



TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL
TALLINN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Seire kulutõhusus

Tööstusökoloogia magistriõpe

Magistritöö

Juhendaja/õppejõud: Kristjan Piirimäe

Üliõpilane Mare Maran
A153536

Üliõpilase meiliaadress maremaran@hotmail.com

Õppekava nimetus NAEM06/15 -
Tööstusökoloogia

Tallinn 2017

Sisukord

Jooniste loetelu	3
Sissejuhatus	4
1 Töö eesmärk ja metoodika.....	5
2 Võimalused elurikkuse seiretööde kulutõhususe parandamiseks.....	7
2.1 Uued seiremeetodid	7
2.1.1 Droonseire	7
2.1.2 Akustilised sensorid.....	10
2.1.3 eDNA.....	14
2.1.4 Satelliitseire	19
2.2 Tulemuste usaldusväarsus	20
2.2.1 Statistiline võimsus.....	20
2.2.2 Kulutõhususe parandamine seireprogrammi optimeerimise kaudu	22
2.3 Seiresüsteemi korraldamine.....	23
3 Analüüs.....	26
3.1 Uute seiremeetodite rakendamise võimalused Eestis.....	26
3.1.1 eDNA-l põhineva seire rakendamise võimalused	26
3.1.2 Droonseire rakendamise võimalused	28
3.1.3 Bioakustilise seire rakendamise võimalused	29
3.1.4 Satelliitseire rakendamise võimalused	30
3.2 Seiresüsteemi tõhustamine ökosüsteemiteenuste näitel	31
4 Järeldused	34
4.1 Ökosüsteemiteenuste seire aspektist ebaotstarbekad seiretööd.....	34
4.2 Ökosüsteemiteenuste seire aspektist otstarbekad seiretööd.....	35
4.3 Muud ettepanekud uute seiremeetodite osas	35
4.4 Ettepanekud uuringute usaldusväarsuse osas	35
KOKKUVÕTE	37
ALLIKAD	41
LISAD	47
Lisa 1	48

Jooniste loetelu

Joonis 1 Magistritöös käsitletavat seire kulutõhusust mõjutavad tegurid	5
Joonis 2 RKSP elustiku allprogrammi seire kulutuste otstarbekuse määr	33

Sissejuhatus

Järjepidev Maa bioloogilise mitmekesisuse vähenemine on 21. sajandi peamine probleem ja väljakutse ning rahvusvaheline poliitiline kokkulepe näeb ette selle languse pidurdamise või peatamise (Thomsen ja Willerslev, 2015, 4). Thomseni ja Willerslevi (2015) sõnul seisab see väljakutse suures osas bioloogilise mitmekesisuse seisundi ning selle leviku kohta käivate puudulike andmete taga, eriti, kuna enamus liike Maal on teaduslikult kirjeldamata. See tähendab, et bioloogilise mitmekesisuse kaitse sõltub liikide ning populatsioonide seirest, et saada usaldusväärset infot populatsioonide suuruste ning leviku kohta. Paljude põlvkondade vältel on hinnangud Maa liigirikkusele olnud subjektiivsed ning keskendunud suurtele imetajatele, ent viimasel ajal on silmaring bioloogilise mitmekesisuse osas laienenud alates väiksematest selgrootutest ja seentest kuni puudeni me metsades ning vaaladeni meres (Vié, Hilton-Taylor ja Stuart, 2008). Seepärast on väga oluline arendada seiremeetodeid, et saada võimalikult kiiresti, võimalikult usaldusväärset, laiaulatuslikku ning uut infot liikide seisundi kohta.

„Eesti bioloogiline mitmekesisus on teiste 57. laiuskraadist põhja pool asuvate sarnase suurusega territooriumitega võrreldes üks rikkamaid. Selle põhjuseks on vahelduvad kliimaatilised tingimused, saare- ja mandrialade olemasolu, merepiiri ja siseveekogude rohkus ning aluskivimite ja nende vastavalt mullastikutingimuste vahelduvus, mis kõik on loonud hea aluse väga mitmepalgeliste ökosüsteemide kujunemise ja arengu jaoks“ (Möldre, 2014). Keskkonnaagentuuri (2014) 2013. aasta loodusliku mitmekesisuse ülevaates on öeldud, et Eestis on vähenenud teadmata ja halva seisundiga elupaikade osakaal, paranenud on üle-Euroopalise tähtsusega liikide seisund ning oluliselt on vähenenud nende liikide arv, kelle seisund vajab uurimist. Siiski, ikka veel veidi üle kolmandiku liikidest on halvas või ebapiisavas seisundis, s.t nende asurkondade elujõuline säilimine Eestis pole tagatud.

Aitamaks kaasa efektiivse ja täpse ülevaate saamiseks Eesti bioloogilise mitmekesisuse seisundist, on käesoleva töö eesmärgiks on teha ettepanekud Eesti elurikkuse seiretööde kulutõhususe parendamiseks.

Tööd iseloomustavate märksõnade loetelu: seire, kulutõhusus, seire uued meetodid

1 Töö eesmärk ja metoodika

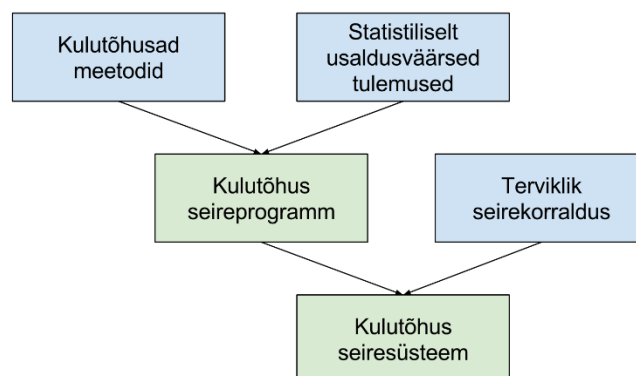
Töö eesmärgiks on ettepanekute tegemine kulutõhususe parandamiseks Eesti elurikkuse seires. Töö koosneb teoreetilisest ja analüütilisest osast ning järeldustest.

Teoreetiline osa

Töö koostamist alustas autor seire kulutõhususe teemal avaldatud teadusartiklitega tutvumisest, kasutades TTÜ teadusartiklite andmebaasi ning otsimootorit Google Scholar (otsifraasid “Cost efficiency of monitoring“, „cost-effectiveness monitoring“, „cost-efficiency of environmental monitoring“, „environmental monitoring cost efficiency“, biodiversity monitoring methods).

Samuti kaasas autor allikmaterjalina Keskkonnaagentuuri Seireveebis avaldatud seireprogrammide raporteid ning Eesti seiresüsteemi kohta koostatud analüüse.

Antud allikad on autor jaganud kolme ossa (vt Joonis 1). Esiteks, uued seiremeetodid, milliste rakendamisest Eesti seireprogrammides infot ei leidunud ja mille sobivus Eestis seiratavatele liikidele või ökosüsteemidele või nendega sarnastele leidis teadusartiklites kinnitamist. Teiseks, seireuringute statistilist usaldusväärsust ja selle probleeme käsitlevad artiklid. Kolmandaks, Eesti seiresüsteemi analüüsid ja varasemad ettepanekud. Mainitud kolm teemat leiavad käsitlemist käesoleva töö esimeses peatükis.



Joonis 1 Magistritöös käsitletavad seire kulutõhusust mõjutavad tegurid

Analüütiline osa

Töö teises peatükis analüüsitakse esiteks uute meetodite rakendamise võimalusi Eestis teostatavateks seiretöödeks. Selleks vaadeldakse uute meetodite kohaldatavust seireülesande lahendamiseks, toetudes publitseeritud teadusartiklites kirjeldatud kogemusele ja autori hinnangule.

Teiseks uuritakse Eesti seiresüsteemi kulutõhusust ökosüsteemiteenuste kontekstis. Autor näeb ökosüsteemiteenuseid kui üht võimalikku vaadet seiresüsteemi terviklikuks eesmärgistamiseks. Analüüsi põhjal näitab autor üht võimalust prioritseerida seiretöid süsteemsel tasandil ja nende kulutõhususe parandamist programmikeskselt.

Eesti seireprogrammide statistilist usaldusväärsust autor antud töös ei analüüsi.

Järeldused

Järelduste osas võetakse analüütiline osa kokku ja tehakse ettepanekuid Eesti elurikkuse seire kulutõhususe parandamiseks.

2 Võimalused elurikkuse seiretööde kulutõhususe parandamiseks

Otsitud materjalide põhjal tundus autorile loogiline jagada elurikkuse seire kulutõhususe käsitlus kolmeks alamteemaks: uued seiremeetodid, seire usaldusväarsus ning seire korraldus.

2.1 Uued seiremeetodid

Järgnevas peatükis kirjeldab autor mõnesid kaasaegseid seiremeetodeid, mida on Eestis kasutatud pisteliselt või seni veel pole kasutatud. Lisatud on näited kirjeldatud meetodite rakendamisest rahvusvahelises seirepraktikas. Näited on valitud nii, et nende põhjal saaks mitmekülgse pildi meetodi kasutusvõimalustest. Töö analüütilises osas teeb autor ka ettepanekuid meetodite kasutamiseks Eesti seireprogrammides.

2.1.1 Droonseire

Mehitamata õhusõidukid ehk droonid on leidnud viimastel aastatel laialdast kasutuselevõttu. Neid on kasutatud nii troopilistel aladel ohustatud liikide tuvastamiseks (Koh ja Wich, 2012), võras pesitsevate lindude pesitsemise edukuse jälgimiseks (Weissensteiner, Poelstra ja Wolf, 2015) kui ka pesade arvukuse hindamiseks linnukolooniates (Hodgson *et al.*, 2016). Droone on rakendatud taimestiku liigirikkuse (Fraser *et al.*, 2016) ja põllukultuuride olukorra hindamiseks (Whitehead ja Hugenholtz, 2014), samuti võivad droonid katsete alusel lihtsustada suuremate imetajate loendamise (Whitehead ja Hugenholtz, 2014). Termokaamera abil on võimalik erinevaid liike drooniga ka öösel seirata (Anderson ja Gaston, 2013).

Droonide pakutav kõrge vaatenurk on parandanud senistes uurimustes seire täpsust ning vaatlusaluseid isendeid vähem häirinud (Hodgson *et al.*, 2016) ja vähendanud seireks kuluvat aega (Weissensteiner, Poelstra ja Wolf, 2015). Tänu madalale lennukõrgusele on droonifotod palju detailsemad satelliidifotodest (Fraser *et al.*, 2016). Droonid täidavad olulise tühimiku maapealsete meetodite ja laiemat ala katvate, kuid väiksema detailsusega satelliidifotode vahel. Samuti on drooni kasutamine satelliidifotodest oluliselt paindlikum (Whitehead ja Hugenholtz, 2014).

2.1.1.1 Droonide liigid

Droonid jagunevad erioskusi ja õhukõrguseks/maandumiseks eraldi taristut vajavateks, suuremateks õhusõidukiteks, ning käsitsi transporditavateks ja opereeritavateks, väiksemateks õhusõidukiteks (Anderson ja Gaston, 2013). Lennupõhimõtte järgi eristatakse fikseeritud tiibadega ja rootordroone (Anderson ja Gaston, 2013). Fikseeritud tiibadega droone iseloomustab suurem kandevõime ja pikem lennuulatus. Rootordroonide kopterilaadne lennupõhimõtte võimaldab neil koha peal hõljuda ja nende juhtimine igas suunas on paindlikum (Anderson ja Gaston, 2013).

2.1.1.2 Näited droonide kasutamisest praktikas

Tundraala taimestiku liigirikkuse hindamine

Fraser et al (2016) on kasutanud drooni tundrataimestiku fotogrammeetriliseks kaardistamiseks. Nende kogemus näitab, et võrreldes õhust teostatud LiDAR-uuringutega on droonifotodel põhineva structure-from-motion (SfM) meetodiga saadud taimestiku kõrguskaart isegi 100 korda detailsem. Võrreldes satelliidifotodega saab droonifotode põhjal teha enam järeltõlget taimkatte kõrguse, koosseisu ja tiheduse kohta, kuivõrd satelliidifotod lubavad hinnata ainult taimkatte ulatust. Konkreetse uurimuse raames rakendati drooni 2 ha suurusel maa-alal põõsastiku kõrguse modelleerimiseks. Kõrgusmudelit ja fotosid rakendati taimestiku klassifitseerimiseks.

Kõnealuse meetodi antud uurimuse raames tuvastatud puudustena nimetavad Fraser et al:

- Droonide suhteliselt lühikest lennuulatust, mis piirab korraga uuritava maa-ala suurust hinnanguliselt 15 ha-ga
- Detailse kõrgusmudeli väljatöötamiseks vajaminevat arvutusvõimsust. Antud juhul kulus arvutustööks keskmise võimsusega tööjaamal 10 päeva. Autorid osutavad, et seda on võimalik mitu korda kiirendada, vähendades mudeli detailsust ilma seejuures tulemuse kvaliteeti kaotamata.
- Drooni ilmatundlikkust muutliku kliimaga, eriti tuulistes piirkondades

Structure-from-motion meetodi kogemus on olemas ka Eestis (Mereakadeemia, 2015).

