

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Botaanika osakond

Ken Kaskla

**Looduslik kahjuritõrje ja kasulike organismide
soodustamine jätkusuutlikes põllumajandusmaastikes**

Bioloogia ja elustiku kaitse
Bakalaureusetöö (12 EAP)

Juhendajad:
Krista Takkis
Kristiina Jürisoo

Tartu 2023

Infoleht

Looduslik kahjuritõrje ja kasulike organismide soodustamine jätkusuutlikes põllumajandusmaastikes

Bakalaureusetöö eesmärk on anda ülevaade kasulike organismide, sh looduslike vaenlaste soodustamisest ja teistest loodusliku kahjuritõrje võtetest põllumajandusmaastikes, mis aitavad kaasa jätkusuutlikumale põllumajandusele. Looduslik kahjuritõrje on osa integreeritud taimekaitse printsiipidest, mis hõlmab veel nii mehaanilisi, keemilisi kui ka teisi bioloogilisi meetmeid. Töö keskendub peamiselt säilitava loodusliku kahjuritõrje meetmetele maastiku-, põllu ümbruse ja põllu sisesel skaalal.

Märksõnad: säilitav looduslik kahjuritõrje; kasulike organismide soodustamine; looduslikud vaenlased; integreeritud taimekaitse; jätkusuutlik põllumajandus; maastiku mitmekesisus; põllumajandusmaastik.

Natural pest control and enhancing beneficial organisms in sustainable agricultural landscapes

The aim of this thesis is to give an overview of enhancing beneficial organisms, natural enemies and other natural pest control measures in agricultural landscapes, in order to promote more sustainable agriculture. Biological control is a part of integrated plant protection principles, which also include biological, mechanical and chemical measures. The main focus of the thesis is to discuss the methods of conservational biological control in agricultural landscapes, in landscape scale, around the fields and within the fields.

Keywords: conservational biological control; enhancing beneficial organisms; natural enemies; integrated pest management; sustainable agriculture; landscape diversity; agricultural landscape.

Sisukord

Sissejuhatus.....	4
1. Integreeritud taimekaitse ja kasulikud organismid	7
1.1. Integreeritud taimekaitse	7
1.2. Looduslik kahjuritõrje	10
1.2.1. Kasurid ja kahjurid.....	10
1.2.2. Elurikkuse olulisus looduslikul kahjuritõrjel	11
2. Looduslik kahjuritõrje põllumajandusmaastikes	13
2.1. Maastiku skaala mõju looduslikule kahjuritõrjele	13
2.1.1. Maastiku skaala olulisus ja struktuur	13
2.1.2. Maastike koosseis	15
2.1.3. Maastike ruumiline paigutus.....	15
2.2. Põllu lähiümbruse mõju kahjuritõrjele.....	17
2.2.1. Põllu ümbrus ja servaalad	17
2.2.2. Hekid ja põõsaribad	18
2.2.3. Õiterohked rohumäärivad	19
2.3. Põllu siseselt kasutatavad meetmed	20
2.3.1. Põllusisesed maastikuelemendid.....	20
2.3.2. Looduslikku kahjuritõrjet soodustavad majandamisviisid.....	21
2.3.3. Sekundaarsed taimed	21
2.3.3.1. Lõksukultuurid.....	22
2.3.3.2. Kahjureid tõrjuvad taimed.....	23
2.3.3.3. Kaastaimed	24
3. Arutelu	25
Kokkuvõte.....	28
Summary	30
Kasutatud kirjandus	33

Sissejuhatus

Põllumaaade majandamine ja toidutootmine on viimaste sajanditega palju muutunud. Ülemaailmsed maakasutuse muutused on muutnud ökosüsteemide toimimist ja looduse poolt pakutavaid looduse hüvesid ning vähendanud elurikkust (World Resources Institute, 2005). Põllumajanduse intensiivistumisega on lihtsustunud põllumajandusmaastikud, kuna suurtel aladel monokultuuride kasvatamine on tihti majanduslikult tulutoovam (Morandin *et al.*, 2016). Intensiivsete tootmisvõtetega ja suurte masinate kasutusele võtmisega on aga kaasnenud palju probleeme seoses maastike homogeensuse, elupaikade kadumise, elurikkuse vähenemisega, ökosüsteemide häirimise kui ka reostusega (Morandin *et al.*, 2016; Poveda *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009).

Keskkonnasäästlik toidutootmine on muutunud viimasel ajal eriti oluliseks, seoses maailma rahvastiku kasvu ja suurenenud nõudlusega toidu ning muude põllumajandussaaduste järele (Godfray *et al.*, 2010; Holland *et al.*, 2016). Vähemalt pool maakeral olevast põllumajanduseks kõlblikku maismaad on muudetud põllumajandusmaadeks (Tilman *et al.*, 2001). Aastaks 2050 on ennustatud, et senise tarbimise korral muudetakse looduslikke ökosüsteeme veel 10^9 ha võrra põllumaadeks. Sellega võib kaasneda maismaa, magevete ning rannikualade eutrofeerumise umbes 2,5kordne tõus tingitud väetistest põllumaaadel ning lisaks samaväärne keemiliste pestitsiidide kasutuse tõus (Tilman *et al.*, 2001).

Samuti on lihtsustunud kasvatavate kultuuride valik - üle poole tänapäevasest maailma põllutoodangust toetub kõigest nelja erineva kultuurtaime majandamisele. Nendeks on harilik nisu (*Triticum aestivum*), harilik riis (*Oryza sativa*), harilik mais (*Zea mays*) ja harilik suhkruroog (*Saccharum officinarum*) (FAO, 2022). Homogeensed kooslused ja maastikud loovad soodsad tingimused taimekahjurite levikuks, eriti suuremõõtmelistel põllumajandusmaadel (Dalin *et al.*, 2009). Peremeestaimede arvukusega tõuseb ka kahjurite esinemine, seega sellised kooslused on kergesti haavatavad kahjurite- ja haiguspuhangute poolt (Altieri *et al.*, 2015; Tilman *et al.*, 2002). Näiteks kartulitaimede levik ja kultuuristamine Ameerika Ühendriikides lõi sobivad tingimused kahjuri kartulimardika (*Leptinotarsa decemlineata*) jaoks ja soodustas selle suurejoonelist levikut, kes enne seda endeemsete taimede kooslustes oli vähem arvukas (Stern *et al.*, 1959).

Arusaadavatel põhjustel mõjutavad põlluharijate valikuid majanduslikud huvid, mille tõttu ei ole alati kerge veenda põllumehi looduslikku kahjuritõrjet eelistama (Hokkanen, 2015).

Põllumajandussaaduste saagikus on olulisel määral suurenenud peale pestitsiidide kasutusele võtmist, kuid kemikaalide sage kasutus on samas seotud negatiivsete keskkonna- ja tervisemõjudega (Barzman *et al.*, 2015; Poveda *et al.*, 2008). Paljud loodusliku kahjuritõrje meetmed olid kasutusel enne II maailmasõda, kuid peale pestitsiidide turule tulekut on neid üha vähem praktiseeritud (Bottrell & Smith, 1982). Kahjurite looduslike vaenlaste panust kahjuritõrjesse peetakse üheks suureks looduse poolt pakutavaks hüveks. Aastane hinnang looduse poolt pakutavatele hüvedele seoses loodusliku kahjuritõrjega on hinnatud üle 400 miljardi USA dollarile (Costanza *et al.*, 1997). Kahjurite looduslike vaenlaste panus kahjuritõrjesse oli märgatavalt suurem enne sünteetiliste taimekaitsevahendite kasutusele võtmist (Begg *et al.*, 2017) ning nende rolli püütakse nüüd pestitsiidide kasutuse vähendamiseks taas suurendada (Hokkanen, 2015). Taimedes on evolutsiooniliselt väljakujunenud erinevad kohastumused, mis kaitsevad neid patogeenide ja kahjurite eest, kuid paljud neist omadustest on kadunud looduslike taimede kodustamise käigus. Näiteks on vähenenud taimekudede tugevus, trihhoomide ehk taimekarvade tihedus ja sekundaarsete metaboliitide (kaitse taimekahjurite vastu) tootmine, samuti on lihtsustunud kultuurtaimede struktuur ja suurenenud tärklise ning suhkrute sisaldus (Chen *et al.*, 2015). Kultuurtaimede kaitsekohastumuste ja omaduste kadumine ning muutumine võib olla üheks põhjuseks, miks on kahjurite surve põllukultuuridele ja selle tõttu kemikaalide kasutus põllumajanduses sedavõrd intensiivne.

Integreeritud taimekaitse on süsteemne lähenemine, mis on välja töötatud selleks, et vähendada pestitsiidide kasutust ja tegeleda kultuurtaimede kahjurite tõrjumisega loodussõbralikumal viisil võrreldes tänapäevaste intensiivsete põllumajandusvõtetega (van Lenteren, 1990). Integreeritud taimekaitse hõlmab erinevaid meetmeid, mis vähendavad majanduslikku kahju, kuid optimeerivad säästlikku maakasutust ning rõhutavad elurikkuse väärtustamist. Üks olulisemaid integreeritud taimekaitse meetmeid on loodusliku kahjuritõrje kasutamine ja selle tarbeks kasulike organismide soodustamine põllumajandusmaastikes (Steiro *et al.*, 2020).

Antud bakalaureusetöö eesmärk on anda ülevaade kasulike organismide, näiteks röövputukate, kahjurite parasiitide ja looduslike vaenlaste soodustamisest ning kahjureid tõrjuvate taimede kasutamisest põllumajandusmaastikes loodussõbraliku ning jätkusuutliku kahjuritõrje eesmärgil.

Töö tulemusena tuuakse välja võtted erinevas skaalas (maastikus, põllu ümbruses, põllul), mida saab kasutada kasulike organismide soodustamiseks ja kahjurite tõrjumiseks ning millised on nende võimalikud kitsaskohad. Töö lõpptulemus on kasulik materjal ka põllumajandusega igapäevaselt või hobikorras tegelevatele isikutele.

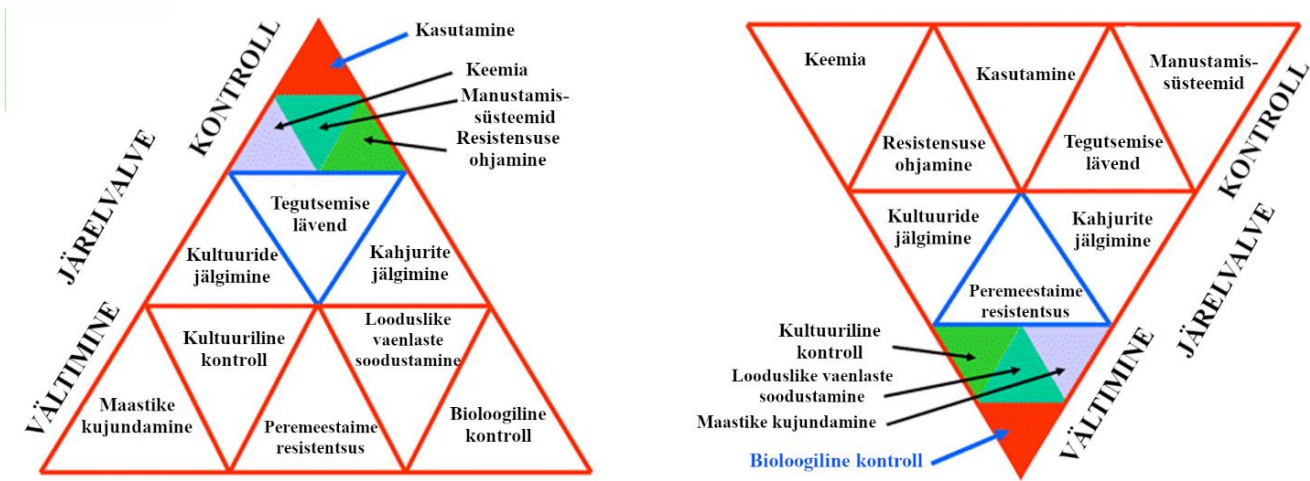
1. Integreeritud taimekaitse ja kasulikud organismid

