

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ENTOMOLOOGIA ÕPPETOOL

Anni Miller

TEETAMMID SIHKTIIVALISTE ELUPAIGANA

Magistritöö

Juhendaja: Tiit Teder

TARTU 2024

Infoleht

„Teetammid sihktiivaliste elupaigana“

Sihktiivalised (*Orthoptera*) on putukate selts, kuhu kuuluvad valdavalt herbivoorsed avamaastikuliigid, kelle peamiseks elupaigaks Euroopas on looduslikud ja poollooduslikud rohumaad. Põhja-Euroopas on muutuste tõttu maakasutuses rohumaakoosluste pindala aga tugevalt vähenenud ja langemas on ka sihktiivaliste mitmekesisus. Järjest olulisemaks on tänapäevastes maastikes saamas erinevad tugeva inimõjuga elupaigad nagu kaevandusalad, asulad, raiesmikud, samuti mitmed infrastruktuuriga seotud elemendid nagu näiteks teeääred ja kraaviservad. Käesolevas töös uuriti esmakordselt sihktiivaliste elupaigana teetamme. Leiti, et teetammid pakuvad elupaika arvestatavale osale Eesti sihktiivalistefaunast. Sihktiivaliste liigirikkust mõjutas positiivselt eelkõige elupaiga heterogeensus. Liigirikkusele negatiivse mõjuga oli kõrgem niiskustase. Sihktiivaliste arvukust soosisid elupaiga suurus, teetammi lõunasuunaline avatus ja suur rohumaade hulk ümbruses, samas negatiivse mõjuga olid kõrge teede tihedus ja põllumaa osakaal ümbritsevas maastikus.

Märksõnad: *Orthoptera*, sihktiivalised, teetammid, sekundaarsed elupaigad, inimõju.

„Road embankments as a habitat for Orthoptera“

Orthopterans are primarily herbivorous insects inhabiting open landscapes, with natural and semi-natural grasslands being their main habitat in Europe. Due to changes in land use, the area of grasslands has significantly decreased, leading to a decline in orthopteran populations. Therefore, habitats strongly influenced by human activities, such as quarries, urban areas, clear-cuts, as well as various infrastructure-related structures like roadsides, ditch banks, and railway embankments, are becoming more important. In this study, for the first time, road embankments were examined as habitat for Orthoptera. It was found that road embankments provide habitat for a considerable number of Estonian orthopteran species. Their species richness was positively influenced by habitat heterogeneity. Thereas, high moisture level of a habitat had a negative impact on species richness. Orthoptera abundance was positively influenced by habitat size, openness of the embankment to the south, and the amount of grassland in the surrounding area, thereas the proportion of farmland and road density had negative impacts on abundance.

Keywords: Orthoptera, road embankments, secondary habitats, anthropogenic impacts.

Sisukord

1. Sissejuhatus	6
2. Kirjanduse ülevaade	8
2.1 Sihktiivaliste elupaiganõudlused	8
2.2 Sihktiivaliste elupaigad.....	11
2.3 Sihktiivaliste elupaigad tugeva inimõjuga maastikes	13
2.4 Sihktiivalised maastikul.....	17
2.4.1 Ümbritseva maastiku mõju	17
2.4.2 Levimisvõime.....	18
3. Materjal ja meetodid.....	20
3.1 Uurimispiirkonna iseloomustus	20
3.2 Sihktiivaliste loendusandmed	21
3.3 Uurimisaladel mõõdetud muutujad.....	22
3.3.1 Tehnilised muutujad.....	22
3.3.2 Elupaigaga seotud muutujad	23
3.4 Kaardianalüüs – ümbritsev maastik.....	26
3.5 Andmeanalüüs	26
3.6 Töö autori roll	27
4. Tulemused	28
4.1 Üldised tulemused, meetodika võrdlus.....	28
4.2 Liigirikkus.....	32
4.3 Arvukus.....	33
5. Arutelu.....	35
5.1 Sihktiivaliste liigiline koosseis teetammidel	35
5.2 Elupaiga- ja maastikumuutujate mõjud sihktiivaliste liigirikkusele.....	37
5.3 Elupaiga- ja maastikumuutujate mõjud sihktiivaliste arvukusele	38
5.4 Sihktiivaliste liigirikkuse ja arvukuse hindamiseks kasutatud meetodikate võrdlus....	39
5.5 Looduskaitse võimalused	41
5.6 Välitöödel tehtud tähelepanekuid sihktiivaliste nakatumise kohta seenhaigusega.....	43
Kokkuvõte	44
Summary	45
Tänuavaldus.....	46
Kasutatud kirjandus	47
Lisa 1. Korrelatsioonitabel andmeanalüüsi kaasatud muutujatega	62
Lisa 2. Leitud sihktiivaliseliigid, nende koguarvukus ja asustatud alade arv	63

1. Sissejuhatus

Sihktiivalised (*Orthoptera*) on putukaselts, kuhu kuulub maailmas teadaolevalt ligi 30 000 liiki (Cigliano *et al.*, 2024). Euroopast on sihktiivalisi leitud üle 1100 liigi (Hochkirch *et al.*, 2016) ja Eestist 43 liiki (Runnel, 2017). Suurimad sugukonnad Eestis on tirtslased (*Acrididae*) – 25 liiki, ritsiklased (*Tettigoniidae*) – 13 liiki ja sirtslased (*Tetrigidae*) 3 teadaoleva liigiga (Runnel, 2017). Euroopas on sihktiivalised valdavalt herbivoorsed avamaastikuliigid. Nende peamiseks elupaigaks Euroopas on tänapäeval looduslikud (näiteks stepid) ja poollooduslikud rohumaad (Báldi & Kisbenedek, 1997), Põhja-Euroopa parasvöötmes väheintensiivselt majandatud rohumaad (Török *et al.*, 2020). Muutuste tõttu maakasutuses on nende koosluste pindala aga tugevalt langenud. Eelkõige elupaikade vähenemise ja killustumise tõttu on enam kui veerand Euroopa sihktiivaliselikiidest tänapäeval ohustatud ja paljude liikide populatsioonid kahanemas (Hochkirch *et al.*, 2016). Kuna sihktiivalised moodustavad rohumaade lüljalgsete biomassist märkimisväärse osa (Jamison *et al.*, 2002), on nad ka olulised saakobjektid lindudele ja teistele kõrgemal troofilisel tasemel olevatele loomadele (Latchininsky *et al.*, 2011), mõjutades omakorda teiste organismide käekäiku avamaakooslustes.

Olukorras, kus peamiste elupaikade hulk on drastiliselt vähenenud, mängivad järjest olulisemat rolli sekundaarsed elupaigad. Sihktiivalistele võivad sekundaarset elupaika pakkuda mitmed tugevalt inimõjulised maastikuelemendid, näiteks raiesmikud, kaevandusalad, asulad, teeääred ja kraaviservad (Karjalainen, 2009). Viimased neist võivad toimida ka lineaarsete levimiskoridoridena (Berggren *et al.*, 2002; Jordán *et al.*, 2003; Eriksson *et al.*, 2013). Sekundaarsete elupaikade sobivust sihktiivaliste elupaigana on suhteliselt vähe uuritud. Eriti puudulikult on veel teadmisi erinevate lineaarsete maastikuelementide sobivuse kohta putukate levimiskoridorideks ja ka elupaikadeks (Villemey *et al.*, 2018).

Infrastruktuuri pideva arenemisega on järjest tavalisemaks maastikuelemendiks muutumas teetammid. Selle töö kontekstis on teetammid teeäärsed kaldpinnad, mis on tekkinud tee rajamise käigus läbi reljeefse maastiku, kui on püütud teed võimalikult tasapinnalisena hoida. Rajatud teetammid jäetakse vahel looduslikult taimestuma, kuid tihtipeale on sealne taimkate inimeste poolt külvatud (kiireks pinnase kinnistamiseks). Kuna üldiselt majandatakse neid vähem intensiivselt kui teeääri, võivad tammid toimida sarnaselt poollooduslikele rohumaadele (Tikka *et al.*, 2001), pakkudes elupaika mitmesugustele taime- ja loomaliikidele

(Meunier *et al.*, 1998; Viles & Rosier, 2001; Jones *et al.*, 2014). Seejuures eriti pikalt päikesele avatud tammid võivad oma olemuselt olla väga heterogeensed, seda tänu varieeruvale taimestiku struktuurile ja palja maapinna olemasolule (Kalarus & Bąkowski, 2015). Võimalik, et teetammide potentsiaal loodusliku mitmekesisuse toetamisel on seetõttu suuremgi kui seni enam tähelepanu saanud teeäärteel (Arenas *et al.*, 2017).

Teetamme pole varem sihktiivaliste elupaigana uuritud. Küll aga on leitud, et raudteede ja teede äärsed tammid võivad olla sobivaks elupaigaks mitmesugustele muudele putukatele nagu liblikalistele, mesilastele ja sirelastele (Potts *et al.*, 2005; Morón *et al.*, 2014; Kalarus & Bąkowski, 2015; Wrzesień *et al.*, 2016), ning toimida ühtlasi ka levikukoridoridena (Saunders & Hobbs, 1991; Penone *et al.*, 2012b). Arvestades teadaolevat, võiksid teetammid sobida elupaigaks ka mitmesugustele sihktiivaliseliikidele.

Käesoleva magistritöö eesmärk oli hinnata teetammide sobivust sihktiivaliste elupaigana ja kirjeldada, kuidas mõjutavad elupaika ja seda ümbritsevat maastikku iseloomustavad muutujad sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust teetammil. Selleks valiti Tartumaal ja selle lähiümbruses 36 teetammi, kus koguti sihktiivaliste liigirikkuse ja arvukuse kohta andmeid nii transektloenduse kui kahatamise meetodil. Lisaks hinnati või mõõdeti igal teetammil elupaika kirjeldavaid muutujaid (nt taimkatte heterogeensus, taimede liigirikkus, tammi pikkus ja laius). Ümbritsevas maastikus maakasutustüüpide osakaalu kirjeldavad muutujad leiti kaardianalüüsil. Erinevate muutujate mõju sihktiivaliste liigirikkusele ja arvukusele analüüsiti üldistatud lineaarsete mudelite abil.

Valdavalt ei sõltu sihktiivalised üht liiki toidutaimest, seega ennustati, et elupaiga heterogeensus (taimestiku struktuur) võiks sihktiivaliste liigirikkust rohkem mõjutada kui taimede liigirikkus. Teetammi ümbritseva maastiku kontekstis ennustati, et suurem rohumaade osakaal mõjub sihktiivaliste liigirikkusele ja arvukusele positiivselt ning suur põllumaa osakaal negatiivselt.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1 Sihktiivaliste elupaiganõudlused

Sihktiivalistel on elupaiga suhtes igal liigil oma eelistused ja vajadused. Nii asustavad ühes elupaigas eri liigid tihti erinevaid mikroelupaiku, kus tingimused võivad suuresti erineda (Joern, 1982). Enamiku herbivoorsete putukate jaoks on elupaigavaliku põhikriteeriumiks sobivate toidutaimede olemasolu ja piisavus. Erinevalt paljudest teistest taimtoidulistest putukatest ei sõltu sihktiivalised enamasti siiski kindlast taimeliigist. Selle asemel on nende puhul näidatud, et peamised tegurid, mis määravad konkreetse mikroelupaiga sobivuse konkreetsele liigile, on temperatuur (eelkõige eksponeeritus päikesele), niiskustase ja taimestiku struktuur (Van Wingerden *et al.*, 1992; Ingrisch & Köhler, 1998; Baur *et al.*, 2006).

Sihktiivalised on suuremas osas herbivoorsed putukad. Taimtoidulised on kõik tirtsulased, sirtslased ja osa ritsiklasi (ülejäänud rööv- ja segatoidulised). Kuigi sihktiivalised ei ole üldiselt toidutaimede suhtes eriti valivad, eelistavad nad siiski teatud tüüpi taimi. Toidutaimede valikut mõjutavad näiteks selle füüsilised omadused nagu kõvadus, kuju ja karvasus (Karjalainen, 2009). Eriti puudutab see varastes vastsejärgkudes isendeid, kelle lõuad on väiksemad ja nõrgemad. Veel olulisemad on taime keemilised omadused, mida hinnatakse enne söömaasumist tundlatel ja kobijatel asuvate kemoretseptorite abil (Karjalainen, 2009). Valdavalt eelistatakse pigem suure veesisaldusega taimi kuivadele, kuid osa liike suudab toituda ka kuivanud taimeosadest (McKinlay, 1981). Kuna üldiselt toitutakse mitmesugustest taimedest, siis neil enamasti toidust puudust ei ole (Karjalainen, 2009). Erinevat liiki taimedest toitumine võib suurendada sihktiivaliste sigimisvõimet, sest nii saadakse rohkem erinevaid toitaineid. Näiteks on leitud, et sale-rohutirts (*Chorthippus albomarginatus*) muneb rohkem mune, kui ta on toitunud mitmel erineval taimeliigil (Karjalainen, 2009).

Erinevate niiskustingimustega elupaikades elavate sihktiivaliste toiduvalik on erinev. Niisketes elupaikades elavad herbivoorsed liigid toituvad põhiliselt tarnadest (*Carex*) ja kuivemate koosluste liigid enamasti kõrrelistest (*Poaceae*) (Albrecht, 1963). On leitud, et väga niisketes elupaikades elavate tirtsuliikide munakupud on niiskusele vastupidavamad, võrreldes kuivalembeste liikidega (Stauffer *et al.*, 2011). Märgadel niitudel või soodes elavate ja ränirikastest tarnadest toituvate soo-rohutirtsu (*Pseudochorthippus montanus*) ja luhatirtsu (*Stethophyma grossum*) munakupud sisaldavad suurel hulgal räni, mis võib ühtlasi aidata muuta neid niiskuskindlamaks (Albrecht, 1963).

Kuigi varasemalt on sihktiivaliste mitmekesisuse ja taimestiku liigirikkuse vahel leitud tugevaid positiivseid seoseid (Holst 1986; Otte, 1997), ei pruugi taimeliikide arv elupaigas olla otseses seoses sihktiivaliste liigirikkusega. Nimelt põhjendas Otte (1997) positiivset seost liigirikkamate taimekoosluste suurema struktuurse heterogeensusega. Taimestiku struktuur võib olla sihktiivaliste jaoks elupaigavalikul olulisemgi kui söödavate taimede hulk just seetõttu, et enda peitmisel sõltuvad sihktiivalised olulisel määral ümbritsevast taimestikust (Sziij, 1997). Taimkatte struktuuri ja liigilise koosseisu kujundab suuresti niiskustase ja selle varieeruvus, seejuures aitab kõrge või tihe taimestik säilitada maapinna lähedal mikrokliimas nii stabiilset õhuniiskust kui ka temperatuuri. Pigem kuiva- ja soojalembesed tirts-lased ja sirtslased tegutsevad maapinna lähedal, enamasti madalas või isegi taimestikuvabal pinnal, kus midagi oluliselt päikest ei varjuta. Seevastu ritsiklased eelistavad tihtipeale niisket ja varjulisemat keskkonda ning on seotud pigem kõrgema taimestikuga või puude-põõsastega.

Enamik sihktiivalisi kasutab kaitseks looduslike vaenlaste vastu varjevõlvust. Selle toimimiseks on vaja vastavat tausta, mille leidmises on sihktiivalised osavad (Baur *et al.*, 2006). Välimus varieerub tihti suuresti ka liigisiselt. Mitmetel liikidel esineb nii pruune kui rohelisi (vahel lisaks ka roosakaid/lillakaid) värvusvorme ja nende avaldumist mõjutavad nii pärilikkus kui keskkond (Karjalainen, 2009). Kuivemates elupaikades on enamasti rohkem pruune isendeid, tihedas ja lopsakamas taimestikus aga rohelisi. Keskkonnateguritest võivad värvust mõjutada õhuniiskus, toidu veesisaldus, ümbritseva keskkonna üldine foon ja temperatuur, näiteks madalatel temperatuuridel arenenud sihktiivalised on tumedamad. Sihktiivalised saavad oma värvust arengu käigus tänu kestumistele oluliselt muuta. Isegi valmikud saavad oma kehavärvi vastavalt keskkonnale muuta nii palju, et näiteks põlengualadel omandavad nad tumeda-mustja tooni (Burt, 1951).

Abiootilistest faktoritest olulisimad on temperatuur, niiskustase ja päikesekiirguse hulk, mis mõjutavad otseselt ja läbi mikrokliima kujundamise sihktiivaliste füsioloogilist aktiivsust (Gerhardt & Huber, 2002). Nagu putukatel üldiselt, on sihktiivaliste füsioloogiline võime oma kehatemperatuuri kontrollida väga piiratud, mistõttu sõltub nende kasv ja areng suuresti ümbritseva keskkonna temperatuurist ja seda kõigis arengujärkudes. Mida soojem on keskkond, seda kiiremini toimub munade areng (stressi mittetekitavate temperatuuride piires). Seejuures need liigid, kelle munade areng kestab võrreldes teiste liikidega keskmisest kauem, kalduvad asustama soojema mikrokliimaga elupaiku, mis võimaldab arenguprotsessi kiirendada (Van Wingerden *et al.*, 1991). Temperatuur mõjutab oluliselt ka kõigi

vastsejärede kasvukiirust ja arenguaga, seejuures on emaste isendite areng sageli temperatuuritundlikum kui isastel (Willott & Hassall, 1998). Nii laborikatsetes (Willott & Hassall, 1998) kui looduslikes tingimustes (Monk, 1985; Atkinson & Begon, 1987) on näidatud, et soojemas keskkonnas arenenud isendid kasvavad suuremaks kui jahedamatel temperatuuridel arenenud liigikaaslased. See eristab sihktiivalisi enamikust teistest ektotermidest, kelle kehamõõtmel soojemas keskkonnas arenedes on hoopiski väiksemad (Atkinson, 1994; Walters & Hassall, 2006).

Ka suhteliselt kõrged õhutemperatuurid (20–25°C) on enamiku sihktiivaliste jaoks ilma täiendava päikesekiirguseta optimumist oluliselt madalamad (Begon, 1983). Päikese käes võib nende kehatemperatuur tõusta lausa 10–15 kraadi õhutemperatuurist kõrgemale (Karjalainen, 2009). Optimaalse kehasoojuse saavutamiseks vahetavad sihktiivalised vajadusel sageli oma asukohta (Szijj, 2004). Enda soojendamiseks sobivad hästi päikese käes kiiremini soojenevad pinnad nagu tumedad kivid või taimkatteta maapind. Mõnda liiki on kohatud järjepidevalt end hommikuti asfaltteel soojendamas (Szijj & Kessler, 1999). Selline käitumine aitab pikendada päevast aktiivsuseperioodi eriti juhul, kui pelgalt õhutemperatuur on sihktiivaliste jaoks liiga madal.

