



KIK-i projekt

Põllulindude kaitseks vajalikud tegevused

I etapp leping 3-2_7/6768-5/2017

Aruanne

Koostaja: Jaanus Elts, Eesti Ornitoloogiaühing

Tartu 2018

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Materjal ja metoodika	4
3. Ülevaade põllumajanduse ja linnustiku vahelistest seostest	4
3.1. Põllumajanduse keskkonnatoetused Euroopas	9
4. Linnusõbralikud majandamisvõttes	10
4.1. Räägusõbralik rohumaade majandamine	10
4.2. Võtted põldlõokese toetamiseks	12
4.2.1. Külvamata laigud ehk põldlõokese laigud	12
4.2.2. Hõredam külv	12
4.3. Kesa laigud kiivitajatele	12
4.4. Taimestikuribad kui nurmkana elupaik	12
4.5. Taimestiku struktuuri majandamine	13
4.6. Puhverribad	14
4.7. Ökotonid	17
4.8. Põldtsiitsitaja elupaikade majandamine	18
Kirjandus	22

1. Sissejuhatus

Meie põllumajandusmaastiku linnud võib ruraalmaastiku kasutamise määra alusel jagada järgmistesse rühmadesse (Eltis, 2003):

- 1) linnuliigid, kes veedavad selles maastikus suurema osa pesitsusajast (st. toituvad ja pesitsevad) – 42 liiki; lisaks veel 21 liiki, kes samaväärselt kasutavad muud avamaastikku, näiteks põldlõoke, suitsupääsuke (*Hirundo rustica*), põldtsiitsitaja (*Emberiza hortulana*), talvike (*E. citrinella*);
- 2) pesitsevad mujal, kuid toituvad regulaarselt põllumajandusmaastikus – 21 liiki, näiteks väikekonnakotkas (*Aquila pomarina*), kaelustuvi (*Columba palumbus*), metskiur (*Anthus trivialis*);
- 3) kasutavad seda maastikku vaid rändel – 33 liiki, näiteks väikeluik (*Cygnus columbianus*), valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*);
- 4) külastavad seda maastikku juhuslikult – 14 liiki, näiteks naerukajakas (*Larus ridibundus*), väike-kirjurähn (*Dendrocopos minor*), hallõgija (*Lanius excubitor*).

Viimaste kümnendite jooksul on ilmunud väga palju kirjandust põllumajanduse-keskkonnatoetuste mõjust lindudele. Seejuures on enamuses sellest näidatud, et toetuste mõju lindudele on kas vähemärgatav või suisa negatiivne. Linnud on oma elupaiganõudlustelt väga erinevad ja seepärast on ka toetuste mõju sageli liigispetsiifiline, kusjuures ühe liigi soosimine võib viia teise liigi hääbumisele.

Meetmete valimisel/ülevõtmisel peab kindlasti arvestama, et linnuliikide elupaigaeelistused võivad piirkonniti olla üpris erinevad. Näiteks asustab põldtsiitsitaja Eestis põllumajandusmaastikku, samas Rootsis on liik levinud raiesmikel (kus ta meie tingimustes kunagi ei pesitse). Teiseks oluliseks teguriks muude riikide edukate meetmete ülevõtmisel on kliimatiliste tingimuste arvestamine. Näiteks on Inglismaal heaks lindude toitumistingimusi soovivaks võtteks kõrrepõldude jätmine ületalve. Ka meie tingimustes võivad sellised võtted sobida, kuid on täiesti kasutatud pika ja lumerohke talve korral. Kolmandaks oluliseks teguriks on lindude fenoloogia, täpsemalt siis periood, mil liigid viibivad mingil alal. Näiteks on iirlastel eraldi meede mägi-kanepilinnu jaoks, kuid see liik levib meil peamiselt talvisel perioodil ja ei pesitse siin.

Euroopas on välja töötatud suur hulk meetmeid, mis ühel või teisel juhul on mingile elustiku rühmale mõjunud positiivselt. Siiski on väga sageli nii, et väiksema territooriumiga liikide seisundi parandamine on üldiste toetustel põhinevate võtetega oluliselt kergemini saavutatav, kui seda on lindude arvukuse stabiliseerimine. Lindude territooriumid võivad olla väga suured (suurkoovitajal näiteks 100 ja enamgi hektarit) ning nende elupaiganõudlused väga kompleksed, mistõttu nad vajavad oma territooriumil sageli lisaks pesakohale veel erineva suktsessiooniga taimestikku, erinevaid markeerimiskohti või häid istumiskohti saagi varitsemiseks.

Töö eesmärgiks oli koondada teavet eri Euroopa riikides kasutatavate põllumajanduse-keskkonnatoetuste kohta. Keskenduti pigem sellistele käsitlustele ja kirjeldustele, mis näitasid muuhulgas positiivset mõju linnustikule. Selliste materjalide alusel püüti koostada nii üldisi ülevaateid teatud tüüpi võtete rakendamisest, kui ka võimalusel anda põhjalikum mujal rakendatud meetme kirjeldus. Sellised põhjalikumad kirjeldused on mõeldud selleks, et vastavaid meetmeid testida ka Eestis. Kuna põllumajanduse-keskkonnatoetused peaksid leevendama põllumajandusliku tootmise negatiivseid mõjusid ümbritsevale keskkonnale, on püütud anda piisavalt põhjalik ülevaade ka linnustiku ja põllumajanduse vahelistest seostest (pt. 3). Iga keskkonnameede peaks ju otseselt püüdma lahendada konkreetset põllumajanduse poolt tekitatud probleemi, ainult nii saab loota, et raha kasutamisel on olemas ka soovitud tulemus.

2. Materjal ja meetodika

Erinevatest meetmetest ülevaate saamiseks otsiti esmalt teadusartikleid, milles oli leitud põllumajanduse-keskkonnatoetuste positiivne mõju linnustikule. Seejärel otsiti vastava sisuga publikatsioone ka nn halli kirjanduse hulgast, st sellistest materjalidest, mis pole läbinud retsenseerimist. Sellised allikad on enamasti spetsiifilised mingi riigi või konkreetse elupaigatüübi kohta, kui kahjuks on need enamasti rahvuskeeltes ning seepärast raskesti leitavad. Viimase probleemi leevendamiseks kontakteeruti ka välismaa kolleegidega, mis aga ei andnud alati lisaväärtust, sest sageli olid saadud vastused väga üldsõnalised või jäeti üldse vastamata, mistõttu nende alusel oli raske luua mingit süstemaatilist ülevaadet. Eeltoodud põhjustel on mõned lindudele soodsad võtted kirjeldatud oluliselt põhjalikumalt, kui teised. Samuti on ebaproportsionaalne liikide kaasatus. Igal riigil on omad prioriteetliigid. Enamasti on lihtsam leida meetmekirjeldusi liikidele, mille kaitsmisel toimub aktiivne rahvusvaheline koostöö. Samas on nõ kohaliku tähtsusega liikidele mõeldud toetused rahvuskeelsed ning seepärast raskesti leitavad.

3. Ülevaade põllumajanduse ja linnustiku vahelistest seostest

Põllumajandusmaastik on kaasajal lindudele oluliseks elupaigaks. Nad asustavad seda, kuna on spetsialiseerunud elatuma seal leiduvatest toiduobjektidest (näiteks toitub siniraag (*Coracias garrulus*) valguslembestest mardikatest, rohutirtsudest jne.) või on kohastunud selle elupaiga struktuuriga (näiteks rukkirääk (*Crex crex*) sõltub taimestiku tihedusest ja katvusest).

Põllumajanduse intensiivsuse objektiivseks indikaatoriks peetakse teravilja saagikust, mis 1960-ndatest aastatest kuni 1990-ndate lõpuni suurenes Euroopa Liidus ligikaudu kolm korda ning on seotud negatiivselt põllulindude arvukusega (Donald et al., 2001). Põllumajandusliku intensiivtootmise eesmärk on maksimeerida pinnaühikult saadava saagi kogus, kuid just tootmise intensiivistumist peetakse peamiseks elurikkuse ja elupaikade heterogeensuse vähenemise põhjuseks põllumajandusmaastikus, kusjuures tegemist on globaalse probleemiga (Matson et al., 1997; Green et al., 2005). Töö efektiivsemaks muutmiseks kasutatakse järjest rohkem ja võimsamaid

põllutöömasinaid, mistõttu aga hukkub palju linnupesti. Mehhaniseerimise mõjudele rukkiräägu näitel juhtis tähelepanu juba pool sajandit tagasi soome ornitoloog Lars von Haartmann (1958).

Tänapäeval on üle-Euroopalist kaitseväärtust (Species of European Conservation Concern, SPEC) omavast 278 linnuliigist tervelt 81 liigi jaoks viljelusmaa (künni- ja põllumajanduslikult parandatud rohumaad) oluliseks elupaigaks ning 79 liigi jaoks on eelistatud elupaigaks püsirohumaad (Tucker & Evans, 1997). Põllumajanduse intensiivistumise tulemusel on osa põllumajandusmaastikku asustavaid liike muutunud koguni nii haavatavateks, et need on kantud kohalikesse punastesse raamatutesse (näit. Ahlén & Tjernberg, 1996). Näiteks 58-st eeskätt põllumajanduslikus maastikus levivast linnuliigist tervelt 41 liigi arvukus oli aastatel 1990-2000 langeva trendiga (Donald et al., 2006), kusjuures arvukus langeb paljudes Euroopa piirkondades (Robertson & Berg, 1992; Tucker & Heath, 1994; Newton, 2004; Van Turnhout et al., 2007). Soomlaste aastakümnete pikkuste uuringute tulemused näitavad, et viimastel kümnenditel on eriti tugevalt kahanenud avamaa maaspesitsevate ja õuealade liikide arvukus (Väisänen et al., 1998, Tiainen & Pakkala, 2001, Väisänen, 2006).

Põllulindude kaitsel on seni saavutatud paremat edu liigispetsiifiliste kaitsemeetmetega: Hollandis näiteks valge-toonekure (*Ciconia ciconia*), loorkaku (*Tyto alba*) ja künnivarese (*Corvus frugilegus*) kaitsel (SOVON, 2002), Suurbritannias aga rukkiräägu (*Crex crex*), jämejala (*Burhinus oediconemus*) ja viinamäe-tsiitsitaja (*Emberiza cirrus*) kaitsel (Ovenden et al., 1998; Aebischer et al., 2000). Samas on selge, et sellised ühele liigile spetsialiseeritud tööd on kallid ja nendest meetmetest ei pruugi olla kasu teistele liikidele.

