

TARTU ÜLIKOOL

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Maria Kerman

**ELURIKKUS JA LOODUSE HÜVED PÕLLUMAJANDUSMAASTIKE
HEKKIDES JA PÕÕSARIBADES**

Bakalaureusetöö (12 EAP)

Juhendaja: PhD Krista Takkis

Tartu 2025

Infoleht

Elurikkus ja looduse hüved põllumajandusmaastike hekkides ja põõsaribades

Bakalaureusetöö eesmärk on anda kirjanduse põhjal ülevaade hekkide ja põõsaribade erinevate omaduste ja hooldusvõtete positiivsetest ja negatiivsetest külgedest nende pakutavatele looduse hüvedele. Seejärel analüüsida, kas ja milliseid hekke ja põõsaribasid võiks Eesti põllumajandusmaastikke elurikkuse ja looduse hüvede soodustamiseks rajada ning kuidas oleks neid kõige parem hooldada. Hekid ja põõsaribad on tähtsad poollooduslikud maastikuelemendid põllumajandusmaastikes, pakkudes mitmeid looduse hüvesid.

Märksõnad: põõsaribad; põllumajandusmaastik; maastike mitmekesisus; elurikkus; looduse hüved; jätkusuutlik põllumajandus

CERCS: B270 Taimeökoloogia; B280 Loomaökoloogia

Biodiversity and ecosystem services provided by hedges and hedgerows in agricultural landscapes

The aim of this thesis is to give an literature based overview of the positive and negative sides of different attributes and management techniques of hedges and hedgerows in connection to ecosystem services. Further based on that to analyse if and what kind of hedges and hedgerows would be suitable for Estonian agricultural landscapes and how best to manage them. Hedges and hedgerows are important semi-natural landscape elements offering a variety of ecosystem services.

Keywords: hedgerows; landscape diversity; agricultural landscape; biodiversity; ecosystem services; sustainable agriculture

CERCS: B270 Plant ecology; B280 Animal ecology

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Maastikuelemendid Eestis	6
2. Hekid ja põõsaribad	8
2.1. Heki ja põõsariba definitsioon.....	8
2.2. Hekkide ja põõsaribade ajalugu.....	8
2.3. Hekkide ja põõsaribade pakutavad looduse hüved.....	11
2.3.1. Reguleerivad ja säilitavad hüved.....	11
2.3.2. Varustavad hüved.....	16
2.3.3. Kultuurilised hüved.....	17
3. Hekkide ja põõsaribade omaduste mõju elurikkusele ning looduse hüvedele	19
3.1. Mõõtmed.....	19
3.1.1. Laius.....	19
3.1.2. Pikkus.....	21
3.1.3. Katkendlikkus.....	23
3.1.4. Kõrgus.....	25
3.1.5. Puude esinemine.....	26
3.1.6. Põõsariba alune pind.....	29
3.1.7. Rohtse puhverriba esinemine.....	30
3.2. Paigutus maastikus.....	31
3.2.1. Põõsaribade tihedus maastikus.....	31
3.2.2. Ühendatus metsaga ja teiste põõsaribadega.....	32
3.3. Liigiline koosseis.....	33
3.4. Vanus.....	37
4. Hooldusvõtted	39
4.1. Heki kuju.....	39
4.2. Hoolduse ajastus.....	40
4.3. Hoolduse sagedus.....	41
4.4. Põimitud põõsastara.....	41
4.5. Noorenduslõikus.....	43
5. Arutelu ja soovitused	44
Kokkuvõte	48
Summary	50
Tänuõnad	52
Kasutatud allikad	53
Lisa 1	64

Sissejuhatus

Alates 1940. aastatest on Euroopa põllumajandusmaastikus toimunud suured muutused, nii tehnoloogia arengu, laialdasema põllumajanduskemikaalide kasutuse kui ka aretustehnikate tõttu (Robinson & Sutherland, 2002). Efektiivsuse suurendamisega on kaasnenud elurikkuse kadu ning põllumaal tolereeritakse üha enam vaid kultuurtaimi, tõrjudes välja kõiki teisi liike (Robinson & Sutherland, 2002).

Põllumajanduse intensiivistumine on üheks olulisemaks elurikkuse kao põhjuseks nii Euroopa Liidus kui ka globaalsel tasandil (Emmerson *et al.*, 2016). Elurikkus kaob põllumajandusmaastikest koos elupaikade (sh põõsaribade) kadumisega (Robinson & Sutherland, 2002). Näiteks Suurbritannias, nagu ka mitmel pool mujal Euroopas, on põldude keskmine pindala kasvanud, kui nt põõsaribade eemaldamise teel ühendatakse mitmed väikesed põllud üheks suuremaks (Robinson & Sutherland, 2002). Elurikkuse vähenemine vähendab ka põllumajandusmaastikus pakutavaid looduse hüvesid (Emmerson *et al.*, 2016).

2024. aastal Euroopa Liidus vastu võetud looduse taastamise määrus sätestab ühe põllumajandusmaastike taastamise indikaatorina "suure mitmekesisusega maastikuelementidega põllumajandusmaastike osakaalu", mille abil saab parandada agroökosüsteemide elurikkust (Regulation..., 2024). Veromann & Kaasik (2019) defineerivad maastikuelemendid, kui põllumajandusmaastikul asuvad elemendid või alad, mida ei harita ja mille bioloogiline mitmekesisus on oluliselt suurem kui tootmispõldudel. Maastikuelemendid pakuvad elupaika looduslikele taimedele ja loomadele, sealhulgas tolmeldajatele ja kahjuritõrje looduslikele vaenlastele, vähendavad mulla erosiooni, filtreerivad õhku ja vett (Regulation..., 2024). Läbi kõige selle toetavad maastikuelemendid kliimamuutuste leevendamist ja nendega kohanemist (Regulation..., 2024). Sellest lähtuvalt võib ka järeldada, et on väga oluline teada, milliste omadustega hekid ja põõsaribad kõige enam põllumajandusmaastikke elurikkust ja looduse hüvesid toovad ning kuidas neid elurikkust soodustavalt hooldada.

Tänu hekkide ja põõsaribade suhteliselt väikesele pindalale, lineaarsele vormile ja ühenduvusele mitmesuguste teiste elupaikadega võib hekke ja põõsaribasid tinglikult pidada ökotoniks, kus segunevad metsa ja avamaastiku biotoobi iseloomulikud keskkonnatingimused (Stašiov *et al.*, 2017). Hekkide ja põõsaribadega põllumajandusmaa pakub suuremas koguses looduse hüvesid (nt looduslik kahjuritõrje ja süsiniku sidumine) kui põllumajandusmaa, kus need puuduvad (García de León *et al.*, 2021). Siiski pakuvad hekid ja põõsaribad looduse hüvesid väiksemates kogustes kui looduslikud alad (García de León *et al.*, 2021). Selleks, et hinnata erinevat tüüpi hekkide ja põõsaribade pakutavaid looduse

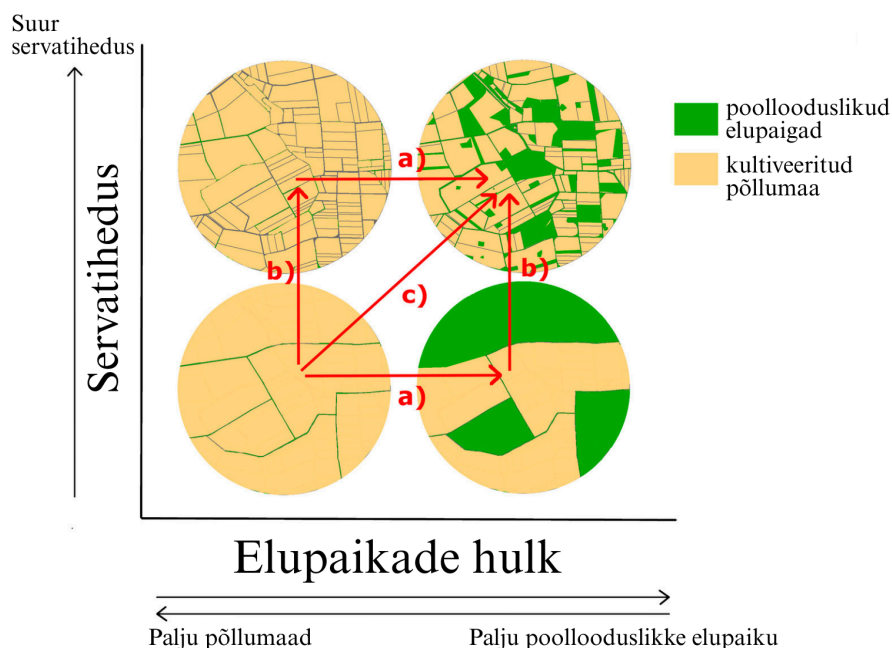
hüvesid, on vaja head arusaama sellest, kuidas nende füüsilised ja bioloogilised omadused mõjutavad hekkides ja põõsaribades esinevaid kooslusi ja mikrokliimat (Stašiov *et al.*, 2020).

Eestis on suur osa põõsaribasid seotud kraavidega (Oja *et al.*, 2016), kuid käesolevas töös kraavide kaldal kasvavaid põõsaribasid ei käsitleta, kuna kraavide mõju nendega seotud põõsaribadele ja elustikule tingib nii teistsuguste liikide esinemise kui ka eripäraste hooldusvõtete kasutamise. Seepärast keskendutakse käesolevas töös ainult kraavidega mitteseotud hekkidele ja põõsaribadele. Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on anda kirjanduse põhjal ülevaade hekkide ja põõsaribade erinevate omaduste ja hooldusvõtete positiivsetest ja negatiivsetest külgedest nende pakutavatele looduse hüvedele. Seejärel analüüsida, kas ja milliseid hekke ja põõsaribasid võiks Eesti põllumajandusmaastike elurikkuse ja looduse hüvede soodustamiseks rajada ning kuidas oleks neid kõige parem hooldada.

1. Maastikuelemendid Eestis

Põllumajandusmaastik on intensiivse maakasutusega ala, mis on suures osas korrapärasest maaharimisest häiritud ja mille eesmärk on majandusliku tulu teenimine ja toidu tootmine (Veromann & Kaasik, 2019). Peale põllusaaduste pakkumise reguleerib põllumajandusmaastik ka kliimat ja veeringet ning on osa elurikkuse säilitamisest (Bommarco *et al.*, 2013). Keerukama struktuuriga maastikud pakuvad rohkem erinevaid looduse hüvesid kui suured ühetaolised põllumassiivid (Vasseur *et al.*, 2013). Keerukat struktuuri aitavad luua maastikuelemendid, milleks on põllusaared, metsasiilud, puude read, põõsaribad, kiviaiad ja kraavid (RT I, 14.02.2025, 4). Euroopa Liidu looduse taastamise määruse põhjal on maastikuelemendid ka puhverribad, külvikorruga või külvikorraväline kesa, üksikud puud või puuderühmad, põlluservad, rohelaigud, ojad, väikesed märgalad, terrassid, kivikalmed, väikesed tiigid ja kultuurilised elemendid (Regulation..., 2024). Iga elemendi ökoloogiline funktsioon sõltub selle paiknemisest põllumassiivide suhtes (Oja *et al.*, 2016).

Maastikuelemendid suurendavad maastiku sidusust ja mitmekesisust, suurendades nii eraldiste arvu kui ka servade pikkust maastikus (Oja *et al.*, 2016). Suure servatihedusega maastikes, eriti maastikes servatihedusega vahemikus 0,2–0,4 km/ha, oli väljaspool põllukultuure talvituvaid kahjureid kõige vähem ning tolmeldamine ja looduslik kahjuritõrje olid kõige efektiivsemad (Martin *et al.*, 2019). Maastikuelementide osatähtsus peab ületama 20%, et põllumajandusmaastikus oleks tagatud looduse hüvena kahjuritõrje (Helm *et al.*, 2023). Näiteks Kagu-Eesti põllumassiivid on üldiselt väikesed ja looduslike aladega vaheldumisi, mistõttu pole vajalik väga suur maastikuelementide osakaal (Oja *et al.*, 2016), sest peamiselt väikesed ja/või ebakorrapärase kujuga põllud vaheldumisi looduslike elementidega loovad keerukad maastikud, kus on suur servade tihedus (Joonis 1) (Martin *et al.*, 2019). Samas intensiivse põllumajandusega alad, nagu Pandivere kõrgustik, kus põllumassiivid üksteisega kõrvuti asetsevad moodustavad väga suuri avatud alasid, vajavad rohkem maastikuelemente (Oja *et al.*, 2016). Maastikuelemendid on olulised elupaikade võrgustiku osad ning suurendavad maastiku esteetilist väärtust (Moor *et al.*, 2001; Ode *et al.*, 2010).



Joonis 1. Maastiku koosseisu ja struktuuri suhted ja muutumine. (a) Maastiku koosseisu muutumine (elupaikade hulk suureneb). (b) Maastiku ülesehituse muutumine (servatihedus suureneb): põllud on keerukama kujuga ja väiksemad, kuid põllumaa ja poolloodusliku elupaiga koguhulk püsib sama. (c) Elupaikade hulga ja servatiheduse samaaegne suurenemine (Martin *et al.*, 2019).

Eesti põldude ökoloogiline seisund oli 2022. aastal hea või keskmine vaid 15% kõikidest külvikorras olevatest põldudest, samas kui üle 50% põldudest oli viletsas seisundis (Helm *et al.*, 2023). Maastikuelementide säilitamine ja loomine on üks peamisi viise põldude ökoloogilise seisundi parandamiseks (Helm *et al.*, 2023). PRIAs (Põllumajanduse Registreerimis- ja Informatsiooni Amet) registreeritud maastikuelementidest on arvu- ja pindalaliselt Eestis kõige rohkem kraave ja põllusaari, mis moodustavad vastavalt 68,4% ja 28,5% kogupindalast ning kõige vähem on esindatud puude read, mis moodustavad 0,7% kõikidest maastikuelementidest (Oja *et al.*, 2016). Põõsaribasid on registreeritud 121,8 ha, mis moodustab 1,5% maastikuelementide kogupindalast. Potentsiaalsetest maastikuelementidest, mis eksisteerivad maastikus ja mida oleks võimalik registreerida maastikuelementidena, esineb kõige enam põõsaribasid. Potentsiaalseid põõsaribasid on 17985,9 ha, mis moodustab 79,2% kõigi potentsiaalsete maastikuelementide pindalast. 55% potentsiaalsetest põõsaribadest asuvad kraavi kaldal (Oja *et al.*, 2016). Eesti põõsaribad moodustavad peamiselt saar (*Fraxinus*), toomingas (*Padus*), kuslapuu (*Lonicera*), paakspuu (*Frangula*), kask (*Betula*), lepp (*Alnus*), kuusk (*Picea*), mänd (*Pinus*), pihlakas (*Sorbus*) ja paju (*Salix*) (Kull, 2003).

2. Hekid ja põõsaribad

2.1. Heki ja põõsariba definitsioon

Töös kasutatakse mõistet “põõsariba” kõigi põõsastaimedest koosnevate lineaarsete maastikuelementide kohta ning mõistet “hekk” pügatavate põõsaribade kohta. Mõlemad mõisted viitavad põõsastaimede olemasolule ja võivad hõlmata, aga ei pruugi, ka põõsaribas kasvavaid puid ja rohhtaimi. Põõsaribad on loomuliku kasvukujuga ning vajavad enamasti vähem hoolitsust kui hekid, mis on enamasti rohkem pügatud ja hoolitsetud (Moor *et al.*, 2001). Mõlemad mõisted on kasutusel üsna laias tähenduses, näiteks eksisteerib ka pügamata kuusehekk. Eesti kontekstis saab põllumajandusmaastikus rääkida peamiselt põõsaribadest, kuid teede ääres esineb ka palju pügatavaid kuusehekke (Helm *et al.*, 2020).

Põõsariba definitsioon erineb erinevates allikates peamiselt mõõtmete osas. Näiteks Maaeluministri määrus nr 68 (RT I, 14.02.2025, 4) ütleb, et põõsariba on minimaalselt 0,01 hektari suurune ja 20 meetri pikkune ning maksimaalselt 10 meetri laiune ning põõsariba pikkuse hulka arvestatakse kuni nelja meetri pikkused põõsariba katkestused. Selles töös põõsariba mõõtmetele piiranguid ei panda, pigem lähtutakse Van Vooren *et al.* (2017) põõsaribade definitsioonist, et põõsaribad on väetamata, mitmeaastased, lineaarsed, puitunud struktuurid, mis on rajatud põllupiiridele ja koosnevad põõsastest ja/või puudest. Hekid koosnevad tavaliselt istutatud põõsastest ja puudest, loodusliku tekkega põõsaribasid pügatakse pigem harva, kuid ka pügamata põõsaribad võivad olla inimese poolt istutatud (Moor *et al.*, 2001). Põõsaribade ja puuridade eristamine põhineb hooldamisel ja põõsastaimede esinemisel: kui tüvedelt on oksad eemaldatud ja seega harunematud ning kui puude all põõsaid ei esine, loetakse rida puude reaks, muidu peetakse rida põõsaribaks (Van Vooren *et al.*, 2017).

2.2. Hekkide ja põõsaribade ajalugu

Esimene põõsaribade mainimine põllupiirdena Kesk-Euroopa piirkonnas on teada 8. sajandist pKr, kuid võib arvata, et esimesed põõsaribad võisid olla rajatud juba 35 000–9500 eKr (Müller, 2013). 1450. aastatel kasutati Euroopas puitaedade rajamisel palju puitu ning metsast puidu kasutamisele seatud piirangute tõttu muutusid levinumateks põllupiireteks põõsaribad (ka punutud hekid), mida kasutati lisaks piirete ja piirimarkeritena ka

puiduallikana. Põõsaribad olid ainsaks puiduallikaks paljudes piirkondades, kus puudus mets (Müller, 2013).

18. ja 19. sajandil loodi omandiõigused varem Inglismaal ja Walesis eksisteerinud avalikule maale, mille käigus loodi põõsaribad elavate piiretena, mis ümbritsesid põlde, tähistasid piire ja piirasid ning kaitsesid kariloomi (Litza & Diekmann, 2020; Marshall & Moonen, 2002; McCann *et al.*, 2017; Montgomery *et al.*, 2020; Pollard & Holland, 2006). Samuti pakkusid põõsaribad toidupoolist ning olid olulised küttepuidu ja tarbepuidu allikad (Litza & Diekmann, 2020; McCann *et al.*, 2017). Kuigi põllumehed ei sõltu enam enamusest neist põõsaribade pakutavatest hüvedest, on põõsaribade säilitamiseks vaja korralist hooldamist kuni tänaseni (Litza & Diekmann, 2020), sest aja jooksul on põõsaribades välja kujunenud oma unikaalne taimestik ja loomastik (Pollard & Holland, 2006).

Eesti ajaloos omavad põõsaribad tähtsust paari viimase sajandi jooksul (Helm *et al.*, 2020). 18. sajandi lõpul kasutati Eestis põetud või pügamata kuusehekke mõisates kaitseks põhjatuule, lumetuisu ja teetolmu vastu ning mõisatest levis hekkide kasutamine peagi ka taludesse (Tamjärv, 2018). 18. sajandi keskpaigast alates soovitati hekipõõsana kasutada ka läätspuud (*Caragana*), kuid see osutus populaarseks peamiselt mõisate ja avalike hoonete haljastuses ning taludes eriti kasutust ei leidnud. 1920. aastatel mõisamaade jagamisel moodustatud asunikutalude haljastamiseks ning kaitseks külmade tuulte, loomade ja inimeste eest soovitati rajada põõsaribad. Parimaks peeti pügamata kuusehekki, mis kaitseks aeda lisaks tuulele ka öökülmade ja pinnast liigse kuivamise eest ning meelitaks ligi laululinde. Lehtpuudest soovitati kasutada pärna (*Tilia*), vahtraid (*Acer*), sarapuid (*Corulus*), läätspuud, pajusid ja toompihlakaid (*Amelanchier*) ning eriti läbitungimatu põõsariba tarbeks kibuvitsa (*Rosa*), Thunbergi kukerpuud (*Berberis thunbergii*), laukapuud (*Prunus spinosa*) ja viirpuud (*Crataegus*). Taludes olid mõtekamad vabavormilised põõsaribad, mille korrashoid ei nõudnud palju aega. Esimese Eesti Vabariigi ajal tutvustati ka põimitud põõsastara (ka punutud elustara, ingl *hedge laying*) (Joonis 2) tegemist, kuid üldiselt jäid need taluaedades erandlikeks. Põimitud põõsastara loomiseks soovitati mariõunapuud (*Malus baccata*) ja viirpuud ning odavama ja lihtsama variandina pajusid (*Salix triandra*, *S. acutifolia*, *S. viminalis* või *S. purpurea*), sest nende puhul võis noorte taimede asemel kasutada ka pistoksi. Põõsaribasid propageeriti edasi ka nõukogude ajal kui kõige ilusamaid ja otstarbekohasemaid tarasid (Joonis 3) (Tamjärv, 2018).



Joonis 2. Kasvavatest tammedest punutud aed Mädamürka talus, Viljandimaa, Konstantin Kalamees, 1920, ERM Fk 461:148, Eesti Rahva Muuseum (<http://www.muis.ee/museaalview/650430>).



Joonis 3. RAKA töötaja Helje Krigolson hoogtöölaupäevakul hekki istutamas, 1976, EAA.R-271, Eesti Ajalooarhiiv (https://www.ra.ee/fotis/index.php/et/photo/view?id=611263&_xr=681c9a7f62614).

Kuigi mõned põllumehed tunnistavad põõsaribasid kui kasulikke maastikuelemente, siis paljud põllumehed näevad põõsaribasid kui marginaalseid struktuure, mis eemaldatakse või lühendatakse, kui põldusid on vaja laiendada (Silva-Opps, 2009). Põõsaribade vähenemist ongi mõjutanud väiksemate põllulappide ühendamine suuremateks, et neid oleks lihtsam suuremate masinatega majandada või poliitilised ja majanduslikud põhjused, näiteks ühismajandi loomine (Montgomery *et al.*, 2020). Põõsaribasid nähakse umbrohuliikide (Marshall & Moonen, 2002; Silva-Opps, 2009), kahjurite ja haiguste allikana, kuid need probleemid on pigem vähetähtsad ja ei kaalu üle põõsaribade väärtust elupaigana kasulikele liikidele põllumajandusmaastikus (Marshall & Moonen, 2002).