2.2 Sihktiivaliste elupaigad

Nii Eestis kui Euroopas üldiselt on sihktiivaliste peamisteks elupaikadeks avamaakooslused. Euroopa sihktiivalistest tervelt 74% on avamaaliigid (Hochkirch *et al.*, 2016). Peamisteks sobivateks elupaikadeks on seega erinevad rohumaad, sood ja metsalagendikud. Seejuures on sihktiivaliste elupaigalisel levikul avamaastikus määravaks faktoriks niiskustase (Albrecht, 1963).

Sihktiivaliste seas on palju kserofiilseid ehk kuivi elupaiku asustavaid liike. Eestis elavatest liikidest moodustavad kserofiilid umbes 40% (Albrecht, 1963). Taimestikuaesed liivikud, kruusaväljad või paepaljandid on sobivaks elupaigaks näiteks sinitiib-tirtsule (*Oedipoda caerulescens*) ja punajalg-tirtsule (*Chorthippus pullus*) (Straube, 2013; Runnel, 2017). Madala ja hõreda taimestikuga kuivi elupaiku asustavad kahevärviline rohutirts (*Chorthippus brunneus*), harilik rohutirts (*Chorthippus biguttulus*), tähniktirts (*Myrmeleotettix maculatus*) ja täpiksirts (*Tetrix bipunctata*). Kuivadelt loopealsetelt ehk alvaritelt võib leida hulgaliselt kärstajaid (*Psophus stridulus*) (Holst, 1986).

Umbes viiendik Eesti sihktiivalistest on hügrofiilid ehk liigid, kes eelistavad niiskemaid elupaiku (Albrecht, 1963). Soodes ja niisketel rohumaadel kohtab sageli sooritsikat (*Conocephalus dorsalis*), harilikku niiduritsikat (*Metrioptera brachyptera*), kuldirtsu (*Chrysochraon dispar*), luhatirtsu (*Stethophyma grossum*) ja soo-rohutirtsu (*Pseudochorthippus montanus*). Ülejäänud ligikaudu 40% liikidest jäävad oma elupaigaeelistustes hügrofiilide ja kserofiilide vahepeale. Parasniiskeid niite asustavad näiteks niidu-rohutirts (*Chorthippus dorsatus*), lühitiib-rohutirts (*Pseudochorthippus parallelus*), harilik niidutirts (*Omocestus viridulus*), ääris-niiduritsikas (*Roeseliana roeselii*) ja heinaritsikas (*Decticus verrucivorus*).

Kui metsalagendikel võib kohata suurt osa Eesti sihktiivaliste liikidest, siis puistutes elavad vaid üksikud liigid. Männiritsika (*Barbitistes constrictus*) elupaigaks on hõredad valgusrikkad männikud, kus see liik elutseb kõrgel puude otsas (Ingrisch & Köhler, 1998). Tammeritsikas (*Meconema thalassinum*) elab lehtmetsades, sageli just vanades tammikutes (Remm, 1970). Eeskätt põõsastikes tegutseb võsaritsikas (*Pholidoptera griseoptera*). Mõnele liigile, nagu Mandri-Eestis levinud harilik lauluritsikas (*Tettigonia cantans*) ja saartel roheline lauluritsikas (*Tettigonia viridissima*), piisab väheste põõsaste või puude olemasolust koosluses (Albrecht, 1963).

Teistest selgelt erineva elupaigakasutusega liigid on toakilk (*Acheta domestica*), kasvuhooneritsikas (*Diestrammena asynamora*) ja kaerasori (*Gryllotalpa gryllotalpa*). Toakilk on inimkaasleja, kes on aastasadu elanud meie eluhoonetes. Tänapäeval on see liik Eestis muutunud väga haruldaseks, keda võib leida ainult hästi köetavatest vanadest ehitistest (Runnel, 2017). Kasvuhooneritsikas, nagu nimigi ütleb, elutseb Euroopas ainult kasvuhoonetes (Pawłowski, 2012). Kaerasori elab näiteks viljapõldudel ja aedades niiskesse ning kobedasse mulda kaevatud urgudes, kus võib vähesel määral kahjustada taimede juuri (Holuša & Kaláb, 2023).

Euroopa lõikes võib elupaigakasutus ühe liigi piires geograafiliselt suuresti erineda. Põhja-Euroopa tasandikel leidub arvukalt liike, kes Kesk-Euroopas asustavad ainult mägesid (Szijj, 2004). Üheks näiteks on nõmmetirts (*Bryodemella tuberculata*), kes Kesk-Euroopas Alpide jalamil asustab kruusaseid jõekaldaid, aga Põhja-Euroopas elas varasemalt laialdaselt nõmmedel, kust ta on nüüdseks küll enamikult aladelt välja surnud (ilmselt ka Eestist) (Dey *et al.*, 2021).

2.3 Sihktiivaliste elupaigad tugeva inimõjuga maastikes

Euroopa maastikud on võrreldes teiste maailmajagudega kõige enam inimese poolt kujundatud. Tänapäeval on ligikaudu 80% Euroopa maismaast inimeste kasutuses kas asuladena, infrastruktuurina või majandatud tootmisesmärkidel (eelkõige põllumajandus ja metsandus) (EEA, 2020). Nii elab suur osa siinsest faunast inimõjulistes kooslustes. Sama lugu on sihktiivalistega, kelle leviku ja elupaigaeelistuste kohta Euroopas enne laialdast inimtegevust on väga vähe teada (Theuerkauf & Rouys, 2006).

Viimastel aastatuhandetel on Euroopas sihktiivaliste põhilisteks elupaikadeks looduslike rohumaade kõrval olnud poollooduslikud väheintensiivselt hooldatud rohumaad. Põllumajanduse intensiivistumise ja maakasutuse muutuste tõttu on nende pindala aga tugevalt vähenenud (Hochkirch *et al.*, 2016). Selle taustal on tänapäeval sihktiivalistele järjest olulisemad uudsed inimtekkelised avatud elupaigad nagu kaevandusalad, asulad, raiesmikud, samuti mitmed infrastruktuuriga seotud elemendid – teeääred ja kraaviservad (Karjalainen, 2009; Arnóczkyné Jakab & Nagy, 2022). Nende vastavus erinevate liikide elupaiganõuetele pole aga ilmne. Sihktiivaliste elupaikadena on neid maastikuelemente uuritud üsna vähe, kuigi tugeva inimõjuga maastikes, eriti intensiivsetes põllumajandusmaastikes, on need sageli jäänud ainukesteks poolloodusliku ilme ja taimestikuga maastikuelementideks.

Hüljatud lahtised **kaevandusalad** ja karjäärid pakuvad eriti head elupaika termo- ja kserofiilsetele liikidele, kes asustavad taimestikuvaeseid, kuumi ja kuivi elupaiku. Tšehhi liiva- ja kruusakarjäärides on uuritud seost suksessiooniastme ja sihktiivaliste liigirikkuse vahel (Heneberg *et al.*, 2016). Karjäärid jaotati suksessiooniastme ehk vanuse põhjal kolme gruppi (2–5 aastat, 6–15 aastat ja enam kui 15 aastat). Seejuures leiti tugev positiivne seos suksessiooniastme ja sihktiivaliste liigirikkuse vahel. Kõige mitmekesisem liigiline koosseis oli välja kujunenud aladel, kus suksessioon oli saanud toimuda 15 ja rohkem aastat. Ka Eestis võiks erinevas suksessiooniastmes kaevandusalad pakkuda elupaiku suurele osale meie sihktiivaliste faunast, sest taimestiku osalisel taastumisel muutub ala sobilikuks ka mesofiilsetele niiduliikidele.

Asulad on küllaltki kõrge heterogeensusega alad, mis sisaldavad endas palju erinevaid mikroelupaiku, mis varieeruvad elupaigana täiesti mittedobivaist vägagi sobivateni. Sihktiivalised asustavad asulates üldiselt taimestikurikkaid alasid, näiteks parke ja jäätmaid, kuid tihedalt niidetavad muruplatsid neile ei sobi. On leitud, et võrreldes linna rohealadega võib sihktiivaliste liigirikkus olla tiheda inimasustusega piirkondades kuni 50% võrra madalam (Cherrill, 2015). Kõvakattega maapinna osakaalu suurenedes väheneb sihktiivaliste liigirikkus (Melliger *et al.*, 2017) ning vähese levimisvõimega liigid võivad kaduda juba üsnagi hõreda infrastruktuuri korral (Huchler *et al.*, 2023). Linnades võibki leida enamjaolt vaid hea levimisvõimega liike (Ancillotto & Labadessa 2023; Huchler *et al.*, 2023).

Asulate võtmes on enim uuritud jäätmaid, mis on sihktiivalistele väärtuslikud elupaigad. Strauss & Biedermann (2006) leidsid Saksamaa linnades mahajäetud tööstusalasid uurides, et sihktiivaliste liigiline koosseis sõltus enim ala taimestikust. Liikide ja isendite arv oli üldiselt kõrgem taimestikurikkastel aladel. Eckert *et al.* (2017) leidsid Berliini jäätmaid uurides sealt 45% kogu Berliini sihktiivaliste liikidest. Kõige liigirikkamad olid üldjuhul alad, kus suktsessioon oli kauem kestnud. Samas leiti suktsessiooni varasemas etapis olevatelt aladelt enam ohustatud liike. Šveitsis on leitud, et sihktiivaliste arvukus kasvab ümbritsevate ruderaalpaikade (kiirekasvuliste ehk ruderaaltaimede poolt asustatud alad) pindala suurenedes, kuid seejuures ei sõltu liigirikkus konkreetsetes ruderaalpaigas otseselt selle ala pindalast (Melliger *et al.*, 2017).

Raiesmikud on sihktiivalistele lühiajalised ja ebastabiilsed elupaigad, sest tingimused lageraielangil muutuvad aastate lõikes kiiresti. Noorte lageraielankide pindala Eestis ületab niitude pindala kohati mitmekordselt (Viljur & Teder, 2016). Sellises maastikus on niiduliigid sagedased just nõ metsamaal. Nii võivad raiesmikud mõne aasta jooksul pakkuda elupaika erineva ökoloogia ja elupaiganõuetega liikidele.

Lääne-Karpaatides läbi viidud uurimuses leiti, et sihktiivaliste liikide arv langil kasvab ainult esimesel-teisel aastal pärast raiet ning juba kolmandast aastast algab langus (Sliacka *et al.*, 2013). Teise aasta raiesmikel on sihktiivaliste koosseis kõige mitmekesisem ilmselt seetõttu, et uute alade koloniseerimise kiirus on liigiti erinev ja esimese aasta jooksul ei jõua paljud liigid tekkinud elupaika veel asustada. Seda kinnitas leid, et esimese aasta raiesmikel esinesid kõrge arvukusega vaid hea lennuvõimega sihktiivalised (Sliacka *et al.*, 2013). Aastate lõikes on metsalagendikud soodsa mikrokliima tõttu head elupaigad mitmesugustele liikidele ja

seetõttu võib metsamaal olla oluline roll Euroopa sihktiivaliste säilimisel (Theuerkauf & Rouys, 2006).

Eestis asustavad värskeid ja kuivemaid raielanke meelsasti mitmed kserofiilsed liigid nagu kahevärviline rohutirts, harilik rohutirts, tähniktirts ja täpiksirts (pers. obs.). Märjemad noored langid, kus alustaimestik on osaliselt taastunud, pakuvad elupaika mitmesugustele meso- kuni hügrofiilsetele liikidele nagu harilik niiduritsikas, ääris-niiduritsikas, heinaritsikas, ahassirts (*Tetrix subulata*), peenetundlane sirts (*Tetrix tenuicornis*), lühitiib-tirts (*Euthystira brachyptera*), harilik niidutirts ja niidu-rohutirts (Albrecht, 1963). Noore võsa pealekasvamisel ei sobi raiesmik enam suuremale osale sihktiivaliselikest. Sellises staadiumis võib sealt leida enamasti vaid lauluritsikaid ning Lääne- ja Põhja-Eestis ka võsaritsikaid, kes samuti võsa tihenedes ja kasvades vaikselt taanduvad (Albrecht, 1963).

Teeääred ja **kraaviservad** on tihedalt asustatud aladel ja intensiivses põllumajandusmaastikus sihktiivaliste jaoks olulised aastaringsed elupaigad (Schaffers *et al.*, 2012; Torma *et al.*, 2018). Lineaarsete maastikuelementidena on nad ka olulisteks levimiskoridorideks (Berggren *et al.*, 2002; Jordán *et al.*, 2003; Eriksson *et al.*, 2013). Teeääred on tugeva häiringuga ja küllaltki ekstreemsed elupaigad. Neid niidetakse enamasti tihti ning lisaks tõuseb suvekuudel vahetult teede ääres temperatuur maapinnal väga kõrgeks ja taimestik kuivab suures osas ära. Sellised tingimused on aga sobilikud ksero- ja termofiilsetele liikidele nagu näiteks kahevärviline rohutirts ja harilik rohutirts. Kõrge müratase teeäärteel on akustilist kommunikatsiooni kasutavale putukaseltsile katsumuseks, kuid näiteks hariliku rohutirtsu puhul on leitud, et selle liigi isased suudavad liiklusrumaga kohaneda, tekitades kõrgema sagedusega helisid (Lampe *et al.*, 2013).

Kraaviservad on teeäärtele sarnased ja samuti sageli teedega kaasnevad, kuid mitmekesisemad elupaigad. Niitmiskoormus on seal madalam, kuid enamasti piisav ala avatuna säilimiseks. Kraavid võivad pakkuda elupaika korraka nii ksero- kui hügrofiilsetele liikidele. Hügrofiilsed liigid, nagu näiteks ahassirts ja kuldtirts, saavad asustada niiskemat kraavipõhja, samal ajal kui kuivem kaldaosa on sobilik kserofiilsetele liikidele. Torma *et al.* (2018) uurisid Ungari põllumajandusmaastikus kraaviservades sihktiivalisi ning kollastel kasvava taimestiku ja puude mõju nende arvukusele ja liigirikkusele. Nad leidsid, et kõrge taimestiku ja puude olemasolu vähendab sihktiivaliste arvukust, kuid mitte liigirikkust. Varjutamine mõjutas eriti negatiivselt tirtslaste arvukust, sest nende hulgas on palju termo- ja kserofiilseid liike. Puude

ja põõsaste olemasolu võib soosida aga mõnede ritsiklaste arvukust. Kokkuvõttes olid kraaviservad aastaringseks elupaigaks arvestatavale osale Ungari sihktiivaliste faunast.

Teetammidel pole siiani sihktiivalisi põhjalikumalt uuritud. Neile kõige sarnasemad maastikuelemendid võiksid olla eelnevalt kirjeldatud kraavikaldad ja ka **veetõkketammid**. Gardiner & Fargeaud (2020) uurisid Inglismaal veetõkketamme tolmeldajate ja sihktiivaliste elupaigana. Uuritavatele tammidele oli tolmeldajate jaoks rajatud õistaimede rohked kooslused. Kõrge taimestiku tõttu oli sihktiivaliste liigirikkus seal suhteliselt madal. Proovialadel esinesid arvukalt vaid lühitiib-rohutirts, sale-rohutirts ja ääris-niiduritsikas. Almásy *et al.* (2021) on uurinud jõeäärseid veetõkketamme Austrias, leides, et need on oluliseks sekundaarseks elupaigaks sihktiivalistele, kelle liigiline koosseis ja arvukus tammil sõltusid eelkõige seal rakendatud majandamisvõtetest.

2.4 Sihktiivalised maastikul

Muutused maakasutuses on oluliselt mõjutanud poollooduslikke rohumaid, mille hulk maastikus on intensiivse maakasutuse või hoopiski hooldamata jätmise tõttu drastiliselt vähenenud (Stoate *et al.*, 2009; Dengler *et al.*, 2014). Suur osa rohumaadest on üles haritud põllumaaks ja selle käigus on sihktiivalistele sobivad tingimused nendelt aladelt pea täielikult kadunud (Kati *et al.*, 2012). Samuti on eelmise sajandi lõpust alates oluliselt vähenenud karjatavate alade pindala (nt Ida-Euroopas), mistõttu on hüljatud avakooslused asendunud metsamaaga (MacDonald *et al.*, 2000; Cremene *et al.*, 2005). Näiteks on Eestis loopealsete rohumaade pindala poole sajandi jooksul vähenenud umbes 70% (Helm *et al.*, 2006). Elupaikade fragmenteerumine põhjustab nii kohest liikide kadu, aga tihtipeale ka hilisemat viibega väljasuremist (väljasuremisvõlg) (Krauss *et al.*, 2010). Selline väheintensiivselt majandatud avamaakoosluste suureskaalaline kadumine maastikust on sihktiivaliste mitmekesisusele Euroopas suurimaks ohuks (Hochkirch *et al.*, 2016).

2.4.1 Ümbritseva maastiku mõju

Mida mitmekesisem on maastik, seda rohkematele liikidele see üldiselt elupaika pakub (Fahrig *et al.*, 2011; Tschardtke *et al.*, 2012; Dengler *et al.*, 2014). Heterogeensel maastikul võib olla aga positiivne mõju liigirikkusele ka konkreetsel elupaigalaigul selle maastiku piires. Viimane kehtib ka sihktiivaliste kohta, kusjuures maastiku heterogeensuse olulisus võib nende puhul eriti hästi esile tulla elupaiga lähiümbrust (250–500 m) arvestades (Weking *et al.*, 2016).

Madala intensiivsusega maakasutus soosib sihktiivaliste kõrget mitmekesisust, maakasutuse intensiivistudes sihktiivaliste liigirikkus ja mitmekesisus aga vähenevad (Marini *et al.*, 2008; Buri *et al.*, 2013; Jerrentrup *et al.*, 2014, Weking *et al.*, 2016, Fumy *et al.*, 2021). Nii sihktiivaliste liigirikkusele kui ka arvukusele mõjub positiivselt rohumaade järk-järguline hooldamine, näiteks niitude niitmine osade kaupa, mis tõstab elupaiga struktuurilist heterogeensust (Humbert *et al.*, 2012; Buri *et al.*, 2013).

Maastiku koosseisul on sihktiivaliste liigirikkusele ja mitmekesisusele arvestatav mõju (Batáry *et al.*, 2007; Marini *et al.*, 2008). On leitud, et linnade ja asulate osakaalu tõustes ümbritsevas maastikus, väheneb sihktiivaliste liigirikkus ja arvukus (Marini *et al.*, 2008; Penone *et al.*, 2012a; Penone *et al.*, 2013). Negatiivse mõjuga on ka suur põllumaa osakaal, mis loob madala heterogeensusega maastiku, kus domineerivad sihktiivalistele elupaigaks ebasobivad kultuurpõllumaad ja see võib vähendada nii sihktiivaliste liigirikkust kui arvukust (Marshall *et al.*, 2006; Penone *et al.*, 2013; Weking *et al.*, 2016).

