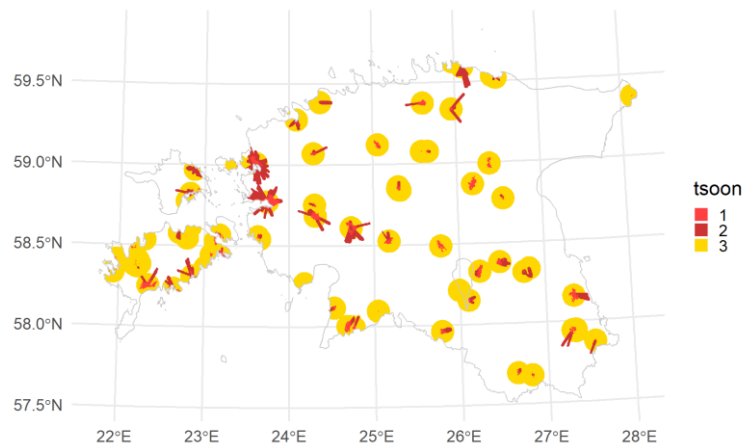


Üle-eestiline maismaalinnustiku analüüs

Riigihanke nr 239156

Aruanne



Tartu

2022

Sisukord

Sissejuhatus	3
1 Lühiülevaade tuuleparkide mõjust lindudele	4
1.1 Lindude hukkumine kokkupõrgete tõttu tuulikutega	4
1.2 Elupaikade muutumine	7
1.3 Häirimine	8
1.4 Tuulepark kui takistus lennuteel (barjääriefekt)	8
1.5 Negatiivsete mõjude vältimine ja vähendamine, leevendavad meetmed.....	8
2 Käsitletavad linnuliigid ja –rühmad	11
3 Analüüsi metoodika.....	13
3.1 GPS saatjate andmete kasutamine kodupiirkondade analüüsil.....	14
3.2 Elupaiga- jm mudelid.....	15
3.2.1 Rohunepp.....	15
3.2.2 Metsis.....	15
3.2.3 Teder	16
3.2.4 Laanepüü.....	17
3.2.5 Soodes pesitsevate kahlajaliikide oluliste elupaikade kaardistamine ja tuuleenergeetika suhtes tundlike alade piiritlemine.....	18
3.2.6 Rannikualade olulisuse selgitamine värvuliste ja röövlindude rände kontsentreerija ja suunajana	19
3.3 Valitud rändliikide peatusalade ja lennukoridoride kaardistamine ja tuuleenergeetika suhtes tundlike alade piiritlemine	19
3.3.1 Sookurg.....	19
3.3.2 Suur-laukhani	20
3.3.3 Väikeluik ja laululuik.....	20
3.4 Tundlikele liikidele meetmete väljatöötamine teaduskirjanduse alusel.....	20
4 Tulemused	21
4.1 Tsoneeringu põhimõtted, tulemused arvudena	21
4.2 Tulemused kaardil	24
4.3 Tsoneeringu kokkuvõte	29
5 Tuuleparkide rajamiseks vajalikud eeluuringud ja tuuleparkide rajamise järgne seire	31
5.1 Eeluuring.....	31
5.1.1 Punktvaatlused: kevad- ja sügisränne, suvine linnustik – arendusala(de) õhuruumi kasutavad linnud	32
5.1.2 Hukkumissageduse modelleerimine ja populatsioonimudelid	33
5.1.3 Radaruuring.....	34
5.1.4 Haudelinnud	35
5.1.5 Põllumajandusmaastikul toituvad suurlinnud (luiged, haned, sookurg)	38
5.1.6 Eeluuringu meetodid liikide kohta, kes on tuuleenergia arenduste suhtes tundlikud, kuid keda käesolevas analüüsis täpsemalt ei käsitleta	38
5.1.7 Ilmaradarite mõõtmistulemuste kasutusvõimalustest lindude rände uurimisel.....	40

5.2	Ehitusaegne ja -järgne seire	44
5.3	Hukkunud lindude arvu määramine – otsimise meetoodika, testid ja mudelid	44
5.3.1	Hukkunud lindude otsimine	44
5.3.2	Röövloomatest, otsija tulemuslikkuse test ja linnud otsimisalast väljas	46
5.3.3	Hukkumissageduse ja hukkunud lindude üldarvu määramine	48
	Kirjandus.....	49
	Lisad.....	58
	Lisa 1. Tehniline kirjeldus	59
	Lisa 2. Käsitletavate liikide (rühmade) eelisjärjestamine ja näited rakendatavatest asukohavaliku kriteeriumitest.....	62
	Lisa 3. Tuugenid ja linnud - kirjanduspõhine ülevaade (Marko Mägi)	71
	Lisa 4. Liigiülevaadet koos soovitatavate kaitsemeetmetega	72
	Lisa 4.1. Merikotkas (<i>Haliaeetus albicilla</i>).....	72
	Lisa 4.2. Kaljukotkas (<i>Aquila chrysaetos</i>)	77
	Lisa 4.3. Kalakotkas (<i>Pandion haliaetus</i>)	81
	Lisa 4.4. Must-toonekurg (<i>Ciconia nigra</i>)	84
	Lisa 4.5. Suur-konnakotkas (<i>Clanga clanga</i>)	89
	Lisa 4.6. Väike-konnakotkas (<i>Clanga pomarina</i>).....	93
	Lisa 4.7. Kanakull (<i>Accipiter gentilis</i>).....	98
	Lisa 4.8. Must-harksaba (<i>Milvus migrans</i>), puna-harksaba (<i>Milvus milvus</i>)	100
	Lisa 4.9. Kassikakk (<i>Bubo bubo</i>).....	104
	Lisa 4.10. Habekakk (<i>Strix nebulosa</i>).....	107
	Lisa 4.11. Metsis (<i>Tetrao urogallus</i>)	109
	Lisa 4.12. Teder (<i>Lyrurus tetrix</i>).....	113
	Lisa 4.13. Laanepüü (<i>Tetrastes bonasia</i>)	117
	Lisa 4.14. Rohunepp (<i>Gallinago media</i>)	120
	Lisa 4.15. Pöldtsiitsitaja (<i>Emberiza hortulana</i>).....	122
	Lisa 4.16. Soolinnud rüüt (<i>Pluvialis apricaria</i>), kiivitaja (<i>Vanellus vanellus</i>), suurkoovitaja (<i>Numenius arquata</i>), väikekoovitaja (<i>Numenius phaeopus</i>), mustsaba-vigle (<i>Limosa limosa</i>), tutkas (<i>Calidris pugnax</i>), niidurüdi (<i>Calidris alpina schinzii</i>), mudatilder (<i>Tringa glareola</i>), punajalg-tilder (<i>Tringa totanus</i>).....	125
	Lisa 4.17. Sookurg (<i>Grus grus</i>).....	130
	Lisa 4.18. Väikeluik (<i>Cygnus columbianus</i>).....	133
	Lisa 4.19. Laululuik (<i>Cygnus cygnus</i>)	135
	Lisa 4.20. Värvuliste ja röövlindude ränne.....	137
	Lisa 5. Hukkumissageduse modelleerimine „Band mudeli“ abil	144
	Lisa 6. Saatjatega lindude kodupiirkondade suurused ja kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste üldstatistikud.....	146
	Lisa 7. Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide nimekiri.....	149

Sissejuhatus

Tuuleenergia arendamine aitab täita riiklikult seatud energia- ja kliimaeesmäärke, kuid see peab toimuma loodusväärtusi võimalikult vähe kahjustades. Looduskaitseliste väärtsute arvestamine on olulisematest kriteeriumitest tuuleparkide planeerimisel ja linnustik on tuuleparkide poolt enim mõjutatud liigirühmi. Seetõttu on vajalik koondada laiapõhjaline üle-eestiline teave maismaa linnustikust analüüsina, mis aitab paremini planeerida potentsiaalseid tuuleenergiaks sobivaid maismaa-alasid ilma loodusväärtusi kahjustamata ja vastuollu minemata riiklike ning rahvusvaheliste kohustustega. Samuti aitab teabe koondamine kaardistada võimaliku andmevajaku.

Töö eesmärk on koondada olemasolevate andmete põhjal üle-eestiline teave maismaa linnustikust (pesitsusalad, peamised rändeteed, ööbimis-, puhke- ja toitumisalad) analüüsina ja kaardikihtidena. Töö koostamisel järgitakse riigihanke tehnilises kirjelduses (lisa 1) toodut.

Aruandes on peamise tähelepanu all linnuliigid ja –rühmad, kelle asurkondade seisund, kaitsestaatus ja tundlikkus tuulikute suhtes tingib tuuleenergia arendamisele kitsendusi.

Aruanne koosneb järgmistest osadest:

1. Lühiülevaade maismaa-tuuleparkide mõjudest lindudele.
2. Käsitletavate linnuliikide (-rühmade) valimise põhimõtted lähtuvalt liikide ohustatusest, kaitsestaatuselt ja tundlikkusest tuuleenergia arendamise suhtes.

Käsitletavate liikide (rühmade) tabelis (lisa 2) esitatakse ohustatuse ja kaitsestaatuseskoorid ja tundlikkuse hinnangud. Esitatakse ka näiteid teistes Euroopa riikides või piirkondades rakendatavate (või soovitatavate) meetmete kohta, mida arvestatakse tuuleparkide asukohavalikul ja planeerimisel.

3. Käsitletud linnuliikide ja –rühmade analüüsi metoodika.
4. Tulemused.
5. Tingimused mõjude hindamise eelse uuringu ja ehitusjärgse uuringu läbiviimiseks.

Teaduskirjanduse ülevaade (koostaja Marko Mägi) esitatakse lisa 3.

Liigiülevaated koos soovitatavate kaitsemeetmetega valitud liikide ja nähtuste kohta (soolinnud rühmana ning värvuliste ja röövlindude ränne) esitatakse lisa 4.

Aruande juurde kuuluvad ka elektroonilised GIS-lisad (tzoneeringud) analüüsitud liikide ja nähtuste kohta ArcGis ja MapInfo vormingus.

Analüüsi koostamisel osales töörühm koosseisus Veljo Volke (sisujuht), Andrus Kuus, Meelis Leivits, Leho Luigujõe, Marko Mägi, Ivar Ojaste, Urmas Sellis, Indrek Tammekänd, Ülo Väli ja Kaarel Võhandu (vastutav täitja).

1 Lühiülevaade tuuleparkide mõjust lindudele

Peatükk toetub suuresti lisas 3 esitatud tööle „Tuugenid ja linnud – kirjanduspõhine ülevaade“ (koostaja Marko Mägi, PhD), mis käsitleb teemat põhjalikumalt, sh elupaikade tasemel. Siinsesse kokkuvõttesse on lisatud mõningaid Eesti tuuleparkidest kogutud andmeid.

Tuuleparkide või üksikute tuulegeneraatorite ehk tuugenite mõju linnustikule on järgmine (Gove et al. 2013):

1. Häirimine sunnib linde elupaika vahetama;
2. Linnud võivad hukkuda kokkupõrgetes tuulikutega;
3. Senised elupaigad kaovad või muutuvad ning ei ole lindudele enam sobivad;
4. Kaudsed mõjud saagi kättesaadavusele;
5. Tuulepargid võivad olla takistus lennuteekonnale, nn barjääriefekt.

Käesolevas töös käsitletakse kaudset mõju saagi kättesaadavusele elupaikade muutmise ja lindude häirimise koosmõjuna ja eraldi sellele ei keskenduta, näiteks liikide (rühmade) tundlikkuse hindamisel (pt 2, lisa 2).

1.1 Lindude hukkumine kokkupõrgete tõttu tuulikutega

Erinevate elupaikade (36% uuringutest metsas, 29% põllumajandusmaastikul, 14% rohumaadel, 9% põõsastikes) tuuleparkide andmetest on selgunud, et globaalne keskmine linnu ja tuuliku (ehk tuugeni) kokkupõrkesagedus on 0,046 kokkupõrget tuugeni kohta aastas. Valdavalt toimuvad need röövlindudega, täpsemalt haugaslastega (*Accipitriformes*) – nende keskmine kokkupõrkesagedus on ligi kaks korda suurem keskmisest (0,073 tuugeni kohta aastas), keskmisest sagedamini hukuvad ka toonekurelised (*Ciconiiformes*) ja mõningad kurvitsalised (*Charadriiformes*), alla keskmise sagedusega aga hanelased (*Anseriformes*), kanalised (*Galliformes*) ja värvulised (*Passeriformes*) (Thaxter et al., 2017). Ehkki osad värvuliste (*Passeriformes*) sugukondade, näiteks västriklaste (*Motacillidae*), ja liikide, näiteks kuldnoka (*Sturnus vulgaris*) puhul on mudelite poolt ennustatavad kokkupõrkesagedused kõrged, on negatiivne mõju asurkondade tasemel vähetõenäoline, kuna asurkonnad on vanalindude elumuse vähenemise suhtes vähem tundlikud kui pikema eluea ja madalama sigivusega liigid (Saether & Bakke, 2000).

Tänapäeval kombineeritakse hukkunud lindude otsinguid radarseire andmetega. Aschwanden et al., (2018) Šveitsis tehtud uuring näitas, et kaheksa ja poole kuu jooksul lendas ühe tuugeni vastu keskmiselt 20,7 (SD 14,3–29,6) lindu, eelkõige öösel rändajad (neist põialpoisse *Regulus regulus* 55%). Kokkupõrked olid sagedasemad rändeperioodil, radariga tuvastatud lindudest olid 2,1% lendamas potentsiaalsel kokkupõrkekursil. Lindude rände tippaeg otseselt hukkumisega siiski ei seostunud ja autorite hinnangul sõltub see pigem ilmast.

Tegurid, millest sõltub lindude hukkumine (Tabassum-Abbassi et al., 2014, Zwart et al., 2015):

- tuulikute suurus, labade ja rootori disain, labade liikumise kiirus;
- tuulikute arv ja asetus tuulepargis;
- topograafia;
- ilm;

- lendavate loomade arvukus;
- linnuliik, tema lennukõrgus ja -kiirus, manööverdamisvõime, õhus viibitud aeg, elupaigale spetsialiseeritus, käitumine ja füsioloogia;
- tuulikute valgustus.

Seega on hukkmisagedust mõjutavaid tegureid palju ja nendega tuleb tuuleparkide asukohavalikul, tuulikute paigutamisel tuuleparki ja leevendavate meetmete kavandamisel arvestada.

Eestis on lindude hukkmist tuuleparkides (nagu ka teisi tuuleparkide mõjusid) uuritud vähe. Puudub ühtne standard nii eeluuringu kui mõjude järelseire läbiviimiseks. Planeeringutes on keskkonnamõjude strateegilise hindamise (KSH) aruande alusel sageli määratud ka ehitusjärgse linnuseire kohustus, kuid seire maht on kohati olnud ebapiisav¹.

Käesoleva töö tarbeks koondati kättesaadav andmestik Eesti tuuleparkides hukkunud lindude kohta. Tulemused on esitatud tabelis 1 lk 6.

Eestis moodustavad senistel teadmistel umbes poole tuuleparkides hukkunud lindudest värvulised (49,3%; enam esindatud liigid on põialpoiss, põldlõoke, räästapääsuke, ohakalind), sageduselt järgnevad kajaklased (18,3%; naeru- kala- ja hõbekajakas), hanelised (15,5%, valdavalt ujupardid), haukalised (9,9%; merikotkas, raudkull, hiireviu) ja piiritajalised (5,6%; piiritaja).

Hukkmisageduse jaotus peegeldab uuritud tuuleparkide asukohti. Valdav osa andmestikust on saadud rannikule lähedal asuvatest tuuleparkidest, kus haneliste ja kajaklaste lennusagedus (seega ka hukkmisrisk) on kõrge. Lisaks toimib mererannik lindude rännet suunava juhtjoonena, mistõttu on kõrge ka värvuliste osakaal. Ka röövlindudest on nii raudkullide kui hiireviu hukkumine ilmselt seotud rändel olnud isenditega (kõik leiud Virtsu-Esivere-Tooma parkidest). Neljast hukkunud merikotkast kolm olid vanalinnud ja üks mittesuguküps isend.

Paldiski tuulepargis (18 tuulikut) 2014-2016 toimunud uuringus leiti, et Paldiski tuulepargis hakkub 81 kuni 342 lindu aastas, neist väikesi linde 76-309 ja suuri linde 11-40. Ühe tuuliku kohta arvatuna on hukkuvate lindude arv aastas 4,5-19, neist väikesi linde 4,2-17,1 ja suuri linde 0,6-2,2. Arvutustes kasutati ka otsija tulemuslikkuse ja linnulaipade ärasõomise testide tulemusi (Tuule et al., 2016). Järeldati, et Paldiski tuulepargis on lindude hukkmisagedus võrreldav muude Euroopa tuuleparkidega, sest 2012. aastal koostatud ülevaateartikli järgi (Rydell et al., 2012) hukkus Euroopa tuuleparkides keskmiselt 6,5 lindu ühe tuuliku kohta aastas (mediaan). Kaheaastase uuringu käigus leiti hukkununa ainult üks kaitstava linnuliigi isend (suitsupääsuke), kuid rändeaegne värvuliste (eelkõige põialpoiss, musttihane) üsna kõrge osakaal tuulikuohvrite hulgas näitab siiski tuulepargi paiknemist lindude rändeteel.

Esivere, Tooma I ja Tooma II tuulepargis (kokku 15 tuulikut) 277 päeva kestnud uuringu käigus leiti 11 hukkunud lindu, kolme tuulepargi kohta arvutati 277 päeva jooksul hukkunud lindude arvuks 24 (22-28) isendit ja keskmiseks ühe tuuliku kohta hukkunud lindude arvuks 1,5 (mediaan 0,5) isendit (Gajko et al., 2020).

¹ Ebapiisav oli seirekohustus näiteks Aulepa tuulepargis. Hukkunud linde otsiti 2011. a kevadel kaheksal korral ja ühtegi hukkunud lindu ei leitud (Valker, 2011). Hiljem (2013, 2016) on juhuleidudena ilmnenu kahe merikotka vigastamine/hukkumine (käesoleva töö tabel 1 lk 8).

Tabel 1. Lindude hukkumine Eesti tuuleparkides.

Allikad: [1] Tuule et al. 2016; [2] Volke, Lutsar 2005, [3] Tähe 2010, [4] Valker 2011, [5] Gajko et al. 2020, [6] Kotkaklubi (avaldamata; juhuleiud); [7] Mati Martinson (avaldamata andmed).

Tuulepark	Paldiski	Pakri	Virtsu 1 (3+1)	Virtsu 1 (3+1)	Virtsu 2 (bensjää m)	Virtsu 3	Aulepa I etapp	Aulepa I etapp	Aulepa I+II	Aulepa I+II	Vanakül a	Tooma 1	Tooma 1	Tooma 2	Esivere	Esivere	Esivere I (Skinest)	Mäli (või Tamba)		
Uuringu või leiu aasta	2014-16	2005	2008	2010	2010	2010	2010	2011	2013	2016	2010	2010	2019	2019	2010	2019	2010	2019		
Allikas	[1]	[2]	[7]	[3]	[3]	[3]	[3]	[4]	[6]	[6]	[3]	[3]	[5]	[5]	[3]	[5]	[3]	[6]		
Otsimiste arv	40	14	1	1	1	1	1	8	juhuleid	juhuleid	1	1	16	16	1	16	1	juhuleid		
Tuulikute arv kokku	18	8	4	4	3	3	13	14	16	16	3	8	8	3	4	4	4			
Otsitud tuulikute arv	10	8	4	4	3	3	7	13			3	5	8	3	1	4	4			
Liik	Hukkunud lindude arv																		KOKKU	%
1 Luik sp													1						1	1,4
2 Viupart													1				1		2	2,8
3 Piilpart													1						1	1,4
4 Sinikael-part	3				2														5	7,0
5 Aul				1		1													2	2,8
6 Merikotkas									1	1					1			1	4	5,6
7 Raudkull												1	1						2	2,8
8 Hiireviu				1															1	1,4
9 Naerukajakas	3		1														1		5	7,0
10 Kalakajakas	2		1														1		4	5,6
11 Hõbekajakas	2																		2	2,8
Kajakas sp		1											1						2	2,8
12 Piiritaja	3														1				4	5,6
13 Põldlooke	5	1																	6	8,5
14 Suitsupääsuke	1																		1	1,4
15 Räästapääsuke	3																		3	4,2
16 Sookiur																	1		1	1,4
17 Punarind	1																		1	1,4
18 Hallrastas							2												2	2,8
19 Vainurastas				1															1	1,4
20 Põialpoiss	6										1								7	9,9
21 Musttihane	2																		2	2,8
22 Kuldnokk	1																		1	1,4
23 Rohevint	1												1						2	2,8
24 Ohakalind	3																		3	4,2
25 Talvike	1																		1	1,4
Värvuline sp	4																		4	5,6
Lind sp													1						1	1,4
KOKKU	41	2	2	3	2	3	0	0	1	1	1	2	6	2	0	3	1	1	71	100,0

Läänemaa (Virtsu ümbrus, Aulepa, Vanaküla) tuuleparkides ühekordse hukkunud lindude otsingu alusel leiti, et mida lähemal asub tuulepark rannikule ja Natura 2000 linnualale, seda rohkem linde tuulepargis hukkab (Tähe, 2010). Ka Prantsusmaal on näidatud, et Natura 2000 linnualadel ja linnualadest kuni 1000 m kaugusel paiknevates tuuleparkides on lindude hukkumissagedus vähemalt kaks korda kõrgem kui nendes tuuleparkides, mis asuvad linnualadest kaugemal kui 1000 m (Marx, 2017).

Schippers et al. (2020) analüüsisid erinevates keskkonnamõjude hinnangutes kasutatavaid kriteeriume selle kohta, missugune on tuulepargi poolt põhjustatav „vastuvõetav, aktsepteeritav“ suuremuse suurenemine. Seitsme linnuliigi näitel analüüsiti 1-5% kriteeriumi (suremus suureneb võrreldes tavapärasega 1-5%) ja potentsiaalse bioloogilise kõrvaldamise (i.k. *potential biological removal, PBR*) meetodit. Tulemused näitasid, et asurkonnad võivad olla ka väikesele suuremuse suurenemisele väga tundlikud. Leiti, et vanalindude suuremuse suurenemine 1% võrra tõi uuritud liikidel kaasa 2%-24% asurkonna arvukuse languse kümne aasta jooksul. Lubades 5% täiendavat suuremust vähenes uuritud asurkondade arvukus kümne aastaga 9%-77%. Ka PBR-meetodi rakendamisel tuleb olla ettevaatlik. Saksamaal on järeldatud, et olemasolevate tuulikute põhjustatud täiendav suuremuse on oluline hiireviu ja puna-harksaba puhul (Grünkorn et al., 2016), Prantsusmaal on stepi-tuuletallaja (*Falco naumanni*) osa-asurkonna kohta näidatud, et tuulepark mõjutab selle arvukuse muutumist ka kasvava populatsiooni puhul (Duriez et al., 2022).

Kokkuvõtvalt võib järeldada, et valdava osa liikide asurkondi tuulikute põhjustatud hukkumine oluliselt ei ohusta, kuid hukkumise kumulatiivsele mõjule, näiteks rändlindude kogu rändetee ulatuses, on alles hakatud tähelepanu pöörama (De Lucas & Perrow, 2017). Ka tuuleenergia kasutamise oluline laiendamine toob kaasa vajaduse hinnata kumulatiivset mõju, sh asurkondade elujõulisust laiemas piirkonnas, mitte piirduda arenduste ühekaupa hindamisega (Arnett & May, 2016).

1.2 Elupaikade muutumine

Tuuleparki rajades muutub suuremal või vähemal määral senine maastik ja elupaik. Seda põhjustab teede rajamine, maakasutuse muutus, metsaraie jne (Nazir et al., 2020). Elupaikade muutumise mõju on keeruline eristada tuulepargi häirivast mõjust ja tihti käsitletakse neid koos, analüüsid lindude poolt elupaikade kasutamise vähenemist (*displacement*), näit Hötker, 2017; Marques et al., 2021. Mõju võib olla liigi- või liigirühma spetsiifiline, kuid elupaigamuutusest ja häiringust tulenev mõju on enamike linnurühmade jaoks suurem probleem kui otsene hukkumine. Elupaigamuutustest on enim mõjutatud hanelised, haukalised ja pistrikulised (May et al., 2020). Kuigi värvulisi on arvuliselt enim, ei peeta tuugeni ohtu neile väga suureks. Näiteks Lõuna-Hispaania tuulepargi linnustikku uurides selgus, et värvulisi tuulepark oluliselt ei mõjuta, kuid röövlindude viibimine piirkonnas vähenes 38,2% esimesel ja 71,7% teisel aastal peale tuulepargi ehitamist (võrdlus on ehituseelse ajaga). See viitab kodupiirkondade või pesitsusalade muutumisele (Farfán et al., 2009). Mitmete põllumajandusmaastike värvuliste puhul on ehitusjärgselt näidatud ka tuuleparkide positiivset mõju, st asustustihedus on tuulepargi alal suurenenud. Tõsi, erinevate uuringute tulemused on ka ühe liigi piires vastukäivad (Hötker, 2017). Üheks selgituseks on pakutud, et tuuleparkide teeäärsed ja tuulikute ümbruse majandamata rohumaaribad ja roostikuga kuivenduskraavid võivad intensiivselt majandatavas põllumajandusmaastikus olla mõnele liigile ainsad sobivad pesitsus- ja toitumisalad (Hötker, 2017) või on tuulepargi ehitamisest põhjustatud elupaigamuutus mõnele liigile soodne (Pearce-Higgins et al., 2012; Rosin et al., 2016).

Tuuleparkide mõju metsakanalistele on negatiivne. Metsise puhul on näidatud, et elupaigakasutus on mõjutatud (st väheneb) 650 meetri (Coppes et al., 2020) kuni 865 meetri (Taubmann et al., 2021) kaugusel tuulikute. Seda peetakse nii tuulepargi häiriva mõju (tuulikute olemasolu, inimeste sagedasem liikumine) kui elupaikade muutmise keeruliseks koosmõjukuks. On järeldatud, et ehitades tuulikuid ulatuslikku ja väga sobivasse elupaika (näiteks kesk-Rootsis) ei mõjuta see ilmselt laiemal alal populatsiooni asustustihedust, kuid väikestes ja killustatud populatsioonides võib tuuleparkide mõju asustustihedusele olla negatiivne (Coppes et al., 2020). Baltimaade metsiseasurkondade seisundi ajaloolises ülevaates on täheldatud, et lõunapoolsed asurkonnad on tugevalt killustunud ja ka liigi peamised asualad Eesti ja Läti mandriosas on kahanenud ümber kõrge asustustihedusega levikukeskmete ning levila killustumine jätkub (Löhmus et al., 2017).

Eestis on Aulepa tuulepargis Läänemaal täheldatud, et mõlemal ehitusjärgse seire aastal (2010, 2011) oli rukkirääkude arvukus märkimisväärselt madalam kui enne pargi ehitamist 2006. aastal, vastavalt 21 laulvat isaslindu enne ning 8 ja 14 peale tuulepargi rajamist. Selle põhjuseks peeti eeskätt pesitsemiseks sobilike elupaikade killustumist teedevõrgustiku rajamise tõttu, mitte otseselt elektrituulikute töötamisest tulenevat häirimist. Teistest kaitsekorralduslikult olulistest liikidest langes veidi ka kiivitaja arvukus, kuid tedre, soo-loorkulli ja punaselg-õgija arvukus oluliselt ei muutunud (Valker, 2011).

1.3 Häirimine

Eelkõige on täheldatud tuulegeneraatoritest tingitud lindude ümberpaiknemist avamaastike liikidel (luiged, haned, pardid, kured, kurvitsalised ja mõned värvulised; Hötker, 2017). Varasemast perioodist röövlindude liikumisi (peamiselt toiduotsingutel olevad linnud) seoses tuulepargiga käsitlev kirjanduspõhine ülevaade järeldab, et röövlindude ümberpaiknemine ei ole märkimisväärne, kuid leidub ka erandeid, näiteks hiireviu, kaljukotkas, soo- ja välja-loorkull (Madders & Whitfield, 2006). Hiljutises ülevaates elupaikade kasutamise vähenemise kohta on leitud, et keskmine suhteline vähenemine on oluline - värvulistel $40 \pm 24\%$, hanelistel $54 \pm 15\%$, kanalistel 56% , kurvitsalistel $59 \pm 18\%$, pistrikulistel 59% ja $59 \pm 18\%$ haukalistel (Marques et al., 2021).

1.4 Tuulepark kui takistus lennuteel (barjääriefekt)

Linnud võivad tuulikute (ja tuuleparkide) lähedust vältida ka siis, kui nad lendavad. Selleks võivad linnud lennukõrgust suurendada, et tuuleparki ületada, lennusuunda muuta, et sellest mööda lennata, või ka tagasi pöörduda. Seega on tuulepargid takistus lindude lennuteekonnal (Hötker, 2017). Barjääriefekt võib olla minimaalse mõjuga, tähendades lindude jaoks vaid väikest lennusuuna muutust, kuid võib tõsisemal kujul ilmned, kui tuulepark paikneb lindude rändeteel või paigas, mida regulaarsetel ja sagedastel lendudel ületab suur hulk linde (Gove et al., 2013), põhjustades suuremat energiakulu (Masden et al., 2010) või mõjutades negatiivselt üksteisest eemal asuvate pesitsus-, toitumis- ja/või puhkealade vahelist sidusust (Drewitt & Langston, 2006). Suure hulga tuuleparkide lisandumisel võivad kumulatiivsed mõjud olla olulised (Gove et al., 2013).

1.5 Negatiivsete mõjude vältimine ja vähendamine, leevendavad meetmed

Alljärgnev lühikonspekt käsitleb tuuleparkide mõjude vähendamist ja leevendavaid meetmeid pealiskaudselt. Leevendavate (ja ka heastamis-) meetmete kohta tuleb eraldi tööna koostada põhjalik

ülevaade, kus konkreetsed näited erinevates tuuleparkides rakendatud ja uuritud meetmete ja nende tõhususe kohta.

Tuuleparkide mõju vähendamine peab alati järgima hierarhiat „välldi - vähenda (leevenda) - heasta (kompenseeri)“ (Langston & Pullan, 2003; May et al., 2015).

Vältimaks ja vähendamaks tuuleparkide kahjulikke mõjusid loodusele on võtmetähtsusega hoolikas asukohavalik (Bright & Muldoon, 2017). Tuulepargi asukoht on väheseid kindlaid tunnuseid, millest sõltub tuulepargi mõju lindudele (Madders & Whitfield, 2006). Ruumilise planeerimise hõlbustamiseks kasutatakse elustiku tundlikkuse hindamist ja kaardistamist (i.k. *sensitivity mapping*, näit Gove et al., 2013; Bright & Muldoon, 2017) ja sama eesmärki täidab ka käesolev töö.

Kui tuulepargi asukoht on välja valitud, saab negatiivseid mõjusid vähendada näiteks (a) tuulikutüübi valikuga (olulised on tuulikute arv ja tuuliku parameetrid) , (b) tuulikute paigutuse kavandamisega tuulepargi sees (i.k. *micrositing*) nii, et oluliste liikide elupaiku ei kahjustata, välditakse lindude kontsentreerumise kitsamaid piirkondi, vähendatakse oluliste liikide eksponeeritust kokkupõrgetele, suurendatakse tuulepargi läbipääsetavust rändavate lindude jaoks, arvestatakse juurdepääsuteede kavandamisel lindudele oluliste elupaikadega jm (May, 2017).

Kuna paljude, eriti suurte kehamõõtmetega linnuliikide jaoks on elektriliinid sama ohtlikud või ohtlikumad kui tuulikud (kokkupõrked liiniga ja elektrilöögi tagajärjel hukkumised) , tuleb tuulepargi sisesed elektriliinid rajada maakaablite, mitte õhuliinidena. Maakaablite rajamine õhuliinide asemel on ainus kindlasti lindude hukkumist vältiv meede (Avian Power Line Interaction Committee, 2012; Prinsen et al., 2012; Raab et al., 2012). Soovitav on maakaabel rajada ka lähima alajaamani. Kui alajaamani siiski ehitatakse õhuliin, peavad selle postid või mastid olema sellise konstruktsiooniga, mis välistab elektrilöögi ohu (tehnilised näited Prinsen et al., 2012). Kui piirkonnas on teada kõrge kokkupõrkeohuga linnuliike, tuleb õhuliin tähistada lindude kokkupõrkeid vähendavate markeritega (näit Ferrer, 2012).

Elektriliinide ohtlikkust lindudele on rõhutatud ka Eestis koostatud liigi kaitse tegevuskavades, näiteks merikotka, kaljukotka, must-toonekure, kassikaku ja väikeluige puhul (Keskkonnaamet, 2018c, 2018a, 2018b jm).

NWCC Mitigation Subgroup & Rectenwald (2007) koondasid teadmised tol ajal tuuleparkides rakendatud leevendavate meetmete kohta. Töö sisaldab erinevates osariikides ja erinevate ametkondade poolt koostatud juhiseid leevendusmeetmete kasutamiseks, kuid ka andmeid teiste riikide kohta.

May et al. (2015) hindasid 24 leevendava meetme efektiivsust lindude hukkumissageduse vähendamisel tuuleparkides. Kõrgeimad keskmised hinnangud (skaala 1-3) said turbiinispetsiifilistest meetmetest tuuliku(te) pöörlemissageduse vähendamine (hinnang 2,83) ja tuulikute ajutine seiskamine (2,67). Linnuspetsiifilistest meetmetest hinnati kõrgemalt linde peletavate reflektorite paigaldamist tuulikutele (toimivad päeval)(hinnang 2,50) ning visuaalsete valguspeletite (strobovalgus jm valgusefektid) ja laserite kasutamist öösel (mõlema hinnang 2,67). Lindude kuulmisaistingut kasutatavatest meetoditest hinnati kõige kõrgemalt peletamist ultraheliga (hinnang 2,67). Elupaikade muutmine nii tuulepargis kui sellest väljapool eesmärgiga vähendada lindude kokkupõrkesagedust oli töös samuti kaalumisel. Manipuleerida saab nii elupaiga üldist kvaliteeti, toidu (näiteks saakloomade) ohtrust (arvukust) ja kättesaadavust kui pesitsuselupaiku. Tuulepargi sees toimuvate manipulatsioonide eesmärk on muuta elupaik liigile vähem atraktiivseks või sobimatuks, tuulepargist

väljas aga vastupidi – tõsta elupaiga atraktiivsust. Ükski elupaikade muutmise meede kõrget tulemuslikkuse hinnangut ei saanud (1,5-2,33).

Kaasajal kasutatakse tulemuslikuks mõjude leevendamiseks mitmeid tehnilisi vahendeid, näiteks kaamerasüsteeme (Gradolewski et al., 2021; May et al., 2012) ja linnuradareid (Tomé et al., 2017), mis tuvastavad linde ja informeerivad tuulepargi juhtimissüsteemi vajadusest mõni konkreetne tuulik või kogu tuulepark ajutiselt seisata. Need lahendused toimivad enamasti tehisintellekti võimalusi kasutades.

Paljusid tuuleparkide poolt põhjustatavaid mõjusid ei ole võimalik vältida ega ka tulemuslikult leevendada. Sellised mõjud on näiteks lindude elupaikade muutmine ja killustamine, tuulepargi hooldus- ja remonditöödega lisanduv häirimine, tuulikute visuaalne ja müramõju (kord staatiline, kord dünaamiline suur objekt, labade liikumisest põhjustatud varjutus, tuuliku tekitatav heli).

2 Käsitletavat linnuliigid ja –rühmad

Linnustiku tundlikkust tuuleenergia arenduste suhtes on hinnatud ja modelleeritud (*i.k. sensitivity mapping*) erinevates piirkondades, näiteks Saksamaal (kriteeriumid asukohavalikuks [LAG VSW, 2014](#)), Bulgaarias ([EKOHEKT, 2013](#)), Šotimaal ([Bright et al., 2008](#)), Inglismaal ([Bright et al., 2009](#)), Iirimaa ([Mc Guinness et al., 2015](#)), Belgias Flandrias ([Everaert, 2015](#)) ja Leedus ([Morkūnė et al., 2020](#)). Mõnes käsitluses keskendutakse ühele looduskaitsele olulisele linnurühmale, näiteks suurtele röövlindudele ([WWF Greece, 2013](#)). Teisalt on GPS-saatjatega lindude andmete abil koostatud 27 linnuliigi tundlikusanalüüs elektriliinide ja tuulikute suhtes juba rändetee ulatuses ([Gauld et al., 2022](#)). Euroopa Komisjon on välja andnud rakendusjuhise elustiku tundlikkuse määramiseks taastuenergia arenduste suhtes ([European Commission, 2020](#)).

Käesoleva töö tarbeks hinnati linnuliikide tundlikkus järgnevalt (tabel 2):

A= B+C

kus

B arvestab (1) liikide ohustatust Eesti Punase Nimestiku alusel ([Elts et al., 2019, EELIS](#)), (2) kaitsestaatust Eestis (kaitsekategooria) ja (3) kaitsestaatust Euroopas (kuulumine linnudirektiivi I lisasse);

C arvestab tundlikkust tuuleenergia arenduste suhtes neljas aspektis, mis on eristatud [Langston & Pullan \(2003\)](#) alusel. Hindamiskaala on toodud tabelis 1.

Hinnangute alusel valiti linnuliigid (-rühmad), keda töös käsitletakse.

Tabel 2. Liigi tundlikkuse arvestamine liikide prioritseerimisel.

Tunnus		Skaala	Punktid
A	Liigi tundlikkus	A=B+C	min 5, maks 21
B	Kaitsestaatust	B=B1+B2+B3	min 1, maks 9
B1	Eesti Punane Nimestik	Regionaalselt välja surnud (RE) ja kriitilises seisundis (CR)	5
		Väljasuremisohus (EN)	4
		Ohualdis (VU)	3
		Ohulähedane (NT)	2
		Soodsas seisundis (LC)	1
B2	Kaitsekategooria	I	3
		II	2
		III	1
B3	Linnudirektiivi I lisa	Jah	1
C	Tundlikkus tuuleenergia arenduste suhtes	C= C1+C2+C3+C4	min 4, maks 12
C1	Elupaikade kasutamise vähenemine häirimise tõttu	Suur mõju	3
C2	Barjääriefekt	Keskmine mõju	2
C3	Kokkupõrked tuulikutega (suremuse suurenemine)	Väike mõju	1
C4	Otsene elupaikade kadu (hävitamine, muutmine)		

Koondhinnangud saab jagada kolme rühma:

A = 5-10 – mõõdukalt tundlikud liigid;

A = 11-15 – tundlikud liigid;

A = 16-21 – väga tundlikud liigid.

Kaaluti 165 liigi/nähtuse olulisust. Väga tundlikeks liikideks osutusid must-toonekurg, suur-konnakotkas, kaljukotkas, kassikakk ja habekakk, tundlikeks 40 liiki (aspekti) ja mõõdukalt tundlikeks 119.

Töös käsitletakse reeglina täpsemalt linnuliike, kelle tundlikkuse üldhinnang on suurem kui 10. Erandite puhul liikide väljajätmist või analüüsi võtmist põhjendatakse. Koondtabel liikide valiku kohta on lisas 2 (ainult elektroonilisel kujul). Tabelis on toodud ka andmeid teiste riikide prioriteetsushinnangute (Soome; [Balotari-Chiebao et al., 2021](#)) ja liikide kaitseks rakendatavate või soovitatavate piirangute kohta Saksamaal ([LAG VSW, 2014](#)), Leedus ([Morkūnė et al., 2020](#)), Šotimaal ([Bright et al., 2008](#)) ja Iirimaa ([Mc Guinness et al., 2015](#)). Samuti on lisatud Keskkonnaameti ([2021](#)) soovitatud puhvrid oluliste linnuliikide püselupaiga, registrisse kantud elupaiga või pesapaiga piirist.

3 Analüüsi metoodika

Sõltuvalt kasutada olevast andmestikust rakendati erinevaid analüüsimeetodeid. Kõigil juhtudel toetuti järelduste ja üldistuste tegemisel ka teaduskirjanduse andmetele. Teaduskirjanduse ülevaade (Lisa 2; koostaja Marko Mägi) valmis töö koostamise algusjärgus ja seda kasutati kõigi liikide ja rühmade käsitlemisel. Iga liigi kohta otsiti ka täiendavaid andmeallikaid. Suurem osa neist olid teadusartiklid, kuid erinevalt teaduskirjanduse ülevaatest kasutati kohati ka uuringute aruandeid (nn hall kirjandus).

Olulisemate käsitletud liikide või liigirühmade kohta täideti ühtne andmevorm, mis sisaldas järgmisi jaotusi:

- liigi nimetus eesti ja ladina keeles
- staatus, arvukus, trendid;
- kaitse ja ohustatus;
- elupaigad;
- kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine;
- tundlikkus tuuleparkide suhtes;
- kuidas arvestatakse maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel;
- rasterkaart tsoneeringuga (ei ole veel kõigil liikidel);
- kirjandus.

Nende liikide või rühmade kohta, kellele liigilehti ei koostatud, kuid kellega tuleb tuuleenergia arendamisel arvestada, põhjendatakse kaitsemeetmete vajadust peatükis 4.2.

GIS andmekihid koostati kõigi piiranguid põhjustavate liikide-rühmade kohta, välja arvatud juhul, kui ainus piirang on „vältida kaitstava liigi elupaiga kahjustamist“. Selle all mõeldakse keskkonnaregistrisse (EELIS) kantud elupaigapolügooni „puutumatus“, st sinna ei kavandata tuulikuid, tuulikute teenindusplatse ega tuulikute teenindamiseks vajalikke uusi teid ega elektriliine.

Kõigi kaitstavate liikide leiukohtade elupaikade seisund on ajas (kiiresti) muutuv, sest (1) ühelt poolt leiukohti lisandub, neid leitakse juurde, kuid (2) õiguslikult rakendub II ja III kaitsekategooria liikide puhul väljaspool kaitstavaid alasid vaid isendikaitse, st seaduse kaitse all on metsaliikide puhul vaid pesaga pesapuu, piirataval määral ka pesitsusrahu (pesade hävitamise ja häirimise keeld). Seega võivad maakasutuse muutused (näiteks taristu rajamine, põllumajandusmaa sihtotstarbe muutmise tootmiskaas, metsa raadamine) ja majandustegevus (metsa lageraie, pikaajalise rohumaa kultiveerimine) konkreetsete elupaikade puhul nende kvaliteeti oluliselt mõjutada, halvemal juhul muuta liigile sobimatuks. Tuuleenergia ruumilisel planeerimisel on võetud lähtekohaks, et taastuveneergetika arendamine ei kahjustaks täiendavalt (lisaks muule majandustegevusele) linnustiku looduskaitse väärtusi. Iga arendusprojekti eel, näiteks eriplaneeringu või teemaplaneeringu staadiumis tuleb niikuinii kontrollida keskkonnaregistrisse kantud kaitseväärtuste seisundit (elupaikade säilimist). Elupaikade varasema hävimise puhul (näiteks lageraie tõttu) ei ole vaja nendega arvestada. Samas, kui kaitstava liigi elupaiga seisund on hea, on lihtne tuulikute ja kaasneva taristu asukohti valida selliselt, et elupaika ei kahjustata.

Peamised analüüsimeetodid on kirjeldatud allpool.

3.1 GPS saatjate andmete kasutamine kodupiirkondade analüüsil

Kotkastel (va merikotkas) ja must-toonekurel hinnati kodupiirkondade suurusi erinevate telemeetriauringute käigus kogutud GPS-lokatsioonidega lindude kohta. Meetodit kasutati nende liikide puhul, kus kättesaadavad olid pesitsevate saatjaga lindude andmed ja andmerea pikkus oli vähemalt sada päeva. Lokatsioonide põhjal arvutati kodupiirkonnad, kasutades Browni silla liikumise mudelit (BBMM ehk *Brownian bridge movement model*), mille dünaamiline vorm (*dBMM*) võtab arvesse muutuseid looma liikumiskäitumises (Kranstauber et al., 2012). Mudelite sobitamine teostati tarkvara R 4.1.2 (2021-11-01) (R Core Team, 2020) laiendusega *move* (Kranstauber, Smolla, & Scharf, 2021). Kodupiirkondade tõenäosusjaotuse põhjal arvutati igale isendile kodupiirkonna keskpunkti (kauguselt 100 m kuni 20 km) selle kodupiirkonna protsent (osakaal, mida ala kodupiirkonnast hõlmab). Analüüsi põhjal saab hinnata raadiust kodupiirkonna keskpunkti (reeglina pesapuu), mis hõlmab nt 50% või 70% või 95% kodupiirkondi. Ringraadiuste arvutamisel kasutati enamasti mediaanväärtusi. Näide suur-konnakotkaste kodupiirkondade suuruse (km²) ja ringraadiuste üldstatistikute kohta on tabelites 3 ja 4, kõigi sel meetodil analüüsitud liikide andmed on esitatud lisas 6.

Tabel 3. Märjastatud suur-konnakotkaste kodupiirkondade suuruse (km²) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	15	3,5	2,1	2,2	2,2	3,5	4,7	6,7
60%	15	6,1	4	3,5	3,5	5,2	8,9	12
70%	15	11	8,6	5,9	5,9	7,8	14	26
80%	15	21	21	11	11	13	26	62
90%	15	51	56	21	21	25	52	161
95%	15	99	113	35	35	46	95	320
99%	15	270	321	82	82	105	243	867

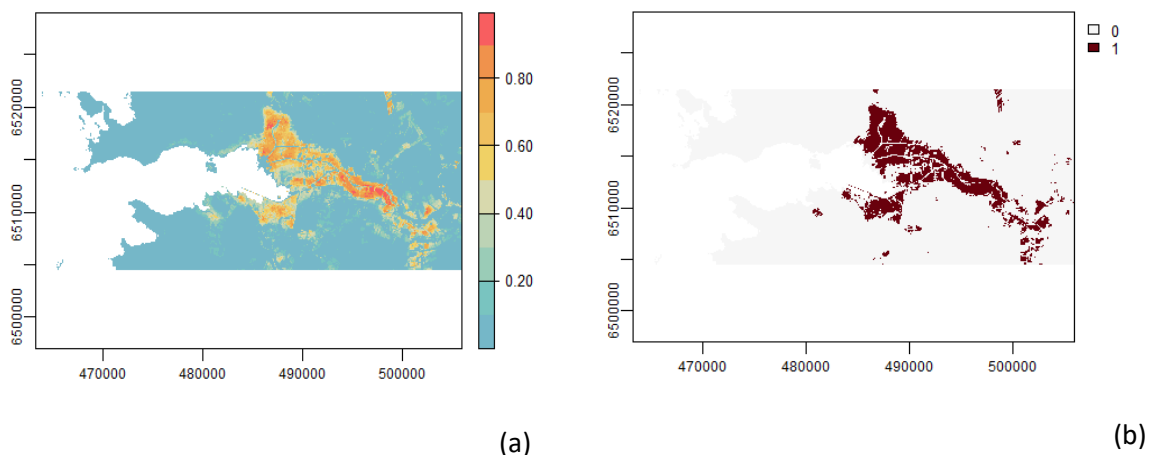
Tabel 4. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud. Arvutustes kasutati kodupiirkondi, kus isend oli veetnud vähemalt 100 päeva.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	15	1,4	0,69	1,1	1,1	1,3	1,8	2,6
60%	15	1,9	0,92	1,5	1,5	1,6	2,1	3,5
70%	15	2,5	1,4	1,8	1,8	2	3	4,7
80%	15	3,4	1,9	2,2	2,2	2,9	4,5	6,1
90%	15	5,1	3	3	3	4,3	5,9	10
95%	15	7,1	4,8	4	4	5,5	6,8	17
99%	15	7,4	2,6	6	6	6,9	8,6	11

3.2 Elupaiga- jm mudelid

3.2.1 Rohunepp

Mängupaika, ehk mänguaegset elupaika kirjeldava esinemisvalimina kasutati rohuneppi mängude seire käigus kogutud mängivate kukkede vaatlusi perioodist 2009-2021. Esinemisvalimisse päriti kõik vaatlused, kus loendati mängimas vähemalt ühte isaslindu. Koostati kolm elupaigamudelit, mis erinesid esinemis- ja õpetusvalimi suuruse ja keskkonnamuutujate valiku poolest. *Maxent* mudelites kasutati 12-14 erinevat keskkonnamuutujat. Kõik kolm mudelit näitasid kõrget esinemiste sagedust juba alates lävendist 0,2. Mudel m5 oli kolmest mudelist kõige detailsem, tuues esile tõenäoliselt kõige sobivamad kohad suurtel luha-aladel, kuid samas ka hulgaliselt sobilikke, kuid liialt väikesi piksleid väljaspool teadaolevaid liigi leiukohti. Viimased ei pruugi väiksuse ja eraldatuse tõttu elupaigaks kvalifitseeruda. Mudelite m3 ja m4 erinevus seisnes vaid õpetusvalimis – m3 puhul kasutati kõiki mänguvaatlusi (sh poldrid), m4 puhul vaid looduslikelt aladelt pärit vaatlusi (luhad, madalsood, luhasood). Seetõttu tõi m3 esile ka veidi kuivema niiskusrežiimiga rohumaid ja poldreid. Mänguaegse elupaiga kirjeldamiseks valiti mudel m3, kuna see hõlmab ka poldreid ja turvasmuldadel asuvaid rohumaid. Näide Matsalu lahe piirkonnast on toodud joonisel 1.



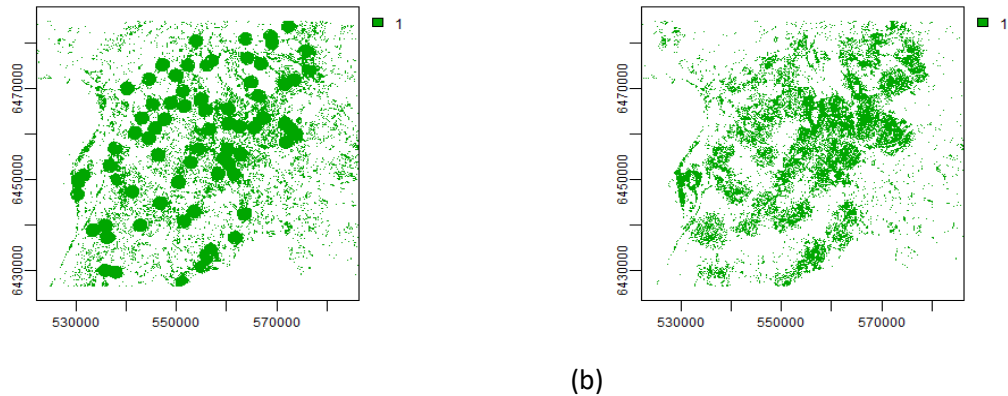
Joonis 1. Väljavõtte mudeli 1 (m3) rohuneppi mänguaegsete elupaikade prognooskaardist. a. värvusskaala kirjeldab esinemistõenäosusi vahemikus 0 (valge) kuni 1 (punane); b - prognooskaart esinemislävendil 0,4. Matsalu lahe ümbrus.

3.2.2 Metsis

Töös kaardistati metsise asurkonna järjepidevuse tagamiseks olulised elupaigad kasutades metsise telemeetriauringu käigus kogutud lokatsioone, satelliidipiltidest ja aerolaserskaneerimise andmetest tuletatud keskkonnamuutujaid, liikide leviku modelleerimist (*species distribution models, SDMs*) ning teadusuuringuid metsise elupaigakasutuse ja kodupiirkonna kohta.

Tundlike alade piiritlemise aluseks on metsise telemeetriauringu (*Ojaste, s.a.*) käigus kogutud GPS-lokatsioonid lindude kohta. Lokatsioonide põhjal arvutatakse kodupiirkonnad, kasutades Browni silla liikumise mudelit (BBMM ehk *Brownian bridge movement model*). Mudelite sobitamine on teostatud tarkvara R 4.1.2 (2021-11-01) (*R Core Team, 2020*) laiendusega *move* (*Kranstauber, Smolla & Scharf, 2021*). Keskkonnamuutujatena kasutati 11 muutujat. Terve Eesti ulatuses arvutatud mudelprognoosid teisendati pindadeks, kasutades lävendit 0,05 ehk 95% kodupiirkonna suurust. Saadud tulemused

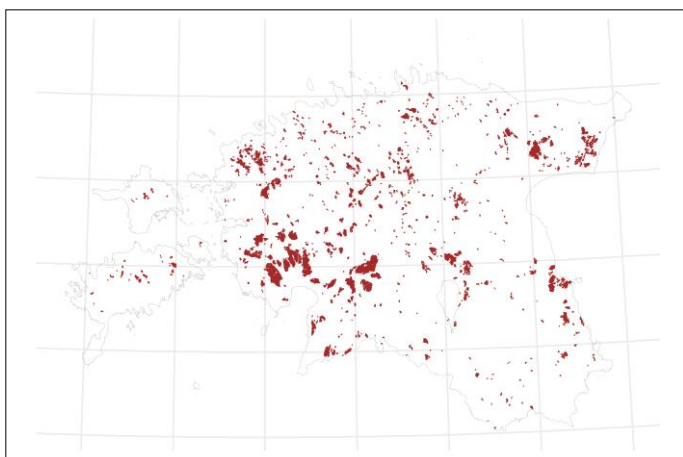
vektordati, siluti ning puhastati liiga väikestest polügoonidest (alla 100 ha), mis ei ole ilmselt metsise elupaigaks sobivad. Saadud polügoonid (metsisekuked mänguperioodil ja metsisekanad mänguperioodil) sulatati üheks koondkaardiks.



Joonis 2. 95% koondkodupiirkonnad, metsisekuked (a) ja metsisekanad (b) mänguperioodil (Pärnumaa näide).

3.2.3 Teder

Töös kaardistati tedreasurkonna järjepidevuse tagamiseks olulised elupaigad kasutades tedre mänguaegseid vaatlusi, satelliidipiltidest ja aerolaserskaneerimise andmetest tuletatud keskkonnamuutujaid, liikide leviku modelleerimist (*species distribution models, SDMs*) ning teadusuuringuid tedre elupaigakasutuse ja kodupiirkonna kohta. Mänguaegset elupaika kirjeldava esinemisvalimina kasutati tedre mängude seire (ehk linnualade inventeerimise) ning juhuvaatluste käigus kogutud mängivate kukkede vaatlusi perioodist 2011-2021. Esinemisvalimisse päriti kõik vaatlused, kus loendati mängimas enam kui 1 isaslind. Madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire käigus kogutud tedre mängude vaatlusi kasutati mudeli valideerimisel. Treenitud mudeli põhjal arvutati elupaiga esinemise tõenäosust (prognoos) kirjeldav rasterkaart, millest tuletati esinemislävendi abil elupaikade esinemiskaart. Esinemislävendit hinnati mudelprognoosi kalibreerimisel. Kuna mudeli põhjal hinnatakse mänguaegseid elupaiku, siis ülejäänud elupaikade ulatust hinnati, lisades pesitsuselupaigale puhvrid lähtuvalt teaduskirjanduses kajastatud materjalidest. Mudelis kasutati 13 keskkonnamuutujat ja üle 80% suhtelisest panusest andis mudelisse mullatüüp ja taimkatte mediaankõrgus. Mullatüüpidest esines mänguelupaik sagedamini siirdesoo- ja rabamuldadel (11) ning madalsoomuldadel (17) ning vähesel määral ka gleimuldadel (14). Saadud tulemus vektordati, siluti ning puhastati liiga väikestest polügoonidest, mis ei ole ilmselt mänguelupaigaks sobivad. Kaardiandmete analüüsi tulemusena hinnati selleks lävendiks 20 ha – 95% kõigis mänguvaatlustest jäävad polügoonidele, mille suurus on üle 16,6 ha.