1.1. Integreeritud taimekaitse

Integreeritud taimekaitse kerkis esile 1970. aastatel lahendusena probleemidele, mis olid seotud keemiliste pestitsiidide ülekasutusega taimekahjuritest putukate, haiguste, seente ja umbrohtude tõrjel (Hokkanen, 2015). Saagikuse kadu herbivoorsete putukate, umbrohtude ja teiste taimekahjurite tõttu endiselt murettekitav, hoolimata intensiivsest kemikaalide kasutamisest põldudel (Mazzi & Dorn, 2012). Integreeritud taimekaitse (ingl *integrated plant protection*, k.a *integrated pest management*) tähendab Euroopa Parlamendi ja nõukogu 21.10.2009 direktiiv 2009/128/EC kohaselt olemasolevate taimekaitsemeetmete läbimõeldud kooskõlastamist, et hoida kahjurite tase piisavalt madal, et see oleks majanduslikult ja ökoloogiliselt põhjendatud ning vähendaks riske inimese tervisele ning keskkonnale. Seejuures on kahjurite all mõeldud kõiki kahju tekitavaid organisme, näiteks umbrohke, patogeene ja selgrootuid, kes potentsiaalselt ohustavad põllukultuuride heaolu ning saagikust (Kogan, 1998). Integreeritud taimekaitse on interdistsiplinaarne valdkond mis hõlmab nii maakasutuse muutuseid, troofiliste tasemete vahelisi suhteid, entomoloogiat, loomastiku ja taimestiku ökoloogia tundmist ning ka teisi valdkondi (Bottrell & Smith, 1982)

Integreeritud taimekaitse (joonis 1) toetub esmalt bioloogilistele, seejärel mehhaanilistele ja füüsikalistele ning lõpuks keemilistele meetmetele (Barzman *et al.*, 2015). Bioloogilised meetmed hõlmavad endas elurikkuse soodustamist, kasurputukatele elupaikade loomist ja kasulike taimede kasutamist kahjuritõrje eesmärgil (Eilenberg *et al.*, 2001). Mehhaanilised meetmed on näiteks lõksude ja püünisvööde loomine (PTA, 2023) või hekkide loomine selleks, et takistada tuule abil kahjurite levimist viljapuuadadesse (Mazzi & Dorn, 2012). Füüsikalisteks meetmeteks võib olla näiteks mulla kuumtöötlemine, et häirida idanenud umbrohtude kasvuvõimet enne aeglase kasvuga taimede istutamist, nagu näiteks porgandi (*Daucus carota*), sibula (*Allium cepa*) ja porrulaugu (*Allium porrum*) puhul (Hatcher & Melander, 2003). Samuti saab töödelda ka köögiviljade seemneid 50°C juures 10-30 minutit, et tõrjuda seemetes olemasolevaid võimalikke haigustekitajaid (PTA, 2023). Kunstlikke ehk keemilisi pestitsiide, fungitsiide ja bakteritsiide

tuleks kasutada ainult viimase variandina, kui kahjurite arvukus on üle talutava lävendi ja muud meetmed ei anna soovitud tulemusi (Bottrell, 1979).



Joonis 1. Erinevused integreeritud taimekaitse rakendamisel: idealistlik (vasakul) ja praegune tegelik (paremal) integreeritud taimekaitse põhimõtete kasutamine peavoolupõllumajanduses (Hokkanen, 2015).

Integreeritud taimekaitses lähtutakse erinevatest võimalikest looduslikest meetmetest. Ideaalselt tuleks ennetada ja vältida kahjuritele soodsate tingimuste loomist (Hokkanen, 2015). Integreeritud taimekaitse põhiline eesmärk on proovida probleeme ennetada näiteks viljelusmeetmete valimise ja kahjurite ökoloogia ning liikidevaheliste suhete tundmisega (Barzman *et al.*, 2015). Samuti on oluline seiretegevus taimede või kahjurite erinevatel eluetappidel, et avastada kahjuripuhangud õigeaegselt (Luik, 2012). Kahjurite avastamine ja kiire tõrjumine just nende varajases paljunemisstaadiumis omab suurt mõju, et vältida hiljem suuremat kahjurite puhangut (Bianchi *et al.*, 2010). Integreeritud taimekaitse puhul on oluline silmas pidada asukohapõhiseid detaile, nagu näiteks maastik suuremas skaalas, ümbruskonna iseärasused, põllu suurus, põllukultuurideta elupaikade olemasolu ning ka kahjurite esinemine ajas ja ruumis (Barzman *et al.*, 2015). Vajaduse korral tõrjemeetmetega sekkumise korral tuleb valida jätkusuutlikud ja vajalikud meetmed, kasutada nii vähe kui võimalik ja nii palju kui tarvis ning suunata tõrje vaid sihtorganismile (EPPK, 2022). Hooaja lõpus tuleks analüüsida kasutatud kahjuritõrje meetmeid, tegureid ja kitsaskohti ning neid kogemusi süstemaatiliselt kasutada edasiste otsuste tegemisel (Barzman *et al.*, 2015).

Oluliseks peetakse ka taimearetust, et kultiveerida kahjuritele või haigustele vastupidavamaid liike ja seeläbi vähendada pestitsiidide kasutust (Barzman *et al.*, 2015). Elukutselistel taimekasvatajatel on teoreetiliselt kohustuslik arvestada integreeritud taimekaitse meetmetega Euroopa Liidus aastast 2014, kuid paljud võtted ja ideoloogiad on põllumajandusega tegelejatele veel võõrad (Hokkanen, 2015). Integreeritud taimekaitse meetmed on leidnud laialdasemat kasutust kasvuhoone- ja viljapuuaiade tingimustes, kuid laialdasemas põllumajanduspraktikas on paljud sellised lähenemisviisid jäänud veel tahaplaanile (Lefebvre *et al.*, 2015).

Bioloogiline ehk looduslik kahjuritõrje (ingl *biological control*) hõlmab endas kolme osapoolt: esiteks kahjur või haigustekitaja, teiseks kasulik elavorganism, kes vähendab kahjuri tekitatud kahju või arvukust ja kolmandaks inimene, kes saab kasu kahjuri kahju vähendamisest (Stenberg *et al.*, 2021). Antud bakalaureusetöös ei käsitleta elusorganismidel põhinevaid kemikaale, biopestitsiide, ega biopreparaate ehk biostimulante, mis tõstavad taime üldist kasvuvõimet ja vastupanu abiootilistele keskkonnateguritele (Barzman *et al.*, 2015; Calvo *et al.*, 2014).

Bioloogilise kahjuritõrje puhul on erinevaid definitsioone, kattuvusi ja tõlgendamisruumi, kuid töös lähtutakse edaspidistest. Bioloogilise kahjuritõrje puhul on neli erinevat lähenemisviisi, mida kirjeldatakse rohkema sekkumisega variantidest vähema sekkumisega variantide suunas.

- 1) Klassikaline bioloogiline kahjuritõrje ehk looduslike vaenlaste massiline kasvatamine ja sissetoomine kindlasse piirkonda püsiva kahjuritõrje eesmärgil (Eilenberg *et al.*, 2001). Klassikalise lähenemise puhul on oht pöördumatult muuta kohaliku loomastikku ning see võib põhjustada kohalike liikide väljasuremist (Shimbori *et al.*, 2023).
- 2) Augmentatiivne looduslik kahjuritõrje (ingl *augmentative biological control*) ehk looduslike vaenlaste sissetoomine nagu ka klassikalise lähenemise puhul, kuid kõigest ajutise kahjuritõrje eesmärgil (Stenberg *et al.*, 2021).
- 3) Säilitav looduslik kahjuritõrje (ingl *conservational biological control*) ehk läbi elurikkuse suurendamise, maastike, kohalike elementide ja meetmete muutmine, taastamine ja manipuleerimine, et soodustada kasulikke organisme sh looduslike vaenlasi kahjuritõrje eesmärgil (Eilenberg *et al.*, 2001). Säilitava bioloogilise tõrje puhul on suur eelis see, et ei mõjutata kooslusi kunstlike sisenditega (Shimbori *et al.*, 2023). Seega säilitav bioloogiline kahjuritõrje ohustab looduslike koosluseid kõige vähem ja on kõige jätkusuutlikum

variant, kuid ühtlasi hõlmab kohati keerulisi liikidevahelisi interaktsioone mille põhjal võib olla raske teha konkreetseid järeldusi.

- 4) Naturaalne looduslik kahjuritõrje ehk täielikult looduslik kahjuritõrje, ilma tahtliku inimese sekkumiseta (Stenberg *et al.*, 2021).

Antud töös käsitletakse peamiselt säilitava bioloogilise kahjuritõrje põhimõtteid ja uuringuid, mis keskenduvad maastike elurikkusele, taimestiku mitmekesisusele ja looduslikele vaenlastele elupaikade loomisele.

1.2. Looduslik kahjuritõrje

1.2.1. Kasurid ja kahjurid

Taimekahjuritega võitlemine on oluline, et vältida saagikuse kadu ja tagada kvaliteetsete toodete turule jõudmine põllumajandusmaastikest (Lefebvre *et al.*, 2015; Steiro *et al.*, 2020). Looduslikus kahjuritõrjes on kasulike organismide soodustamine on üks peamisi integreeritud taimekaitse põhimõtetest (Barzman *et al.*, 2015). Seal hulgas ei peeta loodusliku kahjuritõrje all silmas biopreparaatide kasutamist kahjuritõrje eesmärgil, vaid ainult elusorganismide endi soodustamist. Kasulike organismide all peetakse silmas põllukultuuridele kaudselt või otseselt soodustavalt mõjuvate omadustega või kahjuritele negatiivselt mõjuvate ja nende puhanguid takistavate omadustega organisme. Näiteks osad taimed meelitavad ligi kasulikke putukaid ja osad hoopis tõrjuvad kahjulikke putukaid eemale (Parolin *et al.*, 2012).

Peamised putukatest põllukahjurid on näiteks lehetäilised (*Aphidoidea*), ripslased (*Thripidae*), rohulutiklased (*Miridae*), maakirbud (*Phyllotreta*), tirtslased (*Acrididae*), liblikalised (*Lepidoptera*), karilased (*Aleyrodidae*), naksurlased (*Elateridae*). Samuti veel osad ämblikulised (*Araneae*), lestalised ja teod (*Gastropoda*). Põllukultuuride kahjuritega aitavad võidelda nende looduslikud vaenlased, kes otseselt toituvad kahjuritest või parasiteerivad nendel (Caballero-López *et al.*, 2012). Looduslikeks vaenlasteks võivad olla näiteks putukatest lepatriinulased (*Coccinellidae*), jooksiklased (*Carabidae*), mardikalised (*Coleoptera*), lühitiiblased (*Staphylinidae*), kiilassilmlased (*Chrysopidae*) ja nahktiivalised (*Dermaptera*).

Röövtoidulised mardikad, sh jooksiklased on ühed loodusliku kahjuritõrje võtmeliigid (Honek *et al.*, 2003), sealhulgas ka Eesti tingimustes (Luik, 2018; Semm *et al.*, 2003). Lisaks putukkahjurite hävitamisele toituvad jooksiklased veel ka umbrohu seemnetest (Honek *et al.*, 2003; Luik, 2018). Samuti leptariinulased, kes on Eesti kohalikes kooslustes laialdaselt levinud on olulised looduslikud vaenlased paljudele muret tekitavatele kahjuritele, näiteks lehetäilistele, lestadele, liblikalistele ja karilastele.