Kuna rohumaad on sihktiivaliste kõige olulisemaks elupaigaks, mõjub nende avakoosluste suur osakaal ümbritsevas maastikus nii sihktiivaliste liigirikkusele, mitmekesisusele kui arvukusele enamasti positiivselt (Sutcliffe *et al.*, 2015; Weking *et al.*, 2016), kuid puittaimedega seostuvatele liikidele võib mõju olla ka negatiivne (Marini *et al.*, 2008). Positiivse mõjuga võib olla ka metsamaa suurem osakaal ümbritsevas maastikus ja seda just muidu metsavaestes piirkondades, sest see aitab luua mitmekesist ja mosaiikset maastikku (Marini *et al.*, 2009; Weking *et al.*, 2016). Marini *et al.* (2009) leidsid, et metsade ja niitude osakaal on eriti oluline väikeses maastikulises skaalas (nende uurimuses 95–135 m raadiuses elupaigast).

2.4.2 Levimisvõime

Tänapäevased fragmenteerunud maastikud muudavad sihktiivaliste jaoks elupaikade vahel liikumise ja uute alade asustamise keeruliseks. Levimistakistusteks võivad sihktiivaliste puhul olla mitmesugused elupaigaks mittesobivad kooslused või maastikuelemendid, näiteks metsad, suured intensiivselt haritud põllumaad, veekogud ja tiheda inimasustusega alad, kus kõvakattega maapinna osakaal on väga suur. See, kui suureks takistuseks nimetatud elemendid osutuvad, sõltub eelkõige sihktiivalise levimisvõimest (Brouwers & Newton, 2010).

Sihktiivaliste seas on nii hea lennuvõimega kui ka täiesti lennuvõimetuid liike. Elupaikade fragmenteerumine mõjutab enim lennuvõimetuid ja lühitiivalisi liike, kes ei suuda pikki vahemaid läbida ja uusi elupaiku asustada. Siiski on ka lennuvõimeliste liikide puhul täheldatud individuaalseid erinevusi levimisvõimes. Näiteks on hariliku rohutirtsu ja tõlbirtsu isendid keskmiselt suuremad maastikes, kus elupaiku on küllaldaselt, aga väiksemad ja pikatiivalisemad on isendid, kes elavad fragmenteerunud maastikes (König & Krauss, 2019). Hea lennuvõimega sihktiivalistele ei pruugi näiteks metsad olla suureks takistuseks. Nii ilmus Saksamaal värsketele isoleeritud raielankidele lühikese aja jooksul lausa 13 liiki sihktiivalisi (Laussmann, 1993).

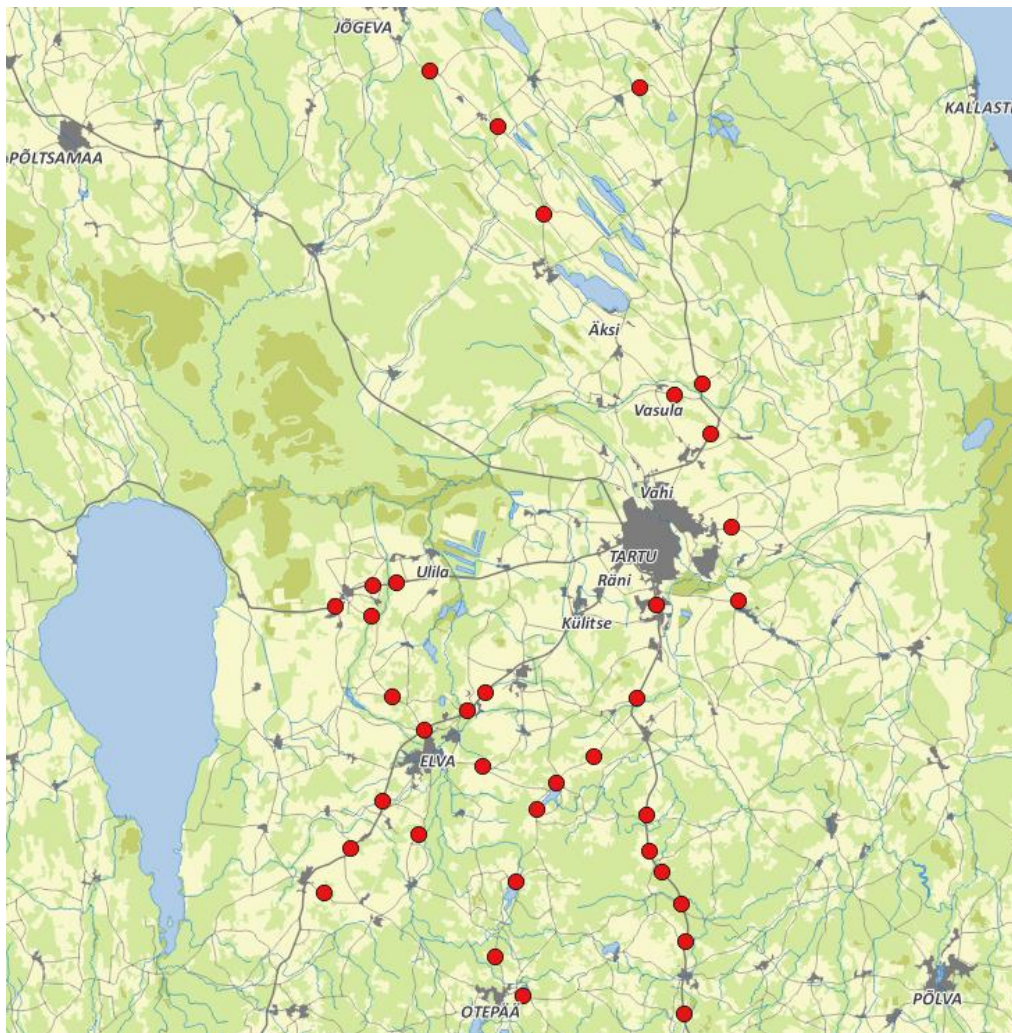
Mitmete lühitiivaliste sihktiivaliselike populatsioonides esineb pikatiivalisi isendeid, keda kohtab enim vahetult pärast eriti soojasid suvesid, mil sigimisedukus on olnud kõrge ja neid on arvukaimalt areaali servaaladel (Thomas *et al.*, 2001; Gardiner, 2009; Szanyi *et al.*, 2014). Näiteks on ääris-niiduritsika populatsioone uurides leitud, et pikatiivaliste isendite osakaal on suurim piirkondades, kuhu liik on alles hiljuti levinud (Gardiner, 2009). Seega võib väita, et lennuvõimelised pikatiivalised isendid on olulised levikuareaali laiendajad ja elupaikade (taas-)asustajad.

Lennuvõimetuid liike võib uute elupaikade asustamisel aidata ka vesi. Põhja-Euroopas piirdub mitmete liikide areaal peamiselt vaid rannikualadega. Arvatakse, et selliseid levikuareaale põhjustab sihktiivaliste munade levimine vee abil. Näiteks juba eelmise sajandi keskpaigas arvati, et võsaritsika munad võiksid levida merevee abil (Nordman, 1961). Warne & Hartley (1975) näitasid oma katsetes, et sooritsika munad taluvad kokkupuudet soolase mereveega mitmeid kuid ning seega on triivima läinud taimevartesse munetud munade levimine uutesse randadesse mere abil täiesti võimalik. Soolase veega kokkupuutes kahaneb küll munade veesisaldus, kuid taas mageda veega kokkupuutes veesisaldus taastub ja areng jätkub. Kuna munastaadium kestab sihktiivalistel mitmeid kuid ja areng algab alles talve möödudes, võivad munad piki veeteid potentsiaalselt levida pikki vahemaid (Vahed, 2020).

3. Materjal ja meetodid

3.1 Uurimispiirkonna iseloomustus

Sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust uuriti maanteetammidel, mis jäid Tartu linnast maksimaalselt 50 km kaugusele. Uuritavad teetammid paiknesid põhiliselt Tartumaal, osad ka Jõgeva-, Põlva- ja Valgemaal (Joonis 1). Kokku külastati 36 teetammi. Alad valiti jooksvalt juhuslikult välitööde käigus, asfalteid rutiinselt läbi sõites. Sobivaks loeti maanteetammid, mis paiknesid piirnevast teest kõrgemal. Minimaalseks lubatavaks vahemaaks kahe uurimisala vahel oli 1,5 km. Veel pidid teetammid olema loenduse ajal päikese käes, vahetult niitmata ja piisavalt suured, et alal saaks korraga nii kihatada kui transektloendust läbi viia.



Joonis 1. Uuritavate teetammide asukohad. (Maa-ameti kaart: <http://xgis.maaamet.ee>, 28.04.2023)

3.2 Sihktiivaliste loendusandmed

Välitööd toimusid soojadel päevadel (õhutemperatuur üle 20°C) 10.–19. augustini 2022, vahemikus kell 9:00–17:00. August on sobiv aeg pea kõigi Eesti sihktiivaliste liikide valmikute kohtamiseks (Albrecht, 1963), seega piisas alade ühekordsest külastamisest. Sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust hinnati aladel kahe meetodi abil, et saada kirja võimalikult palju erinevaid liike. Seirajaid oli kaks ja igal alal viidi paralleelselt läbi nii transektloendus kui kahatamine, seejuures ühe uurimismeetodiga tegeles alati sama inimene.

Transektloenduse kestuseks igal alal oli vähemalt 15 minutit. Seejärel jätkus loendus senikaua, kuni 5 minuti jooksul enam ühtegi uut liiki ei lisandunud (akumulatsioonikõvera põhimõttel). Selliselt oli transektloenduse maksimaalne kestus ühel alal 30 minutit. Transektloenduse ajal kuulati ja otsiti aktiivselt sihktiivalisi kogu ala ulatuses. Isendite määramine ja arvukuse hindamine toimus peamiselt helide põhjal (loendaja oli eelnevalt õppinud häälte põhjal eristama kõiki avamaastike sihktiivaliselikke, mis võisid uurimisaladel ette tulla). Samuti pandi kirja ka mittehäälitsevad isendid, kes olid välitingimustes liigini määratavad. Erandiks olid sirtslased (*Tetrigidae*), kes helisid ei tekita ja keda pole alati võimalik väljas liigini määrata. Sirtsud said seega kirja pigem juhuslikult ja jäid enamasti liigini määramata (v.a ahassirts, kes on välitingimustes enamasti määratav). Transektloendusel pandi kõik isendid kohtamise hetkel kirja ja kedagi kaasa ei kogutud. Liikide arvukused said kirja hinnanguliste kategooriatena: üksik (1 isend), harv (2–5 isendit), sage (6–10 isendit), arvukas (11–29 isendit) ja väga arvukas (üle 29 isendi). Isendi täpsusega said protokollis kirja kategooriad üksik, harv ja sage. Suuremaid arvukushinnanguid polnud võimalik ühe isendi täpsusega kirja panna.

Kahatamisel tehti igal alal 100 kahalööki kahe võrdse seeriana (50+50). Kummagi seeria järel koguti kahast kõik sihktiivaliste isendid etanooliga täidetud topsi ja võeti hilisemaks määramiseks kaasa. Kahatamise ajal liiguti ühtlaselt alal edasi ja teine seeria tehti eemal esimesest kahatamispaigast. Kahatamisel kaasakogutud isendid määrati hiljem liigini mikroskoobi ja määrajate abil laboris (kasutatud määrajad: Albrecht, 1963; Holst, 1986; Szijj, 2004; Baur *et al.*, 2006; Karjalainen, 2009; Strid, 2010). Liigini said määratud kõik isendid peale nümfide (vastsestaadiumis sihktiivaliste määramine on enamasti väga keeruline ja nõuab pikaajalist kogemust) ja osade perekonna *Chorthippus* liikide emaste. Nimelt on hariliku rohutirtsu, kahevärvilise rohutirtsu ja pruuni rohutirtsu (*Chorthippus apricarius*) emased üksteisele nii sarnased, et nende liigini määramine on ainult morfoloogiliste tunnuste põhjal tihti võimatu (Holst, 1986).

3.3 Uurimisaladel mõõdetud muutujad

3.3.1 Tehnilised muutujad

- 1) **Õhutemperatuuril** on oluline roll sihktiivalistele sobiva mikrokliima tekitamises. Temperatuur mõjutab otseselt nende füsioloogiat ja seega ka akustilise kommunikatsiooni aktiivsust (Gerhardt & Huber, 2002). Õhutemperatuur kaasati analüüsidesse 1 kraadi täpsusega Celsiuse skaalal. Vaatlusandmed saadi Keskkonnaagentuuri Ilmateenistuse kodulehelt (<https://www.ilmateenistus.ee/ilm/ilmavaatlused/vaatlusandmed/>, 08.12.2022.)
- 2) **Tuulisus** võib mõjutada sihktiivaliste laulmise intensiivsust (Doubell *et al.*, 2017; van der Mescht *et al.*, 2022) ja heli levimise kaugust, raskendades helide põhjal isendite märkamist ja liigini määramist. Tuulisust hinnati teetammidel Beauforti skaala järgi, hinnangud uurimisaladel jäid vahemikku 1–5 palli: 1 (suits kaldub kergelt kõrvale), 2 (puulehed sahisevad), 3 (puude lehed ja peened raod liiguvad), 4 (väikesed oksad liiguvad), 5 (väikesed lehtpuud õõtsuvad).
- 3) **Kuupäev.** Analüüside jaoks anti kuupäevadele väärtused vahemikus 1-10 vastavalt sellele, mitmenda päevaga oli tegemist alates välitööde algusest.
- 4) **Kellaaeg.** Teisendati analüüside jaoks, eeldades, et sihktiivaliste aktiivsustipp võiks olla kella 13:00 ajal ja väheneb nii hommiku kui õhtu suunas. Sellele vastavalt sai transektloendus, mis toimus kella 13:00 ümber, väärtuseks 0 ja sellest varem või hiljem toimunud transektloenduste aeg sai väärtuseks minutite hulga miinusmärgiga, mitu minutit loenduse kellaaeg 13:00-st erines (näiteks kellaaeg 13:39 sai väärtuse -39).
- 5) **Liiklussagedus.** Müra suhtes on eriti tundlikud need sihktiivaliseliigid, kelle tekitatud helid jäävad liiklusrumaga samasse kõrgusvahemikku (Rebrina *et al.*, 2021). Müratase kasvab liiklussageduse tõustes, seepärast kirjeldati siinses töös elupaiga mürataset uurimisalaga piirneva tee liiklussagedusega. Liiklussageduse info pärineb Transpordiameti kodulehelt (<https://www.transpordiamet.ee/liiklussagedus>, 14.03.2023) ja on esitatud 7-pallilisel skaalal: 1 (kuni 299 autot ööpäevas), 2 (300–999), 3 (1000–2999), 4 (3000–5999), 5 (6000–9999), 6 (10000–19999), 7 (20000+). Liiklussagedus uurimisaladega piirnevatel teedel jäi vahemikku 2 kuni 5 palli.
- 6) **Teetammi kalde suund** aitab kirjeldada, kui pikka aega paistab päike päevas tammile, mis võib mõjutada sihktiivaliste aktiivsusperioodi pikkust. Kalde suund määrati kaardilt 15 kraadi täpsusega. Kalde suuna puhul eeldati, et sihktiivalistele kui

valdavalt termofiilsetele putukatele on mikrokliimaatiliselt sobivaimad lõuna suunas eksponeeritud teetammid. Seega analüüsi jaoks kalde suundade väärtused teisendati. Otse lõuna suunda avanevad teetammid said kalde suuna väärtuseks 180, teiste teetammide kalde suuna väärtused arvutati lahutades 180 kraadist hälbimise kraadides lõuna suunast. Nii said näiteks täpselt itta ja läände avanevad teetammid kalde suuna väärtusteks 90.

- 7) **Teetammi kaldenurk** määrab tammile langeva päikesevalguse intensiivsuse ja seega võib mõjutada seda, mil määral soojeneb pinnas. Kaldenurk mõõdeti rakenduse Angle Meter (rakenduse arendaja: <http://www.smarttoolfactory.com>) abil tammi keskosas.

3.3.2 Elupaigaga seotud muutujad

- 1) **Uurimisala suurus.** Suuremas elupaigas on üldiselt rohkem nišše ja populatsioonid stabiilsemad (König & Krauss, 2019). Teetammi suuruse kirjeldamiseks mõõdeti kohapeal **teetammi laius** (0,5 m täpsusega) ja hiljem kaardilt **pikkus** (1 m täpsusega). Laius mõõdeti mõõdulindi abil tammi kõige kõrgema koha pealt risti teega. Analüüside jaoks teetammi laius ja pikkus logaritmiti, et vähendada jaotuse asümmeetrisust.
- 2) **Kraavi olemasolu.** Kraaviga kaasneb teistsugune taimestik ja niiskustase, mis võib mõjutada ka sellega piirneva teetammi elustikku. Kraav sai väärtuse 0–2, kus 0 tähendas kraavi puudumist, 1 – kuiva ja madala kraavi olemasolu ja 2 – niiske ja sügavama kraavi olemasolu. Välitööde ajal üheski kraavis vett ei olnud.
- 3) **Võsasus.** Võsa pakub varjulisemaid tingimusi, mis võib negatiivselt mõjuda kserofiilsetele liikidele, kuid luua sobivad tingimused kõrgema taimestiku ja varjulisema elupaiga eelistajatele. Võsasust hinnati skaalal vahemikus 0–3, kus 0 tähendas võsa puudumist, 1 – paar üksikut puud või põõsast, 2 – mitmed puud/põõsaid ja 3 – palju puid/põõsaid.
- 4) **Heterogeensus** ehk taimestiku struktuuriline heterogeensus võtab arvesse nii taimestiku katvust kui ka kõrguse varieeruvust. Taimestiku kõrgus ja katvus on üldiselt peamised sihktiivaliste liigilist koosseisu määravad tegurid (Dvořák *et al.*, 2022; Fonderflick *et al.*, 2014; Rebrina *et al.*, 2022). Heteroogeenne kooslus sisaldab mitmesuguseid mikroelupaiku, luues sobivad tingimused erineva elupaiganõudlusega liikidele (Jerrentrup *et al.*, 2014, Rebrina *et al.*, 2022). Uuritavatel teetammidel hinnati silma järgi, kui mitmekesine oli rohttaimestiku kõrgus ja katvus. Taimestiku

struktuurilist heterogeensust hinnati 4-pallilisel skaalal: 1 – väga madal (ühtlane taimestiku kõrgus ja katvus), 2 – madal (suhteliselt ühtlane taimestiku kõrgus ja katvus), 3 – keskmine (varieeruv taimestiku kõrgus ja katvus) ja 4 – kõrge (väga varieeruv taimestiku kõrgus ja katvus). Näiteid erineva heterogeensusega teetammidest näeb joonistel 2 ja 3.

