

Lisa 3.

Tuugenid ja linnud – teaduskirjanduse ülevaade (Marko Mägi)

Sissejuhatus

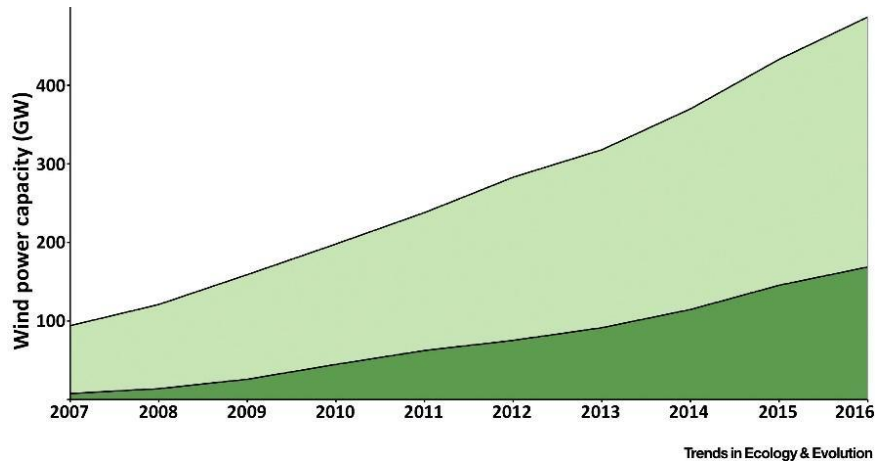
Keskkonnasäästlike või taastuvate energiaallikate otsingul on tuuleenergia valdkond viimastel kümnenditel üks kiiremini arenenuid, sest tuul puhub kõikjal, küsimus on pigem, kus on tuult piisavalt või optimaalsel hulgal, et selle „püüdmine“ oleks majanduslikult tasuv. Lisaks majanduslikule kasule, mis on tänases ühiskonnas oluline erinevaid protsesse mõjutav tegur, on aga üha enam ja valjuhäälselt hakatud rääkima energiatootmise keskkonnamõtjudest, mida tuleks lisaks majanduslikule kasule arvestada. Just tuuleenergia keskkonnamõtjudele, eelkõige elusloodusele (sh inimesele) on varasemast oluliselt rohkem tähelepanu pööratud - reeglistik ning nõuded tuuleparkide rajamiseks on selginemas ([Law & Fuller 2018](#)). Siiski on valdkond kiirelt arenemas, mistõttu keskkonnamõtjude uuringud ei ole suutnud sellega sammu pidada. Siiski on muutunud tavapäraseks praktikaks, et tuuleparkide planeerimise ja rajamise eelduseks on pidev keskkonna jälgimine – soovitatavalt juba enne pargi rajamist, kui planeeringualad on välja valitud –, kuid ka pargi ehitamise ja töötamise ajal. Näiteks Soome tuuleparkide puhul on vaid 22% arendustel tagatud ehitusjärgne keskkonna jälgimine, kuid vaid üksikutel puhkudel on hinnatud ka ehitus eelset olukorda ([Mäkeläinen & Lehikoinen 2021](#)).

Tuuleparkide või üksikute tuulegeneraatorite ehk tuugenite mõju linnustikule (ja ka käsitiivalistele) on laias lastus kolmetine:

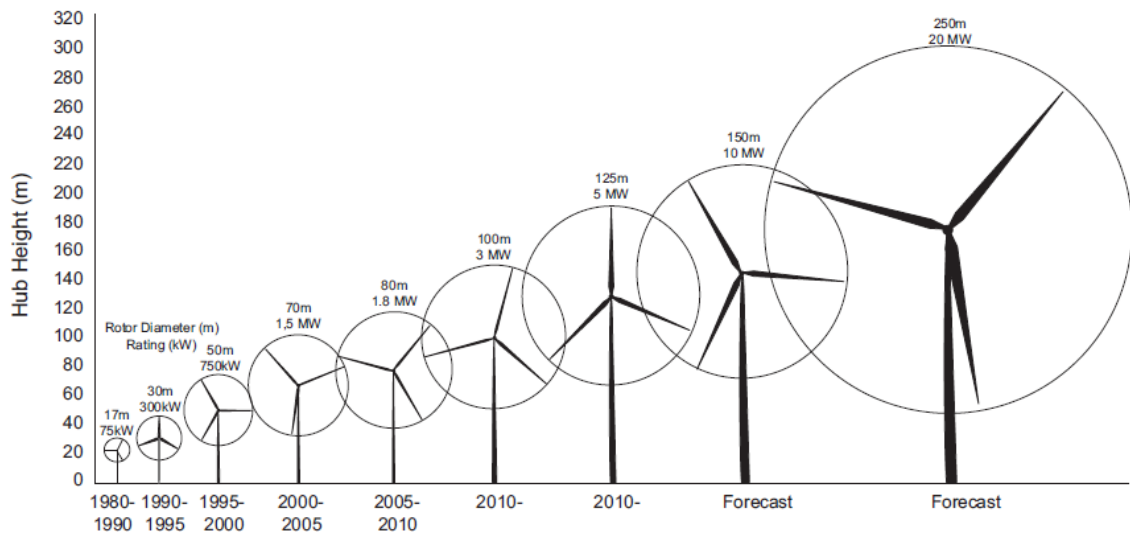
- linnud võivad hukkuda,
- nende senised elupaigad muutuvad või kahjustuvad ning ei ole lindudele enam sobilikud,
- häiring sunnib linde elupaika vahetama

Neile lisandub inimese seisukohast kõige märgatavam – maastikuilme muutumine, mis ei pruugi paljudele vastuvõetav olla. Võimalikke mõjusid arvestades, eelkõige otseselt hukkunud lindude arvu, näib tuuleenergia siiski senistest laialt kasutatavatest lindudele väikseima mõjuga olevat. USA andmed näitavad, et toodetud energia hulga kohta hukkub just vähim linde tuuleenergiat tootes (0,27 lindu/GWh), veidi rohkem tuumaenergia tootes (0,6 lindu/GWh), oluliselt rohkem aga fossiilkütustest energiat tootes (9,4 lindu GWh; [Sovacool 2012](#)): andmed on siiski juba üle 10 aasta vanad, arvestades valdkonna arengut ei pruugi erinevate tootmisviiside suhted samad olla. Näiteks on tuuleenergeetika kasutus kõikjal maailmas hoogsalt kasvanud (eelkõige Hiinas, joonis 1), kasv on jätkunud tänaseni.

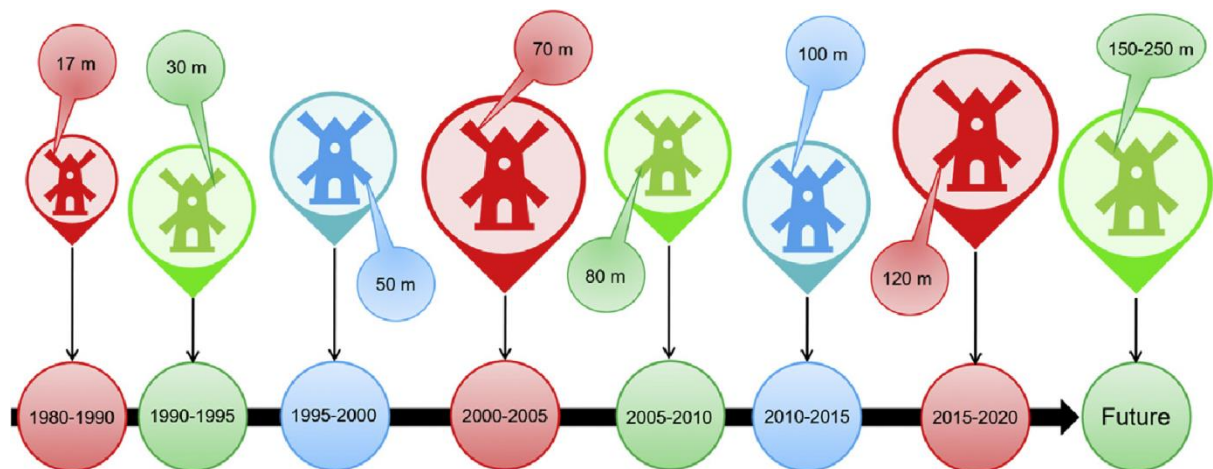
Samuti on tehnoloogia arengu tõttu muutunud tuugenite võimsus ja mõõtmed (nii kõrgus kui ka rootori diameeter: joonis 2 ja 3), mistõttu on potentsiaalne keskkonnamõju pigem suurenenud.



Joonis 1. Tuugenite koguvõimsus (GW) 2007–2016 Hiinas (tumeroheline) ja mujal (heleroheline). Allikas: Gibson et al. 2017



Joonis 2. Tuugenite kõrguse ja võimsuse muutus viimastel kümnenditel ja tuleviku prognoos (Tabassum-Abbasi et al. 2014).



Joonis 3. Tuugeni rootori suurenemine ajas (Nazir et al. 2020).

Kuigi tuugenite kliimamuutuste pidurdamise ja seega loodusliku mitmekesisuse säilitamise (või selle kao pidurdamise) potentsiaal on suur (tehniliselt ja majanduslikult on tuuleenergia hetkel kasutada olevatest kõige kättesaadavam taastuvenergia allikas (Nazir et al. 2020)), kaasnevad tuugenitega ka potentsiaalsed riskid, mida peab arvestama nii tuugenit disainides kui ka tuuleparke planeerides (Thaxter et al. 2017). Selle saavutamiseks on esmajoones vaja hinnata liikide riskialtistust tuugenite seisukohalt globaalselt, kuid ka regionaalselt ning lokaalselt.

Mitmed varased uuringud on sedastanud, et tuuleparkidel on negatiivne mõju lindudele ja see pigem süveneb ajas (Stewart et al. 2007). Kuid et vanemast perioodist on uuringuid napilt või on andmete esitamisel piiratud raportitega, mis sageli ei ole üldsusele kättesaadavad (paljudes riikides on keskkonnamõjude hinnangud salastatud; Sterže & Pogačnik 2008) ja mille teaduslik väärtus eelretsenseerimise puudumise tõttu on küsitav (Kuvlesky et al. 2007) ning uuringute geograafiline varieeruvus on suur, tuleb erinevate uuringute tulemuste Eesti oludele üldistamisel ettevaatlik olla. Näiteks on teada, et valdav osa uuringutest sedastab, et aastas hukkub tuugeni kohta 0,0–2,0 lindu ning et Euroopas on tuugeni võimalikele mõjudele rohkem tähelepanu pööratud kui mujal, eriti röövlindudel, kes on võrreldes teiste lindudega riskialtimad tuugenites hukkuma, kuid tähelepanu on pööratud ka rohumaade lindudele (Sterže & Pogačnik 2008). Täna on siiski suur hulk mõju-uuringuid üldsusele või teadlastele kättesaadavaid ja otsuste langetamine seetõttu objektiivsem (kuid sageli siiski pikaldane ja vaevaline), kuid siiski ei tea me jätkuvalt kõike lindude ja tuugenite vahelistest seostest, mistõttu on meie otsused võimalikest mõjudest piiratud (Zwart et al. 2016), mis tähendab, et **ettevaatusprintsipi rakendamine on asjakohane**. Halvemal juhul langetatakse otsuseid tuuleparkide rajamiseks keskkonnamõjusid arvestamata – nii on näiteks kerkinud ligikaudu 45% Türgi tuuleparkidest (Tercan 2021).

Kokkuvõte annab **ülevaate senistest tuuleenergeetika mõju(de)st lindudele, kas ja kuidas on võimalik mõju leevendada või vältida planeerimisvigu.**

Allikad

Teaduskirjandust otsiti andmebaasist Scopus (www.scopus.com). Tuugeniteemalist teaduskirjandust on ohtralt ja lisandub iga päevalt. Näiteks lisandus 2. jaanuaril ühe ööpäevaga märksõnale *wind turbine* vastavaid allikaid ligi 70. Teemaatiline teaduskirjanduse hulk ja selle kiire lisandumine ilmestab inimkonna energiavajadust ja arusaama, et fossiilkütustest energia tootmine ei ole kestlik – vaagitakse üha enam rohelisema energia arendamist, kõige levinum neist on tuuleenergeetika. Vastavad uuringud ja arendused kajastuvad ka teaduses.

Kuna arengud tuuleenergeetikas on viimase kümne aasta jooksul olnud kiired, eelkõige tuugenite tehnoloogiline areng, kuid ka tuuleparkide arendusega seotud probleemide käsitlemine (sotsiaalmajanduslikud ja keskkonnamõjud), siis keskendus kirjanduse otsing eelkõige viimase kaheksa aasta uuringutele, vanemate uuringute tulemuste puhul piirduti ülevaateartiklitega. Peamised otsingusõnad olid *windmill*, *wind farm*, *wind turbine*, lisades neile erinevais hierarhilistes kombinatsioonides märksõnu *bird*, *avian*, *buffer*, *avoidance*, *abundance*, *migration*, *onshore*, *forest*, *fragmentation*, *terrestrial* ja eraldi mõningad liikidepõhised otsingud, näiteks *woodpecker*, *capercaillie*.

Otsing lõpetati, kui päringute tulem kattus vähemalt 50% ulatuses varasema otsingu vastetega ning ülejäänud vasted ei olnud asja- või ajakohased, keskendudes näiteks teistele liigrühmadele (reeglina käsitiivalistele), tuugenite tehnilistele lahendustele või oli uuritud piirkonda, mille tulemuste üldistamine Eesti oludele on küsitav (nt Hiinas, Jaapanis või mägistes piirkondades tehtud uuringud). Siiski ei välditud kõiki Eestist kaugetes piirkondades tehtud uuringuid, kuid valdavalt on kasutatud sellistel puhkudel üldteoreetilist lähenemist, mille üldistamine Eesti oludele on asjakohane; selliste uuringute mõju liikidele on kasutatud äärmisel vajadusel.

Kokku töötati ligikaudu 550 eelretsenseeritud teadusartikliga, kuid lähteülesandest tulenevalt sõeluti kirjandusest välja ja jäeti kõrvale valdav osa uuringuist, mis keskendusid ainult merelindudele või avamere tuuleparkidele (meretuuleparkide teemaatilist kirjandust on märksa rohkem, kui maismaa tuuleparkidega seonduvat) ning keskenduti maismaa tuuleparkide mõju-uuringutele.

Teaduskirjanduse ülevaade keskendub eelkõige Euroopa maismaa erinevates elupaikade (nii sisemaa kui ka ranniku) tuuleparkide linnustiku-uuringutele (mets, rohumaad, muus elupaigad). Minimaalselt on kasutatud ka meretuuleparkide andmeid, kuid seda pigem üldistavalt, näiteks ranniku ja merelinnustik on sarnane ning merel ja maismaal rändavad linnud võivad rändetakistustele reageerida sarnaselt. Kuna suur osa uuringutest on tehtud USA-s ja Hiinas (tuuleenergeetika eestvedajad maailmas) on valikuliselt asjakohaseid töid või üldistusi kaasatud ka neist regioonidest, näiteks selliseid, mis puudutavad tuugenite või tuuleparkide tehnilist lahendust või seadmeid lindude tõrjumiseks või varajaseks avastamiseks (radarid, infrapuna ja teistsuguste kaameratega jälgimine, tehisintellekti kasutamine jne).

Teaduskirjanduse puhul tuleb meeles pidada, et mõju tuvastanud uuringu (kas positiivne või negatiivne) avaldamine on kergem, kui olulist mõju mittetuvastanud uuringu avaldamine.