Põllumajanduse intensiivistumine ja maakasutuse polariseerumine leidis peale II Maailmasõda aset paljudes Euroopa riikides (O'Connor & Shrubbs, 1986; Lack, 1992; Pain & Pienkowski, 1997; Newton, 2004). Terve rida põllumajanduses aset leidnud muutusi (näit. väetiste ja pestitsiidide kasutus, rohumaade muutmine viljelusmaaks või selle kultiveerimine ja taaskülvamine sordiseemnega – nn. rohumaade parandamine e. uuendamine, varasem ja sagedasem rohumaade niitmine, kuivendamine, viljavahelduse lihtsustumine, servaelupaikade hävimine, karjatamiskoormuse suurenemine) avaldas mõju lindude pesitsus- ja toitumistingimustele. Siiski on ilmunud vähe artikleid, mis oleks tõestanud seose põllumajanduses toimunud muutuste ja lindude demograafia vahel (Wilson et al., 1999). Üks väheseid hästi dokumenteeritud juhtumeid on Suurbritannias läbi viidud ulatuslik uuring nurmkana (*Perdix perdix*) kohta (Potts, 1986), mis tõestas, et nurmkana arvukuse langus oli osaliselt seletatav poegade nõrga elumusega, mille põhjuseks oli herbitsiidide kasutamisest tingitud putuktoidu defitsiit (hävitati putukate toidutaimed). Küll on häid näiteid linnustiku arvukuse ja põllumajandusliku tootmise vaheliste seoste kohta. Näiteks on osa linnuliike laiendanud oma levikut vastavalt teatud kultuuride viljelemise levimisele. Nii kaasnes Suurbritannias teraviljakasvatuse hoogustumisega õõnetuvi (*Columba oenas*) levimine, kuigi algselt eelistas see lind pargilaadset ökotoni. Liik on spetsialiseerunud umbrohu- ja heintaimeseemnete, eriti kirburohtude (*Polygonum sp.*) seemnete söömisele. Enne kloororgaaniliste puhtimisvahendite kasutuselevõttu 1950. aastate algul oli see linnuliik teraviljakasvatustalude linnukoosluse tavapärase liige, kuid taandus seejärel vaid rannikualadele ning ekstensiivsema maaviljelusega piirkondadesse (O'Connor & Mead, 1984). Liigi arvukus hakkas taastuma pärast kloororgaaniliste puhtimisainete asendamist vähemohthlikega (O'Connor & Shrubbs 1990).

Kaks enam levinud elupaigatüüpi viljelusmaal on heina- ja viljapõllud. Muutused rohumaade majandamises on olnud eeskätt seotud rohumaade parandamisega, et tagada paremad

toitumistingimused kariloomadele (rohkem haljasmassi ja rohkem hästisöödavaid taimi). Sellega kaasnes väetiste suurenenud kasutamine, kuivendus ning regulaarne rohumaade üleskünd ja uuestikülv väikese arvu taimeliikidega, mis olid hea konkurentsivõimega ning reageerisid väetistele kiiresti, nagu näiteks raiheina (*Lolium spp.*) sordid (Fuller, 1987; Vickery et al., 1999; Wilson et al., 1999). Tulemuseks oli traditsiooniliste heinamaade asendamine kultuurrohumaadega, millel sai loomi karjatada intensiivsemalt ning millelt sai haljasmassi siloks niita vegetatsiooniperioodi jooksul korduvalt. Selliseid uuendatud rohumaad väetati ning soovitud taimekoosluse hoidmiseks kasutati herbitsiide (Fuller, 1987; Hopkins & Hopkins, 1994).

Linnud eelistavad rohumaadel toituda karjatatavatel aladel (Waite, 1984; Tucker, 1992; Wilson et al., 1996; Perkins et al., 2000). Suurbritannias eelistas talveperioodil 60 linnuliigist viis karjatatavaid alasid, kusjuures hakk (*Corvus monedula*), künnivares (*Corvus frugilegus*), mustvares (*Corvus c. corone*) ja kuldnokk (*Sturnus vulgaris*) eelistasid toitumiseks lehmakarjamaadele lambakarjamaid. Lehmakarjamaadel eelistas toituda hallrästas (*Turdus pilaris*) (Perkins et al., 2000). Kõik need liigid toituvad mulla pinnal või pindmistes kihtides toituvatest selgrootutest, eriti vihmaussidest (*Lumbricidae*) ja mardikate (*Carabidae*) valmikutest ja vastsetest (Waite, 1984). Eriti veiste karjatamine toetab vahelduva kõrgusega ja liigirikka taimestiku kujunemist, mis mõjub positiivselt selgrootute liigirikkusele ja arvukusele (näit. Gibson et al., 1992; Ausden & Treweek, 1995). Seejuures muudab sõnnik selgroogsed lindudele kergemini kättesaadavaks, sest meelitab need maapinnale lähemale ja väiksemale alale sõnniku lähedusse (Scullion & Ramshaw, 1987; Tucker, 1992). Midagi analoogset võib täheldada ka sõnniku laotamise järgselt, mil väetatavale alale koonduvad vareslased ja paljud putuktoidulised linnud, kes sõnniku õhukesest kihist saavad hõlpsasti kätte kärbsevaklu ning sõnnikule lendavaid kärbeid ja muid putukaid (autori andmed). Karjamaad on oluliseks rände-eelseks toitumisalaks näiteks ka metskurvitsale (*Scolopax rusticola*), kes eelistab toituda aladel, kus hiljuti on karjatatud veiseid (autori andmed). Karjatamisel võib olla aga muidki positiivseid mõjusid soodustamaks lindude toitumist, sest näiteks loomade trampimine lõhub rohukamarat ja võib putukad pinnases aktiveerida (Lack, 1992), muutes lindude toitumise tulemuslikumaks (Perkins et al., 2000).

Pinnase lõhkumine karjatamisel ning sellega kaasnev mulla liikumine on kasulik ka seemnetoidulistele lindudele, sest toob pinnale peitunud seemneid, mis muul juhul oleksid lindudele kättesaamatud (Robinson, 1997). Näiteks metsvint (*Fringilla coelebs*), kes on pesitsusvälisel perioodil valdavalt teratoiduline ning toitub maas, kogub toitu sagedamini suurematel taimestikuta aladel (Perkins et al., 2000). Rohumaadel toituvatele lindudele on parim erineva karjatamiskoormusega (taimestiku erineva kõrgusega) alade lähestikku paiknemine, sealhulgas ka tugevalt karjatatud alade esinemine, kus maapind on laiguti paljaks söödud. See kehtib nii pesitsusvälise (Perkins et al., 2000) kui ka pesitsusperioodi kohta (Pärt & Söderström, 1999a). Sõnnikurikka rohukamara saadavus on eriti oluline rändel peatuvatele putukatest ja vihmaussidest toituvatele linnuliikidele.

Karjamaade pindala vähenemise üheks põhjuseks on olnud kariloomade arvu, eriti piimakarja vähenemine. Soomes peetakse seda tendentsi oluliseks põllulindude arvukuse kahanemise põhjuseks. Näiteks kuldnoka arvukus kahanes selles riigis 1950-ndatest 1980-ndateni 90%-i (Rintala et al., 2003; Rintala & Tiainen, 2007). Põhjuseks oli pesitsusedukuse oluline kahanemine, mille tingis karjamaadelt saadava putuktoidu kadumine (Tiainen et al., 1989; Solonen et al., 1991). Karjamaade pindala ja kariloomade arvuga on seostatud ka suitsupääsukese (*Hirundo rustica*), räästapääsukese (*Delichon urbica*), hallvarese (*Corvus corone cornix*) ja koduvarblase (*Passer domestica*) arvukust

(Møller, 2001; Tiainen & Pakkala, 2001). Praegusel ajal on paljudes riikides piimakari uuesti oluliselt suurenenud, kuid muutunud on kariloomade pidamine, st loomad ei käi enam karjamaal, vaid vajalik haljassööt veetakse lauta. Eeltoodu valguses on ilmne, et põllumajandusloomade väljas karjatamise vähenemine Eestis kahandab rohumaade kasulikkust lindude toitumisalana. Samuti, kuna rohumaad kasutamine vaid silo tegemiseks muudab maakasutuse väga intensiivseks ja taimestik hoitakse seal pidevalt liialt madal, ei võimalda see lindudele ka turvalist pesitsemist.

Teiseks põhiliseks põllumajanduslikuks maakasutuse vormiks rohumaade kõrval on teraviljakasvatuse. Globaalselt on teraviljad kõige tähtsamaks põllumajanduslikuks kultuuriks, mis annavad 60% toidust (Potts, 1997) ja moodustavad kõige ulatuslikuma ökosüsteemi Euroopa ruraalmaastikus. Ka selles tootmisharus leidis põhiline intensiivistumine aset peale II Maailmasõda ja põhi-ilminguteks olid: herbitsiidide ulatuslik kasutamine, allakülvi kasutamise vähenemine, rohumaad ja teraviljapõldude ökosüsteemide polariseerumine (millega kaasnes teraviljakasvatuse taandumine künklikelt aladelt) ning suure hulga insektitsiidide suvine kasutamine (Potts, 1997). Muudatused olid kantud soovist oluliselt suurendada saake. Selleks hakati kasutama oluliselt enam mineraalväetisi ja pestitsiidide ning domineerima hakkasid sellised sordid, mille võime uutest agrotehnilistes tingimustes hakkama saada oli parim. Tulemuseks oli monokultuuride kasvatamine suurtel aladel, kusjuures viljavaheldus asendus järjest intensiivsema kemikaalikasutusega, vältimaks mulla vaesestamist ning tagamaks püsivaid saake. Viljakoristusel tekkinud põhk ei leidnud intensiivse loomakasvatuse tingimustes kasutust ning see põletati. Kõik need muutused viisid biomitmekesisuse ulatuslikule kahanemisele agraarmaastikus (Potts, 1986, 1991).

Teraviljakasvatuses leidis aset ka rida tehnoloogilisi muudatusi, milledest üks olulisemaid oli vähene mullaharimine. Nõnda tõusis küll mullaselgroogsete arvukus (Edwards, 1984), kuid kündmise ja äestamise ärajäämisel vähenesid lindude võimalused neist olestest toituda. Limiteerivaks osutus toidu kättesaadavus, mitte rohkus.

Teraviljakasvatuse on väga intensiivselt võidelnud umbrohtudega: umbrohud konkureerivad kultuuriga toitainete ja valguse pärast, nende seemned saastavad toodangut ja hakkavad levima koos kultuuriga. Samas on just umbrohtude seemned ja pehmed rohelised osad oluliselt toiduks tervele reale linnuliikidele. Näiteks põldvarblase (*Passer montanus*) toidusedelis esineb palju erinevaid umbrohuseemneid, nende osakaal varieerub sesoonselt, kuid domineerib harilikult mõni konkreetne liigirühm. Kõik need on harilikud umbrohud jäätmaadel ja kultiveeritud aladel (Pinowski & Wójcik, 1969; Szlivka 1983; Sánchez-Aguado, 1986).

Põllu-umbrohud on vajalikud aga ka metsas pesitsevatele linnuliikidele. Näiteks leevikese (*Pyrrhula pyrrhula*) toidust moodustab valdava osa taimne toit, eriti mitmesugused seemned. Viimastest on haritaval maal olulised järgmised umbrohud: eriti vesihein (*Stellaria media*), mitmesugused korvõielised (*Asteraceae sp.*), nagu näiteks võilill (*Taraxacum sp.*), harilik ristirohi (*Senecio vulgaris*), harilik piimohakas (*Sonchus oleraceus*), kuid ka harilik hiirekõrv (*Capsella bursa-pastoris*), põldsinap (*Sinapis arvensis*), oblikad (*Rumex spp.*) ning sügisel ka valge hanemalts (*Chenopodium album*) (Murton, 1971).

