

Kas põldudele rajatud rohumaaribad suurendavad linnurikkust?

RIHO MARJA^{1,2*}, LIIS KEERBERG¹, JAANUS ELTS¹

¹ Eesti Ornitoloogiaühing, Veski 4, 51005 Tartu

² ‘Lendület’ Landscape and Conservation Ecology, Institute of Ecology and Botany, MTA–HUN–REN Centre for Ecological Research, Vácrátót, Hungary

* E-post: riho.marja@gmail.com



KOKKUVÕTE

Uuring käsitleb põldudele rajatud rohumaaribade ja ökoalade mõju pesitsevate põllulindude liigirikkusele ja arvukusele. Rohumaaribadel ja ökoaladel ning nende kontrollaladel teostati kolmekordne linnuloendus pesitsusajal 2024. ja 2025. aastal Mandri-Eestis. Selgus, et rajatud rohumaaribad ja ökoalad ei suurendanud lindude liigirikkust ja rohust, sest tulemused olid väga sarnased kontrollaladega. Antud uuringu tulemuste alusel võib arvata, et valdavalt teeservadesse rajatud rohumaaribad ja ökoalad on tõenäoliselt liiga väikesepindalised või kitsad, et neil oleks selgelt positiivne mõju linnustikule. Samas võib neil olla lindudele vähemasti soodustav või säilitav funktsioon, sest sellised alad mujal tehtud uuringute alusel suurendavad lindude toiduobjektide (putukad, seemned) rohust.

SISSEJUHATUS

Põllumajandusel on oluline roll Euroopa maastike ja seeläbi ka sealse elustiku kujundamisel. Põllumajandusmaastik on kaasaegses Euroopas lindudele oluliseks elupaigaks nii ulatusliku pindala kui seal esinevate liikide arvu poolest. Samas survestab järjest suurenev inimkond koos üha nõudlikuma elustandardiga sealset elustikku aina enam. Põllumajanduse efektiiv-

suse suurendamine on võimaldanud toodangut oluliselt tõsta ja aidanud parandada toidujulgeolekut. Sellega on aga kaasnenum varasemast suurem surve keskkonnale, eeskätt intensiivse maaharimisega kaasneva väetamise ja taimekaitsevahendite kasutamise tõttu (Emmerson et al., 2016; Lécuyer et al., 2021), kuid näiteks rohumaadele spetsialiseerunud linnu-

liikide jaoks on saanud saatuslikuks korduv niitmine pesitsusperioodil. Tulemuseks on maastike lihtsustumine ja elurikkuse vähenemine (Kleijn & Sutherland, 2003). Ökosüsteemi kvaliteet on kõige madalam piirkondades, kus on põllumaal suur osakaal, napib maastikuelemente ja looduslike kooslustega elupaigalaid (Reidsma et al., 2006).

Põllulindude arvukus on Euroopas alates II maailmasõja järgsest perioodist pidevalt langenud (Rigal et al., 2023; Reif et al., 2024). Sellist langust on täheldatud ka Eestis (Marja & Nellis, 2018). Alates 1980. aastate reformidest, mis piirasid ületootmist ja kompenseerisid tootjatele keskkonnasõbralike meetmete tõttu saamata jäänud tulu, on keskkonnavalased kaalutlused muutunud EL ühise põllumajanduspoliitika toetusskeemides üha olulisemaks. Põllumajandus ei peaks enam keskenduma ainult toidu tootmisele, vaid olema abiks maastike ja elurikkuse säilitamisel (Henle et al., 2008). Seetõttu on alates 1980-ndatest hakatud välja töötama ja rakendama kas üldisemalt elurikkust soodustavaid põllumajanduslikke keskkonnameetmeid või spetsiaalseid kohalikku asurkonda soodustavaid meetmeid kaitset vajavatele linnuliikidele. Põllumajanduse keskkonnatoetuste eesmärk on soodustada keskkonnasõbralike majandamisviiside kasutuselevõttu, suurendada elurikkust ja maastikulist mitmekesisust ning kaitsta mulda ja veekogusid. Seega on toetused