Tuulepargi mõju

Mõju teistele liikidele

Elmise kümnendi uuringud, mida võib tuugenite kiiret arengut arvestades pidada vanadeks, sedastavad, et üha enam koguneb tõendeid, et tuugenite mõju elusloodusele, eriti lindudele ja käsitiivalistele, on arvatust suurem (Tabassum-Abbasi et al. 2014). Senised tuugenite mõju imetajatele uurinud tööd on pigem tuvastanud negatiivse või vastuolulise mõju, harvad on selgelt positiivse mõju tuvastanud uuringud (Schöll & Nopp-Mayr 2021).

Eelkõige on uuritud troopiliste alade käsitiivalisi (Thaxter et al. 2017), vähem Euroopas käsitiivalisi, kus võimaliku probleemi suurus meie regioonis ei ole selge. Sarnaselt lindudele rändavad ka paljud Põhja-Euroopa nahkhiired talvitama Kesk-Euroopasse, oluline rändetee, näiteks pargi-nahkhiir (*Pipistrellus nathusii*), läbib ka Eestit, kuid seni Eesti tuuleparkides leitud vaid kolm hukkunud nahkhiirt aastal 2009 (Gaultier et al. 2020), ning kuigi tuulepargid on laienemas, ei ole Eestis rakendatud võimalikke leevendusmeetmeid, rääkimata vastavate juhendite olemasolust, ning Gaultier et al. (2020) arvates on kahetsusväärne, et Eestis ja mitmetes teistes Läänemere äärsetes maades, käsitiivalisi puudutavat probleemi ei teadvustata. Arvutuste kohaselt hukkub näiteks Saksamaa tuuleparkides 250 000 käsitiivalist aastas, neist 70% on läbirändajad (Voigt et al 2015). Leedus on siiski esimesi samme astutud ja koostatud ülevaade linnu- ja nahkhiireliikidest, keda tuugenid ohustada võivad (Morküné et al. 2020). Kuna linnud ja nahkhiired kasutavad sama õhuruumi, on mitmeid liigirühmi hõlmavate komplekskaartide või mõjuhinnangute koostamine suurema rakendusliku väärtusega.

Imetajatest on teada nii tuulepargi soodustavat kuid ka negatiivseid mõjusid (Schöll & Nopp-Mayr 2021). Näiteks Indias kasvas tuulepargis jänese *Lepus nigricollis* arvukus märgatavalt kõrgemaks kui parki ümbritsevates metsades (Anoop et al. 2018). Hispaanias Malpica tuulepargis ei täheldatud olulist mõju pisiimetajatele (karihiired, siil, närilised; de Lucas et al. (2005)). Kuid USA-s Californias on täheldatud, et tuulepargi keskkonnamuutuste tõttu – muutused linnustikus ja müras – on muutunud ka suslikute *Spermophilus beecheyi* käitumist – suslikud on tuugenite lähistel tavapärasest valvsamad ja hoiduvad peidukohtade lähedusse (Rabin et al. 2006, Kikuchi 2008). Rootsist muutus tuuleparkide tõttu põhjapõtrade (*Rangifer tarandus*) käitumine: rändetele rajati tuuleparke ning ehituse ajal vältisid loomad pargi lähedust, mistõttu muutus seninde rändetee – pärast pargi rajamist kasutasid põhjapõdrad pargist kahe kilomeetri raadiusesse jäävat ala 76% vähem kui enne pargi rajamist, ning pargi läheduses liikusid põdrad oluliselt kiiremini (Skarin et al. 2015). Ka tiined emasloomad hakkasid tuugenite piirkonda vältima, ka alasid, kus tuugenid kaugelt näha olid, ning eelistati kohti, kus tuugenid n-ö künka taha peitu jäid. Samas tuulepargi ehitusaegne häiring oli põhjapõtradele oluliselt väiksem, kui pargi käivitumisega kaasnev mõju (Skarin et al. 2018). Ka Soomes on tuulepargid põhjapõtradele negatiivselt mõjunud (Nysten-Haarala et al. 2021). Suurimetajate tuuleparkide vältimisel võib olla füsioloogiline taust. Näiteks Poolas on suurte tuuleparkide piirkonnas metskitse (*Capreolus capreolus*) pabulatest mõõdetud oluliselt kõrgem stressihormooni-

kortisooli – tase, kuid väikesed tuulepargid olulist lisastressi kitsedele ei põhjusta (Klich et al. 2020); piirkonnas elasid ka hundid, kuid tuugenite põhjustatud stress oli kiskja tekitatust suurem. Ka Inglismaal tuuleparkide lähistel (< 1 km) elavate mäkrade (*Meles meles*) karvades on kortisooli tase 264% kõrgem, kui tuulepargist üle 10 km kaugusel elavatel liigikaaslastel, mis viitab samuti füsioloogilisele stressile (Agnew et al. 2016). Poolast on ka teada, et sealsed metskitsed ja halljänased (*Lepus europeus*) väldivad tuulepargi lähedust (võimalik põhjus on mürareostus, sest need liigid saavad olulise osa keskkonnas toimuvast, eriti kisklusrisiki kohta, kuulmismeele vahendusel), punarebane aga ei lase end tuugenitest häirida (Łopucki et al. 2017). Horvaatias tuugenite planeerimist mudeldades on selgunud, et senine eesmärk oleks võimalik saavutada vaid 31% seni planeeritud tuugenitega, mis vähendaks kaasnevat ökoloogilist hinda 91% ja tagaks ka huntide säilimise tuuleparkide piirkonnas, sest hundid väldivad asulaid, põllumaid ja tiheda liiklusega piirkondi, kuid eelistavad metsa lähedust (Passoni et al. 2017).

Tuuleparkide tõttu võib piirkonna liikidevaheline stabiilne konkurents või kisklussurve muutuda (Smith & Dwyer 2016). Näiteks tuulepargi hoolduseks rajatud teed võivad tagada ligipääsu liikidele, kas seni mingil põhjusel piirkonda ei pääsenud, nagu on juhtunud USA mägimetsaste piirkondades, kuhu ameerika punarebane (*Vulpes fulva*) ja koiott (*Canis latrans*) talvel lumerohkuse tõttu ei pääsenud, küll aga aastaringselt hooldatud teid pidi (Sirén et al. 2017). Selline tahtmatult tuulepargiga kaasnev uutele või senistele liikidele soodsamate olude loomine, võib oluliselt muuta liikidevahelisi suhteid.

Kuna tuulepargid on suhteliselt uus nähtus, on arvatud, et pargis ja selle vahetus läheduses toimuvad muutused võivad olla tingitud lokaalsest mikrokliimast, mille tõttu muutub taimestik ja sellest lähtuvalt ka loomastik; vastavaid uuringuid on aga napilt. Näiteks viis aastat Rumeenia tuulepargis ja selle ümbruses taimestikku jälgides olulisi muutusi taimestikus ei täheldatud – ei liikides ega ka ökoloogilistes näitajates (Pătru-Stupariu et al. 2019), kuid autorid ei välista, et taimestiku tuleks jälgida pikemalt, sest muutused võivad avalduda hiljem. Üksikuid näiteid tuulepargi mõjust lokaalsele mikrokliimale siiski on. Näiteks USA-s, kus muutusi on täheldatavad suvel maapinna lähedal, kus on tõusnud õhuniiskus ja temperatuur (Pryor et al. 2018), ja Šotimaal, kus tuugenite läheduses tõusis öine õhutemperatuur 0,18 °C, samuti tõusis ka õhuniiskus, ööpäevane temperatuuride muutlikkus, õhutemperatuur vahetult maapinnal ning mulla temperatuur, mis autorite arvates võivad muuta ennustamatuks mulla süsinikuringe ja -varu (mida tuleks arvestada tuuleenergia rohelisuse arvutamisel, kuid seni ei ole tähelepanu saanud; Armstrong et al. 2016). Teatud puhkudel võib tuulepark ka lokaalseid tuuleolusi mõjutada – tuule kiirus langeb, mistõttu maapinna ja õhutemperatuur tõusevad, see omakorda mõjutab taimestikku (Luo et al. 2021). Poolas on aga invasiivne aasia arlekiinlepatriinu (*Harmonia axyridis*) tuugenitest kasu lõiganud, sest tuugenid on sobilikud talvitamiseks - pakuvad mardikatele varju ja sooja, mida nad tavaliselt hoonetest leiavad (Dudek et al. 2015).

Otsene mõju linnustikule ja selle hindamine

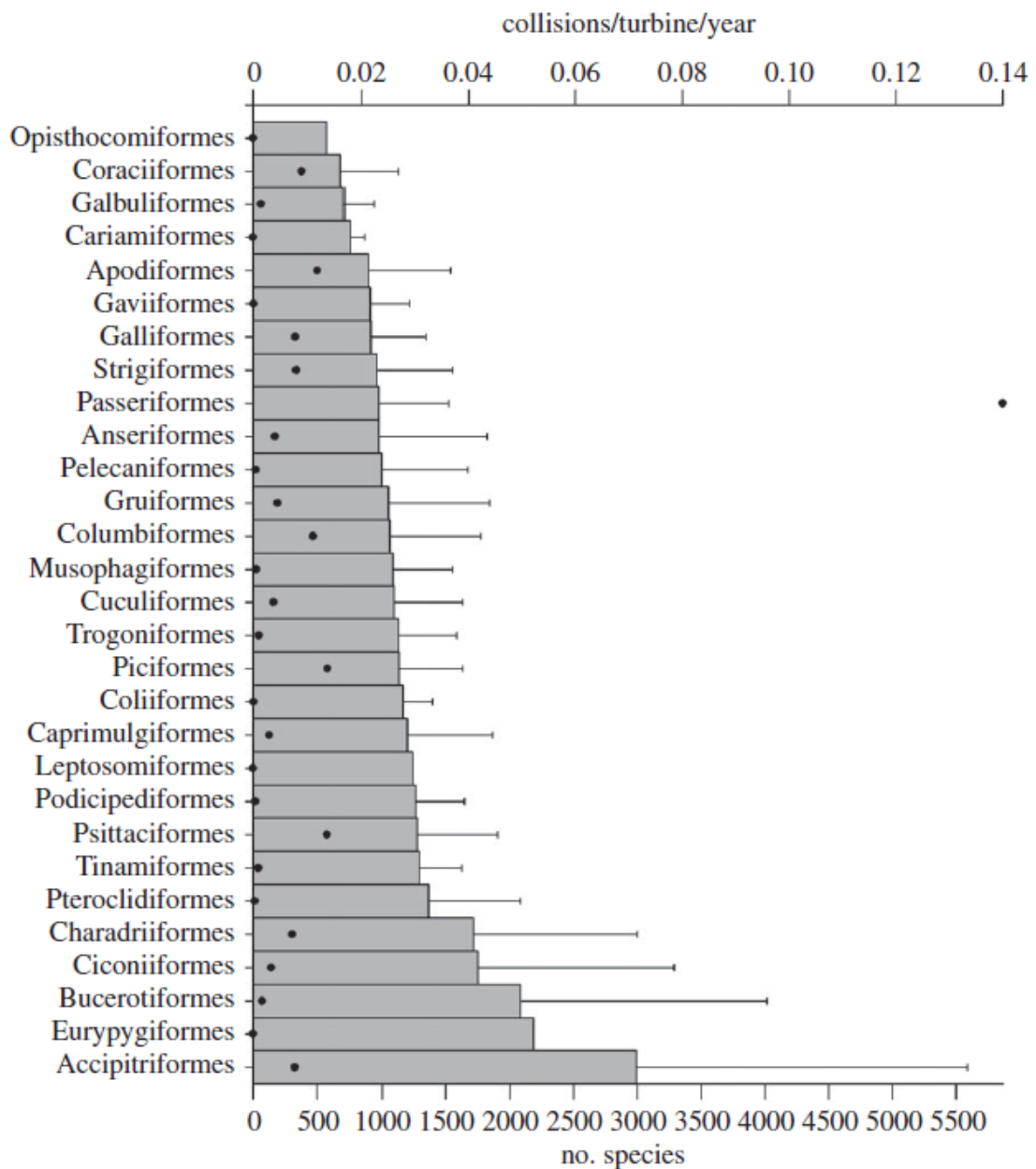
Hukkumine kokkupõrgetes, selle hindamine

Tuuleparkides hukkunud loomade uuringud hõlmavad sageli nii linde kui ka käsitiivalisi – neid liigirühmi olekski mõislik koos käsitleda –, kuid regiooniti on lindude uuritus erinev. [Thaxter et al. \(2017\)](#) andmetel käsitleb USA-s tuuleparkides tehtud hukkumisuuringutest enamik linde (64,0%), käsitiivalised on veidi vähem tähelepanu saanud (48,6%), Euroopas on aga vastupidi, vastavalt 31,0% ja 50,6%, seega on Euroopas lindude hukkumist tuuleparkides suhteliselt vähem uuritud. Erinevate elupaikade (36% uuringutest metsas, 29% põllumajandusmaastikul, 14% rohumaadel, 9% põõsastikes) tuuleparkide andmetest selgus, et globaalne keskmine linnu ja tuugeni kokkupõrkesagedus on 0,046 kokkupõrget tuugeni kohta aastas; valdavalt toimuvad need röövlindudega, täpsemalt haugaslastega (*Accipitriformes*) – nende keskmine kokkupõrke sagedus on ligi kaks korda suurem keskmisest (0,073 tuugeni kohta aastas), keskmisest sagedamini hukkuvad ka kurelised (*Ciconiformes*) ja mõningad kurvitsalised (*Charadriiformes*), alla keskmise sagedusega aga hanelased (*Anseriformes*), kanalised (*Galliformes*) ja värvulised (*Passeriformes*) (joonis 4; [Thaxter et al. 2017](#)).

Tuugenite tõttu hukkunud lindude arvu on uuritud mitmel viisil. Levinuim otsese mõju hindamiseks on tuugeni ümbruses hukkunud lindude loendamine ja tulemuste ekstrapoleerimine ([Zimmerling et al. 2014](#)), kuid sel meetodil on oma puudused, näiteks taimestiku võib hukkunud linnu leidmist mõjutada. On teada, et tõenäosus inimesel hukkunud lind leida sõltub ka laiba vanusest, lagunemisest ja kaugusest tuugenist, kuid väljaõppinud koeri need tegurid ei mõjuta ([Paula et al. 2011](#)) ja nende kasutamine tagab ka väiksemate liikide laipade leidmise ([Barrientos et al. 2018](#), [Smallwood et al. 2020](#)). Erineva suurusega lindude laipu või erinevates elupaikades märkab uurijad laipu erineva tõenäosusega: suuri laipu leitakse tõenäolisemalt, samuti on lagedal rohumaal laipa kergem leida kui kruusasel maastikul, ning laipade kadumine on kõige kiirem esimese kolme päeva jooksul ([Peters et al. 2014](#)). Sõltuvalt kiskjate aktiivsusest võib laibaloendus anda väärast hinnangu, sest eri liiki lindude tõenäosus kiskja tähelepanu pälvida erineb – see mõjutab laipade kadumist ning võib olla süstemaatilise nihkega teadmata suunas; samuti võib laipade kadumine sõltuda aastaajast ([Villegas-Patraca et al. 2012](#)). Seega võib sõltuvalt oludest, liikidest ja kasutatud meetodikast tegeliku hukkumise ja riskihinnangu vahel olla märkimisväärsed käärid ([Ferrer et al. 2012](#)).