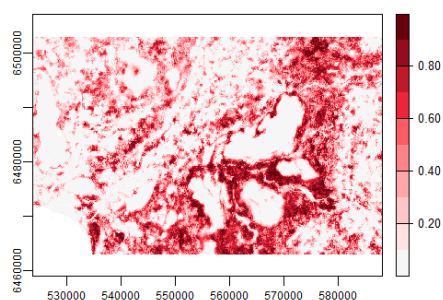


Joonis 3. Tedre mänguaegsed elupaigad.

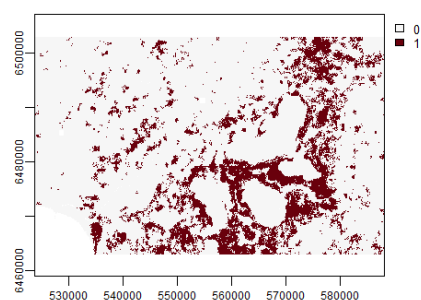
Tedre kodupiirkonna suurust puudutavaid uuringud Eestis ei ole läbi viidud, mistõttu tuli mängualast eemal asuvaid elupaiku kaitsvate puhvrite määramisel tugineda mujal tehtud uuringutele.

3.2.4 Laanepüü

Tsoneeringu koostamise aluseks olid viimase 10 aasta laanepüü vaatlused (PlutoF ja riiklik seire) ning Maxent elupaigamudel. Elupaigamudelis kasutati 14 keskkonnamuutujat. Üle 80% suhtelisest panusest andsid mudelisse metsa-ala terviklikkust ja taimkatte mediaankõrgust kirjeldavad muutujad. Mudeli kalibreerimiseks kasutati kogu esinemisvalimit (N=755) ning Eesti territooriumi ulatuses genereeritud juhupunkte (N=3207). Treenitud mudeli põhjal arvutati elupaiga esinemise tõenäosust (prognoos) kirjeldav rasterkaart (joonis 4a), millest tuletati esinemislävendi abil elupaikade esinemiskaart (joonis 4b).



(a)



(b)

Joonis 4. Fragment laanepüü elupaikade prognooskaardist (a); värvuskaala kirjeldab esinemistõenäosusi vahemikus 0 (valge) kuni 1 (punane) ja esinemislävendile 0,6 (punane) vastavad elupaigad (b).

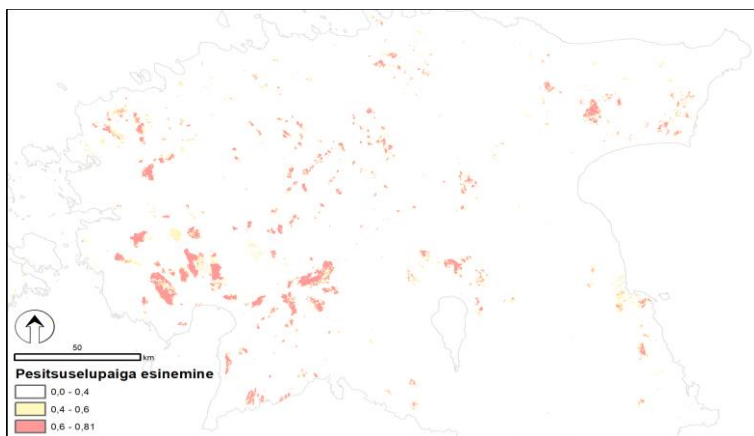
3.2.5 Soodes pesitsevate kahlajaliikide oluliste elupaikade kaardistamine ja tuuleenergeetika suhtes tundlike alade piiritlemine

Töös kaardistati rabades pesitsevate kahlajate pesitsuselupaigad kasutades satelliidipiltidest ja aerolaserkaneerimise andmetest keskkonnamuutujaid ja liikide leviku modelleerimist (*species distribution models*, SDMs). Pesitsuselupaika kirjeldava esinemisvalimina kasutati madalsoode ja rabade haudelinnustiku seire käigus kogutud lindude vaatlusi perioodist 2011-2021. Esinemisvalimisse päriti kõik pesitsusele viitavad vaatlused. Kasutati lagedates ja märgades kõrgrabades pesitsevate liike:

- rüüt *Pluvialis apricaria* N=2768
- mudatilder *Tringa glareola* N=1692
- kiivitaja *Vanellus vanellus* N=1609
- punajalg-tilder *Tringa totanus* N=712
- väikekoovitaja *Numenius phaeopus* N=637
- mustsaba-vigle *Limosa limosa* N=489
- suurkoovitaja *Numenius arquata* N=347
- niidurüdi *Calidris alpina schinzii* N=34
- tutkas *Calidris pugnax* N=12

Maxent mudelis kasutati 13 keskkonnamuutujat. Üle 80% suhtelisest panusest andis mudelisse juunikuine NDVI ja taikatte mediaankõrgus. Nullilähedane taimkatte mediaankõrgus viitab sellele, et antud kaardipikslis on lageala. Ka NDVI väärtused osutusid esinemisvalimis (keskmine 6149) selgelt taustast eristuvaks (keskmine 7986). Madalam NDVI viitab kõrge veesisaldusega kooslustele.

Saadud prognooskaart sisaldas ka pesitsuselupaiku, mille suurus on enamiku sookahlajate jaoks ebapiisav, eemaldati esinemiskaardilt sellised laigud, mille kogupindala oli alla 10 ha. Saadi prognooskaart, mis kirjeldab soolindude pesitsuselupaiku (joonis 5).



Joonis 5. Esinemislävendile 0,4 (kollane + punane) ja 0,6 (punane) vastavad pesitsuselupaigad (väljavõte mandri-Eestist).

Pesitsuselupaigad on küll keskse tähtsusega, kuid hõlmavad vaid osa sookahlajate terviklikust elupaigakasutusest. Rüüdad ja suurkoovitajad käivad toitumas ka kultuurmaastikul. Kodupiirkonna suurused ja tuulikute mõju selgitati teaduskirjanduse põhjal.

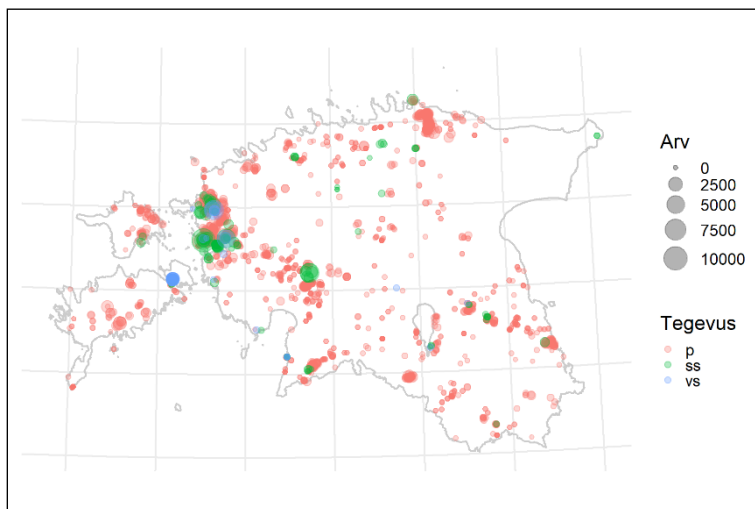
3.2.6 Rannikualade olulisuse selgitamine värvuliste ja röövlindude rände kontsentreerija ja suunajana

Tuulikute planeerimise seisukohast on üheks olulisemaks küsimuseks, kui kaugale rannajoonest võib ulatuda juhtjoone koondav mõju. Selle väljaselgitamiseks kasutati rändavate lindude arvukuse ja kauguse vahelise seose modelleerimist. PlutoF andmebaasist filtreeriti välja värvuliste ja röövlindude rändevaatlused ajavahemikust 2011-2021 liikidel, kes esinevad arvukamalt madalal rändel. Kokku sisaldas saadud andmebaas 15 561 kasutatavat vaatlust rändavatest värvulistest ja andmeid 17 röövlinnuliigi 19 477 rändava isendi kohta. Vaatlused paiknesid nii rannikul kui ka sisemaal. Andmed modelleeriti, kasutades üldistatud aditiivset segamudelit. Kasutati tarkvara R-4.1.2 paketti "mgcv". Kaugusena vaadeldi kaugust mere- ning Peipsi ja Võrtsjärve rannast.

3.3 Valitud rändliikide peatusalade ja lennukoridoride kaardistamine ja tuuleenergeetika suhtes tundlike alade piiritlemine

3.3.1 Sookurg

Sookure ööbimis- ja peatuspaikade eristamiseks kasutati sookurgede rändekogumite vaatlusi vahemikust 2013-2021. Kasutati vaatlusi, mis olid kogutud vahemikus 20.08-10.10. Rändel olevate kogumite eristamiseks kasutati vaatlusi, kus tegevuskoodiks oli määratud kas p, ss, või vs. Selliseid vaatluseid oli PlutoF andmebaasis seisuga 10.09.2022 kokku 1940 (joonis 6). Lisaks vaatlustele kasutati ööbimispaikade kaardistamisel sookurgede rändekogumite seire andmeid.

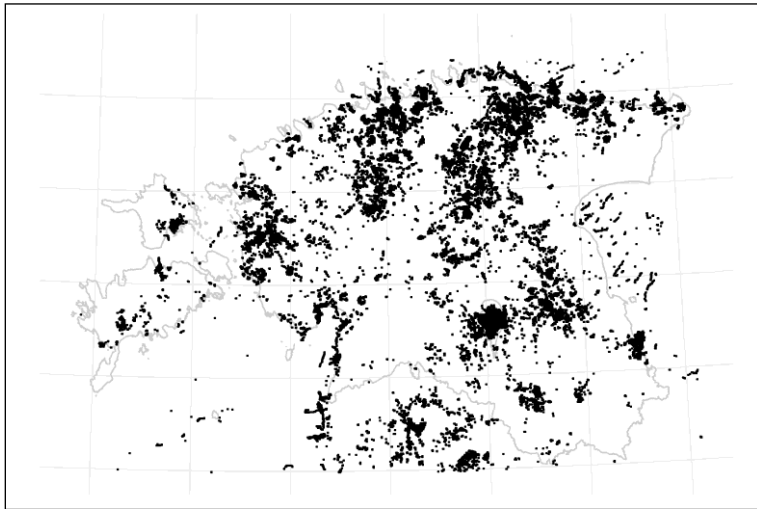


Joonis 6. Sookurgede peatuskogumite vaatlused 2013-2021. Tegevuskoodid: p - paikne, ss - sisselend ööbimispaika, vs - väljalend ööbimispaigast.

Vaatluste põhjal eristati ööbimispaigad. Igale peatuvale kogumile leiti lähim ööbimispaik ning arvutati kaugus ööbimispaigast. Kasutati vaid kogumeid, mille suurus oli enam kui 10 isendit. Seejärel leiti siirdekoriidid ööbimispaikade ja toitumispõldude vahel.

3.3.2 Suur-laukhani

Peatuspaikade ja lennukoridoride kaardistamise alusandmeteks olid 86 GPS-märgistatud suur-laukhane lokatsioonid (N=506 014), mis hõlmasid aastate 2014-2020 kevadperioode (joonis 7)².



Joonis 7. Suur-laukhanede teadaolevad lokatsioonid.

Lokatsioonide põhjal tuvastati toitumisalad ning peatus- ja ööbimispaigad. Lokatsioonidevaheliste nihete põhjal arutati lennuteed ning hinnati viimaste esinemise ja sageduse põhjal lennukoridoride levik ja nende kasutusintensiivsus. Toitumisaladest väljapoole jäävate lokatsioonide põhjal tuvastati peatus- ja ööbimispaigad. Lokatsioonide põhjal arutati märgistatud lindude liikumisteed, mille põhjal hinnati lennuteede tihedust.

Suur-laukhanedega samu ööbimis- ja toitumispaiku kasutavad ka rabahaned (*Anser fabalis*), kelle Euroopa Liidu asurkond on ohustatud (kategooria ohualdis; VU; [BirdLife International, 2021](#)). Tihti moodustavad need liigid segaparvi. Seega toimib suur-laukhanede andmete alusel koostatud tsoneering ka rabahanedele oluliste elupaikade ja lennukoridoride säilitamisel. Osaliselt sama kehtib ka valgepõsk-laglede (*Branta leucopsis*) kohta, kelle rändekogumid on turvatud suur-laukhane ja sookure tsoonide koosmõjus.

3.3.3 Väikeluik ja lauluiluik

Luikede tsoneeringu koostamiseks koondati andmed väikeluige ööbimis- ja toitumisalade kohta ja ühendati need siirdekoridoridega. Valimist puuduvad Harjumaa ja Raplamaa andmed, kuna hiljutise inventuuri tulemused on digikujule viimata. Kuna lauluiluiged kasutavad suures osas väikeluikede samu piirkondi, võib väikeluige tsoneeringu alusel lugeda piisavalt kaitstuks ka lauluiluige.

3.4 Tundlikele liikidele meetmete väljatöötamine teaduskirjanduse alusel

Teaduskirjanduse alusel analüüsiti liike juhtudel, kui GPS-saatjatega saadud originaalandmeid ei olnud ja ka elupaiga- või muu mudeli koostamist peeti ebaotstarbekaks. Sellised liigid on näiteks merikotkas, kanakull, puna- ja must-harksaba, väikepistrik, kassi-, habe- ja karvasjalg-kakk, mustviires, jõgitiir, väike- ja naerukajakas, põldtsiitsitaja.

² Andmeid kasutatakse nende omaniku H. Kruckenbergi loal.

4 Tulemused

4.1 Tsoneeringu põhimõtted, tulemused arvudena

Töös kasutatakse läbivalt lähenemist, kus lindude elupaigad ja neid ümbritsev maastik (võib olla kodupiirkonna osa, aga ei pruugi) on tavaliselt jagatud kolme tsooni järgmiselt:

Tsoon 1 on liigi elupaik, kodupiirkonna tuumala või rändekoridor, kuhu tuulikute püstitamine põhjustab negatiivse mõju.

GPS-saatjatega lindudel võeti lähtekohaks, et kodupiirkonna tuumala on 50% mediaankodupiirkonna suurusele vastav ringraadius (kalakotkas, must-toonekurg). Kõrvalekalded sellest reeglist on (a) kaljukotkas, kelle puhul iseloomustab elupaigakasutust kõige paremini olulisima toitumisala (enamasti raba) hõlmamine kodupiirkonna tuumalasse ja ülejäänud osas piisava ulatusega puhvri määramine (mis on tunduvalt väiksem kui 50% mediaankodupiirkonna ringraadius); (b) suur- ja väike-konnakotkas, kelle puhul suurendati kodupiirkonna tuumala vastavalt 80 ja 70 protsendini mediaankodupiirkonna suuruselt, mis ringraadiustena on ümardatult 3 ja 2 km pesast. Suur-konnakotkas on Eesti ohustatumaid haudelinnuliike ja tema 80% mediaankodupiirkonna suurus on käesolevas töös uuritud andmete järgi ringraadius 2,9 km kodupiirkonna keskpunktist (lisa 6 tabel L6.8.). Liigi Euroopa tegevuskava kohaselt ei tohiks uusi suuremastaabilisi taristuobjekte, sh tuuleparke rajada suur-konnakotkapesast lähemale kui 3 km (Meyburg et al., 2001). Ka liigi kaitse tegevuskava Eestis sätestab vajaliku kaitsemeetmena vältida tuuleparkide rajamist lähemale kui 3 km pesast (Keskkonnaamet, 2020). Väike-konnakotka puhul on tuvastatud negatiivne mõju liigi sigimisedukusele 6 km kauguseni tuulikute, 3 km-ni on mõju oluline (Langgemach & Meyburg, 2011; Scheller, 2007). Liigi 80% mediaankodupiirkonna ringraadius on Eestis märgistatud saatjalindude andmetel 3,1 km ja 70% mediaankodupiirkond 2,1 km (Lisa 6 tabel L6.10). Täielikult ei saa välistada juhtumeid, kus mõnes väike-konnakotkale kuuluvaks arvatud pesas võib üks partneritest olla suur-konnakotkas, kellele vajalikud kaitsemeetmed on rangemad. Arvestades väike-konnakotka soodsale lähenevat seisundit Eestis peeti vajalikuks selle liigi puhul soovitada tuulikute ehitamisest loobuda kahe kilomeetri raadiuses pesast.

Tsooni 1 tuulikuid üldjuhul ei kavandata. Erandid on juhtumid, kus

- 1) liigi elupaik on asustamata ja see on kahjustunud määran, kus taastasustamise tõenäosus on väike (näiteks on kanakulli elupaik raiutud ja alles on jäetud vaid pesapuu). Üldjuhul on eelduseks kaitstava liigi pesapunkti ja/või elupaiga-polügooni arhiveerimine keskkonnaregistris (EELIS). Elupaikade arhiveerimise kriteeriumid on toodud liikide kaitse tegevuskavades. Muudel juhtudel toimub see eksperthinnangu alusel;
- 2) eeluuringul põhinev eksperthinnang näitab veenvalt, et negatiivset mõju ei kaasne (näiteks saatjaga varustatud lindude elupaigakasutuse uuringuandmed arendusalalt näitavad, et linnud konkreetset ala ei kasuta või kasutavad määral, mis piirangu rakendamist ei tingi;
- 3) eksperthinnangule tuginedes rakendatakse leevendavaid meetmeid, mille tulemuslikkus on kõrge ja elluviimine tagatud. Leevendatav võib olla näiteks lindude hukkumisega seotud mõju (tuuliku või tuulepargi seiskamine kriitilisel ajaperioodil või kriitilise sündmuse puhul, jm meetmed), aga näiteks elupaiga hävitamise ja kahjustamise mõju ning lindude poolt elupaiga kasutamise vähenemise mõju enamasti leevendatav ei ole (teid ja platse ei saa jätta ehitamata, tuulikute hooldamise sõite ei saa jätta tegemata, tuulikute visuaalset ja audiaalset mõju ei saa „peita“).

Tsoon 2 on tsooni 1 ümbritsev ala, mis puhverdab kõige olulisemat elupaika viimasesse muidu ulatuva häiriva vm mõju eest, mille tõttu tsooni 1 kvaliteet lindude elupaigana võib langeda. Tsooni 2 arvatakse ka elupaikade sidususe tagamisel olulised alad, näiteks lennukoridorid ööbimis- ja toitumispaikade vahel.

Tsooni 2 tuulikuid üldjuhul ei kavandata. Kui seda tehakse, tuleb erandit eeluuringu ja teadusandmete alusel veenvalt põhjendada.

Tsoon 3 on tähelepanu vajav ala, kuhu tuulikute planeerimisel tuleb (eel)uuringuga selgitada sihtliigi esinemist alal või sihtliigi elupaigakasutust või hinnata hukkimisriski vms.

Paljudel käsitletud liikidel eristati vähem kui kolm tsooni.

Väljatöötatud lahendused on esitatud tabelis 5.

Tabel 5. Tuuleenergia tsoneeringus väljatöötatud lahendused

Liik/nähtus	Meetod	Tsoon 1	Tsoon 2	Tsoon 3
Merikotkas	Teaduskirjandus	2 km ümber pesapunkti	Ei määratud	4 km ümber tsooni 1 st puhver 2-6 km pesapunktist
Kaljukotkas	GPS saatjate andmed I - 50% mediaankp III - 99% medkp	EELIS pesapunktid 2 km raadius liidetuna EELISe elupaigapolügooniga	Ei määratud	14 km raadius ümber pesapunkti, millest lahutatud tsoon 1.
Kalakotkas	GPS saatjate andmed I - 50% mediaankp III - 80% medkp	EELIS pesapunktid 2,5 km raadius	Ei määratud	6,5 km puhver ümber tsooni 1 (puhver 2,5-9 km pesapunktist)
Must-toonekurg	GPS saatjate andmed I - 50% mediaankp III - 99% medkp	EELIS pesapunktid 4,8 km raadius	Ei määratud	9,2 km puhver ümber tsooni I (puhver 4,8-14 km pesast)
Suur-konnakotkas	GPS saatjate andmed I - 80% mediaankp II - 95% medkp III – ei määratud	EELIS pesapunktid 3 km raadius	3-5,5 km pesapunktist; ainult avamaastik – luht, muud rohumaad, põllud	Ei määratud
Väike-konnakotkas	GPS saatjate andmed I - 70% mediaankp III - 95% medkp	EELIS pesapunktid 2 km raadius	Ei määratud	2-3,5 km pesapunktist
Kanakull	Teaduskirjandus	EELIS pesapunktid 1 km raadius	Ei määratud	Vahemik 1-3 km pesapunktist (30 km ² hõlmavad ringraadiused)
Puna- ja must-harksaba ja hübriidid	Teaduskirjandus	Pesitsuselupaik EELISes	Puhver 500 m ümber pesitsuselupaiga	Ei määratud
Väikepistrik	Teaduskirjandus	Pesitsuselupaik EELISes	Puhver 1000 m ümber pesitsuselupaiga	Ei määratud
Kassikakk	Elupaigamudel, teaduskirjandus	EELIS pesapunktid vähemalt 15 km ² hõlmavad ringraadiused (2,2 km)	Vältimispuhver ümber tsooni 1, 500 m	Elupaigamudeli kohaselt sobilikud, kuid kontrollimata alad, puhvriga 1 km
Habekakk	Teaduskirjandus	EELIS pesapunktid 2 km raadius	Vältimispuhver ümber tsooni 1, 1 km	Ei määratud
Karvasjalg-kakk	Teaduskirjandus	Pesitsuselupaik EELISes	Vältimispuhver ümber tsooni 1 500 m	Ei määratud
Metsis	Elupaigamudel, teaduskirjandus	Kõik prognoositud kodupiirkonnad, kus on teada mänguasurkond	a) Puhvrid asustatud mänguasurkondade kodupiirkondade ümber 1 km raadiusega, ilma kultuurmaadeta; b) ühendus-koridorid alamasurkondade vahel, hõlmates võimalikult palju sobivat elupaika.	a) kodupiirkonnad ja nende puhvrid, kus pole teada asustatud mänguasurkonda; b) puhvrid kodupiirkondade ümber 1 km raadiusega, mis jäävad kultuurmaadele; c) olulised elupaigad, mis ei ole kaetud eelnevate aladega.
Teder	Elupaigamudel, teaduskirjandus	a) kõik prognoositud ja asustatud mänguelupaigad alates 100 ha (+1,5 km); b) prognoositud mängupaikadest välja jäävad vähemalt 3 kukega	Tsoonile 1 lisatud 500 m puhvrid	a) kõik prognoositud mänguelupaigad (<100 ha või kui laigul on teada kuni 3 kukega mäng) koos puhvriga 2 km; b) kõik prognoositud

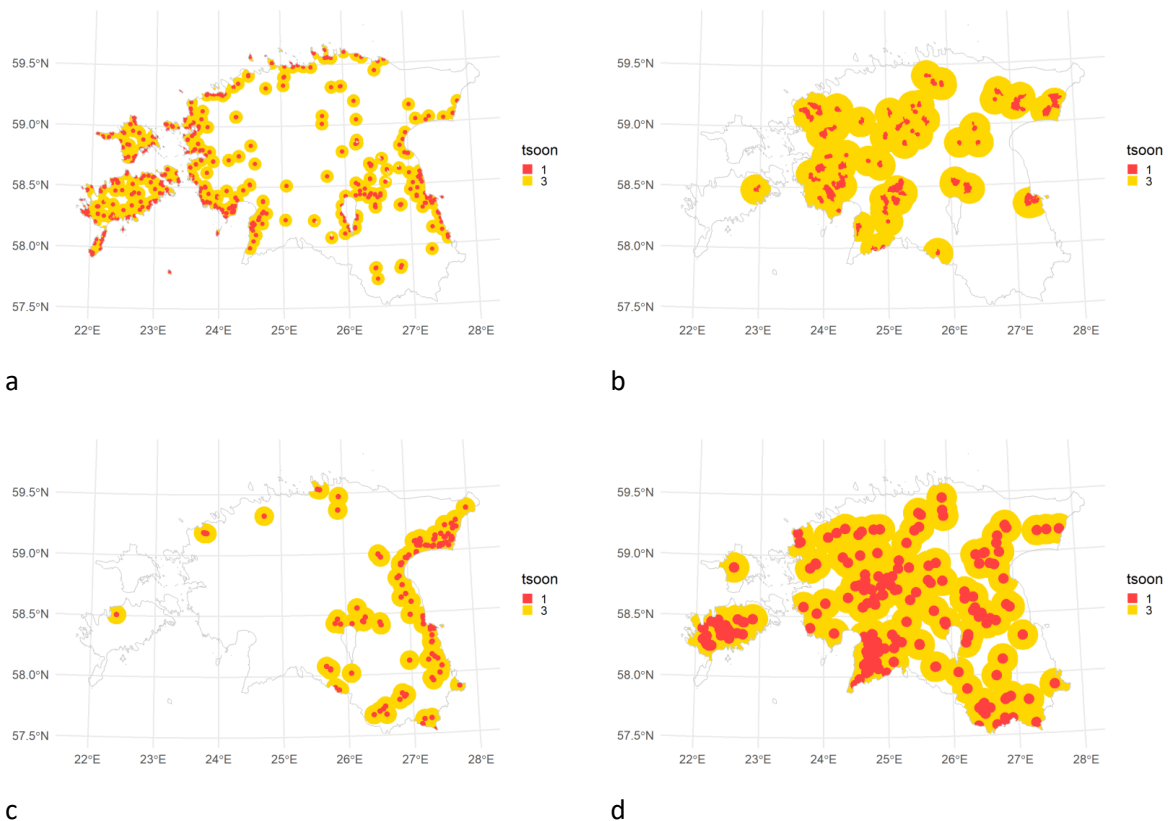
Liik/nähtus	Meetod	Tsoon 1	Tsoon 2	Tsoon 3
		mängud (+1,5 km).		mängupaikadest välja jäävad mängud koos puhvriga 2 km.
Laanepüü	Elupaigamudel, teaduskirjandus	Kõik prognoositud ja asustatud elupaigad alates 1 ha.	Tsoonile 1 lisatud 500 m puhvrid metsamaal.	Kõik prognoositud, kuid ilma teadaolevate laanepüü vaatlusteta elupaigad.
Rohunepp	Elupaigamudel, teaduskirjandus	Asustatud pesitsuselupaigad ehk kõik prognoositud ja asustatud mänguelupaigad alates 20 ha (+1,5 km).	Asustatud pesitsuselupaikade 500 m puhvrid.	Kõik asustamata prognoositud mänguelupaigad koos 1,5 km puhvriga.
Mustviires Jõgitiir Väikekajakas Naerukajakas	Teaduskirjandus	Pesitsuselupaik EELISes, kui kaitstav liik, naerukajakal PlutoF-is: pesitsusveekogu või osa sellest; ainult sisevetel	300 m puhver ümber tsooni 1.	Ei määratud
Põldtsiitsitaja	Teaduskirjandus	EELIS, PlutoF: punktleiukohta (pesapunkti või pesitsusele viitava vaatluskoha) ümber puhver 200 m; pesitsuselupaik, kui on piiritletud.	Ei määratud	Ei määratud
Soolinnud rüüt mudatilder kiivitaja punajalg-tilder väikekoovitaja mustsaba-vigle suurkoovitaja niidurüdi tutkas	Elupaigamudel, teaduskirjandus	a) pesitsuselupaigad (≥ 20 ha); b) pesitsuselupaikadest (≥ 20 ha) 2 km ümbruses asuvad toitumisalad (vähemalt 5 ha suurused kultuurmaad).	Pesitsus- ja toitumisalade puhvertsoon tsoon 1 + 800 m puhver.	Pesitsuselupaigad (<20 ha) - > puhvrid pesitsuselupaikade (<20 ha) ümber laiusega 800 m
Sookurg	Teaduskirjandus	Ööbimispaigad	Siirdekoridorid ööbimispaikade ja toitumispõldude vahel. Siirdekoridori laius enamasti vahemikus 1,5 kuni 3 km (sõltub toitumisalala suurusest)	Puhver ööbimispaikade ümber, raadiusega 8 km (ööbimis- ja toitumisalade vahelise kauguse mediaan = 7,8 km).
Väikeluik ja lauluuik	Teaduskirjandus	Ööbimispaigad	Siirdekoridorid ööbimispaikade ja toitumispõldude vahel. Siirdekoridori laius enamasti 2 km.	Puhver ööbimispaikade ümber, raadiusega 11 km (ööbimis- ja toitumisalade vahelise kauguse mediaan).
Suur-laukhani (ja rabahani)	GPS saatjatega linnud	Peatuspaigad, mis jäävad liikumiskoridoridele	Siirdekoridorid, kus märgistatud lindude põhjal oli lennuintensiivsus üle 20 lennutee/km	Siirdekoridorid, kus märgistatud lindude põhjal oli lennuintensiivsus 6-20 lennutee/km ²
Väike-laukhani	GPS saatjaga lind + vaatlused EELIS, teaduskirjandus	Ööbimis- ja toitumisalad (polügoonid)	1 km puhver tsooni 1 ümber	Ei määratud
Ujupartikogumid	Vaatlused PlutoF, teaduskirjandus	Ujupartide (perekonnad <i>Anas</i> , <i>Mareca</i> , <i>Spatula</i>) kogumid sisemaal, kus isendite arv ≥ 300 . Puhver 300 m, kui punktleiukoht; kui polügoon, siis puhvrit ei määratud.	Ei määratud	Ei määratud
Värvuliste ränne ja röövlindude ränne	Mudel	1 km puhver mere, Peipsi, Lämmijärve ja Võrtsjärve rannajoonest.	Ei määratud	Vahemik 1-5 km rannast - radaruuring

4.2 Tulemused kaardil

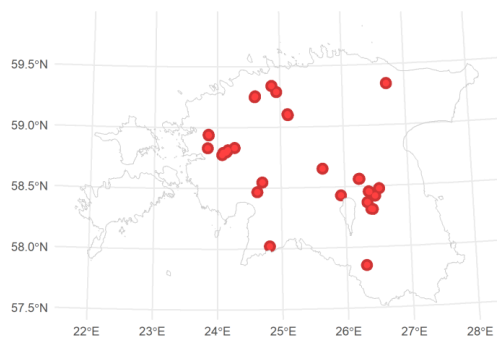
Maismaalinnustiku analüüsis koostati igale liigile või liigirühmale või nähtusele tsoonide kaart, mille tsoonid kirjeldavad liigile olulisi sigimis- ja peatuspaiku (tsoon 1), sigimiselupaikade mõjualasid (tsoon 2) ning uuringualasid, kus on vajalik läbi viia täiendavad linnustiku uuringud (tsoon 3). Arendusaladeks on sobivad alad, mis ei kattu tsoonidega 1 ja 2.

Maismaalinnustiku analüüsi käigus on tsoonide põhjal võimalik piiritleda alad, mis jäävad väljaspoole tsoone 1 ja 2. Samuti on võimalik eristada arendusalad, mis klassifitseeruvad liigispetsiifilise uuringuvajadusega aladeks (kattuvus tsooniga 3) ning aladeks, kus liigispetsiifilist uuringuvajadust ei tuvastatud.

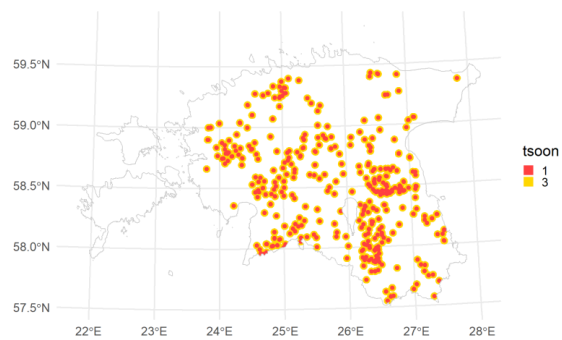
Arendusalad leiti kaarditehtega, kus maismaa geomeetriast eemaldatakse tsoonide 1 ja 2 ühend (*union*). Liigispetsiifilise uuringuvajadusega alad leitakse kaarditehtega, kus tsoonide 3 ühendist eemaldatakse tsoonide 1 ja 2 ühend. Liigispetsiifilise uuringuvajaduseta alad leitakse, kui maismaast eemaldatakse tsooni 1 ja 2 ühend ning eelmise tehte (liigispetsiifilise uuringuvajadusega alad) tulemus. Alade piiritlemisel kasutati kokku 39 liigi või nähtuse tsoone. Allolevalt on esitatud joonised 8-11 liikide/nähtuste tsoonidest.



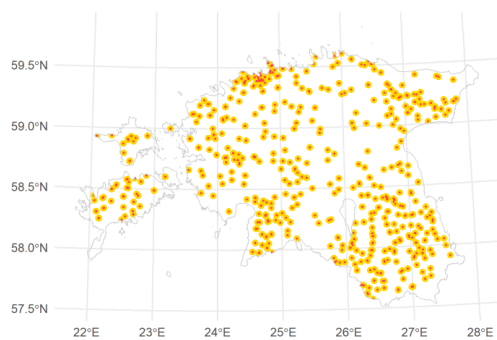
Joonis 8. Tsoonide kaart: merikotkas (a), kaljukotkas (b), kalakotkas (c), must-toonekurg (d).



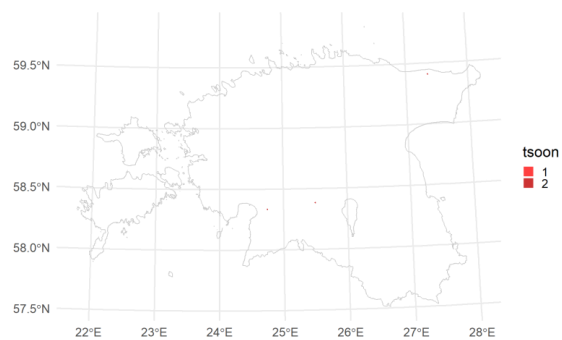
a



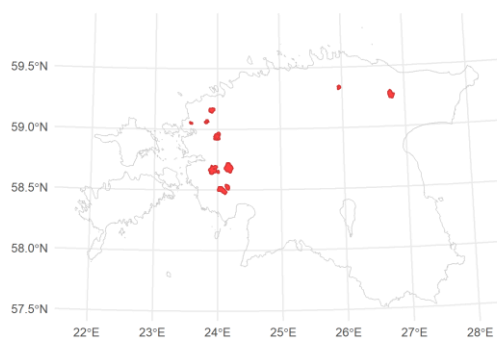
b



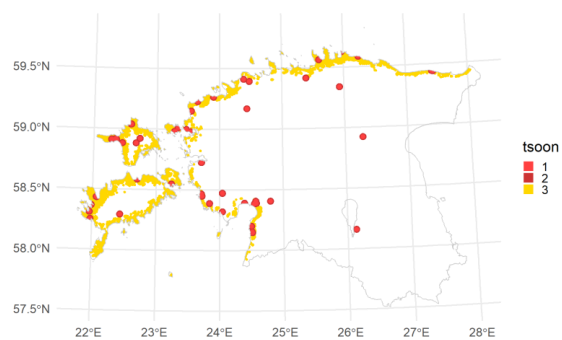
c



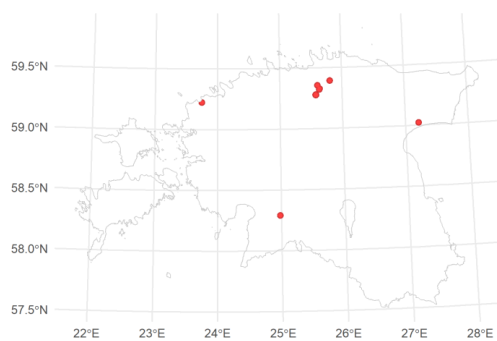
d



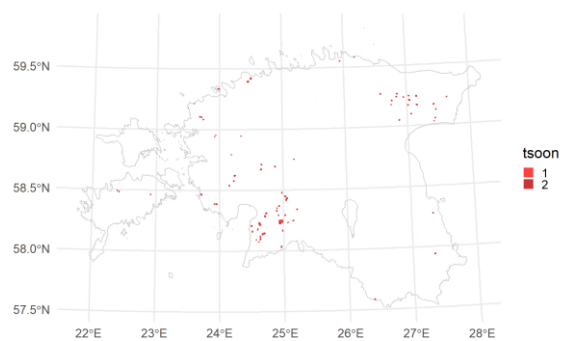
e



f

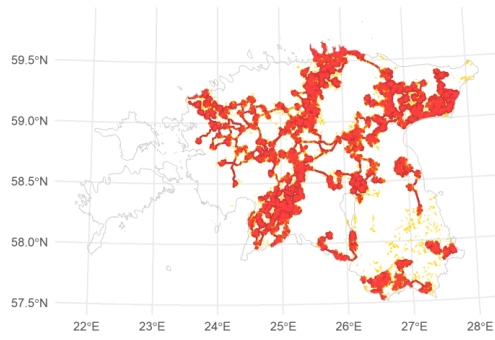


g

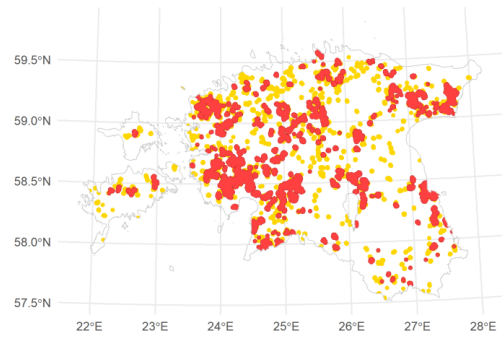


h

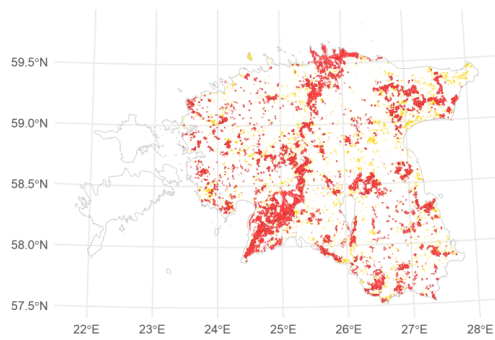
Joonis 9. Tsoonide kaart: suur-konnakotkas (a), väike-konnakotkas (b), kanakull (c), must-harksaba (d). väikepistik (e), kassikakk (f), habekakk (g), karvasjalg-kakk (h).



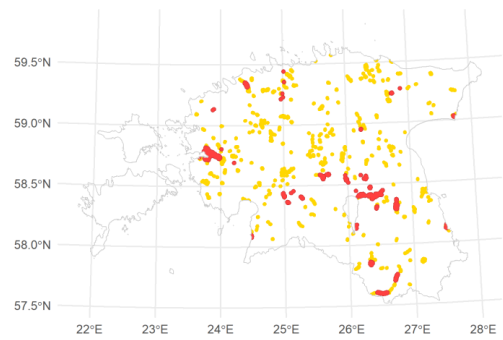
a



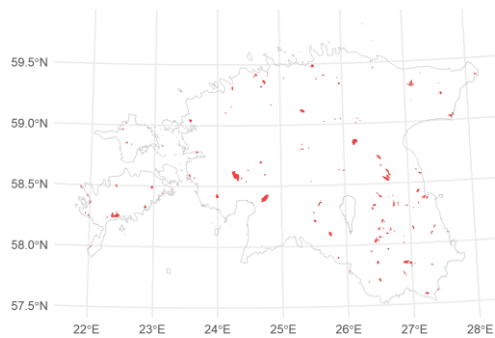
b



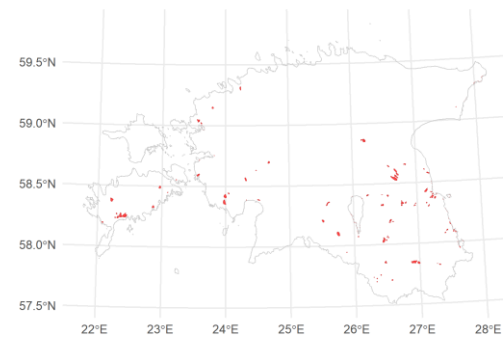
c



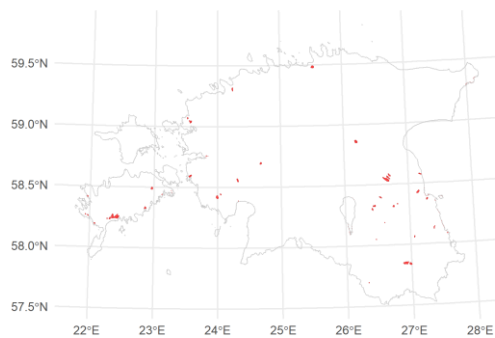
d



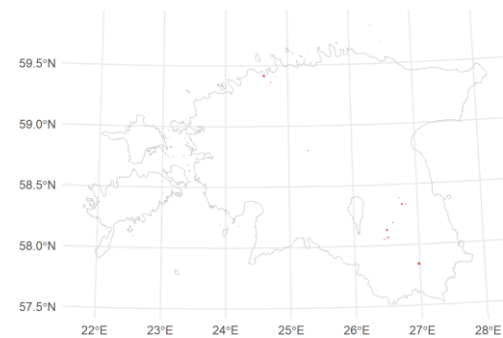
e



f

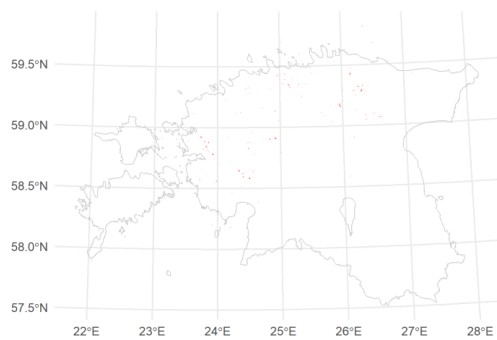


g

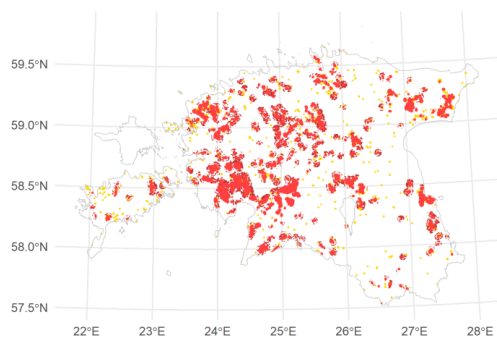


h

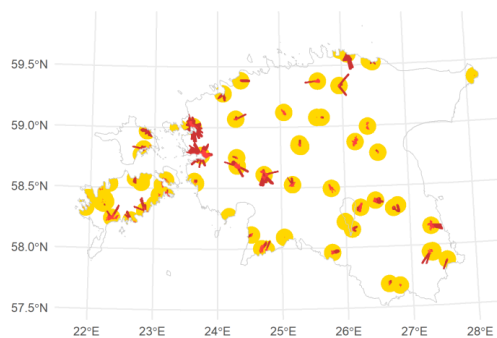
Joonis 10. Tsoonide kaart: metsis (a), teder (b), laanepüü (c), rohunepp (d), jõgitiir (e), mustviires (f), väikekajakas (g), naerukajakas (h).



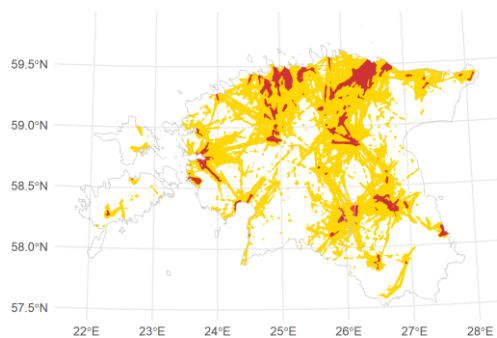
a



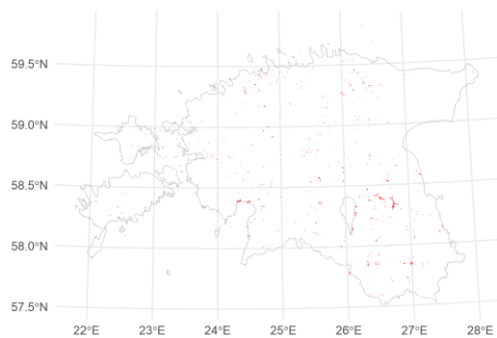
b



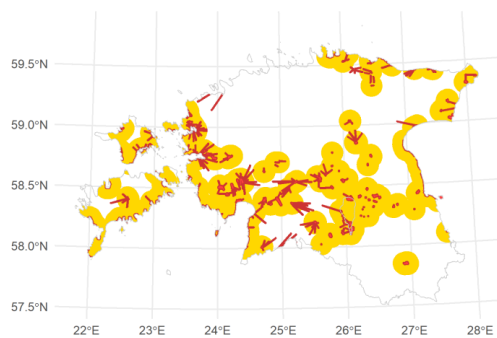
c



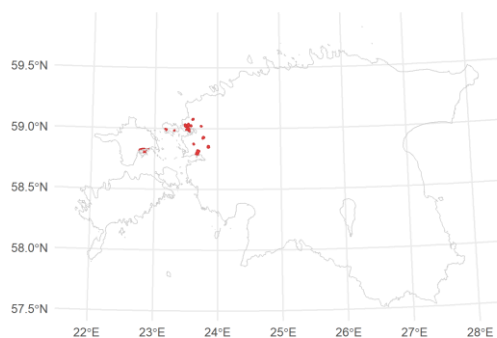
d



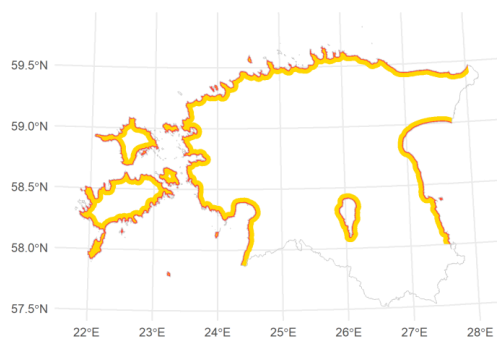
e



f



g



h

Joonis 11. Tsoonide kaart: põldsiitsitaja (a), soolinnud (b), sookurg (c), suur-laukhani (d), ujupardid (e), väikeluik (f), väike-laukhani (g), rannik (h).

Tabelis 6 on ülevaade käsitletud liikidele leitud tsoonide suurustest (km²).

Tabel 6. Ülevaade maismaalinnustiku analüüsis käsitletud liikidele leitud tsoonide suurustest (km²).

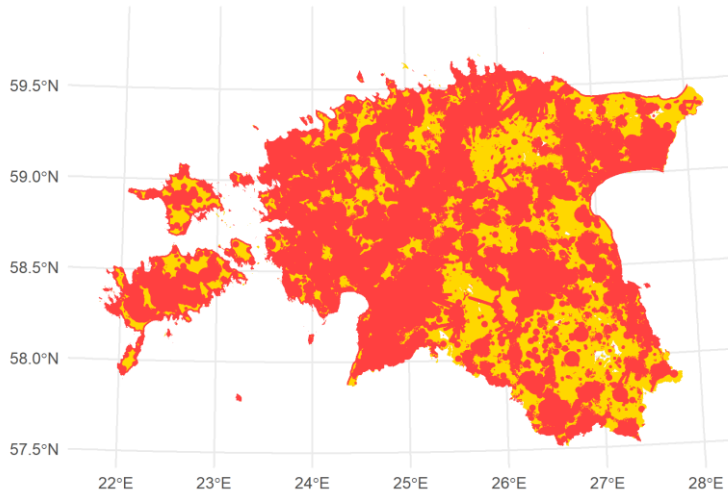
Liik/liigirühm/nähtus	Tsoon 1	Tsoon 2	Tsoon 3	Tsoonid 1+2	Tsoonide 1+2 % maismaast ³
metsis	5809	5892	2297	11701	26,7
must-toonekurg	9295	0	23884	9295	21,2
teder	6987	2003	5889	8990	20,5
soolinnud	4318	2224	1262	6542	15,0
laanepüü	3067	3178	1749	6245	14,3
väike-konnakotkas	3930	0	5711	3930	9,0
merikotkas	3720	0	11624	3720	8,5
väikeluik	182	3319	16771	3501	8,0
suur-laukhani	129	2269	16996	2398	5,5
kaljukotkas	2041	0	17230	2041	4,7
rannik	1992	0	5210	1992	4,6
suur-konnakotkas	671	1318	0	1989	4,5
kalakotkas	1681	0	7728	1681	3,8
sookurg	506	1158	7491	1664	3,8
kanakull	1538	0	9602	1538	3,5
rohunepp	792	316	3324	1108	2,5
kassikakk	583	518	5160	1101	2,5
jõgitiir	174	297	0	471	1,1
väikepistrik	145	224	0	369	0,8
mustviires	98,8	207	0	306	0,7
ujupardid	286	0	0	286	0,7
habekakk	94,1	102	0	196	0,4
väikekajakas	67,9	125	0	193	0,4
karvasjalg-kakk	27,9	153	0	181	0,4
väike-laukhani	21,4	117	0	139	0,3
väike-konnakotkas x suur-konnakotkas ⁴	118	0	237	118	0,3
põldtsiitsitaja	37,2	0	0	37,2	0,1
naerukajakas	5,87	14	0	19,9	0,0
must-harksaba	0,0914	3,55	0	3,64	0,0

³ Käesolevas töös on kasutatud **pindala koos Võrtsjärvega, kuid ilma Peipsi ja Lämmijärveta: 43748 km²**

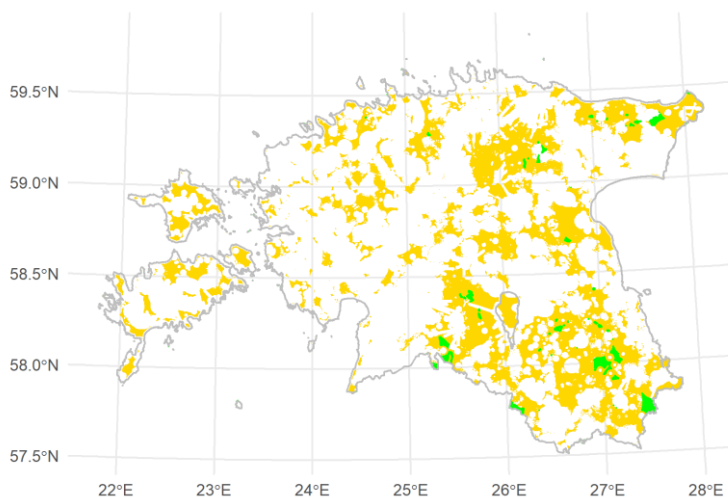
⁴ Väike- ja suur-konnakotka hübriidid; tsoonide ulatus on võrdne väike-konnakotka tsoonide ulatusega.

Kaarditehete käigus leiti järgnevad pindalad:

- Maismaa tuuleenergia arendusala, kus liigispetsiifilisi uuringuvajadusi ei tuvastatud: **243,5 km²**;
- Maismaa tuuleenergia arendusala, kus tuvastati liigispetsiifilised uuringuvajadused: **12131 km²**;
- Maismaalinnustiku elupaigad ja vältimistsoonid, kus maismaa tuuleenergia arendused on välistatud või ellu viidavad erandjuhtudel veenva ekspertteabe alusel : **31426 km²**.



Joonis 12. Maismaalinnustiku tsoonide ühendalad. Punane: tsooni 1 ja 2 ühend. Kollane: tsoonide 3 ühend.



Joonis 13. Piiritletud maismaa tuuleenergia arendusalad. Roheline: arendusalad ilma tuvastatud liigispetsiifiliste uuringuvajadusteta. Kollane: arendusalad, kus tuvastati liigispetsiifilised uuringuvajadused.

4.3 Tsoneeringu kokkuvõte

Eesti maismaa pindalast⁵ 71,8% on sellised, kus esinevad tuuleenergia arenduste suhtes tundlike linnuliikide elupaigad ja mõjualad. Maismaast 28,3% (12374 km²) on sellised alad, kus on võimalik

⁵ Käesolevas töös on kasutatud pindala koos Võrtsjärvega, kuid ilma Peipsi ja Võrtsjärveta: **43748 km²**.

maismaa tuuleenergia arendused, mis arenduste suhtes tundlikku linnustikku otseselt ei tohiks mõjutada. Seejuures valdav enamus arendusaladest on sellised, kus on vajalik läbi viia ligispetsiifilisi eeluuringuid. Enamus piiritletud tuuleenergia arendusaladest asuvad kõrgustikel: Pandivere, Sakala, Vooremaa, Viru lavamaa.

5 Tuuleparkide rajamiseks vajalikud eeluuringud ja tuuleparkide rajamise järgne seire

Eeluuringu peamine ülesanne on mõjuaktseptorite baastasemete selgitamine ja mõjude prognoosimiseks alusandmestiku kogumine. Ehitusjärgse seire peamine ülesanne on muutuste (ja mõjude) tuvastamine. Eeluuringute ja mõjude hindamise oluline element on õppimine nendest mõjudest, mida on tuvastatud töötavates tuuleparkides (New et al., 2015), mistõttu on nii eeluuring kui võrdlust võimaldavate (üldjuhul samade) meetoditega läbi viidav järelseire võrdse olulisusega.

5.1 Eeluuring

Eeluuringute läbiviimise peamine ülesanne on tuvastada planeeritava tuulepargi võimalikud negatiivsed mõjud lindudele ja mõjude hindamise kohustuse korral anda informeeritud alus (a) otsuse tegemiseks ja (b) järelseire kohustuse fikseerimiseks mõjude hindamise protsessis.

Täpsustades peamist ülesannet, tuleb eeluuringu tulemusena:

- 1) kontrollida varem teada olnud loodusväärtuste seisundit (näiteks elupaiga säilimist ja kvaliteeti kaitstava liigi leiukohas), tuvastada võimalikud tuulepargi rajamist osaliselt või täielikult välistavad loodusväärtused, mis ei olnud varem teada, näiteks kaitstavate ja muude kaitsekorralduslikult oluliste ning tuuleenergia arendamise suhtes tundlike liikide elupaigad, mille säilimine tuleb planeeringus tagada;
- 2) saada teavet linnustiku looduskaitse väärtuse ja üldise seisundi baastasemete kohta, mille alusel saab otsustada esmaste leevendavate meetmete rakendamise vajaduse juba planeerimise etapis, näiteks tuulikute arvu vähendamise, tuulikute paigutuse (muutmise) vm vajalikud leevendusmeetmed;
- 3) anda alusteave ehitusjärgse seire läbiviimiseks, sh käsitlemist vajavate liikide, aspektide (pesitsevad linnud, rändeaegsed kogumid, ränne), meetodite ja mahtude osas.

Jättes kõrvale loodusväärtuste inventuuri, mida osa eeluuringust endast kujutab, on eeluuringuga saadav peamine indikaator ala kasutamise suhteline intensiivsus lindude poolt (i.k. *utilisation rate*, radaruuringu puhul *flux*), mida väljendatakse ajaühikus registreeritud lindude arvuna (Smallwood, 2017). See on alus (a) hukkimisrisi hindamiseks eeluuringu järelmina; (b) ala kasutamise muutuse hindamiseks järelseire käigus (häiriva mõju või elupaikade killustamise mõju tuvastamine).