Linnud on erinevatest teraviljakultuuridest mõjutatud erinevalt. Suviteravili erineb taliteraviljast, rohumaast ja söödist näiteks taimestiku kõrguse poolest pesitsusperioodi algul. Avamaa maaspesitsejad alustavad meie tingimustes munemist tihti ajal, millal põldu valmistatakse külviks alles ette või just külvatakse, mistõttu sageli esimene kurn hukub. Samuti on suviteraviljas erinev

selgrootute fauna, kusjuures madalam on ka selgrootute loomade arvukus, seega ka lindudele kättesaadava toidu kogus (Berg, 1991; Kinnunen & Tiainen, 1999; Kinnunen et al., 2001) Näiteks Soomes on suviteravilja kasvupinna suurenemist seostatud suurkoovitaja (*Numenius arquata*) kahanenud pesitsusedukusega (Valkama & Currie, 1999). Ka meie tingimustes on põllumajandusmaastikus suurkoovitaja eelistatud pesitsusbiotoobiks talivilil, mis on pea-aegu täielikult asendanud selle liigi varasema eelistatud elupaiga – rohumaad. Ilmselt on kaasaegne rohumaade majandamine selle liigi jaoks liiga intensiivne ning varased niited on sundinud suurkoovitajat oma elupaika vahetama (autori andmed).

Maastikuökoloogia üks põhiprintsiipe on, et maastiku kontekst on oluline (näit. Forman, 1995; Wiens, 1995). See on tähtis ka elurikkuse kaitsel inimese poolt tugevalt reguleeritud keskkonnas. Kaasajal asustavad paljud liigid mosaiikseid elupaigalaike keset tugevalt muudetud maastikku, mille elupaikade koosseis ja konfiguratsioon erineb oluliselt looduslikust seisundist (Bennett et al., 2004). Enamus avaldatud uurimustest analüüsibki põllumajanduslike ja avatud maastike puhul ainult lokaalset elupaika (näit. ülevaated O'Connor & Shrubbs, 1986; Lack, 1992), ja kuigi viimasel ajal on hakatud tähelepanu pöörama ka elupaikade koostisele maastiku tasandil (Bolger et al., 1997; Fuller et al., 1997; Söderström & Pärt, 2000), jäävad elupaiga ja maastiku mõjud harilikult eristamata (erandiks näit. Bennett et al., 2004). On pakutud, et maastiku efekt mingi ala lindude arvukusele ilmneb tänu nende liikumisele seal, s.t. suure pindalanõudlusega liigid on maastikust rohkem mõjutatud kui väikese kodupiirkonnaga liigid (Söderström & Pärt, 2000). Maastiku muutustele reageerivad erinevalt ka erinevad ökoloogilised rühmad. Näiteks paljud nn. servaliigid võivad edukalt pesitseda ka väikestes põllumaaga ümbritsetud metsatukkades ja neid on seal arvukamalt kui metsamassiivides (McCollin, 1993; Bellamy et al., 1996, Bennett et al., 2004). Seda seletatakse „kontsentreeriva“ efektiga, mis tuleneb sellest, et metsatukk on ümbritsetud muu maakasutusega alaga ning liikidel, kes toituvad põllumaal ja pesitsevad puistus, on vähese metsaga aladel vähem valikuid pesakoha leidmiseks (Bennett et al., 2004). Eeltoodust tulenevalt võiks eeldada, et väikese territooriumiga liigid on enam mõjutatud konkreetsetel põllul toimuvast, samas kui suure territooriumiga liike mõjutavad lisaks veel ka naaberpõldudel (teise tootja maadel) aset leidvad põllumajanduslikud tegevused või ka põlluäärsete metsatukkade seisund.

Enamus linnuliike on arvukamad heterogeenses maastikus kui lagedatel põllualadel, millest võib järeldada, et maastiku mosaiiksus (näit. ökotonid, metsatukad) ja jäänukelupaigad (näit. looduslikud rohumaad, võsastikud ja kraavid) mõjuvad viljelusmaa-enamusega maastikus lindude arvukusele positiivselt (Berg, 2002a). Mitmesugused okkaliste pöösaste (kadasa (*Juniperis communis*), kibuvitsad (*Rosa sp.*) ja laukapuu (*Prunus spinosa*)) tihnikud on lindudele turvaliseks pesitsuskohaks (Berg & Pärt 1994; Pärt & Söderström, 1999b; Berg, 2002a). Oluliseks elupaigaks paljudele põllulindudele on metsaservad ning struktuurilt keerukad puu- ja pöösaribad (ka hekid), eriti kui need kasvavad vaheldumisi (Morgan & Gates, 1982; Berg & Pärt, 1994; Macdonald & Johnson 1995; Parish et al., 1995; Fuller et al., 1997). Seega erineb viljelusmaa metsamaastikust, kus fragmenteerumine ja kaasaegse metsanduse poolt loodud „järsud servad“ vähendavad metsaliikide arvukust (Andrén, 1994; McCollin, 1998).

Enamus maas toituvatest värvulistest eelistab toitu otsida põlluala servades, kus võib olla väiksem risk langeda kiskja saagiks (Davis, 1967), samas kui mõned suuremad linnud (näiteks künnivares (*Corvus frugilegus*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), tuvid (*Columba spp.*), turteltuvid (*Streptopelia spp.*))

toituvad pigem just põllulapi keskosas (Fuller, 1984). Selles osas on kindlaks erandiks põldlõoke (*Alauda arvensis*), kes väikelinnuna eelistab siiski nii toitumiseks kui pesitsemiseks suurt lageala.

3.1. Põllumajanduse keskkonnatoetused Euroopas

Põllumajandusmaastiku kui terviku kaitseks on Euroopa Liidus rakendatud põllumajanduse keskkonnatoetusi, millel on laiem keskkonda säästev eesmärk. Kahjuks ei baseeru need toetusmeetmed üldiselt teaduslikel uuringutel ning nende efektiivsus pole piisavalt kontrollitud (Kleijn et al., 2001; Kleijn & Sutherland, 2003). Suurbritannia põllumajanduse keskkonnatoetusi analüüsid leiti, et neil on positiivne mõju paljudele taime- ja loomaliikidele (Fisher et al., 2007) ning integreeritud lähenemisest (korruga peab olema tagatud turvaline pesitsuspaik ning küllaldane toidubaas nii suvel kui talvel) tulenev kasu keskkonnale on suurem kui kunagi varem (Stoate & Moorcroft, 2007). Sealne toetuste skeem on küll väga erandlik, koosnedes paljudest üksteist täiendavatest nõudmistest, kuid näitab, et hästi läbi mõeldud toetuskeem võib tööstuslikule põllumajandustootjale tagada konkurentsivõimelised majandustulemused ning pesakastide kasutamise, looduslike taimeribade ja metsatukkade säilitamise jms. kaudu toetada loodusliku mitmekesisuse säilimist (Bryson et al., 2007). Samas on näiteks põlluservade meetme (põllu servadesse jäetakse etteantud laiusega kultiveerimata ribad, kus põllumajanduskemikaalide kasutamine on keelatud) kohta arvatud, et soovitatud taimeliikide koosseis ja ribad vaid sügisene niitmine on nii lindude kui ka üldisemalt elurikkuse kaitseks ebapiisav (Henderson et al., 2007), sest toetab vaid pesitsevaid linde, samal ajal kui paljude liikide jaoks on võtmeprobleemiks hoopis talvine toidunappus (Newton, 2004). Lisaks ei pruugi keskkonnatoetuste mõju ilmuda kohe selle rakendamisel. Hästi on see näha reservi jäetud söödil, kus vähemalt putukate ja taimede mitmekesisus aastatega kasvab (Van Buskirk & Willi, 2004), kuid ka põlluservade puhul, mis aastatega muutuvad lindudele atraktiivsemaks (Henderson et al., 2007).

Põllumajanduse keskkonnatoetuste olemus ja meetmete eesmärk on riigiti väga erinev. Üheks põhjuseks on maaelu arengukavade politiseeritus. Teisalt on selge, et looduslikud tingimused on piirkonniti väga erinevad ja seepärast ei pruugi meede, mis ühes riigis annab edu, olla kasutamiskõlblik teises riigis. Näiteks Suurbritannia pehme kliimaga aladel on suurt tähelepanu pööratud seemnetoiduliste lindude vajadustele talvel. On uuritud konkreetsete liikide toidueelistusi ja teid vastava toiduvaliku tagamiseks (näit. Hammer, 1948; Wilson et al., 1999; Perkins & Anderson, 2002; Henderson et al., 2004; Stoate et al., 2004), kuni maastiku omaduste mõjuni toiduvalikul (Siriwardena & Stevens, 2004). Samas on selge, et eelviidatud tulemused ei pruugi meie kliimas olla relevantid, sest keskmise talve korral on meie põllumajandusmaastik kaetud paksu lumevaibaga, mis on märksa limiteerivam faktor kui seemnete hulk lumekorral all. Oluliselt paremini võiksid meile sobida lähiriikidest pärit kogemused ja eeskujud. Soomlased (Vepsäläinen, 2007) näiteks peavad oluliseks oma põllumajanduse keskkonnatoetuste parandamist muuhulgas järgmistes aspektides: 1) kultuuride mitmekesisuse soodustamine (k.a. kesa), 2) puude ja põõsaste säilitamine eraldiseivate tukkadena ja kraavide ääres, 3) mahepõllumajanduse soodustamine, 4) kraavikallastele puhvertsoonide jätmine.

4. Linnusõbralikud majandamisvõttes

4.1. Räägusõbralik rohumaade majandamine

Kui näiteks kiivitaja või niidurüdi eelistavad nn madalmurust taimestikku, siis rukkirääk vastupidiselt vajab elamiseks kõrgemat taimestikku. Kirjanduse järgi on räägule sobilik taimestik, mille kõrgus on vähemalt 20 cm (Koffijberg & Schäffer 2006). Selline taimestik kaitseb pesal istuvad emaslinde vaenlaste eest, sama kehtib ka poegade kohta, kes saavad taimestiku varjus turvaliselt toituda. Rukkirääk on lühikese elueaga liik, kes soodsates tingimustes kasvatab aastas üles kaks suurt pesakonda (Green et al 1997b).

Rukkiräägu arvukuse säilitamiseks on kõige olulisemad järgmised võtted:

1) rohumaade hiline niitmine ja karjatamine, soovitatavalt mitte enne 1. augustit (Koffijberg & Schäffer 2006);

2) räägusõbralik niitmine (Tyler et al 1998). Räägusõbralik niitmine on näiteks niitmine ala keskelt servade suunas (Broyer 1996, Green et al 1997b, Tyler et al 1998) või vähemkasutatud alternatiivina jättes rohumaad keskele niitmata ala (Broyer 2003, Arbeiter et al 2017).

