

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Kris Egert Rünkjanen

Linnustiku koosseis linnastumise gradiendil Tartu linnas

Magistritöö

Bioloogia

30 EAP

Juhendaja: PhD Marko Mägi

TARTU 2021

Infoleht

Linnustiku koosseis linnastumise gradiendil Tartu linnas

Töö eesmärk oli uurida Tartu linna linnustiku arvulise ja liigilise koosseisu muutumist linnastumise gradiendil, missugused keskkonna tunnused neid erinevusi põhjustavad ning kui hästi Rohemeetri rakenduse elurikkuse hinnang linnurikkusega seostub.

Lindude liigirikkus suurenes linnastumise gradiendi vähenedes, kuid lindude arvukus oluliselt linnastumise määrast sõltunud. Lindude arv ja linnuliikide arv sõltusid loenduse aastast. Linnurikkust mõjutasid peamiselt ümbruse roheluse ja hoonestuse hulk ja struktuursed omadused. Rohemeetri elurikkuse hinnang korreleerus lindude liigirikkusega.

Märksõnad: linnastumise gradient, Tartu, linnurikkus, Rohemeeter

B280 Loomaökoloogia

Abstract

Avian species composition on an urbanisation gradient in the city of Tartu

The aim of the thesis was to study the variability of avian abundance and species richness on the urbanisation gradient in the city of Tartu. In particular the goal was to investigate what environmental factors cause this variability and how well the application Rohemeeter's biodiversity evaluation correlates with avian biodiversity.

The results showed that bird species richness increased as the urbanisation level decreased, however overall abundance did not change significantly. Both the species richness and abundance varied depending on the year of the count. Species richness was mainly shaped by the amount and features of greenery and surrounding buildings. Rohemeeter's biodiversity evaluation correlated with bird species richness.

Keywords: urbanisation gradient, Tartu, avian species richness, Rohemeeter

B280 Animal ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus	5
2. Linnastumine ja selle mõjud linnustikule	6
2.1. Linnastumine globaalselt	6
2.2. Linnastumise mõjud liigirikkusele	6
2.3. Valgusreostuse mõju lindudele	7
2.4. Linnastumise mõjud linnustiku liigilisele koosseisule	8
2.5. Linnaelu mõju lindude füsioloogiale ja käitumisele	9
2.6. Linnas hakkamasaamist soosivad liigi omadused	10
2.7. Toidurohkuse mõju linnurikkusele	10
2.8. Linnade füüsilised omadused ja linnaplaneerimise mõjud	12
3. Materjalid ja meetodika	14
3.1. Uuringu üldkirjeldus	14
3.2. Loenduspunktide valik	14
3.3. Loenduspunkti kirjeldus	16
3.4. Rohemeetri mõõtmised	16
3.5. Statistiline andmeanalüüs	17
3.6. Töö autori roll	18
4. Tulemused	19
4.1. Lindude isendite ja liikide arvukus	19
4.2. Lindude liigiline koosseis linnastumise eri tasemetel	21
4.3. Peakomponentanalüüside tulemused	22
4.4. Rohemeetri analüüs	23
4.5. Muud potentsiaalselt linnustikku mõjutavad mõõdetud faktorid	24
5. Arutelu	26
5.1 Lindude arvulisuse ja liigirikkuse analüüs	26
5.2 Lindude liigilise koosseisu analüüs	27
5.3 Keskkonna faktorite mõju linnustikule	29
5.4 Autori loenduste analüüs	31

Kokkuvõte	33
Summary.....	34
Tänuavaldused	35
Kasutatud kirjandus	36
Lisa 1. Lindude liigiline koosseis kõrgelt linnastunud aladel Tartus 2018 ja 2019.	42
Lisa 2. Lindude liigiline koosseis keskmiselt linnastunud aladel Tartus 2018 ja 2019.....	43
Lisa 3. Lindude liigiline koosseis madalal linnastumise tasemel Tartus 2018 ja 2019.....	44

Sissejuhatus

Kiiretest inimtekkelistest keskkonnamuutustest on linnastumine üks ohtudest bioloogilisele mitmekesisusele (Marzluff 2016), mille käigus loodusmaastik teiseneb ja asendub uuega, tuues kaasa muutused ökosüsteemis ja liikide koosseisus. Võrreldes metsiku loodusega kätkeb linnastumine mitmeid muutusi: taimestik asendub vett läbilaskmatute pindadega (nt ehitised, sillutised, kõvakattega teed), killustuvad ja vähenevad senised elupaigad või säilinud rohealad. Iseloomulik on toidu allikate muutumine, nende ruumiline koondumine, otsese inimhäiringu suurenemine, röövloomade koosseisu muutumine, võõrliikide suurem osakaal võrreldes piirkonna metsikute elupaikadega. Ka õhu-, vee-, valgus- ja helisaastatuse suurenemine mõjutab linna bioloogilist mitmekesisust (Rivkin et al. 2019).

Arvestades jätkuvat rahvaarvu tõusu ning sellega kaasnevat linnastumise tõusu, on oluline uurida, kuidas see mõjutab liike. Linnud, olles ühteaegu kohanemisvõimelised ja lennuvõime tõttu üks liikuvamaid loomarühmi, on sobilikud urbaniseerumise mõjutuste uurimiseks. Linn võib olla lindudele elupaigana väga mitmekesine. Linnastumise gradiendil linnustiku uurimine annab laiemat ülevaate, kuidas linnade eritahulised omadused linnustiku liigilist koosseisu ja arvukust kujundavad. Linnustiku erinevusi linnastumise eri tasemetel vahel pole Eestis varasemalt detailselt uuritud. Samuti on puudulikud teadmised linnastumist põhjustavate tegurite suunast ja osakaalust.

Magistritöö eesmärk on uurida Tartu linnas, kuidas linnustiku arvuline ja liigiline koosseis muutub ning missugused keskkonna tunnused neid erinevusi põhjustavad. Lisaks tekkis võimalus uurida kui hästi seostub Tartu Ülikoolis väljatöötatud rakenduse Rohemetri elurikkuse hinnang linnurikkusega ning võrrelda linnuloendaja kogemuste ja teadmiste mõju andmestikule.

2. Linnastumine ja selle mõjud linnustikule

2.1. Linnastumine globaalselt

Ökoloogilise jalajälje poolest on linnastumine üks olulisemaid ja pikaajalisema mõjuga ökosüsteemi ümberkujundusviise. Linnastumise laienemine on proportsionaalne rahvaarvu tõusu ning majandusliku kasvuga (Shepherd et al. 2013).

Hinnanguliselt kasvab inimkonna linnastumise tase praeguselt 56,2 protsendilt 60,4 protsendini aastaks 2030. Järgneva aastakümne jooksul on oodata linnastumise kasvu kõigis regioonides, kuigi ulatuslikult linnastunud aladel on oodata linnastumise kiiruse aeglustumist – eelduste kohaselt 96% linnastumise kasvust toimub vähem arenenud Ida- ja Lõuna-Aasia ning Aafrika regioonides (Knudsen et al. 2020). Uurides 200 linna, kus rahvaarv on üle saja tuhande, on leitud, et 1990–2015 oli linnastunud alade pindalalise laienemise suhe rahvaarvu kasvuga arenenud riikides 1,5-kordne ning arenguriikides 3,5-kordne. Seega linnad laienesid pindalalt arenguriikides 3,5 korda võrreldes linna rahvaarvuga (Knudsen et al. 2020).

Linnades, kus linna planeerimise, halduse ja juhtimise fookus on vähene, katavad hinnanguliselt linnad kolm korda suurema maa-ala kui aastal 2000. Suurem osa laienemisest toimub inimestest puutumata bioloogilise mitmekesisuse võtmealadel (Knudsen et al. 2020). Eestis on linnastumine hetkel kasvav. 2018. aastal elas linnades 68,9% rahvastikust (Euroopa keskmine aastal 2020 74,9%) ning prognooside kohaselt kasvab aastaks 2050 see 77,3 protsendini (United Nations 2018; Knudsen et al. 2020).

2.2. Linnastumise mõjud liigirikkusele

Elurikkusel on linnakeskkonnas mitmeid olulisi rolle, sealhulgas ökoloogilised hüved nagu õhu ja vee puhastus, keskkonna esteetika ja vaba aja veetmise võimalused. Linna elurikkusel on ka oluline roll üha linnastuva rahvastiku harimisel looduse ja liikide kaitse osas.

Mõned linnastumise aspektid soodustavad liigirikkuse vähenemist. McKinney (2008) toob välja, et üheks neist on liikide-pindala efekt: sillutatud pind (asfalt, betoon jms) vähendab taimede ja loomade kasutatavat ala ja suurendab killustatust. Paljud kesklinnad on üle 80% ulatuses kaetud kõvakattega teede ja hoonetega. Negatiivselt mõjub ka olemasoleva taimestiku struktuurne lihtsustamine: haljastusdisain ja hooldus elamu- ja ärirajoonides

piirdub tavaliselt põõsaste, puhmaste ja surnud puidu eemaldamisega ning kõrreliste ja rohttaimede osakaalu tõstmisega. Sellel on negatiivne mõju lindude ja ka teiste loomade liigirikkusele, kelle mitmekesisus korreleerub taimestiku kompleksuse ja liigirikkusega positiivselt (McKinney 2008).

Linnastumine võib soodustada bioloogilist mitmekesisust: linnas hakkama saavaid uusi liike on rohkem kui põlisliike, kes seal varem elutsesid. Linnades on elupaikade ruumiline heterogeensus suur mitmete erinevate maakasutus- ning taimekasvatuseviiside tõttu. Ruumiline heterogeensus võib tuua kaasa väga kõrge β -mitmekesisuse (samatasemeliste koosluste liigilise koosseisu omavaheline erinevus) ja suurema liigirikkuse võrreldes ümbritsevate maapiirkondadega. See kehtib eriti organismide puhul, kelle ruumivajadus elujõulise populatsiooni moodustamiseks on suhteliselt väike (nt taimed ja putukad).

Linnaelupaigad on ümbrusega võrreldes ka kõrgema primaarproduktiooniga, sest vee ja väetise import on suurem. Kõrgele produktioonile lisandub töödeldud toidu suur hulk – prügist linnutoiduni – mis on sobiv toiduallikas mitmetele liikidele. Suur liikide sisseränne linnadesse (tihti uudsed liigid) võib samuti suurendada linnades liigirikkust. Asulatesse jõuavad liigid juhuslikult liiklusvahenditega (veoautod, lennukid, laevad) või sihilikult, näiteks lemmikloomadena (McKinney 2008).

2.3. Valgusreostuse mõju lindudele

Õhu-, vee-, valgus- ja helireostus võivad kõik linde negatiivselt mõjutada. Võrreldes teiste elupaikadega on valgusreostus iseloomulik just linnadele. Organismid on kohanenud loodusliku valgus-pimeduse tsükliga ning tehisvalgusel (*ALAN-artificial light at night*) on mitmeid kahjulikke mõjusid. Tõendid ALANi negatiivsetest mõjudest lisandub üha valdkonda uurides. Metsikute loomade puhul seostatakse valgusreostust muutustega ööpäevases käitumiserütmis, paljunemises ja saakloom-kiskja vahelisest suhetes, kuid teatakse võrdlemisi vähe füsioloogilistest mehhanismidest, mis neid muutusi põhjustada võivad.

Linnud on ühed enim uuritud ALAN mõjude osas. Mitmed linnuliigid eelistavad pesapaiku tehisvalgusti lähedal, sest see lihtsustab toiduotsinguid, vaenlase vältimist või märkamist. ALANi mõjud võivad olla eriti olulised organismi varases elustaadiumis. Pikem valgetes oludes veedetud aeg arengu alguses võib kiirendada embrüo arengut metsikutel liikidel ja kodukanal ning võib kiirendada ka linnupoja kasvukiirust. Sellest hoolimata viitavad

mitmete liikidega läbiviidud uuringud, et ALANil võivad olla ebasoodsad mõjud kasvavatele lindudele. Kiiremal kasvul on hind: metaboolsete häirete ja suremuse kasv; mõlemad seostuvad suurema toidutarbimisega ja halvema toitainete omastamisega. See viitab, et toitumisaeg ei ole ainus faktor, mis mõjutab kasvu ja fotoperioodi vahelist seost ning füsioloogilistel faktoritel, nagu seedimiseefektiivsusel (Sepp et al. 2021), võib olla samuti oma roll.

Metsikutel lindudel on ALANi tervislike mõjusid uuritud kõige rohkem rasvatihastel (*Parus major*) ning need viitavad, et isegi lühiajaline kokkupuude tehisvalgusega võib põhjustada kaalutõusu, suurendada füsioloogilist ja oksüdatiivset stressi ning vähendada melatoniini sekretsiooni. Pesahoidjatel lindudel, nagu rasvatihane, võib seos poegade kasvu ja ALANi vahel olla peamiselt seotud vanemlindude toiduotsinguga. Pesahülgaajatel lindudel saab ALANi otseseid mõjusid hinnata iseseisvalt toituvatel poegadel (Sepp et al. 2021).

2.4. Linnastumise mõjud linnustiku liigilisele koosseisule

Linnastumise seisukohalt saab jaotada liike linna vältijateks, linnaga kohanejateks või ärakasutajateks – vastavalt, kas liigi arvukus on suurem (ärakasutajad), sarnane (kohastujad) või väiksem (vältijad) juhuslikult eeldatust (Sol et al. 2014). Linna talutavuse hüpoteesi (*urban tolerance hypothesis*; Sol et al. 2014) kohaselt toimib linnastumine nagu filter, mis vastavalt liikide ökoloogilistele omadustele kajastab ressursside kasutust uudes ökosüsteemis (Bonier, Martin & Wingfield 2007; Croci, Butet & Clergeau 2008).