Hallvarese pesitsemisedukuse seire

Weissensteiner et al on edukalt kasutanud drooni hallvarese pesade jälgimiseks pesitsusajal ning võrrelnud seda klassikaliste meetoditega nagu puu otsa ronimine või teleskoopvarrega kaamera. Puu otsa ronimine eeldab eritreeningut ja -varustust ning kassidega ronides on lihtne puud vigastada. Ronimine kehastab kaua ja võib häirida linde piisavalt, et nad pesa maha jäta. Ka kõie abil ronides on keeruline ja ohtlik jõuda ladvas asuvate pesadeni. Teleskoopvarrega kaamera kasutamine võimaldab jälgida ainult pesi 6-8m kõrgusel või madalamal.

Kasutatud drooni hind on autorite sõnul ~1000 USD, samas kui kvaliteetne ronimisvarustus kahele inimesele maksab ~2500 USD. Pesa asustatuse kontrollimiseks ja munade lugemiseks pesas kulus drooni kasutades kokku aega keskmiselt 4 min 26 s, samas kui sama töö läbiviimine ronimismeetodil võttis 32 min 49 s. Võttes arvesse 7,4x ajasäästu, puude kahjustamise vältimise, pesitsevate lindude vähem häirimise ja varustuse hinnavahe, leiavad Weissensteiner et al (2015), et drooni kasutamine võimaldab keskmiste ja suuremate lindude pesade seiret oluliselt tõhustada.

Kolooniatena pesitsevate lindude seire

Hodgson et al on võrrelnud droonifotode põhjal teostatud lindude loendust maapealse loenduse meetodiga samades väike-fregattlinnu, tanupingviini ja tanutiiru kolooniates. Droon lendas 75-120 m kõrgusel. Drooni lennuaeg (eri asukohtades 4-20 min) oli samas suurusjärgus maapealseks loenduseks kulunud ajaga (10-30 min). Sellele lisandus hilisem loendusaeg droonifotode põhjal, mis varieerus vahemikus 15-90 min sõltuvalt koloonia suurusest. Droonifotode põhjal teostas loendust seitse kuni üheksa inimest. Drooni lennu ajal jälgisid kolooniat maapealsed loendajad. Lennu ajal ei täheldatud, et linnud oleksid droonile kuidagi reageerinud. Maapealne loendus kahe kuni nelja loendaja poolt algas vahetult pärast drooni maandumist.

Loendustulemuste analüüs näitas, et droonifotode põhjal tehtud loendustulemuse varieeruvus loendajate vahel oli kõigi loendatud liikide puhul oluliselt väiksem maapinnalt tehtud loenduse varieeruvusest. Samuti loendati droonifotodelt kokku rohkem isendeid. Selle põhjusena toovad Hodgson et al (2016) välja väiksema tõenäosuse, et ülalt-alla fotodel maapinna topograafia või teised linnud osasid isendeid varjaksid.

Uuele meetodile üle minnes tuleb arvestada vajadusega saada ajalooliste andmetega võrreldavaid andmeid. Selleks on vaja loendustulemusi analüüsida, et saada usaldusväärne maapealse loendustulemuse ja droonifotode põhjal teostatud loendustulemuse suhtarv (Hodgson *et al.*, 2016).

2.1.2 Akustilised sensorid

Bioakustika on koos helisalvestus- ja mäluseadmete ning automaatse helianalüüsi arenguga jõudsalt arenev valdkond. Helisalvestiste kasutamine annab uusi võimalusi nii liigirikkuse hindamiseks, konkreetsete liikide esinemise tuvastamiseks kui mõnedel puhkudel sama liigi isendite arvukuse hindamiseks (Blumstein *et al.*, 2011). Võrreldes kohapeal teostatava seirega võimaldab bioakustika:

- lahutada töö looduses analüüsiprotsessist, mh salvestisi arhiveerida ja analüüsida hiljem, mis võimaldab vähendada objektil kulutatavat aega
- automatiseerida salvestiste analüüsi liikide ja isendite tuvastamiseks (Aide *et al.*, 2013)
- seirata pikaajaliselt, programmeeritud graafikuga, näiteks raskesti ligipääsetavates kohtades (Acevedo ja Villanueva-Rivera, 2006)
- tuvastada fenoloogilisi muutusi (Blumstein *et al.*, 2011)
- vähendada hinnangute subjektiivsust (Fitzpatrick *et al.*, 2009)

Lähtuvalt meetodi spetsiifikast sobib helisalvestus häälekate liikide seiramiseks, nagu paljud linnud ja konnad (Blumstein *et al.*, 2011). Eriti sobilik on salvestusmeetod üldise liigirikkuse hindamiseks pikema aja vältel (Acevedo ja Villanueva-Rivera, 2006; Depraetere *et al.*, 2012; Aide *et al.*, 2013). Edukalt on katsetatud ka võimalust bioakustilise seire abil hinnata liigi arvukust näiteks mereimetajate (Marques *et al.*, 2013) ja lindude puhul (Dawson ja Efford, 2009).

Erinevaid salvestusseadmete ja mikrofonide tüüpe, samuti automaatse analüüsi meetodeid on kirjeldanud Brandes (Scott Brandes, 2008).

2.1.2.1 Näiteid bioakustilise seire rakendamisest praktikas

2.1.2.1.1 Bioakustiline seire reaalajas koos liikide automaatse tuvastamise platvormiga

Aide et al (2013) on kasutanud liigirikkuse hindamiseks traadita salvestusjaamade võrgustikku, mis salvestasid 10-minutilise intervalliga ööpäeva jooksul 1-minutilisi lõike ning saatsid need keskserverisse arhiveerimiseks ja edasiseks töötlemiseks. Keskserveris eemaldati müra ja leiti tarkvaraliselt automaatselt salvestistest huvipakkuvad ajahetked. Lisaks loodi platvorm liikide automaatseks tuvastuseks mõeldud masinõppemudelite loomiseks.

Süsteemi rakendati Puerto Ricos Toa Baja märgalal ohustatud ronikärnkonnaliigi *Eleutherodactylus jananiveroi* hääldusmustrite ja populatsioonidünaamika uurimiseks, samuti jälgiti *Rana grylio* ja üht määramata putukaliiki. Costa Ricas La Selva bioloogiajaamas rakendati süsteemi terviklikuks akustiliseks seireks. Tuvastusmudelid loodi erinevatele linnu- ja konnaliikidele.

Automaatmääramise tulemusi võrreldi ekspertide sooritatud määramisega. Sõltuvalt liigist kõikus automaatmääramise täpsus vahemikus 79-99%. Vähem esines väärpositiivseid, enam väärnegatiivseid määramisi.

Lisaks analüüsiti liikide hääldusmustrite fenoloogiat ajavahemikus oktoobrist 2008 kuni aprillini 2013 tehtud 1,3 miljoni 1-minutilise salvestise põhjal.

Aide et al toovad rakendatud meetodi plussidena välja:

- Digitaalsete salvestusseadmete pakutavaid võimalusi suurte andmemahtude kogumiseks laial alal ja pika aja vältel
- Automatiseeritud andmetöötlemise pakutavaid võimalusi suurte andmemahtude analüüsiks
- Võimalust jälgida salvestisi reaalajas, mis lubab vajadusel kiiresti rakendada lisaseiremeetodeid
- Salvestiste arhiveerimise ja hilisema kontrolli võimalust ning võimalust töötada salvestistega esialgsetest uuringutest välja jäänud liikide uurimiseks.

2.1.2.2 Euroopa rähniliikide määramine trummeldamise järgi

Avalikult saadaolevaid varasemaid salvestisi analüüsidest on Florentin et al uurinud rähnide määramise võimalusi trummeldamise järgi (Florentin, Dutoit ja Verlinden, 2016). Trummeldamise peamiseks omaduseks on autorite sõnul selle sagedus ja selle muutumine. See lihtsustab analüüsi võrreldes keerukama sagedusspektriga linnulauluga, sest trummeldamist on spektrogrammil lihtsam tuvastada ja selle sagedusparameetreid spektraalanalüüsist lihtsam mõõta. Helisalvestistest filtreeriti välja sagedusvahemik 300-1500 Hz, millest enamik taustamüra jäi alla- ja teiste lindude laulu ülespoole. Kuna mitmetel salvestustel esines enam kui ühe isendi või rähniliigi trummeldamist, kaasasid mainitud autorid ka salvestiste spektraalparameetrid. Sama linnu trummeldamine erinevatel puudel on sama sagedusega, kuid erineva akustilise spektriga.

Kokku kasutati salvestiste iseloomustamiseks 8 erinevat ajalist ja sageduslikku parameetrit. Analüüsi põhjal leidsid uurimuse autorid, et rähnide trummeldamise iseloomustamiseks on olulisimad ajaliselised parameetrid. Mitmete liikide trummeldamise variatsioonid on detailsemad kui spektrogrammi pakutav eraldusvõime. Autorid jõudsid järeldusele, et trummeldamise salvestuste põhjal on võimalik Euroopa rähniliike määrata.

2.1.2.3 Lindude asustustiheduse hindamine akustiliste signaalide põhjal

Dawson et al on uurinud bioakustilise meetodi rakendatavust maasääliku asustustiheduse hindamiseks (Dawson ja Efford, 2009). Uuringus kasutati üheaegset salvestust mitme mikrofoniga. Salvestusi tehti uuritava maa-ala erinevates punktides 5 minuti kaupa. Ehkki salvestati kõiki helisid, keskendus uuring maasääliku arvukusele tema laulu eristumise ja lühiduse tõttu. Arvesse võeti helid, mille tugevus detsibellides ulatus üle müralävendi. Müralävend määrati tasemele, millest taustamüra valjus jäi 95% salvestuste puhul madalamaks. Häälituste tugevuse põhjal hinnati isendi kaugust mikrofonist. Kauguse ja ajalise jaotuse põhjal eristati isendeid teineteisest.

Tulemusi kontrolliti võrdluses varasema meetodiga, mille puhul püütakse linde loenduseks ja rõngastamiseks võrku ning vabastatakse seejärel. Uuringu tulemusena leidsid autorid, et signaalitugevuse põhjal laululindude asustustiheduse hindamine on täpsuselt lindude püüdmisega samaväärne meetod, kusjuures välditakse lindude traumeerimist ja kulutatakse vähem aega välitöödel.

2.1.2.4 Bioakustilise meetodi puudused

Taustamüra ja heli sumbumine

Bioakustilisi salvestusi analüüsinud autorid märgivad ühe olulise probleemina heli sumbumist looduses ja ilmastikuoludest tingitud või teiste liikide poolt tekitatud taustamüra (Grava *et al.*, 2008; Aide *et al.*, 2013).

Esialgse investeeingu suurus

Kuna bioakustilised meetodid vajavad kvaliteetseid salvestusseadmeid salvestuste tegemiseks ja arvutusvõimsust ning eritarkvara analüüsiks, tuleb kulutõhususe arvutamisel arvesse võtta ka inventari soetamiseks tehtava investeeingu suurus, mis võib suuremate projektide korral ulatuda 10000-20000 USA dollarini (Aide *et al.*, 2013).

Liigipõhise automaattuvastuse väljatöötamise keerukus

Liikide automaatseks tuvastamiseks salvestuste põhjal on vaja konkreetse liigi hääliksustele sobivat meetodit. Sõltuvalt meetodist võib see hõlmata:

- liigi hääliksuste parameetrite eristamist ja nende põhjal masinõppemudeli treenimist (Aide *et al.*, 2013)
- statistilisel spektraalanalüüsil põhinevate "tuvastajate" loomist vastavas tarkvaras (Zwart *et al.*, 2014; Brauer *et al.*, 2016)

Mitmete liikide jaoks on töötatud välja usaldusväärseid tööriistu, kuid nende loomine on töömahukas ja kaetud on vähe liike (Obrist ja Pavan, 2015).

Autori hinnangul ei anna meetod lisaväärtust lühiajaliselt ja/või ühekordselt teostatavate liikuvate loenduste jaoks, nagu näiteks rukkiräägu seiremetoodika puhul. Rukkiräägu arvukust hinnatakse laulvate isaslindude kaardistamise teel üks kord aastas 10x10 km seirealadel, läbides ala varem kindlaksmääratud marsruudil (Leivits, 2014). Sellise pindala katmine salvestusseadmetega ühekordseks loenduseks on võimalik, kuid pole mõistlik.