Eeluuringu ruumiline ulatus sõltub arendusprojekti (planeeringuala) suuruselt, asukohast ja seal esinevatest elupaikadest. Üldjuhul on eeluuringualaks kogu planeeringuala. Kui ala sees on ilmselgelt perspektiivituud piirkondi, kuhu tuulikuid kindlasti ei ehitata (näiteks küla), võib mõnede teemade puhul konkreetse piirkonna uuringualast välja jätta. Mõnede uurimisteemade puhul on otstarbekas uurimisala laiendada väljapoole planeeringuala, lähtudes konkreetsete liikide-rühmade tundlikkusest tuuleenergia suhtes.

Eeluuringu teemadering määratakse samuti sõltuvalt arendusprojekti asukohast ja alal levinud elupaikadest -liikidest. Kui arendusala kavandatakse käesolevas uuringus mõne liigi ja/või nähtuse suhtes tsooni 3 (läbi tuleb viia liigispetsiifilised uuringud), keskendutakse peamiselt, kuid mitte ainult liikidele, mida tsooneering ette näeb. Kasutatakse eelistatult standardiseeritud meetodeid. Käesoleval juhul on enamus neist kirjeldatud töös „Natura 2000 kaitsealade võrgustikku kuuluvate linnualade

linnustiku seire ettepanek ja seirekava aastateks 2013-24“ (Nellis, 2013) ja/või kasutuses Keskkonnaagentuuri poolt riikliku seire standardina. Tuuleparkide mõjude prognoosimisele (ja järelhindamisele) suunatud eriuuringud, mille meetodeid tavaseires ega –uuringutes ei kasutata, on on planeeringuala õhuruumi kasutatavate lindude loendus (nn punktvaatlus), radaruuring ja uuemad kõrgtehnoloogilised meetodid.

Olulisemad eeluuringus kasutatavad meetodid on kirjeldatud allpool.

5.1.1 Punktvaatlused: kevad- ja sügisränne, suvine linnustik – arendusala(de) õhuruumi kasutatavad linnud

Meetod: Punktvaatlus (Scottish Natural Heritage, 2017: Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms: *Vantage Point Counts*).

Uuringu kestvus vähemalt üks aasta, soovitatavalt kaks aastat.

Fookusliigid: registreeritakse kõik liigid, aga eelistähelepanu all on kaitstavad ja kaitsekorralduslikult olulised liigid, eriti haukalised, pistrikulised, must-toonekurg, sookurg, hanelised jt.

Uuringualal valitakse vaatluskohad selliselt, et kaetud oleks kindlasti üle poole uuringualast, soovitatavalt vähemalt 75-80%. Kuna vaatelejast kaugemal tegutsevaid linde on keerulisem märgata, soovitatakse loenduspunktid paigutada selliselt, et ükski planeeringuala piirkond ei jääks loenduspunktidest kaugemale kui 2 km. Selle nõude täitmine võib osutada keeruliseks metsa kavandatavate tuuleparkide puhul. Esmane valik tehakse kameraalselt ortofotode abil, hiljem täpsustatakse vaatluskohtade arv ja asukoht ettevalmistava välitöö käigus.

Kevadel (märts kuni mai), suvel (juuni kuni august) ja sügisel (september kuni november) toimuvad loendused kindlaksmääratud loenduspunkti(de)st. Minimaalne loendustundide arv igast vaatluspunktist on igal aastaajal 36 tundi. Ühe vaatlustsükli (üks loendus ühest vaatluspunktist) pikkus on 2-3 tundi. Loendusajad jaotatakse valgele ajale soovitatavalt ühtlaselt. Sõltuvalt linnurühmast ja nähtusest võib olla vajalik suurema tähelepanu pööramine teatud osale ööpäevast. Näiteks rände puhul on enamusel liikidel aktiivsem ränne nelja tunni jooksul peale päikesetõusu, röövlindudel aga keskpäevaga piirnevatel tundidel, kui kujunenud on tõusvad õhuvoolud.

Registreeritakse linnu liik, arv (salkade, parvede puhul), lennukõrgus (kasutades laserbinoklit või hinnates lennukõrguse teada oleva kõrgusega objektide abil), linnu poolt uurimisalas veedetud aeg (sek) ja soovitatavalt lennutrajektor visandina välitöökaardile või nutiseadmesse.

Saadakse kvantitatiivne hinnang lindude poolt ala õhuruumi kasutamise sageduse kohta (*utilisation rate*) ja sisend liigipõhistesse hukumissageduse prognoosi mudelitesse, kui neid otsustatakse kasutada. Sihtliikidest on hukumissageduste prognoosimine eriti oluline röövlindude, must-toonekure jt suurhindude puhul.

Lisateabena saadakse andmeid päeva-röövlindude pesitsusterritooriumite paiknemise kohta, mille alusel saab otsida ka asustatud pesi (vt uuringuteema 5.1.3. Röövlinnud).

Meetodi puudus tööjõumahukus ja sobivate vaatluskohtade leidmise keerukus, eriti metsamaastikus. Oluline on laserbinokli kasutusvõimaluse olemasolu. See mõõdab objekti kaugust ja kõrgust elektrooniliselt ning väldib vaatleja subjektiivsest hinnangust tulenevaid vigu.

Kõige täpsemaid andmeid mõne olulise liigi elupaigakasutuse kohta võib saada GPS-saatjatega varustatud lindude asukohapunkte (sh lennusedust ja –kõrgust) analüüsid. Eestis on tuuleparkide detailplaneeringu etapis mõju prognoosimiseks linde püütud ja GPS-saatjatega varustatud, kuid need tööd on pooleli ja andmed on avaldamata (Urmas Sellis, suuline teade).

5.1.2 Hukkmisageduse modelleerimine ja populatsioonimudelid

Lindude hukkumine kokkupõrgetes tuulikutega on tinginud vajaduse prognoosida hukkumiste tagajärgi juba tuuleparkide kavandamise staadiumis. Selleks tuleb esitada kolm küsimust: (1) kui palju isendeid kavandatavas tuulepargis tõenäoliselt hukkub? (2) missugused on prognoositava hukkmisageduse mõjud liigile või asurkonnale?, ja kui vaja, siis ka (3) milliseid leevendavaid meetmeid tuleb rakendada, et mõjusid vältida või vähendada (Smales, 2017)? Esimesele küsimusele püüavad vastata selleks välja töötatud kokkupõrkeohu mudelid (*collision risk models / CRM*), teisele ja kolmandale saab otsida vastuseid populatsioonimudelite abil (*op cit.*).

Lindude suremuse hindamise mudeleid on erinevaid – liikide levikumudelid, kokkupõrkeriski mudelid, isendipõhised mudelid, populatsioonipõhised mudelid (Euroopa Komisjon, 2020). Lindude levikumudelid prognoosivad liigi leviku, asustiheduse, elupaigaeelistuste jm abil, mil määral linnud võivad kavandatava tuulepargi ala kasutada. Need mudelid võivad prognoosida ala kasutamise määra (*use rate, utilisation rate*), kuid ei suuda kvantifitseerida hukkmisriski (Smales, 2017). Näiteks röövlindude puhul on näidatud, et ala kasutamise määr üksi on kehv hukkmisageduse prognoosija (De Lucas et al. 2008; Ferrer et al., 2012), mistõttu võtavad kokkupõrkeriski mudelid arvesse mitmeid teisi tunnuseid. Enamus mudeleid lähtub linnu ja tuuliku mehaanilisest interaktsioonist. Grunkorn et al. (2016) väidavad, et tuulepargi rajamise eelsete vaatluste alusel lindude hukkmisagedust tõepäraselt prognoosivad mudelid puuduvad sootuks, kuid Masden ja Cook (2016) iseloomustavad ja võrdlevad kümnet sellist mudelit ja järeldavad, et kokkupõrkeriski mudelite kasutamine on tuuleparkide mõjude prognoosimisel vajalik töövahend, kuid kasutatav mudel tuleb valida hoolikalt ja kindlasti tuleb arvestada asjaoludega, mis vähendavad mudeli prognoosivõimet.

Kõige laiemat kasutust on leidnud nn „Band mudel“ (Band, Madders, & Whitfield, 2007). Mudeli kohta on tehtud olulist kriitikat (Chamberlain et al., 2005; Desholm, 2006) ja soovitatud selle kasutamisest hoiduda, kuna see on mehhanistlik ega arvesta lindude tegeliku käitumisega (Grunkorn et al., 2016). Vaatamata kriitikale on Band mudel ja teised mudelid kasutatavad ja annavad arusaadava prognoosi hukkmisriski kohta kui ala kasutatavate liikide lennuseduste esitamine ja võrdlemine.

„Band mudeli“ lühikirjeldus esitatakse lisa 5.

Käesoleva töö koostajate soovitus on hukkmisriskide prognoosimiseks mudelit kasutades teha oluliste liikide prognoositavate hukkmisageduste arvutamisel mudeli tundlikkuse analüüs. Näiteks Band mudeli tulemust kõige olulisemalt mõjutava parameetri – vältimise määra – puhul tuleb lõpptulemus arvutada 3-4 erinevat vältimise määra kasutades.

Populatsioonimudelid võimaldavad ennustada hukkumiste mõju asurkonnale. Laiemat kasutust on leidnud neist populatsiooni elujõulisuse analüüs (*population viability analysis; PVA*), mis nõuab sisendandmetena palju uuritavat populatsiooni iseloomustavaid demograafilisi väärtusi, ja vähem sisendandmeid nõudev potentsiaalse bioloogilise kõrvaldamise (*potential biological removal, PBR*) meetod, mille abil samuti saab hinnata tuuleenergeetika arendusobjektide (kumulatiivset) mõju linnu- ja nahkhiireliikidele (Diffendorfer et al., 2021; Euroopa Komisjon, 2020; Smales, 2017).

Eestis ei ole linnuliikide populatsioonimudeleid koostatud ja see on tuuleparkide poolt põhjustatava (ja prognoositava) suremuse olulisuse hindamisel suur andmelünk.

5.1.3 Radaruuring

Radaruuringutest ja nende kombineerimisest teiste kõrgtehnoloogiliste lahendustega on lühiülevaade lisa 3 lk 20, 21 (Tuugenid ja linnud – teaduskirjanduse ülevaade; Marko Mägi).

Radaruuring tuleb läbi viia juhul, kui:

(1) tuuleparki kavandatakse mere-, Peipsi järve või Võrtsjärve ranniku lähedale. Käesoleva töö tsoneeringus soovitatakse kuni 1 km kaugusele rannajoonest tuuleparke mitte rajada ja vahemikus 1-5 km rannajoonest viia läbi radaruuring;

(2) tuuleparki kavandatakse hanede, luikede või sookure kõrge lennusagedusega siirdekoridori tootumise ja puhke- või ööbimispaikade vahele. Need alad on käesolevas töös kaardistatud.

Nõuded radaruuringule:

Uuringu kestvus – rändeuuringu puhul vähemalt üks aasta, st üks kevad- ja üks sügisrändede periood, soovitatavalt kaks aastat. Kui uuritav teema on hanede (valgepõsk-lagle, suur-laukhani, rabahani) või luikede rändekogumid, tuleb radaruuring läbi viia vähemalt ühe, soovitatavalt kahe kevadperioodi jooksul. Kui uuritav teema on hallhane ja/või sookure sügiskogumid, tuleb uuring läbi viia vähemalt ühe, soovitatavalt kahe sügisperioodi jooksul.

Kasutatav linnuradar peab salvestama lindude lennuradasid ja lennukiirust automaatselt. Soovitatavalt tuleb kasutada 3D radarit.

Radari asukoht ja orientatsioon tuleb valida selline, et jälgitav sektor oleks piisavalt suur ja oluliste takistusteta. Sisemaal võib sellise asukoha leidmine olla keeruline ja tõenäoliselt ei ole võimalik leida sellist radari asukohta, millest oleks jälgitav kogu planeeringuala. Sel juhul tuleb keskenduda parima võimaliku asukoha leidmisele ja vajadusel teha radaruuringut sama seadet kasutades vaheldumisi erinevatest punktidest.

Vaatlustsükli kestvus. Soome andmed näitavad, et tuulepargi riskihinnaguks ei piisa pistelistest vaatlustest, vaid täpsete tulemuste saamiseks peaks vaatlused katma 90% rändeperioodist. Piisava usaldatavusega andmed, mida saab praktikas kasutada, on võimalik koguda 70-90% rändeperioodi jooksul ([Tanskanen et al., 2018](#)).

Vähemalt viie ööpäeva pikkused loendustsüklid jaotatakse uurimisperioodile nii, et (a) rändeuuringul oleks suur tõenäosus tabada intensiivse rände perioode; (b) hanede, luikede ja sookure siirdekoridoride uuringul liikide peatuskogumite arvukuse maksimumi.

Kuna radar linnuliike ei erista, viiakse paralleelselt radaruuringuga läbi visuaalsed vaatlused. Rändekoridoride selgitamisel toimuvad visuaalsed vaatlused (a) nelja tunni jooksul peale päikesetõusu); (b) kahe tunni jooksul enne päikeseloojangut samast punktist, kus toimub radaruuring.

Käesolevas töös on eraldi peatükina käsitletud ilmaradarite kasutamise võimalusi lindude rände uurimisel (pt 5.1.11). Kuna see valdkond on kiiresti arenev, võivad ilmaradaritelt saadud andmed mõne aja pärast asendada arenduspiirkonnas läbi viidavat radaruuringut.

5.1.4 Haudelinnud

5.1.4.1 Punktloendus

Klassikaline lindude punktloendus (meetod: <https://www.eoy.ee/ET/13/14/punktloendus/>, Keskkonnaagentuur⁶) enne tuulepargi rajamist, ehitamise ajal ja tuulepargi töötamisel. Samasugused loendused tuleb paralleelselt läbi viia ka võrdlusalal - võimalikult sarnasel alal võimalikult arendusala lähistel. Soovitatav on kuulud-nähtud liigid punktloendusel ka kaardistada (seda klassikaline määramata raadiusega punktloendus ei nõua), sest kaardistamine võimaldab lisaks liigi-indeksi muutusele hinnata ka asustustiheduse muutumist. Punktloendus võimaldab hinnata arenduse mõju tavaliiikidele.

5.1.4.2 Röövlinnud

Röövlindude (haukalised, pistrikulised) hukkumisrisiki tuuleparkides peetakse kõrgeks, näiteks Saksmaal leitakse tuulikute alt lindudest kõige rohkem hiireviisid, puna-harksabasid ja merikotkaid (Hötter & Dürr, 2017). Näidatud on ka tuuleparkide mõju röövlinnuliikide asustustihedusele (Farfán et al., 2009; Pearce-Higgins et al., 2009). Seega on lisaks lennuseduse selgitamisele oluline ka röövlinnupesade asukohainfo. Sellel on kaks eesmärki: (a) tuulikute täpseid asukohti valides saab vältida pesitsuselupaiga kahjustamist; (b) piisava andmestiku puhul saab enne-pärast võrdlusega selgitada tuulepargi mõju või selle puudumist.

R1. Suurte raopesade otsimine tuulepargi arendusalal ja selle 500 m puhvris. Kui pesi otsitakse sügisel, peab pesade asustatuse kontroll koos asustavate liikide täpsustamisega toimuma järgmisel kevadel ja suvel.

R2. Kanakulli peibutamine pesitsusterritooriumite kaardistamiseks ja pesade otsimiseks (toimub koos rähnide peibutamiselega (vt pt 5.1.6)).

R3. Pesitsusterritooriumite kaardistamine eeluuringu teema „punktvaatlused“ (pt 5.1.1.) käigus; Meetod: Keskkonnaagentuur⁷.

5.1.4.3 Kakud

Eeluuringu teemana tuleb kakke käsitleda juhtudel, kui (a) planeeringualal ja selle kontaktvööndis (500 m) on metsa pindala suurem kui 300 ha; (b) planeeringuala hõlmab piirkonda, mis asub kassikaku või habekaku elupaigale lähemal kui kolm kilomeetrit; (c) planeeringuala asub kassikaku elupaigamudeli järgi liigile sobivas piirkonnas, kus liigi esinemist ei ole kontrollitud või liiki ei ole leitud; (d) planeeringualal on varasematel andmetel teada karvasjalg-kaku pesitsusterritoorium.

K1. Peibutamine värbkaku ja händkaku ja salvestisega metsaalal ette määratud punktides (näide joonisel 14a). Meetod: Nellis (2013).

K2. Eraldi tähelepanu vajavad liigid

⁶ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (haudelinnustiku punktloendused)

⁷ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (röövlinnud)

*kassikakk (kuulamine, peibutamine helikandjalt kassikaku lauluga veebruarist aprillini; sobivate elupaikade kontrollimine maist juulini - sulgede, murrete jm tegevusjälgede otsimine, pesa(lohku)de ja pesa lähikonnas viibivate poegade otsimine)⁸;

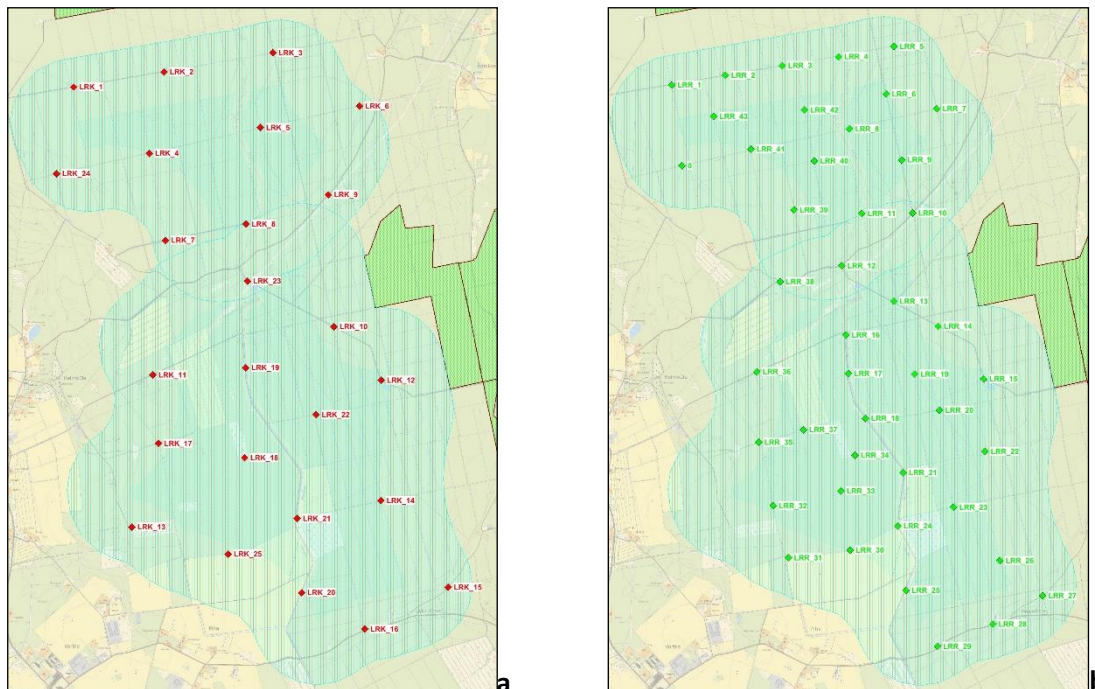
* karvasjalg-kakk – kesköine kuulamine märtsis, aprillis sobivates elupaikades (liik reageerib peibutamisele halvasti või üldse mitte);

* habekakk – kuulamine, peibutamine märtsis-aprillis (reageerib ka händkaku laulu salvestisele). Sobivate elupaikade kontrollimine maist juulini - sulgede, murrete jm tegevusjälgede otsimine, pesade ja pesa lähikonnas viibivate poegade otsimine⁹.

5.1.4.4 Rähnid

Rähnide pesitsusterritooriumite kaardistamine toimub juhul, kui planeeringuala hõlmab vähemalt 100 ha metsa. Toimub valgeselg-kirjurähni ja hallpea-rähni salvestisega peibutamisega metsaalal määratud punktides (joonis 14b). Meetod: Nellis,2013, Keskkonnaagentuur¹⁰.

Rähnide peibutamisega samadest punktidest samadel välitöökäikudel toimub ka laanepüü (peale rähne) ja kanakulli peibutamine (peale laanepüü peibutamist).



Joonis 14. Näide metsakakkude (a) ja rähnide (b) peibutuspunktide paigutamisest maastikule. Heleroheline – tuulepargi planeeringuala ala koos 500 m puhvriga.

⁸ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (I kaitsekategooria kakulised)

⁹ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (I kaitsekategooria kakulised)

¹⁰ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Rähnid)

5.1.4.5 Metsakanalised

MK1. Laanepüü. Pesitsusterritooriumite kaardistamine. Toimub koos rähnide peibutamise samadest punktidest. Peale rähnide peibutussalvestise mängimist mängitakse ka laanepüü peibutussalvestist (Nellis 2013).

MK2. Teder. Loendus potentsiaalselt sobivatel mängualadel (sood, soodega piirnevad rohumaad). Teave võimalike mängupaikade kohta lageraielankidel saadakse rähnide ja hommikuste värbkaku loenduste käigus. Meetod: Nellis 2013; Keskkonnaagentuur¹¹.

MK3. Metsis. Mängivate kukkede loendus lähima(te)s metsisemängu(de)s, kui need lähemal kui 3 km arendusala piirile. Meetod: Keskkonnaagentuur¹²

5.1.4.6 Kaitsekorralduslikult olulised haudelinnuliigid avamaastikul

A1. Rukkirääk. Öösel laulvate lindude ühekordne kaardistamine põllumajandusmaastikul. Kui tuuleparki kavandatakse intensiivselt kasutatavale põllumaale, ei pea loendust tegema. Oluline on loendamine püsirohumaadel. Meetod: Nellis 2013, Keskkonnaagentuur¹³.

A2. Põllumajandusmaastikuga seotud linnustiku inventeerimine. Eelistatult püsirohumaadel.

Kui püsirohumaade pindala planeeringualal on alla 100 ha, tehakse üldloendus (metoodika vt Nellis (2013) Luhaniitide ja poldrite haudelinnustik; Keskkonnaagentuur¹⁴);

Kui püsirohumaade pindala planeeringualal on üle 100 ha, loendatakse üldloendusena proovialadel ja ülejäänud põllumajandusmaastikul kaardistatakse kõik kaitsekorralduslikult olulised linnuliigid (loend lisas 7). Kaitsekorralduslikult oluliste liikide nimestik on esitatud ka Natura 2000 linnualade inventuuriaruannete lisades, näit. lisas 3 töös Rubina linnuala (EE0080572) haudelinnustiku inventuur 2020¹⁵.

A3. Luhaniitide ja poldrite haudelinnustik, kui vastavaid elupaiku planeeringualal leidub. Kaardistatakse kõik haudelinnuliigid (metoodika vt Nellis (2013) Luhaniitide ja poldrite haudelinnustik; Keskkonnaagentuur¹⁶).

5.1.4.7 Muud elupaigad.

Kui planeeringualal või selle 500 m kontaktvööndis on madalsoid või rabasid, loendatakse nende haudelinnustik ühekordse üldloendusega. Metoodika: Nellis (2013), Keskkonnaagentuur¹⁷ ja lisaks öösorr eraldi ühekordse öise loendusega (Nellis 2013).

Kui planeeringualal või selle 500 m kontaktvööndis on seisuveekogusid, loendatakse nende haudelinnustik. Metoodika: Nellis (2013), Keskkonnaagentuur¹⁸.

¹¹ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Teder)

¹² <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Metsis)

¹³ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Rukkirääk)

¹⁴ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelindude kooslused. Luhaniidud)

¹⁵ https://www.eoy.ee/pics/1178_Rubina_linnuala_linnustiku_inventuur_2020_aruanne.pdf

¹⁶ <https://www.keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelindude kooslused. Luhaniidud)

¹⁷ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelindude kooslused. Sood)

¹⁸ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelindude kooslused. Siseveekogud)

5.1.5 Põllumajandusmaastikul toituvad suurlinnud (luiged, haned, sookurg)

SL1. Rändekogumite kaardistamine arendusala(de) põllumajandusmaastikul (vajadusel 500 m puhver arendusala piirist väljapoole). Metoodika: [Keskonnaagentuur¹⁹](#).

Kevadel neli loendust: märtsi III dekaad, aprilli I dekaad, aprilli III dekaad ja mai I dekaad, sügisel kaks kuni kolm loendust: septembri I dekaad (ainult Lääne-Eestis, kus olulised hallhane peatumisalad), oktoobri I dekaad ja oktoobri III dekaad. Kaardistatakse ka rüüda ja kiivitaja rändesalgad.

5.1.6 Eeluuringu meetodid liikide kohta, kes on tuuleenergia arenduste suhtes tundlikud, kuid keda käesolevas analüüsis täpsemalt ei käsitleta

Tabelis 7 on toodud liigid, kes on tuuleenergia arendamise suhtes tundlikud või tingib nende kaitsestaatus vajaduse tuulepargi planeerimisel liigi elupaiganõudlusega arvestada, kuid kelle täpsem käsitlemine käesoleva töö teemaderingi ei mahtunud. Eeluuringu meetodite hulgas ei nimetata tööd andmebaasidega, mis on iseenesest mõistetav kõigi loetletud liikide kohta teabe kogumise puhul.

Tabel 7. Eeluuringu meetodid liikide kohta, keda analüüsis täpsemalt ei käsitleta.

Liik	Tundlikkus tuuleenergia arenduste suhtes	Eeluuringu meetodid	Meetodi viide	Märkus
Järvekaur	13	Pesitsusloendus (järved)	Nellis 2013 (järvede linnustik), Keskonnaagentuur²⁰	Kui arendusalal on järvekaurile pesitsemiseks sobivaid veekogusid.
Sarvikpütt ja teised püttiliigid	11 6-10	Pesitsusloendus (järved)	Nellis 2013 (järvede linnustik), Keskonnaagentuur	Kui arendusalal on püttiliikidele sobivaid pesitsusveekogusid.
Hüüp	9	Pesitsusloendus (roostike linnud)	Nellis 2013	Kui arendusalal on sobivaid elupaiku.
Hõbehaigur Hallhaigur	9 7	Punktvaatlus	Scottish Natural Heritage 2017 , käesolev töö	Kui koloonia asub toitumisveekogust eemal, peab lennukoridor jääma tuulikute vabaks. Oluline on hukkumise riski hindamine.
Valge-toonekurg	8	Pesitsusloendus (põllumajandusmaastikuga seotud linnustiku inventeerimise metoodika), punktvaatlus	Nellis 2013 Scottish Natural Heritage 2017 , käesolev töö	Oluline on hukkumise riski hindamine kokkupõrkeohu mudeli abil.
Herilaseviu	10	Pesitsusloendus, punktvaatlus	Keskonnaagentuur²¹	Pesitsuselupaika ei tohi kahjustada, oluline on ka

¹⁹ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Lindude rändekogumid)

²⁰ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelindude kooslused: siseveekogud)

²¹ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Röövlinnud)

			Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	hukumisriski hindamine.
Roo-loorkull Välja-loorkull Soo-loorkull	9 13 11	Pesitsusloendus, punktvaatlus	Keskkonnaagentuur ²² Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Oluline on hukumisriski hindamine ja võimalik elupaigakasutuse vähenemine arenduse tulemusena.
Hiireviu	10	Pesitsusloendus, punktvaatlus	Keskkonnaagentuur ²³ Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Pesitsuselupaika ei tohi kahjustada, oluline on ka hukumisriski hindamine.
Tuuletallaja	8	Pesitsusloendus, punktvaatlus	Keskkonnaagentuur ²⁴ Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Oluline on hukumisriski hindamine.
Lööpistrik	8	Pesitsusloendus, punktvaatlus	Keskkonnaagentuur ²⁵ ¹¹ Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Pesitsuselupaika ei tohi kahjustada, oluline on hukumisriski hindamine.
Kiivitaja	8	Pesitsusloendus (põllumajandusmaastikuga seotud linnustiku inventeerimise meetodika, luhtade, poldrite linnustik), punktvaatlus, rändekogumite loendus põllumajandusmaastikus	Nellis 3013, Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Oluline on hukumisriski hindamine ja elupaigakasutuse muutuse registreerimine eeluuringu ja järelseire tulemina.
Suurkoovitaja	14	Pesitsusloendus, punktvaatlus	Nellis 2013, Keskkonnaagentuur ²⁶ ; Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Oluline on hukumisriski hindamine.
Tikutaja	11	Punktloendus, pesitsusloendus (rähnid, kakud, luhad, sood), punktvaatlus	Nellis 2013, Keskkonnaagentuur ²⁷ , Keskkonnaagentuur ²⁸ Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Oluline on hukumisriski hindamine ja suurte arendusalade puhul ka elupaigakasutuse muutuse registreerimine.

²² <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (Röövlinnud)

²³ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (Röövlinnud)

²⁴ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (Röövlinnud)

²⁵ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (Röövlinnud)

²⁶ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (Haudelindude kooslused: luhaniidud)

²⁷ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (Haudelindude kooslused: luhaniidud)

²⁸ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeedid> (haudelinnustiku punktloendused)

Õõnetuvi Turteltuvi	9 11	Punktloendus	Keskkonnaagentuur ²⁹	Pesitsuselupaika ei tohi kahjustada.
Värbkakk Kodukakk Händkakk	9 9 12	Pesitsusloendus (kakud)	Nellis 2013, Keskkonnaagentuur ³⁰	Pesitsuselupaika ei tohi kahjustada. Oluline on elupaigakasutuse muutuse registreerimine eeluuringu ja järelseire tulemina.
Sooräts	12	Pesitsusloendus (põllumajandusmaastik uga seotud linnustiku inventeerimise metoodika)	Nellis 2013	Pesitsuselupaika ei tohi kahjustada.
Öösorr	9	Pesitsusloendus (öösorr)	Nellis 2013	Kui on liigile sobivat elupaika.
Täpikhuik Väikehuik	10 11	Pesitsusloendus (roostikulinnud, luhalinnud)	Nellis 2013	Kui on liikidele sobivat elupaika.
Rukkirääk	8	Pesitsusloendus (rukkirääk)	Nellis 2013, Keskkonnaagentuur ³¹	Oluline on elupaigakasutuse muutuse registreerimine eeluuringu ja järelseire tulemina.
Sookurg (pesitsejad)	9	Pesitsusloendus (soolinnud, ka rähnid, kakud) Punktvaatlus	Nellis 2013, Keskkonnaagentuur ³² Scottish Natural Heritage 2017, käesolev töö	Elupaika ei tohi arendusega kahjustada (v.a. elupaigad raiesmikel, sest need on ajutised); oluline on hukkumisriskide hindamine.
Kaitstavad rähniliigid	9-12	Pesitsusloendus (rähnid)	Nellis 2013, Keskkonnaagentuur ³³	Elupaika ei tohi kahjustada.

5.1.7 Ilmaradarite mõõtmistulemuste kasutusvõimalustest lindude rände uurimisel

Rändlinnud, kes moodustavad üle 90% Eesti linnustikust, veedavad oma aastasest tsüklist umbes 25-33% liikumises pesitsus- ja talvitusala vahel. Need ränded on lindudele kurnavad, ohtlikud ja sageli tuhandeid kilomeetreid pikad, mistõttu mängivad need võtmerolli täiskasvanud isendite iga-aastases suremuses. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks ja selleks vajalike strateegiate väljatöötamiseks on seega kriitiline põhjalikult uurida, millised on lindude vajadused rände ajal, ning kindlaks teha nende

²⁹ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelinnustiku punktloendused)

³⁰ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Röövlinnud)

³¹ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Rukkirääk)

³² <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Haudelindude kooslused. Sood)

³³ <https://keskkonnaagentuur.ee/seireankeetid> (Rähnid)

peamised peatuspaigad. Viimastel aastatel on maailmas suurenenud ilmaradarite mõõtmistulemuste kasutamine selleks otstarbeks.

Radar (inglisekeelne akronüüm; *radio detection and ranging*) on raadiolokatsiooniseade, mis arendati välja teises maailmasõjas vastase lennumasinade jälgimiseks. Nüüdseks on aga radaritest saanud asendamatud töövahendid mitmel elualal, millest üks olulisemaid on meteoroloogia.

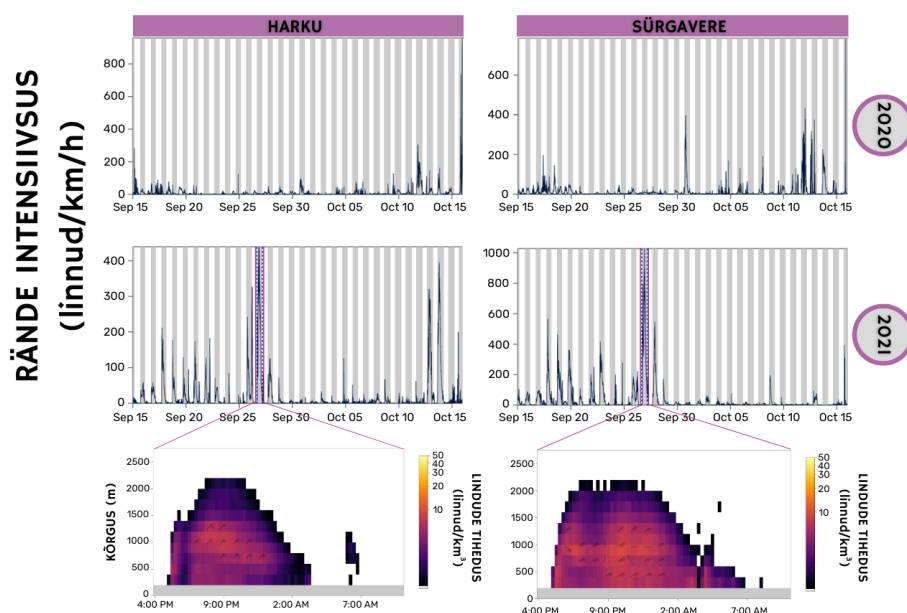
Ilmaradarid on spetsiifilise ülesandega kaugseire seadmed sajuvalade piiritlemiseks ja sademete tüübi määramiseks. Nende töö põhineb troposfääris esinevatelt sademetelt (vihm, lumi, rahe) tagasipeegeldunud kiirguse täpsel mõõtmisel. Ilmaradarid saadavad välja lühikesi elektromagnetkiirguse impulsse (nn radarikiiri). Radarikiire kohtumisel peegeldava objektiga, peegeldub see tagasi radari suunas. Jõudnud radarini, registreerib viimase antenn selle. Impulsi tagasijõudmise aja järgi arvutatakse peegeldava objekti (antud juhul veepiisk või jääkristall) kaugus ning signaali tugevuse järgi hinnatakse sajuintensiivsusi maapinnal.

Lisaks sademete andmetele, on võimalik radarikiire Doppleri efekti kaudu saada informatsiooni ka radari suhtes radiaalsuunaliselt puhuva tuule tugevuse kohta. Doppleri efekt on nähtus, mille puhul liikuva laineallika poolt tekitatava laine sagedus sõltub selle liikumisest vastuvõtja suhtes. Antud kontekstis tähendab see seda, et sademete liikumisel radari suunas, on radari poolt registreeritava signaali sagedus suurem võrreldes väljasaadetud impulsi sagedusega, ning sademete kaugenedes vastavalt väiksem. Sageduse muutuse alusel on võimalik arvutada peegeldava objekti liikumiskiirus ning seeläbi hinnata puhuva tuule kiirust.

Siinkohal on aga oluline mainida, et tegelikkuses registreerib see meteoroloogiline infrastruktuur pidevalt informatsiooni kõigi nähtuste kohta, mis peegeldavad kiirgust tagasi radari suunas. Seega salvestuvad ilmaradarite mõõtmistulemustes lisaks ilmastikunähtustele mürana ka mitmete taksonite, nagu lindude, putukate, nahkhiirte, liikumine atmosfääris, mistõttu võibki selle katkematu reaajas teabevoos oskuslik kasutamine anda vastuseid mitmetele ornitoloogiaalastele küsimustele.

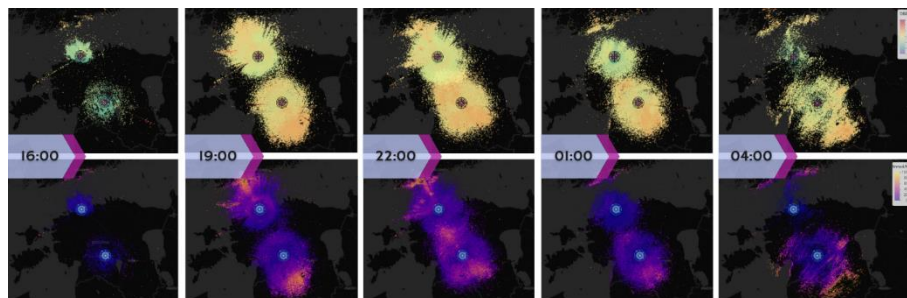
Ka Eestis on läbi viidud esmased katsetused ilmaradarite mõõtmistulemuste rakendatavuse hindamiseks lindude rände uurimisel (Rahu, 2022). Nende käigus kasutati Eesti kahe ilmaradari mõõtmistulemusi, millest arvutati mitmeid lindude rännet kirjeldavaid parameetreid, nagu rändse biomassi suurus, lennukõrgus, -suund ja -kiirus (Dokter et al., 2019; Nilsson et al., 2019). Lisaks kaardistati peamisi peatuspaiku ning rände toimumisaegu ja seda mõjutavaid ilmastikufaktoreid. Järgnevalt on toodud mõned konkreetset näited antud uurimistöö tulemustest.

Joonisel 15 on näidatud ilmaradarite mõõtmistulemustest arvatud lindude rände intensiivsused 2020. ja 2021. aasta sügisel. Toodud tulemustest nähtub, et lindude öine ränne algab päikeseloojanguga ning jõuab oma haripunkti paari tunni pärast. Lisaks ilmestavad antud tulemused elavalt fakti, et lindude ränne sõltub märkimisväärselt ilmastikuoludest. Näiteks oli 2020. aastal septembri keskmine õhutemperatuur umbes 10 °C kõrgem kui 2021. aastal, mis avaldas tugevat mõju ka rände intensiivsustele: 2021. aastal algas lindude massiline ränne varem.



Joonis 15. Harku ja Sürgavere ilmaradarite mõõtmistulemustest arvatud lindude rände intensiivsused perioodil 15. september – 15. oktoober 2020. ja 2021. aastal (hallid ajavahemikud märgivad aega päikeseloojangust -tõusuni). Lisaks on toodud ka 2021. aasta puhul näide arvatud lindude tihedusest sõltuvalt lennu kõrgusest uuritud ajavahemiku kõige suurema rände intensiivsusega perioodist.

Joonis 16 illustreerib aga tüüpilist linnuparvedest tingitud signaali ilmaradarite mõõtmistulemustes ning neist arvatavaid asukohapõhiseid lindude tihedusi.



Joonis 16. Ilmaradarite komposiitpildid (peegelduvusandmed; üleval) ja nende põhjal arvatud lindude tihendused (all) erinevatel ajamomentidel 26. ja 27. septembril 2021. aastal.

Saadud esmased tulemused annavad selge signaali, et ilmaradarite mõõtmistulemuste kasutamine avab uusi tahke ornitoloogilisteks uuringuteks ja võimaldab saada kvaliteetset lisateavet, mida klassikalised uurimismeetodid seni pole võimaldanud. Siiski tuleb mainida, et ilmaradarite kasutamisel ornitoloogias on mitmeid piiranguid, seda eelkõige seetõttu, et lindudest tingitud signaal on meteoroloogilistes rakendustes soovimatu müra. Lisaks on piiravaks ka mitmed radartehnilised aspektid. Näiteks sõltub hinnangu täpsus oluliselt kaugusest radarist (radarikiir muutub kauguse suurenedes laiemaks ja maapinna suhtes kõrgemaks), mistõttu on võimalik ornitoloogilisi uuringuid läbi viia umbes 100 km raadiuses radarist (kuid seegi sõltub mitmetest faktoritest, sealhulgas uuritavate lindude suuruselt).

Teoreetiliselt on ilmaradarite operatiivandmete alusel võimalik lindude massrände päevadel ja öödel, kui oluline osa linde lendab tuulikute poolt ohustatud kõrgusvahemikus, otsustada leevendava meetmena kõige riskantsemates piirkondades tuulikute seiskamine rände olulise vaibumiseni.

Praegu on ilmaradarite kasutamist tuuleparkide mõju leevendamiseks takistavad asjaolud järgmised: (1) puudub infovahetuskanal ilmaradarite ja tuuleparkide (operaatorite) vahel, (2) analüüsimata ja otsustamata on lävendväärtused, mille puhul sekkumine tuulepargi töösse on vajalik ja põhjendatud, (3) lahendamata on tuuleparkide kui elektrienergia spot-turul tegutsevate turuosaliste vastutuse maandamine juhul, kui lindude massrände tõttu jääb osa lubatud tuuleenergia toodangust turule andmata.

Töötava tuulepargi lähedale paigutatud linnuradareid on lindude hukkumissageduse vähendamiseks edukalt kasutatud ja radarilt saadava info alusel tuulepargi või üksikute tuulikute seiskamine (*shutdown-on-demand*) on oluline lindude hukkumissagedust vähendav leevendav meede ([BirdLife International, 2015](#); [May et al., 2015](#)).

Kokkuvõtvalt, ilmaradarite andmeid on võimalik kasutada lindude rändefenoloogia uurimisel, lindude rändeteede kaardistamisel, lindude lennukõrguse kaardistamisel ning rändel olevate lindude arvu hindamisel. Tuuleparkide töö reguleerimine (ajutine seiskamine massrände ajaks) ilmaradaritelt saadava rändeinfo alusel on ilmselt juba lähiajal rakendatav.

5.2 Ehitusaegne ja -järgne seire

Ehitusaegse ja -järgse seirega tuvastatakse eeluuringuga selgitatud linnustiku seisundi baastasemete muutumist, mis omakorda võimaldab hinnata negatiivse mõju olemasolu (ja olulisust) või selle puudumist. Kui eeluuringuga tuvastatud väärtused oluliselt ei muutu või suurenevad, ei saa väita negatiivse mõju olemasolu.

Ehitusjärgse seirega hinnatakse KSH-s prognoositud mõju suuruse vastavust tegelikule mõjule ja selle alusel otsustatakse juba rakendatud leevendavate meetmete tõhususe üle või viidatakse vajadusele rakendada täiendavaid leevendavaid meetmeid.

Ehitusjärgse seirega laiendatakse teadmistebaasi tuuleparkide mõjudest Eestis, et arvestada saadud uuringutulemusi (ohustatud) liikide kaitse korraldamisel, uute tuuleparkide kavandamisel ja muudel võimalikel juhtudel.

Tuuleparkide järelseirest saadavad andmed võimaldavad hinnata kumulatiivseid mõjusid üleriiklikul tasemel, kasutades seireandmeid, mitte oletustel põhinevaid sisendeid mudelitesse ([Scottish Natural Heritage, 2009](#)).

Ehitusjärgses seires kujuneb käsitletavate teemade ring eeluuringu ja KSH alusel vastavalt arendusprojekti elluviimise ulatusele. Andmete võrreldavuse tagamiseks peavad uurimismeetodid ja üldjuhul ka maht olema samad, mida kasutati eeluuringu käigus. Uuringu ruumiline ulatus võib muutuda, näiteks kui oluline osa projektist otsustati KSH järelduse alusel jätta ellu viimata. Ehitusjärgses seires lisandub olulise teemana lindude hukkamissageduse määramine.

Ehitusaegse seire kestvus on võrdne ehitamise ajaga. Ehitusjärgse seire kestvus on soovitatavalt vähemalt kaks aastat. Peale esimest seireaastat tuleb teha vahekokkuvõtte tulemustest ja nende alusel otsustada, kas jätkata kõigi seireteemadega või ainult osaga nendest.

5.3 Hukkunud lindude arvu määramine – otsimise meetoodika, testid ja mudelid

5.3.1 Hukkunud lindude otsimine

Kuna automaatsed tehnilised lahendused lindude (ja nahkhiirte) kokkupõrgete tuvastamiseks tuulikutega ei ole piisavalt arenenud ja pakutavad on väga kallid, tuleb veel mõnda aega tuuleparkide mõju lindude suremuse suurendajana selgitada tuulikute ümbrusest hukkunud linde otsides. Seda võib teha väljaõpetatud koera kasutades (vt arutelu eeliste üle ja viiteid lisast 3. Tuugenid ja linnud. Teaduskirjanduse ülevaade) või ainult inimtöajõuga.

Peamised nõuded on esitatud allpool tabelis 7.

Tabel 7. Hukkunud lindude otsimise meetoodika

Tunnus	Tingimus	Märkus
Uuringu kestvus	Soovitavalt kaks, minimaalselt üks aasta.	Talvekuudel (detsember kuni veebruar) ei ole lume olemasolul vaja uuringut läbi viia.
Otsimiste vaheline intervall	Tööjõumahult realistlikud otsimisintervallid on 3, 5, 7, 10 päeva. Kõige harvem aktsepteeritav otsimisvahemik on üks otsing kahe nädala jooksul. Kahe otsingu vahele jääv aeg võiks olla ühesugune (+/- 1-2 päeva)	Kõigis hukkmisageduse arvutamise mudelites ei ole võrdne otsimiste vaheline periood nõutav (Bioinsight, 2018).
Uuritavate tuulikute arv	Soovitav on otsingud läbi viia tuulepargi kõigi tuulikute all.	Mõned tuulikud võivad põhjustada kokkupõrkeid keskmisest oluliselt sagedamini (Ferrer et al., 2012; Martínez-Abraín et al., 2012; McClure et al., 2021).
Otsitava ala suurus	Määrata sõltuvalt kasutatavate tuulikute parameetritest. Vähemalt tuulikulaba pikkusega võrdne raadius mõõdetuna tuuliku tornist.	
Otsitava ala vähendamine otsimistingimustest lähtuvalt	Kui otsimistingimused on keerulised (suur ajakulu ja väike tõenäosus hukkunud lindu avastada), tuleb need piirkonnad otsimisraadiusest välja jätta (mets, põõsastik, roostik; näide joonisel 17).	
Loendaja tegevus	Otsija „katab“ otsimisala võrdse vahemaaga transektidena või liikudes mööda spiraali tuuliku poole või tuulikust eemale, juhindudes GPS-seadmest. Loendaja liikumise kiirus võib muutuda sõltuvalt biotoobist. Väga hea jälgitavusega taimestumata või madala taimkattega alal võib otsimisriba laius olla 8-10 m, mujal väiksem. Iga hukkunud linnu leiu kohta registreeritakse <u>asukoht</u> GPS-i v mobiiltelefoni kaardirakendusse, määratakse linnu <u>seisundikategooria</u> (lind tervik, osaliselt söödud röövlooma poolt, suletuust või suled ühes v mitmes kohas ³⁴) ja linnu <u>liigiline kuuluvus</u> , võimalusel ka sugu ja vanus. Leiud on soovitav fotografeerida nende esialgses kohas. Hukkunud linnu jäänused kas eemaldatakse uurimisalalt või tähistatakse järgmistel loendustel taasregistreerimise vältimiseks keskkonnasõbraliku metsanduses kasutatava markervärviga. Kui leidu ei ole võimalik täie kindlusega kohe määrata, see kolleksioneeritakse ja määratakse hiljem.	

³⁴ Leiu seisundikategooriad:

Terve – terve surnud lind, mis ei ole oluliselt roiskunud ja mida ei ole söönud röövloomad või raipetoidulised loomad;
Söödud – terve lind, keda on rööv- või raipetoiduliste loomade poolt söödud või linnu kehaosad ühes kohas (tiivad, skeletiosad, jalad, nahatükid koos sulgedega vms);



Joonis 17. 60 m raadiusega otsinguala (punasega), laipade otsimiseks sobimatu ala (roheline viirutusega) ning lihtsasti otsitav maakate (piiritletud sinisega) Paldiski tuulepargi ühe tuuliku ümbruses (Tuule et al., 2016).

5.3.2 Röövloomatest, otsija tulemuslikkuse test ja linnud otsimisalast väljas

Kui tuulikuga kokkupõrgetest põhjustatud lindude suremuse hindamine toimub hukkunud lindude otsimisena tuuliku alt, võib suur osa linde jääda otsimiskäikudel leidmata ja see viib suremuse alahinnanguni.

Tegeliku suremuse allahindamisele panustavad kolm kuni neli veallikat: rööv- või raipetoidulised loomad eemaldavad osa hukkunud linde enne, kui otsija need leiab, seda nimetatakse laipade säilivuseks (i.k. *carcass persistence*) (Kostecke et al., 2001) või laipade eemaldamise veaks (i.k. *carcass removal bias*), (2) otsija ei leia kõiki hukkunud linde, mida nimetatakse laipade avastatavuseks (*carcass detection*) või otsija tulemuslikkuse veaks (*searcher efficiency bias*) (Morrison, 2002), (3) osade alade ligipääsetavus tulemuslikuks otsinguks võib olla piiratud, mis on kooslusest põhjustatud viga (*habitat bias*) (Huso & Dalthorp, 2014), ja (4) osad haavatud linnud lendavad, kõnnivad või ujuvad väljapoole otsimisala, või paiskab tuulikulaba linnu kaugemale, mida nimetatakse haavamisveaks (*crippling bias*) (Bech et al., 2012). Mõnikord käsitletakse kahte viimast üheskoos. Vigastatud lindude sattumist uurimisalast väljapoole on eksperimentaalselt keeruline hinnata, kuna see vajab lindude kokkupõrgete otseseid vaatlusi või telemeetria vahendite kasutamist (Borner et al., 2017), kuid piisava hulga leidude puhul on see arvatav hukkunud lindude tiheduse ja tuuliku kauguse funktsioonina (Huso et al., 2017).

Kui tuulepargis uuritakse lindude hukkumissagedust, tuleb läbi viia test röövloomade poolt vaatlusperioodil hukkunud isendite kao hindamiseks. Käesolevas töös nimetatakse seda röövloomatestiks (i.k. *scavenger test, corp removal test, carcass persistence trial* jm).

Röövloomatesti läbiviimiseks paigutatakse uurimisalale juhuslikesse kohtadesse neis piirkondades, kus toimub hukkunud lindude otsimine, erineva suurusega lindude laipu ja jälgitakse, kui kaua alale paigutatud laip on otsijale leitav. Mõistlik ja soovitatav on alale paigutatavad laibad eelnevalt jaotada kahte või kolme suurusklassi (näiteks väike – kuni rästa suurune; keskmine – kuni varese suurune; suur

Suled – kümme või rohkem sulge ühes kohas, mis näitavad, et surnud lind on ära söödud või ära viidud; kui leitakse ainult sulgi, tuleb leida 10 või rohkem ükskõik, mis tüüpi sulge või kaks või rohkem laba-hoosulge, et pidada leidu ohvriks.

– varesest suurem), kasutades iga suurusklassi jaoks 15-25 laipa (Huso et al., 2017). Erineva suurusega lindudel on avastatavuse aeg erinev. Mida väiksem on lind, seda kiiremini eemaldavad röövloomad ta alalt ja vastupidi (Huso et al., 2017).

Järelkontrollide eesmärk on tuvastada keskmine alale paigutatud linnulaiba avastatavuse aeg päevades. Hukkunud lind (testi puhul testilind) on avastatav ka siis, kui temast on järgi sulgi, mida otsija rutiinsel otsingul peaks leidma. Suurematest lindudest jääb otsimisalale sulgi tavaliselt pikemaks ajaks ja nende järgi saab hukkamissündmuse toimunuks lugeda. Avastatavuse „alumiseks piiriks“ võib seada sarnaselt Ponce et al. (2010), et kui leitakse vähem kui viis (väiksemat) sulge, loetakse testilind uurimisalalt kadunuks. Testi tulemusi kasutatakse hukkamissageduse arvutamise mudelis.

Sagedus – vähemalt üks röövloomatest uuringuaasta jooksul (ühel rändeperioodidest)

Laipade ja nende osade säilimise järelkontrolli periood – vähemalt 45 päeva; kontrollid esimestel päevadel peale testi algust sagedamini, hiljem harvem; näiteks 1., 2., 3., 5, 10, 20, 30, 45. päeval.

Uuringutes on leitud, et testilindude asetamise järgselt vähendavad röövloomad nende arvu logaritmiliselt – testi esimestel päevadel kiiremini ja testi edenedes kahanevas tempos (Costantini et al., 2016; Ponce et al., 2010).

Otsija tulemuslikkuse test (i.k. *searcher efficiency test, carcass detection trial* jm) peab selgitama otsija suutlikkust rutiinse töö käigus hukkunud linde leida. Tavaliselt on otsija tulemuslikkus vahemikus 30-90% (leidmise tõenäosusena väljendades 0,3-0,9), sõltudes mh ka otsija kogemustest (Ponce et al., 2010). Veel suuremal määral sõltub leidmise edukus hukkunud linnu suurusest. Näiteks Borner et al. (2017) selgitasid suuremahulises eksperimendis, et keskmine avastatavuse tõenäosus oli suurte lindude puhul 0,47, keskmiste lindude puhul 0,18, väikeste lindude puhul 0,07 ja väga väikeste lindude puhul 0,005.

Otsijale teadmata kohtadesse (ja soovitavalt teadmata otsimispäeval) paigutatakse uurimisalale linde või nende kehaosi. Otsija poolt leitud lindude osakaal alale paigutatud lindudest ongi otsija tulemuslikkus. Lindude suurusklassidesse jaotamine peaks olema sarnane röövloomatestil kasutatava jaotusega. Peale otsija tulemuslikkuse testi läbiviimist võivad samad linnud jääda röövloomatesti „osalisteks“.

Sagedus – vähemalt üks otsija tulemuslikkuse test uuringuaasta jooksul kõigile välitöölistele, kes hukkunud lindude otsimisega tegelevad, aga soovitavalt rohkem (sest otsimistingimused on läbi vegetatsiooniperioodi erinevad).

Kolmandaks tuleb arvestada hukkunud lindudega, kes jäävad otsimisalast välja (*crippling bias*). Osad linnud kukuvad peale kontakti tuulikuga küll tuuliku lähedale, aga sinna, kust ei otsita (metsa, põõsastikku, vette) ja surevad seal, osad võib tiivikulöök paisata kaugele, kus otsimisala enam ei ole, osad võivad saada viga, kuid siiski liikuda otsimisalast välja (i.k. *crippling bias*). Bernardino et al. (2018) peavad lindude hukkamise täpsema määramise meetodite (mis põhinevad jäänuste otsimisel) ja sellega seotud korrektsioonifaktorite arendamist endiselt oluliseks, erilise tähelepanuga „*cripplingust*“ põhjustatud veale.

Paranduskoefitsientide leidmiseks tuleb

(1) arvutada põõsastiku jm keerulise taimkatte osakaal otsimisalal ja saada sealt parandustegur, mis arvestab eeldust, et näit 60 m raadiusega otsimisingi sisse kukuvad linnud võrdse tõenäosusega nii lihtsasti otsitavasse piirkonda kui näiteks võssa, kus otsimist ei toimu.

(2) otsimisraadiusest väljapoole kukkunud lindude osakaalu saab tuletada mudelist, mida saab koostada siis, kui hukkunud lindude leide on palju ja teada on kõigi hukkununa leitud lindude kaugus tuuliku mastist (mida saab arvutada leiu ja tuuliku tsentri koordinaatide järgi). Hukkunud lindude arv otsimisraadiusest väljas on kauguse funktsioon ja seos on mittelineaarne (tuleb teha mudel).

