

TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
ENTOMOLOOGIA ÕPPETOOL

**Anni Miller**

**ROHUMAADE MAJANDAMISE MÕJU  
SIHKTIIVALISTELE.  
ALTERNATIIVSED ELUPAIGAD**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: vanemteadur Tiit Teder

TARTU 2020

# **Infoleht**

## **Rohumaade majandamise mõju sihktiivalistele.**

### **Alternatiivsed elupaigad**

Sihktiivalised on ülekaalukalt taimtoidulised putukad, kellele on Euroopas peamiseks elupaigaks poollooduslikud rohumaad. Rohumaade säilitamiseks on vaja neid kas niita või karjatada. Need majandusviisid võivad sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust erinevalt mõjutada. Et säilitada rohumaad sihktiivalistele väärtuslike elupaikadena, on oluline teada, millest karjatamisel ja niitmisel lähtuda. Põllumajanduse intensiivistumise tõttu väheneb rohumaade pindala ja seetõttu on ka sihktiivaliste arvukus langemas. Seega võivad tänapäeval olla sihktiivalistele olulised mitmesugused inimõjulised elupaigad. Sellised alternatiivsed elupaigad nagu näiteks raiesmikud, kaevandusalad, teeservad ja isegi linnad võivad rohumaade vähenedes järjest enam aidata säilitada sihktiivaliste arvukust ja liigirikkust.

Märksõnad: alternatiivsed elupaigad, karjatamine, niitmine, Orthoptera, rohumaade majandamine, sihktiivalised.

## **The Impact of Grassland Management on Orthoptera.**

### **Secondary Habitats**

Orthopterans are predominantly herbivorous insects and their main habitats in Europe are semi-natural grasslands. Grasslands need to be mowed or grazed to maintain them. Those management types may have different effects on orthopteran diversity and abundance. It is important to know how grazing and mowing should take place to conserve grasslands as valuable habitats to orthopterans. Due to intensification of agriculture the area of grasslands is in decrease and therefore also the populations of orthopterans are declining. Nowadays, several anthropogenic habitats might be important to orthopterans. Those secondary habitats such as clearings, mining areas, roadsides or even cities could be helpful to preserve orthopteran abundance and diversity as grasslands are decreasing.

Keywords: grassland management, grazing, mowing, Orthoptera, orthopterans, secondary habitats.

# SISUKORD

Infoleht .....	2
1. Sissejuhatus.....	4
2. Materjal ja meetodid.....	6
3. Rohumaade majandamise mõju sihktiivalistele .....	7
3.1 Karjatamine .....	7
3.1.1 Karjatamise intensiivsus ja üldine mõju .....	7
3.1.2 Mõju spetsiifilisus.....	8
3.1.3 Erinevad kariloomad.....	9
3.2 Niitmine .....	12
3.2.1 Niitmise sagedus ja üldine mõju.....	12
3.2.2 Mõju spetsiifilisus.....	13
4. Alternatiivsed elupaigad .....	15
4.1 Raiesmikud .....	15
4.2 Kaevandusalad .....	16
4.3 Kraaviservad ja teeääred .....	18
4.4 Asulad .....	19
4.5 Külvatud rohuribad.....	20
5. Arutelu .....	22
5.1 Karjatamine ja niitmine .....	22
5.2 Soovitused rohumaade majandamiseks .....	24
5.3 Alternatiivsed elupaigad .....	26
Kokkuvõte .....	29
Summary.....	30
Tänuavaldus.....	31
Kasutatud kirjandus.....	32
Lihtlitsents .....	37

# 1. Sissejuhatus

Sihktiivalised (*Orthoptera*) on putukate selts, kuhu kuulub maailmas üle 20 000, Euroopas üle 1000 liigi ning Eesti sihktiivaliste nimestikust võib leida 43 liiki (Runnel, 2017). Sihktiivalised jagunevad kahte alamseltsi: ritsikalised (*Ensifera*) ja tirtsulised (*Caelifera*). Eestis on suuremad sugukonnad ritsiklased (*Tettigoniidae*) – 13 liiki, tirtslased (*Acrididae*) – 25 liiki ja sirtslased (*Tetrigidae*) – 3 liiki (Runnel, 2017). Sihktiivaliste seltsi kuuluvad Euroopas ülekaalukalt herbivoorsed avamaastikuliigid.

Taimedest toitujatena mõjutab taimekoosluse järsk muutus (enamasti maamajandamise tulemus) otseselt nende elutingimusi. Kuna sihktiivalisi peetakse üsna headeks indikaatoriteks elupaiga muutuste kajastamisel (Báldi & Kisbenedek, 1997), on järjest enam hakatud uurima maamajandamise mõju nende liigirikkusele ja arvukusele. Tavaliselt on sellised uurimused siiski väga asukohaspetsiifilised ja põhjalikke ülevaateid on vähem.

Eestiski on sihktiivaliste selts vähe tähelepanu saanud. Siin oli nende uurimise kõrgaeg eelmise sajandi keskpaik, kui nendega tegeles Zinaida Albrecht. Tema "Eesti sihktiivalised", mis ilmus 1963. aastal, ongi jäänud ainsaks eestikeelseks teoseks, mis käsitleb üksikasjalikult Eestis leiduvaid sihktiivalisi ja nende morfoloogiat ning ökoloogiat. Hiljem pole Eestis sihktiivalisi põhjalikult uuritud, eriti võrreldes teiste suuremate putukaseltsidega.

Euroopas on sihktiivalistele tüüpiliseks elupaigaks peetud rohumaid. Need poollooduslikud kooslused püsivad eelkõige karjatamise ja niitmise tulemusena, kuid põllumajanduse intensiivistumise tõttu on viimase pooleaja aasta jooksul sihktiivalistele sobilike rohumaade pindala tugevas languses. Vähemaks on seetõttu jäänud ka sihktiivalisi – rohkem kui veerand Euroopa sihktiivaliselikeidest on ohustatud ja paljude liikide populatsioonid langeva trendiga (Hochkirch *et al.*, 2016). Traditsiooniliste elupaikade vähenemise tõttu on viimasel ajal hakatud järjest enam tähtsustama teiste inimtekkeliste maastikuelementide olulisust sihktiivaliste jaoks. Teeservad, jäätmaad, karjäärid ja muud alternatiivsed elupaigad võivad edaspidi saada veelgi kandvama rolli sihktiivaliste säilimisel ja levikul.

Selle töö eesmärk on anda ülevaade niitmise ja karjatamise mõjudest sihktiivaliste liigilisele mitmekesisusele ja arvukusele nende põhielupaikadeks peetavatel rohumaadel ning jagada soovitusi rohumaade majandamiseks. Samuti toon välja ja kirjeldan töös sihktiivalistele võimalikke alternatiivseid elupaiku.

## 2. Materjal ja meetodid

Käesolev töö on kirjutatud süstemaatilise ülevaatenähtena (*systematic review*). Töös kasutati kõiki avalikult kättesaadavaid artikleid, mis vastasid kindlatele otsingukriteeriumitele. Artiklite leidmise protsess näitab ka, kuidas tulemusteni jõuti. Otsinguteks kasutati andmebaasi *Web of Science*.

Maakasutuse peatüki jaoks kasutasin artiklite otsingul märksõnadena *Orthoptera*, *diversity*, *richness*, neile lisasin peamisi rohumaade majandamisviise kirjeldavaid märksõnu, vastavalt karjatamisel *graz\** (ingl. k. *graze*, *grazing*) ja niitmisel *mow\** (ingl. k. *mow*, *mowing*). Selleks, et otsingu tulemuseks oleksid sihktiivalisi uurinud artiklid, on oluline märksõna *Orthoptera*, mis on sihktiivaliste seltsi ladinakeelne ehk teaduslik nimi. *Diversity* ja *richness* on mitmekesisust ja (liigi)rikkust tähistavad märksõnad, mis tagavad, et artiklis kajastataks majandamise mõju sihktiivaliste mitmekesisusele ja liigirikkusele.

Alternatiivsete elupaikade teema jaoks leidsin artikleid vähe, seega oli otstarbekas kasutada rohkem erinevaid märksõnu: *Orthoptera*, *urban\**, *city*, *flowerbed\**, *garden\**, *grass strip\**, *flower strip\**, *ditch\**, *quarr\**, *mining*, *mine*, *power line\**, *clear-cut\**, *clearing\**, *railway\**, *rail\**. Kõik märksõnad peale *Orthoptera* tähistavad võimalikke alternatiivseid elupaiku.

Otsingute tulemusena leitud artiklitest valiti välja Euroopa uurimused, kus käsitleti korraka sihktiivaliste seltsi erinevaid taksonid (eelistatult eri sugukondi). Selline piiritlemine võiks võimaldada töö tulemusi paremini seostada Eestiga, sest enamik Euroopa artiklite uurimispiirkondi jääb parasvöötmesse. Majandamisviiside teema juures oli eesmärgiks ka liigse artiklite mahu vältimine.

Eelnevalt väljatoodud tingimuste ja vaid ühe andmebaasi kasutamise tõttu võisid mitmed asjakohased uurimused jääda leidmata. Materjali oleks arvatavasti rohkem olnud, kui oleksin artikleid otsinud laiemal katvusega andmebaasidest (nt *Google Scholar*). Ka teistes keeltes tehtud otsingutega oleks ilmselt artikleid juurde leidnud. Selline otsimine võinuks tekitada aga olukorra, kus ühes või paaris riigis tehtud uurimused on suures ülekaalus, ning see mõjutaks ka üldiseid tulemusi. Bakalaureusetöö kirjutamiseks oli ka *Web of Science*'i abil kogutud materjal piisav.

Selles töös on Eestis olemas olevad liigid Veljo Runneli 2017. aasta artikli põhjal märgitud liiginime järel sulgudes tähistusega: (EST). Samast artiklist pärinevad ka sihktiivaliste eestikeelsed nimetused.

### **3. Rohumaade majandamise mõju sihktiivalistele**

Rohumaid majandatakse peamiselt neid niites ja karjatades. Mõlema majandusviisi peamine eesmärk on kariloomade toitmine või neile toidu varumine, mille tulemusena saab taimestiku kõrgus piiratud, kuid protsessid ise erinevad üksteisest oluliselt. Seega võib ka majandusviisi mõjul sihktiivalistele eeldada märkimisväärseid erisusi.

