



Eesti
Teadusagentuur



Eesti Maaülikool
Põllumajandus- ja
keskkonnainstituut



Eesti Maaülikool
Veterinaarmeditsiini ja
loomakasvatuse instituut



Keemilise ja
Bioloogilise Füüsika Instituut
National Institute of Chemical Physics and Biophysics

RITA1/02-10-09 projekti

„Mesilaste hukkumise vähendamise võimalused“

Konsortsium ForBee

Projekti lõpparuanne

2019–2021

Töö autorid: Marika Mänd

Reet Karise

Risto Raimets

Arvo Viltrop

Lea Tummeleht

Anne Kahru

Aljona Lukjanova

Virve Sõber

Tiit Teder

Sisukord

Sisukord	2
Kokkuvõte/Summary	3
1. Sissejuhatus	15
2. Looduslike tolmeldajate arvukust ja liigirikkust mõjutavad tegurid	17
2.1. Maastiku struktuur	17
2.1.1. Uuringu taust, eesmärgid ja metoodika	17
2.1.2. Uuringu tulemustega seotud kirjanduse ülevaade	17
2.1.3. Kokkuvõte	19
2.2. MAK põllumajandusliku keskkonna ja mahepõllumajanduse toetus	20
2.2.1. Uuringu taust	20
2.2.2. Uuringu eesmärgid	20
2.2.3. Metoodika	20
2.2.4. Tulemused	20
2.2.5. Kokkuvõte	21
2.3. Elupaik pesitsus- ja toitumisalana	22
2.3.1. Seire taust ja eesmärgid	22
2.3.2. Seire metoodika	23
2.3.3. Tulemused	23
2.3.4. Kokkuvõte	26
2.4. Korjeressurss Lõuna-Eesti põllumajandusmaastikus	27
2.4.1. Uuringu taust	27
2.4.2. Uuringu eesmärgid	27
2.4.3. Metoodika	27
2.4.4. Tulemused	28
2.5. Toiduressursi seos populatsiooni tervisliku seisundiga	29
3. Millised kimalaste liigid on Eestis enim ohustatud ja miks?	30
4. Meemesilaste (<i>Apis mellifera</i> Linnaeus (Hymenoptera: Apidae)) arvukust mõjutavad tegurid: patogeendid ja parasiidid	34
4.1. Levik ja ülekandeteed: süstemaatiline kirjanduse ülevaade	34
4.1.1. Metoodika	36
4.1.2. Tulemused	36
4.1.3. Kokkuvõte	39
4.2. Patogeenide/parasiitide koormus Eesti mesilates, EPILOBEE uuringu täiendav analüüs	39

4.2.1. Metoodika	40
4.2.2. Tulemused	41
4.2.3. Kokkuvõte	42
4.3. Nosema eoste levik ja püsimine	43
4.3.1. Uuringu taust ja eesmärgid	43
4.3.2. Metoodika	43
4.3.3. Tulemused	43
4.3.4. Kokkuvõte	45
4.4. Insektitsiidi mõju nosemoosiga nakatatud meemesilaste ainevahetuse tasemele ja suremusele ..	45
4.4.1. Uuringu eesmärk ja metoodika	45
4.4.2. Tulemused	45
4.4.3. Kokkuvõte	46
4.5. Viiruste ülekandumine meemesilaste ja looduslike tolmeldajate vahel	46
4.5.1. Uuringu taust ja eesmärgid	46
4.5.2. Materjal ja metoodika	47
4.5.3. Tulemused	47
4.5.4. Kokkuvõte	48
4.6. Eesti mesinduses kasutatavate varroalesta tõrjevahendite efektiivsus	49
4.6.1. Eesmärk ja metoodika	49
4.6.2. Tulemused	49
5. Taimekaitsevahendid ja nende mõjud	49
5.1. Taimekaitsevahendid Eestis ja nende hinnanguline toksilisus mesilastele	50
5.1.1. Toimeaine toksilisus mesilastele	53
5.1.2. Toimeainete toksilisus teistele mesilasliikidele	53
5.1.3. Aastased turustuskogused, staatus TKV registris ja seos toksilisusega	54
5.1.4. Mesilasi puudutav toksilisuse informatsioon TKV infolehtedel	57
5.1.5. Potentsiaalsed madala toksilisusega toimeained	57
5.1.6. Muud saasteained	59
5.1.7. Kokkuvõte	61
5.2. Pestitsiidide akumulatsioon ja mõjud	62
5.3. Pestitsiidijäägid müürimesilase (<i>Osmia bicornis</i> L.) kogunud õietolmus	63
5.3.1. Sissejuhatus	63
5.3.2. Metoodika	64
5.3.3. Tulemused	64

5.3.4. Kokkuvõte	65
5.4. Tau-fluvalinaadi ja tebukonasooli jääkide liikumine mesitarus ning selle mõju mesilasemade arengule.....	66
5.4.1. Eesmärk	66
5.4.2. Metoodika	66
5.4.3. Tulemused	66
5.4.4. Kokkuvõte.....	67
5.5. Neonikotinoidide asendusvõimalus sulfoksafloor: mõjud kimalastele.....	67
5.5.1. Eesmärgid	68
5.5.2. Metoodika	68
5.5.3. Tulemused	68
5.5.4. Kokkuvõte.....	69
6. Kas ja kuidas saab kaitsta ning juurde luua mesilaste elu- ja toitumispaiku selliselt, et nii looduslikel kui ka majandatavatel mesilastel oleks piisavalt head võimalused paljuneda ning meie kliimas paremini vastu pidada?	69
6.1. Soovitused elurikkuse kaitseks.....	69
6.2. Mesilastele vajalik toidubaas	70
6.3. Mesilaste tervisliku seisukorra parendamine.....	70
6.4. Pestitsiidide vähendamine	71
Kasutatud allikad	74
LISAD.....	95
Lisa 1 Looduslike tolmeldajate arvukust ja liigirikkust mõjutavad tegurid	96
Lisa 2 MAK põllumajandusliku keskkonna ja mahepõllumajanduse toetus.....	97
Lisa 3 Elupaik pesitsus- ja toitumisalana	101
Lisa 4 Põldkatsetest kimalastelt ja erakmesilastelt kogutud õietolmuproovide analüüs	106
Lisa 5 Meemesilaste (<i>Apis mellifera</i> Linnaeus (Hymenoptera: Apidae)) arvukust mõjutavad tegurid: patogeenid ja parasiidid	108
Lisa 6 Patogeenide/parasiitide koormus Eesti mesilastes, EPILOBEE uuringu täiendav analüüs.....	115
Lisa 7 Insektitsiidi mõju noseemoosiga nakatatud meemesilaste ainevahetuse tasemele ja suremusele.	118
Lisa 8 Eesti mesinduses kasutatavate varroalesta tõrjevahendite efektiivsus	120
Lisa 9 Taimekaitsevahendite ja saasteainete potentsiaalne kahjulik mõju tolmeldajatele	121
Lisa 10 Tau-fluvalinaadi ja tebukonasooli jääkide liikumine mesitarus ning selle mõju mesilasemade arengule.....	139

Kokkuvõte/Summary

Kokkuvõte

Projekti eesmärgiks oli selgitada tolmeldajate (sh kodus peetavate meemesilaste ning peamiste Eestis looduslikult esinevate mesilase- ja kimalaseliikide) hukkumiseni, arvukuse vähenemiseni ja liigirikkuse langusen viivaid põhjuseid ning välja töötada meetmeteks vajalikud praktilised soovitused tolmeldajate seisukorra parandamiseks.

Tolmeldajate arvukust ja liigirikkust mõjutavad tegurid

Suur osa looduslike tolmeldajate elupaikadest paiknevad põllumajandusest rohkem või vähem mõjutatud maastikes. Tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse languse põhjuste hulka arvatakse nii maastike üheülbastumist põllumajanduse intensiivistumise tõttu kui ka põldudel kasutatavaid agrokemikaale – väetisi ja pestitsiide.

Kirjandusepõhine uuring. Eesmärgiks oli anda ülevaade tolmeldajate liigirikkust ja arvukust mõjutavatest teguritest selliste teadustööde põhjal, mis on läbi viidud Eestiga sarnastes kliimatingimustes.

Põllumajandusmaastikus tagab tolmeldajate, samuti teiste organismirühmade elurikkuse eelkõige püsivate elupaikade olemasolu. Liigirikkaimad tolmeldajakooslused asuvad pool-looduslikel aladel, samuti on olulised ka kõikide muude elupaigatüüpide loodusliku rohttaimestikuga servaalad, nagu näiteks metsade, põldude, kuid ka teede ning kraavide servad. Tolmeldajatele on oluline, et sellistel aladel kasvavad taimekooslused oleks mitmekesised ning pakuksid kogu vegetatsiooniperioodi jooksul õietolmu ja nektarit. Seetõttu on peetud laiemaid, üle 6 meetriseid rohuribasid tolmeldajate seisukohalt tõhusamateks, kuna koos taimestiku mitmekesisuse tõusuga leeveneb servaelustikule ka agrokemikaalide negatiivne mõju. Looduslike tolmeldajate koosluste seisundi säilitamiseks on soovitatud maastikus hoida teatud tasemel pool-looduslike taimekoosluste osakaalu ja sidusust. Paljud tolmeldajad kasutavad maastiku lineaarseid elemente – põlluservi või hekke – liikumiseks sinna, kus kasvab neile sobivaid toidutaimi. Tolmeldajate mitmekesisuse säilimisele nii ajas kui ruumis aitab kaasa põllumaade liigendatus ja keskkonnasäästlik majandamine. Õitsvate kultuurtaimede kasvatamisega saab tolmeldajatele pakkuda lisatoitu. Need nn tugikooslused (õitsevad põllukultuurid, nt punane ristik) ei suuda küll elurikkuse säilitamiseks asendada pool-looduslike kooslusi, kuid on olulised populatsioonide elujõulisuse tagamiseks ning ökosüsteemi funktsioonide säilitamiseks. Elurikkust suurendaks veelgi poollooduslike koosluste majandamisel nende alade osaline niitmata jätmine (aastati erinevas kohas), samuti ka siloks kasvatatava ristikupõllu servaalade õitsema jätmine. Rohumaakoosluste niitmise aja varieerimine (koos niite eemaldamisega) võimaldaks kord ühel, kord teisel taime- või putukaliigil paljunemistsükkel lõpuni viia.

Eesti kimalaste seireandmete analüüs. Euroopa Liidu ühtse põllumajanduspoliitika ja maaeluarengukava (MAK 2014-2020) raames rakendati Eestis kolme erinevat toetust: ühtne pindalatoetus (ÜPT), keskkonnasõbraliku majandamise toetus (KSM) ning mahepõllumajandusliku tootmise toetus (MAHE). MAKi raames seirati, kuidas toetused mõjutasid kimalaste liigirikkust ja arvukust. Antud töö raames analüüsime kimalaste seire nelja aasta andmeid (2016–2019). Kimalasi seirati transektloenduse meetodil Kesk-Eestis ja Lõuna-Eestis põldude servades olevatel rohuribadel. Kummastki piirkonnast valiti 11 (kokku 66) iga toetustüübiga liitunud tootjat. Selgus, et MAHE ja KSM meetmed toetasid kimalaste

arvukust ja liigirikkust oluliselt paremini kui ÜPT, vahe oli märgatavam madalama kimalaste arvukusega Kesk-Eestis. Väga tõenäoliselt on siin tegemist ümbritseva maastiku mõjuga, sest elupaigaomadustelt (inimmõju intensiivsus ja laad) olid seirepaigad sarnased, kuid Lõuna-Eesti maastik on heterogeensem. Heterogeenne maastik loob rikkalikuma toidubaasi, mis väljendus ka põlluservade liigi- ja õiterohkuses.

Kimalaste pesitsus- ja toitumisalad. Kimalaste elupaigad on oma kvaliteedilt nii pesitsus- kui toitumisvõimaluste poolest erinevad. 2020. a suvel viidi 45 alal läbi ulatuslik üle-eestiline uuring, mille käigus hinnati neljas erinevas taimekoosluses: püsielupaikades (metsaserv, põlluserv, pool-looduslik rohumaa) ja atraktiivsel korjealal (punase ristiku põld) kohatud kimalaste liigirikkust ja arvukust ning analüüsiti neid näitajaid seoses ümbritseva maastikuga. Kuigi erinevates püsielupaikades oli kimalaste arvukus erinev, osutusid need kõik siiski olulisteks, sest kimalaste erinevad liigid vajavad erinevaid elupaiku. Oodatult olid looduslikud rohumaad liigirikkamad ning ka kõrgema kimalaste arvukusega. Korjealana on punase ristiku põllud väga olulised – kimalasi loendati seal kaks korda enam kui teistelt aladelt ning seal olid esindatud pea kõik päriskimalased, kuid siin tuleb arvestada monokultuuri õitsemisajaga. Kaitseplaanide tegemisel tuleb arvesse võtta liigiomaseid toitumisalade ulatusi, milleks paljude kimalaseliikide puhul on teadaolevalt maksimaalselt 400 kuni 700 meetrit.

Kimalaste toidubaas. Uuringud Lõuna-Eesti põllumajandusmaastikus näitasid liigirikast õietolmu korjet sõltumata, kas see oli kogutud põllu-, metsa- või viljapuuadaderohkelt alalt. Kõige rohkem kogusid kimalased erinevate liblikõieliste ning roosõieliste taimede õietolmu, ristõieliste (kaasa arvatud taliraps) taimede osakaal jäi 15% juurde. Mõningased erinevused taimede valikus ilmnasid valdavate maakasutusviiside võrdluses. Viljapuuadades eelistasid kimalased liblikõielisi, veidi vähem aga roosõielisi taimi. Huulõielised ja sarikõielised olid enam eelistatud põlduderikkal alal, ning tulikalisi valiti võrdselt nii metsade kui põlduderikastel aladel. Üksikisendite poolt ühe korjelennu käigus kogutud erinevate õietolmude analüüs näitas et, eelistatud korjetaimi oli piisavalt, sest valdavalt piirdui korjelennu kohta ainult ühe kuni kahe taimeliigiga. Toidupuuduse korral oleksid kimalased külastanud palju erinevaid taimi. Kuivõrd karukimalane on laia toiduvalikuga liik, kelle toidutaime eelistused kattuvad paljude teiste kimalaseliikide eelistustega, siis käsitlesime seda liiki mudelobjektina. Saadud tulemuste põhjal oletame, et kevadine (mai lõpp, juuni algus) õite rohkus tagab vähemalt Lõuna-Eesti heterogeenses maastikus paljudele kimalastele arenguks piisava toiduressursi.

Looduslike tolmeldajate ohustatus. Eestis on kokku üle 270 liigi looduslikke mesilasi, sh 29 liiki kimalasi (21 liiki päriskimalasi ja 8 liiki kägukimalasi). Neist on IUCN kriteeriumitele vastavalt ohulähedases seisundis 6%, ohualtis seisundis 12%, väljasuremiseohus 4%, ning kriitilises seisundis on 3% liikidest. Selgus, et vähearvukaiks osutusid järgmised liigid: ristikukimalane (*Bombus distinguendus*), nõmmekimalane (*B. jonellus*), samblakimalane (*B. muscorum*) ja hallkimalane (*B. veteranus*), samuti sametkimalane (*B. confusus*), triipkimalane (*B. cryptarum*), jaanikimalane (*B. humilis*) ja Schrenki kimalane (*B. schrencki*). Kõigi kaheksa liigi ühiseks jooneks on väikesed pered, mis muudab nad kõigile keskkonnariskidele tundlikumaks. Nimetatud liigid on kõikjal oma levilas üpris vähearvukad, va hallkimalane, kelle arvukus levila piires tugevasti varieerub. Piiratuma toiduvaliku tõttu on ohustatumad on ka pikasuiselised liigid. Eesti tolmeldajate asurkondade püsimiseks liigiomaseid vajadusi silmas pidades on selge, et kõik elupaigad ei peagi sobima korraga kõigile liikidele, mis laiemas regioonis olemas on. Seepärast vajame mitmekesiseid maastikke, et tagada palju võimalikke ja erinevaid elupaiku.

Meemesilaste (*Apis mellifera*) arvukust mõjutavad tegurid: patogeendid ja parasiidid

Levik ja ülekandeteed: süstemaatiline kirjanduse ülevaade. Meemesilaste eluviis on taganud patogeenidele suurepärase arengukeskkonna. Mesilasperede kõrge arvukus sobilikus elukeskkonnas ning toitumiskäitumise eripärad soodustavad patogeenide ülekandumist ja pika maa taha levimist. Horisontaalse leviku korral kandub nakkus edasi sama põlvkonna isendite vahel, näiteks perest peresse. Vertikaalse leviku korral nakatab sigiv täiskasvanu järglast, kus patogeen liigub uutesse vastsetesse ja edasi valmikutesse. Mesilasemade kaubanduse või loomuliku sülemlemisega võivad haigused levida ka väga kaugete vahemaade taha. Meemesilaste puhul võib nakatumine aset leida mitme patogeeni korraga. Mesilase haigustekitajaid ja kahjureid on väga pikk nimekiri, kuid olulisemat kahju teevad varroatoosi põhjustav parasiitlest *Varroa destructor*, Ameerika haudmemädaniku esile kutsuv bakter *Paenibacillus larvae* ning noseemoosi (nosemoosi) põhjustavad pisieoselised *Nosema ceranae* ja *N. apis* aga ka mitmed varroalesta poolt siirutatud viirused. Euroopa mesilaid (sh Eestit) on tänasel päeval ohustamas ka uued parasiidid ja kahjurid (näiteks väike tarumardikas, Aasia vapsik jm), kelle levikuteede tundmine ja tõrjekavade olemasolu aitaks olla valmis kahjustuste ennetamiseks.

Perede hukkumiste vältimiseks soovitame hoida mesilasperede arv mesilagrupidis optimaalne, alla 20 perelistes gruppides, sest just suure perede tiheasetuse korral levivad nakkused paremini. Samas mõjutab nakatumist ja haiguse kulgu ka perede tugevus, mis on otseselt seotud keskkonnas oleva korjeressursi hulga. Seetõttu ei olegi võimalik soovitada konkreetset perede arvu pindala kohta. Lisaks aitavad haiguste levikut ennetada mesiniku teadmised, õiged töövõtted ja otsused (hügieen mesilas, töövahendite desinfitseerimine, haigete mesilasperede elimineerimine / mesilasema vahetus jm). Äärmiselt oluline on kavakindel varroalesta tõrjumine, mis võiks olla seotud ka vastavate toetusmeetmetega mesinikele. Ameerika haudmemädaniku riikliku tõrjeprogrammi käivitamine, mille osaks oleks regulaarne seire mesilates ning riiklikult toetatud tõrjemeetmete rakendamine. On kahetsusväärne, et kõige uuemad üle-eestilised andmed patogeenide ja parasiitide levikust pärinevad juba 10. a tagusest ajast.

Patogeenide/parasiitide koormus Eesti mesilates. Üle-euroopalise projekti (EPILOBEE) raames kogutud mesilaste terviseandmete analüüsimisel selgus, et talvise hukkumise riskitegurid joonistuvad välja selgemini kui suvise hukkumise riskid. Talvist suremust mõjutasid oluliselt varroalesta esinemine (leidus kõikides proovides) ja ameerika haudmemädanik, kusjuures mesilaste talvine hukkumine oli kõrgem suure mesilasperede arvuga mesilates. Vastupidiselt levinud arvamusele, et mesilaste elumust toetab ümbritsev looduskeskkond, vähendas mesilate ümbruses olev põllumaade rohkus meemesilaste talvist ja ka suvist suremust. Ilmselt toimub see mõju eelkõige toiduressursi kaudu.

Nosema sp. eoste levik ja püsimine. Viimastel aastakümnetel on, lisaks pisieoselisele *N. apis*, täheldatud teise liigi *N. ceranae* leviku laienemist, mistõttu uurisime noseemoosi tekitavate *N. apis* ja *N. ceranae* levikut Eestis (2017. aastal) ja Lätis (2018. aastal) ning võrdlesime olukorda viis aastat varem tehtud uuringu (EPILOBEE, 2012-2013) tulemustega. Selgus, et kõigist varasemalt noseemoosi kliiniliste sümptomitega mesilagruppidest olid vaid kuni kolmandik haigusest vabaks saanud. Eestis oli kõige levinum liik *N. apis* (43%), sellele järgnes *N. ceranae* (17%) ja mõlemad korraga (seganakkus) esinesid 7% mesilatest. Lätis oli levinuim aga *N. ceranae*, mille esinemise osakaal oli viie aasta jooksul tõusnud 20%-lt 47%-ni. Seganakkus oli aga vähenenud 65%-18%-ni. Vaid *N. apis* nakkust sisaldavate tarude osakaal oli

jäänud suhteliselt muutumatuks (9%-lt tõusis 13%-ni). Saadud tulemustest võib järeldada, et *N. ceranae* on agressiivne liik ja tema levik võib üha laieneda ja tulevikus mesilastele suuri probleeme tekitada. Kindlasti on oluline see, et haigusel puudub selge kliiniline pilt, mistõttu on teda raske tuvastada. Segastel põhjustel hukkunud või kahtlaste perede puhul tuleks kahtlustada nosemoosi ja tellida vastavast laborist analüüs ning positiivse tulemuse korral ettevaatusabinõud tarvitusele võtta.

Nosemoos koosmõjus insektitsiidiga. Nosemoosi toime selgitamiseks mesilastele peame teadma ka haigust mõjutavaid võimalikke stressitegureid ja haigustekitajate koosmõjusid. Selleks uurisime mõlema pisioselise koostoimel tekkiva võimaliku haigusrisi muutumist ja selle muutumist pärast subletaalse insektitsiididoosiga mõjutamist. Eelnevalt *Nosema* eostega nakatatud meemesilastele manustati toidu kaudu dimetooati. Tulemustest selgus, et nosemoos lühendab märgatavalt mesilaste eluiga, eriti märgatav oli see kahe patogeeni koostoimel. Insektitsiid süvendas haiguse raskusastet. Eriti ilmnes see tavaliselt leebema mõjuga *N. apis* puhul. *N. ceranae* poolt põhjustatud nosemoos on mesilasperedele raskemini talutav ning mesinikul on haiguse väliste tunnuste puudumise tõttu selle tuvastamine keerulisem. Pikas perspektiivis võiksid nii riigisisised kui ka üle-euroopalised seireprogrammid hõlmata ka *Nosema* levikut.

Viiruste ülekandumine meemesilaste ja looduslike tolmeldajate vahel. Varroalest on meemesilastel viiruste oluliseks edasikandjaks ja levitajaks. Meie uuringus selgitati esmakordselt õitekaudset viiruste ülekandumist erinevate mesilaseliikide vahel, sarnased nähtused ilmnesid terve Euroopa kontinendi piires. Hinnati ka temperatuuri ja sademete mõju viiruste ülekandele. Uuringuala ulatus Eestist kuni Vahemereni: hinnati deformeerunud tiiva viiruse (DWV), aeglase paralüüsi viiruse (SBPV), AKI-viiruste kompleksi levimust. Levinuimaks viiruseks kogu Euroopas nii erakmesilastel, kimalastel kui ka meemesilastel oli DWV, kuigi erinevalt looduslikest mesilastest nakatab *varroalest* vaid meemesilasi. Hoolimata viiruste leviku suurest piirkondlikust varieeruvusest, ei leitud meemesilaste puhul mingit seost viiruse levimuse ja keskkonnatingimuste (temperatuuri ja sademete) vahel. Meemesilased reguleerivad ise oma taru sisekliimat ja säilitavad suuri toiduvarusid. Toiduvarude olemasolu võib muuta viiruse dünaamika mesitarudes keskkonnatingimustest sõltumatuks. Lisaks võib meemesilaste aktiivne majandamine kaasa aidata viiruste levimusele. Viiruste levimus looduslikes mesilaste hulgas oli seevastu seotud keskkonnatingimustega, eriti olid kuumuse ja põuaga seotud mõjud kõigi uuritud viiruste puhul ühtlased. Ebasobivad tingimused võivad tekitada füsioloogilise ja toitumisalase stressi, mis võivad põhjustada looduslike mesilaste populatsioonide arvu vähenemist ja seega ka viiruse edasikandumise ja levimuse vähenemist. Teisalt mõjutab alatoitumus negatiivselt peremehe immuunsust, tõstes viirustest põhjustatud suremust. Kas ja kuidas keskkonnamuutused ise võivad ka põhjustada muutusi viiruste levimuses ei ole veel selge.

Varroalesta tõrjevahendite efektiivsus. Katses testiti erinevate Eestis kasutuses olevate varroalesta tõrjevahendite efektiivsust ühe mesila näitel. Mesilaspered jagati töötluste järgi gruppideks: Apistan, Bayvarol, Amipol-T, Varroadez, oblikhappega aurutamine ja kontroll. Kuigi lestade arvukus aastate võrdluses erines, oli tulemus aastati samasuunaline – sõltumata lestade algsest hulgast saavutati oblikhappega töötlemisel kordades parem tulemus kui sünteetiliste vahenditega. Uuritud sünteetiliste preparaate madala efektiivsuse üheks arvatavaks põhjuseks võib olla varroalestate resistentsus toimeainete suhtes. Võrdluseks, kogu katse käigus töödeldi mesilasperesid kaheksal järjestikusel aastal

korduvalt oblikhappega, selle efektiivsus säilis ning resistentsuse tekke ilmingud puudusid. Ravimite vähesus (Eestis kasutamiseks on registreeritud vaid toimeained taufluvalinaat ja flumetriin) ja sellest tulenevad varroalesta resistentsusprobleemid, aga ka viirushaiguste ülekanne meemesilaste ja looduslike mesilaste vahel, rõhutavad vajadust mesinike ennetava varroalesta seire ja ravivõimaluste laiendamise järele.

Pestitsiidide letaalsed, subletaalsed, kaudsed ja otsesed mõjud mesilaste tervisele

Pestitsiidide toksilisus mesilastele. Taimekaitsevahendite infolehtedel on olemas info toimeainete keskmise surmava doosi (LD_{50} , minimaalne mürgiannus, mis on surmav pooltele isenditele) kohta mudelorganismidele. See näitaja on olnud aluseks toimeaine kasutusnormide väljatöötamisel. Kui insektitsiidide puhul on mesilaste kohta arvatud LD_{50} doosid enamasti teada, siis herbitsiidide ja fungitsiidide osas on need väärtused väga erineva tasemega ning sageli ka lihtsalt puudu. Viimastel aastatel on mesilastele kõige ohtlikumad toimeained nii Eestis kui kogu Euroopas ära keelatud, kuid see on tekitanud omakorda taimekasvatajatele probleeme, sest võimalikke asendavaid toimeained ei ole registreeritud. Eriti suur puudujääk on insektitsiidide osas. Kuigi Eestis on registreeritud mõningad madala riskitasemega eelkõige bioloogilised taimekaitsevahendid (peamiselt fungitsiidid, üks insektitsiid), ei ole taimekasvatajatel nende vastu suurt huvi, kuna nende kuluefektiivsuses ei olda kindlad Projekti käigus koguti andmeid, missugused võiksid olla võimalikud madala riskiastmega ja Euroopas lubatud pestitsiidid. Leiti, et need on peamiselt ikkagi bioloogilised vahendid, mille tõhusus on paraku madalam kui sünteetilistel ja mis vajavad kindlasti kultuuripõhist efektiivsuse hindamist avamaa tingimuste jaoks. Süsteemsete sünteetiliste toimeainete lubamine tõstaks paraku riske mesilastele.

Pestitsiidide akumulereumine ja mõjud mesilaste tervisele. Mesilased võivad pestitsiididega kokku puutuda nii otseselt korjel olles kui ka kaudselt tarru toodud materjalide kaudu. Väga mürgiste ainete puhul võib ilmned korjemesilaste massilisi hukkumisi. Vähem mürgiste toimeainete puhul tekivad mesilastel mitmesugused tervisehäired, mis võivad, kuid ei pruugi viia perede hukkumiseni. Saasteained pärinevad mitmetest allikatest ning vastavalt mesilaste kokkupuute viisidele kui ka materjalide keemilistele/füüsikalistele omadustele kogunevad erinevatesse materjalidesse. Analüüsid on näidanud, et Eestist kogutud mesindussaadustes on korraga mitmeid erinevaid toimeained erinevates kontsentratsioonides. Pideva kontaktse või toitumiskaudse kokkupuute tõttu võivad need mõjutada nii tarus olevaid valmiku, kui ka vastseid.

Pestitsiidide subletaalsed doosid võivad mõjutada mesilaste individuaalset arengut, pere juurdekasvu kuid ka näiteks meemesilaste vastuvõtlikkust haigustele ja parasiitidele. Lisaks võivad esineda lõhnatundlikkuse langus, orienteerumisvõime kadu, hügieenilise käitumise vähenemine ning toitumisvajaduse vähenemine. Mõjud võivad avalduda ka näiliselt leebemal kujul, toimides organismi füsioloogilisele seisundile nii, et selle tagajärjeks võivad olla isendite või perede hääbumine, nende põhjusi aga tavaliselt ei suudeta tuvastada. Enamasti puutuvad mesilased korraga kokku paljude erinevate pestitsiididega. Sellisel kokkupuutel on mitmene väljund. See võib avalduda ühe ja teise aine mõjude summana (sünergeeruv toime) või hoopis antagonistlikult. Kui insektitsiidide puhul on teada toimeainete mehhanismid, siis fungitsiidide ja ka herbitsiidide korral putukate jaoks toimemehhanisme enamasti ei selgitata. Küll on aga teada, et need mõjutavad näiteks mulla mikroobset koosseisu ja

organismide kehasisest mikrofloorat. Mikrobioomi koosseis mõjutab otseselt toitainete omandamist, kuid kaudselt ka immuunsüsteemi toimimist.

Müürimesilane *Osmia bicornis*: pestitsiidijäägid kogutud õietolmus. Erakmesilased pole ühiselulised liigid, vaid elavad üksikult või seltsingutes. Nende korjeterritoorium on pesilast tavaliselt mõnesaja meetri raadiuses. Meie eesmärgiks oli selgitada, missuguseid pestitsiidijääke võib sattuda müürimesilase kogutud õietolmu ja nektarisse. Paigutasime müürimesilaste pesilad põllumajandusmaastikku rapsipõldude äärde, või sellest 150 ja 300 m kaugusele, määrasime kogutud õietolmu botaanilise kuuluvuse ning määrasime seal leiduvad pestitsiidijäägid. Leidsime, et müürimesilased ei olnud rapsipõllust eriti huvitatud, kuid korjasid metsaservadele ja niitudele omaste tulikaliste ja roosõieliste taimede õietolmu. Siiski leidsime kogutud õietolmust 8 toimeaine jääke. Seitse neist olid fungitsiidid, üks oli insektitsiid tau-fluvalinaat. Kaugus põlluservast ega rapsi osatähtsus korjes ei mõjutanud pestitsiidide hulka. Erakmesilaste kaitseks pestitsiididest tuleneva ohu eest on kõige olulisem vähendada keskkonda jõudvate erinevate toimeainete üldist hulka. Järgida tuleb väga rangelt ka eeskirju puhvertsoonide ja pritsimiseaegse ilmastiku osas, kasutada triivi vähendavat tehnikat. Tuleb luua rohkem võimalusi vähetoksiliste ainete kasutamiseks.

Toimeainete liikumine ühest mesindusmaterjalist teise ja mõju mesilasemade arengule. Uurisime kas ja kuidas liiguvad tau-fluvalinaadi (insektitsiid) ja tebukonasool (fungitsiid) emakupu põhja vahast tervesse emakuppu, mesilasema toitepiima, sellest toituvasse vastsesse ning valmikusse. Tuvastasime, et mõlema toimeaine jäägid liikusid vähesel määral vahast toitepiima, kuid mitte edasi vakladesse ega noortes mesilasemadesse. Samas, kahe aine samaaegne esinemine vahas suurendas tau-fluvalinaadi liikuvust toitepiimast vakladesse, kuid mitte valmikutesse. Mesilasemad olid võimelised katsetingimustes arenema, kuid kahe toimeaine segu korral osa haudmest kõrvaldati ja emakasvatuse edukus langes oluliselt. Järelikult pidid mesilasemade arengu käigus ilmnenud mingisugused kõrvalekalded, mis sundisid töölimesilasi osa hauet eemaldama. Seega tuleks mesilasemade kasvatamisel kasutada kindlasti vaid värsket mesilaste poolt eritatud vaha, sest reeglina on seal leiduvad pestitsiidide kogused väga väikesed või olematud. Vähendamaks pestitsiidijääkide kuhjumist vahasse peaksid mesinikud varroalesta tõrjeks mõeldud sünteetiliste preparaatide asemel kasutama orgaanilisi ühendeid ja teisi mesindustehnilisi võtteid (lesehaudme eemaldamine jm).

Sulfoksafloor kui neonikotinoidide järglane. Mitmes EL liikmesriigis on algatatud otsustusprotsess uue süsteemse toimega insektitsiidi sulfoksafloori kasutusele võtuks asendamaks neonikotinoide, kuid selle suhteliselt uue aine mõjusid on tunduvalt vähem uuritud. Toimeaine toksilisuse hindamiseks viisime läbi katsed nii karukimalase isas-, töölis-, kui emasisendetega vastavalt OECD (2017) juhendile. Sulfoksafloor osutus kontaktse töötluse korral keskmise toksilisusega insektitsiidseks toimeaineks. Sugude võrdluses olid kimalasemad vastupidavamad kui isased. Isaste suurem vastuvõtlikkus pestitsiidile võib tuleneda nende ökoloogilisest rollist (soo jätkamisest), mis on piiritletud teatud kindla ja suhteliselt lühikese ajavahemikuga. Seetõttu ei pruugi neil olla välja arenenud sama head kaitsemehhanismid, kui töölistel või emakimalastel. Praegu pole veel võimalik hinnata, kas antud toimeainet sisaldavaid preparaate on otstarbekas meil kasutusele võtta. Seetõttu on edaspidised uuringud vajalikud kinnitamaks pestitsiidi sulfoksafloori subletaalseid mõjusid tolmeldajatele.

Uuringu tellis ja uuringut rahastas Eesti Teadusagentuur Euroopa Regionaalarengu Fondist toetatava programmi „Valdkondliku teadus- ja arendustegevuse tugevdamine“ (RITA) tegevuse 1 „Strateegilise TA tegevuse toetamine“ kaudu. Uuring valmis Eest Vabariigi Maaeluministeeriumi ja Keskkonnaministeeriumi eesmärkide elluviimiseks. Uuringu täitjateks olid Eesti Maaülikool, Tartu Ülikool ning Keemilise ja bioloogilise füüsika instituut, perioodil 2019 – 2021.

Summary

The aim of this project was to determine the causes that lead to decline in numbers and species richness of bees (including managed honeybees and common species of wild bees in Estonia) and to elaborate practical suggestions for enhancing their conditions.

Factors influencing pollinators' abundance and species richness

Most habitats of wild bees are located in landscapes that have been influenced to different degrees by agriculture. Some of the proposed causes for decline in pollinators' abundance and species richness are considered to be the expansion of monocultures due to intensive agriculture and the use of agrochemicals (fertilisers and pesticides).

Literature review. The aim was to review the factors of decline in pollinator abundance and species richness according to studies, which were conducted in climatic conditions similar to Estonia.

In agricultural landscapes, the most efficient way to preserve biodiversity in pollinators, but also other living organisms, is to provide permanent habitats. The most diversified pollinator communities inhabit semi-natural areas, whereas edge habitats host to natural herbaceous plants, e.g. forest, field, road, and ditch edges, are also important. It is vital for pollinators to have diverse plant populations in these areas, which would provide pollen and nectar throughout the whole vegetation period. Thus, grass strips over 6 m wide are considered more efficient for pollinators because the negative effect of agrochemicals to the edge biota is mitigated with increasing biodiversity. To preserve the condition of wild pollinator communities, it is advised that a certain level of proportion and connectivity in semi-natural plant populations be maintained. Many pollinators use linear elements in landscape, e.g. field edges or hedges, to move to suitable food sources. Both heterogeneous landscapes and environmentally friendly management can help maintain temporal and spatial pollinator diversity. Growing flowering crops provides additional food resources for pollinators. While these so-called supportive crops (e.g. red clover) cannot replace semi-natural areas in preserving biodiversity, they are important in maintaining the viability of populations and ecosystem functions. Leaving semi-natural areas partly uncut (especially if rotated on a yearly basis) would further enhance biodiversity, as would maintaining flowering edges on clover fields grown for silage. Varying the time grassland areas are cut (with removal of cut grass) would allow different species of plants or insects to finish their reproductive cycles.

Effects of agri-environmental funding schemes. In the framework of common European Union agricultural and rural development policy (MAK 2014-2020), three different agri-environmental funding schemes were used in Estonia: single area payment (SAP), environmentally-friendly management (EFM), and support for organic farming. As part of MAK, it was monitored how these subsidies affected the

abundance and species richness of bumblebees. In the given analysis, we used bumblebee-monitoring data during the last four years, 2016-2019. Bumblebees were counted on transects on field-edge grass strips in Central and Southern Estonia. We chose 11 producers from each subsidy group and region (66 in total). The results showed that measures like organic production and EFM supported bumblebee abundance and species richness significantly more than SAP; this was especially the case in Central Estonia, which hosted lower abundances of bumblebees. The latter was most probably due to the effect of the surrounding landscape because habitat quality (the intensity and nature of human impact) between the two regions was similar but the landscape is more heterogeneous in Southern Estonia. A heterogeneous landscape provides a more abundant food resource, which is expressed also in field-edge flower and species richness.

Nesting and feeding areas of bumblebees. The nesting and feeding areas of bumblebees differ from each other in the quality of nesting and feeding opportunities. In the summer of 2020, a survey was conducted across 45 study-sites in Estonia to assess bumblebee abundance and species richness in four different plant communities including both permanent habitats (forest edges, field edges and semi-natural grasslands) and attractive foraging areas (red clover fields). These data were analysed in correlation with the surrounding landscape. Although different permanent habitats showed different bumblebee abundances, all of these habitat types proved significant since different bumblebee species require different habitats. As expected, the natural grasslands had higher numbers of species and higher bumblebee abundances. As foraging sites, red clover fields were highly significant – bumblebees were there twice as numerous compared to other habitat types, with almost all true bumblebee species present. However, the flowering period of such a monoculture remains a limitation. Because many species of bumblebees have a maximum foraging range of 400-700 meters, these species-specific ranges must be taken into account while establishing protection schemes.

Food resource for bumblebees. Studies in Southern Estonian agricultural landscapes showed pollen foraging to be diverse species-wise, regardless of whether foraging areas were dominated by fields, forests or orchards. Most pollen was foraged from different plants belonging to *Fabaceae* and *Rosaceae*, whereas *Brassicaceae* (including winter oilseed rape) constituted roughly 15% of the pollen. Some differences in food plant choice occurred in comparisons between land usage types. In orchards, bumblebees preferred to forage higher proportions of *Fabaceae*, but lower proportions of *Rosaceae*. *Lamiaceae* and *Apiaceae* were more represented in areas dominated by fields; *Ranunculaceae* were equally represented in areas rich in fields and forests. Based on pollen analysis of individual bumblebees on single foraging flights, we saw that there was an abundance of preferred food plants because the pollen mostly consisted of one or two plant species – in the case of food shortage, bumblebees tend to visit many different plants. As the buff-tailed bumblebee (*Bombus terrestris*) is a food generalist whose preferences coincide with those of many other bumblebee species, we chose to use it as a model species. Based on the results, we can assume that flower abundance in Spring (late May to early June) ensures sufficient food resources for the development of many bumblebees, at least in the heterogeneous landscapes of Southern Estonia.

Vulnerability of wild pollinators. There are over 270 species of bees, including 29 species of bumblebees (21 species of true bumblebees and 8 species of cuckoo bumblebees) in Estonia. According to IUCN

criteria, 6% of them are near threatened, 12% vulnerable, 4% endangered and 3% critically endangered. A total of eight species were found to be sparse: *B. distinguendus*, *B. jonellus*, *B. muscorum*, and *B. veteranus*, also *B. confusus*, *B. cryptarum*, *B. humilis* and *B. schrencki*. All of these share the common trait of small colonies that makes them more susceptible to environmental risks. The species in question are also sparse in their range, except for *B. veteranus*, whose abundance varies greatly in its range. Long-tongued species are also more endangered because of limited food resources. In order to maintain Estonian pollinators' populations, it is necessary to consider their species-wise characteristics. Clearly, it is not necessary for all habitats and management modes to support all pollinator species present in a region. Thus, we need diverse landscapes to ensure many different possible habitats.

Factors affecting honeybee (*Apis mellifera*) abundance: pathogens and parasites

Transmission and pathways: literature review. The colonial lifestyle of honeybees, which always includes high individual density, provides an excellent environment for pathogens. The high abundance of bee colonies in appropriate environments and their specific foraging behaviour facilitate pathogen transmission, even over great distances. In the case of horizontal transmission, the pathogens will be transmitted to the individuals in the same generation, e.g. between colonies, whereas in the case of vertical transmission, the reproducing adult will infect its offspring. By trading queen bees or via natural swarming, the diseases can be transferred over great distances.

Several pathogens can infect honeybees at the same time. Honeybee pathogens and pests are numerous, but the most destructive ones are the parasitic mite *Varroa destructor* which causes varroosis, the bacteria *Paenibacillus larvae* which causes American foulbrood, and *Nosema ceranae* and *N. apis* causing nosemosis. In addition to those, there are many viruses spread by the *Varroa* mite.

European apiaries, including Estonian ones, have recently become threatened with new parasites and pests (e.g. the small hive beetle and Asian hornet). Knowing the specific spreading pathways of these parasites and pests and having prepared control programmes will help prevent damages.

In order to avoid loss of bee colonies, we suggest capping the number of bee colonies in one apiary group below 20, since infections spread easiest in high-density apiaries. On the other hand, infection rates are also influenced by the strength of a colony, which is in correlation with the available foraging resources. Thus, it is impossible to suggest a specific number of colonies per hectare. Additionally, specific practices and decisions by the beekeeper (e.g. apiary hygiene, disinfection of tools, eliminating sickly colonies or changing the queen bee) can help prevent the spread of honeybee diseases.

A systematic fight against the *Varroa* mite is crucial and should be tied to national subsidies for beekeepers. Launching a national control programme against the American foulbrood is also highly important and should consist of regular monitoring in apiaries, in addition to nationally subsidised control methods. It is regrettable that the newest data on the spread of pathogens and parasites across Estonia were gathered already 10 years ago.

Risk factors for winter and summer loss in honeybees. In the framework of the European-wide EPILOBEE project, we estimated mortality for each apiary, calculated as the proportion of dead bee colonies among all bee colonies. We investigated relationships with the size of the apiary, presence of the American foulbrood and average number of varroa mites; fields around the apiary, towns and orchards near the apiary; type of beekeeper (hobbyist, part-time or professional), length of beekeeping

experience defined by years of activity and honeybee breed and race. Analysing the data showed that risk factors of winter loss are clearer than factors for summer loss. Winter loss was influenced mostly by the *Varroa* mite (present in all samples) and the American foulbrood, with a higher winter loss observed in apiaries with bigger numbers of bee colonies. Despite it being commonly held that natural environments in the surrounding area support honeybee survival, it was instead the abundance of agricultural land near apiaries that diminished both winter and summer loss of honeybees. This suggests that food resources are an influential factor.

Transmission and persistence of *Nosema* sp. spores. In addition to the previously common microsporidia *N. apis*, the transmission of *N. ceranae* has been observed in the last decades. Hence, we studied the transmission of *N. apis* and *N. ceranae* in Estonia (in 2017) and Latvia (in 2018), and compared the situation with results from a study which was conducted 5 years earlier (EPILOBEE, 2012-2013). The results revealed that only a third of the apiaries with clinical symptoms of nosemosis in the earlier study had been cured in the intervening period. In Estonia, the most widespread species was *N. apis* (43% of apiaries), followed by *N. ceranae* (17%); 7% of infections included both species (co-infection). In Latvia, *N. ceranae* was the most widely spread, having increased from 20% to 47% of studied apiaries. Co-infection had lowered from 65% to 18%, whereas the number of beehives infected only with *N. apis* had remained relatively unchanged (9% to 13%). According to these data, we suggest that *N. ceranae* can spread aggressively and may lead to significant problems for bees in the future. Important to note is that the disease does not have a clear clinical signs, making its diagnosis difficult. Colonies with uncertain causes of death or showing signs of distress should be analysed for nosemosis, and in the case of positive results, necessary precautionary steps should be taken. In the long term, we suggest that monitoring programmes in Estonia and across Europe should also cover the spread of *Nosema*.

Synergy between different *Nosema* spp. and with insecticides. In order to explain the effect of nosemosis on bees, we must also know the possible stress factors, which affect diseases, and their synergies with pathogens. Thus, we studied possible infection risk due to synergy between both *Nosema* spp. and changes of infection rate after a sublethal insecticide dose. Bees, previously infected with *Nosema* spores, were given dimethoate *ad libitum*. The results showed that nosemosis shortened the lifespan of the bees significantly. The effect was especially noticeable in synergy of these two pathogens. The insecticide aggravated the severity of the disease, especially in the case of *N. apis* which usually has a mild effect. Despite this, Nosemosis caused by *N. ceranae* still had a more severe effect on bee colonies, compounded by the lack of external signs of disease.

Virus transmission between honeybees and wild pollinators. We studied the factors of virus transmission in an area extending from Estonia to the Mediterranean sea in the case of the deformed wing virus (DWV), the slow bee paralysis virus (SBPV) and AKI-complex viruses. The results were analysed in the context of temperature and precipitation levels. Although the *Varroa* mite is an important agent in transmitting honeybee viruses, our study determined for the first time that viruses are also transmitted via flowers, even between different bee species – a phenomenon occurring across the European continent. Moreover, we found that DWV is the most common virus in Europe in solitary bees, bumblebees, and honeybees, despite the *Varroa* mite only infecting honeybees. Regardless of wide regional variance in virus distribution, no correlation was found between virus distribution and environmental factors (temperature, precipitation) in honeybees. This is likely due to honeybees self-

regulating the inner climate of the hive and maintaining a voluminous food reserve, which can affect the dynamics of the virus independent from environmental conditions, as can active management of honeybees. Conversely, distribution of the viruses in wild bees was correlated with environmental conditions – especially heat and drought affected all of the viruses in question. While this impact was negligible for DWV and SBPV, the prevalence of the AKI-virus complex decreased with the temperature of the warmest quarter. The impact on viral prevalence of both precipitation in the warmest and driest quarter, and temperature in the driest quarter was hump-shaped – viral prevalence in wild bees was particularly low at both high and low levels of precipitation and temperature, without differences among the viruses. Unfavourable conditions can cause physiological and nutritional stress which can lead to decrease in wild bee populations and, thus, also decrease the transfer and spread of viruses. However, malnutrition affects the immunity of the host negatively, increasing mortality caused by viruses. Overall, the effect of environmental changes on virus transmission is not yet clear.

Efficiency of pesticides in the Varroa mite. We conducted an experiment on the basis of one apiary to test the efficiency of different acaricides used in Estonia. Bee colonies were separated by treatments: Apistan, Bayvaroll, Amipol-T, Varroadez, vaporising oxalic acid, and control group. Although the abundance of mites differed by year, the results showed a similar pattern – treatment with oxalic acid was many times more effective than treatments with synthetic substances. The low efficiency of studied synthetic substances may be due to resistance of the *Varroa* mite to active ingredients. In comparison, the efficiency of oxalic acid remained constant during the whole 8-year experiment and there were no signs of resistance to it. However, treatment with oxalic acid is significantly more labour intensive than with other methods. The lack of registered medications (in Estonia, the only registered active ingredients are tau-fluvalinate and flumethrin) and the resulting resistance issues, but also the transmission of viral diseases between honeybees and wild bees, emphasise the need for preventative monitoring on the *Varroa* mite and an expansion of medicinal treatment opportunities.

Lethal, sublethal, indirect, and direct effects of pesticides on bees' health

Pesticide toxicity in bees. Pesticide product leaflets indicate the median lethal dose (LD_{50} , the minimal dose of toxin lethal to half of the subjects) of the substances on model organisms. This measure has been used as a basis for elaborating active substance usage standards. While the calculated LD_{50} values for bees are generally known in insecticides, this is not the case in herbicides and fungicides, where these values vary greatly and are often simply missing. In recent years, the most toxic substances for bees have been prohibited in Estonia and Europe but that has been problematic for plant growers, since possible substitutes have not been registered. There is a particularly large shortage of insecticides and although some low-risk level, mostly biological plant protection products have been registered in Estonia (mostly fungicides, one insecticide), growers have shown little interest in them. During the project, data were collected on the available pesticides with the lowest risk level that were authorised in Europe. The results show that these are mostly biological substances which, however, have a lower efficiency than synthetic substances. Furthermore, the efficiency of these products needs to be evaluated on specific crops for use in open field conditions. Allowing systemic synthetic pesticides would, unfortunately, increase risks for bees.

Accumulation of pesticides and effects on bee health. Bees can come into contact with pesticides directly while foraging or indirectly by materials brought into the hive. Highly toxic substances might induce mass

losses in foraging bees, whereas less toxic substances cause different health issues in bees that may or may not increase bee mortality in colonies. Contaminants originate from different sources and can, according to the method of exposure and the physical and chemical characteristics of substances, accumulate in different materials. Analyses of products from beekeeping collected in Estonia show that they contain several different active substances simultaneously in varying concentrations. Due to constant topical and oral exposure, these can affect both adults and larvae in the hive.

Sublethal doses of pesticides can affect individual development and colony growth in bees but also, for example, susceptibility to diseases and parasites. In addition, there may be a decrease in sensitivity to odours, loss of orientation, a decrease in hygienic behaviour and a reduction in the need for nutrition. The effects may also be mild, affecting the physiological state of the organism in such a way that, while it still results in the decline of individuals or families, the causes remain undetectable. Moreover, bees are usually exposed to many pesticides at the same time, producing a multidimensional output that may occur as a sum of effects (i.e., synergistically) or antagonistically. While in the case of insecticides, the mechanisms through which active substances affect insects are known, that is not so with fungicides and herbicides. However, we know that fungicides and herbicides affect, for example, the microbial composition of the soil and intracorporeal microflora of different organisms, the latter of which directly influences nutritional intake and has indirect effects on the functioning of the immune system.

Mason bee *Osmia bicornis*: pesticide residues in collected pollen. Solitary bees, such as the mason bee, are not social and live in separate nests or in nest aggregations. Their foraging radius is usually a few hundred meters from the nesting area. Our goal was to determine which pesticide residues can be found in the pollen and nectar collected by mason bees.

We placed mason bee nesting tubes in an agricultural landscape next to oilseed rape fields or at 150 and 300 m distance, determined the botanical composition of the collected pollen and identified the pesticide residues. We found that, instead of focusing on oilseed rape fields, the mason bees collected pollen from *Ranunculaceae* and *Rosaceae*, plants that are characteristic to forest edges and meadows. Still, the collected pollen included residues of eight pesticides: seven fungicides and the insecticide tau-fluvalinate. Tellingly, the distance from the field edge or the amount of oilseed rape in pollen did not affect the amount of pesticides. To protect solitary bees from the toxic effects of pesticides, it is necessary to decrease the general amount of different active substances that enter the environment, to strictly follow regulations concerning buffer zones and weather conditions during spraying and to use machinery that minimizes spray drift. Finally, there is a need to create more opportunities for the use of less toxic substances.

Transmission of substances between beekeeping products and effects on queen bee development. We studied the transmission of tau-fluvalinate (insecticide) and tebuconazole (fungicide) from the wax in the bottom of the queen cell to the whole cell, into the royal jelly, to the larva that feeds from it, and to the adult bee. We discovered that, although residues from both active substances were transferred from the wax into the royal jelly, this happened in small amounts and there was no transmission further to larvae nor young queen bees. However, the presence of two substances in the wax at the same time increased the transmission of tau-fluvalinate from the royal jelly to larvae but not to adults. Queen bees were still able to develop under the experimental conditions, but the presence of two active substances resulted

in the removal of some of the brood and success in queen rearing decreased significantly. Consequently, there must have been deviations in the development of some queen bees that made the worker bees remove some of the brood. Hence, only new wax, freshly secreted by worker bees, should be used in rearing queens because the pesticide residues in it are almost non-existent or not present. To reduce pesticide residue build-up, beekeepers should use organic compounds and specific beekeeping practices (e.g. removing the drone brood) instead of synthetic products in fighting against the *Varroa* mite.

Sulfoxaflor as a successor to neonicotinoids. The process to accept sulfoxaflor (a new, systemic insecticide) as a substitute to neonicotinoids have been initiated in many EU member states but the effects of this relatively new substance are understudied. In order to assess the toxicity of the active substance, we conducted experiments with buff-tailed bumblebee males, workers and queens according to the OECD Guide (2017). Sulfoxaflor was determined to be an insecticidal substance of medium toxicity. Bumblebee females were more resilient than males, which may derive from the males' ecological role (mating) that is confined to a certain and relatively short period of time. Thus, they might not have developed comparable defense mechanisms to workers or queens. Currently, it is not yet possible to assess whether it is appropriate to start using the sulfoxaflor products – further studies are needed to confirm its sublethal effects in pollinators.

The study was commissioned and funded by the Estonian Research Council through Action 1 'Support of strategic R&D activities' of the 'Reinforcement of Sectoral Research and Development Activities' (RITA) programme supported by the European Regional Development Fund. The study was conducted to support the achievement of the goals of the Ministry of Rural Affairs and the Ministry of the Environment. The study was conducted by researchers from Estonian University of Life Sciences, University of Tartu and National Institute of Chemical Physics and Biophysics, in the period 2019 – 2021.

1. Sissejuhatus

Uuringu tellis ja uuringut rahastas Eesti Teadusagentuur Euroopa Regionaalarengu Fondist toetatava programmi „Valdkondliku teadus- ja arendustegevuse tugevdamine“ (RITA) tegevuse 1 „Strateegilise TA tegevuse toetamine“ kaudu.

Uuring valmis Eest Vabariigi Maaeluministeeriumi ja Keskkonnaministeeriumi eesmärkide elluviimiseks.

Projekti üheks eesmärgiks oli selgitada tolmeldajate (sh kodus peetavate meemesilaste ning peamiste Eestis looduslikult esinevate mesilase- ja kimalaseliikide) hukkumise, arvukuse vähenemise ja liigirikkuse languse põhjuseid. Projekti teiseks eesmärgiks oli välja töötada teaduslikel alustel põhinevad praktilised soovitusel meetmeteks, mis võimaldaksid tolmeldajate seisukorda parandada.

Lähteülesande ja uuringupakkumuse kohaselt oli konsortsiumi detailsem ülesanne selgitada:

- 1) millised tegurid mõjutavad Eestis tolmeldajate arvukust ja looduslikku liigirikkust;
- 2) millised on peamised tolmeldajate hukkumise, arvukuse ja liigirikkuse vähenemise põhjused? Tuua välja nii letaalsed kui ka sub-letaalsed, nii otsesed kui ka kaudsed mõjud;
- 3) milline on Eestis esinevate kimalasete jt looduslike tolmeldajate tervise seisund ning kas on põhjust karta looduslike tolmeldajate ja meemesilaste vahel haiguste ja parasiitide mõlemasuunalist ülekandumist;
- 4) millised looduslikud tolmeldajate liigid on Eestis enim ohustatud ja miks;
- 5) millised tegurid ja koosmõjud pärssivad oluliselt tolmeldajate elutegevust;
- 6) kas ja kuidas saab kaitsta ning juurde luua looduslike tolmeldajate (erinevad mesilased, kimalased) elupaiku, et neil oleks piisavalt head võimalused paljuneda ning meie kliimas paremini vastu pidada?
- 7) Milliseid meetmeid tuleks kasutusele võtta, et vähendada hukkamist põhjustavate, liigirikkust ja arvukust vähendavate ning elutegevust pärssivate tegurite mõju.

Projekt viidi läbi kolmes etapis

- 1 **Ettevalmistavad tegevused**, sh kirjanduse läbitöötamine, väli- ja laboriuuringute planeerimine, protokollide väljatöötamine, katsealade valik ja kaardistamine, andmebaaside moodustamine ja tööruhmade komplekteerimine.
- 2 **Uuringute läbiviimine**. Väliuuringud toimusid erinevates Eesti piirkondades, kokku 90 uurimisalal. Laboriuuringud viidi läbi EMÜ laborites.
- 3 **Analüüs ja lõpptulemuste väljatöötamine**. Väli- ja laboritööde tulemused analüüsiti ning võrreldi kirjandusandmetega. Saadud tulemuste alusel koostati soovitusel. Looduslike tolmeldajate säilimiseks esitati vajalikud maastiku heterogeensust ja elupaikade vahelist sidusust suurendavad meetmed. Väheste mosaiiksusega piirkondades soovitati vähendada põllumassiivide pindala ning suurendada nende liigendatust. Lisaks anti ka suunised tolmeldajasõbralikuks majandamiseks. Mesilaste tervisliku seisukorra parandamiseks tuleks hoida mesilasperede arv mesilas kuni 20 peret grupis, et vähendada korjel omavahelisi kontakte võõraste mesilastega ja ka perede omavahelisi vargusi. Haiguste ohjamiseks on vajalik kavakindla varroalesta tõrje kasutuselevõtt, sest see aitab vähendada mesilasperede hukkamist ja samas ka (viirus)haiguste ülekandumist looduslikele mesilastele. Vähendamaks insektitsiidijääkide kuhjumist vahasse soovitati mesinikel varroalesta tõrjeks mõeldud sünteetiliste preparaatide asemel kasutada orgaanilisi ühendeid ja teisi mesindustehnilisi võtteid. Sünteetilistele pestitsiididele tuleks leida bioloogilisi alternatiive ja senisest enam kasutada taimekaitses integreeritud tõrje ja mahepõllumajanduse võtteid.

Projektis osalejad:

Projekti ForBee konsortsiumisse kuulus 4 uurimisrühma 3 institutsioonist: Eesti Maaülikool (EMÜ), Tartu Ülikool (TÜ) ja Keemilise ja Bioloogilise Füüsika Instituut (KBFI). Projekti juhtrolli kandis EMÜ PKI (põllumajandus- ja keskkonnainstituut). KBFI meeskonnal kellel olid olulised kogemused saasteainete keskkonnamõjude ja nende võimaliku ohu hindamisel, määrasid neid riske tolmeldajatel. EMÜ PKI ja VLI (veterinaaria ja loomakasvatuse instituut) meeskonnad uurisid erinevate stressitegurite (pestitsiidid,

toidupuudus, parasiidid) mõjusid erinevate mesilasliikide tervisele. TÜ meeskond korraldas maastikupõhiseid katseid.

