 m kaugusele); kui maastikuelement oli kitsas, siis paiknesid neli püünist lineaarselt. Püünised paigutati ca 1 m kaugusele kultuurpõllu servast. Kahe püünise vaheline kaugus teineteisest oli 25 m (joonis 3).



Joonis 3. Pinnasepüüniste paiknemise skeem Tartumaal 2013. a

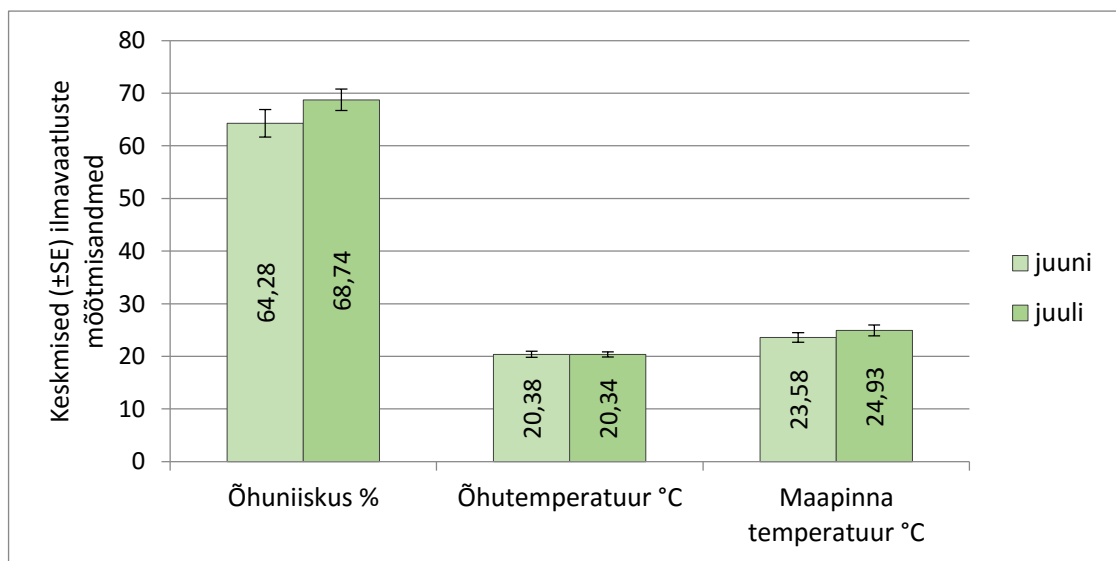
Pinnasepüüniste tühjendamisel kurnati püünise sisu läbi õhulise kanga, mis asetati sulguriga kilekottidesse, sildistati ja säilitati edaspidiseks määramiseks sügavkülmas. Laboris püünise sisu sorteeriti ja määrati. Jooksiklased määrati liigini, teised rühmad kas seltside või sugukondadeni. Jooksiklased määrati Habermani (1968) järgi; liiginimed kontrolliti *Catalogue of Life 2016* liiginimede andmebaasi põhjal.

Röövtoiduliste lülijalgsete arvukust ja koosseisu mõjutavad elupaiga parameetrid

Füüsikalistest parameetritest mõõdeti iga maastikuelemendi juures taimestiku kõrgus. Biotilistest parameetritest määrati domineerivad taimeliigid ja varise katvuse %. Neid parameetreid antud töö tulemuste analüüsil ei kasutata, kuid võimaldavad täpsemat edasist uurimist.

2.4. Katseperioodi ilmastik

Katse toimumise eelnevalt jälgiti põhjalikult ilmaprognoose, et katse läbi viia võimalikult stabiilsetes välitingimustes. Mõlema kogumistsükli kolme päeva ilmastikku (õhuniiskus, õhu- ja maapinnatemperatuur) näitab alltoodud joonis (joonis 4). Kõik päevad olid sademetevabad.



Joonis 4. Ilmavaatluste mõõtmisandmed 4. –6. juunil ja 3. –5. juulil 2013. a. Võrtsjärve idarannikul (Allikas: Keskkonnaagentuur, Riigi Ilmateenistus)

Ilmavaatluste mõõtmisandmetest nähtub, et keskmised õhu- ja maapinnatemperatuurid olid esimese (4.–6. juunil 2013. aastal) ja teise kogumistsükli (3.–5. juulil 2013. aastal) ajal sarnased. Keskmine õhuniiskus mõõdeti kõrgemaks juuli kuus (68,74%) võrreldes juuni keskmisega (64,28%). Maksimum ja miinimum näitajad on esitatud allpool esitatud tabelis (tabel 3).

Tabel 3. Ilmavaatluste mõõtmisandmete maksimum ja miinimum näitajad 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil 2013. a. Võrtsjärve idarannikul (Allikas: Keskkonnaagentuur, Riigi Ilmateenistus)

Aeg	4.–6. juuni		3.–5. juuli	
	Min	Max	Min	Max
Näitaja				
Õhuniiskus %	27	95	36	95
Õhutemperatuur °C	12,2	28,1	12,4	28,2
Maapinna temperatuur °C	13	37,8	13,3	46,1

Kolme suvekuu andmete kokkuvõttes oli tegemist tavapärasest veidi soojema ning kuivema suvega. Maapealsete lüljalgsete esinemist mõjutab ka vaadeldava perioodile eelnenud talve ilmastikuolud. Sellele katsele eelnenud talv oli pigem külm: 2012/2013 talvekuude keskmiseks temperatuuriks oli $-4,5\text{ °C}$ (aastate 1971–2000 keskmine $-3,6\text{ °C}$). Ka kevade (märts-mai) keskmine õhutemperatuur oli pikaajalisest keskmisest jahedam – Eesti keskmisena oli õhutemperatuur $3,2\text{ °C}$ (norm $4,2\text{ °C}$). Lõplikult kadus lumikate alles 12.–22. aprillil.

2.5. Andmete statistiline analüüs

Andmete korrastamiseks kasutati programmi MS Excel 2010. Andmete analüüsiks kasutati programmi Statistica 12.0 (Statsoft Ltd.) Maastikuelementide ja erineva looduslike alade osakaaluga maastike erinevuste olulisuse määramiseks kasutati üldistatud lineaarseid mudeleid (GLZ) kasutades Poissoni jaotust ja *log*-link funktsiooni, sest andmete jaotus ei vastanud normaaljaotusele. Kuna Statistica programmi GLZ mudel ei anna võimalust teha paarilisi võrdlusi, siis kasutati vaatlusalade paarikaupa võrdlemiseks Tukey HSD ja Fisheri LSD teste.

Shannoni indeksite vaheliste erinevuste võrdlusel kasutati dispersioonanalüüsi meetodit ANOVA. Kõikide analüüside olulisuse nivooks oli 0,05. Vähe- ja suurearvuliste liikide jaotumise visualiseerimiseks kasutati rakendusstatistika ja modelleerimise vabavara R.

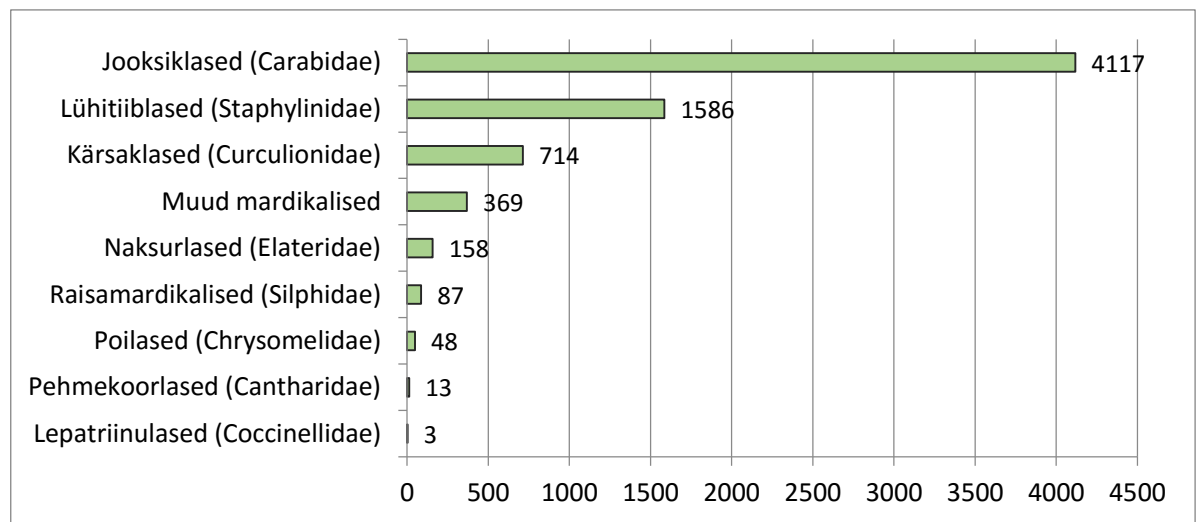
2.6. Töögrupp

Kuna eksperiment oli töömahukas ja tuli läbi viia võimalikult lühikese aja jooksul, et andmed oleks omavahel võrreldavad ja kultuurtaimed sarnastes kasvustaadiumites, moodustati töögrupid, mille juhiks oli Eve Veromann ja kuhu kuulusid lisaks töö autorile (tähestikulises järjekorras): Riina Kaasik, Gabriella Kovács, Janne Mölder ja Liis Vaino. Antud töö autor osales välitöödel ja nende ettevalmistamisel ning laboritöödel (püünistega kogutud materjali sorteerimine, määramine, digitaliseerimine). Jooksiklaste määramisi viisid läbi töö autor ja Märt Kruus.

3. TULEMUSED JA ARUTELU

Kokku leiti pinnasepüünistest 27 773 isendit 32 taksonist (arvutuses on kõrgeimaks tasemeks arvestatud selts ja madalaimaks sugukond). Eestis kaitse alla võetud (I, II või III kaitsekategooria) ega Loodusdirektiivi Lisa II selgrootuid proovidest ei leitud. Nimekiri katseperioodi jooksul (4.–6. juuni 2013 ja 3.–5. juuli 2013) pinnasepüünistesse sattunud lüljalgsete rühmadest/liikidest on esitatud töö lisades (lisa 1).

Kuna uurimistöö fookuses olid röövtoidulised lüljalgsed, siis analüüsil keskenduti maapinnal liikuvate ämblikulaadsete ja mardikaliste seltsi kuuluvate röövtoiduliste rühmade, jooksiklaste ja lühitiiblaste, arvukuse uurimisele. Teisi mardikaliste seltsi seega röövtoidulisi putukaid (näiteks pehmekoorlased ja lepatriinulased) sattus püünistesse vähe (joonis 5), sest nad ei liigu peamiselt maapinnal ja nende arvukuse hindamiseks ei kasutata pinnasepüüniseid, seega nende arvukust antud töös ei analüüsita.

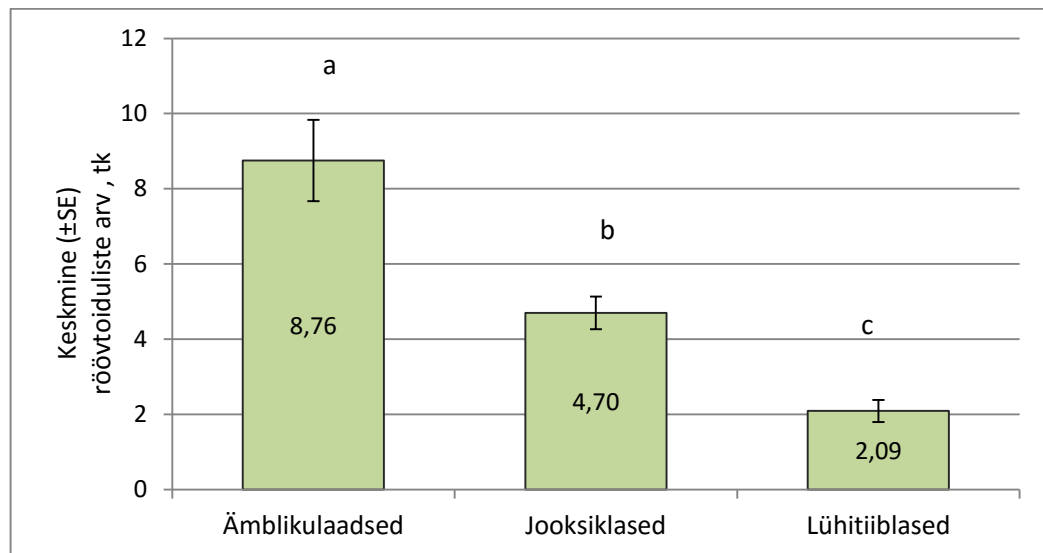


Joonis 5. Pinnasepüünistega püütud mardikaliste erinevate sugukonda kuuluvate isendite koguarvud Tartumaal 2013. a

Muude mardikaliste hulka on arvestatud need isendid, mida putukate sorteerimisel ei määratud, kuid mille välised tunnused (hästi arenenud liitsilmad, tundlad, eesrindmik, tugevad ja jäigad kattetiivad, haukamissuised) kinnitasid nende kuulumise mardikaliste

hulka. Tõenäoliselt kuulusid siia väga väikeste liikide esindajad, näiteks roisklased, kui ka mõned suuremate liikide, näiteks hiilamardikaliste, sugukondade esindajad.

Üldiselt oli röövtoiduliste lüljalgsete arvukus pinnasepüünistes kõrge. Nendest kõige arvukamalt esines ämblikulaadseid, kellest oluliselt vähem leiti jooksiklasi ja neist omakorda oluliselt vähem leiti lühitiiblasti (joonis 6).



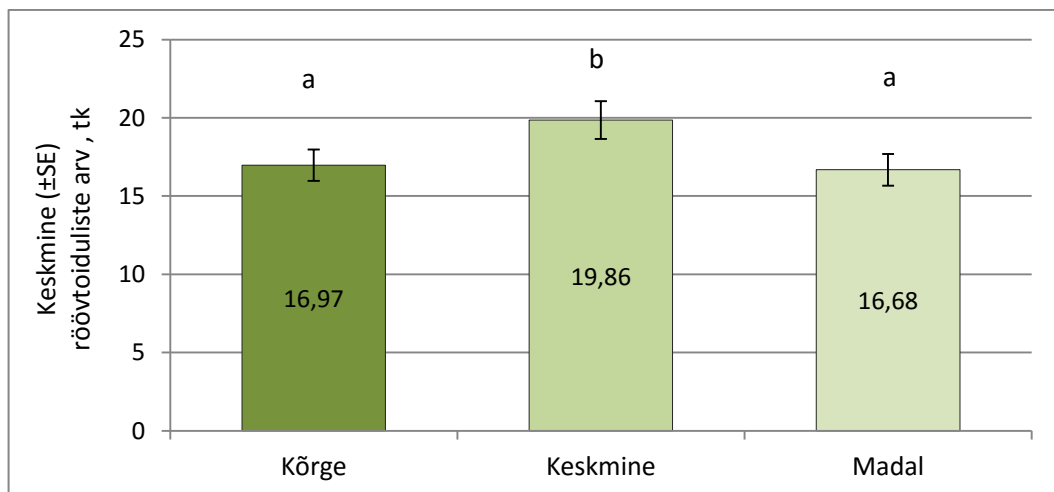
Joonis 6. Keskmine (±SE) röövtoiduliste lüljalgsete arv pinnasepüünise kohta kogu vaatlusperioodi jooksul 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p < 0,05$)

Leitud liigirühmade järjekord arvukuse alusel erineb mõnevõrra teiste katsete tulemustest. Näiteks, talinisu põlluga piirnevatel rohumaaribadel läbi viidud katses (püügimeetod pinnasepüünised) leiti enim jooksiklasi ja teisena ämblikulaadseid (Vaarak 2011). Talinisu põldu ümbritsevatel maastikuelementidel läbi viidud katses Šveitsis (püügimeetod mullaproovid) leiti aga enim lühitiiblasti, teisena jooksiklasi ja alles kolmanda ämblikulisi (Araneae) (Pffner & Luka 2000). Kuigi nende kahe uurimuse tulemused ei ole püügimeetodi ja põllukultuuri erinevuse tõttu väga hästi võrreldavad käesoleva katse tulemustega, siis siiski võib kokkuvõtlikult öelda, et lühitiiblastid, jooksiklased ja ämblikulaadsed on põhilised röövtoiduliste lüljalgsete grupid agraarmaastike mitte-haritataval maastikuelementidel. Töö tulemuste ämblikulaadsete peatükis selgitatakse täpsemalt ämblikulaadsete kõrge arvukuse tagamaid võrreldes jooksiklaste ja lühitiiblastega.

