

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Art Villem Adojaan

**AUTONOOMSETE HELISALVESTITE JA
TUVASTUSTARKVARA KASUTAMINE LINNUSEIRES**

Bakalaureusetöö

Juhendajad: Asko Lõhmus ja Marko Kohv

TARTU 2022

Infoleht

Autonoomsete helisalvestite ja tuvastustarkvara kasutamine linnuseires

Eluslooduse hääli uuriv bioakustika valdkond on tänu tehnoloogia arengule muutumas aina automatiseeritumaks. Bioakustikast välja kujunenud passiivne akustiline seire vähendab spetsialistide tööhulka nii andmete kogumisel kui ka hilisemal analüüsil, olles samal ajal väheinvasiivne uurimismeetod. Kuna tegemist on uudse valdkonnaga, pole veel välja kujunenud üldaktsepteeritud meetodeid, kuid huvi valdkonna vastu on suur. Eestis on passiivse akustilise seire põhitöövahendid – autonoomsed helisalvestid – eluslooduse uurimisel vähe kasutatust leidnud. Seda nii seadmete varasema kalliduse kui ka spetsialistide puudumise tõttu. Tänu vastava tehnoloogia odavnemisele ja kasvavale vajadusele keskkonna ökoloogilisi parameetreid mõõta, on üsna tõenäoline, et peagi leiavad helisalvestid Eestis linnuseiretes laiemat kandepinda.

Märksõnad: bioakustika, passiivne akustiline seire, autonoomsed helisalvestid, linnuseire

Autonomous recording units and acoustic analysis in ornithological monitoring

The field of bioacoustics is becoming increasingly automated thanks to rapid technological advancements. Passive acoustic monitoring reduces the workload of specialists in both data collection and later analysis, while also being a noninvasive research method. Being a novel research field, widely accepted methods are lacking, however interest is remarkable. The main tools in passive acoustic monitoring – autonomous recording devices – have seldom been used for monitoring wildlife in Estonia. The main reasons behind this have been the expensiveness of these devices, as well as a lack of specialists. However, thanks to better availability of this technology and an increasing need for measuring certain ecological parameters, it is quite likely that autonomous recording devices will soon become more commonplace in ornithological monitoring in Estonia.

Keywords: bioacoustics, passive acoustic monitoring, autonomous recording devices, ornithological monitoring

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Passiivne akustiline seire maismaal.....	6
2.1 Loodusliku heli põhiomadused salvestuse seisukohalt.....	6
2.2 Passiivseks akustiliseks seireks kasutatavatest seadmetest.....	6
2.3 Helisalvestusseadmete seires rakendamise negatiivsed aspektid.....	8
2.4 Helisalvestusseadmete seires rakendamise positiivsed aspektid	10
3. Helisalvestiste kasutamine erinevates uuringutes.....	13
3.1 Võrkseire	13
3.2 Häälitsemisaktiivsuse tase.....	15
3.3 Spektrogrammipõhine sõrmejälg	16
3.4 Ökosüsteemide akustiline kiirseire	17
4. Tuvastustarkvarade kasutamisest bioakustilises seires.....	20
5. Arutelu	23
Kokkuvõte	25
Summary.....	26
Tänuavaldused.....	27
Kasutatud kirjandus	28
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	38

1. Sissejuhatus

Aina ulatuslikum keskkonna muutmine majandusliku arengu ja inimeste heaolu eesmärgil mõjutab paratamatult kogu biosfääri toimimist. Eluslooduse süstemaatiline uurimine annab võimaluse keskkonnaseisundi ja selle muutuste kohta järeldusi teha. Selleks, et loodust tulemuslikumalt kaitsta, on oluline tõhustada ökoloogiliste keskkonnatunnuste kogumist ja analüüsimist. Üks võimalusi selleks on bioakustika – ala, kus viimase kahe kümnendi jooksul on toimunud murranguline tehnoloogiline areng.

Kõik keskkonnas esinevad helid moodustavad helimaastiku (ingl. *soundscape*; Brown et al., 2011). Antud töös käsitletakse helimaastiku mõistet bioakustilise uuringu kontekstis, kirjeldamaks metsikute loomade tekitatud helisid teatud alal (Villanueva-Rivera et al., 2011). Kuna heli levib nii vees kui ka õhus, on bioakustika leidnud laialdast kasutust nii mere- (Tavolga, 1966; Baumgartner et al., 2018; Caruso et al., 2020) kui ka maismaaelustiku jälgimisel alates esimeste mobiilsete helisalvestite kättesaadavaks muutumisest (Littlejohn, 1998). Alates 1990. aastatest on helisalvestitel põhinevat jälgimist kasutatud kõigi häälitsevate loomarühmade uurimisel, neist enim nahkhiirlaste (*Vespertilionidae*) puhul. Avaldatud artiklite arvu põhjal kasvas huvi bioakustiliste meetodite vastu viimasel kahel kümnendil eksponentsiaalselt (Sugai et al., 2018; Pérez-Granados & Traba, 2021). Eestis on helisalvestisi kasutatud nahkhiirte rände uurimisel (Lutsar, 2016) ja linnuharrastajate poolt lindude öörände andmete kogumisel (Paal, 2019). Bioakustika valdkond võib potentsiaalselt pakkuda tõhusaid (sh mitteinvasiivseid) meetodeid linnustiku uurimiseks (Brandes, 2008). Kuna linde kasutatakse sageli keskkonnaindikaatoritena, st nende olukorra põhjal saab teha üldisemaid järeldusi nii elurikkuse kui ka laiemalt ökosüsteemide käekäigu kohta (Gregory & Strien, 2010), loob see uue perspektiivi ka looduskaitsemeetmete tõhustamiseks.

Seadmete andme- ja energiakandjate kompaktsuse ja võimsuse suurenedes on bioakustilistes uuringutes aina populaarsemad niinimetatud autonoomsed helisalvestid (ingl. *autonomous recording unit*, ARU). Viimaste vähene sõltuvus inimoperaatorist muudab need arvestatavaks lahenduseks ajalis-ruumiliselt laiahaardeliste uuringute puhul. Ilmastikukindlad seadmed saab paigaldada andmeid koguma mitmesajaks tunniks, seejuures on võimalik tööperioodi pikendada salvestades vaid huvipakkuvatel hetkedel, näiteks lindude puhul koidukoori ajal. Helisalvestite sisemine kell võimaldab samaaegselt standardseid andmeid koguda, olenemata uuritavate alade asukohast (Hutto & Stutzman, 2009). Andmete kogumine automaatsete helisalvestitega võib oluliselt vähendada välitööde

kulu ja logistikat, sest seadmeid saab loodusesse paigutada ka vähese ettevalmistusega töötaja (Sebastián-González et al., 2018).

Teisalt toodab lausaline akustiline seire väga palju toorandmeid, mille haldamine on ressursikulukas. Andmeanalüüsi automatiseerimata pole suure koguse informatsiooni kogumine mõistlik, sest andmete manuaalne uurimine on väga ajamahukas ja eeldab spetsialisti olemasolu (Darras et al., 2019). Suuremahulise passiivse akustilise seire võimaldamiseks on välja töötamisel andmeanalüüsi meetodid, mis võimaldavad helifailidelt koguda (pool)automaatselt usaldusväärseid andmeid väga paljude ökoloogiliselt oluliste näitajate kohta (Sugai et al., 2018). Sellisel andmeanalüüsil puuduvad seni universaalsed lahendused ning lähtuda tuleb spetsiifilistest uurimisküsimustest, tehnilistest võimalustest ja toorandmete kvaliteedist. Usaldusväärse tulemuse saamine eeldab nii infotehnoloogiliste lahenduste kui ka ökoloogiliste teadmiste kõrget taset.

Töö eesmärk on kirjeldada bioakustika valdkonna tehnilisi ja metodilisi võimalusi ja luuaolemasoleva kirjanduse põhjal suuniseid, kuidas neid rakendada erinevate ökoloogiliste parameetrite mõõtmisel. Kuigi häälitsevate loomade mitmekesisus on suur, on järgnevates peatükkides fookuses automaatsete helisalvestite kasutamine ornitoloogilistes uuringutes.

2. Passiivne akustiline seire maismaal

2.1 Loodusliku heli põhiomadused salvestuse seisukohalt

Heli on keskkonnas lainena leviv võnkliikumine. Helivõngete sagedus ajahükkus määrab helisageduse (ingl *frequency*), mida mõõdetakse hertsides (Hz). Helivõngete intensiivsust mõõdetakse detsibellides (dB). Bioakustika üheks oluliseks tööriistaks on spektrogramm ehk sonogramm, mis on visuaalne interpretatsioon helist. Tüüpilisel sonogrammil kuvatakse aega x-teljel, helisagedust y-teljel ja heliintensiivsust z-teljel (Wyse, 2017).

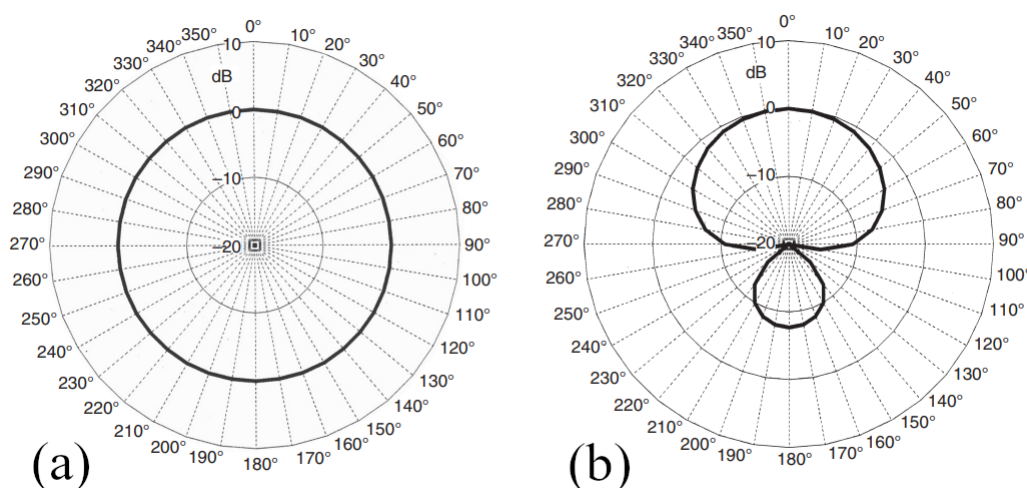
Inimkõrv kuuleb helisid vahemikus 16–20 kHz (Rossing, 2014). Madalama sagedusega infrahelisid ja kõrgema sagedusega ultrahelisid inimene ei taju, kuid loomade kommunikatsioonis on need tavalised (Fay, 1994). Ultra- ja infrahelide tuvastamine keskkonnas on võimalik vaid helisagedust inimkõrvale kuuldavale tasemele modifitseerides, kasutades inimkõrvale analoogset kuulmisvahendit, mikrofoni. Selline lähenemine on paljude loomade akustilisel seiramisel vältimatu.

Helisignaali moonutusteta salvestamiseks, taasesitamiseks või töötlemiseks tuleb see esmalt analoogsest digitaalsesse vormi muundada (Watkinson, 2002). Analoog-digitaalmuundamise esimene samm on diskreetimine (ingl *sampling*), mille puhul pidevsignaali asendatakse selle järjestikuste hetkväärtustega (Watkinson, 2002). Diskreetimissagedus (ingl *sample rate*) peab olema vähemalt kahekordne algse helisignaali sagedus, vastasel juhul tekivad tagasimuundamisel vead (Weik, 1995). Nende linnuhäälte salvestamiseks, mida ka inimesed kuulevad, on optimaalseim diskreetimissagedus 44,1 kHz ehk heli analoogsignaali pinget mõõdetakse 44 100 korda sekundis. Nahkhiirte kajalokatsioonihäälitsuste (tüüpiliselt 20–60 kHz; Fenton et al., 1998) salvestamisel kasutatakse vähemalt 192 kHz või 384 kHz suurust diskreetimissagedust.