Linnas kohastuvaid ja ärakasutavaid liike nimetatakse ka linna taluvateks. Linna ärakasutajad on tavaliselt põlised avamaastike liigid, nt rohumaadel ja puisniitudel elavad linnud. Samas on linnaga kohastuvad linnud reeglina põlised metsa- või vooluveekogude äärsete puistute liigid (Conole 2014). Laiemas mõistes võib linna taluvaid liike nimetada generalistideks, kelle puhul peaks linnastumine olema soodsa mõjuga. Generalistide kohastumus- ja taluvusvõime soodustavad kõrgemat ellujäämist ja paljunemist (Bonier, Martin & Wingfield 2007; Clavel, Julliard & Devictor 2011).

Seevastu lähiminevikus toetust kogunud vahepealse häiringu hüpoteesi (*intermediate disturbance hypothesis*) kohaselt on generalism maksimaalne mõõduka häiringutaseme korral, sest puutumatuses ja väga kõrge häiringutasemega elupaikades, kus keskkonnatingimused on piiratud, peaks eelis olema sünantroopsetel spetsialistidel ehk inimkaaslejal (Battisti & Fanelli 2016; Guette et al. 2017).

Varasemad uuringud on leidnud, et globaalses võrdluses on linna ärakasutajad geograafiliselt laiemat levinud (suurem kõrgus- ja laiuskraadiline esinemine) ning nad on tolerantsemad keskkonna varieeruvuse suhtes kui linna vältijad (Bonier, Martin & Wingfield 2007; Sol et al. 2014). Teisest küljest Evans et al. (2011) ei avastanud seost linnastumise ja toitumisniši laiuse vahel. Laia toiduspektriga linnud, peamiselt seemne-, raipe- ja segatoidulised, kuuluvad tõenäolisemalt linna ärakasutajate hulka. Mõõduka generalismi hüpoteesile vastavalt on linna ärakasutajatel linna vältijatega võrreldes väiksema ulatusega straatumid. Tõenäoliselt on põhjuseks linnakeskkonna rohealade ja taimestikukihtide vähesus (Palacio 2020).

2.5. Linnaelu mõju lindude füsioloogiale ja käitumisele

Linnastumine peaks kaasa tooma keha suuruse vähenemise, sest järglaste kvaliteeti mõjutavad ökoloogilised tegurid, nagu näiteks madala kvaliteediga või saastunud toit. Koduvarblasel (*Passer domesticus*) on leitud, et linnu kehasuurus korreleerub negatiivselt linnastumise tasemega, seoses kvaliteetse toidu kättesaadavuse ettearvamusega (Liker et al. 2008). Teised uuringud pole sellist seost leidnud või on märgatud kehakaalu tõusu linnakeskkonnas (ülevaade Sepp et al. 2018).

Mitmete linnuliikide puhul on leitud vähenenud ettevaatlikkust inimeste suhtes (Møller 2012) ning mõnedel juhtudel on täheldatud sellise muutuse geneetilist tausta (Mueller et al. 2013; van Dongen et al. 2015). Nende näidete põhjal võib väita, et geneetiline kohanemine linnakeskkonnaga viib uute omaduste ja käitumismustrite evolutsioonini. Sobilikuks näiteks on globaalselt levinud linnalind, koduvarblane, kes on inimasustusega tugevalt seotud. Ameerikas on täheldatud kohalike populatsioonide kadumist mahajäetud asulates (Ravinet et al. 2018).

Linnalindude lennudistantsid on oluliselt lühemad kui sama liigi metsikutel isenditel. Kõige tõenäolisem seletus on, et julgemad linnud on linna elama asunud ja inimeste juuresolek on omakorda soodustanud käitumismustrit energia kokkuhoiu tõttu. Linnad toimivad selliste lindude jaoks varjupaigana, sest kiskjad pelgavad inimesi rohkem kui nende saakloomad. On leitud, et linnalindude lennukaugused võivad olla kaheksa korda lühemad kui röövlindudel ning linnas on refuugiumid kümme korda suuremad võrreldes maapiirkonna populatsioonidega. Refuugiumid on väiksema kisklussurvega või turvalised paigad, kus

väheneb kisklussurve (Møller 2012). Samuti on vaatlused näidanud, et röövlindude hulk linnakeskkonnas on 35% väiksem kui lähikonna loodusmaastikul.

Prantsusmaal tehtud uuringutes on koduvarblase poegadel kasvades sulgedest mõõdetud kõrgem kortisooli tase kui maal elavatel. Kuigi see näitab linnaelu funktsionaalseid piiranguid, pole leitud seost kehasuuruse, massi või konditsiooniga. See viitab, et linnakeskkond võib koduvarblastel mõjutada kortisooli põhise stressivastuse ontogeneeniat. Kõrgem stressivastus võib olla seotud linnas kättesaadava toidu madalama kvaliteediga (vähem valgurikkaid selgrootuid, raskemetallide sisaldus) võrreldes maapiirkondadega (Beaugeard et al. 2019).

2.6. Linnas hakkamasaamist soosivad liigi omadused

Kergelt avastatavates paikades ja hajusalt pesitsevad ning kehva kohanemisvõimega linnuliigid kipuvad linnu vältima. Kohanemisvõimet soodustavad kiirete ja lühikeste intervallidega sigimistsükliid; põlvkondade vahetumise kiirusest sõltub kohanemise kiirus. Siiski iseloomustab linnalinde eelkõige järglaste ellujäämist maksimeerivate strateegiate kasutamine. Väikse pesakonnaga, kuid sageli paljunevad ning pika elueaga linnuliigid on linnades tavalisemad kui suurte kurnadega liigid. Linnas edukalt hakkamasaamisega seostatakse veel ka liigi suurt kasvukiirust, keha ja aju suurust, toitumistüüpi ja rändsust (Evans et al. 2011; Sol et al. 2012).

Aju suurust on korduvalt seostatud loomade käitumusliku plastilisusega, mis võimaldab kohaneda uute või muutuvate keskkonnatingimustega hõlpsamini. Kesk-Euroopas 82 linnuliigiga läbiviidud uuring näitas, et kesklinna piirkonnas paljunevad linnud olid suhteliselt suuremate ajudega ja kuulusid ka suurema tõenäosusega sugukondadesse, kus olid suuremad ajud, võrreldes madalama linnastumise tasemega lindudega (Maklakov et al. 2011 ja sealsed viited).

2.7. Toidurohkuse mõju linnurikkusele

Corsini et al. (2020) leidis, et pesakasti kõrgusel mõõdetud nn seinte rohkusel ehk mitteläbilaskvatel pindadel võib olla mõju lindude kasvule, täpsemalt kiireima kasvu eas: 50% tõus ISA-s (*percentage of impervious surface* ehk mitteläbilaskva pinna osakaal pesa läheduses) tingis sinitihastel (*Cyanistes caeruleus*) 3,6 päeva võrra kiireima kasvu faasi pikenemist.

Oluline viivitus kiireimas kasvu eas võib olla seotud toiduvajadustega. Tihasepojad vajavad spetsiifilist lülijalgsetest koosnevat toitu (Naef-Daenzer, Naef-Daenzer & Nager 2000). Linnade laienemine tähendab aga rohealade asendumist betooni ja muude vett mitteläbilaskvate pindadega, mis toob kaasa lülijalgsete liigirikkuse ja rohkuse vähenemise. Igihaljate ja eksootiliste taimede rohkus vähendab samuti toiduobjektide rohkust ja kvaliteeti (Southwood 1961). Lülijalgsete arvukuse vähenemist põhjustab tõenäoliselt ka keskkonna saastatus. Pesitsevad vanalinnud peavad lisaks hakkama saama uute ja tihtipeale keeruliste linna keskkonnatingimustega, mis võivad muuta nende toiduotsinguid (Corsini et al. 2020).

Must-kärbesnäpi (*Ficedula hypoleuca*) uuring Jekaterinburgi lähistel Revda linna ümbruses tugeva keskkonnasaastega piirkonnas näitas pesitsusaja hilisemat algust võrreldes kontrollalade lindudega (Belskii & Belskaya 2021). Varssavis on seevastu täheldatud seost rasva- ja sinitihase madalama pesitsusedukuse seost poegade sulgede vase ja arseeni sisalduse ning väljaheidete kaadmiumi ja plii sisaldusega (Chatelain et al. 2021). Võib järeldada, et keskkonna saastatusest põhjustatud lülijalgsete arvukuse vähenemine lükkab edasi lindude pesitsusaja algust ja toidu suhteline saastatus vähendab linnakeskkonnas pesitsusedukust. See mõju on vastassuunaline soojussaare efektile, mille tõttu taimestiku fenoloogia ja sellest tulenevalt ka loomastiku, eelkõige lülijalgsete, rohkus linnas varem saabub. Need faktorid tõenäoliselt osaliselt tasakaalustavad üksteist. Tartus pean soojussaare efekti mõju tugevamaks.

Linnupoja kehamassi ja ISA taseme vahel leiti tugev seos viie- ja kümnapäevastel rasvatihastel ja kümne- ja viieteistpäevastel sinitihastel. Nende ellujäämus arengu kesk- ja lõpuosas (5-10 päev ja 10-15 päev) oli samuti negatiivses seose ISA osakaaluga. Pärast 15. päeva ei mõjutanud ISA tase enam ellujäämust, mis viitab, et ISA-mõjutatav selektiivne suremus toimub maksimaalse toidunõudluse ajal, mis rasvatihaste ja sinitihastel on umbes 10 päeva pärast koorumist (Van Balen 1973).

Linnades väheneb liblikaröövikute – rasva- ja sinitihaste poegade põhitoit – hulk drastiliselt (Pollock et al. 2017). Uuring näitas, et mida rohkem looduslikud puistud asendatakse kõrge ISAgaga linnakeskkonnas, seda rohkem väheneb rasva- ja sinitihaste poegade kehamass. Teiste oluliste taksonite nagu mardikate, kärbeste ja ämblike rohkus, liigirikkus ja suurused vähenevad samuti suureneva saastatusega (Corsini et al. 2020).

Toidu vähesus võib tuleneda ka linnakeskkonna ebaühtlasest struktuurist. Puud ja põõsad paiknevad sageli väikeste ja eraldatud lapikestena, mis pole lindudele efektiivseks

toiduotsinguks sobilikud (Mackenzie, Hinsley & Harrison 2014). Corsini et al. (2020) leidis ka, et kahe päeva vanuste linnupoegade kehamassi ja nende kohasuse vahel oli tugev positiivne korrelatsioon kõigi ISA kategooriate puhul. See seos oli kõige tugevam kõrge ISA taseme juures.

2.8. Linnade füüsilised omadused ja linnaplaneerimise mõjud

Linnastudes on prioriteet inimese ja looma kooseksisteerimist toetav linnaplaneerimine. Traditsiooniline linnaplaneerimine ja haldus näevad elurikkust ja ökosüsteemi funktsiooni küllalt staatiliselt; eesmärk on säilitada olemasolevat elurikkust või saavutada linnastumise eelne seis. Hoolimata kiiretest evolutsioonilistest muutustest ja nende võimalikest tagajärgedest bioloogilisele mitmekesisusele ning ökosüsteemi funktsioonile läbi tagasisidesüsteemide, on linnaplaneerijad ignoreerinud evolutsioonilisi protsesse ja mehhanisme, mis võimaldavad liikidel kohaneda uute tingimustega (Rivkin et al. 2019).

Linnad on soojasaared (*urban heat island*; UHI), mis tähendab, et linn on seda ümbritsevatest piirkondadest soojem. UHI tõttu võib linnakeskkond olla 1–6 kraadi soojem kui ümbritsevad mittelinnastunud alad (Dimoudi et al. 2013). Näiteks USGCRP (2017) raporti andmetel on UHI efekti tõttu temperatuurid USA linnades päeval 0,5–4 kraadi ja öösel 1–2,5 kraadi soojemad kui linna lähistel maapiirkonnas.

Linna soojussaare efekti põhjustavad muuhulgas neelduva päikeseenergia suurem hulk hoonete tumedatel pindadel materjalide füüsiliste omaduste tõttu. Linna struktuuril, mis mõjutab varjulisust, õhu liikumist, keskkonna tihedust ja rohealade puudust, on samuti roll soojussaare-efekti tekkimisel. Seda fenomeni võimendab veelgi linnarahvastiku arvu ja kasutatava energia kasv (Aram et al. 2019).

Hiinas Pekingis ja Fuzhou's läbiviidud uuringud parkide ja muude rohealadega on leitud, et pargi suurus, kuju ning kvaliteet seostub rohealade jahutusefekti intensiivsuse (*cooling effect intensity*) ja jahutusefekti kaugusega (*cooling effect distance*). Vastavalt nendele omadustele võib jahutusefekti intensiivsus olla 0,93–4,8 kraadi ning jahutusefekti kauguse ulatus 59,6 – 284 meetrini. Suurtel, ringi- või ristikülükukujulistel kompaktsel ning mitmekesise taimestikuga rohealadel oli jahutusefekt suurim (Lin et al. 2015; Yu et al. 2017).

Generalistide näitel on võimalik saada aimu, kuidas eri tüüpi maakasutus linde mõjutab. Näiteks on Prantsusmaal leitud kolme elupaiga – metsamaa, viinamarjaistanduste ja keskmiselt linnastunud piirkonna – võrdluses, et muusträsta (*Turdus merula*) arvukus on

oluliselt väiksem viinamarjaistandustes. Sealjuures just selles elupaigas mõjutab puude ja põõsaste rohkus keskkonnas muusträstaste arvu positiivselt. See viitab monokultuuride ja üldisemalt põllumajanduse piiravatele omadustele tavaliste liikide suhtes (Mohring, Brischoux & Angelier 2021). Seega võivad linnalinnustiku koosseisu mõjutada ka ümbritsevate põllumaade omadused.