#### **3.1 Karjatamine**

Karjatamise mõju sihktiivalistele määravad erinevad aspektid. Ilmselt olulisim neist on karjatamise intensiivsus, mis mõjutab otseselt taimekoosluse liigilist koosseisu ja struktuuri, taimestiku varieeruvusest tulenevad omakorda sihktiivalistele mitmesugused mikrokliimaatilised tingimused ja erinevad varjevõimalused (Jerrentrup *et al.*, 2014). Karjatamise mõju sihktiivalistele võib erineda ka tulenevalt sellest, millised kariloomad rohumaal taimestikku piiravad. Koondülevaade uurimustest, kus on hinnatud karjatamise mõju sihktiivalistele, on nähtav tabelis 1 (lk 11).

##### **3.1.1 Karjatamise intensiivsus ja üldine mõju**

Karjatamise intensiivsus määrab ära taimestiku kõrguse varieeruvuse karjamaal, ehk madalate ja kõrgete taimestikulaikude suhte (Jerrentrup *et al.*, 2014). Karjatamisel piiravad loomad taimestiku kõrgust mõnel kohal tugevamalt kui mujal, luues mitmekesise elupaiga nii paljast maapinda eelistavatele kui ka kõrgemas taimestikus elavatele liikidele (Weiss *et al.*, 2012). Taimestiku kõrguse ja katvuse varieeruvus karjamaal on sihktiivaliste mitmekesisuse peamiseks eelduseks (Jerrentrup *et al.*, 2014).

Madal karjatamiskoormus soosib suuremat osa sihktiivalistest (Jauregui *et al.*, 2007; Scohier & Dumont, 2011; Jerrentrup *et al.*, 2014), kuid kui karjatamiskoormust veelgi vähendada, hakkavad liigirikkus ja arvukus pigem vähenema (Jerrentrup *et al.*, 2014). Sihktiivaliste arvukus on kõrgem just sellistel madala karjatamiskoormusega aladel, kus kõrreliste osakaal on suurim (Fonderflick *et al.*, 2014). Jerrentrup jt (2014) uurimuse järgi kasvas varasemalt samamoodi majandatud

rohumaadel sihktiivaliste arvukus kümne aasta jooksul madala karjatamiskoormusega aladel rohkem kui mõõdukalt karjatatavatel aladel.

Keskmise karjatamiskoormusega aladel kujunes kümneaastase uuringu jooksul kõige varieeruvama katvusega taimestik ja sihktiivaliste suurim liigirikkus, seega võib ka majanduslikule tasuvusele orienteeritud loomakasvatus täita kaitse-eesmärki (Jerrentrup *et al.*, 2014). Selline mõõdukas karjatamine on jätkusuutlik ja aitab säilitada või isegi suurendada rohuma bioloogilist mitmekesisust (Fonderflick *et al.*, 2014).

Intensiivne karjatamine vähendab sihktiivaliste arvukust (Fonderflick *et al.*, 2014; Chisté *et al.*, 2016). Kui kariloomade surve taimekooslustele on liiga tugev, väheneb taimne biomass ja taimestiku mitmekesisus, mis omakorda on üheks põhiliseks põhjuseks, miks ka sihktiivaliste arvukus intensiivse karjatamise korral väheneb (Fonderflick *et al.*, 2014).

Ebaregulaarselt karjatatavatel aladel on sihktiivaliste arvukus kõrgem ja seal leidub rohkem just ritsikaliste esindajaid (Fabriciusová *et al.*, 2011). Püsivalt toimuv karjatamine loob enamasti homogeensema taimestiku ja sel on aastatega negatiivne mõju ka sihktiivaliste liigirikkusele (Fonderflick *et al.*, 2014).

Karjatamise puudumine mõjub sihktiivaliste arvukusele pigem negatiivselt. Aastatega hakkavad majandamata rohumaal kasvama puittaimed ja endine kooslus võib täielikult hävida. Siiski võib aasta või paar karjatamata olnud aladel sihktiivaliste arvukus olla kõrgem kui just karjatamises olevatel aladel (Fonderflick *et al.*, 2014).

### **3.1.2 Mõju spetsiifilisus**

Karjatamise mõju sihktiivalistele varieerub tugevalt sõltuvalt sellest, millal see hooaja jooksul aset leiab (Fonderflick *et al.*, 2014). Näiteks valmikute osakaal muutub hooaja vältel suuresti: veel juuli alguses on see väga madal, kuid augusti lõpust alates moodustavad sihktiivaliste enamuse valmikud. Sel valmikute esinemise kõrghetkel toimuv karjatamine vähendab oluliselt sihktiivaliste arvukust (Fonderflick *et al.*, 2014). Scohier ja Dumont (2011) leidsid, et hilissügisel (pärast sihktiivaliste valmikute kõrngaega) karjatatud aladel oli taimede liigirikkus märkimisväärselt kõrgem kui karjatamata aladel, mis viitab sellele, et karjatamise õige ajastamine aitab säilitada



bioloogilist mitmekesisust, luues head tingimused liigirikka putukafauna tekkeks. Hiline karjatamine soodustab taimtoidulisi, ehk valdavat osa sihktiivalisi, sest taimede biomass on nende põhilisel aktiivsusperioodil suurem (Schoier & Dumont, 2011).

Karjatamise mõju erinevatele sihktiivalistele ei ole siiski ühesugune, pigem tundub karjatamise mõju olevat liigispetsiifiline (Batáry *et al.*, 2007; Fonderflick *et al.*, 2014; Rada *et al.*, 2014). Leidub nii karjatamise all ajutiselt kannatavaid sihktiivaliste liike kui ka neid, kellele mõjub karjatamine pigem hästi (Chisté *et al.*, 2016). Karjatamata jätmisel kuhjub taimestik kulu, mistõttu kaovad paljad pinnad ja madala taimestikuga laigud ning selline mikrokliima tingimuste muutumine ei soosi paljusid sihktiivaliste liike (Fonderflick *et al.*, 2014). Sihktiivalistel on liigiti erinevad liikumismustrid, peitumisviisid ja toitumisharjumused, mistõttu on neil kujunenud kindlad elupaigaeelistused. Sihktiivalised, kes peituvad ohu korral taimestikku, eelistavad vähese karjatamiskoormusega alasid, kus on mõnel pool säilinud ka kõrgemat taimestikku (Batáry *et al.*, 2007). Samas need sihktiivalised, kelle kaitsekohastumus on jääda maapinnal tänu oma kehamustritele märkamatuks ja kes ei vaja otseselt kõrgemat taimestikku, saavad hakkama ka intensiivselt karjatatud rohumaadel (Batáry *et al.*, 2007). Teadmised karjatamisest tulenevatest selgrootute populatsioonide muutustest on vajalikud, et säilitada rohumaadele iseloomulik selgrootute fauna (Jauregui *et al.*, 2007).

### **3.1.3 Erinevad kariloomad**

Mõju sihktiivalistele võib erineda sõltuvalt sellest, mis loomi rohumaal karjatatakse. Batáry jt (2007) leidsid, et veistega karjatamise intensiivsus mõjutab sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust pigem kaudselt, peamiselt erinevuste tõttu taimestiku kõrguses. Madalast karjatamiskoormusest tulenevalt taimestikus tekkinud struktuurimuudatustest saavad kasu vähese liikuvusega sihktiivalised (Jerrentrup *et al.*, 2014).

Lammastega karjatamisel on samuti sihktiivalistele sobivaim pigem madal karjatamiskoormus (Schoier & Dumont, 2011). Püsivalt lammastega karjatatud alade taimestik muutub homogeensemaks ja see vähendab ka sihktiivaliste üldist arvukust (Fonderflick *et al.*, 2014). Pikalt lambaadikute all olevate alade liigiline koosseis vaesustub ning seal jäävad domineerima vähenõudlikud ja tavalised tirtsulised ka mitmeks aastaks pärast karjatamise lõpetamist

(Fabriciusová *et al.*, 2011). Vahelduva karjatamisega, kus lambad pole püsivalt ühel karjamaal, säilib taimeestiku heterogeensus, mis soodustab otseselt sihktiivalisi (Fonderflick *et al.*, 2014).

Jauregui jt (2007) uurisid põhjalikumalt erinevate kitsetõugudega karjatamise mõju sihktiivaliste arvukusele. Eri tõugudega karjatamisel olid tulemused küll sarnased, kuid jõuti järeldusele, et mida intensiivsemalt kitsedega karjatati, seda enam oli karjatatavatel aladel sihktiivalisi. Karjatamise mõju rohutirtsudele oli siiski liigispetsiifiline. See oli minu uurimistöös läbitöötatud artiklitest ainuke, kus leiti karjatamise intensiivsuse ja sihktiivaliste arvukuse vahel positiivne seos.

Tabel 1. Kokkuvõtlik tabel Euroopas läbiviidud uurimustest, kus on uuritud karjatamise mõju sihktiivalistele.

Artikkel	Geograafiline asukoht	Mõju sihktiivalistele (Kas üldjoontes positiivne (+) või negatiivne (-))
Jauregui <i>et al.</i> , 2007	Hispaania	+
		Mida intensiivsemalt karjatati, seda rohkem oli sihktiivalisi. Mõju oli siiski liigispetsiifiline. Madalaimaks karjatamiskoormuseks oli 7 kitse hektari kohta ja kõrgeimaks 15 kitse hektaril.
Kati <i>et al.</i> , 2012	Kreeka	+/-
		Kõige liigirikkamad olid need paigad, kus karjatati harva, selline karjatamine mõjus sihktiivaliste arvukust soodustavalt ja lõi neile sobivaid mikroelupaiku. Liigse karjatamise tõttu kaovad sobivad mikrokliimaatilised tingimused ja varjevõimalused röövloomade eest.
Fonderflick <i>et al.</i> , 2014	Prantsusmaa	+/-
		Varem karjatatud aladel oli sihktiivaliste arvukus märkimisväärselt kõrgem kui karjatamata jäetud aladel. Karjatamine on tähtis sihktiivalistele sobivate elupaikade avatuna püsimisel.
Sochier & Dumont, 2011	Prantsusmaa	+/-
		Hiline karjatamine soodustas sihktiivaliste arvukust. Karjatamise intensiivsuse vähendamine oli positiivse mõjuga.
Jerrentrup <i>et al.</i> , 2014	Saksamaa	+/-
		Madala ja ka väga madala karjatamiskoormusega proovialadel kasvas sihktiivaliste arvukus rohkem kui mõõdukal karjatamisel. Kõige paremini sobis sihktiivalistele madal karjatamiskoormus. Kõrge karjatamiskoormus vähendas sihktiivaliste arvukust.
Chisté <i>et al.</i> , 2016	Saksamaa	+/-
		Karjatamisest kasu saavaid sihktiivaliste liike oli sarnasel hulgal kui kannatajaid.
Fartmann <i>et al.</i> , 2012	Saksamaa	+
		Traditsiooniline lammaste ja kitsedega karjatamine lõi sihktiivalistele soodsad tingimused, tekitades madalama taimestikuga laike ja takistades liigse kulu kogunemist.
Weiss <i>et al.</i> , 2012	Saksamaa	+
		Ekstensiivselt karjatatavatel aladel oli sihktiivaliste arvukus ja liigirikkus kõrgem kui karjatamata niitudel. Karjatamine soosis suuremat osa sihktiivaliste liikidest ja lõi neile mitmesuguseid mikroelupaiku.
Fabriciusová <i>et al.</i> , 2011	Slovakkia	+/-
		Lühiajaliselt karjatavad alad olid liigirikkamad kui püsivalt karjatavad (kuni 400 lammast hektari kohta). Intensiivsel karjatamisel oli halb mõju.
Rada <i>et al.</i> , 2014	Tšehhi	+
		Karjatamisel oli liigispetsiifiline mõju, kuid suuremat osa sihktiivaliste liike selline majandamisviis pigem soosis. Pärast karjatamist oli proovialadel sihktiivalistel maksimaalne arvukus.
Bonari <i>et al.</i> , 2017	Tšehhi	0
		Mägistel rohumaadel karjatamine (lühiajaliselt suve lõpus) ei avaldanud sihktiivaliste arvukusele ja mitmekesisusele olulist mõju.
Torma <i>et al.</i> , 2018	Ungari	+
		Karjatamine (<0,5 veist hektaril) mõjus pigem hästi.
Batáry <i>et al.</i> , 2007	Ungari	+
		Karjatatavatel aladel oli suur osatähtsus sihktiivaliste liigilise mitmekesisuse säilitamisel.