Täpsemalt uuriti ämblikulaadsete, lühitiiblaste ja jooksiklaste arvukust kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalade ning erinevate maastikuelementide võrdluses. Liigilist mitmekesisust loodusrikaste ja -vaeste maastike ning maastikuelementide lõikes analüüsiti jooksiklaste puhul kuna jooksiklased määrati liigini.

3.1. Röövtoiduliste lüljalgsete arvukus kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses

Üldiselt oli röövtoiduliste lüljalgsete arvukus suur nii kõrge, keskmise kui madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalades ulatudes kuni 20 isendini püünise kohta, samas mõjutas looduslike alade osakaal oluliselt röövtoiduliste lüljalgsete arvukust püünises ($\chi^2=6,72$; $df=2$; $p<0,05$; joonis 7). Röövtoiduliste lüljalgsete (ämblikulaadsete, jooksiklaste ja lühitiiblaste) arvukus oli oluliselt kõrgem (LSD test, $p<0,05$) keskmise looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel võrreldes kõrge ja madala osakaaluga, mis omavahel oluliselt ei erinenud (joonis 7).

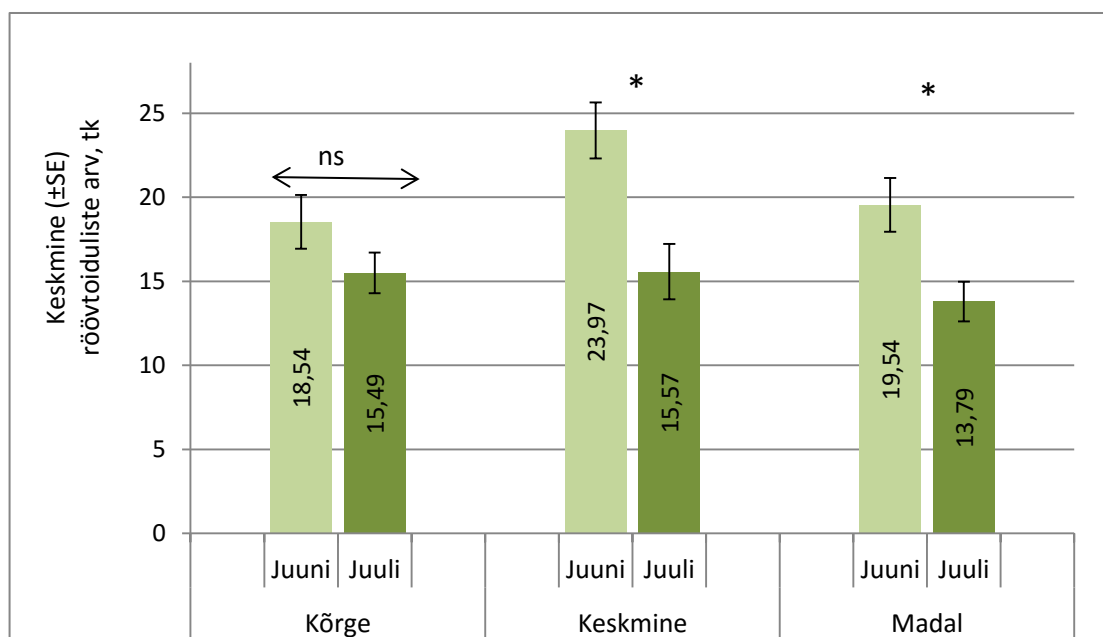


Joonis 7. Keskmise (\pm SE) röövtoiduliste lüljalgsete arv pinnasepüünise kohta erinevate looduslike ja poollooduslike alade osakaaluga vaatlusaladel 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p<0,05$)

Tulemustest selgub, et töö hüpotees röövtoiduliste lüljalgsete arvukuse kohta leidis ainult osaliselt kinnitust: keskmise looduslike alade osakaaluga maastikes on arvukus suurem kui

loodusvaestes maastikes, aga arvukus madala ja kõrge looduslike alade osakaaluga maastikes ei erine. Kõrgem arvukus keskmise looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel võrreldes loodusvaeste vaatlusaladega võib olla seotud mitte-haritavatest aladest koosneva võrgustiku puudumisega, mis keskmise looduslike alade osakaaluga maastikes oli aga olemas. Seega looduslikest ja pool-looduslikest mitte-haritavatest aladest moodustuv võrgustik võib olulist mõju avaldada röövtoiduliste lüljalgsete koosseisule (Scweiger *et al.* 2005) ja arvukusele (Dennis & Fry 1992).

Analüüsid ja võrreldes röövtoiduliste lüljalgsete arvukust loodusrikastes ja -vaestes maastikes tuleb aga arvestada, et pinnasepüünistesse sattunud putukate arv sõltub nende tihedusest ja liikumisest. Loodusrikastes maastikes, kus toitumis- ja varjupaiku on rohkem, on loomadel ruumi hajuda. Samuti võivad lüljalgsed olla vähem liikuvad toiduotsingul, sest looduslikud alad varustavad neid piisava toidubaasiga. Kirjeldatud stsenaariumi toetavad ka röövtoiduliste lüljalgsete arvukuse tulemused püügiaegade lõikes (joonis 8).



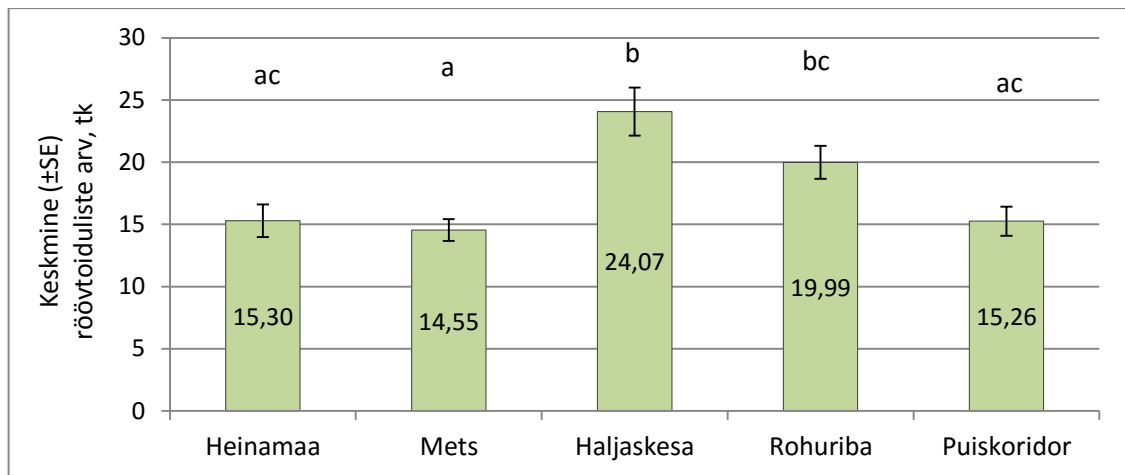
Joonis 8. Keskmine (\pm SE) röövtoiduliste lüljalgsete arv pinnasepüünise kohta erinevate looduslike ja poollooduslike alade osakaaluga vaatlusaladel 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil 2013. a. Tartumaal. Tärnid (*) tähistavad statistiliselt olulist erinevust ($p < 0,05$) ja ns (*not significant*) tähistab statistiliselt mitte olulist erinevust kahe erineva püügiaja vahel ($p > 0,05$)

Selgus, et looduslike ja poollooduslike alade osakaal mõjutas ka röövtoiduliste lülijalgsete arvukust erinevatel püügiaegadel: keskmise ja madala osatähtsusega vaatlusaladel koguti juuli kuus oluliselt vähem lülijalgseid võrreldes juuni kuuga (vastavalt: $\chi^2=11,54$; $df=1$; $p<0,001$ ja $\chi^2=7,83$; $df=1$; $p<0,006$; joonis 8). Samas kui loodusrikastes maastikes (joonisel „Kõrge“) lülijalgsete arvukuses statistiliselt olulist vähenemist ei esinenud ($\chi^2=2,31$; $df=1$; $p=0,13$). Seega, kõrge looduslike alade osakaaluga maastike võib pidada stabiilsemaks elukeskkonnaks röövtoiduliste lülijalgsetele. Arvukuse vähenemine juulis loodusvaestemates maastikes (joonisel „Keskmine“ ja „Madal“) võib tuleneda röövtoiduliste lülijalgsete liikumisest toiduotsingule mitte-haritavatelt maastikuelementidelt nendega piirnevatele kultuurpõldudele.

Kuigi keskmised õhutemperatuurid olid sarnased, siis väiksem liikumine ja sellest tulenev väiksem püük juuli kuus võib olla seotud 3.–5. juuli maapinna maksimum temperatuuriga, mis ulatus 46,1 °C-ni (võrdluseks juuni maksimum 37,8 °C). Kuigi enamik maapealseid lülijalgseid on öise eluviisiga, siis kõrge maapinna temperatuur võis mõningal määral siiski mõjutada lülijalgsete liikumise aktiivsust ja vähendada pinnasepüünistesse sattumise tõenäosust.

3.2. Röövtoiduliste lülijalgsete arvukus maastikuelementide võrdluses

Sarnaselt looduslike ja poollooduslike alade osatähtsusele vaatlusalades mõjutasid ka maastikuelemendid oluliselt röövtoiduliste lülijalgsete arvukust püünistes ($\chi^2=37,16$; $df=4$; $p<0,0001$). Areaalsetest maastikuelementidest eristus kõrgema arvukuse poolest haljaskesa, kust leiti statistiliselt oluliselt rohkem röövtoidulisi lülijalgseid võrreldes heinamaa ja metsaservaga, mis omavahel ei erinenud (Tukey HSD test, $p>0,05$; joonis 10).



Joonis 9. Keskmine (\pm SE) röövtoiduliste lülijalgsete arv erinevatel maastikuelementidel pinnasepüünise kohta ühel vaatluskorral 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p < 0,05$)

Kuigi rohuribal oli keskmine arvukus suurem, siis statistiliselt olulist erinevust võrreldes puiskoridoriga ei leitud (Tukey HSD test, $p > 0,05$; joonis 9), mistõttu röövtoiduliste lülijalgsete arvukus lineaarsetel maastikuelementidel tuleb lugeda sarnaseks. Ka Pfiffner ja Luka (2000) on leidnud sarnasuse rohuriba ja puiskoridori rollis maapealsete lülijalgsete arvukusele uurides erinevate maastikuelementide tähtsus talvituspaigana.

Heinamaa ja metsa tüübid võivad sarnaneda paksema varise kihi poolest, mis on oluline maapealsete lülijalgsete talvituspaiga valikul. Heinamaa võis aga pakkuda elupaika avatud maastikke eelistavatele rühmadele ja metsaservad suletud maastikke eelistavatele rühmadele. Allpool esitatud analüüs (ptk 3.3) näitab, et kõrge röövtoiduliste lülijalgsete arvukus haljaskesal on aga mõjutatud ämblikulaadsete püükidest.

Maastikuelementide ja vaatlusalade koosmõju röövtoiduliste arvukusele

Analüüsidest maastikuelementide ning kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osatähtsusega vaatlusalade koosmõju röövtoiduliste lülijalgsete arvukusele selgus, et nende koosmõju oli oluline röövtoiduliste lülijalgsete arvukusele ($\chi^2 = 20,62$; $df = 8$; $p < 0,01$; joonis 10).

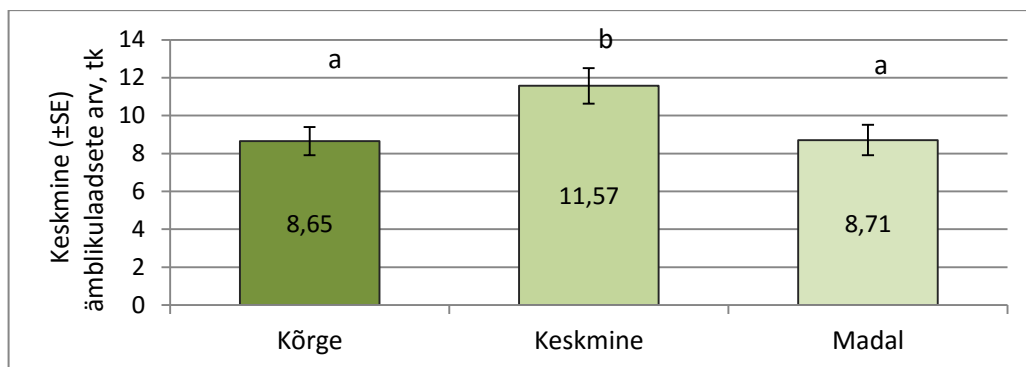
3.3. Ämblikulaadsete (Arachnida) arvukus

Esimesel kogumisperioodil, 4.–6.juunil 2013.aastal, leiti kokku 4 410 ämblikulaadset ja teisel kogumisel, 3.–5.juulil 2013. aastal, 2 311 ämblikulaadset, kokku 6 721 isendit. Ämblikulaadsetest moodustas ämblikulisi (Araneae) 6 680 ja koibikuid (Opiliones) 41 isendit¹ mistõttu täpsem arvukuse analüüs erinevate maastikuelementide ja erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade kohta tehti koondatult ämblikulaadsete (Arachnida) kohta.

Katse tulemusi saab võrrelda 2003. aastal põllumuldade bioloogilisse mitmekesisuse hindamise projekti (ETF grant 5571) raames läbi viidud katse tulemustega, millega uuriti ämblike arvukust põllu servas ning põllu servast erinevatel kaugustel põllu sisemusse (võrdluseks käesoleva töö katses põlluga püünised põlluga piirnevatel mitte-haritavatel maastikuelementidel). Tulemused põllu servas ja kuni 20 m kaugusele põllu servast oluliselt ei erinenud ning keskmine ämblike arv püüniste kohta oli $4 \pm 4,7$ (keskmine \pm standardhälve) (Meriste 2004). Meriste (2004) töö katses tühjendati püüniseid 5 ööpäeva tagant (võrdluseks käesoleva töö katses 24 tunni tagant). Seega, arvestades kahe katse erinevaid püünise tühjendamise aegu ning katse keskkonna erinevusi, võib hinnata käesoleva töö keskmiseid arvukusi üldiselt kõrgeks ulatudes kuni 12 isendini püünise kohta.

Samas mõjutas looduslike alade osakaal oluliselt ämblikulaadsete arvukust püünises ($\chi^2=12,87$; $df=2$; $p<0,05$; joonis 11). Ämblikulaadsete arvukus oli oluliselt kõrgem keskmise looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel võrreldes kõrge ja madala osakaaluga aladega (Tukey HSD test, $p<0,05$), mis omavahel oluliselt ei erinenud (joonis 11).

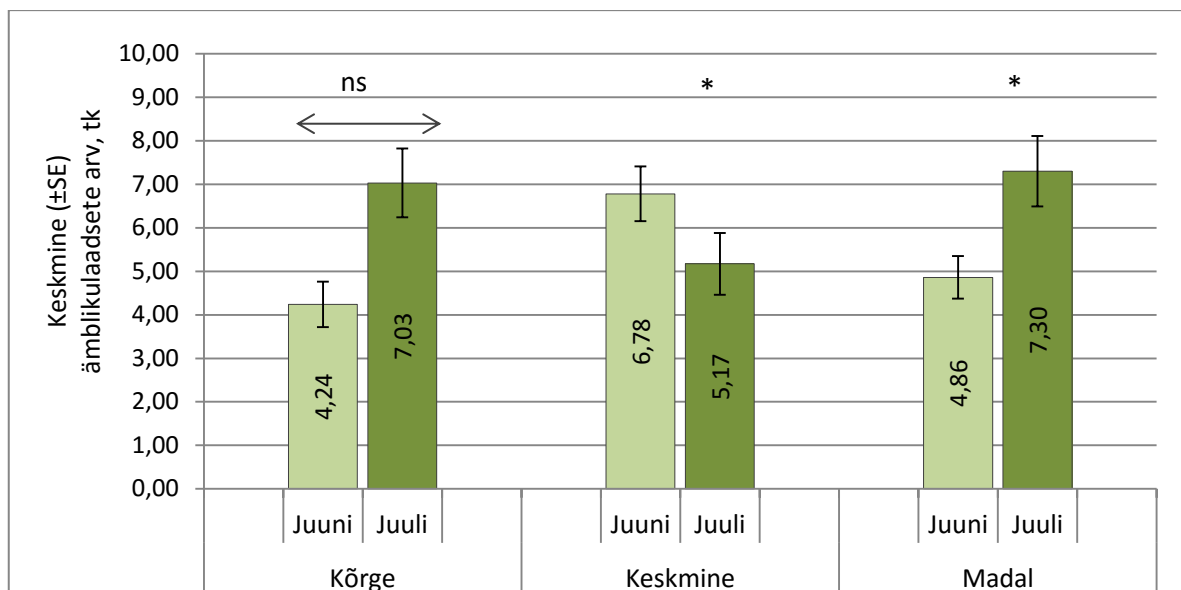
¹ Võimalik, et osa koibikuid läks kaduma proovide sorteerimisel, sest proovides võeti arvesse vaid terveid isendeid. Võrreldes ämblikega on koibikud aga palju kergemini muljutavad ja seetõttu raskesti säilitatavad.