välja töötatud, et leevendada kliimamuutusi, parandada õhu-, mulla- ja veekvaliteeti ning tõsta põllumajandustootjate keskkonnateadlikkust, edendades säästvat tootmist. Need on vabatahtlikud meetmed, mille rakendamisel kompenseeritakse põllumehele või maahooldajale saamata jäänud tulu, aidates neil majanduslikult konkurentsivõimseks püsida (FAO, 2017). Üldisemad elurikkust soodustavad keskkonnameetmed on näiteks mahepõllumajandus ning täiesti või osaliselt rohumaade majandamata jätmine (nn. vaheastatega rohumaad). Lisaks on väljatootatud spetsiifilisi liike toetavaid meetmeid jämejala (*Burhinus oedicnemus*), halltsiitsitaja (*Emberiza calandra*) ja viinamäe-tsiitsitaja (*Emberiza cirrus*) kohaliku asurkonna soodustamiseks (Perkins et al., 2008; Natural England, 2011).

Eestis on alles viimastel aastatel hakatud välja selgitama, millised meetmed võiksid meie põllulindude olukorda soodustada. Juba pikemalt on teada, et üldisemad keskkonnameetmed, näiteks mahepõllumajandus, soodustavad põllulindude liigirikkust ja arvukust, kuid Eestis rakendatud keskkonnasõbraliku tootmise/majandamise meede seda ei soodusta (Elts & Lõhmus, 2012; Marja et al., 2014; Tiitsaar, 2024). Seetõttu on välja pakutud teisi võimalusi lindude liigirikkuse suurendamiseks. Nendeks võiksid olla rohumaade niitmine üle aasta, rohumaast osa niitmata jätmine, nn lõokeselaigud, kus teravilja-

põllule jäetakse väiksemad külvamata alad ja põlluservades või põldude vahele rajatud rohumaaribad ja ökoalad. Käesolev artikkel käsitleb neist kahe viimase mõju pesit-

sevatele põllulindudele. Sellest tulenevalt on uuringu eesmärk välja selgitada, kas rajatud rohumaaribad ja ökoalad soodustavad põllulindude liigirikkust või rohkust.

METOODIKA

UURIMISALAD

Uurimisalad asusid järgnevates maakondades sulgudes toodud asulate lähedal: Viljandi- (Abja-Paluoja, Võhma), Lääne-Viru- (Ao, Karkuse, Liigvalla, Oru, Tüükri), Järva- (Särevere, Taikse, Vahuküla), Lääne- (Matsalu), Jõgeva- (Nava, Sadala) ja Pärnumaal (Tori).

Rohumaaribad rajati Tartu ülikooli taimeökoloogide poolt Euroopa Liidu projekti "Loodusrikas Eesti" raames valdavalt põldude liigendamiseks või põldude servadesse. 2023. ja 2024. aastal rajatud rohumaaribade laius oli 8-12 m, pikkus kuni 1700 m. Rajamiseks kasutati kolme erinevat seemnesegu: 1) baassegu (kultuur-rohumaade kõrreliste segu, millele oli lisatud harilikku nõiahammast (*Lotus corniculatus*) ja harilikku sigurit (*Cichorium intybus*), mõnedel ka valget ristikut (*Trifolium repens*), 2) liigirikas parasniiske niidu segu (25 või 38 liiki, loodusliku päritoluga, seemnetootja kokkupandud segu), 3) nõ kasurissegu (20 liiki, loodusliku päritoluga, mis pandi kokku koostöös teadlaste ja seemnetootjaga ning mis võiks olla eelkõige kasulik põllukahjurite looduslike vaenlaste

soodustamiseks). Ühel alal kasutati katsetustena ka teisi segusid (nt ainult üheaastaste liikide segu (3 liiki) ja loopealsetelt kogutud seemned).