Ka linnud võivad olla kasulikud taimekasvataja seisukohast, kuna nad võivad süüa nii kahjurputukaid kui ka umbrohtude seemneid. Näiteks läbiviidud uuringus (Mayne *et al.*, 2023) vähenes kapsaliste kahjurite kapsakoi (*Plutella xylostella*) ja väike-kapsaliblikas (*Pieris rapae*) poolt põhjustatud kahju ühe kolmandiku võrra lindude olemasolu korral. Sama uurimus aga leidis, et kahjuri kartulimardika (*Leptinotarsa decemlineata*) arvukus oli suurem lindude olemasolu korral. Põhjuseks võis olla lindude erinev toidueelistus ning teiste kahjurite hävimisest põhjustatud konkurentsi vähenemine.

1.2.2. Elurikkuse olulisus looduslikul kahjuritõrjel

Üldine elurikkuse olemasolu ja mitmekesisus omab tähelepanuväärset rolli kahjuritõrjes, sellepärast on elurikkuse soodustamine väga oluline loodusliku kahjuritõrje meetod (Iuliano & Gratton, 2020; Schläpfer, 1999). Elurikkust saab käsitleda erinevatest vaatenurkadest. Näiteks elupaikade mitmekesisus suuremas maastikus, mis toetab erinevate organismide esinemist põllumajandusmaastikes (Dominik *et al.*, 2018; Duelli & Obrist, 2003; Martin *et al.*, 2019), funktsionaalne mitmekesisus ehk erinevate omaduste mitmekesisus (Fahrig *et al.*, 2011), liigiline mitmekesisus põldude ümbruses (Poveda *et al.*, 2008; Tschumi *et al.*, 2016), looduslike vaenlaste liigiline mitmekesisus (Snyder *et al.*, 2006) või põllukultuuride liigiline ja geneetiline mitmekesisus (Letourneau *et al.*, 2011; Zhu *et al.*, 2000). Seega mitmekesisusel erineval tasandil võib olla erinev mõju kahjuritõrjele ja teistele looduse poolt pakutavatele hüvedele.

Taimestiku mitmekesisus võib häirida kahjuri võimekust tuvastada saaki, suurendada kahjuri tundlikkust kahjuritõrjele või peletada neid eemale (Poveda *et al.*, 2008), seega on see ka oluline kultuurtaimede puhul. Mitmekesine taimestik soodustab rohkem selliseid organisme, kes liiguvad kiiremini ja kaugemale, sest neid mõjutavad üldiselt tegurid suuremal skaalal ja kohalikud tegurid

ei pruugi mõjutada neid samaväärselt (Weibull & Östman, 2003). Näiteks lepatriinulased (*Coccinellidae*) on tõhusad kahjurite tõrjujad, kes suudavad kohale lennata ka kaugematest elupaikadest (Bianchi *et al.*, 2010) võrreldes paljude teiste lülijalgsetega, näiteks jooksiklastega. Liigirikaste rohumaaribade rajamine põllu äärde võib aga takistada kahjulike umbrohtude, näiteks hariliku orasheina (*Elymus repens*) levimist põllule (Marshall, 1990).

Looduslike vaenlaste liigiline mitmekesisus tagab suurema võimaluse kahjurite tõrjeks (Letourneau *et al.*, 2009; Snyder *et al.*, 2006) ja sellega kaasneb tõenäoliselt ka funktsionaalse mitmekesisuse kasv (Fahrig *et al.*, 2011). Looduslike vaenlaste liigiline mitmekesisus suurendab võimalust, et antud koosluses on mõni eriti tõhusa kahjuritõrjevõimega kasulik röövtoiduline (Letourneau & Bothwell, 2008). Kahjuritõrje võib aga eriti tõhus olla siis, kui erinevad liigid täidavad erinevaid ökoloogilisi nišše (Letourneau & Bothwell, 2008). Näiteks maas pesitsevad ämblikulised ja röövtoidulised mardikad ning lendavad generalistidest looduslikud vaenlased ja parasiidid toituvad kõik mingil määral erinevatest saakloomadest (Snyder, 2019). Samuti on kahjuritõrje efektiivsem, kui erinevad looduslikud vaenlased toituvad samast kahjurist erinevatel aastaegadel või erinevatel elujärgudel ning sellega täiendavad üksteise mõju (Letourneau & Bothwell, 2009).

Suurem looduslike vaenlaste arv või mitmekesisus ei pruugi samas alati tähendada paremat kahjuritõrjet, kuna röövputukad võivad ka üksteist süüa ja seeläbi võib väheneda loodusliku kahjuritõrje tõhusus (Finke & Denno, 2004; Martin *et al.*, 2013; Rosenheim, 1998). Paljud kasulikud organismid on ka omnivoorid, toitudes nii teistest putukatest kui ka taimsest biomassist (Coll & Guershon, 2002). Seetõttu võib nende toidueelistus ja võime hoida taimekahjurite populatsioone kontrolli all oleneda ka toidu kvaliteedist ning arvukusest, kuna teatud olukordades võivad nad putukatest kahjurite asemel eelistada toituda kultuurtaimedest endist (Ågren *et al.*, 2012). Enamikel juhtudel kaaluvad elurikkuse positiivsed mõjud siiski negatiivsed üle ning tagavad tõhusama kahjuritõrje põllumajandusmaastikes (Andow, 1991; Ratto *et al.*, 2022).

2. Looduslik kahjuritõrje põllumajandusmaastikes

2.1. Maastiku skaala mõju looduslikule kahjuritõrjele

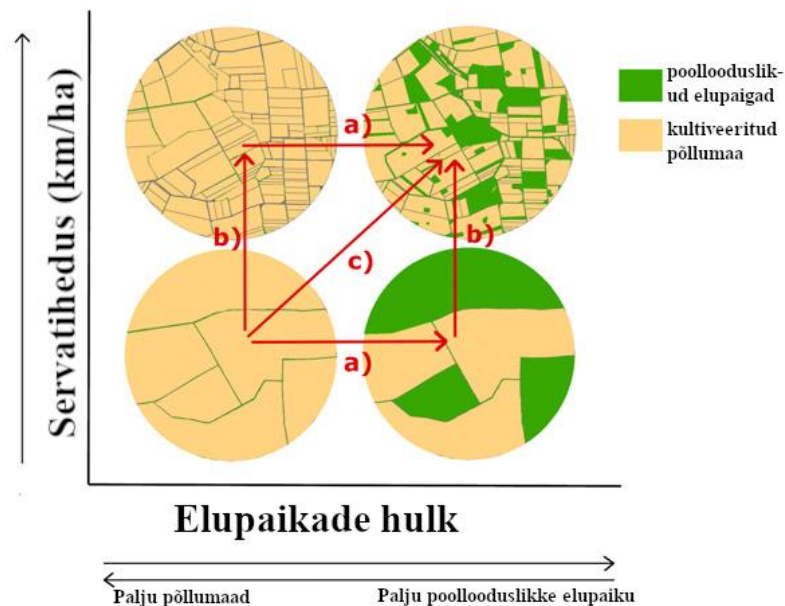
2.1.1. Maastiku skaala olulisus ja struktuur

Ökosüsteemide toimimine ja looduslik kahjuritõrje ei sõltu ainult kohalikest tingimustest põllul, vaid ka maastiku omadustest suuremal skaalal (Bianchi *et al.*, 2010; Kruess, 2003). Maastik on piirkond, mis on ruumis varieeruv ehk heterogeenne (Fahrig & Nuttle, 2005; Turner, 1989). See võib endas hõlmata 3 km² kuni 300 km² suurust ala (IPBES, 2018). Erinevad organismirühmad nagu näiteks taimed, lüljalgsed ja imetajad tegutsevad erineva suurusega maastikel, et tagada püsivaid ja elujõulisi populatsioone (Crouzeilles & Curran, 2016). Näiteks parasitoidide levimisvõime võib olla väiksem kui herbivooridest taimekahjuritel, seega on väga tõenäoline, et elupaikade killustumine mõjutab kahjurite parasiite ja parasitoidide väiksemal ruumilisel skaalal võrreldes herbivooridest taimekahjuritega (Kruess, 2003). Ühes kolmeaastases uuringus leiti, et lehetäiliste parasiite mõjutasid maastiku omadused 0,5-2 km raadiuses, lehetäilisi ennast aga mõjutasid muutused maastikus kuni 6 km raadiusel alal (Thies *et al.*, 2005).

Mosaiikse maastiku all peetakse silmas ruumiliselt mitmekesisist ehk heterogeenset maastikku (Fahrig & Nuttle, 2005), milles on nii kultiveeritud- ja kultiveerimata kooslused, nagu näiteks kesapõllud, hekid, märgalad ning ka rohumaad, mida kõiki nimetatakse ka poollooduslikeks elupaikadeks (Haan *et al.*, 2021). Vastandiks heterogeensetele maastikele on homogeensed maastikud, mis on ruumiliselt vähem mitmekesised (Fahrig & Nuttle, 2005). Erinevad elupaigad maastikus, näiteks toitumisaigad ja sigimisaigad, pakuvad erinevaid vajalikke ressursse organismi eluperioodi vältel (Diacon-Bolli *et al.*, 2012). Erinevad kooslused ja maastikuelemendid põldude ümbruses ja põldudel võivad mõjutada põllukahjureid ja nende looduslike vaenlasi kas positiivselt või negatiivselt. Maastike lihtsustumine ja intensiivne maakasutus on märgatavalt vähendanud elurikkust ja looduslikele vaenlastele sobivate elupaikade hulka (Gallé *et al.*, 2019) ning seetõttu on suurenenud kahjurite puhangute sagedus ja tõsidus (Begg *et al.*, 2017). Sellepärast on loodusliku kahjuritõrje tõhustamiseks vajalik elurikkuse soodustamine ja elupaikade rajamine, et tekitada kahjurite looduslikele vaenlastele pesitsus-, talvitumis- ja peidupaikaid (Baggen *et al.*,

1999). Lisaks üldisele elurikkusele ja looduslikule kahjuritõrjele panustavad rohumaad ja kõik teised looduslikud ning poollooduslikud kooslused maastiku skaalal veel hädavajalikesse ökosüsteemi teenustesse. Näiteks aitavad sellised kooslused reguleerida veeringet, süsinikuringet ja tolmeldamist ning erosiooni takistamist, mis on samuti olulised toimivate agroökosüsteemide toetamiseks ja jätkusuutliku toidutootmise võimaldamiseks (Bengtsson *et al.*, 2019; Morandin *et al.*, 2016).

Põllumajandusmaastikud võivad olla struktuurilt lihtsamad või keerulisemad, olenevalt kultiveeritud- ja kultiveerimata alade olemasolust, mitmekesisusest ja sidususest (Tscharrntke *et al.*, 2007). Samuti on leitud, et taimekahjurite arvukus on negatiivselt seotud kultiveerimata elementide olemasoluga 2,5 ja 3 km raadiuses (Kruess, 2003). Parasiitide arvukust aga mõjutasid muutused 750 m raadiuses. Maastiku struktuuri (joonis 2) kirjeldatakse tavaliselt läbi maastiku koosseisu (ingl *composition*) ja ruumilise paigutuse (ingl *configuration*), mis mõlemad omavad olulist rolli loodusliku kahjuritõrje seisukohast (Fahrig *et al.*, 2011; Gallé *et al.*, 2019; Haan *et al.*, 2021).



Joonis 2. Maastike koosseisu ja ruumilise paigutuse suhted ja muutumine. a) Maastiku koosseisu muutumine ehk elupaikade pindala kasv, kuid servatihedus jääb samaks. b) Ruumilise paigutuse muutmine põllusuuruste vähendamise ja loogeliste põllukujude loomisega, kuid maastike koosseis jääb samaks. c) Elupaikade arvu ja servatiheduse samaaegne suurenemine (Martin *et al.*, 2019).

