

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Mirjam Võsaste

Tartu rohealade ökoloogiline sidusus ja tugi elurikkusele

Magistritöö

Bioloogia ja ökoinnovatsioon

30 EAP

Juhendaja: PhD Aveliina Helm

Tartu 2021

Tartu rohealade ökoloogiline sidusus ja tugi elurikkusele

Maakasutuse muutused koos linnastumisega ohustavad elurikkust ja erinevate ökosüsteemide püsivust. Praegused linnade rohealad ei ole kavandatud eesmärgiga soodustada bioloogilist mitmekesisust, kuid õigete teaduspõhiste võtete ja planeerimisega on võimalik olukorda parandada. Magistritöös analüüsin Tartu linna elurikkuse ruumilist sidusust ja uurin viie kesklinna pargi elurikkuse seisundit. Leidsin, et Tartu rohealad ei ole suures osas sidusad ja elurikkuse tuumalad ei ole omavahel hästi ühendatud. Selle parandamiseks tuleks hoida olemasolevaid rohealaid, planeerida uusi rohekoridore ja vähendada linna laienemist ümbritsevate ökosüsteemide arvelt. Soontaimede liigirikkus parkide skaalal oli üsna kõrge, kuid väikeseskaalaline mitmekesisus oli väike ning kodumaiseid õitsvaid taimi leidis vähe. Nii tolmeldajate kui ka ämblike liigirikkus ja isendite arv oli väike. Liigirühmade seisundi soodustamiseks peab Tartu kesklinna parke muutma maastikuliselt mitmekesisemaks: suurendama alustaimestiku ja põõsarinde liigirikkust, vähendama vähemkaidavatel aladel niitmiskoormust ning kasutama haljastuses ka kodumaiseid niidutaimi. Lisaks on oluline roll linnaelanike teavitustööl, et parkide külastajad oleksid teadlikumad elurikkusest ja selle soodustamisest ning võtaksid muudatusi vastu positiivse meelega.

Märksõnad: igäihe looduskaitse, elurikkus, soontaimed, tolmeldajad, ämblikud, linnastumine, linnade rohealad, sidusus

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia

Ecological connectivity and biodiversity support in urban green areas of Tartu

Land use change, together with urbanization, threatens biodiversity and the survival of various ecosystems. Current urban green spaces are not designed to promote biodiversity but with the right science-based ways and planning, the situation can be improved. In my master's thesis I analyze the spatial coherence of the biodiversity of the city of Tartu and study the biodiversity status of five downtown parks. I found that the green areas of Tartu are largely unconnected and the core areas of biodiversity are not well connected to each other. To improve this, existing green spaces should be maintained, new green corridors planned and urban sprawl at the expense of the surrounding ecosystems reduced. The species richness of vascular plants on the scale of parks was quite good, but the small-scale diversity was little and there were few flowering plants. The species richness and number of specimens of both pollinators and spiders were small. In order to promote the condition of different species, the landscape of the parks in Tartu city center must be diversified into the landscape: increase the species richness of the undergrowth and shrubbery, reduce the mowing load in less visited areas and use domestic meadow plants in landscaping. In addition, information for city dwellers has an important role to play in making park visitors more aware of biodiversity and its promotion, and in accepting change in a positive way.

Keywords: everyone's nature conservation, biodiversity, vascular plants, pollinators, spiders, urban green spaces, urbanisation, connectivity

CERCS research fields: B270 Plant ecology

Sisukord

Sissejuhatus.....	6
1. Linnastumine.....	7
1.1. Linnastumine Euroopas ja Eestis	8
2. Linnadega seotud elurikkus	10
2.1. Sidusus	11
2.2. Praegused linnade rohealad elurikkuse toetajana.....	12
2.3. Elurikkuse tähtsus linnaruumis	13
3. Rahvusvahelised ja Euroopa Liidu eesmärgid ning plaanid	15
3.1. Kasutatavad indikaatorid elurikkuse seisundi hindamisel	16
3.2. Peamised väljakutsed elurikkuse soodustamisel linnaruumis.....	17
4. Elurikkust soodustavad tegevused linnaruumis	19
4.1. Tartu iseloomustus ja senised tegevused.....	20
4.2. Magistritöö eesmärk.....	22
5. Materjal ja meetodika	23
5.1. Tartu piirkonna looduskeskkonna ja rohealade sidusus	23
5.1.1. Töövoog sidususte hindamiseks	29
5.2. Elurikkus parkides.....	32
5.2.1. Soontaimed	32
5.2.2. Ämblikud	33
5.2.3. Tolmeldajad	34
6. Tulemused.....	36
6.1. Tartu piirkonna looduskeskkonna ja rohealade sidusus.....	36
6.1.1. Tuumalade sidusus.....	37
6.1.2. Puurinde sidusus	37
6.1.3. Rohealade sidusus.....	38

6.1.4.	Elurikkuse barjäärid ja müratase.....	38
6.2.	Elurikkus parkides.....	40
6.2.1.	Barclay park.....	41
6.2.2.	Vabaduse puiestik.....	42
6.2.3.	Emajõe paremkallas välikohvikutega.....	42
6.2.4.	Keskpark.....	43
6.2.5.	Uueturu park.....	43
7.	Arutelu.....	45
	Kokkuvõte.....	48
	Summary.....	50
	Tänuavaldused.....	52
	Kasutatud kirjandus.....	53
	Lisa 1.....	62
	Lisa 2.....	69

Sissejuhatus

Elurikkus Euroopas on pidevas ja tugevas langustrendis ning peamiseks seda soodustavaks teguriks on maakasutuse muutused: põllumajanduse ja metsanduse intensiivistumine, tehisalade laienemine ning liikidele ebasoodsaks muutunud maakasutuslikud tegevused, mis on kaasa toonud elupaikade kao ja killustumise (IPBES Euroopa ja Kesk-Aasia aruanne 2018). Bioloogilise mitmekesisuse langus mõjutab ökosüsteemide toimimist ja nendega seotud looduse hüvesid, mis omakorda avaldab mõju inimeste elukeskkonnale. Seetõttu on oluline tagada elurikkuse ja hästi toimivate ökosüsteemide säilimine meie ümber ning leida lahendusi inimeste erinevate vajaduste ning loodushoiu ühendamiseks.

Linnad on inimese poolt loodud tehnilikud keskkonnad, mis on tihti rajatud viljakatele ja looduslikult mitmekesistele ning liigirikastele aladele (Kühn *et al.* 2004, Elmqvist *et al.* 2013). Linnade kujundamisel ja laienemisel ei ole piirkonna elurikkust sageli arvesse võetud, kuid kokkupuude mitmekesise loodusega on vajalik nii inimeste vaimse kui ka füüsilise tervise tagamiseks ning elurikas linnakeskkond on ka parem elukeskkond (Frumkin *et al.* 2017, Bratman *et al.* 2019). Seetõttu on elurikkuse soosimine linnades vajalik nii kohaliku elustiku säilitamiseks kui ka inimestele sobiva tervisliku eluruumi tagamiseks. Elurikkuse ja linnaruumi ühendamine vajab aga oskuslikku planeerimist ja teaduspõhist lähenemist, et ühendada turvaline linnakeskkond inimestele ning sobivad tingimused linnaloodusele. Praegused linnade rohealad ja nende hooldusrežiim ei ole enamasti elurikkust ja kohalikke liike soosivad ning vajaksid muutusi (Aronson *et al.* 2017). Selle jaoks on vaja eelnevalt teada, millised liigid linnaruumi asustavad, millised liigid võiksid veel lisaks linnades elupaiga leida ning seejärel rakendada erinevaid võtteid ja tegevusi elurikkuse seisundi parandamiseks.

Lisaks rohealade kvaliteedi parandamisele on oluline roll ka nende omavahelisel sidususel, mis aitab liikidel erinevate elupaigalaikude vahel liikuda. Kuigi linnade üldplaneeringutes mainitakse üha enam rohekoridoride ja sidususe olulisust, ei ole otsuste taga enamasti piisavalt infot või korrektseid ning põhjalikke analüüse. Iga elurikkusest hooliv linn peaks analüüsima rohealade sidusust ja seda soodustavaid ning takistavaid tegureid. Euroopa Liidus on välja töötatud ka elurikkuse strateegia, mis rõhutab linnade rolli elurikkuse toetamisel ning seab eesmärgiks vähemalt 20 000 elanikuga linnades elurikkust toetava haljastuskava loomise ja täitmise (EL elurikkuse strateegia 2020).

1. Linnastumine

Linnad on inimeste loodud süsteemid, kus iga element keskkonnas on teadlikult või teadmatult kujundatud meie poolt ning linnade osakaal kõikidest maastikest suureneb jõudsalt (Kareiva *et al.* 2007, Pesaresi *et al.* 2016). Linnastumine ehk urbaniseerumine on kiire protsess: 2015. aastal elas linnades üle 6,1 miljardi inimese ja linnade pindala ületas pool miljonit ruutkilomeetrit, mis on 20% kasv võrreldes 2000. aastaga (Teadusuuringute Ühiskeskus 2021). Kuigi võib tunduda, et linnad võtavad enda alla väga suure pindala, moodustavad need tegelikult kõigest 1% kogu maismaast (Ritchie ja Roser 2018). Varasemate andmete järgi elas maailma rahvastikust üle poole (55%) linnades, kuid uued arvutused näitavad, et näiteks Euroopas on praeguseks see osakaal hoopis 75% (Ritchie ja Roser 2018, ÜRO rahvastikuosakond 2018). Siiski ei ole ühest selgust linnastunud alade defineerimise meetodikal, mille tõttu võivad arvutused üksteisest suurel määral erineda: näiteks ÜRO hindab globaalseks linnastumise määraks 55%, aga Euroopa Komisjon rakendab uut kaugseirel põhinevat meetodikat ja on hinnanud selle lausa 85% (Ritchie ja Roser 2018, Euroopa Komisjon 2021). Lisaks on küllalt suured erinevused maailmajagudes, näiteks Aasias elab hinnanguliselt 89% ja Euroopas 73,5% inimestest linnades (Pesaresi *et al.* 2016).

Linnastumist ja põllumajanduse intensiivistumist võib pidada suurimateks ühiskondade toimimist ümberkujundavateks protsessideks. Inimeste koondumisega linnadesse ei kaasne ainult muutused maakasutuses vaid ka ümberkorraldused ühiskondade struktuuris, hariduse kättesaadavuses, ootustes elukvaliteedile ja väärtushinnangutes. Linnastumine on kompleksne protsess, millel on elusloodusele nii positiivseid kui negatiivseid tagajärgi (IPBES globaalne aruanne 2019). Maakasutuse mõttes on linnastumise kõige silmnähtavamaks tagajärjeks elamute ja infrastruktuuriobjektide laienemine ümbritsevatele ökosüsteemidele ning sellest tulenev mõju elurikkusele (IPBES globaalne aruanne 2019). Urbaniseerumise käigus muudetakse ümbritsevaid ökosüsteeme inimese poolt domineeritud keskkonnaks, mis avaldab mõju paljudele ökosüsteemidele (Wang *et al.* 2019). Grimm *et al.* (2008) toob välja, et linnastumine mõjutab eelkõige bioloogilist mitmekesisust, kliimat, biogeokeemilisi tsükleid ja veerežiimi. Bioloogilise mitmekesisuse vähenemine omakorda vähendab ökosüsteemide võimet tagada oluliste looduse hüvede säilimine, sh erinevate ökoloogiliste protsesside säilimine (näiteks toitainete ringlus) (Cardinale *et al.* 2012).

Linnastumine on sotsiaalsest vaatenurgast aga pigem positiivne protsess. Urbaniseerumine on teinud hariduse paremini kättesaadavaks, suurendanud elanike võimalusi teha valikuid (van

Maarseveen 2020). Eduka planeerimise korral võiks elanike linnadesse koondumine teha paljude ressursside kasutamise ja jäätmete utiliseerimise efektiivsemaks, kuid sageli on linnastumise protsess olnud kiire, juhuslik ja kehvalt planeeritud, mistõttu linnastumise positiivsed võimalused ei ole piisavalt realiseerunud (Global Environment Outlook 2019). Melia *et al.* (2018) leidsid, et noored vanuses 16-34 kasutavad Inglismaal üha vähem autot ja eelistavad linnas liikumiseks pigem ühistransporti, mis on ilmselt mõjutatud aina tihenevast inimasustusest ja auto omamise vajaduse kadumisest. Urbaniseerumine pakub inimestele kõrgemat elukvaliteeti, paremaid eluks vajalikke teenuseid ja erinevaid töökohti (Euroopa Komisjon 2021). Linnade inimasustuse tihendamise võib olla positiivne ka elurikkusele: oskusliku planeerimise ja suunamisega on võimalik jätta väljaspool linnasid rohkem maad loodusele.

1.1. Linnastumine Euroopas ja Eestis

2015. aastal oli Euroopa Liidus (EL) linnastumise määraks 75% (Teadusuuringute Ühiskeskus 2021). Urbaniseerumine EL-is võtab igal aastal enda alla keskmiselt 926 km² uut maad, kuhu ehitatakse hooneid ja muid rajatisi (Euroopa Keskkonnaagentuur 2019). Euroopa Liidu eesmärk aastaks 2020 oli jõuda keskmiselt 800 km² uue maa kasutamiseni aastas, kuid see eesmärk jäi täitmata. Linnade laiendamiseks kasutatakse peamiselt põllumaad, lisaks ka metsi ja poollooduslike kooslusi, mille tagajärjel kahaneb toidutootmiseks sobilik maa, liikide elupaigad muutuvad fragmenteerituks või kaovad sootuks, samuti vähenevad liikide võimalused erinevate elupaigalaikude vahel liikuda (IPBES globaalne aruanne 2019).

Praegu on nii Eestis kui ka Euroopas peamiseks trendideks eeslinnastumine ja valglinnastumine. Kuigi definitsioonide osas ei ole ühtset selgust, on kindel nende mõju keskkonnale – mõlemad protsessid kasutavad laienemiseks linna ümbritsevat maad (Kovács *et al.* 2019, Pagliarin ja De Decker 2021). Kiire valg- ja eeslinnastumine on toimunud postsovetlikes riikides, kus varasemalt oli maa riigi oma ja pärast iseseisvumist said elanikud kolida tihedast linnasüdamest kaugemale (Kovács *et al.* 2019). Selleks, et linnastumisega kaasnevat uue maa kasutuselevõttu vähendada, hakkas Euroopa Komisjon juba 1990. aastal soovitama ja välja töötama kompaktsel linna mudelit. Linnade tihendamise protsess peaks toimuma praeguse halli infrastruktuuri (asfalteeritud ja hõredalt hoonestatud alad) arvelt, kus loodusele on vähem kohta ning jätma puutumata rohealad ja linna ümbritsev maa (Næss *et al.* 2020). Kõige edukam näide mudeli toimimisest on Norra pealinn Oslo, kus alustati linna tihendamise juba 1980. aastatel. Oslos on inimasustuse tihedus aastatel 2000-2018 kasvanud

46% ning oskusliku linnaplaneerimisega on vähendatud autode kasutust ja seeläbi ka selleks vajalikku infrastruktuuri (teed, parkimisplatsid) (Næss *et al.* 2020). Samasugust lähenemist on kasutatud ka Newcastle linnas, kus ühistranspordi tõhustamisega on vabastatud autodele mõetud rajatisi (parkimisplatsid ja -majad, laiad autoteed) ja halli infrastruktuuri tihendamiseega on edukalt suudetud rohealaid säilitada (Giddings ja Rogerson 2021). Wolsink (2016) rõhutab, et linnade tihendamisel peab suur rõhk olema rohealade säilitamisel ja võimalusel ka juurdeloomisel, vastasel juhul võib protsess osutada loodusele hoopis kahjulikuks. Tihendamise käigus on oht ka kujundada liiga "kiviseid" piirkondi, kus juba olemasolevad halli infrastruktuuri alad tihenevad, vähendavad rohealade sidusust, suurendavad kuumasaarte tekkimist ning kahandavad inimeste ligipääsu rohealadele. Seetõttu on vajalik linnaplaneerimisel suunduda linnade tihendamise suunas, kuid arvestada ka vajadusega üle kogu linna tagada rohealade piisav tihedus, et oleks tagatud nii rohealade sidusus elustikule kui ka elanike kõrge elukvaliteet, sealhulgas vaimne ja füüsiline tervis (Hartig *et al.* 2011).

2. Linnadega seotud elurikkus

Kuigi linnad võivad olla müra- ja häiringuterikkad, on paljudele liigirühmadele rohealad siiski sobivaks elupaigaks: linnakeskkond on oluline nii putukatele, lindudele, taimedele kui ka imetajatele (Strohbach *et al.* 2009, Faeth *et al.* 2011, Mata *et al.* 2017). Linnaloodus on kui spetsiifiline „komplekt“ elustikust, kes on võimelised kohanema inimeste loodud keskkonnaga muutes näiteks toitumisharjumusi ja käitumist (Kark *et al.* 2007). Linnaelustiku toetamiseks ja soodustamiseks tuleb luua nendele vajalike elutingimustega paiku hõlmates neid erinevatesse arhitektuurilahendustesse ja planeeringutesse.

Ühed suurimas hävimisohus elupaigad Eestis on poollooduslikud kooslused ehk pärandniidud, mille kadumise põhjuseks on traditsioonilise maakasutuse lakkamine ja põllumajanduse intensiivistumine viimase 70 aasta jooksul. Puisniitude pindala on saja aastaga vähenenud peaaegu 1000 korda, kunagiselt 850 000 hektarilt hetkel majandamise all oleva 800 hektarini (Helm ja Toussaint 2020). Poollooduslike koosluste vähenemine ja killustatus mõjutab elupaikade hulka, kvaliteeti ja sidusust, mis on olulised nii niidutaimedele kui ka seal elavatele putukatele ja ämblikele (Harrison ja Winfree 2015). Poollooduslike koosluste (PLK) ja sealsete liikide hoidmiseks peaks taastama ning majandama ka väljaspool kaitsealasid asuvaid poollooduslike kooslusi ja nende sidusust toetavaid tugikooslusi (Holm *et al.* 2019). Holm *et al.* 2019 toovad välja, et tugialaks võib olla ka linnakeskkond, mis aitab poollooduslike kooslustele iseloomulike liikide soodsat seisundit hoida ja seda eriti Lõuna- ja Kesk-Eestis, kus PLK-d asetsevad tihti killustunult.

Tolmeldajatel on oluline roll nii meie toidu tootmisel kui ka ökosüsteemide toimimisel (Garibaldi *et al.* 2011, Ollerton *et al.* 2011). Linnade tähtsus putukatolmlejate säilitamisel on eriti märgatav, arvestades tolmeldajate elupaikade suhteliselt väikeseid ruumilisi ja ajalisi nõudeid, mida saab rahuldada linna haljasaladel oskusliku linnaplaneerimisega (Derby Lewis *et al.* 2019). See tähendab, et piisab juba väikestest muutustest linnaruumis, et tolmeldajate elurikkust suurendada (Hall *et al.* 2017).

Ämblikute liigiline mitmekesisus on samuti heaks indikaatoriks linna elurikkuse hindamisel, sest neil on oluline roll ökosüsteemi toimimises. Ämblikud on toiduks näiteks lindudele ja mõningatele röövtoidulistele putukatele ning samal ajal on nad ise ka kiskjad hoides kahjureid kontrolli all (Moorman *et al.* 2007, Hajek *et al.* 2018). Buchholz *et al.* (2018) leidsid, et mida mitmekesisema struktuuriga ja väiksema niitmiskoormusega on parkide alustaimestik, seda

rohkem ämblikuliike seal leidus. Seevastu homogeensetel ja tihti niidetavatel aladel olid pigem üksikud liigid, kes tulevad suure häiringuga paremini toime (Buchholz *et al.* 2018).

Kuigi linnadel on suur potentsiaal olla elurikkuse oasideks, sest paljud neist on rajatud kõrge bioloogilise mitmekesisuse ja viljaka pinnaga aladele, on praegused trendid pigem vastupidised (Luck 2007). Linnade rohealad on enamasti väikesed ja fragmenteeritud ning suure osa liikide jaoks ebasobivate tingimustega (Aronson *et al.* 2017). Linnakeskkond seab elustikule väga spetsiifilised tingimused, lisaks inimeste lähedusele on linnades suur müratase, kehv õhukvaliteet ning võrreldes looduslike tingimustega oluliselt teistsugusem ökoloogiliste seoste võrgustik, mis seab piirangud vajalike ökoloogiliste interaktsioonide toimimisele (nt tolmeldamine, kisklus, sümbioos mullaseentega jne) (Pickett *et al.* 2011, Rocha ja Fellowes 2020). Mürareostus võib inimestel ja teistel loomadel põhjustada kuulmislangust, stressihormoonide tõusu ning segada isenditevahelist suhtlust (Barber *et al.* 2010). Paljudele putukatele ja lindudele on suureks häiringuks ka valgusreostus, mis mõjutab nende ööpäevarütmi ja elutegevust (Cabrera-Cruz *et al.* 2018, Firebaugh ja Haynes 2019).