Laibaloenduste mõjuhinnangud peaks keskenduma võimalikult lühikesele ajaaknale, sest nii tõuseb andmete täpsus ja usaldusväärsus ([Peters et al. 2014](#), [Santos et al. 2017](#)). Laipade kadumist tuugenite ümbruses Hispaanias uuriti vuti- ja tuvilaipu: kolmandaks päevaks olid kadunud kõik vutilaibad, kuid pärast kaht nädalat oli tuvidest kadunud ainult 45% ([Farfán et al. 2017a](#)). USA-s Ohios kanalaipadega (*G. gallus*) tehtud uuringus selgus, et kanalaipadele tuginev kisklushinnang on vildakas: kahe nädala jooksul kadus 65,4% kanalaipadest, samas kui ameerika tuuletallaja (*Falco sparverius*) laipadest 34,6% ja täielikult kadunud hukkunud lindude (punasaba-viu *Buteo jamaicensis*) ja

nurmvutt *Colinus virginianus*) laipade hulk jäi vastavalt vahemikku 13,5–67,3%; seega võib kanalaipu kasutades röövloomade aktiivsust üle hinnata (DeVault et al. 2017).



Joonis 4. Linnuseltsi keskmine prognoositav kokkupõrkesagedus (tuugeni kohta aastas \pm SD). Arvutused tuginevad 9568 liigi andmetel; must punkt tähistab liikide arvu (Thaxter et al. 2017).

Lindude hukkumine võib varieeruda, sõltudes lokaalsetest oludest. Näiteks hukkunud lindude loendamine USA-s Californias tuulepargi lähistel, arvestades ka röövloomade mõju, näitas, et aastas hukkus ühe torni juures keskmiselt 6,8 lindu, neist 60% olid sarviklõokesed (*Eremophila alpestris*), turpiallased ja teised värvulised; öösel rändajaid oli hukkunuist vaid 7% (Kerlinger et al. 2012). Seega tuleb laibaloenduste puhul kindlasti arvestada erinevate liikidega, nende kiskja saagiks langemise tõenäosust,

elupaika ning korrigeerida vastavalt hinnangut. Üle kümne aasta tagasi kogutud Kanada andmed näitasid, et keskmiselt hukkus ühe tuugeni kohta 8,2 lindu aastas, mis summaarselt tähendas riigi kohta tol ajal aastas 20 000–28 300 hukkunud lindu; ühe tuugeni tõttu kadus ka keskmiselt 1,23 ha senist elupaika (kokku 3635 ha), mis olnuks sobilik pesitsuseks 5700-le linnupaarile (Zimmerling et al. 2014). Tollaste prognooside kohaselt, mis eeldasid, et tuulepargiga külgnevad elupaigad on lindudest küllastunud (juurde ei mahu) ja tuugenite arv kasvab kümne aastaga 10–15 korda, tähendanuks see 233 000 hukkunud lindu aastas, pesitsusvõimaluseta jäänuks 57 000 linnupaari. Zimmerling et al. (2014) arvates oli tuugenite keskmine mõju linnupopulatsioonile, kelle isendid hukuvad tuulepargis või asustavad uusi elupaiku, alla 0,2%, mistõttu on märkimisväärne mõju populatsioonile vähetõenäoline, kuid seda juhul, kui tuuleparkide rajamisel välditakse väga tundlikke või haruldasi elupaiku või piirkondi, kus koguneb suurel hulgal linde; suuremaks ohuks peavad autorid teisi inimtekkelisi tegureid (nt liiklus, ehitised, klaaspinnad, elupaikade kadu).

Tänapäevane tehnoloogia suudab radariga hukkunud linde juba õhus tuvastada (Mälzer et al. 2020). Samuti kombineeritakse hukkunute otsinguid radariandmetega. Aschwanden et al. (2018) Šveitsis tehtud uuring näitas, et kaheksa ja poole kuu jooksul lendas ühe tuugeni vastu keskmiselt 20,7 (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 tippaega otseselt hukkumisega siiski ei seostunud, autorite hinnangul sõltub see pigem ilmast ning seda võiks tuulepargi majandamisel arvesse võtta, näiteks rändeperioodi tipp hetkel võiks halva nähtavuse korral tuugenid öösiti seisata (Aschwanden et al. 2018). USA tuuleparkide automaatse jälgimise andmed näitavad, et tuugeni ohtlikkus sõltub tuugeni asukohast – sõltuvalt aastaajast võib tuugenite ohtlikkus erineda 4,03 korda, kuid keskmiselt on ohtlikumad tuugenid 2,39 korda ohtlikumad turvalistest (McClure et al. 2021). Varasemalt on räägitud võimalikust valikulisest tuugenite seiskamisest (Zwart et al. 2016), tänaseks on NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) ja mitmed riigid arendanud radareid, mis tuvastavad linde nelja miili kauguselt, hindavad lindude liikumiskurssi ning seiskavad ja lülituvad tuugenid taas tööle vastavalt ohule (Nazir et al. 2020).

Tegurid, millest sõltub linnu hukkumine (Zwart et al. 2016b, Tabassum-Abbasi et al. 2014):

- tuugeni suurus, labade ja rootori disain, labade liikumise kiirus
- tuugenite arv ja asetus tuulepargis
- topograafia
- ilm
- lendavate loomade arvukus
- linnuliik, tema lennukõrgus ja -kiirus, manööverdamisvõime, õhus viibitud aeg, elupaigale spetsialiseeritus, käitumine ja füsioloogia
- valgustus

Sageli kasutatakse tuugenite puhul väitluses argumente ([Tabassum-Abassi et al 2014](#)):

- märksa rohkem linde hukub kiskjate, salaküttide ja lennukite tõttu
- aja jooksul areneb lindudel võime tuuleparke tajuda ja neid vältida
- soojuselektrijaamade kahjulik mõju elusloodusele ja elupaikadele on märgatavalt suurem kui tuuleparkidel

Need argumendid ei ole valed, kuid need pisendavad (varjutavad, juhivad tähelepanu kõrvale) tegelikkuselt – isegi kui tuulepargi mõju on väiksem teistest inimtekkelistest teguritest, ei ole tuugeni mõju olematu. Arvestades tulevikus toimuvaid arenguid ei ole alust arvata, et praegune mõju jääb samale tasemele ka tulevikus: kasvavad nii tuugeni kõrgused kui ka labade pikkus, mis suurendab proportsionaalselt ohtu lindudele ja käsitiivalistele. Kohti, mis on ideaalsed tuugenile, kuid samas minimaalse mõjuga ümbritsevale, on üha vähem – seega on üha enam tugevnemas surve rajada tuugeneid üha vähemsobivatesse paikadesse.

Kokkuvõtvalt võib järeldada, et valdava osa liikide asurkondi tuugenite põhjustatud hukkumine oluliselt ei ohusta (üksikud erandeid siiski on, nt merikotkas), kuid hukkumise kumulatiivsele mõjule, näiteks rändlindude kogu rändetee ulatuses, on alles hakatud tähelepanu pöörama ([De Lucas & Perrow 2017](#)).

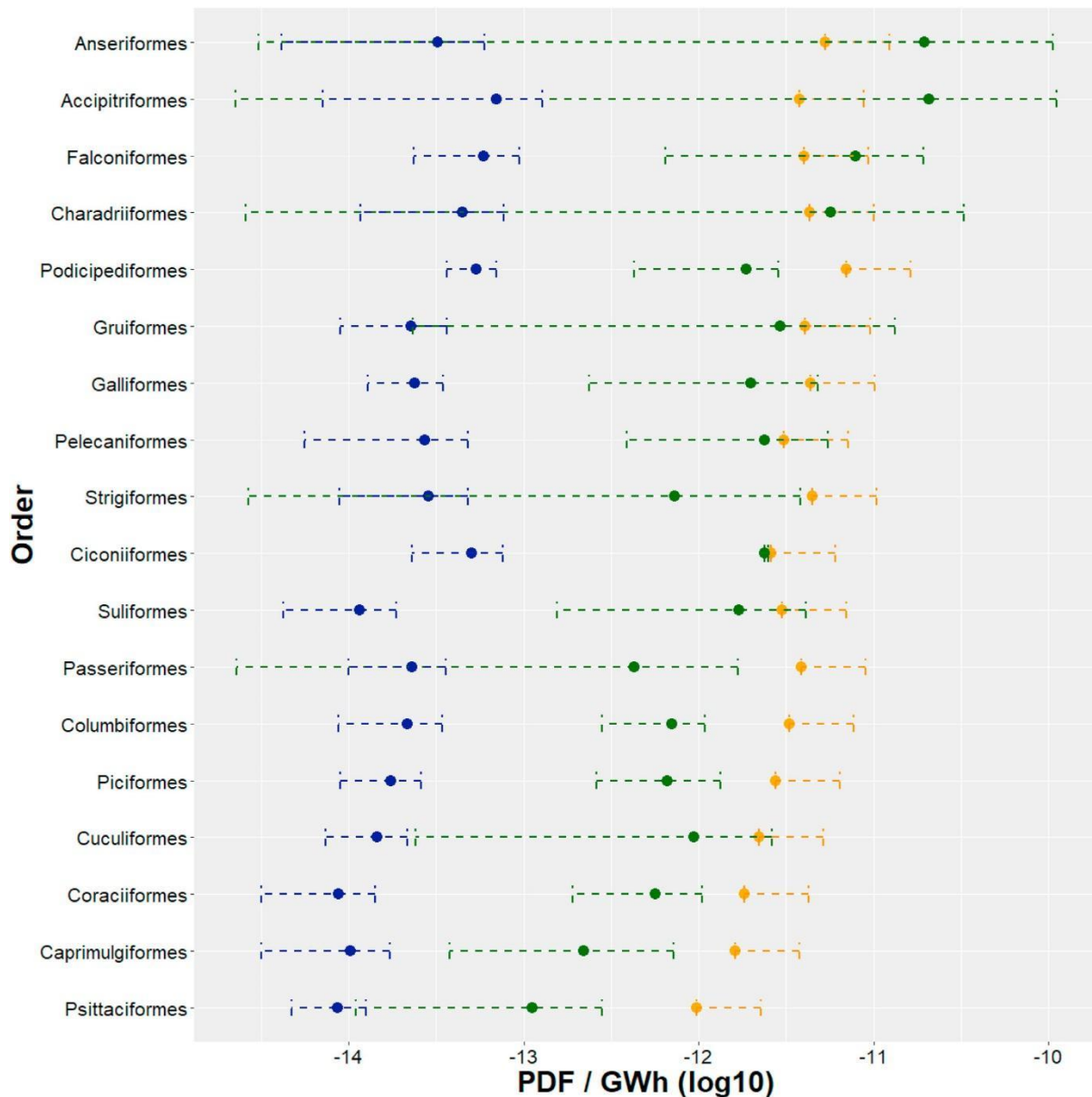
Kaudsed mõjud linnustikule

Elupaiga muutumine

Tuuleparki rajades muutub suuremal või vähemal määral senine maastik ja elupaik (teede rajamine, maakasutuse muutus, metsatööd jne), tekitades võimalikke konflikte ([Nazir et al. 2020](#)) ning tuuleparki võib pidada lokaalseks ohuks ([Law & Fuller 2018](#)). Globaalselt on tuuleenergia mõju suurim troopilistel aladel, kuid sarnane on see siiski kõikjal, sõltudes linnuliikidest.

Mõju võib olla liigi- või liigirühma spetsiifiline, kuid otsene hukkumine on reeglina väiksem probleem kui elupaigamuutusest ja häiringust tulenev (joonis 5), enim on mõjutatud hanelised, haukalised, pistrikulised ([May et al. 2020a](#)), mis langeb kokku ka näiteks Taanis antud hinnangutega ([Desholm 2009](#)). 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, mis viitab kodupiirkondade või pesitsusalade muutumisele ([Farfán et al. 2009](#)). Mõjudest värvulistele on teavet napilt, kuid näiteks Itaaliast on teada, et kuigi ehituse ajal võib mõningate liikide arvukus oluliselt väheneda, taastusid asurkonnad paari aasta jooksul pärast ehitustööde lõppu, ning asurkonna arvukustrend järgib üleriigilist liigi arvukustrendi, mis tähendab, et ehitustöö võib häirida pesitsevaid värvulisi, kuid tuulepargi käivitumisel ei pruugi enam negatiivset mõju olla ja liigid taastuvad ([Garcia et al. 2015](#)). Euroopas (ja ka mujal) lendavad loorkullid (*Circus sp.*) sageli tuuleparkides ja nende läheduses. Tegu on tuugenitundlike liikidega (üldine mõju on negatiivne; [Fernández-Bellon 2020](#), kuid vt ka

Hernández-Pliego et al. 2016). Kuigi paljud isendid lendavad rootori töökõrgusel, ei tulene negatiivne mõju mitte niivõrd otsestest kokkupõrgetest, vaid elupaigamuutustest. Näiteks Iirimaa on täheldatud, et tuuleparkide arendamine halvendab välja-loorkulli puhkealade kvaliteeti (O'Donoghue 2020). Fernández-Bellon (2020) ülevaatest järeldub, et loorkullide seniste riskide täpsemaks hindamiseks on vaja spetsiifilise fookusega uuringuid. Norras pärast tuulepargi rajamist oli pargi lähedale jäänud merikotkastel oluliselt väiksem sigimisedukus, kui samadel territooriumitel enne pargi rajamist pesitsenud paaridel, mis autorite arvates tulenes eelkõige elupaiga halvenemisest (Dahl et al. 2012).



Joonis 5. Potentsiaalselt kaduvate lindude hulk (*Potentially Disappeared Fractions - PDF*) sõltuvalt tuuleenergeetika võimsusest: oranž – elupaikade kadumine, roheline – häiriting, sinine – hukkimine. Linnuseltsid on reastatud ülevalt alla vastavalt mõjude summale. Vurrud – mõju varieeruvus arvestades kõiki seltsi liike (May et al. 2020a)

Käitumise muutumine

Liigiomane käitumisviis(id) ja füsioloogia võivad liigi (või liigirühma) ohualtisust mõjutada, kuid rolli mängivad ka tuulepargi asukoht ja tuugenite paigutus (Zwart et al. 2016b, Schöll & Nopp-Mayr 2021).

Rootsi metsiste telemeetriaandmed näitavad, et piirkonnas, kus tuugenid olid visuaalselt näha, liikusid metsised (*Tetrao urogallus*) aeglasemalt (mida võib tinglikult tõlgendada ettevaatlikkuse suurenemisena), kiiremalt aga tuugeniteni viivate teede lähistel (Kämmerle et al. 2021), mis viitab, et lindude käitumine oli häiritud ja nad üritasid piirkonna võimalikult kiiresti läbida või lahkuda. Rootsis on ka teada, et tuugenite lähistel on metsise mänguaegne käitumine häiritud – mängu külastati vähem (Taubmann et al. 2021): mõjuvad nii müra, varjud, visuaal, tuugenite paigutus, kuid üheselt ei ole võimalik öelda, mis ja kuidas täpselt, sest kõik need tuugenite tunnused on omavahel seotud. Suvel mõjutab aga tuugenite lähedus metsise elupaigakasutust kuni 865 meetri kaugusele (Taubmann et al. 2021). Austria, Saksamaa ja Rootsis metsiste elupaigakasutuse andmed näitavad, et kuigi üldine tuugeni mõju ei ole täheldatav (andmete varieeruvus on suur), on lokaalselt tuugenil elupaigavalikule oluline mõju – tuugeni läheduses olevaid alasid kasutavad metsised oluliselt harvem, mõju on täheldatav tuugenist kuni 650 meetri kaugusele (Coppes et al. 2020). Ka Hispaania isoleeritud metsise asurkonda, mis on eriti ohualdis, on tuugenite rajamine negatiivselt mõjutanud – pärast tuugenite püstitamist vähenes niigi väikesele alale „surutud“ asurkonnas oluliselt metsiste arvukus (González et al. 2016). Seega on metsis, kes on häirimistundlik (ka inimese rekreatiivsele tegevusele), tundlik ka tuugenitele.