2.1.2. Maastike koosseis

Kahjuritõrje seisukohast on oluline maastike koosseisu mitmekesisus – looduslike ja poollooduslike koosluste esinemine maastikes, näiteks metsad, kesapõllud, hekid, märgalad ning niidud ja rohumaad, mis pakuvad elupaiku erinevatele looduslikele liikidele, sh kahjurite looduslikele vaenlastele (Baggen *et al.*, 1999). Kultiveerimata poollooduslikud kooslused on olulised, sest need on ajaliselt stabiilsemad, järjepidevamad ja taluvad paremini häiringuid võrreldes üheaastaste ja pidevalt häiritud põlluelupaikadega (Iuliano & Gratton, 2020). Kirjanduses on näiteid selle kohta, et mitmekesisema maastiku puhul on taimekahjurite arvukus väiksem (Dominik *et al.*, 2018). Näiteks leiti ühes üle-Euroopalisel uuringus, et põldude saagikus oli kõrgeim siis, kui maastikes oli 10-20% poollooduslike elupaiku (Martin *et al.*, 2019). Rohumaade olemasolu ka ühe kilomeetri raadiuses võib aidata kaasa jooksiklaste (*Carabidae*) esinemisele põllul, kes toituvad umbrohu seemnetest (Trichard *et al.*, 2013). Näiteks Luksemburgis, Limpachi oru piirkonnas sõltusid poollooduslikest elupaikadest 63% kohalikes põllumajandusmaastikes elavatest maismaaloomadest (Duelli & Obrist, 2003). Samuti on veel leitud, et lihtsama struktuuriga maastikus ehk kultiveerimata maastikuelementide puudumisel oli kahjuri naeri-hiilamardika (*Brassicogethes aeneus*) kahjustused saagil suuremad ning kahjurite vastsete suremus parasitoidide tõttu väiksem võrreldes ruumiliselt mitmekesisema maastikuga (Thies & Tschardt, 1999). Samas tuleb meeles pidada, et kuigi kultiveerimata elementide olemasolu võib küll suurendada kahjurite parasiitide arvukust, võib ta samal ajal olla soodne ka kahjurite arvukusele ja seega negatiivseks vastukaaluks looduslikule kahjuritõrjele (Thies *et al.*, 2005).

2.1.3. Maastike ruumiline paigutus

Lisaks maastike koosseisule on elurikkuse soodustamiseks oluline maastike ruumiline paigutus (Fahrig, 2013). Maastike ruumilise paigutuse all peetakse silmas elupaigalaikude või maastikuelementide konkreetset asetsemist ruumis, olenemata maastiku koosseisust (Fahrig & Nuttle, 2005). Näiteks on oluline elupaikade suurus, kuju, paigutus ja servade tihedus maastikes, mis kõik võivad mõjutada elurikkust maastikes (Fahrig *et al.*, 2011). Servade all on seejuures mõeldud piiri põllumaa ja loodusliku või poolloodusliku koosluse vahel (Martin *et al.*, 2019).

Maastiku ruumilist paigutust ja mitmekesisust mõõdetakse peamiselt servade tiheduse näol, mis jäävad põllukultuuride ja poolloodusliku koosluse või naaberkultuuride vahele (Martin *et al.*, 2019). Suurema servatihedusega suureneb ka üldine maastiku heterogeensus (Fahrig *et al.*, 2011). Seega väiksemate põldudega maastikud on üldiselt keerulisema ruumilise paigutusega (Letourneau & Bothwell, 2008), mis pakuvad elupaika ka rohkematele liikidele. Maastiku heterogeensus võib teatud olukorras olla ka negatiivne näitaja, näiteks kui elupaigalaigud on liiga väikesed ja killustunud võivad teatud liigid, näiteks suuri avatud maastikke eelistavad linnud neid vältida (Farina, 2006).

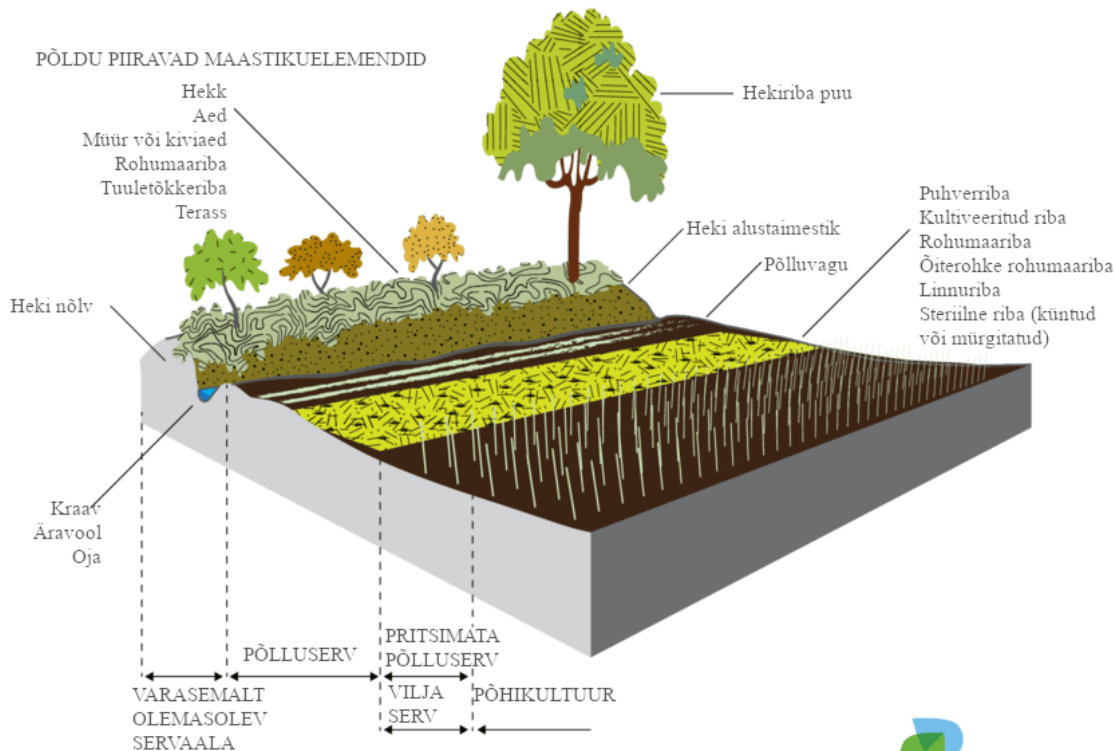
Põllu suurus ja kuju mõjutavad maastike ruumilist paigutust ja seeläbi nende mitmekesisust. Põllumajandusmaastike suurenemine ja poollooduslike elementide kadumine on viinud maastike lihtsustumiseni ja looduslike elupaikade vähenemiseni (Bianchi *et al.*, 2006). Ebakorrapärastel, loogelistel ja väikestel kultiveeritud aladel või elupaigalaikudel on suur servatihedus (Martin *et al.*, 2019). Mida väiksem on põld, seda rohkem on kokkupuutealasid erinevate elupaikade vahel ehk servatihedus on suurem. See aga võimaldab kahjurite looduslikel vaenlastel paremini jõuda põllukahjuriteni. Sellepärast on suurema servatihedusega maastikes looduslik kahjuritõrje efektiivsem.

Loodusliku kahjuritõrje soodustamiseks on maastikes oluline ka poollooduslike maastikuelementide sidusus. Poolloodusliku taimestikuga põlluääred ja hekiribad omavad koridoride ülesannet ehk vähendavad elupaikade killustatust ning pakuvad potentsiaalseid talvitumispaidu kahjurite looduslikele vaenlastele (Altieri, 1999). Näiteks on leitud, et hekkides, mis olid otseselt metsaga ühenduses, oli suurem lehetäilistest toituvate sirelaste (*Syrphidae*) arvukus võrreldes hekkidega, mis asusid metsade läheduses, kuid nendega otseselt kokku ei puutunud (Haenke *et al.*, 2014). Lisaks võib olla olulisem just metsade asumine piisavalt lähedal, mitte üldine metsa pindala suurus (Crouzeilles & Curran, 2016).

2.2. Põllu lähiümbruse mõju kahjuritõrjele

2.2.1. Põllu ümbrus ja servaalad

Piiritletud põlluserv (joonis 3) koos ümbritsevate poollooduslike koosluste, rohumaade, põldude, puhveralade, kraavide ning taimkattega ribade, nagu näiteks hekkide ja rohumaaribadega on olulised osad põllumajandusmaastikest (Greaves & Marshall, 1987). Hekid ja põõsaribad põldude servades olid ajalooliselt tavaline nähtus, kuid taolised maastikuelemendid on tänapäeval laialdaselt hävitatud selleks, et luua suuri ühetaolisi põlde, mida on suurte masinatega mugavam majandada (Thomas *et al.*, 2002). Servaelemendid olid minevikus peamiselt kariloomade ärajooksmist takistava ja põllumaa piire tähistava funktsiooniga, kuid on selgunud, et sarnased maastikuelemendid võivad olla elu- ja talvitumispaigaks ning rändekoridoriks kasulikele organismidele (Marshall, 1988; Pollard & Holland, 2006).



* Marshall EJP, Moonen AC. 2002. Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89:5-21.



Joonis 3. Erinevad servaelemendid põlluservas. (Hackett & Lawrence, 2014)

Kasulike organismide kui looduslike vaenlaste panus kahjuritõrjesse eeldab seda, et nad suudavad sinna hästi levida või antud keskkonnas sobivate elu- või talvitumispaijade olemasolu. (Tscharntke & Brandl, 2004). Kahjurite koormus saagikusele on madalam põllumaastikes, kus vahemaa looduslike vaenlaste ning kahjurite vahel on väike (Bianchi *et al.*, 2010), selletõttu on oluline luua sobivaid elu- ja talvitumispaike looduslikele vaenlastele põldude vahetus läheduses. Näiteks jooksiklased (*Carabidae*) vajavad elupaigaks puit- või põõsastaimedega elupaika ning üldjuhul käivad kultuurtaimede keskkonnas toitumas teistest putukatest (Tscharntke *et al.*, 2007). Lepatriinulised talvituvad puudel (Elliott *et al.*, 2002), seega metsade lähedus või isegi üksikute puude olemasolu põllumajandusmaastikes omab suurt mõju lepatriinulaste levikuks põldudele looduslikuks kahjuritõrjeks. Looduslike vaenlaste levikupiirangute tõttu on suurte põldude puhul servaaladel enamasti suurem arvukus looduslike vaenlasi ja põllukahjurite parasiite kui põllu keskel (Altieri & Schmidt, 1986; Corbett & Rosenheim, 1996). Erinevad kasurid liiguvad põldude sisse ainult teatud kauguseni, seetõttu loetakse nt Eestis kohalike uuringute põhjal erinevate maastikuelementide mõjuala olevat 35-75 m laiune ehk et umbes sellise kauguseni suudavad maastikuelemendid pakkuda kahjuritõrje teenust põldudel (Helm *et al.*, 2023).

Oluliseks võib osutada ka servaelementide vanus, kuna sellest võib sõltuda kahjurite vaenlaste hulk. Näiteks leiti rapsipõldudel Saksamaal, et kui servaelemendid põllu äärtes olid ühe aasta vanused, siis oli põldude keskel kahjuri naeri-hiilamardika (*Brassicogethes aeneus*) parasiteeritus kolme käguvaablase (*Hymenoptera, Ichneumonidae*) poolt kõigest 20%, samas kui põllu servades oli parasiteeritus 50%. Kui aga servaelemendid olid kuue aasta vanused, siis oli parasiteerituse määr põllu keskel sama kõrge kui põllu servas (Thies & Tscharntke, 1999).