2.1. Sidusus

Sidusus aitab kirjeldada liikide isendite, leviste ja geneetilise materjali (nt õietolmu) võimet maastikus liikuda ning võimaldab hinnata elupaikade, maastikuelementide ja rohekoridoride toimivust (Taylor *et al.* 1993). Sidusust saab jaotada struktuurseks ja funktsionaalseks sidususeks. Struktuurset sidusust hinnatakse läbi elupaikade ja potentsiaalsete levimiskoridoride füüsilise paiknemise ning isendite või geneetilise materjali tegelikku liikumist kajastab hinnang kaudselt (Watson *et al.* 2017). Funktsionaalse sidususe puhul vaadeldakse tegelikke levimisprotsesse ning seda mõjutab nii maastiku struktuurne sidusus, aga ka kõik teised tegurid, mis mõjutavad isendite või geneetilise materjali tegelikku levikut (nt barjääride olemasolu, ressursside ja riskide ruumiline ja ajaline kättesaadavus ning jaotus, ökoloogilised tegurid) (Kirk *et al.* 2018). Funktsionaalse sidususe hindamiseks on erinevaid meetodeid, kuid valdavalt on tegu väga töömahuka tegevusega, mistõttu enamasti kasutatakse sidususe arvutamisel struktuurse sidususe hinnanguid. Siiski on oluline arvestada, et struktuurne sidusus ei pruugi veel tagada funktsionaalset sidusust. Näiteks võivad kaks parki olla tänaval olevate puude kaudu struktuurselt ühendatud, kuid kui vaadeldav liigirühm puude olemasolust ei sõltu ja vajab näiteks hoopis piisavalt õistaimi, ei pruugi pargid olla selle liigi jaoks funktsionaalselt ühendatud (Kirk *et al.* 2018).

Kõrge ökoloogiline sidusus võimaldab loomadel liikuda elupaigafragmentide vahel, säilitades geneetilist mitmekesisust ja toetades populatsiooni elujõulisust. Madal ökoloogiline sidusus aga takistab indiviidide ja geenide liikumist, mille tulemusel väheneb geneetiline mitmekesisus, suureneb inbriidingu risk ja võib potentsiaalselt lõppeda populatsiooni hävimisega (LaPoint *et al.* 2015, Kirk *et al.* 2018).

Sidusust saab linnamaastikes potentsiaalselt säilitada ja suurendada, kui hoida linnaparke, haljasalaseid ja jäätmaid ning lisada elurikkust toetavaid elemente, sealhulgas rohekoridore ja puid (Nor *et al.* 2017). Sidususe saavutamiseks peavad nende haljasalade omadused vastama liikidele iseloomulikele igapäevastele liikumisvajadustele ja ruuminõudlusele, mis aitavad tagada stabiilsed populatsioonid ja geenivoolu (Taylor *et al.* 1993). Siiani ei ole jõutud ühisele arvamusele sobiva roheala suuruse osas, mis vastaks kõikidele linnas elavate liikide nõudlustele, kuid on teada, et ka väiksed pargid võivad olla elurikkust toetavad, kui need on omavahel rohekoridoridega ühendatud (Shwartz *et al.* 2013, Lepczyk *et al.* 2017). Hästi toimivaid rohealaseid on linnamaastiku geograafilistesse piirangutesse keeruline sobitada, kuid rohekoridorid on hea viis bioloogilise mitmekesisuse kaitse edendamiseks linnades (Dearborn ja Kark 2010).

Elurikkust toetavate alade sidusus on ka paljude linnade elurikkuse strateegiate oluliseks komponendiks (Nilon *et al.* 2017). Näiteks Tartu linna üldplaneeringus on välja toodud sidususe parandamiseks nii rohevõrgustiku kui ka rohekoridoride olulisus elurikkuse toetamisel (Tartu linn 2021). Süsteemsemaks lähenemiseks võiks kasutada ka linnade elurikkuse indeksit (City Biodiversity Index (CBI) ehk Singapuri indeks), mille teine indikaator on keskendunud just elurikkust toetavate alade sidususe hindamisele ja parandamisele (Chan *et al.* 2014).

2.2. Praegused linnade rohealad elurikkuse toetajana

Valdavalt iseloomustab linnade rohealaseid elurikkuse seisundit ignoreeriv planeerimine ja hooldusrežiim. Enamike Euroopa ja Põhja-Ameerika riikide pargikultuuri on mõjutanud peamiselt Prantsusmaa ja Inglismaa arhitektuurilised lähenemised, 20. ja 21. sajandil lisaks ka modernism (Ignatieva 2010). Tänapäeva pargid on originaalsest maalilisest maastikust (inglise keeles *picturesque*) läinud aga lihtsustatumaks – haljastuses kasutatakse üksikuid liike, peenardes eelistatakse võõramaise päritoluga taimi ning põõsarinne on enamikes parkides puudu või kesine (Ignatieva 2010, Le Roux *et al.* 2014). Parkide homogeensus ja pärismaisete

taimede vähesus mõjutab nii ämblike, tolmeldajate kui ka soontaimede liigilist mitmekesisust ja võimalusi linnakeskkonnas hakkama saada.

Roheala kõige olulisema ja iseloomulikuma osana nähakse linnapiirkonnas muru, mis võib moodustada kuni 70-75% kõikidest rohealadest (Ignatieva *et al.* 2015). Suur osa Euroopa ja Põhja-Ameerika inimesi peab muru looduslikuks ja isegi linnamaastiku kohustuslikuks elemendiks, seadmata kahtluse alla selle sotsiaalseid, ökoloogilisi või esteetilisi väärtusi (Stewart *et al.* 2009). Tihedalt niidetav muru pakub inimestele puhkevõimalusi, kuid bioloogilist mitmekesisust toetab pigem vähe (Southon *et al.* 2017). Euroopa riikides kasutatakse parasvöötme murusegudes üsna sarnaseid liike, levinumateks on näiteks karjamaaraihein (*Lolium perenne*), aasnurmikas (*Poa pratensis*), harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), punane aruhein (*Festuca rubra*) ja harilik aruhein (*Festuca pratensis*) (Ignatieva 2010).

Isegi kui mõnel rohealal on taimede liigirikkus võrdlemisi suur, piirab sage niitmine taimede struktuurilist mitmekesisust, õitsemist ja levimist, mis omakorda limiteerib ka selgrootute mitmekesisust ja arvukust (Garbuzov *et al.* 2015). Elurikkuse soodustamine linnas on raskendatud ka rangete nõuete tõttu seadustes ja eeskirjades. Näiteks Tartu linna heakorra eeskiri näeb ette, et muru ei tohi olla kõrgem kui 15 cm, umbrohi peab olema tõrjutud, hekk pügatud ja lehed riisunud ning see kehtib nii avalikele haljasaladele kui ka eraõuedele (Tartu linna heakorra eeskiri 2002).

2.3. Elurikkuse tähtsus linnaruumis

Võrreldes 20. sajandiga on linnalooduse uurimine muutunud aktuaalsemaks ning viimasel ajal teeb üha rohkem ökolooge koostööd teiste teadlaste, planeerijate ja inseneridega, et mõista ja kujundada elurikkust toetavaid linnaökosüsteeme (Grimm *et al.* 2008). Selleks, et roheline infrastruktuuri kavandamine parandaks linnapiirkondade bioloogilist mitmekesisust, on vaja tõendus- ja teaduspõhiseid lahendusi, et tehtavad otsused ja selleks kasutatav raha täidaksid eesmärgi (Garmendia *et al.* 2016). Roheline infrastruktuur kogu linnas võiks hõlmata mitmesuguseid looduslikke ja taastatud elupaiku, mis kõik parandavad bioloogilise mitmekesisuse seisundit (Beninde *et al.* 2015).

Nii Eestis kui ka Euroopas laienevad linnad ümbritsevate ökosüsteemide, peamiselt põllumaade, metsade ja poollooduslike koosluste arvelt (Euroopa keskkonnaagentuur 2018).

Samuti on paljud linnad rajatud üsna liigirikastele ja looduslikult mitmekesistele aladele (Elmqvist *et al.* 2013). Seetõttu on oluline kohalikele liikidele pakkuda elupaika ka uues loodud keskkonnas ehk linnas (Ives *et al.* 2016). Oluline on linnade laienemisel ja planeerimisel arvestada olemasolevate ökosüsteemide väärtusega. Kõrge loodusväärtusega alade hoonestamine ei tohiks olla aktsepteeritav. Ka madalama loodusväärtusega aladel tuleb tagada infrastruktuuri ja hoonete oskuslik planeerimine, et loodusväärtuste säilitamine oleks tegevustesse integreeritud ning arhitektuurilised lahendused ja haljastus tagaks üheaegselt elurikkuse säilimise, looduse hüvede säilimise ning hea elukeskkonna inimestele.

Looduse hüvesid pakuvad linnakeskkonna erinevad osad, mida võib jagada laias laastus kaheks: rohelised paigad (*green spaces*) ehk pargid, linnametsad, kalmistud, eraõued ning sinised paigad (*blue spaces*) ehk jõed, järved ja tiigid (Elmqvist *et al.* 2015). Nii rohelised kui ka sinised paigad aitavad alandada linnades tehnoarajatiste tõttu kõrgenevat temperatuuri ja vältida tormidest tulenevaid üleujutusi, vähendada saasteainete hulka õhus, samuti pakuvad elupaika paljudele liigirühmadele ja heaolu ning puhkekohti inimestele (Pataki *et al.* 2011, Elmqvist *et al.* 2013).

Lisaks pakuvad linna haljasalad kodanikele võimalusi loodusega ühenduses olla ja õppida tundma erinevaid ökoloogilisi protsesse ning liike, loodusega suhelda ja saada kodanikeks, kes oskavad teha teadlikke otsuseid looduskaitsealgetuste ja -poliitika osas (Lepczyk *et al.* 2017). Whitburn *et al.* (2019) leidsid, et mida rohkem oli kodukoha läheduses puid, põõsaid ja rohttaimi, seda suurema tõenäosusega tegid inimesed igapäevaselt keskkonnasõbralikemaid otsuseid, seejuures mängis olulist rolli ka võimalus ise erinevate tegevustega panustada (näiteks puude istutamine). Samuti on leitud, et lisaks taimedele suurendavad inimeste heaolu ka lindude ja liblikate liigirikkus linnas (Fuller *et al.* 2007).

Mida tugevam on suhe loodusega, seda tõenäolisemalt on inimesed valmis seda ka kaitsma (Whitburn *et al.* 2019). Seetõttu võimaldavad oskuslik linnaplaneerimine ja poliitika mõjutada inimeste ja kogukondade kogemusi ning suunata neid hindama elurikkuse väärtust, samuti suurendada toetust looduskaitsele linnas ja mujal (Dearborn ja Kark 2010, Karvonen ja Yocom 2011). Seejuures tuleks tähele panna, et oluline osa parkide elurikkamaks muutmises on inimeste teavitamisel ja harimisel, sest mida suurem on teadlikkus ökosüsteemide toimimisest, seda vastuvõtlikumad on inimesed muutustele ka haljastuses (Muratet *et al.* 2015). Seetõttu peavad looduskaitsejad, kohalikud omavalitsused, maastikuarhitektid ja arendajad tegema koostööd, et hoolikalt planeerida, kujundada ja hallata bioloogiliselt mitmekesist, multifunktsionaalset rohealade võrku (Garmendia *et al.* 2016).

3. Rahvusvahelised ja Euroopa Liidu eesmärgid ning plaanid

Looduse ja elurikkuse toetamiseks tehakse erinevaid plaane ja leppeid nii riikide tasandil kui ka erinevates organisatsioonides.

Euroopa Liidus esitleti 2019. aastal Euroopa rohelist kokkulepet, mille eesmärk on muuta EL õiglaseks ja jõukaks, nüüdisaegse, ressursitõhusa ja konkurentsivõimelise majandusega piirkonnaks, kus 2050. aastaks ei ole enam kasvuhoonegaaside netoheidet ja kus majanduskasv on ressursikasutusest lahutatud (Euroopa Komisjon 2021). Lisaks tuuakse eesmärgina välja kaitsta, säilitada ja suurendada ELi looduskapitali ning kaitsta kodanike tervist ja heaolu keskkonnaga seotud ohtude ja mõjude eest. Roheline kokkulepe hõlmab paljusid teemasid: süsinikneutraalsuse saavutamist 2050. aastaks, õiglase ja jätkusuutliku toidu kasvatamist, säästvama transpordi kasutuselevõttu ja ökosüsteemide ning bioloogilise mitmekesisuse säilitamist ja taastamist. Rohelise kokkuleppe raames välja töötatud elurikkuse strateegias rõhutatakse linnade rolli elurikkuse toetamisel ning esitati ettepanekud Euroopa linnade rohelisemaks muutmiseks ja bioloogilise mitmekesisuse suurendamiseks linnaruumis. Elurikkuse strateegia peamiseks eesmärgideks on vähemalt 20 000 elanikuga linnades elurikkust toetava haljastamise kava väljatöötamine ja rakendamine, tolmeldajate arvukuse vähenemise tagasipööramine, linnametsade ja -niitude soodustamine, väetiste ja pestitsiidide kasutamise vähendamine (Euroopa Komisjon 2021).

Lisaks Euroopa rohelsele kokkuleppele võtab Euroopa Komisjon igal kümnendil täpsemaid eesmärke üldise keskkonnaalase tegevusprogrammi (*Environmental Action Programme* ehk EAP) näol. Kaheksas EAP ettepanek tehti 14. oktoobril 2020. aastal (Euroopa Komisjon 2021). Programmi eesmärgiks on kasvuhoonegaaside emissioonide vähendamine 2030. aastaks ja süsinikneutraalsuseni jõudmine 2050. aastal, tarbimise ja tootmise keskkonnamõjude vähendamine, elurikkuse kaitsmine, säilitamine ja taastamine ning looduskeskkonna tähtsustamine ja hoidmine (Euroopa Komisjon 2021).

2015. aastal lepiti ÜRO algatusel kokku säästva arengu eesmärgid (*Sustainable Development Goals* ehk SDG), mis tagaksid maailmas pikaajalise jätkusuutliku arengu ja saavutaksid tasakaalu sotsiaalse, majandusliku ja keskkonnavaldkonna vahel (ÜRO 2015). Loodust ja keskkonda puudutavate eesmärkidenä on välja toodud jätkusuutlikud linnad ja asumid, säästev tootmine ja tarbimine, kliimamuutuste vastased meetmed, maa ökosüsteemid ja üleilmne

koostöö. 15. eesmärk keskendub peamiselt maa ökosüsteemide kaitsmisele, taastamisele ja nende jätkusuutlikule kasutamisele, sealhulgas tuuakse välja metsade kestlik majandamine, kõrbestumisega võitlemine, degradatsiooni vähendamine ja elurikkuse kao peatamine (ÜRO 2015). ÜRO säästva arengu eesmärkidest ajendatuna on Eestis loodud pikaajaline arengustrateegia „Eesti 2035“, kuid peamiselt on tegu inimesekeskse vaatega, kus ainsaks üldiselt sõnastatud keskkonnaalaseks eesmärgiks on elukeskkonna planeerimine elurikkust hoidvalt (Vabariigi Valitsus 2021).

Lisaks rahvusvahelistele ja riiklikele projektidele on oluline mõelda ja tegutseda ka väiksel skaalal. Linnade elurikkuse soodustamise eesmärki toetavad erinevad organisatsioonid ja projektid, näiteks Local Governments for Sustainability (ICLEI), samuti UN-Habitat, URBIO – International Network Urban Biodiversity & Design ja Stockholm Resilience Centre (McDonnell ja Hahs 2013). Need globaalsed organisatsioonid on keskendunud tugevale võrgustikule ja väljatöötatud meetoditele, mida jagatakse kõigi liikmetega ning ühiseks eesmärgiks on jätkusuutlikum ja parem linnakeskkond.

3.1. Kasutatavad indikaatorid elurikkuse seisundi hindamisel

Elurikkuse seisundi hindamise ja parandamise plaani koostamiseks linnades on soovituslik kasutada tunnustatud elurikkuse indekseid, et hinnata algset seisundit, teha konkreetseid otsuseid ning pärast anda hinnang tegevuste tulemuslikkusele (Pierce *et al.* 2020). Üheks selliseks rahvusvaheliselt tunnustatud indeksiks on linnade elurikkuse indeks (*City Biodiversity Index* ehk CBI, tuntud ka kui Singapuri indeks). Linnade elurikkuse indeks töötati välja, et hinnata ja jälgida linnade elurikkuse seisundit ja anda soovitusi looduskaitsealaste tegevuste parandamiseks (Deslauriers *et al.* 2018).

Singapuri indeks koosneb 23 indikaatorist, mis jagatakse kolme gruppi – elurikkus linnas, pakutavad ökosüsteemiteenused ja elurikkusega seotud juhtimine ning teadlikkus linnas, mille aspektidele antakse vastavad punktid ja saadakse lõpphinnang (Chan *et al.* 2014). Esimeses grupis hinnatakse rohealade sidusust, erinevate liigirühmade arvukust, kaitstud alade osakaalu ning invasiivsete võõrliikide olemasolu. Ökosüsteemiteenuste osas arvestatakse vee- ja kliimaregulatsiooni rohealade poolt ning rohealade külastatavust. Viimases grupis hinnatakse elurikkuse plaani olemasolu, rahastust, elurikkuse projektide arvu, koostööd erinevate asutuste ja ülikoolidega ning elanike teadlikkust elurikkusest (Chan *et al.* 2014). Singapuri indeksi puudusena tuuakse välja mitmete indikaatorite liiga kitsad käsitlused, näiteks

kliimaregulatsioonis keskendutakse ainult taimestiku võimele siduda süsinikku (Pierce *et al.* 2020).

3.2. Peamised väljakutsed elurikkuse soodustamisel linnaruumis

Elurikkuse soodustamine linnaruumis peab arvestama kõigi osapooltega – elanikud, linnaruumis tegutsevad ettevõtted, taristuomanikud ja eksperdid – ning ühiselt lahendama maakasutuslike lõivuhete väljakutseid. Üheks suureks probleemiks on halb ja läbimõttlemata ruumiplaneerimine – lihtsam on ehitada uusi hooneid tühjadele rohealadele kui integreerida neid olemasolevasse halli infrastruktuuri (Kabisch 2015). Samuti nähakse rohealaid kui tasuta hüvesid, mille elurikkuse tõstmisesse ei soovita rahaliselt panustada (Coldwell ja Evans 2017). Üheks väljakutseks on ka rohetaristu gentrifikatsioon - jõukamad piirkonnad saavad endale lubada hästi toimivat rohetaristut, samas kui vaesemates piirkondades rohetaristu kvaliteet langeb. Seetõttu peab kohalik omavalitsus aktiivselt tegutsema selle nimel, et linnaruumi areng oleks ka rohelahenduste osas õiglane.

Teine suur väljakutse on kohalike elanike poolehoidu võitmine ja vastuseisu vähendamine. Campbell-Arvai (2019) leidis, et kuigi inimesed mõistavad elurikkuse vajalikkust, eelistavad paljud siiski madala muru ja mänguväljakutega parke, sest tunnevad ennast seal turvaliselt. Peamiste ohtudena „metsiku“ haljastuse puhul nähakse rohkemate loomade tulekut linna, puukide ja sääskede arvukuse tõusu ning kuritegevuse suurenemist varjulistes paikades, lisaks allergiliste reaktsioonide kasvu suurenemist õitsevate taimede arvuga (Campbell-Arvai 2019, Fisher *et al.* 2020). Samuti on vaja leida tasakaal rohealade pakutavate hüvede vahel: rohealadele peavad mahtuma nii elurikkust soodustavad elemendid kui ka pargipingid, mänguväljakud ja piknikupaigad.

Linnaruumi roheplaneerimisele aitab kaasa huvirühmade teadlikkus elurikka linnaruumi tähtsusest inimeste vaimsele ja füüsilisele tervisele ja üldisele elukvaliteedile linnas. Fischer *et al.* (2020) leidsid, et inimesed eelistasid küsitlustes esmalt madala muruga parki, kuid saades seejärel infot niidutaimede olulisuse kohta, otsustasid kaks kolmandikku vastajatest, et pool alast võiks olla niidutaimedega ja pool kasutatava muruga. Samuti oli suur rõhk koolis õpitaval: nooremate vastajate seas oli vastuseis metsikumale pargile väiksem, sest teati rohkem elurikkusest ja selle olulisusest linnaruumis. Kuna ainult 41% Euroopa Liidu kodanikest on tuttavad terminiga elurikkus, on elurikkuse soodustamiseks linnaruumis vajalik elanike

teavitamine ja teadlikkuse tõstmine (Euroopa Komisjon 2018). Soanes ja Lentini (2019) rõhutavad, et inimesed on nõus kaitsma ainult seda, mille olulisusest nad on teadlikud. Seejuures tuleb meeles pidada, et suurem vastuseis rohealade kujundamisel elurikkusele sobivamaks on tihti just vanema elanikkonna seas, mis nõuab hoolikat infokanalite valikut, et teave jõuaks kõikide gruppideni (Palliwoda ja Priess 2021).