Joonis 11. Keskmine (\pm SE) ämblikulaadsete (Arachnida) arv pinnasepüünise kohta erinevate looduslike ja poollooduslike alade osakaaluga vaatlusaladel 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p < 0,05$)

Väiksem arvukus loodusrikastel (joonisel “Kõrge”) ja loodusvaestel (joonisel ”Madal”) aladel võib olla seotud vastavalt kas ämblikulaadsete hajumise või kontsentreerumisega: kõrge osakaaluga vaatlusalal leidub rohkem mitte-haritavaid alasid, mille vahel loomad jagunevad/hajuvad. Madala looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel koonduvad loomad olemasolevatele mitte-haritavatele aladele, sest alternatiivseid häiringuteta alasid, mille vahel hajuda, on vähe ja nad kontsentreeruvad olemasolevatele vähegi sobivatele aladele.

Ämblikulaadsete arvu püünise kohta mõjutas ka vaatlusaeg ($\chi^2=60,30$; $df=1$; $p < 0,05$). Erinevused (Tukey HSD, $p < 0,05$) juuni ja juuli kuu püükides ilmsid keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga maastikes (joonis 12).

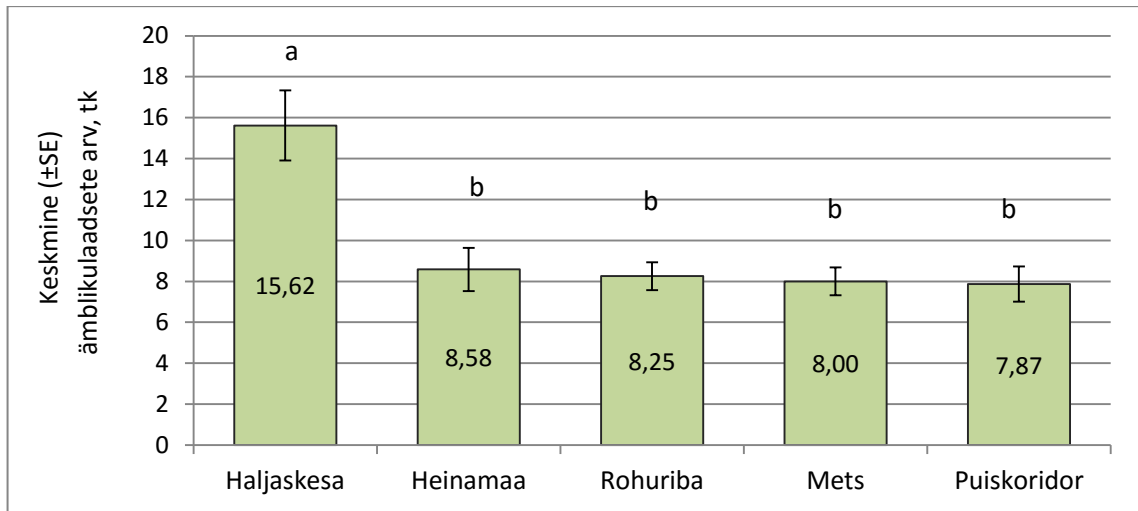


Joonis 12. Keskmine (\pm SE) ämblikulaadsete (Arachnida) arv pinnasepüünise kohta erinevate looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil 2013. a. Tartumaal. Tärnid (*) tähistavad statistiliselt olulist erinevust ($p < 0,05$) ja ns (*not significant*) tähistab statistiliselt mitte olulist erinevust kahe erineva püügiaja vahel ($p > 0,05$)

Kõrge looduslike alade osakaaluga maastikes võib aga keskmisi püuke suve alguses ja keskpaigas sarnaseks pidada, mis sarnaselt röövtoiduliste lüljalgsete üldarvukusele ei statistilist olulist erinevust ei omanud (Tukey HSD, $p > 0,05$).

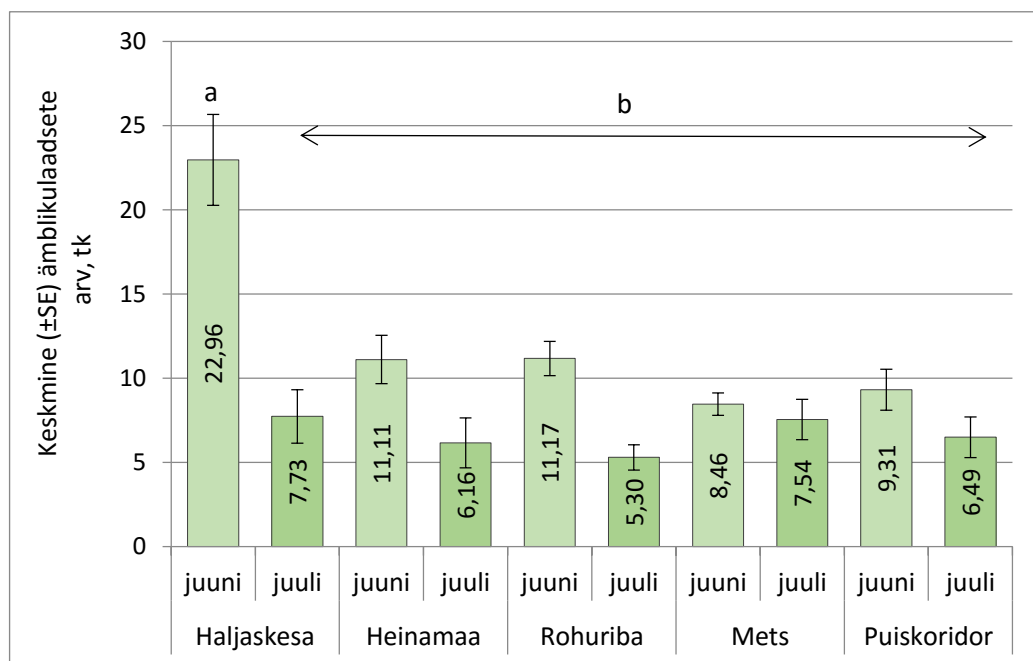
Ämblikulaadsete arvukus maastikuelementide võrdluses

Erinevate maastikuelementide võrdluses ($\chi^2=48,01$; $df=4$; $p < 0,05$) esines enim ämblikulaadseid haljaskesa tüüpi maastikuelemendil (kokku 1653 isendit). Põlluga piirnevate metsaservade, heinamaade ja lineaarsete maastikuelementide (puiskoridor ja rohuriba) ämblikulaadsete arvukuses olulist erinevust ei esinenud (Tukey HSD, $p > 0,05$; joonis 13).



Joonis 13. Keskmine (±SE) ämblikulaadsete arv pinnasepüünise kohta erinevatel maastikuelementidel ühel vaatluskorral 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p < 0,05$)

Oluline erinevus ämblikulaadsete arvukuses vaatlusaegade võrdluses ilmnes juuni kuu haljaskesa ja kõigi teiste maastikuelementide juuni ja juuli kuu püükide vahel (Tukey HSD $p < 0,01$; joonis 14).

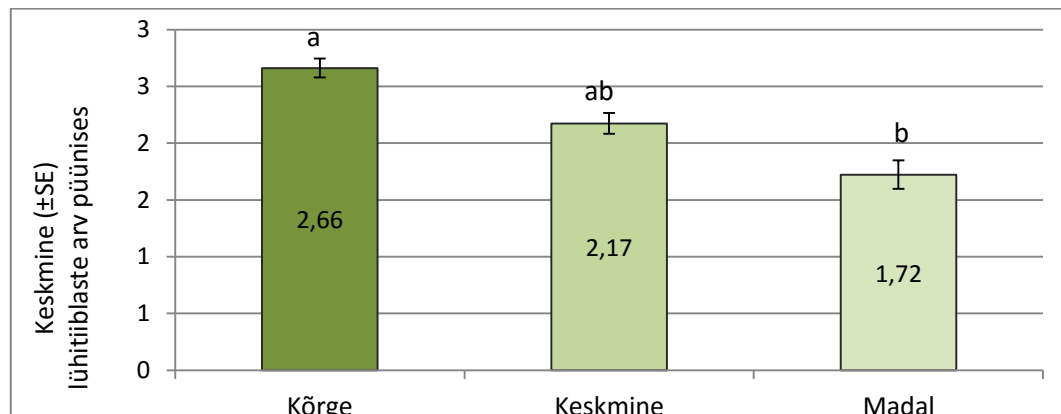


Joonis 14. Keskmine (±SE) ämblikulaadsete arv pinnasepüünise kohta erinevatel maastikuelementidel 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p < 0,05$)

Ämblikulaadsete kõrge esinemine haljaskesal suve alguses (keskmiselt $22,96 \pm 2,69$ isendit püünise kohta) võrreldes suve keskpaigaga (keskmiselt $7,73 \pm 1,58$ isendit püünise kohta) võib tuleneda talvituvate ämblikulaadsete refuugiumi valikust, milleks põllumajandusmaastikus on rohumaad (Marc *et al.* 1999). Ämblikulaadsete arvu vähenemine haljaskesal juuli alguseks võib olla seotud häiringutega, mis suve edenedes suurenesid ja ka toidubaas võis ammenduda. Need muutused võisid tingida loomade hajumise erinevate maastikuelementide vahel.

3.4. Lühitiiblaste (Staphylinidae, Coleoptera) arvukus

Võrreldes ämblikulaadsete ja jooksiklastega sattus lühitiiblaste pinnapüünistesse vähem ulatudes kuni kolme isendini püünise kohta (võrdluseks leiti loodusliku taimikuga teravilja põlluga piirneval põlluserval läbi viidud katses keskmiselt 13 isendit kitsal ja 18 isendit laiemal rohuribal püünise kohta 72 h jooksul ajavahemikul 13. –25.07.2010; Vaarak 2011). Lühitiiblaste arvukusele avaldas olulist mõju vaatlusalade looduslike alade osakaal ($\chi^2=6,46$; $df=2$; $p<0,05$; joonis 14).

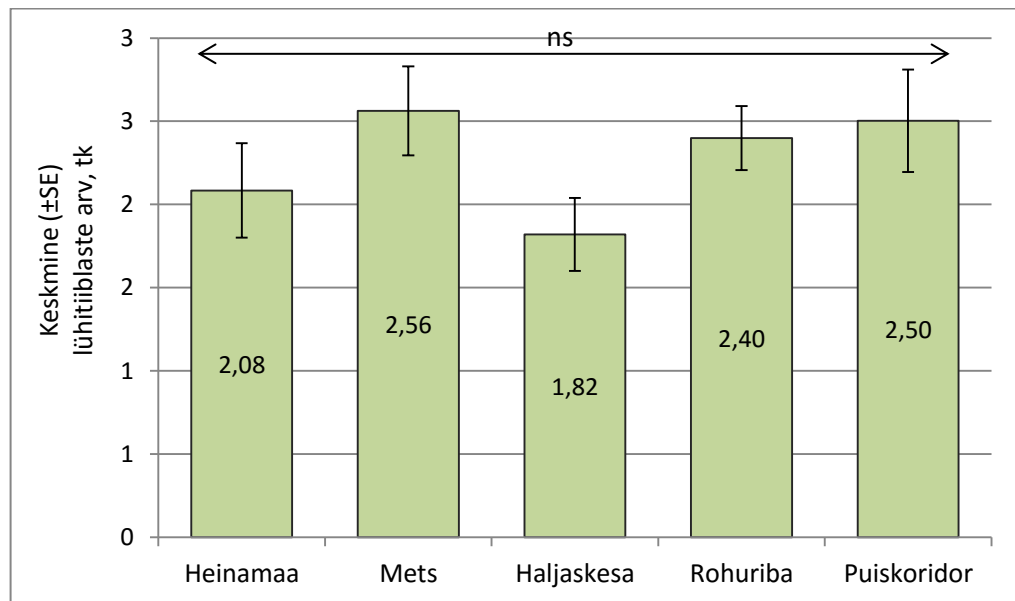


Joonis 14. Keskmine (\pm SE) lühitiiblaste arv pinnasepüünise kohta ühel vaatluskorral erinevate looduslike ja poollooduslike alade osakaaluga vaatlusaladel 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p<0,05$)

Lühitiiblaste kõrgeim arvukus loodusrikkastel vaatlusaladel on tõenäoliselt mõjutatud toitumisalade rohkusest. Lühitiiblaste toituvad lisaks mardikate vastsetele ja teistele

putukatele ka mullafaunast: lestadest, hooghännalistest ja väiksematest nematoodidest (Ekschmitt *et al.* 1997). Seega, eeldades, et kõrge looduslike alade osakaaluga maastikel olid ka tervemad mullad, on lühitiiblaste kõrgeim arvukus selgitatav ka lisaks talvitus- ja varjepaikade rohkusele ka toidubaasi rohkusega.

Erinevate maastikuelementide võrdluses statistiliselt olulised erinevused lühitiiblaste arvukuses puudusid ($\chi^2=5,36$; $df=4$; $p>0,05$; joonis 15).

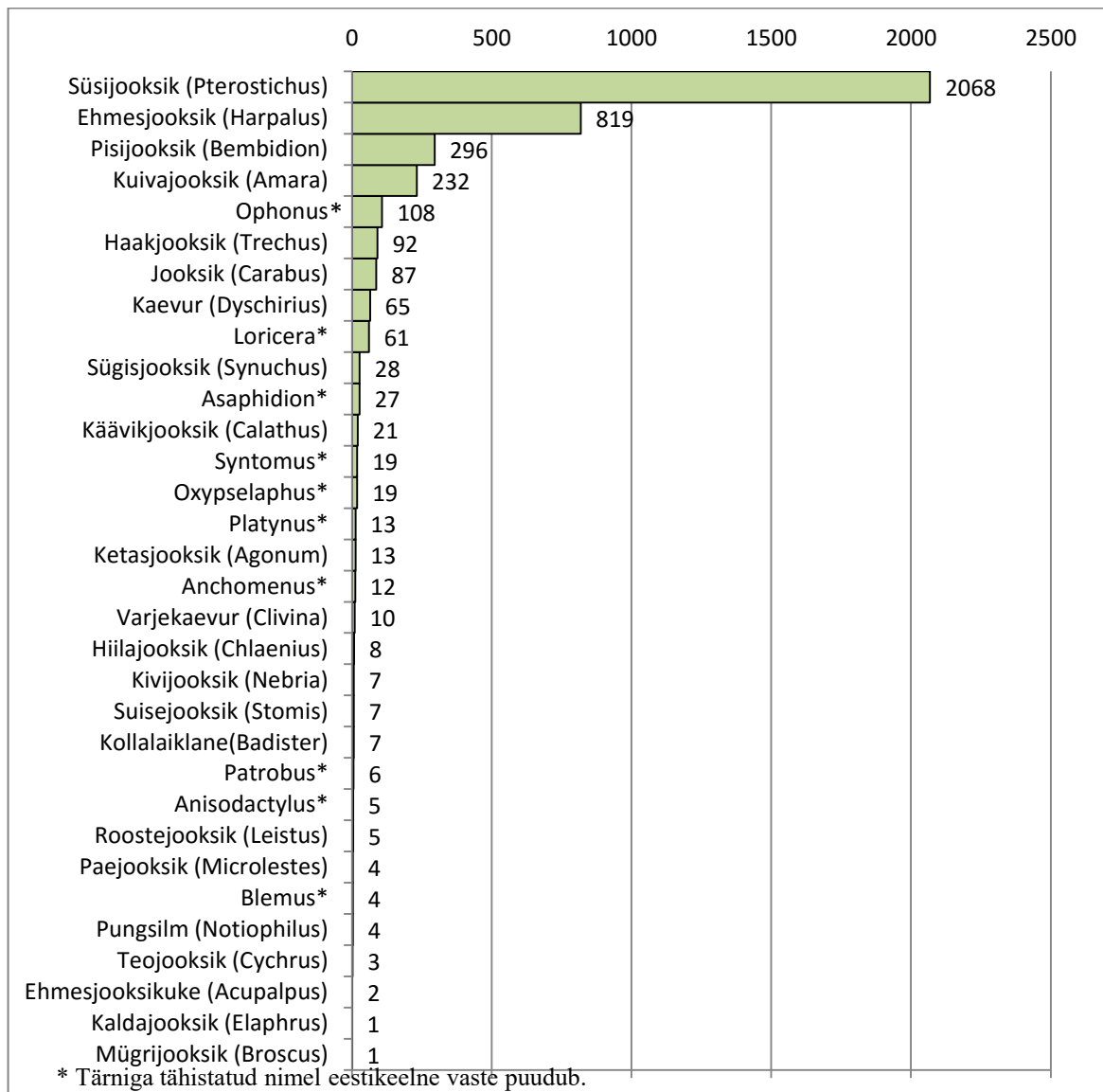


Joonis 15. Keskmine (±SE) lühitiiblaste arv pinnasepüünise kohta ühel vaatluskorral erinevatel maastikuelementidel 2013. a. Tartumaal. Statistiliselt oluline erinevus variantide vahel puudub ($p>0,05$)

Maastikuelementidest ei eristunud ükski tüüp, mis oleks lühitiiblaste arvukust rohkem või vähem toetanud. Üks põhjustest võib olla lühitiiblaste toidubaas, mis võrreldes ämblikulaadsete (kõrgemat arvukust toetas haljaskesa; ptk. 3.3) ja jooksiklastega (kõrgemat arvukust toetas rohuriba; ptk. 3.5) ei sõltu niivõrd taimestikust, sest lisaks maapealsele saagile moodustab olulise osa toidust mullafauna (Ekschmitt *et al.* 1997).