Projekt koosnes kuuest paralleelselt toimivast interaktiivsest töopakettist (WP), mille eesmärk oli: luua projektivõrgustik (WP 1); hinnata tolmeldajaid mõjutavate elupaikade ja maastikuga seotud tegurite mõju (WP2); selgitada meemesilaste olulisi veterinaarprobleeme (WP3) ja Eesti tingimustes mesilastele toksilisi ühendeid (WP4); analüüsida erinevate tegurite sünergeetilisi mõjusid tuginedes valdkonnast kogutud andmetele ja arvestades töopakettide 2-4 (WP5) raames saadud teadmisi; ja saadud tulemusi levitada (WP6).

Projekti strateegilise juhtimise oli tellija korraldanud juhtkomisjoni kaudu, kuhu kuulusid tellija ja täitja esindajad. Komisjoni pädevuses oli muu hulgas ka projekti võimalike muudatuste heakskiitmine. Olulisemad projektimuudatused olid seotud uuringugruppide suurendamisega, ning COVID-19-pandeemiast tulenevate asjaoludega. Mõned algselt planeeritud tegevused tehti hoopis paralleelprojektides.

Projekti tulemused tuginevad alaprojektide uuringute tulemustele, rahvusvahelistele uuringutele ja artiklitele. Projekti uuringute ja analüüside tulemused on avaldatud kahes ja avaldamiseks on esitatud veel kaks teadusartiklit ning planeeritud on veel kolme artikli avaldamine.

2. Looduslike tolmeldajate arvukust ja liigirikkust mõjutavad tegurid

2.1. Maastiku struktuur

2.1.1. Uuringu taust, eesmärgid ja metoodika

Uuringu eesmärgiks oli anda ülevaade Eestiga sarnastes kliimatingimustes teostatud uurimustest, kus on käsitletud tolmeldajate liigirikkust ja arvukust mõjutavaid tegureid. Täpsemalt vaata Lisa 1. Ptk 2.1.1.

2.1.2. Uuringu tulemustega seotud kirjanduse ülevaade

Tolmeldajate, samuti teiste organismirühmade elurikkust tagab **eelkõige püsivate elupaikade olemasolu** ning nende keskkonnasõbralik tolmeldajasõbralik majandamine. Intensiivsema maakasutusega aladel tuleb neile tagada nii suvised ja talvised pesitsuskohad kui ka läbi kogu hooaja sobilike toidutaimede esinemine (õitsemiskonveier). Erinevad elupaigad toetavad erineva arvukuse ja liigirikkusega tolmeldajakooslusi eriomaselt. Oluline elupaiga kvaliteeti näitav parameeter on elupaiga püsivus ajas: vaid ajas püsivad elupaigad võimaldavad putukapopulatsioonide säilimist. Liigirikkaimad tolmeldajakooslused asuvad pool-looduslikel ja looduslikel aladel. Tolmeldajatele on olulised loodusliku rohumaataimestikuga servaalad metsade, põldude, kuid ka teede ning kraavide jmt servades, mida suhteliselt tugeva inimõju tõttu tuleb pidada pool-looduslikeks aladeks. Tolmeldajaid toetaval viisil majandatud (vt servakoosluste majandamissoovitusi allpool) servaaladel on tänapäevases põllumajandusmaastikus oluline koht tolmeldajate elurikkuse tagamisel (Wood jt 2015, Lisas 1 toodud

viited). Oluline on märkida, et mitmed põllumajanduses rakendatavad meetmed (nt ristikupõllud või meemesilase korjetaimede kasvatamine) on küll kimalaste korjealadena olulised, kuid püsielupaikadeks neid pidada ei saa, sest meie olulisimad tolmeldajad (looduslikud mesilased, sh kimalased) vajavad edukaks pesitsemiseks ülesharimata maid ning mitmekesisest taimekooslust (õierikast toidubaasi) kogu pesitsusaja vältel.

Servaelementide (vt eelmine lõik) kvaliteet tolmeldajate elupaigana sõltub seal kasvava taimekoosluse struktuurist ja inimhäiringute (nt kündmine, niitmine, karjatamine jm) iseloomust ja intensiivsusest. Metsa- ja kraaviservades olevad rohumaakooslused loovad tolmeldajatele soodsama (varjulisema ja soojema) mikrokliimaatilise keskkonna kui avatud maastikus paiknevad servaalad, sh ka põlluservad (Toivonen jt 2015, Proesmans jt 2019, Sõber jt 2020). Metsaga piirnevais põlluservades on agrokemikaalide mõju elustikule väiksem kui põlluga piirnevatel elupaiga servadel. Tolmeldajatele võivad kvaliteetseks elupaigaks olla ka põldude vahelised rohumaaribad ja teeservad (vt Lisa Exceli faili „FORBEE_Lisa_1Tabel_1). Rohumaaribade ja muude taoliste pool-looduslikule rohumaale iseloomuliku taimekooslusega lineaarsete maastikuelementide puhul toetavad laiemad osad tolmeldajaid paremini, minimaalseks tõhusaks serva laiuseks arvatakse 6 m, mispuhul leeveneb ka agrokemikaalide negatiivne mõju servaelustikule (nt Marshall jt 2006, lisaks on mitmed viited Lisas 1). Oluline on ka elupaigalaigu suurus, sest väiksemasse elupaika mahub vähem putuka- kui ka taimeliike, neis kasvab kiiresti ka konkurents pesapaikadele ja toidutaimedele (Sabatino jt 2010, Vickruck jt 2019). Tolmeldajate seisukohast on oluline, et rohumaaribadel kasvavad taimekooslused oleks mitmekesised ja taimed pakuksid õietolmu ja nektarit kogu vegetatsiooniperioodi jooksul (Schellhorn jt 2015).

Majandamise mitmekesisusel on roll tolmeldajate elurikkuse säilitamisel nii pool-looduslikes kooslustes kui ka tugikooslustes (Herzon ja Helenius 2008). Sobilik elupaik on selline ala, mis on mullaharimisest püsivalt (aastaid) väljas (erandiks traditsioonilised maakasutusvõtted nagu madala intensiivsusega karjatamine ja niitmine). Majandamine peab olema mitmekesine nii ajas kui ka ruumis. Liiga homogeense majandamise äärmuslik näide on pool-loodusliku koosluse lausaline niitmine igal aastal samal ajal. See vaesestab pikapeale väga oluliselt sealset elurikkust, sest annab järjepidevalt eelise vaid teatud fenoloogiaga liikidele. Elurikkust suurendaks aga ala teatud osa niitmata jätmine ja see peaks igal aastal paiknema erinevas kohas (Valtonen jt 2006, Cizek jt 2011). Ka niitmise aega tuleb muuta nii, et see võimaldaks kord ühel, kord teisel taime- või putukaliigil paljunemistsükkel lõpuni viia (Toivonen jt 2015). Biomassi (niite) eemaldamine suurendab taimekoosluse liigirikkust (Jakobsson jt 2018), tagades ka tolmeldajatele oluliste toidutaimede liigilise mitmekesisuse. Agrokemikaalide kasutamine kahjustab looduslikke tolmeldajaid oluliselt, mida on leitud nii pestitsiidide (Hahn jt 2015) kui ka väetiste puhul (Tarmi jt 2009). Nende kandumist servaaladele tuleb vältida, sellele aitab kaasa piisav servalaius (vt eelmine lõik).

Tolmeldajad vajavad sidusat maastikku. Looduslike tolmeldajate koosluste seisundi hoidmiseks ja parandamiseks on lisaks heakvaliteedilistele lokaalsetele elupaigalaikudele oluline hoida maastikus teatud tasemel pool-looduslike ja nendega sarnanevate taimekoosluste osakaalu ja sidusust (Jauker jt 2009, Öckinger jt 2018, Marja jt 2019). Tolmeldajaid on rohkem maastikes, kus pool-looduslikke ja looduslikke alasid on rohkem ja sidusamalt (Steffan-Dewenter ja Westphal 2008). Samuti on leitud, et mida suurem on metsa osakaal põlluserva ümbritsevas maastikus, seda suurem on tolmeldajate

liigirikkus ja arvukus (Haenke jt 2014, Söber jt 2020). Sidususe planeerimisel on oluline arvesse võtta seda, et põllumajandusmaastikus lendavad kimalased pesast enamasti maksimaalselt 450-750 m kaugusele (Darvill jt 2004), erakmesilased maksimaalselt 150-600 m kaugusele (Gathmann ja Tschardt 2002). Hiljutises ülevaateartiklis soovitatakse tolmeldajatele sobilike servaelementide osakaalu maastikus hoida minimaalselt 200-400 m/ha (Martin jt 2019). Oluline on ka silmas pidada, et paljud tolmeldajad enamasti neile toidutaimeks mitesobiva kultuuriga põllule ei lenda, vaid liiguvad piki põlluservi, kui seal kasvab neile sobivaid toidutaimi (Löhmus 2015). On leitud, et isegi kui pesa ja lähima sobiva toidutaimelaigu vaheline kaugus suureneb vaid 150 m võrra, siis lehemesilaste (*Megachile rotundata*) järglaste arv väheneb ja seisund halveneb (Peterson jt 2006). Eelnimetatud kahest asjaolust järeldub, et põllu suurus on oluline tolmeldajate elukeskkonna kvaliteeti määrav faktor. Seega tuleks suuremaid põldusid liigendada ja vajadusel rajada elupaikade vahele ühenduskoridorid, et võimaldada vaba levimist lühema lennuraadiusega liikidele. Samas, kui põllul kasvab kultuur ise vajab tolmeldamist, tuleb põhitolmeldaja liigi eripärasid arvestada – näiteks kuna lutserne tolmeldavad erakmesilased, siis võiks põld olla eelistatavalt pikk ja kitsas või sopiline, et tagada tolmeldajate ühtlane ligipääs kogu taimikule arvestades kultuuri põhitolmeldaja korjelendude pikkust. Oluline on meeles pidada, et tugikooslused ei suuda asendada elurikkuse säilitamisel pool-looduslike ega looduslike kooslusi, kuid on olulised populatsioonide elujõulisuse tagamisel ning ökosüsteemi funktsioonide säilitamisel (Poschlod ja Braun-Reichert 2017, Lindgren jt 2018). Looduslike ja pool-looduslike elupaikade hoidmine ja kaitse peavad olema prioriteetsed.

2.1.3. Kokkuvõte

Kirjandusandmete põhjal koostati kokkuvõtlik ülevaade soovituslikest meetmetest (Põhiteksti 6. Ptk), mida võib rakendada tolmeldajate elurikkuse säilitamiseks ja suurendamiseks Eesti maastikes. Eriti tuleb silmas pidada intensiivse põllumajandusega alasid, kus tolmeldajate elukeskkond kaldub olema halvem. Koostatud soovitused sobivad kõigis Eesti maastikes paiknevate poollooduslike rohumaade ning tugikoosluste majandamiseks tolmeldajaid säästval viisil.

Rakendatud meetmete tõhusus võib olla varieeruv, seda on näidanud mitmed maastiku konteksti arvesse võtvad uurimused ja kinnitanud ka vastavad meta-analüüsid (Batáry jt 2011, Scheper jt 2013). Näiteks degradeerunud maastikes, kus on säilinud vähe pool-looduslike ja looduslike alasid, võib meetmete mõju olla suhteliselt tagasihoidlik, kuna sellises maastikus isegi uute elupaikade rajamisel neid soovitud liikide poolt ei asustata, sest sobivas kauguses puuduvad sobilikud lähtepopulatsioonid. Samas, kui selliseid lähtepopulatsioone on, võib meetmete tulemus ka lihtsustunud maastikus olla küllalt hea. Heterogeensetes maastikes võib aga meetmete mõju jääda suhteliselt vähemärgatavaks, kuna olemasoleva maastikustruktuuri tõttu on elurikkuse suhteliselt hea seisukord olnud tagatud ka meetmeteta, ning nende lisamisel ei saagi palju muutuda (Marja jt 2021). Samas on oluline teada, mida ja kuidas säilitada. Tolmeldajate kaitse edukaks planeerimiseks on vaja head arusaama meetmete sobivusest kohaliku põllumajandusmaastikku.

2.2. MAK põllumajandusliku keskkonna ja mahepõllumajanduse toetus

2.2.1. Uuringu taust

Eestis rakendatakse Eesti maaelu arengukava 2014-2020 (MAK) raames erinevaid tootmistavade toetusi (vt Metoodika), kuid need ei ole tolmeldajate kaitseks otseselt välja töötatud. Ka ei ole uuritud nende tolmeldajatele avalduva mõju sõltuvust maastiku struktuurist. Seda on aga oluline teada, sest tolmeldajate elurikkuse säilimiseks põllumajandusmaastikes võib olla, olenevalt antud maastiku struktuurist, vaja rakendada erinevaid meetmeid.

2.2.2. Uuringu eesmärgid

Eesmärgiks oli analüüsida toetustüüpide ja maastiku struktuuri koosmõju kimalaste elurikkusele Eesti põllumajandusmaastikus kasutades selleks Põllumajandusuuringute Keskuse (PMK) poolt MAK 2014-2020 keskkonna-alaste tegevuste mõju hindamiseks läbi viidud kimalaste seire andmeid aastaist 2016-2019 (täpsemalt seirest ja kasutatud metoodikast: vt viiteid Lisa 2). Lisaks sellele, mil määral võimaldab antud seire andmete struktuur analüüsida maastikustruktuuri mõju kimalaste elurikkusele, oli analüüsi eesmärkideks teha kindlaks: 1) kuidas mõjutavad Eesti maaelu arengukava 2014-2020 (MAK-i) raames rakendatavad põllumajanduslikud toetused kimalaste liigirikkust ja arvukust; 2) kuidas mõjutab metsa osakaal maastikus kimalaste liigirikkust ja arvukust Eesti põllumajandusmaastikus; 3) kas toetusmeetmete mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele oleneb ümbritseva maastiku struktuurist.

2.2.3. Metoodika

Eestis kasutatavad põllumajandusliku tootmise toetustüübid

Euroopa Liidu ühtse põllumajanduspoliitika ja praegu kehtiva maaeluarengukava (MAK 2014-2020) raames rakendatakse praegu Eestis kolme erinevat toetust: ühtne pindalatoetus (ÜPT), keskkonnasõbraliku majandamise toetus (KSM) ning mahepõllumajandusliku tootmise toetus (MAHE).

Kimalaste seire andmed

Antud analüüsis kasutati PMK kimalaste seire andmeid aastatest 2016-2019 (PMK kimalaste seire andmebaas). Kasutasime viimase nelja aasta andmeid, saamaks võimalikult ajakohast ülevaadet Eesti kimalaste seisundist. Kimalasi seirati Kesk-Eestis ja Lõuna-Eestis põldude servades olevatel rohuribadel transektloendusmeetodil. Kummastki piirkonnast valiti iga toetustüübiga liitunud tootjate hulgast 11 põldu, kokku 66 põldu. Täpsem metoodika on esitatud Lisa 2 Ptk 2.2.3. Metoodika.

2.2.4. Tulemused

Seireandmeid analüüsides selgus, et aastatel 2016-2019 erines kimalaste üldine liigirikkus MAK toetustüüpide vahel oluliselt. KSM ja MAHE meetmed toetasid kimalasi oluliselt paremini kui ÜPT (Lisa 2, Ptk 2.2.4. Tulemused, joonis 1). Lisaks täheldati samasuguseid mõjusid ka kimalaste arvukusele (Lisa 2, Ptk 2.2.4. Tulemused, joonis 2). Heterogeensema maastikuga Lõuna-Eestis oli kimalaste liigirikkus mõnevõrra ja arvukus tunduvalt kõrgemad kui homogeensemas Kesk-Eestis. Täpsemalt loendati Kesk-

Eestis keskmiselt 6,9 liiki ja Lõuna-Eestis 9,2 liiki, arvukus oli vastavalt 30,6 ja 89,8 isendit transekti kohta. Kimalaste üldised arvukused ja liigirikkused olid tugevasti seoses õite ohtrusega, mis omakorda erines oluliselt nii toetustüüpide kui ka Kesk- ja Lõuna-Eesti vahel. Populatsiooni kirjeldamisel tuleb arvesse võtta, et osad (eelkõige pikasuiselised) liigid on tundlikumad kui teised. Suurt langust täheldasime inimhõlme ja maakasutuse muutusele tundlikumate (pikasuiseliste) liikide puhul Kesk-Eesti aladel (Lisa 2, Ptk 2.2.4. Tulemused, joonis 3).

Meetmetel (MAK toetustüüpide) oli mõju kimalaste arvukusele ja liigirikkusele, kuid selles uuringus me ei tuvastanud maastiku struktuuri näitajaks oleva metsa osakaalu (mida suurem on metsa osakaal põllu ümber, seda soodsamaks võib maastikku looduslike mesilaste jaoks pidada, vt Lisa 2 Ptk 2.2.3. Metoodika) otsest olulist mõju. Kaudsel viisil viitavad aga tulemused (nt suhteliselt kõrge arvukus ja liigirikkus mitmekesisema maastikuga Lõuna-Eesti seirealadel), et maastiku heterogeensusel võib olla antud meetmete omast olulisemgi positiivne mõju kimalaste arvukusele ja liigirikkusele, kuid selle kinnituseks oleks vaja kasutada mõnevõrra teistsugust seiremetoodikat. Seda, et kimalaste paiknemine Eesti maastikus ei ole juhuslik, näitab väljavõtte PMK seireandmestikust (Viik 2020). Siit selgub, et kimalaste arvukus teatud kindlas elupaigas on aastate lõikes sarnane – paigus, kus neid loendati rohkearvuliselt 2016. aastal, oli neid arvukalt ka kolm aastat hiljem (Lisa 2, Ptk 2.2.4. Tulemused, joonis 4). Väga tõenäoliselt on siin tegemist ümbritseva maastiku mõjuga, sest elupaigaomadustelt (inimhõlme intensiivsus ja laad) olid seirepaigad sarnased – väljavõtte andmestikust koostati vaid teraviljapõldude servaaladel tehtud loendustest.

PMK andmestiku analüüsist ilmneb veelgi viiteid maastiku mõjust Eesti kimalaste elurikkusele. Kümne aasta vältel loendatud enam kui 350000 kimalasest loendati neist vaid 30% intensiivse põllumajandusliku maakasutusega aladel Kesk-Eesti seirepiirkonnas, ülejäänud 70% elasid madalama intensiivsusega Lõuna-Eesti seirepiirkonnas (seiremahud kahes piirkonnas oli võrdsed) (Viik 2020). Lõuna-Eesti alad eristusid Kesk-Eesti aladest heterogeensema maastiku (rohkem erinevaid elupaigalaike, väiksemad põllud ja metsasem maastik) ning liigirikkama taimestiku poolest (Viik 2020). Maastiku ning elupaikade suuremat heterogeensust lõunas põhjustab ka sealne suurem kõrguse varieeruvus merepinnast, millega kimalaste arvukus Lõuna-Eestis mõnel seireaastal positiivselt korreleerus, Kesk-Eestis aga mitte kunagi. Künklikumas maastikus leidub rohkem ja erinevamaid elupaigalaike (kuivi paljanduvaid nõlvu, mis sobivad looduslikele mesilastele pesitsemiseks, varieeruvam ja liigirikkam taimestik jne).

Õiterohkuse mustrid piirkonniti ja toetustüübiti enamvähem kattuvad kimalaste liigirikkuse ja arvukuse mustritega. Nii õiterohkus kui ka kimalaste liigirikkus ja arvukus erinevaid toetustüüpe saavate ettevõtete põldudel olid Lõuna-Eestis oluliselt suuremad kui Kesk-Eestis. Sellest võib järeldada, et lisaks elupaiga õiterohkusele ja toetustüübile (viimasest sõltub osaliselt ka õite rohkus) tuleneb teatav mõju kimalastele ja nende toidutaimedele ka ümbritsevast maastiku struktuurist.

2.2.5. Kokkuvõtte

Rakendatavad põllumajanduspraktikad on Kesk- ja Lõuna-Eestis seirealadel suhteliselt sarnased, kuid kimalaste liigirikkus ja arvukus on suuremad ning samuti maastik on heterogeensem Lõuna-Eestis (seal on rohkem metsa ja põllud keskmiselt väiksemad, maastik on künklikum, järvi on rohkem). Sellest

järeldub, et maastikustruktuuril on oluline mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele. Seejuures on võimalik, et see mõju toimib lisaks parematele elupaigatingimustele (rohkem pesitsuskohti põlde ümbritsevas maastikus) ka toiduressursi kaudu. Soovitused tolmeldajaid säästvaks põllumajanduseks (vt põhiteksti 6. Ptk, samuti Lisad 1 ja 2) on kooskõlas antud alapeatüki tulemustega. Põllumajanduses praegu ja tulevikus rakendatavate potentsiaalselt tolmeldajaid mõjutavate meetmete mõju kohta saaks parema ülevaate, kui lisada vastav seiremoodul riiklikku kimalaste seiresse, mis kasutab seirealade stratifitseeritud juhuvaliku meetodit ning fikseerida võimalikult suurel määral kõik muud kimalaste arvukust mõjutavad parameetrid loendusosaladel (servalaius, põllukultuur, maastikustruktuur jm).

2.3. Elupaik pesitsus- ja toitumisalana

2.3.1. Seire taust ja eesmärgid

Kimalaste elupaigad erinevad oma kvaliteedilt nii pesitsus- kui toitumisvõimaluste poolest. Kimalaste korjeterritooriumid varieeruvad liigiti ning nende korjelendude maksimumid ulatuvad mõnesajast meetrist 700 meetrini (Darvill jt 2004). Kuna kimalaste pesapaiku on looduses pea võimatu leida, siis käsitletakse kimalaste elupaigana korjel käimise kohta. Paratamatult peab ka pesitsuspaik sellesse piirkonda jääma, kuid ei pruugi sellega kattuda. Edukaks pesitsemiseks on vajalik, et mullakamarat ei harita, ning taimekooslus peab olema püsiv, seega kultiveeritavad alad ei ole kimalastele sobivad pesitsuspaigad. Kimalasi peetakse toidutaimede poolest generalistideks (st võivad toituda mitmetel erinevat liiki taimedel), kuid nende toidutaimede spekter on meemesilaste omast märksa laiem (vaid meemesilasele sobilike toidutaimede olemasolu piirkonnas ei kata kimalastele vajalikku toidulauda), kuid esineb ka spetsialiseerumist teatud õietüübile (nt pikasuiseliste liikide puhul liblikõielistele). Sobilik korjeala võib pesast ka mõnevõrra kaugemal asuda – see aitab näiteks vähendada pesast pärit parasiitide pessa tagasi toomist pesakaaslaste poolt. Just kaugemal asuva korjeala puhul on suurem tõenäosus, et pesakaaslastel parasiite tagasi ei too (Goulson 2010). Korjealade kvaliteedist sõltub aga, kui palju ja mis liiki kimalasperesid selles piirkonnas pesitseda saab. Erinevate kimalaseliikide elupaigakasutus ja -vajadus on mõnevõrra erinev. Üldiselt on kimalased elupaiga suhtes generalistid: avatud maastikega seotud liike kohtab sageli ka metsaservas. Metsaga seotud liike siiski ainult avatud aladest koosnevais maastikes ei leia (vt Tabel 1). Sõltuvalt kimalaseliigi pere suuruselt vajavad nad suve jooksul erinevat hulka toidutaimi. Rohumaakooslused on tavaliselt liigirikkama taimikuga ja sageli ka väga õiterohked, lisaks ei toimu seal mullaharimist, mistõttu leiavad seal häirimata pesitsuspaiga pinnases pesitsevad liigid (enamik kimalaseliikidest pesitseb pinnases).

2020. a suvel viidi läbi ulatuslik üle-eestiline kimalaste uuring, mille käigus selgitati neljas erinevas taimekoosluses (püsielupaigad: metsaga piirnevad lineaarsed maastikuelemendid (=metsaserv), põlluserv, pool-looduslik rohuma; atraktiivne toitumisalala: punase ristiku põld) korjel käivate kimalaste liigirikkus ja arvukus ja analüüsiti ümbritseva maastiku mõju neile näitajatele. Eelnevatele teadmistele ning Lisas 1 loetletud kirjanduses toodud andmetele tuginedes valiti välja maastiku- ning muud parameetrid. Huvipakkuvaks maastiku heterogeensust ja struktuuri mõjutavaiks muutujaiks, mis kaasati töösse ja arvutati transekti ümber neljas erineva raadiusega puhvris (250 m, 500 m, 1000 m ja 2000 m), olid metsa osakaal ja kuju, põllumaa osakaal ja kuju, põõsastiku osakaal, rohuma osakaal, märgalade osakaal, mulla näitajad, kõrgus merepinnast ja selle varieeruvus, kraavide pikkus, jõgede pikkus, teede

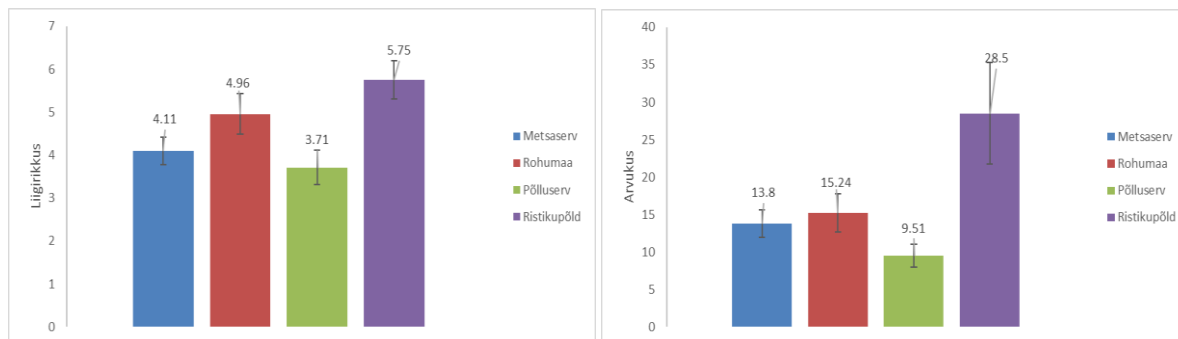
pikkus ja veekogude osakaal. Tulemusi kasutatakse tolmeldajate kaitsmiseks jätkusuutlike meetodite väljatöötamisel.

2.3.2. Seire metoodika

Täpsemalt loe metoodika kohta Lisa 3, Ptk 2.3.2. Seire metoodika.

2.3.3. Tulemused

Seire tulemustest ilmnes, et erinevat tüüpi elupaigad erinevad kimalaste liigirikkuse ja arvukuse poolest oluliselt. Püsiva taimekooslusega aladest oli kõige kõrgem liigirikkus ja arvukus pool-looduslikel rohumaadel, neile järgnesid metsaga piirnevad lineaarsed maastikuelemendid (metsaservad). Tulemused kinnitasid nende elupaigatüüpide olulisust kimalaste jaoks. Kimalaste arvukus ning liigiline koosseis oli mõnevõrra madalam ja väga suure varieeruvusega põlluservadel (joonis 1) sõltudes otseselt niitmisest. Ristikupõldudel olid kõrgeimad näitajad. Kuigi regulaarselt toimuva mullaharimise (kündmise) tõttu ei saa ristikupõlde pidada kimalastele sobivaiks püsielupaikadeks (Cole jt 2020), pakuvad need õitsemisajal siiski rikkalikke korjevõimalusi väga paljudele kimalaseliikidele, kes pesitsevad ümbruskonna muudes taimekooslustes. Tabelis 1 on toodud seire käigus loendatud kimalaste liigid ja isendid seiratud elupaikade lõikes. Töö käigus kohtasime kõiki Eestis seni teadaolevaid kimalaseliike va stepikimalast *B. laesus*.

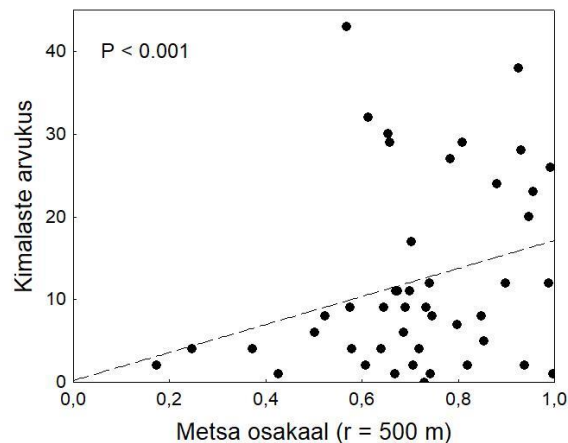
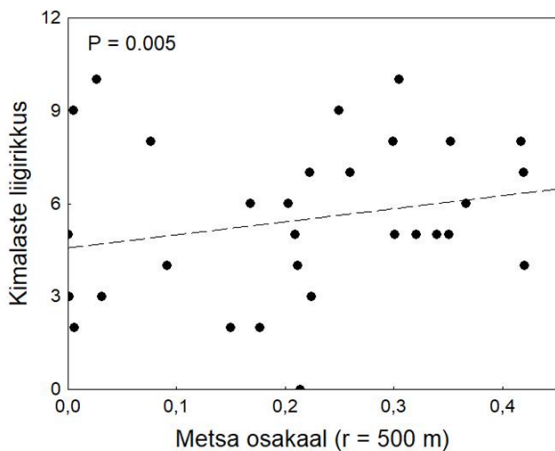


Joonis 1. Kimalaste keskmine liigirikkus (vasakpoolne joonis) ja arvukus erinevates elupaikades 2020. a seire andmete põhjal. Arv tulba kohal näitab vastavat keskmist, 'vuntsid' näitavad standarddviaga.

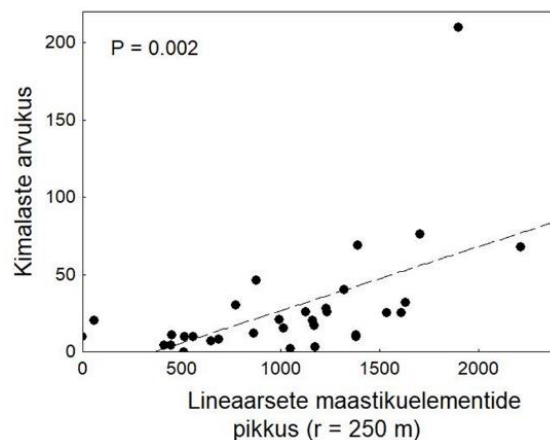
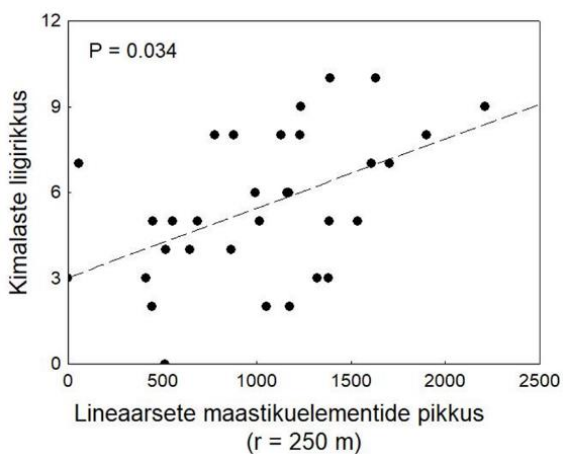
Tabel 1. Loendatud kimalaseliikide (v taksonoomiliste rühmade) isendite arvukused erinevate maastikuelementide (=elupaigatüüpide) lõikes. Esindatud on kõik Eestis elavad kimalaseliigid. Rasvases kirjas on päriskimalased, ülejäänud on kägukimalased (eelmiste pesaparasiidid). Päriskimalaste puhul on lisatud info nende suiste pikkuse ja peamise elupaiga kohta (Marja jt 2018). Tärniga on tähistatud pikasuiselised liigid. Ülejäänud liigid on kas lühi- või keksmisuiselised. Peamine elupaigatüüp: A – eelkõige avamaastikega seotud liigid, G – generalistlikud liigid, M – eelkõige põõsastiku ja metsase maastikuga seotud liigid.

Liik / (ladina k.)	Liik / (eesti k.)	Peamine elupaik	mets	niit	põld	ristik	Kokku
<i>Bombus barbutellus</i>	aed-kägukimalane	M	1	1			2
<i>Bombus bohemicus</i>	maa-kägukimalane	M	26	1			27
<i>Bombus campestris</i>	põld-kägukimalane	M	7	7		2	16
<i>Bombus norvegicus</i>	talukägukimalane	M	4		1		5
<i>Bombus quadricolor</i>	soro-kägukimalane	M	2				2
<i>Bombus rupestris</i>	kivi-kägukimalane	A	2	1		1	4
<i>Bombus sylvestris</i>	niidu-kägukimalane	M	2	24	2	7	35
<i>Bombus vestalis</i>	karu-kägukimalane	M	12		1		13
<i>Bombus confusus</i>	sametkimalane	G		5			5
<i>Bombus cryptarum</i>	triipkimalane	G			3	4	7
<i>Bombus distinguendus</i>*	risitkukimalane*	M	1			11	12
<i>Bombus hortorum</i>*	aedkimalane*	A	14	29	30	163	236
<i>Bombus humilis</i>	jaanikimalane	A	1	7			8
<i>Bombus hypnorum</i>	talukimalane	G	29	20	2	6	57
<i>Bombus jonellus</i>	nõmmekimalane	M	3	17	1	7	28
<i>Bombus lapidarius</i>	kivikimalane	A	17	78	68	89	252
<i>Bombus lucorum</i>	maakimaalne	A	93	73	85	169	420
<i>Bombus muscorum</i>	samblakimalane	M	2		2	1	5
<i>Bombus pascuorum</i>	põldkimalane	M	234	161	46	84	525
<i>Bombus pratorum</i>	niidukimalane	M	51	11	9	14	85
<i>Bombus ruderals</i>	tumekimalane	A	4	66	49	119	238
<i>Bombus schrencki</i>	schrencki kimalane	M	12	4	3	4	23
<i>Bombus semenoviellus</i>	arukimalane	A	3	20	1		24
<i>Bombus soroeensis</i>	sorokimalane	G	51	39	22	38	150
<i>Bombus subterraneus</i>*	urukimalane*	A		23	4	48	75
<i>Bombus sylvarum</i>	metsakimalane	A	27	48	31	69	175
<i>Bombus terrestris</i>	karukimalane	G	10	17	39	55	121
<i>Bombus</i> sp.	määramata		11	9	14	6	40
Kokku			621	686	428	913	2648

Analüüsid koos nelja erineva elupaigatüübi andmeid, ei ilmnenud ühelgi uuritud maastikuparameetril olulist mõju ei kimalaste liigirikkusele ega arvukusele mitte üheski neljast erineva raadiusega puhvril. See asjaolu tulenes tõenäoliselt elupaiga- ja maastiku-parameetrite tugevast omavahelisest korreleeritusest (vt täpsemalt Lisana kaasas olevat Wordi faili “Lisa3_Ptk2.3.3_Tulemused”) ning punase ristiku atraktiivsusest – rikkalik toidubaas meelitab korjele tulema ka kaugemalt. Küll aga ilmses maastikuparameetrite mõju, kui analüüsisime elupaigatüüpe eraldi. Nimelt ilmses elupaika ümbritsevas maastikus paikneva metsa osakaalu soodne mõju kimalaste liigirikkusele põlluservades ja arvukusele metsaelupaikades (joonis 2). Lineaarsete elementide (kraavide ja teede) summaarne pikkus oli positiivses korrelatsioonis kimalaste liigirikkuse ja arvukusega ristikutüüpidele (joonis 3), mis osutab nende elementide vajalikkusele levikukoridoridena. Mõjud ilmsesid väiksematel raadiustel (lineaarsed elemendid 250 m ja metsa mõju 500 m), st et maastiku struktuuril on oluline mõju just selles skaalas. Seda teadmist tuleb edaspidi arvestada kaitsemeetmete kujundamisel (nt põllu suurus).



Joonis 2. Põlluservades loendatud kimalaste liigirikkuse (paremal) ja arvukuse (vasakul) sõltuvus ümbritsevas maastikus paikneva metsa osakaalust ($r = 500$ m). P-väärtus pärineb üldistatud lineaarsete segamudelite koostamisel saadud parimate mudelite keskmistamisest (vt wordi faili “Lisa3_Ptk2.3.3_Tulemused”).



Joonis 3. Ristikupõldudel loendatud kimalaste liigirikkuse (vasakul) ja arvukuse (paremal) seos lineaarsete maastikuelementide (kraavid ja teed, mõõdetud meetrites) pikkusega ($r = 250$ m). P-väärtus pärineb üldistatud lineaarsete segamudelite koostamisel saadud parimate mudelite keskmistamisest (vt wordi faili “Lisa3_Ptk2.3.3_Tulemused”).

Kimalaste liigirikkust põlluservades ei määra teadaolevalt mitte üksnes õierohkus, servaala suurus ja ümbritseva maastiku struktuur, vaid ka see, millise maastikuga põlluserv vahetult piirneb, kas metsa või avatud alaga. Intensiivses põllumajandusmaastikus tehtud uurimuse tulemustest selgus, et metsaga piirnevas põlluservas on kimalaste liigirikkus ja arvukus kõrgemad ning liigiline koosseis erinev sellest, mis on avatud maastikuga (kas tee või teise põlluga) piirnevais põlluservades, isegi juhul kui eri tüüpi servade õierohkus ning pindala on samasugused (Sõber jt 2020). Sarnaselt 2020. a seireandmetele leiti

ka selles uurimuses, et kimalaste arvukust ja liigirikkust põlluservas suurendab see, kui palju metsa on põldu ümbritsevas maastikus (Sõber jt 2020). Metsas ja selle servas on rohkesti kvaliteetseid elupaiku (sobiv mikrokliima, toidu hulk, pesitsus- ja talvitumistingimused jne). Sarnaselt paljudele teistele töödele leiti ka selles uurimuses, et mida rohkem on õisi ja mida laiem on servaala, seda rohkem on seal kimalasi.

Asjaolu, et kõiki liike kõikidelt aladelt ei leitud, peegeldab kimalaseliikide erinevat elupaigavajadust. Sõltuvalt kimalaseliigi pere suurusest vajavad nad suve jooksul erinevat hulka toidutaimi. Rohumaakooslused on kogu pesitsusaja vältel tavaliselt taimede poolest liigirikkad ja sageli ka väga õierohked, lisaks ei toimu seal mullaharimist, mistõttu leiavad seal häirimata pesitsuspaiga paljud pinnases pesitsevad liigid. Seetõttu olid seal arvukuse ja liigirikkuse näitajad ootuspäraselt kõrgeimad (va ristikupõld, mida mullaharimise ja puuduliku toidutaimeliku tõttu püsielupaigaks pidada ei saa). Samas sobivad põllu- ja metsaservad nii toitumiseks (vastavalt õite hulgale) kui ka pesitsemiseks. Ristikupõldudel leiab ristiku õitsemise ajal küll kõige enam liike (head korjealad), kuid see ei tähenda, et kimalased seal ka pesitseksid (kimalased vajavad edukaks pesitsemiseks pikema perioodi jooksul ülesharimata mullakamarat ja pidevat toidubaasi).

Tolmeldajate asurkondade püsimiseks tarvilikke, liigiti erinevaid vajadusi silmas pidades on selge, et pole võimalik majandada nii, et ühesainsas elupaigas oleks tagatud kõigi piirkonna liigifondi kuuluvate tolmeldajate ning nende toidutaimede esinemiseks vajalikke tingimusi. Samuti nähtub eelpool öeldust, et Eestis elavate tolmeldajate liigirikkuse ja arvukuse säilimiseks ning tõstmiseks on lisaks piisava hulga kvaliteetsete (st kõiki vajalikke ressursse pakkuva, vt soovitus 6. ptk-s) elupaikade olemasolule vajalik ka elupaikade ja maastiku heterogeensus (sh sidusus). Samuti on selge, et soovitus 6. ptk-s soovitud ökoloogilise võrgustiku hoidmiseks ja parandamiseks ainult mesilasi silmas pidades, jäävad kohati võrdlemisi üldiseks, sest liikide vajadused ning sobivad elupaigad on erinevad (Tabel 1). Ka seirest järeldus, et kimalaste kooslused erinevates elupaigatüüpides erinesid üksteisest oluliselt (vt täpsemalt Lisana kaasas olevat Wordi faili "Lisa3_Ptk2.3.3_Tulemused_joonis3"). See rõhutab erinevate püsielupaikade olulisust tolmeldajate asurkondade säilimisel.

2.3.4. Kokkuvõte

Eesti kimalaste liigirikkuse ja arvukuse tagamisel on tähtis roll kõigil erinevail püsielupaigatüüpidel. Võrreldud püsielupaikadest oli kõige suurem liigirikkus ja arvukus pool-looduslikel rohumaadel, sellele järgnesid metsaservad. Põlluservades olid liigirikkus ja arvukus madalaimad. Punase ristiku põldudel on kimalaste korjealana oluline tähtsus ning nendeni jõudmisel on kimalaste jaoks olulised näiteks kraavi- ja teeservad. Samuti kinnitasid seire tulemused sarnaselt varasemaile uuringuile, et tähtis roll on elupaiku ümbritseva maastiku struktuuril. Mida metsasem ja liigendatum (mida rohkem metsa-, põllu-, kraavi- ja teeservi, st erinevaid elupaigalaike) see on, seda suurem on sealne liigirikkus ja arvukus.

Looduslike mesilaste jt tolmeldajate elurikkuse säilimise tagab seega maastiku heterogeensus (metsalaikude, pool-looduslike rohumaade jt sobivate elupaigalaikude osakaal ja paiknemine maastikus, samuti msg servaelementide osakaal) neile organismirühmadele relevantses skaalas, milleks paljude kimalaseliikide puhul on teadaolevalt maksimaalselt 400 kuni 700 meetrit (Darvill jt 2004). Seda skaalat toetasid ka meie uuringu tulemused. Seda tõsiasi peaks maastiku planeerimises arvesse võtma.

2.4. Korjeressurss Lõuna-Eesti põllumajandusmaastikus

2.4.1. Uuringu taust

Põllukultuurid võivad mesilaselaadsetele putukatele olla oluliseks toidubaasiks, kuigi enamik mesilaseliike on mitmetoidulised ning igal neist on omad eelistused. Rikkalikult õitsevad kultuurtaimed osutuvad vajalikuks eelkõige siis, kui looduslikult kasvavaid ja ning meelistedutaimi on vähe. Loodusliku toidu puudust võivad laialdasel pinnal olevad põllud ise tekitada. Täpsemat sissejuhatust vaata Lisa 4, Ptk 2.4. Sissejuhatus.

2.4.2. Uuringu eesmärgid

Eesmärgiks oli hinnata karukimalaste *Bombus terrestris* kogutud õietolmu botaanilist mitmekesisust varieeruvas Lõuna-Eesti maastikus kevadsuvisel perioodil. Täpsemalt oli analüüsi eesmärkideks selgitada, kas karukimalastel esineb konkreetseid eelistusi, kas kimalaste korjevalikud viitavad võimalikule toidupuudusele ning kas toidutaimede valik on seotud valdava maakasutusviisiga keskkonnas.

2.4.3. Metoodika

Lõuna-Eesti põllumajandusmaastikus Tartu, Viljandi, Põlva ja Võru maakondades valiti välja 15 ala, et selgitada kimalaste korjeressursside hulka. Katsealad valiti nii, et need paikneksid erineva domineeriva maakasutusviisiga aladel - metsarohked, põllurohked ja põllurohked koos viljapuuadadega. Iga katseala keskmises paiknes varieeruva suurusega aedmaasika istandik, et tagada kimalastele rikkalikult õitsev, kuid väheatraktiivne toidutaim. Tüüpilisele põllumaastikule omaselt õitses osadel katsealadel ka taliraps.

Karukimalase (*B. terrestris*) tööstuslikult toodetud pesad (N=2 igal alal) viidi katsealadel paikneva aedmaasika istanduse serva nii, et vähemalt poolt korjealast (raadius 1 km) kataks looduslik taimestik. QGIS tarkvara abil määrati katsealadel oleva maakasutusviisi (põllumaa, metsamaa, rohumaa, koduaedade ja puuviljaaedade) suurused ja hulk.

Karukimalane on lühemate suistega, laia toidutaimede valikuga liik, kelle pere kasvab suve jooksul suureks. Sellest tingituna vajab see kimalaseliik arvukalt toidutaimi. Samas kujundab iga isend endale toidutaimede eelistuse, õpib selle käsitlemise ning edaspidi piirdubki peamiselt selle taimede õitsemise külastamisega juhul, kui neid on keskkonnas piisavalt. Lisaks on tavaline, et kimalased proovivad, lisaks tasuva toidutaimede esinemisele, aegajalt ka teisi taimi. See võimaldab neil olude muutustele kiiresti reageerida. Enne katse algust puudus kimalastel eelnev korjekogemus. Kui neil oli eelnev toidutaimede eelistus, siis pidi see olema kujunenud tööstuses peredele toiduks pakutud meemesilaste kogutud õietolmude põhjal, mis eeldatavasti oli neil kõigil katses olnud peredel ühesugune.

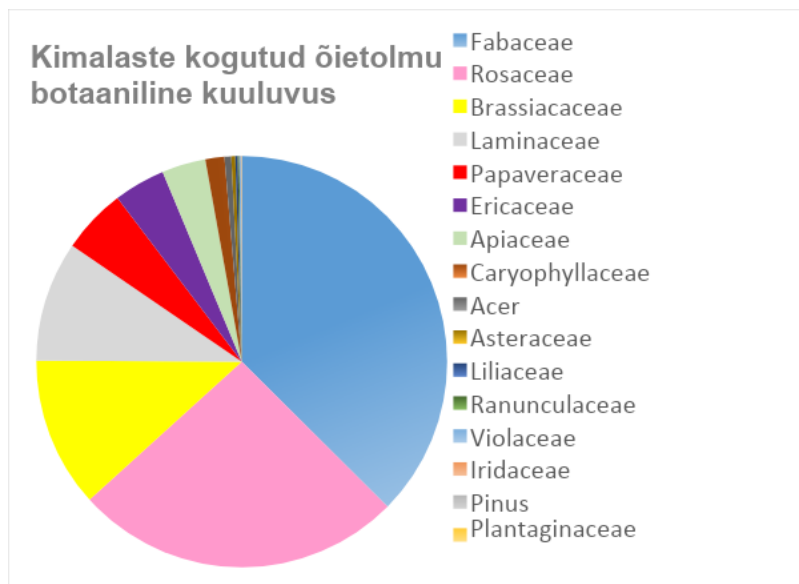
Korjelt naasnud kimalaste jalgade küljest koguti õietolmukämbud. Kokku koguti 427 õietolmukämbu, milles olev õietolm määrati kas liigi, perekonna või sugukonna tasemeni. Täpsem metoodika on kirjeldatud artiklis Bontšutšnaja jt 2021.

2.4.4. Tulemused

Karukimalase pesadesse toodi väga liigirikast õietolmu (Joonis 1). Kuigi iga üksiku ala puhul kasutati mõnevõrra erinevaid toidutaimi, ei sõltunud õietolmu liikide mitmekesisus sellest, kas see oli kogutud põllu-, metsa- või viljapuuadade rohkelt alalt. Kimalased külastasid küll ka aedmaasikat kui igal alal kättesaadavat toiduressurssi, kuid üldiselt jäi aedmaasika õietolmu hulk madalaks (mediaanväärtus 5,6% asupaiga kohta). Aedmaasika õietolmu korje ei sõltunud valdavast maakasutustüübist, kuid korrelatsioonanalüüs näitas, et mida rohkem on korjealal mitmekesise taimestikuga koduaedasid, seda vähem külastavad kimalased aedmaasika õisi. Kimalaste korjes on aga viljapuuadade osatähtsus positiivses korrelatsioonis aedmaasika õietolmu hulgaga. Ka teise kultuurtaime, talirapsi, õietolmu ei osutunud väga atraktiivseks. Kõige rohkem kogusid kimalased mitmesuguste liblikõieliste ning roosõieliste taimede õietolmu. Olulisteks korjetaimedeks olid ka ristõielised, mida korjes esines kuni 15%, kuid mis peaaegu puudus viljapuuadadega korjealadel. Viljapuuadades eelistasid kimalased liblikõielisi, veidi vähem aga roosõielisi taimi. Huulõieliste ja sarikõieliste õietolmu oli enam kogutud põlduderikalt alalt, ning tulikaliste oma võrdselt nii metsade kui põlduderikastelt aladelt. Kanarbikuliste taimede õietolmu koguti rohkem metsaderikastelt aladelt.

Erinevate taimesugukondade korjes esindatuse ja korjeterriitoriumis oleva maakasutusviisi osatähtsuste vahel üldjuhul olulisi korrelatsioone ei tuvastatud. Mõned üksikud seosed küll leiti, kuid need olid väheolulised korjetaimed või taimed, mille peamiseks kasvukohaks on vastav maakasutustüüp (Lisa 4, WP 2.4.3. Tulemused, Joonis 2). Ristõieliste taimede hulk korjes oli positiivses seoses rohumaade hulgaga, haritava maa osakaalu tõustes suurenesid sarikõieliste ja huulõieliste taimede osatähtsused.

Üksikisendite poolt ühe korjelennu piires kogutud erinevate õietolmude mediaanväärtus oli 1,65 ($\pm 1,09$ st. hälve) taimeliiki, mis näitab, et iga isendi poolt peamiseks valitud taimeliiki esines piisavalt hulgal (Parmentier jt 2014). Uurides neid proove, kus ühe korjelennu käigus oli kogutud rohkem kui 70% õietolmu samalt taimeliigilt, leiti, et aedmaasikas esines neis vaid 15% juhtudest, muud roosõielised 24% ja liblikõielised 35% juhtudest. Nii valdavalt roosõielistest kui liblikõielistest koosnevates õietolmukämpudes oli teiseks kaasnevaks taimeks paljud erinevad taimed. Samas oli roosõielistega paralleelselt korjatud liblikõielise õietolmu 54% juhtudel, kui peamiselt liblikõielistest koosnevates tolmukämpudes oli kaasnevaks roosõieline taim vaid 23% juhtudel.



Joonis 1. Kimalaste poolt korjatud õietolmude protsentuaalne jaotus.

Kimalased vajavad rikkalikke korjevõimalusi aga pikema aja vältel ning seetõttu tuleb jälgida, et õiterohkus enne kesksuve ei väheneks. Kui toidutaimede hulk maastikus suve kulgedes järsult muutub, jäävad kimalaste pered toidupuudusesse ning seetõttu lõpeb pere elutsükkel varem ning väiksemaarvulise järglaskonnaga. Just seetõttu, et käesolevas uuringus ei tuvastatud ühegi valdava maakasutusviisi mõju kimalaste toidutaimede valikule, võib arvata, et need kõik on oluliselt ning tuleks jälgida, et säiliks mitmekülgne ja vaheldusrikas maastik.

2.5. Toiduressursi seos populatsiooni tervisliku seisundiga

Projekti ForBee raames on avaldatud artikkel „Level of genetic diversity in european bumblebees is not determined by local species abundance“ (Maebe jt 2019), mis käsitleb Eesti ja Belgia kimalaste liikide populatsioonide geneetilist mitmekesisust. Belgia on kõrge põllumajandusintensiivsusega maa, kus mitmed kimalaste liikide populatsioonid on drastiliselt vähenenud. Kui me võrdlesime seitsme liigi arvukust, nägime, et need, mis Belgias on vähenenud, on Eestis tõusutrendiga. Võrdlesime populatsioonide geneetilist mitmekesisust ning nägime, et sõltumata liigi arvukusest ühes või teises regioonis, olid liikide geneetilised mitmekesisused samadel liikidel sarnased. Varasem seisukoht on aga olnud, et suurearvulistel populatsioonidel peaks olema kõrgem geneetiline varieeruvus võrrelduna sama liigi väiksearvulistel populatsioonidega. Arutlesime artiklis, mis võiks sellise vastuolu tekitada.

Kui kohalikud olud pakuvad rikkalikult toidu- ja muid ressursse, soodustavad need piirkonnasiseselt pere isendite arvu tõusu. Nendes paranenud oludes hakkavad pered tootma ka rohkem suguisendeid, kes omavahel paaruvad. Ning kuna kimalaste, geneetiline eripära (haplodiploidsus) vähendab varieeruvust niigi, siis on suureks paisunud populatsioonides paljunemine ikkagi nõ lähisugulaste vaheline ning ei vii geneetilise mitmekesisuse kasvuni. Ja kui naaberpopulatsioonides on samuti madal geneetiline

varieeruvus, ei toeta ka kahe populatsiooni omavaheline tihe suhtlus geneetilise mitmekesisuse kasvu lühiajalises plaanis. Need populatsioonid võivad sattuda isegi suuremasse riski. Leidsime, et populatsioonide geneetilise mitmekesisuse tõsmine ei ole seega kuigi lihtsasti saavutatav.

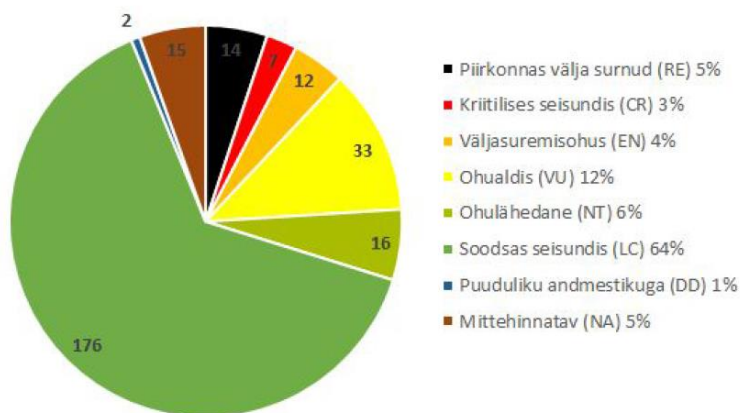
Ainuüksi kimalaste arvukuse lokaalne hindamine ei anna adekvaatset hinnagut selle populatsiooni tervisliku seisundi kohta. Seda eriti pikemas ajaskaalas. Kuna aga madala geneetilise varieeruvusega liikidel on sageli ka madalam kohasus, siis oleks looduskaitselikes mõttes oluline hinnata eeskätt populatsioonide geneetilist varieeruvust.

3. Millised kimalaste liigid on Eestis enim ohustatud ja miks?

Tolmeldavate putukate silmatorkavaks omaduseks on nende elupaigavajaduste väga suur varieeruvus. Eestis on nende elupaigad sisuliselt kõikjal (va asfaldiplatsid jm tugevalt industrialiseerinud paigad. Elupaigavajadused varieeruvad suuresti ka ainuüksi mesilaste puhul. Nii näiteks on mõned kimalased, nt niidukimalane ja karukimalane, generalistid ning võivad elada nii avatud kui ka metsasemates kooslustes, aedades ja mujal, kus leidub sobivaid pesitsus- ja talvitumispaid ning on võimalised toituma väga erinevaid õitel. Nende hulgas on liike, kes elavad vaid teatud elupaikades ja toituvad vaid kindlatel õietüüpidel (nt kultuurmaastikke vältiv nõmmekimalane esineb vaid nõmmedel ja teatud metsades, ning liblikõielisi toidutaimi vajav ristikutimalane vaid ekstensiivselt majandatavatel liigirikka taimekooslusega poollooduslikel aladel). Samas võib öelda, et kõik kimalaste liigid on suhteliselt laiahaardelised (generalistid) ning vajavad ekstensiivselt majandatavaid pool-looduslikke rohumaakooslusi, enamus liike ka metsaservi või muid metsaseoselisi elupaiku. Siinne fookus ja maht ei luba pikemat ülevaadet anda, kuid olgu öeldud, et erakmesilased seevastu on valdavalt märksa spetsialiseerunud. On erakmesilase liike, kes elavad vaid lubjarikastes elupaikades või toituvad vaid teatud liiki või perekonda kuuluvail õitel. Liblikail on spetsiifilised vajadused veelgi sagedasemad, nii näiteks on paljudel liikidel vaja üht kindlat liiki v perekonda kuuluvat toidutaimet.

Järgnevalt on esitatud ülevaade selle kohta, mis on teada Eesti looduslike mesilaste kohta üldiselt ning täpsemalt päriskimalaste ohustatuse kohta. Teiste looduslike tolmeldajate seisundi kohta on koostatud ülevaade päevaliblikest (Teder 2019; Tiitsaar jt 2019), kuid ülejäänud tolmeldavate putukarühmade kohta süstemaatilisi ülevaateid ei ole.

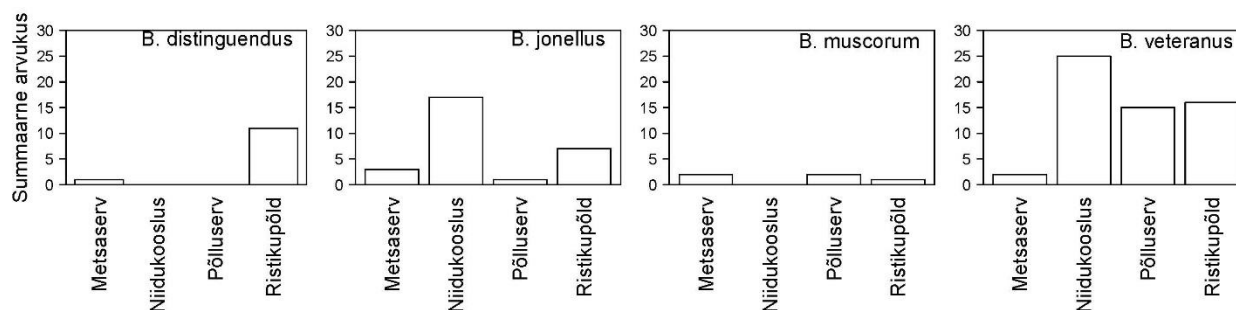
Käesoleva projekti fookuses olevaist looduslikest mesilastest elab Eestis kokku 275 liiki mesilasi, sh 28 liiki kimalasi (21 liiki päriskimalasi ja 7 liiki kagukimalasi) ning 247 liiki erakmesilasi (Soon 2021). Neist IUCN kriteeriumitele vastavalt on ohulähedases seisundis 6%, ohualtis seisundis 12%, väljasuremiseohus 4%, ning kriitilises seisundis on 3% liikidest (joonis 1; Soon 2021).