2.2 Passiivseks akustiliseks seireks kasutatavatest seadmetest

Uuringu ülesehituse ja eesmärkidega sobiva helisalvesti valimine on määrava tähtsusega kvaliteetsete andmete kogumiseks ja nende hilisemaks analüüsiks (Browning et al., 2017). Kuna helisalvestustehnoloogia areneb kiiresti ning seadmete hind ja saadavus on muutlik, on järgnevalt välja toodud vaid peamised helisalvesti sobivuse aspektid, mitte konkreetsed helisalvestite mudelid ja nende arendajad.

Mikrofoni valimine sõltub töö eesmärgist. Suundmikrofoni (ingl *directional microphone*) kasutamine eeldab mikrofoni suunamist huvipakkuva hääle poole. Sealjuures ei salvestu külgedelt ja vastassuunast kostuv hääl võrdse intensiivsusega. Näiteks hüperkardioid suunadiagrammiga suundmikrofon sobib isendipõhiseks häälistsuste lindistamiseks (Joonis 1). Selleks, et statsioonarsete helisalvestajate kasutamisel linnuseires kogutavad andmed esindaks ümbritsevat keskkonda võrdses ulatuses, tuleks eelistada ringsuunalisi (ingl *omnidirectional*) mikrofone (Joonis 1; Haselmayer & Quinn, 2000).



Joonis 1: Suunadiagramm kujutatakse funktsiooni, mis kirjeldab mikrofoni tundlikuse sõltuvust mikrofoni telje esisuuna ja heliallikat mikrofoni keskmega ühendava sirge vahel (Weik, 1995). (a) ringsuunalise mikrofoni suunadiagramm. (b) suundmikrofon hüperkardioid suunadiagrammiga. Joonis kohandatud Seelman jt (2008) põhjal.

Bioakustikas on laiatarbeliste helisalvestitega võimalik salvestada helisagedusi vahemikus 8 kHz kuni 384 kHz, kuid olenevalt mudelist võib esineda erinevusi (Browning et al., 2017). Enne heli salvestamist tuleb kindlaks teha uuritava heli või helide minimaalne ja maksimaalne nõutud diskreetimissagedus, sest sellest sõltub helisalvesti energiakulu, andmekandja salvestamiskiiruse klass ja salvestatava info andmemahd (Hill et al., 2018). Sagedasema signaali pinge mõõtmisel tuleb informatsiooni ka kiiremini mälukaardile talletada. Mälukaardi salvestuskiirus peab olema linnuhäälistsuste puhul vähemalt 10 MB/s, ultraheli salvestamisel vähemalt 30 MB/s. Salvestuskiiruse erinevus tähendab ühtlasi ka erinevust aja jooksul koguneva andmemahu suures (Hill et al., 2019).

Helisalvestitel on enamasti mudelipõhine seadistustarkvara, mis võimaldab määrata salvestusaega ja lindistatava heli sagedus- või intensiivsusevahemikke. Tüüpilise helisalvesti energia- ja andmekandja (64 GB) piiratud maht lubab pausideta talletada vähemalt 200 tundi helimaastikku. Andmete kogumise perioodi võimalikult pikale ajale jaotamiseks on

helisalvestid lihtsasti programmeeritavad periooditi lindistama. Kuna salvestusvälisel ajal on energiakulu minimaalne, siis näiteks igas tunnis 10 minutit salvestamine annab helisalvestile kuu aega autonoomsust. Selline seadistamine võimaldab vältida ka perioode, kui uurimisobjekt pole vokaalselt aktiivne. Andmemahu optimeerimiseks on võimalik määrata ka heliintensiivsuse lävi, millest alates helisignaale talletatakse. Juba helisalvesti seadistamisel kindlate sagedusvahemike välja filtreerimine vähendab oluliselt talletatud helifailide andmemahutu.

Helisalvestite tark- ja riistvara seadistamine ei pruugi kõigi mudelite puhul olla võimalik, kuid paljusid saab programmeerida vastavalt vajadustele küllaltki spetsiifiliselt, näiteks saab salvestada vaid kindla liigi laulu (Prince et al., 2019). Enamasti saab helisalvestitele autonoomsuse pikendamiseks külge monteerida täiendavaid andme- ja energiakandjaid, kuid ka väliseid mikrofone, asukoha tuvastamiseks GPS-positionsioneerimise riistvara või ilmastiku kirjeldamiseks termo- ja baromeetreid (Baumgartner et al., 2018). Maismaal kasutamiseks mõeldud helisalvestid ei pruugi olla veekindlad, kuid neid saab muuta ilmastikukindlaks nii spetsiaalsete ümbriskarpide kui ka käepäraste vahenditega, nagu sulguriga kilekott ja silikageel (Browning et al., 2017).

2.3 Helisalvestusseadmete seires rakendamise negatiivsed aspektid

Esiteks pole helimaastiku andmete kogumisel mitmetelt erinevatelt aladelt salvestused ideaalselt võrreldavad, sest keskkond ja selle akustilised näitajad mõjutavad salvestuse kvaliteeti (Darras et al., 2016). Saadav valim on mõjutatud nii erinevate helisageduste levimise kaugusest (Rempel et al., 2013), helivaljuse ja taustamüra intensiivsuse suhtest (ingl *signal-to-noise ratio*), heliallika ja vastuvõtja topograafilistest erinevustest ning heliallika ja vastuvõtja vahel olevatest helitõketest (Darras et al., 2016). Linnuloendajaid mõjutavad sarnased keskkonnategurid, tegemist ei ole helisalvestite eripäraga.

Helisalvestusseadmete üheks kitsaskohaks võib olla ka visuaalsete vaatluste puudumine, luues olulise meetodilise erinevuse võrreldes linnuvaatlejatega, kes enamasti võtavad arvesse ka visuaalseid vaatlusi (Darras et al., 2019). Samas on linnuloendaja ja helisalvesti paralleelsel kasutamisel punktloendusel leitud, et saadud tulemused ei ole nii märgatavalt erinevad, et põhjendada ühe meetodie eelistamist teisele. Näiteks ühes uuringus jäi paralleelsel seirel 13 punktis kõigist häälitsetud lindudest 17% märkamata linnuloendajal ja

10% helisalvestil (Alquezar & Machado, 2015). Veelgi enam, Mehhikos Yucatáni poolsaarel erineva taimestikuga aladel uuritud 15 linnuliigist 13 puhul leiti, et helisalvesti tuvastamistõenäosus oli samaväärne või kõrgemgi kui inimloendajal kõigis taimestikurühmades (Celis-Murillo et al., 2012; vt ka Farnsworth et al., 2005). Kahe liigi puhul oli inimloendaja tulemuslikum hõredama taimestiku aladel, kus visuaalsed vaatlused omasid olulisemat rolli. Vähesse nähtavusega keskkonnas on häälte põhjal tuvastamine efektiivsem: on leitud, et inimloendaja võib ainult häälotsuste põhjal tuvastada 97% kõigist kontaktidest lindudega (Brewster & Simons, 2009). Lisaks on ainult häälotsuste põhjal liikide määramine mõjutatud käitumuslikest eripäradest, näiteks Tšiilis on leitud linnud olevat vähem häälekad ning visuaalsed vaatlused mängivad loendustel olulisemat rolli kui Briti Columbias (A. Drake et al., 2021). Sarnane erinevus inimvaatlejate kõrval on asjaolu, et helisalvestid on maastikus paiksed, kuid inimloendaja liikuv (kui meetodika, näiteks punktloendusel, vastupidist ette ei näe). Tüüpilisel transektloendusel märgitakse üles kõik läbitud distantsil kohatud linnud (v.a. rändel olijad) sh ka vaadeldud isendid. Smith et al., (2020) põhjendavad transektloendustel tuvastatud 77 liigi ja passiivse akustilise seire leitud 54 liigi erinevusi: pooled neist liikidest, keda passiivne akustiline seire ei tuvastanud, olid öise eluviisiga, vokaalselt krüptilised linnud või regioonis haruldased, kes tuvastati transektilt juhuslikult lendu ajades või visuaalselt distantsilt. Häälotsuste põhjal tuvastatud liikide puhul ei olnud olulist erinevust kahe meetodi vahel.

Kolmas negatiivne aspekt helisalvestusseadmete seires rakendamise juures on andmete haldamise ja nende hilisema töötluse keerukus. Autonoomne helisalvesti võimaldab andmeid koguda kuude kaupa ilma uuritavat ala külastamata (Sueur et al., 2012; Farina & Gage, 2017), mistõttu andmete kogumise jooksul on töömaht minimaalne. Samas talletab helisalvesti vaid toorandmeid, millelt huvi pakkuva informatsiooni saamiseks on manuaalne järeltöötlus, näiteks helifailidelt liikide määramine spetsialisti poolt, ebamõistlikult ajakulukas (Smith et al., 2020). Andmeanalüüsi tõhustamiseks on arendatud tarkvarasid, mis automatiseerivad ja seeläbi kiirendavad andmetöötlust (vt peatükk 4). Digitaalsete heliandmete hoiustamine sekundaarsalvestil ehk põhiseadmest väljaspool või virtuaalpilves on turvaline, ent mitte riskivaba, mistõttu tehakse tüüpiliselt igast failist mitu koopiat. Andmete ühelt seadmelt teisele liigutamise käigus on oluline jälgida, et failide metaandmed, näiteks koordinaadid, ajatempel ning helisalvesti seadistused kaduma ei lähe (Browning et al., 2017). Kuna ühe uuringu käigus tekkiv andmemahut võib küündida mitme terabaidini, siis kaasneb nende hoiustamisega ka vältimatu rahaline kulu.

Neljandaks: passiivse akustilise seire meetodite integreerimine eluslooduse uurimises juba kasutusel olevate töövõtete hulka eeldab suurt esialgset investeeringut (Hill et al., 2018). Tehnoloogia, peamiselt autonoomsete helisalvestajate, energia- ja andmekandjate hinna- ja kvaliteedisuhe on küll pidevas positiivses muutuses, ent lühiajaliste ja väikese eelarvega projektide puhul ei pruugi olla vahendeid tehnoloogia kasutusele võtmiseks (Sugai et al., 2018). Vaatamata töökindlusele kaasneb ka tehnoloogiliste lahenduste puhul pidevaid hoolduskulusid (Gibb et al., 2019) ja ootamatuid väljaminekuid seoses vahendite kahjustada saamisega nii keskkonnamõjude kui ka kõrvaliste isikute tahtlikul ja tahtmatul süül.

Viiendaks oluliseks probleemiks on inimese ja masina potentsiaalsed vead. Eesmärk inimtööjõudu minimeerida võib mõnikord siiski ka võimendada lihtsaid inimlikke vigu salvestajate seadistamisel ja ülespaigaldamisel (Shonfield & Bayne, 2017). Lihtsamaid ja käepärasemaid salvestajaid pole võimalik reaalajas jälgida, mistõttu võib nende rike jääda pikka aega märkamata. Inimese ja helisalvesti võimalikke vigu tuleb uuringu iga etapi disainimisel arvesse võtta. Helimaastiku uurimisel on kasutatud ka tehnoloogilisi lahendusi, mis edastavad kogutavat informatsiooni peaaegu reaalajas kaugemal asuvatele andmekandjatele (Farina et al., 2014). Sellisel juhul on võimalik veenduda jooksvalt helimaastiku salvestuste tegemises ning neid juba analüüsida (Prince et al., 2019). Iga lisafunktsiooniga muutuvad andmekogujad aga kallimaks, energianõudlikumaks ja vähem käepäraseks (Aide et al., 2013; Darras et al., 2019). Distsantsilt andmeside kaudu helisalvesti tarkvara modifitseerimine või andmete ülekandmine on pärsitud piiratud internetileviga maastikus, kohtades, kus autonoomsetel helisalvestitel on muud olulised eelised (Sugai et al., 2018).