## 3.2 Niitmine

Niitmise mõju avaldub tugevalt juba ühe niitmiskorraga, sest selle majandamisviisi käigus muutuvad olud rohumaal järsku ja tervel niidetud alal korraga (Braschler *et al.*, 2009). Niitmise puhul on oluline ka selle sagedus, st mitu korda aastas niitmine aset leiab. Sihktiivaliste erinevast ökoloogiast tulenevalt võib niitmise mõju neile olla liigiti varieeruv (Chisté *et al.*, 2016). Koondülevaade uurimustest, kus on hinnatud niitmise mõju sihktiivalistele, on nähtav tabelis 2 (lk 14).

### 3.2.1 Niitmise sagedus ja üldine mõju

Niitmise negatiivne mõju sihktiivalistele väljendub peamiselt otseses isendite suremuses niitmise ajal, taimestiku ehk toidupoolise järsus vähenemises, varjepaikade kao tõttu suurenevas kiskluses ja sobiva mikrokliima kadumises (Braschler *et al.*, 2009; Chisté *et al.*, 2016). Niitmise käigus eemaldatakse rohumaadelt lühikese aja jooksul suur osa taimede biomassist ja iga niitmiskorraga sureb suur osa sihktiivaliste populatsioonist (Weiss *et al.*, 2012).

Sihktiivaliste arvukuse vähenemise üks põhjusi niidetud aladel on ka putukate väljaränne sobivasse elupaika (Braschler *et al.*, 2009). Seetõttu on värskest niidetud alade sihktiivaliste mitmekesisus ja arvukus eriti madal (Rada *et al.*, 2014; Kurtogullari *et al.*, 2019), kuid aja möödudes see siiski taastub (Rada *et al.*, 2014). Sihktiivaliste arvukust mõjutab ka otseselt see, mis saab heinast pärast niitmist edasi. Heinateol jäetakse üldiselt niidetud osa põllule kuivama ning sihktiivalistel on aega sealt mõnda sobivamasse kohta kolida. Silo tegemisel ümberkolimise võimalust pole ja ilmselt on suremus selle käigus oluliselt suurem (Weiss *et al.*, 2012).

Enamik liike eelistavad madala niitmissagedusega rohumaid (Chisté *et al.*, 2016). Madala sagedusega niitmine mõjub soodsalt sirtsulistele, kes toituvad lisaks taimedele ka samblast ja vetikatest (Chisté *et al.*, 2016). Suurimat ohtu sihktiivalistele kujutab tihe niitmine, mis toimub näiteks parkides ja intensiivse heinootmisega põldudel (Braschler *et al.*, 2009). Sage niitmine vähendab oluliselt sihktiivaliste arvukust (Chisté *et al.*, 2016). Nii liigirikkus kui ka arvukus küll kasvavad aja jooksul pärast niitmiskorda (Chisté *et al.*, 2016), kuid kui niitmine leiab aset juba kolmel korral hooaja jooksul, mõjutades kindlasti nii noorjärke kui valmikuid, jääb taastumisaeg neile lühikeseks (Weiss *et al.*, 2012). Sihktiivaliste populatsioonide taastumine sõltub muidugi

suuresti ikkagi sellest kui suurel alal niitmine toimub ja millised kooslused ümbritsevad niidetavat ala.

### 3.2.2 Mõju spetsiifilisus

Niitmise mõju sihktiivalistele on liigispetsiifiline (Chisté *et al.*, 2016). Suurele osale sihktiivaliste liikidest on niidetud alad elupaigana ebasobivad, seda eriti just ritsikaliste jaoks (Braschler *et al.*, 2009). Kui tirtsuliste arvukus võib taimestikku piirates isegi kasvada, siis ritsikaliste arvukus pigem väheneb (Walcher *et al.*, 2017). Ritsikalised on üldiselt suuremate kehamõõtmega kui tirtsulised ja seega paistavad niidetud alal kergemini kiskjatele välja (Braschler *et al.*, 2009). Kui niidetakse korraka suur ala, võivad kõrgema taimestiku varju vajavad ritsikaliste liigid antud alalt lokaalselt välja surra (Braschler *et al.*, 2009). Niitmise kahjuliku mõju suurte kehamõõtmega sihktiivalistele on välja toonud ka Torma jt (2018), kui leidsid, et sihktiivaliste keskmine kehapiikkus on niidetud aladel väiksem kui karjatatud aladel.

Niitmise ajastamisest sõltub seega palju. Varajase niitmise tõttu võib hukkuda suur osa noorjarkudest ning eriti kannatavad vähemmobiilsed nümfid (Chisté *et al.*, 2016). Samas kesksuvine niitmine, mis toimub valmikute arvukuse kõrghetkel, häirib sihktiivaliste sigimist (Chisté *et al.*, 2016). Fabriciusová jt. (2011) leidsid oma uurimuse käigus, et juulis ja augustis toimunud niitmine vähendas sihktiivaliste arvukust ~43% võrra ja liigirikkust ~21% võrra.

Tabel 2. Kokkuvõtlik tabel Euroopas läbiviidud uurimustest, kus on uuritud niitmise mõju sihktiivalistele.

Artikkel	Geograafiline asukoht	Mõju sihktiivalistele (Kas üldjoontes positiivne (+) või negatiivne (-))	
Walcher <i>et al.</i> , 2017	Austria/Šveits	0	Majandatavatel (aastas korra niidetud) ja mahajäetud rohumaadel oli sihktiivaliste liigirikkus oli sarnane, kuid liigiline koosseis erinev.
Marini <i>et al.</i> , 2009	Itaalia	+	Mida rohkem aastaid möödus viimasest niitmisest, seda vähemaks jäi sihktiivaliste liike. Kõige rohkem sihktiivalisi oli aladel, mida niideti igal aastal korra (uurimuses kõige intensiivsemalt majandatud alad).
Kati <i>et al.</i> , 2012	Kreeka	+/-	Kõige liigirikkamad olid 1-2 korda aastas niidetavad rohumaad. Tihemini niites liigirikkus väheneb.
Chisté <i>et al.</i> , 2016	Saksamaa	+/-	Kõrge niitmissagedusega (3-4 korda aastas) vähenes kogu liigirikkus ja arvukus. Sel oli soosiv mõju vaid üksikutele liikidele. Harv niitmine (1-2 korda aastas) aitas säilitada sihktiivaliste liigilist mitmekesisust.
Hudewens <i>et al.</i> , 2012	Saksamaa	+	Kõrgeim sihktiivaliste arvukus oli intensiivselt majandatud rohumaadel, kus niideti 2 korda aastas. Seal oli sihktiivalisi ruutmeetri kohta kaks korda rohkem kui nõrgalt majandatud aladel (kord aastas hiline niitmine ilma väetamiseta).
Weiss <i>et al.</i> , 2012	Saksamaa	-	Intensiivse niitmisega (3 korda aastas) vähenes sihktiivaliste arvukus ja liigiline mitmekesisus.
Fabriciusová <i>et al.</i> , 2011	Slovakkia	-	Juulis või augustis niitmine (kord aastas) vähendas sihktiivaliste arvukust ligi 43% ja liikide arv vähenes 21% võrra. Niidetavad alad sobisid elupaigaks tavalisematele tirtsuliste liikidele.
Braschler <i>et al.</i> , 2009	Šveits	-	Kord aastas niitmine vähendas lühiajaliselt enamus sihktiivaliste arvukust. Suurte alade korraga niitmine võib põhjustada ka osade sihktiivaliste liikide (eriti tundlikud siinkohal ritsikalised) lokaalset väljasuremist.
Kurtogullari <i>et al.</i> , 2019	Šveits	+/-	Niitmisel on oluline roll sihktiivaliste elupaikade ehk rohumaade püsima jäämisel. Niideti kord aastas ja leiti, et niitmise lühiajaline mõju sihktiivalistele oli pigem nende arvukust pärssiv.
Rada <i>et al.</i> , 2014	Tšehhi	-	Niideti osade kaupa ja uuriti lühiajalist mõju. Niitmine vähendas lühiajaliselt sihktiivaliste arvukust, st paljud isendid hukkusid niitmise ajal.
Bonari <i>et al.</i> , 2017	Tšehhi	0	Mägistel rohumaadel aastas korra niitmine ei avaldanud sihktiivaliste arvukusele ja mitmekesisusele olulist mõju.
Torma <i>et al.</i> , 2018	Ungari	+/-	Aastas korra (kesksuvel) niitmine vähendas küll märgatavalt sihktiivaliste arvukust, kuid mitte liigirikkust.

## 4. Alternatiivsed elupaigad

Poolooduslike rohumaadena säilinud karjamaad ja niidud on üldtuntud traditsioonilisteks elupaikadeks sihktiivalistele, kuid põllumajanduse intensiivistumise tõttu on selliste rohumaade pindala tugevas languses (Torma & Bozsó, 2016). Samas on teistsuguseid inimõjulisi elupaiku järjest rohkem ja nende roll sihktiivaliste mitmekesisuse toetamisel aina kasvab. Sihktiivalistele alternatiivete elupaikade kohta kirjandust otsides leidis artikleid nii raiesmike, kaevanduste, tee- ja kraaviservade ning mitmete muude inimtekkeliste alade kohta.