Itaaliast on teada, et röövlinnud hakkasid pärast tuulepargi rajamist tuugenite lähistel kõrgemalt lendama (Campedelli et al. 2014). Tuulepargi mõju röövlinnule võib olla asukoha-, ilma- ja ajaspetsiifiline. USA-s Kesk-Läänes valgepea-merikotkaste (*Haliaeetus leucocephalus*) telemeetriaandmed on teada, et kotkad sattusid kõrgemal asuvate tuuleparkide piirkonda sagedamini madalrõhkonna oludes, pärast pikka külmaperioodi ja paar kuud enne kevadrände algust (Schmuecker et al. 2020). Selline täpne andmestik võimaldab liigispetsiifilisest kaitsest tuulepargi rajamisel.

Käitumisest tingitud hukkamist kohtab eelkõige röövlindudel – purilennul õhus saaki jahtides (ja tuulepargist raipeid) võivad nad tuugeni rootoriga kokku põrgata (Watson 2018). Inglismaal vähenevad puna-harksaba (*M. milvus*) kokkupõrked eksponentsiaalselt tuugenist kaugenedes, sõltudes linnu toitumiskäitumisest (saagi otsimisest), oskusest vältida tuugeneid ja ka piirkonna tuulekiirusest (Eichhorn et al. 2012). **Seega tuleks tuuleparki planeerides välistada röövlindude pesitsus-, toitumis- või rändepiirkonnad; juba töötavate tuugenite linnusõbralikumaks muutmiseks võiks kasutada automaatikat tuugeni ajutiseks seiskamiseks.**

Piirkonna vältimine

Kui senine elupaik ei paku piisavalt ressursse, on linnul otstarbekam otsida uus, liigi minimaalsetele ökoloogilistele vajadustele vastav elupaik. Eelkõige on täheldatud tuugenitest tingitud ümberpaiknemist avamaastike liikidel (luigid, haned, pardid, kured, kurvitsalised ja mõned värvulised; [Hötker 2017](#)). Näiteks Põhja-Šotimaa rannikupiirkonda tuulepargi ehitamine rüüda (*Pluvialis apricaria*) arvukust ei mõjutanud, kuid pargi käivitudes langes liigi arvukus 79% ning mõju oli tuvastatav kuni 400 meetri kaugusel tuugenitest ([Sansom et al 2016](#)). Seejuures tulenes arvukuse langus eelkõige piirkonna vältimisest, mitte tuugeni häirivast mõjust, sest tuuleparki pesitsema jäänud rüütade pesitusedukus ei muutunud – autorid järeldavad, et tuuleparki oskuslikult planeerides, eelkõige sobilikku kohta valides, oleks selliseid mõjusid võimalik vähendada. Itaalias vähenes pärast Toscana piirkonda tuulepargi rajamist lokaalne röövlinnuvaatluste arv, kuid linnud olid siiski piirkonnas jätkuvalt olemas – nad vältisid tuuleparki, lennates sellest kaugemal ([Campedelli et al. 2014](#)). Varasemast perioodist röövlindude liikumisi (peamiselt toiduotsingutel olevad linnud) seoses tuulepargiga käsitlev kirjanduspõhine ülevaade järeldab, et röövlindude ümberpaiknemine ei ole märkimisväärne, kuid leidub ka erandeid ([Madders & Whitfield 2006](#)).

Leiab ka vastupidiseid näiteid. Näiteks Hispaaniast on teada näide, kus pärast pargi rajamist tuulepargi rajamist soo-loorkullide (*Circus pygargus*) käekäik oluliselt ei muutunud (linde hukkus vähe), täheldati isegi lindude nihkumist tuulepargile lähemale ([Hernández-Pliego et al. 2016](#)), kuid autorid rõhutavad, et mõju täpsustamiseks on vajalikud lindude toitumis- ja sigimisuuringud.

Luigid ja haned võivad tuuleparkide tõttu ümber paikneda – vähem linde naaseb pärast tuulepargi rajamist piirkonda ning on täheldatud ka hanede-luikede lennutrajektoori muutust sajakonna meetri kuni 5 kilomeetri kaugusel enne tuuleparki, 50–100% lindudest väldivad tuuleparki sisenemist ([Rees 2012](#)). Hanede ja luikede uuringute puhul on tegu väikeste valimitega ning ei ole teada, kas tuulepargi rajamine mõjutab lindude arvukust negatiivselt ka pikas plaanis ning kuidas see sõltub tuulepargi suurusest ja tuugenite paigutusest (vaja pidevalt monitoorida). Siiski on tuugenite mõju hanedele pesitsusvälisel ajal negatiivne ([Hötker 2017](#)). Bulgaariast on teada, et tuulepargid ei mõjuta talvitavaid hanesid negatiivselt, küll aga on muutunud hanede elupaigakasutus – tuugenite piirkonnas on hanesi vähemaks jäänud, kuid seda agaramalt kasutavad linnud toitumiseks viljapõlde, linnud käituvad oportunistlikult ([Zehntindjiev et al. 2017](#)). Kuna Eestit läbib oluline hanede-luikede rändetee, tuleks võimalikule ohule tähelepanu pöörata.

Müra ja visuaalne mõju

Varasemate põlvkondade tuugenite müratase oli 8 m/s puhuva tuule korral 98–104 dB, mis 500 meetri kaugusel tähendas mürafooni 33–40 dB (n-ö vaikse toa mürafoon), kuid et tuugeni müra on spetsiifiline – valjeneb tuule kiiruse tõustes ja sel on teatav vihisev rütm, on tuugeni müra häirivam ühtlasest müra (Tabassum-Abbasi et al 2014). Müra leevendamisel pööratakse tuugenid arendades üha enam tähelepanu.

Põõsastike ja metsade loomastik muudab käitumist vastavalt mürale, mis kaasneb nii tuugeni ehitamise, hooldamisega kuid ka töötamisega (Schöll & Nopp-Mayr 2021). Näiteks on teada, et tuulepargi madalsageduslik müra summutab punarinna (*Erithacus rubecula*) hüüu, mida isane esitab võõrale territooriumile tungides n-ö väljakutsena. Kuna müra tõttu ei ole signaal kuuldav, võib see kahandada pesitsusedu, sest linnud peavad olema pidevalt valvel, et sissetungijaga tegeleda (Zwart et al. 2016a). Roots si metsiseid häirib müra (Taubmann et al. 2021), samuti on kahtlustatud, et just müra peletab Hispaanias kodukakke (*Strix aluco*) tuugenitest eemale, sest kakud juhitud saagiotsinguil oluliselt kuulmisest (López-Peinado et al. 2020). Tuugenimüra mõju linnustikule on siiski suhteliselt vähe uuritud, kuid tuuleparkide planeerimist silmas pidades oleks selles vallas vaja uuringuid, sest võimalikust mõjust sõltub (või peaks sõltuma) lubade väljastamine, asukohavalik ja leevendusmeetmed (Schöll & Nopp-Mayr 2021).

Elupaigad

Mets

Võrreldes teiste elupaikadega (nt avamere, rohumaad või rannik) on teadmine metsamaastiku tuugenite mõjust linnustikule suhteliselt napp (Hötker 2017). Ilmselt põhjusel, et seni on tuuleenergeetiliselt väärtuslikemaiks peetud lagedamaid elupaiku, kuid üha enam tuuleparke kavandatakse metsastesse piirkondadesse. Metsade raadamist, raiumist, eriti selliste, mis asuvad lindude rändeteedel, peetakse võimalikuks ohuks (Nazir et al. 2020). Näiteks on Saksamaal alates 2011-st aastast tuugeneid üha enam rajatud metsaaladele, sest tehniline võimekus on olemas, kuid metsa tuulepargi rajamine ei ole (või ei olnud aastaks 2019) seadusandlikult täpselt reguleeritud, mistõttu võivad liidumaad tegutseda omapäi, kehtestades omi norme (Bunzel et al. 2019). Nii lubatakse mägimetsade piirkonnas tuugeneid rajada, kuid teised liidumaad hoiavad metsad tuugenitest puutumata, seaduslik regulatsioon aitaks aga planeeringut juhtida seni suhteliselt aeglaselt kulgenud tuugenite metsa rajamist ja tagada, et tuugenid ei oleks metsas „illegaalsed“ (Bunzel et al. 2019). Metsamaastiku muutmisega (ehitustöödega kaasnev raadamine või raie) muutub suuremal või vähemal määral metsa struktuur, mis tingib ka liigilise koosseisu muutuse – võrastiku vähenedes väheneb seal tegutsevate lindude arvukus ja asendub avatumat võra eelistavate liikidega (Thomas et al. 2014). Siiski on metsamaastiku lindudel tõenäosus tuugenite tõttu hukkuda suhteliselt väike või vähemalt ei sõltu see otseselt elupaigast (Thaxter et al. 2017).

Kesk-Itaalia Apenniinide killustunud tammemetsade piirkonnas tuugenite rajamine linnustiku mitmekesisust ja koosseisu ei mõjuta (kuigi taristu kattis maastikust u 10%; (Battisti et al. 2013, Battisti et al. 2016), kuid autorid rõhutavad, et esialgsed tulemused on üldistatavad kaudsetele mõjudele ja ei pruugi kehtida otseste kokkupõrgete korral ning edaspidised uuringud on vajalikud, et hoida silm peal elupaiga liigsel killustumisel.

Vähearvukate või ohustatud metsaspetsialiste puhul on siiski negatiivset mõju täheldatud, näiteks juba eelnevalt mainitud metsistel Rootsisis (Kämmerle et al. 2021, Taubmann et al. 2021) ja ka mujal (González et al. 2016, Coppes et al. 2020), kuid samas ei avaldu negatiivne mõju füsioloogiliselt, mõõtes väljaheidetest stressihormooni kortikosterooni taset (Coppes et al. 2021), mis reeglina häiringu korral organismis tõuseb, kuid samas ei ole teda, kuidas tuulepargi rajamise järgselt stressitase muutub; selleks oleks vaja koguda teavet piirkonnast juba enne pargi ehitamist. Metsise puhul soovitab Braunisch et al. (2015) tuugenite rajamisel lähtuda ettevaatusprintsibist – **kasutada süstemaatiliselt liigi kohta laekuvat teavet, määrata ökoloogiline kandevõime, erineva funktsiooniga alad ning piirkonnad, mis on metapopulatsioonide ühendusteks.** Metsisele kõrge prioriteediga alad on kõrge ruumilis-funktsionaalse väärtusega ja tagavad minimaalse elujõulise asurkonna; selliste oluliste piirkondade kahjustamisel on risk, sest alapid säilitades on liigi edasine käekäik suhteliselt hästi prognoositav (määramatus väike) ja seega on mõistlik tuuleparki arendades lähtuda ettevaatusprintsibist. Saksamaa metskurvitsa (*Scolopax rusticola*) andmed näitavad, et tuugenid mõjuvad liigile pigem negatiivselt ja parkide rajamisel peaks seda arvestama (Straub et al. 2015).

Soome kaljukotkaste (*Aquila chrysaetos*) elupaiga ja tuugenite seostest on teada, et keskmiselt on isendi kodupiirkond 297 km², lendab pesast kuni 14 km kaugusel, eelistades pesa lähiümbruse järske nõlvu (soodne õhuvoolude liikumine, mis sobib ka tuugenitele) ja vanu metsi, kuid väldivad asulaid ja naaberpaaride territooriume; GPS-i andmetel lendavad kaljukotkad 2,2 h päevas ja 30% sellest ajast 50–200 meetri kõrgusel maapinnast ehk n-ö tuugeni ohutsoonis (Tikkanen et al 2018). Rootsi kaljukotkaste telemeetria andmed näitavad, et pesitusterritoorium on 5–30 km², linnud eelistavad lageraiealaid ja okasmetsi (Singh et al. 2016). Sellised täpsed elupaigakasutamise andmed aitavad tuugenite ja lindude probleeme vältida juba planeerimisetapis. Rootsi näitel soovivad autorid kaljukotka ja tuuleparkide konflikti ennetamiseks vältida tuugenite püstitamist järskudele nõlvadele ja vähendada ehitusega kaasnevat lageraiet miinimumini, võimalusel kasutada noore tiheda metsaga piirkondi (Singh et al. 2016). Šotimaa kaljukotkaste uuringutest on selgunud, et linnud väldivad tuuleparke, sest sellega kaasneb elupaiga funktsionaalse väärtuse kahanemine (Fielding et al. 2021) ja ei harju nendega ka aja jooksul (Fielding et al. 2022). Vanametsa liiki must-toonekurge (*Ciconia nigra*) ohustavad Itaalias mudelarvutuste kohaselt oluliselt elektriliinid ja tuugenid, eriti Lõuna-Itaalias, mis on liigi levila lõunapiir (Smeraldo et al. 2020). Eestis on must-toonekurg levila põhjapiiril, langeva arvukusega ja seega võib asurkonda samuti tuuleenergia ohusada. Saksamaal on soovituslik vahemaa tuulepargi ja must-toonekure elupaiga vahel 3000 meetrit (Kesk-Saksamaal uuritud must-toonekurgede lendudest jäävad pesast kuni 3000 m kaugusele 79-98%;

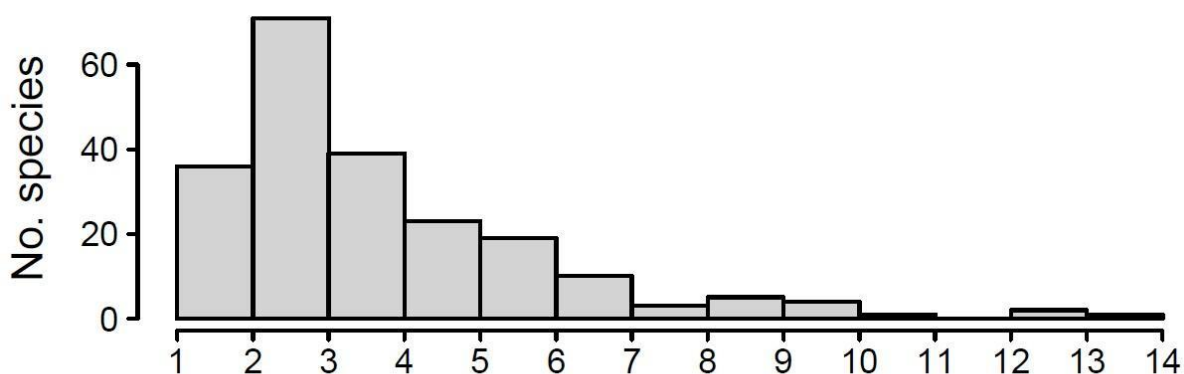
Hager & Thielen 2019), valge-toonekurel (*C. ciconia*), puna-harksabal, kassikakul (*B. bubo*) ja sookurel (*G. grus*) 1000 meetrit (Wasserzier et al. 2017).