3.5. Jooksiklaste (Carabidae, Coleoptera) arvukus

Kokku püüti kogu vaatlusperioodi jooksul 4 117 jooksiklast. Kokku määrati 97 liiki, kes jagunesid 32 perekonna vahel (joonis 16). Kõige rohkem leiti süsijooksikute (*Pterostichus*) perekonda kuuluvaid liike (kokku 2068 isendit). Teisena eristus perekond ehmesjooksik (*Harpalus*) 819 püütud isendiga.



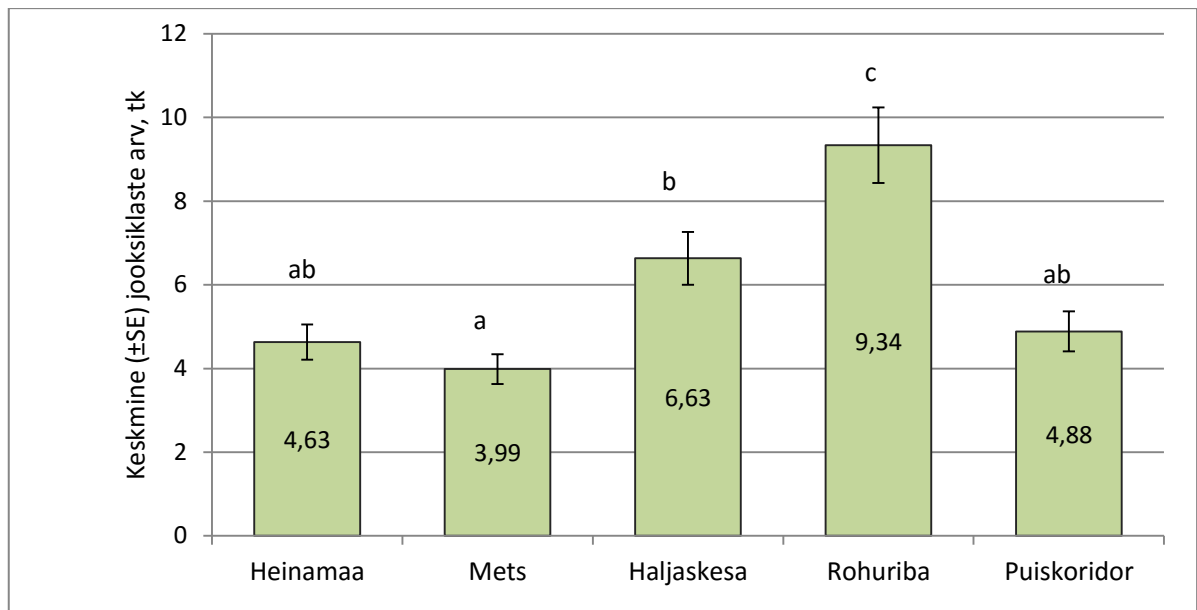
Joonis 16. Pinnasepüünistega püütud jooksiklaste sugukonda kuuluvate isendite koguarvud perekondade kaupa, Tartumaal, 2013. a

Jooksiklaste perekondade esinemisest isendite suurema arvu järjekorras nähtub, et kuigi perekond kuivajooksik (*Amara*) on isendit arvu poolest neljandal kohal, siis võrreldes perekond süsijooksik isenditega, on kuivajooksikute esinemine väike. Küll aga suudab näiteks perekonda kuivajooksik kuuluv *A. similata* Gyll. samaväärselt toituda rapsi kahjustavate mardikate vastsetest sarnaselt tugeva entomofaagi vask-süsijooksikuga (*P. cupreus*) (Büchs 2007). See viitab vajadusele täpsemalt uurida, millised maastikuelemendid ja millises asetuses ümbritsevas maastikus toetavad perekonna kuivajooksik (*Amara*) liikide esinemist enim.

Keskmi jooksiklaste arvu pinnasepüünise kohta (joonised 17 ja 18) võib lugeda kõrgeks võrreldes varem agraarmaastiku mitte-haritavatel maastikuelementidel läbiviidud katsetega pinnapüünistega: 1 ööpäeva kohta niidetavalt rohumaalt 1,24 isendit, püsirohumaalt 2,59 isendit (Kajak & Lukasiewicz 1994); 13 ööpäeva kohta (72 h tagant tühjendamisega) keskmiselt 250 isendit laiemalt rohuribalt ja 380 isendit kitsamalt rohuribalt (Vaarak 2011).

Jooksiklaste arvukus maastikuelementide võrdluses

Käesolevas katses leiti, et maastikuelemendid mõjutasid jooksiklaste arvukust ($\chi^2=13,48$; $df=4$; $p<0,05$) ja viie maastikuelemendi võrdluses eristus kõigist teistest tüüpidest rohuriba (Tukey HSD, $p<0,05$) kõrgeima keskmise isendite arvu poolest (joonis 17). Areaalsete maastikuelementide võrdluses toetas kõrgemat jooksiklaste arvukust haljaskesa, millega sarnanes ka heinamaa (Tukey HSD, $p>0,05$, kuid väiksema arvukuse poolest erinesid metsaservade püükide tulemused (Tukey HSD, $p<0,05$; joonis 17).



Joonis 17. Keskmine (\pm SE) jooksiklaste arv pinnasepüünise kohta ühel vaatluskorral erinevatel maastikuelementidel 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust variantide vahel ($p < 0,05$)

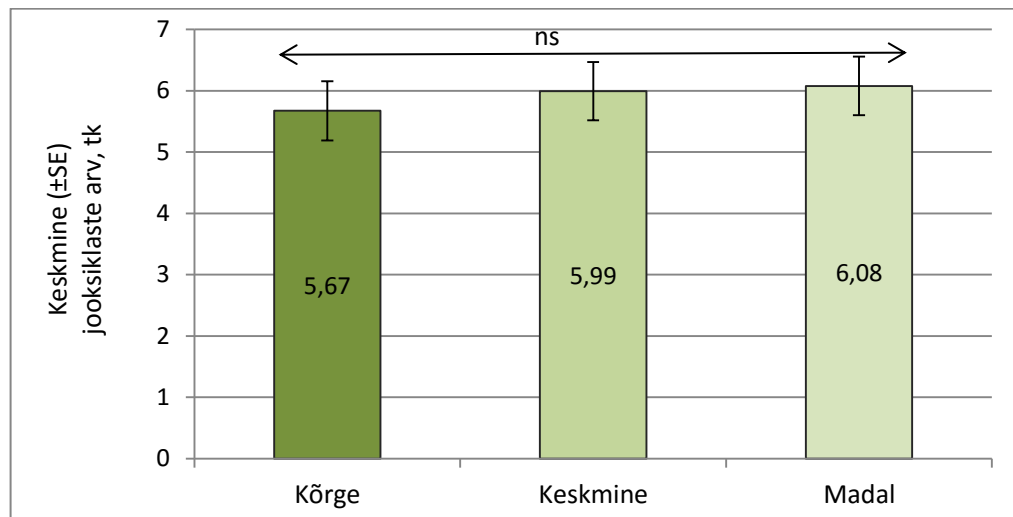
Kõrgem arvukus rohuribal võib olla selgitatav jooksiklastele soodsa taimestiku olemasoluga, koondumisega toidubaasi (kultuurpõllu) lähedusse ja rohuriba asetumisega maastikus ühenduskoridoridena, sest lisaks varje- ja talvituspaigale, on lineaarsed põlluribad oma olulisust tõestanud ka biotoopide vaheliste ühenduskoridoridena (Kromp & Steinberger 1992). Sobiliku taimestiku korral asustavad maapeal liikuvad kasurid rohumaaribad juba 11–15 kuu möödudes alates selle rajamisest ja taimestiku külvamisest (Thomas & Marshall 1999).

Samas, teine lineaarne maastikuelement, puiskoridor, mis oleks võinud sarnaset rohuribale toimida ühenduskoridorina, erineb keskmise jooksiklaste arvu poolest rohuribast oluliselt (Tukey HSD, $p < 0,05$). Selle põhjuseks võib olla puiskoridoride taimestikuline struktuur ja mitmekesisus. Varchola ja Dunn (2001) leidsid, et jooksiklaste arvukus ja liigirikkus on olnud suurem võsa ja/või hekiga kaetud maaribal kui lineaarsetel rohtsetel põlluribadel enne põllukultuuri aktiivset kasvu (Varchola & Dunn 2001). Hiljem, põllukultuuri hilisemas kasvujärgus, jooksiklaste arvukus ja liikide rohkus neis kahes biotoobis sarnaneb või isegi muutub vastupidiseks. Seevastu Thomas ja Marshall (1999) leidsid, et lüljalgsete arvukus oli hekiga kaetud maaribal kõrgem ka sõltumata sellega piirneva põllul kasvava kultuuri kasvujärgust. Maastikuelementide ja vaatlusaja koosmõju analüüsidest leiti, et 4.–

6. juuni ja 3.–5. juuli tulemused maastikuelementide kaupa oluliselt ei erine ($\chi^2=3,56$; $df=4$; $p>0,05$).

Jooksiklaste arvukus erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses

Kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalade mõju jooksiklaste arvukusele ei erinenud ($\chi^2=0,39$; $df= 2$; $p>0,05$; joonis 18).



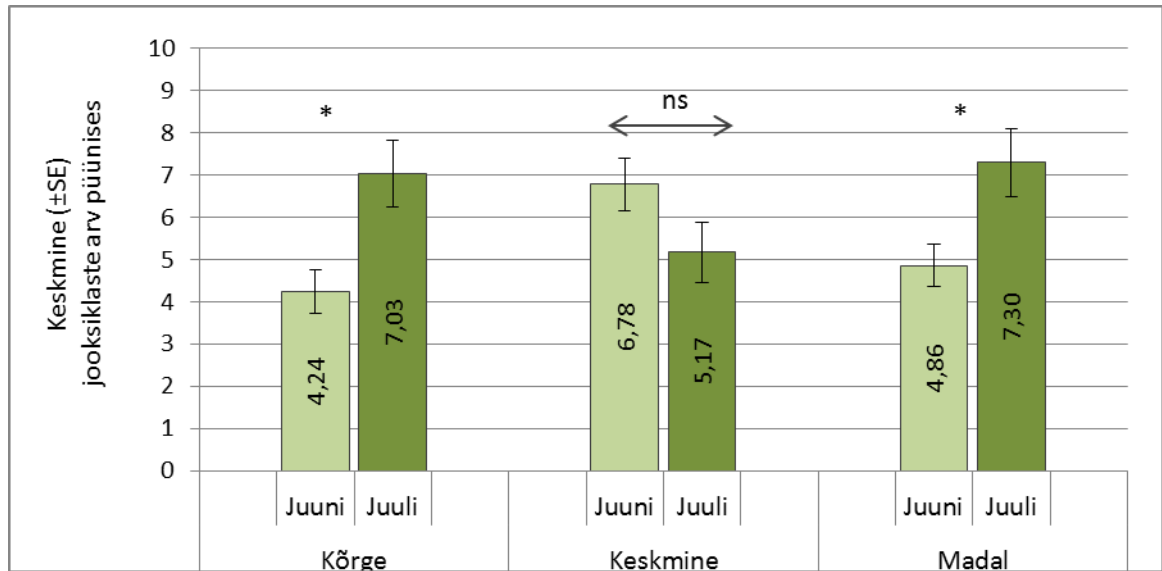
Joonis 18. Keskmine ($\pm SE$) jooksiklaste arv pinnasepüünise kohta ühel vaatluskorral erinevate looduslike ja poollooduslike alade osakaaluga vaatlusaladel 2013.a. Tartumaal. Statistiliselt oluline erinevus variantide vahel puudub ($p>0,05$)

Eeldatust rohkem sarnanesid omavahel aga madala ja kõrge kategooria vaatlusalad arvestades nende kategooriate looduslike alade osakaalu erinevust. Kuigi madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalad sisaldasid pindalaliselt vähem mitte-haritavat maad, siis võis kõrget jooksiklaste üldarvu mõjutada putukate koondumine rohuribadele. Seega, madala loodusliku alade osakaaluga vaatlusala sarnane jooksiklaste arv võib olla seotud kõrgete püükidega kitsalt lineaarselt rohuribalt (joonis 17).

Lisaks mõjutavad jooksiklaste arvukust ka rohuribal domineerivad taimeliigid. Näiteks, maisipõldudega piirnevatel lihtsatel ja kompleksitel rohumaaribadel läbi viidud uuringu tulemusel selgus, et jooksiklaste arvukus lihtsal rohumaaribal oli suurem kui kompleksel tänu lihtsal tihedalt kasvava dominandi ohtetu luste (*Bromus inermis* Leyss.) võimele hoida niiskust ja säilitada niiskem keskkond võrreldes rikkaliku taimestikuga rohumaaribal (Varchola & Dunn 1999).

Vaatlusala looduslike alade osakaalu ja vaatlusaja koosmõju jooksiklaste arvukusele

Kuigi erinevusi looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses ei leitud (joonis 18), siis ilmned olulised erinevused looduslike alade osakaalu ja vaatlusaja koosmõjul ($\chi^2=9,11$; $df=2$; $p<0,05$; joonis 19).



Joonis 19. Keskmine (\pm SE) jooksiklaste arv pinnasepüüüinise kohta 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil 2013. a. Tartumaal. Tärnid tähistavad statistiliselt olulist erinevust püüüiaegade vahel ($p<0,05$)

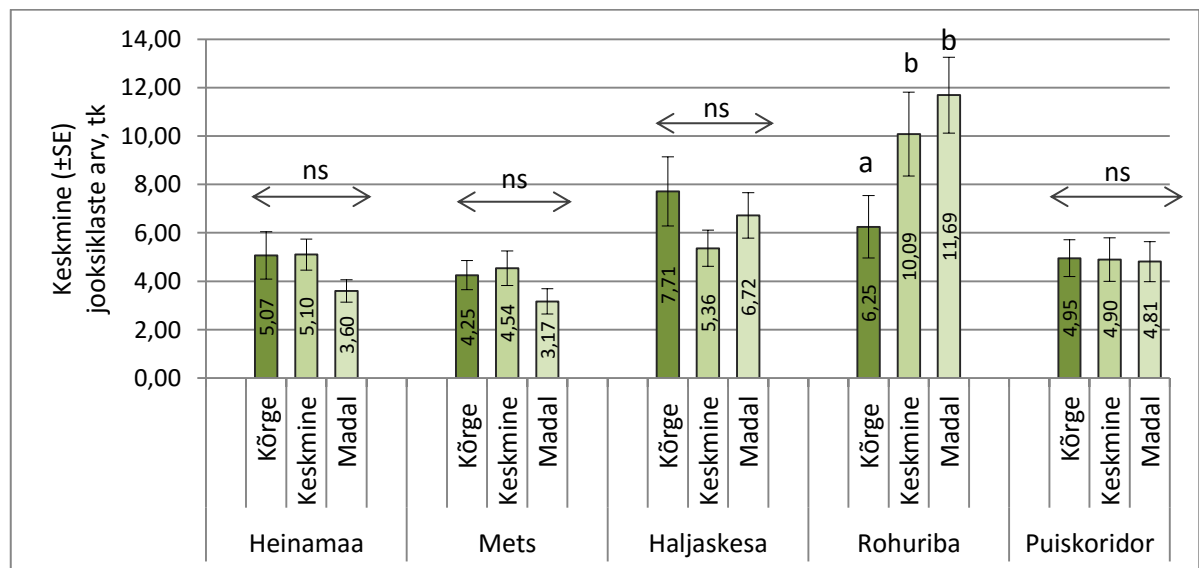
Oluline erinevus (Tukey HSD, $p<0,05$) 4.–6.juuni ja 3.–5.juuli keskmise püüüide vahel leiti loodusrikastest (joonisel „Kõrge“) ja loodusvaestest (joonisel „Madal“) vaatlusaladel, kus jooksiklaste arvukus oli suurem teisel kogumiskorral. Arvukuse erinevust kõrge looduslike alade sisaldusega vaatlusaladelt võib selgitada jooksiklaste nõ hilinenud migreerumise nähtusega, mis esineb just kõrge talvituspaikade osakaaluga põllumajandusmaastikel (Wamser *et al.* 2011). Tõenäoliselt leidis kõrge looduslike alade osatähtsusega vaatlusaladel oluliselt rohkem jooksiklastele sobivaid talvituspaikasid ja nad leidsid kevadsessioonil sealt rohkem ka toitu ja ei liikunud nii kiiresti kultuurpõldude ligidusse toitu otsima. Keskmise looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel erinevatel aegadel püüüitud jooksiklaste arvukuses statistiliselt oluline erinevus puudus (Tukey HSD, $p>0,05$).