2.1.2.5 Bioakustilise meetodi plussid

Eestis seireprogrammidega kaetud liikide puhul võib bioakustika võimalustest kasu olla kõre, mõnede haudelindude, rukkiräägu, kassikaku, rähnide ja metsiste seire puhul. Eriti

rähnide puhul on tänased seireandmed madala usaldusväärsusega (Elts *et al.*, 2013) ja bioakustika võimalused nende kvaliteedi parandamiseks head (Florentin, Dutoit ja Verlinden, 2016).

2.1.3 eDNA

Keskkonna-DNA-ks (edaspidi *environmental* e. eDNA) nimetatakse DNA-d, mida organismid jätaavad enda elukeskkonda väljaheidete, naharakkude, lima, sugurakkude, karvade või korjuste koosseisus. Praktikast on võimalik eDNA proove võtta nii pinnasest, veest kui ka õhust. (Biggs *et al.* 2014, 4)

Kui muidu kasutati mageveekogude setet õietolmu analüüsimiseks, siis nüüd on teada, et sealt leiab ka makroorganismide eDNA-d. See võimaldab meetodit rakendada invasiivsete liikide puhul ning veel olulisemana ohustatud liikide puhul (Thomsen ja Willerslev, 2015). Veekeskkonnas jaotub eDNA laiali ning säilib vees tingimustest sõltuvalt 7-21 päeva. Kuna eDNA lagunemine magevees toimub päevade või nädalate jooksul, mitte aastakümnete jooksul ja kauem, siis proovid ei näita eksitavaid tulemusi mineviku kohta ja see teeb eDNA just liigi kaitse eesmärkidel praktiliseks (Thomsen ja Willerslev, 2015). Viimase aja uuringud on näidanud, et mitmete organismide eDNA-d saab veeproovidest tuvastada isegi väga madala kontsentratsiooni juures qPCR (kvantitatiivse polümeraasi ahelreaktsiooni) meetodiga (Biggs *et al.* 2014, 4). Thomsen *et al.* (2012, 2570-2571) on kontrollitud keskkonnas katseliselt samuti tuvastanud eDNA lagunemise vees 1-2 nädala jooksul. Nende katsed näitavad ka eDNA kui meetodi potentsiaali mitte ainult liikide esinemise tuvastamiseks, vaid ka arvukuse hindamiseks.

Kaks põhilist eDNA kasutamise meetodit on triipkodeerimine (liigispetsiifiline lähenemine), mis püüab tuvastada kindla liigi esinemist keskkonnas, ning meta-triipkodeerimine (mitmeliigiline lähenemine), mis võimaldab tuvastada proovis üheaegselt mitme liigi DNA-d. Teine meetod põhineb teatud taksonoomilise grupi spetsiifilise praimerite kasutamisel koos järgmise põlvkonna sekveneerimisega. Seda on seni põhiliselt kasutatud maismaa ökosüsteemide puhul (Valentini *et al.* 2016, 930).

Sekveneerimistehnoloogia areneb ning odavneb pidevalt, mis muudab eDNA meetodi järjest kättesaadavamaks. Meetodit iseloomustab väga madal valenegatiivsete tulemuste määr ja elukeskkonna vähene häirimine, samuti välitööde arvelt kokku hoitav aeg. See

annab alust pidada eDNA-d väga oluliseks uueks seiremeetodiks seisva veega mageveekogudes (Thomsen et al. 2012, 2571-2572).

eDNA kitsaskohtadeks peetakse eelkõige proovide saastumise ohtu ning tänu sellele eksitavaid tulemusi. Saastumine võib toimuda nii proovide võtmisel kui laboris igas analüüsietapis. eDNA analüüsi pärsvad ka humiinhapped, mis satuvad proovidesse koos DNA-ga ning võib viia eksitava tulemuseni. Samuti võivad vead tekkida sekveneerimise käigus (Thomsen ja Willerslev, 2015). Thomsen ja Willerslev (2015) hoiatavad, et oluline on ka tulemuste interpreteerimine:

- eDNA analüüsiga pole võimalik vahet teha, kas DNA pärineb surnud või elus isendilt. Samuti ei saa määrata isendi vanust ning viga võib tekkida ka hübriidisendite puhul;
- proovidest saadud DNA sekvensi identifitseerimine sõltub usaldusväärsest DNA sekvensi andmekogust, mis pidevalt täieneb;
- DNA esinemise puhul saab kindlamini väita liigi olemasolu, ent, nagu teiste meetodite puhul, nii ka eDNA meetodi puhul ei kinnita negatiivne proov liigi mitteesinemist. Samuti võib viga tekkida eDNA ajalise ja asukohalise määratluse puhul (eriti veekeskkonnas);
- tuleks arvestada sellega, et jõgedes võib eDNA liikuda sadadest meetritest kuni kilomeetriteni.

Iga uue uurimisvaldkonna puhul on loomulik vigade tekkimine ning ka eDNA rakendamine keskkonnakaitses vajab veel teaduslikku arutelu. Tulevikus oleks vaja teada eDNA ajalist ja ruumilist jaotumist erinevates elupaikades, täpsemat seost eDNA kontsentratsiooni ja liigi arvukuse vahel, eDNA täpset allikat organismis ning eDNA kättesaadavust ja lagunemist mõjutavaid füüsikalisi-keemilisi tegureid.

2.1.3.1 Näited eDNA meetodi rakendamisest

Biggs et al on tulemuslikult rakendanud eDNA meetodit harivesilike mittesekkuvaks tuvastamiseks veekogus (Biggs *et al.*, 2014, 4). Veekogu bioloogilise mitmekesisuse hindamiseks on eDNA sobivust uurinud (Valentini *et al.*, 2016). Thomsen et al on testinud meetodit konkreetsete kahepaiksete, kalade, putuka- ja imetajaliikide

tuvastamiseks, lisaks teinud katseid hindamaks eDNA lagunemist ja selle hulga ning isendite arvukuse seost (Thomsen *et al.*, 2012).

2.1.3.1.1 Harivesilike esinemise tuvastamine

Võrdlemaks eDNA meetodit traditsiooniliste meetoditega nagu loendus, püüdmine ja munade otsimine, võeti Ühendkuningriigis harivesilike avastamiseks sigimisperiodil ajavahemikus maist juulini 2013 140 proovi 35 tiigist, kus teati harivesilikku esinevat. Lisaks võtsid vabatahtlikud eDNA proove 239 tiigist, et hinnata meetodi praktilisust vabatahtlike kaasamiseks. Tulemuseks saadi, et 99,3% proovidest (139 proovi 140-st) näitas eDNA analüüs harivesilike esinemist. Harivesiliku eDNA-d leiti 91,2% vabatahtlike võetud proovidest. Meetodit testiti edukalt ka valepositiivsete tulemuste vastu, testides eDNA esinemist 30 tiigist väljaspool harivesiliku leviala ning 30 tiigist levialas, kus teati harivesilikku mitte esinevat. Ühelgi juhul harivesiliku eDNA-d proovidest ei leitud.

Traditsioonilised meetodid näitasid harivesilike esinemist 76% püüdmismeetodi, 75% lambivalgel loenduse meetodi ja 44% munade otsimise meetodi puhul. Kui erinevaid meetodeid kombineeriti, oli tulemus vaid veidi ebatõhusam kui eDNA meetod.

eDNA meetod oli antud katse puhul väga efektiivne. Seda rakendades võib kindlamalt väita harivesiliku mitte esinemist kui traditsiooniliste meetodite puhul. Samuti on eDNA meetod kiirem: 2 inimtundi võrrelduna 48 inimtunniga traditsioonilise meetodi puhul.

Antud juhul oli Ühendkuningriigis eDNA kogumine 6-10x odavam kui traditsioonilised meetodid. Analüüsimise ja aruande kirjutamise kulud on mõlema meetodi puhul sarnased.

eDNA meetodi teiseks eeliseks võib pidada võimalust seireprogrammi kaasata mitte-ekspertidest vabatahtlikke, sest ei eelda eriteadmisi liigi tuvastamiseks ega määramiseks ning eeldab väiksemat ajalist panust välitöödeks (Biggs *et al.*, 2014, 4)

2.1.3.1.2 Ebapärlikarp

Ebapärlikarp on ohustatud liik, mille eluviis muudab tema seire tülikaks, aeganõudvaks ja ebatäpseks. Ebapärlikarbi tume karp ja tema eluetapist sõltuv täielik või osaline mattumine põhjamatuta tähendab, et visuaalse tuvastamise rakendamine on võimalik, kuid töömahukas. Noorte karpide loenduseks tuleb neid paratamatult häirida. Stoeckle *et al* (2015) on katsetanud tuvastada ebapärlikarbi esinemist veekogudest võetud proovidest eDNA-d otsides. Nad viitavad varasematele uuringutele, kus liiki on samadest

veekogudest kord mitte leitud ning siis jälle leitud, mis kinnitab alternatiivse meetodi leidmise olulisust ebapärlikarbi leviku seireks (Stoeckle, Kuehn ja Geist, 2016, 1120-1121).

Uuringu käigus võeti proove väljasurnud ebapärlikarbi populatsioonidest allavoolu ning praegustest populatsioonidest nii üles- kui allavoolu. Proove võeti 3 Elbe ja 9 Doonau lisajõest, valides selleks teadaolevad ebapärlikarbi populatsioonid suurusega 100-20000 isendit, lisaks mõned väljasurnud populatsioonid. Proove võeti elus populatsioonidest vahetult ülesvoolu ning 25m, 500m ja 1000m kauguselt allavoolu, neid hoiti madalal temperatuuril ja analüüsiti 6 tunni jooksul (Stoeckle, Kuehn ja Geist, 2016, 1120-1122).

Proovidele rakendati eraldi ühekordset ja kahekordset polümeraasi ahelreaktsiooni. Kahekordse ahelreaktsiooni rakendamine võimaldas ebapärlikarpi tuvastada ka väikeste populatsioonide juurest võetud proovidest. Siiski leiti liigi eDNA-d vaid 25m kauguselt võetud proovidest. Autorid märgivad, et eDNA-d kui meetodit on vaja veel lähemalt uurida ning varasemad katsetused on andnud eDNA lagunemise osas erinevaid, raskesti tõlgendatavaid tulemusi, eriti voolavas vees (Stoeckle, Kuehn ja Geist, 2016, 1125-1126).

Autorid näevad eDNA rakendamise juures antud ülesandeks nii plusse kui miinuseid. Plussideks on elukeskkonna häirimise vältimine ja eDNA kui suhteliselt kiirete ja lihtsate välitöödega meetodi sobivus esmasteks uuringuteks raskesti ligipääsetavates paikades. Miinusena toovad nad välja meetodi problemaatilisuse voolava veega keskkondades, tänu eDNA lahtumisele ja lagunemisele. Kokkuvõttes leitakse antud uuringus, et ebapärlikarbi seire eDNA abil ei asenda kunagi täielikult traditsioonilisi meetodeid, kuid võib olla abiks kaitsemeetmete tõhususe hindamisel või uute elupaikade leidmisel (Stoeckle, Kuehn ja Geist, 2016, 1127).

2.1.3.1.3 Veekogu bioloogilise mitmekesisuse hindamine

Uuringuga püüti välja selgitada, kas eDNA meta-triipkoodistamise meetodit saaks kasutada veeproovide alusel liigirikkust puudutavatele küsimustele vastamiseks ilma liike määramata (Valentini *et al.*, 2016). Vaadeldi kaht veeselgroogsete gruppi - kahepaikseid ja luukalasad. Kahepaiksed kaasati uurimusse kui keskkonnamuutustele väga tundlik liigirühm, kalad kui mageveekogude seisukorra sageli rakendatav indikaator (Valentini *et al.*, 2016, 930). Koostati referentsandmebaas 53 kahepaiksete ja 86 kalaliigiga, mille vastu testiti eDNA proove (Valentini *et al.*, 2016, 931).

Meetodi usaldusväärsust kontrolliti hoolikalt in silico polümeraasi ahelreaktsiooni simuleerimist kasutades, in vitro laboris koeproove testides ja in situ, testides proove 62 seirealalt. In situ võetud proovide tulemusi võrreldi traditsiooniliste meetodite rakendamisel saadud tulemustega (Valentini *et al.*, 2016, 931-932).

Võrreldes traditsiooniliste meetoditega ja varasemate andmetega näitas eDNA meta-triipkoodistamine üldiselt paremat tuvastamise tõenäosust. Kahepaiksete puhul oli tuvastamise tõenäosus 0,97 (usaldusvahemik = 0,90-0,99) võrreldes 0,58'ga traditsiooniliste meetodite puhul (usaldusvahemik = 0,50-0,63). Kalade puhul 89% uuritud objektidest oli määratud liikude arv eDNA meta-triipkoodistamise meetodiga kõrgem või identne arvuga, mis määrati traditsioonilisi meetodeid kasutades. Autorite hinnangul on kirjeldatud eDNA-põhisel lähenemisel potentsiaali saada järgmise generatsiooni ökoloogiliste uuringute ning standardiseeritud bioloogilise mitmekesisuse seire vahendiks paljudes veeökosüsteemides. Võrreldes vanade meetoditega on eDNA eeliseks mitte invasiivsus ning soovimatu seirega kaasnevate võõrliikide ja haiguste levitamise risk on vähene (Valentini *et al.*, 2016, 935-937).