Joonis 1. Eesti mesilaste (kokku 275 liiki) ohustatuse kategooriate jaotumine lähtuvalt IUCN punase nimestiku kategooriatest (Soon 2021).

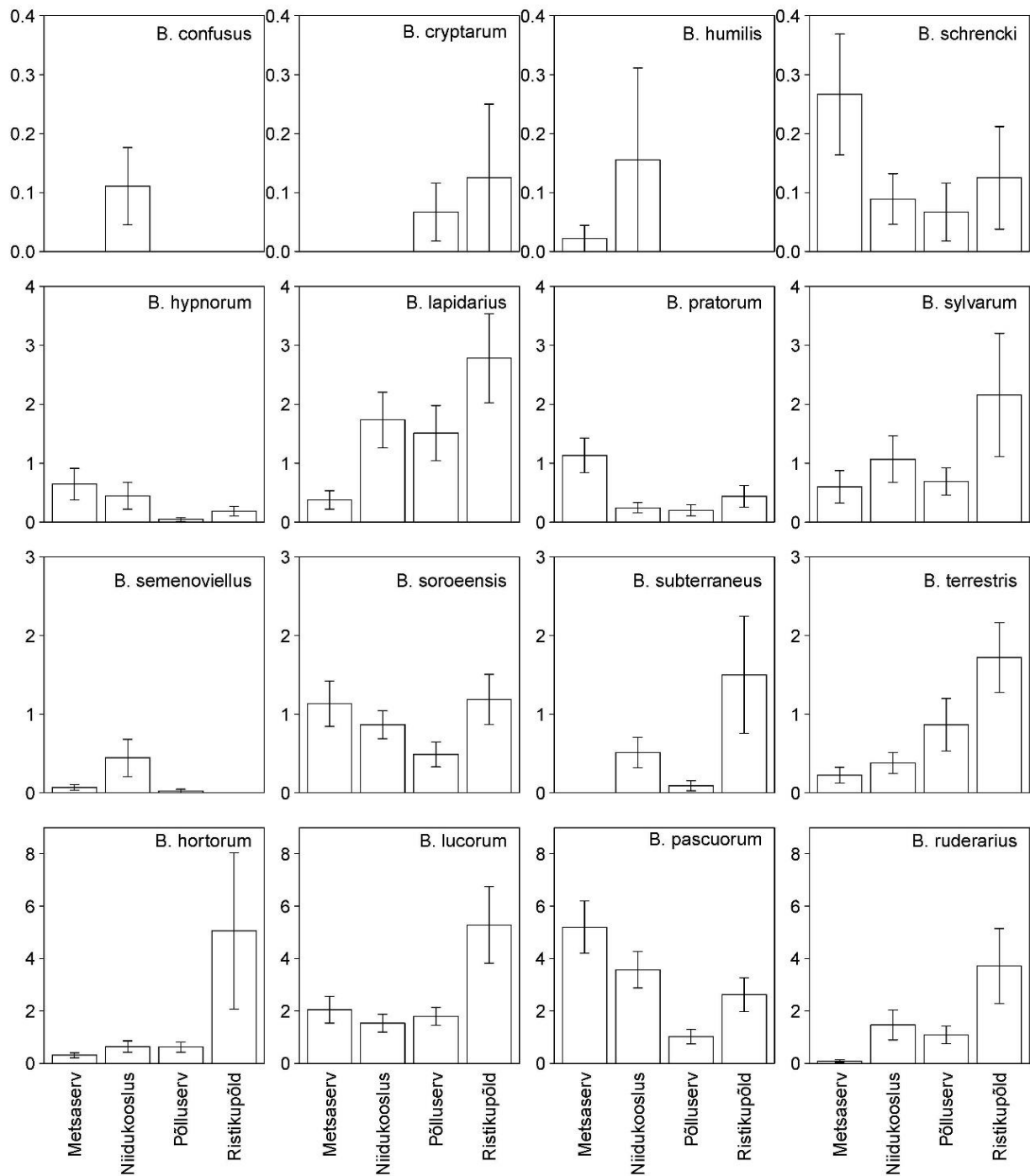
Soon (2021) andmetel on kõikidest Eestis elavaist mesilaseliikidest (275 liiki), loetletud vastavalt IUCN kategooriatele, suunaga vähema ohustatuse poole) "Kriitilises seisundis" 7 liiki (3% kõikidest liikidest). Kõikide nende liikide puhul on allesjäänud leviala väga piiratud ning asurkond ja/või elupaiga kvaliteet vähenemas. Kategoorias "Väljasuremisohus" on Eestis 12 mesilase liiki (4% kõikidest liikidest). Siia kategooriasse kuuluvad haruldased või väga haruldased liigid. Kõikidest Eesti mesilastest loetakse soodsas seisundis olevaiks 64%. Kategoorias "Ohualdis" on Eestis 33 mesilase liiki (12%). Siia kuuluvad väikese, kuid stabiilse asurkonnaga liigid. Kategoorias "Ohulähedane" on Eestis 16 mesilase liiki (6%). Kategoorias "Soodsas seisundis" on Eestis 176 liiki mesilasi (64%). Kaugeltki mitte kõik selle kategooria liigid ei ole tavalised ja laia levikuga. Nagu kimalastegi, siis paljudel juhtudel ka teiste mesilaseliikide puhul on tegemist piiratud levikuga, harvaesinevate liikidega. Liikide arvukuse muutused võivad olla seotud ka nende loomulike levialade piiride muutumisega näiteks kliimatingimuste muutustega seoses. Viimase 50 a jooksul on Eestisse loomulikult teel juurde tulnud kolm kimalaseliiki – *B. terrestris*, *B. semenoviellus* ja *B. schrenki* (Bontšutšnaja jt 2019).

2020.a läbi viidud FORBEE kimalaste seire käigus loendatud isendite esinemissagedus liikide kaupa elupaikade lõikes on nähtav joonistelt 2 ja 3.



Joonis 2. Vähiarvukate kimalaseliikide summaarne arvukus elupaikade lõikes FORBEE raames 2020. a üle-Eestiliselt läbiviidud seires, kus kimalasi loendati juhuslikult valitud transektidel neljas erinevas elupaigatüübis. Y-teljel on toodud summaarne vastavas elupaigas leitud kimalaste arv.

Iseäranis vähearvukaiks osutusid järgmised liigid: *Bombus distinguendus*, *B. jonellus*, *B. muscorum* ja *B. veteranus*, samuti *B. confusus*, *B. cryptarum*, *B. humilis* ja *B. schrencki*. Neist esimene, ristikukimalane *B. distinguendus*, on hinnatud väljasuremisohus olevaks, nõmmekimalane *B. jonellus* on ohulähedane ja samblakimalane *B. muscorum* ohualdis (Soon 2021). Kuid ka ülejäänud liigid (sametkimalane *B. confusus*, triipkimalane *B. cryptarum*, jaanikimalane *B. humilis*, hallkimalane *B. veteranus*) vajavad kindlasti eraldi tähelepanu kaitsemeetmete osas, sest nad on vähearvukad ja piiratud levikuga, kuigi IUCN kriteeriumide iseärasuste tõttu loetakse neid soodsas seisundis olevaks. Siin välja toodud kõige ohustatumate ja vähemarvukate kimalaseliikide madala arvukuse põhjusi ei võimaldanud antud projekti maht detailsemalt uurida, kuid nende liikide kohta on teada järgmised asjaolud. Kõigi kaheksa liigi ühiseks jooneks on koloonia väike suurus, mis muudab nad kõigile keskkonnariskidele tundlikumaks. Ristikukimalane on sellele lisaks inimtegevusele väga tundlik, pikasuiseline liik, kes toitub eelistatult liblikõielistel taimedel. Nõmmekimalane aga on väga spetsiifilise elupaigavajadusega, elades vaid nõmmedel ja teatud tüüpi metsas. Samblakimalane eelistab mereäärseid elupaiku. Sametkimalane võib olla vähearvuks seetõttu, et paikneb siin oma levila põhjapiiril. Kõik siinkirjeldatud liigid on levila piires lausaliselt üpris vähearvukad, va hallkimalane, kelle arvukus levila piires tugevasti varieerub (Rasmont ja Iserbyt 2010-2014). Triipkimalast on eraldi liigina tunnistama hakatud alles suhteliselt hiljuti, ning tema kohta on suhteliselt vähem leiuandmeid. Kombineerides FORBEE seire andmeid PMK kimalaste seireandemete tulemustega (poole madalam kimalaste arvukus homogeensema maastikuga Kesk-Eestis võrreldes Lõuna-Eesti mitmekesiste maastikega; Viik 2020), võib pidada tõenäoliseks, et antud liikide madala arvukuse juures mängib rolli ka sobivate elupaikade kadu ja liiga intensiivne maakasutus osades piirkondades. Seda väidet toetab ka PMK andmestikust nähtuv muster pikasuiseliste (st ohustatumate) liikide väga vähesest arvukusest intensiivsema põllumajandusega Kesk-Eestis võrreldes madalama põllumajandusliku intensiivsusega Lõuna-Eestiga (vt 2. alaptk). Täpsema teavet saaks nende liikide edasisel uurimisel, mh ka seetõttu, et nii vähearvukate liikide kohta me riiklikust kimalasteseirest piisavalt infot ei saa. Kolme ohustatuima liigi puhul võiks kaaluda kaitsekorralduskavade koostamist. Antud projekti maht ei võimaldanud uurida teisi looduslikke mesilasi.



Joonis 3. Erinevate kimalaseliikide keskmine arvukus transekti kohta ($\pm$ standardviga) erinevate elupaikade lõikes FORBEE raames 2020. a üle-Eestiliselt läbiviidud seires, kus kimalasi loendati juhuslikult valitud transektidel neljas erinevas elupaigatüübis. Liigid on reakaupa grupeeritud vastavalt nende esinemise sagedusele (vt. väärtusi y-teljel).

Võrdlevalt võib öelda, et FORBEE projekti raames teostatud seire tulemused ning Villu Soone koostatud Eesti kimalastele antud ohustatuse hinnangud alusel langevad üsna hästi kokku, vaatamata mõlemas töös kasutatud andmete teatavale puudulikkusele, ning neid võib kasutada kaitsemeetmete väljatöötamisel. Samas nähtub, et kõige vähemarvukate liikide puhul oleks vaja lisaseiret, täpsustamaks nende seisundit ning elupaigavajadusi.

2020. a FORBEE projekti raames läbi viidud seiretulemuste põhjal võib öelda, et erinevate liikide elupaigakasutus ja – vajadus on mõnevõrra erinev: kõiki liike kõikidest elupaikadest ei leia. Nimelt selgus, et liigiline koosseis avatud kooslustes ning metsakooslustes erineb oluliselt (Ptk 2.3.3. Tulemused, joonis 4). Sellest tulenevalt võib öelda, et Eesti kimalaste elurikkuse säilitamiseks on vaja kõiki neile sobivaid elupaiku, ei piisa vaid ühest või teisest, ning kaitsemeetmete väljatöötamisel ning rakendamisel tuleb seda arvesse võtta. Seega kuigi rohumaakooslustel on väga tähtis roll kimalaste elurikkuse maksimeerimisel: nad on olulised elupaigad nii tavalisematele kui ka haruldasematele kimalaselikele (joonised 2 ja 3), nii avamaastiku eelistajale kui ka metsaelupaikadega seotud liikidele, ning seal on suurim liigirikkus ja arvukus, siis on oluline roll ka metsaga seotud elupaikadel. Teisalt jälle metsaelupaigad ei toeta avamaaliike nii hästi kui rohumaad toetavad metsaseoselisi liike (Ptk 2.3.3. Tulemused, joonis 4). Looduslike mesilaste jt tolmeldajate elurikkuse säilimise tagab seega maastiku heterogeensuse maksimeerimine neile organismirühmadele relevantsses maastikuskaalas (kuni 1 km). Seda tõsiasi peaks ökosüsteemide tolmeldamisfunktsiooni säilitamiseks maastiku planeerimises arvesse võtma.

Tolmeldajate asurkondade püsimiseks tarvilikke liigiti erinevaid vajadusi silmas pidades on selge, et pole võimalik majandada nii, et ühesainsas elupaigas oleks tagatud kõigi piirkonna liigifondi kuuluvate tolmeldajate ning nende toidutaimede esinemiseks vajalikke tingimusi. Samuti nähtub eelpool öeldust, et Eestis elavate tolmeldajate liigirikkuse ja arvukuse säilimiseks ning tõstmiseks on lisaks piisava hulga kvaliteetsete elupaikade olemasolule vajalik ka elupaikade ja maastiku heterogeensus (sh sidusus). Samuti on selge, et soovitused ökoloogilise võrgustiku hoidmiseks ja parandamiseks jäävad looduslikke tolmeldajaid (ka vaid mesilasi) silmas pidades kohati võrdlemisi üldiseks, sest liikide vajadused ning sobivad elupaigad on erinevad.

4. Meemesilaste (*Apis mellifera* Linnaeus (Hymenoptera: Apidae)) arvukust mõjutavad tegurid: patogeened ja parasiidid

4.1. Levik ja ülekandeteed: süstemaatiline kirjanduse ülevaade

Ühiselulised meemesilaste (*Apis mellifera*) pered on oma asustustiheduse, toitumiskäitumise ja keemilise suhtluse tõttu patogeenidele suurepäraseks keskkonnaks nende ülekandumiseks ja ka pika vahemaa peale edasi levimiseks. Lisaks keskkonnamuutustest tulenevatele stressoritele, pestitsiididele ja toidupuudusele kahtlustatakse tolmeldajate arvukuse vähenemise ja mesilasperede hukkumise ühe põhjusliku komponendina patogeene. Enamik teadlasi on arvamisel, et nimetatud stressorid toimivad koostöös ja ühte peamist põhjust ei saagi konkreetselt välja tuua.

Käesoleval sajandil on mesilates suureks probleemiks näiteks meemesilasi tabav nn mesilaspere kollapsi sündroom (inglise keeles *colony collapse disorder*, CCD), mille põhjuste tervikpilt on veel tuvastamata. Peamised kahtluselused kollapsis on vastsete hemolümfist toituv parasiitne lest *Varroa destructor* (Anderson ja Trueman) ning varroalesta siirutatavad erinevad ssRNA viirused (peamiselt deformeerunud tiiva viirus ja akuutse paralüüsi viiruse kompleks) ning pisieoselised e mikrosporiidid (*Nosema* spp.) (vanEngelsdorp jt 2009, Thaduri jt 2019). Mikrosporiidid on üherakulised rakusisesed parasiidid, kes on kõige lähemalt suguluses seentega, esindades seeneriigi fülogeneetilises puus ühte kõige varasemalt lahknenu haru.

Mesilasehaiguste ülekanded

Sarnaselt ülejäänud peremeesliikide infektsioonhaigustele on ka mesilase patogeenide leviku ja riski hindamiseks oluline teada, kuidas toimub patogeenide ülekanne. Üldistatuna kanduvad patogeenid üle kahel viisil: horisontaalselt ja vertikaalselt. Horisontaalsel ülekandel levib nakkus sama põlvkonna isendite vahel, kas siis otseselt või siirutaja vahendusel. Mesilaspere asustustiheduse ja isendite vahelise aktiivse suhtluse tõttu on nakkuse otsene ülekanne kõige tõenäolisem, kuid oma panuse annavad ka lülialgsetest siirutajad. Vertikaalsel ülekandel läheb nakkus üle sigivatelt täiskasvanutelt järglastele. Sellisel juhul sisaldab emamesilase munetud muna juba patogeeni, mis areneb koos vastsega ja kandub üle valmikuajaks. Meemesilaste kui eriti keerukate sotsiaalsete suhetega liigi puhul võib nakatumine aset leida korraga mitmel viisil.

Patogeenide vertikaalne ülekanne

Paraku leidub väga vähe uuringuid, mis on seotud emamesilase haigustega ning nende võimalike ülekandumistega järglastesse. Katseliselt on emamesilaste munasarjakoost, väljaheidetest ning munadest leitud vähemalt kuut ka siin ülevaates mainitud viiruseliiki (välja arvatud Iisraeli akuutse paralüüsi viirus), mis on edasi kandunud sellistesse uutest vastsetest, kes tavapärast ei puutu kokku olulise viiruste siirutaja, varroalestaga. Seega on oht importida viirusnakkuseid sisse koos uute emadega täiesti olemas.

Tulenevalt mesilaspere toimimisest „superorganismina“, ei piisa patogeenidele edukast levimisest ja säilimisest vaid mesilaspere sees. Kui pere haiguse tõttu hukkuks, kaoks ka peres levinud patogeenide geenid. Seetõttu peavad haigused enesesäilitamiseks suutma levida kindlasti ka mesilasperede vahel. Sellele aitavad mesilased sülemlemisega ise kaasa (vertikaalne ülekanne mesilasperede vahel). Sülemlemine kui vertikaalne ülekandeviis erineb oluliselt paljudest teistest parasiidi-peremehe vahelistest koostoimimistest, kuna mesilaspere paljuneb pere jagunemise kaudu. Selles protsessis lahku mesitarust umbes 60–70% töomesilastest koos patogeenide ja emaga ja rajab uue pere.

Patogeenide horisontaalne ülekanne

Horisontaalne patogeenide levik mesilastel toimub näiteks tahtmatult triivides (eksides), ühiselt külastatavate meetaimede õite ja teistesse tarudesse tehtavate röövretkede kaudu. Oma panuse haiguste horisontaalsesse levikusse annavad mesinikud halva hügieeniga mesinduse praktiseerimisel, mesitarude liiga lähestikku paigutamisega, mesindussaaduste transpordiga riikide ja mandrite vahel, tarusid rüüstavate selgroogsetest kahjuritega: Euroopa mesilaseenäpp, pruunkaru ja närilised.

Viirusnakkused säilivad vaieldamatult ka teiste lüljalgsetest peremeeste abiga looduskeskkonnas, millega meemesilased on vahetult kontaktis. Siirutajana on olulisim roll varroalestal, keda ka Eestis esineb lausaliselt.

4.1.1. Metoodika

Kirjanduse ülevaate sihtmärgiks olevate mesilase parasiitide/patogeenide ja nende poolt põhjustatud haiguste nimekiri (VT Lisa 6, WP 4.1.1. Metoodika). Kokku kasutati ülevaates 176 asjakohast kirjandusallikat erinevate mesilasehaiguste leviku ja ülekandeteede kirjeldamisel (Lisa 5, Ptk 4.1.1. Metoodika, Tabel 1).

4.1.2. Tulemused

Bakterhaigused

Uuringud on näidanud, et bakterhaiguste leviku puhul on olulise tähtsusega mesilate vahelised vahemaad ja perede tihedus mesilas. Mida väiksemad on vahemaad, seda kiiremini toimub haiguste levik ning mida suurem on mesilasperede tihedus, seda kiiremini toimub patogeenide ülekandumine. Arvatakse, et need põhjused on olulised eelkõige Euroopa haudmemädaniku infektsiooni puhul. On leitud, et Ameerika haudmemädaniku puhangud ei ole otseselt seotud mesilate suure tihedusega (Von Büren jt 2019). Tabelis 2 (Lisa 5, Ptk 4.1.2. Tulemused) on ära toodud meemesilasi tabavate bakterhaiguste ülekandeteed ja tabelis 3 (Lisa 5, Ptk 4.1.2. Tulemused) bakterhaiguste levik Eesti jaoks asjakohastes piirkondades mujal maailmas või kui vastavate piirkondade kohta teadusartiklid puuduvad, siis võimalikud avaldatud andmed sõltumata geograafilisest piirkonnast.

Seenhaigused

Nosema ceranae levikut võib soosida soe ja troopiline kliima, kuid *N. apis* on levinud külmemates ilmastikuoludes (Muñoz jt 2014, Papini jt 2017). Viimase kümnendi jooksul on täheldatud *N. ceranae* esinemise sagenemist ja leviku laienemist, mille põhjuseks peetakse imporditud mesilasemade kasutamist. Samas on just mesilasemade asendamist kasutatud *N. ceranae* positiivsete perede arvu vähendamise eesmärgil (Muñoz jt 2014). Leiti, et mesilasperede sügisene nakatumine varroalestaga on seotud *N. apis* infektsiooniga järgmisel kevadel ja lubihaudme puhangud suvel olid seotud eelmise kevade *N. ceranae* infektsiooniga (Hedtke jt 2011). Tabelis 4 (Lisa 5, Ptk 4.1.2. Tulemused) on ära toodud meemesilasi tabanduvate seenhaiguste ülekandeteed ja tabelis 5 (Lisa 5, Ptk 4.1.2. Tulemused) seenhaiguste levik mujal maailmas Eesti jaoks asjakohastes piirkondades.

Viirushaigused

Mitmed uuringud näitavad, et varroalesta ja teatud viirusnakkuste kombinatsioonidel on mesilasperedele oluline negatiivne mõju. Varroalest nõrgestab peret ja muudab mesilaste käitumist, see omakorda loob soodsa keskkonna viirusnakkustele. Mesilasperede hukkumisi on seostatud viirusnakkuste esinemisega. Kõige suuremat tähelepanu on pühendatud deformeerunud tiiva viirusele ja kõige vähem aeglase paralüüsi viirusele. Aeglase paralüüsi viirus on väga virulentne, tapab mesilasi

kiiresti, mistõttu on viiruse levik takistatud. Seega on viimati nimetatud nakkus tarudes harv isegi varroalesta esinemise korral. Tabelis 6 (Lisa 5, Ptk 4.1.2. Tulemused) on toodud meemesilasi tabanduvate viirushaiguste ülekandeteed ja tabelis 7 (Lisa 5, Ptk 4.1.2. Tulemused) viirushaiguste levik mujal maailmas Eesti jaoks asjakohastes piirkondades.

Algloomtõved, *Malpighamoeba mellificae*

Uuringuid selle patogeeni osas on väga vähe. 2004. aastal Türgi loodeosas (Bursa, Balikesiri ja Canakkale provintsid), kus on laialt levinud suured mesilad, läbi viidud noseemoosiuuringu raames testiti positiivseks osutunud proove ka *M. mellificae* suhtes. 12% uuritud 168st Nosema'ga nakatunud taru proovidest olid amööbipositiivsed (Aydin jt 2006).

Türgi lõunaosas Süüria piiri lähedal Hatay regioonis koguti emamesilaste proove 28st tarust, sealjuures 14st hukkunud tarudega mesilast. Emamesilaste tagakehadest tehtud analüüsid näitasid, et 14% emade proovidest leidis *M. mellificae* DNA-d (Muz ja Muz 2009).

Lestade poolt põhjustatavad haigused

Varroatoos

Eesti on tehtud mesilasehaigustest ainuke põhjalik uuring varroa kohta (Mõtus jt 2016). Tulemustest selgus, et aastatel 2012-2013 oli üle kogu Eesti kokku 196 mesilast ja 2439 mesilasperest kogutud proovides 98,5% mesilatest nakatunud varroalestaga. Kõrgest nakkustasemest tulenevalt rakendatakse Eestis pidevalt ka tõrjemeetmeid – 93% mesilatest oli kasutanud varroalesta tõrjet. Nimetatud uuringus ei mõõdetud kahjuks nakkustaset enne ja pärast tõrjemeetmete rakendamist.

Trahheelest

Trahheelest *Acarapis woodi* Rennie tegutseb meemesilaste trahheedes (hingetorudes), kus need lestad ka paljunevad. Emased lestad munevad hingetoru seintele, kus vastsed kooruvad ja arenevad. Ülekande toimumiseks väljub graviidne (munemisvalmis) emane lest mesilase trahheest ja liigub mööda karvu uuele peremehele (Stachurska-Hagen jt 2018). Uuringuid trahheelestade ülekandeteede kohta on vähe. On täheldatud suuremat nakatumist, kui haudme temperatuur on tavapärasest madalam. Viimane asjaolu võib selgitada temperatuuristressist tingitud suremust varakevadel, kui eelneval sügisel oli tarus lestanakkus (McMullan ja Brown 2005).

Trahheelesta uuringuid on tehtud peamiselt Hispaanias: riigi loodeosas Galiitsias uuriti 2008. aastal 99 mesilast perede hukkumise riskitegurite määramiseks ja leiti muude patogeenide seas ka, et 16,2% peredest esines trahheelest (Meana jt 2017). Kogu Hispaaniat hõlmanud proovikogumine näitas 2006. aastal 13% ja 2007. aastal 15,5% trahheelesta levimust (Garrido-Bailon jt 2012). 2010. ja 2011. aastal üle kogu Hispaania 635 mesilast kogutud proovidest oli nakatunud vastavalt 8,3% ja 4% (Cepero jt 2015). Sarnaseid tulemusi nagu 2010-2011. aastal saadi ka 2014-2015. aastal tehtud üleriigilises uuringus. Arvatatakse, et trahheelest ei ole Hispaanias eriti tõsine meemesilaste kahjur, pigem võib see lest olla tarude hävimises kaasteguriks (Alonso-Prados jt 2020).

2002. aastal avastati trahheelest kolmes Lääne-Norra Sogni ja Fjordane'i maakonna mesilas. Arvatavaks nakkusallikaks olid imporditud emamesilased, nagu oli tuvastatud ka Taanis ja Soomes. Mesinikke koolitati järgima regulatsioone, et selle lesta edasist levikut tõkestada. 2003. aastal leiti samas piirkonnas

olevat nakatunud seitse mesilat ja 2005. ning 2006. aastail leiti trahheelesti ühes varasemalt positiivses piirkonnas (Stachurska-Hagen jt 2018).

Tropilaelaps perekonda kuuluvate lestade *T. clareae*, *T. mercedese*, *T. thaii* ja *T. koenigerum* kohta vaadeldaval perioodil Euroopas tehtud uuringuid ei leitud.

Välised lestad

Meemesilase välisparasiidid *A. externus*, *A. dorsalis* ja *A. vagans* on kindlaks tehtud paljudes Euroopa maades, kuid nakkustaset pole peetud ohtlikuks. Rumeenias läbi viidud uuringu abil püüti kindlaks teha riigi lõunaosa mesilasperede võimalikku nakatumist. 35 mesilast võetud proovide (ema- ja töomesilased, haudmega või haudmeta kärjeosad) mikroskoopilise uurimise järel avastati liigiliselt määratlemata akaraapis ühest 12600-st kogutud töomesilasest. Autorite arvates näitab tulemus, et vaatamata lestade olemasolule piirkonna mesilates on kohalikel meemesilastel nendega nakatumise oht piisavalt madal (Sapcaliu jt 2015).

Putukparasiitide poolt tekitatud kahjustused

Mesilasetäi (Eestis veel ei esine)

Mesilasetäi *Braula coeca* (Insecta: Diptera: Braulidae) on kõrgelt spetsialiseerunud mesilaste parasiit, keda on keeruline mesilastarudest tuvastada. Mesilasetäid võib peamiselt leida sellistest mesilaste populatsioonides, kust varroalest on välja tõrjutud, näiteks on teda leitud Šotimaal asuvalt väikeselt Colonsay saarelt (Martin ja Bayfield 2014). Üldiselt on seda parasiiti vähe uuritud ja märgime ära kaks Aafrikas tehtud uuringut: Etioopias Tigray regioonis Wukro Woredas tehtud uuringus leiti, et kesktlääbi 4% haudmeist ja 5,5% täiskasvanud mesilastest olid nakatunud (Gidey jt 2012) ning Angoola lõunaosas läbiviidud uuring tuvastas mesilasetäi esmakordselt aastal 2017 (Rodrigues ja Serrano 2019).

Mis puudutab mesilasetäi ülekandeteid, siis Jordaania tehtud kolm aastat kestnud eksperimentaalsest uuringust selgus, et täide arvukus suurenes varasuvel ning vähenes sügisel. Põhjenduseks tõid autorid kevadel aktiveerunud sigimise ja haudme üles kasvatamisega seotud tegevused ja mesilaste arvukuse tõusu tarus ehk siis suuremad võimalused parasiidi ülekandumiseks läbi füüsilise kontakti (Zaitoun ja Al-Ghzawi 2008).

Väike tarumardikas (Eestis veel ei esine)

Väike tarumardikas (*Aethina tumida* Murray, Coleoptera: Nitidulidae) on endeemne Sahhaara-taguses Aafrikas. See parasiitne putukas on potentsiaalne mesilaseviiruste ja *Paenibacillus larvae* siirutaja. Kaubandusliku liikumise intensiivistumise tõttu levis ta eelmise sajandi lõpus ja käesoleva alguses Ameerikatesse ja Austraaliasse (Lounsberry jt 2010, Mutinelli 2011). Aastal 2004 avastati Portugali tollis USAst Teksasest legaalselt sissetoodud *Apis mellifera ligustica* mesilasemade transpordikastist mardikavastsed, mis olid väga suure tõenäosusega väikese tarumardika vastsed (Murilhas 2004). Kogu saadetis hävitati ning võimalused edasi levimiseks välistati.

Septembris 2014 tuvastati väike tarumardikas Lõuna-Itaalias Calabria piirkonnas mesitarudest klementiiniistanduses, mis asub rahvusvahelise sadama läheduses. Novembris 2014 leiti see parasiit ka

Sitsiilias ühes mesilas. Kogu Calabria piirkonnale ja Sitsiiliale kehtestati mesilaste ja nendega seotud saaduste väljaveo keeld (Mutinelli jt 2014).

Euroopa Toiduohutusameti riskihinnangu (EFSA 2013) kohaselt on olemas mõõdukas risk väikese tarumardika jõudmiseks EL-i riikidesse meemesilase emadega. Selle tõenduseks on eelpool kirjeldatud Portugali juhtum, kus tänu kiirele avastamisele ja asjakohasele reageerimisele tõkestati väikese tarumardika levimine EL-i riiki. Mis puudutab mesindusega mitte seotud tooteid, siis on võimalikeks ohuallikateks imporditud küpsed puuviljad, kasutatud mesindusseadmed ja pinnase osakesed (näiteks imporditud taimede juurtele kinnitunud pinnas või potitaimede muld). Kuid väikese tarumardika sisenemise tõenäosus nakkusevabadesse riikidesse on pigem mõõdukas, kuna tarumardika mune ja vastseid sellistes saadetistes saab olla väga vähesel määral ning selliseid tooteid turustatakse pigem vähe. Näiteks enamus puuviljadest ei ole ohuallikaks, kuna neid transporditakse mitte täielikult valminuna (EFSA 2013).

Vahakoid. Väike vahakoi *Achroia grisella* ja suur vahakoi *Galleria mellonella*: vaadeldaval perioodil (2000 - 2019) asjakohaste uuringute kohta kirjanduse ülevaateid ei leitud.

4.1.3. Kokkuvõte

Mesilase haigustekitajaid ja kahjureid on väga pikk nimekiri, mis ületab oluliselt käesoleva süstemaatilise kirjandusülevaate raames käsitletud parasiitide ja patogeenide loetelu. Väga mitmed parasiidid esinevad peamiselt subtroopilistel ja troopilistel aladel, kuid kliima soojenedes ning kaubavahetuse ja turismitööstuse intensiivistudes on kahjurid ja haigustekitajad oma levilaid laiendamas. Kuigi mesilaste hukkumise sündroomi ei ole seni lõpuni selgitatud, on tõenäoliselt peamiseks faktoriteks parasiidid ja patogeenid, millest esile tõuseb varroalest koos sellega seotud viiruste ja mikrosporiidiga *Nosema ceranae*. Kõige enam uuringuid ongi avaldatud nimetatud parasiitide/patogeenide üksik- või koostoime kohta.

- Kuna uuringud on näidanud, et mesilashaigused/parasiidid levivad kiiremini aladel, kus mesilasperede tihedus on suurem, siis sellest teadmisest tasuks mesinikel ka uute mesilagruppide loomisel lähtuda. Lisaks tuleks läbi viia asjakohane seire, mis keskendub just parasiitide/patogeenide levikule mesilates tänapäeval.
- Kuna intensiivse kaubavahetusega on mesilaste parasiitide/patogeenide geograafiline levik pidevas muutumises, siis tuleks koostada viimase aja uudse teaduskirjanduse põhjal ülevaateartikkel.
- Kuna Euroopa mesilaid (sh Eestit) on tänapäeval ohustamas uued parasiidid ja kahjurid (väike tarumardikas ja Aasia vapsik), siis tuleks koostada põhjalik ülevaade nende levimise ja ülekandumise teedest mesilates, mis annaks sisendi ka riiklikul tasandil tõrjekavade väljatöötamiseks (vt Lisa Wordi faili „Praktilised juhised proovide võtmiseks mesilaste haiguste ja mürgistuse korral“).

4.2. Patogeenide/parasiitide koormus Eesti mesilates, EPILOBEE uuringu täiendav analüüs

Tegevuse eesmärk on analüüsida Euroopa Liidu (EL) mesilashaiguste referentlaboratooriumi (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail – ANSES)

koordineerimisel läbi viidud üleeuroopalise uuringu (EPILOBEE) raames Eesti mesilatest kogutud mesilaste terviseandmeid, et saada ülevaade meilaste patogeenide levikust Eestis ning hinnata nende mõju mesilaste suremusele. Projekti EPILOBEE eesmärk oli selgitada mesilaste suremise olukorda Euroopa Liidus. Selle uuringu üldist ülesehitust on kirjeldatud mujal (Jacques jt 2017).

4.2.1. Metoodika

Proovid koguti koos kaasnevate küsimustikega juba mainitud üleeuroopalise projekti EPILOBEE raames. EPILOBEE 2012–2014 projekt käsitles mesilasperede hukkumise temaatikat 17 Euroopa riigis ning projekti koordineeris ELi mesilaste tervise referentlaboratoorium Sophia Antipolises Prantsusmaal (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail – ANSES). Kogu epidemioloogilise uuringu ülesehitust on kirjeldatud kogu projekti andmestikku analüüsivas publikatsioonis (Jacques jt 2017).

Eestis kaasati juhuvalimi alusel Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti hallatavast mesinike registrist üle kogu riigi 196 mesilat, kus oli kokku 2439 mesilasperet. Mesilasperede arv valitud mesila kohta jäi vahemikku 1-170 (mediaan 14; 75% kvartiil 19). Veterinaar- ja Toiduamet külastas valitud mesilaid proovide võtmiseks kolmel korral: esimene visiit oli 2012. aasta septembris, teine 2013. aasta aprillis ja kolmas 2013. aasta juulis. Igale külastuse ajal täideti küsimustik, mille tulemusi on kirjeldatud üksikasjalikult (Mõtus jt 2016).

Käesoleva uuringu jaoks hinnati igas mesilas suremus, mis arvatati hukkunud mesilasperede osakaaluna mesila kõigist peredest. Hukkunuks loeti mesilaspered, kes kaotati mis tahes põhjusel, välja arvatud röövloomade (pruunkaru, närilised, rähn jne) tõttu.

Kuna 35% mesilatest ei esinenud mesilaste talvist hukkumist, siis talvise suremusega seotud tegurite tuvastamiseks kasutati Tobiti regressioonimudelit. Tobiti regressioonis tsenseeritakse kõik juhtumid, mis langevad üle (või alla) kindlaksmääratud läviväärtuse, samas neid juhtumeid ei elimineerita (Tobin, 1958). Saavutamaks sõltuva muutuja normaaljaotus, transformeeriti talvise suremuse andmed logaritmilisele skaalale. Täismudelisse kaasati muutujad, mille talvise suremusega seose P-väärtus $<0,2$. Wald testi P-väärtust kasutati enam kui kahe tasemega kategooriliste muutujate jaoks ja mesila suurus (jaotati kvartiilide järgi 4 gruppi) kaasati igasse ühemõõtmelisse analüüsi kui võimalikku segavat muutujat. Täismudel hõlmas mesila suurust, ameerika haudmemädaniku olemasolu (jah/ei), varroalestade keskmist arvu (jaotati kvartiilide järgi 4 gruppi), mesila ümbruses olevaid põllumaid (jah/ei), mesila läheduses asuvat linna (jah/ei), mesila läheduses asuvad viljapuuaiad (jah/ei), mesiniku tüüp (hobi, osalise tööajaga või elukutseline), mesindusala staaž, mis määratleti tegevusaastate kaudu ja meemesilaste tõug (Buckfast) ja rassid (*M. m. carnica*, *M. m. ligustica*, kohalik rass *M. m. mellifera* ja hübriidid). Lõpliku mudeli jaoks kasutati muutujate astmelist eemaldamist. Kontrolliti võimalikke koostoimeid ja segajaid (koefitsiendi muutus üle 15% pärast muutuja eemaldamist). Mesilaste suvise suremusega seotud tegurite tuvastamiseks kasutati logistilise regressiooni mudelit. Suvist suremust esines 15% mesilates. Mudeli koostamise strateegiad olid samad, mis meemesilaste talvise suremuse mudelis (kaasa arvatud mesila suuruse ühemõõtmelised mudelid, millele järgnes muutujate astmeline tagasisuunas täismudelist eemaldamine). Esialgne täismudel sisaldas nelja kategooriat: mesila suurus, mesilat ümbritseva põllumaa olemasolu, mesila lähedal asuv linn ja keskmine varroalestade arv.

Kirjeldatud Tobiti regressiooni ja logistilise regressiooni mudelite jaoks kasutati statistikaprogrammi STATA 14.2 (StataCorp LP, College Station, TX, USA).

4.2.2. Tulemused

Meemesilaste patogeenide levik ja seosed suremusega

Meemesilaste talvine hukkumine

Antud töö raames läbi viidud regressioonanalüüsi tulemused mesilaste talvise suremuse ja uuritud riskitegurite vaheliste seoste testimisest on ära toodud tabelis 1 (Lisa 6, Ptk 4.2.2. Tulemused). Mesila suuruse, mis on defineeritud mesilasperede arvu kaudu mesila kohta ja mesilaste talvise suremuse vahel oli oluline positiivne seos ($P = 0,001$). Seos muutus seda tugevamaks, mida suurem oli mesilasperede arv mesilas. Mesilad grupeeriti perede arvu kvartiilide järgi nagu näidatud tabelis 1 (Lisa 6, Ptk 4.2.2. Tulemused). Suurimate mesilate rühmas olid need, kus 20-65 mesilasperet, kuid oli ka üks erind – 170 mesilaga mesila. Erindi eemaldamine mudelist tulemust ei muutnud, seega seda andmestikust välja ei võetud. Kui Eesti andmed kaasati 17 Euroopa riigi konsortsiumi koondandmetesse, siis oli tulemus vastupidine ehk väikestes hobimesilates oli suremus kaks korda suurem (Jacques jt 2017). Autorid järeldasid, et hobimesinikel on väiksemad erialased kogemused. Sarnaselt EPILOBEE konsortsiumi uuringule näitas Hiina mesinike neli aastat kestnud uuring, et suuremaid mesilaid haldavatel kogunud mesinike mesilates oli perede hukkumine väiksem, kui hobimesinikel. Hiina uuringus oli aasta mõju märkimisväärne, teatud aastatel ei olnud suremuse trendid erineva suurusega mesindusettevõtetes alati üldise trendiga kooskõlas (Tang jt 2020). COLOSS konsortsiumi uuring, mis hõlmas 36 riigi 2017 – 2018. aastate tulemusi, raporteeris samuti oluliselt suuremaid kadusid kuni 50 perest koosnevates väikestes mesilates (Gray jt 2020). Austrias läbi viidud uuringus ei ilmnenud seost mesila suuruse ja mesilasperede hukkumise vahel (Morawetz jt 2019).

Varroalesta arv kolooniates on oluliselt mõjutanud meemesilaste talvist suremust. Vastavalt Tobit regressioonimudelile, grupeeriti varroalestaga nakatunud mesilasperede andmed kvartiilide alusel ($P < 0.001$). Seos muutus tugevamaks, kui varroalestade keskmine arv mesilasperes suurenes nagu nähtub tabelis 1 (Lisa 6, Ptk 4.2.2. Tulemused). Mõtus jt. (2016) käsitlevad põhjalikumalt varroaga nakatumise epidemioloogiat ja riskitegureid Eesti mesilates kasutades sama andmekogumit. Guzmán-Novoa jt. (2010) uurisid parasiitidega nakatumise määra, mesilaspere arvu ja toiduvarude mõju talvisele suremusele Kanadas. Nad leidsid, et varroalesta nakkus võib olla peamine tegur, mis põhjustab mesilasperede hukkumist ja populatsiooni vähenemist põhjamaises kliimas. Varroalesta tõrjumisel olid ilmastikutingimused, eriti suvised temperatuurid ja sademed, kõige tugevamad talve üleelamise mõjurid, nagu näitas uuring Ameerika Ühendriikide kirdeosas (Calovi jt 2021). Andmed Šveitsi meemesilaste kohta toetavad ideed, et *V. destructor* on mesilasperede hukkumise võtmetegur, samuti ka koosmõju teiste patogeenide ja konkreetse aasta mõju (Dainat jt 2012). Ilmselt on mesilased muutunud varroalestade suhtes ka tundlikumaks, sest hukkumise on kaasa toonud ka varroaga nakatumise madalamad määrad võrreldes 1980. aastatega (vanEngelsdorp ja Meixner 2010). VanEngelsdorp ja Meixner (2010) töödest selgus, et mesilaspere suutis siis vastu pidada paarile tuhandele lestale; praegu ennustab aga juba 10% nakatumine mesilaspere peatset hukku.

Gram+ bakteri *Paenibacillus larvae* põhjustatud Ameerika haudmemädanik on ülemaailmselt levinud meemesilaste haigus, mille tagajärjel sageli kogu pere hukkub, vaatamata sellele, et tänaseks on meil piisavalt teadmisi selle ohtliku patogeeni kohta (Forsgren jt 2018). Meemesilaste perede talvine suremus oli oluliselt kõrgem Ameerika haudmemädanikuga nakatunud peredes ($P = 0,010$). Lindstrom jt. (2008) näitasid Lõuna-Soomes läbiviidud uuringus, et täiskasvanud mesilaste *P. larvae* spooridega nakatus oli oluliselt seotud vastsete suremusega. Ameerika haudmemädanik koos *Nosema* spp. ja varroalesta nakkusega olid Alžeeria uuringus kodumesilase *Apis mellifera intermissa* hooajalise suremuse peamiseks põhjuseks (Adjlane ja Haddad 2018).

Eesti meemesilaste talvine suremus oli madalam haritavate põllumaade (raps, teravili, kaunviljad või rohumaad) läheduses asuvates mesilates ($P = 0,032$). Tavaliselt eeldatakse, et mesilasi toetab mesilaid ümbritsev looduseskeskkond. Meie andmed näitavad vastupidist – mesilaste talvine suremus oli madalam, kui mesila ümber olid põllumaad. Mudelis esines ka statistiliselt oluline negatiivne seos meemesilase rassi ja talvise suremuse vahel, kui mesilased olid rasside *Apis m. ligustica* ($P = 0,041$) ja *A. m. mellifera* ($P = 0,017$), samas kui üldine seos mudelis mesilaste rassi ja talvise suremuse vahel ei olnud statistiliselt oluline ($P = 0,142$).

Meemesilaste suvine hukkumine

Mesilaste suvist suremust mesila suurus ei mõjutanud ($P = 0,274$) nagu selgus mitme muutujaga logistilise regressiooni mudelist, kus põllumaade lähedus mesila ümbruses näitas negatiivset trendi ($P = 0,078$) suvisele suremusele. Siiski esines positiivne trend suvise suremuse ja suurte, üle 20 perega mesilate vahel ($P = 0,056$). Kooskõla puudumine koondandmete ja üldiste trendidega on seletatav Eesti mesilate suhteliselt tagasihoidliku suurusega (mediaanväärtus 13,5 mesilasperet mesila kohta). Erinevalt talvisest suremusest ei mõjutanud varroalestad Eesti mesilaste suvist suremust. Vaata ka LISA 6, Ptk 4.2.2. Tulemused. Tabel 2.

Mesilaste suvine madalam suremus põllumaade lähedal asuvates mesilates võib viidata sellele, et võrreldes teiste maastikega toetavad põllukultuurid paremini mesilasperede toitumisvajadusi ning põllumaadel kasutatavate putukamürkide ja pestitsiidide kahjulikud toimed ei oma Eestis mesilaste ellujäämisele püsivat mõju. Samas tuleb lisada, et kahe aasta tulemuste põhjal ei saa teha põhjuslikke järeldusi ning sellekohaseid uuringuid tuleb jätkata.

4.2.3. Kokkuvõte

Käesolev uuring tuvastas riskitegureid, mis suurendavad meemesilaste suremust Eesti mesilates. **Mesilaste talvine hukkumine oli kõrgem suure mesilasperede arvuga mesilas.** Seejuures ilmnis positiivne trend meemesilaste suvise hukkumise ja suurte, üle 20 mesilasperega mesilate vahel. Mesilaste talvist suremust mõjutasid oluliselt parasiitllest *Varroa destructor* ja ameerika haudmemädanikku põhjustav bakter *Paenibacillus larvae*.

Vastupidiselt levinud arvamusele, et mesilaste elumust toetab ümbritsev looduseskeskkond, **vähendasid mesilate ümbruses olevad põllumaad meemesilaste talvist suremust.** Samuti oli **suvine suremus**

madalam põllumaade lähedal asuvates mesilates. Ilmselt mõjutas mesilasperede suremust eelkõige suvise korje vähesus juulis ja juunis eelkõige looduskeskkonnas. Põllumaadel kasvab sel ajal mitmeid õitsevaid kultuurtaimi, mis pakuvad rohkelt nektarit ja õietolmu meemesilastele. Kindlasti vajaks see tulemus lisauuringuid suurema valimi ja pikema perioodi jooksul.

Kokkuvõtteks võib öelda, et aastatel 2012–2013 oli mesilaste talvist hukkumist mõjutanud riskitegureid rohkem kui suvist hukkumist mõjutavaid tegureid. Peab siiski rõhutama, et suvisest suremusest mõjutatud mesilate arv oli meie uuringus madal, mis tähendab, et käesoleva uuringu võimsus ei olnud ehk piisav oluliste riskitegurite tuvastamisel. Tõenäoliselt oli oma osa konkreetsete aastate mõjul. Mesilaste pidamise praktikaid ja tervise riskitegureid käsitlevaid uuringuid on Eestis üsna vähe. Uuringuid pikemaajaliste mõjude ja riskide hindamiseks on kindlasti veel vaja.

4.3. Nosema eoste levik ja püsimine

4.3.1. Uuringu taust ja eesmärgid

Aastatel 2012–2014 läbi viidud Euroopa projekt EPILOBEE (täpsemalt ptk. 4.2.) kaardistas mesilaste viiruste ja parasiitsete mikroorganismide levikut Euroopa Liidu liikmesriikides. Projekti käigus võeti 2012. aastal Eestis nosemoosi (=nosematoos) kliiniliste sümptomitega tarudest 197 proovi, millest 30 olid positiivsed ning 2013. aastal koguti Lätist tarudest 194 proovi ja neist 60 olid positiivsed. Kahe erineva liigi (*Nosema apis* ja *N. ceranae*) põhjustatud haiguse püsiv olemus, enesediagnostika raskused ja haiguse kliiniliste sümptomite varieerumine tingisid vajaduse uuringut korrata. Seetõttu võtsime eesmärgiks võtta varasemalt Nosema-positiivseteks osutunud mesilatest proovid, et hinnata haiguse püsivust ja määrata pisieoseliste *N. apis* ja *N. ceranae* levik Eestis ja Lätis.

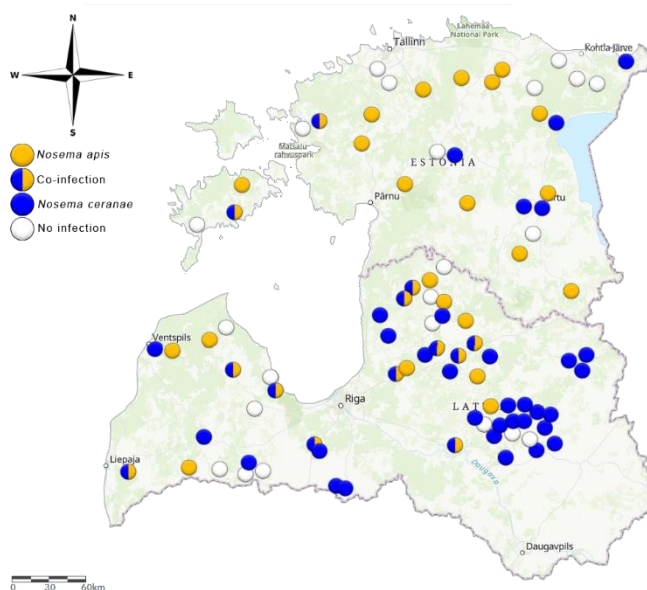
4.3.2. Metoodika

Eestist (2017) ja Lätist (2018) koguti proovid ning need analüüsiti (artikkel avaldatud Naudi jt 2021). Katse valimiks võeti eelnevalt positiivsed olnud mesilagruppide ja tarudest proovid (n=30). Need koguti kevadel (mai): ajal kui meemesilaste vanuseline koosseis oli noorenemas, et saada eoste maksimum mesilase kohta. Proovivõtuaastatel oli kevad üsna külm ja seega mesilaspered olid alles oma arengut alustamas. Iga proovi jaoks koguti kaasaskantava tolmuimeja abil 2-4 lähestikuse taru lennulaudadelt 60 lennumesilast. Proovid pandi plasttopsidesse, jahutati kohe transportimiseks ja hoiti laborianalüüsideni 20 °C juures.

4.3.3. Tulemused

Molekulaaranalüüside tulemustest selgus, et mõlemad *Nosema* liigid on Eestis ja Lätis esindatud, kas liigiti eraldi või koosnakkusena. Liigijaotus kahe riigi vahel varieerus. Eestis oli kõige levinum liik *N. apis*, Lätis enamlevinud aga *N. ceranae*. Eestis oli 30 valimisse võetud mesila kohta *N. ceranae* suhtes positiivseid 17%, *N. apis* suhtes positiivsed 43% ja 7% puhul esines kahe liigi koosnakkus. Ülejäänud 33% valimisse võetud mesilatest nosemoositekitajaid ei tuvastatud. Lätis (n = 60) olid tulemused peaaegu vastupidised: 47% proovidest olid *N. ceranae* positiivsed, *N. apise* suhtes olid 15% positiivsed ja 18%

proovides esines kahe liigi koosnakkus. Ülejäänud 20% valimisse kuuluvatest mesilatest nosemoosi tekitajaid ei tuvastatud (joonis 1).



Joonis 1. Nosemoositekitajate (*Nosema ceranae* ja *N. apis*) levik Eestis 2017. aasta maikuus) ja Lätis 2018. aasta maikuus (ArcGis online).

Eoste hulk

Arvatakse, et haigussümptomid tekivad peredes, milles mesilases on üle 5-6 miljoni eose (Fries jt 1996). Leidsime, et eriti palju eoseid esines mesilates, kus esines kahe liigi kaasnakkus. Kaasnakkuste mediaanarv (eoseid mesilase kohta) oli Eestis umbes 12 miljonit ja Lätis umbes 9 miljonit. Eraldi liikide nakatumiste korral oli *N. apis* keskmine eoste arv Eestis umbes 6 miljonit, *N. ceranae* puhul aga umbes 4 miljonit mesilase kohta. *Nosema* liikide või kaasnakkuse vaheliste eoste arvu statistiliselt olulisi erinevusi ei olnud. Lätis oli *N. apis* eoste arv ligikaudu 1,7 miljonit ja *N. ceranae* puhul umbes 2,4 miljonit eost mesilase kohta, mis oli oluliselt väiksem kui kaasnakkuse korral.

Haigusetekiata leviku muutused ajas Läti näitel

Lätis läbi viidud uuringud näitasid, et viie aasta jooksul olid toimunud *Nosema* liikide levikus olulised muutused. Kui 2013. aastal kogutud positiivsetest proovidest olid olnud 65% seganakkusega (Läti Mesinike Assotsiatsiooni avaldamata andmed), 15% *N. apis* nakkusega ja 20% *N. ceranae* nakkusega, siis 2018. aastal tehtud kordusuuring (samades eelnevalt nakatunud mesilates) näitas teistsugust pilti. Selgus, et *N. ceranae* on oma leviala laiendanud, ning selle pisieoselise osakaal oli tõusnud 47%ni. Seganakkus oli aga vähenenud 18%ni. Vaid *N. apis* nakkust sisaldavate tarude osakaal oli jäänud samaks.

Ligikaudu 20% mesilastest oli 2018. aastal sellised, kus nosemoosi ei tuvastatud. Eestis 2013. aasta kohta andmed Nosema liigilise koosseisu kohta puudusid.

Praeguseks on teada, et võrreldes *N. apis*-ega on *N. ceranae* põhjustatud nosemoos mesilasperedele raskemini talutav ning mesinikul on tema tuvastamine keerulisem. *N. ceranae* massilise leviku korral tuleks kaaluda rutiinsete molekulaarsel meetodil põhinevate analüüside tegemist.

4.3.4. Kokkuvõte

Saadus tulemustest võib järeldada, et *N. ceranae* on agressiivne ja tema levik võib üha laieneda ja tulevikus mesilates suuri probleeme tekitada. Kindlasti on oluline see, et haigusel puudub esialgu konkreetne kliiniline pilt, mistõttu on teda raske tuvastada. Nosemoosi ohu selgitamiseks mesilastele erinevates piirkondades peame teadma haigust mõjutavaid stressitegureid ja mitme erineva haiguse koosmõjusid. Pikas perspektiivis peaksid nii riigisisesed kui ka üle-euroopalised seireprogrammid hõlmama ka *Nosema* levikut ning tulevased uuringud peaksid keskenduma pisieoselistega seotud võrgustike loomisele. Mesilaste haigestumise vähendamiseks on väga oluline, et mesinikud teaksid, kuidas nosemoosi peres ära tunda ja kuidas selle vastu võidelda.

4.4. Insektitsiidi mõju nosemoosiga nakatatud meemesilaste ainevahetuse tasemele ja suremusele

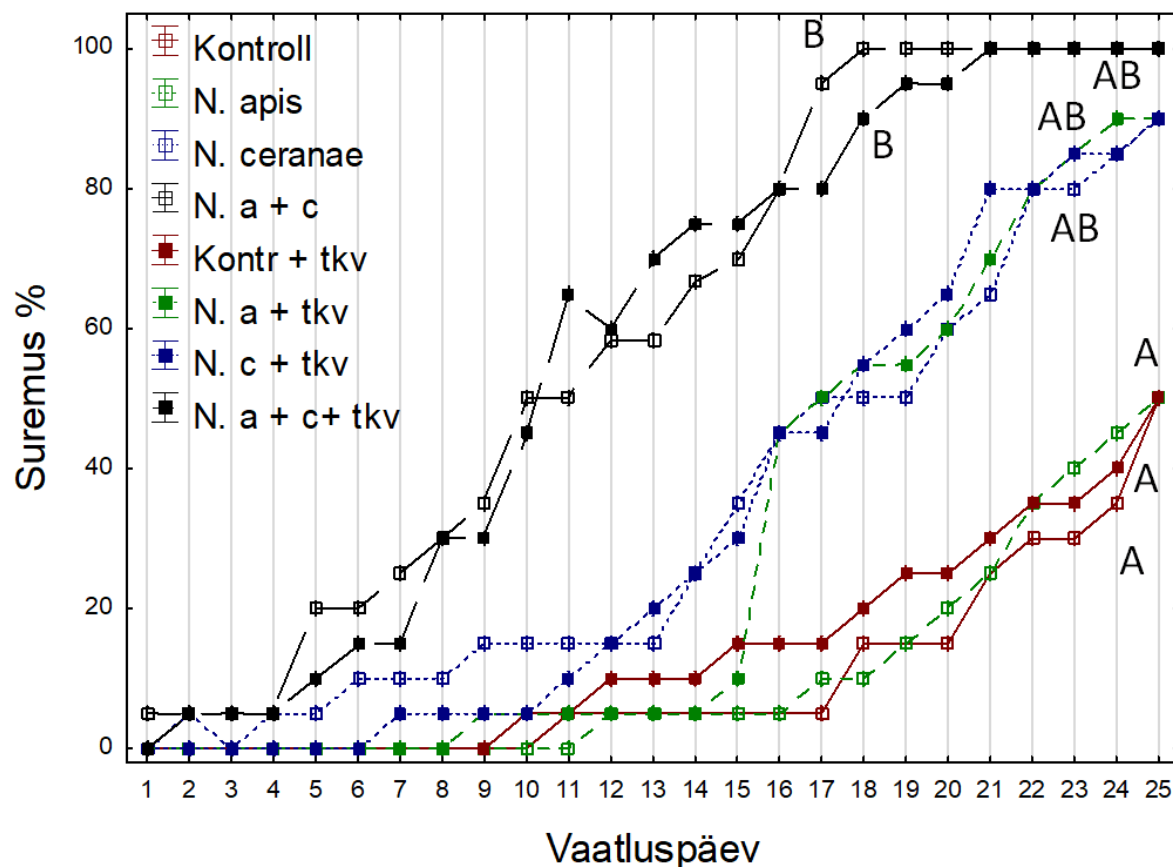
4.4.1. Uuringu eesmärk ja metoodika

Uuringu eesmärgiks oli selgitada, kas kahe nosemoosi tekitaja (*N. ceranae* ja *N. apis*) poolt põhjustatud haigusrisk muutub, kui haiged mesilased puutuvad kokku subletaalse pestitsiididoosiga. Eelnevalt eksperimentaalselt *Nosema* eostega nakatatud meemesilastele manustati toidu kaudu pestitsiidi toimeainet dimetooati (kasutatakse teadustöodes referentsainena, sest selle mõjud mesilastele on hästi teada) ja jälgiti mõju mesilaste suremusele ja ainevahetusele (vt täpsemalt Lisa 7, Ptk 4.4. Materjal ja metoodika kohta).

4.4.2. Tulemused

Ainevahetuse tasemetes olulisi erinevusi töötluste vahel ei esinenud ($p > 0.05$) (vt Lisa 7, Ptk 4.5. Tulemused, joonis 1). Varieeruvused olid suhteliselt suured, küündides alates $V_{CO_2} = 61\text{--}3456 \mu\text{L}$. Sealjuures väikseim mõju ainevahetustasemele registreeriti *N. ceranae* eostega nakatunud mesilastel ja kõrgeim neil *N. apis* eostega nakatunud mesilastel, kes olid omakorda söödaga saanud ka subletaalses koguses dimetooati.