5.3.3 Hukkumissageduse ja hukkunud lindude üldarvu määramine

Hukkumissageduse ja hukkunud lindude üldarvu määramiseks on koostatud erinevaid mudeleid ([Erickson et al., 2000](#); [Huso, 2010](#); [Jain et al., 2007](#); [Kerns et al., 2005](#); [Korner-Nievergelt et al., 2011](#)). Kõigil neil on oma eeldused ja piirangud ([Bernardino et al., 2013](#)). Uusi mudeleid lisandub ilmselt veel. Kolme mudeli kohta on koostatud ka veebipõhine rakendus, mida saab kasutada nii lindude hukkumissageduse, hukkunud lindude üldarvu kui sellega seotud korrektsioonifaktorite (otsija tulemuslikkus, linnulaipade püsivus jm) arvutamiseks ([Bioinsight, 2018](#)). Tuulepargi järeelseire läbiviimisel on seiraja vaba valima teaduskirjanduses avaldatud omadustega mudelite hulgast ja neid rakendama, põhjendades oma valikut.

Kirjandus

- Arnett, E. B., & May, R. F. (2016). Mitigating wind energy impacts on wildlife: Approaches for multiple taxa. *Human-Wildlife Interactions*, 10(1), 28–41.
- Aschwanden, J., Stark, H., Peter, D., Steuri, T., Schmid, B., & Liechti, F. (2018). Bird collisions at wind turbines in a mountainous area related to bird movement intensities measured by radar. *Biological Conservation*, 220(December 2017), 228–236. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.005>
- Avian Power Line Interaction Committee. (2012). Reducing Avian Collisions with Power Lines: The State of the Art in 2012. *Edison Electric Institute and APLIC, Washington, DC*, 1–159.
- Balotari-Chiebao, F., Brommer, J. E., Niinimäki, T., & Laaksonen, T. (2016). Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation*, 19(3), 265–272. <https://doi.org/10.1111/acv.12238>
- Balotari-Chiebao, Fabio, Valkama, J., & Byholm, P. (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica*, 98(2), 59–73.
- Band, W., Madders, M., & Whitfield, D. P. (2007). Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In *Birds and Wind Farms: Risk Assessment and Mitigation* (pp. 259–275).
- Barrios, L., & Rodríguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), 72–81. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00876.x>
- Bech, N., Beltran, S., Boissier, J., Allienne, J. F., Resseguier, J., & Novoa, C. (2012). Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: Do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(1), 95–98.
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T., & Mammen, U. (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 394–400. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001>
- Bernardino, J., Bevanger, K., Barrientos, R., Dwyer, J. F., Marques, A. T., Martins, R. C., ... Moreira, F. (2018). Bird collisions with power lines: State of the art and priority areas for research. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.029>
- Bernardino, J., Bispo, R., Costa, H., & Mascarenhas, M. (2013). Estimating bird and bat fatality at wind farms: A practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology*, 40(1), 63–74. <https://doi.org/10.1080/03014223.2012.758155>
- Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E., Flagstad, Ø., Follestad, A., ... Vang, R. (2010). *Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. 152 S.*
- Bioinsight. (2018). Wildlife Fatality Estimator - - A web-based platform to estimate wind farm fatality. Second edition. Available at www.wildlifefatalityestimator.com.
- BirdLife International. (2015). *Review and guidance on use of “ shutdown-on- demand ” for wind turbines to conserve migrating soaring birds in the Rift Valley / Red Sea Flyway Migratory Soaring Birds Project*. Amman, Jordan.
- BirdLife International. (2021). *European Red List of Birds. 2021*. <https://doi.org/10.2779/967570>
- Borner, L., Duriez, O., Besnard, A., Robert, A., Carrere, V., & Jiguet, A. F. (2017). Bird collision with power lines: Estimating carcass persistence and detection associated with ground search

- surveys. *Ecosphere*, 8(11). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1966>
- Bright, J. A., Langston, R. H. W., & Anthony, S. (2009). *Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England. Mapped and written guidance in relation to birds and onshore wind energy development in England*. Retrieved from http://www.rspb.org.uk/Images/EnglishSensitivityMap_tcm9-237359.pdf
- Bright, J., Langston, R., Bullman, R., Evans, R., Gardner, S., & Pearce-Higgins, J. (2008). Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation. *Biological Conservation*, 141(9), 2342–2356. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.029>
- Bright, J., & Muldoon, C. (2017). Spatial planning. In: Perrow, M. R. (ed) *Wildlife and Windfarms, Conflicts and Solutions. Volume 2 Onshore: Monitoring and Mitigation* (Vol. 2, pp. 103-124.). Exeter, UK.: Pelagic Publishing.
- Chamberlain, D., Freeman, S., Rehfisch, M., Fox, T., & Desholm, M. (2005). Appraisal of Scottish Natural Heritage 's Wind Farm Collision Risk Model and its Application Authors. *Ecology*, 401(216652), 1–53. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1994.1021>
- Coppes, J., Kämmerle, J. L., Gründschachner-Berger, V., Braunisch, V., Bollmann, K., Mollet, P., ... Nopp-Mayr, U. (2020). Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe. *Biological Conservation*, 244(February), 108529. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108529>
- Costantini, D., Gustin, M., Ferrarini, A., & Dell’Omo, G. (2016). Estimates of avian collision with power lines and carcass disappearance across differing environments. *Animal Conservation*, 1–9. <https://doi.org/10.1111/acv.12303>
- Dahl, E. L., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E., & Stokke, B. G. (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145(1), 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.012>
- Dahl, E. L., May, R., Hoel, P. L., Bevanger, K., Pedersen, H. C., Røskaft, E., & Stokke, B. G. (2013). White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 66–74. <https://doi.org/10.1002/wsb.258>
- De Lucas, M., & Perrow, M. R. (2017). Birds: collision. In M. R. Perrow (Ed.), *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects*. (Vol. 1, pp. 155–190). Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- De Lucas, Manuela, Janss, G. F. E., Whitfield, D. P., & Ferrer, M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1695–1703.
- Desholm, M. (2006). *Wind farm related mortality – a remote sensing study and model analysis (PhD thesis)*. *Environmental Research* (Vol. PhD). <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00509.x>
- Diffendorfer, J. E., Stanton, J. C., Beston, J. A., Thogmartin, W. E., Loss, S. R., Katzner, T. E., ... Corum, M. D. (2021). Demographic and potential biological removal models identify raptor species sensitive to current and future wind energy. *Ecosphere*, 12(6). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3531>
- Dokter, A. M., Desmet, P., Spaaks, J. H., van Hoey, S., Veen, L., Verlinden, L., ... Shamoun-Baranes, J. (2019). bioRad: biological analysis and visualization of weather radar data. *Ecography*, 42(5), 852–860. <https://doi.org/10.1111/ecog.04028>
- Douglas, D. J. T., Follestad, A., Langston, R. H. W., & Pearce-Higgins, J. W. (2012). Modelled sensitivity of avian collision rate at wind turbines varies with number of hours of flight activity input data.

- Ibis*, 154(4), 858–861. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01239.x>
- Drewitt, A. L., & Langston, R. H. W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148(SUPPL. 1), 29–42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- Duriez, O., Pilard, P., Saulnier, N., Boudarel, P., & Besnard, A. (2022). Windfarm collisions in medium-sized raptors: even increasing populations can suffer strong demographic impacts. *Animal Conservation*, 1–12. <https://doi.org/10.1111/acv.12818>
- Ekblad, C., Tikkanen, H., Sulkava, S., & Laaksonen, T. (2020). Diet and breeding habitat preferences of White-tailed Eagles in a northern inland environment. *Polar Biology*, 43(12), 2071–2084. <https://doi.org/10.1007/s00300-020-02769-1>
- Elts, J., Ellermaa, M., Kaasiku, T., Kuus, A., Leivits, M., Luigujõe, L., ... Volke, V. (2019). Lühikokkuvõte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019, (viitenumber 202812). Retrieved from <https://www.eoy.ee/ET/16/31/eesti-lindude-nimekiri/>
- Erickson, W. P., Johnson, G. D., Strickland, D. M., & Kronner, K. (2000). Avian and bat mortality associated with the Vansycle Wind Project, Umatilla County, Oregon: 1999 Study Year. *A Report Prepared for Umatilla County Dept. of Resource Services and Development*, 26 pp.
- Euroopa Komisjon. (2020). *Juhenddokument: tuuleenergeetika arendusobjektid ja ELi loodusalased õigusaktid. Komisjoni teatis*. Brüssel. Retrieved from <https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/EE consolidated version v1 with ref for web.pdf>
- European Commission. (2020). *The Wildlife Sensitivity Mapping Manual: Practical guidance for renewable energy planning in the European Union*. Retrieved from <https://circabc.europa.eu/sd/a/6a1d06ae-ef34-478a-a322-006b09079efb/20200429 WSM Manual.pdf>
- Everaert, J. (2015). Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen. Leidraad voor risicoanalyse en monitoring. *Instituut Voor Natuur- En Bosonderzoek*, (January 2015), 121.
- Farfán, M. A., Vargas, J. M., Duarte, J., & Real, R. (2009). What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 18(14), 3743–3758. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9677-4>
- FCG. (2017). *Kalajoki-Pyhäjoki tuulivoimapaistot. Linnustovaikutusten seuranta 2016*.
- FCG. (2018). *Kalajoki-Pyhäjoki tuulivoimapaistot. Linnustovaikutusten seuranta 2017*.
- Ferrer, M. (2012). *Birds and power lines: From conflict to solution*.
- Ferrer, M., De Lucas, M., Janss, G. F. E., Casado, E., Muñoz, A. R., Bechard, M. J., & Calabuig, C. P. (2012). Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 38–46. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x>
- Gajko, K., Ksepko, J., Siuchno, R., & Zegarek, M. (2020). *Post-monitoring of Tooma I, Tooma II, Esivere wind parks in Tooma-Esivere area*.
- Gauld, J. G., Silva, J. P., Atkinson, P. W., Record, P., Acácio, M., Arkumarev, V., ... Franco, A. M. A. (2022). Hotspots in the grid: Avian sensitivity and vulnerability to collision risk from energy infrastructure interactions in Europe and North Africa. *Journal of Applied Ecology*, 59(6), 1496–1512. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14160>
- Gove, B., Langston, R. H. W., McCluskie, A., Pullan, J. D., & Scrase, I. (2013). *Wind Farms and Birds: An Updated Analysis of the Effects of Wind Farms on Birds, and Best Practice Guidance on Integrated Planning and Impact Assessment*. Strasbourg.

- Gradolewski, D., Dziak, D., Martynow, M., Kaniecki, D., Szurlej-Kielanska, A., Jaworski, A., & Kulesza, W. J. (2021). Comprehensive Bird Preservation at Wind Farms. *Sensors*, 21(1), 267. <https://doi.org/10.3390/s21010267>
- Grünkorn, T., Blew, J., Coppack, T., Krüger, O., Nehls, G., Potiek, A., ... Weitekamp, S. (2016). *Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (Progress) (PROGRESS)*. Retrieved from <http://bioconsult-sh.de/site/assets/files/1560/1560-1.pdf%5Cnhttp://bioconsult-sh.de/site/assets/files/1561/1561-1.pdf>
- Grunkorn, T., von Ronn, J., Blew, J., Nehls, G., Weitekamp, S., Timmermann, H., ... Kruger, O. (2016). Prognosis and Assessment of Bird Collision Risks at Wind Turbines in Northern Germany PROGRESS, ((BMWi) 0325300 A-D), 338. Retrieved from <http://bioconsult-sh.de/en/projects/progress/>
- Heuck, C., Herrmann, C., Levers, C., Leitão, P. J., Krone, O., Brandl, R., & Albrecht, J. (2019). Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white-tailed eagle. *Biological Conservation*, 236(April), 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.018>
- Hötker, H., & Dürr, T. (2017). Lessons from the wind turbine collision register in Germany. In *Wildlife and Windfarms, Conflicts and Solutions. Volume 1. Onshore: Potential Effects*. (Vol. 1, pp. 161–164).
- Hötker, Hermann. (2017). Birds: displacement. In *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects*. (Vol. 1, pp. 118–154). Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- Hötker, Hermann, Mammen, K., Mammen, U., & Rasran, L. (2017). Red Kites and Wind Farms—Telemetry Data from the Core Breeding Range. In *Wind Energy and Wildlife Interactions* (pp. 3–15). https://doi.org/10.1007/978-3-319-51272-3_1
- Huso, M. M. P. (2010). An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*, 22(3), 318–329. <https://doi.org/10.1002/env.1052>
- Huso, M. M. P., & Dalthorp, D. (2014). Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. *Journal of Wildlife Management*, 78(2), 347–358. <https://doi.org/10.1002/jwmg.663>
- Huso, M. M. P., Dalthorp, D., & Korner-Nievergelt, F. (2017). Statistical principles of post-construction fatality monitoring design. In: Perrow, M. R. (ed) *Wildlife and Windfarms, Conflicts and Solutions. Volume 2 Onshore: Monitoring and Mitigation*. (Vol. 2, pp. 85–102). Exeter: Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- Jain, A., Kerlinger, P., Curry, R., & Slobodnik, L. (2007). Annual Report for the Maple Ridge Wind Power Project Postconstruction Bird and Bat Fatality Study - 2006. Final Report. *A Report Prepared for PPM Energy and Horizon Energy and Technical Advisory Committee for the Maple Ridge Project Study*, (May), 1–76.
- Katzner, T. E., Nelson, D. M., Braham, M. A., Doyle, J. M., Fernandez, N. B., Duerr, A. E., ... DeWoody, J. A. (2017). Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Conservation Biology*, 31(2), 406–415. <https://doi.org/10.1111/cobi.12836>
- Kerns, J., Erickson, W. P., & Arnett, E. B. (2005). Bat and Bird Fatality at Wind Energy Facilities in Pennsylvania and West Virginia. In E. B. Arnett (ed.), *Relationships between Bats and Wind Turbines in Pennsylvania and West Virginia: An Assessment of Bat Fatality Search Protocols, Patterns of Fatality. Final Report Submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative, Bat Conservation International, Austin, Texas.*, (June), 24–95.

- Keskkonnaamet. (2018a). *Kaljukotka (Aquila chrysaetos) kaitse tegevuskava*.
- Keskkonnaamet. (2018b). *Must-toonekure (Ciconia nigra) kaitse tegevuskava*.
- Keskkonnaamet. (2018c). Väikeluige *Cygnus columbianus bewickii* Yarr. kaitse tegevuskava, 1–57.
- Keskkonnaamet. (2020). Suur-konnakotka (*Clanga clanga*) kaitse tegevuskava, 46.
- Keskkonnaamet. (2021). *Maismaa tuuleparkide mõjust elustikule ja Keskkonnaameti soovitusel nende planeerimise kohta kohaliku omavalitsuse üldplaneeringutes* (Vol. seisuga 10).
- Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R., & Hellriegel, B. (2011). A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology*, 17(4), 350–363. <https://doi.org/10.2981/10-121>
- Kostecke, R. M., Linz, G. M., Bleier, W. J., Kostecke, R. M., & Bleier, W. J. (2001). Survival of Avian Carcasses and Photographic Evidence of Predators and Scavengers. *Journal of Field Ornithology*, 72(3), 439–447.
- Kranstauber, B., Kays, R., Lapoint, S. D., Wikelski, M., & Safi, K. (2012). A dynamic Brownian bridge movement model to estimate utilization distributions for heterogeneous animal movement. *Journal of Animal Ecology*, 81(4), 738–746. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01955.x>
- Kranstauber, B., Smolla, M., & Scharf, A. K. (2021). move: Visualizing and Analyzing Animal Track Data. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=move>
- Krone, O., & Treu, G. (2018). Movement patterns of white-tailed sea eagles near wind turbines. *Journal of Wildlife Management*, 82(7), 1367–1375. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21488>
- LAG VSW. (2014). Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brut - plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51(April), 15–42.
- Langgemach, T., & Dürr, T. (2021). *Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Staatliche Vogelschutzwarte*. Retrieved from <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf>
- Langgemach, Torsten, & Meyburg, B.-U. (2011). Funktionsraumanalysen – ein Zauberwort der Landschaftsplanung mit Auswirkungen auf den Schutz von Schreiadlern (*Aquila pomarina*) und anderen Großvögeln. *Berichte Zum Vogelschutz*, 47/48(November 2011), 167–181. Retrieved from http://www.looduskalender.ee/logos/BzV-2011_LanggemachMeyburg-Schreiadler.pdf
- Langston, R. H. W., & Pullan, J. D. (2003). Windfarms and Birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Report T-P*, 1–58.
- Löhmus, A., Leivits, M., Pēterhofs, E., Zizas, R., Hofmanis, H., Ojaste, I., & Kurlavičius, P. (2017). The Capercaillie (*Tetrao urogallus*): an iconic focal species for knowledge-based integrative management and conservation of Baltic forests. *Biodiversity and Conservation*, 26(1). <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1223-6>
- Löhmus, A., Runnel, K., Palo, A., Leis, M., Nellis, R., Rannap, R., ... Löhmus, P. (2021). Value of a broken umbrella: abandoned nest sites of the black stork (*Ciconia nigra*) host rich biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 30(12), 3647–3664. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02268-7>
- Madders, M., & Whitfield, D. P. (2006). Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis*, 148(SUPPL. 1), 43–56. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00506.x>

- Mammen, U., Mammen, K., Heinrichs, N., & Resetaritz, A. (2011). Red kite (*Milvus milvus*) fatalities at wind turbines - why do they occur and how they are to prevent? In *Fachkonferenz am 2-5. Mai 2011 in Trondheim* (p. 1). Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/285160088_Red_Kite_Milvus_milvus_fatalities_at_wind_turbines_-_why_do_they_occur_and_how_are_they_to_prevent
- Marques, A. T., Batalha, H., & Bernardino, J. (2021). Bird Displacement by Wind Turbines: Assessing Current Knowledge and Recommendations for Future Studies. *Birds*, 2(4), 460–475. <https://doi.org/10.3390/birds2040034>
- Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Regan, H. M., Jiménez, J., Surroca, M., & Oro, D. (2012). Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 109–117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02080.x>
- Marx, G. (2017). Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune. *LPO France*, 91p.
- Masden, E. A., & Cook, A. S. C. P. (2016). Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 43–49. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.09.001>
- Masden, Elizabeth A., Haydon, D. T., Fox, A. D., & Furness, R. W. (2010). Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 60(7), 1085–1091. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.016>
- May, R. (2017). Mitigation for birds. In: Perrow, M. R. (ed) *Wildlife and Windfarms, Conflicts and Solutions. Volume 2 Onshore: Monitoring and Mitigation*. In *Wildlife and Windfarms, Conflicts and Solutions. Volume 2 Onshore: Monitoring and Mitigation*. (Vol. 2, pp. 124–144). Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- May, R., Hamre, Ø., Vang, R., & Nygard, T. (2012). *Evaluation of the DTBird video-system at the Smøla wind-power plant: Detection Capabilities for Capturing Near-turbine Avian Behaviour*. NINA Report (Vol. 910). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1909.9928>
- May, R., Reitan, O., Bevanger, K., Lorentsen, S. H., & Nygård, T. (2015). Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 170–181. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.002>
- May, Roel, Middel, H., Stokke, B. G., Jackson, C., & Verones, F. (2020). Global life-cycle impacts of onshore wind-power plants on bird richness. *Environmental and Sustainability Indicators*, 8(May), 100080. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100080>
- May, Roel, Nygård, T., Dahl, E. L., & Bevanger, K. (2013). Habitat utilization in white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the displacement impact of the Smøla wind-power plant. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 75–83. <https://doi.org/10.1002/wsb.264>
- Mc Guinness, S., Muldoon, C., Tierney, N., Murray, A., Egan, S., & Crowe, O. (2015). Bird Sensitivity Mapping for Wind Energy Developments and Associated Infrastructure in the Republic of Ireland. *BirdWatchIreland*, (February), 120 pp. Retrieved from http://www.birdwatchireland.ie/portals/0/POLICY/Guidance_document.pdf
- McClure, C. J. W., Rolek, B. W., Braham, M. A., Miller, T. A., Duerr, A. E., McCabe, J. D., ... Katzner, T. E. (2021). Eagles enter rotor-swept zones of wind turbines at rates that vary per turbine. *Ecology and Evolution*, 11(16), 11267–11274. <https://doi.org/10.1002/ece3.7911>
- Meyburg, B.-U., Haraszthy, L., Strazds, M., & Schäffer, N. (2001). European Species Action Plan for Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*). In *Schäffer, N. & Gallo-Orsi, U. (eds.) European Union*

- action plans for eight priority bird species*. Luxembourg: European Commission. Retrieved from http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/Point 4a-Species Action Plans.pdf
- Mirski, P., & Väli, Ü. (2021). Movements of birds of prey reveal the importance of tree lines, small woods and forest edges in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, *36*(5), 1409–1421. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01223-9>
- Morkūnė, R., Marčiukaitis, M., Jurkin, V., Gecevičius, G., Morkūnas, J., Raudonikis, L., ... Gasiūnaitė, Z. R. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE*, *15*(1), 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>
- Morrison, M. (2002). Searcher Bias and Scavenging Rates in Bird/Wind Energy Studies. *Subcontractor Report NREL/SR-500-30876*, (June), 9 pp.
- Nellis, R. (2013). *Natura 2000 kaitsealade võrgustikku kuuluvate linnualade linnustiku seire ettepanek ja seirekava aastateks 2013-24*. Läänemaa-Tartu.
- New, L., Bjerre, E., Millsap, B., Otto, M. C., & Runge, M. C. (2015). A collision risk model to predict avian fatalities at wind facilities: An example using golden eagles, *Aquila chrysaetos*. *PLoS ONE*, *10*(7), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130978>
- Nilsson, C., Dokter, A. M., Verlinden, L., Shamoun-Baranes, J., Schmid, B., Desmet, P., ... Liechti, F. (2019). Revealing patterns of nocturnal migration using the European weather radar network. *Ecography*, *42*(5), 876–886. <https://doi.org/10.1111/ecog.04003>
- NWCC Mitigation Subgroup, & Rectenwald, J. (2007). *Mitigation Toolbox. National Wind Coordinating Collaborative*.
- Ots, M., & Paal, U. (2016). Linnuharuldused Eestis 2015 Eesti linnuharulduste komisjoni aruanne nr 14. *Hirundo*, *29*(2), 1–13.
- Ots, M., & Paal, U. (2020). Linnuharuldused Eestis 2019 Eesti linnuharulduste komisjoni aruanne nr 17. *Hirundo*, *33*(2), 1–15.
- Paal, U., & Forsman, D. (2017). Presumed hybrid Red X Black Kites in Estonia : analysis of 3 cases. Retrieved from <https://www.estbirding.ee/artiklid/presumable-hybrid-red-x-black-kites-in-estonia>
- Panuccio, M., Agostini, N., Mellone, U., & Bogliani, G. (2014). Circannual variation in movement patterns of the Black Kite (*Milvus migrans migrans*): A review. *Ethology Ecology and Evolution*, *26*(1), 1–18. <https://doi.org/10.1080/03949370.2013.812147>
- Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L., Douse, A., & Langston, R. H. W. (2012). Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: Results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology*, *49*(2), 386–394. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02110.x>
- Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L., Langston, R. H. W., Bainbridge, I. P., & Bullman, R. (2009). The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology*, *46*(6), 1323–1331. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x>
- Pfeiffer, T., & Meyburg, B. U. (2015). GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. *Journal of Ornithology*, *156*(4), 963–975. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1230-5>
- Ponce, C., Alonso, J. C., Argandoña, G., García Fernández, A., & Carrasco, M. (2010). Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation*, *13*(6), 603–612. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00387.x>

- Prinsen, H. A. M., Smallie, J. J., Boere, G. C., & Pires, N. (2012). Guidelines on how to avoid or mitigate impact of electricity power grids on migratory birds in the African-Eurasian region. *CMS Technical Series No. 29, AEWA Technical Series No. 50, CMS Raptors MOU Technical Series No. 3.*, 9(UNEP/CMS/Conf.10.30/Rev.2), 1–43. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00968.x>
- Raab, R., Schütz, C., Spakovszky, P., Julius, E., & Schulze, C. H. (2012). Underground cabling and marking of power lines: conservation measures rapidly reduced mortality of West-Pannonian Great Bustards. *Bird Conservation International*, 22(3), 299–306. <https://doi.org/10.1017/S0959270911000463>
- Rahu, I. (2022). *Estimation of nocturnal bird migration densities and analysis of stopover sites*. Tartu University.
- Rosin, Z. M., Skórka, P., Szymański, P., Tobolka, M., Luczak, A., & Tryjanowski, P. (2016). Constant and seasonal drivers of bird communities in a wind farm: Implications for conservation. *PeerJ*, 2016(7). <https://doi.org/10.7717/peerj.2105>
- Rydell, J., Engström, H., Swedish, T., Society, O., Hedenström, A., Larsen, J. K., ... Green, M. (2012). *The effect of wind power on birds and bats power - a synthesis*. Retrieved from <http://mhk.pnl.gov/publications/effect-wind-power-birds-and-bats-synthesis>
- Saether, B.-E., & Bakke, O. (2000). Avian Life History Variation and Contribution of Demographic Traits to the Population Growth Rate. *Ecology (Durham)*, 81(3), 642–653. article. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0642:ALHVAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0642:ALHVAC]2.0.CO;2)
- Santos, C. D., Ferraz, R., Munõz, A. R., Onrubia, A., & Wikelski, M. (2021). Black kites of different age and sex show similar avoidance responses to wind turbines during migration. *Royal Society Open Science*, 8(1). <https://doi.org/10.1098/rsos.201933>
- Schaub, M. (2012). Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation*, 155, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.021>
- Scheller, W. (2007). Standortwahl von Windenergieanlagen und Auswirkungen auf die Schreiadlerbrutplätze in Mecklenburg-Vorpommern. *Naturschutzarb. Meckl.-Vorp.*, 50(2), 12–22.
- Scottish Natural Heritage. (2009). Guidance Note: Monitoring the impact of onshore wind farms on birds., (January), 1–11.
- Scottish Natural Heritage. (2017). *Guidance Note: Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms*.
- Smales, I. (2017). Modelling collision risk and populations. In M. R. Perrow (Ed.), *Wildlife and Windfarms, Conflicts and Solutions. Volume 2 Onshore: Monitoring and Mitigation*. (Vol. 2, pp. 58–83). Exeter: Pelagic Publishing.
- Smallwood, K. S. (2017). Monitoring birds. In *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Volume 2 Onshore: Monitoring and mitigation*. (Vol. 2, pp. 1–30).
- Tabassum, A., Premalatha, M., Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2014). Wind energy: Increasing deployment, rising environmental concerns. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 31, 270–288. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.11.019>
- Tähe, T. (2010). *Lindude hukkumisest Lääne-Eesti tuuleparkides. Lõputöö*. Tartu Ülikooli Türi Kolledž.
- Tanferna, A., López-Jiménez, L., Blas, J., Hiraldo, F., & Sergio, F. (2013). Habitat selection by Black kite breeders and floaters: Implications for conservation management of raptor floaters. *Biological Conservation*, 160, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.031>

- Tanskanen, A., Yrjölä, R. A., Baum, U., Tanskanen, S., & Eriksson, J. (2018). How many observation days are needed to reliably describe bird migration? *Ornis Svecica*, 28(1), 3–13. <https://doi.org/10.34080/os.v28.19519>
- Taubmann, J., Kämmerle, J. L., Andrén, H., Braunisch, V., Storch, I., Fiedler, W., ... Coppes, J. (2021). Wind energy facilities affect resource selection of capercaillie Tetrao urogallus. *Wildlife Biology*, 2021(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00737>
- Thaxter, C. B., Buchanan, G. M., Carr, J., Butchart, S. H. M., Newbold, T., Green, R. E., ... Pearce-Higgins, J. W. (2017). Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1862). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>
- Tikkanen, H., Balotari-Chiebao, F., Laaksonen, T., Pakanen, V. M., & Rytönen, S. (2018). Habitat use of flying subadult white-tailed eagles (*haliaeetus albicilla*): Implications for land use and wind power plant planning. *Ornis Fennica*, 95(4), 137–150.
- Tomé, R., Canário, F., Leitão, A. H., & Repas, Á. M. (2017). Radar Assisted Shutdown on Demand Ensures Zero Soaring Bird Mortality at a Wind Farm Located in a Migratory Flyway. In *Wind Energy and Wildlife Interactions*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-51272-3>
- Tuule, A., Volke, V., Kalda, R., & Kalda, O. (2016). *Linnustiku ja nahkhiirte seire teostamine Paldiski tuulepargis 2014-2016. Lõpparuanne*.
- Väli, Ü. (2021). Must-harksaba elupaigakasutusest Eestis, 34(2), 40–52.
- Väli, Ü. (2022). *Riikliku keskkonnaseire eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire allprogrammi 2022. aasta seiretöö nr. 22 RÕÖVLINNUD. Aruanne*. Retrieved from http://seire keskkonnainfo.ee/attachments/article/3374/Hanedeseire_lopparu_2014.pdf
- Väli, Ü., Abel, U., Nellis, R., Sein, G., Sellis, U., & Mirski, P. (2022). Weak niche partitioning between closely related sympatric Greater (*Clanga clanga*) and Lesser Spotted Eagles (*C. pomarina*). *Ibis*, 1086–1103. <https://doi.org/10.1111/ibi.13088>
- Valker, T. (2011). *Aulepa tuulepargi mõju piirkonna linnustikule. Linnustiku järelseire lõpparuanne*. Haapsalu.
- Watson, R. T., Kolar, P. S., Ferrer, M., Nygård, T., Johnston, N., Hunt, W. G., ... Katzner, T. E. (2018). Raptor Interactions with Wind Energy: Case Studies from Around the World. *Journal of Raptor Research*, 52(1), 1–18. <https://doi.org/10.3356/JRR-16-100.1>
- WWF Greece. (2013). *Wind farms in Thrace: Updating the proposal for proper site selection*. Dadia-Athens.
- Zwart, M. C., McKenzie, A., Mindermann, J., & Whittingam, M. J. (2015). Conflicts Between Birds and On-Shore Wind Farms. In *Problematic Wildlife: A Cross-Disciplinary Approach* (pp. 1–603). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-22246-2>
- ЕКОНЕКТ. (2013). *Карта със зонирание на територията на България по отношение на възможностите за строителство на ветрогенератори. Карта на чувствителните зони за птици*.

Lisad

Lisa 1. Tehniline kirjeldus

1. Töö eesmärk

Töö eesmärk on koondada olemasolevate andmete¹ põhjal üle-eestiline teave maismaa linnustikust (peamised rändeteed, ööbimis-, puhke- ja toitumisalad) analüüsina ja kaardikihtidena.

2. Taustainformatsioon

Tuuleenergia arendamine maismaal aitab täita riiklikult seatud energia- ja kliimaeesmärke. Looduskaitsepiirangud on maismaal üheks suurimatest tuuleparkide planeerimise kriteeriumitest ning linnustik on üks tuuleparkide poolt kõige rohkem mõjutatud liigirühmasid. Seetõttu on vajalik eesmärkide täitmiseks koondada laiapõhjaline üle-eestiline teave maismaa linnustikust analüüsina, mis aitab paremini planeerida potentsiaalseid tuuleenergiaks sobivaid maismaa-alasid ilma loodusväärtusi kahjustamata ja vastuollu minemata riiklike ning rahvusvaheliste kohustustega. Samuti aitab info koondamine kaardistada võimaliku andmevajaku. Lisaks pole olemasolevaid andmeid hinnatud ja analüüsitud just tuuleenergeetika arendamise spetsiifikast lähtudes. Üldistatud info linnustiku jaoks kõige olulisematest aladest võimaldab nt üldplaneeringutega tuuleenergeetika planeerimisel näha üle-eestilist tervikpilti ning juhtida tähelepanu võimalikele konfliktaladele ja neid vajadusel planeerimise varasemas staadiumis välistada.

Lisaks on vajalik tagada kohalikele omavalitsustele keskkonna- ja ekspertteave viisil ja täpsusastmes, mis on vajalik tuuleparkide kavandamiseks planeeringutes ja on piisav kooskõlastamise otsustamiseks.

3. Töö sisu

3.1. Analüüs peab käsitlema olulisemaid liike/rühmasid, mis on tuuleparkide suhtes tundlikud - hanelised (luiged, haned, lagled), toonekurelised (rõhuga must-toonekurel), röövlinnud, osaliselt kahlajad, metsakanalised, kakulised (eelkõige kassikakk), sookurg, värvulised (eelkõige rändel olevad linnud). Analüüs peab käsitlema üldjoontes liike lk 5-6 Langston & Pullan 2003. Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. 2003. Wind farms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.

3.2. Välja on vaja töötada punktis 3.1. toodud liikide/rühmade olulisemate lennukoridoride (nt ööbimis-, puhke-, pesitsemis- või toitumisalade vahel) ja rändekoridoride ning olulisemate ööbimis-, puhke- ja toitumisalade piiritlemise põhimõtted;

3.3. Piiritletakse kaardikihtidena (ArcGis ja MapInfo formaadis, L-EST projektsioonis) maismaal üle-eestiliselt punktis 3.1. toodud liikide/rühmade olulisemad lennukoridorid (nt ööbimis-, puhke-, pesitsemis- või toitumisalade vahel) ja rändekoridorid liikide/rühmade kaupa eraldi;

3.4. Piiritletakse kaardikihtidena (ArcGis ja MapInfo formaadis, L-EST projektsioonis) punktis 3.1. toodud liikide/rühmade olulised ööbimis-, puhke- ja toitumisalad maismaal (nende olemasolu korral);

3.5. Välja on vaja töötada punktis 3.1. toodud liikide/rühmade jaoks maismaal üle-eestiliselt oluliste elupaikade sidususe tagamiseks oluliste piirkondade piiritlemise põhimõtted;

¹ Keskkonnaregister, uuringud, inventuurid, riiklik seire (KESE), kaitsealuste liikide kaitse tegevuskavad, andmebaasid (nt EELIS, PlutoF, LVA jne).

3.6. Piiritletakse kaardikihtidena (ArcGis ja MapInfo formaadis, L-EST projektsioonis) maismaal üle-eestiliselt punktis 3.1. toodud liikide/rühmade jaoks oluliste elupaikade sidususe tagamiseks olulised piirkonnad liikide/rühmade kaupa eraldi;

3.7. Selgitatakse välja (sh kaardistatakse ArcGis ja MapInfo formaadis, L-EST projektsioonis) punktis 3.1. toodud liikide/rühmade jaoks tundlikud alad (nt oluline pesitsus ja/või rände koht jne), kus on vajalik teostada lisauuringuid detailplaneeringutega või üldplaneeringutega (juhul, kui tuulepargi kavandamine on võimalik üldplaneeringu alusel projekteerimistingimustega);

3.8. Piiritletakse punktis 3.1. toodud liikide/rühmade seisukohast tuuleenergia arendamiseks ebasobivad alad, sh esitatakse puhvrid liikide elupaikade ümber;

3.9. Analüüsi koostamisel tuleb rannikualadel arvesse võtta Eesti mereala planeeringu² linnustiku analüüside tulemusi. Eesti mereala planeering ja maismaalinnustiku üle-eestiline analüüs peavad moodustama ühtse terviku;

3.10. Esitatakse soovitud tuuleparkide rajamiseks vajalike eeluuringute ja tuuleparkide rajamise järgselt vajalike järeelseire meetodite kohta (esitatakse kirjeldatud meetodikad). Oluline on, et määratletud või defineeritud on tingimused, millele linnustiku eeluuring vastama peab ja piirkonnad või olukorrad (näiteks rannikuala x km ulatuses, vm tundlik piirkond), kus kindlasti on vajalik linnustiku eeluuringuid läbi viia.

3.11. Valmib juhis tuulepargi eeluuringuks ja rajamise järgseks järeelseireks koos miinimumnõuetega (nt 3D radaruuringute vajadus, uuringu kestus ja perioodid jt). Miinimumnõueteks on näiteks tuulepargi barjääriefekti mõõtmiseks vähemalt 2 aastane rändeperioode kattev ja järeelseireks samuti 2 aastane rändeperioode kattev 3D radaruuring. Suremuse hindamiseks on vajalik surnud lindude otsing 2 aasta vältel peale tuulepargi tööle hakkamist (vaja esitada soovitud sageduseks) soovitavalt sünkroonselt 3D radaruuringuga.

3.12. Tulenevalt töö sisust ja selle keerukusest, on tegemist spetsiifilise valdkonnaga, kus on oluline teadustaust ja vastavalt ka analüüsimis-, interpreteerimisoskus ning oskus otsida ja kasutada valdkonnapõhist kirjandust, teadusartikleid. Seetõttu eeldame, et töö kvaliteetne meetodiline täitmine tagatakse kvalifitseeritud, kogemuse ja teaduskraatidega isikutega, kellel on kogemus teenuse valdkonnas (linnustiku arvukuse, rände või toitumisaladega seotud uuringutes, seires või inventuuris osalemine). Teadustaust eeldab teadaolevat akadeemilist kogemust, oskust anda teaduspõhiseid hinnanguid, osaleda ka teemapõhises diskussioonis vms. Pakkuja peab moodustama teenuse osutamiseks meeskonna, millesse kuulub ka vähemalt üks valdkonna ekspert. Pakkuja peab esitama hankelepingu täitmisesse kaasatavate isikute nimed, haridust tõendavad dokumendid, rolli, iga isiku tööülesande lühikirjelduse ning kinnituse, et hankelepingu täitmisel kasutatakse nimetatud isikuid. Üks isik võib täita ka teise rolliga isiku ülesandeid, kuid seda ainult juhul kui on täidetud kõik täidetavatele rollidele sätestatud nõuded.

4. Lepingu täitmise korraldus

4.1. Eduka pakkuja ja Keskkonnaministeeriumi vahel toimub vähemalt kord kvartalis kohtumine kokkulepitud kohas ja ajal. Kohtumiste käigus antakse ülevaade teostatud töödest, ajakava sobivusest ja töö tegemise käigus kerkivatest küsimustest. Kohtumised, sh ajakava muutmised ja töö tegemise käigus kerkinud küsimuste lahendused protokollib pakkuja.

5. Töö teostamise korraldus

5.1. Pakkuja on kohustatud kasutama lepingu täitmisel pakkumuses nimetatud isikuid (eksperte).

5.2. Kui lepingu täitmise käigus on vaja muuta isikuid (eksperte), tuleb sellisest muutmisest ette teatada vähemalt 14 päeva ning asendatav isik (ekspert) peab vastama riigihanke alusdokumentides toodud nõuetele.

² <https://www.rahandusministeerium.ee/et/planeeringud>

6. Vahe- ja lõpparuande esitamise tähtajad ja vormistamine

6.1. Vahe- ja lõpparuanne tuleb esitada elektrooniliselt ja eesti keeles.

6.2. Vahe- ja lõpparuanne ei tohi sisaldada võõrkeelseid tekste (ülevaateid, järeldusi) teistest töödest või tekste teistelt autoritelt, mille maht on suurem kui 0,25 lk. Vajaduse korral tuleb sellistele materjalidele viidata ning esitada kokkuvõte eesti keeles.

6.3. Vahearuanne tuleb esitada kuni 6 kuud peale lepingu sõlmimist ja lõpparuanne tuleb esitada kuni 12 kuud peale lepingu sõlmimist.

Lisa 2. Käsitletavate liikide (rühmade) eelisjärjestamine ja näited rakendatavatest asukohavaliku kriteeriumitest

Hallil taustal on Langston ja Pullan (2003) märgitud mõjud; praeguses hinnangus on kasutatud ka uuemaid teadmisi erinevate mõjude olulisusest.

Lühendid: EPN Eesti Punane Nimestik (2019) Elts et al. 2019 ja EELIS liikide ohustatuse moodul; KKAT - kaitsekategooria (RT I 18.06.2014, 20; RTI, 04.07.2014, 22); LiD I - linnudirektiivi I lisa (Directive 2009/147/EC)

Ohustatus ja kaitsestaatus Tuuleparkide mõjud Langston & Pullan (2003) järgi

Linnurühm (Langston & Pullan 2003 järgi; täiendustega)	Liik	Prioriteetsuss koor	Saksamaa (LAG VSW 2014)	Leedu tundliku ala ulatus (raadius; m)	Shotimaa krit - puhver (m) (Bright et al. 2008)	Iirimaa krit - puhver (m) (Mc Guinness et al. 2021)	KeA kriteeriu m - puhver; m (juuni 2021)	Aspekt P - pesitsus MP - mittepes. LR - läbirändav asurkond T - talvitav asurkond	EPN B1	K K	LiD I B3	Staat us B SUM B1-B3	Elupaig a kasuta r mise vähene mine häirimi se tõttu C1	Liikumi sbarjää C2	Kok ku- põrk ed C3	Elup aiga u/hä vita min C4	Tun dliik us C SUM C1- C4	A = B+C	Kas käsitle takse Maism aalinn ustiku analüü sis? 1-jah 0-ei	Märkused (valiku põhjendus vms)
<i>Gaviidae</i> (kaurlased)				500	1000	2000		MP (LR, T)											0	Eesti sisemaal käsitleda ei ole vaja, sest rändel peatuvad sisevetel harva, talvel üldse mitte. Ränne üle maismaa toimub tuulikutest kõrgemal. Pesitsusveekogud hästi teada. Tuuleparkide arendamisel pesitsusveekogu lähedusse tuleb liiki käsitleda eeluuringus ja keskkonnamõjude hindamises aruandes.
	Järvekaur	2,5						P	5	2	1	8	1	2	1	1	5	13	0	
<i>Podicipedidae</i> (pütlased)				500	1000														0	Püsivad enamasti oma pesitsusveekogul, risk vähene. Käsitleda tuulepargi eeluuringus ja KMH-s
	Väikepütt	-						P	4	1		5	2	1	1	1	5	10	0	Käsitleda tuulepargi eeluuringus ja KMH-s
	Tuttpütt	3,7						P	1			1	2	1	1	1	5	6	0	Käsitleda tuulepargi eeluuringus ja KMH-s
	Hallpõsk-pütt	4,5						P	4	1		5	2	1	1	1	5	10	0	Käsitleda tuulepargi eeluuringus ja KMH-s
	Sarvikpütt	6,7						P	3	2	1	6	2	1	1	1	5	11	0	Käsitleda tuulepargi eeluuringus ja KMH-s
<i>Sulidae</i> (suulalased)																			0	Eestis eksikülalised
<i>Phalacrocoracidae</i> (kormoranlased)																			0	Kolooniad meresaartel ja sisemaal järvede (mis ühtlasi toitumisveekogud) saartel, maismaatsoneeringus ei pea käsitlema.
	Kormoran	2,4						P	1			1	1	1	1	1	4	5	0	
<i>Ciconiiformes</i> (toonekurelised)																			0	Käsitleda tuulepargi eeluuringus ja KMH-s
	Hüüp	2,4	1000 (3000)	500				P	1	2	1	4	2	1	1	1	5	9	0	Kõik teadaolevad elupaigad kaitstavatel aladel
	Väikehüüp	-	1000	1000				P	NA		1	1	2	1	1	1	5	6	0	

Hõbehaigur	-	kolooniatel 1000 (3000)	500		P	2	1	3	1	2	2	1	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s; kui koloonia asub toitumisveekogust eemal, peab lennukoridor jääma tuulikutest vabaks.
Hallhaigur	2,1	kolooniatel 1000 (3000)	500		P	1		1	1	2	2	1	6	7	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s; kui koloonia asub toitumisveekogust eemal, peab lennukoridor jääma tuulikutest vabaks.
Must-toonekurg	-	3000 (10 000)	2000	3000	P	5	3	1	9	3	2	2	9	18	1	Ebasoodsas seisundis. Olulised nii pesitsus- kui toitumisalad ja nendevahelised koridorid. Analüüsida kodupiirkondade suurus Eestis lindudele paigaldatud saatjate andmete järgi.
Valge-toonekurg	-	1000 (2000)			P	1	1	1	3	1	1	2	5	8	0	Pesade asukohad hästi teada. Käsitleda projekti eeluuringus ja KMH-s.
<i>Anserini (Cygnus, Anser, Branta)</i>																
Kühmnokk-luik	2,7				P	1		1	1		1	1	4	5	0	Liigi seisund soodne, põldudel ei toitu, lennud veekogude vahel ei ole regulaarsed.
					MP (LR, T)	1		1	1		1	1	4	5	0	Mittepesitsusajal kogumid valdavalt rannikumerel
Väikeluik	-		600		MP (LR)	3	2	1	6	2	2	2	7	13	1	Olulised on ööbimiskogumid ja siirdekoridorid toitumisaladele.
Laululuik	2,7		500	600	P	3	2	1	6	1	1	1	4	10	0	Püsivad valdavalt pesitsusveekogul. Suurem osa asurkonnast rabaveekogudel. Rakendub soolindude kaitseks välja töötatav piirang.
					MP (LR,T)	1	2	1	4	2	2	2	7	11	1	Olulised on ööbimiskogumid ja siirdekoridorid toitumisaladele.
Rabahani	5,8		600		MP (LR)	1		1	2	2	2	1	6	7	1	Olulised on ööbimiskogumid ja siirdekoridorid toitumisaladele.
Suur-laukhani	-		600		MP (LR)	1		1	2	2	2	1	6	7	1	Olulised on ööbimiskogumid ja siirdekoridorid toitumisaladele.
Väike-laukhani	-				MP (LR)	5	3	1	9	2	2	1	6	15	1	Olulised on nii peatumisalad (ööbimispaigad), toitumispõllud kui nendevaheline sidusus.
Hallhani	5,2		500	600	P	3		3	1	1	1	1	4	7	0	Pesitsusalad roostikuga veekogudel ja roostunud laidudel.
					MP (LR)			0	2	2	2	1	6	6	1	Olulised on ööbimiskogumid ja siirdekoridorid toitumisaladele.
Valgepõsk-lagle	3,6		600		P	4	1	1	6	1	1	1	4	10	0	Ainult meresaalte.
					MP (LR)		1	1	2	2	2	1	6	8	1	Olulised on ööbimiskogumid ja siirdekoridorid toitumisaladele.
Mustlagle	-				MP (LR)		1		1	1	1	1	4	5	0	Ainult rannikul.

Punakael-lagle	-		MP (LR)	NA	1	1	2	2	1	1	1	5	7	0	Väikesearvuline, enamasti valgepõsk-lagle parvedes.
<i>Anatidae</i> (partlased)														1	Käsitletakse siseveekogude ujupardikogumeid
Ristpart	-		P	4	1		5	1	1	1	1	4	9	0	Rannikul, rannast eemal asuvad pesapaigad valdavalt hoonetes.
Ristpart			MP (LR)	3	1		4	1	1	1	1	4	8	0	Rannikul.
Viupart	3,8	500	P	4			4	1	1	2	1	5	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	3			3	1	2	2	1	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Rääkspart	2,2	500	P	1			1	1	1	2	1	5	6	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	DD			0	1	2	2	1	6	6	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Piilpart	1,4		P	3			3	1	1	2	1	5	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	1			1	1	2	2	1	6	7	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Sinikael-part	1,5		P	1			1	1	1	2	1	5	6	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	1			1	1	2	2	1	6	7	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Soopart	3,8		P	5	2		7	1	1	2	1	5	12	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	3			3	1	2	2	1	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Rägapart	4,0		P	4			4	1	1	2	1	5	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	DD			0	1	2	2	1	6	6	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Luitsnökk-part	2,5	500	P	3			3	1	1	2	1	5	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	1			1	1	2	2	1	6	7	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Punapea-vart	7,1	500	P	4			4	1	1	1	1	4	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	2			2	1	2	2	1	6	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Tuttvart	4,9		P	1			1	1	1	1	1	4	5	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
			MP (LR)	1			1	1	2	2	1	6	7	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Merivart	6,1		P	5	2		7	1	1	1	1	4	11	0	Meresaaartel.
			MP (LR)	1			1	1	1	1	1	4	5	0	Merel.
Hahk	-		P	5			5	1	1	1	1	4	9	0	Ainult meresaaartel, harva rannikul.
			MP (LR)	4			4	1	1	1	1	4	8	0	Valdavalt merel.
Kirjuhahk	-		MP (T)	4		1	5	1	1	1	1	4	9	0	Ainult merel.
Aul	1,0		MP (T)	2			2	1	1	1	1	4	6	0	Valdavalt merel.
Mustvaeras	1,5	1000	1000	MP (LR)	1		1	1	1	1	1	4	5	0	Valdavalt merel, üle maismaa ränne tuulikutest kõrgemal.
Tõmmuvaeras	5,0			P	5	1		6	1	1	1	4	10	0	Meresaaartel.

Sõtkas	1,6					MP (LR)	2	2	1	1	1	1	4	6	0	Valdavalt merel, üle maismaa ränne tuulikute kõrgeal. Pesitseb valdavalt siseveekogude lähedal, kus tõenäosus tuulepargi rajamiseks väike. Suuremad rände- ja talvituskogumid valdavalt merel.			
		P	1	1	1	1	2	1	5	6	0								
		MP (LR,T)	1	1	2	2	1	1	6	7	0								
		MP (LR, T)	1	2	1	4	1	1	1	1	4	8	0						
Väikekoskel	1,5					MP (LR, T)	1	2	1	4	1	1	1	1	4	8	0	Peipsil ja Võrtsjärvel olulised rändekogumid. Talvitajad merel. Piisab puhvrist, mida rakendatakse rändekoridoride kaitseks.	
Rohukoskel	2,9	500				P	4	4	1	1	1	1	4	8	0	Pesitsusalad seotud saarte ja rannikuga.			
Jääkoskel	3,0					MP	1	1	1	1	1	1	4	5	0	Valdavalt merel.			
		P	1	1	1	1	1	2	5	6	0								
		MP (T)	1	1	1	2	1	1	5	6	0								
Accipitriformes (haukalised)																			
Herilaseviu Must-harksaba	8,2	1000	1000			P	1	1	1	3	2	1	2	2	7	10	0	Kõiki röövlindude käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH/KSH-s	
	-	1000 (3000)	1000			P	4	1	1	6	2	1	3	1	7	13	1		
Puna-harksaba	-	1500 (4000)	1000	3000/5000		P	NA	1	1	2	1	3	1	7	8	1	1	Harksabasid käsitletakse koos (osad linnud hübriidid)	
Merikotkas Roo-loorkull	6,1	3000 (6000)	2000	5000		2000	P	3	3	1	7	2	1	3	2	8	15	1	Pesapaikadele puhver. Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
	2,4	1000	1000			P	1	1	1	3	2	1	2	1	6	9	0		
Välja-loorkull	5,9	1000 (3000)	1000	2000		2000	P	5	1	1	7	2	1	2	1	6	13	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Soo-loorkull	-	1000 (3000)	1000				P	3	1	1	5	2	1	2	1	6	11	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Kanakull	8,3	500				1000	P	3	2	5	2	1	2	2	7	12	1	Pesapaikadele puhver.	
Raudkull	2,8	500					P	1	1	2	2	1	2	2	7	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.	
Hiireviu	9,1	1000					P	1	1	2	2	1	3	2	8	10	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.	
Karvasjalg-viu	5,5					3000	MP (LR, T)	1	1	1	3	2	1	2	1	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Suur-konnakotkas	-	2000				3000	P	5	3	1	9	2	1	3	2	8	17	1	Analüüsida kodupiirkondade suurst Eestis lindudele paigaldatud saatjaandmete järgi.
Väike-konnakotkas	-	6000	2000			2000	P	2	3	1	6	2	1	3	2	8	14	1	Analüüsida kodupiirkondade suurst Eestis lindudele paigaldatud saatjate andmete järgi.

	Kaljukotkas	13,0	3000 (6000)	2000	2500-6000	2000	P	3	3	1	7	3	1	2	3	9	16	1	Analüüsida kodupiirkondade suurus Eestis lindudele paigaldatud saatjate andmete järgi.
	Kalakotkas	2,4	1000 (4000)	1000		2000	P	4	3	1	8	2	1	2	2	7	15	1	Analüüsida kodupiirkondade suurus Eestis lindudele paigaldatud saatjate andmete järgi.
Falconidae (pistrikased)																			
	Tuuletallaja	2,2		1000			P	1	1		2	1	1	3	1	6	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
	Punajalg-pistrik						P	NA	1	1	2	1	1	2	1	5	7	0	Invasioonilind.
	Väikepistrik	2,5		500		1000	P	5	3	1	9	2	1	2	1	6	15	1	Haruldane, soolupaigad kaitstud, muudes elupaikades on vajalik puhvertsoon.
	Lööpistrik	3,0	500 (3000)	1000			P	1	1		2	2	1	2	1	6	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
	Rabapistrik	4,8	1000, lood elupaikades 3000		2000		P	5	3	1	9	1	1	2	1	5	14	0	Ei ole Eestisse uuesti pesitsema asunud.
Charadriiformes (kahlajad kurvitsaliste seltsist)																			
	Naaskelnokk	-					P	3	2	1	6	2	1	1	1	5	11	0	Ainult rannikul.
	Merisk	3,9					P	3			3	2	1	1	1	5	8	0	Valdavalt rannikul.
	Rüüt	2,7	1000 (6000)	500	800	1000	MP (LR)	1			1	1	1	1	1	4	5	0	Valdavalt rannikul.
							P	1	1	1	3	2	2	2	1	7	10	1	Pesitsejaid käsitletakse soolindude hulgas.
							MP (LR)			1	1	2	1	2	1	6	7	0	Põllumaal peatujaid käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
	Plüü	-					MP (LR)		1		1	2	1	1	1	5	6	0	Valdavalt rannikul.
	Kiivitaja	2,9	500 (1000)	500	800		P	1			1	2	1	2	2	7	8	1	Töös käsitletakse soosurkonda (koos teiste sookahlajatega); rannaniiduaurkond kaitstud kaitsealadega ja rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu. Põllumaal pesitsejaid käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
							MP (LR)	1			1	2	1	2	1	6	7	0	Põllumaal peatujaid käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
	Väiketüll	3,6					P	1	1		2	1	1	1	1	4	6	0	Tuuleparkide teed ja platsid loovad uusi elupaiku.
	Liivatüll	2,1					P	1	1		2	2	1	1	1	5	7	0	Valdavalt rannikul.
	Väikekoovitaja	2,5					P	1	1		2	2	1	2	1	6	8	1	Pesitsejad ainult soos.