Viimast võtet on spetsiaalselt katsetatud Šotimaal (Corbett & Hudson 2010). Suurematel siloks niidetaval aladel jäeti rohumaad keskossa niitmata ala (ingl. *cover area*). Kahel juhul kolmest oli sellisel võttel positiivne mõju. Ilmselt sõltusid tulemused muuhulgas ka ümbritseva maastiku omadustest, st kas ümbruses leidis täiendavaid alasid, kuhu räägud said niitmise ajal pageda. Uurimuse autorid leiavad, et selline võtte on parem variant, mille puhul nõutakse niitmise hilisemaks lükkamist kogu alal. Viimasel juhul kannatab saagi kvaliteet ja põllumehed ei ole huvitatud taolise toetuse võtmisest. Kui aga piirang puudutab vaid osa niidetavast pinnast (uuringus 0,2-2% alast), siis ei pruugi tootjad sellist piirangut enam nii oluliseks probleemiks pidada. Piisava hulga selliste niitmata alade jätkeni üle kogu maastiku võiks aga pakkuda piisaval hulgal pesitsusvõimalusi rukkiräägule. Siinkohal on oluline meeles pidada, et kirjeldatud võtte ei ole võrreldav soovitusena niita suurem ala ositi nii, et ühel päeval üks osa rohumaast ja teisel päeval teine osa. Ositi niitmine ei säilita rukkiräägu elupaika. Sellise võtte ainuke eesmärk on vähendada niitmisaegset poegade ja vanalindude hukkumist. Poegade liikumisvõime on nii ehk naa piiratud ja kindlasti ei saa nad päevasel ajal joosta määda niidetud ala sadu meetreid, sest nii on nad väga kergesti leitavad lendavate vaenlaste poolt, kelleks võivad olla vareslased, erinevad röövlinnud, valge-toonekurg ja ilmselt ka sookurg. Eriti väikesed, alla nädalased pojad on väga kergesti märgatav saak, sest neil on musta värvi udusulestik, mis ei ole sobilik varjevärvus roheline rohumaad taustal. Mõneti olulisem on see võtte vanalindudele. Nimelt toimub emaslinnud haudumise ajal sulgimine, mistõttu tema ainukeseks kaitseks on pagemine ning kõrgema rohurinde olemasolu piisavalt lähedal võib säästa vanalinnu hukkumisest.

Muude kirjeldatud võtete kõrval võib kaaluda ka kõrgemalt niitmist. Sellist võtet on mõnel pool Eestiski kasutatud, tõi küll mitte rukkiräägu kaitsmise eesmärgil. Nimelt on varemalt mitmel pool poldritel tehtud niidet mitte vahetult maapinna lähedalt, vaid oluliselt kõrgemalt. Autor on sellist

niitmist näinud Navesti poldril, kus mõõtmised näitasid, et niitmise järgselt jäi alles umbes 20 cm kõrgune taimestik. Tõsi, see niide tehti nõ heinaajal, st niideti heinaks, mitte siloks. Seepärast toimus niitmine tänapäevases mõttes suhteliselt hilja, alles juuli keskel ning kuna tegemist oli niiske alaga, siis oli rohustu alumine osa nii ehk naa oluliselt kehvema söödaväärtusega, kui kõrgem osa. Kõrgemalt niitmine peaks teoreetiliselt täitma suurema osa neist tingimustest, mille jaoks on välja mõeldud eelpool kirjeldatud räägusõbralikus meetmed. Sellise võtte eeliseks on, et rukkiräägule sobilik elupaik säilib lausaliselt, mistõttu poegadel ja vanalindudel on seal lihtsam pageda ning ka pesad peaksid sellisel niitmisel enamasti alles jääma. Sobilike taimekasvutingimuste olemasolul peaks taimestik ka kiiremini veelgi soodsama kõrguse saavutama (st kõrgema kui 20 cm – 5 cm niite korral kulub selleks ju rohkem aega).

Töömahukama variandina kasutatakse räägusõbralike meetodite rakendamist vaid neil aladel, kus rukkirääk tõepoolest ka elab. Räägusõbralike niitmisvõtete rakendamine on ju arukas vaid seal, kus liik reaalselt esineb. Liigi esinemine võib aga sõltuda aastast. Seepärast kasutatakse spetsiaalsete keskkonnanõustajate abi. Eriti oluline on see olukorras, kus toetuse määr on kõrge, sest tuleks vältida raha kulutamist rohumaadel, kus liik ei esine. Samas on aga selge, et see muudab meetme rakendamise töömahukamaks ning toetuse saamise protsess peaks olema operatiivne. Nii keeruka süsteemi rakendamine praegusel ajal Eestis oleks ilmselt ülejõu käiv.

4.2. Võtted põldlõokese toetamiseks

4.2.1. Külvamata laikud ehk põldlõokese laikud

Need on väikesed alad, kuhu kultuur jäetakse külvamata. Kasutatakse taliteraviljas, kuid märgatav positiivne mõju põldlõokesele on ka suviteraviljas. Soodustab lindude toitumisvõimalusi tihedas kultuuris. Ühe sellise külvamata ala pindala on 16 m², st 4*4 meetrit. Hektari kohta luuakse selliseid alasid 2 ning seega moodustavad need 0,33% külvipinnast, kuid võivad suurendada põldlõokese poegade arvu kuni 50%. Külvamata alasid majandatakse nagu ümbritsevat kultuuri. Optimaalne kaugus põllu servast on 80 m (Conservation management...).

Kirjeldatud laikude positiivne mõju on leitud ka Eestis läbi viidud katses (J.Elts & R.Marja, avaldamata andmed), kusjuures katse viidi läbi suviviljas. Sellise meetme rakendamisele peaks siiski eelnema katsed, mis näitaksid nende laikude mõju erinevates põllukultuurides. Samuti tasuks uurida laikude pindala mõju põldlõokese arvukusele, sest külvamata laikude pindala peaks sõltuma kasutatava külviku laiusest ning võimaldama tootjal valida külvamata ala suurus vastavalt tema kasutuses olevale tehnikale. Sellistel laikudel on potentsiaalne positiivne mõju ka kiivitajale, eriti oluline võib see olla näiteks taliviljas, kus kiivitaja pesitseb vaid erandkorras, peamiselt kas liigveest või talikahjustustest tekkinud hõreda taliviljaga aladel.

4.2.2. Hõredam külv

Hõredama külvi eesmärk on luua paremaid tingimusi põldlõokese toitumiseks ja pesitsemiseks, kuid kaotada võimalikult vähe saagis. Hõredama külvi tegemine sõltub tootja kasutuses oleva tehnika võimalustest. Katsetingimustes on enamasti kasutatud kahekordset reavahe. Ilmselt sõltub tulemus palju ka põllukultuurist. Ideaalsel juhul ei kaasne hõredama külviga umbrohtude levikut, kuna taimed arenevad hõredamates ridades lopsakamaks ning pärsivad seeläbi umbrohtude levikut. Samas tekivad ridade vahele alad, kus põldlõokesel on lihtsam toitu otsida. Selliselt külvatud kultuurid võivad olla sobilikud ka kiivitajale. Eksperimentaalselt on näidatud, et hõredam külv mõjub positiivselt nii põldlõokesele, liblikatele kui ka näiteks jänestele (Illner et al 2004)..

4.3. Kesa laigud kiivitajatele

Need on vähemalt 1 ha suurused haljaskesa alad, mis jäetakse kiivitaja pesitsusaladele, eelistatult varem asustatud alade lähedusse. Seega ei käi antud juhul juttu kesapõllust, kus kogu põld on ühtlaselt jäetud kesaks. Laigud ei tohiks paikneda metsa, elektriliinide ja muude kõrgemate maastikuelementide juures, kus saavad istuda ja saaki varitseda röövlinnud ja vareslased või peituda väikekiskjad, eriti rebased. Eriti hea valik on rajada sellised laigud karjamaade lähedusse, kus koorunud pojad saavad toitumas käia. Kesa laigud võiks säilitada kuni poegade lennuvõimestumiseni (Conservation management...). Sellised alad võiksid meie tingimustes olla head pesitsusalad ka põldlõokesele ning toitumisalad suurkoovitajale, kusjuures piisava taimestiku korral võiksid suurkoovitajad seal ka pesitseda.. Lühiajalised umbrohud võiksid toitumisvõimalusi pakkuda veel hulga seemnetoidulistele lindudele.

4.4. Taimestikuribad kui nurmkana elupaik

Lihtsaim viis nurmkana toetamiseks on tema elupaikade seisundi parandamine. Nurmkana jaoks on taimestikuribad äärmiselt olulised elupaiga komponendid. Nurmkana elavad talvel salkades ning varakevadel hakkavad moodustama paare ning salk laguneb. Nurmkana pesitseb maas ning kraabib pesalohu kõrgema taimestiku varju. Neil on suur kurn – 10-20 muna ja haudumine kestab 23-25 päeva. Ühtekokku on nurmkana emaslind oma pesapaigaga seega seotud ligi 50 päeva.

Nurmkana emaslind valib pesakohaks tihedama ja kõrgema taimestikuga koha, enamasti leidub selliseid sobilikke paiku hekkide, puuribade ja aedade juures. Parema puudumisel võib emaslind pesa rajada ka põllukultuuri serva. Pesitsemine on edukam, kui ümbruses on rohkem kulu ning pesa paikneb ümbritsevast alast pisut kõrgemal, et pesa kuivaks vihma järgselt kiiremini ning suurema saju korral ei vettiks läbi. Emalind lahkub vettinud pesalt ning munad jahtuvad kiiresti ning looted hakkavad hukkuma. Seepärast eelistab nurmkana lõunapoolseid kallakuid ning kiirelt kuivavat pinnast. Väidetavalt on sellistes kohtades ka väiksem kisklusoht. Pesitsuskohana eelistatakse paiku, mille juures on vähe kõrgemaid puid (brittide arvates mitte enam kui 10 puud/km)., sest seal saavad varitseda röövlinnud, varesed ja harakad.

Nurmkana elupaikadena sobivad majandamiseks kuni 2 m laiused püsiva taimkattega ribad. Sellistes kohtades tuleks vältida iga-aastast korduvat niitmist, sest vastasel juhul ei kujune nurmkanale

vajalikku kõrgemat surnud taimestikku. Niitmise sagedus peaks olema määratud pigem selle järgi, kas on oht riba võsastumiseks. Ka võsatorje korral tuleks vältida kogu riba niitmist, igal juhul tuleks jätta vana taimestikuga laike. Nurmkana elupaigaks mõeldud taimestikuribadel tuleb vältida pestitsiidide kasutamist. Inglismaal on tehtud mitmeid uuringuid mis näitavad, et pestitsiididega (eriti herbitsiidide ja insektitsiididega) töödeldud aladel on nurmkana poegade suremus oluliselt kõrgem, kui spetsiaalsetel pestitsiididega töötlemata ribadel – erinevus on 1,7-1,9 korda (Sotherton et al 1993, Aebischer & Potts 1998). Samuti oleks kasulik vältida väetiste sattumist sellele ribale. Loomakarjused tuleks paigutada nii, et loomad ei pääseks sellel ribale toituma ja trampima. Kui ala on vaja ümber künda, siis künnivaost puittaimedeni (hekini) peab jääma vähemalt 1 m.