Suremuse pikaaegne jälgimine näitas, et isendite tasemel oli kahe patogeeni korral suremus kõige kõrgem ning subletaalne doos dimetooati seda ei mõjuta (Joonis 2). Koosnakkuse korral ilmnis kiire suremuse tõus juba katse neljandal päeval. *N. ceranae* nakkuse puhul dimetooat suremust ei mõjutanud ja suremus hakkas tõusma alles kahe nädala möödudes. *N. apis* puhul suremus kontrollrühmaga võrreldes ei erinenud, kuid dimetooadi koostoimel tõusis suremus järsult 15-16 päeval saavutades sama taseme kui *N. ceranae* või *N. ceranae* koos dimetooadiga töötlusgrupis.



Joonis 2. Kahe patogeeni (*Nosema apis*, *N. ceranae*) ja subletaalses koguses insektitsiidi (dimetooat) koostoime mesilaste suremusele 25 päeva jooksul (esitatud on mediaanväärtused).

4.4.3. Kokkuvõte

Töö tulemuste põhjal saab öelda, et nosemoos lühendab märgatavalt meemesilaste eluiga, eriti kahe patogeeni koostoimel. Lisaks võivad pestitsiidide subletaalsed doosid haiguse raskusastet süvendada, nägime seda eelkõige muidu leebema mõjuga *N. apis* korral.

4.5. Viiruste ülekandumine meemesilaste ja looduslike tolmeldajate vahel

4.5.1. Uuringu taust ja eesmärgid

Suurem osa teadmisi mesilaste patogeenide ja sealhulgas viiruste kohta pärineb meemesilase uuringutest (Beaurepaire jt 2020). Viiruste oluliseks edasikandjaks ja levitajaks meemesilastel on ektoparasiitllest *Varroa destructor*. Mesilaste patogeenid, sh viirused, levivad enamasti õitel toitumise ajal suukaudselt või kokku puutudes väljaheidetega, mille tulemusel toimub nii liikide vaheline kui ka liigisisene levik (Figueroa jt 2019). Nagu enamiku patogeenide puhul on ka enamik mesilaste viiruseid tuvastatud mitmetes peremeesorganismides (Yañez jt 2020). Lisaks on levinud mitme erinevat liiki

patogeeni kaasinfektsioonid (Budge 2021). Praeguseks teadaolevad mesilaste viirused on levinud üle maailma (Beaurepaire jt 2020).

Selles uuringus käsitleti viiruste ülekandumist meemesilaselt looduslikele mesilastele Euroopa erinevates piirkondades. Teiselt poolt vaadati temperatuuri ja sademete kui kliimaatiliste abiootiliste tegurite mõju viiruste ülekandele.

4.5.2. Materjal ja meetoodika

Analüüsiti 12 (11 riiki) mesilaskoosluse virosfääri erinevates kliimavööndites alates Eestist (Piot ... Mänd ... Karise jt 2022) ja Rootsist kuni Vahemereni. Igas riigis valiti õiterikas ala (ca 100 m², Eestis Tartu botaanikaaed), kust koguti samal päeval samu õisi külastavaid looduslikke mesilasi (a´N=30) ja meemesilasi (a´N=30). Kokku analüüsiti 1227 mesilasproovi (495 mesilast, 476 kimalast, 256 erakmesilast) järgmiste viiruste suhtes: deformeerunud tiiva viirus (DWV), aeglane paralüüsi viirus (SBPV), AKI-viiruse kompleks (st äge halvatusviirus (ABPV), Kashmiri mesilasviirus (KBV) ja Iisraeli äge halvatusviirus (IAPV)) ning arvutati iga kolme mesilasrühma (meemesilased, kimalased, erakmesilased) jaoks viiruse levimus. RNA ekstraheerimiseks kasutati Qiagen Plant RNeasy Plant komplekti (Qiagen). Täpsem meetoodika vt Piot jt 2022.

4.5.3. Tulemused

Kõige levinum viirus nii kogu Euroopas kui ka kolmes mesilasrühmas oli DWV. Kõigi uuritud viiruste levimus oli geograafiliselt väga varieeruv. Viiruste levikut looduslikel mesilastel mõjutasid nii biootilised (viiruste üle kandumine ühelt mesilase liigilt teisele) kui ka abiootilised tegurid (temperatuur ja sademed). Kuna peremeesorganismid e. mesilased on kõik mingil moel ühendatud ühiste toidutaimede kaudu ja viiruste levik võib olla mesilaste kogukonnas mitme peremehega viiruste jaoks mitmesuunaline, ei saa antud uuringus järeldada midagi viiruse leviku suuna kohta. Sellegipoolest leiti tugev seos looduslike mesilaste ja meemesilaste viiruse levimuse vahel laiemas geograafilisele skaalas.

Liikidevaheline viiruste ülekanne

Viiruste ülekandel meemesilastelt looduslikele mesilastele ei täheldatud erinevust kimalaste ja erakmesilaste viiruse levimuse vahel. Eeldati, et erakmesilased toiduspetsialistidena külastavad vaid mõne taimeliigi õisi, seega peaksid nad olema väiksema viiruskoormusega kui kimalased ja meemesilased. Samas võivad nii meemesilased kui kimalased külastada ka erakmesilaste poolt eelistatud taimeliike. Kõik samas piirkonnas olevad mesilased ja õied on nii-öelda omavahel seotud ning seetõttu ei ole leitud vahet erinevate looduslike mesilaste gruppide viiruskoormuses (Rasmussen jt 2021). Viiruste levimus meemesilaste ja looduslike mesilaste vahel on erinevatel viirustel erinev. Nii AKI-viiruse kompleksi kui ka SBPV vahel on tihe positiivne korrelatsioon – kui viiruse levimus looduslikel mesilastel suureneb, on see kõrge ka meemesilastel. DWV puhul ilmneb see seos ainult juhul, kui seda viirust on meemesilastes palju (McMahon jt 2015). Ka käesolev uuring näitab lahknevust viiruse levimuses – DWV on erinevates riikides meemesilastel alati rohkem levinud võrreldes looduslike mesilaste ja teiste

viirustega. See mõnevõrra erinev seos viiruse levimuse vahel erinevatel mesilasliikidel võib olla tingitud erinevustest peremeesorganismi tundlikkusest viiruste suhtes.

Eksperimentaalsed nakkustestid on näidanud, et kõik kolm viirust võivad nakatada nii looduslikke mesilasi kui ka meemesilasi (Fürst jt 2014). Kuid erinevalt looduslikest mesilastest seisavad meemesilased silmitsi parasiitilesta *Varroa destructor* lisamõjuga. Lisaks viiruse levitamise võimele võib see parasiit ise nõrgendada peresid, suurendades viirusnakkuste mõju (Rering jt 2020, Rasmont ja Iserbyt 2012).

Keskkonnast tulenevad mõjud

Hoolimata viiruste leviku suurest erinevusest meemesilastel üle kogu Euroopa, ei leitud meemesilaste puhul mingit seost viiruse levimuse ja keskkonnatingimuste, temperatuuri ja sademete vahel. Vastupidiselt enamikule looduslikele mesilasliikidele on meemesilased väga sotsiaalsed putukad, kes kontrollivad aktiivselt taru kliimat (Jones 2004) ja säilitavad suuri toiduvarusid. Toiduvarude olemasolu võib muuta meemesilastes viiruse dünaamika keskkonnatingimustest sõltumatuks. Lisaks võib mesilaste aktiivne majandamine kaasa aidata viiruste levimusele. Mesindustavad, nagu tarude transportimine ja veevarustus, samuti varroalesta tõrje ja lisaõõtmine, võivad avaldada suurt mõju perede tervislikule seisundile ja viiruste levikule, mistõttu võivad need varjata keskkonnatingimuste potentsiaalselt väiksemat mõju viiruse levimusel.

Seevastu viiruste levimus looduslikes mesilastes oli seotud keskkonnatingimustega. Kliimatingimuste, eriti kuumuse ja põuaga seotud stressi mõju, oli kõigi uuritud viiruste puhul ühtlane. Ebasobivad tingimused võivad põhjustada füsioloogilist ja toitumisalast stressi, mis võib põhjustada peremeespopulatsioonide arvu vähenemist (Rasmont ja Iserbyt 2012) ja seega ka viiruse edasikandumise ja levimuse vähenemist või suurendada viirusnakkuste virulentsust stressist põhjustatud peremeeste tõttu (Manley jt 2017). Teisalt on tõestatud, et alatoitumus mõjutab negatiivselt peremehe kaitsesüsteemi (Brunner 2014), mis võib suurendada viiruste põhjustatud suremust (Dolezal jt 2019), mille tulemuseks on madalam viiruse levimus (De Castro ja Bolker 2004).

Pidades silmas kliimamuutusi, eeldame, et äärmuslike temperatuuride ja liigniiskuse perioodide esinemised sagenevad. Kliimamuutused koos looduslikult esinevate õistaimede liigirikkuse jätkuva vähenemisega võivad veelgi suurendada looduslike mesilaste toitumisstressi, mis võib võimendada patogeeni stressi (Meeus jt 2018), tuues kaasa looduslike mesilaste suurema suremuse. Lisaks nende otsesele mõjule peremeesorganismidele võivad need keskkonnatingimused mõjutada ka viiruseid endid. Kuumus, UV-kiirgus ja põud võivad mõjutada viiruste elujõulisust õitel. Suurenenud sademete hulk võib viirust maha pesta või lahjendada alla selle minimaalse nakkusdoosi, mis vähendab viiruse levikut.

4.5.4. Kokkuvõte

On selge, et viirused levivad looduslikelt mesilaste liikidelt meemesilastele ja vastupidi. Samas on erinevate viiruste puhul levimus erinev ning sõltub peremeesorganismi käitumuslikest ja füsioloogilistest eripäradest. Lisaks võivad keskkonnamuutused põhjustada muutusi ka viiruste levimuses, kuid nende suund ja ulatus ei ole selge.

4.6. Eesti mesinduses kasutatavate varroalesta tõrjevahendite efektiivsus

4.6.1. Eesmärk ja meetodika

Katses testiti erinevate Eesti mesinduses kasutuses olevate varroalesta tõrjevahendite efektiivsust ühe mesila näitel (vt täpsemalt Lisa 8, Ptk 4.6.1. Materjal ja meetodika). Mesilaspered jagati töötluste järgi gruppideks (Apistan, Bayvarol (mõlemad 2014-2016), oblikhappe aurutamine (kõikidel aastatel), Amipol-T (2012) ja Varroadez (2017)). Lisaks töötlustele jälgiti ka töötlemata grupis lestade loomulikku langevust. Kõikide töötluste puhul järgiti ettenähtud raviskeeme.

4.6.2. Tulemused

Meie tulemused näitasid, et lestade arvukus mesilasperes varieerus aastate lõikes oluliselt. Kõigil kolmel aastal leiti statistiliselt oluline erinevus töötlusgruppide vahel. Sünteetiliste preparaate Apistani ja Bayvaroli töötluse vahel statistiliselt olulist erinevust lestade arvukuse töötlusjärgses langevuses ei esinenud, kuid oblikhappe töötlus andis eelmainitutega võrreldes oluliselt parema tulemuse. Kuigi lestade arvukus aastate võrdluses erines, oli tulemus mõlemal aastal samasuunaline: sõltumata lestade algarvust andis oblikhappega töötlemine kordades parema tulemuse kui sünteetilised vahendid.

Kasutatud sünteetiliste preparaate madala efektiivsuse üheks arvatavaks põhjuseks võib olla see, et varroalestad on suures osas saavutanud nende toimeainete suhtes resistentsuse. Resistentsuse väga sagedast esinemist on tõestatud mitmes sellises Euroopa riigis, kus kehtivad tõrjesoovitused ühtede ja samade preparaatidega. Võib arvata, et hetkel on probleem mitte ühes mesilas vaid Eestis laiemalt. Ravimite väike valikuvõimalus on sundinud mesinikke sama vahendit pidevalt, läbi paljude aastate kasutama, kuigi resistentsuse vältimiseks tuleks toimeaineid vahetada vähemalt iga kahe aasta järel. Samade tõrjeainete järjepideval kasutamisel eksisteerib alati oht, et kahjustajal kujuneb välja resistentsus, olgu selleks siis organismis tekkiv või käitumuslik resistentsus. Maggi jt (2017) viisid Argentiinas läbi katse, uurimaks varroalestadel võimalikku resistentsuse teket oblikhappe suhtes. Selle töö raames töödeldi mesilasperesid kaheksal järjestikusel aastal korduvalt oblikhappega. Tulemustest selgus, et oblikhappe oli ka katseperioodi lõpus endiselt efektiivne varroalestadete tõrjel ning resistentsuse ilmingud puudusid.

5. Taimekaitsevahendid ja nende mõjud

Antud peatükis käsitletakse taimekaitsevahendite (TKV) ja mõningate muude saasteainete toksilisust (mee)mesilastele, nende potentsiaalset mõju ja koosmõju. Taimekaitsevahend on vähemalt ühest toimeainest ja abiainetest koosnev vahend taimede või taimsete saaduste kaitsmiseks kahjulike organismide eest. Toimeaineks võivad olla nii kemikaalid, taimeekstraktid, feromoonid kui ka mikroorganismid (sealhulgas viirused), millel on üldine või spetsiifiline toime kahjulikele organismidele või taimedele, taimeosadele või taimsetele saadustele. Tuuakse välja ka et mõned ained võivad

omavahel koostmõjus sünergiliselt mõjuda. Antud aruandes kasutatakse termineid 'pestitsiid' ja 'taimekaitsevahend' sünonüümidena.

5.1. Taimkaitsevahendid Eestis ja nende hinnanguline toksilisus mesilastele

Kõik Eestis lubatud TKV on kantud [Taimkaitsevahendite registrisse](#), mida haldab Põllumajandus- ja Toiduamet. TKV register annab ülevaate nii preparaadi nime kui ka tema toimeaine järgi. Kuigi taimkaitsevahendid sisaldavad lisaks toimeaine(te)le (TKV koostisaine, mis tagab tema eriomase mõju) reeglina ka abiaineid (looduslik või sünteetiline aine, mida lisatakse TKV toime parandamiseks, kuid mida ei kasutata iseseisvalt või TKV põhikoostisosana). Käesolevas uuringus TKV preparaatide toksilisust ei käsitleta, kuna riiklikud statistilised ja EL registriandmed on vaid toimeainepõhised. Vastavalt kasutusviisile, jagatakse erinevad TKV gruppidesse: herbitsiidid, fungitsiidid, insektitsiidid ja kasvuregulaatorid. Antud projekti üks keskne ülesanne oli TKV toimeainete toksilisuse andmete kogumine mesilastele.

TKV registri andmetel oli 2021. aasta oktoobri seisuga Eestis turule lubatud 399 TKV (erinevaid toimeaineid oli 126). Neist oli vabamüügis, ehk ilma igasuguse ostupiiranguta, 47 preparaati. Toimeainete gruppide kaupa oli kõige enam herbitsiide (50%), sellele järgnesid fungitsiidid (32%), kasvuregulaatorid (9%) ja insektitsiidid koos akaritsiididega (8,2%) (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Joonis 1).

Toimeainete mürgisust mesilastele väljendatakse pool-letaalse doosi suurusega – **LD₅₀, µg/mesilane**, s.o. aine hulk, mis surmab 50% testitavatest isenditest. Mida väiksem on LD₅₀ väärtus, seda mürgisema (toime)ainega on tegu. TKV sisaldavad lisaks toimeainele/toimeainetele reeglina ka abiaineid. Lisaks on igal TKV preparaadil kasutuseks ette nähtud **kulunormid**, s.t. TKV kasutatav kogus kas kilogrammides või liitrites 1 ha põllumaa kohta. Seega on oht elustikule (sh tolmeldajatele) sõltuv nii toimeaine enda toksilisusest, selle toimeaine sisaldusest konkreetsetes TKV ja selle TKV kulunormist. Ohtu mesilastele väljendatakse toimeaine kulunormi (g/ha) ja toimeaine akuutse toksilisuse (µg/mesilane) suhtena, mida nimetatakse ohukoefitsiendiks (HQ). Kui HQ<50, loetakse risk mesilastele madalaks.

Projekti tulemusena koostati 69 Eestis lubatud ja enam turustatud toimeaine kohta **andmebaas**, mis koosneb neljast mahukast tabelist, mis kõik on toodud ära Lisas 9. Tabelid sisaldavad infot toimeaine kohta koos vastava CAS-numbriga¹, toimeaine staatuse ja ohtlikkuse kohta; toimeainete mürgisuse kohta (LD₅₀) ([PPDB, Pesticide Properties DataBase](#); [BPDB Bio-Pesticides DataBase](#); [PPDB \(Pesticide Properties DataBase\)](#)), meemesilastele ja teistele mesilaseliikidele; Eestis veel registreerimata, kuid ELs heaks kiidetud 41 toimeaine kohta ([EL pestitsiidide andmebaas](#)).

Nimetatud 69 TKV toimeainet (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Tabelid 1-3) valiti analüüsiks välja järgmiselt: [Statistikaamet](#)ist võeti andmed projekti alguses (2019 a.) kõigi Eestis turustatud 126 TKV toimeaine kohta. Edasise ökotoksikoloogilise teabe kogumiseks valiti nende 126 hulgast toimeained, lähtudes nende aastastest turustuskogusest. Selleks grupeeriti andmed TKV toimeaine liigiti ja iga liigi

¹ CAS nr on Chemical Abstracts Service (CAS) Register'i keemiliste ainete ja ühendite registreerimisnumber, mis võimaldab kemikaale üheselt identifitseerida.

(insektitsiidid, fungitsiidid, herbitsiidid, jne) sees järjestati toimeained aastase turustamise koguse järgi (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Tabel 1) ning edasiseks analüüsiks valiti igast toimeaine liigist (herbitsiidid, insektitsiidid jne) võimalikult võrdne hulk toimeaineid, mida oli enim turustatud. Kuna projekti pearõhk oli mesilastel, võeti edasiseks analüüsiks kõik insektitsiidide toimeained (21 nimetust). Herbitsiidide ja fungitsiidide toimeainete osas valiti välja 20 enim turustatud mõlemast kategooriast ning kõik tollal turustatud kasvuregulaatorite toimeained (6) ja molluskitiidide toimeained (2), mis teeb kokku 69 toimeainet (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Tabel 1). Toimeainete toksilisust mesilastele määratakse akuutsete suukaudsete (OECD 213, 246) ja kontaktsete testide abil (OECD 214, 247). Tabelis 2 (Lisa 9. Ptk 5.1.1. Toimeaine mürgisus meemesilastele...) on nimetatud 69 toimeainet grupeeritud toksilisuse järgi mesilastele vastavalt PPDB (*Pesticide properties database, PPDB*, Lewis jt 2016, Lewis jt 2019, vt Lisa 9 Ptk 5.1.) andmebaasis välja pakutud kriteeriumitele:

- kõrge toksilisusega, $LD_{50} < 1 \mu\text{g}/\text{mesilane}$;
- keskmise toksilisusega, $LD_{50} = 1\text{-}100 \mu\text{g}/\text{mesilane}$;
- madala toksilisusega, $LD_{50} > 100 \mu\text{g}/\text{mesilane}$.

Põhiteksti Tabelis 1 on kokku võetud antud projekti jaoks välja valitud 69 toimeaine jaotus toimeaine liigiti (insektitsiidid, fungitsiidid jne) ja toksilisuse järgi meemesilastele. Kõik 15 mesilastele kõrge toksilisusega toimeainet on insektitsiidid. Siiski on ka umbes pooled antud projekti jaoks välja valitud herbitsiididest ja fungitsiididest mesilastele keskmise toksilisusega, s.t. suhteliselt mürgised (põhiteksti Tabel 1). Siin peab mainima, Tabelis 1 (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis...) ja aruande tekstis märgitud heakskiidu tähtsajad ei pruugi kokku langeda, kuna tabelis on heakskiitu puudutavad andmed 2021 a. detsembri seisuga.

Tabel 1. Ökotoksikoloogilise teabe kogumiseks välja valitud 69 toimeaine jaotus toimeaine liigiti ja toksilisuse järgi meemesilastele. Andmed on võetud Lisa 10 Tabelist 2.

Toimeaine liik	Kõrge toksilisusega $LD_{50} < 1 \mu\text{g}/\text{mesilane}$	Keskmise toksilisusega $LD_{50} = 1 - 100$ $\mu\text{g}/\text{mesilane}$	Madala toksilisusega $LD_{50} > 100$ $\mu\text{g}/\text{mesilane}$	Kokku
Insektitsiidid	15	4	2	21 (30%)
Fungitsiidid	0	11	9	20 (29%)
Herbitsiidid	0	10	10	20 (29%)
Kasvuregulaatorid	0	2	4	6 (9%)
Molluskitiidid	0	1	1	2 (3%)
Kokku:	15 (22%)	28 (40%)	26 (38%)	69 (100%)

Põhiteksti Tabelis 2 on kokku võetud nende TKV toimeainete mürgisus mesilastele, mida on Eestis ajavahemikul 2015-2019 turustatud aastast keskmiselt kõige rohkem ($>10 \text{ t/a}$). Kõige enam turustati

Eestis antud ajavahemikus järgmisi toimeaineid: herbitsiid glüfosaat, fungitsiididsetest tebukonasool, kasvuregulaatoritest kloromekvaat ning insektitsiididest dimetooat. Aastal 2019. oli Eestis turule lubatud umbes 130 erinevat toimeainet, ent lõviosa turustatutest (kaaluliselt) moodustasid vaid kümnekond nimetust. 'Turuliidrid' olid enamasti herbitsiidid ja mesilastele kas madala või keskmise toksilisusega. 'Turuliidritest' kõige mürgisem mesilastele oli fosfororgaaniline insektitsiid dimetooat, ent mille ajapikendus EL ja Eestis kasutamiseks lõppes aastal 2020. Dimetooadi LD₅₀ on 0,1 µg/mesilane, s.t. tegu on mesilastele väga mürgise kemikaaliga, mis on mesilastele ligi 1000 korda mürgisem kui enim turustatud toimeaine glüfosaat, mille LD₅₀ on >100 µg/mesilane (põhiteksti Tabel 2). Seega, ehkki glüfosaat on kaaluliselt absoluutne turuliider, on see mesilastele madala toksilisusega toimeaine.

Tabel 2. Eestis enim turustatud TKV toimeainete 'pingerida' nende keskmise aastase turustuskoguse järgi ajavahemikus 2015-2019 ja nende toimeainete toksilisus meemesilastele. Esitatud on need toimeained, mida on turustatud keskmiselt >10 t/a. Konfidentsiaalseid turustusandmeid pole sisse arvestatud. Andmed on summeeritud Tabelitest 1 ja 2 (Lisa 9. Ptk 5.1. ja 5.1.1.). Turustuskogused: [Statistikaamet](#).

Toimeaine	Toimeaine liik	Keskmine aastatel 2015-2019 turustatud kogus, t/a	Toksilisus meemesilastele (<i>Apis mellifera</i>), LD ₅₀ µg/mesilane*		Toimeaine klassifikatsioon toksilisuse järgi meemesilastele** ja toimeaine staatus***
			Kontaktne LD ₅₀	Suu-kaudne LD ₅₀	
Glüfosaat	herbitsiid	315	>101	104	Madala toksilisusega, põhinimekirjas
Kloromekvaat	kasvu-regulaator	63	>65.2	>80.2	Keskmise toksilisusega, põhinimekirjas
MCPA****	herbitsiid	56	>200	>200	Madala toksilisusega, põhinimekirjas
Metasakloor	herbitsiid	29	>100	>72.2	Keskmise toksilisusega, põhinimekirjas
Aklonifeen	herbitsiid	26	>102	>107	Madala toksilisusega, asendust vajav
Tebukonasool	fungitsiid	23	>200	>83.05	Keskmise toksilisusega, asendust vajav
Dimetooat	insektitsiid	18	0.1	0.1	Kõrge toksilisusega, heakskiit lõppenud
Mepikvaat	kasvu-regulaator	10	>100	>107.4	Madala toksilisusega, põhinimekirjas

*LD₅₀ – poolletaalne doos, % (Half-Lethal dose, %); aine kogus, mis surmab 50% isenditest testitavast populatsioonist. Andmed võetud [PPDB andmebaas](#)ist (Lisa 9. Ptk 5.1.1. Toimeaine mürgisus meemesilastele..., Tabel 2).

**Taimekaitsevahendite klassifitseerimine nende toksilisuse alusel meemesilastele: kõrge toksilisusega, LD₅₀<1 µg/mesilane; keskmise toksilisusega, LD₅₀=1-100 µg/mesilane; madala toksilisusega, LD₅₀> 100 µg/mesilane. Allikas: [PPDB andmebaas](#).

*** toimeaine staatus vastavalt määrusele (EL) nr 1107/2009 (põhinimekirjas, heakskiit lõppenud, asendust vajav);

****2-methyl-4-chlorophenoxyacetic acid

5.1.1. Toimeaine toksilisus mesilastele

Meemesilasi (*Apis mellifera*) puudutavaid toksilisuse andmeid (vastavalt CLP-määrusele (EL) nr 1272/2008) leiti kõigi uurimiseks valitud 69 toimeaine kohta, v.a. fumigant magneesiumfosfiid. Tabelis 2 (Lisa 9. Ptk 5.1.1 Toimeaine mürgisus meemesilastele...) on esitatud nende ainete akuutse toksilisuse andmed [PPDB andmebaasist](#), kus igaühe kohta on LD₅₀ väärtused nii suukaudse kui kontaktse kokkupuute puhul ja kõik toimeainete nimetused on lingitud PPDB andmebaasiga. Mõlema kokkupuuteviisi puhul on PPDB andmebaasis esitatud **väikseim** LD₅₀ väärtus 24, 48 või 72 h kontakti puhul. Tabelis 2 (Lisa 9. Ptk 5.1.1 Toimeaine mürgisus meemesilastele...) esitatud toimeaine klassifitseerimisel lähtuti samuti väiksemast LD₅₀ väärtusest.

On ootuspärane, et kõigist taimekaitsevahenditest on meemesilastele kõige ohtlikumad insektitsiidid. Meemesilastele 9 kõige mürgisemat insektitsiidi toimeainet, mille suukaudse või kontaktse LD₅₀ väärtused olid kõigil isegi alla 0.1 µg/mesilane olid järgmised: abamektiin (avermektiini 'perekonnast'), deltametriin ja tsüpermetriin (püretroidid), beeta-tsüflutriin ja alfa-tsüpermetriin (püretroidid), lambda-tsühalotriin (püretroid), tiametoksaam ja imidaklopriid (neonikotinoidid) ning metiokarb (karbamaatne) (vt Lisa 9. Ptk 5.1. ja 5.1.1. Tabel 1 ja 2). Meemesilastele keskmise toksilisusega toimeainetest on insektitsiide 4: asadiraktiin A, tau-fluvalinaat, tiaklopriid, ja pümetrosiin. Kaks insektitsiidi on madala toksilisusega toimeainete seas: parafiinõli ja spirodiklofeen.

5.1.2. Toimeainete toksilisus teistele mesilasliikidele

Taimekaitsevahendite toimeainete mürgisuse andmed teistele mesilasliikidele (kombineeritud tabel meemesilastega) on kokku võetud Tabelis 2 (Lisa 9. Ptk 5.1.1. Toimeaine mürgisus meemesilastele...). Uuritud toimeainest leidus teistele mesilasliikidele andmeid kokku 25 toimeaine kohta (15 insektitsiidi, 6 fungitsiidi, 3 herbitsiidi ja 1 kasvuregulaator). LD₅₀ väärtusi esitati järgmiste mesilasliikide kohta: *Bombus terrestris*, *Osmia bicornis*, *Osmia lignaria*, *Megachile rotundata*, *Melipona quadrifasciata*, *Nannotrigona perilampoides*, *Nomia melanderi*, *Scaptotrigona postica* ja *Trigona spinipes*. Peamiselt on andmed pärit [PPDB andmebaasist](#), enim oli andmeid kimalaseliigi *Bombus terrestris* kohta (63% tulemustest), kusjuures domineerisid kontaktse toksilisuse andmed.

Toimeained klassifitseeriti toksilisuse alusel teiste mesilasliikide kõige tundlikuma liigi LD₅₀ alusel: näiteks tiaklopriidi puhul oli kimalasele *Bombus terrestris* LD₅₀ väärtus >100 µg/mesilane, ent LD₅₀ väärtus müürmesilasele *Osmia bicornis* oli 1.16 µg/mesilane ja liigile *Nannotrigona perilampoides* isegi LD₅₀=0.007 µg/mesilane, seega klassifitseeriti see toimeaine antud projektis kui 'kõrge toksilisusega' muudele mesilasliikidele (Lisa 9. Ptk 5.1.1. Toimeaine mürgisus meemesilastele..., Tabel 2). Kõrge toksilisusega oli 25 toimeaine seas 12 (kõik insektitsiidid), keskmise toksilisusega 7 (3 insektitsiidi ja 4 fungitsiidi) ja madala toksilisusega 6 (3 herbitsiidi, 2 fungitsiidi ja 1 kasvuregulaator).

Kuna kimalaste kohta oli enim andmeid, siis saab väita, et neile tolmeldajatele (nagu ka meemesilastele) olid kõige mürgisemad TKV toimeainetest just insektitsiidid toimeained, millest omakorda olid mürgisemad tiametoksaam, imidaklopriid, indoksakarb ja abamektiin, mille kõigi nelja toimeaine suukaudne LD₅₀ oli <0.1 µg/mesilane.

Herbitsiididel oli madala toksilisusega toimeaineid kokku 6: diflufenikaan, metribusiin, dimetenamiid-P. Siia kategooriasse kuulub kasvuregulaator etefoon ja fungitsiidid toimeained protiokonasool ja metkonasool.

Toksilisuse andmete võrdlus meemesilaste ja teiste mesilasliikide vahel näitas järgmisi tendentse: kui toimeaine oli kõrge toksilisusega meemesilastele, oli ta reeglina kõrge toksilisusega ka teistele mesilasliikidele. Sama tendentsi oli näha ka madala toksilisusega toimeainete puhul – toimeaine, mis oli madala toksilisusega meemesilastele, oli seda ka kimalastele. Samas, kui toimeaine oli meemesilastele **keskmise toksilisusega**, oli toimeaine teistele mesilasliikidele kas kõrge toksilisusega või madala toksilisusega (Lisa 9. Ptk 5.1.1 Toimeaine mürgisus meemesilastele..., Tabel 2).

5.1.3. Aastased turustuskogused, staatus² TKV registris ja seos toksilisusega

Toimeainete staatust kirjeldatakse vastavalt määrusele (EL) nr 1107/2009 – põhinimekirjas, heakskiit lõppenud, asendust vajav. Europa komisjoni Statistikaameti (Eurostat) andmetel püsis TKV müük Euroopa Liidus aastatel 2011–2018 stabiilsena, ulatudes 360 000 tonnini aastas. Eurostati andmetel müüdi Eestis 2018. aastal 636 tonni taimekaitsevahendeid, mis moodustas kogu EL-28 müügist 0,15%. Arvutatuna põllumaa hektari kohta oli Eestis aastane TKV kasutus 2016-2018 ajavahemikus 0,60 – 0,74 kg, mis on märkimisväärselt vähem kui enamikes EL riikides.

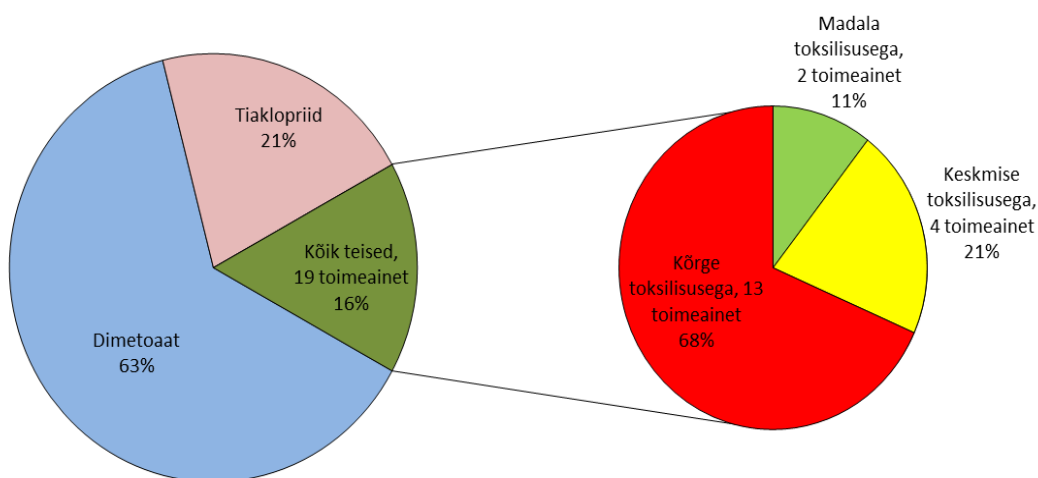
Kokku turustati 2020.a Eestis TKV erinevaid toimeaineid kokku 784 tonni (vt Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Joonis 2). TKV turustamine/kasutamine võib aastast-aastasse kõikuda nii ilmastikutingimuste (nt sademed, temperatuur) kui ka taimekahjustajate esinemise muutumise tõttu. Tuleb silmas pidada ka seda, et tegelikult kasutatud TKV kogused võivad statistikas kajastatust erineda: statistika esitamisel lähevad arvesse ainult põllumajanduslikud kasutusandmed, samas kui turustamise kohta käivad andmed sisaldavad ka kodumajapidamistes ja teede/raudteede hoolduses kasutatavaid. Erisus tuleb ka statistika meetodist: turustuse puhul vaadatakse toimeaineid, kasutuse puhul preparaate.

Tabelis 1 (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis...) on pingereastatud TKV toimeained aastase keskmise müügikoguse alusel TKV toime liigiti (insektitsiidid, fungitsiidid jne). Kuna antud projekt keskendub mesilastele, siis vaatame siinkohal detailsemalt just putukamürkide müügikoguseid: 2020. aastal lõppes ajapikendus kahe 'absoluutse turuliidri' dimetooadi (fosfor-orgaaniline insektitsiid; 18 t/a; mesilastele kõrge toksilisusega) ja tiaklopriidi (neonikotinoidne insektitsiid; 6 t/a; mesilastele keskmise toksilisusega) kasutamiseks. Kaaluliselt enam on turustatud ka deltametriini (0,68 t/a; põhinimekirjas), tsüpermetriini (0,47 t/a; põhinimekirjas), alfa-tsüpermetriini (0,35 t/a; heakskiit lõppenud) (kõik mesilastele kõrge toksilisusega, püretroidid) ning magneesiumfosfiidi (1,7 t/a) ja alumiiniumfosfiidil (0,330 t/a) (vesinikfosfiidi vabastavad anorgaanilised fumigandid; mõlemad mesilastele kõrge toksilisusega, põhinimekirjas). Fumigante (magneesium- ja alumiiniumfosfiid) kasutatakse tühjade laoruumide kahjuritõrjeks ja mesilased nendega sellise kasutusviisi puhul ilmselt kokku ei puutu (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Tabel 1).

Mesilastele kõrge toksilisusega fosfororgaaniline insektitsiidne toimeaine dimetooat (aastatel 2015–2019 keskmine turustatud kogus 18 t/a) moodustas kaaluliselt üle 60% kõikidest Eestis turustatud insektitsiididest) (Põhiteksti Joonis 1; Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis..., Tabel 1) ja mesilastele keskmise

² toimeaine staatus vastavalt määrusele (EL) nr 1107/2009 (põhinimekirjas, heakskiit lõppenud, asendust vajav)

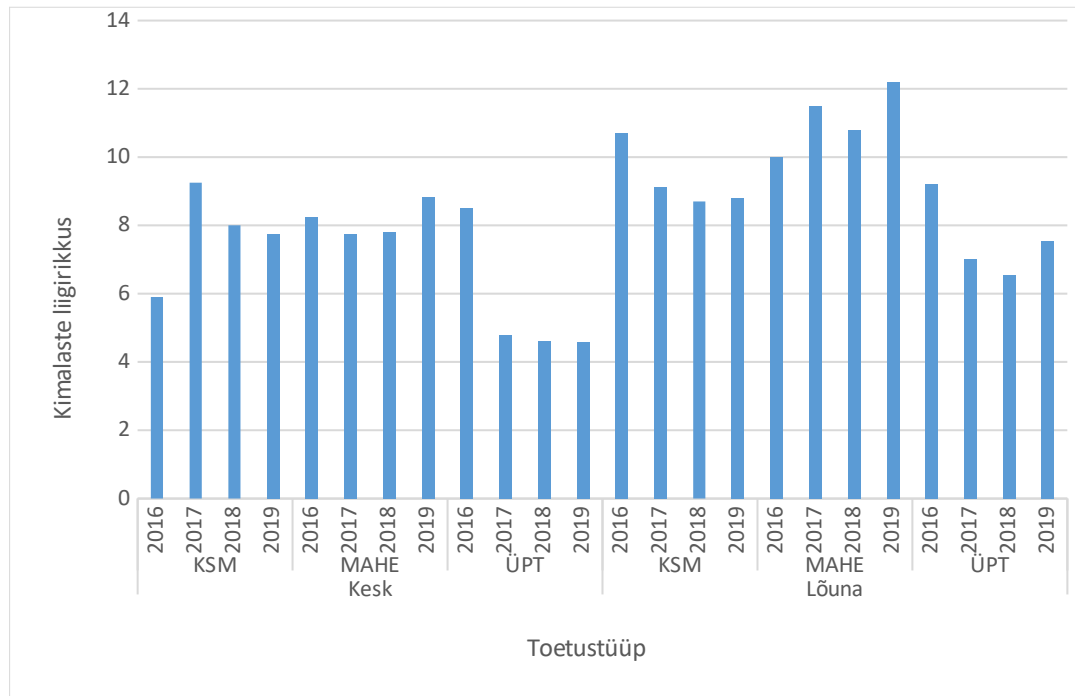
toksilisusega neonikotinoidne insektitsiid tiaklopriid (2015–2019 keskmine turustatud kogus 6 t/a), kaaluliselt üle 20% kõikidest turustatud insektitsiididest. Ülejäänud insektitsiidid (19 toimeainet) moodustasid kõigest 16% senisest keskmisest insektitsiidide turustamiskogusest (kokku <5 t/a) ja jagunesid järgmiselt: heakskiit lõppenud (8 toimeainet; aastatel 2015–2019 keskmine turustatud kogus umbes 0,85 t/a) ja üks asendust vajav toimeaine (lambda-tsühalotriin; aastate 2015–2019 keskmine turustatud kogus 0,07 t/a) *mesilastele erineva toksilisusega* – LD₅₀=0,004-200 µg/mesilane ning kehtiva heakskiiduga *kõrge toksilisusega* (7 toimeainet; 2015-2019 keskmine turustatud kogus umbes 3,4 t/a), *keskmise toksilisusega* (2 toimeainet: tau-fluvalinaat ja asadiraktiin A; 2015–2019.a keskmine turustatud kogus vastavalt 0,25 ja 0,002 t/a) ning *madala toksilisusega* (1 toimeaine: parafiinõli; 2015–2019 keskmine turustatud kogus 0,06 t/a) (Joonis 1).



Joonis 1. Eestis turustatud insektitsiidide toimeainete kaaluline jaotus (kogus ja %) seisuga november 2020 (vasakpoolne paneel). Kokku turustati 2015-2019. a keskmiselt 29 tonni insektitsiide aastas, sh 21 erinevat nimetust toimeainet, millest dimetoaadi ja tiaklopriidi ajapikendus kasutamiseks lõppes 2020. a. Parempoolne 'paneel' kujutab endast 19 insektitsiidse toimeaine jagunemist toksilisuse alusel meemesilastele. Andmed on võetud (Lisa 9. Ptk 5.1. ja 5.1.1. Tabelid 1 ja 2).

Kõikides analüüsiks võetud toimeainete toksilisuse gruppides (meemesilastele) ja enamuses taimekaitsevahendite toime gruppidel oli lisaks põhinimekirjas olevatele toimeainetele (kokku 40) nii asendust vajavad toimeained (kokku 11) kui ka selliseid toimeaineid, millele ei ole EL-s heakskiidu perioodi enam pikendatud (kokku 18) (Põhiteksti Joonis 2). 15. TKV toimeainest, mis on meemesilastele kõrge toksilisusega, on kõik insektitsiidid, millest 7. heakskiit on lõppenud, 1 asendust vajav toimeaine (lambda tsühalotriin) ja 7 põhinimekirjas (abamektiin, deltametriin, tsüpermetriin, metüülpirimifoss, indoksakarb, alumiiniumfosfiid ja magneesiumfosfiid) (Lisa 9. Ptk 5.1.1. Toimeaine mürgisus meemesilastele..., Tabel 2). Üks kolmandik TKV toimeainetest, mis on küll mesilastele keskmise ja madala

toksilisusega (s.t. mesilaste aspektist pehmem variant kui kõrge toksilisusega toimeained), eemaldatakse kasutusest (heakskiit lõppenud) või siis on asendust vajavad toimeained (Põhikeksti Joonis 2).



Joonis 2. Analüüsiks valitud 69 toimeaine jagunemine taimekaitsevahendite toime liigi alusel vastavalt EL regulatoorsele staatusele (vastavalt määrusele (EL) nr 1107/2009 - põhinimekirjas, heakskiit lõppenud, asendust vajav, põhinimekirjas). Paneelidel olevad numbrid vastavad toimeainete arvule vastavas kategoorias. Andmed on võetud Lisa 9, Tabelist 1.

Insektitsiididest on põhinimeskirjas kokku 10 toimeainet (sh fumigandid Mg- ja Al-fosfiid), mida on turustatud alates 0.002 t/a (asadiraktiin) kuni 1.7 t/a (Mg-fosfiid). Enamik neist toimeainetest on mesilastele kõrge toksilisusega (7 tk), ent 2 insektitsiidset toimeainet on ka keskmise toksilisusega (taufluvalinaat; 0.25 t/a) ja asadiraktiin (0.002 t/a) ja 1 toimeaine on ka madala toksilisusega (parafiinõli, 0.06 t/a).

Fungitsiididest on põhinimeskirjas kokku 9 toimeainet, mida on turustatud alates 1 t/a (metrafenoon) kuni 9.5 t/a (protiokonasool). Nende toimeainete seas ei ole ühtegi kõrge toksilisusega toimeainet. Neli neist toimeainetest on mesilastele keskmise ja 5 madala toksilisusega. Madala toksilisusega toimeained on boskaliid (9.2 t/a), püraklostrobiin (2.5 t/a), fluopüraam (1.5 t/a), biksafeen (1.2 t/a) ja metrafenoon (1 t/a).

Herbitsiididest on põhinimekirjas 14 toimeainet, mida on turustatud alates 1.4 t/a (dimetenamiid-P) kuni 315 t/a (glüfosaat). Nende toimeainete seas ei ole ühtegi kõrge toksilisusega toimeainet. Kokku 8 toimeainet on mesilastele madala toksilisusega, sh ka suurte turustusmahtudega toimeained glüfosaat (315 t/a) ja MCPA (56 t/a).

Kasvuregulaatorite toimeainetest on põhinimekirjas 5, mida on turustatud alates 0,6 t/a (prohkesadioon-kaltsium) kuni 63 t/a (kloromekvaat). Nende toimeainete seas ei ole ühtegi kõrge toksilisusega toimeainet ja vaid kloromekvaat on keskmise toksilisusega ja ülejäänud 4 on madala toksilisusega, sh mepikvaat (10 t/a), etefoon (4,9 kg/a ja etüültrineksapak (4,1 t/a).

Mõlemad põhinimekirjas olevad **molluskitsiidid** (raudfosfaat ja metaldehüüd) on mesilastele keskmise toksilisusega ja neid on turustatud vastavalt 0,2 ja 1,6 t/a.

Seega on TKV põhinimekirjas olevatest toimeainetest mesilastele toksilisuse tõttu problemaatilised just insektitsiidse toimeained, sest lõviosa neist on mesilastele kõrge toksilisusega. Ülejäänud toimeainete osas (fungitsiidid, herbitsiidid, kasvuregulaatorid, molluskitsiidid) on kõik põhinimekirjas olevad toimeained mesilastele kas madala või siis keskmise toksilisusega.

5.1.4. Mesilasi puudutav toksilisuse informatsioon TKV infolehtedel

Ökotoksikoloogilise informatsiooni teabe leidumust vaadeldi ka kasutajatele mõeldud TKV infolehtedelt. TKV eestikeelsed infolehed on kättesaadavad Põllumajandus- ja Toidumeti kodulehelt. Positiivse aspektina saab siin välja tuua, et viimastel aastatel on vastavad Eesti ametkonnad teinud tolmeldajate ja keskkonna kaitsmise eesmärgil ära suure töö ning on korrigeeritud ja ühtlustatud insektitsiidide infolehti, mis nüüd sisaldavad ka mesilaste ja teiste tolmeldajate kaitseks taimekaitsevahendile lisatavat teavet (sh ohu- ja hoiatuslauset SpE 8 – *Mesilastele ohtlik/Mesilaste ning muude tolmeldavate putukate kaitsmiseks mitte kasutada põllumajanduskultuuride õitsemise ajal/Mitte kasutada aktiivsel korjealal/Kasutamise ajaks ning peale töötlemist tarud eemaldada või katta kinni/Õitseva umbrohu olemasolu korral mitte kasutada/Umbrohi enne õitsemist eemaldada/Mitte kasutada enne/...³*). Kahjuks on muukeelne informatsioon raskesti kättesaadav, kui üldse.

5.1.5. Potentsiaalsed madala toksilisusega toimeained

Ühest küljest on hea märk, et ohtlike toimeaineid tasapisi kasutusest/turult kõrvaldatakse, teisalt on oht, et TKV valik põllumehele jääb napiks. Tänapäeva rohepöörde kontekstis otsisime 'rohelisemat' lahendust ka mesilastele ohutute TKV osas. Selleks vaatasime läbi taimekaitsevahendite toimeained, mis on EL-s heakskiidetud, ent Eestis veel registreerimata (kokku üle 400 toimeaine) ja valisime nende seast välja 41 toimeainet, mille kasutamise mõttekust Eestis võiks edaspidistes uuringutes analüüsida (Lisa 9. Ptk 5.1.5. EL heakskiidetud..., Tabel 4).

Valiku tegime järgmiste kriteeriumide järgi: toimeaine on mesilastele madala toksilisusega ($LD_{50} > 100$ µg/mesilane), toimeaine ei ole asendust vajav ja toimeaine heakskiit EL-s kehtib vähemalt 2023 aastani. Nende 41 hulka kaasasime siiski ka mesilastele keskmise toksilisusega fungitsiidse toimega loodusliku L-askorbiinhape ($LD_{50} > 4,5$ µg/mesilane) ning ja bioloogilise insektitsiidi *Isaria fumosorosea* ($LD_{50} > 20$ µg/mesilane), mida lubatakse kasutada nt kasvuhoonetes, kus mesilaste kokkupuude sellega ei ole

³ Komisjoni määrus (EL) nr 547/2011, 8. juuni 2011, millega rakendatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrust (EL) nr 1107/2009 seoses taimekaitsevahendite märgistamise nõuetega, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX:02011R0547-20130701#M1-11>

tõenäoline. Nende mesilastele madala toksilisusega toimeaine seas oli 13 insektitsiidi, 22 fungitsiidi, 6 herbitsiidi ja 0 kasvuregulaatorit.

Need 41 toimeainet (Lisa 9. Ptk 5.1.5.EL heakskiidetud..., Tabel 4; Põhiteksti 5.1.5. Joonis 3) on meie arvates võimalik alternatiiv kasutusest eemaldatud või lähitulevikus eemaldatavatele toimeainetele mesilastele ohutuse vaatepunktist ja mille osas soovitame algtada uuringuid, kas need toimeained sobivad kasutamiseks ka Eesti tingimustes. Paraku oli nende 41 toimeaine seas ainult 13 madala riskiastmega toimeainet (Lisa 9. Ptk 5.1.5. EL heakskiidetud..., Tabel 4). Need 13 toimeainet võiks esimeses järjekorras üle vaadata Eestis registreerimiseks ja kasutamiseks, sealhulgas ka ülevalpool mainitud mesilastele keskmise toksilisusega insektitsiidi *Isaria fumerosa*. Lõviosa (10) neist mesilastele ohututest ja madala riskiastmega toimeainetest on bio-fungitsiidid ja 3 bio-insektitsiidid ja selles valikus ei ole paraku ühtegi herbitsiidi (Põhiteksti Joonis 3). Euroopa Liidu põhjatsooni riikides registreeritud on sellised madala riskiastmega toimeained nagu näiteks *Akanthomyces muscarius* Ve6 ja laminariin Taanis, *Isaria fumerosa* Soomes ja *Phlebiopsis gigantea* Rootsis ja Soomes.

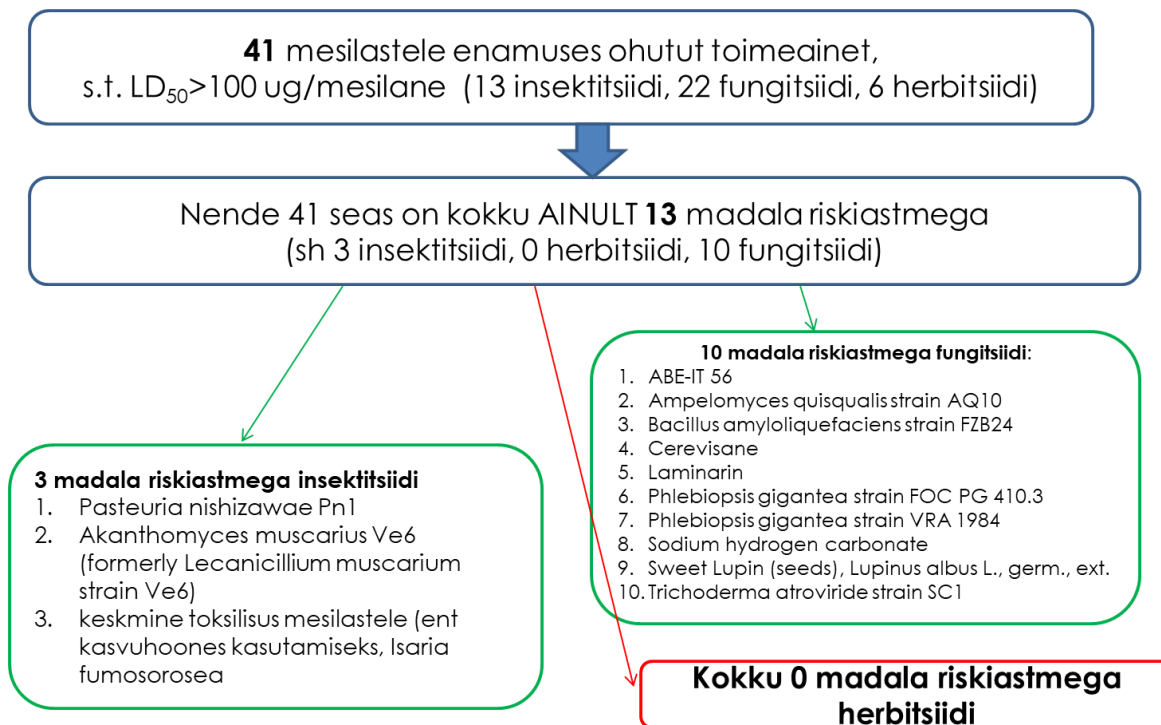
Käesolevas projektis esitatakse ülalnimetatud ainetest loetelu ja hinnang ohutusele mesilaste seiskohast. Enne reaalsete soovitude andmist praktikutele on vaja tellida konkreetsed, Euroopa põhjaregioonis läbi viidavad kultuuripõhised uuringud. Mikroorganismide toime sõltub keskkonnatingimustest kaugelt enam kui kemikaalidel. Ära–kadunud neonikotinoidsete ainete asenduseks on mesilase ohutuse seisukohast testimisel sulfoksafloor (EMÜ labor, vt põhiteksti peatükk 5.5), flupüradifuroon ja tsüaantraniliprool (Horizon 2020 projekt PoshBee).

Kõigist Eesti turule lubatud umbes 400 preparaadist on vaid 11 bioloogilised ja 2 mehaanilise toimega (mõlemad kvartslüiva-põhised). Erinevaid toimeaineid oli 8: Asadirahtiin A (troopilise neemipuu seemnete tuumadest saadud taimne ekstrakt; insektitsiid; aastatel 2015-2019 keskmine turustatud kogus umbes 2,5 kg/a), *Bacillus subtilis* QST 713 (fungitsiid; 0 kg/a), *Gliocladium catenulatum* J 1446⁴ (fungitsiid; 0 kg/a), *Phlebiopsis gigantea* VRA 1835⁵ (fungitsiid; 0 kg/a), *Streptomyces* K 61⁶ (fungitsiid; 0 kg/a), *Trichoderma harzianum* T-22 (fungitsiid; Statistikameti turustatud taimekaitsevahendite toimeainete andmebaasis ainet ei ole), verejahu (repellent, kasutamiseks dekoratiivtaimede ja okas-ja lehtpuude kaitseks loomade eest; turustamise koguste avaldamist ei võimalda andmekaitse põhimõte) ja lambarasv (repellent, dekoratiivtaimede, okas-ja lehtpuude ja rapsi kaitseks loomade eest; 2015-2019.a; 0 kg/a). Mehaanilisi TKV oli registris 2 – mõlemates toimeaineks kvartslüiv ja mõeldud okas-ja lehtpuude kaitseks hirvlaste eest (2015-2019; 0 kg/a). Seega on enamik TKV registris olevatest bioloogilistest preparaadidest fungitsiidid ja neid praktiliselt ei ole turustatud.

⁴ Anmebaasis BPDG nimetuseks *Clonostachys rosea* strain J1446, vastavateks TKV preparaateks Prestop ja Prestop Mix

⁵ TKV registris on kaks preparaati selle toimeainega: Rotstop ja Rotstop C, mida kasutatakse juurepessi *Heterobasidion annosum* tõrjeks okaspuudel.

⁶ Aktinomütseet *Streptomyces* K61 (endine nimi *S. griseoviridis*) on biofungitsiidi Mycostop toimeaineks ja seda kasutatakse ennekõige seenhaiguste kaitseks taimede kasvusubstraadis.



Jooni 3. Toimeained (mesilastele madala toksilisusega, s.t. LD₅₀>100 µg/mesilane, ja lubatud kasutada Euroopa Liidus, ent Eestis seni registreerimata), mille osas soovitame algatada uuringuid, kas need toimeained sobivad ka Eesti tingimustes. Nende 41 seas on 13 toimeainet, mis on samaaegselt ka madala riskiastmega toimeained (EL) nr 1107/2009 (10 fungitsiidi, 3 insektitsiidi, 0 herbitsiidi). NB! Erandlikult kaasasime nende 13 hulka ka madala riskiastmega bio-insektitsiidi *Isaria fumosorosea*, mis on mesilastele küll keskmise toksilisusega (LD₅₀ >20 µg/mesilane), ent lubatud kasutada kasvuhoonetes, kus mesilaste kokkupuude sellega ei ole tõenäoline. Andmed on võetud Tabelist 4, Lisa 9. Allikad: [EU pestitsiidide andmebaas](#) ja [BPDB](#).

5.1.6. Muud saasteained

Teaduspublikatsioonidest otsisime andmeid ka mesilastele potentsiaalselt ohtlike muude saasteainete (nt raskmetallid) kohta. Otsing tehti 2020. a esimeses pooles, kasutades andmebaasi *Web of Science* (WoS) ajavahemikku 1992–2020. Otsisõnadeks olid „pollution“, „contamination“, „bee*“ ja „pollinator*“ erinevates kombinatsioonides. Otsisõna „heavy metal“ andis rohkesti mitte-asjakohaseid publikatsioone, ja seetõttu seda valikuks ei kasutatud. Kasutatud otsisõnadega leitud 135-st publikatsioonist jäi sõelale 54 peamiselt raskmetallide mõju käsitlevat artiklit. Analüüs näitas, et enim oli avaldatud töodes käsitletud nelja raskmetalli – plii, kaadmium, tsink ja vask, mis kõik on elusorganismidele juba madalas koguses mürgised.

On näidatud, et põllumajanduspiirkondades (Kesk- ja Ida-Itaalia) võib (raske)metallide (Cd, Pb, Cu, Se, As, Zn jne.) kõrge kontsentratsioon mesilastes olla tingitud mineraalväetiste ja pestitsiidide koostises olevatest raskemetallidest (Ruschioni jt 2013). Ka Hollandi põllumajanduslikes piirkondades on mesilastes täheldatud suuremas kontsentratsioonis Cd (leidub fosfaatväetiste ja fungitsiidide koostises),

As (pestitsiidide koostises), Cu ja Cr (fungitsiidide koostises). Siinkohal peab mainima, et nimetatud maades kasutatakse oluliselt rohkem pestitsiide põllumaa hektari kohta kui Eestis (vt eespool). Teisalt, Zn, Al ja Fe kõrgemat kontsentratsiooni mees loetakse mee sekundaarseks saastumiseks mesinduspraktikas kasutatavate tööriistade ja tarude töötlemiseks kasutatavate vahendite/ainete kaudu (van der Steen jt 2012). Kliima pidev soojenemine võib tuua kaasa vajaduse võtta kasutusele ka seni vaid Kesk- või isegi Lõuna-Euroopas kasutusel olnud pestitsiide või suurendada kasutuses olevate taimekaitsevahendite kasutuskoguseid, seetõttu on ennetavalt oluline nende potentsiaalsest ohtlikkusest ka teadlik olla.

Meemesilast *Apis mellifera* on soovitatud kasutada kui keskkonna raskmetallidega saastumise bioindikaatorit (Gutiérrez jt 2020), kusjuures meemesilased võivad isegi olla raskmetallide reostuse paremad bioindikaatorid kui nende poolt kogutud mesi (Silici jt 2013). On näidatud ka seda, et raskmetallide/metalloidide (Cd ja As) subletaalsete dooside välja-selgitamiseks on vaja teha pikaajalise toksilisuse teste (kokkupuute aeg > 96 h) (Hesketh jt 2016).

Mesilaste saastumine raskmetallidega toimub nektari ja õietolmu kogumisel, nende poolt joodava vee kaudu kui ka mesilaste kehakarvadele kleepumise kaudu (Madras-Majewska jt 2014, Hladun jt 2015, Gierer jt 2019). On ka näidatud, et raskemetallide akumulatsiooni mesilastes võib soodustada kuiv ilm, kõrgem välistemperatuur (Morgano jt 2010) ja ka raskemetallidega saastunud pinnas ja vesi (Xun jt 2017). Samas ei kuulu pinnase/vee saastumine raskemetallidega peamiste tegurite hulka, mis põhjustavad mesilaste arvukuse vähenemist (Hristov jt 2020). Eestis ei ole raskemetallide kogus pinnases ja veekogudes keskkonnaohhtlikul tasemel (Roots ja Lukki 2016; [Keskkonnaseire](#) infosüsteem, KESE).