2.4 Helisalvestusseadmete seires rakendamise positiivsed aspektid

Esimene passiivse akustilise seire oluline positiivne aspekt on vähene inimõju ümbritsevale helimaastikule. Häälitsevaid linde looduses seirav vaatleja mõjutab oma ümbruskonna helimaastikku (Darras et al., 2018; Sebastián-González et al., 2018) tõenäoliselt rohkem kui väike, paigal püsiv ja tavaliselt maskeeritud ning vaikne autonoomne helisalvesti. Linnakeskkonnas ja maastikes, kus loomad on harjunud inimese kohaloluga, on mõju loomade käitumisele väiksem (Møller, 2008; Kitchen et al., 2011; Prabowo et al., 2016; Priyadarshani, 2017), kuid inimpelglikele liikidele mõjub seiraja

kohalolu ettearvamatult (Shonfield & Bayne, 2017). Uudishimulikumad linnud võivad hääliitseda inimese läheduses tavalisest rohkem (Darras et al., 2019). Käitumine võib olla ka indiviidipõhine, sõltudes linnu iseloomust (Guillette & Sturdy, 2011). On leitud, et lindude käitumist mõjutab isegi keskkonda ilmunud inimese riieus. Linnud, kelle sulestikus on inimese riieutusega sarnast värvi elemente, on seiraja suhtes usalduslikumad kui linnud, kellel sarnased elemendid puuduvad (Gutzwiller & Marcum, 1997). Kui helisalvesti maastikku paigaldamine ei lange kokku andmete kogumise perioodiga võib arvata, et lühiajaline inimhäiring ei kajastu näiteks päev pärast häiringu lõppu tööd alustanud helisalvesti kogutud andmetes.

Teine oluline aspekt: seadmete sünkroonsus ja autonoomsus muudavad passiivse akustilise seire fundamentaalselt erinevaks inimloendajate seires rakendamisest. Omavahel sünkroniseeritud helisalvestid võimaldavad laiendada ühe salvesti efektiivsust ka ajaliselt täpsema ja ruumiliselt ulatuslikuma tervikandmestiku kogumisele, kui seda võimaldab täiendavate vaatlejate kaasamine (Tegeler et al., 2012; Smith et al., 2020). Helisalvestite sisemine kell hoiab seadmeid sünkroonis olenemata asukohast. Iga autonoomne helisalvesti võib koguda andmeid sõltuvalt seadistustest päevi, nädalaid või kuid (Smith et al., 2020). Veelgi enam: algtasemel programmeerimisega on võimalik täpselt arvutada ja optimeerida energiakulu ja kogutava info andmemahu enne salvestusperioodi, mis kokkuvõttes lihtsustab välitööde logistikat (Farina et al., 2014).

Kolmandaks: automaatsete helisalvestitega andmete kogumine ei eelda spetsialisti vahetat juuresolekut (Wheeldon et al., 2019), vaid piisab eelnevalt määratud töövõtete järgimisest helisalvesti seadistamisel ja maastikku paigaldamisel (Rempel et al., 2005). Iga uue eesmärgipüstituse tarbeks on soovituslik luua andmete kogumise juhend (protokoll), mis hõlmab detailselt kõiki andmeanalüüsile eelnevaid samme (Pérez-Granados et al., 2018) või kohandada juba olemasolevaid (Rhinehart, 2019). Selline lähenemine minimeerib autonoomselt töötavate helisalvestajate tehnilisi tõrkeid ja olulist andmekadu. Juhendi põhjal uuringu andmete kogumise edukat läbiviimist iseloomustavad mitmed harrastusteaduse projektid, kuhu on kaasatud valdkonnakaugeid inimesi (Jeliazkov et al., 2016).

Neljas aspekt on toorandmete olemasolu. Analüüsi korratavuse seisukohalt on salvestistel selgeid eeliseid inimvaatleja ees, sest kogutud helifailid võimaldavad alati algandmete juurde naasta (Sebastián-González et al., 2018). Salvestusi saab töödelda vastavalt vajadusele (näiteks taustamüra eemaldada) ja välja filtreerida huvipakkuv osa kogu

ülejäanud infot mõjutamata. See annab võimaluse hiljem vastata uutele küsimustele samu andmeid uue nurga alt analüüsisid. Samuti võimaldab helisalvestusseadmete kasutamine eri spetsialistidel sama andmestikku uurida, vähendades uurija individuaalse interpretatsiooni mõju tulemustele (Bridges & Dorcas, 2000; Rempel et al., 2005; Aide et al., 2013). Tehnoloogia arenedes on üsna kindel, et tulevikus on üha efektiivsemad vahendid, nagu targem tehisintellekt ja võimekamad arvutid helifailide analüüsimiseks laialdaselt kättesaadavad.

3. Helisalvestiste kasutamine erinevates uuringutes

Passiivne akustiline seire hõlmab autonoomsete helisalvestite (ingl *autonomous recording unit*; ARU) paigaldamist uuritavasse keskkonda, programmeerimist vastavalt eesmärgile ning hiljem kogutud andmete analüüsimist ja tõlgendamist (Sugai et al., 2020). Valdonna uudsuse, tehnoloogiliste vahendite pideva arengu ja potentsiaalsete väljundite laia valiku tõttu pole passiivse bioakustilise seire kasutamisel eluslooduse uurimisel veel välja kujunenud üldaktsepteeritud meetodikaid. Seni kasutatud meetoditel on siiski ühiseid elemente, mida võiks nimetada bioakustilise seire põhimõteteks. Ajalis-ruumiline ulatus, helisalvesti tüüp, helisalvesti paiknemine maastikus, salvestusse haaratav helimaastik, metaandmestiku kogumine ja andmeanalüüs on seire korraldamisel võtmetähtsusega komponendid. Järgnevalt käsitletakse kirjanduse põhjal rohkem või vähem läbi katsetatud, ennast positiivselt tõestanud ja levinud viise ökosüsteemi akustiliseks uurimiseks.

3.1 Võrkseire

Võrkseire (ingl *microphone array*) meetod võimaldab mitmesensorilisel helisalvestite süsteemil sünkroonselt uurida helimaastiku elementide paiknemist maastikus helisalvesti tuvastuspiirkonna (ingl *detection distance*) ulatuses (Blumstein et al., 2011). Võrkseire kasutamine eeldab hääleallika kahemõõtmeliseks asukohatuvastuseks kahe, kolmedimensioonilisel kolme või rohkema ajaliselt sünkroniseeritud helisalvesti koos töötamist. Seadmete digitaalsete kellade sünkroniseerimine võimaldab määrata hääleallika asukohta, võttes arvesse iga seadmeni jõudnud helisündmuse tuvastusaega (ingl *time-of-detection*) ja hääle liikumise suunda (ingl *direction of arrival*; DOA). Arvutatud asukoha täpsus sõltub enim helisalvestite sisemise kella täpsusest, mis usaldusväärsuse tagamiseks peab minimaalselt mõõtma aega vähemalt millisekundites (Mennill et al., 2012). Autonoomsetel helisalvestitel on igal seadmel oma sisemise kella täpsus, mistõttu pikema andmete kogumise perioodi puhul mitmete seadmete vahel aja sünkroonsus kaob. Sünkroonis püsimine on mõjutatud riist- ja tarkvara eripäradest ning ümbritseva keskkonna tingimustest, näiteks temperatuuri kõikumisest (Schmid et al., 2010). Pikemaajalise seire puhul on sünkroniseerimiseks edukalt kasutatud helisalvestite omavahelist ühendamist näiteks lokaalse Wi-Fi võrgu abil või siis näiteks kord päevas kellaaja täpsustamisega üle mobiilside ja/või globaalpositsioneerimise satelliitsignaali abil. Võttes arvesse lokaalseid keskkonnatingimusi (näiteks kuivas õhus temperatuuril 20°C on helikiirus ligikaudu 343

m/s), on võimalik arvutada heliallika asukohta mitme teadaolevale kaugusele paigaldatud helisalvesti konkreetse helisündmuse tuvastusaegasid võrreldes.

Täpselt mõõdetud ja kalibreeritud võrguna paiknevad helisalvestid tuvastavad individuaalse heliallika asukoha eeldusel, et häälitsees on heliallikas suheliselt paikne. Suurem osa linde püsivad lauldes ühes kohas ja lennates häälitsevad teisiti (Farnsworth, 2005). Samas on liike, kes kelle lennuhäälitus ja laul kattuvad, näiteks siisike (*Spinus spinus*) (Mundinger, 1970). Liikide puhul, kelle lennuhäälitused on rutiinsed ja pidevad, on asukoha või liikumise jada määramine siiski võimalik. See kehtib näiteks mängulennus pidevalt pooleteise sekundi pikkusi häälitusi tegeva metskurvitsa (*Scolopax rusticola*) puhul (Hoodless et al., 2007). Tuvastuspiirkonnas häälitsevaid indiviide laulu põhjal eristades on võimalik hinnata häälitsejate arvukust ja seeläbi asustustihedust (Frommolt & Tauchert, 2014). Võrkseire meetod suuremahulistes bioakustilistes uuringutes on kallis, sest ühe seirepunkti kohta tuleb kasutada mitut helisalvestit. Iga võrgustiku lüli täiuslik funktsioneerimine on kriitilise tähtsusega, et vältida olulist andmekadu.

Võrkseire potentsiaali häälitsevate lindude asukoha määramisel on tõestatud korduvalt. Näiteks peidulist, peamiselt öösel häälitsevat hüüpi (*Botaurus stellaris*) viie aasta vältel akustilise tandemseire abil jälgides leiti, et selle liigi puhul oli tehnika kasutamine usaldusväärsem kui kogenud loendaja (Frommolt & Tauchert, 2014). Hüübi territooriumihüüd on madalsageduslik ja kostub küll rohkem kui kilomeetri kaugusele, kuid inimkõrval on keeruline tuvastada häälitse suunda, eriti siis, kui häälitseb mitu isendit korraga. Seetõttu osutus Frommolt' ja Tauchert' (2014) uuringus isendite eristamine spektrogrammi erinevuste põhjal oluliselt täpsemaks lindude loendamise vahendiks kui inimvaatleja interpretatsioon. Pikaajalise uuringu jooksul välditi helisalvestite sisemiste kellade ebasünkroonsust, mängides iga salvestusessiooni lõpus kindel helisignaali. See võimaldas andmeid analüüsides ajavahed välja arvutada, et kokkuvõttes leida heliallika asukoht hinnanguliselt 100 meetri täpsusega. Mehhikos värvulist *Formicarius moniliger* uurides jõudsid Collier jt (2020) vaatamata vihmametsa tihedale vegetatsioonile lindude kahedimensioonilise asukoha määramisega 0,5 meetri täpsuseni. Sellise täpsuse juures on võimalik jälgida ka pidevalt häälitsevate lindude liikumist maastikul, kuigi veel mitte reaalselt (Collier et al., 2010).

3.2 Häälitsemisaktiivsuse tase

Häälitsemisaktiivsuse taseme (ingl *detected vocal activity rate*, DVAR/VAR) põhjal on hinnatud pesitsusaegset lindude arvukust ja asustustihedust põhimõttel, et häälituste arv ajaühiku kohta korreleerub helisalvesti tuvastusraadiuses samas ajavahemikus olevate isendite arvuga (Pérez-Granados & Traba, 2021). DVAR või häälituste loendamise (ingl *cue counting*) meetod on seda usaldusväärsem, mida rohkem on valimis uuringualasid ja mida kauem alasid seiratakse (Pérez Granados et al., 2019). Seda peamiselt põhjusel, et lindude individuaalne häälitusaktiivsus varieerub ajas oluliselt nii pesitsusetapiti, sõltuvalt teistest heliallikatest (linnud, inimtekkelised helid), kui ka mõjutatult keskkonnateguritest (Sebastián-González et al., 2018). Samas, kui kindla liigi puhul on seos häälitsemisaktiivsuse ja arvukuse vahel leitud, on võimalik seda kasutada arvukuse hindamiseks teistel uuringualadel, kus lindude arvukust pole veel analüüsitud.

Häälituste loendamise põhjal arvukushinnangute andmine on usaldusväärsem, kui sama piirkonna kohta on teada uuritava liigi ajaühikus keskmiselt tehtavate häälituste arv (Buckland, 2006). Häälituste loendamine on osutunud edukaks viisiks häälekate liikide (näiteks mereimetajad ja mitmed öise eluviisiga maismaaimetajad) uurimisel, kuid on saanud vähe tähelepanu ornitoloogilistes uuringutes (Pérez-Granados & Traba, 2021).