Lisaks keskkonnaalase hariduse andmisele võivad linnapiirkonnad pakkuda ka võimalusi aktiivsemaks kaasamiseks läbi kodanikuteaduse, taastamisökoloogia ja keskkonnaseire projektide. Näiteks hõlmab Chicago põlislooduse elupaikade projekt (www.chicagowilderness.org) tuhandeid kohalikke vabatahtlikke, et jälgida, hallata, rahastada ja tutvustada avalikkusele eriilmelisi elupaiku Chicagos ja selle ümbruses (Dearborn ja Kark 2010). Chicago Wilderness projekt võimaldab elanikel looduskaitseprojektides osaleda ja seeläbi saada keskkonnaprobleemidest teadlikumaks. Austraalias on väga edukas olnud linnas kasvava orhidee *Caladenia robinsonii* kampaania, kus vabatahtlikud tegid üle 1300 tunni tööd, et taastada orhideele sobivat elupaika (Soanes ja Lentini 2019). Ka Tartu 2024 kultuuripealinna projekt „Kureeritud Elurikkus“ kaasab inimesi erinevate tegevustega: 2020. aasta sügisel ja 2021. aasta kevadel toimusid taimede istutustalgud Uueturu pargis ja Vabaduse puiestikul, kus said osaleda ja olla osa projektist kõik soovijad. Fischer *et al.* (2020) toovad välja, et parem ligipääs ja tegevuste valikuvõimalus rohealadel võivad suurendada elanike poolehoidu elurikkuse toetamiseks linnas.

4. Elurikkust soodustavad tegevused linnaruumis

Linnade bioloogilise mitmekesisuse soodustamiseks on vaja ellu viia erinevaid tegevusi. Esimeseks ja üheks kõige lihtsamaks võiks olla hooldusrežiimi muutus. Chollet *et al.* (2018) soovivad vähemkasutatavatel aladel niitmist vähendada, et lasta taimedel kasvada ja õitseda. Niitmisrežiimi muutus, ennekõike niitmise sageduse vähendamine ja sobiva niitmiskõrguse valimine mõjutab ka tolmeldajaid: õitsvate taimede arvukuse kasv meelstab ligi nii rohkem liike kui ka rohkem isendeid (Wastian *et al.* 2016).

Elurikkust soodustavaks tegevuseks on ka kodumaisete taimede kasutamine haljastuses. Vega ja Küffer (2021) leidsid, et piisab tihedalt paiknevatest väikestest (alla 4m² suurustest) lapikestest õitsvate taimedega, et toetada nii kohalikke taimeliike kui ka putukaid ja nendest toituvaid loomi. Threlfall *et al.* (2017) uuringus suurendas kodumaisete taimede osakaalu tõstmise 10-30% võrra kõikide kohalike taksonite esinemist 10-140% võrra. Seejuures tasub liikide valikul tähele panna, et tolmeldajad eelistavad tihti mitmeaastseid taimi üheaastastele (Lowenstein *et al.* 2019). Hicks *et al.* (2016) leidsid, et mitmeaastaste taimedega linnaniit suudab toota kuni 20 korda rohkem nektarit ja kuus korda rohkem õietolmu kui üheaastaste taimedega ala. See aga ei tähenda, et üheaastased taimed peaks linnahaljastusest välja jätma.

Samuti tasuks parkides pöörata suuremat tähelepanu erinevatele rinnetele ja alustaimestiku mitmekesisusele (Threlfall *et al.* 2017). Mida heterogeensem on park, seda rohkem liike leiab endale seal sobiva elupaiga. Threlfall *et al.* (2017) leidsid, et põõsarinde suurendamine rohealadel 10-30% ulatuses tõstis nahkhiirte, lindude ja selgrootute arvukust 30-120% eelnevast.

Eelmisel kümnendil pälvis nii ökoloogide kui ka maastikuarhitektide tähelepanu rohekatuse kontseptsioon. Kuna suur osa linnast on hoonestatud, siis majade katustel kasvatatavad taimed aitaksid kaasa veerežiimi reguleerimisele ja toetaksid ka elurikkust (Ignatieva 2010). Kui tehnilised lahendused on sobilikud, on rohekatused kindlasti oluliseks osaks linnade rohealade võrgustikust elurikkuse jaoks. Sobiva ehituslike lahenduste olemasolul võib kaaluda nii roheseinade kui rohekatuste loomist nii juba olemasolevatele hoonetele kui ka alles rajatavatele hoonetele. Kuna paljud restoranid on hakanud ise kasvatama maitsetaimi, saaksid katustel ja rõdukastides õitsevad taimed olla toiduks nii tolmeldajatele kui ka inimesele.

Linnaparkide elurikkust soodustavad ka püstiturnud puude ja lamapuidu jätmise parki. Mõlemad pakuvad paljudele puidust toituvatele putukatele ja õõnsustes elavatele lindudele

ning loomadele elupaika. Fröhlich ja Ciach (2020) soovivad linnaparkides säilitada võimalikult palju püstisurnud puid ja lamapuitu, mis ei ole inimestele ohtlikud ning teavitada külastajaid nende olulisusest elurikkuse soodustamisel.

Lisaks konkreetsetes kohtades tehtavatele muudatustele peaks vaatama linna ja rohealaid kui tervikut. On oluline säilitada ja rajada rohekoridore, jõekaldaid, taimedega ääristatud kergliiklusteid, raudteid ja parke, sest need toetavad elurikkust, rohealade sidusust ning loovad puhkealaid inimestele (Ignatieva 2010, Elmqvist *et al.* 2013). Kõrge ökoloogiline sidusust võimaldab loomadel liikuda elupaigafragmentide vahel, säilitades geneetilist mitmekesisust ja toetades populatsiooni elujõulisust (Kirk *et al.* 2018).

4.1. Tartu iseloomustus ja senised tegevused

Tartu on suuruselt teine linn Eestis, mille pindala on 153,99 km² (Tartu linn 2020). Sellest 30,7% moodustavad põllumaad, 21,6% metsad, 9,7% elamukrundid, 4,5% teede- ja tänavatealune maa ning 2,4% moodustavad pargid ja haljasalad (Tartu linn 2020). Tartu linna parkidest on riikliku kaitse all Toomemäe park ja Raadi mõisa park.

Tartu linna üldplaneeringuga 2040+ kehtestatakse linna visioon ning seatakse linnale ja selle elanikele järgmiseks kaheks aastakümneks linna arengu strateegilised eesmärgid ning selle elluviimiseks vajalikud pikaajalise ruumilise arengu põhimõtted ja suundumused (Tartu linn 2021). Loodusvaldkonna teemade all tuuakse välja väärtuslikud põllumajandusmaad, rohevõrgustik ja puhkealad, elurikkus, maardlad ja veekogud. Rohevõrgustiku idee ulatub Eestis tagasi 1960. aastatesse, kui Jaan Eilart ja Vaike Parker tegid esimesed katsetused puhkemaastike ja rohekoridoride planeerimisel just Tartu ümbruses (Eesti inimarengu aruanne 2019/2020). Üldplaneeringus tuuakse välja, et Tartu linna rohevõrgustik koosneb metsadest, veekogudest, märgaladest sh looduslikest lammialadest, niitudest, puhkealadest, sh puhkemetsadest, põllu- ja rohumaadest. Linnakeskkonnas on võrgustiku elementideks veel parkmetsad, pargid, tänavahaljastus, kalmistud, supelrannad, puhke- ja spordi- ja kultuurirajatiste maa-alad, linnaaiandusmaad, looduslikud haljasmaad, lisaks täiendavad rohevõrku adelinlikud elurajoonid (Tartu linn 2021). Siiski on üldplaneeringut tutvustaval kodulehel toodud välja kaart, kus linna piiridesse on märgitud ainsa rohekoridorina Emajõgi, millest ei piisa elurikkuse soodustamiseks linnas ja selle ümbruses.

Esimene samm rohealade elurikkuse soodustamiseks on Tartus aga tehtud, Tartu 2024 kultuuripealinna arendusprotsessi projekti „Kureeritud Elurikkus“ näol. Projekt tegeleb kesklinna parkide elurikkamaks muutmisega ning nende eesmärk on „luua elurikkuse

oaasid, kus saavad kokku loodus ja inimene, kohad, kus üks aktsepteerib teist ning tekib ainulaadne keskkond“ (Unt *et al.* 2021). Esimese tegevusena jäeti koostöös linna haljastusosakonnaga 2020. aasta suvel kolmes pargis (Barclay, Keskpark ja Uueturu) üksikud alad niitmata, et näha, millised taimed seal kasvavad ja õitsevad. Sügisel rajati Uueturu parki lilleniit, kuhu külvati kodumaise päritoluga seemneid ja milles said kaasa lüüa ka kohalikud elanikud. 2021. aasta mais toimus Vabaduse puiestiku muutmine linnasaluks, kuhu varasemalt oli juba jäetud lamapuitu ja istutati lisaks salumetsa rohttaimi ja põõsaid. Sel suvel jätkatakse vähemkasutatavate pargialade mitteniitmisega ning rajatakse teeradasiid, et inimesed saaks taimede vahel uudistamas käia.



Joonis 1. Salumetsa taimede istutamine Vabaduse puiestikus. Foto: Evelin Lumi.



Joonis 2. Soontaimede määramine Uueturu pargi niitmata alal 2020. aastal. Foto: Merle Karro-Kalberg.

4.2. Magistritöö eesmärk

Magistritöö eesmärgiks on anda ülevaade valitud liigiriühmade elurikkuse seisundist viies Tartu kesklinna pargis ning hinnata Tartu rohealade sidusust, tuvastada suuremad katkestused linnaruumi rohealade sidususes ning pakkuda välja võimalused igäihe looduskaitse ja linnahaljastuse hoolduse ja kujundamise võtetega olukorra parandamiseks.

Töö eesmärgid:

- 1) Analüüsida Tartu elurikkuse ruumilist sidusust, tuvastada suuremad rohealade katkestused ja pakkuda välja lahendusi sidususe parandamiseks.
- 2) Hinnata soontaimede, tolmeldajate ja ämblike liigirikkust viies Tartu kesklinna pargis.
- 3) Pakkuda välja erinevaid elurikkust toetavaid tegevusi, haljastusvõtteid ja hooldusrežiimi muutusi, mida saaks linnaparkides rakendada.

5. Materjal ja metoodika

5.1. Tartu piirkonna looduskeskkonna ja rohealade sidusus

Tartu piirkonna looduskeskkonna ja rohealade sidususe hindamiseks koostas rakenduses QGIS maakatte kaardikihi, mille jaoks koondas olemasolevad Tartu maakatet kirjeldavad kaardikihid. Esmalt määrasin tööalaks ristküliku suurusega 10x15 km, et lisaks Tartu linnale oleks ülevaade ka vahetult linnapiirist välja jäävatest maastikest. Kaardistamiseks kasutasin Eesti topograafia andmekogus olevaid andmeid (veekogud, tehnoalad, hooned, puittaimestik, märgala, turbaväli, muud rajatised, lagedad alad, teed, haritav maa ja muud kõlvikud), millel omakorda olid erinevad klassid (vaata tabel 1). Sellele lisasin andmed Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti (PRIA) kaardikihilt, kust sain värskemad andmed haritava maa kasutamise kohta. Lisaks lisasin andmed Tartu ümbruse poollooduslike niidukooslusteleviku ja seisundi kohta. Kõikidele klassidele määrasime eksperthinnangu alusel potentsiaalse elurikkuse toe väärtused skaalal 1-5 (vaata tabel 1), mis näitavad nende tõenäosust elurikkust toetada (madalamad väärtused näitavad kehvemat potentsiaali, kõrgemad väärtused kõrgemat). Elurikkuse toe väärtuste määramisel kasutasime teadmisi erinevate maakatteüksuste sobivusest elurikkusele (nt küntud põld on sobilik väiksemale hulgale liikidele kui võsastuv rohumaa) ning ka kaugseire võimalusi. Igale maakatte polügoonile määrasin puittaimede keskmise kõrguse Maa-ameti taimkatte mudelilt (CHM, Maaamet 2021) ning keskmise vegetatsiooniindeksi (NDVI) väärtuse, mille alusel jaotasin eraõued ja jäätmaad erinevate väärtusklasside vahel. Vegetatsiooniindeks saadi 25.06.2020 Sentinel 2 ülelennu andmetest kasutades Maa-ameti rakendust Satiladu (satiladu.maaamet.ee).

Tabel 1. Töös kasutatud kaardikihid ja nende elurikkuse toetamise potentsiaal.

Kaardikiht	Klassid	Elurikkuse toetamise potentsiaal (1-5)	Märkused	Andmete päritolu
E_202_seisuveekogu_a	Tiik Tehisjärv Järv Paisjärv Paadikanal Muu	3 3 3 3 2 2		Eesti topograafia andmekogu
E_203_vooluveekogu_a	-	3		Eesti topograafia andmekogu
E_301_muu_kolvik_a	Haljasala Jäätmaa	1-3 1	Haljasalade potentsiaali määramisel võeti arvesse alade erinevusi ortofotolt ja kaugseire andmetest puude keskmist kõrgust.	Eesti topograafia andmekogu
E_301_muu_kolvik_ka	Kalmistu Prügila Spordikompleks	4 1 2		Eesti topograafia andmekogu
E_302_ou_a	Eraõu Tootmisõu	1-3 1	Eraõuede potentsiaali määramisel võeti arvesse alade erinevusi ortofotolt ja kaugseire andmetest puude keskmist kõrgust.	Eesti topograafia andmekogu
E_303_haritav_maa_a	Aianduslik maa Põld	3 2		Eesti topograafia andmekogu

E_304_lage_a	Liivane ala Muu lage Rohumaa	2 2 1-3	Rohumaa potentsiaali määramisel võeti arvesse alade erinevusi ortofotolt ja kaugseire andmetest puude keskmist kõrgust.	Eesti topograafia andmekogu
E_305_puittaimestik_a	Mets Põõsastik	4 3	Elurikkuse tuumalad moodustasid metsad, kus olid puud kõrgemad kui 15 m ja ala suurem kui 0,5 ha. Erandeid tehti Ihaste linnaosas, kus väikseid tuumalasi ümbritsevad suured eraõued.	Eesti topograafia andmekogu
E_306_margala_a	Madalsoo Raba Soovik	3-4 4 4		Eesti topograafia andmekogu
E_307_turbavali_a	Turbaväli Mahajäetud turbaväli	1 1		Eesti topograafia andmekogu
E_402_hoone_ka	-	-	Kasutati teistest kihtidest hoonete väljalõikamiseks.	Eesti topograafia andmekogu
E_403_muu_rajatis_ka	-	-	Kasutati teistest kihtidest rajatiste väljalõikamiseks.	Eesti topograafia andmekogu
E_501_tee_a	-	-	Kasutati teistest kihtidest teede väljalõikamiseks.	Eesti topograafia andmekogu
PRIA_haritava maa	Rohumaa Põld	2 2	PRIA registris olevad alad on intensiivselt majandatavad enamasti monokultuursed alad.	Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Amet

Poollooduslike koosluste andmekiht	-	5	Kõik poollooduslikud kooslused moodustasid tuumalad.	Projekti ELME tulemus (Helm <i>et al.</i> 2020)
NDVI_2020_25_juuni	Väärtused -0,5 kuni 1	-	Kasutati maakatte polügoonide loodusväärtuslikkuse hindamiseks. Madalamad kui 0,199 väärtused näitavad tehiskattega alasid.	Sentinel-2 RGB
KR_seened_samblikud_I-III	Pindalalised ja punktobjektid	5	Kaitsealuste seente ja samblike kasvukohad moodustasid elurikkuse tuumalad.	Eesti Looduse Infosüsteem
KR_loomad_I-III	Pindalalised ja punktobjektid	5	Kaitsealuste loomade elupaigad moodustasid tuumalad.	Eesti Looduse Infosüsteem
KR_taimed_I-III	Pindalalised ja punktobjektid	5	Kaitsealuste taimede kasvukohad moodustasid tuumalad.	Eesti Looduse Infosüsteem

Koostasin Tartu rohealade struktuurse sidususe hinnangud, kasutades eeskujuna hiljuti Melbourne linna jaoks rakendatud meetodit (Kirk *et al.* 2018), mis omakorda tugineb City Biodiversity Index-i sidususe metoodikal, mida on kirjeldatud Casalegno *et al.* (2017) ja Deslauriers *et al.* (2017) töödes. Deslauriers *et al.* (2017) pakub välja linnamaastiku sidususe kirjeldamiseks uude indeksi, nn parandatud versiooni varasemale City Biodiversity Index raames välja töötatud sidususe indeksile. Deslauriers *et al.* (2017) rõhutab, et sidususe hindamisel on olulised järgmised kriteeriumid: elupaik/roheala moodustab sidusa grupi, kui a) elupaigalaigud paiknevad üksteisest 100 m kaugusel või lähemal, ja b) laikude vahel ei ole märkimisväärsed barjääre. Sidusust hinnatakse sel viisil pigem vaadeldavate alade kohta, mitte niivõrd kogu linnamaastikule. Sidususe indeksit arvutatakse järgnevalt:

$$CBI_2 = \frac{1}{A_{total}} + (A_{G1}^2 + A_{G2}^2 + A_{G3}^2 + \dots + A_{Gn}^2),$$

kus n on ühendatud aladest moodustunud gruppide arv; AG1, AG2, AG3, ... kirjeldavad iga grupi kogupindala (ehk ülaltoodud kriteeriumite alusel ühendatud elupaigalaikude pindala summa); ja A_{total} kirjeldab kogu elupaigalaikude pindala maastikus. Saadud ühikuks on pindalaühik (nt hektar või ruutmeeter).

Nii on CBI_2 indeks sidusate elupaigagruppide pindala ruudu summa ja kogu elupaiga pindala jagatis. Lisaks on võimalik samast indeksist tuletada ka nn efektiivne võrgusilma suurus (*effective mesh size, Eff_{mesh}*), mis on maastikuanalüüsid kasutatav mõõdik, mis kirjeldab keskmist hulka looduslikku elupaika (või mõnda muud huvipakkuvat maakasutustüüpi), millega huvipakkuv organism või organismirühm on juhuslikult punktist ühendatud (Jaeger 2008). Teisiti sõnastatult võib efektiivset võrgusilma suurust interpreteerida ka kui tõenäosust, et kaks indiviidi, kes on juhuslikult rohealadele asetatud, on ühendatud. Mida rohkem on maastikus barjääre ja mida vähem looduslikku/sobivat ala elustiku esindajatele on, seda väiksem on efektiivse võrgusilma suurus ehk tõenäosus kahel indiviidil kohtuda.

Efektiivse võrgusilma suuruse saab arvutada CBI_2 indeksi abil, jagades selle kogu sobivate elupaigalaikude pindalaga.

$$Eff_{mesh} = \frac{CBI_2}{A_{total}},$$

kus CBI_2 on sidususe hinnang (valem 1) ning A_{total} kogu elupaigalaikude pindala maastikus.

Sel moel moodustuvad võrreldavad hinnangud erinevate piirkondade ja linnade vahel. Suurem sidusate laikude pindala ning väiksem barjääride hulk toob kaasa suurema CBI₂ indeksi ja suurema efektiivse võrgusilma suuruse ehk tõenäosuse, et kaks indiviidi kohtuvad.

Arvutasin kirjeldatud moel struktuurse sidususe hinnangud (1) Tartu elurikkuse tuumaladele, (2) puurindele (kõrgemad kui 8 m puud) ning (3) elurikkust potentsiaalselt toetavatele rohealadele (tuumalad + kõrgema kvaliteediga ühendavad alad). Tuginedes samale meetodile saab anda ka sidususe hinnangu erinevatele elustikurühmadele, valides alade omavahelise kauguse piiriks vastavasse elustikurühma kuuluvate liikide keskmise levimisvõime ning analüüsid neid mõjutavaid barjääre. Näiteks on lindudel oluliselt laiem maastikukasutus kui tolmeldajatel või niidutaimedel ning ka barjäärid on erinevatele liigirühmadele erinevad.

Antud töös koostas järgnevad sidususe hinnangud:

1) Struktuurne sidusus tuumaladele ehk kõrge loodusväärtusega või teadaolevalt kaitstavate liikide elupaigaks olevatele piirkondadele Tartus.

2) Struktuurne sidusus puurindele (puud kõrgemad kui 8 m). Puurinde kirjeldasin Maa-ameti LiDARi (aerolaserskaneerimise) põhise taimkatte kõrgusmodeli (CHM) abil, mis Tartu piirkonna kohta pärineb aastast 2015 (Maa-amet 2021). Analüüsi arvasin kõik taimkatte kõrgusmodeli rasterkaardi (resolutsiooniga 10x10 m) pikslid, mille väärtus oli suurem või võrdne 8 m.

3) Struktuurne sidusus erinevate elustikurühmade (nt tolmeldajad, linnud) elurikkust potentsiaalselt toetavatele rohealadele (tuumalad + kõrgema kvaliteediga ühendavad alad), kus võtsin arvesse maakatte kaardistamisel kõrgema kui 3 elurikkuse potentsiaalse väärtushinnangu skooriga polügoonid (vaata lisa 1, tabel 2).

Tuginedes samale meetodile saab anda ka sidususe hinnangu erinevatele elustikurühmadele, valides alade omavahelise kauguse piiriks vastavasse elustikurühma kuuluvate liikide keskmise levimisvõime ning analüüsid neid mõjutavaid barjääre. Näiteks on lindudel oluliselt laiem maastikukasutus kui tolmeldajatel või niidutaimedel ning ka barjäärid on erinevatele liigirühmadele erinevad.