Käesoleva magistritöö eesmärk on kontrollida Tartu näitel hüpoteesi, et lindude arvukus ja liigirikkus sõltub linnastumise määra. Hüpoteesi kohaselt on väiksem liigirikkus suurema linnastumismääraga aladel (tihedam hoonestus, vähem rohealaid, vähene taimestik) ning kõrgeim väikese linnastumise tasemega aladel. Lindude arvukus võib sõltuvalt vaatluspunktide ümbruste konkreetsest omadustest olla väga kõrge ka kõrgelt linnastunud piirkondades. Lisaks kontrollisin kas Tartu Ülikoolis välja töötatud kaardirakenduse Rohemeeter (<https://rohemeeter.ee/>) mõõdetud elurikkuse indeks, mis on Tartu linna tingimustes oluliselt suurem välitöödel maastikuparameetrite hindamisel kasutatust, seostub siiski linnustikuga ehk on piisavalt tundlik ka väikest lahutusvõimet eeldava andmestiku tõlgendamiseks. Olles osaliselt ka ise paralleelselt vaatlusi läbi viinud tekkis samuti hea võimalus uurida, kuidas väga kogunud linnuvaatleja vaatlused erinevad vähese kogemusega vaatleja loendustulemustest. Lootus sealjuures on, et tavavaatleja andmestik on piisavalt täpne jõudmaks tulemuste analüüsil kogunud vaatlejaga üldjoontes samadele järeldustele.

3. Materjal ja metoodika

3.1. Uuringu üldkirjeldus

Linnustiku koosseisu uurimiseks linnastumise gradiendil viidi läbi vaatlused 2018. ja 2019. aasta pesitsushooaegadel. Analüüsis kasutatud tunnused mõõdeti satelliitfotodelt, kasutati ka Google Mapsi ja Rohemeetri rakenduse abi.

Lindude olemasolu ja rohkuse andmestik koguti 2018. aasta pesitsushooajal ning vaatlusi korrati 2019. aasta hooajal. Loenduspunktis lähtuti klassikalisest lindude punktloenduse metoodikast: viie minuti jooksul registreeriti kõik laulvad linnud ja loenduspunkti lähistel (raadius 50 m) nähtud isendid. Loendus tehti ühe korra pesitsushooaja alguses. Loenduse kuupäevad valiti lähtuvalt ilmale: loendusi ei tehtud tuulise ja vihmase ilmaga, sest sel ajal on linnu lauluaktiivsus tavapärasest väiksem ja ka linnud ise passiivsemad. Loendustega alustati ajal, mis Tartusse olid naasnud piiritajad, mis tähendab, et suure tõenäosusega ei kattunud loendusperiood lindude läbirändega. Üldjoontes võimaldas see jätta analüüsis välja rändel olevad linnud. Loendused viidi läbi maikuu.

3.2. Loenduspunktide valik

Loendusi tehti sajas punktis, lähtudes põhimõttest, et need jaguneks linnastumise gradiendil võrdselt. Gradient määratleti kolmel tasemel:

- a) kõrgelt linnastunud ala (*high density*), näiteks kesklinn, vanalinn, kaubanduskeskused jms piirkonnad (näiteks Lõunakeskuse ümbrus, Annelinn);
- b) keskmiselt linnastunud ala (*medium density*), väikeste aedadega elumupiirkonnad (näiteks Karlova, Ropka);
- c) madala linnastumistasemega ala (*low density*), suurte aedadega elamurajoonid (näiteks Tammelinn).

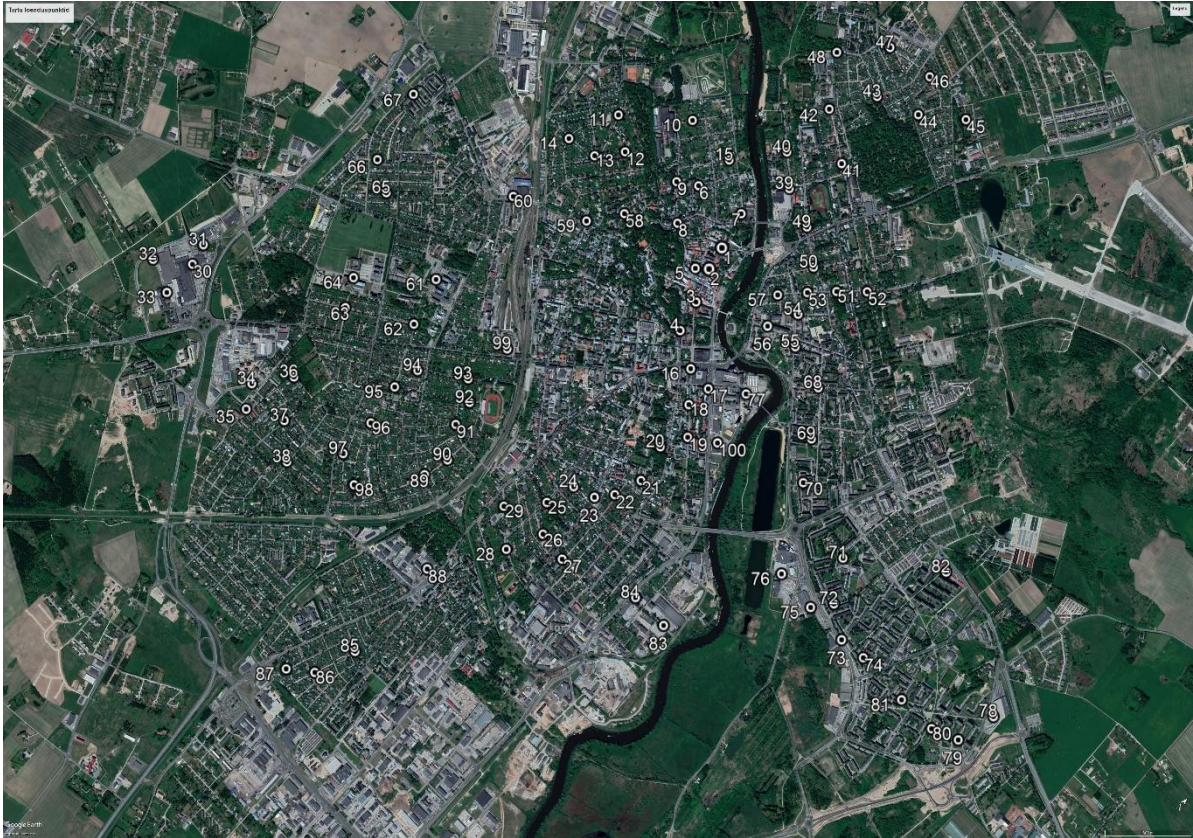
Loenduspunktide valikul välditi kattumist suurte rohealade ja parkidega, sest on teda, et sealne linnustik võib olla rikkalikum ja võib mõjutada loenduspunkti linnustikku.



Joonis 1. Skeem linnastumise taseme määramiseks. Selles töös on T3 vähelinnastunud ala, T4 keskmiselt linnastunud ja T5-T6 kõrge linnastumise tasemega (Adams 2016).

Märge: Mõnikord võib väikese hoonete tihedusega piirkondi kategoriseerida ka tiheda inimasustuse põhjal (näiteks paneeliamurajoonides). Sellistel juhtudel saab kasutada hoonete korruste aru või lisanduvaid GIS analüüse, et statistiliselt see erinevus selgeks teha

Loenduspunktide vahemaa oli minimaalselt ligikaudu 100 meetrit, et vältida lindude korduvloendust. Valitud vaatluspunktid jagunesid linnastumise tasemetel järgmiselt: kõrgelt linnastunud aladel 36, keskmiselt linnastunud aladel 29 ja madala linnastumise tasemega aladel 35 vaatluspunkti.



Joonis 2. Linnalindude loenduspunktid Tartus 2018–2019.

3.3. Loenduspunkti kirjeldus

Pärast loendust hinnati keskkonnaparameetreid loenduspunktist 50 meetri raadiuses: maakasutus, hoonestuse määr ja kõrgus (korrused), temperatuur, pilvisus, roht- ja puittaimede osakaal, kõvakattega pinna määr, muru ja rohttaimede hulk, jalakäijate, kasside, koerte ja pesakastide ja lindude toidumajade arv). Arvestada tuli, et maakasutustüüpide osakaalu väärtused võisid mingil määral kattuda. Näiteks aed võib olla 60% ulatuses kaetud puudega, 50% ulatuses rohuga, 35% ulatuses mullaga ning 15% veekoguga.

3.4. Rohemeetri mõõtmised

Rohemeetri mõõtmised viidi läbi Rohemeetri kaardirakendusega. Rakendus hindab iga Eesti maismaal asetseva punkti ümber 500 meetri raadiuses erinevaid maastikuparameetreid kasutades Tartu Ülikoolis välja töötatud algoritmi. Rohemeeter tuvastab ja seejärel visualiseerib maastikus olevat vähem või rohkem toetavad piirkonnad 100x100 meetri suuruste analüüsiruutude kaupa ning annab Rohemeetri koordineksi vahemikus 0-100.

Mida kõrgem väärtus seda rohkem toetab vaadeldud piirkonna maastik elurikkust (Tartu Ülikool 2021).

Rohemeetri sisendandmetena on kasutuses nii tänased, hiljuti kogutud kui ka ajaloolised andmed Eesti elupaikade ja liikide levikust, mitmed keskkonnatingimusi kirjeldavad kaardikihid ning maastikustruktuuri kirjeldavad indeksid. Kasutatud andmed on valdavalt avaandmed, mis on pärit kas Eesti riiklikest andmesüsteemidest (Maa-ameti kaardikihtidest, Eesti Looduse Infosüsteemist EELIS, Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Ameti andmekihtidest või rahvusvahelistest andmekogudest (*Global Forest Watch*, Euroopa Liidu andmeregistrid). Osaliselt on Rohemeetris kasutatud andmekihid (näiteks maastikuindeksid) Tartu Ülikooli enda poolt välja töötatud. Rakenduses on kasutatud ka Eesti taimekatte kaardistamise andmeid aastatest 1930-1950, mis on publitseeritud raamatus „Eesti NSV Taimkate“ (Laasimer 1965; Tartu Ülikool 2021).

Iga 100x100 meetrise analüüsiruudu keskmine väärtus on arvatud arvukate andmekihtide parameetrite põhjal. Iga 100x100 meetrise vaatlusruudu väärtuste tuvastamiseks kasutatakse 15-40 andmekihti, mille alusel kuvatav väärtus on tuvastatud. Kokku kasutab rakendus üle 70 andmekihi (Tartu Ülikool 2021).

Lindude loenduspunkti rohemeetri indeksi saamiseks tehti viis mõõtmist paarikümne meetri ümbruses loenduspunktist ning arvutati indeksi keskmine väärtus.

3.5. Statistiline andmeanalüüs

Vaatlusandmeid analüüsiti Statistica 12.0 programmiga. Kui andmed vastasid normaaljaotusele kasutati parameetrilisi teste: Pearsoni korrelatsiooni või t-testi. Kui andmed normaaljaotusele ei vastanud, kasutati Spearmani korrelatsiooni, Mann-Whitney U-testi või Kruskal-Wallis testi.

Kuna suur osa loenduskoha keskkonnaparameetritest korreleerusid, siis arvutati nende põhjal peakomponent 1 ja 2 (edaspidi PC1 ja PC2). Peakomponentanalüüsi kaasati vaatluspunktide ümbrust kirjeldavad kaheksa tunnust: ehitiste, muru, palja pinnase (muld), põõsaste, puude, rohttaimestiku ja puittaimestiku (puud ja põõsad kokku) osakaal ning hoonete korruste arv. Välja jäid veekogud, sest neid oli vaid kolmes loenduspunktis.

Rohu hulk, palja maapinna osakaal, puude ja põõsaste, rohhtaime, puittaime ja korruste arv on seoses PC1ga. Hoonestus, rohu hulk ja puittaime hulk korreleeruvad PC2ga. PC1 on käesolevas töös roheluse mõõt. PC2 on hoonestatuse/linnastumise taseme mõõt.

Analüüsis kasutatud vaatlused viidi läbi 2018. ja 2019. aasta maikuus.

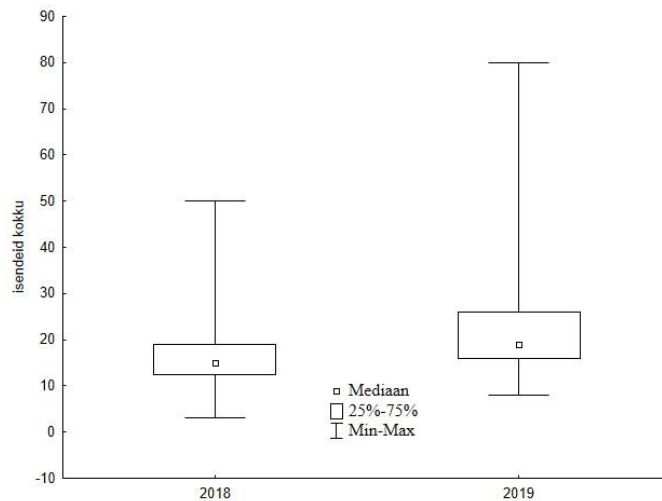
3.6. Töö autori roll

Võtsin 2019. aasta 100st vaatlusest osa 84-l vaatlusel loetledes samuti linde vastavalt töö metoodikale ning kandsin hiljem tabelisse mõlema vaatleja vaatlustulemused. Lisaks viisin läbi mõõtmised Rohemeetri rakendusega ja Google Mapsi kasutades, et hinnata vaatluspunktide ümbruse elurikkust; kaugust Emajõest, raudteeliinidest, lähimatest rohealadest ja lähimatest tihedama liiklusega teedest. Andmete analüüsi viisin läbi juhendaja abiga. Kui pole täpsustatud teisiti, siis on kõikides analüüsid kasutatud vaid Marko Mägi vaatluste andmeid.