Uute taimeribade loomisel peaks käituma järgmiselt. Sellised ribad tuleks külvata vähemalt 1 m laiused, sobilikud on põlluservad, mille juures on põõsastikud või muud pool-looduslike elupaikade laigud. Eelistada tuleb suuremaid puhmaid moodustavaid heintaimi, näiteks keraheina. Umbrohtude leviku vältimiseks tuleks esimesel aastal sellist riba niita kuni kolm korda, kuid edaspidi vaid igal kolmandal aastal, et kujuneksid välja vajalikud kulupuhmad.

Inglismaal ja Šotimaal saab põllumajanduse-keskkonnatoetust eelkirjeldatud ribade loomiseks kolmes laiusvariandis: 2, 4 ja 6 m. Suurte põldude keskele rajatud taimeribade laiuseks soovitatakse jätta aga vähemalt 20 m. Viimatikirjeldatud ribad on eriti head, kui sinna on külvatud puhmaid moodustavaid heintaimi, mis loovad head tingimused nii pesitsemiseks kui ka hilisemaks poegade kasvatamiseks. Lisaks kõigele muule on sellised laiad ribad olulised ka talvise elupaigana.

UK kogemuse alusel on nurmkana populatsiooni stabiliseerimiseks (ilma kiskjate arvukuse piiramiseta) vaja 4,3-6,9 km taimeribasid ühe ruutkilomeetri kohta. Täiendavalt tuleb kasuks, kui 5% ümbritsevast künnimaast majandatakse putukarikka elupaigana, mis on vajalik pesakondade üleskasvatamiseks (Aebischer & Ewald 2004). Väikestele nurmkana poegadele on vajalikud väikesed, pehmekestalised aeglaselt liikuvad putukad. Vähemtähtis pole ka taimestiku struktuur ise, st selle füüsikalised omadused. Hea taimestik antud kontekstis on selline, kus pojad saavad liikuda vabalt, kuid jäävad varjatuks vaenlasele. Seepärast ei sobi väga hõre või ülemäära tihe taimestik, küll on hea, kui taimestik oleks maapinna lähedal hõredam ja ülevalpool moodustaks tihedama katte. Lisaks muule püsib väga tihe taimestik maapinna lähedal liiga kaua niiske, mis on antud liigi puhul aga poegadele väga ebasoodne.

Rootslased on nurmkana elupaikade loomisele lähenenud mõneti teisiti. Nemat kasutasid pesakondade kasvatamistingimuste parandamiseks seemnesegu, millesse kuulusid nisu, kaer, päevalill ja keerispea, kusjuures seemnekulu oli 200 kg/ha. Pesitsuspaikade loomiseks kasutati keraheina, 30 kg/ha. Loodud taimestik jäeti ületalve, et soodustada talvitumistingimusi (Jönsson et al 2010).

4.5. Taimestiku struktuuri majandamine

Põllumajanduse intensiivistumisele on iseloomulik põllukultuuride struktuuri muutumine, st enamasti muutuvad kultuurid tihedamaks ja kõrgemaks. Sellised muutused on aga negatiivselt mõjunud looduslikule põlluelustikule. Seepärast arvatakse, et põllukultuuride füüsikalise struktuuri

muutmine on üks kuluefektiivsemaid viise elurikkuse säilitamiseks ja taastamiseks väga erinevates agrosüsteemides (Wilson et al 2005).

Taimestiku struktuuril on lindudele kolm peamist, kuid üksteisega seotud mõju:

- a) see kas varjab või paljastab linnu vaenlastele (Elgar 1989, Lima & Dill 1990);
- b) see kaitseb või eksponeerib linnu ebasobilike ilmastikutingimuste suhtes (Walsberg 1985);
- c) see mõjutab toiduobjektide kättesaadavust, valikut ja arvukust (Stephens et al 2003).

Põllukultuuride omadustel on eri liikidele mõneti erinev mõju, kuid üldiselt eelistab enamus linde hõredamat kultuuri, või siis sellist kultuuri struktuuri, kus taimestik on maapinna lähedal hõredam, kuid ülevalt tihedam, võimaldades lindudel liikuda ja toituda maapinnal, kuid varjates neid üle lendavate vaenlaste eest. Oluline on siinkohal siiski meeles pidada, et paljude liikide jaoks ei ole oluline mitte niivõrd see, et kogu suur põld oleks kaetud hõreda või madala kultuuriga, vaid pigem on soodne, kui kultuuris esineb selliste omadustega laiike. Tabelis 1 on toodud näiteid põllukultuuri omaduste ja eri linnuliikide arvukuse vahel.

Tabel 1. Näiteid uuringutest, milledes tõestati kultuuri tiheduse ja heterogeensuse mõju lindudele.

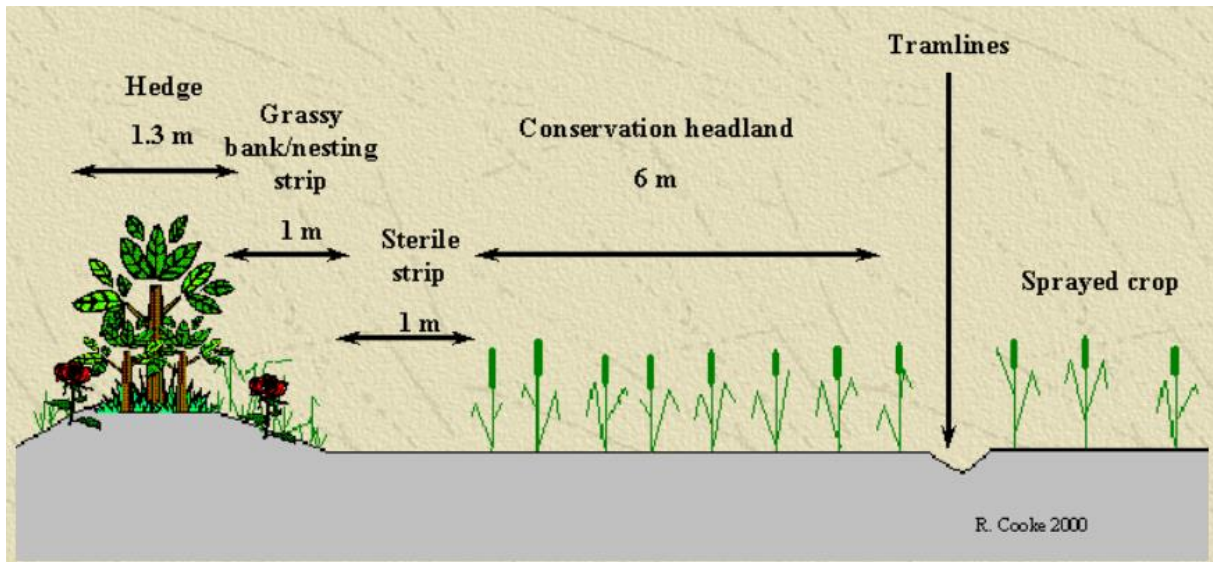
Linnuliik	Kultuuri struktuuri manipuleerimise mõju	Viited
Tuuletallaja	Toiduotsingud on aktiivsemad hõredama taimestikuga aladel.	Shrubb 1980
Kiivitaja	Kiivitajad pesitsevad vilja- ja rapsipõldudel, pool-looduslikel rohumaadel, luhtadel jne. eelistatud pesapaikadeks on hõreda taimestikuga alad, mis on tekkinud kas karjatamise või põllukultuuri hilise külvi korral. Hõredamad alad on olulised ka toitumiseks.	Galbraith 1988, Milsom et al 2000, O'Brien 2002, Sheldon et al 2004
Punajalg-tilder	Mõõdukas karjatamine niisketel rohumaadel loob heterogeense taimestiku, kus leidub ka suuremaid kulututte, millesse linnud saavad pesa teha. Kõrge karjatamiskoormusega aladel kujuneb ühtlaselt madal taimestik, kus puuduvad pesitsusvõimalused lindudele, kes rajavad pesa mättasse.	Norris et al 1997
Põldlõoke	Eelistavad pesitseda 20-60 cm kõrgustes põllukultuurides. Ka toitumiseks eelistatakse hõredamaid alasid, seda ka pesitsusvälisel perioodil.	Odderskaer et al 1997, Wilson et al 1997, Donald & Vickery 2001
Hänilane	Toitub hõredama taimestikuga aladel. Pesa rajab tihedamasse taimestikku, kuid väldib >1m kõrgusi põllukultuure. Eestis seotud pigem rohumaadega.	Stiebel 1997, Anthes et al 2002, Bradbury & Bradter 2004
Kuldnook	Toitumiseks eelistab madala ja hõredama taimestikuga alasid.	Whitehead et al 1995, Devereux et al 2004
Kanepilind	Toitumiseks eelistab alasid, kus on taimestikuvabasid laiike ning rohkel umbrohuseemneid.	Moorcroft et al 2002
Talvike	Kasutab toidu otsimiseks põlluosi ja põllupeenraid, kus on madalam ja hõredam taimestik. Talvisel ajal käib toitumas kõrrepõldudel, eriti sealsetel taimestikuvabadel laikudel.	Morris et al 2002, Perkins et al 2002, Moorcroft et al 2002

4.6. Puhverribad

Puhverribade peamine eesmärk on kaitsta kraave, ojasid, tiike ja puistut põllumajanduse negatiivse mõju eest. Need võivad olla kasulikud ka erosiooniohu vähendamiseks. Sobilikult paiknedes võivad puhverribad olla heaks elupaigaks ka lindudele ja imetajatele. Siiski peab meeles pidama, et puhverribad iseenesest ja ainukese võttena ei ole üldjuhul piisavad elustiku kaitsmiseks. Nende väärtus elustikule sõltub maastiku kontekstist, st kuidas erinevad maastikuelemendid on omavahel seotud, selliste ribade laiusel ja pikkusel ning muidugi nende hooldamisest. Näiteks kui sellise riba taimestik niidetakse maha lindude pesitsusajal (sama oht on ka jänestele), siis mingit positiivset mõju linnustikule ei saa kujuneda. Seepärast tasub puhverribade kujundamisel meeles pidada järgmist (GWCT):

- puhverribad ei ole piisavad suuremate lindude pesakondade varjekohana (näit. nurmkana, suurkoovitaja), sest sealne taimestik on enamasti liiga tihe, samuti ei pruugi see olla piisav kaitsmaks neid röövlindude eest. Seepärast soovitatakse selliste taimestikuribade kujundamiseks kasutada heintaimese asemel looduslike õistaimede seemnete segu.
- Põlluservades on sageli säilinud vähesel määral ka looduslik seemnepank. Need lühiealised taimed säilivad seal tänu maaharimise jätkumisele ning pestitsiidide vähenenud mõjule põllu servas. Selline antud kohale iseloomulik looduslik taimestik võib taastuda, kui puhverriba kõrval kasutada teisi ekstensiivseid maaharimise viise, näiteks haljaskesa või piiratud koguses pestitsiidide (ja väetistega) töödeldud ribasid.
- Puhverribasid on parem kujundada kahes etapis. Esmalt tuleks keskenduda vaid sellistele aladele, mis kaitsevad või parandavad olemasolevate maastikuelementide seisundit. Seejärel tuleks lisada täiendavaid elustikku toetavaid võtteid, näiteks lindude toitumisribad (lindude poolt eelistatud toidutaimedega külvatud ribad). Lõpetuseks võib ümbrusesse kujundada veel täiendavaid nõ üleminekualasid, kus rakendatakse piiratud sisenditega põllumajandust.