Lisaks elupaigalaikude või muul moel elustikku toetavate alade ruumilise paigutuse leidmisele on sidususe hindamisel oluline arvesse võtta ka linnamaastikus esinevaid barjääre elustikule. Barjääriks on kõik hallalad, aga eriti tugeva mõjuga on autoteed ning kõrged hooned, mistõttu tuleb neid veel eraldi arvesse võtta. Antud töös rakendasin sarnaselt Melbourne linna sidususe

hindamise tööle (Kirk *et al.* 2018) ning teistele uurimustele (Casagleno *et al.* 2017, Deslauriers *et al.* 2017) barjääride ja hallalade andmekihi koostamisel järgnevaid põhimõtteid:

Teed kui barjäärid: Eesti topograafia andmekogust (ETAK) võtsin välja joonelemendina esitatud teed, millele oli märgitud laius suurem kui või võrdne 8 m. Eesmärgiks oli välja võtta teed, mille laius ületab 10 meetrit, kuid kuna nii ETAKi andmed kui ka Teeregistri teede andmed ei võta arvesse teede kõrval valdavalt olevaid kõnniteid, seadsin piiriks 8 m, et reaalseid barjääre paremini kirjeldada. Raudteede puhul kasutasin ETAKi rööbasteede joonelementide kaardikihtide, millest valisin käsitsi välja üle 10 meetri ulatunud piirkonnad (peamiselt raudteejaama lähistel). Sel viisil eraldatud teede ja raudteede joonobjektidele lisasin puhvriks 15 meetrit. Kokku katsid sellised teed koos neile seatud puhvritega kogu tööalast 626 hektarit ning Tartu piiridesse jäi neid 381 hektarit.

Hooned kui barjäärid: Eesti topograafia andmekogust võtsin välja Tartu hooned, mis olid kõrgemad kui 10 m ning lisasin neile sarnaselt teiste sarnaste linnaruumi sidususe töödega puhvriks 7.5 m.

Üle 10 m kõrgused hooned ja rohkem kui 8 m laiused teed koos neile omistatud puhvritega liitsin kokku üheks barjääride kihiks. Barjääride (ja nende puhvrite) alla jäävad alad lõikasin tuumikalade, puu- ja põõsarinde ning rohealade sidususe hinnanguks moodustatud puhvritest välja. Kokku katsid üle 10-meetrised ja kõrgemad hooned koos neile seatud puhvritega kogu tööalast 596 hektarit ning Tartu piiridesse jäi neid 529 hektarit.

Hallalad: Ülejäänud hallalad moodustasid katkestusi rohealadesse, kuid neile eraldi puhvreid ei loonud ning nendega tuumikalade ja rohealade puhvreid ei katkestanud.

5.1.1. Töövoog sidususte hindamiseks

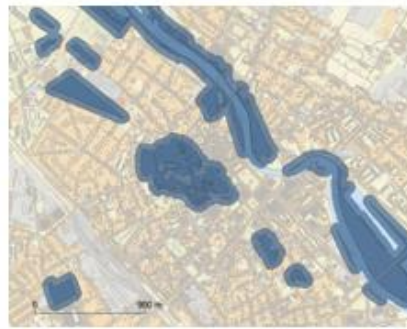
1) Tuumalade struktuurne sidusus

Tuumalad on Tartu elurikkuse väärtuslikuimad paigad, mis antud töö jaoks koondasin erinevate andmebaaside ning maakatte andmete abil (vaata lisa 1). Tuumalad moodustuvad kõik Tartu ümbruse pärandniidud (Keskkonnaregistri andmed 2020), puistud kõrgemad kui 15 m (LiDAR andmetel polügooni keskmine puistu kõrgus) ja suuremad kui 0,5 ha ning kaitstavate liikide (välja arvatud kalad) pindalalised elupaigalaigud (Eesti Looduse Infosüsteemi andmed 01.01.2021). Kokku on tuumalade pindala kogu uurimisalal 2580 ha, sellest Tartu linna piires 450 ha.

- a) Kasutades QGIS programmi arvutasin igale tuumalale 50 m puhvri. CBI sidususe indeksi puhul loetakse sidusateks elupaikadeks alasid, mis ei asu üksteisest kaugemal kui 100 meetrit ja/või ei ole eraldatud barjääridega.
- b) Tuumalade polügoonidest koos puhvritega moodustasin käsu '*Dissolve*' abil ühe polügooni.
- c) Tuumalade+puhvrite polügooni lõikasin barjääride polügooniga. Barjäärid hõlmasid endas rohkem kui 10 meetrit laiemaid sõiduteid ning üle 10 meetri kõrguseid hooneid + neile omistatud puhvreid (hoonetel 7,5 meetrit, rohkem kui 8 meetri laiuse teekattega sõidutee joonelemendid said kõik külge 15 meetrit puhvrit).
- d) Saadud "kärbitud" tuumalade liitpolügoonist moodustasin käsu '*Singleparts to multiparts*' abil üksteisest ruumiliselt eraldatud polügoonid, mis moodustavad omavahel potentsiaalselt ühendatud alad.
- e) Saadud polügoonide kihist jätsin alles vaid alad, mis kattusid algse tuumalade kihiga, saades tuumalade grupid, mis asetsevad üksteisele lähemal kui 100 meetrit ja mille vahel ei ole liikide liikumist piiravaid olulisi tehiselemente.
- f) Tuumalade gruppidele arvutasin pindala ning seejärel leidsin sidususe hinnangud - sidususe indeks (CBI_2), efektiivne võrgusilma suurus (Eff_{Mesh}) ning sidusate laikude arv vastavalt kogu vaatlusalal ning Tartu piires.



Tuumalad



Tuumalad koos 50 m puhvriga



Barjääridena käsitletud alad
koos puhveraladega

- teed üle 10 m laiusega
- hooned üle 10 m kõrgusega



Tuumalad sidusate gruppidena
(eri värvid tähistavad
sidusaid gruppe, mis on omavahel
ühendamata)

Joonis 3. Töövoogu näitlikustavad joonised Tartu linna elurikkuse tuumalade sidususe hindamiseks.

2) Kõrghaljastuse struktuurne sidusus ja sobivus puud asustavale linnuelustikule

Protsess oli sarnane tuumalade sidususe arvutamisele, kuid puhvrite ja barjääride käsitus erines pisut, lähtuvalt soovist kirjeldada puude puhul potentsiaalset sobivust puud asustavate lindude liikumisele. Barjääridena võtsin arvesse 10 m kõrgemad hooned ning 15 meetrist laiemad teed (ETAK alusel), hoonetele lisasin 7,5 m puhvri ja teede joonelementidele lisasin 20 m puhvri.

Puittaimede kõrgused sain Maa-ameti LiDAR taimkatte kõrgusmudelist (vt ülalpool) ja analüüsi võtsin kõrgemad kui 8 m puud. LiDAR kõrgusmudelilt eristasin vastava kõrguse ületanud pikslid ja vektoriseerisin rasterkaardi. Saadud vektorist eemaldasid kõik polügoonid, mille pindala jäi alla 0,01 hektari, valdavalt oli tegu kas elektripostide või lihtsalt müraga. Lisaks eraldasid käsitsi teised taimkattemudelil esinenud vead - sageli olid nii elektriliinid kui mõnede hoonete nurgad märgitud taimkattena. Ülejäänud polügoonidele moodustasin sidususe arvutamiseks 20 meetri laiuse puhvri, tuginedes Tremblay ja St Clair (2009) leiule ning La Point *et al.* (2015) soovitudele. Tremblay ja St Clair (2009) analüüsisid Kanada maastikes

lineaarsete objektide "läbitavust" ning leidsid, et laululindude puhul vähenes liikumine elementide vahel kui nendevaheline kaugus ületas 30 meetrit ning kui kaugus ületas 45 meetrit, oli üle katkestuse liikumise tõenäosus poole väiksem kui pideva puude katvuse puhul.

3) Rohealade struktuurne sidusus

Viimasena arvasin sidususe väärtused kõigi Tartu rohealade tarbeks, mis olid kas määratud tuumalaks või millele määratud potentsiaalne elurikkuse toetamise väärtus oli kõrgem kõrgem kui 3. Igale alale lõin puhvri 20 meetrit ning barjääradena kasutasin tuumalade sidususe arvutamisel rakendatud kihti, kus barjäärideks loeti 10 meetrist kõrgemad hooned ning 10 meetrist laiemad teed.

5.2. Elurikkus parkides

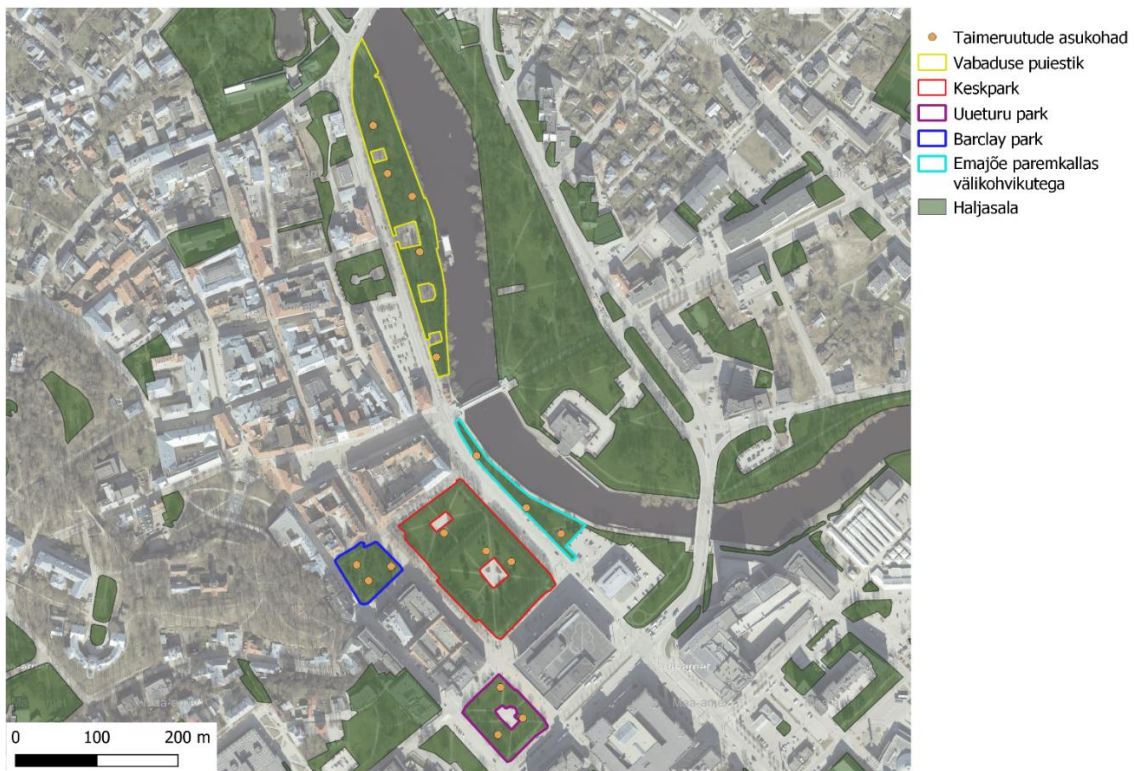
5.2.1. Soontaimed

Soontaimede vaatlused viidi läbi 25. ja 26. juunil 2020. aastal. Vaatlusaladeks valiti viis Tartu kesklinna parki: Vabaduse puiestik, Emajõe paremkallas välikohvikutega, Barclay, Kaubahoovi ja Uueturu park. Esimesel päeval vaadeldi kahte parki (Vabaduse puiestik ja Emajõe paremkallas välikohvikutega) ning teisel päeval kolme (Barclay, Kaubahoovi ja Uueturu). Igas pargis valiti kolm ala (välja arvatud Vabaduse puiestik, kus pargi suuruse ning pikkuse tõttu valiti viis ala), mis oleksid jaotatud ühtlaselt kogu pargis. Võimaluse korral valiti ka erinevate valgustingimuste ja taimede kasvukõrgustega alad ja märgiti üles ruutude koordinaadid.

Soontaimede liigirikkuse hindamiseks kasutati taimeruutude meetodit. Igas taimeruudus hinnati esimesena 1x1 m suuruses ruudus soontaimede, sammaltaimede ja kulu katvust protsentides. Seejärel määrati 20x20 cm suuruses ruudus olevad soontaimede liigid ja igale liigile ka esinemise protsent. Seejärel määrati kõik 1x1 m suuruses ruudus esinevad soontaimed ja pandi kirja domineeriv ning kodomineeriv liik. Samal ajal koostati ka täielik liiginimekiri pargis leiduvatest soontaimedest, millest arvestati välja peenardel kasvavad kultuurtaimed.



Joonis 4. Taimeruut Vabaduse puistikus.



Joonis 5. Taimeruutude asukohad (märgitud oranžide punktidenä) Tartu kesklinna parkides.

5.2.2. Ämblikud

Tartu parkides olevate ämblike mitmekesisuse uurimiseks paigaldati 30. juunil 2020 kõikidesse parkidesse kogumistopsid. Selle jaoks kaevati maa sisse sirgjoonelisel 10 plastiktpsi (0,2 l) ühemeetrise vahedega. Topsisidesse kallati NaCl lahust, mis sisse kukuvad ämblikud ja

putukad surmaks. Plastiktopsid kaeti väikestel jalgadel asetsevate vineerist plaatidega kaitseks vihma ja prahi eest. Transekti mõlemasse otsa paigaldati valged torud, et katseala oleks nähtaval. Topsisid eemaldati 10 päeva möödudes ja nende sisu kallati klaaspurkidesse, et hiljem seal olevad liigid kindlaks määrata. Kõik liigid määrati liigi tasemeni ämblikuspetsialist Mart Meriste poolt.



Joonis 6. Ämblike kogumistopside paigaldus Vabaduse puiestikus.

5.2.3. Tolmeldajad

Tolmeldajate vaatlused viidi läbi kasutades taldrakupüügi meetodit. Igas pargis oli kolm transekti, igas transektis kolm eri värvi taldrikut: sinine, kollane ja valge, mis on levinumate õite värvid. Tolmeldajate püüdmiseks valati taldrikutesse ca 100 ml vett, millesse oli lisatud pisut lõhnatud nõudepesuvahendit. Samal ajal vaadeldi pargis vabalt lendavaid tolmeldajaid. Võimaluse korral märgiti ka taim, mille peal tolmeldajat nähti. Kõik püütud liigid määrati liigi või perekonna tasemeni tolmeldajate spetsialist Jelle Devalez poolt, andmed on kantud PlutoF andmebaasi.



Joonis 7. Tolmeldajate taldrikupüük Barclay pargis.

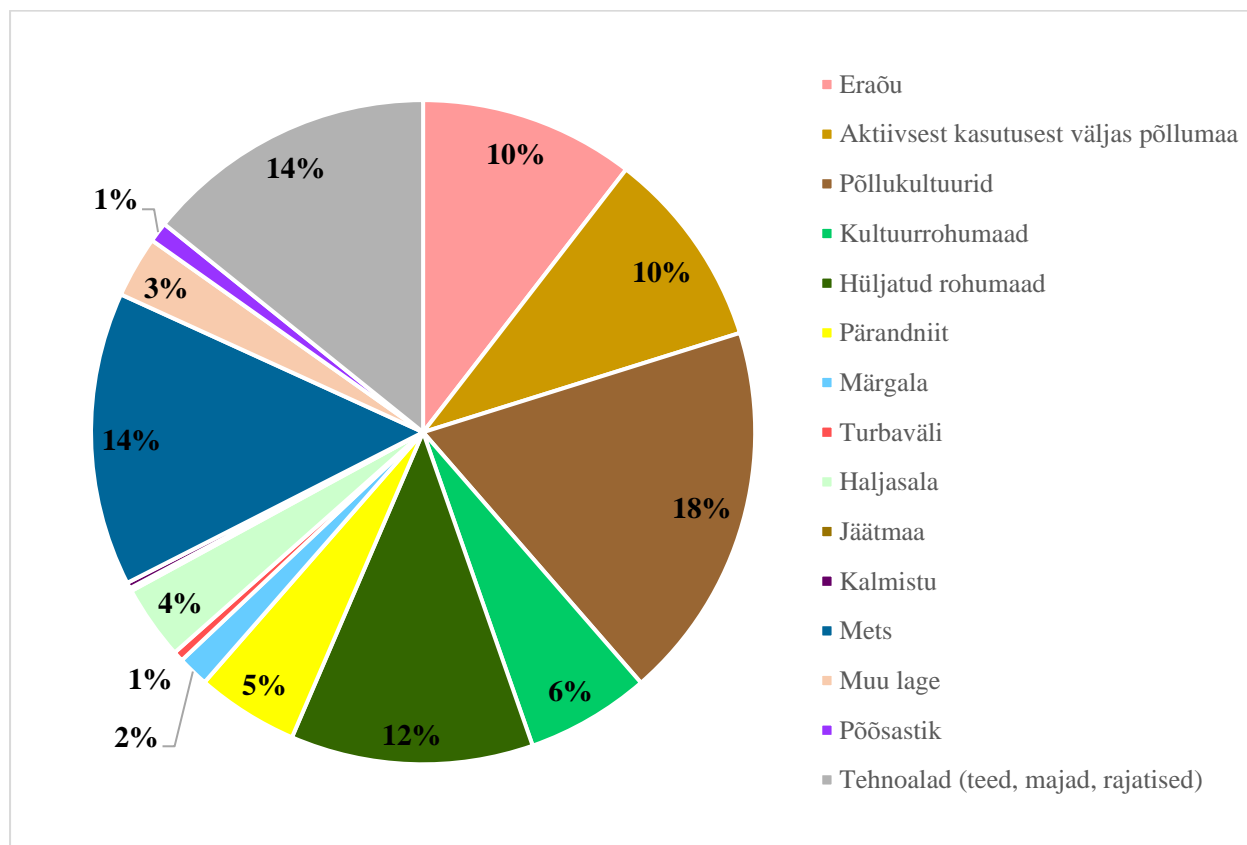


Joonis 8. Tolmeldajate taldrikupüük Barclay pargis.

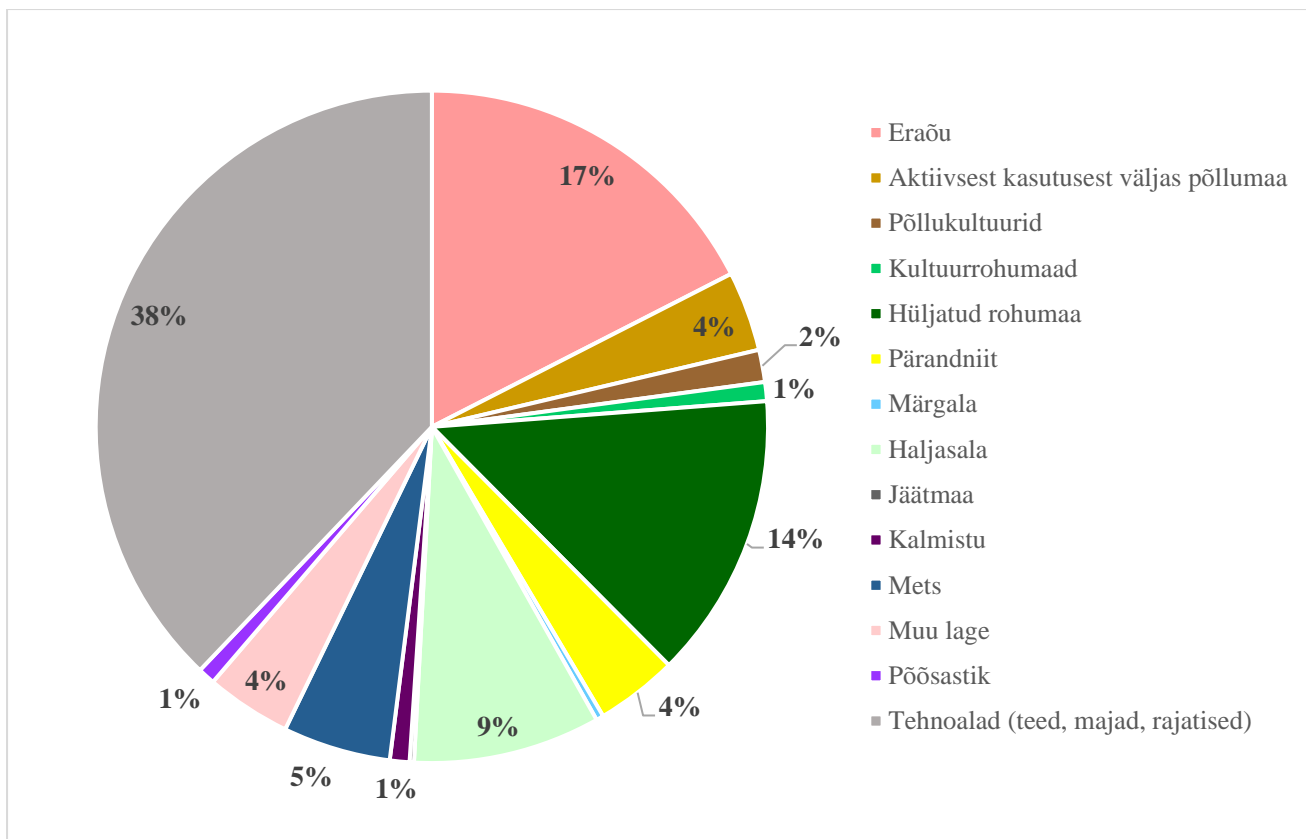
6. Tulemused

6.1. Tartu piirkonna looduskeskkonna ja rohealade sidusus

Sidususe analüüsi käigus uurisin ka Tartu ja lähiümbruse maakasutuse jaotust, mida illustreerivad sektordiagrammid on järgnevalt välja toodud.