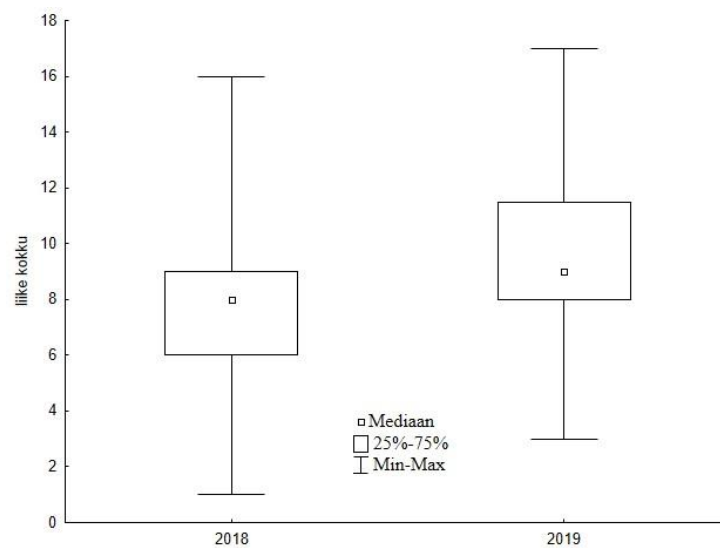
4. Tulemused

4.1. Lindude isendite ja liikide arvukus

2019. aastal loendati vaatluspunktis rohkem isendeid kui 2018. aastal (Mann-Whitney U test: $Z = 4,84$, $p < 0,001$, $N = 100$; joonis 3); sama seos kehtis ka liikide arvu puhul ($Z = 4,73$, $p < 0,001$; joonis 4). Linnastumise määra arvestamata oli 2019. aastal vaatluspunktis keskmiselt 5,02 isendit rohkem kui 2018 ehk 29,39% (2018 – 17,08; 2019 – 22,1). Erinevaid liike oli vaatluspunktis keskmiselt 1,75 võrra ehk 22,44% rohkem (2018 – 7,8; 2019 – 9,55).



Joonis 3. Lindude isendite arvu aastatevaheline erinevus Tartus.

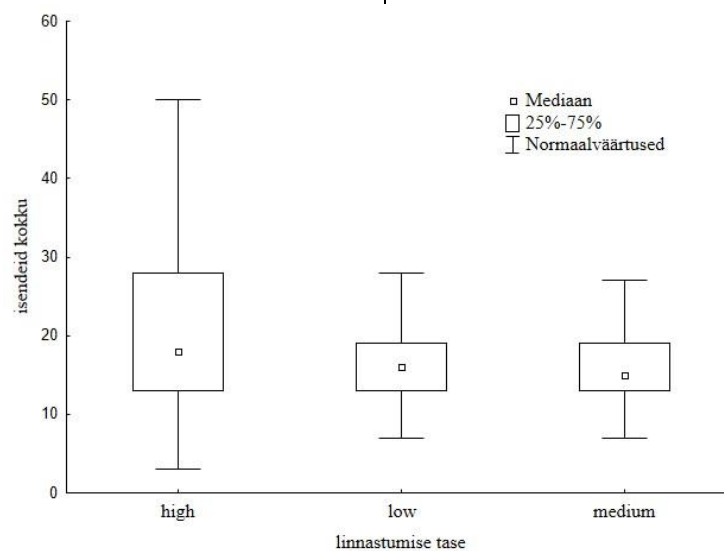


Joonis 4. Linnuliikide arvu aastatevaheline erinevus Tartus.

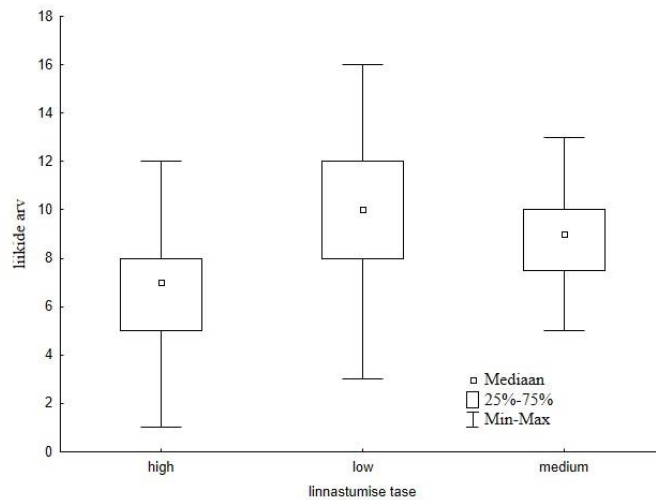
Isendite arv ei sõltunud linnastumise määrast (Kruskal-Wallis $p = 0,32$, $N = 200$; joonis 5), küll aga liikide arv ($p < 0,001$; joonis 6): enim linnastunud aladel oli liike vähem ja madala linnastumistasemega aladel rohkem (tabel 1; joonis 6). Ka Shannoni mitmekesisuse indeksi tulemused sõltusid linnastumise määrast (kõrge: 1,58; keskmine: 1,95; madal: 2,18; Kruskal-Wallis- $H(2200) = 69,929$; $p < 0,001$; joonis 7).

Tabel 1. Lindude isendite ja liikide arvud keskmises vaatluspunktis vastavalt linnastumise tasemele ja vaatlusaastale. Sulgudes vaatluste tulemuste vahemik nendes tingimustes.

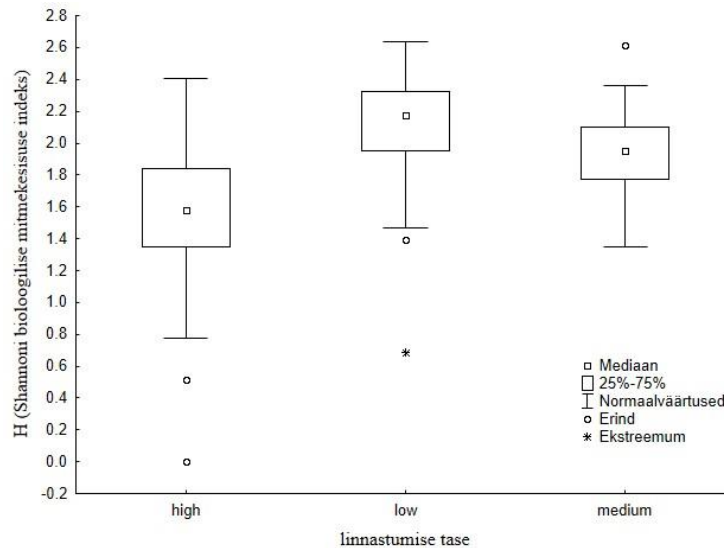
	isendite arv			liikide arv		
	kõrge	keskmine	madal	kõrge	keskmine	madal
N (x-x)						
2018	24,27 (3-50)	16,14 (8-33)	16,66 (9-35)	6,08 (1-11)	8,07 (5-13)	9,34 (3-16)
2019	25,44 (8-80)	21,31 (9-53)	19,31 (13-37)	8,00 (3-13)	9,76 (7-17)	10,97 (7-15)



Joonis 5. Lindude isendite arvu sõltuvus linnastumise tasemest Tartus 2018–2019.



Joonis 6. Linnuliikide arvu sõltuvus linnastumise tasemest Tartus 2018–2019.



Joonis 7. Shannoni indeksi sõltuvus linnastumise tasemest Tartus 2018–2019.

4.2. Lindude liigiline koosseis linnastumise eri tasemetel

Kõige arvukam linnuliik oli piiritaja (*Apus apus*), kelle koguarvukus oli suurim mõlemal aastal kõikidel linnastumise tasemetel. Kokku loendati 354 isendit 2018. ja 476 isendit 2019. aastal. 2019. aasta vaatlused kõrgelt linnastunud aladel olid kõige isendite rohkemad (lisa 1). Piiritajaid, kodutuvisid (*Columba livia*) ja koduvarblasi loendati vastavalt 206, 105 ja 103 isendit 36. punktis. Kõrgelt linnastunud aladel olid veel muuhulgas ühed arvukaimad liigid hakk (*Corvus monedula*), naerukajakas (*Larus ridibundus*), hõbekajakas (*Larus argentatus*), hallvares (*Corvus corone*) ja künnivares (*Corvus frugilegus*).

Keskmiselt linnastunud aladel olid lisaks eelmainitud liikidele mõlemal aastal arvukalt ka põldvarblasi (*Passer montanus*), rasvatihaseid ja kuldnokki (*Sturnus vulgaris*) (lisa 2). 2018. aastal esines rohevinti (*Chloris chloris*) ja hallrästast (*Turdus pilaris*) ka märkimisväärsel hulgal. 2019. aastal nähti hallvareseid, künnivareseid ja aed-lepalinde (*Phoenicurus phoenicurus*) oluliselt suuremal hulgal kui aasta varem.

Madala linnastumistasemega piirkondades oli arvukalt samu linnuliike nagu teistel linnastumiste tasemel (lisa 3). Siiski oli nende arvukus suhteliselt väiksem ning olulisel hulgal kohati 2019. aastal must-kärbsenäppi ja salu-lehelindu (*Phylloscopus trochilus*). Sarnaselt keskmiselt linnastunud aladel loendatule oli ka siin 2018. aastal rohevintide arvukus kordi suurem kui aasta hiljem. Hõbehaigruid (*Egretta alba*) nähti 2018 kümme samas kui 2019. aastal ei silmatud mitte ühtegi. Kõige suurem suhteline aastatevaheline erinevus oli künnivarese arvukuses: 2018 nähti neid kokku kolm, 2019. aastal aga koguni 44.

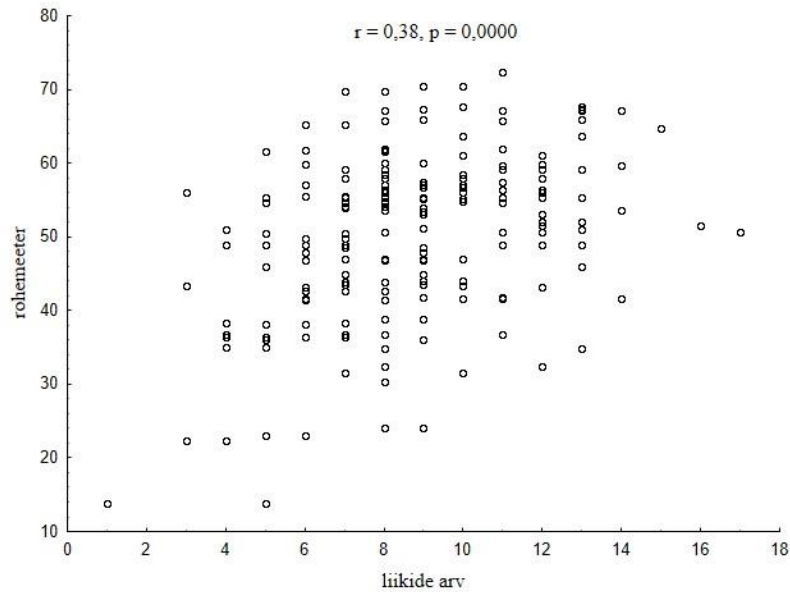
4.3. Peakomponentanalüüside tulemused

PC1 korreleerus negatiivselt rohuga kaetud pinna hulgaga ja positiivselt n-ö palja maapinnaga, samas PC2 korreleerus negatiivselt hoonestusega. PC2 seos rohu hulgaga oli aga positiivne. PC1 seostus põõsastikuga ja puudega negatiivselt, samuti mittepuittaimedega. Puittaimede hulk seostus PC1 ja PC2 positiivselt. PC1 seostus positiivselt hoonete korruste arvuga. PC1 korreleerus seitsme tunnusega kaheksast ($p < 0,001$), seost ei olnud vaid hoonestusega ($p = 0,061$). PC2 korreleerus nelja tunnusega: hoonestuse, rohu hulga, palja maapinna hulga ja rohttaimestiku osakaaluga ($p < 0,001$). PC1 ja PC2 kirjeldasid ära 59,1% mõõdetud tunnuste üldisest varieeruvusest (PC1 – 40,1%; PC2 – 19,0%). PC1 positiivne seos oli kõige tugevam rohu, põõsaste ja puittaimede osakaaluga (eigenvektorid vastavalt 0,448; 0,469 ja 0,383) ja negatiivne palja maapinna hulgaga (eigenvektor -0,378), hoonestuse seos oli väike (-0,105). PC2 seevastu seostus negatiivselt hoonestusega (-0,744) ja positiivselt rohttaimedega ja palja maapinnaga (0,444 ja 0,369).

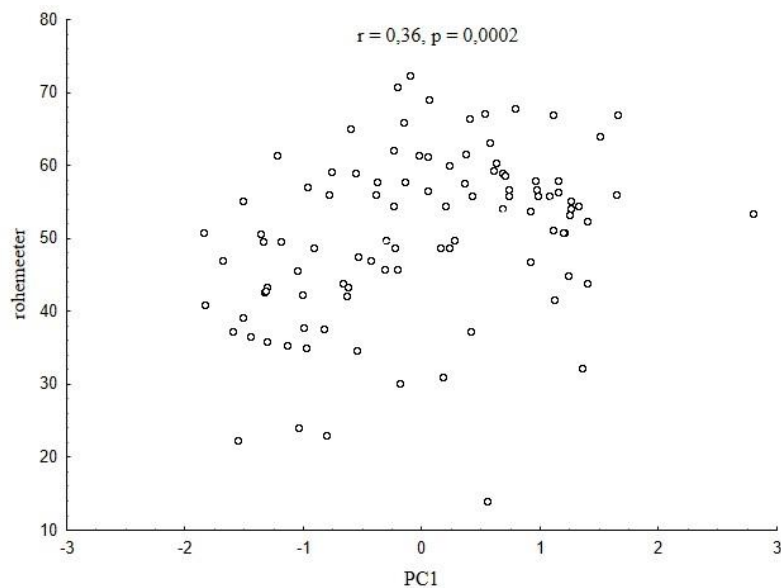
Eelnevast nähtub, et PC1 seostub rohelusega üldiselt negatiivselt. PC1 on ka liikide arvuga negatiivses seoses ($p < 0,001$). Võib eeldada, et PC2 seostub hoonestusega üldiselt negatiivselt. PC2 on isendite arvuga negatiivses korrelatsioonis ($r = -0,27$, $p = 0,006$).