Meta-triipkoodistamine kasutamine veekeskkonnas on veel vähe uuritud ja hiljuti kasutusele võetud meetod. Traditsioonilised kalade inventeerimise meetodid näitavad oma piiratust suurte veekogude uurimisel, kus on vaja kasutada keerukat proovivõtmise meetodikat ning sekkuvat kalapüüki. Need meetodid on sageli liigi ja/või arenguastme spetsiifilised ning lisaks eksitakse sageli liigi määramisel, eriti nooremate isendite puhul (Valentini *et al.*, 2016, 930).

2.1.3.1.4 Eelnevalt määratletud liikide tuvastamine seisva ja voolava veega mageveekogudes

Kuue erineva, erinevatesse taksonoomilistesse gruppidesse kuuluva liigi eDNA-põhist tuvastamist on uurinud (Thomsen *et al.*, 2012). Eksperimendis otsiti hariliku mudakonna, harivesiliku, vingerja, hariliku saarma, suur-rabakiili ja kevadkilbiku DNAd 98 üle Euroopa asuvast mageveekogust. Paralleelselt rakendati liikide tuvastamiseks antud veekogudes traditsioonilisi meetodeid (Thomsen *et al.*, 2012, 2566). Korrekse tuvastamise määr mageveekogudes kalade puhul oli 100%, kahepaiksete puhul 91%-100%, 82% kiili ja 100% kevadkilbiku puhul. Voolavas vees leiti vingerja DNAd 54% veekogudest, kus kala teati esinevat, ning saarma DNAd 27%. Vingerja puhul hindasid autorid edukust võrreldavaks traditsiooniliste meetodite edukuse määraga. Saarma puhul oletavad autorid, et madal tuvastamise protsent on tingitud looma kahepaiksest elustiilist

ja laiast territooriumist. Siiski leiavad nad, et eDNA rakendamine saarma tuvastamiseks võib osutada kasulikuks toetavaks meetodiks töömahukale traditsioonilisele meetodile (Thomsen *et al.*, 2012, 2568-2569).

Sama eksperimendi raames kasvatati kontrollitud suletud veeanumates harivesiliku ja mudakonna isendeid, et mõõta nende poolt keskkonda jäetud eDNA kogust ja selle muutust ajas. eDNA-d polnud 2 nädalat pärast isendite eemaldamist võimalik tuvastada, mis autorite hinnangul kinnitab, et eDNA meetod pole eriti tundlik varem elupaika asustanud isendite suhtes. Ühtlasi leiti, et eDNA kasutamist isendi arvukuse määramiseks tuleks edasi uurida, sest selle hulk on seoses isendite suuruse ja arvukusega. Siiski eeldab meetodi kasutamine selleks otstarbeks ranget liigikohast kalibreerimist ja valideerimist (Thomsen *et al.*, 2012, 2571).

2.1.4 Satelliitseire

Satelliitfotosid on juba aastakümneid kasutatud vegetatsiooni muutumise ja fenoloogia, hoovuste dünaamika, topograafia jt uuringuteks, mille puhul on piisanud madalast resolutsioonist orienteeruvalt ca 1000m või enam piksli kohta (Kerr ja Ostrovsky, 2003, 300). Koos uute, kõrgema resolutsiooniga (alla 1m piksli kohta) sensorite jõudmisega orbiidile on muutunud võimalikuks satelliitseiret rakendada ka uutes valdkondades ja detailsemateks uuringuteks (Kerr ja Ostrovsky, 2003, 299; Turner *et al.*, 2003, 208). Satelliitseire plussiks on suurte maa-alade regulaarne katmine. Sellest tulenevalt pakub satelliitseire häid võimalusi kliimamuutuste ja elupaikade hävimise seireks. Viimane on üheks peamiseks liigirikkuse vähenemise põhjuseks (Kerr ja Ostrovsky, 2003, 303). Hüperspektraalsensorite pakutav väga laia diapasoniga andmed pakuvad varasemast oluliselt paremaid võimalusi taimkatte ja pinnase tüübi analüüsiks, sest võimaldavad kasutada rohkem eristavaid tunnuseid (Kerr ja Ostrovsky, 2003, 310). Viimastel aastatel nähakse potentsiaali ka satelliitseire rakendamiseks bioloogilise mitmekesisuse hindamisel, sest maastiku eripärad on heaks liigirikkuse indikaatoriks (Kuenzer *et al.*, 2014, 6600).

Kuenzer jt on põhjalikult analüüsinud meetodi rakendamise võimalusi (Kuenzer *et al.*, 2014). Nad toovad näiteid viimastel aastakümnetel tehtud katsetest hinnata erinevate liikide levikut ja arvukust nende sellise keskkonnale avaldatud mõju kaudu, mida on võimalik satelliitfotode põhjal hinnata. Meetodit on rakendatud nii lindude, maismaaimetajate kui putukate leviku hindamiseks. Autorid märgivad, et satelliitfotode

põhjal hinnangute andmine eeldab meetodi kombineerimist vahetu seirega, mida on vaja üldistuste tegemiseks vajalike mudelite väljatöötamiseks (Kuenzer *et al.*, 2014, 6602-6605). Oluline on märkida, et ehkki tihti lähtutakse eeldusest, et uuringute lähteandmete puhul tuleb eelistada kõrgemat ruumilist resolutsiooni, on eriti taimestikuliikide eristamiseks väga kasulik infrapunase spektriosa kaetus andmetes. Kõrge resolutsiooniga andmed on enamasti pärit uuematelt satelliitidelt ja seega kallimad, mistõttu on oluline uuringu eesmärkidest lähtuv lähteandmete allika valik (Kuenzer *et al.*, 2014, 6612).

Üheks suureks takistuseks satelliitfotode mitmekülgsemal rakendamisel on visalt püsiv eelarvamus lähteandmete sobimatuse tõttu nende seireuuringutes kasutamiseks (Kerr ja Ostrovsky, 2003, 313). Sellele lisandub vähene vahetu koostöö satelliittehnoloogia spetsialistide ja keskkonnateadlaste vahel, millest tulenevalt ei osata kõiki tehnoloogia võimalusi seireülesannete lahendamiseks kasutada (Kuenzer *et al.*, 2014, 6624).

2.2 Tulemuste usaldusvärsus

Seireprogrammide tõhusus sõltub läbimõeldud ja statistilist võimsust ja usaldusvärsust tagavast meetodikast. Lisaks tõhususele on oluline ka programmi kulude pool e. kulutõhusus. Järgnevalt võtab autor teadusartiklite põhjal kokku mõned kulutõhususe parandamiseks tehtud meetodika-alased.

2.2.1 Statistiline võimsus

Paljud bioloogilist mitmekesisust või ka konkreetse liigi arvukust hindavad seireprogrammid toetuvad kvantitatiivsele analüüsile ja rakendavad uurimisküsimustele vastamiseks statistilisi meetodeid. Samas toovad Field *et al* (2005) ning Legg *et al* (2006) välja, et paljud programmid ei saavuta soovitud usaldusvärsust.

Field *et al* (2005, 473-474) märgivad, et piiratud ressursside tingimustes tuuakse tihti ohvriks uurimuse statistiline usaldusvärsus. See tähendab, et uuringu statistiliste parameetrite määramisel keskendutakse I tüüpi vea ehk valepositiivse tulemuse vältimisele, kuid jäetakse tähelepanuta II tüüpi vea ehk valenegatiivse tulemuse vältimise tähtsus. Näiteks seatakse uuringus I tüüpi vea lubatud tõenäosus tihti kasutatavale väärtusele $\alpha = 0.05$, mis tähendab, et valepositiivse tulemuse tõenäosus on 5%. Liigi arvukuse hindamisel tähendab valepositiivne tulemus, et arvukus tundub kahanevat,

ehkki tegelikult ei kahane. Valenegatiivne tulemus tähendab, arvukus kahaneb, ehkki uuring seda ei näita. Kui arvukus kahaneb näiteks 15% aastas, võib $\alpha = 0.05$ korral olla valenegatiivse tulemuse tõenäosus β koguni 60%. Nii statistilise olulisuse määr kui statistiline võimsus on parameetrid, mille harjumuslik määramine võib oluliselt mõjutada uurimuse usaldusväärsust. Mõlemad tuleks välja arvutada konkreetse programmi eesmärke ja meetmete ning seiremeetodite kulukust silmas pidades (Field *et al.*, 2004, 670-671). I tüüpi viga võib nimetada ka ülereageerimiseks ja II tüüpi viga alareageerimiseks. On küsitav, kas ohustatud liikide puhul on suurem probleem meetmete rakendamine olukorras, kus see pole vajalik, või nende rakendamata jätmine, kui liigi arvukus tegelikult oluliselt kahaneb.

Seda on Field *et al* (2004) modelleerinud ja kirjeldanud ühe Austraalia suurima, New South Walesi koaalapopulatsiooni arvukuse näitel. Kuna koaalad on antud piirkonnas oluline, kuid kahaneva arvukusega turismiattraksioon, hindasid autorid seirele ja kaitsemeetmetele kuluva summa ja saamatajääva turismitulu sõltuvust seireprogrammi statistilise olulisuse määrast. Nad leidsid, et olulisuse määra tõstes prognoositavad kulud langevad, kuni olulisuse määra $\alpha = 1$ juures on kogukulu fikseeritud meetmete rakendamise ja seirekulu summana. Selle põhjal leiavad Field *et al* (2004, 673), et tüüp I ehk valepositiivse tulemuse vältimisest on tüüp II ehk valenegatiivse tulemuse vältimine kindlasti olulisem. Statistiliste mõistete keeles on eksperimendi usaldusväärsuse tagamisel olulisem lähtuda β väikesest väärtusest. Teoreetiliseks erandiks on nende mudeli põhjal situatsioonid, kus populatsiooni kahanemise tõenäosus on suhteliselt väike (<12%) või meetmete rakendamiseks oodatakse suurt arvukuse kahanemist (>23%), kuid ka neil puhkudel on kulude kokkuhoid marginaalne (Field *et al.*, 2004, 671-673). Statistilise võimsuse tõstmise tähendust usaldusväärsuse tagamisel on märkinud ka Legg ja Nagy (2006). Kuna statistilise võimsuse tõstmine võib olla sageli seotud lisakuludega, peaks nende sõnul vastutus kvaliteedi eest langema seiret tellivatele ja koordineerivatele organitele, kes on ise tulemustest tegelikult huvitatud osapooleks (Legg ja Nagy, 2006, 196-198).

Yoccoz *et al* (2001) on vaadelnud bioloogilisele mitmekesisuse uurimisele suunatud seireprogramme ja -projekte ning identifitseerinud kaks põhilist meetodiliste puuduste valdkonda. Esiteks, liikide arvukuse hindamisel kasutatakse enamasti indikaatoritel või liigi asustustihedusel põhinevaid mudeleid, sest isendite loendamiseks pole üldjuhul meetodikat või oleks see ebamõistlikult kallis. Samas rakendatakse samu

suhtarve tihti üle erinevate liikide ega võeta arvesse teisi liikide tuvastatavust mõjutavaid tegureid. Yoccoz et al (2001) märgivad, et mudelite kontroll ja kalibreerimine peaks olema usaldusväärse seireprogrammi osa (Yoccoz, Nichols ja Boulinier, 2001).

Teise probleemina toovad nad välja ruumilise varieeruvuse vähese arvessevõtmise. Paljud programmid katavad väljakujunenud või subjektiivselt valitud elupaiku, mis ei võta arvesse liigi leviku võimalikku muutumist või liigi isendite jaotusmustrit muutumist leviala piires. Seega on üldistused sageli ebatäpsed.

Võttes arvesse liigi tuvastatavust, asustuse tihedust elupaigas ja määrates lubatud veamäärad on võimalik modelleerida optimaalset seire tihedust ajas ja ruumis saavutamaks sobiva usaldusväärsusega tulemusi (Field, Tyre ja Possingham, 2005). Alati on võimalik testi statistilist võimsust parandada valimi suurendamisega, kuid sellega seoses kasvavad ka kulud. Just seepärast on statistilise analüüsi läbimõeldus oluline tõhususe ja ka kulutõhususe allikas (Legg ja Nagy, 2006). Viimasega seotud võimalusi kirjeldatakse ka järgmises peatükis.