Joonis 9. Maakasutuse jaotus tööalas (10x15 km). Suurima osa moodustavad põllukultuurid (18%), järgnevad mets ja tehnoalad (mõlemad 14%), hüljatud rohumaad on 12%, eraõuesid ja aktiivsest kasutusest väljas olevat põllumaad on mõlemat 10%, kultuurrohumaad moodustavad 6%, pärandniidud 5%, haljasalad 4%, muud lagedad alad 3%, märgalad on 2% kogu alast, põõsastik ja turbaväli moodustavad mõlemad 1%, kalmistud ning jäätmaad jäävad alla 1%.



Joonis 10. Maakasutuse jaotus Tartu linnas. Suurima osa moodustavad tehnoalad 38%, järgnevad eraõued 17% ja hüljatud rohumaa 14%, haljasalad on 9% Tartu linnast, mets 5%, muud lagedad alad, aktiivsest kasutusest väljas olevad põllumaad ja pärandniidud moodustavad kõik 4%, põllukultuurid on linna pindalast 2%, 1% Tartu linnast on nii põõsastik, kalmistu kui ka kultuurrohumaad, jäätmaa ning märgala moodustavad alla 1% linnast.

6.1.1. Tuumalade sidusus

Tuumalade sidususe indeks Tartu linnas on 111,8 ha ja kogu tööalal (10x15 km) 263,57 ha (vaata lisa 1, joonis 13). Efektiivne võrgusilma suurus (EffMesh) on vastavalt 0,25 ja 0,10. Sidusaid laike on Tartu linnas 35 ja tööalal 112, kogu elupaigalaikude arv vastavalt 303 ning 851. Maksimaalne sidusa ala grupi pindala on Tartu linnas 192,7 ha, kuid mediaan 1,66 ha näitab, et üldiselt on sidusad alad keskmise pindalaga. Tööalal oli maksimaalne sidusa ala grupi pindala 538,3 ha, kuid mediaan on väiksem kui linnas – 1,55 ha.

6.1.2. Puurinde sidusus

Puurinde (puud kõrgemad kui 8 meetrit) sidususe indeks Tartu linnas on 142,90 ha ja kogu tööalal 175,64 ha (vaata lisa 1, joonis 14). Efektiivne võrgusilma suurus (EffMesh) on vastavalt 0,23 ja 0,06. Sidusaid laike on Tartu linnas 583 ja tööalal 1504, kogu elupaigalaikude arv vastavalt 7697 ja 16927. Maksimaalne sidusa ala grupi pindala on Tartu linnas 254,53 ha, kuid

mediaan 0,03 ha näitab, et üldiselt on sidusad alad väikese pindalaga. Tööalal oli maksimaalne sidusa ala grupi pindala 394,62 ha ja mediaan on täpselt sama linnaga – 0,03 ha.

6.1.3. Rohealade sidusus

Rohealade sidususe indeks Tartu linnas on 267,77 ha ja kogu tööalal 564,52 ha (vaata lisa 1, joonis 15). Efektiivne võrgusilma suurus (EffMesh) on vastavalt 0,14 ja 0,08. Sidusaid laiike oli Tartu linnas 310 ja tööalal 502, kogu elupaigalaikude arv vastavalt 3616 ja 6932. Maksimaalne sidusa ala grupi pindala on Tartu linnas 603,63 ha, kuid mediaan 0,05 ha näitab, et üldiselt on sidusad alad väikese pindalaga. Tööalal oli maksimaalne sidusa ala grupi pindala 1008,40 ha ja mediaan 0,22 ha.

6.1.4. Elurikkuse barjäärid ja müratase

Tartu linna elurikkuse peamiseks barjäärideks on laiad autoteed ja kõrged majad, mis takistavad tolmeldajate, imetajate ja lindude liikumist maastikuelementide vahel. Suuremad katkestused on just kesklinnas ja linna lõunapiiril (vaata lisa 1, joonis 16). Tartu müratase on märgatavalt kõrgem kesklinnas ja ka uuritud parkides, üle 70dB müra on neljas pargis viiest: Vabaduse puiestikus, Emajõe kaldal välikohvikute alal, Keskpargis ja Uueturu pargis (vaata lisa 1, joonis 19).

Tabel 2. Töös arvatatud indeksid tuumalade, puurinde ja rohealade sidususele.

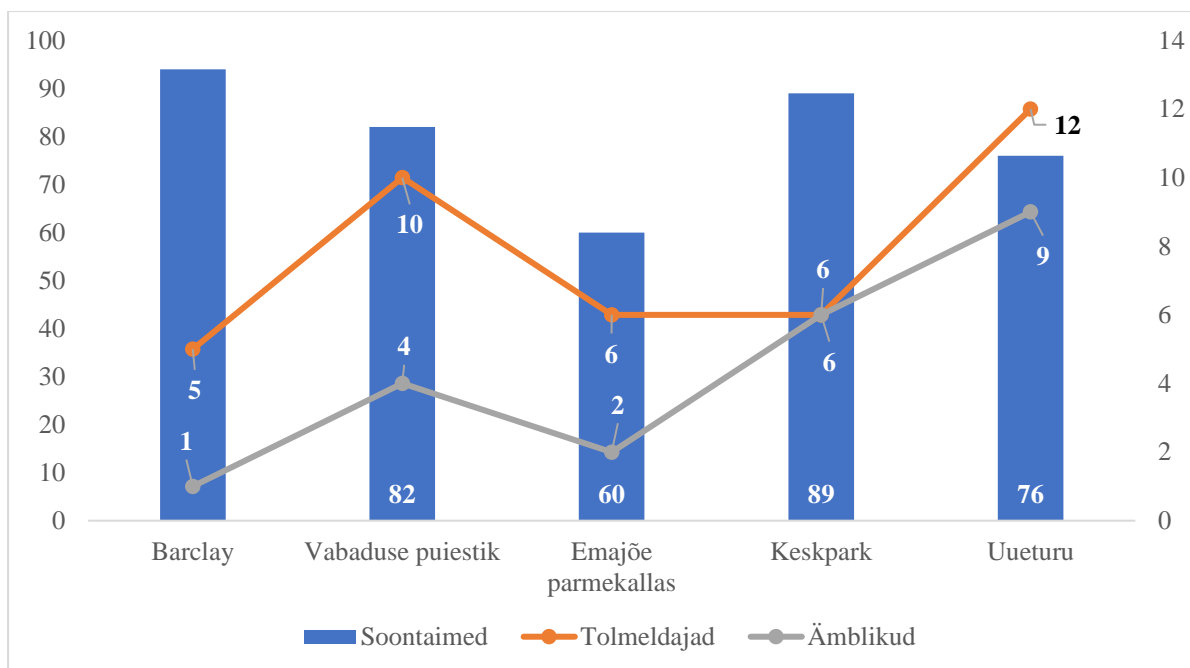
	Tuumalade sidusus		Puurinde sidusus		Rohealade sidusus	
	Tartu	Kogu ala	Tartu	Kogu ala	Tartu	Kogu ala
Sidususe indeks (CBI ₂)	111,18	263,57	142,90	175,64	267,77	564,52
Efekttiivne võrgusilma suurus (EffMesh)	0,25	0,10	0,23	0,06	0,14	0,08
Sidusate laikude arv	35	112	583	1504	310	502
Kogu elupaigalaikude arv	303	851	7697	16927	3616	6932
Sidusate alade gruppide pindala keskmine (standardhälve)	12,48 (35,60)	22,8 (74,16)	1,06 (12,30)	1,80 (17,68)	6,06 (39,90)	14,66 (89,88)
Sidusate alade gruppide pindala mediaan (ha)	1,66	1,55	0,03	0,03	0,05	0,22
Maksimaalne sidusa ala grupi pindala (ha)	192,7	538,3	254,53	394,62	603,63	1008,40
Minimaalne sidusa grupi pindala (ha)	0,10	0,004	0,001	0,001	3,091*10 ⁻⁸	3,099*10 ⁻⁸
Kogu sidusate gruppide pindala (ha)	449	2579	620,35	2703,61	1880,04	7360,52
Ala kogupindala (ha)	472,257	2591,32	297,99	2758,81	2256,52	7704,53

6.2. Elurikkus parkides

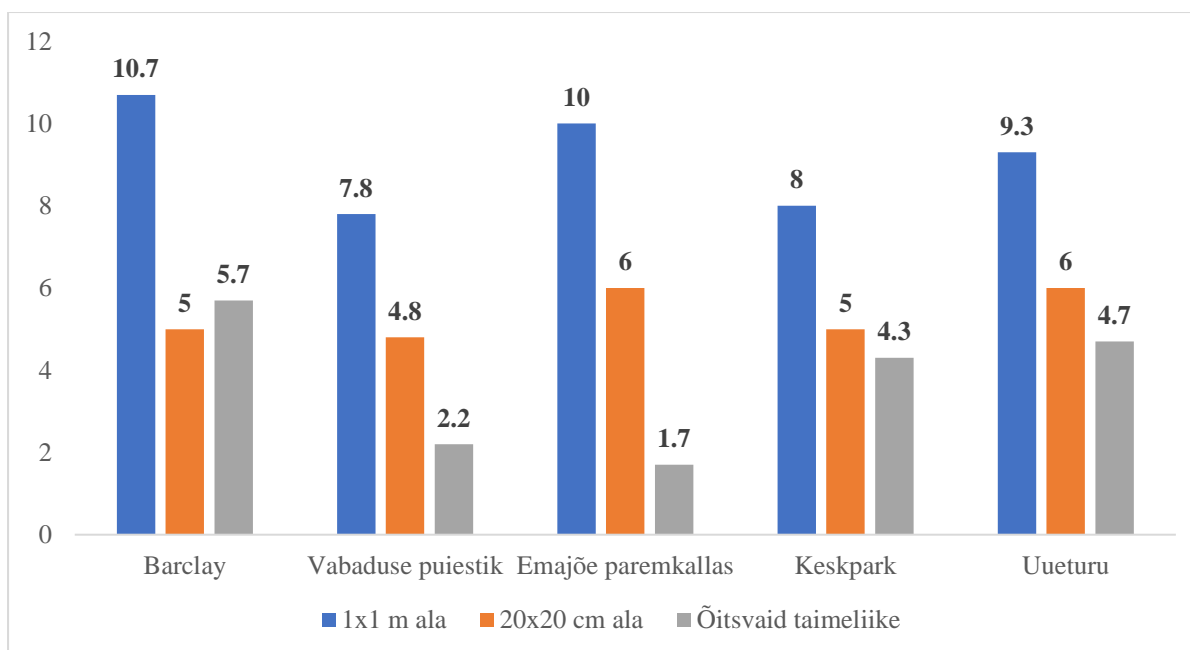
Viiest Tartu kesklinna pargist leiti kokku 163 liiki soontaimi, millest 147 oli määratud liigini ja 15 oli määratud perekonna tasemeni (vaata lisa 2). Leitud 163 liigist soontaimedest 117 olid pärismaised ja 45 võõrliigid. Puid oli määratud liikide hulgas 19, põõsaid 13 ja rohttaimi 130. Levinumad puud olid harilik tamm (*Quercus robur*), harilik jalakas (*Ulmus glabra*) ja torkav kuusk (*Picea pungens*). Sagedaseimad rohttaimeliigid olid harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), punane aruhein (*Festuca rubra*), harilik maajalg (*Glechoma hederacea*), harilik nurmikas (*Poa trivialis*), aasnurmikas (*Poa pratensis*), valge ristik (*Trifolium repens*) ja perekond võilill (*Taraxacum* sp.). Kõige liigirikkamaks pargiks osutus Barclay, kus oli 94 liiki. Kõige liigivaesem oli Emajõe paremkallas välikohvikutega 60 soontaimede liigiga. Kõikidest määratud liikidest 43% ehk 70 liiki olid putuktolmlejad, 37 tuultolmlejad ja 35 segatolmlejad. Soontaimede hulgas oli 75 liiki apofüüte ehk pärismaiseid liike, mille levimist soodustab inimtegevus. 50 liigi puhul oli tegu antropofüütidega ehk inimkaaslejatega. Hemeradiafoore ehk inimtegevust mõõdukalt taluvaid liike oli 17 ning hemerfoobe ehk inimtegevust mittetaluvaid liike oli 1. Valdavalt olid pargis leiduvad taimed arbuskulaarse mükoriisaga (97 liiki ehk 59%), 21 liiki olid mittemükoriissed, neljal liigil oli ektomükoriisa ja üheksal liigil esinesid mõlemad mükoriisatüübid.

Tartu kesklinna parkidest leiti 22 liiki tolmeldajaid, keda oli kokku 109 isendit. Kõige liigirikkamaks pargiks osutus Uueturu park 13 liigiga. Kõige liigivaesem park oli Barclay park 5 liigiga. Parkidest leiti 4 liiki kimalasi, 7 liiki erakmesilasi, kodumesilane, 1 liblikaliik (luhatäpik *Brenthis ino*), 1 mardikas (tume-pehmekoor *Cantharis fusca*) ja 6 liiki kärbsed. Vabalt lendavatest tolmeldajatest 7 leiti valge ristiku (*Trifolium repens*) ja 28 isendit jaapani enelase (*Spiraea japonica*) pealt.

Ämblikke leiti Tartu linna parkidest 9 liiki, lisaks 4 sugukonnani määratud liiki. Leitud ämblikud kuulusid kahte sugukonda – kangurlased (*Linyphiidae*) ja huntämblikud (*Lycosidae*). Isendeid leiti viie pargi peale kokku 194. Kõige liigivaesem park oli Barclay, kus leiti 1 liik ühe isendiga ning kõige liigirikkam oli Uueturu park, kus leiti 5 liiki ja 4 sugukonnani määratud liiki kokku 50 isendiga. Arvukaim oli *Erigone dentipalpis*, keda leiab tihti intensiivselt haritavatel põldudel (Downie *et al.* 2000), ajutistes adruvallides ja tihedalt niidetavatel rohealadel ehk ta on kohastunud elama ajutistes elupaikades, kus on suur häiring ja leiavad aset kiired keskkonnamuutused (Meriste 2021).



Joonis 11. Soontaimede, tolmeldajate ja ämblike liikide arv Tartu kesklinna parkides.



Joonis 12. Soontaimede keskmine liikide arv 1 m² ja 20x20 cm ruutudes ning keskmine vaatluse hetkel õitsevate liikide arv 1 m² ruudus.

6.2.1. Barclay park

Barclay pargist leiti kokku 94 liiki soontaimi, millest 4 oli määratud perekonna tasemeni. Soontaimede arvukus 1 m² alal oli esimeses ruudus 7, teises 12 ja kolmandas 13 liiki, 20x20 cm alal vastavalt esimeses 3, teises 7 ja kolmandas 5 liiki. Antud pargis oli määramise ajal ka

kõige rohkem õitsvaid taimeliike: esimeses taimeruudus leiti 4 õitsvat liiki, teises 7 ja kolmandas 6 ehk keskmiselt 5,7 õitsvat liiki. Teine taimeruutu asetseb niitmata alal. Levinumad liigid olid aasnurmikas (*Poa pratense*), harilik nurmikas (*Poa trivialis*), vesihein (*Stellaria media*) ja perekond võilill (*Taraxacum* sp.).

Barclay pargist koguti taldrakupüügiga 5 liiki tolmeldajaid, keda oli kokku 7 isendit. Vabalt lendavaid vaadeldi lisaks 2 isendi võrra. Levinum liik oli ogakärblane *Chloromyia formosa*. Kokku vaadeldi pargis 9 isendit 5 liigist.

Ämblikke leiti Barclay pargist ainult 1 isend ühest liigist, kelleks oli *Tiso vagans* sugukonnast kangurlased (*Linyphiidae*).

6.2.2. Vabaduse puiestik

Vabaduse puiestikust leiti kokku 89 liiki soontaimi, millest 6 oli määratud perekonna tasemeni. Soontaimede arvukus 1 m² alal oli esimeses ruudus 10, teises 6, kolmandas 4, neljandas 10 ja viiendas 9; 20x20 cm alal esimeses 5, teises 4, kolmandas 2, neljandas 6 ja viiendas 7 taimeliiki. Õitsvaid taimeliike oli määramise ajal esimeses ruudus 1, teises 2, kolmandas 1, neljandas 4 ja viiendas 4 ehk keskmiselt 2,2 õitsvat liiki. Levinumad liigid olid vesihein (*Stellaria media*) ja harilik nurmikas (*Poa trivialis*).

Vabaduse puiestikust koguti taldrakupüügiga 7 liiki tolmeldajaid ning sama palju ka isendeid. Vabalt lendavaid vaadeldi lisaks 3 liiki ja 11 isendit. Levinumad liigid olid erakmesilane *Lasioglossum morio* ja karukimalane (*Bombus terrestris*). Kokku vaadeldi pargis 18 isendit 10 liigist.

Ämblikke leiti Vabaduse puiestikust 33 isendit kokku 4 liigist. Kõige arvukam oli *Erigone dentipalpis*, keda leiti 22 isast ja 4 emast. Samuti leiti 2 liiki, mida teistes parkides ei esinenud – *Agyneta fuscipalpa* ja *Bathypantes gracilis*.

6.2.3. Emajõe paremkallas välikohvikutega

Välikohvikute alalt leiti 60 liiki soontaimi, millest 3 oli määratud perekonna tasemeni. Soontaimede arvukus 1 m² alal oli esimeses ruudus 13, teises 8 ja kolmandas 9 liiki, 20x20 cm alal esimeses 6, teises 5 ja kolmandas 7 taimeliiki. Välikohvikute alal oli õitsvaid taimeliike loendatavates ruutudes kõige vähem: esimeses 2, teises 1 ja kolmandas samuti 2 liiki ehk keskmiselt 1,67 liiki. Levinumad liigid olid harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), valge ristik

(*Trifolium repens*) ja harilik aruhein (*Festuca pratensis*). Antud park kannatab ilmselt kõige suurema liikumiskoormuse all seal asuva kolme välikohviku tõttu.

Emajõe paremkaldalt koguti taldrikupüügiga 2 liiki tolmeldajaid, keda oli kokku 3 isendit. Vabalt lendavaid vaadeldi lisaks 4 liiki ja 7 isendit. Levinumad liigid olid kivikimalane (*Bombus lapidarius*), erakmesilane *Hylaeus confusus* ja karukimalane (*Bombus terrestris*). Kokku vaadeldi pargis 10 isendit 6 liigist.

Emajõe kaldal olev ämblike transekt hävis osaliselt (inimtegevuse tõttu) ja eemaldamise ajaks oli säilinud ainult kolm topsi kümnest. Kokku leiti 2 liiki ja 14 isendit, kellest arvukam oli 13 emase isendiga *Erigone dentipalpis*. Teiseks leitud liigiks oli *Porrhomma pygmaeum*, keda teistes parkides ei olnud.

6.2.4. Keskpark

Keskpargist leiti 82 soontaimeliiki, millest 3 oli määratud perekonna tasemeni. Soontaimede arvukus 1 m² alal oli esimeses ruudus 9, teises 6 ja kolmandas 9 liiki, 20x20 cm alal oli kõigis kolmes võrdselt 5 taimeliiki. Õitsvaid taimeliike oli loendatavates ruutudes esimeses 5 ja teises ning kolmandas mõlemas 4 ehk keskmiselt 4,3 liiki. Teine taimeruut asetses niitmata alal. Levinumad liigid olid valge ristik (*Trifolium repens*), harilik nurmikas (*Poa trivialis*) ja harilik raudrohi (*Achillea millefolium*).

Keskpargist koguti taldrikupüügiga 2 liiki tolmeldajaid, keda oli kokku 4 isendit. Vabalt lendavaid vaadeldi lisaks 4 liiki ja 10 isendit. Levinumad liigid olid karukimalane (*Bombus terrestris*) ja ogakärblane *Chloromyia formosa*. Kokku vaadeldi pargis 14 isendit 6 liigist.

Keskpargist leiti 4 liiki ämblikke ja lisaks 2 olid määratud sugukonnani, kokku 96 isendit. Kõige arvukam oli *Erigone dentipalpis*, keda leiti 58 isast ja 18 emast isendit. Lisaks oli Keskpargis liik *Oedothorax apicatus*, keda teistest parkidest ei leitud.

6.2.5. Uueturu park

Uueturu pargist leiti 76 liiki soontaimi, millest 10 oli määratud perekonna tasemeni. Soontaimede arvukus 1 m² alal oli esimeses ruudus 9, teises 10 ja kolmandas 9, 20x20 cm alal oli esimeses ja teises ruudus mõlemas 5 ja kolmandas 9 taimeliiki. Taimeruutudes oli õitsvaid taimeliike esimeses 8 ja teises ning kolmandas mõlemas 3 ehk keskmiselt 4,7 liiki. Esimene

taimeruut asetses niitmata alal. Levinumad liigid olid punane aruhein (*Festuca rubra*), aasnurmikas (*Poa pratensis*) ja valge ristik (*Trifolium repens*).

Uueturu pargist koguti taldrakupüügiga 8 liiki tolmeldajaid, keda oli kokku 14 isendit. Vabalt lendavaid vaadeldi lisaks 5 liiki ja 44 isendit. Levinumad liigid olid karukimalane (*Bombus terrestris*), ogakärblane *Chloromyia formosa* ja erakmesilane *Lasioglossum morio*. Kokku vaadeldi pargis 58 isendit 13 liigist.