2.2.2. Hekid ja põõsaribad

Hekid (ingl *hedgerows*) (joonis 3) on põldude ääres olevad joonelemendid mis piiritlevad põlde. Need koosnevad peamiselt puittaimedest koos alustaimestikuga (E. Marshall, 1988). Hekid pakuvad põllukahjurite looduslikele vaenlastele elu- ja talvitumispaike (Pollard & Holland, 2006). Isegi monokultuursetes põllumajandusmaastikes võib ainuüksi hekkidest olla kasu looduslike vaenlaste soodustamisel jätkusuutlikuma kahjuritõrje eesmärgil (Morandin *et al.*, 2016). Prantsusmaal läbiviidud uuringu kohaselt vähenes puuviljakahjuri õunamähkurite (*Cydia*

pomonella) vastsete arvukus viljapuuaedades hekiribade rajamisel, kuna vähenes tuule abil kahjurite levik (Mazzi & Dorn, 2012). Samuti võivad hekid võivad takistada umbrohtude tungimist põllule (E. Marshall & Moonen, 2002).

2.2.3. Õiterohked rohumaaribad

Rohumaaribad (ingl *flower strip, grassland strip*) on taimestikuga ribad, mida külvatakse põllu äärde või põllu siseselt (Kowalska *et al.*, 2022). Rohumaaribad rikastavad põllumaad ja aitavad kaasa üldisele floora ja fauna mitmekesisusele luues sobivaid pesitsuspaikasad kahjurite looduslikele vaenlastele, kes hoiaksid kahjurite populatsioone kontrolli all (Kowalska *et al.*, 2022; Pfiffner & Wyss, 2004). Näiteks rapsi kahjuri naeri-hiilamardika vastsete parasitismi suurendas rohumaaribade olemasolu rapsipõldude ääres (Thies & Tschardtke, 1999). Rohumaaribad on kasulikud, et meelitada ligi looduslike vaenlasi, pakkudes neile näiteks alternatiivseid toitumisvõimalusi teiste putukate, nektari või õietolmu kujul (Wäckers & Van Rijn, 2012). Näiteks suurendas rohumaaribade olemasolu põldude ääres looduslikku kahjuritõrjet 16% võrra (Albrecht *et al.*, 2020).

Rohumaaribade tõhusus kahjuritõrjel sõltub erinevatest rajamisviisidest ja omadustest. Ribad võivad olla ühe- või mitmeaastased, need võivad olla kas õierikkamad või domineerivad seal pigem kõrrelised, võivad olla looduslikult kujunenud või rajatud inimeste poolt (Albrecht *et al.*, 2020). Rohumaaribade efektiivsus võib sõltuda kasutatavate taimede mitmekesisusest ja koosseisust või rajamisest möödunud ajast ja siduvusest maastikuga (Albrecht *et al.*, 2020). Šveitsis läbiviidud uuringu kohaselt (Tschumi *et al.*, 2015) suudeti koos üheaastaste õierohkete rohumaaribadega majandatavatel nisupõldudel vähendada hariliku viljakuke (*Oulema melanopus*) poolt põhjustatud kahjustusi 61% võrra võrreldes kontrollpõldudega. Samas on näiteid selle kohta (Ganser *et al.*, 2019), et mitmeaastase taimestikuga rohumaaribad pakuvad rohkematele kasuritele talvitumispaiku võrreldes üheaastase taimkattega rohumaaribadega. Erinevatele organismirühmadele mõjub rohumaaribade vanus erinevalt. Näiteks kasulike ämblike puhul oli kolme kuni nelja aasta vanustes rohumaaribades rohkem talvitujaid, kuid lühitiiblaste (*Staphylinidae*) puhul rohumaaribade vanus ei omanud olulist rolli (Ganser *et al.*, 2019). Tihedama

taimestiku korral kõigub rohumaaribades temperatuur vähem ja seetõttu sobib rohkematele kasuritele talvitumiseks (Thomas *et al.*, 1991).

Rohumaaribasid on võrdlemisi odav ja lihtne rajada. Rohumaaribad on mõjurikkad elemendid, mille abil soodustada jätkusuutlikku kahjuritõrjet, kuid nende mõju saagikusele võib sageli olla ebajärjekindel ja varieeruv (Albrecht *et al.*, 2020). Sellegipoolest võib järeldada, et rohumaaribad on hea viis, kuidas luua kasulikele organismidele põllumajandusmaastikes soodsaid tingimusi.

2.3. Põllu siseselt kasutatavad meetmed

2.3.1. Põllusisesed maastikuelemendid

Põllusiseste kultiveerimata elupaikade, näiteks rohumaaribade, põllusaarte ja putukapankade puudumine võib negatiivselt mõjutada looduslike vaenlaste olemasolu põldudel, vähendada selle tõttu looduslikku kahjuritõrjet ja suurendada vajadust pestitsiidide kasutamiseks (Booij & Noorlander, 1992; Thomas *et al.*, 1991). Näiteks mardikapeenrad ehk putukapangad (ingl *beetle banks*) on kõrgendatud rohuribad keset põlde, mille eesmärk on pakkuda elupaiku selgrootutele, kes on looduslikeks vaenlasteks põllukultuuride kahjuritele (Thomas *et al.*, 2002). Kuigi nende soodustamiseks tõhusad mardikapangad ei ole Eesti põllumajandusmaastikes kuigi levinud, on neil potentsiaali panustada positiivselt looduslikku kahjuritõrjesse ja seeläbi vähendada keemiliste sisendite osakaalu. Rohumaaribad, põõsaribad ja hekid on samuti head jooksiklaste soodustamiseks ja neile elupaikade pakkumiseks, kuid mätlilikud putukapangad pakuvad neile sobivamaid talvitumispaiku, kui põldude ääres olevad klassikalised õierohked rohumaaribad (Collins *et al.*, 2002). Putukapankadele on eripärane see, et neis domineerivad tugevakasvulisemad kõrrelised, näiteks harilik kerahein (*Dactylis glomerata*) või põldtimut (*Phleum pratense*), mis moodustavaid mättaid ja sobivad paljudele putukatele talvitumiseks (RSPB, 2006). Sarnased saaretaolised elupaigad keset põlde võivad suurendada looduslike vaenlaste, näiteks jooksiklaste (*Carabidae*), lühitiiblaste (*Staphylinidae*), nahktiivaliste (*Dermaptera*) ja ämblikuliste (*Araneae*) arvukust (Thomas *et al.*, 1991). On leitud, et üldiselt on herbivoorsete taimekahjurite esinemine põllumaal väiksem mitmekesise taimkatte korral (Letourneau *et al.*, 2011). Eriti vajalikud on

põllusisesed maastikuelemendid suurtel põldudel, et tagada kahjuritõrje kogu põllu ulatuses (Gallé *et al.*, 2019)

2.3.2. Looduslikku kahjuritõrjet soodustavad majandamisviisid

Paljud maaharimisviisid põllumajanduses suurendavad majandatavate alade ruumilist mitmekesisust (Malézieux *et al.*, 2009). Põllul kasvatatav põhikultuur võib sõltuvalt liigist omada erinevat mõju kasulike röövputukate arvukusele. Näiteks varajased ja suurema katvusega kultuurid, näiteks talinisu (*Triticum aestivum*) ja hernes (*Pisum sativum*), sobivad rohkematele erinevatele looduslikele vaenlaste liikidele võrreldes hilisemate ja väiksema katvusega kultuuridega, näiteks sibul (*Allium cepa*) ja porgand (*Daucus carota*) (Booij & Noorlander, 1992). Samuti võib mõjutada loodusliku kahjuritõrje tõhusust mahepõllumajandus. Uuringutes on leitud, et mahepõldudel on looduslike vaenlaste mitmekesisus suurem võrreldes intensiivselt majandatud põldudega (Birkhofer *et al.*, 2016)

Taimestiku mitmekesisus põllumajandusmaastikel võib aidata piirata põllukahjurite arvukust põldudel (Letourneau *et al.*, 2011). Näiteks ühes katses, kus kasvatati mitmeid erinevaid riisisorte korraga, vähenesid seenhaiguste kahjustused 1%-ni, võrreldes monokultuuridega, kus oli kahjustuste määr 20% (Zhu *et al.*, 2000). Isegi kui Eestis riisi ei kasvatata, tasub meeles pidada, et erinevate kultuuride või sortide ehk genotüüpide koos kasvatamine rikastab kohalikku genofondi ja omab olulist rolli kahjuritõrjes. Meta-analüüsis, mis koondas 209 taimekahjuritega seotud uurimuse andmeid, leiti, et suure tõenäosusega on segakultuurides taimekahjurite arvukus väiksem võrreldes monokultuuridega (Andow, 1991).

2.3.3. Sekundaarsed taimed

Sekundaarsed taimed on taimed, mida istutatakse põhikultuuride vahele, millel võivad olla erinevad positiivsed mõjud põhikultuuri saagikusele ja kahjuritõrjele (Hokkanen, 1991; Parolin *et al.*, 2012). Eelnevad võtted toetusid peamiselt looduslike koosluste positiivse mõju kasutamisele, kuid sekundaarsete taimede näol on tegu peamiselt kultiveeritavate taimede sobilike omaduse

Mitme lõksukultuuri kombineerimine võib suurendada kahjurite meelitamist ning seeläbi suurendada kahjuritõrje tõhusust. Ameerika Ühendriikides läbiviidud uuringu kohaselt võib hariliku paprika (*Capsicum annuum*) saagikus suurened, kui kombineerida harilikku päevalille (*Helianthus annuus*) ja harilikku sorgot (*Sorghum bicolor*) lõksukultuurina, et meelitada ligi taimekahjurist kilplutikat (*Halyomorpha halys*) (Blaauw *et al.*, 2017). Antud uuringus leiti, et lõksukultuurid hoidsid kahjureid kinni 1,5 korda kauem ja vähendasid nende liikumist peaaegu poole võrra võrreldes kontrollgrupiga.

Lõksukultuuride tõhusus sõltub suuresti sellest, kui suurel pindalal neid kasvatada. Üldiselt selleks, et lõksukultuur oleks majanduslikult arvestatava mõjuga, võiks nende pindala olla ligikaudu 8-10% põllumaa katvusest (Badenes-Perez *et al.*, 2005; Hokkanen, 1991). Lõksukultuurid võivad omada erinevat mõju sõltuvalt piirkonnast, näiteks erinevad vee- ja valgusrežiimid või õhuhoovuste liikumised (Poveda *et al.*, 2008). Soomes suudeti 3-5 ha katvusega lõksukultuuridega kaitsta kahjurite eest 40-45 ha jagu lillkapsast. Saagikuse kadu naerihilamardikale (*Meligethes aeneus*) vähenes 20-40 protsendilt 3, 15 ja 5 protsendini järgnevatel aastatel (Hokkanen *et al.*, 1986).

2.3.3.2. Kahjureid tõrjuvad taimed

Tõrjuvad taimed (ingl *repellent plants*) on taimed, mida istutatakse põhikultuuride vahele. Nende eesmärk on taime poolt toodetud kemikaalide ja lenduvühendite (ingl *volatiles*) abil, näiteks kahjuritele ebameeldiva lõhna abil eemale peletada võimalike taimekahjureid (Parolin *et al.*, 2012). Näiteks lehetäisid tõrjuvateks taimedeks võivad olla murulauk, küüslauk, koriander, sibul ja piparmünt (Luik, 2018).