- 5) **Taimestiku kõrgus.** Taimestiku keskmist kõrgust hinnati 7-pallisel skaalal: 1 – madal (<10 cm), 2 – madal-keskmine (11–16 cm), 3 – keskmine (17–25 cm), 4 – keskmine-kõrge (26–35 cm), 5 – kõrge (36–45 cm), 6 – kõrge-väga kõrge (45–50 cm) ja 7 – väga kõrge (>50 cm). Mõõtmisel lähtuti Stewart *et al.* (2001) poolt kirjeldatud „otsese mõõtmise meetodist“. Selle meetodi käigus asetatakse käsi kergelt taimestikus tasemele, millest madalamal kasvab silma järgi hinnanguliselt umbes 80% taimestikust (muuhulgas jäetakse tähelepanuta üksikud kõrgemad taimed), ning seejärel loetakse joonlaualt välja käe kõrgusele vastav väärtus.
- 6) **Taimede liigirikkus.** Igal teetammil hinnati veel taimede liigirikust ja määrati alal domineerivad taimeliigid. Taimede liigirikust hinnati 5-pallilisel skaalal: 1 – madal, 2 – madal-keskmine, 3 – keskmine, 4 – keskmine-kõrge, 5 – kõrge. Domineerivate taimeliikidena pandi kirja alal kasvavad levinumad taimeliigid, mille katvus oli vähemalt 3% alast.
- 7) **Niiskustase.** Keskmine niiskustase arvutati iga ala kohta seal kasvanud domineerivate taimeliikide põhjal, kasutades Ellenbergi väärtustele (Chytrý *et al.*, 2018) sarnase põhimõttega ökoloogilisi indikaatorväärtuseid Rootsi kohta (Tyler *et al.*, 2021). Viimaseid kasutati seepärast, et need võiks paremini vastata Eesti oludele kui Kesk-Euroopa taimestiku põhjal saadud Ellenbergi väärtused.



Joonis 2. Väga madala taimestiku struktuurilise heterogeensusega uurimisala Jõgevamaal, Kaarepere viaduktil. Taimestikus domineerib punane aruhein (*Festuca rubra*).



Joonis 3. Põlvamaal, Vissi külas asuv kõrge struktuurilise heterogeensusega taimestikuga uurimisala, kus leidub nii erinevas kõrguses taimestikku kui ka paljast maapinda.

3.4 Kaardianalüüs – ümbritsev maastik

Uurimisalasid ümbritseva maastiku iseloomustamiseks leiti põldude, rohumaade ja metsade osakaal ning teede tihedus. Loetletud muutujad leiti 200 m, 500 m ja 1000 m raadiuses teetammi kui lineaarset objekti ümbritsevas puhvris. Väikseim puhver (200 m) kirjeldab uurimisala vahetult ümbritsevat maastikku ja suurim puhver (1000 m) võiks näidata, kui palju on sobivaid elupaiku laiemas maastikulises kontekstis. Puhvrite täpsed suurused valiti varem ilmunud sihktiivalisi uurinud teadustööde põhjal. Kõige rohkem on analoogsetes töodes sihktiivaliste kohta kasutatud 500 m puhvrit (Torma *et al.*, 2014; Sutcliffe *et al.*, 2015; Weking *et al.*, 2016; Marini *et al.*, 2008), sest on leitud, et enamikul Euroopa sihktiivaliste liikidel mahub isendite tegutsemisraadius 500 m piiridesse (Ingrisch & Köhler 1998). Väikseimat (200 m) raadiust on kasutatud nt Penone *et al.* 2012a ja Penone *et al.* 2013 ning 1000 m puhvreid Sutcliffe *et al.* (2015) ja Weking *et al.* (2016) töödes. Kaardianalüüs viidi läbi QGIS 3.16.3 rakenduses, kasutades Maa-ameti ETAK andmeid.

3.5 Andmeanalüüs

Erinevate muutujate mõju sihktiivaliste liigirikkusele ja arvukusele analüüsiti üldistatud lineaarsete mudelite abil. Sõltuvate muutujatena kaasati analüüsidesse sihktiivaliste liigirikkus (= transektloenduse ja kahatamise käigus leitud liikide arv kokku) ja arvukus (transektloendusel 15 minuti jooksul kohatud kogu isendite arv) teetammil. Mõlema analüüsi puhul kasutati kvaasipoissoni jaotust.

Kuna uurimisalasid oli kõikide sõltumatute muutujate samaaegseks kaasamiseks mudelisse liiga vähe, siis rakendati samm-sammulist lähenemist, kus kõigepealt viidi läbi analüüs, kuhu kaasati vaid tehnilised muutujad. Nendeks olid õhutemperatuur, tuulisus, kuupäev, kellaeg, liiklussagedus, teetammi kalde suund ja kaldenurk. Saadud mudelit lihtsustati (*backward elimination*), eemaldades ükshaaval kõige suurema p -väärtusega muutujad, kuni leiti muutujate kombinatsioon, mis olid olulised või peaaegu olulised ($p < 0.1$). Seejärel kontrolliti üle, ega ei ole mudelist lihtsustamise käigus olulisi muutujaid eemaldatud. Selleks lisati eemaldatud muutujaid ükshaaval uuesti mudelisse ja kontrolliti mudeli rakendamisel nende p -väärtusi.

Oluliseks või peaaegu oluliseks osutunud muutujad kanti üle järgmisesse mudelisse, kuhu kaasati elupaika kirjeldavad muutujad – teetammi laius, teetammi pikkus, kraavi olemasolu,

võsasus, heterogeensus, taimestiku kõrgus, taimede liigirikkus ja niiskustase. Mudeliga viidi läbi eelneva analüüsi etapiga analoogne protseduur. Teises analüüsi etapis saadud mudelisse kaasati sõltumatute muutujatena ümbritsevat maastikku iseloomustavad muutujad – põllumaa, rohumaa ja metsamaa osakaalud ning teede tihedus 200, 500 ja 1000 meetri raadiuses. Erinevate maastikuskaaladega arvestamiseks testiti maastikumuutujate mõju iga raadiuse puhul eraldi. Multikollineaarsuse tõttu kaasati kolmest maastiku koosseisu iseloomustavast muutujast – põllumaa, rohumaa ja metsamaa osakaal – korruga mudelisse vaid kaks.

Kõikide mudelite puhul kontrolliti ruumilise autokorrelatsiooni olemasolu mudeli jääkides Moran'i I abil. Kuna vastav p -väärtus oli alati kaugelt üle 0,05, siis uurimisalade ruumilist paigutust analüüsid ei arvestatud.

Andmeanalüüsil kasutati statistikatarkvara R versiooni 4.3.0. (R Core Team, 2023). Ruumilise autokorrelatsiooni testimisel kasutati pakette `ape` (Paradis & Schliep, 2019) ja `geosphere` (Hijmans, 2022). Sõltumatute muutujate korreleeritust hinnati paketi `corrplot` (Wei & Simko, 2021) abil (Lisa 1).

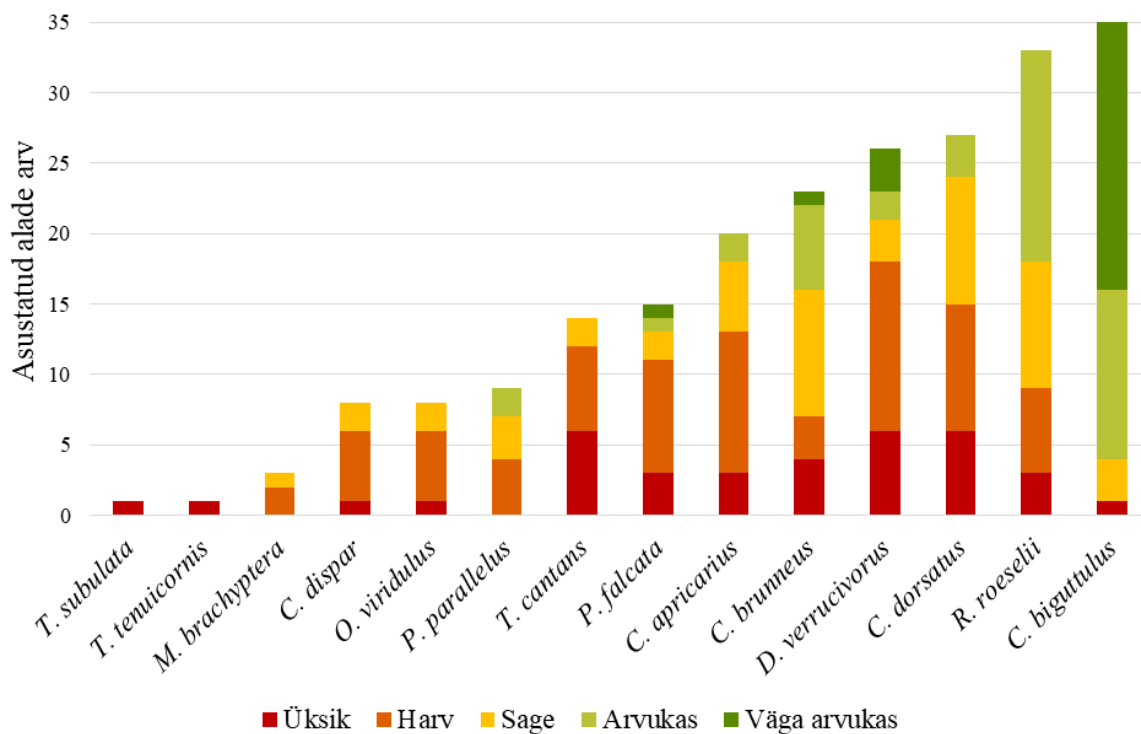
3.6 Töö autori roll

Magistritöö teema valik ja välitööde planeerimine toimus koostöös juhendaja Tiit Tederiga. Välitöödel olid töö autori teha transektloendused ja selleks õppis autor Eesti avamaastike sihktiivaliseliike helide ja välimuse põhjal eelnevalt ise eristama. Kahatamised viis läbi juhendaja. Kahatamisel kaasa kogutud isendid määras autor iseseisvalt määrajate abil. Samuti viis töö autor omal jõul läbi kaardianalüüsi. Andmete analüüsimiseks sai töö autor juhendajalt mudelite R-i baasskriptid ja viis nende abil seejärel ise analüüsid läbi. Käesoleva magistritöö kirjutas töö autor iseseisvalt, lähtudes juhendaja nõuannetest.

4. Tulemused

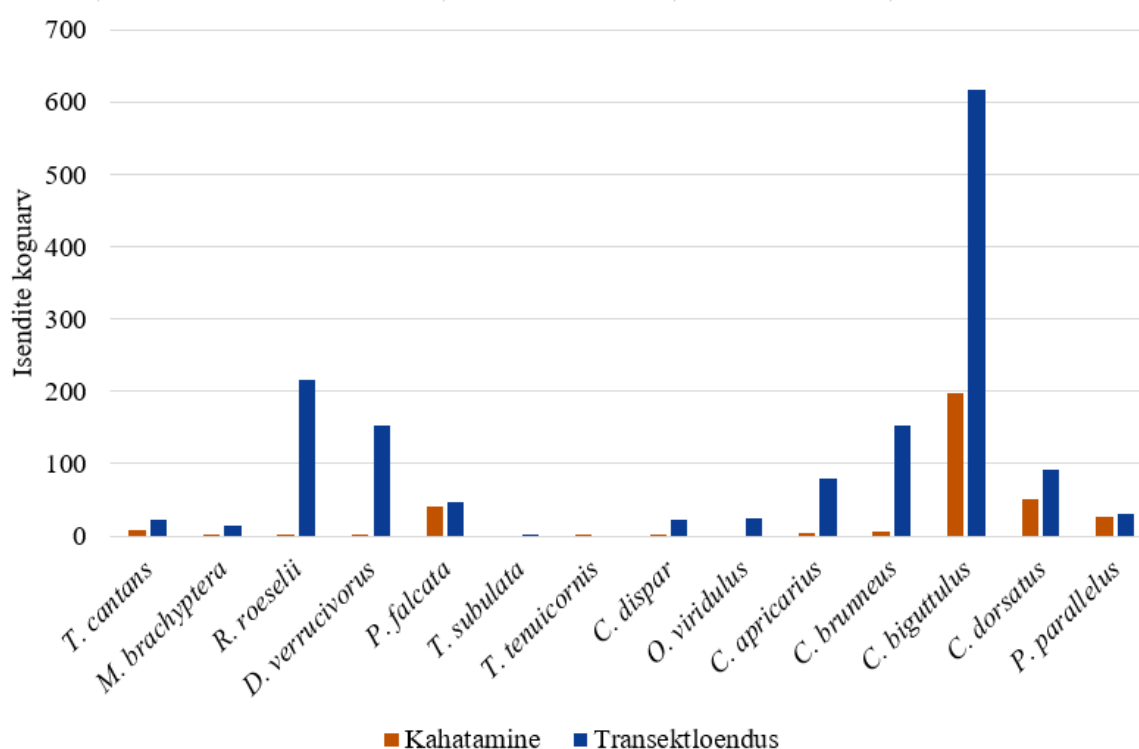
4.1 Üldised tulemused, metoodika võrdlus

Kolmekümne kuuel vaatlusalusel teetammil kohati kokku 14 liiki sihktiivalisi (Joonis 4). Kahe loendusmeetodi peale kokku loendati 2303 isendit, neist liigini määrati 2012 (vt täpsemalt Lisa 2). Sagedaseimad liigid olid harilik rohutirts (*C. biguttulus*), ääris-niiduritsikas (*R. roeselii*), niidu-rohutirts (*C. dorsatus*), heinaritsikas (*D. verrucivorus*), kahevärviline rohutirts (*C. brunneus*) ja pruun rohutirts (*C. apricarius*). Need liigid asustasid rohkem kui pooli uurimisalasid. Suhteliselt sagedad olid ka harilik sirpritsikas (*P. falcata*) ja harilik lauluritsikas (*T. cantans*), keda leiti vastavalt 15 ja 14 teetammilt. Umbes veerandil aladest esinesid lühitiib-rohutirts (*P. parallelus*), harilik niidutirts (*O. viridulus*) ja kuldtirts (*C. dispar*). Haruldasem oli harilik niiduritsikas (*M. brachyptera*) ning ainult ühe isendiga olid esindatud ahassirts (*T. subulata*) ja peenetundlane sirts (*T. tenuicornis*).

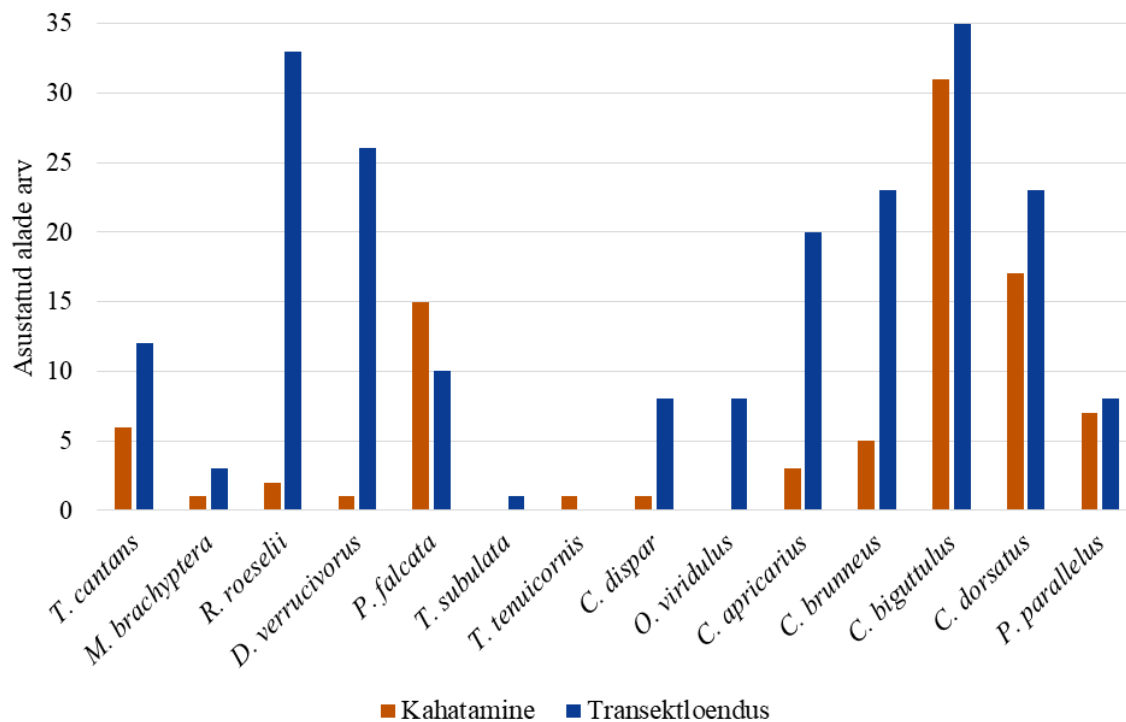


Joonis 4. Sihktiivaliste liikide arvukushinnangud asustatud uurimisaladel (transektloendus ja kahatamine). Uuritavaid alasid oli kokku 36. Arvukushinnangute tähendused: üksik – 1 isend; harv – 2–5 isendit; sage – 6–10 isendit; arvukas – 11–29 isendit; väga arvukas – üle 29 isendi. Kolme liigi (*C. biguttulus*, *C. brunneus*, *C. apricarius*) arvukushinnang võib olla mingil määral alahinnatud, sest kahatamisel kogutud emasisendeid ei saanud nende puhul liigini määrata.