2.3. Hekkide ja põõsaribade pakutavad looduse hüved

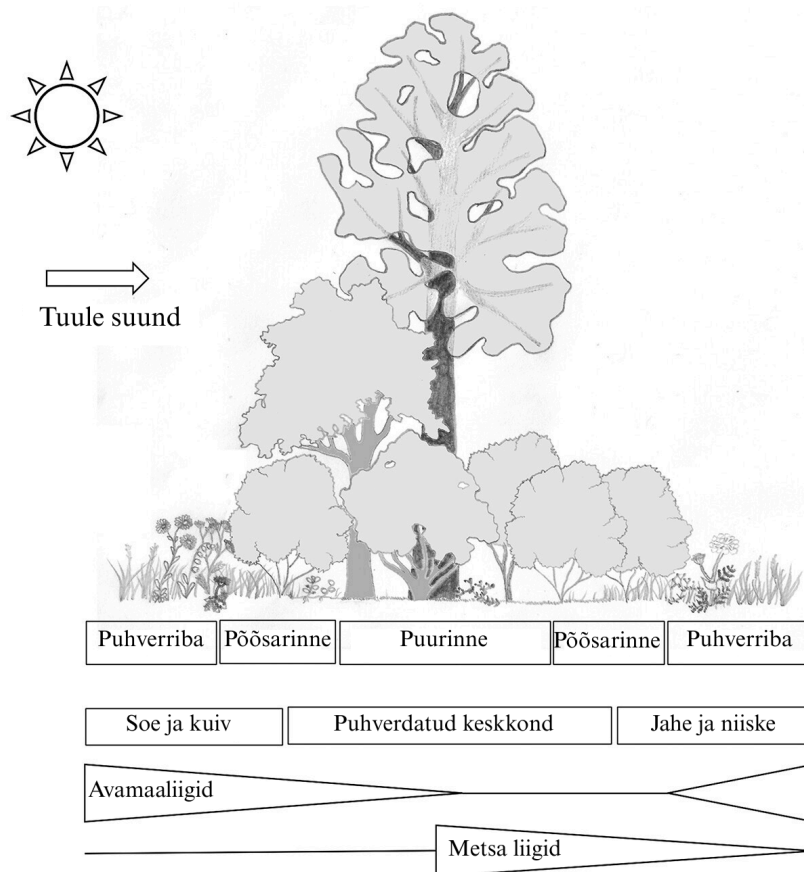
Looduse hüved (ka ökosüsteemiteenused, ingl *ecosystem services*) on ökosüsteemi omadused ja funktsioonid, mida inimesed otseselt või kaudselt oma heaoluks ja elukeskkonna püsimiseks vajavad (Haines-Young, 2023) nii majanduslikus, sotsiaalses kui ka kultuurilises võtmes (Veromann & Kaasik, 2019). Looduse hüvede kategoriseerimiseks on tulenevalt nende rollist ja toimemehhanismist erinevaid viise. Antud töö lähtub ühtsest rahvusvahelisest ökosüsteemiteenuste klassifikatsioonist CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services), mis jaotab looduse hüved reguleerivateks ja säilitavateks hüvedeks, varustavateks hüvedeks ning kultuurilisteks hüvedeks (Haines-Young, 2023).

2.3.1. Reguleerivad ja säilitavad hüved

Reguleerivad ja säilitavad hüved on aluseks teiste hüvede toimimisele, näiteks kliimaregulatsioon, ökosüsteemide puhverdamisvõime, mulla kvaliteedi säilitamine, tolmeldamine, looduslik kahjuritõrje ning koosluste ja elukeskkonna säilitamine (Haines-Young, 2023). Hekid ja põõsarivad pakuvad põllumajandusmaastikes mitmeid eelnimetatud hüvesid.

Põõsarivad mõjutavad positiivselt põllumajandusmaastiku mikrokliimat suurendades õhuniiskust ning vähendades nii õhu kui ka mulla temperatuuri kõikumisi (Montgomery *et al.*, 2020; Moor *et al.*, 2001). Suvel on põõsariba katvusel, kõrgusel ja laiusel tugev jahutav mõju põõsaribade maksimaalsele keskpäevasele temperatuurile (Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020). Tuulealusele küljele tekib erineva mikrokliimaga piirkond, mis loob osadele

liikidele väga soodsad elutingimused (Joonis 4) (Helm *et al.*, 2020). Kariloomad varjuvad puittaimede varjus (Spaans *et al.*, 2019) nii päikese kui ka tuule ja lume eest (Marshall & Moonen, 2002). Samuti kasutavad inimesed põõsaribasid lume tõkestamiseks (Paal *et al.*, 2017).



Joonis 4. Hea kvaliteediga põõsariba skeem koos kolme liiki taimestiku rinnetega (rohtne puhverriba, põõsarinne ja puurinne) ja võõndilisuse muster, mis näitab mikrokliimaatilisi muutusi, mida põõsariba avaldab oma lähikeskkonnale (Précigout & Robert, 2022).

Põõsaribad võivad toimida puhvritena, takistades saasteainete liikumist külgnevatesse elupaikadesse (Marshall & Moonen, 2002). Näiteks on soovitatav rajada põldudel või põldude ääres olevate veekogude kallastele põõsaribasid, et takistada põldude hajureostuse jõudmist vette (Moor *et al.*, 2001; Oja *et al.*, 2016) ning rajada alleesid ja/või põõsaribasid teede ja tootmisalade äärde ja ümber (Oja *et al.*, 2016). Põõsaribade võrgustik reguleerib lumesulamisvee (Moor *et al.*, 2001) ning sademevee äravoolu (McCann *et al.*, 2017).

Põõsaribad takistavad tolmu ja saasteainete levikut ning toimivad müra- ja tuuletõkkena (Moor *et al.*, 2001). Müratõkkena põõsariba küll summutab, mitte ei takista

müra täielikult, kuid valides hekitaimeks okaspuud ja istutades nad mitmes reas on see efektiivne viis mürataseme alandamiseks (Pollock, 2002). Põõsariba tuuletõkkena vähendab ka mulla erosiooni (Litza *et al.*, 2022; Montgomery *et al.*, 2020; Moor *et al.*, 2001) ja kaitseb põllukultuuri tugeva tuule põhjustatud mehaaniliste vigastuste eest (Marshall & Moonen, 2002; Montgomery *et al.*, 2020). Eriti tuuleerosiooniohtlikud on suured lagedad põllumassiivid. Erosiooniohtlikuks peetakse kõiki tuulisemates piirkondades asuvaid põlde, mille pindala on liivastel aladel üle 3 ha ja turvasmullaaladel üle 0,5 ha (Astover *et al.*, 2012). Näiteks 2023. aasta kevadel oli Haljala aleviku ümbruses ulatuslik põllutolmutorm, mille põhjuseks oli suurtelt lagedatelt põldudelt tuulega üles keerutatud muld (Volter, 2023). Tuuleerosiooni vähendamise üks võimalus on suurtele lagedamatele aladele tuulekaitseks puude ja põõsaste ribade istutamine (Astover *et al.*, 2012). Näiteks, Suurbritannias Inglismaa idaosas ühendati 1960ndate lõpul kümme põldu üheks, tuues põllumajanduse intensiivistumisega kaasa laialdase ja intensiivse erosiooni (Evans, 2006). 1982. aastal otsustas uus omanik erosiooniga tegelemiseks olemasoleva suure 61 ha põllu ajapikku jagada neljaks ja istutas selleks piiretena puid ja põõsaribasid, mis vähendas tunduvalt erosiooni ulatust ja ägedust (Evans, 2006).

Intensiivsel põllumajandusmaastikul aitavad põõsaribad takistada mulla kvaliteedi langust (Spaans *et al.*, 2019) ja seovad mullas süsinikku. Põõsaribade aluse mulla struktuur on põlluharimisest puutumata ning sinna lisandub regulaarselt orgaanilist materjali, mis eristab seda pidevalt haritavast põllumullast (Sitzia *et al.*, 2014). Üheks mulla huumusseisundi näitajaks on mulla orgaanilise aine kontsentratsioon, mida hinnatakse läbi orgaanilise süsiniku sisalduse mulla massi- või mahuühiku kohta (Astover *et al.*, 2012). Üle poole Eesti muldkatte orgaanilisest süsinikust asub metsamaadel ja vaid umbes $\frac{1}{5}$ põllumaadel (Astover *et al.*, 2012). Põõsaribade all olev muld ladustas 40% ja 30% rohkem orgaanilise süsiniku varusid võrreldes kõrval asetseva rohumaaga vastavalt 0–50 ja 0–30 cm sügavusel (Biffi *et al.*, 2025). Põõsaribade all oleva mulla võime ladustada orgaanilist süsinikku on võrreldav metsadega (Biffi *et al.*, 2025), kuid varieerub hekitaimestiku omadustest sõltuvalt (Montgomery *et al.*, 2020).

Puitunud varte suur tihedus muudab ka põõsastaimed endid efektiivseks süsiniku hoiustamisel võrreldes teist tüüpi puittaimedega (Axe *et al.*, 2017). Juurekaelad ja põimitud põõsastara loomise käigus okste maapinna lähedalt lõigates tekkinud oksatüükad sisaldasid 43% maa-aluse biomassi seotud süsinikust (Axe *et al.*, 2017), seega on ka hekitaimed ise arvestatavad süsiniku sidujad põllumajandusmaastikes.

Poollooduslikel elupaikadel, nagu põõsaribad, on oluline roll toetades suurt lülijalgsete mitmekesisust (Marshall & Moonen, 2002; Pollard & Holland, 2006; Staley *et al.*, 2016), kes võivad aidata kaasa looduslikule kahjuritõrjele põldudel (Moor *et al.*, 2001; Morandin *et al.*, 2016; Pollard & Holland, 2006). Peamised kahjuritõrjes osalevad selgrootud, kes elavad nii põldudel kui põõsaribades on putukad (*Insecta*), ämblikulised (*Araneae*) ja koibikulised (*Opiliones*), täpsemalt jooksiklased (*Carabidae*), lühitiiblasted (*Staphylinidae*), nahktiivalised (*Dermaptera*), sirelased (*Syrphidae*), lepatriinulased (*Coccinellidae*), kangurlased (*Linyphiidae*), õielutiklased (*Anthocoridae*), rohulutiklased (*Miridae*) ja huntämbliklased (*Lycosidae*) (Dennis & Fry, 1992). Paljud põllukahjurite vaenlased talvituvad põõsaribades ja liiguvad kevadel tagasi põllule (Dennis & Fry, 1992) ning põõsaribad toimivad ka põllukahjuritele liikumisbarjäärina takistades levimist põllult põllule (Bhar & Fahrig, 1998). Samas on põõsaribad sobivad elupaigad ka põllukahjuritele endile (Bhar & Fahrig, 1998). Seega on tõenäoline, et põlluservades kasvavad põõsaribad soodustavad looduslikku kahjuritõrjet ja toovad seetõttu ka ökonoomilist kasu (Dennis & Fry, 1992), kuid põõsaribade lõplik roll kahjuritõrjes sõltub konkreetse põõsariba positiivsete ja negatiivsete omaduste tasakaalust põllukahjuritele ja nende vaenlastele (Bhar & Fahrig, 1998).

Samuti soodustab lülijalgsete mitmekesisus põllukultuuride tolmeldamist (Kremen *et al.*, 2018; Moor *et al.*, 2001; Morandin *et al.*, 2016; Pollard & Holland, 2006). Kimalased (*Bombus*) liiguvad paraleelselt põõsaribaga korjepaikade vahel (Cranmer *et al.*, 2012). Cranmer *et al.* (2012) leidsid, et katses kasutatud potitaimedel, mis olid mitme põõsaribaga ühenduses (asusid põõsaribade otste vahetus läheduses), oli 7–23% rohkem seemneid kui ilma põõsariba ühenduseta potitaimedel. Looduslike mesilaste ja sirelaste ohtrus, liigirikkus ja liigiline mitmekesisus olid suuremad põõsaribaga põlluservades, kui rohtsetes hooldamata põlluservades (Morandin & Kremen, 2013b). Samuti oli põõsaribades suurem haruldaste mesilasliikide hulk. Kuigi põõsaribad või muud maastikuelemendid võivad tolmeldajate populatsioone aidata, pakkudes põllumajandusmaastikes täiendavaid ressursse, ei pruugi need tolmeldajad alati liikuda põldudele (Morandin & Kremen, 2013b). Seega soodustavad põõsaribad tolmeldajate esinemist põllumajandusmaastikes, kuid ei ole kindel, kas see suurendab alati ka kultuurtaimede tolmeldamist.

Põõsaribad aitavad põllumajandusmaastikku luua metsalaadset elupaika, leevendades osaliselt metsaelupaikade kadumise ja killustumise mõju (Litza *et al.*, 2022; Moor *et al.*, 2001; Roy & de Blois, 2008). Põõsariba rohhtaime kooslus on segu põllu- ja metsataimedest ning paljud põõsastaimede liigid on omased metsakooslustele (Hannon &

Sisk, 2009). Põõsaribades leiduvad mesilasekooslused on sarnasemad metsa kui põllu mesilasekooslustele (Hannon & Sisk, 2009). Põõsaribad pakuvad metsalaadset keskkonda, mis on võrreldes tõeliste metsadega ebastabiilsemate keskkonnatingimuste tõttu sobilik vaid liikidele, kes on vastupidavad korrapärastele häiringutele (Litza *et al.*, 2022).

Põõsaribad on olulised poollooduslikud elemendid intensiivsetel põllumajandusmaastikel luues struktuurselt mitmekesise ökosüsteemi (Litza *et al.*, 2022). Poollooduslikel elupaikadel, nagu põõsaribad, on oluline roll, toetades suurt selgrootute mitmekesisust (Marshall & Moonen, 2002; Pollard & Holland, 2006; Staley *et al.*, 2016), kes võivad olla oluline toiduallikas teistele liikidele (Pollard & Holland, 2006). Samuti soodustavad põõsaribad imetajate (Pelletier-Guittier *et al.*, 2020) ja lindude esinemist (Jones *et al.*, 2005) intensiivselt majandatavatel põllumajandusmaastikel ning pakuvad elupaika rikkalikule mullaelustikule (Spaans *et al.*, 2019). Põõsaribad, puuderibad ja alleed on Eesti põllumajandusmaastikus üheks põhiliseks või toetavaks elupaigaks vähemalt osadele lindudele (nt põldtsiitsitaja (*Emberiza hortulana*)), selgrootutele (nt suur-metsaherilane (*Dolichovespula media*)), soontaimedele (nt ümaralehine uibuleht (*Pyrola rotundifolia*)), seentele (nt valge tupplehik (*Volvariella plumulosa*)) ja samblikele (nt jahu-hallsamblik (*Hypogymnia farinacea*)) (Kull, 2003). Kulli (2003) sõnul Eesti põõsaribades imetajaid ja roomajaid püsivalt ei ela, kuigi nad võivad aegajalt sinna sattuda. Samas võib mitmete välismaiste uuringute (nt Kotzageorgis & Mason, 1997; Lecq *et al.*, 2018; Michel *et al.*, 2006) põhjal arvata, et väikesed imetajad ja roomajad võiksid ka Eesti põõsaribasid asustada. Põõsariba võib pakkuda ressursse erinevatele liikidele, kuid selle kasu ulatus sõltub põõsariba omadustest ja paigutusest maastikus (Garratt *et al.*, 2017; Staley *et al.*, 2015).

Põõsaribad toimivad ökoloogiliste koridoridena (Litza *et al.*, 2022; Moor *et al.*, 2001; Roy & de Blois, 2008). Väikesed imetajad võivad põõsaribasid kasutada liikumiskoridoridena muude elupaikade vahel (Kotzageorgis & Mason, 1997), näiteks levimistekonnana metsade vahel (Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020). Põõsaribad ökoloogiliste koridoridena tagavad nii üksikisendite kui ka populatsioonide ja koosluste leviku ning füüsilise ja geneetilise info vahetuse (Helm *et al.*, 2020). Kuigi põõsaribad võivad toimida taimede levimiskoridoridena, ei ole nendes levijad vähemalt Suurbritannia põõsaribades tõenäoliselt metsaspetsialistid (French & Cummins, 2001).

Hekid ja põõsaribad võivad ebasoodsate ilmastikutingimustega aastatel paljudele liikidele pelgupaika pakkuda, isegi kui need ei näi soodsatel aastatel kuigipalju mõju omavat (Redhead *et al.*, 2013; Vasseur *et al.*, 2013). Väikesed imetajat võivad põõsaribasid kasutada elupaigana, kas püsivalt või ajutiselt (Kotzageorgis & Mason, 1997). Põõsariba tihe võrastik

varjab ja kaitseb kiskjate eest ning pakub sobilikku pesitsuskohta lindudele (Helm *et al.*, 2020). Põõsaribad võivad mängida olulist rolli populatsioonide pikaajalisel säilimisel, pakkudes ajutist pelgupaika (Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020). Seega põõsaribade olulisus tõuseb kliimamuutuste ja äärmuslike ilmastikunähtuste sagenemise ajal ning eriti oluline on see piirkondades, kus on märkimisväärselt vähenenud metsa pindala (Litza *et al.*, 2022) ja seetõttu põõsaribade tähtsus pelgupaigana suurenenud (Roy & de Blois, 2008; Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020).

2.3.2. Varustavad hüved

Varustavad hüved on meie poolt otseselt kasutatavad ressursid, näiteks toit, loomasööt, bioenergia ja toormaterjal (Haines-Young, 2023). Põõsaribadest taimede, marjade, pähklite, seemnete ja seente korilus on hetkel pigem marginaalse tähtsusega, kuid see on jälle populaarsust kogumas (Montgomery *et al.*, 2020). Põõsaribades kasvavad mitmed toidutaimed: marjad, nt kitsemurakas (*Rubus fruticosus*), ravimtaimed, nt kõrvenõges (*Urtica dioica*) ning Hispaanias isegi köögiviljad, nt harilik valujuur (*Tamus communis*) (Baudry *et al.*, 2000).

Põõsaribad võivad olla allikaks nii küttepuidule, aiapostidele, ehituspuidule (Baudry *et al.*, 2000) kui ka hakkepuidule, viimane sobib nii kütusena, loomadele allapanuks, komposti lisamiseks kui kasutamiseks põllumaal multšina (Westaway & Smith, 2019). Oksi saab kasutada aedade ehitamiseks. Inglismaal 6,5 m kõrgune ja 220 m pikkune mitmeliigiline põõsariba, mis oli kasvanud 15 aastat, andis 21,4 tonni kasutatavat puitmaterjali. Arvestades kõiki kulusid tootis hekk 1830€ tulu (Westaway & Smith, 2019). Samuti pakuvad põõsaribad materjali tööriistade valmistamiseks, nt paju korvide valmistamiseks (Baudry *et al.*, 2000).

Põõsaribad võivad olla ka loomasööda allikas (Westaway & Smith, 2019) ning kasutusel karjaaia asemel (Montgomery *et al.*, 2020). Loomad võivad süüa kasvavat põõsariba või saab loomadele anda hekist püगतud materjali (Westaway & Smith, 2019). Karjaaia ülesannet täidavad, kas väga tihedad ja okkalised põõsaribad või põimitud põõsastarad, millel on võime piirata kariloomi ja hoida eemal kiskjaid (Montgomery *et al.*, 2020).

2.3.3. Kultuurilised hüved

Kultuurilised hüved on inimeste vaimse ja füüsilise heaoluga seotud looduse omadustest ja esteetilisest väärtusest tulenevad hüved, näiteks loodusturism, haridus ning kohaliku identiteedi ja pärimuse säilitamine (Haines-Young, 2023). Põõsaribade lisamisega maastikku tekkiv flora ja fauna ei ole hea pelgalt elurikkusele vaid pakub ka silmailu (Evans, 2006). Põõsaribade kasutamine tehnilike barjääride asemel pehmenab miljööd ja loob sujuvad üleminekud eri tüüpi maastike vahel (Helm *et al.*, 2020). Põõsariba piirifunktsioon võib olla nii füüsiline kui ka sümboolne (Baudry *et al.*, 2000). Enamik Grala *et al.* (2010) küsitletud inimestest uskus, et puud ja põõsad aitavad mitmekesistada põllumajandusmaastiku visuaalset väljanägemist ja muudavad põllumaa visuaalselt ahvatlevamaks. Maastikud hästi hooldatud põõsaribadega on eriti atraktiivsed inimeste jaoks kevadel õitsemise ajal ja ka aastaringselt põõsastes elutsevate lindude tõttu (Montgomery *et al.*, 2020).

Põõsastarade põimimine on traditsiooniline hekkide hooldamise tehnika Suurbritannias ja Lääne-Euroopas, mis sai alguse tuhandeid aastaid tagasi esimeste põllupidajatega (*Hedgelaying*, 2025). Erinevate piirkondade võtted kujunesid eraldiseisvateks stiilideks alles 19. sajandil kui alustati ka põõsastarade põimimise võistlustega. Põimitud põõsastara stiile on üle Suurbritannia osade erinevaid. Iga stiil on välja töötatud paljude aastate jooksul, et tulla toime piirkonna kliimaga, erinevate põllumajandustavade ja hekis kasvavate puude ja põõsaste liikidega. Eri piirkondades koosnevad hekid erinevate puude ja põõsaste liikidest, sealhulgas viirpuust, laukapuust, sarapuust, tammest (*Quercus*), mägivahtrast (*Acer pseudoplatanus*), saarest, põldvahtrast (*Acer campestre*) jt. Neid tuleb kohelda erinevate võtetega, mis annavad alust paljudele mitmekesistele stiilidele üle kogu riigi. Suurbritannias on kirjeldatud üle kolmekümne stiili ning lisaks teised Prantsusmaal, Saksamaal ja Hollandis (*Hedgelaying*, 2025).

Bocage (Joonis 5) on Normandia iseloomulik põõsaribadega pikitud põllumajandusmaastik (*RESIST*, 2024). Põõsarivad piiritlevad maa- ja kinnistukrunte, pakuvad peavarju kariloomadele ning pakuvad puitu ja küttepuid. *Bocage* on idealiseeritud, suurte hekkide ja väikeste põldudega maastik, mis on iseloomulik Normandia piirkonnale, kuid ulatub ka mujale Lääne-Prantsusmaal ning mida leidub ka Inglismaal, Iirimaal, Tšehhis ja Hollandis. See jaotus ei ole juhuslik, vaid on seotud 19. sajandi keskpaigas õitsenud piimakarjakasvatuse arenguga ja seda maastikku kohandanud karjakasvatajatega. *Bocage* on

Normandia kuvandi lahutamatu osa ning selle säilitamine ja kaitsmine on tähtis kohalikele elanikele ning meelitab kohale ka turiste (*RESIST*, 2024).



Joonis 5. *Bocage* ehk peamiselt Normandiale iseloomulik põõsaribadega pikitud põllumajandusmaastik. (Foto: Bien Vivre en Bretagne Romantique <https://www.bvbr.org/nos-paysages-de-plus-pres/>)

Maastiku visuaalse välimuse parandamiseks tuleb põõsaribadel jälgendada piirkonna puittaimede loomulikku jaotumist võimalikult suurel määral (Grala *et al.*, 2010). See võib osutada keeruliseks, sest sellised paigutused võivad potentsiaalselt olla vastuolus põllumajandustegevusega (Grala *et al.*, 2010). Kuid tihti rajatakse põõsaribad põldude vahele või äärtesse aladele, kus põlluharimine on nagunii keeruline (Précigout & Robert, 2022).