Ämblikke leiti Uueturu pargist 5 liiki ja lisaks 4 sugukonnani määratud liiki, kokku 50 isendit. Kõige arvukam oli *Pardosa prativaga*, keda leiti 15 emast ja 1 isane isend. Lisaks oli Uueturu pargis 2 liiki, keda teistest parkidest ei leitud – *Pardosa palustris* ja *Trochosa ruricola*, kes mõlemad kuuluvad huntämblike (*Lycosidae*) sugukonda.

7. Arutelu

Uurisin Tartu linna elurikkuse ruumilist sidusust ja leidsin, et kõige kõrgem sidususe indeks on rohealadel kogu tööalal ($CBI_2 = 564,52$ ha) ja Tartu linnas ($CBI_2 = 267,77$ ha), sellele järgnevad puurinde sidusus ja kõige madalama indeksi väärtusega on elurikkuse tuumalad nii linnas kui ka selle ümbruses. Efektiivse võrgusilma suurus oli kõikides uuritud gruppides madal (0,06-0,25), kõige kõrgem oli elurikkuse tuumaladel – tõenäosus, et kaks juhuslikult tuumaladele paigutatud indiviidi kohtuksid on 0,25 Tartu linnas ja 0,10 kogu tööalal.

Uurisin Tartu kesklinna parkide elurikkuse seisundit ja viiest pargist leidsin kokku 163 liiki soontaimi, kuid väikeseskaalaline mitmekesisus oli väga väike (keskmiselt 5,36 liiki 20x20 cm alal). Lisaks oli madal vaatluse hetkel ruutudes õitsvate taimeliikide arv, mis oli keskmiselt 3,72 liiki 1 m² ruudus. Tolmeldajaid leidsin parkidest kokku 22 liiki, kuid keskmiselt oli igas pargis vaid 7,8 liiki ja 21,6 isendit ning tolmeldajad olid kogunenud enamasti üksikute õitsvate põõsaste ja puude peale. Ämblike liigirikkus oli erakordselt madal, kokku leidsin parkidest 9 liigini määratud ja 4 sugukonnani määratud liiki, keskmiselt oli igas pargis 4,4 liiki, seejuures Barclay pargist leidsin ainult ühe liigi ühe isendiga.

Tartu linna tuumalade sidususe indeks on 111,8 ha (sidusate gruppide pindalade mediaan 1,66 ha) ja kogu tööalal 263,8 ha (sidusate gruppide pindalade mediaan 1,55 ha), mis näitab, et elurikkuse tuumalade ruumiline sidusus on madal ja tuumalade sidusad grupid on pindalalt pigem keskmised. Sellest võib järeldada, et suuremat maa-ala vajavatele liikidele ei pruugi ainult elurikkuse tuumaladest piisata ja tuumalade laigukesi võiks olla rohkem ning sidusust oleks kindlasti vaja tõsta.

Tartu linna puurinde sidususe indeks on 142,90 ha (sidusate gruppide pindalade mediaan 0,03 ha) ja kogu tööalal 175,64 ha (sidusate gruppide pindalade mediaan samuti 0,03 ha). See näitab, et puurinne on küll sidusam kui tuumalad, seevastu sidusate gruppide mediaanpindala on väga väike (0,03 ha) ehk valdavalt on puurinde sidusad grupid väikese pindalaga. Rohealade sidususe indeks Tartu linnas on 267,77 ha (sidusate gruppide pindalade mediaan 0,05 ha) ja kogu tööalal 564,52 ha (sidusate gruppide pindalade mediaan 0,22 ha). See tähendab, et tuumalad ühendavad rohealad on pigem väikeste pindaladega (eriti Tartu linnas), kuid üldine sidusus on kõrgem kui teistel gruppidel. Siiski on vaja sidusust hoida ja suurendada, mille jaoks tuleb tõsta olemasolevate rohealade kvaliteeti, pindala ja rajada uusi rohekoridore. Näiteks viidi Roomas läbi projekt, kus taastati ja rajati 33 hektari ulatuses linnametsasid ja rohelisi teeääri,

mis ühendavad omavahel suuremaid rohealasid ja lisaks peaksid umbes 300 000 Rooma elanikule pakkuma paremat õhukvaliteeti (Capotorti *et al.* 2019).

Tartu kesklinnas ja lõunapiiril on palju elurikkuse barjääre (tehnoalad ja -rajatised, teed), mis tähendab, et paljudel kesklinnas elavatel liikidel ei ole võimalik levida või liikuda linnast välja ja vastupidi. Tian *et al.* (2014) toovad samuti välja, et linna piiridel asuvad rohealad on kombinatsioon linnast ja teistest ökosüsteemidest ning sobivad seetõttu paljudele liikidele. Selle jaoks, et linna ei ümbritseks ainult tehnovõrgustik, peaks hoonete ehitamisel vältima uue maa kasutuselevõttu ja tihendama juba olemasolevaid rajatisi. Lisaks tasub kaitsta ja hoida praegusi linnalähedasi ökosüsteeme.

Tartu linnas on kõigis töös uuritavates parkides müratase vähemalt 55 dB, Uueturu pargis ja Vabaduse puiestikus küündib lausa 70 dB (vaata lisa 1, joonis 19). See tähendab, et paljude müratundlikemate liikide jaoks ei ole pargid sobivateks elupaikadeks. Selle parandamiseks on vaja istutada teede äärde hekke ja lasta olemasolevatel kõrgemaks kasvada ning lisaks aitaks mürataset vähendada kesklinna liikluskoormuse alandamine.

Soontaimede väikeseskaalaline mitmekesisus Tartu linna parkides oli väike. See näitab, et haljasaladel on paar domineerivamat liiki, mis taluvad suurt häiringut ning ei lase vähem konkurentsivõimelistel taimedel seal kasvada. Ka Chang *et al.* (2021) leidsid, et mida tihedam on tallamis- ja niitmiskoormus, seda väiksem on taimede liigiline mitmekesisus parkides. Seepärast tuleks parke muuta heterogeensemateks ehk luua erinevaid valgustingimusi ning vähemkasutatavatel aladel vähendada ka niitmiskoormust, et rohkemad liigid saaksid kasvada.

Soontaimede liikidest, kelle õitsengu aeg oli vaatluse ajal, õitsesid väga vähesed. Väike arv õitsvaid taimi viitab väga tihedale hooldusrežiimile, mis ei lase taimedel piisavalt kaua kasvada ja õitsemiseni jõuda. Sama täheldasid ka Garbuzov *et al.* (2015), et sage niitmine piirab nii taimede õitsemist kui ka levimist ja struktuurilist mitmekesisust. Õitsvate taimede osakaalu linna rohealal aitab suurendada vähemkäidavate ja -kasutatavate alade niitmine kord või kaks suve jooksul, mis võib sealjuures suurendada liigilist mitmekesisust lausa 30% võrra (Sehrt *et al.* 2020).

Tolmeldajate liigiline mitmekesisus ja isendite arv oli parkide suurusi arvestades väga väike. Tolmeldajate madal liigirikkus viitab peamiselt õitsvate taimede vähesusele, mis kahandab oluliselt nende toidubaasi ja võimalust linnakeskkonnas elada. Seetõttu sobib ka siin soovitus harvem niita, mis aitab kaasa õiterohkusele ja tolmeldajate toidubaasi suurendamisele. Ka

Wastian *et al.* (2016) täheldasid, et õitsvate taimede osakaalu suurendamine mõjus positiivselt nii tolmeldajate liikide kui ka isendite arvule.

Maapinnal liikuvate ämblike liigirikkus Tartu kesklinna parkides oli väga madal ning esindatud olid ajutistele elupaikadele kohastunud liigid. See viitab rohealade homogeensusele ja niitmisest põhjustatud suurele ning tihedale häiringule, mida taluvad vähesed liigid ning madal muru võib vähendada ka ämblikele sobilikku toidubaasi. Prieto-Benítez ja Méndez (2011) leidsid, et ämblike liigilist mitmekesisust mõjutab negatiivselt nii tihe hooldusrežiim kui ka maastiku homogeensus. Seepärast sobivad niitmata lapikesed parkides ka väga hästi ämblikele, sest muudavad maastiku mitmekesisemaks ja pakuvad nii ämblikele kui ka nende toidubaasile sobivat elupaika.

Kokkuvõte

Elurikkuse kao peamiseks põhjuseks on inimtegevus: maakasutuse muutused ja sellest tulenev elupaikade kadu ning fragmenteerumine intensiivistuva põllumajanduse, linnastumise ja pärandkoosluste traditsioonilise majandamise kadumise tõttu. Seetõttu on igäihe looduskaitse ehk looduse ja elurikkuse toetamine väljaspool kaitsealasid aina olulisem, et tagada liikidele sobivad ja sidusad elupaigad. Elurikkust toetavateks aladeks saavad oskusliku planeerimise ja haljastusvõtetega olla ka linnad, mis on tihti rajatud bioloogiliselt mitmekesistele ja viljakatele aladele. Selleks, et igäihe looduskaitse linnaruumis oleks tõhus, on vaja teaduspõhiseid ja analüüsitud lähenemisi.

Magistritöös uurisin Tartu linna ja lähiümbruse struktuurilist sidusust ja viie kesklinna pargi elurikkuse seisundit. Kasutasin andmeid Eesti topograafia andmekogust, Põllumajanduse Registrite ja Informaatsiooni Ametist, Eesti Looduse Infosüsteemist ja satelliidipiltidelt. Koostasın Tartu rohealade struktuurse sidususe hinnangud, kasutades eeskujuna hiljuti Melbourne'i jaoks rakendatud meetodit (Kirk *et al.* 2018), mis omakorda tugineb City Biodiversity Index-i sidususe metoodikal, mida on kirjeldatud Casalegno *et al.* (2017) ja Deslauriers *et al.* (2017) töödes. Sidususe indeksid arvasin elurikkuse tuumaladele, puurindele ja rohealadele. Tartu kesklinna parkide elurikkuse seisundi hindamiseks uurisin soontaimede, tolmeldajate ja ämblike liigilist mitmekesisust. Soontaimede vaatlusel kasutasin taimeruutude meetodit, kus hindasin liikide arvukust 1 m² ja 20x20 cm alal, vaatluse hetkel õitsvate liikide arvu 1 m² ning lisaks koostasın igas pargis täieliku soontaimede nimekirja. Tolmeldajate vaatluse viisin läbi taldrikupüügi meetodil ja ämblike uurimiseks paigaldasın igasse parki kogumistopsidega transekti.

Arvutatud sidususe indeksid näitavad, et kõige paremini on omavahel ühendatud rohealad ja kõige vähem elurikkuse tuumalad. Lisaks on oluline tähelepanu pöörata sidusate elupaigagruppide pindalade mediaanidele ja efektiivse võrgusilma suurustele, mis näitavad, et sidusate alade pindalad on pigem väikesed ja tõenäosus kahel indiviidil juhuslikult kohtuda on samuti madal. Liigilise mitmekesisuse tulemused olid ämblikel ja tolmeldajatel sarnased: nii liikide kui ka isendite arv oli madal ja see on otseses seoses elupaiga homogeensuse ja tiheda hooldusrežiimiga. Kuigi soontaimede arvukus parkide skaalal oli pigem suur, siis väikeseskaalaline mitmekesisus oli madal ning ka õitsvaid kodumaiseid taimi leidis vähe.

Liikide soodsa seisundi hoidmiseks või taastamiseks tuleb linnadest hakata mõtlema kui potentsiaalsetest elurikkuse oasidest ning selline mõtteviis peab kanduma ka teistesse

valdkondadesse, mis mõjutavad otseselt parkide käekäiku. Tartu linna rohealade elurikkuse soodustamiseks on vaja terviklikke lahendusi ja muutusi, mis hõlmaksid nii liigilist mitmekesisust kui ka rohealade sidusust. Alustada saab üsna lihtsalt, kasvõi niitmiskoormuse vähendamisest mõnedel aladel või kodumaisete taimede külvamisest. Kuigi plaanid ja kavad võivad muuta pargid elurikkaks, muudavad rohealad tõeliselt funktsionaalseks kohalikud inimesed, kes on teadlikud linnalooduse väärtusest ja aktsepteerivad väikest metsikust enda ümber.

Summary

The loss of biodiversity is mainly caused by human activity: changes in land use, habitat loss and fragmentation due to intensifying agriculture, urbanization and the loss of traditional management of heritage communities. Therefore, it is increasingly important for everyone to protect nature and biodiversity outside of nature reserves, in order to ensure suitable and coherent habitats for species. Cities are often based on biologically diverse and fertile areas and can also be areas that support biodiversity through skilful planning and landscaping techniques. Science-based and analyzed approaches are essential for the effectiveness of nature conservation in urban areas.

In my master's thesis, I studied the structural connectivity of the city of Tartu and its surroundings, as well as the state of biodiversity in five downtown parks. I used data from the Estonian topography database, the Agricultural Registers and Information Board, the Estonian Nature Information System and satellite images. I compiled assessments of the structural coherence of green areas in Tartu, using the method recently applied for the city of Melbourne as an example (Kirk *et al.* 2018), which in turn is based on the coherence methodology of the City Biodiversity Index described by Casalegno *et al.* (2017) and Deslauriers *et al.* (2017). Connectivity indices were calculated for biodiversity core areas, tree fronts and green areas. To assess the biodiversity status of Tartu city center parks, I studied the species diversity of vascular plants, pollinators and spiders. For observing vascular plants, I used the method of plant squares, where I estimated the number of species in an area of 1 m² and 20x20 cm, the number of species blooming at the time of observation in an area of 1 m², and also compiled a complete list of vascular plants in each park. I observed the pollinators using the pan traps method and for spiders I installed a transect with collection cups in each park.

The calculated connectivity indices show that green areas in general have the highest and biodiversity core areas have the lowest connectivity. In addition, attention should be given to the medians of the surface areas of the associated habitat groups, along with their effective mesh sizes. These indicate that the surface areas of the associated areas are rather small and thus the probability of two individuals meeting by chance is low. Species diversity results were similar for spiders and pollinators: numbers for both the species and specimens, which is directly related to habitat homogeneity and intense maintenance regimes. Although the number of vascular plants on the scale of parks was rather large, the small-scale diversity was low and there were also few blooming domestic plants.

In order to maintain or restore a beneficial state for the various species, cities must be seen as potential oases of biodiversity. In addition, this way of thinking must be extended to other fields that directly affect the way parks function. In order to promote the biodiversity of the green areas in the city of Tartu, comprehensive solutions and changes are needed, which would include both species diversity and the connectivity of green areas. Setting this in motion can be quite simple, even by reducing the mowing load in some areas or by sowing domestic plants. While plans and projects can increase urban biodiversity, green spaces are made truly functional by local people who are aware of the value of urban nature and accept the wilderness around them.

Tänuavaldused

Minu juhendaja Aveliina Helmi abi magistritöösse on raske sõnadesse panna. Suur ja südamik tänu selle eest, mis viis minu magistriõpingud eduka lõpuni. Töö valmimisele aitasid mitmel moel kaasa ka Jelle Devalez, Mart Meriste, Ene Kook, Elisabeth Prangel, Linda Pall, Patrick Joan Thomson, Oleksandr Karasov ja Kristofer Jürisoo. Suur aitäh!

Kasutatud kirjandus

- Aronson, M.F., Lepczyk, C.A., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., MacIvor, J.S., Nilon, C.H., Vargo, T., 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Front Ecol Environ* 15, 189–196.
- Barber, J.R., Crooks, K.R., Fristrup, K.M., 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 180–189.
- Beninde, J., Veith, M., Hochkirch, A., 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol Lett* 18, 581–592.
- Bratman, G.N., Anderson, C.B., Berman, M.G., Cochran, B., de Vries, S., Flanders, J., Folke, C., Frumkin, H., Gross, J.J., Hartig, T., Kahn, P.H., Kuo, M., Lawler, J.J., Levin, P.S., Lindahl, T., Meyer-Lindenberg, A., Mitchell, R., Ouyang, Z., Roe, J., Scarlett, L., Smith, J.R., van den Bosch, M., Wheeler, B.W., White, M.P., Zheng, H., Daily, G.C., 2019. Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Sci. Adv.* 5.
- Buchholz, S., Hannig, K., Möller, M., Schirmel, J., 2018. Reducing management intensity and isolation as promising tools to enhance ground-dwelling arthropod diversity in urban grasslands. *Urban Ecosyst* 21, 1139–1149.
- Cabrera-Cruz, S.A., Smolinsky, J.A., Buler, J.J., 2018. Light pollution is greatest within migration passage areas for nocturnally-migrating birds around the world. *Sci Rep* 8, 3261.
- Campbell-Arvai, V., 2019. Engaging urban nature: improving our understanding of public perceptions of the role of biodiversity in cities. *Urban Ecosyst* 15.
- Capotorti, G., Alós Ortí, M.M., Copiz, R., Fusaro, L., Mollo, B., Salvatori, E., Zavattoni, L., 2019. Biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning: A case study from the metropolitan area of Rome (Italy). *Urban Forestry & Urban Greening* 37, 87–96.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- Casalegno, S., Anderson, K., Cox, D.T.C., Hancock, S., Gaston, K.J., 2017. Ecological connectivity in the three-dimensional urban green volume using waveform airborne lidar. *Sci Rep* 7, 45571.
- Chan, L., Hillel, O., Elmqvist, T., Werner, P., Holman, N., Mader, A. and Calcaterra, E., 2014. User's manual on the Singapore index on cities' biodiversity (also known as the City Biodiversity Index). Singapore: National Parks Board, Singapore.
- Chang, C.-R., Chen, M.-C., Su, M.-H., 2021. Natural versus human drivers of plant diversity in urban parks and the anthropogenic species-area hypotheses. *Landscape and Urban Planning* 208, 104023.
- Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., Jung, V., 2018. From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning* 180, 121–124.

- Coldwell, D.F., Evans, K.L., 2017. Contrasting effects of visiting urban green-space and the countryside on biodiversity knowledge and conservation support. *PLoS ONE* 12, e0174376.
- Collins, R., Schaafsma, M., Hudson, M.D., 2017. The value of green walls to urban biodiversity. *Land Use Policy* 64, 114–123.
- Dearborn, D.C., Kark, S., 2010. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology* 24, 432–440.
- Derby Lewis, A., Bouman, M.J., Winter, A.M., Hasle, E.A., Stotz, D.F., Johnston, M.K., Klinger, K.R., Rosenthal, A., Czarnecki, C.A., 2019. Does Nature Need Cities? Pollinators Reveal a Role for Cities in Wildlife Conservation. *Front. Ecol. Evol.* 7, 220.
- Deslauriers, M.R., Asgary, A., Nazarnia, N., Jaeger, J.A.G., 2018. Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI). *Ecological Indicators* 94, 99–113.
- Dooling, R.J., Popper, A.N., n.d. The Effects of Highway Noise on Birds 75.
- Downie, I.S., Ribera, I., McCracken, D.I., Wilson, W.L., Foster, G.N., Waterhouse, A., Abernethy, V.J., Murphy, K.J., 2000. Modelling populations of *Erigone atra* and *E. dentipalpis* (Araneae: Linyphiidae) across an agricultural gradient in Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80, 15–28.
- Eesti inimarengu aruanne 2019/2020. Kasutatud 10.05.2021, <https://inimareng.ee/eesti-inimarengu-aruanne-20192020.html>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), 2013. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D., Kronenberg, J., de Groot, R., 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 101–108.
- Environmental Views and Values of Children in an Inner-City Black Community, 2021. 16.
- European Environment Agency., 2018. Environmental indicator report 2018: in support to the monitoring of the Seventh Environment Action Programme. Publications Office, LU.
- Euroopa Liidu elurikkuse strateegia, 2020. Külastatud 4.05.2021, https://eurlex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF
- Euroopa Keskkonaagentuur, 2019. Urban land take. Kasutatud 13.04.2021, <https://www.eea.europa.eu/airs/2018/natural-capital/urban-land-expansion>
- Euroopa Komisjon, 2021. Urbanisation trends and drivers. Kasutatud 21.04.2021, <https://www.eea.europa.eu/airs/2018/natural-capital/urban-land-expansion>
- Euroopa Komisjon, 2021. The 8th Environment Action Programme. Kasutatud 14.04.2021, https://ec.europa.eu/environment/strategy/environment-action-programme-2030_et

Euroopa rohelepe, 2019. Külastatud 5.05.2021,

https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0009.02/DOC_1&format=PDF

- Faeth, S.H., Bang, C., Saari, S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms: Urban biodiversity. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223, 69–81.
- Firebaugh, A., Haynes, K.J., 2019. Light pollution may create demographic traps for nocturnal insects. *Basic and Applied Ecology* 34, 118–125.
- Fischer, L.K., Neuenkamp, L., Lampinen, J., Tuomi, M., Alday, J.G., Bucharova, A., Cancellieri, L., Casado-Arzuaga, I., Čeplová, N., Cerveró, L., Deák, B., Eriksson, O., Fellowes, M.D.E., Fernández de Manuel, B., Filibeck, G., González-Guzmán, A., Hinojosa, M.B., Kowarik, I., Lumbierres, B., Miguel, A., Pardo, R., Pons, X., Rodríguez-García, E., Schröder, R., Gaia Sperandii, M., Unterweger, P., Valkó, O., Vázquez, V., Klaus, V.H., 2020. Public attitudes toward biodiversity-friendly greenspace management in Europe. *CONSERVATION LETTERS* 13.
- Fröhlich, A., Ciach, M., 2020. Dead wood resources vary across different types of urban green spaces and depend on property prices. *Landscape and Urban Planning* 197, 103747.
- Frumkin, H., Bratman, G.N., Breslow, S.J., Cochran, B., Kahn Jr, P.H., Lawler, J.J., Levin, P.S., Tandon, P.S., Varanasi, U., Wolf, K.L., Wood, S.A., 2017. Nature Contact and Human Health: A Research Agenda. *Environ Health Perspect* 125, 075001.
- Fuller, R.A., Gaston, K.J., 2009. The scaling of green space coverage in European cities. *Biol. Lett.* 5, 352–355.
- Fuller, R.A., Irvine, K.N., Devine-Wright, P., Warren, P.H., Gaston, K.J., 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biol. Lett.* 3, 390–394.
- Garbuzov, M., Fensome, K.A., Ratnieks, F.L.W., 2015. Public approval plus more wildlife: twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. *Insect Conserv Divers* 8, 107–119.
- Garibaldi, L.A., Aizen, M.A., Klein, A.M., Cunningham, S.A., Harder, L.D., 2011. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 5909–5914.
- Garmendia, E., Apostolopoulou, E., Adams, W.M., Bormpoudakis, D., 2016. Biodiversity and Green Infrastructure in Europe: Boundary object or ecological trap? *Land Use Policy* 56, 315–319.
- Giddings, B., Rogerson, R., 2021. Compacting the city centre: densification in two Newcastle. *Buildings and Cities* 2, 185–202.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M., 2008a. Global Change and the Ecology of Cities. *Science* 319, 756–760.
- Hajek, A.E. and Eilenberg, J., 2018. *Natural enemies: an introduction to biological control.* Cambridge University Press.