Eestis analüüsiti KUKi poolt ([aruanne aastast 2018](#)) 2004-2007. a kokku 40. meeproovist raskemetallide jääke, mis jäid kõikidel aastatel alla aastal 2004 kehtinud normidele Pb – 1 mg/kg; Cd – 0,05 mg/kg; As – 0,5 mg/kg kohta. Alates 2008 a. otsustati järgmistes perioodides analüüsida raskemetallide jääke ainult vajadusel (näiteks linnamesinduse meeproovidest). Uus piirnorm plii sisaldusele mees kehtestati 2015. aastal, milleks on 0,1 mg/kg. [Tallinna Ülikooli teadlaste tehtud pilootuuring](#) Tallinna linnast 2018. a kogutud meeproovide osas näitas, et keemiliste omaduste poolest vastasid meeproovid nõuetele, ning lisaks ei ületanud mees olevad raskemetallide sisaldused seadusega ette nähtud piirnorme.. Kirjanduse andmed viitavad ka sellele, et diiselkütuse heitgaaside komponendid (nt NO_x), modifitseerivad õite poolt eritatavaid keemilisi signaale, muutes taimede äratundmise mesilastele raskemaks (Lusebrink jt 2015). Lisaks, mitmed autorid (Botias jt 2017, Perugini jt 2011, Skorbilowicz jt 2018) on näidanud, et taimekaitsevahendite kasutamine linnapiirkondades ja koduaedades mõjutab negatiivselt seal elavate meemesilaste ja kimalaste heaolu.

Ei ole ka välistatud, et mahepõllunduse osakaalu järk-järguline suurenemine võib suurendada ka mesilaste kokkupuudet vaseühenditega kuni toksiliste tagajärgedeni, sest vasksulfaat on lubatud paljudes Euroopa piirkondades kasutada ka mahepõllunduses, enamasti fungitsiidina. Brasiilia teadlaste tehtud laboratoorne uuring aga on näidanud vasksulfaadi toksilisust nende piirkonna astlata mesilasele *Friesella schrottkyi* (Cleiton jt 2016). Andmebaasis PPDB on kokku 18 vase-põhist TKV toimeainet, [vasksulfaadi](#) kontaktse LD₅₀ väärtus meemesilastele on > 23,5 µg/mesilane ja suukaudse puhul 40,0 µg/mesilane, klassifitseerides selle toimeaine kui 'keskmise toksilisusega'. [Cu₂O](#) puhul olid vastavad LD₅₀ väärtused >22,0 ja >116 µg/mesilane, st kontaktse LD₅₀ väärtuse alusel samuti 'keskmise toksilisusega'

meemesilastele. Juhime tähelepanu, et laialt uuritakse ka nanosuuruses Cu-oksiidsete preparaatide kasutamist põllumajanduses kahjuritõrjes (sh insektitsiidina) (El-Saadony jt 2020). Nanosuuruses väetiste ja taimekaitsevahendite puhul on aga nende kasulike omaduste kõrval oluline hinnata ka nende (keskkonna)ohutusi, mis nende uude omadustega (nanosuurus!) võivad kaasneda (Kah 2015).

5.1.7. Kokkuvõte

Lisaks Eestis juba registreeritud TKV toimeainetele valiti välja 41 TKV toimeainet (enamasti biopestitsiidid), mis Eestis veel registreeritud ei ole, ent on lubatud kasutada EL-s, on mesilastele madala toksilisusega ja 13 neist ka madala riskiastmega. Nende 'roheliste' toimeainete seas võib olla kas selliseid, mis sobivad kasutamiseks ka Eesti tingimustes (arvestades kahjureid, kliimat, hinda) ja mida soovime edaspidi uurida (Lisa 9. Ptk 5.1.5.EL heakskiidetud..., Tabel 4). Kahjuks ei ole nende hulgas ühtki potentsiaalset herbitsiidi.

Uuringusse kaasatud 69. TKV toimeainetest turustati Eestis ajavahemikus 2015-2019 kõige enam glüfosaati, fungitsiididest tebukonasooli, kasvuregulaatoritest kloromekvaati ning insektitsiididest dimetooti (Lisa 9. Ptk 5.1. TKV Eestis, Tabel 1).

Uuritud toimeainetest 15 ehk 22% on meemesilastele *kõrge toksilisusega* ($LD_{50} < 1 \mu\text{g}/\text{mesilane}$) ja kõik need toimeained on insektitsiidid. Nendest 15st kõrge toksilisusega toimeainest oli 7 toimeainel aastaks 2020 heakskiit lõppenud (imidaklopriid, tiametoksaam, beeta-tsüflutriin, alfa-tsüpermetriin, metiokarb, kloropüriifoss ja dimetooti).

Teistele mesilasliikidele (enamasti kimalastele) leidis toksilisuse analüüsiks valitud toimeainest infot kokku 25 toimeaine kohta: ligi pooled neist (12, kõik insektitsiidid) osutusid muudele mesilasliikidele kõrgelt toksiliseks. Insektitsiidsetest toimeainetest olid mürgiseimad tiametoksaam, imidaklopriid, indoksakarb ja abamektiin, mille kõigi nelja toimeaine suukaudne LD_{50} oli $< 0,1 \mu\text{g}/\text{mesilane}$.

Toimeained, mis olid meemesilastele kõrge toksilisusega, olid seda ka kimalastele. Sama tendents oli täheldatav madala toksilisusega toimeainete osas. Samas, kui toimeaine oli meemesilastele keskmise toksilisusega, võis toimeaine muudele mesilasliikidele olla kas kõrge toksilisusega või madala toksilisusega.

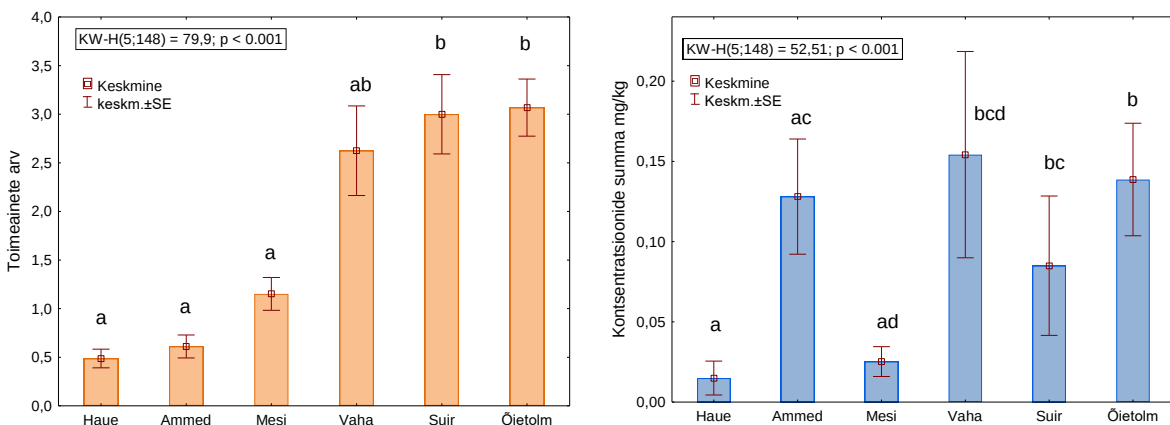
2020. aastal lõppes ajapikendus kasutamiseks kahel Eestis kõige suurema turustamismahuga neonikotinoididel TKV toimeainel: dimetootadil (fosfor-orgaaniline toimeaine, mesilastele väga toksiline) ja tiaklopriidil (neonikotinoidne toimeaine, mesilastele keskmise toksilisusega). Need kaks toimeainet moodustasid kaaluliselt ~80% kõikidest Eestis selles ajavahemikus turustatud insektitsiidide toimeainetest.

Uuringuks valitud 69 TKV toimeainest olid põhinimekirjas kokku 40 nimetust (10 insektitsiidi, 9 fungitsiidi, 14 herbitsiidi, 5 kasvuregulaatorit ja 2 molluskitiidi) ja neist on mesilastele kõrge toksilisuse tõttu problemaatilised just insektitsiidset toimeained. Ülejäänud toimeainete osas (fungitsiidid, herbitsiidid, kasvuregulaatorid, molluskitiidid) on kõik põhinimekirjas olevad toimeained mesilastele kas madala või siis keskmise toksilisusega.

Eestis praeguse keskkonnasaastuse foonil raskemetallid mesilasi ohustada ei tohiks, ent kui mahepõllunduse osakaal tulevikus suureneb ja kuna näiteks vasepreparaate (nt vasksulfaati, mis on mesilastele [‘keskmise toksilisusega’](#)) on vähemalt osades EL maades lubatud ka mahepõllunduses kasutada, võib see tulevikus mesilasi ohustada. [EL pestitsiidide andmebaasis](#) on erinevaid vaseühendeid kokku 18.

5.2. Pestitsiidide akumulatsioon ja mõjud

Mesilased toovad tarudesse või pesadesse keskkonnas leiduvaid saasteaineid. Saasteainete esinemine võib olla erinev sõltuvalt sellest, kas uuritakse nektaripõhist või õietolmu põhist materjali. Nektar, millest mett valmistatakse, koosneb põhiliselt veest ning seetõttu leitakse sealt ka palju vesilahustuvaid aineid. Õietolm on aga lipiidne ning seal esineb ka palju rasv lahustuvaid toimeaineid (Raimets jt 2020). Meemesilaste korjekäitumine ja suured toiduvarud tarudes põhjustavad keskkonnas olevate saasteainete akumulatsioonist tarus. Eesti mesilastest kogutud andmestik näitab, kui palju erinevaid toimeaineid ning millistes kontsentratsioonides need võivad esineda (joonis 1). Tarru kogunenud pestitsiidid mõjutavad nii tarus olevaid valmiku, kui ka vastseid, kes saastunud kärgedel ning saastunud toiduga kasvavad. Mesilasvaha on tarudes kasutusel aastaringi ning sageli kasutatakse samu kärgi mitme aasta jooksul. Vahasse akumulunud saasteaineid on sealt raske, kui mitte võimatu eemaldada. Parim oleks liigselt saastunud vaha mesindustest välja viia.



Joonis 1. Eesti mesitarudest 2013-2014 aastatel kogutud materjalide pestitsiidide jääkide toimeainete hulk (vasakul) ja kõikide leidude kontsentratsioonide summad (paremal). Joonistel esinevad ühesugused tähed märgivad statistiliselt olulise erinevuse puudumist, erinevad tähed aga olulist erinevust ($p < 0.05$).

Pestitsiidid võivad mesilasi ohustada otseselt – kohese pritsimisaegse või -järgse kontakti kaudu või kaudselt – saastunud nektari, õietolmu või vee kaudu (Zhu jt 2015). Lisaks kanduvad pritsitavad ained keskkonnas konkreetsest pritsimiskohast kaugemale ümbritsevasse loodusesse või teistele kultuuridele (Simon-Delso jt 2017). Alternatiivina pritsimisele kasutatakse seemnete töötlemist, kuid ka see võib

põhjustada kahjustusi, kuna mõned pestitsiidide toimeained liiguvad seemnest edasi taime kudedesse ja jäävad seal aktiivsena püsima veel kauaks ning neid leidub seetõttu arvestataval määral ka nektaris ja õietolmus (Goulson, 2013, Alburaki jt 2015). Osa puhitud materjalist läheb ka seemet ümbritsevasse mulda, kust liigub mullatolmu või vee abil kaugemale. Saastunud mullal kasvavate taimede nektarist ja õietolmust on samuti tuvastatud TKV toimeainete jääke (Simon-Delso jt 2017).

Kõige lihtsamalt mõistetavam on otsese kontakti tulemusena saadav surmav doos (Muljar jt 2012). Probleemsemad on aga kontaktid subletaalsete (madalate mitesurmavate) doosidega, need on ohtlikud oma järeltoimete tõttu. Nii näiteks on teada, et pestitsiidide esinemine toidus ja elukeskkonnas mõjutab nii mesilaste individuaalset arengut (Wu jt 2011), pere juurdekasvu (Meikle jt 2016) kui ka vastuvõtlikkust haigustele ja parasiitidele (Alaux jt 2010, Pettis jt 2013, Collison jt 2016, Dussaubat jt 2016). Lisaks võivad esineda käitumuslikud muutused – lõhnatundlikkuse langus, orienteerumisvõime kadu, hügieenilise käitumise vähenemine (Balbuena jt 2015). Korjevõimele avaldavad mõju ka toitumistungi vähenemine (Laycock jt 2012). Mõjud võivad avalduda ka näiliselt leebel kujul, toimides organismi füsioloogilisele seisundile nii, et selle tagajärjeks võivad olla isendite või perede hääbumine, mille puhul põhjusi tavaliselt ei suudeta tuvastada (Chmiel jt 2020).

Enamasti puutuvad mesilased korraga kokku paljude erinevate pestitsiididega. Sellisel kokkupuutel on mitmene väljund. See võib avalduda ühe ja teise aine mõjude summana (sünergeeruv toime) või hoopis antagonistlikult, surudes maha toimeid. Kui üksikute kemikaalide, eriti insektitsiidide ja ka mõne mesilashaiguse konkreetsematest mõjude tulemustest on üsna palju teada, siis paljude faktorite koostoimed ei ole selged (O'Neal jt 2018).

Käesoleval ajal on üheks uuemaks uurimissuunaks fungitsiidide mõjude selgitamine putukatele. Kui insektitsiidide puhul on peamised toimetehhanismid teada, sest juba molekuli välja töötamise käigus on seda ju arvesse võetud, siis fungitsiidide ja ka herbitsiidide korral putukate jaoks toimetehhanisme enamasti ei selgitata. Küll on aga teada, et need mõjutavad näiteks mulla mikroobset koosseisu ja paljudel organismidel ka kehasisest mikrofloorat. Mikroobioomi koosseis mõjutab otseselt toitainete omandamist, kuid kaudselt ka immuunsüsteemi toimimist (Kwong jt 2017). Sellest järeldub, et need ained mõjutavad ka putukat kui tervikut, sest tema organismi toimimine on mikroobidest sõltuv (Chmiel jt 2020).

Mesilaste tundlikkust pestitsiidide suhtes on kõige enam uuritud meemesilaste töölistel. Kuna töölistemesilasi on peaaegu alati ohtralt saada ja nendega töötamisel ei ole vaja väga erilisi käsitsusviise. Emamesilaste ja isaste meemesilastega on katsetamine tunduvalt keerulisem nende funktsionaalsete eripärade tõttu. Samas sõltub just suguisenditest perede tegelik ellujäämine.

5.3. Pestitsiidijäägid müürimesilase (*Osmia bicornis* L.) kogutud õietolmus

5.3.1. Sissejuhatus

Erakmesilaste peamiseks erinevuseks, võrreldes kimalaste ja meemesilastega, on selles, et neil puuduvad peres töölistisendid. Peale talvitumist (mille kestus on liikide kaupa ajaliselt väga erinev) kooruvad eelmisel aastal arenenud nukkudest korraga nii emas- kui isasisendid. Peale viljastumist alustab

emamesilane pesa rajamist. Sõltuvalt liigist paiknevad pesad kas pinnases, rohukõrtes või mitmesugustes õõnsustes. Emane teeb ühe vastse arenguks sobiliku suurusega kambrikese, korjab sinna õietolmu ja nektarit ning muneb muna. Seejärel sulgeb ta kambri ning teeb järgmise. Alles uuel suvel kooruvad järglased. Sellise eluviisi tõttu on kõige enam ohustatud emased, kes korjel käivad ning vastsed, kes võivad süüa potentsiaalselt saastunud toitu ja/või sellega kogu keha pinnaga kokku puutuda. Erakmesilaste korjeterritoorium on pesilast tavaliselt mõnesaja meetri raadiuses (Zurbuchen jt 2010).

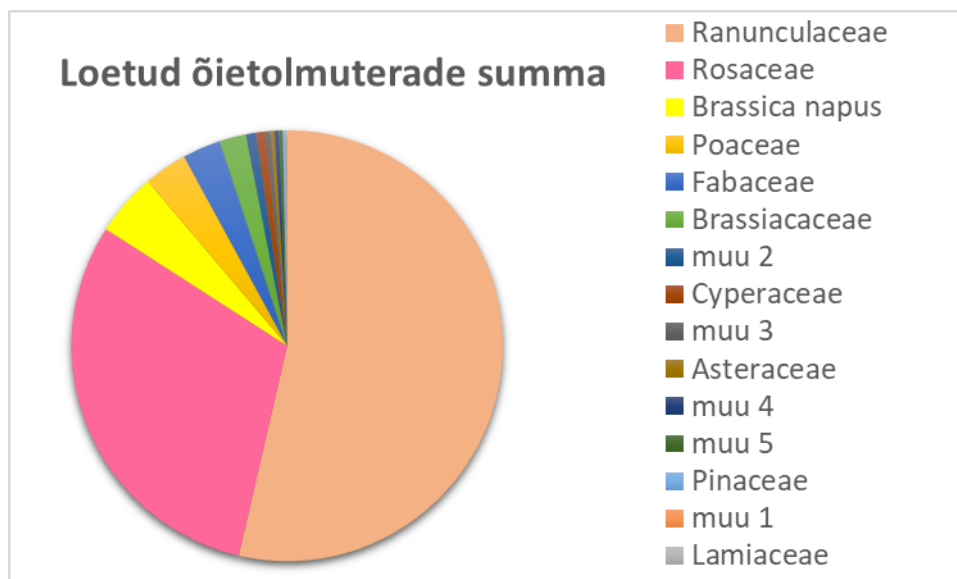
Töö eesmärgiks oli selgitada, missuguseid pestitsiidijääke võib sattuda erakmesilaste hulka kuuluva müürimesilase (*Osmia bicornis*) kogutud õietolmu ja nektarisse, kui pesilad paiknevad kas põldude ääres, neist 150 või 300 meetri kaugusel metsa sees või selle suunas.

5.3.2. Metoodika

Paigutasime erakmesilaste kookonid maikuu lõpus talirapsi õitsemise ajal koos neile sobivate kõrte kimpudega maastikku. Kokku paigutati maastikku 15 pesilat 5. erinevasse piirkonda Tartu ja Jõgevamaal. Kõikide põldude äärde paigutatud müürimesilase *O. bicornis* lennuraadiuses (maksimaalselt 600 m) oli mõni põld, eelistatavalt õitsev talirapsi põld. Mõnes asukohas oli lisaks ka teraviljapõldusid. Müürimesilase pesilad jäeti loodusesse kaheks nädalaks, seejärel toodi need laborisse. Koguti kõrtes olev õietolm segaprooviks (kõikidest ühe pesila kõrtest saadud õietolm segati koondprooviks) ning saadeti pestitsiidijääkide analüüsiks Lätis asuvasse BIOR laborisse. Eelkõige otsiti selliseid pestitsiidide toimeainete jääke, mis on Eestis olnud viimastel aastatel aktiivses kasutuses. Kokku oli valimis 57 toimeainet, mille hulka kuulus nii insektitsiide, herbitsiide kui fungitsiide.

5.3.3. Tulemused

Müürimesilaste kogutud õietolmus esines kõige rohkem tulikalisi (Ranunculaceae) 53,6%, millele järgnesid roosõielised (Rosaceae) 30,5% ja ristõielised, millest enamiku moodustas taliraps (*B. napus* L.) 4,7% (Põhiteksti joonis 1).



Joonis 1. Erakmesilaste poolt kogutud õietolmu taimede jaotus sugukondade kaupa.

Roosõielised taimed kasvavad eelistatult mitmesugustel serva-aladel, tulikalised nii rohumaadel kui ka metsastes kooslustes. Kuigi müürimesilased olid paigutatud rapsipõldudest kuni 300 m kaugusele metsa, käisid nad korjel ikkagi metsa- ja põllu vahelisel alal. Talirapsi õietolmu koguti vähe, muude ristõieoliste oma veelgi vähem.

Erakmesilaste kogutud õietolmust leiti vaid 8 erineva toimeaine jääke. Seitse neist olid fungitsiidid (keskmise toksilisusega: spiroksamiin, tebukonasool; madala toksilisusega: protiokonasool, fluopüraam, boskaliid, püraklostrobiin, difenkonasool), üks oli insektitsiid tau-fluvalinaat (meemesilasele keskmise toksilisusega), mida leiti vaid ühest asupaigast. Põllu servast ja sellest 150 m kaugusel olevatest pesilatest saadud õietolmus oli seda 0,09 ja 0,075 mg/kg (vastavalt), kuid 300 m kaugusel metsas olevas pesilas oli seda 0,44 mg/kg kohta. Kusjuures talirapsi õietolmu osatähtsus jäi neis proovides vaid 4-6% vahele, peamiselt koguti õietolmu tulikaliste ja roosõieliste. Erinevate toimeainete hulk ei olnud seotud rapsi osatähtsusega kogutud õietolmus. Rapsi õietolmu oligi märgatavalt rohkem vaid ühes proovis, kus seda oli kogutud ligi 24%, ülejäänud proovides jäi see 0-9% vahele. Kaugus põlluservast ei mõjutanud erakmesilaste korjatud õietolmus ja nektaris leiduvate erinevate toimeainete hulka (Joonis 1) ega ka pestitsiidijääkide kontsentratsioonide summat.

5.3.4. Kokkuvõte

Kevadisel ajal on müürimesilase jaoks piisavalt looduslikke toidutaimi ja neil puudub vajadus minna korjele rapsipõllule. Seetõttu ei ole nad otseselt ohustatud põllule pritsitavate pestitsiidide võimalike kontaktsete toimete poolt. Samas, põllu pritsimisel kandub osa kemikaalist põllult välja looduslikele taimedele ja nende jääkidega puutuvad erakmesilased toidu kaudu siiski kokku. Käesoleva uuringu

andmed ei võimaldanud tuvastada, kas pestitsiidijäägid kandusid põllult 300 m kaugusele või lendasid kaugemal asuvate pesilate erakmesilased korjele põldude lähikauguses olevatele avatud rohumaadele.

5.4. Tau-fluvalinaadi ja tebukonasooli jääkide liikumine mesitarus ning selle mõju mesilasemade arengule

5.4.1. Eesmärk

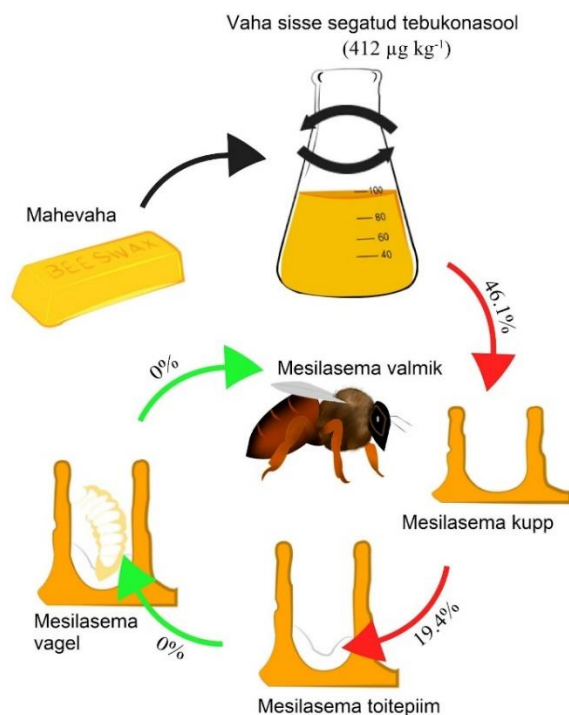
Antud töö eesmärgiks oli uurida kas ja kuidas liiguvad emakupu tegemiseks tarvitatava mesilasvaha sisse segatud pestitsiidide jäägid erinevate emakupu ja sellega kokku puutuvate materjalide vahel. Uuringus kasutasime Eesti mesitarudes kõige sagedamini leiduvat insektitsiidi tau-fluvalinaat (toimeaine) ning fungitsiidid tebukonasool (toimeaine) nii ühekaupa kui segudena. Uurisime, kuidas ja mil määral kanduvad nimetatud ained emakupu põhja vahast edasi teistesse sellega kokku puutuvatesse materjalidesse, kaasa arvatud arenevatesse mesilasemadesse. Jälgisime ka ainete mõju mesilasema arengule.

5.4.2. Metoodika

Mahemesindustest pärit emakupu põhja tegemise vahasse segasime tau-fluvalinaati, tebukonasool ja mõlema aine segu vahekorras 1:1. Sellest vahast tehtud kupupõhjadest vageldati ühe päevased vastsed. Vageldatud emakupud paigutati mesilastarudesse (amm-tarud) üles kasvatamiseks. Katse käigus koguti kõiki materjale (valmis ehitatud emakupu vaha, kupus olev mesilasema toitapiim, viimase kasvujärgu vagel, nukust väljunud noor mesilasema), analüüsiti need kasutatud toimeainete sisalduse suhtes, jälgiti mesilasemade arengut ja mõõdeti koorunud mesilasemade kehamass. Materjal ja metoodika kohta loe täpsemalt Lisa 10. Ptk 5.4.2. Metoodika.

5.4.3. Tulemused

Kui algselt segati emakupu põhja valmistamiseks vaha sisse tebukonasooli kontsentratsiooniga 412 µg/kg, siis töomesilaste poolt valmis ehitatud tervete emakuppude vahast tuvastati tebukonasooli vaid 46% esialgsest kontsentratsioonist (Joonis 1). Emakupus olevast mesilasema toitapiimast leiti seda ainet vaid 19,4%. Toitapiima sees olevast ja sellest toituvast mesilasema vaglast ega ka äsja nukust väljunud noortest mesilasemadest tebukonasooli ei leitud. Samasugune lahjenemine ilmnes tau-fluvalinaadi korral. Algselt kupuvahasse segatud tau-fluvalinaadist (15 µg/kg) jõudis (analüüsitud) valmis emakuppude vahasse vaid väike osa (0,008 µg/kg) ja mesilasema toitapiimas oli see kontsentratsioon veelgi väiksem (0,002 µg/kg). Vastsetest ja valmikutest seda ainet ei leitud. Kahe aine segu puhul oli tebukonasooli emakupu vahasse jõudnud vaid 1,1 ja toitapiima 1,9 korda vähem. Erinevalt üksikutest ainetest, oli kahe aine korral tau-fluvalinaati leida mesilasema vastsetest, kui mitte valmikutest (Raimets jt 2022).



Joonis 1. Tebukonasooli liikumine (%) läbi mesindussaaduste (Raimets jt 2022).

Kasutatud pestitsiidid üksiku aina ega ka segudena ei mõjutanud vageldatud mesilasema kuppude vastuvõttu amm-mesilaste poolt. Pestitsiidide segude puhul märgati mõningast vastuvõtu vähenemist, kuid statistiliselt oluline see erinevus ei olnud. Valmikute nukust koorumise edukus oli ka kontrollist mõnevõrra väiksem. Olulist mõju ei tuvastanud me ka koorunud mesilasemade kehamassile.

5.4.4. Kokkuvõte

Tuvastasime, et tebukonasool ja tau-fluvalinaat liiguvad mesilasema kupu vahast mesilasema toitepiima. Mõlema aine kooseksisteerimisel suurenes tau-fluvalinaadi liikuvus toitepiimast vakladesse. Mesilasemad olid võimelised katsetingimustes arenema, kuid töölismesilaste poolne kontroll vähendas just kahe aine segu korral mõningal määral emadekasvatuse edukust.

5.5. Neonikotinoidide asendusvõimalus sulfoksafloor: mõjud kimalastele

Laia toimespektriga pestitsiidide kahjulike mõjude üha kasvav mõistmine on viinud uue põlvkonna kitsama valitavusega ja väiksema keskkonnamiskiga ühendite väljatöötamiseni (Damalas and Eleftherohorinos, 2011). Arvestades lubatud insektitsiidsete toimeainete vähesusega, on mitmes EL liikmesriigis on algatatud otsustusprotsess uue süsteemse toimega insektitsiidi sulfoksafloori kasutusele võtuks. Viimane on sarnaselt neonikotinoidsete insektitsiididega mõeldud lehetäide jt taimemahlalt toituvate putukate tõrjeks (Zhu jt 2011). Sulfoksafloor toimib putukate nikotiin-atsetüülkoliini retseptoritele nagu ka neonikotinoidid, kuid erineval viisil. See võimaldab sulfoksafloori kasutada ka

nende kahjuriliikide vastu, kellel on tekkinud resistentsus neonikotinoidide või fosfororgaaniliste toimeainete suhtes (Watson jt 2021). Võrreldes hiljuti keelatud neonikotinoididega on sulfoksafloori mõju palju vähem uuritud.

5.5.1. Eesmärgid

Antud uurimustöö eesmärgiks oli uurida kas insektisiid sulfoksafloor kujutab olulist ohtu kimalastele. Hinnati akuutse kontaktmürgistuse korral sulfoksafloori LD₅₀ väärtusi karukimalase (*Bombus terrestris* L.) isas-, töölis- ja emasisenditel.

5.5.2. Metoodika

Karukimalase pered ja suguisendid osteti ettevõttest Biobest. Kimalasi hoiti toatemperatuuril ja toideti meemesilaste kogutud õietolmu ja suhkrulahusega (50%). Kimalased paigutati enne kemikaaliga töötlemist ühekaupa puuridesse (mesilasema kasvatuspuurid, Nicotplast, Prantsusmaa).

Katses kasutati insektisiidi sulfoksafloor (Chem service inc., 99,7% puhas toimeaine). Katse variandid jagati järgmiselt: isased, töölisel, emakimalased. Igas katses oli 1 kontroll-grupp ning 5–7 erineva kontsentratsiooniga pestitsiidilahusega gruppi. Katses kasutati doose 50,0, 20,0, 12,5, 2,93, 1,60 ja 0,06 µg sulfoksafloori kimalase töölise kohta, 18,00, 13,09, 8,19, 2,93, 1,56, 0,06 µg sulfoksaflooriga kimalase isase ning 200, 150, 100, 50, 10, 1 µg sulfoksafloori emakimalase kohta. Doosid olid valitud nii, et nende hulgas oleks mõju mitte avaldavaid ja surmavaid doose, selleks tehti eelnevalt pilootkatse väheste arvu isenditega. Iga töölis- ja isakimalase rindmikule kanti 2 µl insektitsiidi, 4 µl emakimalastele. Kimalasi jälgiti kokku 96 tunni jooksul, loendades iga 24 tunni järel surnud kimalased. Vastavalt OECD 2017 juhistele arvutati 24 tunni LD₅₀ väärtus.

5.5.3. Tulemused

Isased kimalased olid sulfoksafloori suhtes kõige vastuvõtlikumad (LD₅₀ 24h 2.2 (1.8 - 2.6 95% usalduspiirid) µg/ kimalane. Neile järgnesid töölisel (LD₅₀ 24h 11,8 (10,6 - 13,0) µg/kimalase kohta). Emad olid sulfoksafloori suhtes kõige vastupidavamad, jäädes ellu isegi suuremate annuste korral (LD₅₀ 24h 178.5 (160.7 - 196.3) µg/kimalase kohta). Sulfoksafloor oli isaskimalastele kõrge ja keskmise toksilisuse piiril, töölikimalastele keskmise ja emakimalastele nõrga toksilisusega.

Isaste suurem vastuvõtlikkus pestitsiidile võib tuleneda nende immuunsüsteemi ja füsioloogia iseärasustest. Isakimalaste ökoloogiline roll on piiritletud teatud kindla ja suhteliselt lühikese ajavahemikuga. Seetõttu ei pruugi neil olla välja arenenud sama head kaitsemehhanismid, kui töölistel või emakimalastel. Samas on just isaskimalastel nende sesoonse esinemise tõttu potentsiaalselt kõige vähem võimalusi looduses selle ainega kokku puutuda. Antud uuring näitab emakimalaste eriti tugevat kaitsevõimet. See aga ei tähenda, et nimetatud doosid neid ei kahjusta mõnel muul, näiteks tekitades probleeme kimalaspere arengus. Kirjanduses leidub uurimusi, kus sulfoksafloori seostatakse perede paljunemisedukuse vähenemisega (Siviter jt 2018). Praegu pole veel võimalik hinnata, kas antud toimeainet sisaldavaid preparaate on otstarbekas meil kasutusele võtta. Seetõttu on edaspidised

uuritud vajalikud kinnitamaks sulfoksafloori ja ka selle preparatiivsete vormide subletaalseid mõjusid tolmeldajatele.

5.5.4. Kokkuvõte

Sulfoksafloor osutus kontaktse töötuse korral keskmise toksilisusega insektitsiidseks toimeaineks. Sugude võrdluses olid kimalasemad vastupidavamad kui isased. Samas aga nägime, et erinevate funktsioonidega pere liikmed on väga erineva tundlikkusega selle aine suhtes, mida tuleb ökotoksikoloogiliste seisukohtade kujundamisel kindlasti arvesse võtta.

6. Kas ja kuidas saab kaitsta ning juurde luua mesilaste elu- ja toitumispaiku selliselt, et nii looduslikel kui ka majandatavatel mesilastel oleks piisavalt head võimalused paljuneda ning meie kliimas paremini vastu pidada?

6.1. Soovitused elurikkuse kaitseks

- **Looduslike tolmeldajatega seotud olemasolevate elupaikade säilitamine nii ajas kui ruumis ning nende kvaliteedi tõstmine.** Olulisteks elupaikadeks on pikaajsed õistaimede rikkad pool-looduslikud rohumaad, samuti enamik Eesti metsatüüpe eelkõige nende servaalad, mosaiikne põllumajandusmaastik, kus metsatukad vaheldusid rohu- ja põllumaaga. Kvaliteedi parandamiseks on võimalik näiteks muuta niitmisrežiimi, suurendada loodusliku taimestikuga servaalade ulatust põllumaastikus, vähese mosaiiksusega piirkondades vähendada põllumassiivide pindala ning suurendada nende liigendatust, suurendada pool-looduslike elupaikade osatähtsust maastikus. Arvestades päikesele avatud metsaservade tähtsust liigirikkuse suurendamisel, oleks vaja just neis paikades säilitada laiemad rohumaaribad metsa ja muude maastikuelementide vahel. Põlluserva- ning teiste ribaelementide puhul on oluline, et nende minimaalne laius oleks vähemalt 6m.
- **Säilitada elupaigalaikude heterogeensus (elupaigatüüp, suurus, kvaliteet).** Mida suurem on tolmeldajate elupaiga pindala, seda mitmekesisem on sealne taimestik, suurem toiduressurss ning pesitsemiseks ja talvitumiseks sobilike paikade hulk ja mitmekesisus. Samuti puhverdab suurem elupaik paremini kahjulikke mõjusid naabrusest, nt põllult lekkivate agrokemikaalide mõju.
- **Elupaikade vahelise sidususe tõstmine (koridorid või 'astmelauad').** Sobilike elupaikade vaheline sidusus peab olema tagatud selliste nendevaheliste maastikuelementidega, mis võimaldaksid tolmeldajatel toitumise, paljunemise, levimise ja migreerumise eesmärgil elupaikade vahel liikuda. Sidusust tagavad kahte tüüpi maastikuelementid: pidevad levikukoridorid (metsaservad, põlluservad, teeservad, ojade ja kraavide kaldad jms) või teatav hulk väikesi elupaigalaike, nn ökoloogilisi astmelaudu põllumajandusmaastikes. Looduskaitsele oluline ning tõhusam, samuti lihtsam

ja odavam on sidusust parandada olemasolevate lineaarsete maastikuelementide ning astmelaudade õige majandamise ja laiendamisega ning uute koridoride rajamine ei peaks olema esimene prioriteet.

- **Uute elupaikade loomine seal, kus maastik on** tugevalt degradeerunud ja üheülbaliseks muutunud. Uute elupaikadena on ennast hästi tõestanud söödid, jäätmaad, elektriliinide alused ja mahajäetud kaevandusalad. Ainuüksi ajutise iseloomuga meetmed, nt tolmeldajatele toidutaimede kasvatamine põllukultuurina, ei ole looduslike tolmeldajate põllumajandusmaastikes säilimiseks piisavad.
- **Inimmõju vähendamine elupaikadele:** puhveralade loomine oluliste elupaikade ning sidususe elementide ümber, põllusuurusele ülempiiri kehtestamine, hõrendatud niitmisrežiim.
- **Uute toetusmeetme loomisel** võtta arvesse eelnimetatud võimalusi, arvestades karjatamise säilimist, maastiku ja kultuuride heterogeensust, maastikuelementide säilimist ning pestitsiididest tuleneva keskkonnamõju vähendamist.

6.2. Mesilaste vajalik toidubaas

- Mesilastele vajalike toidubaaside hindamisel tuleb arvesse võtta mesilaste liigiomaseid eripärasid. Meemesilaste toidubaasi saab suurendada külvates ühe- või mitmeaastaseid korjetaimede põldusid. Looduslike mesilaste jaoks on oluline säilitada looduslike taimede liigirikkus ja kasvukohtade rohkus.
- Kimalaste kevadine toidubaas on külluslik, kuid tuleb jälgida, et ka suvine toidubaas oleks olemas. Sõltuvalt ilmastikust võib kesksuvi jääda looduses õitevaeseks ning seetõttu on oluline kasvatada ristikuid, eelkõige punast ristikut, sest hilise õitseaja ja nektarirohkuse tõttu pakuvad need väärtuslikku korjet. Ristikute puhul on lisaks kasvatamisele oluline see, et neil lastakse ka õitsema minna. Praegu liblikõieliste kultuuridena levima hakanud põldhernes ja põlduba ei ole kimalastele sobilikuks toidutaimeks.

6.3. Mesilaste tervisliku seisukorra parendamine

Looduslike mesilaste liikide ohustatus

- Looduslike tolmeldajate populatsioonide elujõulisuse hindamisel tuleb lisaks liigi arvukusele ning elupaiga kvaliteedile arvesse võtta (ja vajadusel ka uuringuid teostada) populatsioonisisest ja -vahelist geneetilist varieeruvust. Madala geneetilise varieeruvusega liikidel on sageli ka madalam kohasus. Toidubaasi kättesaadavuse suurendamine ei pruugi veel geneetilist varieeruvust tõsta.
- Tugevad seosed viiruste ülekandes meemesilaste ja looduslike mesilaste vahel rõhutavad vajadust mesinike ennetava varroalesta seire ja tõrje järele, et vältida majandatavate mesilasperede muutumist viiruste paljunemisallikateks ja looduslikele mesilastele levitajateks.

Meemesilaste haiguste tõrje

- Hoida mesilasperede arv mesilas (mesilagrupis) optimaalne, et vähendada korjel omavahelisi kontakte võõraste mesilastega ja ka perede omavahelisi vargusi. Kutseliste mesinike puhul on

tavapäraseks mesilagrupi suuruseks ca 20 peret, kuid see sõltub piirkonnast ja mesilate asustustihedusest. Suure tiheduse korral võib üks nakatunud pere mesilagrupis nakatada ka kõiki teisi. Mesilagrupi planeerimisel tuleks arvestada juba ümbruses olevate mesilagruppide tihedusega. Mesilagrupi rajamisel arvestada ka võimalike teiste väliste stressifaktoritega, pidades just silmas mesilaste talvitumist (ei ole soovitatav paigutada mesilasperesid maanteed, raudteede jm serva, sest pidev müra häirib talvituvaid mesilasi). Lisaks ei ole soovitatav paigutada mesitarusid ka liiga nende majade lähedale, mida kütavad õhksoojuspumbad, mis toodavad pidevat müra ning see häirib mesilaste talvitumist.

- Erinevate mesilashaiguste levikut aitavad ennetada mesiniku õiged töövõtted (hügieen mesilas, töövahendite desinfitseerimine, haigete mesilasperede elimineerimine / mesilasema vahetus jm). Pidev enesetäiendamine ja koolitustel osalemine annab mesinikule teadmisi, kuidas hoida mesilaspered terved.
- Veterinaarametnike pideva koolituse vajadus kaasaegsete meetodite kasutamisel mesilasperede tervisliku seisundi hindamisel (vt Wordi faili „Lisa nr 6x Praktilised juhised proovide võtmiseks mesilaste haiguste ja mürgistuste korral“)
- Kavakindel varroalesta tõrjumine on äärmiselt oluline, sest see aitab vähendada mesilasperede hukkumist väga suurel määral. Tuleb välja töötada varroalesta riiklik tõrjekava ja selle täitmise kontrollimise meetmed. Varroalesta efektiivne kontroll aitab vähendada ka viirushaiguste koormust nii meemesilastes kui ka nende levimist looduslikele mesilastele.
- Ilmnunud varroatoosi ravimite väike nimekiri ja sellest tulenevad varroalesta resistentsusprobleemid tõrjevahendite suhtes rõhutab vajadust mesinikepoolse **ennetava** varroalesta seire ja senisest intensiivsema tõrje (orgaanilised happed, lesehaudme õigeaegne eemaldamine) järele.
- Ameerika haudmemädaniku riikliku tõrjeprogrammi käivitamine, mille osaks oleks regulaarne seire mesilates ning riiklikult toetatud tõrjemeetmete rakendamine. Vaata haudmemädaniku ohjamise kava (vt Wordi faili „Lisa nr 6Ameerika haudmemädaniku tõrje“).
- Varjatult kulgevate haiguste seire ja kontroll kaubanduses. Käesoleva töö tulemused osutavad, kui oluline on nosematoosi nakkuse tuvastamine mesilastes ja ravi, mistõttu tuleb mesinikel teha senisest tõsisemalt tööd nakkuste tuvastamisel ja välja ravimisel mesilatest.
- Tarudes esinevate pestitsiidijääkide monitooring (eriti vaha!), sest pestitsiidijäägid, millega mesilased pidevalt kokku puutuvad, mõjutavad haiguste kulgu ja mesilasepere arengut.

6.4. Pestitsiidide vähendamine

- 1) Võtta kasutusele võimalikult ohutud ja jätkusuutlikud TKVd (st ei inimesed ega mittesihtrühmad, sh tolmeldajad, ei saaks TKV kasutamise tõttu kahjustada ei otse ega läbi toiduahela). Selleks soovitame suurendada mesilastele madala toksilisusega ja soovitatavalt ka madala riskiastmega taimekaitsevahendite kasutamise osakaalu;
- 2) Soodustada Eestis juba registreeritud biopestitsiidide laialdasemat kasutamist. Praeguses turustusnimekirjas on kõigist turule lubatud umbes 400 preparaadist vaid 11 bioloogilised (kokku 8

erinevat toimeainet) ja neid on seni turustatud väga vähe. Seni enim turustatud biopestitsiid Eestis on Asadirahitiin A (troopilise neemipuu seemnete tuumadest saadud taimne ekstrakt; insektitsiid), mille 2015-2019 aastate keskmine turustatud kogus oli 2,5 kg. Antud preparaat on kasutatav mahetootmises ja kodustes majapidamistes.

- 3) Algatada uuringud, millised EL-s juba heaks kiidetud TKV toimeained, mis on mesilastele madala toksilisusega, võiks sobida Eestis kasutamiseks. Selliseid mesilastele madala toksilisusega ($LD_{50} > 100$ ug/mesilane) toimeaineid oli aruande koostamise hetkel EL Pestitsiidide andmebaasis kokku 41 (üks neist küll mesilastele keskmise toksilisusega, ent mõeldud kasutamiseks kasvuhoonetes). Selline valik sisaldas 13 insektitsiidi, 22 fungitsiidi ja 6 herbitsiidi. Eelpooltoodud 41. toimeaine seas on ka 13 madala riskiastmega toimeainet (3 bio-insektitsiidi ja 10 bio-fungitsiidi), mis oleks parim valik ohutuse aspektist nii mesilaste kui muu eluslooduse (sh inimese) jaoks. Juhime tähelepanu, et antud RITA-ForBee uuring ei haaranud nende 41 'roheline' toimeaine muid aspekte: millist traditsioonilist toimeainet/pestitsiidi võiks nendega asendada, toime tõhusus meie kliimapiirkonnas, hind, sest antud projekti fookus oli TKV toksilisus mesilastele. Sellised TKV toimivate 'rohelahenduste' uuringud ootavad tegemist ja õnneks on Eestis kompetents biopestitsiidide ja mahepõllunduses kasutatavate TKV osas olemas.
- 4) Kui mahepõllunduse osakaal tulevikus suureneb ja kuna vase-põhiseid kemikaale (nt vasksulfaati, mis on mesilastele 'keskmise toksilisusega') on vähemalt osades EL maades lubatud ka mahepõllunduses kasutada, võib see mesilasi tulevikus ohustada. EL pestitsiidide andmebaasis on erinevaid vaseühendeid kokku 18. Soovitame vase-põhiste pestitsiidide mürgisust tolmeldajatele uurida ja nende (tulevasel) kasutusel silma peal hoida.
- 5) Soovitame avaldada Maaeluministeeriumi ja Põllumajandus- ja Toiduameti koduleheküljel mesilaste kohta teavet lisaks eesti keelele ka vene ja inglise keeles.
- 6) Mesilasemade kasvatamisel kasutada kindlasti vaid värsket mesilaste poolt eritatud vaha, vähendades nii vahas leiduda võivate pestitsiidide jääkide koguseid.
 - Tarusaadustest on kõige enam saastunud mesilasvaha, sinna kogunevad pestitsiidide segud võivad mõjutada ka töölishaudme arengut. Mesinikele tuleks võimaldada rahaliselt toetatud rutiinset pestitsiidijääkide kontrolli sulatatud vahast. Kontrolli tulemusel tuvastatud liigselt saastunud vaha tuleks mesindusest välja viia ja kasutada vähemohtlikes valdkondades (näiteks saapamääre, küünlad).
 - Vähendamaks pestitsiidijääkide kuhjumist vahasse peaksid mesinikud varroalesta tõrjeks mõeldud sünteetiliste preparaatide asemel kasutama orgaanilisi ühendeid ja teisi mesindustehnilisi võtteid (lesehaudme eemaldamine jm).
 - Nii mesindussaadustesse kui ka mesilaste toitu sattuvate pestitsiidijääkide mõju vähendamiseks (vajalik nii meemesilaste kui looduslike mesilaste kaitseks) peavad põldudel senini kasutatavad kõrge toksilisusega pestitsiidid vahetuma vähem toksiliste vastu. Siin tuleks kaaluda ka uute (vajadusel ka sünteetiliste) toimeainete registreerimist, kui neil on keskkonnale vähem negatiivseid mõjusid olemasolevatega võrreldes.
 - Erakmesilaste kaitseks pestitsiididest tuleneva ohu eest on kõige olulisem vähendada keskkonda jõudvate erinevate toimeainete üldist hulka, seda nii kasutuskoguste kui toimeainete arvu osas.

- Tuleb väga rangelt järgida ka eeskirju puhvertsoonide ja pritsimiseaegse ilmastikutingimuste osas, et minimeerida tkv võimalikku triivi ja seeläbi kokkupuudet tolmeldajatega.
- Loodusesse ei satu kunagi puhas toimeaine, mitme TKV puhul (nt glüfosaat) on tõendatud preparaadi mõju erinevus puhta toimeaine mõjust. Seepärast on pestitsiidi ohutuse/ohthkkuse määramisel oluline, et lisaks toimeaine mõjude uurimisele tuleb kindlasti selgitada ka valmispreparaatide (preparatiivsete vormide) toimed.
- Arvestades seda, et nii kimalaste kui meemesilaste emad on pestitsiidide suhtes kas füsioloogiliselt või käitumuslikult paremini kaitstud kui töölised, siis on kõige olulisemaks, et selle ainega tehtavates katsetes kasutatakse kõigepealt just töölisendeid. Kimalaste isased on mõnevõrra paremini kaitstud insektitsiidide ja fungitsiidide eest seetõttu, et neid ained kasutatakse ajaliselt enne isaste ilmumist. Samas võivad kimalaste isased puutuda kokku näiteks glüfosaadiga töödeldud taimedega.
- Ohthkkuse määramisel tuleb arvesse võtta toksilisuse võimalikku muutust toimeainete segudes.

Süntheetilistele fungitsiididele tuleks leida bioloogilisi alternatiive ja senisest enam kasutada taimekaitses integreeritud tõrje ja mahepõllumajanduse võtteid.

Kasutatud allikad

RITA „ForBee“ projekti käigus tekkinud publikatsioonid

1.1.

Bontsutsnaja, A.; Karise, R.; Mänd, M.; Smagghe, G. (2021). Bumble Bee Foraged Pollen Analyses in Spring Time in Southern Estonia Shows Abundant Food Sources. *Insects*, 12 (10), 922. DOI: [10.3390/insects12100922](https://doi.org/10.3390/insects12100922).

Maebe, Kevin; Karise, Reet; Meeus, Ivan; Mänd, Marika; Smagghe, Guy (2019). Level of Genetic Diversity in European Bumblebees is Not Determined by Local Species Abundance. *Frontiers in Genetics*, 10, 1–9. DOI: [10.3389/fgene.2019.01262](https://doi.org/10.3389/fgene.2019.01262).

Naudi, Sigmar; Steiselis, Juris; Jurison, Margret; Raimets, Risto; Tummeleht, Lea; Praakle, Kristi; Raie, Arvi; Karise, Reet (2021). Variation in the Distribution of Nosema Species in Honeybees (*Apis mellifera* Linnaeus) between the Neighboring Countries Estonia and Latvia. *Veterinary Sciences*, 8 (4), ARTN 58. DOI: [10.3390/vetsci8040058](https://doi.org/10.3390/vetsci8040058).

Raimets, Risto; Bontšutšnaja, Anna; Bartkevics, Vadims; Pugajeva, Iveta; Kaart, Tanel; Puusepp, Liisa; Pihlik, Priit; Keres, Indrek; Viinalass, Haldja; Mänd, Marika; Karise, Reet (2020). Pesticide residues in beehive matrices are dependent on collection time and matrix type but independent of proportion of foraged oilseed rape and agricultural land in foraging territory. *Chemosphere*, 238, 1–9. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2019.124555](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124555).

Raimets, Risto; Naudi, Sigmar; Mänd, Marika; Bartkevičs, Vadims; Smagghe, Guy; Karise, Reet (2022). Translocation of Tebuconazole between Bee Matrices and Its Potential Threat on Honey Bee (*Apis mellifera* Linnaeus) Queens. *Insects*, 13 (1, 45). DOI: [10.3390/insects13010045](https://doi.org/10.3390/insects13010045).

Söber, V., Leps, M., Kaasik, A., Mänd, M., Teder, T. 2020. Forest proximity supports bumblebee species richness and abundance in hemi-boreal agricultural landscape. *Agric Ecosyst Environ* 298: 106961

Tummeleht, Lea; Orro, Toomas; Viltrop, Arvo. Risk factors for honey bee (*Apis mellifera* L.) mortality in Estonian apiaries during 2012–2013. Submitted to *Agronomy Research*, revisions in process.

3.2.

Bontšutšnaja, Anna; Karise, Reet; Mänd, Marika (2019). Eestis punase ristiku põlde külastavate kimalaste liigirikkuses 50 aasta jooksul toimunud muutused. Teaduselt mahepõllumajandusele, 9–14

Bontšutšnaja, Anna; Karise, Reet; Mänd, Marika; Smagghe, Guy (2020). Erinevate õietolmu määramise meetodite rakendamine tolmeldajate toidutaimede tuvastamisel. Alaru, Maarika (Toim.). *Agronoomia* (124–129). Vali Press.

Jürison, Margret; Pent, Kaarel; Karise, Reet; Mänd, Marika (2022). Pestitsiidide sulfoksaflori ja asoksüstroobiini mõjud karukimalase (*Bombus terrestris* L.) ainevahetusele. Maarika Alaru (Toim.). *Agronoomia* 2022 (124–130). Vali press.

Karise, R.; Jõgar, K.; Kruus, E.; Veromann, E.; Viik, E.; Mänd, M. (2021). Punase ristiku kasvupinna seosed kimalaste arvukusega Eesti põllumajandusmaastikus. *Põllumajandus ja keskkond. Toimetised 2021*. Toim. Metsaplu, L.; Luik, A.; Talgre, L. Eesti Loodusfoto OÜ, 92–98.

Karise, Reet; Bontšutsnaja, Anna; Maebe, Kevin; Mänd, Marika (2020). Kas põllumajanduslik tegevus on kimalastele hävitav? Alaru, Maarika (Toim.). *Agronoomia* (152-158). Vali Press.

Karise, Reet; Raimets, Risto; Bontšutšnaja, Anna; Mänd, Marika (2022). Erakmesilase *Osmia Bicornis* õietolmukorje talirapsi põldude lähistel ja õunaaias. Maarika Alaru (Toim.). *Agronoomia* 2022 (131–135). Vali Press.

Naudi, Sigmar; Kullman, Bellis; Tummeleht, Lea; Jürison, Margret; Raimets, Risto; Šteiselis, Juris; Karise, Reet (2019). Mikrosporiidsed parasiidid *Nosema apis* & *Nosema ceranae* meemesilastes – muutus ajas ning liigiline jaotus. Metspalu, Luule; Luik, Anne (Toim.). Teaduselt mahepõllumajandusele (82–88). SA Eesti Maaülikooli Mahekeskus.

Raimets, Risto; Naudi, Sigmar; Mänd, Marika; Karise, Reet (2021) Pestitsiidijääkide liikumine mesindussaaduste vahel (2021) *Põllumajandus ja keskkond. Toimetised 2021*. Toim. Metsaplu, L.; Luik, A.; Talgre, L. Eesti Loodusfoto OÜ, 92–98.

Konverentsiteesid

Sihtmäe, Mariliis; Blinova, Irina; Kahru, Anne; Sõber, Virve; Teder, Tiit; Tummeleht, Lea; Viltrop, Arvo; Karise, Reet; Raimets, Risto; Noreika, Norbertas; Mänd, Marika (2019). Pesticide use in Estonia: first results of the project „Opportunities for mitigation of bee losses” (ForBee). *Abstracts_Meeting_48: SETAC Europe 29th Annual Meeting, Helsinki, 26-30 May, 2019.* , 254–255.

Tummeleht, Lea; Orro, Toomas; Viltrop, Arvo (2022). Meemesilaste (*Apis mellifera* L.) talvise ja suvise hukkumise riskitegurid Eesti mesilates aastatel 2012-2013. Suuline ettekanne Eesti Maaülikooli Veterinaarmeditsiini ja loomakasvatuse instituudi konverentsil "Terve loom ja tervislik toit 2022", 2.-3.03.2022.

Töös kasutatud allikad

Aavik, T., Liira, J., 2010. Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135, 178–186. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.005>

Adjlane, N., Haddad, N. 2018. Effect of Some Honeybee Diseases on Seasonal Mortality of *Apis mellifera* intermissa in Algeria Apiaries. *Proceedings of the Zoological Society*, 71, 83-87.

Alaux, C. et al. 2010. Interactions between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). - *Environ Microbiol* 12: 774–782.

Albrecht, M., Duelli, P., Müller, C., Kleijn, D., Schmid, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *J. Appl. Ecol.* 44, 813–822. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01306.x>

Albrecht, M., Duelli, P., Müller, C., Kleijn, D., Schmid, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *J. Appl. Ecol.* 44, 813–822. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01306.x>

Alger, S.A., Burnham, P.A., Brody, A.K., 2019. Flowers as viral hot spots: Honey bees (*Apis mellifera*) unevenly deposit viruses across plant species. *PLOS ONE* 14, e0221800. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221800>

Alonso-Prados, E., Muñoz, I., De la Rúa, P., Serrano, J., Fernández-Alba, A.R., García-Valcárcel, A.I., Hernando, M.D., Alonso, Á., Alonso-Prados, J.L., Bartolomé, C., Maside, X., Barrios, L., Martín-Hernández, R., Higes, M., 2020. The toxic unit approach as a risk indicator in honey bees surveillance programmes: A case of study in *Apis mellifera iberiensis*. *Sci. Total Environ.* 698, 134208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134208>

Anderson, D.R., Burnham, K.P., 2002. Avoiding Pitfalls When Using Information-Theoretic Methods. *J. Wildl. Manag.* 66, 912–918. <https://doi.org/10.2307/3803155>

Andrieu, E., Cabanettes, A., Alignier, A., Van Halder, I., Alard, D., Archaux, F., Barbaro, L., Bouget, C., Bailey, S., Corcket, E., Deconchat, M., Vigan, M., Villemey, A., Ouin, A., 2018. Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. *Basic Appl. Ecol.* 27, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.11.003>

Andrieu, E., Cabanettes, A., Alignier, A., Van Halder, I., Alard, D., Archaux, F., Barbaro, L., Bouget, C., Bailey, S., Corcket, E., Deconchat, M., Vigan, M., Villemey, A., Ouin, A., 2018. Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. *Basic Appl. Ecol.* 27, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.11.003>

Aydin, L., Gulegen, E., Cakmak, I., Girisgin, A.O. & Wells, H. (2006) Relation between *Nosema* and chalkbrood diseases, and its implication for an apiary management model. *Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy* 50: 471-475.

Balbuena, M., Tison, L., Hahn, M-L., Greggers, U., Menzel, R., Farina, W.M. 2015. Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. *Journal of Experimental Biology*, 218 (17), 2799-2805.

Bargańska, Ż. Ślebioda, M. Namieśnik, J. 2013. Pesticide residues levels in honey from apiaries located of Northern Poland. *Food Control* 31, 196–201.

Barton, K. (2018) MuMIn: Multi-Model Inference. R-package version 1.40.4.

Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., Tschardtke, T., 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: A meta-analysis. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 1894–1902.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1 - 48.

Beaurepaire, A., Piot, N., Doublet, V., Antunez, K., Campbell, E., Chantawannakul, P., Chejanovsky, N., Gajda, A., Heerman, M., Panziera, D., Smagghe, G., Yañez, O., de Miranda, J.R., Dalmon, A., 2020. Diversity and Global Distribution of Viruses of the Western Honey Bee, *Apis mellifera*. *Insects* 11, 239. <https://doi.org/10.3390/insects11040239>

Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.-S.S., 2008. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol. (Amst.)* 24, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>.

Bontšutšnaja, A., Karise, R., Mänd, M., Smagghe, G., 2021. Bumble Bee Foraged Pollen Analyses in Spring Time in Southern Estonia Shows Abundant Food Sources. *Insects* 12, 922. <https://doi.org/10.3390/insects12100922>

Botias C., David A., Hill E.M., Goulson D. 2017. Quantifying exposure of wild bumblebees to mixtures of agrochemicals in agricultural and urban landscapes. *Environ. Pollut.* 222, 73-82. doi: 10.1016/j.envpol.2017.01.001.