3. Hekkide ja põõsaribade omaduste mõju elurikkusele ning looduse hüvedele

3.1. Mõõtmed

3.1.1. Laius

Põllumaad ümbritseva põõsariba mõõtmed on oluline liigirikkust määrav tegur (Usieta *et al.*, 2013). Lineaarse struktuuri tõttu on põõsaribad kõrge serva-pindala suhtega, temperatuur ja õhuniiskus on tugevalt mõjutatud ümbritsevatest tingimustest ning nad seisavad silmitsi ümbritsevast maakasutusest tingitud sagedaste häiringutega (Litza & Diekmann, 2020). Servaefekt on väiksem laiemates hekkides, kus mikrokliima on stabiilsem ja üha sarnasem metsadega (Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020). Kitsamad põõsaribad kannatavad suurema tõenäosusega päikesekiirguse, kuumastressi, madalama niiskuse ja suuremate mikrokliima kõikumiste käes kui laiemad põõsaribad (Stašiov *et al.*, 2020). Põõsariba laiuse vähendamine vähendab elupaiga kogupindala ja suurendab servaefekti (Gelling *et al.*, 2007), mis võib langetada elupaigakvaliteeti osade liikide jaoks, kuid parandada teistsuguse eelistustega liikide jaoks. Kõik selles alapeatükis kasutatud näidetes uuritud liigid ja põõsaribade täpsemad omadused on leitavad lisamaterjalides (Lisa 1, tabel L1).

Linnud eelistavad laiemaid põõsaribasid kitsamatele. Nigeerias põõsaribades laiusega 1–11 m mõjutas põõsariba suurem laius lindude liigirikkust positiivselt, arvatavast seetõttu, et lai põõsariba suudab pakkuda paremaid tingimusi toitumiseks, varjumiseks ja pesitsemiseks (Usieta *et al.*, 2013). Samuti eelistab metskurvits (*Scolopax rusticola*) Prantsusmaal talvitudes laiemaid põõsaribasid ilmselt seetõttu, et need meenutavad rohkem metsaelupaika (Duriez *et al.*, 2005). Samas Batáry *et al.* (2012) ei leidnud Saksamaal, et põõsariba laius mõjutaks oluliselt lindude liigirikkust ega ohtrust, kuid laiemas põõsaribas oli pisut suurem metsaspetsialistist lindude ohtrus. Batáry *et al.* (2012) hinnangul võib see olla tingitud tihedamast põõsarindest laiemates põõsaribades, mis muudab need metsalaadsemaks. Võib järeldada, et vähemalt metsaspetsialistist linnuliigid eelistavad laiemaid põõsaribasid, kuid laiem põõsariba võib mõjutada ka teiste liikide ohtrust.

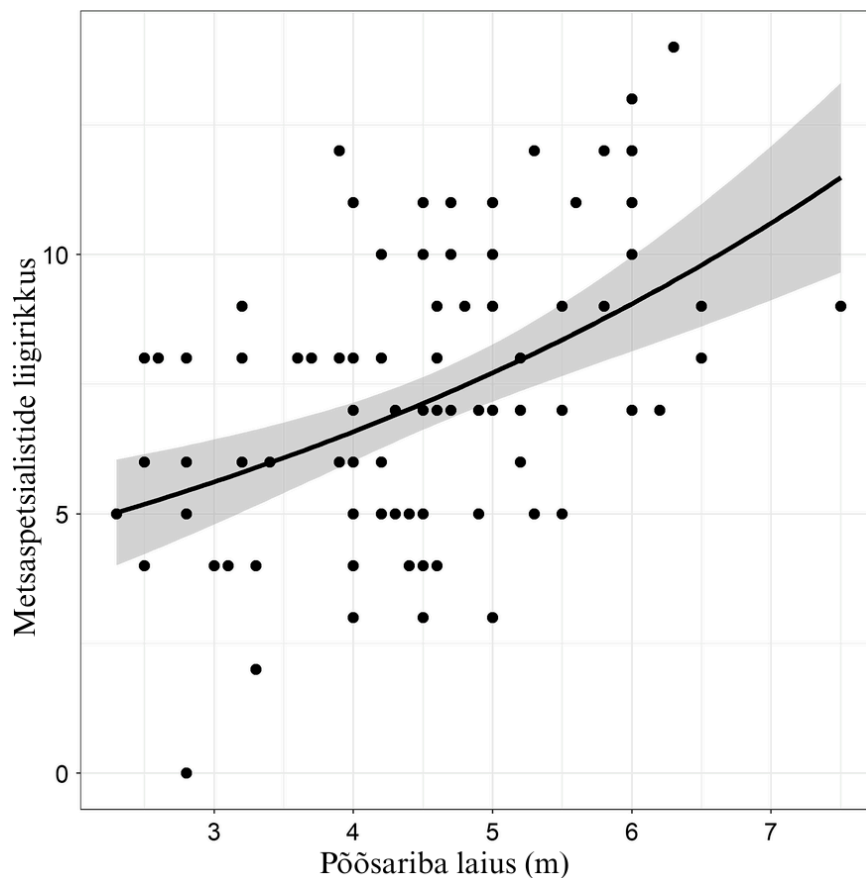
Laias põõsaribas leidub rohkem imetajaid, sest laiem põõsariba pakub rohkem toitu ja paremat kaitset. Näiteks Itaalias leidis mägra (*Meles meles*) tegevusjälgi suurema tõenäosusega 15–30 m laiustes põõsaribades kui alla 15 m laiustes põõsaribades (Dondina *et*

al., 2016). Põõsariba laius ja nii üldine väikeste imetajate ohtrus Suurbritannias (Gelling *et al.*, 2007), kui ka metsaspetsialistist väikeste imetajate ohtrus Saksamaal olid positiivselt seotud (Schlinkert *et al.*, 2016). Väikeseid imetajaid käsitletakse tihti põllukahjuritena, kuid maastiku skaalal omavad nad tähtsat kohta paljude karnivooride toidulaual (nt loorkakk (*Tyto alba*)) (Michel *et al.*, 2006). Seevastu Kanadas ei leidnud Silva-Opps (2009) seoseid põõsariba laiuse ja väikeste imetajate esinemise vahel ja Pelletier-Guittier *et al.* (2020) leidis, et põõsariba laius mõjutab keskmiste ja suurte imetajate ohtrust negatiivselt. Pelletier-Guittier *et al.* (2020) arvavad, et nende tulemus võib olla selline seetõttu, et nad uurisid üsna sarnase laiusega põõsaribasid, mitte et keskmised ja suured imetajad tegelikult eelistaksid kitsamaid põõsaribasid. Nahkhiired kasutavad lineaarseid maastikuelemente navigeerimiseks ning jahialadena, aga põõsariba laius ei mõjutanud kuidagi kääbus-nahkhiire (*Pipistrellus pipistrellus*) ega pügmee-nahkhiire (*P. pygmaeus*) esinemist Suurbritannias (Boughey *et al.*, 2011). Arvatavasti on nahkhiirte jaoks tähtsam põõsariba kõrgus kui laius. Uuringutest selgub, et põõsariba laius võib positiivselt mõjutada teatud imetajate esinemist, kuid tulemused eri liikide ja uurimuste lõikes on vastuolulised, viidates mõju liigispetsiifilisusele.

Laiemates põõsaribades on rohkem liike lüljalgseid ja ka rohkem üksikisendeid. Laiemad põõsaribad on metsaspetsialistidest lüljalgsetele sobivama niiskuse ja temperatuuriga, pakuvad rohkem mikroelupaiku ning toitu ja kaitset vaenlaste eest, kui kitsamad põõsaribad (Lövei & Magura, 2017). Taani põõsaribades laiusega 2,5–3,5 m mõjutab põõsariba laius jooksiklaste liigirikkust ja ohtrust positiivselt (Lövei & Magura, 2017). Slovakkias 4–20 m laiuste põõsaribade puhul kõige kitsamates põõsaribades olid koibikuliste kooslused liigivaesemad kui laiemates põõsaribades (Stašiov *et al.*, 2020). Laiemad põõsaribad soodustavad lüljalgsete, sealhulgas metsaspetsialistidest liikide, suuremat liigirikkust ja isendite arvukust, pakkudes neile sobivamaid keskkonnatingimusi ning rohkem elupaiku ja ressursse.

Põõsariba laius mõjutab mitte ainult loomastiku, vaid ka taimestiku koosseisu, sealhulgas metsaspetsialistidest taimeliikide esinemist. Põõsariba laiuse ja põõsaribas esinevate metsaspetsialistist taimeliikide esinemise vahel oli positiivne suhe (Joonis 6) nii Lääne-Euroopas kui ka Kanadas (Litza *et al.*, 2022; Litza & Diekmann, 2020; Roy & de Blois, 2008). Üks põhjus, miks laias põõsaribas esineb rohkem metsaspetsialistist taimi, on laiema põõsariba tekitatud suurem varjutatud ala, mis on sobilik elukeskkond metsaspetsialistidele (Litza & Diekmann, 2019). Arvestades, et osad taimed levivad loomadega, võib põõsariba laius kaudselt mõjutada taimepopulatsioone, mõjutades kui palju loomi põõsariba liikumiseks kasutab (Roy & de Blois, 2008). Seega võib järeldada, et

laiemates põõsaribades esineb rohkem metsaspetsialistidest taimeliike, mis on tõenäoliselt seotud suurema varjutusega ja kaudse mõjuga loomade vahendatud seemnelevikule.



Joonis 6. Metsaspetsialistidest taimeliikide liigirikkuse ja põõsariba laiuse seos. Kõver põhineb Poissoni jaotusel. Varjutatud ala näitab 95% usaldusvahemikku (Litza & Diekmann, 2020).

3.1.2. Pikkus

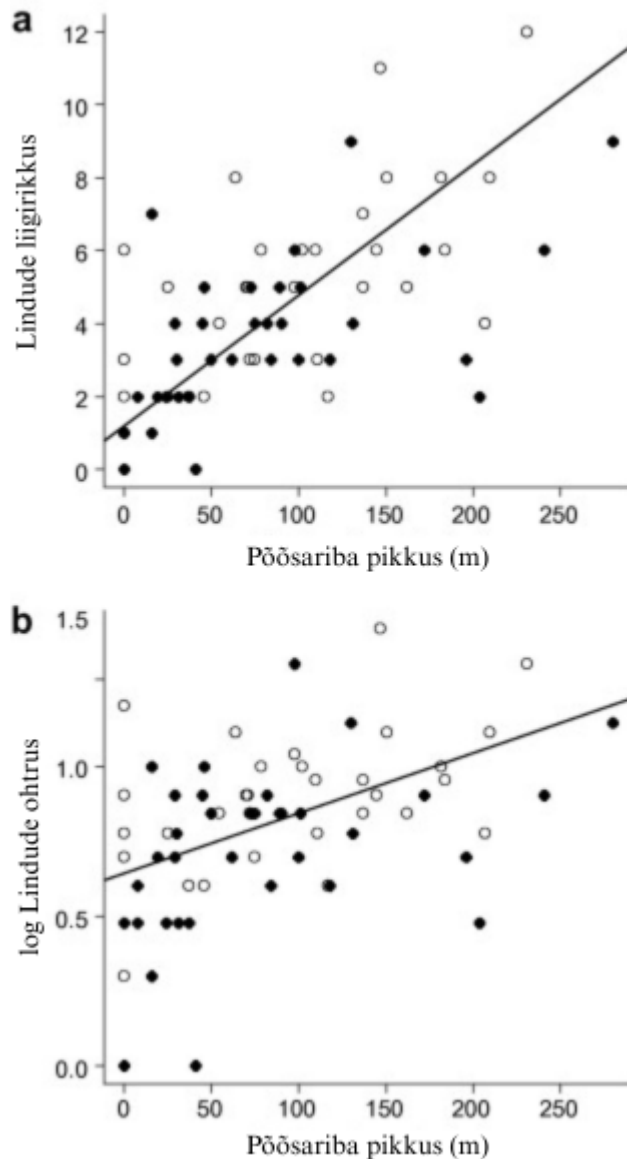
Pikem põõsariba katab suurema osa põllumajandusmaastikust poolloodusliku elupaigaga ja selles on tõenäoliselt rohkem erinevaid mikroelupaiku kui lühemas põõsaribas. Kõik selles alapeatükis kasutatud näidetes uuritud liigid ja põõsaribade täpsemad omadused on leitavad lisamaterjalides (Lisa 1, tabel L2).

Põõsaribade pikkus mõjutab oluliselt imetajate elupaigakasutust põllumajandusmaastikes. Silva-Opps (2009) leidis, et pikematel kui 250 m põõsaribadel on Kanadas Prints Edwardi saarel suurem põõsastaimede mitmekesisus kui lühemates, seega võivad need pakkuda imetajatele keeruka struktuuriga elupaika sarnaselt metsatukkadega.

Peale selle pakuvad Prints Edwardi saare põõsad ka rohkem toiduvarusid kui enamik puuliike (nt punane vaher (*Acer rubrum*) ja kanada kuusk (*Picea glauca*) vs. harilik vaarikas (*Rubus idaeus*), viirpuu ja virgiinia kibuvits (*Rosa virginiana*)), seega on võimalik, et mõned väikeste imetajate liigid kasutavad pikki põõsaribasid lisatoidualadena lisaks metsatukkadele. Väikeseid imetajaid leidis rohkem põõsaribades mis olid pikemad kui 225–250 m, kuid sellest lühemates põõsaribades oli liikide ohtrus pikkusest sõltumatu (Silva-Opps, 2009). Ka keskmisi ning suuri imetajaid esines Kanadas rohkem pikkades põõsaribades (Pelletier-Guittier *et al.*, 2020). Pikad põõsaribad piiravad enamasti suuri põllumassiive, mistõttu otsivad avatud maastikku ületavad imetajad seal suurema tõenäosusega põõsaribast varju kui väikesel põllul liikuvad imetajad (Pelletier-Guittier *et al.*, 2020). Seega viitavad uuringud, et pikad põõsaribad võivad täita maastikus olulist rolli, pakkudes nii toidubaasi kui ka varju erinevatele imetaja liikidele.

Lisaks imetajatele mõjutab põõsaribade pikkus ka põllumajanduskahjurite looduslike vaenlaste ja umbrohuseemnetest toituvate liikide ohtrust. Prantsusmaal täheldati, et pikemate põõsaribadega piiratud päevalille (*Helianthus sp.*) põldudel söödi ära rohkem kohaliku umbrohu (põldkannikese (*Viola arvensis*)) seemneid kui lühemate põõsaribadega piiratud põldudel, mis viitab sellele, et pikemates põõsaribades elab rohkem närilisi ja linde, kes umbrohuseemnetest toituvad (Badenhausser *et al.*, 2020). Samuti suurenes koos põõsariba pikkusega ämblike ohtrus, mis tõi kaasa intensiivsema lehetäide loodusliku tõrje (Badenhausser *et al.*, 2020). Võib järeldada, et pikemad põõsaribad aitavad kaasa looduslikule kahjuri- ja umbrohutõrjele.

Põõsariba pikkusel võib olla oluline, kuid liikide lõikes erinev mõju lindude liigirikkusele ja ohtrusele. Batáry *et al.* (2010) leidsid Saksamaal, et põõsaribade pikkus mõjutas positiivselt lindude ohtrust ja liigirikkust (Joonis 7) v.a avamaastiku spetsialisti põldlõokest (*Alauda arvensis*), kelle puhul oli mõju negatiivne. Samas Biffi *et al.* (2024) uurimus Suurbritannias täheldas pikemates põõsaribades väiksemat lindude vokaalset aktiivsust (ingl *vocal activity*). Nad arvavad, et lindude aktiivsust mõjutab pigem põõsariba katkendlikkus, mitte põõsariba pikkus. Seega, pikad põõsaribad ei mõju kõikidele linnuliikidele ühtemoodi positiivselt, vaid isendite ohtrust ja liigirikkust mõjutavad ka teised tegurid.



Joonis 7. Lindude liigirikkuse (a) ja arvukuse (logaritmiline skaala) (b) ja põõsariba pikkuse seosed mahepõllunduses (tühjad ringid) ning tavalistel (mustad ringid) niitudel ja nisupõldudel. Pidev joon esindab regressioonijoont üldisest lineaarsest segamudelist (Batáry *et al.*, 2010).

3.1.3. Katkendlikkus

Põõsaribas peaks olema võimalikult vähe katkestusi, et tagada katkestusteta elukeskkond, suurem põõsariba pindala ja vähendada servaefektist tulenevaid häiringuid. Vahed põõsaribades tuleks täita põõsaste ja puudega, et vältida fragmenteeritust (Dondina *et al.*, 2016).

Lisaks põõsaribade pikkusele võib ka nende struktuurne terviklikkus ehk katkendlikkus oluliselt mõjutada lindude liigirikkust ja ohtrust. Suurbritannia põõsaribades, kus olid suured katkestused põõsarindes, oli vähem linde, eriti muusträstast (*Turdus merula*) ja võsaraati (*Prunella modularis*) (MacDonald & Johnson, 1995). Nigeeria pidevad põõsaribad, millel on taimestik vahed väiksemad kui 1,5 m, toetavad kõrgemat lindude liigirikkust ning toimivad paremini liikumiskoridoridena võrreldes suuremate vahedega katkendlike põõsaribadega (Usieta *et al.*, 2013). Samas Saksamaal ei leidnud Batáry *et al.* (2012) põõsariba katkendlikkusel mingit mõju lindude liigirikkusele ega ohtrusele. Seega võib põõsariba katkendlikkuse mõju olla kontekstitundlik: mõnede linnuliikidele on pidev taimestik oluline elupaiga kvaliteedi seisukohalt, samas kui teised liigid võivad olla selle suhtes vähem tundlikud.

Põõsaribade katkendlikkus mõjutab mitmeid lüljalgsete rühmi. Kangurlaste ohtrus oli väiksem Suurbritannia põõsaribades, kus esines palju vahesid taimestikust või vahed olid laiemad kui 5 m (Garratt *et al.*, 2017). Samuti leidis vähem nii jooksiklaste liike kui ka isendeid katkendlikes põõsaribades Iirimaa (Feehan *et al.*, 2005), kuid põõsariba katkendlikkusel ei olnud mõju liblikate (*Lepidoptera*) ohtrusele Itaalias (Luppi *et al.*, 2018). Paljud lüljalgsed kuhjuvad põõsariba katkestuse juures, mis viitab sellele, et katkestus toimib liikumise takistajana (Pollard & Holland, 2006). Kokkuvõttes võib katkendlik põõsariba piirata osade lüljalgsete liikumist ja levikut, eriti neid, kelle liikumisvõime on piiratud ning seetõttu sõltuvad pidevast taimkattest liikumisel või elupaikade vahelises levikus, kuid lennuvõimelistele lüljalgsetele liikumist katkendlikkus ei takista.

Põõsaribade katkendlikkus on oluline tegur, mis määrab, kui sobivad on need väikeste imetajate liikide jaoks elupaigana. Taimestikuvabade tühikute hulga kasvades Kanada põõsaribades kahanes väikeste imetajate liigirikkus ja ohtrus, välja arvatud ida-vöötorava (*Tamias striatus*) puhul (Silva-Opps, 2009). Põõsariba katkendlikkus oli negatiivselt seotud leethiire (*Clethrionomys glareolus*) ja metshiire (*Apodemus sylvaticus*) esinemise tõenäosusega Suurbritannias (Gelling *et al.*, 2007) ning kaelushiir (*Apodemus flavicollis*) suudab edukas olla vaid põõsaribas, kus puuduvad katkestused (Kotzageorgis & Mason, 1997). Seega, põõsaribade taimestiku pidevus on oluline väikeste imetajate jaoks ja isegi väikesed katkestused põõsaribas võivad mõnele liigile negatiivset mõju avaldada (Gelling *et al.*, 2007).

3.1.4. Kõrgus

Kõrgematel põõsaribadel on suurem struktuurne mitmekesisus, rohkem elupaiku ja parem keskkonnategurite puhverdamise võime. Kõik selles alapeatükis kasutatud näidetes uuritud liigid ja põõsaribade täpsemad omadused on leitavad lisamaterjalides (Lisa 1, tabel L3).

Kõrgemad põõsarivad pakuvad potentsiaalselt rohkem toitu, pesitsuspaiku ning kaitset kui madalamad põõsarivad ja on seega võimelised pakkuma elupaika suuremale ja liigirikkamale linnukooslusele (Hinsley & Bellamy, 2000). Rasvatihase (*Parus major*) ja sinitihase (*P. caeruleus*) pesitsusedukus oli Suurbritannias kõrgem kõrgetes põõsaribades võrreldes madalate põõsaribadega (Redhead *et al.*, 2013). Kõrged põõsarivad ja puud pakuvad soodsaid vaatepunkte ka vareslastele (Corvidae) ja röövlindudele (Redhead *et al.*, 2013). Kõrgete põõsaribade ja puude esinemise eelistamine lindude seas peegeldab tõenäoliselt nende evolutsioonilisi elupaigaeelistusi, kusjuures liigid, kes eelistavad kõrgeid hekke, võivad olla metsaspetsialistid, samas kui need, kes eelistavad ilma puudeta madalaid või keskmise kõrgusega põõsaribasid, võivad olla avamaastike liigid (Green *et al.*, 1994). Enamik linnuliike Green *et al.* (1994) uurimuses Suurbritannias eelistas kõrgeid põõsaribasid, kuid pruunselg-põõsalind (*Curruca communis*), kanepilind (*Linaria cannabina*) ja talvike (*Emberiza citrinella*) eelistasid madalaid põõsaribasid. Ainuke MacDonald & Johnson (1995) Suurbritannias uuritud linnuliikidest, kes eelistas kõrgetele põõsaribadele madalaid põõsaribasid oli kanepilind. MacDonald & Johnson (1995) leidsid, et lindude jaoks optimaalne põõsariba kõrgus jääb vahemikku 2–3 m, millest madalamas põõsaribas võib linnuliikide hulk kiiresti väheneda, kuid millest kõrgema põõsariba puhul suureneb lindude mitmekesisust vähesel määral. Samas Batáry *et al.* (2012) ei leidnud Saksamaal, et põõsariba kõrgus mõjutaks lindude liigirikkust ega ohtrust. Ühtse standardi rakendamine, näiteks kõrged põõsarivad, soosiks enamikke linnuliike ja suurendaks tõenäoliselt ka liigirikkust, kuid avamaastiku liigid ei saaks sellest kasu (Green *et al.*, 1994).

Põõsariba struktuursed omadused, nagu kõrgus, võivad hooajaliselt mõjutada väikeste imetajate asustustihedust põllumajandusmaastikes. Metshiire asustustihedus oli augustis põõsariba kõrgusega negatiivselt seotud aga positiivselt jaanuaris (Kotzageorgis & Mason, 1997). Sellest võib järeldada, et metshiir sõltub põllumajandusmaastikus talvel palju rohkem kui suvel põõsariba pakutavatest ressurssidest. Leethiire asustustihedust mõjutab oktoobris põõsariba kõrgus negatiivselt (Kotzageorgis & Mason, 1997). Uuringud viitavad, et põõsariba kõrgus mõjutab metshiire ja leethiire esinemissagedust erinevalt sõltuvalt aastaajast.

