

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Art Villem Adojaan

**AKUSTILISTE INDEKSITE KASUTATAVUS HAUDELINNUSTIKU
ISELOOMUSTAMISEL**

Magistritöö (30 EAP)

Juhendajad: Asko Lõhmus ja Marko Kohv

TARTU 2025

Infoleht

Akustiliste indeksite kasutatavus haudelinnustiku iseloomustamisel

Akustilised indeksid leiavad bioakustikas üha enam kasutust helipiltide kiirel kvantitatiivselt kirjeldamisel. Selleks, et hinnata akustiliste indeksite sobivust haudelinnustiku iseloomustamiseks, viidi 2022. aasta maikuu läbi passiivne akustiline seire kahes Põlvamaa metsamaastikus. Töö eesmärk oli uurida kolme levinuma akustilise indeksi – bioakustilise indeksi (BI), akustilise kompleksuse indeksi (ACI) ja normeeritud erinevuse helipildiindeksi (NDSI) – seoseid haudelinnustiku liigirikkuse, mitmekesisuse ja pesitsustihedusega. Lisaks hinnati indeksite tundlikkust tuule- ja vihmamürale ning töötati välja meetod madala müratasemega salvestuste tuvastamiseks. Tulemused näitasid, et BI ja ACI olid mõõdukalt tugevalt seotud haudelinnustiku näitajatega. Samas ei lisanud indeksid oluliselt seletusvõimet mudelile, kus haudelinnustiku varieeruvust hinnati kasvukoha produktiivsuse kaudu. Töö tulemustest järeldub, et akustilised indeksid sobivad eeskätt väheuuritud või raskesti ligipääsetavate metsamaastike iseloomustamiseks.

Märksõnad: bioakustika, passiivne akustiline seire, akustiline indeks, haudelinnustik
CERCS: B280 Loomaökoloogia

The applicability of acoustic indices for characterizing breeding bird communities

Acoustic indices are increasingly used for rapid quantitative description of soundscapes. To evaluate their suitability for characterizing breeding bird communities, passive acoustic monitoring was conducted in May 2022 in two forest landscapes in Põlva county, Estonia. The aim of this thesis was to examine the relationships between three commonly used indices – the Bioacoustic Index (BI), Acoustic Complexity Index (ACI), and Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) – and breeding bird species richness, diversity, and territory density. In addition, the sensitivity of the indices to wind and rain noise was assessed, and a method was developed to detect recordings with low ambient noise. The results showed that BI and ACI were moderately strongly associated with bird community metrics, but the indices did not provide additional explanatory power when forest site productivity was accounted for. The findings suggest that acoustic indices may be most useful in poorly studied or poorly accessible forest landscapes.

Keywords: bioacoustics, passive acoustic monitoring, acoustic index, breeding bird community
CERCS: B280 Animal ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus	6
2. Kirjanduse ülevaade	8
2.1. Heli füüsilised omadused ja salvestamine	8
2.2. Akustiliste indeksite kasutamine helipildi iseloomustamisel	8
2.2.1. Akustiliste indeksite idee	8
2.2.2. Enim rakendatud akustilised indeksid	9
2.3. Akustilise indeksi väärtust mõjutavad tegurid	10
2.3.1. Salvestuspingutus ja proovivõtustrateegia	12
2.3.2. Keskkonnamüra mõju	13
2.3.3. Helifailide analüüs	14
3. Materjal ja metoodika	17
3.1. Uurimisala ja välitööd	17
3.2. Kripsi ja Kängä soo uurimisala linnustiku ja maastiku andmed	18
3.3. Helifailide eeltöötlus ja andmeanalüüs	19
3.4. Töö autori roll	22
4. Tulemused	23
4.1. Indeksite väärtused maikuu jooksul	23
4.2. Ilma mõju indeksitele	25
4.3. Indeksite seosed kooslusetunnustega	26
5. Arutelu	29
5.1. Indeksite ja haudelinnustiku vahelised seosed	29
5.2. Kasvukoha kaalutud boniteedi ja haudelinnustiku seosed	30
5.3. Tuule ja vihma mõju indeksitele	30
5.4. Töö metoodilised piirangud	31
5.5. Edasised uurimisvajadused	32
Kokkuvõte	33
Summary	35
Tänu sõnad	37
Kirjanduse loetelu	38

1. Sissejuhatus

Viimastel aastakümnetel on keskkonna seisundi hindamise vajadus ja maht kasvanud ning traditsioonilistele töö- ja ajakulukatele meetoditele otsitakse kuluefektiivsemaid alternatiive. Bioakustika uued töövahendid ja meetodid võivad olla üheks selliseks alternatiiviks.

Bioakustika (ingl *bioacoustics*) valdkonna helipiltide ökoloogia (ingl *soundscape ecology*) harus uuritakse helipilte (ingl *soundscape*) ehk ajas varieeruvaid ja (loodus)ruumis levivaid helisid ning nende seotust elusorganismidega (Farina & Pieretti, 2014; Pijanowski *et al.*, 2011). Helipilt jagatakse tüüpiliselt kolmeks: biofoonia ehk eluslooduse tekitatud helid, geofoonia ehk eluta looduse tekitatud helid ja antropofoonia ehk kõik inimtekkelised helid (Krause, 2008).

Passiivne akustiline seire on meetod, mille käigus paigaldatakse autonoomsed helisalvestid pikemaks ajaks keskkonda helipilte salvestama. Viimasel viieteistkümnel aastal on helisalvestite andme- ja energiakandjate ning tarkvara hüppeliselt arenenud ning salvestustehnoloogia kättesaadavuse paranenud (Hill *et al.*, 2018). See on muutnud suure hulga andmete kogumise niivõrd odavaks, et nende läbikuulamine või manuaalne läbivaatus pole enamasti mõistlik (LeBien *et al.*, 2020). Kuna passiivse akustilise seire käigus kogutud helifailidelt liikide tuvastamise algoritmid on keerulised ning ajas ja helisageduselt kattuvate häälte puhul ebatäpsed, on populaarsust kogumas kiiresti arvatavad akustilised indeksid, mis kannavad interpreteeritavat ökoloogilist informatsiooni. Indekseid on loodud kümneid ja enamikku arvutatakse helisageduste ja -võimsuse ajalise varieeruvuse põhjal. Indeksid annavad arväärtuse mingile kindlale helipildi aspektile, näiteks kompleksusele või korrapärale, ning helipildi terviklikuks iseloomustamiseks tuleb arvutada ja analüüsida mitme indeksi väärtusi koos.

Akustilisi indekseid on seostatud lindude liigirikkuse, mitmekesisuse ja arvukusega, samuti muude kohalike kooslusetunnuste, näiteks metsamaad või -struktuuri kirjeldavate näitajatega (Alcocer *et al.*, 2022) Linnustiku-uuringute kontekstis on akustilisi indekseid valideeritud maastikult punkt- või transektloenduse meetodil kogutud suhteliste linnustikunäitajatega (Shonfield & Bayne, 2017), helifailidelt tuvastatud liigirikkuse ja häälitusaktiivsusega ning häälitsevate lindude arvuga (Morrison *et al.*, 2021). Haudelinnustiku korduvloenduste käigus hinnatud absoluutse pesitsustiheduse ja indeksite vahelisi seoseid autorile teadaolevalt uuritud ei ole. Vaatamata populaarsuse kasvule on endiselt küsitav indeksite töökindlus ja universaalne rakendatavus. On saadud vastukäivaid tulemusi, mille põhjuseks peetakse peamiselt meetodika ja töövahendite erinevusi (Luna-Naranjo *et al.*, 2024).

Indeksite seostamisel keskkonnanäitajatega tuleb arvestada soovimatute helide, näiteks tuulemüra mõjuga indeksitele (Terranova *et al.*, 2024). Veel ei ole välja kujunenud ühest meetodit mürarikaste helifailide tuvastamiseks ehk informatiivsuse hindamiseks, mistõttu sageli elimineeritakse huvipakkuvaid signaale maskeeriva müraga helifailid sonogrammidele manuaalselt.

Käesoleva töö teoreetilises osas selgitatakse kirjanduse põhjal indeksite ja kooslusetunnuste vahel leitud seoseid. Lisaks kirjeldatakse indeksi arvutamist ja interpreteerimist otseselt mõjutavaid tegureid. Töö praktilises osas on analüüsitud kahe Põlvamaal asuva uurimisala haudelinnustikku ja helipilte. Selleks kombineeriti korduvloendustega kaardistatud pesitsusterritooriumite ja passiivse akustilise seirega kogutud andmeid. Töös kasutatakse kolme sageli rakendatud rakendatud indeksit, akustilise kompleksuse indeksit (ingl *Acoustic Complexity Index*; ACI), bioakustilist indeksit (ingl *Bioacoustic Index*; BI) ja normeeritud erinevuse helipildiindeksit (ingl *Normalized Differentiated Soundscape Index*; NDSI).

Magistritöö eesmärk on:

- selgitada indeksite omavahelisi seoseid ja indeksite muutumist ajas, et mõista mil määral on indeksid tundlikud samadele või erinevatele helipildi omadustele;
- tuvastada, kas ja kuidas mõjutavad ilmanähtused (tuul ja vihm) indeksite väärtusi, et vajadusel nende helisignaali mõju ökoloogiliste seoste uurimisel arvesse võtta;
- töötada välja spektraaltiheduse arvutustel põhinev meetod madala müratasemega helisalvestuste tuvastamiseks, et kiirendada mürataseme hindamise protsessi ja vähendada selle subjektiivsust;
- uurida, kuidas seostuvad erinevad indeksid helisalvestit ümbritseva koosluse tunnustega (haudelinnustiku liigirikkus, liigiline mitmekesisus ja pesitsustihedus ja metsa boniteet), et hinnata akustiliste indeksite kasutatavust haudelinnustiku iseloomustamisel.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1. Heli füüsikalised omadused ja salvestamine

Heli on keskkonnas lainena leviv mehaaniline võnkumine. Heli „kõrgus“ sõltub võnkesagedusest, üks võnge vastab ühele hertsile (Hz). Mida suurem võnkesagedus, seda kõrgem heli. Inimese kuulmisvahemik jääb tavaliselt 20 Hz ja 20 000 Hz vahele, neist madalamaid ja kõrgemaid helisid nimetatakse vastavalt infra- ja ultrahelideks. Helivaljust määrab helirõhu amplituud, mida mõõdetakse detsibellides (dB), seejuures suurem amplituud tähendab valjemat heli (Rossing, 2007).

Akustiliste uuringute kontekstis kasutatakse heli salvestamiseks mikrofone, mis muundavad helilained elektrilisteks signaalideks. Need elektrilised analoogsignaaliid muundatakse omakorda digitaalseteks, et neid saaks salvestada, taasesitada ja töödelda. Digitaalsignaali saamiseks tuleb pidevsignaali diskreetida ehk asendada signaali hetkväärtuste jadaga, kasutades infokao vältimiseks diskreetimissagedust, mis on signaalipingest vähemalt kaks korda kõrgem. Inimkõrvale kuuldavate helide, sealhulgas linnuhääle salvestamiseks kasutatakse tüüpiliselt diskreetimissagedust 44,1 kHz (Rossing, 2007).

2.2. Akustiliste indeksite kasutamine helipildi iseloomustamisel

2.2.1. Akustiliste indeksite idee

Linnustik on maastiku tasemel elurikkuse kirjeldamise oluline komponent (Carignan & Villard, 2002), ning selle iseloomustamiseks saab kasutada helipildil olevaid linnuhääli. Viimase 15 aasta jooksul on välja töötatud kümneid akustilisi indekseid ehk valemite, mille eesmärk on anda helipildilt mõõdetud tunnustustele arvväärus (Buxton *et al.*, 2018; Sueur *et al.*, 2014). Kuna tüüpiliselt domineerivad maismaal inimesele kuuldavas sagedusvahemikus helipildidel linnuhääled, on indekseid välja töötades võetud arvesse linnuhääle eripärasid.

Üks esimesi lindude helipildile väärtuse andmiseks välja töötatud indekseid, akustilise kompleksuse indeks (ACI) on disainitud mõõtma biofoonia mitmekesisust ja ebakorrapärasust, olles samal ajal vähetundlik konstantsete helide, näiteks müra suhtes (Pieretti *et al.*, 2011). Idee poolest viitavad kõrgemad helipildilt mõõdetud ACI väärtused mitmekesisemale linnustikule (Farina *et al.*, 2011). Kuna helipilti mõjutavad omakorda väga paljud keskkonnategurid, tuleb indekseid kasutada ühena mitmetest kooslust või selle ajas muutumist kirjeldavatest tunnustest (Krause & Farina, 2016). Kuigi alates esimeste indeksite

välja töötamisest on kirjeldatud ja rakendatud veel kümneid akustilisi indekseid, pole tekkinud ühest arusaama, kas ja kuidas on neid kõige õigem kasutada ja saadud tulemusi interpreteerida. Kuna akustilised indeksid on pealtnäha keskkonnaseisundi (või näiteks liigilise mitmekesisuse) hindamist kiirendavad ja seejuures lihtsasti rakendatavad tööriistad, ahvatlevad need tegema kergekäeliselt järeldusi, süvenemata põhjustesse, mis tegelikult muutusi indeksite väärtustes põhjustavad (Alcocer *et al.*, 2022).