Kõik tõrjuvad taimed ei pruugi sarnaselt eemale peletada erinevaid kahjureid (Poveda *et al.*, 2008). Näiteks Uganda banaaniistanduses katsetati kolme varem teiste kultuuride puhul kahjureid eemale peletanud liblikõielise vahekultuuriga tõrjuda banaane kahjustavaid kärsakaid ja nematoode, kuid edutult (McIntyre *et al.*, 2001).

2.3.3.3. Kaastaimed

Kaastaimedeks (ingl *companion plants*) on taimed, mida istutatakse peakultuuride vahele, et meelitada lähedamale looduslikke vaenlaseid (Hokkanen, 1991; Parolin *et al.*, 2012). Näiteks lõhnav neitsikummel (*Tanacetum parthenium*) võib olla hea toidutaim ning talvitumiskoht olulistele röövputukatele, näiteks lutikalistele *Orius insidiosus* (*Hemiptera: Anthocoridae*) ja *Geocoris punctipes* (*Hemiptera: Lygaeidae*), kes suudavad edukalt vähendada kahjurite karilaste (*Aleyrodidae*), ripstiivaliste (*Thysanoptera*) ja võrgendilestlased (*Tetranychidae*) hulka ja esinemist põldudel (López & Shepard, 2007).

3. Arutelu

Elurikkuse säilitamine ja soodustamine on tänapäeva põllumajandusmaastikes vajalik nii kahjuritõrje seisukohast, kui ka ökosüsteemide jätkusuutliku toimimise tagamiseks. Põllumajanduse keskkonnamõjude leevendamiseks on vajalik muu hulgas pestitsiidide kasutamise vähendamine, milleks üks parimaid lahendusi on loodusliku kahjuritõrje soodustamine. Ennetavalt keemiliste pestitsiidide kasutamine on hetkel kogu maailmas üsna levinud tava, kuid keemiline kahjuritõrje on ainult ajutine lahendus, kuna seda tuleb teha iga-aastaselt ning on oht resistentsuse tekkeks. Mitmekesisuses ja hästi toimivates kooslustes hoiavad aga looduslikud vaenlased kahjurite populatsioone pikema aja vältel kontrolli all (Stern *et al.*, 1959), muutes loodusliku kahjuritõrje ka majanduslikult kasumlikuks. Mitmekesisust on seejuures vaja toetada erinevates ruumiskaalades nii maastike, liikide, kui ka genotüüpide tasandil, et tagada sobilike omadustega kasulike organismide esinemine põldudel vajalikul ajahetkel. Oluline on silmas pidada ka kasulike organismide erinevaid ökoloogilisi nišše, et tagada terviklik ja komplementaarne kahjuritõrje.

Tõhusa loodusliku kahjuritõrje tagamiseks on vajalik soodustada elurikkust erinevates ruumiskaalades. Elurikkust toetav maastiku struktuur, eelkõige poollooduslike koosluste osakaal ja suur servatihedus, võimaldavad kasulike organismide esinemist ja paremat levikut maastikes (Martin *et al.*, 2019) ning takistab samas kahjurite levimist põldude vahel (Mazzi & Dorn, 2012). Tugevamad mõjud esinevad maastiku skaalal just efektiivsemalt levivate looduslike vaenlaste puhul (Bianchi *et al.*, 2010), põllu ümbruses ja siseselt mõjutavad tegurid pigem väiksema levimisvõimega kasulikke organisme (Kromp, 1999).

Kuigi maastik suuremal skaalal omab looduslikus kahjuritõrjes olulist rolli, saab keskmine põlluharija teha muutusi pigem kas põllu ümbruses ehk farmi tasandil või põllu siseselt. Laialdaselt on tuvastatud, et eriti poollooduslike elementide olemasolu korral lähiümbruses on põldudel looduslikke vaenlasi rohkem (Altieri & Schmidt, 1986; Corbett & Rosenheim, 1996; Martin *et al.*, 2019). Õierohked rohumaribad ning putukapangad põldude lähiümbruses ja sees pakuvad looduslikele vaenlastele alternatiivseid toitumis- ja pesitsuspaiku ja suurendavad kasulike organismidele põllumajandusmaastike atraktiivsust (Haaland *et al.*, 2011). Samuti aitab suuremate põldude väiksemaks tegemine, liigendamine või joonelementide põldude vahele lisamine suurendada maastiku heterogeensust ning seeläbi aitab tagada kahjuritõrje toimimise kogu põllu

ulatuses, kuna suurte üksluiste põldude puhul on kasuritel raske jõuda põllu keskele (Martin *et al.*, 2019). Seega põlde ümbritsevad või nende sisse rajatud hekid ja õierohked rohumaaribad võiksid olla Eesti põllumajandusmaastikel tõhusad meetmed loodusliku kahjuritõrje tagamiseks. Veelgi suurem mõju aga oleks põllumeeste pingutuste ühildamisel maastike mitmekesisuse tõstmiseks suuremal skaalal.

Kõrgem elurikkus toob põllumajandusmaastikes kahjuritõrje seisukohast enamikel juhtudel arvestatavat kasu (Andow, 1991; Ratto *et al.*, 2022). Sellegipoolest on ka olukordi, kui see märgatavalt kasulik ei ole, tekitamata samas ka arvestatavat kahju (Thies *et al.*, 2005). Ökoloogilised kooslused ja troofilised taksonite vahelised suhted on keerulised, seega kõikjal toimivaid meetmeid on tihti raske soovitada. Üks kultuurtaime liik ei ole enamasti seotud vaid ühe kahjuriga, vaid tihti on neid mitu – umbrohud, putukad, limused ja imetajad, samuti erinevad haigustekitajad, seega võib ühe probleemi kõrvaldamine põhjustada teise intensiivistumist (Bottrell & Smith, 1982). Samuti võivad kahjuritõrje tõhusust mõjutada kasurite omavahelised suhted või nende suhted teiste liikidega koosluses (Thies & Tschardtke, 1999; Wäckers & Van Rijn, 2012).

Taimestiku mitmekesisuse tagamine nii maastikus, põllu ümbruses kui ka põllu siseselt on üks hea võimalus, et tagada elurikkuse olemasolu põllumajandusmaastikes (Díaz & Cabido, 2001). Põllu siseselt on tõhus kasutada kultuuride või sortide mitmekesisust (Zhu *et al.*, 2000) ning sekundaarseid taimi (Hokkanen *et al.*, 1986), et suurendada loodusliku kahjuritõrje toimimist kõige väiksemal skaalal. Koos elurikkust toetavad maastiku struktuuri ning põlde ümbritsevate kasulikele organismidele sobilike elupaikadega aitab põllusisene mitmekesisus ning tõrjuvate või kahjureid meelitavate omadustega taimede kasvatamine koos põhikultuuriga kaitsta saaki kahjurite rünnaku eest.

Tehes konkreetsemaid otsuseid loodusliku kahjuritõrje soodustamiseks ja samal ajal saagikuse säilitamist silmas pidades, on oluline arvestada kohalike teguritega (Driesche & Bellows, 1996). Näiteks millised on kohalikud kultuur- ja looduslikud taimed mida saab integreerida põllumajandustegevusse, samuti arvestada abiootiliste tingimustega, nagu kliimaatilised tingimused ning mulla omadused. Arvesse tasub võtta piirkonnale omaseid liike, mis võiksid looduslike vaenlastena antud tingimustes kõige tõhusamad olla. Loodusliku kahjuritõrje soodustamiseks ei ole tingimata kohe tarvis hakata radikaalselt olemasolevaid süsteeme muutma,

kuid tasub tasapisi katsetada võimalike variante. Näiteks rajada põldude servadesse mõni rohumäär või hekk ning jälgida, kas kasulike organismide ja seeläbi loodusliku kahjuritõrje tõhusus paraneb või mitte ning arvestada seda edaspidiste valikute tegemisel.

Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk oli kirjanduse põhjal anda ülevaade looduslikust kahjuritõrjest ja kasulike organismide soodustamisest jätkusuutlikes põllumajandusmaastikes. Käsitleti erinevate ruumiskaalade põhjal meetmeid, mis on kasulikud kahjuritõrje seisuskohast.

Söögitaimede kultuuristamisega on loodud sobilikud tingimused taimekahjurite levikuks. Sünteetiliste pestitsiidide kasutuselevõtmisega on liialt kergekäeliselt erinevaid kemikaale kasutama hakatud ja see on põhjustanud palju probleeme agroökosüsteemides ja mõjunud halvasti inimeste tervisele. Selleks, et toita ära kogu maailma rahvastikku, tuleb meil aga jätkuvalt tegeleda põllumajanduspraktikate arendamisega. Maakasutust tuleb aga optimeerida selleks, et tagada ökosüsteemide ja nende poolt pakutavate loodushüvede jätkusuutlik toimimine. Inimkonna ellujäämiseks ja planeedi heaolu tagamiseks on meil tarvis liikuda jätkusuutlikumate põllumajanduspraktikate poole.

Integreeritud taimekaitse on mõjuvõimas terviklik lähenemine, et tagada taimekahjurite tõrje majanduslikult arvestatava piirini. Integreeritud taimekaitse puhul on erinevaid kitsaskohti, kuid edaspidised uuringud ja katsed võiksid tuua päevavalgele uusi lähenemismeetodeid, et tagada jätkusuutlik põllumajandus. Oluline on arvestada kohaliku taimestiku, loomastiku, mulla ja keskkonnatingimustega ning proovida läheneda erinevate meetmetega.

Säilitav looduslik kahjuritõrje mängib olulist rolli maakasutuse tasakaalustamises. See rõhutab kasulike organismide, nagu näiteks röövputukate, kasulike taimede, parasiitide, parasitoidide ja patogeenide kasutamist kahjuritõrjel ja häirib ökosüsteeme minimaalselt. Kasulikud organismid mängivad olulist rolli ökosüsteemide toimimise edendamisel, mulla viljakuse parandamisel, kahjurite ja haiguste tõrjel ning põllukultuuride üldise tootlikkuse suurendamisel. Kasulike organismide kasutamine kahjuritõrjeks vähendab kemikaalidele liigset toetumist, mis põhjustavad kahjulikke mõjusid inimtervisele, kahjurite resistensuse kujunemisele, mittesihtliikidele ja üldistele ökosüsteemide toimimisele. Samuti tagavad sellised meetmed pikaajalise kahjuritõrje, millele saab loota ka pikema perspektiivi vältel.

Struktuurilt keerulisemad maastikud sisaldavad rohkem elurikkust ja poollooduslike elupaiku ning seeläbi pakuvad sobivaid elupaikasid kasulikele organismidele ja kahjurite looduslikele

vaenlastele. Põlluservadesse hekkide, põõsaribade ja õierohkete rohumaaribade loomine pakub samuti kasuritele sobivaid elupaikaid, kuid ka alternatiivseid toitumisvõimalusi, mis suurendab kasurite atraktiivsust antud keskkonnadadesse integreeruda. Põllu siseselt tasub kaaluda põldude suuruse vähendamist või viljelusmeetmete valimist ja saaretaoliste elupaikade loomist. Sekundaarsed taimed, nagu näiteks lõksukultuurid on vähese vaevaga rakendatavad meetmed, mida kaasata põldudel keskkonnasõbraliku kahjuritõrje tagamiseks. Elurikkuse säilitamine on kliimakriisi ajastul kriitilise tähtsusega küsimus, millele tuleb lahendus leida, et tagada inimkonna ja looduse kooseksisteerimine.

Summary

The aim of this thesis was to give an overview based on the literature on conservational biological control and enhancing beneficial organisms in sustainable agricultural landscapes. Methods for pest control were described based on different spatial scales.

The cultivation of natural plants has created suitable conditions for the spread of plant pests. With the introduction of synthetic pesticides, various chemicals have been used too boldly and it has caused many problems in agroecosystems and human health. However, in order to feed the world's population, we must continue to develop agricultural practices. Land use must be optimized in order to ensure the functioning of ecosystems and the services they provide. For the survival of humanity and the well-being of the planet we need to move towards more sustainable agricultural practices.