Ökoala on praegu kehtiv keskkonnameele. Kasutasime uuringus ainult alamtüüpi „rohumaariba“, mille nõuded on lühidalt järgmised: 1) sööti jäetud maa, haljaskesa (külvikorraga hõlmatud maa, mida kasutatakse haljasväetistaimede kasvatamiseks) haljasväetise mulda viimiseks ja haljaskesa, mille taimikusse külvatakse talivilvi; 2) rohumaariba alune maa (rohumaariba on olemasolev või rajatav kuni 18 meetri laiune rohumaariba, millel kasvavad looduslikud rohttaimed või erinevad rohumaakultuurid. Rohumaariba pindala ei tohi moodustada külgneva põllu pindalast üle 30%. Rohumaariba ei tohi rajada rohumaale ega sööti jäetud maale, st lubatud ei ole olemasoleva püsirohuma, lühiajalise rohuma ja sööti jäetud maa üleskünnimine ning uue taimiku külvamine rohumaariba tarbeks); 3) maastikuelemendi alune maa (määruse nr 68 § 6 lõigetes 1–4, lõikes 6 ning lõikes 8 nimetatud

maastikuelemendid on sobilikud ökoalade määramiseks. Need võivad olla näiteks hekk, puude rida, põllusaar, metsasiil, kraav või kiviaed); 4) lämmastikku siduvate põllumajanduskultuuride kasvuala (Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet, 2026).

Kontrollalad valiti täiesti juhuslikult. Valdavalt asusid need põldudel, üksikute juhtudel kultuurrohumaadel.

VÄLITÖÖD

Rohumaaribadel ($n=8$) ja nende kontrollaladel ($n=8$) ning ökoaladel ($n=8$) ja nende kontrollaladel ($n=7$, ühel alal ei saanud loendada, sest põllumajandustootja oli sellele vastu) teostasime kolmekordse linnuloenduse (aprilli lõpp, mai keskpaik ja juuni algus) 2024. ja 2025. aastal. Seitset rohumaariba ja vastavat kontrollala uuriti 2024. aastal, ühte rohumaariba ja selle kontrollala vastavalt 2025. aastal. Ökoalasid ja nende kontrollalasid uuriti ainult 2025. aastal. Kõiki uurimisalasid loendati vaid ühel aastal. Kasutasime transektoenduse meetodikat (Bibby et al., 1992). Igal alal paiknes üks 400 m loendustransect rohumaaribal või ökoalal ja teine, samuti 400 m pikkune kontrollala transect, kus ei olnud rohumaariba või ökoala (nn. tavaline põlluserv), vähemalt 300 m eemal. Loendused teostati 12 m põhiribal (mõlemale poole loendustransectist) ja lisaks 22 m lisaribal (mõlemale poole loendustransectist). Käesolevas kokkuvõttes on

arvestatud põhi- ja lisariba koondandmeid pesitsevate linnuliikide kohta.

STATISTILINE ANALÜÜS

Statistiliseks analüüsiks kasutasime lineaarseid segamudeleid (nlme pakett, Pinheiro et al., 2025), kus iga uurimisala oli juhuslik tunnus. Iga uurimisala koosnes rohumaaribast ja kontrollalast või ökoalast ja kontrollalast. Uurisime eraldi liigirikkust, lindude rohkust ja põldlöökesi (*Alauda arvensis*) arvukust sõltuvalt grupist (rohumaariba või ökoala vs. kontrollala). Andmete analüüsil uurimisalade lõikes kasutati iga liigi puhul kolme loenduse maksimaalset loendustulemust. Mudelite eelduste kontrollimiseks hinnati mudeli jääkide jaotust ja hajuvust visuaalselt. Mudeli jäägid vastasid normaaljaotusele. Lindude liigilise koosseisu analüüsiks kasutasime osalist liiasusanalüüsi (inglise keeles *partial redundancy analysis*) ja vegan paketti (Oksanen et al., 2025). Statistilise analüüsi tegime statistika-programmiga R (versioon 4.5.0, R Core Team, 2025).