4.4. Rohemeetri analüüs

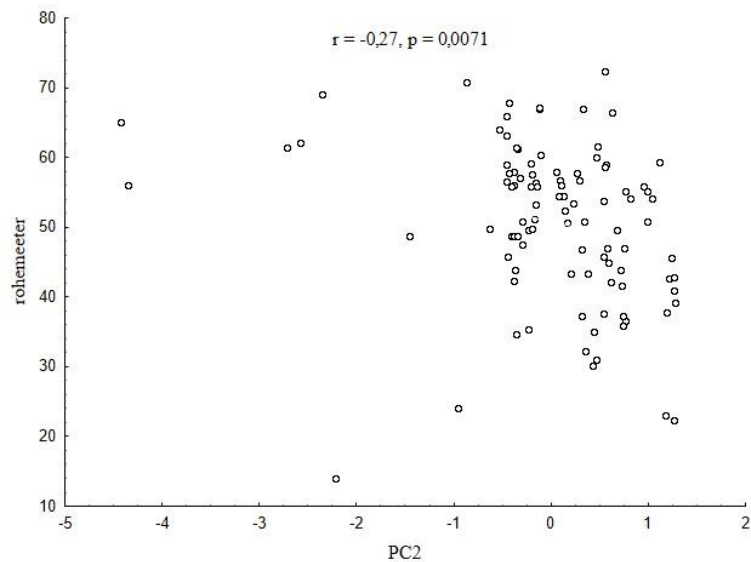
Pearsoni korrelatsiooni kohaselt oli Rohemeetri elurikkuse hinnang positiivses seoses liikide arvuga mõlemal aastal (2018: $r = 0,47$, $p < 0,001$; 2019: $r = 0,32$, $p = 0,001$; joonis 8) ja PC1ga ($p < 0,001$; joonis 9) ning negatiivselt PC2ga ($p < 0,001$; joonis 10). Isendite arvuga olulist seost polnud ($r = 0,07$, $p = 0,50$; $r = -0,16$, $p = 0,11$). Rohemeetri elurikkuse hinnang korreleerus Shannoni liigilise mitmekesisuse indeksiga ($r = 0,45$; $p < 0,001$; joonis 11).



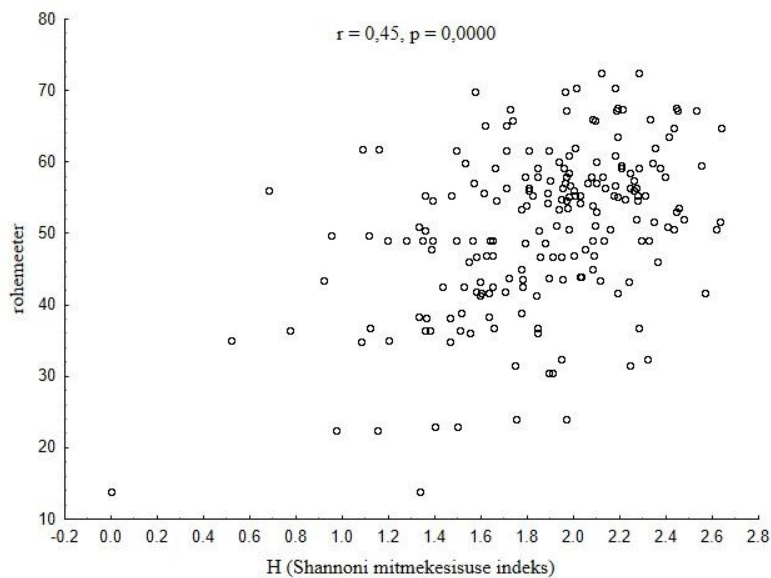
Joonis 8. Rohemeetri elurikkuse hinnangu ja linnuliikide arvu vaheline korrelatsioon Tartus 2018–2019.



Joonis 9. Rohemeetri elurikkuse hinnangu ja PC1 vaheline korrelatsioon Tartus 2018–2019.



Joonis 10. Rohemeetri elurikkuse hinnangu ja PC2 vaheline korrelatsioon Tartus 2018–2019.

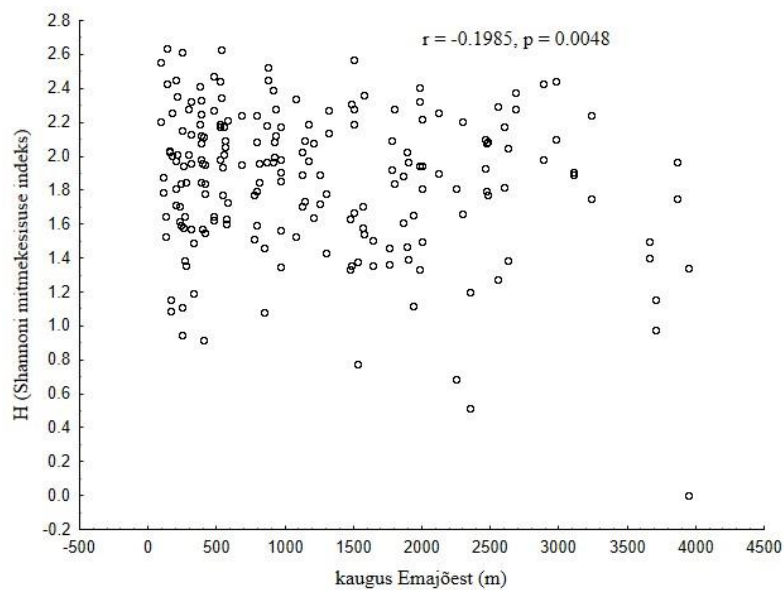


Joonis 11. Rohemeetri elurikkuse hinnangu ja Shannoni mitmekesisuse indeksi vaheline korrelatsioon Tartus 2018–2019.

4.5. Muud potentsiaalselt linnustikku mõjutavad mõõdetud faktorid

Aastal 2018 seostus liikide arv negatiivselt vaatluspunkti kaugusega Emajõest (Spearmani korrelatsioon, $p = 0,005$) ja lähimast rohealast ($p < 0,001$, park, surnuaed, botaanikaaed jne). Vaatluspunkti kaugus Emajõest ja lähimast rohealast korreleerus negatiivselt ka isendite arvuga (vastavalt $p < 0,001$ ja $p = 0,01$)

Aastal 2019 kaugus Emajõest liikide arvule olulist mõju ei avaldanud. Kaugus rohealast mõjutas liikide arvu aga negatiivselt ($p = 0,024$). Ka isendite arv korreleerus negatiivselt kaugusega Emajõest ($p = 0,005$). Loenduspunkti kaugus Emajõest seostus negatiivselt Shannoni indeksiga ($r = -0,20$, $p = 0,005$; joonis 12) kahe aasta peale kokku. Kaugus raudteest korreleerus positiivselt 2019. aastal isendite arvuga ($p < 0,001$), samas 2018 ei olnud see seos oluline ($p = 0,11$). Kogu vaatlusperioodi peale oli siiski seos kauguse raudteest ja Shannoni mitmekesisuse vahel ($r = -0,18$, $p = 0,013$). 2019. aastal ei olnud oluline seos isendite arvul ja kaugusega rohealast ($p = 0,063$).



Joonis 12. Shannoni mitmekesisuse indeksi korrelatsioon kaugusega Emajõest Tartus 2018–2019.

Ilm, temperatuur ja kellaeg andmestikule olulist mõju ei avaldanud. Vaatluspunktide kaugus lähimast tiheda liiklusega tänavast ei mõjutanud samuti tulemusi.

84. punktis, kus vaatlusest osa võtsin, erinesid nii isendite kui ka liikide hulga loendused spetsialisti loendustulemustest, mida kasutati linnastumise mõju analüüsid. Keskmiselt oli loenduspunktis 20,4 isendit ja 11,84 liiki, mina loendasin keskmiselt 10,7 isendit ja 6,58 isendit ehk vastavalt vaid 52,5 ja 55,6% vähem. Minu loendusandmed ei näidanud linnastumise mõju liikide arvule (Kruskal-Wallis: $p = 0,46$) ega isendite arvule ($p = 0,052$).

5. Arutelu

Eesmärk oli kontrollida Tartu näitel hüpoteesi, et lindude arvukus ja liigirikkus sõltub linnastumise määrast. Hüpoteesi kohaselt seostub liigirikkus linnastumismääraga negatiivselt ning lindude arvukus sõltub vaatluspunktide ümbruse konkreetsetest omadustest.

5.1. Lindude arvulisuse ja liigirikkuse analüüs

2018. ja 2019. aastal läbiviidud vaatluste analüüsi tulemused kinnitasid hüpoteesi. Lindude liigirikkus oli suurim madala linnastumise tasemega aladel, keskmine keskmiselt linnastunud aladel ning väikseim kõrgelt linnastunud piirkondades. Keskmiselt linnastunud piirkondades oli liikide arv 13,63% (2018) ja 11,06% (2019) väiksem kui madala linnastumise tasemega kohtades. Kõrgelt linnastunud piirkondades oli liikide arv vastavalt 34,89% ja 27,08% väiksem.

2018. aastal vaadeldud lindude ja liikide arvukused olid oluliselt väiksemad kui 2019. aastal. Arvestades, et vaatlusperiood ja vaatlusaja ilm ja õhutemperatuur olid sarnased, siis kõige tõenäolisemalt tuleneb erinevus ilmastiku erinevusest pikemal perioodil. Keskkonnaagentuuri meteoroloogia aastaraamatute andmetel oli 2018. aasta maikuu kõige soojem ja päikeserohkem mai peale 1961. aastat (Loodla et al. 2019). Tartu-Tõravere ilmavaatluspunktis mõõdeti maikuuks vaid 9,8 mm sademeid, millest 9,7 mm olid kuu esimesel dekaadil. Kuu sademete hulk oli seega vaid 18% maikuu normist. Keskmine temperatuur oli 3,7 kraadi normist kõrgem (Loodla et al. 2019). Seevastu 2019. aastal oli sademete hulk veidi üle normi (56 mm). Lindude arvukust võis mõjutada ka kevade kulg pesitsusaja eelsel perioodil. 2019. aasta märts oli 4,4 kraadi soojem ja sademete hulk oli 250% suurem kui aasta varem. Samas aprillis oli kuu keskmine temperatuur sarnane, kuid sademete hulk oli 2019 erakordselt väike, 90,63% väiksem kui eelneval aastal (Loodla et al. 2020). Hiinas Sise-Mongoolia piirkonna ülikoolilinnakutes on leitud, et keskmine sademete hulk on peamine lindude liigirikkust mõjutav faktor (Liang et al. 2020).

Paljude Tartu lindude puhul võisid tingimused olla ebasoodsad talvitumisaladel või rändeteedel, mis vähendas saabujate arvukust. Seda teooriat toetab Saksamaal läbiviidud linnustiku analüüs 1990-2018 vahemikus, mis tuvastas kaugrändsete linnuliikide arvukuse

vähennemist samal ajal, kui lühirändsed populatsioonid olid stabiilsed ja paigalindude arvukus tõusis (Kamp et al. 2021).

5.2. Lindude liigilise koosseisu analüüs

Piiritaja suurim arvukus kõigil linnastumise tasemetel pole väga üllatav tulemus. Wrocławis läbiviidud uuring hindas 2016. aastal, et piiritajad, kodutuvid ja koduvarblased moodustavad ligikaudu 60% kõikidest linnastunud aladel pesitsevatest lindudest (Kopij 2016). Olles väga aktiivsed lendavad linnud on vaatlejal neid ka lihtsam märgata. Nende arvukus suurenemine linnastumistaseme suurenedes oli ootuspärane, sest kõrgelt linnastunud alade mitmekorruselised hooned on neile pesitsemiseks igati sobilikud. Samuti soodustab vaatluspaiga ümbruse avatus (eriti Annelinnas) isendite nähtavust võrreldes näiteks aedlinnaga.

Teiste kõrgelt linnastunud aladel arvukate lindude (tuvid, varblased, varesed ja kajakad) esinemine vastas samuti ootustele. Need linnud on ühe parimad näited linna ära kasutajatest oma mitmekesise toidulaua ja pesitsuskoha vähese nõudlikkuse tõttu.

Keskmiselt linnastunud aladel vaadeldi ka liike, kes on küll nõudlikumad elupaiga suhtes, kuid on siiski väga hästi kohanenud linnas elamisega nagu näiteks rasvatihane, kuldnokk, metsvint, aed-lepalind, must-kärbsenäpp, hallrästas ja väike-põõsalind. Mitme liigi puhul oli näha väga suur aastatevaheline erinevus arvukuses. Kännivareseid vaadeldi 2019. aastal koguni üle nelja korra rohkem kui 2018. aastal (46:9) ja salu-lehelindu, keda 2018 üldse ei kohatud, nähti 2019. aastal kaheksa tükki. Kännivareste arvukuse erinevust seletab tõenäoliselt nende kolooniate erinev paiknemine ja liikuvus vaatlusperioodil. Salu-lehelinnu (ja ka mitme teise väikese värvulise) arvukuse muutused võivad olla seotud 2018. aasta väga kuiva maikuuga. Vastupidiselt andmestikust väljajoonistunud üldisele mustrile oli rohevintide arvukus palju suurem hoopis 2018. aastal (17) kui 2019 (5).

Madala linnastumistasemega vaatluspunktides oli rohevintide hulk sarnases suhtes (32:10). Hallrästaid, kaelushakke, naerukajakaid, hallhaigruid ja linavästrikke oli samuti näha 2018. aastal märgatavalt rohkem. Sellel linnastumistasemel oli veel tähelepanuväärne põldvarblase suurem arvukus koduvarblasest, aed-lepalinnu ja must-kärbsenäppi suhteline rohkus 2019. aastal ja üldine väiksemate värvuliste liigirohkus. Kännivareste väga suure arvukuse 2019. aastal võrreldes 2018. aastaga seletab osaliselt ära üksainus koloonia 42. vaatluspunkti

ümbruses, mille 14 lindu moodustasid 31,8% kõigist vaadeldud künnivarestest sellel linnastumisetasemel.