Hispaanias helisalvestitega häälituste loendamise meetodil pujulõokese (*Chresophilus duponti*) arvukuse hindamisel selgus, et häälituste loendamine ei sobi kordava või ühetaolise ülesehitusega laule laulvate lindude arvukuse hindamiseks juhul, kui mitu isendit üheaegselt häälitsevad (Pérez-Granados et al., 2021). Laulude spektrogrammidel esines kattuvusi, mis takistasid andmete analüüsimisel eristada esimese isendi häälitsemise lõppu ja teise häälitsemise algust. Sama probleem võib esineda ka samaaegselt häälitsevate eri liikide puhul. Pujulõokese arvukust hinnati Pérez-Granadose jt (2021) töös siiski edukalt, sest tegemist oli ainsa ning hajusalt levinud öösel häälitseva linnuliigiga uurimisalal. Samuti öise eluviisiga kold-vuttruiga (*Coturnicops noveboracensis*) arvukuse uurimisel Kanadas leiti, et häälituste loendamine audiosalvestuselt oli efektiivne meetod nende arvukuse hindamisel (Drake et al., 2016). Selle liigi puhul võib ühel märgalal korraga häälitseva palju isendeid – kui inimloendajatel tekkis oluline loendusviga alates kuuest üheaegselt häälitsevast isendist, siis salvestuselt oli võimalik edukalt rohkemaid isendeid tuvastada.

Pesitsusaegseid või ilmastikust tulenevaid mõjutusi lindude häälitsemisaktiivsusele on

põhjalikult kirjeldatud. Näiteks kodukakk (*Strix aluco*) tüüpiliselt ei laula vihmade ilmaga – üheks põhjuseks võib olla langevate vihmapiiskade heli levimist takistav või moonutav efekt (Lengagne & Slater, 2002). Vähem on aga uuritud lähestikku pesitsusterritooriume hoidvate eri liiki lindude vastastikust mõju häälekusele, mis mitmeliigilistes kolooniates võib olulist rolli mängida. Borker jt (2014) leidsid koloniaalselt pesitsevate sootirude (*Sterna fosteri*) arvukuse hindamiseks häälitsemisaktiivsust kasutades, et seitsmel alal kahe pesitsushooaja vältel autonoomsete helisalvestitega mõõdetud häälitusaktiivsus tõesti korreleerus lindude arvuga. Samas kolooniates, kus pesitsesid mitmed liigid korraga, oli helimaastiku analüüsimine varem kogutud andmete ülekandmise teel vähem usaldusväärne, sest liikidevahelised interaktsioonid mõjutasid häälitusaktiivsust (Borker et al., 2014).

Paljude linnuliikide ööpäevane häälitusaktiivsus järgib sageli bimodaalset mustrit. Näiteks võsa-manteltuvi (*Leptotila verreauxi*) häälitsemist kirjeldab esimene kõrgem aktiivsustase kuni kolm tundi pärast päikesetõusu ning teine enne päikeseloojangut (Pérez-Granados & Schuchmann, 2020b). Kahe tipu vahelisel perioodil häälitusaktiivsus langeb märgatavalt või puudub üldse. Samas on võsa-manteltuvidel aastaringiselt väga püsiv häälitusaktiivsuse tase, millest tulenevalt saab tema puhul helisalvestitega keskmise individuaalse häälitusaktiivsuse kätte juba kolme uuringupäevaga (Pérez-Granados & Schuchmann, 2020b). Vastanduva näitena võib esile tuua väike-öösorri (*Caprimulgus parvulus*) – rändlinnu, kes häälitseb aktiivselt vaid pesitsushooajal – ja paurake-öösorri (*Nyctidromus albicollis*), kes vaatamata paiksele eluviisile häälitseb väljaspool pesitsusaega märgatavalt vähem, kui pesitsusajal. Nende kahe liigi puhul on usaldusväärse häälitusaktiivsuse kindlaks tegemiseks hinnanguliselt vajalik vähemalt üheksa päeva pikkune helisalvestitega andmete kogumise periood (Pérez-Granados & Schuchmann, 2020a).

Eelnevalt välja toodud näited iseloomustavad, et igale liigile või liigirühmale, on vaja arvukuse hindamiseks luua omaette häälitusaktiivsuse mõõdikud, mis võtaksid arvesse nende ökoloogiat. Meetodi uudsuse tõttu on hetkel vajalik koguda rohkem andmeid häälitusaktiivsuse ja isendite arvukuse vaheliste seoste kohta. Praegu pole piisavat ülevaadet liigisisese varieeruvuse ja asukohaspetsiifiliste mõjutajate kohta, et nende ülekandmine teistesse sama meetodikaga uuringutesse oleks usaldusväärne.

3.3 Spektrogrammipõhine sõrmejalg

Paljudel loomadel on individuaalseid omadusi, mille põhjal on võimalik üht isendit eristada

teisest. Loomade nähtavate eripärade põhjal on edukalt eristatud isendeid (Evans, 1977; Hailey & Davies, 1985; Prop et al., 2020). See võimaldab uuritavat isendit distantsilt, näiteks fotole jäädvustades tuvastada, mis häirib looma oluliselt vähem kui erinevate märgiste (rõngaste, kaeluste jms) kasutamine. Lindudel on uuritud isendite eristamiseks hääliisuste süvitsi analüüsimist, mis on töömahukas ent tulemuslik viis akustilise „sõrmejälje“ andmiseks. Sellisel viisil on kõige mõistlikum seirata väheseid liike väikesel alal. Pikealiste, pesapaigatruude lindude jälgimisel võib saada hääle seostamisest kindla isendiga oluline alternatiiv visuaalsete vaatluste kõrval. Seda eriti krüptilise või öise eluviisiga lindude, näiteks kakuliste (*Strigiformes*) puhul.

Näiteid spektrogrammipõhise sõrmejälje loomisest leidub mitmeid. Grava jt (2007) leidsid, et kassikaku (*Bubo bubo*) puhul piisab kümnest salvestatud hääliisusest linnu kohta, et individuaalsed akustilised parameetrid kindla isendi kohta välja arvutada. Kassikaku, kes on Eestis pesitsusajal väga tundlik ka lühiajaliste häiringute suhtes (Kontkanen et al., 2004), kuid pesapaigatruu (Randla, 1976), oleks võimalik sel viisil isendipõhiselt lindu häirimata jälgida. Palearktilise levikuga rukkiräägul (*Crex crex*) on täheldatud isendipõhise hääliisuse püsivust nii pesitsushooaja siseselt kui ka aastate vahel (Peake et al., 1998). Samas, kuna rukkirääk pole eriti pesapaigatruu (Budka et al., 2021), siis pikemate arvukustrendide määramiseks hääle omistamisest kindlale linnule erilist väärtust ei ole. Kirschel jt (2011) hindasid värvirõngastamise ja tänu sellele isendipõhiselt linnu laulu lindistamise tulemusena 50 hektari suurusel alal 14 värvulise *Formicarius moniliger* isaslinnu territooriumi ulatust ja kuvasid neid kaardil mitme aasta jooksul. Seega võib teatud liikide puhul laulu põhjal isendite eristamine anda oluliselt rohkem usaldusväärseid andmeid isendite liikumise kohta kui nende märgistamisega saadavad korduspüügid ja -vaatlused, v.a raadiotelemeetria.

3.4 Ökosüsteemide akustiline kiirseire

Akustiline kiirseire (ingl *Rapid Acoustic Survey*, RAS) pole veel kuigi laialt kasutuses, kuid omab laia perspektiivi. Selle põhiteesiks on, et kindla ala liigirikkus ja helide parameetrid (ajalised vahemikud ja erinevate helisignaali intensiivsuse suhe ehk spektrivahemikud) on omavahel seotud, ning seda saab väljendada helimaastiku indeksite kaudu (Sueur et al., 2008). Helimaastiku indeksid (ingl *acoustic indices*) kirjeldavad ümbritsevat keskkonda selles oleva akustilise energia jaotuse, ohtruse ja mitmekesisuse põhjal, võimaldades kvantitatiivselt analüüsida keskkonna akustilisi näitajaid ilma ajakuluka liigimäärangu protsessita. Selliseid indekseid on loodud viimase kümne aasta jooksul üle 60 (Tabel 1), kuid

ükski neist pole piisavalt läbi katsetatud, et see muutuda tavapäraseks töövahendiks (Buxton et al., 2018).

Helimaastik jaotub laias laastus kolmeks: biofoonia (eluhääled, v.a. inimtekkelised), geofoonia (abiootilise tekkega) ja antropofoonia (ka tehnofoonia) (Pijanowski et al., 2011). Kui helisalvestajate akustilises seires kasutamisel üldiselt püütakse vältida kõiki mitte biofoonia alla kuuluvaid helisid, võttes neid kui segavat “müra”, siis helimaastiku indekse kohaselt omavad kõik helid ökoloogilist tähendust (Eldridge et al., 2018). Esialgu pole leitud, et erinevate alade keskkonna eripärad mõjutaks oluliselt järgnevas lõikes kirjeldatud indekse töökindlust (Mammides et al., 2017).

Tüüpiliselt kasutatakse uuringus 2-14 erinevat indeksit (Buxton et al., 2018). Fuller jt (2015) uurisid kuue akustilise indeksi seost maastiku fragmenteerumise ja ökoloogilise seisundiga Austraalia metsades. Esiteks leiti, et akustiline kompleksus (ingl *acoustic complexity*; ACI), algoritm, mis annab biofooniale numbrilise väärtuse selle varieeruvuse põhjal (Pieretti et al., 2011) on hea mõõdik lindude ohtruse hindamiseks, kuid maastiku tunnuste ja ökoloogiliste näitajatega seost ei leitud. Liigirikkuse ja ACI vaheline statistiliselt oluline seos leiti Uus-Meremaa rannikuvetes (Harris et al., 2016). ACI põhjal on uuritud ka lindude fenoloogiat (Buxton et al., 2016) Teiseks: sarnane tulemus leiti ka bioakustilise indeksi (ingl *bioacoustics indices*; BIO; lihtsustatult helisagedus vs. heli intensiivsus) puhul. Bioakustilise indeksi ja eksperdi tehtud ornitoloogilise seire vastavuse vahel leidsid tugeva korrelatsiooni Boelman jt (2007).. Tugevaim seos maastiku tunnustega leiti kolme järgneva indeksi puhul. Esimene: Akustiline entroopia (ingl *acoustic entropy*; H), indeks, mis saadakse arvutades nii akustilise energia ajalist kui ka spektrilist hajuvust. Selle mõõdiku võtsid kasutusele Sueur jt (2008), kes kirjeldasid akustilise entroopia seotust liigirikkuse ja maastiku häiringutega Tansaania metsades. Teine: akustilise võrdsuse indeks (ingl *Acoustic Evenness Index*; AEI) tuletatakse liikide ja helienergia jaotumisest, mis arvutatakse jagades spektrogramm esmalt kümneks ühe kilohertsiseks sagedusribaks (tüüpiliselt 0-10 kHz), normaliseerides maksimumi järgi ehk viies igal sagedusribal oleva signaali maksimaalsest võimalikust vähemalt vähem kui 50 dB võrra väiksemaks (Eldridge et al., 2018; Villanueva-Rivera et al., 2011). AEI on Gini koefitsent (Gini, 1971), mis kirjeldab võrdsust. Kolmas: NDSI-i (ingl *Normalized Difference Soundscape Index*) puhul kasutatakse valemit $(\text{biofoonia} - \text{antropofoonia}) / (\text{biofoonia} + \text{antropofoonia})$ kus antropofoonia on energia summa vahemikus 1-2 kHz ja biofoonia vahemikus 2-11 kHz. Väärtused arvutatakse aegrea sagedusliku võimsusjaotuse põhjal (Kasten et al., 2012; Eldridge et al., 2018). Indeksisse on

suhtunud kriitiliselt, sest teoreetiliselt võivad muutused antropofoonilisel helimaastikul mõjuda NDSI väärtusele isegi kui liigirikkus on püsinud samal tasemel. Sueur jt (2008) löid akustilise sarnasuseta indeksi (ingl *Acoustic Dissimilarity Index*; D), mis on seotud nende kahe helimaastiku liikidega, mida pole mõlemal alal.