- Hall, D.M., Camilo, G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J.S., Baldock, K.C.R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M.E., Jackson, J.I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E.S., Philpott, S.M., Potts, S.G., Sirohi, M.H., Spevak, E.M., Stone, G.N., Threlfall, C.G., 2017. The city as a refuge for insect pollinators: Insect Pollinators. *Conservation Biology* 31, 24–29.
- Harrison, T., Winfree, R., 2015. Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology* 10.
- Hartig, T., van den Berg, A.E., Hagerhall, C.M., Tomalak, M., Bauer, N., Hansmann, R., Ojala, A., Syngollitou, E., Carrus, G., van Herzele, A., Bell, S., Podesta, M.T.C., Waaseth, G., 2011. Health Benefits of Nature Experience: Psychological, Social and Cultural Processes, in: Nilsson, K., Sangster, M., Gallis, C., Hartig, T., de Vries, S., Seeland, K., Schipperijn, J. (Eds.), *Forests, Trees and Human Health*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 127–168.
- Helm, A., Toussaint, A., 2020. Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.
- Helm, A., Kull, A., Veromann, E., Remm, L., Villoslada, M., Kikas, T., Aosaar, J., Tullus, T., Prangel, E., Linder, M., Otsus, M., Külm, S., Sepp, K., 2020. Metsa-, soo-, niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste baastasemete üleriigilise hindamise ja kaardistamise lõpparuanne. ELME projekt. Tellija: Keskkonnaagentuur (riigihange nr 198846).
- Hicks, D.M., Ouvrard, P., Baldock, K.C.R., Baude, M., Goddard, M.A., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Memmott, J., Morse, H., Nikolitsi, M., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Sinclair, F., Westbury, D.B., Stone, G.N., 2016. Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows. *PLoS ONE* 11.
- Holm, B., Aavik, T., Kasari, L., Luuk, O., Holm, A., Väli, K., Sandre, S.-L., Kallaste, E., 2019. Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs. Tartu, Pärandkoosluste kaitse ühing & Eesti Rakendusuuringute Keskus CentAR OÜ.
- Ignatieva, M., 2010. Design and Future of Urban Biodiversity, in: Müller, N., Werner, P., Kelcey, J.G. (Eds.), *Urban Biodiversity and Design*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 118–144.
- Ignatieva, M., Ahrné, K., Wissman, J., Eriksson, Tuula, Tidåker, P., Hedblom, M., Kätterer, T., Marstorp, H., Berg, P., Eriksson, Tom, Bengtsson, J., 2015. Lawn as a cultural and ecological phenomenon: A conceptual framework for transdisciplinary research. *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 383–387.
- IPBES, 2018. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marín Rando, A. Mader, A. Church, M. Elbakidze, V. Elias, T. Hahn, P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. Sandström, I. Sousa Pinto, P. Visconti, N.E. Zimmermann and M. Christie (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 pages.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard,

- A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Ives, C.D., Lentini, P.E., Threlfall, C.G., Ikin, K., Shanahan, D.F., Garrard, G.E., Bekessy, S.A., Fuller, R.A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L.E., Kendal, D., 2016. Cities are hotspots for threatened species: The importance of cities for threatened species. *Global Ecology and Biogeography* 25, 117–126.
- Jaeger, J.A.G., Bertiller, R., Schwick, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, K.C., Ghazoul, J., 2008. Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (Monet). *Journal of Environmental Management* 88, 737–751.
- Kabisch, N., 2015. Ecosystem service implementation and governance challenges in urban green space planning—The case of Berlin, Germany. *Land Use Policy* 42, 557–567.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T., 2007. Domesticated Nature: Shaping Landscapes and Ecosystems for Human Welfare. *Science* 316, 1866–1869.
- Kark, S., Iwaniuk, A., Schalimtzek, A., Banker, E., 2007. Living in the city: can anyone become an “urban exploiter“? *J Biogeography* 34, 638–651.
- Karvonen, A., Yocom, K., 2011. The Civics of Urban Nature: Enacting Hybrid Landscapes. *Environ Plan A* 43, 1305–1322.
- Kirk, H., Threlfall, C., Soanes, K., Ramalho, C.E., Parris, K., Amati, M., Bekessy, S., Mata, L., 2018. Linking Nature in the city: a framework for improving ecological connectivity across the City of Melbourne. Report prepared by the CAUL hub for the City of Melbourne Urban Sustainability Branch.
- Kovács, Z., Farkas, Z.J., Egedy, T., Kondor, A.C., Szabó, B., Lennert, J., Baka, D., Kohán, B., 2019. Urban sprawl and land conversion in post-socialist cities: The case of metropolitan Budapest. *Cities* 92, 71–81.
- Kühn, I., Brandl, R. and Klotz, S., 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary ecology research* 6(5), 749-764.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., Ree, R., 2015. Ecological connectivity research in urban areas. *Funct Ecol* 29, 868–878.
- Le Roux, D.S., Ikin, K., Lindenmayer, D.B., Blanchard, W., Manning, A.D., Gibbons, P., 2014. Reduced availability of habitat structures in urban landscapes: Implications for policy and practice. *Landscape and Urban Planning* 125, 57–64.
- Lepczyk, C.A., Aronson, M.F.J., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., MacIvor, J.S., 2017. Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience* 67, 799–807.

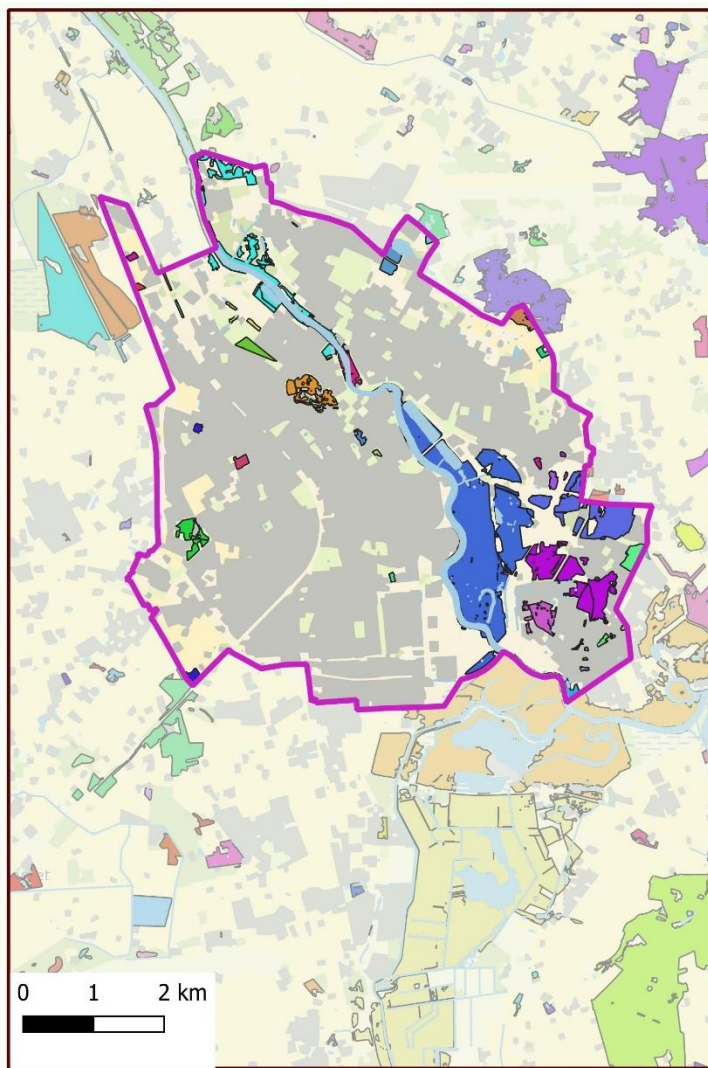
- Lowenstein, D.M., Matteson, K.C., Minor, E.S., 2019. Evaluating the dependence of urban pollinators on ornamental, non-native, and ‘weedy’ floral resources. *Urban Ecosyst* 22, 293–302.
- Luck, G.W., 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 39.
- Maa-amet, 2021. Kasutatud 20.05.2021, <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Korgusandmed/Korgusmudelid-p508.html>
- Mata, L., Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Malipatil, M., Stork, N.E., Livesley, S.J., 2017. Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Sci Rep* 7, 40970.
- McDonnell, M.J., Hahs, A.K., 2013. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the ‘low-hanging fruit.’ *Urban Ecosyst* 16, 397–409.
- Melia, S., Chatterjee, K., Stokes, G., 2018. Is the urbanisation of young adults reducing their driving? *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 118, 444–456.
- Meriste, M., 2021. Suuline vestlus 14.05.2021.
- Moorman, C.E., Bowen, L.T., Kilgo, J.C., Sorenson, C.E., Hanula, J.L., Horn, S., Ulyshen, M.D., 2007. Seasonal diets of insectivorous birds using canopy gaps in a bottomland forest. *J Field Ornithology* 78, 11–20.
- Muratet, A., Pellegrini, P., Dufour, A.-B., Arrif, T., Chiron, F., 2015. Perception and knowledge of plant diversity among urban park users. *Landscape and Urban Planning* 137, 95–106.
- Næss, P., Saglie, I.-L., Richardson, T., 2020. Urban sustainability: is densification sufficient? *European Planning Studies* 28, 146–165.
- Nilon, C.H., Aronson, M.F.J., Cilliers, S.S., Dobbs, C., Frazee, L.J., Goddard, M.A., O’Neill, K.M., Roberts, D., Stander, E.K., Werner, P., Winter, M., Yocom, K.P., 2017. Planning for the Future of Urban Biodiversity: A Global Review of City-Scale Initiatives. *BioScience* 67, 332–342.
- Nor, A.N.M., Corstanje, R., Harris, J.A., Grafius, D.R., Siriwardena, G.M., 2017. Ecological connectivity networks in rapidly expanding cities. *Heliyon* 3, e00325.
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326.
- Pagliarin, S., De Decker, P., 2021. Regionalised sprawl: conceptualising suburbanisation in the European context. *Urban Research & Practice* 14, 138–156.
- Palliwoda, J., Priess, J.A., 2021. What do people value in urban green? Linking characteristics of urban green spaces to users; perceptions of nature benefits, disturbances, and disservices. *E&S* 26, art28.
- Pataki, D.E., Carreiro, M.M., Cherrier, J., Grulke, N.E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R.V., Whitlow, T.H., Zipperer, W.C., 2011. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 27–36.

- Pesaresi, M., Melchiorri, M., Siragusa, A., & Kemper, T., 2016. Atlas of the human planet—Mapping human presence on earth with the global human settlement layer. JRC103150. Publications Office of the European Union. Luxembourg (Luxembourg): European Commission, DG JRC.
- Pickett, S.T.A., 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management* 32.
- Pierce, J.R., Barton, M.A., Tan, M.M.J., Oertel, G., Halder, M.D., Lopez-Guijosa, P.A., Nuttall, R., 2020. Actions, indicators, and outputs in urban biodiversity plans: A multinational analysis of city practice. *PLoS ONE* 15.
- Prieto-Benítez, S., Méndez, M., 2011. Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biological Conservation* 144, 683–691.
- Ritchie, H., Roser, M., 2018. Urbanization. *Our World in Data*.
- Rocha, E.A., n.d. Urbanisation alters ecological interactions: Ant mutualists increase and specialist insect predators decrease on an urban gradient 8.
- Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., Bucharova, A., 2020. Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology* 42, 47–53.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L., Julliard, R., 2013. Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation* 157, 285–292.
- Soanes, K., Lentini, P.E., 2019. When cities are the last chance for saving species. *Front Ecol Environ* 17, 225–231.
- Southon, G.E., Jorgensen, A., Dunnett, N., Hoyle, H., Evans, K.L., 2017. Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. *Landscape and Urban Planning* 158, 105–118.
- Stewart, G.H., Ignatieva, M.E., Meurk, C.D., Buckley, H., Horne, B., Braddick, T., 2009. URban Biotopes of Aotearoa New Zealand (URBANZ) (I): composition and diversity of temperate urban lawns in Christchurch. *Urban Ecosyst* 16.
- Strohbach, M.W., Haase, D., Kabisch, N., 2009. Birds and the City: Urban Biodiversity, Land Use, and Socioeconomics. *E&S* 14, art31.
- Tartu linna heakorra eeskiri, 2002. Kasutatud 24.05.2021, <https://www.riigiteataja.ee/akt/424092015023>
- Tartu linna statistika, 2020. Kasutatud 6.05.2021, <https://tartu.ee/et/statistika>
- Tartu linna välisõhu strateegiline mürakaart, 2017. Kasutatud 13.05.2021, https://www.tartu.ee/sites/default/files/5463_EE_2_4_koondkaart_Ld.pdf
- Tartu linna üldplaneering 2040+, 2021. Kasutatud 15.05.2021, <https://gis.tartu.ee/pohilahendus/yldplaneering2040/loodus/>
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure 4.

- Threlfall, C.G., Mata, L., Mackie, J.A., Hahs, A.K., Stork, N.E., Williams, N.S.G., Livesley, S.J., 2017. Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *J Appl Ecol* 54, 1874–1883.
- Tian, Y., Jim, C.Y., Wang, H., 2014. Assessing the landscape and ecological quality of urban green spaces in a compact city. *Landscape and Urban Planning* 121, 97–108.
- Tremblay, M.A., St. Clair, C.C., 2009. Factors affecting the permeability of transportation and riparian corridors to the movements of songbirds in an urban landscape. *Journal of Applied Ecology*.
- UN Environment (Ed.), 2019. *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*, 1st ed. Cambridge University Press.
- Unt, A.-L., Bachmann, K., Kalberg-Karro, M., 2021. Millises südalinna hotellis peatuvad siilid ja putukad. Kasutatud 14.05.2021, <https://peegel.ut.ee/numbrid/nr-19/millises-sudalinna-hotellis-peatuvad-siilid-ja-putukad>
- Vabariigi Valitsus, 2021. *Strateegia „Eesti 2035“*. Külastatud 10.05.2021, <https://valitsus.ee/strateegia-eesti-2035-arengukavad-ja-planeering/strateegia>
- van Maarseveen, R., 2020. The urban–rural education gap: do cities indeed make us smarter? *Journal of Economic Geography* Ibaa033.
- Vega, K.A., Küffer, C., 2021. Promoting wildflower biodiversity in dense and green cities: The important role of small vegetation patches. *Urban Forestry & Urban Greening* 62, 127165.
- Wang, J., Zhou, W., Pickett, S.T.A., Yu, W., Li, W., 2019. A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. *Science of The Total Environment* 662, 824–833.
- Wastian, L., Unterweger, P.A., Betz, O., 2016. Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (Hymenoptera, Apoidea). *JHR* 49, 51–63.
- Watson, D.M., Doerr, V.A.J., Banks, S.C., Driscoll, D.A., van der Ree, R., Doerr, E.D., Sunnucks, P., 2017. Monitoring ecological consequences of efforts to restore landscape-scale connectivity. *Biological Conservation* 206, 201–209.
- Whitburn, J., Linklater, W.L., Milfont, T.L., 2019. Exposure to Urban Nature and Tree Planting Are Related to Pro-Environmental Behavior via Connection to Nature, the Use of Nature for Psychological Restoration, and Environmental Attitudes. *Environment and Behavior* 51, 787–810.
- Wolsink, M., 2016. Environmental education excursions and proximity to urban green space – densification in a ‘compact city.’ *Environmental Education Research* 22, 1049–1071.
- Wood, E., Harsant, A., Dallimer, M., Cronin de Chavez, A., McEachan, R.R.C., Hassall, C., 2018. Not All Green Space Is Created Equal: Biodiversity Predicts Psychological Restorative Benefits From Urban Green Space. *Front. Psychol.* 9, 2320.
- ÜRO rahvastikuosakond, 2018. United Nations Population Division. *World Urbanization Prospects: 2018 Revision*. Kasutatud 29.04.2021, <https://population.un.org/wup/>

ÜRO säästva arengu eesmärgid, 2015. 17 eesmärki. Kasutatud 12.05.2021, <https://sdgs.un.org/goals>

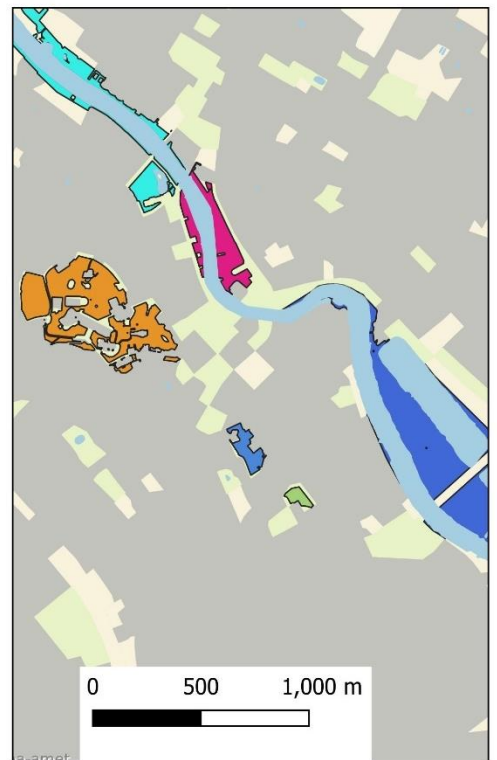
Lisa 1



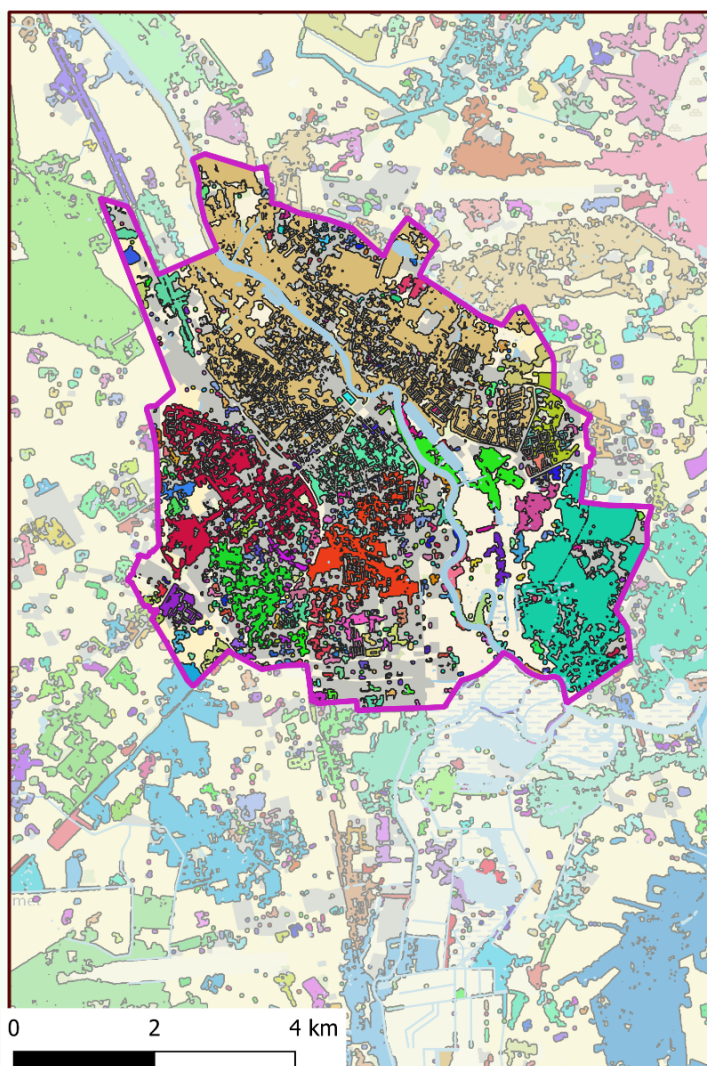
Tuumalade sidusus

Sidusad piirkonnad kogu alal ja Tartu kesklinnas
Iga värvitoon tähistab ühte gruppi

- Tartu linn
- Veekogud



Joonis 13. Tuumalade sidususe kaart kogu tööalal ja Tartu kesklinnas. Iga värvitoon tähistab ühte sidusate alade gruppi.