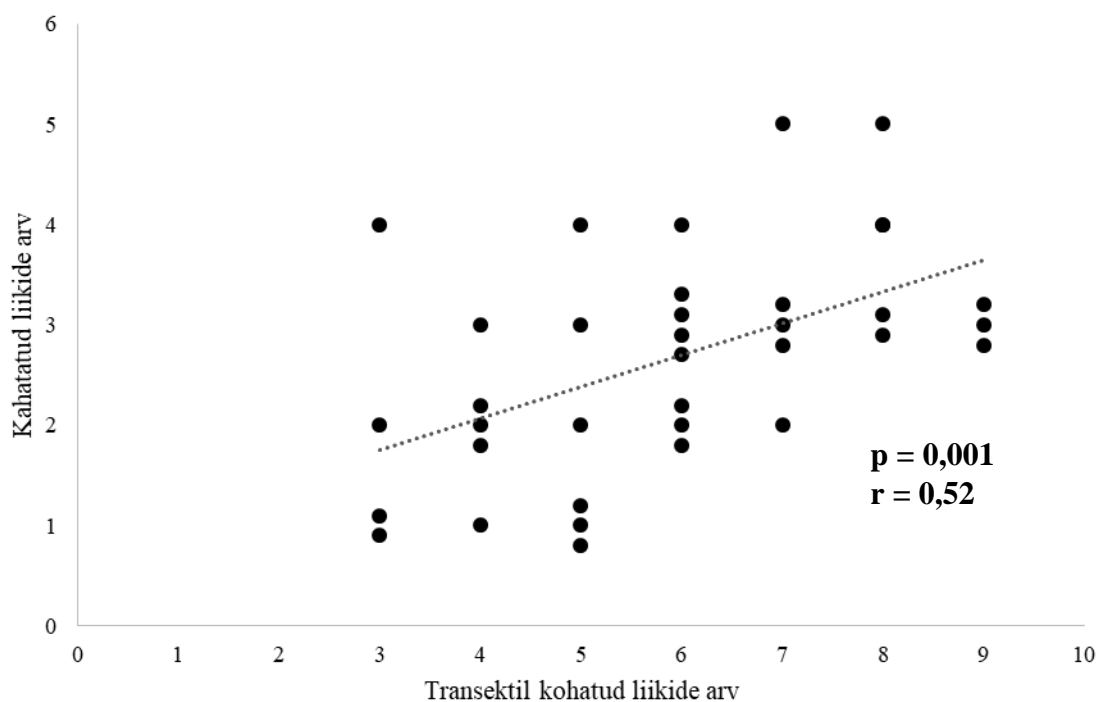
Transektloendus osutus kahatamisest ajaefektiivsemaks meetodiks. Transektloenduse käigus tuvastati 1472 sihktiivalise isendit (15 min arvestuses), kahatamisel sarnase ajakulu juures 629 (Joonis 5). Loenduste käigus sai kirja 13 liiki (puudus peenetundlane sirts), kahatamisel 12 (puudusid ahassirts ja harilik niidutirts) (Joonis 6). Keskmine uurimisalalt leitud liikide arv transektil oli 6 (max 9 ja min 3), kahatades 3 (max 5 ja min 1) (Joonis 7). Leitud isendite keskmine arv ühe uurimisala kohta oli transektloendusel 41 (max 103 ja min 18) ja kahatamisel 18 (max 46 ja min 1) (Joonis 8). Seega keskmiselt saadi ühelt alalt transektloenduse käigus enam kui kaks korda rohkem liike ja isendeid kirja kui kahatamisel. Osade ritsikaliikide puhul (ääris-niiduritsikas ja heinaritsikas) jäid kahatamise tulemusena kirja saanud isendite arvud tähelepanuväärselt alla transektloendustel kirja saanutele (Joonis 5). Erandiks olid harilik sirpritsikas ja peenetundlane sirts, keda saadi rohkematelt aladelt kirja kahatamisel.



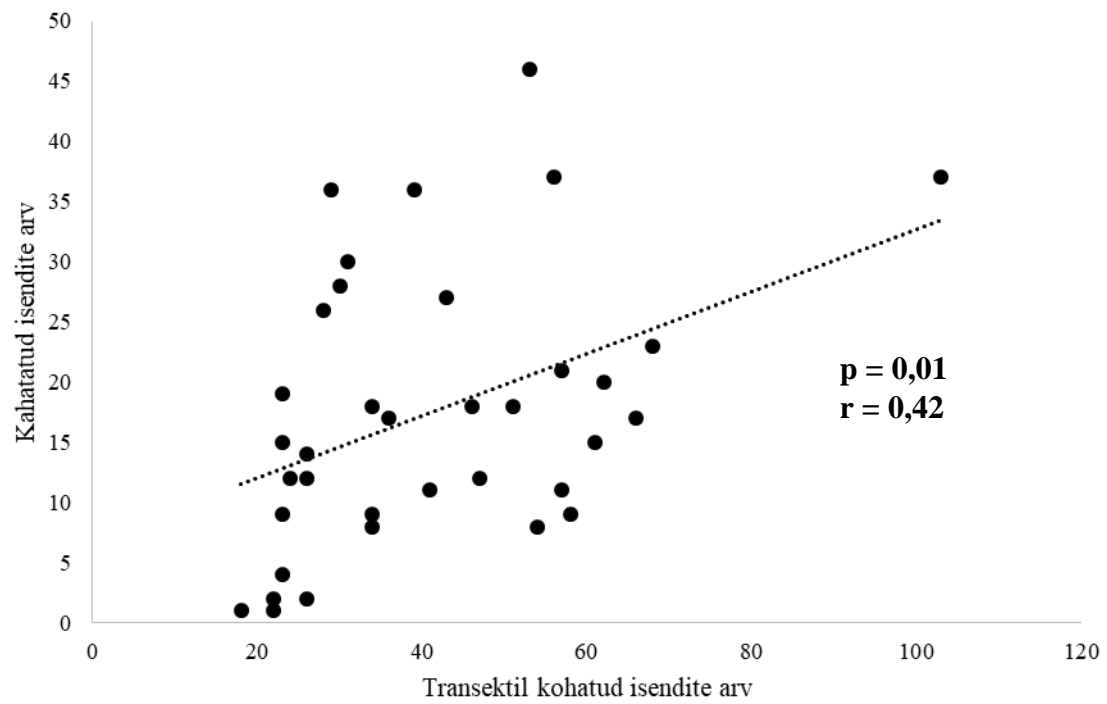
Joonis 5. Kahatamisel kogutud ja transektloendustel kohatud isendite koguarvude võrdlus liigiti.



Joonis 6. Kahatamisel kogutud ja transektloendustel kohatud liikide poolt asustatud alade arvu võrdlus.



Joonis 7. Seos transektil kohatud ja kahatamisel kogutud liikide arvu vahel uurimisaladel. Joonisel on kattuvaid punkte nihutatud, et iga uurimisala oleks eristatav.



Joonis 8. Seos transektil 15 minuti jooksul kohatud isendite ja kahatatud isendite arvukuste vahel.

4.2 Liigirikkus

Teetammi kirjeldavate muutujate mõju sihktiivaliste liigirikkusele uuriti üldistatud lineaarseid mudeleid kasutades. Potentsiaalselt loendus- ja kahatamistulemusi mõjutavatest tehnilistest muutujatest ei osutunud ükski liigirikkuse seletamisel oluliseks ja seetõttu neid järgmistesse mudelitesse ei kaasatud. Teetammi kirjeldavatest muutujatest jäi algmudeli lihtsustamisel oluliseks kaks positiivse mõjuga muutujat: kraavi olemasolu tee ja teetammi vahel ning taimkatte heterogeensus. Kõige suurema taimkatte heterogeensusena teetammidel oli keskmiselt 3 liiki sihktiivalisi enam kui kõige madalama heterogeensusena tammidel (7 vs 4). Taimkatte heterogeensus oli negatiivses korrelatsioonis elupaiga keskmise niiskustasemega, mistõttu lõppmudel (mudel_{elupaik}) heterogeensusena asendamisel niiskustasemega tuli ka see muutuja oluliseks (negatiivne mõju, $p=0,03$). Taimede liigirikkusel sihktiivaliste liigirikkusele olulist mõju polnud.

Ümbritsevat maastikku kirjeldavaid muutujaid elupaiga lõppmudelisse (mudel_{elupaik}) kaasates oli lõppmudel (mudel_{maastik}) sihktiivaliste liigirikkusele peaaegu olulise negatiivse mõjuga põllumaa osakaal 1000 m raadiuses (Tabel 1). Mudelis põllumaa asendamisel metsamaa ja rohumaade osakaalu 1000 m raadiuses kirjeldavate muutujatega olid ka need peaaegu olulised (positiivne mõju, vastavalt $p=0,051$ ja $p=0,054$). Viiesaja meetri kontekstis oli lähimal olulisele (positiivse mõjuga) rohumaade osakaal ümbritsevas maastikus ($p=0,09$). Ükski maastikuline näitaja ei osutunud 200 m raadiuses oluliseks.

Tabel 1. Teetammi ja seda ümbritsevat maastikku iseloomustavad muutujad ning nende mõju sihktiivaliste liigirikkusele üldistatud lineaarse mudeli lihtsustamisel saadud lõppmudel (mudel_{maastik}).

muutuja	t	p
Kraavi olemasolu	3,13	0,004
Heterogeensus	2,23	0,03
Põllumaa osakaal 1000 m raadiuses	-1,98	0,06

4.3 Arvukus

Erinevate muutujate mõju sihktiivaliste arvukusele uuriti üldistatud lineaarsete mudelite abil. Statistiliselt oluliste tehniliste muutujatena (kõik positiivse mõjuga) jäid lõppmudelisse (mudel_{tehniline}) õhutemperatuur, liiklussagedus teetammiga piirneval teel ja teetammi avatus ilmakaare suhtes. Lõunasuunda avatud teetammidelt leiti keskmiselt 50 sihktiivaliseisendit, mis on 40% suurem arvukus kui enim lõunasuunast hälbinud teetammidel (siin töös kirdesuunalised) (30 isendit). Elupaika kirjeldavate muutujatena lisandusid mudelisse (mudel_{elupaik}) oluliste muutujana teetammi suurust iseloomustavad muutujad – selle laius ($p=0,03$) ja pikkus ($p<0,05$) (mõlemad positiivse mõjuga).

Ümbritsevat maastikku kirjeldavaid muutujaid 1000 m raadiuses kaasates jäi lõppmudelisse (mudel_{maastik1000}) (Tabel 2) oluliseks teede tihedus (negatiivne mõju) ja põllumaa osakaal (negatiivne mõju). Teetammidel, millest 1000 m raadiuses oli põllumaad 70–80%, oli sihktiivaliste keskmine arvukus u 35 isendit ala kohta, kuid tammidel, mille ümbruses põldude osakaal oli vaid 20–30%, oli isendeid keskmiselt 45. Peaaegu oluliselt negatiivse mõjuga oli ka metsamaa osakaal 1000 m raadiuses. Viiesaja meetri raadiuses elupaika kirjeldavaid muutujaid sisaldas lõppmudelisse (mudel_{maastik500}) oli sihktiivaliste arvukusele oluline positiivne mõju rohumaade osakaalul (Tabel 3). Viiesaja meetri raadiuses rohumaarikkamates piirkondades oli sihktiivaliste arvukus teetammil keskmiselt kaks korda suurem kui tammidel, mille ümbruses oli rohumaade osakaal kõige madalam (60 vs 30 isendit). Rohumaade asendamisel põllumaaga osutus selle negatiivne mõju peaaegu oluliseks ($p=0,06$). Ükski maastikuline näitaja ei osutunud 200 m raadiuses oluliseks.

Tabel 2. Teetammi ja seda 1000 m raadiuses ümbritsevat maastikku iseloomustavad muutujad ning nende mõju sihktiivaliste arvukusele üldistatud lineaarse mudeli lihtsustamisel saadud lõppmudel (mudel_{maastik1000}).

muutuja	t	p
Liiklussagedus piirneval teel	2,85	0,008
Õhutemperatuur	2,73	0,01
Teetammi avatus lõunasse	2,59	0,02
Teetammi laius	1,82	0,08
Teede tihedus 1000 m raadiuses	-2,55	0,02
Põllumaa osakaal 1000 m raadiuses	-2,34	0,03
Metsamaa osakaal 1000 m raadiuses	-1,95	0,06

Tabel 3. Teetammi ja seda 500 m raadiuses ümbritsevat maastikku iseloomustavad muutujad ning nende mõju sihktiivaliste arvukusele üldistatud lineaarse mudeli lihtsustamisel saadud lõppmudel (mudel_{maastik500}).

muutuja	t	p
Õhutemperatuur	3,31	0,002
Teetammi avatus lõunasse	2,24	0,03
Liiklussagedus piirneval teel	1,93	0,06
Teetammi pikkus	1,84	0,08
Rohumaade osakaal 500 m raadiuses	3,28	0,003

5. Arutelu

5.1 Sihktiivaliste liigiline koosseis teetammidel

Uurimuse tulemusena leiti teetammidelt 14 liiki sihktiivalisi ehk umbes kolmandik Eesti sihktiivaliste faunast (43 liiki). Arvestades kõigi Eesti sihktiivaliselike levikut, üldisi elupaigaeelistusi ja jättes välja liigid, keda siinse töö uurimispiirkonnas pole üle 50 aasta vaadeldud, võinuks uurimisaladelt potentsiaalselt leida kuni 21 liiki (eElurikkus, 2024). Seega kohati käesoleva magistritöö välitööde käigus koguni 67% võimalikest liikidest. Enamiku kohatud liikide tüüpiliseks elupaigaks on mitmesugused poollooduslikud rohumaad. Teetamme asustasid nii kui valembedes (näiteks kahevärviline rohutirts) kui ka parasniisketele (näiteks heinaritsikas) ja üksikud niisketele (näiteks harilik niiduritsikas) elupaikadele iseloomulikud liigid.

Potentsiaalselt võiks Tartumaal ja naabermaakondade teetammidel kohata veel 7 liiki sihktiivalisi: pikktiib-sooritsikas (*Conocephalus fuscus*), kahkjass niiduritsikas (*Bicolorana bicolor*), täpiksirts, lühitiib-tirts, tähniktirts, sale rohutirts ja sinitiiib-tirts. Neist pikktiib-sooritsikas, kahkjass niiduritsikas ja sinitiiib-tirts on suhteliselt hiljuti Eesti faunasse lisandunud liigid. Pikktiib-sooritsikat vaadeldi Eestis esmakordselt 2016. aastal ja see niiskemaid niite asustav liik on Kagu-Eestis tänaseks juba üsna laialt levinud (Runnel, 2017). Seda liiki on kohatud ka mitmel pool väiksemate teede lähedal kõrgemas taimestikis (eElurikkus, 2024). Kahkja niiduritsika esimene leid pärineb aastast 2015 (Runnel, 2017). Kuigi selle liigi leiukohad piirnevad hetkeseisuga vaid Tõõraste külaga Tartumaal, on vaatlusi viimaste aastate jooksul olnud sealt siiski püsivalt ja muuhulgas on vaatlusi ka teeäärtest (eElurikkus, 2024). Sinitiiib-tirts, keda kohati esmakordselt 2011. aastal, on samuti Kagu-Eestis oma levikut laiendanud, asustades eelkõige karjääre ja muid kuivi taimestikuvaeseid ning liivaseid kooslusi (Piir, 2015). Täpiksirts on Eestis laialt levinud ning teda võib leida eeskätt metsalähedastelt lagendikelt ja metsateede servadest (Albrecht, 1963). Metsade lähedust tundub eelistavat ka tähniktirts, keda on kohatud ka Tartu lähistel üht männimetsa läbiva tee servas (eElurikkus, 2024). Samuti võiks teede äärest ja metsalagendikelt leida lühitiib-tirtse. Sale-rohutirts on hajusalt üle Eesti mitmesugustes elupaikades levinud, asustades enamasti pigem niiskemaid rohumaid (Runnel, 2017).

Välitöödel kohatud liikidest üllatasid peenetundlane sirts ja harilik sirprintsikas. Peenetundlase sirtsu viimane vaatlus Eestist pärineb 1991. aastast Valgamaalt (vaatleja A. Reenumägi) ja

siiani on teada alla üldse 10 vaatluse (eElurikkus, 2024). Vaatluste vähesus võib vähemasti osaliselt tuleneda ka sellest, et see liik on raskesti märgatav ja teda on keeruline täpiksirtsust eristada. Kindlaks määranguks on vaja mitmeid tunnuseid mikroskoobi abil kontrollida ja liigini määratavad on enamasti ainult täiskasvanud isendid. Siinse töö käigus sai täpiksirtsu ja peenetundlase sirtsu tüüpi sirtsudest liigini määratud ainult üks valmik. Kahatamisel kaasa kogutud ülejäänud seitse isendit olid vastseas, mistõttu tunnused polnud lõplikult välja arenenud. Siiski viitas mõne hilisemas arengujärgus oleva vastse tundlalülide pikkus pigem peenetundlasele sirtsule kui täpiksirtsule.

Harilikku sirpritsikat kohati Eestis esmakordselt 2014. aastal (Piir, 2015). Liigi kiiret levikut põhja poole oli täheldatud juba varem: Leedus leiti sirpritsikat esmakordselt 2008. aastal (Ivinskis & Rimšaite, 2008), Lätis 2012 (Sokolovskis & Suveizda, 2012) ja Soomes 2013 (Karjalainen, 2023). Tänapäevaks on see liik levinud üle Mandri-Eesti ja esimesed isendid on jõudnud ka Saaremaale (eElurikkus, 2024). Käesoleva magistr töö välitöödel leiti sirpritsikat peaaegu pooltelt uurimisaladelt ja kohati päris arvukalt. Näiteks Elva viaduktiga kaasneval teetammil Jõhvi-Valga maanteel loendati transektloendusel vähemalt 30 hariliku sirpritsika isendit.

Käesoleva magistr töö välitööde käigus ilmnisid mitmete liikide puhul seosed kindlat tüüpi mikroelupaigaga. Nii võis kogemuse põhjal mitmete liikide olemasolu uurimisalal ennustada juba teetammile peale vaadates. Kui alal esines vähemalt mingiski osas kõrgemat taimestikku, siis sai sealt enamasti ääris-niiduritsikad kirja. Palja maapinnaga kaasnesid peaaegu alati kahevärvilised rohutirtsud.

5.2 Elupaiga- ja maastikumuutujate mõjud sihktiivaliste liigirikkusele

Sihktiivaliste liigirikkust mõjutasid elupaika kirjeldavatest muutujatest positiivselt kraavi olemasolu tee ja teetammi vahel ning taimkatte heterogeensus tammil. Heterogeensuse positiivset mõju võib pidada ootuspäraseks, sest mitmekesise taimestiku struktuuriga ala sisaldab endas rohkem eriilmelisi mikroelupaiku, sobides elupaigaks erinevate elupaiganõudlustega liikidele (Jerrentrup *et al.*, 2014, Rebrina *et al.*, 2022). Elupaiga heterogeensus on üheks olulisimaks positiivselt sihktiivaliste liigirikkust määravaks muutujaks osutunud mitmetes varasemateski töödes (Joern, 2005; Schouten *et al.*, 2007; Löffler & Fartmann, 2017). Sarnaselt võis kraavi positiivne mõju sihktiivaliste liigirikkusele tuleneda sellest, et see lisab teetammi vahetusse lähedusse niiskemate tingimustega mikroelupaiku. On tõenäoline, et nende elementide olemasolu korral leidis teetammidel rohkem niiskuslembeseid sihktiivaliseliike. Üldistatult võisid kraavid tõsta uurimisalade heterogeensust selles osas, mida nende taimestiku kirjeldamisel ei arvestatud.