Põhja-Ameerika okasmetsade spetsialist laanerästas (*Catharus bicknelli*) on haruldane ja häirimistundlik. Kohtades, kus tuugenite ehitamisel ja käitamise algfaasis leevendusmeetmeid ei rakendatud, langes oluliselt liigi kohtamise tõenäosus; kuid kaheksa aasta möödudes oli liik tuugenite juures tagasi, seejuures ei sõltunud liigi kohtamine tuulepargi võimsusest, kui oli kasutatud lokaalseid leevendusmeetmeid – autorid järeldavad, et kuigi tegu on haruldase liigiga, keda tuulepargi ehitamisega kaasnev häiring ja elupaigakadu oluliselt mõjutab, on võimalik edukalt lokaalsete mikrolevendustega liigi olukorda parandada (Lemaître & Lamarre 2020).

Gibson et al. (2017) andmetel hukub just mäeharjadel olevates metsades märkimisväärselt linde: hinnanguliselt hukkus 2012. aastal tuugenite tõttu USA-s 573 000 lindu (neist 83 000 röövlinnud (Smallwood 2013) ja 134 000–230 000 värvulised (Erickson et al. 2014)). Teiste inimtekkeliste mõjudega on tuugenite põhjustatu linnustikule väike (aastas hukub USA-s hinnanguliselt aastas elektrilöökidest 5,53 miljonit lindu, elektriliinidesse lennates 22,8 miljonit, 199,6 miljonit liikluse tõttu, 599 miljonit vastu hooneid lennates ja 2,4 miljardit langeb kasside saagiks; Gibson et al. (2017)). **Kuigi võrdlused on mastaapsed, tuleks siiski meeles pidada, et teatud piirkondade metsad, mis on tuuleenergeetikaks sobilikud, võivad olla olulised ka linnukaitseliselt, eriti rändeteedele jäävad metsad, kus konfliktid (hukkumine või seniste rändeteede muutumine) on tõenäolisemad.**

Meie regiooni ja Eesti oludele kõige paremini kohalduv tuugenite mõju-hinnang metsalindudele on tehtud Soomes, kus tuugenitega kaasnev riskihinnang on antud kõigile haudelindudele (Balotari-Chiebao et al. 2021): lähtuti liigi elukäigutunnustest, elupaiganõudlusest, kaitsestaatusest ja tuugeni võimalikust mõjust. Prioriteetseid liike ehk neid, kes tuugenite tõttu suure tõenäosusega oluliselt kannatavad, oli vähe, peamiselt tiirud, röövlinnud, kajakad, mõned metsalinnud (nt musttihane, kuid ka kaelus-turteltuvi, piiritaja) ja pardid – ühesõnaga, valdavalt veelinnud või liigid, keda võib kohata rannikul. Enamikku Soome linde maismaa tuugenite rajamine märkimisväärselt ei ohusta või on prognoositav mõju suhteliselt väike (nende hulka kuuluvad ka valdav osa värvulistest ja rahnid; joonis 6; Balotari-Chiebao et al. 2021).

c) Priority scores



Joonis 6. Soome linnuliikide prioritiseerimisskooride jaotus (mida suurem, seda suurem tõenäosus tuugeniohuks). 1-5 väike oht, 6-10 keskmine oht, 10-15 suur oht (Balotari-Chiebao et al. 2021).

Nagu mainitud on tuugenite metsa rajamine suhteliselt uus praktika (vt. Bunzel et al. 2019) ning mõju metsa- ja põõsastiku linnustikule vähe teada. Seda kinnitab ka äsjane ülevaade (Schöll & Nopp-Mayr 2021): kuigi tuugenite temaatilisi uuringuid on ohtralt, on teaduskirjanduses jätkuvalt suured lüngad ja meie senised teadmised tuugenite mõjust metsa- ja põõsastikuliikidele (ka taimedele) on piiratud. Schöll & Nopp-Mayr (2021) mahukas ülevaates, mille sisendiks oli 825 eelretsenseeritud temaatilist teadusartiklit, leiti vaid 27 linnu-uuringut, mille andmed on piisavalt täpsed järelduste tegemiseks. Senised uuringud viitavad siiski, et **tuulepargi ehitamisega, töötamisega ja hooldamisega kaasnev suurendab metsalindude (ja ka imetajate) suremust, muudab käitumist ja elupaiga sobilikkust, kuid mõjud ja nende ulatus on liigspetsiifilised, sõltuvad liigi elupaiganõudlusest, ja kaugusest tuulepargist.** Seega on tungiv vajadus tuuleparkides ja nende ümbruses elavate liikide uurimiseks, soovitatavalt peaks piirkonda jälgima enne tuulepargi rajamist, et tuvastada muutused (Schöll & Nopp-Mayr (2021). Metsaga seotud linnuliikide uuringutest (kokku 19 uuringut) tuvastas negatiivse tuugenimõju 9, vastuoluliste tulemustega oli 7, kolme puhul ei tuvastatud mõju ja vaid üks uuring tuvastas soodsa mõju Saksamaal faasanil: negatiivne mõju avaldus kas hukkumises, lendamismustrite muutumises, asustustiheduse vähenemises, liigi kadumises; negatiivne mõju on tuvastatud Hispaanias röövlindudel (3 uuringut) ja metsisel (1 uuring), Saksamaal metsturvitsale (1 uuring), Austrias tedrel (*Lyrurus tetrrix*; 1 uuring), Austria-Saksamaa-Rootsis metsistel (1 uuring), värvuliste ja mitmetele teistele rühmadele Iirimaa (1 uuring; detaile vt Schöll & Nopp-Mayr 2021, tabel 2). Varasem kirjanduspõhine tuugenimõju analüüs (Hötker 2017) sedastab aga selge positiivse mõju lindudele pesitsusperioodil (pesitsevate lindude arvukuse tõus), kuid selge negatiivse mõju pesitsusvälisel perioodil.

Avamaastikud

Euroopas on tuugenite mõju teatud liikidele suurema tähelepanu all, avamaastike liikidest näiteks rukkirääk, vutt, kiivitaja (ka väiketüll; [Sterže & Pogačnik 2008](#), [Nadal et al. 2022](#)). Rohumaad on soodsad toitumiskohad mitmetele röövlindudele. USA tuuleparkide ülevaade sedastab, et kuigi ühe tuugeni tõttu kaob keskmiselt kolm pesitsevat linnupaari, suureneb rohumaadel lindude asustustihedus tuugeni kohta 0,81 linnu võrra ([Miao et al. 2019](#)). Siiski rohumaadel (ja ka teistel põllumajandusmaadel või inimese poolt märkimisväärselt muutunud maastikel, nt asulate lähimbrus) asuvad tuugenid mõjutavad lindude hukkumist ([Thaxter et al. 2017](#)). Saksamaal kalduvad hiireviud hukkuma tuugenite tõttu, mis asuvad rohumaadest kuni 750 meetri kaugusel (või muudest lagedatest elupaikadest); hukkumist mõjutab ka inimasustuse lähedus (750–1750 meetri kaugusel) ning põõsastikud kuni 1500 m kaugusel ([Bose et al. 2020](#)). Kuigi avamaastike liigid võivad tuuleparkide tõttu näiliselt sobivaid elupaiku juurde saada, võib siiski avamaastike liikide arvukus tuuleparkides oluliselt kiiremini langeda, kui n-ö tavapäraistes elupaikades – nii on näiteks juhtunud pujulõokesega (*Chersophilus duponti*) Hispaanias ([Gómez-Catasús et al. 2018](#)). Just Lõuna-Euroopas on avamaastike värvulistele tähelepanu pööratud, sest kui suurte lindude hukkumist on suhteliselt lihtne kindlaks teha, nõuab värvulistega seonduv rohkem aega ja vaeva ning ei tohiks piirduda paari hooajaga vaid olema pikaajalised ([Farfán et al. 2017b](#)). Ölandil on avamaastikulindudest tuugenitest kasu saanud näiteks räästa- ja suitsupääsukesed ning alkklased (*Alcidae*), sest tuugenite tõttu on tekkinud sobivad pesitsuskohad ([Tanskanen 2012](#)). Inglismaa avamaastike lindudest (keldi-rabapüü, tikutaja, suurkoovitaja) on teada, et tuulepargi ehitusaegne mõju võib olla märksa suurem, kui hilisem pargi töötamisega kaasnev mõju ([Pearce-Higgins et al. 2012](#)) – seega tuleb ehitusaegsele häiringule tähelepanu pöörata. [Hötker \(2017\)](#) kirjanduspõhine analüüsist selgub, et avamaastike liikidest vähenes tuugenite mõjul pesitsevate paaride arv oluliselt kiivitajal (*V. vanellus*), punajalg-tildril (*Tringa totanus*) ja kivitäksil (*O. oenanthe*), suurenes aga kõrkja-roolinnul (*Acrocephalus schoenobaenus*), kadakatäksil (*Saxicola rubetra*) ja rootsiitsitajal (*Emberiza schoeniclus*).

Rannik

Soome rannikulinnustik on võrreldes teiste elupaigarühmadega tuuleparkide tundlikum ([Balotari-Chiebao et al. 2021](#)). Soome noorte merikotkaste tõenäosus hukkuda tuugenilöögist on seda suurem, mida lähemal tuugen pesale on; kuna liik eelistab rannikulähedasi piirkondi, soovivad [Balotari-Chiebao et al. \(2016\)](#) vältida tuugenite püstitamist asustatud pesade ja ranniku vahelisele alale ning tuugen peaks jääma lähimast pesast vähemalt 2-kilomeetri kaugusele. Ka Kirde-Saksamaa 12 aasta andmed näitavad, et merikotkaste hukkumine sõltub tuugenite rohkusest ([Heuck et al. 2019](#)), piirkonna elupaigad on merikotkastele atraktiivsed. Ekstreemsematel juhtudel on mõne liigi puhul, näiteks valge-toonekure rändeteel Bulgaarias, soovitatud vältida tuuleparkide rajamist rannikust kuni 70 km kaugusele ([Gerdzhikov et al. 2014](#)). Norra rannikule tuuleparke rajades ei ole seni peetud vajalikuks arvestada suurimate lindudele oluliste aladega, mis on potentsiaalne keskkonnarisk ja on süvendanud kahtlusi rannikul asuvate tuuleparkide ökoloogilise mõju kohta ([May et al. 2021](#)).

Hötker (2017) kirjanduspõhine analüüsis tuvastas, et rannikulindudest on tuugenitel oluline negatiivne mõju hanelistele pesitsusvälisel perioodil ja kurvitsalistele nii pesitsus- kui ka pesitsusvälisel perioodil.

Ka mujalt maailmast on teada negatiivsed mõjud rannikulindudele (nt Hiinas, kes on juhtiv tuuleenergia tootja maailmas, kuid kus mõjusid on pigem hinnatud tagasihoidlikuks, maismaa ja haruldastele liikidele isegi soodustavaks; vt Cheng et al. 2021). Hiinas tehtud uuringute hulk on märkimisväärne, kuid arvestades tingimusi ei pruugi tulemused Eesti oludele kohalduda. Küll on aga Hiinast Jangtse suudme maismaa tuuleparkidest teada, et piirkonda läbivad pardid kohanevad tuugenitega, muutes vastavalt lennukõrgust ja seetõttu ei peeta tuugenite seiskamist lindude läbilennul vajalikuks (Zhao et al. 2021). Samas on Hiinas talvitavate partide arvukus tuuleparkides oluliselt väiksem kui parkidest väljas (Zhao et al. 2021), sama on täheldatud teiste vee- ja rannikulindude puhul ning peetud vajalikuks, et tuulepark jääks 800–1300 m kaugusele lindudele olulistest aladest (Li et al. 2020). Hiinas tehtud uuringute puhul tasub aga tähele panna, kus tulemused on avaldatud, sest sageli avaldatakse tulemused tehnoloogiaajakirjades, mille ökoloogiline pädevus võib olla teisejärguline.

Leevendusmeetmed

Tuuleparki planeerides ja tehniliselt sobivaid tuugenid (ja lindude seirevahendeid) kasutades on võimalik vähendada võimalikku negatiivset mõju linnustikule (Grainger & Watson 2016, Hassen et al. 2020):

- 1) kasuta lindudele turvalisemaid tuugeneid
- 2) vähenda tuugenite arvu
- 3) muuda tuugenite paigutust maastikul
- 4) peata tuugen linnu lähenedes
- 5) raja tuulepark enamikele lindudele sobimatusse elupaika

Eriti oluline on vältida tuugenite rajamist pikaealise, aeglaselt sigiva ja ohustatud liigi elupaika, sest risk pikemas ajaskaalas liik väljasuretada on suur.

Turvalisuse suurendamine

Tuugeni visuaal häirib inimesi sõltumata nende sotsiaalsest taustast (Molnarova et al. 2012). Seepärast on soovitatud tuugeni värvimist, et see sulanduks maastikku, näiteks alumine postiosa tumedalt, ülemine osa koos labadega heledam, et see sulanduks taevaga, kuid lindudele võib "maskeeritud" tuugen ohtlikum olla (vt Nazir et al. 2020). Tuugeni kontrastseks värvimine tõstab turvalisust. Abi on nii tuugeni tugiposti alumise osa värvimisest, eriti madalalt lendavate liikide puhul, nt kanalised (Stokke et al. 2020) kui ka labade värvimisest, näiteks üks laba üleni mustaks võõbata (May et al. 2020b).

Turvalisust suurendab ka kõikvõimalike ühenduste paigutamine maa alla, eriti suurte õhus suhteliselt halvasti manööverdavate lindude puhul. Kui vähegi võimalik tuleks tuugenid rajada kohtadesse, kus on juba niikuinii häiringuid (asulate lähedus), sest sellistes piirkondades on häiring niigi kõrge ja tuugenist tulenev lisahäiring

vähemtõenäoline. Oluline on säilitada võimalikult palju n-ö puutumata maastikku, sest see on refuugiumiks ja/või ühendusteks paljudele liikidele ja tagab metapopulatsioonide toimimise.

Tuulepargi rajamine nõuab maad (sõltuvalt asukohast 2600–6000 m²/MW), rajamisega kaasneb muutus mullastikus, mis looduskaitsele olulises kohas võib probleem olla – kaeve- ja pinnasetööd mõjutavad kohalikku ökosüsteemi, mille tagajärg ei pruugi prognoositav olla, näiteks võib maapind pärast ehitustöid olla väga erosioonitundlik (Nazir et al. 2020). Eriti teravalt võib see probleem kerkida lagedates piirkondades (Hiinas on tuugeni rajamisel soovituslik, et kaevetöid tuleb teha vaid nii palju, et rasketehnika mõju maapinnale oleks minimaalne, samuti on soovituslik kohe pärast ehituse lõppu asendada või istutada tagasi puud, mis tööde käigus hävisid).