Mitmeosalise taimeriba all on antud juhul mõeldud ribasid, mis koosnevad erinevalt majandatavatest osadest ning need omakorda moodustavad terviku, kus igal riba osal on teatud kindel funktsioon, kusjuures eri ribad moodustavad kokku gradiendi, mille ühes servas on võimalikult väikese häiringuga (inimese sekkumisega) tsoon ja teises servas tavapärase toomistsükliga põld. Arvestades kaasaegset väga intensiivset rohumaade majandamist võib tavapärase toomistsükliga alaks olla ka külvikorras olev rohumaad. Suurbritannias (ECIFM) on mitmeosalise taimeriba (joon. 1) majandamiseks antud järgmised soovitused.



Joonis 1. Mitmeosaline taimeriba (ECIFM).

Hekid

Hooldatakse üle aasta.
Maksimaalne kõrgus hoitakse 2 m.
Tuleb vältida selle laienemist kõrvalasuval taimeribale.

Taimeriba / pesitsusriba

See on ala, mida linnud kasutavad pesitsemiseks ning erinevad putukaliigid talvitumiseks.
Vähemalt 1 m lai ning võiks paikneda nõlvakul.
Taimkatte moodustavad mitmeaastased heintaimed ning teised mitte-umbrohud.
Seda riba ei töödelda herbitsiididega ning tuleks vältida ka pritsitavate ainete tuulega sinna kandumist.
Riba võib kulustuda, et luua pesa rajamiseks vajalikke tingimusi.
Välidi võsastumist, st vajadusel piira taimekasvu.

Steriilne riba

Selle riba eesmärk on vältida juurumbrohtude levimist põllukultuuri.
Sinna ei külvata, eesmärk on tekitada nõ mustkesa.
Laius on vähemalt 1 m.
Ala säilitamiseks taimeestikuvabana seda kobestatakse, kuid vajadusel kasutatakse ka herbitsiide. Kuid tuleb vältida taimekaitsevahendite levimist kõrval asuval rohuribale, selleks paigutatakse pritsile ekraan.

Kaitseriba

See on ala kultuuri serva ja esimese tehnoraja vahel.
Enamasti 6 m lai, kuid sõltub pritsi laiusest.
Töödeldakse vaid selektiivsete pestitsiididega, et hävitada üheidulehelised umbrohud, roomav madar ja haigustekitajad, kuid eesmärk on säilitada kaheidulehelised umbrohud ja kasulikud putukad.

Rasketel muldadel ja problemaatiliste heintaimede esinemisel on soovitatav ala künda. Kündmisel väldi vao kandumist rohuriba suunas, sest see võib soodustada üheaastase umbrohtude levikut. Sellised ribad võiks luua heade pesitsuskohtade lähedusse. Välti rasketihavitatavate umbrohtude levikut sellel ribal. Pritsitav põllukultuur Kasutatakse tavapäraselt agrotehnikat. Välti pritsimisaurude levikut kõrvalolevale ribale. Võimalusel kasuta „turvalisemaid afitsiide“.

4.7. Ökotonid

Ökotonid on enamasti oluliselt liigirikkamad, kui neid ümbritsevad suured elupaigalaigud. Sellised üleminekualad on osadele liikidele eelistatud või peamiseks elupaigaks, teiste liikide puhul on nende asustustihedus ökotonis suurem kasvõi juba seepärast, et seal on ressursse rohkem kui põhielupaigas, seda kasvõi juba teiste liikide kõrgema arvukuse tõttu. Looduses tekivad ökotonid tugevate häiringute korral (tormid, põlengud, jne.) ning on enamasti väikeste mõõtmetega ning hajutatult laiali. Eriti oluline looduslike ökotonide puhul on aga nende omaduste suur varieeruvus, mis on ühelt poolt tingitud maastikulistest erinevustest, teisalt aga nende vanusest ning jätkuvate häiringute tüübist. Järsud üleminekud metsa ja avamaa vahel on looduses haruldased ning võivad esineda vaid hiljutise tugeva häiringu korral. Ajapikku selline järsk piir metsa ja avamaa vahel kaob ning enamasti tekib sinna laiem üleminekuala, st tsoon üksikute põõsaste ja eri vanuses noorte puudega. Inimtekkelised ökotonid on aga väga järsud, sest meil on ebamugav majandada sellist üleminekutega ala. Seepärast tekivad järsud üleminekud metsa ja põllu või metsa ja rohumaa vahel. Eriti pindalatoetuste korral on tootja huvitatud toetuskõlbuliku ala maksimeerimise nimel kündma ja niitma võimalikult metsa või muu maastikuelemendi lähedalt. Kitsas järsu üleminekuga ökoton on sobilik elupaik aga palju vähematele liikidele, kuid seda on lai, varieeruvate omadustega üleminek. Eriti oluline vahe on märgatav ökotonide puhul, mis paiknevad metsa ja põllu piiril (joon. 2). Kui metsa ja põllu piiril paikneks aga ekstensiivselt majandatav rohuriba, muutuks üleminek kohe sujuvamaks ning pakuks elutingimusi märgatavalt rohkematele liikidele. Eelkirjeldatust peaks olema muuhulgas ka selge, miks ei ole mõistlik rajada looduskaitsealisi taimestikuribasid maantee serva – maantee ei ole looduslike liikide elupaik!

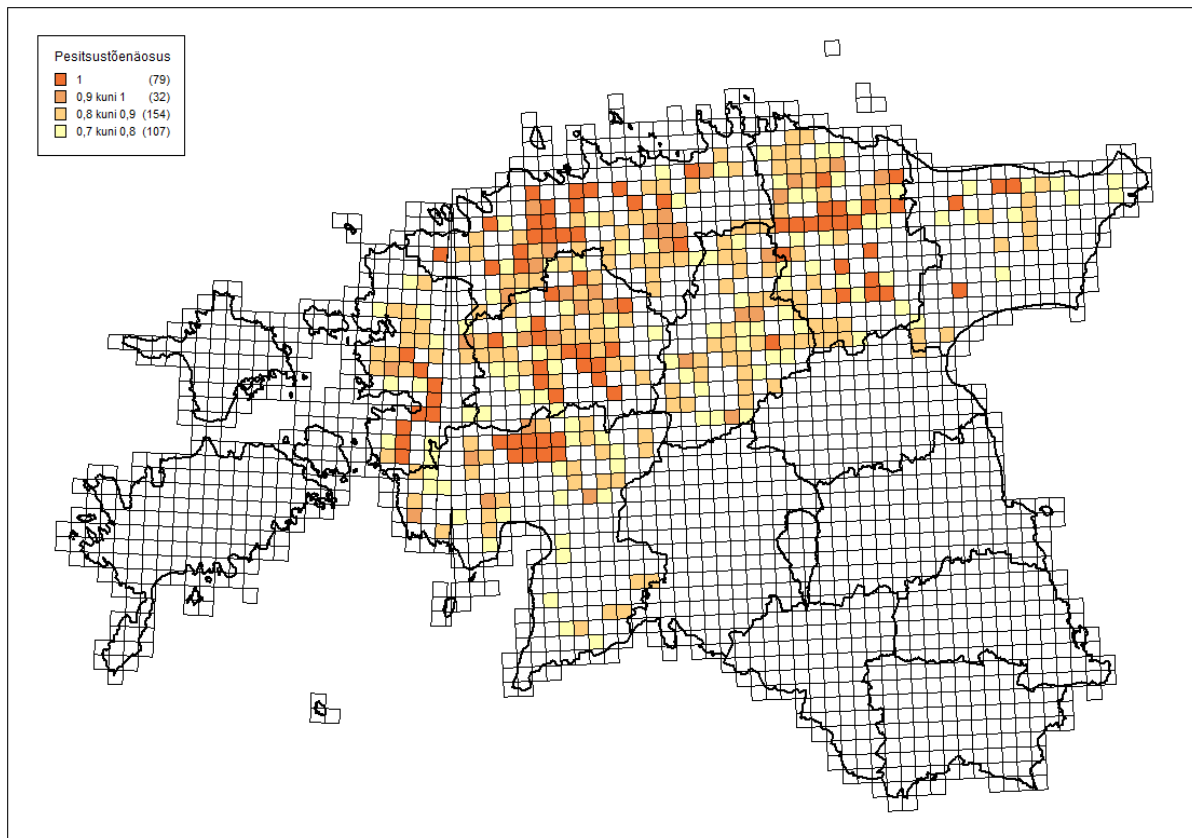


Joonis 2. Näide kahest vastandlikust metsa ja põllu üleminekutüübist. Vasakul on ökoton kitsas, st kahe selgelt erineva elupaiga üleminek on järsk. Paremäl on näide laiast ökotonist, st üleminek elupaikade vahel on sujuv. Allikas: Maa-amet.

Ökotonide teema on väga oluline nende liikide puhul, kes pesitsevad sellises üleminekusoonis. Ökotoni ahendamine ala majandamisel on väga ohtlik, sest visuaalselt tundub meile, et ala on hästi hooldatud, tegelikult on aga selle funktsioon pesitsusalana tugevalt pärssitud. See probleem on kriitiline nii põld/metsa ökotonis, kui ka niit/metsa ökotonis, teiste sõnadega aladel, kus tekivad väga kontrastsed üleminekud. Näiteks majandatakse paljusid rohunepe alasid tänapäeval niitmisega, kusjuures suurema pindala saamiseks (toetus on ju pindalapõhine!) niidetakse ala kuni puistu piirini, st nii kaugele kuni niiduk veel puittaimi suudab purustada. See aga tähendab, et hooldamise käigus hävitatakse rohunepe pesitsusbiotoop. Rohunepe mäng (isaslindude turniiriplats) seejuures kahjustada ei saa, sest see ongi just lagedal alal. Seepärast oleks rohunepe aladel vaja rakendada palju keerulisemat hooldamise süsteemi, kus lisaks regulaarselt niidetud põhialal on spetsiaalselt majandatud aervaala, mille hooldamine säilitab kasvõi laiguti mätastunud ala, kus liik saab pesitseda.

4.8. Põldtsiitsitaja elupaikade majandamine

Põldtsiitsitaja on väike värvuline, kelle arvukus on viimastel aastakümnetel kahanenud eksponentsiaalselt ning kelle arvukus on kaasajal ca 300 paari. Liik on kaasajal leitav peamiselt üleval pool mõttelisest joonest Pärnu ja Narva vahel (vt joon. 3) ning tegelik levik on palju kitsam, kui modelleeritud sobiliku elupaiga pindala. Levikut mõjutab kindlasti ka põldtsiitsitajate soov pesitseda koos suurema grupina (joon. 4).



Joonis 3. Põldtsiitsitaja modelleeritud võimalike pesitsusalade levik Eestis. Elts, avaldamata andmed.