Kõrged põõsaribad takistavad putukate liikumist. Et vähendada putukatest põllukahjurite liikumist põldude vahel või takistada nende liikumist uutele põldudele soovivad Bhar & Fahrig (1998), et põõsaribad peaksid olema kõrged ja tihedad. Liblikate liikumise tõkestamise vältimiseks ja hästi arenenud põõsarinde tagamiseks, mis tagab omakorda nektari ja peremeestaimede olemasolu, tuleb vältida põõsariba liigset kasvu kõrgusesse (Luppi *et al.*, 2018). Põõsaribades kõrgusega 1–2 m oli kõige suurem liblikate liigirikkust, kõrgemate kui kolmemeetrise põõsaribade kõrguse kasvades liblikate liigirikkus ei suurenenud ja ohtrus hoopis vähenes (Luppi *et al.*, 2018). Seega kõrgem põõsariba võib olla kasulik kui soovitakse takistada põllukahjurite liikumist, kuid tuleb arvestada, et see piirab ka teiste liikide liikumist.

Põõsariba kõrgusel on mõju nii süsinikuringele kui ka taimkatte mitmekesisusele. Kõrgemates põõsaribades on suurema maapealse biomassi tõttu ka suurem süsinikuvaru (Biffi *et al.*, 2023). Põõsariba kõrgus suurendas taimede funktsionaalset mitmekesisust ja soosis varjutaluvate taimeliikide olemasolu (Boinot & Alignier, 2022). Samas tekitab liiga kõrge põõsariba probleeme põllumajanduses, varjutades kasvatavat kultuurtaime (MacDonald & Johnson, 1995). Seega mõjutab põõsariba kõrgus nii süsiniku sidumist kui ka taimestiku koosseisu, kuid võib kaasa tuua negatiivseid tagajärgi põllumajandusele.

3.1.5. Puude esinemine

Puude esinemine põõsaribas loob mikroelupaiku, suurema struktuurse mitmekesisuse, suurendab õhuniiskust ja reguleerib temperatuuri kõikumisi (Stašiov *et al.*, 2020). Puu kõrgus on potentsiaalne puu vanuse näitaja ning vanusega on ilmselt ka võra saavutanud tihedama struktuuri ning seega võib eeldada, et kõrgete puude esinemise korral on põõsariba alumisi kihte juba pikka aega mõjutanud järjepidev varjutus (Vanneste, Govaert, De Kesel, *et al.*, 2020). Arvatakse, et kõik puuliigid muutuvad vanuse kasvades mingil hetkel seest õõnsaks tänu seente ja muude mikroorganismide tegevusele, seega vanemad puud ja põõsad toetavad rohkem lagundajate kooslusi (Alexander *et al.*, 2006). Puude õõnsused pakuvad sobivaid pesapaiku lindudele ja varjepaiku nahkhiirtele ning nahkhiirtele sobivad ka lõhed puudes. Euroopa laikõrv (*Barbastella barbastellus*) eelistab lahtist paksu puukoort vanade suurte puude tüvedel. Puidu puru ja kõdu mis koguneb seest õõnsa puu põhja on hea paik roomajate munade inkubeerimiseks (nt nastik (*Natrix natrix*)) (Alexander *et al.*, 2006).

Varju taluvad taimeliigid kasvavad peamiselt põõsaribades, kus esinevad kõrged puud (Boinot & Alignier, 2022). Metsaspetsialistidest taimeliike leidis Eestis kõige rohkem põõsaribades ja puuribades, kus puuvõrade liituvus oli umbes 75% (Paal *et al.*, 2017), sest tihedad puuvõrad vähendavad valguse tungimist maapinnani, luues seeläbi soodsa keskkonna varjataluvatele metsaspetsialistidele (Vanneste, Govaert, De Kesel, *et al.*, 2020). Kuid suurem kui 85% võrade liituvus põhjustas liigse varjutusega stressi ja taimeliikide arv hakkas langema (Paal *et al.*, 2017). Kui varjataluvaid metsaspetsialiste soosib vähene valguse kättesaadavus kõrgemate puuvõrade all, siis valgust nõudvate generalistidest taimede ellujäämisvõimalused oluliselt vähenevad (Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020). Näiteks leidsid Dondina *et al.* (2016) Itaalias, et laia võraga puude esinemine põõsaribas muudab põõsariba hõredamaks, sest puuvõra tekitatud vari pärsib põõsastaimede kasvamist. Puud võivad luua ka tingimused invasiivsete liikide levimiseks. Hilistoomingas (*Prunus serotina*), Belgias invasiivne liik, kelle seemneid levitavad eelkõige linnud, kasvas kaks korda suurema tõenäosusega nendes põõsariba osades, kus esines ka suure võraga puud, mida kasutasid elupaigana ka linnud (Deckers *et al.*, 2005). Seega, kõrge ja tihe puurinne mõjutab positiivselt metsaspetsialistide mitmekesisust, samas kui mõju generalistist rohttaimede mitmekesisusele on negatiivne (Vanneste, Govaert, Spicher, *et al.*, 2020) ning võib olla soodus ka invasiivsete liikide levimiseks.

Puude lisamine põõsaribadesse võib olla lindude ohtrusele üldjoontes kasulik, kuid selleks, et vältida negatiivset mõju sellistele liikidele nagu maapinnal pesitsevad avamaastike linnud, on vaja hoolikat planeerimist (Boughey *et al.*, 2011). Suure võraga ja vanad puud loovad lindudele häid pesitsuspaiku ja lisavad põõsaribale mikroelupaiku (Oosterveld *et al.*, 2022). Rasvatihase ja sinitihase pesitsusedukus oli Suurbritannias kõrgem põõsaribades, kus esinesid kõrged suure võraga puud (Redhead *et al.*, 2013) ning MacDonald & Johnson (1995) uurimuses vaadeldud linnuliikide pesade tihedus oli suurem puudega hekkides. Samuti olid lindude liigirikkus (Usieta *et al.*, 2013), ohtrus (MacDonald & Johnson, 1995; Walker *et al.*, 2005) ja vokaalne aktiivsus (Biffi *et al.*, 2024) kõrgemad põõsaribades, kus esinesid puud. Prantsusmaal talvitudes eelistas metskurvits puudega põõsaribasid ainult põõsastaimedega põõsaribadele, ilmselt seetõttu, et tema peamine elupaik on mets (Duriez *et al.*, 2005). Enamike linnuliikide esinemise tõenäosus Green *et al.* (1994) uurimuses Suurbritannias oli suurem põõsaribades, kus esines palju puud, kuid võsaraadi, salu-lehelinnu (*Phylloscopus trochilus*), väike-põõsalinnu (*Curruca curruca*), pruunselg-põõsalinnu, kanepilinnu ja talvikese esinemise tõenäosus oli suurem põõsaribades, kus esines vähe puud. Samuti vähenes Suurbritannias talvikese, kanepilinnu ja pruunselg-põõsalinnu territooriumite tihedus puude

olemasolul põõsaribas vastavalt 56%, 67% ja 55%, samas rohevindi (*Carduelis chloris*) territooriumi tihedus kahekordistus puude esinemisega põõsaribas, võrreldes ilma puudeta põõsaribaga (Tresise *et al.*, 2021). Rohevint on generalist ja seetõttu kasutab suurema tõenäosusega põõsaribades kasvavaid puid pesitsemiseks ja toitumiseks kui teised liigid, kes on põõsaspetsialistid (toituvad ja pesitsevad eelistatult põõsastes) (Tresise *et al.*, 2021). Seega tuleks põõsaribade loomisel ja hooldamisel arvestada erinevusi linnuliikide eelistustel (Green *et al.*, 1994).

Lineaarsed maastikuelemendid, nagu põõsaribad, aitavad nahkhiirtel navigeerida (Lacoeuilhe *et al.*, 2018). Nahkhiirte vokaalne aktiivsus oli suurem põõsaribades kus esinesid puud (Biffi *et al.*, 2024; Lacoeuilhe *et al.*, 2018) ning nahkhiirte aktiivsus oli suurem kõrgemate puude läheduses (Kalda *et al.*, 2015). Jahikäitumist täheldati Itaalias peamiselt puudega põõsaribade läheduses lendlase (*Myotis*), suurkõrva (*Plecotus*) ja *Pipistrellus* perekonna liikide puhul, kes on kohastunud saaki püüdma tiheda taimestikuga aladel, kuid mitte videvlase (*Nyctalus*) perekonna liikide puhul, kes on kohastunud jahtima avatud maastikel (Toffoli, 2016). Samas võib jahikäitumine erineda ka ühe perekonna liikide vahel. Näiteks vahemere nahkhiir (*Pipistrellus kuhlii*) (Toffoli, 2016) ja pügme-nahkhiir olid aktiivsemad põõsaribade läheduses, kus esinesid puud, võrreldes ilma puudeta põõsaribadega, kuid kääbus-nahkhiire aktiivsus ei olnud seotud puude esinemisega põõsaribas (Bougey *et al.*, 2011). Puude esinemine põõsaribas võib soodustada nahkhiirte esinemist, kes on kohastunud saaki püüdma tiheda taimestikuga aladel või ökotonis, kuid see efekt on vastupidine nahkhiireliikide puhul, kes on kohastunud jahtima avatud maastikul.

Puude esinemine põõsaribas soodustab erinevate lüljalgsete esinemist. Sarvlestalised (*Oribatida*) on osalised orgaanilise aine lagundamises, toitainete ringluses ja mulla tekkes (Behan-Pelletier, 1999) ning neid söövad mõned olulised põllukahjurite looduslikud vaenlased, nt lühitiiblasted, mardiklased (*Coleoptera*), hulkjalgsed (*Myriapoda*), ämblikulaadsed (*Arachnida*) ja kahepaiksed (*Amphibia*) (Walter & Proctor, 2013). Saaresurmaga (*Hymenoscyphus fraxineus*) haigestunud saarte all olev muld Põhja-Iirimaa toetas kõrgemat sarvlestaliste liigirikkust ja arvukust kui tervete puude all olev muld, seega haigete puude säilitamine põõsaribades võimalikult kaua, selle asemel et neid eemaldada, võib vähemalt intensiivselt majandataval põllumajandusmaastikul olla kasulik mulla elurikkusele (Spaans *et al.*, 2019). Kangurlasi, kes on olulised põllukahjurite vaenlased, esines ohtramalt Suurbritannia põõsaribades, kus esinesid ka puud, võrreldes ainult põõsastaimedest koosnevate põõsaribadega (Garratt *et al.*, 2017). Puurinde mitmekesisus loob sobivad tingimused vähemalt osadele koibikuliste liikidele (Stašiov *et al.*, 2020).

Põõsastes ja puudes toituvate ööliblikate (*Heterocera*) ohtrust mõjutas Suurbritannias puude esinemine positiivselt, erandiks olid röövaksik (*Crocallis elinguaria*) ja kuututlane (*Phalera bucephala*) (Merckx *et al.*, 2010). Rohttaimedest toituvaid ööliblikaid mõjutas puude esinemine negatiivselt (Merckx *et al.*, 2010). Puude kasvamine põõsaribas soodustab paljude lüljalgsete rühmade esinemist, kellest mitmed on kasulikud elanikud põllumaal.

3.1.6. Põõsariba alune pind

Kui põõsariba koosneb peamiselt inimese istutatud liikidest, siis põõsariba alune taimestik kujuneb peamiselt loodusliku kolonisatsiooni teel, kuigi seda mõjutavad kõrvalasuva põllu karjatamine, kultiveerimine ning herbitsiidide ja pestitsiidide kasutamine (French & Cummins, 2001). Kui põõsariba alune pind jääb hooldusmasinatest puutumata, tekib sinna spetsiifiline mullaelustik, alustaimestik ja sellele omane (mikro)fauna (Helm *et al.*, 2020). Põõsariba ei loo piisavalt metsasarnast keskkonda, et tekiks või püsiks metsa alustaimestikule iseloomulik rohttaimekooslus (French & Cummins, 2001). Seega on põõsaribas kasvavad rohttaimed sageli tüüpilisemad põllu- või rohumaakooslustele kui metsale (French & Cummins, 2001).

Suure mullavalliga (ingl *embankments*) ja rikkalike pelgupaikadega (nt kivid) põõsarivad sisaldavad teistsugust ja mitmekesisemat loomastikku võrreldes tasasel maapinnal kasvavate põõsarivadega (Lecq *et al.*, 2017). Prantsusmaal leiti, et mullavallide suurus mõjutab eriti positiivselt krüptiliste kiskjate esinemist nagu ämblikulaadsed, jooksiklased ja roomajad (Lecq *et al.*, 2018). Suurema mullavalli ja rohkemate pelgupaikadega põõsarivad sisaldavad suurema tõenäosusega sisalike ja madude iga liigi suuremaid esindajaid (Lecq *et al.*, 2017). Suurem mullavall ja rohkem pelgupaiku soodustavad tõenäoliselt roomajate saakloomade ohtrust ja mitmekesisust ning võivad pakkuda ka laiemat valikut termoreguleerimisvõimalusi (Lecq *et al.*, 2017). Samuti mõjutas mullavalli esinemine positiivselt väikeste imetajate esinemise tihedust Suurbritannias (Gelling *et al.*, 2007). Kokkuvõttes võib öelda, et suure mullavalliga ja rohkete varjupaikadega põõsarivad loovad mitmekesisema ja struktuursemalt sobivama elupaiga erinevatele loomaliikidele.

Üks väga oluline stressitegur rohttaimekoosluse jaoks mullavallide puhul on põuastress, kuna mullavallid on kõrgemad ümbritsevast maastikust, mis suurendab kaugust põhjaveeni (Litza & Diekmann, 2019). Lisaks puutuvad mullavallid kokku suurenenud päikesekiirgusega, eriti lõunapoolsest küljest, ja tuulega. Aja jooksul leevendavad

päikesekiirguse ja tuule mõju kasvavad põõsastaimed, mis vähendab põuastressi oluliselt (Litza & Diekmann, 2019).

Põõsariba all kasvavad rohttaimed mõjutavad tolmeldajaid ja erinevaid maapinnal elutsevaid liike. Rohttaimede külvamine põõsaribadesse võib, õitsemisperioodi pikendades, suurendada tolmeldajate arvukust ja liigirikkust (von Königsłow *et al.*, 2022). Külvatud rohttaimede edukus tolmeldajate mitmekesisuse suurendamisel sõltub taimede kasvamise edukusest, ala päikesele avatusest ja rohttaimede atraktiivsusest tolmeldajatele (von Königsłow *et al.*, 2022). Sirelased külastasid Suurbritannias suurema tõenäosusega põõsariba alustaimestikust kasvavaid õitsvaid rohttaimi, mitte põõsaribas esinevaid õitsvaid põõsastaimi, kuid teiste tolmeldajate puhul sellist eelistust ei täheldatud (Garratt *et al.*, 2017). Nii mägra kui pähklinäppi (*Muscardinus avellanarius*) tegevusjälgi leiti kõige väiksema tõenäosusega Itaalia põõsaribades, kus oli vähe paljast maapinda (Dondina *et al.*, 2016), kuid metsaspetsialistist väikeste imetajate ohtrus Saksamaal oli suurem just sellistes põõsaribades (Schlinkert *et al.*, 2016). Põõsariba all kasvavad rohttaimed soodustavad tolmeldajate esinemist, kuid imetajate puhul sõltub mõju konkreetsest imetaja liigist.

Varise esinemine mõjutab eri elustikurühmade esinemist põõsaribades erinevalt. Väikeste imetajate esinemist Kanada põõsaribades soodustab varisega kaetud maapind (Silva-Opps, 2009). Maudsley *et al.* (2002) leidsid, et varise biomass soodustas jooksiklaste ja lühitiiblaste talvitumist põõsariba all, ilmselt hea varjatuse ja lihtsa ligipääsetavuse tõttu. Varise sügavus ja rohttaimede ohtrus mõjutas Taanis jooksiklaste liigirikkust ja ohtrust negatiivselt (Lövei & Magura, 2017). Autorid arvavad, et jooksiklased liiguvad põõsaribasse ümbritsevatelt põldudelt ja ei ole kohanenud elama sügava varisega keskkonnas. Kuigi varisega kaetud maapind soodustab väikeste imetajate esinemist, võib see teatud tingimustes lüljalgsete liigirikkust ja ohtrust hoopis vähendada.

3.1.7. Rohtse puhverriba esinemine

Veromann & Kaasik (2019) definitsioonist mugandatult viitab siin töös “puhverriba” põõsariba ja põllumaa vahelisele rohtsele ribale, mida ei harita ja kus ei kasutata väetist ega taimekaitsevahendeid (Joonis 4). Erinevalt põõsariba all kasvavatest rohttaimedest on puhverriba tihti inimese poolt külvatud ja sealsed taimed ei pea taluma nõnda varjutatud tingimusi kui põõsariba all kasvavad rohttaimed. Puhverribad kaitsevad põõsariba mehaaniliste häirete ja agrookeemia eest (Moonen & Marshall, 2001).

Põõsaribad on mesilastele vähem atraktiivsed kui lilleribad, sest neis leidub vähem õisi ja need esinevad ajaliselt ebaühtlaselt (von Königslöw *et al.*, 2022). Seega on võimalik põõsariba kõrvale lilleriba külvates meelitada ligi rohkem tolmeldajaid. Von Königslöw *et al.* (2022) töös Saksamaal leiti, et koos õierohke püsirohumaaribaga olid hekid paremad elupaigad mesilastele, kui ilma püsiva rohumaaribata hekid. Külvatud (õierohke või ainult kõrreliste taimedega) puhverriba suurendas Suurbritannias põõsariba aluse rohttaimekoosluse liigirikkust ning vähendas põõsariba all leiduvate kahjulike umbrohuliikidena käsitlevate kahar luste (*Bromus sterilis*), roomav madara (*Galium aparine*), hariliku nurmika (*Poa trivialis*) ja kõrvenõgese ohtrust (Moonen & Marshall, 2001). Feehan *et al.* (2005) leidsid Iirimaal, et puhverribade puhul keskmise laiusega 1,45–1,81 m ei mõjutanud laius seal esinevate taimede ega jooksiklaste mitmekesisust. Feehan *et al.* (2005) hindasid, et puhverriba peaks olema vähemalt 3 m lai, et vähendada servaefekti mõju. Prantsusmaal talvitudes eelistas metskurvits puhverribaga põõsaribasid ilma puhverribata põõsaribadele (Duriez *et al.*, 2005). Puhverriba mõjutas Suurbritannias uuritud väikestest imetajatest ainult niidu-uruhiire (*Microtus agrestis*) ohtrust (Gelling *et al.*, 2007). Kokkuvõttes võib öelda, et puhverriba on soodus mitmete elustikurühmadele ja aitab vähendada umbrohuliikide hulka.

3.2. Paigutus maastikus

3.2.1. Põõsaribade tihedus maastikus

Mitmekaupa koos paiknevad põõsaribad pakuvad laiemat ja mitmekesisemat elupaika kui üksikud põõsaribad. Lähestikku asuvad põõsaribad võivad suurendada elurikkust (Michel *et al.*, 2006; Silva-Opps, 2009; Usieta *et al.*, 2013), kuid nende kujundus peab arvestama poollooduslike elementide ja põllumajanduse tasakaalu. Põõsaribade optimaalne paigutus sõltub kohaliku maastiku visuaalist, majandustegevuse vajadustest ja ökoloogilistest eesmärkidest.

Väiksemaid teid või radu palistavad paralleelsed põõsaribad (ingl *green lanes*) on struktuurselt mitmekesisemad kui üksikud põõsaribad, sisaldades nii keskset rada kui ka põõsaribasid ja teepeenraid (Walker *et al.*, 2005). Walker *et al.* (2005) uuringus vaadeldud Suurbritannia paralleelsete põõsaribade teepeenrad olid tunduvalt laiemad kui üksikute põõsaribade teepeenrad, pakkudes seega suuremat looduslikku elupaika. Rada ei anna mitte ainult suuremat elupaiga pindala, vaid ka elupaigatüüpi, mida ei leidu tavaliselt üksikutes

põõsaribades. Lindude liigirikkus ja ohtrus oli suurem põõsaribas, mis asub lähestiku teise paralleelse põõsaribaga kui üksikus põõsaribas, samuti oli kahe paralleelselt asuva põõsariba sisekülgedel lindude liigirikkus ja ohtrus suurem kui väliskülgedel. Kahe paralleelselt asetseva põõsariba positiivne mõju oli kõige paremini täheldatav metsaspetsialistide ja metsa servades elavate lindude puhul, mis viitab sellele, et kaks paralleelset asetsevat põõsariba meenutavad rohkem metsaserva elupaika kui üksikult esinev põõsariba (Walker *et al.*, 2005).

Mitmed lähestikku kasvavad põõsaribad suurendavad elurikkust, pakkudes suuremat poollooduslikku elupaika. Mida lähemal asusid Nigeerias läbi viidud uuringus põõsaribad üksteisele, seda suurem oli põõsaribas esinevate lindude liigirikkus (Usieta *et al.*, 2013). Saksamaal leidis maastikus lähestikku paiknevates põõsaribades samas vähem metsaspetsialistist taimeliike kui üksteisest kaugemal paiknevates põõsaribades, mis tuleneb ilmselt sellest, et lähestikku paiknevad põõsaribad olid kitsamad, et vähendada põõsaribade alla jäävat mitteharitvat maad (Litza & Diekmann, 2020). Väikeste imetajate ohtrus ja liigirikkus kasvas põõsariba ja põllumajandusmaa suhte kasvades Kanadas (Silva-Opps, 2009). Ka Prantsusmaal täheldati, et mida suurem oli põõsaribade tihedus põllumajandusmaastikus, seda suurem oli väikeste imetajate biomass (Michel *et al.*, 2006). Seega võivad lähestikku asetsevad põõsaribad elurikkusele soodsalt mõjuda, kui neid liigselt ei hooldata.

3.2.2. Ühendatus metsaga ja teiste põõsaribadega

Nii metsaga ühendatud kui ka eraldiseisvad (isoleeritud) põõsaribad on põllumajandusmaastikes väikeste imetajate jaoks potentsiaalsed elupaigad, sõltumata sellest, kas tegemist on metsaspetsialistide, elupaigageneralistide või avamaastike spetsialistidega (Schlinkert *et al.*, 2016). Elupaiga generalistidest väikeste imetajate ohtrus oli Saksamaal suurem isoleeritud põõsaribades võrreldes põõsaribadega, mis olid ühenduses metsaga, kuid metsaspetsialiste põõsariba isoleeritus ei mõjutanud (Schlinkert *et al.*, 2016). Eeldaks, et isoleeritud hekkides on vähem metsaspetsialiste, kuid väljaränne isoleeritud põõsaribadest võib olla madalam avatud maastikku vältimise tõttu ja seega suurendades asustustihedust vähemalt ajutiselt. Seega võivad väikesed metsaspetsialistidest imetajad kasu saada isegi isoleeritud põõsaribadest, pakkudes elupaika ja pelgupaika killustatud põllumajanduspiirkondades (Schlinkert *et al.*, 2016).

Kui isoleeritud põõsaribasid koloniseerivad vaid head levijad, siis metsaga ühenduses olevaid põõsaribasid saavad rohttaimede metsaliigid kergemini koloniseerida (Roy & de

Blois, 2008). Euroopa põõsaribades kasvas 55% kõigist põõsaribadega ühendatud metsalaikudel täheldatud rohttaimeliikidest ning 73% metsaspetsialistidest esines mõlemas elupaigatiübis (Vanneste, Govaert, De Kesel, *et al.*, 2020). Iidse (vähemalt 200 aastat vana) metsa lähedus mõjutas Saksamaal positiivselt põõsaribas esinevate metsaspetsialistidest rohttaimede liigirikkust (Litza & Diekmann, 2019). Seega metsaga ühenduses olemine suurendab põõsaribas metsaspetsialistist rohttaimede liigirikkust.