Integrated pest management is an effective holistic approach to ensure the control of pests to an economically acceptable limit. There are various problems in integrated plant protection, but future research and experiments could bring light to new approaches to ensure sustainable agriculture. It is important to consider the local flora and fauna and try to implement different measures.

Conservational biological control plays a critical role in balancing the use of land. Conservational biological control emphasizes the use of beneficial organisms, such as predatory insects, beneficial plants, parasites, parasitoids and pathogens for pest control. Beneficial organisms play an important role in promoting the functioning of ecosystems, improving soil fertility, controlling pests and diseases and increasing the overall productivity of crops. The use of beneficial organisms for pest control reduces over-reliance on chemicals that cause adverse effects on human health, development of pest resistance, non-target species and overall ecosystem functioning. Such measures also ensure long-term pest control.

Structurally more complex landscapes contain more biodiversity and semi-natural habitats and thereby provide suitable habitats for beneficial organisms and natural enemies of pests. Establishing hedgerows and wildflower strips to field margins also provides suitable habitats for beneficial organisms, but also provides alternative food resources, which increases the attractiveness of beneficial organisms to integrate into these environments. Within the field it is

advised to consider limiting the size of the field or adjusting cultivation measures and the creation of island-like habitats. Secondary plants, such as trap crops are low-effort measures to include in fields for environmentally friendly pest control. The preservation of biodiversity is a critical issue in the era of climate crisis, which must be solved in order to ensure the coexistence of humanity and nature.

Tänuavaldused

Soovin tänada juhendajaid Krista Takkist ning Kristiina Jürisood, kes olid abivalmis, alati olemas, aitasid töös märgata olulisi detaile ja kitsaskohtasid ning kelle panused ja kommentaarid olid väga olulised töö valmimisel.

Kasutatud kirjandus

- Ågren, G. I., Stenberg, J. A., & Björkman, C. (2012). Omnivores as plant bodyguards—A model of the importance of plant quality. *Basic and Applied Ecology*, *13*(5), 441–448. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.07.005>
- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., Bommarco, R., Campbell, A. J., Dainese, M., Drummond, F. A., Entling, M. H., Ganser, D., Arjen de Groot, G., Goulson, D., Grab, H., Hamilton, H., Herzog, F., Isaacs, R., Jacot, K., Jeanneret, P., ... Sutter, L. (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: A quantitative synthesis. *Ecology Letters*, *23*(10), 1488–1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>
- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *74*(1), 19–31. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00028-6)
- Altieri, M. A., Nicholls, C. I., Henao, A., & Lana, M. A. (2015). Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, *35*(3), 869–890. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0285-2>
- Altieri, M. A., & Schmidt, L. L. (1986). The dynamics of colonizing arthropod communities at the interface of abandoned, organic and commercial apple orchards and adjacent woodland habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *16*(1), 29–43. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(86\)90073-3](https://doi.org/10.1016/0167-8809(86)90073-3)
- Andow, D. A. (1991). Vegetational diversity and arthropod opulation response. *Annual Review of Entomology*, *36*(1), 561–586. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.36.010191.003021>

- Badenes-perez, F. R., Shelton, A. M., & Nault, B. A. (2005). Using yellow rocket as a trap crop for diamondback moth (Lepidoptera: Plutellidae). *Journal of Economic Entomology*, 98(3), 884–890. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-98.3.884>
- Baggen, L. R., Gurr, G. M., & Meats, A. (1999). Flowers in tri-trophic systems: Mechanisms allowing selective exploitation by insect natural enemies for conservation biological control. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 91(1), 155–161. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.1999.00478.x>
- Barzman, M., Bàrberi P., Birch, A., ... Sattin, M. (2015). Eight principles of integrated pest management. *Agronomy for Sustainable Development* 35(4): 1199–1215.
- Begg, G. S., Cook, S. M., Dye, R., Ferrante, M., Franck, P., Lavigne, C., Lövei, G. L., Mansion-Vaquie, A., Pell, J. K., Petit, S., Quesada, N., Ricci, B., Wratten, S. D., & Birch, A. N. E. (2017). A functional overview of conservation biological control. *Crop Protection*, 97, 145–158. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.008>
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P. J., Smith, H. G., & Lindborg, R. (2019). Grasslands—More important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>

- Bianchi, F. J. J. A., Schellhorn, N. A., Buckley, Y. M., & Possingham, H. P. (2010). Spatial variability in ecosystem services: Simple rules for predator-mediated pest suppression. *Ecological Applications*, 20(8), 2322–2333. <https://doi.org/10.1890/09-1278.1>
- Birkhofer, K., Arvidsson, F., Ehlers, D., Mader, V. L., Bengtsson, J., & Smith, H. G. (2016). Organic farming affects the biological control of hemipteran pests and yields in spring barley independent of landscape complexity. *Landscape Ecology*, 31(3), 567–579. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0263-8>
- Blaauw, B., Morrison, W., Mathews, C., Leskey, T., & Nielsen, A. (2017). Measuring host plant selection and retention of *Halyomorpha halys* by a trap crop. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 163. <https://doi.org/10.1111/eea.12571>
- Booij, C. J. H., & Noorlander, J. (1992). Farming systems and insect predators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40(1), 125–135. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90088-S](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90088-S)
- Bottrell, D. G. (1979). *Integrated pest management*. Council on Environmental Quality.
- Bottrell, D. G., & Smith, R. F. (1982). Integrated pest management. *Environmental Science & Technology*, 16(5), 282A-288A. <https://doi.org/10.1021/es00099a726>
- Buckland, K., Alston, D., Reeve, J., Nischwitz, C., & Drost, D. (2017). Trap crops in onion to reduce onion thrips and iris yellow spot virus. *Southwestern Entomologist*, 42(1), 73–90. <https://doi.org/10.3958/059.042.0108>
- Caballero-López, B., Bommarco, R., Blanco-Moreno, J. M., Sans, F. X., Pujade-Villar, J., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2012). Aphids and their natural enemies are differently affected by habitat features at local and landscape scales. *Biological Control*, 63(2), 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2012.03.012>

- Calvo, P., Nelson, L., & Kloepper, J. W. (2014). Agricultural uses of plant biostimulants. *Plant and Soil*, 383(1), 3–41. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2131-8>
- Chen, Y. H., Gols, R., Stratton, C. A., Brevik, K. A., & Benrey, B. (2015). Complex tritrophic interactions in response to crop domestication: Predictions from the wild. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 157(1), 40–59. <https://doi.org/10.1111/eea.12344>
- Collins, K., Boatman, N., Wilcox, A., Holland, J., & Chaney, K. (2002). Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1–3), 337–350.
- Corbett, A., & Rosenheim, J. A. (1996). Impact of a natural enemy overwintering refuge and its interaction with the surrounding landscape. *Ecological Entomology*, 21(2), 155–164. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1996.tb01182.x>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Crouzeilles, R., & Curran, M. (2016). Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 440–448. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- Dalin, P., Kindvall, O., & Björkman, C. (2009). Reduced population control of an insect pest in managed willow monocultures. *Plos One*, 4(5), 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005487>

- Diacon-Bolli, J., Dalang, T., Holderegger, R., & Bürgi, M. (2012). Heterogeneity fosters biodiversity: Linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology*, *13*, 641–653. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.10.004>
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, *16*(11), 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Dominik, C., Seppelt, R., Horgan, F. G., Settele, J., & Václavík, T. (2018). Landscape composition, configuration, and trophic interactions shape arthropod communities in rice agroecosystems. *Journal of Applied Ecology*, *55*(5), 2461–2472. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13226>
- Driesche, R. G., & Bellows, T. S. (1996). *Biological Control* (1st ed.). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-1157-7>
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, *4*(2), 129–138. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00140>
- Eilenberg, J., Hajek, A., & Lomer, C. (2001). Suggestions for unifying the terminology in biological control. *BioControl*, *46*(4), 387–400. <https://doi.org/10.1023/A:1014193329979>
- Elliott, N. C., Kieckhefer, R. W., & Beck, D. A. (2002). Effect of aphids and the surrounding landscape on the abundance of Coccinellidae in cornfields. *Biological Control*, *24*(3), 214–220. [https://doi.org/10.1016/S1049-9644\(02\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S1049-9644(02)00036-1)
- Euroopa Parlamendi ja nõukogu 21.10.2009 direktiiv 2009/128/EC.

- Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, *40*(9), 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, *14*(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fahrig, L., & Nutton, W. K. (2005). Population ecology in spatially heterogeneous Environments. In G. M. Lovett, M. G. Turner, C. G. Jones, & K. C. Weathers (Eds.), *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes* (pp. 95–118). Springer New York. https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_6
- Farina, A. (2006). Principles of landscape dynamics. In *Principles and methods in landscape ecology: Toward a Science of Landscape* (pp. 229–266). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/1-4020-3329-X_6
- Finke, D. L., & Denno, R. F. (2004). Predator diversity dampens trophic cascades. *Nature*, *429*(6990), 407–410. <https://doi.org/10.1038/nature02554>
- Gallé, R., Happe, A.-K., Baillod, A. B., Tschardtke, T., & Batáry, P. (2019). Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology*, *56*(1), 63–72. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13257>
- Ganser, D., Knop, E., & Albrecht, M. (2019). Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: Effective measure or ecological trap? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *275*, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.02.010>

- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M., & Toulmin, C. (2010). Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science*, *327*(5967), 812–818.
<https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Greaves, M., & Marshall, E. (1987). Field margins: Definitions and statistics. *Br. Crop Prot. Counc., Monogr.*, *35*.
- Haaland, C., Naisbit, R., & Bersier, L.-F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: A review. *Insect Conservation and Diversity*, *4*, 60–80. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00098.x>
- Haan, N. L., Iuliano, B. G., Gratton, C., & Landis, D. A. (2021). Chapter five—Designing agricultural landscapes for arthropod-based ecosystem services in North America. In D. A. Bohan & A. J. Vanbergen (Eds.), *The Future of Agricultural Landscapes, Part II* (Vol. 64, pp. 191–250). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.01.003>
- Hackett, M., & Lawrence, A. (2014). Multifunctional role of field margins in arable farming. *Cambridge Environmental Assessments*.
- 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. *Journal of Applied Ecology*, *51*(2), 505–513.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12221>
- Hatcher, P. E., & Melander, B. (2003). Combining physical, cultural and biological methods: Prospects for integrated non-chemical weed management strategies. *Weed Research*, *43*(5), 303–322. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00352.x>

- Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Lõhmus, A., Poltimäe, H., Veromann, E., Uuemaa, E., Knoch, A., Mõisja, K., Nurm, H., Prangel, E., Rosenthal, R., Vain, K., & Sepp, K. (2023). Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool.
- Hokkanen, H., Granlund, H., HusbergGB., & Markkula, M. (1986). Trap crops used successfully to control *meligethes aeneus* coleoptera nitidulidae the rape blossom beetle. *Annales Entomologici Fennici*, 52(4), 115–120.
- Hokkanen, H. M. T. (1991). Trap cropping in pest management. *Annual Review of Entomology*, 36(1), 119–138. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.36.010191.001003>
- Hokkanen, H. M. T. (2015). Integrated pest management at the crossroads: Science, politics, or business (as usual)? *Arthropod-Plant Interactions*, 9(6), 543–545. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9403-y>
- Holland, J., Bianchi, F., Entling, M., Moonen, A. C., Smith, B., & Jeanneret, P. (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: A review of European studies. *Pest Management Science*, 72. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>
- Honek, A., Martinkova, Z., & Jarosik, V. (2003). Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *European Journal of Entomology*, 100, 531–544. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.081>
- Iuliano, B., & Gratton, C. (2020). Temporal resource (Dis)continuity for conservation biological control: From field to landscape scales. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00127>