### 4.1 Raiesmikud

Raiesmikud on sihktiivalistele üldjuhul lühiajalised elupaigad. Mõne aasta vältel pärast raie toimumist pakuvad nad sobilikke elupaiku väga erineva ökoloogiaga ja elupaiganõuetega sihktiivalistele. Lageraie tagajärjel muutub endine kooslus pea täielikult, sest puude eemaldamisel tekib päikesekiirgusele avatud vähese taimestikuga maastik. Raskete metsaveomasinate tõttu on endise metsakoosluse alustaimestik enamasti suures osas hävinud ja leidub rohkelt paljast maapinda, mis loob paljudele tirtsuliste liikidele sobivad mikroklimaatilised tingimused. Aastate jooksul taimestik taastub ja raiesmiku asustavad ritsikalised, kes on üldiselt varjulisema eluviisiga. Theuerkauf ja Rouys (2006) leidsid, et metsalagendikud on soodsa mikrokliima tõttu head elupaigad termofiilsetele sihktiivaliste liikidele ja seetõttu võib metsadel olla oluline roll Euroopa sihktiivaliste säilimisel.

Bieringer jt (2013) võrdlesid sihktiivaliste liigirikkust rohumaal, männiistanduses ja nende vahele jääval raielangil. Uuritav piiriala oli 580 meetri pikkune ja kogu pikkuses jäi rohumaal ja istanduse vahele üks ulatuslik lageraielank. Kolmest biotoobist oli sihktiivaliste liigirikkus suurim raielangil, kus oli ka enim generaliste, ja väikseim männiistanduses. Seega oli raielangil enam sihktiivaliste liike kui nende tüüpelupaigas rohumaal. Autorid järeldasid, et metsaservad ja muud lineaarsed antropogeense päritoluga maastikuelemendid on sihktiivalistele väärtuslike elupaikade kõrval ilmselt ka olulised levikukoridorid.

Seoseid raielankide vanuse ja sealsete sihktiivaliste liigilise koosseisu vahel on uurinud põhjalikumalt Sliacka jt (2013). Uurimisalaks olid Lääne-Karpaatide pöõgi enamusega laialehised

metsad. Raiesmikud jaotati kolme vanusekategoriasse: esimese aasta raiesmikud, teise aasta raiesmikud ja vanemad raiesmikud (3-7 aastat raie). Sihktiivaliste arvukuses ja liigirikkuses erineva vanusekategoriaga raiesmikel leiti märkimisväärsed erinevusi. Kokku leidsid Sliacka jt (2013) Lääne-Karpaatide raiesmikelt 27 sihktiivaliste liiki (12 ritsikalist ja 15 tirtsulist). Esimese aasta raiealadelt leiti 16 liiki ja arvukamad olid tirtsulised. Teise aasta raiesmike sihktiivaliste koosseis oli kõige mitmekesisem. Seal olid esindatud peaaegu kõik uurimuse käigus leitud sihktiivaliste liigid (26/27). Liikide arv kasvaski esimese ja teise aasta vahel (ilmselt liigiti erineva koloniseerimise kiiruse tõttu), aga edaspidi enam mitte. Tirtsulised eelistasid pigem vähese taimestikuga ja laiguti taimestikuvaba maapinda, mis oli iseloomulik esimese aasta langile. Ritsikalisi leidis enam kõrgema taimkattega aladel, kus leidis rohkem põõsaid ja puid. Tüüpilisemad liigid olid raiesmike 1. vanusekategorias läänesirts (*Tetrix undulata*), 2. kategoorias tõlbirts (*Gomphocerippus rufus*) (EST) ja maakilk (*Gryllus campestris*) ning 3. kategooria lankidele olid iseloomulikud harilik sirpritsikas (*Phaneroptera falcata*) (EST), *Pholidoptera aptera*, heinaritsikas (*Decticus verrucivorus*) (EST) ja lühitiib-tirts (*Euthystira brachyptera*) (EST).

Sihktiivaliste levimisvõimest ja -piirangutest uutele raiealadele on vähe teada. Sliacka jt (2013) leidsid, et raiesmikel vaadeldud 27-st sihktiivaliste liigist 18 olid lennudevõimelised. Neist 10 liiki esines esimese aasta, 18 liiki teise aasta ja 17 liiki vanematel raiesmikel. Suurel osal raiesmikel olenemata vanusekategoriasst olid levinud pikatiivalised liigid nagu näiteks kahevärviline rohutirts (*Chorthippus brunneus*) (EST) ja läänesirts (*Tetrix undulata*). Esimese aasta raiesmikel oli kõrge vaid hea lennudevõimega sihktiivaliste arvukus.

## 4.2 Kaevandusalad

Vanad lahtised kaevandused ja karjäärid, mis pole täielikult taimestikuga kattunud, võivad mikroklimaatiliste tingimuste poolest olla sihktiivalistele sobivaks elupaigaks. Artiklites, mis käsitlevad kaevandusi või karjääre sihktiivaliste elupaigana, on üldjuhul keskendunud eelkõige suksessiooni mõju uurimisele sihktiivalistele.

Saksamaal vanades pruunsöekaevandustes leiti suksessiooni mõju erinevatele putukarühmadele uurides 35 liiki sihktiivalisi (Bröring *et al.*, 2004). Erinevalt teistest uuritud putukaseltsidest ei



täheldatud siiski, et aastate möödudes oleks sihktiivaliste koosseis suktsessiooni mõjul märkimisväärselt muutunud.

Tšehhi liiva- ja kruusakarjäärides läbi viidud uuringutel leiti aga tugev seos suktsessiooniastme ja *Orthopteroidea* ülemseltsi liigirikkuse vahel (Heneberg *et al.*, 2016). Karjäärid, kus suktsessioon algas 2-5 aastat tagasi, olid sobivad keskel läbi 19 liigile. Kohtades, kus suktsessioon oli toimunud juba 6-15 aastat, leiti keskmiselt 28 liiki. Kõige mitmekesisem ortopteroide koosseis oli aga välja kujunenud aladel, kus suktsessioon oli toimunud juba 15 või enam aastat, kuid kus tänu vähesele taimestikule oli mikrokliima siiski suhteliselt kserotermiline (kuum ja kuiv). Sellistelt aladelt leiti keskmiselt 37 liiki ortopteroide, nende hulgas mitmeid haruldusi. Kuna välitööd toimusid ainult liiva- ja kruusakarjääride kserotermistel aladel ning teisi samades karjääridel leidunud elupaiku ei inventeeritud, võiks autorite sõnul tegelik elurikkus liiva- ja kruusakarjäärides olla märkimisväärselt suurem kui leitud 43 ortopteroide liiki (Heneberg *et al.*, 2016). Kuna *Orthopteroidea* ülemseltsi kuuluvad peale sihktiivaliste ka prussakalised (*Blattodea*) ja nahktiivalised (*Dermaptera*), ning eraldi infot nende seltside kohta artiklis välja ei toodud, pole täpselt teada sihktiivaliste liikide arv. Sihktiivalisi on Euroopas prussakalistest ja nahktiivalistest siiski oluliselt rohkem ja seega peaksid leitud seosed ka sihktiivaliste puhul eraldi kehtima.

Picaud ja Petit (2001a) uurisid 9 aasta jooksul suktsessioonilisi muutusi Prantsusmaal vanades lahtistes graniidikaevandustes. Kokku leiti 26 liiki sihktiivalisi. Liikide arv uurimisaladel tõusis kuni 3.-5. aastani, mil oli liikide koguarvu kõrghetk, ning seejärel vähenes aeglaselt järgnevate aastate jooksul. Tirtsuliste osakaal oli esimestel suktsessiooniaastatel oluliselt suurem kui ritsikalistel.

Picaud ja Petit (2001b) analüüsisid sihktiivaliste levikukiirusi samades kaevandustes. Nad leidsid, et sihktiivalised liiguvad märksa kiiremini neile ebasobivas keskkonnas. Näiteks harilik rohutirts (*Chorthippus biguttulus*) (EST) ja *Euchorthippus declivus* liikusid madalas taimestikus palju kiiremini, otsides kõrgema taimestikuga kohti, kuid sinitiib-tirts (*Oedipoda caerulescens*) (EST) liikus hoopis kõrgemas taimestikus kiiremini, et leida endale sobivat vähese taimkattega ala. Üldjuhul olid ka vanade kaevandusalade hilisemad koloniseerijad halvema levimisvõimega, nt lühemate tiibadega või lennuvõimetud.

Tuhavälju putukate elupaigana on Tšehhis käsitletud Tropek jt (2016). Seal uuriti kolme tüüpi elupaiku: kuiv lendtuhk, üleni pinnasega kaetud tuhk ja osaliselt kaetud tuhk. *Orthopteroidea* ülemseltsi kuuluvate liikide arv oli suurim üleni pinnasega kaetud tuhaväljadel ja kõige vähem leidis liike katmata lendtuhaväljadel. Kokku leiti liike 22. Täpsemad andmed sihktiivaliste seltsi kohta puudusid ka selles Tšehhi uurimuses.

### 4.3 Kraaviservad ja teeääred

Tihedalt asustatud aladel või intensiivses põllumajandusmaastikus võivad teeservad ja kraavikaldad olla ainsad säilinud poolloodusliku ilmega elupaigad floorale ja faunale. Üldiselt hooldatakse ja niidetakse neid regulaarselt, mis takistab alade kinnikasvamist. Suhteliselt madala taimestikuga lineaarsete aladena võiksid tee- ja kraaviservad (Picaud & Petit, 2007a) ning samamoodi ka raudteetrassid (Penone *et al.*, 2012) olla sihktiivalistele sobilikuks elupaigaks kui ka võimalikuks levimiskoridoriks, ja seetõttu peaks neile rohkem tähelepanu pöörama (Torma & Bozsó, 2016).

Torma jt (2018) käsitlesid põhjalikumalt kraaviservi sihktiivaliste elupaigana. Täpsemalt uurisid nad kraaviservade eri omaduste ja ümbruse mõju sihktiivaliste arvukusele ja liigirikkusele Ungari põllumajandusmaastikus. Kraavikaldal kasvava taimestiku kõrgus ja kraavilähedaste puude rohkus ei mõjutanud märgatavalt liigirikkust, küll aga arvukust. Kõrge taimestiku ja kraavi varjutavate puude olemasolul oli sihktiivaliste ja eriti tirtsuliste arvukus oluliselt madalam. Kraavide isoleeritusel ei leitud sihktiivalistele küll märkimisväärset mõju olevat, kuid välitööde tulemuste põhjal järeldati, et kraavide asustamine sõltub suuresti liigi mobiilsusest ja seega väga paikse eluviisiga sihktiivalised ei pruugi suuta kraavikallastele elujõulisi populatsioone rajada. Uurimuse käigus leiti kokku 30 liiki sihktiivalisi ja järeldati, et kraaviservad on arvestatavale osale sihktiivalistest (ka mitmetele haruldastele liikidele) sobilik aastaringne elupaik.