Eestis on läbi viidud põldtsiitsitaja elupaiga uuring (Elts et al 2015), mis näitas, et võrreldes kontrollaladega (kus liik ei pesitsenud) oli põldtsiitsitaja territooriumitel rohkem erinevaid inimtekkelisi maastikuelemente, nagu näiteks elektriliinid, ehitised ja teed. Lisaks olid seal arvukamalt esindatud suured lehtpuud, näiteks tamm, vaher, saar. Põllukultuurid olid põldtsiitsitaja territooriumitel hõredamad, kultuuride valik rikkalikum ning rohkem esines suvinisu.



Joonis 4. Kaks tüüpilist põldtsiitsitaja pesitsusala (punased täpid tähistavad põldtsiitsitaja territooriume).

Kuigi eri riikides on tehtud mitmeid spetsiaalseid põldtsiitsitaja elupaigauuringuid, ei ole saadud tulemused lihtsasti üldistatavad, sest eri regioonides kasutab see liik mõneti erinevaid elupaika. Seepärast on vajalikud täiendavad uuringud.

Palju on vaieldud põldtsiitsitaja arvukuse muutuste peamiste põhjuste üle ning levinud on arvamus, et illegaalne jaht Vahemeremaades ja ebasoodsad tingimused talvitusajal on need tegurid, mis liigi on kehva seisuga viinud. Siiski tasub meeles pidada, et illegaalne jaht on tänapäeval juba marginaalse tähtsusega ning näiteks Vahemere piirkonnas (Brotons et al 2008) on põldtsiitsitaja arvukus hakanud tõusma. Seega on põhjust arvata, et keskkonnatingimused pesitsusaladel määravad suures osas selle liigi edasise käekäigu. Erinevates allikates toonitatakse nõ musta maa tähtsust selle liigi elupaigavalikus ning põhjuseks arvatakse saakobjektide kättesaadavust. Tegelikult ei ole see teema piisavalt läbi uuritud. Arvatakse, et taimestikuvaba pinnas soodustab liigi eelistatud toiduobjektide arvukuse tõusu ja lihtsustab nende kättesaadavust põldtsiitsitajale (Pons & Clavero 2010). Eeltoodu valguses on siiski selge, et kui sellist musta maa ribade kasutamist meie tingimustes praktiliselt katsetada, siis oleks kindlasti vaja täiendavalt uurida ka putuktoidu saadavust ja muutusi ajas, eriti pesitsusperioodi algul. On ju teada, et kaugrändurite puhul võib kliimamuutustest tingitud putukate aktiivsuse ja lindude pesitsusaja nihkumine põhjustada palju probleeme (Both et al 2010).

Šveitsis on ohustatud liblikate ja põldtsiitsitaja kaitsmisel andnud tulemusi ekstensiivse karjatamise, puistu suunatud majandamise (eriti võsa tõrjumise), põldoa külvamise ja reguleeritud põlengute koos kasutamine (E.Revaz & R.Arlettaz, avaldamata andmed). Meie tingimustes ei ole põlengute kasutamine ilmselt otstarbekas. Põldoa efekt võib olla seotud selle kultuuri suhteliselt hõreda külviga ning ei pruugi meie tingimustes erineda muude hõredalt ja/või hilja külvatavate kultuuride mõjust.

Jan Sondell (avaldamata andmed) on Rootsis soovitanud kasutada põldtsiitsitaja territooriumitel musta maa ribasid ning arvab, et põhimõtteliselt peaksid samal eesmärgil sobima ka tehnorajad või ribad, mis tekivad kui külvamisel jätta paar rida kultuuri tühjaks. Kahjuks ei ole läbi viidud katseid, mis näitaksid veenvalt, kas nii kitsad ribad tõepoolest on piisavad. Rootsis on arvatud, et põldtsiitsitajale võiksid hästi mõjuda ka lühiealised energiavõsad (Berg 2002b). Energiapaju võib kultuuri rajamise järel tõepoolest oma suhteliselt hõreda taimestikuga olla põldtsiitsitajale atraktiivne, kuid jääb arusaamatuks, millist kasu võiks liik saada võsa kõrgemaks kasvades.

Eesti tingimustes moodustuvad hõredama kultuuriga laigud kohtadesse, kus esineb liigvett või kus on tugevad talikahjustused. Võimalik, et vähemalt mõnedes piirkondades on sellised kahjustused sagedased ning loovad põldtsiitsitajale meelepäraseid musta maa või hõreda taimestikuga laiuke. Seda nähtust ei ole õnnestunud Eestis täpsemalt uurida, sest projektid on olnud lühiajalised ja ebajärjepidevad. Kuid kui see nähtus on sage, oleks põldtsiitsitajale abi isegi sellest, kui tootjal puuduks kohustus kahjustatud talivilil (ja raps) täis külvata, vähemalt põllu servaaladel.

Kirjandus

- Aebischer, N.J., Ewald, J.A. 2004. Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis* 146 (Suppl. 2): 181-191.
- Aebischer, N.J., Potts, G.R. 1998. Spatial changes in Grey Partridge (*Perdix perdix*) distribution in relation to 25 years of changing agriculture in Sussex, UK. *Gibier Faune Sauvage* 15: 293-308.
- Ahlén, I., Tjernberg, M. (Eds.), 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige - Artfacta. The Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Andrén, H. 1994. Effect of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Anthes, N., Gastel, R. & Quetz, P.C. 2002. Habitat selection of breeding Yellow Wagtails *Motacilla flava flava* on arable land in southwest Germany. *Orn. JH. Bad. Wurt.* 18: 347–361.
- Arbeiter, S., Helmecke, A., Bellebaum, J., 2017. Do Corncrakes *Crex crex* benefit from unmown refuge strips? *Bird Conserv. Int.* 27, 560–567. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270916000447>.
- Ausden, M., Treweek, J., 1995. Grasslands. In: Sutherland, W.J., Hill, D.A. (Eds.), *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 197–229.
- Bellamy, P. E., Hinsley, S. A., Newton, I., 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *J. Appl. Ecol.* 33, 249–262.
- Bennett, A. F., Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Swetnam, R. D., Mac Nally, R., 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biol. Conserv.* 119, 191–206.
- Berg, Å., 1991. Ecology of Curlews (*Numenius arquata*) and Lapwings (*Vanellus vanellus*) on farmland. Ph.D. thesis, Dept. of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Berg, Å., 2002a. Composition and diversity of bird communities in Swedish farmland-forest mosaic landscapes. *Bird Study* 49, 153–165.
- Berg A. 2002b. Breeding birds in short-rotational coppices on farmland in central Sweden – the importance of *Salix* height and adjacent habitats. *AGEE* 90: 265-276.
- Berg, Å., Pärt, T., 1994. Abundance of farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17, 147–152.
- BirdLife International Corncrake Conservation Team, 2016. Fifth Meeting of the Corncrake Conservation Team 2015. *Vogelwelt* 136, 71–72.
- Bolger, D. T., Scott, T. A., Rotenberry, J. T., 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. *Conserv. Biol.* 7, 406–421.

- Both, C., Van Turnhout, C.A.M., Bijlsma, R.G., Siepel, H., Van Strien, A.J., Foppen, R.P.B. 2010. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proc. Royal Soc. London, Ser. B: Biol.Sci.* 277: 1259-1266.
- Bradbury, R.B. & Bradter, U. 2004. Habitat associations of Yellow Wagtails on lowland wet grassland. *Ibis* 146: 241–246.
- Brotos, L., Herrando, S., Pons, P. 2008. Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. *J. Appl. Ecol.* 45:1059-1066.
- Broyer, J., 1996. Les 'fenaisons centrifuges', une methode pour reduire la mortalité des jeunes Rôle des genêts *Crex crex* et Cailles des Blés *Coturnix coturnix*. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 51, 269–276.
- Broyer, J., 2003. Unmown refuge areas and their influence on the survival of grassland birds in the Saône valley (France). *Biodivers. Conserv.* 12, 1219–1237.
- Bryson, R. J., Hartwell, G., Gladwin, R., 2007. Rawcliffe Bridge, arable production and biodiversity, hand in hand. *Aspects Appl. Biol.* 81, 155–160.
- Corbett, P.E., Hudson, M.D., 2010. Management of cover areas may increase numbers of breeding Corncrakes *Crex crex*. *Bird Study* 57, 553–559. <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2010.489601>.
- Davis, B. N. K., 1967. Bird feeding preferences among different crops in an area near Huntingdon. *Bird Study* 14, 227–237.
- Devereux, C.L., McKeever, C.U., Benton, T.G. & Whittingham, M.J. 2004. The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146 (Suppl. 2): 115–122.
- Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Phil. Trans R. Soc. Lond. B* 268, 25–29.
- Donald, P.F. & Vickery, J.A. (eds) 2001. *The Ecology and Conservation of Skylarks *Alauda arvensis*. Sandy, Beds: Royal Society for the Protection of Birds.*
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., van Bommel, F. P. J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds 1990-2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 189–196.
- Edwards, C. A., 1984. Changes in agricultural practice and their impact on soil organisms. In: D. Jenkins (Ed.). *Agriculture and the Environment*, pp. 56–65. Cambridge: Institute of Terrestrial Ecology.
- Elts, J., 2003. Linnud põllumajandusmaastikus. *Mahepõllunduse leht*. September 2003, 12-13.
- Fisher, G. P., MacDonald, M. A., Anderson, G. Q. A., 2007. Do agri-environment measures for birds on arable land deliver for other taxa? *Aspects Appl. Biol.* 81, 213–219.

- Fuller, R. J., 1984. The distribution and feeding behaviour of breeding songbirds on cereal farmland at Manydown Farm, Hampshire, in 1984. Report to the Game Conservancy. Tring, British Trust for Ornithology.
- Fuller, R. M., 1987. The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales: a review of grassland surveys 1930-84. *Biol. Conserv.* 40, 281–300.
- Fuller, R. J., Trevelyan, J. R., Hudson, R. W., 1997. Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20, 295–307.
- Galbraith, H. 1988. Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus* L. *J. Appl. Ecol.* 25: 487–503.
- Gibson, C. W. D., Hambler, C., Brown, V. K. B., 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *J. Appl. Ecol.* 29, 132–142.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550–555.
- Green, R.E., Tyler, G.A., Stowe, T.J., Newton, A.V., 1997. A simulation model of the effect of mowing of agricultural grassland on the breeding success of the Corncrake (*Crex crex*). *J. Zool.* 243, 81–115.
- von Haartman, L., 1958. The decrease of the Corncrake (*Crex crex*). *Soc. Sci. Fenn. Comm. Biol.* 18, 1–29.
- Hammer, M. 1948. Investigations on the feeding-habits of the House-sparrow (*Passer domesticus*) and the Tree-sparrow (*Passer montanus*). *Danish Review of Game Biology* 1: 1–59.
- Henderson, I. G., Vickery, J. A., Carter, N., 2004. The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biol. Conserv.* 118, 21–32.
- Henderson, I. G., Morris, A. J., Westbury, B. A., Woodcock, B. A., Potts, S. G., Ramsay, A., Coombes, R., 2007. Effect of field management on bird distribution around cereal fields. *Aspects Appl. Biol.* 81, 53–60.
- Hopkins, A., Hopkins, J. J., 1994. UK grasslands now: agricultural production and nature conservation. In: Haggard, R.J., Peel, S. (Eds.). *Grassland Management and Nature Conservation*. British Grassland Society Occasional Symposium No. 28, 10–19.
- Illnr, H., Salm, P. & Braband, D. 2004. Modellvorhaben “Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest”. *LÖBF-Mitteilungen*, Nr. 2: 33–38
- Jönsson, A.M., Aebischer, N.J., Olsson, O., Smith, H.G. 2010. The grey partridge and AESs in Sweden: Setting up an experimental restoration of the grey partridge and associated farmland biodiversity in Sweden. *Aspects of Applied Biology* 100: 111–115.
- Kinnunen, H., Tiainen, J., 1999. Carabid distribution in a farmland mosaic – the effect of patch type and location. *Ann. Zool. Fennici* 36, 149–158.