Brunner, F. S., Schmid-Hempel, P. & Barribeau, S. M. Protein-poor diet reduces host-specific immune gene expression in *Bombus terrestris*. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281, 20140128 (2014).

Budge, G.E., Shirley, M.D.F., Jones, B., Quil, E., Tomkies, V., Feil, E.J., Brown, M.A., Haynes, E.G. 2021. Molecular epidemiology and population structure of the honey bee brood pathogen *Melissococcus plutonius*. *The ISME Journal*, 8, 1588-1597.

Bäckman, J.P.C., Tiainen, J., 2002. Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 53–68. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00318-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00318-8)

Bäckman, J.P.C., Tiainen, J., 2002. Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 53–68. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00318-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00318-8)

Calovi, M., Grozinger, C.M., Miller, D.A., Goslee, S.C. 2021. Summer weather conditions influence winter survival of honey bees (*Apis mellifera*) in the northeastern United States. *Scientific reports*, 11, 1553.

Castle, D., Grass, I., Westphal, C., 2019. Fruit quantity and quality of strawberries benefit from enhanced pollinator abundance at hedgerows in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 275, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.003>

Cepero, A. et al. 2015. Passive laboratory surveillance in Spain: pathogens as risk factors for honey bee colony collapse. - *Journal of Apicultural Research* 54: 525–531.

Chauzat, M.-P., Martel, A.-C., Cougoule, N., Porta, P., Lachaize, J., Zeggane, S., Aubert, M., Carpentier, P., Faucon, J.-P., 2011. An assessment of honeybee colony matrices, *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) to monitor pesticide presence in continental France. *Environ. Toxicol. Chem.* 30. <https://doi.org/10.1002/etc.361>

Chmiel, J.A., Daisley, B.A., Pitek, A.P., Thompson, G.J., Reid, G. 2020. Understanding the Effects of Sublethal Pesticide Exposure on Honey Bees: A Role for Probiotics as Mediators of Environmental Stress. *Frontiers in Ecology and Evolution*.

Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., Konvicka, M. 2011. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215-226.

Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., Konvicka, M., 2012. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *J. Insect Conserv.* 16, 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9407-6>

Cleiton, R., Krüger, A.P., Barbosa, W.F., Guedes, R.N. 2016. Leaf Fertilizers Affect Survival and Behavior of the Neotropical Stingless Bee *Friesella schrottkyi* (Meliponini: Apidae: Hymenoptera). *Journal of Economic Entomology*, 109, 1001-1008.

Cole, L.J., Kleijn, D., Dicks, L. V., Stout, J.C., Potts, S.G., Albrecht, M., Balzan, M. V., Bartomeus, I., Bebeli, P.J., Bevk, D., Biesmeijer, J.C., Chlebo, R., Dautarté, A., Emmanouil, N., Hartfield, C., Holland, J.M., Holzschuh, A., Knoben, N.T.J., Kovács-Hostyánszki, A., Mandelik, Y., Panou, H., Paxton, R.J., Petanidou, T., Pinheiro de Carvalho, M.A.A., Rundlöf, M., Sarthou, J.P., Stavrínides, M.C., Suso, M.J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B.E., Varnava, A., Vilà, M., Zemeckis, R., Scheper, J., 2020. A critical analysis of the potential for EU Common Agricultural Policy measures to support wild pollinators on farmland. *J. Appl. Ecol.* 57, 681–694. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13572>

Collison, E. et al. 2016. Interactive effects of pesticide exposure and pathogen infection on bee health - a critical analysis. - *Biol Rev Camb Philos Soc* 91: 1006–1019.

Cranmer, L., McCollin, D., Ollerton, J. 2012. Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos* 121, 562-568. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19704.x>

Dainat, B., Evans, J.D., Chen, Y.P., Gauthier, L., Neumann, P. 2012. Predictive markers of Honey Bee Colony Collapse, PLoS ONE 7(2): e32151.

Damalas, C.A., Eleftherohorinos, I.G. 2011. Pesticide Exposure, Safety Issues, and Risk Assessment Indicators. Int. J. Environ. Res. Public Health 2011, 8(5), 1402-1419.

Darvill, B., Knight, M.E., Goulson, D. 2004. Use of genetic markers to quantify bumblebee foraging range and nest density. Oikos <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13510.x>

Dasgupta, P. 2021. The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. (London: HM Treasury. <https://www.gov.uk/government/publications/final-report-the-economics-of-biodiversity-the-dasgupta-review>

Dave Goulson, Olivier Lepais, Stephanie O'Connor, Juliet L. Osborne, Roy A. Sanderson, John Cussans, Louis Goffe, Ben Darvill. Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. Journal of Applied Ecology 2010, 47, 1207–1215

Dave Goulson. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. Journal of Applied Ecology 2013, 50, 977–987

Dave Goulson. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. Journal of Applied Ecology 2013, 50, 977–987

De Castro, F. & Bolker, B. Mechanisms of disease-induced extinction. Ecol. Lett. 8, 117–126 (2004).

De Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I., Milbau, A., 2003. Effect of margin strips on soil mineral nitrogen and plant biodiversity. Agron. Sustain. Dev. 26, 117–126. <https://doi.org/10.1051/agro>

Diekötter, T., Walther-Hellwig, K., Conradi, M., Suter, M., Frankl, R., 2006. Effects of landscape elements on the distribution of the rare bumblebee species *Bombus muscorum* in an agricultural landscape. Biodivers. Conserv. 15, 57–68. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-2932-9>

Diekötter, T., Walther-Hellwig, K., Conradi, M., Suter, M., Frankl, R., 2006. Effects of landscape elements on the distribution of the rare bumblebee species *Bombus muscorum* in an agricultural landscape. Biodivers. Conserv. 15, 57–68. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-2932-9>

Dolezal, A. G. et al. Interacting stressors matter: diet quality and virus infection in honeybee health. R. Soc. Open Sci. 6, 181803 (2019).

Dussaubat, C. et al. 2016. Combined neonicotinoid pesticide and parasite stress alter honeybee queens' physiology and survival. - Scientific Reports 6: 1–7.

Eeraerts, M., Smagghe, G., Meeus, I., 2019. Pollinator diversity, floral resources and semi-natural habitat, instead of honey bees and intensive agriculture, enhance pollination service to sweet cherry. Agric. Ecosyst. Environ. 284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106586>

Eeraerts, M., Smagghe, G., Meeus, I., 2019. Pollinator diversity, floral resources and semi-natural habitat, instead of honey bees and intensive agriculture, enhance pollination service to sweet cherry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106586>

Ekroos, J., Kleijn, D., Batáry, P., Albrecht, M., Báldi, A., Blüthgen, N., Knop, E., Kovács-Hostyánszki, A., Smith, H.G., 2020. High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. *Biol. Conserv.* 241. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108255>

Ekroos, J., Kleijn, D., Batáry, P., Albrecht, M., Báldi, A., Blüthgen, N., Knop, E., Kovács-Hostyánszki, A., Smith, H.G., 2020. High land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. *Biol. Conserv.* 241. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108255>

El-Saadony et al. 2020. Control of foliar phytoparasitic nematodes through sustainable natural materials: Current progress and challenges. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28 (12), 7314-7326.

EU Pesticides Database. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN>

Europa komisjoni Statistikaamet (Eurostat). Sales of pesticides in the EU. <https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-eurostat-news/-/DDN-20200603-1>

European Food Safety Authority (2013) Scientific opinion on the risk of entry of *Aethina tumida* and *Tropilaelaps* spp. in the EU. *EFSA Journal* 11: 3128. <http://dx.doi:10.2903/j.efsa.2013.3128>.

Figuerola, L. L. et al. Landscape simplification shapes pathogen prevalence in plant-pollinator networks. *Ecol. Lett.* 23, 1212–1222 (2020).

Figuerola, L.L., Blinder, M., Grincavitch, C., Jelinek, A., Mann, E.K., Merva, L.A., Metz, L.E., Zhao, A.Y., Irwin, R.E., McArt, S.H., Adler, L.S., 2019. Bee pathogen transmission dynamics: deposition, persistence and acquisition on flowers. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 286, 20190603. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0603>

Figuerola, L.L., Compton, S., Grab, H., McArt, S.H., 2021. Functional traits linked to pathogen prevalence in wild bee communities. *Sci. Rep.* 11, 7529. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87103-3>

Forsgren, E., Locke, B., Sircoulomb, F., Schäfer, M.O. 2018. Bacterial Diseases in Honeybees. *Current Clinical Microbiology Reports* volume 5, 18–25.

Fries, I., Feng, F., da Silva, A., Slemenda, S.B., Pieniazek, N.J., 1996. *Nosema ceranae* n. sp. (Microspora, Nosematidae), morphological and molecular characterization of a microsporidian parasite of the Asian honey bee *Apis cerana* (Hymenoptera, Apidae). *Eur. J. Protistol.* 32, 356–365. [https://doi.org/10.1016/S0932-4739\(96\)80059-9](https://doi.org/10.1016/S0932-4739(96)80059-9)

- Fulton, C.A., Huff Hartz, K.E., Fell, R.D., Brewster, C.C., Reeve, J.D., Lydy, M.J., 2019. An assessment of pesticide exposures and land use of honey bees in Virginia. *Chemosphere* 222, 489–493. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.156>
- Furst, M.A., McMahon, D.P., Osborne, J.L., Paxton, R.J. & Brown, M.J.F. (2014) Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506: 364–+.
- Fürst, M.A., McMahon, D.P., Osborne, J.L., Paxton, R.J., Brown, M.J.F., 2014. Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature* 506, 364–366. <https://doi.org/10.1038/nature12977>
- Garrido-Bailón, E., Bartolomé, C., Prieto, L., Botías, C., Martínez-Salvador, A., Meana, A., Martín-Hernández, R., Higes, M., 2012. The prevalence of *Acarapis woodi* in Spanish honey bee (*Apis mellifera*) colonies. *Exp. Parasitol.* 132, 530–536. <https://doi.org/10.1016/j.exppara.2012.08.018>
- Gathmann, A., Tscharntke, T. 2002. Foraging ranges of solitary bees. *J. Anim. Ecol.* 71, 757–764. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>
- Gerard, M., Michez, D., Debat, V., Fullgrabe, L., Meeus, I., Piot, N., Sculfort, O., Vastrade, M., Smagghe, G., Vanderplanck, M., 2018. Stressful conditions reveal decrease in size, modification of shape but relatively stable asymmetry in bumblebee wings. *Sci. Rep.* 8, 15169. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33429-4>
- Gidey, A., Mulugeta, S. & Fromsa, A. (2012). Prevalence of bee lice *Braula coeca* (Diptera: Braulidae) and other perceived constraints to honey bee production in Wukro Woreda, Tigray Region, Ethiopia. *Global Veterinaria* 8: 631–635.
- Gierer F., Vaughan S., Slater M., Thompson H.M., Elmore J.F., Girling R.D. 2019. A review of the factors that influence pesticide residues in pollen and nectar: Future research requirements for optimising the estimation of pollinator exposure. *Environ. Pol.* 249, 236–247.
- Gray, A. Et al. 2020. Honey bee colony winter loss rates for 35 countries participating in the COLOSS survey for winter 2018–2019, and the effects of a new queen on the risk of colony winter loss. *Journal of Apicultural Research*, 59 (5).
- Guzman-Nova, E., Eccles, L., Calvete, Y., McGowan, J., Kelly, P.G., Correa-Benitez, A. 2010. *Varroa destructor* is the main culprit for the death and reduced populations of overwintered honey bee (*Apis mellifera*) colonies in Ontario, Canada. *Apidologie*, 41, 443–450.
- Gutiérrez, M., Molero, R., Gaju, M., Steen, J., Porrini, C., Ruiz, J.A. 2020. Assessing heavy metal pollution by biomonitoring honeybee nectar in Córdoba (Spain). *Environmental Science and Pollution*, 27, 10436–10448.

Haaland, C., Gyllin, M., 2010. Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. *J. Insect Conserv.* 14, 125–132. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9232-3>

Haaland, C., Gyllin, M., 2010. Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. *J. Insect Conserv.* 14, 125–132. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9232-3>

Haenke, S., Kovács-Hostyánszki, A., Fründ, J., Batáry, P., Jauker, B., Tschardtke, T., Holzschuh, A., 2014. Landscape configuration of crops and hedgerows drives local syrphid fly abundance. *J. Appl. Ecol.* 51, 505–513. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12221>

Hahn, M., Schotthöfer, A., Schmitz, J., Franke, L.A., Brühl, C.A., 2015. The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 207, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.002>

Hannappel, I., Fischer, K., 2020. Grassland intensification strongly reduces butterfly diversity in the Westerwald mountain range, Germany. *J. Insect Conserv.* 24, 279–285. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00195-1>

Happe, A.K., Riesch, F., Rösch, V., Gallé, R., Tschardtke, T., Batáry, P., 2018. Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agric. Ecosyst. Environ.* 254, 92–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.019>

Hass, A.L., Kormann, U.G., Tschardtke, T., Clough, Y., Baillod, A.B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Bure, F., Georges, R., Giralt, D., Marcos-García, M., Ricarte, A., Siriwardena, G., Batáry, P., 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>

Hedtke, K., Jensen, P.M., Jensen, A.B. & Genersch, E. (2011). Evidence for emerging parasites and pathogens influencing outbreaks of stress-related diseases like chalkbrood. *Journal of Invertebrate Pathology* 108: 167-173.

Helm, A, Toussant, A. 2020. Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. https://www.envir.ee/sites/default/files/poollooduslike_koosluste_okoloogilise_toimimise_hinnang_03_2020_tartu_ul._pdf

Helm, A, Toussant, A. 2020. Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. https://www.envir.ee/sites/default/files/poollooduslike_koosluste_okoloogilise_toimimise_hinnang_03_2020_tartu_ul._pdf

Hermann, K., Klahre, U., Venail, J., Brandenburg, A., Kuhlmeier, C. 2007. The genetics of reproductive organ morphology in two *Petunia* species with contrasting pollination syndromes. *Planta* 241, 1241–1254.

- Hermann, S.L., Landis, D.A. 2017. Scaling up our understanding of non-consumptive effects in insect systems. *Current Opinion in Insect Science*, 20, 54-60.
- Herzon, I., Helenius, J., 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biol. Conserv.* 141, 1171–1183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.005>
- Herzon, I., Helenius, J., 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biol. Conserv.* 141, 1171–1183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.03.005>
- Hesketh H., Lahive E., Horton A. A., Matthew S. H. et al. 2016. Extending standard testing period in honeybees to predict lifespan impacts of pesticides and heavy metals using dynamic energy budget modelling. *Scien. Reports*, 6(1), 37655.
- Hladun K.R., Parker D.R., Trumble J.T. 2015. Cadmium, copper, and lead accumulation and bioconcentration in the vegetative and reproductive organs of *Raphanus sativus*: implications for plant performance and pollination. *J. Chem. Ecol.* 41 (4), 386-395.
- Hristov, P., Shmukova, R., Palova, N., Neov, B. 2020. Factors Associated with Honey Bee Colony Losses: A Mini-Review. *Vet. Sci.* 2020, 7(4), 166.
- Jacques A, Laurent M, Ribiere-Chabert M, Saussac M, Bougeard S, Budge GE, Hendrikx P & Chauzat MP (2017) A pan-European epidemiological study reveals honey bee colony survival depends on beekeeper education and disease control. *PloS one* 12: e0172591.
- Jakobsson, S., Bernes, C., Bullock, J.M., Verheyen, K., Lindborg, R., 2018. How does roadside vegetation management affect the diversity of vascular plants and invertebrates? A systematic review. *Environ. Evid.* 7, 1–14. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0129-z>
- Jauker, F., Diekötter, T., Schwarzbach, F., Wolters, V., 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: Opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landsc. Ecol.* 24, 547–555. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9331-2>
- Jones, J.C., Myerscough, M.R., Graham, S., Oldroyd, B.P., 2004. Honey Bee Nest Thermoregulation: Diversity Promotes Stability. *Science* 305, 402–404. <https://doi.org/10.1126/science.1096340>
- Jönsson, A.M., Ekroos, J., Dänhardt, J., Andersson, G.K.S., Olsson, O., Smith, H.G., 2015. Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biol. Conserv.* 184, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.027>
- Kah, M. 2015. Nanopesticides and Nanofertilizers: Emerging Contaminants or Opportunities for Risk Mitigation? *Front. Chem.* 2015.

- Karise, R., Dreyersdorff, G., Jahani, M., Veromann, E., Runno-Paurson, E., Kaart, T., Mänd, M. (2016). Reliability of the entomovector technology using Prestop-Mix and *Bombus terrestris* L. as a fungal disease biocontrol method in open field. *Scientific Reports*, 6. <https://doi.org/10.1038/srep31650>
- Kwong, W.K., Mancenido, A.L., Moran, N.A., n.d. Immune system stimulation by the native gut microbiota of honey bees. *R. Soc. Open Sci.* 4, 170003. <https://doi.org/10.1098/rsos.170003>
- Laycock, I., Lenthall, K.M., Barratt, A.T., Cresswell, J.E. 2012. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid pesticide, on reproduction in worker bumble bees (*Bombus terrestris*). *Ecotoxicology*, 21, 1937–1945.
- Lewis, K.A. & Tzilivakis, J. (2019). Wild bee toxicity data for pesticide risk assessments. *Data*, 4(3): 98. DOI: 10.3390/data4030098 (Pesticide Properties DataBase. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN>)
- Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4): 1050-1064. DOI:10.1080/10807039.2015.113324 (Pesticide Properties DataBase. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN>)
- Lindgren, J., Lindborg, R., Cousins, S.A.O., 2018. Local conditions in small habitats and surrounding landscape are important for pollination services, biological pest control and seed predation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 251, 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.025>
- Lindstrom, A., Korpela, S. & Fries, I. (2008). Horizontal transmission of *Paenibacillus* larvae spores between honey bee (*Apis mellifera*) colonies through robbing. *Apidologie* 39: 515-522.
- Lounsberry, Z., Spiewok, S., Pernal, S.F., Sonstegard, T.S., Hood, W.M., J., Neumann, P. & Evans, J.D. (2010). Worldwide diaspora of *Aethina tumida* (Coleoptera: Nitidulidae), a nest parasite of honey bees. *Annals of the Entomological Society of America* 103: 671-677.
- Lusebrink I. Girling, R.D., Farthing, E., Newman, T.A., Jackson, C.W., Poppy, G.M. 2015. The effects of diesel exhaust pollution on floral volatiles and the consequences for honey bee olfaction. *J. Chem. Ecol.* 41 (10), 904-912.
- Lõhmus, L. 2015. Tolmeldajate arvukus ja liigiline mitmekesisus talirapsipõldudel ja nendega piirnevatel maastikuelementidel. *Magistritöö, Eesti Maaülikool*.
- Madras-Majewska B., Ochnio L., Ochnio M. 2014. Impact of the bioaccumulation of selected toxic elements on the condition of bees and other organisms. *Vet. Med.Sci. Pract.* 70 (12), 715-718.
- Maebe, Kevin; Karise, Reet; Meeus, Ivan; Mänd, Marika; Smagghe, Guy (2019). Level of Genetic Diversity in European Bumblebees is Not Determined by Local Species Abundance. *Frontiers in Genetics*, 10, 1–9. DOI: 10.3389/fgene.2019.01262

Maggi, M., Damiani, N., Ruffinengo, S.R., Brasesco, M.C., Szawarski, N., Mitton, G., Mariani, F., Sammataro, D., Quintana, S., Eguaras, M.J. 2017. The susceptibility of *Varroa destructor* against oxalic acid: a study case. *Bulletin of Insectology*, 70 (1), 1-6.

Manley, R., Boots, M., Wilfert, L., 2017. Condition-dependent virulence of slow bee paralysis virus in *Bombus terrestris*: are the impacts of honeybee viruses in wild pollinators underestimated? *Oecologia* 184, 305–315. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3851-2>

Marja, Riho; Kleijn, David; Tscharntke, Teja; Klein, Alexandra-Maria; Frank, Thomas; Batary, Peter (2019). Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecology Letters*, 22 (9), 1493–1500.

Marja, Riho; Klein, Alexandra-Maria; Viik, Eneli; Batáry, Péter (2021). Environmentally-friendly and organic management practices enable complementary diversification of plant–bumblebee food webs. *Basic and Applied Ecology*, 53, 164–174.

Marja, Riho; Viik, Eneli; Mänd, Marika; Phillips, James; Klein, Alexandra-Maria; Batáry, Péter (2018). Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. *Journal of Applied Ecology*, 55 (4), 1714–1724.

Marja, Riho; Viik, Eneli; Mänd, Marika; Phillips, James; Klein, Alexandra-Maria; Batáry, Péter (2018). Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. *Journal of Applied Ecology*, 55 (4), 1714–1724.

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. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.036>

Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M. V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Le Féon, V., Marshall, J., Moonen, A.C., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tscharntke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecol. Lett.* 22, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>

Martin, S. J. and Bayfield, J. (2014). Is the bee louse *Braulta coeca* (Diptera) using chemical camouflage to survive within honeybee colonies? *Chemoecology* 24, 165-169. <https://doi.org/10.1007/s00049-014-0158-1>.

- McMahon, D.P., Fürst, M.A., Caspar, J., Theodorou, P., Brown, M.J.F., Paxton, R.J., 2015. A sting in the spit: widespread cross-infection of multiple RNA viruses across wild and managed bees. *J. Anim. Ecol.* 84, 615–624. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12345>
- McMullan, J.B. & Brown, M.J.F. (2005). Brood pupation temperature affects the susceptibility of honeybees (*Apis mellifera*) to infestation by tracheal mites (*Acarapis woodi*). *Apidologie* 36: 97-105.
- McMullan, J.B., d'Ettorre, P. & Brown, M.J.F. (2010). Chemical cues in the host-seeking behaviour of tracheal mites (*Acarapis woodi*) in honey bees (*Apis mellifera mellifera*). *Apidologie* 41: 568-578.
- Meana, A. et al. 2017. Risk factors associated with honey bee colony loss in apiaries in Galicia, NW Spain. - *Spanish Journal of Agricultural Research* 15: 0501.
- Meeus, I., Pisman, M., Smagghe, G., Piot, N., 2018. Interaction effects of different drivers of wild bee decline and their influence on host–pathogen dynamics. *Curr. Opin. Insect Sci., Ecology • Parasites/Parasitoids/Biological control* 26, 136–141. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.007>
- Meeus, I., Pisman, M., Smagghe, G., Piot, N., 2018. Interaction effects of different drivers of wild bee decline and their influence on host–pathogen dynamics. *Curr. Opin. Insect Sci., Ecology • Parasites/Parasitoids/Biological control* 26, 136–141. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.007>
- Meikle, W.G., et al. 2016. Sublethal Effects of Imidacloprid on Honey Bee Colony Growth and Activity at Three Sites in the U.S. *PloS ONE*, 11(12): e0168603.
- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J.Y., Menz, M.H.M., 2017. Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, 376–384. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.037>
- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J.Y., Menz, M.H.M., 2017. Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, 376–384. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.037>
- Morawetz et al. 2019. Health status of honey bee colonies (*Apis mellifera*) and disease-related risk factors for colony losses in Austria. *PloS ONE*, 14(7): e0219293.
- Morgano M.A., Martins M.C.T., Rabonato L.C., Milani R.F., Yotsuyanagi K., Rodriguez-Amaya D.B. 2010. Inorganic Contaminants in Bee Pollen from Southeastern Brazil. *J. Agric. Food Chem.* 58 (11), 6876–6883.
- Muljar, R., Karise, R., Viik, E., Kuusik, A., Williams, I., Metspalu, L., Hiiesaar, K., Must, A., Luik, A., Mänd, M. 2012. Effects of Fastac 50 EC on bumble bee *Bombus terrestris* L. respiration: DGE disappearance does not lead to increasing water loss. *Journal of Insect Physiology*, 58 (11), 1469-1476.

Muñoz, I., Cepero, A., Pinto, M.A., Martín-Hernández, R., Higes, M. & De la Rúa, P. (2014). Presence of *Nosema ceranae* associated with honeybee queen introductions. *Infection, Genetics and Evolution* 23: 161-168.

Murilhas, A. M. (2004) *Aethina tumida* arrives in Portugal. Will it be eradicated? *EurBee Newsletter* 2: 7–9.

Muz, D. & Muz, M.N. (2009). Survey of the occurrence of Deformed Wing Virus and multiple parasites of queens (*Apis mellifera* L.) in apiaries with collapsed colonies in Hatay, Turkey. *Journal of Apicultural Research* 48: 204-208.

Mutinelli F, Montarsi F, Federico G, Granato A, Maroni Ponti A, et al. (2014) Detection of *Aethina tumida* Murray (Coleoptera: Nitidulidae.) in Italy: outbreaks and early reaction measures. *Journal of Apiculture Research* 53 (5): 569–575.

Mutinelli, F. (2011). The spread of pathogens through trade in honey bees and their products (including queen bees and semen): overview and recent developments. *Revue Scientifique Et Technique-Office International Des Epizooties* 30: 257-271.

Mõtus, K., Raie, A., Orro, T., Chauzat, M.P. & Viltrop, A. (2016). Epidemiology, risk factors and varroa mite control in the Estonian honey bee population. *Journal of Apicultural Research* 55: 396-412.

National pollinator strategy: for bees and other pollinators in England, 2014. <https://www.gov.uk/government/publications/national-pollinator-strategy-for-bees-and-other-pollinators-in-england>

National pollinator strategy: for bees and other pollinators in England [WWW Document], n.d. . GOV.UK. URL <https://www.gov.uk/government/publications/national-pollinator-strategy-for-bees-and-other-pollinators-in-england> (accessed 10.29.21).

Naudi, S., Šteiselis, J., Jürison, M., Raimets, R., Tummeleht, L., Praakle, K., Raie, A., Karise, R., 2021. Variation in the Distribution of *Nosema* Species in Honeybees (*Apis mellifera* Linnaeus) between the Neighboring Countries Estonia and Latvia. *Vet. Sci.* 8, 58. <https://doi.org/10.3390/vetsci8040058>

Nerlekar, A. N., Veldman, J. W. 2020. High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. *PNAS* 117, 18550-18556. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922266117>

Nerlekar, A. N., Veldman, J. W. 2020. High plant diversity and slow assembly of old-growth grasslands. *PNAS* 117, 18550-18556. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922266117>

Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A.P., Sýkora, K. V., 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biol. Conserv.* 142, 2097–2103. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.009>

Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A.P., Sýkora, K. V., 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biol. Conserv.* 142, 2097–2103. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.009>

O’Neal, S.T., Anderson, T.D., Wu-Smart, J.Y. 2018. Interactions between pesticides and pathogen susceptibility in honey bees. *Current Opinion in Insect Science*, 26, 57-62.

Oddie, M.A.Y., Lanz, S., Dahle, B., Yañez, O., Neumann, P., 2020. Virus infections in Varroa destructor-resistant honeybees. <https://doi.org/10.1101/2020.10.16.342246>

OECD 213. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Test No. 213: Honeybees, Acute Oral Toxicity Test.

OECD 214. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Test No. 214: Honeybees, Acute Contact Toxicity Test.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., 538 Simpson, G., L., Solymos, P., Stevens, M., H., H., Szoecs, E. and Wagner, H. 2018. *Vegan: Community Ecology 539 Package*. R package version 2.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Ollerton J. 2021. *Pollinators and Pollination: Nature and Society*. Pelagic Publishing Ltd, 2021, 300 pages.

Ollerton, J. 2017. Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Sys.* 48:353:376

Ollerton, J. 2021. *Pollinators & Pollination: Nature and Society*. Pelagic Publishing, UK.

Ollerton, J., 2021. *Pollinators and Pollination: Nature and Society*. Pelagic Publishing Ltd.

Ouvrard, P., Transon, J., Jacquemart, A.L., 2018. Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodivers. Conserv.* 27, 2193–2216. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1531-0>

Papini, R., Mancianti, F., Canovai, R., Cosci, F., Rocchigiani, G., Benelli, G. & Canale, A. (2017). Prevalence of the microsporidian *Nosema ceranae* in honeybee (*Apis mellifera*) apiaries in Central Italy. *Saudi Journal of Biological Sciences* 24: 979-982.

Parmentier, L., Meeus, I., Cheroutre, L., Mommaerts, V., Louwye, S., Smagghe, G. 2014. Commercial bumblebee hives to assess an anthropogenic environment for pollinator support: a case study in the region of Ghent (Belgium). *Environmental Monitoring and Assessment* 186, 2357-2367.

Perugini M., Manera M., Grotta L., Abete M.C., Tarasco R., Amorena M. 2011. Heavy metal (Hg, Cr, Cd, and Pb) contamination in urban areas and wildlife reserves: honeybees as bioindicators. *Biol. Trace Elem. Res.* 140(2), 170-176.

Peterson, J.H., Roitberg, B.D., Peterson, J.H. 2006. Impacts of flight distance on sex ratio and resource allocation to offspring in the leafcutter bee, *Megachile rotundata*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59, 589-596.

Pettis, J. S. et al. 2013. Crop pollination exposes honey bees to pesticides which alters their susceptibility to the gut pathogen *Nosema ceranae*. - *PLoS ONE* 8: e70182.

Piot, N.; Schweiger, O.; Meeus, I.; Yañez, O.; Straub, L.; Villamar-Bouza, L.; De la Rúa, P.; Jara, L.; Ruiz, C.; Malmstrøm, M.; Mustafa, S.; Nielsen, A.; Mänd, M.; Karise, R.; Tlak-Gajger, I.; Özgör, E.; Keskin, N.; Diévert, V.; Dalmon, A.; Gajda, A. ... de Miranda, J.R. (2022). Honey bees and climate explain viral prevalence in wild bee communities on a continental scale. *Scientific Reports*, 12 (1), ARTN 1904. DOI: 10.1038/s41598-022-05603-2.

Poschlod, P., Braun-Reichert, R., 2017. Small natural features with large ecological roles in ancient agricultural landscapes of Central Europe - history, value, status, and conservation. *Biol. Conserv.* 211, 60–68.

Poschlod, P., Braun-Reichert, R., 2017. Small natural features with large ecological roles in ancient agricultural landscapes of Central Europe - history, value, status, and conservation. *Biol. Conserv.* 211, 60–68.

Proesmans, W., Bonte, D., Smagghe, G., Meeus, I., Decocq, G., Spicher, F., Kolb, A., Lemke, I., Diekmann, M., Bruun, H.H., Wulf, M., Van Den Berge, S., Verheyen, K., 2019. Small forest patches as pollinator habitat: oases in an agricultural desert? *Landsc. Ecol.* 34, 487–501. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00782-2>

Proesmans, W., Bonte, D., Smagghe, G., Meeus, I., Verheyen, K., 2019. Importance of forest fragments as pollinator habitat varies with season and guild. *Basic Appl. Ecol.* 34, 95–107. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2018.08.004>

PubChem database. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

Purvis, E.E.N., Meehan, M.L., Lindo, Z., 2019. Agricultural field margins provide food and nesting resources to bumble bees (*Bombus* spp., Hymenoptera: Apidae) in Southwestern Ontario, Canada. *Insect Conserv. Divers.* 219–228. <https://doi.org/10.1111/icad.12381>

Purvis, E.E.N., Meehan, M.L., Lindo, Z., 2019. Agricultural field margins provide food and nesting resources to bumble bees (*Bombus* spp., Hymenoptera: Apidae) in Southwestern Ontario, Canada. *Insect Conserv. Divers.* 219–228. <https://doi.org/10.1111/icad.12381>

Purvis, E.E.N., Meehan, M.L., Lindo, Z., 2019. Agricultural field margins provide food and nesting resources to bumble bees (*Bombus* spp., Hymenoptera: Apidae) in Southwestern Ontario, Canada. *Insect Conserv. Divers.* 219–228. <https://doi.org/10.1111/icad.12381>

Põllumajandusameti taimekaitsevahendite (TKV) register.

Raimets, R. 2019. Doktoritöö. Sünteetiliste ja bioloogiliste pestitsiidide mõjud meemesilastele ja kimalastele.

Raimets, R. Bontšutšnaja, A., Bartkevics, V., Pugajeva, I., Kaart, T., Puusepp, L., Pihlik, P., Keres, I., Viinalass, H., Mänd, M., Karise, R. 2020. Pesticide residues in beehive matrices are dependent on collection time and matrix type but independent of proportion of foraged oilseed rape and agricultural land in foraging territory. *Chemosphere*, 238.

Raimets, R., Naudi, S., Mänd, M., Bartkevics, V., Smagghe, G., Karise, R. 2022. Translocation of Tebuconazole between Bee Matrices and Its Potential Threat on Honey Bee (*Apis mellifera* Linnaeus) Queens. *Insects*, 13 (1), 45.

Rasmont, P., Iserbyt, S., 2012. The Bumblebees Scarcity Syndrome: Are heat waves leading to local extinctions of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*)? *Ann. Société Entomol. Fr.* NS 48, 275–280. <https://doi.org/10.1080/00379271.2012.10697776>

Rasmussen, C., Dupont, Y.L., Madsen, H.B., Bogusch, P., Goulson, D., Herbertsson, L., Maia, K.P., Nielsen, A., Olesen, J.M., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Sydenham, M.A.K., Kryger, P., 2021. Evaluating competition for forage plants between honey bees and wild bees in Denmark. *PLOS ONE* 16, e0250056. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250056>

Reitmayer C.M., Ryalls J.M.W., Farthing E., Jackson C.W., Girling R.D., Newman T.A. 2019. Acute exposure to diesel exhaust induces central nervous system stress and altered learning and memory in honey bees. *Scien.Reports*, 9, 5793.

Rering, C. C., Franco, J. G., Yeater, K. M. & Mallinger, R. E. Drought stress alters floral volatiles and reduces floral rewards, pollinator activity, and seed set in a global plant. *Ecosphere* 11, (2020).

Rodrigues, M.C., Serrano, F.A.C., 2019. First detailed report of infestation of African honey bees (*Apis mellifera* *scutellata*) in Angola by the bee lice *Braula coeca* (Diptera: Braulidae). *J. Apic. Res.* 58, 430–432. <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1552237>

Roots, O., Lukki, T. 2016. Water contamination issues in Estonia: a review. *Environmental Science*, doi: 10.3176/proc.2016.3.10.

Ruschioni S., Riolo P., Minuz R.L., Stefano M., Cannella M., Porrini C., Isidoro N. 2013. Biomonitoring with honeybees of heavy metals and pesticides in nature reserves of the Marche Region (Italy). *Biol. Trace Elem. Res.* 154 (2), 226-233.

Sapcaliu, A., Savu, V., Mateescu, C. & Rădoi, I. (2015). Case Study on a Possible External Mite Infestation (*A. externus* or *A. Dorsalis* or *A. vagans*) at Drone Brood of *Apis Mellifera* *Carpathica* Bees in a Apiary from Southern Romania. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 6: 382-386.

Schellborn, N.A., Gagic, V., Bommarco, R. 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (9), 524-530.

Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Smith, H.G., Kleijn, D., 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. *Ecol. Lett.* 16, 912–920.

Silici S., Uluozlu O.D., Tuzen M., Soylak M. 2013. Honeybee and honey as monitors for heavy metal contamination near the thermal power plants in Mugla, Turkey. *Toxicol. Industr. Health*, 32 (3), 507-516.

Simon-Delso, N., Martin, G.S., Brunneau, E., Delcourt, C., Hautier, I. 2017. The challenges of predicting pesticide exposure of honey bees at landscape level. *Scientific reports*, 7 (3801).

Siviter, H., Brown, M.J. Leadbeater, E. 2018. Sulfoxafloer exposure reduces bumblebee reproductive success. *Nature*, 561, 109–112.

Skorbiłowicz E., Skorbiłowicz M., Ciesluk I. 2018. Bees as bioindicators of environmental pollution with metals in an urban area. *J. Ecol. Engin.* 19 (3), 229-234.

Soon, V. 2021. Eesti mesilaste fauna baasuuring (KIK projekt nr. 14436). <https://kik.ee/et/projekt/eesti-mesilaste-fauna-baasuuring>

Stachurska-Hagen, T., Al-Touama, Z., Dahle, B., Robertson, L.J., 2018. Molecular methods indicate lack of spread of *Acarapis woodi* introduced to honey bees in western Norway. *Vet. Parasitol. Reg. Stud. Rep.* 11, 49–54. <https://doi.org/10.1016/j.vprsr.2017.11.006>

Statistikaameti andmebaas. <https://www.stat.ee/et/avasta-statistikat/valdkonnad>

Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421–1432. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1421:SDEOLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO;2)

Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421–1432. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1421:SDEOLC\]2.0.CO](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO)

Steffan-Dewenter, I., Westphal, C. 2008. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, 45, 737-741.

Straw, E.A., Carpentier, E.N., Brown, M.J.F., 2021. Roundup causes high levels of mortality following contact exposure in bumble bees. *J. Appl. Ecol.* 58, 1167–1176. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13867>

- Söber, V., Leps, M., Kaasik, A., Mänd, M., Teder, T. 2020. Forest proximity supports bumblebee species richness and abundance in hemi-boreal agricultural landscape. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 298, 106961. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106961>
- Šálek, M., Kučera, T., Zimmermann, K., Bartůšková, I., Plátek, M., Grill, S., Konvička, M., 2015. Edges within farmland: Management implications of taxon specific species richness correlates. *Basic Appl. Ecol.* 16, 714–725. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.001>
- Šálek, M., Kučera, T., Zimmermann, K., Bartůšková, I., Plátek, M., Grill, S., Konvička, M., 2015. Edges within farmland: Management implications of taxon specific species richness correlates. *Basic Appl. Ecol.* 16, 714–725. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.001>
- Zaitoun, S., Al-Ghzawi, A.A.-M., 2008. Daily number of bee louse (*Braula coeca*) in honey bee (*Apis mellifera carnica* and *A. m. syriaca*) colonies maintained under semi-arid conditions. *Insect Sci.* 15, 563–567. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2008.00246>.
- Zaric N.M., Deljanin I., Ilijević K., Stanisavljević L., Ristić M., Gržetić I. 2018. Assessment of spatial and temporal variations in trace element concentrations using honeybees (*Apis mellifera*) as bioindicators. *PeerJ.* 6, e5197 <https://doi.org/10.7717/peerj.5197>
- Zhu Y., Loso M.R., Watson G.B., Sparks T.C., Rogers R.B., Huang J.X., Gerwick B.C., Babcock J.M., Kelley D., Hegde V.B., Nugent B.M., Renga J.M., Denholm I., Gorman K., DeBoer G.J., Hasler J., Meade T., Thomas J.D. 2011. Discovery and characterization of sulfoxaflo, a novel insecticide targeting sap-feeding pests. *Journal of agriculture and food chemistry*.
- Zhu, Y.C. et al. 2015. Spray Toxicity and Risk Potential of 42 Commonly Used Formulations of Row Crop Pesticides to Adult Honey Bees (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Economic Entomology*, 108 (6), 2640–2647.
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S., 2010. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biol. Conserv.* 143, 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>
- Tang, J. et al. 2020. A National Survey of Managed Honey Bee Colony Winter Losses (*Apis mellifera*) in China (2013–2017). *Diversity*, 12 (9), 318.
- Teder, T. 2019. Päevaliblikate seire analüüs. Keskkonnaagentuur.
- Teder, T. 2019. Päevaliblikate seire analüüs. Keskkonnaagentuur.
- Thaduri, S., Stephan, J.G., de Miranda, J.R. et al. Disentangling host-parasite-pathogen interactions in a varroa-resistant honeybee population reveals virus tolerance as an independent, naturally adapted survival mechanism. *Sci Rep* 9, 6221 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42741-6>

Tiitsaar, A., Valdma, D., Õunap, E., Remm, J., Teder, T., Tammaru, T. 2019. Distribution of butterflies (Lepidoptera : Papilionoidea) in Estonia: Results of a systematic mapping project reveal long-term trends. *Annales Zoologici Fennici* 56: 147-185.

Tiitsaar, A., Valdma, D., Õunap, E., Remm, J., Teder, T., Tammaru, T. 2019. Distribution of butterflies (Lepidoptera : Papilionoidea) in Estonia: Results of a systematic mapping project reveal long-term trends. *Annales Zoologici Fennici* 56: 147-185.

Tobin, J. 1958. Estimation of Relationships for Limited Dependent Variables. *Econometria*, 26 (1), 24-36.

Toivonen, M., Herzon, I., Kuussaari, M., 2015. Differing effects of fallow type and landscape structure on the occurrence of plants, pollinators and birds on environmental fallows in Finland. *Biol. Conserv.* 181, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.034>

Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P., 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodivers. Conserv.* 27, 2451–2475. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>

Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P., 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodivers. Conserv.* 27, 2451–2475. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>

Wade, A., Lin, C.-H., Kurkul, C., Regan, E.R., Johnson, R.M., 2019. Combined Toxicity of Insecticides and Fungicides Applied to California Almond Orchards to Honey Bee Larvae and Adults. *Insects* 10, E20. <https://doi.org/10.3390/insects10010020>

Valiente-Banuet, A., Aizen, M.A., Alcántara, J.M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García, M.B., García, D., Gómez, J.M., Jordano, P., Medel, R., Navarro, L., Obeso, J.R., Oviedo, R., Ramírez, N., Rey, P.J., Traveset, A., Verdú, M., Zamora, R. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* 29:299-307.

Valtonen, A., Jantunen, J., Saarinen, K., 2006a. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biol. Conserv.* 133, 389–396. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.015>

van der Steen, J.J.M., de Kraker J., Grotenhuis T. 2012. Spatial and temporal variation of metal concentrations in adult honeybees (*Apis mellifera* L.). *Environ. Monitor. Assess.* 184 (7), 4119-4126.

vanEngelsdorp, D., Evans, J.D., Saegerman, C., et al. (2009). Colony Collapse Disorder: A Descriptive Study. *Plos One* 4.

vanEngelsdorp, D., Meixner, M.D. 2010. A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of Invertebrate Pathology*, 103, 580-595.

Watson, G.B., Siebert, M.W., Wang, N.X., Loso, M.R., Sparks, T.C. 2021. Sulfoxaflor – A sulfoximine insecticide: Review and analysis of mode of action, resistance and cross-resistance. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 178.

Viik, E. 2020. Kimalaste mitmekesisuse ja arvukuse uuring. Põllumajandusuuringute Keskus. <https://pmk.agri.ee/et/keskkonnaseire/kimalaste-uuringust>

Villemey, A., Jeusset, A., Vargac, M., Bertheau, Y., Coulon, A., Touroult, J., Vanpeene, S., Castagneyrol, B., Jactel, H., Witte, I., Deniaud, N., Flamerie De Lachapelle, F., Jaslier, E., Roy, V., Guinard, E., Le 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. *Environ. Evid.* 7, 1–33. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0117-3>

Von Büren, R.S., Oehen, B., Kuhn, N.J. & Erler, S. (2019). High-resolution maps of Swiss apiaries and their applicability to study spatial distribution of bacterial honey bee brood diseases. *PeerJ* 2019.

Wood, T.J., Holland, J.M., Goulson, D., 2015. Pollinator-friendly management does not increase the diversity of farmland bees and wasps. *Biol. Conserv.* 187, 120–126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.022>

Woodcock, B.A., Savage, J., Bullock, J.M., Nowakoski, M., Orr, R., Tallowin, J.R.B., Pywell, R.F., P, 2014. Enhancing floral resources for pollinators in productive agricultural grasslands. *Biol. Conserv.* 171, 44–51.

Wu, J.Y., Anelli, C.M., Sheppard, W.S. 2011. Sub-Lethal Effects of Pesticide Residues in Brood Comb on Worker Honey Bee (*Apis mellifera*) Development and Longevity. *PloS ONE*, 6(2): e14720.

Öckinger, E., Smith, H.G., 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landsc. Ecol.* 23, 27–40. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9167-6>

Öckinger, E., Winsa, M., Roberts, S.P.M., Bommarco, R., 2018. Mobility and resource use influence the occurrence of pollinating insects in restored seminatural grassland fragments. *Restor. Ecol.* 26, 873–881. <https://doi.org/10.1111/rec.12646>

Xun E.N., Zhang Y.W., Zhao J.M., Guo J.X. 2017. Translocation of heavy metals from soils into floral organs and rewards of *Cucurbita pepo*: Implications for plant reproductive fitness. *Ecotoxic. Environ. Safety*, 145, 235–243.

LISAD

Lisa 1 Looduslike tolmeldajate arvukust ja liigirikkust mõjutavad tegurid

Ptk 2.1.1. Uuringu taust, eesmärgid ja meetodika

Tolmeldajate seisukohast võib kõige olulisemaks maastikku vaesestavaks ja looduslike elupaiku (või nende kvaliteeti) hävitavaks teguriks Eestis pidada intensiivpõllumajandust. Suur osa tolmeldajate elupaikadest on paiknenud ja paiknevad põllumajandusest rohkem või vähem mõjutatud maastikus. Eriti olulised on liigirikkad poollooduslikud rohumaakooslused, mille pindala on viimase sajandi jooksul drastiliselt vähenenud. Olulisteks looduslike tolmeldajate elupaikadeks on ka nn tugikooslused, mis taimekoosluse poolest sarnanevad (pool-)looduslike kooslustega, eeskätt niidukooslustega (Poschlod ja Braun-Reichert 2017; Gardiner jt 2018). Tugikoosluste hulka kuuluvad mitmesugused servaalad (sh põllu-, metsa-, tee-, kraaviservad; Söber jt 2020), samuti mitmesugused metsaseoselised maastikuelemendid (Andrieu jt 2018), kus on poollooduslikele kooslustele iseloomulik elustik, ja kus tolmeldajad saavad teatud tingimustel elada (Marja jt 2018, Söber jt 2020). Tolmeldajad vajavad keskkonda, kus on piisavalt nii toidutaimi (meie oludes aprillist oktoobrini), kui ka inimhäiringuta või vähese häiringuga elupaiku pesitsemiseks ja talvitumiseks (Viik ja Mänd 2012, Goulson 2009).

Oluline on teada ka seda, milline on väljaspool kaitsealasid paiknevate elupaikade tolmeldajate asurkondade seisund, sest arvestatav osa tolmeldajate elupaikadest jääb kaitsealadelt välja. Ökosüsteemi tolmeldamisfunktsiooni säilimiseks tänapäevase elupaikade hävimise tempo juures väga oluline tagada nende elupaikade kvaliteet ja sidusus ka väljaspool kaitsealasid (Valiente-Banuet 2015, Hass jt 2018). Seetõttu on oluline säilitada ja tolmeldaja sõbralikult majandada Eesti maastikes asuvaid pool-looduslike rohumaakooslusi, samuti mitmesuguseid servakooslusi. Majandamine on tolmeldajasõbralik, kui inimtegevus elupaigas jääb piiridesse, mis ei kahjusta tolmeldajate elutegevust (täpsemalt sobivatest majandusmeetmetest allpool).

Lisaks lokaalsete elupaikade kvaliteedile on tolmeldajate ja nende toidutaimede populatsioonide elujõulisuse säilimise jaoks oluline ka elupaika ümbritseva maastiku struktuur. Näiteks võib üksik koht küll olla olemasolevate mesilaste populatsioonide jaoks piisavate toidutaimedega ja rikas pesitsuspaikade poolest, kuid kui sel puudub sidusus sarnaste elupaikadega ümbruskonnas – nt põhjusel, et asub keset suuri põllumassiive – siis tolmeldajate populatsioonid lõpuks vaesuvad geneetiliselt ja degradeeruvad (Hermann jt 2017). Seda põhjusel, et juhusliku toidupuuduse korral puudub võimalus lähiümbruskonnas korjel käia ning puudub geneetilise segunemise võimalus, mis on oluline alus kohanemiseks keskkonnamuutustega (Hermann jt 2015).

Mitmel pool maailmas on tolmeldajate kadumisega seotud riskide leevendamiseks võetud põllumajandusmaastikes kasutusele mitmesuguseid meetmeid, millega tõsta elupaikade kvaliteeti tugikooslustes (servaelementidel). Selliste meetmete efektiivsus võib aga erinevates maastikes oluliselt erineda (Batáry jt 2011, Scheper jt 2013).

Lisa 2 MAK põllumajandusliku keskkonna ja mahepõllumajanduse toetus

Ptk 2.2.3. Metoodika

Käesoleva analüüsi andmestiku moodustamiseks kasutati PMK kimalaste mitmekesisuse ja arvukuse uuringu raames kogutud andmeid (<https://pmk.agri.ee/et/keskkonnaseire/kimalaste-uuringust>; uuringu metoodika on kirjas <https://pmk.agri.ee/sites/default/files/2021-02/2020-MAK-4-5-prioriteedi-hindamismetoodika-elurikkus.pdf>). Vähendamaks nii ökoloogilistest kui ka statistilistest põhjustest tingitud müra andmetes võimaliku miinimumini, tehti andmetest valik järgmiste kriteeriumite alusel:

- 1) seiratava ala paiknemine tuultolmleva kultuuriga põllu servas (st jäeti välja kõik liblikõielised või muud putuktolmlevate kultuuride põldudelt või nende servadest kogutud andmed, eristamaks meetmest tulenevaid mõjusid kimalastele elupaiga- ja maastikutasemel, ning keskendudes elupaiga tasemele);
- 2) kasutati vaid 2016.-2019. a kogutud andmeid, kuna eelnevalt oli toimunud ulatuslik seirealade välja vahetamine (kolmandiku ulatuses).

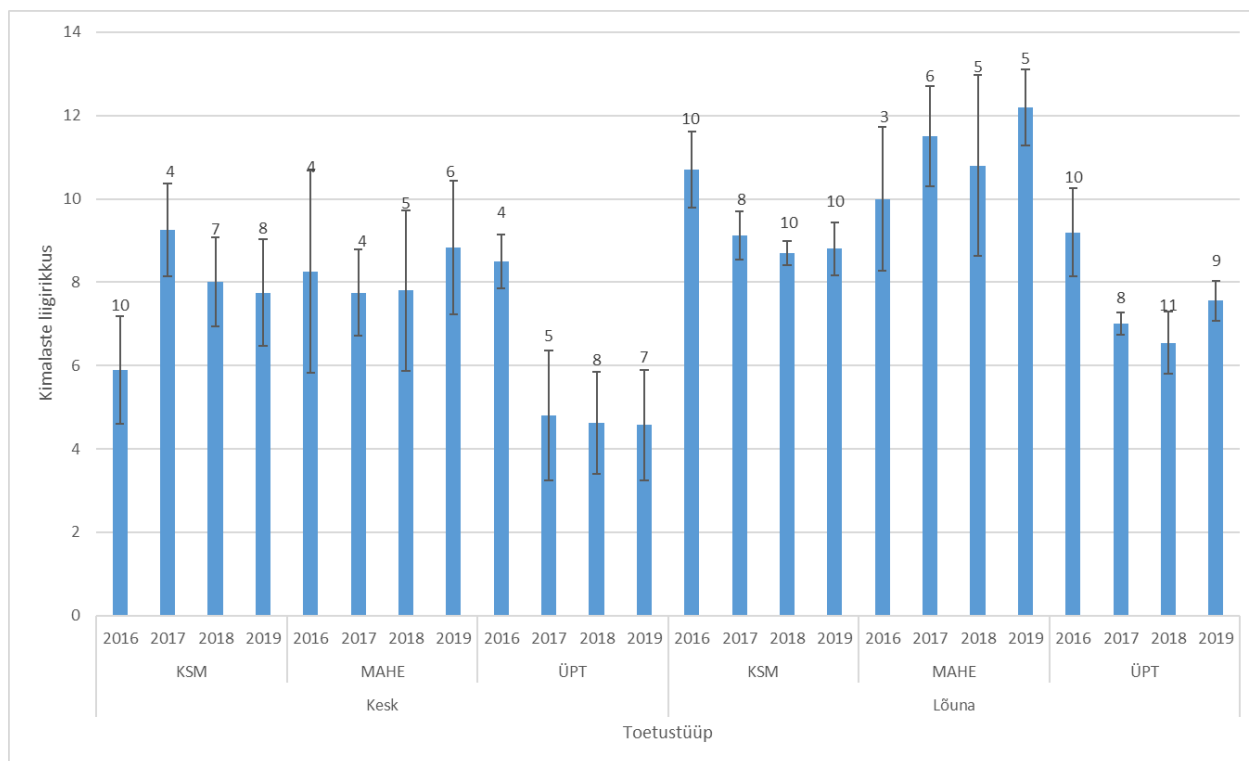
Saadud andmestikku analüüsiti vabavaralise andmetöötlustarkvaraga R (The R Project for Statistical Computing), kasutades loendusandmete ning ruumiliselt autokorreleeritud andmete analüüsimist võimaldavaid segatüüpi variatsioonanalüüsi meetodeid (funktsioon gls; pakett nlme). Iga vaatlusaasta andmeid analüüsiti eraldi.

Maastikumuutujateks olid needsamad muutujad, mida kirjeldati põhitekstis Ptk 2.2.2.

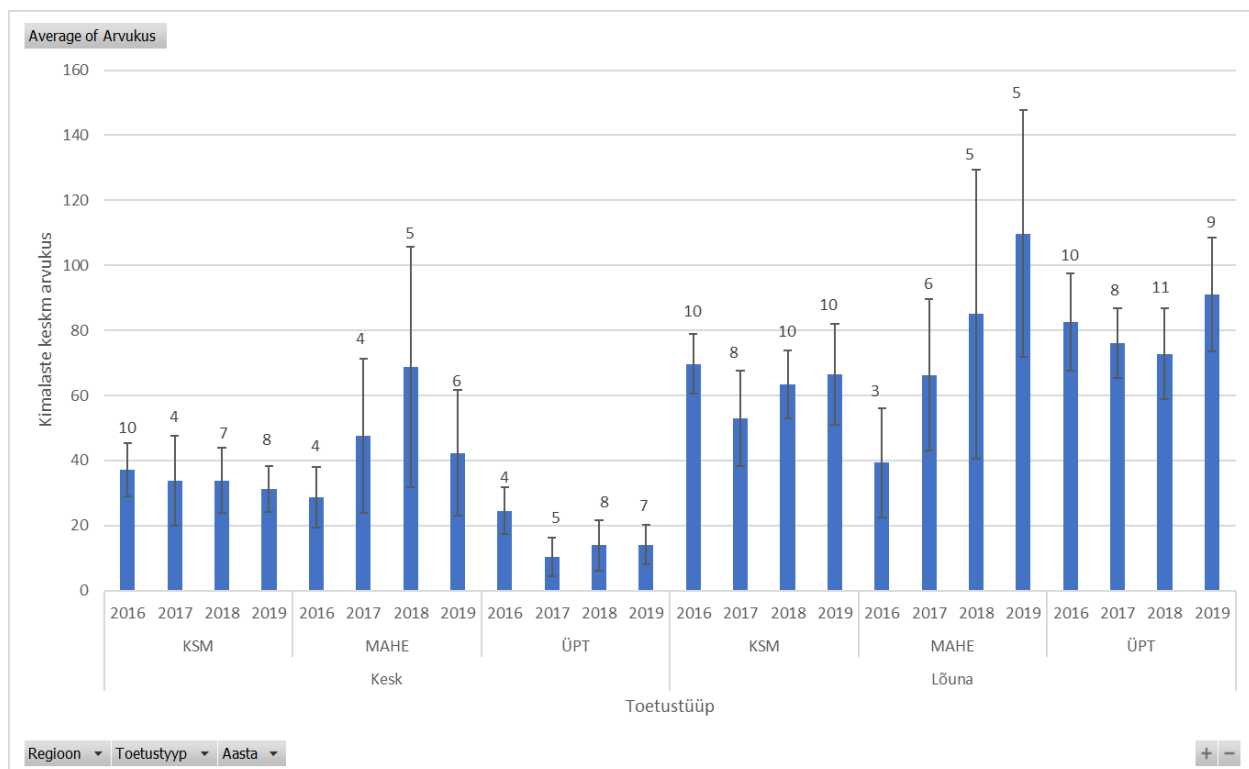
Meetmete tulemuslikkuse hindamine. Sõltuvateks muutujateks mudelites olid kimalaste üldarvukus, kimalaste liigirikkus ning pikasuiseliste liikide (*B. distinguendus*, *B. hortorum* ja *B. subterraneus*) arvukus. Sõltumatuks muutujaiks olid: toetustüüp (ÜPT, KSM, MAHE), põlluserva õitetiheduse hinnang, õistaimeliikide, kellelt kimalasi leiti, arv põlluservas, ning piirkond (Kesk-Eesti ja Lõuna-Eesti). Lisaks võeti mudelis arvesse andmete ruumilist autokorrelatsiooni kasutades selleks Gaussi korrelatsioonistruktuuri. Meetmete olulisuse hindamiseks kasutati suurima tõepära meetodit, võrreldes mudelit, mis sisaldas sõltumatut tunnust (toetustüüp), mudeliga, mis seda ei sisaldanud (analoogselt type III Sums of Squares meetodile ANOVAs; Bolker jt 2008).

Maastikumuutujate mõju hindamine toimus samamoodi, kuid lisaks kaasati mudeleisse mitmesuguseid maastikumuutujaid ülaltoodud seireandmete metoodika juures äratoodud loetelust. Mudelite konvergeerumisprobleemide tõttu ei olnud kõiki analüüsitavaid maastikuparameetreid võimalik korraga mudeleisse kaasata.