2.2.2. Enim rakendatud akustilised indeksid

Boelman *et al.* (2007) kasutasid bioakustilist indeksit (BI) kohalike ja võõrliikide vahelise konkurentsi uurimisel Hawaii saartel. Bioakustiline indeks arvutatakse tüüpiliselt 2–8 kHz sagedusvahemikus (kuhu jääb enamik linnuhääli) valemiga, mis võtab arvesse nii helitugevust kui hõivatud sagedusribade arvu. Indeksi põhimõte on, et mida valjem ja sageduslikult mitmekesisem on helipilt, seda kõrgem on BI väärtus. Bioakustilise indeksi väärtused on ööpäeva lõikes tüüpiliselt bimodaalse jaotusega, väärtused on kõrgeimad hommikul enne päikesetõusu ja õhtul enne päikeseloojangut (Retamosa Izaguirre & Ramírez-Alán, 2018). Bioakustilise indeksi väärtuste ja liigirikkuse vahel on mitmetes töödes leitud positiivne seos (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2020; Eldridge *et al.*, 2018; Mitchell *et al.*, 2020). Lisaks on leitud tugev positiivne seos loenduste põhjal arvutatud mitmekesisust hindava Shannoni indeksi ja akustiliste indeksite vahel (Botero-Cañola *et al.*, 2024), aga nõrk seos helipiltidelt arvutatud linnustiku mitmekesisuse ja indeksite vahel (Allen-Ankins *et al.*, 2023). Kõrged BI väärtused võivad peegeldada bioloogilist aktiivsust, ent mitte tingimata mitmekesisemat linnustikku (Retamosa Izaguirre & Ramírez-Alán, 2018). Bioakustilise indeksi ja lindude arvu vahel on leitud positiivne seos vaatamata sellele, et keskkonnaseisundi hinnanguga positiivset seost ei leitud (Fuller *et al.*, 2015).

Paljude häälitsevate loomade signaalide helisagedus ja -intensiivsus varieerub ajas rohkem kui keskkonnas olevad abiootilised helid. ACI annab helipildile arvuväärtuse, summeerides huvipakkavas sagedusvahemikus (lindude puhul näiteks 1–10 kHz) määratud sagedusribade (tüüpiliselt 1 kHz sagedusribad) amplituudierinevused järjestikes lühikestes ajavahemikes (0,01–1 s). See tähendab, et mitmekesised eluslooduselt pärinevad helisignaalid, näiteks linnulaul, põhjustavad ACI väärtuse tõusu, kuid stabiilne tuule- või inimtegevusega kaasnev müra indeksi väärtust ei mõjuta (Pieretti *et al.*, 2011). Samas on näidatud ACI tundlikkust lühiajalistele abiootilistele helidele, mille ajaline varieeruvus on suurem, näiteks õrnale vihmale, lehtedelt tilkuvatele piiskadele või üksikule tuuleilile (Depraetere *et al.*, 2012). On

leitud, et lindude kõrgema liigilise mitmekesisuse korral on ACI väärtused kõrgemad (Buxton, Agnihotri, *et al.*, 2018), samuti on leitud positiivseid seoseid ACI ja liigirikkuse (Jorge *et al.*, 2018; Towsey *et al.*, 2014), isendite arvu (Buxton *et al.*, 2016) või häälitusaktiivsuse (Eldridge *et al.*, 2018; Pieretti *et al.*, 2011) vahel. Samas on töid, kus ei ole leitud olulist seost ACI ja liigilise mitmekesisuse, liigirikkuse (Fuller *et al.*, 2015; Gage *et al.*, 2017; Mammides *et al.*, 2017; Moreno-Gómez *et al.*, 2019) või isendite arvu vahel (Buxton, Agnihotri, *et al.*, 2018). On leitud, et seosed liigilise mitmekesisuse ja helipildi kompleksuse vahel on tugevamad parasvöötmes kui näiteks troopilises või ekvatoriaalses kliimavöötmes (Eldridge *et al.*, 2018), aga ka, et biogeograafiline regioon ja elupaigatüüp (mets, avamaastik jne) ei mõjuta indeksi funktsionaalsust ja erinevused tulenevad uurimuste vahelistest meetodilistest erinevustest (Bateman & Uzal, 2022).

Normeeritud erinevuse helipildiindeks (NDSI) kirjeldab biofoonia ja antropofoonia (ja geofoonia) suhet helipildil skaalal -1 kuni 1 , seejuures väärtusel 1 antropo- ja geofoonilist päritolu helid puuduvad, samas kui väärtusel -1 puuduvad biofoonilist päritolu helid. See põhineb eeldusel, et antropo- ja geofoonia ning biofoonia domineerivad erinevates sagedusvahemikes (vastavalt $1-2$ kHz ja $2-10$ kHz). NDSI väärtuse saamiseks võetakse mõlema sagedusvahemiku kõige kõrgema spektraaltihedusega sagedusriba väärtus, võrreldakse neid omavahel ja normeeritakse.

NDSI väärtuse ja liigirikkuse vahel on leitud positiivne seos (Beason *et al.*, 2023; Bradfer-Lawrence *et al.*, 2020), kuid mõnel juhul on seos nõrk või puudub (Kotian *et al.*, 2024). NDSI väärtuste interpreteerimisel on oluline märgata analüüsitaval helipildil olevaid erandeid, näiteks madalatel helisagedustel häälitsevaid linnuliike või kõrgsageduslikke helisid tekitavaid müraallikaid.

2.3. Akustilise indeksi väärtust mõjutavad tegurid

Akustilise indeksi väärtuse interpreteerimiseks on oluline lisaks selle arvutusviisile mõista, kuidas keskkonnast, salvestusseadistustest ja -mahust ning helisalvesti spetsiifikast tulenevad tegurid mõjutavad indeksi väärtust (Gasc *et al.*, 2015). Kuigi ökoloogiliste seoste uurimiseks kasutatavad akustilised indeksid on sageli disainitud olema tundlikumad biofoonia suhtes ja vähem mõjutatud geofooniast ja antropofooniast, on indeksite väärtused siiski eluta looduse ja inimtekkelistest helidest mingil määral mõjutatud. Lisaks on helifailidelt mõõdetud indeksite väärtused otseselt seotud helisalvesti seadistuste ja salvestatud helifaili kvaliteediga (Zhang *et al.*, 2024), mistõttu on võrreldavuse tagamiseks oluline kasutada identseid helisalvesteid

identsete seadistustega. Kuigi pole välja kujunenud standardset protokoll, mille järgi helipilte keskkonna iseloomustamiseks koguda, on salvestusvõimsuse kiire tõus soosinud pigem pidevat helipildi salvestamist ja indeksi väärtuse arvutamist valitud (nt üheminutiliste) helilõikude kohta. Akustilise indeksi väärtust mõjutavaid tegureid teades on võimalik nende mõju vajadusel vähendada või järelduste tegemisel arvesse võtta.

Uuringu eesmärkidest ja eripäradest sõltub, milliste tehniliste näitajate ja hinnaga helisalvesti tasub valida. Kui helisalvesti energiaefektiivsus, salvestusmaht, ilmastikukindlus ja programmeeritavus mõjutavad helifailide kogumise protsessi, siis seadme mikrofoni eripäradest sõltub otseselt arvutatud indeksite väärtus. Erinevused mikrofonide signaali-müra suhte, tundlikkuse, suunadiagrammi, sageduskoste, võimendusteguri ja failiformaadi vahel mõjutavad indeksite väärtusi ja muudavad erinevate uuringute tulemuste võrdlemise keeruliseks (Adams *et al.*, 2012; Jarrett *et al.*, 2025; Zhang *et al.*, 2024). Akustiliste indeksite uurimisel kasutatavad mikrofonid peaksid üldjuhul olema võimalikult madala signaali-müra suhte (Xie *et al.*, 2021), ringsuunalise suunadiagrammi (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019) ja võimalikult ühtlase sageduskostega (Luna-Naranjo *et al.*, 2024). Ebaühtlasest sageduskostest tulenevad heliamplituudi moonutused põhjustavad originaalsignaali ebatäpset salvestumist (Metcalf *et al.*, 2021).

Ka heli salvestusformaadid (sh pakkimine) mõjutavad helisignaali mõõdetavaid parameetreid ja seeläbi akustiliste indeksite väärtust (Araya-Salas *et al.*, 2019; Heath *et al.*, 2021). Andmemahu piirangute tõttu on varem kasutatud helisignaali suurte kadudega pakkivat MP3 helifailivormingut (Towsey *et al.*, 2014), ent võimalusel tasub eelistada kadudeta pakkimata WAV-formaati või kadudeta pakitud W4V-formaati (Metcalf *et al.*, 2023). Tavalistel helisalvestitel on võimalik tõsta võimendustegurit ehk suurendada analoogsignaali amplituudi enne digitaalseks muundamist. Tõstes võimendusteguri liiga kõrgeks, võib signaali tase ületada seadme maksimaalse lubatud piiri, moonutades seeläbi signaali ja mõjutades indeksite väärtust (Metcalf *et al.*, 2023). Mikrofonide tundlikkus ja keskkonnas olevad füüsilised barjäärid on samuti olulised parameetrid, ent neist sõltub vaid seadme salvestusulatus, mida on indeksiväärtuste interpreteerimisel võimalik arvestada.

Tüüpilised helisalvestid diskreediivad helisignaali vastavalt seadistusele vahemikus 8 Hz – 384 kHz, linnustiku-uuringute puhul piisab 40 kHz diskreetimissagedusest. Helifailid talletatakse vähemalt 10 MB/s kiirusega mälukaartidele, mille suurus on kuni 256 GB. Osadel helisalvestitel on võimekus mitme mälukaardi korraga kasutamiseks, pikendades seega

töökestust. Laiatarbeliselt kättesaadavad helisalvestid töötavad tüüpiliselt AA-suurusel patareide või akude toitel, kuid sageli on neile võimalik paigaldada ka väliseid lisaakusid või lisatoidet, näiteks päikesepaneele, mis pikendavad nende autonoomsust. Suurem osa maismaal kasutamiseks mõeldud helisalvestitest on ilmastikukindlad või spetsiaalse korpuse abil ilmastikukindlaks muudetavad.

2.3.1. Salvestuspingutus ja proovivõtustrateegia

Salvestuspingutus ehk kui kaua ja kui sageli helisid salvestatakse ning proovivõtustrateegia (pidev või katkendlik salvestamine ja salvestusperioodi pikkus) mõjutavad akustilise indeksi väärtust. On leitud, et ACI, BI ja NDSI standardvea stabiliseerumiseks on vaja 120 tunni ehk viie ööpäeva jagu järjest salvestatud helipilte, katkendlikul salvestamisel on vaja pikemat salvestusperioodi ja võimalikult väikest ajavahet kahe salvestuse vahel (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019).

Kuivõrd akustiliste indeksite kasutuselevõtu algusaastatel olid salvestusvahendite andme- ja energiakandjatest tulenevad piirangud salvestuspingutusele suuremad kui tänapäeval, eelistati osaproovide võtmist (Sugai *et al.*, 2020). Seadistades helisalvesti pideva ööpäevaringse salvestamise asemel lindistama näiteks 10 minutit igas tunnis või 2 tundi hommikul ja 2 tundi õhtul, pikeneb kogu potentsiaalne salvestusperiood 6 korda. Osaproovide võtmise parim ajaline jaotus sõltub uurimisobjektist, näiteks lindude päiksetõusujärgse häälitsemisaktiivsuse perioodil salvestatud helifailides kajastub vähe või üldse mitte öise eluviisiga lindude hääli (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2020). Kui uuritav liik häälitseb ebaregulaarselt või ainult kindlatel keskkonnatingimustel (näiteks pärast vihma), ei pruugi osaproov langeda sellele spetsiifilisele ajaaknale. Selle, kas osaproovide võtmine on põhjendatud ja millist protokollit tuleb järgida, on võimalik kindlaks teha pilootprojektiga, mille käigus helipilti salvestatakse pausideta (Sugai *et al.*, 2020). On leitud, et suurem arv lühikesi helifaile kogub rohkem helipildina huvipakkuvat infot kui väiksem arv pikki helifaile (Metcalf *et al.*, 2021). Lisaks võiks osaproovi pikkus olla kolmandik kirjeldatavast ajaperioodist ehk näiteks 10-minutine helifail kirjeldab 30 minuti pikkust perioodi (Francomano *et al.*, 2020). Praktikas on suuremahuliste SD-kaartide ja energiatõhusate helisalvestite kättesaadavuse tõus muutnud katkematute helifailide salvestamise tavapärasemaks, eriti akustilisi indekseid rakendavates uurimustes (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2023).

Proovivõtustrateegia puhul mängib rolli, kui pika helifaili kohta indeksi väärtus arvutatakse. Arvutades indeksi väärtus vaid lühikese, näiteks 10-sekundilise helilõigu kohta, ei pruugi see

olla indeksi suure ajas varieerumise informatiivne. Samas, arvutades väärtused viieminutilise helilõigu kohta, on oht keskmistamise teel pisendada huvipakkuvate sündmuste, näiteks linnulaulu alguse või lõpu mõju. Tavaline praktika on arvutada indeksiväärtus üheminutilise helilõigu kohta, seejuures rohkem kordusi salvestusperioodi jooksul annab terviklikuma ülevaate helipildil toimuvast (Schweiger *et al.*, 2016).