Suurkoovitaja	3,4	500 (1000)	500	800	1000	P	4	1	5	3	2	2	2	9	14	1	Töös käsitletakse soosurkonda (koos teiste sookahlajatega); rannaniiduasurkond kaitstud kaitsealadega ja rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu. Põllumaal pesitsejaid käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.	
Mustsaba-vigle	5,8	500 (1000)	500		1000	P	3	2	5	2	1	1	1	5	10	1	Töös käsitletakse soosurkonda (koos teiste sookahlajatega); rannaniiduasurkond kaitstud kaitsealadega ja rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.	
Vöötsaba-vigle	1,0					MP (LR)		1	1	2	2	1	1	1	5	7	0	Valdavalt rannikul.
Kivirullija	-					P	5	2	7	1	1	1	1	4	11	0	Väikestel meresaartel ja harva rannikul.	
Suurrüdi	-					LR			0	1	1	1	1	4	4	0	Valdavalt rannikul, kaitstud rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.	
Tutkas	5,9		500			P	5	3	8	2	1	1	1	5	13	1	Käsitletakse soolindude hulgas. Pesitsusalad rannaniitudel kaitstud.	
						MP (LR)	2	3	5	2	1	2	1	6	11	0	Põldudel ei ole rändepeatuspaid püsivad, kuna sõltuvad maakasutusest.	
Niidurüdi	5,1		500	800		P	4	3	1	8	2	1	2	1	6	14	1	Töös käsitletakse soosurkonda (koos teiste sookahlajatega); rannaniiduasurkond kaitstud kaitsealadega ja rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.
Tundrarüdi	1					MP (LR)	1		1	2	1	2	1	6	7	0	Valdavalt rannikul, kaitstud rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.	
teised rüdid						LR			0	2	1	1	1	5	5	0	Valdavalt rannikul, kaitstud rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.	
Vihitaja	2,3					P	1		1	1	1	1	1	4	5	0	Kraavide, ojade, järvede kaldad, mererannik.	
Metstilder	2,8					P	1		1	2	1	1	2	6	7	0	Väikeveekogud metsas, jõgede-järvede kaldad.	
Heletilder	3,0					P	3	1	4	2	1	2	1	6	10	1	Pesitsejad ainult soos.	
Mudatilder	3,0		500			P	1	1	1	3	2	1	1	1	5	8	1	Pesitsejad ainult soos.
Punajalg-tilder	3,1	500 (1000)	500	800		P	3	1	4	2	1	2	1	6	10	1	Töös käsitletakse soosurkonda (koos teiste sookahlajatega); rannaniiduasurkond kaitstud rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.	

	teised tildrid				MP (LR)		0	2	1	1	1	5	5	0	Valdavalt rannikul, kaitstud rändekoridoride kaitse kriteeriumi kaudu.				
	Mudanep	1,8			P	4	2	6	2	1	1	1	5	11	0	Pesitsuselupaigad soodes kaitstud, regulaarsete rändeagsete peatumisalade määramiseks andmeid vähe.			
	Metskurvits	3,6	500		P	1		1	2	1	2	1	6	7	0	Kokkupõrkealdis, aga peamised elupaigad (sood, luhad, märjad rannaniidud) suuremas osas kaitstud. Eeluuringu tulemuste alusel käsitleda KMH-s/KSH-s.			
	Tikutaja	2,7	500 (1000)	500	P	4		4	2	1	3	1	7	11	0				
	Rohunep	-		500	P	3	2	1	6	2	1	1	2	6	12	1	Ebasoodsas seisundis liik, elupaigad väljaspool kaitstavaid alasid ohustatud. Elupaigamudel.		
Sternidae (tiirlased)																			
	Väiketiir	14,0		1000	P	3	1	1	5	1	1	2	1	5	10	0	Sisemaal ei pesitse, ranniku üksikutes pesitsuspaikades kaitseb rannajoonele moodustatav puhver. Ainult saartel.		
	Räusk	5,3			P	3	2	1	6	1	1	2	1	5	11	0	Koloniatega siseveekogude ümber puhver. Ainult saartel.		
	Mustviies	8,8		1000	P	4	1	1	6	1	1	2	1	5	11	1			
	Tutt-tiir	-			P	1	2	1	4	1	1	2	1	5	9	0	Ainult saartel.		
	Jõgitiir	3,2		1000	2000	1000	P	1	1	1	3	1	1	2	1	5	8	1	Koloniatega siseveekogude ümber puhver, üksikpaaridega ja katustel pesitsjatega ei tegele.
	Randtiir	4,5			P	1	1	1	3	1	1	2	1	5	8	0	Rannikul.		
Laridae (kajaklased)																			
	Väikekajakas	2,4		1000	koloniate ümber 1000 (3000)	P	4	2	6	1	1	2	1	5	11	1	<i>Langston ja Pullan (2003) ei olnud rühma esitanud</i>		
	Naerukajakas	4,7		1000	1000	P	3		3	1	1	3	1	6	9	1	Koloniatega siseveekogude jm märgalade ümber puhver.		
	Kalakajakas	5,9		1000		P	3		3	1	1	3	1	6	9	0	Koloniat ka siseveekogudel, käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.		
	Tõmmukajakas	10,2				P	5	2	7	1	1	2	1	5	12	0	Valdavalt merel.		
	Hõbekajakas	7,1		1000		P	3		3	1	1	3	1	6	9	0	Valdavalt merel, kuid ka jäätmejaamades		
	Merikajakas	5,0				P	3		3	1	1	2	1	5	8	0	Siseveekogudel, kuid ka jäätmejaamades		
Columbiformes (tuvilised) (Langston & Pullan 2003 ei olnud)																			
	Kodutuvi	3,8				P, T	NA		0	1	1	2	1	5	5	0			
	Õõnetuvi	3,0		500		P	2	1	3	2	1	2	1	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.		

	Kaelustuvi	3,4		100		MP (LR)	1	1	1	1	2	1	5	6	0				
						P	1	1	1	1	2	1	5	6	0				
	Kaelus-turteltuvi	12,6				MP (LR)	1	1	1	1	2	1	5	6	0				
						P, T	2	2	1	1	2	1	5	7	0				
	Turteltuvi	-		500		P	5	5	2	1	2	1	6	11	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.			
<i>Alcidae</i> (alklased)																			
<i>Strigiformes</i> (kakulised)																			
	Kassikakk	9,7	1000 (3000)		1000	P	5	3	1	9	2	1	2	2	7	16	1	Ohustatud, vähestes elupaikades. Puhvrid + elupaigamudel.	
	Värbkakk	5,1				P	1	1	1	3	2	1	2	1	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.	
	Kodukakk	2,4				P	3	1		4	1	1	2	1	5	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.	
	Händkakk	4,9				P	3	1	1	5	2	1	2	2	7	12	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.	
	Habekakk	4,4			1000	P	5	3	1	9	2	1	2	2	7	16	1	Puhvrid	
	Kõrvukräts	2,6		500		P	1			1	1	1	2	1	5	6	0	Valdavalt külamaastikus	
	Sooräts	4,4	1000 (3000)	500		P	4	2	1	7	1	1	2	1	5	12	0	Elupaikade asustatus ebajärjekindel, elupaigamudeli koostamiseks andmeid liiga vähe. Rannaniitudel ja laidudel pesitsejad kaitstud.	
	Karvasjalg-kakk	3,9				P	3	2	1	6	2	1	2	2	7	13	1	Puhver ümber pesitsuselupaiga	
<i>Caprimulgiformes</i> (öösorrilised)																			
	Öösorr	5,0	500 regul. pes. paikadest	200	1000-2500	P	1	1	1	3	2	1	1	2	6	9	0	<i>Langston ja Pullan (2003) ei olnud rühma esitanud</i> Rabaelupaigad suuremas osas kaitstud, majandusmetsas peamiselt lageraielankide servas. Käsitleda eeluuringus ja KMH-s/KSH-s.	
<i>Galliformes</i> (kanalised)																			
	Põldvutt	5,4				P	2			2		1	1	1	5	7	0	<i>Langston ja Pullan 2003 oli Tetraonidae (metsislased)</i> Negatiivset mõju liigile on kirjanduse andmeil näidatud, aga arvukus fluktuuerub ja elupaigad aastati vahelduvad sõltuvalt põllukultuurist jm.	
	Laanepüü	4,8			1000	P	3	1	1	5	2	1	2	2	7	12	1	Teadaolevad elupaigad + mudel	
	Rabapüü	4,3			1000	P	5	3		8	2	1	1	1	5	13	0	Leiukohtade arv väike ja seal kaitse tagatud.	
	Teder	6,8		1000	1500	1000	P	4	1	1	6	3	1	2	2	8	14	1	Teadaolevad elupaigad + mudel
	Metsis	6,6			1000	P	3	2	1	6	3	1	2	2	8	14	1	Teadaolevad elupaigad + mudel + elupaikade sidusus.	
	Nurmkana	5,3			500	P	3			3	1	1	2	1	5	8	0		
<i>Gruiformes</i> (kurelised)																			
<i>Langston ja Pullan 2003 oli Gruidae (kurglased)</i>																			

Rooruik	1,7					P	1	1	2	1	1	1	1	4	6	0	Valdav osa pesitsuselupaiku kaitstud, käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s	
Täpikhuik	1,3					P	4	1	1	6	1	1	1	1	4	10	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Väikehuik	-					P	4	2	1	7	1	1	1	1	4	11	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Rukkirääk	1,5	500	500	850	800	P	1	1	1	3	2	1	1	1	5	8	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Tait	3,6					P	3	1		4	1	1	1	1	4	8	0	Pesitseb väikeveekogudel, ei ole tuuleparkide poolt ohustatud.
Lauk	5,3					P	3			3	1	1	1	1	4	7	0	Ei ole tuuleparkide poolt ohustatud.
Sookurg	6,2	500	2000			P	1	1	1	3	2	1	2	1	6	9	0	Suuremate soode asurkond käsitletud soolindude hulgas. Väikeste märgalade linde käsitleda eeluuringu alusel KMH-s/KSH-s.
						MP (LR)		1	1	2	2	2	2	1	7	9	1	Olulisemad ööbimispaigad ja siirdekoriidid.
<i>Otididae</i> (traplased)																	0	Eksikülalised.
<i>Piciformes</i> (rähnilised)																		<i>Langston ja Pullan (2003) ei olnud rühma esitanud</i>
Väänkael	3,3					P	1	1		2	1	1	1	1	4	6	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Hallpea-rähn	1,4					P	1	1	1	3	2	1	1	2	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Musträhn	4,4					P	1	1	1	3	2	1	1	2	6	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Suur-kirjurähn	2,2					P	1			1	1	1	1	1	4	5	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Tamme-kirjurähn	-					P	2	1	1	4	1	1	1	2	5	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Valgeselg-kirjurähn	3,3					P	1	2	1	4	2	1	1	2	6	10	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Väike-kirjurähn	2,1					P	3	1		4	1	1	1	2	5	9	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s.
Laanerähn	2,4					P	3	2	1	6	2	1	1	2	6	12	0	Käsitleda eeluuringu tulemuste alusel KMH-s/KSH-s.
Värvulised, eriti öörandurid																	1	Värvulisi käsitleda rühmana, üle-eestiliselt oluline on rändeaspekt. Ohustatud ja kaitstavate haudelinnuliikidega tuleb tegeleda plan/proj eeluuringu ja KMH/KSH käigus.
Pöldtsiitsitaja	8,6		500			P	5	2	1	8	2	1	2	2	7	15	1	Puhver.

Lisa 3. Tuugenid ja linnud - kirjanduspõhine ülevaade (Marko Mägi)

(eraldi dokumendina .docx formaadis)

Lisa 4. Liigiülevaated koos soovitatavate kaitsemeetmetega

Lisa 4.1. Merikotkas (*Haliaeetus albicilla*)

Staatuse, arvukus, trendid
<p>Haudelind, läbirändaja, talvitaja.</p> <p>Kevadränne märtsis ja aprilli I dekaadil, sügisränne oktoobris (Nellis, Volke, 2018).</p> <p>Arvukus: 290-330 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p>Pikk ja lühike trend Eestis: pesitsejate arvukus on tugevalt tõusnud (Elts et al., 2019b).</p> <p>Talvine arvukus: 1000-1500 isendit, pikk ja lühike trend – tugev tõus (Elts et al., 2019b).</p>
Kaitse, ohustatus
<p>linnudirektiivi I lisa: jah</p> <p>Eesti: I kaitsekategooria liik</p> <p>Eesti punane nimestik: ohualdis (VU; Elts et al. 2019a).</p> <p>IUCN globaalne, Euroopa, EL: globaalselt ja Euroopas soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).</p>
Elupaigad
<p>Merikotkas pesitseb vanades metsades, eelistades vähemalt 100-aastasi männikuid ja segametsi ning lehtmetsadega piirkondades vanu haavikuid (Nellis, Volke, 2018). Lageraielankide säilikpuudel on 10% pesadest, vahetult langi servas veel 10% pesadest. Lanke ei saa pidada merikotkale eelistatud ega ka optimaalseks pesapaigaks, kuna keskmine sigimisedukus oli langi säilikpuudel asuvates pesades 30% väiksem kui muude asukohtadega pesades (Keskkonnaamet, 2019).</p> <p>Merikotkas on rööv- ja raipetoiduline ning kleptoparasit. Tema saak on peamiselt kala, kuid ka veelinnud ja harvem imetajad (Keskkonnaamet, 2019). Toitumisalad on veekogud, millest pesad asuvad 0-19 km kaugusel, keskmiselt 2 km kaugusel (Nellis, 2015).</p>
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
<p>Merikotka koduterritooriumi suuruseks pesitsusperioodil hinnati Saksamaal Schleswig Holsteinis 62±35 km² (raadiusena pesast 4,44 km); kusjuures pesa kaugus jahialast oli 0-5 km, maksimaalselt 13 km kaugusel (Struwe-Juhl 1996, ref Keskkonnaamet, 2019). Uuema Saksamaa uuringu järgi olid kaheksa pesitseva vanalinnu kodupiirkondade suurus vahemikus 6–392 km² (raadiusena pesast on see 1.38-11.17 km), erinevast soost lindude kodupiirkonna suurus ei erinenud ja asukohapunktide keskmine kaugus pesast oli 3325 (SD 1572) meetrit ning kotkad tuulepargile lähemal kui 3 km paiknes 25,4% (SD 19,9) asukohapunktidest (Krone, Treu 2018). Avaldamata andmed kahe pesitseva merikotka kohta Soomes näitavad, et 95% asukohapunktidest olid vahemikus 11.8 ja 13.2 km nende pesadest. Asukohapunktid olid peamiselt veekogude kallastelt või nende lähedusest, samas suurt osa veekogudeta alast kodupiirkonnas ei kasutatud (Ekblad et al., 2020).</p>
Tundlikkus tuuleparkide suhtes
<p>Hukkumisrisk ja selle olulisus</p> <p>Arvestades erinevate linnuliikide asustustihedusi, on tuuleparkide põhjustatud merikotkaste suremus Euroopa röövlindude hulgas kõrgemaid (Krone & Treu, 2018). 2021. aasta maikuu seisuga oli Saksamaal registreeritud 211 merikotka kokkupõrget tuulikutega, mujal Euroopas, peamiselt põhjamaades lisaks veel 177 (Langgemach & Dürr, 2021), sh Soomes 2018. aasta seisuga 18 isendit (Tikkanen et al., 2018). Kõige rohkem</p>

kokkupõrkeid toimub aprillis ja mais ning enam kui pooled tuulikuohvritest on vanalinnud (Bevanger et al. 2010). Merikotkaste kokkupõrkeid tuulikutega on täpsemalt uuritud Smøla saarel Norras. Peale tuulepargi ehitamist langes oluliselt merikotkaste sigimisedukus ja osa pesitsusterritooriume jäi tühjaks. Seda seostati nii merikotkaste kõrge hukkumissageduse kui suurenenud häirimisega tuulepargi alal ja selle lähikonnas (Dahl et al. 2012). Leiti, et merikotkad ei väldi tuulepargi alal lendamist ja esines selge positiivne seos lennuaktiivsuse ja hukkumissageduse vahel (Dahl et al. 2013; May et al. 2013).

Populatsioonimudel näitas, et asurkonna arvukust kõige suuremal määral mõjutav tegur oli vanalindude elumus (Nygård et al., 2017).

Soomes peetakse merikotkast tuulikutega kokkupõrke riski osas haudelindude hulgas tunduvalt kuuendaks ja tuugenite koondmõju liigile on hinnatud keskmiseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 6,1 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al. 2021). Soome mittesuguküpsed merikotkad lendasid maismaa kohal 28% ja mere kohal 19% ajast riskantses kõrgusvahemikus 50–200 m (Tikkanen et al., 2018) ja on selgunud, et metsa ehitatud tuulikute puhul on merikotkaste, metsakanaliste ja kajakate hukkumiskõrgem kui teistel linnuliikidel (FCG 2017, 2018).

Leedus on tuulikute põhjustatud hukkumiskõrgem ja liigi looduskaitse olulisuse tõttu ei soovitata tuulikuid ehitada 2000 m raadiusesse liigi elupaigast (Morkūnė et al., 2020).

Saksamaal ei soovitata tuulikuid ehitada 3000 m raadiuses pesast ja tähelepanu vajavaks alaks peetakse 6000 m raadiusega ala pesa ümber (LAG VSW 2014). Kokkupõrkerisk on kõrge ka väljaspool 6 km raadiust (Langgemach & Dürr 2021). Põhja-Saksamaa uuringust selgus, et merikotkaste hukkumissagedus suurenes tuulikute tiheduse suurenemisega ja seos oli võimendatud kõrge kvaliteediga elupaikadega aladel (Heuck et al., 2019).

Eesti tuuleparkides on teadaolevalt hukkunud neli merikotkast³⁵. See moodustab 5,6% kõigist Eestis registreeritud tuulikuohvritest ja 57% tuuleparkides hukkunud röövlindudest. Kolm neist olid vanalinnud, üks aga immatuurne isend. Üks vanalindudest pesitses kaheksa kilomeetrit tuulepargist eemal asuvas pesas, teiste vanalindude seos pesapaikadega on teadmata.

Merikotka kaitse tegevuskava (Keskkonnaamet, 2018a) järgi ei tohi tuuleparke rajada kotkaste pesadele lähemale kui 2 km ja olulistele toitumisaladele lähemale kui 1 km (rannikud, märgalad, järved).

Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused

Norra Smøla tuulepargis ja lähialal on leitud, et osa merikotkaste pesitsusterritooriume jäi peale tuulepargi ehitamist asustamata, ilmselt vanalindude hukkumise või suurenenud häirimise tõttu. Kui ala on kotkastele endiselt atraktiivne ja sinna asuvad uued linnud, suureneb neil hukkumiskõrgem ja kaasneb kõrgem suremus kui oleks muudel aladel, mistõttu tuulepargist ja selle lähialast võib saada asurkonnale läte asemel mülgas. Merikotkaste pesitsusedukus oli madalam ka 3 km kaugusel tuulikute (Dahl et al., 2012). Elupaikade muutmine ja häirimine tuuleparkides ja nende lähikonnas on ilmselt olulisem kui tuulikud ise (Langgemach & Dürr, 2021). Soomes leiti, et merikotkaste sigimisedukus oli positiivses seoses pesa kaugusega tuulikute ja pesitsusterritooriume, kus pesa asus lähemal kui 4 km tuulikust, oli sigimisedukus madalam kui 60%, mida peetakse Läänemere äärsel merikotkapopulatsiooni jaoks merekeskkonna hea seisundi künnisväärtuseks (Balotari-Chiebao et al., 2016). Samas uuringus leiti, et pesitsusterritooriumite (ja pesade) asustatud tuuleparkidega seotud häirimine ei mõjutanud. Tõsi, ühtegi pesa ei asunud tuulikutele lähemal kui 500 m ja ainult 3% pesadest asus kuni 1 km tuulepargist (Balotari-Chiebao et al., 2016).

Toitumisalal ei ole tuulikute vältimist täheldatud (Bevanger et al., 2010).

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

³⁵ Üks merikotkas ei hukkunud, vaid sai taastumatu tiivavigastuse ja peale ravi teda loodusesse ei lastud.

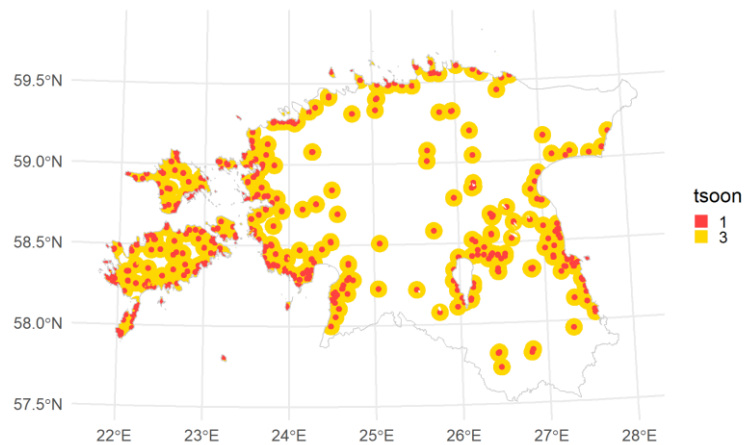
Olulisim on pesapaikade ja peamiste toitumisalade vahele tuulikuid mitte püstitada (Krone & Treu, 2018).

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel

Eestis pesitsevate merikotkaste kohta GPS-GSM saatjate abil saadud andmeid ei ole ja lähtuda tuleb liigi tundlikkusest ning rahvusvahelisest kogemusest ja soovitustest. Teaduskirjandusele põhinev soovitus on vältida tuulikute rajamist lähemale kui 3 km pesast (LAG VSW, 2014; Krone & Treu, 2018). Arvestades liigi soodsale lähenevat seisundit Eestis ja jätkuvalt head sigimisedukust, on asjakohane lähtuda liigi kaitse tegevuskavas esitatud soovitusest vältida tuuleparkide rajamist kotkapesadele lähemale kui 2 km.

Tsoneering koosneb kahest osast.

- Tsooni 1 arvatakse alad lähtuvalt järgnevast: EELIS kehtivate leiukohtade (pesapunktid) ümber puhver raadiusega 2 km.
- Tsooni 3 arvatakse alad lähtuvalt järgnevast: 4 km puhver tsooni 1 ümber - tähelepanu vajav ala, eriti kui 2-6 km vahemikus toimuvad regulaarsed toitumislennud.



Joonis L4.1.1. Tsoonide kaart: merikotkas.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Brommer J E, Niinimäki T, Laaksonen T (2016). Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation*, 19(3), 265–272.

<https://doi.org/10.1111/acv.12238>

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73

<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

Bevanger K, Berntsen F, Clausen S, Dahl E, Flagstad Ø, Follestad A, ... Vang R (2010). Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. 152 pp.

Ekblad C, Tikkanen H, Sulkava S, Laaksonen T (2020). Diet and breeding habitat preferences of White-tailed Eagles in a northern inland environment. *Polar Biology* 43(12): 2071–2084. <https://doi.org/10.1007/s00300-020-02769-1>

- Dahl E L, Bevanger K, Nygård T, Røskaft E, Stokke B G (2012).** Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145(1), 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.012>
- Dahl E L, May R, Hoel P L, Bevanger K, Pedersen H C, Røskaft E, Stokke B G (2013).** White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 66–74. <https://doi.org/10.1002/wsb.258>
- Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a).** Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>
- Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b).** Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf
- FCG. (2017).** Kalajoki-Pyhäjoki tuulivoimapuistot. Linnustovaikutusten seuranta 2016. <https://pohjois-pohjanmaa.fi/wp-content/uploads/2020/08/5327.pdf>
- FCG. (2018).** Kalajoki-Pyhäjoki tuulivoimapuistot. Linnustovaikutusten seuranta 2017. <https://pohjois-pohjanmaa.fi/wp-content/uploads/2020/08/6168.pdf>
- Fielding A H, Anderson D, Benn S, Dennis R, Geary M, Weston E, & Whitfield D P (2021).** Non-territorial GPS-tagged golden eagles *Aquila chrysaetos* at two Scottish wind farms: Avoidance influenced by preferred habitat distribution, wind speed and blade motion status. *PLoS ONE*, 16(8 August), 1–26. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254159>
- Heuck C, Herrmann C, Levers C, Leitão P J, Krone O, Brandl R, Albrecht J (2019).** Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white-tailed eagle. *Biological Conservation*, 236(April), 44–51. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.018>
- IUCN (2021).** The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)
- Keskkonnaamet (2019).** Merikotka (*Haliaeetus albicilla*) kaitse tegevuskava. 54 lk. <https://keskkonnaamet.ee/media/713/download>
- Krone O, Treu G (2018).** Movement patterns of white-tailed sea eagles near wind turbines. *Jour. Wildl. Mgmt.*, 82: 1367-1375. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21488>
- LAG VSW (2014).** Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brut - plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51(April), 15–42.
- Langgemach, T, Dürr T (2021).** Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Staatliche Vogelschutzwarte. Retrieved from <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf>
- May R, Nygård T, Dahl E L, Bevanger K (2013).** Habitat utilization in white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the displacement impact of the Smøla wind-power plant. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), 75–83. <https://doi.org/10.1002/wsb.264>

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. PLoS ONE 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Nellis R. (2015). Merikotka kaitse tegevuskava rakendamine: liigi elupaigavaliku muutuste ja elektriliinide ohtlikkuse analüüs. Kotkaklubi, 20 lk.

Nellis R, Volke V (2018). Merikotkas. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.

Nygård T, Dahl E L, Flagstad Ø, Falkladen U, Stokke B G, May R. (2017). Where eagles dare: understanding collision risks, behavioural patterns and population impacts of white-tailed eagles at Smøla Windfarm, Norway. In: Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts, 6-8 Sept. 2017, Estoril, Portugal, Book of Abstracts: 64-65. <https://www.golan.org.il/files/openareas/ruah/portu.pdf>

Tikkanen H, Balotari-Chiebao F, Laaksonen T, Pakanen V M, Rytönen S (2018). Habitat use of flying subadult white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*): Implications for land use and wind power plant planning. *Ornis Fennica*, 95(4), 137–150.

Watson J W, Duff A A, & Davies R W (2014). Home range and resource selection by GPS-monitored adult golden eagles in the Columbia Plateau Ecoregion: Implications for wind power development. *Journal of Wildlife Management*, 78(6), 1012–1021. <https://doi.org/10.1002/jwmg.745>

Lisa 4.2. Kaljukotkas (*Aquila chrysaetos*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Haudelind, läbirändaja, talvitaja.</p> <p>Kevadränne märtsis ja aprilli I dekaadil, sügisränne septembri kolmandal dekaadil ja oktoobris (Sein, 2018).</p> <p>Arvukus: 60-65 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p>Pikk ja lühike trend Eestis: pesitsejate arvukus on mõõdukalt tõusnud (Elts et al., 2019b).</p> <p>Talvine arvukus: 200-250 isendit, pikk ja lühike trend – mõõdukas tõus (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p>linnudirektiivi I lisa: jah</p> <p>Eesti: I kaitsekategooria liik</p> <p>Eesti punane nimestik: ohualdis (VU; Elts et al., 2019a).</p> <p>IUCN globaalne, Euroopa, EL: globaalselt ja Euroopas soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Eelistavad pesitseda suurte soode servametsades või soosaartel inimasustusest ja teedest kaugel (Keskonnaamet 2018). Soode pindala vahemik, kus liik pesitseb, ulatub 292-9331 ha (keskmiselt 1755 ha). Suursoode ning soostike eelistamist kinnitab asjaolu, et soode osatähtsus 2 km raadiuses ümber pesapaiga on keskmiselt 58% (min 19%, maks 96%) ning 5 km raadiuses 34% (min 7%, maks 75%) (Sein, 2018). Sobival maastikul paiknevad erinevate paaride asustatud pesad teineteisest keskmiselt 10 km kaugusel (Sein, 2005).</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Kaljukotka kodupiirkonna (pesitsuselupaik ja peamine toitumisala) moodustavad pesast 5 km raadiusesse jäävad looduslikud ja poollooduslikud elupaigad (Keskonnaamet, 2018).</p> <p>Rootsis on kaljukotkaste kodupiirkonna tuumikala (50% ala kasutusest) suurus 5 kuni 30 km² (raadiusena pesast 1262-3091 m), laiendatud kodupiirkond (95% kasutusest) vahemikus 30 kuni 70 km² (raadiusena pesast 3091-4722 m). Isas- ja emaslindude kodupiirkondade suurus ei erinenud (Singh et al., 2016). USA-s on selgitatud, et kui tahetakse kaitsta kaljukotka esinduslikku kodupiirkonda (99% saatjalindude lokatsioonidest), tuleb pesa ümber asuvaks puhvriks arvestada 12,8 km raadiusega ala, vähem konservatiivse lähenemise puhul (95% kodupiirkonnast) 9,6 km raadiusega ala. Vältimatult tuleb säilitada kodupiirkonna tuumala (50%) terviklikkus pesast 3,2 km raadiuses (Watson et al., 2014).</p> <p>Kaljukotkad kasutavad kodupiirkonna osi erineval määral, eelistades jahialadena avatud maastikke, kus saakloomade märkamine on lihtsam (Marzluff et al., 1997).</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p>Hukkumisrisk ja selle olulisus</p> <p>Kaljukotka suremuse suurenemise demograafilised tagajärjed eeldatakse olevat märkimisväärsed, kuna liigi asurkonnad on tundlikud ka väikestele muutustele elumuse parameetrites. USA California tuuleparkides hukkunud kaljukotkaste geeniuuring näitas, et vähemalt 25% hukkunud lindudest olid hiljuti asurkonnaga ühinenud immigrandid, kes suuremas osas pärinesid rohkem kui 100 km eemal asuvatelt aladelt. Seega oli kaljukotka kohaliku asurkonna stabiilse arvukuse taganud sisseränne ja tuuleparkide poolt põhjustatud suremus tuli lugeda aditiivseks (täiendavaks), mida kohalik asurkond ei suuda kompenseerida (Katzner et al., 2017).</p> <p>Soomes peetakse kaljukotkast tuulikutega kokkupõrke riski osas haudelindude hulgas kõige tundlikumaks ja tuugenite koondmõju liigile on hinnatud suureks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 13,0 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021).</p>

Leedus on tuulikute põhjustatud hukkumisriski hinnatud kõrgeks ja liigi looduskaitse olulisuse tõttu ei soovitata tuulikuid ehitada 2000 m raadiusesse liigi elupaigast ([Morküné et al., 2020](#)).

Saksamaal ei soovitata tuulikuid ehitada 3000 m raadiuses pesast ja tähelepanu vajavaks alaks peetakse 6000 m raadiusega ala pesa ümber ([LAG VSW, 2014](#)).

Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused

Kaljukotkad väldivad tuulepargi ala üsna efektiivselt. Shotimaa kahe tuulepargi ümbruses mittepesitsevate kaljukotkaste GPS-märgistatud lindude abil läbi viidud uuring andis tulemuse, et keskmine saatjaga linnu kaugus lähima tuuliku gondlist oli 679 ± 233 m (293–990 m, $n=17\ 340$) ja tuuleparkide sees lendasid kaljukotkad väga harva ([Fielding et al., 2021](#)). See vähendab lindude hukkumisriski, kuid samas tähendab elupaiga (näiteks toitumisala) kadumist liigi jaoks.

Elupaikade pindalaline kadu (tuulikute, teenindusplatside ja –teede) alla jääv pindala ei pruugi olla olulise suurusega, kuid tuulikutega kaasneb kaudne elupaiga kadu (kvaliteedi langus), mis on põhjustatud häirimisest. Kaljukotkas on Eesti inimpeglisem kotkaliik. Asustatud kaljukotkapesast paiknes lähim sõidetav (pinnatud) tee keskmiselt 1,8 km (0,3 kuni 3,5 km) ning aastaringselt asustatud elamu 2,8 km (0,7 kuni 4,8 km) kaugusel ([Sein, 2005](#)). Tuulepark on inimtekkeline rajatis, mille tööks on vajalik korralik juurdepääsutee ja regulaarselt toimuvad sõidud tuulikute hooldamiseks ja remondiks, mis lisab piirkonda häirimist.

Hispaanias on rõhutatud, et kui tuulepargid ehitatakse kotkaste poolt hüljatud pesitsusterritooriumite lähedusse, võib see vähendada pesitsusala kvaliteeti ja alandada tõenäosust, et linnud need kunagi taas asustavad (sellega väheneb ka liigi arvukuse taastumise väljavaade) ([Martínez et al., 2010](#)).

Kaljukotka kaitse tegevuskava (Keskkonnaamet, 2018a) näeb ette, et tööstuslike elektrituulikute püstitamine pesitsusterritooriumi tuumalas viib kaljukotka pesitsusterritooriumi hülgamiseni kaljukotka poolt. Väljaspool tuumala kasutab kaljukotkas erinevaid maastikke valikuliselt ning kodupiirkonnas on võimalik kaaluda tuulikute püstitamist vaid elupaikadena mittekasutatavatele kõlvikutele. Ka suurtel looduslikus seisundis sooladel ning nende ümbruses tuleks vältida tuulikute rajamist.

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

Kaljukotka peamised toitumisalad (Eestis lagesood ja selle lähedased kultuurmaad ja luhad) peavad jääma tuulikute vabaks. Kui kotkapaari toitumisalade hulka kuulub mitu erinevat sood, ei tohi tuulikuid püstitada ka nende soode vahele.

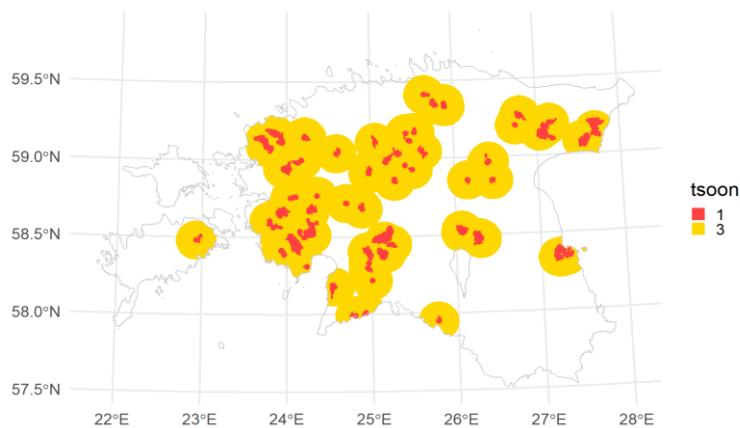
Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tzoneeringu koostamisel

Eestis kogutud saatjaandmete järgi on kaljukotka pesitsusterritooriumi tuumala (50% kodupiirkonnast) keskvärtus raadiusena on 4,8 km ümber pesa (lisa 6 tabel L6.2.). Arvestades, et kodupiirkonna kasutamine kaljukotka poolt on tugevalt ebasümmeetriline („väljavenitatud“ toitumisalade suunas), on otstarbekohane piiritleda pesa ümber 2 km tsoon, mida laiendada EELISesse kantud elupaigaareali võrra. Kaljukotka kaitse tegevuskava ([Keskkonnaamet, 2018](#)) annab elupaiga piiritlemiseks konkreetseid juhised, mida on keskkonnaregistrisse kandmisel ka järgitud: „Elupaik peab hõlmama pesapaiga vanametsa osa minimaalselt 500 m raadiuses ja lisaks veel terviklikult pesasoo, mille ääres või lähistel pesapaik paikneb. Kui pesasoo on üks osa suuremast soostiku massiivist, tuleb konkreetse paari elupaigana käsitleda pesast vähemalt 5 km raadiuses olevat soola.“

Tsoon 1 – 2 km raadius EELIS pesapunktist + elupaigapolügoon EELISes (tuulikuid ei ehitata).

Tsoon 2 – ei määrata.

Tsoon 3. Enamust toitumisalasid hõlmab 95% kodupiirkonnast, selle keskvärtus raadiusena on 14 km ümber pesa (lisa 6 tabel L6.2.). Selles piirkonnas tuleb uurida, kas sinna jääb olulisi toitumisalasid.



Joonis L4.2.1. Tsoonide kaart: kaljukotkas.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73

<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

Fielding A H, Anderson D, Benn S, Dennis R, Geary M, Weston E, & Whitfield D P (2021). Non-territorial GPS-tagged golden eagles *Aquila chrysaetos* at two Scottish wind farms: Avoidance influenced by preferred habitat distribution, wind speed and blade motion status. *PLoS ONE*, 16(8 August), 1–26.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254159>

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Katzner, T. E., Nelson, D. M., Braham, M. A., Doyle, J. M., Fernandez, N. B., Duerr, A. E., ... DeWoody, J. A. (2017). Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Conservation Biology*, 31(2), 406–415. <https://doi.org/10.1111/cobi.12836>

Keskonnaamet (2018). Kaljukotka (*Aquila chrysaetos*) kaitse tegevuskava. 42 lk.

<https://keskkonnaamet.ee/media/697/download>

LAG VSW (2014). Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brut - plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51(April), 15–42.

Martínez J E, Calvo J F, Martínez J A, Zuberogitia I, Cerezo E, Manrique J, ... Motos, J (2010). Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 19(13), 3757–3767. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9925-7>

Marzluff J M, Knick S T, Vekasy M S, Schueck L S & Zarriello T J (1997). Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in southwestern Idaho. *Auk* 114: 673–687.

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Sein, G (2005). Kaljukotka elupaigad Eestis ning nende metsamajanduslik analüüs. Tartu. Lõputöö EMÜ Metsakasvatuse osakonnas.

Sein G (2018). Kaljukotkas. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.

Singh N J, Moss E, Hipkiss T, Ecke F, Dettki H, Sandström P, ... Hörnfeldt B (2016). Habitat selection by adult Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during the breeding season and implications for wind farm establishment. *Bird Study*, 63(2), 233–240. <https://doi.org/10.1080/00063657.2016.1183110>

Watson J W, Duff A A, & Davies R W (2014). Home range and resource selection by GPS-monitored adult golden eagles in the Columbia Plateau Ecoregion: Implications for wind power development. *Journal of Wildlife Management*, 78(6), 1012–1021. <https://doi.org/10.1002/jwmg.745>

Lisa 4.3. Kalakotkas (*Pandion haliaetus*)

Staatuse, arvukus, trendid
Rändlind (saabub aprillis, lahkub august-oktoober) Arvukus: 90–100 pesitsevat paari (Elts et al. 2019b). Pikk trend: arvukus tõuseb (Elts et al. 2019b). Lühike trend Eestis: tõuseb (Elts et al. 2019b).
Kaitse, ohustatus
linnudirektiivi I lisa: jah Eesti: I kaitsekategooria Punase nimestiku ohustatus Eestis: hetkel väljasuremisohus (EN) (Elts et al., 2019a). IUCN globaalne, Euroopa, EL: globaalselt ja Euroopas soodas seisus (LC; IUCN, 2021)
Elupaigad
Pesitsuspaigad sood või mets (seemnepuudega), toitumisalad on suuremad veekogud, millest kala saab püüda.
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
Kalakotka kodupiirkond koosneb pesitsusterritooriumist ja toitumisterritooriumist. Pesitsusterritoorium asub pesa ümber ja seda on kirjeldatud kui 50% KDE (<i>Kernel Density Estimation</i>) meetodiga määratud asukohtadest ja saadud keskmiselt 20,4 km ² . Sellel alal ei pruugi asuda toitumisveekogusid. 75% asukohtadest kirjeldab hästi ka toitumisterritooriumi, sest hõlmab regulaarselt kasutatavad veekogud, aga jätab välja mitteregulaarsed lennud. Toitumisterritooriumi suuruseks on saadud Eestis keskmiselt 60 km ² (Kirss, 2020).
Tundlikkus tuuleparkide suhtes
<i>Hukkumisrisk ja selle olulisus</i> Soomes on tuugenite mõju liigile hinnatud väikeseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 2,4 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021). See on oluliselt väiksem kui röövlindudel keskmiselt (6,0). Leedus on kalakotka tundlikkuse skoor sarnane teiste röövlindudega (Morküné et al., 2020). Hukkumisrisk Saksamaal on siiski kõrge, teadaolevalt on tuulikutes hukkunud 2018 seisuga 38 kalakotkast, neist 90% vanalinnud (Langgemach & Dürr, 2022). <i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i> Kalakotkas pesitseb algupäraselt soodes, sooservades ja soosaartel. Talle sobib võimalikult hea nähtavusega muust metsast kõrgem pesapuu, see võib olla ka üksik puu. Seetõttu on kalakotkas asunud pesitsema ka metsa majandamisel jäetud seemnepuudel ning mõnes piirkonnas ka elektriliini postidel. Probleemiks on eelkõige häirimine ja tugeva võraga pesapuude puudus. Toitumiseks sobivad suuremad seis- kui vooluveekogud, neis peab piisavalt leiduma sobivas suuruses kalu. Toitumisveekogusid on ühel territooriumil reeglina mitu, või siis kasutatakse suuremate veekogude eri osi. Toitumiskohad võivad ühel isendil muutuda nii ühe pesitsushooaja kestel, kui ka aastati erineda üsna suures skaalas. Näiteks Lahemaal pesitsev kalakotkas on vahetanud peamise toitumiskoha Eru lahelt Kunda lahele, pesitsedes aga samas kohas (Kotkaklubi andmed, käesolev analüüs). Leedus on tuugenitest põhjustatud häiringut pesitsevale kalakotkale hinnatud madalaks, tõkkena keskmiseks ja kokkupõrkeriski kõrgeks; kokkuvõtvalt on tuugenite mõju liigile väike, kuid tuugeni ümber peaks jääma vähemalt 1000 meetrine puhverala kalakotka elupaigast (Morküné et al., 2020).

Saksamaal on kalakotka puhul tuugenite välistamisraadius 1000 m ja uurimist vajav ala 4000 m (LAG VSW, 2014).

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

Kalakotkas on tüüpiline liik, kellel on vaja lennata aktiivselt pesapaiga ja toitumispaiga vahel. Toitumispaigad asuvad kuni 25 km kaugusel.

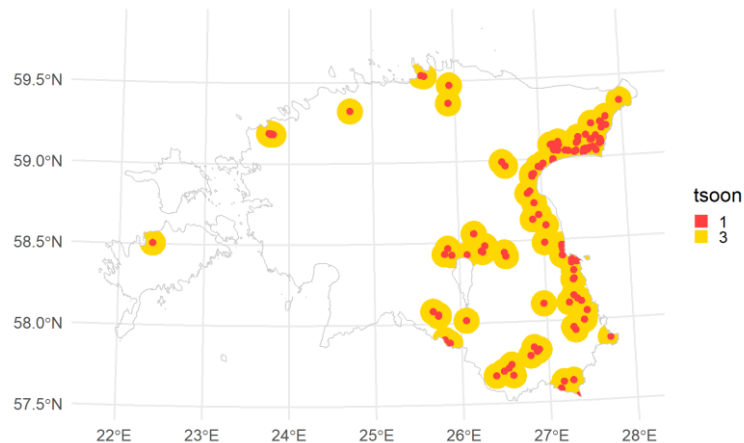
Oluline on arvestada toitumisterritooriumite puhul isaslindude andmetega, sest emaslinnud on pesitsuse ajal enamasti pesa läheduses, st pesitsusterritooriumil.

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tzoneeringu koostamisel

Tsoon 1 – raadius 2,5 km ümber pesa - 50% kodupiirkonnast, selle keskväärtus (Lisa 6 tabel L6.4.). Selles piirkonnas ei tohi tuulikuid ehitada.

Tsoon 2 – ei määrata;

Tsoon 3 - enamust toitumisalasid hõlmab 80% kodupiirkonnast, selle keskväärtus raadiusena on 9,1 (ümardatult 9 km) ümber pesa. Selles piirkonnas tuleb uurida, mis suunas pesast põhilised toitumisalad asuvad.



Joonis L4.3.1. Tsoonide kaart: kalakotkas.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73

<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a).

Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019.

Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Keskkonnaamet 2019. Kalakotka (*Pandion haliaetus*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet. <https://keskkonnaamet.ee/media/4006/download>

Kirss M (2020). Kalakotkaste kodupiirkonna uuring GPS telemetria andmestiku põhjal. Magistritöö Vee- ja maismaa ökosüsteemide rakendusbioloogia õppekava. Tartu. 40 lk.

LAG VSW (2014). Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brut plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). Berichte Zum Vogelschutz, 51(April), 15–42. <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/wind/170206-nabu-abstandsempfehlungen.pdf>

Langgemach T & Dürr T (2022). Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel - Stand 9. März 2022. Landesamt für Umwelt Brandenburg <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf> (eelmine versioon)

Leivits M (2020). Linnudirektiivi liigid ja nende seisund. Roasto R, Tampere U (toim). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn: 112-123. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elk_2020_est.pdf

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. PLoS ONE 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Lisa 4.4. Must-toonekurg (*Ciconia nigra*)

Staatuse, arvukus, trendid
<p>Haudelind.</p> <p>Kevadrändelt saabub Eestisse märtsi lõpus ja aprillis. Sügisrändele lahkub augustis, harvem juulis või septembris (Keskonnaamet, 2018; Sellis, 2020).</p> <p>Arvukus: 40-60 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p>Pikk ja lühike trend Eestis: pesitsejate arvukus tugevalt langenud (Elts et al., 2019b). Arvukuse langus 1991-2020 kolm korda, 4% aastas (Väli et al., 2021)</p> <p>Talvine arvukus: Ei talvita.</p>
Kaitse, ohustatus
<p>linnudirektiivi I lisa: jah</p> <p>Eesti: I kaitsekategooria liik</p> <p>Eesti punane nimestik: kriitilises seisundis (CR; Elts et al., 2019a).</p> <p>IUCN globaalne, Euroopa, EL: globaalselt ja Euroopas soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).</p>
Elupaigad
<p>Must-toonekurg on Eestis pesapaiga suhtes väga valiv. Keskmine metsasus 3 km raadiuses pesast on 74±16%, mis on oluliselt kõrgem Eesti keskmisest. 1990ndate aastate teisel poolel asustamata jäänud pesapaigad paiknevad oluliselt väiksema metsasusega aladel kui püsivalt asustatud pesapaigad. Must-toonekured eelistavad inimtegevusest kaugel ja jõgede läheduses asuvaid puistuid ning väldivad pesitsemist metsaservas (Lõhmus et al., 2005; Keskonnaamet, 2018). Toitumispaiad asuvad reeglina pesapaigast kaugel, kuni 40 km kaugusel, kuigi energeetiliselt pole kasulik toidu vedamine poegadele kaugemalt kui 25 km (Rohde, 1999). Toitumispaiade arv, mitmekesisus ja kvaliteet on ellujäämise ja sigivuse seisukohalt määrava tähtsusega. Toitumisalade halvenenud kvaliteeti peetakse Eesti must-toonekure populatsiooni vähenenud produktiivsuse üheks põhiliseks põhjuseks (Rosenvald ja Lõhmus, 2003).</p> <p>Sobival maastikul paiknevad erinevate paaride asustatud pesad Eestis teineteisest mitte lähemal kui 4 km (Kotkaklubi andmed, EELIS). Järjestikune edukas pesitsemine sõltub pesapaiga häirimatusest – mida rohkem häirimatut maastikku pesa ümbruses oli, seda kauem pesitseti edukalt (Strazds, 2011).</p>
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
<p>Must-toonekure kodupiirkond koosneb pesitsuselupaigast ja toitumisalast. Reeglina on pesitsuselupaik toitumisalast sees. Pesitsuselupaik on ala mida kaitstakse teiste liigikaaslaste ja röövlindude eest. Seda on määratletud pesa ümber kahe samal ajal asustatud must-toonekure pesa vahemaana (Strazds et al., 1990), mis on Eestis 4 km (EELIS).</p> <p>Kodupiirkonna suurema osa moodustab toitumisalad, kus käiakse pesitsusajal toitumas (ojad, kraavid, märgalad, üleujutusosalad, kalakasvatused, tiigid, jms). Toitumisalad võivad eri paaridel kattuda. Oluline on, et seal leiduks sobivaid toiduobjekte (kala, kahepaiksed) ja need on kättesaadavad. Toitumisalad suurus pole kuigi palju mõõdetud, sest see eeldab distantsseiret jälgimiseadmetega. Eestis on käesoleva uuringu raames analüüsitud kõigi siin pesitsenud saatjatega must-toonekurgede andmed (Lisa 6 tabelid L6.5., L6.6.). Selle kohaselt on kõigi andmete mediaanina 50% kodupiirkonnast 4,8 km ja 70% kodupiirkonnast 7,5 km raadiuses ümber pesa. 99% kodupiirkonnast asub mediaanina 14 km raadiuses ja seal tuleks otsused tuuleparkide rajamise kohta teha konkreetsete uuringute põhjal, kuna iga konkreetne paar kasutab territooriumi erinevalt. Saakloomade</p>

kättesaadavusest oleneb, kas on vajalik kaugemale lennata või mitte. Aastati on need tingimused erinevad, samuti kasutavad samas pesas pesitsevad eri isendid kodupiirkonda erinevalt.

Tundlikkus tuuleparkide suhtes

Hukkmisrisk ja selle olulisus

Must-toonekure hukkmisrisk tuuleparkides ei ole väga kõrge, aga hukkmisi siiski esineb, näiteks on tõestatud Saksamaal 5 isendit, Hispaanias 3 ja Prantsusmaal 1 (Langgemach & Türr, 2021, Marx, 2017). Saksamaal Vogelsbergis tehtud uuring näitas, et must-toonekure pesitsusaegsed lennukõrgused on just tuulikute töötsooni kõrgusvahemikus kõige sagedasemad (29%) ja 3% registreeritud lendudest toimusid tuulikute potentsiaalse kokkupõrke ohu tsoonis, st tiiviku käigu-ulatuses (Berg et al., 2018). Itaalias on must-toonekure populatsioon taastumas, aga seal hinnatakse olemasolevaid tuuleparke kõrge hukkmisriskiga objektideks (Smeraldo et al., 2020). Eesti puhul suurendab iga isendeid ohustav või elupaiku vähendav muutus keskkonnas arvukuse ja produktiivsuse trendi langust veelgi. Täiskasvanud pesitseva isendi hukkumine võib jätta suure tõenäosusega pesapaiga järglasteta pikaks ajaks, sest vabu isendeid on vähe. Pigem on Eestis vabad paljud elupaigad, kuhu ei jätku linde. Must-toonekure tühjaks jäänud pesapaikade kaitse näitel on tõendatud, et need on olulised muu elurikkuse säilitamiseks (Löhmus et al., 2021) ja väga oluliseks tuleb pidada ka elupaikade säilitamist liigi arvukuse taastamise võimaldamiseks.

Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused

Must-toonekure arvukuse langus on Eestis praegu tugeva negatiivse trendiga, samuti on produktiivsus väga madal võrreldes lõunapoolsete aladega (Väli et al., 2021).

Kui produktiivsus on madal, siis ei saa ka arvukus kasvada. Produktiivsus on otseselt seotud toitumisalade ning toidu kättesaadavusega. Iga häiring nende osas vähendab produktiivsust veelgi.

Must-toonekured väldivad tuulepargi ala üsna efektiivselt. Nad lihtsalt ei lenda oma pesapaigalt tuulepargi poole ega üle selle, ehk siis väldivad tuulepargi sektorit. Sellega toitumisala väheneb. Ilmselt on tuuleparkide vältimine nende asukohast, näiteks kõrgematele küngastele ehitatud tuulikute puhul on tuvastatud must-toonekurgede vähest lendamist tuulepargi ohupiirkonnas (Vogelsbergi näide, Berg et al., 2018). Teised andmed aga näitavad samas kohas olulist negatiivset pikaajalist mõju pesitsussagedusele ja arvukusele. Kasutuskõlbliku elupaiga vähenemine on peamine negatiivne mõju must-toonekurele seoses tuuleparkidega. Vastavalt on konkreetsel paaril võimalik leida vähem toitu ja nad saavad harvem poegi süüa. Kuna poegade toitmine on populatsiooni taastootmise jaoks kriitiline tegevus, siis iga seda segav tegur võib lõppeda pesakonnale fataalselt. Pesapaigad võidakse seetõttu ka hüljata, näiteks Saksamaal muidu üldiselt hea kooseksisteerimise näitena kasutatud Vogelsbergi tuulepargi piirkonnas langes 15 aastaga pesitsevate paaride arv üle kolme korra (Langgemach & Dürr, 2022). Samas, selles regioonis (Hessen) üldiselt oli pesitsusedukus ning arvukus stabiilne või kergelt langeva trendiga. Sama on välja toodud teistegi Saksamaa tuuleparkide kohta (op cit.).

Elupaikade pindalaline kadu (tuulikute, teenindusplatside ja –teede alla jääv pindala) ei pruugi olla olulise suurusega, kuid tuulikutega kaasneb kaudne elupaiga kadu (kvaliteedi langus), mis on põhjustatud häirimisest ja teatud lennuuundade vältimisest. Tuulepark on inimtekkeline rajatis, mille tööks on vajalik korralik juurdepääsutee ja regulaarselt toimuvad sõidud tuulikute hooldamiseks ja remondiks, mis lisab piirkonda häirimist. Lisaks omavad negatiivset mõju ka elektri õhuliinid energia transpordiks tuulepargist välja.

Hispaanias on rõhutatud, et kui tuulepargid ehitatakse kotkaste poolt hüljatud pesitsusterritooriumite lähedusse, võib see vähendada pesitsusala kvaliteeti ja alandada tõenäosust, et linnud need kunagi taas asustavad (sellega väheneb ka liigi arvukuse taastamise väljavaade) (Martínez et al., 2010). Sama kehtib suure tõenäosusega ka must-toonekure suhtes.

Leedus on must-toonekurg kõige tundlikum linnuliik tuulikute suhtes ja liigi looduskaitse olulisuse tõttu ei soovitata tuulikuid ehitada 2000 m raadiusesse liigi elupaigast (Morküné et al., 2020). Kuna Leedus pole kasutada telemeetria andmeid, tuleneb sellest ka mõjuraadiuse alahindamine.

Saksamaal ei soovitata tuulikuid ehitada 3000 m raadiuses pesast ja tähelepanu vajavaks peetakse 10000 m raadiusega ala pesa ümber, olles sellega kõige suurema tähelepanu vajava raadiuses liik (LAG VSW, 2014, Langgemach & Dürr, 2022). Tuleb lisada, et Saksamaal on must-toonekurg tõusva arvukusega liik, aga Eestis märkimisväärselt langeva arvukusega. See eeldab siin märksa ettevaatlikumat suhtumist, et populatsioon säiliks. Pigem nõuab liigi olukord taastamistööid toitumisolude parandamiseks, mitte nende piiramist infrastruktuuri abil. Must-toonekure kaitse tegevuskava (Keskkonnaamet, 2018) annab suunise tuulegeneraatorite ehitamisest hoiduda 10 km raadiuses must-toonekure pesapaigast ja kui on teada ka toitumisaigad, siis ka nende läheduses ning toitumisalade ja pesapaiga vahel. Kui tuuleparke kavandatakse metsamassiivi lähedale (kuni 20 km pesapaigast), kus on teada musttoonekure elupaik, on vaja enne tuuleparkide ehitamist selgitada välja must-toonekure elupaigakasutus nendel aladel ja mitte kavandada tuuleparke must-toonekure toitumis-, puhke- ja pesitsusaladele ning nende vahele.

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

Must-toonekure pesitsus- ja toitumisalad asuvad eri kohtades ja sageli kaugel üksteisest. Toitumas käiakse kuni 40 km kaugusel, Poola kolleegide andmetel isegi kaugemal. Mida kaugemalt poegadele toitu tooma peab, seda harvem neid toidetakse. Toitumisalad ei pruugi asuda kontsentriselt ümber pesa, vaid sõltuvad toidu kättesaadavusest. Nii võib pesa asuda toitumisala ühes servas ja selle võrra kaugemal toitumas käiakse. Kui tuulepark satub sellesse suunda, siis on pesapaiga hülgamise tõenäosus suur. Lisauuringuid nõudvas piirkonnas on vajalik selgitada konkreetse must-toonekure paari potentsiaalsed toitumisaigad ja mitte paigutada tuuliku pesa ja potentsiaalsete toitumisaegade vahele. Samamoodi tuleb tegutseda pesapaikadega, mis praegu on isendite vähesuse tõttu asustamata. Teatud perioodil on olulised ka erinevate pesapaikade vahelised maastikud, sest (eelkõige) kevadel külastavad üksijäänud must-toonekured aktiivselt ka naaberpesi, seda mõnekümne kilomeetri raadiuses (Kotkaklubi andmed).