Enamasti piisas liigi olemasoluks teetammil juba väikesest sobivast elupaigalaigust. Nii võis ka mõne madala heterogeensusega elupaiga liigirikkus tulla heterogeensematele elupaikadele sarnane. Üheks selliseks näiteks oli Jõgevamaal Kaarepere viadukti uurimisala, mis oli üldmuljelt äärmiselt homogeenne. Taimestiku kõrgus, katvus ja koosseis olid alal muidu täiesti ühtlased, kuid ühes kohas kasvas paar noort mändi ja nende varjus leidis vähesel määral ka kõrgemat taimestikku. Sellise koha olemasolu lisas ala liiginimekirja kohe kaks liiki juurde (harilik lauluritsikas ja ääris-niiduritsikas), keda sama ala peal kuskil mujal ei esinenud.

Sihktiivaliste liigirikkusele negatiivse mõjuga oli uurimisala keskmine niiskustase. Sama tendentsi, kus sihktiivaliste liigirikkus elupaiga niiskustaseme tõustes väheneb, on näidanud ka Gavlas *et al.* (2007). Elupaiga keskmine niiskustase oli negatiivses korrelatsioonis ala heterogeensusega, ehk mida kõrgem oli teetammi niiskustase, seda vähem heterogeenne oli enamasti taimestik. Niiskematel teetammidel kasvas üldiselt kõrge ja tihe taimestik, mis kuiva- ja soojalembestele sihktiivalistele sobivaid mikroelupaiku ei pakkunud, seetõttu leidis taolistel tammidel enamasti pigem vähem liike.

Ümbritsevat maastikku kirjeldavatest muutujatest olid sihktiivaliste liigirikkusele peaaegu olulise positiivse mõjuga rohumaade ja metsade osakaal 1000 m raadiuses. Olulise lähedane oli ka rohumaade osakaalu mõju 500 m raadiuses. Rohumaade hulk nendes raadiustes iseloomustab elupaikade rohkust teetammi ümbritsevas maastikus, mis võiks liigirikkust soosida. Varasemalt on leitud, et metsade kõrgem osakaal muudab maastiku

heterogeensemaks (seda eriti metsavaestes piirkondades), luues näiteks servaeefekti tõttu mitmesuguseid elupaiku (Marini *et al.*, 2009; Weking *et al.*, 2016). Marini *et al.* (2009) leidsid aga taaskord siinsest uurimusest erinevalt, et metsade ja niitude osakaal on eriti oluline väikeses maastikulises skaalas (nende puhul 95–135 m raadiuses elupaigast). Nii väikeses raadiuses maastiku mõju käesolevas töös küll ei uuritud, aga 200 m raadiuse puhul ei tulnud ükski maastikumuutuja oluliseks.

Peaaegu oluline negatiivne mõju sihktiivaliste liigirikkusele oli suurel põllumaa osakaalul 1000 m raadiuses. Väiksemas maastikuskaalas (200–500 m raadius) leidsid põllumaa negatiivse mõju ka Penone *et al.* (2013) ja Weking *et al.* (2016), kusjuures viimases töös 1000 m raadiuses sama seos oluliseks ei tulnud. Põllumaade pindala on kasvanud peamiselt rohumaade arvelt, seetõttu on alles vähem sihktiivalistele sobivaid elupaiku ja need paiknevad homogensemases maastikus killustunult (Cherrill, 2010).

5.3 Elupaiga- ja maastikumuutujate mõjud sihktiivaliste arvukusele

Ümbritsevat maastikku kirjeldavatest muutujatest oli sihktiivaliste arvukusele oluline negatiivne mõju 1000 m raadiuses suurel teede tihedusel ja põllumaa osakaalul (ka 500 m raadiuses peaaegu oluline). Põhjused, mis peituvad põllumaa negatiivse mõju taga sihktiivaliste arvukusele on ilmselt sarnased nendega, mis põhjustavad sihktiivaliste liigirikkuse vähenemist. Teede suurema tiheduse puhul võinuks oodata ka positiivset mõju, sest teeääred võiksid olla nii sobivad elupaigad kui ka osadele liikidele levimiskoridorideks. Suurem teede tihedus võib tähendada üldiselt tugevamat inimõju ümbritsevas maastikus. Teistes töödes on negatiivse mõju põhjustena välja toodud ka sobivamate elupaikade kadu ja nende fragmenteerumine teedehituse tagajärjel (Rebrina *et al.*, 2021) ning otsene hukkumine teedel (Martin *et al.*, 2018). Sihktiivaliste arvukusele peaaegu oluliselt negatiivse mõjuga oli metsamaa osakaal. Kui liigirikkusele oli metsadel positiivne mõju, siis arvukusele oli mõju negatiivne ilmselt seetõttu, et metsad üldjuhul sihktiivalistele elupaika ei paku. Lisaks võib metsa varjutav mõju vähendada üldist arvukust, sest mitmed kserofiilsed liigid (nt harilik rohutirts), kes sobivates elupaikades on tihtipeale sihktiivaliste fauna arvukaimad esindajad, väldivad varju ja poolvarju.

Suurem rohumaade hulk 500 m raadiuses mõjus sihktiivaliste arvukusele positiivselt, nagu on varem leidnud ka Weking *et al.* (2016). Kui liigirikkust mõjutab positiivselt sobivate elupaikade hulk suuremas skaalas (1000 m raadius), siis sihktiivaliste arvukust võib määrata pigem sobiv lähiümbrus. Siiski, sarnaselt liigirikkusele käesolevas töös 200 m raadiuses rohumaade osakaalul olulist positiivset mõju sihktiivaliste arvukusele ei leitud.

Sarnaselt paljudele teistele töödele, mõjutasid sihktiivaliste arvukust elupaika kirjeldavatest muutujatest positiivselt selle suurust kirjeldavad karakteristikud – teetammi laius ja pikkus. Ka sihktiivaliste puhul on leitud positiivseid seoseid elupaiga suuruse ning sihktiivaliste arvukuse ja liigirikkuse vahel (König & Krauss, 2019). Tehnilistest muutujatest mõjutasid sihktiivaliste arvukust positiivselt õhutemperatuur, teetammi avatus lõunasse ja liiklussagedus teetammiga piirneval teel. Kõrge õhutemperatuur muudab sihktiivalised aktiivsemaks (Gerhardt & Huber, 2002), st kuumemate ilmadega laulsid ilmselt rohkemad isendid ja nii sai neid ka transektoendusel enam kirja. Lõunasuunda avatud tammid on suurema osa päevast päikesele avatud, mistõttu on sealsete sihktiivaliste potentsiaalne päevane aktiivsusperiood keskmisest pikem ja nii võiks sellised teetammid olla sihktiivalistele sobivamaks elupaigaks kui need, kuhu päike paistab lühemat aega. Liiklussagedus teetammiga piirneval teel oli sihktiivaliste arvukusega positiivses seoses, kuigi võinuks ehk eeldada pigem negatiivset mõju, tulenevalt näiteks kõrgemast müratasemest (Lampe *et al.*, 2013) ja ehk ka suuremast suremusest teele sattunud sihktiivaliste seas (Martin *et al.*, 2018). Positiivse seose põhjuseks võis olla aga see, et suuremate teede ääred on enamasti laiemalt hooldatud, ehk teeäärset avatud elupaika on nende ääres rohkem. Samuti on osad perekonna *Chorthippus* liigid sageli niidetavates madalrohustes elupaikades eriti arvukad (pers. obs.). Lisaks võib intensiivse liiklusega teede ääres olla vähem kisklust lindude poolt (Francis *et al.*, 2009; Husby, 2017), kes on ühed olulisimad sihktiivalistest toitujad (Baur *et al.*, 2006).

5.4 Sihktiivaliste liigirikkuse ja arvukuse hindamiseks kasutatud meetodikate võrdlus

Käesolevas uurimuses rakendati sihktiivaliste liigirikkuse ja arvukuse hindamiseks uurimisaladel kaht erinevat meetodikat: transektoendus ja kahatamine. Transektoenduse käigus tuvastati teetammidel keskmiselt enam isendeid ja liike kui kahatamisel, kuid seda erinevust saanuks vähendada kahalöövide arvu suurendamisega. Küll aga võib öelda, et transektoendus osutus ajaefektiivsemaks, sest mõlema meetodika ajakulu uurimisaladel oli sarnane, seejuures lisandus kahatamisel ka kaasa kogutud isendite määramisaeg.

Sihktiivaliste seiremetoodikate tõhususest on kirjutatud mitmeid artikleid. Nagy *et al.* (2007) võrdlesid kahatamise ja aktiivse otsingu (sarnane siin kasutatud transektloendusele) efektiivsust. Nad leidsid, et enim liike saab alalt kirja aktiivse otsimisega, aga enim isendeid kahatamisega, seejuures sobisid mõlemad meetodid eelkõige taimestikuse elavate sihktiivaliste kaardistamiseks. Kui eesmärgiks oli saada võimalikult täielik liiginimekiri, soovitati kasutada aktiivse otsingu meetodit. Samas kui oli vaja standardiseeritult koguda andmeid sihktiivaliste arvukuse kohta, osutus sobivamaks meetodiks kahatamine. Kokkuvõttes soovitati parima ülevaate saamiseks mõlemat meetodit kombineerida.

Kuigi kahatamine on sihktiivaliste uurimisel kõige levinum meetod, tõid Gardiner *et al.* (2005) selle kitsaskohana välja, et kaha efektiivsus on erineva taimestikutiheduse ja -kõrguse juures liiga varieeruv. Näiteks töötab kaha kõrgemas taimestikuse hästi vaid taimede tipuosades olevate putukate kogumiseks. Sarnaselt võis ka siinse uurimistöö välitöödel märgata kahatamise efektiivsuse erinevust madala ja kõrge taimestiku puhul. Kuna kahatamist on väga keeruline standardiseerida erineva taimestiku struktuuri ja sihktiivaliste asustustihedusega kooslustes, järeldati, et see meetod ei pruugi sobida täpse hinnangu saamiseks sihktiivaliste asustustiheduse ja arvukuse kohta. Erinevate liikide kogumisel võiks abi olla kiirete ja kõrgete (taimestiku kõrgema osa katmiseks ja mobiilsemate liikide püüdmiseks) ning aeglase ja madalate (taimestikusiseste ja paiksemate putukate püüdmiseks) kahalöövide kombineerimisest (Foster & Reuter, 1996).

Transektloendus nõuab jällegi põhjalikumat ettevalmistust, näiteks liikide tundmist helide põhjal. Transektloenduse käigus saavad seega kirja vaid helisid tekitavad või silmapaistvamad liigid, kuid märkamata jäävad vastsed (Gardiner *et al.*, 2005) ja tihtipeale ka emased isendid, kes paljude liikide puhul helisid ei tekita või on isastest vaiksemad (Karjalainen, 2009). Samuti võib esineda isendite korduvlugemist või lugemata jätmist (Gottschalk *et al.*, 2003). Võrreldes teiste sihktiivaliste uurimisel kasutusel olevate meetoditega, saab transektloenduste käigus (kuulamise ja nägemise abil) siiski kõige rohkem liike kirja (Schirmel, 2010).

Kahatamine võiks olla sobiv meetod selliste sihktiivaliste liikide leidmiseks, kes inimkõrvale kuuldavaid helisid ei tekita, nagu nt sirtsused ja harilik sirpritsikas. Ka käesoleva magistr töö välitööde käigus leiti harilikku sirpritsikat kahatamise abil rohkematelt aladelt kui transektloenduste käigus. Peenetundlane sirts saadi samuti kirja ainult kahatamisel. Transektloenduste käigus leitud sirtsude isendite koguhulk oli kaks korda väiksem kui kahatamisel kogutud sirtsude arv (4 vs 8).

Kahatamisega on eriti keeruline püüda liikuvaid või peidulisi sihktiivaliste liike. Näiteks on raamatus „Eesti sihktiivalised“ välja toodud, et kahatamisega on raskesti püütavad lauluritsikas, võsaritsikas ja heinaritsikas (Albrecht, 1963). Käesoleva magistritöö välitöödel oli märgata sarnast tendentsi, kus enamik ritsikaliike (v.a harilik sirpritsikas) sattusid kahasse väga harva, kuigi transektloendustel saadi neid rohkesti kirja. Eriti üllatav oli kõige arvukamate ritsikaliikide ehk ääris-niiduritsika ja heinaritsika üliharv sattumine kahasse. Ääris-niiduritsikas oli teetamme asustanud sihktiivaliste liikidest koguarvukuselt teine, keda transektloenduste käigus saadi kirja 216 isendit, seevastu kahatamisel aga ainult 3. Transektloenduste põhjal asustas see liik 36 uuritud teetammist 33 ala, kahatamisel püüti liik aga ainult kahelt. Heinaritsikaid saadi transektloenduste käigus kirja 153 isendit 26 alalt, kuid kahatamisel koguti ainult üks isend. Ääris-niiduritsika äärmiselt madal kahatatavusedukus võib olla seotud sellega, et see liik elab peamiselt kõrges tihedas taimestik (Gardiner, 2021), kus kahatamise edukus on juba niigi madal (Nagy *et al.*, 2007). Lisaks laulavad isased niiduritsikad enamasti mitte taimede tipus vaid sügavamal taimestik, jäädes kaha eest veelgi enam varju. Heinaritsikate kahatamine võib olla keeruline, sest nad tegutsevad tihti tihedamas taimestik, et end röövloomade eest peita (Cherill & Brown, 1992) ja ohu korral põgenetakse varakult.

5.5 Looduskaitsealised võimalused

Põllumaade osakaalu suurenemine Euroopa maastikes on üks suuremaid kohalikku bioloogilist mitmekesisust ohustavaid tegureid, mistõttu on eriti oluline leida viise, kuidas veel säilinud elurikkust põllumajandusmaastikus toetada ja negatiivseid mõjusid leevendada (Batáry *et al.*, 2015). Selleks on vaja teada, milline on elurikkuse seisund. Seisundi hindamiseks on aga oluline teada, kus uuritavad liigid tänapäevastes maastikes elavad. Sihktiivaliste puhul on teada, et neile sobivad elupaikadeks mitmesugused tugeva inimõjuga maastikuelemendid. Käesolev töö näitab esmakordselt, et ka teetammid võivad suurele osale kohalikust sihktiivalisefaunast olla sobilikuks elupaigaks.

Infrastruktuuri pideva arenemise käigus teetammide hulk maastikus tõenäoliselt aina kasvab ja seega suureneb nende maastikuelementide potentsiaal sihktiivaliste mitmekesisuse toetamisel. Teadlikult valitud majandamisvõtted ja teetammide rajamisega seotud toimingute täiustamine võivad seda potentsiaali veelgi kasvatada. Käesoleva magistritöö välitööde käigus täheldati, et hetkel tammidel rakendatud majandamisvõtted (harv niitmine, mõnel pool isegi

vaid korra aastas) võiksid toetada sihktiivaliste liigirikkust. Päikesele avatud teetammide pinnas on eriti kaldpinna keskosas enamasti kuiv, mistõttu on taimede kasv piiratud ja nii esineb seal sageli paljast maapinda. Taimkatvuse varieeruvus ja taimestiku erinev kõrgus (tänu harvale niitmisele) tõstavad teetammi heterogeensust, pakkudes mitmesuguseid mikroelupaiku erineva elupaiganõudlustega sihktiivaliseliiikidele.

Välitöödel märgati ka, et osade teetammide rajamisel on pinnase kinnistamiseks külvatud ilmselt vaid ühe taimeliigi seemneid. Sellise teguviisi tagajärjeks on enamasti ülim homogeensus, kus terve tammi ulatuses on taimede katvus ja kõrgus ühtlane. Vaid ühe praktika muutmine (pärismaiste niidutaimede seemneseгу kasutamine) teetammide rajamisel võib taolise liigivaesuse asemel luua elurikka niiduilmelise koosluse, mis võiks lisaks sihktiivalistele pakkuda elupaika ka paljudele teistele putkarühmadele (sh tolmeldajatele) (Phillips *et al.*, 2020). Ühe taimeliigi külvist parem variant oleks ka teetammide loomulik taimestikuga kattumine, eriti kuna teed toimivad paljude taimede jaoks üsna heade levimiskoridoridena nende seemnetele (Tikka *et al.*, 2001).

Käesolevas magistritöös leiti, et ümbritseva maastiku koosseis mõjutab olulisel määral sihktiivaliste arvukust ja ilmselt ka liigirikkust. Rohumaade hulk teetammi ümbruses oli sihktiivaliste arvukusele positiivse mõjuga ning põllumaa osakaalu suurenemine negatiivse mõjuga. Samas on varasemalt Eestis leitud, et näiteks päevaliblikate puhul rohumaade osakaal ümbritsevas maastikus nende liigirikkust oluliselt ei mõjutanud (Tammaru *et al.*, 2023). Päevaliblikate liigirikkust mõjutas positiivselt vaid metsamaa osakaal, millel oli siinses töös ka sihktiivaliste liigirikkusele peaaegu oluline positiivne mõju. Põhjus, miks ümbritseva maastiku koosseis sihktiivalistele üldiselt tugevamat mõju avaldab, peitub ilmselt selles, et sihktiivaliste levimisvõime pole nii hea kui päevaliblikatel. Kuna sihktiivalised on tundlikud maastiku koosseisu muutustele ja elupaikade fragmenteerumisele, on nad headeks maastiku seisundi indikaatoriteks, aidates hinnata selle mõju ka teistele avamaaputukatele (Arnóczkyné Jakab & Nagy, 2022).

5.6 Välitöödel tehtud tähelepanekuid sihktiivaliste nakatumise kohta seenhaigusega

Välitööde käigus leiti kolmelt uurimisalalt seenhaigusega nakatunud sihktiivalisi. Kuigi avalikke vaatlusi selle seene esinemise kohta Eestis ei leidu (eElurikkus, 2024), siis tõenäoliselt oli siiski tegemist liigiga *Entomophaga grylli*. Tegemist on peamise tirtsulate patogeeni, kes on levinud enamikus maailma piirkondades, kus tirtslasi leidub (Carruthers *et al.*, 1997). Sellesse seenhaigusesse nakatunud tirtsude puhul on tüüpiline, et surnud ohvrid asetsevad kõrgete taimede (enamasti kõrreliste) tipus, hoides kangestunult jalgadega taimevarrest kinni ning nende tiivad on tagakehast eemal – nii saavad seeneeosed võimalikult kaugele levida (Carruthers *et al.*, 1997). Selline enese eksponeerimine on sihktiivaliste puhul pigem ebaloomulik ja seetõttu on nakatunud isendeid kooslustes kerge märgata. Siinse magistr töö välitööde käigus kaasa kogutud seenhaigusesse surnud sihktiivalised kuulusid kõik perekonda *Chorthippus*. Kolmest leitud isendist liigini määratav oli vaid üks isane harilik rohutirts. Autor on ilmselt sama seenhaigusega nakatunud rohutirtse kohanud ka korra varem, 2020. aastal Hiiumaal, kus ühes kohas oli nakatunud tirtse ligikaudu 50. On teada, et selliste puhangutega suudab *Entomophaga grylli* sihktiivaliste arvukust tugevalt piirata ja seetõttu kasutatakse seda seenpatogeeni mõnel pool ka sihktiivaliste tõrjemeetodina (Zhang *et al.*, 2018).

