

KINNITATUD  
Keskkonnaameti  
peadirektori asetäitja 22.03.2021  
käskkirjaga nr 1-1/21/56

# Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskava



## Sisukord

1.	Kokkuvõte .....	4
2.	Sissejuhatus .....	5
3.	Liikide bioloogia, levik, arvukus ja kaitsestaatus .....	8
3.1.	Hallhani ( <i>Anser anser</i> ).....	8
3.1.1.	Levik, rändeteed ja arvukus .....	8
3.1.2.	Hallhani Eestis .....	9
3.2.	Rabahani ( <i>Anser fabalis</i> ) .....	13
3.2.1.	Levik, rändeteed ja arvukus .....	13
3.2.2.	Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine.....	16
3.2.3.	Rabahani Eestis .....	18
3.3.	Suur-laukhani ( <i>Anser albifrons</i> ) .....	21
3.3.1.	Levik, rändeteed ja arvukus .....	21
3.3.2.	Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine.....	23
3.3.3.	Suur-laukhani Eestis.....	24
3.4.	Valgepõsk-lagle ( <i>Branta leucopsis</i> ).....	27
3.4.1.	Levik, rändeteed ja arvukus .....	27
3.4.2.	Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine.....	31
3.4.3.	Valgepõsk-lagle Eestis .....	32
3.5.	Kanada lagle ( <i>Branta canadensis</i> ).....	37
3.5.1.	Levik, rändeteed ja arvukus .....	37
3.5.2.	Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine.....	38
3.5.3.	Kanada lagle Eestis .....	38
4.	Eesti hanede peatuspaigana, ülevaade seirest, uuringutest ja inventuuridest .....	42
5.	Haned-lagled ja inimene .....	48
5.1.	Ajalooline ülevaade .....	48
5.2.	Loodusturism .....	48
6.	Mõjutegurid ja meetmed.....	49
6.1.	Haudeasurkondade muutused .....	49
6.2.	Linnugripi levik .....	50
6.3.	Toitumisalade säilitamine .....	52
6.4.	Küttimine .....	59
6.4.1.	Hanede ja laglede jahi korraldus Eestis .....	59
6.4.2.	Kevadine heidutusjaht kui ohjamistegur.....	59
6.4.3.	Sügisene hanejaht kui hanede soodsa seisundi ohutegur .....	62
6.5.	Kahjustuste vähendamine .....	64
6.5.1.	Hanede toitumisökoloogia .....	64
6.5.2.	Hanekahjude ulatus .....	65
6.5.3.	Hanekahjude vähendamine tavaheidutuse intensiivistamise abil .....	68
6.6.	Lennuohutuse tagamine .....	70
6.7.	Rahvusvahelise kogemuse ja koostöö rakendamine.....	73
7.	Kaitsestaatus, kaitse ja ohjamise eesmärk .....	77
7.1.	Kaitsestaatus .....	77
7.2.	Lähi- ja pikaajalised kaitse- ja ohjamise eesmärgid .....	79
7.3.	Eesmärkide saavutamiseks seotud õigusruumi sätted .....	81
8.	Tegevuskava (vajalikud meetmed, nende prioriteetsus, ajakava, eelarve) .....	82
8.1.	Koostöö arendamine erinevate osapoolte vahel, kommunikatsioon .....	82
8.3.	Esmased meetmed hanekahjude stabiliseerimiseks Eestis .....	83

8.3.1.	Hanekahjude vähendamine tavaheidutuse tõhustamise abil .....	83
8.3.2.	Poldrite hooldamine .....	84
8.3.3.	Rannaniitude taastamine ja hooldamine .....	86
8.3.4.	Kevadine letaalne heidutus .....	86
8.3.5.	Sügisese hanejahi tõhustamine.....	87
8.4.	Õigusruum. ....	88
8.4.1.	Keskkonnaministri määruse „Looma tekitatud kahju hindamise meetodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord“ täpsustamine .....	88
8.4.2.	Õigusruumi korrigeerimine hanede arvukuse reguleerimiseks ning hanekahjude vähendamiseks .....	88
8.5.	Uuringud.....	89
8.5.1.	Ökoloogilise meetme mõju hanede populatsioonidele - pilootprojekt .....	89
8.5.2.	Raadiotelemeetriiliste andmete analüüs .....	90
8.5.3.	Maastikukasutuse ja –planeeringu kaudu hanekahjude vähendamise võimaluste selgitamine .....	90
8.5.4.	Hallhane pesitsuspopulatsiooni uuringud .....	91
8.5.5.	Nutirakenduse loomine lastud veelindude määramiseks .....	92
8.6.	Rahvusvaheline koostöö .....	92
8.7.	Tähtajatud tegevused .....	93
9.	Tegevuste korraldamise eelarve.....	94
10.	Kaitse ja ohjamise tulemuslikkuse hindamine.....	96
11.	Kasutatud põhiallikate loend .....	97
12.	Lisad .....	110
	Lisa 1. Tegevuskava eesmärkide saavutamise seotud õigusruumi sätted .....	110
	Lisa 2. Letaalse heidutuse rakendamisel kasutatavad GIS-analüüsi näited.....	116

## 1. Kokkuvõte

Käesolev kaitse- ja ohjamise tegevuskava käsitleb viit liiki: hallhani (*Anser anser*), rabahani (*Anser fabalis*), suur-laukhani (*Anser albifrons*), valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*) ja kanada lagle (*Branta canadensis*).

Eestis peatub tipp hetkel viimastel aastatel korraga hinnanguliselt 0,35–0,5 miljonit hane. Eesti asub erinevate hanepopulatsioonide rändetee keskmes ja on sisuliselt viimane oluline intensiivpõllumajanduse piirkonnas asuv peatuspiirkond. Seetõttu sõltub siinsetest toitumisoludest väga palju edukas jõudmine pesitsusaladele ja järgneva pesitsemise edukus.

Käesolevas kavas planeeritud tegevuste eesmärgiks on säilitada Eestis **pesitseva** hallhane ja valgepõsk-lagle asurkondade senine seisund ning **läbirändavate** raba- ja suur-laukhanede ning valgepõsk-laglede poolt tekitatud põllumajanduskahjude lähiajaline stabiliseerimine ning pikaajaliselt kahjude vähenemine. Kavaga on planeeritud ka mitmeid analüüse ja uuringuid, et tagada tegevuste teadmistepõhisus.

Eestis pesitsevate haneliste arvukus on püsinud viimase kümnekonna aasta vältel stabiilne – hallhanel 500-700 paari ning valgepõsk-laglel kuni 100 paari. Läbirändavate haneliste arvukus on samal ajal oluliselt tõusnud valgepõsk-laglel ning suur-laukhanel. Hallhane sügisrändel peatuvate isendite arv on kõikunud suurtes piirides ning märgatav on pikaajaline langustrend.

Läbirändavate valgepõsk-lagle arvukus on alates 1960. aastatest tõusnud 10 tuhandelt 1999. a. kevadel loendatud 158 000 isendini. Kui varem olid laglede peamiselt peatusalad Lääne-Eestis, siis viimasel kümnendil (alates 2011) on olulised laglede toitumisalad kujunenud Põhja-Eesti ranniku piirkonda ja järjest sagedamini ka sisemaale.

Kevadrändel peatuvate suur-laukhanede arvukus on seirealadel suurenenud 54 350 linnust 2005. aastal kuni 124 367 linnuni 2020. aastal.

Rabahanede summaarne dünaamika on olnud 2005. aastast varieeruv, ulatudes 7479 linnust kuni 23 150 linnuni.

Rabahane Põhjamere-Läänemere üksuse arvukus on jätkuvalt suurenemas, suur-laukhane ja valgepõsk-lagle populatsiooni kasv on ilmselt väljumas kasvu faasist. Peamiselt nimetatud kolm liiki tekitavad Eestis rände ajal põllumajanduskultuuridel toitudes hinnanguliselt vähemalt 1 miljoni euro ulatuses kahjustusi aastas. Läbirändel põldudel toitumiseks peatuvate hanede arvu kasvu ja sellest tulenevalt ka põllumajanduskultuuridele tekitatud kahju tõusu on oluliselt soosinud hästi omandatavate ja toitainerikaste põllumajanduskultuuride üha laialdasem kasvatamine, maastiku muutused (intensiivselt majandatava põllumajandusmaastiku osakaalu tõus, suured turvalised toitumisalad, inimasustuse koondumine).

Geograafiliselt põhjustavad Lääne-Eestis enam kahjustusi valgepõsk-lagled, Ida-Eestis aga raba- ja suur-laukhaned. Kui Lääne-Eestis on hanede rändeaegne arvukus stabiliseerunud, siis Ida-Eestis on

arvukus jätkuvalt kasvamas. Viimase kümnendi jooksul on tekkinud suured rändeaegsed hanekogumid ka Põhja-Eestisse.

Tegevuskava raames on plaanitud jätkata kahjude kompenseerimist ja ennetustegevuse toetamist, samas on ette nähtud selle süsteemi üle vaatamine ning parendamine; planeeritakse algatada süsteemsem koostöö erinevate osapoolte vahel, et ühtlustada erinevate huvigruppide seisukohti ja arvamusi; antakse soovitusi tavaheidutuse intensiivistamise ja tõhustamise osas sh ökoloogilises võtmes looduslike elupaikade – poldrite ning niitude taastamise ja hooldamise võtmes; analüüsitakse, millistel tingimustel oleks põhjendatud ja võimalik hanede kevadine letaalne heidutus; soovitatakse sügisese hanejahi intensiivistamist; kavandatakse analüüs, et selgitada maastikukasutuse ja –planeeringu kaudu hanekahjude vähendamise võimalusi; planeeritakse raadiotelemeetriiliste andmete analüüsi, et selgitada lindude maastikukasutust ja elupaigaeelistusi; kavandatakse parendada seiret ning rahvusvahelist koostööd, kuna hanede soodsa seisundi ning kahjustuste vähendamiseks ei piisa vaid Eestis tegutsemisest.

Kõigi käeolevaga kavaga ette nähtud tegevuste maksumus kokku on 2 608 600 €, millest rändlindude poolt tekitatud kahjude ja kahjude ennetamistööde kulutuste hüvitamine moodustab viie aasta jooksul 2 100 000 €. I ja II prioriteedi tegevuste maksumus on 2 277 200 €. Käesolev tegevuskava järgib adaptiivse kaitsekorralduse ehk kohanduva kaitsekorralduse põhimõtteid.

Käesoleva kava täitmise saab lugeda tulemuslikuks, kui on leitud optimaalsed, kuluefektiivsed ning ökoloogiliselt toimivad lahendused hanekahjustuste stabiliseerimiseks ning nende rakendamise tulemusena püsivad kompensatsioonisummad stabiilsetena või vähenevad (trend on statistiliselt usaldusväärne); teostatud on uuringud, mis annavad parema aluse teadmispõhiseks tegutsemiseks: sügisene hanejaht on muutunud aktiivsemaks ning jahistatistika näitab tõusutrendi (trend on statistiliselt usaldusväärne); hanede kaitse- ja ohjamise teemade arutelu koos üldise infovahetusega toimub regulaarsetel hanekonsortsiumi koosolekutel.

## 2. Sissejuhatus

Hanede ja laglede (edaspidi haned) arvukus on olnud ajaloo otseselt mõjutatud neile korraldatud jahi intensiivsusest ning maastikus toimunud muutustest – looduslike elupaikade kadu ning põllumajandusmaastiku ulatuslik levik. Nii kirjeldatakse erinevates allikates ülisuurt hanede arvukust ja kujuteldamatuid jahisaake 19. sajandi Inglismaal. Samas, juba 20. sajandi esimesel poolel täheldati hanede arvukuse vähenemist peamiselt ressursi ülekasutamise, looduslike elupaikade vähenemise ning teadmata põhjuste tõttu. Alates 20. sajandi keskpaigast on mitmete Euroopas talvituvate hane- ja lagleliikide populatsioonid tänu aktiivsele kaitsele (kaitsealade rajamine, jahipiirangute rakendamine; Fox & Madsen 2017) kasvanud väga suureks (Fox *et al.* 2010) ning sellega on kaasnenud pesitsusaegse ja pesitsusvälise leviku oluline laienemine (Madsen *et al.* 1999). Mõnel juhul on muutunud ka rände ajastus ja linnud peatuvad talvituslaladel Lääne-Euroopas pikemalt (Eichhorn *et al.* 2009). Samaaegselt toimunud looduslike elupaikade kaoga on põllumajanduse intensiivistumine pakkunud hanedele energiarikast ja külluslikku toitu ning seetõttu on haned koondunud toituma põldudele sügisest kevadeni (van Eerden *et al.* 1996). Kui hanede toitumine sügisel ja talvel põldudele jäänud viljajääkidest, rohumaadel või puhkeolekus taliviljadest ei ole problemaatiline, siis konflikt põllumajanduslike huvidega tekib kevadel hanede toitumisel erinevatel idanevatel rohumaadel enne niitmist või karjatamise algust, taliviljadel või värsketel külvidel (van Roomen & Madsen 1992). Tekkinud konflikti leevendamiseks hanede ja põllumajanduse vahel tegeletakse erinevates riikides erinevatel tasanditel, sageli lokaalselt, kasutades selleks peamiselt erinevaid hirmutusvahendeid, mõnikord koos pelgupaikade rajamisega hanedele ning põllumajandustootjatele kompensatsiooni maksimisega kaotatud saagi eest (van Roomen & Madsen

1992, Cope *et al.* 2003, Tombre *et al.* 2013a). Kuna haned suudavad kiiresti kohaneda uute ressursside leidmisel uutel aladel, võib oletada populatsioonide jätkuva suurenemise korral põllumajanduskahjude kiiret suurenemist tulevikus (ref. Jensen *et al.* 2018). Rahvusvaheline kogemus rõhutab hanekahjude probleemi lahendamisel oludega pidevalt kohanevale juhtimisele (*adaptive management*), mis tugineb sotsiaalsele ja ühiskondlikule õppimisele ning inimeste ja ökosüsteemi vahel tekkivate ettenägematute vastasmõjude lahendamisega, kuna need arenevad üheskoos (Berkes & Folke 1998). Hiljutine uuring (Layton-Matthews *et al.* 2018) toonitab valgepõsk-lagle ohjamisel (m.h. jaht kui sellise rakendamist) ja kaitsmisel nii lokaalsel kui rahvusvahelisel tasandil arusaamise olulisust Arktikas pesitseva populatsiooni dünaamikast ja trendist mõjutatuna läbi asustustiheduse efekti. Samas uuringus tuuakse välja, et asustustihedusest tuleneva efekti ilmnemine (madal sigimisedukus) on varajane hoiatav signaal tulevikus toimuvast kogu populatsiooni vähenemisest, kui levila laienemine ei ole enam võimalik. Kuna haned on pikaajalised liigid, siis tuleb arvestada, et käesoleva kavaga seotud pikaajaliste eesmärkide saavutamine võib võtta aega vähemalt ühe hane põlvkonna.

Ühe põlvkonna pikkuseks on hall-, raba- ja suur-laukhanel märgitud 11,3–11,6 aastat, valgepõsk-laglel ning kanada laglel 10,5 aasta (BirdLife International 2016, 2018a,b,c,d). Haned on monogaamsed linnud, kes peale, sageli eluaegse, paari moodustumist alustavad pesitsemist teisel või kolmandal eluaastal. Hanede täiskurnas on valdavalt 4–6 muna, vaid valgepõsk-laglel võib täiskurnas olla 2 muna. Suurimad kurnad 11 ja 12 munaga on teada vastavalt kanada laglel ja hallhanel. Reeglina munetakse üks kurn, järelkurnad on harvad. Pesakonna keskmine suurus on väikseim, 1,4-3,1 poega, valgepõsk-laglel, rabahanel 1,6-2,6 poega, suur-laukhanel 1,8-3,0, kanada laglel 2,46-3,34 poega (Larsson *et al.* 1988, van Impe 1996, Cramp *et al.* 2006).

Loodusliku päritoluga haneliike (perekond *Anser*) on Eestis registreeritud 5 (rabahani, lühinokk-hani, suur-laukhani, väike-laukhani ja hallhani) ning lagleliike (perekond *Branta*) 4 (kanada lagle, valgepõsk-lagle, mustlagle ja punakael-lagle; <https://www.eoy.ee/ET/16/31/eesti-lindude-nimekiri/>) liiki. Nimetatud liikidest pesitsevad peamiselt Lääne-Eestis hallhani (500–700 paari), valgepõsk-lagle (80-100 paari) ja kanada lagle (5–10 paari; Elts *et al.* 2019). Teised liigid esinevad vaid rändeperioodil.

Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskavas käsitletakse viit liiki – hallhani, rabahani, suur-laukhani, valgepõsk-lagle ja kanada lagle. Kava ei käsitle lühinokk-hane, väike-laukhane, mustlaglet ja punakael-laglet erinevatel põhjustel. Väike-laukhanele kui I kaitsekategooriasse kuuluvale äärmiselt ohustatud liigile on koostatud eraldi kaitse tegevuskava. Lühinokk-hani, mustlagle ja punakael-lagle (viimane on Eestis III kaitsekategooria liik) on Eestis haruldased ja vähearvukad läbirändajad, kes meil ei tekita põllumajanduskultuuride kahjustusi ja ei vaja seetõttu ohjamise kavandamist. Kanada lagle on Euroopasse introductseeritud liik, kes on asunud Eestisse alles hiljaeagu pesitsema ning kelle rändeaegne arvukus on suurenemas. Samas, otseseid kahjusid ei ole see liik veel põhjustanud. Hallhane ja valgepõsk-lagle Eestis pesitsevad asurkonnad on väikesed ja stabiilsed ning ei põhjusta ulatuslikke kahjusid. Pigem võivad eeskätt Lääne-Eestis põhjustada viljapõldudele lokaalseid kahjusid mittepesitsevate hallhanede kogumid. Peamisteks põllumajandusettevõtjatele kahju põhjustavateks liikideks, eriti kevadrände ajal, on rabahani, suur-laukhani ja valgepõsk-lagle. Ajavahemikul 1994-2018 registreeritud hanedega seotud kahjutaotlused jagunesid kevade ja sügise vahel suurusjärgus 15:1.

Käesolev tegevuskava järgib adaptiivse kaitsekorralduse ehk kohanduva kaitsekorralduse (i k *adaptive conservation management*) põhimõtteid. Adaptiivne on kaitsekorraldus, mille käigus kogutakse pidevalt andmeid objekti seisundi ja kaitsekorralduslike tööde tulemuslikkuse kohta ning tuginedes nende andmete jooksvale analüüsile, kohandatakse kaitsekorraldust vastavalt ökosüsteemi terviklikkuse hoidmise vajadustele (Primack *et al.* 2008).

Tegevuskavas antakse kava koostamisel kogutud teabele (eksperthinnangud, inventuurid, seirearuanded jm) tuginevad suunised, tagamaks suur-laukhane, hallhane, rabahane, valgepõsk-lagle ja kanada lagle arvukuse ohjamine ja samas soodsa seisundi säilimine. Tegemist on nimetatud liikide kaitse ja ohjamisega tegelevatele asutustele suunatud korraldusliku materjaliga, mis ei piira otseselt haldusväliste isikute õigusi ega pane neile kohustusi. Tegevuskavas esitatud suuniseid ja nimetatud liikide kaitse ja ohjamise põhimõtteid arvestab asjaomane asutus õigusaktides sätestatud kaalutusõiguse teostamisel, kuid tegevuskava koostamise eesmärk ei ole juhtumispõhiste eelotsuste tegemine.

Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskava eelnõu koostasid Ivar Ojaste, PhD ja Leho Luigujõe (Eesti Maaülikool). Olulise panuse andsid Veljo Volke, Arne Tuule (Eesti Ornitoloogiaühing) ja Marko Mägi, PhD (Tartu Ülikool). Töö koostamisel on arvestatud AEWAs (Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse kokkulepe) poolt koostatud hanede kavasad ja teisi asjakohaseid dokumente. Kava eelnõu osas tegid korrektuure Keskkonnaameti, Keskkonnaagentuuri ja Keskkonnaministeeriumi spetsialistid. Esilehe foto autor on Ivar Ojaste.

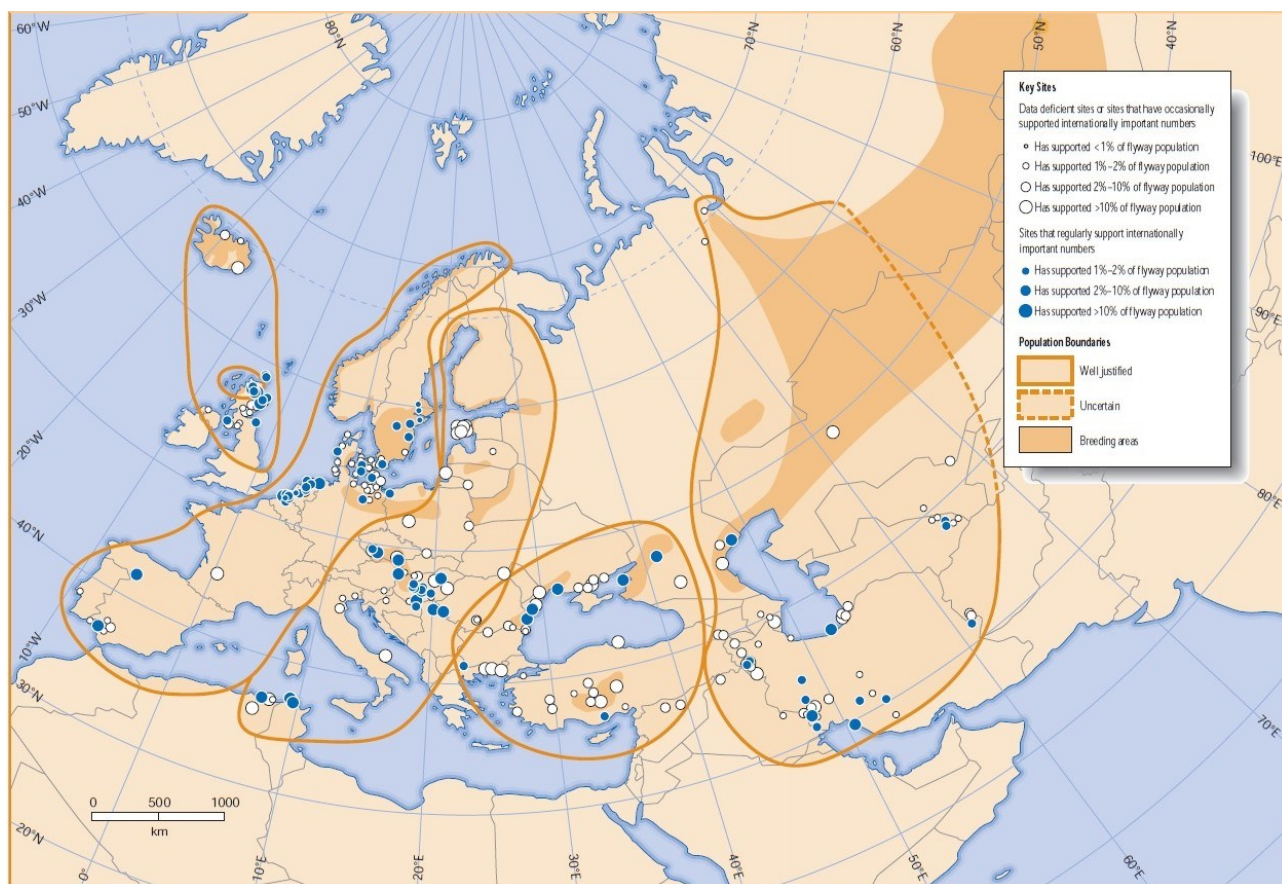
Hanede ja laglede kaitse ja ohjamise tegevuskava eelnõu erinevaid etappe tutvustati huvigruppide esindajatele avalikel koosolekutel 06.08.2020, 08.09.2020, 06.10.2020, 12.11.2020. Kava eelnõu erinevad versioonid saadeti huvigruppide esindajatele. Koosolekutel osalesid, kava eelnõu väljatöötamisel said regulaarselt informatsiooni ning kava eelnõule tegid parandusettepanekuid lisaks eelpool mainitud organisatsioonidele Eesti Põllumajandus-Kaubanduskoja, põllumeeste ühistu KEVILI, Järvamaa Põllumeeste Liidu, Eestimaa Talupidajate Keskliidu, Eesti Jahimeeste Seltsi, Tallinna Lennujaama, Põllumajandus- ja Toiduameti, Eesti Loodusturismi Ühingu esindajad.

### 3. Liikide bioloogia, levik, arvukus ja kaitsestaatus

#### 3.1. Hallhani (*Anser anser*)

##### 3.1.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Euroopas pesitseb kaks hallhane (*Anser anser*) alamliiki. Nominaatvorm *Anser anser anser* on jagatud neljaks biogeograafiliseks populatsiooniks (Island, Inglismaa/Iirimaa paikne, Loode- ja Edela-Euroopa ja Kesk-Euroopa) ning *Anser anser rubrirostris* kaheks populatsiooniks (Must meri ja Kaspia meri) (Scott & Rose 1996, Madsen *et al.* 1999, Mitchell *et al.* 2012; joonis 1). Hallhani pesitseb Euraasia metsa- ja stepivööndis, osalt ka tundra- ja kõrbevööndis Islandist ja Suurbritanniast kuni Amuuri alamjooksuni. Areaali põhjapiir ulatub Teravmägedel 78. ja Obi suudmes 67. põhjalaiuskraadini ning lõunapiir Kreekas 40. ja Iraagis 30. laiuskraadini (Cramp & Simmons 1980, Hagemeyer & Blair 1997, BirdLife International 2004, Madsen *et al.* 1999). Peamised talvituspaigad asuvad Suurbritannias, Madalmaades, Hispaanias, Vahemere ja Kaspia mere rannikualadel ning parasvöötme Aasia lõunaosas (Madsen *et al.* 1999). Liigi globaalpopulatsiooni suuruseks on hinnatud 1–1,1 miljonit isendit (Wetlands International 2015). Euroopa populatsiooni suuruseks 259 000–427 000 paari ehk 519 000–853 000 vanalindu (BirdLife International 2015). Hallhane globaalse ja ka Euroopa populatsiooni trendi hinnatakse suurenevaks (Wetlands International 2015, BirdLife International 2015) ning IUCN Punases nimestiku kohaselt on liik soodsas seisundis (BirdLife International 2018a).



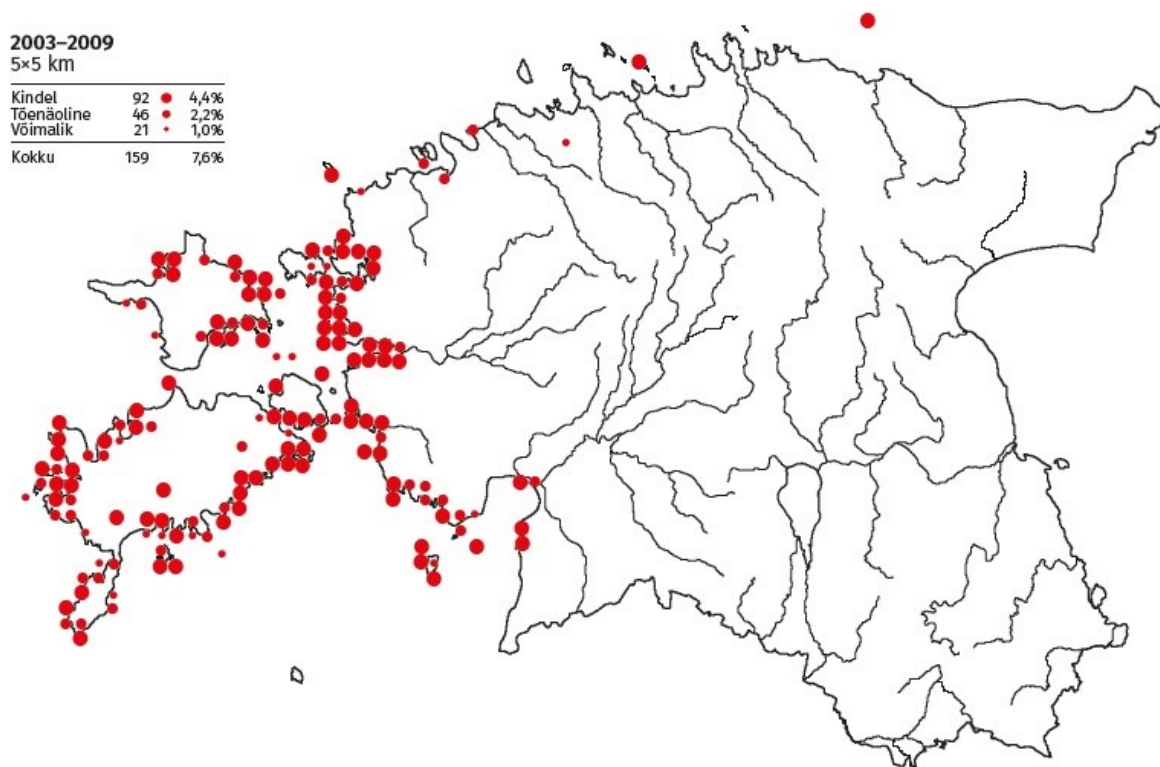
Joonis 1. Hallhane levik Euroopas ning bio-geograafiliste populatsioonide jaotus (Scott & Rose 1996).



### 3.1.2. Hallhani Eestis

Hallhaned saavad Eestisse valdavalt 6. märtsi ja 22. märtsi vahele, keskmine saabumisaeg on 14. märtsil (Leibak *et al.* 1994). Algul toituvad nad põldudel ja rannaniitudel, kuid pesitsusaja saabudes kaovad hallhaned roostikku ja näha on aeg-ajalt veel üksikuid paare siin-seal toitumas. Eestis pesitseb hallhani Lääne-Eesti ja Soome lahe väikestel meresaartel ning Lääne-, Hiiu-, Saare-, Pärnu- ja Lääne-Harjumaa rannikul lahesoppide ja rannikulõugaste roostikes (joonis 2; Renno 1993, Leito 2018).

Taimestikurikaste merelahtede ja rannikujärvede pesapaigad on kõige ürgsemad (Paakspuu 1973), mistõttu just need on kolleteks, kust hallhani soodsatel aegadel uutele aladele levib, sealhulgas meresaartele. Roostikus eelistab hallhani selle sisemuses asuvaid kõrge rookasvuga ning väikeste vabaveelaikudega alasid. Samas ehitatakse ligi pooled pesadest lamandunud roogu või selle serva hõredasse püstisesse rootukka. Umbes viiendik pesadest asub talvel mahaniidetud rootüügastikus või madalas hõredas roostikus, kõrgest ühtlasest ja tihedast roost leiab hallhanede pesi harva (Paakspuu 1964a). Hallhane pidas E. Kumari (1958) linnuliigiks, kelle arvukus oli tollal ebasoodsa kliima tõttu juba ligi poolteistsada aastat vähenenud. Samas jätab Russowi kirjeldus mulje hallhanede erakordselt arvukast pesitsemisest Matsalu lahel 1870.-tel aastatel (Paakspuu 1973). Matsalu laht on alati olnud Eesti tähtsaim hallhanede pesitsuskoht, suured ja tuntud liigi pesitsusalad olid XX sajandi algul veel Haapsalu lahel ja Noarootsi poolsaare rannikujärvedel ning Saaremaa lõunarannas (Härms 1927). Hallhane arvukuse tõusu täheldati alles 1950.-tel aastatel. Samasse aega jääb ka väikeste meresaarte laialdase asustamise või taasasustamise algus.



Joonis 2. Hallhane pesitsusaeagne levik Eestis 2003–2009 (Elts *et al.* 2018).

Hallhani alustab munemist enamasti aprillis, keskmiselt 14 päeva pärast saabumist. Matsalus on aastatel 1959–1964 esimene muna munetud keskmiselt 9. aprillil, pooltes pesades on munemist alustatud 19. aprilliks (Onno 1975). Munemisperiood on üsna pikk ja lõpeb enam-vähem mai I dekaadiga, hiljem lisandub vaid üksikuid järelkurni. Lind muneb enamasti ülepäeviti (Paakspuu 1964a, Onno 1975), täiskurnas on valdavalt 3–6 muna, kuid on ka 8–9-munalisi kurni; keskmine kurna suurus on aastati erinev ning kõigub 3,9 ja 5,6 vahel (Lilleleht 1975). Koos hallhane arvukuse langusega on alates 1990.-te aastate keskpaigast Matsalu lahe saartel vähenenud ka kurna suurus. Palju on seal rüüstatud pesi (70–75%), lisaks neile veel uppunud ja teadmata koorumisedukusega pesi (Mägi 2003a). Hauduma hakkab emalind pärast viimase muna munemist ning pojad kooruvad 27–28 päeva pärast. Haub ainult emalind, isalind viibib läheduses, kuid alles poegade koorumise ajal muutub ta taas aktiivseks. Pärast kõikide poegade koorumist ja kuivamist lahkub pesakond vanemate saatel. Esimesi pesakondi on näha tavaliselt mai I dekaadil. Enamikult pesapaikadelt rändavad pesakonnad avamere äärde, käies toitumas sealsetel asustusest eemal olevatel rannaniitudel või saartel, meresaartel pesitsevad hallhaned kogunevad rohurikkamate saarte rannavette. Pojad lennuvõimestuvad 8 nädala pärast (Harrison & Castell 1998).

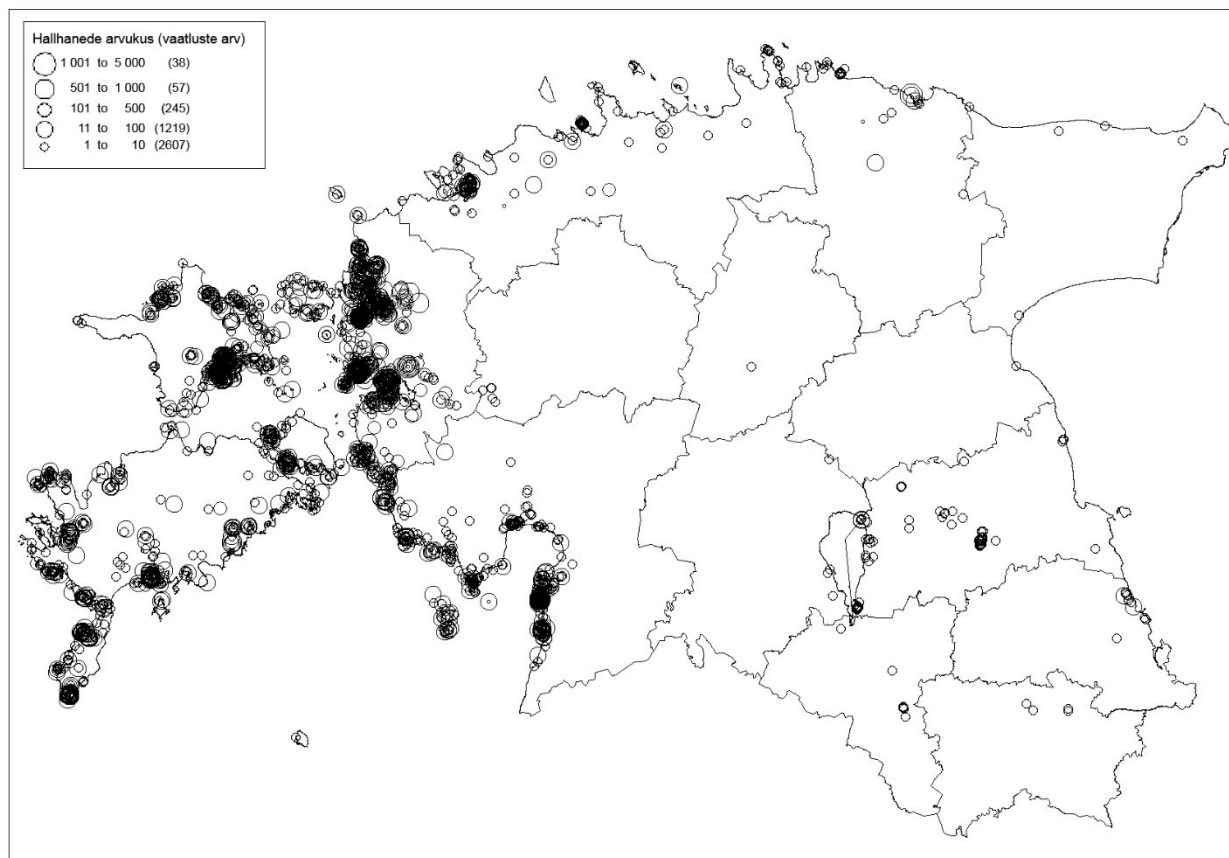
Hallhane Eestis pesitseva asurkonna arvukus oli Eestis kõrgseisus 1990-ndate alguses, mil pesitseva populatsiooni suuruseks hinnati 1500 paari (Leibak *et al.* 1994). Peale seda hakkas arvukus vähenema ning 2008. aastaks oli alles jäänud ainult 500–700 paari (tabel 1), mis on püsinud tänaseni (Elts *et al.* 2009, Elts *et al.* 2019). Hallhane arvukuse languse üks oletatav põhjus võib olla kühmnokk-luige arvukuse tõus, võib-olla ka röövlus, kuna paljude röövliikide arvukus tõusis (kajakad, kährikud, metssead, kotkad). Matsalus on ka probleemiks roostiku mosaiiksuse vähenemine ja sellega seoses sobivate pesakohtade nappus. Eesti punase nimestiku viimase (2019) ohustatuse hinnangu järgselt kuulub pesitseva hallhane asurkond meil ohualtisse (VU) kategooriasse. Võrreldes varasema hinnanguga (2008 hinnangu järgselt ohulähedane – NT) on ohustatus tõusnud. Põhjuseks hindamismetoodika muutumine ja varasemal perioodil (1991–2002) mõõdukalt langenud arvukuse trend.

Varakevadel toituvad haned põhiliselt samblast, tihti külastavad nad ka kõrrepõlde. Suurvee saabumisega muutuvad toidus tähtsamaks pehmest mullast kougivad juured ja juba tärkavad värsked taimed, maikuu on põhiliseks toiduks tärkavad tarnavõrsed (Paakspuu 1964a, Kumari 1937), hiljem ka tärkav pilliroog. Saabumise järel toituvad hallhaned väikestes salkades, kus paarid hoiavad kokku. Suvel muutuvad hallhanedele väga tähtsaks toitumiskohaks rohurikkad meresaared. Sügiseti toituvad hallhaned sageli koristatud viljapõldudel, otsides sealt mahapudenenud viljateri.

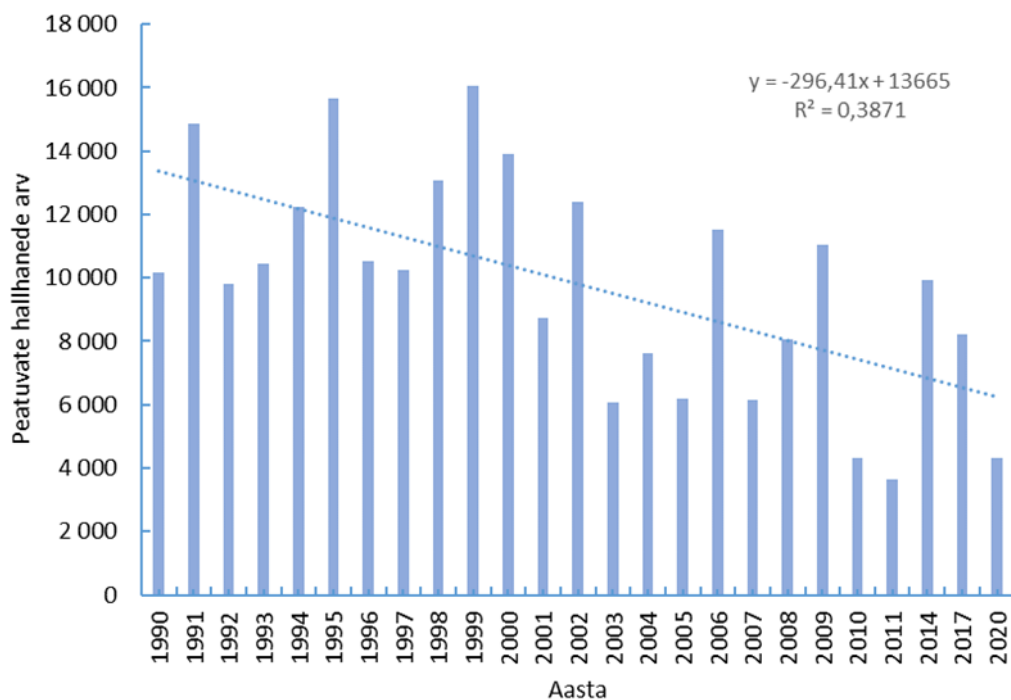
Hallhanede sulgimine algab mai teises pooles või juunis. Sulgivad haned kogunevad salkadesse ning veedavad selle perioodi enamasti merel suuremate rohurikkaste saarte läheduses. Eestis on teada neli suuremat sulgimisala, mis asuvad Vilsandi saarestikus, Saaremaa lõunaranna saarte lähistel, Matsalu Väinamere osas ning Hiiumaa idaservas. Kokku on sulgimas nähtud 2250 mittepesitsevat lindu (Leibak *et al.* 1994). Osa hallhanesid jääb sulgima ka Matsalu roostikku (1999. a ligi 200 lindu). Hiiumaast idas Hari kurgus ja Hellamaa rahu ümbruses sulgivate hallhanede arv on viimase 20 aastaga pidevalt vähenenud: 1990.-te aastate esimese poole 500–1000 linnult 300–700 linnule kümnendi lõpus ning 200–400 linnuni 2000.-te aastate esimeses pooles (Leito & Leito 2007).

Hallhanede sügisrändeaeagne kogunemine algab juba augustis, kui on näha suuremaid hanekogumeid rannaniitudel. Hallhane olulisemad rändeaeagsed peatuspaigad asetsevad samuti Lääne-Eestis (joonis 3), kus teatud peatuspaikade vahel toimub isendite vahetus lähtuvalt peatumiseks sobivatest tingimustest (Leito *et al.* 2003, Leito 2017). Septembriks kogunevad Eestisse läbirändavad hallhaned. Seireandmete põhjal on sügisel peatuvate hallhanede arvukus aastati suurtes piirides (3 650–16 000) varieerunud ning märgata on pikaajalist langustrendi (joonis 4). Suuremad langused on toimunud 2000-ndate alguses ning aastatel 2010 ja 2011. Samal ajal on toimunud pidevad muutused erinevate

peatuspaikade osatähtsuses. Lindude ümberpaiknemised on seotud jahipidamise ja häirimise ning sobivate toitumispaikade olemasolu ja kvaliteedi muutustega. Nii on hallhaned Hiiumaal 1990-ndatel olnud pideva ja intensiivse jahipidamise ja häirimise surve all, kusjuures ka sobivate toitumispõldude pindala ja levila on vähenenud (Leito 2017). Põhiline osa hallhanedest lahkub septembri kolmandaks dekaadiks, oktoobri alguseks on lahkunud peaaegu kõik linnud, kuigi aeg-ajalt näeb mõnda veel hiljemgi. Eestis pesitsevad hallhaned talvitavad rõngastusandmeil Madalmaades ja Lääne-Saksamaal ning Vahemeremaades, peamiselt Itaalias, Tuneesias ja Alžeerias. Eriti pehmetel talvedel on üksikud haned jäänud talveks ka Lääne-Eesti saartele (Leito 2018).



Joonis 3. Sügiserändel peatuvate hallhanede arvukus ja levik perioodil 1991–2020 (andmed: eElurikkus).



Joonis 4. Sügisrändel peatuvate hallhane arvukus Lääne-Eesti seirealadel 1990-2020 (andmed: Keskkonnaagentuur).

Tabel 1. Hanede kaitse- ja tegevuskavas käsitletud, Eestis pesitsevate ja läbirändavate hanede populatsioonid ja nende seisund koos küttimisandmetega (Andmed: Fox & Leafloor 2018, Eesti Ornitoloogiaühing, Keskkonnaagentuur)

Liik	Asurkond	Asurkonna suurus ja trend	Rände periood ja arvukus Eestis	Eestis pesitseva asurkonna suurus ja trend	Küttimine 2014-2019 (lastud isendit)	Jahi surve asurkonnale (lastud isendite % asurkonnast)
<b>Hallhani</b> ( <i>Anser anser</i> )	Kesk-Euroopa/ Põhja-Aafrika	~ 100 000 is., <b>stabiilne</b>	Kevad: märts-aprill, vähemärgatav  Sügis: august-september, kuni 16 000 is	500-700 paari, <b>stabiilne</b>	612-1024	1
<b>Taiga-rabahani</b> ( <i>Anser fabalis fabalis</i> )	Ida 1 (Kesk – võivad peatuda Loode-Venemaa linnud)	~ 15 000 is., kahanev  (Kesk – 35 000 is., <b>stabiilne/kahanev</b> )	Kevad: märts-aprill, 1/3 rabahanedest  Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	-	?	?

Liik	Asurkond	Asurkonna suurus ja trend	Rände periood ja arvukus Eestis	Eestis pesitseva asurkonna suurus ja trend	Küttimine 2014-2019 (lastud isendit)	Jahi surve asurkonnale (lastud isendite % asurkonnast)
<b>Tundra-rabahani</b> ( <i>Anser fabalis rossicus</i> )	Põhjameri-Läänemeri	~ 600 000 is., <b>kasvav</b>	Kevad: märts-mai, >20 000 is.  Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	-	724-2586	0,43
<b>Suur-laukhani</b> ( <i>Anser albifrons</i> )	Põhjameri-Läänemeri	~ 1 milj is., <b>stabiilne</b>	Kevad: märts-mai, >100 000 is.  Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	-	236-1525	0,15
<b>Valgepõsk-lagle</b> ( <i>Branta leucopsis</i> )	Venemaa/ Läänemeri/ Põhjameri	~ 1,2 milj is., <b>stabiilne</b>	Kevad: märts-mai, kuni 158 000 is.,  Sügis: sept-okt, arv sõltub ilmast	~ 100 paari, stabiilne	1092-4474	0,37
<b>Kanada lagle</b> ( <i>Branta canadensis</i> )	Skandinaavia	>46 000 is., <b>kasvav</b>	Kevad: märts-mai, arv hindamata  Sügis: okt-nov, arv hindamata	0-5 paari paari, kasvav	9-44	0,95

### 3.2. Rabahani (*Anser fabalis*)

#### 3.2.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Rabahani jaguneb kaheks alamliigiks: tundra-rabahani (*Anser fabalis rossicus*) ja taiga-rabahani (*Anser fabalis fabalis*). Tundra-rabahani pesitseb tundraaladel Põhja-Skandinaaviast kuni Taimõri poolsaareni. Taiga-rabahani pesitseb katkendlikult boreaalses metsavööndis Fennoskandiast kuni Lääne-Siberini (Madsen *et al.* 1999, Marjakangas 2015; joonis 5).

Rabahanel on Euroopas kaks peamist, kahe alamliigi vahel osaliselt kattuvat rändeteed. Esimene rändetee kulgeb Baltikumi suhtes edela-kirde suunas ning teine kulgeb enam lääne-ida suunas üle Valgevene. Väiksemad rändeteed on seotud Skandinaaviaga (joonis 5). Talvitusala ning talvituvate lindude arvukuse suhtes täheldatakse nende nihet lääne ja lõuna suunalt enam ida ja põhja suunas. Samas on ebaselge tundra-rabahane Põhjameri-Läänemere ja Kesk-Euroopa üksuste arvukuse omavaheline seos. See võib olla seotud nii talvitusala ulatuslikus nihkega kui ka erinevaid pesitsusalasid kasutatavate lindude arvukuse trendides. Kesk-Euroopas talvituvad haned pesitsevad rõngastusandmetel pesitsusareali idapoolsematel aladel, kus on täheldatud pesitsevate hanede tugevat negatiivset trendi. Põhjameri-Läänemere piirkonnas talvituvad haned pesitsevad aga

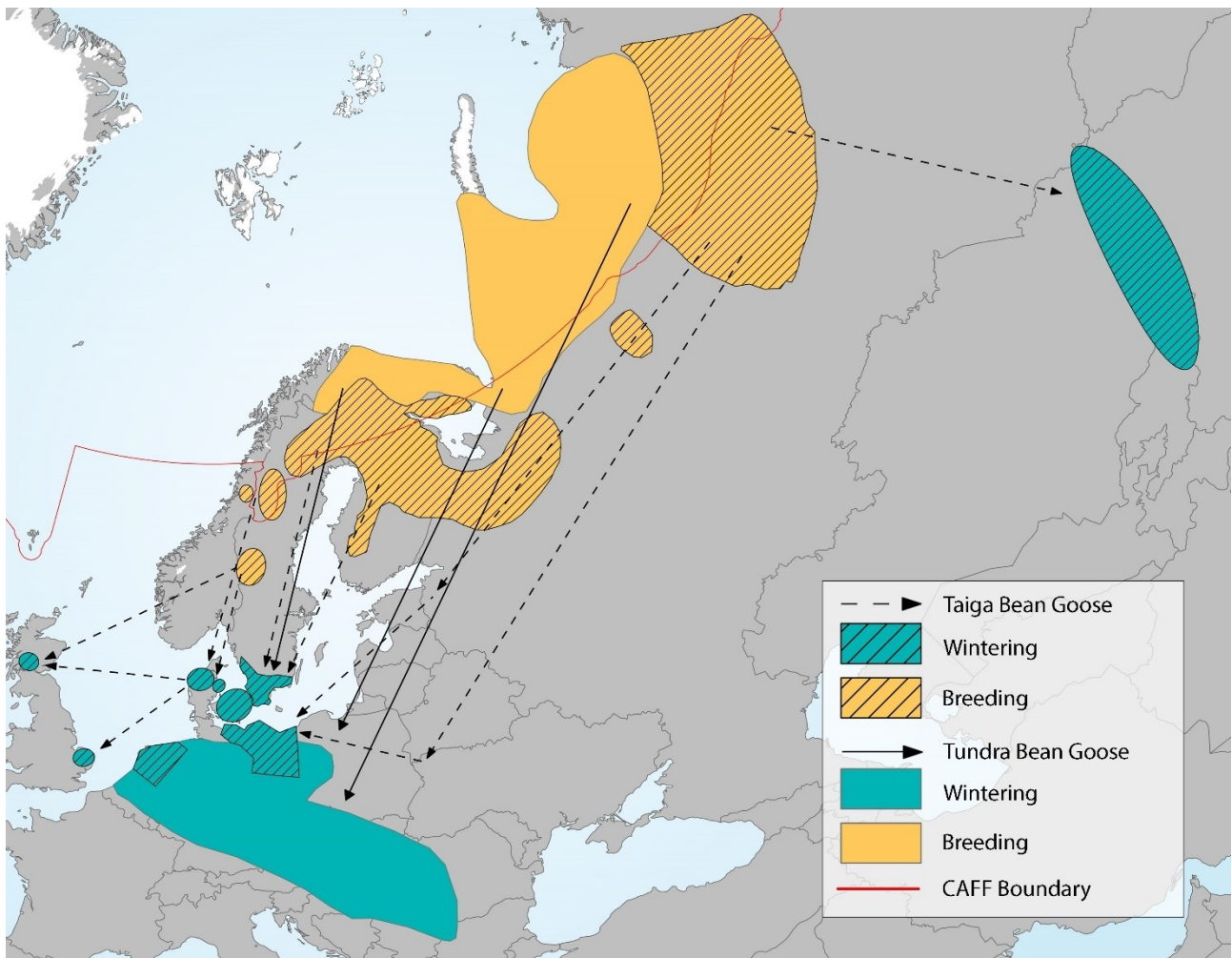
pesitsusareaali läänepoolsemas osas (Fox & Leafloor 2018).

Tundra-rabahane talvituv populatsioon jagatakse tinglikult kaheks suuremaks üksuseks:

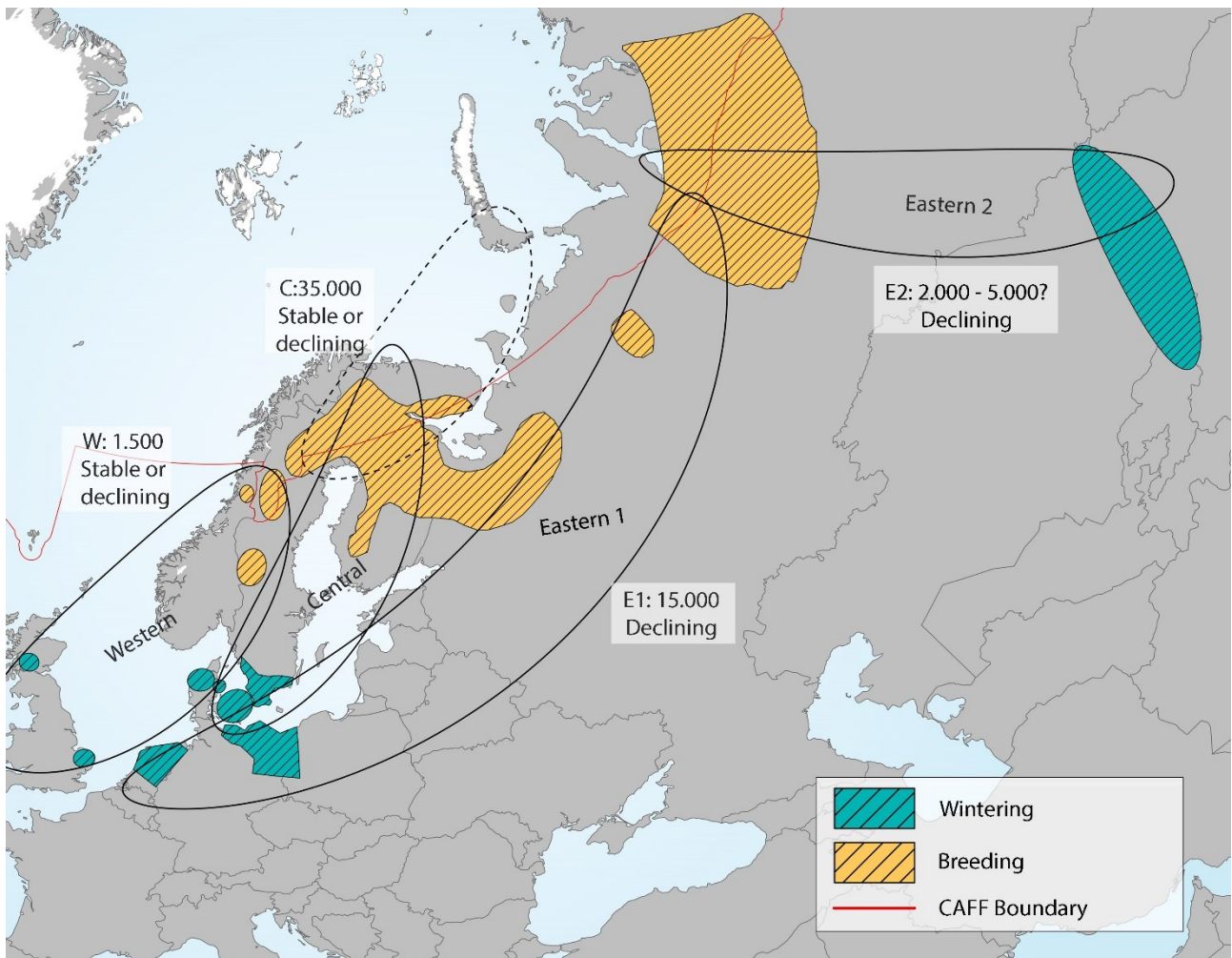
1. Põhjamere-Läänemere üksus (Saksamaa, Holland ja Poola, väiksemad parved Belgias, Prantsusmaal, Ühendkuningriigid, Luksemburg, Šveitsis, Taanis ja Rootsis). Arvukus on suurenenud 200 000 isendilt 1990. aasta talvel kuni 600 000 isendini perioodil 2010–2013 ning üksuse arvukus on suurenemas (Fox & Leafloor 2018);
2. Kesk-Euroopa üksus (peamised talvitusalaad Ungaris ja piirnevatel aladel Austrias, Tšehhis ja Slovakkias, väiksemad parved Horvaatias, Serbias, Bosnia-Hertsegoviinas, Sloveenias ja Itaalias). Arvukus on kahanenud 200 000 linnult 1980. aastate keskpaigas umbes 20 000 linnuni perioodil 2010–2013 (Fox & Leafloor 2018).