TULEMUSED

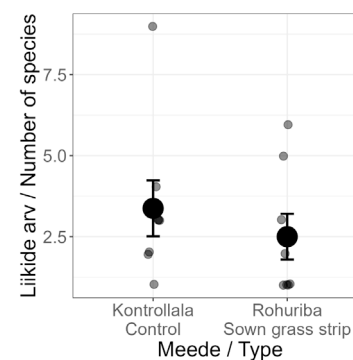
ROHUMAARIBAD VS. KONTROLLALAD

Rohumaaribadel oli keskmiselt 2,5 (SE 0,71) ja kontrollaladel keskmiselt 3,38 (SE 0,87) pesitsevat liiki (joonis 1). Rohumaaribadel oli keskmiselt 3,12 (SE 1,08) ja kontrollaladel 2,75 (SE 1,05) pesitsevat

isendit (joonis 2). Liikide ($DF=14$; $F=0,61$; $p=0,45$) ega ka isendite arv ($DF=14$; $F=0,007$; $p=0,94$) ei erinenud rohumaaribade ja kontrollalade vahel statistiliselt oluliselt. Ka põldlöökesi arvukus ($DF=14$; $F=0$; $p=1,00$) ei erinenud rohu-

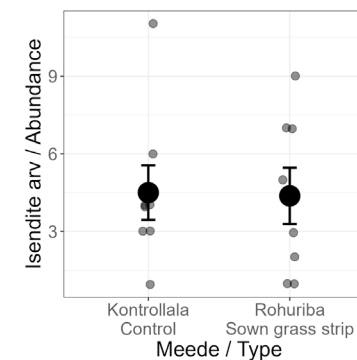
maaribade ja kontrollalade vahel statistiliselt oluliselt.

Osalise liiasusanalüüsi tulemusel ei leidnud me liigilise koosseisu erinevusi rohumaaribade ja kontrollalade vahel ($F=0,85$; $p=0,53$).



Joonis 1. Pesitsevate lindude liigirikkus rohumaaribadel ja kontrollaladel. Esitatud on keskmine, standardviga ja algandmed.

Figure 1. Breeding bird species richness between sown grass strips and control areas. Presented are the mean, standard error and raw data.



Joonis 2. Pesitsevate lindude rohkus rohumaaribadel ja kontrollaladel. Esitatud on keskmine, standardviga ja algandmed.

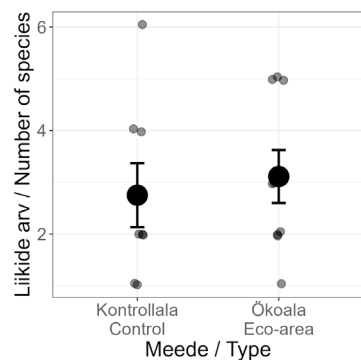
Figure 2. Breeding bird abundance between sown grass strips and control areas. Presented are the mean, standard error and raw data.

ÖKOALAD VS. KONTROLLALAD

Ökoaladel oli keskmiselt 3,11 (SE 0,51) ja kontrollaladel keskmiselt 2,75 (SE 0,62) pesitsevat liiki (joonis 3). Ökoaladel oli keskmiselt 10,9 (SE 1,83) ja kontrollaladel 8,38 (SE 0,65) pesitsevat isendit (joonis 4). Liikide ($DF=15$; $F=0,21$; $p=0,66$) ega ka isendite arv ($DF=15$; $F=1,52$; $p=0,24$) ei erinenud ökoalade ja kontrollalade vahel

statistiliselt oluliselt. Põldlöökesi arvukus ($DF=14$; $F=0,46$; $p=0,51$) ei erinenud rohumaaribade ja kontrollalade vahel statistiliselt oluliselt.