Kokkuvõte

Sihktiivaliste seltsi kuuluvad valdavalt herbivoorsed avamaastikuliigid, kelle peamiseks elupaigaks Euroopas on looduslikud ja poollooduslikud rohumaad. Muutused maakasutuses ja eelkõige just põllumajanduse intensiivistumine on rohumaakoosluste pindala aga tugevalt vähendanud ning seetõttu on langemas ka sihktiivaliste mitmekesisus. Tänapäevastes maastikes mängivad sihktiivaliste mitmekesisuse säilimisel järjest olulisemalt rolli erinevad tugeva inimõjuga elupaigad nagu vanad karjäärid, raiesmikud ja asulad, samuti mitmed infrastruktuuriga seotud elemendid ehk teeääred ja kraaviservad.

Käesolevas magistritöös uuriti esmakordselt sihktiivaliste elupaigana teetamme. Eesmärk oli hinnata nende sobivust elupaigana ja kirjeldada, kuidas mõjutavad elupaika ja seda ümbritsevat maastikku iseloomustavad muutujad sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust teetammil. Selleks uuriti Tartumaal ja selle lähiümbruses 36 teetammi, kus koguti sihktiivaliste liigirikkuse ja arvukuse kohta andmeid nii transektloenduse kui kahatamise meetodil. Lisaks hinnati või mõõdeti igal teetammil elupaika kirjeldavad ja tehnilised muutujad ning kaardianalüüsil leiti tammi ümbritseva maastiku koosseis.

Teetammid pakkusid elupaika umbes kahele kolmandikule võimalikest piirkonnas leiduvatest sihktiivaliseliikidest (14 liiki 21-st). Nende liigirikkust mõjutas positiivselt eelkõige elupaiga heterogeensus ning negatiivse mõjuga oli kõrgem keskmine niiskustase. Sihktiivaliste arvukust soosisid elupaiga suurus, teetammi lõunasuunaline avatus ja suurem rohumaade hulk tammi ümbruses. Arvukus kahanes ümbritsevas maastikus teede tiheduse ja põllumaa osakaalu tõusuga, mis iseloomustab tugeva inimõjuga maastiku negatiivset mõju sihktiivalistele. Teetammide hulk infrastruktuuri arenemisega ilmselt aina kasvab ja seega suureneb ka nende maastikuelementide potentsiaal sihktiivaliste mitmekesisuse toetamisel inimõjulises maastikus.

Summary

The order Orthoptera includes predominantly herbivorous species, whose primary habitat in Europe has long been natural and semi-natural grasslands. Changes in land use, particularly the intensification of agriculture, have significantly reduced the area of grasslands, leading to a decline in the diversity of Orthoptera. In contemporary landscapes, the preservation of Orthoptera diversity may increasingly be supported by various strongly human-impacted habitats such as abandoned quarries, urban areas, clear-cuts, as well as various infrastructure-related elements such as roadsides and ditch edges.

This master's thesis investigated, for the first time, road embankments as habitats for Orthoptera. The goal was to assess their suitability as habitats and to describe how variables characterizing the habitat and the surrounding landscape influence the species richness and abundance of Orthoptera on road embankments. For this purpose, 36 road embankments in Tartu County and its vicinity were studied, and data on Orthoptera species richness and abundance was collected through transect counts and sweep-net sampling. In addition, habitat characteristics and technical variables were measured or estimated at each road embankment, and through map analysis, the composition of the landscape surrounding the embankment was determined.

Road embankments provided habitat for approximately two-thirds of the possible Orthoptera species found in the region (14 species out of 21). Habitat heterogeneity had a positive effect on species richness, while higher average moisture levels had a negative impact. The abundance of Orthoptera was favored by habitat size, southward openness of the embankment, and a greater amount of grassland in the vicinity. However, abundance decreased in the surrounding landscape with an increase in road density and the proportion of arable land, indicating the negative impact of a heavily human-influenced landscape on Orthoptera. With the ongoing development of infrastructure, the number of road embankments is likely to increase, thereby enhancing the potential of these landscape elements to support Orthoptera diversity in human-influenced landscapes.

Tänuavaldus

Soovin südamest tänada oma juhendajat Tiit Tederit, kes oli nõu ja jõuga abiks terve magistritöö protsessi vältel. Eriti tänulik olen lugematute tarkuseterade, põnevate arutelude ja tohutu kahtamispanuse eest!

Suur-suur tänu, Toomas Tammaru, Elle Roosalu ja Kulla Mellov, valmimisjärgus magistritööd kommenteerimast ja parandamast! Aitäh kõigile entomoloogia töörühma liikmetele seminarides jagatud tagasiside ja toetavate sõnade eest. Olen tänulik ka kõigile sihktiivalisehuvilistele Eestis, kelle avaldatud tähelepanekutest ja vaatlustest oli töö kirjutamisel palju abi.

Eriline tänu ka mind alati toetanud perele, lähedastele ja Pellele, kellega õlg-õla kõrval magistritööd valmis kirjutasime.

Kasutatud kirjandus

Viitamisel ja kirjanduse loetelu vormistamisel on lähtunud ajakirja Insect Conservation and Diversity nõuetest.

Albrecht, Z. (1963) Eesti sihktiivalised: *Orthoptera* s. *Saltatoria*. Eesti NSV Teaduste Akadeemia, Tartu.

Alexander, R.D. (1960) Sound communication in Orthoptera and Cicadidae. *Animal Sounds and Communication*, **7**, 38–92.

Almásy, J., Essl, F., Berger, A. & Schulze, C.H. (2021) To graze or to mow? The influence of grassland management on grasshoppers (Orthoptera) on a food protection embankment in the Donau-Auen National Park (Austria). *Journal of Insect Conservation*, **25**, 707–717.

Ancillotto, L. & Labadessa, R. (2023) Functional traits drive the fate of Orthoptera in urban areas. *Insect Conservation and Diversity*.

Arenas, J.M., Escudero, A., Mola, I. & Casado, M.A. (2017) Roadsides: an opportunity for biodiversity conservation. *Applied Vegetation Science*, **20**, 527–537.

Arnóczkyné Jakab, D. & Nagy, A. (2022) How can an intensively used agricultural landscape preserve diversity of Orthoptera assemblages? *Journal of Insect Conservation*, **26**, 947–958.

Atkinson, D. (1994) Temperature and organism size: a biological law for ectotherms? *Advances in Ecological Research*, **12**, 1–58.

Atkinson, D. & Begon, M. (1987) Ecological correlates and heritability of reproductive variation in two co-occurring grasshopper species. *Ecological Entomology*, **12**, 129–138.

Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1997) Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **66**, 121–129.

- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2015) The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, **29**, 1006–1016.
- Batáry, P., Orcib, K. M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T. & Erdos, S. (2007) Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology*, **8**, 280–290.
- Baur, B., Baur, H., Roesti, C. & Roesti, D. (2006) Die Heuschrecken der Schweiz. Haupt, Bern.
- Begon, M. (1983) Grasshopper populations and weather: the effects of insolation on *Chorthippus brunneus*. *Ecological Entomology*, **8**, 361–370.
- Berggren, Å., Birath, B. & Kindvall, O. (2002) Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's bush-cricket (*Metriopectera roeseli*). *Conservation Biology*, **16**, 1562–1569.
- Brouwers, N.C. & Newton, A.C. (2010) The influence of barriers and orientation on the dispersal ability of wood cricket (*Nemobius sylvestris*) (Orthoptera: Gryllidae). *Journal of Insect Conservation*, **14**, 313–317.
- Buri, P., Arlettaz, R. & Humbert, J-Y. (2013) Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **181**, 22–30.
- Burt, E. (1951) The ability of adult grasshoppers to change colour on burnt ground. *Proceedings of the Royal Entomological Society of London*, **26**, 45–49.
- Carruthers, R.I., Ramos, M.E., Larkin, T.S., Hostetter, D.L. & Soper, R.S. (1997) The *Entomophaga grylli* (Fresenius) Batko species complex: Its biology, ecology, and use for biological control of pest grasshoppers. *The Memoirs of the Entomological Society of Canada*, **129**, 329–353.
- Chytrý, M., Tichý, L., Dřevojan, P., Sádlo, J. & Zelený, D. (2018) Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia*, **90**, 83–103.

- Cherrill, A. & Brown, V.K. (1992) Ontogenetic changes in the micro-habitat preferences of *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae) at the edge of its range. *Ecography*, **15**, 37–44.
- Cherrill, A. (2010) Species richness of Orthoptera along gradients of agricultural intensification and urbanisation. *Journal of Orthoptera Research*, 293–301.
- Cherrill, A. (2015) Large-scale spatial patterns in species richness of Orthoptera in the Greater London Area, United Kingdom: Relationships with land cover. *Landscape Research*, **40**, 476–485.
- Cigliano, M.M., Braun, H., Eades, D.C. & Otte, D. (2024) Orthoptera species file. <<http://orthoptera.speciesfile.org/>> K lastatud 11.01.2024.
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., Erhardt, A. & Baur, B. (2005) Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: A threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, **19**, 1606–1618.
- Dengler, J., Janiřov, M., Török, P. & Wellstein, C. (2014) Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **182**, 1–14.
- Dey, L.S., Sim es, M.V.P., Hawlitschek, O., Sergeev, M.G., Xu, S.Q. & Lkhagvasuren, D. (2021) Analysis of geographic centrality and genetic diversity in the declining grasshopper species *Bryodemella tuberculata* (Orthoptera: Oedipodinae). *Biodiversity and Conservation*, **30**, 2773–2796.
- Doubell, M., Grant, P.B.C., Esterhuizen, N., Bazelet, C.S., Addison, P. & Terblanche, J.S. (2017) The metabolic costs of sexual signalling in the chirping katydid *Plangia graminea* (Serville) (Orthoptera: Tettigoniidae) are context dependent: cumulative costs add up fast. *The Journal of Experimental Biology*, **220**, 4440–4449.
- Dvořák, T., Hadrava, J. & Knapp, M. (2022) The ecological niche and conservation value of Central European grassland orthopterans: A quantitative approach. *Biological Conservation*, **265**.
- Eckert, S., M ller, M. & Buchholz, S. (2017) Grasshopper diversity of urban wastelands is primarily boosted by habitat factors. *Insect Conservation and Diversity*, **10**, 248–257.

- EEA. (2020) European Environment Agency. Land use. <<http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/intro>> K lstatud 05.01.2024.
- eElurikkus. Eesti elurikkuse ehk bioloogilise mitmekesisuse andmeportaal. <<https://elurikkus.ee/>> K lstatud 11.01.2024.
- Eriksson, A., Low, M. & Berggren,  . (2013) Influence of linear versus network corridors on the movement and dispersal of the bush-cricket *Metrioptera roeseli* (Orthoptera: Tettigoniidae) in an experimental landscape. *European Journal of Entomology*, **110**, 81–86.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.F., Sirami, C., Siriwardena, G.M. & Martin, J.L. (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, **14**, 101–112.
- Fonderflick, J., Besnard, A., Beuret, A., Dalmais, M. & Schatz, B. (2014) The impact of grazing management on Orthoptera abundance varies over the season in Mediterranean steppe-like grassland. *Acta Oecologica*, **60**, 7–16.
- Foster, R.N. & Reuter, K.C. (1996) Evaluation of rangeland controls: a general protocol for efficacy of insecticide applied from the air. Grasshopper integrated pest management handbook. (ed. by Cunningham, G.L. and Sampson, M.W.). Technical Bulletin 1809. USDA-APHIS, Washington, DC, USA, pp. 112.1–112.7.
- Francis, C.D., Ortega, C.P. & Cruz, A. (2009) Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology*, **19**, 1415–1419.
- Fumy, F., Kaempfer, S. & Fartmann, T. (2021) Land-use intensity determines grassland Orthoptera assemblage composition across a moisture gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **315**.
- Gardiner, T., Hill, J. & Chesmore, D. (2005) Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, **9**, 151–173.

- Gardiner, T. (2009) Macropterism of Roesel's bushcricket *Metrioptera roeselii* in relation to climate change and landscape structure in Eastern England. *Journal of Orthoptera Research*, **18**, 95–102.
- Gardiner, T. & Fargeaud, K. (2020) Microhabitats of planted sea wall strips used by pollinators and Orthoptera. *Journal of Orthoptera Research*, **29**, 77–82.
- Gardiner, T. (2021) Lagomorph grazing alters suitability of hillside grassland for Orthoptera. *Entomologist's Gazette*, **72**, 267–274.
- Gavlas, V., Bednár, J. & Krištín, A. (2007) A comparative study on orthopteroid assemblages along a moisture gradient in the Western Carpathians. *Biologia*, **62**, 95–102.
- Gerhardt, H.C. & Huber, F. (2002) Acoustic communication in insects and anurans. The University of Chicago Press, Chicago.
- Gottschalk, E., Griebeler, E.M., Waltert, M. & Mühlenberg, M. (2003) Population dynamics in the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (Orthoptera: Tettigoniidae) – what causes interpopulation differences? *Journal of Insect Conservation*, **7**, 45–58.
- Helm, A., Hanski, I. & Pärtel, M. (2006) Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, **9**, 72–77.
- Heneberg, P., Hesoun, P. & Skuhrovec, J. (2016) Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea). *Ecological Engineering*, **95**, 340–356.
- Hijmans, R.J. (2022) *geosphere*: Spherical trigonometry. Spherical trigonometry for geographic applications. <<https://CRAN.Rproject.org/package=geosphere>>

- Hochkirch, A., Nieto, A., García Criado, M., Cáliz, M., Braud, Y., Buzzetti, F.M., Chobanov, D., Odé, B., Presa Asensio, J.J., Willemse, L., Zuna-Kratky, T., Barranco Vega, P., Bushell, M., Clemente, M.E., Correas, J.R., Dusoulier, F., Ferreira, S., Fontana, P., García, M.D., Heller, K-G., Iorgu I.Ş., Ivković, S., Kati, V., Kleukers, R., Krištín, A., Lemonnier-Darcemont, M., Lemos, P., Massa, B., Monnerat, C., Papapavlou, K.P., Prunier, F., Pushkar, T., Roesti, C., Rutschmann, F., Şirin, D., Skejo, J., Szövényi, G., Tzirkalli, E., Vedenina, V., Barat Domenech, J., Barros, F., Cordero Tapia, P.J., Defaut, B., Fartmann, T., Gomboc, S., Gutiérrez-Rodríguez, J., Holuša, J., Illich, I., Karjalainen, S., Kočárek, P., Korsunovskaya, O., Liana, A., López, H., Morin, D., Olmo-Vidal, J.M., Puskás, G., Savitsky, V., Stalling, T. & Tumbrinck, J. (2016) European red list of grasshoppers, crickets and bush-crickets. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Holst, K.T. (1986) The Saltatoria (Bush-crickets, crickets and grasshoppers) of Northern Europe. *Fauna Entomologica Scandinavica* 16. Brill, Leiden.
- Holuša, J. & Kaláb, O. (2023) The habitat-suitability models of the European mole cricket (*Gryllotalpa gryllotalpa*) as information tool for conservation and pest management. *Heliyon*, **9**.
- Huchler, K., Pachinger, B. & Kropf, M. (2023) Management is more important than urban landscape parameters in shaping orthopteran assemblages across green infrastructure in a metropole. *Urban Ecosystems*, **26**, 209–222.
- Humbert J-Y., Ghazoul J., Richner, N. & Walter T. (2012) Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation*, **152**, 96–101.
- Husby, M. (2017) Traffic influence on roadside bird abundance and behaviour. *Acta Ornithologica*, **52**, 93–103.
- Ingrisch, S. & Köhler, G. (1998) Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Ivinskis, P. & Rimšaitė, J. (2008) *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) (Orthoptera, Phaneropteridae) in Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, **18**, 270–272.

- Jamison, B.E., Robel, R.J., Pontius, J.S. & Applegate, R.D. (2002) Invertebrate biomass: associations with lesser prairie-chicken habitat use and sand sagebrush density in southwestern Kansas. *Wildlife Society Bulletin*, 517–526.
- Jerrentrup, J.S., Wrage-Mönnig, N., Röver, K-U. & Isselstein, J. (2014) Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 968–977.
- Joern, A. (1982) Vegetation structure and microhabitat selection in grasshoppers (Orthoptera, Acrididae). *The Southwestern Naturalist*, **27**, 197–209.
- Joern, A. (2005) Disturbance by fire frequency and bison grazing modulate grasshopper assemblages in tallgrass prairie. *Ecology*, **86**, 861–873.
- Jones, C.J.F.P., Lamont-Black, J., Glendinning, S., White, C. & Alder, D. (2014) The environmental sustainability of electrokinetic geosynthetic strengthened slopes. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Engineering Sustainability*, **167**, 95–107.
- Jordán, F., Báldi, A., Orci, K-M., Rácz, I.A. & Varga, Z. (2003) Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology*, **18**, 83–92.
- Kalarus, K. & Bąkowski, M. (2015) Railway tracks can have great value for butterflies as a new alternative habitat. *Italian Journal of Zoology*, **82**, 565–572.
- Karjalainen, S. (2009) Suomen heinäsiirkat ja hepokatit. Kirjastus Tammi, Helsinki.
- Karjalainen, S. (2023) The grasshoppers and crickets of Finland (Orthoptera). <www.hepokatti.net/grasshoppers.html> Kõlastatud 11.01.2024.
- Kati, V., Zografou, K., Tzirkalli, E., Chitos, T. & Willemse, L. (2012) Butterfly and grasshopper diversity patterns in humid Mediterranean grasslands: the roles of disturbance and environmental factors. *Journal of Insect Conservation*, **16**, 807–818.

- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K., Tiitsaar, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Steffan-Dewenter, I. (2010) Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, **13**, 597–605.
- König, S. & Krauss, J. (2019) Get larger or grow longer wings? Impacts of habitat area and habitat amount on orthopteran assemblages and populations in semi-natural grasslands. *Landscape Ecology*, **34**, 175–186.
- Lampe, U., Reinhold, K. & Schmoll, T. (2013) How grasshoppers respond to road noise: developmental plasticity and population differentiation in acoustic signalling. *Functional Ecology*, **28**, 660–668.
- Latchininsky, A., Sword, G., Sergeev, M., Cigliano, M.M. & Lecoq, M. (2011) Locusts and grasshoppers: behavior, ecology, and biogeography. *Psyche: A Journal of Entomology*.
- Laussmann, H. (1993) Die Besiedlung neu entstandener Windwurfläichen durch Heuschrecken. *Articulata*, **8**, 53–59.
- Löffler, F. & Fartmann, T. (2017) Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **248**, 71–81.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J. & Gibon, A. (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, **59**.
- Marini, L., Fontana, P., Battisti, A. & Gaston, K.J. (2009) Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity*, **2**, 213–220.
- Marini, L., Fontana, P., Scotton, M. & Klimek, S. (2008) Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 361–370.