2.3.2. Keskkonnamüra mõju

Indeksiväärtuste seostamisel elusloodust kirjeldavate näitajatega tuleb arvestada, et need on lisaks uurimisobjekti signaalidele otseselt mõjutatud ka ümbritsevatest abiootilist päritolu helidest (Grinfeder *et al.*, 2022). See tähendab, et kui ühel hetkel põhjustab indeksi kõrget väärtust linnulaul, siis teisel hetkel võivad identset väärtust põhjustada lehtedelt langevad vihmapiisad. Tuulele avatud mikrofoni salvestab madala signaali-müra suhtega homogeenset helipilti, tuule tõttu nagisev puu või krabisevad lehed võivad lisada helipildile aga mitmekesisust. Veelgi enam, lisaks signaalide maskeerimisele (Diepstraten & Willie, 2021), mõjutab tuul otseselt huvipakkuvate signaalide levimiskaugust (Winiarska *et al.*, 2024). Geofoonia mõju indeksi väärtustele sõltub indeksi arvutusmeetodist. ACI, mille väärtus kasvab helipildi mitmekesisuse tõustes, pole tundlik madalsagedusliku püsiva tuule suhtes, ent annab kõrgeid väärtusi väga laia sagedusulatusel ja juhuslike mustritega vihmajärgi korral. NDSI, mis hindab biofooniat ja geofooniat suhet helipildil, tõlgendab kõrgematel sagedusel levivaid abiootilisi hääli kui biofooniat.

Tuule ja vihmaga kaasnevat müra on võimalik ennetavalt minimeerida, kasutades spetsiaalset mikrofoni tuulekaitset, paigutades helisalvesti tuulele ja vihmale vähem avatud kohta või vältides ebasobivate ilmaoludega perioode. Akustilisi indekseid rakendavates uurimustes analüüsitakse tüüpiliselt vaid helifaile, millel on madal geo- ja antropofoonia ja need helifaailid tuvastatakse sonogrammide visuaalsel kontrollil (Dröge *et al.*, 2024). Samuti on välja töötatud algoritme, mis arvutavad iga päeva ilmaennustuse põhjal välja sihtliikide tuvastamiseks optimaalseima salvestusperioodi (Balantic & Donovan, 2019).

Helifaailidelt on võimalik tuvastada nii tugevast tuulest kui vihmast põhjustatud madalat signaali-müra suhet, et vastavad helisalvestused analüüsist kõrvale jätta (Bedoya *et al.*, 2017; Terranova *et al.*, 2024). Samas jättes vihmased või tuulised perioodid analüüsist välja, võivad jääda nendega otseselt seotud muutused helipildil registreerimata (Sánchez-Giraldo *et al.*, 2020). Näiteks on kirjeldatud konnade kõrgemat hääliaktiivsust vahetult pärast vihmajärgi (Oseen & Wassersug, 2002) ja nahkhiirte hääliaktiivsuse kasvu nõrga vihma ajal (Biffi *et*

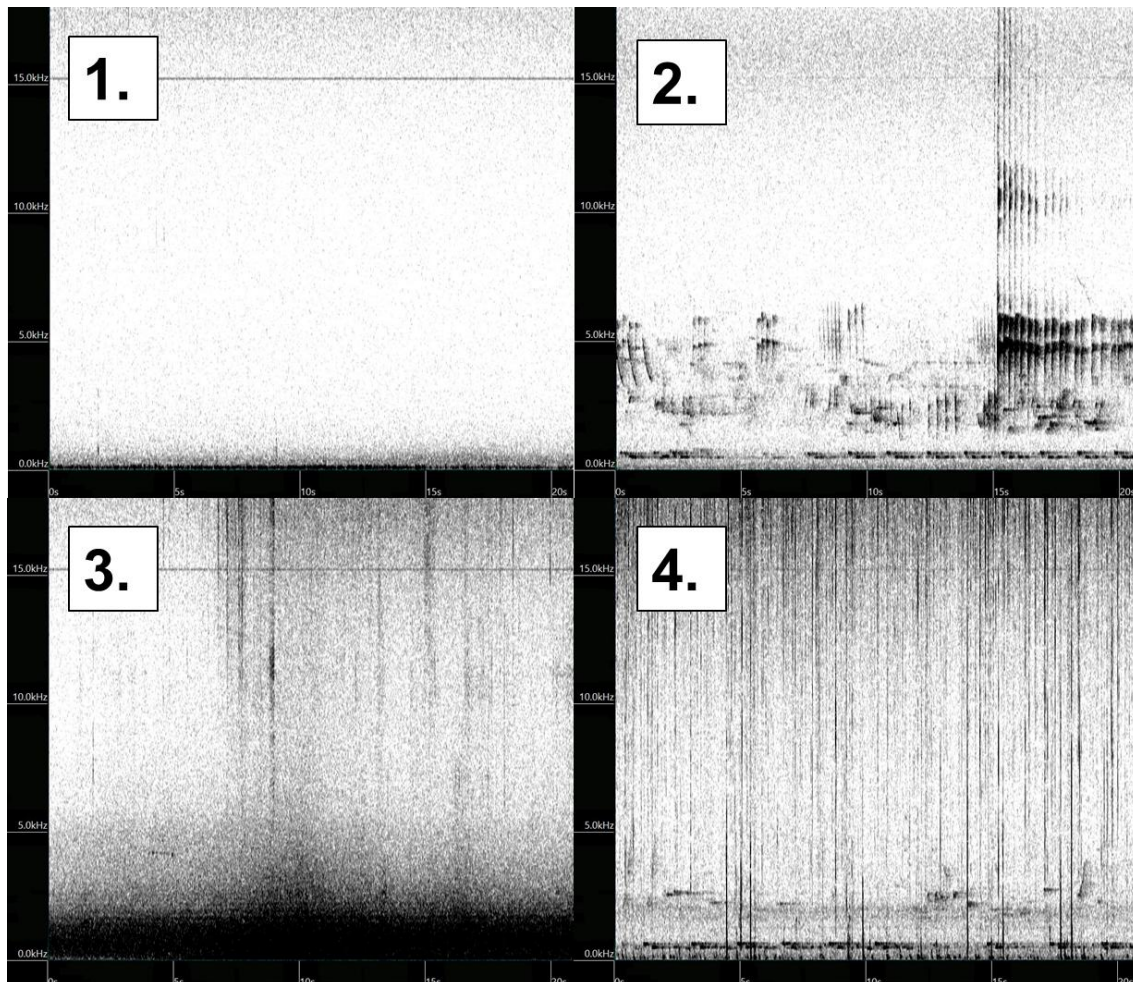
al., 2024). Lindude puhul on leitud, et troopikas elavate vile-metstinamute (*Crypturellus undulatus*) häälightsusaktiivsus on kuival perioodil positiivselt seotud vihasajuga (Pérez-Granados & Schuchmann, 2021), parasvöötmes mõjutab vihasadu lindude häälightsusaktiivsust aga enamasti negatiivselt (Diepstraten & Willie, 2021). Uurides helipilte inimasustuse läheduses, kus domineerib sageduslikult ja helivõimsuselt mitmekesine antropofoonia, mis võib olla positiivselt seotud akustiliste indeksite väärtustega, ei pruugi peale segavate signaalide eemaldamise või alternatiivsete indeksite välja töötamise muud varianti olla (Fairbrass *et al.*, 2017).

2.3.3. Helifailide analüüs

Helifailide analüüsimiseks on kolm võimalust: kuulamine, sonogrammi vaatamine ning sonogrammi parameetrite automaatne analüüs spetsiaalse tarkvara abil. Enne analüüsitarkvarade rakendamist uuritakse ja vajadusel eeltöödeldakse kogutud helifaile. Failide esmane uurimine on vajalik, et tuvastada vigu helisalvestite töös või anomaalseid hääli helifailides ning et saada terviklikum ettekujutus kogutud andmetest.

Helifailide kuulamine ja vaatamine on iga bioakustilise analüüsi keskne osa. Helifaili visualiseerimiseks kasutatakse peamiselt sonogrammi (ehk spektrogrammi; Joonis 1), mis on helipildi visuaalne esitus. Helifaili kuulates on võimalik sonogrammilt paralleelselt vaadata helisignaalide parameetreid. Sonogrammi genereerimise seadistused mängivad väga olulist rolli selle hilisemal analüüsil. Selle genereerimiseks tehakse lühiajaline Fourier' teisendus (Brigham & Morrow, 1967), milles digitaalne helisignaal aknastatakse (ingl *windowing*) ehk jagatakse lühikesteks segmentideks, seejuures määratakse ajavahemik ehk akna pikkus, mille jooksul signaali analüüsitakse. Akna pikkus mõjutab sonogrammi eraldusvõimet – lühemad aknad pakuvad paremat ajalist eraldusvõimet, samas pikemad aknad pakuvad paremat helisageduslikku eraldusvõimet (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024). Näiteks genereerides sonogrammi helifailist, millel värvuline laulab mitmekesisist trillerit sagedusel 1–2 kHz, on väiksem aknapikkus eelistatud, sest annab detailsema pildi sageduste vaheldumisest. Madalsagedusliku hääle puhul annab informatiivsema pildi suurem aknapikkus. Samuti tuleb valida matemaatiline funktsioon, mis kaalub signaali väärtusi akna sees. Tavaliselt kasutatakse selleks Hanni või Hammingi aknafunktsiooni. Seejärel arvutatakse iga akna kohta signaali sageduskomponentide summa, mille tulemused järjestatakse ajaliselt nii, et moodustub maatriks, kus horisontaaltelg on tüüpiliselt aeg, vertikaaltelg on helisagedus ja värviskaala näitab signaali intensiivsust ehk helivaljust (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024). Kuna sonogrammi

eraldusvõime ja informatiivsus sõltuvad otseselt eelmainitud parameetritest ning kasutatavast tarkvarast, on oluline katsetada erinevate seadistustega, et leida konkreetse helipildi jaoks sobivaimad. Kuigi sonogrammid on põhiline viis helide informatiivseks visualiseerimiseks ja võimaldavad ka kuulamata interpreteerida helipildil toimuvat, on üheks nende suureks puuduseks kattuvate helide eristamise keerukus.



Joonis 1. Sonogramm ehk spektrogramm on helipildi visuaalne esitus. Sonogrammi vertikaalteljel on helisagedus, horisontaalteljel aeg ja värviskaala näitab helivaljust. 1. sonogrammil on vaikus, 2. Sonogrammil laulavad korraga mitmed linnuliigid, 3. sonogrammil on tugev tuul ja 4. sonogrammil sajab vihma.

Helifailide analüüsi saab kiirendada kasutades mitmeid andmemahu vähendamise meetodeid. Esiteks, kuna pikkade suuremahuliste helifailidega töötamiseks sobib vaid suure operatiivmälu (RAM) arvuti, on helifaile väiksemateks lõikudeks tükeldades võimalik operatiivmälu kasutamist pikema aja peale jaotada. Teiseks, kui originaalfailide sagedusvahemik on vajalikust suurem, on võimalik failide suurust vähendada. Näiteks juhul, kui lisaks kuuldavale helile salvestati ka ultraheli, ent see pole konkreetsetes analüüsis oluline, on analüüsi kiirendamiseks otstarbekas failide diskreetimissagedust vähendada, sest nõnda väheneb ka andmemaht. Sageduspõhiselt on võimalik helisid eemaldada ka kõrg- või madalpääsfiltriga (Hyland *et al.*, 2023). Kõrgpääsfiltrit kasutatakse sageli ka lihtsalt madalsagedusliku müra eemaldamiseks. Kolmandaks, kuigi helifailid salvestatakse stereohelina, ei pruugi alati kahte helikanalit vaja minna ja piisab ühest. Stereoheli monoheliks konverteerimine vähendab andmete mahtu. Neljandaks aitab andmemahtu vähendada analüüsikõlbmatute tuule- ja vihmamüraste või hoopis vaiksete helifailide välja filtreerimine (Metcalf *et al.*, 2023), kasutades spetsiaalseid müratuvastusalgoritme või näiteks teatud helisageduste spektraaltiheduse väärtusi.