Tabel 1. Kuus põhilist akustilises kiirseires kasutatavat helimaastiku indeksit

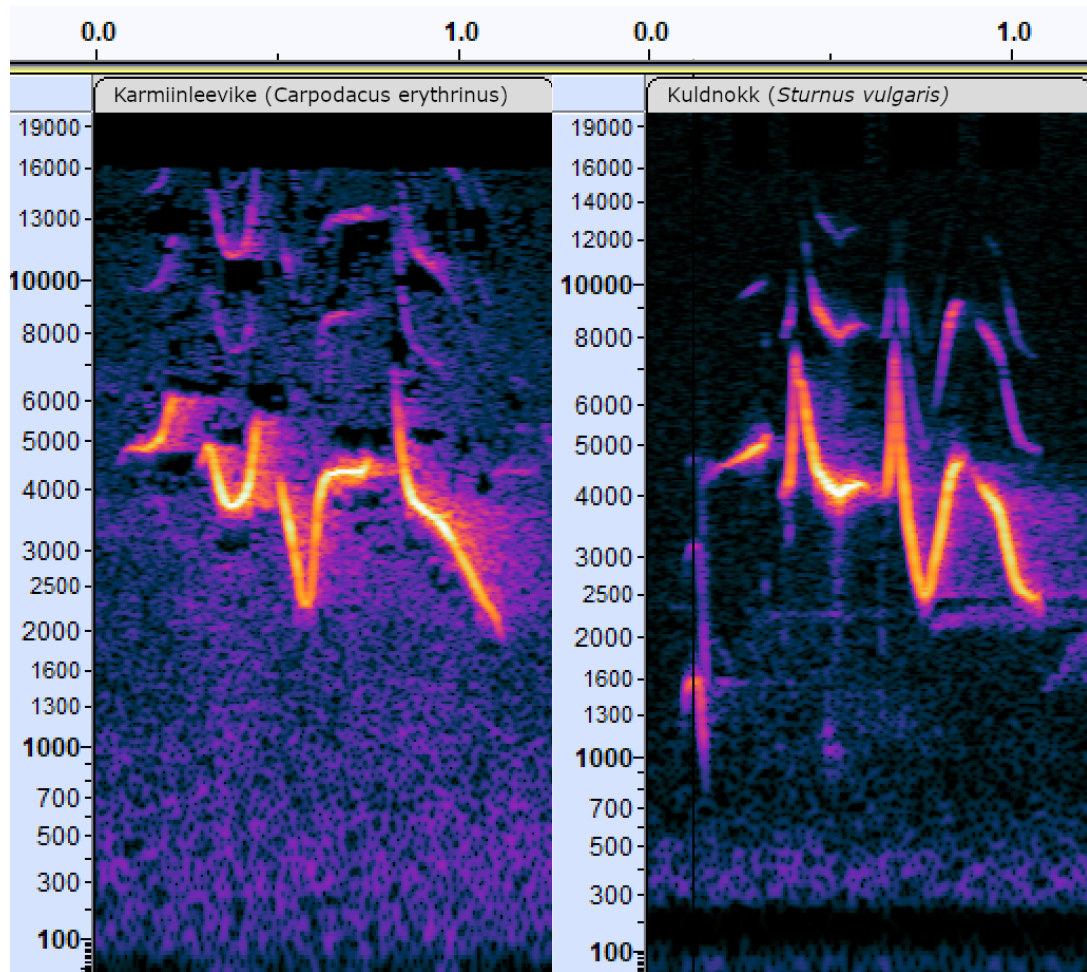
Indeks	Leidmine ja tundlikkus	Indeksi interpretatsioon	Näiteid
ACI – akustiline kompleksus (ingl <i>Acoustic Complexity Index</i>)	valitud sagedusribal kahe helitugevuse määdu erinevuse põhjal	kõrge väärtus → suur liigirikkus madal väärtus → madal liigirikkus	Pieretti et al., 2011; Fuller et al., 2015
BIO – bioakustilised indeksid (ingl <i>Bioacoustic Index</i>)	seos helitugevuse ja hõivatud sagedusribade (vahemikus 2-11 kHz) vahel	kõrge väärtus → vali väikse varieeruvusega helisignaali madal väärtus viitab → suure varieeruvusega helisignaali	Boelman et al., 2007; Fuller et al., 2015
H – akustiline entroopia (ingl <i>Acoustic entropy</i>)	akustilise energia ajaline ja spektriline hajuvus	kõrge väärtus → suur liigirikkus madal väärtus → väike liigirikkus	Sueur et al., 2008
AEI – akustiline võrdsus (ingl <i>Acoustic Evenness Index</i>)	Gini koefitsendiga	kõrge väärtus → suur liigirikkus madal väärtus → väike liigirikkus	Bradfer-Lawrence et al., 2020; Mammides et al., 2021
NDSI – normaliseeritud helimaastiku indeks (ingl <i>Normalized Difference Soundscape Index</i>)	biofoonia (2-11 kHz) ja antropofoonia (1-2 kHz) suhe	kõrge väärtus → biofoonia ülekaal madal väärtus → antropofoonia ülekaal	Kasten et al., 2012
D – akustiline sarnasuseta indeks (ingl <i>Acoustic Dissimilarity Index</i>)	akustilise energia ajaline ja spektriline erinevus	kõrge väärtus → aladel palju erinevaid liike madal väärtus → aladel palju sarnaseid liike	Sueur et al., 2008

4. Tuvastustarkvarade kasutamisest bioakustilises seires

Paralleelselt autonoomsete helisalvestite tehnoloogia arenemisega täiustatakse ka infotehnoloogilisi lahendusi, mis võimaldavad helifailide salvestatut automaatselt sarnaste tunnuste põhjal sorteerida, analüüsida ja töödelda (Tabel 2). Kuna bioakustiliste andmete kogumine autonoomsete helisalvestitega toodab inimloendajaga võrreldes kordades rohkem toorandmeid (Heath et al., 2020), pole nende analüüsimisel mõistlik toetuda vaid spetsialisti manuaalsele järeletootlusele, luues vajaduse tuvastustarkvarade järele.

Helide tuvastustarkvarad töötavad põhimõttel, et spektrogrammil kuvatavad helisignaalid on ajas korduvad. Näiteks kindla linnuliigi hääletsusele on võimalik spektrogrammi põhjal anda arvulised väärtused. Spektrogrammil oleva helisündmuse x-, y- ja z-teljelt mõõdetavad ajalised, helisageduse ja helitugevuse väärtused võimaldavad luua sellest mudeli, mida saab kasutada sarnaste helisündmuste tuvastamiseks kõigist teistest helifailidest (Shonfield et al., 2018). Tavapäraselt luuakse uuritava heli, näiteks linnu kindlat tüüpi hääletsuse kohta mitu mudelit, mille arvulisi väärtusi kasutab tarkvara sarnaste helisündmuste leidmiseks. Mitme näidisheli loomine on oluline, sest igas mudelis olevat ebaolulist heliinformatsiooni pole võimalik heli moonutamata lõplikult eemaldada. Näiteks taustamüra ja heliparameetrite varieeruvus mõjutavad tarkvara n-ö treenimise tulemuste usaldusväärsust.

Kõige usaldusväärsem on igas uuringus kasutada helimudelite loomiseks samal ajal tehtud helilindistustelt näidiseksemplare. Sellisel juhul on helisalvesti omapäradest või keskkonnast tulenevad heli omapärad kõige väiksemad. Samas ükski helisündmus pole identselt korduv, mistõttu tüüpiliselt tuvastustarkvarad kirjeldavad malli põhjal kõigist ette antud helifailidest iga helisignaali sarnasust tõenäosusega. Edasises valideerimisprotsessis kasutatakse vaid piisavalt sarnaseid helisündmusi (nt tõenäosusega $>0,6$). Mida kõrgemat lävendit kasutada, seda vähem on valimis valepositiivseid tulemusi, samas seda suurem on ka valenegatiivsete ehk alla lävendi jäänud tegelikult otsitavate helisündmuste osakaal. Mida keerulisema helisignaali on tegu, seda rohkem leidub valepositiivseid tulemusi. Seetõttu on näiteks mitmekesise repertuaariga soo-roolinnu (*Acrocephalus palustris*) laulu tarkvaratuuvastus raskendatud. Keerukust lisab mitmete linnuliikide, sealhulgas soo-roolinnu, kuid ka kuldnoka (*Sturnus vulgaris*) hääletsuste teisi linnuhääli või keskkonnahelised imiteerivad elemendid (Joonis 2). Tuvastustarkvara efektiivsust mõjutab otsitava signaali ja taustamüra vaheline suhe: mida paremini taustast eristatav on helisignaal, seda hõlpsamalt on see tuvastatav.



Joonis 2. Karmiinleevikese tüüpiline laul ja kuldnoka imitatsioon sellest on ka spektrogrammil kuvades väga sarnased. Kuvatõmmis Audacity 3.1.3 (<https://www.audacityteam.org/>) programmist. Vasakul on spektromeetri lõik Uku Paali lindistatud karmiinleevikese laulust ja paremal lõik Veljo Runneli lindistatud kuldnoka laulust.

Tabel 2. Neli helituvastustarkvara ja kolm R (programmeerimiskeel) lisapaketti, mis on leidnud laialdast kasutust bioakustilistes uuringutes

Tarkvara	Olulisimad funktsioonid	Eripärad	Kätte-saadavus	Rakendamisest
Kaleidoscope Pro (https://www.wildlifeacoustics.com/products/kaleidoscope-pro ; versioon 5.4.8)		Võimaldab mõõta helirõhku (ingl <i>sound pressure level</i> ; SPL)	\$399.00/a	Bobay et al., 2018; Duchac et al., 2020, 2021
Raven Pro (https://ravensoundsoftware.com/software/raven-pro/ ; versioon 1.6)	Helisignaali automaatne tuvastamine, liigipõhine klassifitseerimine ja määrangute valideerimine	Intuiitvne kasutajaliides, palju võimalusi andmete visualiseerimiseks	\$100.00/a; \$400-800 tähtajatult	Kleyn et al., 2021; Sebastianelli et al., 2022; Wightman et al., 2022
AviSoft-SASLab Pro (http://www.avisoft.com/sound-analysis/ ; versioon 5.3.01)		Võimaldab eksportida geoviidetega andmeid Geo Info Süsteemide rakendustes kasutamiseks	€2500 tähtajatult	Koloff & Mennill, 2013; Frommolt, 2017; Pillay et al., 2019
RFCX-ARBIMON II (https://arbimon.rfcx.org/home)		Ainult veebipõhine rakendus, eeldab helifailide pilve laadimist (piiramatus mahus)		LeBien et al., 2020; Zhong et al., 2020; Branoff & Campos-Cerqueira, 2021
WarbleR (https://cran.r-project.org/web/packages/warbleR/index.html)			Tasuta	Araya-Salas & Smith-Vidaurre, 2017
Soundecology (https://cran.r-project.org/web/packages/soundecology/vignettes/intro.html)	Helimaastiku indekseid ACI, ADI, AEI, BIO ja NDSI arvutamine	Eeldab programmeerimiskeele R valdamist, võimaldab statistilist analüüsi teha		Villanueva-Rivera et al., 2018
Seewave (https://cran.r-project.org/web/packages/seewave/index.html)	Helimaastiku indekseid H ja D arvutamine			Sueur et al., 2022

5. Arutelu

Inimtegevusel on oluline mõju ümbritsevale keskkonnale. Mõju ulatuse väljaselgitamine vajab ökoloogiliste parameetrite mõõtmist ja interpreteerimist. Tänu tõhusate energia- ja andmekandjate ning heli salvestamise tehnoloogiate kiirele arengule viimasel kahel kümnendil on helisalvestid ökoloogilistes uuringutes aina populaarsemad töövahendid.