Lindude jälgimine

Täna kasutatakse tuuleparkide (nii maal kui merel) jälgimisel erinevaid radareid (Desholm et al. 2006, Plonczkier & Simms 2012, Komatineni et al. 2013, Mirzaei et al. 2014b, Aschwanden et al. 2018, Manola et al. 2020, Mälzer et al. 2020, Gradolewski et al. 2021, van Erp et al. 2021), mis võimaldavad jälgida ka öist lindude liikumist (Welcker et al. 2017 – tuvastas, et öösel rändajas moodustavad vaid 8,6% hukkunuist); mõnda lahendust on võimalik kasutada ka tuugeni vastu hukkunud lindude loendamiseks (vt Mälzer et al. 2020). Teatud juhtudel on inimene radariga sama tõhus vaatleja, kuid „kulukas“. Näiteks Austria Alpidest on teada, et inimese tehtud vaatlused peavad kestma vähemalt 19 päeva, et olla radariandmetega võrreldavad (Schmidt et al. 2017). Soome andmed näitavad, et tuulepargi riskihinnaguks ei piisa pistelistest vaatlustest, vaid vaatlused peaks katma 90% rändeperioodist, sest see tagab tulemuste 70–90% usaldusväärsuse (Tanskanen et al. 2018). Kui radaritööle lisada tehisintelligent, mis suudab andmetest õppida, on sellest abi tuuleparkide asukohtade valikul (Wasserzier et al. 2017, Chilson et al. 2019). Ka Soomes on meretuuleparkides katsetatud radari, automatiseeritud videotöötuse ja masinõppe kombineerimist, mis võimaldab suuri linde (nt merikotkast ja tõmmukajakat) suhteliselt täpselt õhust tuvastada (Niemi & Tantt 2018). Samuti on täpsema ülevaate saamiseks kasutatud infrapunakaameraid (Wei et al. 2014) ning kombineeritud neid radari ja helimonitooringuga (Mirzaei et al. 2015), kuid silmas tuleb pidada, et infrapunaseadmed ei pruugi alati eristada lindu, käsitiivalist ja putukat (Mirzaei et al. 2014a). Lindude lennukõrguse määramiseks on kasutatud ka 3D fotograafiat, näiteks kuni 275 m kauguselt on sellise süsteemi mõõteviga 0,07±0,05 meetrit, 400 meetri kaugusel ühe meetri piires ning süsteem suudab tuvastada linde kuni 535 meetri kauguselt (Prinsloo et al. 2021). Kuna selline süsteem on täpne, kuluefektiivne, objektiivne ja lihtne, aitab see edukalt kokkupõrkeid vältida. Ka traditsioonilist 2D fotosüsteemide kasutamine on tõhus täiendus inimsilmale kotkaste tuvastamisel, McClure et al. (2018) andmetel keskmiselt 793 m kauguselt. Kombineerituna *timelaps*-režiimi ja masinõppega suudavad automattuvastus registreerida 98% juhtudest linnu (Yoshihashi et al. 2017). Tuugeni lähistel lendavate öölinde loendamiseks on kasutatud ka termokaameraid (Rebke et al. 2019). Automaatse lindude tuvastamise tõhusust ilmestab McClure et al. (2018) inimese ja kaamerasüsteemi võrdlus, millest selgus, et süsteem tuvastas 96% inimese märgatud lindude möödalendudest, kuid inimesest 562% rohkem linde. Ka öötaevas rändavate

linnuhäälte 3D modelleerimine on täpne ja võimaldaks rändetele olevates tuuleparkides kasutamist, kuid veelgi mõistlikum oleks seda kasutada eelnevalt rändekoridoride määramiseks ([Stepanian et al. 2016](#)).

Valgustus

Tehisvalgustuse mõju ja uurituse ülevaate annab [Adams et al. \(2021\)](#). Mere tuuleparkidest on teada, et eelistatud on vilkuvaid tulesid või kui see ei ole võimalik, siis püsivalt põlevaid punaseid tulesid, sest need meelitavad pilves ilmaga oluliselt vähem linde kui pidevalt põlevad rohelised, sinised või valged tuled ([Rebke et al. 2019](#)). Ka [Kerlinger et al. \(2010\)](#) on täheldanud, et punaselt vilkuvad tuled ei suurenda lindude hukkumist tuulepargis, kuid samas on ka andmeid, et just punased valgustid võivad lindudele ohtlikumad olla (vt [Sterže & Pogačnik 2008](#)), eriti vilkuvad punased tuled uduse või madala pilvkatte korral.

Suunised

Uuringud

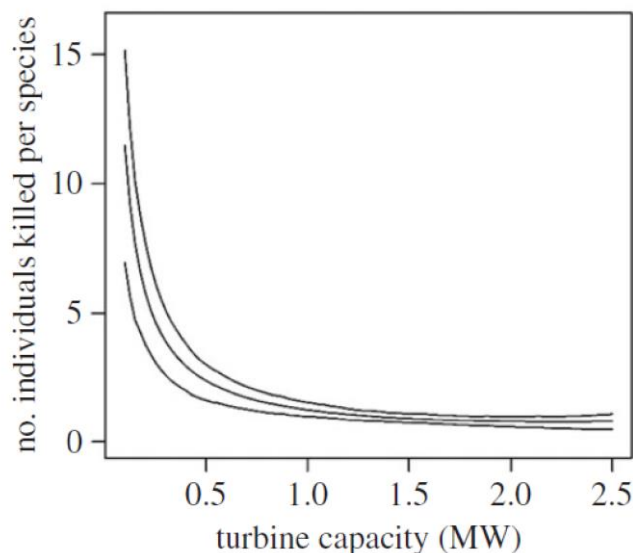
Valdav osa teadusuuringutest rõhutab uuringute vajakut, mis võimaldaks mõju hinnata. On küll korrelatiivseid ja kaudsetele seostele viitavaid uuringuid, kuid eelkõige tuleb soosida andmete avatust ja laialdasi enne-pärast-kontroll-uuringuid (ingl k. BACI - *before-after-control-intervention*), sest nii on võimalik välistada mitmed segadust tekitavaid tegureid: asukoht, elupaik, aeg, aastaaeg, liigid, ränne, arvukus, topograafia, ilmastik, lennuviis – kõike seda tuleks hukkumisrisi modelleerides arvestada. Kogutavad keskkonnaandmed (ja üldse planeerimisprotsess) peab olema avatud. Otsustusprotsesside varjatus või ähmasus on sageli põhjus, mis tekitab avalikkuse umbusku või vastuseisu tuugenitele. Keskkonnaandmed ei tohiks jääda ainult raportitesse, soovituslik oleks nõuda uuringu teostajalt andmete publitseerimist rahvusvahelises teaduskirjanduses, sest see tagab uuringu kõrgema kvaliteedi (sunnib juba eos planeerima ja tegema sisulist tööd nii, et see läbiks hiljem teadusajakirjade eelretsenseerimise) ja rahvusvahelise kättesaadavuse ja kaalutletud otsused tulevikus.

Lausa tungiv vajadus on uuringuteks, mis ei piirneks ühe asukohaga, vaid hõlmaks mitmeid (metsa)elupaiku, (metsa)tüüpe ja sealseid liike ja kooslusi (nii imetajaid kui ka linde), sest elupaiga mitmekesisus võib tuugeni mõju leevendada/võimendada ning ulatuslikum uuring võimaldab täpsemaid järeldusi nii planeerimisel kui ka leevendusmeetmete kohta. Samuti on vaja teada täpseid regionaalset ja lokaalset liikide levikumudeleid, eelkõige selliste liikide, kes on häirimisaltid, looduskaitseoluliselt olulised või katusliigid – see lisab prognoosidele täpsust ja leevendada probleeme, mis tekivad elupaikade kadumisest juba töötavate või planeeritavate tuugenite tõttu ([Schöll & Nopp-Mayr 2021](#)). Näiteks erinevate osistega komplekskaartide/-mudeleid kasutades, mis hõlmas lindude levikut, toitumisalade ulatust, hukkumisrisi ja häirimistundlikkust, selgus, et 37% Šotimaast on selline, kus tuuleenergia arendusega kaasneks linnustikule suur mõju, 25% oleks keskmise mõjuga ja 38% väikese või teadmata mõjuga ([Bright et al. 2008](#)) Tuuleenergeetika tänapäevane areng on olnud suhteliselt lühike (siiski üks

vanimaid, arvestades selle kasutamist toiduainete kuivatamise/jahutamisel, hiljem ka purjepaadinduses) ja jahutamis, pikaajaseid aegridu tuuleparkides toimuvate keskkonnamuutustest napib (Heintzman et al. 2020), kuid sellised uuringud on hädavajalikud märkamaks pikaajaseid mõjusid.

Tuulepargi võimsus vs tuugenite arv

Thaxter et al. (2017) globaalne tuuleparkides hukkunud lindude analüüs näitab, et lindude hukkumine sõltub tuulepargi võimsusest, kuid sama üldvõimsuse puhul on palju väikese võimsusega tuugeneid ohtlikum, kui väiksem hulk võimsamaid tuugeneid: kuni 1 MW tuugenite tõttu hukkub oluliselt rohkem linde, kuid hukkunute arv kahaneb kuni 1,2 MW tuugenite korral eksponentsiaalselt ning langeb kuni 2,5 MW tuugenite kasutamiseni (joonis 7). Mõnede väga arvukate värvuliseliikide risk tuugenite tõttu hukkuda on siiski kõrge (nt västriklaste *Motacillidae* ja kuldnokad *Sturnus vulgaris*), kuid arvestades nende elukäiku (kiire sigimine ja suur asustustihedus), on vähetõenäoline oluline mõju asurkonnale (Sæther & Bakke 2000) – vanalindude ellujäämise vähenemine ja mõjuta sellistel liikidel populatsiooni kasvukiirust nii oluliselt kui aeglase elutempoga liikidel (nt röövlindudel). Siiski, uuemad andmed ja neile tuginevad arvutused näitavad, et tuugenitest tingitud lisasuremus võib kümne aasta lõikes märkimisväärne olla: 1% lisasuremust võib tähendada arvukuse langust kuni 24%, 5% lisasuremust aga arvukuse langust 77% – selline muutus ei pruugi enam sugugi olla sama kui looduslikust hukkumisest/käsklusest tingitu (Schippers et al. 2020). Samas leiab ka kirjandusest andmeid, et lindude piirkondlik arvukus sõltub otseselt tuugeni suurusest – mida suurem tuugen, seda vähem linde –, kuid seejuures ei pruugi rootori labade pikkus lindude arvukust mõjutada (Miao et al. 2019).



Joonis 7. Keskmise lindude hukkumismäär hüpoteetilises 10 MW tuulepargis sõltuvalt tuugenite võimsusest (väiksemate tuugenite kasutamisel on võimsuse saavutamiseks vaja rohkem tuugeneid (jooned 95% usaldusintervallid; Thaxten et al. 2017).

Lindude hukkumine sõltub tuulepargi võimsusest (seega kaudselt ka suurusest), samas metsas olevate tuugenite puhul olulist lindude hukkumist ei ole täheldatud, küll aga

inimtekkelistel maastikel: linnastunud maastik ja erinevad põllumaad (Thaxter et al. 2017). On ka täheldatud, et merelindudel on oluliselt väiksem hukkimisrisk kui maismaa liikidel, kuid see võib tuleneda meretuuleparkide andmete nappusest, ning rändlindudel on suurem hukkimisrisk kui paigalindudel (Thaxter et al. 2017).

Thaxter et al. (2017) soovib tuulepargi mõju vähendamiseks:

1) liigipõhised riskihinnangud on harvad, kuid senine teaduskirjandusest leitav hukkimisstatistika on heaks lähtepunktiks aladel, mille kohta teave puudub – **uued arendused peaks toimuma aladel, kus on vähe hukkumisalge liike**. Arvestades ohualtude liikide levikut ja nõudeid tuulepargi ehitusele, on võimalik vähendada mõju lokaalsele elurikkusele.

2) **Linnusõbralikum on kasutada pigem vähem, aga võimsamaid tuugeneid**. Kuna rändlindudele on võimalik oht suurem, siis tuleks vältida tuulepargi rajamist lindude rändetele nii sisemaal kui ka rannikul.

Soovituste kokkuvõte:

Kuna mitmed linde mõjutavad tegurid kumuleeruvad ja nende mõju keskkonnale on liigi ja asukohapõhine (sõltub ka mullastikust, selle kahjustamisest ehituse käigus, metsaraiest, mõjust inimese vaimsele ja füüsilise tervisele) – on tuuleenergeetika arendamise keerukaks ning sõltub suuresti eelnevast uuritusest. Siiski, tuginedes praegusele teadmisele on võimalik koostada suhteliselt täpseid prognoose. Arvestades kõike, on tuuleenergia mõju keskkonnale märkimisväärselt väiksem kui teistel tänastel alternatiividel, kuid siiski ei tähenda see, et tuuleenergia ei peaks püüdlema veelgi väiksema mõju ja leevenduste suunas. Arengud peavad arvestama tuuleolude, topograafia, logistika ja ökoloogiliste piirangutega. Samuti peab arendusega kaasnema olukorra monitoorimine ja uurimine teaduslikult (hüpoteesipõhiselt), et lahendada/vähendada negatiivset mõju. Riiklikul, regionaalsel või lokaalsel tasemel on vajalik strateegiline keskkonnamõjude hinnang sõltuvalt tuuleenergia tulevikunägemusest. Soovituslik on kasutada automaatseid jälgimissüsteeme, mis suudavad lahendada kiiresti keerukaid loodusega (lindude lähenemisega) ja energiatootlikkusega seonduvaid probleeme.

Tuleb silmas pidada, et otsene hukkimine on ainult üks tuulepargi võimalik keskkonnamõju, sellele lisanduvad elupaiga muutus/hävimine, sigimisedukuse langus, kiskja-saaklooma suhete muutus (Gómez-Catasús et al. 2021). Kõik tuugenid ei ole „tapjad“ – sõltub asukohast ja liikidest, kuid haruldased, ohustatud, pikaajalised ja aeglaselt sigivad liigid enim ohustatud (Tabassum-Abbasi et al 2014).

Võimaliku mõju ennetamiseks tuleb tähelepanu pöörata:

- Tuulepark peab olema disainitud nii, et tõenäosus keskkonnakahjuks oleks minimaalne või puuduks (sageli peetakse silmas mõju lindudele).
- Eelnevalt tuleb vaagida kõiki linde säästvate lahenduste rakendamist.
- Süstemaatiline enne ehitust, ehitusaegne ja pärastine jälgimine, mis võimaldab tootmist kohandada vastavalt olukorrale (keskkonna seisundile).

- Kaitsealuste liikidega tuleb arvestada nii planeeringus kui hilisemas faasis

Tabassum-Abbasi et al. (2014) soovib juba planeerides küsida arendusega kaasnevat linnustikku mõjutavaid kas ja kuidas küsimusi, mis selgelt vastates peaks vähendama võimalikku negatiivset mõju:

1. Kas on võimalik vältida looduskaitsealustel olulisi ja tundlikke alasid?
2. Kas tehakse süsteemset enne-pärast uuringuid võimalike kahjude tuvastamiseks ja vähendamiseks?
3. Kas rakendatakse töövõtteid ja taastamist, et kaitsta tundlikke alasid?
4. Kas töötajaid instrueeritakse detailselt, eriti tundlikes piirkondades; kas ehitusprotsessi kaastakse kohalik ökoloog?
5. Kas on tagatud ehitusjärgne pidev monitooring? See võiks olla eeldus tuulepargi ehitusloa väljastamiseks.
6. Kas tuugenid ladustatakse ühes kohas, et vähendada ehitusega kaasnevat jalajälge või sõltub see tehnilistest piirangutest?
7. Kas tuugenid asetsevad pargis nii, et nende read ei ristuks lindude peamise lennusuunaga ja tuugenigruppide vahele jäävad piisavad lennukoridorid? Kas suures pargis paiknevad tuugenid paralleelselt lindude lennusuunaga?
8. Kas tuugenite nähtavus on tagatud – kuidas värvitud, märgistatud, kas kasutatakse UV-värvi, mida linnud näevad, kuid inimesed mitte?
9. Kas sidekaablid viiakse maa alla?
10. Kas õhus kulgevad kaablid märgistatakse, et vältida linnurohkes piirkonnas riskialtude lindude hukkumise?
11. Kas ehitamisel välditakse lindudele tundlikke perioode (nt pesitsust, sulgimine)?
12. Kas täiustatakse/parandatakse piirkonna lindude elupaika?
13. Kui hoolikalt on planeeritud ja ajastatud hooldustööd, et vähendada nt laevade, helikopteri või inimeste põhjustatud häiringuid (eelkõige meretuuleparkides)?
14. Kas on tagatud raietööde kooskõlastamine arendaja, vajalike valitsusasutuste ja kohalike elanikega, et ladustamine, ehitamine, pargi töötamine ja hooldus käiks „hea tava kokkuleppe“ kohaselt?