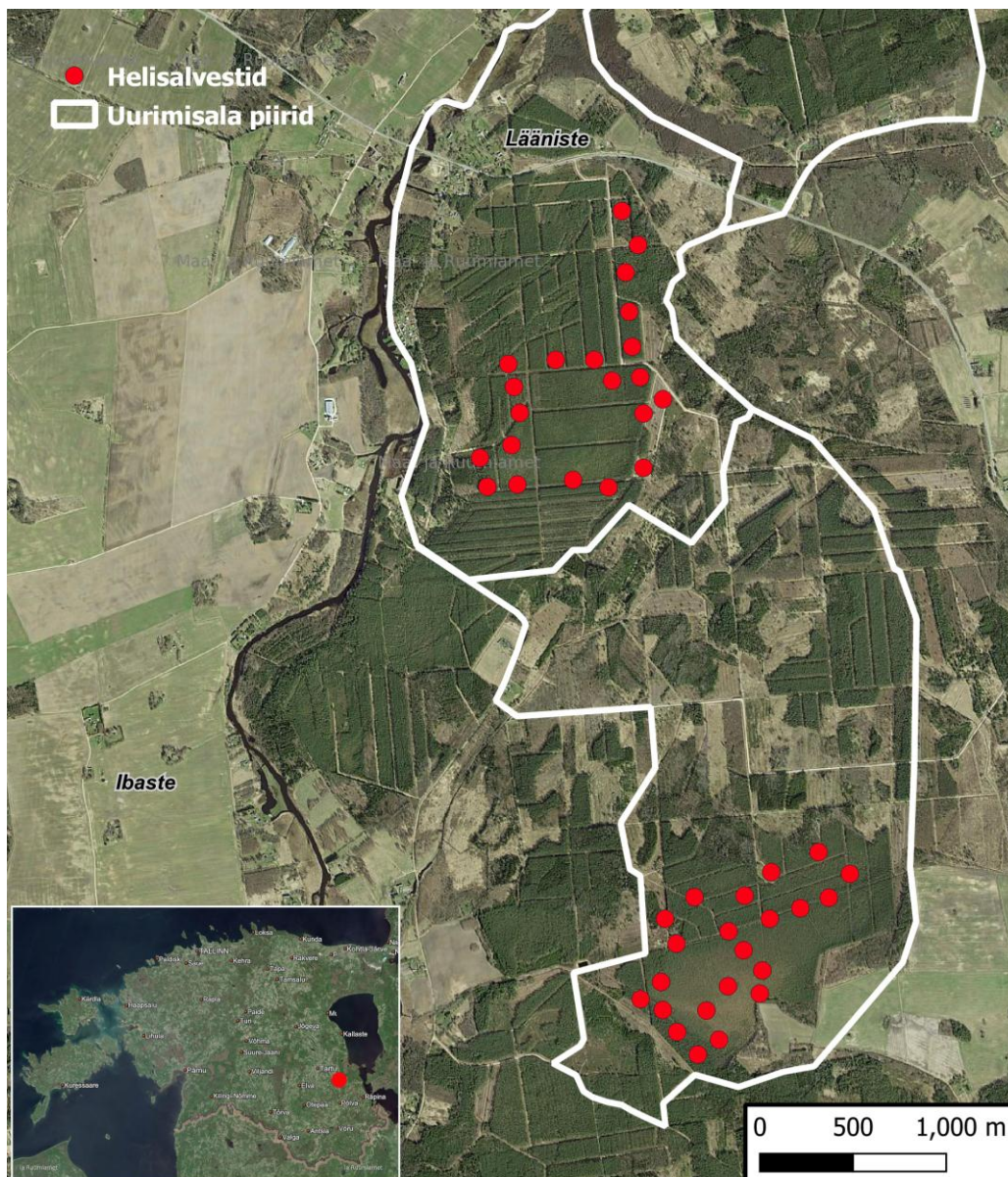
3. Materjal ja metoodika

3.1. Uurimisala ja välitööd

Helipiltide uurimiseks paigaldati 2022. aasta kevadel kahele Põlvamaal Kripsi ja Kängä soos ja nende ümbruse metsamaastikul asuvale uurimisalale 46 automaatset helisalvestit (*Audiomoth*, versioon 1.6.0; Joonis 2). Helisalvestid olid programmeeritud salvestama alates 1. maist ööpäevaringselt iga tunni esimesed 10 minutit kuni aku tühjenemise või mälukaardi täitumiseni. Helisalvestid paigaldati eelnevalt kaardil välja valitud kohtadesse, umbes 1,5 meetri kõrgusele ning üksteisest ligikaudu 150 meetri kaugusele (Joonis 3). Kahe uurimisala omavaheline kaugus oli umbes 2 kilomeetrit. Helisalvestid olid programmeeritud salvestama helifaile 48 kHz diskreetimissagedusel, keskmise võimendusega ja WAV-formaadis. Iga helisalvesti oli varustatud kolme aku ja ühe 32 või 64 GB Micro-SD mälukaardiga. Ilmastikukindluse tagamiseks olid helisalvestid niiskust imava silikageelikotikesega sulguriga kilekotis.



Joonis 2. Helisalvesti Audiomoth paigaldati umbes 1,5 meetri kõrgusele, ilmastikukindluse tagamiseks olid helisalvestid niiskust imava silikageelikotikesega sulguriga kilekotis. Autori foto.



Joonis 3. Kahele Põlvemaal asuvale uurimisalale paigaldati 46 helisalvestit. Joonisel on punasega märgitud helisalvestite asukohad, valge joonega on tähistatud linnustiku korduvloenduste ala piirid.

3.2. Kripsi ja Kängä soo uurimisala linnustiku ja maastiku andmed

Töös kasutati samadelt uurimisaladelt, kuid salvestiste uuringust sõltumatult kogutud linnustikuandmeid – korduvloenduste tulemusel hinnatud lindude pesitsusterritooriumite tsentroide 2022. aasta kevadel (Lõhmus, 2024). Käesolevas töös on kasutatud ka Lõhmuse (2024) avaldatud andmekogust pärit metsaeraldiste boniteediväärtusi Lõhmuse (1984) süsteemis.

Iga helisalvesti kohta arvutati ümbritsev haudelinnustiku liigirikkus, Shannoni mitmekesisus ja absoluutne pesitsustihedus. Selleks moodustati iga helisalvesti punkti ümber 200 meetri

raadiusega puhver ja seoti puhvrissse jäävad pesitsusterritooriumide tsentroidid vastava helisalvestiga. Kuna üks tsentroid võis jääda mitmesse puhvrissse ja moonutada andmeanalüüsi pseudoreplikatsioonidega, arvutati kattuvate tsentroidide hulk nii koguandmestikus kui hõrendatud andmestikus. Hõrendatud andmestikku kaasati iga teine helisalvesti. Tabelist 1 on näha, et nende tsentroidide osatähtsus, mis jäid vaid ühe puhvri raadiusse tõusis andmestiku hõrendamisel peaaegu kahekordselt. Iga puhvri kohta arvutati tarkvaras QGIS (versioon 3.40.3) funktsiooniga „*Join attributes by location (summary)*“ pesitsevate liikide arv ja absoluutne pesitsustihedus ehk territooriumitsentroidide arv puhvriss. Shannoni mitmekesisuse indeks arvutati tarkvaras R paketi „*vegan*“ funktsiooniga „*diversity()*“ (Dixon, 2003).

Tabel 1. Hõrendamata ja hõrendatud andmestikus salvestite vahel kattuvate territooriumite tsentroidide arvud. Puhvrite arv näitab mitme puhvri raadiusse territooriumi tsentroidid jäi.

Puhvrite arv	Hõrendamata (n = 43)	Hõrendatud (n = 21)
1	218	356
2	181	67
3	72	3
4	34	0
5	4	0

Samuti arvutati iga helisalvesti ümbruse kaalutud boniteet. (originaalsüsteemist ümberkodeeritud skaalale 1–7, seejuures 1 puhul on boniteet kõrgeim, 7 puhul madalaim) hindamiseks moodustati tarkvaras QGIS iga helisalvesti asukoha punkti ümber 200 meetri raadiusega puhver, arvutati sellesse jäävate metsaeraldiste suhteline osa kogu puhvriss ja korrutati see vastava eraldise boniteediga. Korrutise tulemused summeeriti ja võeti pöördväärtus, tulemuseks puhvri kaalutud boniteet.

3.3. Helifailide eeltöötlus ja andmeanalüüs

Salvestusperioodi lõppedes kopeeriti helisalvestites olevatelt mälukaartidelt helifailid hoiustamiseks 8 TB HDD-tüüpi kõvakettale, et andmeid enne analüüsi uurida, korrastada ja vajadusel eeltöödelda. 46 helisalvestist kolm ei olnud korrektselt seadistatud, mistõttu need helifaile ei salvestanud. Ülejäänud 43 helisalvestist 17 lindistasid kokku kuni 3 nädalat ja 26 helisalvestit kuni 5 nädalat, sõltuvalt mälukaardi suurusest. Kokku koguti 34 475 10-minutilist helisalvestust kogumahuga 2 TB. Kõik helifailid katalogiseeriti salvestipõhiselt, pakiti

Kaleidoscope Pro tarkvaras kvaliteedikaoa W4V-8 formaati ja lõigati üheminutilisteks lõikudeks, et kiirendada analüüsiprotsessi. Helifailidest tehtud sonogrammide esmase visuaalse uurimise käigus eemaldati üksikuid anomaalseid helifaile, näiteks veekahjustuse põhjustatud salvestusvigadega faile.

Kaleidoscope Pro tarkvaraga arvutati iga helisalvesti failide kohta ACI (lühiajalise Fourier' teisenduse aknapikkus ehk FFT = 512, sagedusvahemik 2–8 kHz), BI (FFT = 512, sagedusvahemik 2–8 kHz) ja NDSI (FFT = 512, biofoonia sagedusvahemik 2–11 kHz, antropofoonia/geofoonia sagedusvahemik 1–2 kHz) minutipõhised väärtused. Ülejäänud seadete, näiteks aknapikkuse puhul kasutati tarkvara vaikeseadeid. Kõigi helifailide indeksiväärtused koondati ühte andmetabelisse.

Ilmaolude ja indeksite vaheliste seoste uurimisel kasutati kohaliku ilmajaama puudumise tõttu ligi 50 km kauguselt Tartu-Tõravere ilmajaamast (N 58°15'51'', E 26°27'41'') kogutud tunnipõhist keskmist tuulekiirust (m/s) ja sademete hulka (mm). Esmalt uuriti, kuidas erinevate asukohtade indeksid varieeruvad sõltuvalt tuulekiirusest. Arvutati kolme indeksi maikuu ööpäevade mediaan ja selle hälbumus maikuu trendist (kevade edenedes eeldati trendi uute lindude helipildile lisandumise tõttu). Seejärel seostati indeksi hälve trendist keskmise tuulekiirusega ning analüüsiti seost lineaarse regressiooniga. Teiseks uuriti samal põhimõttel sademete ja indeksite varieeruvuse vahelisi seoseid. Lineaarsed regressioonid indeksite väärtuste ja ilmaparameetrite vahel arvutati tarkvaraprogrammis R funktsiooniga „lm()” ja pakettidega „ggplot2” ja „ggmisc”.

Spektraaltihedus (ingl *power spectral density*; PSD; suhteline, ühikuta väärtus) näitab, kuidas jaotub helienergia sageduste vahel. Kohaliku tuule ja vihma põhjustatud müra hindamiseks kasutati helifailidelt mõõdetud vastavalt madala sagedusvahemiku (0–495,3 Hz) ja kõrge sagedusvahemiku (5–7 kHz) mediaanspektraaltihedust. Spektraaltihedused arvutati ühe helisalvesti originaal WAV-formaadis salvestistelt programmiga R. Iga fail loeti sisse paketi „tuneR” funktsiooniga „readWave()” (Ligges *et al.*, 2013). Arvutuskooormuse minimeerimiseks vähendati failide diskreetimissagedust 22 050 hertsini funktsiooniga „downsample()” ja analüüsiti vaid iga faili esimest kümmet sekundit.

Paketi „seewave” (Sueur *et al.*, 2008) funktsiooniga „meanspec()” arvutati Welchi meetodil iga analüüsitava helilõigu kogu sagedusvahemiku spektraaltihedus 21,5 Hz sagedusribade kaupa. Seejärel arvutati sagedusvahemikes 0–495,3 Hz ja 5–7 kHz spektraaltiheduste tunnipõhine mediaan, millest omakorda arvutati iga ööpäeva keskväärtus. Ööpäeva puhul

kasutati keskväärtust, et üksikud kõrged väärtused, näiteks keskpäevane vihm vaikselt päeval, ei jääks märkamata. Andmete haldamiseks, korrastamiseks ja visualiseerimiseks kasutati pakettide „data.table“, „dplyr“, „tidyr“ ja „ggplot2“ erinevaid funktsioone.

Madalsagedusliku spektraaltiheduse ööpäevased keskväärtused varieerusid vahemikus 5,5–17, keskväärtusega 9,4. Madalsagedusliku spektraaltiheduse väärtused seostati tuulekiirusega ja viidi läbi lineaarne regressioonanalüüs. Spektraaltiheduste väärtuseid (5–7 kHz) ja sademete andmeid analüüsiti kasutades Wilcoxonit astaksumma testi. Madala müratasemega ehk informatiivseteks kuupäevadeks valiti madalsagedusliku spektraaltiheduse keskväärtuste alumisse kvartiili (keskmine amplituud <6,5) jäävad maikuu päevad: 1.05, 5.05, 6.05, 10.05, 24.05, 25.05, 29.05 ja 30.05 (Tabel 2).

Tabel 2. Madalsagedusliku spektraaltiheduse põhjal arvatud ööpäeva mediaanspektraaltihedus. „Informatiivsed“ kuupäevad on tabelis märgitud helerohelise taustaga.