Teeservi on uuritud mõnevõrra rohkem kui kraavikaldaid. Liiklusmüra ja muude kaasnevate häiringute tõttu võib teeäärne elu olla komplitseeritum kui mujal. Lampe jt (2013) võrdlesid hariliku rohutirtsu (*Chorthippus biguttulus*) (EST) eri päritoluga isaste signaale. Nad leidsid, et isased rohutirtsud tekitavad teeäärtes kõrgema sagedusega helisid kui nende liigikaaslased müravabades kooslustes, arvatavasti selleks, et liiklusmüra seest välja kosta. Kui teeäärsed nümfid

laborisse tuua ja üles kasvatada, tekitavad nad ka siis kõrgemaid helisid. See viitab arengulisele plastilisusele, et kohaneda teeäärse antropogeense müraga.

Teeservad võivad sihktiivalistele olla ka oluliseks talvitumis- ja sigimispaiaks. Schaffers jt (2012) võrdlesid teeservades talvitunud liike suviste vaatlustega. Talvituvate putukate uurimiseks teisaldati paiguti teeäärne pinnas spetsiaalsete puuridega laborisse. Taimestik hoiti elus sügiseni, et kõik talvitunud putukad oleks määratavad. Sihktiivalistel oli kattuvus suviste vaatluste ja talvitujate vahel umbes 50%, mis pole küll nii suur kui mitmetel teistel uuritud putukarühmadel, kuid talvituvate liikide hulk oli siiski märkimisväärne. Munastaadiumis talvitunud sihktiivaliste ilmumine laboripuuridesse näitas, et teeservad on neile olulisteks sigimiskohtadeks.

Raudteeservade sihktiivalisi, täpsemalt ritsiklasi, on uuritud urbaniseerumise kontekstis. Penone jt (2012) loendasid 209 km pikkusel raudteetrassil helide põhjal ritsiklasi ja leidsid, et linnasisestel raudteelõikudel vähenesid nii liigirikkus kui arvukus. Analüüsides kaheksat ritsiklase liiki, selgus, et mobiilsed liigid olid linnastumise suhtes palju tundlikumad kui paikse eluviisiga liigid. Uurimistööst ilmnis ka, et sihktiivalised võivad olla suureskaalalise ümbritseva linnastumise suhtes tundlikumad kui elupaigäärsete faktorite suhtes. Seda ilmselt seetõttu, et suureskaalalise linnamaastikuga kaasneb rohkem saastet, müra ja inimõju. Ritsiklastele mõjus positiivselt see, kui raudtee koridore ümbritsesid taimestikurikkad kooslused. Kokkuvõttes leiti, et raudteeservad pakuvad ritsiklastele sobilikke elupaiku ja võiksid olla sihktiivalistele ka levikukoridorideks, aidates neil läbida ka tiheda inimasustusega linnu.

#### **4.4 Asulad**

Urbaniseerumine üldiselt vähendab sihktiivaliste liigirikkust ja arvukust (Penone *et al.*, 2012, 2013). Asulates leidub siiski mitmekesiseid maastikuelemente, alates parkidest ja lõpetades jäätmaadega, mis vähemalt osale sihktiivalistest on sobivaks elupaigaks.

Urbaniseerumise mõju sihktiivalistele on uuritud konkreetsete linnade näitel. Cherrill (2015) analüüsis sihktiivaliste liigirikkust ja levikut Suur-Londoni piirkonnas ja selle lähialadel (kokku 5600 km<sup>2</sup>). Kokku leiti 20 liiki sihktiivalisi, neist 5 levinumat liiki olid kahevärviline rohutirts (*Chorthippus brunneus*) (EST), lühitiib-rohutirts (*C. parallelus*) (EST), võsaritsikas (*Pholidoptera griseoptera*) (EST), tammeritsikas (*Meconema thalassinum*) (EST) ja *Leptophyes punctatissima*.

Rohealadega võrreldes vähenes liigirikkus tiheda inimasustusega kohtades kuni 50% võrra ja kokkuvõttes jõuti järeldusele, et mida suurem oli piirkonnas linnastumine (nt kõvakattega maapinna osakaal), seda madalam oli sihktiivaliste liigirikkus.

Sarnasele tulemusele, kus kõvakattega pinnase osakaalu suurenedes sihktiivaliste liigirikkus väheneb, jõudsid ka Šveitsi teadlased Melliger jt (2017). Uurimispiirkonnaks olevast Baseli linnkantoni pindalast 71% moodustasid elamurajoonid, kust leiti kokku 19 liiki sihktiivalisi. Avastati, et ümbritsevate ruderaalpaikade pindala suurenedes sihktiivaliste arvukus kasvas, kuid konkreetse ruderaalpaiga sihktiivaliste liigirikkus ei sõltunud selle paiga pindalast. Huvitaval kombel ei mõjutanud sihktiivalisi kuidagi ümbruskonnas parkide ja veekogude osakaalu suurenemine.

Lisaks urbaniseerumise mõju uurimisele, on mõnes töös eraldi vaadeldud ka linnades leiduvaid võimalikke elupaike. Neist enim on kirjutatud jäätmaadest. Strauss ja Biedermann (2006) on uurinud Bremeni ja Berliini linnades asuvate mahajäetud tööstusalade elurikkust. Välitööde käigus leiti Bremenis 11 ja Berliinis 15 liiki sihktiivalisi. Mullastiku ja sihktiivaliste koosseisu vahel seost ei leitud ning kõige rohkem sõltus sihktiivaliste koosseis uuritud alade taimestikust. Taimestikurikkamatel aladel oli sihktiivaliste liigirikkus ja arvukus üldiselt kõrgem.

Jäätmaid üldisemalt on samuti Berliinis uurinud Eckert jt (2017). Välitöödel leiti 21 liiki sihktiivalisi ehk umbkaudu 45% kogu Berliini sihktiivaliste faunast. Jäätmaad, kus oli suksessioon kauem kestnud, olid üldjuhul liigirikamad. Suksessiooni varases etapis olevatel aladel leidis aga rohkem ohustatud liike nagu näiteks *Calliptamus italicus*, tähniktirts (*Myrmeleotettix maculatus*) (EST) ja sinitiiib-tirts (*Oedipoda caerulescens*) (EST). Rohke taimestikuga kaasnes jällegi üldjuhul rohkem sihktiivaliste liike, kuid eelnimetatud ohustatud liigid eelistasid pigem vähese taimestikuga jäätmaid. Uurimuse tulemuste põhjal hinnati jäätmaad sihktiivalistele väärtuslikeks elupaikadeks.

#### **4.5 Külvatud rohuribad**

Intensiivselt majandatavas põllumajandusmaastikus võivad külvatud rohuribad olla putukatele viimseks refuugiumiks. Need võivad olla olulised lätted, kust sihktiivalised võimaluse korral oma levikut ümbruskonnas laiendavad. Rohuribad on seemnetest külvatud looduslike taimedega alad,

mille eesmärk on piirkonna elurikkust säilitada. Külvamiseks mõeldud seemneseegade liigiline koosseis on erinev ja seega võib ka nende mõju sihktiivalistele varieeruda.

Inglismaal on uuritud, kuidas mõjutavad põllumaa serva külvatud 6 m laiused rohuribad ala bioloogilist mitmekesisust (Marshall *et al.*, 2005). Leiti, et sihktiivalistele mõjuvad rohuribad väga positiivselt. Kui põllumaade keskosas üldjuhul sihktiivalisi üldse ei esinenud, siis külvatud rohuribades ja nende läheduses olid arvukus ja liigirikkus oluliselt kõrgemad kui kontrollaladel, kus rohuribad üldse puudusid. Väiksema pindalaga põldudel mõjutas looduslike rohumaataimede külvamine sihktiivaliste liigirikkust enam kui suurtel avatud põllumaadel.

Badenhausser ja Cordeau (2012) uurisid lisaks rohuribade üldistele positiivsetele omadustele, milliseid taimerühmi peaks seemnesegetes sihktiivaliste heaolust lähtudes eelistama. Üldiselt olid nii sihktiivaliste arvukus kui ka liigirikkus rohuribades suuremad kui rohumaal, kusjuures arvukus rohuribades oli keskmiselt lausa kaks korda suurem. Taimerühmadest võrreldi eelkõige kõrrelisi ja liblikõielisi. Selgus, et sihktiivalistele sobisid paremini kõrreliste seemnetest koosnevad segud, kus liblikõielisi polnud. Liblikõieliste osakaalu suurenemisega sihktiivaliste arvukus taimestikust langes. Samas Haaland jt (2011) leidsid, et sihktiivaliste liigirikkus ja arvukus on kõrrelistest ja muudest õistaimedest koosnevates ribades kõrgem kui ainult kõrrelistega rohuribades.

Hiljem on rohuribadena külvatavate seemneseegade uuringutes veel spetsiifilisemaks mindud. Badenhausser jt (2015) uurisid, millistest taimeliikidest peaksid rohuribade külvamiseks mõeldud seemnesegete koosnema, et sihktiivaliste mitmekesisusele võimalikult hästi mõjuda. Katsetati kolme erinevat segu. Esimesest segust moodustas >75% harilik lutsern (*Medicago sativa*) ja ülejäänud seemned pärinesid kas karjamaa-raiheinalt (*Lolium perenne*) või harilikult aruheinalt (*Festuca pratense*). Teises seemnesegetes oli >58% karjamaa-raiheina, ~40% punast aruheina (*Festuca rubra*) ja vahel ka <2% valget ristikut (*Trifolium repens*). Kolmandast segust moodustas 72-100% roog-aruhein (*Festuca arundinacea*). Veel võis seal olla kuni 2% valget ristikut, 10% harilikku keraheina (*Dactylis glomerata*) ja 15% harilikku aruheina. Analüüsides taimeliikide mõju sihktiivalistele, leiti, et peaaegu kõik sihktiivaliste liigid eelistasid punase aruheina kooslusi. Negatiivselt mõjusid sihktiivalistele hariliku keraheina, karjamaa-raiheina ja hariliku lutserni suurem osakaal. Enamik leitud seostest olid siiski liigispetsiifilised, sidudes üksikuid sihktiivaliste ja soontaimede liike. Uuring näitas, et on siiski võimalik luua optimaalseid seemnesegetesid, mis soodustaks sihktiivaliste mitmekesisust ja arvukust.