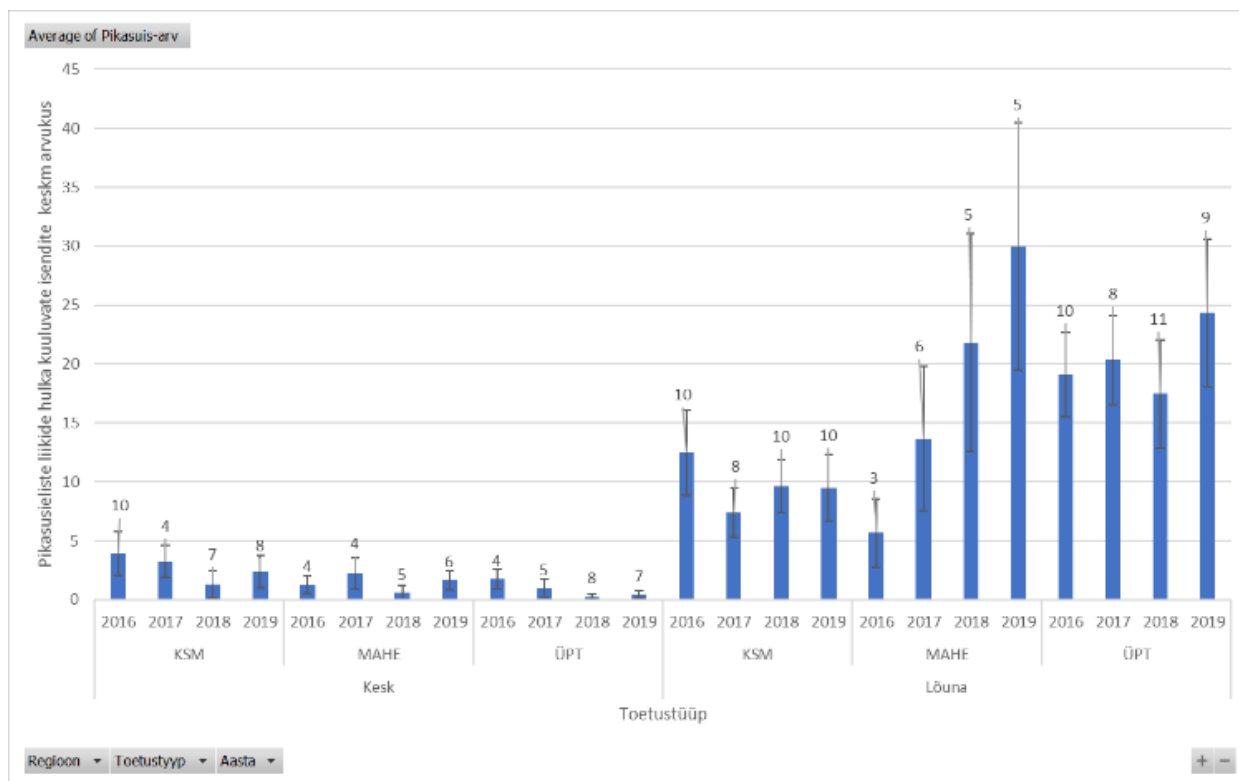
Ptk 2.2.4. Tulemused



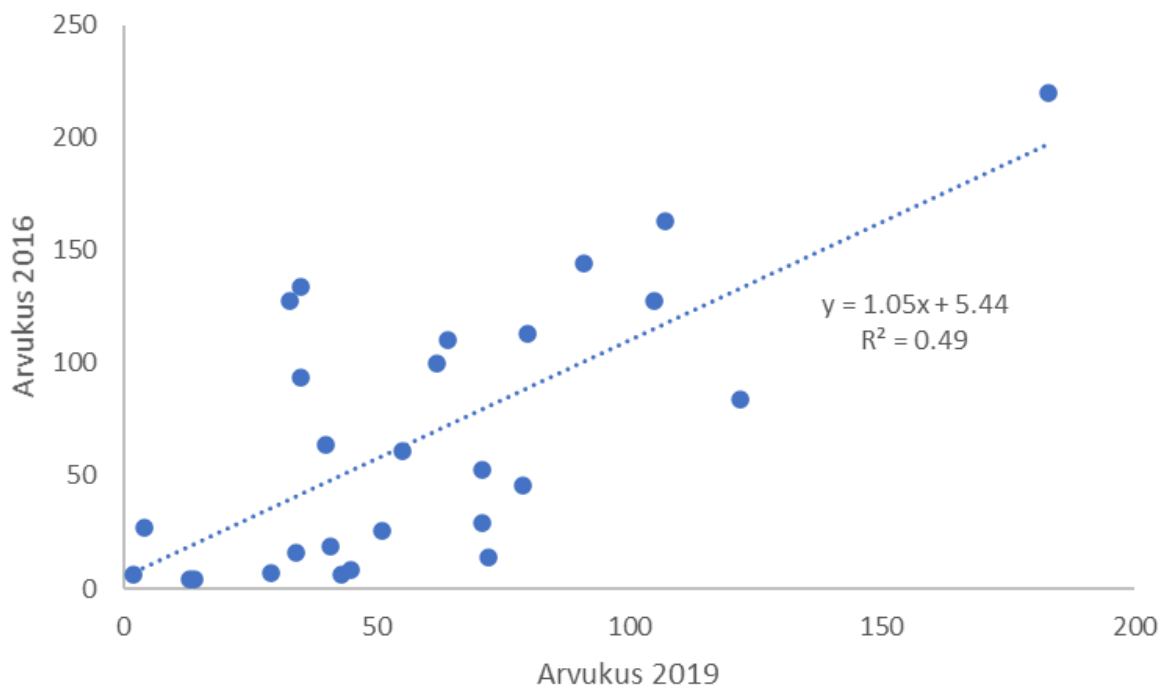
Joonis 1. Kimalaste keskmine liigirikkus toetustüüpide kaupa aastati ja piirkonniti. Vurrud tähistavad standardviga, arv tulba kohal tähistab seirealade arvu.



Joonis 2. Kimalaste keskmine arvukus toetustüüpide kaupa aastati ja piirkonniti. Vurrud tähistavad standardviga, arv tulba kohal tähistab seirealade arvu.



Joonis 3. Pikasuiseliste kimalaste liikide hulka kuuluvate isendite keskmine arvukus toetustüüpide kaupa aastati ja piirkonniti. Vurrud tähistavad standardviga, arv tulba kohal tähistab seirealade arvu. Pikasuiselisteks liikideks Eestis loetakse *Bombus distinguendus*, *B. hortorum* ja *B. subterraneus*.

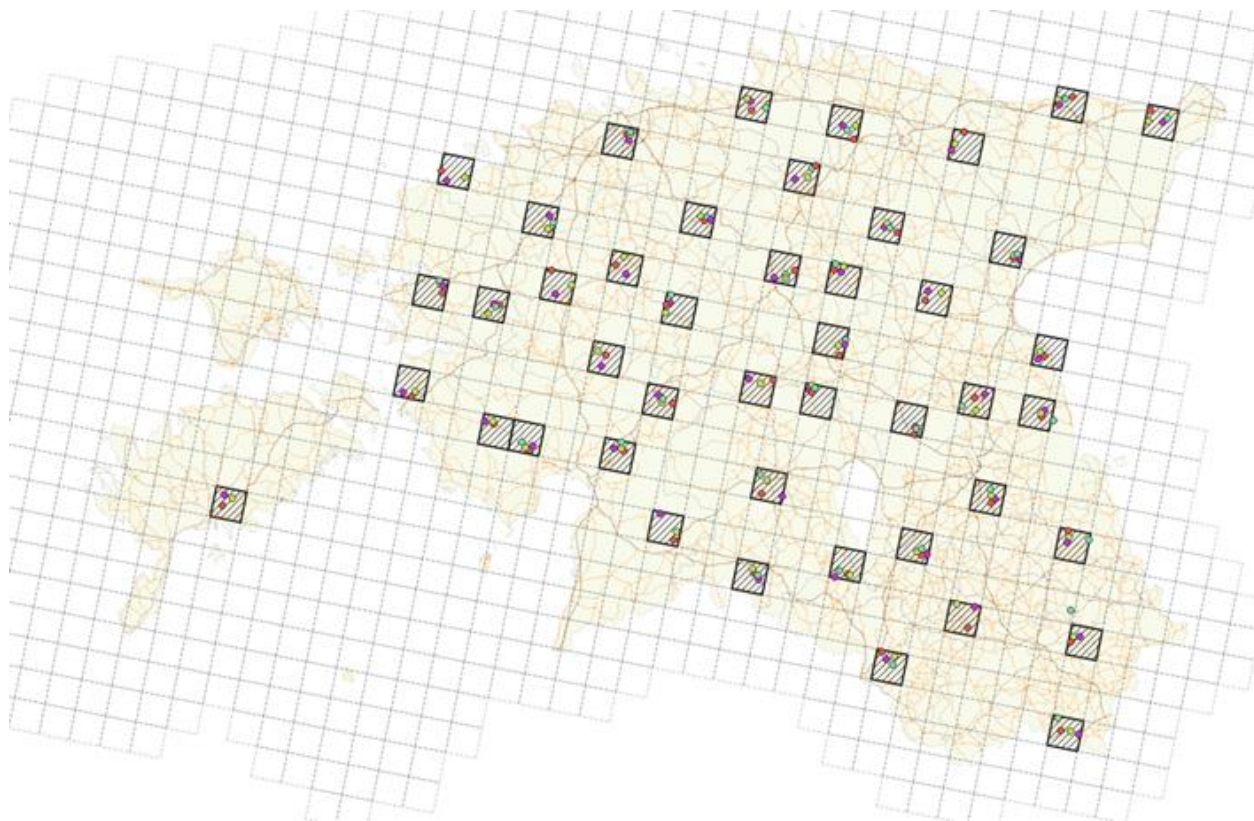


Joonis 4. PMK kimalaste seire andmestiku põhjal koostatud korrelatsioon kimalaste arvukusest samades elupaikades (teraviljapõldude servades) kahel erineval aastal ($p < 0.05$).

Lisa 3 Elupaik pesitsus- ja toitumisalana

Ptk 2.3.2 Seire metoodika

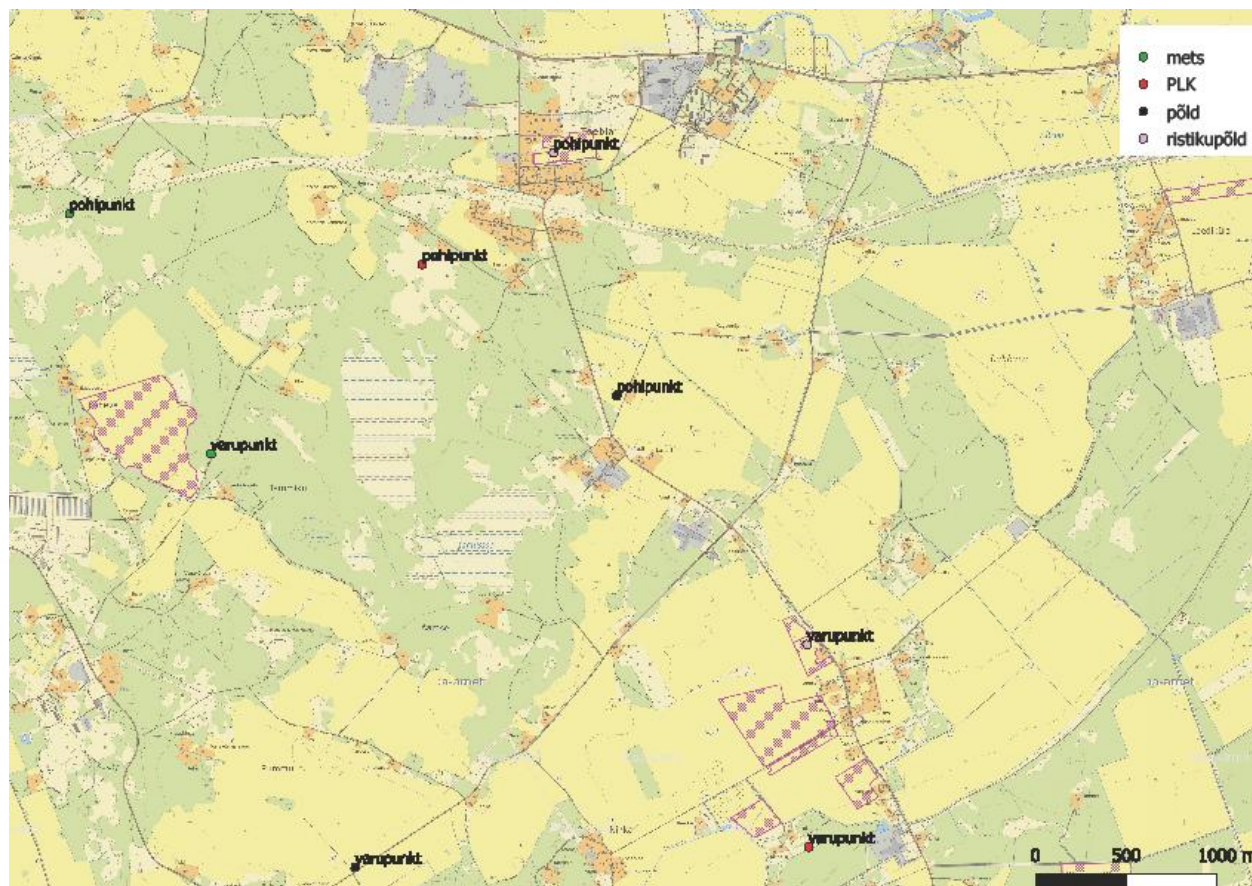
Kimalaste seirealad valiti stratifitseeritud juhusliku valiku meetodit kasutades 45-s seireruudus üle Eesti (vt joonis 1). Selleks jagati Eesti territoorium esmalt ETRS89 geodeetilise referentssüsteemi alusel kõigepealt 10×10 km kaardiruutudeks. Saadud ruutude üldkogumist jäeti välja need 10×10 km ruudud, kus tolmeldajate seireks ettenähtud nelja maastikuelemendi (vt jrgm lõik) leidmine osutus keerukaks.



Joonis 1. Kimalaste seirealad 2020. a üle-Eestilises kimalaste seires. Erinevad elupaigad on tähistatud järgmiselt: punane - pool-looduslik rohumaad (45 ala), lilla – lineaarne maastikuelement metsas (45 ala), helerohteline – põlluserv (45 ala), elektrisinine – ristikupõld (32 ala). Seire teostati kokku 167 transektil, üks transekt igal alal.

Ülalmainitud 45-s 10×10 km ruudus toimus seire neljal 300-500 m pikkusel transektil, millest üks asus pool-looduslikul rohumaal, teine piki lineaarset maastikuelementi põllu servas (st avamaastikus), kolmas piki lineaarset elementi metsamaastikus ning neljas punase ristiku põllul (vt joonis 2).

Igas ruudus seirati kimalasi üks kord suve jooksul traditsioonilisel aegloendusmeetodil ülalmainitud neljas erinevas maastikuelemendis. Formaalet jaotub siinkajastatud seire kahe projekti vahel: 30 ruutu seirati RITA FORBEE raames, 15 seireruudus teostati seiret Keskkonnaagentuuri kimalaste seire raames.



Joonis 2. Näide ühe seireruudus paiknevatest seire asupaikadest. Igas ruudus seirati neljal erineval maastikuelemendil (vt tekstis). Kui kohapeal selgus, et põhipunktiks valitud ala mingil põhjusel ei sobinud, teostati loendus varupunktis.

Seejärel analüüsiti kimalaste arvukust, liigirikkust ja samuti koosluse liigilist koosseisu, ning neid mõjutavaid elupaiga- ja maastikuparameetreid. Analüüsides kasutatud maastikuparameetrite loend on leitav käesoleva meetodika lõpust. Nende arvutamiseks kasutati ETAK (Eesti Topograafi Andmekogu) kaardikihte ning programme QGIS ja MapInfo.

Kuna elupaigatüüp (metsaserv, põlluserv, rohumaa ja ristik) on osaliselt ümbritsevat maastikku iseloomustavate parameetritega oluliselt ($P > 0.001$) ja sageli ka tugevalt (kor. koefitsient $r > 0.7$) korreleeritud, ei saanud ühes mudelis vaadelda nii elupaigatüüpide kui ka maastikuparameetrite mõju. Seetõttu analüüsiti elupaigatüübi peamõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele ühes mudelis ning maastikuparameetrite peamõjusid kimalaste liigirikkusele ja arvukusele iga elupaigatüübi kohta eraldi

koostatud mudelitega. Hinnati järgnevate maastikuelementide mõju: metsa osakaal, rohumaa osakaal, lineaarsete maastikuelementide pikkus (teede pikkus + kraavide pikkus) ja kõrguse varieeruvus. Parameetrid arvutati erinevate raadiustega puhvrite kohta: 250, 500, 1000 ja 2000 m. Algselt plaaniti hinnata ka põldude osakaalu mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele, kuid kuna põldude ja metsade osakaal oli kõikide puhviraadiuste korral tugevalt korreleeritud ($r = 0.79 \dots 0.85$), võeti edaspidi mudelitesse vaid metsade osakaal. Kimalaste liigirikkusest ja arvukusest arvati enne analüüsi välja kägukimalased. Maastikuparameetrite mõju kimalaste liigirikkusele ja arvukusele hinnati üldistatud lineaarsete segamudelite abiga (R pakett lme4; (Bates jt 2015), eeldades uuritavate tunnuste puhul Poissoni jaotust. Kõikide mudelite puhul arvati automaatselt mudelisse fikseeritud parameetritena õiterohkus vaatluspunktis ning temperatuur. Juhusliku muutujana kaasati kõikidesse mudelitesse loendaja identiteedi võimalik mõju. Analüüsi esimeses etapis hinnati Akaike informatsioonikriteeriumi (AIC) abil, millises ruumiskaalas iga vaadeldav maastikuparameeter sõltuvat tunnust mõjutab. Järgnevasse mudelisse valiti kõige parem ehk kõige madalama AIC väärtusega hinnatud parameeter. Nii tehti kõigi maastikuparameetrite puhul ning mõlema sõltuva tunnuse (liigirikkus ja arvukus) puhul. Pärast optimaalseimate skaalade hindamist koostati täismudel, mis hõlmas kõiki maastikuparameetreid (vastavalt eelnevalt hinnatud raadiuse sobivusele), õiterohkust, temperatuuri ning juhusliku faktorina loendajat. Funktsiooni 'dredge' abiga pakettis MuMIn (Barton, 2018) reastati kõik erinevaid faktoreid kombinatsioone hõlmavad mudelid paremuse järjestuses, kasutades selleks taas AIC väärtusi. Järgmises etapis valiti välja parimad mudelid ($\Delta AIC_c < 2$), mida käsitleti võrdväärselt headena. Need mudelid keskmistati, mis aitas hinnata parimatesse mudelitesse kuuluvate parameetrite suhtelist olulisust meie poolt uuritavate sõltuvate tunnuste varieeruvuse kirjeldamisel. Mudelite keskmistamisel saadud P-väärtusi kasutati parameetrite olulisuse hindamisel.

Elupaika ümbritseva maastiku struktuuri ning kimalaste koosluse liigilise koosseisu vahelisi seoseid erinevates elupaigatüüpides hinnati osalise kanoonilise korrespondentsanalüüsiga (pCCA), milles piiravateks selgitavateks tunnusteks olid metsa osakaal ning rohumaa osakaal elupaiga ümber (puhvrites raadiusega 250, 500, 1000, 2000m) ning õiteohtrus oli tingimuslik tunnus. Mudelite olulisuse ning selgitavate tunnuste olulisuse hindamiseks viidi läbi permutatsioonitestid (20 000 permutatsiooni), kasutades R paketti vegan (Oksanen jt 2018).

Kaardipõhised maastikuparameetrid, ümber transekti keskpunkti joonistatud ringides raadiusega 250 m, 500 m, 1000 m ja 2000 m:

- Kirjeldus: Veekogu pindala

Allikas: ETAK, E_201_meri_a, E_202_seisuveekogu_a, E_203_vooluveekogu_a

- Kirjeldus: mere pindala
- Kirjeldus: Karjääri pindala

Allikas: ETAK, E_301_muu_kolvik_ka

- Kirjeldus: Põllu pindala

Allikas: ETAK, E_303_haritav_maa_a

TYYP: 10 (põld)

- Kirjeldus: Põllu kujuindeks – vt metsakujuindeksit
- Kirjeldus: Niidu pindala

Allikas: ETAK, E_304_lage_a

TYYP: 10 (rohumaa) ja 30 (muu lage) [summa]

Märkus rohumaa, loopealse, luha, elektriliinide ja gaasitrasside aluse ala summa

- Kirjeldus: Liiviku pindala

Allikas: ETAK, E_304_lage_a

TYYP: 20 (liivane ala)

- Kirjeldus: Metsa pindala

Allikas: ETAK, E_305_puittaimestik_a

TYYP: 10 (mets)

- Kirjeldus: Põõsastiku pindala

Allikas: ETAK, E_305_puittaimestik_a

TYYP: 30 (põõsastik)

- Kirjeldus: Metsa kujuindeks

Allikas: ETAK, E_305_puittaimestik_a

TYYP: 10 (mets), 30 (põõsastik) [eraldi]

- Kirjeldus: Raba pindala

Allikas: ETAK, E_306_margala_a

TYYP: 20 (raba)

PUIS: 10 (puisoo), 20 (lagesoo) [eraldi]

- Kirjeldus: Madaloo pindala

Allikas: ETAK, E_306_margala_a

TYYP: 10 (madaloo), 30 (õõtsik), 40 (soovik) [summa]

PUIS: 10 (puisoo), 20 (lagesoo) [eraldi]

- Kirjeldus: Asula indeks

Allikas: ETAK, E_401_hoone_ka

TYYP: 10 (elu- või ühiskondlik hoone), 20 (kõrval- või tootmishoone) [summa]

- Kirjeldus: Jõgede pikkus (või tihedus)

Allikas: ETAK, E_203_vooluveekogu_j

TYYP: 10 (jõgi)• Kirjeldus: Lagedal olevate kraavide pikkus (või tihedus)

Allikas: ETAK, E_203_vooluveekogu_j

TYYP: 40 (peakraav), 50 (kraav) [summa]

TELJETYP: 10 (maa-pealne telg)

- Kirjeldus: Teede pikkus (või tihedus)

Allikas: ETAK, E_501_tee_j

TYYP: 10 (põhimaantee), 20 (tugimaantee), 30 (kõrvalmaantee), 40 (ramp või ühendustee), 45 (muu riigimaantee), 50 (tänav) [eraldi]

- Kirjeldus: Teede pikkus (või tihedus)

Allikas: ETAK, E_501_tee_j

teekate: 10 (püsikate), 20 (kruusatee) [eraldi]

- Kirjeldus: Raudtee pikkus (või tihedus)

Allikas: ETAK, E_502_roobastee_j

TYYP: 10 (laiarööpmeline)

TAHTSUS: 10 (põhitee), 20 (kõrvaltee) [summa]

- Kirjeldus: Kõrgus merepinnast

Allikas: Eesti maapinna kõrgusmudel, DEM_100m_2012.tif

- Kirjeldus: Merepinnast kõrguse varieeruvus

Allikas: Eesti maapinna kõrgusmudel, DEM_100m_2012.tif

- Kirjeldus: Mulla niiskus

Allikas: rW andmekogu

- Kirjeldus: Mulla niiskuse varieeruvus

Allikas: rW andmekogu

- Kirjeldus: Mulla karbonaatsus

Allikas: rW andmekogu

- Kirjeldus: Mulla karbonaatsuse varieeruvus

Allikas: rW andmekogu

Ptk 2.3.3. Tulemused

Kuna materjal on väga mahukas, siis on see lisatud eraldi wordi failina “Lisa 3, Ptk 2.3.3. Tulemused”.

Lisa 4 Põldkatsetest kimalastelt ja erakmesilastelt kogutud õietolmuproovide analüüs

Ptk 2.4. Sissejuhatus

Kimalaste perede paljunemisedukus sõltub paljudest teguritest. Üheks olulisemaks neist on perede kasvamise aegne toidu kättesaadavus. Mitmetoidulistena vajavad kimalased liigirikkaid kooslusi, milles neile olulisemate taimede osakaal on suhteliselt suur. Mida vähem on sobivaid taimi, seda liigirikkamaks muutuvad kimalaste õietolmukämbud, sest nad on sunnitud õietolmu otsima põhimõtteliselt igalt ette sattuvalt õielt. Selline seisukord aga vähendab energiasäästlikkust, sest uued õied vajavad uusi korjevõtteid ja ka vajalike toitainete hulka kimalase jaoks, kui ka tolmeldamisteenuse toimimist taimede jaoks. Kimalastele sobivate taimede hulgas on palju liike. On täheldatud, et ka neile väga sobivate kultuurtaimede puhul ei külasta kimalased ühe korjelennu käigus just ainult seda kultuuri. Enamasti katsetavad nad alati ka mõnda muud kättesaadavat taimeliiki (Karise jt 2016). Teatud maastiku tüübid soodustavad kimalastele sobilike taimede kasvu. Paljud kimalastele sobilikud taimed kasvavad avamaastikus, kuid ka metsaservadel (Sõber jt 2020) ja, eriti varakevadel, on metsade taimekooslused kimalastele väga tähtsad. Põllumajandusmaastiku eripäradeks on laial pinnal kasvavad kultuurtaimed, milledest vaid vähesed (nt ...) on kimalastele sobilikud toidutaimed. Lisanduvad põlluservades loodusliku rohumaaribadel ja söötidel kasvavad õistaimed. Metsadepanus kimalaste toidubaasi suurendamise seisneb varakevadistelt puudelt ja põõsastelt pärit õietolmus, metsade alustaimestikust kasvavates kevadlilledes ning metsaservades sageli esineda võivates roosõielistes puudes (mis need Eestis on?). Käesoleva uurimusega püüame selgitada, kas Lõuna-Eesti maastik pakub kimalastele piisavalt toitu, kui mitmekesine see on, kas mõned maastikud eristuvad konkreetsete taimeliikide külastatavuse poolest ning peamised taimeliigid, mida kimalased eelistavad, on seotud kindlate maakasutustüüpidega. Lisaks soovime selgitada innovaatilise DNA metabarcodingu meetodi kasutatavust mastaapsete õietolmu andmestike kvantitatiivsel analüüsil.

Ptk 2.4.3. Tulemused

		Microscopy					DNA barcoding				
		Woodland	Arable land	Grassland	Yard	Fruit gardens	Woodland	Arable land	Grassland	Yard	Fruit gardens
400 m radius	Apiaceae										
	Asteraceae										
	Brassicaceae										
	Caryophyllaceae										
	Ericaceae										
	Fabaceae										
	Lamiaceae										
	Papaveraceae										
	Plantaginaceae										
	Ranunculaceae										
	Rosaceae										
	Violaceae										
	Boraginaceae										
	Orobanchaceae										
	Primulaceae										
	Salicaceae										
	<i>Fragaria x ananassa</i>										
	No. of Families										
1000 m radius	Apiaceae										
	Asteraceae										
	Brassicaceae										
	Caryophyllaceae										
	Ericaceae										
	Fabaceae										
	Lamiaceae										
	Papaveraceae										
	Plantaginaceae										
	Ranunculaceae										
	Rosaceae										
	Violaceae										
	Boraginaceae										
	Orobanchaceae										
	Primulaceae										
	Salicaceae										
	<i>Fragaria x ananassa</i>										
	No. of Families										
r-value		1	0,5	0	-0,5	-1					

Joonis 2. Taimesugukondade esinemise osatähtsuse ja maakasutusetüüpide (mets, põllumaa, rohumaa, aiad, puuviljaaiad) hulga vahelised korrelatsioonid erinevate kauguste kohta tarust. Rohelised värvid näitavad positiivset ja punased värvid negatiivset korrelatsiooni. Tärniga tähistatud väärtus tähistab

statistiliselt olulist seost vastavate näitajate vahel. R väärtus näitab seose tugevust – mida lähemal on r väärtus ühele või miinus ühele, seda tugevam on seos. Tugevaks seoseks loetakse r väärtusi üle 0,7.

Lisa 5 Meemesilaste (*Apis mellifera* Linnaeus (Hymenoptera: Apidae)) arvukust mõjutavad tegurid: patogeendid ja parasiidid

Ptk 4.1.1. Metoodika

Kirjanduse ülevaate sihtmärgiks olevate mesilase parasiitide/patogeendide ja põhjustatavate haiguste nimekiri:

Bakterhaigused

- 1 Ameerika haudmemädanik
Tekitaja: *Paenibacillus larvae*
- 2 Euroopa haudmemädanik
Tekitaja: *Melissococcus plutonius*
- 3 *Spiroplasma melliferum*

Seenhaigused

- 4 Nosemoos, mida põhjustab *Nosema apis*
- 5 Nosemoos, mida põhjustab *Nosema ceranae*
- 6 Lubihaue (askosferoos), tekitaja: *Ascosphaera apis*
- 7 Kivihau (aspergilloos), tekitajad: *Aspergillus flavus* ja *A. fumigatus*

Viirushaigused

- 8 Kotthaue (*sacbrood virus*, SBV)
(+)ssRNA, *Picornavirales*; *Iflaviridae*; perek.: *Iflavirus* *Morator aetatulas*,
- 9 Kroonilise paralüüsi viirus ehk musttõbi (*chronic bee paralysis virus*, CBPV)
(+)ssRNA, *incertae sedis*
- 10 Musta emakupu viirus (*black queen cell virus*, BQCV)
(+)ssRNA, *Picornavirales*; *Dicistroviridae*; perek.: *Triatovirus*
- 11 Varroalesta siirutatavad viirused
 - a Akuutse paralüüsi viirus (*acute bee paralysis virus*, ABPV)
rakusisene, (+)ssRNA, *Picornavirales*; *Dicistroviridae*; perek.: *Aparavirus*
 - b Iisraeli akuutse paralüüsi viirus (*Israeli acute paralysis virus*, IAPV)

- (+)ssRNA, *Picornavirales*; *Dicistroviridae*; perek.: *Aparavirus*
- c Kašmiiri mesilasviirus (*Kashmir bee virus*, KBV)
(+)ssRNA, *Picornavirales*; *Dicistroviridae*; perek.: *Aparavirus*
- d Deformeerunud tiiva viirus (*deformed wing virus*, DWV)
(+)ssRNA, *Picornavirales*; *Iflaviridae*; perek.: *Iflavirus*
- e Aeglase paralüüsi viirus (*slow bee paralysis virus*, SBPV)
(+)ssRNA, *Picornavirales*; *Iflaviridae*; perek.: *Iflavirus*

Algloomad

- 1 Amöbiaas, tekitaja: *Malpighamoeba mellificae*

Lestad

- 2 Varroalest, *Varroa destructor*
- 3 Trahheelest, *Acarapis woodi*
- 4 *Tropilaelaps* lest, *T. clareae*, *T. Mercedese*, *T. thaii* ja *T. koenigerum*.
- 5 Välised lestad: *Acarapis dorsalis*, *A. externus* ja *A. vagans*.

Putukad

- 6 Väike tarumardikas, *Aethina tumida*
- 7 Vahakoid. Väike vahakoi, *Achroia grisella* ja suur vahakoi, *Galleria melonella*
- 8 Mesilasetai, *Braula coeca*

Tabel 1. Andmebaasiotsingutes kasutatud ingliskeelsed märksõnad ning tulemuseks saadud originaaluuringute arv.

Patogeen / haigus (inglisekeelne nimetus)	Transmission (n)	Spread + distribution + prevalence (n)	Asjakohased allikad (n) ülekanne / levik
Ameerika haudmemädanik (<i>Paenibacillus larvae</i>)	151	21	4 / 1
Euroopa haudmemädanik (<i>Melissococcus plutonius</i>)	62	18	1 / 1
<i>Spiroplasma melliferum</i>	7	0	0 / 0
Kotthaue Kroonilise paralüüsi viirus Musta emakupu viirus Akuutse paralüüsi viirus Iisraeli akuutne paralüüsi viirus	70	71	41 / 40

Kašmiiri viirus			
Deformeerunud tiibade viirus			
low bee paralysis virus			
Amöbiaas	0	2	0 / 2
Nosemoos, <i>Nosema apis</i>	270	66	8 / 3
Nosemoos, <i>Nosema ceranae</i>	233	61	10 / 4
Lubihau	75	18	4 / 0
Kivihau	11	6	0 / 3
Varroatoos, <i>Varroa destructor</i>	90	74	18 / 22
<i>Trahheelest</i>	16	45	3 / 4
<i>Tropilaelaps</i> lestad	0	0	0 / 0
<i>Acarapis dorsalis</i> , <i>A. externus</i> , <i>A. vagans</i> (trahheelestad)	0	1	0 / 1
Väike tarumardikas	14	0	0 / 0
Vahakoi	0	4	0 / 0
Mesilasetäi	2	9	1 / 3

Ptk 4.1.2. Tulemused

Tabel 2. Meemesilasi tabavate bakterhaiguste ülekandeteid tõendavad allikad

Patogeeni ja haiguse nimetus	Ülekande viis (allikad)
<i>Paenibacillus larvae</i> Ameerika haudmemädanik	Varroalesta vahendusel (De Rycke jt 2002); vertikaalne ülekanne sülemlemise kaudu (Fries jt 2006); füüsiliselt lähestikku asuvate kolooniate vahel spooride levimine (Lindstrom jt 2008); väikese tarumardika vastsete ja valmikute vahendusel (Schäfer jt 2010)
<i>Melissococcus plutonius</i> Euroopa haudmemädanik	Ülekanne eksperimentaalselt nakatatud toidu kaudu (McKee jt 2004)

Tabel 3. Meemesilasi tabavate bakterhaiguste levik Eesti jaoks asjakohases piirkonnas	
Patogeeni ja haiguse nimetus	

	Uuritud piirkond (allikad)
<i>Paenibacillus larvae</i> Ameerika haudmemädanik	Mongoolias haigustekitajat ei leitud (Tsevegmid jt 2016); Šveitsis 1991-2016 kokku registreeriti 2279 (19%) haigusjuhtu (Von Büren jt 2019)
<i>Melissococcus plutonius</i> Euroopa haudmemädanik	Mongoolias haigustekitajat ei leitud (Tsevegmid jt 2016); Šveitsis 1991-2016 kokku registreeriti 7221 (81%) haigusjuhtu (Von Büren jt 2019)

Tabel 4. Meemesilasi tabavate seenhaiguste ülekandeteid tõendavad allikad

Patogeeni ja haiguse nimetus	Ülekande viis (allikad)
<i>Nosema apis</i>	Paaritumislennud (Czekonska, 2000); horisontaalselt mesilaste triivi kaudu (Forfert jt 2015); külastatavate õite kaudu (Graystock jt 2015); horisontaalne ülekanne tarusiseselt k.a. emamesilasele (Ptaszynska jt 2012); sugulisel teel (Roberts jt 2015)
<i>Nosema ceranae</i>	Mesilaste triiv (Forfert jt 2015, Bordier jt 2017); Euroopa mesilassenäpi (Merops apiaster) väljaoksendatud materjali kaudu (Higes jt 2008); horisontaalselt töomesilastelt emale (Higes jt 2009); horisontaalselt isendite vahel (Roberts & Hughes, 2015); fekaal-oraalsel ja oraalsel teel (Smith, 2012); Euroopa mesilassenäpi ränne (Merops apiaster) (Valera jt 2011)
Nosematoos	fekaal-oraalsel ja oraalsel teel (Smith, 2012); leskmesilaste triiv teistesse tarudesse ja ka kaugematesse mesilatesse (Traver & Fell, 2011); Euroopa mesilassenäpi ränne (Merops apiaster) (Valera jt 2011)
Lubihaue <i>Ascosphaera apis</i>	Õietolmu kaudu (Flores jt 2005); eostega nakatunud vaha kaudu (Flores jt 2005)

Tabel 5. Meemesilasi tabavate seenhaiguste levik Eesti jaoks asjakohases piirkonnas

Patogeeni ja haiguse nimetus	Uuritud piirkond (allikad)
<i>Nosema apis</i>	Itaalia keskosas haigustekitajat ei leitud (Papini jt 2017)
<i>Nosema ceranae</i>	Kanaari saared 34,44% (52/151) kolooniatest (Muñoz jt 2014); Itaalia keskosa 63,2% (24/38) mesilatest (Papini jt 2017)

Nosematoos	Kirde-Saksamaa <i>N. ceranae</i> ja <i>N. apis</i> segainfektsioonid mesilasperedes, positiivseid kolooniaid sügisel 0,38% (62/1061) ja kevadel 5,26% (64/1217) (Hedtke jt 2011); Itaalia keskosa <i>N. ceranae</i> 63,2% (24/38) mesilatest (Papini jt 2017)
Kivihaua <i>Aspergillus flavus</i> / <i>A. fumigatus</i>	Lääne-Yorkshire-vastsetel kõrgem kolooniate arv (<i>Colony-forming unit, Cfu</i>) kui täiskasvanutel ($p<0.001$) (Foley jt 2014)

Tabel 6. Meemesilasi tabavate viirushaiguste ülekandeteid tõendavad allikad

Patogeeni ja haiguse nimetus	Allikad, mis tõendavad vertikaalset ülekannet	Allikad, mis tõendavad horisontaalset ülekannet [Otsene / kaudne; Siirutajate vahendusel]
Kotthaue	(Chen jt 2006) (Chen jt 2006) kaks 2006 sama teema!; (Prodělalová jt 2019); (Ryabov jt 2016)	(Bailes jt 2018); (Dainat jt 2009); (Forfert jt 2016); (Levitt jt 2013, Murray jt 2019); (Ryabov jt 2016); (Shen jt 2005) 2005-1; (Remnant jt 2019)
Kroonilise paralüüsi viirus ehk musttõbi	(Amiri jt 2014); (Chen jt 2006, Chen jt 2006) 2006-1 ja 2006-2	(Amiri jt 2014); (Ciglencėki jt 2014); (Dainat jt 2009); (Forfert jt 2016)
Musta emakupu viirus	(Chen jt 2006, Chen jt 2006) 2006-1 ja 2006-2; (Prodělalová jt 2019)	(Bailes jt 2018); (Ciglencėki jt 2014); (Dainat jt 2009); (Forfert jt 2016); (Levitt jt 2013); (Murray jt 2019); (Remnant jt 2019)
Akuutse paralüüsi viirus	(Chen jt 2006) kaks 2006 sama teema!; (Yue jt 2006)	(Avalos jt 2019); (Chanpanitkitchote jt 2018); (Ciglencėki jt 2014); (Dainat jt 2009); (Forfert jt 2016);
Iisraeli akuutse paralüüsi viirus		(Amiri jt 2019); (Di Prisco jt 2011); (Forfert jt 2016); (Levitt jt 2013);
Kašmiiri mesilasviirus	(Chen jt 2006) kaks 2006 sama teema!;	(Chen jt 2004); (Dainat jt 2009); (Forfert jt 2016); (Levitt jt 2013); (Shen jt 2005) 2005-1; (Shen jt 2005) 2005-2
Deformeerunud tiiva viirus	(Chen jt 2006) kaks 2006 sama teema!; (de Miranda & Fries, 2008); (Ryabov jt 2016); (Yanez jt	(Bailes jt 2018); (Ciglencėki jt 2014); (Dainat jt 2009); (Eyer jt 2009); (Forfert jt 2016); (Forsgren

	2012); (Yue <i>jt</i> 2006, Yue <i>jt</i> 2007);	<i>jt</i> 2009); (Francis <i>jt</i> 2013); (Furst <i>jt</i> 2014); (Genersch <i>jt</i> 2006); (Gisder <i>jt</i> 2009); (Jamnikar-Ciglenecki <i>jt</i> 2019); (Khongphinitbunjong <i>jt</i> 2016); (Levitt <i>jt</i> 2013); (Martin <i>jt</i> 2013); (Mazzei <i>jt</i> 2014); (Meixner <i>jt</i> 2015); (Mockel <i>jt</i> 2011); (Murray <i>jt</i> 2019); (Remnant <i>jt</i> 2019); (Ryabov <i>jt</i> 2014, Ryabov <i>jt</i> 2016); (Santillan-Galicia <i>jt</i> 2008, Santillan-Galicia <i>jt</i> 2010); (Shen <i>jt</i> 2005) 2005-2; (Wilfert <i>jt</i> 2016); (Wu <i>jt</i> 2017); (Yue & Genersch, 2005)
Aeglase paralüüsi viirus		(Forfert <i>jt</i> 2016); (Santillan-Galicia <i>jt</i> 2010, Santillan-Galicia <i>jt</i> 2014)

Tabel 7. Meemesilasi tabavate viirushaiguste levik Eesti jaoks asjakohases piirkonnas

Patogeeni ja haiguse nimetus	Uuritud piirkond levimus (allikad)
Kotthaue	Taani (Amiri <i>jt</i> 2015); Hispaania (Antunez <i>jt</i> 2012); Devon, edela Inglismaa (Baker & Schroeder, 2008); Austria (Berényi <i>jt</i> 2006); Leedu (Blazyte-Cereskiene <i>jt</i> 2016); Serbia (Cirkovic <i>jt</i> 2018); Luksemburg (Clermont <i>jt</i> 2015); Ungari (Forgách <i>jt</i> 2008); Horvaatia (Gajger <i>jt</i> 2014, Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Gregorc & Bakonyi, 2012); Venemaa (Kalashnikov & Udina, 2017); 2009 Hispaania (Kukielka & Sánchez-Vizcaíno, 2009); Galiitsia, Hispaania loodeosa (Meana <i>jt</i> 2017); Taani (Nielsen <i>jt</i> 2008); Itaalia (Porrini <i>jt</i> 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba <i>jt</i> 2012); Bulgaaria (Shumkova <i>jt</i> 2018); Hessen, Saksamaa (Siede & Büchler, 2006); Pesteri platoo, Serbia (Taric <i>jt</i> 2019); Prantsusmaa (Tentcheva <i>jt</i> 2004); Horvaatia (Tlak Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Toplak <i>jt</i> 2016); Ungari (Zsuzsanna <i>jt</i> 2010)
Kroonilise paralüüsi viirus ehk musttõbi	Taani (Amiri <i>jt</i> 2015); Austria (Berényi <i>jt</i> 2006); Serbia (Cirkovic <i>jt</i> 2018); Luksemburg (Clermont <i>jt</i> 2015); Ungari (Forgách <i>jt</i> 2008); Horvaatia (Gajger <i>jt</i> 2014, Gajger <i>jt</i> 2014); Türgi (Gumusova <i>jt</i> 2010); Venemaa (Kalashnikov & Udina, 2017); Vani provints, Türgi idaosa (Karapinar <i>jt</i> 2018); Itaalia kirdeosa (Martinello <i>jt</i> 2017); Galiitsia, Hispaania loodeosa (Meana <i>jt</i> 2017); Taani (Nielsen <i>jt</i> 2008); Poola (Pohorecka <i>jt</i> 2011, Pohorecka <i>jt</i> 2011) 2011-1 ja 2011-2; Itaalia (Porrini <i>jt</i> 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba <i>jt</i> 2012); Bulgaaria (Shumkova <i>jt</i> 2018); Pesteri platoo, Serbia (Taric <i>jt</i> 2019); Prantsusmaa (Tentcheva <i>jt</i> 2004); Horvaatia (Tlak Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Toplak <i>jt</i> 2016); Ungari (Zsuzsanna <i>jt</i> 2010)

Musta emakupu viirus

Taani (Amiri *jt* 2015); Hispaania (Antunez *jt* 2012); Devon, edela Inglismaa (Baker & Schroeder, 2008); Austria (Berényi *jt* 2006); Leedu (Blazyte-Cereskiene *jt* 2016); Castilla-La Mancha, Hispaania (Buendia *jt* 2018); Luksemburg (Clermont *jt* 2015); Ungari (Forgách *jt* 2008); Horvaatia (Gajger *jt* 2014, Gajger *jt* 2014); Sloveenia (Gregorc & Bakonyi, 2012); Türgi (Gumusova *jt* 2010); Venemaa (Kalashnikov & Udina, 2017); Vani provints, Türgi idaosa (Karapinar *jt* 2018); Hispaania (Kukielka *jt* 2008); Galiitsia, Hispaania loodeosa (Meana *jt* 2017); Türgi (Muz & Muz, 2018); Taani (Nielsen *jt* 2008); Vani provints, Türgi idaosa (Oguz *jt* 2017); Itaalia (Porrini *jt* 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute *jt* 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba *jt* 2012); Bulgaaria (Shumkova *jt* 2018); Hessen, Saksamaa (Siede & Büchler, 2006); Prantsusmaa (Tentcheva *jt* 2004); Horvaatia (Tlak Gajger *jt* 2014); Sloveenia (Toplak *jt* 2016); Ungari (Zsuzsanna *jt* 2010)

Akuutse paralüüsi viirus	Taani (Amiri <i>jt</i> 2015); Devon, edela Inglismaa (Baker & Schroeder, 2008); Ungari (Bakonyi <i>jt</i> 2002); Leedu (Blazyte-Cereskiene <i>jt</i> 2016); Serbia (Cirkovic <i>jt</i> 2018); Luksemburg (Clermont <i>jt</i> 2015); Ungari (Forgách <i>jt</i> 2008); Horvaatia (Gajger <i>jt</i> 2014, Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Gregorc & Bakonyi, 2012); Türgi (Gumusova <i>jt</i> 2010); Sloveenia (Jamnikar Ciglencečki & Toplak, 2013); Venemaa (Kalashnikov & Udina, 2017); Vani provints, Türgi idaosa (Karapinar <i>jt</i> 2018); Hispaania (Kukielka & Sánchez-Vizcaíno, 2009); Itaalia kirdeosa (Martinello <i>jt</i> 2017); Galiitsia, Hispaania loodeosa (Meana <i>jt</i> 2017); Taani (Nielsen <i>jt</i> 2008); Poola (Pohorecka <i>jt</i> 2011, Pohorecka <i>jt</i> 2011) 2011-1 ja 2011-2; Itaalia (Porrini <i>jt</i> 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba <i>jt</i> 2012); Bulgaaria (Shumkova <i>jt</i> 2018); Hessen, Saksamaa (Siede & Büchler, 2006); Pesteri platoo, Serbia (Taric <i>jt</i> 2019); Prantsusmaa (Tentcheva <i>jt</i> 2004); Horvaatia (Tlak Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Toplak <i>jt</i> 2016); Ungari (Zsuzsanna <i>jt</i> 2010)
Iisraeli akuutse paralüüsi viirus	Taani (Amiri <i>jt</i> 2015); Hispaania (Antunez <i>jt</i> 2012); Prantsusmaa (Blanchard <i>jt</i> 2008, Blanchard <i>jt</i> 2008) 2008-1 ja 2008-2; Leedu (Blazyte-Cereskiene <i>jt</i> 2016); Luksemburg (Clermont <i>jt</i> 2015); Hispaania (Garrido-Bailón <i>jt</i> 2010); Hispaania loodeosa (Meana <i>jt</i> 2017); Poola (Pohorecka <i>jt</i> 2011, Pohorecka <i>jt</i> 2011) 2011-1 ja 2011-2; Itaalia (Porrini <i>jt</i> 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba <i>jt</i> 2012); Horvaatia (Tlak Gajger <i>jt</i> 2014); <i>Andaluusia, Hispaania</i> (Vicente-Rubiano <i>jt</i> 2013); Ungari (Zsuzsanna <i>jt</i> 2010)
Kašmiiri mesilasviirus	Taani (Amiri <i>jt</i> 2015); Hispaania (Antunez <i>jt</i> 2012); Austria (Berényi <i>jt</i> 2006); Leedu (Blazyte-Cereskiene <i>jt</i> 2016); Luksemburg (Clermont <i>jt</i> 2015); Ungari (Forgách <i>jt</i> 2008); Venemaa (Kalashnikov & Udina, 2017); Hispaania (Kukielka <i>jt</i> 2008); M Galiitsia, Hispaania loodeosa (Meana <i>jt</i> 2017); Taani (Nielsen <i>jt</i> 2008); Itaalia (Porrini <i>jt</i> 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba <i>jt</i> 2012);

	Bulgaaria (Shumkova <i>jt</i> 2018); Prantsusmaa (Tentcheva <i>jt</i> 2004); Horvaatia (Tlak Gajger <i>jt</i> 2014); Ungari (Zsuzsanna <i>jt</i> 2010)
Deformeerunud tiiva viirus	Taani (Amiri <i>jt</i> 2015); Hispaania (Antunez <i>jt</i> 2012); Devon, edela Inglismaa (Baker & Schroeder, 2008); Austria (Berényi <i>jt</i> 2006); Leedu (Blazyte-Cereskiene <i>jt</i> 2016); Castilla-La Mancha, Hispaania (Buendia <i>jt</i> 2018); Serbia (Cirkovic <i>jt</i> 2018); Ungari (Forgách <i>jt</i> 2008); Horvaatia (Gajger <i>jt</i> 2014, Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Gregorc & Bakonyi, 2012); Venemaa (Kalashnikov & Udina, 2017); Vani provints, Türgi idaosa (Karapinar <i>jt</i> 2018); Hispaania (Kukielka <i>jt</i> 2008); Itaalia kirdeosa (Martinello <i>jt</i> 2017); Galiitsia, Hispaania loodeosa (Meana <i>jt</i> 2017); Taani (Nielsen <i>jt</i> 2008); Poola (Pohorecka <i>jt</i> 2011, Pohorecka <i>jt</i> 2011) 2011-1 ja 2011-2; Itaalia (Porrini <i>jt</i> 2016); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017); Tšehhi Vabariik (Ryba <i>jt</i> 2012); Bulgaaria (Shumkova <i>jt</i> 2018); Pesteri platoo, Serbia (Taric <i>jt</i> 2019); Prantsusmaa (Tentcheva <i>jt</i> 2004); Horvaatia (Tlak Gajger <i>jt</i> 2014); Sloveenia (Toplak <i>jt</i> 2016); Ungari (Zsuzsanna <i>jt</i> 2010)
Aeglase paralüüsi viirus	Luksemburg (Clermont <i>jt</i> 2015); Prantsusmaa, Šveits, Rootsi, Inglismaa (Wales) (de Miranda <i>jt</i> 2010); Gruusia, Saksamaa, Kõrgõzstan (Radzeviciute <i>jt</i> 2017)

Lisa 6 Patogeenide/parasiitide koormus Eesti mesilates, EPILOBEE uuringu täiendav analüüs

Ptk 4.2.2. Tulemused

Tabel 1. Tobit regressioonanalüüsi tulemused mesilaste talvise suremuse (ln protsendist) ja uuritud riskitegurite vaheliste seoste testimiseks. Valimis oli kokku 186 mesilat. Mesilad grupeeriti mesila suuruste (perede arv mesila kohta) kvartiilide alusel ja varroalestad keskmise arvu mesilaspere kohta kvartiilide alusel.

Parameeter (mesilate arv)	Koefitsient (SE)	95% CI	P väärtus	Wald testi P väärtus
Mesila suurus				0.001
1-7 peret (43)	0			

8-13 peret (48)	1.39 (0.47)	0.46; 2.32	0.003	
14-19 peret (47)	1.14 (0.47)	0.22; 2.07	0.016	
≥20 peret (48)	1.95 (0.48)	0.99; 2.91	<0.001	
Varroalestade keskmine arv tarus				<0.001
0-1.09 (47)	0			
1.1-2.99 (45)	1.26 (0.46)	0.36; 2.16	0.007	
3.0-8.19 (50)	1.06 (0.45)	0.17; 1.95	0.019	
≥8.2 (44)	2.15 (0.47)	1.22; 3.07	<0.001	
Ameerika haudmemädanik				
negatiivne (175)	0			
positiivne (11)	1.67 (0.64)	0.40; 2.95	0.010	
Põllumaa mesila ümbruses				
ei (22)	0			
jah (164)	-1.02 (0.47)	-1.95; -0.09	0.032	
Meemesilaste tõug				0.142*
Buckfast (20)	0			
Carnica (54)	-0.90 (0.54)	-1.96; 0.16	0.094	

Hübriid (48)	-0.76 (0.56)	-1.88; 0.35	0.176	
Ligustica (46)	-1.14 (0.55)	-2.23; -0.05	0.041	
Kohalik tõug (18)	-1.73 (0.72)	-3.15; -0.31	0.017	
Konstant	0.94 (0.75)	-0.53; 2.42	0.210	

* Segav tunnus mudelis

Tabel 2. Mitmemuutujalise logistilise regreesioonanalüüsi mudeli tulemused testimaks seoseid meemesilaste suvise suremuse, mesila suuruse ja põllumaa mõju vahel. Valimis oli 193 mesilat.

Parameeter (mesilate arv)	šansisuh e (OR)	95% CI usaldusvahemi k	P väärtus	Wald-testi P väärtus
Mesila suurus				0.274*
1-7 peret (49)				
8-13 peret (49)	1.89	0.51; 7.01	0.339	
14-19 peret (48)	1.61	0.42; 6.18	0.485	
20-170 peret (50)	3.32	0.97; 11.42	0.056	
Põllumaa mesila ümbruses				

ei (23)				
jah (173)	0.39	0.14; 1.11	0.078	

*Segav tunnus mudelis

Lisa 7 Insektitsiidi mõju nosemoosiga nakatatud meemesilaste ainevahetuse tasemele ja suremusele

Ptk 4.4. Materjal ja metoodika

Katse eeltööd

Katsetes kasutatud Itaalia rassi meemesilased osteti Lõuna-Eestis tegutsevast ettevõttest Kumalane OÜ. Katse tarbeks osteti kevadel 12 taru, millest igaüks neist sisaldas 6 raami mesilasi koos noore mesilasemaga. Rõhu katsejaama püstitati kaksteist aiapaviljoni, mille seinad olid võrgust ja mille katus vee- ja ilmastikukindlast tekstiilist. Paviljonide kuus metallist tugijalga asetati pinnasesse puuritud 60 cm sügavustesse aukudesse, millega saavutati paviljonide stabiilsus tugevamate tuulte eest. Paviljoni seinad olid võrgust, et tagada piisav õhu liikumine. Aukudesse kaevatud tugijalgade tõttu muutus madalamaks paviljonide kõrgus, mille tõttu jäi üle ka paviljoni seinteks olnud võrku. See ülejäänud võrk kasutati ära paviljonide tihendamiseks maapinnal. Selleks asetati maapinnale langenud võrgule ehituskivid, et takistada mesilaste välja pääsemist maapinnalt. Samuti muutsid ehituskivid paviljonide seinad stabiilsemaks. Seinad ja katuse liitekoht tihendati montaaživahuga. Taru asetati paviljoni ühte serva ja söödanõu paviljoni keskele.

Mesilasperede nakatamine

Mesilaste töötlusvariante haigustekitajaga oli kolm. Esimene töötlus oli haigustekitaja *Nosema apis*, teine *N. ceranae*, ja kolmas kahe eelmainitud haigustekitaja segu. Neljas töötlusvariant oli kontroll, kus meemesilased said söödaks vaid puhast suhkrusiirupit. Iga töötlus oli kolmes korduses.

Haiguse olemasolu määramiseks nakatamisel kasutatava materjali jaoks, kasutati voolu-tsütomeetrit. Voolu-tsütomeeter (BD Accuri C6) tuvastas eoste olemasolu ja andis ülevaate, milliseid proove kasutada mesilaste nakatamiseks. Nakatamine toimus proovidega, millest leiti piisaval arvul *N. apise* või *N. ceranae* eoseid. Nakatamiseks segati siirupisse 15 miljonit *Nosema* eost liitri kohta. Siirup, kuhu eosed segati, oli spetsiaalne söödasiirup, koostisega 40% 125 fruktoos, 30% glükoos ning 30% sahharoos. Söödaga varustati mesilasperesid kolmel nädalal, mis tähendab, et iga mesilaspere sai kokku 15 miljonit nosemoosi tekitaja eost. Sellise koguse juures sai iga mesilane ca 500- 1000 eost. Kahe patogeeni segu puhul oli kumbagi 7,5 miljonit eost, mis kokku andis sama eoste hulgaks, mis üksiku patogeeni puhul. Söödanõud asetati aiapaviljonidesse ligikaudu pooleteise meetri kaugusele tarust. Sööta lisati iga 7 päeva

järel. Peale söötmise lõpetamist möödus kaks nädalat, et anda eostele aega haiguseks areneda, mille järel alustati suremuse ja füsioloogia katsetega.

Katses kasutatud nosemoosi eosed eraldati proovidest, mis olid eelnevalt kogutud erinevatest mesilastest. Eoste eraldamiseks eemaldati eelnevalt mesilaste tagakehad ja pandi need bioreba universaalsesse eralduskotti (15x28,5cm). Kotti asetatud 20 mesilase tagakeha purustati ja sellest saadud vedelik eraldati Eppendorffi tuubidesse (1,5 ml). Tuubidesse pandud materjal analüüsiti voolutsütomeetriga eoste hulga suhtes.

Nosema eoste hulk kaks nädalat pärast kolmekordse söötmise lõpetamist oli pisieoselise *N. apis* töötlusgrupis keskmiselt 9418,00, *N. ceranae* töötlusgrupis 28 644 ja segu puhul 9811,33 eost ühe mesilase kohta. Läbivoolu tsütomeetrit kasutati ka selle teadustöö läbiviimisel, et kontrollida eoste olemasolu ja hulka. Tsütomeetri väljastataval joonisel paikneva kõvera kuju (moodustub vastavalt eri suurusega osakeste arvule) paiknemise järgi saab liiki tuvastada.

Insektitsiid dimetooat

Antud teadustöös kasutati põllumajanduses levinud insektitsiidi dimetooat (Sigma-Aldrich, 99,6% puhas toimeaine), mida kasutatakse põllukultuuridel kahjurputukate tõrjeks. Oma olemuselt on dimetooat närvimürk. Dimetooat segati eelnevalt valmis keedetud suhkrusiirupisse, milles vee ja suhkruga vahekord oli 1:1. Dimetooati lisati 20 µg ühe kilogrammi siirupi kohta. Sama annust kasutati ka suremuse katse läbiviimisel. Insektitsiidi doos valiti vastavalt Poolas läbiviidud vaatlusest, kus meest leiti just selline kogus dimetooati (Bargańska jt 2013).

Mõju suremusele ja füsioloogiale

Dimetooadi ja nosemoosi mõju mesilaste suremusele hinnati Eesti Maaülikooli taimetervise õppetooli putukate füsioloogia laboris. Laboris asuvasse kliimakambris asetati väikesed puidust puurid (9x7x4 cm), mille kaks külmist seinu olid metallvõrgust. Temperatuur oli kliimakambris 34,5 °C ja suhteline õhuniiskus 60%. Puurid varustati kahe 1,5 ml eppendorf tuubidega, millest üks sisaldas söödasiirupit (1:1) ja teine destilleeritud vett. Puurid jaotati tööstuste kaupa gruppidesse. Kontrollgruppide söödasiirup taimekaitsevahendit ei sisaldanud. Igasse puuri paigutati 20 noort töölistmesilast ning neil oli vaba juurdepääs toidule, mida vastavalt vajadusele juurde anti. Katsevariandid jagati järgmiselt: kontroll, kontroll + dimetooat, *N. apis*, *N. apis* + dimetooat, *N. ceranae*, *N. ceranae* + dimetooat, *Nosema* segu, *Nosema* segu + dimetooat. Vaatlus kestis 25 päeva, mille jooksul iga 24 tunni järel toimus surnud mesilaste loendamine. Loendamisel märgiti üles surnud mesilaste arv, mille põhjal koostati graafikud.