Mai 2022	1. päev	2. päev	3. päev	4. päev	5. päev	6. päev	7. päev
1. nädal	6,1	8,4	14,7	9,9	6,4	6,5	10,2
2. nädal	10,4	8,9	6,2	7,5	14,3	15,5	7,0
3. nädal	12,6	17,0	9,3	12,1	7,5	9,4	12,5
4. nädal	9,9	7,4	6,5	6,5	8,5	11,3	11,9
5. nädal	5,5	5,7	11,3				

Edasiseks analüüsiks kasutati vaid „informatiivsete“ kuupäevade indeksiväärtusi. Lineaarsed regressioonid indeksite väärtuste vahel arvatati ja visualiseeriti tarkvaraprogrammis R funktsiooniga „lm()“ ja pakettide „ggplot2“ ja „ggmisc“. Kõikide regressioonide puhul kasutati iga salvestuspunkti 2022. aasta maikuu vastava indeksi „informatiivsete“ kuupäevade mediaanväärtust. See lähenemine vähendas madala aktiivsusega perioodide või anomaalselt kõrgete indeksiväärtuste ebaproportsionaalset mõju seoseanalüüsile. Kõigi asukohtade indeksite muutumist ajas uuriti kahe grupi, mai esimese poole ja teise poole vahel Wilcoxonit paarisjärjestuste testiga.

Indeksite normaaljaotusest hälbumist uuriti tarkvarapaketi R Shapiro-Wilki testiga: kõigi indeksite iga asukoha (n = 43) kuu aja mediaanid olid mitternormaalse jaotusega (BI: W = 0,757, p < 0,001; ACI: W = 0,593, p < 0,001; NDSI: W = 0,903, p < 0,05). Mitternormaalse jaotusega olid ka asukohtade liigirikkus (W = 0,937, p < 0,001) ja absoluutne pesitsustihedus (W = 0,837, p < 0,001). Shannoni mitmekesisuse indeks oli normaaljaotusega (W = 0,966, p = 0,1944).

Andmete mittenormalse jaotuse tõttu uuriti indekse seotust liigirikkuse, arvukuse ja liigilise mitmekesisusega kasutades Spearmani astakorrelatsiooni. Iga helisalvesti 200 meetri raadiuse kohta arvatud kaalutud boniteedi ning indekse ja haudelinnustiku näitajate vahelisi seoseid uuriti nii Spearmani korrelatsiooni kui lineaarse regressioonanalüüsiga. Lisaks võrreldi iga haudelinnustikunäitaja puhul kahte lineaarmudelit dispersioonanalüüsiga (ANOVA). Esimeses mudelis (mudel 1) oli sõltumatuks muutujaks ainult kaalutud boniteet, teises mudelis (mudel 2) lisati sellele üks kolmest akustilisest indeksist.

3.4. Töö autori roll

Magistritöö autor viis läbi välitööd helisalvestuste kogumiseks. Töö autor koostas kirjanduse põhjal andmete kogumise protokoll (helisalvestite seadistused, paigaldamisviis, metaandmete salvestamine jms), viis need juhendajate valitud uurimisalale juhendajatega eelnevalt kokku lepitud asukohtadesse ja hiljem tegeles kogutud andmete eksploratiivse uurimise, haldamise ja kataloogimisega. Töö autor arvutas iseseisvalt helifailidelt indeksid ja spektraaltiheduse, arvutas juhendajalt (Asko Lõhmus) saadud korduvloenduste linnustikuandmetest ning maastikuandmetest kooslust kirjeldavad parameetrid. Andmete analüüsi viis läbi autor iseseisvalt, toetudes juhendajate antud metoodilistele nõuannetele.

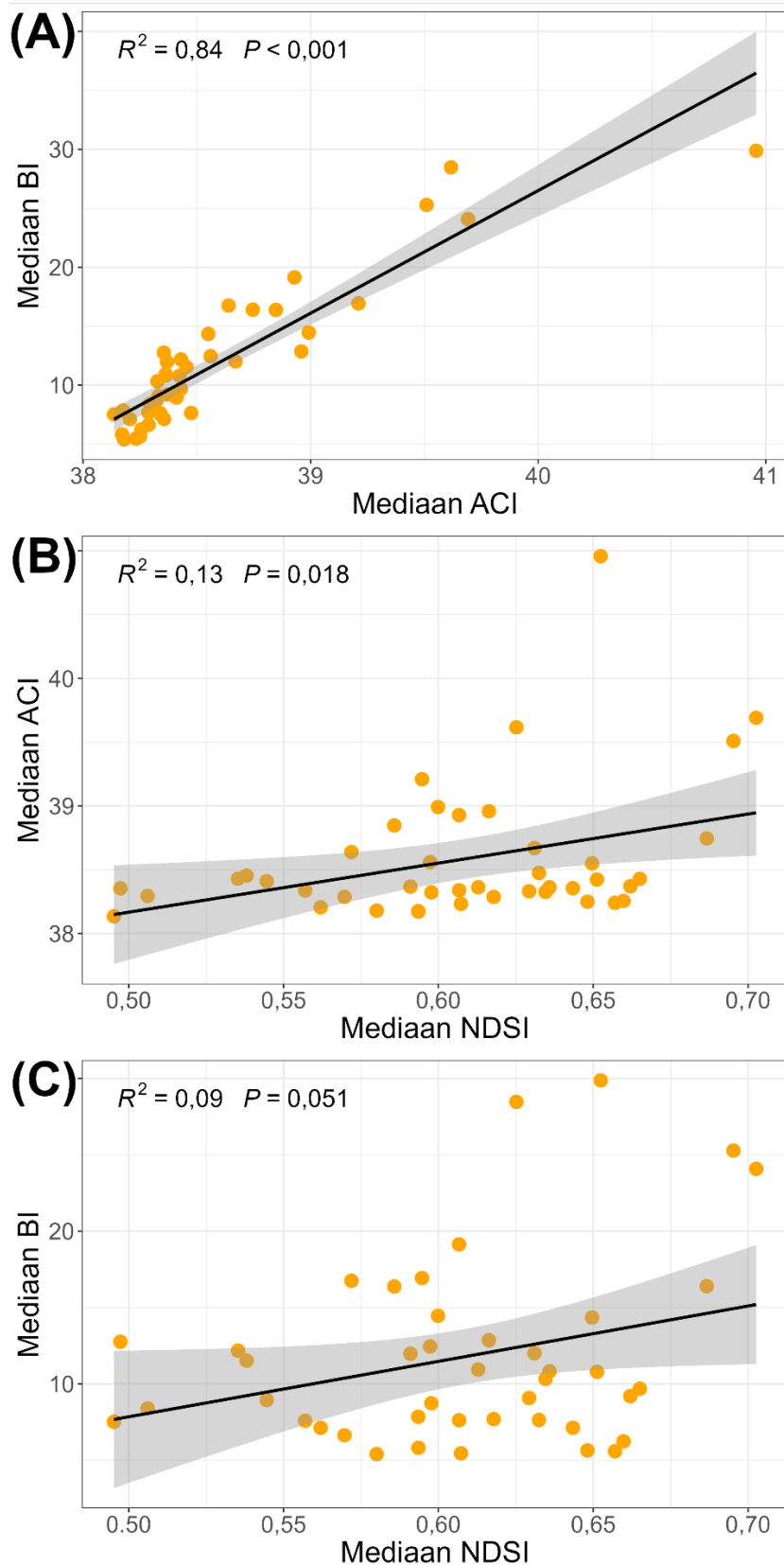
4. Tulemused

4.1. Indeksite väärtused maikuu jooksul

Lineaarsed regressioonid kolme uuritud akustilise indeksi (ACI, BI ja NDSI) ööpäevaste mediaanväärtuste vahel näitasid olulist positiivset seost vaid ACI ja BI vahel ($R^2 = 0,84$; $p < 0,001$), nõrgem positiivne seos oli NDSI ja ACI ($R^2 = 0,13$; $p < 0,05$) ning olulisuse piiril olev seos NDSI ja BI ($R^2 = 0,09$; $p = 0,051$) vahel (Joonis 4)

Wilcoxon'i paarisjärjestuste test ($n = 32$ salvestit) ei näidanud NDSI väärtustes olulist erinevust mai esimese ja teise poole vahel ($V = 178$; $p = 0,271$), BI väärtused olid mai teises pooles statistiliselt oluliselt kõrgemad kui mai esimeses pooles ($V = 31$; $p < 0,001$), ACI puhul oli positiivne seos samuti statistiliselt oluline ($V = 82$; $p < 0,01$).

BI väärtuste varieeruvus langes maikuu edenedes statistiliselt oluliselt ($R^2 = 0,15$, $p = 0,029$), kuid ACI ($R^2 = 0,12$, $p = 0,061$) ja NDSI ($R^2 = 0,04$, $p = 0,298$) puhul statistiliselt olulist seost ei leitud.



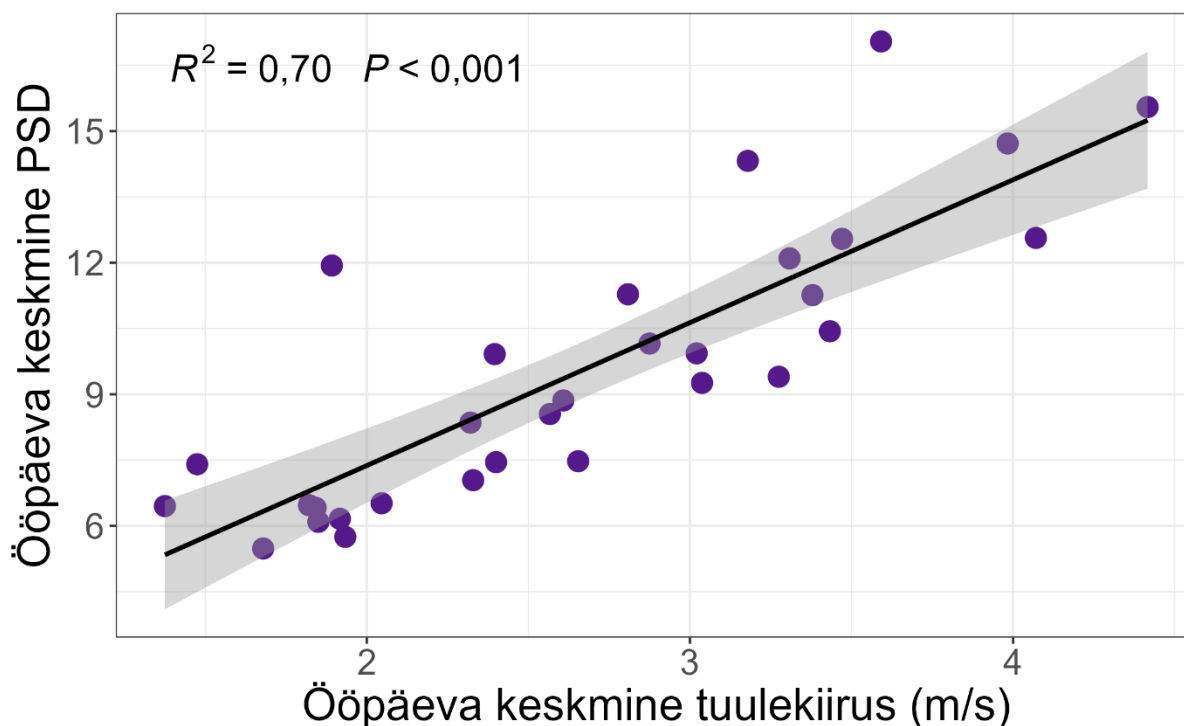
Joonis 4. Maikuu indeksite ööpäeva mediaanväärtuste omavahelised seosed. (A) bioakustiline indeks ja akustilise kompleksuse indeks; (B) akustilise kompleksuse indeks ja normeeritud erinevuse helipildiindeks; (C) bioakustiline indeks ja normeeritud erinevuse helipildiindeks. Halliga regressiooni standardviga.

4.2. Ilma mõju indeksitele

Ööpäeva keskmise tuulekiiruse suurenedes BI suhteline varieeruvus tõusis ($R^2 = 0,37$; $p < 0,001$), kuid ACI suhtelise varieeruvuse ja tuulekiiruse vahel ei olnud statistiliselt olulist seost ($R^2 = 0,04$; $p = 0,305$). Tuulekiiruse tõustes NDSI suhteline varieeruvus tõusis oluliselt ($R^2 = 0,61$, $p < 0,001$).

Ööpäeva keskmise PSD (0–495,3 Hz) ja tuulekiiruse vahel oli tugev positiivne seos ($R^2 = 0,70$, $p < 0,001$), mis võimaldas PSD-d kasutada tuulemüra ja indeksite väärtuste vaheliste seoste uurimiseks (Joonis 5) PSD ja BI vahel oli nõrk positiivne statistiliselt oluline seos ($R^2 = 0,14$; $p = 0,042$). PSD kasvades NDSI väärtused langevad statistiliselt oluliselt ($R^2 = 0,68$; $p < 0,001$). ACI ja PSD vahel puudus statistiliselt oluline seos ($R^2 = 0,05$; $p = 0,24$).