2.2.2 Kulutõhususe parandamine seireprogrammi optimeerimise kaudu

Mitmed autorid on otsinud võimalusi seireprogrammi optimeerimiseks ilma tulemuse usaldusväärsust kaotamata. Enamik autori poolt leitud teadusartiklitest lähtub seire sageduse või ruumilise ulatuse vähendamisest.

Levine et al (2014) on otsinud võimalusi seiremustrit hõrendamiseks kolme erineva seiremustriga programmi puhul, mis hõlmasid nii pikka ajalist perioodi, laialdast seirepunktide arvu kui ka kombinatsiooni mõlemast (Levine *et al.*, 2014). Neljas samas artiklis kajastatud analüüs puudutas biomassi seire vajaliku intensiivsuse teoreetilist arvutust. Nad leidsid esimeses kolmes programmis võimalusi oluliseks seiretiheduse vähendamiseks ning neljandas tuvastasid kolmekordse erinevuse vajalikus seirepunktide arvus 10% ja 5% lubatud vea vahel. Nende analüüsi tulemus viitab kulude vähendamise potentsiaalile selgelt eesmärgistatud seireprogrammide puhul. Samal teemal on publitseerinud ka Reynolds et al (2011), kes soovivad keeruka ja töömahuka seireprogrammi puhul eraldi planeerimisuuringut, millega hinnatakse seire kulude ja tulemuse usaldusväärsuse suhet. Reynolds et al (2011) toovad näite pruunkaru arvukuse seireprogrammist Alaskal, kus populatsiooni kahanemise tuvastamisel 2-aastase viite lubamine võimaldab seirekulusid 50% vähendada.

Teiseks võimaluseks seireprogramme optimeerida on liigirikkuse seireprogrammide puhul konkreetsete liikide eluviisidel põhinev seireala ja -tiheduse kavandamine, mida on uurinud Carlson et al (2002) ja Sanderlin et al (2014). Carlson et al (2002) on klassifitseerinud oma uurimuses metsalindude seire kulutõhususest liigid erinevatesse kategooriatesse lähtuvalt nende paiksusest ja haruldusest. Nende analüüs näitab, et statistilist võimsust parandab seirealade lisamine, kui enamiku liikide puhul jääb seire sageduse tõstmise efekt väikeseks. Siiski märgivad nad, et erandina aitab sageduse tõstmine täpsemini tuvastada liike, kelle kohalolu ajaline muster on keerulisem. Sanderlin et al (2014) tulemused toetavad eelnevat. Nad on leidnud, et seirealade lisamine aitab parandada haruldaste liikide tuvastamise täpsust, samas kui seire sagedus mõjutab enam üldise liigirikkuse hindamise täpsust (Sanderlin, Block ja Ganey, 2014).

2.3 Seiresüsteemi korraldamine

Keskkonnaseire seadus defineerib keskkonnaseire: „Keskkonnaseire on keskkonnaseisundi ja seda mõjutavate tegurite järjepidev jälgimine, mis hõlmab keskkonnavaatlusi, vaatlusandmete kogumist, töötlemist ja säilitamist, vaatlustulemuste analüüsimist ning muutuste prognoosimist“.

Rahvusvahelisel tasandil tõusis keskkonnaseire päevakorda Rio de Janeiro bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni (edaspidi BMK) algatamisega 1992. a. BMK on 2010. a. Nagoya kohtumisel vastu võtnud "Strateegilise bioloogilise mitmekesisuse tagamise plaani 2011-2020" (COP, 2010). Euroopa Liidus kehtib Euroopa Komisjoni poolt 3. mail 2011 kehtestatud "ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020" (Euroopa Komisjon, 2011). Eesti keskkonnakaitset ja -seiret juhib "Looduskaitse arengukava aastani 2020" (Keskkonnaministeerium, 2012), Keskkonnaseire seadus (Riigi Teataja, 2016) ning Riiklik keskkonnaseire programm (edaspidi RKSP), mida keskkonnaministri määrus „Riikliku keskkonnaseire programmi ja allprogrammide täitmise nõuded ja kord“ (Riigi Teataja, 2017).

Keskkonnaseire seadus (Riigi Teataja, 2016) sätestab riikliku, kohaliku omavalitsuse üksuse ja vabatahtliku keskkonnaseire korralduse, riikliku keskkonnaseire programmi ja selle allprogrammide täitmise, riikliku keskkonnaseire jaamade ja alade rajamise, kasutamise, kaitse ja likvideerimise, keskkonnaseire käigus saadud andmete säilitamise,

kasutamise ja avaldamise korra ning riikliku järelevalve korralduse ja vastutuse käesoleva seaduse nõuete täitmata jätmise eest.

„Aastast 1993 on Eesti eluslooduse mitmekesisuse seire süsteemi analüüsitud kokku vähemalt neljal korral: 1998, 2002–2003, 2011 ja 2012, lisaks on tehtud üksikute seireprojektide põhiseid analüüse“ (Piirimäe ja Jüssi, 2017).

Lähtuvalt "Keskkonnaseire seadusest" (Riigi Teataja, 2016) ja Eestile konventsiooniga võetud kohustustest tuleb bioloogilise mitmekesisuse seire süsteem kujundada sellisena, et oleks võimalik hinnata bioloogilise mitmekesisuse hetkeseisukorda, selle muutust ja muutumise kiirust ning oluliste liikide populatsioonide ning elupaikade hävimisohtu (*Monitoring and indicators: designing national -level monitoring programmes and indicators*, 2003). Tingitult eelarve piiratusel tuleb programmid kujundada optimaalse kulutõhususega, ehk saavutada statistiliselt usaldusväärne tulemus minimaalsete selleks vajalike kuludega. Sellest lähtuvalt on võimalik hinnata ka konkreetsete täna rakendatavate seireprogrammide eesmärgistatust.

Yoccos et al (2001) eristavad seireprogrammide hulgas teaduslikult ja keskkonnajuhtimisest ajendatud programme. Teaduslike sihtidega programmide puhul on eesmärgiks seireobjekti käitumise ja dünaamika kohta võimalikult palju teada saada. Keskkonnajuhtimise toetamiseks rakendatavad programmid peaksid pakkuma sisendit juhtimisotsustele. Nii seireprogrammide kui keskkonnakaitse meetmete prioritseerimisel on oluline seada keskkonnakaitsealane tegevus konkreetsetesse raamidesse - näiteks haruldaste liikide ühiskondliku väärtuse hindamisest, võrrelduna üldise eluslooduse rohkusega (Sebastian-Gonzalez et al., 2011).

Lähemalt on Eesti bioloogilise mitmekesisuse seire süsteemi nn "ideaalskeemi" kirjeldanud Zobel (2003). Lisaks on ta näinud vajadust bioseire standardi järele: „Bioseire süsteem töötab otstarbekalt juhul, kui andmete kogumine, säilitamine, esmane statistiline töötlemine, edastamine ametkondadele ja avalikkusele toimuvad rangelt määratletud ja järjekindla metoodika – nn. bioseire standardi - alusel. Vastav standard määratleb detailselt seireandmete kogumise metoodika, andmete formaadi ja andmebaaside (registre) ülesehituse ja kasutamise korra, andmete analüüsimise üldskeemi ja informatsiooni edastamise protseduuri.“ Tsentraalse ja tervikliku, eesmärgi-keskse lähenemise vajadust on seega sõnastatud juba üle 10 aasta tagasi. Eesti looduskaitse

arengukava on seadnud meetodikate täpsustamise ja optimaalse seirevõrgustiku rakendamise tähtjaks 2016. a. (Keskkonnaministeerium, 2012). Alates maist 2016 on juurutamisel uus keskkonnaseire infosüsteem KESE, mis töö kirjutamise hetkel sisaldab seireandmeid vaid programmide väikese osa kohta (*Monitoring and indicators: designing national -level monitoring programmes and indicators*, 2003).

Seire süsteemile on hinnanguid andnud ka Ernst & Young (2012), kes on välja toonud, et vaja on ühtlustada ja uuendada keskkonnaseiret reguleerivad seaduslikud aktid, koostada uus terviklik pikaajaline keskkonnaseire programm, arendada keskkonnaseire andmete ja tulemuste rakendusliku analüüsiga tegelemise võimekust jne.

Vastvalminud seireprogrammide ja -meetodite analüüsi lõpparuandes märgivad selle autorid, et aastal 2012 küll korrastati seireprogrammide struktuuri, kuid ei põhjendatud jaotust keskkonnaprobleemidest lähtuvalt (Piirimäe ja Jüssi, 2017). Mänd (2003) toob esile, et mitmetes valdkondades, nagu näiteks ornitoloogia, on tehtud pikaajalist sisukat seiretööd. Tema sõnul on vajaka lünkade analüüsist riiklikul tasandil ning koordinatsioonist, mis aitaks vältida dubleerimist. Sellise vajaduse püsimist ka aastal 2017 kinnitavad Piirimäe ja Jüssi.

3 Analüüs

Töö analüütilises osas vaadeldakse uute seiremeetodite rakendatavust Eestis uuritavate liikide seireks ning hinnatakse ökosüsteemiteenuste indikatiivsuse lähtepunktist elurikkuse seiretööde otstarbekust.

3.1 Uute seiremeetodite rakendamise võimalused Eestis

Seireprogrammide kulutõhususe parandamine peaks kindlasti hõlmama nende süstemaatilist eesmärgistamist ja korrastamist. Seda vajadust on tuvastanud mitmed varasemad auditid (Ernst&Young, 2012) ja analüüsid (Mänd, 2003; Piirimäe ja Jüssi, 2017). Samas on paljud bioloogilise mitmekesisuse või haruldaste liikide arvukuse seireprogrammid kindlasti otstarbekad ning seiresüsteemi üldpildi muutumine ei vähenda konkreetsete liikide või elupaikade seire tõhustamise vajadust. Kuna meetodite rakendamise võimalused erinevate liikide vaatenurgast on sarnased, vaatleb autor neid meetodi-, mitte liigikeskselt.

3.1.1 eDNA-l põhineva seire rakendamise võimalused

eDNA meetodit on koos rakendamise näidete ja tulemustega lähemalt kirjeldatud uusi seiremeetodeid käsitlevas peatükis. eDNA meetodi olulisteks omadusteks on:

- võimalus tuvastada visuaalselt raskesti leitavaid ja (eriti juveniilses staadiumis) eristatavaid liike
- võimalus analüüsida proove nii ühe kui mitme liigi esinemise tuvastamiseks
- lühem välitöödeks kuluv aeg vähene invasiivsus
- võimalus rakendada proovide võtmiseks mitte-eksperte

Rahvusvahelises teaduskirjanduses kirjeldatud uurimustes on eDNA-põhist tuvastamist rakendatud edukalt erinevate kahepaiksete, ebapärlikarbi, kalade kui ka putukate tuvastamiseks, kelle elutsüklist osa leiab aset vees. Seireveebi (Keskkonnaagentuur, 2017) põhjal teostatakse Eestis järgmiste liikide seiret, kelle DNA-d võiks veekogudes leiduda ja kelle puhul saaks eDNA meetodit rakendada.

Ebapärlikarp

Stoeckle et al (2016) on katseliselt kinnitanud, et eDNA meetod on ebapärlikarbi tuvastamiseks usaldusväärne meetod. Nad toovad argumendina meetodi kasuks välja, et sel moel pole vaja tuvastamiseks populatsioone häirida, mis klassikalise meetodi puhul on vältimatu.

Mudakonn, harivesilik ja kõre

Mudakonna ja harivesiliku tuvastamiseks eDNA meetodi sobivust on teiste liikide hulgas testinud Thomsen et al (2012). Harivesiliku eDNA-põhist tuvastamist on katsetanud ka Biggs et al (2014). eDNA meetod, eriti metatriipkodeerimise kasutamisel liigirikkuse hindamiseks, võiks anda tulemusi ka kõrede puhul.

Jõevähk ja signaalvähk

Signaalvähi ja *ortonectes rusticus*'e tuvastamiseks on eDNA meetodid rakendanud Larson et al (2017). Signaalvähi ja jõevähi seireks Eestis kasutatakse täna töömahukat mõrrapüüki (Hurt ja Kivistik, 2013). Ehkki autor ei leidnud hariliku jõevähi eDNA-ga tehtud uurimusi, julgeb ta signaalvähi puhul saadud tulemuste põhjal soovitada kaaluda eDNA meetodi kasutusvõimalust ka jõevähi puhul.

Apteegikaan

Apteegikaani kui vees eluneva ja lima eritava liigi puhul näeb autor samuti potentsiaali eDNA meetodi uurimisel. Ehkki konkreetseid uuringutulemusi ei õnnestunud leida, on siiski viiteid teadlastele, kes selles suunas tegutsevad, nagu Andreas Weck-Heimann (*SENCKENBERG/Lower Invertebrates*, 2017).