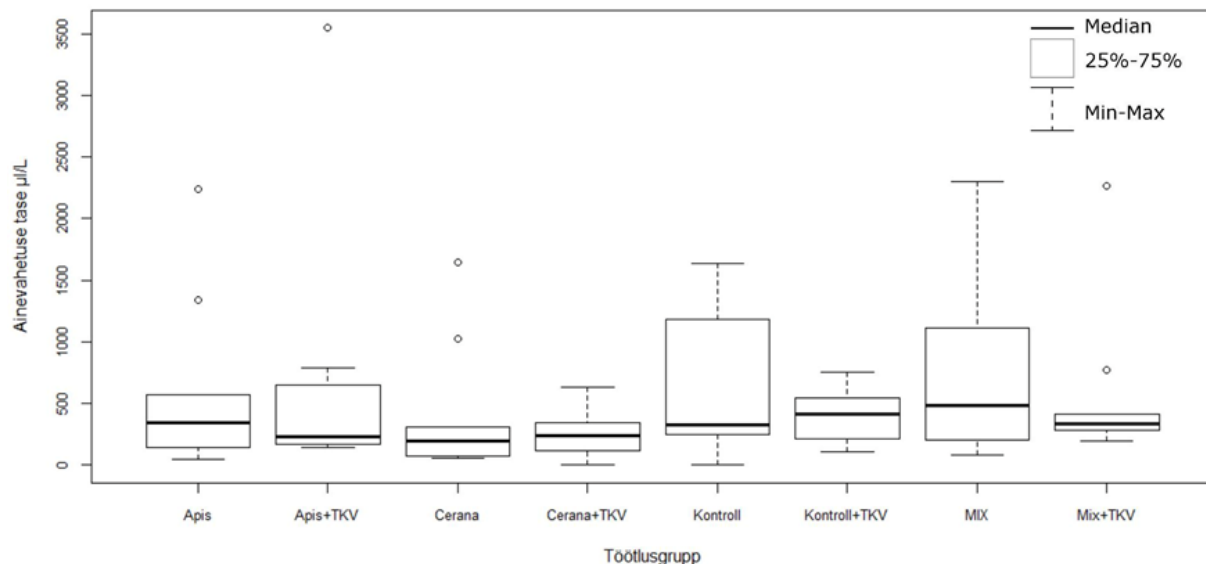
Mesilaste hingamistaseme mõõtmine viidi läbi Eesti Maaülikooli taimetervise õppetooli putukate füsioloogia laboris. Hingamisel eralduva CO₂ hulga määramisel kasutati läbivoolu-respiromeetrit LI-7000 (LiCor, Lincoln, Nebraska, USA), mõõtmised viidi läbi 22±1°C juures ja kestis 50 minutit mesilase kohta. Analüsaatoris ringlev õhk võeti labori keskkonnast, veeauru ja CO₂ eemaldamiseks läbis õhk magneesiumperkloriidi Mg(ClO₄)₂ ja naatriumhüdroksiidi NaOH keskkonna. Ühe mesilase ainevahetuse taseme mõõtmiseks kulus 60 minutit, kuna kahe mõõtmise vahele jäeti 5-minutiline masina kalibreerimise aeg. Selle aja jooksul saavutas masin oma 0-taseme registreerimise staadiumi. Pestitsiidi töötlusgrupi puhul asetati mesilased 12 tundi enne füsioloogiliste parameetrite mõõtmist

dimetoadiga segatud suhkrusiirupiga varustatud puuridesse. Igast tötlusesvariandist mõõdeti 10 mesilase ainevahetust.

Andmetöötlus

Katse andmete töötlemiseks ja analüüsimiseks kasutati Microsoft Excelit ja statistika programme „Statistica“ ja „R“. Programmides viidi läbi kahefaktoriline ANOVA ja Tukey test. Suremuse katseandmete tulemuste analüüsimiseks kasutati Kruskal-Wallise mitmese võrdlemise ANOVAt, millega võrreldi iga kuupäeva eraldi.

Ptk 4.5. Tulemused



Joonis 1. Meemesilaste ainevahetuse tasemed tötluste kaupa. Lühendid TKV ja MIX tähendavad vastavalt taimekaitsevahendit ja kahe haigustekitaja segu. Täpid joonisel tähendavad äärmuslikke erimeid.

Lisa 8 Eesti mesinduses kasutatavate varroalesta tõrjevahendite efektiivsus

Ptk 4.6.1. Materjal ja meetodika

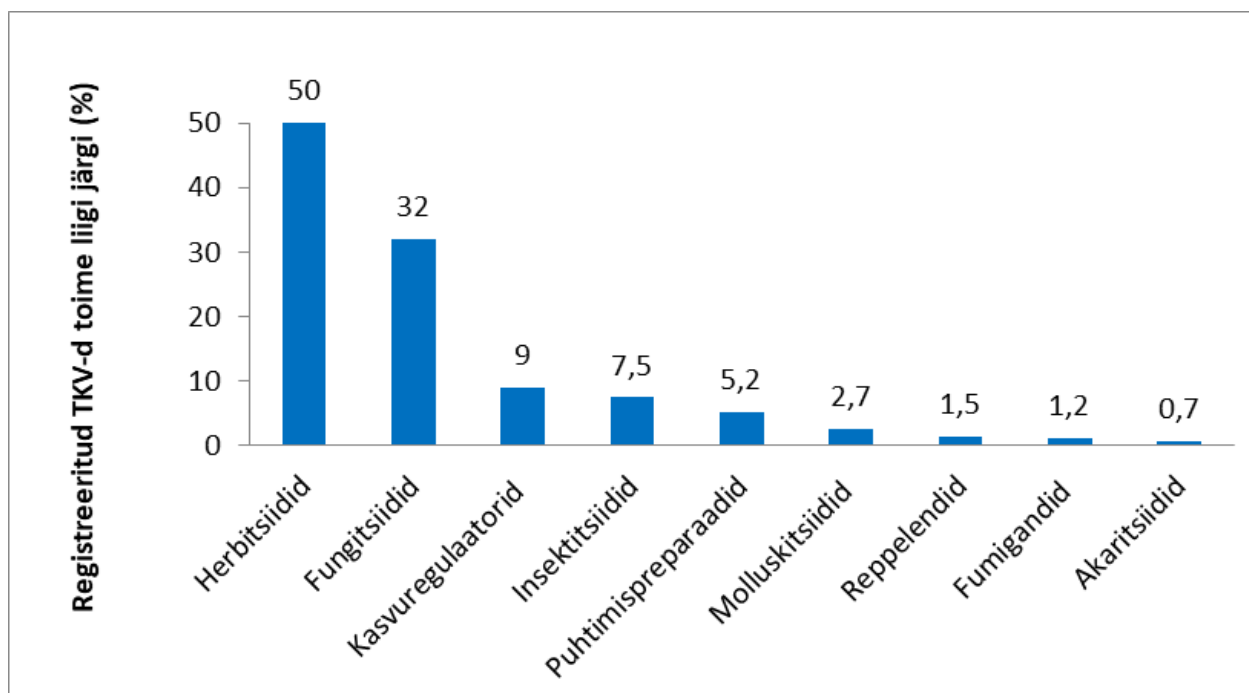
Töös kasutati Itaalia rassi mesilasperesid (*A. m. ligustica*) (n=234 läbi aastate), mis kõik pärinesid ühest ja samast mesilast. Mesilaspered jagati töötluste järgi gruppideks (Apistan, Bayvarol (mõlemad 2014-2016), oblikhappe aurutamine (kõikidel aastatel), Amipol-T (2012) ja Varroadez (2017)). Lisaks töötlustele jälgiti ka töötlemata grupis lestade loomulikku langevust. Kõikide töötluste puhul järgiti ettenähtud raviskeeme. Apistani töötluste korral lisati kõigil kolmel vaatlusaastal augusti keskel mesilaspere kohta 2 tau-fluvalinaadiga töödeldud plastikriba, mida hoiti tarus keskmiselt 44,6 päeva. Flumetriiniga töödeldud Bayvaroli plastikribad lisati samuti kõigil kolmel aastal augusti keskel ning neid hoiti tarudes keskmiselt 45 päeva. Kolmandas ja neljandas töötlusgrupis (Amipol-T 2012. aastal ja Varroadez 2017. aastal) hoiti amitraasiga töödeldud ribasid mesilasperedes keskmiselt 36 päeva. Varroalestade langemist loendati katse algusest kuni katse lõpuni igapäevaselt. Lisaks sünteetilistele plastikribadele tehti ka igas töötlusgrupis kahel korral raviperioodi jooksul oblikhappe aurutamist, et veenduda Varroalestade olemasolust mesilasperes. Viiendas töötlusgrupis raviti mesilasperesid korduvalt iga 4 päeva tagant vaid oblikhappe aurutamise teel.

Andmete statistiline analüüs

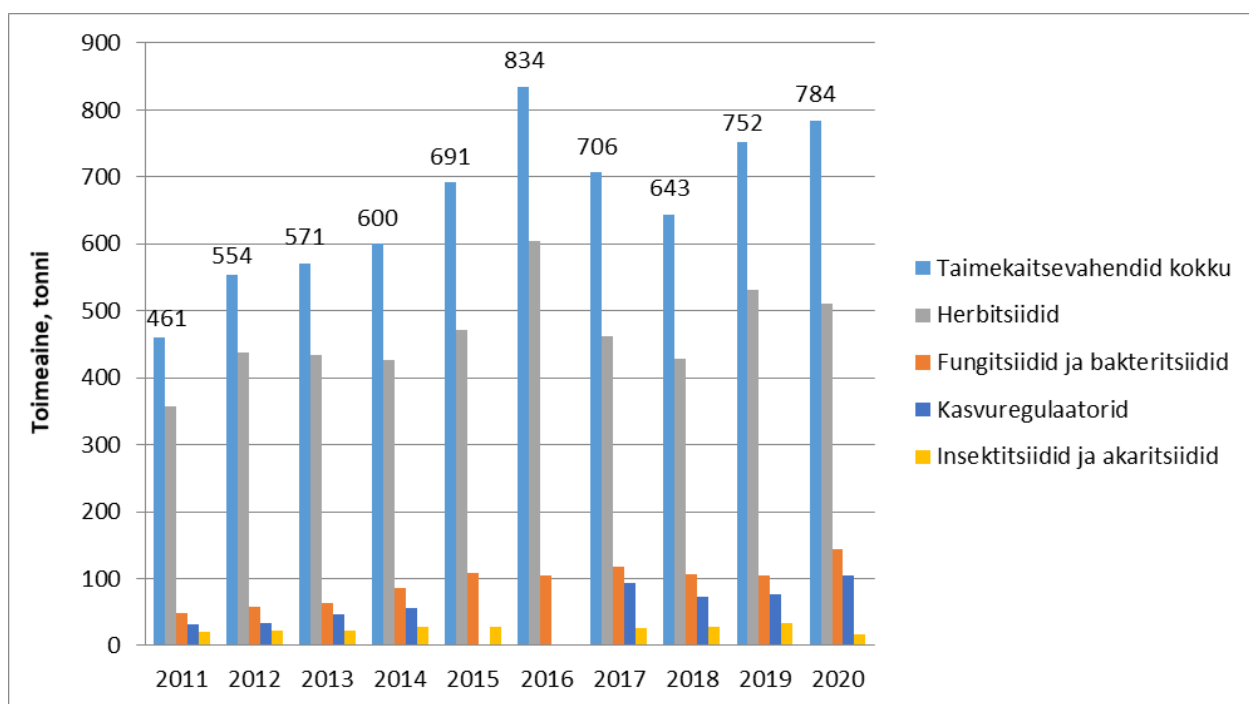
Töötluste mõju analüüsimisel kasutati programmi STATISTICA 13 (ühesuunaline ANOVA, post hoc Tukey test). Töös esitatud keskmised väärtused on näidatud koos standardveaga.

Lisa 9 Taimekaitsevahendite ja saasteainete potentsiaalne kahjulik mõju tolmeldajatele

Ptk 5.1. Taimekaitsevahendid Eestis ja nende hinnanguline toksilisus mesilastele



Joonis 1. Eestis kasutatavate taimekaitsevahendite (TKV) osakaal (%) toime liigiti (seisuga oktoober 2021; NB! üks taimekaitsevahend võib olla registreeritud mitme toime liigi all). Allikas: taimekaitsevahendite (TKV) register.



Joonis 2. Eestis aastatel 2011–2020 turustatud taimekaitsevahendite toimeainete kogused tonnides, grupeerituna taimekaitsevahendi liigi järgi. Molluskitsiidid ja 'kõik muud TKV', mida oli väga väikesed

kogused, joonisel eraldi ära toodud ei ole, küll aga sisalduvad kategooris 'Taimekaitsevahendid kokku'. Analüüs tehti oktoobris 2021. * - konfidentsiaalsed andmed. Allikas: Statistikaamet.

Ptk 5.1. Taimekaitsevahendid Eestis ja nende hinnanguline toksilisus mesilastele

Taimekaitsevahendite ja nende koostises olevate toimeainete kohta sisaldavad olulist informatsiooni mitmed erinevad andmebaasid ja teabeallikad. Käesoleva töö raames lähtuti ökotoksikoloogiliste teabe kogumisel järgnevatest andmebaasidest:

- Kemikaalide avatud andmebaasist (*PubChem*, National Institutes of Health, USA) koguti suurem osa ökotoksikoloogilisest teabest meemesilaste kohta.
- Euroopa pestitsiidide andmebaasist (*EU Pesticides database*) koguti informatsiooni toimeainete seadusliku staatuse kohta.
- Hertfordshire ülikooli pestitsiidide andmebaasidest (*Pesticides Properties Database (PPDB)*, *Biopesticides Database (BPDB)*) koguti täiendavat ökotoksikoloogilist teavet meemesilaste ja teiste tolmeldajate kohta.
- Euroopa Kemikaaliameti andmebaasist (*ECHA*) koguti informatsiooni toimeaine klassifikatsiooni ja märgistuse, määruste ja normiloendite kohta, mida kasutati käesolevas töös.
- Toiduohutusameti (*EFSA*) andmebaasist ja publikatsioonidest koguti ökotoksikoloogilist teavet tolmeldajate kohta.

Põllumajandus- ja Toiduameti taimekaitsevahendite registrist (*TKV*) koguti täiendavat ökotoksikoloogilist informatsiooni taimekaitsevahendite ja toimeainete ohutus- ja infolehtedelt.

Tabel 1. Ökotoksikoloogilise andmestiku analüüsimiseks välja valitud taimekaitsevahendite (TKV) toimeained (kokku 69), nende 2015-2019.a Eestis aastane keskmine turustatud kogus, t/a (Statistikaamet), toimeaine staatus vastavalt määrusele (EL) No 1107/2009 (põhinimekirjas, heakskiit lõppenud, asendust vajav; seisuga september 2021) ja ohtlikkuse klassifikatsioon vastavalt CLP määrusele (EL) nr 1271/2008 (EL pestitsiidide andmebaas). Tabelis on toimeained pingereastatud toimeaine aastase turustuskoguse alusel TKV grupiti (insektitsiidid, fungitsiidid, herbitsiidid jne).

	Toimeaine liik, turustuskogus ja CAS No			Toimeaine EL regulatoorne staatus ja ohtlikkuse klassifikatsioon		
	Kogus*, t/a	Toimeaine	CAS No	Määrus ja toimeaine staatus vastavalt määrusele		Klassifikatsioon vastavalt CLP-määrusele (EL) nr 1272/2008
	1	2	3	4	5	6
Insektitsiidid	18	Dimethoate/ dimetoaat	60-51-5	(EL) 2019/1090	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 4 - H302; Acute Tox. 4 - H312
	6	Thiacloprid/ tiaklopriid	111988-49-9	(EL) 2020/23	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 3 - H301; Acute Tox. 4 - H332; STOT SE 3 - H336; Aquatic Chronic 1 - H410; Repr. 1B - H360FD; Aquatic Acute 1 - H400; Carc. 2 - H351
	1.7	Magnesium phosphide/ magneesiumfosfiid**	12057-74-8	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Aquatic Acute 1 - H400; Acute Tox. 2 - H300; Acute Tox. 3 - H311; Acute Tox. 1 - H330; Water-react. 1 - H26
	0.68	Deltamethrin/ deltametriin	52918-63-5	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 3 - H301; Acute Tox. 3 - H331; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410;
	0.47	Cypermethrin/ tsüpermetriin	52315-07-8	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Acute Tox. 4 - H332; STOT SE 3 - H335; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.35	Alpha-cypermethrin/ alfa-tsüpermetriin	67375-30-8	(EL) 540/2011 (EL) 2019/1690	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 3 - H301; STOT SE 3 - H335; STOT RE 2 - H373; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.33	Aluminium phosphide/ alumiiniumfosfiid**	20859-73-8	(EL) 2017/195	põhinimekirjas	Water-react. 1 - H260; Acute Tox. 2 - H300; Acute Tox. 3 - H311; Acute Tox. 1 - H330; Aquatic Acute 1 - H400
	0.25	Tau-fluvalinate/ taufluvalinaat	102851-06-9	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Skin Irrit. 2 - H315; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.21	Pymetrozine/ pümetroosiin	123312-89-0	(EL) 2018/1501	heakskiit lõppenud	Aquatic Chronic 3 - H412; Carc. 2 - H351
	0.12	Pirimiphos-methyl/ metüülpirimifoss**	29232-93-7	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.12	Indoxacarb/ indoksakarb	173584-44-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400; Acute Tox. 4 - H332; STOT RE 1 - H372; Acute Tox. 3 - H301; Skin Sens. 1B - H317
	0.11	Thiamethoxam/ tiametoksaam	153719-23-4	(EL) 2018/785	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 4 - H302; Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400
	0.09	Chlorpyrifos/ kloropüriifoss	2921-88-2	(EL) 2020/18	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 3 - H301; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.07	lambda-Cyhalothrin/ lambda-tsühalotriin	91465-08-6	(EL) 2016/146	asendust vajav toimeaine	Acute Tox. 4 - H312; Acute Tox. 2 - H330; Aquatic Acute 1 - H400; Acute Tox. 3 - H301; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.06	Paraffin oil/ parafiinõli	64742-46-7	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	0.06	beta Cyfluthrin/ beeta-tsüflutriin	1820573-27-0	(EL) 540/2011	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 2 - H300; Acute Tox. 2 - H330; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	0.03	Imidacloprid/ imidaklopriid	138261-41-3	(EL) 2018/783	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 4 - H302; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410

	1	2	3	4	5	6
Insektitsiidid	0.005	Abamectin/ abamektiin	71751-41-2	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 1 - H330; Acute Tox. 2 - H300; Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400; Repr. 2 - H361d; STOT RE 1 - H372
	0.002	Azadirachtin/ (asadiraktiin) asadirahtiin A	11141-17-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	0.002	Spirodiclofen/ spirodiklofeen	148477-71-8	(EL) 540/2011	heakskiit lõppenud	Carc. 1B - H350; Repr. 2 - H361f; Aquatic Chronic 1 - H410; Skin Sens. 1B - H317; STOT RE 2 - H373
	0.0002	Methiocarb/metiokarb	2032-65-7	(EL) 2019/1606	heakskiit lõppenud	Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400; Acute Tox. 3 - H301
Fungitsiidid	23	Tebuconazole/ tebukonasool	107534-96-3	(EL) 540/2011 (EL) 921/2014	<i>asendust vajav toimeaine</i>	Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400; Acute Tox. 4 - H302; Repr. 2 - H361d
	9.5	Prothioconazole/ protiokonasool	178928-70-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	9.2	Boscalid/ boskaliid	188425-85-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	9.1	Mancozeb/ mankotseeb	1/7/8018	(EL) 540/2011	heakskiit lõppenud	Aquatic Acute 1 - H400; Repr. 2 - H361d; Skin Sens. 1 - H317
	8.5	Spiroxamine/ spiroksamiin	118134-30-8	(EL) 2019/291	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Acute Tox. 4 - H312; Aquatic Chronic 1 - H410; Skin Sens. 1 - H317; Acute Tox. 4 - H332; Repr. 2 - H361d; STOT RE 2 - H373; Aquatic Acute 1 - H400; Skin Irrit. 2 - H315
	6.8	Fenpropidin/ fenpropidiin	67306-00-7	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	6.6	Fenpropimorph/ fenpropimorf	67564-91-4	(EL) 540/2011	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 4 - H302; Skin Irrit. 2 - H315; Repr. 2 - H361d; Aquatic Chronic 2 - H411
	5.9	Epoxiconazole/ epoksikonasool	135319-73-2	(EL) 2019/168	heakskiit lõppenud	Carc. 2 - H351; Repr. 1B - H360Df; Aquatic Chronic 2 - H411
	5.3	Propiconazole/ propikonasool	60207-90-1	(EL) 2018/1865	heakskiit lõppenud	Repr. 1B - H360D; Skin Sens. 1 - H317; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410; Acute Tox. 4 - H302
	3.5	Propamocarb/ propamokarb	24579-73-5	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	2.5	Pyraclostrobin/ püraklostrobiin	175013-18-0	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Skin Irrit. 2 - H315; Acute Tox. 3 - H331; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	2.2	Prochloraz/prokloraas	67747-09-5	(EL) 2019/291	<i>asendust vajav toimeaine</i>	Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410; Acute Tox. 4 - H302
	1.7	Dimoxystrobin/ dimoksüstrobiin	149961-52-4	(EL) 540/2011	<i>asendust vajav toimeaine</i>	Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410; Acute Tox. 4 - H332; Carc. 2 - H351; Repr. 2 - H361d
	1.6	Triadimenol/ triadimenool	55219-65-3	(EL) 540/2011	heakskiit lõppenud	Aquatic Chronic 2 - H411; Lact. - H362; Repr. 1B - H360; Acute Tox. 4 - H302
	1.5	Fluopyram/ fluopüraam	658066-35-4	(EL) 2018/155	põhinimekirjas	Aquatic Chronic 2 - H411
	1.3	Difenoconazole/ difenokonasool	119446-68-3	(EL) 540/2011 (EL) 1100/2011	<i>asendust vajav toimeaine</i>	Klassifikatsioon puudub
	1.3	Metconazole/ metkonasool	125116-23-6	(EL) 540/2011	<i>asendust vajav toimeaine</i>	Aquatic Chronic 2 - H411; Acute Tox. 4 - H302; Repr. 2 - H361d
	1.2	Bixafen/ biksafeen	581809-46-3	(EL) 2018/155	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	1.1	Chlorothalonil/ klorotaloniil	1897-45-6	(EL) 2019/677	heakskiit lõppenud	Skin Sens. 1 - H317; Eye Dam. 1 - H318; Acute Tox. 2 - H330; STOT SE 3 - H335; Carc. 2 - H351; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410

Table 1: 2-4

	1	2	3	4	5	6
	1	Metrafenone/ metrafenoon	220899-03-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	315	Glyphosate/ glüfosaat	1071-83-6	(EL) 2019/724	põhinimekirjas	Eye Dam. 1 - H318; Aquatic Chronic 2 - H411
	56	MCPA (2-methyl-4-chlorophenoxyacetic acid)	94-74-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Skin Irrit. 2 - H315; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410; Eye Dam. 1 - H318
	29	Metazachlor/ metasakloor	67129-08-2	(EL) 2018/155	põhinimekirjas	Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400; Carc. 2 - H351; Skin Sens. 1B - H317
	26	Aclonifen/ aklonifeen	74070-46-5	(EL) 540/2011 (EL) 2017/195	asendust vajav toimeaine	Carc. 2 - H351; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410; Skin Sens. 1A - H317
	7.7	2,4-D (2,4-Dichlorophenoxyacetic acid)	94-75-7	(EL) 2015/2033	põhinimekirjas	Skin Sens. 1 - H317; Eye Dam. 1 - H318; STOT SE 3 - H335; Aquatic Chronic 3 - H412; Acute Tox. 4 - H302
	7.2	Pendimethalin/ pendimetalin	40487-42-1	(EL) 2019/724	asendust vajav toimeaine	Aquatic Chronic 1 - H410; Aquatic Acute 1 - H400; Skin Sens. 1 - H317
	6.4	Diquat dibromide/ dikvaat	85-00-7	(EL) 2018/1532	heakskiit lõppenud	Acute Tox. 4 - H302; Skin Irrit. 2 - H315; Skin Sens. 1 - H317; Eye Irrit. 2 - H319; Acute Tox. 2 - H330; STOT SE 3 - H335; STOT RE 1 - H372; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	4.9	Bentazone/ bentasoon	25057-89-0	(EL) 2018/660	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Skin Sens. 1 - H317; Eye Irrit. 2 - H319; Aquatic Chronic 3 - H412
	4.5	Fluroxypyr/ fluroksüpüür	69377-81-7	(EL) 2017/856	Põhinimekirjas	Aquatic Chronic 3 - H412
	4.4	Quinmerac/ kvinmeraak	90717-03-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	3.9	Clopyralid/ klopüraliid	1702-17-6	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Eye Dam. 1 - H318
	3.4	Linuron/ linuroon	330-55-2	(EL) 2017/244	heakskiit lõppenud	Aquatic Chronic 1 - H410; Acute Tox. 4 - H302; Carc. 2 - H351; Repr. 1B - H360Df; STOT RE 2 - H373; Aquatic Acute 1 - H400
	3.4	Pinoxaden/ pinoksadeen	243973-20-8	(EL) 2016/370	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Eye Irrit. 2 - H319; Repr. 2 - H361d; Aquatic Chronic 3 - H412; Skin Sens. 1A - H317; Acute Tox. 4 - H332; Aquatic Acute 1 - H400; STOT SE 3 - H335
	2.8	Dicamba/ dikamba	1918-00-9	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Eye Dam. 1 - H318; Aquatic Chronic 3 - H412
	2.7	Dimethachlor/ dimetakloor	50563-36-5	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Skin Sens. 1 - H317; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	2.6	Quizalofop-p-ethyl/ kvisalofop-P-etüül	100646-51-3	(EL) 2018/155	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	2.1	Propaquizafop/ propakvisafop	111479-05-1	(EL) 2018/155	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	1.9	Diflufenican/ diflufenikaan	83164-33-4	(EL) 2019/1589	asendust vajav toimeaine	Aquatic Chronic 3 - H412
	1.5	Metribuzin/ metribusiin	21087-64-9	(EL) 540/2011	asendust vajav toimeaine	Acute Tox. 4 - H302; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410
	1.4	Dimethenamid-P/ dimetenamiid-P	163515-14-8	(EL) 2019/1137	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Skin Sens. 1 - H317; Aquatic Acute 1 - H400; Aquatic Chronic 1 - H410

Table 1: 3-4

	1	2	3	4	5	6
Kasvuregulaatorid	63	Chlormequat/ kloromekvaat	999-81-5	(EL) 2018/155	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Acute Tox. 4 - H312
	10	Mepiquat/ mepikvaat	24307-26-4	(EL) 2021/52	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	4.9	Ethephon/ etefoon	16672-87-0	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Acute Tox. 4 - H302; Acute Tox. 3 - H311; Skin Corr. 1C - H314; Acute Tox. 4 - H332; Aquatic Chronic 2 - H411
	4.1	Trinexapac-ethyl/ etüültrineksapak	95266-40-3	(EL) 540/2011	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	0.6	Prohexadione/ prohkesadioonkaltsium	127277-53-6	(EL) 2019/291	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	0.2	Paclobutrazol/ paklobutrasool	76738-62-0	(EL) 2018/1266 (EL) 2018/155	<i>asendust vajav toimeaine</i>	Klassifikatsioon puudub
Molluskitsiidid	1.6	Metaldehyde/ metaldehüüd	108-62-3	(EL) 2018/1266	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub
	0.2	Ferric phosphate/ raudfosfaat	10045-86-0	(EL) 2015/1166	põhinimekirjas	Klassifikatsioon puudub

* viie aasta (2015-2019) keskmine turustatud kogus

** kasutatakse siseruumides

Ptk 5.1.1. Toimeaine toksilisus meemesilastele

Tabel 2. Ökotoksikoloogilise andmestiku analüüsimiseks välja valitud taimekaitsevahendite (TKV) 69 toimeaine mürgisus meemesilastele (LD₅₀) ja toimeaine staatus vastavalt määrusele Reg. (EC) No 1107/2009 (põhinimekirjas, heakskiit lõppenud, asendust vajav; seisuga september 2021) (allikas: [EL pestitsiidide andmebaas](#)). Andmed on järjestatud LD₅₀ väärtuse kasvavas järjekorras, s.t. alustades kõige mürgisemast. LD50 väärtused on võetud peamiselt andmebaasist [PPDB \(Pesticide Properties DataBase\)](#), ent ka andmebaasist [BPDB \(Bio-Pesticides DataBase\)](#), vastavad andmed ja lingid on kontrollitud seisuga veebruar 2022.

Meemesilane (<i>Apis mellifera</i>)						
	Toimeaine (TA)	TA liik	LD ₅₀ µg/mesilane (kontaktne)	LD ₅₀ µg/mesilane (suukudne)	Toimeaine heakskiidu perioodi lõpp	heakskiit lõppenud* EL vastav määrus vt Tabelist 1
1	2	3	4	5	6	7
LD ₅₀ <1 µg/mesilane, s.t. kõrge toksilisusega mesilastele	Imidacloprid/ imidaklopriid	IN	0.081	0.0037	01.12.2020	heakskiit lõppenud
	Abamectin/ abamektiin	IN	0.001	> 0.004	30.04.2022	põhinimekirjas
	Thiamethoxam/ tiametoksaam	IN	0.024	0.005	31.01.2017	heakskiit lõppenud
	beta Cyfluthrin/ beeta-tsüflutriin	IN	0.012	0.05	31.10.2020	heakskiit lõppenud
	Alpha-cypermethrin/alfa-tsüpermetriin	IN	0.333	0.059	07.06.2021	heakskiit lõppenud
	Deltamethrin/ deltametriin	IN	0.0015	0.07	31.10.2021	põhinimekirjas
	Methiocarb/ metiokarb	IN	0.23	0.08	30.09.2017	heakskiit lõppenud
	Dimethoate/ dimetooat	IN	0.1	0.1	31.07.2019	heakskiit lõppenud
	Chlorpyrifos/ kloropüriifoss	IN	0.068	0.15	16.01.2020	heakskiit lõppenud
	Cypermethrin/ tsüpermetriin	IN	0.023	0.172	31.10.2021	põhinimekirjas
	Pirimiphos-methyl/ metüülpirimifoss	IN	NA	> 0.22	31.07.2022	põhinimekirjas
	Indoxacarb/ indoksakarb	IN	0.08	0.232	31.10.2021	põhinimekirjas
	lambda-Cyhalothrin/ lambda-tsühalotriin	IN	0.038	0.91	31.03.2023	asendust vajav toimeaine
	Aluminium phosphide/ alumiiniumfosfiid	IN	NA	0.24	31.08.2022	põhinimekirjas
	Magnesium phosphide/ magneesiumfosfiid	IN	NA	NA	31.08.2022	põhinimekirjas
1	2	3	4	5	6	7
	Paclobutrazol/ paklobutrasool	KR	> 40	> 2	31.05.2023	asendust vajav toimeaine
	Azadirachtin A/ (asadiraktiin) asadirahtiin A	IN	> 11.81	> 8.1	31.08.2024	põhinimekirjas
	Fenpropidin/ fenpropidiin	F	46	> 10	31.12.2022	põhinimekirjas
	Tau-fluvalinate/ tau-fluvalinaat	IN	12	12.6	31.08.2024	põhinimekirjas
	Thiacloprid/ tiaklopriid	IN	38.82	17.32	03.02.2020	heakskiit lõppenud
	Propaquizafop/ propakvisafop	H	> 200	> 20	30.11.2021	põhinimekirjas

Table 2: 1-3

LD ₅₀ =1 -100 µg/mesilane, s.t. keskmise toksilisusega mesilastele	Fluroxypyr/ fluoksüüpüür	H	> 180	37.1	31.12.2024	põhinimekirjas
	Chlorothalonil/ klorotaloniil	F	> 40	> 40	28.02.2016	heakskiit lõppenud
	Diquat dibromide/ dikvaat	H	> 20.1	50.7	31.12.2015	heakskiit lõppenud
	Pymetrozine/ pümetrosiin	IN	> 100	> 62.7	31.12.2015	heakskiit lõppenud
	Prothioconazole/ protiokonasool	F	> 100	> 71	31.07.2022	põhinimekirjas
	Metazachlor/ metasakloor	H	> 100	> 72.2	31.07.2022	põhinimekirjas
	Metribuzin/ metribusiin	H	> 100	> 76.7	31.07.2022	asendust vajav toimeaine
	Dimoxystrobin/ dimoksüstrobiin	F	> 100	> 79.4	31.01.2022	asendust vajav toimeaine
	Chlormequat/ kloromekvaat	KR	> 65.2	> 80.2	30.11.2021	põhinimekirjas
	Epoxiconazole/ epoksikonasool	F	> 100	> 83	30.04.2020	heakskiit lõppenud
	Tebuconazole/ tebukonasool	F	> 200	> 83.05	31.08.2022	asendust vajav toimeaine
	Propamocarb/ propamokarb	F	> 100	> 84	30.07.2022	põhinimekirjas
	Metconazole/ metkonasool	F	> 100	85	30.04.2022	asendust vajav toimeaine
	Metaldehyde/ metaldehüüd	M	> 113	> 87.5	31.05.2023	põhinimekirjas
	Dicamba/dikamba	H	> 89.5	> 89.5	31.12.2021	põhinimekirjas
	2,4-D (2,4-Dichlorophenoxyacetic acid)	H	> 100	> 94	31.12.2030	põhinimekirjas
	Fenpropimorph/ fenpropimorf	F	> 100	> 95.6	30.04.2019	heakskiit lõppenud
	Clopyralid/ klopüraliid	H	> 98.1	> 100	30.04.2022	põhinimekirjas
	Spiroxamine/ spiroksamiin	F	4.2.	> 100	31.12.2023	põhinimekirjas
	Pendimethalin/ pendimetalin	H	100	> 101.2	30.11.2024	asendust vajav toimeaine
	Mancozeb/ mankotseeb	F	> 85.3	> 110	04.01.2021	heakskiit lõppenud
	Linuron/linuroon	H	> 97.8	> 112.1	31.12.2013	heakskiit lõppenud
1	2	3	4	5	6	7
L D	Prohexadione-calcium/ prohkesadioon-kaltsium	KR	> 100	> 100	31.12.2022	põhinimekirjas
	Quizalofop-p-ethyl/ kvisalofop-P-etüül	H	> 100	> 100	30.11.2021	põhinimekirjas
	Propiconazole/ propikonasool	F	> 100	> 100	31.05.2014	heakskiit lõppenud
	Bixafen/ biksafeen	F	> 121.4	> 100	31.05.2025	põhinimekirjas
	Prochloraz/ prokloraas	F	141.3	> 101	31.12.2023	asendust vajav toimeaine
	Fluopyram/ fluopüraam	F	> 100	> 102.3	31.01.2024	põhinimekirjas
	Glyphosate/ glüfosaat	H	> 101	104	15.12.2022	põhinimekirjas
	Aclonifen/ aklonifeen	H	> 102	> 107	31.07.2022	asendust vajav toimeaine
	Mepiquat/ mepikvaat	KR	> 100	> 107.4	28.02.2022	põhinimekirjas
	Diflufenican/ diflufenikaan	H	> 104	> 107.4	31.12.2021	asendust vajav toimeaine
	Quinmerac/ kvinmeraak	H	> 100	> 108.5	31.07.2024	põhinimekirjas
	Ferric phosphate/ raudfosfaat	M	> 10	> 109.9	31.12.2030	põhinimekirjas

Table 2: 2-3

Pyraclostrobin/ püraklostrobiin	F	> 100	> 110	31.01.2022	põhinimekirjas
Metrafenone/ metrafenoon	F	> 100	> 114	30.04.2022	põhinimekirjas
Ethephon/ etefoon	KR	> 100	> 116.5	31.07.2022	põhinimekirjas
Dimethenamid-P/ dimetenamiid-P	H	> 200	118.4	31.08.2034	põhinimekirjas
Boscalid/ boskaliid	F	> 200	> 166	31.07.2022	põhinimekirjas
Difenoconazole/ difenokonasool	F	> 100	> 177	31.12.2021	<i>asendust vajav toimeaine</i>
Spirodiclofen/ spirodiklofeen	IN	> 200	> 196	31.07.2020	heakskiit lõppenud
MCPA(2-methyl-4-chlorophenoxyacetic acid)	H	> 200	> 200	31.10.2021	põhinimekirjas
Pinoxaden/pinoksadeen	H	> 100	> 200	30.06.2026	põhinimekirjas
Trinexapac-ethyl/ etüültrineksapak	KR	> 200	> 200	30.04.2022	põhinimekirjas
Bentazone/ bentasoon	H	> 200	> 200	31.05.2025	põhinimekirjas
Triadimenol/ triadimenool	F	> 200	> 224.8	31.08.2019	heakskiit lõppenud
Dimethachlor/dimetakloor	H	> 200	> 300	31.12.2021	põhinimekirjas
Paraffin oil/ parafiinõli (CAS No 64742-46-7)	IN		> 1474**	31.12.2021	põhinimekirjas

**Unknown mode acute LD₅₀

NA - andmed puuduvad

Ptk 5.1.2. Toimeainete toksilisus teistele mesilasliikidele

Tabel 3 (Lisa 10). Ökotoksikoloogilise andmestiku analüüsimiseks välja valitud taimekaitsevahendite (TKV) 25 toimeaine mürgisus teiste mesilasliikidele. LD50 väärtused on võetud andmebaasist [PPDB \(Pesticide Properties DataBase\)](#), vastavad andmed ja lingid on kontrollitud seisuga veebruar 2022. Tabelis on toimeained reeglina pingereastatud kimalaste *Bombus terrestris* suukaudse LD50 väärtuse alusel, ent toimeaine on klassifitseeritud vastavasse toksilisuse klassi, arvestades LD50 väärtusi kõigile teistele mesilasliikidele, lähtudes madalaimast LD50 väärtusest. Võrdluseks on Tabelis 3 esitatud ka samade toimeainete LD₅₀ väärtused ja toksilisuse klassifikatsioon meemesilastele (võetud Tabelist 2, Lisa 10). LD50 väärtuste foonide värvikoodid: punane (LD₅₀ < 1 µg/mesilane; kõrge toksilisusega); kollane (LD₅₀ = 1-100 µg/mesilane; keskmise toksilisusega); roheline (LD₅₀ > 100 µg/mesilane; madala toksilisusega). NA - andmed puuduvad.

1	Toimeaine	Toimeaine liik	Teised mesilasliigid												Meemesilased		
			<i>Bombus terrestris</i>		<i>Osmia bicornis</i>	<i>Osmia lignaria</i>		<i>Megachile rotundata</i>	<i>Melipona quadrifasciata</i>		<i>Nannotrigona perilampoides</i>	<i>Nomia melanderi</i>	<i>Trigona spinipes</i>	<i>Scaptotrigona postica</i>	<i>(Apis mellifera)</i>		Toksilisuse klassifikatsioon meemesilastele Tabelist 2 (Lisa 10)
			LD ₅₀ *	LD ₅₀ **	LD ₅₀ *	LD ₅₀ *	LD ₅₀ **	LD ₅₀ *	LD ₅₀ *	LD ₅₀ **	LD ₅₀ *	LD ₅₀ *	LD ₅₀ *	LD ₅₀ **	LD ₅₀ *	LD ₅₀ **	
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
LD ₅₀ <1,µg/mesilane, s.t. kõrge toksilisusega mesilastele	Thiamethoxam/ tiametoksaam	IN	0.028	0.005	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.004	NA	0.0051	NA	0.024	0.005	Kõrge toksilisusega
	Imidacloprid/ imidaklopriid	IN	0.218	0.038	0.031	NA	NA	0.17	NA	NA	NA	NA	NA	24.5	0.081	0.0037	Kõrge toksilisusega
	Abamectin/ abamektiin	IN	0.14	0.07	NA	NA	NA	NA	3.06	0.015	NA	NA	NA	NA	0.001	> 0.004	Kõrge toksilisusega
	Indoxacarb/ indoksakarb	IN	0.25	> 0.07	1.26	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.08	0.232	Kõrge toksilisusega
	beta Cyfluthrin/ beeta-tsüflutriin	IN	0.46	0.12	0.035	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.012	0.05	Kõrge toksilisusega
	lambda-Cyhalothrin/ lambda-tsühalotriin	IN	> 0.11	> 0.16	0.136	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.038	0.91	Kõrge toksilisusega
	Chlorpyrifos/ kloropüriifoss	IN	> 1.58	0.23	4.19	NA	NA	NA	NA	NA	NA		NA	NA	0.068	0.15	Kõrge toksilisusega
	Cypermethrin/ tsüpermetriin	IN	0.119	0.263		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.07	NA	0.023	0.172	Kõrge toksilisusega
	Dimethoate/ dimetooat	IN	> 0.94	> 0.33	NA	1.02	0.25	0.0009	NA	NA	NA	0.0021	NA	NA	0.1	0.1	Kõrge toksilisusega
	Alpha-cypermethrin/alfa-tsüpermetriin	IN	> 0.29	> 0.54	0.25	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.333	0.059	Kõrge toksilisusega
Deltamethrin/ deltametriin	IN	> 0.2	> 0.61	0.057	NA	NA	0.556	NA	NA	NA	0.0074	NA	NA	0.0015	0.07	Kõrge toksilisusega	



	Thiactoprid/ tiakloprid	IN	> 100	NA	1.16	NA	NA	NA	NA	NA	0.007		NA	NA	38.82	17.32	Keskmise toksilisusega
1 LD ₅₀ =1 -100 µg/mesilane, s.t. keskmise toksilisusega mesilastele	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
	Methiocarb/ metiokarb	IN	19.3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.23	0.08	Kõrge toksilisusega
	Tau-fluvalinate/ tau-fluvalinaat	IN	NA	31.3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	12	12.6	Keskmise toksilisusega
	Propiconazole/ propikonasool	F	NA	NA	NA	NA	33.3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 100	Madala toksilisusega
	Pymetrozine/ pümetrosiin	IN	> 100	> 70.6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 62.7	Keskmise toksilisusega
	Fluopyram/ fluopüraam	F	> 100	> 92.5	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 102.3	Madala toksilisusega
	Chlorothalonil/ klorotaloniil	F	> 100	> 94	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 40	> 40	Keskmise toksilisusega
	Pyraclostrobin/ püraklostrobiin	F	> 100	> 97.2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 110	Madala toksilisusega
LD ₅₀ > 100 µg/mesilane, s.t. madala toksilisusega mesilastele	Prothioconazole/ protiokonasool	F	> 100	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 71	Keskmise toksilisusega
	Metconazole/ metkonasool	F	> 100	111.1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	85	Keskmise toksilisusega
	Diflufenican/ diflufenikaan	H	> 100	> 122	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 107.4	Madala toksilisusega
	Metribuzin/ metribusiin	H	> 100	> 140	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 76.7	Keskmise toksilisusega
	Etephoon/ etefoon	KR	> 100	> 167	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 100	> 116.5	Madala toksilisusega
	Dimethenamid-P/ dimetenamiid-P	H	200	> 158	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	> 200	118.4	Madala toksilisusega



* LD50 µg/mesilane (kontaktne)

** LD50 µg/mesilane (suukaudne)

Bombus terrestris karukimalane, looduslikult Eestisse levinud 60-ndate aastate lõpus. Praeguseks meil laialt levinud, kõige suurema perega liik meil ja Euroopas (ka Aasias), mistõttu teda kasvatatakse kunstlikult ja peresid müüakse tolmeldamiseks.

Osmia bicornis müürimesilane, laialdaselt levinud erakmesilase liik, esineb ka Eestis (vt leviku kaart e-elurikkus), saab osta tolmeldajateks, kevadine liik

Osmia lignaria müürimesilane, Põhja-Ameerika kohalik erakmesilase liik.

Megachile rotundata lutserni-lehemesilane, Euroopa päritolu erakmesilane, introdutseeritud paljudesse maailma piirkondadesse (ka Austraalia ja Uus-Meremaa) lutseri tolmeldajaks. Meil on teda leitud vaid Tartust ja Tallinnast (vt leviku kaart e-elurikkus).

Melipona quadrfasciata astlata mesilane, pärit Brasiilia kagupoolsetest rannikuosariikidest.

Nannotrigona perilampoides astlata mesilane, laialdaselt leitud Mehhikos

Nomia melanderi erakmesilane, maas pesitsev mesilane elab kuivas kliimas (Põhja-Ameerika kõrbetes)

Trigona spinipes astlata mesilane, üsna levinud Brasiilias, Argentiinas ja mujal Lõuna-Ameerikas.

Scaptotrigona postica astlata mesilane, elab Brasiilia troopilistes vihmametsades.

Ptk 5.1.5. Potentsiaalsed madala toksilisusega toimeained

Tabel 4 (Lisa 10). ELs heakskiidetud sünteetilised ja/või bioloogilised toimeained, mis on mesilastele madala toksilisusega (LD₅₀ > 100 µg/mesilane), ent Eestis veel registreerimata. Nende toimeainete osas soovitage algatada edasised uuringud nende sobivusest kasutamiseks Eestis. Tabelis on esitatud ka toimeaine heakskiidu staatus vastavalt määrusele Reg. (EL) No 1107/2009 . LD50 väärtused on võetud peamiselt andmebaasist [BPDB \(Bio-Pesticides DataBase\)](#) ent ka andmebaasist [PPDB \(Pesticide Properties DataBase\)](#) ja vastavad andmed/lingid on kontrollitud seisuga veebruar 2022. Eraldi (rohelistel foonil) on välja toodud need 13 toimeainet, mis on ka 'madala riskiastmega' ('low risk active substance'; vt [EL pestitsiidide andmebaas](#)). Tabelis on toimeained järjestatud alfabeetiliselt. Kaks toimeainet (*Isaria fumosorosea* Apopka strain 97 ja L-Ascorbic acid, L-askorbiinhape) on mesilastele keskmise toksilisusega (LD₅₀ = 1-100 µg/mesilane). NA - andmed puuduvad.

Toimeaine	Aine rühm	Heakskiit kuni (seisuga septemb er 2021)	Meemesilane (<i>Apis mellifera</i>)		Allikas	Märkused
			LD ₅₀ , µg/mesilane (kontaktne)	LD ₅₀ , µg/mesilane (suukaudne)		
1	2	3	4	5	6	7
INSEKTITSIIDID, 13 tk						

Adoxophyes orana granulovirus (GV) strain BV-0001	Micro-organism derived	31.01.2023	> 4.4 x 10*7 granules/bee (equivalent to > 973 µg CAPEX/bee) HQ < 0.6	> 3.5 x 10*7 granules/bee (equivalent to > 774 µg CAPEX/bee); HQ < 0.5	EFSA	A widespread naturally occurring baculovirus used to control summer fruit tortrix larvae, Highly specific, slow acting, the virus is injected by feeding larva which then rapidly die and breakdown.
Akanthomyces muscarius Ve6 (formerly Lecanicillium muscarium strain Ve6)*	Micro-organism derived	29.02.2036	> 110, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A biological insecticide used to control sucking insect pests usually on protected crops.
Beauveria bassiana strain 147	Micro-organism derived	06.06.2027	NA	185.7	BPDB	A naturally occurring fungal parasite used to control pests on ornamental palm trees and also thrips and whiteflies.
Buprofezin	Unclassified, synthetic	31.01.2023	> 200	> 163.5	PPDB	A moulting inhibitor, thiadiazine insecticide for whitefly and other insect control.
Chlorantraniliprole	Anthranilic diamide, synthetic	31.12.2024	> 100	> 104.1	PPDB	Used to control a broad spectrum of pests on a range of crops including potatoes and cotton.
Chromafenozide	Diacylhydrazine, synthetic	31.03.2025	> 100	> 133.2	PPDB	An insecticide used for control of various Lepidopteran species on top fruit and other crops.
Flubendiamide	Benzene-dicarboxamide, synthetic	30.11.2024	> 200	> 200	PPDB	A broad spectrum insecticide for use in wide range of annual and perennial crops.
Isaria fumerosa Apopka strain 97 (formely Paecilomyces fumosoroseus)	Micro-organism derived	31.12.2030	> 20	NA	BPDB	Naturally occurring insect fungus used mainly to control whitefly in glasshouses. Insecticide, miticide.
Kieselgur (Also known as: diatomaceous earth; amorphous silicon dioxide; silica; diatomite)	Anticaking agent, natural	31.01.2036	> 100, Unknown mode acute LD ₅₀		PPDB	Naturally occurring soft sedimentary rock with various application in agriculture including a general insecticide.
Lime sulphur (calcium polysulphid)	Inorganic compound, synthetic	31.08.2024	> 593	> 69.8	PPDB	Used as a spray to control fungus infections on tree bark. It is also active against some insect pests and bacteria.
Maltodextrin	Polysaccharide, natural	30.09.2023	> 200	> 200	PPDB	A plant derived starch that shows broad spectrum activity against sucking and chewing insect pests.
Pasteuria nishizawae Pn1	Micro-organism derived	14.10.2033	> 100	> 100	BPDB	A naturally occurring gram-positive, mycelial bacterium that is parasitic on some cyst nematodes. Nematicide, insecticide.
Spiromesifen	Tetronic acid, natural	30.09.2023	> 200	> 792.4	PPDB	A selective tetronic acid derivative insecticide used on fruit, vegetables and ornamentals.

1	2	3	4	5	6	7
FUNGITSIIDID, 22 tk						
ABE ITS6 (Also known as: ABE IT 56; Extract of <i>Saccharomyces cerevisiae</i> strain DDSF623)	Micro-organism derived	20.05.2034	> 100	> 110.7	BPDB	A yeast extract with fungicidal activity. Shown to reduce disease severity and delay occurrence of fungal diseases in trials.
Ampelomyces quisqualis strain AQ10	Micro-organism derived	31.07.2033	Non-toxic, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	Biological fungicide used to control powdery mildews mainly on fruit.
Aureobasidium pullulans (strains DSM 14940 and DSM 14941)	Micro-organism derived	31.01.2025	Non-toxic, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A microbial antagonist of <i>Erwinia amylovora</i> and several other fungal pathogens.
Bacillus amyloliquefaciens MBI 600	Micro-organism derived	16.09.2026	> 100	> 1.1 x 10 ⁷ , as CFU/bee	BPDB	Used to control a wide range of economically important fungal and bacterial diseases particularly those of vineyards
Bacillus amyloliquefaciens strain FZB24	Micro-organism derived	01.06.2032	NA	> 6000	BPDB	Used as a protectant against a range of economically important air-borne fungal foliar diseases of various crops including potatoes and grapevine.
Bacillus amyloliquefaciens subsp. plantarum D747	Micro-organism derived	31.03.2025	> 320	NA	BPDB	Used to control a wide range of economically important fungal and bacterial diseases especially those of grapes, fruit, vegetables and ornamentals
Bacillus pumilus QST 2808	Micro-organism derived	31.08.2025	Non-toxic, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A Gram-positive bacterium used to control a wide variety of plant fungal diseases including mildews and rusts.
Cerevisane	Micro-organism derived	23.04.2030	> 100, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	Yeast based substance used to control downy mildew on lettuce and salad crops.
Eugenol (Also known as: clove oil; essential clove oil; 5-allylguaiacol)	Plant derived	30.11.2023	> 200	NA	BPDB	A natural plant extract which exhibits insecticidal, fungicidal and anti-bacterial activity. At high concentrations it can also be used as a herbicide.
Geraniol (also known as: (E)-geraniol; (E)-nerol; AI3-00206; Lemonol)	Plant derived	30.11.2023	> 200	NA	BPDB	A plant derived alcohol that has fungicidal, insecticidal and microbial activity.
Laminarin (also known as: laminaran; laminarine)	Plant derived	28.02.2033	> 100	> 118.64	BPDB	A natural compound, sourced from algae, that can be used to improve seed germination and protect against foliar fungal infections.
L-Ascorbic acid	Unclassified, natural	30.09.2024	> 4.5	> 15.9	BPDB	Substance with fungicide and bactericide action against Phytophthora infestans in potatoes, fusarium in ornamentals and botrytis in greenhouse tomatoes.
Phlebiopsis gigantea strain 410.3 (Also known as: Phlebia gigantea; Peniophora gigantea; white-rot fungus)	Micro-organism derived	31.08.2035	> 100	> 100	BPDB	A forestry biofungicide used for the control of root and butt rot in coniferous trees.
Phlebiopsis gigantea strain VRA 1984 (Also known as: Phlebia gigantea; Peniophora gigantea; white-rot fungus)	Micro-organism derived	31.08.2035	>100	> 100	BPDB	A forestry biofungicide used for the control of root and butt rot in coniferous trees.
Sodium hydrogen carbonate	Inorganic compound, natural	01.10.2035	> 559.1	> 537.4	PPDB	A fungicide for the control of fungal pathogens on a range of horticultural and other crops.

Table 4: 2-3

1	2	3	4	5	6	7
Streptomyces lydicus WYEC 108	Micro-organism derived	31.12.2025	> 100	NA	BPDB	A natural component of soil microflora that may be used to control fungal diseases and some bacteria in a wide range of vegetables, herb and ornamental crops.
Sweet lupin seed extract (Also known as: A: EFSA Draft Assessment Report of Sweet Lupin (seeds), Lupinus albus)	Plant derived	27.04.2036	> 100	> 109.4	BPDB	Extract made from germinated sweet lupin seeds that has a preventative fungicidal activity, used as a foliar spray.
Zucchini yellow mosaic virus - weak strain	Micro-organism derived	31.05.2023	Non-toxic, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A naturally occurring virus that is non-virulent and has potential for the control of Zucchini Yellow Mosaic Virus in horticulture particularly with respect to cucurbites by acting as a cross-protectant.
Thymol	Plant derived	30.11.2023	>200	NA	BPDB	A substance of the monoterpene phenol class with a range of activities and uses including as a fungicide, antimicrobial treatment and antiseptic.
Trichoderma asperellum strain T34	Micro-organism derived	5/31/2033	Non-toxic, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A biological fungicide used to control various soil-borne fungal pathogens.
Trichoderma atroviride strain I-1237	Micro-organism derived	31.05.2023	1.0 x 10 ⁵ , Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A biological fungicide used to control various fungal pathogens.
Trichoderma atroviride strain SC1	Micro-organism derived	06.07.2031	> 1.0 x 10 ⁶	> 1.13 x 10 ⁶	BPDB	A biological fungicide used to control various fungal pathogens.
HERBITSID, 6 tk						
Cyhalofop-butyl	Aryloxyphenoxypropionate, synthetic	30.02.2032	> 100	> 100	PPDB	A selective herbicide used for post-emergence control of grass weeds.
Isoxaben	Benzamide, synthetic	31.08.2024	> 100	> 100	PPDB	A broad-spectrum pre-emergence soil-acting amide herbicide for use mainly with grass and fruit to control broad-leaved weeds.
Isoxaflutole	Oxyacetamide, synthetic	31.07.2034	> 100	> 168.7	PPDB	A broad-spectrum pre-emergence soil herbicide for the control of weeds in maize and sugarcane.
Pethoxamid	Chloroacetamide, synthetic	30.11.2033	> 200	> 200	PPDB	A pre-emergence and early post-emergence herbicide to control some grass and broad-leaved weeds.
Plant oils / Citronella oil	Plant derived	8/31/2022	> 100, Unknown mode acute LD ₅₀		BPDB	A natural plant extract which exhibits fungicidal, insecticidal and herbicidal activity.
Pyraflufen-ethyl	Phenylpyrazole, synthetic	31.03.2031	> 100	> 111.99	PPDB	A herbicide used to control broad-leaved weeds and grasses in crops.

Lisa 10 Tau-fluvalinaadi ja tebukonasooli jääkide liikumine mesitarus ning selle mõju mesilasemade arengule

Ptk 5.4.2. Metoodika

Töös kasutatud mesilasemad pärinesid kõik ühest mesilast. Kõik töötlustes kasutatud mesilasemad olid vageldatud ühe mesilasema vakladest. Ammpereena kasutati mesilasemaga mesilaspere. Ammpere söödeti suhkrusiiirupiga (50:50), et soodustada mesilasemade kasvatamist. Katse viidi läbi 2020. aastal.

Esalt osteti mahemesilast mesilasvaha, millest valmistati uued mesilasema kupualged. Pestitsiididest kasutati käesolevas töös insektitsiid tau-fluvalinaati (puhtuse tase 98,7%) ja fungitsiidi tebukonasool (puhtuse tase 99,3%), mis mõlemad osteti firmast Sigma-Aldrich. Mõlemad pestitsiidid lahustati atsetoonis ja segati seejärel mesilasvaha sisse. Kontrollgrupi kupualgeid pestitsiididega ei töödeldud. Töös kasutatud pestitsiidide kontsentratsioonid pärinevad Eesti mesindussaadustest leitud pestitsiidijääkide kogustest (Raimets avaldamata). Sarnaseid pestitsiidide kontsentratsioone on leitud ka teistes töödes (Chauzat jt 2011; Fulton jt 2019). Pestitsiidide kontsentratsioonid, mida käesolevas töös sulavaha sisse segati olid järgmised: tebukonasool $412 \mu\text{g kg}^{-1}$; tau-fluvalinaat $15 \mu\text{g kg}^{-1}$ ja $446 \mu\text{g kg}^{-1}$; tebukonasool $412 \mu\text{g kg}^{-1}$ + tau-fluvalinaat $15 \mu\text{g kg}^{-1}$; ja tebukonasool $412 \mu\text{g kg}^{-1}$ + taufluvalinaat $446 \mu\text{g kg}^{-1}$. Tau-fluvalinaadi kontsentratsioonide erinevused tingis asjaolu, et antud ainet on leitud väga suures kontsentratsioonide skaalas, mistõttu on asjakohane mõõta erinevate kontsentratsioonide mõju mesilasemadele. Kui pestitsiidid olid sulavaha sisse ära segatud siis valmistati sellest kupualgmed spetsiaalse puust pulkade abil. Antud töös uuriti pestitsiidide mõju mesilasemade vastuvõtule amm-mesilaste poolt (kas amm-mesilased hakkasid vaklu mesilasema toitepiimaga toitma või mitte) ja vastkoorunud mesilasemade kaalule. Lisaks uuriti kas ja millises koguses liiguvad kasutatud pestitsiidid vahast teistesse mesindussaadustesse. Selleks koguti proovidenäa töös kasutatud mesilasemade kupud, mesilasema toitepiim, arengujärgus vaglad ja koorunud mesilasema valmikud. Proovid saadeti analüüsimiseks Lätis asuvasse laborisse BIOR.