Positiivne seos leiti ACI ja ööpäeva keskmise sademetehulga vahel ($R^2 = 0,40$; $p < 0,001$), kuid nii NDSI kui BI puhul statistiliselt olulist seost sademetehulgaga ei leitud. Samuti ei olnud madalatel sagedustel mõõdetud PSD ja sademete vahel olulist seost. Kõrgsagedusliku spektraaltiheduse (5–7 kHz) ja sademete esinemise vahelise seose uurimiseks kasutatud Wilcoxon'i astaksummatest nähtub, et PSD ja sademete vahel esineb statistiliselt oluline positiivne seos ($W = 172$; $p = 0,041$). BI ja kõrgsagedusliku müra amplituudi vahel on positiivne seos ($R^2 = 0,52$, $p < 0,001$), samuti on positiivne statistiliselt oluline seos ACI-ga ($R^2 = 0,40$; $p < 0,001$). NDSI ja kõrgsagedusliku müra amplituudi vahel puudus statistiliselt oluline seos ($R^2 = 0,08$; $p = 0,118$).



Joonis 5. Seos ööpäeva keskmise tuulekiiruse ja madalsagedusliku spektraaltiheduse (PSD) vahel. Iga punkt on ühe ööpäeva keskmised väärtused. Halliga regressiooni standardviga.

4.3. Indeksite seosed kooslusetunnustega

Kõigil kolmel indeksil oli liigirikkuuse, tsentroidide arvu ja indeksite ja Shannoni mitmekesisusega statistiliselt oluline positiivne seos (Tabel 3). Kui pseudoreplikatsiooni riski vähendamiseks kasutati hõrendatud andmestikku, muutusid keskmised korrelatsioonikordajad vähe, kuid NDSI korrelatsioonid haudelinnustiku näitajatega muutusid osavalimites kõigi seoste puhul statistiliselt mitteoluliseks. ACI puhul jäid seosed statistiliselt oluliseks liigirikkuuse ja mitmekesisuse, kuid mitte pesitsustiheduse puhul. BI korrelatsioonid leidsid statistilist kinnitust ka osavalimiga.

Lineaarse regressioonanalüüsi tulemused näitasid, et viljakamates kasvukohtades (keskmise kaalutud boniteedi järgi) suureneb selgesti nii liigirikkus, Shannoni mitmekesisusindeks kui ka territooriumide tsentroidide arv ($R^2 = 0,62-0,71$, $p < 0,001$). Paralleelselt leiti (mõnevõrra nõrgemad) positiivsed seosed ka boniteedi ja akustiliste indeksite vahel, kõige selgemini BI puhul (Tabel 4).

Tabel 3. Akustiliste indeksite ja haudelinnustiku näitajate seosed Spearmani korrelatsiooni ja lineaarregressiooniga.

	Indeks	Spearmani korrelatsioon		Lineaarregressioon		
		r_s	p	Tõusu- kordaja	R^2	p
Liigirikkus	BI	0,708	< 0,001	0,61	0,40	< 0,001
	ACI	0,670	< 0,001	5,53	0,27	< 0,001
	NDSI	0,338	< 0,05	47,15	0,17	= 0,007
Mitme- kesisus	BI	0,692	< 0,001	0,05	0,33	< 0,001
	ACI	0,666	< 0,001	0,42	0,22	= 0,001
	NDSI	0,321	< 0,05	3,46	0,12	= 0,020
Pesitsus- tihedus	BI	0,683	< 0,001	1,07	0,38	< 0,001
	ACI	0,657	< 0,001	9,52	0,25	< 0,001
	NDSI	0,385	< 0,05	83,39	0,16	= 0,007

Tabel 4. Akustiliste indeksite, haudelinnustiku tunnuste ning helisalvesti ümbruse kaalutud boniteedi vahelised seosed.

Sõltuv tunnus	Sõltumatu tunnus	Spearmani korrelatsioon		Lineaarregressioon			
		r_s	p	Tõusu- kordaja	R^2	p	Vaba- liige
Kaalutud boniteet	BI	0,807	< 0,001	4,38	0,53	< 0,001	33,39
	ACI	0,706	< 0,001	0,32	0,33	< 0,001	40,20
	NDSI	0,301	0,051	0,02	0,19	0,0038	0,79
	Liigirikkus	0,802	< 0,001	4,86	0,71	< 0,001	38,80
	Mitmekesisus	0,796	< 0,001	0,39	0,62	< 0,001	4,31
	Pesitsus- tihedus	0,798	< 0,001	8,44	0,67	< 0,001	65,87

Akustiliste indeksite lisamisel lineaarsetesse mudelitesse, milles kaalutud boniteeti kasutati haudelinnustiku ennustamiseks, ei paranenud mudelite selgitusjõud statistiliselt olulisel määral. Kõikide testitud indeksite p-väärtused jäid olulisuslävest kõrgemale ($p > 0,5$) ning dispersioonianalüüsi (ANOVA) tulemused kinnitasid, et indeksite lisamine ei parandanud mudelite sobivust (Tabel 5).

Tabel 5. Dispersioonanalüüsi (ANOVA) tulemused lineaarsete mudelite võrdlusel, kus sõltuvateks muutujateks olid haudelinnustiku näitajad. Mudel 1 puhul on sõltumatuks muutujaks ainult kaalutud boniteet, mudel 2 puhul on lisatud sõltumatu muutujana ka vastav indeks.

Sõltuv tunnus	Sõltumatu tunnus	Mudeli 1 jääkhajuvus	Mudeli 2 jääkhajuvus	F	p
Liigirikkus	BI	531,40	530,15	0,10	0,757
	ACI	531,40	528,11	0,25	0,618
	NDSI	531,40	527,27	0,32	0,577
Mitme-kesisus	BI	4,8889	4,8889	0,00	0,984
	ACI	4,8889	4,8852	0,03	0,862
	NDSI	4,8889	4,8872	0,01	0,906
Pesitsus-tihedus	BI	1950,3	1943,6	0,14	0,712
	ACI	1950,3	1942,5	0,16	0,690
	NDSI	1950,3	1932,9	0,36	0,551

5. Arutelu

5.1. Indeksite ja haudelinnustiku vahelised seosed

Töös leiti mõõdukalt tugevad korrelatsioonid haudelinnustiku näitajate (liigirikkus, mitmekesisus ja pesitsustihedus) ning bioakustilise indeksi (BI) ja akustilise kompleksuse indeksi (ACI) vahel, samas kui NDSI seosed olid nõrgad. Samas selgus, et indeksite lisamisel mudelisse, kus haudelinnustiku varieeruvust hinnati kaalutud boniteedi kaudu, ei lisandunud mudelile oluliselt seletusvõimet.

Linnustiku liigilise mitmekesisuse ja ACI vahel on leitud tugevaid positiivseid seoseid (Buxton *et al.*, 2018; Towsey *et al.*, 2014), kuid üldiselt on indeksite ja liigilise mitmekesisuse vahelisi seoseid käsitlevaid töid avaldatud vähe (Alcocer *et al.*, 2022). BI ja liigirikikuse vahel on leitud nii tugevaid positiivseid (Boelman *et al.*, 2007; Fuller *et al.*, 2015) kui nõrku negatiivseid korrelatsioone (Mammides *et al.*, 2017). Bateman & Uzal (2022) ülevaateartikkel akustilise kompleksuse indeksi ning lindude liigirikikuse vahelistest seostest toob välja, et vastukäivad tulemused on põhjustatud tööde meetodilistest erinevustest. Näiteks on töödes, kus ei leitud indeksi ja liigirikikuse vahel olulist seost, arvatud indeksid väga lühikese perioodi kohta või pole analüüsis eemaldatud tugeva geofooniaga helifaile. Käesolevas töös leiti uuritud indeksite mõõdukalt tugevad seosed liigirikikuse ja liigilise mitmekesisusega. Vaid mõõdukalt tugevad seosed võivad olla põhjustatud nii linnustikunäitajate arvutamise viisist (näiteks 200 meetrise raadiusega puhver helisalvesti ümber võis jääda liiga väikseks) aga ka sellest, et pesitsusterritooriumite tsentroidide põhjal arvatud linnustikunäitajad ei võtnud arvesse ülelendavaid või helisalvesti ümber häälitsevad mittepesitsevaid linde. Samuti jäeti madalale seatud mürataseme piiri tõttu analüüsi vaid kaheksa kuupäeva indeksiväärtused, mis ei pruukinud olla piisavalt suur valim (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019). BI väärtused olid mai teises pooles kõrgemad kui mai algul, mis võib viidata uute liikide saabumisele või korduvpesitsejate teise kurna alustamisele (Budka *et al.*, 2023). Samas ACI ja NDSI väärtused jäid ajas suhteliselt stabiilseks. Normeeritud erinevuse helipildiindeksi ja linnustiku liigirikikuse vahel on leitud tugevaid seoseid (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2020). Käesolevas töös leitud nõrgad seosed NDSI ning haudelinnustiku liigirikikuse, mitmekesisuse ja pesitsustihedusega tulenevad tõenäoliselt uurimisalade madalast antropofooniast ja tugeva geofooniaga kuupäevade analüüsisist kõrvale jätmisest – väärtused olid valdavalt positiivsed ja stabiilsed ning ei erinenud asukohati.

5.2. Kasvukoha kaalutud boniteedi ja haudelinnustiku seosed

Käesolevas töös kasutatud kaalutud boniteedi näitaja kajastab helisalvesti lähiümbruse mullaviljakust, metsa kasvukiirust ja metsa muid koosseisu tegureid, mis mõjutavad otseselt lindude elupaigakasutust. Haudelinnustiku ja kasvukoha boniteedi seoseid on varem analüüsitud käesoleva töö uurimisel Kripsi ja Kängä soo ümbruses. On leitud, et kõrgema boniteediga puistutes on lindude asustustihedus ja liigirikkus üldiselt suurem, ent need on samuti mõjutatud puistu majandamisetapist ja -viisist ning kasvukohatüübist (Löhmus, 2020, 2021, 2023). Kõrgema boniteediga puistutes on mitmekesisem toidubaas ja tänu keerulisemale puistustruktuurile ka rohkem pesitsuskohti.

Käesoleva töö tulemused näitavad, et elupaiga kaalutud boniteet on tugevaks seletavaks teguriks kõikide uuritud linnustikunäitajate puhul. Kaalutud boniteet seletab suure osa helisalvesti ümbruse haudelinnustiku liigirikkuse, Shannon'i mitmekesisuse ja pesitsustiheduse varieeruvusest. Lisaks selgub, et akustiliste indeksite lisamine mudelitesse ei paranda nende seletusvõimet statistiliselt olulisel määral. Kuigi akustilisi indekseid on sageli käsitletud kui tõhusaid vahendeid elurikkuse hindamiseks, viitavad töö tulemused, et elupaigaomadustelt hästi kaardistatud metsamaastikes ei pruugi need indeksid pakkuda täiendavat teavet. Akustilistel indeksitel võib aga olla suurem väärtus väheuuritud aladel, kus muud elupaika iseloomustavad andmed puuduvad (Alcocer *et al.*, 2022).

5.3. Tuule ja vihma mõju indeksitele

Töös leiti, et keskmise tuulekiiruse tõustes BI asukohtade vaheline suhteline varieeruvus langeb ehk helipildid ühtlustuvad, samas ACI puhul varieeruvus oluliselt ei muutu ning NDSI puhul suhteline varieeruvus tõuseb oluliselt. Tuule mõju olulisus sõltub indeksi arvutusviisist (Zhang *et al.*, 2024). Nõrk langus BI suhtelises varieeruvuses maikuu jooksul võis olla tingitud kuu lõpu tugevamast keskmisest tuulekiirusest.

Käesolevas töös leitud seosed müra ja indeksiväärtuste kattuvad varem leituga, näiteks, et ACI ja BI väärtused on kõrgemad vihmajärgel ja selle järgselt (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019; Sánchez-Giraldo *et al.*, 2020). NDSI on vähetundlik vihmale, sest vihm on jaotunud enam-vähem ühtlaselt kogu salvestatud sagedusvahemikus. Kuigi on leitud, et tuul tõstab BI ja ACI väärtusi, siis käesolevas töös leiti vaid nõrk seos tuulemüra ja BI vahel. Kuna nii BI kui ACI arvutakse kõrgemalt kui 2 kHz, on need tuulest vähe mõjutatud. Samas on toodud välja, et indeksite väärtusi mõjutavad muidu madalatel sagedustel domineeriva tuuleilide põhjustatud

lühiajalised kõrgematele sagedustele ulatuvad helid, mis justkui lisavad helipilti mitmekesisust (Gratton et al., 2020). NDSI ja tuulemüra tugev negatiivne seos on ootuspärane, tuule tekitatud madalad helisagedused domineerivad kõrgemate helisageduste üle (Juodakis & Marsland, 2022).

Kuigi tavapraktika on mürarohkete hetkede tuvastamine sonogrammi visuaalsel hindamisel, on kasutatud tugeva tuule tuvastamiseks ka keerulisi algoritme (Terranova et al., 2024), vihmajuu tuvastamiseks mitme indeksi kombinatsiooni (Ferroudj et al., 2014) või spektraaltiheduse väärtusi (Bedoya et al., 2017).