On teada, et ilm mõjutab pesitsemise ajastamist mitmetel linnuliikidel. Kuivades piirkondades on vihasadu tavaliselt paljunemise algust vallandav faktor, sest sellele järgneb toidu hulga maksimum seoses taimestiku arenguga. Alžeerias puuviljaaedades alustavad rohevindid pesitsemist hiljem kui vihasajude algus hilines ning sademeid on vähem; kurna suurus ja lennuvõimestunud poegade arv on samuti väiksem. Seemnetoidulised linnud (rohevindid on küll segatoidulised, kuid noka ehitus viitab nende suuremale spetsialiseerumisele seemnetele) reageerivad ilmatingimuste muutumisele kiiremini kui putuktoidulised, seega on võimalik, et seemnetoidulisi linde mõjutavad kuivperioodid vähem (Bensouilah & Barrientos 2021). Rohevintidel on ka leitud, et pesitsushooaja alguses eelistavad nad pesitseda okaspuudel, peamiselt kuuskede võrades, sest kuused varjavad kevade esimesel poolel, mil puud ei ole veel lehtinud, pesi paremini.

Asjaolu, et võrreldes normiga olid 2018. ja 2019. aasta aprill ja mai vastupidised, (2018. sademeterohke ja soe aprill, väga kuiv ja veel soojem mai; 2019 erakordselt kuiv ja suhteliselt soe aprill, keskmise temperatuuriga ja sademeterohke mai) annab alust arvata, et puude lehtimine hilines 2019. aastal ja et rohevindid alustasid 2018. aastal mitmetest teistest värvulistest varem pesitsemist, mistõttu oli neid ka rohkem (Kosiński 2001; Loodla et al. 2020).

Mitmed teised linnud, keda 2018. vaadeldi märkimisväärselt rohkem, nagu hallrastas, kaelushakk ja naerukajakas, on samuti omnivoorsemad võrreldes näiteks must-kärbsenäpiga, kes on täielikult putuktoiduline ja kelle arvukus oli 2018. väiksem kui 2019. aastal. Võimalik, et haiguste ja parasiitide levik lindude seas on liigilist koosseisu mõjutanud. Briti saartel põhjustas ainurakne *Trichomonas gallinae* trihhomonoosi, mille tõttu rohevindi populatsioon vähenes märkimisväärselt: 2007–2009 kahanes rohevintide hulk 4,3 miljonit 2,8 miljonini (Lawson et al. 2012). 1990ndate keskpaigas USA idaosas hukkus hulgaliselt karmiinleevikesi, *Carpodacus erythrinus*, mükoplasmoosi tõttu: kahe aasta jooksul hukkus 50–70% populatsioonist (Fischer & Miller 2015). Sellised haiguste potentsiaalne mõju on suurem sotsiaalsematele lindudele (nt vareslased) ja neile, kes linnutoidumajadest toituvad; selline käitumine soodustab haiguste ja parasiitide levikut.

2018. aasta suurem loenduspunktide kauguse mõju Emajõest toetab samuti teooriat, et kevade kulg ja eelkõige sademed, võib aastatevahelist linnustiku koosseisu dünaamikat

mõjutada. Mõju omakorda sõltub linnaelupaikade füüsilistest ja bioloogilistest omadustest ning linnuliikide spetsiifilistest vajadustest. Lisaks võib andmestikule osalist mõju avaldada lindude paiknemise juhuslikkus, korduvloenduse tõenäosus (kuigi loenduspunktid valiti nii, et seda minimeerida) ja loendusviga.

5.3. Keskkonna faktorite mõju linnustikule

PC1 seostus rohelusega negatiivselt ja seega oli ka liikide arvuga negatiivses seoses. PC1 sobib üsna hästi linnastumise taseme mõõdupuuks koos Rohemeetri elurikkuse hinnanguga, mis on liigirikkusega samavõrra tugevas positiivses seoses ning mõlema mõõdu vahel on tugev negatiivne korrelatsioon.

Seevastu kuigi PC2 on samuti negatiivses seoses Rohemeetri elurikkuse hinnanguga, siis sobib PC2 rohkem rohkem hoonestuse mõjude analüüsiks. Seda toetas PC2 negatiivne korrelatsioon hoonestuse ja isendite arvuga ja positiivne korrelatsioon rohu, palja maa ja puittaimede hulgaga. PC2 kirjeldab eriti hästi kesklinna, Annelinna, Lõunakeskuse ümbrust ja muid tiheda hoonestusega piirkondi, kus on rohkearvulised linna ärakasutajad nagu varblased, tuvid, vareslased, kajakad, piiritajad ja pääsukesed. PC2 seostus rohu hulgaga samal ajal kui seost hoonete korruste arvuga ei ole. Tundub, et selle taga on Tartu linna kõrgelt linnastunud alade eripärad. Annelinna vaatluspunktide ümbruses on sõltuvalt konkreetsest piirkonnast 5-9 korruselised korterelamud, mille vahel asetsevad tihti suured muruplatsid. Samas teistes kõrge linnastumise tasemega aladel, nagu Lõunakeskuse ümbruses ja vanalinnas, on korruste arv väiksem ja muru hulk samuti väiksem. Need omadused näivad teineteist tasakaalustavat.

2018. aasta andmetes ilmnenu oluline negatiivne seos liikide ja isendite arvu ja kaugusega Emajõest vahel, samas kui 2019. aastal kaugus jõest liikide hulka ei mõjutanud, toetab ülal mainitud hüpoteesi, et aastatevaheline suur erinevus liikide ja isendite arvus võis olla põhjustatud kuivast maikuust. Kuigi isendite arvule avaldas kaugus Emajõest mõju ka 2019. aastal, siis oli see seos nõrgem. Kahe aasta kokkuvõttes oli samuti oluline negatiivne seos kaugusega Emajõest ja liigirikkusega (Shannoni indeks).

Suurema sademehulgaga periood pesitsusajal võimaldab linnupopulatsioonidel jaguneda potentsiaalsetel elupaikadel ühtlasemalt kahel põhjusel. Esiteks on toidu kättesaadavus parem. Suurem sademete hulk tähendab rohkem niiskeid paiku ja mikroveekogusid (lombid, täitunud vihmaveetünnid ja vedelevad nõud jne), kus putukad jpt selgrootud saavad areneda,

mistõttu on nende arvukus samuti suurem. Teiseks saavad linnud neist mikroveekogudest lihtsamalt kätte vajaliku joogivee. Seevastu väga sademetevaesel perioodil on toiduresse vähem ning selliseid veeallikaid võib olla vähem, seega peavad linnud asetsema jõe lähemal. Lisaks joogivee faktorile leidub linde Emajõe ümbruses rohkelt sealsete rohealade tõttu.

Aastate võrdluses oli isendite hulga erinevus kõige väiksem kõrgelt linnastunud aladel, mis arvestades Corsini et al. (2020) uuringu tulemusi seoses mitteläbilaskva pinna osakaalu mõjuga linnupoegadele, on tähelepanuväärne. Kõrge linnastumise tasemega aladel võiks eeldada mitteläbilaskva pinna suuremat osakaalu võrreldes teiste linnastumise tasemetega ning seega ka selle suuremat mõju kuival perioodil, nagu oli 2018. aasta vaatluste aeg. Seletus võib peituda linnustiku liigilises koosseisus. Corsini et al. (2020) viis läbi uuringu tihastega; kõrge linnastumise tasemega piirkondades on domineerivad liigid piiritaja, pääsukesed, kajakad, tuvid ja vareslased, kelle toidulaud on küllaltki erinev. Piiritajad ja pääsukesed toituvad lendavatest putukatest; kajakad, tuvid ja vareslased suuresti antropogeenselt toidust, mistõttu sademete vähesus ei vähenda nende toidubaasi nii oluliselt. Need liigid on ka rohkem kohanenud pikki maid lendama kui väikesed värvulised, seega vajadusel kaugema veeallikani lendamine pole nende jaoks nii suur probleem. Mitmed kõrgetelt linnastunud aladel olnud vaatluspunktid olid ka Emajõe suhteliselt lähedal, mis omakorda vähendab sademeterohkuse mõju nende ümbruses kohatud lindude hulgale.

Oluline seos liikide arvukuse ja lähima roheala kauguse vahel mõlemal aastal on ootuspärane. Rohealad suurendavad keskkonna bioloogilist kandevõimet ning võimaldavad hakkama saada linnas ka linnuliikidel, kes ei ole nii hästi kohastunud eluks inimese läheduses. Prantsusmaal kuuekümnelt tuhandelt inimeselt linnas on varasemalt leitud, et lindude liigirikkust ja linnas tavaliste liikide rohkust suurendasid rohealad ja loenduspunkti lähedus linna servale ning rohekoridorideni. Rohekoridoridel oli oluline seos harvemate liikide esinemisega, mis teeb nad linnurikkuse jaoks eriti oluliseks (Beaugeard, Brischoux & Angelier 2021). Oluline seos isendite arvuga ilmnes 2018. aga mitte 2019. aastal. Võib arvata, et see tuleneb sellest, et linna rohealade tähtsus lindude arvukuse seisukohast suureneb ressursside vähenemisega, sest rohealadel leidub rohkem toitu.

Teades, et müra linde häirib, on kauguse raudteest positiivset korrelatsiooni isendite arvuga 2019. kuid mitte 2018. aastal keerulisem mõista. Hollandis on täheldatud olulist lindude asustustiheduse vähenemist raudteede lähedastel heinamaadel (Waterman et al. 2002) ning linnud võivad raudteede infrastruktuuri või rongidega kokkupõrgates viga saada või

hukkuda. See ohustab kõige rohkem rändlinde, noorlinde ja parvelinde (Wiącek et al. 2020). Seega võiks eeldada, et ka Tartus on raudteedel püsiv negatiivne mõju lindude arvule. Samas liiguvad Tartu linnas rongid aeglasemalt ja väiksema liiklustihedusega kui mitmel pool mujal, mis vähendab negatiivse mõju osakaalu. Linn on olemuselt niigi mürarohke elupaik, seega raudteede mürasaaste efekt ei tohiks olla nii oluline kui maapiirkondades. Võib arvata, et lindude suurem arvukus 2019. aastal võimendab selle seose tugevust ja üldjoontes soodsamad pesitsustingimused võimaldavad lindudel olla valivamad pesitsus- ja toitumispaikade valikul. Seega paremate üldtingimuste puhul saavad linnud pesitseda raudteest kaugemal.

Kuigi teised uuringud on näidanud, et liiklusrüüa võib mõjutada linnurohkust (Halfwerk et al. 2011; McClure et al. 2013) ning teede teised omadused (peamiselt kokkupõrkeoht, liikumist takistavad tõkked ja õhusaaste) suurendavad negatiivset mõju lindudele (Summers, Cunnington & Fahrig 2011), ei ilmnenud Tartus kaugusel lähimast tiheda liiklusega tänavast mõju linnustikule. Kõige tõenäolisemalt on see põhjustatud puudulikust määratlusest. Nimelt mõõtmisi tehes valisin lähima tiheda liiklusega tänavat toetudes isiklikule kogemusele ja tänavat laiusele. Konkreetset liiklustiheduse andmed puudusid. Enamik loendusi toimusid ka vahemikus 05.30-08.00, mistõttu liiklustihedus võis olla tavapärasest väiksem ja seetõttu oli liiklusrüüa tase võrdlemisi madal. Võrreldes raudteet laiuse ja seda piirava alat ulatusega on teed ka vähem tõkestavad ja liiklusrüüa pole potentsiaalselt nii häiriv, mistõttu ei pruugi mõjud avalduda.

5.4. Autori loenduste analüüs

Lootus, et minu enda loenduste tulemuste põhjal on võimalik jõuda sarnastele järeldustele nagu peamise andmestiku korral ei saanud kinnitust. Tuvastasin vaid veidi üle poole isenditest ja liikidest, mis on liiga väike hulk. Puudulik kompetentsus liikide tuvastamisel eriti just hääle põhjal on kõige kriitilisem faktor. Kõrgelt linnastunud aladel levinumaid liike suutsin märgata üsna hästi, kuid vähemlevinuid värvulisi minimaalselt. Seetõttu ei kajastunud liikide hulga erinevus sõltuvalt linnastumise tasemest. Need vähemarvukad värvulised, mida kogenud kõrv suudab tabada, on peamised liikide hulka tõstvad liigid vähem linnastunud aladel. Suurte linnuhulkade korral (nt piiritajad ja pääsukesed Annelinnas) ei suutnud ma ka kiirelt hinnata isendite hulka. Need tulemused on näiteks, kui oluline on teadustööd tehes arvestada andmestiku kogumise potentsiaalsete puudujääkidega. Linnuvaatlus on olemuselt subjektiivne andmete kogumise viis, mistõttu sedalaadi uuringute

puhul on kriitilise tähtsusega vaatleja oskused, kogemused ja teadmised uurimisala linnustikust. Arvestada tuleb, et erinevate vaatlejate andmestikud ei pruugi olla võrreldavad.

Rohemeetri elurikkuse hinnang korreleerus positiivselt linnuliikide arvu ning selle põhjal arvutatud Shannoni liigilise mitmekesisuse indeksiga (hea märk Rohemeetri rakenduse arendajatele). Rohemeetri mõõdetav elurikkus on oluliselt suurema diameetriga kui loenduspunktis kirjeldatud linnamaastik ja arvestades lindude liikuvust võib rohemeetri mõõdetud elurikkus linnusõbralikkust kajastada loenduspunktis kirjeldatust paremini. Rohemeetri elurikkuse hinnangu seosed mõlema peakomponendiga annavad samas alust arvata, et ka peakomponentidele toetudes õnnestub anda Tartu tüüpi linnas üsna täpne hinnang elurikkusele. PC2 saab sealjuures veel kasutada ka hoonestuse mõjude hindamiseks linnustikule. Tartu linna lindude puhul tundub Rohemeetri elurikkuse hinnang vastavat tegelikkusele piisaval määral, et selle abil teha avaliku ruumi kujundamisel valikuid ja otsuseid, mis linnurikkusele positiivselt mõjuvad. Eluliseks näiteks sellel teemal on kriitika plaani ümber teha Tartu Keskparki kultuurikeskus. Rohemeetri hinnangul on see park elurikkusele sama sobiv, kui parki ümbritsev hoonestatud ala. Kui hinnata seda ideed vaid lindude seisukohast, siis õige haljastuse korral võiks plaani elluviimine olla lindude suhtes neutraalne või isegi positiivne. Sellel võiks olla omakorda ka positiivne mõju inimestele endile. Inglismaal on leitud, et inimesed olid õnnelikumad rohealadel, kus oli suurem linnurikkus. Kui uuringus osalejad pidasid asupaika liigirikkaks, siis olid neil positiivsemad emotsioonid isegi siis, kui linnurikkus ei olnud suurenenud (Cameron et al. 2020).