- Kinnunen, H., Tiainen, J., Tukia, H., 2001. Farmland carabid beetle communities at multiple levels of spatial scales. *Ecography* 24, 189–197.
- Kleijn, D., Berendse, F., Gillisen, N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723–725.
- Kleijn, D., Sutherland, W. J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conservation and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40, 947–969.
- Koffijberg, K., Schäffer, N., 2006. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Corncrake *Crex crex*. CMS Technical Series No. 14 and AEWA Technical Series No. 9. (Bonn, Germany).
- Lack, P. C., 1992. *Birds on Lowland Farms*. HMSO, London.
- Macdonald, D. W., Johnson, P. J., 1995. The relationship between bird distribution and the botanical structural characteristics of hedges. *J. Appl. Ecol.* 32, 492–505.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504–509.
- McCollin, D. 1993. Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, UK): the role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3: 48-62.
- Milsom, T.P., Langton, S.D., Parkin, W.K., Peel, S., Bishop, J.D., Hart, J.K. & Moore, N.P. 2000. Habitat models of bird species' distribution, an aid to management of coastal grazing marshes. *J. Appl. Ecol.* 37: 706–727.
- Moorcroft, D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B. & Wilson, J.D. 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous passerine birds reflects vegetation cover and food abundance. *J. Appl. Ecol.* 39: 535–547.
- Morgan, K. A., Gates, J. E., 1982. Bird populations in forest edge and strip vegetation at Remington farms. *Md. J. Wildl. Manage.* 46, 933–944.
- Morris, A.J., Holland, J.M., Smith, B. & Jones, N.E. 2004. Sustainable Arable Farming for an Improved Environment (SAFFIE): managing winter wheat sward structure for Sky Larks *Alauda arvensis*. *Ibis* 146 (Suppl. 2): 155–162.
- Murton, R. K., 1971. *Man and Birds*. Collins, London.
- Møller, A. P., 2001. The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. *J. Appl. Ecol.* 38, 378–389.
- Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of casual factors and conservation actions. *Ibis* 146, 579–600.

- Norris, K., Brindley, E., Cook, T., Babbs, S., Forster Brown, C. & Yaxley, R. 1997. Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? *J. Appl. Ecol.* 35: 621–634.
- O'Brien, M. 2002. The relationship between field occupancy rates by breeding lapwing and habitat management on upland farmland in Northern Britain. *Aspects Appl. Biol.* 67: 85–92.
- O'Connor, R. J., Mead, C. J., 1984. The Stockdove in Britain 1930-80. *British Birds* 77, 181–201.
- O'Connor, R. J., Shrubbs, M., 1990. *Farming and birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Odderskaer, P., Prang, A., Poulsen, J.G., Andersen, P.N. & Elmegaard, N. 1997. Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62: 21–29.
- Pain, D., Pienkowski, M., 1997. *Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London.
- Parish, T., Lakhani, K. H., Sparks, T. H., 1995. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II: Abundance of individual species and groups of similar species. *J. Appl. Ecol.* 32, 362–371.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J., Barnett, P. R., 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biol. Conserv.* 95, 279–294.
- Perkins, A. J., Anderson, G. Q. A., 2002. Seed selection by tree sparrow *Passer montanus*: determining appropriate seeds for supplementary feeding on farmland. *Aspects Appl. Biol.* 67, 213–220.
- Perkins, A.J., Whittingham, M.J., Morris, A.J. & Bradbury, R.B. 2002. Use of field margins by foraging Yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 413–420.
- Pinowski, J., Wójcik, Z., 1969. Die Unkrautproduktion auf den Feldern und die Ausnutzung des Unkrautsamens durch die Feldsperlinge. *Falke* 16, 256–261.
- Potts, G. R., 1986. *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London.
- Potts, G. R., 1991. The environmental and ecological importance of cereal fields. In: L.G. Firbank, N. Carter, J.F. Darbyshire & G.R. Potts (Eds.). *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 3–21.
- Pärt, T., Söderström, B., 1999a. Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: contrasting botanical and avian measures. *Conserv. Biol.* 13, 755–765.
- Pärt, T., Söderström, B., 1999b. The effect of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in seminatural pastures. *Biol. Conserv.* 90, 113–123.
- Rintala, J., Tiainen, J., Pakkala, T., 2003. Population trends of Finnish starling *Sturnus vulgaris*, 1952–1998, as inferred from annual ringing totals. *Ann. Zool. Fennici* 40, 365–385.
- Rintala, J., Tiainen, J., 2007. Indexing long-term regional bird population dynamics with nestling ringing data. *Ann. Zool. Fennici* 44, 115–140.

- Robertson, J. M. G., Berg, Å., 1992. Status and population changes of farmland birds in southern Sweden. *Ornis Svecica* 2, 119–130.
- Sánchez-Aguado, F. J., 1986. Sobre la alimentacion de los gorriónes molinero y comun (*Passer montanus* L. y *P. domesticus* L.) in invierno y primavera. *Ardeola* 33, 17–33.
- Scullion, J., Ramshaw, G. A., 1987. Effects of manurial treatments on earthworm activity in grassland. *Biol. Agricul. Horticul.* 4, 271–281.
- Sheldon, R., Bolton, M., Gillings, S. & Wilson, A. 2004. Conservation management of Lapwing *Vanellus vanellus* on lowland arable farmland in the UK. *Ibis* 146 (Suppl. 2): 41–49.
- Shrubbs, M. 1980. Farming influences on the food and hunting of Kestrels. *Bird Study* 27: 109–115.
- Siriardena, G. M., Stevens, D. K., 2004. Effects of habitat on the use of supplementary food by farmland birds in winter. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 144–154.
- Sotherton, N.W., Robertson, P.A., Dowell, S.D. 1993. Manipulating pesticide use to increase the production of wild game birds in Britain. In Church, K.E., Dailey, T.V. (eds) *Quail III: National Quail Symposium: 92-101*. Pratt: Kansas Department of Wildlife and Parks.
- Stiebel, H. 1997. Habitat selection, habitat use and breeding success of Yellow Wagtail *Motacilla flava* in an agricultural landscape. *Vogelwelt* 118: 257–268.
- Stoate, C., Henderson, I. G., Parish, D. M. B., 2004. Development of an agri-environment scheme options: seed-bearing crops for farmland birds. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 203–209.
- Stoate, C., Moorcroft, D., 2007. Research-based conservation at the farm scale: Development and assessment of agri-environment scheme options. *Aspects Appl. Biol.* 81, 161–168.
- Solonen, T., Tiainen, J., Korpimäki, E., Saurola, P., 1991. Dynamics of the Finnish Starling *Sturnus vulgaris* populations in recent decades. *Ornis Fennica* 68, 158–169.
- SOVON, 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5, Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij and European Invertebrate Survey, Leiden.
- Szlivka, L. 1983. Data on the biology of the Tree Sparrow (*Passer montanus montanus*). *Larus* 33-35: 141–159.
- Stephens, P.A., Freckleton, R.P., Watkinson, A.R., Sutherland, W.J. 2003. Predicting the response of farmland bird populations to changing food supplies. *Ecology* 40: 970–983.
- Söderström, B., Pärt, T., 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in seminatural pastures. *Conserv. Biol.* 14, 522–533.
- Tiainen, J., Hanski, I. K., Pakkala, T., Piironen, J., Yrjölä, R., 1989. Clutch size, nestling growth, and nestling mortality of the Starling *Sturnus vulgaris* in south Finnish agroenvironments. *Ornis Fennica* 66, 41–48.
- Tiainen, J., Pakkala, T., 2001. Birds. In: Pitkänen, M. & Tiainen, J. (Eds.). *Biodiversity of agricultural landscapes in Finland*. BirdLife Finland Conservation Series (No 3), Yliopistopaino, Helsinki, 33–50.

- Tucker, G. M., 1992. Effects of agricultural practice on field use by invertebrate-feeding birds in winter. *J. Appl. Ecol.* 29, 779–790.
- Tucker, G. M., Evans, M. I., 1997. *Habitats for Birds in Europe: A Conservation Strategy for the Wider Environment*. BirdLife International, Cambridge.
- Tucker, G. M., Heath, M. F., 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Tyler, G.A., Green, R.E., Casey, C., 1998. Survival and behaviour of Corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. *Bird Study* 45, 35–50.
- Valkama, J., Currie D., 1999. Low productivity of Curlews *Numenius arquata* on farmland in southern Finland: Causes and consequences. *Ornis Fennica* 76, 65–70.
- Van Buskirk, J., Willi, Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conserv. Biol.* 18, 987–994.
- Van Turnhout, C. A. M., Foppen, P. B., Leuven, R. S. E. W., Siepel, H., Esselink, H., 2007. Scale-dependent homogenization: Changes in breeding bird diversity in the Netherlands over a 25-year period. *Biol. Conserv.* 134, 505–516.
- Vepsäläinen, V., 2007. *Farmland Birds and Habitat Heterogeneity in Intensively Cultivated Boreal Agricultural Landscapes*. PhD Thesis, University of Helsinki.
- Väisänen, R. A., 2006. Maalinnuston kannanvaihtelut Etelä- ja Pohjois-Suomessa 1983-2005. *Linnutvuosikirja 2005*, 83–98.
- Väisänen, R. A., Lammi, E., Koskimies, P., 1998. *Muuttuva pesimälinnusto*. Otava, Keuruu.
- Waite, R. K., 1984. Winter habitat selection and foraging behaviour in sympatric corvids. *Ornis Scandinavica* 15, 55–62.
- Whitehead, S.C., Wright, J. & Cotton, P.A. 1995. Winter field use by the European Starling *Sturnus vulgaris*: habitat preferences and availability of prey. *J. Avian Biol.* 26: 193–202.
- Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J. & King, J.R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *J. Appl. Ecol.* 34: 1462–1478.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., Bradbury, R. B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75, 13–30.
- Wilson, J. D., Taylor, R., Muirhead, L. B., 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43, 320–332.
- Wilson, J.D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B. 2005. The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds?. *Ibis* 147: 453-463.

Võrguteavikud

Conservation management on an arable farm. RSPB <http://www.cfeonline.org.uk/arable-booklet/> viimati külastatud 15.09.2018.

GWCT. Game and Wildlife Conservation Trust. <https://www.gwct.org.uk/farming/advice/habitat-issues/buffer-strips/> viimati külastatud 15.09.2018.

ECIFM. http://www.ecifm.rdg.ac.uk/field_margins_and_conservation_strips.htm viimati külastatud 15.09.2018.