Taiga-rabahane populatsioon jaguneb neljaks üksuseks (joonis 5 ja 6; Marjakangas *et al.* 2015, Fox *et al.* 2016, Fox & Leafloor 2018):

1. Lääne üksus – Rootsi kesk- ja põhjaosas ning Norra lõuna- ja keskosas pesitsev asurkond, kes talvitub Taani põhjaosas ning Suurbritannia idaosas; talvituva asurkonna suurus 1500 isendit (2014);
2. Keskne üksus – Norra põhjaosas, Rootsi põhjapoolseimas osas ning Soome kesk- ja põhjaosas ning Venemaa loodeosa külgnevatel aladel pesitsev asurkond, kes talvitub peamiselt Rootsi lõuna- ja Taani kaguosas; asurkonna suurus 35 000 isendit;
3. Ida 1 üksus – Petsora ülemjooksu piirkonnas ja Lääne-Siberi madaliku läänepoolses osas pesitsev asurkond, kes talvitub peamiselt Poola loode- ja Saksamaa kirdeosas; asurkonna suurus 15 000 isendit;
4. Ida 2 üksus – Lääne-Siberi madaliku idapoolses osas pesitsev asurkond, kes talvitub Kasahstani kagu- ning Kõrgõzstani idaosas ja Hiina loodeosas; talvituva asurkonna suurus teadmata.



Joonis 5. Taiga- ja tundra-rabahane pesitsus- ja talvituslad ning rändeteed (Marjakangas *et al.* 2015, Fox & Leafloor 2018). Roheline – talvituslad, kollane – pesitsuslad; must punktiirjoon – taiga-rabahani, must pidevjoon – tundra-rabahani.



Joonis 6. Taiga-rabahane alampopulatsioonide pesitsus- ja talvitusala, arvukus ja trendid (Marjakangas *et al.* 2015, Fox & Leafloor 2018). Legend vt joonis 10.

Taiga-rabahane Kirde-Euroopa/Loode-Euroopa populatsiooni kogusuuruseks hinnatakse 50 000–70 000 isendit. Samas on Kesk-alampopulatsiooni arvukus suurenenud 43 000 hanelt 2011. aastal 60 000 isendini 2017. aastal. Kuna teiste alampopulatsioonide arvukus suurenenud ei ole, on liik endiselt üks väheseid kahaneva arvukusega haneliike Euroopas (Marjakangas *et al.* 2015, Wetland International 2015, Fox & Leafloor 2018).

IUCN Punase nimestiku kohaselt on liik soodsas seisundis (BirdLife International 2018b).

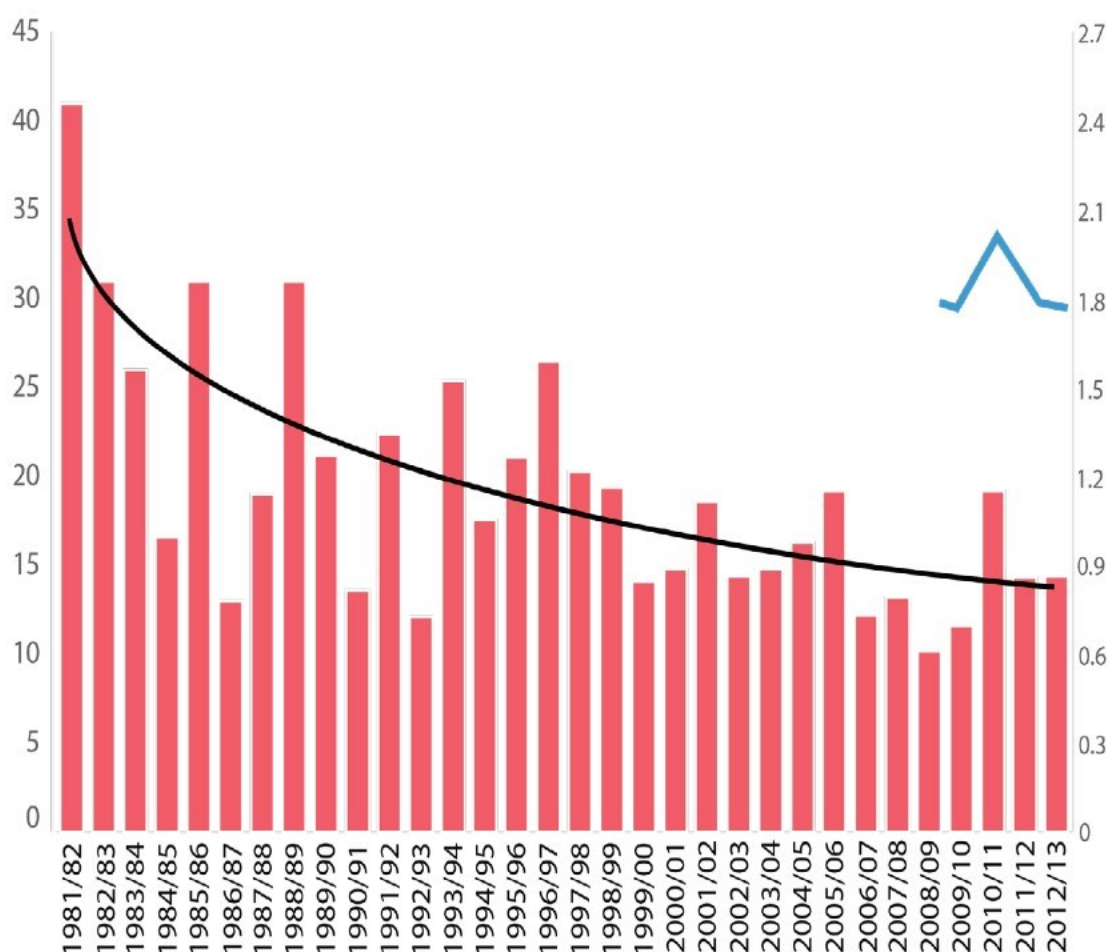
### 3.2.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Taiga-rabahane kohta puuduvad teadmised tema pesitsusaegsest elupaiganõudlusest nii pesitsusterritooriumi kui maastiku ulatuses (Marjakangas *et al.* 2015). Selle liigi pesitsusaladena on kirjeldatud nii mosaiikset soomaastikku, jõgesid, järvi kui ka taigametsa. Soomes ja Rootsis on suurimad pesitsusaegsed asustustihedused leitud *aapa*-soodes, mis pakuvad kaitset kiskjate eest. Venemaal on hinnatud, et pesitsemist alustab umbes 40% kohalolevatest lindudest (ref. Marjakangas *et al.* 2015).



Noorlindude osakaal on taiga-rabahanel ulatunud 19,3–23,4% 1993. ja 1994. aastal, mis on sarnane (20%) enne arvukuse languse perioodi 1970–1990. Perioodil 2009–2013 hinnati Rootsis noorlindude osakaaluks 17,2–36,9%, mis viitab, et noorlindude osakaal muutub sarnaselt varasematele perioodidele. Taiga-rabahane pesitsevate vanalindude elumuseks on hinnatud umbes 70–80%, mis on sarnane teistelegi hanedele. Samas, Rootsi põhjaosas märgistatud taiga-rabahaned aastane elumus oli 2007–2009 kevadperioodidel 0,67–0,86, kuid Saksamaa kirdeosas märgistatud lindudel 2007. a oktoobris vaid 0,36–0,58. Hanede looduslik aastane suremus on võrdlemisi madal, 0,05 – 0,10, kuid jahipidamine võib seda täiendava suremusena oluliselt suurendada ning jahi mõju peetaksegi sellel alamliigil tähtsaks suremuse suurendajaks (Fox & Leafloor 2018).

Sarnaselt teistele Arktikas pesitsevatele hanedele, on ka tundra-rabahane noorlindude osakaalu pikaajaline trend negatiivne (joonis 7; Fox & Leafloor 2018).



Joonis 7. Tundra-rabahane noorlindude osakaal protsentides (punased tulbad, vasakpoolne telg) ning keskmine pesakonna suurus (sinine joon, parempoolne telg) Hollandis (Fox & Leafloor 2018).

Rände- ja talvitumisperioodil toituvad rabahaned peamiselt põllumajandusmaastikul. Põldude valik varieerub sessaoniti ning peatuskohtade vahel, sõltudes saadaolevatest toiduresursidest. Lõuna-Rootsis eelistavad rabahaned hilissügisel, peale saagikoristust, toituda suhkrupeedi ja kartulipõldudel, aga ka taliviljadel, rohumaadel ja kõrrepõldudel. Taanis ja Poolas lisanduvad valikusse maisi kõrrepõldud. Kevadel toituvad haned peamiselt karjamaadel tärkavatest rohulibledest ja

taliviljapõldudel orasest. Erinevalt taiga-rabahane Skandinaavia alampopulatsiooni lindudest, kes toituvad peamiselt põllumajandusmaastikul, peatuvad Ida 1 ja 2 üksuse kuuluvad linnud Loode-Siberis peamiselt looduslikel märgaladel, kus nad toituvad kõrge produktiivsusega graminoididest (ref. Marjakangas *et al.* 2015).

### 3.2.3. Rabahani Eestis

Rabahane esimesed isendid jõuavad Eestisse peamiselt vahemikus 10. märtsist kuni 1. aprillini, keskmiselt 24. märtsil (Leibak *et al.* 1994). Nii kevadel kui ka sügisel kulgeb põhiränne peamiselt üle maismaa. Rände maksimum (suurim arv peatuvaid rabahanesid) on aprilli keskpaigast kuni mai alguseni, viimased lahkuvad enamasti vahemikus 15.–20. maini (Leibak *et al.* 1994, Kuresoo *et al.* 2006, Leito 2017). Eestis oli 2000. aastate alguses teada 26 peatusala, kus peatus vähemalt tuhat isendit (joonis 8; Kuresoo *et al.* 2006). Aastati varieerub kevadise arvukuse dünaamika suhteliselt vähe (Kuresoo *et al.* 2006, Leito 2017). Sügisränne algab septembri keskpaigas, kulmineerub septembri lõpus või oktoobris sõltuvalt ilmastikust tundraaladel. Sügise jooksul esineb erinevatel aastatel erinevatel aegadel mitu massränne päeva septembri teisest poolest kuni oktoobri lõpuni. Viimaseid isendeid nähakse tavaliselt novembri alguses (Leibak *et al.* 1994). Läbirändajate koguhulk on kevadel ja sügisel sama, kuid kevadel peatuvad nad suuremal hulgal ja pikemat aega kui sügisel.

Perioodil 2000-2005 hinnati kogu Eestis peatuvate rabahanede arvu umbes 100 000 isendile (joonis 13). Umbes 20 000 rabahane peatus Lääne-Eestis, 40 000 isendit Ida-Eestis, 10 000 Kesk-Eestis ning 30 000 Põhja-Eestis (Kuresoo *et al.* 2006). Viimase kümnendi jooksul on rabahani juhuvaatluste põhjal hakanud arvukamalt peatuma ka Saaremaal ja Hiiumaal, kus teda enne nähti märksa harvemini. Peamised koondumispiirkonnad jäävad liigil endiselt Lääne-, Põhja- ja Ida-Eestisse. Viimase kümnendi jooksul on tekkinud rabahanede peatusalad ka Valga- ja Võrumaale (joonis 9).

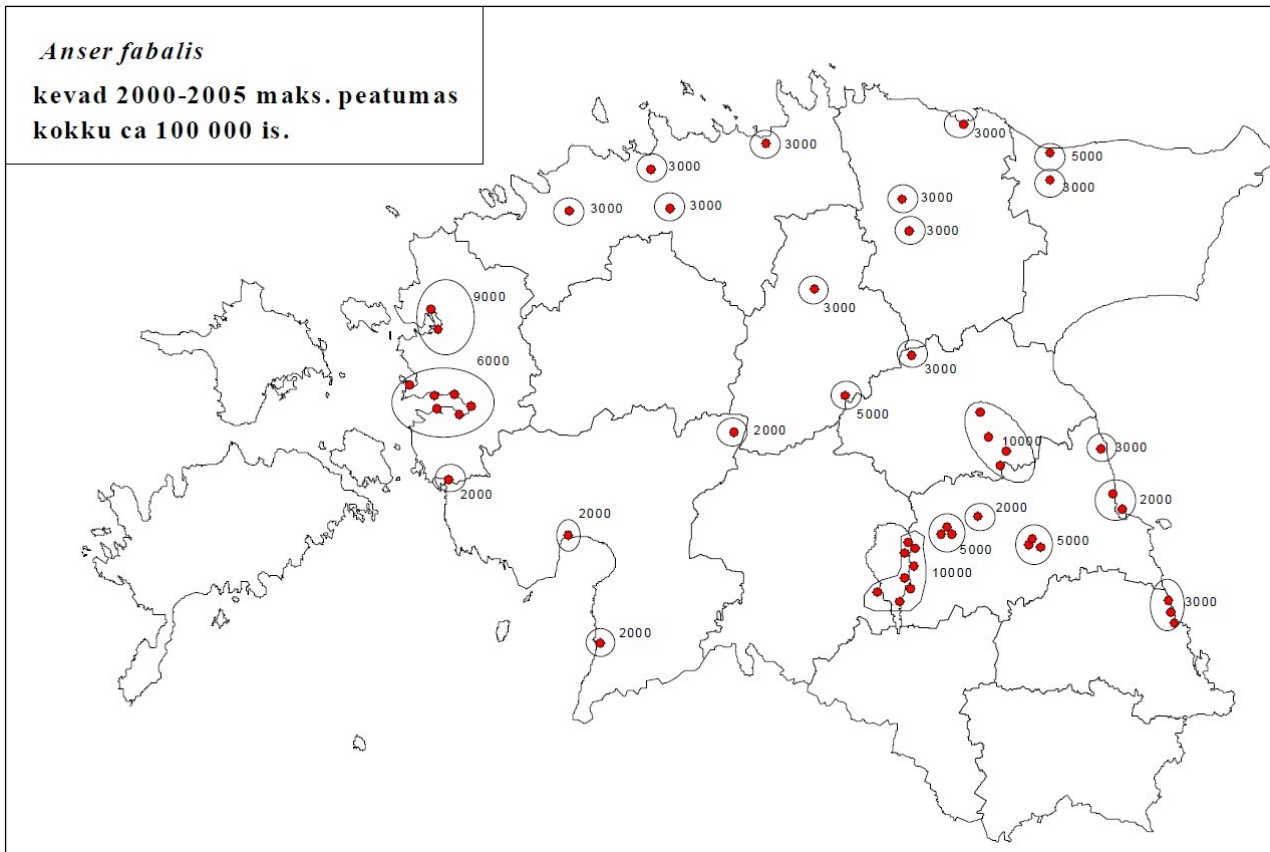
Esimesel haneseirel 1994. aasta kevadel loendati 13 peatuspaigas kokku 11 210 rabahane. Rabahane suuremad kogumid asusid Põhja- ja Ida-Eestis – Assamalla (3000 isendit), Varnjas (2000 is), Tamme poldril (1500 is) ja Ulilas (1000 is). Lääne-Eesti kolmel seirealal, Silma looduskaitsealal, Matsalu lahe idakaldal ja Audru poldril loendati korraka kuni 800 rabahane. Sellega oli rabahani 1994. aastal seirealadel ligikaudu kaks korda arvukam kui suur-laukhani (Leito 1994). Seirealadel on rabahanede arvukus Ida-Eestis märksa suurem kui Lääne-Eestis ning see on püsinud muutumatuna läbi kogu haneseire perioodi (alates 1994. aastast). Kui kolmandaks haneseire loenduseks 10. mai paiku on rabahaned Lääne-Eestist suures osas lahkunud, on nad endiselt arvukalt paigal Ida-Eestis.

Seirealadel kevadrändel korraka peatuvate rabahanede summaarne dünaamika on olnud 2005. aastast (1999. ja 2002. a andmed on vaid Ida-Eestist) küllaltki varieeruv, ulatudes maksimaalselt 23 150 linnust kuni 7479 linnuni. Samas on ka peatuvate lindude maksimumarvukused esinenud eri aegadel, nii aprilli alguses, aprilli teisel poolel kui ka maikuu alguses. 2020. a haneseire käigus loendatud rabahanede üldarv oli Eestis senise seire madalaim (joonis 10).

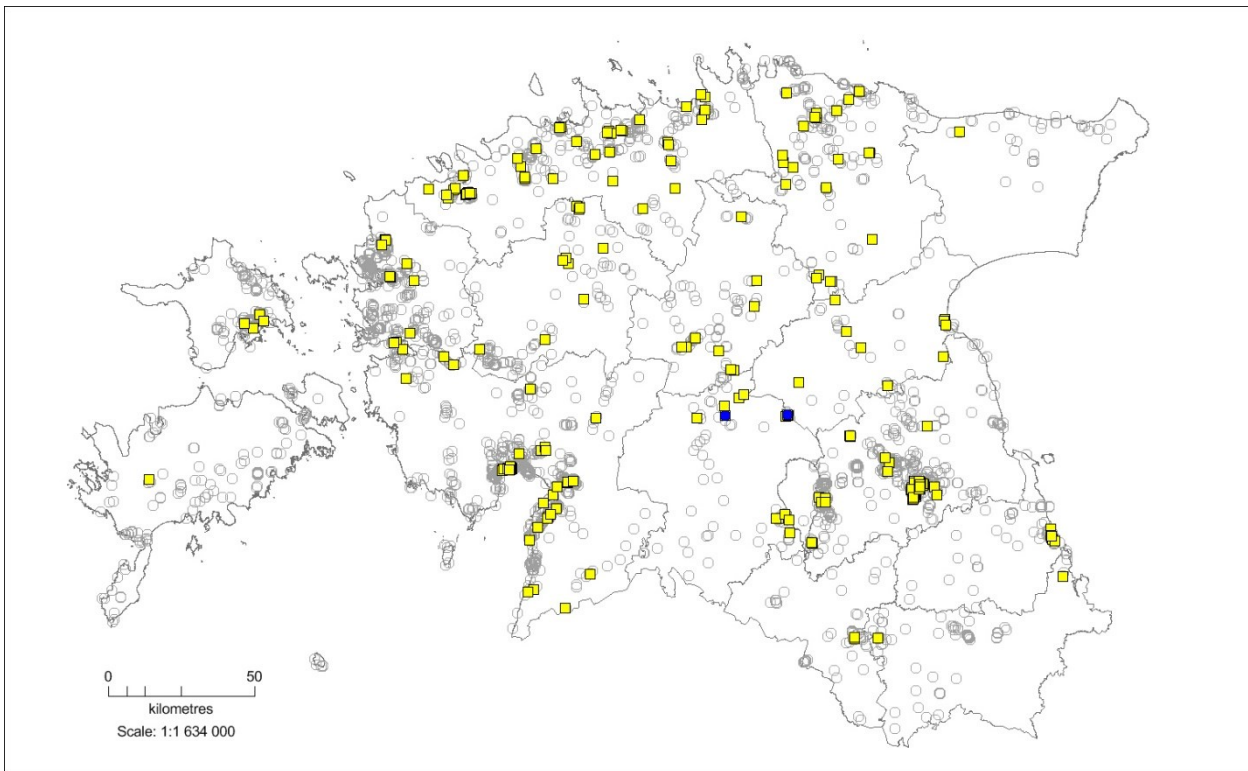
Rändel peatuvad haned märgala-põllud kompleksmaastikus, toitudes varahommikul põldudel ja looduslikel rohumaadel. Hommikul kella 10 paiku algab tagasilend puhkepaika, kus viibitakse kella 14-15ni, seejärel algab uus väljalend toitumisaladele, kus viibitakse sageli ööpimeduseni. Puhke- ja ööbimisaladeks on väga erinevad märgalad (järv, merelaht, laugastik, turbaväljad, üleujutatud lammi- ja poldrialad). Võrreldes suur-laukhanega, toituvad rabahaned enam haritaval maal ja vähem looduslikel rohumaadel.

Ohustatuse hinnangu (2008, 2019 hindamised) järgi on taiga-rabahani Eestis soodsas seisundis (LC), tundra-rabahane hinnati 2008. aastal soodsas seisundis olevaks (LC), 2019. aasta hindamisel aga märgiti alamliigi seisund puuduliku andmestiku kategooriasse (DD).

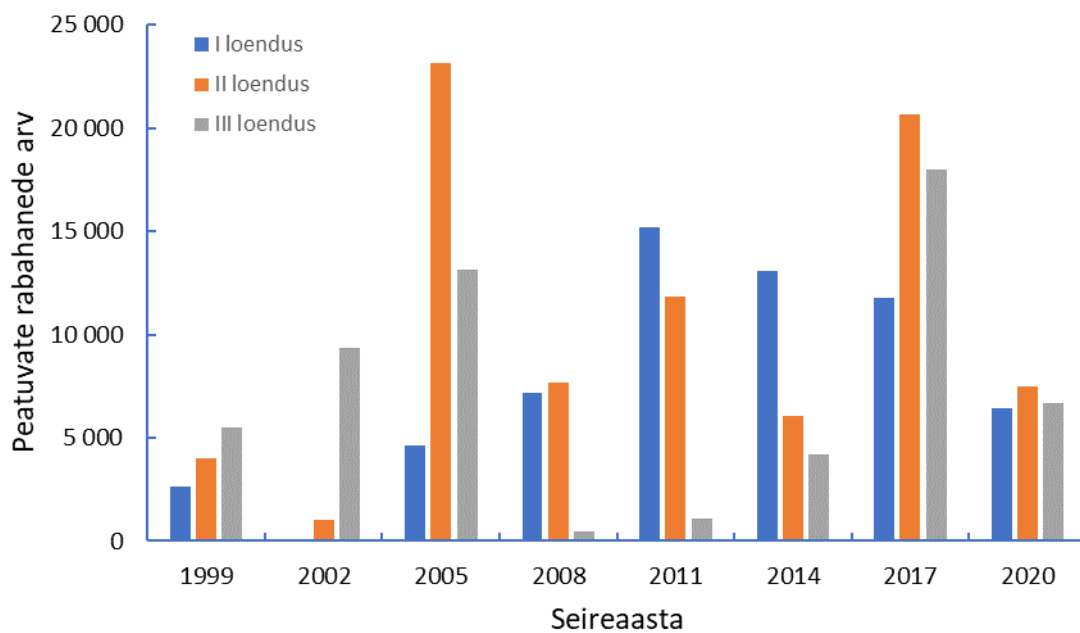
Rabahani Eestis ei pesitse.



Joonis 8. Rabahane tähtsamad (>1000 is) kevadised rändepeatuspaigad Eestis. Numbrid tähistavad piirkonnas maksimaalselt loendatud isendite arvu (Kuresoo *et al.* 2006).



Joonis 9. Kevadrändel peatuvate rabahanede ruumiline levik ja arvukus perioodil 2011–2020 (andmed: eElurikkus). Tähistus: hall ring – vaadeldud kuni tuhat rabahane, kollane ruut – vaadeldud üle tuhande rabahane, sinine ruut – vaadeldud 10 000 ja enam rabahane.



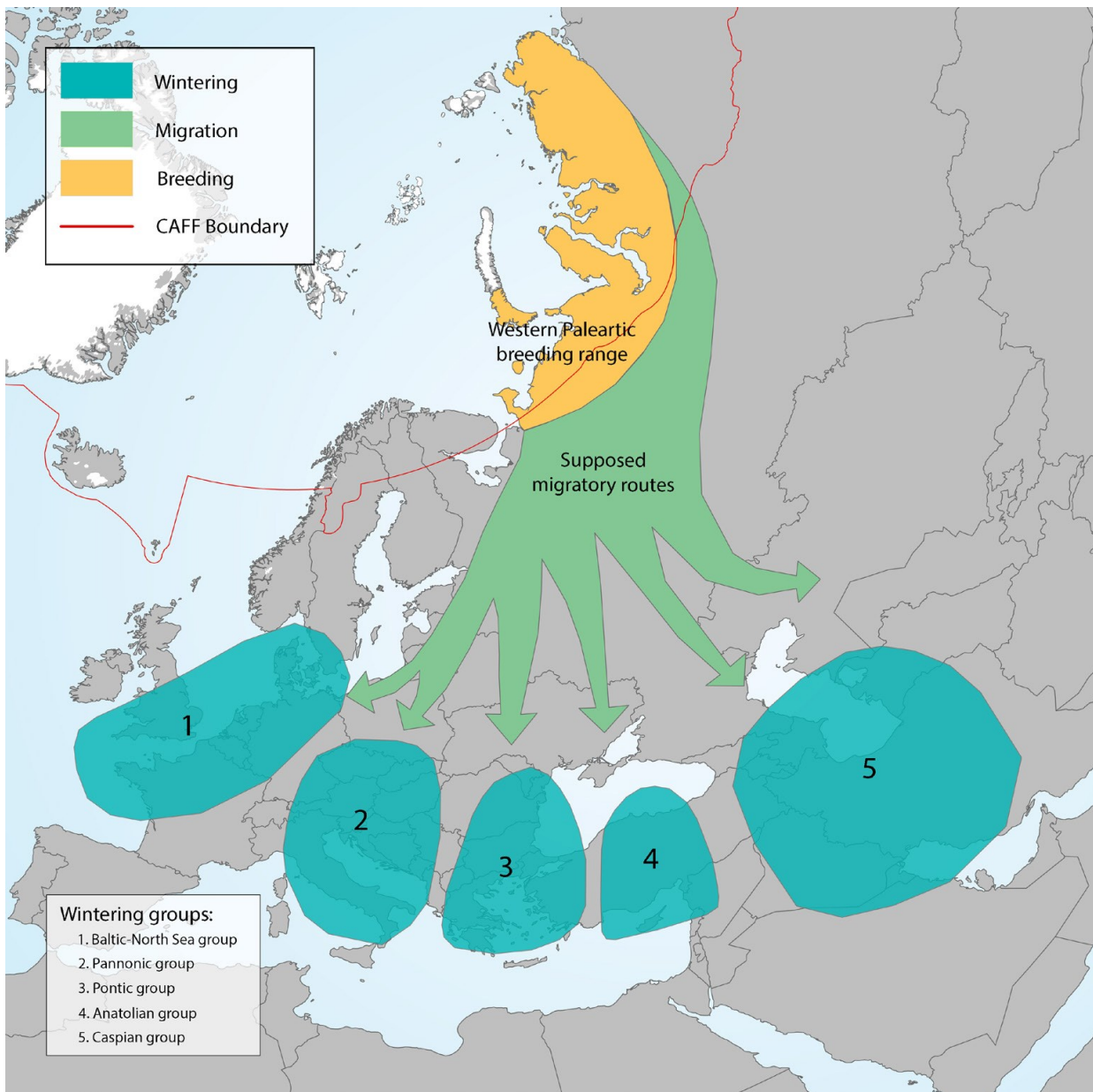
Joonis 10. Kevadrändel peatuvate rabahane summaarse arvukuse dünaamika seirealadel perioodil 1999–2020 (andmed: Keskkonnaagentuur). Aastate 1999 ja 2002 andmed on ainult Ida-Eesti seirealadelt.

### 3.3. Suur-laukhani (*Anser albifrons*)

#### 3.3.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Suur-laukhane nominaatvorm *Anser albifrons albifrons* pesitseb Venemaa arktilises tundras Kanini poolsaarest (44°E) kuni Khatanga jõeni (124°E) põhjalaiusest 66°N kuni 77°N (joonis 11; Madsen *et al.* 1999, Fox & Leafloor 2018). Mittepesitsevad suur-laukhaned ja vanalinnud, kelle pesitsemine ebaõnnestus Uurali mäestikust lääne pool, rändavad juuli alguses liigi peamisele sulgimisalale Taimõri poolsaarele Pjassina jõe deltasse (Fox & Leafloor 2018). Euraasia suur-laukhane asurkond jaguneb kaheks populatsiooniks: Lääne-Palearktika asurkond, mis pesitseb Hatanga jõest lääne pool ja talvitub Euroopas ja Edela-Aasias, ning Ida-Palearktika asurkond, mis pesitseb Hatanga ja Kolõma jõe vahelisel alal ja talvitub Kagu ja Ida-Aasias (Madsen *et al.* 1999).

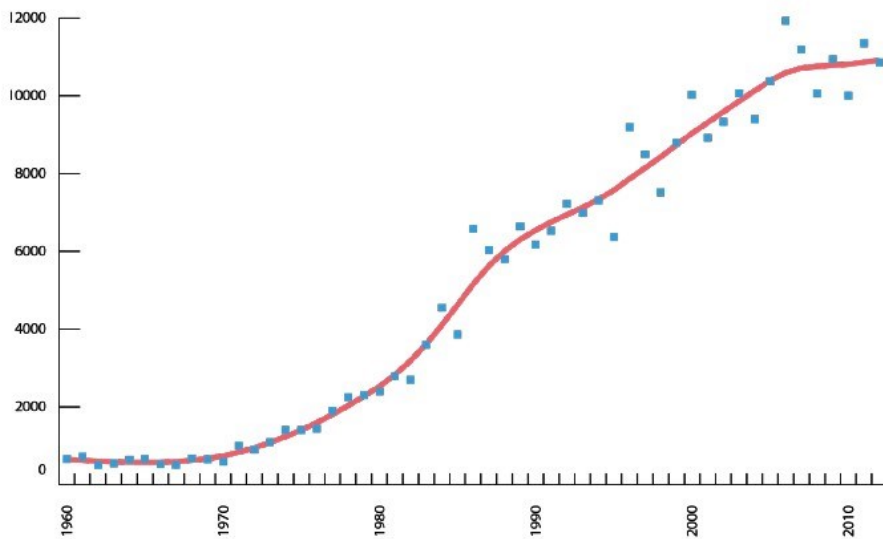
Lääne-Palearktises talvituvad suur-laukhaned on jagatud nende talvitusala järgi viide gruppi (joonis 11). Kevadel rändavad Läänemere-Põhjamere grupi suur-laukhaned Lääne-Euroopa talvitusalalet läbi Poola ja Baltimaade (üks suund) või läbi Kesk-Venemaa (teine suund) pesitsusaladele Kirde-Venemaal. Pannoonia grupi linnud rändavad pesitsusaladele Lääne-Siberi tundras üle Ukraina, Lõuna-Venemaa, Kasahstani ja Lääne-Siberi. Nende kahe talvituspiirkonna hanede peatusalad kattuvad vaid Ukrainas ja Kasahstanis. Suur-laukhane erinevate asurkondade segunemise ja eristumise kohta on veel suhteliselt vähe kindlaid rõngastusandmeid. Hiljutine uuring (Kölzsch *et al.* 2019) näitas, et isendite vahetus Läänemere-Põhjamere ja Pannoonia grupi vahel toimub sulgimisaladel Taimõri poolsaarel. Eestist läbirändavad suur-laukhaned pesitsevad Põhja-Venemaa tundraaladel ja talvituvad valdavalt Saksamaal ja Hollandis.



Joonis 11. Suur-laukhane pesitsus- ja talvitusalaad Lääne-Palearktises (Fox & Leafloor 2018).  
Tumeroheline – talvitusalaad, heleroheline – rändeteed, kollane – pesitsusalaad.

Suur-laukhane arvukuse hinnangud on saadud keskjalviste (jaanuar) loenduste abil. Läänemere-Põhjamere grupi suurus kasvas 50 000–75 000 hanelt 1960-ndate alguses kuni 1 200 000 haneni 2008. aastal (joonis 12). 2012. a andmetel hinnati selle talvituva asurkonna suuruseks miljon suur-laukhane. Populatsiooni aastane juurdekasv oli alates 1958. aastast 7,7%, suurim juurdekasv, 13%, oli perioodil 1970-1986 ning arvukuse stabiliseerumine toimus peale 2001. aastat. Lisaks oli 2010. aastaks langenud ka suur-laukhanede aastane elumus tasemele 0,82 (ref. Fox & Leafloor 2018).

Pannoonia grupi keskne talvitusala on Ungaris ja ümbritsevates riikides. See talvituv asurkond suurenes 10 000 – 40 000 isendilt 1990-ndatel 110 000 haneni 2008. a, 139 000 haneni 2010. a ning 163 000 linnuni 2013. aastal. Populatsiooni aastane juurdekasv oli perioodil 1986–2012 siin regioonis 9% (ref. Fox & Leafloor 2018).



Joonis 12. Suur-laukhane Läänemere-Põhjamere grupi arvukuse talvine muutus perioodil 1960-2012 (Fox & Leafloor 2018).

Pontika/Anatoolia suur-laukhanede talvitusaalal Kreekas ja Türgis on lindude arv vähenenud 350 000 – 700 000 isendilt 1990-ndatel umbes 240 000 – 250 000 linnuni perioodil 2010–2013 (ref. Fox & Leafloor 2018).

Kaspia mere ja Iraagi talvitusaladele koguneb hinnanguliselt 15 000 suur-laukhane. Üldiselt hinnati 2013. aasta seisuga Euroopas ja Edela-Aasias talvituvate suur-laukhanede asurkonna kogusuuruseks 1,4 miljonit lindu (ref. Fox & Leafloor 2018).

Suur-laukhane globaalpopulatsiooni suuruseks on hinnatud 3,1–3,2 miljonit isendit (Wetlands International 2015). Suur-laukhane Euroopa populatsiooni tänast seisut hinnatakse stabiilseks (Wetlands International 2015, BirdLife International 2015). IUCN Punase nimestiku kohaselt on liik soodsas seisundis, kuid üldine trend on teadmata (BirdLife International 2016).

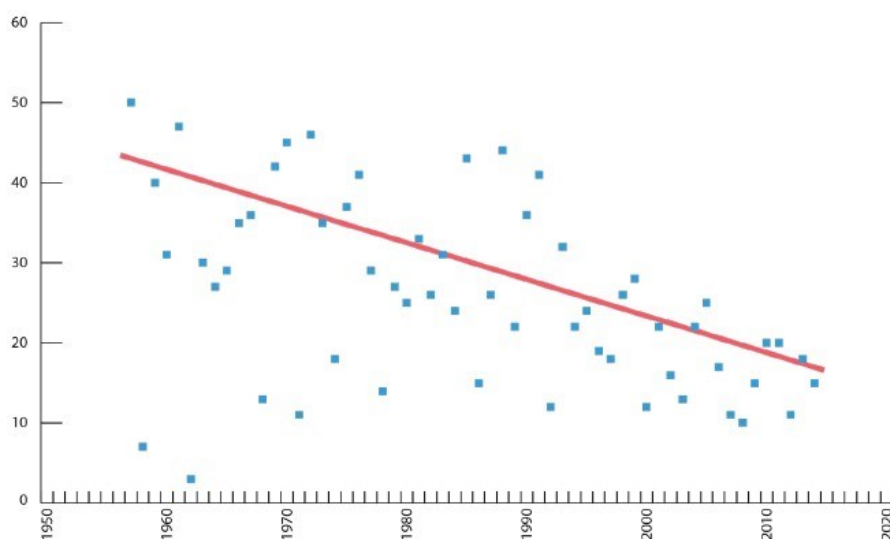
### 3.3.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Suur-laukhane pesitsusalad on seotud polaaraladel levinud tundraga, kuid liik ei pesitse enam metsatundra aladel. Suur-laukhane eelistatud pesitsusaladeks on rikkaliku rohustuga märgalade kompleksid. Laukhaned saavad pesitsusaladele üldiselt nädal peale keskmise päevatemperatuuri tõusu üle 0°C, s.o pesitsusala läänepoolses osas maikuu teisel poolel, kaugemal idas aga juuniku alguses. Sel ajal toituvad nad kuivanud rohust. Kui ülemine mullakiht on sulanud, hakkavad haned toituma risoomidest ja võsunditest ning hiljem hakkavad sööma tärkavaid taimi. Kevadrändelt pesitsusaladele saabunud suur-laukhaned lülituvad sellega ümber toitumiselt põllumajandusmaadel toitumisele looduslikel rohumaadel ning sügisel vastupidi. Rändeperioodil toituvad suur-laukhaned vilja-, rapsi- ja hernepõldudel ning erinevatel rohumaadel (ref. Madsen *et al.* 1999).

Pesitsusaladel on keskmiseks pesitsustiheduseks hinnatud 0,17 pesa/km<sup>2</sup>, kuid see varieerub pesitsusareaali Euroopa osas 0,01–12,7 pesa/km<sup>2</sup> ja 0,2–1,7 pesa/km<sup>2</sup> Taimõri poolsaarel. Kuigi suur-

laukhaned pesitsevad tavaliselt üksikpaaridena, täheldatakse nende koondumist kajakakolooniatesse saartel või rabapistrike pesade lähedal kaljudel. Pesitsusaegse tiheduse aastane varieeruvus sõltub ilmast ja kiskluse survest. Kui linnud ei suuda asuda pesitsema 14 päeva jooksul peale saabumist pesitsuskohta, lahkuvad nad sulgimisaladele (Fox & Leafloor 2018).

Suur-laukhane väike sigimisedukus on kaheksal juhul 12-st järgnenud lemmingu maksimumaastale (Madsen *et al.* 1999). Läänemere-Põhjamere grupis on noorlindude osakaal oluliselt langenud alates 1991. aastast. Sellest ajast alates on vähenenud nii maksimaalse kui ka keskmise sigimisedukuse näitajad (joonis 18; ref. Fox & Leafloor 2018). Suur-laukhane aastaseks suremuseks hinnatakse enamike autorite poolt 25–30%, kusjuures esimese eluaasta lindudel on see võrreldes vanemate lindudega kahekordselt suurem. Sealjuures moodustab jahipidamine aastasest suremusest 80-95% (ref. Madsen *et al.* 1999).



Joonis 13. Suur-laukhane noorlindude osakaal (%) Läänemere-Põhjamere grupi talvitumisaladel (Fox & Leafloor 2018).

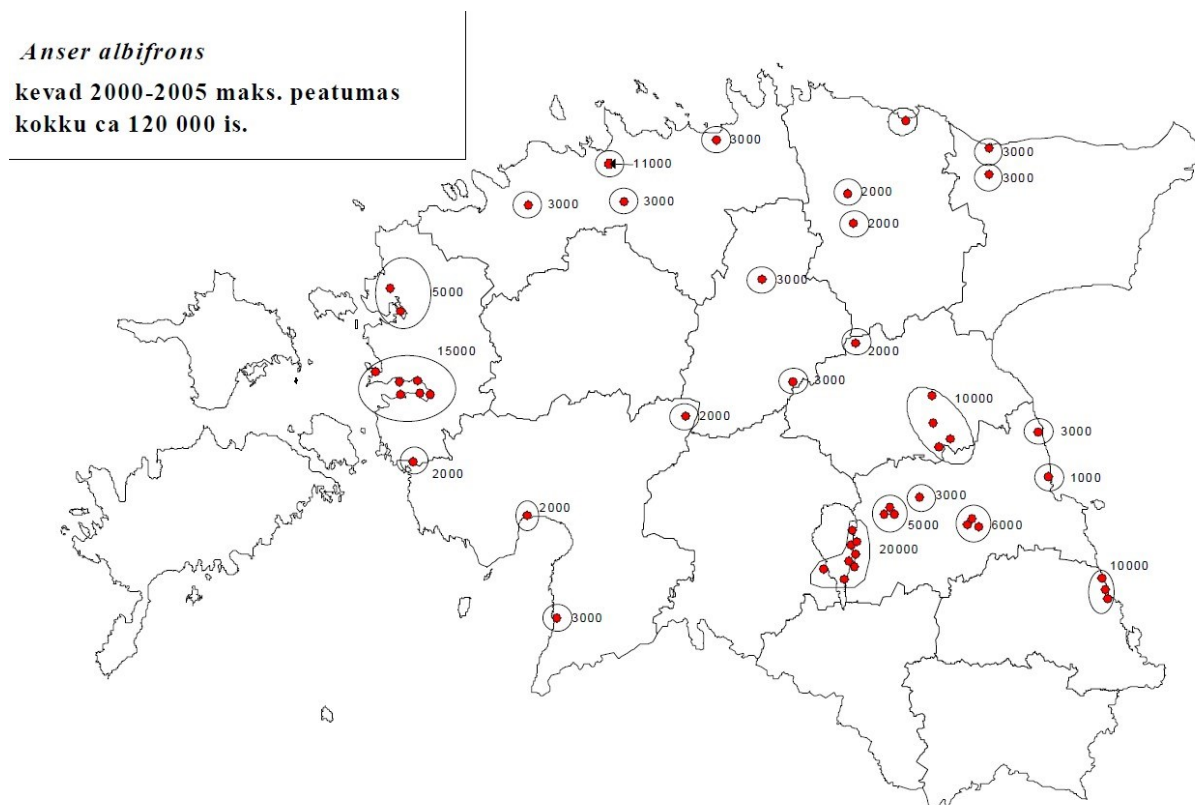
### 3.3.3. Suur-laukhani Eestis

Leibak *et al.* (1994) andmetel saavad suur-laukhaned Eestisse vahemikus 22. märtsist kuni 15. aprillini, keskmiselt 3. aprillil (andmed perioodist 1977–1986). Juba järgmisel kümnendil, 1987–1996, oli suur-laukhane keskmine saabumisaeg nihkunud 30. märtsile (Rootsmäe 1998). Uuemad andmed (Tali 2017, 2018, 2019) näitavad aga, et suur-laukhaned saavad Eestisse valdavalt vahemikus 5. märtsist kuni 7. aprillini, kusjuures 2019. aastal olid üle-eestilised saabumisaegad 16 päevases vahemikus perioodil 5.–20. märtsini. Kevadränne kestab maikuu keskpaigani. Rändepeatusel koonduvad suur-laukhaned paljudesse kohtadesse üle kogu mandri-Eesti (joonised 14 ja 15), saartel peatub neid vähem ja enamasti ka lühemaajaliselt. Läbirändel peatuvad laukhaned kevadel suuremal hulgal ja pikemat aega kui sügisel. Peatujate arvukuse maksimum saabub aprilli teisel poolel. Paaril viimasel seireaastal on suur-laukhanede arv maikuu alguses olnud ligilähedane aprillikuu teise dekaadi loendusega, mis võib olla selge indikatsioon pikenenud rändepeatusest. Seirealadel on kevadrändel peatuvate suur-laukhanede üldhulk suurenenud 54 350 linnust 2005. aastal kuni 124 367 linnuni 2020. aastal (joonis 16). Sügisrände dünaamika on aastati erinev, ränne

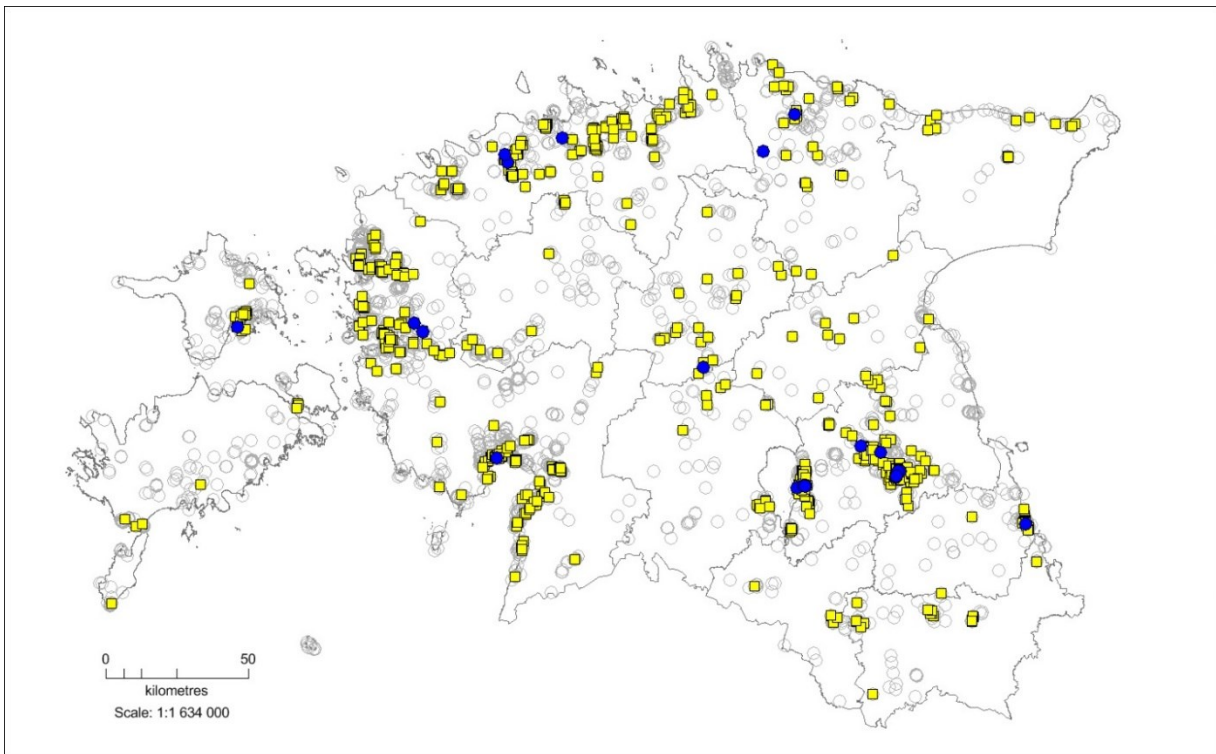


vältab septembri keskpaigast kuni novembri alguseni.

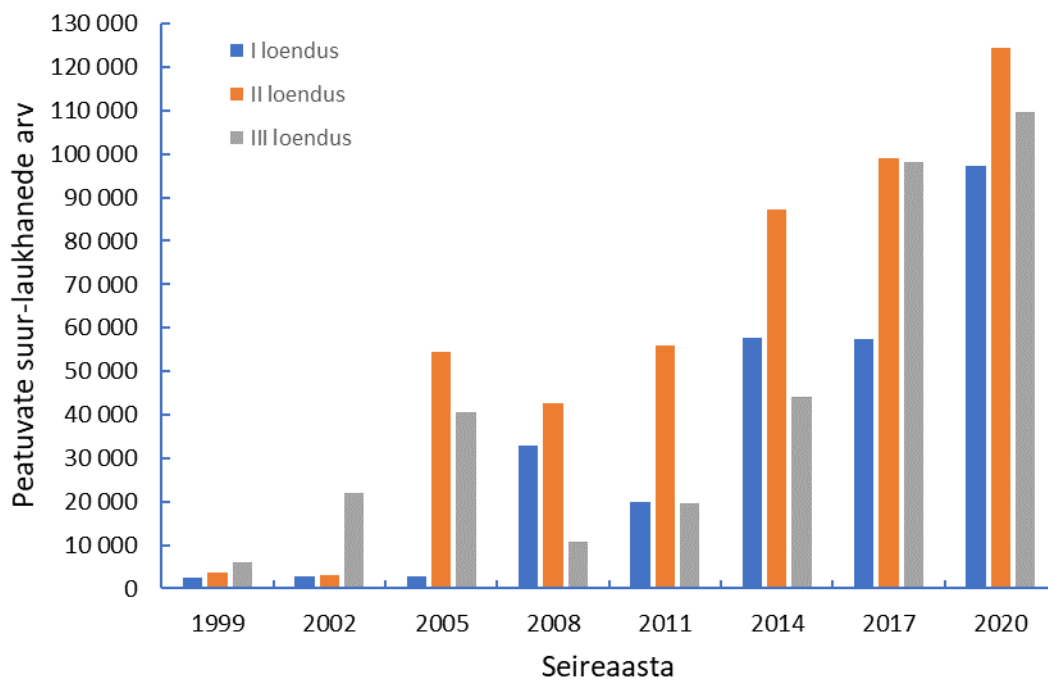
Rändel peatuvad suur-laukhaned märgala-põllud kompleksmaastikus, toitudes päeval põldudel ja looduslikel rohumaadel ning keskpäeval puhates ja ööbides märgalal (järv, merelaht, laugastik või üleujutatud lammi- ja poldrialad). Toituvates suurparvedes (10 000 ja enam isendit) toimub segunemine rabahanedega ja ka valgepõsk-lagledega. Suur-laukhani Eestis ei pesitse.



Joonis 14. Suur-laukhane tähtsamad (>1000 is) kevadised rändepeatuspaidad Eestis. Numbrid tähistavad piirkonnas maksimaalselt loendatud isendite arvu (Kuresoo *et al.* 2006).



Joonis 15. Kevadrändel peatuvate suur-laukhanede ruumiline levik ja arvukus perioodil 2011–2020 (andmed: eElurikkus). Tähistus: hall ring – vaadeldud kuni tuhat isendi, kollane ruut – vaadeldud üle tuhande isendi, sinine ruut – vaadeldud 10 000 ja enam suur-laukhane.



Joonis 16. Kevadrändel peatuvate suur-laukhanede summaarse arvukuse dünaamika seirealadel perioodil 1999–2020 (andmed: Keskkonnaagentuur). Aastate 1999 ja 2002 andmed on ainult Ida-Eesti seirealadelt.

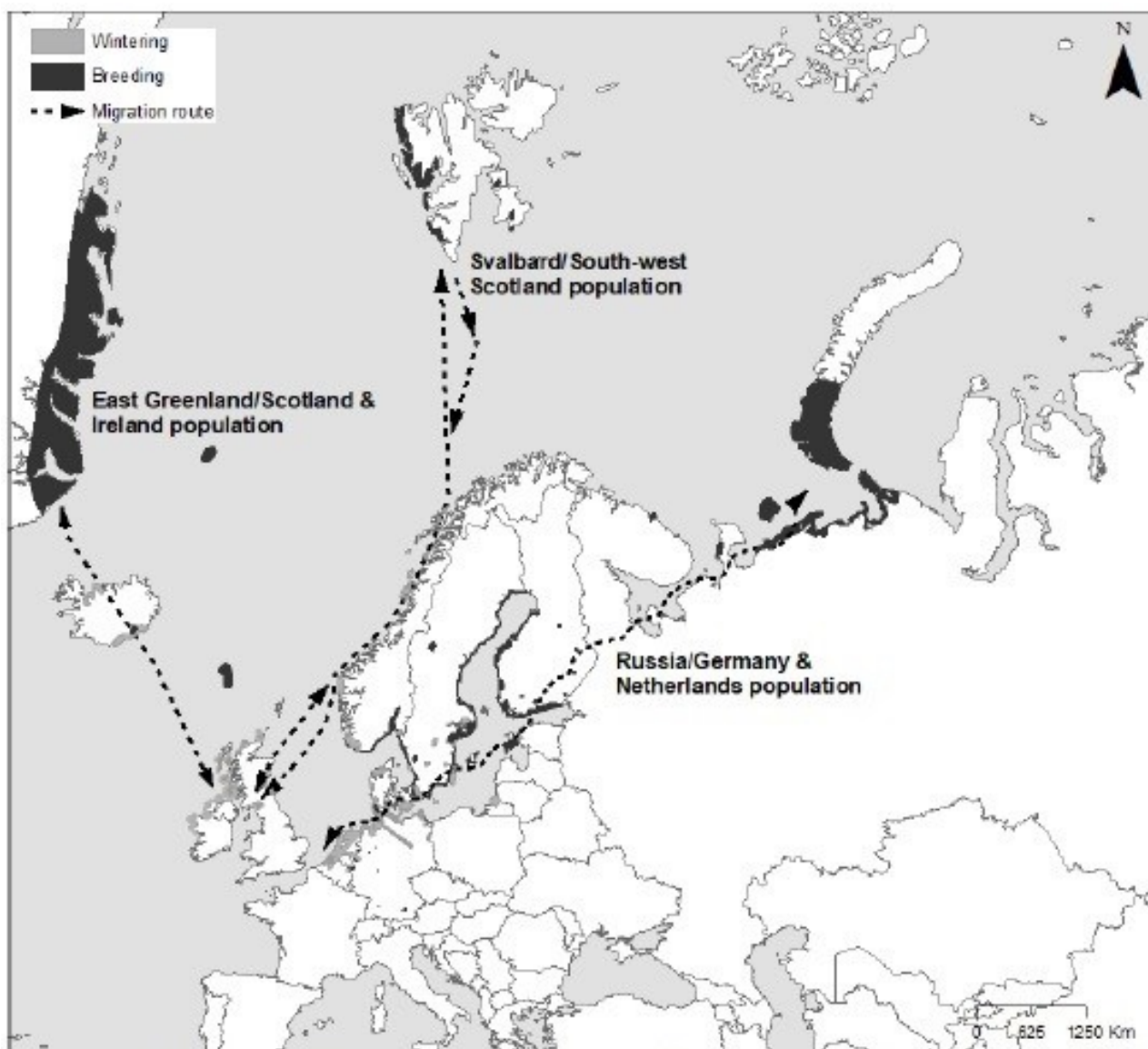
### 3.4. Valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*)

#### 3.4.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Valgepõsk-laglele eristatakse kolme pesitsuspopulatsiooni (joonis 17):

1. Ida-Gröönimaa/Šotimaa ja Islandi populatsioon, mille suurus on kasvanud 8 000 isendilt 1960-ndate alguses enam kui 80 000 linnule 2013. aastal, talvitub Iirimaa läänerannikul ning Šotimaa põhja- ja läänerannikul;
2. Teravmägede/Edela-Šotimaa populatsioon, mille suurus on kasvanud tuhatkonnalt isendilt 1958. aastal enam kui 37 000 linnule 2016. aastal, talvitub Šotimaa edela- ja Inglismaa läänerannikul;
3. Venemaa/Läänemere/Põhjamere (AEWA: Venemaa/Saksamaa ja Hollandi) populatsioon, mille suurus on kasvanud 10 000 isendilt 1950-ndate alguses 1,2 miljonile linnule 2015. aastal, talvitub Madalmaades, Taanis, Saksamaa läänerannikul ja Rootsi lõunarannikul. Sellest populatsioonist pärit linnud on alates 1971. aastast asunud regulaarselt pesitsema Läänemere regiooni (Rootsi, Soome, Eesti, Taani ja Saksamaa rannik) ning Madalmaadesse ja Norra lõunarannikule (ref. Fox & Leafloor 2018, Jensen *et al.* 2018).

Kuni 1980. aastate alguseni piirdus valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni pesitsusala Novaja Zemlja lõunaosa ja Vaigatši saarega, kus nad ka siiani pesitsevad. Alates 1980. aastast hakkasid tekkima uued pesitsuskolooniad mandrile Jugorski poolsaarele (Vaigatši saare vastas) ning hiljem Kolgujevi saarele, Kanini poolsaarele ja Kola poolsaare idaossa (Filchagov & Leonovich 1992, Ganter *et al.* 1999, van der Jeugd *et al.* 2003). Arvukuse suurenemine oli märkimisväärne Kolgujevi saarel, kus pesitsevate lindude arv kasvas mõnesajalt paarilt 1980-ndatel 65 000 paarini 2006. aastal ja üle 100 000 paari 2012. aastaks (Kondratyev *et al.* 2013).