Ka põõsaribade omavahelised ühendused soodustavad elurikkust. Metsaspetsialistidest rohttaimede liigirikkus oli Kanada põõsaribas seda suurem, mida rohkem ühendusi oli tal teiste põõsaribadega (Roy & de Blois, 2008). Kahe Suurbritannia põõsariba ristumiskohal lüljalgsete kuhjumine võib peegeldada põõsaribade ristumiskohtadel eelistatavaid mikrokliimaatilisi tingimusi (Pollard & Holland, 2006) nagu kõrgem õhuniiskus, stabiilsem temperatuur ja vähem valgust. Lindude vokaalne aktiivsus on suurem Suurbritannia põõsaribades, mis on omavahel ühendatud kuid nahkhiirte aktiivsus on madalam (Biffi *et al.*, 2024). Hilistoomingas, Belgias invasiivne liik, kelle seemneid levitavad eelkõige linnud, kasvas põõsaribades peamiselt põõsaribade ristumiskohtades ja nende läheduses, kohtades, mis ka linde rohkem ligi meelitasid (Deckers *et al.*, 2005). Põõsaribade ühenduskohad võivad toetada suuremat elurikkust kui ilma ühendusteta põõsaribad, kuid võivad soodustada ka invasiivsete liikide esinemist.

3.3. Liigiline koosseis

Põõsaribade elurikkuse määramisel ei ole olulised pelgalt nende füüsilised omadused, vaid ka nende liigiline koosseis. Põõsariba moodustavate taimede kooslus mõjutab oluliselt põõsaribades elavaid loomaliike (Lövei & Magura, 2017). Puud ja põõsad on seotud väga mitmekesise organismide kooslusega, mis ühelt poolt toetavad neid endid ning teiselt poolt toetavad nad ise teisi organisme: mükoriisakooslused, mullas elavad elus ja surnud juurtega seotud organismid (bakterid, pärmid, nematoodid, lestad), lagundajad surnud puidus (seened, selgrootud), lagundajad varises, epifüüdid puukoorel ja lehtedel (samblikud, samblad, helviksammaltaimed, vetikad ja neil varjuvad ja toituvad liigid), õietolmust, nektarist, puuviljadest, seemnetest, taimeosadest ja seentest toituvad loomad ning taimedel elavad loomad (Alexander *et al.*, 2006). Põõsastaimede liigivalikul on oluline arvestada peale liigi kasvukiiruse, sobivuse kasvukohale, vastupidavuse tagasilõikamisele, lõikuse või

mehaaniliste vigastuste järgset taastumisvõimet ka tähtsust teistele liikidele (Helm *et al.*, 2020).

Suurem taimede mitmekesisus võib tähendada rohkem erinevaid nišše, aga samas väiksemat hulka sobivaid nišše mõnele konkreetsele liigile. Põõsastaimede liigiline mitmekesisus soodustab erinevat liiki lindude (Biffi *et al.*, 2024; MacDonald & Johnson, 1995) ja väikeste imetajate (Silva-Opps, 2009) leidumist põõsaribades. Rohkem linnuliike esineb Suurbritannia mitmekesisiste põõsaliikide põõsaribades, sest liigirikas põõsariba toetab suuremat putukate ohtrust ja loob suurema struktuurilise mitmekesisuse (MacDonald & Johnson, 1995). Kaelushiire, kes toitub peamiselt seemenetest, asustustihedus on Suurbritannias positiivselt seotud põõsariba põõsastaimede liigirikkusega kevadel, ilmselt seetõttu, et liigirikkast põõsaribast on suurem võimalus leida sobivat toidupoolist (Kotzageorgis & Mason, 1997). Tuhatjalgsete (*Diplopoda*) ohtrus on negatiivselt seotud hekitaimede mitmekesisusega Slovakkias, sest kõigi puittaimede lehed ei pruugi neile sobivad olla (Stašiov *et al.*, 2017). Sadajalgsete (*Chilopoda*) ohtrus on seevastu positiivselt seotud hekitaimede mitmekesisusega, sest neid soosib mitmekesisemast hekkist tulenev putukate rohkus (Stašiov *et al.*, 2017). Kokkuvõttes võib öelda, et mitmekesisem põõsastaimede kooslus põõsaribas soodustab ka teiste organismide mitmekesisust.

Vara õitsevad puud ja põõsad on eriti tähtsad paljudele kevadel lendavatele putukatele (Alexander *et al.*, 2006). Õietolm sisaldab palju valku ja on tähtis õisi küllastavatele putukatele sigimise ajal, nektar aga pakub kiireid süsivesikuid lendavatele putukatele (Alexander *et al.*, 2006). Õitsvad liigid põõsaribas suurendavad mesilaste ja sirelaste püsivat esinemist põõsaribas (Montgomery *et al.*, 2020). Hannon & Sisk (2009) täheldasid Ameerika Ühendriikides Arizona osariigis põõsaribades rohkem kevadel õitsevaid liike kui ümbritseval põllumajandusmaastikul või looduslikes elupaikades. Põõsaribad, kus kasvab ohtralt paju, laukapuud või murakat (*Rubus*) tõmbavad Saksamaal ligi rohkem mesilasi kui teistest liikidest põõsaribad, eriti oligolektilisi mesilasi (kitsa õietolmu eelistusega, nt roosõieliste (*Rosaceae*) vm spetsialist) (von Königsłow *et al.*, 2022). Põõsariba peaks koosnema liikidest, mis õitsevad ja viljuvad eri aegadel (Moor *et al.*, 2001) pakkudes ressursse pikema perioodi vältel. Seega on põõsaribades õitsvad põõsad tolmeldajatele atraktiivsed ja seda eriti kevadel (Hannon & Sisk, 2009).

Loomad eelistavad neid põõsaribasid, kus kasvavad neile sobilikke tingimusi pakkuvad taimeliigid. Osade linnuliikide esinemisele Suurbritannias mõjus positiivselt kui põõsaribas kasvas väänduv kuslapuu (*Lonicera periclymenum*), mis meelitab õitsedes ligi putukaid, pakkudes toidupoolist putuktoidulistele liikidele (MacDonald & Johnson, 1995).

Itaalia põõsaribad, millest vähemalt veerandi moodustasid muraka põõsad, toetasid suuremat liblikate liigirikkust ja ohtrust kui need põõsaribad, kus esines vähem muraka põõsaid (Luppi *et al.*, 2018). Murakas toodab pikka aega palju nektaririkkaid õisi ja nende õisi kasutavad paljud liblikaliigid nektari allikatena (Luppi *et al.*, 2018). Murakat eelistasid ka linnud Suurbritannias pesa ehitamiseks ilmselt selle tiheda, kiskjaid peletava okkalisele struktuuri tõttu, samas valiti pesakoht ka luuderohu (*Hedera*) lähedusse, mis oma tiheda katte tõttu pesa varjab, kuid kibuvitsa välditi selle hilise lehestumise ja hõreda katte tõttu (Dunn *et al.*, 2016). Väänduv kusalpuu ja murakas soodustavad nii lindude kui ka putukate esinemist põõsaribades.

Levinud hekitaim, üheemakane viirpuu (*Crataegus monogyna*), toetab tihti suuremat liigirikkust, kui teised hekitaimed. Suurbritannia põõsaribad, kus domineeris üheemakane viirpuu, toetasid suuremat lindude liigirikkust kui põõsaribad, kus peamiseks liigiks oli laukapuu (Walker *et al.*, 2005). Samuti oli Taanis üheemakalise viirpuu põõsaribas jooksiklaste liigirikkus ja ohtrus suurem võrreldes pooppuu (*Sorbus intermedia*), kanada kuuse ja sitka kuuse (*Picea sitchensis*) põõsaribadega (Lövei & Magura, 2017). Võrreldes põõsaribas esinevaid jooksiklaste kooslusi Jüütima suurte looduslike metsade jooksiklaste kooslustega kattusid kooslused üheemakalise viirpuu puhul 41%, pooppuu puhul 25% ja kuusehekkide puhul 28%. Üheemakaline viirpuu on uuritud liikidest ainuke looduslik liik selles Taani piirkonnas ning pakub jooksiklastele teistest põõsaribadest sobivama struktuuri, mikrokliima, mulla, toidu ja kiskjate kaitse tingimustega elupaika (Lövei & Magura, 2017). Seega on üheemakane viirpuu eelistatud hekitaim võrreldes nii võõrliikide kui ka looduslike liikidega.

Üldiselt eelistavad lüljalgsed looduslikest liikidest põõsaribasid. Suurbritannia puude vanemad põlised liigid toetavad rohkem putukaid kui uuemad kolonistid (MacDonald & Johnson, 1995). Ameerika Ühendriikides California osariigis eelistasid nii looduslikud mesilased kui ka meemesilased (*Apis mellifera*) korjetaimedena looduslike liike (nt leeder *Sambucus mexicana* ja puisaster *Baccharis pilularis*) võõrliikidele (nt harilik kassitapp (*Convolvulus arvensis*) ja kapsasrohi (*Brassica*)) (Morandin & Kremen, 2013a). Nii mesilaste ohtrus, liigirikkus kui ka liigiline mitmekesisus olid suuremad looduslikel liikidel (Morandin & Kremen, 2013a). Ämblikud hävitasid rohkem põllukahjureid (sihktiivalised (*Orthoptera*)) kohalikest liikidest põõsaribadega piiratud Keenia maisipõldudel (Otieno *et al.*, 2023). Seega nii tolmeldajad kui ka põllukahjurite looduslikud vaenlased eelistavad looduslike liikide esinemist põõsaribades.

Alati ei pruugi võõrliigid elustikule viletsamad olla (Alexander *et al.*, 2006). Paljud liigid ei ole ainult ühele puu- või põõsaliigile spetsialiseerunud ja saavad hakkama mingil määral ka teistel liikidel, eriti siis kui võõrliik on taksonoomiliselt looduslikule lähedane või esineb struktuurseid sarnasusi (Alexander *et al.*, 2006). Lövei & Magura (2017) leidsid, et Taanis uuritud 71st jooksiklase liigist 13 ei näidanud mingit eelistust põõsariba põõsastaimede liikide suhtes ja neid võib seetõttu pidada elupaiga generalistideks. Keenias võõrliikidest koosnevate põõsaribadega piirnevatel oapõldudel esines rohkem põllukahjureid (liblikalised), kuid neid hävitasid herilased ka rohkem kui looduslikest liikidest põõsaribades (Otieno *et al.*, 2023). Tihti võivad võõrliigid pakkuda sobivaid tingimusi kui looduslikku peremeestaimede läheduses ei ole (Alexander *et al.*, 2006).

Erinevate puuliikide varis ja selle omadused võivad mõjutada põõsariba alustaimestikku ja loomastikku. Okaste või lehtede langemine on osa looduslikust taaskasutustsüklist, mis tagastab toitained mulda, kus neid saavad kasutada seemed ja edasi anda puu juurtele (Alexander *et al.*, 2006). Aeglaselt lagunev varis püsib pikalt maapinnal ja pakub elupaika samas kui kiiresti lagunev varis lisab mulda orgaanilist ainet. Hariliku pöõgi (*Fagus sylvatica*) ja hariliku kastanipuu (*Castanea sativa*) lehed lagunevad aeglaselt aga hariliku saare (*Fraxinus excelsior*) ja mägivahtra lehed lagunevad kiiresti. Mägivahtra lehtede varis toetab Suurbritannias suuri vihmausside populatsioone. Hariliku pöõgi aeglasem lehtede lagunemine, toodab sügava lehevarise kihi, mis pakub erinevatele organismidele varjet (Alexander *et al.*, 2006). Kuusehekid mõjutavad Taanis jooksiklaste kooslusi negatiivselt seetõttu, et okaste lagunemine muudab mulla happeliseks, mis võib vähendada teiste lüljalgsete ohtrust ja seega vähendada jooksiklaste toidubaasi (Lövei & Magura, 2017). Tuhatjalgsete liigiline mitmekesisus oli väiksem Slovakkia põõsaribades, kus domineeris rabe remmelgas (*Salix fragilis*) ning suurem nendes põõsaribades, kus domineeris valgepöök (*Carpinus betulus*) (Stašiov *et al.*, 2017). Sellest võib järeldada, et rabeda remmelga varis on detrivoorsetele tuhatjalgsetele ebasobiv substraat. Valgepöõgi varis laguneb kergesti ja sellel on suhteliselt suur lämmastiksisaldus, mis on vajalik tuhatjalgse kasvuks (Stašiov *et al.*, 2017). Seega põõsaribas kasvavad puittaimed mõjutavad põõsariba aluse pinna omadusi ja seega ka seal esinevat elustikku.

3.4. Vanus

Põõsaribade vanus mõngib olulist rolli nende ökoloogilises väärtuses. Vanemad põõsaribad toetavad suuremat elurikkust (Litza & Diekmann, 2019) ja seovad rohkem süsinikku (Wenzel *et al.*, 2023), muutes need oluliseks nii loodushoiu kui ka kliimamuutustega kohanemise seisukohalt.

Iidsed (vanemad kui 150 aastat) põõsaribad on olulised kohaliku elurikkuse jaoks, eriti äsja rajatud põõsaribade lähtepopulatsioonidena (Litza & Diekmann, 2019). Tolmeldajate liigirikkuse ja ohtruse kasvu oli Ameerika Ühendriikides California osariigis märgata alates viiendast aastast peale põõsaribade rajamist (Kremen *et al.*, 2018). Põõsariba vanus mitmekesistas Iirimaaal jooksiklaste liigilist koosseisu aga mitte isendite ohtrust (Feehan *et al.*, 2005). Lindude ja nahkhiirte vokaalne aktiivsus oli kõrgem Suurbritannia põõsaribades, mis olid vanemad kui viis aastat võrreldes nendega, mis olid nooremad kui viis aastat (Biffi *et al.*, 2024). Kõige kõrgemat lindude ja nahkhiirte vokaalset aktiivsust täheldati 5–10 aasta vanustes põõsaribades, mis erinesid vanematest põõsaribadest sellega, et neid ei olnud veel regulaarse hoolduse režiimi järgi hooldama hakatud (pügamine iga 1–3 aasta tagant ja põimimine iga 15–30 aasta tagant) (Biffi *et al.*, 2024). Kui värskelt rajatud põõsaribasid hooldatakse traditsiooniliste võtetega, võivad need vaid mõne aastakümne jooksul muutuda väärtuslikeks elupaikadeks, mis sarnanevad iidsete põõsaribadega (Litza & Diekmann, 2019).

Äsjaloodud lineaarsete elupaikade potentsiaal liigirikaste põliste taimekoosluste toetamiseks suureneb koos ajaga (Roy & de Blois, 2008). Kuigi Saksamaa noored (rajatud 1938–2004) põõsaribad pakuvad juba elupaika metsaspetsialistist rohttaimedele siis leidub seal palju vähem metsaspetsialiste kui iidsetes (eksisteerivad vähemalt aastast 1877) põõsaribades (Litza & Diekmann, 2019). Vaadeldes Kanada põõsaribasid vanuses 6–85 aastat, kasvas vanusega põõsaribas esinevate metsaspetsialistist rohtaimeliikide ohtrus (Roy & de Blois, 2008). Kui põõsaribadel on aega vananeda, levivad looduslikud põõsaliigid tuule või loomade abil loomulikult põõsariba struktuuri (Hannon & Sisk, 2009). Põõsaribad kõrbelises Arizona osariigis, milles kasvasid vanemad meskiidipuud (*Prosopis spp.*) ja millel oli tihedam põõsarinne toetasid suurema tõenäosusega varju armastavaid mitmeaastaseid rohttaimi, mida kasutasid metsaga seotud mesilase liigid (Hannon & Sisk, 2009). Seega kuigi noored põõsaribad pakuvad juba elupaika mitmetele taimeliikidele, siis taimeliikide arv kasvab tavaliselt põõsariba vanusega.

Vanusest oleneb ka põõsariba seotud süsiniku hulk ja põõsariba aluse mulla omadused. Mulla orgaanilise süsiniku sisaldus suureneb koos põõsariba eaga (1–70 aastat) ülemises mullakihis (0–20 cm), kuid väheneb sellest sügavamal kihis (20–40 cm) ning iga-aastased sidumismäärad kahanevad põõsariba vanusega mõlemas mullakihis (Wenzel *et al.*, 2023). Haritavale maale põõsaribade rajamine tõi üldjuhul kaasa mulla orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni suurenemise ülemises mullakihis esimese 30 aasta jooksul vaid ~20%, kuid ~85% põõsaribade aluses mullas 31–70 aastat pärast nende rajamist (Wenzel *et al.*, 2023). Põõsaribade biomass ja maapealse biomassi süsinikuvaru suurenesid Suurbritannias järsult põõsariba vanuse kasvuga, kuid aeglustus kui põõsaribad saavutasid küpsuse ning neid hakati regulaarselt pügama (Biffi *et al.*, 2023). Põõsariba biomassi süsiniku varu tipneb põõsariba nooremas eas, enne kui neid pügama hakatakse ja edasine intensiivne majandamine piirab süsiniku varu suurenemist, kuid pügamata põõsaribade puhul võib see suurenda ka edaspidi (Black *et al.*, 2023). Võrreldes vanade põõsaribadega oli äsja rajatud põõsaribade mulla pH Saksamaal tunduvalt kõrgem (Litza & Diekmann, 2019). Seega põõsariba süsiniku varu ja põõsariba aluse mulla omadused muutuvad ajas, kuid see muutus ei ole lineaarne.

4. Hooldusvõtted

4.1. Heki kuju

Põõsaribad puutuvad kokku korrapäraste häiringutega, mitte ainult ümbritseva maaharimise, vaid ka sihtotstarbelise hooldamise tõttu (Litza *et al.*, 2022; Marshall & Moonen, 2002; Roy & de Blois, 2008), mistõttu isegi põõsaribasid koloniseerida ja väikeseid populatsioone rajada suutnud liigid võivad sealt kergesti uuesti kaduda (Roy & de Blois, 2008). Hooldamisel võib olla suur mõju põõsaribade pakutavatele looduse hüvedele (Staley *et al.*, 2016). Ebasobiva hooldamise korral võivad põõsaribad toimida pigem mülgastena (negatiivse iibega ala, kus populatsioon püsib immigratsiooni abil) kui väärtuslike lätetena (positiivse iibega ala) (Roy & de Blois, 2008). Regulaarne hekilõikus on tähtis tiheda puitunud struktuuri tagamiseks ja vältimaks põõsariba muutumist puude reaks (Dunn *et al.*, 2016). Muutus põõsa kasvuvormist puu kasvuvormi võib mõõdukas märjas kliimas, vähese hooldamise ja kiirekasvulisemate puuliikide kõrge sageduse korral toimuda üsna kiiresti (McCann *et al.*, 2017).

Hekkides, mida pügatakse, esineb rohkem uusi kasve võrreldes pügamata põõsaribadega, mis omakorda võib viia suurenenud puitunud biomassi ja seotud süsinikuni (Axe *et al.*, 2017). Samas on ka leitud, et laiemad, vähem intensiivselt hooldatavad ja ebaregulaarse kujuga hekid on suurema maapealse biomassiga võrreldes regulaarse kujuga intensiivselt hooldatavate hekkidega (Black *et al.*, 2023). Hooldades hekke nii, et nad saavad kasvada kõrgemaks ja laiemaks, suureneb süsiniku sidumine põõsastaimede maapealsetes osades, võrreldes madalamate ja kitsamate hekkidega (Axe *et al.*, 2017). See aitab potentsiaalselt oluliselt kaasa kasvuhoonegaaside eemaldamisele maastiku skaalal, juhul kui muutused on püsivad (Axe *et al.*, 2017). Nii pügamata kui ka mõõdukalt püगतud hekid seovad süsinikku, pigem sõltub see konkreetse hekki struktuurist.

Hekkide pügamine võimaldades astmelist kasvu laseb hekkidel kasvada laiemaks ja kõrgemaks. Hooldusvõtted, mis lasevad hekkidel suuremaks kasvada toovad kaasa metsastaimede liigirikkuse ja ohtruse suurenemise lineaarsetes elupaikades (Roy & de Blois, 2008). Samas hekkide pügamine võimaldades astmelist kasvu, vähendas rohttaimede liikide arvu keskmiselt ühe võrra, võrreldes hekkide pügamisega tagasi standardkõrgusele ja -laiusele, mis on ilmselt põhjustatud laiemast ja kõrgemast hekkist tulenevast suuremast varjutamisest (Stanbury *et al.*, 2020). Liblikaliste liigirikkus oli suurem hekkides, kus igal

lõikuskorral jäeti heki kõrgusele ja laiusele 10 cm lisaks võrreldes hekkidega, mida pügati iga kord samale kõrgusele ja laiusele (Staley *et al.*, 2016). Kokkuvõttes võib öelda, et hekkide pügamine võimaldab astmelist kasvu loob suurema biomassiga hekid, mis suurendab pakutavat elupaika, kuid ei ole soodus liikidele, kes ei talu suurenenud varjutust.

4.2. Hoolduse ajastus

Heki pügamise ajastus mõjutab liike, kes hekis elavad, toituvad, pesitsevad, varjuvad või talvituvad. Heki harvem pügamine ja sügise asemel talvel pügamine võib suurendada ööliblikate rohkust ja liigirikkust ning samuti soodustada ööliblikatel parasiteerivate kiletiivaliste (*Hymenoptera*) esinemist (Facey *et al.*, 2014). Suurbritannias sügisel heki pügamine ohustab ööliblika liike, kes septembris esinevad heki põdsastaimedel munadena, vastsetena või nukkudena, ning seetõttu hävivad pügamise ajal, kuid ei mõjuta neid liike, kes esinevad valmikutena või on vastsete või nukkudena mullas või varises (Staley *et al.*, 2016). Kase-siilaktiib (*Thecla betulae*) vastne toitub peamiselt laukapuust, emane muneb munad laukapuule ja need jäävad sinna kogu talveks. Seetõttu Suurbritannia piirkondades, kus leidub kase-siilaktiiba, on eelistatud laukapuu hekkide pügamine sügisel, kuid piirkondades, kus kase-siilaktiiba ei esine, oleks hekkide pügamine mõtekam talvel, sest see on soodus paljudele teistele liblikaliikidele (Staley *et al.*, 2016). Talvel heki pügamine toob kaasa varjutaluvamate rohttaimeliikide koosluse moodustumise hekki alusel (Stanbury *et al.*, 2020). Seega parim heki pügamise aeg sõltub konkreetses piirkonnas hekis elavatest ja talvituvatest liikidest.

Hekkide hooldamine talve lõpus (jaanuar-veebruar) on soovitatav vähemalt Suurbritannias, et linnud ja teised loomad saaksid maksimaalselt kasutada heki toodetud marju, pähkleid/seemneid ja teisi vilju, ning vältida pesitsevate lindude segamist (Westaway & Smith, 2019). Eestis on hekkide pügamine põllumajandusmaadel keelatud lindude pesitsemise ja poegade üleskasvatamise ajala ning on lubatud alates 15. juulist (RT I, 14.02.2025, 4). Suurbritannias sõltus üheemakase viirpüü pügamise ajast, kas järgmisel aastal oli taimedel rohkem okkaid (pügades suve lõpus), toimides paremini piirdena, või rohkem pungasid (pügades talvel) ja seega rohkem õisi ja vilju (Bannister & Watt, 1995). Heki pügamise ajastus sõltub ka maapinna tingimustest ja heki ligipääsetavusest sõltuvalt põllutöödest (Westaway & Smith, 2019).