Helisalvestite suurim eelis on pikaajaline autonoomsus. See tähendab, et programmeeritud helisalvesti võib järelvalveta talletada sadu tunde ümbritseva keskkonna hääli, vajades inimest vaid maastikku paigaldamisel ja ära võtmisel. Seetõttu on valdav osa varasemaid autonoomsete helisalvestitega tehtud uurimusi tehtud Lõuna- ja Kesk-Ameerika raskesti ligipääsetavatel maastikel, kus võrreldes vahetult looduses töötava inimesega on autonoomse helisalvestiga andmete kogumise etapp olulisel määral vähem ressursinõudlik. See eelis võimaldab samuti laiendada uuringute ajalis-ruumilist ulatust, mis vähendab omakorda valimi ekstrapoleerimise osakaalu ökoloogilistes uuringutes.

Helisalvestite kasutamise suurim probleem on suurte andmemahutude keeruline hilisem analüüs. Autonoomsete helisalvestite kasutamisel keskkonnaseires koguneb võrreldes punktloenduse, transektoenduse või territooriumide lauskaardistamisega oluliselt suurem kogus andmeid. Näiteks kuu aega metsas, iga päev igas tunnis 10 minutit linnuhäälitsusi (diskreetimissagedus 48kHz) salvestav seadeldis kogub 120 tunni lindistusi mahuga 41,5 gigabaiti. Samal alal 20 paralleelselt töötavat helisalvestit talletavad kokku 100 päeva jagu heliinformatsiooni 830 gigabaidi sisse. Paralleelselt autonoomsete helisalvestite kasutuselevõtuga bioakustilistes uuringutes on arendatud infotehnoloogilisi lahendusi, mis võimaldaksid suure andmekogu täit potentsiaali realiseerida.

Eestis pole läbi viidud ühtegi seiret, kus oleks linnustiku andmeid kogutud autonoomsete helisalvestitega. Bioakustika valdkond pole veel integreerunud Eesti eluslooduse seiresse nii spetsialistide puudumise kui ka tehnoloogiliste lahenduste senise kulukuse tõttu. Pika aegreaga seireprojektide puhul polegi meetodika muutmine otstarbekas. Ent autori hinnangul tuleb uute seireprogrammide loomisel kaaluda vähemalt helisalvesteid kasutavate pilootprojektide alustamist. Autonoomseid helisalvesteid saab edukalt rakendada kakuliste (*Strigiformes*), rähnaliste (*Piciformes*), metsislaste (*Tetraonidae*) ja paljude värvuliste (*Passeriformes*) seires. Helisalvestite kasutamine tasub end ära ka ühele liigile fokuseeritud uuringutes, näiteks Eestis kaitsealuste lindude, rohuneipi (*Gallinago media*) või rabapüü

(*Lagopus lagopus*) seiramisel. Rohunepp, kes on mänguplatsidel tundlik häiringutele, ei pea autonoomsete helisalvestite kasutamisel inimesega kordagi kokku puutuma. Rabapiüüsid on Eestis alles väga vähe, mistõttu linnuloendajate rakendamine nende otsimisel pole kulu-efektiivne. Need on vaid üksikud näited kuidas autonoomseid helisalvesteid Eesti eluslooduse seiretes rakendada saaks. Samuti pole Eesti kohta seni avaldatud ühtegi eelretsenseeritud teaduspublikatsiooni, kus oleks linnustiku andmeid kogutud autonoomsete helisalvestitega, tõenäoliselt sarnastel põhjustel, kui seireteski.

Autonoomseid helisalvesteid on Eestis kasutatud käsitiivaliste seiramisel, osalt selle tõttu, et nende hääliksused on enamjaolt inimkõrvale kuuldamatud, kuid ka erialaspetsialistide vähesuse tõttu. Eestis on linnustiku uuringute läbi viimine helisalvestitega nahkhiirte uurimisest keerulisem mitmel põhjusel: regulaarselt kohatavaid häälitsevad linnuliike on mitukümmend korda rohkem kui nahkhiiri, linnuliikidel on tavapäraselt mitu tüüphääliksust ning erinevalt nahkhiirtest on suure osa lindude hääliksusaktiivsus suurim valgel ajal, kui ümbritsev helimaastik on öisega võrreldes mitmekesisem. Siiski on autonoomsed helisalvestid ja tuvastustarkvarad mõlema loomarühma uurimisel ühised. Autori hinnangul on Eestis autonoomsete helisalvestitega ornitoloogiliste uuringute alustamisel oluline õppida käsitiivaliste spetsialistidelt, kes on Eestis bioakustika valdkonna pioneerid.

Autonoomsetele helisalvestitele ülesehitatud linnustiku-uuringu (piloot)projekti disainimisel on esmalt oluline paika panna kaheksa bioakustilise uuringu alustamise alustala:

- (1) uuringu eesmärk, otsitavad ökoloogilised parameetrid;
- (2) andmehaldus;
- (3) uuringu ruumilis-ajaline ulatus;
- (4) helisalvestusvahendid;
- (5) helisalvestite paiknemine maastikus;
- (6) helisalvestite seadistused;
- (7) metaandmete salvestamine;
- (8) andmete kogumise protokoll.

Kui pilootprojektid on edukalt läbi viidud, saab uuringu disaini rakendada eluslooduse süsteemsel uurimisel ja seeläbi keskkonnakaitstes.

Kokkuvõte

Ökoloogiliste parameetrite mõõtmine ja analüüsimine on olnud aastasadu ümbritsevas keskkonnas toimuva kirjeldamise alustala. Eluslooduse süsteemses uurimises on taas jõutud samm kaugemale tänu märkimisväärsele arengule bioakustika valdkonnas viimase kümne aasta jooksul. Autonoomsete helisalvestite ja tuvastustarkvarade – passiivse akustilise seire põhiliste töövahendite – laiatarbelisemaks muutumine võimaldab häälitsevaid loomi kulu-efektiivselt ja väheinvasiivselt uurida.

Bakalaureusetöö eesmärk oli luua olemasoleva kirjanduse põhjal suuniseid autonoomsete helisalvestusseadmete linnuseires rakendamiseks. Töös on kirjeldatud passiivse akustilise seire meetodikaid mitmete ökoloogiliste parameetrite mõõtmiseks. Sealhulgas on antud ülevaade passiivse akustilise seire võimalustest ja probleemidest.

Passiivne akustiline seire eeldab autonoomsete helisalvestite maastikku paigaldamist, nendega keskkonnahäälte lindistamist ja kogutud andmete interpreteerimist. Tänu tõhusatele energia- ja andmekandjatele on tänapäeval võimalik salvestada järjestiku mitusada tundi helimaastikku inimese juuresolekuta. Seadistades helisalvestid lindistama periooditi, saab pikendada töövahendi autonoomsust mitme kuuni. Kirjeldatud eelisega kaasnevad ka probleemid: pikaajaline passiivne heliandmete kogumine toodab massiliselt toorandmeid. Probleemi lahendamiseks on arendatud helituvastustarkvarasid, mis heli omadustel põhinevaid arvutusmudeleid ja masinõpet kasutades vähendavad huvipakkuvate andmete eraldamise vaeva märgatavalt. Andmekogumisega saab ette antud protokollil põhjal edukalt hakkama ka valdkonnakauge inimene, kuid andmete töötlemiseks on vaja infotehnoloogia valdkonna ja tulemuste seletamiseks keskkonnavaldkonna spetsialisti.

Eestis ei ole seni rakendatud passiivset akustilist seiret ühegi loomarühma uurimisel peale nahkhiirlaste. Eesti linnustiku uurimisel passiivse akustilise seire meetodite rakendamisel on palju potentsiaali olemasolevate seireprogrammide kõrval. Tänu minimaalsele häiringule saab helisalvestitega uurida kaitsealuseid liike, pikaajaline helisalvestite autonoomsus võimaldab koguda infot peiduliste ja harva häälitsevate lindude kohta. Lisaks saab helisalvesteid edukalt kasutada ka haudelinnustiku arvukustrendide pikaajasel hindamisel.

Summary

Measuring and analysing ecological parameters has been the foundation of describing the environment for hundreds of years. During the last decade there has been a major breakthrough in studying ecology thanks to remarkable advancements in the field of bioacoustics. Automated recording and analysis technology as the main tool for passive acoustic monitoring has become increasingly available for studying vocally active animals thus paving a way for more cost-effective and less invasive research methods.

The aim of this thesis was to create guidelines for the application of autonomous recording devices in ornithological monitoring based on current research. Methods for passive acoustic monitoring were introduced for measuring different ecological parameters, including an overview of current possibilities and problems.

Passive acoustic monitoring refers to collecting environment sounds with autonomous recorders and interpreting gathered information. Due to increasingly effective batteries and media carriers it is now possible to continuously record several hundred hours of soundscape without human presence. When programmed to record periodically, it is even possible to extend the autonomy of the devices to a few months. This advantage does not come without a considerable downside: long term passive acoustic monitoring produces an immense amount of raw data. To facilitate data processing, numerous sound analysis softwares have been developed which help discern necessary information. Data acquisition in the field is manageable even for amateurs in bioacoustic research, if the deployment protocol is followed correctly. However, the processing and interpreting of raw data with analysis tools requires expertise in (bio)informatics and ecology.

Passive acoustic monitoring has not been used in ecological studies or national wildlife surveys in Estonia apart from surveying bats. In order to keep up with the modern solutions it is time to start integrating passive acoustic monitoring into both academic research and national surveys among other taxa too.

Tänuavaldused

Suur aitäh juhendajatele, Askole ja Markole, kes andsid mulle võimaluse bioakustika valdkonda süvitsi uurida ning töö koostamisel mulle alati kiiresti abistavaid suuniseid andsid. Aitäh Amarantale, kes aitas mul töö sisu ladusamalt loetavaks toimetada ning oli mulle suureks toeks kogu loomeprotsessi vältel.

Kasutatud kirjandus

Acoustics, W. (2019). *Kaleidoscope Pro Analysis Software*. Wildlife Acoustics, Inc. Maynard, MA, USA.

Aide, T. M., Corrada-Bravo, C., Campos-Cerqueira, M., Milan, C., Vega, G., & Alvarez, R. (2013). Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ*, *1*, e103. <https://doi.org/10.7717/peerj.103>

Alquezar, R., & Machado, R. (2015). Comparisons Between Autonomous Acoustic Recordings and Avian Point Counts in Open Woodland Savanna. *The Wilson Journal of Ornithology*, *127*, 712–723. <https://doi.org/10.1676/14-104.1>

Araya-Salas, M., & Smith-Vidaurre, G. (2017). warbleR: An r package to streamline analysis of animal acoustic signals. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(2), 184–191. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12624>

Baumgartner, M. F., Stafford, K. M., & Latha, G. (2018). Near Real-Time Underwater Passive Acoustic Monitoring of Natural and Anthropogenic Sounds. R. Venkatesan, A. Tandon, E. D'Asaro, & M. A. Atmanand (Toim), *Observing the Oceans in Real Time* (lk 203–226). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-66493-4_10

Blumstein, D. T., Mennill, D. J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J. L., Krakauer, A. H., Clark, C., Cortopassi, K. A., Hanser, S. F., McCowan, B., Ali, A. M., & Kirschel, A. N. G. (2011). Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus: Acoustic monitoring. *Journal of Applied Ecology*, *48*(3), 758–767. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01993.x>

Bobay, L. R., Taillie, P. J., & Moorman, C. E. (2018). Use of autonomous recording units increased detection of a secretive marsh bird. *Journal of Field Ornithology*, *89*(4), 384–392. <https://doi.org/10.1111/jofo.12274>

Boelman, N. T., Asner, G. P., Hart, P. J., & Martin, R. E. (2007). MULTI-TROPHIC INVASION RESISTANCE IN HAWAII: BIOACOUSTICS, FIELD SURVEYS, AND AIRBORNE REMOTE SENSING. *Ecological Applications*, *17*(8), 2137–2144. <https://doi.org/10.1890/07-0004.1>

Borker, A. L., Mckown, M. W., Ackerman, J. T., Eagles-Smith, C. A., Tershy, B. R., & Croll, D. A. (2014). Vocal Activity as a Low Cost and Scalable Index of Seabird Colony Size: Automated Acoustic Seabird Monitoring. *Conservation Biology*, *28*(4), 1100–1108. <https://doi.org/10.1111/cobi.12264>

Bradfer-Lawrence, T., Bunnefeld, N., Gardner, N., Willis, S. G., & Dent, D. H. (2020). Rapid assessment of avian species richness and abundance using acoustic indices. *Ecological Indicators*, *115*, 106400. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106400>

Brandes, T. S. (2008). Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys

and conservation. *Bird Conservation International*, 18(S1), S163–S173. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000415>

Branoff, B. L., & Campos-Cerqueira, M. (2021). The Role of Urbanness, Vegetation Structure, and Scale in Shaping Puerto Rico's Acoustically Active Mangrove Fauna Communities. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2021.670288>

Brewster, J. P., & Simons, T. R. (2009). Testing the importance of auditory detections in avian point counts. *Journal of Field Ornithology*, 80(2), 178–182.