Osalise liiasusanalüüsi tulemusel me ei leidnud liigilise koosseisu erinevusi ökoalade ja kontrollalade vahel ($F=0,54$; $p=0,96$).

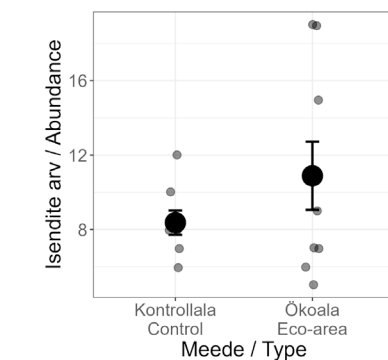


Joonis 3. Pesitsevate lindude liigirikkus ökoaladel ja kontrollaladel. Esitatud on keskmine, standardviga ja algandmed.

Figure 3. Breeding bird species richness between the eco-areas and the control areas. Presented are the mean, standard error and raw data.

ARUTELU

Uuringu tulemused viitasid, et rajatud rohumaaribad ja ökoalad ei suurendanud lindude liigirikkust, arvukust ega ka kõige arvukama põllulinnu, põldlõokese, arvukust. See on tõenäoliselt tingitud sellest, et need ei pakkunud lindudele olulisi ressursse. Nii laiades rohumaaribades võib näiteks põldlõoke pesitseda, sest varasematel välitöödel oleme viimase pesi leidnud ka 0,5 m laiusest põlluservast, kuid sellisel juhul pole selge, kas pesa rajati sinna juhuslikult (kuna see ei erinenud muust maastikust oluliselt), või tõepoolest oli tegemist sellise elupaigalaigu eelistamisega. Seevastu näiteks rukkiräägule (*Crex*



Joonis 4. Pesitsevate lindude rohkus ökoaladel ja kontrollaladel. Esitatud on keskmine, standardviga ja algandmed.

Figure 4. Breeding bird abundance between the eco-areas strips and the control areas. Presented are the mean, standard error and raw data.

crex) on sellised rohumaaribad elupaigana liiga kitsad (Marja et al., 2022). Ka näiteks kadakatäks (*Saxicola rubetra*) ei pruugi selliseid rohumaaribasid oma elupaigaks valida nende väikese laiuse tõttu. Kui sellistes rohumaaribades puuduvad väiksemad puud või põõsad, ei pruugi need olla sobivad laulmiskohad ka talvikesele. Seega võib rohumaaribade ja ökoalade roll erinevate põllulindude elupaigavalikus sõltuda olulisel määral selle maastikuelemendi laiusest. Ka rohumaaribade ja ökoalade pikkus võib olla oluline. Antud uurimistöös ei saanud me seda arvesse võtta, sest loendustransektsid olid kõik standardiseeri-

tult 400 m pikkused. Võimalik, et kui rajatakse nii pikemaid kui ka laiemaid alasid, siis need võivad soodustada lindude liigirikkust ja ka rohkust senisest enam, sest pakuksid pindalaliselt suuremat elupaika. Lisaks eelnevale on läbiuurimata valdkonnaks võrdlus, kas Eesti tingimustes oleksid põllulindudele parimad just rohumaaribad, vaid hoopis sarnase pindalaga, kuid ekstensiivselt majandatavad rohumaad.