4.3. Hoolduse sagedus

Pügamine on vajalik heki struktuuri kujundamiseks, kuid samas on soovitatav vältida liiga sagedast pügamist, sest see võib negatiivselt mõjutada hekkidega seotud liike. Kangurlasi esineb rohkem hekkides, mis on vähemalt kaks aastat pügamata võrreldes hiljuti pügatud hekkidega (Garratt *et al.*, 2017) ning nahkhiirte liigirikkus ja aktiivsus on märkimisväärselt suurem vähemalt kolm aastat pügamata hekkide juures (Froidevaux *et al.*, 2019). Seda seletab peamiselt see, et mida kauem on heki pügamisest aega möödunud, seda kõrgem on hekk, mis omakorda on positiivselt seotud kahetiivaliste (*Diptera*) ohtrusega ja putukate sugukondade arvuga, kellest nahkhiired toituvad (Froidevaux *et al.*, 2019). Lisaks toimivad pügamata põõsarivad oma suurte mõõtmete tõttu nahkhiirte jaoks ka heade akustiliste maamärkidenäna navigeerimisel (Froidevaux *et al.*, 2019). Iga kolme või nelja aasta tagant pügamine võib olla optimaalne linnupesade ellujäämise soodustamiseks (Dunn *et al.*, 2016). Linnupesad jäid kiskjatest kaks korda suurema tõenäosusega puutumata hekkides, mida pügati viimati neli aastat tagasi võrreldes hekkidega, mida pügati viimase aasta jooksul (Dunn *et al.*, 2016). Seega hekkide pügamine ainult korra iga kahe kuni nelja aasta jooksul on soodus paljudele erinevatele liigirühmadele ning samuti vähendab hooldusele kuluvat aega ja energiat.

Heki pügamine järguti, näiteks pügada igal aastal ainult 1/4 või 1/3 hekist, on üks võimalus pakkuda heterogeensust ja tagada pidev ressursside pakkumine nagu õied ja marjad (Dunn *et al.*, 2016). Hekkide järguti pügamine parandab näiteks värvuliste pesade ellujäämist (Dunn *et al.*, 2016). Pügatud hekkides on madalam leethiire tihedus aga kõrgem niidu-uruhiire tihedus (Gelling *et al.*, 2007). Hekkide tsükliline/osaline pügamine võib seega soodustada mõlemaid liike (Gelling *et al.*, 2007). Tavaliselt pügatakse hekki nii pealt kui külgedelt. Kuid kui on soovi, et hekk kasvaks kõrgusesse, võib pügada vaid külgedelt või vaid pealt, kui on soov, et hekk oleks madalam ja laiem (Bannister & Watt, 1995).

4.4. Põimitud põõsastara

Teised hooldusmeetmed hõlmavad drastilisemaid muutuseid kui vaid pügamine. Põimitud põõsastara on tänu oma aediku funktsioonile peamiselt Suurbritannia karjatamispiirkondades levinud traditsiooniline heki hooldamise viis, mis on tänapäeval hääbumas (Lack, 1987). Põimitud põõsastara hõlmab umbes poole heki puitunud massi lõikamist ja eemaldamist (Amy *et al.*, 2015; Staley *et al.*, 2015). Alles jäävad oksad

asetatakse ühele poole hekki, jättes teise poole paljaks. Jämedad varred lõigatakse osaliselt maapinna läheduses, jättes lõikamatta väikese osa elusast kambiumist, painutatakse ligikaudu 35-kraadise nurga alla ja kinnitatakse lisatud püstiste vaiade külge vitstega, luues nii tugeva ja stabiilse põõsastara (Joonis 8) (Amy *et al.*, 2015; Staley *et al.*, 2015). Kuigi osa biomassi eemaldamine põimitud põõsastara loomise või hooldamise käigus põhjustab maapealse biomassi süsinikuvaru ajutist kaotust, siis põimitud põõsastara suurendab heki struktuuri keerukust ja tihedust, võimaldades maapealsel biomassil jätkata süsiniku sidumist (Biffi *et al.*, 2023).

Põõsastara põimimine parandab heki struktuuri ja suurendab lehestiku biomassi, mis mõjutab positiivselt selgrootute kooslusi (Amy *et al.*, 2015). Herbivoorseid, detriivoorseid ja röövtoidulisi selgrootuid on aasta pärast põõsastara põimimist 1,4 kuni 1,9 korda rohkem kui aasta pärast heki pügamist. Hooldamata põõsaribades on siiski kõige rohkem rööv- ja taimtoidulisi selgrootuid võrreldes nii põimitud põõsastaraga kui ka pügatud hekkiga (Amy *et al.*, 2015). Põõsastara põimine vähendab üheemakalise viirpuu talvist marjade massi paaril järgneval aastal kuid marjade mass võrdsustub pügamata heki marjade massiga peale kolme aastat (Staley *et al.*, 2015). Kokkuvõttes võib öelda, et põõsastara põimimine põhjustab heki elustikule märkimisväärse häiringu, kuid pikas perspektiivis parandab heki struktuuri ja on elustikule soodsam kui pügamine.



Joonis 8. “Midland” stiilis põimitud põõsastara. Liam McAuley, 2024, Gardens Illustrated (<https://www.gardensillustrated.com/garden-design/how-to-lay-a-hedge>).

4.5. Noorenduslõikus

Heki noorendamine (ka noorenduslõikus, tagasilõikus, ingl *coppicing*) on samuti mõnes Suurbritannia piirkonnas traditsiooniline meetod, mis on levinud haritavaid maid piiravate hekkide puhul (Lack, 1987). Hekid lõigatakse umbes iga kümne aasta tagant drastiliselt tagasi, eemaldades ligi kogu heki massist ja seega ei toimi need mõnda aega kariloomi piiravatena (Lack, 1987) ega elupaigana. Noorendatud üheemakalise viirpuu hekis Suurbritannias on kasve tüüka kohta kaks korda rohkem kui põimitud põõsastara puhul, mis pikas perspektiivis loob tihedama struktuuriga heki, mis on kasulik elurikkusele ja muudab heki tõhusamaks piirdena, kuid paar aastat peale noorendamist on hekkides vähe puitmaterjali ja seega vähem pelgupaika imetajatele ja selgrootutele kui põimitud põõsastarades kohe peale põimimist (Staley *et al.*, 2015). Vähemalt kolm kuni neli aastat pärast noorendamist on üheemakalise viirpuu heki talvine marjade mass väiksem nii põimitud, pügatud kui ka pügamata heki marjade massist (Staley *et al.*, 2015).

Hekkide noorendamine mõjutab tugevalt erinevate liikide elupaigakasutust ja ohtrust sõltuvalt nende ökoloogilistest eelistustest. Hekkide noorendamine Suurbritannias nii, et alles jäid vaid 0,5 m kõrgused tüükad ei mõjuta talvikest ja pruunselg-põõsalindu ning mõjutab positiivselt põldlõokest, sest loob juurde nende jaoks eelistatud avatud maastiku, kuid mõjutab negatiivselt teisi linnuliike, kes elutsevad peamiselt põõsastes ja nende läheduses, ning vaid 0,5 m kõrgused tüükad ei paku neile enam sobivat elupaika (Lack, 1987). Hekkide noorendamine Suurbritannias mõjutab oluliselt metsaspetsialistist kaelushiire ohtrust ja viib täielikule hekkide hülgamisele, kuid ei mõjuta metshiirt (Kotzageorgis & Mason, 1997). Kokkuvõttes saab öelda, et heki noorendamine mõjub väga negatiivselt metsaspetsialistidele ja teistele liikidele, kes eelistavad varjulisemat elupaika, kuid mõjutab positiivselt avamaastike spetsialiste ning loob pikas perspektiivis tihedama heki.

5. Arutelu ja soovitused

Põllumajanduse intensiivistumise tõttu on maastikuelementide hulk (sh hekid ja põõsaribad) põllumajandusmaastikus vähenenud ja see on omakorda toonud kaasa elurikkuse kao. Kuigi Eestis ei ole teada nii kaugele tagasiulatuvat hekkide ja põõsaribade loomist ja hooldamist kui Suurbritannias ja mujal Euroopas, on nad siiski paari viimase sajandi jooksul olnud tähtis osa Eesti maastikest. Eestis on põõsaribade rajamine esmatähtis ulatuslikes lagedates põllumajandusmaastikes. Kõige enam vajavad maastikuelementide pakutavaid hüvesid põllud, kus põllukultuurid aastati vahetuvad ja kasutatakse ohtralt põllumajanduskemikaale (Helm *et al.*, 2023). Jõgeva ja Järva maakonnas aga ka Harju, Lääne-Viru, Pärnu, Tartu ja Viljandi maakonnas on põllud hea mullaviljakusega ja seetõttu toodetakse seal suur osa meie toidust, aga kasutatakse ka palju väetisi ja taimekaitsevahendeid. Nendes piirkondades on kõige suurem potentsiaal põõsaribade rajamisega maastiku pakutavaid looduse hüvesid suurendada, sest praegu on sealsetel suurtel põldudel maastikuelemente kõige hõredamalt (Helm *et al.*, 2023).

Hekkide ja põõsaribade füüsilised ja bioloogilised omadused mõjutavad nende pakutavaid looduse hüvesid. Põõsaribade rajamise ja hooldamise puhul peaks arvestama kogu lähipiirkonna põõsaribadega, et **tagada erinevate omadustega põõsaribade jt maastikuelementide esinemine maastikus**, mis pakuksid sobivat elupaika erinevate omadustega liikidele ning mitmeid looduse hüvesid. Kõige vajalikumad on põõsaribad suurte põldudega aladel, et vähendada tuuleerosiooni tõenäosust, ja künklikel põldudel, et vähendada vee erosiooni mõjusid. Põõsaribad on osa vähesest püsivast taimestikust põllumajandusmaadel, mis aastaringelt süsinikku seob. Samuti on põõsaribade alune muld kultiveerimisest häirimata ning sinna koguneb iga-aastaselt uut orgaanilist materjali, mis parandab mulla kvaliteeti. Samuti soodustavad põõsaribad tolmeldajate ja põllukahjurite looduslike vaenlaste esinemist.

Nii metsaga ühendatud kui ka isoleeritud põõsaribadel on oluline roll, kuna nad toetavad erinevaid kooslusi (Batáry *et al.*, 2012), kuid **eesmärgiks võiks seada nii võimalikult suure põõsaribade omavahelise ühendatavuse kui ka ühendatavuse metsaga**. Samuti sobiks eelkõige looduskaunitesse kohtadesse, aga ka intensiivsetesse põllumajanduspiirkondadesse, paralleelsed põõsaribad keskse rajaga, et parandada elupaiga kvaliteeti ja luua inimestele võimaluse põldude vahel liikuda.

Hea põõsariba peaks olema mitmeliigiline ja mitmerindelne - puud, põõsad, rohttaimed ja ka varisega kaetud maapind. Põõsaribas kasvavad taimed võiksid olla sellised,

mis õitsevad erinevatel aegadel ja pakuvad loomadele sobivaid vilju. **Eelistama peaks looduslikke taimeliike** (Montgomery *et al.*, 2020), sest looduslikke liike eelistavad nii tolmeldajad kui põllukahjurite looduslikud vaenlased, kuigi tihti võivad ka võõrliigid sobivat elupaika pakkuda. Mitmeliigilised põõsaribad on vähem ohustatud haigustest ja kahjuritest, sest ühe liigi haigestumisel jäävad teised liigid puutumata ning välja vahetada saab vaid kahjustatud liigid (Helm *et al.*, 2020). Põõsaribadest tuleks eemaldada invasiivseid liike enne kui nad muutuvad dominantseks (Dondina *et al.*, 2016). Kuigi õite suurus on tähtis inimeste jaoks maastikupildi atraktiivsemaks muutmiseks siis ei saa õite suurust võrdsustada väärtusega elustikule (Alexander *et al.*, 2006), sest ka väikeste ja inimesele vähe huvi pakkuvate õitega põõsad on tolmeldajatele sobivad. Erinevad uuringud on välja toonud näiteks **üheemakalise viirpuu ja erinevate kuslapuu liikide** sobivust nii putukatele kui ka lindudele. Need liigid sobiksid ka Eestis hästi põõsariba loomiseks, kuigi tasub arvestada, et kuslapuud annavad palju juurevõsusid (Moor *et al.*, 2001) ning marjad on inimestele väga mürgised (Helm *et al.*, 2020), seetõttu sobib kuslapuu kasutamiseks vaid teatud tingimustes.

Taimede istutamiseks **välja kaevatud materjal oleks hea kasutada mullavalli moodustamiseks** põõsaribade alla ning seda võiks täiendada suurte kivide ja surnud puiduga, et luua erinevaid mikroelupaiku (Lecq *et al.*, 2017). See on lihtne strateegia, mis säästaks samaaegselt aega ja energiat, sest vähendab vajadust eemaldada platsilt üleliigseid materjale (nt muld, kivid, puit) (Lecq *et al.*, 2017) ning loob palju uusi mikroelupaiku. Ka juba olemasolevat põõsariba võib täiendada mullast valliga või põllult korjatud kividega.

Suure elupaikade fragmenteeritusega piirkondades **peaksid põõsaribad olema nii laiad kui võimalik**, et pakkuda elupaiku ja vähendada killustatust (Dondina *et al.*, 2016). Üldiselt on eelistatud laiemad põõsaribad, kuid tuleb leida kompromiss põllumajandusmaa ja põõsariba laiuse vahel. Laiemad põõsaribad on hea rajada aladele, kus põlluharimine on mulla omaduste või maapinna reljeefi tõttu raskendatud. Laiem hekk aitab paremini takistada tolmu ja saasteainete levikut ning toimib ka müratõkkena, mis on eriti oluline inimasustuste läheduses. **Rajatavad põõsaribad võiksid olla ka võimalikult pikad**, et maksimeerida nende loodavat elu- ja pelgupaika ning toimida paremini nii liikumis- kui levimiskoridona.

Olenevalt looduskaitse eesmärkidest võib olla kasulik eri kõrgustega põõsaribade rajamine (Green *et al.*, 1994). Kuigi kõrgemas põõsariba on rohkem mikroelupaiku ja suurem biomass, siis kõrge põõsariba ei ole universaalselt sobiv kõikidele liikidele. Samuti võib liiga kõrge põõsariba varjutada põllukultuuri ja olla visuaalselt häiriv. Samas takistab kõrge põõsariba tuult ja loob sobivama mikrokliima näiteks külmaõrnadele põllutaimedele, ning

takistab põllukahjurite liikumist põllult põllule. Kõige parem on kui lähipiirkonnas on **palju eri kõrguses põõsaribasid** pakkudes võimalikult paljudele eri liikidele neile sobivaid nišše.

Põõsaribades tuleks kindlasti **säilitada vanad puud**, mis muuhulgas pakuvad elupaika paljudele lüljalgsetele, kellest osad on ka tähtsad põllukahjurite looduslikud vaenlased. Samas uute puude lisamine põõsaribadesse võib tekitada maaomanikule lisakulusid, kuna need takistavad heki pügamist ja varjutavad külgnevaid põllukultuure (Boughey *et al.*, 2011). Seega tasub alles jätta vanad puud ja nende puudumisel valida kõige vähem põllumaad ja hooldust segav asukoht uutele puudele. Pole ka vajalik, et kõik põõsarivad puid sisaldaksid, teinekord võib põõsariba kõrgusesse kasvamine osaliselt puude puudumist kompenseerida ning piirkonnas, kus on fookuseks avamaastike liigid, on parem vältida kõrgeid põõsaid ja puid.

Kasulik on vähendada niitmist ja umbrohutõrje kasutamist vähemalt taimede õitsemise ajal (Garratt *et al.*, 2017). Hooldamise seisukohast on oluline, et põõsaribades ei kasutataks herbitsiide jt pestitsiide, kuna need võivad kahjustada elusloodust ja vähendada liigirikkust. **Puhverriba lisamine** võib olla üks viis kuidas vähendada põllul kasutatavate pestitsiidide sattumist põõsaribasse. Rohtne puhverriba laiendab poollooduslikku elupaika ja võib õitsvate taimede lisamisel pakkuda ka lisaressurssi tolmeldajatele jt putukatele. Mitmeliigiline põõsariba koos õitsva rohttaimeribaga tagab tolmeldajatele parima korjepaiga (Garratt *et al.*, 2017).

Põõsaribade ja hekkide erinevad hooldusvõtted mõjutavad elurikkust ja keskkonnatingimusi mitmeti. Efektiivne hooldus peaks arvestama kohaliku looduse vajadusi, sealhulgas erinevaid elupaiku, toitumisvõimalusi ja talvitumispaiku. Samuti on oluline arvestada erinevate liikide ökoloogiliste eelistustega, et tagada looduse hüvede mitmekesisus ja jätkusuutlikus. Sõltuvalt sellest, milline liigirühm on konkreetse heki puhul fookuses, võiks hekki **pügada vaid ühe korra kahe kuni nelja aasta jooksul**. Pügada võiks **ühel aastal vaid osa maastikus olevatest hekkidest või pügada korraga ainult ühte heki poolt**. Kui võimalik tegeleda pügamisega talvel, aga kindlasti mitte kevadel ega suvel.

Hekkide noorendamine, mida tehakse iga 10–15 aasta tagant, aitab taastada heki elujõudu ja tihedust, kuid võib esialgu põhjustada elupaikade vähenemist ja elurikkuse kadu, eriti metsaspetsialistidele, kes vajavad varjulisemaid ja tihedamaid põõsaribasid (Lack, 1987). Noorendamine võib olla positiivne avatud maastike elupaiku eelistavatele liikidele, kuid noorendamise osas on oluline leida tasakaal, et mitte muuta hekki täiesti ebasobivaks metsaspetsialistidele. Seega on sobilik **noorendamist kasutada piirkondades, kus fookuseks on avamaastike liigid või noorendada ainult osa hekkidest**. Näiteks oleks

hekkide noorendamine sobilik põldude ääres, kus on eesmärgiks põldlõokesele elupaikade loomine. Noorendamine vähendaks pügamisele kuluvat aega ja noorendamise käigus eemaldatakse suur osa puitu, mida on võimalik kasutada küttepuudena või muul otstarbel.

Metsaspetsialistidele on sobivamaks hooldamise võtteks **põimitud põõsastara**. See meetod ei ole Eestis levinud, kuid võiks olla potentsiaalselt sobilik, eriti näiteks elurikkust toetava alternatiivina aedadele. Põimitud põõsastara on ka dekoratiivne, seega sobib hästi ilmestama põllumajandusmaastikku. Meie tingimustes võiksid selleks sobilikud olla erinevad paju, viirpuu, laukapuu, sarapuu, kontpuu, lodjapuu, kikkapuu ja jalaka liigid.

Peaksime eesmärgiks seadma säilitada vähemalt allesjäänud liigirikkad põõsaribad ja rajama, kui tingimused seda võimaldavad, uusi põõsaribasid, millel on potentsiaal ajapikku toetada suurt liigirikkust (Batáry *et al.*, 2012; Roy & de Blois, 2008). Iga hooldusvõtte mõju sõltub piirkonnast ja eluslooduse omadustest. Hooldusvõtete valik sõltub ka sellest, milliseid looduse hüvesid soovitakse kõige rohkem soodustada. On oluline läheneda hooldamisele paindlikult ja kohandada seda vastavalt kohaliku elurikkuse vajadustele. Kõige tõhusamad meetodid ei ole kõikjal ühesugused, vaid need peavad arvestama piirkondlike elupaikade ja liikide erinevustega. **Hooldusvõtete valikul tuleks lähtuda kohalike liikide ökoloogilistest eelistustest**, et luua tasakaalustatud ökosüsteem, mis pakub maksimaalselt looduse hüvesid. Hooldusvõtete kombineerimine ja ajastamine, võivad kõik aidata saavutada elurikkuse suurenemise ning toetada mitte ainult kohalikke organisme, vaid ka maastiku tervist tervikuna.

Kokkuvõte

Põllumajanduse intensiivistumise tõttu on põllumajandusmaastikes peale teist maailmasõda toimunud poollooduslike alade vähenemine. See on vähendanud põllumajandusmaastiku pakutavat elurikkust ja looduse hüvesid. Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on anda ülevaade hekkide ja põõsaribade erinevate omaduste ja hooldusvõtete positiivsetest ja negatiivsetest külgedest nende pakutavatele looduse hüvedele. Samuti analüüsida, kas ja milliseid hekke ja põõsaribasid võiks Eesti põllumajandusmaastikkes elurikkuse ja looduse hüvede soodustamiseks rajada ning kuidas oleks neid kõige parem hooldada.

Põllumajandusmaastike ökoloogiline ja funktsionaalne väärtus sõltub suuresti maastikuelementide, nagu põõsarivad, olemasolust ja mitmekesisusest, sest need suurendavad elupaikade vaheldusrikkust, maastiku sidusust ja looduse hüvede pakkumist. Eestis on põõsaribadel suur potentsiaal põllumajandusmaastikesse elurikkust juurde tuua, kui neid elurikkust soodustavalt hooldada ning uusi juurde luua. Põõsarivad ja hekid pakuvad põllumajandusmaastikkes mitmeid olulisi looduse hüvesid, nt tolmeldamine, looduslik kahjuritõrje, kliimaregulatsioon, elupaiga ja puidu pakkumine ning esteetiline loodusmaastik.

Põõsariba laius, kõrgus ja pikkus mõjutavad oluliselt selle elupaiga kvaliteeti ja liigirikkust. Suuremad ja ilma katkestusteta põõsarivad pakuvad stabiilsemat mikrokliimat ja rohkem toitu, varju ning pesitsusvõimalusi. Puude esinemine põõsaribas loob mikroelupaiku, suurendab struktuurset mitmekesisust, reguleerib temperatuuri ja niiskust ning pakub elupaiku erinevatele liikidele. Samas võivad suured mõõtmed ja tihe struktuur varjutada põllukultuure ja olla ebasobiv elupaik avamaastike liikidele. Rohtsed puhverribad põõsariba ja põllu vahel kaitsevad põõsariba mehaaniliste häirete ja agrokeemia eest, samas kui õierohked puhverribad võivad soodustada ka mesilaste ja teiste elusolendite esinemist, suurendada liigirikkust ning vähendada kahjulike umbrohtude hulka. Põõsaribade omavaheline ja metsaga ühendatus lihtsustab liikide liikumist ja levimist ning mitmeliigiline põõsariba pakub rohkelt erinevaid nišše.