Tuleb silmas pidada, et ehkki eDNA kasutamise võimalused on just veekogude puhul laialdased, on meetodil siiski puudusi võrreldes väljakujunenud meetoditega. Neist olulisimaks peab autor meetodi sobimatust isendite kvalitatiivseks uurimiseks ja liigi arvukuse hindamiseks. Seega sobib eDNA eelkõige liigi olemasolu esmaseks tuvastamiseks, mille põhjal võib otsustada järgnevate seireetappide vajaduse - näiteks signaalvähi puhul mõrrapüüki alles siis rakendades, kui eDNA analüüs on liigi esinemist näidanud.

3.1.2 Drooniseire rakendamisvõimalused

Drooniseiret on viimastel aastatel palju katsetatud erinevate seireülesannete täitmiseks. See on andnud häid tulemusi seiretöodes, kus on kasu kõrgemast vaatepunktist seiratavale elupaigale või liikidele, samuti saada detailne visuaalne ülevaade suuremast maa-alast. Tänu droonitehnoloogia kiirele arengule on saadaval erinevat tüüpi ja erinevas hinnaklassis kommertsdroone, mis lubavad konkreetseks ülesandeks valida sobiva tööriista. Lisaplussiks, et droonikaamerad salvestavad nähtu ja võimaldavad seda analüüsida hiljem.

Eesti seireprogrammidest võib autori hinnangul drooniseiret kasu olla järgmiste seiretööde juures.

Haruldased ja ohustatud taimekooslused, maastikuseiretööd

Drooni kasutamise mõttekus maastike ja taimekoosluste seires sõltub olulisel määral taimkatte ja seireülesande iseloomust. Drooniga salvestatav visuaalne materjal saab autori hinnangul olla heaks tugimaterjaliks ja moodustada üle pikema perioodi kasuliku võrdlusmaterjali. Nagu on varem viidatud, on tiheda ülekatttega droonifotosid kasutatud edukalt tundrataimestiku liigirikkuse hindamiseks taimestiku värvi ja kõrguse põhjal (Fraser *et al.*, 2016, 87-93). Saadud on detailseid ja kuluefektiivseid tulemusi põllukultuuride seisukorra hindamisel (Whitehead ja Hugenholtz, 2014, 93). Eesti maastike liigirikkam taimkate muudab ülesande kindlasti keerulisemaks. Autor näeb drooni rakendamises potentsiaali näiteks niitude, nõmmede ning loopealsete, samuti rannikumaastike seisundi jäädvustamisel ja hindamisel. Samuti kaaluks autor drooni rakendamist maastiku struktuuri muutuste ja kimalastele sobilike õistaimede seireks põllumajandusmaastikel.

Haudelinnustiku seire

Pesitsevate lindude loenduse puhul sõltub drooni kasutamise otstarbekus muuhulgas konkreetsete liikide pesitsusharjumustest ja pesade nähtavusest. Edukalt on droonifotode põhjal viinud läbi kolooniatena pesitsevate lindude loendusi (Hodgson *et al.*, 2016, 1-6). Nende kogemuse põhjal aitab drooni kasutamine saavutada täpsemaid tulemusi ja drooni oskusliku käsitlemise korral linde vähem häirida. Näiteks Eesti väikesaarte haudelinnustiku seires kasutatav meetod näeb ette osalt saarte vaatlust merelt, osalt saare

läbikäimist (Paakspuu, 2015, 5). Vahetu vaatlus annab suurema täpsuse, samas võiks ka avatud aladel haudelinnustiku seires drooni kasutamist katsetada.

Võras pesitsevate lindude sigimisedukuse seire

Hallvarese näitel on drooni edukalt kasutatud kõrgel puuvõras paikneva pesa, munade ja poegade vaatluseks (Weissensteiner, Poelstra ja Wolf, 2015, 425). Eestis seiratakse kotkaste ja must-toonekure sigimisedukust, mille meetod on hallvarese puhul rakendatuga üpris sarnane ja seega võiks siingi drooni kasutamist katsetada, mis võib anda olulise kokkuhoiu ajas, segada vähem linde ja võimaldada puu kahjustamist vältida. Samuti on sobiva drooni hind võrreldav, kui mitte odavam kvaliteetse ronimisvarustuse hinnast (Weissensteiner, Poelstra ja Wolf, 2015, 427-430).

3.1.3 Bioakustilise seire rakendamise võimalused

Piirimäe ja Jüssi (2017) väidavad: „Akustilised sensorid võiksid teoreetiliselt säästa tohutult tööjõukulusid, kuid eesti tingimustes tuleb meetodi rakendamisel võtta arvesse, et suur osa ornitoloogilisest seirest toimub vabatahtliku töö abil, mistõttu tehnoloogial on eriti keeruline kulutõhususes võistelda. Seega, nende sensorite rakendamisega võiks alustada eelkõige nendes töödes või piirkondades, kus vabatahtlike linnuvaatlejate puudus, näiteks, Ida-Virumaal“

Kõre

Praegu rakendatav kõre seiremetoodika Eestis näeb ette isasloomade loenduse hääliitsuste järgi ning kudunööride loenduse (Rannap, 2016). Isasloomade loenduse väljakutseteks on vajadus teostada vaatlusi lühikese etteteatamisajaga, sobivate ilmaolude esinemisel, ning selle kordamise vajadus kõre sigimisperioodi suure kestuse tõttu.

Toetades praegust metoodikat helisalvestustega võib anda võimaluse vähendada seirajate ajakulu ja paremini aega planeerida. Samuti saab salvestiste kaudu koguda lisainfot kõre fenoloogiliste käitumismustrite kohta, millest võib saada sisendit seiremetoodika tõhustamiseks. Päriskonnaliste hääliitsuste salvestamist ja automaatset töötlemisest on teaduskirjanduses toimivaid näiteid (Acevedo ja Villanueva-Rivera, 2006; Aide *et al.*, 2013).

Rähnilised

Lähtuvalt Eestis talvituvate lindude seiretulemustest 2008-2012 on andmed rähniliste arvukuse kohta pesitsusajal keskmise ning talveperioodil madala usaldusväärsusega. Samas talvitub Eestis rähnilisi hinnanguliselt 3-4 korda enam kui pesitseb (Elts *et al.*, 2013). Praegu kasutusel olev rähniliste seiremetoodika hõlmab endas peibutusmeetodit, pesade otsimist ja juhuvaatlusi (Nellis ja Leivits, 2017).

Euroopa rähniliste määramiseks trummeldamise helisalvestuse põhjal on loodud enam kui 80% täpsusega analüütiline mudel (Florentin, Dutoit ja Verlinden, 2016). Eriti talvehooajal seirealadel bioakustilise salvestamise rakendamine ja hilisem analüüs võib aidata oluliselt parandada informatsiooni kvaliteeti rähniliste populatsioonide kohta. Pesitsusperioodil on passiivse salvestusmeetodi eelis peibutusmeetodi ees väiksem invasiivsus.

Kassikakk

Kassikakk on Eestis I kategooria kaitstavate liikide nimistusse kuuluv liik. Metoodika hõlmab kuulamiskäike ja pesade otsimist. Regulaarselt kontrollitakse keskkonnaregistrisse kantud elupaiku, mida 2015 aastal oli 42. Samuti otsitakse uusi liigile sobivaid elupaiku ja kontrollitakse esinemisteateid (Nellis, 2015).

Suhteliselt väike teadaolevate elupaikade arv, mille esmane iga-aastane kontroll seisneb kuulamiskäigus asustatuse selgitamiseks, võib olla hea võimalus seire tõhustamiseks automaatsalvestuste rakendamise abil. Samuti on võimalik bioakustilise seirega kontrollida uute elupaikade võimalikku asustatust. Bioakustilist seiret rakendades on võimalik nii tuvastada kassikaku isendite esinemine ja linna sugu, kui jälgida konkreetsete isendite pesatruudust (Grava *et al.*, 2008).

3.1.4 Satelliitseire rakendamise võimalused

Satelliitseiret rakendatakse Eestis maastike kaugseireks. Selle võimalused on arenenud ja satelliitseiret saaks kasutada ka teiste seireprogrammide puhul.

3.2 Seiresüsteemi tõhustamine ökosüsteemiteenuste näitel

Varasemalt pole Eestis otseselt seire kulutõhusust uuritud. Küll on koostatud analüüse seire süsteemi sobivuse kohta riiklike ja rahvusvaheliste eesmärkide täitmiseks, näiteks Zobel (2003), Mänd (2003), Ernst & Young (2012), Price, Waterhouse & Cooper (2011).

Ettepanekuid kuluefektiivsuse saavutamiseks ning seire tõhustamiseks on teinud ka Liira (2009), ent need puudutavad pigem andmete süstematiseerimise, kogumise ning säilitamise tehnilist poolt: valim peab olema esinduslik nii elupaigatüüpide tasemel kui ka kasvukohatüüpide tasemel elupaigatüüpide sees, seire meetodika peaks olema võrreldav ja võimalikult palju ühildatav teiste seirete süsteemide ja inventuuridega, seire ja inventeerimise tõhustamiseks on vaja luua süsteemne fotode, kaugseireliste pildimaterjalide ja ajalooliste kaartide/aerofotode arhiiv, peaks tegelema ka seireobjektide seisundi analüüsimise meetodika väljatöötamisega jne.

Kõigis eelnimetatud dokumentides ning Piirimäe ja Jüssi (2017) on välja toodud probleeme bioloogilise seire tegemisel ning ka soovitusi nende lahendamiseks ent kahjuks on probleemid jäänud samaks.

Seiretööde tõhustamise prioriteetide analüüsil lähtub autor elurikkuse seiretööde indikatiivsuse analüüsi aruandest (Piirimäe ja Jüssi, 2017). Aruande üheks osaks on RKSP elustiku allprogrammi seiretööde analüüs, kus on ära nimetatud seiretööd, kirjeldatud kulutõhusust, indikatiivsust jne. Aruandes hinnatakse indikatiivsuse määra skaalal 0-2 ning kulutõhususe määra vahemikus 0-10.

Käesolevas töös arvatati seirekulutuste otstarbekuse määr, korrutades seiretöö indikatiivsuse hinne seire kulutõhususe hindega ja jagades läbi seiretööks aastas kulutatava summaga eurodes. Otstarbekuse määra o arvutust kirjeldab järgmine valem:

$$o = \frac{i * k}{s}$$

kus i – indikatiivsuse hinne

k – kulutõhususe hinne

s – seiretööks kulutatav summa

Mida suurem on otstarbekuse määr, seda kulutõhusam on antud seiretöö elurikkuse hindamise kontekstis.

Järgnevalt arvutas autor välja otstarbekuse määrad RKSP elustiku allprogrammi jaoks (Joonis 2). Lähteandmed pärinevad Piirimäe ja Jüssi aruandest (2017) ning neid on täiendatud Keskkonnaagentuuri riigihangete andmete põhjal (*Riigihangete register*, 2017). Arvutuste lähteandmed on ära toodud Lisas 1.

Tulemusi on kirjeldatud järeltulemuste peatükis.



Joonis 2 RKSP elustiku allprogrammi seire kulutuste otstarbekuse määr

4 Järeldused

Eelnevalt hinnati seiretööde otstarbekust ökosüsteemiteenuste osutamise indikatiivsuse ja nende teostamise kulude vaatenurgast, arvutades välja iga RKSP seiretöö otstarbekuse määra. Seiretööd järjestati vastavalt nende otstarbekusele. Järgnevalt tehakse saadud tulemuste põhjal ettepanekuid kõige madalama otstarbekusega seiretööde tõhustamiseks.

4.1 Ökosüsteemiteenuste seire aspektist ebaotstarbekad seiretööd

Tuleb märkida, et ranna-, luha- ja pärisaruniitide seiretöödeks on 2016. a. korraldanud Keskkonnaagentuur ühe tervikliku hanke, mis ei võimalda hinnata konkreetset tüüpi niitude osakaalu kogusummas. Iga üksiku niidutüübi seiretööde kulu ei ole küll teiste seireprogrammidega võrreldes palju suurem, kuid kulutõhusus ning indikatiivsus on madalad. Autori hinnangul peaks otsima niitude ohustatud taimekoosluste seiretöödeks alternatiivseid, vähem töömahukaid meetodikaid. Käesolevas töös käsitletud uutest meetoditest võib anda häid tulemusi drooni kasutamine välitööde tõhustamiseks.

Ulukiseire juures on oluline lisada, et autoril ei õnnestunud leida andmeid ulukiseire kogukulu kohta, sest hange katab vaid toetavaid välitöid. See summa ongi lähteandmetesse kaasatud. Sellest tulenevalt võib kogukulu olla suurem ja otstarbekus analüüsitud kontekstis veel madalam. Jahihuvilisena oletab autor, et ulukiseires saaks välja töötada meetodika, mis lubaks vabatahtlikke ja jahiseltse kaasates (ning kogudes rajakaamerate andmeid) saada vajaliku usaldusväärsusega seiretulemusi väiksemate kogukuludega.