Varasemate uuringute käigus on saadud vastakaid tulemusi. Saksamaal läbi viidud uuringus, kus õiterikaste rohumaaribade keskmine laius oli 20 m, pikkus minimaalselt 200 m ja need sisaldasid 30 liiki õistaimi, oli selgelt positiivne mõju põllulindudele, võrreldes kontrollaladega (Schmidt et al., 2022). Keskmine liigirikkus oli veidi üle viie linnuliigi õiterikaste rohumaaribade kohta, kontrollaladel ligikaudu kaks liiki. Seega laiemates rohumaaribades võib olla ka rohkem liike kui tuvastasime meie. 6 m laiustel rohumaaribadel ei olnud selgelt positiivset mõju põllulindudele võrreldes ilma rohumaaribadeta põldudega Inglismaal (Marshall et al., 2006). Poolas 500 m pikkustel loodusliku taimestikuga transektidel ja 11-12 m laiustel rohumaaribadel (sarnaselt meie uuringule) loendati keskmiselt 6,4 linnuliiki (Wuczyński et al., 2011). See on kaks korda rohkem liike kui meie tuvastasime.

Meie uuring oli ajaliselt limiteeritud. Rajatud rohumaaribade puhul oleks vaja-lik nende pikemaajaline jälgimine, sest

taimekooslus ja muu sellega seotud elustik kujuneb välja aastatega. Lühiajalised taimeribad on sisuliselt kultuurrohumaad, mille elustik on pideva häiringu (regulaarne ümberkylv, sage niitmine) tõttu kesine. Pealegi ei ole põhjust arvata, et intensiivselt majandatavaid rohumaad oleks Eestis ebapiisavalt.

Välitööde tähelepanekute alusel oleme sõnastanud mõned ettepanekud rohumaaribade ja ökoalade (alljärgnevalt käsitletud koos nimetusega taimeribad) linnurohkuse soodustamiseks.

- 1. Taimeribad on üldjuhul liiga kitsad**, et neist põllulindudele (näiteks põldlõoke, kii-vitaja (*Vanellus vanellus*), kadakatäks, rukki-rääk) mingit arvestatavat kasu tõuseks. Seega peaksid taimeribad olema laiemad, et saavutada positiivset mõju lindudele.
- 2. Põllulinnud, kes pigem väldivad servaalasid**, paistavad kasutatav ribasid aktiivsemalt siis, kui taimeribad asuvad avamaastiku (põld, rohumaad) keskel või liigendavad erinevaid põlde. Sellele viitavad ka viimased uurimistulemused Slovakiast (Hološková et al., 2025).
- 3. Aktiivselt kasutatava teega (kruusa-, asfalttee) piirnevad taimeribad** on meie hinnangul üldjuhul kõige linnuvasemad.
- 4. Kui taimeriba piirneb näiteks puis-tunud, põõsastunud/taimestunud kraa-viga**, võib see sobida pesitsuspaigaks talvikesele (*Emberiza citrinella*), soo-roolinnule (*Acrocephalus palustris*), rootsiitsitajale (*Emberiza schoeniclus*) ja pruunsalg-põõsalinnule

(*Sylvia communis*). Seega naabruses olevad lindudele olulised lineaarsed maastikuelemendid (Marja & Herzon, 2012) rikastavad kindlasti taimeribade linnukooslust.

5. Need taimeribad, kuhu on külvatud tihedalt ainult üht sorti heintaimet, pole tõenäoliselt lindudele atraktiivsed. Samas kui lastakse taimestikul looduslikult areneda ja jäävad ka hõredama taimestikuga või laiguti paljandunud lapikesed, siis on neil potentsiaali pesitsuspaigana palju enam (nt Säreveere ribal loendati pesitsejate nii kiivitaja kui ka 2 paari väiketülle).

Kui taimeribadest loodetakse kasu ka lindudele, peab nende väljatöötamisel lähtuma lindude ökoloogilistest nõudmistest. Ilmselgelt on keeruline rajada taimeribad, mis pakuvad enamusele linnuliikidele läbi aasta kõiki vajalikke ressursse. Viimaste all tuleb silmas pidada toitu, varjevõimalusi, pesa rajamiseks vajalikke tingimusi. Seejuures sõltuvad need näitajad konkreetsest liigist ja lähtuvalt nišiteooriast saame väikesele alale luua vaid piiratud arvu ökoloogilisi nišse. Järelikult peab olema täpselt läbi mõeldud, mis tüüpi ribad mingitele liikidele rajada. Kui näiteks kiivitaja kasutab toitumiseks ja pesa rajamiseks madalmuruseid alasid, siis kõrget taimestikku vajavale soo-roolinnule on sellised taimeribad täiesti kasutud. Niidetud taimeriba võib olla sobilik toitumispaike nurmekanalile (*Perdix perdix*) või kuld-nokale (*Sturnus vulgaris*), kuid kumbki neist liikidest ei raja pesa lagedale alale.