Kirjandus

Adams CA, Fernández-Juricic E, Bayne EM, et al. (2021). Effects of artificial light on bird movement and distribution: a systematic map. *Environmental Evidence* 10: 37, <https://doi.org/10.1186/s13750-021-00246-8>

Agnew RCN, Smith VJ, Fowkes RC (2016). Wind turbines cause chronic stress in badgers (*Meles meles*) in Great Britain. *Journal of Wildlife Diseases* 52: 459–467, <https://doi.org/10.7589/2015-09-231>

Anoop V, Arun P, Jaypal R (2018). Do Black-naped Hares *Lepus nigricollis* (Mammalia: Lagomorpha: Leporidae) have synanthropic association with wind farms? *Journal of Threatened Taxa*, 10(7), 11925–11927. <https://doi.org/10.11609/jott.3411.10.7.11925-11927>

Armstrong A, Burton RR, Lee SE, Mobbs S, Ostle N, Smith V, Waldron S, Whitaker J (2016). Ground-level climate at a peatland wind farm in Scotland is affected by wind turbine operation. *Environmental Research Letters* 11: 044024, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/044024>

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: 228-236, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.005>.

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>

Balotari-Chiebao F, Villers A, Ijäs A, et al. (2016). Post-fledging movements of white-tailed eagles: Conservation implications for wind-energy development. *Ambio* 45: 831–840, <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0783-8>

Barrientos R, Martins RC, Ascensao F, D'Amico M, Moreira F, Borda-de-Água L (2018). A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological Conservation* 222: 146–153, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.014>

Battisti C, Fortunati L, Ferri V, Dallari D, Lucatello G (2016). Lack of evidence for short-term structural changes in bird assemblages breeding in Mediterranean mosaics moderately perforated by a wind farm. *Global Ecology and Conservation* 6: 299-307, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.03.012>

Battisti C, Franco D, Norscia C, Santone P, Soccini C, Ferri V (2013). Estimating the indirect impact of wind farms on breeding bird assemblages: a case study in the central Apennines. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 59: 125-129, <https://doi.org/10.1080/15659801.2013.832017>

Bose A, Dürr T, Klenke RA, Henle K (2020) Correction: Predicting strike susceptibility and collision patterns of the common buzzard at wind turbine structures

in the federal state of Brandenburg, Germany. PLoS ONE 15: e0227698,
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227698>

Braunisch V, Coppes J, Bächle S, Suchant R (2015). Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *Journal for Nature Conservation* 24: 31-40,
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.01.003>

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: 2342-2356,
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.029>.

Bunzel K, Bovet J, Thrän D, Eichhorn M (2019). Hidden outlaws in the forest? A legal and spatial analysis of onshore wind energy in Germany. *Energy Research & Social Science* 55: 14-25, <https://doi.org/10.1016/j.erss.2019.04.009>.

Campedelli T, Londi G, Cutini S, Sorace A, Florenzano GT (2014). Raptor displacement due to the construction of a wind farm: preliminary results after the first 2 years since the construction. *Ethology Ecology & Evolution* 26: 376-391, DOI: 10.1080/03949370.2013.862305

Cheng Y, Zha Y, Zhang W, et al. (2021). The bird community in a coastal wetland in East China and its spatial responses to a wind farm. *COMMUNITY ECOLOGY* 22, 413–426, <https://doi.org/10.1007/s42974-021-00065-4>

Chilson C, Avery K, McGovern A, Bridge E, Sheldon D, Kelly J (2019). Automated detection of bird roosts using NEXRAD radar data and Convolutional Neural Networks. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 5: 20-32, <https://doi.org/10.1002/rse2.92>

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

Coppes J, Kämmerle J-L, Grünschachner-Berger V, Palme R, Nopp-Mayr U (2021). No evidence of increased fecal glucocorticoid metabolite levels in capercaillie (*Tetrao urogallus*) due to wind turbines. *Ecology and Evolution* 11: 8487– 8494,
<https://doi.org/10.1002/ece3.7587>

Dahl EL, Bevanger K, Nygård T, Røskaft E, Stokke BG (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation* 145: 79-85,
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.012>

de Lucas M, Janss G, Ferrer MA (2005). Bird and Small Mammal BACI and IG Design Studies in a Wind Farm in Malpica (Spain). *Biodiversity and Conservation* 14: 3289–3303, <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0447-z>

- Desholm M (2009).** Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management* 90: 2672-2679, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.02.005>
- Desholm M, Fox AD, Beasley PDL, Kahlert J (2006).** Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148: 76-89, <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00509.x>
- 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.
- DeVault TL, Seamans TW, Linnell KE, Sparks DW, Beasley JC (2017).** Scavenger removal of bird carcasses at simulated wind turbines: Does carcass type matter? *Ecosphere* 8: e01994. Doi: 0.1002/ecs2.1994
- Dudek K, Dudek M, Tryjanowski P (2015).** Wind Turbines as Overwintering Sites Attractive to an Invasive Lady Beetle, *Harmonia axyridis* Pallas (Coleoptera: Coccinellidae). *The Coleopterists Bulletin* 69: 665-669, <https://doi.org/10.1649/0010-065X-69.4.665>
- Eichhorn M, Johst K, Seppelt R, Drechsler M (2012).** Model-based estimation of collision risks of predatory birds with wind turbines. *Ecology and Society* 17: 1, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04594-170201>
- Erickson WP, Wolfe MM, Bay KJ, Johnson DH, Gehring JL (2014).** A Comprehensive Analysis of Small-Passerine Fatalities from Collision with Turbines at Wind Energy Facilities. *PLoS ONE* 9: e107491. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107491>
- Farfán MA, Duarte J, Fa JE, Real R, Vargas JM (2017a).** Testing for errors in estimating bird mortality rates at wind farms and power lines. *Bird Conservation International* 27: 431-439, doi:10.1017/S0959270916000460
- Farfán MA, Duarte J, Real R, Muñoz AR, Fa JE, Vargas JM (2017b).** Differential recovery of habitat use by birds after wind farm installation: A multi-year comparison. *Environmental Impact Assessment Review* 64: 8-15, <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.02.001>
- Farfán MA, Vargas JM, Duarte J, et al. (2009).** What is the impact of wind farms on birds? A case study in southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 18: 3743-3758, <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9677-4>
- Fernández-Bellon D (2020).** Limited accessibility and bias in wildlife-wind energy knowledge: A bilingual systematic review of a globally distributed bird group. *Science of The Total Environment* 737: 140238, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140238>
- Ferrer M, de Lucas M, Janss GFE, Casado E, Muñoz AR, Bechard MJ, Calabuig CP (2012).** Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 49: 38-46, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x>

Fielding AH, Anderson D, Benn S, Dennis R, Geary M, Weston E, et al. (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): e0254159. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254159>

Fielding AH, Anderson D, Benn S, Dennis R, Geary M, Weston E, Whitfield DP (2022). Responses of dispersing GPS-tagged Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) to multiple wind farms across Scotland. *Ibis*, 164: 102-117. <https://doi.org/10.1111/ibi.12996>

Garcia DA, Canavero G, Ardenghi F, Zambon M (2015). Analysis of wind farm effects on the surrounding environment: Assessing population trends of breeding passerines. *Renewable Energy* 80: 190-196, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.02.004>.

Gaultier SP, Blomberg AS, Ijäs A, Vasko V, Vesterinen EJ, Brommer JE, Lilley TM (2020). Bats and Wind Farms: The Role and Importance of the Baltic Sea Countries in the European Context of Power Transition and Biodiversity Conservation. *Environmental Science & Technology* 54: 10385-10398, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00070>

Gerdzhikov G, Iliev M, Nikolov SC (2014). Study on the white stork (*Ciconia ciconia*) autumn migration, Northeastern Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 66: 283-29

Gibson L, Wilman EN, Laurance WF (2017). How Green is 'Green' Energy? *Trends in Ecology & Evolution* 32: 922-935, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007>

Gómez-Catasús J, Barrero A, Reverter M, et al. (2021). Landscape features associated to wind farms increase mammalian predator abundance and ground-nest predation. *Biodiversity and Conservation* 30: 2581–2604, <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02212-9>

Gómez-Catasús J, Garza V, Traba J (2018). Wind farms affect the occurrence, abundance and population trends of small passerine birds: The case of the Dupont's lark. *Journal of Applied Ecology* 55: 2033–2042, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13107>

González M, García-Tejero S, Wengert E, Fuertes B (2016). Severe decline in Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm. *Bird Conservation International* 26: 256-261, doi:10.1017/S0959270914000471

Gradolewski D, Dziak D, Martynow M, Kaniecki D, Szurlej-Kielanska A, Jaworski A, Kulesza WJ (2021). Comprehensive Bird Preservation at Wind Farms. *Sensors* 21: 267, <https://doi.org/10.3390/s21010267>

Hager A, Thielen J (2019). Untersuchung des Flugverhaltens von Schwarzströchen in Abhängigkeit von Witterung und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener WEA in Vogelschutzgebiet Vogelsberg. https://landesplanung.hessen.de/sites/landesplanung.hessen.de/files/Fassung%20B_Schwarzstorch_Endber_ohne%20Thibout_20190426_D_final.pdf

- Hanssen F, May R, Nygård T (2020).** High-Resolution Modeling of Uplift Landscapes can Inform Micrositing of Wind Turbines for Soaring Raptors. *Environmental Management* 66: 319–332, <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01318-0>
- Heintzman LJ, Auerbach ES, Kilborn DH, et al. (2020).** Identifying areas of wetland and wind turbine overlap in the south-central Great Plains of North America. *Landscape Ecology* 35: 1995–2011, <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01076-8>
- Hernández-Pliego J, de Lucas M, Muñoz A-R, Ferrer M (2015).** Effects of wind farms on Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in southern Spain. *Biological Conservation* 191: 452-458, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.040>
- Heuck C, Herrmann C, Levers C, Leitão PJ, 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: 44-51, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.018>.
- Hunt GW, Watson JW (2016).** Addressing the Factors that Juxtapose Raptors and Wind Turbines. *Journal of Raptor Research* 50: 92-96, <https://doi.org/10.3356/rapt-50-01-92-96.1>
- 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.
- Kerlinger P, Gehring JL, Erickson WP, Curry R, Jain A, Guarnaccia J (2010).** Night Migrant Fatalities and Obstruction Lighting at Wind Turbines in North America. *The Wilson Journal of Ornithology* 122: 744-754, <https://doi.org/10.1676/06-075.1>
- Kerlinger P, Guarnaccia J, Hasch A, Culver RCE, Curry RC, Tran L, Stewart MJ, Riser-Espinoza D (2012).** Avian Collision Mortality at 50- and 60-M Guyed Towers in Central California. *The Condor* 114: 462–469, <https://doi.org/10.1525/cond.2012.110157>
- Kikuchi R (2008).** Adverse impacts of wind power generation on collision behaviour of birds and anti-predator behaviour of squirrels. *Journal for Nature Conservation* 16: 44-55, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2007.11.001>.
- Klich D, Łopucki R, Ścibior A, Gołębiowska D, Wojciechowska M (2020).** Roe deer stress response to a wind farms: Methodological and practical implications. *Ecological Indicators* 117: 106658, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106658>
- Komatinen P, Nagarajan N, Wadood Majid M, (...), Frizado J, Bingman VP (2013).** Quantification of bird migration using Doppler Weather Surveillance Radars (NEXRAD). *IEEE National Radar Conference - Proceedings* 6586081
- Kuvlesky WP, Brennan LA, Morrison ML, Boydston KK, Ballard BM, Bryant FC (2007).** Wind Energy Development and Wildlife Conservation: Challenges and Opportunities. *Journal of Wildlife Management* 71: 2487-2498, <https://doi.org/10.2193/2007-248>

Kämmerle J-L, Taubmann J, André H, Fiedler W, Coppes J (2021). Environmental and seasonal correlates of capercaillie movement traits in a Swedish wind farm. *Ecology and Evolution* 11: 11762– 11773, <https://doi.org/10.1002/ece3.7922>

Law PR, Fuller M (2018). Evaluating anthropogenic landscape alterations as wildlife hazards, with wind farms as an example. *Ecological Indicators* 94: 380-385, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.061>

Lemaître J & Lamarre V (2020). Effects of wind energy production on a threatened species, the Bicknell's Thrush *Catharus bicknelli*, with and without mitigation. *Bird Conservation International* 30: 194-209, doi:10.1017/S095927092000012X

Li B, Yuan X, Chen M, Bo S, Xia L, Guo Y, Zhao S, Ma Z, Wang T (2020). How to strive for balance of coastal wind energy development with waterbird conservation in the important coastal wetlands, a case study in the Chongming Islands of East China. *Journal of Cleaner Production* 263: 121547, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121547>.

López-Peinado A, Lis Á, Perona AM, López-López P (2020). Habitat Preferences of the Tawny Owl (*Strix aluco*) in a Special Conservancy Area of Eastern Spain. *Journal of Raptor Research* 54: 402-413, <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.4.402>

Łopucki R, Klich D, Gielarek, S (2017). Do terrestrial animals avoid areas close to turbines in functioning wind farms in agricultural landscapes? *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 343, <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6018-z>

Luo L, Zhuang Y, Duan Q, Dong L, Yu Y, Liu Y, Chen K, Gao X (2021). Local climatic and environmental effects of an onshore wind farm in North China. *Agricultural and Forest Meteorology* 308–309: 108607, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108607>

Madders M, Whitfield DP (2006). Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis* 148: 43-56, <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00506.x>

Manola I, Bradarić M, Groenland R, Fijn R, Bouten W, Shamoun-Baranes J (2020). Associations of Synoptic Weather Conditions With Nocturnal Bird Migration Over the North Sea. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8: 542438, <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.542438>

May R, Jackson CR, Middel H, Stokke BG, Verones F (2021). Life-cycle impacts of wind energy development on bird diversity in Norway. *Environmental Impact Assessment Review* 90: 106635, <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106635>

May R, Middel H, Stokke BG, Jackson C, Verones F (2020a). Global life-cycle impacts of onshore wind-power plants on bird richness. *Environmental and Sustainability Indicators* 8: 100080, <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100080>

May R, Nygård T, Falkdalen U, Astrom J, Hamre O, Stokke BG (2020b). Paint it black: efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution* 10: 8927–8935, <https://doi.org/10.1002/ece3.6592>

- McClure CJW, Martinson L, Allison TD (2018).** Automated monitoring for birds in flight: Proof of concept with eagles at a wind power facility. *Biological Conservation* 224: 26-33, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.041>
- McClure CJW, Rolek BW, Braham MA, Miller TA, Duerr AE, McCabe JD, Dunn L, Katzner TE (2021).** Eagles enter rotor-swept zones of wind turbines at rates that vary per turbine. *Ecology and Evolution* 11: 11267– 11274, <https://doi.org/10.1002/ece3.7911>
- Miao R, Ghosh PN, Khanna M, Wang W, Rong J (2019).** Effect of wind turbines on bird abundance: A national scale analysis based on fixed effects models. *Energy Policy* 132: 357-366, <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.04.040>
- Mirzaei G, Jamali M, Ross JD, (...), Frizado JP, Bingman VP (2014b).** Radar-based monitoring system for nocturnal assessment. *IEEE International Conference on Electro Information Technology* 6871771, pp. 252-255
- Mirzaei G, Jamali MM, Gorsevski PV, Frizado J, Bingman VP (2014a).** Regularized logistic regression based classification for infrared images. *48th Asilomar Conference on Signals, Systems and Computers*: 487-490, doi: 10.1109/ACSSC.2014.7094491
- Mirzaei G, Jamali MM, Ross J, Gorsevski PV, Bingman VP (2015).** Data fusion of acoustics, infrared, and marine radar for avian study. *IEEE Sensors Journal* 15: 7177050, pp. 6625-6632 doi: 10.13140/RG.2.1.3404.7126
- Molnarova K, Sklenicka P, Stiborek J, Svobodova K, Salek M, Brabec E (2012).** Visual preferences for wind turbines: Location, numbers and respondent characteristics. *Applied Energy* 92: 269-278, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.11.001>
- 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>
- Mäkeläinen S, Lehtikoinen A (2021).** Biodiversity and bird surveys in Finnish environmental impact assessments and follow-up monitoring. *Environmental Impact Assessment Review* 87: 106532, <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106532>
- Mälzer M, Zadeh TA, Beck S, Moll J, Krozer V (2020).** Towards radar barriers for animal fatality detection at wind turbines: numerical and preliminary experimental results. *IET Radar, Sonar & Navigation* 14: 1767-1772, <https://doi.org/10.1049/iet-rsn.2020.0226>
- Nadal J, Sáez D, Margalida A (2022).** Crossing artificial obstacles during migration: The relative global ecological risks and interdependencies illustrated by the migration of common quail *Coturnix coturnix*. *Science of The Total Environment* 808: 152173, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152173>.
- Nazir MS, Bilal M, Sohail HM, Liu B, Chen W, Iqbal HMN (2020).** Impacts of renewable energy atlas: Reaping the benefits of renewables and biodiversity threats.