Juuni püüüi kuupäevad oli potentsiaalselt hiilamardikate (*Meligethes* spp.) vastsete mulda laskumise aeg (Veromann *et al.* 2006) ja juuli kuupäevad kõdra-peitkärsakate

(*Ceuthorhynchus obstrictus* Marsh.) vastsete mulda laskumise aeg (suulised andmed Eve Veromannilt). Arvestades, et juuli alguseks valmivad ka mitmete umbrohtude seemned ning domineerivamate jooksiklaste seas oli segatoidulisi liike (*P. vulgaris* Ill., *H. rufipes* Deg.) võis kõrgeim arvukus kõrge ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel olla seotud toiduvaliku suurenemisega kultuurpõldudel võrreldes juuni kuuga.

Maastikuelementide ja vaatlusalade koosmõju jooksiklaste arvukusele

Analüüsidest maastikuelementide mõju jooksiklaste arvukusele arvestades nende paiknemist vaatlusala (kõrge, keskmise, madal looduslike alade osakaaluga maastikus leiti, et nende faktorite koosmõju on oluline ($\chi^2=17,02$; $df=8$; $p=0,03$). Lineaarsetest maastikuelementidest sarnaseid keskmised püügid puiskoridori tüüpi maastikuelemendilt (Tukey HSD, $p>0,05$), kuid oluline erinevus ilmnis rohuriba tüüpi maastikuelementidel, kus madala looduslike alade osakaaluga maastikes paiknenud rohuribadel oli jooksiklaste arvukus oluliselt suurem kui kõrge looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel asuvatel rohuribadel (Tukey HSD, $p<0,05$; joonis 20).



Joonis 20. Keskmine (±SE) jooksiklaste arv pinnasepüünte kohta 2013. a. Tartumaal. Erinevad tähed tähistavad statistiliselt olulist erinevust ($p<0,05$) ja ns (*not significant*) tähistab statistiliselt mitte olulist erinevust maastikuelementidel erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel ($p>0,05$)

Areaalsete maastikuelementide jooksiklaste arvukuses erineva looduslike alade osakaaluga maastikes erinevusi ei leitud (Tukey HSD, $p>0,05$). Kõrgem arv (11,99±1,56) madala looduslike alade osakaaluga vaatlusaladele jäänud rohuribadel võrreldes loodusrikastel

vaatlusaladele jäävate rohuribadega ($6,25 \pm 1,29$) võib tuleneda sellest, et loodusvaestel maastikel on vähem jooksiklastele sobivaid varjumis- ja talvituspaiku ning seetõttu olemasolevatel on kõrgem kontsentratsioon.

Domineerivad jooksiklaste liigid ja arvukate ja vähearvukate liikide esinemissagedus

Kõigil viiel maastikuelementidel oli domineerivate jooksiklaste liikide hulgas segatoidulised põllu-süsijooksik (*P. melanarius* Ill. sün. *P. vulgaris* L.) ja seemnejooksik (*H. rufipes* Deg.). Teiste dominantide osas on aga maastikuelementide lõikes väikesed erinevused.

Domineerivad liigid haljaskesal:

- põllu-süsijooksik (*P. melanarius*) – 27%
- seemnejooksik (*H. rufipes*) – 22%
- vask-süsijooksik (*Poecilus cupreus* L. sün. *Pterostichus cupreus* L.) – 11%

kõikidest haljaskesal esinenud liikidest. Ülejäänud liikide osakaal jäi alla 10% kõikidest haljaskesal esinenud liikidest. Kokku leiti haljaskesa tüüpi maastikuelemendilt 51 jooksiklase liiki.

Domineerivad liigid metsaservas:

- põllu-süsijooksik (*P. melanarius*) – 31%
- suur-süsijooksik (*Pterostichus niger* Schall) – 13%
- seemnejooksik (*H. rufipes*) – 11%

kõikidest metsaserval esinenud liikidest. Ülejäänud liikide osakaal jäi alla 10% kõikidest metsaserval esinenud liikidest. Kokku leiti metsa tüüpi maastikuelemendilt 53 jooksiklase liiki.

Domineerivad liigid lineaarsel puude ja põõsastega alal:

- põllu-süsijooksik (*P. melanarius*) – 30%
- suur-süsijooksik (*P. niger*) – 17%
- seemnejooksik (*H. rufipes*) – 16%

kõikidest puiskoridorides esinenud liikidest. Ülejäänud liikide osakaal jäi alla 10% kõikidest puiskoridorides esinenud liikidest. Kokku leiti puiskoridori tüüpi maastikuelemendilt 57 jooksiklase liiki.

Domineerivad liigid kitsal linearsel rohuribal:

- põllu-süsijooksik (*P. melanarius*) – 30%
- seemnejooksik (*H. rufipes*) – 21%
- suur-süsijooksik (*P. niger*) – 9%

kõikidest rohuribadel esinenud liikidest. Ülejäänud liikide osakaal jäi alla 9% kõikidest rohuribadel esinenud liikidest. Kokku leiti haljaskesa tüüpi maastikuelemendilt 62 jooksiklase liiki.

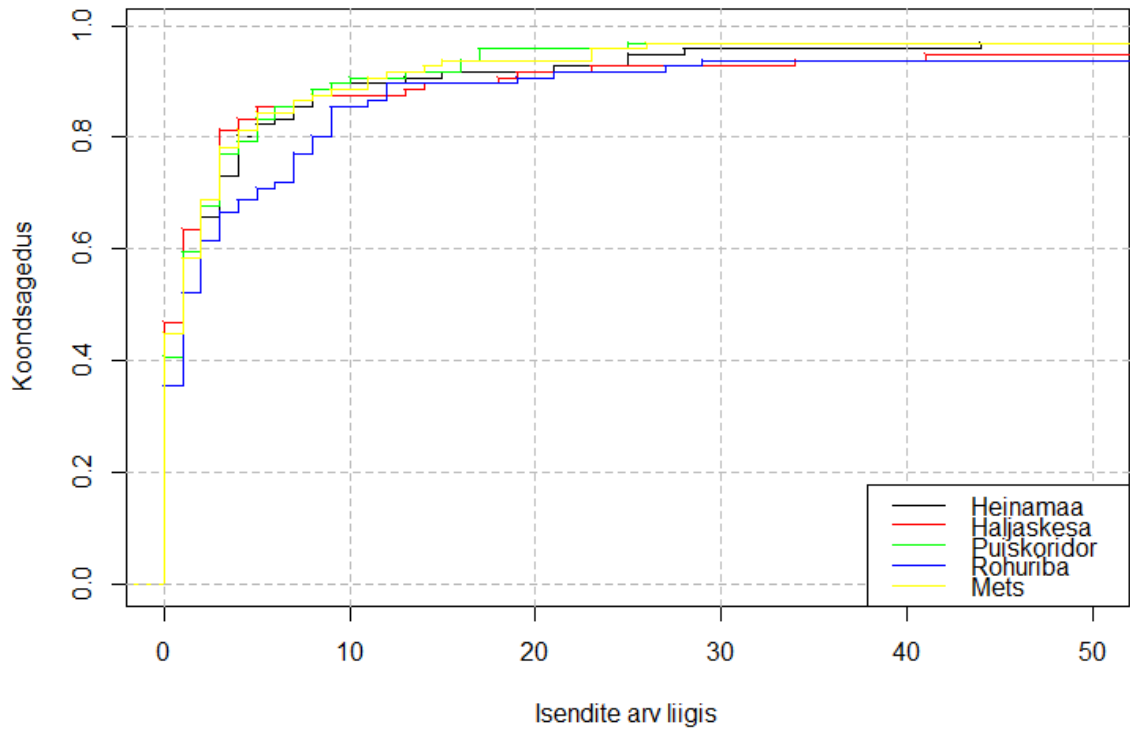
Domineerivad liigid heinamaal:

- põllu-süsijooksik (*P. melanarius*) – 22%
- seemnejooksik (*H. rufipes*) – 14%
- suur-süsijooksik (*P. niger*) – 9%

kõikidest põllumajandusest välja jäänud aladel esinenud liikidest. Ülejäänud liikide osakaal jäi alla 9% kõikidest heinamaa tüüpi aladel esinenud liikidest. Kokku leiti heinamaa tüüpi maastikuelemendilt 57 jooksiklase liiki.

Arvestades, et enamik vaatlusalal põlde (27 põldu 34st) olid kaetud talirapsiga, võib tulemusi dominantsete liikide osas pidada ootuspäraseks, sest seemnejooksikut (*H. rufipes*), vask-süsijooksikut (*P. cupreus*), põllu-süsijooksikut (*P. melanarius*) agraarmaastikus seostakse talirapsi kasvualadega (Veromann *et al.* 2006; Luik *et al.* 2001). Jooksiklaste liikide arvu (51–57 sõltuvalt maastikuelemendi tüübist) võib üldiselt hinnata kõrgeks (võrdluseks näiteks Inglismaa agraarmaastikus pinnasepüünistega kogutud heki tüüpi maastikuelementidelt kokku 23–41 erinevat liiki (Asteraki *et al.* 1995)).

Lisaks dominantsetele liikidele analüüsiti ka arvukate ja vähearvukate liikide esinemise sagedust erinevate maastikuelementide võrdluses (joonis 21).



Joonis 21. Jooksiklaste (Carabidae, Coleoptera) liikide esinemise sagedus erinevate maastikuelementide võrdluses. Graafik on koostatud rakendusstatistika ja modelleerimise vabavaras R; kasutatud R-kood esitatud töö lisa (lisa 3)

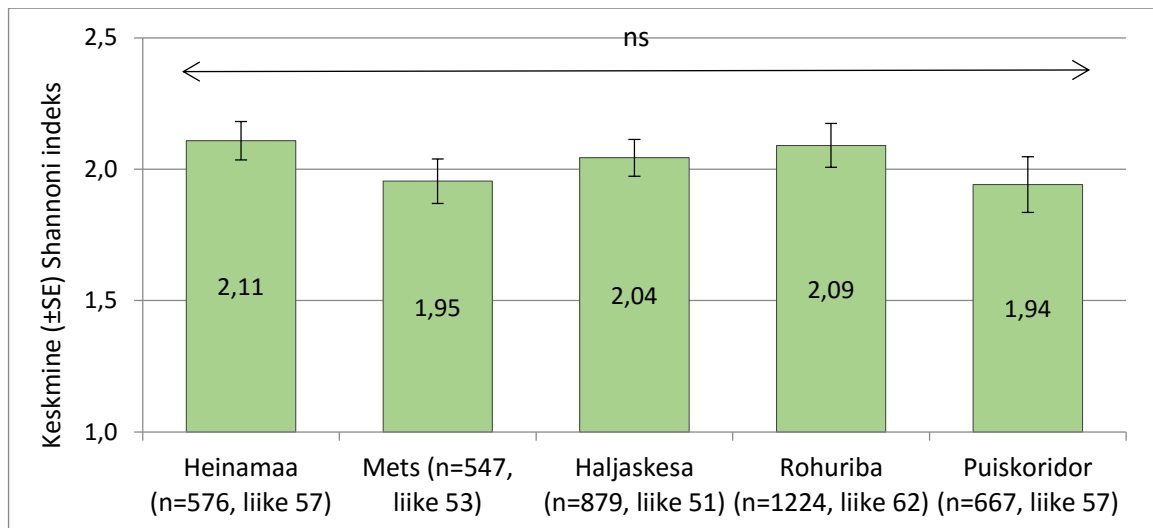
Graafikult nähtub, et kõik viis maastikuelementi olid sarnased selle poolest, et kõigis maastikuelementides on vähemalt 60% kõigist jooksiklaste liikidest (y-telg) esindatud väga vähearvukalt, 1–2 isendiga (x-telg) ning vähem kui 5% kõigist liikidest on esindatud rohkem kui 20 isendiga. Samuti nähtub graafikult, et rohuribal võib potentsiaalselt leiduda rohkem keskmise arvukusega liike (esindatud 4–9 isendiga) kui teistes kooslustes.

3.6. Jooksiklaste (Carabidae, Coleoptera) mitmekesisus

Jooksiklaste liigilise mitmekesisuse mõõtmiseks kasutati Shannoni indeksit (*Shannon-Wiener index* sün. *Shannon-Weaver index*). See indeks on üks enim levinud mitmekesisuse mõõtmise süsteem (Magurran 2004), milles suurem väärtus (väärtused jäävad vahemikku 1–10) tähistab tasakaalulist ja liigirikast kooslust, väiksema väärtusega tulemus iseloomustab aga ühe liigi domineerimist antud koosluses. Jooksiklaste mitmekesisust analüüsiti erinevate maastikuelementide võrdluses ning kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses.

3.6.1. Jooksiklaste mitmekesisus maastikuelementide võrdluses

Püsitatud hüpoteesi järgi eeldati erinevusi jooksiklaste mitmekesisuses erinevate maastikuelementide lõikes. Näiteks, suurem mitmekesisus metsa tüüpi maastikuelemendil oleks olnud seletatav põllu- ja metsaliikide koosinemisega ökotonis (Thomas *et al.* 2002) ja heinamaa tüübis tänu mitmekesise taimestikuga looduslikele rohumaadele. Mitmekesisuse arvutamiseks leiti keskmine indeksi väärtus põlluga piirnevate mitteharitavate maastikuelementide kaupa (joonis 22), mis jäid vahemikku 1,94–2,11 (võrdluseks teraviljapõldudega piirnenud kitsamatel ja laiematel rohuribadel vahemikus 1,46–2,04; Vaarak 2011).

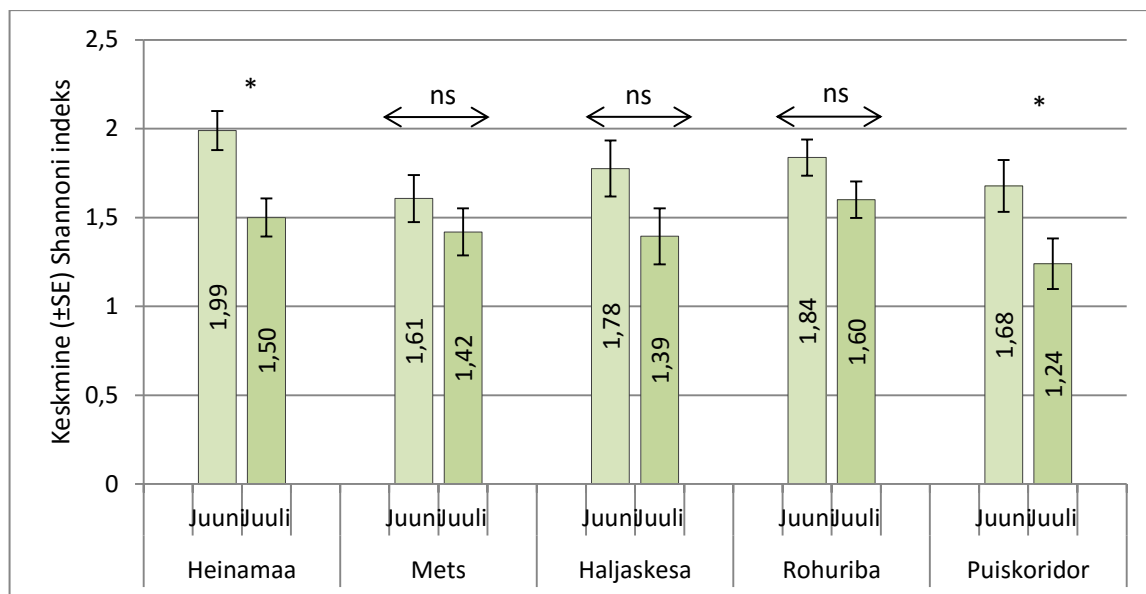


Joonis 22. Erinevatelt maastikelementidelt pinnasepüünistega kogutud jooksiklaste (Coleoptera, Carabidae) Shannoni mitmekesisuse indeks; sulgudes toodud maastikuelemendi tüübis leitud isendite ja liikide üldarv; ns (*not significant*) tähistab statistiliselt olulise erinevus puudumist variantide vahel ($p > 0,05$)

Indeksi tulemustest aga selgus, et jooksiklaste mitmekesisus erinevatel maastikuelementidel oli sarnane ning ükski maastikuelement ei eristunud (ANOVA $F_{(4, 80)} = 0,82$; $df = 4$; $p > 0,05$). Seega, töö hüpotees jooksiklaste mitmekesisuse erinevuse kohta maastikuelementide võrdluses ei leidnud kinnitust.