Hääbuva asurkonnaga kadakatäks on aga rohumaade struktuurse lihtsustumise ohver, kuna vajab putukate varitsemiseks kõrgemaid, enamasti eelmisest vegetatsiooniperioodist alles jäänud kuivanud taimi. Kuid on veel üks oluline aspekt – nimelt elupaikade kasutamise sesoonne dünaamika. Valdav enamus uuringuid keskendub vaid pesitsusperioodile. Samas võivad erinevad maastikuelemendid olla lindudele olulised eri aastaegadel.

Põllumajanduse keskkonnatoetuste puhul on Euroopa Liidus senini laialdaselt rakendatud väga üldisi ja tagasihoidlike nõudmistega toetussüsteeme, mis formaalselt tunduvad asjakohased, kuid mis üldjuhul pole põllulindude jaoks efektiivsed. Näiteks on vähe kasu taimeribadega põldude liigendamisel olukorras, kui põllu pindala on niigi väike. Samuti ei pruugi olla kasu kitsast taimeribast keset suurt põldu, sest sellise riba kui elupaiga pindala on väga väike ja see on olulisel määral mõjutatud ümbritseval viljelusmaal toimuvast (taimekaitsevahendid, mineraalväetised). Mestre ja kaasautorid (2026) rõhutavad, et vaja on vaid ohustatud ja kaitsealuste liikidega tegelemise asemel keskenduda ökosüsteemipõhistele rakendustele, sest toitumisahelate funktsioneerimisel on ka tavalikel oluline roll. Seepärast peaksid keskkonnameetmed edaspidi keskenduma kogu elustikule, mitte vaid looduskaitsele olulistele liikidele.

TÄNUAVALDUSED

Rakendusuuringut rahastas Euroopa Liit projekti "Loodusrikas Eesti" raames (LIFE-IP ForEst&FarmLand; LIFE18IPE/EE/000007).



SUMMARY

DO SOWN GRASS STRIPS ON FARMLAND ENHANCE BIRD DIVERSITY?

This study examines the effects of sown grass strips and eco-areas established in fields on the species richness and abundance of breeding farmland birds. Bird surveys were conducted three times during the breeding seasons of 2024 and 2025 in Estonia, in the sown grass strips and eco-areas, and at corresponding control sites. The results indicate that the established sown grass strips and eco-areas did not increase bird species richness or abundance, with outcomes very similar to those observed in the control areas. Based on these findings, it can be assumed that mostly at the road and field edges, sown grass strips and eco-areas are likely too small in area or too narrow to exert a clearly positive effect on farmland bird communities. However, they may still provide at least a supportive or maintaining function for birds, as previous studies have shown that such areas can increase the availability of food resources (e.g. insects and weed seeds).



KASUTATUD KIRJANDUS

- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., & Mustoe, S.H. (1992). *Bird census techniques*. Academic Press.
- Eltis, J., & Lõhmus, A. (2012). What do we lack in agri-environment schemes? The case of farmland birds in Estonia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146, 89–93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.023>
- 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). How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. *Advances in Ecological Research*, 55, 43–97. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005>