Põõsaribade hooldamine mõjutab oluliselt nende elurikkust ja pakutavaid looduse hüvesid. Heki pügamise ajastus mõjutab oluliselt hekis elavate liikide elupaika. Pügamine on vajalik heki struktuuri kujundamiseks, kuid liiga sagedane pügamine võib mõjuda elurikkust vähendavalt. Põimitud põõsastara kujundamine on traditsiooniline heki hooldusvõte, millega luuakse tugev ja stabiilne heki struktuur, mis toimib ka tarana. Heki noorendamine muudab

drastiliselt heki struktuuri ja tihedust, nii et mõnda aega pärast noorendamist on hekkides vähem varju ja pelgupaiku.

Põõsariba planeerimisel tuleb arvestada erinevate liikide vajadustega ja vaadata ümbritsevat maastikku tervikuna. Tuleks rajada erinevate mõõtmetega põõsaribasid, mis sobiksid elupaigaks nii avamaastiku liikidele kui ka metsaspetsialistidele. Samuti peaks põõsaribas esindatud olema mitu erinevat põõsastaimeliiki, mis võiksid eelistatult olla Eestis esinevad looduslikud liigid. Ka ei ole põõsaribade jaoks ühtset soovitusi hooldamise osas. Põõsariba hooldus tuleb valida nii põõsastaimedest kui ka seal elavatest liikidest lähtuvalt, kuid enamasti pole vajalik iga-aastane pügamine. Eestis üldiselt, aga eriti viljaka põllumullaga intensiivselt majandavates piirkondades, on suur potentsiaal suurendada põllumajandusmaastiku elurikkust ja pakutavaid looduse hüvesid, rajades sinna erinevate omadustega hekke ja põõsaribasid.

Summary

The intensification of agriculture since the Second World War has led to a decline in semi-natural habitats within agricultural landscapes, resulting in reduced biodiversity and a loss of ecosystem services. The aim of this bachelor thesis is to provide an overview of the positive and negative aspects of different hedge and hedgerow characteristics and management techniques, particularly in terms of the ecosystem services they provide. Additionally, this thesis seeks to analyze which types of hedges and hedgerows would be most beneficial for biodiversity and ecosystem services in Estonian agricultural landscapes and how they should be maintained.

The ecological and functional value of agricultural landscapes largely depends on the presence and diversity of landscape elements, such as hedgerows, which enhance habitat variety, landscape coherence, and the provision of ecosystem services. In Estonia, hedgerows have significant potential to improve biodiversity in agricultural landscapes, provided they are managed in a biodiversity-friendly manner and new ones are established. Hedges and hedgerows offer essential ecosystem services, including pollination, natural pest control, climate regulation, provision of habitat and wood, and the enhancement of the aesthetic value of the landscape.

The width, height, and length of a hedgerow significantly influence the quality and species richness of the habitat. Larger dimensions contribute to a more stable microclimate and offer greater food, shade, and nesting opportunities. Similarly, continuous hedgerows can have the same positive effects. The presence of trees within a hedgerow creates microhabitats, increases structural diversity, regulates temperature and humidity, and provides habitats for a variety of species. However, large dimensions and dense structures may also overshadow crops and be less suitable for species typically found in open landscapes. Herbaceous buffer strips between hedgerows and fields protect the hedgerows from mechanical disturbances and agrochemicals. Wildflower-rich buffer strips can also support pollinators, increase species richness, and reduce the prevalence of harmful weeds. The interconnectedness of hedgerows with forests facilitates species movement and dispersal, while a hedgerow rich in woody species offers diverse niches for various organisms.

The management of hedgerows plays a crucial role in their biodiversity and the ecosystem services they offer. The timing of hedge cutting affects the species that inhabit the hedgerow. While cutting is necessary to maintain the structure of the hedge, excessive or frequent cutting can negatively impact biodiversity. Hedge laying is a traditional maintenance

technique that creates a strong, stable structure, which can also function as a fence. However, rejuvenating a hedge drastically alters its structure and density, resulting in reduced shade and refuge immediately after rejuvenation.

When planning a hedgerow, it is essential to consider the habitat requirements of various species and assess the surrounding landscape as a whole. Hedgerows of different sizes should be established to accommodate species from both open habitats and forest specialists. A diverse range of woody species, preferably native to Estonia, should be included in the hedgerow. There is no one-size-fits-all approach to hedgerow management. The management strategy should be based on the specific woody species present and the species inhabiting the hedgerow. In general, however, annual cutting is not necessary. In Estonia, especially in intensively managed areas with high soil fertility, there is substantial potential to enhance biodiversity and ecosystem services by establishing and maintaining hedges and hedgerows.

Tänuõnad

Soovin tänada oma juhendajat Krista Takkist, kes oli toetava ja asjaliku suhtumise ning väärtuslike suunistega tohutult abiks bakalaureusetöö valmimisel. Lisaks soovin tänada kõiki õppejõude, kes andsid mulle vajalikud teadmised töö kirjutamiseks. Samuti soovin tänada enda kursusekaaslast, Kadi Värnik, Hanna-Triinu Järvine ja Tuuli Vassar, kes motiveerisid, toetasid ja elasid kaasa.

Kasutatud allikad

- Alexander, K., Butler, J., & Green, T. (2006). The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife*, *18*, 18–28.
- Amy, S. R., Heard, M. S., Hartley, S. E., George, C. T., Pywell, R. F., & Staley, J. T. (2015). Hedgerow rejuvenation management affects invertebrate communities through changes to habitat structure. *Basic and Applied Ecology*, *16*, 443–451. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.04.002>
- Astover, A., Kõlli, R., Roostalu, H., Reintamm, E., & Leedu, E. (2012). *Mullateadus: Õpik kõrgkoolidele*. Eesti Maaülikool.
- Axe, M. S., Grange, I. D., & Conway, J. S. (2017). Carbon storage in hedge biomass—A case study of actively managed hedges in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *250*, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.008>
- Badenhausser, I., Gross, N., Mornet, V., Roncoroni, M., Saintilan, A., & Rusch, A. (2020). Increasing amount and quality of green infrastructures at different scales promotes biological control in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *290*, 106735. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106735>
- Bannister, N. R., & Watt, T. A. (1995). Effects of cutting on the growth of *Crataegus monogyna* (Hawthorn) in hedges. *Journal of Environmental Management*, *45*, 395–410. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0084>
- Batáry, P., Kovács-Hostyánszki, A., Fischer, C., Tschardtke, T., & Holzschuh, A. (2012). Contrasting effect of isolation of hedges from forests on farmland vs. Woodland birds. *Community Ecology*, *13*, 155–161. <https://doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.2.4>
- Batáry, P., Matthiesen, T., & Tschardtke, T. (2010). Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. Conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, *143*, 2020–2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- Baudry, J., Bunce, R. G. H., & Burel, F. (2000). Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, *60*, 7–22. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0358>
- Behan-Pelletier, V. M. (1999). Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: Role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *74*, 411–423. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00046-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00046-8)
- Bhar, R., & Fahrig, L. (1998). Local vs. Landscape effects of woody field borders as barriers

- to crop pest movement. *Conservation Ecology*, 2, 3.
<https://doi.org/10.5751/ES-00061-020203>
- Biffi, S., Chapman, P. J., Engler, J. O., Kunin, W. E., & Ziv, G. (2024). Using automated passive acoustic monitoring to measure changes in bird and bat vocal activity around hedgerows of different ages. *Biological Conservation*, 296, 110722.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110722>
- Biffi, S., Chapman, P. J., Grayson, R. P., Holden, J., Leake, J. R., Armitage, H., Hunt, S. F. P., & Ziv, G. (2025). Consistent soil organic carbon accumulation under hedges driven by increase in light particulate organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 382, 109471. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.109471>
- Biffi, S., Chapman, P. J., Grayson, R. P., & Ziv, G. (2023). Planting hedgerows: Biomass carbon sequestration and contribution towards net-zero targets. *Science of the Total Environment*, 892, 164482. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164482>
- Black, K., Lanigan, G., Ward, M., Kavanagh, I., hUallacháin, D. Ó., & Sullivan, L. O. (2023). Biomass carbon stocks and stock changes in managed hedgerows. *Science of the Total Environment*, 871, 162073. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162073>
- Boinot, S., & Alignier, A. (2022). On the restoration of hedgerow ground vegetation: Local and landscape drivers of plant diversity and weed colonization. *Journal of Environmental Management*, 307, 114530.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114530>
- Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 230–238.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Boughey, K. L., Lake, I. R., Haysom, K. A., & Dolman, P. M. (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144, 1790–1798. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.017>
- 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>
- Deckers, B., Verheyen, K., Hermy, M., & Muys, B. (2005). Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography*, 28, 99–109.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04054.x>

- Dennis, P., & Fry, G. L. A. (1992). Field margins: Can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *40*, 95–115.
[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90086-Q](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90086-Q)
- Dondina, O., Kataoka, L., Orioli, V., & Bani, L. (2016). How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *231*, 283–290.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.005>
- Dunn, J. C., Gruar, D., Stoate, C., Szczur, J., & Peach, W. J. (2016). Can hedgerow management mitigate the impacts of predation on songbird nest survival? *Journal of Environmental Management*, *184*, 535–544.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.028>
- Duriez, O., Ferrand, Y., Binet, F., Corda, E., Gossmann, F., & Fritz, H. (2005). Habitat selection of the Eurasian woodcock in winter in relation to earthworms availability. *Biological Conservation*, *122*, 479–490. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.08.011>
- Emmerson, M., Morales, M. B., Oñate, J. J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tschardtke, T., Weisser, W., Clement, L., & Bengtsson, J. (2016). Chapter Two—How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. A. J. Dumbrell, R. L. Kordas, & G. Woodward (Toim), *Advances in Ecological Research* (1k 43–97). Academic Press.
<https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005>
- Evans, R. (2006). Curtailing water erosion of cultivated land: An example from north Norfolk, eastern England. *Earth Surface Processes and Landforms*, *31*, 598–605.
<https://doi.org/10.1002/esp.1354>
- Facey, S. L., Botham, M. S., Heard, M. S., Pywell, R. F., & Staley, J. T. (2014). Moth communities and agri-environment schemes: Examining the effects of hedgerow cutting regime on diversity, abundance, and parasitism. *Insect Conservation and Diversity*, *7*, 543–552. <https://doi.org/10.1111/icad.12077>
- Feehan, J., Gillmor, D. A., & Culleton, N. (2005). Effects of an agri-environment scheme on farmland biodiversity in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *107*, 275–286. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.10.024>
- French, D. D., & Cummins, R. P. (2001). Classification, composition, richness and diversity of British hedgerows. *Applied Vegetation Science*, *4*, 213–228.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00490.x>

- Froidevaux, J. S. P., Boughey, K. L., Hawkins, C. L., Broyles, M., & Jones, G. (2019). Managing hedgerows for nocturnal wildlife: Do bats and their insect prey benefit from targeted agri-environment schemes? *Journal of Applied Ecology*, *56*, 1610–1623. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13412>
- García de León, D., Rey Benayas, J. M., & Andivia, E. (2021). Contributions of Hedgerows to People: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Conservation Science*, *2*, 789612. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.789612>
- Garratt, M. P. D., Senapathi, D., Coston, D. J., Mortimer, S. R., & Potts, S. G. (2017). The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *247*, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>
- Gelling, M., Macdonald, D. W., & Mathews, F. (2007). Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology*, *22*(7), 1019–1032. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9088-4>
- Grala, R. K., Tyndall, J. C., & Mize, C. W. (2010). Impact of field windbreaks on visual appearance of agricultural lands. *Agroforestry Systems*, *80*, 411–422. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9335-6>
- Green, R. E., Osborne, P. E., & Sears, E. J. (1994). The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*, *31*, 677–692. <https://doi.org/10.2307/2404158>
- Haines-Young, R. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. www.cices.eu
- Hannon, L. E., & Sisk, T. D. (2009). Hedgerows in an agri-natural landscape: Potential habitat value for native bees. *Biological Conservation*, *142*, 2140–2154. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.014>
- Hedgelaying*. (2025). Heritage Crafts. <https://www.heritagecrafts.org.uk/craft/hedgelaying/>
- Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenvald, R., Veromann, E., Reitalu, T., Kmoch, A., Virro, H., Mõisja, K., Nurm, H.-I., Prangel, E., Vain, K., Sepp, K., Lõhmus, A., Linder, M., Otsus, M., & Uuemaa, E. (2023). *Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Tehniline lõpparuanne. Riigihange "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh meetodika*

- väljatöötamine” (viitenumber 235366, Keskkonnaagentuur). Tartu Ülikool. Eesti Maaülikool.
- Helm, A., Nurme, S., Sõber, V., Meriste, M., & Aavik, T. (2020). *Riigiteede niidetavate pindade ja hekkide korrashoid. Maanteeameti tellimusel koostatud aruanne*. Nordic Botanical OÜ.
- Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, *60*, 33–49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Jones, G., Sieving, K., & Jacobson, S. (2005). Avian diversity and functional insectivory on North-Central Florida farmlands. *Conservation Biology*, *19*, 1234–1245. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00211.x>
- Kalda, O., Kalda, R., & Liira, J. (2015). Multi-scale ecology of insectivorous bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *199*, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.028>
- Kotzageorgis, G. C., & Mason, C. F. (1997). Small mammal populations in relation to hedgerow structure in an arable landscape. *Journal of Zoology*, *242*, 425–434. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb03846.x>
- Kremen, C., M’Gonigle, L. K., & Ponisio, L. C. (2018). Pollinator community assembly tracks changes in floral resources as restored hedgerows mature in agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *6*, 170. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00170>
- Kull, T. (2003). *Haritava maa ja sellega seotud maastikuelementide bioloogilise mitmekesisuse seisundi hindamine*. EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut.
- Lack, P. C. (1987). The effects of severe hedge cutting on a breeding bird population. *Bird Study*, *34*, 139–146. <https://doi.org/10.1080/00063658709476951>
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.-F., & Kerbiriou, C. (2018). The relative effects of local and landscape characteristics of hedgerows on bats. *Diversity*, *10*, 72. <https://doi.org/10.3390/d10030072>
- Lecq, S., Loisel, A., Brischoux, F., Mullin, S. J., & Bonnet, X. (2017). Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecological Indicators*, *72*, 615–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.032>
- Lecq, S., Loisel, A., Mullin, S. J., & Bonnet, X. (2018). Manipulating hedgerow quality: Embankment size influences animal biodiversity in a peri-urban context. *Urban Forestry and Urban Greening*, *35*, 1–7. Scopus.

- <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.002>
- Litza, K., Alignier, A., Closset-Kopp, D., Ernoult, A., Mony, C., Osthaus, M., Staley, J., Van Den Berge, S., Vanneste, T., & Diekmann, M. (2022). Hedgerows as a habitat for forest plant species in the agricultural landscape of Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 326, 107809. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107809>
- Litza, K., & Diekmann, M. (2019). Hedgerow age affects the species richness of herbaceous forest plants. *Journal of Vegetation Science*, 30, 553–563. <https://doi.org/10.1111/jvs.12744>
- Litza, K., & Diekmann, M. (2020). The effect of hedgerow density on habitat quality distorts species-area relationships and the analysis of extinction debts in hedgerows. *Landscape Ecology*, 35, 1187–1198. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01009-5>
- Luppi, M., Dondina, O., Orioli, V., & Bani, L. (2018). Local and landscape drivers of butterfly richness and abundance in a human-dominated area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254, 138–148. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.020>
- Lövei, G. L., & Magura, T. (2017). Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity is higher in narrow hedges composed of a native compared to non-native trees in a Danish agricultural landscape. *Insect Conservation and Diversity*, 10, 141–150. <https://doi.org/10.1111/icad.12210>
- MacDonald, D. W., & Johnson, P. J. (1995). The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *Journal of Applied Ecology*, 32, 492–505. <https://doi.org/10.2307/2404647>
- Marshall, E. J. P., & Moonen, A. C. (2002). Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 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, 1083–1094. <https://doi.org/10.1111/ele.13265>
- Maudsley, M., Seeley, B., & Lewis, O. (2002). Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 77–89.

[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00320-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00320-6)

- McCann, T., Cooper, A., Rogers, D., McKenzie, P., & McErlean, T. (2017). How hedge woody species diversity and habitat change is a function of land use history and recent management in a European agricultural landscape. *Journal of Environmental Management*, *196*, 692–701. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.066>
- Merckx, T., Feber, R. E., Mclaughlan, C., Bourn, N. A. D., Parsons, M. S., Townsend, M. C., Riordan, P., & Macdonald, D. W. (2010). Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *138*, 147–151. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.010>
- Michel, N., Burel, F., & Butet, A. (2006). How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica*, *30*, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.12.006>
- Montgomery, I., Caruso, T., & Reid, N. (2020). Hedgerows as ecosystems: Service delivery, management, and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *51*, 81–102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Moonen, A. C., & Marshall, E. J. P. (2001). The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *86*, 187–202. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00283-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00283-8)
- Moor, U., Mikk, M., & Peepson, A. (2001). *Mitmeliigiliste põõsasribade rajamine*. Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskus.
- Morandin, L. A., & Kremen, C. (2013a). Bee Preference for Native versus Exotic Plants in Restored Agricultural Hedgerows. *Restoration Ecology*, *21*, 26–32. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00876.x>
- Morandin, L. A., & Kremen, C. (2013b). Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications*, *23*, 829–839. <https://doi.org/10.1890/12-1051.1>
- 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*, 1020–1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>
- Müller, G. (2013). *Europe's field boundaries: Hedged banks, hedgerows, field walls (stone walls, dry stone walls), dead brushwood hedges, bent hedges, wattle fences and traditional wooden fences*. Neuer Kunstverlag.
- Ode, Å., Hagerhall, C. M., & Sang, N. (2010). Analysing visual landscape complexity:

- Theory and application. *Landscape Research*, 35, 111–131.
<https://doi.org/10.1080/01426390903414935>
- Oja, T., Mõisja, K., & Uuemaa, E. (2016). *Eesti tingimustes oluliste maastikuelementide määratlemine ja olulisuse hindamine. Lepingu 239 sisuline aruanne.*
- Oosterveld, E. B., Klop, E., & Van Der Zee, E. (2022). Key habitat factors of breeding birds in agricultural hedgerow landscapes in East-Fryslân, the Netherlands, in European perspective—Ecological evaluation and relation to agri-environmental schemes. *Ardea*, 110, 111–124. <https://doi.org/10.5253/arde.2022.a9>
- Otieno, N. E., Butler, M., & Pryke, J. S. (2023). Fallow fields and hedgerows mediate enhanced arthropod predation and reduced herbivory on small scale intercropped maize farms – $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ stable isotope evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 349, 108448. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108448>
- Paal, T., Kütt, L., Lõhmus, K., & Liira, J. (2017). Both spatiotemporal connectivity and habitat quality limit the immigration of forest plants into wooded corridors. *Plant Ecology*, 218, 417–431. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0700-7>
- Pelletier-Guittier, C., Théau, J., & Dupras, J. (2020). Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302, 107079. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107079>
- Pollard, K. A., & Holland, J. M. (2006). Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, 8, 203–211. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00297.x>
- Pollock, M. (2002). *Hedges*. Doring Kindersley.
- Précigout, P.-A., & Robert, C. (2022). Effects of hedgerows on the preservation of spontaneous biodiversity and the promotion of biotic regulation services in agriculture: Towards a more constructive relationships between agriculture and biodiversity. *Botany Letters*, 169, 176–204. <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2053205>
- Redhead, J. W., Pywell, R. F., Bellamy, P. E., Broughton, R. K., Hill, R. A., & Hinsley, S. A. (2013). Great tits *Parus major* and blue tits *Cyanistes caeruleus* as indicators of agri-environmental habitat quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 178, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.015>
- Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on Nature Restoration and Amending Regulation (EU) 2022/869 (Text with EEA Relevance) (2024). <http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj/eng>

- RESIST | *Nature-based solutions in rural areas: Hedgerows and traditional bocages*. (2024, august 7).
<https://resist-project.eu/story/nature-based-solutions-in-rural-areas-hedgerows-and-traditional-bocages/>
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, *39*, 157–176.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- Roy, V., & de Blois, S. (2008). Evaluating hedgerow corridors for the conservation of native forest herb diversity. *Biological Conservation*, *141*, 298–307.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.003>
- RT I, 14.02.2025, 4, Euroopa Liidu ühise põllumajanduspoliitika rakendamise seadus. *Riigi Teataja I*. Kasutatud 18.05.2025,
<https://www.riigiteataja.ee/akt/114022025004?leiaKehtiv>
- Schlinkert, H., Ludwig, M., Batáry, P., Holzschuh, A., Kovács-Hostyánszki, A., Tschardtke, T., & Fischer, C. (2016). Forest specialist and generalist small mammals in forest edges and hedges. *Wildlife Biology*, *22*, 86–94. <https://doi.org/10.2981/wlb.00176>
- Silva-Opps, M. (2009). The conservation value of hedgerows for small mammals in Prince Edward Island, Canada. *The American Midland Naturalist*, *159*, 110–124.
[https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2008\)159\[110:TCVOHF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2008)159[110:TCVOHF]2.0.CO;2)
- Sitzia, T., Pizzeghello, D., Dainese, M., Ertani, A., Carletti, P., Semenzato, P., Nardi, S., & Cattaneo, D. (2014). Topsoil organic matter properties in contrasted hedgerow vegetation types. *Plant and Soil*, *383*, 337–348.
<https://doi.org/10.1007/s11104-014-2177-7>
- Spaans, F., Caruso, T., Hammer, E. C., & Montgomery, I. (2019). Trees in trimmed hedgerows but not tree health increase diversity of oribatid mite communities in intensively managed agricultural land. *Soil Biology and Biochemistry*, *138*, 107568.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107568>
- Staley, J., Amy, S., Adams, N., Chapman, R., Peyton, J., & Pywell, R. (2015). Re-structuring hedges: Rejuvenation management can improve the long term quality of hedgerow habitats for wildlife in the UK. *Biological Conservation*, *186*, 187–196.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.002>
- Staley, J., Botham, M. S., Chapman, R. E., Amy, S. R., Heard, M. S., Hulmes, L., Savage, J., & Pywell, R. F. (2016). Little and late: How reduced hedgerow cutting can benefit Lepidoptera. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *224*, 22–28.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.018>

- Stanbury, D. P. B., Pescott, O. L., & Staley, J. T. (2020). Hedgerow management experiment relevant to agri-environment schemes: Cutting regime impacts species richness of basal flora and Ellenberg indicator profiles. *Biodiversity and Conservation*, *29*, 2575–2587. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01989-5>
- Stašiov, S., Diviaková, A., Svitok, M., & Novikmec, M. (2017). Myriapod (Chilopoda, Diplopoda) communities in hedgerows of upland agricultural landscape. *Biologia*, *72*, 1320–1326. <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0147>
- Stašiov, S., Diviaková, A., Svitok, M., Novikmec, M., & Dovciak, M. (2020). Hedgerows support rich communities of harvestmen (Opiliones) in upland agricultural landscape. *Basic and Applied Ecology*, *47*, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.05.001>
- Tamjärv, M. (2018). *Suur tararamat: Eesti talude aiad ja väravad*. Hea Lugu.
- Toffoli, R. (2016). The importance of linear landscape elements for bats in a farmland area: The influence of height on activity. *Journal of Landscape Ecology*, *9*, 49–62. <https://doi.org/10.1515/jlecol-2016-0004>
- Tresise, M. E., Biffi, S., Field, R. H., & Firbank, L. G. (2021). Drivers of songbird territory density in the boundaries of a lowland arable farm. *Acta Oecologica*, *111*, 103720. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103720>
- Usieta, H. O., Manu, S. A., & Ottosson, U. (2013). Farmland conservation in West Africa: How do hedgerow characteristics affect bird species richness? *Bird Study*, *60*, 102–110. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.758226>
- Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., De Frenne, P., Nelissen, V., Pardon, P., & Verheyen, K. (2017). Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *244*, 32–51. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.015>
- Vanneste, T., Govaert, S., De Kesel, W., Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Meeussen, C., Brunet, J., Cousins, S. A. O., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B. J., Hedwall, P.-O., Heinken, T., Helsen, K., Kapás, R. E., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., ... De Frenne, P. (2020). Plant diversity in hedgerows and road verges across Europe. *Journal of Applied Ecology*, *57*, 1244–1257. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13620>
- Vanneste, T., Govaert, S., Spicher, F., Brunet, J., Cousins, S. A. O., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B. J., Hedwall, P.-O., Kapás, R. E., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., Naaf, T., Orczewska, A., Plue, J., Wulf, M., Verheyen, K., & De Frenne, P. (2020). Contrasting microclimates among hedgerows and woodlands across temperate

- Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 281, 107818.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107818>
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.-M., & Baudry, J. (2013). The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013>
- Veromann, E., & Kaasik, R. (2019). *Põllumajandusmaa mitmekesisus*. Eesti Maaülikool.
- Volter, K. (2023, aprill 26). *Põldudelt üles kerkinud tolmupilv mattis Haljala aleviku enda alla*. Virumaa Teataja.
<https://virumaateataja.postimees.ee/7762159/video-poldudelt-ules-kerkinud-tolmupilv-mattis-haljala-aleviku-enda-alla>
- von Königslöw, V., Fornoff, F., & Klein, A.-M. (2022). Pollinator enhancement in agriculture: Comparing sown flower strips, hedges and sown hedge herb layers in apple orchards. *Biodiversity & Conservation*, 31, 433–451.
<https://doi.org/10.1007/s10531-021-02338-w>
- Walker, M. P., Dover, J. W., Hinsley, S. A., & Sparks, T. H. (2005). Birds and green lanes: Breeding season bird abundance, territories and species richness. *Biological Conservation*, 126, 540–547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.005>
- Walter, D. E., & Proctor, H. C. (2013). *Mites: Ecology, Evolution & Behaviour: Life at a Microscale*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7164-2>
- Wenzel, W. W., Philipsen, F. N., Herold, L., Kingsland-Mengi, A., Laux, M., Golestanifard, A., Strobel, B. W., & Duboc, O. (2023). Carbon sequestration potential and fractionation in soils after conversion of cultivated land to hedgerows. *Geoderma*, 435, 116501. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116501>
- Westaway, S., & Smith, J. (2019). *Productive hedges: Guidance on bringing Britain's hedges back into the farm business*. <https://zenodo.org/records/2641808>

Lisa 1

Tabel L1. Põõsariba laiuse mõju erinevatele organismirühmadele (pos - positiivne, neg - negatiivne, neutr - neutraalne). Juhul kui artiklis uuriti väga paljusid liike, siis on välja toodud tähtsamad uuritud liigid ning lisainfos on kirjas kui palju liike kokku uuriti.