Bridges, A. S., & Dorcas, M. E. (2000). Temporal Variation in Anuran Calling Behavior: Implications for Surveys and Monitoring Programs. *Copeia*, 2000(2), 587–592. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2000\)000\[0587:TVIACB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2000)000[0587:TVIACB]2.0.CO;2)

Brown, A. L., Kang, J., & Gjestland, T. (2011). Towards standardization in soundscape preference assessment. *Applied Acoustics*, 72(6), 387–392. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2011.01.001>

Browning, E., Gibb, R., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2017). *Passive acoustic monitoring in ecology and conservation*. [Report]. WWF-UK. <https://doi.org/10.25607/OBP-876>

Buckland, S. T. (2006). Point-Transsect Surveys for Songbirds: Robust Methodologies. *The Auk*, 123(2), 345–357. <https://doi.org/10.1093/auk/123.2.345>

Budka, M., Kokociński, P., Bogawski, P., Nowak, M., Białaś, J. T., & Machura, M. (2021). Seasonal changes in distribution and abundance of a local Corncrake population. *Journal of Ornithology*, 162(1), 17–29. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01827-z>

Buxton, R. T., Brown, E., Sharman, L., Gabriele, C. M., & McKenna, M. F. (2016). Using bioacoustics to examine shifts in songbird phenology. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4697–4710. <https://doi.org/10.1002/ece3.2242>

Buxton, R. T., McKenna, M. F., Clapp, M., Meyer, E., Stabenau, E., Angeloni, L. M., Crooks, K., & Wittemyer, G. (2018). Efficacy of extracting indices from large-scale acoustic recordings to monitor biodiversity: Acoustical Monitoring. *Conservation Biology*, 32(5), 1174–1184. <https://doi.org/10.1111/cobi.13119>

Caruso, F., Dong, L., Lin, M., Liu, M., Gong, Z., Xu, W., Alonge, G., & Li, S. (2020). Monitoring of a Nearshore Small Dolphin Species Using Passive Acoustic Platforms and Supervised Machine Learning Techniques. *Frontiers in Marine Science*, 7, 267. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00267>

Celis-Murillo, A., Deppe, J. L., & Ward, M. P. (2012). Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds: Acoustic Recordings for Surveying Tropical Birds. *Journal of Field Ornithology*, 83(2), 166–179. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00366.x>

Collier, T. C., Kirschel, A. N. G., & Taylor, C. E. (2010). Acoustic localization of antbirds

in a Mexican rainforest using a wireless sensor network. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 128(1), 182–189. <https://doi.org/10.1121/1.3425729>

Darras, K., Batáry, P., Furnas, B. J., Grass, I., Mulyani, Y. A., & Tschardtke, T. (2019). Autonomous sound recording outperforms human observation for sampling birds: A systematic map and user guide. *Ecological Applications*, 29(6), e01954. <https://doi.org/10.1002/eap.1954>

Darras, K., Furnas, B., Fitriawan, I., Mulyani, Y., & Tschardtke, T. (2018). Estimating bird detection distances in sound recordings for standardizing detection ranges and distance sampling. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(9), 1928–1938. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13031>

Darras, K., Pütz, P., Fahrurrozi, Rembold, K., & Tschardtke, T. (2016). Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. *Biological Conservation*, 201, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.021>

Drake, A., de Zwaan, D. R., Altamirano, T. A., Wilson, S., Hick, K., Bravo, C., Ibarra, J. T., & Martin, K. (2021). Combining point counts and autonomous recording units improves avian survey efficacy across elevational gradients on two continents. *Ecology and Evolution*, 11(13), 8654–8682. <https://doi.org/10.1002/ece3.7678>

Drake, K. L., Frey, M., Hogan, D., & Hedley, R. (2016). Using digital recordings and sonogram analysis to obtain counts of yellow rails. *Wildlife Society Bulletin*, 40(2), 346–354. <https://doi.org/10.1002/wsb.658>

Duchac, L. S., Lesmeister, D. B., Dugger, K. M., & Davis, R. J. (2021). Differential landscape use by forest owls two years after a mixed-severity wildfire. *Ecosphere*, 12(10), e03770. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3770>

Duchac, L. S., Lesmeister, D. B., Dugger, K. M., Ruff, Z. J., & Davis, R. J. (2020). Passive acoustic monitoring effectively detects Northern Spotted Owls and Barred Owls over a range of forest conditions. *The Condor*, 122(3), duaa017. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa017>

Eldridge, A., Guyot, P., Moscoso, P., Johnston, A., Eyre-Walker, Y., & Peck, M. (2018). Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. *Ecological Indicators*, 95, 939–952. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.012>

Evans, M. (1977). Recognizing individual Bewick's Swans by bill pattern. *Undefined*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Recognizing-individual-Bewick%27s-Swans-by-bill-Evans/c75ee1cf6239d0cebddade31ff6ab29c37cab656>

Farina, A., & Gage, S. H. (Toim). (2017). *Ecoacoustics: The ecological role of sounds*. John Wiley & Sons.

Farina, A., James, P., Bobryk, C., Pieretti, N., Lattanzi, E., & McWilliam, J. (2014). Low cost (audio) recording (LCR) for advancing soundscape ecology towards the conservation of sonic complexity and biodiversity in natural and urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 17. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0365-0>

- Farnsworth, A. (2005). Flight Calls and Their Value for Future Ornithological Studies and Conservation Research. *The Auk*, 122(3), 733–746. <https://doi.org/10.1093/auk/122.3.733>
- Fay, R. R. (1994). Comparative Auditory Research. R. R. Fay & A. N. Popper (Toim), *Comparative Hearing: Mammals* (1k 1–17). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2700-7_1
- Fenton, M. B., Portfors, C. V., Rautenbach, I. L., & Waterman, J. (1998). Compromises: Sound frequencies used in echolocation by aerial-feeding bats. *Canadian Journal of Zoology-revue Canadienne De Zoologie - CAN J ZOOL*, 76, 1174–1182. <https://doi.org/10.1139/cjz-76-6-1174>
- Frommolt, K.-H. (2017). Information obtained from long-term acoustic recordings: Applying bioacoustic techniques for monitoring wetland birds during breeding season. *Journal of Ornithology*, 158(3), 659–668. <https://doi.org/10.1007/s10336-016-1426-3>
- Frommolt, K.-H., & Tauchert, K.-H. (2014). Applying bioacoustic methods for long-term monitoring of a nocturnal wetland bird. *Ecological Informatics*, 21, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.12.009>
- Fuller, S., Axel, A. C., Tucker, D., & Gage, S. H. (2015). Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators*, 58, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.057>
- Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2019). Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(2), 169–185. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101>
- Gini, C. W. (1971). Variability and mutability, contribution to the study of statistical distributions and relations. Studi economico-giuridici della r. Università de cagliari (1912). Reviewed in: Light, rj, margolin, bh: An analysis of variance for categorical data. *J. American Statistical Association*, 66, 534–544.
- Grava, T., Mathevon, N., Place, E., & Balluet, P. (2007). Individual acoustic monitoring of the European Eagle Owl *Bubo bubo*: Acoustic monitoring of Eagle Owl. *Ibis*, 150(2), 279–287. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00776.x>
- Gregory, R. D., & Strien, A. van. (2010). Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science*, 9(1), 3–22. <https://doi.org/10.2326/osj.9.3>
- Guillette, L. M., & Sturdy, C. B. (2011). Individual differences and repeatability in vocal production: Stress-induced calling exposes a songbird's personality. *Naturwissenschaften*, 98(11), 977–981. <https://doi.org/10.1007/s00114-011-0842-8>
- Gutzwiller, K. J., & Marcum, H. A. (1997). Bird Reactions to Observer Clothing Color: Implications for Distance-Sampling Techniques. *The Journal of Wildlife Management*, 61(3), 935. <https://doi.org/10.2307/3802203>
- Hailey, A., & Davies, P. M. C. (1985). 'Fingerprinting' snakes: A digital system applied to

- a population of *Natrix maura*. *Journal of Zoology*, 207(2), 191–199. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1985.tb04923.x>
- Harris, S. A., Shears, N. T., & Radford, C. A. (2016). Ecoacoustic indices as proxies for biodiversity on temperate reefs. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(6), 713–724. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12527>
- Haselmayer, J., & Quinn, J. S. (2000). A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in amazonian southeast Peru. *Condor*, 102, 887–893. <https://doi.org/10.2307/1370317>
- Heath, B., Sethi, S., Orme, D., Ewers, R., & Picinali, L. (2020). Autonomous Rainforest Soundscape Identification: Quantifying the Impacts of Data Lossy Compression, Recording Length, and Index Selection. *e-Forum Acusticum 2020*, 3207–3208. <https://doi.org/10.48465/fa.2020.0365>
- Hill, A. P., Prince, P., Piña Covarrubias, E., Doncaster, C. P., Snaddon, J. L., & Rogers, A. (2018). AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1199–1211. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12955>
- Hill, A. P., Prince, P., Snaddon, J. L., Doncaster, C. P., & Rogers, A. (2019). AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *HardwareX*, 6, e00073. <https://doi.org/10.1016/j.ohx.2019.e00073>
- Hoodless, A. N., Inglis, J. G., Doucet, J.-P., & Aebischer, N. J. (2007). Vocal individuality in the roding calls of Woodcock *Scolopax rusticola* and their use to validate a survey method: Counting breeding Woodcock by call. *Ibis*, 150(1), 80–89. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00743.x>
- Hutto, R. L., & Stutzman, R. J. (2009). Humans versus autonomous recording units: A comparison of point-count results. *Journal of Field Ornithology*, 80(4), 387–398. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2009.00245.x>
- Jeliazkov, A., Bas, Y., Kerbiriou, C., Julien, J.-F., Penone, C., & Le Viol, I. (2016). Large-scale semi-automated acoustic monitoring allows to detect temporal decline of bush-crickets. *Global Ecology and Conservation*, 6, 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.02.008>
- Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological informatics*, 12, 50–67.
- Kirschel, A., Cody, M., Harlow, Z. T., Promponas, V., Vallejo, E., & Taylor, C. E. (2011). Territorial dynamics of Mexican Ant-thrushes *Formicarius moniliger* revealed by individual recognition of their songs. <https://doi.org/10.1111/J.1474-919X.2011.01102.X>
- Kitchen, K., Lill, A., & Price, M. (2011). Tolerance of Human Disturbance by Urban Magpie-Larks. *Australian Field Ornithology*. <https://search.informit.org/doi/abs/10.3316/informit.345264252838332>