Maastikuelementide ja vaatlusaja koosmõju jooksiklaste mitmekesisusele

Kuigi erinevusi erinevate maastikuelementide võrdluses kogu katseperioodi kohta ei leitud (joonis 22), kuid mitmekesisust mõjutas oluliselt vaatlusaeg (ANOVA $F_{(1, 162)} = 17,58$; $df = 1$; $p < 0,01$), siis uuriti täpsemalt, millistes maastikuelementides oli jooksiklaste mitmekesisuses erinevusi ajalisel skaalal (joonis 23).

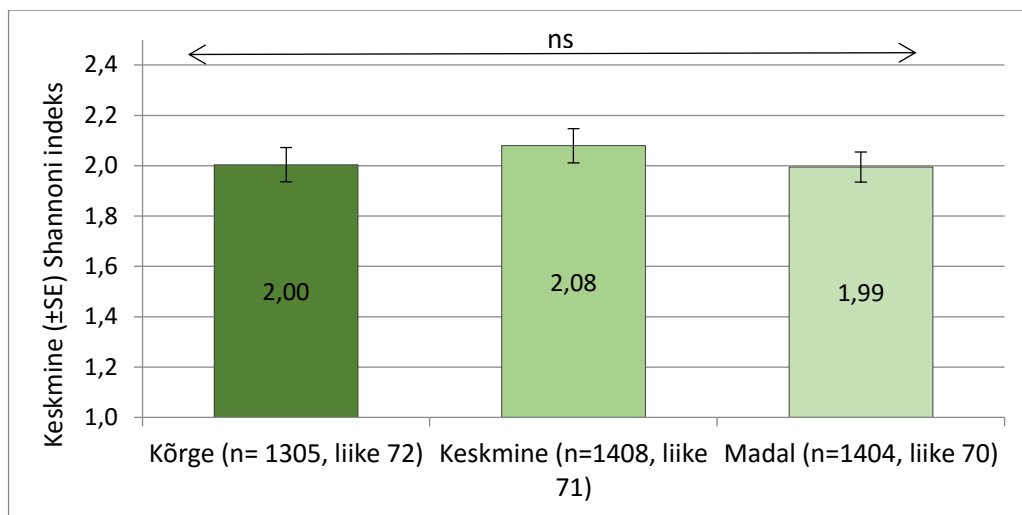


Joonis 23. Erinevate maastikelementidelt pinnasepüünistega kogutud jooksiklaste (Coleoptera, Carabidae) Shannoni mitmekesisuse indeks; tärnid tähistavad statistiliselt olulist erinevust püügiaegade vahel ($p < 0,05$)

Areaalsetest maastikuelementidest ilmnemise juuni ja juuli kuu püükides erinevused jooksiklaste mitmekesisuses ainult heinamaa tüüpi maastikuelemendil, kus jooksiklaste mitmekesisus oli kõrgem juuni kuus (ANOVA $F_{(1, 31)}=10,22$; $df=1$; $p < 0,01$). Lineaarsetest maastikuelementidest ilmnemise erinevused ajalisel skaalal puiskoridoris, kus samuti oli mitmekesisus kõrgem juuni kuus (ANOVA $F_{(1, 31)}=4,63$; $df=1$; $p < 0,05$).

3.6.2. Jooksiklaste mitmekesisus erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses

Jooksiklaste mitmekesisust analüüsiti ka kolme erineva (kõrge, keskmise, madala) looduslike alade osakaaluga vaatlusalade kaupa, mille indeksid jäid vahemikku 1,99–2,08 (joonis 24).



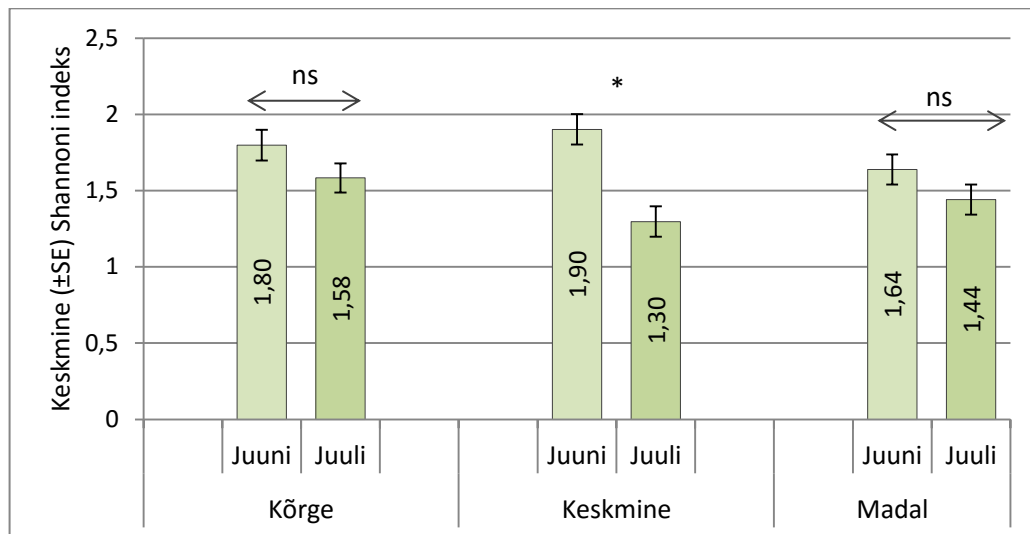
Joonis 24. Erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusaladelt pinnasepüünistega kogutud jooksiklaste (Coleoptera, Carabidae) Shannoni mitmekesisuse indeks; sulgudes maastikuelemendi tüübis leitud isendite ja liikide üldarv; ns (*not significant*) tähistab statistiliselt olulise erinevus puudumist variantide vahel ($p > 0,05$)

Katsest selgus, et jooksiklaste mitmekesisus erinevate looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel oli sarnane (ANOVA $F_{(2,82)}=0,53$; $df=2$; $p > 0,05$). Seega, töö teine hüpotees, et suure mitteharitavate alade osakaaluga põllumajandusmaastikes on jooksiklaste mitmekesisus kõrgem, ei leidnud kinnitust. Sarnasele tulemusele jõuti ka Inglismaa agraarmaastikul läbi viidud uurimuses, milles vaadeldi jooksiklaste liigirikkust ja funktsionaalset mitmekesisust ning mille tulemus vastupidiselt hüpoteesile näitas negatiivset korrelatsiooni loodusrikaste maastike ja jooksiklaste liigirikkuse vahel (Woodcock *et al.* 2014). Seega, jooksiklaste mitmekesisus ei pruugi olla sobiv indikaator jooksiklaste poolt pakutavate ökosüsteemi teenuse ulatuse hindamiseks.

Samas on leitud, et maastiku fragmenteerumine mõjutab bioloogilist mitmekesisust põllumajandusmaastikes kõrgemal (regionaalne) tasemel, ent madalamal (kohalikul) tasandil võib fragmenteerumine suurendada mitmekesisust (Kaasik 2014). Seega, võis käesoleva töö tulemusi mõjutada vaatlusalade suurus (vaatlusalad olid 1 km raadiusega; ptk. 2.1) ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalad oli rohkem fragmenteerunud vaid kohalikul tasandil.

Erineva looduslike alade osakaalu ja vaatlusaja koosmõju jooksiklaste mitmekesisusele

Kuigi erinevusi kõrge, keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga vaatlusalade võrdluses kogu katseperioodi kohta ei leitud (joonis 24), siis sarnaselt maastikuelementide ja vaatlusaja koosmõjule, leiti erinevusi ka vaatlusalade ja –aja koosmõjul (ANOVA $F_{(1, 162)}=17,58$; $df=1$; $p<0,01$; joonis 25).



Joonis 25. Erinevate looduslike alade osakaaluga vaatlusaladelt pinnasepüünistega kogutud jooksiklaste (Coleoptera, Carabidae) Shannoni mitmekesisuse indeks; tärn (*) tähistab statistiliselt olulist erinevust püügiaegade vahel ($p<0,05$); ns (*not significant*) tähistab statistiliselt olulise erinevus puudumist variantide vahel ($p>0,05$)

Usaldusväärset oluline erinevus (ANOVA $F_{(1, 56)}=18,34$; $df=1$; $p<0,001$) ilmnes keskmise looduslike alade osakaaluga vaatlusalade ajalisel skaalal, kus mitmekesisus oli kõrgem juuni kuus. Erinevused jooksiklaste mitmekesisuses juuni ja juuli kuus loodusrikastes (joonisel „Kõrge“) ja loodusvaestes (joonisel „Madal“) vaatlusaladel puudusid (vastavalt ANOVA test; $F_{(1, 44)}=2,40$; $df=1$; $p>0,05$ ja $F_{(1, 58)}=2,03$; $df=1$; $p>0,005$).

4. JÄRELDUSED JA SOOVITUSED

Tulemused ei näidanud suuremat röövtoiduliste lülijalgsete arvukust kõrge looduslike alade osakaaluga vaatlusaladel. See aga ei tähenda, et loodusrikastes maastikes ei ole rohkem kasulikke lülijalgseid, vastupidi – tõenäoliselt on seal neid rohkem kui madala looduslike alade osakaaluga maastikes. Seega jätkuvalt jääb üles küsimus, kuidas peaksid paiknema mitte-haritavad maastikuelemendid haritava maa suhtes, et maastikuelemendid saaksid pakkuda põllule röövtoiduliste lülijalgsete näol ökosüsteemi teenust. Töö tulemused illustreerivad taaskord, et lisaks röövtoiduliste ja rapsil toituvate fütofaagide mardikate suhete uurimisele on lisaks vajalik uurida toiduahela suhteid koos ajaliste aspektide ja ruumilise skaalaga (Zaller *et al.* 2009).

Otsetoetuse taotlejal, kui ta soovib saada 30% kõrgemat toetust, on kohustus jätta vähemalt 5% oma põllumaast ökoaladeks, juhul, kui põllumaa pindala on suurem kui 15 hektarit (Otsetoetuse... määrus 2015, § 13 lg 8). Ligi pool Eesti pindalast loetakse kõrge metsasusega territooriumiks (lisa 4), millele jäävad põllud on aga vabastatud ökoalade tava rakendamisest ning seepärast on see teema aktuaalne ka Eesti puhul. Kuid nagu näitasid töö tulemused, ei pruugi metsasuse suur protsent automaatselt tagada kasurite liikumist põllule (selles töös jooksiklaste puhul väikseim arvukus metsaservadel) ja võib öelda, et kõrge metsasusega alade vabastamine rohestamise nõudest ei pruugi olla põhjendatud.

Ökoalade deklareerimise 2015. aasta statistikast (intervjuu K. Jakobsoniga) selgub, et enamus otsetoetuse taotlejatest on ökotava täitnud, kasvatades lämmastikku siduvat kultuuri (*käesolevas töös nim. haljaskesa*) ning teiste maastikuelementide (hekk, kiviaed, kraav, metsasiil, puude riba, põllusaar) osakaal on marginaalne. Nagu ka käesolevast tööst selgus, on areaalsed maastikuelemendid väga olulised (selles töös ämblikulaadsete arvukus kõrgeim haljaskesal), kuid kui agrarmaastik on lineaarsete maastikuelementide vaene, siis ei pruugi toimuda vajalik röövtoiduliste lülijalgsete liikumine, mida lineaarsed maastikuelemendid biotoopide vaheliste ühenduskoridoridena pakuvad.

Töö tulemused lubavad põllumeestele soovitada rohumaaribade rajamist ja säilitamist. Ent rohumaaribadele saavad kasurid koonduda vaid siis, kui agraarmaastikku on jäetud ka teisi mitte-haritavaid alasid (haljaskesa, heinamaa, metsasiilud jms), kust kasurid leiaksid elu-, varje- ja talvitumisaiku ja saaksid sealt põllumaadele edasi liikuda. Suurte põllumassiivide puhul muutuvad rohumaaribade rajamisel haritava põllumassiivi suurus ja kuju minimaalselt. Seega võib rohumaaribade loomist pidada paindlikuks viisiks, kuidas muuta agraarmaastikku maapeal liikuvatele kasuritele sobilikuks.

KOKKUVÕTE

Töö eesmärgiks oli välja selgitada, kas ja kuidas mõjutavad erinevad maastikuelemendid ja erineva looduslike alade osakaaluga maastikud röövtoiduliste lülijalgsete arvukust, liigilist koosseisu ja jooksiklaste mitmekesisust. Selleks viidi 2013. aastal läbi välitööd põlde ümbritsevatel maastikuelementidel. Enamikel põldudel oli kultuuriks taliraps. Välitööd toimusid 4.–6. juunil ja 3.–5. juulil. Püügid viidi läbi pinnasepüünistega (*pitfall traps*), millest leiti kokku 27 773 isendit 32 taksonist.

Tulemused võib kokku võtta järgnevalt:

- röövtoidulistest lülijalgsetest leiti enim ämblikulaadseid, arvukuselt teisena leiti jooksiklasi ja kolmandana lühitiiblasi;
- maastikuelementidest toetas röövtoiduliste kõrget arvukust enim haljaskesa tüüpi maastikuelement, mis oli tingitud ämblikulaadsete rohkusest;
- röövtoiduliste lülijalgsete arvukus lineaarsetel maastikuelementidel oli sarnane;
- Kõrge, keskmise ja madala looduslike alade vaatlusalade võrdluses oli röövtoiduliste lülijalgsete arvukus kõrgeim keskmise looduslike alade osakaaluga maastikes ja sarnane kõrge ja madala looduslike alade osakaaluga maastikes;
- röövtoiduliste lülijalgsete arvukus suve alguses ja keskpäigas oli sarnane loodusrikastes maastikes; keskmise ja madala looduslike alade osakaaluga maastikes oli arvukus kõrgem 4.–6. juunil;
- ämblikulaadsete arvukus oli kõrgeim keskmise looduslike alade osakaaluga maastikes;
- maastikuelementidest toetas ämblikulaadsete arvukust enim haljaskesa tüüpi maastikuelemendid, kus püügitulemused olid kõrgemad 4.–6. juunil; teised maastikuelemendid olid ämblikulaadsete arvukuse poolest sarnased;
- lühitiiblaste arvukus oli suurem kõrge looduslike alade osakaaluga maastikes; maastikuelementide lõikes erinevusi ei esinenud;
- jooksiklaste arvukus oli kõrgeim rohuribal; arvukuses vaatlusalade lõikes erinevusi ei esinenud;

- domineerivamad jooksiklaste liigid kõigil viiel maastikuelemendil olid:
 - seemnejooksik (*H. rufipes*)
 - vask-süsijooksik (*P. cupreus*)
 - suur-süsijooksik (*P. niger*)
 - põllu-süsijooksik (*P. melanarius*)
- kõik viis maastikuelementi olid sarnased selle poolest, et kõigis maastikuelementides oli vähemalt 60% kõigist jooksiklaste liikidest (y-telg) esindatud väga vähearvukalt, 1–2 isendiga ning vähem kui 5% kõigist liikidest on esindatud rohkem kui 20 isendiga;
- jooksiklaste liigilise mitmekesisuse arvutamiseks kasutati Shannoni indeksi (Shannon-Wiener sün. Shannon-Weaver indeks); erinevusi jooksiklaste mitmekesisuses ei esinenud maastikuelementide ega erineva looduslike alade osakaaluga vaatlusalade lõikes.