Käesolevas töös kirjeldati ja rakendati spektraaltiheduste väärtustel põhinevat meetodit mürarikaste helifailide tuvastamiseks. Kasutati madala sagedusvahemiku keskmist spektraaltihedust tuule ja kõrge sagedusvahemiku keskmist spektraaltihedust vihma tuvastamiseks. Spektraaltiheduse väärtusi on varem kasutatud vihma tuvastamisel troopikas (Bedoya et al., 2017) ent töös leitud optimaalne sagedusvahemik (600–1200 Hz) ei osutunud käesoleva töö andmete põhjal kohalikesse oludesse üle kantavaks. See võis tuleneda nii sademete kohta kasutatud andmete mõõtmise ebatäpsusest kui ka vihmajuu mõju erinevustest helipildile troopilise ja parasvöötme metsamaastiku vahel. Spektraaltiheduse kasutamine helifailide mürataseme hindamiseks ei ole tavapraktika ning selle seost tuulekiiruse ja sademetehulgaga tuleks tulevikus uurida vahetult helisalvesti lähedusest mõõdetud ilmaandmetega. Lisaks ei pruugi nii madalate lävendite seadmine, milleks käesolevas töös oli alumine kvartiil, olla alati põhjendatud ja vajab kontekstipõhist kaalumist.

5.4. Töö metoodilised piirangud

Töö käigus ilmnis mitmeid metoodilisi kitsaskohti, mis võisid mõjutada tulemusi. Esiteks kasutati helifailide kogumiseks *Audiomoth*'i madala signaali-müra suhtega mikrofone (63 dB), mis on küll vaiksimate helide salvestamisel vähem võimekad, ent umbes kümme korda odavamad kui tüüpiliselt kasutatavad *Song Meter 4* mudelid (mikrofoni signaali-müra suhe 80 dB). Samas on indekse arvutamise kontekstis oluline *Audiomoth*'ide ühtlasem sageduskoste võrreldes *Song Meter 4* mudeliga (Zhang et al., 2024). Kõik käesoleva uurimuse helifailid on omavahel võrreldavad, sest on kogutud identsete salvestite ja seadistustega.

Kõigist asukohtadest ei kogutud võrdsel hulgal andmeid erineva suurusega mälukaartide tõttu. Mälukaartide jooksev tühjendamine ja akude laadimine oleks olnud logistiliselt ebamõistlik.

Pikema salvestusperioodi puhul oleks tarvis iga helisalvesti kohta kaks komplekti patareisid ja mälukaarte, et neid vaheldumisi kasutada.

Käesolevas uurimuses paigaldati helisalvestid nii, et need kataksid erinevaid elupaiku, oleksid lihtsasti paigaldatavad ja teineteisest ligikaudu 150 meetri kaugusel. Edaspidi tuleks helisalvesteid paigaldada näiteks ruudustikuna, jättes helisalvestite vahele vähemalt >250 meetrised vahed, et suurendada helipiltide sõltumatust (Metcalf *et al.*, 2023). Ruumilise pseudoreplikatsiooni riski vähendamiseks uuriti indekse ja haudelinnustiku näitajate vahelisi seoseid ka hõrendatud andmestikuga, olulist mõju järeldustele ei selgunud. Lisaks tasuks jälgida, et helisalvestid oleks kõik suunaga kindlasse ilmakaarde.

Saadud tulemuste ülekantavust muud tüüpi metsamaastikele on keeruline hinnata. Uuritud alal domineerisid suhteliselt madala mitmekesisusega kõdusoomännikud. On võimalik, et mingites keerulisemates metsaelupaikades on indekse varieeruvus ja seletusvõime suuremad.

5.5. Edasised uurimisvajadused

Kuna akustilised indeksid on kiiresti arvutatavad ja pealtnäha keskkonna elurikkust iseloomustavad väärtused, on neid meetodi valideerimise eesmärgil peamiselt seostatud linnustiku liigirikkusega (Alcocer *et al.*, 2022). Kuigi indekse arvutusvalemi põhjal võib arvata, et need on tundlikud linnuhäältele (Pieretti *et al.*, 2011; Sueur *et al.*, 2014), pole piisavalt testitud, millistele linnuhäältele need rohkem ja millistele vähem tundlikud on (Alcocer *et al.*, 2022; Tang *et al.*, 2024). Sellest teadmistelüngast tulenevalt võiks käesoleva töö andmestiku põhjal uurida, kuidas helifailidelt tuvastatav linnustiku liigiline koosseis on seotud akustiliste indeksitega. On oluline selgitada, kuidas mõjutab indeksiväärtusi kindlate liikide esinemine ja häälitusaktiivsus helipildil ning kui ülekantavad on need seosed teistesse kooslustesse. Näiteks on võimalik, et mõne liigi häälituste helipildil esinemine või puudumine seletab valdava osa indeksi väärtuse varieeruvusest ja teiste häälitsejate helipildile lisandumine on väheolulise mõjuga. 2022. aasta kevadel Ida-Eestist kogutud helipiltide ja haudelinnustiku korduvloenduste andmete puhul on tegemist unikaalse andmekoguga, mille põhjal on võimalik vastata veel paljudele küsimustele.

Kokkuvõte

Passiivne akustiline seire on võimalik alternatiiv traditsioonilistele töömahukatele linnustiku seiramise meetoditele. Passiivse akustilise seire keskseks töövahendiks on autonoomne helisalvesti, millega saab koguda pikema perioodi jooksul standardseid helipilte sõltumata eksperdi kohaolulust. Helipiltide analüüsimiseks on loodud kümneid akustilisi indekseid, mis võimaldavad helipiltide kvantitatiivset kirjeldamist. Käesoleva magistr töö eesmärk oli hinnata kolme enim rakendatud akustilise indeksi kasutatavust haudelinnustiku iseloomustamisel.

Helipildid koguti 2022. aasta kevadel kahelt Põlvamaa metsamaastikult. Maastikku paigaldati 46 helisalvestit *Audiomoth*, mis olid programmeeritud salvestama maikuu iga tunni esimesed kümme minutit. Helipiltidelt arvatati kolm akustilist indeksit: bioakustiline indeks (BI), akustilise kompleksuse indeks (ACI) ja normeeritud erinevuse helipildiindeks (NDSI). Lisaks kasutati töös sama uurimisala haudelinnustiku korduvloenduste ja puistuid kirjeldavat andmestikku.

Esmalt selgitati indeksite omavahelisi seoseid ja muutlikkust ajas. Lisaks hinnati, kuidas tuule ja vihma põhjustatud keskkonnamüra mõjutab indeksite väärtusi. Leiti, et tuule- ja vihmamüra põhjustavad indeksite väärtuste ja varieeruvuse tõusu, mis muudab eluslooduse helide ja indeksite vaheliste seoste uurimise mürarohketelt helifailidelt ebausaldusväärseks. Sellest tulenevalt töötati välja spektraaltiheduse arvutustel põhinev meetod mürarikaste helifailide tuvastamiseks ja analüüsist kõrvale jätmiseks.

Edasises analüüsis seostati madala müratasemega kuupäevadel arvatud indeksiväärtused iga helisalvesti lähimbruse haudelinnustiku liigirikkuse, Shannoni mitmekesisuse ja absoluutse pesitsustihedusega. Tulemused näitasid, et kõik kolm indeksit olid küll positiivselt seotud haudelinnustikku kirjeldavate näitajatega, kuid BI ja ACI puhul olid seosed mõõdukalt tugevad ja NDSI puhul nõrgad. Lisaks, kui hinnati haudelinnustiku varieeruvust helisalvesti ümbruse boniteedi kaudu, ei lisanud indeksid mudelile oluliselt seletusvõimet.

Töö tulemused viitavad sellele, et akustilised indeksid võivad sobida linnustiku iseloomustamiseks juhul kui analüüsist on eemaldatud keskkonnamürast mõjutatud helifailid. Samas ei pruugi ökoloogiliselt hästi kaardistatud metsamaastikes olla indeksite arvutamine põhjendatud, arvestades käesoleva töö tulemust, et need ei kirjeldanud haudelinnustiku varieeruvust rohkem kui kasvukoha boniteet. Indeksite seletusvõime edendamiseks võiks

edasised uuringud keskenduda salvestatud helipiltide liigilise koosseisu ja indeksite vaheliste seoste täpsemale uurimisele.

Summary

The applicability of acoustic indices for characterizing breeding bird communities

Passive acoustic monitoring is a potential alternative to traditional, labor-intensive bird survey and monitoring methods. The central tool of passive acoustic monitoring is an autonomous recording unit, which allows the sampling and storage of standardized soundscapes over extended periods and without the presence of an expert. To analyze soundscapes, dozens of acoustic indices have been developed – formulas that enable the quantitative description of recorded soundscapes. The aim of this master's thesis was to evaluate the applicability of three commonly used acoustic indices for characterizing breeding bird communities, based on field data from Estonia.

Soundscapes were collected in the spring of 2022 in two forest landscapes in Põlva County, eastern Estonia. A total of 46 Audiomoth recorders were deployed in the landscapes, programmed to record the first ten minutes of every hour during May. From the soundscapes, three acoustic indices were calculated: the Bioacoustic Index (BI), the Acoustic Complexity Index (ACI), and the Normalized Difference Soundscape Index (NDSI). In addition, the study made use of a published dataset of territory mapping of breeding birds and forest stand data in the same study area (Lõhmus, 2024).

First, the relationships between the indices and their temporal variability were examined. Furthermore, the effects of wind- and rain-induced environmental noise on the values of the indices were evaluated. It was found that wind and rain noise cause an increase in both the values and variability of the indices, making the investigation of relationships between wildlife sounds and acoustic indices unreliable when using noisy recordings. Consequently, a method based on power spectral density calculations was developed to detect and exclude noisy recordings from the analysis.

In the subsequent analysis, index values from the days with low average noise level were associated with the local breeding bird species richness, Shannon diversity, and breeding territory density around each recorder. The results showed that all three indices were positively associated with the breeding bird metrics, but the relationships were only moderately strong for BI and ACI, and weak for NDSI. Additionally, when breeding bird variation was modeled using site productivity around the recorder, the indices did not contribute significant explanatory power to the models.

The findings of this study suggest that acoustic indices may be suitable for characterizing bird communities when sound files affected by environmental noise have been excluded from analysis. This can be done based on power spectral density. However, in forest landscapes with much existing ecological data, calculating acoustic indices may provide little additional information; specifically, they may not explain variation in breeding bird communities beyond what can be captured by site characteristics. The limited explanatory power of the indices could be further explained by future studies focusing on more precise exploration of the relationships between species composition in the recordings and the acoustic indices.

Tänuõnad

Suur aitäh juhendajatele, Asko Lõhmusele ja Marko Kohvile, kes andsid mulle suurepärase võimaluse koguda ja uurida helipilte ning seejuures aitasid mul erinevate analüüsikatsetuste hulgast üles leida just need kõige huvitavamad. Eriline tänu juhendajatele tööühma seminaridel või mujal peetud ettekannete eest, mille kuulamine oli alati väga hariv ja inspireeriv.

Suur aitäh Vallo Tilgarile, kes aitas mul magistritööd alustades ideid koguda ja andis suurepärast nõu. Veel soovin tänada Amaranta Adojaani, kes tuli mulle appi nii helisalvesite metsa viimisel kui sealt ära toomisel, aitas töö sisu ja vormi toimetamisel ning toetas mind ka hetkedel, kui loomeprotsess ei kulgenud nii sujuvalt. Aitäh!

Tööd rahastati Sihtasutus Eesti Teadusagentuuri grantist nr PRG1121, „Ökosüsteemide taastuvus hüdroloogiliselt ümberkujundatud ja majandatavates loodusmaastikes”.

Kirjanduse loetelu

- Adams, A. M., Jantzen, M. K., Hamilton, R. M., & Fenton, M. B. (2012). Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6), 992–998. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00244.x>
- Alcocer, I., Lima, H., Sugai, L. S. M., & Llusia, D. (2022). Acoustic indices as proxies for biodiversity: A meta-analysis. *Biological Reviews*, 97(6), 2209–2236. <https://doi.org/10.1111/brv.12890>
- Allen-Ankins, S., McKnight, D. T., Nordberg, E. J., Hoefler, S., Roe, P., Watson, D. M., McDonald, P. G., Fuller, R. A., & Schwarzkopf, L. (2023). Effectiveness of acoustic indices as indicators of vertebrate biodiversity. *Ecological Indicators*, 147, 109937. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109937>
- Araya-Salas, M., Smith-Vidaurre, G., & Webster, M. (2019). Assessing the effect of sound file compression and background noise on measures of acoustic signal structure. *Bioacoustics*, 28(1), 57–73. <https://doi.org/10.1080/09524622.2017.1396498>
- Balantic, C., & Donovan, T. (2019). Temporally adaptive acoustic sampling to maximize detection across a suite of focal wildlife species. *Ecology and Evolution*, 9(18), 10582–10600. <https://doi.org/10.1002/ece3.5579>
- Bateman, J., & Uzal, A. (2022). The relationship between the Acoustic Complexity Index and avian species richness and diversity: A review. *Bioacoustics*, 31(5), 614–627. <https://doi.org/10.1080/09524622.2021.2010598>
- Beason, R. D., Riesch, R., & Koricheva, J. (2023). Investigating the effects of tree species diversity and relative density on bird species richness with acoustic indices. *Ecological Indicators*, 154, 110652. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110652>
- Bedoya, C., Isaza, C., Daza, J. M., & López, J. D. (2017). Automatic identification of rainfall in acoustic recordings. *Ecological Indicators*, 75, 95–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.018>
- Biffi, S., Chapman, P. J., Engler, J. O., Kunin, W. E., & Ziv, G. (2024). Using automated passive acoustic monitoring to measure changes in bird and bat vocal activity around hedgerows of different ages. *Biological Conservation*, 296, 110722. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110722>
- 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>
- Botero-Cañola, S., Wilson, K., Garcia, E., Heisey, M., Reeves, L. E., Burkett-Cadena, N. D., Romagosa, C., Sieving, K. E., & Wisely, S. M. (2024). Acoustic indices track local vertebrate biodiversity in a subtropical landscape. *Ecological Indicators*, 166, 112292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112292>
- 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>
- Bradfer-Lawrence, T., Desjonqueres, C., Eldridge, A., Johnston, A., & Metcalf, O. (2023). Using acoustic indices in ecology: Guidance on study design, analyses and interpretation. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(9), 2192–2204. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14194>
- Bradfer-Lawrence, T., Duthie, B., Abrahams, C., Adam, M., Barnett, R. J., Beeston, A., Darby, J., Dell, B., Gardner, N., & Gasc, A. (2024). The Acoustic Index User's Guide: A