## 5. Arutelu

### 5.1 Karjatamine ja niitmine

Karjatamise ja niitmise mõju sihktiivalistele on sageli hinnatud ühekordsete uurimuste käigus, kus vaatlusi on kogutud ainult ühel ajahetkel kogu sihktiivaliste hooajast ja tihti kohe pärast rohumaa majandamist. Nii saab uurida vaid majandusviisi lühiajalist mõju sihktiivalistele ja hiljutise suure häiringu tõttu kipub see mõju eriti niitmisel olema pigem negatiivne. Väärtuslikumaid andmeid sisaldavad endas uurimistööd, milles sihktiivaliste arvukust on kaardistatud kogu vegetatsiooniperioodi vältel (Fonderflick *et al.*, 2014). Nii saavad kajastatud kõik liigid olenemata nende erinevast fenoloogiast (selleks peavad muidugi ka loendusmeetodid sobima kõigi sihktiivaliste rühmade kaardistamiseks) ning selgub majandusviisi pikaajaline mõju rohumaa sihktiivalistele. Kui selliseid põhjalikumaid töid oleks rohkem, saaks jätkusuutlike majandamistingimuste määratlemise jaoks täpsemad ja usaldusväärsemad andmed, et säilitada liigirikas sihktiivaliste kooslus ja arvestada kõikide erinevate rohumaa del elavate liikide vajadustega.

Kokkuvõtliku tabeli (tabel 1, lk 11) põhjal kirjeldasid kuus artiklit peamiselt karjatamise positiivset mõju sihktiivalistele (Batáry *et al.*, 2007; Jauregui *et al.*, 2007; Fartmann *et al.*, 2012; Weiss *et al.*, 2012; Rada *et al.*, 2014; Torma *et al.*, 2018). Nii negatiivset kui positiivset mõju karjatamisel töid välja jällegi kuus artiklit (Fabriciusová *et al.*, 2011; Scohier & Dumont, 2011; Kati *et al.*, 2012; Fonderflick *et al.*, 2014; Jerrentrup *et al.*, 2014; Chisté *et al.*, 2016). Karjatamine oli neutraalse mõjuga ühes artiklis (Bonari *et al.*, 2017) ja ükski kolmeteistkümnest läbi töötatud artiklist ei leidnud, et karjatamise mõju sihktiivalistele oleks ühemõtteliselt või peamiselt negatiivne.

Niitmise negatiivset mõju sihktiivalistele rõhutasid kokkuvõtliku tabeli (tabel 2, lk 14) põhjal neli artiklit üheteistkümnest (Braschler *et al.*, 2009; Fabriciusová *et al.*, 2011; Weiss *et al.*, 2012; Rada *et al.*, 2014). Nii negatiivseid kui positiivseid külgi leidsid niitmisel samuti neli artiklit (Kati *et al.*, 2012; Chisté *et al.*, 2016; Torma *et al.*, 2018; Kurtogullari *et al.*, 2019). Niitmise peamiselt positiivset mõju kirjeldasid kaks artiklit (Marini *et al.*, 2009; Hudewens *et al.*, 2012) ja kahes töös ei leitud niitmisel mingit mõju olevat (Walcher *et al.*, 2017; Bonari *et al.*, 2017).

Võib arvata, et peamised erinevused majandamisviisi mõju hinnangutes tulenevad just sellest, et kaasatud olid nii pika- kui lühiajalised uurimused. Euroopas pole majandamisviiside mõju

sihktiivalistele uuritud veel piisavalt palju, et oleks saanud kaasata vaid samalaadse metoodikaga artikleid. Lühiajalist mõju uurinud artiklites rõhutatakse paratamatult pigem negatiivseid külgi, aga majandamisviiside positiivset mõju kirjeldatakse enam pikaajalistes uurimustes. Eks pikas perspektiivis ole iga majandamisviis, mis aitab rohumaid säilitada, sihktiivalistele positiivse mõjuga.

Niitmise metoodikas leidus teisigi erinevusi. Näiteks see, kuidas skaleeriti niitmissagedust, varieerus uurimustes suuresti: kui Marini jt (2009) uurimuses oli kõrgeimaks niitmissageduseks ühel korral aastas niitmine, siis Weiss jt (2012) klassifitseerisid kõrgeima niitmissagedusega aladeks rohumaad, kus niideti lausa kolm korda aastas. See võib seletada, miks Marini jt (2009) leidsid niitmise mõju sihktiivalistele olevat positiivne ja Weiss jt (2012) tõid välja pigem selle majandamisviisi negatiivseid aspekte. Kui enamasti niideti rohumaid uurimustes tavapärasel moel (suurte niitmismasinatega), siis näiteks Braschler jt (2009) kasutasid muruniidukit. Lisaks niideti sellega piisavalt aeglaselt, et sihktiivalised jõuaksid eest ära liikuda ja nende otsene suremus väheneks. Sellised erinevused metoodikas teevad jällegi tööde võrdlemise keeruliseks.

Ka karjatamise metoodika erines artiklites suuresti, sest karjatati mitmesuguste erinevate loomadega ja karjatamiskoormus oli väga varieeruv (viimast võis ka autoritel endil olla raske töösiseselt konkreetselt paika panna). Näiteks Jauregui jt (2007) uurimuses oli kõrgeimaks karjatamiskoormuseks viisteist kitse hektaril, aga Fabriciusová jt (2011) töös oli kõrgeima karjatamiskoormusega aladel hektari kohta kuni nelisada lammast. Ilmselt seetõttu pidasid Jauregui jt (2007) karjatamise mõju sihktiivalistele üdini positiivseks, kuid Fabriciusová jt (2011) said välja tuua ka karjatamise negatiivseid aspekte. Üldiselt on erinevaid kariloomi keeruline ainult karjatamiskoormuse põhjal võrrelda, sest lisaks loomade arvule tuleks kaasata ka nt kehamassi, toitumisviisi ja arvestada mitmesuguste muude eripäradega. Praegune teadmiste seis eri kariloomade mõjust sihktiivalistele, ei võimalda üldistusi teha, sest kindlate kariloomade spetsiifilist mõju sihktiivalistele on liiga vähe uuritud.

Karjatamist peeti niitmisest sagedamini positiivse mõjuga majandamisviisiks sihktiivalistele. Seda ilmselt seetõttu, et karjatamise mõju kooslusele on pikema aja peale jaotunud kui tänapäevane masinatega niitmine, andes elustikule aega kohanemiseks. Niitmisel muutuvad tingimused rohumaal järsult ja sihktiivaliste otsene suremus on niitmistöodel suurem. Seega kui kaardistamine

toimub kohe niitmise järel, eriti peale silotegemist, siis loendatakse sihktiivalisi nende selle hooaja arvukuse miinimumis.

Rohumaa majandamise mõju peeti neutraalseks vaid üksikutes töodes (Walcher *et al.*, 2017; Bonari *et al.*, 2017). Walcher jt (2017) võrdlesid niidetavaid ja vähemalt viisteist aastat majandamata olnud rohumaid ja leidsid, et liikide arv oli võrreldavatel aladel samaväärne. Üheks põhjuseks võib olla see, et sihktiivalisi kaardistati häälte põhjal ja seega ei saadud selles töös kajastada nt ühtki sirtslast, sest sirtslased helisid ei tekita (Albrecht, 1963; Runnel, 2017). Sirtslased oleks ilmselt eelistanud aga just niidetud (madalama taimestikuga ja kuluta) alasid. Samas ei saa välistada, et viieteist aasta jooksul polnudki veel tingimused majandamata rohumaal jõudnud märkimisväärselt muutuda. Bonari jt (2017) ei leidnud karjatamise ja niitmise märkimisväärselt mõju sihktiivalistele ilmselt seetõttu, et nende uuritavatel aladel aasta jooksul niideti korra suve keskel ja teistkordselt tehti hooldustöid suve lõpus karjatamisega. Kaht majandamisviisi omavahel kombineerides on mõju keeruline seostada konkreetselt kas niitmise või karjatamisega. Võiks öelda, et pikas perspektiivis oli sellise majandamise tulemus ikkagi pigem positiivne, kasvõi rohumaa säilimise kohapealt.

## **5.2 Soovitused rohumaaade majandamiseks**

Rohumaaade säilimiseks on karjatamine ja niitmine äärmiselt vajalikud. Nagu eelnevatest peatükkidest selgus, on mõlemat majandamisviisi võimalik väga erinevalt rakendada, kuid nende mõju sihktiivalistele sõltub peamiselt karjatamiskoormusest ja niitmiskõrgusest. Sihktiivaliste jaoks nagu ka putukatele üldiselt on väga oluline taimestiku heterogeensus, et leiduks erineva kõrgusega taimeribasid ja ka hõredamaid kohti (Jerrentrup *et al.*, 2014). Nii sobib majandatav maa elupaigaks nii madalat kui kõrget taimestikku eelistavatele liikidele ja lisaks veel neile, kes saavad kasu mõlemast. Seega on rohumaaade keskkonnasõbraliku majandamise olulisim eesmärk ühetaoliste maamajandusviiside vältimine ja elupaikade heterogeensusu tagamine (Rada *et al.*, 2014; Bonari *et al.*, 2017; Walcher *et al.*, 2017).

Sihktiivalistele mitmekesise taimestiku näol erinevate mikroelupaikade loomiseks on hea viis madala intensiivsusega majandamine, näiteks harv niitmine ja ebaregulaarne karjatamine (Kati *et al.*, 2012; Chisté *et al.*, 2016). Mõnes uurimuses soovitatakse võimalusel karjatamist eelistada



niitmisele ehk karjatamise osakaalu rohumaade majandamises suurendada (Chisté *et al.*, 2016; Kurtogullari *et al.*, 2019). Enam soovitatakse siiski lähtuda traditsioonilisest väheintensiivsest maakasutusest (Fartmann *et al.*, 2012; Bonari *et al.*, 2017; Torma *et al.*, 2018). Bonari jt (2017) järgi peaks järgima traditsioonilisi majandamisvõtteid, tänu millele on ajalooliselt kujunenud bioloogiliselt mitmekesised poollooduslikud rohumaad. Nende uurimuse järgi pole näiteks karjatamine ajalooliselt heinateoks kasutatud rohumaadel sobivaim viis. Selliseid alasid tuleks niita ja traditsioonilisi karjamaid edasi karjatada.