Töö tulemuste ja arutelu põhjal saab järeldada, et teema uurimisega tuleb jätkata, et jõuda täpsemate teadmiseni, kuidas röövtoiduliste lülijalgsete arvukust ja jooksiklaste mitmekesisust mõjutab haljaskesa ja mitte-haritavate looduslike alade paiknemine teineteise suhtes ja millises koguses ja konfiguratsioonis üks või teine maastikuelement suudab põlde varustada mitmekesise ja arvuka looduslike vaenlaste populatsiooniga, et suurendada reaalselt tootmispõldudele jõudvaid ökosüsteemi teenuseid. Seniks aga lubavad töö tulemused soovitada põllupidajatele lineaarsete maastikuelementide, jooksiklaste kõrgeima arvukuse poolest eeskätt rohuribade, taastamist ja loomist ning seeläbi aidata kaasa puhtamale toidutootmisele ja elukeskkonna säilimisele.

SPECIES ABUNDANCE AND DIVERSITY OF PREDATORY ARTHROPODS IN DIFFERENT AGRICULTURAL LANDSCAPE ELEMENTS

Summary

The research aims were to determine whether and how different landscape elements impact predatory arthropod abundance, taxonomic composition and biodiversity of ground beetles (Carabidae) and whether these depend on the percentage of permanent natural areas. The sampling took place in different landscape elements bordering mostly winter oilseed rape fields located in Tartu County during 4–6 June and 3–5 July 2013. Pitfall traps (cup traps with diameter 66 mm) were used to collect the arthropods. Altogether 27,773 individuals belonging to 32 different taxa were collected from 90 sites.

The results can be summarised as follows:

- the most abundant predatory arthropod group was arachnids (Arachnida) followed by ground beetles (Carabidae) and rove beetles (Staphylinidae);
- the abundance of predatory arthropods was most supported by fallow which was caused by the high number of arachnid catches;
- the abundance of predatory arthropods in linear landscape elements was similar;
- in comparison of landscape sectors of high, intermediate and low proportion of natural and semi-natural habitats the abundance of predatory arthropods was the highest in landscapes with an intermediate proportion of natural and semi-natural habitats;
- the abundance of predatory arthropods was similar in June and July in landscapes with a high proportion of natural and semi-natural landscapes; in landscapes with an intermediate and low proportion of natural and semi-natural habitats the abundance was higher in June;
- the abundance of arachnids was the highest in landscapes with an intermediate proportion of natural and semi-natural habitats;

- in the comparison of landscape elements the abundance of arachnids was most supported by fallow where the catches were higher in June; other landscape elements were similar considering the number of arachnids;
- the abundance of rove beetles was the highest in landscapes with an intermediate proportion of natural and semi-natural habitats;
- the abundance of ground beetles was the highest in herbaceous linear elements; no differences appeared in the comparison of landscape sectors with different proportions of natural and semi-natural habitats;
- the most dominant ground beetle species were:
 - *Harpalus rufipes*
 - *Poecilus cupreus*
 - *Pterostichus niger*
 - *Pterostichus melanarius*
- all elements were alike in terms of species composition: in all element types at least 60% of all carabids belonged to species with a low abundance in this study (1–2 individuals of the same species), and less than 5% of all individuals belong to species with a high abundance in this study (more than 20 individuals of the same species);
- the carabid species biodiversity was assessed using the Shannon-Wiener (Syn. Shannon-Weaver) index; the values showed no differences in comparison of landscape elements or landscape with different proportions of natural and semi-natural habitats.

The results and discussion allow concluding that further studies are needed to gain precise knowledge of how the abundance, species composition and diversity in one element are impacted by the adjacent non-crop landscape elements and what is the optimal size and configuration of different landscape elements acting as refuges to predatory arthropods but not keeping the predators from moving to the field to provide ecosystem services. Yet, the results of this paper allow to recommend the farmers to restore and create linear landscape elements, primarily herbaceous linear elements considering that the highest rate of carabids were recorded in this element type, and thereby contribute to a cleaner food production industry and living environment.

KASUTATUD KIRJANDUS

1. **Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., Böhm, S., Grassein, F., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Morris, E.K., Oelmann, Y., Prati, D., Renner, S.C., Rillig, M.C., Schaefer, M., Schloter, M., Schmitt, B., Schöning, I., Schrupf, M., Solly, E., Sorkau, E., Steckel, J., Steffen-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weiner, C.N., Weisser, W.W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., Fischer, M.** (2015). Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, 18, 834–43.
2. **Allan, E., Bossdorf, O., Dormann, C.F., Prati, D., Gossner, M.M., Tsharntke, T., Blüthgen, N., Bellachh, M., Birkhofer, K., Boch, S., Böhm, S., Börschig, C., Chatzinotas, A., Christ, S., Daniel, R., Diekötter, T., Fischer, C., Friedl, T., Glaser, K., Hallmann, C., Hodac, L., Hölzel, N., Jung, K., Kleins, A.M., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Krauss, J., Langed, M., Morris, E.K., Müller, J., Nacke, H., Pašali, E., Rillig, M.C., Rothenwöhrer, C., Schall, P., Scherber, C., Schulze, W., Socher, S.A., Steckel, J., Steffan-Dewenter, I., Türke, M., Weiner, C.N., Werner, M., Westphal, C., Wolters, V., Wubet, T., Gockel, S., Gorke, M., Hemp, A., Renner, S.C., Schöning, I., Pfeiffer, S., König-Ries, B., Buscot, F., Linsenmair, K.E., Schulze, E-D., Wolfgang W. Weisser, W.W, Fischer, M.** (2014). Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 308–313.
3. **Asteraki, E.J., Hanks, C.B., Clements, R.O.** (1995). The influence of different types of grassland field margin on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 54, 195–202.
4. **Asteraki, E.J., Hanks, C.B., Clements, R.O.** (1992). The impact of chemical removal of the hedge-base flora on the community structure of carabid beetles (Col., Carabidae) and spiders (Araneae) of the field and hedge bottom. *Journal of Applied Entomology*, 113, 398–406.
5. **Bianchi, F.J., Booij, C.J., Tsharntke, T.** (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273, 1715–1727.
6. **Butchart, S., Walpole, M., Collen, B., Strien, A., Scharlemann, J., & Almond, E.** (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328, 1164–1168.
7. **Büchs, W., Felsmann, D., Schlein, O.** (2007.). Predators as biological control agents in winter oilseed rape fields – results on predators from the EU-Project MASTER . – Proceedings of the 12th International Rapeseed Congress – Sustainable Development in Cruciferous Oilseed Crops Production, Vol.: III. 280–283.
8. * **Bürki, H.M., Hausmann, A.** (1993). Überwinterung von Arthropoden im Boden und an Ackerkräutern künstlich angelegter Ackerkrautstreifen. *Agrarökologie* 7, 1–158, viidatud: Pfiffner, L. & Luka, H. (2000). Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78, 220 vahendusel.

9. **Candolfi, M., Bakker, F., Canez, V., Miles, M., Neumann, C., Pilling, E., Waltersdorfer, A.** (1999). Sensitivity of non-target arthropods to plant protection products: could *Typhlodromus pyri* and *Aphidius* spp. be used as indicator species? *Chemosphere*, 39(8), 1357–1370.
10. **Dennis, P., Fry, G.L.A.** (1992). Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40, 95–115.
11. **Duelli, P.** (1990). Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation*, 54(3), 193–207.
12. **Duelli, P., Obrist, M.K.** (2003) Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 4, 129–138.
13. **Ekschmitt, K., Volkmar, W., Weber, M.** (1997). Spiders, Carabids, and Staphylinids: The Ecological Potential of Predatory Macroarthropods. 307–362. *Fauna in Soil Ecosystems: Fauna in Soil Ecosystems: Recycling Processes, Nutrient Fluxes, and Agricultural Production.* /Eds. Benckiser. New York: Marcel Dekker Inc. 400 pp.
14. *Encyclopedia of Insects.* (2003). /Eds. V.H. Resh, R.T. Cardé. San Diego: Elsevier Science. 1266 pp.
15. **Fournier, E. & Loreau, M.** (2002). Foraging activity of the carabid beetle *Pterostichus melanarius* Ill. in field margin habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(3), 253–259.
16. **Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharrntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P.** (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 97–105.
17. * **Geiger, R.** (1957). *The climate near the ground.* viidatud: Thomas, C.F.G., Holland, J.M., Brown, N.J. (2002). *The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. The Agroecology of Carabid Beetles.* /Eds. J. M. Holland. sine loco: Intercept. 356 pp. vahendusel.
18. **Good, J.A. & Giller, P.S.** (1988). A contribution to a check-list of Staphylinidae (Coleoptera) of potential importance in the integrated protection of cereal and grass crops. – *Integrated Crop Protection in Cereals. Proceedings of a meeting of the EC experts' group, Littlehampton, 25 –27 November 1986.* (Eds. R. Cavalloro, K.D. Sunderland, K.D. A.A.) Rotterdam, The Netherlands. Paper No: 81 –98 pp.
19. * **Grüm, L.** (1971). Spatial differentiation of the *Carabus* L. (Carabidae, Coleoptera) mobility. *Ekol. Pol.*, A., 19: 1–34, viidatud: Kajak, A. & Łukasiewicz, J. (1994) Do semi-natural patches enrich crop fields with predatory epigeal arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 49, 149–161 vahendusel.
20. **Haberman, H.** (1968). *Eesti jooksiklased (Coleoptera, Carabidae).* Tallinn: Valgus. 599 lk.
21. **Holland, J.M.** (2004). Carabid beetles: their ecology, survival and use in agroecosystems. 1–40. *The Agroecology of Carabid Beetles.* /Eds. J. M. Holland. sine loco: Intercept. 356 pp.
22. **Jeannereta, Ph., B. Schüpbacha, B., Luka, H.** (2003). Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 311–320.

23. **Jørgensen, H. B., & Toft, S.** (1997). Food preferences, diet dependent fecundity and larval development in *Harpalus rufipes* (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia*, 41, 307–315.
24. **Kajak, A. & Łukasiewicz, J.** (1994). Do semi-natural patches enrich crop fields with predatory epigeal arthropods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 49, 149–161.
25. **Knapp, M. & Ružicka, J.** (2012). The effect of pitfall trap construction and preservative on catch size, species richness and species composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology*, 109, 419–426.
26. **Kromp, B.** (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 187–228.
27. **Kromp, B., Steinberger, K-H.** (1992). Grassy field margins and arthropod diversity: a case study on ground beetles and spiders in eastern Austria (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Aranei, Opiliones). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40, 71–93.
28. **Kukk, T.** Eesti taimede kukeaabits. (2004) Tallinn: Varrak. 398 lk.
29. Loomade elu. Selgrootud II. (1982) Tallinn: Valgus. /Toim. A. Järvekülg. 420 lk.
30. Loomade elu. Selgrootud III. (1984) Tallinn: Valgus. /Toim. H. Remm. 432 lk.
31. * **Luik, A., Tarang, T. & Voolma, K.** (2001). Carabids in reforestation areas and in the winter rape field of the forest neighbourhood. *Journal of Forest Science*. 47, 123–126, viidatud: Veromann, E., Tarang, T., Kevvõi, R., Luik, A. (2006). Insect pests and their natural enemies on spring oilseed rape in Estonia: impact of cropping systems. *Agricultural and Food Science*. 15, 61–71 vahendusel.
32. **Magurran, A.E.** (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. 264 pp.
33. **Marc, P., Canard, A.** (1997). Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool for the pest control. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 62, 229–235.
34. **Marc, P., Canard, A & Ysnel, F.** (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 229–273.
35. **Martin, E.A., Reineking, B., Seo, B., Steffan-Dewenter, I.** (2015). Pest control of aphids depends on landscape complexity and natural enemy interactions. *PeerJ* 3:e1095; DOI 10.7717/peerj.1095
36. **Masing, V.** (1992). *Ökoloogialeksikon*. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus. 320 lk.
37. **Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C.** (2012). Pest-Suppression Potential of Midwestern Landscapes under Contrasting Bioenergy Scenarios. *PLoS ONE* 7(7): e41728. doi:10.1371/journal.pone.0041728
38. **Michalková, V. & Pekár, S.** (2009). How glyphosate altered the behaviour of agrobiont spiders (Araneae: Lycosidae) and beetles (Coleoptera: Carabidae). *Biological Control*, 51(3), 444–449.
39. **Norris, R., & Kogan, M.** (2000). Interactions between weeds, arthropod pests, and their natural enemies in managed ecosystems. *Weed Science*, 48(1), 94–158.
40. **Primack, R. B., R. Kuresoo, R., Sammul, M.** (2008). Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse. Tartu: Eesti Loodusfoto. 416 lk.

41. **Pfiffner, L., Luka, H.** (2000). Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78(3), 215–222.
42. **Riecken, U. & Raths, U.** (1996). Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. *Annales Zoologici Fennici*, 33, 109–116.
43. **Rösch, V., Tschardtke, T., Scherber, C., Batary, P.** (2015). Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia*, 179, 209–222.
44. **Schweiger, O., Maelfait, J. P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R.** (2005). Quantifying The Impact Of Environmental Factors On Arthropod Communities In Agricultural Landscapes Across Organizational Levels And Spatial Scales. *Journal Of Applied Ecology*, 42: 1129–1139.
45. Staphylinidae (Insecta: Coleoptera: Staphylinidae). (2012). Entomology & Nematology. University of Florida. [WWW]
http://entnemdept.ufl.edu/creatures/misc/beetles/rove_beetles.htm (03.02.2016).
46. **Symondson, W., Sunderland, K., Greenstone, M.** (2002). Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology*, 47, 561–594.
47. **Zaller, J.G., Moser, D., Drapela, T., Frank, T.** (2009). Ground-dwelling predators can affect within-field pest insect emergence in winter oilseed rape fields. *BioControl*, 54, 247–253.
48. **Thomas, C.F.G., Holland, J.M., Brown, N.J.** (2002). The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. 305–344. *The Agroecology of Carabid Beetles.* /Eds. Holland, J.M. Andover: Intercept. 356 pp.
49. **Thomas, C.F.G., Marshall, E.J.P.** (1999). Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable lands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 72, 131–144.
50. **Tschardtke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T. A., Tylianakis, J.M., van Nouhuys, S., Vidal, S.** (2007). Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43 (3), 294–309.
51. *The Genus Carabus in Europe: A Synthesis.* (2003)./Eds. Turin, H., Penev, L., Casale, A. Leiden: Pensoft Publishers & European Invertebrate Survey. 512 pp.
52. **Varchola, J.M., Dunn, J.P.** (2001). Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83, 153–163.
53. **Varchola, J.M., Dunn, J.P.** (1999). Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 73, 41–49.
54. **Veromann, E., Tarang, T., Kevvää, R., Luik, A.** (2006). Insect pests and their natural enemies on spring oilseed rape in Estonia: impact of cropping systems. *Agricultural and Food Science*, 15, 61–71.
55. **Vilbaste, A.** (1987). Eesti ämblikud (Aranei). Annoteeritud nimestik. Tallinn: Valgus. 113 lk.

- 56. Wamser, S., Dauber, J., Birkhofer, K., Wolters, V.** (2011). Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144, 235–240.
- 57. Woodcock, B.A., Harrower, C., Readhead, J., Edwards, M., Vanbergen, A.J., Heard, M.S., Roy, D.B., Pywell, R.** (2014). National patterns of functional diversity and redundancy in predatory ground beetles and bees associated with key arable crops. *Journal of Applied Ecology*, 51, 142–151.
- 58. Woodcock, B.A., Westbury, D., Potts, S., Harris, S., & Brown, V.** (2005). Establishing field margins to promote beetle conservation in the arable farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107, 255–266.

Muud allikad

Lõputööd

- 59. Kaasik, A.** (2014). Maakasutusmuutuste mõju maapiirkondade maastikulisele ja bioloogilisele mitmekesisusele. (Dokoritöö keskkonnakaitse erialal). Eesti Maaülikool. Tartu.
- 60. Meriste, M.** (2004). Eesti põldude ämblikud, põllu serva mõju nende arvukusele ja liigilisele koosseisule. (Magistritöö zooloogia erialal). Tartu Ülikool. Tartu.
- 61. Vaarak, T.** (2011). Loodusliku taimikuga põlluserva mõju teraviljapõllu lüljalgsetele arvukusele ja liigilisele mitmekesisusele. (Magistritöö põllumajandussaaduste tootmise ja turustamise erialal). Eesti Maaülikool. Tartu.

Õigusaktid

- 62.** Otsetoetuste saamise üldised nõuded, ühtne pindalatoetus, kliima- ja keskkonnatoetus ning noore põllumajandustootja toetus. (vastu võetud 17.04.2015, jõustunud 25.04.2015). – Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/122042015027?> (07.05.2016)

Intervjuud

- 63. Jakobson, K.** (Maaeluministeeriumi põllumajanduskeskkonna büroo peaspetsialist). (04. mai 2016). Ökoalade deklareerimisest. Autori intervjuu. Üleskirjutis. Tallinn.