- FAO. (2017). *Family farming knowledge platform*. www.fao.org/family-farming/detail/en/c/1027590
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F. A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., & Young, J. (2008). Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 124(1-2), 60–71. doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.019
- Hološková, A., Ridzoň, J., & Reif, J. (2025). Using the EU's Common Agricultural Policy to improve the habitat for farmland birds in landscapes with excessively large arable fields: Buffer strips in Slovakia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 381, 109461. https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109461
- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 947–969. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x
- Lécuyer, L., Alard, D., Calla, S., Coolsaet, B., Fickel, T., Heinsoo, K., Henle, K., Herzon, I., Hodgson, I., Quétier, F., McCracken, D., McMahon, B.J., Melts, I., Sands, D., Skrimizea, E., Watt, A., White, R., & Young, J. (2021). Conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe: Looking to the future by learning from the past. *Advances in Ecological Research*, 65, 3–56. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2021.10.005
- Marja, R., Elts, J., & Keerberg, L. (2022). Rukkirääd (Crex crex) individuaalne elupaigakasutus. *Hirundo*, 35, 1–16.
- Marja, R., & Herzon, I. (2012). The importance of drainage ditches for farmland birds in agricultural landscapes in the Baltic countries: does field type matter? *Ornis Fennica*, 89, 170–181. https://doi.org/10.51812/of.133804
- Marja, R., Herzon, I., Viik, E., Elts, J., Mänd, M., Tscharnkte, T., & Batáry, P. (2014). Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. *Biological Conservation*, 178, 146–154. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.005
- Marja, R., & Nellis, R. (2018). Perioodil 1984–2017 põllulindude arvukuse muutus Eestis ning selle seos põllumajanduse ja kiskjatega. *Hirundo*, 31, 49–68.
- Marshall, E.J.P., West, T.M., & Kleijn, D. (2006). Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113, 36–44. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.036
- Mestre, F., Galiana, N., Bastazini, V. A. G., González-del-Piego, P., & Araújo, M. B. (2026). Contrasting Roles of Threatened and Non-Threatened Species in European Food Webs. *Diversity and Distributions*, e70133, 32, 2, 1366–9516. https://doi.org/10.1111/ddi.70133
- Natural England (2011). *Agri-environment schemes in England 2009. A review of results and effectiveness*. https://publications.naturalengland.org.uk/file/107014
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... & Weedon, J. (2025). *vegan: Community ecology package* (version 2.7-1.) [R package]. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan
- Perkins A.J., Maggs H.E., Wilson J.D., Watson A., & Smout C. (2008). Targeted management intervention reduces rate of population decline of corn buntings *Emberiza calandra* in eastern Scotland. *Bird Study*, 55, 52–58. https://doi.org/10.1080/00063650809461504
- Pinheiro, J., Bates, D., & R Core Team. (2025). *nlme: Linear and nonlinear mixed effects models* (version 3.1-168) [R package]. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.nlme
- Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet. (2026). *Õkoalade toetus 2025*. https://www.pria.ee/toetused/okoalade-toetus-2025
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (version 4.5.0).
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., & Alkemade, R. (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 86–102. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.026
- Reif, J., Gamero, A., Hološková, A., Aunins, A., Chodkiewicz, T., Hristov, I., Kurlavičius, P., Leivits, M., Szép, T., & Voříšek, P. (2024). Accelerated farmland bird population declines in European countries after their recent EU accession. *Science of The Total Environment*, 946, 174281. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174281
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., De Carli, E., Del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, ... & Devictor, V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120
- Schmidt, A., Fartmann, T., Kiehl, K., Kirmer, A., & Tischew, S. (2022). Effects of perennial wildflower strips and landscape structure on birds in intensively farmed agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 58, 15–25. https://doi.org/10.1016/j.baee.2021.10.005
- Tiitsaar, A. (2024). *Põllulindude arvukuse ja liigirikkuse uuring 2010–2023. aasta kohta*. (Käsikiri Maaelu Teadmuskeskuses).
- Wuczyński, A., Kujawa, K., Dajdok, Z., & Grzesiak, W. (2011). Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 202–209. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.031