- Kleyn, T., da Cruz Kaizer, M., & Passos, L. F. (2021). Sharing sound: Avian acoustic niches in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 53(2), 658–670. <https://doi.org/10.1111/btp.12907>
- Koloff, J., & Mennill, D. J. (2013). Vocal behaviour of Barred Antshrikes, a Neotropical duetting suboscine bird. *Journal of Ornithology*, 154(1), 51–61. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0867-6>
- Kontkanen, H., Nevalainen, T., Lõhmus, A., & Zetterberg, P. (2004). *Röövlinnud ja metsamajandus*. Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- LeBien, J., Zhong, M., Campos-Cerqueira, M., Velev, J. P., Dodhia, R., Ferres, J. L., & Aide, T. M. (2020). A pipeline for identification of bird and frog species in tropical soundscape recordings using a convolutional neural network. *Ecological Informatics*, 59, 101113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101113>
- Lengagne, T., & Slater, P. J. B. (2002). The effects of rain on acoustic communication: Tawny owls have good reason for calling less in wet weather. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1505), 2121–2125. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2115>
- Littlejohn, M. J. (1998). HISTORICAL ASPECTS OF RECORDING AND ANALYSIS IN ANURAN BIOACOUSTICS: 1954–1997. *Bioacoustics*, 9(1), 69–80. <https://doi.org/10.1080/09524622.1998.9753380>
- Lutsar, L. (2016). *Nahkhiirte uuring Veiserahul ja Kerjarahul 2016. Aasta augustis, septembris ja oktoobris*. 21.
- Mammides, C., Goodale, E., Dayananda, S. K., Kang, L., & Chen, J. (2017). Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. *Ecological Indicators*, 82, 470–477. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.017>
- Mammides, C., Goodale, E., Dayananda, S. K., Luo, K., & Chen, J. (2021). On the use of the acoustic evenness index to monitor biodiversity: A comment on “Rapid assessment of avian species richness and abundance using acoustic indices” by Bradfer-Lawrence et al. (2020) [Ecological Indicators, 115, 106400]. *Ecological Indicators*, 126, 107626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107626>
- Mennill, D. J., Battiston, M., Wilson, D. R., Foote, J. R., & Doucet, S. M. (2012). Field test of an affordable, portable, wireless microphone array for spatial monitoring of animal ecology and behaviour: *Field test of a portable wireless microphone array*. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(4), 704–712. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00209.x>
- Møller, A. P. (2008). Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63(1), 63. <https://doi.org/10.1007/s00265-008-0636-y>
- Mundinger, P. C. (1970). Vocal imitation and individual recognition of finch calls. *Science*, 168(3930), 480–482.

- Paal, U. (2019, detsember). Vaadeldes hääli. *Tiirutaja*, 46, 12.
- Peake, T. M., McGREGOR, P. K., Smith, K. W., Tyler, G., Gilbert, G., & Green, R. E. (1998). Individuality in Corncrake *Crex crex* vocalizations. *Ibis*, 140(1), 120–127. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1998.tb04548.x>
- Pérez Granados, C., Bota, G., Giralt, D., Diego, A., Gómez Catasús, J., Bustillo de la Rosa, D., & Traba, J. (2019). Vocal Activity Rate index: A useful method to infer terrestrial bird abundance with acoustic monitoring. *Ibis*, 161, 901–907. <https://doi.org/10.1111/ibi.12728>
- Pérez-Granados, C., Barrero, A., Traba, J., Bustillo-de la Rosa, D., Reverter, M., & Gómez-Catasús, J. (2021). Assessment of cue counting for estimating bird density using passive acoustic monitoring: Recommendations for estimating a reliable cue rate: Évaluation du comptage des détections pour estimer la densité d'oiseaux à l'aide d'un suivi sonore passif: recommandations pour estimer un taux de détections fiable. *Avian Conservation & Ecology*, 16(1), 1–15. <https://doi.org/10.5751/ACE-01801-160111>
- Pérez-Granados, C., Bota, G., Giralt, D., & Traba, J. (2018). A cost-effective protocol for monitoring birds using autonomous recording units: A case study with a night-time singing passerine. *Bird Study*, 65(3), 338–345. <https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1511682>
- Pérez-Granados, C., & Schuchmann, K.-L. (2020a). Illuminating the nightlife of two Neotropical nightjars: Vocal behavior over a year and monitoring recommendations. *Ethology Ecology & Evolution*, 32(5), 466–480. <https://doi.org/10.1080/03949370.2020.1753117>
- Pérez-Granados, C., & Schuchmann, K.-L. (2020b). Diel and Seasonal Variations of Vocal Behavior of the Neotropical White-Tipped Dove (*Leptotila verreauxi*). *Diversity*, 12(10), 402. <https://doi.org/10.3390/d12100402>
- Pérez-Granados, C., & Traba, J. (2021). Estimating bird density using passive acoustic monitoring: A review of methods and suggestions for further research. *Ibis*, 163(3), 765–783. <https://doi.org/10.1111/ibi.12944>
- Pieretti, N., Farina, A., & Morri, D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological indicators*, 11(3), 868–873.
- Pijanowski, B. C., Villanueva-Rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., Krause, B. L., Napoletano, B. M., Gage, S. H., & Pieretti, N. (2011). Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. *BioScience*, 61(3), 203–216. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.6>
- Pillay, R., Fletcher Jr, R. J., Sieving, K. E., Udell, B. J., & Bernard, H. (2019). Bioacoustic monitoring reveals shifts in breeding songbird populations and singing behaviour with selective logging in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 56(11), 2482–2492. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13492>
- Prabowo, W. E., Darras, K., Clough, Y., Toledo-Hernandez, M., Arlettaz, R., Mulyani, Y. A., & Tschardtke, T. (2016). Bird Responses to Lowland Rainforest Conversion in Sumatran

- Smallholder Landscapes, Indonesia. *PLOS ONE*, *11*(5), e0154876. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154876>
- Prince, P., Hill, A., Piña Covarrubias, E., Doncaster, P., Snaddon, J., & Rogers, A. (2019). Deploying Acoustic Detection Algorithms on Low-Cost, Open-Source Acoustic Sensors for Environmental Monitoring. *Sensors*, *19*(3), 553. <https://doi.org/10.3390/s19030553>
- Priyadarshani, N. (2017). *Wavelet-based birdsong recognition for conservation* [Victoria University of Wellington]. https://www.researchgate.net/publication/339014893_Wavelet-based_birdsong_recognition_for_conservation
- Prop, J., Staverløkk, A., & Moe, B. (2020). Identifying individual polar bears at safe distances: A test with captive animals. *PLOS ONE*, *15*(2), e0228991. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228991>
- Randla, T. (1976). Eesti röövlinnud.–Valgus, Tallinn. *Estonian with English summary*.
- Rempel, R. S., Francis, C. M., Robinson, J. N., & Campbell, M. (2013). Comparison of audio recording system performance for detecting and monitoring songbirds: *Comparison of Audio Recording Systems*. *Journal of Field Ornithology*, *84*(1), 86–97. <https://doi.org/10.1111/jfo.12008>
- Rempel, R. S., Hobson, K. A., Holborn, G., Van Wilgenburg, S. L., & Elliott, J. (2005). Bioacoustic monitoring of forest songbirds: Interpreter variability and effects of configuration and digital processing methods in the laboratory. *Journal of Field Ornithology*, *76*(1), 1–11. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-76.1.1>
- Rhinehart, T. (2019). *About the Practical AudioMoth Guide*. <https://github.com/rhine3/audiomoth-guide/blob/f970a4eb22f9d901b265e7bfca9d9f3bc6b25/guide.md>
- Rossing, T. (2014). *Springer Handbook of Acoustics*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-0755-7>
- Schmid, T., Shea, R., Charbiwala, Z., Friedman, J., Srivastava, M. B., & Cho, Y. H. (2010). On the interaction of clocks, power, and synchronization in duty-cycled embedded sensor nodes. *ACM Transactions on Sensor Networks*, *7*(3), 1–19. <https://doi.org/10.1145/1807048.1807053>
- Sebastianelli, M., Blumstein, D. T., & Kirschel, A. N. G. (2022). Higher-pitched bird song towards the coast supports a role for selection in ocean noise avoidance. *Bioacoustics*, *31*(1), 41–58. <https://doi.org/10.1080/09524622.2021.1879680>
- Sebastián-González, E., Camp, R. J., Tanimoto, A. M., Monteiro de Oliveira, P., Lima, B. B., Marques, T. A., & Hart, P. J. (2018). Density estimation of sound-producing terrestrial animals using single automatic acoustic recorders and distance sampling. *Avian Conservation and Ecology* (Kd 13, Number 2). <https://doi.org/10.5751/ACE-01224-130207>
- Seelman, K., Palmer, C., Ortmann, A., Mormer, E., Guthrie, O., Miele, J., & Brabyn, J. (2008). Quality-of-life technology for vision and hearing loss. *IEEE engineering in medicine*

and biology magazine : the quarterly magazine of the Engineering in Medicine & Biology Society, 27, 40–55. <https://doi.org/10.1109/EMB.2007.907393>

Shonfield, J., & Bayne, E. (2017). Autonomous recording units in avian ecological research: Current use and future applications. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1). <https://doi.org/10.5751/ACE-00974-120114>

Shonfield, J., Heemskerk, S., & Bayne, E. M. (2018). Utility of Automated Species Recognition For Acoustic Monitoring of Owls. *Journal of Raptor Research*, 52(1), 42–55. <https://doi.org/10.3356/JRR-17-52.1>

Smith, D. G., Truskinger, A., Roe, P., & Watson, D. M. (2020). Do acoustically detectable species reflect overall diversity? A case study from Australia’s arid zone. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(3), 286–300. <https://doi.org/10.1002/rse2.173>

Sueur, J., Aubin, T., Simonis, C., Lellouch, L., Brown, E. C., Depraetere, M., Desjonqueres, C., Fabianek, F., Gasc, A., & LaZerte, S. (2022). Package ‘seewave’.

Sueur, J., Gasc, A., Grandcolas, P., & Pavoine, S. (2012). Global estimation of animal diversity using automatic acoustic sensors. *Sensors for Ecology* (1k 99–117).

Sueur, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O., & Duvail, S. (2008). Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. *PLOS ONE*, 3(12), e4065. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>

Sugai, L. S. M., Desjonquères, C., Silva, T. S. F., & Llusia, D. (2020). A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(3), 220–235. <https://doi.org/10.1002/rse2.131>

Sugai, L., Silva, T., Ribeiro Jr, J., & Llusia, D. (2018). Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *BioScience*, 69. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>

Zhong, M., LeBien, J., Campos-Cerqueira, M., Dodhia, R., Lavista Ferres, J., Velev, J. P., & Aide, T. M. (2020). Multispecies bioacoustic classification using transfer learning of deep convolutional neural networks with pseudo-labeling. *Applied Acoustics*, 166, 107375. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2020.107375>

Tavolga, W. N. (1966). Marine Bioacoustics. *Science*, 153(3737), 771–773. <https://doi.org/10.1126/science.153.3737.771>

Tegeler, A., Morrison, M., & Szewczak, J. (2012). Using Extended-Duration Audio Recordings to Survey Avian Species. *Wildlife Society Bulletin*, 36. <https://doi.org/10.1002/wsb.112>

Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B. C., Doucette, J., & Pekin, B. (2011). A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, 26(9), 1233–1246. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9>

Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B. C., & Villanueva-Rivera, M. L. J. (2018). Package ‘soundecology’. *R package version*, 1(3), 3.

Watkinson, J. (2002). *An Introduction to Digital Audio* (2. tr). Routledge.

<https://doi.org/10.4324/9780080495811>

Weik, M. H. (1995). *Communications Standard Dictionary* (3rd tr). Chapman & Hall. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4615-6672-4>

Wheeldon, A., Mossman, H. L., Sullivan, M. J. P., Mathenge, J., & de Kort, S. R. (2019). Comparison of acoustic and traditional point count methods to assess bird diversity and composition in the Aberdare National Park, Kenya. *African Journal of Ecology*, *57*(2), 168–176. <https://doi.org/10.1111/aje.12596>

Wightman, P. H., Henrichs, D. W., Collier, B. A., & Chamberlain, M. J. (2022). Comparison of methods for automated identification of wild turkey gobbles. *Wildlife Society Bulletin*, *46*(1), e1246. <https://doi.org/10.1002/wsb.1246>

Wyse, L. (2017). *Audio Spectrogram Representations for Processing with Convolutional Neural Networks*.

Lihlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Art Villem Adojaan

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihlitsentsi) minu loodud teose

**AUTOOMSETE HELISALVESTITE JA TUVASTUSTARKVARA KASUTAMINE
LINNUSEIRES,**

mille juhendajad on Asko Lõhmus ja Marko Kohv,

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Art Villem Adojaan

27.05.2022