- practical manual for defining, generating and understanding current and future acoustic indices. *Methods in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14357>
- Bradfer-Lawrence, T., Gardner, N., Bunnefeld, L., Bunnefeld, N., Willis, S. G., & Dent, D. H. (2019). Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(10), 1796–1807. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13254>
- Brigham, E. O., & Morrow, R. E. (1967). The fast Fourier transform. *IEEE Spectrum*, *4*(12), 63–70. <https://doi.org/10.1109/MSPEC.1967.5217220>
- Budka, M., Sokołowska, E., Muszyńska, A., & Staniewicz, A. (2023). Acoustic indices estimate breeding bird species richness with daily and seasonally variable effectiveness in lowland temperate Białowieża forest. *Ecological Indicators*, *148*, 110027. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110027>
- Buxton, R. T., Agnihotri, S., Robin, V., Goel, A., & Balakrishnan, R. (2018). Acoustic indices as rapid indicators of avian diversity in different land-use types in an Indian biodiversity hotspot. *Journal of Ecoacoustics*, *2*(1), 1–17. <https://doi.org/10.22261/JEA.GWPZVD>
- 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>
- Carignan, V., & Villard, M.-A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, *78*, 45–61. <https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- Depraetere, M., Pavoine, S., Jiguet, F., Gasc, A., Duvail, S., & Sueur, J. (2012). Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland. *Ecological Indicators*, *13*(1), 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.006>
- Diepstraten, J., & Willie, J. (2021). Assessing the structure and drivers of biological sounds along a disturbance gradient. *Global Ecology and Conservation*, *31*, e01819. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01819>
- Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, *14*(6), 927–930. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>
- Dröge, S., Fulgence, T. R., Osen, K., Rakotomalala, A. A. N. A., Raveloaritiana, E., Schwab, D., Sozafy, M. R., Wurz, A., Kreft, H., & Martin, D. A. (2024). Understanding acoustic indices as multi-taxa biodiversity and habitat quality indicators. *Ecological Indicators*, *169*, 112909. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112909>
- 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>
- Fairbrass, A. J., Rennert, P., Williams, C., Titheridge, H., & Jones, K. E. (2017). Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators*, *83*, 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.064>
- Farina, A., & Pieretti, N. (2014). Acoustic codes in action in a soundscape context. *Biosemiotics*, *7*(2), 321–328. <https://doi.org/10.1007/s12304-014-9213-0>
- Ferroudj, M., Truskinger, A., Towsey, M., Zhang, L., Zhang, J., & Roe, P. (2014). Detection of rain in acoustic recordings of the environment. *PRICAI 2014: Trends in Artificial Intelligence* 104–116. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13560-1_9

- Francomano, D., Gottesman, B. L., & Pijanowski, B. C. (2020). Biogeographical and analytical implications of temporal variability in geographically diverse soundscapes. *Ecological Indicators*, *112*, 105845. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.105845>
- 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>
- Gage, S. H., Wimmer, J., Tarrant, T., & Grace, P. R. (2017). Acoustic patterns at the Samford ecological research facility in South-East Queensland, Australia: The peri-urban supersite of the terrestrial ecosystem research network. *Ecological Informatics*, *38*, 62–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.01.002>
- Gasc, A., Pavoine, S., Lellouch, L., Grandcolas, P., & Sueur, J. (2015). Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. *Biological Conservation*, *191*, 306–312. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.018>
- Gratton, E., Job, J., McKenna, M., Wittemyer, G. (2020). Breaking Wind: Measures of Bioacoustic Activity Artificially Inflated by Wind. [posterettekanne] *Sound and Light Ecology Team, Colorado State University*. https://sites.warnercnr.colostate.edu/soundandlightecologyteam/wp-content/uploads/sites/146/2020/11/elena_presentation.pdf
- Grinfeder, E., Lorenzi, C., Hauptert, S., & Sueur, J. (2022). What Do We Mean by “Soundscape”? A Functional Description. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *10*. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.894232>
- Heath, B. E., Sethi, S. S., Orme, C. D. L., Ewers, R. M., & Picinali, L. (2021). How index selection, compression, and recording schedule impact the description of ecological soundscapes. *Ecology and Evolution*, *11*(19), 13206–13217. <https://doi.org/10.1002/ece3.8042>
- 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>
- Hyland, E. B., Schulz, A., & Quinn, J. E. (2023). Quantifying the Soundscape: How filters change acoustic indices. *Ecological Indicators*, *148*, 110061. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110061>
- Jarrett, D., Barnett, R., Bradfer-Lawrence, T., Froidevaux, J. S. P., Gibb, K., Guinet, P., Greenhalgh, J., Heath, B., Johnston, A., Monfort, J. J. L., Rogers, A., Willis, S. G., & Metcalf, O. (2025). Mitigating bias in long-term terrestrial ecoacoustic studies. *Journal of Applied Ecology*, *62*(4), 761–772. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70000>
- Jorge, F. C., Machado, C. G., Da Cunha Nogueira, S. S., & Nogueira-Filho, S. L. G. (2018). The effectiveness of acoustic indices for forest monitoring in Atlantic rainforest fragments. *Ecological Indicators*, *91*, 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.001>
- Juodakis, J., & Marsland, S. (2022). Wind-robust sound event detection and denoising for bioacoustics. *Methods in Ecology and Evolution*, *13*(9), 2005–2017. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13928>
- Kotian, M., Biniwale, S., Mourya, P., Burivalova, Z., & Choksi, P. (2024). Measuring biodiversity with sound: How effective are acoustic indices for quantifying biodiversity in a tropical dry forest? *Conservation Science and Practice*, *6*(6), e13133. <https://doi.org/10.1111/csp2.13133>
- Krause, B. (2008). Anatomy of the soundscape: Evolving perspectives. *Journal of the Audio Engineering Society*, *56*(1/2), 73–80. <https://doi.org/10.17743/jaes.2008.0005>

- Krause, B., & Farina, A. (2016). Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, *195*, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.013>
- LeBien, J., Zhong, M., Campos-Cerqueira, M., Velez, 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>
- Ligges, U., Krey, S., Mersmann, O., & Schnackenberg, S. (2013). tuneR: Analysis of music. *CRAN*. <https://CRAN.R-project.org/package=tuneR>
<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.tuneR>
- Luna-Naranjo, D., Martinez-Vargas, J. D., Sánchez-Giraldo, C., Daza, J. M., & López, J. D. (2024). Quantifying and mitigating recorder-induced variability in ecological acoustic indices. *Ecological Informatics*, *82*, 102668. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102668>
- Lõhmus, A. (2020). Haudelinnustiku asustustihedus kuivendatud Kripsi soo ümbruse metsades. *Hirundo*, *33*(2), 30–52.
- Lõhmus, A. (2021). Lage ja harvendusraiate esmane mõju haudelinnustikule. *Hirundo*, *34*(2), 1–19.
- Lõhmus, A. (2023). Porri (*Certhia familiaris*) pesitsemisest Eesti metsamaastikel. *Hirundo*, *36*(2), 1–16.
- Lõhmus, A. (2024). A high-precision dataset of breeding bird distributions in forested landscapes in Estonia. *Data in Brief*, *57*, 111012. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2024.111012>
- Lõhmus, E. (1984). Eesti metsakasvukohatüübid. Eesti NSV Agrotööstuskoondise Info- ja Juurutusvalitsus, Tallinn. <http://www.digar.ee/id/nlib-digar:997493>
- 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>
- Metcalf, O., Abrahams, C., Ashington, B., Baker, E., Bradfer-Lawrence, T., Browning, E., Carruthers-Jones, J., Darby, J., Dick, J., & Eldridge, A. (2023). Good practice guidelines for long-term ecoacoustic monitoring in the UK. [Raport]. *UK Acoustics Network*. <https://e-space.mmu.ac.uk/631466/>
- Metcalf, O. C., Barlow, J., Devenish, C., Marsden, S., Berenguer, E., & Lees, A. C. (2021). Acoustic indices perform better when applied at ecologically meaningful time and frequency scales. *Methods in Ecology and Evolution*, *12*(3), 421–431. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13521>
- Mitchell, S. L., Bicknell, J. E., Edwards, D. P., Deere, N. J., Bernard, H., Davies, Z. G., & Struebig, M. J. (2020). Spatial replication and habitat context matters for assessments of tropical biodiversity using acoustic indices. *Ecological Indicators*, *119*, 106717. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106717>
- Moreno-Gómez, F. N., Bartheld, J., Silva-Escobar, A. A., Briones, R., Márquez, R., & Penna, M. (2019). Evaluating acoustic indices in the Valdivian rainforest, a biodiversity hotspot in South America. *Ecological Indicators*, *103*, 1–8.
- Morrison, C. A., Auniņš, A., Benkó, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Escandell, V., Eskildsen, D. P., Gamero, A., Herrando, S., Jiguet, F., Kålås, J. A., Kamp, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Moshøj, C., Noble, D. G., ... Butler, S. J. (2021). Bird population declines and species turnover are changing the acoustic properties of spring soundscapes. *Nature Communications*, *12*(1), 6217. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26488-1>

- Oseen, K. L., & Wassersug, R. J. (2002). Environmental factors influencing calling in sympatric anurans. *Oecologia*, *133*(4), 616–625. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1067-5>
- Pérez-Granados, C., & Schuchmann, K.-L. (2021). Seasonal climate impacts on vocal activity in two neotropical nonpasserines. *Diversity*, *13*(7), 319. <https://doi.org/10.3390/d13070319>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005>
- 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>
- Retamosa Izaguirre, M. I., & Ramírez-Alán, O. (2018). Acoustic indices applied to biodiversity monitoring in a Costa Rica dry tropical forest. *Journal of Ecoacoustics*, *2*(1), 1–1. <https://doi.org/10.22261/jea.tnw2np>
- Rossing, T. D. (2007). *Springer handbook of acoustics*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-30425-0>
- Sánchez-Giraldo, C., Bedoya, C. L., Morán-Vásquez, R. A., Isaza, C. V., & Daza, J. M. (2020). Ecoacoustics in the rain: Understanding acoustic indices under the most common geophonic source in tropical rainforests. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *6*(3), 248–261. <https://doi.org/10.1002/rse2.162>
- Schweiger, A. H., Irl, S. D., Steinbauer, M. J., Dengler, J., & Beierkuhnlein, C. (2016). Optimizing sampling approaches along ecological gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(4), 463–471. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12495>
- 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>
- Sueur, J., Aubin, T., & Simonis, C. (2008). Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*, *18*(2), 213–226. <https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753600>
- Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N., & Pavoine, S. (2014). Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. *Acta Acustica United with Acustica*, *100*(4), Artikkell 4. <https://doi.org/10.3813/AAA.918757>
- 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), Artikkell 3. <https://doi.org/10.1002/rse2.131>
- Zhang, C., Zhang, Y., Zheng, X., Gao, X., & Hao, Z. (2024). Influence of recording devices and environmental noise on acoustic index scores: Implications for bird sound-based assessments. *Ecological Indicators*, *159*, 111759. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111759>
- Tang, Y., Liu, C., & Yuan, X. (2024). Recognition of bird species with birdsong records using machine learning methods. *Plos one*, *19*(2), e0297988. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0297988>
- Terranova, F., Betti, L., Ferrario, V., Friard, O., Ludynia, K., Petersen, G. S., Mathevon, N., Reby, D., & Favaro, L. (2024). Windy events detection in big bioacoustics datasets using a pre-trained Convolutional Neural Network. *Science of The Total Environment*, *949*, 174868. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174868>

- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I., & Roe, P. (2014). The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. *Ecological Informatics*, *21*, 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007>
- Winiarska, D., Szymański, P., & Osiejuk, T. S. (2024). Detection ranges of forest bird vocalisations: Guidelines for passive acoustic monitoring. *Scientific Reports*, *14*(1), 894. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-51297-z>
- Xie, J., Colonna, J. G., & Zhang, J. (2021). Bioacoustic signal denoising: A review. *Artificial Intelligence Review*, *54*, 3575–3597. <https://doi.org/10.1007/s10462-020-09932-4>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Art Villem Adojaan,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Akustiliste indeksite kasutatavus haudelinnustiku iseloomustamisel”, mille juhendaja(d) on Asko Lõhmus ja Marko Kohv, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi 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 lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Art Villem Adojaan

27.05.2025