International Journal of Hydrogen Energy 45: 22113-22124,
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.05.195>

Niemi J, Tantt JT (2018). Deep Learning Case Study for Automatic Bird Identification. Applied Sciences 8: 2089, <https://doi.org/10.3390/app8112089>

Nysten-Haarala S, Joona T, Hovila I. (2021). Wind energy projects and reindeer herders' rights in Finnish Lapland: A legal framework. Elementa: Science of the Anthropocene 9: 00037, <https://doi.org/10.1525/elementa.2020.00037>

O'Donoghue BG (2020). Hen Harrier Circus cyaneus ecology and conservation during the non-breeding season in Ireland, Bird Study, 67:3, 344-359, DOI: 10.1080/00063657.2021.1874871

Passoni G, Rowcliffe JM, Whiteman A, et al. (2017). Framework for strategic wind farm site prioritisation based on modelled wolf reproduction habitat in Croatia. European Journal of Wildlife Research 63: 38, <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1092-7>

Pătru-Stupariu I, Calotă AM, Santonja M, et al. (2019). Do wind turbines impact plant community properties in mountain region? Biologia 74: 1613–1619, <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00333-9>

Paula J, Leal MC, Silva MJ, Mascarenhas R, Costa H, Mascarenhas M (2011). Dogs as a tool to improve bird-strike mortality estimates at wind farms. Journal for Nature Conservation 19: 202-208, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.01.002>

Pearce-Higgins JW, Stephen L, Douse A, Langston RHW (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: 386-394, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02110.x>

Peters KA, Mizrahi DS, Allen MC (2014). Empirical Evidence for Factors Affecting Searcher Efficiency and Scavenging Rates at a Coastal, Terrestrial Wind-Power Facility. Journal of Fish and Wildlife Management 5: 330–339, <https://doi.org/10.3996/032014-JFWM-019>

Plonczkier P, Simms IC (2012). Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. Journal of Applied Ecology 49: 1187-1194, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x>

Prinsloo ND, Postma M, Ryan PG, Coetzee M, de Bruyn PJN (2021). Estimating bird flight height using 3-D photogrammetry. Journal of Zoology 314: 174-186, <https://doi.org/10.1111/jzo.12879>

Pryor SC, Barthelmie, RJ, Shepherd TJ (2018). The influence of real-world wind turbine deployments on local to mesoscale climate. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 123: 5804– 5826, <https://doi.org/10.1029/2017JD028114>

- Rabin LA, Coss RG, Owings DH (2006).** The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Biological Conservation* 131: 410-420, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.016>
- Rebke M, Dierschke V, Weiner CN, Aumüller R, Hill K, Hill R (2019).** Attraction of nocturnally migrating birds to artificial light: The influence of colour, intensity and blinking mode under different cloud cover conditions. *Biological Conservation* 233: 220-227, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.029>.
- Rees EC (2012).** Impacts of wind farms on swans and geese: A review. *Wildfowl* 62: 37–72, <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/1327>
- Sæther B-E, Bakke Ø (2000).** Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642–653, [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)
- Sansom A, Pearce-Higgins JW, Douglas DJT (2016).** Negative impact of wind energy development on a breeding shorebird assessed with a BACI study design. *Ibis* 158: 541-555, <https://doi.org/10.1111/ibi.12364>
- Santos M, Bastos R, Ferreira D, Santos A, Barros P, Travassos P, Carvalho D, Gomes C, Vale-Gonçalves HM, Braz L, Morinha F, Paiva-Cardoso M das N, Hughes SJ, Cabral JA (2017).** A spatial explicit agent based model approach to evaluate the performance of different monitoring options for mortality estimates in the scope of onshore windfarm impact assessments. *Ecological Indicators* 73: 254-263, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.044>
- Schippers P, Buij R, Schotman A, Verboom J, van der Jeugd H, Jongejans E (2020).** Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution* 10: 6274– 6287, <https://doi.org/10.1002/ece3.6360>
- Schmidt M, Aschwanden J, Liechti F, Wichmann G, Nemeth E (2017).** Comparison of visual bird migration counts with radar estimates. *Ibis* 159: 491-497, <https://doi.org/10.1111/ibi.12473>
- Schmuecker SJ, Becker DA, Lanzone MJ, Fogg B, Romano SP, Katzner TE, Miller TA (2020).** Use of Upland and Riparian Areas by Wintering Bald Eagles and Implications for Wind Energy. *The Journal of Wildlife Management* 84: 1578-1589, <https://doi.org/10.1002/jwmg.21927>
- Schöll EM, Nopp-Mayr U (2021).** Impact of wind power plants on mammalian and avian wildlife species in shrub- and woodlands. *Biological Conservation* 256: 109037, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109037>.
- Singh NJ, Moss E, Hipkiss T, Ecke F, Dettki H, Sandström P, Bloom P, Kidd J, Thomas S, Hörnfeldt B (2016).** Habitat selection by adult Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during the breeding season and implications for wind farm establishment. *Bird Study* 63: 233-240, DOI: 10.1080/00063657.2016.1183110

- Sirén APK, Pekins PJ, Kilborn JR, Kanter JJ, Sutherland CS (2017).** Potential influence of high-elevation wind farms on carnivore mobility. *Journal of Wildlife Management* 81: 1505-1512, <https://doi.org/10.1002/jwmg.21317>
- Skarin A, Nellemann C, Rönnegård L, et al. (2015).** Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landscape Ecology* 30: 1527–1540, <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0210-8>
- Skarin A, Sandström P, Alam, M (2018).** Out of sight of wind turbines—Reindeer response to wind farms in operation. *Ecology and Evolution* 8: 9906– 9919, <https://doi.org/10.1002/ece3.4476>
- Smallwood KS (2013).** Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin* 37: 19–33, <https://doi.org/10.1002/wsb.260>
- Smallwood KS, Bell DA, Standish S (2020).** Dogs detect larger wind energy effects on bats and birds. *Journal of Wildlife Management* 84: 852–864, <https://doi.org/10.1002/jwmg.21863>
- 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>
- Smith JA, Dwyer JF (2016).** Avian interactions with renewable energy infrastructure: An update. *The Condor* 118: 411–423, <https://doi.org/10.1650/CONDOR-15-61.1>
- Sovacool BK (2012).** The avian and wildlife costs of fossil fuels and nuclear power. *Journal of Integrative Environmental Sciences* 9: 255-278, DOI: 10.1080/1943815X.2012.746993
- Stepanian PM, Horton KG, Hille DC, Wainwright CE, Chilson PB, Kelly JF (2016).** Extending bioacoustic monitoring of birds aloft through flight call localization with a three-dimensional microphone array. *Ecology and Evolution* 6: 7039-7046, <https://doi.org/10.1002/ece3.2447>
- Sterže J, Pogačnik M (2008).** The impacts of wind farms on animal species. *Acta veterinaria* 58: 615-632, <https://doi.org/10.2298/AVB0806615S>
- Stewart G, Pullin A, Coles C (2007).** Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation* 34: 1-11, doi:10.1017/S0376892907003554
- Stokke BG, Nygård T, Falkdalen U, Pedersen HC, May R (2020).** Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. *Ecology and Evolution* 10: 5670–5679, <https://doi.org/10.1002/ece3.6307>
- Straub VF, Trautner J, Dorka U (2015).** Woodcocks are sensitive to wind power plants, and their harming can break legislation on species protection – Reply to Schmal

(2015) in the context of the publication by Dorka et al. (2014). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47: 049-058

Zehtindjiev P, Vasilev V, Marinov MP, (...) , Bedev K, Yankov Y (2017). No evidence for displacement of wintering red-breasted geese *branta ruficollis* (pallas, 1769) (anseriformes) at a wind farms area in northeast Bulgaria: Long-term monitoring results. *Acta Zoologica Bulgarica* 69: 215-228.

Zhao S, Xu H, Song N, Wang Z, Li B, Wang, T (2020). Effect of wind farms on wintering ducks at an important wintering ground in China along the East Asian–Australasian Flyway. *Ecology and Evolution* 10: 9567– 9580. <https://doi.org/10.1002/ece3.6701>

Zhao S, Xu H, Zhong S, Song N, Liu N, Wang Z, Li B, Wang T, (2021). Risk evaluation of onshore wind farms in relation to wild duck (*Anatidae*) movements in the Yangtze River Mouth, China. *IET Renew. Power Gener.* 00, 1– 8, <https://doi.org/10.1049/rpg2.12347>

Zimmerling JR, Pomeroy AC, d'Entremont MV, Francis CM (2014). Canadian estimate of bird mortality due to collisions and direct habitat loss associated with wind turbine developments. *Avian Conservation and Ecology* 8: 10, <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00609-080210>

Zwart MC, Dunn JC, McGowan PJK, Whittingham MJ (2016a). Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology* 27: 101–108, <https://doi.org/10.1093/beheco/arv128>

Zwart MC, McKenzie AJ, Minderman J, Whittingham MJ (2016b). Conflicts Between Birds and On-Shore Wind Farms. In: Angelici F. (eds) *Problematic Wildlife*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22246-2_23

Tabassum-Abbasi, Premalatha M, Tasneem Abbasi, Abbasi SA (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>

Tanskanen A (2012). Impact on breeding birds of a semi-offshore island-based windmill park in Åland, Northern Baltic Sea. *Ornis Svecica*, 22: 9–15, <https://doi.org/10.34080/os.v22.22593>

Tanskanen A, Yrjölä RA, Baum U, Tanskanen S, Eriksson J (2018). How many observation days are needed to reliably describe bird migration? *Ornis Svecica* 28: 3–13, <https://doi.org/10.34080/os.v28.19519>

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

Tercan E (2021). Land suitability assessment for wind farms through best-worst method and GIS in Balıkesir province of Turkey. *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 47: 101491, <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101491>.

- Thaxter CB, Buchanan GM, Carr J, Butchart SHM, Newbold T, Green RE, Tobias JA, Foden WB, O'Brien S, Pearce-Higgins JW (2017).** Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proc. R. Soc. B.* 284: 20170829, <http://doi.org/10.1098/rspb.2017.0829>
- Thomas EH, Brittingham MC, Stoleson SH (2014).** Conventional oil and gas development alters forest songbird communities. *Journal of Wildlife Management* 78: 293–306, <https://doi.org/10.1002/jwmg.662>
- Tikkanen H, Rytkönen S, Karlin O-P, Ollila T, Pakanen V-M, Tuohimaa H, Orell M (2018).** Modelling golden eagle habitat selection and flight activity in their home ranges for safer wind farm planning. *Environmental Impact Assessment Review* 71: 120-131, <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.04.006>
- van Erp JA, van Loon EE, Camphuysen KJ, et al. (2021).** Temporal patterns in offshore bird abundance during the breeding season at the Dutch North Sea coast. *Marine Biology* 168: 150, <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03954-4>
- Wasserzier C, Fischer D, Rheinhard T (2017).** Development of a radar sensor for reducing the risk of bird collisions with wind turbines. 18th International Radar Symposium (IRS): pp. 1-9, doi: 10.23919/IRS.2017.8008090
- Watson RT (2018).** Raptor Interactions With Wind Energy: Case Studies From Around the World. *Journal of Raptor Research* 52: 1-18 <https://doi.org/10.3356/JRR-16-100.1>
- Wei L, Mirzaei G, Majid MW, (...), Gorsevski PV, Bingman VP (2014).** Birds/bats movement tracking with IR camera for wind farm applications. *Proceedings - IEEE International Symposium on Circuits and Systems* 6865135, pp. 341-344
- Welcker J, Liesenjohann M, Blew J, Nehls G, Grünkorn T (2017).** Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. *Ibis* 159: 366-373, <https://doi.org/10.1111/ibi.12456>
- Villegas-Patracá R, Macías-Sánchez S, MacGregor-Fors I, Muñoz-Robles C (2012).** Scavenger removal: Bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. *Acta Oecologica* 43: 121-125, <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.06.004>
- Voigt CC, Lehnert LS, Petersons G, et al. (2015).** Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research* 61: 213–219, <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0903-y>
- Yoshihashi R, Kawakami R, Iida M, Naemura T (2017).** Bird detection and species classification with time-lapse images around a wind farm: Dataset construction and evaluation. *Wind Energy* 20: 1983– 1995, <https://doi.org/10.1002/we.2135>

LISA 1. Võimalused mõjude uurimiseks

Enne-pärast uuringud.

Näide 1 – lindude arvukus ja liigiline koosseis

Klassikaline lindude punktloendus enne tuulepargi rajamist, ehitamise ajal, töötamisel – samasugused loendused ka paralleelselt võimalikult sarnases ja võimalikult arendusala lähistel, et oleks millega muutusi võrrelda.

Näide 2 – mõju lindude sigimisele metsas

Pesakastidega saab suhteliselt kerge vaevaga hinnata mõju suluspesitsevatele lindudele (TÜ linnuökoloogidel on kogemust üle 25 aasta vastavate uuringute tegemiseks).

Vähemalt kaks aastat enne ehitustööde algust tuleks panna alale pesakastid, nt planeeritava tuugeni asukohast 50, 100, 150 m jne kaugusele (võimaldab hinnata kauguse mõju). Pidev kastides toimuva jälgimine võiks kokku kesta minimaalselt viis aastat (kaks enne ehitust + ehitusaegne ja järgne), kuid soovituslikult veelgi kauem.

Mitmetes kohtades sama disaini kasutades (ka kontrollaladel), saab teada:

- kuidas mõjutab tuugen pesakastide asustatust (üldisemalt linnurohkust?)
- mõjud pesitsusedukusele
- võimalikud füsioloogilised mõjud, mida saab mõõta kas linnu verest või väljaheidetest