Lisad

LISA 1. Katseperioodi jooksul (4. juuni – 6. juuni 2013 ja 3. juuli – 5. juuli 2013) pinnasepüünistega püütud lüljalgsete rühmade/liikide nimekiri:

Hõimkond: lüljalgsed (Arthropoda)

Klass: putukad (Insecta)

Selts: mardikalised (Coleoptera)

Sugukond: jooksiklased (Carabidae)

Perekond: süsijooksik (*Pterostichus*)

- *Pterostichus anthracinus* Ill.
- *Pterostichus aterrimus* Hbst.
- Vask-süsijooksik (*Poecilus cupreus* L.)
- *Pterostichus diligens* Sturm.
- *Poecilus lepidus* Leske sün. *Poecilus vulgaris* Scopoli
- Põllu-süsijooksik (*Pterostichus melanarius* Ill.)
- *Pterostichus minor* Gyll.
- Suur-süsijooksik (*Pterostichus niger* Schall.)
- Lodu-süsijooksik (*Pterostichus nigrita* Paykull)
- Metsa-süsijooksik (*Pterostichus oblongopunctatus* Fab.)
- Kääbus-süsijooksik *Pterostichus strenuus* Panz.
- Pisi-süsijooksik *Pterostichus vernalis* Panz.
- Sinihelk-süsijooksik (*Poecilus versicolor* Sturm.)

Perekond: ehmesjooksik (*Harpalus*)

- Vask-ehmesjooksik (*Harpalus affinis* Schrank sün. *Harpalus aeneus* Fab.)
- Lai-ehmesjooksik (*Harpalus latus* L.)
- *Harpalus luteicornis* Duft.
- *Harpalus rubripes* Duft.
- Seemnejooksik (*Harpalus rufipes* Deg. sün. *Harpalus pubescens* Müll.)
- Aia-ehmesjooksik (*Ophonos rufibarbis* Fab. sün. *Ophonus seladon* Schaub.)
- *Harpalus solitarius* Dejean
- *Harpalus tardus* Panz.
- *Harpalus xanthopus* ssp *winkleri*
- *Harpalus* sp.

Alamperekond: (*Ophonus*)

- Rohe-ehmesjooksik (*Ophonus laticollis* Mann. sün. *Ophonus punctatulus* Duft.)
- *Ophonus puncticollis* Payk.
- *Ophonus rufibarbis* Fab. sün. *Ophonus seladon* Schaub.

Perekond: pisijooksik (*Bembidion*)

- *Bembidion bruxellense* Wesmael

- *Bembidion dentellum* Thunberg

- *Bembidion gilvipes* Sturm

- *Bembidion guttula* Fab.

- *Bembidion lampros* Hbst.

- *Bembidion mannerheimii* Sahlberg

- *Bembidion properans* Steph.

- *Bembidion quadrimaculatum* L.

- *Bembidion tertacolum* Say

- *Bembidion* sp

Perekond: kuivajooksik (*Amara*)

- *Amara aenea* De Geer

- Suur-kuivajooksik (*Amara aulica* Panz.)

- *Amara bifrons* Gyll.

- *Amara brunnea* Gyll.

- *Amara communis* Panz.

- *Amara eurynota* Panz.

- Kuivajooksik (*Amara familiaris* Duft.)

- *Amara fulva* Müll.

- *Amara lunicollis* Schioedte

- *Amara nitida* Sturm

- Kuivajooksik (*Amara ovata* Fab.)

- *Amara plebeja* Gyll.

- *Amara similata* Gyll.

- *Amara* sp.

Perekond: haakjooksik (*Trechus*)

- *Trechus quadristriatus* Schrank

- *Epaphius secalis secalis* Payk. sün. *Trechus secalis* Payk.

Perekond: jooksik (*Carabus*)

- Põllujooksik (*Carabus cancellatus* L.)

- *Carabus glabratus* Payk.

- Sõmerjooksik (*Carabus granulatus* L.)

- Pargijooksik (*Carabus hortensis* L.)

- Aiajooksik (*Carabus nemoralis* Müll.)

Perekond: kaevur (*Dyschirius*)

- *Dyschirius* sp.

Perekond: (*Loricera*)

- Harjasjooksik (*Loricera pilicornis* Fab.)

Perekond: sügisjooksik (*Synuchus*)

- Sügisjooksik (*Synuchus vivalis* Ill.)

Perekond: (*Asaphidion*)

- *Asaphidion flavipes* L.

- *Asaphidion pallipes* Duft.

Perekond: käävikjooksik (*Calathus*)

Lisa 1 järg

- Kuiva-käävikjooksik (*Calathus erratus* Sahlb.)
- Lõuna-käävikjooksik (*Calathus fuscipes* Goeze)
- Punaselg-käävikjooksik (*Calathus melanocephalus* L.)

Perekond: (*Syntomus*)

- *Syntomus truncatellus* L.

Perekond: (*Platynus*)

- *Platynus assimilis* Paykull

Perekond: (*Oxypselaphus*)

- *Oxypselaphus obscurus* Herbst

Perekond: ketasjooksik (*Agonum*)

- *Agonum viduum* Panz.
- *Agonum assimile* Payk.
- *Agonum fuliginosum* Panz.
- *Agonum duftschmidi* Schmidt sün. *Agonum moestum* Dft.
- *Agonum muelleri* Hbst.
- Lääk-ketasjooksik (*Agonum sexpunctatum* L.)

Perekond: (*Anchomenus*)

- Kirju-ketasjooksik (*Anchomenus dorsalis* Pont.)

Perekond: varjekaevur (*Clivina*)

- Varjekaevur (*Clivina fossor* L.)

Perekond: hiilajooksik (*Chlaenius*)

- *Chlaenius nigricornis* Fab.
- *Chlaenius nitidulus* Schr.

Perekond: kollalaiklane (*Badister*)

- *Badister bullatus* Schr.
- *Badister lacertosus* Sturm
- *Badister* sp.

Perekond: suisejooksik (*Stomis*)

- Suisejooksik (*Stomis pumicatus* Panz.)

Perekond: kivijooksik (*Nebria*)

- *Nebria brevicollis* Fab.

Perekond: (*Patrobus*)

- *Patrobus atrorufus* Ström

Perekond: roostejooksik (*Leistus*)

- *Leistus terminatus* Panz. sün. *Leistus rufescens* Fab.

Perekond: (*Anisodactylus*)

- *Anisodactylus binotatus* Fab.

Perekond: pungsilm (*Notiophilus*)

- *Notiophilus balustris* Duft.
- *Notiophilus pusillus* Waterh.

Perekond: (*Blemus*)

- *Blemus discus* Fab.

Lisa 1 järg

Perekond: paejooksik (*Microlestes*)

- *Microlestes maurus* Sturm

Perekond: teojooksik (*Cychrus*)

- Teojooksik (*Cychrus caraboides* L.)

Perekond: ehmesjooksikuke (*Acupalpus*)

- *Acupalpus* sp.

Perekond: mägrijooksik (*Broscus*)

- *Broscus cephalotes* L.

Perekond: kaldajooksik (*Elaphrus*)

- *Elaphrus uliginosus* Fab.

Sugukond: lühitiivalised (Staphylinioidea)

Perekond: lühitiiblased (Staphylinidae)

- Staphylinidae spp.

Perekond: raisamardiklased (Silphidae)

- Silphidae spp.

Sugukond: roisklased (Histeridae)

- Histeridae spp.

Sugukond: hiilamardiklased (Nitidulidae)

Perekond: Hiilamardikas (*Meligethes*)

- *Meligethes aeneus* Fab.

Sugukond: poilased (Chrysomelidae)

- Chrysomelidae spp.

Sugukond: naksurlased (Elateridae)

- Elateridae spp.

Sugukond: pehmekoorlased (Cantharidae)

- Cantharidae spp.

Sugukond: lepatriinulased (Coccinellidae)

- Coccinellidae spp.

Sugukond: kärsaklased (Curculionidae)

- Curculionidae spp.

Selts: kiletiivalised (Hymenoptera)

Alamselts: rippkehalised (Apocrita)

Ülemsugukond: Parasiitsed kiletiivalised (Ichneumonoidea)

- Parasitoidid

Sugukond: sipelglased (Formicidae)

- Formicidae spp.

Sugukond: mesilaslased (Apidae)

Perekond: kimalane (*Bombus*)

- *Psityrus* sp.

Alamselts: pidevkehalised (Symphyta)

Sugukond: Lehevaablased (Tenthredinidae)

Lisa 1 järg

- Tenthredinidae sp

Selts: liblikalised (Lepidoptera)

- Lepidoptera spp.

Selts: kahetiivalised (Diptera)

Alamselts: lühitundlalised ehk kärbselised (Brachycera)

- Brachycera spp

Sugukond: sirelased (Syrphidae)

- Syrphidae spp

Alamselts: pikatundlalised ehk sääselised (Nematocera)

- Nematocera spp.

Selts: nokalised (Hemiptera)

Alamselts: sarnastiivalised (Homoptera)

1. rühm: tsikaadilised (tirdid) (Cicadinea)
 - Cicadinea spp.
2. rühm: lehetäilised (Aphidoidea)
 - Aphidoidea spp.

Selts: koonulised (Mecoptera)

- Harilik koonlane (*Panorpa communis*)

Selts: kiililised (Odonata)

- Odonata sp.

Selts: lutikalised (Heteroptera = Hemiptera)

- Heteroptera spp.

Selts: nahktiivalised (Dermaptera = Euplexoptera)

Perekond: (Forficulidae)

- Forficulidae spp.

Selts: ripstiivalised (Thysanoptera)

- Thysanoptera spp.

Selts: sihktiivalised (Orthoptera)

- Orthoptera spp.

Selts: võrktiivalised (Orthoptera)

Sugukond: kiilassilmlased (Chrysopidae)

- Chrysopidae spp.

Klass: ämblikulaadsed (Arachnida)

Selts: ämblikulised (Araneae)

- Aracneae spp.

Selts: koibikulised (Opiliones)

- Opiliones spp.

Klass: Vöösed (Clitellata)

Sugukond: vihmauslased (Lumbricidae)

- Lumbricidae spp.

Klass: hulkjalgsed (Myriapoda)

Selts: tuhatjalgsed (Diplopoda)

- Diplopoda spp.

Selts: sadajalgsed (Chilopoda)

- Chilopoda spp.

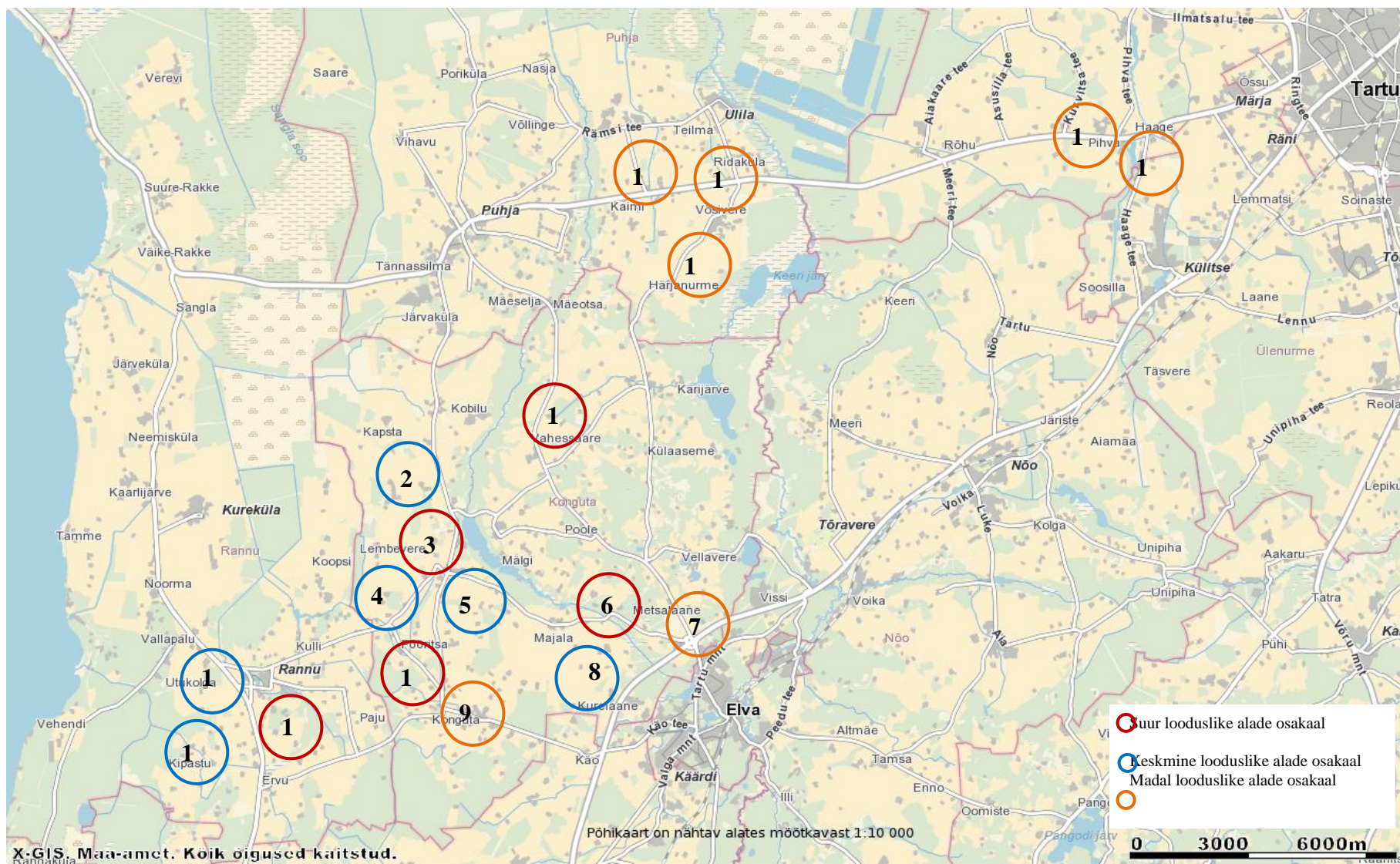
Klass: vähid (Crustacea)

Selts: kakandilised (Isopoda)

- Isopoda spp.

Lisa 1 järg

LISA 2. Vaatlusalade paiknemine Tartumaal 2013. aastal.



LISA 3. Arvukate ja vähearvukate liikide esinemise sageduse visualiseerimiseks kasutatud R-i kood

```
### andmete sisselugemine
getwd()
andmed = read.csv("jooksiklased LS6 out.csv", sep=";")
head(andmed)
summary(andmed)

### andmete defineerimine
ha = andmed$arv[andmed$maastikuelement == "HA"]
wa = andmed$arv[andmed$maastikuelement == "WA"]
wl = andmed$arv[andmed$maastikuelement == "WL"]
fa = andmed$arv[andmed$maastikuelement == "FA"]
hl = andmed$arv[andmed$maastikuelement == "HL"]
ha_fa = andmed$arv[andmed$maastikuelement == "HA_FA"]

### andmete kontrollimine
sum(ha)
sum(wa)
sum(wl)
sum(fa)
sum(hl)
sum(ha_fa)

### elemntide vordlus
elementide_vordlus = function(element1, element2, test, andmed){
  a = andmed[xor(andmed$maastikuelement == element1, andmed$maastikuelement == element2),]
  return(result)
} # funktsiooni lõpp

### andmete visualiseerimine
par(mfrow = c(1,1))

plot(ecdf(ha), verticals = TRUE, pch = 46, xlim = c(0,50),
     xlab = "Isendite arv liigis", ylab = "Koondsagedus")
abline(v = seq(0,100,10), lty = 2, col = "grey")
abline(h = seq(0,1,0.2), lty = 2, col = "grey")

lines(ecdf(fa), verticals = TRUE, col = "red", pch = 46)
lines(ecdf(wl), verticals = TRUE, col = "green", pch = 46)
lines(ecdf(hl), verticals = TRUE, col = "blue", pch = 46)
lines(ecdf(wa), verticals = TRUE, col = "yellow", pch = 46)

legend("bottomright", c("Heinamaa", "Haljaskesa",
                        "Puiskoridor", "Rohuriba", "Mets"),
      col = c("red", "green", "blue", "yellow"),
      bg = "white", lty = c(1,1,1,1,1))
```


Mina, Kaia Treier,

sünniaeg 09.04.1983

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö Röövtoiduliste lüljalgsete arvukus ja mitmekesisus põllumajandusmaastiku elementidel, mille juhendaja(d) on Eve Veromann ja Riina Kaasik
 - 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
 - 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
 - 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks pärast tähtajalise piirangu lõppemistkuni 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)

Tartus, _____
(kuupäev)

Juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)