- Marshall, E.J.P., West, T.M. & Kleijn, D. (2006) Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **113**, 36–44.
- Martin, A.E., Graham, S.L., Henry, M., Pervin, E. & Fahrig, L. (2018) Flying insect abundance declines with increasing road traffic. *Insect Conservation and Diversity*, **11**, 608–613.
- McKinlay, K. (1981) The importance of dry plant material in the diet of the grasshopper *Melanoplus sanguinipes* (Orthoptera: Acrididae). *The Canadian Entomologist*, **113**, 5–8.
- Melliger, R.L., Rusterholz, H-P. & Baur, B. (2017) Habitat- and matrix-related differences in species diversity and trait richness of vascular plants, Orthoptera and Lepidoptera in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, **20**, 1095–1107.
- Meunier, F., Gauriat, C., Verheyden, C. & Jouventin, P. (1998) Vegetation of green highway dependencies: influences of an extensive management method and the environment crossed. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, **53**, 97–121.
- Monk, K.A. (1985) Effect of habitat on the life history strategies of some British grasshoppers. *Journal of Animal Ecology*, **12**, 163–177.
- Moroń, D., Skorka, P., Lenda, M., Rozej-Pabijan, E., Wantuch, M., Kajzer-Bonk, J., Celary, W., Mielczarek, L. & Tryjanowski, P. (2014) Railway embankments as new habitat for pollinators in an agricultural landscape. *PloS one*, **9**.
- Nagy, A., Sólymos, P. & Rácz, I. (2007) A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies. *Entomologica Fennica*, **18**, 149–159.
- Nordman, A. (1961) Spridning med torra vassrör och annat driftmaterial pa havet. *Notulae Entomologicae*, **41**, 64–65.
- Otte, D. (1977) Species richness patterns of New World desert grasshoppers in relation to plant diversity. *Journal of Biogeography*, **3**, 197–209.

- Paradis, E. & Schliep, K. (2019) *ape* 5.0: An environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, **35**, 526–528.
- Pawłowski, J. (2012) *Tachycines asynamorus* Adelung, 1902. Gatunki obce w faunie Polski (ed. by Głowaciński Z, Okarma Z, Pawłowski J., Solarz W.), pp. 220–222. Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- Penone, C., Kerbiriou, C., Julien, J-F., Julliard, R., Machon, N. & Le Viol, I. (2012a) Urbanisation effect on Orthoptera: which scale matters? *Insect Conservation and Diversity*, **6**, 319–327.
- Penone, C., Le Viol, I., Pellissier, V., Julien, J-F., Bas, Y. & Kerbiriou C. (2013) Use of large-scale acoustic monitoring to assess anthropogenic pressures on Orthoptera communities. *Conservation Biology*, **27**, 979–987.
- Penone, C., Machon, N., Julliard, R. & Le Viol, I. (2012b) Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation*, **148**, 126–133.
- Phillips, B.B., Wallace, C., Roberts, B.R., Whitehouse, A.T., Gaston, K.J., Bullock, J.M. & Osborne, J.L. (2020) Enhancing road verges to aid pollinator conservation: A review. *Biological Conservation*, **250**, 108687.
- Piir, A. (2015) Eestile uued putukaliigid Kagu-Eestist. *Eesti Loodus*, **66**, 388–390.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, C., Dafni, A., Ne'eman, G. & Willmer, P. (2005) Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, **30**, 78–85.
- R Core Team. (2023) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <<https://www.R-project.org/>>
- Rebrina, F., Reinhold, K., Tvrtković, N. & Brigić N. (2021) Motorway proximity affects spatial dynamics of orthopteran assemblages in a grassland ecosystem. *Insect Conservation and Diversity*, **15**, 213–225.

- Rebrina, F., Reinhold, K., Tvrtković, N., Gulin, V. & Brigić, A. (2022) Vegetation height as the primary driver of functional changes in orthopteran assemblages in a roadside habitat. *Insects*, **13**, 572.
- Remm, H. (1970) Putukate välimääräaja 1: *Apterygota, Palaeoptera, Hemimetabola*. Tartu Riiklik Ülikool, Tartu.
- Runnel, V. (2017) Eesti sihktiivalised ja nende laulud. *Eesti Loodus*, **8**, 12–23.
- Saunders, D.A. & Hobbs, R.J. (1991) Nature conservation 2: the role of corridors. Surrey Beatty and Sons Pty Ltd.
- Schaffers, A.P., Raemakers, I.P. & Sýkora, K.V. (2012) Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *Journal of Insect Conservation*, **16**, 511–522.
- Schirmel, J., Buchholz, S. & Fartmann, T. (2010) Is pitfall trapping a valuable sampling method for grassland Orthoptera? *Journal of Insect Conservation*, **14**, 289–296.
- Schouten, M.A., Verweij, P.A., Barendregt, A., Kleukers, R.J.M. & De Ruiter, P.C. (2007) Nested assemblages of Orthoptera species in the Netherlands: the importance of habitat features and life-history traits. *Journal of Biogeography*, **34**, 1938–1946.
- Sliacka, A., Krištín, A. & Nad’o, L. (2013) Response of Orthoptera to clear-cuts in beech forests. *European Journal of Entomology*, **110**, 319–326.
- Sokolovskis, K. & Suveizda, J. (2012) First record of *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) (Orthoptera, Phaneropteridae) in Latvia. *Latvijas Entomologs*, **51**, 155–157.
- Szanyi, S., Nagy, A., Rácz, I.A. & Varga, Z. (2014) Contrasting patterns of macroptery in Roesel’s bush cricket *Metrioptera roeselii* (Orthoptera, Ensifera). *Estonian Journal of Ecology*, **63**, 1–13.
- Szijj, J. (1997) Quantitativer Zusammenhang zwischen Vegetation und Heuschreckenfauna in einem fossilen Dünengelände der Nestos-Mündung (Griechenland). *Entomologische Zeitschrift*, **107**, 110–118.
- Szijj, J. (2004) Die Springschrecken Europas. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.

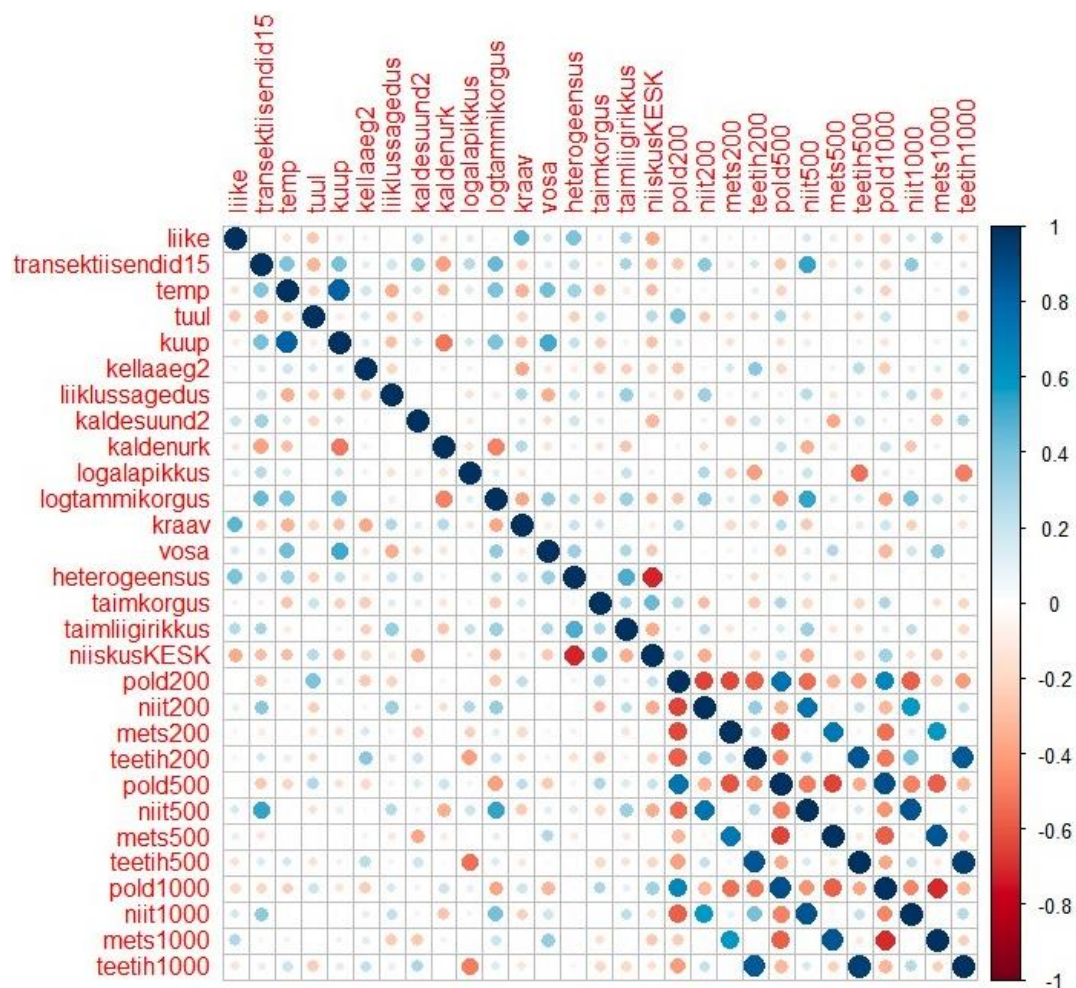
- Szijj, J. & Kessler, H. (1999) Faunistische un ökologische Untersuchungen an wüstenbewohnenden Heuschrecken (Orthoptera) und Gottesanbeterinnen (Mantodea) in Thumamah Nature Park in Saudi Arabien. *Acta Biologica Benrodis*, **10**, 103–122.
- Stauffer, T.W., Hatle, J.D. & Whitman, D.W. (2011) Divergent egg physiologies in two closely related grasshopper species: *Taeniopoda eques* versus *Romalea microptera* (Orthoptera: Romaleidae). *Environmental Entomology*, **40**, 157–166.
- Stewart, K.E.J., Bourn, N.A.D. & Thomas, J.A. (2001) An evaluation of three quick methods commonly used to assess sward height in ecology. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 1148–1154.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N., Herzon, I., Doorn, A., Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management*, **91**, 22–46.
- Straube, S. (2013) Zur Biologie und Ökologie der Ödlandschrecken *Sphingonotus caerulans* (L.) und *Oedipoda caerulescens* (L.) (Caelifera, Acrididae) unter Berücksichtigung verschiedener Bedingungen in einer mitteldeutschen Flusslandschaft. Shaker Verlag, Aachen.
- Strauss, B. & Biedermann, R. (2006) Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography*, **29**, 928–940.
- Strid, T. (2010) Gräshoppor i Sverige – en fälthandbok. Stockholms Entomologiska förening, Stockholm.
- Sutcliffe, L., Batáry, P., Becker, T., Orci, K. & Leuschner, C. (2015) Both local and landscape factors determine plant and Orthoptera diversity in the semi-natural grasslands of Transylvania, Romania. *Biodiversity and Conservation*, **24**.
- Zhang, L., Zhang, P. & Zhang, L. (2018) Epizootics of the entomopathogenic fungus, *Entomophaga grylli* (Entomophthorales: Entomophthoraceae), in a grasshopper population in Northwest China. *Biocontrol Science and Technology*, **28**, 848–857.

- Tammaru, T., Valdma, D., Tiitsaar, A., Kaasik, A., Õunap, E., Remm, J. & Teder, T. (2023) Landscape-level determinants of butterfly species richness in northern Europe: A country-wide survey reveals the paramount importance of forest land. *Biological Conservation*, **286**, 110294.
- Theuerkauf, J. & Rouys, S. (2006) Do Orthoptera need human land use in Central Europe? The role of habitat patch size and linear corridors in the Białowieża Forest, Poland. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 1497–1508.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M. & Conratt, L. (2001) Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, **411**, 577–581.
- Tikka, P. M., Högmander, H. & Koski, P. S. (2001) Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology*, **16**, 659–666.
- Torma, A., Gallé, R. & Bozsó, M. (2014) Effects of habitat and landscape characteristics on the arthropod assemblages (Araneae, Orthoptera, Heteroptera) of sand grassland remnants in Southern Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **196**, 42–50.
- Torma, A., Bozsó, M. & Gallé, R. (2018) Secondary habitats are important in biodiversity conservation: a case study on orthopterans along ditch banks. *Animal Biodiversity and Conservation*, **41**, 97–108.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W.H. & Westphal, C. (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **87**, 661–685.
- Török, P., Dembicz, I., Dajic-Stevanovic, Z. & Kuzemko, A. (2020) Grasslands of eastern Europe. *Encyclopedia of the World's Biomes*, **3**, 703–713.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J. & Olsson, P.A. (2021) Ecological indicator and trait values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators*, **120**.

- Vahed, K. (2020) The life cycle of the Atlantic Beach-Cricket, *Pseudomogoplistes vicentae* Gorochov, 1996. *Journal of Insect Conservation*, **24**, 473–485.
- Van der Mescht, A.C., Lewis, C., van der Merwe, R. & Codron, D. (2022) Hurry up and sing: early onset of diel calling behaviour and ecological drivers of calling behaviour of *Acanthoplus discoidalis*. *Bioacoustics*, 1–17.
- Van Wingerden, W.K.R.E., Musters, J.C.M. & Maaskamp, F.I.M. (1991) The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia*, **87**, 417–423.
- Van Wingerden, W.K.R.E., Van Kreveld, A.R. & Bongers, W. (1992) Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orthoptera. Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology*, **113**, 138–152.
- Viles, R.L. & Rosier, D.J. (2001) How to use roads in the creation of greenways: case studies in three New Zealand landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **55**, 15–27.
- Viljur, M.L. & Teder, T. (2016) Butterflies take advantage of contemporary forestry: clear-cuts as temporary grasslands. *Forest Ecology and Management*, **376**, 118–125.
- Villemeij, A., Jeusset, A., Vargac, M., Bertheau, Y., Coulon, A., Touroult, J., Sylvie, V., Castagneyrol, B., Jactel, H., Witté, I., Deniaud, N., Flamerie, F., Jaslier, E., Véronique, R., Guinard, E., Mitouard, E., Rael, V. & Sordello, R. (2018) Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence*, **7**, 1–33.
- Walters, R. & Hassall, M. (2006) The temperature-size rule in ectotherms: may a general explanation exist after all? *The American Naturalist*, **167**, 510–523.
- Warne, A.C. & Hartley, J.C. (1975) The distribution and dispersal of *Conocephalus dorsalis* (Latrielle) (Tettigoniidae) in the British Isles. *Entomologist's Gazette*, **26**, 127–132.
- Wei, T. & Simko, V. (2021) R package ‘*corrplot*’: Visualization of a correlation matrix. <<https://github.com/taiyun/corrplot>>

- Weking, S., Kämpf, I., Mathar, W. & Hölzel, N. (2016) Effects of land use and landscape patterns on Orthoptera communities in the Western Siberian forest steppe. *Biodiversity and Conservation*, **25**, 2341–2359.
- Willott, S.J. & Hassall, M. (1998) Life-history responses of british grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to temperature change. *Functional Ecology*, **12**, 232–241.
- Wrzesień, M., Jachūła, J. & Denisow, B. (2016) Railway embankments – a refuge areas for food flora, and pollinators in agricultural landscape. *Journal of Apicultural Science*, **60**, 97–110.

Lisa 1. Korrelatsioonitabel andmeanalüüsi kaasatud muutujatega



Joonis L1. Mudelitesse kaasatud muutujate korrelatsioonitabel.

Tähendused: liike – sihktiivaliste liigirikkus, st teetammidel kohatud liikide arv (transektloendus + kahatamine); transektiisendid15 – sihktiivaliste koguarv teetammil transektloendusel 15 minuti kohta; temp – õhutemperatuur; tuul – tuulisus; kuup – kuupäev; kellaag2 – kellaag; liiklussagedus – liiklussagedus tammiga piirneval teel; kaldesuund2 – tammi avatus lõunasse; kaldenurk – tammi kaldenurk; logalapikkus – tammi pikkus logaritmituna; logtammikorgus – tammi laius logaritmituna; kraav – kraavi olemasolu tammi kõrval; vosa – võsa hulk tammil; heterogeensus – taimkatte struktuuriline heterogeensus tammil; taimkorgus – taimede keskmine kõrgus tammil; niiskusKESK – tammi keskmine niiskustase; pold200/500/100 – põllumaa osakaal teetammil ümbritsevas maastikus 200/500/1000 m raadiuses; niit200/500/100 – rohumaade osakaal ümbritsevas maastikus 200/500/1000 m raadiuses; mets200/500/100 – metsamaa osakaal ümbritsevas maastikus 200/500/1000 m raadiuses; teetih200/500/100 – teede tihedus ümbritsevas maastikus 200/500/1000 m raadiuses.

Lisa 2. Leitud sihktiivaliseliigid, nende koguarvukus ja asustatud alade arv

Tabel L2. Välitöödel kohatud sihktiivaliste liigid isendite arvu põhjal järjestatuna, isendite arv liigiti ja asustatud teetammide arv.

	Liik	Eestikeelne nimetus	Isendite arv	Asustatud teetammide arv
1	<i>Chorthippus biguttulus</i>	harilik rohutirts	898	35
2	<i>Roeseliana roeselii</i>	ääris-niiduritsikas	251	33
3	<i>Decticus verrucivorus</i>	heinaritsikas	179	26
4	<i>Chorthippus brunneus</i>	kahevärviline rohutirts	174	23
5	<i>Chorthippus dorsatus</i>	niidu-rohutirts	158	27
6	<i>Phaneroptera falcata</i>	harilik sirpritsikas	90	15
7	<i>Chorthippus apricarius</i>	pruun rohutirts	89	20
8	<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	lühitiib-rohutirts	63	9
9	<i>Tettigonia cantans</i>	harilik lauluritsikas	36	14
10	<i>Omocestus viridulus</i>	harilik niidutirts	31	8
11	<i>Chrysochraon dispar</i>	kuldirts	25	8
12	<i>Metrioptera brachyptera</i>	harilik niiduritsikas	16	3
13	<i>Tetrix subulata</i>	ahassirts	1	1
14	<i>Tetrix tenuicornis</i>	peenetundlane sirts	1	1

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Anni Miller,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Teetammid sihktiivaliste elupaigana“, mille juhendaja on Tiit Teder, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Anni Miller

23.01.2024