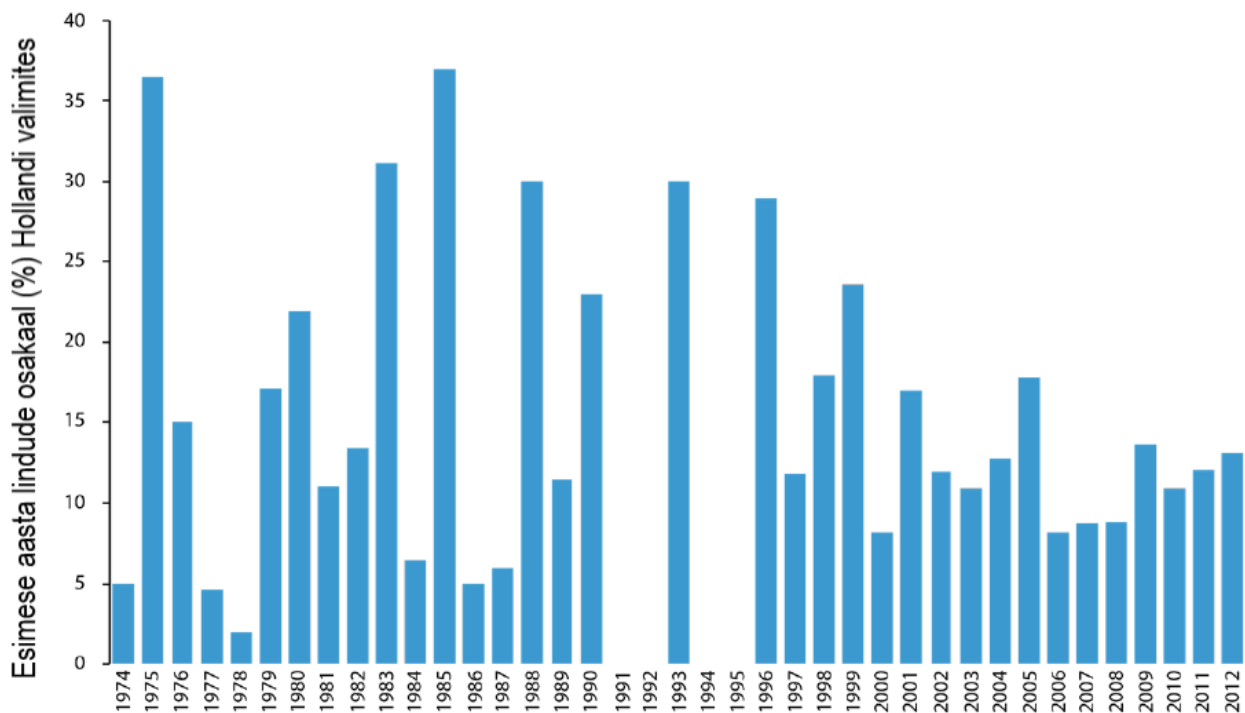
Joonis 17. Valgepõsk-lagle pesitsus- ja talvitusaalad ning nendevahelised rändeteed (Jensen *et al.* 2018). Must – pesitsusalad, hall – talvitusaalad, punktiirjoon – rändeteed.

Selle populatsiooni esimesed peatuspaigad peale lahkumist pesitsusaladelt paiknevad Barentsi mere lõunarannikul alates Novaja Zemlja lõunaosa saarestikust kuni Kanini poolsaareni (Khaypudyrskaja, Bolvanskaja, Kolokolkova and Pakhantheskaja lähed, Sengeysky saar). Edasi paiknevad järgnevad peatuskohad Valge mere ja Läänemere piirkonnas enne jõudmist talvitusaladele (Eichhorn *et al.* 2006, 2009).

Valgepõsk-lagle põhilised talvitusaalad paiknevad Põhjamererannikul Saksamaal ja Hollandis. Seoses arvukuse olulise suurenemisega 1990-ndatel aastatel, laienes oluliselt ka talvitusala Belgiasse, Taani ja Lõuna-Rootsi. Saksamaal ja Hollandis suundusid lagled piki olulisemaid jõgesid rannikult sisemaale ning mõnedes piirkondades on nad muutunud suur-laukhanest arvukamaks. Alates 1980-ndate lõpuperioidist on valgepõsk-lagled talvitusaladel kevadrände algust edasi lükanud enam kui kuue nädala võrra, umbes 20. maile (ref. Fox & Leafloor 2018). Aprillis ja mais koondub suur osa valgepõsk-lagle populatsioonist Waddenzee ja Taani lääneranniku piirkonda, sellest enamik lendab

kevadrändel peatumata üle Baltikumi (Eichhorn *et al.* 2006). Siiski koondub märkimisväärne osa lindudest kevadrändel peatuskohtadesse Rootsis (Öland ja Gotland) ja Eestis (Ganter *et al.* 1999, Leito 1991, 1996) ning ka Leedus (Svazas & Raudonikis 2009). Märgistatud lindude vaatlused kinnitavad, et kolme erineva pesitsuspopulatsiooni vahel toimub ka isendite vahetus (van der Jeugd 2013). Geneetilised uuringud (Jonker *et al.* 2013) kinnitavad, et geenivahetus toimub kõikide pesitsusasurkondade vahel.

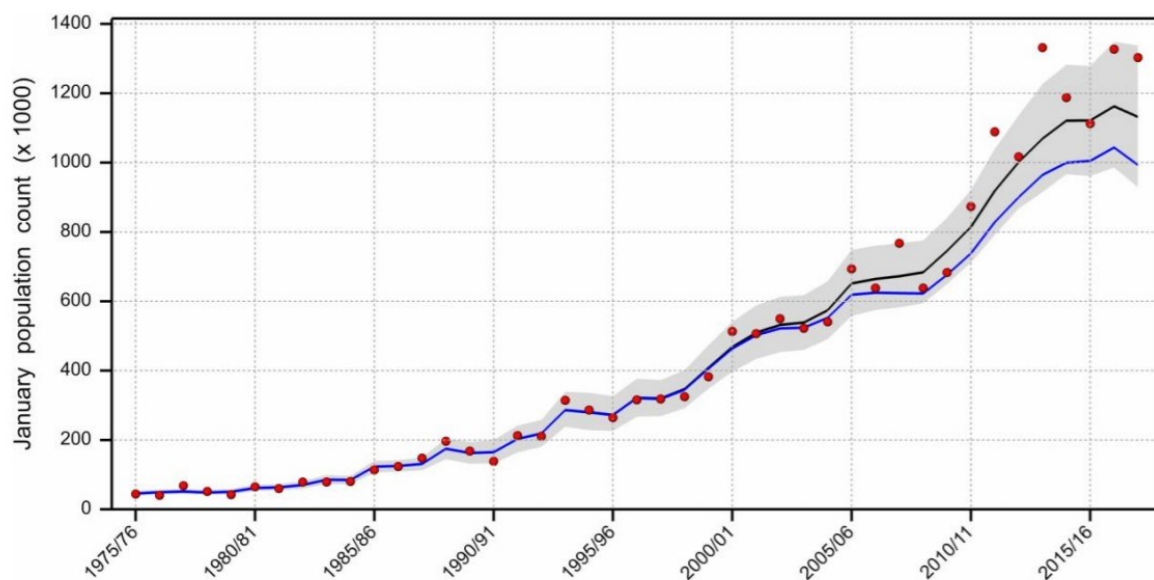
Liigi keskmine elumus, 0,9, ei erine emas- ega isaslindude vahel (Ebbinge *et al.* 1991), kuid Taanis on täheldatud elumuse langust perioodil 2004–2010 väärtuselt 0,95 kuni 0,75 just liigile alanud jahi tõttu kahjude vältimiseks põllumajandusmaadel (van der Jeugd 2013). Valgepõsk-lagle Gotlandi populatsioonis on vanalindude aastane elumus vähenenud 1980-ndatest kuni kümnekond protsenti ning esimese eluaasta lindudel umbes 40% (ref. Fox & Leafloor 2018). Jahist tulenevat aastast suremust Venemaa/Läänemere/Põhjamere lagle pesitsuspopulatsioonile on hinnatud 3–7%. Valgepõsk-lagle talvituslaladel Hollandis ja Saksamaal on noorlindude osakaal vähenenud ilmselt pesitsusaegsest tihedusest tuleneva efekti tõttu. Loendused Hollandis näitavad tugevat noorlindude osakaalu aastate-vahelise varieeruvuse vähenemist (joonis 18). See efekt on märksa tugevam konkreetsetes kolooniates kui populatsioonis tervikuna (ref. Fox & Leafloor 2018). Teravmägedel on dokumenteeritud kõrgest asustustihedusest tulenev negatiivne efekt valgepõsk-lagle pesitsusedukusele, aga ka lennuvõimestumise eelsele ning esimese rände aegsele elumusele läbi toidukonkurentsi pesitsusalal (Layton-Matthews *et al.* 2018).



Joonis 18. Valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni sigimisedukus perioodil 1974-2012 (tühikud andmerekas märgivad puuduvaid andmeid vastava aasta kohta; Fox & Leafloor 2018).

Valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni pikaajaline juurdekasv perioodil

1960–2014 oli keskmiselt 8,6% aastas (Fox & Leafloor 2018, Jensen *et al.* 2018). AEWA valgepõsk-lagle tegevuskavas (Jensen *et al.* 2018) prognoositi populatsiooni suuruseks, aluseks võttes selle eksponentsiaalset kasvu, 2038. aastal keskmiselt 8,7–13 miljoni lindu sõltuvalt millise ajaperioodi juurdekasvu kasutatakse (Jensen *et al.* 2018). Ka kõnesoleva populatsiooni Läänemere/Põhjamere pesitseva asurkonna levik on olnud kiire ning populatsiooni kasvukiirus aastas 24–26%. Samas, Arktikas pesitsev asurkond on kasvanud vaid 7,8% aastas. Asurkondade kiire kasvu põhjusteks peetakse erinevate faktorite kombinatsiooni: jahikeelu rakendamise tulemusena vähenenud suremust, paranenud toitumistingimusi talveperioodil, vähenenud tagakiusamist (munade korjamine, jaht pesitsus- ja sulgimisperioodil jmt) Arktika pesitsus- ja sulgimisaladel ning Läänemere/Põhjamere asurkonna levila laienemine. Samas ei ole võimalik nende faktorite kaalu hinnata (ref. Jensen *et al.* 2018). AEWA Euroopa haneplatvormi poolt koostatavas valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni ohjamise programmis (Nagy *et al.* 2020) avaldatud asurkonna sigimisedukuse, elumuse ja derogatsioonijahi andmete põhjal võib populatsioon tänaseks olla väljunud kasvufaasist (joonis 19).

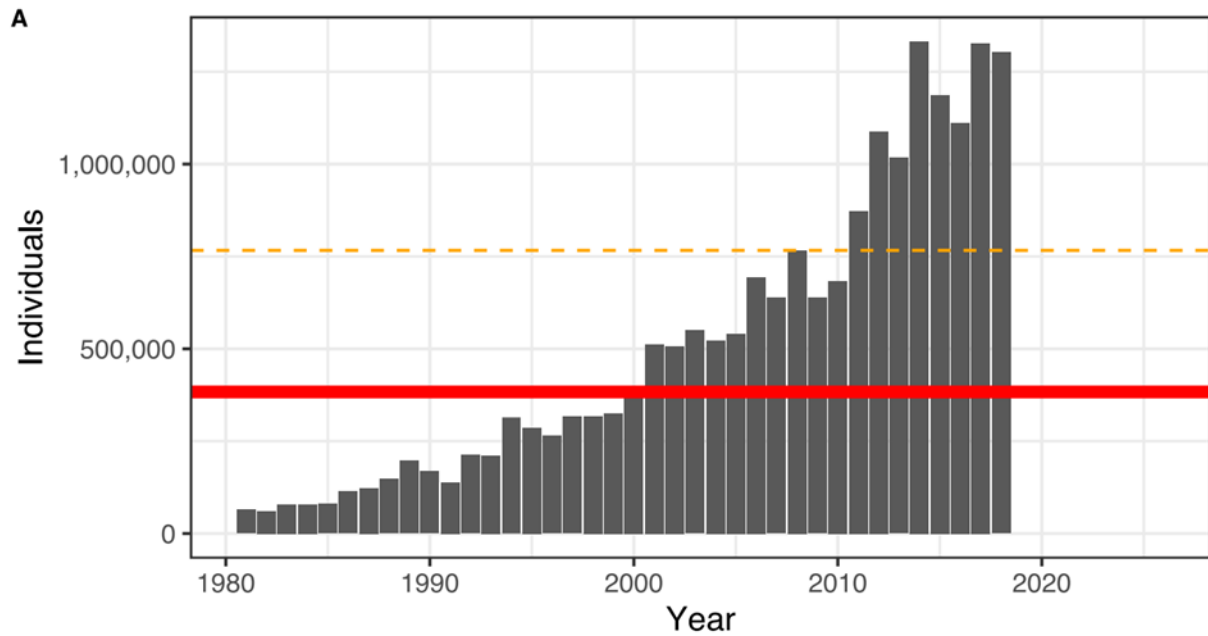


Joonis 19. Valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni jaanuari loendus-tulemused (punased punktid), järgnev keskväärtus (must joon) ja selle 95% usalduspiirid (hall ala) lähtudes arktilise asurkonna jaanuarikuu järgnevast keskväärtusest (sinine joon; Nagy *et al.* 2020)

Valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni talvitava asurkonna soodsa seisundi suuruseks on hinnatud 380 000 isendit (joonis 20; Nagy *et al.* 2020). See on populatsiooni minimaalne looduskaitsebioloogiliselt aktsepteeritav suurus, kuid see ei ole eesmärk, milleni populatsiooni vähendada. Selle tagamiseks informeeritakse liikmesriike liigi seire ja derogatsioonimeetmete, samuti jahi (kui seaduslikult lubatud) kumulatiivse mõju modelleerimise tulemustest. Ettevaatusprintsipi rakendamiseks on määratud populatsiooni suurus (200% ehk 760 000 isendit), millest alates tuleb valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni leviala riikide vahel rakendada koordineeritud derogatsioonimeetmeid ja jahti. Mida lähemal on populatsioon soodsa seisundi lävendile, seda suurem on risk, et populatsioon langeb sellest lävendist allapoole ulatuslike derogatsioonimeetmete ja/või jahi või mõnel muul põhjusel (näiteks suurenenud

kisklussurve, epideemia). Derogatsioonimeetmete rakendamine/mitterakendamine lähtuvalt Linnudirektiivist ja Berni konventsioonist on iga liikmesriigi enda vastutus (Nagy *et al.* 2020).

IUCN Punase nimestiku kohaselt on valgepõsk-lagle soodsas seisundis (BirdLife International 2018c).



Joonis 20. Valgepõsk-lagle Venemaa/Läänemere/Põhjamere populatsiooni arvukus, populatsiooni soodne suurus (punane joon) ning 200% piir (oranž joon) populatsiooni soodsa suuruse suhtes (Nagy *et al.* 2020).

### 3.4.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Arktikas pesitseb valgepõsk-lagle väikestel saartel, kus ei ela polaarrebane, ning samuti röövlindude (karvasjalg-viu, rabapistrik) kaitse all olevatel rannakaljudel. Piki Barentsi mere rannikut asuvad uued kolooniad on võtnud kasutusele uued elupaigad nagu luited, soolakud, jõgede luhad ja tüüpilised tundra elupaigad, mis viitab kasvava asurkonna jaoks vajalike esmatähtsate elupaikade piiratud ulatusele. Läänemere ja Põhjamere pesitsev asurkond kasutab pesitsemiseks madala rohustuga saari (ref. Jensen *et al.* 2018).

Valgepõsk-lagled võivad alustada pesitsemist juba teisel eluaastal, kuid tüüpiliselt alustavad nad pesitsemist kolmandal või neljandal eluaastal. Sigimise kõrgperiood algab alates 10.-11. eluaastast. Kurna keskmine suurus varieerub kolmel populatsioonil 2,65–5,57 munani (Läänemere ja Põhjamere asurkonnas 2,67–5,57 munani ning Venemaa Arktikas 2,77–3,91 munani). Koorumise edukus ulatub 71–95%. Poegade elumust esimesel kuuel elukuul mõjutab eeskätt Arktikas tugev kiskluse surve, karmid ilmaolud ja keskkonnatingimused pesitsusalal, pikk, energiat nõudev ränne talvitusalaadele ning ilmselt ka asustustihedusest tulenev konkurents toidule (ref. Jensen *et al.* 2018).

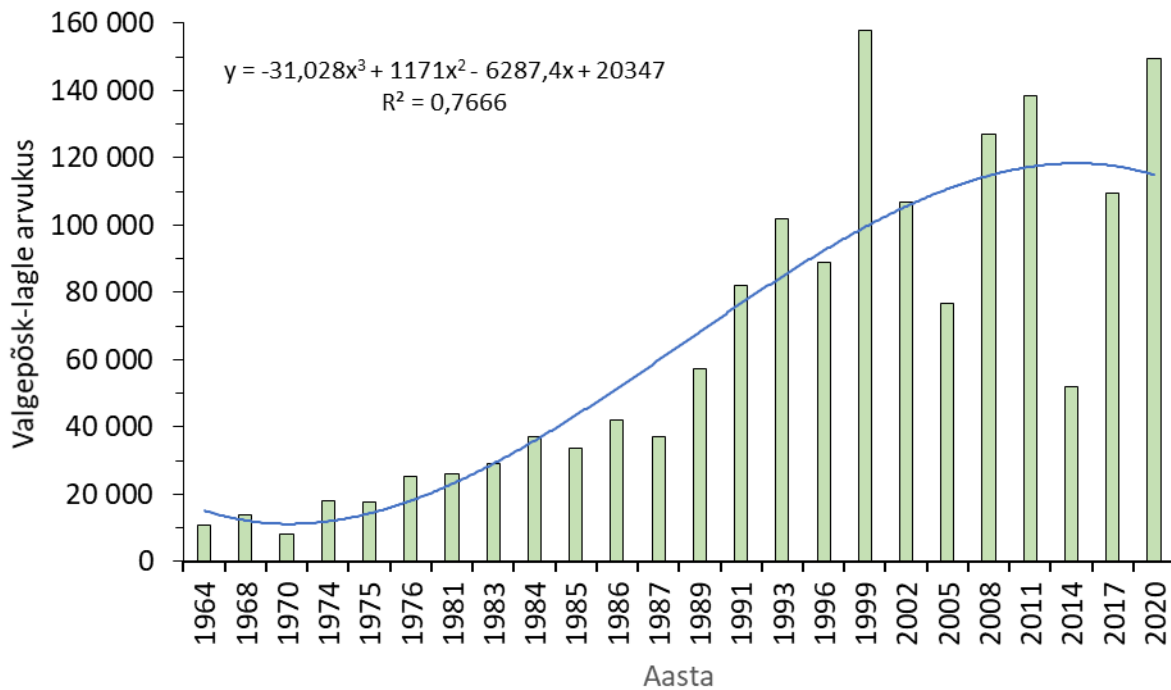
Arktikas on pesitsusajal eelistatud toitumiskohaks soolakud ja tundra elupaigad. Sügisel toituvad lagled tundras ulatuslikel soolakualadel. Lõuna pool kasutavad aga toitumiseks nii poollooduslikke rohumaid, soolakuid kui ka kultuurrohumaid. Mõnedes regioonides eelistavad nad toituda majandatavatel rohumaadel ja taliviljal, kuid osadel aladel toituvad soolakutel või madalaks püगतud merelistel rohumaadel (ref. Jensen *et al.* 2018).

### 3.4.3. Valgepõsk-lagle Eestis

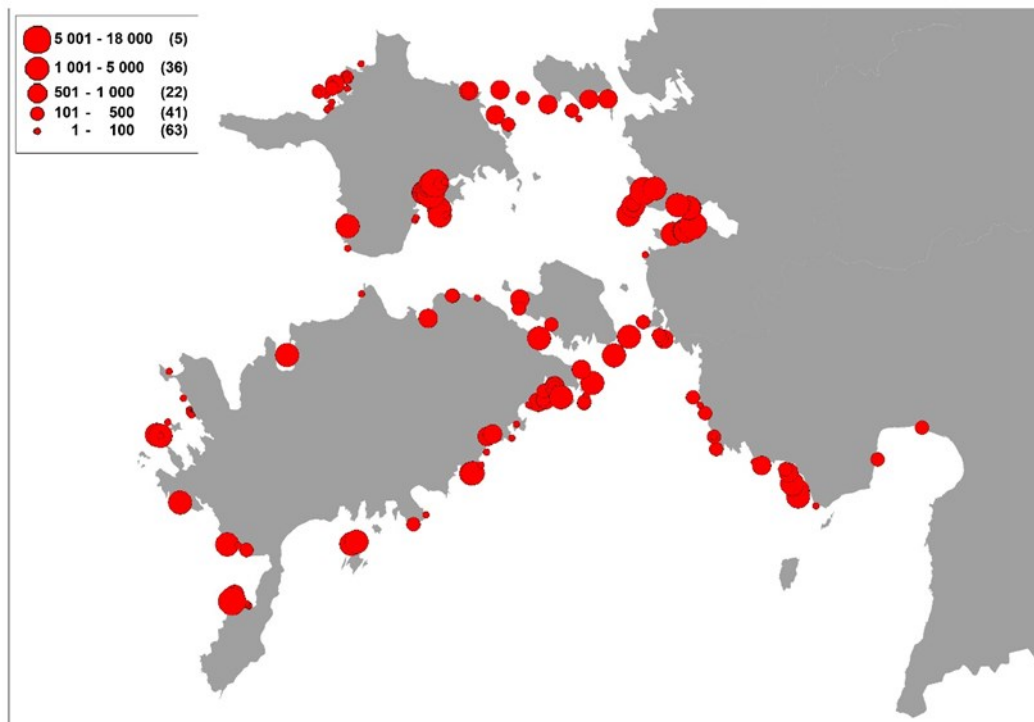
Valgepõsk-lagle esimesed rändesalgad jõuavad Eestisse märtsi lõpus või aprilli alguses. Tema keskmine saabumisaeg Lääne-Saaremaale Vilsandile oli 1970.-1980. aastatel 31.03, Eesti keskmine saabumisaeg aga 18.04. Rändel peatuvate laglede maksimumarvukus on mai alguses. Äraränne põhja poole algab mai keskel ning see saab läbi maikuu lõpuks. Sügisel ilmuvad esimesed läbirändavad lagled septembri lõpudekaadil või oktoobri alguses. Rände maksimumaeg oktoobris sõltub ilmaoludest Arktikas. Sügisränne lõpeb tavaliselt novembris (Leibak *et al.* 1994, Leito 1996).

Kevadrändel Eestis peatuvate valgepõsk-laglede arvukus küündis 1960ndate lõpus 10 000–15 000 linnuni, kuid juba 1993. aastal loendati Eestis 102 000 peatuvat laglet. Seni maksimaalne peatuvate laglede hulk, 158 000 lindu, loendati 1999. aastal (joonis 21). Liigi arvukuse suurenemisega on toimunud ka oluline peatuskohtade leviku laienemine. Kui varem oli laglede peamised peatusalad Lääne-Eestis (joonised 22 ja 23), siis juhuvaatluste andmebaasi põhjal (<https://elurikkus.ee/>) on viimasel kümnendil (alates 2011) olulised laglede toitumisalad kujunenud Põhja-Eesti ranniku piirkonda ja järjest sagedamini nähakse teda sisemaal (joonised 1 ja 24). Võrreldes sajandivahetuse perioodiga, nähakse põldudel peatuvaid laglesid nüüd kõikjal üle Eesti, eriti silmatorkav on aga vaatluste sagenemine Võrtsjärve, Aardla poldri ja Vooremaa piirkonnas, kus on samal ajal kasvanud ka peatuvate suur-laukhanede ja rabahanede arvukus. Kuivõrd riikliku hanede seire raames toimub kevadrändel peatuvate valgepõsk-laglede arvukuse hindamine lennuloenduse alusel üksnes Lääne-Eestis (joonis 27), näitavad senised seire tulemused (joonis 26) pigem piirkonna toitumisalade kandevõime täitumist ning arvukuse stabiliseerumist seal ning samal ajal on toimunud ulatuslik uute toitumisalade teke koos kevadrändel peatuvate valgepõsk-laglede arvukuse suurenemisega eeskätt just Põhja-Eesti rannikul (joonis 24).

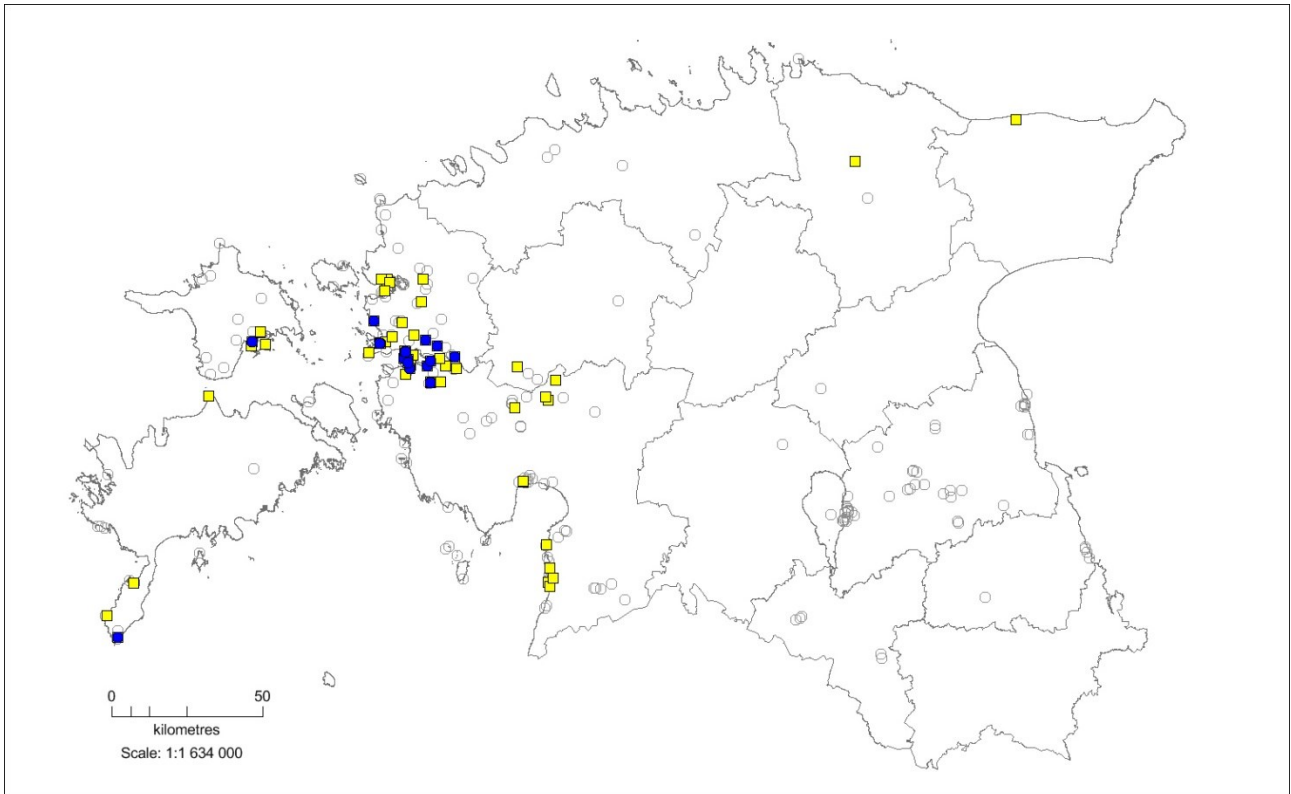




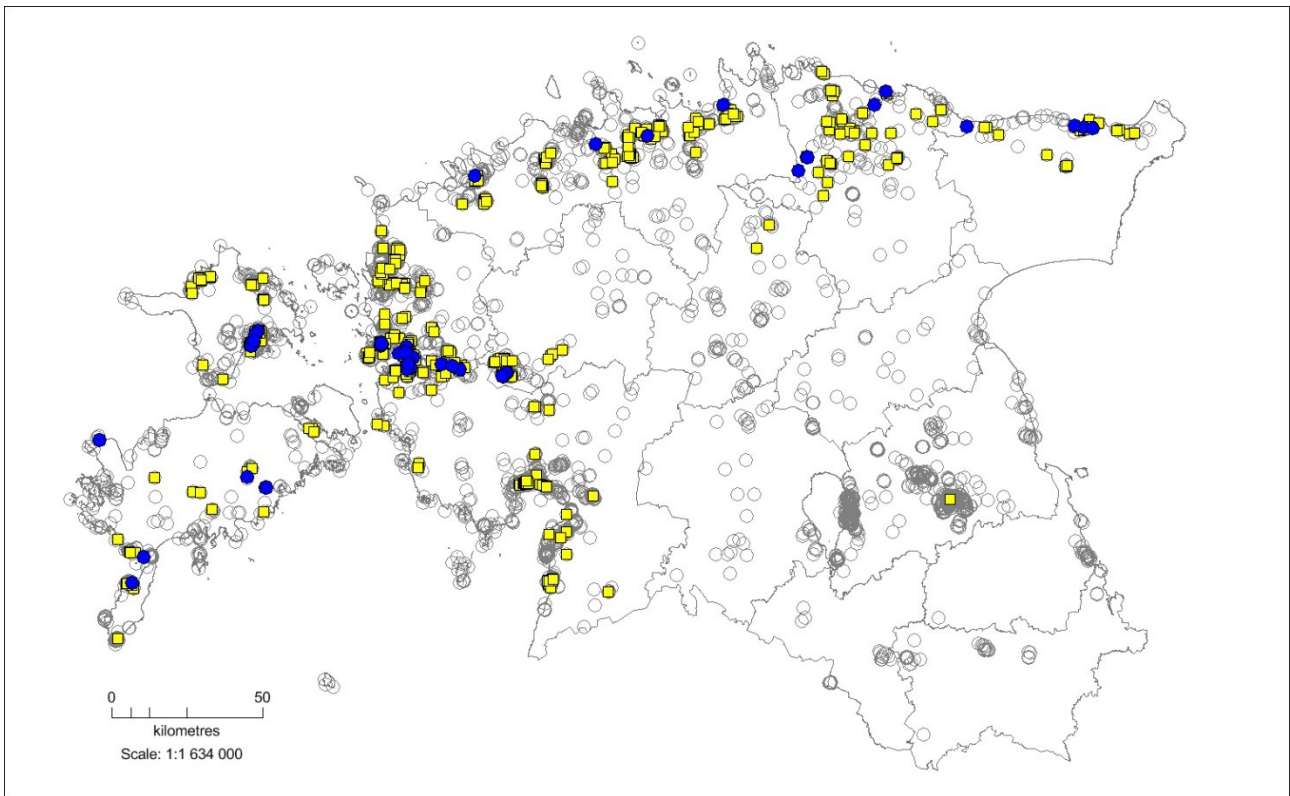
Joonis 21. Lääne-Eestis kevadrändel peatuvate valgepõsk-laglede arvukus riikliku seire andmetel. Andmete silumiseks on kasutatud 3. astme polünoomi (andmed: Keskkonnaagentuur).



Joonis 22. Valgepõsk-lagle kevadrände aegne levik ja arvukus Lääne-Eestis 12.05.2020 riikliku seire andmetel (andmed: Keskkonnaagentuur).



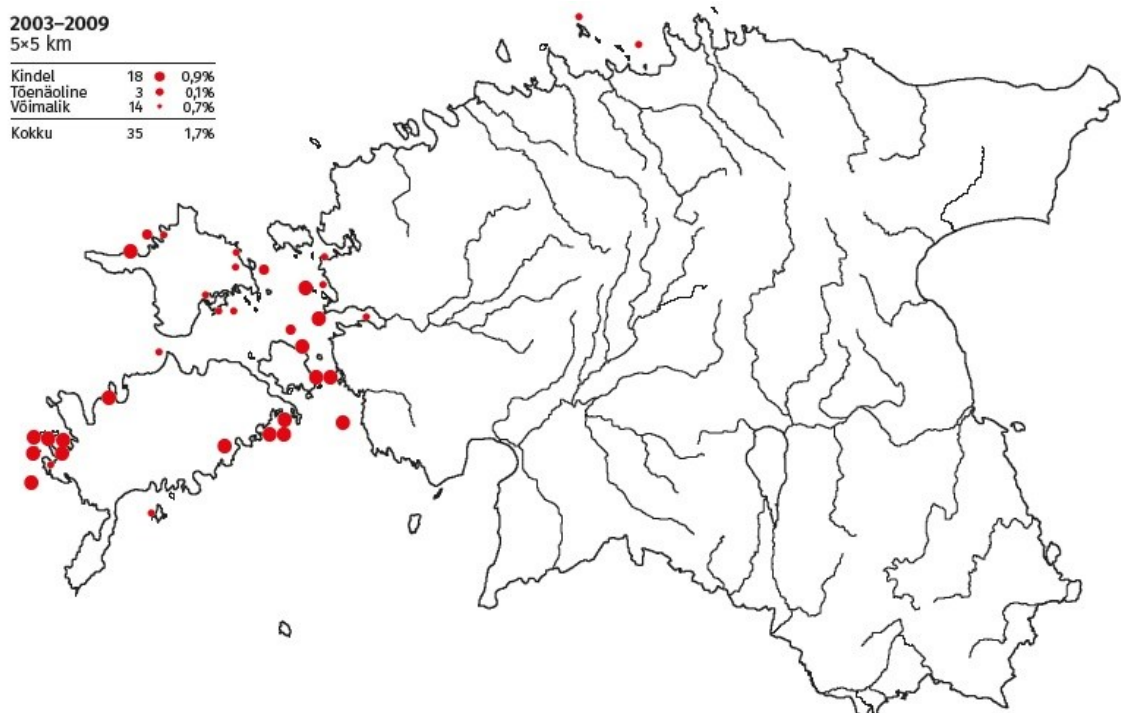
Joonis 23. Peatuvate valgepõsk-laglede ruumiline jaotus Eestis kuni 2010. aastani (n=1192 vaatlust). Tähistus: hall ring – kuni 1000 is, kollane ruut – üle 1000 is, sinine ruut – 10 000 ja enam is (andmed <https://elurikkus.ee/>).



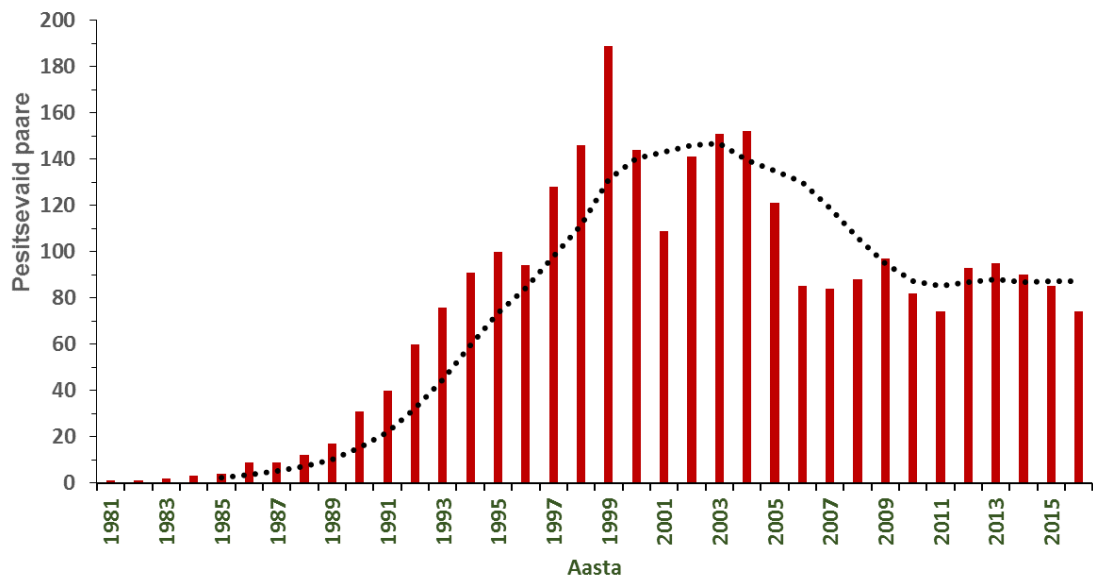
Joonis 24. Peatuvate valgepõsk-laglede ruumiline jaotus Eestis perioodil 2011–2020 (n=4631 vaatlust). Tähistus: hall ring – kuni 1000 is, kollane ruut – üle 1000 is, sinine ruut – 10 000 ja enam is (andmed <https://elurikkus.ee/>).

Valgepõsk-lagle asus Eestis Matsalu rahvusparkis pesitsema 1981. aastal (Kastepõld 1982). Suure Väina laidudel pesitses 1991. aastal 15 paari laglesid. Saaremaa kagurannikul pesitses 1983. ja 1984. a üks paar ning 1991. aastal 15 paari valgepõsk-laglesid. Vilsandi saarestikus pesitseb liik alates 1985. aastast (Leibak *et al.* 1994). Praeguseks on pesitsuse pearõhk asetunud Saaremaa laidudele, kuid on levinud ka Hiiumaa põhjaosa ning Soome lahe laidudel (joonis 25). Esialgu üksikute paaridena pesitsenud valgepõsk-lagle ületas 10 paari taseme 1988. ja 100 paari taseme 1995. aastal. Maksimumarvukus oli 1999. aastal, mil loendati 189 paari. Alates 2006. aastast ei ole kohaliku pesitseva asurkonna arvukus küündinud enam kui 100 paarini (joonis 31; Leito 2018b, Leito *et al.* 2018). Seega on Eesti liigi levila piires ainus riik, kus valgepõsk-lagle arvukus ei ole viimasel aastakümnel enam tõusnud (Leito 2018b). Eestis asustab liik valdavalt väikesi (kuni 20 ha) muruseid laide, kus kasvab ka põõsaid ning üksikuid puid. Tihti asub pesa kadakapõõsa varjus või lausa kadastikus. Saartel, kus põõsad puuduvad, rajab ta pesa lagedasse rohustusse. Erandlikult on üksikud laglepaarid pesitsenud kaljustel Vaika saartel. Valgepõsk-lagle on eelistatult seltsinguline pesitseja. Pesitsuskogumi suurus sõltub saare suurusest ning varje- ja toitumistingimustest, jäädes enamasti 5–30 piiresse. Suurimad laglekolooniad on asunud Telve laiul (kuni 83 paari) ja Kübassaare laidudel (kokku kuni 76 paari). Naaberpesade minimaalseks vahekauguseks on mõõdetud 10–15 meetrit.

Punases nimestikus on valgepõsk-lagle pesitseva asurkonna ohustatuse kategooriaks märgitud väljasuremisohus (EN), varem (1988) oli ohustatuse hinnanguna märgitud soodne seisund (LC). Läbirändava asurkonna ohustatuse hinnanguna on 2019 määratud liigile soodne seisund (LC). Valgepõsk-lagle on Eestis III kaitsekategooria alune liik.



Joonis 25. Valgepõsk-lagle pesitsusaegne levik Eestis (Leito 2018b).

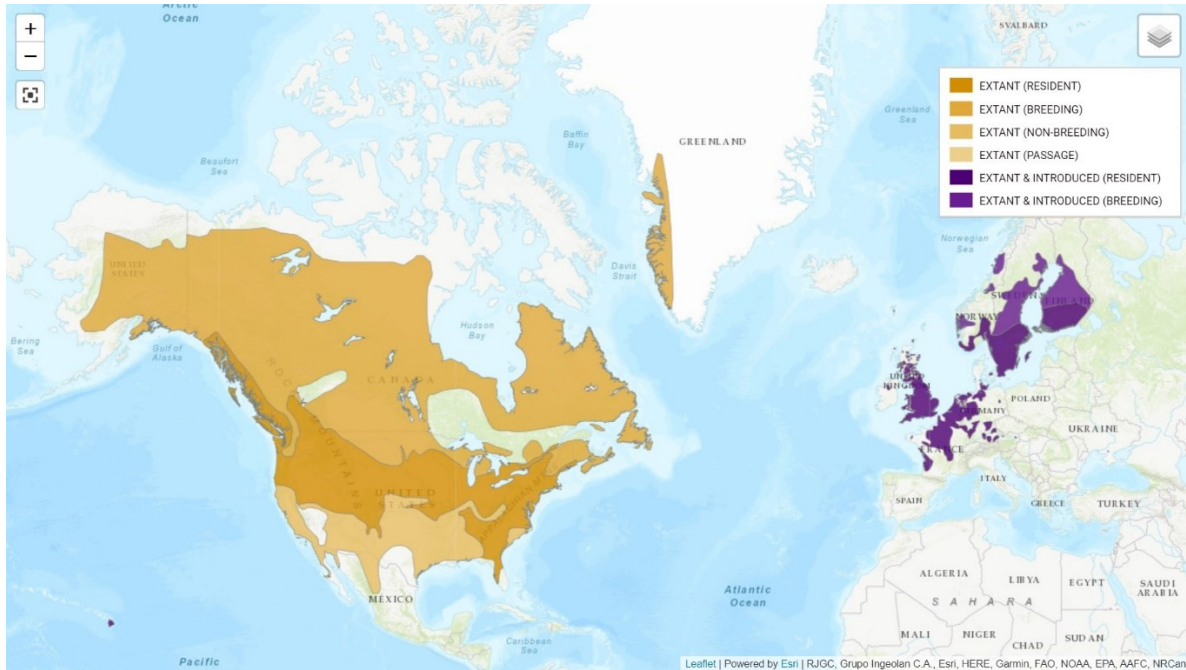


Joonis 26. Valgepõsk-lagle Eestis pesitseva asurkonna dünaamika 1981–2016 (Leito *et al.* 2018).

### 3.5. Kanada lagle (*Branta canadensis*)

#### 3.5.1. Levik, rändeteed ja arvukus

Kanada laglel on väga ulatuslik levila (joonis 27) ning tema maailma populatsiooni suuruseks on hinnatud umbes 5–6,2 miljonit isendit (Wetlands International 2015). Euroopa populatsiooni suuruseks hinnatakse 1000–5000 paari ehk 2000–10 000 täiskasvanud isendit (BirdLife International



Joonis 27. Kanada lagle levila maailmas (BirdLife International 2018d). Tumekollane – pärismaisena pesitsev, helekollane – pärismaisena mittepesitsev, tumelilla – võõrliigina pesitsev, helelilla – võõrliigina mittepesitsev.

2015). Liigi looduslik levila on Põhja-Ameerikas, kus ta pesitseb Kanadas ja Alaskal üle kogu tundra ning talvitub Põhja-Ameerika lõunapoolses osas, k.a Mehhikos. Introdutseeritud populatsioonid on Ameerika Ühendriikides paiksed, s.t lõuna pool looduslikku levilat (BirdLife International 2020). IUCN Punase nimestiku kohaselt on kanada lagle soodsas seisundis (BirdLife International 2018d).

Kanada lagle introdutseeriti esmakordselt Euroopasse, Inglismaale, kuningas Charles II veelindude kollektiooni Londonis 1665. aastal. Tänapäevaks on ta muutunud arvukaks pesitsejaks üle kogu Inglismaa. Kanada lagle introdutseeriti eraisikute poolt Rootsi 1929. aastal kohaliku fauna rikastamise eesmärgil ning jahi eesmärgil Norrasse 1936. ja Soomes 1960-ndate alguses. Korduvad ümberasustamised ja looduslik levimine on laiendanud liigi pesitsusaegset levikut ja paljudes piirkondades ületab kanada lagle arvukus kohalike liikide arvukust. Liik pesitseb Skandinaavias laialdastel aladel Rootsis ja Soomes ning mõningatel aladel Norras. Taani, Saksamaa, Hollandi, Belgia ja Prantsusmaa on asustanud kanada lagled rändeliikumise tulemusena, muutunud paikseks ning enamik neist asurkondadest suureneb kiiresti. Norras pesitsevad kanada lagled on kas paiksed või lähirändurid, liikudes piki rannikut vabasse vette või siis Taani ja Lõuna-Rootsi. Enamik Rootsis ja Soomes pesitsevatest kanada lagledest aga rändab edelasse talvituma Läänemere lõunaossa. Osa

Soome lindudest rändab üle Eesti, Läti ja Leedu talvituma Poola ja Saksamaa idaossa (Madsen *et al.* 1999).

Kanada lagle Rootsi asurkonna suuruseks hinnati 1981. aastal umbes 30 000 isendile, olles eelnevalt läbinud 12-19% aastase kasvu. Norra kanada lagle asurkond kasvas peale edukat introductseerimist 1960-ndatel, 1971. a 185-230 isendilt 5000-7000 isendini 1984. aastal, aastane juurdekasv 29-35%. 1990-ndatel hinnati populatsiooni suuruseks 15 000 isendit (Madsen *et al.* 1999). Kesktalvise veelinnuloenduse tulemuste põhjal Rootsis, Taanis ja Saksamaal hinnati kanada lagle koguarvukuseks 1988. ja 1989. aastal vastavalt 23 000 ja 29 000 isendit. Perioodil 1990–1994 suurenes kanada laglede arv juba 36 000 isendilt 46 000 isendini, mis annab aastase juurdekasvu väärtuseks 6%. Soomes algas kanada lagle populatsiooni kiire kasv 1980-ndatel, mil 1987. a hinnati pesitsevat 300–350 paari, 1996. a 3000–3500 paari (Madsen *et al.* 1999). Viimase linnuatlase (2006–2010) põhjal pesitseb Soomes 7000–8000 paari kanada laglesid (<http://atlas3.lintuatlas.fi/tulokset/laji/kanadanhanhi>).

### 3.5.2. Elupaiganõudlus, pesitsemine, toitumine

Kanada lagle pesitseb peamiselt järvede ja jõgede saartel piki rannikut või ka soodes. Pesitsemiseks sobilike saarte olemasolu mõjutab oluliselt tema pesitsusaegset levikut. Metsaaladel, kus ta pesitseb üksnes veekogude väikestel saarekestel, esineb liik üksikute paaridena, kuid suurte niitudega rannikualadel olevad laiud meelitavad pesitsema linde kolooniatena, kus on 50 ja enam paari. Kui liik pesitseb veekogul koos hallhanega, siis kanada lagle pesitseb tavaliselt väikestel laidudel ja hallhani roostikus. Laidudel eelistab aga hallhani enam varjatud pesitsuskohta kui kanada lagle (Madsen *et al.* 1999).

Kanada lagle kurna suurus varieerub 2–10 munani. Keskmise kurna suurus varieerub Rootsi andmetel erinevate regioonide vahel statistiliselt mitteoluliselt 4,84–5,3 munani, kuid sama regiooni sees aastate lõikes statistiliselt oluliselt 4,48–5,63 munani. Koorumise edukus varieerub 51% kuni 72%. Kanada lagle elumuseks on hinnatud esimesel eluaastal 72%, teisel eluaastal 58% ning kolmandal eluaastal juba 67–74% (Madsen *et al.* 1999).

Pesitsusperioodil toituvad kanada lagled peamiselt maismaataimedest, k.a teraviljad. Sulgivad lagled aga on rohkem roostikus ja toituvad arenevatest veetaimedest (Madsen *et al.* 1999).

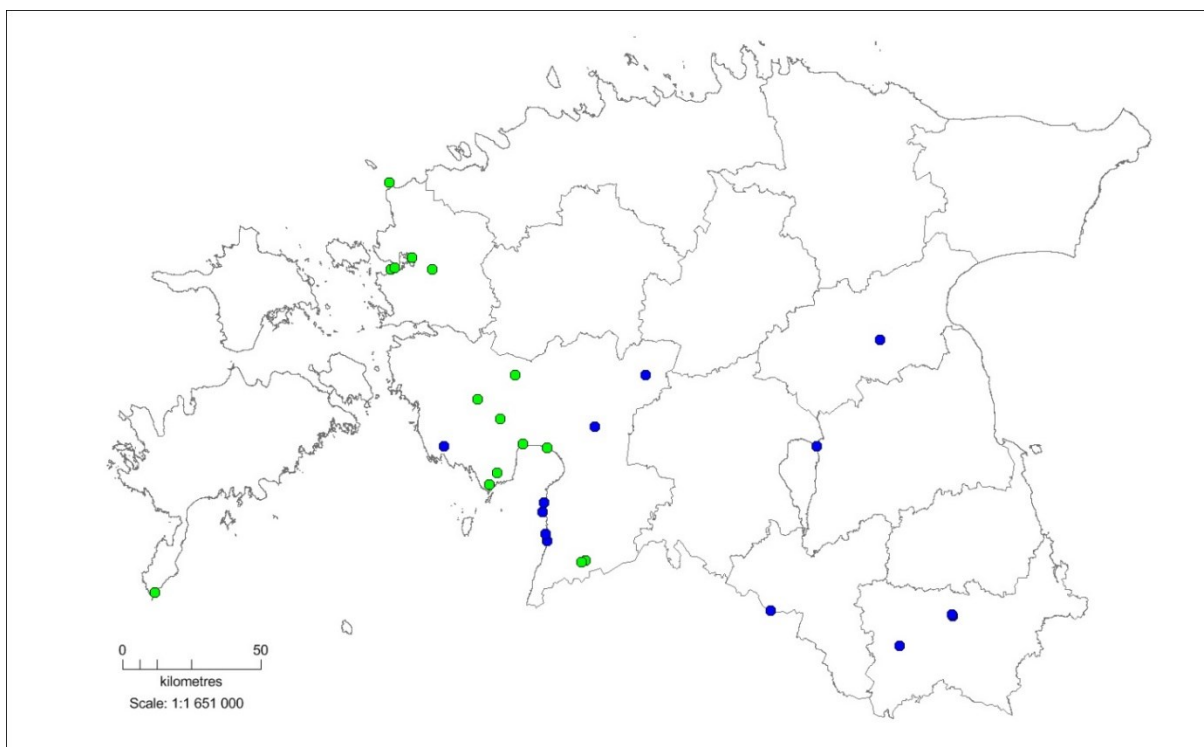
### 3.5.3. Kanada lagle Eestis

Eestis vaadeldi kanada laglet esimest korda 1968. a maikuu Saaremaal Vilsandil. Sama aasta sügisel nähti veel ühte isendit Hiiumaal Käina lähel. Üksikute lindude või väikeste salkade vaatlused olid Eestis võrdlemisi harvad kuni sajandivahetuseni (joonis 28). Kanada lagle esinemine Eestis on otseselt seotud liigi introductseerimisega Soome, mida tõestavad ka Soomes märgistatud isendite taasleiud Eestist. Esimesi talvituvaid kanada laglesid vaadeldi 1983/1984. a talvel. Esimest territoriaalset paari vaadeldi 1988. a mais Hiiumaal Tihu järvel (Leibak *et al.* 1994).

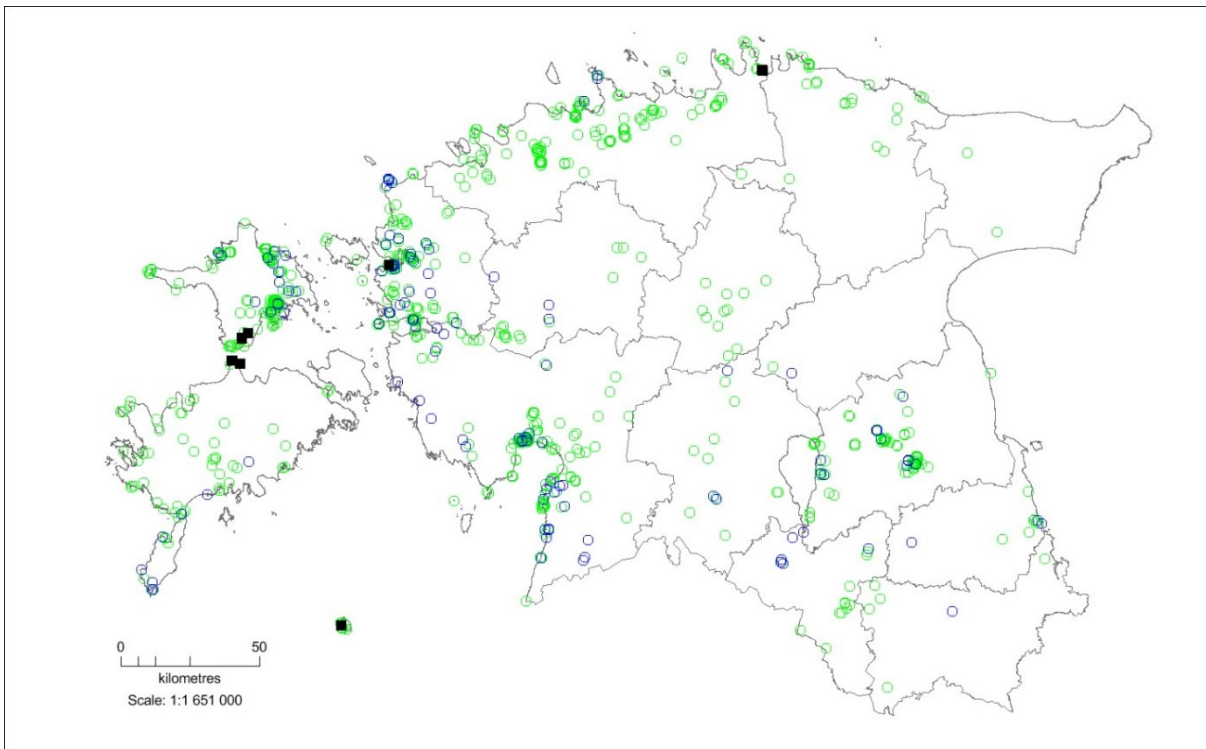
Kanada lagle vaatlused sagenesid Eestis oluliselt 21. sajandi esimesel kümnendil (joonis 28), mil vaatluste arv seitsmekordistus võrrelduna varasema, umbes 30 aasta pikkusel perioodil tehtud vaatlustega (joonis 29). Viimasel aastakümnel on toimunud omakorda liigi vaatluste kolmekordne sagenemine võrrelduna eelneva dekaadiga (joonis 30). Enamik vaatlusi on tehtud põldudel toituvatest lindudest, liigi rändevaatlused on seotud rohkem rannikuga (joonis 30). Kuigi kanada laglesid nähakse pea kõikjal Eestis, on enamik vaatlusi koondunud siiski rannikualadele, sisemaal on märgata vaatluste koondumist enam Võrtsjärve-Aardla poldri ja Vooremaa maastiku kompleksi, mis on kindlasti seotud ka teiste haneliste koondumisega sellele alale. Viimasel aastakümnel on toimunud ka vaadeldud lindude koguarvukuse hüppeline kasv võrrelduna eelneva ajajärguga (joonis 31). Siiski on

peatuvad salgad olnud enamasti mõnest kuni mõnekümne linnuni, üle sajalinulisi peatuvaid parvi (140–247 isendit) on märgatud vaid 2011. aasta kevadrändel Hiiumaal (andmed <https://elurikkus.ee/>).