Madalalt otstarbekuselt neljas seiretöö on kotkaste ning sookure seire. Seire kulukus on samas suurusjärgus ulukiseirega. Kõrgem otstarbekuse hinne tuleneb kõrgemast kulutõhususe hindest. Pesakaamerat on Eestis merikotka puhul juba kasutatud. Kuna seires on oluline osa sigimisedukuse hindamisel, pakub autor välja võimaluse rakendada drooni tõhusamaks pesavaatluseks.

Kotkaste ning sookure seirega said sama hinde ka lendorava ja maismaalimuste seiretööd, mille tõhustamiseks autoril antud töö raames läbitöötatud materjali põhjal ettepanekuid ei ole. Lisaks konkreetsete tööde tõhustamisele võib olla oluline roll ka seiretööde

kombineerimisel või muul ümberkorraldamisel lähtuvalt seiresüsteemi üldistest eesmärkidest. Ka selleks autor antud töös ettepanekuid ei tee.

4.2 Ökosüsteemiteenuste seire aspektist otstarbekad seiretööd

Kõige otstarbekamaks seiretööks osutus analüüsi põhjal maastike kaugseire. Selle põhjuseks võib pidada tasuta satelliitfotode kättesaadavust antud tööks ja kõrget indikatiivsust. Otstarbekamate seiretööde hulka kuulusid ka mitmed lindude seiretööd, mis on küll töömahukad, kuid milleks kasutatakse palju vabatahtlike abi. Sellest hoolimata tasub autori hinnangul ka kõrge otstarbekusega seiretööde puhul sobivate alternatiivsete meetodite rakendamist.

4.3 Muud ettepanekud uute seiremeetodite osas

Otstarbekuse järgi keskmiste hulka mahtusid mõned seiretööd, mille puhul sobiks rakendada antud töös käsitletud uusi meetodeid. Jõevähi ja apteegikaani seireks on mõistlik kontrollida eDNA meetodi kui kõrget efektiivsust ja mitmekülgset pakkuva meetodi sobivust Eesti oludes. Ebapärlikarbi seiretööd ei kuulunud antud töös otstarbekuse osas analüüsitud programmide hulka, kuid ka selle liigi puhul näitab eDNA häid tulemusi.

Kahepaiksete seirel on kasutatud edukalt eDNA meetodit kui väheinvasiivset ja efektiivset viisi liikide esinemise tuvastamiseks, k.a. Eestis seirataivate liikide puhul. Lisaks on kõre ja teiste seirataivate konnaliikide puhul võimalik kasutada bioakustilist meetodit näiteks fenoloogiliseks seireks.

Rähnide ja kakkude seire on ökosüsteemiteenuste aspektist otstarbekuselt keskmiste seas. Nende tööde kulutõhusust võib olla võimalik oluliselt parandada bioakustiliste meetodite rakendamisega. Bioakustilistest võimalustest oleks abi nii sekkumise vähendamisel kui ka loenduse ja käitumise jälgimise täpsuse parandamisel.

4.4 Ettepanekud uuringute usaldusvärsuse osas

Uurides võimalusi keskkonnaseire tõhususe parandamiseks tutvuti töö koostamisel mitmete teadusartiklitega, mis rõhutasid seireuuringute statistilise ülesehituse olulisust. Peamiselt kirjeldatakse uuringute madala statistilise võimsuse probleeme, samuti

võimalusi valimi representatiivsuse parandamiseks. Autori enda statistika-alased teadmised ei võimalda seireprogramme sellest küljest analüüsida, kuid teemakäsitluste hulk ja sellega seotud riskid näitavad, et seda valdkonda tuleks lähemalt uurida ja võimalusel ka Eesti seireprogrammide statistilist usaldusväärsust hinnata.

KOKKUVÕTE

21. sajandi peamine probleem on bioloogilise mitmekesisuse vähenemine- et seda peatada, on ka Eesti 1993. aastal allkirjastanud ja ratifitseerinud bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni, millega kaasneb globaalse elurikkuse strateegia aastani 2020 ning kohustus tagada ökosüsteemide säilitamine. Ökosüsteemide säilitamiseks on oluline elurikkuse seire, mis tähendab keskkonnaseisundi ja seda mõjutavate tegurite järjepidevat jälgimist, sellekohase info kogumist, analüüsimist ning võimalike muutuste prognoosimist. Antud töö eesmärgiks oli teha ettepanekuid Eesti elurikkuse seire kulutõhususe parandamiseks, et võimalikult efektiivselt ning kulutõhusalt tagada ökosüsteemide seire ja seoses sellega ka säilimine.

Ettepanekute tegemiseks otsiti keskkonnaseire kulutõhusust käsitlevaid teadusartikleid. Artiklite põhjal kirjeldati uusi seiremeetodid, milliste rakendamisest Eesti seireprogrammides infot ei leidunud ja mille sobivus Eestis seiratavatele liikidele või ökosüsteemidele või nendega sarnastele leidis teadusartiklites kinnitamist: drooniseire, akustilised sensorid, eDNA ja satelliitseire. Iga meetodi puhul toodi välja olulisim, mis aitaks kaasa selle meetodi kasutamise otsuse tegemisel. Teiseks, uuriti teadusartiklite põhjal seireuuringute statistilist usaldusväärsust ja selle probleeme, kuid Eesti kohta käiv info oli väga napp, et selle põhjal järeldusi teha või soovitusi anda. Kolmandaks uuriti varasemaid Eesti seiresüsteemi analüüsi ja nendes tehtud ettepanekuid.

Meetodite osas leiti tulemuseks 4 meetodit, mille rakendamisvõimalused aitaksid kaasa Eesti seireprogrammide kulutõhususe parandamisel: eDNA'l põhinev seire, drooniseire, bioakustiline seire ja satelliitseire. Iga meetodi puhul toodi välja rakendamisvõimalused ning liigid, millede seirel need kasutust leiaksid. Antud töös seireuuringute statistilisel usaldusväärsusel pikemalt ei peatunud ning loodetavasti on see järgmiste teadustööde teemaks.

Varasemalt Eesti seiresüsteemi kohta tehtud analüüsid on välja toodud probleeme bioloogilise seire tegemisel ning soovitusi nende lahendamiseks. Ka Piirimäe ja Jüssi (2017) analüüsis on välja toodud probleemid ning lahenduseks on pakutud ökosüsteemiteenuste põhist lähenemist.

Autor lähtus elurikkuse seiretööde indikatiivsuse analüüsi aruandest (Piirimäe ja Jüssi, 2017) ning arvutas välja otstarbekuse määrad RKSP elustiku allprogrammi jaoks. Sellest lähtuvalt tuleks prioritseerida vähemotstarbekate seireprogrammide ümberkorraldamist või tõhustamist ning ühtlasi jätkata otstarbekaid programme.

Autori hinnangul said töö eesmärgid täidetud: välja pakuti uusi meetodeid elurikkuse seire tõhustamiseks, pöörati tähelepanu seire analüüsil esineda võivatele vigadele ning viimati valminud Piirimäe ja Jüssi (2007) aruande põhjal arvutati RKSP elustiku allprogrammi seire kulutuste otstarbekuse määr ökosüsteemiteenuste aspektist, mis näitab milliste seireprogrammide otstarbekust peaks eelkõige parandama. See võiks olla edasiste teadustööde teema.

SUMMARY

Loss of biodiversity is the biggest problem of 21st century - in order to halt it, Estonia has signed and ratified the Convention of Biological Diversity in 1993. This entails the global strategy for biodiversity til 2020 and obligates member states to preserve their ecosystems. Biodiversity monitoring is an important factor of preserving the ecosystems. It means continuously looking after the environmental state and the affecting factors, gathering and analysing respective data and forecasting possible changes.

The goal of this thesis is to make suggestions to improve cost efficiency of Estonian biodiversity monitoring, to ensure monitoring and preservation of ecosystems as effectively and efficiently as possible.

In order to make suggestions, the author started from researching scientific publications on the topic of cost efficiency in environmental monitoring. Based on the articles new monitoring methods were described, for which prior evidence of them being used in Estonia were not to be found. The author only picked those methods which had been successfully used on the same or similar species to the ones being monitored in Estonia: UAV monitoring, eDNA, bioacoustic sensors and satellite imagery. For each method some aspects were described that may help to make an adoption decision. Secondly, statistical aspects and problems involved were researched. There was almost no Estonian research to be found on the subject. Thirdly, earlier analyses of Estonian monitoring programs and the suggestions within were investigated.

As a result, the author found 4 methods which could be applied to improve the cost efficiency of monitoring programs in Estonia: eDNA-based monitoring, UAV monitoring, bioacoustic monitoring and satellite monitoring. For each method the application possibilities were suggested for relevant species. In this paper, the author didn't go into the statistical aspects of monitoring programs. This may be a topic of future academic work.

Earlier, analyses made on Estonian monitoring programs have highlighted problems and solution suggestions. Also Piirimäe and Jüssi (2017) highlight some of them, together with a suggestion to use an ecosystem service approach to resolve them.

The author, using Piirimäe and Jüssi analysis as basis, developed a method and calculated feasibility indices for Estonian state monitoring diversity sub-program. The author made suggestions to improve the feasibility of, or reorganize the less feasible programs.

The author believes the goals of this paper have been met. In the paper, new methods have been suggested for monitoring biodiversity, highlighted some common mistakes in monitoring analysis and specific suggestions were made to improve monitoring programs based on feasibility calculations on current environmental programs. This may form a subject of further studies.

ALLIKAD

1. Acevedo, M. A. ja Villanueva-Rivera, L. J. (2006) „Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians“, *Wildlife Society Bulletin*, 34(1), lk 211–214. doi: 10.2193/0091-7648(2006)34[211:UADRSA]2.0.CO;2.
2. Aide, T. M. *et al.* (2013) „Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification“, *PeerJ*, 1, lk e103. doi: 10.7717/peerj.103.
3. Anderson, K. ja Gaston, K. J. (2013) „Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology“, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), lk 138–146. doi: 10.1890/120150.
4. Biggs, J. *et al.* (2014) „Analytical and methodological development for improved surveillance of the Great Crested Newt. Defra Project WC1067. Freshwater Habitats Trust: Oxford.“, (January), lk 142.
5. Blumstein, D. T. *et al.* (2011) „Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus“, *Journal of Applied Ecology*, 48(3), lk 758–767. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.01993.x.
6. Brauer, C. L. *et al.* (2016) „A comparison of acoustic monitoring methods for common anurans of the northeastern United States“, *Wildlife Society Bulletin*, 40(1), lk 140–149. doi: 10.1002/wsb.619.
7. Carlson, M. ja Schmiegelow, F. (2002) „Cost-effective sampling design applied to large-scale monitoring of boreal birds“, *Ecology and Society*, 6(2). doi: 11.
8. COP (2010) *COP 10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, Eleventh meeting of the Conference of the Parties (COP) to the Convention on Biological Diversity*. Available at: <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>.
9. Dawson, D. K. ja Efford, M. G. (2009) „Bird population density estimated from acoustic signals“, *Journal of Applied Ecology*, 46(6), lk 1201–1209. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01731.x.
10. Depraetere, M. *et al.* (2012) „Monitoring animal diversity using acoustic indices: Implementation in a temperate woodland“, *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 13(1), lk 46–54. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.05.006.
11. Elts, J. *et al.* (2013) „Eesti lindude staatus, pesitsusaegne ja talvine arvukus 2008-2012“, *Hirundo*, 112, lk 80–112.
12. Ernst&Young (2012) *Seirekorralduse analüüs*. Available at:

- [http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/897/Lisa 2.pdf](http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/897/Lisa_2.pdf).
13. Euroopa Komisjon (2011) *Meie elukindlustus, meie looduskapital: ELi bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020*. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN> (Vaadatud: 22. mai 2017).
 14. Field, S. A. *et al.* (2004) „Minimizing the cost of environmental management decisions by optimizing statistical thresholds“, *Ecology Letters*. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00625.x.
 15. Field, S. A., Tyre, A. J. ja Possingham, H. P. (2005) „Optimizing Allocation of Monitoring Effort Under Economic and Observational Constraints“, *Journal of Wildlife Management*, 69(2), lk 473–482. doi: 10.2193/0022-541X(2005)069[0473:OAOMEU]2.0.CO;2.
 16. Fitzpatrick, M. C. *et al.* (2009) „Observer bias and the detection of low-density populations“, *Ecological Applications*, 19(7), lk 1673–1679. doi: 10.1890/09-0265.1.
 17. Florentin, J., Dutoit, T. ja Verlinden, O. (2016) „Identification of European woodpecker species in audio recordings from their drumming rolls“, *Ecological Informatics*. Elsevier B.V., 35, lk 61–70. doi: 10.1016/j.ecoinf.2016.08.006.
 18. Fraser, R. H. *et al.* (2016) „UAV photogrammetry for mapping vegetation in the low-Arctic“, *Arctic Science*, 2(3), lk 79–102. doi: 10.1139/as-2016-0008.
 19. Grava, T. *et al.* (2008) „Individual acoustic monitoring of the European Eagle Owl *Bubo bubo*“, *Ibis*, 150(2), lk 279–287. doi: 10.1111/j.1474-919X.2007.00776.x.
 20. Hodgson, J. C. *et al.* (2016) „Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles“, *Scientific Reports*. Nature Publishing Group, 6(1), lk 22574. doi: 10.1038/srep22574.
 21. Hurt, M. ja Kivistik, M. (2013) *JÕEVÄHKI OHUSTAVATE VÕÕRVÄHILIHKIDE LEVIKU HINDAMINE NING SIGNAALVÄHI TÕRJEKS MEETMETE RAKENDAMINE 2013. A*. Available at: <https://www.kik.ee/sites/default/files/6333.pdf>.
 22. Kerr, J. T. ja Ostrovsky, M. (2003) „From space to species: Ecological applications for remote sensing“, *Trends in Ecology and Evolution*, 18(6), lk 299–305. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00071-5.
 23. Keskkonnaagentuur (2014) *Keskkonna ülevaade 2013. Looduslik mitmekesisus*. Available at: https://energiatalgud.ee/img_auth.php/3/31/Keskkonnaagentuur._Keskkonna_ulevaade_2013._Looduslik_mitmekesisus._Tallinn_2014.pdf (Vaadatud: 24. mai 2017).
 24. Keskkonnaagentuur (2017) *Eesti riiklik keskkonnaseire programm*. Available at: <http://seire.keskkonnainfo.ee/> (Vaadatud: 23. mai 2017).