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel

Must-toonekure tsoneeringud koostati jälgimiseandmetega varustatud isendite asukohtade alusel. Kasutada oli 33 regulaarselt jälgitud pesitsushooaega (2007-2020) ja nende põhjal on määratud kodupiirkonna kasutamise intensiivsus (Lisa 6 tabelid L6.5., L6.6.). Puhvri raadiuse määramiseks võeti täpsuse huvides arvutusse 29 pesitsushooaega, milles iga jooksul viibis isend vähemalt 100 päeva territooriumil. Nii saime tuugenite vältimisraadiuseks analoogselt Saksamaal arvatutuga keskmiselt 4,8 km (seal asub 50% kõigist asukohtadest territooriumil) ja tähelepanu (uuringuid) nõudvaks raadiuseks 14 km (99% kõigist asukohtadest). Kuna Eesti ja Saksamaa must-toonekure populatsiooni ohustatus ja käekäik on toidubaasist tulenevalt kardinaalselt erinev (vt ülalpool), siis Eesti must-toonekure populatsiooni säilitamiseks oleks vajalik vähemalt 70% kodupiirkonna (7,5 km) välistamine tuuleparkidele. Arvestades, et sellisel juhul kattuks tuuleenergia kasutamist välistava tsooniga 39,1% Eesti maismaast, tuleb sellist lähenemist pidada ebarealistlikuks. Keerulist liigikaitse ja tuuleenergia kasutamise dilemmat iseloomustab hästi tõsiasi, et isegi 99% kodupiirkonna (14 km) välistamine tuuleenergia arendustele vähendab olemasolevaid toitumisvõimalusi must-toonekure jaoks, sest pooled paarid käivad toitumas veel kaugemal. Peab ka arvestama, et praegune uuring lähtub raadiusest, mille kese asub kodupiirkonna keskel. Praktikas võivad pesad asuda ka kodupiirkonna äärel, kust ühes suunas toiduotsinguil ei käida ning teisel pool käiakse sedavõrd kaugemal. Kodupiirkonna kasutus (toitumislendude suunad) võivad nii pesitsushooaja vältel kui aastati muutuda, mistõttu ei ole ilma GPS-saatjate andmeteta võimalik neid tõsikindlalt ennustada ja seega ka tsoneeringus arvestada.

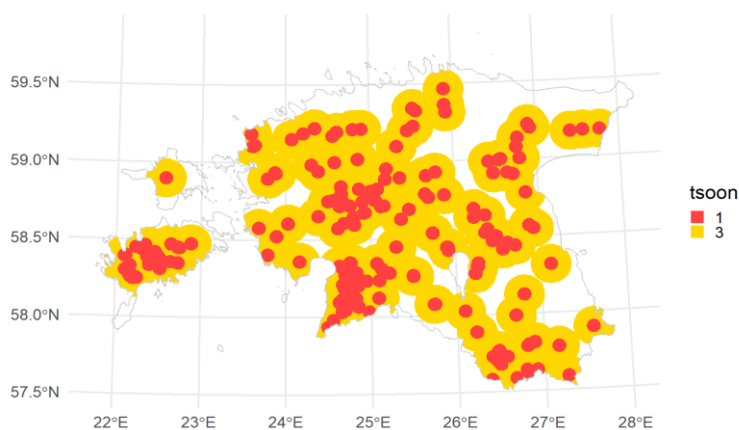
Maismaalinnustiku analüüsi must-toonekure tsoneeringu alused:

Tsooni 1 arvatakse 50% mediaankodupiirkonda hõlmav ringraadius kodupiirkonna keskmest, 4,8 km;

Tsooni 2 must-toonekure puhul ei eristata;

Tsooni 3 arvatakse 99% mediaankodupiirkonda hõlmav ringraadius kodupiirkonna keskmest, 14 km.

Seega must-toonekurele vajalik tuugenite välistamisala (tsoon 1) on 4,8 km ja lisauuringuid nõudev ala (tsoon 3) 14 km raadiuses territooriumi keskmest. Lihtsustatuna käsitletakse neid pesa ümber asuvate ringikujulise tsoonidena. Pesa ei asu enamasti kodupiirkonna keskel, mistõttu võib täpsemate analüüside (spetsiaalne eeluuring või olemasolevate andmete lisa-analüüs) tulemusena konkreetsete pesapaikade ja isendite puhul tekkida muudatusi. Kui tahta välistada tuuleparkide mõju meil pesitsevale must-toonekurele, siis peaks välistusala olema umbes 30 km. Pesapaika otsivatele, teadmata pesapaigaga või äsja pesast lahkunud isenditele ei piisa ka sellest.



Joonis L4.4.1. Tsoonide kaart: must-toonekurg.

Kirjandus

Berg S, Iser F, Jurczuk M et al. (2019). Untersuchung des Flugverhaltens von Schwarzstörchen in Abhängigkeit von Witterung und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener WEA im Vogelschutzgebiet Vogelsberg – Redaktionell geänderte Version Mai 2019. Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Landesentwicklung. 207 S

EELIS - Eesti Eluslooduse Infosüsteem. <https://keskkonnaagentuur.ee/keskkonnaagentuuri-tegevusvaldkonnad/looduskaitse/eelis>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. Hirundo 32: 1-39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Assessed: 18 December 2020) <https://www.iucnredlist.org/species/22697669/166325281>

Keskkonnaamet (2018). Must-toonekure (*Ciconia nigra*) kaitse tegevuskava. 80 lk. <https://keskkonnaamet.ee/media/714/download>

- LAG VSW (2014).** Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brut -plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). Berichte Zum Vogelschutz, 51(April), 15–42. <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/wind/170206-nabu-abstandsempfehlungen.pdf>
- Langgemach T & Dürr T (2022).** Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel - Stand 9. März 2022. Landesamt für Umwelt Brandenburg <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf> (eelmine versioon)
- Löhmus, A., Runnel, K., Palo, A., Leis, M., Nellis, R., Rannap, R., ... Löhmus, P. (2021).** Value of a broken umbrella: abandoned nest sites of the black stork (*Ciconia nigra*) host rich biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 30(12), 3647–3664. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02268-7>
- Löhmus A, Sellis U & Rosenvald R (2005).** Have recent changes in forest structure reduced the Estonian black stork *Ciconia nigra* population? - *Biodiversity and Conservation* 14: 1421–1432
- Martínez J E, Calvo J F Martínez J A, Zuberogoitia I, Cerezo E, Manrique J, ... Motos, J (2010).** Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 19(13), 3757–3767. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9925-7>
- Marx G (2017).** Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune. Etude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015. Juin 2017 – Actualisé en septembre 2017. LPO France
- Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020).** Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>
- Rohde C (1999).** Bestandssituation, Schutz und Aussichten für den Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) in Mecklenburg-Vorpommern 1984–1999. – *Vogel und Umwelt* 10, (3): 123-129.
- Rosenvald R & Löhmus A (2003).** Nesting of the black stork (*Ciconia nigra*) and white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) in relation to forest management. – *Forest Ecology and Management*. 185(3): 217-223
- Sellis U (2018).** Must-toonekurg. Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Sellis U (2020).** Veebikaamerate liigikaitsetised aspektid. KIK projekti aruanne. Kotkaklubi.
- Smeraldo S, Bosso L, Fraissinet M, et al. (2020).** Modelling risks posed by wind turbines and power lines to soaring birds: the black stork (*Ciconia nigra*) in Italy as a case study. *Biodiversity and Conservation* 29: 1959–1976 <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01961-3>
- Strazds M (2011).** Conservation Ecology of the Black Stork in Latvia. Dissertation for a PhD in Biology, Zoology. Riga 2011. <https://core.ac.uk/download/pdf/71748412.pdf>
- Väli Ü, Nellis R, Kaldma K, Vainu O, Sellis U (2021).** Must-toonekure arvukus, sigimisedukus ja ellujäämus Eestis aastatel 1991–2020. *Hirundo* 34 (2): 20-39. <https://www.eoy.ee/hirundo/files/Vali-et-al-2021.pdf>

Lisa 4.5. Suur-konnakotkas (*Clanga clanga*)

Sealhulgas suur-konnakotka ja väike-konnakotka segapaarid ning suur-konnakotka ja hübriidse konnakotka segapaarid

Staatuse, arvukuse, trendid
<p>Haudelind.</p> <p>Suur-konnakotkas saabub Eestisse tavaliselt märtsi lõpus või aprilli alguses (Keskkonnaamet 2020) ja lahkub sügisrändele septembri teise ja oktoobri esimese poole jooksul (Väli et al., 2018).</p> <p><i>Arvukus:</i> 5-10 haudepaari (Elts et al., 2019b). Eestis on segapaaride (suur-konnakotkaste paarid hübriidse konnakotka või väike-konnakotkaga) osatähtsust hinnatud veerandile kuni kahele kolmandikule kõigist suur-konnakotka territooriumidest (Keskkonnaamet, 2020 ja viited seal). Tuuleenergia kasutamise kavandamisel käsitletakse käesolevas töös hübriidsete isendite ja väike-konnakotka paare väike-konnakotkastena, segapaare suur-konnakotkaga aga suur-konnakotkastena.</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> tugev langus (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).</p>
Kaitse, ohustatus
<p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> I kaitsekategooria liik</p> <p><i>Eesti punane nimestik:</i> kriitilises seisundis (CR; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt ja Euroopas ohualdis (VU), Euroopa Liidus kriitilises seisundis (CR) (IUCN, 2021; BirdLife International, 2021).</p>
Elupaigad
<p>Suur-konnakotkad pesitsevad Eestis valdavalt madalamatel aladel, pesi on leitud eeskätt suuremate jõgede naabrusest, aga samuti madalsoode kuivendamisel tekkinud uudismaade lähedalt (Keskkonnaamet, 2020). Pesad rajati keskmiselt 850 m kaugusele veekogust soisesse metsa, eelistades madal soo ja lodu kasvukohatüüpe. Pesapaigaks valiti eeskätt tihedad vanad puistud, kus oli välja kujunenud loodusmetsale iseloomulik struktuur (rindelisuus, surnud puidu rohkus jms). Ühel suur-konnakotka paaril võib olla mitu pesa, mis asuvad teineteisest keskmiselt 590 m (390–1110 m) kaugusel (Keskkonnaamet, 2020 ja viited seal).</p> <p>Suur-konnakotkad peavad Eestis saagijahti avamaastikus, eelistatult rohumaadel. Rohumaadest on enim kasutatavad heinamaad ning suhteliselt sageli otsitakse saaki ka viljapõldudel, mille osatähtsus kasvab suve lõpus ja sügisel (Keskkonnaamet 2020, ja viited seal).</p>
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
<p>Kaheksa saatjaga varustatud suur-konnakotka kodupiirkonna suuruse keskväärtus oli 30,4 km² (keskmise 37,7±32,3 km²), kusjuures viie isaslinnu kodupiirkonnad olid väiksemad kui kolmel emaslinnul (keskväärtused vastavalt 25,2 km² ja 37,2 km²) (Väli et al., 2022).</p> <p>Viimase sajandivahetuse andmete alusel tehtud analüüsi järgi leidis kodupiirkonnas (analüüsitud 2 km raadiusega ringina ümber pesa) 56% metsa, 28% põllumajandusmaad ja 16% looduslike rohumaid, märgalasid ja põõsastikke (Keskkonnaamet, 2020 ja viited seal). Uuematel GPS saatjate andmetel põhinevalt (Väli et al., 2022) koosneb 50,5% suur-konnakotka kodupiirkonnast avamaastikust, peamiselt põldudest (26,6±13,9%) ja märgalad moodustavad ainult 3,4% kodupiirkonnast. Isaslindude kodupiirkondades kaldus olema rohkem põllumaad (33,4%) ja vähem metsa (45,6%) kui emaslindude kodupiirkondades (vastavalt 15,3% ja 56,1%). Suur-konnakotka kodupiirkonnad on väiksemad maastikes, kus on palju jõgesid ja järvi. Maakasutuse üksikasjalikul</p>

uurimisel selgus, et kodupiirkonnad on väiksemad, kui rohumaa osakaal maakasutuses on suurem. Suur-konnakotkad eelistavad haritavatele maadele rohumaid ja väldivad rabasid ning kasutavad luhaniite harva. Üksikasjalikum maakasutuse analüüs näitas, et suur-konnakotkad eelistavad kasutusest välja jäetud põllumajandusmaad määramata kultuuriga teraviljapõlde, eriti pesitsushooaja lõpus, ja väldivad erinevaid põllukultuure, sh liigini määratud teraviljapõlde. Suur-konnakotkad väldivad hooneid, kõrvalteid (maanteed peaaegu puuduvad kodupiirkondades) ja metsi ning eelistavad erinevaid avatud elupaiku. Nii suur-kui väike-konnakotka saagist moodustavad olulise osa uruhiired (*Microtus sp*), kuid keskmise suurusega lindude osakaal on oluliselt suurem suur-konnakotka saagis (kogu eelnev Väli et al., 2022).

Tundlikkus tuuleparkide suhtes

Hukkmisrisk ja selle olulisus

Tuulepargid võivad avaldada olulist negatiivset mõju röövlinnuasurkondadele, eriti suurte purilende eelistavate röövlinnuliikide puhul, kes on pikaajalised, saavutavad suguküpsuse hilja ja kellel on madal sigivus (Watson et al., 2018). Suur-konnakotkas on pikaajaline ja Eesti madalaima arvukusega kotkaliik, kelle arvukus on pikaajaliselt langenud ja mõneti stabiliseerunud alles viimasel ajal (Keskkonnaamet, 2020). Eeltoodud põhjustel on iga isendi inimõju tõttu hukkumine asurkonnale oluline ja negatiivne ning see tuleb lugeda aditiivseks (täiendavaks) suremuseks, mida kohalik asurkond ei suuda kompenseerida.

Leedus on tuulikute põhjustatud hukkmisriski hinnatud kõrgeks ja liigi looduskaitse olulisuse tõttu ei soovitata tuulikuid ehitada 2000 m raadiusesse liigi elupaigast (Morküné et al., 2020).

Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused

Suur-konnakotka kaitse tegevuskava (Keskkonnaamet, 2020) kohaselt seisneb uute tuuleparkide rajamisega kaasnev mõju liigile otseselt surmavas ohus, aga ka toitumisalade kahjustamises – linnud hakkavad vältima tuulikute ümbrust, mistõttu väheneb saagijahiks sobiva ala pind. Ka uute teede rajamine tükeldab elupaiku ning kahjustab neid kaasneva kuivendusega.

Euroopa tegevuskava kohaselt ei tohiks uusi suuremastaabilisi taristuobjekte rajada suur-konnakotkapesast lähemale kui 3 km (Meyburg et al., 2001).

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

Suur-konnakotka peamised toitumisalad peavad jääma tuulikute vabaks, samuti ei tohiks tuulikuid ehitada pesa ja toitumisala vahele.

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tzoneeringu koostamisel

Euroopa tegevuskava kohaselt ei tohiks uusi suuremastaabilisi taristuobjekte, sh tuuleparke rajada suur-konnakotkapesast lähemale kui 3 km (Meyburg et al., 2001). Ka liigi kaitse tegevuskava Eestis sätestab vajaliku kaitsemeetmena vältida tuuleparkide rajamist lähemale kui 3 km pesast (Keskkonnaamet, 2020). Viimase uuringu (Väli et al., 2022) järgi on suur-konnakotka kodupiirkonna pindala keskvärtus 30,4 km², mis ringraadiusele ümber arvatuna ongi 3,1 km. Käesolevas töös uuritud andmete järgi vastab 80% mediaankodupiirkonnale ringraadius 2,9 km (lisa 6 tabel L6.8.).

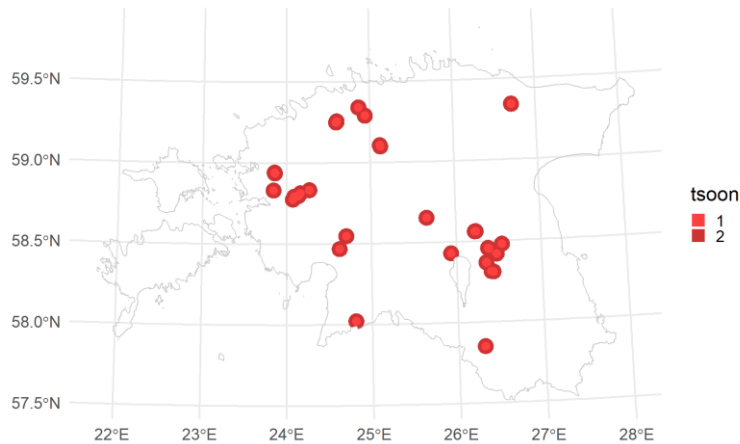
Enamust toitumisaladest hõlmab 95% kodupiirkonnast, mis jäävad territooriumi keskpunktist ringpuhvrise raadiusega 5,5 km (lisa 6 tabel L6.8.) Vahemikus 3-5,5 km pesast tuleb konnakotkale sobivad toitumisalad (põllumajandusmaastikud) tuulikute vabaks jätta.

Maismaalinnustiku analüüsi tzoneeritakse suur-konnakotka elupaigad järgmiselt (kehtivad ka juhtudel, kui suur-konnakotkas pesitseb segapaarina väike-konnakotka või hübriidse isendiga):

Tsooni 1 arvatakse 3 km raadiusega ring pesapunktist;

Tsooni 2 arvatakse põllumajandusmaastik vahemikus 3 kuni 5,5 km pesapunktist;

Tsooni 3 suur-konnakotka puhul ei eristata.



Joonis L4.5.1. Tsoonide kaart: suur-konnakotkas.

Kirjandus

BirdLife International (2021). European Red List of Birds. 2021. <https://doi.org/10.2779/967570>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. Hirundo 32: 1-39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 24. August 2022)

Keskkonnaamet (2020). Suur-konnakotka (*Clanga clanga*) kaitse tegevuskava. 46 lk. <https://keskkonnaamet.ee/media/726/download>

Meyburg B-U, Haraszthy L, Strazds M, Schäffer N (2001). European Species Action Plan for Greater Spotted Eagle. Schäffer N, Gallo-Orsi U (eds.) European Union action plans for eight priority bird species. European Commission, Luxembourg.

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. PLoS ONE 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Väli Ü, Mirski P, Sellis U, Dagys M, Maciorowski G (2018) Genetic determination of migration strategy in large soaring birds: evidence from hybrid eagles. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences: 285: 20180855.

Väli Ü, Abel U, Nellis R, Sein G, Sellis U, Mirski P (2022). Weak niche partitioning between closely related sympatric Greater (*Clanga clanga*) and Lesser Spotted Eagles (*C. pomarina*). Ibis, 1086–1103. <https://doi.org/10.1111/ibi.13088>

Watson R T, Kolar P S, Ferrer M, Nygård T, Johnston N, Hunt W G, ... Katzner T E (2018). Raptor Interactions with Wind Energy: Case Studies from Around the World. *Journal of Raptor Research*, 52(1), 1–18.
<https://doi.org/10.3356/JRR-16-100.1>

Lisa 4.6. Väike-konnakotkas (*Clanga pomarina*)

Sealhulgas väike-konnakotka ja suur-konnakotka F1 ja F2 hübriidid, kui pesitsevad väike-konnakotkaga või omavahel.

Staatus, arvukus, trendid
<p>Haudelind.</p> <p>Esimesed väikekonnakotkad saavad Eestisse aprilli alguses, üksikuid linde võib märgata ka märtsi lõpus ning varaseim teadaolev saabumine on 22. märts. Enamik asurkonnast saabub aprilli keskel. Sügisrändele asutakse enamasti septembri teises pooles, mõned linnud koguni oktoobri alguses (Leibak et al., 1994, Keskonnaamet, 2018). GPS-saatjate ja pesakaamerate (sh rajakaamerate) abil on selgitatud, et keskmine saabumisaeg on 17. aprill ja keskmine lahkumisaeg 19. september (Väli, 2018).</p> <p><i>Arvukus:</i> 500-600 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p>Eestis toimub väike-konnakotkaste ristumine suur-konnakotkaste ja hübriidid on elujõulised ning paljunemisvõimelised (Keskonnaamet, 2020 ja viited seal). Seega on pesitsusasurkonnas nii segapaare kui ühe liigi „puhaste“ isendite paare hübriididega. Tuuleenergia kasutamise kavandamisel käsitletakse käesolevas töös hübriidsete isendite ja väike-konnakotka paare väike-konnakotkaste, segapaare suur-konnakotkaga aga suur-konnakotkaste.</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> stabiilne (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> stabiilne (Elts et al., 2019b).</p>
Kaitse, ohustatus
<p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> I kaitsekategooria liik</p> <p><i>Eesti punane nimestik:</i> ohulähedane (NT; Elts et al. 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt, Euroopas ja Euroopa Liidus soodsas seisundis (LC) (IUCN 2020, 2021; BirdLife International, 2021).</p>
Elupaigad
<p>Väike-konnakotkas on kaksikbiotoopne röövlind, kes eelistab Eestis elupaigana mosaiikset maastikku, kus on toitumiseks sobilikud looduslikud rohumaad, mis vahelduvad metsamassiividega, kus leidub pesitsemiseks sobilikke pesapuid. Väike-konnakotkas väldib elupaigana kuivi ja liigniiskeid maastikke, kus domineerivad palu-, raba- ja nõmmemetsa tüüpi männikud, kui nende lähistel puuduvad talle sobivad toitumisalad. Väike-konnakotkaste arvukus ja asustustihedus on suurem piirkondades, kus leidub vooluveekogusid sealse rikkaliku elustikuga, niiskete rohumaadega ning lähipiirkonnas asuvate sobivate pesametsadega (Keskonnaamet, 2018).</p> <p>Võrreldes kasvukohatüüpide üldise jaotusega, eelistavad väike-konnakotkad Eestis pesitseda niiskemates või viljakamates kasvukohatüüpides nagu kõdusoo, angervaksa, jänesekapsa, naadi ja jänesekapsa-mustika. Pesametsana välditakse kuivi (loo- ja palumetsad) ja osasid liigniiskeid (rabametsad) metsatüüpe (Keskonnaamet, 2018 ja viited seal). Väike-konnakotkad on viimase kahe kümnendi jooksul rajanud pesad metsaservale üha lähemale. Kui 2010. a oli pesade keskmine kaugus metsaservast kõigest ca 80 m, siis 1990. aastal oli vastav näitaja keskmiselt 156,3 m. Sarnaselt metsaservaga paiknesid 2010. aastal pesad põllumajandusmaale keskmiselt tunduvalt lähemal (ca 232 m) kui 1990. aastal (ca 420 m). Pesasid ümbritsevad metsamassiivid on väiksemad ning pesad paiknevad inimasustusele (hooned) varasemast lähemal, jäädes siiski aastate lõikes 700-830 m vahele. Samuti on 20 aastaga vähenenud pesade paiknemise kaugus raielankideni (450 meetritl 180 meetrile), kuid selle muutuse taga on vähemalt osaliselt järjest suuremat uuendusraiate osatähtsust praktiseeriv metsandus, mis killustab vanametsa. Pesa keskmine kaugus teeni on samuti mõnevõrra vähenenud: vastavalt 492 m ja 414 m kaugusel (Abel, 2012).</p>

Väike-konnakotka eelistatud toitumisbiotoopideks on erinevad rohumaad, kuid nad peavad jahti ka teistel avamaakõlvikutel. Uuringute põhjal on selgunud, et väike-konnakotkaste toitumisalade kvaliteet on kõrgem mitmekesisemas maastikus ([Keskonnaamet, 2018](#) ja viited seal).

Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine

14 saatjaga varustatud väike-konnakotka kodupiirkonna suuruse keskvärtus oli 21,6 km², mis on väiksem kui suur-konnakotkastel, kuid keskmine (38,5±37,4 km²) oli sarnane, kusjuures 10 isaslinnu kodupiirkonnad (keskväärtus 20,9 km², keskmine 34,9±36,1 km²) olid väiksemad kui neljal emaslinnul (keskväärtus 36,5 km², keskmine 47,4±39,3 km²), kuid erinevus ei olnud statistiliselt oluline ([Väli et al., 2022](#)).

Väike-konnakotkaste kodupiirkonnas on avamaastiku osakaal 67,8%, peamiselt põllud (37,0%) ja suuri erinevusi isas- ja emaslindude kodupiirkondade elupaigalises koosseisus ei ole ([Väli et al., 2022](#)). Maakasutuse täpsemal analüüsimisel selgus, et kodupiirkond on väiksem, kui rohumaade osakaal maastikus on suurem. Ka kesa ja söötis maa osakaal oli kodupiirkonna suurusega negatiivses korrelatsioonis ([Väli et al., 2022](#)). 11 väike-konnakotka (sh üks hübriidne isend) GPS-saatjatega jälgimisega selgitati, et kotkad jahtisid regulaarselt kuni 6794 m (± 2949) kaugusel pesast. 95% kodupiirkonna suurus oli keskmiselt 47,5 km² ja koosnes peamiselt rohumaadest ja teraviljapõldusest (mõlemad 19,6%). Vähemal määral oli kodupiirkonnas ka teisi põllukultuure (4,1–7,4%) ([Väli et al., 2020](#)). Pesitsusperioodi esimesel poolel eelistavad väike-konnakotkad erinevaid teraviljapõlde ja kasutusest välja jäänud põllumaad ning väldivad rapsi, ristikut, kaera, juurvilju ja võsastunud rohumaad ([Väli et al., 2022](#)). Rohumaadest on eelistatud niidetud rohumaad, niitmata rohumaad kasutatakse toitumisalana veidi vähem, karjamaid ja põõsastega rohumaad oluliselt vähem ([Väli et al., 2020](#)).

Kotkad jahivad meelsasti kõlvikuservade (sh metsaservade) ja ka hoonete lähedal, kuid väldivad teid. Ruumikasutuse tõenäosus on kõige suurem 600 m kaugusel suurtest teedest ja 400 m kaugusel kõrvalteedest ([Väli et al. 2020, 2022](#)). Väike-konnakotkad veedavad 72,2% ± 4.7% päevast puudel (või tehisobjektidel, harvem ka maas) varitsedes, ülejäänud aja nad lendavad. Varitsuskohtadena on avamaastikule ja metsa siseosale eelistatud metsaservad ja väikesed puudetukad ([Mirski, Väli, 2021](#)).

Tundlikkus tuuleparkide suhtes

Hukkumisrisk ja selle olulisus

Tuulepargid võivad avaldada olulist negatiivset mõju röövlinnuasurkondadele, eriti suurte purilende eelistavate röövlinnuliikide puhul, kes on pikaajalised, saavutavad suguküpsuse hilja ja kellel on madal sigivus ([Watson et al., 2018](#)). Väike-konnakotkas on Eesti arvukaim kotkaliik, kelle sigimisedukus on praegu piisav vähemalt stabiilse arvukuse säilitamiseks ([Keskonnaamet, 2018](#)). Väike-konnakotkaste hukkumist elektriliinides, teedel ja tuuleparkides on hinnatud liigile väikeseks ohuteguriks. Samas on selgitatud, et kui suureneb tuulikute paigutamine sisemaale, suureneb ka oht väike-konnakotkastele ([Keskonnaamet, 2018](#)).

Saksamaal soovitatakse tuulikute vabaks jätta 6 km raadius pesa ümbert ([LAG VSW, 2014](#)). Mõõndusena leitakse, et kui energiapoliitika nii suurt raadiust ei võimalda, tuleb tuulikute alaks jätta 3 km, selgitada liigi elupaigakasutust vahemikus 3-6 km pesast ning lähtuda tuulikute planeerimisel uuringu tulemustest ([Langgemach, Meyburg, 2011](#)). Mida rohkem oli 3 km raadiuses väike-konnakotka pesast tuulikuid, seda madalam oli kotkaste sigimisedukus (seos statistiliselt oluline), vahemiku 3000-6000 m kohta olulist seost ei leitud ([Scheller, 2007](#)).

Leedus on tuulikute põhjustatud hukkumisriski hinnatud kõrgeks ja liigi looduskaitselise olulisuse tõttu ei soovitata tuulikuid ehitada 2000 m raadiusesse liigi elupaigast ([Morkünè et al., 2020](#)).

Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused

Peale surmava ohu mõjutab tuuleenergia arendamine väike-konnakotkast ka kaudselt: (1) teede ja tuulikuplatside ehitamisega (sh metsa) suureneb elupaiga killustatus ja teede lisandumisega suureneb

häirimine, (2) olulistele toitumisaladele tuulikuid püstitades hakkavad linnud (osaliselt) vältima tuulikute ümbrust, mistõttu väheneb saagijahiks sobiva ala pind.

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

Väike-konnakotka peamised toitumisalad peavad soovitatavalt jääma tuulikute vabaks, samuti ei tohiks tuulikuid ehitada pesa ja toitumisala vahele.

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel

Väike-konnakotka kodupiirkonna suuruse keskvärtus on 21,6 km² (Väli et al., 2022), mis ringraadiusele ümber arvutatuna on 2,6 km. 50% mediaankodupiirkonnad on ringraadiusega 1,4 km, 70% mediaankodupiirkonnad on raadiusega 2,1 km ja 95% mediaankodupiirkonnad raadiusega 3,5 km (Lisa 6 tabel L6.10.). Ehkki liik on lähenemas soodsale seisundile, ei ole tsooni 1 määramiseks otstarbekas kasutada 50%, vaid 70% mediaankodupiirkonna kriteeriumi, kuna (1) kolme kilomeetri ulatuses pesast on tuulegeneraatorite negatiivne mõju liigile tuvastatud (Scheller, 2007), (2) mõnes väike-konnakotkale kuuluvaks arvatud pesas võib üks partneritest olla ka suur-konnakotkas, kellele vajalikud kaitsemeetmed on rangemad.

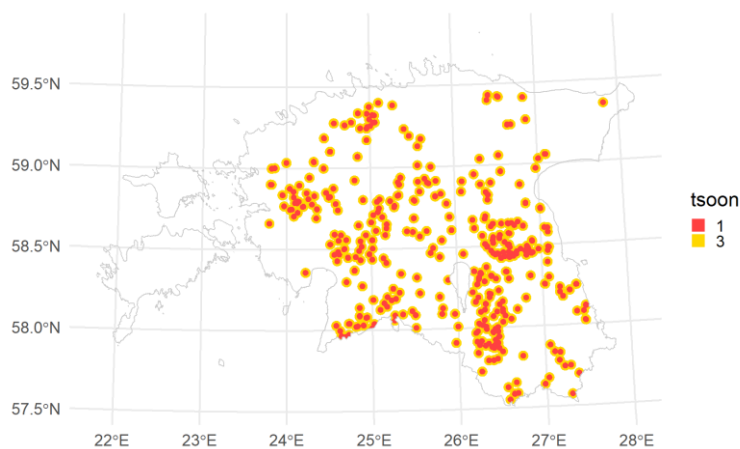
Arvestades eeltoodut on otstarbekohane rangelt kaitsta 2 km raadiusega ala pesa ümbert ja toitumisalade kasutamist selgitada vahemikus 2-3,5 km pesast.

Väike-konnakotka puhul tsooneeritakse maismaalinnustiku analüüsil alad järgmiselt:

Tsooni 1 arvatakse 2 km raadiusega ring EELIS pesapunkti;

Tsooni 2 ei määrata;

Tsooni 3 arvatakse piirkond 2 km kuni 3,5 km pesast.



Joonis L4.6.1. Tsoonide kaart: väike-konnakotkas.

Kirjandus

Abel U (2012). Väike-konnakotka (*Aquila pomarina*) elupaigakasutuse muutused Eestis aastatel 1990-2010. Magistritöö (juhendaja Ülo Väli)

BirdLife International. (2021). European Red List of Birds. 2021. <https://doi.org/10.2779/967570>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate

haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine" lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2020, 2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at:

www.iucnredlist.org. (Accessed: 24. August 2022)

Keskkonnaamet (2018). Väike-konnakotka (*Aquila pomarina*) kaitse tegevuskava. 58 lk.

<https://keskkonnaamet.ee/media/732/download>

Keskkonnaamet (2020). Suur-konnakotka (*Clanga clanga*) kaitse tegevuskava. 46 lk.

<https://keskkonnaamet.ee/media/726/download>

LAG VSW (2014). Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51(April), 15–42.

Langgemach T, Meyburg B-U (2011). Funktionsraumanalysen – ein Zauberwort der Landschaftsplanung mit Auswirkungen auf den Schutz von Schreiadlern (*Aquila pomarina*) und anderen Großvögeln. *Berichte Zum Vogelschutz*, 47/48(November 2011), 167–181.

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

Meyburg B-U, Haraszthy L, Strazds M, Schäffer N (2001). European Species Action Plan for Greater Spotted Eagle. Schäffer N, Gallo-Orsi U (eds.) European Union action plans for eight priority bird species. European Commission, Luxembourg.

Mirski P, Väli Ü (2021). Movements of birds of prey reveal the importance of tree lines, small woods and forest edges in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 36(5), 1409–1421.

<https://doi.org/10.1007/s10980-021-01223-9>

Morkünė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Scheller W (2007). Standortwahl von Windenergieanlagen und Auswirkungen auf die Schreiadlerbrutplätze in Mecklenburg-Vorpommern. *Nat.schutzarb. Meckl.Vorp.* 50 (2): 12–22.

Väli Ü (2018). Timing of breeding events of the Lesser Spotted Eagle *Clanga pomarina* as revealed by remote cameras and GPS-tracking. *Ardea* 106(1):1–10.

Väli Ü, Mirski P, Sellis U, Dagys M, Maciorowski G (2018) Genetic determination of migration strategy in large soaring birds: evidence from hybrid eagles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*: 285: 20180855.

Väli Ü, Mirski P, Sein G, Abel U, Tõnisalu G, Sellis U (2020). Movement patterns of an avian generalist predator indicate functional heterogeneity in agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 35(7), 1667–1681.

<https://doi.org/10.1007/s10980-020-01043-3>

Väli Ü, Abel U, Nellis R, Sein G, Sellis U, Mirski P (2022). Weak niche partitioning between closely related sympatric Greater (*Clanga clanga*) and Lesser Spotted Eagles (*C. pomarina*). *Ibis*, 1086–1103.

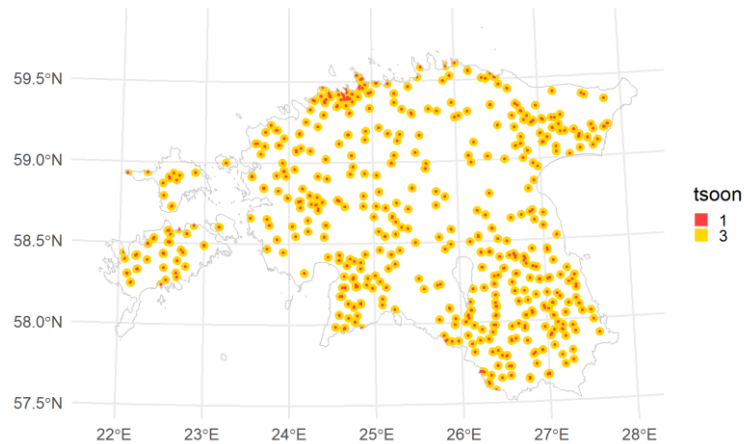
<https://doi.org/10.1111/ibi.13088>

Watson R T, Kolar P S, Ferrer M, Nygård T, Johnston N, Hunt W G, ... Katzner T E (2018). Raptor Interactions with Wind Energy: Case Studies from Around the World. *Journal of Raptor Research*, 52(1), 1–18.
<https://doi.org/10.3356/JRR-16-100.1>

Lisa 4.7. Kanakull (*Accipiter gentilis*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Rändlind (saabub märts–aprill, lahkub september-oktoober) ja talvitaja (põhjapoolse asurkonna linnud talvitavad Eestis)</p> <p><i>Arvukus:</i> 400–600 pesitsevat paari, 800–1200 talvitavat isendit (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend:</i> arvukus on märgatavalt langenud (üle 50%; Elts et al., 2019b), levila on kahanenud (Leivits, 2020). Kui 1994–1998 oli 2,25 pesitsusterritooriumi/100 km², siis 2014–2018 vaid 1,18 (Väli et al., 2019).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> stabiilne (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> II kaitsekategooria</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> hetkel ohualdis (VU), aastal 2006 oli veel ohulähedane (NT; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt ja Euroopas soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Vana okas- või segamets ja kultuurmaastikumetsades (niidud, raiesmikud, põlendikud, pargid jm inimtekkelised elupaigad)</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Keskkonnaameti (2022 ja sealsed viited) andmetel on Eestis varasemalt hinnatud kodupiirkond 10–25 km² suuruseks, kuid tegu on ilmselt alahinnanguga, sest jälgitud väheste isendite telemeetria põhjal on kodupiirkond 30–155 km²; mujal on sõltuvalt elupaigast kodupiirkond kuni 5,7 km² (Saksamaa linnades) või kuni 70 km² (Soomes talvel). Soovituslik pesametsa suurus minimaalselt 30 ha, millest vähemalt 1 ha on vanametsa (Kontkanen et al., 2004).</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p><i>Hukkmisrisk ja selle olulisus</i></p> <p>Soomes on tuugenite mõju liigile hinnatud keskmiseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 8,3 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021).</p> <p><i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i></p> <p>Vanametsa liigina ohustab kanakulli metsamajandus, kuid ka energeetika sektori arendamine ja põllumajanduse intensiivistumine (IUCN, 2021). Pesade ehitamine algab veebruari lõpus, pesitsusperiood lõpeb juuli lõpus (Kontkanen et al., 2004). Leedus on tuugenitest põhjustatud häiringut pesitsevale kanakullile hinnatud madalaks, tõkkena keskmiseks ja kokkupõrkeriski kõrgeks; kokkuvõtvalt on tuugenite mõju liigile väike, kuid tuugeni ümber peaks jääma vähemalt 500 meetrine puhverala kanakulli elupaigast (Morküné et al., 2020).</p> <p><i>Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):</i></p> <p><i>Kuidas arvestatakse maismaalinnustiku analüüsi tzoneeringu koostamisel</i></p> <p>Tsooni 1 arvatakse kõik hinnangulised kodupiirkondade tuumalad ehk pesapunkti ümbritsevad 1 km ringraadiused;</p> <p>Tsooni 2 ei määrata;</p>

Tsooni 3 arvatakse vahemik 1-3 km pesapunktist, kus tuleb selgitada isendite hukkimisrisiki.



Joonis L4.7.1. Tsoonide kaart: kanakull.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73

<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019.

Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Keskkonnaamet (2022). Kanakulli (*Accipiter gentilis*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet.

<https://keskkonnaamet.ee/media/4006/download>

Konkanen H, Nevalinen T, Lõhmus A (2004). Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus

Leivits M (2020). Linnudirektiivi liigid ja nende seisund. Roasto R, Tampere U (toim). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn: 112-123. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elk_2020_est.pdf

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Väli Ü (2018). Kanakull. Rmt.: Linnuatlas, Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.

Väli Ü, Nellis R, Lõhmus A (2019). Eesti röövlindude pesitsusaegne arvukus ja sigimisedukus 1994–2018. *Hirundo* 32: 40-62. https://www.eoy.ee/hirundo/files/Vali_et_al_2019-1.pdf

Lisa 4.8. Must-harksaba (*Milvus migrans*), puna-harksaba (*Milvus milvus*)

Sh hübriidsed isendid ja segapaarid

Staatus, arvukus, trendid
<p><u>Must-harksaba</u></p> <p>Läbirändaja, juhuslik haudelind</p> <p>Saabub Eestisse aprilli II dekaadil ja lahkub septembri jooksul (Paal, Nellis 2018).</p> <p>Arvukus: 0-5 haudepaari (Elts et al. 2019b).</p> <p>Pikk ja lühike trend Eestis: arvatavasti stabiilne (Elts et al. 2019b). Viimastel aastatel on pesitsusjuhtumid sagenenud ja näiteks 2022. aastal tehti must-harksabal kindlaks üheksa territooriumi (Väli, 2022).</p>
<p><u>Puna-harksaba</u></p> <p>Juhuslik haudelind, suvikülaline, esmapesitsemine registreeriti 2015. aastal (Ots & Paal, 2016).</p> <p>Arvukus: 0-2 haudepaari (Elts et al. 2019b).</p> <p>Pikk ja lühike trend Eestis: uustulnuk, kes on muutunud püsivaks haudelinnuks (Elts et al. 2019b), pesitsusjuhtumid on sagenenud (Ots & Paal, 2020). 2022. aastal tehti puna-harksabal kindlaks kolm pesitsusterritooriumi (Väli, 2022).</p> <p>Viimastel aastatel on Eestis kohatud ka puna-harksaba ja must-harksaba hübriide (Ots & Paal, 2020; Paal & Forsman, 2017) ja tõendatud must- ja puna-harksaba segapaaride pesitsemist (Väli, 2022).</p>
Kaitse, ohustatus
<p><u>Must-harksaba</u></p> <p>linnudirektiivi I lisa: jah</p> <p>Eesti: III kaitsekategooria liik</p> <p>Eesti punane nimestik: väljasuremisohus (EN; Elts et al. 2019a).</p> <p>IUCN globaalne, Euroopa, EL: kõikjal soodsas seisundis (LC; IUCN 2021).</p>
<p><u>Puna-harksaba</u></p> <p>linnudirektiivi I lisa: jah</p> <p>Eesti: ei ole kaitstav liik</p> <p>Eesti punane nimestik: mittehinnatav (NA; Elts et al. 2019a).</p> <p>IUCN globaalne, Euroopa, EL: kõikjal soodsas seisundis (LC; IUCN 2021).</p>
Elupaigad
<p><u>Must-harksaba</u></p> <p>Eestis on must-harksaba elupaiku kirjeldatud kümne pesa alusel, mis asusid kaheksal pesitsusterritooriumil (Väli, 2021). Must-harksaba pesapaikade ümber moodustasid suurima osa maastikust mets ja põllumajandusmaa, kuid nende kahe põhilise maakattetüübi suhe erines pesapaikade löikes märkimisväärselt. Must-harksabad ehitasid pesad enamasti metsaserva lähedusse (keskmiselt 74 m kaugusele). Tavaliselt piirnes pesapuistu kõige lähemalt põllumajandusmaaga (keskmiselt 127 m pesast). Teedest ehitati pesad keskmiselt 321 m ja elumajast 472 m kaugusele. Potentsiaalselt olulistest toitumisaladest – farmidest, veekogudest ja prügilatest – asusid pesad keskmiselt vastavalt 2,0, 2,3 ja 5,4 km. Pesad ehitati tavaliselt viljakatesse kase- või haava ülekaaluga tiheda alusmetsaga lehtpuistutesse.</p>

Puna-harksaba elupaikade kohta Eestis kirjeldusi ei ole.

Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine

Must-harksaba

Must-harksabal sõltub toitumiskäitumine linnu soost. Emaslinnud jahivad pesa vahetus ümbruskonnas, isased otsivad toitu enamasti pesast kaugemal asuvatel aladel ([Panuccio et al., 2014](#)). Pesitsevate emaslindude Hispaanias selgitatud kodupiirkond (Kernel 95%) oli emaslindudel $17,9 \pm 4,2$ (5,0–58,0) km² ja isaslindudel $51,8 \pm 11,7$ (6,9–136,7) km² ([Tanferna et al., 2013](#)).

Puna-harksaba

Saksamaal oli 27 isaslinnu (95%) kodupiirkond vahemikus 4,8 ja 507,1 km², mediaankodupiirkond aga 63,6 km². 12 emaslinnu kodupiirkond varieerus vahemikus 1,1 kuni 307,3 km² ([Pfeiffer & Meyburg, 2015](#)). Kodupiirkonna suurus sõltus elupaiga kvaliteedist (toidu kättesaadavusest) - mida kvaliteetsem elupaik, seda väiksemad kodupiirkonnad. Vanalinnud lendasid vahel väga kaugetele rohumaadele (kuni üle 34 km), et niitmisjärgselt sealt saaki püüda.

Puna-harksabad veedavad enamuse ajast pesa lähikonnas - 54% GPS-saatjate lokatsioone paikneb 1000 m raadiuses pesast ([Hötker et al., 2017](#)).

Tundlikkus tuuleparkide suhtes

Hukkmisrisk ja selle olulisus

Must-harksaba hukkmisraseduseks on Hispaanias arvatud 0,004 isendit tuuliku kohta aastas ([Barrios & Rodríguez, 2004](#)).

Puna-harksaba puhul on näidatud, et asurkonna arvukust võivad mõjutada nii tuulikute arv kui nende ruumiline paiknemine: mida suurem on tuulikute arv ja mida hajutatumalt need maastikus on paigutatud, seda rohkem mõjutab see asurkonna juurdekasvu ([Schaub, 2012](#)). [Bellebaum et al. \(2013\)](#) arvutasid Saksamaa Brandenburgi liidumaa uuringutest teada olnud hukkmisjuhtude alusel, et kumulatiivselt võivad tuulikute põhjustatud surmad viia puna-harksaba asurkonna arvukuse langusele.

Vähendamaks puna-harksabade hukkmisriski soovitatakse hoida 1000 m ulatuses pesast tuulikute vaba, kohandada põllumajanduslikku tegevust tuuleparkides (näiteks mitte niita enne 15. juulit) ja hoida inimasustusala tuuleparkide ümber puna-harksabadele nii väheatraktiivsed kui võimalik ([Mammen et al., 2011](#)).

Leedus ei soovitata tuulikuid ehitada 1000 m raadiusesse harksabade elupaigast ([Morküné et al. 2020](#)), Saksamaal soovitatakse vältida tuulikute rajamiseks 1000 m raadiuses ala must-harksaba pesast, ja tähelepanu vajavaks alaks peetakse 3000 m pesast, puna-harksaba aga vastavalt 1500 m ja 4000 m ([LAG VSW, 2014](#)).

Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused

Must-harksabade puhul on näidatud, et rändel olevad linnud üldiselt väldivad tuuleparke ja 700–850 m tuulepargist eemal muudab enamus linde suunda, et tuulepargile mitte rohkem läheneda ([Santos et al., 2021](#)).

GPS-saatjatega varustatud lindude andmed Saksamaalt näitavad, et tuulepargid ei põhjustanud elupaikade vältimist puna-harksabade poolt. Linnud külastasid sageli toiduotsinguil tuuleparke ja veetsid umbes 25% lennuajast tuulikute poolt ohustatud kõrgusvahemikus ([Hötker et al., 2017](#)).

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

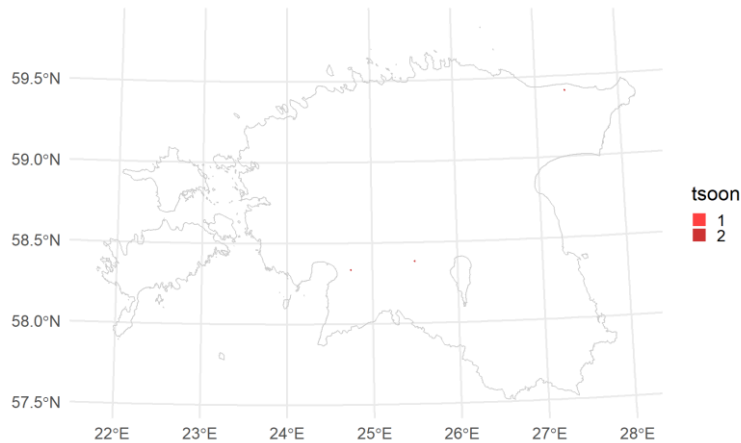
Kui toitumisala on konkreetne paik maastikus, kus harksabad regulaarselt käivad, näiteks prügimägi või komposteerimisplats, tuleks pesapaiga ja toitumisala vaheline koridor jätta tuulikute vabaks.

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tsooneeringu koostamisel

Tsooni 1 arvatakse pesitsuselupaik (EELIS); puna-harksaba ei ole kaitstava liik, mistõttu tuleb pesitsuselupaik esmalt piiritleda.

Tsooni 2 arvatakse 500 m puhver ümber pesitsuselupaiga.

Tsooni 3 harksabade puhul ei eristata.



Joonis L4.8.1. Must-harksaba tsoonid. Puna-harksaba pesapaiku EELISes ei kajastata, kuna liik ei ole kaitsealune.

Kirjandus

Barrios L, & Rodríguez A (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), 72–81. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00876.x>

Bellebaum J, Korner-Nievergelt F, Dürr T, & Mammen U (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), 394–400. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

Hötker H, Mammen K, Mammen U, Rasran L (2017). Red Kites and Wind Farms—Telemetry Data from the Core Breeding Range. In *Wind Energy and Wildlife Interactions* (pp. 3–15). https://doi.org/10.1007/978-3-319-51272-3_1

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 24. August 2022)

LAG VSW. (2014). Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brut - plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51(April), 15–42.

- Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020).** Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>
- Ots M, & Paal U (2016).** Linnuharuldused Eestis 2015 Eesti linnuharulduste komisjoni aruanne nr 14. *Hirundo*, 29(2), 1–13.
- Ots M, Paal U (2020).** Linnuharuldused Eestis 2019 Eesti linnuharulduste komisjoni aruanne nr 17. *Hirundo*, 33(2), 1–15.
- Paal U, Forsman D (2017).** Presumed hybrid Red X Black Kites in Estonia : analysis of 3 cases. Retrieved from <https://www.estbirding.ee/artiklid/presumable-hybrid-red-x-black-kites-in-estonia>
- Paal, U, Nellis R (2018).** Must-harksaba. Rmt.: Linnuatlas, Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Panuccio M, Agostini N, Mellone U, Bogliani G (2014).** Circannual variation in movement patterns of the Black Kite (*Milvus migrans migrans*): A review. *Ethology Ecology and Evolution*, 26(1), 1–18. <https://doi.org/10.1080/03949370.2013.812147>
- Pfeiffer T & Meyburg B U (2015).** GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. *Journal of Ornithology*, 156(4), 963–975. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1230-5>
- Santos C D, Ferraz R, Munõz A R, Onrubia A, Wikelski M. (2021).** Black kites of different age and sex show similar avoidance responses to wind turbines during migration. *Royal Society Open Science*, 8(1). <https://doi.org/10.1098/rsos.201933>
- Schaub M (2012).** Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation*, 155, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.021>
- Tanferna A, López-Jiménez L, Blas J, Hiraldo F, Sergio F (2013).** Habitat selection by Black kite breeders and floaters: Implications for conservation management of raptor floaters. *Biological Conservation*, 160, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.031>
- Väli Ü (2021).** Must-harksaba elupaigakasutusest Eestis, 34(2), 40–52.
- Väli Ü (2022).** Riikliku keskkonnaseire eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire allprogrammi 2022. aasta seiretöö nr. 22 RÖÖVLINNUD. Aruanne. Retrieved from http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3374/Hanede_seire_lopparu_2014.pdf

Lisa 4.9. Kassikakk (*Bubo bubo*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Kohatav aastaringelt, paikne</p> <p><i>Arvukus:</i> 30–50 pesitsevat paari, talvel 50–100 isendit (Elts et al., 2019b; Leivits, 2020), varasemalt aga 120–200 pesitsusterritooriumi (Elts et al., 2003).</p> <p><i>Pikk trend:</i> Tugev langus (üle 50%), viimased hinnangud perioodil 2009–2013 ja 2014–2018 vastavalt 0,00 ja 0,04, kuid varasemalt nt 1999–2003 0,18 pesitsusterritooriumit/100 km². Langenud on ka liigi sigimisedukus, kuid pesakonna suurus on viimastel aastatel taas kasvanud (Väli et al., 2019). Sobilike elupaikade pindala on vähenenud (Leivits, 2020).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> mõõdukas langus (20–50%; Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> I kaitsekategooria</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eestis:</i> kriitilises seisundis (CR; Elts et al., 2019a)</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt ja Euroopas soodas seisundis (LC; IUCN, 2021)</p>
<p>Elupaigad</p>
<p>Vanad (100–150 aastased) hõredad raba- ja palumännikud, puisraba.</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Eestis võib kodupiirkond olla 15–50 km² (Nellis, 2019). Norra GPS telemeetriast on teada, et isase pesitseva kodukaku kodupiirkond (<i>home range</i>) on 42,9 km², pesitsusväliselt võivad linnud teha pesitsuskohast pikemaid kui 20 kilomeetriseid retki (Heggøy et al., 2021). Ungarist on teada ühe emaslinnu näitel, et kodupiirkond võib olla ka 18 km² ja lindu häirivad ootamatud häiringud, aga mitte regulaarsed inimeste möödumised (Prommer et al., 2018). Lõuna-Euroopas, kus kassikaku arvukus on oluliselt suurem, on ka kodupiirkond väiksem: Hispaanias raadiotelemeetria andmed näitavad, et kaitsealadel on kassikaku kodupiirkond oluliselt väiksem kui kaitsealast väljas, vastavalt 400 ja 1250 hektarit (León-Ortega et al., 2017), mõnes piirkonnas aga keskmiselt 255 ha (Lourenço et al., 2015) või 2,3 km² (Penteriani et al., 2015). Pesitsusaeg veebruari algusest, mil algab pesaehitus, juuli keskpaigani (Kontkanen et al., 20014).</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p><i>Hukkmisrisk ja selle olulisus</i></p> <p>Kokkupõrkerisk tuugeniga on Saksamaa tuuleparkide andmetel kassikakul keskmiseks või üle selle (kokkupõrkeindeks on u 50, merikotkal aga kõrgeim – üle 300; De Lucas & Perrow, 2017). Soomes on tuugenite mõju liigile hinnatud keskmiseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 9,7 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021). Tõenäolisem on noorte ja kohenematute kassikakude hukkimine, seda eriti tuulepargi õhuliinidega kokkupõrkes või elektrilöögi tõttu, mistõttu tuleb vältida õhuliinide rajamist.</p> <p><i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i></p> <p>Ohuks on häiringud, võib hüljata kergesti munadega pesa, mistõttu pesitsusperioodil (märts–juuni) ei tohiks häiringuid olla (nt metsa- või tuugeni ettevalmistustöid) pesast 300–400 m raadiuses (Kontkanen et al., 2004). Eelkõige ohuks metsamajandus, kuid ka hukkimine elektriliinides ja teedel, toitumisalade kvaliteedi langus häiringute tulemil (Nellis, 2018). Saksamaal on hinnatud tuugeni minimaalseks ohutuks kauguseks liigi</p>

pesituskohast 1000 m (LAG VSW, 2014), Eesti oludes tuleks seega arvestada teadaolevate pesitus territooriumit (EELISE andmed), lisades sellele 1000 meetrit.

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

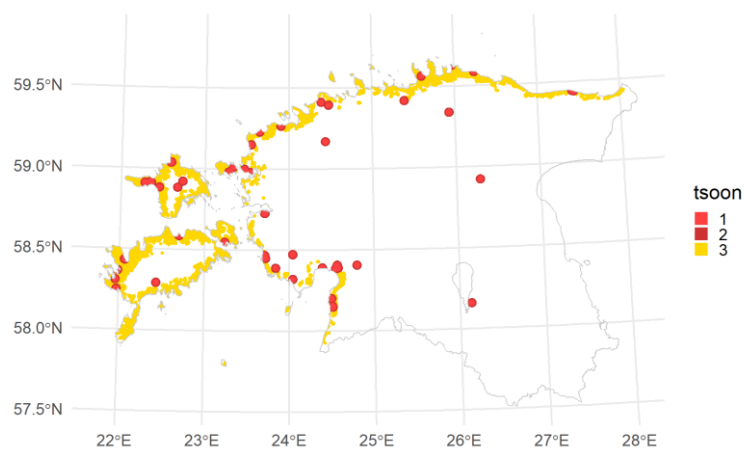
Toitumisalad peamiselt linnurikkad veekogud. Pesitsusala ja toitumisala vahele ei ole soovitatav tuulikuid ehitada.

Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel

Tsooni 1 arvatakse kõik hinnangulised kodupiirkonnad ehk pesapunkti ümbritsevad, vähemalt 15 km² suurusta ala hõlmavad ringraadiused (2,2 km);

Tsooni 2 arvatakse vältimispuhver ümber tsooni 1, kaugusega 1 km;

Tsooni 3 arvatakse elupaigamudeli kohaselt sobilikud, kuid kontrollimata alad, puhvriga 1 km (joonis L4.9.1.).