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Laius (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
imetajad	<i>Meles meles</i>	pos	Itaalia (Põhja-I.)	1–30	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Populus spp.</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Populus spp.</i> , <i>Quercus spp.</i>		Dondina <i>et al.</i> (2016)	
imetajad (väikesed, metsaspetsialistid)	<i>Apodemus flavicollis</i> , <i>Clethrionomys glareolus</i>	pos	Saksamaa (Alam-Saksi)	1,9–9,3	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rosa spp.</i>	<i>Acer spp.</i> , <i>Cornus sanguinea</i>		Schlinkert <i>et al.</i> (2016)	
imetajad (väikesed)	<i>A. flavicollis</i> , <i>A. sylvaticus</i> , <i>C. glareolus</i> , <i>Microtus agrestis</i> , <i>Sorex araneus</i>	pos	Suurbritannia (Inglismaa, Wales)	2–3				Gelling <i>et al.</i> (2007)	
imetajad	<i>Muscardinus avellanarius</i>	neutr	Itaalia (Põhja-I.)	1–30	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Populus spp.</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Populus spp.</i> , <i>Quercus spp.</i>		Dondina <i>et al.</i> (2016)	
imetajad (väikesed)	<i>Blarina brevicauda</i> , <i>Clethrionomys gapperi</i> , <i>Glaucomys sabrinus</i> , <i>Microtus pennsylvanicus</i> , <i>Napaeozapus insignis</i> , <i>Peromyscus maniculatus</i> , <i>Sorex cinereus</i> , <i>S. fumeus</i> , <i>Tamiasciurus hudsonicus</i> , <i>Tamias striatus</i> , <i>Zapus hudsonius</i>	neutr	Kanada (Prints Edwardi saar)	9,4–31	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Kalmia angustifolia</i> , <i>Rosa virginiana</i> , <i>Rubus idaeus</i>	<i>Acer rubrum</i> , <i>Betula papyrifera</i> , <i>Picea glauca</i> , <i>Populus spp.</i>	<i>Aralia nudicaulis</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Vaccinium angustifolium</i>	Silva-Opps (2009)	
imetajad (väikesed, elupaiga generalistid)	<i>Apodemus agrarius</i> , <i>A. sylvaticus</i> , <i>Sorex araneus</i> , <i>S. minutus</i>	neutr	Saksamaa (Alam-Saksi)	1,9–9,3	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rosa spp.</i>	<i>Acer spp.</i> , <i>Cornus sanguinea</i>		Schlinkert <i>et al.</i> (2016)	

Organismirühm	Uuritid liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Laius (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
imetajad (väikesed, avamaastike spetsialistid)	<i>Crocidura leucodon, Microtus arvalis</i>	neutr	Saksamaa (Alam-Saksi)	1,9–9,3	<i>Crataegus spp., Prunus spinosa, Rosa spp.</i>	<i>Acer spp., Cornus sanguinea</i>		Schlinkert <i>et al.</i> (2016)	
imetajad (nahkhiired)	<i>Eptesicus serotinus, Nyctalus noctula, Pipistrellus pipistrellus, P. pygmaeus</i>	neutr	Suurbritannia	<30				Bougey <i>et al.</i> (2011)	
imetajad (keskmised, suured)	<i>Canis latrans, Mephitis mephitis, Odocoileus virginianus, Procyon lotor, Sciurus carolinensis, Sylvilagus floridanus, Vulpes vulpes</i>	neg	Kanada (Quebec)	4–16 ± 3				Pelletier-Guittier <i>et al.</i> (2020)	
linnud	<i>Camaroptera brachyura, Chalcomitra senegalensis, Cinnerys venustus, Columbidae spp., Estrildidae spp., Nectariniidae spp., Ploceidae spp., Prinia subflava, Pycnonotidae spp., Sylviidae spp., Uraeginthus angolensis, Turdus pelios</i>	pos	Nigeeria (Jos East)	1–11				Usieta <i>et al.</i> (2013)	uuriti 95 liiki
linnud	<i>Scolopax rusticola</i>	pos	Prantsusmaa (Bretagne)		<i>Corylus avelana, Cytisus scoparius, Ulex europaeus</i>	<i>Fagus sylvatica, Quercus robur, Q. sessiliflora</i>		Duriez <i>et al.</i> (2005)	
linnud	<i>Carduelis carduelis, C. chloris, Emberiza citrinella, Erithacus rubecula, Parus caeruleus, Sylvia atricapilla, S. curruca, Turdus merula, Troglodytes troglodytes</i>	pos	Suurbritannia (Inglismaa)	1–7	<i>Acer campestre, Corylus avellana, Crataegus spp., Prunus spinosa, Rubus spp., Sambucus nigra, Ulmus spp.</i>	<i>Malus spp., Quercus spp., Salix spp.</i>	<i>Graminae spp., Hedera helix, Mercurialis perennis, Rubiaceae spp., Urtica spp., Umbelliferae spp.</i>	Green <i>et al.</i> (1994)	T. troglodytes, T. merula ja P. caeruleus optimaalne 2 m; E. rubecula ja S. curruca 5 m; E. citrinella 3

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Laius (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
									m
linnud (avamaastike ja metsaspetsialistid)	<i>Emberiza citrinella, Curruca communis</i>	neutr	Saksamaa (Alam-Saksi)	4,4 (±0,4)–5,7 (±0,5)	<i>Acer spp., Cornus sanguinea, Corylus avellana, Crataegus spp., Fraxinus excelsior, Prunus spinosa, Rosa spp., Salix spp., Sambucus nigra</i>			Batáry <i>et al.</i> (2012)	uuriti 32 liiki
lüljalgsed (jooksiklased)	<i>Bembidion lampros, Bembidion tetracolum, Calathus fuscipes, C. melanocephalus, C. rotundicollis, Carabus nemoralis, Nebria brevicollis, Platynus dorsalis, Pterostichus melanarius, Poecilus versicolor, Trechus quadristriatus</i>	pos	Taani (Jüütimaa)	2,18–4,82	<i>Crataegus monogyna, Picea glauca, P. sitchensis, Sambucus nigra, Sorbus intermedia</i>			Lövei & Magura (2017)	uuriti 71 liiki
lüljalgsed (koibikulised)	<i>Egaenus convexus, Lacinius ephippiatus, Zachaeus crista</i>	pos	Slovakkia	4–20	<i>Corylus avellana, Prunus spinosa</i>	<i>Alnus glutinosa, Carpinus betulus, Quercus cerris</i>		Stašiov <i>et al.</i> (2020)	uuriti 15 liiki
taimed (rohhtaimed, metsaspetsialistid)	<i>Actaea rubra, Caulophyllum thalictroides, Circaea lutetiana, Maianthemum racemosum, Polygonatum pubescens, Trillium erectum, Viola pubescens, V. sororia</i>	pos	Kanada (Quebec)	1,5–32,7				Roy & de Blois (2008)	uuriti 51 liiki
taimed (soontaimed, metsaspetsialistid)		pos	Saksamaa (Põhja-S.)	2,3–7,5	<i>Corylus avellana, Prunus spinosa, Rubus fruticosus, Sambucus nigra</i>	<i>Quercus robur</i>		Litza & Diekmann (2020)	

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Laius (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
taimed (rohttaimed, metsaspetsialistid)	<i>Adoxa moschatellina, Anemone nemorosa, Arum maculatum, Asplenium scolopendrium, Athyrium filix-femina, Brachypodium sylvaticum, Carex remota, Chaerophyllum temulum, Circaea lutetiana, Digitalis purpurea, Dryopteris dilatata, D. filix-mas, D. carthusiana, Epilobium angustifolium, Euphorbia amygdaloides, Geranium robertianum, Geum urbanum, Glechoma hederacea, Lamium galeobdolon, Mercurialis perennis, Miliium effusum, Moehringia trinervia, Poa nemoralis, Polygonatum multiflorum, Potentilla sterilis, Rumex sanguineus, Scrophularia nodosa, Silene dioica, Stachys sylvatica, Stellaria holostea, Vinca minor, Viola reichenbachiana, Viola riviniana</i>	pos	Rootsi (Lõuna-R.), Saksamaa (Põhja-S.), Belgia, Suurbritannia (Inglismaa), Prantsusmaa	0,5–16,3	<i>Acer campestre, Alnus glutinosa, Betula pendula, Carpinus betulus, Castanea sativa, Cornus sanguinea, Corylus avellana, Crataegus laevigata, C. monogyna, Euonymus europaea, Frangula alnus, Fraxinus excelsior, Ilex aquifolium, Prunus avium, P. serotina, P. spinosa, Quercus robur, Rosa arvensis, R. canina, Rubus caesius, R. fruticosus, R. fruticosus, R. idaeus, Salix caprea, S. x multinervis, Sambucus nigra, Sorbus aucuparia, Ulmus procera, Ulex europaeus</i>			Litza <i>et al.</i> (2022)	uuriti 203 liiki

Tabel L2. Põõsariba pikkuse mõju erinevatele organismirühmadele (pos - positiivne, neg - negatiivne, neutr - neutraalne). Juhul kui artiklis uuriti väga paljusid liike, siis on välja toodud tähtsamad uuritud liigid ning lisainfos on kirjas kui palju liike kokku uuriti.

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Pikkus (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
imetajad (väikesed)	<i>Barina brevicauda</i> , <i>Clethrionomys gapperi</i> , <i>Glaucomys sabrinus</i> , <i>Microtus pennsylvanicus</i> , <i>Napaeozapus insignis</i> , <i>Peromyscus maniculatus</i> , <i>Sorex cinereus</i> , <i>S. fumeus</i> , <i>Tamiasciurus hudsonicus</i> , <i>Zapus hudsonius</i>	pos	Kanada (Prints Edwardi saar)	70–560	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Kalmia angustifolia</i> , <i>Rosa virginiana</i> , <i>Rubus idaeus</i>	<i>Acer rubrum</i> , <i>Betula papyrifera</i> , <i>Picea glauca</i> , <i>Populus spp.</i>	<i>Aralia nudicaulis</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Vaccinium angustifolium</i>	Silva-Op ps (2009)	imetajate ohtrus kasvas põõsariba pikkusega põõsaribades, mis olid pikemad kui 225–250 m, kuid ei sõltunud põõsariba pikkusest sellest lühemates
imetajad (keskmised, suured)	<i>Canis latrans</i> , <i>Mephitis mephitis</i> , <i>Odocoileus virginianus</i> , <i>Procyon lotor</i> , <i>Sciurus carolinensis</i> , <i>Sylvilagus floridanus</i> , <i>Vulpes vulpes</i>	pos	Kanada (Quebec)	302–1268 ± 309				Pelletier-Guittier et al. (2020)	
imetajad (väikesed)	<i>Tamias striatus</i>	neutr	Kanada (Prints Edwardi saar)	70–560	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Kalmia angustifolia</i> , <i>Rosa virginiana</i> , <i>Rubus idaeus</i>	<i>Acer rubrum</i> , <i>Betula papyrifera</i> , <i>Picea glauca</i> , <i>Populus spp.</i>	<i>Aralia nudicaulis</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Vaccinium angustifolium</i>	Silva-Op ps (2009)	
linnud	<i>Emberiza citrinella</i>	pos	Saksamaa (Alam-Saksi)	52 (±12)–101 (±19)	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rosa spp.</i>			Batáry et al. (2010)	uuriti 38 liiki
linnud	<i>Erithacus rubecula</i> , <i>Fringilla coelebs</i> , <i>Prunella modularis</i> , <i>Sylvia atricapilla</i> , <i>Turdus merula</i>	pos	Suurbritannia (Inglismaa)	14–30	<i>Acer campestre</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus spp.</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus spp.</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Ulmus spp.</i>	<i>Malus spp.</i> , <i>Quercus spp.</i> , <i>Salix spp.</i>	<i>Graminae spp.</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Rubiaceae spp.</i> , <i>Urtica spp.</i> , <i>Umbelliferae spp.</i>	Green et al. (1994)	

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Pikkus (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
linnud (avamaastiku spetsialistid)	<i>Alauda arvensis</i>	neg	Saksamaa (Alam-Saksi)	52 (±12)–101 (±19)	<i>Crataegus spp.</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rosa spp.</i>			Batáry <i>et al.</i> (2010)	
linnud		neg	Suurbritannia (Inglismaa)	132 (±59)–268 (±109)	<i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Sambucus nigra</i>			Biffi <i>et al.</i> (2024)	uuriti 83 liiki
lüljalgsed (ämblikud)	<i>Linyphiidae spp.</i> , <i>Lycosidae spp.</i>	pos	Prantsusmaa (Lääne-P.)	4400–17500				Badenhausser <i>et al.</i> (2020)	
lüljalgsed (koibikulised)	<i>Egaenus convexus</i> , <i>Lacinius ephippiatus</i> , <i>Zachaeus crista</i>	pos	Slovakkia	47–400	<i>Corylus avellana</i> , <i>Prunus spinosa</i>	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Quercus cerris</i>		Stašiov <i>et al.</i> (2020)	uuriti 15 liiki
lüljalgsed (tuhatjalgsed)	<i>Leptoiulus proximus</i> , <i>Megaphyllum projectum</i> , <i>Ommatoiulus sabulosus</i> , <i>Polydesmus denticulatus</i> , <i>P. complanatus</i>	neg	Slovakkia	47–400	<i>Corylus avellana</i> , <i>Prunus spinosa</i>	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Quercus cerris</i>		Stašiov <i>et al.</i> (2017)	uuriti 13 liiki
taimed (põõsastaimed)		pos	Kanada (Prints Edwardi saar)	70–560	<i>Crataegus sp.</i> , <i>Kalmia angustifolia</i> , <i>Rosa virginiana</i> , <i>Rubus idaeus</i>	<i>Acer rubrum</i> , <i>Betula papyrifera</i> , <i>Picea glauca</i> , <i>Populus spp.</i>	<i>Aralia nudicaulis</i> , <i>Cornus canadensis</i> , <i>Vaccinium angustifolium</i>	Silva-Op (2009)	

Tabel L3. Põõsariba kõrguse mõju erinevatele organismirühmadele (pos - positiivne, neg - negatiivne, neutr - neutraalne). Juhul kui artiklis uuriti väga paljusid liike, siis on välja toodud tähtsamad uuritud liigid ning lisainfos on kirjas kui palju liike kokku uuriti.

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Kõrgus (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
imetajad (väikesed)	<i>Apodemus flavicollis</i> , <i>A. sylvaticus</i> , <i>Clethrionomys glareolus</i> , <i>Micromys minutus</i> , <i>Microtus agrestis</i> , <i>Neomys fodiens</i> , <i>Sorex araneus</i> , <i>S. minutus</i>	oleneb aastaajast	Suurbritannia (Inglismaa)	0,4–6		<i>Tilia cordata</i>		Kotzageorgis & Mason (1997)	<i>A. sylvaticus</i> asustustihedus augustis põõsariba kõrgusega negatiivselt seotud, jaanuaris positiivselt; <i>C. glareolus</i> asustustihedust oktoobris negatiivselt seotud
linnud (tihased, metsaspetsialistid)	<i>Parus caeruleus</i> , <i>P. major</i>	pos	Suurbritannia (Inglismaa)	< 2	<i>Crataegus</i> spp.	<i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Salix</i> spp.		Redhead et al. (2013)	
linnud	<i>Aegithalos caudatus</i> , <i>Carduelis carduelis</i> , <i>Erithacus rubecula</i> , <i>Fringilla coelebs</i> , <i>Parus caeruleus</i> , <i>P. major</i> , <i>Passer montanus</i> , <i>Phylloscopus trochilus</i> , <i>Sylvia atricapilla</i> , <i>S. curruca</i> , <i>Troglodytes troglodytes</i> , <i>Turdus philomelos</i>	pos	Suurbritannia (Inglismaa)	1,2–7	<i>Acer campestre</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus</i> spp., <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus</i> spp., <i>Sambucus nigra</i> , <i>Ulmus</i> spp.	<i>Malus</i> spp., <i>Quercus</i> spp., <i>Salix</i> spp.	<i>Graminae</i> spp., <i>Hedera helix</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Rubiaceae</i> spp., <i>Urtica</i> spp., <i>Umbelliferae</i> spp.	Green et al. (1994)	<i>P. trochilus</i> , <i>P. major</i> ja <i>F. coelebs</i> optimaalne 5 m, <i>A. caudatus</i> 6 m

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Kõrgus (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
linnud (põõsaspetsialistid)	<i>Carduelis carduelis</i> , <i>C. chloris</i> , <i>Columba palumbus</i> , <i>Curruca communis</i> , <i>Corvus corone</i> , <i>Emberiza citrinella</i> , <i>Fringilla coelebs</i> , <i>Parus caeruleus</i> , <i>P. major</i> , <i>Passer montanus</i> , <i>Phylloscopus trochilus</i> , <i>Prunella modularis</i> , <i>Pyrrhula pyrrhula</i> , <i>Troglodytes troglodytes</i> , <i>Turdus merula</i> , <i>T. philomelos</i> .	pos	Suurbritannia (Inglismaa)	0,3–12,1	<i>Acer campestre</i> , <i>A. pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Rhamnus cathartica</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Rubus fruticosus</i> , <i>Salix spp.</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Solanum dulcamara</i> , <i>Ulmus glabra</i> , <i>U. procera</i>			MacDonald & Johnson (1995)	optimaalne 2 - 3 m
linnud (avamaastiku- ja metsaspetsialistid)	<i>Emberiza citrinella</i> , <i>Curruca communis</i>	neutr	Saksamaa (Alam-Saksi)	3,5–4 ± 0,1	<i>Acer spp.</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus spp.</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rosa spp.</i> , <i>Salix spp.</i> , <i>Sambucus nigra</i>			Batáry <i>et al.</i> (2012)	uuriti 32 liiki
linnud	<i>Linaria cannabina</i> , <i>Emberiza citrinella</i> , <i>Curruca communis</i>	neg	Suurbritannia (Inglismaa)	1,2–7	<i>Acer campestre</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus spp.</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus spp.</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Ulmus spp.</i>	<i>Malus spp.</i> , <i>Quercus spp.</i> , <i>Salix spp.</i>	<i>Graminae spp.</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Rubiaceae spp.</i> , <i>Urtica spp.</i> , <i>Umbelliferae spp.</i>	Green <i>et al.</i> (1994)	

Organismirühm	Uuritud liigid	Mõju	Riik (piirkond)	Kõrgus (m)	Põõsarinne	Puurinne	Rohurinne	Autor	Lisainfo
linnud	<i>Linaria cannabina</i>	neg	Suurbritannia (Inglismaa)	0,3–12,1	<i>Acer campestre</i> , <i>A. pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Loricera periclymenum</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Rhamnus catharticus</i> , <i>Rosus canina</i> , <i>Rubus fruticosus</i> , <i>Salix spp.</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Solenum dulcamara</i> , <i>Ulmus glabra</i> , <i>U. procera</i>			MacDonald & Johnson (1995)	
lüljalgsed (liblikad)	<i>Maniola jurtina</i> , <i>Pieris napi</i> , <i>Polyommatus icarus</i>	optimaalne 1 - 2 m	Itaalia (Põhja-I.)	<1 kuni >3				Luppi <i>et al.</i> (2018)	uuriti 51 liiki
taimed (eriti varju taluvad)	<i>Anisantha sterilis</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Holcus mollis</i> , <i>Lapsana communis</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Rubus fruticosus</i> , <i>Urtica dioica</i>	pos	Prantsusmaa (Bretagne)	2,1–16	<i>Corylus avellana</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Cytisus scoparius</i> , <i>Euonymus europaeus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Ulex europaeus</i>	<i>Castanea sativa</i> , <i>Quercus robur</i>		Boinot & Alignier (2022)	uuriti 148 liiki; üle 10 m kõrgustel põõsaribadel oli suurem taimede funktsionaalne mitmekesisus

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Maria Kerman,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

„Elurikkus ja looduse hüved põllumajandusmaastike hekkides ja põõsaribades”, mille juhendaja on Krista Takkis,

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Maria Kerman

22.05.2025