25. Keskkonnaministeerium (2012) *Looduskaitse arengukava aastani 2020*. Available at: http://www.envir.ee/sites/default/files/lak_lop_0.pdf (Vaadatud: 22. mai 2017).
26. Koh, L. P. ja Wich, S. A. (2012) „Dawn of Drone Ecology: Low-Cost Autonomous Aerial Vehicles for Conservation“, *Tropical Conservation Science*, 5(2), lk 121–132. doi: 10.1177/194008291200500202.
27. Kuenzer, C. *et al.* (2014) „Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks“, *International Journal of Remote Sensing*. Taylor & Francis, 35(18), lk 6599–6647. doi: 10.1080/01431161.2014.964349.
28. Larson, E. R. *et al.* (2017) „Environmental DNA (eDNA) detects the invasive crayfishes *Orconectes rusticus* and *Pacifastacus leniusculus* in large lakes of North America“, *Hydrobiologia*. doi: 10.1007/s10750-017-3210-7.
29. Legg, C. J. ja Nagy, L. (2006) „Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time“, *Journal of Environmental Management*, 78(2), lk 194–199. doi: 10.1016/j.jenvman.2005.04.016.
30. Leivits, M. (2014) *Eluslooduse mitmekesisuse ja maastike seire alamprogrammi seiretöö- rukkirääk*. Available at: <http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3355/raak2014.pdf>.
31. Levine, C. R. *et al.* (2014) „Evaluating the efficiency of environmental monitoring programs“, *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 39, lk 94–101. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.12.010.
32. Liira, J. (2009) „Olemasolevate koosluste seiremetoodikate hindamine ning soovitusi Natura2000 elupaikade seisundi seiremetoodika edendamiseks“, lk 34.
33. Marques, T. A. *et al.* (2013) „Estimating animal population density using passive acoustics“, *Biological Reviews*, 88(2), lk 287–309. doi: 10.1111/brv.12001.
34. Mereakadeemia, E. (2015) „Paldiski pankranniku 3d mudeli rekonstrueerimine“.
35. *Monitoring and indicators: designing national -level monitoring programmes and indicators* (2003). Available at: <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-09/official/sbstta-09-10-en.pdf> (Vaadatud: 22. mai 2017).
36. Mänd, R. (2003) *Zooloogiline komponent bioloogilise mitmekesisuse seires: parameetrite, meetoodika ja vajalike taksonoomiliste uuringute taseme analüüs*. Available at: <http://www.keskkonnaagentuur.ee/failid/1200994371.pdf>.
37. Möldre, I. (2014) „*Energiamajanduse arengukava aastani 2030*“ keskkonnamõju strateegiline hindamine. Available at: https://energiatalgud.ee/img_auth.php/7/7e/ENMAK_2030_KSH_aruanne.pdf (Vaadatud: 24. mai 2017).

38. Nellis, R. (2015) *Kassikakk 2015. aasta aruanne*. Available at:
http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3604/Kassikaku_seire_2015_aruanne.pdf.
39. Nellis, R. ja Leivits, M. (2017) *Rähnliste seire 2016. aasta aruanne*. Available at:
<http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3858/rahn2016.pdf>.
40. Obrist, M. K. ja Pavan, G. (2015) „Chapter 5 Bioacoustics approaches in biodiversity inventories by“, *Bioacoustics The International Journal Of Animal Sound And Its Recording*, (October), lk 68–99.
41. Paakspuu, T. (2015) *Väikeste meresaarte haudelinnustiku riikliku seire aruanne 2015. a.* Available at:
http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3535/VAIKESTE_MERESAARTE_HAUDELINNUSTIKU_ARUANNE_2015.doc.
42. Piirimäe, K. ja Jüssi, M. (2017) „Eesti elurikkuse seiretööde ja nende meetodite indikatiivsuse analüüs“.
43. Price Waterhouse Cooper (2011) *Keskkonnaseirekohustust sätestavate õigus ja haldusnormide loendi koostamine ja kohustuste täitmise analüüs ning finantsülevaade seirekohustuse täitmise maksumusest*. Available at:
http://eelis.ic.envir.ee/seireveeb/aruanded/12994_PWC_seireanalyyysi_lopparuanne.pdf.
44. Rannap, R. (2016) *Juttselg-kärnkonna ehk kõre seire meetodika*. Available at:
http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3818/Juttselg_seiremeetodika_ja_seire_2016.pdf.
45. Reynolds, J. H., Thompson, W. L. ja Russell, B. (2011) „Planning for success: Identifying effective and efficient survey designs for monitoring“, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 144(5), lk 1278–1284. doi: 10.1016/j.biocon.2010.12.002.
46. Riigi Teataja (2016) *Keskkonnaseire seadus*. Available at:
<https://www.riigiteataja.ee/akt/118052016001> (Vaadatud: 22. mai 2017).
47. Riigi Teataja (2017) *Riikliku keskkonnaseire programmi ja allprogrammide täitmise nõuded ja kord*. Available at: <https://www.riigiteataja.ee/akt/125012017009> (Vaadatud: 22. mai 2017).
48. *Riigihangete register* (2017). Available at: <https://riigihanked.riik.ee/register/> (Vaadatud: 24. mai 2017).
49. Sanderlin, J. S., Block, W. M. ja Ganey, J. L. (2014) „Optimizing study design for multi-species avian monitoring programmes“, *Journal of Applied Ecology*, 51(4), lk 860–870. doi: 10.1111/1365-2664.12252.

50. Scott Brandes, T. (2008) „Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation“, *Bird Conservation International*, 18(S1). doi: 10.1017/S0959270908000415.
51. Sebastian-Gonzalez, E. *et al.* (2011) „Linking cost efficiency evaluation with population viability analysis to prioritize wetland bird conservation actions“, *Biological Conservation*, 144(9), lk 2354–2361. doi: 10.1016/j.biocon.2011.06.015.
52. SENCKENBERG/*Lower Invertebrates* (2017). Available at: http://www.senckenberg.de/root/index.php?page_id=5056 (Vaadatud: 23. mai 2017).
53. Stoeckle, B. C., Kuehn, R. ja Geist, J. (2016) „Environmental DNA as a monitoring tool for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.): a substitute for classical monitoring approaches?“, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(6), lk 1120–1129. doi: 10.1002/aqc.2611.
54. Zobel, M. (2003) *Hinnang bioloogilise mitmekesisuse seire süsteemile Eestis lähtuvalt bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni nõuetest*. Available at: <http://www.keskkonnaagentuur.ee/failid/1189600756.pdf>.
55. Zwart, M. C. *et al.* (2014) „The use of automated bioacoustic recorders to replace human wildlife surveys: An example using nightjars“, *PLoS ONE*, 9(7). doi: 10.1371/journal.pone.0102770.
56. Thomsen, P. F. *et al.* (2012) „Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA“, *Molecular Ecology*, 21(11), lk 2565–2573. doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05418.x.
57. Thomsen, P. F. ja Willerslev, E. (2015) „Environmental DNA - An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity“, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 183, lk 4–18. doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.019.
58. Turner, W. *et al.* (2003) „Remote sensing for biodiversity science and conservation“, *Trends in Ecology and Evolution*, 18(6), lk 306–314. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00070-3.
59. Valentini, A. *et al.* (2016) „Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding“, *Molecular Ecology*, 25(4), lk 929–942. doi: 10.1111/mec.13428.
60. Weissensteiner, M. H., Poelstra, J. W. ja Wolf, J. B. W. (2015) „Low-budget ready-to-fly unmanned aerial vehicles: An effective tool for evaluating the nesting status of canopy-breeding bird species“, *Journal of Avian Biology*, 46(4), lk 425–430. doi: 10.1111/jav.00619.
61. Whitehead, K. ja Hugenholtz, C. H. (2014) „Remote sensing of the environment with

- small unmanned aircraft systems (UASs), part 1: a review of progress and challenges¹⁴, *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 2(3), lk 69–85. doi: 10.1139/juvs-2014-0006.
62. Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. ja Stuart, S. N. (2008) *Wildlife in a changing world. An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species™*. Available at: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2009-001.pdf> (Vaadatud: 22. mai 2017).
63. Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. ja Boulinier, T. (2001) „Monitoring of biological diversity in space and time“, *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), lk 446–453. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4).

LISAD

Lisa 1

Seiretöö	Kulu summana	Kulutõhusus, määr	Indikatiivsuse määr	Märkused ja selgitused
Ohustatud taimekooslused (Natura elupaigad): Rannaniidud	6823,33333 *	2	0,5	Niitude hanke kulud võrdselt jagatud 3 alamosa vahel
Ohustatud taimekooslused (Natura elupaigad): Luhaniidud	6823,33333 *	2	0,5	Niitude hanke kulud võrdselt jagatud 3 alamosa vahel
Ulukiseire	26000 *	4	1	
Kotkad ja must-toonekurg	30000	5	1	
Lendorav	6000	5	0,2	
Maismaalimused	6000	5	0,2	
Valitud elupaikade haudelinnustik: rannaniidud	5000	2	0,5	
Valitud elupaikade haudelinnustik: väikesed meresaared	34000	7	1	
Hülged - hallhüljeste sigimisedukus ja arvukus	11300	5	0,5	
Tolmeldajad. Tolmeldajate kooslused	9000	2	1	
Hülged - lennuloendused	10000	5	0,5	
Ööliblikad, kooslused	9000	5	0,5	
Päevaliblikad, kooslused	7000	5	0,5	
Ohustatud taimekooslused (Natura elupaigad): Pärisaruniidud	6823,33333 *	5	0,5	Niitude hanke kulud võrdselt jagatud 3 alamosa vahel
Apteegikaan	6000	5	0,5	
Metsise mängude kevadloendus	5000	5	0,5	
Metsakanaliste distantsloendus	5000	5	0,5	
Haned, luiged ja sookurg	5000	5	0,5	
Röövlinnud	5000	5	0,5	

Ohustatud taimekooslused (Natura elupaigad): Sood (rabad, siirdesood ja madalsood)	7990	2	2	
Rähnid	4740	5	0,5	
Jõevähk	4580	5	0,5	
Valitud elupaikade haudelinnustik: Siseveekogud	4000	3	1	
Madalsoode ja rabade linnustik	5000	4	1	
Rannikumaastikud	4000	7	0,5	
Põllumajandusmaastikud	10000	5	2	
Valitud elupaikade talilinnustik	5000	5	1	
Kesktaoline veelinnuloendus	5000	6	1	
Ohustatud taimekooslused (Natura elupaigad): Metsaelupaigad	14250	9	2	
Haudelinnustiku punktloendused	5000	5	2	
Maastike kaugseire	10000	9	3	
Ohustatud taimekooslused (Natura elupaigad): Loopealsed ja nõmmed	*	2	0,5	Töö kulud suurema hanke koosseisus, ei saanud välja tuua
Randa uhutud lindude loendus	*	5	0,5	Töö kulud suurema hanke koosseisus, ei saanud välja tuua

* andmed pärinevad riigihangete registrist ja käivad 2016. aasta kohta