Kokkuvõte

Rahvaarvu tõus ning sellega kaasnev linnastumise tõus on elurikkust oluliselt mõjutavad faktorid, mille tähtsus ajas kasvab. Linnakeskkonna omaduste mõju tundmine on oluline linnaplaneerimisel, et oleks võimalik muutusi tehes arvesse võtta teiste liikide vajadusi.

Magistritöö eesmärk oli Tartu linnas uurida, kuidas linnastumise gradiendil linnustiku arvuline ja liigiline koosseis muutub ning uurida, missugused keskkonna omadused neid erinevusi põhjustavad. Uuringus loendati 2018. ja 2019. aastal 100 erinevas punktis linde. Loenduspunktid jagunesid ühtlaselt eri linnastumise tasemega piirkondade vahel. Ühtlasi avanes võimalus uurida kui hästi seostub Tartu Ülikoolis väljatöötatud rakendus Rohemeeter linnurikkusega Tartus.

Selgus, et lindude liigirikkus väheneb linnastumise taseme kasvades, kuid lindude üldine arvukus ei muutu oluliselt linnastumise gradiendil. Aastatevahelises võrdluses võib ka samades loenduspunktides lindude hulk ja liigirohkus erineda. Loenduspunktides kõige arvukamad linnud olid piiritajad ning mitmed linna ärakasutajad, nagu kodutuvi, kodu- ja põldvarblane, vareslased. Linnastumise taseme vähenedes vähenes ka nende lindude suhteline arvukus ning tõusis mitmete värvuliste hulk. Loenduspunkti parameetrite põhjal arvutatud peakomponentide korrelatsioonid Rohemeetri elurikkuse hinnanguga näitasid, et lindude liigirikkus sõltus oluliselt roheluse ja hoonestuse hulgast ja omadustest. Liigilist jaotust linnas võivad mõjutada ka teised faktorid nagu lähedal asuvad rohealad, veekogud ja raudteed. Rohemeetri maastiku elurikkuse hinnang on selle uuringu tulemuste põhjal sobilik linnurikkuse hindamiseks Tartus. Tulevikus oleks vaja uurida, kui hästi Rohemeetri hinnang korreleerub linnustiku liigirikkusega teistes linnades, erisugustes elupaikades ning kas sellised seosed eksisteerivad ka teiste taksonite liigirikkustega.

Summary

Avian species composition on an urbanisation gradient in the city of Tartu

The growing human population and the accompanying expansion of urban areas are factors which have increasingly strong effects on biodiversity. It is important for city planners to understand the characteristics of the urban environments and its effects to be able to take the requirements of other species into account.

The aim of the thesis was to study how avian abundance and species richness vary on an urban gradient in the city of Tartu and what environmental properties might cause the variation. In the study during 2018 and 2019 bird counts were done in 100 different observation points. The observation points evenly covered different degrees of urbanisation. Additionally, the opportunity arose to find out how well Rohemeeter, application developed at the University of Tartu, correlates with avian diversity.

As it turned out avian species richness decreases on the urbanisation gradient, whereas the abundance showed no significant variation. The species richness and abundance however can change significantly in the same observation spot depending on the year. The most abundant species overall were the common swift (*Apus apus*) and numerous urban exploiters such as the domestic pigeon (*Columba livia domestica*), house sparrow (*Passer domesticus*), Eurasian tree sparrow (*Passer montanus*) and various corvids. On lower levels of urbanisation the relative abundance of those species reduced and increased numbers of other passerine birds (non-corvid) were counted.

Principal component analyses calculated from different environmental count point parameters and its significant correlation with Rohemeeter application results indicated that bird species richness is dependent on the amount and the features of the surrounding greenery and buildings. Species distribution can also be affected by other factors like nearby green spaces, bodies of water and railways. Based on this study Rohemeeter application is suitable for estimating avian diversity in Tartu. Future studies are needed to discover how well Rohemeeter's estimates correlates with avian species richness in other cities, other kinds of habitats and if these correlations exist with species richness of other taxa.

Tänuavaldused

Täna väga oma juhendajat, Marko Mägi, suurepärase juhendamistöö, abi eest töö kirjutamisel ja andmeanalüüsil ning mulle nii huvitava lõputöö teema andmise eest.

Kasutatud kirjandus

Viited koostatud ajakirja Ibis – *International Journal of Avian Science* eeskujul.

Adams, C.E. 2016. Urban wildlife management, 3rd edition. CRC Press, Taylor and Francis Group, New York.

Aram, F., García, E.H., Solgi, E. & Mansournia, S. 2019. Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon* 5: e01339.

Battisti, C. & Fanelli, G. 2016. Applying indicators of disturbance from plant ecology to vertebrates: the hemeroby of bird species. *Ecological Indicators* 61: 799–805.

Beaugeard, E., Brischoux, F., Henry, P-Y., Parenteau, C., Trouvé, C. & Angelier, F. 2019. Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*). *Ecology and Evolution* 9: 640–652.

Beaugeard, E., Brischoux, F & Angelier, F. 2021. Green infrastructures and ecological corridors shape avian biodiversity in a small French city. *Urban Ecosystems* 24: 549-560.

Belskii, E. & Belskaya, E. 2021. Trophic match/mismatch and reproduction of the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* in a metal-polluted area. *Environmental Pollution* 276: 116754.

Bensouilah, T. & Barrientos, R. 2021. Greenfinches nesting in algerian orchards delayed their breeding and produced less fledglings in the driest of two years. *Journal of Arid Environments* 184: 104312.

Bonier, F., Martin, P.R. & Wingfield, J.C. 2007. Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology Letters* 3: 670–673.

Cameron, R.W.F., Brindley, P., Mears, M., McEwan, K., Ferguson, F., Sheffield, D., Jorgensen, A., Riley, J., Goodrick, J., Ballard, L. & Richardson, M. 2020. Where the wild things are! Do urban green spaces with greater avian biodiversity promote more positive emotions in humans? *Urban Ecosystems* 23: 301–317.

- Chatelain, M., Massemin, S., Zahn, S., Kurek, E., Bulska, E. & Szulkin, M.** 2021. Urban metal pollution explains variation in reproductive outputs in great tits and blue tits. *Science of The Total Environment* 776: 145966.
- Clavel, J., Julliard, R. & Devictor, V.** 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization. *Frontiers in the Ecology and Environment* 9: 222–228.
- Conole, L.E.** 2014. Degree of adaptive response in urban tolerant birds shows influence of habitat-of-origin. *PeerJ* 2: e306.
- Corsini, M., Schöll, E.M., Di Lecce, I., Chatelain, M., Dubiec, A. & Szulkin, M.** 2020. Growing in the city: Urban evolutionary ecology of avian growth rates. *Evolutionary Applications* 14: 69–84.
- Croci, S., Butet, A. & Clergeau, P.** 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *Condor* 110: 223–240.
- Dimoudi, A., Kantzioura, A., Zoras, S., Pallas, C. & Kosmopoulos, P.** 2013. Investigation of urban microclimate parameters in an urban center. *Energy Build* 64: 1–9.
- Evans, K.L., Chamberlain, D.E., Hatchwell, B.J., Gregory, R.D. & Gaston, K.J.** 2011. What makes an urban bird? *Global Change Biology* 17: 32–44.
- Fischer, J.D. & Miller, J.R.** 2015. Direct and indirect effects of anthropogenic bird food on population dynamics of a songbird. *Acta Oecologica* 69: 46–51.
- Guette, A., Güzere, P., Devictor, V., Jiguet, F. & Godet, L.** 2017. Measuring the synanthropy of species and communities to monitor the effects of urbanization on biodiversity. *Ecological Indicators* 79: 139–154.
- Halfwerk, W., Holleman, L.J.M., Lessells, C.K.M. & Slabbekoorn, H.** 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology* 48: 210–219.
- Kamp, J., Frank, C., Trautmann, S., et al.** 2021. Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162: 1–15.
- Knudsen, C., Moreno, E., Arimah, B., Otieno Otieno, R., Ogunsanya, O., et al.** 2020. UN-Habitat World Cities Report 2020: The value of sustainable urbanisation.

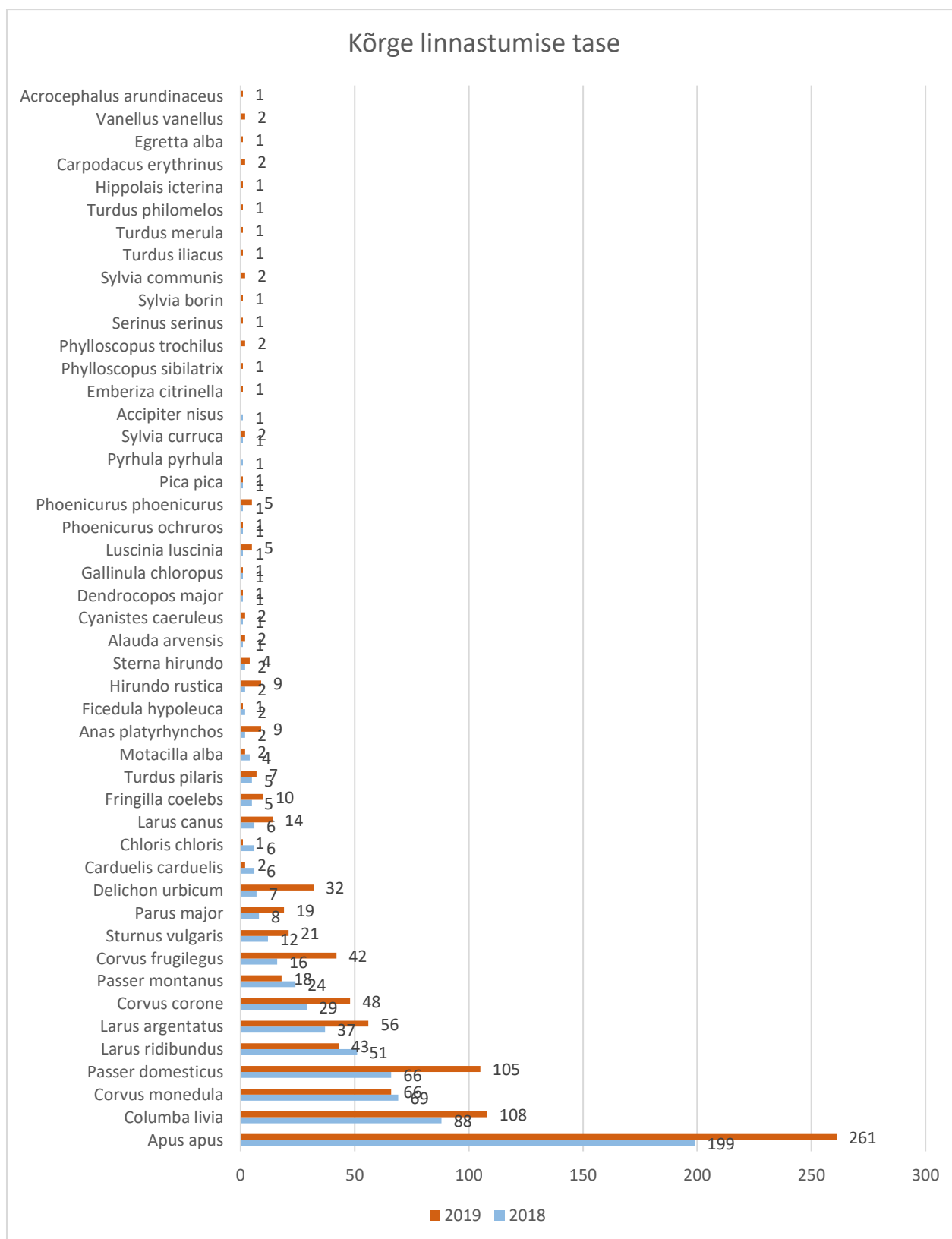
- Kopij, G.** 2016. Breeding Bird Assemblage in a Mosaic of Urbanized Habitats in a Central European City. *Vestnik Zoologii* 50: 163–172.
- Kosiński, Z.** 2001. The breeding ecology of the Greenfinch *Carduelis chloris* in urban conditions (study in Krotoszyn, W Poland). *Acta Ornithologica* 36: 111–121.
- Laasimer, L.** 1965. Eesti NSV taimekate, 1st ed. Valgus, Tallinn.
- Lawson, B., Robinson, R.A., Colvile, K.M., Peck, K.M., Chantrey, J., Pennycott, T.W., Simpson, V.R., Toms, M.P. & Cunningham, A.A.** 2012. The emergence and spread of finch trichomonosis in the British Isles. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 367: 2852–2863.
- Liang, C., Liu, J., Pan, B., Wang, N., Yang, J., Yang, G. & Feng, G.** 2020. Precipitation is the dominant driver for bird species richness, phylogenetic and functional structure in university campuses in northern China. *Avian Research* 11. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00212-x>
- Liker, A., Papp, Z., Bokony, V. & Lendvai, A.Z.** 2008. Lean birds in the city: body size and condition of House Sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology* 77: 789–795.
- Lin, W., Ting, Y., Chang, X., Wu, W. & Zhang, Y.** 2015. Calculating cooling extents of green parks using remote sensing: method and test. *Landscape and Urban Planning* 134: 66–75.
- Loodla, K., Kallis, A., Pärj, R., Vint, K., Juust, E., Krabbi, M. & Šišova, V.** 2020. Eesti meteoroloogia aastaraamat 2019. Keskkonnaagentuur. <https://arcg.is/1811Dr>.
- Loodla, K., Tillmann, E., Kallis, A., Pärj, R., Vint, K., Juust, E., Krabbi, M. & Šišova, V.** 2019. Eesti meteoroloogia aastaraamat 2018. Keskkonnaagentuur. ISSN 2382-8870.
- Mackenzie, J.A., Hinsley, S.A. & Harrison, N.M.** 2014. Parid foraging choices in urban habitat and their consequences for fitness. *Ibis* 156: 591–605.
- Maklakov, A.A., Immler, S., Gonzalez-Voyer, A., Rönn, J. & Kolm, N.** 2011. Brains and the city: big-brained passerine birds succeed in urban environments. *Biology Letters* 7: 730–732.