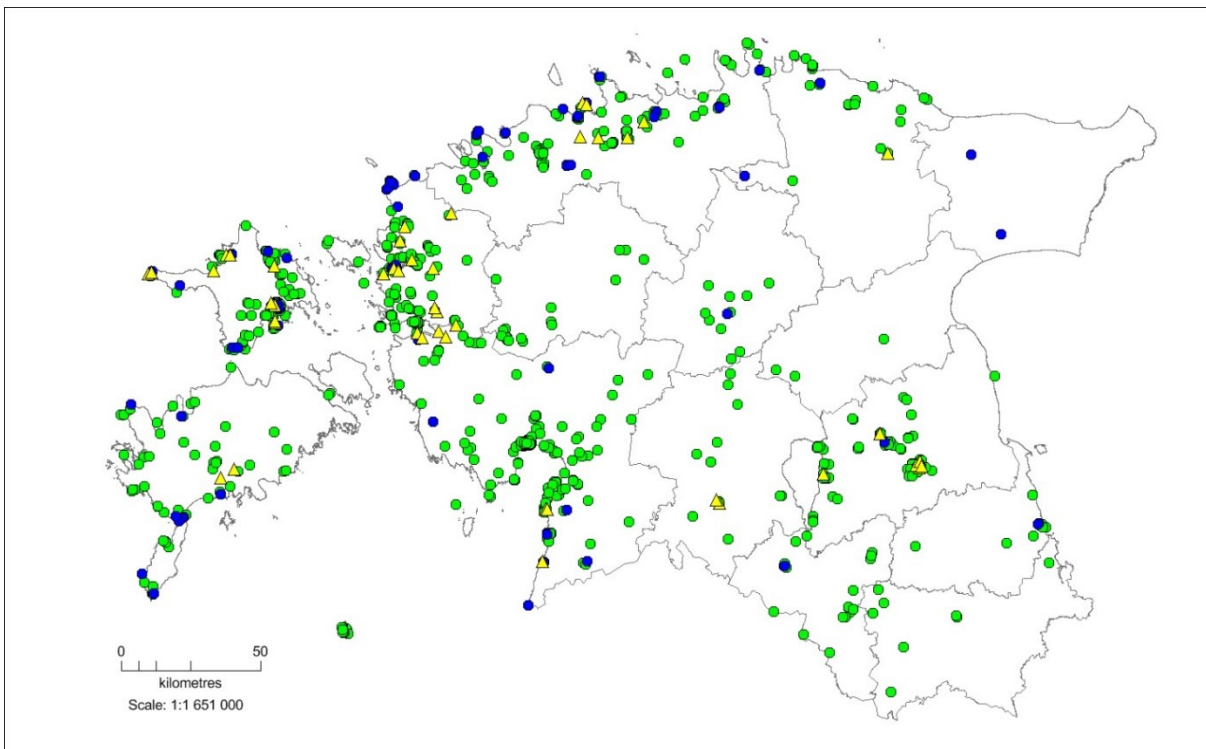
Esimene kanada lagle pesa 5 munaga leiti 23.05.2012 Harjumaal Kasispea Suurlool (Ots & Paal 2013). Teine kanada lagle pesitsusjuht tehti kindlaks 2014. aastal Soela väinas Pihlalaiul (Ots & Paal 2015). Kolmas pesitsus registreeriti 22.05.2015 samuti Pihlalaiul, kus registreeriti 3 haudepaari (Ots & Paal 2017). Leiti üks rüüstatud, üks tühi ja üks 5 kiviga laglepesa (Paakspuu 2015). Neljas pesitsus registreeriti Kõmmuseljal Hiiumaal perioodil 27.04.-17.06.2016, mille tulemuseks oli 5 koorunud poega. Pihlalaiul registreeriti ka kanada lagle viies pesitsusjuht ja seda 19.05.2016, mil leiti 4 pesa (Ots & Paal 2017).



Joonis 28. Kanada lagle vaatlused (n=48) Eestis kuni 2000. aastani, andmed <https://elurikkus.ee/>. Tähistus: sinine ring – vaatlused kuni 1990. aastani (n=15), roheline ring – vaatlused perioodil 1991–2000 (n=33).

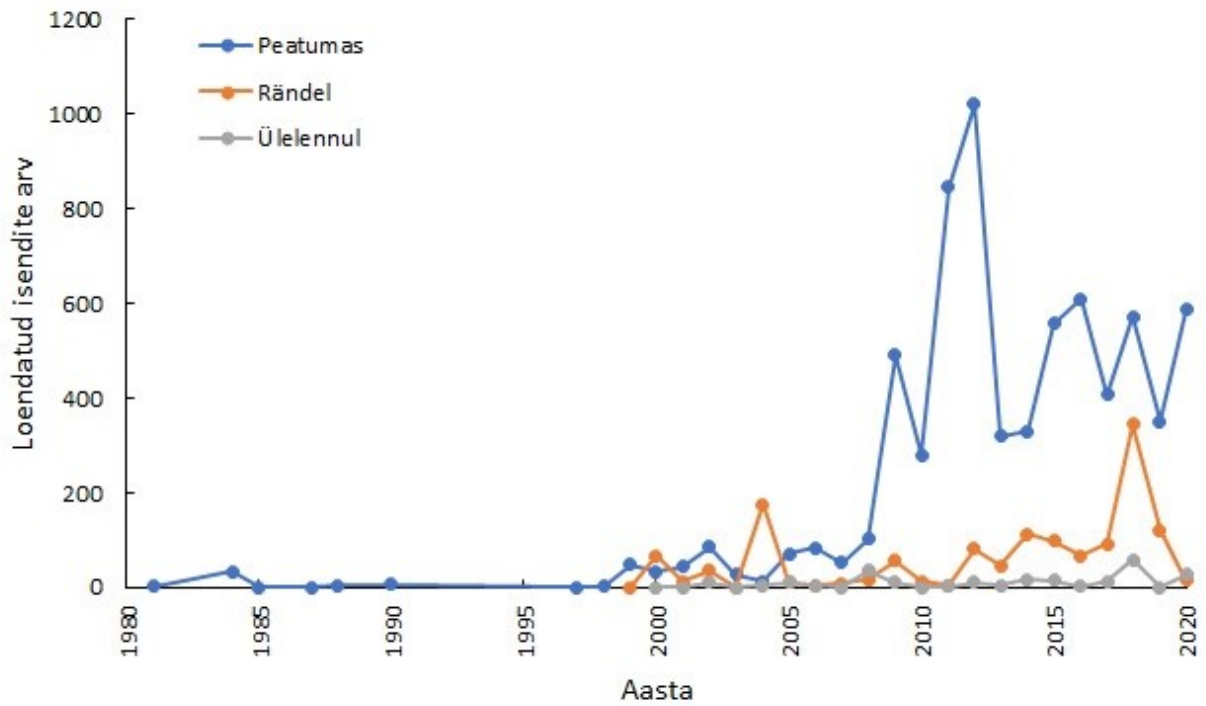


Joonis 29. Kanada lagle vaatlused (n=1409) Eestis perioodil 2001–2020. (andmed <https://elurikkus.ee/>). Tähistus: sinine ring – vaatlused perioodil 2001–2010 (n=363), roheline ring – vaatlused perioodil 2011–2020 (n=1046), must ruut – pesitsuskohad alates 2014. a.



Joonis 30. Kanada lagle vaatlused (n=1457) Eestis kuni 2020. aastani (andmed <https://elurikkus.ee/>). Tähistus: sinine ring – rändevaatlused (n=182), roheline ring – peatuvate lindude vaatlised (n=1205), kollane kolmnurk – ülelennul olevate lindude vaatlused (n=50).





Joonis 31. Rändel, peatumas ja ülelennul vaadeldud kanada laglede arvukuse dünaamika Eestis kuni 2020. aastani (andmed <https://elurikkus.ee/>).

#### 4. Eesti hanede peatuspaigana, ülevaade seirest, uuringutest ja inventuuridest

Eesti asub oma geograafilise asukohaga hanede rändete keskmes (Drent *et al.* 2007). Erinevalt Eesti lähematest ja kaugematest naaberriikidest (Rootsi, Soome, Läti, Leedu, Valgevene aga ka Poola) asuvad Eestis kolme Lääne-Palearktise kõige arvukama haneliigi (populatsioonide suurus 0,6-1 milj isendit), suur-laukhane, (tundra-)rabahane ja valgepõsk-lagle, olulised rändepeatuspaigad. Selline erinevate haneliikide ja arvukuse kontsentratsioon esineb vaid talvituslaladel, kuid mitte kusagil mujal rändeteel talvitusala ja pesitsusala vahel. (Leito 1991, 1996, Eichhorn *et al.* 2006, 2009, Kölzsch *et al.* 2015, Bauer *et al.* 2017, Fox & Leafloor 2018). Kuna hanede pesitsema asumine tundras sõltub rändeteel talletatud energiavarudest (nn *capital-breeder*; Klaassen *et al.* 2006) ning Eesti on viimane oluline intensiiv-põllumajanduse piirkonnas asuv peatuspiirkond, sõltub siinsetest toitumisoludest pesitsemise edukus (Drent *et al.* 2007, Jongejans *et al.* 2015).

Rändekogumite seire eesmärgiks on mh Eestis pesitsevate ja/või läbirändavate hanepopulatsioonide leviku, arvukuse ja seisundi järjepidev jälgimine. Kuna kõnealused rändliigid on nimetatud linnudirektiivi lisades (valgepõsk-lagle I lisa; rabahani, hallhani ja suur-laukhani II lisa), on Eesti kohustatud läbirändava populatsiooni arvukuse, arvukuse muutuste ja leviku kohta aruande esitama. Rändekogumite seire puhul on eesmärgiks hinnata seirealal peatuvate isendite maksimaalne arv. Hinnatavateks parameetriteks seirealadel on peatuva rändekogumi minimaalne ja maksimaalne suurus kevad- ja sügisrändel.

##### **Pesitsevate asurkondade uuringud**

Hallhane kohaliku asurkonna arvukust ja levikut kontrollitakse Matsalu, Vilsandi, Käina-Kassari ja Hiiumaa laidude kaitsealadel ning Hari kurgu seirealadel. Nendel püsiseirealadel loendatakse nii pesitsevaid hanepaare kui ka sulgijaid. Matsalus ja Vilsandil on olemas pikk aegrida saartel pesitsevate hallhanede arvukusest alates kaitsealade moodustamisest, Hiiumaa andmerealal on lühemad (Leito, Leito 2003; Leito, Leito 2007). Hallhane pesitsusökoloogia uurimine on toimunud Matsalu lähel 1958-1961 (Paakspuu 1964a) ning roostikulinnustiku loendused 1962-1963 ja 1986-1988 proovitükkidel (Paakspuu 1964b, Polma 1993). Hallhane ja kümnokk-luige pesade loendamine helikopterilt teostati 1980-1988 Lõuna-Läänemaa kaitsealade roostikes (Kastepõld, Mägi 1994). Hallhane pesade loendamine 2007. a Lääne-Eestis (Ojaste 2008). Alates 2009. aastast on käivitunud väikesaarte haudelinnustiku riiklik seire, mille käigus loendatakse linde 22 seirealal (kuni 260 saarel) kogupindalaga ligikaudu kuni 1040 ha (Paakspuu, Leivits 2011).

Valgepõsk-lagle kohaliku asurkonna pesitsus- ja rändeökoloogiat ning arvukuse muutusi on põhjalikult uurinud Aivar Leito (vt nt Leito 1993; Leito, Truu 2004). Valgepõsk-lagle pesitsusandmestik kajastub väikesaarte haudelinnustiku riikliku seire aruannetes.

##### **Hanede riiklik seire**

Hanede seire põhimeetodiks on rahvusvaheliselt koordineeritud üldloendused kindlatel kuupäevadel. Abivahenditena kasutatakse diktofoni või loendurit, binoklit ning vaatetoru (suurendusega 20-60x). Kõik loenduspaigad (seirekohad) on täpselt fikseeritud ja kirjeldatud (koha nimi, koha ristkoordinaadid ja kohakood, toitumis- ja ööbimisbiotoop) ning loendusandmed kantakse vastavasse algandmebaasi (Excel-põhitabel). Loendusi teostavad Keskkonnaagentuuri piirkondlikud töötajad, lisaks veel kutselised ja harrastusornitoloogid. Lisaks andmetabelile koostatakse ka digitaalne lindude levikukaart. Loendustulemused edastatakse elektrooniliselt ja paberikandjal ühe kuu jooksul pärast selle toimumist keskandmebaasi Hollandis.

Hallhanede üldloendus toimub igal aastal septembri keskel, kokku kuni kahenädalasel

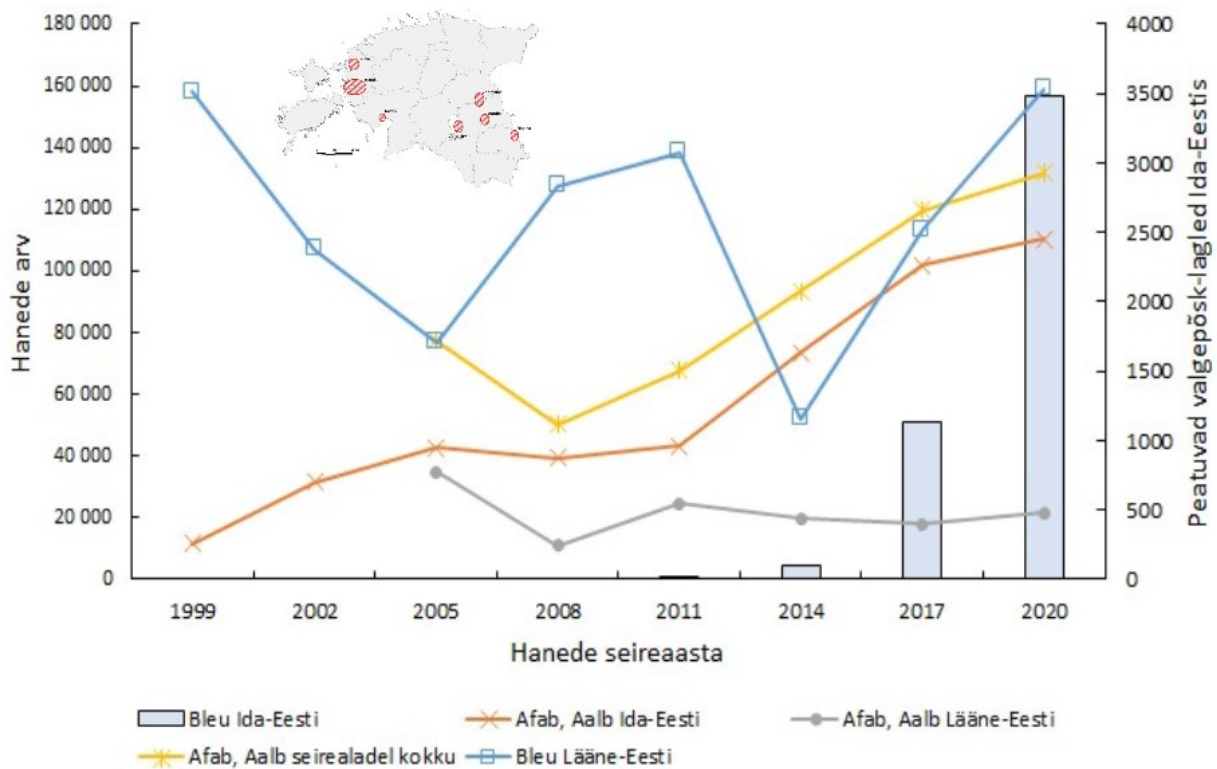
loendusperioodil. Eestis peatuvad hallhanded Lääne-Eesti saartel ning mandriosa rannikualadel kus loendustega kaetakse kõik teadaolevat tähtsamad koondumispaigad (rändepeatuspaigad). Loendus toimub reeglina lindude õhtusel sisselennul ööbimispaika. Mõnedel juhtudel, kus ööbimispaik ei ole täpselt teada või on raskesti ligipääsetav, loendatakse hanesid ka päevastes toitumispaikades. Hiiumaal kontrollitakse kõiki võimalikke toitumispaiku põldudel.

Rabahane ja suur-laukhane seire toimub 7 püsiseirealal Lääne- ja Ida-Eestis. Seiresamm on kolm aastat, kuid võimalusel tehakse loendusi ka vaheaastatel. Põhirõhk on kevadrände aegsetel loendustel, sest sügisel peatuvad raba- ja suur-laukhaned meil ebaregulaarselt. Igal seirealal loendatakse neli korda kevadrände perioodi jooksul aprillis-mais. 2014. a. olid sünkroonsed loenduspäevad 10-12. ja 24-26. aprill ning 9-12. mai. Linde loendatakse valdavalt õhtusel sisselennul ööbimispaika ning täiendavalt ka päevasel toitumisel põldudel. Seirealal fikseeritakse kartograafiliselt hanede asukoht ning arvukus. Peale seirealuste liikide loendatakse ka kõik teised haned ja lagled (väike-laukhani, lühinokk-hani, lumehani, vööthani, kanada lagle, mustlagle ja punakael-lagle).

Valgepõsk-lagledelennuloendus toimub iga kolme aasta tagant mai esimesel poolel. Kasutatakse ühemootorilist väikelennukit Cessna 172. Aastati püsiv lennuloenduse marsruut hõlmab kõiki olulisemaid lagledel kevadrände peatuspaiku Lääne-Eestis. Loendust teostavad spetsiaalse väljaõppega ja pikaajalise kogunud vaatljad.

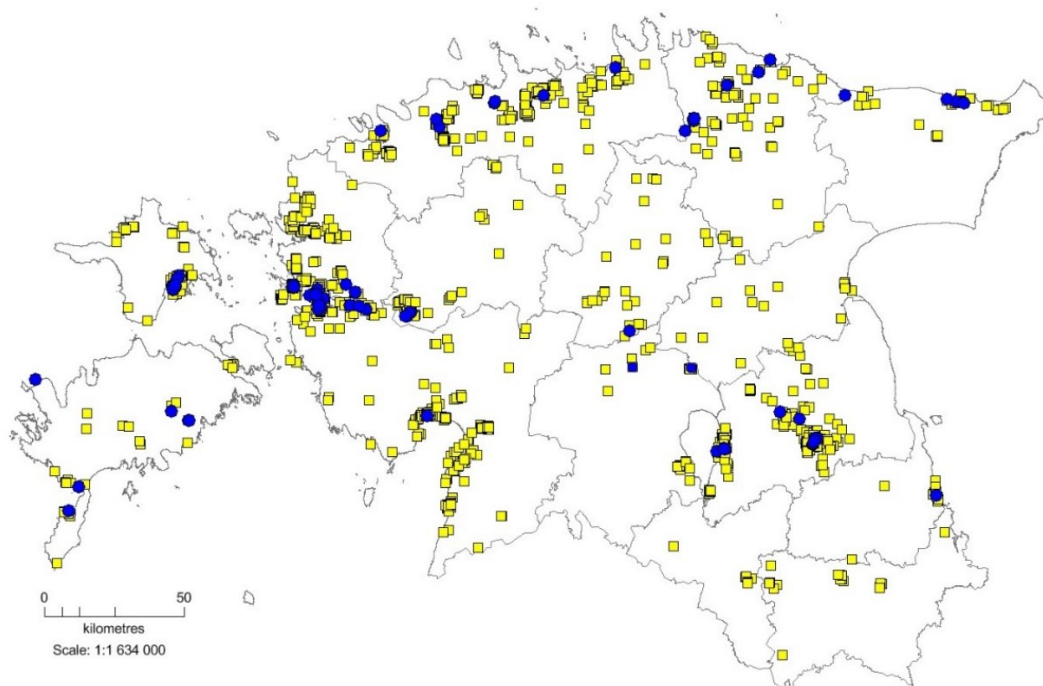
Hanede rändekogumite seirealad on Aardla, Audru polder, Matsalu, Räpina, Silma, Vooremaa, Võrtsjärve ning lagledelennuloenduse marsruut Lääne-Eestis.

Eestis peatuvate hanede koguarvu hinnati perioodil 2000–2005 umbes 300 000–330 000 haneni, kusjuures raba- ja suur-laukhanede arvu hinnati vastavalt 100 000 ja 120 000 isendile ning valgepõsk-laglesid loendati Lääne-Eesti rannikul 80 000–110 000 isendit (Kuresoo *et al.* 2006). Ligikaudse hinnangu hanede arvukuse ja selle muutuste kohta saab riikliku haneseire abil ([http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=2016&Itemid=329](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2016&Itemid=329)), mis toimub igal 3. aastal (Leito 1994). Seirealad on küll mõnevõrra muutunud, kuid alates 1999. aastast on see toimunud kaheksal püsiseirealal (joonis 32). Hanede seire toimub kevadel, aprillist maini kolmel korral, mai alguses toimub lennuloendus valgepõsk-lagledel arvukuse hindamiseks Lääne-Eesti rannikualadel ning septembris hallhandedel ühekordne loendus Lääne-Eestis.



Joonis 32. Riikliku haneseire püsiseirealade paiknemine Eesti kontuurkaardil ning tulemused. Lühendid: Bleu – valgepõsk-lagle, Afab – rabahani, Aalb – suur-laukhani. Seirealad on jagatud regionaalselt kaheks, Lääne-Eesti (Silma, Matsalu ja Audru polder) ja Ida-Eesti (Võrtsjärve idakallas, Aardla, Vooremaa ja Räpina). Raba- ja suur-laukhani on oma sarnase leviku ja rände tõttu liidetud. Peatuvate valgepõsk-lagled Ida-Eestis, kui uus nähtus, on eraldi välja toodud.

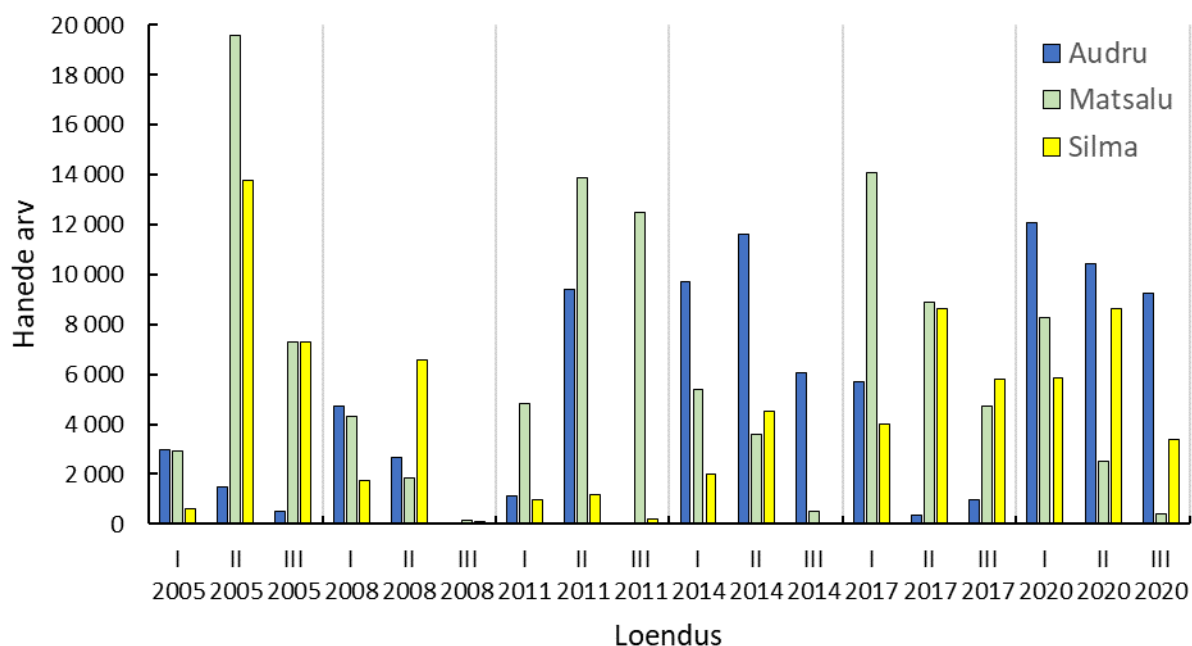
Eesti seirealadel (kaheksa seireala ning kogu Lääne-Eesti rannikuala) peatuvate hanede koguarv ulatus 2005.–2014. aastani umbes 230 000–275 000 isendini. 2017. aastal hinnati koguarvu umbes 354 000 hanele ning 2020. aastal ulatus peatuvate hanede arv juba ligikaudu 430 000-ni. Hanede koguarvukus seirealadel tõusis mainitud perioodil ligikaudu 1,9 korda. Arvestades aga seirega katmata suurearvulisi peatusalasid Virumaal ja Harjumaal, Järvemaal ja Jõgevamaal (joonis 33), võis 2020. aasta kevadrände tipp hetkel Eestis korraka peatuda umbes 0,5 miljonit hane. Suur-laukhanede arvukuse jätkuv suurenemine Eesti seirealadel võib olla seotud nende ümberpaiknemisega väga suure kevadjahi surve all olevatelt Valgevene peatusaladelt Eestisse (Andrea Köelzsch ja Alexandre Vintchevski suul. andmed).



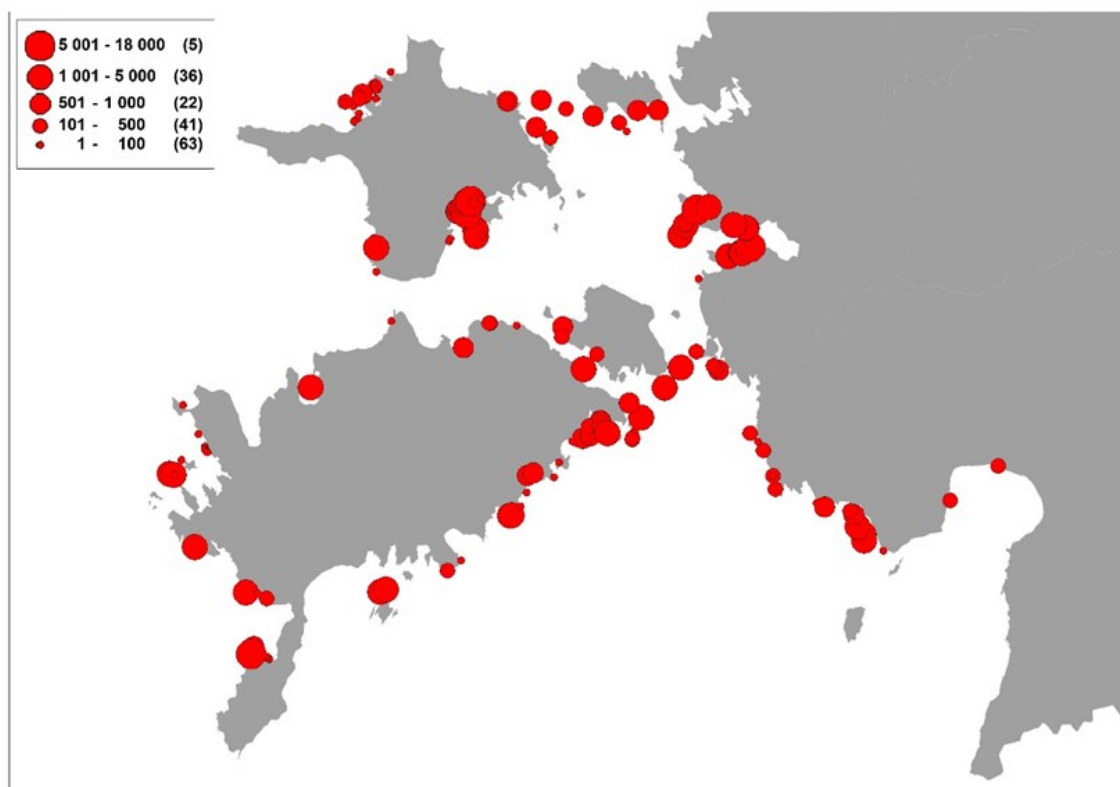
Joonis 33. Olulisemad hanede peatuspaigad Eestis juhuvaatluste baasil perioodil 2011–2020 (andmed: eElurikkus). Tähistus: kollane ruut – üksikvaatlus, mil loendati 1000 ja enam hane, sinine ring – üksikvaatlus, mil loendati 10 000 ja enam hane.

Lääne-Eesti seirealadel on peatuvate raba- ja suur-laukhanede arv püsinud stabiilsena 20 000 isendi piirimaail (joonis 32). Audru ja Matsalu toimivad ilmselt üksteist kompenseerivalt ehk rändelt saabuvad haned leiavad soodsa peatuskoha emmast-kummast piirkonnast. Matsalu ja Silma moodustavad jälle omavahel üksteist täiendava süsteemi, mille vahel haned vabalt liiguvad (joonis 34). Raba- ja suur-laukhanede arvukus on Lääne-Eestis kõrgeim aprillis kahel esimesel dekaadil toimuvate loenduste ajal ning 3. loenduseks on arvukus juba märgatavalt langenud. Hanede põhihulga moodustavad Lääne-Eestis aga valgepõsk-lagled, 50 000–160 000 isendit, kelle põhimass saabub aprilli kolmandal dekaadil (joonis 35).

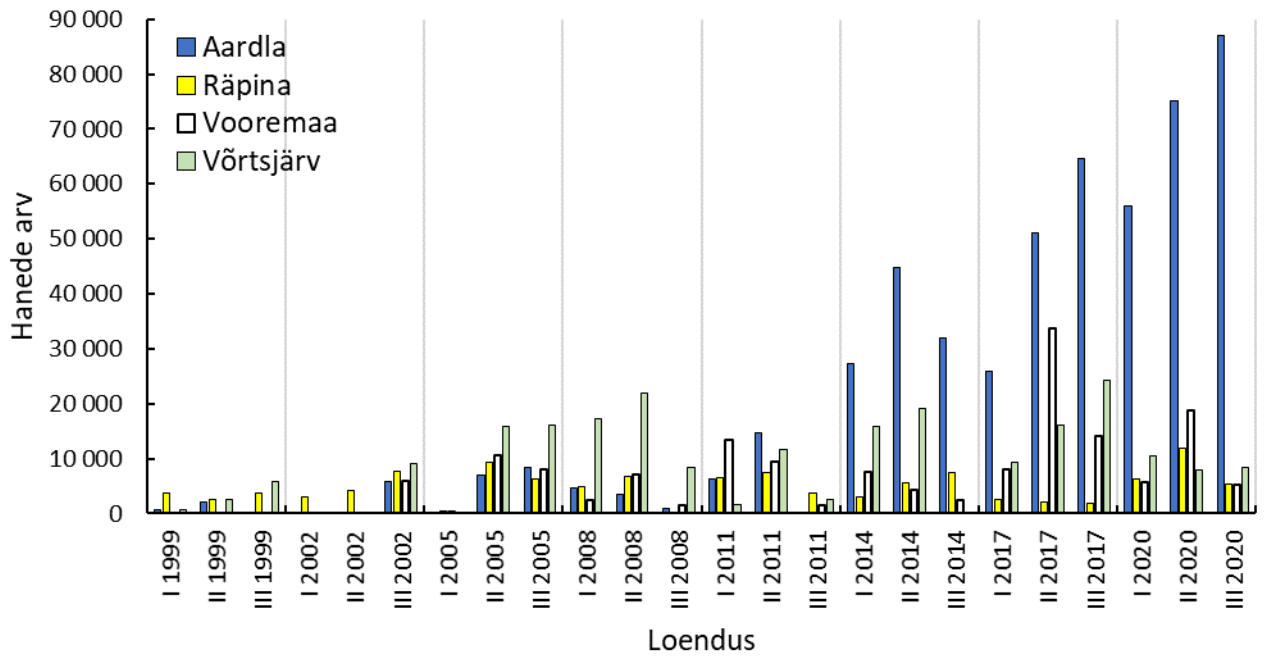
Saatjatega või kaelarõngastega märgistatud hanede vaatluse põhjal moodustavad Ida-Eesti neli seireala omavahel ühenduses oleva süsteemi. Peatuvate raba- ja suur-laukhanede arvukus on viimase paarikümne aasta jooksul kasvanud ligikaudu 20 korda (joonis 32, 36). Arvukuse kasv on toimunud alates 2011. aastast Aardla poldril peatuvate hanede arvel, kus hanede arv on suurenenud ligikaudu 44 korda. Aardla poldrist on kujunenud keskne raba- ja suur-laukhanede peatusala Ida-Eestis ning loendustulemused Vooremaal ja Võrtsjärve ääres näitavad pigem hanede koondumist Aardla poldrile. Erinevalt Lääne-Eestist, on raba- ja suur-laukhanede arvukus Ida-Eestis maksimumis mai alguses (joonis 36), mis viitab nende kahe haneliigi liikumisele siit Ida- ja Põhja-Eestisse. Hanekogum Võrtsjärve idakaldal oli 2020. aastal ligikaudu kolm korda väiksem kui 2017. a.



Joonis 34. Raba- ja suur-laukhane loendustulemused Lääne-Eesti seirealadel. Rooma numbritega on tähistatud loenduskorrad.



Joonis 35. Valgepõsk-lagle ruumiline arvukuse levik Lääne-Eesti rannikualal 12. mail 2020. a riikliku haneseire raames toimunud lennuloenduse andmetel. Lisaks peatus lennuloendusega katmata Haapsalu lähel sel ajal 9 660 laglet.



Joonis 36. Raba- ja suur-laukhane loendustulemused Ida-Eesti seirealadel. Rooma numbritega on tähistatud loenduskorrad.

## 5. Haned-lagled ja inimene

### 5.1. Ajalooline ülevaade

Enamus hanede (perekonnad hani *Anser* ja lagle *Branta*) liikide lahknemisest toimus vahemikus kaks kuni neli miljonit aastat tagasi (Ottenburghs et al. 2016). Inimene hakkas hanedega kokku puutama siis, kui inimese ja haneliikide levilad kattuma hakkasid. Tõenäoliselt kasutas inimene varastel aegadel toiduks nii leitud hanemune kui juhuslikult püütud hanesid. Läänemere äärsetest kiviaja asulakohtadest on haneluid leitud üllatavalt vähesel hulgal, välja arvatud Ajvide's (Gotlandi läänerrannik) ja Loona (Saaremaa läänerrannik), kus neid oli arvukalt (Mannermaa 2008). Mannermaa arvates on vähemalt kolm võimalikku põhjust, miks hanesid oli jahisaagis eeldatust vähem, kuigi hani on suur lind, kellelt saab palju liha. Esiteks, haned on kartlikumad kui mitmed teised linnud ja neid oli keerulisem tabada. Teiseks, haned ei olnud sel ajal Läänemere rannikupiirkonnas veel nii levinud ja tulid siia suuremal hulgal alles siis, kui hakkas laienema põllumajandus. Kolmandaks, tavad ja uskumused võisid osasid linnuliike ja -rühmi küttimise eest kaitsta, näiteks ka luiki ja hanesid. Hanede kodustamine algas erinevates piirkondades juba neoliitilisel perioodil (11 000–4000 a tagasi) ja levis Egiptusesse umbes 3000 aasta eest e.m.a. (Britannica). Kaasaegsed koduhane tõud pärinevad peamiselt hallhanest ja looduslikult Ida-Aasias levivast stepihanest (*Anser cygnoides*). Hallhanede kodustamist peetakse lihtsaks – olulised morfoloogilised ja käitumuslikud muutused toimuvad juba mõne põlvkonna jooksul. Erinevalt monogaamsetest looduslikest eellastest on kodustatud haned polügaamsed, vähem territoriaalsed ja kehamõõtmelt looduslikest sugulastest oluliselt suuremad, mistõttu ka enamasti ka minetanud lennuvõime (Bottema 2015). Teiste haneliikide kodustamine on palju keerulisem (*op cit.*). Rootsisis on hinnatud, et koduhani toodi sinna Rooma-eelsel rauaajal, võimalikuks peetakse ka kohapealset kodustamist (Tyberg 2002).

### 5.2. Loodusturism

Loodusturismi oluline haru on linnuvaatlusreisid. Spetsialiseeritud retki välismaa huvilistele korraldab Eestis kümnekond ettevõtet. Enim linnuvaatlejaid saabub Eestisse Soomest ja Ühendkuningriigist, väga paljud linnuvaatlejad tulevad siia ka Hollandist, Saksamaalt ja Prantsusmaalt jm. Hanede vaatlemine on kevadiste ja sügiseste linnureiside loomulik osa. Arktikas pesitsevate hanede jaoks on Eesti üks tähtsamatest peatuspaikadest rändeteel ja selle fenomeni kogemine on linnuturistidele oluline. Otsese müügiargumendina turismifirmad hanede vaatlemist ei kasuta, kuid sageli rõhutatakse valgepõsk-lagle, suur-laukhane ja rabahane väga arvukat esinemist, eriti Matsalu piirkonnas. Igal linnureisil peavad rühmaliikmed kohatud lindude liiginimestikku. Kordaläinud reisi puhul on üsna oluline, et kohataks palju erinevaid liike. See on üks põhjus, miks pälvivad linnuturistide teravdatud tähelepanu ka peatuvad laglede ja hanede rändeparved. Tavaliste liikide hulgast otsitakse haruldasemaid. Loodetakse näha kogu Lääne- Kesk- ja Põhja-Euroopas haruldast ja ka globaalselt ohustatud punakael-lagle (*Branta ruficollis*) või Ida-Euroopas haruldast lühinokk-hane (*Anser brachyrhynchus*). Rabahanede puhul on üha enam tuntud tema alamliikide, tundra-rabahane (*Anser fabalis rossicus*) ja taiga-rabahane (*Anser fabalis fabalis*) eristamise vastu ja huvilised on ka alati saanud praktilise kogemuse selles vallas.

Piirkonnad, kus haned põldudel ja rohumaadel peatuvad, on linnuvaatlejatele huviobjektiks. Selliseid piirkondi võiks eraldi väärtustada üldplaneeringutes, arengukavades vmt dokumentides. Muidugi peaks selline tegevusvaldkond ka mingisugust reaalselt majanduslikku kasu tooma. Turismiarendajad, vallad ja põllumehed võiksid loodusturismi valdkonnas enam koostööd teha.



## 6. Mõjutegurid ja meetmed

Järgnevalt tuuakse välja asurkondade soodsa seisundi säilimise ning ohjamisega seotud (sh ohjamise vajadust määravad) mõjutegurid (Tabel 2). Nende tähtsust hinnatakse vastavalt suureks, keskmiseks või väikeseks. Tähtsuse juures nimetatakse ka liigid, keda see mõjutegur puudutab. Iga mõjuteguri käsitlemise lõpus on esitatud võimalikud meetmed mõjuteguri ennetamiseks, likvideerimiseks, vähendamiseks.

Tabel 2. Mõjutegurite loetelu ja tähtsus.

Mõjutegur	Teguri tähtsus
Haudeasurkondade muutused	väike (hallhani ja valgepõsk-lagle)
Linnugripi levik	väike (kõik liigid)
Toitumisalade säilitamine	kõrge (kõik liigid)
Küttimine	kõrge (kõik liigid)
Kahjustuste vähendamine	kõrge (kõik liigid)
Lennuohutuse tagamine	väike (kõik liigid)
Rahvusvahelise kogemuse ja koostöö rakendamine	kõrge (kõik liigid)

### 6.1. Haudeasurkondade muutused

Hallhane Eestis pesitseva asurkonna arvukus oli Eestis kõrgseisus 1990-ndate alguses, mil pesitseva populatsiooni suuruseks hinnati 1500 paari (Leibak et al. 1994). Peale seda hakkas arvukus vähenema ning 2008. aastaks oli alles jäänud ainult 500–700 paari, mis on püsinud tänaseni (Elts et al. 2009, Elts et al. 2019).

Valgepõsk-lagle asus Eestis Matsalu rahvuspargis pesitsema 1981. aastal (Kastepõld 1982). Praeguseks on pesitsuse pearõhk asetunud Saaremaa laidudele, kuid on levinud ka Hiiumaa põhjaosa ning Soome lahe laidudel. Maksimumarvukus oli 1999. aastal, mil loendati 189 paari. Alates 2006. aastast ei ole kohaliku pesitseva asurkonna arvukus küündinud enam kui 100 paarini (Leito 2018b, Leito et al. 2018). Seega on Eesti liigi levila piires ainus riik, kus valgepõsk-lagle arvukus ei ole viimasel aastakümnel enam tõusnud (Leito 2018b).

Eestis paiknevad kõik teadaolevad valgepõsk-lagle pesitsusalad kaitstavatel aladel. Väljaspool kaitstavaid alasid pesitsevatele valgepõsk-lagledele rakendub looduskaitseadusest tulenevalt isendi kaitse.

Erinevalt Eesti naaberriikidest ei suurene Eestis pesitsevate hanede haudeasurkonnad. Selle ökoloogiliste põhjuste väljaselgitamine võib olla tulevikus võtmetähtsusega hanede arvukuse reguleerimisel. Tähelepanu tuleb pöörata hallhane ja valgepõsk-lagle pesitsusaegsele levikule,

sigimisedukusele, rändeteede ja talvitusalaade valikule ning kasutusele, kuid samuti neid ohustavatele teguritele.

Meetmed – hallhane ja valgepõsk-lagle pesitsevate asurkondade uuringud, kehtiva kaitsekorra tagamine.

## 6.2. Linnugripi levik

Looduslikel lindudel levivatest viirustest on ilmselt tuntuim linnugripp, millel on mitmeid rohkem ja vähem patogeenseid tüvesid ning mis levib eelkõige vee- ja rannikulindude seas (Olsen *et al.* 2006, Swayne 2008). Alates 1955. aastast on teada üle 30 linnugripi puhangu (Swayne 2012), millest suurima põhjustas 1996. aastal Hiinas tüvi H5N1: nakatusid nii kodu- kui ka metslindude ning inimesed 80-st riigist Aasias, Euroopas, Aafrikas ja Põhja-Ameerikas. Seega võib viiruse levides tekkival epideemial (haiguse ulatusliku puhang) või halvemal juhul maailma haaraval pandeemial olla märkimisväärne mõju. Oluline on teadmine, et kiirete mutatsioonide tõttu võivad gripiviirused muutuda patogeensiks paljudele liikidele ning nakatada soodsatel tingimustel ka teisi loomarühmi, sealhulgas inimest. On teada, et inimeste suremus tüvega H5N1 nakatudes on kõrge, keskmiselt 64%, kuid mõnel aastal ka 75%, kuid ohtlik on ka tüvi H5N8, mis sarnaselt teistele tüvedele on ohtlik kodulindudele (Sims *et al.* 2016).

Metsikutel lindudel on linnugripi nakatunute osakaalu keeruline määrata. Seniste uuringute põhjal on teada, et nakatunuid on reeglina alla 5%, tavaliselt 1–2%. Euroopast on teada, et Taanis on H5-tüvega nakatunud linde 0,14–0,9% (Hulsager *et al.* 2012), Prantsusmaal 0,14–2,15% (Lebarbenchon *et al.* 2010) ning Sloveenias kuni 2,5% (Slavec *et al.* 2012). Üksikutel juhtudel on siiski tuvastatud ka lindude oluliselt kõrgem nakatumine, näiteks 7,07% Euroopa Liidus (Breed *et al.* 2010) ning 7,5–10,8% Portugalis (Henriques *et al.* 2011).

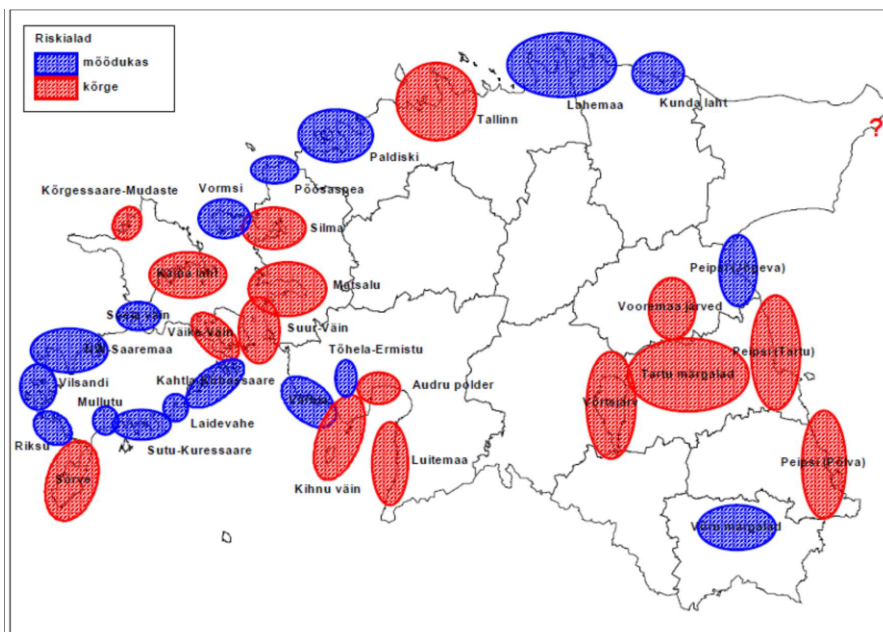
Linnugripi esineb paljudel lindudel, tänaseks on seda tuvastatud enam kui sajaliigil, enamasti hanelistel või kurvitsalistel. Rändeperioodil võivad linnud viirust kiiresti levitada. Näiteks Rootsi rannikul rände ajal peatuvate sinikael-partide (*Anas platyrhynchos*) rõngastus- ja GPS-seadmete andmetel tuginev nakatunud lindude liikumise simulatsioon näitab, et linnugripi kergemad tüved jõuaksid Rootsi rannikult Lääne-Eestisse loetud tundidega, kuid arvestades sinikael-partide põhilisi rändeteid, ei ole see väga tõenäoline (van Tool *et al.* 2018). Kuna nakatumine on linnu immunsüsteemile koormav, pärsib see ka linnu lennuvõimet, mis omakorda mõjutab rännet ja seda isegi väga madala patogeensusega viiruste puhul. Nii on teada, et madala patogeensusega linnugripi kandva laululuige (*Cygnus columbianus*) ränne on pärsitud: rände algus viibib, rändeetapid on lühemad ja rändepeatused pikemad kui tervetel liigikaaslastel, samuti on nakatunud linnu toidu omastamine raskendatud (van Gils *et al.* 2007). Kuna viirustel on kergem nakatada nõrgema immunsüsteemiga isendeid, võivad sagedasti viiruskandjateks olla noorlindud, kelle immuunsüsteem ei ole lõplikult välja kujunenud, täheldatud on seda sinikael-partidel (van Tool *et al.* 2018).

Loodusest ei ole võimalik linnugripi elimineerida ning metsikud linnud võivad rändel nakatada vabapidamisel olevaid kodulinde, kellelt omakorda võib gripp kanduda inimestele. Seega tuleb gripi levikut ja muutumist jälgida. Linnugripile on soodsad piirkonnad, kus veelindude asurkonnad püsivad aastaringselt ning mida läbivad rändeteed. Nii on viirusel võimalus asurkonnas pidevalt ringelda ning rändeperioodil levida. Kuna Eestis ei ole aastaringseid massilisi veelindude asurkondi, siis ei ole linnugripi ulatuslik levik väga tõenäoline. Suurem oht on kevad- ja sügürrändel, mil veelinnud Eestit läbivad, sest viirus võib niiskes ja jahedas orgaanilises materjalis (näiteks väljaheited või vesi) olla elujõuline pikka aega. Näiteks 17°C vees säilib viirus elujõulisena 94–158 päeva (Stallknecht *et al.* 1990).

Kuna linnugripile, mis on väga kergesti nakkav, on vastuvõtlikud nii metsikud kui ka kodulinnud ning see ohustab ka imetajaid, sh inimest (Must *et al.* 2017), on võimalikest nakatunud lindudest teatamine kohustuslik (Loomatauditõrje seadus). Nakatunud lindudel võib haigus kulgeda olenevalt viiruse eluvõimest ja linnuliigi vastuvõtlikkusest erinevalt, alates sümptomiteta nakkusest veelindudel ja lõpetades massilise suremusega kodulindudel. Madala patogeensusega linnugriip kulgeb metslindudel enamasti silmatorkavate väliste tunnusteta, kodulindudel põhjustab see mõõduka raskusastmega haigestumist. Kõrge patogeensusega linnugriipinakkuse tagajärjel võib hukkuda 90–100% kodulindudest. Linnugriip võib levida epideemiana, mille tulemuseks on lindude ja linnukasvatussaaduste ekspordikeeld ja tõsine majanduslik kahju. Siiski on inimeste nakatumine linnugriipi harv, kuid nakatumine kõrge patogeensusega tüvesse on äärmiselt letaalne, kui 75% nakatunuist võib surra. Eelkõige on ohustatud inimesed, kes puutuvad igapäevaselt lindudega kokku. Hetkel ei ole teada, et linnugriip leviks inimeselt inimesele, kuid et viirused muteeruvad kiiresti, ei saa seda võimalust välistada.

Olulisemateks linnurühmadeks, kus viirus püsib ja võimalusel edasi levib, on pardid, haned, luigid, kajakad, tiirud ja haigrud. Kõrge patogeensusega tüvesid on neilt leitud siiski harva, märksa sagedamini on neil tuvastatud kergete haigusnähtudega kulgevaid viirustüvesid. Hanelistel on erinevatest uuringutes tuvastatud LG viirust 10-30% isenditest, muudel liikidel 2% isenditest (Must *et al.* 2017).

Eestis läbiviidud uuringus (Kuresoo *et al.* 2006) hinnati linnugriipi nakatumise riski suurust linnuliikide seas viiepallilises skaalas. Kokku tuvastati 23 võimalikku riskiliiki, neist kümme kõrge (4–5 palli), neli mõõduka (3 palli) ja üheksa madala (1–2 palli) riskitasemega. Hanedest kuuluvad kõrge riskitasemega liikide gruppi valgepõsk-lagle, suur-laukhani ja hallhani, mõõduka riskitasemega liikide hulka rabahani ning madala riskitasemega liikide gruppi väike-laukhani. Kokku on Eestis kevadrände perioodil 33 riskiala ja üks tõenäoline riskiala (Narva veehoidla, täpsemad andmed puuduvad), mis on jagatud kuueks suuremaks riskipiirkonnaks. Kõrge riskiga aladeks loeti need piirkonnad, kus võib kevadel peatuda üle 10 tuhande riskiliikide hulka kuuluva linnu (joonis 34; Kuresoo *et al.* 2006).



Joonis 37. Lindude gripi riskialad Eestis lähtuvalt rändlindude peatumispaikadest (Kuresoo *et al.* 2006).

Eestis aastaringselt kohatavate ja siit läbi rändavate linnugripi riskiliikideks loetavate linnuliikide arv on suur. Samuti on suhteliselt suur Eestist läbi rändavate lindude hulk. Arvestades rändeteid ning otseseid ja kaudseid kontakte teiste lindudega peatuskohtades on potentsiaalselt nakatunud rändlindude arv suur (Must *et al.* 2017). Kuna linnugripi levik uluklindude populatsioonis on positiivses sõltuvuses nende arvukusega koondumisaladel (Gaidet *et al.* 2012), vähendab kõrge arvukusega liikide ohjamine endeemia puhkemise riski.

Eestis on 2021. veebruaris-märtsis diagnoositud kõrge patogeensusega lindude gripp (viirusetüvi H5N8) nii uluklindudel (kümnokk-luik, sinikael-part, hallhaigur) kui ka kodulindudel (<https://pta.agri.ee/>).

Meetmed – kuna linnugripp kujutab potentsiaalset ohtu nii majandusele, inimeste ja loomade heaolule, on probleemi ennetamiseks vaja pidev keskkonna monitoorimine, kogudes proove nii elusalt kui ka kütitud lindudelt, kuid ka keskkonnast, kus linnud viibivad (kasvandused ja vabas looduses olevad lindude kogunemiskohad; Hood *et al.* 2020). Valdkonnaga tegeleb Põllumajandus- ja Toiduamet.

### 6.3. Toitumisalade säilitamine

#### Püsirohumaad hanede toitumisaladena

Hanedele ja lagledele kui taimetoidulistele lindudele on rände ajal rohumaad esmaseks ja asendamatuks toitumis- ja peatumisalaks. 2020. aasta kevadel teostatud ulatusliku uuringu /Rewild 2020) järgselt eri põllukultuuride ja kõlvikutüüpidel kohatud hanede osakaal kogu uuringuperioodi (märts-mai) jooksul palju ei muutunud. Tärgranud viljaga põldudel, sh tali-teravili, taliraps ja erinevad suviviljad (teravili, hernes, uba jms) kohati kõigil neljal välitööringil u 10–15% hanedest (joonis 38). Tuleb arvestada, et mõnedel kõrrepõldudel võis olla tehtud otsekülv, kuid selliste põldude osakaal on vaatlejate hinnangus pigem madal ning vestlustest põllumeestega selgus, et paljudel juhtudel ei peeta probleemiks, kui haned viibivad kõrrepõldudel. Erinevatel kultuur- ja looduslikel rohumaadel ja karjamaadel kohati keskmiselt > 50% hanedest (Rewild 2020).

Eri põllukultuuride ja kõlvikutüüpidel kohatud hanede osakaal varieerus mõnevõrra piirkonniti. Lääne-Eestis kohati valdavalt enamust hanedest (> 80%) erinevatel rohu- ja karjamaadel. Lääne-Eestis on nn traditsioonilised hanede rändepeatuskohad, sh uurimisalade hulgas olnud Audru polder ja Matsalu rannaniit. Suurim osakaal intensiivpõllumajanduse aladel kohatud hanesid, u 54% (koos kõrrepõldudega 67%) oli Kesk-Eestis. Põhja-Eestis, kus hanede arv oli suurim, kohati intensiivpõllumajanduse aladel u 32–37% hanedest. Lõuna-Eesti paistab silma sarnaselt Lääne-Eestiga kõrge hanede osakaaluga looduslikel rohumaadel. Suuri haneparvesid kohati Aardla ja Valguta poldritel (Rewild 2020).

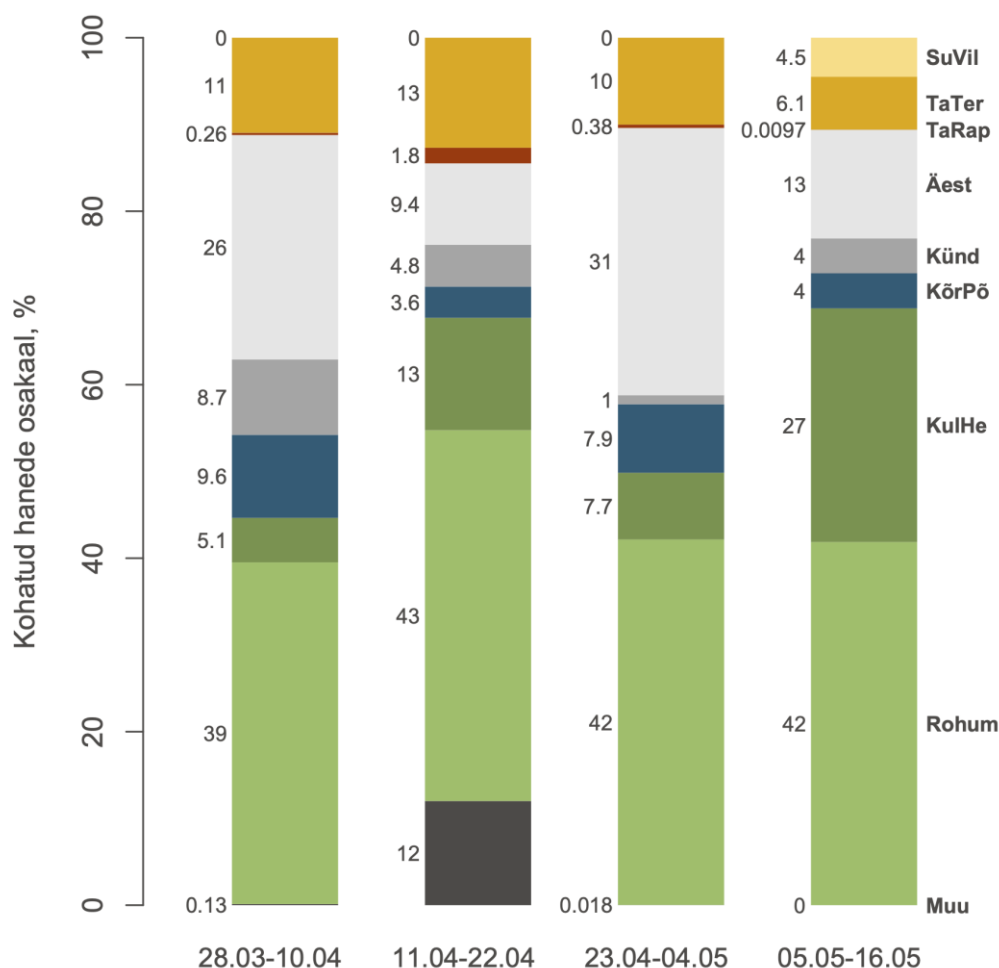
On leitud, et kui suur-laukhanesid tahtlikult viis korda päevas õhku hirmutada, suureneb nende päevane energiavajadus 12–16% võrra (Nolet jt 2016). Seega on väga oluline, et heidutamise lähiümbruses leiduks alternatiivseid toitumisalasid, sest vastasel korral võib heidutuse tagajärjel põllumajanduskahjude hulk piirkonnas suurened. Sobiva rohetaristu tagamiseks tuleb mitmel pool suurendada märgalade ja rohumaade hulka (Rewild 2020). Näiteks Belgias on käimas poollooduslike rohumaade taastamise programm, et oleks võimalik hanesid põldudelt suunata neile ajalooliselt loomulikke keskkonda (Madsen jt 2017). Kanadas on kevadjaht lubatud vaid põllumajanduslikel maadel ja on keelatud looduslikel aladel, et haned pöörduks tagasi märgaladele (Lefebvre jt 2017).