Karjatamise puhul soovitab enamik autoreid ebaregulaarsust. Ekstensiivse karjatamisega säilib ksero- ja termofiilide kõrge arvukus ja on head väljavaated ka haruldasematele liikidele (Fonderflick *et al.*, 2014). Valikuline taimestiku piiramine kariloomade poolt saab toimuda eelkõige suurtel aladel (üle 20 ha), kus potentsiaalset taimede biomassi on rohkem kui kari jõuab karjamaal oldud aja jooksul ära süüa (Fonderflick *et al.*, 2014). Muidugi sõltub see ka karja suurusest, kuid olulisem võib olla hoopis see, et kariloomad oleks kindla karjamaa peal ainult lühikest aega ja kindlasti mitte tervet karjatamise hooaega. Kui need tingimused on täidetud, suureneb taimkatvuse mitmekesisus aastate jooksul ka tänu sellele, et loomad eelistavad toituda juba eelmistel aastatel välja kujunenud madalamatel taimelaikudel ja väldivad sarnaselt varasemaga kõrgema taimestikuga kohti (Fonderflick *et al.*, 2014).

Niita soovitatakse osade kaupa. Nii jääks igal niitmiskorral alles kõrgema taimestikuga laike, kuhu rohumaade elustik saaks varjuda (Rada *et al.*, 2014, Bonari *et al.*, 2017 ja Kurtogullari *et al.*, 2019). Mosaiikne niitmine toetab samaaegselt nii taimestikulist kui loomastikulist mitmekesisust (Bonari *et al.*, 2017). Kaláb jt (2020) leidsid, et kui rohumaal jätta 12 meetrise diameetriga ala niitmata, taastub sihktiivaliste populatsioon ümbruses oluliselt kiiremini kui üleni niidetud heinamaadel. Teine võimalus oleks jätta alles kõrgema taimestikuga ribasid (Braschler *et al.*, 2009; Rada *et al.*, 2014). Tihti jäetakse niitmata ribasid piki metsaservi, kuid see pole sihktiivaliste vajadustest lähtudes just kõige efektiivsem moodus ja pigem võiksid need asetseada mõne kõrvaloleva rohumaaservas (Rada *et al.*, 2014). Rohuribade jätmine metsaservadesse on siiski talupidajatele praktilisem ja nende püsival olemasolul, suureneb ka haritava maa-ala elurikkus (Rada *et al.*, 2014).

Rohumaade säilimiseks on vähemalt minimaalne majandamine vajalik. Kui limiteerivaks faktoriks on aeg, ja iga-aastaselt karjatada või niita ei jõua, võib seda teha ka mõne aasta tagant. Lihtsaimaks mooduseks on sel juhul näiteks iga 3-5 aasta tagant niitmine, mis aitab ära hoida puude ja põõsaste

pealekasvu (Marini *et al.*, 2009). Selline harv majandamine aitab säilitada rohumaid ja lisaks vähendab see ka niitmiseiga kaasnevat otsest suremust.

### 5.3 Alternatiivsed elupaigad

Uurimusi maastikuelementide kohta, mis võiks sihktiivalistele pakkuda alternatiivset elupaika oli üsna vähe. Raiesmikke kajastati sihktiivaliste võimaliku elupaigana kolmes artiklis (Theuerkauf & Rouys, 2006; Bieringer *et al.*, 2013; Sliacka *et al.*, 2013) ja vaid Sliacka jt (2013) olid teemat uurinud põhjalikumalt. Paraku võib nende uurimust olla keeruline üks-ühele Eesti majandatava metsamaastikuga seostada, sest sihktiivalisi uuriti pöögimetsades, mida Eestis ei leidu. Erinevates riikides on ka metsanduse intensiivsus erinev, seega vajaks raiesmike teema kindlasti veel täiendavat uurimist.

Kaevandusalasid oli sihktiivaliste perspektiivist uuritud viies artiklis (Picaud & Petit, 2001a, 2001b; Bröring *et al.*, 2004; Heneberg *et al.*, 2016; Tropek *et al.*, 2016). Vaatluse all olid kokku lausa nelja erinevat tüüpi kaevandusalad: graniidi- (Picaud & Petit, 2001a, 2001b) ja pruunsöekaevandused (Bröring *et al.*, 2004), tuhaväljad (Tropek *et al.*, 2016) ning liiva- ja kruusakarjäärid (Heneberg *et al.*, 2016). Eestis on neist esindatud nii tuhaväljad kui ka liiva- ja kruusakarjäärid. Keskenduti peamiselt sellele, kuidas suksessioon mõjutab sihktiivaliste liigilist koosseisu, kuigi oleks võinud uurida näiteks ka liigilist jaotumist kaevandusalal leiduvate maastikukomponentide vahel või võrrelda päikesele avatud nõlvade elustikku varjulistega. Kuna kaevandusalade kohta on kirjutatud vaid üksikuid artikleid, on siin kindlasti veel palju uurida, näiteks Eestis mahajäetud liiva-, kruusa- ja paekivikarjääride kohta.

Lineaarsetest elupaikadest oli vähesel määral uuritud teeääri (Lampe *et al.*, 2013; Schaffers *et al.*, 2012), kraaviservi (Torma *et al.*, 2018) ja ühes artiklis raudteetrasse (Penone *et al.*, 2012). Nendel aladel taimestiku piiramiseks on kahjuks levinud meetodiks mürgitamine, mis ühtlasi mõjub hävitavalt ka sealsele faunale. Sihktiivalistele sobivateks lineaarseteks elupaikadeks ja võimalikeks levikuteedeks võiksid olla veel metsasihid ja liinialused, kuid nende kohta ei õnnestunud ühtegi uurimust leida.

Linnades uuriti eelkõige urbaniseerimise mõju sihktiivalistele (Penone *et al.*, 2013, 2012; Cherrill, 2015; Melliger *et al.*, 2017) ja linnasisestest elupaikadest oli uuritud jäätmaid (Strauss & Biedermann, 2006; Eckert *et al.*, 2017). Artikleid otsides ei leitud ühtegi uurimust, kus oleks sihktiivaliste elupaikadena uuritud näiteks linnades asuvaid parke või rajatud aedu. Need võiksid aga vähemalt varjulise eluviisiga ritsikalistele olla sobivaks elupaigaks.

Külvatud rohuribad täidavad sarnast eesmärki kui niitmata jäetud rohuribad, kuid võimalus valida sobivate taimedega seemneseгу, võib sihktiivaliste arvukusele ja liigirikkusele kaasa aidata. Külvatud rohuribasid oli uuritud neljas artiklis (Marshall *et al.*, 2005; Haaland *et al.*, 2011; Badenhauer & Cordeau, 2012; Badenhauer *et al.*, 2015). Kolmes hilisemas artiklis on välja toodud, millised taimed seemneseгudes on sihktiivaliste poolt eelistatuid. Samas annaks katsetada veel enamate taimeliikidega, sest praegu keskenduti vaid üksikutele kõrrelisteliikidele ja liblikõielistele.

Alternatiivsed elupaigad ei pruugi sihktiivalistele olla püsivalt sobilike tingimustega. Neist raiesmikud on lühiajalised elupaigad, mis sobivad sihktiivalistele kuni noore metsa pealetulekuni (Sliacka *et al.*, 2013). Pikaajalisteks võib pidada kaevandusalasid, kus tingimused muutuvad raiesmikega võrreldes palju aeglasemalt. Püsivateks elupaikadeks, mida järjepidevalt hooldatakse, on kraaviservad, teeääred, raudteetrassid, linnapargid, liinialused ja enamasti ka metsasihid. Keerulisem on klassifitseerida jäätmaid ja külvatud rohuribasid. Jäätmaad pakuvad elupaika senikaua, kuni need uuesti kasutusse võetakse ja rohuribad võivad olla püsivateks elupaikadeks, kui neid iga-aastaselt uuesti külvatakse.

Alternatiivsete elupaikade sobivus sihktiivalistele varieerub rühmiti, sõltudes tugevalt suktsessiooniastmest ja -kiirusest. Sliacka jt (2013) uurisid sihktiivalisi kuni seitsme aasta vanustel raiesmikel ja selles töös täpselt ei selgunud, mis võiks olla raiesmike vanusepiir, mis ajast nad enam sihktiivalistele elupaika ei paku. Hinnanguliselt võiksid raiesmikud sihktiivalistele elupaigaks sobida umbes kümneks aastaks, kindlatele rühmadele aga veelgi lühemaks ajaks. Noortel raiesmikel, kus leidub veel taimestikuvaba pinda, on ülekaalus termofiilsed sirtslased ja tirtslased (Sliacka *et al.*, 2013). Taimkatvuse suurenedes tõuseb ritsikaliste osakaal, kuid kõrge võsa sobib neistki vaid vähestele liikidele (Sliacka *et al.*, 2013). Kaevandusaladel toimub sarnane domineerivate rühmade vahetumine, kuid pikema aja jooksul (Picaud & Petit, 2001a). Püsivates elupaikades võiksid oma niši leida enamik sihktiivaliste sugukondade esindajaid. Sirtslased

võiksid eelistada suurima häiringuga alasid, näiteks teeäärte kõige teepoolsemaid alasid ja raskete masinate poolt lõhutud maapinnaga metsasihte. Tirtslastele sobilikud võiksid olla kõik madalama taimestikuga alad, näiteks teeääred tervikuna ja raudteede lähimbrus. Varjulise eluviisiga ritsiklased eelistavad pigem võsa olemasolu, mida võib leida kõigi püsivate elupaikade lähimbruses.

## Kokkuvõte

Töö eesmärk oli Euroopas tehtud uuringute põhjal anda ülevaade karjatamise ja niitmise mõjust rohumaadel sihktiivaliste liigirikkusele ja arvukusele, jagada soovitusi rohumaade majandamiseks ja kirjeldada võimalikke alternatiivseid elupaiku.

Uurimusi, kus on hinnatud karjatamise ja niitmise mõju sihktiivalistele, on viimastel aastakümnetel üsnagi palju tehtud, kuid tööde metoodika erineb niivõrd, et suuremaid üldistusi on keeruline teha. Nii niitmise kui karjatamise juures leidis positiivseid ja negatiivseid aspekte, viimased olid küll pigem lühiajalised. Pikas perspektiivis on kasulik igasugune majandamine, mis takistab puude ja põõsaste pealekasvu ja aitab rohumaadel säilida.