- Marzluff, J.M.** 2016. A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159: 1–13.
- McClure, C.J.W., Ware, H.E., Carlisle, J., Kaltenecker, G. & Barber, J.R.** 2013. An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society: B* 280: 20132290.
- McKinney, M.L.** 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161–176.
- Mohring, B., Brischoux, F. & Angelier, F.** 2021. Vineyards, but not cities, are associated with lower presence of a generalist bird, the Common Blackbird (*Turdus merula*), in Western France. *Avian Research* 12: 3.
- Mueller, J.C., Partecke, J., Hatchwell, B.J., Gaston, K.J. & Evans, K.L.** 2013. Candidate gene polymorphisms for behavioural adaptations during urbanization in blackbirds. *Molecular Ecology* 22: 3629–3637.
- Møller, A.P.** 2012. Urban areas as refuges from predators and flight distance of prey. *Behavioral Ecology* 23: 1030–1035.
- Naef-Daenzer, L., Naef-Daenzer, B., & Nager, R.G.** 2000. Prey selection and foraging performance of breeding Great Tits *Parus major* in relation to food availability. *Journal of Avian Biology* 31: 206–214.
- Palacio, F.X.** 2020. Urban exploiters have broader dietary niches than urban avoiders. *Ibis* 162: 42–49
- Pollock, C.J., Capilla-Lasheras, P., McGill, R.A., Helm, B. & Dominoni, D.M.** 2017. Integrated behavioural and stable isotope data reveal altered diet linked to low breeding success in urban-dwelling blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Scientific Reports* 7: 1–14.
- Ravinet, M., Elgvin, T.O., Trier, C., Aliabadian, M., Gavrilov, A., Sætre, G-P.** 2018. Signatures of human-commensalism in the house sparrow genome. *Proceedings of the Royal Society: B* 285: 20181246.
- Rivkin, L.R., Santangelo, J.S., Alberti, M., et al.** 2019. A roadmap for urban evolutionary ecology. *Evolutionary Applications* 12: 384–398.

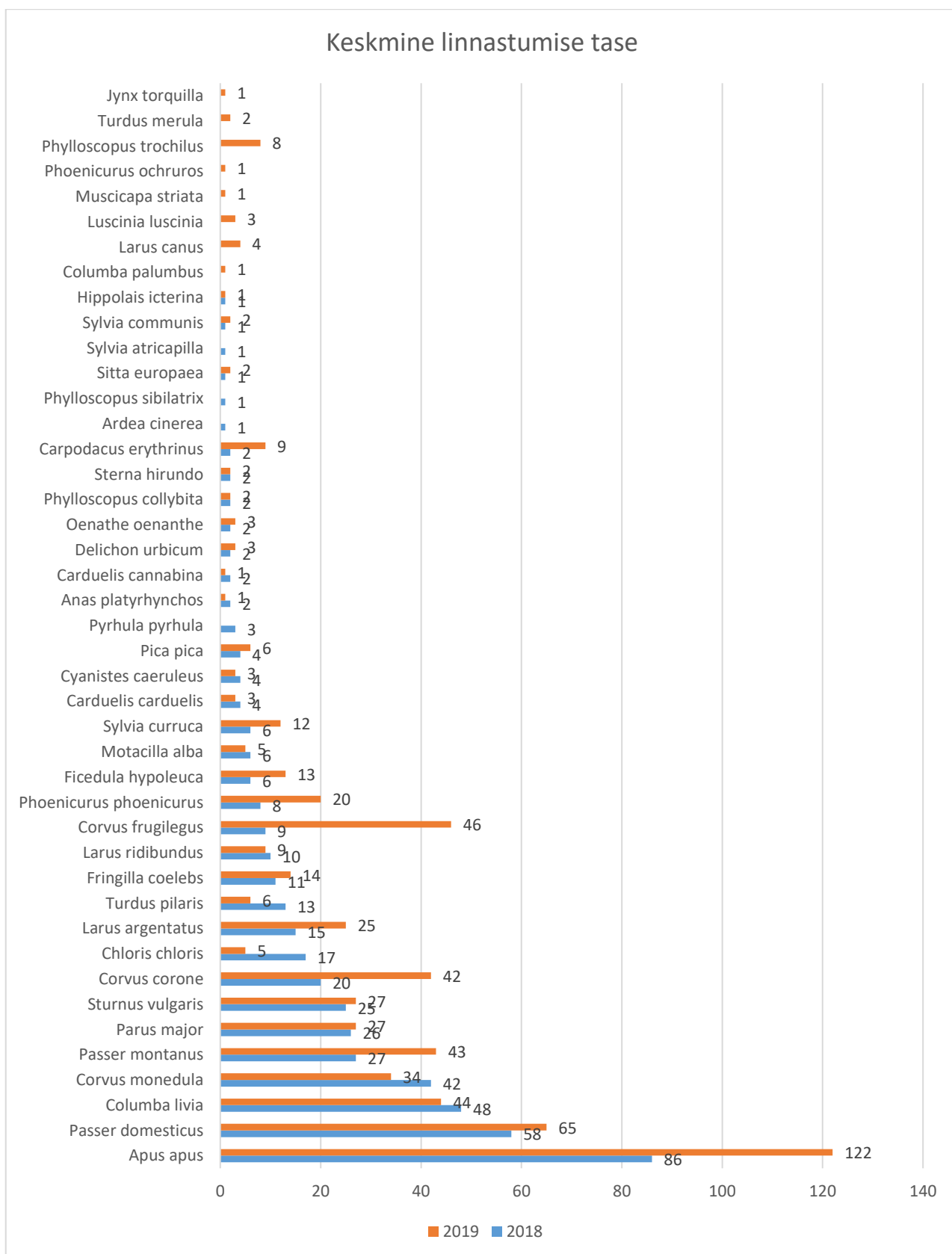
- Sepp, T., McGraw, K.J., Kaasik, A. & Giraudeau, M.** 2018. A review of urban impacts on avian life-history evolution: does city living lead to slower pace of life? *Global Change Biology* 24: 1452–1469.
- Sepp, T., Webb, E., Simpson, R.K., Giraudeau, M., McGraw K.J. & Hutton, P.** 2021. Light at night reduces digestive efficiency of developing birds: an experiment with king quail. *The Science of Nature* 108. <https://doi.org/10.1007/s00114-020-01715-9>.
- Shepherd, J.M., Andersen, T., Strother, C., Horst, A., Bounoua, L. & Mitra, C.** 2014. Urban climate archipelagos: a new framework for urban impacts on climate. *Earthzine*. https://www.researchgate.net/publication/268152365_Urban_Climate_Archipelagos_A_new_Framework_for_urban_impacts_on_climate
- Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J. & Lapiedra, O.** 2014. Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology letters* 17: 942–950.
- Sol, D., Maspons, J., Vall-Ilosera, M., Bartomeus, I., Garcia-Peña, G.E. & Pinol, J.** 2012. Unraveling the Life History of Successful Invaders. *Science* 337: 580–583.
- Southwood, T.R.E.** 1961. The number of species of insect associated with various trees. *The Journal of Animal Ecology* 30: 1–8.
- Summers, P.D., Cunnington, G.M. & Fahrig, L.** 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology* 48: 1527–1534.
- Tartu Ülikool.** 2021. Rohemeeter - maastike elurikkuse hindaja. www.rohemeeter.ee
- United Nations.** 2018. World Urbanisation Prospects: The 2018 Revision. Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- USGCRP.** 2017. In: **Wuebbles, D.J., Fahey, D.W., Hibbard, K.A., Dokken, D.J., Stewart, B.C. & Maycock, T.K.** (Eds.), *Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment* 1: 470. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA. <http://doi.org/10.7930/J0J964J6>.
- Van Balen, J.H.** 1973. A Comparative Study of the Breeding Ecology of the Great Tit *Parus major* in Different Habitats. *Ardea* 55: 1–93.

- van Dongen, W.F., Robinson, R.W., Weston, M.A., Mulder, R.A. & Guay, P.** 2015. Variation at the DRD4 locus is associated with wariness and local site selection in urban black swans. *BMC Evolutionary Biology* 15: 253.
- Waterman, E., Tulp, I., Reijnen, R., Krijgsveld, K. & Braak, C.** 2002. Disturbance of meadow birds by railway noise in The Netherlands. *Geluid* 1: 2–3.
- Wiącek, J., Polak, M., Filipiuk, M., Kucharczyk, M. & Dawidowicz, Ł.** 2020. Do railway lines affect the distribution of woodland birds during autumn? *PLoS ONE* 15: e0231301.
- Yu, Z., Guo, X., Jørgensen, G. & Vejre, H.** 2017. How can urban green spaces be planned for climate adaptation in subtropical cities? *Ecological Indicators* 82: 152–162.

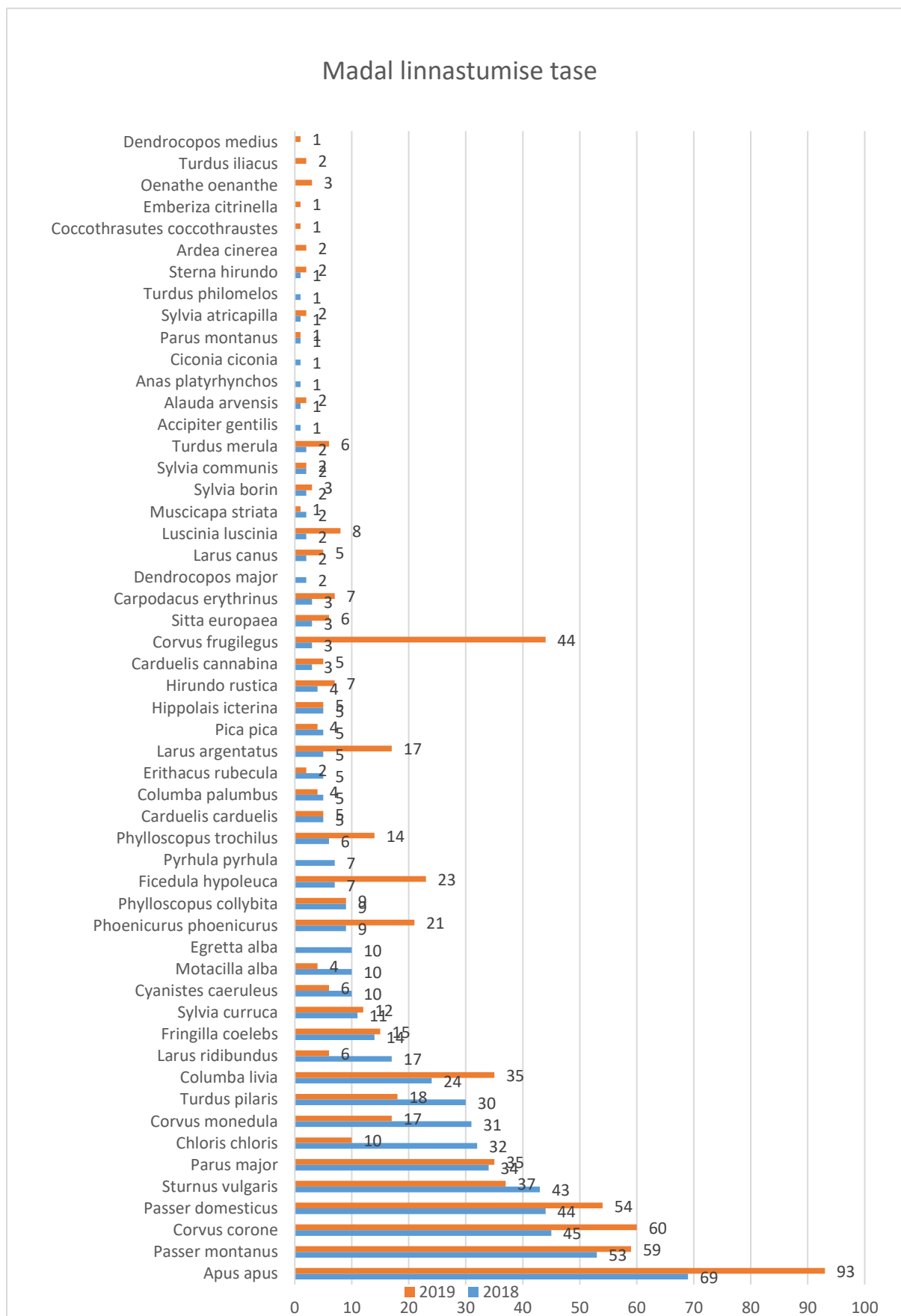
Lisa 1. Lindude liigiline koosseis kõrgelt linnastunud aladel Tartus 2018 ja 2019.



Lisa 2. Lindude liigiline koosseis keskmiselt linnastunud aladel Tartus 2018 ja 2019.



Lisa 3. Lindude liigiline koosseis madalal linnastumise tasemel Tartus 2018 ja 2019.



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kris Egert Rünkjanen,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose, Linnustiku koosseis linnastumise gradiendil Tartu linna näitel, mille juhendaja on Marko Mägi,

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

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, 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 punktis 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.

Tartus, **28.05.2021**