Eestis on hanede ja laglede toitumis- ja peatusaladena eelistatud püsirohumaad jaotunud suhteliselt

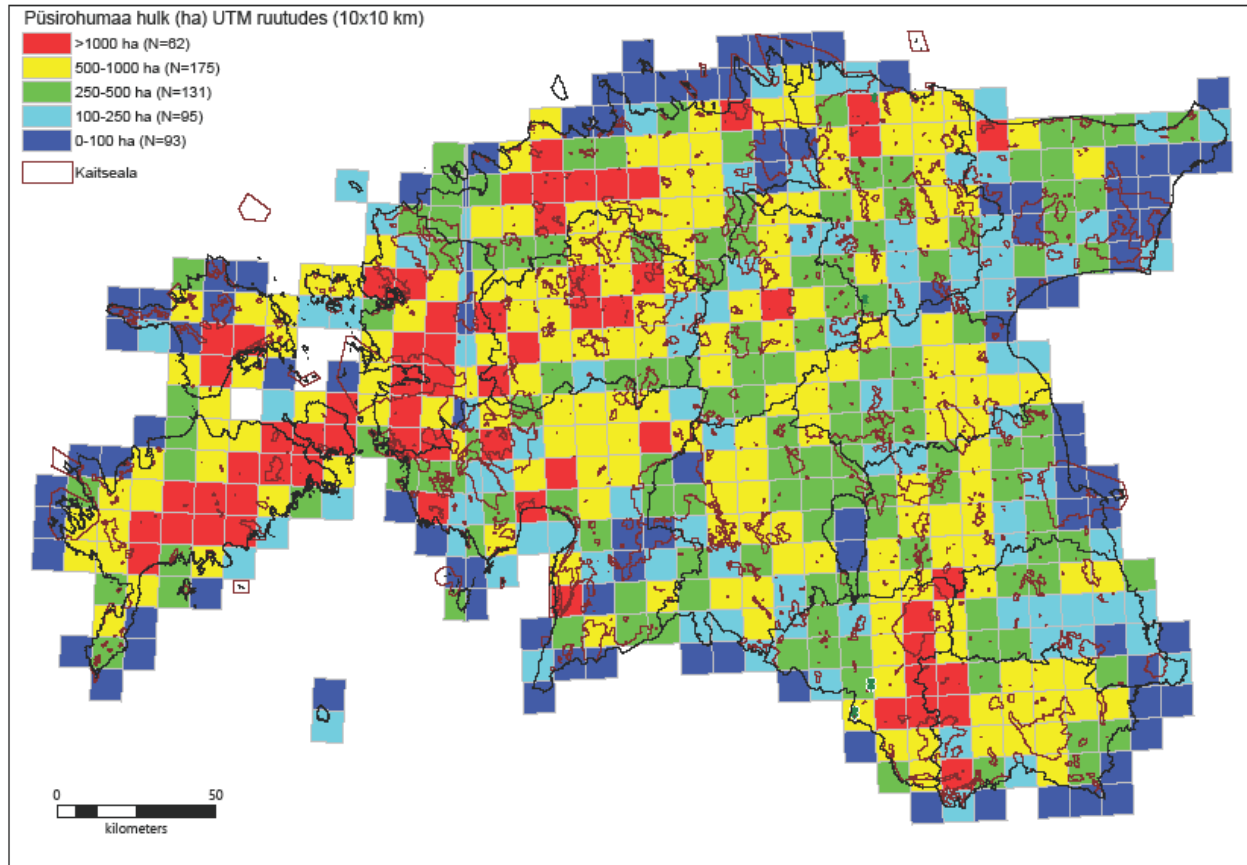
ühtlaselt üle kogu maa (Joonis 39). Vähem on rohumaid rannikualadel ja suurte loodusmaastike piirkondades (Alutaguse, Vahe-Eesti, Soomaa).

Keskkonnaameti loomakahjude hüvitamise andmebaasi järgselt on aastatel 2012-2020 rändlindude poolt püsirohumaadele tekitatud arvutuslik kahju 1 ha kohta oluliselt väiksem (keskmine arvutuslik kahju 242,8 €/1ha) kui viljapõldudele tekitatud kahju (keskmine arvutuslik kahju 327,1 €/1 ha).

Meetmed – püsirohumaade säilitamine ja laiendamine on nii laiemalt keskkonnahoiu kui kitsamalt hanedele-lagledel olulise peatumis- ja toitumisala tagamise seisukohalt olulise tähtsusega meede.



Joonis 38. Vaadeldud hanede arvu protsentuaalne jaotus eri põllukultuuridel ja kõlvikutel neljal välitööperioodil; registreeriti vaid maas olevad linnud. Igal perioodil kaeti vaatlustega võrdselt kogu uurimisala (Mandri-Eesti). Põllukultuurid ja kõlvikutüübid vastavalt: "SuVil" (helekollane) – erinevad suviviljad, sh suvi-teravili, hernes, uba jms; "TaTer" (tumekollane) – tali-teravili; "TaRap" (punane) – taliraps; "Äest" (helehall) – äestatud, randaalitud, rullitud vms taimkatteta põld (nn must maa), kuhu võib olla külvatud, kuid ei pruugi olla; "Künd" (tumehall) – küntud, taimkatteta põld (nn must maa), kuhu ei ole veel külvatud; KõrPõ (sinine) – kõrrepõld; "KulHe" (tumeroheline) – heinakultuur, ristik, lutsern vms; "Rohum" (heleroheline) – erinevad loodusliku murukamaraga rohumad ja karjamaad; "Muu" (must) – eelnevatesse tüüpidesse liigitamata ala, valdavalt veekogud, aga ka muud mitte põllualad. Väärtused tulpade kõrval vasakul näitavad loendatud hanede arvu protsentuaalset osakaalu vastaval põllukultuuril või kõlviku tüübil. Samas kohas võidi registreerida mitu põllukultuuri või kõlviku tüüpi vastavalt tegelikule olukorrale. Sellisel juhul jagati hanede arv registreeritud tüüpide vahel võrdselt (Rewild 2020).



Joonis 39. Püsirohumaade kogus (ha) UTM ruutudes (10x10 km). Püsirohumaade hulka on arvatud kõik põllumajanduslikus maakasutuses olevad maad, kus heintaimede segu on kasvanud vähemalt viimased 5 aastat; lisaks on püsirohumaade hulka arvatud pool-looduslikud lagedad niidud (Gunnar Sein, Keskkonnaamet).

### Poldrid hanede toitumisaladena

Kuna kõik poldrid on rajatud liigniisketele aladele, siis on need olnud juba enne poldrite rajamist olulised pesitsusalad ning rändepeatuskohad kümnetele tuhandetele vee- ja märgalalindudele. Pärast poldrite rajamist on need alad jäänud endiselt märgalalindude elupaigaks ning sellega tuleb arvestada. Poldrite esialgne mõte oli kasvatada seal heintaimi või kasutada neid alasid osaliselt ka karjamaadena. Idee oli hoida poldritel veetase kõrge intensiivse taimekasvu perioodil ehk kevadel, sest niiskel pinnasel on rohukasv parem ja rohi lopsakam. Mai esimesel poolel, kui taimekasv on intensiivsem, alandati veetaset. Sellisel viisil saab poldreid väga loodussõbralikult majandada ning see tuleks ka eesmärgiks seada. Üha suurenevad põllumajandusetoetused on kutsunud esile trendi, kus poldrid on muutunud atraktiivseks kohaks kasvatamiseks seal teisi põllumajandussaadusi peale heintaimede. Erinevate põllumajandusetoetustega oli 2019. a kõikide poldrite pindalast (8846 ha, Luigujõe 2019) kaetud 91% (8023 ha). Toetuste alusest pindalast moodustasid erinevad rohumaad 63% (5025 ha) ning teraviljad 27% (2210 ha). Ülejäänud 10% moodustavad väga erinevad kultuurid ja maakasutusviisid (näit raps, põlduba, hernes, kanep, tatar, köögi- ja aedviljad, astelpaju istandused, viljapuu- ja marjaaiad). Need kultuurid ei kannata kevadisi üleujutusi, mis on ka üks põhjustest, miks poldrite kuivendamine on muutumas üha populaarsemaks. Sellise stsenaariumi korral kaotavad kuivendatud poldrid täielikult oma loodusväärtuse, m.h hanede peatuskohana.

Poldrid, kus esineb kevadine üleujutus, on atraktiivseteks kohtadeks rändavatele hanelistele, hoides

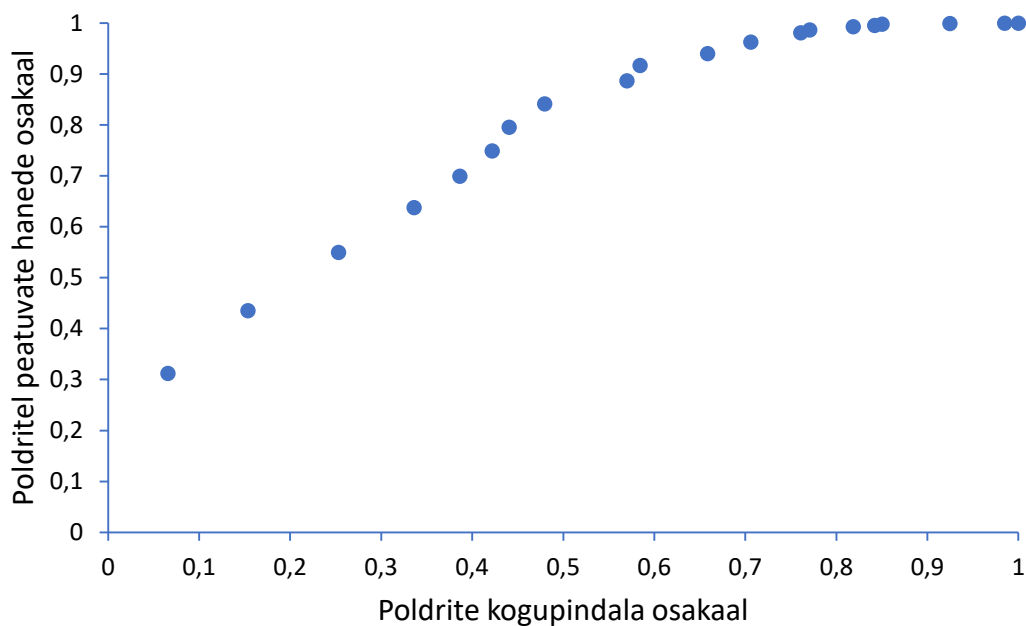
neid eemal põllumajandusmaadelt. Kuna üleujutatud rohumaadel on vesi erineva sügavusega ning servaaladel on ohtralt toitumisvõimalusi, pakuvad need alad samaaegselt nii turvalist puhkepaika kui ka soodsaid toitumisvõimalusi. Kui tagada nendel aladel hanedele rahulik olemine ning rakendada kevadise rändepeatuse perioodil ümberkaudsetel viljapõldudel intensiivset hirmutamist (6 korda päeva jooksul), toob see kaasa hanede koondumise ümberkaudsetelt põldudelt poldritele, kus toitumine on energeetiliselt tulusam kui ümbritsevatel viljapõldudel (kuigi toit on rohumaadel väiksema energeetilise väärtusega kui viljapõldudel, korvab rahulik toitumisvõimalus pidevaks lendamiseks kuluva energia kao). Põhimõtteliselt on võimalik tabelis 3 toodud esimese kaheksa poldri rohumaadele (4241 ha) koondada umbes 270 000 hane ehk 84% kõigil poldritel peatuvate hanede üldhulgast, mis moodustab olulise osa lõunapoolses Eestis peatuvatest hanedest (tabel 3, joonis 40).

Poldritel jm põllumajandusmaadel püsirohumaade säilitamise, tagasirajamise, majandamise, toetuste võimaluste kohta vt lähemalt: <https://www.pria.ee/registrid/pusirohumaade-sailitamine>. Põllumajandusmaade kasutusinfo kaardirakendus vt: <https://kls.pria.ee/kaart/>.

Tabel 3. Eestis poldritel peatuvad haned (Luigujõe 2019, autorite avaldamata andmed). Poldrid on järjestatud peatuvate hanede arvu järgi.

Jrk nr	Polder	Pindala, ha	Maakond	Kaitsestaatus	Peatuvaid hanesid
1	Aardla	579	Tartumaa	Ropka-Ihaste looduskaitseala (osaliselt)	101300
2	Tamme	780	Tartumaa	-	40000
3	Audru	880	Pärnumaa	Audru poldri looduskaitseala	37200
4	Navesti	732	Viljandimaa	-	28600
5	Sangla	445	Tartumaa	Võrtsjärve hoiuala (osaliselt)	20000
6	Kolga-Jaani	315	Viljandimaa	-	16100
7	Rämsi	166	Tartumaa	-	15005
8	Valguta	344	Tartumaa	Võrtsjärve hoiuala	15000
9	Räpina	799	Põlvamaa	Räpina poldri hoiuala	14670
10	Laeva	128	Tartumaa	-	9680
11	Tarvastu	655	Viljandimaa	-	7600
12	Varnja	420	Tartumaa	-	7300
13	Korva	488	Valgamaa	-	6010
14	Loksu	87	Lääne-Virumaa	-	1905
15	Räpusaare	421	Viljandimaa	-	1900
16	Veldingsoo	208	Jõgevamaa	-	890

Jrk nr	Polder	Pindala, ha	Maakond	Kaitsestaatus	Peatuvaid hanesid
17	Mällikvere	74	Jõgevamaa	-	830
18	Audla	658	Saaremaa	-	390
19	Puduküla	532	Jõgevamaa	-	130
20	Sikassaare	135	Saaremaa	-	120
<b>Kokku</b>		8846			324630



Joonis 40. Poldrite kogupinna seos seal peatuvate hanede osakaaluga.

Alljärgnevalt on koondatud hetketeadmised (Luigujõe 2019) poldrite kohta, kus on loendatud kuni 5000 hane, seisundist ja mida on soovitatav teha.

**Audru polder** (880 ha, koosneb Audru ja Nurme poldrist) on Audru aleviku ja Valgeranna vahelisest 2,5 kilomeetri pikkusest alleest lõuna poole jääval ranna-alal asuv Eesti esimene polder, mis rajati 1938. aastal üleujutuste ärahoidmiseks Audru rannaniidule. 1970-ndatel aastatel laiendati poldrit lääne suunas.

**Navesti polder** asub Olustverest idapool, endisel Navesti jõe lamminiidul. Polder koosneb Navesti jõe paremkaldal asuvast Navesti-Kõo poldrist (297 ha) ja jõe vasakkaldal Navesti-Olustvere poldrist (435 ha). Navesti-Kõo poldril põlluharimist ei toimu. Seal on laiaulatuslik heinamaa, mis on osaliselt kinni kasvanud. Poldri Olustvere poolne osa on rohkem kraavitatud, mistõttu kasvatatakse seal rapsi ja maisi ning ala on seetõttu heaks toitumiskohaks hanelistele. Kuna poldri pumpla ei tööta, on seal tihti kevadised üleujutused, mis meelitab ligi paljusid rändlinde.



**Kolga-Jaani polder** (315 ha) koos nelja lahustükiga asub Viljandimaal Põltsamaa jõe paremkaldal. Lõunapoolne polder on põllumajanduslikus kasutuses, kuid kolm eraldiseisvat lahustükki on kinni kasvamas. Kuna poldril ei toimu pumpadega vee reguleerimist, siis esinevad poldril iga-kevadised üleujutused. Üleujutuse kulminatsioon on aprilli keskel, mis on küll laiaulatuslik, kuid katab siiski vaid poole poldri pindalast.

**Sangla ehk Väike-Rakke polder** (445 ha) asub Tartumaal Konguta peakraavi ääres, mille kaudu juhitakse poldri veed Võrtsjärve. Polder ehitati 1978. aastal. Kui polder 1990-ndate aastate alguses kasutusest välja langes, tekkisid alale suured üleujutusalaad, mis meelitasid kokku suurel hulgal veelinde. Sellest tulenevalt arvati ala ka Võrtsjärve hoiuala koosseisu ning alale koostati kaitsekorralduskava, mille eesmärk oli alal kaitsta seal elavaid ja peatuvad liike (Otsus *et al.* 2010). Praegu (2019) toimub alal ka viljakasvatus.

**Tamme polder** (780 ha) asub Sangla poldrist lõunas ning on ehitatud 1974. aastal. Polder oli 2019. a töökorras. Vee ärajuhtimine poldrilt Võrtsjärve toimub pumpamise teel Tamme peakraavi kaudu. Suurel alal toimub intensiivse põllumajandus ehk viljakasvatus. Sellest tulenevalt on polder tähtis haneliste toitumisala ja seda eriti kevadrändel. Siin võib peatuda tippaegadel kuni 40 000 hane (Maaülikooli andmebaas), kes toituvad erinevatel aastatel erinevatel põllumassiivi osadel, sõltuvalt põllukultuuridest. Veelindudele meelepäraseim koht poldril on selle lõunaosa, sest see ala on kõige märjem ning kohati ka üleujutatud.

**Valguta polder** (344 ha) asub Võrtsjärve lõunaosas endisel liigniiskel järvelammil ning on üks Eesti vanimatest poldritest, mis valmis 1966. a. 2009. aastal seiskus vee pumpamine poldrilt pumba rikke tõttu, mistõttu muutus poldri keskosa liigniiskeks ja seal esinesid suured kevadised üleujutused. See oli omakorda põhjuseks, miks Valguta polder muutus kiiresti väga atraktiivseks alaks nii pesitsevatele kui ka rändavatele vee- ja märgalalindudele. Nii nagu Sangla polder, võeti ka Valguta oma väga rikkaliku linnustiku poolest Võrtsjärve linnualana Võrtsjärve hoiuala koosseisu, samuti jääb polder kogu ulatuses Võrtsjärve loodusala. Võrtsjärve hoiuala kaitsekorralduskavas (2011-2022; Otsus *et al.* 2010) on sätestatud ala kaitsega seonduvad tegevused. Ometi rekonstrueeriti Valguta polder 2013. aastal täielikult, süvendati kraavid ning kogu ala kuivendati. Poldri väärtuse saaks taastada juhul, kui kevadise suurvee ajal takistada vee äravoolu. Taoliste väärtuslike märgalade kaotamisega kasvab oluliselt haneliste surve põldudele, mistõttu suureneb hanede konflikt põllumajandustootjatega.

**Tarvastu polder** (655 ha) asub Võrtsjärve läänekaldal ning piirneb Võrtsjärve hoiualaga. Polder valmis kõikidest Võrtsjärve poldritest kõige hiljem, 1982. aastal. Vesi juhiti pumpamise teel Tarvastu jõkke. Pumbajaam lakkas töötamast 1996. aastal, mistõttu jäi poldri töötav eluiga suhteliselt lühikeseks. Ala on oluline hanede kevadrändeaegne peatuskoht ning selle kadumine võib esile kutsuda suurema hanede surve põldudele

**Rämsi ehk Uula polder** (166 ha) asub Rämsi külast põhjas ning piirneb Alam-Pedja looduskaitsealaga ning Alam-Pedja linnu- ja loodusala. Poldri vesi pumbati varasemalt Teilma oja, kuid pärast selle lõpetamist on ala liigniiske ning kuulus oma ulatuslike kevadiste üleujutustega. Põllumajandusameti andmetel on Rämsi polder maaparandusobjektide hulgast välja arvatud (Maaameti geoportaal).

**Laeva ehk Valmaotsa polder** (128 ha) asub Tallinn-Tartu maantee ääres 25 km Tartust ning on rajatud Laeva jõe lamminiidule. Poldril pole kaitsestaatust, kuigi ta piirneb vahetult Alam-Pedja looduskaitsealaga ning Alam-Pedja linnu- ja loodusala. Polder töötab isevoolselt. Kindlasti on soovitatav hoiduda poldri kuivendamisest, kuigi sellega 2019. aastal juba alustati. Oluline on ala kesk- ja edelaosa kevadine üleujutus.

**Aardla polder** (579 ha) on rajatud Emajõe ja Porijõe luhale 1980-ndate aastate alguses. Polder asub osaliselt Ropka-Ihaste looduskaitseala piires, mis loodi 2014. aastal. Vaid poldri lõunaosa jääb sellest välja.

**Varnja polder** (420 ha) asub Tartumaal Varnja külast läänes ning on üks vähestest töötavatest poldritest Eestis. Vee eemaldamiseks poldrilt kasutatakse pumпасid, kust see pumbatakse selleks rajatud Varnja peakraavi, mille kaudu voolab vesi edasi Peipsi järve. Polder rajati vanale järveluhale, kus toimus mõõdukas karjatamine ning heinategu. Poldril toimub intensiivne põllumajandus.

**Räpina polder** kogupindalaga 1358 ha asub Räpinast kirdes, Lämmijärve ääres ning on hetkel Eesti suurim poldriala. Polder rajati looduslikule järvelammile, mis oli otseühenduses järvega ning mis oli seetõttu tähtis kalade kudemisala ning vee- ja märgalalindude pesitsus- ja peatuskoht. Poldrit asuti rajama 1967. aastal ning tööd kestsid 1985. aastani, jõudmata kõiki planeeritud alasid poldriks muuta. Kuna poldrit ehitati väga pikka aega, siis võib rääkida viiest poldri osast: Räpina V (193 ha), Räpina IV (290 ha), Poldriäärne (62 ha), Tooste põllud (14 ha) ja Räpina I (799 ha). Veerežiimi tagamiseks rajati poldrile 80 km pikkune kraavide võrgustik. Poldri kasutamine vähenes kohe peale Eesti taasiseseisvumist ning 2000. aastaks oli kasutusel vaid viiendik varem kasutatud poldrialast. Seetõttu seisati ka pumbad ning ala veetaset hakkas määrama taas naabruses olev järv. Räpina polder jääb valdavas osas Räpina poldri hoiualale ja Räpina poldri linnualale, v.a Poldriäärne.

**Korva polder** (488 ha) asub Valgamaal Sangaste-Tsirguliina maanteest lõunas ning mis rajati 1970. aastal. Kuna tegemist on liigniiske endise Väike-Emajõe luhaga, siis toimusid seal osalised üleujutused ka pärast poldri rajamist. Vesi pumbati Tirgu ojja, kust see voolas Väike-Emajõkke. Pärast seda, kui „Laatre Piim” lõpetas 2003. aastal poldril tegutsemise ning poldri pumpla seisma pandi, tõusis hüppeliselt ala tähtsus hanede peatuspaigana. 2018. aastal võeti alal ette suuremahulised maaparandustööd, mille käigus süvendati kraavid ning kuivendati kogu poldriala. 2019. aasta suvel pritsiti lindude pesitsusajal kogu polder üle glüfosaadiga, mille tõttu hävines kogu taimestik. Tulemuseks oli ühe Lõuna-Eesti suurima rohunepimängu (10-15 isaslindu) hävimine. Korva juhtum on kahetsusväärne ning vastuolus looduskaitseaduses sätestatud isendikaitse sätetega.

Meetmed – poldritel tegutsemise soovitatavad meetmed on loetletud eraldi iga ala kohta tegevuskavas.

### **Rannaniidud hanede toitumisaladena**

Keskkonnaregistri kohaselt on Eestis rannaniite kaardistatud 1852 alal (sageli jaguneb üks suur niiduala väärtushinnangute põhjal mitmeks väiksemaks osaks) kogupindalaga 18 953 ha. EELIS andmete põhjal hooldati 2019. aastal rannaniite ühtekokku 8124 ha ehk 43% rannaniitudest. Põhja-Eestis kaardistatud 755 ha-st hooldati vaid 155 ha ehk 21%. Valgepõsk-lagle on meil massilisemalt peatuvatest hanedest ainuke, kes on rändeperioodil selgelt seotud hästi hooldatud madalmuruste rannaniitudega. Valgepõsk-lagle puhul on teada, et talvitusajal enne rändeperioodi hakkavad lagled enam toituma soolakutel kui karjamaadel, jälgides valgu sisalduse muutust. Teiseks on soolakutel häirimine väiksem. Kuigi soolakutel on taimede toiteväärtus madalam, korvab rahulik toitumine toiteväärtuste erinevuse karjamaadega (Pot et al. 2019). Suure tõenäosusega võis kümnekond aastat tagasi alanud valgepõsk-lagle arvukuse kiire kasv Põhja-Eesti rannikualadel olla seotud pigem Lääne-Eesti rannaniitude piiratud mahuga ehk keskkonna kandevõime ületamisega, kui väga ulatusliku rändestrategie muutusega (Eichhorn et al. 2009).

Meetmed – rannaniitudel, eriti praegu majandamisest väljas olevatel niitudel, on hanede toitumisaladena suur potentsiaal. Rannaniitude ulatuslik taastamine ja edasine hooldamine omab väga suurt tähtsust eeskätt valgepõsk-lagle poolt põhjustatud kahjude vähendamiseks rannikulähedastel

põldudel. Tähelepanu tuleb pöörata just Põhja-Eesti väheste rannaniitude maksimaalsele taastamisele ja hooldamisele.

## **6.4. Küttimine**

### **6.4.1. Hanede ja laglede jahti korraldus Eestis**

Hanede ja laglede kaitse ja jahti korraldust Eestis reguleerivad nii siseriiklik seadusandlus (Looduskaitseseadus, Jahieeskiri) kui ka EL Linnudirektiiv ning rahvusvahelised konventsioonid (Berni konventsioon ja Maailma rändliikide konventsioon ehk Bonni konventsioon).

Jahieeskirja kohaselt võib hallhanele, rabahanele, suur-laukhanele, kanada laglele ja valgepõsk-laglele pidada varitsus-, hiilimis- või peibutusjahti ning jahti jahikoeraga, välja arvatud FCI 6. rühma kuuluva jahikoeraga, 20. septembrist 30. novembrini, sealhulgas valgepõsk-laglele nende lindude tekitatud põllukahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil.

Kevadise heidutusjahti ning sügise hanejahti korraldamisel rakenduvad, eriti valgepõsk-lagle puhul, mitmed Linnudirektiivist ja Berni konventsioonist tulenevad regulatsioonid, mida on lähemalt käsitletud ptk 7.3.

Lisaks klassikalistele piirangutele, mis on seotud jahiaja ning jahikeelualadega, on viimastel aastatel lisandunud ja lisandumas veel mitmeid piiranguid, mis on hanejahti võimalusi kahandanud või kahandamas:

- Pliihaavlite kasutamise keelamine veelinnujahil alates aastast 2013. Pliihaavlitele alternatiiviks on terashaavid, millega laetud padrunitega on ohutu lasta vaid selleks ettenähtud relvadest. Suur osa jahimeestest kasutab aga vanemaid Venemaa tehastes valmistatud sileraudseid jahipüsse, mis terashaavlite kasutamiseks ei sobi. Ka ei ole terashaavel küttimisel nii efektiivne, kui pliihaavel.
- Vastavalt jahieeskirjale on jaht valgepõsk-laglele lubatud vaid nende poolt tekitatud põllukahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil. Praegu tõlgendatakse antud sõnastuses piirkonnana konkreetset põllumaad ning klassikalise hanejahti (õhtusest lennust veekogule) käigus valgepõsk-lagle laskmist käsitletakse rikkumisena. Samas on sügisrändel lagledest ja hanedest koosnevad segaparved väga tavalised ning laglede eristamine parvest lennupildi järgi hämaras üsna võimatu.
- Keskkonnaameti tellitud 2018. aastal valminud kaitstavate alade linnujahti analüüsi (Nellis jt 2018) tulemustena tuuakse välja vajadus märgatavalt laiendada kaitsealade hulka, kus varem lubatud linnujaht saaks olema keelatud. Kaitse-eeskirjade regulaarse uuendamise käigus on neid ettepanekuid ka arvestatud ning hanejahiks lubatud ala on vähenemas.

Samaaegselt uute piirangute sätestamisega on tehtud ka üks oluline leevendus, mis hanejahti võimalusi märgatavalt suurendanud on. Nimelt laiendati uue jahiseadusega (RT I, 16.05.2013, 2) väikeulukite, kelle hulka kuuluvad ka haned, jahipidamise õigust: kui varem oli see vaid jahimaa kasutajatel, siis alates 2013. aastast ka maaomanikel.

### **6.4.2. Kevadine heidutusjaht kui ohjamistegur**

Lindude, sealhulgas hanede ja laglede, letaalset heidutamist ehk heidutusjahti põllumaadelt, kalakasvatustest ja lennujaamadest on laialdaselt praktiseeritud, kuid tegevust toetavaid

teadusuuringuid napib (Burger 1983; Fox jt 2017; Mansson 2017; Parrot jt 2003). Senised vähesed letaalse heidutuse uuringud on mõnel korral näidanud meetme kõrget efektiivsust põllumaadel. Suurbritannias, kus oli palgatud täiskohaga tööline järjepidevaks mustlaglede heidutamiseks koos vähese küttimisega, vähenes troppide hulk 93–100% võrreldes aastatega, mil ühtegi heidutusvahendit ei kasutatud (Vickery & Summers 1992). Tööst võib järeldada, et heidutamise sagedus võib olla tähtsam kui hukkunud hanede hulk (Rewild 2020). Rootsis kevadel ja suvel läbi viidud katse näitas, et letaalse heidutuse järgselt oli hallhanede arvukus põllul 63% väiksem, mis ühtlasi oli oluliselt suurem langus kui häiringuvabadel kontrollpõldudel (Mansson 2017). Heidutuse järgselt oli ka järgneval kolmel päeval hanede arvukus põllul oluliselt väiksem kui varem, kuid iga heidutusjärgse päevaga arvukus vähesel määral siiski taastus. Mansson (2017) töö tulemused näitasid, et heidutamine ei pannud linde inimese lähenedes kiiremini valvsaks muutuma ega suurendanud nende põgenemiskaugust. Uuringu autor tõi võimalikuks seletuseks, et heidutamise järgselt uuritud isendid ei pruukinud olla samad isendid, keda algselt mõõdeti ja heidutati. On ka tõenäoline, et ühekordne kogemus – eriti, kui seos püssipaugu ja läheneva inimese vahel on kaudne – ei ole antud käitumismustrite muutmiseks piisav (Rewild 2020). Juhuslik ja koordineerimata hanede heidutusjaht ei pruugi tulemust anda isegi siis, kui küttimismaht on suur.

Eestis uuriti aastatel 2019-2020 pilootprojekti raames kevadise heidutusjahi efektiivsust hanekahjude ärahoidmiseks (Rewild 2019, 2020). Uuringu hüpoteesiks oli, et linnud muutuvad heidutusjahi tulemusel ettevaatlikumaks ning neid on lihtsam hiljem ka teiste meetoditega hirmutada. Kevadrändel olevad haned viibivad Mandri-Eestis põhiliselt neljas piirkonnas (Lääne-Eesti saartel kontrollvaatlusi ei teostatud): Ida-Harjumaal, Lääne-Virumaal ja Ida-Virumaa põhjaosas, Lääne-Eesti rannikupiirkondades, Tartu ja Võrtsjärve ümbruses. Vaid u 10–15% hanedest viibib kahjustustele tundlikel põldudel. Enamus hanesid viibib rohumaadel ja põldudel, mis kõik ei ole kahjustuste suhtes tundlikud. Kaitsealused rohumaad on hanedele olulised, tihti kohati seal väga suuri haneparvi (nt Valguta, Audru, Matsalu). Uuringu raames peetud jahi käigus olulisi probleeme ei tuvastatud ning järeldati, et rangelt seatud eeltingimuste täitmisel on võimalik kevadise heidutusjahi kui ühe tavaheidutust täiendava meetme teostamine võimalik. Heidutusjaht võib olla põhjendatud tundlike kultuuridega põldudel kõrge hanearvukusega piirkondades. Heidutusjaht võib olla otstarbekas täiendava heidutusmeetmena, kuid olulist kestvat ega ulatuslikku mõju heidutusjahil ei tuvastatud. Heidutusjaht ei mõjutanud hanede esinemist samal põllul pärast jahti. Heidutusjahi mõju on sarnane tavaheidutuse mõjuga. Heidutusjahil puudub kestav ja ulatuslik mõju hanede kohalolule ja kartlikkusele ümbritseval alal, sõltumata küttitud hanede hulgast. Kuna suur-laukhane ja valgepõsklagle arvukus on väga kõrge, siis nende küttimine piiratud mahus ei mõjuta nende populatsiooni. Hallhanesid registreeriti vaatluste käigus vaid Lääne-Eestis, kus oli tegu kohalike pesitsevate lindudega, kelle küttimine ei ole lubatav. Ka läbi rändavate hallhanede arvukus on marginaalne võrreldes massliikidega ja seega olulisi kahjusid põllumajandusele hallhaned Eestis ei tekita (Rewild 2020) ning nende kevadine küttimine ei ole põhjendatud. Kuigi põllumajandustootjad on heidutusjahi vastu näidanud üles suurt huvi, saab seda käsitleda vaid kui ühte täiendavat meedet hanede hirmutamiseks, mille mõju on lokaalse tähtsusega ning seega mõju seatud eesmärkide saavutamiseks ei ole tõestatud. Kuna antud uuring oli lühiajaline ning piiratud ulatuses, ei pruugi see heidutusjahi tegelikku mõju näidata. Samas on uuringu tulemuste osas soovitatud heidutusjahiga jätkata. Arvestama peab, et heidutusjahiga kaasnevad suured tööjõu ja administratiivsed kulud ning aruandlus.

Kevadine heidutusjaht võib olla rakendatav kui üks ökoloogilisi, majanduslikke ja sotsiaalseid huvisid arvestav adaptiivne hanede ohjamismeede. Letaalse heidutuse rakendamine peab olema reguleeritud selgete ja põhjendatud teostamise tingimustega ning selle tegevused ja tulemuslikkus korrektselt seiratud.

Kevadine heidutusjaht ohutegurina puudutab eeskätt väike-laukhane ning taiga-rabahane. Kolmanda

liigina, kes võib juhuslikult ohvriks langeda, on maailmas ohustatud liikide kategooriasse kuuluv punakael-lagle. Viimane on Eestis väikesearvuline rändur, keda kevadel nähakse kokku kuni mõnikümme isendit, sügisel aga üksikuid linde. Kevadine heidutusjaht mõjutab oma häiringuga sarnaselt tavalise mitteletaalse heidutusega negatiivselt ka teisi varapesitsevaid ja läbirändavaid linnuliike ning muid erinevaid loomaliike.

Kevadine heidutusjaht hanedele on **kriitilise tähtsusega**<sup>1</sup> ohutegur väike-laukhanele, **suure tähtsusega** ohutegur taiga-rabahanele ning **väikese tähtsusega** ohutegur punakael-laglele.

Eestist rändab läbi vaid väike-laukhane Fennoskandia populatsioon, mille suuruseks hinnatakse vaid 105-120 isendit. Pesitsevate paaride arvuks hinnatakse 30-35 (Fox & Leafloor 2018). Viimase kolmekümne aasta populatsiooni madalseis (ca 30 isendit) oli perioodil 2007-2010. Populatsiooni senise maksimumarvukuse, ca 110 isendit, saavutamiseks kulus seitse aastat (2017), kuid kahel järgneval aastal arvukus langes taas umbes 90 isendini (<https://www.piskulka.net/fenno.php>). 2020. aastal peatus Hiiumaal taas 102 isendit (Rewild 2020).

Fennoskandia populatsioon talvitub Kreekas ning kevadrände põhisuund kuni pesitsusaladeni Põhja-Norras ongi põhi. Olulisemad peatuskohad kevadrändel asuvad Ungaris Hortobágy rahvusparkis, Lääne-Eestis, Soomes Oulu lähistel ning Norras Porsangifjordi kallastel. Lääne-Eestis asuvad olulisemad peatuskohad Matsalu lahe (Matsalu rahvuspark, Haeska hoiuala), Haapsalu lahe (Silma looduskaitseala) ja Käina lahe piirkonnas (Käina lahe-Kassari maastikukaitseala). Üksikud, kuid regulaarsed on teated vaadeldud väike-laukhanedest Tartumaalt, Pärnumaalt ja Saaremaalt (Toming & Ojaste 2008). Väike-laukhaned saavad Eestisse tavaliselt aprilli keskpaigas ning viibivad siin maksimaalselt kuni 10. maini. Tegutsevad sageli teistest hanedest eraldi.

Väike-laukhani on Eestis I kaitsekategooriasse kuuluv liik ning Maailma punases nimestikus kahaneva arvukusega ohualdis liik (BirdLife International 2018e). Peamisteks ohuteguriteks liigile peetakse jahti, elupaikade kadu rändepeatus- ja talvituseladel ning kindlasti ka madalat sigimisedukust, mida mõjutab oluliselt rebase arvukus (Aarvak *et al.* 2017). Teadaolevalt (Markkola & Karvonen 2020) võib väike haudeasurkond, mille pesitsemist mõjutab ka rände ajastus pesitsusalast 600 km lõuna pool, teatud minimaalse arvukuseni langemisel laguneda ning allesjäänud linnud hajuda. Arvestades erinevate ohutegurite kumuleeruvat mõju, tuleb kevadist heidutusjahti pidada kriitilise tähtsusega ohuteguriks, mis võib suunata liigi Fennoskandia haudeasurkonna hävimisele 20 aasta jooksul.

Selleks et välistada väike-laukhane juhuslikku sattumist kevadise heidutusjahi ohvriks, tuleb heidutusjaht välistada kõikides tõendatud ja regulaarsetes väike-laukhane peatuspiirkondades. Väike-laukhanede saabumist Eestisse ja siinseid peatusalasid on olnud võimalik 2020. a ja mõnel eelneval aastal jälgida rahvusvahelises koostöös satelliitsaatjatega märgistatud väike-laukhanede vahendusel. Kuigi enamik rändelt saabunud väike-laukhanesid tegutsevad üheskoos, võib aeg-ajalt leida ka üksikisendeid või mõnelinnulisi salku teistes peatuskohtades. Heidutusjaht on välistatud kaitstavatel aladel, et vältida seal kaitse-eesmärgiks olevate rändavate ja pesitsevate liikide olulist häirimist.

Eesti Ornitoloogiaühing on osaline perioodil 01.09.2020-31.08.2025 toimivas LIFE projektis „*Providing a climate resilient network of critical sites for the Lesser White-fronted Goose in Europe*“

<sup>1</sup> Ohutegurite tähtsust on hinnatud järgmise üldkasutatava skaala alusel: kriitilise tähtsusega – võib viia liigi hävimisele 20 aasta jooksul; suure tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele enam kui 20% ulatuses; keskmise tähtsusega – võib viia 20 aasta jooksul populatsiooni kahanemisele märkimisväärsel osal areaalist vähem kui 20% ulatuses; väikese tähtsusega – teguri mõju lokaalne, populatsiooni kahanemine on 20 aasta jooksul väiksem kui 20% (Tucker, Evans 1997).

(LIFE19 NAT/LT/000898). Eesti osapoole üheks ülesandeks on ka väike-laukhane seire läbiviimine väike-laukhane peamistest rändepeatuskohtades. Selle projekti raames kogutavat infot on võimalik kasutada ka võimaliku hanede kevadise heidutusjahi operatiivsel korraldamisel.

Ohustatud taiga-rabahani on äärmiselt sarnane tundra-rabahanega ning välitingimustes nõuab nende eristamine teiste rabahanede seas suurt kogemust. Üldine seisukoht on, et taiga-rabahani rändab meil läbi varem (rände esimeses laines, aprillis) ja kasutab eelkõige rändeteena Lääne-Eestit, kuid osa isendeid satub ka sisemaale. Tundra-rabahani on arvukam ja saabub tavaliselt aprillis-mais. Eestis neil ilmselt erinevad peatusalade eelistused puuduvad. Eestis peatuvate taiga-rabahanede pesitsusalad on teadmata.

Koos teiste hanedega nähakse sageli toitumas punakael-lagle üksikisendeid. Harvem leitakse neid 3-5 isendiliste salkadena teiste hanede seas. Punakael-lagle populatsiooni peamised talvitusosalad asuvad Musta mere lääne- ja põhjarannikul (Fox & Leafloor 2018). Eestisse sattuvad punakael-lagled on pesitsusaladel ühinenud valgepõsk-laglede, raba- ja suur-laukhanedega, kellega koos rännatakse talvitusaladele Lääne-Euroopas ning järgneval kevadel tagasi pesitsusaladele. Kuna tegemist on enamasti üksikisenditega suurtes haneparvedes, on kevadine heidutusjaht liigile **väikese tähtsusega** ohutegur.

## Meetmed

Kui hanekahjustuste vältimiseks rakendatakse kevadist heidutusjahti, tuleb:

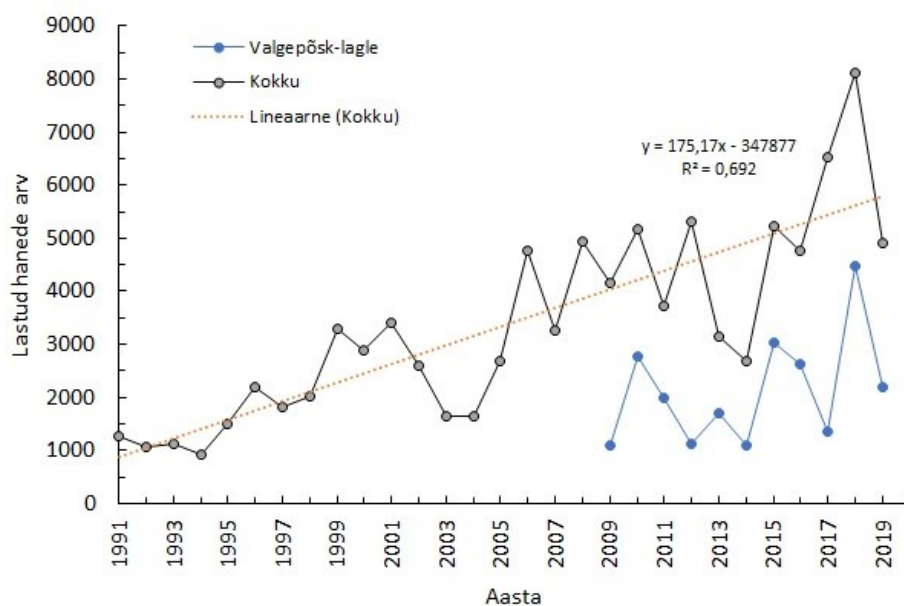
- lubada kevadisel letaalsel heidutusel küttida ainult suur-laukhane, valgepõsk-laglet ja kanada laglet kui kasvava arvukusega ja kergesti äratuntavaid liike;
- välistada heidutusjaht kõikides tõendatud ja regulaarsetes väike-laukhane peatuspiirkondades ning kaitstavatel aladel;
- teostada heidutusjahti vaid viimasel viiel aastal suure intensiivsusega linnukahjude piirkondades, kava kinnitamise ajal olid nendeks piirkondadeks Põhja-, Ida- ja Kesk-Eesti;
- lubada heidutusjahi pidamist vaid külvatud kultuuridel (teravili, uba, hernes, õlikultuurid), mitte aga kesal, söötis maal, rohumaadel;
- välistada turismijaht ja peibutuskujude kasutamine, heidutusjahi teostus peab olema võimalikult sarnane tavaheidutusele (inimene lindudele nähtav enne ja pärast lasku, saak koristatakse ära, ei kasutata varjeid, kütitavate isendite arv limiteeritud);
- arendada rahvusvahelist koostööd ning selle raames aktiivselt vahetada saatjaga varustatud lindude rändeandmeid
- tõhustada kevadist väike-laukhane seiret Eestis, et leida põhiparvest hälbinud isendite peatusala(d);
- lubada heidutusjahti vaid koos vastavate taustandmete süstemaatilise kogumisega, mis annaks võimaluse analüüsida heidutusjahi pikemaajalist mõju kahjustuste vähenemise osas.

### 6.4.3. Sügisene hanejaht kui hanede soodsa seisundi ohutegur

Vastavalt kehtivale jahieeskirjale (RT I, 20.12.2019, 30) võib Eestis pidada jahti hallhanele, rabahanele, suur-laukhanele ja valgepõsk-laglele 20. septembrist 30. novembrini. Valgepõsk-laglele võib vastavalt linnudirektiivile jahti pidada ainult nende lindude poolt tekitatud põllukahjustuste piirkonnas oluliste kahjustuste vältimise eesmärgil. Praegu tõlgendatakse selles sõnastuses piirkonnana konkreetset põllumaad ning klassikalise hanejahi (õhtusest lennust veekogule) käigus

valgepõsk-lagle laskmist käsitletakse rikkumisena. Hanedele võib pidada varitsus-, hiilimis- või peibutusjahti ning jahti jahikoeraga, välja arvatud FCI 6. rühma kuuluva jahikoeraga. Kehtiv jahieeskiri on vastu võetud 2013. aastal ning sellest ajast alates on hanejahi aja osas tehtud erinevates redaktsioonides ainult üks muudatus: jahi algus on viidud 10. septembrilt 20. septembrile. Uue jahiseadusega (RT I, 16.05.2013, 2) laiendati väikekulukite, kelle hulka kuuluvad ka haned, jahipidamise õigust ka maaomanikele, varem oli see õigus vaid jahimaa kasutajatel.

Aastatel 1991–2019 on Eestis ametliku jahistatistika andmetel lastud aastas 919–8115 hane. Lastud hanede arvu trend on tõusev, milles omab suurt rolli lastud valgepõsk-lagled hulk (joonis 41). Valgepõsk-laglele hakati põllumajanduskahjustuste vältimiseks Eestis jahti pidama 2009. aastal ning aastas on lastud 1085–4474 laglet (andmed: EELIS).



Joonis 41. Lastud hanede ja valgepõsk-lagled koguarv Eestis perioodil 1991–2019 (andmed: EELIS).

Sügisene hanejaht senises mahus ei ole ilmselt arvestatav mõjutegur väike-laukhanele, taiga-rabahanele ja punakael-laglele. Sügisene väike-laukhane rände strateegia viib linnud kas (1) Eestis peatust tegemata otse talvitusaladele mõne lühikese peatusega Eestist lõuna pool või (2) väike-laukhaned liiguvad sügiseks Kanini poolsaarele ning sealt suundutakse otse Ungarisse (Toming & Ojaste 2008).

Sügisrändel Eestis peatuvate taiga-rabahane arvukuse kohta on andmed vähesed ning andmed esinemise kohta jahisaagis puuduvad (mis ei välista nende esinemist jahisaagis). On teada (Kölzsch *et al.* 2016), et sügisel kasutavad haned maksimaalselt soodsaid rändeolusid ning nad eelistavad soodsate rändetingimuste korral peatuseta rännet talvitusaladele, mis lühendab oluliselt nende rändeperioodi.

Väike-laukhane teadaolevad rändepeatuspäigad (eeskätt puhkealad) paiknevad kõik kaitstavatel aladel.

Punakael-laglesid nähakse sügisrändel peatumas vaid üksikuid isendeid ning seetõttu ei oma sügisene hanejaht arvestatavat ohtu liigile.

Meetmed – oluliselt tuleb parandada jahimeeste hanede tundmist sh kütitavate lindude määramise osas.

## 6.5. Kahjustuste vähendamine

### 6.5.1. Hanede toitumisökoloogia

Mitmete hane- ja lagleliikide populatsioonide kasvuga on kaasnenud ka nende leviku laienemine. Samaaegselt hanede ja laglede arvukuse tõusuga läbi aastakümnete on toimunud muutused ka maastikus ja selle kasutuses. Taimtoidulised linnud, nagu on seda kõneksolevad hane- ja lagleliigid, on toimunud muutustega kaasa läinud ja liikunud Euroopa talvitus- ja rändeaegsetel peatusaladel looduslikelt kooslustelt järjest ulatuslikumaks muutunud põllumajandusmaastikule. Arvestades energiavarude vajadust taimtoidulistel veelindudel, on üldteada, et tihedad monokultuurid põllud (nagu näiteks vahelduvad rohumaad, teraviljad, juurviljad) ning pudenenud viljaterad põldudel pakuvad kõrgema kvaliteediga (s.t suurema energia ja toitainete sisaldusega) toitu kui looduslikud või poollooduslikud taimekooslused (Fox *et al.* 2010, 2017, Fox & Madsen 2017, Jensen *et al.* 2018). Rohumaade leviku ning eriti talinisu ja talirapsi kasvatuse laienemine on toimunud peamiste soodsate mõjuteguritena hanepopulatsioonide kasvule ja leviku laienemisele ning sellega koos konflikti süvenemisele (Ganter *et al.* 1999, Fox *et al.* 2005, Jensen *et al.* 2018). Kevad- ja sügisrände ajal, kohati ka suvel mittepesitsevate salkadena põldudel ja rohumaadel toituvad rändlinnud (haned, lagled, luigid, sookured) võivad põllukultuuridele nende seemneid, rohtseid osi ja valminud vilju süües kohati suurt kahju tekitada. Hanekahjude levik, ulatus ja mõju saagile varieerub sõltuvalt ilmast, mulla tüübist, karjamaa vanusest ja hanede toitumise jaotusest (Fox *et al.* 2017). Näiteks Saksamaal kaotavad põllumajandustootjad hanekahjude tõttu rohumaade esimesest saagist keskmiselt 30%, samas teine saak on peaaegu mõjutamata (Jensen *et al.* 2018).

Taimtoidulised veelinnud toituvad üldiselt päevasel ajal põllu- ja rohumaadel ning ööbivad avatud veega veekogudel, mis pakuvad varju kiskjate eest, kuid mis võivad pakkuda ka täiendavat toitumisvõimalust. Sellised ööbimispaigad on esmase tähtsusega ning traditsiooniliselt kasutatud mitmete põlvkondade poolt (Jankowiak *et al.* 2015, Fox *et al.* 2017). Uute peatusalade kasutuselevõtt ehk levila laienemine talvitus- ja rändepeatusaladel toimub aga eeskätt noorte lindude poolt (Tombre *et al.* 2019). Kõige tähtsamad tegurid, mis mõjutavad hanede arvukust lokaalsel tasandil, on ööbimiseks/puhkamiseks sobiliku veekogu suurus ning tiheasustusalade vähene osakaal 50 km raadiuses ümber sobiliku puhkeveekogu. Hanede arvukusele mõjub positiivselt põllumajandusmaastiku suur osakaal (päevase ning rändeks/pesitsemiseks vajaliku energiavajaduse katmiseks) ning negatiivselt metsa osakaal selles maastikus (Jankowiak *et al.* 2015). Haned veedavad põldudel oluliselt rohkem aega neis maastikes ja põlloosadel, mille ümbrus on lagedam (Rewild 2020). Metsade lähedal ja vahel olevad kohad on välditud juba juhtudel, kui 1 km naabruses on rohkem kui 10–15% metsa. Haned eelistavad tugevalt lagedate aladega ümbritsetud põlloosasid (GAM:  $N = 2\,096$ ,  $edf = 1,95$ ,  $F = 14,8$ ,  $p < 0,001$ ) (Rewild 2020). Madsen (1985) leidis, et hanede vaadet piiravate maastikuelementide, näiteks põllukaitsehekkide, läheduses on troppide hulk väiksem ning et mitmelt küljelt piiratud vaatega põldudel on väiksem hanede külastussagedus. Šotimaal on leitud, et talvituvad hallhaned ja lühinokk-haned asetsevad põldudel autoteedest kaugemal, kui võiks juhusliku jaotuse järgi eeldada (Keller 1991). Jensen jt (2017) loodud mudel näitab, et lühinokk-haned eelistavad põlde, mis on väikestest autoteedest kaugemal. Suurte teede läheduses esines hanesid



sagedamini. Suurematel teedel on autovoog konstantsem, mistõttu lindudel on autodega lihtsam harjuda. Taanis on näidatud, et lühinokk-hanede troppide ehk väljaheidete hulk põldudel on negatiivses seoses autotee lähedusega (Madsen 1985). Troppide hulk ühtlustus umbes 500–600 m kaugusel autoteest. Puud raskendavad suurtel lindudel maandumist ja õhkutõusmist ning põõsaste olemasolu võib suurendada kisklusriski (Conover & Kania 1991; Smith, Craven & Curtis 1999). Haned eelistavad toituda puhkamiseks kasutatavast veekogust kuni 3 km kaugusel (Nillson & Persson 1998, Si *et al.* 2011, Madsen *et al.* 2014). Toitumiseks veedetud aeg näitab, kui kiiresti linnud manustavad päevas vajaliku toidukoguse. Näiteks veetsid lühinokk-haned kevadrändel Norra peatusaladel karjamaadel toitumiseks 80% päevast, kuid vaid 54% päevast kulus toitumisele värskelt külvatud odrapõllul (Madsen 1985), talvituslal Inglismaal aga suhkrupeedi põllul 63% talvisest toitumisajast, kuigi need põllud moodustasid vaid 9% hanedele toitumiseks sobivast põllumajandusmaastikust (Gill 1996). Et saavutada kõrgeimat toidu tarbimist, valivad taimtoidulised veelinnud põllud, kus olev toit on:

- lokaalselt väga külluslik;
- ühtlaselt jaotunud ehk ei paikne laiguti;
- hästi omandatavate valkudega, lipiidide ja/või süsivesikute sisaldusega;
- madala kiudainete sisaldusega.

Hanede ja laglede eelistatud toitumiskoha üheks nende arvukust positiivselt mõjutavaks tunnuseks on seisva vee olemasolu kas toitumispõllul või vahetus läheduses. Värske vesi soodustab söödud rohumassi liikumist läbi seedekanaliga ja kõrge lipiidide sisaldusega toidu (teravilja terad) seedimist (Fox *et al.* 2017). Seega valivad haned toidutaimi nende toitainete sisalduse ja keemilise koostise järgi. Samaaegselt varieerub toidutaimede valik nii aastaajati kui ka piirkonniti. Hanede toitumiskäitumist mõjutab oluliselt hästi seeduva valgurikka toidutaimede olemasolu, eriti kui see on seotud madala kiudainete sisaldusega (McKay *et al.* 2001). Eksperimendid piki valgepõsk-lagle kevadist rändeteed näitasid, et linnud eelistasid kõrge lämmastikusisaldusega üheiduleheliste taimede rohkest taimses biomassis (van der Graaf *et al.* 2007).

### 6.5.2. Hanekahjude ulatus

Peamisteks põllukultuure kahjustavateks haneliikideks Eestis on suur-laukhani, rabahani ja valgepõsk-lagle, kelle poolt tekitatud kahju hindamine ja kahju hüvitamine on ka riiklikult reguleeritud Looduskaitseaduse (<https://www.riigiteataja.ee/akt/12808270>) ja vastava keskkonnaministri määrusega (<https://www.riigiteataja.ee/akt/114102014005?leiaKehtiv>). Keskkonnaministri 10. septembri 2008. a määrusega nr 40 kehtestatud „Looma tekitatud kahju hindamise meetodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord“ järgselt hüvitatakse ühele kahjusaajale rändlindude poolt tekitatud kahju kuni 100% ulatuses, kuni 3200 € isik/aastas. Sama korra järgselt hüvitatakse põllumajandustootjatele ka kahjustuse vältimiseks tehtud otsesed kulutused 50% ulatuses, kuni 3200 € ühele isikule aasta kohta.