- Kogan, M. (1998). Integrated pest management: Historical perspectives and contemporary developments. *Annual Review of Entomology*, 43(1), 243–270.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.243>
- Kowalska, J., Antkowiak, M., & Sienkiewicz, P. (2022). Flower strips and their ecological multifunctionality in agricultural Fields. *Agriculture*, 12, 1470.
<https://doi.org/10.3390/agriculture12091470>
- Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: A review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 187–228. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00037-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7)
- Kruess, A. (2003). Effects of landscape structure and habitat type on a plant-herbivore-parasitoid community. *Ecography*, 26(3), 283–290. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03402.x>
- Lefebvre, M., Langrell, S. R. H., & Gomez-y-Paloma, S. (2015). Incentives and policies for integrated pest management in Europe: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), 27–45. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0237-2>
- Letourneau, D., & Bothwell, S. (2008). Comparison of organic and conventional farms: Challenging ecologists to make biodiversity functional. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 6, 430–438. <https://doi.org/10.1890/070081>
- Letourneau, K., Armbrrecht, I., Rivera, B., ... Trujillo, (A. 2011). Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications* 21(1): 9–21.
- Letourneau, D. K., Jedlicka, J. A., Bothwell, S. G., & Moreno, C. R. (2009). Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial

- Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 573–592.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320>
- López, R., & Shepard, B. M. (2007). Feverfew as a companion crop reduces spider mites, whiteflies and thrips in other medicinal plants. *Acta Horticulturae*, 756, 33–37.
<https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2007.756.3>
- Luik, A. (1997). Taimed putukate mõjutajatena. Eesti Põllumajandusülikooli Taimekaitseinstituut.
- Luik, A. (2012). Looduslikud vahendid mahepõllumajanduslikus taimekatses. Eesti Mahepõllumajanduse Sihtasutus.
- Luik, A. (2018). Abiks väiketootjale elurikkuse suurendamine ja loodushoidlik taimekaitse. SA Eesti Maaülikooli Mahekeskus.
- Malézieux, E., Crozat, Y., Dupraz, C., Laurans, M., Makowski, D., Ozier-Lafontaine, H., Rapidel, B., de Tourdonnet, S., & Valantin-Morison, M. (2009). Mixing plant species in cropping systems: Concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(1), 43–62. <https://doi.org/10.1051/agro:2007057>
- Marshall, E. (1988). The ecology and management of field margin floras in England. *Outlook on Agriculture*, 17(4), 178–182. <https://doi.org/10.1177/003072708801700408>
- Marshall, E. J. P. (1990). Interference between sown grasses and the growth of rhizome of *Elymus repens* (couch grass). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 33(1), 11–22.
[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(90\)90140-9](https://doi.org/10.1016/0167-8809(90)90140-9)
- Marshall, E., & Moonen, A. (2002). Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89(1–2, SI), 5–21.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00315-2)

- 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., ... Steffan-Dewenter, I. (2019). The interplay of landscape composition and configuration: New pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*, *22*(7), 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Martin, E. A., Reineking, B., Seo, B., & Steffan-Dewenter, I. (2013). Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(14), 5534–5539. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215725110>
- Mayne, S. J., King, D. I., Andersen, J. C., & Elkinton, J. S. (2023). Crop-specific effectiveness of birds as agents of pest control. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *348*, 108395. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108395>
- Mazzi, D., & Dorn, S. (2012). Movement of insect pests in agricultural landscapes. *Annals of Applied Biology*, *160*(2), 97–113. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2012.00533.x>
- McIntyre, B., Gold, C., Kashaija, I., Ssali, H., Night, G., & Bwamiki, D. (2001). Effects of legume intercrops on soil-borne pests, biomass, nutrients and soil water in banana. *Biology and Fertility of Soils*, *34*(5), 342–348. <https://doi.org/10.1007/s003740100417>
- Morandin, L. A., Long, R. F., & Kremen, C. (2016). Pest control and pollination cost–benefit analysis of hedgerow restoration in a simplified agricultural landscape. *Journal of Economic Entomology*, *109*(3), 1020–1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>

- Parolin, P., Bresch, C., Desneux, N., Brun, R., Bout, A., Boll, R., & Poncet, C. (2012). Secondary plants used in biological control: A review. *International Journal of Pest Management*, 58(2), 91–100. <https://doi.org/10.1080/09670874.2012.659229>
- Pfiffner, L., & Wyss, E. (2004). Use of Sown Wildflower Strips to Enhance Natural Enemies of Agricultural Pests (pp. 167–188). <https://doi.org/10.1079/9780851999036.0165>
- Pollard, K. A., & Holland, J. M. (2006). Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, 8(3), 203–211. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00297.x>
- Poveda, K., Gómez, M., & Martínez, E. (2008). Diversification practices: Their effect on pest regulation and production. *Revista Colombiana de Entomología*, 34(2), 131–144. <https://doi.org/10.25100/socolen.v34i2.9269>
- Ratto, F., Bruce, T., Chipabika, G., Mwamakamba, S., Mkandawire, R., Khan, Z., Mkindi, A., Pittchar, J., Sallu, S. M., & Whitfield, S. (2022). Biological control interventions reduce pest abundance and crop damage while maintaining natural enemies in sub-Saharan Africa: A meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1988), 20221695.
- Rosenheim, J. A. (1998). Higher-order predators and the regulation of insect herbivore populations. *Annual Review of Entomology*, 43(1), 421–447. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.421>
- Sarkar, S. C., Wang, E., Wu, S., & Lei, Z. (2018). Application of Trap Cropping as Companion Plants for the Management of Agricultural Pests: A Review. *Insects*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/insects9040128>
- Schlöpfer, F. (1999). Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos*, 84(2), 346–352.

<https://doi.org/10.2307/3546733>

Semm, M., Mikk, M., & Elts, J. (2003). *Põllumajandusmaastike loodushoid: Soovitusi talunikele igapäevasteks töödeks*. Eesti Loodusfoto.

Sharma, A., Shrestha, G., & Reddy, G. V. P. (2018). Trap crops: How far we are from using them in cereal crops? *Annals of the Entomological Society of America*, *112*(4), 330–339.
<https://doi.org/10.1093/aesa/say047>

Shimbori, E. M., Querino, R. B., Costa, V. A., & Zucchi, R. A. (2023). Taxonomy and biological control: New challenges in an old relationship. *Neotropical Entomology*, *52*(3), 351–372.
<https://doi.org/10.1007/s13744-023-01025-5>

Snyder, W. E. (2019). Give predators a complement: Conserving natural enemy biodiversity to improve biocontrol. *Biological Control*, *135*, 73–82.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.04.017>

Snyder, W. E., Snyder, G. B., Finke, D. L., & Straub, C. S. (2006). Predator biodiversity strengthens herbivore suppression. *Ecology Letters*, *9*(7), 789–796.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00922.x>

Steiro, Å. L., Kvakkestad, V., Breland, T. A., & Vatn, A. (2020). Integrated pest management adoption by grain farmers in Norway: A novel index method. *Crop Protection*, *135*, 105201. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105201>

Stenberg, J. A., Sundh, I., Becher, P. G., Björkman, C., Dubey, M., Egan, P. A., Friberg, H., Gil, J. F., Jensen, D. F., Jonsson, M., Karlsson, M., Khalil, S., Ninkovic, V., Rehmann, G., Vetukuri, R. R., & Viketoft, M. (2021). When is it biological control? A framework of definitions, mechanisms, and classifications. *Journal of Pest Science*, *94*(3), 665–676.
<https://doi.org/10.1007/s10340-021-01354-7>

- Stern, V., Smith, R., van den Bosch, R., & Hagen, K. (1959). The integration of chemical and biological control of the spotted alfalfa aphid: The integrated control concept. *Hilgardia*, 29(2), 81–101.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., Doorn, A. van, Snoo, G. R. de, Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 22–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES. (2018). The IPBES assessment report on land degradation and restoration. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3237393>
- Thies, C., Roschewitz, I., & Tschardtke, T. (2005). The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1559), 203–210. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2902>
- Thies, C., & Tschardtke, T. (1999). Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Thomas, M. B., Wratten, S. D., & Sotherton, N. W. (1991). Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: Predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology*, 28(3), 906–917. <https://doi.org/10.2307/2404216>
- Thomas, S., Noordhuis, R., Holland, J., & Goulson, D. (2002). Botanical diversity of beetle banks effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93(1–3), 403–412. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00342-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00342-5)

- Tilman, D., Cassman, K., Matson, P., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, *418*(6898), 671–677.
<https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D., & Swackhamer, D. (2001). Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, *292*(5515), 281–284.
<https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., & Petit, S. (2013). The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, *14*(3), 235–245.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.02.002>
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., Tylianakis, J. M., Nouhuys, S. van, & Vidal, S. (2007). Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, *43*(3), 294–309.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006>
- Tscharntke, T., & Brandl, R. (2004). Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Review of Entomology*, *49*(1), 405–430.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.49.061802.123339>
- Tschumi, M., Albrecht, M., Collatz, J., Dubsy, V., Entling, M., Najjar-Rodriguez, A., & Jacot, K. (2016). Tailored flower strips promote natural enemy biodiversity and pest control in potato crops. *Journal of Applied Ecology*, *53*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12653>
- Turner, M. G. (1989). Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *20*, 171–197. JSTOR.

- van Lenteren, J. (1990). Integrated pest and disease management in protected crops: The inescapable future. *SROP/WPRS Bulletin XIII/5 (1990) 91-99*.
- Wäckers, F., & Van Rijn, P. (2012). Pick and Mix: Selecting Flowering Plants to Meet the Requirements of Target Biological Control Insects. In *Biodiversity and Insect Pests: Key Issues for Sustainable Management* (pp. 139–165).
<https://doi.org/10.1002/9781118231838.ch9>
- Weibull, A.-C., & Östman, Ö. (2003). Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, 4(4), 349–361.
<https://doi.org/10.1078/1439-1791-00173>
- World Resources Institute. (2005). *Ecosystem and Human Well-Being—Biodiversity Synthesis*.
<https://wedocs.unep.org/20.500.11822/8755>
- Zhu, Y., Chen, H., Fan, J., Wang, Y., Li, Y., Chen, J., Fan, J., Yang, S., Hu, L., Leung, H., Mew, T. W., Teng, P. S., Wang, Z., & Mundt, C. C. (2000). Genetic diversity and disease control in rice. *Nature*, 406(6797), 718–722. <https://doi.org/10.1038/35021046>

Internetiallikad:

- 1) PTA, 2023. Integreeritud taimekaitse põhimõtete rakendamise juhisdokument. Põllumajandus- ja Toiduamet. Vaadatud 23.05.2023
<https://pta.agri.ee/media/695/download>
- 2) EPPK, 2022. Integreeritud taimekaitse – oluline tööriist keskkonna ja elurikkuse hoidmisel. Eesti põllumajandus-Kaubanduskoda. Vaadatud 23.05.2023
<https://epkk.ee/integreeritud-taimekaitse-oluline-tooriist-keskkonna-ja-elurikkuse-hoidmisel/>
- 3) RSPB The Royal Society for the Protection of Birds. (2006). Beetle banks. Farming and crofting for wildlife. Advisory sheet. Vaadatud 24.05.2023

https://www.rspb.org.uk/globalassets/downloads/documents/farming-advice/beetle-banks-advisory-sheet-scotland_tcm9-133200.pdf

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Ken Kaskla,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Looduslik kahjuritõrje ja kasulike organismide soodustamine jätkusuutlikes põllumajandusmaastikes“, mille juhendaja on Krista Takkis ja Kristiina Jürisoo, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Ken Kaskla

05.25.2023