Karjatamise puhul selgus, et selle lühiajaline negatiivne mõju avaldub sihktiivalistele enamasti alles siis, kui karjatamiskoormus on liiga kõrge või kestab samal alal kogu vegetatsiooniperioodi. Eriti madal oli sihktiivaliste liigirikkus ja arvukus mõlema teguri koosmõjul. Liigirikkad ja kõrge sihktiivaliste arvukusega olid rohumaad, kus leidis erineva kõrgusega taimestikku ja kohati ka paljast maapinda. Selline mitmekesine taimestikuline struktuur tekkis enamasti ebaregulaarsel karjatamisel. Pikaajalise karjatamise puhul oli sihktiivalistele sobivaim madal karjatamiskoormus.

Niitmise lühiajaline mõju sihktiivalistele oli negatiivsem kui karjatamisel, sest sellega kaasnes taimse biomassi järsk vähenemine ja sihktiivaliste otsene suremus. Mõju sõltus ka niitmise ajast, kuid üldjuhul oli sihktiivaliste arvukus ja liigirikkus madalaim aladel, kus niideti mitu korda aastas. Sihktiivaliste säästmiseks soovitatakse niita osade kaupa ja võimalusel jätta hooaja jooksul kõrgema taimestikuga ribasid. Nii säilib rohumaal ka peidulisematele sihktiivalistele kohti, kust taimestiku taastudes uuesti üle rohumaad levida.

Sihktiivaliste alternatiivseid elupaiku on suhteliselt vähe uuritud, kuid leidis siiski üksikuid artikleid raiesmikest, kaevandusaladest, kraaviservadest, teeäärtest, raudteetrassidest, asulatest, jäätmaadest ja külvatud rohuribadest. Kui raielangid on sihktiivalistele suhteliselt lühiajalisteks elupaikadeks, siis ülejäänutel võivad sihktiivalised küllaltki kaua või isegi püsivalt elutseda. Lineaarsed elupaigad nagu kraaviservad, teeääred ja raudteetrassid on sihktiivalistele ka võimalikeks levikukoridorideks.

## Summary

### **The Impact of Grassland Management on Orthoptera. Secondary Habitats**

The aim of this study was to give an overview of the effect that grazing and mowing on grasslands have on the diversity and abundance of orthopterans in Europe, to make recommendations for grassland management and to describe potential secondary habitats.

Quite a number of articles have been published recently, which examine the effects of grazing and mowing on orthopterans. Unfortunately, the methods are so different in the studies broader generalizations are still not fully feasible. Both, grazing and mowing had some positive and negative aspects. The negative ones appeared usually in the short term, but in the long term any management that prevents the growth of trees and shrubs and therefore helps to preserve grasslands is beneficial to orthopterans.

In most cases, grazing had negative effects on orthopterans, when it lasted for the whole season on the same plot or when the grassland was grazed too intensively. The species richness and abundance were particularly low if those two factors were combined. There was greater abundance and diversity of orthopterans on grasslands, which had variable vegetation height and also some bare ground. Such diversity of vegetation structure was mainly caused by irregular grazing. In case of permanent management practices the most beneficial is low-intensity grazing.

The short-term effects of mowing on Orthoptera were more negative, than those of grazing, due to direct mortality and remarkable changes in vegetation structure. The impact also depended on timing, but in general the diversity and abundance were lowest on grasslands, which were mowed several times during the season. For the welfare of orthopterans, the patches of grassland should be mown on different dates and some patches should be left unmown if possible. This way the survival of orthopterans is secured and they could spread again over the grassland as the vegetation recovers.

The secondary habitats of orthopterans have been relatively poorly studied, but a few articles exist about clear-cuts, mining sites, ditch banks, road verges, railways, urban areas, wastelands and sown grass strips. While clearings in the forests are relatively short-term habitats, the others could offer long-term or even permanent habitats for Orthoptera. Linear habitats such as ditch banks, road verges or railways could also be potential corridors for dispersal.

## **Tänuavaldus**

Soovin südamest tänada oma juhendajat Tiit Tederit, kes toetas mind terve tööprotsessi vältel ning kelle asjalikud nõuanded ja soovitused olid töö kirjutamisel väga suureks abiks. Samuti olen tänulik Toomas Tammarule, kes mind sihktiivaliste rajale suunas.

## Kasutatud kirjandus

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

1. Albrecht, Z. (1963) Eesti sihktiivalised: Orthoptera s. Saltatoria. Eesti NSV Teaduste Akadeemia, Tartu.
2. Badenhausser, I., Cordeau, S. (2012) Sown grass strip – A stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159, 105–111.
3. Badenhausser, I., Gross, N., Cordeau, S., Bruneteau, L., Vandier, M. (2015) Enhancing grasshopper (Orthoptera: Acrididae) communities in sown margin strips: the role of plant diversity and identity. *Arthropod-Plant Interactions*, 9, 333–346.
4. Báldi, A., Kisbenedek, T. (1997) Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 66, 121–129.
5. Batáry, P., Orci, K. M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T., Erdős, 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.
6. Bieringer, G., Zulka, K. P., Milasowszky, N., Sauberer, N. (2013) Edge effect of a pine plantation reduces dry grassland invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2269–2283.
7. Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, P., Konvička, O., Uříčář, J., Chytrý, M. (2017) Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 246, 243–252.
8. Braschler, B., Marini, L., Thommen, G. H., Baur, B. (2009) Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecological Entomology*, 34, 321–329.
9. Bröring, U., Mrzljak, J., Niedringhaus, R., Wiegler, G. (2004) Soil zoology I: arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering*, 24, 121–133.



10. 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.
11. Chisté, M. N., Mody, K., Gossner, M. M., Simons, N. K., Köhler, G., Weisser, W. W., Blüthgen, N. (2016) Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere*, 7, e01545.
12. Eckert, S., Möller, M., Buchholz, S. (2017) Grasshopper diversity of urban wastelands is primarily boosted by habitat factors. *Insect Conservation and Diversity*, 10, 248–257.
13. Fabriciusová, V., Kaňuch, P., Krištín, A. (2011) Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians. *Biologia*, 66, 1127–1133.
14. Fartmann, T., Krämer, B., Stelzner, F., Poniatowski, D. (2012) Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators*, 20, 337–344.
15. 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.
16. Haaland, C., Naisbit, R. E., Bersier, L.-F. (2011) Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4, 60–80.
17. 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.
18. Hochkirch, A., Nieto, A., García Criado, M., Cálix, 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. and Tumbrinck, J. (2016) European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
19. Hudewenz, A., Klein, A-M., Scherber, C., Stanke, L., Tschardtke, T., Vogel, A., Weigelt, A., Weisser, W. W., Ebeling, A. (2012) Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation*, 150, 42–52.
  20. Jauregui, B. M., Rosa-Garcia, R., Garcia, U., Wallis de Vries, M. F., Osoro, K., Celaya, R. (2007) Effects of stocking density and breed of goats on vegetation and grasshopper occurrence in heathlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123, 219–224.
  21. 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.
  22. Kaláb, O., Šipoš, J., Kočárek, P. (2020) Leaving uncut refuges during meadow harvesting increases the functional diversity of Orthoptera. *Entomological Science*, 23, 95–104.
  23. 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.
  24. Kurtogullari, Y., Rieder, N. S., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y. (2019) Conservation and restoration of *Nardus* grasslands in the Swiss northern Alps. *Applied Vegetation Science*, 00, 1–13.
  25. Lampe, U., Reinhold, K., Schmoll, T. (2014) How grasshoppers respond to road noise: developmental plasticity and population differentiation in acoustic signalling. *Functional Ecology*, 28, 660–668.
  26. Marini, L., Fontana, P., Battisti, A., Gaston, K. J. (2009) Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 132, 232–236.
  27. Marshall, E. J. P., West, T. M., Kleijn, D. (2005) Impacts of agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113, 36–44.

28. 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.
29. Penone, C., Kerbiriou, C., Julien, J.-F., Julliard, R., Machon, N., Le Viol, I. (2012) Urbanisation effect on Orthoptera: which scale matters? *Insect Conservation and Diversity*, 6, 319–327.
30. 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.
31. Picaud, F., Petit, D. P. (2007a) Primary succession of Orthoptera on mine tailings: role of vegetation. *Annales de la Société entomologique de France*, 43, 69–79.
32. Picaud, F., Petit, D. P. (2007b) Primary succession of Acrididae (Orthoptera): Differences in displacement capacities in early and late colonizers of new habitats. *Acta Oecologica*, 32, 59–66.
33. Rada, S., Mazalová, M., Šipoš, J., Kuras, T. (2014) Impacts of mowing, grazing and edge effect on Orthoptera of submontane grasslands: perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology*, 62, 123–138.
34. Runnel, V. (2017) Eesti sihktiivalised ja nende laulud. *Eesti Loodus*, 8, 12–23.
35. Schaffers, A. P., Raemakers, I. P., Sýkora, K. V. (2012) Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *Journal of Insect Conservation*, 16, 511–522.
36. Schohier, A., Dumont, B. (2012) How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal*, 6, 1129–1138.
37. Sliacka, A., Krištín, A., Nad'ó, L. (2013) Response of Orthoptera to clear-cuts in beech forests. *European Journal of Entomology*, 110, 319–326.
38. Strauss, B., Biedermann, R. (2006) Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecography*, 29, 928–940.
39. 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.

40. Torma, A., Bozsó, M. (2016) Effects of habitat and landscape features on grassland Orthoptera on floodplains in the lower reaches of the Tisza River Basin. *European Journal of Entomology*, 113, 60–69.
41. 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.
42. Torma, A., Császár, P., Bozsó, M., Deák, B., Valkó, O., Kiss, O., Gallé, R. (2019) Species and functional diversity of arthropod assemblages (Araneae, Carabidae, Heteroptera and Orthoptera) in grazed and mown salt grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 273, 70–79.
43. Tropek, R., Cerna, I., Straka, J., Kočárek, P., Malenovsky, I., Tichanek, F., Sebek, P. (2016) In search for a compromise between biodiversity conservation and human health protection in restoration of fly ash deposits: effect of anti-dust treatments on five groups of arthropods. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 13653–13660.
44. Walcher, R., Karrer, J., Sachslehner, L., Bohner, A., Pachinger, B., Brandl, D., Zaller, J. G., Arnberger, A., Frank, T. (2017) Diversity of bumblebees, heteropteran bugs and grasshoppers maintained by both: abandonment and extensive management of mountain meadows in three regions across the Austrian and Swiss Alps. *Landscape Ecology*, 32, 1937–1951.
45. Weiss, N., Zucchi, H., Hochkirch, A. (2013) The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2167–2178.

## **Lihtlitsents**

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Anni Miller,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Rohumaade majandamise mõju sihktiivalistele ja alternatiivsed elupaigad“, 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 3.0, 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

25.05.2020