Hanede mõju taimedele ja pinnasele võib jagada (Leito 1996):

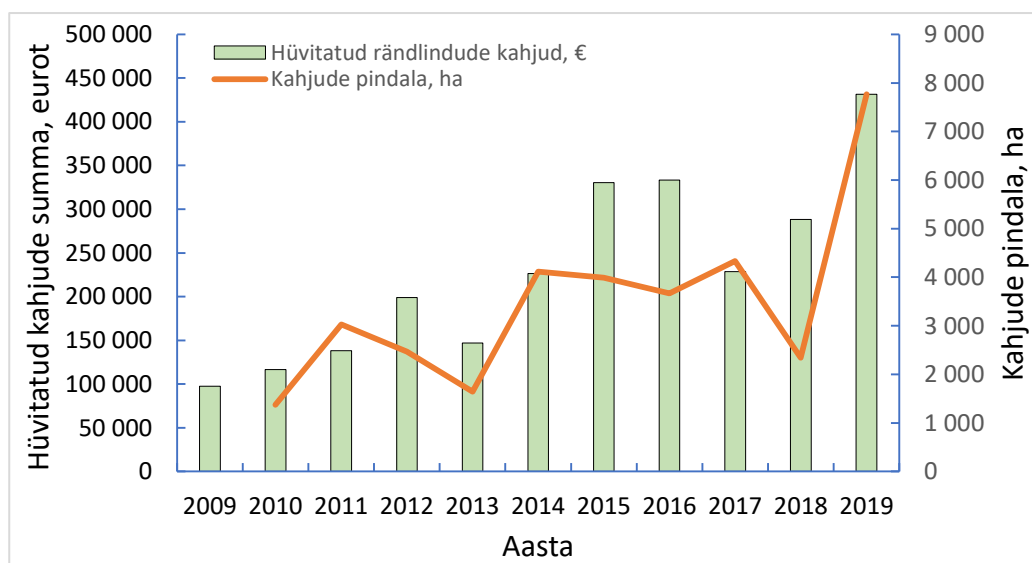
- taimede otsene tarbimine toiduks;
- taimede ja pinnase tallamine;
- toitumise mehhaanilis-füsioloogiline mõju taimekasvule.

Haneliste mõju muutub negatiivseks liiga kõrge toitumisintensiivsuse, väga noorte (vähearenenud) taimede ja ebasoodsa ilmastiku (põud, pinnavesi) korral. Hanekahjustuste peamiseks põhjuseks on populatsioonide kasvust tulenev Eestis peatuvate hanede arvukuse kasv, millele on lisaks kaasa aidanud rannaniitude degradeerumine. Linnukahjudega kaasnevad pindalad ja sellega kaasnevalt ka hüvitised näitavad selget tõusutrendi (joonis 42). Arvestuslikud ehk tegelikud kahjusummad põllumajandustootjatele on oluliselt suurenenud alates 2011. aastast (joonis 41). Rahalises väärtuses väljendatuna on toimunud kasv keskmiselt ligikaudu 5000 eurot 10 000 euroni tootja kohta aastas. Suurimad lindude poolt tekitatud kahjustused on küündinud 60 000 euroni aastas. Samas on maksimaalne aastas välja makstav toetus määruse alusel 3200 eurot tootja kohta.

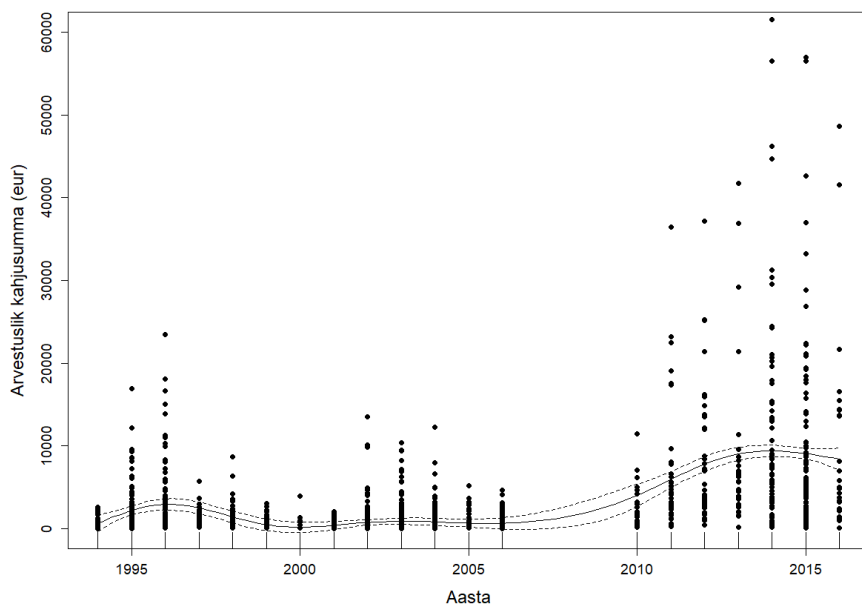
Hanede poolt põhjustatud kahjustuste rahaline väärtus (arvestuslik kahjusumma) on pisut suurem (keskmiselt ligikaudu 2400 eur tootja kohta aastas) kui lagledel (keskmiselt ligikaudu 720 eurot) või sookurel (keskmiselt ligikaudu 1200 eurot). Kui aga kõlvikul on kahjustusi tekitanud nii haned kui ka lagled, on tekitatud rahaline kahju märkimisväärselt suurem, keskmiselt ligikaudu 5755 eurot. See võib tuleneda erinevatest toidutaimede ja nende omaduste eelistusest erinevate hane- ja lagleliikide vahel (Eesti Ornitoloogiaühing 2020).

Alates 2010. aastast on Eestis aktidega dokumenteeritud kahjustatud alade pindala ulatunud 3030 hektarist ligikaudu 7769 hektarini (joonis 43). Tegelik kahjustatud alade pindala suurenemine aastate jooksul võib olla isegi suurem, kui see tulemustest järeldub. Aastate vaheline akteeritud kahjude pindala erinevus sõltub eeskätt põllumajandustootjate aktiivsusest ning peatuvate hanede ja laglede rännet mõjutavate keskkonnategurite varieeruvusest aastate vahel (Eesti Ornitoloogiaühing 2020).

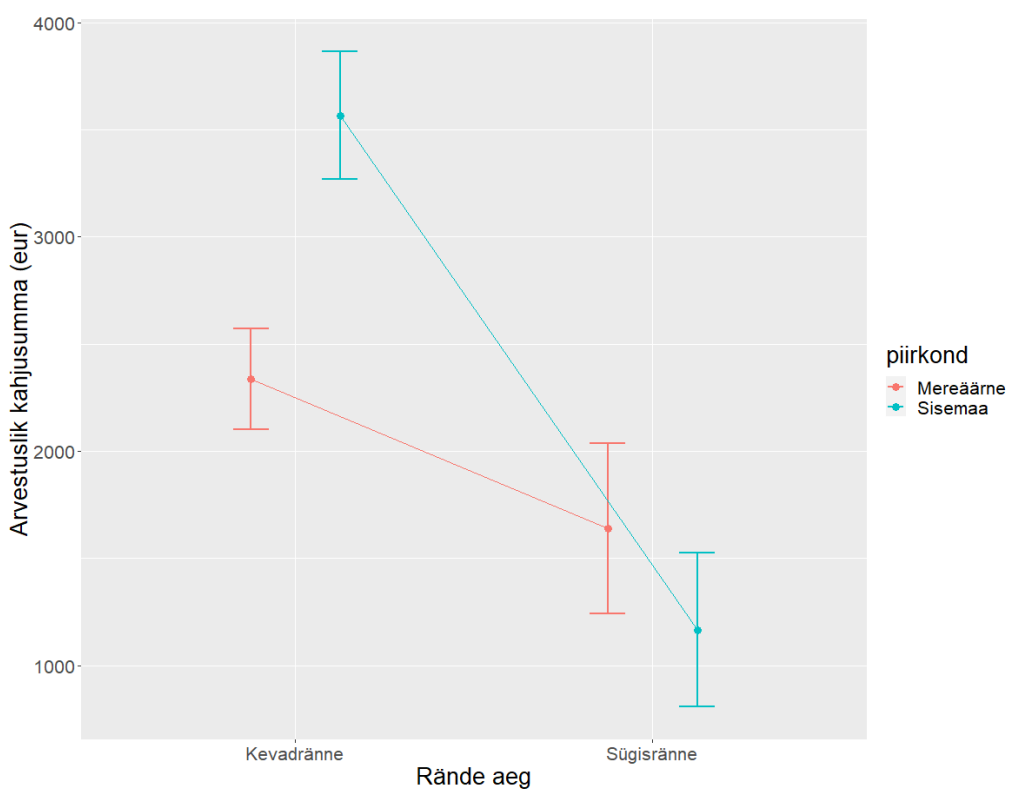
Keskmine arvestuslik kahjusumma ühele põllumajandustootjale on sisemaa maakondades kõrgem kui mereäärsetes maakondades ning analoogselt on suurenenud keskmine arvestuslik kahjusumma sisemaal rohkem kui mereäärsetes piirkondades. Ka on sisemaal kahjustatud pindalad keskmiselt suuremad (14,5 ha) kui mereäärsetes piirkondades (12 ha). Nii kahjustatud alade pindalad kui ka kahjustused on kevadel suuremad kui sügisel, kusjuures mereäärsetes piirkondades sügiseti rohkem kahjustusi kui sisemaa maakondades (joonis 44). Kõlviku suurus, millest ülespoole kahjustatud ala pindala oluliselt suureneb, on ligikaudu 30 ha (Eesti Ornitoloogiaühing 2020).



Joonis 42. Põllumajandustootjate poolt taotletud rändlindude poolt tekitatud kahjude pindala ja hüvitatud kahjusumma perioodil 2009-2019 (andmed: Keskkonnamet).

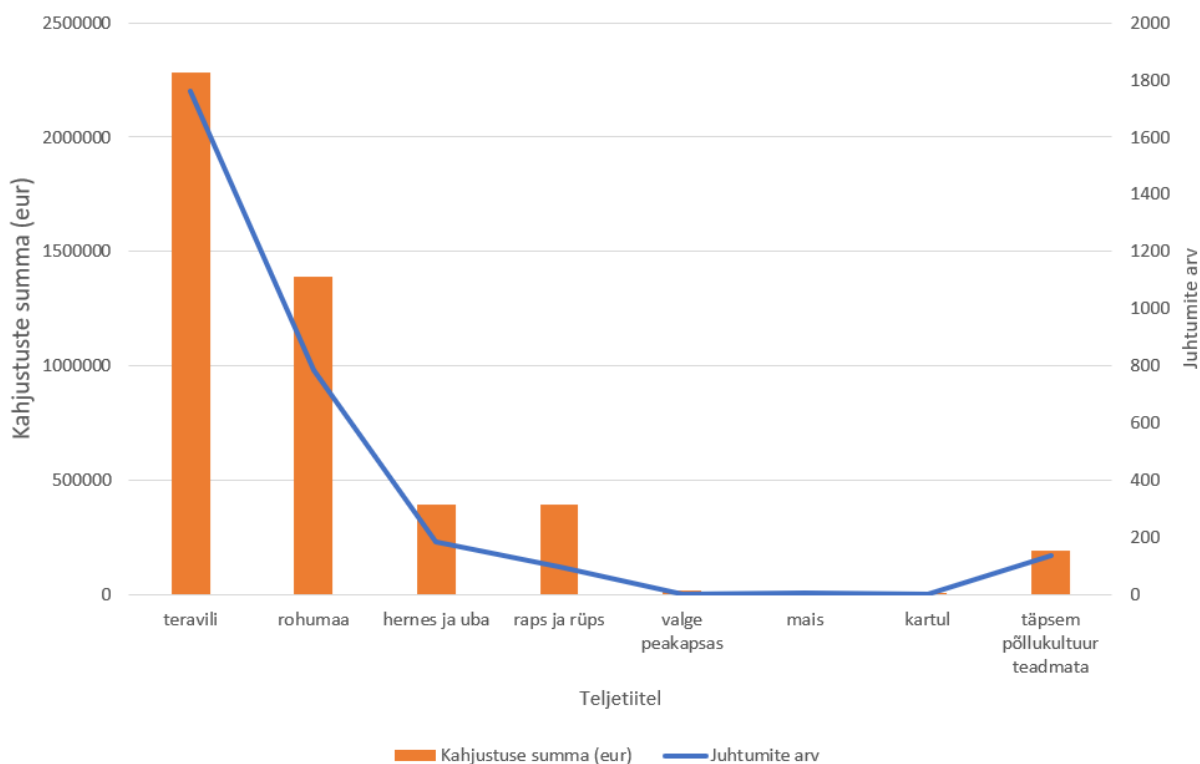


Joonis 43. Arvestusliku kahjusumma muutus uurimisperiodil (pidev joon on aditiivse mudeli seosejoon 95% usaldusintervalliga). Punktid joonisel näitavad üksikjuhtude arvestuslikku kahjusummat (n=1881; Eesti Ornitoloogiaühing 2020).



Joonis 44. Arvestusliku kahjusumma (eur) võrdlus kevad- ja sügisrändel piirkondade kaupa. Esitatud on keskmine ja standardviga (n=1403).

Rändlindude poolt põhjustatud kahjud on kõige suuremad teraviljapõldudel, millest ligikaudu 1/3 võrra väiksemad on kahjud rohumaadel. Kahjud teistel põllukultuuridel on juba mitmekordselt väiksemad (joonis 45).

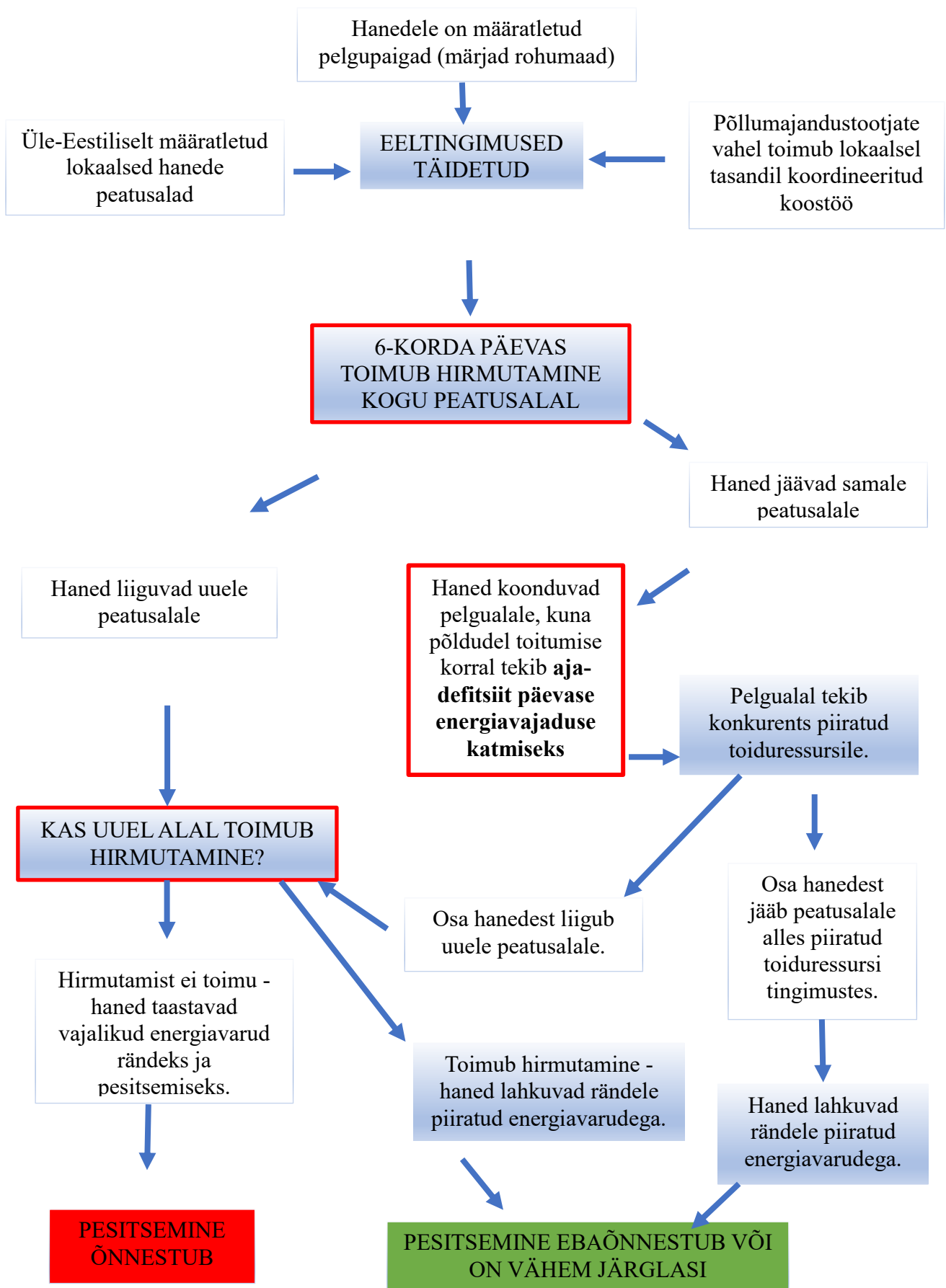


Joonis 45. Kõlvikute kahjustused põllukultuuride kaupa (arvestuslik kahjusumma, eur: oranžid tulbad ning juhtumite arv: sinine joon); üldisem jaotus (n=2902, 1994-2018).

### 6.5.3. Hanekahjustude vähendamine tavaheidutuse intensiivistamise abil

Hanekahjustuste vähendamine tavaheidutuse intensiivistamise kui ökoloogilise meetme keskne tegevus on hanede intensiivne, kuus korda päevas toimuv, põllumajandustootjate vahel koordineeritud hirmutamise kogu ühe peatusala piirides majanduslikult tundlikumatelt põllukultuuridelt, selleks eelnevalt määratletud alternatiivsetele toitumisaladele ehk pelgupaikadesse, milleks on eeskätt märjad ja liigniisked rohumaad. Hanede hirmutamine peab olema koordineeritud suurel maastikuskaalal, et välistada hanede ümberpaiknemine teistele tundlikele aladele ja toimuma intensiivselt eeskätt kevadise rändepeatusaja alguses. See on võimalik saavutada järjekindla hirmutamise tulemusena, kasutades laia tehniliste lahenduste valikut (hernehirmutised, laserid, vilkuvad tuled, tuules lehvivad lindid ja lipud, autod, paukpadrunid, gaasipaugutid, mitmesugune pürotehnika, sireenid, lindude hädakisa lindistused) või ka inimtööjõudu kombineeritult koertega. Kui heidutus- ja sügisese hanejahiga on reaalne eemaldada Eestis umbes kümnekond tuhat hane, siis ökoloogilise meetme rakendamine võib realselt mõjutada vähemalt 20 korda suuremat hulka. Sel moel võib kirjeldatud ökoloogilise meetme rakendamine kümnekonnas Eesti olulises peatuspaigas olla üheks reaalseks hanede populatsiooni ja kahjustusi limiteerivaks mehhanismiks (joonis 46).

Eestis on mitmeid firmasid (näiteks Salu OÜ, Bauhaus Eesti OÜ, Agri Partner OÜ, Maamasin OÜ), kes pakuvad mitmesuguseid linnupeleteid, sh põllumajandusotstarbeks mõeldud gaasipauguteid ja automaatseid laserpeleteid. Kahjustuste vältimiseks rakendatud abinõudele tehtud kulutuste katteks on Eestis võimalik Keskkonnaametilt taotleda hüvitist tehtud kulutustele 50% ulatuses (hetkel maksimaalselt 3 200 € aastas ühele isikule, tehtud ettepanek tõsta see summa 9600 €).



Joonis 46. Hanekahjude vähendamise tavaheidutuse intensiivistamise meetme mõjumehhanism hanepopulatsioonile.

## Tavaheidutuse olulise tõhustamise tasuvuse kulukalkulatsioon

Keskkonnaametile perioodil 2010-2020 esitatud 1091 linnukahju akti järgi on keskmine kahjustuse koefitsient 0,45. Võttes aluseks kattekuulu arvestused taime ja loomakasvatases, on põllumajandustootja keskmine kahju (saamata jäänud tulu) erinevatel viljapõldudel 122–156 eur kahjustatud hektari kohta. Kui 2019. aastal deklareeriti kahjustusi kokku 7768 ha ning kui arvestada, et see kahju toimus viljapõldudel, oli põllumajandustootjate kogukahju umbes 0,95–1,2 miljonit eurot. Võttes arvesse, et hirmutamine peab toimuma koordineeritult kogu peatusalal, peavad põllumajandustootjad selle töö sisse ostma. Maksumuse arvestamisel võeti aluseks 1,5 kordne alampalk (brutokuupalk 876 eurot), ühel alal (näiteks hanede peatusalal Lääne-Virumaal) peab samal ajal väljas olema 4 inimest, kes peavad päevas tegema põldude vahel vähemalt 6 tiiru, saab ühe hirmutamiskorra tee pikkus olla maksimaalselt 70 km, sõidukulu 0,3 eur/km, lisandub veel 500 eur muudeks jooksvateks kuludeks. Sel moel on ühe kuu pikkuse koordineeritud hirmutamise maksumus (4 inimest, päevas 6 peletustiiru a'70 km) ühel peatusala ca 22 000 eur (summa on väiksem, kui hirmutamist kombineeritakse statsionaarsete hirmutitega). **Selle summa tasuvuse saavutamiseks on vajalik ära hoida hanekahjud ühel peatusalal 140-180 ha viljapõllul. Kahju ärahoidmine suuremal pindalal on põllumajandustootja tagasivõidetud kasum.** Küll tekib hanekahju (märgadel ja liigniisketel) rohumaadel. Heinamaal saadakse esimesest niitest 2/3 kogusaagist ja kui keskmine põldheina saagikus on 12 t/ha, siis on arvestuslik kahju (koefitsient 0,45) 4,05 t/ha ehk 332 eur/ha (ühe heinakilo hind 0,083 eur). Karjamaa rohusööda vajadus on 7762 kg/aastas, mille hind on 0,02 eur/kg. Karjamaale tekitatud kahju hind on sellest tulenevalt orienteeruvalt 70 eur/ha.

Meetmed – hanekahjude vähendamine tavaheidutuse intensiivistamise kui ökoloogilise meetme adaptiivne rakendamine. Kahjude kompenseerimine - kahjude kompensatsioonid põllumajandustootjatele on olnud nii siseriiklikult kui rahvusvaheliselt efektiivseks meetmeks hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti olulisel vähendamisel. Kahjustuste ja kahjude ennetustöödele tehtud kulutuste hüvitamist tuleb jätkata.

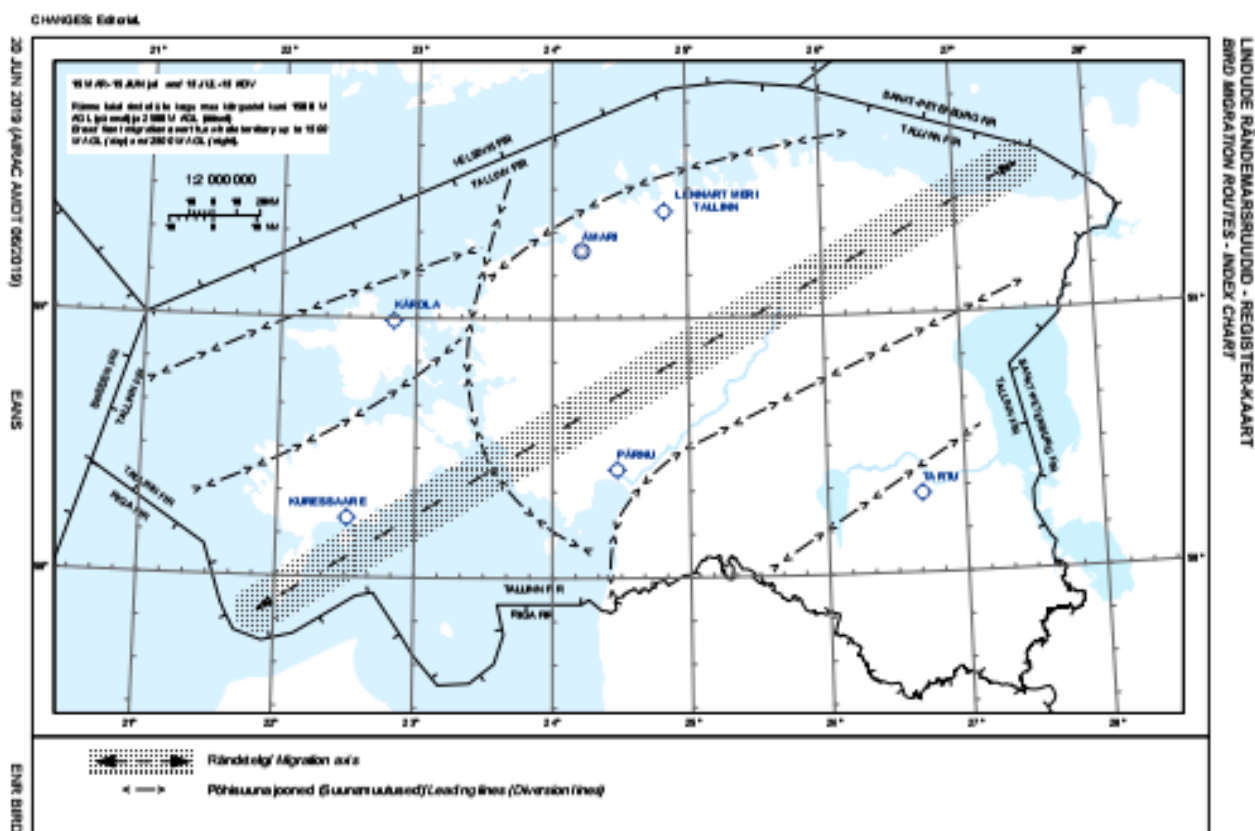
### 6.6. Lennuohutuse tagamine

Linnud, sealhulgas haned, on oluline ohuallikas nii tsiviil- kui ka militaarlennunduses. Maailmas registreeritakse igal aastal vähemalt 13 000 õhusõidukite ja lindude kokkupõrget, millest ca kolmandiku puhul on tõendatud kahju õhusõidukile ja neist omakorda 8% kujutasid endast tõsist kahju (ICAO 2017). Samas toob igasugune kokkupõrge linnu ja õhusõiduki vahel kaasa terve rea protseduure (õhusõiduki tehniline kontroll jms), mille tõttu lükkuvad edasi plaanitud lennud ja jätkulennud ning tekib oluline majanduslik kahju, mille suuruseks hinnatakse globaalselt minimaalselt 1,3 billionit USD (El-Sayed 2019).

Üle maailma toimub 91% kokkupõrgetest lennuväljal või selle läheduses õhusõiduki stardil või maandumisel ning kokkupõrgetes osalenud linnuliikidest moodustavad pardid, haned ja luiged kokku ca 2% (ICAO 2017). See info on igati kohaldatav ka Eesti kohta, kus kokkupõrgetes osalevad enamasti lennuvälja maastikuga seotud liigid (pääsukesed, kajakad, kiivitajad, teised värvulised). Suur osa hanede-laglede liikumisest toimub suurematel kõrgustel.

Euroopas on viimase kümne aasta jooksul (vaadeldud on ajavahemikku 2007-2016) sagenenud lennukite kokkupõrkeid valgepõsk-laglede ja hallhanedega ning valgepõsk-laglede puhul on see olnud seotud nende arvukuse kasvuga (Jensen *et al* 2018).

Eesti kuuest lennuväljast on suuremaid hanekogumeid nii Tallinna, Ämari, Tartu kui ka Kuressaare lennuvälja piirkonnas. Lennundusteabe kogumikus (AIP) on üldised andmed lindude rände kohta Eesti õhuruumis (joonis 47), rände toimumise kõrgust ja aega on täpsustatud järgnevalt: kevadränne 15.03-15.06; sügisränne 15.07-15.11 kõrgusel kuni ca 1500 m päeval ja kuni 2400 m öösel.



Joonis 47. Lindude rändemarsruudid – register-kaart (AIP).

Viimase 17 aasta jooksul on Eestis dokumenteeritud kaks õhusõiduki kokkupõrget linnuga, kus osalevaks linnuliigiks on määratud haned. Kumbki kokkupõrge ei toimunud lennuväljal või selle lähiümbruses, seega on andmed ligikaudsed:

- 07.10.2008 põrkas Estonian Air reisilennuk Boeing 737-500 ligikaudu 1500 m kõrgusel kokku hanedega. Kahjustada sai mootor ja kerestruktuurid, lennuk oli suuteline maanduma Tallinna lennuväljal, kuid vajas põhjalikku remonti ja ülevaatust ning oli 2 kuud rivist väljas.
- 29.04.2013 teostasid Lääne-Eestis treeninglendu kaks Leedus Šiauliau õhuväebaasis baseeruvat Taani õhujõudude hävitajat F-16, kõrgusel ca 150 m põrkas üks lennukitest kokku kahe hanega. Üks hani kahjustas ulatuslikult reaktiivmootori labasid, teine lind põrkas vastu lennuki keret. Kuigi F-16 on ühe reaktiivmootoriga lennuk, võimaldasid vigastused lennata ja maanduda Tallinna lennuväljal. Maapealse ülevaatuse käigus osutusid vigastused nii suureks, et õhusõidukil tuli vahetada mootor. Hanede liiki, parve suurust ega muid asjaolusid ei ole teada.

Hanede ja laglede ohtlikkus õhusõidukitele tuleneb eelkõige nende kehamassist ja parves lendamisest. Valgepõsk-lagle kehamass on kuni 2,2 kg, suur-laukhanel kuni 2,5 kg. Võrdluseks, Tallinna lennujaamas toimuvast linnu ja õhusõiduki kokkupõrkest võtab osa keskmiselt 1,1 lindu keskmise kehamassiga 150 g, enamasti kuni 50 g ja mitte kunagi üle 1200 g (A. Tuule suul.). Kokkupõrke kahjustuste ulatus ja tõsidus on aga võrdelises seoses linnu massi ja õhusõiduki kiirusega ning seetõttu on hanedest-lagledest tuleneva lennuohutuse riski puhul sündmuse toimumise tõenäosus pigem väike, aga tagajärjed väga tõsised.

Tallinna lennujaama lähiümbruses (13 km raadiuses lennuraja keskpunktist) ei asu teadaolevatel andmetel hanede või laglede pesitsuskohti. Toitumis- ja ööbimiskohti on aga mitmeid, neist suurim on lennuvälja vahetuses läheduses asuv Ülemiste järv. Ülemiste järve väärtus hanedele seisneb järve suuruses, toitumiskohtade läheduses ja järve rahulikkuses – asudes küll Tallinna kesklinna linnaosas, on järv koos ümbritseva metsaga ümbritsetud aiaga ning tegu on sanitaarkaitsealise liikumispiirangu alaga. Andmeid Ülemiste järvel peatuvate veelindude arvukuse kohta on kogutud alates 2003. a sügisest. Ülemiste järv sulab jääst küllalt hilja, keskmiselt 15. aprillil ning on seetõttu hanede-laglede poolt puhke- ja ööbimiskohana kasutusel keskmiselt 1,5 kuud. Kevadised arvukused on vahemikus 3000 – 10 000 isendit. Sügisel on järv kasutusel pikema aja jooksul ning ka arvukused on suuremad, hanede-laglede keskmine arvukus on 6000 – 12 000 lindu, absoluutne rekord oktoobrist 2006, mil järvel puhkas 39 000 lindu (peamiselt valgepõsk-lagled; Aarne Tuule avaldamata andmed). Tallinna lennujaamas on lennuliiklus kevadel ja sügisel võimalik tänu Ülemiste järve kujule ja asukohale maastikul – kõik Ülemistel puhkavate hanede-laglede toitumiskohad asuvad järvest lõunas ja kagus; lennuväli asub aga järve suhtes kirdes ja idas. Lennujaama ida-lääne suunaline stardi- ja maandumiskoridor kulgeb üle järve kitsa põhjaserva, hanede põhiline kogunemisala on aga 9,6 ha suuruse järve kesk- ja lõunaosas. Tänu sellele, et järvest idas ei asu lähipiirkonnas ühtegi hanede toitumiskohta ja kirdes ning põhjas asub ulatuslikul alal linnamaastik, puuduvad ka paikse iseloomuga hanede regulaarsed lennud üle lennuvälja. Tallinna laht on valgusreostuse ja tiheda laevaliikluse tõttu ööbimiseks rahutu piirkond ja seetõttu toimub kogu haneliiklus Ülemistest lõuna- ja kagusuunal. Toitumisaladena on kasutusel kõik Järveküla, Assaku, Vaela, Kurna, Lehmja, Kautjala, Aaviku, Vaskjala ja Pajupea külade sobilikud põllumaad. Viimase 17 aasta jooksul on varem vahetult järve kaldal asunud põldudele Järveküla ja Peetri külades rajatud elamurajoonid ja tööstuspargid ning lähimad hanede toitumiskohad on nihkunud ca 5 km lõuna suunas.

Tallinna lennuvälja territoorium on ida-lääne suunaline pikk ja kitsas ning muust maastikust eristuv (lõunas raba, põhjas linn). Sügisrändel idakaartest saabuvad rändepeatusele jäämist kaaluvad haned korrigeerivad lennusuunda ja -kõrgust lennuvälja territooriumi kohal, kasutades lennuvälja mõttelise maandumisrajana Ülemiste järvele. Tallinna lennuvälja ümbritseva 13 km raadiusega ala sisse jääb ka hanede ööbimiskoht Maardu järvel koos kaasnevate toitumiskohtadega Loo, Saha, Maardu, Jõelähtme ja Kostivere põldudel.

Ämari lennubaasi lähiümbruse maastikus on hanedele-lagledel vaid üks tihti kasutatav oluline toitumiskoht – Padise-Laane põllumassiiv. Teggu on ca 450 ha tervikliku põllumaaga, kus kasvatatakse pea kõiki põllusaadusi ja erinevail aastail on erinevailt põldudelt hanedele alati midagi sobivat süüa. Hanede ja laglede arvukus on selles piirkonnas enamasti 2000 – 3000 lindu, rekord üle 12 000 isendi (peamiselt lagled). Üle Padise põllumassiivi põhjaserva kulgeb Ämari lennubaasi ida-lääne suunaline stardi- ja maandumiskoridor. Lääne suunast lennubaasi maanduma tulles lendavad õhusõidukid (enamasti hävitajad) üle põllumassiivi, ajades müraga kõik toituvad linnud lendu, kuid kuna heli kaob kiirelt ja visuaalset ohtu ei ole näha, rahunevad ka linnud mõne minutiga. Siiski on tegu piirkonnaga, kus madalalt lendavate õhusõidukite ja hanede koondumiskoht kattub ning osaliselt kattuvad ka lennukõrgused. Oluline on fakt, et Ämari lennubaasi lennutihedus on Tallinna lennujaamaga võrreldes hinnanguliselt 15 korda väiksem. Teine, Suurküla põllumassiiv, asub vahetult Ämari lennubaasi piirdeaia taga ning on hanede poolt kasutuses episoodiliselt, viimase 10 aasta



jooksul pigem harva. Perioodil 2006 – 2010 peatus seal sügisrände ajal 2000 – 4000, isegi kuni 8000 valgepõsk-laglet ja arvestades lähedust lennurajale, on selle põllu asukoht kriitiline.

Meetmed – Tallinna lennuväljal puuduvad püsiva iseloomuga hanede regulaarsed lennud üle lennuvälja, Ämari lennubaasi lennutihedus on Tallinna lennujaamaga võrreldes hinnanguliselt 15 korda väiksem. Seetõttu otseseid lennuohutuse tagamise aktiivseid meetmeid ei kavandata.

## 6.7. Rahvusvahelise kogemuse ja koostöö rakendamine

**Eesmärkide seadmine lokaalsel ja rahvusvahelisel tasandil.** Norras määratleti lühinokk-hane kahjude käsitlemise meetmele nii ökoloogiline (võimaldada hanedel peatuda) kui ka sotsiaal-majanduslik (vähendada konflikti hanede ja põllumajanduse vahel) eesmärk. Ökoloogilise lähenemise eesmärgiks oli luua hanedele küllaldane hulk kevadrändeageid pelgupaikasad nende poolt eelistatud peatuspaikades ning põllumajandustootjate eesmärgiks oli saada mõistlikku kompensatsiooni hanede pelgupaikade eest nende maal, mis on otseselt seotud saagi kaoga (Eythórsson *et al.* 2017).

**Ruumiline mastaap ja meetmed.** Hanekahjude vähendamist alustatakse lokaalsel tasandil, (milleks on kas üks konkreetne hanede peatusala, mis sisaldab ööbimisala(sid) ja ümbritsevaid toitumisaladid) või regionaalsel tasandil (kus moodustub hanede peatusalade võrgustik, mille keskmeks on jällegi üksteisest mõnekümne kilomeetri kaugusel asuvad ööbimisalad ja nende vahel kattuvad toitumisalad; (Madsen & Williams 2012, Tombre *et al.* 2013b, Koffijberg *et al.* 2017). Iga rakendatava meetme asjakohasus ja kasulikkus sõltub liigist, aastaajast, piirkonnast aga ka asetusest rändeteel (tabel 3; Tombre *et al.* 2005). Oluline on mõista, et erinevate meetmete kombinatsioon on alati kõige efektiivsem (Cope *et al.* 2005, Fox *et al.* 2017). Jensen *et al.* (2018) rõhutavad valgepõsk-lagle tegevuskavas, et peamine „pehmete“ meetmete nõrkus on, et need ei piira populatsiooni kasvu ning võivad viia olukorrani, kus alternatiivsete toitumisalade efektiivsus populatsioonide jätkuva kasvu tõttu väheneb, kuna kasvav populatsioon levib uutele aladele.

Tabel 4. Erinevate hanekahjude vähendamiseks kasutatavate meetmete efektiivsuse hinnangud (Jensen *et al.* 2018). Lühendid: UK – Inglismaa, NO – Norra, SE – Rootsi, DK – Taani, DE – Saksamaa, NL – Holland, FI – Soome.

Meede \ Meetme mõju	Teadmata	Ei leevenda probleemi	Võib leevendada probleemi	Leevendab probleemi	Lahendab probleemi täielikult
Populatsiooni arvukuse kontroll			DK, NL	UK	
Heidutusjaht			SE, DK, DE, NL		
Hirmutamine		NO, NL	UK, SE, DE, FI	UK	
Kontrollitud maakasutus / ala				DE	UK

kaitse					
Kompensatsioon või majandamise toetamine		NL	SE, FI	UK, NO, DE,	DE
Munade lõhkumine	NO	NL	SE?		
Viljaga toitmine			SE		
Tarastamine (Helsingi linna parkides)	FI				

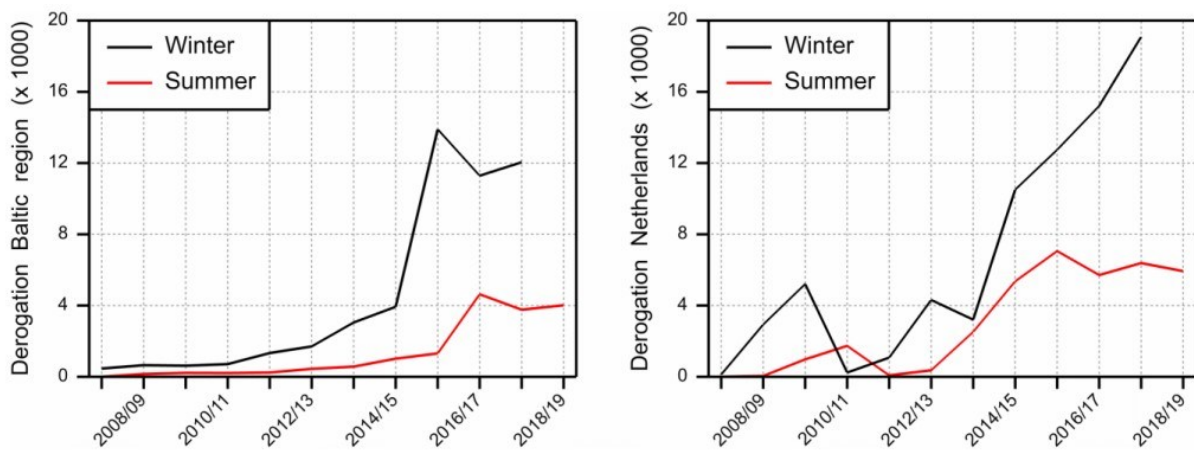
**Populatsiooni arvukuse kontroll.** Lühinokk-hane Teravmägede populatsiooni majandamiskava seadis eesmärgiks hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti vähendamise populatsiooni arvukuse reguleerimise abil, suurendades sügisjahi efektiivsust Taanis ja Norras. Kava seadis eesmärgiks vähendada populatsiooni suurust kuni 60 000 isendini, mis oli kompromiss erinevate huvitatud osapoolte vahel. Tegemist on adaptiivse hanepopulatsiooni majandamiskavaga, kus on integreeritud jaht, detailne populatsiooni seire ja teaduspõhine modelleerimine, kuidas jaht mõjutab populatsiooni dünaamikat (Madsen & Williams 2012, Johnson *et al.* 2014).

Venemaal toimub valgepõsk-laglele jaht ning ametliku jahistatistika andmeil lasti perioodil 2014-2016 seal umbes 16 500 laglet, kuid erinevate hinnangute alusel lastakse Venemaal vähemalt 67 000 laglet aastas. Teada on aga see, et praegune jahi intensiivsus ei ole piisav valgepõsk-lagle populatsiooni stabiliseerimiseks praegusel arvukusel (Trinder 2014a, b, van der Jeugd & Kwak 2017).

Hanejahiga seotud uuringud (Madsen & Fox 1995, Madsen 2001, Bechet *et al.* 2003, Månsson 2017) on näidanud, et jaht mõjutab nii hanede kui ka teiste veelindude käitumist (hilisem toitumisperiod hommikul jahist tuleneva ohu vältimiseks) või liikumist teistele toitumisaladele peatusala siseselt või hoopis uuele peatusalale.

Munade ja/või pesade hävitamist tehakse valgepõsk-lagle kohaliku haudeasurkonna arvukuse vähendamiseks derogatsiooni korras Norras, Rootsis, Saksamaal, Hollandis ja Belgias, kus 2016/2017 andmete põhjal hävitati aastas kokku 2991 muna ja 2668 pesa (Jensen *et al.* 2018) ning hallhane arvukuse vähendamiseks Saksamaal ja Hollandis, kus 2015/2016 andmete põhjal hävitati aastas kokku 105 422 muna ja 15 995 pesa (Powolny *et al.* 2018).

**Heidutusjaht** toimub valgepõsk-laglele Rootsis, Belgias, Taanis, Saksamaal ja Hollandis, kus 2016/2017. a andmete põhjal lasti kokku vähemalt 47 286 laglet (joonis 48; Jensen *et al.* 2018, Nagy *et al.* 2020). Valgepõsk-lagle populatsiooni eksponentsiaalse kasvu põhiline demograafiline faktor on suremuse madal tase, mis oli ligikaudu poole võrra suurem enne liigi range kaitse algust. Seetõttu on efektiivseks hanede ohjamise strateegiaks suremuse määra suurendamine, lubades populatsioonide reguleerimist derogatsiooni abil (Linnudirektiivi Artikkel 2). Liigi suremuse suurendamine peab järgima täielikult Linnudirektiivi artiklit 9 ja toimuma läbi adaptiivse majandamise koos selgete eesmärkidega, mis vastavad rahvuslikele ja rahvusvahelistele eesmärkidele, toetudes teaduslikele alustele ja olema koordineeritud läbi erinevate tasandite, kaasates ka juriidika (Jensen *et al.* 2018).



Joonis 48. Derogatsiooni korras lastud valgepõsk-laglede arv Läänemere piirkonnas suvel (punane) ja talvel (must joon) kokku (mõjutab üksusi 1 ja 2; vasakpoolne graafik) ning Põhjamere piirkonnas (mõjutab üksusi 1, 2 ja 3; Nagy *et al.* 2020).

Hallhanele toimub heidutusjaht Soomes, Rootsis, Norras, Belgias, Taanis, Saksamaal, Hispaanias ja Hollandis, kus ajavahemikus 2012-2016 viimaste kättesaadud andmete põhjal lasti selle raames aastas kokku 251 604 hallhane (Powolny *et al.* 2018).

Kohalike pesitsevate hallhanede heidutusjahi katse Rootsis (Månsson 2017) näitas hanede 63% arvukuse langust heidutuspõldudel ja 17% arvukuse langust kuni 500 m kaugusel olevatel kontrollpõldudel vähemalt kolmel järgneval päeval peale heidutust.

**Hirmutamine.** Üheks võimaluseks on hanede intensiivne eemaletõrjumine majanduslikult tundlikumatelt põllukultuuridelt, soovitatavalt selleks määratletud alternatiivsetele toitumisaladele ehk pelgupaikadesse, kus hanedel on energeetiliselt tulusam toituda (Tombre *et al.* 2005). See on võimalik saavutada järjekindla hirmutamise tulemusena, kasutades laia tehniliste lahenduste valikut. On teada, et vähemalt 5-, 7- ja 10-kordne hirmutamine päevas vähendas hanede põllukasutuse intensiivsust 74-78%, samas ühekordne hirmutamine ei avaldanud mõju hanede paiknemisele, viidates, et hanede tundlikkuse lävend hirmutamise suhtes päevas on 3 ja 5 korra vahel. Hirmutamisel on suurem efekt kevadise rändepeatuse alguses, kui selle ühtlasel jaotamisel rändepeatuse perioodile (Simonsen *et al.* 2016). Kui hanede normaalne toitumisperiod on päevas on 7,4 h, siis 5-kordne hirmutamine päevas suurendab söödava taimemassi kogust 11,5-16%. Kui aga päevas toimub 6-kordne hirmutamine, ei pruugi haned enam suuta katta päevast energiavajadust (Nolet *et al.* 2016). Sama tüüpi linnupeleti laialdasem kasutuselevõtt ühes piirkonnas võib aga lõpuks viia kohanemiseni. Näiteks Suurbritannias on leitud, et põllule 20 m vahedega üles riputatud punased fluorestseerivad lindid viisid mustlaglede troppide arvu nulli, kuid kui ka kõrval asetsev põld lintidega kaeti, hakkasid haned lintidega põlde uuesti külastama (Summers & Hillman 1990). Siiski, troppide hulk oli ligikaudu kuus korda madalam kui lintideta aastatel. Whitford (2008) leidis, et ainult hädakisa lindistustega harjusid kanada lagled 10–12 päeva jooksul, kuid koos paukpadrunitega ei täheldatud kolme kuu jooksul heidutusmeetmetega harjumist. Clausen jt (2019) peavad suurte haneparvede laseriga kohanemist ebatõenäoliseks, sest enamasti näeb laserit korraga vaid mõni üksik isend. Viimasest üldjuhul piisab, et terve parv korraga õhku tõuseks (Clausen jt; Morelli jt 2018; Owens 1977). Hanede hirmutamine peab olema koordineeritud suuremal maastikuskaalal, et välistada hanede ümberpaiknemine teistele tundlikele aladele (Fox *et al.* 2017, Jensen *et al.* 2018). Seetõttu on kombinatsioonis hirmutamiselega edukalt rakendatud alternatiivseid toitumisalasid Inglismaal (valgepõsk-lagle, Cope *et al.* 2003) ja Norras (lühinokk-hani, Madsen *et al.* 2014).

Uuringute põhjal on eriti herbivoorid, teiste seas siis ka haned, tugevalt mõjutatud keskkonna juhuslikust sündmusest ja asustustihedusest, mis sageli toimib läbi sigimisedukuse kuna täiskasvanud isendite elumuse ajaline varieeruvus on piiratud (s.t vanalindude suremus ei suurene asustustiheduse kasvu läbi). Saadaoleva toidu ohtrus (toidukonkurents) mõjutab oluliselt isendite üldist seisundit enne pesitsusaega ja pesitsemise ajal. Populatsiooni kõrgest tihedusest suurenev toidukonkurents enne pesitsusaega mõjutab negatiivselt sigimisedukust ning tõusev toidukonkurents pesitsusalal noorlindude elumust enne lennuvõimestumist ning esimese rände ajal (Layton-Matthews et al. 2018). Seega, linnu energiabilanss on kõige tähtsam tegur, mis määrab linnu sigimisedukuse ning elumuse potentsiaali (Klaassen et al. 2006, European Commission 2008).

**Kontrollitud maakasutus/ala kaitse.** Alternatiivsete toitumisalade valimine lühinokk-hanedele toimus Norras statistilise mudeli abil, mis võttis arvesse teede ja vertikaalsete struktuuride (näit mets, asula) lähedust, kaugust ööbimispaigast ja kõrgust mere tasapinnast ning mis ennustas hanede poolt eelistatavad karjamaad ning klassifitseeris need maastiku sobivuse järgi (Jensen *et al.* 2008). Selle alusel valitud toitumise pelgualadel oli hanede toitumissurve 13 korda kõrgem, kui juhuslikult valitud aladel väljaspool ning need pelgualad hoidsid kinni 67% karjamaadel toituvatest lühinokk-hanedest vaatamata asjaolule, et pelgualadel moodustasid rohumaad ainult 13%. Pelgualade kogupindala oli Norra peatusalal, kus energiavarusid täiendas 2010. aastal 69 000 lühinokk-hane, 402,4 ha, millest 90% olid karjamaad (Madsen *et al.* 2014).

Saksamaa peamisel valgepõsk-lagle talvitusala, Alam-Saksimaal, kasutatakse pelgualade (s.t kontrollitud maakasutus) majandamiseks EL põllumajandus-keskkonnatoetuste skeeme. Nende skeemide abil majandatakse umbes 24 000 ha rohu- ja põllumaid, millele Saksamaa kulutab koos EL fondidega umbes 7 miljonit eurot aastas (umbes 291 eur/ha) kõikidele haneliikidele (peamiselt siiski valgepõsk-lagle ja suur-laukhani).

Holland on Lääne-Euroopas kõige olulisem hanede peatus- ja talvitusala, kus loendatakse umbes 2,5 miljonit hane. Hollandis rakendati 2005/2006. a uut hanekahjude majandamise strateegiat eesmärgiga limiteerida kompensatsioonide maksmist põllumeestele, koondades toituvad haned alternatiivsetele toitumisaladele 80 000 ha (75% põllumaa ja 25% looduslikud rohumaad kaitsealadel), kus talunikud saavad toetust selle eest ja nende hirmutamiseks väljaspool pelgualasid. Niinimetatud hanepõldude maksumus oli aastas 102 eur/ha, lisaks kompenseeriti iga-aastaselt tegelikud kahjud saagile, maksimaalselt 134 eur/ha. Uue strateegia tulemuseks oli hanede koguhulgast vaid 57% seotus pelgualadega. See tagasihoidlik tulemus võis olla seotud (i) suurenenud hanede arvukusega väljaspool pelgualasid, (ii) korrapäratult piiritletud alad ning pelgualade sees olid alad, kus toimus hanede hirmutamine ja (iii) ebapiisavad häirituse taseme erinevused määratud alade sees ja väljaspool neid (Koffijberg *et al.* 2017). Saatjatega märgistatud valgepõsk-lagled veetsid Hollandis kuni 80% toitumisajast (Si *et al.* 2011).

Tasuvusanalüüsid on näidanud, et meetmed, mis pakuvad hanedele turvalisi pelgupaiku, omavad leevendusmeetmetena väärtust peamiselt sotsiaalses perspektiivis (Vickery *et al.* 1994, MacMillan *et al.* 2004, MacMillan & Leader-Williams 2008). Tasuvus suureneb suure enamuse hanede koondamisel piiratud alale, optimeerides selleks pelgualade suurusi ja levikut (Amano *et al.* 2007, Jensen *et al.* 2008). Tasuvus on seotud ka pelgupaikades oleva toidu kvaliteedi ja/või kvantiteediga (Vickery & Gill 1999, McKay *et al.* 2001, Si *et al.* 2011). Pelgualade ümber toimuv hirmutamine aitab positiivselt kaasa hanede koondumisele neile toitumiseks mõeldud aladele (Tombre *et al.* 2005). Siiski määrab rohumaadel olev biomass ja rohumaade tootlikkus hanede peatusperioodil pelgualadele koonduvate hanede hulga (Madsen *et al.* 2014).

**Hanekahjude kompenseerimine ja toetamine.** Kompensatsioonid põllumajandustootjatele on olnud efektiivseks meetmeks hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti oluliseks vähendamiseks.

Norras on põlluharijad lõpetanud hanede hirmutamise ning aktsepteerivad saagikao kompensatsioone (Tombre *et al.* 2013a, Fox *et al.* 2017). Valgepõsk-lagle levialal makstakse kaheksas riigis 11st hanede ja põllumajanduse vahelise konflikti leevendamiseks ja põllumajandustootjatele kahjude kompenseerimiseks majanduslikku toetust või kompensatsiooni. Kaheksast riigist kuues toimub regulaarne hanekahjude registreerimine. Holland ja Rootsi on näited sellest, kuidas riigid maksavad konflikti leevendamiseks paralleelselt hanepopulatsioonide suurenemisega järjest suuremaid summasid (kasv perioodil 2000-2015 vastavalt u. 1,7 kuni 4,7 miljoni euronit ning u. 20 kuni 150 tuhande euronit). Samas ei ole see meede rahanduslikult jätkusuutlik, kuna kasvavad ja laienevad populatsioonid suurendavad ka kompensatsioonidele kuluvaid summasid. Samuti on olukorras, kus populatsiooni kaitsevajadus aina väheneb, keeruline selgitada avalikkusele vajadust maksumaksja raha järjest suuremas hulgas kulutamist (Jensen *et al.* 2018). Norra juhtum räägib aga kahjutoetuste märksa suuremast kasvust, kui hanepopulatsiooni kasv ehk toetustele kuluv summa ei ole põhjendatud bioloogilise andmestikuga. Toetuste summa jätkas kiiret kasvu ka olukorras, kui lühinokk-hane populatsioon vähenes (Eythórsson *et al.* 2017).

Meetmed – kuna rändlindudega seotud probleemid ja nende leevendamise ning lahendamise viisid on oma olemuselt selgelt rahvusvahelised, tuleb edaspidi rahvusvahelist koostööd ja informatsioonivahetust igakülgsest arendada.

## **7. Kaitsestaatus, kaitse ja ohjamise eesmärk**

### **7.1. Kaitsestaatus**

Looduskaitseaduse (LKS) kohaselt kuuluvad hanedest I kaitsekategooriasse väike-laukhani ning III kaitsekategooriasse valgepõsk- ja punakael-lagle (tabel 5). LKS kohaselt tuleb tagada I kaitsekategooria liikide kõikide teadaolevate elupaikade või kasvukohtade kaitse kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega. Väike-laukhane teadaolevad rändepeatuspaigad (eeskätt puhkealad) paiknevad kõik kaitstavatel aladel, kuid toitumisalad asuvad sageli väljaspool kaitstavaid alasid. Valgepõsk-lagle Eesti asurkonnast peab vähemalt 10 protsendi teadaolevate ja keskkonnaregistris registreeritud elupaikade või kasvukohtade kaitse olema tagatud kaitsealade või hoiualade moodustamise või püsielupaikade kindlaksmääramisega lähtuvalt alade esinduslikkusest. Eestis paiknevad kõik teadaolevad pesitsusalad kaitstavatel aladel. Väljaspool kaitstavaid alasid pesitsevatele valgepõsk-lagledele rakendub looduskaitseadusest tulenevalt isendi kaitse.

Berni Konventsiooni eesmärgiks on Euroopa loodusliku taimestiku ja loomastiku ning nende looduslike elupaikade säilitamine ja rahvusvahelise koostöö edendamine metsiku looduse kaitseks, pöörates enam tähelepanu ohustatud (ränd-)liikide kaitsele. Konventsiooni II lisas on nimetatud väike-laukhani, valgepõsk-lagle ja punakael-lagle. III lissasse kõik ülejäänud haneliigid, m.h kanada lagle (tabel 5).