Joonis L4.9.1. Tsoonide kaart: kassikakk.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73

<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

De Lucas M, Perrow MR (2017). Birds: collision. In: Perrow MR (ed) (2017) *Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects.* Pelagic Publishing, Exeter, UK. pp. 155–190.

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: 58–83.

<https://www.eoy.ee/hirundo/arhiiv/27/hirundo-2-2003>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a).

Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019.

Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

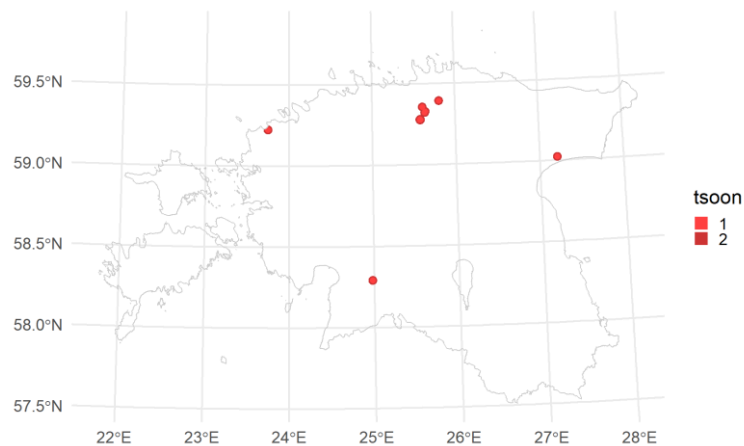
Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

- Heggøy O, Aarvak T, Ranke PS, Solheim R, Øien IJ (2021).** Home Range and Excursive Post-Breeding Movements of Eurasian Eagle-Owls Revealed by GPS Satellite Transmitters. *Journal of Raptor Research* 55: 619-626, <https://doi.org/10.3356/JRR-19-95>
- IUCN (2021).** The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)
- Konkanen H, Nevalinen T, Lõhmus A (2004).** Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus
- LAG VSW. (2014).** Recommendations for distances of wind turbines to important areas for birds as well as breeding sites of selected bird species (as at April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51: 15–42. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Lagvsw-2015.pdf>
- Leivits M (2020).** Linnudirektiivi liigid ja nende seisund. Roasto R, Tampere U (toim). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn: 112-123. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elk_2020_est.pdf
- León-Ortega M, Martínez JE, Pérez E, Lacalle JA, Calvo JF (2017).** The contribution of non-protected areas to the conservation of Eurasian Eagle-owls in Mediterranean ecosystems. *Ecosphere* 8: e01952, <https://doi.org/10.1002/ecs2.1952>
- Lourenço R, Delgado MdM, Campioni L, Korpimäki E, Penteriani V (2015).** Evaluating the influence of diet-related variables on breeding performance and home range behaviour of a top predator. *Population Ecology* 57: 625-636, <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0506-1>
- Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020).** Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>
- Nellis R (2018).** Kassikakk. Rmt.: Linnuatlas, Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.
- Nellis R (2019).** Kassikaku (*Bubo bubo*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet. <https://keskkonnaamet.ee/media/698/download>
- Penteriani V, del Mar Delgado M, Campioni L (2015).** Quantifying space use of breeders and floaters of a long-lived species using individual movement data. *The Science of Nature* 102: 21 <https://doi.org/10.1007/s00114-015-1271-x>
- Prommer M, Molnár IL, Tarján B, Kertész B (2018).** Preliminary study on the tolerance to human disturbance of Eagle Owl (*Bubo bubo*) in an active quarry in NW Hungary. *Ornis Hungarica* 26: 54-64, <https://doi.org/10.1515/orhu-2018-0004>

Lisa 4.10. Habekakk (*Strix nebulosa*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Kohatav aastaringselt, talvel hulguränne.</p> <p><i>Arvukus:</i> 0–3 pesitsevat paari, talvitab 1–10 isendit (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend:</i> märkimisväärseid arvukuse muutusi ei ole täheldatud (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> Levila on laienemas (Leivits, 2020).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> I kaitsekategooria</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eestis:</i> kriitilises seisundis (CR), 2008 hinnatud piirkonnas väljasurnuks (RE; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt, Euroopas ja Euroopa Liidus soodas seisundis (LC; IUCN, 2021)</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Vanad raieküpsed metsad, okas- või segametsad.</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Valgevenest emaslinnud püsivad pesitsusajal pesast mõne kilomeetri raadiuses ja liiguvad öösiti keskmiselt 2–3 km raadiuses (Mirski et al., 2021).</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p><i>Hukkimisrisk ja selle olulisus</i></p> <p>Teadmata, kuid tõenäolisem on noorte ja kogenematute isendite hukkumine, seda eriti tuulepargi õhuliinides, mistõttu tuleb vältida õhuliinide rajamist.</p> <p><i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i></p> <p>Ohuks vanade metsade raie, soodustab väikeste metsalagendike olemasolu, mida kasutab toitumisalana (Väli, 2018). Pesitsusajal ei tohiks häiringuid olla 100–150 meetri raadiuses pesast, lageraie järgselt peaks langi serv jääma pesakohast kaugemale kui 25 meetrit; pesitsusaeg veebruari lõpust, mil algab pesaehitus, juuni lõpuni (Kontkanen et al., 2004). Soomes on tuugenite mõju liigile hinnatud väikeseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 4,4 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021).</p> <p>Kuna tuugenite mõju kohta habekakule uuringuid ei ole, tuleks Eesti oludes arvestada habekaku teadaolevate pesitsusterritooriumitega (EELISE andmed), lisades sellele 1000 meetrit. Üsna range piirang on tingitud liigi väga madalast arvukusest.</p> <p><i>Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):</i></p> <p><i>Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel</i></p> <p>Tsooni 1 arvatakse kõik hinnangulised kodupiirkonnad ehk pesapunkti ümbritsevad, 2 km ringraadiused;</p> <p>Tsooni 2 arvatakse vältimispuhver ümber tsooni 1, ulatusega 1 km;</p> <p>Tsooni 3 habekaku puhul ei eristata (joonis L4.10.1.).</p>



Joonis L4.10.1. Tsoonide kaart: habekakk.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73
<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.
<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,
https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Konkanen H, Nevalinen T, Lõhmus A (2004). Röövlinnud ja metsamajandus. Eesti Entsüklopeediakirjastus

Leivits M (2020). Linnudirektiivi liigid ja nende seisund. Roasto R, Tampere U (toim). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn: 112-123. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elk_2020_est.pdf

Mirski P, Ivanov A, Kitel D, Tumiel T (2021). The ranging behaviour of the Great Grey Owl *Strix nebulosa*: a pilot study using GPS tracking on a nocturnal species. *Bird Study* 68: 129-134,
<https://doi.org/10.1080/00063657.2021.1965085>

Väli Ü (2018). Habekakk. Rmt.: Linnuatlas, Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.

Lisa 4.11. Metsis (*Tetrao urogallus*)

Staatus, arvukus, trendid
<p>Metsis on Eestis paigalind. Metsise arvukus on viimase nelja kümnendiga vähenenud ca 40-50%. Viimases linnudirektiivi aruandes hinnati perioodi 2013-2017 metsisekukkede arvukuseks 1300–1600 kukke (Elts et al. 2019b).</p> <p>Arvukus: 1300-1600 isaslindu (Elts et al., 2019b).</p> <p>Pikk trend Eestis: mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).</p> <p>Lühike trend Eestis: mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).</p>
Kaitse, ohustatus
<p>Elupaikade kvaliteedi langust, hävimist ja fragmenteerumist peetakse peamiseks ohuteguriks kõigile metsislaste sugukonda kuuluvatele liikidele kogu maailmas (Storch, 2000). Tuuleenergeetika arendused metsamaastikes koos kogu kaasneva infrastruktuuriga kujutavad uut ohtu metsise elupaikade kvaliteedile, sigimisedukusele ja arvukusele, kui ka mängude nihkekäitumisele.</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> II kaitsekategooria liik</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> ohualdis (VU; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne:</i> soodsas seisus. <i>Euroopa:</i> soodsas seisus. <i>EL:</i> soodsas seisus (IUCN, 2021).</p>
Elupaigad
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
<p>Kukkede mänguaegsed 99%-kodupiirkonnad jäävad (90%) vahemikku 38-827 ha. Kanade 99%-kodupiirkonnad jäävad (90%) vahemikku 185-663 ha (Ojaste, 2021). Nendele pindaladele vastavad ligikaudsed ekvivalentringid raadiustega 350-1570 m (kuked) ja 390-1450 m (kanad). Tulemustest võib järeldada, et kuigi nii kukkede ja kanade kodupiirkonnad on mänguaegselt väga varieeruvad, mahuvad nii kukkede kui ka kanade mänguaegsed 99%-kodupiirkonnad ringpuhverisse, mille raadius on 1,5 km.</p>
Tundlikkus tuuleparkide suhtes
<p>Metsiste hukkumist tuuleparkides on dokumenteeritud Saksamaal, Rootsis ja Hispaanias (Langgemach & Dürr, 2021). Hiljutise uuringuga kolmes lähestikku asuvas tuulepargis Soomes leiti kahe aasta jooksul kaheksa hukkunud metsist. Kõik nad olid kokku põrganud tuuliku mastiga (FCG, 2018).</p> <p>Mahuka uuringu Rootsi, Austria ja Saksamaa tuuleparkides on läbi viinud Coppes jt (2019). Kuues uurimispiirkonnas Saksamaal, Austrias ja Rootsis oli võimalik kindlaks teha, et lindude elupaigakasutus vähenes, mida lähemale elupaigad tuulikutele asusid (Coppes et al., 2020). See efekt oli tuvastatav kuni 650 m kauguseni. Rootsi uuringupiirkonna märgistatud lindude puhul oli see elupaiga vältimine tuvastatav tuulikust kuni 850 m. Kirjeldatud mõjud leiti ka uuringualadel, kus tuulikud olid juba pikka aega töös olnud. Seetõttu näib, et linnud ei harju tuulikute mõjuga ka aastate möödudes. Seetõttu võib eeldada, et elupaiga kvaliteedi langusel ei ole mitte ainult lühiajaline (nt häiring ehitusetapil), vaid ka pikaajaline mõju. Taubmann jt (2021) leidsid telemeetriliselt märgistatud lindude käitumist uurides, et lisaks kaugusele tuulikust mõjutavad lindude elupaigakasutust ka tuulikute tekitatud müra, tuuliku ja labade tekitatud varjud ja pöörlevate rootorilabade nähtavus ja tuulikute arv elupaiga naabruses. Tuuliku otsene mõju oli tuvastatav kuni 865 m kauguseni lähimast tuulikust (175 ja 190 m kõrgused tuulikud). Lisaks otseselt tuulikutest tingitud teguritele leidsid Taubmann jt (2021), et elupaiku kasutatakse seda vähem, mida lähemal on need tuulikute</p>

juurdepääsuteedele. See viitab elupaikade täiendavale kahjustamisele, mida ei põhjusta otseselt tuulikud, vaid tuuliku teenindamiseks loodud infrastruktuur. Lisaks sellele uuringule on näide Rootsist (Rönning, 2017), kus metsise mängu vahetusse lähedusse rajatud tuulepargi rajamise järel kahanes 7 aasta vältel 10-kukega mäng 2,5 korda ning nihkus lähimast tuulikust (500 m) 100 m võrra eemale.

Tuulikute teenindamiseks loodud teede negatiivne mõju ei ole üllatav. Ka Kämmerle jt (2021) leidsid telemeetriliselt märgistatud metsiste liikumiskäitumist uurides, et teedele lähemal kui 200 m, käitusid linnud ettevaatlikumalt. Inimtekkeliste joonstruktuuride (teetrassid, elektriliinide trassid, gaasitrassid, jm) mõjust kanaliste suremusele on ilmunud ülevaateartikkel (Hovick et al., 2014), mis võtab kokku 24 teadusartikli tulemused. Põhiline järeldus uuringust on see, et kõik inimtekkelised struktuurid kanaliste elupaikades suurendavad mängude nihkekäitumist ja lindude suremust. Ka Kurki jt (2000) on leidnud, et metsakanaliste pesitsusedukus on metsa fragmenteerituse tõusu tõttu viimastel aastakümnetel vähenenud. Eesti näitel on teada, et taastuv ja tõusva arvukusega metsise mängu ümbritsevas elupaigas metsasihtide avamise ja kraavide rekonstrueerimise järgselt leidis paari aastase viibega aset mängu suuruse kolmekordne langus (Keskonnaagentuur, 2021a; Keskonnaagentuur, 2021b). Metsamassiivi fragmenteerimise tagajärjel teede, sihtide või trassidega leiab aset kisklussurve suurenemine elupaigas ning sigimisedukuse langus, mis võib metsise kohalikule asurkonnale osutada fataalseks just tugevasti fragmenteeritud majandusmetsades ja suure põllumajandusmaa osakaaluga maastikes. Angelstam jt (1985) on Rootsis tehtud uuringus leidnud, et väikekiskjate kõrge arvukus, mis on eeldatavasti suurema põllumajandusmaa osakaalu ja metsamassiivi fragmenteerituse suurenemise tagajärg, suurendab kanaliste pesarüüstat. Seetõttu tuleb täiendavate, metsamaastikku fragmenteerivate nähtuste, nagu teed, sihid, trassid, kavandamisel arvestada sellega, et neil on tõestatud negatiivsed mõjud kanaliste arvukusele ja elupaigakvaliteedile.

Viimaste uuringute põhjal võib seega kokku võtta teadmise, et tuulikute mõju elupaiga kvaliteedile ja metsise elupaigakasutusele on 175-190 m kõrguste tuulikute puhul tuvastatav 784–1025 m kaugusel tuulikust (Taubmann et al., 2021). Tänapäeval paigaldatavad tuulikud on aga kuni 300 m kõrgused, ning nende mõju kohta uuringud puuduvad. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014) soovib kanaliste, sh metsise esinemisaladest puhvrit minimaalse kaugusega 1 km.

Kokkuvõtvalt, tuulikute (120-190 m) peletav mõju metsisele on minimaalselt 1000 m.

Tsoneeringu koostamise aluseks on telemeetriliselt märgistatud lindude andmete põhjal (Ojaste, 2021) arvatud kodupiirkondade prognooskaart ning andmed teadaolevate mängupaikade kohta. Tsoneering koosneb kolmest osast. Tsooni 1 moodustab metsise sigimiseks oluline elu-ala ehk mängu kese ja selle ümbrus vastavalt 95% kodupiirkondadele. Tsooni 2 moodustab sellele lisanduv vältimispuhver ning tsooni 3 moodustavad alad, kus elupaik esineb, kuid kus metsise esinemise kohta andmed puuduvad.

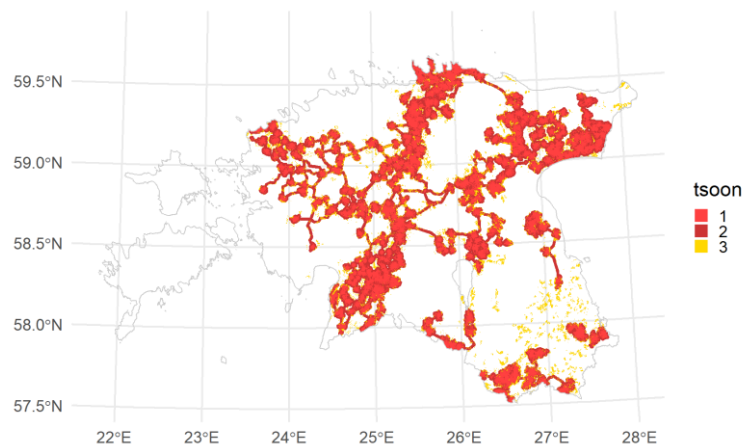
Tsooni 1 arvatakse kõik prognoositud kodupiirkonnad, kus on teada mänguasurkund.

Tsooni 2 arvatakse:

- puhvrid asustatud mänguasurkundade kodupiirkondade ümber 1 km raadiusega, ilma kultuurmaadeta
- ühenduskoridorid alamasurkundade vahel, hõlmates võimalikult palju sobivat elupaika (loodusmaastikku).

Tsooni 3 arvatakse alad lähtuvalt järgnevast:

- kodupiirkonnad ja nende puhvrid, kus pole teada asustatud mänguasurkonda
- puhvrid kodupiirkondade ümber 1 km raadiusega, mis jäävad kultuurmaadele (kriteerium 3)
- metsise olulised elupaigad, mis ei ole kaetud eelnevate aladega.



Joonis L4.11.1. Metsise kodupiirkonnad (kriteerium 1), nende puhvrid (kriteerium 2) ning täiendavaid uuringuid nõudvad alad (kriteerium3).

Kirjandus

Angelstam P, Lindström E, Widén P, Andrén H, Lindstrom E ja Widen P (1985) Differences in Predation Pressure in Relation to Habitat Fragmentation: An Experiment. *Oikos* 45 (oktoober): 273.

<https://doi.org/10.2307/3565714>

Coppes J, Braunisch V, Bollmann K, Storch I, Mollet P, Grünschachner-Berger V, Taubmann J, Suchant R, ja Nopp-Mayr U (2019) The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. *Journal of Ornithology* 161 (august). <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01696-1>

Coppes, J, Kämmerle J, Grünschachner-Berger V, Braunisch V, Bollmann K, Mollet P, Suchant R ja Nopp-Mayr U (2020) Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe. *Biological Conservation* 244 (aprill): 108529. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108529>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

FCG (2018). Kalajoki-Pyhäjoki tuulivoimapuistot. Linnustovaikutusten seuranta 2017. <https://pohjois-pohjanmaa.fi/wp-content/uploads/2020/08/6168.pdf>

Hovick T, Elmore R, Dahlgren D, Fuhlendorf S, ja Engle D (2014) REVIEW: Evidence of negative effects of anthropogenic structures on wildlife: a review of grouse survival and behaviour. *Journal of Applied Ecology* 51 (6): 1680–89. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12331>

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Keskkonnaagentuur (2021a) Metsise mängude seire 2020. aasta aruanne.

<https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=21475249&monitoringWorkUid=19180313>

Keskkonnaagentuur (2021b) Eluslooduse seiretööd Kaitseväe harjutusväljadel ja Kaitseliidu lasketiirudes 2016-2020. Ametkondlikuks kasutuseks.

Kurki S, Nikula A, Helle P, ja Lindén (2000) Landscape Eragmentation and Forest Composition Effects on Grouse Breeding Success in Boreal Forests. *Ecology* 81 (juuli): 1985–97. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1985:LFAFCE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1985:LFAFCE]2.0.CO;2)

Kämmerle J, Taubmann J, Andrén H, Fiedler W ja Coppes J. (2021) Environmental and seasonal correlates of capercaillie movement traits in a Swedish wind farm. *Ecology and Evolution* 11 (17): 11762–73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.7922>

Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014) Recommendations for distances of wind turbines to important areas for birds as well as breeding sites of selected bird species (as of April 2015). *Berichte zum Vogelschutz* 51: 15–42.

Ojaste, I (2021) Metsise telemetriauring 2014-2020. Eesti Ornitoloogiaühing.

Rönning G (2017) Wind power developments kill Capercaillie. Tjäderkommittén. <http://www.tjaderobs.se/>

Storch A (2000) Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview. *Wildlife Biology* 6: 195–204.

Taubmann J, Kämmerle J, Andrén H, Braunisch V, Storch I, Fiedler W, Suchant R, ja Coppes J (2021) Wind energy facilities affect resource selection of capercaillie *Tetrao urogallus*. *Wildlife Biology* 2021 (jaanuar): wlb-00737. <https://doi.org/10.2981/wlb.00737>.

Lisa 4.12. Teder (*Lyrurus tetrrix*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Teder on Eestis paigalind. Tedre arvukus on viimase viie kümnendiga ca kümme korda vähenenud. 1970. aasta kevade üldloenduse järgi hinnati Eestis mängivat ligikaudu 39 000 tedrekukke. 1980. aasta kevade üldloendusel hinnati mängivate kukkede arvuks juba 11 000 (Viht, 1987). Viimases linnudirektiivi aruandes hinnati perioodi 2013-2018 tedrekukkede arvukuseks 4000–5000 kukke (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Arvukus:</i> 4000-5000 isaslindu (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> tugev langus (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p>Elupaikade kvaliteedi langust, hävimist ja fragmenteerumist peetakse peamiseks ohuteguriks kõigile metsislaste sugukonda kuuluvatele liikidele kogu maailmas (Storch, 2000).</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> III kaitsekategooria liik</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> väljasuremisohus (EN; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne:</i> soodsas seisundis. <i>Euroopa:</i> soodsas seisundis. <i>EL:</i> soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Eestis on tedrele olnud olulisimaks elupaigaks madal- ja siirdesood, millest peale ulatuslikke maaparanduskampaaniaid on tänaseks säilinud vastavalt umbes 8% ja 18% (Paal ja Leibak, 2011). Kokkuvõtvalt – üldist, tugevat langustrendi seostatakse tedre põhilise elupaiga – madal- ja siirdesoodde ja soode servakoosluste pindala ulatusliku vähenemisega.</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Tedre kodupiirkonna suurust puudutavaid uuringud Eestis ei ole läbi viidud, mistõttu tuleb tugineda mujal tehtud uuringutele. Tedrede elupaigakasutust on uuritud Kesk-Euroopa mäestikes (Alpid, Maagimäed), Šotimaa ja Põhja-Inglismaa vaipsoodes, Madalmaades ning Rootsis: Pauli (1974); Robel (1969); de Vos (1983); Malkova jt (2000); White, Warren ja Baines (2015); Borecha, Willebrand ja Nielsen (2017). Tšehhi Böömimaal, Maagimägedes (Krusne Hory) kogutud raadiotelemeetria andmetel (Malkova et al., 2000) jäi tedrekukkede aastaringne elupaigakasutus mängust maksimaalselt 1,5 km kaugusele ning hõlmas ca 100 ha suurust ala. Põhja-Inglismaal on leitud, et tedre pesad asusid lähimast mängust 129-2464 m kaugusel, kusjuures enamus tedre pesi jäid lähima mängu 1,5 km raadiusse (Warren, Baines ja Richardson, 2012). Šotimaal, valdavalt vaipsoodest ja nõmmedest koosnevas maastikus on kukkede aastaringseks kodupiirkonnaks saanud >200 ha ja kanadel >70 ha, eelistades selgelt vaipsoid (White, Warren ja Baines, 2015). Rootsis, kust pärineb mahukas uuring, mis hõlmab perioodi 1984-1992 (Borecha, Willebrand ja Nielsen, 2017) saadi raadiomärgistatud vanalindude (N=25) mediaankodupiirkonnaks (95%) 350 ha (150-920 ha). Kokkuvõtvalt, sigimieks oluline osa tedre kodupiirkonnast jääb 1,5 km kaugusele tedre mängupaigast.</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p>Tuuleenergeetika infrastruktuuri mõjudest kanalitele on kokku võetud värskestilmunud ülevaateartiklites (Coppes et al., 2019; Marques, Batalha ja Bernardino, 2021). Marques, Batalha ja Bernardino (2021) kohaselt saadi tuulepargi vältimiskauguseks kanaliste poolt 9 uuringu põhjal keskmiselt 4,6 km (±4,3 km; SD). Coppes jt (2019) annab detailsema ülevaate kanaliste liikidest ning tuuleparkide mõjudest. Allikas käsitleb 6 tetre puudutatavat uuringut, kus kõigis täheldati tedrele negatiivseid mõjusid. Kaks uuringut puudutasid kokkupõrget</p>

tuulikutega (Deutz ja Grünschachner-Berger, 2006; Langgemach ja Dürr, 2019), kolm uuringut tuulikute vältimist (Grünschachner-Berger ja Kainer, 2011; Zwart et al., 2015; Percival, Percival ja Lowe, 2018) ning üks uuring nii kokkupõrget kui vältimist (Zeiler ja Grünschachner-Berger, 2009).

Tuulikud põhjustavad nii mängupaiga hääbumist ja kadumist kui ka mängupaiga nihkumist tuulikute eemale. Zeiler ja Grünschachner-Berger (2009) kirjeldavad, kuidas elujõuline mäng (maksimaalselt 12 mängiva kukega) kadus viie aasta jooksul peale seda, kui otse mängupaika oli rajatud tuulepark. Grünschachner-Berger ja Kainer (2011) on tegevusjälgede kaardistamisel leidnud, et väga sobivat elupaika tuuliku 500 m vahetus läheduses tedred enam ei kasuta. Grünschachner-Berger, Nopp-Mayr ja Zohmann (2009) kirjeldavad, kuidas samas piirkonnas jäeti sisuliselt kõik tuulikute kuni 1 km kaugusel olnud mängud maha. Lisaks mängude kadumisele ja arvukuse langusele on mitmes uuringus täheldatud ka mängude nihkumist tuulikute eemale (Zwart et al., 2015). Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014) soovib kanaliste, sh tedre esinemisaladest puhvrit minimaalse kaugusega 1 km.

Kokkuvõtvalt, tuulikute (120-190 m) peletav mõju tedrele on vähemalt 500-1000 m.

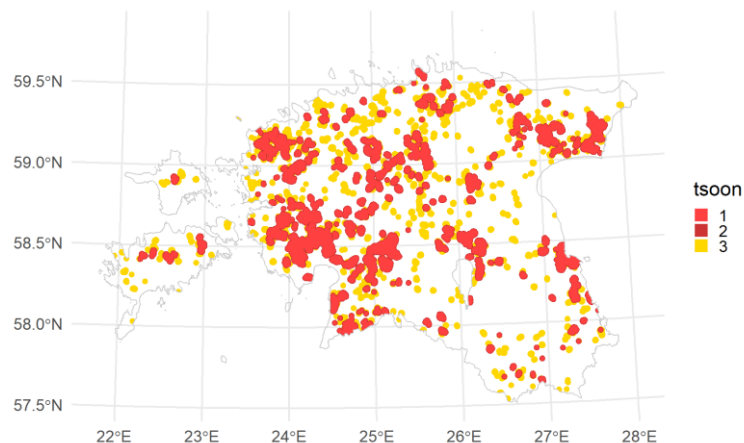
Tsoneeringu koostamise aluseks on mängupaikade prognooskaart, mis kirjeldab lagesoid, suurusega alates 100 ha ning teadaolevad tedre mängupaigad. Tsoneering koosneb kolmest osast. Tsooni 1 moodustab tedre sigimiseks oluline elupaik, tsooni 2 moodustab sellele lisanduv vältimispuhver ning tsooni 3 moodustavad ülejäänud alad, kus võib tedre elupaiku esineda ja kus tuuleenergeetika arendused eeldavad uuringuid.

Tsooni 1 arvatakse kõik prognoositud ja asustatud mänguelupaigad alates 100 ha (+1,5 km) ning prognoositud mängupaikadest välja jäävad vähemalt 3 kukega mängud (+1,5 km)

Tsooni 2 arvatakse tsoonile 1 lisatud 500 m puhvrid

Tsooni 3 arvatakse alad lähtuvalt järgnevast:

- kõik prognoositud mänguelupaigad (<100 ha või kui laigul on teada kuni 3 kukega mäng) koos puhvriga 2 km
- kõik prognoositud mängupaikadest välja jäävad mängud koos puhvriga 2 km



Joonis L4.12.1. Tsoonide kaart: teder.

Kirjandus

Borecha D, Willebrand T, Nielsen O (2017) Lek site defines annual spatial use of male Black Grouse (*Tetrao tetrix*). *Ornis Fennica* 94: 150–60.

- Coppes J, Braunisch V, Bollmann K, Storch I, Mollet P, Grünschachner-Berger V, Taubmann J, Suchant R, ja Nopp-Mayr U (2019)** The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. *Journal of Ornithology* 161 (august). <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01696-1>
- de Vos G (1983)** Social behaviour of Black Grouse; an observational and experimental field study. *Ardea* 71: 1–103.
- Deutz A ja Grünschachner-Berger V (2006)** Birkhahnen verluste im Bereich einer Windkraftanlage. *Anblick* 1: 16–17.
- Elts J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a)**. Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>
- Elts J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b)**. Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1–39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Elts_et_al_2019-1.pdf
- Grünschachner-Berger V ja Kainer M (2011)** Birkhühner *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): Ein Leben zwischen Windrädern und Schilfluten. *Egretta* 52: 46–54.
- Grünschachner-Berger V, Nopp-Mayr U ja Zohmann M (2009)** Birkwildzählung am Stuhleck 2009. Bericht an die Steirisch Jägerschaft 3 S.
- IUCN (2021)**. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)
- Langgemach T ja T Dürr T (2019)** Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel - Stand 07. Januar 2020. https://mluk.brandenburg.de/media_fast/4055/vsw_dokwind_voegel.pdf
- Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014)** Recommendations for distances of wind turbines to important areas for birds as well as breeding sites of selected bird species (as of April 2015). *Berichte zum Vogelschutz* 51: 15–42.
- Malkova P, Bejcek V, Stany K, Simova P ja Tomasova H (2000)** Ecology of the Black Grouse (*Tetrao tetrix*) on the Grünwald Peat Bog in the Krusne Hory Mts. *Cahiers d’Ethologie* 20: 421–38.
- Marques A, Batalha H ja Bernardino J (2021)** Bird Displacement by Wind Turbines: Assessing Current Knowledge and Recommendations for Future Studies. *Birds* 2 (4): 460–75. <https://doi.org/10.3390/birds2040034>
- Paal J ja Leibak E (2011)** Estonian mires: inventory of habitats.
- Pauli H (1974)** Zur Winterökologie des Birkhuhns *Tetrao tetrix* in den Schweizer Alpen. *Der Ornithologische Beobachter* 71: 247–78.
- Percival S, Percival T ja Lowe T (2018)** Minnygap Wind Farm: postconstruction phase breeding bird surveys 2018 (year 2). Ecology consulting report to Renewable Energy Systems. http://www.ecologyconsult.co.uk/index.htm_files/Minnygap%20breeding%20bird%20report%202018.pdf
- Robel, R (1969)** Nesting activities and brood movements of Black Grouse in Scotland. *Ibis* 111: 395–99.
- Storch A (2000)** Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview. *Wildlife Biology* 6: 195–204.

Zeiler H ja Grünschachner-Berger V (2009) Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. *Folia Zoologica* 58 (jaanuar): 173–82.

Zwart M, Robson P, Rankin S, Whittingham M ja McGowan P (2015) Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. *Ecosphere* 6 (2): art26. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/ES14-00331.1>

Viht E (1987) Teder. Tallinn: Valgus.

Warren P, Baines D ja Richardson M (2012) Black Grouse *Tetrao tetrix* nest-site habitats and fidelity to breeding areas in northern England. *Bird Study* 59 (2): 139–43.
<https://doi.org/10.1080/00063657.2011.648606>

White P, Warren P ja Baines D (2015) Habitat use by Black Grouse *Tetrao tetrix* in a mixed moorland-forest landscape in Scotland and implications for a national afforestation strategy. *Bird Study* 62 (1): 1–13.
<https://doi.org/10.1080/00063657.2014.1000261>

Lisa 4.13. Laanepüü (*Tetrastes bonasia*)

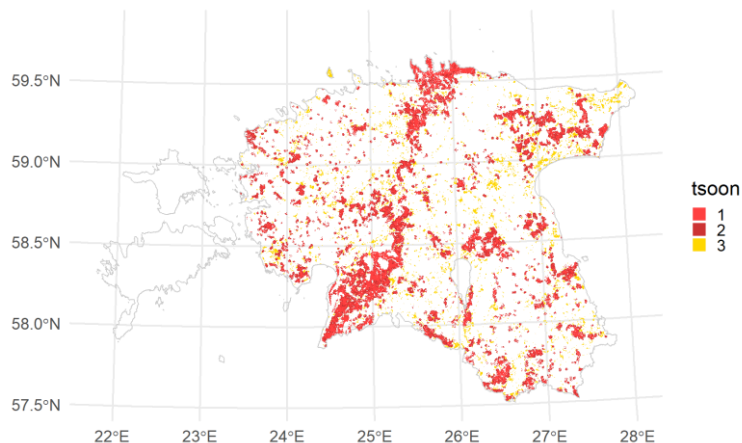
Staatuse, arvukus, trendid
Laanepüü on Eestis paigalind. <i>Arvukus:</i> 20 000-25 000 paari (Elts et al., 2019b). <i>Pikk trend Eestis:</i> tugev langus (Elts et al., 2019b). <i>Lühike trend Eestis:</i> mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).
Kaitse, ohustatus
Elupaikade kvaliteedi langust, hävimist ja fragmenteerumist peetakse peamiseks ohuteguriks kõigile metsislaste sugukonda kuuluvatele liikidele kogu maailmas (Storch, 2000). <i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah <i>Eesti:</i> III kaitsekategooria liik <i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> ohualdis (VU; Elts et al., 2019a). <i>IUCN globaalne, Euroopa ja Euroopa Liit:</i> soodsas seisundis (IUCN, 2021).
Elupaigad
Laanepüüd võib käsitleda kui elupaigaspetsialisti, kes on kohastunud varajase suksessiooniga väikestele häiludele, mis asuvad vanades metsades (Swenson, 1995, Bergmann et al., 1996). Malthys jt (2006) võtavad kokku erinevates uuringutes välja selgitatud laanepüü elupaiga olulised tunnused, milleks on puistu mitmerindelisuus, tihe alusmets, kus esinevad väikesed lagendikud, teatud pehmelehtpuuliikide olemasolu, mis pakuvad talvetoitu viljade, pungade või urbade näol. Majandatavates boreaalsetes metsades eelistab laanepüü selliseid elupaiku, mis on harvendamata, vanuselt vähemalt keskealised (või vanemad kui 90 aastat), kuuse enamusega ning kus esineb rohkelt lehtpuid (eriti halli leppa) ning on rikkalik puhmarinde poolest (Åberg, 2003).
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
Lõuna-Koreas varieeruvad laanepüü 95%-kodupiirkonnad (MCP) 36,2 kuni 73,6 hektarini, mediaaniga 53,8 ha (Rhim, 2006). 50 hektarine ala on ligikaudu ringpuhver raadiusega 400 m.
Tundlikkus tuuleparkide suhtes
Tuuleenergeetika infrastruktuuri mõjudest kanalitele on kokku võetud värskest ilmunud ülevaateartiklites (Coppes et al., 2019; Marques, Batalha ja Bernardino 2021). Marques, Batalha ja Bernardino (2021) kohaselt saadi tuulepargi vältimiskauguseks kanalite poolt 9 uuringu põhjal keskmiselt 4,6 km ($\pm 4,3$ km; SD). Coppes jt (2019) annab detailsema ülevaate kanalite liikidest ning tuuleparkide mõjudest. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014) soovib kanalite, sh laanepüü esinemisaladest puhvrit minimaalse kaugusega 1 km. Kokkuvõtvalt soovitatakse kanalite esinemisaladele puhvrit 1000 m. Arvestades laanepüü endiselt kõrget arvukust Eestis kasutatakse siinsel tsoneerimisel puhvri ulatust 500 m. Tsoneeringu koostamise aluseks on viimase 10 aasta laanepüü vaatlused ning elupaigamudel. Tsoneering koosneb kolmest osast. Tsooni 1 moodustab laanepüü elupaigaks kvalifitseeruv ala, mis on asustatud, tsooni 2 moodustab sellele lisanduv vältimispuhver ning

tsooni 3 moodustavad ülejäänud alad, kus võib esineda laanepüüde sobilik elupaik, kuid pole teada, kas see on asustatud või mitte (ebapiisav uuritus).

Tsooni 1 arvatakse kõik prognoositud ja asustatud elupaigad alates 1 ha;

Tsooni 2 arvatakse tsoonile 1 lisatud 500 m puhvrid;

Tsooni 3 arvatakse kõik prognoositud kuid ilma teadaolevate laanepüüde vaatlusteta elupaigad.



Joonis L4.13.1. Tsoonide kaart: laanepüü.

Kirjandus

Åberg J, Swenson J, Angelstam P (2003) The habitat requirements of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management* 175. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00144-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00144-5)

Bergmann HH, Klaus S, Müller F, Scherzinger W, Swenson JE, Wiesner J (1996) Die Haselhühner, *Bonasa bonasia* und *B. sewerzowi* Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, Germany. 278. pp. (In German).

Coppes J, Braunisch V, Bollmann K, Storch I, Mollet P, Grünschachner-Berger V, Taubmann J, Suchant R, ja Nopp-Mayr U (2019) The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. *Journal of Ornithology* 161 (august). <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01696-1>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014) Recommendations for distances of wind turbines to important areas for birds as well as breeding sites of selected bird species (as of April 2015). Berichte zum Vogelschutz 51: 15–42.

Mathys L, Zimmermann NE, Zbinden N, Suter W (2006) Identifying habitat suitability for hazel grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. *Wildlife Biology*, 12(4), 357-366, (1 December 2006)

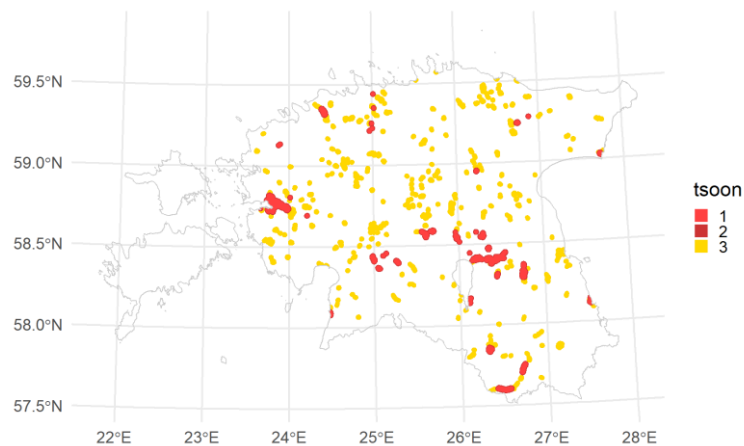
Rhim S-J (2006) Home range and habitat selection of hazel grouse *Bonasa bonasia* in a temperate forest of South Korea. *Forest Ecology and Management*. 226. 22-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.019>

Storch A (2000) Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview. *Wildlife Biology* 6: 195–204.

Swenson JE (1995) Habitat requirements of hazel grouse – In Jenkins D, editor. (Ed.). Proceedings of the 6th international grouse symposium. World Pheasant Association. Reading, UK. and Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Ozzano dell'Emilia, Italy, pp. 155–159.

Lisa 4.14. Rohunepp (*Gallinago media*)

Staatuse, arvukuse, trendid
Haudelind. Kevadel saabuvad aprilli lõpus ning lahkuvad augustis-septembris. <i>Arvukus:</i> 400–600 isalindu, ei talvita (Elts et al., 2019b). <i>Pikk trend Eestis:</i> pesitsejate arvukus on langenud (üle 50%; Elts et al., 2019b). <i>Lühike trend Eestis:</i> pesitsejate arvukus on langenud (Elts et al., 2019b).
Kaitse, ohustatus
<i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah <i>Eesti:</i> II kaitsekategooria liik <i>Eesti punane nimestik:</i> ohulähedane (NT; Elts et al., 2019a). <i>IUCN globaalne:</i> soodsas seisundis (LC), <i>Euroopa:</i> ohulähedane (NT), <i>EL:</i> ohualdis (VU) (IUCN 2021).
Elupaigad
Pesitsevad lamminiitudel, madalsoodes ja poldritel. Rändel peatuvad lamminiitudel, rannaniitudel, poldritel ja põllumajandusmaadel.
Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine
Mänguperioodil (mai–juuni) suhteliselt paiksed Kodupiirkond raadiusega 600 m. Pesad asuvad kuni 1500 m kaugusel mängust (Luigujõe, 2021). Peale mänguperioodi on linnud palju liikuvad, kuid eelistavad ikkagi luhaniiitu, kus paikneb ka mäng. Võivad teha ka suuri väljalende teistele aladele, mis võivad ulatuda 200 km kaugusele (Ojaste, Luigujõe, 2021).
Tundlikkus tuuleparkide suhtes
<i>Hukumisrisk ja selle olulisus</i> Leedus on hinnatud tuugenitest põhjustatud häiringut rohunepele madalaks: tuugenitega kokkupõrkerisk on null, null on ka tuugenite mõju tõkkena; puhverala peaks olema 500 meetrit (Morküné et al., 2020). Ainukene mõju võib ilmnedu mullaelustiku (toidu) vaesumisel tuulepargialadel <i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i> Elupaikade kadu võib ilmnedu poldritel. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014) soovitab häirimistundlike liikide, sh rohunepe pesitsusaladest puhvrit minimaalse kaugusega 500 m. <i>Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):</i> Pesitsusajal suhteliselt paiksed, kuid peale seda liikuvad. Liikumisulatus sõltub nn koduluha suuruselt. <i>Kuidas arvestatakse maismaalinnustiku analüüsi tzoneeringu koostamisel</i> Lähtuvalt teadaolevast kodupiirkonnast ning häirimispuhvrist koostatakse rohunepe tzoneering järgnevalt. Tsoon 1: asustatud pesitsuselupaigad ehk kõik prognoositud ja asustatud mänguelupaigad alates 20 ha (+1,5 km); Tsoon 2: asustatud pesitsuselupaikade 500 m puhvrid; Tsoon 3: rohunepe potentsiaalsed elu-alad, kus tuuleenergeetika arendused eeldavad uuringuid - kõik asustamata prognoositud mänguelupaigad koos 1,5 km puhvriga.



Joonis L4.14.1. Rohunepi pesitsuselupaigad (kriteerium 1), nende puhvid (kriteerium 2) ning täiendavaid uuringuid nõudvad alad (kriteerium3).

Kirjandus

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a).

Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019.

Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Luigujõe L (2021). Rohunepi (*Gallinago media*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet. 55 lk.

Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) (2014). Recommendations for distances of wind turbines to important areas for birds as well as breeding sites of selected bird species (as of April 2015). *Berichte zum Vogelschutz* 51: 15–42.

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Ojaste I, Luigujõe L (2021). Rohunepi kodupiirkonna kasutamise ja rändeliikumise uuring. Keskkonnaamet. Projekti aruanne. Lk 20.

Lisa 4.15. Põldtsiitsitaja (*Emberiza hortulana*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Haudelind ja läbirändaja.</p> <p>Põldtsiitsitaja saabub Eestisse aprilli lõpupäevil või mai I poolel, läbirändavaid salku on vaadeldud veel mai teisel poolel. Äraränne toimub augusti II poolel ja septembris, viimased isendid lahkuvad oktoobri algupoolel (Keskonnaamet, 2020).</p> <p>Arvukus: 200-300 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p>Pikk ja lühike trend Eestis: arvukus on tugevalt langenud; üle 50% (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p>linnudirektiivi I lisa: jah</p> <p>Eesti: II kaitsekategooria liik</p> <p>Eesti punane nimestik: kriitilises seisundis (CR; Elts et al., 2019a).</p> <p>IUCN globaalne, Euroopa, EL: globaalselt ja Euroopas soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021), EL+UK ohulähedane (NT; BirdLife International, 2021).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Põldtsiitsitaja pesitseb valdavalt põllumajandusmaastikus. Territooriumi hõivamise üheks eelduseks on kõrge markeerimiskoha (üksik suur puu või puuderühm, elektriliinid, suuremad kivid) olemasolu avamaal. Teine elupaigavaliku tegur on palja (kamardumata) pinnase olemasolu territooriumil. Eestis on liigi arvukust negatiivselt mõjutanud mh maakasutuse muutused: mitmekesise kõlvikustruktuuri asendamine steriilsete monokultuuridega, puuribadega palistatud avakraavide asendamine drenaažiga, alleede, puurühmade ja üksikpuude raadamine põllumajandusmaastikul ja üldine põllumajanduse intensiivistumine (Keskonnaamet, 2020).</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Põldtsiitsitaja koguterritooriumite suurused varieerusid Eestis 2014-2015 läbi viidud uuringu järgi 1,5–8,4 ha (keskmine 5,1 ha). Pesitsusperioodi alguses olid päevased territooriumid väiksemad (ca 1 ha) ning pesitsusperioodi vältel need suurenesid ca 2 hektarini (Marja, Elts, 2016). Pesitsusterritooriumid on tihti koondunud lähestikku ja neid ei kaitsta aktiivselt liigikaaslaste eest (Keskonnaamet, 2020).</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p>Hukkumisrisk ja selle olulisus</p> <p>Soomes on tuulikute koondmõju liigile hinnatud keskmiseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 8,6 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht), olles 214 käsitletud haudelinnuliigi hulgas kümnendal kohal. Hukkumisrisi hinnang on oluliselt madalam (214 liigi hulgas 52.) (Balotari-Chiebao et al., 2021).</p> <p>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</p> <p>Tuuleparkide mõju tuvastamiseks põldtsiitsitajale on tehtud uuring Saksamaa kuues tuulepargis ja kuuel võrdlusalal (Steinborn & Reichenbach, 2012). Põldtsiitsitajate asustustihedus ja pesitsusterritooriumite paiknemine ei sõltunud kaugusest lähima tuulikuni, vaid elupaigatunnustest. Tuulikute kuni 200 meetri kaugusel oli oluliselt rohkem paarilist isaslinde kui vahemikus 200-500 m (Steinborn & Reichenbach, 2012). Leedus on tuulikute koondmõju põldtsiitsitajale hinnatud madalaks, kuid liigi looduskaitselise olulisuse tõttu ei soovitata tuulikuid ehitada 500 m raadiusesse liigi elupaigast (Morkünè et al., 2020).</p> <p>Põldtsiitsitajale süstemaatiliselt ja elupaigavalikult lähedase liigi talvikese puhul on teaduskirjanduse analüüsimisel leitud, et neljas uuringus mõjutas tuulepark talvikesi positiivselt ja seitsmes uuringus (64%) negatiivselt (Hötker, 2017).</p>

Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):

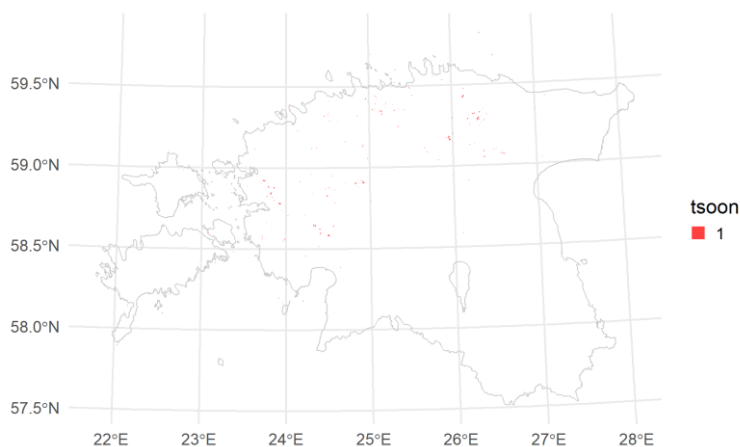
Elupaikade sidususe säilitamine ei ole põldtsiitsitaja ja tuuleenergia seoseid analüüsid oluline tunnus.

Kuidas arvestatakse maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel

Kuna põldtsiitsitaja on Eestis kriitilises seisundis ja elupaikade suhtes väga valiv, tuleb vaatamata eelpool käsitletud uuringule (Steinborn & Reichenbach, 2012), mille järgi tuuliku(te) olemasolu liiki oluliselt ei mõjutanud (v.a. paarilise isaste suurem osakaal kuni 200 m tuulikust), rakendada ettevaatuspõhimõtet ja tuulikute ehitamise ja töötamisega kaasnevat elupaikade muutmist ja liigi häirimist 200 m raadiuses lugeda oluliseks mõjuks.

Tsooni 1 arvatakse:

- keskkonnaregistris või muudes andmebaasides pindalalise objektina registreeritud elupaik;
- keskkonnaregistris punktobjektidena registreeritud leiukohtades ja muudes andmebaasides pesitsusele viitava ning piisava täpsusega fikseeritud vaatluskoha ümber moodustatakse 200 m raadiusega puhverala.



Joonis L4.15.1. Tsoonide kaart: põldtsiitsitaja.

Kirjandus

BirdLife International (2021). European Red List of Birds 2021. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 52 pp. http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/erlob/BirdLife-European-Red-List-of-Birds-2021_web.pdf

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. Hirundo 32: 1-39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

Hötker H (2017). Birds: displacement. In: Perrow MR (ed) (2017) Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects. Pelagic Publishing, Exeter, UK. pp. 119–154.

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Keskkonnaamet (2020). Põldsiitsitaja (*Emberiza hortulana* L.) kaitse tegevuskava. 41 lk.

<https://keskkonnaamet.ee/media/722/download>

Marja, R, Elts, J (2016). Rakendusuuring põldsiitsitaja efektiivsemaks kaitseks. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu, 26 lk.

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. PLoS ONE 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Steinborn, H, & Reichenbach, M (2012). Einfluss von Windenergieanlagen auf den Ortolan *Emberiza hortulana* in Relation zu weiteren Habitatparametern. Vogelwelt, 133, 59–75. Retrieved from http://www.arsu.de/sites/default/files/vowe-02-2012_-_steinborn_reichenbach_-_ortolan.pdf

Lisa 4.16. Soolinnud rüüt (*Pluvialis apricaria*), kiivitaja (*Vanellus vanellus*), suurkoovitaja (*Numenius arquata*), väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*), tutkas (*Calidris pugnax*), niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*), mudatilder (*Tringa glareola*), punajalg-tilder (*Tringa totanus*)

Staatus, arvukus, trendid
<p>Eesti kahlajaliikidest vaid lagesoodes pesitsevad rüüt, väikekoovitaja ja mudatilder ning praktiliselt kogu mustsaba-vigle populatsioon. Kiivitaja ja suurkoovitaja pesitsevad enamjaolt kultuurmaastikus ja rannaniitudel ning oluline osa tutka, niidurüdi ja punajalg-tildri populatsioonidest pesitseb rannaniitudel.</p> <p>Rüüt</p> <p><i>Arvukus:</i> 3000-4000 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> arvatavasti kasvav (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> stabiilne (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kiivitaja</p> <p><i>Arvukus:</i> 40000-50000 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> tugev kasv (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> mõõdukas kasv (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Väikekoovitaja</p> <p><i>Arvukus:</i> 500-800 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> stabiilne (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> stabiilne (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Suurkoovitaja</p> <p><i>Arvukus:</i> 800-1200 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> tugev langus (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> tugev langus (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Mustsaba-vigle</p> <p><i>Arvukus:</i> 500-700 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> arvatavasti langev (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Tutkas</p> <p><i>Arvukus:</i> 10-30 haudepaari (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> tugev langus (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> arvatavasti stabiilne (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Niidurüdi</p>

Arvukus: 180-230 haudepaari (Elts et al., 2019b).
Pikk trend Eestis: tugev langus (Elts et al., 2019b).
Lühike trend Eestis: mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).

Mudatilder

Arvukus: 2000-3000 haudepaari (Elts et al., 2019b).
Pikk trend Eestis: stabiilne (Elts et al., 2019b).
Lühike trend Eestis: stabiilne (Elts et al., 2019b).

Punajalg-tilder

Arvukus: 2500-3500 haudepaari (Elts et al., 2019b).
Pikk trend Eestis: mõõdukas langus (Elts et al., 2019b).
Lühike trend Eestis: stabiilne (Elts et al., 2019b).

Kaitse, ohustatus

Rüüt

linnudirektiivi I lisa: jah
Eesti: III kaitsekategooria liik
Punase nimestiku ohustatus Eesti: soodsas seisundis (LC; Elts et al., 2019a).
IUCN globaalne: soodsas seisundis. *Euroopa:* soodsas seisundis. *EL:* soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).

Kiivitaja

linnudirektiivi I lisa: ei
Eesti: kaitsestaatus puudub
Punase nimestiku ohustatus Eesti: soodsas seisundis (LC; Elts et al., 2019a).
IUCN globaalne: ohulähedane (NT). *Euroopa:* ohualdis (VU). *EL:* ohualdis (VU) (IUCN, 2021).

Väikekoovitaja

linnudirektiivi I lisa: ei
Eesti: III kaitsekategooria liik
Punase nimestiku ohustatus Eesti: soodsas seisundis (LC; Elts et al., 2019a).
IUCN globaalne: soodsas seisundis. *Euroopa:* soodsas seisundis. *EL:* soodsas seisundis (IUCN, 2021).

Suurkoovitaja

linnudirektiivi I lisa: ei
Eesti: III kaitsekategooria liik
Punase nimestiku ohustatus Eesti: väljasuremisohus (EN; Elts et al., 2019a).

IUCN globaalne: ohulähedane (NT), *Euroopa*: ohualdis (VU), *EL*: ohualdis (VU) (IUCN, 2021).

Mustsaba-vigle

linnudirektiivi I lisa: ei

Eesti: II kaitsekategooria liik

Punase nimestiku ohustatus Eesti: ohulähedane (VU; Elts et al., 2019a).

IUCN globaalne: soodsas seisundis (LC), *Euroopa*: ohualdis (LC). *EL*: väljasuremisohus (EN) (IUCN, 2021).

Tutkas

linnudirektiivi I lisa: jah

Eesti: I kaitsekategooria liik

Punase nimestiku ohustatus Eesti: kriitilises seisundis (CR; Elts et al., 2019a).

IUCN globaalne: soodsas seisundis. *Euroopa*: soodsas seisundis. *EL*: väljasuremisohus (IUCN, 2021).

Niidurüdi

linnudirektiivi I lisa: jah

Eesti: I kaitsekategooria liik

Punase nimestiku ohustatus Eesti: kriitilises seisundis (CR; Elts et al., 2019a).

IUCN globaalne: hindamata. *Euroopa*: soodsas seisundis (LC), *EL*: hindamata (IUCN, 2021).

Mudatilder

linnudirektiivi I lisa: jah

Eesti: III kaitsekategooria liik

Punase nimestiku ohustatus Eesti: soodsas seisundis (LC; Elts et al., 2019a).

IUCN globaalne, Euroopa, EL: soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021).

Punajalg-tilder

linnudirektiivi I lisa: ei

Eesti: III kaitsekategooria liik

Punase nimestiku ohustatus Eesti: ohualdis (VU; Elts et al. 2019a).

IUCN globaalne, Euroopa: soodsas seisundis (LC), *EL*: ohualdis (VU) (IUCN 2021).

Elupaigad

Soospesitsevate kahlajaliikide parimad elupaigad paiknevad suurtes ja lagedatel Lääne-Eesti tüüpi platoonarabades (Marimetsa, Lihula, Võlla, Laisma, Kõima, Elbu, Rääma, Kõrsa, Kuresoo lääneosa). Seda tüüpi kõrgrabasid on Euroopa Liidu territooriumil nii olulises osas säilinud vaid Eestis. Läänemere lõunakaldal sadu aastatid tagasi üsna tüüpiline kõrgraba tüüp on Hollandi, Saksamaa ja Taani aladelt enamasti energeetika eesmärgil kaevandamise tõttu hävinud. Seetõttu lasub Eestil Euroopa Liidus seda tüüpi kõrgrabade kaitsel vastutusroll. Lisaks pesitsuselupaigale lagesoodes kasutavad soospesitsevad kahlajad pesitsuselupaikade naabruses asuvaid põlde ning rohumaid toitumiseks.

Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine

Inglismaal külastavad saatjatega varustatud rüüdad pesitsuselupaiga ümbruse põldusid, mis jäävad 1,15-3,68 km kaugusele pesast ja 0,32-2,02 km pesitsusnõmme/soo servast. Rüüdale tähtsaks hinnatakse põlde, mis jäävad pesast 4 km ja pesitsusnõmmest 2 km raadiusesse ([Whittingham, Percival, ja Brown, 2000](#)). Rüüdad kasutavad Inglismaal harva toitumiseks kultuurmaastikku, mille pindala on alla 5 ha ([Mason ja Macdonald, 1999](#)). Saatjaga suurkoovitajad kasutasid Inglismaal niite, mis jäid pesast 1,6 km raadiusesse ([Ewing et al., 2018](#)). Teistel andmetel käivad Inglismaa saatjatega suurkoovitajad pesast ka 3-5 km kaugusel, harva isegi 12 km kaugusel toitumas ([Colwell et al., 2020](#)).

Kokkuvõtvalt, sookahlajate kodupiirkonnad, sh toitumiseks olulised kultuurmaad, jäävad pesitsuselupaigast 2000 m kaugusele.

Tundlikkus tuuleparkide suhtes

Rüüdad väldivad Suur-Britannias 30-70 m kõrguseid tuulikuid vähemalt 200 m raadiuses, sama kiivitajad, tikutajad 400 m, suurkoovitajad 800 m ([Pearce-Higgins et al., 2009](#)). Tuuleparkide linnustikule avalduva mõju vältimiseks Saksamaal välja töötatud juhendi põhjal on sookahlajate osas tundlik ala 500-1000 m ([Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten \(LAG VSW\) 2014](#)). Tagamaks olukorra, kus tuulikute rajamisega ei kaasne sookahlajate elupaiga vähenemist, on vajalik kõikjal tähtsate elupaikade ümbruses rakendada minimaalse puhvrina **800 m**. See arvestab kõige tundlikuma suurkoovitaja vajadusega ja eeldusega, et teadusuuringutega leitud puhvrid on saadud oluliselt väiksemaid tuulikuid uurides kui täna rajatakse. Seetõttu on sookahlajate pesitsuselupaiga ümbruses vajalik arvestada soode naabruses asuvate kultuurmaastikega, mis jäävad soo piirist kuni 2,8 km (**2 km** oluline toitumisala + **800 m** tuulikute vältimiskaugus) kaugusele ja kus tervikliku põllu-, niiduala suurus on vähemalt **5 ha**. Tundliku ala puhvrises peavad jääma tähtsatest pesitsusaladest kuni 2,8 km raadiuses asuvad vähemalt 5 ha suurused niidud või põllud, samuti pesitsusala ja toitumisala vahele jäävad muud elupaigad, sh mets. Täiendavalt on vajalik mudeliga leitud tähtsate sookahlajate elupaikade ümber 800 m puhver kõikidele sooga piirnevatele elupaikadele (lisaks eelpool kirjeldatud kultuurmaastikule ka metsale), mis tagab, et sobivat elupaika ei hakata vältima. **Kokkuvõtvalt, tuulikute (30-70 m) peletav mõju soolindudele on minimaalselt 800 m.**

Tsoneeringu koostamise aluseks on pesitsuselupaikade prognooskaart ja teadaolevad pesitsusterritooriumid.

Kokkuvõtvalt, soolindudele olulised elupaigad tsoneeritakse järgnevalt.

Tsoon 1, ehk soolindude olulised elu-alad, kus tuuleenergeetika arendused tuleb välistada:

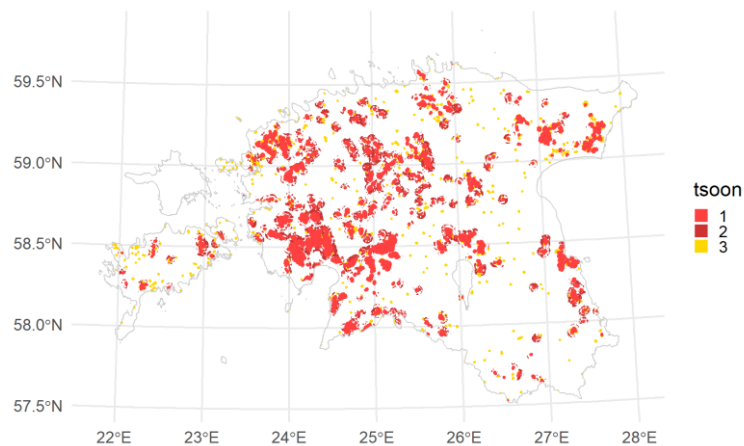
- pesitsuselupaigad (≥ 20 ha);
- pesitsuselupaikadest (≥ 20 ha) 2 km ümbruses asuvad toitumisalad (vähemalt 5 ha suurused kultuurmaad).

Tsoon 2, ehk pesitsuse ja toitumisalade puhvertsoon

- tsoon 1 + 800 m puhver.

Tsoon 3 ehk soolindude olulised elu-alad, kus tuuleenergeetika arendused eeldavad uuringuid:

- pesitsuselupaigad (< 20 ha);
- puhvrid pesitsuselupaikade (< 20 ha) ümber laiusel 800 m,



Joonis L4.16.1. Tsoonide kaart: soolinnud.

Kirjandus

Colwell M, Hilton G, Smart M ja Sheldrake P (2020) Saving England's lowland Eurasian Curlews 113: 279–92. <https://www.curlewcall.org/wp-content/uploads/2020/09/Brit.-Birds-113-279-292.pdf>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. Hirundo 32: 1–39, https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

Ewing S, Scragg E, Butcher N ja Douglas D (2018) GPS tracking reveals temporal patterns in breeding season habitat use and activity of a globally Near Threatened wader, the Eurasian Curlew. Wader Study 124 (jaanuar): 206–14. <https://doi.org/10.18194/ws.00090>

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Mason C ja Macdonald S (1999) Habitat use by Lapwings and Golden Plovers in a largely arable landscape. Bird Study 46 (1): 89–99. <https://doi.org/10.1080/00063659909461118>

Pearce-Higgins J, Stephen L, Langston R, Bainbridge I ja Bullman R (2009) The distribution of breeding birds around upland wind farms. Journal of Applied Ecology 46 (6): 1323–31. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01715.x>

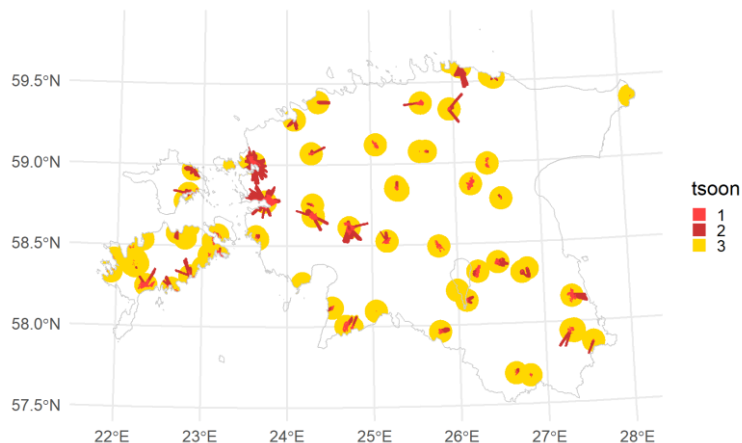
Whittingham M, Percival S ja Brown A (2000) Time budgets and foraging of breeding golden plover *Pluvialis apricaria*. Journal of Applied Ecology 37 (4): 632–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00519.x>

Lisa 4.17. Sookurg (*Grus grus*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Saabub veebruaris-aprillis, lahkub septembris-oktoobris</p> <p><i>Arvukus:</i> 7000–8000 pesitsevat paari (Elts et al., 2019b). <i>Pikk trend Eestis:</i> arvukus on märgatavalt suurenenud (üle 50%; Elts et al., 2019b), levila on laienenud (Leito, 2018, Leivits, 2020).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> mõõdukas arvukuse tõus (20–50%), märkimisväärseid muutusi viimasel aastatel ei ole täheldatud (Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> III kaitsekategooria liik</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> soodsas seisus (LC; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> soodas seisundis (LC; IUCN, 2021).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Mitmesugused märgalad, niisked metsad.</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Eestis on kurepaari kodupiirkond enne poegade lennuvõimestumist 0,3–1,1 km², pärast poegade lennuvõimestumist 6,4–9,1 km² (Leito et al., 2005). Rootsis on pesituseva paari kodupiirkond keskmiselt 2,5 km² (250 ha: 115–600 ha; Mansson et al., 2013).</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p><i>Hukkmisrisk ja selle olulisus</i></p> <p>Tuuleparke peetakse rändavatele sookurgedele potentsiaalseks ohuks, sest tegu on suure ja n-ö kohmaka lendajaga. Eestis ei ole sookure hukkmisrisi hinnatud, Soomes on hukkmisrisi hinnatud keskmiseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 6,2 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021). Leedus on tuugenitest põhjustatud häiringut ja elupaikade kadu pesitsevatele sookurgedele hinnatud madalaks, kokkupõrkeriski kõrgeks; rändavatele sookurgedele hukkmisrisi madalaks, kuid häiringuid kõrgeks, samuti on tuugenid rändavatele sookurgedele olulised tõkked; kokkuvõtvalt on tuugenite mõju liigile väike, kuid puhverala peaks olema 2000 meetrit (Morkūnė et al., 2020), erilist tähelepanu tuleb pöörata rändeaegsete ööbimiskogumitele. Poola andmed näitavad, et hukkmisrisk sõltub nii tuugeni asukohast, aastaajast kui sookurgedele lennukõrgusest (Busse, 2016).</p> <p><i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i></p> <p>Ohuks kinnisvaraarendus, majandustegevusega seotud arendused (nt transpordi koridoride rajamine, elektriliinid), inimhäiringud (nt virgestustegevus), küttimine, loodulike märgalade veetaseme muutmine (IUCN, 2021). Eestis olulisim mõjutaja kuivendused ja pesitsusaegne häirimine (Leito, 2018). Leedus on liigile tuugenite olulise mõjupiirkonnaks hinnatud 2000 meetrit (Morkūnė et al., 2020). Saksamaal on hinnatud tuugeni minimaalseks ohutuks kauguseks pesitususkohast 500 m, ööbimiskogumitest aga 3000 m (LAG VSW, 2014).</p> <p><i>Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):</i></p> <p>Oluline on hoiduda tuulikute püstitamisest ööbimispaikade ja toitumisalade vahelistele siirdekoridoridele.</p> <p>Kuidas arvestatakse maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel</p> <p>Tsooni 1 arvatakse ööbimispaikade polügoonid.</p>

Tsooni 2 arvatakse siirdekoridorid ööbimispaikade ja toitumispõldude vahel. Siirdekoridori laius on enamasti vahemikus 1,5 kuni 3 km (sõltub toitumisala suurusel).

Tsooni 3 arvatakse puhver ööbimispaikade ümber raadiusega 8 km (ööbimis- ja toitumisalade vahelise kauguse mediaan = 7,8 km).



Joonis L4.17.1. Tsoonide kaart: sookurg.

Kirjandus

Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. *Ornis Fennica* 98: 59–73.

<https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf>

Busse P (2016). Some aspects of the occurrence and behaviour of the crane *grus grus* in Poland in light of pre-investment wind-farm monitoring. *The Ring* 38: 3-23, <https://doi.org/10.1515/ring-2016-0001>

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a).

Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39.

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

LAG VSW. (2014). Recommendations for distances of wind turbines to important areas for birds as well as breeding sites of selected bird species (as at April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51: 15–42.

<https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Lagvsw-2015.pdf>

Leito A, Keskaik J, Ojaste A, Truu J (2005). Sookurg. Eesti Loodusfoto, EMÜ PKI, Tartu. 192 lk.

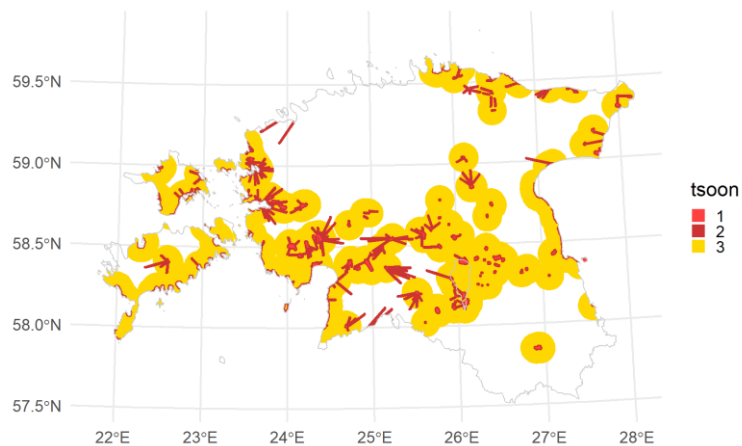
Leito A (2018). Sookurg. Rmt.: Linnuatlant, Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing, Tartu.

Leivits M (2020). Linnudirektiivi liigid ja nende seisund. Roasto R, Tampere U (toim). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn: 112-123. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elk_2020_est.pdf

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. PLoS ONE 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Lisa 4.18. Väikeluik (*Cygnus columbianus*)

<p>Staatust, arvukus, trendid</p> <p>Läbirändaja(kevadränne aprill-mai, sügisränne oktoober-november), vähearvukas talvitaja</p> <p><i>Arvukus:</i> 5–30 talvitavat isendit (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> pole teada, sest talvitama hakkas liik Eestis suhteliselt hiljuti (Elts et al., 2019b). <i>Lühike trend Eestis:</i> talvitajate arvukus on mõõdukalt vähenenud (20–50%; Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> II kaitsekategooria liik</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> ohualdis (VU; Elts et al., 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt soodsas seisundis (LC; IUCN, 2021), kuid liigi arvukuse trend on teadmata. Euroopas ohualdis (VU): Loode-Euroopa asurkonna, kelle oluline rändetee kulgeb läbi Eesti, arvukus on aga viimastel kümnenditel oluliselt langenud (Luigujõe, 2018).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Rändel peatub madalates merelahtedes, sisemaal laialdaselt ka põldudel ja poldritel. Sügisrändel on liik arvukas Peipsi järvel, kuid vähem arvukas sisemaajärvedel. Peatub kevadrände ajal ka üleujutatud jõelammidel. Rannikul asuvad ööbimisalad madalates merelahtedes, sisemaal eelistatakse laugastikke ja siseveekogusid, kust tehakse toitumislende ümbritsevatele põldudele.</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Rändel tegutseb kuni 20 km kaugusel ööbimisalast.</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p><i>hukkimisrisk ja selle olulisus</i></p> <p>Leedus on tuugenitest põhjustatud häiringut läbirändajatele väikeluikede hinnatud madalaks: tuugenitega kokkupõrkeriski keskmiseks ja keskmine on ka tuugenite mõju lennukoridori tõkkena; puhverala peaks olema 500 meetrit (Morküné et al., 2020).</p> <p><i>elupaikade kadu, sh vältimisraadiused: väike või puudub</i></p> <p>Ohuks on muutused maakasutuses, mille tõttu halvenevad või kaovad soodsad rändepeatuspaigad.</p> <p><i>elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):</i></p> <p>Oluline on hoiduda tuulikute püstitamisest ööbimispaikade ja toitumisalade vahelistele siirdekoridoridele.</p> <p><i>Kuidas arvestatakse eelnevat maismaalinnustiku analüüsi tzoneeringu koostamisel</i></p> <p>Tsooni 1 arvatakse ööbimispaigad (polügoonid)</p> <p>Tsooni 2 arvatakse siirdekoridorid ööbimispaikade ja toitumispõldude vahel. Siirdekoridoride laius on enamasti 2 km.</p> <p>Tsooni 3 arvatakse puhver ööbimispaikade ümber raadiusega 11 km (ööbimis- ja toitumisalade vahelise kauguse mediaan).</p>



Joonis L4.18.1. Tsoonide kaart: vähkeluik.

Puuduvad andmed Harju- ja Raplamaa kohta, sest viimase inventuuri tulemused on digikujule viimata.

Kirjandus

Eltis J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a).

Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019.

Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne.

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Eltis J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39,

https://www.eoy.ee/hirundo/files/Eltis_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

Luigujõe L (2018). Väikeluige (*Cygnus columbianus bewickii* Yarr.) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet.

<https://keskkonnaamet.ee/media/733/download>

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Lisa 4.19. Laululuik (*Cygnus cygnus*)

<p>Staatus, arvukus, trendid</p> <p>Väikesearvuline pesitseja, tavaline läbirändaja(kevadel saabuvad märtsis-aprillis, sügisränne september–november), vähearvukas talvitaja.</p> <p><i>Arvukus:</i> 250–300 pesitsevat paari, talvitajaid 1000–3000 (Elts et al., 2019b).</p> <p><i>Pikk trend Eestis:</i> arvukus on oluliselt kasvanud (üle 50%; Elts et al. 2019b), levila on laienemas (Leivits, 2020).</p> <p><i>Lühike trend Eestis:</i> pesitsejate arvukus on oluliselt kasvanud, talvitajate arvukus mõõdukalt kasvanud Elts et al., 2019b).</p>
<p>Kaitse, ohustatus</p> <p><i>linnudirektiivi I lisa:</i> jah</p> <p><i>Eesti:</i> II kaitsekategooria liik</p> <p><i>Punase nimestiku ohustatus Eesti:</i> ohualdis (VU; Elts et al. 2019a).</p> <p><i>IUCN globaalne, Euroopa, EL:</i> globaalselt ja Euroopas soodas seisus (LC; IUCN 2021).</p>
<p>Elupaigad</p> <p>Rändel peatub madalates merelahtedes, sisemaa veekogudel, poldritel ning põldudel. Pesitseb sisemaa järvedel, laugastikel ja kalatiikidel.</p>
<p>Kodupiirkonna suurus, kodupiirkonna kasutamine</p> <p>Pesitsusajal väga paikne, elupaik piirdub pesitsusveekoguga. Rändel liikuvam. Võib teha toitumislende kuni 20 km kaugusel olevatele põldudele, lähtudes ööbimispaiigast.</p>
<p>Tundlikkus tuuleparkide suhtes</p> <p><i>Hukkumisrisk ja selle olulisus</i></p> <p>Soomes on tuugenite mõju liigile hinnatud väikeseks: skaalal 1–15 on liigi hinnang 2,7 (1–5 väike oht, 6–10 keskmine oht, 10–15 suur oht; Balotari-Chiebao et al., 2021). Sarnaselt väike- ja kühmnokk-luigele on Leedus tuugenitest põhjustatud häiringut läbirändavatele laululuikede hinnatud madalaks: tuugenitega kokkupõrkerisk on keskmine, keskmine on ka tuugenite mõju tõkkena; puhverala peaks olema 500 meetrit (Morküné et al., 2020).</p> <p><i>Elupaikade kadu, sh vältimisraadiused</i></p> <p>Väike või puudub.</p> <p><i>Elupaikade sidususe olulisus (sh pesitsusalad, sh pesitsusala-toitumisala vaheline sidusus):</i></p> <p>Rändel võib teha toitumislende kuni 20 km kaugusel olevatele põldudele, lähtudes ööbimispaiigast. Saksamaal soovitatakse ööbimis- ja toitumispaikade vahele (regulaarsetele lennuteekondadele) tuulikuid mitte ehitada (LAG VSW, 2014)</p> <p><i>Kuidas arvestatakse maismaalinnustiku analüüsi tsoneeringu koostamisel</i></p> <p>Laululuige puhul kasutatakse sama tsoneeringut, mis töötati välja väikeluige tarbeks (vt Lisa 4.18), sest ka tähtsamad laululuige ööbimispaiigad, toitumisalad ja siirdekoridorid on sellega kaitstud.</p>
<p>Kirjandus</p> <p>Balotari-Chiebao F, Valkama J, Byholm P (2021). Assessing the vulnerability of breeding bird populations to onshore wind-energy developments in Finland. <i>Ornis Fennica</i> 98: 59–73 https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/21Balotari-Chiebao.pdf</p>

Elts J, Ellermaa M, Kaasiku T, Kuus A, Leivits M, Luigujõe L, Ojaste I, Ots M, Tammekänd I, Volke V (2019a). Lühikokkuvõtte Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamistulemustest 2019. Riigihanke „Liikide ohustatuse hindamine - II etapp (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 202812) osa 2 „Eestis esinevate haudelindude (Aves) liikide ohustatuse hindamine“ lõpparuanne. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/GetFile.aspx?id=-159687570>

Elts J, Leito A, Leivits M, Luigujõe L, Nellis R, Ots M, Tammekänd I, Väli Ü (2019b). Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2013–2017. *Hirundo* 32: 1-39. https://www.eoy.ee/hirundo/files/Elts_et_al_2019-1.pdf

IUCN (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available at: www.iucnredlist.org. (Accessed: 09 December 2021)

LAG VSW. (2014). Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brut-plätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). *Berichte Zum Vogelschutz*, 51(April), 15–42.

Leivits M (2020). Linnudirektiivi liigid ja nende seisund. Roasto R, Tampere U (toim). Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur, Tallinn: 112-123. https://loodusveeb.ee/sites/default/files/inline-files/elk_2020_est.pdf

Morkūnė R, Marčiukaitis M, Jurkin V, Gecevičius G, Morkūnas J, Raudonikis L. et al. (2020). Wind energy development and wildlife conservation in Lithuania: A mapping tool for conflict assessment. *PLoS ONE* 15: e0227735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227735>

Lisa 4.20. Värvuliste ja röövlindude ränne.

Värvulised on üks arvukamaid maismaa kohal rändavaid linnurühmi. Värvuliste ränne varieerub tugevalt nii ruumiliselt kui ajaliselt. Olenevalt liigist, päevaajast ja ilmastikutingimustest võib ränne, ka ühes ja samas kohas, toimuda erinevatel kõrgustel. Suur osa öisest rändest, samuti suur osa päevasest rändest soodsate ilmastikutingimuste korral (sademeteta, selge või vähene pilvisus ja nõrk kuni mõõdukas taganttuul) toimub kõrgel ja võib jääda visuaalselt registreerimata.

Madal päevane ränne

Värvuliste päevane ränne toimub suures osas tuulikute töötsooni kõrgusel. Arvukamateks päeval rändavateks värvulisteks on vintlased, tihased, suitsupääsuke, kuldnokk, hallrästas, sookiur, linavästri, põldlõoke, põialpoiss, vareslased. Kõige arvukamaks liigiks on sageli metsvint, keda on loendatud ühes vaatluspunktis ühe rändeperioodi jooksul üle 100 000 isendi nii sügisel (Kumari 1961) kui ka kevadel (Ellermaa 2016). Ettekujutuse erinevate liikide suhtelisest arvukusest päevasel rändel võiks anda Plutof andmebaasi kantud vaatluste summeerimine (tabel L4.20.1.).

Tabel L4.20.1. Rändavate värvuliste summa Plutof andmebaasis 2011-2021.

Liik	Summa
Metsvint (<i>Fringilla coelebs</i>)	2243210
Musttihane (<i>Periparus ater</i>)	220087
Rasvatihane (<i>Parus major</i>)	173289
Siisike (<i>Spinus spinus</i>)	166791
Põhjvint (<i>Fringilla montifringilla</i>)	132207
Sinitihane (<i>Cyanistes caeruleus</i>)	96496
Suitsupääsuke (<i>Hirundo rustica</i>)	95553
Hallrästas (<i>Turdus pilaris</i>)	83126
Kuldnokk (<i>Sturnus vulgaris</i>)	60805
Sabatihane (<i>Aegithalos caudatus</i>)	48247
Sookiur (<i>Anthus pratensis</i>)	36221
Urvalind (<i>Acanthis flammea</i>)	33728
Põialpoiss (<i>Regulus regulus</i>)	30044
Linavästri (<i>Motacilla alba</i>)	23742
Põldlõoke (<i>Alauda arvensis</i>)	20482
Hakk (<i>Coloeus monedula</i>)	16634
Talvike (<i>Emberiza citrinella</i>)	10725
Leevike (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	10262
Käbilinnud (<i>Loxia sp.</i>)	7700
Kanepilind (<i>Linaria cannabina</i>)	7273
Siidisaba (<i>Bombycilla garrulus</i>)	6777
Rohevint (<i>Chloris chloris</i>)	6349
Musträstas (<i>Turdus merula</i>)	5860
Ohakalind (<i>Carduelis carduelis</i>)	5824
Künnivares (<i>Corvus frugilegus</i>)	3710
Hallvares (<i>Corvus cornix</i>)	3377
Põhjatihane (<i>Poecile montanus</i>)	1892

Päevase rände visuaalsed vaatlused olid Eestis eriti levinud eelmise sajandi keskel ja juba siis pandi kirja ka peamised seaduspärasused (Jõgi jt. 1961, Kumari 1975):

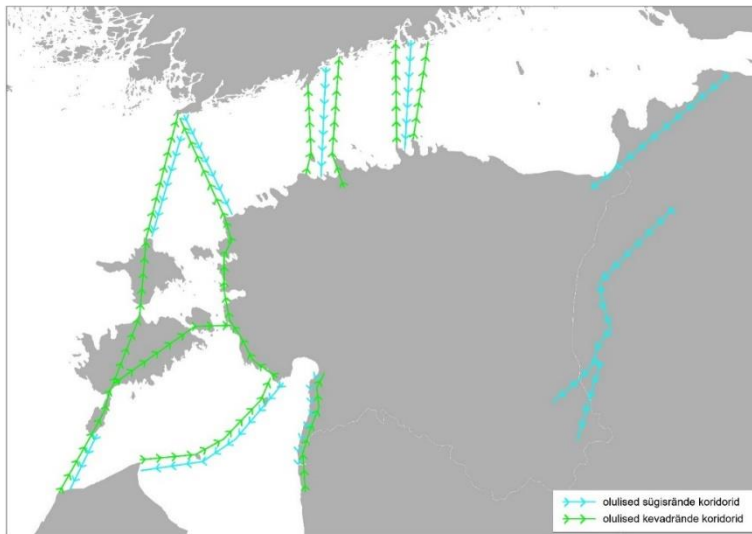
* Kõrge ränne toimub sageli laial rindel liigile omases valitsevas nn esmases (primaarses) rändesuunas ja on vähe seotud all oleva maastikuga.

* Madala rände korral eelistavad linnud lennata neile omase maastiku (veelinnud veekogude, metsaliigid metsa) kohal. Seal toimub ränne valdavalt laial rindel, juhtjoontel koondub madal ränne aga rohkem kui kõrge ränne.

* Enne väljalendu neile mitteomase maastiku kohale muudavad linnud sageli lennusuunda ja sellistel maastiku juhtjoontel toimub rändavate lindude koondumine ja rändevoo tihenemine. Meie tingimustes on juhtjooneks eelkõige mere ja suurte järvede rannik.

* Väljalennul neile mitteomase maastiku kohale lennukõrgus enamasti suureneb ja võõras maastik püütakse ületada kõrgemal lennates.

Kõige olulisemad maismaalindude rändekoridorid Eestis seniste teadmiste põhjal on kujutatud joonisel L4.20.1.



Joonis L4.20.1. Maismaalindude tähtsamad rändekoridorid Eestis (Eesti Ornitoloogiaühing, 2019).

Tuulikute planeerimise seisukohast on üheks olulisemaks küsimuseks, kui kaugale rannajoonest võib ulatuda juhtjoone koondav mõju. Selle väljaselgitamiseks kasutati rändavate lindude arvukuse ja kauguse vahelise seose modelleerimist. Plutof andmebaasist filtreeriti välja rändevaatlused ajavahemikust 2011-2021 liikidel, kes esinevad arvukamalt madalal rändel. Kokku sisaldas saadud andmebaas 15561 kasutatavat vaatlust. Vaatlused paiknesid nii rannikul kui ka sisemaal.

Andmed modelleeriti, kasutades üldistatud aditiivset segamudelit. Kasutati tarkvara R-4.1.2 paketti "mgcv". Kaugusena vaadeldi kaugust mererannast ning Peipsi ja Võrtsjärve kaldast. Mudeli kokkuvõte:

Family: poisson

Link function: log

Formula:

Arv \sim s(Kaugus) + s(Liik, bs = "re")

Parametric coefficients:

Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)

(Intercept) 3.5501 0.0195 182.1 <2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

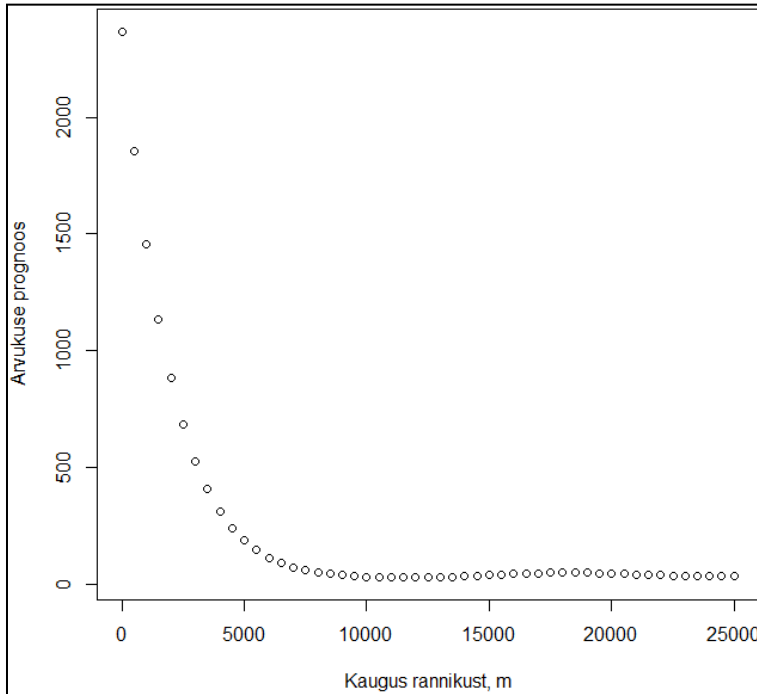
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(Kaugus)	8.957	8.999	558157	<2e-16 ***
s(Liik)	25.771	26.000	6202792	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0184 Deviance explained = 33.1%

UBRE = 1227.9 Scale est. = 1 n = 15561

Mudeli tulemuste põhjal võib oletada, et rannajoone koondav mõju ulatub ca 5 km kauguseni rannajoonest. Näide arvukuse prognoosist mudeli põhjal metsvindi näitel on toodud joonisel L4.20.2. Meetodi puudusena tuleb märkida asjaolu, et vaatluste andmebaasis polnud võimalik täielikult eristada üksikute salkade juhuvaatlusi pikemate püsivaatluste (näiteks 4 tunni jooksul hommikul) tulemustest. Samas püsivaatlusi tehakse reeglina vahetult rannikul ja kui arvukust mõjutaks ainult püsivaatluste olemasolu, peaks saadav prognoos olema tunduvalt järsema graafikuga.



Joonis L4.20.2. Metsvindi arvukuse prognoos sõltuvalt kaugusest rannajoonest.

Sarnastele tulemustele jõuti teistsugust meetodikat kasutades ka Tooma ja Esivere tuuleparkide järelseire käigus (Gajko & Ksepko, 2020). Radarvaatluste tulemusel oli väikeste lindude rände intensiivsus kõige suurem kevadel kuni umbes 4 km ja sügisel kuni 6 km kauguseni rannajoonest (joonis L4.20.3.)

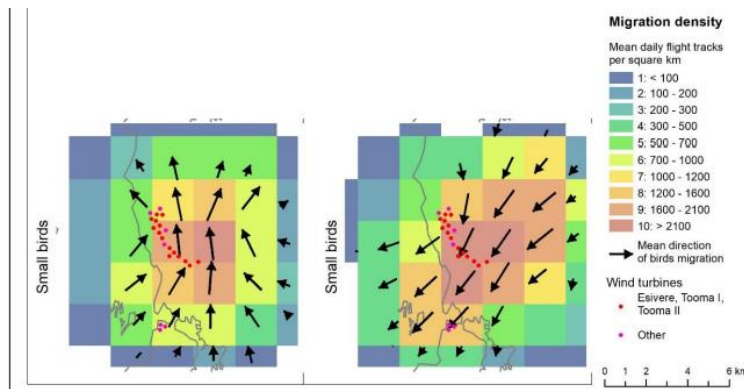


Figure 5-143 The main migration trends and distributions of birds recorded by ornithological radar, broken down into classes, over the area of wind parks Tooma I, Tooma II and Esivere. (spring migration – on the left-hand side, autumn migration on the right-hand side).

Joonis L4.20.3. Väikeste lindude rände tihedus Tooma ja Esivere tuuleparkide ümbruses 2019 (Gajko & Ksepko, 2020)

Soovitused

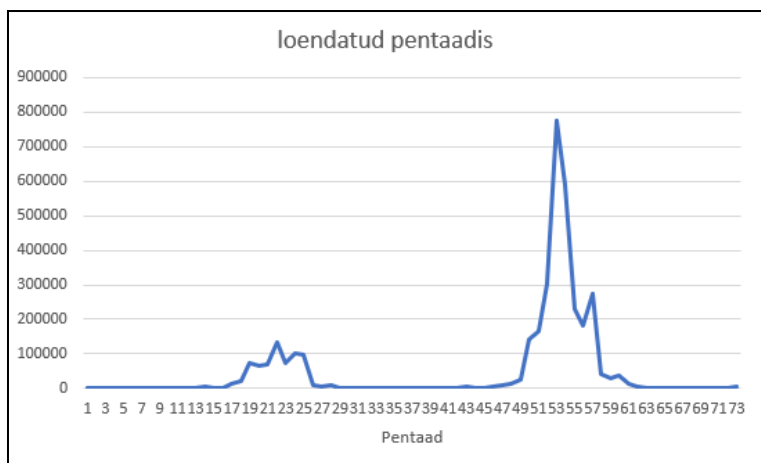
Peamiseks värvuliste rännet koondavaks maastikuelemendiks on meie tingimustes mere ja suurte järvede rannik. Muude maastikuelementide kasutamist tuuleparkide rajamise seisukohast takistab meie maastiku mosaiiksus ja maastikutunnuste ajaline ebapüsivus (näiteks puistud võidakse raiuda, avamaastikud kinni kasvada).

Tuulikuid ei tohiks rajada kuni 1 km kauguseni mere ja suurte järvede (Peipsi, Võrtsjärv) rannikust. Eriti ohtlikud on poolsaared ja Lääne-Eesti mandriosa rannajoone vahetu lähedus.

Kui tuulikute rajamise järel täheldatakse arvukat lindude hukkumist, tuleks tuulikud seisata kõige intensiivsema rände ajaks. Päevase rände puhul on viimane üsna hästi ette ennustatav. PlutoF andmebaasi kantud vaatluste põhjal on värvuliste ränne kõige intensiivsem kevadel aprillist mai alguseni ja sügisel septembris ning oktoobri esimesel poolel (joonis L4.20.4). Nii praktiliste kogemuste kui kirjandusallikate (Jõgi jt., 1961) põhjal on värvuliste madal ränne kõige intensiivsem hommikul 4 tunni jooksul, nõrga – mõõduka vastutuulega sademeteta ilmadega.

Öine ränne toimub enamasti kõrgel, kuid teatud tingimuste korral võib samuti kattuda tuulikute töösooniga. Samuti võib öörändureid alla meelitada lennuohutuse huvides kasutatav valgustus. Hukkimisriski on võimalik vähendada valides vähemohalik ohutusvalgustuse iseloom ning kasutades kõrgtehnoloogilisi radar- jm meetodeid tuulikute seiskamiseks massrände ajal.

Andmed lindude rände ruumilisest jaotumisest maismaa kohal on ebapiisavad, süstemaatilised vaatlused sisemaalt praktiliselt puuduvad. Võimalikuks meetodiks süstemaatiliste andmete saamiseks suurtelt aladelt oleks ilmaradarite andmete kasutamine.



Joonis L4.20.4. Tavalisemate värvuliseliikide arvukuste summad läbirändel Plutof andmebaasi andmetel 2011 – 2021 (19. pentad algab 1. aprilli, 50. pentad 3. septembril).

Röövlindude kohta PlutoF andmebaasi tehtud päring tagastas andmed 17 röövlinnuliigi 19 477 rändava isendi kohta. Andmed modelleeriti sarnaselt värvuliste rände analüüsile, kasutades üldistatud aditiivset segamudelit.

Mudeli kokkuvõtte ja prognoosi graafik raudkulli näitel on joonisel L4.20.5.

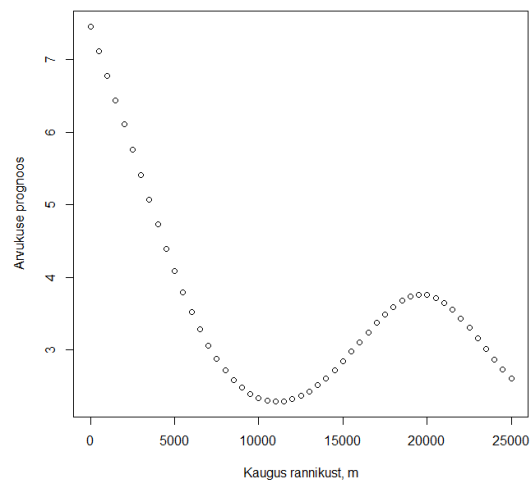
```
Family: poisson
Link function: log

Formula:
Arv ~ s(KaugusM) + s(Liik, bs = "re")

Parametric coefficients:
      Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  0.6040    0.1117   5.405 6.49e-08 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
      edf Ref.df Chi.sq p-value
s(KaugusM)  8.677  8.969  2283 <2e-16 ***
s(Liik)    15.677 16.000  6958 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) =  0.0514  Deviance explained = 24.3%
UBRE = 4.5128  Scale est. = 1          n = 6249
```



Joonis L4.20.5. Raudkulli arvukuse prognoos sõltuvalt kaugusest rannajoonest.

Segamudeli alusel on kõige intensiivsema rände ala rannikuga piirnevad 6-7 kilomeetrit, kusjuures olulisel langed rannajoonest kaugenedes peaaegu lineaarselt. Arvukuse prognoosi graafiku laine 20 km juures iseloomustab ilmselt looduslikku varieeruvust ja et laine tipp on just 20 km kaugusel, on pigem valimist tulenev juhus.

Alternatiivne “arv sõltub kaugus” mudel annab raudkulli näitel rannajoonest eemalduses veel kiirema languse ja 20 km laine on oluliselt väiksem (joonis L4.20.6). Ka mudeli kirjeldusvõime on väiksem.

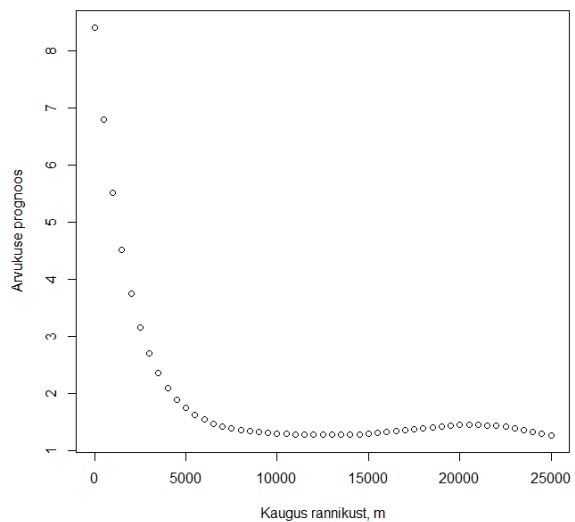
```
Family: poisson
Link function: log

Formula:
Arv ~ s(KaugusM)

Parametric coefficients:
      Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  1.60607    0.01605  100.1 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

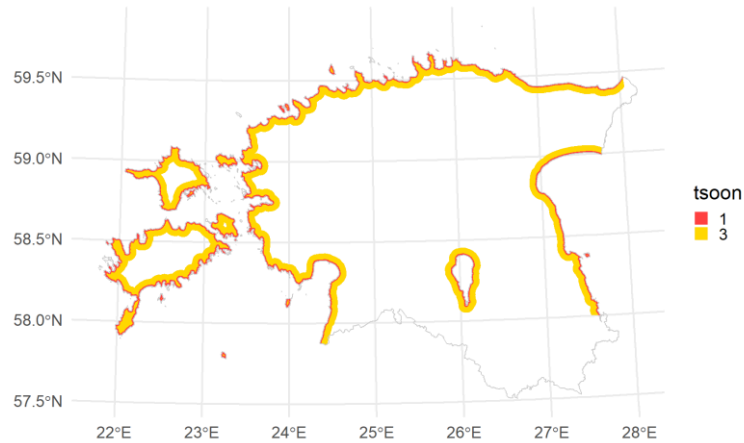
Approximate significance of smooth terms:
      edf Ref.df Chi.sq p-value
s(KaugusM)  7.463  8.425  1219 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) =  0.0194  Deviance explained = 11.4%
UBRE = 13.227  Scale est. = 1          n = 1130
```



Joonis L4.20.6. Raudkulli arvukuse prognoos sõltuvalt kaugusest rannajoonest – arv sõltub kaugus mudel.

Kokkuvõtvalt on rannikuala maismaalindude rändel oluline juhtjoon. Arvestades värvuliste ja röövlindude rände mudeleid on soovitatav tuulikuid mitte püstitada ühe kilomeetri laiusele ranna-alale arvestatuna mere ja suurte järvede rannajoonest. Vahemikus 1-5 km rannajoonest tuleks viia läbi radaruuring. Tsoneering 1 ja 5 km puhvriga mere ja suurte järvede rannajoonest on joonisel L4.20.7.



Joonis L4.20.7. Tsoneeringu kaart: värvuliste ja röövlindude ränne.

Kirjandus

Ellermaa, M. 2016. Kabli kevadrände ja linnuhoiuala pesitsejate loendused 2012. aastal. Versioon 3, 16.9.2016.

Gajko, K., Ksepko, J. 2020. Post-monitoring of Tooma I, Tooma II, Esivere wind parks in Tooma-Esivere area. Final report. Annual – 2019 year.

Jõgi, A., Ling, R., Onno, S. 1961. Lindude nähtav ränne Puhtu ornitoloogiajaama ümbruses 1957. aasta sügisel. Ornitoloogiline kogumik II, lk. 42-78.

Kumari, E. 1961. Rahvusvahelised lindude rändevaatlused Läänemere piirkonnas 1956. ja 1958. aasta sügisel. Ornitoloogiline kogumik II, lk. 9-41.

Kumari, E. 1975. Lindude ränne.

Lisa 5. Hukkmisageduse modelleerimine „Band mudeli“ abil

„Band mudel“ (Band et al., 2007) võimaldab prognoosida lindude hukkmisriski kavandatavates tuuleparkides, võttes aluseks tuulepargi ja uuritavate linnuliikide füüsilised parameetrid ja enne tuulepargi ehitamist läbi viidud loenduste tulemused.

„Band mudeli“ kohta on tehtud olulist kriitikat (Chamberlain et al., 2005; Desholm, 2006) ja soovitatud selle kasutamisest hoiduda, kuna see on mehhanistlik ega arvesta lindude tegeliku käitumisega (Grunkorn et al., 2016). Grunkorn et al. (2016) väidavad, et tuulepargi rajamise eelsete vaatluste alusel lindude hukkmisagedust tõepäraselt prognoosivad mudelid puuduvad sootuks.

Käesoleva töö koostajate soovitus on juhuks, kui hukkmisriskide prognoosimiseks otsustatakse mudelit kasutada, tuleb oluliste liikide hukkmisageduste arvutamisel teha mudeli tundlikkuse analüüs, st kõige olulisemalt mudeli tulemust mõjutava parameetri – vältimise määra – puhul tuleb lõpptulemus arvutada 3-4 erinevat vältimise määra kasutades.

„Band mudelit“ kasutades (1) määratakse hukkmisrisk, mis põhineb arvutuslikul tõenäosusel, et lind, kes lendab läbi tuulegeneraatori rootori poolt hõlmatava ala (*rotor swept zone*; edaspidi ka RHA) saab rootorilt löögi, mis korrutatakse (2) lindude arvuga, kes määratud ajavahemiku jooksul lendavad läbi RHA (Band et al. 2007). Esimene tehe põhineb tuuliku ja tuulepargi tehnilistel andmetel ning andmetel linnu(liigi) morfoloogia, lennukiiruse ja lennutüübi kohta. Teine tehe eeldab välivaatluste läbiviimist. Mudeli tulemusi korrutatakse lõpuks (samm 3) parandusteguriga, mis iseloomustab lindude vältivat käitumist ja mida nimetatakse ka „vältimise määraks“ (*avoidance rate*). Üldistatult on modelleerimise käik kujutatud allpool.

Tuulepargis hukkuvate lindude arv ajavahemikus (C_{tot})

=

Läbi rootorite hõlmatava ala lendavate lindude arv (N_{bird}) (Samm 1)

x

Tõenäosus, et läbi rootori hõlmatava ala lendav lind saab rootorilt löögi (P_{na}) (Samm 2)

x

Parandustegur, mis arvestab muuhulgas vältimise määra (P_a) (Samm 3)

Matemaatiliselt:

$$C_{tot} = N_{bird} \times P_{na} \times P_a$$

Tõenäosuse, et läbi rootori hõlmatava ala lendav lind saab rootorilt löögi (P_{na}), arvutamiseks on programmeeritud MS Excel töövahend ³⁶. Parameetritena sisestatakse tuulikutootjate mudelispetsifikatsioonides esitatud andmed ning andmed linnuliikide morfoloogia ja lennukiiruste kohta ning punktvaatlustel saadud tulemuste järgi arvutatud parameetrid.

Olulisim mudeli parameetritest on vältimise määr (P_a ; *avoidance rate*), sest selle suhtes on mudel kõige tundlikum (Chamberlain et al., 2005; Desholm, 2006). Näiteks teiste sisendandmete varieerimisel 10%

³⁶ <https://www.nature.scot/sites/default/files/2018-09/Wind%20farm%20impacts%20on%20birds%20-%20Probability%20of%20collision.xls>

võrra (hukkumiste arvu suurendavas suunas) suurenes arvutuslik aastane hukkumiste arv 1,48 - 9,07%, vältimise määra vähendamisel 10% võrra suurenes eeldatav aastas hukuvate lindude arv 2613% (Chamberlain et al., 2005).

Arvutusliku hukumissageduse väärtuse varieeruvus väheneb vaatlustundide arvu suurenemisega. Douglas et al. (2012) hindasid, et Smøla tuulepargi merikotkauringu puhul oli vaatlustundide arv 62 (käsitleva perioodi kohta) selline, et vaatlustundide arvu edasisel suurendamisel hinnangu varieeruvus enam oluliselt ei vähenenud. Sellisel juhul oli mudeli tulemuste varieeruvus -41.7% ja +47.2% ümber arvutusliku keskmise. SNH juhend nõuab, et Band mudeli alusel hukumissageduste modelleerimiseks peab vaatlustundide arv olema vähemalt 36 ühe perioodi (pesitsusaeg, mittepesitsusaeg) jooksul (Scottish Natural Heritage, 2017). Douglas et al. (2012) näitasid, et 36 tunni vaatluste alusel oli sama valimi põhjal modelleeritud hukumissageduse varieeruvus veidi suurem - vastavalt -53.0% ja +61.8% alla ja üle keskmise arvutusliku väärtuse. Käesolevas töös soovitatakse loendada vähemalt 36 tundi igal soojal aastaajal (kevad, suvi, sügis), oluliste talvitavate liikide puhul ka talvel.

Lisa 6. Saatjatega lindude kodupiirkondade suurused ja kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste üldstatistikud

Kaljukotkas

Tabel L6.1. Kodupiirkondade suuruse (km²) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	3	12	2,9	11	11	13	14	15
60%	3	20	5,1	18	18	22	22	23
70%	3	32	9,8	29	29	37	38	39
80%	3	59	21	53	53	70	71	72
90%	3	134	50	112	112	143	160	174
95%	3	239	101	185	185	223	285	335
99%	3	494	267	342	342	387	592	757

Tabel L6.2. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	3	4,8	0,35	4,6	4,6	4,8	4,9	5,1
60%	3	5,3	0,45	5,1	5,1	5,3	5,5	5,8
70%	3	6,1	0,6	5,8	5,8	6,2	6,4	6,6
80%	3	8,1	1,3	7,5	7,5	8,3	8,8	9,2
90%	3	11	1	11	11	11	12	12
95%	3	13	2,6	12	12	12	14	16
99%	3	14	0,21	14	14	14	14	14

Kalakotkas

Tabel L6.3. Kodupiirkondade suuruse (km²) üldstatistikud. Eristatud on emaslinnud (F) ja isaslinnud (M).

Sugu	Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
F	50%	6	16	39	0,04	0,04	0,04	0,07	71
F	60%	6	23	56	0,04	0,04	0,06	0,11	103
F	70%	6	32	79	0,06	0,06	0,2	0,4	145
F	80%	6	46	109	0,21	0,21	0,84	3,7	202
F	90%	6	113	152	13	13	58	139	339
F	95%	6	224	213	51	51	202	352	502
F	99%	6	524	434	163	163	602	785	1018
M	50%	11	34	30	13	13	17	43	89
M	60%	11	53	43	21	21	31	70	129
M	70%	11	81	62	36	36	53	108	186
M	80%	11	125	91	60	60	86	167	274

Sugu	Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
M	90%	11	204	137	103	103	158	280	421
M	95%	11	293	186	145	145	263	395	599
M	99%	11	575	382	259	259	543	842	1169

Tabel L6.4. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	11	3,6	2,2	2,1	2,1	2,5	4,2	7,5
60%	11	4,9	3	2,8	2,8	3,8	6,6	9,9
70%	11	6,9	3,9	3,6	3,6	6,3	10	13
80%	11	9,4	5,1	4,9	4,9	9,1	14	17
90%	11	9,8	4,8	6,2	6,2	7,8	12	17
95%	11	10	4,4	7,7	7,7	8,7	12	17
99%	11	12	4	10	10	11	11	18

Must-toonekurg

Tabel L6.5. Kodupiirkondade suuruse (km²) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	29	40	34	14	14	31	50	103
60%	29	64	53	20	20	54	88	149
70%	29	103	84	33	33	82	152	209
80%	29	171	142	59	59	129	270	363
90%	29	320	277	110	110	267	456	768
95%	29	508	459	168	168	405	709	1272
99%	29	1004	917	334	334	695	1474	2547

Tabel L6.6. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	29	6	4,1	3,5	3,5	4,8	7,5	14
60%	29	7,3	4,5	4,2	4,2	6,2	8,9	17
70%	29	8,3	4,4	5	5	7,5	10	17
80%	29	9,5	4,4	5,8	5,8	8,5	13	18
90%	29	11	4,7	7	7	10	15	19
95%	29	11	3,5	8,6	8,6	11	13	18
99%	29	14	2,8	13	13	14	16	18

Suur-konnakotkas

Tabel L6.7. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	15	3,5	2,1	2,2	2,2	3,5	4,7	6,7
60%	15	6,1	4	3,5	3,5	5,2	8,9	12
70%	15	11	8,6	5,9	5,9	7,8	14	26
80%	15	21	21	11	11	13	26	62
90%	15	51	56	21	21	25	52	161
95%	15	99	113	35	35	46	95	320
99%	15	270	321	82	82	105	243	867

Tabel L6.8. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	15	1,4	0,69	1,1	1,1	1,3	1,8	2,6
60%	15	1,9	0,92	1,5	1,5	1,6	2,1	3,5
70%	15	2,5	1,4	1,8	1,8	2	3	4,7
80%	15	3,4	1,9	2,2	2,2	2,9	4,5	6,1
90%	15	5,1	3	3	3	4,3	5,9	10
95%	15	7,1	4,8	4	4	5,5	6,8	17
99%	15	7,4	2,6	6	6	6,9	8,6	11

Väike-konnakotkas

Tabel L6.9. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	8	3,6	1,7	2,9	2,9	3,9	5	5,2
60%	8	5,2	2,7	4,1	4,1	5,4	7,1	8,2
70%	8	7,8	4,9	5,5	5,5	7,6	9,5	15
80%	8	12	9	7,6	7,6	11	13	26
90%	8	21	20	11	11	16	22	53
95%	8	36	43	16	16	22	33	107
99%	8	92	122	30	30	44	76	298

Tabel L6.10. Kodupiirkondi hõlmavate ringraadiuste (km) üldstatistikud.

Kodupiirkond	N	Keskmine	SD	5%	25%	50%	75%	95%
50%	8	1,4	0,44	1,2	1,2	1,4	1,7	2
60%	8	1,7	0,5	1,4	1,4	1,8	2	2,3
70%	8	2	0,64	1,6	1,6	2,1	2,5	2,7
80%	8	2,4	0,92	1,8	1,8	2,5	3	3,6
90%	8	3,1	1,4	2,1	2,1	3,1	3,8	5,1
95%	8	4,1	2,8	2,6	2,6	3,5	4,4	8,5
99%	8	6,4	5,1	3,4	3,4	4,6	6,7	15

Lisa 7. Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide nimekiri

Linnudirektiivi I lisa liigid on tumedas kirjas.

kümnokk-luik	must-toonekurg	mustsaba-vigle	väike-kirjurähn
väikeluik	valge-toonekurg	vöötsaba-vigle	laanerähn
laululuik	herilaseviu	väikekoovitaja	nõmmelõoke
rabahani	must-harksaba	suurkoovitaja	kaldapääsuke
suur-laukhani	merikotkas	vihitaja	nõmmekiur
väike-laukhani	madukotkas	metstilder	randkiur
hallhani	roo-loorkull	tumetilder	hänilane
valgepõsk-lagle	välja-loorkull	heletilder	kuldhänilane
mustlagle	soo-loorkull	lammitilder	jõgivästrik
punakael-lagle	kanakull	mudatilder	vesipapp
kanada lagle	raudkull	punajalg-tilder	sinirind
ristpart	hiireviu	kivirullija	hoburästas
viupart	karvasjalg-viu	veetallaja	väike-käosulane
rääkspart	väike-konnakotkas	naerukajakas	rästas-roolind
piilpart	suur-konnakotkas	kalakajakas	vööt-pöosalind
sinikael-part	kaljukotkas	tõmmukajakas	rohe-lehelind
soopart	kalakotkas	väikekajakas	väike-kärbsenäpp
rägapart	tuuletallaja	räusk	kaelus-kärbsenäpp
luitsnokk-part	punajalg-pistrik	tutt-tiir	roohabekas
punapea-vart	väikepistrik	jõgitiir	kukkurtihane
tuttvart	lõopistrik	randtiir	punaselg-õgija
merivart	rabapistrik	väiketiir	hallõgija
hahk	rooruik	mustviires	koldvint
kirjuhahk	täpikhuik	valgetiib-viires	männi-käbilind
aul	väikehuik	alk	põldtsiitsitaja
mustvaeras	rukkirääk	krüüsel	
tõmmuvaeras	tait	õõnetuvi	
sõtkas	lauk	kaelus-turteltuvi	
väikekoskel	sookurg	turteltuvi	
rohukoskel	merisk	kassikakk	
jääkoskel	naaskelnokk	vöötakk	
laanepüü	väiketüll	värbkakk	
rabapüü	liivatüll	kodukakk	
teder	rüüt	händkakk	
metsis	plüü	habekakk	
nurmkana	kiivitaja	sooräts	
põldvutt	suurrüdi	karvasjalg-kakk	
punakurk-kaur	leeterüdi	öösorr	
järvekaur	väikerüdi	jäälind	
väikepütt	värbrüdi	siniraag	
tuttpütt	kõvemokk-rüdi	vaenukägu	
hallpõsk-pütt	merirüdi	väänkael	
sarvikpütt	rüdi	hallpea-rähn	
kormoran	plütt	roherähn	
hüüp	tutkas	musträhn	
hallhaigur	mudanep	tamme-kirjurähn	
höbehaigur	rohunep	valgeselg-kirjurähn	