Maailma Rändliikide Konventsioon ehk Bonni konventsiooni eesmärk on kaitsta maismaa- ja veeloomade ning lindude rändliike kogu nende rändealal. Bonni konventsiooni lisa I hõlmab rändliike (s.h Eestis esinevatest haneliikidest väike-laukhani ja punakael-lagle), kes on suuremas osas oma levilas väljasuremise ohus ja keda kaitstakse väga rangelt kõigis konventsiooni alla kuuluvates levila riikides. Lissasse II kuuluvad rändliigid, kelle kaitse vajab rahvusvahelist koostööd või saaksid sellest olulist kasu (tabel 2). Bonni konventsiooni juurde kuulub Aafrika ja Euraasia rändveelindude kaitse kokkulepe – AEWA (*The African-Eurasian Waterbird Agreement*), mille eesmärgiks on rändsete veelindude kaitse korraldamine, aga ka rändsete veelindude populatsioonide jätkusuutlik kasutamine

(<https://egmp.aewa.info/>). AEWA üheks töövormiks on Euroopa haneplatvorm (EGMP – *European Goose Management Platform*), mis asutati 2016. a nii väheneva kui ka kasvava arvukusega hanepopulatsioonide rändeteede põhise kaitse ja populatsioonide jätkusuutliku majandamise koordineerimiseks.

Tabel 5. Eestis looduslikult esinevate hane- ja lagleliikide seisund, kaitse staatus ja kasutus

Liik	Arvukuse üldtrend <sup>2</sup>	Linnu-direktiivi lisa	Berni konvent. lisa	Bonni konvent. lisa	IUCN Punane nimestiku kategooria	Kaitse-kategooria Eestis	Jaht Eestis
Hallhani, <i>Anser anser</i>	Stabiilne	II osa A III osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Jah
Rabahani, <i>Anser fabalis</i>	Kahanev/ Stabiilne/ Kasvav <sup>3</sup>	II osa A	III	II	Soodsas seisundis <sup>4</sup>	-	Jah
Lühinokk-hani, <i>Anser brachyrhynchus</i>	Kasvav	II osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Ei
Suur-laukhani, <i>Anser albifrons</i>	Stabiilne	II osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Jah
Väike-laukhani, <i>Anser erythropus</i>	Kahanev	I	II	I	Ohualdis	I	Ei
Kanada lagle, <i>Branta canadensis</i>	Kasvav	II osa A	III	-	Soodsas seisundis	-	Jah
Valgepõsk-lagle, <i>Branta leucopsis</i>	Stabiilne	I	II	II	Soodsas seisundis	III	Ainult kahjude vältimiseks
Mustlagle, <i>Branta bernicla</i>	Stabiilne	II osa B	III	II	Soodsas seisundis	-	Ei
Punakael-lagle, <i>Branta ruficollis</i>	Stabiilne	I	II	I	Ohualdis	III	Ei

<sup>2</sup> Andmed Fox & Leafloor 2018

<sup>3</sup> Arvukuse trend sõltuvalt alamliigist (vt tabel 1).

<sup>4</sup> Ei eristata alamliike

Rahvusvahelised liigi kaitse- ja ohjamiskavad on EGMP abil koostatud lühinokk-hanele, taigarahahanele, valgepõsk-laglele ja hallhanele (<https://egmp.aewa.info/resources/action-and-management-plans>).

Linnudirektiiv käsitleb kõikide Euroopa Liidus looduslikult esinevate linnuliikide kaitset. Liikmesriigid on kohustatud võtma kasutusele vajalikud meetmed kõikide looduslike linnuliikide elupaikade piisava mitmekesisuse ja suuruse säilitamiseks, hoidmiseks või taastamiseks. Linnudirektiivil on viis lisa, millesse kuuluvate liikide kaitsemeetmete rangusaste varieerub. Eestist läbi rändavad ja looduslikel ja kulutuurohumaadel ning põldudel peatuvad haned kuuluvad linnudirektiivi I, II ja III lisasse (tabel 5).

- Linnudirektiivi **I lisas** nimetatud liikide elupaikade kaitseks tuleb rakendada erimeetmeid, et kindlustada nende liikide säilimine ja paljunemine levikualal. Nende kaitseks tuleb moodustada kaitsealad. Küttimine on lubatud vaid erandkorras.
- Linnudirektiivi **II lisas** on kirjas liigid, keda võib küttida (v.a pesitsus- ja kevadrändeperioodil). Seejuures peavad liikmesriigid tagama, et jahipidamine nendele liikidele ei ohusta levikualal nende kaitsmiseks tehtud jõupingutusi.
- Linnudirektiivi **III lisa B** osas osutatud liikide puhul võib liikmesriik teatavaid piiranguid sätestades lubada seaduslikult tapetud, püütud või muul seaduslikul viisil omandatud lindude puhul elusate või surnud lindude, nende selgelt eristatavate kehaosade või nendest valmistatud toodete müügi, müügiks transportimise, müügi eesmärgil pidamise ning muu müügiga seotud tegevuse.

## 7.2. Lähi- ja pikaajalised kaitse- ja ohjamise eesmärgid

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava üldeesmärk: säilitada hallhane, rabahane, suur-laukhane ja valgepõsk-lagle soodne seisund, arvestades sealjuures ökoloogiliste, majanduslike ja sotsiaalsete huvidega.

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava **pikaajaliseks** (15 aasta perspektiiv; 2021-2035) **eesmärkideks** on:

- hanekahjude **vähendamine** võrreldes 2020 tasemega vähemalt 10% ja selleks optimaalsete lahenduste rakendamine;
- sügisese hanejahi tõhustamine;
- kaasa aidata suur-laukhane populatsiooni arvukuse piiramisele;
- hanepopulatsioonide arvukuse piiramine peab toimuma, säilitades Eestist läbirändavate hane- ja laglepopulatsioonide soodne seisund, mis on määratletud vastavates AEWA liigi tegevuskavades (vt ptk 7.1);
- vähendada riski nakkushaiguste levikuks ja lennuõnnetuste tekkeks;
- hoida ära kanada lagle püsivalt pesitsema asumine Eestis.

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava **lähiaja** (5 aasta perspektiiv; 2021-2025) **eesmärkideks** on:

- leida adaptatiivsed lahendused hanekahjude **stabiliseerimiseks** 2020. a. tasemel, mille

rakendamise tulemusena püsivad kompensatsioonisummad stabiilsetena 2020. a tasemel või vähenevad;

- peatuvate hanede ja lagude arvukus varieerub aastate lõikes, kuid trend näitab stabiliseerumist või kahanemist üleriigilisel tasandil (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- olemasoleva küttemisvõimekuse säilitamine suur-laukhane arvukuse piiramiseks, sügise hanejahi tõhustamine, misjärel sügisene hanejaht on muutunud aktiivsemaks ning jahistatistika näitab tõusutrendi (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- regulaarse siseriikliku koostöö rakendamine, hanekonsortsium on loodud ja tööle rakendatud, kohtumised vähemalt 1 kord aastas;
- jahisaagis ei ole tuvastatud ohustatud liike.
- rahvusvahelise koostöö tugevdamine.

Tabel 6. Võimalikud tegevussuunad hanekahjude käsitlemisel ja nende seos eesmärkide saavutamise

Tegevuse nr	Kirjeldus	Mõju hinnang eesmärkide saavutamiseks	Kommentaarisid
1.	Jätkatakse hanekahjude hüvitise maksmist senisel kujul	Ei mõjuta	Hüvitise maksmisega seotud kohustus rakendada vara kaitseks abinõusid omab mõju vaid konkreetse põllumajandustootja (kahju taotleja) põldudel. Haned paiknevad ümber teistele põldudele. Riiklikul tasandil mõju ei oma.
2.	Jätkatakse hanekahjude hüvitise maksmist senisel kujul, kuid vara kaitseks lubatakse kasutada kevadist heidutusjahti	Ei mõjuta	Vt. eelnev kommentaar. Lisaks: kevadist heidutusjahti peaks kasutama vaid nendes piirkondades kus on välistatud kahju ohustatud liikidele ja kahjustuste maht on väga suur. Heidutusjaht omab hanepopulatsioonidele täiendava suremuse efekti, kuid selle maht jääb Eestis pigem piiratuks ning kokkuvõttes see ei mõjuta oluliselt hanede arvukust. Regulaarne iga-aastane jaht juhuslikel põllumassiividel (kõik põllumajandustootjad ei tegele heidutusjahiga) võib sundida hanesid lokaalsel tasandil ümber paiknema naaberladele, kuid see mõju on lokaalne ja riigi tasandil ei aita oluliselt kaasa eesmärkide saavutamisele. Keskkonnaameti administratiivne koormus kasvab oluliselt. Lisaks peab heidutusjahiga kaasnema operatiivne rakendusuring meetme tulemuste selgitamiseks.
3.	Jätkatakse hanekahjude hüvitise maksmist senisel kujul, kuid vara kaitseks lubatakse kasutada kevadist heidutusjahti ning toimub oluline sügise hanejahi aktiveerumine	Mõju sõltub ühtlase jahisurve tekitamise võimekusest	Vt. eelnev kommentaar. Lisaks: Sügise hanejahi osatähtsuse oluline kasv (praeguse taseme vähemalt kolmekordne suurenemine) Eestis tõstab hanede täiendavat suremust ning see võib kaasa tuua muudatusi hanede rändekäitumises (lühem peatusaeg Eestis). Meede on tundlik ühtlase iga-aastase jahisurve tagamise suhtes.
4.	Jätkatakse hanekahjude hüvitise maksmist senisel kujul, hanede hirmutamine toimub peatusalal	Võimalik üleriigiline oluline pikaajaline mõju	Vt. eelnev kommentaar. Lisaks: Hanedele nn turvaalade määramine võimaldab suunata haned viljapõldudele rohumaadele, kus tekkiv kahju on



Tegevuse nr	Kirjeldus	Mõju hinnang eesmärkide saavutamiseks	Kommentaarisid
	koordineeritult 6 korda päevas, hanedele on määratud alternatiivsed toitumisalad rohumaade näol, mis paiknevad eraldi viljapõldudest (nn ökoloogiline meede, vt. 11.2.1).	eesmärkide saavutamiseks	märksa odavam kahjustest viljapõldudel. Aktiivse häirimisega tekitatakse hanedel energiavajak, mille korvamiseks haned eelistavad toituda pigem rahulikult madalama toiteväärtusega aladel. Lindude tiheduse tõttu tekib turvaalal konkurents toidule, mis lõpptulemusena (i) vähendab enamike lindude valmidust asuda tundras pesitsema ning (ii) tõstab üldise suremuse taset. Seeläbi on võimalik mõjutada olulist osa suur-laukhane ja valgepõsk-lagle populatsioonidest. Pika ajaga tekkiv efekt, kuna hanede ühe põlvkonna pikkus on 10-11 aastat. Peab kaasnema rahvusvaheline seire pesitsusedukuse määramiseks.

### 7.3. Eesmärkide saavutamise seotud õigusruumi sätted

Kevadise heidutusjahi ning sügise hanejahi korraldamisel rakenduvad, eriti valgepõsk-lagle puhul, mitmed Linnudirektiivist ja Berni konventsioonist tulenevad artiklid. Rahvusvahelise õigusruumi kokkuvõtte on esitatud lisas 2.

## 8. Tegevuskava (vajalikud meetmed, nende prioriteetsus, ajakava, eelarve)

Käesolevas peatükis esitatakse tegevused hanede kaitseks ja ohjamiseks, mille eelisjärjestamisel kasutatakse järgmist klassifikatsiooni:

*I prioriteet* – hädavajalik tegevus, milleta eesmärkide saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, kaitsekorralduse tulemuslikkuse hindamiseks vajalik tegevus;

*II prioriteet* – vajalik tegevus, mis aitavad oluliselt kaasa eesmärkide saavutamisele;

*III prioriteet* – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa eesmärkide saavutamisele.

Tegevuste maksumuse arvutamisel on kameraaltööpäeva hinnaks 140 eurot ja välitööpäeva hinnaks 200 eurot, mis sisaldab kõiki makse. Eelarves kajastuvad kõik kulud ja maksud, sh käibemaks.

### 8.1. Koostöö arendamine erinevate osapoolte vahel, kommunikatsioon

#### Prioriteetsus: I

**Eesmärk:** Moodustada erinevaid huvitatud osapooli (põllumajandustootjad, teadlased, ametnikud, vabäühendused ja teised huvitatud osapooled) ühendav hanekonsortsium. Kommuniqueerida hanede tegevuskava eesmärke, tegevusi, meetodeid ja tulemusi avalikkusele ning suunatult kõikidele huvitatud osapooltele

**Kirjeldus:** Hanekonsortsiumi töö sisuks on:

- koostöö parandamine erinevate huvitatud osapoolte vahel;
- regulaarse ajakohase info vahetamine;
- hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava elluviimise jälgimine ning vajadusel täienduste koostöölastamine;
- teemakohaste riiklike seisukohtade arutamine ja koostöölastamine.

Tegevuskava eesmärkide, tegevuste, meetodite, tulemuste ning probleemide avalik kommuniqueerimine on kõikide tegevuste edukal teostamisel ja eesmärkide saavutamisel väga olulise tähtsusega.

**Ajaline mõõde:** Hanekonsortsium kohtub Keskkonnaameti eestvedamisel vähemalt üks kord aastas. Kommunikatsioon toimub vastavalt vajadusele, pigem sagedamini ja erinevaid huvigruppe kaasates.

**Maksumus:** määratlemata, kaetakse riigieelarvelistest vahenditest

**Korraldaja:** Keskkonnaamet.

## 8.2. Rändlindude poolt tekitatud kahjude ja kahjude ennetamistööde kulutuste hüvitamine

### Prioriteetsus: I

**Eesmärk:** Rändlindude poolt tekitatud kahjude ja kahjude ennetustööde kulutuste hüvitamine.

**Kirjeldus:** looduskaitseaduse § 61 järgselt hüvitatakse rändel olevate hanede ja laglede tekitatud kahju ühele isikule ühe viljalõikushooaja kohta kuni 3200 € ulatuses. Rändel olevate hanede ja laglede tekitatud kahjude ennetamiseks rakendatud abinõud hüvitatakse 50 % ulatuses, ühele isikule kuni 3200 € aastas.

**Ajaline mõõde:** iga-aastane tegevus.

**Maksumus:** igal aastal planeeritud rändlindude poolt tekitatud kahjude hüvitamiseks ca 400 000 €. Rändlindude kahjude ennetustööde hüvitamiseks kavandatud iga-aastaselt ca 20 000 €. Kaetakse riigieelarvelistest vahenditest.

**Korraldaja:** Keskkonnaamet.

## 8.3. Esmased meetmed hanekahjude stabiliseerimiseks Eestis

### 8.3.1. Hanekahjude vähendamine tavaheidutuse tõhustamise abil

#### Prioriteetsus: I

**Eesmärk:** hanekahjude stabiliseerimine ja vähendamine

**Kirjeldus.** Eestis on hanede hirmutamine toimunud seni kaootiliselt. Niisketel või üleujutatud rohumaadel pelgupaikade heidutusest puutumata jätmisega taandub enam hanesid viljapõldudelt jt kahjustusõrnadelt kultuuridelt rohumaadele. Ökoloogiline meede on intensiivne tavaheidutamine, kus lisaks peletusvahenditele kasutatakse ka inimese poolt aktiivset peletamist. Ühe- või kahekordne hirmutamine päeva jooksul mõjutab vähe hanede päevast energeetilist tasakaalu ning nad suudavad päevase energiavajaduse taas katta. Ökoloogilise meetme protsessi ja kuluarvestuse kohta vt lähemalt ptk 6.5.3.

Selle meetme rakendamisega peab kaasnema rahvusvaheline koostöö ja seireinfo vahetus meetme mõjuulatuse hindamiseks ja populatsioonide võimalike arengute modelleerimiseks, et vältida arvukuse pikaajalist langemist allapoole soodsat seisundit ja et koordineerida arvukuse vähendamist rahvusvahelisel tasemel.

**Maht:** olulisematel hanede peatusaladel (Eestis kümnekond, vt ptk 4)

**Ajaline mõõde:** iga-aastane tegevus

**Maksumus:** riigi poolt rändlindude tekitatud kahjude ennetamiseks tavaheidutusvahendite (erinevad paugutid, raketivahendid, peletusjuhud, akustilised peletid jms) hüvitamine (vt 8.2.).

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, põllumajandustootjad.

### 8.3.2. Poldrite hooldamine

#### Prioriteetsus: II

**Eesmärk:** säilitada poldrid vähemalt 60% ulatuses märgade rohumaadena

**Kirjeldus:** Kuna kõik poldrid on rajatud liigniisketele aladele, siis on need olnud juba enne poldrite rajamist olulised pesitsusalad ning rändepeatuskohad kümnete tuhandetele vee- ja märgalalindudele. Poldrid, kus esineb kevadine üleujutus, on atraktiivseteks kohtadeks rändavatele hanelistele, hoides neid eemal põllumajandusmaadelt. Kuna üleujutatud rohumaadel on vesi erineva sügavusega ning servaaladel on ohtralt toitumisvõimalusi, pakuvad need alad samaaegselt nii turvalist puhkepaika kui ka soodsaid toitumisvõimalusi. Kui tagada nendel aladel hanedele rahulik olemine ning rakendada kevadise rändepeatuse perioodil ümberkaudsetel viljapõldudel intensiivset hirmutamist (6 korda päeva jooksul), toob see kaasa hanede koondumise ümberkaudsetelt põldudele poldritele, kus toitumine on energeetiliselt tulusam kui ümbritsevatel viljapõldudel (kuigi toit on rohumaadel väiksema energeetilise väärtusega kui viljapõldudel, korvab rahulik toitumisvõimalus pidevaks lendamiseks kuluva energia kao). Poldrite majandamise soovituslike meetmete rakendamise osas tehakse tihedat koostööd Maaeluministeeriumiga. Poldritel jm püsirohumaade säilitamise, tagasirajamise, majandamise, toetuste võimaluste kohta vt lähemalt: <https://www.pria.ee/registrid/pusirohumaade-sailitamine> .

Alljärgnevalt on koondatud soovitud tegevustest.

**Audru polder** (880 ha, koosneb Audru ja Nurme poldrist). Vajalikud tegevused:

- Audru poldri hoiuala kaitsekorralduskavas (2013-2017) väljatöötatud poldri majandusmeetmed tuleb tööle rakendada (Audru poldri looduskaitseala kaitsekorralduskava, 2012);
- kevadisel rändeperioodil, kuni mai alguseni, tuleks poldril hoida vett. Selleks tuleks lüüsisiga takistada selle valgumine merre;
- poldril tuleb keskenduda heintaimede kasvatamisele, mida on võimalik teha ka peale kevadist üleujutust silmas pidades, et poldri hooldamine/harimine on poldri väärtuste säilitamiseks ülioluline. Vastasel korral polder roostub, nagu see on juba juhtunud mitmetel poldri osadel;
- vältida tuleks ala intensiivset ja eesmärgipärast kuivendamist ning intensiivse põllumajanduse arendamist poldrialal.

**Navesti polder** asub Olustverest idapool, endisel Navesti jõe lamminiidul. Polder koosneb Navesti jõe paremkaldal asuvast Navesti-Kõo poldrist (297 ha) ja jõe vasakkaldal Navesti-Olustvere poldrist (435 ha). Soovitused:

- poldril võiks jätkuvalt vaid heintaimi kasvatada, hoidudes teistest põllukultuuridest nagu raps, teravili, mais jne;
- peatuvatele rändlindudele on ülioluline, et alal esineks kevadeti üleujutus. See hoiaks hanelisi poldril ning sellest tulenevalt oleks ümbruskonna põldudele haneliste surve väiksem. Juhul, kui on plaan taastada pumbajaam ja polder tööle panna, siis on soovituslik kevadise suurvee ajal hoida vett poldril kuni mai alguseni. Pärast rändlindude lahkumist võib vee alla lasta ning alustada/jätkata põllumajandustöödega.

**Kolga-Jaani polder** (315 ha) koos nelja lahustükiga asub Viljandimaal Põltsamaa jõe paremkaldal. Kindlasti tuleks jätkata hetkel (2019) kasutatavat poldri majandamisskeemi, mis võimaldab nii kevadisi üleujutusi kui ka üleujutusjärgset maaharimist. Kolga-Jaani polder on üks vähestest

näidetest, kuidas poldreid saab loodussõbralikult majandada. Taoline majandamisviis tagab poldrite looduskaitse väärtuse ning on eeskujuks teistele.

**Sangla** ehk **Väike-Rakke polder** (445 ha) asub Tartumaal Konguta peakraavi ääres, mille kaudu juhitakse poldri veed Võrtsjärve. Poldri põhjaosas tuleb leida võimalus kevadiseks üleujutuseks. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

**Tamme polder** (780 ha) asub Sangla poldrist lõunas ning on ehitatud 1974. aastal. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

**Valguta polder** (344 ha) asub Võrtsjärve lõunaosas endisel liigniiskel järvelammil ning on üks Eesti vanimatest poldritest, mis valmis 1966. a. Poldri väärtuse saaks taastada juhul, kui kevadise suurvee ajal takistada vee äravoolu. Taoliste väärtuslike märgalade kaotamisega kasvab oluliselt haneliste surve põldudele, mistõttu suureneb hanede konflikt põllumajandustootjatega.

**Tarvastu polder** (655 ha) asub Võrtsjärve läänekaldal ning piirneb Võrtsjärve hoiualaga. Soovitav poldril hoiduda vee pumpamisest ning juhtida vesi ära isevoolu teel.

**Rämsi** ehk **Uula polder** (166 ha) asub Rämsi külast põhjas ning piirneb Alam-Pedja looduskaitsealaga ning Alam-Pedja linnu- ja loodusalaga. Poldrit on soovitatav majandada väljakujunenud skeemi alusel, keskendudes heintaimede kasvatamisele, säilitades samas võimalused kevadisteks üleujutusteks. Sellisel moel saab säilitada ala looduskaitse väärtust, olles eeskujuks teistele poldrite majandajatele.

**Laeva** ehk **Valmaotsa polder** (128 ha) asub Tallinn-Tartu maantee ääres 25 km Tartust ning on rajatud Laeva jõe lamminiidule. Kindlasti on soovitatav hoiduda poldri kuivendamisest, kuigi sellega 2019. aastal juba alustati. Oluline on ala kesk- ja edelaosa kevadine üleujutus. Poldrit on soovitatav majandada nii, et see oleks kevadrändel atraktiivne koht rändavatele veelindudele, mis aitaks ennetada hanede tekitatavat kahju ümbritsevatele põldudele. Tulenevalt kevadisest üleujutusest tuleks poldril keskenduda heintaimede kasvatamisele, mis on võimalik kevadise suurvee taandumisel.

**Aardla polder** (579 ha) on rajatud Emajõe ja Porijõe luhale 1980-ndate aastate alguses. Ala tuleb osaliselt hoida liigniiskena ehk tuleb soodustada kevadisi üleujutusi veevoolu tõkestamise näol kraavides. Veetaseme sobilikul tasemel hoidmisel piisab ka olemasolevatest vabavooluregulaatoritest. Seda tuleb teha kuni mai alguseni. Erilist tähelepanu tuleb pöörata looduskaitseala piiridest välja jäävale poldri lõunaosale, mis on üks meelispaiku rändel peatuvatele hanedele. Kindlasti on soovitatav ka seal hoida vett poldril kuni mail alguseni. Hanede püsiv hoidmine Aardla poldril aitab suurendada oluliselt lennuohutust Tartu lennuväljal.

**Varnja polder** (420 ha) asub Tartumaal Varnja külast läänes ning on üks vähestest töötavatest poldritest Eestis. Alal on vajalik põllumajandustootjatega läbirääkimiste teel leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

**Räpina polder** kogupindalaga 1358 ha asub Räpinast kirdes, Lämmijärve ääres ning on hetkel Eesti suurim poldriala. Poldri toimiseks tuleb:

- tuleb järgida Räpina poldri hoiuala kaitsekorralduskavas antud soovitusi tegevusteks, mis tagavad poldriala looduväärtuste säilimise;
- kindlasti tuleb tõsta veetaseme poldri madalamates osades, eriti püsirohumaadel, ning hoida seda seal kuni mai alguseni ja seda;
- tuleb jätkata püsirohumaade pindala suurendamist ning piirata poldri niiskemates osades

monokultuuride kasvatamist.

**Korva polder** (488 ha) asub Valgamaal Sangaste-Tsirguliina maanteest lõunas ning mis rajati 1970. aastal. Alal on vajalik leida optimaalne lahendus hanede elupaiganõudluse ja põllumajanduse vahel.

**Maht:** vastavalt vajadusele

**Ajaline mõõde:** vastavalt kas ühekordne või iga-aastane tegevus

**Maksumus:** määratlemata

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, Maaeluministerium.

### 8.3.3. Rannaniitude taastamine ja hooldamine

**Prioriteetsus: I**

**Eesmärk:** rannaniitude taastamine ja hooldamine

**Kirjeldus.** Rannaniitude ulatuslik taastamine ja edasine hooldamine omab väga suurt tähtsust eeskätt valgepõsk-lagle poolt põhjustatud kahjude vähendamiseks põldudel. Tähelepanu tuleb pöörata just Põhja-Eesti väheste rannaniitude maksimaalsele taastamisele ja hooldamisele. Rannaniitude taastamisest ja hooldamisest vt lähemalt: Rannaniitude hoolduskava 2020.

**Maht:** vastavalt vajadusele, lähemalt võimalusi ja vajadusi vt: <https://www.keskkonnaamet.ee/et/eesmargid-tegevused/maahooldus/tegevus-ja-hoolduskavad>

**Ajaline mõõde:** iga-aastane tegevus

**Maksumus:** määratlemata

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, RMK.

### 8.3.4. Kevadine letaalne heidutus

**Prioriteetsus: II**

**Eesmärk:** hanekahjude stabiliseerimine ja vähendamine

**Kirjeldus.**

Kui vajadus suurte ja korduvate kahjustuste tõttu letaalse heidutuse kui ühe heidutuse lisameetme rakendamiseks on suur, tuleb letaalse heidutuse rakendamiseks esmalt selgeks teha, et antud piirkonnas ei peatu väike-laukhanesid ning tuleb välistada ohustatud põllulindude (nt suurkoovitaja) pesitsusalad. Samaaegselt tuleb, lähtuvalt linnudirektiivist, hinnata juba tekkinud kahju suurust ja rakendatud heidutusmeetmeid. Heidutusega hõlmatavad liigid on suur-laukhani, valgepõsk-lagle ja kanada lagle. Rabahane küttimine peab olema välistatud, et vältida ohustatud taiga-rabahanede hukkamist. Võimalikeks piirkondadeks, kus letaalset heidutust saab 2021. aastal 2016-2020 kahjustuste andmetel rakendada, on Virumaa, Harjumaa, Jõgevamaa ja Tartumaa, välistades

kaitstavad alad. Heidutuse läbiviimine peab olema määratud kahjustatud põllu täpsusega ning sellega peab kaasnema täpsete seireandmete esitamine Keskkonnaametile (m.h, kellaeg, peab olema info, kas laske sooritati või ei ehk info tuleb edastada ka letaalse heidutuse katsest, kui lindu tabada ei õnnestunud, edastada tuleb fotod lastud hane(de)st). Heidutusjahti ei peeta söötis maadel, rohumaadel ja kesal. Heidutusjahti ei tohi pidada varjest, jahimees peab selgelt lindudele nähtav olema, käituma peab sarnaselt mitteletaalse heidutamise, kui hanede hirmutamiseks põllul liigutakse. Heidutusjahil ei ole lubatud kasutada peibutuskujusid. Heidutusjahil tohib ühes päevas ühel põllumassiivil küttida kuni 4 lindu, sealjuures Eestis kevadel kuni 1000 isendit. Liigipõhised kvoodid nimetatud mahu piires kehtestatakse Keskkonnaameti poolt käskkirjaga. Keskkonnaamet võib adaptiivselt selle limiidi ümber vaadata. Heidutusjahi lubamine/mittelubamine on seega juhtumipõhine otsus ning selle otsuse tegemisel tuleb kaaluda järgmisi kriteeriume: 3 varasema aasta kahjustused antud piirkonnas, haneliste arvukus antud piirkonnas, rohumaade paiknemine ja osakaal antud piirkonnas (10 km raadiuses põldudest vähemalt 10% püsirohumaad), senised rakendatud heidutusmeetmed. Letaalse heidutusega kaasneb igakordselt tulemuslikkuse seire, kus letaalse heidutuse pilootprojekti (2020) metoodika (Rewild 2020) järgi registreeritakse ja analüüsitakse heidutusmeetme efektiivsust. Letaalse heidutusega seotud kulutusi ei kompenseerita. Planeerimisel kasutatakse mh põllumajandusmaade kasutusinfo kaardirakendusi, vt: <https://kls.pria.ee/kaart/>, Lisa 2.

**Maht:** määramata

**Ajaline mõõde:** märts-aprill

**Maksumus:** Heidutusjahi kulud ei kuulu riiklikule kompenseerimisele. Letaalse heidutuse tulemuslikkuse seire maksumus aastas (10 tp x 200 €) 2000 € aastas, kavandatud kolmel aastal.

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, Keskkonnaagentuur.

### 8.3.5. Sügisese hanejahi tõhustamine

**Prioriteetsus:** I

**Eesmärk:** lindude arvukuse reguleerimine, kahjustuste vähendamine, jahimeeste ja üldsuse teadlikkuse suurendamine hanejahi vajalikkusest põllumajanduskahjude stabiliseerimisel ja vähendamisel, hanejahi motivatsiooni suurendamine.

**Kirjeldus:** Hanede arvukuse üldine ohjamine sügisjahi käigus on oluline kahjustuste vähendamise meede. Seetõttu tuleb suurendada hanejahi võimalusi ja jahimeeste motivatsiooni. Selleks:

- juriidiliselt analüüsida tõlgendust valgepõsk-lagle puhul jahieeskirjaga sätestatud mõistele „kahjustuspiirkond“, kas selleks on konkreetne põllumassiiv või käsitleda kahjustuspiirkonnana geograafilises mõistes märksa laiemat ala, näiteks määratleda konkreetset hane koondumisalad, mille piires tekitavad teiste hulgas ka valgepõsk-lagled olulisi kahjustusi põllumajanduskultuuridele;
- tõsta jahimeeste teadlikkust hanede küttimise vajalikkuse, jahieetiliste väärtuste (kui palju lasta, kuidas eksponeerida, kuidas käidelda jäätmeid) ning liikide määramise osas;
- linnujahi keelualade laiendamisel kaaluda võimalust lubada erandina hanejahti. Kui kogu planeeritaval piirangulal on hanejahi lubamine tugevas vastuolus kaitse-eesmärkidega, kaaluda võimalusi ala tsoneerimiseks ja/või täiendavate ajaliste piirangute (nt jaht lubatud ainult õhtusest lennust) määramiseks, mis ühest küljest leevendaksid vastuolusid ning teisest küljest säilitaks antud piirkonnas hanejahi võimekuse;

- arendada välja fototuvastusel põhinev mobiilirakendus kütitud isendite liikide määramiseks;
- teavitada järjepidevalt avalikkust hanejahi olulisusest seoses arvukuse ohjamise vajadusega (ennetada kahju suurenemist põllumajandusele ja vähendada riski pandeemiatega (linnugriip) tekkeks) vähendamaks avalikkuse vastuseisu nii hanejahile kui ka jahipidamisele laiemalt.

**Maht:** vastavalt vajadusele

**Ajaline mõõde:** iga-aastane tegevus

**Maksumus:** Teavituskampaania meedias, koolitused jahimeestele (10 koolituspäeva aastas), kulu hinnanguliselt 5000 eur aastas.

**Korraldaja:** Keskkonnaagentuur, Keskkonnaamet, Eesti Jahimeeste Selts.

## 8.4. Õigusruum.

### 8.4.1. Keskkonnaministri määruse „Looma tekitatud kahju hindamise meetodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord“ täpsustamine

**Prioriteetsus:** II

**Eesmärk:** määruse kohandamine seoses uute teadmistega ning meetmete rakendamisega

**Kirjeldus:** Vaadatakse läbi olemasoleva määruse hanekahjude maksmise põhimõtted, mis arutatakse enne läbi hanekonsortiumis. Tegevus saab sisendi ka käesolevas kavas planeeritavatest uuringutest.

**Maht:** määratlemata

**Ajaline mõõde:** ühekordne tegevus, 2022. aasta

**Maksumus:** määratlemata

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, Keskkonnaministeerium.

### 8.4.2. Õigusruumi korrigeerimine hanede arvukuse reguleerimiseks ning hanekahjude vähendamiseks

**Prioriteetsus:** II

**Eesmärk:** uute põllumajandusmeetmete väljatöötamine, juriidiliselt korrektne hanejahi korraldus

**Kirjeldus:** Hanede ja laglede arvukuse reguleerimise võimaluste juriidilise analüüsi (s.h valgepõsklagle jahi korraldus kahjude vähendamiseks) teostab Keskkonnaministeerium. Koostöös Maaeluministeeriumi ja Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ametiga vaadatakse läbi olemasolevad meetmed, mis võivad olla seotud hanekahjude vähendamise võimaluste rakendamisega (püsirohumaade säilitamine ja taastamine, põllumajandusmassiivide looduslikkuse taastamine) ning vajadusel töötatakse välja uued meetmed hanekahjude vähendamiseks leitud optimaalsete lahenduste rakendamiseks (sh erinevad rahastusallikad). Hanekahjude kompenseerimine seotakse püsirohumaaga



säilitamise ja tagasirajamise kohustusega ning suurte põllumajandusmassiivide liigendamise kohustusega. Kahjustuspiirkonna defineerimine valgepõsk-lagle osas.

**Maht:** määratlemata

**Ajaline mõõde:** ühekordne tegevus, 2021. a hanejahile ja 2024. aasta teistele meetmetele

**Maksumus:** määratlemata

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, Keskkonnaagentuur, Keskkonnaministeerium.

## 8.5. Uuringud

### 8.5.1. Ökoloogilise meetme mõju hanede populatsioonidele - pilootprojekt

**Prioriteetsus:** III

**Eesmärk:** leida lahendused hanekahjude stabiliseerimiseks ja vähendamiseks

**Kirjeldus:** Antud uuring koosneb kahest osast. Ökoloogilise meetme mõju uuringu aluseks on joonisel 45 esitatud hüpoteesi kontrollimine (osa A) ning hanede tekitatud kahjude iseloomu ja ulatuse määramine erinevatele põllukultuuridele (osa B). Hanede poolt tekitatud majanduslik kahju sõltub aastast, konkreetsetes peatumispiirkonnas kasvatatavatest kultuuridest ja nende pindalalisest jaotusest ning keskkonnatingimustest (näit regionaalselt erinev mulla tüüpide jaotus, sademetest ja temperatuurist). Seetõttu viiakse vastav uuring läbi ühel aastal, paigutades katsealad Eesti erinevatesse regioonidesse.

Osa A etapid:

- a. katse- ja võrdlusalade (2+2 ala) määratlemine;
- b. turvaalade (üleujutatavad ja liigniisked rohumaad, looduslikud rohumaad) määratlemine hanedele katsealadel;
- c. hanede märgistamine GPS-GSM saatjatega katse- ja võrdlusalal. Uuring fokuseeritakse kahele liigile, valgepõsk-laglele ja suur-laukhanele, keda märgistatakse võrdselt katsealadel ja võrdlusaladel, s.t kahel katsealal kokku 10+10 isendit ja kahel võrdlusalal 10+10 isendit. Kokku märgistatakse 40 valgepõsk-laglet ja 40 suur-laukhane nende detailse käitumise ning hilisema pesitsusedukuse uurimiseks ökoloogilise meetme rakendamisel katse- ning kontrollalal. Samuti pööratakse tähelepanu hanede käitumisele ja peatusala valikule järgneva(te)l aasta(te)l lähtuvalt eelneva aasta kogemustest;
- d. katsealal rakendatakse eelnevalt planeeritud optimaalsel marsruudil hanede hirmutamist 6 korral päevas. Võrdlusalal toimub tavapärane, senisest praktikast lähtuv hanede hirmutamine.

Osa B etapid:

- a. Igas Eesti piirkonnas, Ida-Eestis (Tartumaa), Kesk-Eestis (Järvamaa), Põhja-Eestis (Virumaa, Harjumaa) ja Lääne-Eestis (Läänemaa, Pärnumaa) määratletakse uuringusse 8 hanede poolt kahjustatud põldu, millest 2 paiknevad rohumaal, 2 talinisul, 2 suvinisul ja 2 odral. Kokku on valimis üle Eesti 32 põldu (8 rohumaad, 8 talinisu põldu, 8 suvinisu põldu ja 8 odrapõldu);
- b. Igale põllule paigutatakse 5 prooviala paari ( $1 \text{ m}^2 + 1 \text{ m}^2$ ), kokku 10 prooviala, põhimõttel, et esimene põllu keskele ning teised esimese suhtes juhuslikule kaugusele (kuid mitte lähemale kui 100 m) nelja põhiilmakaare suunas. Igas prooviala paaris ümbritsetakse üks ala 0,7-1 m kõrguse võrkaiaga, kuhu haned ei pääse sööma. Sel moel tekib igas regioonis 40 prooviala

paari, kus on kokku 80 prooviala suurusega 1 m<sup>2</sup>. Viimastest pooltel loetakse umbes 7 päevase intervalliga hanede julgad (metoodika vt [http://rewild.ee/portfolio/reWiLD\\_2019-Hanede\\_heidutusjahi\\_uuring-aruanne.pdf](http://rewild.ee/portfolio/reWiLD_2019-Hanede_heidutusjahi_uuring-aruanne.pdf)) kogu hanede kohaoleku perioodi jooksul;

- c. Igal prooviruudul määratakse suvel taimede üleminek järgmisse kasvufaasi, rohumaadel mõõdetakse rohu kasvukiirus;
- d. Sügisel kogutakse vihuproovid (taimed koos juurtega) igast prooviruudust (1 m<sup>2</sup>) juhuslikult valitud 0,25 x 0,25 m suurusest ruudust ning määratakse vihu kaal, taimede arv vihus, võrsete arv igal taimel, taimede maa-aluse osa kaal, taimede pikkus, pähikute arv ja pikkus taimel ning terade arv ja kaal pähikus.

**Ajaline mõõde:** Osa A: 2. ja 3. aastal, vajadusel 4. aasta (kahel viimasel aastal jälgitakse hanede reageeringut eelneva aasta kogemusele). Osa B: 2. aastal.

**Maksumus:** saatjate ost: 80 tk, kokku 83 230 eur; klappvõrgud hanede püüdmiseks; 2 võrku, kokku 8 000 eur; hanede püük, märgistamine, hirmutamise katsealadel, proovialade kordusuuringud: 4 inimest, (600 p x 200 €), kokku 120 000 €; projekti haldamine, koordineerimine, andmete analüüs: 2 inimest (250 p x 140 €), kokku 35 000 eur; vahendid, postid proovialade märkimiseks, võrk prooviala ümbritsemiseks jms 8000 €; kõik kokku 254 230 €.

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, huvilised.

### 8.5.2. Raadiotelemeetriiliste andmete analüüs

#### Prioriteetsus: II

**Eesmärk:** suur-laukhane ja valgepõsk-lagle maastikukasutuse, elupaigaeelistuse ja käitumismustri selgitamine seoses liigniiskete püsirohumaade, tali- ja suvikultuuride ning märgalade osakaaluga maastikus.

**Kirjeldus:** Saksamaa teadusasutuselt *Max Planck Institute of Animal Behavior* on teinud meile kättesaadavaks andmed Saksamaal satelliitsaatjatega märgistatud 136 suur-laukhane ja 65 valgepõsk-lagle Eestis viibimise kohta. Andmed sisaldavad umbes 600 000 lindude asukohamäärangut Eestis. Need andmed võimaldavad detailselt analüüsida hanede rändeagegset käitumisökoloogiat Eestis (peatusalade valikut mõjutavad maastikutunnused, peatuse ajaline kestvus ning selle sõltuvus toidubaasist, põllukultuuride kasutus läbi kevade, konkreetse põllu kasutusintensiivsus läbi aastate, maastike mosaiiksuse mõju jmt). Kirjeldatud muutujate tundmine võimaldab paremini suunata ja organiseerida hanede sihipärast hirmutamist seatud eesmärkide saavutamiseks.

**Ajaline mõõde:** 2. aasta

**Maksumus:** 2 inimese 80 tp (80 p x 140 €), kokku 11 200 eur.

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, huvilised.

### 8.5.3. Maastikukasutuse ja –planeeringu kaudu hanekahjude vähendamise võimaluste selgitamine

#### Prioriteetsus: II

**Eesmärk:** Selgitada maastikukasutuse analüüsi ja maastiku planeerimise erinevate meetmete

kasutamise mõju analüüsi kaudu hanekahjude vähendamise võimalusi.

**Kirjeldus:** väga paljude elustikurühmade ja ökosüsteemide uuringute tulemustest on teada mosaiikse, ekstensiivselt majandatud ja väikeseskaalaliselt liigendatud põllumajandusmaastiku ning elurikkuse ja inimesele tervisliku elukeskkonna positiivsed seosed. Hanekahjude ulatuse, intensiivsuse ja esinemissageduse ning maastiku karakteristikute vahelised suurepinnalised uuringud on väga harvad ja vastuoluliste tulemustega. Uuringu eesmärgiks on otsida üheaegselt kasutatavaid võimalusi üldiseks elurikkuse säilitamiseks, loodusesõbraliku põllumajanduse toimimiseks ning hanekahjude vähendamiseks.

**Ajaline mõõde:** 2022-2023

**Maksumus:** orienteeruvalt 40 000 €

**Korraldaja:** Keskkonnaamet, huvilised.

#### 8.5.4. Hallhane pesitsuspopulatsiooni uuringud

**Prioriteetsus:** III

**Eesmärk:** Eestis pesitseva hallhane haudeasurkonna sigimisedukuse, pesitsusala, rändeteede ja talvitusalaade sidususe ja ruumilise paiknemise erinevate aspektide uuring.

**Kirjeldus:** Eesti naaberriikides, Soomes ja Lätis toimub hallhane kiire levik uutele pesitsusaladele, s.h sisemaale. Eestis pesitsev hallhane haudeasurkond aga ei suurene. Põhimõtteliselt võib see tuleneda ebapiisavast sigimisedukusest, sobivate pesitsusalade vähesusest, noorlindude kõrge suremusest enne pesitsusikka jõudmist või nende hajumisest pesitsusaladele väljaspool Eestit, aga ka väga vähesest või üldse puuduvast sisserrändest Eestisse. Selle ökoloogiliste põhjuste väljaselgitamine võib olla tulevikus võtmetähtsusega hanede arvukuse reguleerimisel. Projekti raames on kavas märgistada GPS-GSM saatjatega, võimalusel võrdsest, 15 vanalindu ja 15 noorlindu, kokku 30 isendit. Tähelepanu pööratakse hallhane sigimisedukusele, pesitsusalade, rändeteede ja talvitusalaade valikule, nende sidususele ehk kasutuse püsivusele ning ruumilisele kasutusele, noorlindude hajumisele ning võimalusel ka pesitsusala valikule, kuid samuti neid ohustavatele teguritele. Kirjeldatud uuringut ei ole võimalik läbi viia väiksema mahu saatjatega, sest lähtuvalt varasemast kogemusest saatjatega märgistamisel, hakkab seda, andmeanalüüsiks vajalikku kriitilise suurusega valimit negatiivselt mõjutama looduslik suremus, võrdne võimalus sattuda jahisaagi hulka ning ka saatjate võimalikud tehnilised probleemid.

**Ajaline mõõde:** 3.-4. aasta

**Maksumus:** saatjate ost: 30 saatjat, kokku 31 230 €; lindude püük: 2 inimest kokku 80 p (80 p x 200 €) kokku 16 000 €; andmete haldamine ja analüüs: 1 inimene, 100 p (100 p x 140 €), kokku 14 000 €; sigimisedukuse määramine: kahel aastal 3 inimest, 80 p (80 p x 200 €), kokku 16 000 €;. Projekti maksumus 77 230 €.

**Korraldaja:** huvilised.

### 8.5.5. Nutirakenduse loomine lastud veelindude määramiseks

#### **Prioriteetsus: II**

**Eesmärk:** nutirakendus luuakse olemasoleva JAHISE juurde, selle abil toimub jahimeeste poolt lastud haneliste (haned ja partlased) korrektne liigiline ning võimalusel vanuseline määramine, mis tagab õige jahistatistika.

**Kirjeldus:** Teadaolevalt esineb lastud veelindude määramisel väga palju vigu ning see moonutab oluliselt jahistatistikat. Loodav nutirakendus peab tagama jahisaagist pilte tehes liikide ja võimalusel nende vanuse korrektse määramise ning dokumenteerimise. Nutirakenduse abil on võimalik operatiivselt talletada jahi aeg ja koht koos jahisaagi liigilise koosseisuga vastavasse andmebaasi. Nutirakenduse tellimisel tuleb lisaks selle loomisele arvestada ka tehnilise toe olemasoluga vähemalt esimesel viiel aastal, kuni rakenduse pisivead saavad parandatud.

**Maht:** hinnanguliselt 400 tp x 200 € = 80 000 €

**Ajaline mõõde:** 1.-2. aasta

**Maksumus:** sissetellitava töö maksumus hinnanguliselt 80 000 eur (arvestades näiteks LVA nutirakenduse hinda).

**Korraldaja:** huvilised.

### 8.6. Rahvusvaheline koostöö

#### **Prioriteetsus: II**

**Eesmärk:** Eesti aktiivne osalemine AEWA Euroopa haneplatvormi töös, esindatuse tagamine Berni ja Bonni (CMS) konventsiooni juures, regulaarne esindatus teaduskonverentsidel, et tagada rahvusvaheliselt informatsiooni ja kogemuste kiire ja otsene vahetus.

**Kirjeldus:** Rahvusvaheline koostöö on vajalik eeskätt Eesti seisukohtade (eelnevalt läbi arutatud hanekonsortsiumi poolt) esindamine AEWA Euroopa haneplatvormi töögruppides. Tähtis on sisulistes küsimustes koostöö arendamine ning ühiste seisukohtade kujundamine naaberriikides tugevama positsiooni saavutamiseks. Eestipoolse sisendi andmine rahvusvahelistesse liigi tegevuskavadesse. Regulaarne osavõtt erinevatest temaatilistest rahvusvahelistest teaduskonverentsidest ning Eestis tehtud temaatilise teadustöö pidev tutvustamine.

**Maht:** vastavalt vajadusele

**Ajaline mõõde:** iga-aastane

**Maksumus:** 3000 eur

**Korraldaja:** Keskkonnaamet.

## 8.7. Tähtajatud tegevused

### Hanede riiklik seire

#### Prioriteetsus: II

**Eesmärk:** igal 3. aastal toimuva riikliku haneseire teostamine, väike-laukhane seire metoodika väljatöötamine ja seire rakendamine, küttimisandmete süstemaatiline kogumine kui operatiivse seire teostamine.

**Kirjeldus:** Rändekogumite seire eesmärgiks on mh Eestis pesitsevate ja/või läbirändavate hanepopulatsioonide leviku, arvukuse ja seisundi järjepidev jälgimine. Kuna kõnealused rändliigid on nimetatud linnudirektiivi lisades (valgepõsk-lagle I lisa; rabahani, hallhani ja suur-laukhani II lisa), on Eesti kohustatud läbirändava populatsiooni arvukuse, arvukuse muutuste ja leviku kohta aruande esitama. Rändekogumite seire puhul on eesmärgiks hinnata seirealal peatuvate isendite maksimaalne arv. Hinnatavateks parameetriteks seirealadel on peatuva rändekogumi minimaalne ja maksimaalne suurus kevad- ja sügisrändel.

Olulise muudatusena, mis on kooskõlas AEWA haneplatvormi kokkuleppega 2020. a, toimub alates 2021. aastast Euroopas hallhane ja valgepõsk-lagle loendus **augusti esimese 10. päeva jooksul**, s.o enne kohaliku pesitseva asurkonna lahkumist rändele. Tähelepanu tuleb lisaks lindude koguarvule pöörata ka sigimisedukusele, mis on sel ajal hõlpsasti kogutav, kuna pesakonnad toituvad üheskoos põldudel. Selline lähenemine võimaldab täpselt hinnata haneliikide populatsiooni dünaamikat vastavas majandusüksuses. Kevadise seire osas muudatust ette ei näe.

Eestis ei teostata riikliku seire raames väike-laukhane (I kat) seiret. Liigi seisundi ja selles toimuvate muutuste hindamiseks ning võimaliku kevadise heidutusjahi käigus väike-laukhane kohta käiva informatsiooni hankimiseks ja kättesaadavaks tegemiseks on vajalik välja töötada ja alustada väike-laukhane operatiivseire programm.

Hanede küttimise andmed kogutakse ja analüüsitakse Keskkonnaameti ja Keskkonnaagentuuri poolt kava täitmise käigus, tulemusi kasutatakse kava eesmärkide saavutamisel adaptiivselt.

**Ajaline mõõde:** hanede seire iga 3. aasta (järgmine loendus 2023. a); väike-laukhane operatiivseireprogrammi väljatöötamine ja rakendamine iga-aastaselt; küttimisandmete seire iga-aastaselt.

**Maksumus:** rahastatakse riigieelarvest

**Korraldaja:** Keskkonnaagentuur.

## 9. Tegevuste korraldamise eelarve

Tabel 7. Ohjamise ja asurkondade soodsa seisundi hoidmisega seotud tegevused ja nende maksumus. Hinnad (sadades eurodes) sisaldavad kõiki kulusid ja makse. Tähistus: x – tegevus toimub riigieelarveliste vahendite baasil. Tähistus: EJS – Eesti Jahimeeste Selts, KeA – Keskkonnaamet, RMK – Riigimetsa Majandamise Keskus, MeM – Maaeluministeerium, KAUR – Keskkonnaagentuur, KeM - Keskkonnaministeerium

Jrk nr	Tegevus	Võimalik korraldaja	Prioriteet	2021	2022	2023	2024	2025	Kokku
1	Koostöö arendamine erinevate osapoolte vahel, kommunikatsioon	KeA	I	x	x	x	x	x	-
2	Rändlindude poolt tekitatud kahjude ja kahjude ennetamistööde kulutuste hüvitamine	KeA	I	4200	4200	4200	4200	4200	21000
3	Hanekahjude vähendamine tavaheidutuse tõhustamise abil	KeA	I	x	x	x	x	x	-
4	Poldrite hooldamine	KeA, MeM	II	x	x	x	x	x	-
5	Rannaniitude taastamine ja hooldamine	KeA, RMK	I	x	x	x	x	x	-
6	Kevadine letaalne heidutus	KeA, KAUR	II	20	20	20	x	x	60
7	Sügisese hanejahi tõhustamine	KAUR, EJS, KeA	I	50	50	50	50	50	250
8	Keskkonnaministri määruse täpsustamine	KeA, KeM	II	-	x	-	-	-	-
9	Õigusruumi korrigeerimine	KeA, KeM, KAUR	II	x	-	-	x	-	-
10	Ökoloogilise meetme mõju hanepopulatsioonidele	KeA, huvilised	III	-	2542	x	-	-	2542
11	Raadiotelemeetriliste andmete analüüs	KeA, huvilised	II	-	112	-	-	-	112
12	Maastikukasutuse ja – planeeringu kaudu hanekahjude vähendamise võimaluste selgitamine	KeA, huvilised	II	-	400	x	-	-	400
13	Hallhane pesitsuspopulatsiooni uuringud	huvilised	III	-	-	772	x	-	772

Jrk nr	Tegevus	Võimalik korraldaja	Prioriteet	2021	2022	2023	2024	2025	Kokku
14	Nutirakenduse loomine lastud veelindude määramiseks	huvilised	II	800	x	-	-	-	800
15	Rahvusvaheline koostöö	KeA	II	30	30	30	30	30	150
16	Hanede riiklik seire	KAUR	II	-	-	x	-	-	-
KOKKU				5100	7354	5072	4280	4280	26086

Tabel 8. Tegevused ja nende maksumus proriteetide lõikes sadades eurodes.

Prioriteet	2021	2022	2023	2024	2025	Kokku
I	4250	4250	4250	4250	4250	21250
II	850	562	50	30	30	1522
III	0	2542	772	0	0	3314
KOKKU	5100	7354	5072	4280	4280	26086

## 10. Kaitse ja ohjamise tulemuslikkuse hindamine

Hanede ja laglede kaitse- ja ohjamiskava tulemuslikkust hinnatakse järgmiselt:

- on leitud optimaalsed, kuluefektiivsed ning ökoloogiliselt toimivad lahendused hanekahjustuste stabiliseerimiseks ning nende rakendamise tulemusena püsivad kompensatsioonisummad stabiilsetena 2020. a tasemel või vähenevad;
- peatuvate hanede ja laglede arvukus varieerub aastate lõikes, kuid trend näitab stabiliseerumist või kahanemist üleriigilisel tasandil (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- sügisene hanejaht on muutunud aktiivsemaks ning jahistatistika näitab tõusutrendi (trend on statistiliselt usaldusväärne);
- hanekonsortsium on loodud ja tööle rakendatud, kohtumised vähemalt 1 kord aastas;
- jahisaagis ei ole tuvastatud ohustatud liike.



## 11. Kasutatud põhiallikate loend

**Aamisepp, M., Persitski, H.** (koost.) 2018. Kattetulu arvestused taime ja loomakasvatustes 2018. Põllumajandusuuringute Keskus.

**Aarvak, T., Øien, I.J., Karvonen, R.** Development and key drivers of the Fennoscandian Lesser

White-fronted Goose population monitored in Finnish Lapland and Finnmark, Norway. Lk 29-36 rmt Vougioukalou, M., Kazantzidis, S. & Aarvak, T. (toim.) Safeguarding the Lesser White-fronted Goose Fennoscandian population at key staging and wintering sites. Special publication. LIFE+10 NAT/GR/000638 Project. HOS/BirdLife Greece, HAOD/Forest Research Institute, NOF/BirdLife Norway report no. 2017-2.

**Amano, T., Ushiyama, K., Fujita, G., Higuchi, H.** 2007. Predicting grazing damage by white-fronted geese under different regimes of agricultural management and the physiological consequences for the geese. *Journal of Applied Ecology* 44: 506–515.

**Avery, M.L., Werner, S.J.** 2017. Frightening devices. In: Linz, G. M., Avery, M. L., & Dolbeer, R. A. (Eds.) *Ecology and Management of Blackbirds (Icteridae) in North America*. RC Press, Boca Raton, pp. 159-174

**Badry, A., Krone, O., Jaspers, V.L.B., Mateo, R., Garcia-Fernandez, A., Leivits, M., Shore, R.F.** 2020. Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: Identification of key species for pan-European biomonitoring. *Science of the Total Environment*, 731.10.1016/j.scitotenv.2020.139198.

**Bauer, S., Lisovski, S., Eikelenboom-Kil, R.J.F.M., Shariati, M., Nolet, B.A.** 2017. Shooting may aggravate rather than alleviate conflicts between migratory geese and agriculture. *Journal of Applied Ecology* 55: 2653–2662.

**Baxter, A.T., Robinson, A.P.** 2007. A comparison of scavenging bird deterrence techniques at UK landfill sites. *International Journal of Pest Management*, 53(4), 347-356.

**Bechet, A., Giroux, J.-F., Gauthier, G., Nichols, J.D., Hines, J.E.** 2003. Spring hunting changes the regional movements of migrating greater snow geese. *J. Appl. Ecol.* 40, 553–564. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00812.x>.

**Bédard, J. & Lapointe, G.** 1987. The estimation of dry green biomass in hayfields from canopy spectroreflectance measurements. *Grass and Forage Science* 42, 73 – 78.

**Berkes, F., Folke, C.** 1998. Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In: *Linking social and ecological systems; management practices and social mechanisms for building resilience*, ed. F. Berkes, and C. Folke, 1–25. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

**BirdLife International** 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife International Conservation Series No. 12).

BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- BirdLife International.** 2016. *Anser albifrons*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679881A85980652. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22679881A85980652.en>. Downloaded on 04 December 2020.
- BirdLife International.** 2018a. *Anser anser*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22679889A131907747. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679889A131907747.en>. Downloaded on 29 January 2020.
- BirdLife International.** 2018b. *Anser fabalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22679875A132302864. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679875A132302864.en>. Downloaded on 04 December 2020.
- BirdLife International.** 2018c. *Branta leucopsis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22679943A131909954. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679943A131909954.en>. Downloaded on 04 December 2020.
- BirdLife International.** 2018d. *Branta canadensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22679935A131909406. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679935A131909406.en>. Downloaded on 20 July 2020.
- BirdLife International.** 2018e. *Anser erythropus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T22679886A132300164. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22679886A132300164.en>. Downloaded on 15 September 2020.
- BirdLife International.** 2020. Species factsheet: *Branta canadensis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 20/07/2020.
- Bishop, J., McKay, H., Parrott, D., & Allan, J.** 2003. Review of international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives. Food and Rural Affairs, London.
- Bottema, S.** 2015. Some observations on modern domestication processes. Rmt. The walking Parder: patterns of domestication, pastoralism, and Predation. Ed by Juliet Clutton-Brock.
- Breed, A. C., K. Harris, U. Hesterberg, G. Gould, B. Z. Londt, I. H. Brown, and A. J. Cook.** 2010. Surveillance for avian influenza in wild birds in the European Union in 2007. *Avian Dis.* 54: 399–404.
- Burger, J.** 1983. Bird control at airports. *Environmental Conservation* 10 (2): 115–124.
- Conover, M. R., & Kania, G. S.** 1991. Characteristics of feeding sites used by urban-suburban flocks of Canada geese in Connecticut. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 19(1): 36-38.
- Cope, D.R., Pettifor, R.A., Griffin, L.R., Rowcliffe, J.M.** 2003. Integrating farming and wildlife conservation: The barnacle goose management scheme. *Biological Conservation* 110: 113–122.
- Cope, D.R., Vickery, J.A., Rowcliffe, J.M.** 2005. From conflict to coexistence: a case study of geese and agriculture in Scotland. In *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?* (eds Woodroffe, R., Thirgood, S.M., Rabinowitz, A.), pp. 176–191. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cramp, S., Simmons, K.E.L. (eds.)** 1980. *The Birds of Western Palearctic*. Vol. II.

- Cramp, S., Simmons, K.E.L., Perris, C.M.** 2006. Birds of the Western Palearctic *Interactive*. BirdGuides Ltd. And Oxford University Press.
- Drent, R.H., Eichhorn, G., Flagstad, A., Van der Graaf, A.J., Litvin, K.E., Stahl, J.** 2007. Migratory connectivity in Arctic geese: spring stopovers are the weak links in meeting targets for breeding. *J Ornithol* 148 (Suppl 2): S501–S514. DOI 10.1007/s10336-007-0223-4.
- Eesti Entsüklopeedia** 2002, 11. kd. Tallinn, Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Eesti Ornitoloogiaühing.** 2020. Suurlindude poolt tekitatud kahjustustest Eesti põllumajanduskülvikutel. Rakendusuuringu aruanne. Tartu, 39 lk.
- Ebbinge, B.S., Van Biezen, J.B., Van der Voet, H.** 1991. Estimation of annual adult survival rates of Barnacle Geese *Branta leucopsis* using multiple resightings of marked individuals. *Ardea* 79: 73-112.
- Eichhorn, G., Afanasyev, V., Drent, R.H., van der Jeugd, H.P.** 2006. Spring stopover routines in Russian barnacle geese *Branta leucopsis* tracked by resightings and geolocation. *Ardea* 94: 667-678.
- Eichhorn, G., Drent, R.H., Stahl, J., Leito, A., Alerstam, T.** 2009. Skipping the Baltic: The emergence of a dichotomy of alternative spring migration strategies in Russian Barnacle Geese. *J Anim Ecol* 78:63–72. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01485.x.
- Eltis, J., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Luigujõe, L., Lõhmus, A., Mägi, E., Ots, M.** 2003. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 1998.-2002. a. – *Hirundo* 16 (2): 58-83.
- Eltis, J., Leibak, E., Kuus, A.** 2018. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 92–93.
- Eltis, J., Leito, A., Leivits, M., Luigujõe, L., Nellis, R., Ots, M., Tammekänd, I., Väli, Ü.** 2019. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32 (1): 1–39.
- European Commission.** 2008. Guidance document on hunting Under Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds “The Birds Directive”.
- Eythórsson, E., Tombre, I.M., Madsen, J.** 2017. Goose management schemes to resolve conflicts with agriculture: Theory, practice and effects. *Ambio* 46(Suppl. 2): S231–S240  
DOI 10.1007/s13280-016-0884-4
- Filchagov, A.V. & Leonovich, V.V.** 1992. Breeding range expansion of Barnacle and Brent Geese in the Russian European North. *Polar Research* 11: 41–46.
- Fisher, I.J., Pain, D.J. and Thomas, V.G.** 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 421-432.
- Fox, A.D., Ebbinge, B.S., Mitchell, C., Heinicke, T., Aarvak, T., Colhoun, K., Clausen, P., Dereliev, S., Farago, S., Koffijberg, K., Kruckenberg, H., Loonen, M., Madsen, J., Mooij, J., Musil, P., Nilsson, L., Pihl, S., van der Jeugd, H.** 2010. Current estimates of goose population sizes in the western Palearctic, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20, 115–127.

- Fox, A.D., Elmerg, J., Tombre, I.M., Hessel, R.** 2017. Agriculture and herbivorous waterfowl: a review of the scientific basis for improved management. *Biol. Rev.* (2017), 92 , pp. 854 – 877. DOI: 10.1111/brv.12258.
- Fox, A.D., Hobson, K.A., De Jong, A., Kardynal, K.J., Koehler, G., Heinicke, T.** 2016. Flyway population delineation in Taiga Bean Geese *Anser fabalis fabalis* revealed by multi-element feather stable isotope analysis. *Ibis* 159: 66–75.
- Fox, A.D. & Leafloor, J.O.** (eds.) 2018. A Global Audit of the Status and Trends of Arctic and Northern Hemisphere Goose Populations (Component 2: Population accounts). Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat: Akureyri, Iceland.
- Fox, A.D. & Madsen, J.** 2017. Threatened species to super-abundance: The unexpected international implications of successful goose conservation. *Ambio*. 2017 Mar; 46(Suppl 2) 179-187.
- Fox, A.D., Madsen, J., Boyd, H., Kuijken, E., Norriss, D.W., Tombre, I. M., Stroud, D.A.** 2005. Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology* 11, 881-893.
- Gaidet, N., Caron, A., Capelle, J., Cumming, G. S., Balanca, G., Hammoumi, S., Cattoli, G., Abolnik, C., Servan de Almeida, R., Gil, P., Fereidouni, S. R., Grosbois, V., Tran, A., Mundava, J., Fofana, B., Ould El Mami, A. B., Ndlovu, M., Mondain-Monval, J. Y., Triplet, P., Hagemeijer, W., Karesh, W. B., Newman, S. H., Dodman, T.** 2012. Understanding the ecological drivers of avian influenza virus infection in wildfowl: a continental-scale study across Africa. *Proc. R. Soc. B* 279: 1131-1141.
- Ganter, B., Larsson, K., Syroechovskiy, E.V., Litvin, K.E., Leito, A., Madsen, J.** 1999. Barnacle Goose *Branta leucopsis*: Russian/Baltic. Pages 270-283 in Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A.D. (eds.) *Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution.* Wetland International Publication 48. Wetlands International: Wageningen, The Netherlands and National Environmental Research Institute, Rønde, Denmark.
- Gill, J.A.** 1996. Habitat choice in Pink-Footed Geese: quantifying the constraints determining winter site use. *Journal of Applied Ecology* 33, 884–892.
- Hagemeijer, W. J. M., Blair, M. J.** 1997. *The EBCC Atlas of Breeding Birds: Their Distribution and Abundance.* T&AD Poyser, London.
- Harrison, C., Castell, P.** 1998. *A Field Guide to the nests, Eggs and nestlings of British and European Birds.* London.
- Henriques, A. M., T. Fagulha, S. C. Barros, F. Ramos, M. Duarte , T. Luis , and M. Fevereiro.** 2011. Multiyear surveillance of influenza A virus in wild birds in Portugal. *Avian Pathol.* 40: 597–602.
- Holm, T. E., Madsen, J.** 2013. Incidence of embedded shotgun pellets and inferred hunting kill amongst Russian/Baltic Barnacle Geese *Branta leucopsis*. *European Journal of Wildlife Research* 59: 77-80.
- Hood, G, Roche, X, Brioudes, A, et al.** 2020. A literature review of the use of environmental sampling in the surveillance of avian influenza viruses. *Transbound Emerg Dis* 00: 1– 17.

**Hulsager, C.K., Breum, S.O., Trebbien, A.R., Handberg, A.K., Therkildsen, O.R., Madsen, J., Thoru, K., Baroch, J.A., DeLiberto, T.J., Larsen, L.E., Jorgensena, P.H.** 2012. Surveillance for avian influenza viruses in wild birds in Denmark and Greenland, 2007–10. *Avian Dis.* 56: 992–998

**Härms, M.** 1927. Eesti linnustik. Kodumaa lindude määramise tabelid. K./Ü. Loodus, Tartu.

**Jankowiak, Ł., Skórka, P., Ławicki, Ł., Wylegała, P., Polakowski, M., Wuczyński, A., Tryjanowski, P.** 2015. Patterns of occurrence and abundance of roosting geese: the role of spatial scale for site selection and consequences for conservation. *Ecol Res* 30: 833–842. DOI 10.1007/s11284-015-1282-2.

**Jensen, G.H., Madsen, J., Nagy, S., Lewis M. (koost.)** 2018. AEWIA International Single Species Management Plan for the Barnacle Goose (*Branta leucopsis*) - Russia/Germany & Netherlands population, East Greenland/Scotland & Ireland population, Svalbard/South-west Scotland population. AEWIA Technical Series No. 70. Bonn, Germany.

**Jensen, G. H., Pellissier, L., Tombre, I. M., Madsen, J.** 2017. Landscape Selection by Migratory Geese: Implications for Hunting Organisation. *Wildlife Biology*, 2017 (17): wlb.00192.

**Jensen, R.A., Wisz, M.S., Madsen, J.** 2008. Prioritizing refuge sites for migratory geese to alleviate conflicts with agriculture. *Biological Conservation* 141: 1806–1818.

**Jongejans, E., Nolet, B.A., Schekkerman, H., Koffijberg, K., de Kroon H.** 2015. Naar een effectief en internationaal verantwoord beheer van de in Nederland overwinterende populatie Kolganzen.

Sovon-rapport 2014/56, CAPS-rapport 2014/02. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

**Jonker, R.M., Kraus, R.H.S., Zhang, Q., van Hooft, P., Larsson, K., van der Jeugd, H.P., Kurvers, R.H.J.M., van Wieren, S.E., Loonen, M.J.J.E., Crooijmans, R.P.M.A., Ydenberg, R.C., Groenen, M.A.M., Prins, H.H.T.** 2013. Genetic consequences of breaking migratory traditions in Barnacle Geese *Branta leucopsis*. *Mol Ecol* 22:5835–5847. doi: 10.1111/mec.12548.

**Johnson, F.A., Jensen, G.H., Madsen, J., Williams, B.K.** 2014. Uncertainty, robustness, and the value of information in managing an expanding Arctic goose population. *Ecological Modelling* 273, 186–199.

**Kastepõld, T.** 1982. Valgepõsk-lagle esmaspesitsemine. – *Eesti Loodus* (6): 388–389.

**Kastepõld, T., Mägi, E.** 1994. Hallhane, *Anser anser* ja kühmokk-luige, *Cygnus olor* pesitsemisest Matsalu looduskaitseala, Virtsu-Laelatu-Puhtu ja Nehatu roostikes 1980-1988. – *Loodusevaatlusi* 1993, I. Tallinn: 8-19.

**Klaassen, M., Abraham, K.F., Jefferies, R.L., Vrtiska, M.** 2006. Factors affecting the site of investment, and the reliance on savings for arctic breeders: the capital–income dichotomy revisited. *Ardea* 94(3): 371–384.

**Klaassen, M., Bauer, S., Madsen, J., Tombre, I.** 2006. Modelling behavioural and fitness consequences of disturbance for geese along their spring flyway. *Journal of Applied Ecology* 43: 92–100.

**Koffijberg, K., Schekkerman, H., van der Jeugd, H., Hornman, M., van Winden, E.** 2017. Responses of wintering geese to the designation of goose foraging areas in The Netherlands. *Ambio*

46 (Suppl. 2): S241–S250. doi: 10.1007/s13280-016-0885-3.

**Kondratyev, A., Zaynagutdinova, E., Kruckenberg, H.** 2013. Barnacle Goose *Branta leucopsis* abundance on Kolguev Island – current status and history of population growth. *Wildfowl* 63: 56–71.

**Kumari (Sits), E.** 1937. Materjale Matsalu lahe linnustikust. Tartu.

**Kumari, E.** 1958. Ida-Baltikumi linnustiku leviku kõige uuemaage dunaamika põhijooni. – Ornitoloogiline kogumik I. Tartu: 7–20.

**Kuresoo, A., Rattiste, K., Luigujõe, L., Leito, A., Elts, J., Kaisal, K., Martinson, M.** 2006. Linnugriip: võimalikud looduslikud riskiliigid ja -alad Eestis. Aruanne Eesti Põllumajandusministeeriumi Veterinaar- ja Toiduametile. Tartu.

**Kölzsch, A., Bauer, S., de Boer, R., Griffin, L., Cabot, D., Exo, K.-M., van der Jeugd, H.P., Nolet, B.A.** 2015. Forecasting spring from afar? Timing of migration and predictability of phenology along different migration routes of an avian herbivore. *Journal of Animal Ecology* 84, 272–283.

**Kölzsch, A., Müskens, G.J.D.M., Kruckenberg, H., Glazov, P., Weinzierl, R., Nolet, B.A., Wikelski, M.** 2016. Towards a new understanding of migration timing: slower spring than autumn migration in geese reflects different decision rules for stopover use and departure. *Oikos* 125: 1496–1507.

**Kölzsch, A., Müskens, G.J.D.M., Szinai, P., Moonen, S., Glazov, P., Kruckenberg, H., Wikelski, M., Nolet, B.A.** 2019. Flyway connectivity and exchange primarily driven by moult migration in geese. *Movement Ecology* 7, 3.

**Larsson, K., Forslund, P., Gustafsson, L., Ebbinge, B.S.** 1988. From the high Arctic to the Baltic: the successful establishment of a Barnacle Goose *Branta leucopsis* population on Gotland, Sweden. *Ornis Scandinavica* 19: 182–189.

**Layton-Matthews, K., Loonen, M.J.J.E., Hansen, B.B., Coste1, C.F.D., Sæther, B.-E., Grøtan, V.** 2018. Density-dependent population dynamics of a high Arctic capital breeder, the barnacle goose. *J Anim Ecol.* 88: 1191–1201. DOI: 10.1111/1365-2656.13001.

**Lebarbenchon, C., C. M. Chang, V. Grandhomme, M. Dietrich, Y. Kayser, E. Elguero, F. Renaud, F. Thomas, S. van der Werf, and M. Gauthier-Clerc.** 2010. Avian influenza circulation in the Camargue (south of France) during the 2006–07 season. *Avian Dis.* 54: 446–449.

**Lefebvre, J., Gauthier, G., Giroux, J. F., Reed, A., Reed, E. T., Bélanger, L.** 2017. The Greater Snow Goose *Anser caerulescens atlanticus*: Managing an Overabundant Population. *Ambio*, 46 (S2): 262–74.

**Leibak, E., Lilleleht, V., Veromann, H. (eds)** 1994. Birds of Estonia. Status, Distribution and Numbers. Estonian Academy Publishers, Tallinn.

**Leito, A.** 1991. A note on migration ecology, population status and interactions with agriculture of Barnacle Geese *Branta leucopsis* in Estonia. *Ardea* 79 (2): 347–348.

**Leito, A.,** 1994. Hanede seire. 1994. a töö aruanne. Tartu.

- Leito, A.** 1996. The Barnacle Goose in Estonia. *Estonia Maritima*, 1, 1–103.
- Leito, A.** 2011. Hanede seire koondaruanne.  
[http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show\\_reports&subact=&prog\\_id=628219542&subprog\\_id=-2101063052](http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=628219542&subprog_id=-2101063052)
- Leito, A.** 2017. Riikliku keskkonnaseire eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire allprogrammi seiretööd 2017 osa nr 27 seiretöö: Hanede rändekogumid. Koondaruanne. Tartu.
- Leito, A.** 2018a. Hallhani. – Elts, J., Leibak, E., Kuus, A. 2018. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 92–93.
- Leito, A.** 2018b. Valgepõsk-lagle. – Elts, J., Leibak, E., Kuus, A. 2018. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, lk 90–91.
- Leito, A., Leito, T.** 2003. Käina lahe haudelinnustik 2002. aastal ning viimaseaegsed muutused selles. – Loodusevaatlusi 2000-2002. Lihula: 64-79.
- Leito, A., Leito, T.** 2003. Käina lahe haudelinnustik 2002. aastal ning viimaseaegsed muutused selles. – Loodusevaatlusi 2000-2002. Lihula: 64-79.
- Leito, A., Leito, T.** 2007. Linnud. – Uurimisretked Väinamere laidudele (toim. Peil, T., Nilson, E.). Tallinn: 73-84.
- Leito, A., Möls, T., Mägi, E., Kastepõld, T.** 2003. Autumn numbers and distribution of the staging greylag goose *Anser anser* in Estonia in 1990–1998. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 52 (1): 26–39.
- Leito, A., Ojaste, I., Luigujõe, L., Nellis, R.** 2018. Monitoring of geese in Estonia until 2017. 18th Conference of Goose Specialist Group, Conference abstracts: 60.
- Leito, A., Truu, J.** 2004. Valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*) leviku ja arvukuse muutused Eestis. – *Estonia Maritima*, 6, 111–127.
- Leivits, M.** 2013. Jahi pahupool: ohtlik ja mürgine plii. *Eesti Jahimees*, 1: 24–26.
- Leivits, M.** 2018. Plii jahimoonas: päritolu, kasutus ja mõju tervisele. *Eesti Jahimees* 6: 56–58.
- Lilleleht, V.** 1975. The clutch size of the waterfowl in the Matsalu Nature Reserve (Estonian S.S.R.). (vene keeles) – *Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration* 1974, Nr. 8. Tartu: 56-195.
- Luigujõe, L.** 2015. Jahilindude arvukus ja taastootmine 2015. Aruanne.
- Luigujõe, L.** 2019. Eesti poldrite ülevaade, nende linnukaitseline väärtus ning säilitamise analüüs. Aruanne.
- Lõhmus, A., Kuresoo, A., Leibak, E., Leito, A., Lilleleht, V., Kose, M., Leivits, A., Luigujõe, L., Sellis, U.** 1998. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus. – *Hirundo* 11 (2): 63-83.
- Lõhmus, A., Kalamees, A., Kuus, A., Kuresoo, A., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Ojaste, I., Volke, V.** 2001. Kaitsekorralduslikult olulised linnuliigid Eesti kaitsealadel ja tähtsatel linnualadel.

– *Hirundo* Supplementum 4: 37-167.

**MacMillan, D., Leader-Williams, N.** 2008. When successful conservation breeds conflict: an economic perspective on wild goose management. *Bird Conservation International* 18: S200–S210. doi: 10.1017/S0959270908000282

**MacMillan, D., Hanley, N., Daw, M.** 2004. Cost and benefits of wild goose conservation in Scotland. *Biological Conservation* 119: 475–485.

**Madsen, J.** 1985. Impact of disturbance on field utilisation of Pink-footed Geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53–63.

**Madsen, J.** 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137: S67-S74.

**Madsen, J.** 2001. Can geese adjust their clocks? Effects of diurnal regulation of goose shooting? *Wildlife Biology*, 7 (3): 213-222. <https://doi.org/10.2981/wlb.2001.026>

**Madsen, J., Bjerrum, M., Tombre, I.M.** 2014. Regional Management of Farmland Feeding Geese Using an Ecological Prioritization Tool. *Ambio*, 43: 801–809. DOI 10.1007/s13280-014-0515-x.

**Madsen, J., Fox, A.D.** 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildl. Biol.* 1, 193–206.

**Madsen, J., Cracknell, G., Fox, D.D.** (eds.) 1999. Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. *Wetlands International Publ. No. 48*, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. NERI, Rønde, Denmark.

**Madsen, J. & Williams, J.H.** (Compilers) 2012. International Species Management Plan for the Svalbard Population of the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus*, AEWA Technical Series No. 48, Bonn.

**Madsen, J., Williams, J. H., Johnson, F. A., Tombre, I. M., Dereliev, S., Kuijken, E.** 2017. Implementation of the First Adaptive Management Plan for a European Migratory Waterbird Population: The Case of the Svalbard Pink-Footed Goose *Anser brachyrhynchus*. *Ambio*, 46 (S2): 275–89.

**Mannermaa, K.** 2008. The archaeology of wings: Birds and people in the Baltic Sea region during the Stone Age.

**Månsson, J.** 2017. Lethal scaring e Behavioral and short-term numerical response of greylag goose *Anser anser*. *Crop Protection* 96: 258-264.

**Marja, R., Elts, J.** 2008. Jahilindude rändeteed. Aruanne. Eesti Ornitoloogiaühing. Metsakaitse- ja Metsauenduskeskus. Tartu. 33 lk.  
[http://www.keskkonnainfo.ee/failid/200808\\_jahilindude\\_randeteed\\_2008.pdf](http://www.keskkonnainfo.ee/failid/200808_jahilindude_randeteed_2008.pdf).

**Marjakangas, A., Alhainen, M., Fox, A.D., Heinicke, T., Madsen, J., Nilsson, L. & Rozenfeld, S.** (Compilers) 2015. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Taiga Bean Goose (*Anser fabalis fabalis*). AEWA Technical Series No. 56. Bonn, Germany.

**Markkola, J.A., Karvonen, R.T.** 2020. Changing environmental conditions and structure of a breeding population of the threatened Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus* L.). *Ornis*



Fennica 97: 113–130.

**Mateo, R., Belliure, J., Dolz, J. C., Aguilar-Serrano, J. M., Guitart, R.** 1998. High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35: 342-347.

**McKay, H.V., Milsom, T.P., Feare, C.J., Ennis, D.C., O’Gonnell, D.P., Haskell, D.J.** 2001. Selection of forage species and the creation of alternative feeding areas for dark-bellied brent geese *Branta bernicla bernicla* in southern UK coastal areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84: 99–113.

**Mitchell, C., Hearn, R., Stroud, D.** 2012. The merging of populations of Greylag Geese breeding in Britain. *British Birds* 105: 498–505.

**Must, K., Viltrop, A., Veetamm, A.-L.** 2017. Kõrge patogeensusega lindude gripi riskiprofiil Eestis. Eesti Maaülikool, Veterinaarmeditsiini ja loomakasvatuse Instituut. Tartu.

**Mägi, E.** 2003a. Hallhane pesitsemine Matsalus 1958-2002: arvukus, selle muutumine ja sigimisedukus. – Loodusevaatlusi 2000-2002. Lihula: 18-27.

**Nagy, S., Heldbjerg, H., Jensen, G.H., Johnson, F., Madsen, J., Meyers, E., Dereliev, S.** 2020. Adaptive flyway management programme for the Russia/Germany & Netherlands population of the Barnacle Goose *Branta leucopsis*. Ver. 15.05.2020.

**Nellis, R., Volke, V., Kalamees, A., Kuus, A., Uustal, M., Vahtrus, S. Liiv, K.** 2018. Kaitstavate alade linnujahi analüüs. Eesti Ornitoloogiaühing, Keskkonnaõiguse Keskus. 54 lk.

**Nilsson, L. & Persson, H.** 1998. Field choice of staging Greylag Geese *Anser anser* in relation to changes in agriculture in South Sweden. *Ornis Svecica* 8, 27–39.

**Nolet, B.A., Kölzsch, A., Elderenbosch, M., van Noordwijk, A.J.** 2016. Scaring waterfowl as a management tool: how much more do geese forage after disturbance? *Journal of Applied Ecology* 53, 1413–1421.

**Ojaste, I.** 2008. Hallhane populatsiooni seisundi uuring. Aruanne. Riiklik Looduskaitsekeskus. Tallinn. 25 lk.

**Olsen, B., V. J. Munster, A. Wallensten, J. Waldenstrom, A. D. Osterhaus, and R. A. Fouchier.** 2006. Global patterns of influenza A virus in wild birds. *Science* 312: 384–388.

**Onno, S.** 1975. The nesting season of the waterfowl and coastal birds in the Matsalu Nature Reserve (Estonian S.S.R.) (vene keeles). – Communications of the Baltic Commission for the Study of Bird Migration Nr. 8. Tartu: 107-155.

**Ots, M., Paal, U.** 2013. Linnuharuldused Eestis 2012. Eesti Linnuharulduste komisjoni aruanne nr. 11. *Hirundo* 26: 26-50.

**Ots, M., Paal, U.** 2015. Linnuharuldused Eestis 2014. Eesti Linnuharulduste komisjoni aruanne nr. 13. *Hirundo* 28: 1-18.

**Ots, M., Paal, U.** 2017. Linnuharuldused Eestis 2016. Eesti Linnuharulduste komisjoni aruanne nr. 15. *Hirundo* 30 (2): 32-45.

- Otsus, M., Tuvikene, A., Luigujõe, L., Kuresoo, A., Kaljuvee, J., Järvalt, A, Lapp, H.** (koost) 2010. Võrtsjärve hoiuala kaitsekorralduskava 2011-2020. 41 lk.  
[https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/vortsjarve\\_ha\\_kkk\\_2011\\_2020.pdf](https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/vortsjarve_ha_kkk_2011_2020.pdf)
- Ottenburghs, J., Megens, H. J., Kraus, R. H. S., Madsen, O., van Hooft, P., van Wieren, S. E., ... Prins, H. H. T.** 2016. A tree of geese: A phylogenomic perspective on the evolutionary history of True Geese. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 101, 303–313.  
<https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.05.021>
- Paakspuu, V.** 1964a. Halli hane ökoloogiast Matsalu lahel. – Loodusuurijate Seltsi aastaraamat, 56. kd. Tartu: 189- 207.
- Paakspuu, V.** 1964b. Roostikulindude loendusest Matsalu lahel aastail 1962-1963. – VII Eesti Looduseuurijate päeva ettekannete teesid. Tartu: 34-38.
- Paakspuu, V.** 1973. Hallhane asurkonna ajaloost Matsalu lahel ja sellega piirnevatel aladel. – Matsalu maastik ja linnud. Ornitoloogiline kogumik VI. Tallinn: 60-71.
- Paakspuu, T.** 2015. Väikeste meresaarte haudelinnustiku riikliku seire aruanne 2015. a. Keskkonnaamet.
- Paakspuu, T., Leivits, M.** 2011. Väikeste meresaarte haudelinnustiku seire aruanne.  
[http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13300\\_meressaared2011\\_.pdf](http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/aruanded/13300_meressaared2011_.pdf)
- Parrott, D., McKay, H. V., Watola, G. V., Bishop, J. D., & Langton, S.** 2003. Effects of a shortterm shooting program on nonbreeding cormorants at inland fisheries. *Wildlife Society Bulletin*, 31 (4): 1092–1098.
- Percival, S.M., Halpin, Y., Houston, D.C.** 1997. Managing the distribution of barnacle geese on Islay, Scotland, through deliberate human disturbance. *Biological Conservation*, 82(3), 273-277.
- Pistorius, P. A., Follestad, A., Taylor, F. E.** 2006. Declining winter survival and fitness implications associated with latitudinal distribution in Norwegian Greylag Geese *Anser anser*. *Ibis* 148: 114-125.
- Pistorius, P. A., Follestad, A., Nilsson, L., Taylor, F. E.** 2007. A demographic comparison of two Nordic populations of Greylag Geese *Anser anser*. *Ibis* 149: 553-563.
- Polma, G.** 1993. Roostikulindude loendused Matsalu roostiku proovilappidel aastatel 1986-1988. – Loodusevaatlusi 1990, I: 35-39.
- Pot, M.T., Koning, S.D., Westerduin, C., de Boer, W.F., Shariati, M., Lameris, T.K.** 2019. Wintering Geese Trade-Off Energetic Gains and Costs When Switching from Agricultural to Natural Habitats. *Ardea*, 107 (2):183-196.
- Powolny, T., Jensen, G.H., Nagy, S., Czajkowski, A., Fox, A.D., Lewis, M., Madsen, J.** (Compilers) 2018. AEWA International Single Species Management Plan for the Greylag Goose (*Anser anser*) - Northwest/Southwest European population. AEWA Technical Series No. 71. Bonn, Germany.
- Primack, R.P., Kuresoo, R., Sammul, M.** 2008. Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse. Eesti Loodusfoto, Tartu.

- Renno, O.** (koost), 1993. Eesti linnuatlas. Tallinn, Valgus.
- Rewild OÜ.** 2019. Hanede heidutusjahi uuring. Kevadrändel olevate hanede letaalse heidutuse tõhusus võrreldes mitteletaalsete heidutusviisidega. Tartu.
- Rewild OÜ.** 2020. Hanede heidutusjahi uuring. Kevadise hanede heidutusjahi võimalikkus, otstarbekus ja jätkusuutlikkus. Tartu.
- Scott, D.A., Rose, P.M.** 1996. Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International Publication No. 41, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Si, Y., Skidmore, A.K., Wang, T., de Boer, W.F., Toxopeus, A.G., Schlerf, M., Oudshoorn, M., Zwerver, S., van der Jeugd, H., Exo, K.-M., Prins, H.H.T.** 2011. Distribution of Barnacle Geese *Branta leucopsis* in relation to food resources, distance to roosts, and the location of refuges. *Ardea* 99: 217–226.
- Simonsen, C.E., Madsen, J., Tombre, I.M. Nabe-Nielsen, J.** 2016. Is it worthwhile scaring geese to alleviate damage to crops? – An experimental study. *Journal of Applied Ecology*, 53: 916–924.
- Sims L, Khomenko S, Kamata A, Belot G, Bastard J, Palamara E, Bruni M, von Dobschuetz S, Dauphin G, Raizman E, Lubroth.** 2016. H5N8 highly pathogenic avian influenza (HPAI) of clade 2.3.4.4 detected through surveillance of wild migratory birds in the Tyva Republic, the Russian Federation—potential for international spread 2016. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/a-i6113e.pdf>. 2016.
- Slavec, B., U. Krapez, A. J. Racnik, A. Hari, J. M. Wernig, A. Dovc, M. Zadavec, R. Lindtner-Knific, C. Marhold, and O. Zorman-Rojs.** 2012. Surveillance of influenza A viruses in wild birds in Slovenia from 2006 to 2010. *Avian Dis.* 56: 999–1005.
- Smith, A. E., S. R. Craven, & P. D. Curtis 1999.** Managing Canada geese in urban environments. Jack Berryman Institute Publication 16. Ithaca, New York: Cornell University Cooperative Extension. 43 pp.
- Snow, D. W., Perrins, C. M.** 1998. The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 1. Oxford University Press.
- Stallknecht, D.E., Shane, S.M., Kearney, M.T., Zwank, P.J.** 1990. Persistence of avian influenza viruses in water. *Avian Dis*, Vol 34, pp. 406–411.
- Svazas, S., Raudonikis, L.** 2009. The Nemunas River Delta Regional Park – internationally important area for migratory waterbirds. Vilnius University Press, Vilnius.
- Swayne, D. E.** 2008. Avian influenza. Blackwell, Ames, IA.
- Swayne, D. E.** 2012. Impact of vaccines and vaccination on global control of avian influenza. *Avian Dis.* 56: 818–828
- Tali, T.** 2017. 2017. aasta kevade ornitofenoloogilised vaatlused ja vaatlusaktiivsus Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing. [https://www.eoy.ee/pics/314\\_Fenovaatlused\\_kevad\\_2017.pdf](https://www.eoy.ee/pics/314_Fenovaatlused_kevad_2017.pdf)

- Tali, T.** 2018. 2018. aasta kevade ja sügise ornitofenoloogilised vaatlused ja vaatlusaktiivsus Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing.  
[https://www.eoy.ee/pics/585\\_2018\\_aasta\\_fenovaatluste\\_kokkuv%C3%B5te\\_Tiiu\\_Tali.pdf](https://www.eoy.ee/pics/585_2018_aasta_fenovaatluste_kokkuv%C3%B5te_Tiiu_Tali.pdf)
- Tali, T.** 2019. 2019. aasta kevade ja sügise ornitofenoloogilised vaatlused Eestis. Eesti Ornitoloogiaühing.  
[https://www.eoy.ee/pics/912\\_Ornitofenoloogiliste\\_vaatluste\\_kokkuv%C3%B5te\\_2019.pdf](https://www.eoy.ee/pics/912_Ornitofenoloogiliste_vaatluste_kokkuv%C3%B5te_2019.pdf)
- Talvi, T.** 2018. Rändlinnud ja põllumajandusmaa. Seminari ettekanne 28.09.2018 maaeluministeriumis.
- Tombre, I.M., Eythórsson, E., Madsen, J.** 2013a. Towards a solution to the goose-agriculture conflict in north Norway, 1988–2012: The interplay between policy, stakeholder influence and goose population dynamics. PLoS ONE 8: e71912. doi:10.1371/journal.pone.0071912.
- Tombre, I.M., Eythórsson, E., Madsen, J.** 2013b. Stakeholder involvement in adaptive goose management; case studies and experiences from Norway. *Ornis Norvegica* 36, 17–24.
- Tombre, I.M., Madsen, J., Tømmervik, H., Haugen, K.-P., Eythórsson, E.** 2005. Influence of organised scaring on distribution and habitat choice of geese on pastures in Northern Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111: 311–320.
- Tombre, I.M., Oudman, T., Shimmings, P., Griffin, L., Prop, J.** 2019. Northward range expansion in spring-staging barnacle geese is a response to climate change and population growth, mediated by individual experience. *Glob Chang Biol.* 25 (11): 3680-3693.
- Toming, M., Ojaste, I.** 2008. Tegevuskava väike-laukhane *Anser erythropus* kaitse korraldamiseks Eestis 2009 – 2013.
- Tyberg, T.** 2002. The archeological record of domesticated and tamed birds in Sweden. *Acta zoologica cracoviensia* 45: 215-231.
- van der Graaf, A.J., Stahl, J., Veen, G.F., Havingaa, R.M., Drent, R.H.** 2007. Patch choice of avian herbivores along a migration trajectory – from temperate to Arctic. *Basic and Applied Ecology* 8, 354–363.
- van Eerden, M.R., Zijlstra, M., van Roomen, M.** 1996. The response of Anatidae to changes in agricultural practice: Longterm shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl. *Gibier Faune Sauvage* 13: 681–706.
- van der Jeugd, H.P.** 2013. Survival and dispersal in a newly-founded temperate Barnacle Goose *Branta leucopsis* population. *Wildfowl* 63: 72-89.
- van der Jeugd, H. P., Gurtovaya, E., Eichhorn, G., Litvin, K.Y., Mineev, O.Y. & van Eerden, M.** 2003. Breeding Barnacle Geese in Kolokolkova Bay, Russia: number of breeding pairs, reproductive success and morphology. *Polar Biology* 26: 700-706.
- van Gils JA, Munster VJ, Radersma R, Liefhebber D, Fouchier RA, et al.** 2007 Hampered Foraging and Migratory Performance in Swans Infected with Low-Pathogenic Avian Influenza A Virus. *PLOS ONE* 2(1): e184.
- van Impe, J.** 1996 Long-term reproductive performance in White-fronted Geese *Anser a. albifrons*

and Tundra Bean Geese *A. fabalis rossicus* wintering in Zeeland (The Netherlands), *Bird Study*, 43:3, 280-289, DOI: 10.1080/00063659609461020.

**van Roomen, M., Madsen, J. (eds.)** 1992. Waterfowl and agriculture: Review and future perspectives of the crop damage conflict in Europe. IWRB Special Publication No. 21. Slimbridge:

International Waterfowl and Wetlands Research Bureau.

**van Toor ML, Avril A, Wu G, Holan SH, Waldenström J** 2018. As the Duck Flies—Estimating the Dispersal of Low-Pathogenic Avian Influenza Viruses by Migrating Mallards. *Frontiers in Ecology and Evolution*, <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00208>

**Veeroja, R.** (koost.) 2008. Ulukite küttimine Eestis 2007. aasta jahihooajal.

**Vickery, J.A., Gill, J.A.** 1999. Managing grassland for wild geese in Britain: A review. *Biological Conservation* 89: 93–106.

**Vickery, J.A., Watkinson, A.R., Sutherland, W.J.** 1994. The solution to the Brent Goose problem: An economic analysis. *Journal of Applied Ecology* 31: 371–382.

**Wetlands International. 2015.** Waterbird Population Estimates. Available at: [wpe.wetlands.org](http://wpe.wetlands.org). (Accessed: 17/09/2015).

## 12. Lisad

### Lisa 1. Tegevuskava eesmärkide saavutamise seotud õigusruumi sätted

#### Linnudirektiiv

Linnudirektiivis on käesolevas kavas mainitavatest liikidest nimetatud I lisa valgepõsk-lagle, II lisa (osa A) rabahani, hallhani, kanada lagle, II lisa (osa B) suur-laukhani, III lisa B osas suur-laukhani, hallhani.

#### Artikkel 1

1. Käesolev direktiiv käsitleb kõikide looduslikult esinevate linnuliikide kaitset nende liikmesriikide Euroopa territooriumil, mille suhtes kohaldatakse asutamislepingut. See hõlmab nende liikide kaitset, hoidmist ja kontrolli ning kehtestab nende kasutamise eeskirjad.

2. Direktiivi kohaldatakse lindude, nende munade, pesade ja elupaikade suhtes.

#### Artikkel 2

Liikmesriigid võtavad vajalikud meetmed artiklis 1 osutatud liikide arvukuse hoidmiseks tasemel, mis vastab eelkõige ökoloogilistele, teaduslikele ja kultuurilistele nõuetele, arvestades samal ajal majanduslikke ja puhkeaja veetmisega seotud vajadusi, või nende liikide arvukuse kohandamiseks vastavalt sellele tasemele.

...

#### Artikkel 6

1. Ilma et see piiraks lõigete 2 ja 3 sätete kohaldamist, keelustavad liikmesriigid kõikide artiklis 1 nimetatud linnuliikide elus või surnud isendite ja nende selgelt äratuntavate kehaosade või nendest valmistatud toodete müügi, müügiks transportimise, müügi eesmärgil pidamise ja müügiks pakkumise.

2. Lõikes 1 märgitud tegevused ei ole keelatud III lisa A osas osutatud liikide suhtes tingimusel, et linnud on seaduslikult tapetud või püütud või omandatud muul seaduslikul viisil.

3. Teatavaid piiranguid sätestades võivad liikmesriigid oma territooriumil lubada III lisa B osas loetletud liikide puhul lõikes 1 märgitud tegevusi tingimusel, et linnud on seaduslikult tapetud või püütud või omandatud muul seaduslikul viisil.

Liikmesriigid, kes soovivad sellist luba anda, konsulteerivad kõigepealt komisjoniga, et uurida ühiselt, kas asjaomaste liikide isendite turustamine seaks või võiks tõenäoliselt seada ohtu nende liikide arvukuse, geograafilise leviku või sigimisvõime terves ühenduses. Kui uurimine näitab, et kavatsetav luba seab või võib komisjoni arvates seada ohtu mis tahes eespool nimetatud liigi, edastab komisjon asjaomasele liikmesriigile põhjendatud soovitus, teatades oma vastuseisust kõnealuste liikide turustamisele. Kui komisjoni arvates sellist ohtu ei ole, teavitab ta sellest asjaomast liikmesriiki.

## Artikkel 7

1. Olenevalt konkreetse liigi arvukusest, geograafilisest levikust ja sigimisvõimest kogu ühenduses võib II lisa loetletud liikidele jahti pidada vastavalt siseriiklikele õigusaktidele. Liikmesriigid tagavad, et jahipidamine nendele liikidele ei ohusta levikualal nende kaitsmiseks tehtud jõupingutusi.

2. II lisa A osas osutatud liikidele võib pidada jahti sel geograafilisel maismaa- ja merealal, kus käesolevat direktiivi kohaldatakse.

3. II lisa B osas osutatud liikidele võib jahti pidada üksnes osutatud liikmesriikides (Eesti on märgitud riigina, kus tohib suur-laukhanele jahti pidada).

4. Liikmesriigid tagavad, et kehtivate siseriiklike meetmetega kooskõlas toimuv jahipidamine, sealhulgas jaht jahikullidega, kui seda peetakse, järgib asjaomaste linnuliikide mõistliku kasutamise ja nende arvukuse ökoloogiliselt tasakaalustatud piiramise põhimõtteid ning et kõnealune tegevus asjaomaste liikide, eelkõige rändliikide arvukuse suhtes vastab artiklist 2 tulenevatele meetmetele.

Liikmesriigid tagavad eelkõige, et liikidele, mille suhtes jahialaseid seadusi kohaldatakse, ei peetaks jahti poegade üleskasvatamise ajal ega sigimise erinevatel etappidel.

Rändliikide puhul tuleb liikmesriikidel eelkõige tagada, et liikidele, mille suhtes jahialaseid seadusi kohaldatakse, ei peetaks jahti sigimise ega pesitsusaladele naasmise ajal.

Liikmesriigid edastavad komisjonile kogu asjakohase teabe oma jahialaste seaduste tegeliku rakendamise kohta.

## Artikkel 8

1. Käesoleva direktiivi alusel jahtida, püüda või tappa lubatud lindude suhtes keelustavad liikmesriigid kõik massilist või mittevalikulist püüdmist või tapmist võimaldavad või liigi paigutist kadumist põhjustada võivad vahendid, seadised või viisid ning esmajoones IV lisa punktis a loetletud vahendite, seadiste või viiside kasutamise.

...

## Artikkel 9

1. Liikmesriigid võivad teiste rahuldavate lahenduste puudumisel teha erandeid artiklite 5–8 sätetest järgmistel põhjustel:

a) — rahva tervise ja ohutuse huvides;

— lennuohutuse huvides;

— vältimaks tõsist kahju viljasaagile, kariloomadele, metsadele, kalastuspiirkondadele ja vetele;

— taimestiku ja loomastiku kaitseks;

...

2. Lõikes 1 osutatud erandite puhul peab olema täpsustatud:

a) milliste liikide suhtes erandeid kohaldatakse;

b) püüdmiseks või tapmiseks lubatud vahendid, seadised või viisid;

c) millise riski tingimustel ja millisel ajal ning kus selliseid erandeid võib lubada;

d) asutus, kes on volitatud kinnitama, et nõutud tingimused on täidetud, ning otsustama, milliseid vahendeid, seadiseid või viise võib kasutada, millises ulatuses ja kellel see on lubatud;

e) milliseid kontrollimeetmeid rakendatakse.

3. Liikmesriigid saadavad igal aastal komisjonile aruande lõigete 1 ja 2 rakendamise kohta.

4. Komisjon tagab kättesaadava teabe ja eelkõige talle vastavalt lõikele 3 edastatud teabe põhjal pidevalt, et lõikes 1 osutatud erandite tagajärjed ei ole vastuolus käesoleva direktiiviga. Selleks võtab komisjon vajalikke meetmeid.

Olulisemad Euroopa Komisoni (2008) tõlgendused derogatsioonide kohandamiseks:

§3.1.1 Derogatsioonid on nn erandid, mis võimaldavad teatavat paindlikkust seaduse kohaldamisel. Tegevused, mis on tavaliselt keelatud Linnudirektiivi artiklite 5–8 kohaselt, on eranditena lubatud, kus on või võivad tekkida konkreetsed probleemid või olukorrad. Võimalused nende erandite kasutamiseks on piiratud. Nende kasutamine peab olema põhjendatud silmas pidades direktiivi



üldeesmärke ja vastavust artiklis 9 kirjeldatud eritingimustele. Liikmesriigid ei pea erandite kohaldamiseks eelnevalt konsulteerima Komisjoniga, kuid on kohustatud kõigi derogatsioonide kohta aru andma Euroopa Komisjonile iga-aastases derogatsiooni aruandes.

§3.1.2 Derogatsioonide aluseks olevad siseriiklikud õigusaktid peavad täielikult ja korrektselt peegeldama artikli 9 sätteid.

...

§3.2.7 Derogatsioonide rakendamisel lasub tõendamiskohustus liikmesriikide ametiasutustel kes peavad oma otsuseid selgelt ja piisavalt põhjendama. Vastavalt Euroopa Kohtule „asjakohased kohaldatavad siseriiklikud õigusaktid peavad selgel ja täpsel moel täpsustama derogatsiooni kriteeriumid ning on nõutav, et nende kohaldamise eest vastutavad asutused võtavad neid kriteeriume arvesse...“

...

§3.4.10 Kui on olemas mõni muu lahendus, siis kõik argumendid, et see pole "rahuldav", peavad olema tugevad ja kindlad. Artikli 9 lõike 1 punktide a, b ja c alusel rakendatav derogatsioon saab olla ainult viimane abinõu.

...

§3.4.19 On üldtunnustatud, et mõned jahitavad linnuliigid võivad ohustada artikli 9 lõike 1 punktis a osutatud huvisid väljaspool artikliga 7 kohandatavad jahihooaega. Samuti on üldtunnustatud, et nende huvide kaitsmiseks ei pruugi mõnikord olla muud rahuldavat lahendust peale lindude hukkamise. Selles kontekstis näib mõistlik, et jahindus on seaduslik vahend, et kaitsta artikli 9 lõike 1 punkt a nimetatud huve.

...

§3.4.25 Tuleb rõhutada, võttes arvesse derogatsiooni võimalikkust artikli 9 lõikes 1 toodud eesmärkidel, on alati vajalik liikide populatsioonide põhjalik uurimine pöörates erilist tähelepanu asjaoludele. Pealegi, jällegi peab rõhutama, et derogatsioonid on mõeldud erandlike olukordade lahendamiseks ja et mainitud tegureid ei tohi pidada üldiseks õigustuseks jahiaegade süstemaatiliseks pikendamiseks üldise mugavuse huvides. Enne iga derogatsiooni võimaldamist, antakse hinnang iga juhtumi kohta eraldi, mis põhineb selgetel teaduslikel andmetel, s.t esmalt tuleb kahjustuskohas teostada õigeaegne kohapealne kontroll. See lähenemisviis on kooskõlas asjakohase kohtupraktikaga.

...

§3.5.6 Lennuohutuse huvides peetakse üheks võimalikuks lahenduseks elupaiga korraldust (habitat management) vähendamaks selle atraktiivsust lindudele või linnuparvedele ja erinevaid hirmutamistehnikaid, k.a vahetevahel laskmist.

§3.5.7 Kolmas derogatsiooni põhjus on artikli 9 lõike 1 alapunktis a toodu, põllukultuuridele, kariloomadele, metsadele, kalandusele ja veele põhjustatud tõsise kahju ennetamine. Seda derogatsiooni, mille eesmärk on reguleerida „kahjustusi põhjustavaid liike“, iseloomustab mitmemõõtmelisus. Esiteks on see selgelt seotud majanduslike huvidega. Teiseks on see ette nähtud kahju ärahoidmiseks; seetõttu pole tegemist reageeringuga tõestatud kahjule, vaid suure

tõenäosusega, et see leiab aset vastavate meetmete puudumise korral. Kolmandaks peab selle järelduse aluseks olema alusteadmine, et meetmete puudumisel on kahju tõsine.

...

§3.5.11 Asjaomane kahju peab olema tõsine. Sellega seoses on Euroopa Kohus märkinud, et "direktiivi selle sätte eesmärk ei ole takistada väiksema kahju ohtu." Võib märkida kahte aspekti: tõenäosus ja kahju ulatus. Kahju tekkimise võimalusest ei piisa. Kui kahju pole veel ilmne, peaks varasem kogemus näitama kahju tekkimise tõenäosuse kõrget taset. Lisaks peaks see arvestama tõsist kahju majanduslikele huvidele, viidates sellele, et see ei kata tavalist äririski.

§3.5.12 Nagu derogatsioonide puhul alati, tuleb arvestada olemasolevate lahendustega. Jahindus ei ole alati tõhus lahendus. Mis tahes meetme raames eemaldatud lindude asemele tulevad mujalt uued linnud ja lastud lindude asenduvad mõne aja pärast teiste lindudega.

## Berni konventsioon

Valgepõsk-lagle on Berni konventsiooni II lisas loetletud rangelt kaitstava loomaliigina. Seetõttu peavad konventsiooni liikmesriigid keelama, muuhulgas, selle liigi isendite tahtliku tapmise, nende munade tahtlik hävitamine või korjamise (artikkel 6), välja arvatud juhul, kui konventsiooni artiklis 9 sätestatud erand on täidetud.

## Artikkel 9

1. Tingimusel, et muud rahuldavat lahendust ei ole ja et erand ei kahjusta asjaomase populatsiooni säilimist, võib iga konventsiooniosaline teha artiklite 4, 5, 6 ja 7 sätetest ning artiklis 8 nimetatud vahendite kasutamisest erandeid, et:

— kaitsta taimestikku ja loomastikku,

— vältida tõsist kahju viljasaagile, kariloomadele, metsadele, kalavarudele, veele ja muule omandivormile,

— rahva tervise ja ohutuse ning lennuohutuse huvides või muu olulise üldise huvi tõttu,

— teadus- ja haridustöö, taasisustamise, uuesti loodusesse laskmise ja vajaliku paljundamise eesmärgil,

— lubada range järelevalve tingimustes, valikuliselt ja piiratud ulatuses teatavate metsloomade ja -taimede vähesel arvul püüdmist/korjamist, pidamist või muud mõistlikku kasutamist.

2. Konventsiooniosalised esitavad iga kahe aasta järel alalisele komiteele aruande eelmise lõike alusel tehtud eranditest. Nendes aruannetes peavad olema märgitud:

— populatsioonid, mille suhtes erandeid tehakse või tehti, ja vajaduse korral sellega seotud isendite arv,

— tapmiseks või püüdmiseks lubatud vahendid,

— millise riski tingimustel ning millisel ajal ja kus selliseid erandeid tehti,

— asutus, kes on volitatud kinnitama, et nõutud tingimused on täidetud, ning otsustama, milliseid vahendeid võib kasutada, millises ulatuses ja kellel see on lubatud,

— asjaomased kontrollid.

Lisaks artikkel 9 tekstile on 38. alalise komitee otsusega ning Berni konventsiooni ja Euroopa Komisjoni artikkel 9 kohta käiva ühise teate alusel Euroopa Liidu liikmesriikidel õigus teha Berni konventsiooni aruandlust koos linnu ja loodusdirektiivi aruandlusega läbi Habides+ vahendi. Sealjuures on oluline meeles pidada, et sellisel juhul tuleb lindude osas teha aruandlus igal aastal. Samuti kuna Berni konventsiooni ning loodus- ja linnudirektiivi liigid ei kattu täielikult siis tuleb tagada, et Berni konventsiooni lisade liigid oleks esitatavas raportis kaetud.

Arvestades selle sätte kattumist Linnudirektiivi artikliga 9, võib eeldada, et Linnudirektiivile vastav lähenemine vastab ka Berni konventsiooni. Aktiivne valgepõsk-lagle populatsiooni põhjustatud kahjude reguleerimine perioodiliselt muudetava liigi ohjamisprogrammi soovitude põhjal on põhimõtteliselt õiguslikult lubatud, kui on täidetud kõik järgmised tingimused:

(1) konflikti ja selle põhjuste lahendamiseks pole muud rahuldavat lahendust, valik on objektiivne ja kontrollitav;

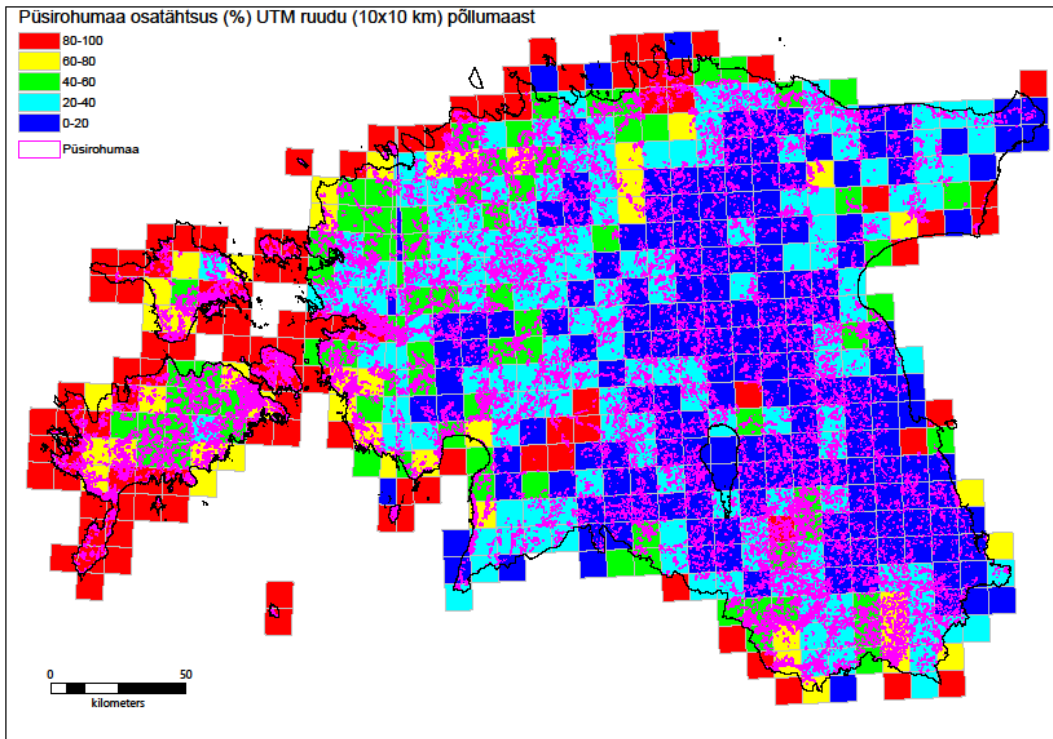
(2) selline kohandamine ei kahjusta populatsiooni elumust, tuginedes praegustele andmetele populatsiooni olukorra kohta, sealhulgas selle suurus, levik, elupaik ja tuleviku arengud (see peab eriti kindlustama, et iga populatsiooni seisund rahuldab konventsiooni artikkel 2 nõudeid);

(3) populatsioon kujutab ohtu avalikkuse tervisele ja ohutusele, lennuohutusele või muule ülekaalukale üldsuse huvile, või taimestiku ja loomastiku kaitsele, ja/või riski vara tõsisele kahjule, ja selle ohu/kahju tõsidus on selgelt seotud populatsiooni suurusega. Konventsiooni alaline komitee on kokku leppinud, et see, kas kahju on tõsine või mitte, peab olema hinnatud läbi: „kahjustava tegevuse intensiivsuse ja kestuse, otseste või kaudsete seoste tegevuse ja tulemuste vahel, ning läbi toimepandud hävitamise”.

(4) populatsiooni igasugune vähenemine on proportsionaalne vajaliku kahju ennetusega (ref. Jensen et al. 2018).

## Lisa 2. Letaalse heidutuse rakendamisel kasutatavad GIS-analüüsi näited.

Joonis. Püsirohumaade osatähtsus (%) UTM ruudu (10x10 km) kogu põllumajandusmaast. Püsirohumaade hulka on arvatud kõik põllumajanduslikus maakasutuses olevad maad, kus heintaimede segu on kasvanud vähemalt viimased 5 aastat; lisaks on püsirohumaade hulka arvatud pool-looduslikud lagedad niidud (Gunnar Sein, Keskkonnaamet).



Joonis. Püsirohumaade ja kõikide põllumaade jaotumine Eestis.