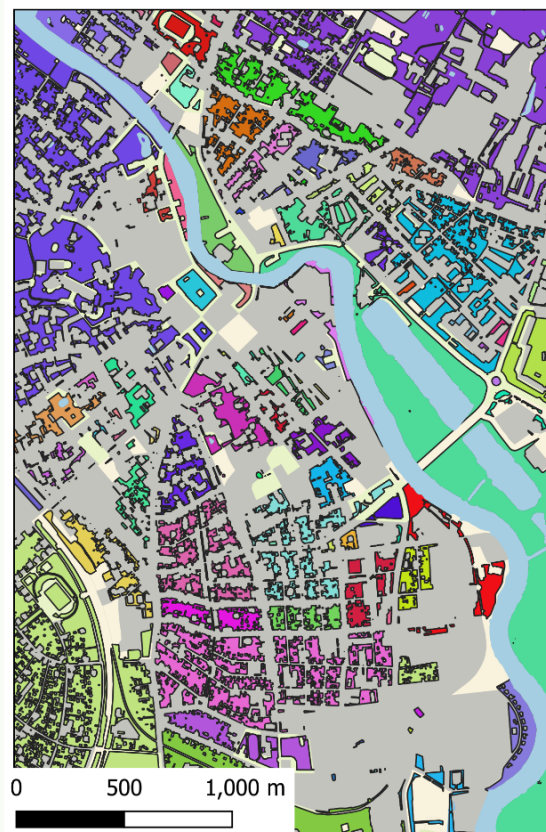


Kõrghaljastuse (üle 8 m puude) sidusus

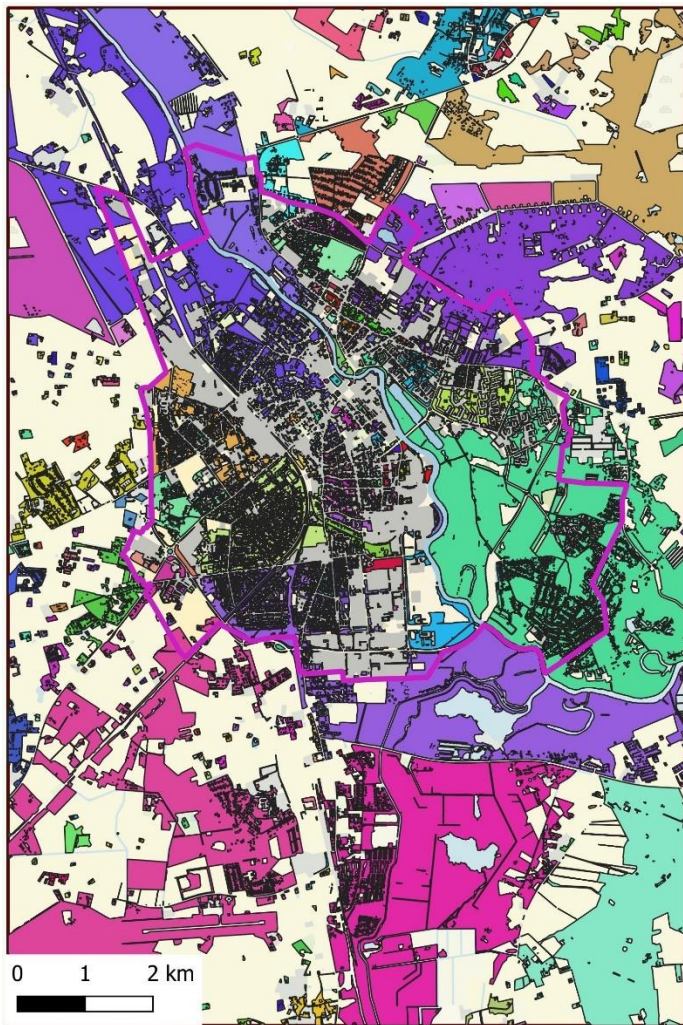
Sidususad piirkonnad kogu alal ja Tartu kesklinnas
Iga värvitoon tähistab ühte gruppi

□ Tartu linn

■ Veekogu



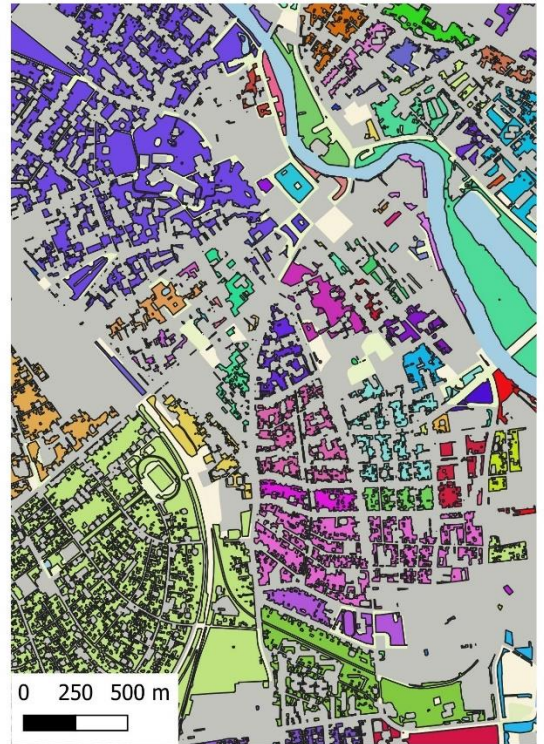
Joonis 14. Kõrghaljastuse (üle 8m kõrguste puude) sidususe kaart kogu tööalal ja Tartu kesklinnas. Iga värvitoon tähistab ühte sidusate alade gruppi.



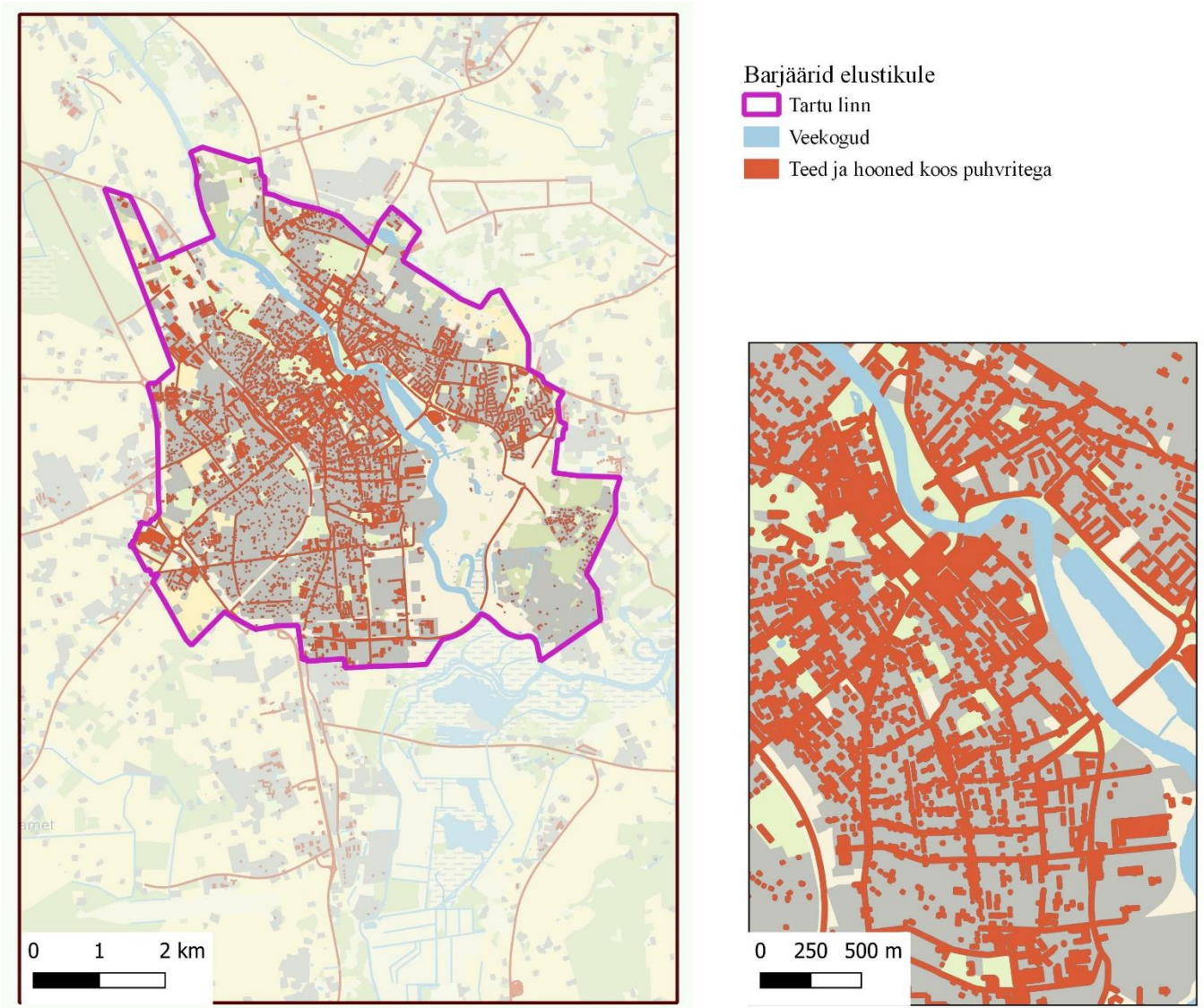
Rohealade sidusus

Sidusad piirkonnad kogu alal ja Tartu kesklinnas
Iga värvitoon tähistab ühte gruppi

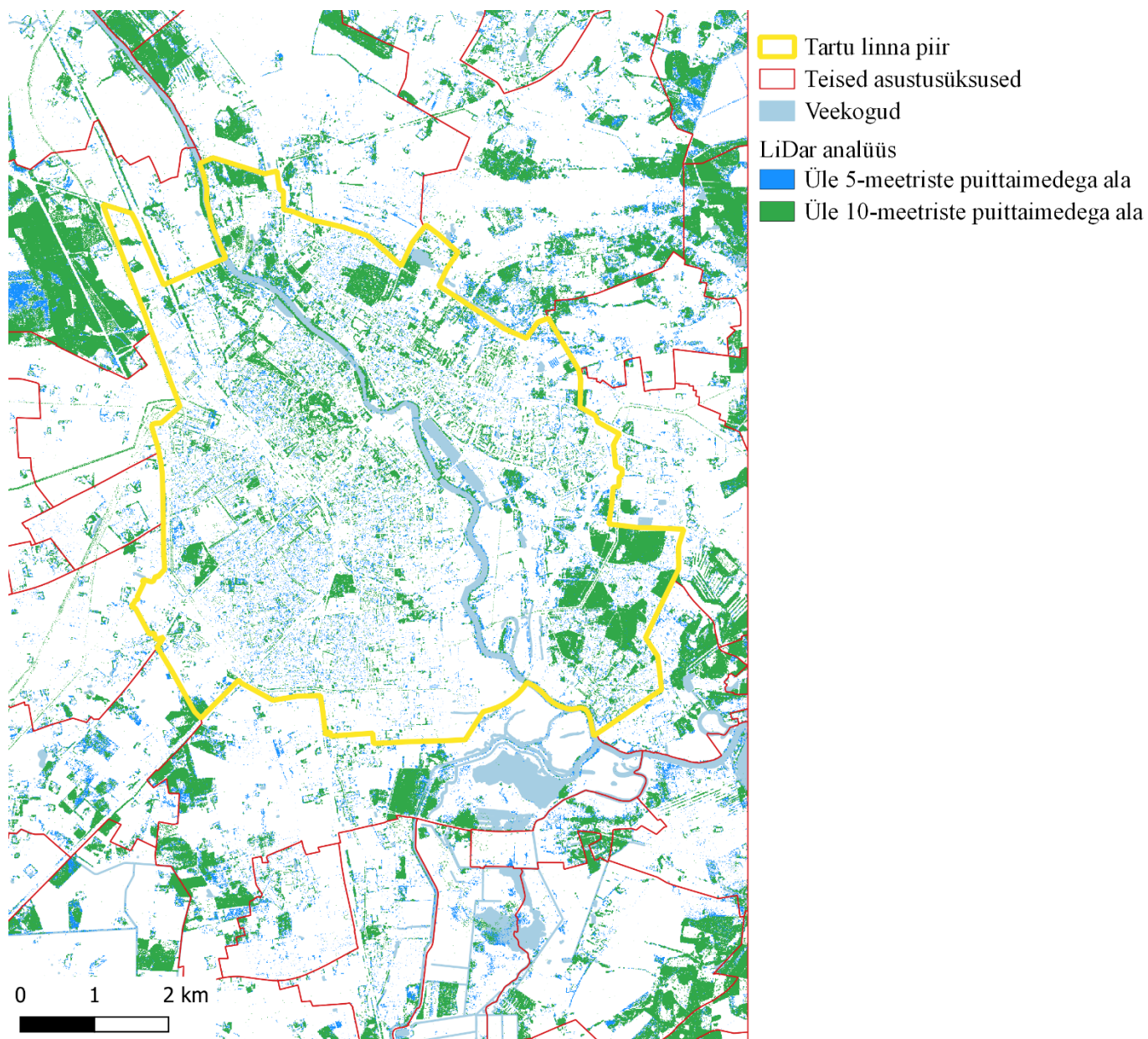
- Tartu linn
- Veekogud



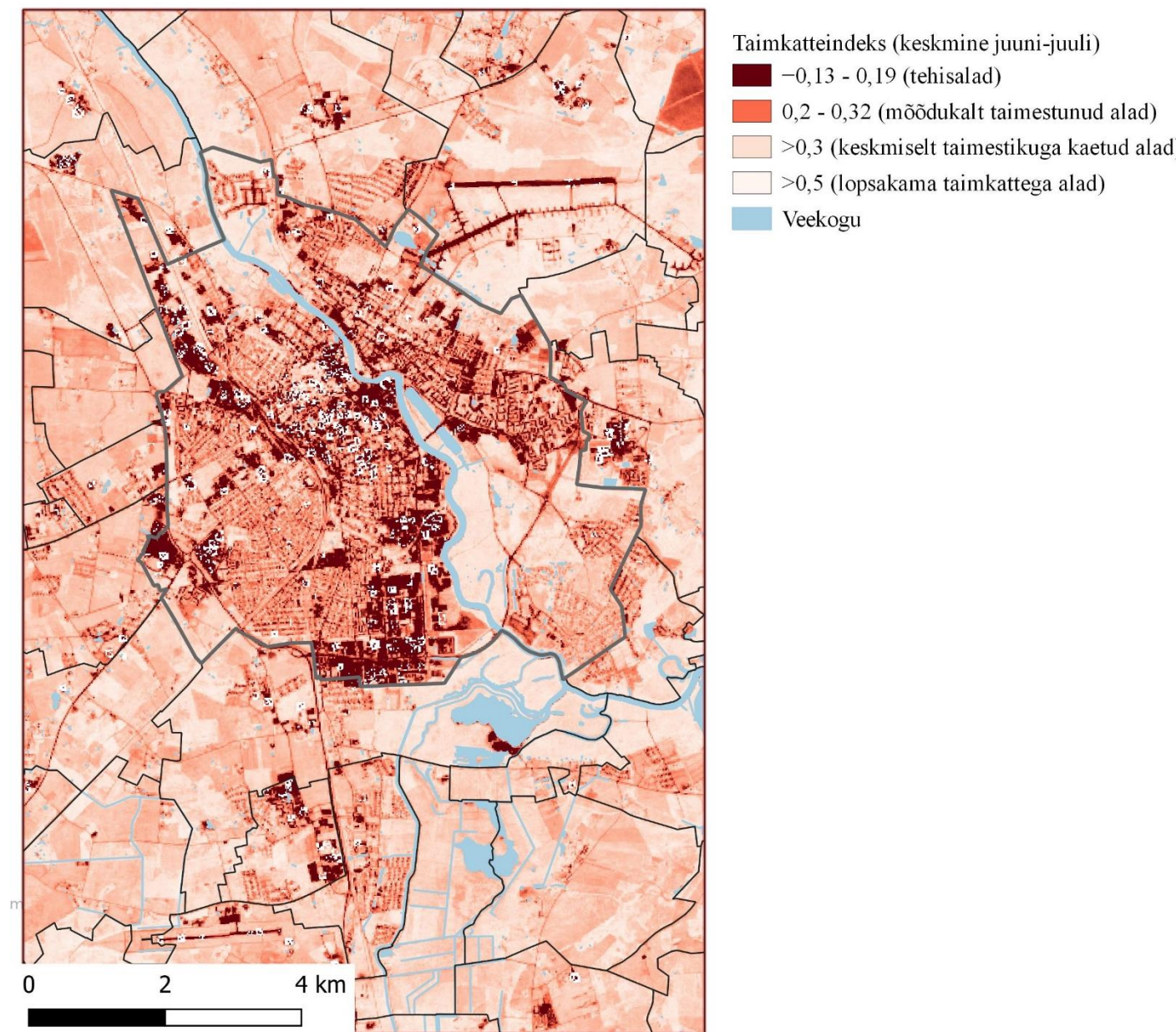
Joonis 15. Rohealade sidususe kaart kogu tööalal ja Tartu kesklinnas. Iga värvitoon tähistab ühte sidusate alade gruppi.



Joonis 16. Barjäärid elustikule kogu tööalal ja Tartu kesklinnas. Punasega on tähistatud teed laiemad kui 8 meetrit ja hooned kõrgemad kui 10 meetrit, millele on lisatud puhvrid vastavalt 15 meetrit ja 7,5 meetrit.



Joonis 17. Taimkatte kõrgusandmed LiDar analüüsist Tartu linnas ja seda ümbritseval alal. Tumesinisega on märgitud üle 5-meetriste puittaimedega alad, rohelisega üle 10-meetriste puittaimedega alad.



Joonis 18. Taimkatte indeks Tartu linnas ja seda ümbritseval alal.



Joonis 19. Tartu kesklinna mürataseme kaart. Värviliste piirjoontega on märgitud töös uuritud viis kesklinna parki. Üle 70dB müra on neljas pargis viiest: Vabaduse puiestikus, Emajõe kaldal välikohvikute alal, Keskpargis ja Uueturu pargis. Mürataseme andmed: Hendrikson & Ko.

Lisa 2

Järgnevalt on välja toodud viies Tartu kesklinna pargis määratud soontaimede nimekiri.

1. *Acer ginnala*
2. *Acer negundo*
3. *Acer platanoides*
4. *Achillea millefolium*
5. *Aegopodium podagraria*
6. *Aesculus hippocastanum*
7. *Aethusa cynapium*
8. *Agrostis capillaris*
9. *Agrostis gigantea*
10. *Agrostis stolonifera* subsp. *Stolonifera*
11. *Alchemilla* sp.
12. *Alliaria petiolata*
13. *Anthriscus sylvestris*
14. *Arenaria serpyllifolia*
15. *Arctium tomentosum*
16. *Artemisia vulgaris*
17. *Atriplex patula*
18. *Bellis perennis*
19. *Berberis vulgaris*
20. *Betula pendula*
21. *Betula pubescens*
22. *Brassica napus*
23. *Bryonia alba*
24. *Calystegia sepium*
25. *Campanula rapunculoides*
26. *Capsella bursa-pastoris*
27. *Caragana frutex*
28. *Carduus crispus*
29. *Carex hirta*
30. *Carex spicata*
31. *Carum carvi*
32. *Centaurea jacea*
33. *Cerastium fontanum*
34. *Chaenorhinum minus*
35. *Chamaecytisus* sp.
36. *Chamomilla suaveolens*
37. *Chelidonium majus*
38. *Chenopodium album*
39. *Chenopodium polyspermum*
40. *Chenopodium* sp.
41. *Cirsium arvense*
42. *Cirsium oleraceum*
43. *Cirsium vulgare*
44. *Convolvulus arvensis*
45. *Conyza canadensis*

46. *Cotoneaster lucidus*
47. *Crataegus* sp.
48. *Dactylis glomerata*
49. *Deschampsia cespitosa*
50. *Echium vulgare*
51. *Elymus repens*
52. *Epilobium montanum*
53. *Epilobium parviflorum*
54. *Erodium cicutarium*
55. *Erysimum cheiranthoides*
56. *Euonymus europaeus*
57. *Euonymus* sp.
58. *Festuca ovina*
59. *Festuca pratensis*
60. *Festuca rubra*
61. *Fragaria x ananassa*
62. *Fragaria vesca*
63. *Fraxinus excelsior*
64. *Fumaria officinalis*
65. *Gagea* sp.
66. *Galeopsis speciosa*
67. *Galeopsis tetrahit*
68. *Galinsoga ciliata*
69. *Galium album*
70. *Geranium pratense*
71. *Geranium pusillum*
72. *Geranium sibiricum*
73. *Geum urbanum*
74. *Geum* sp.
75. *Glechoma hederacea*
76. *Herniaria glabra*
77. *Impatiens parviflora*
78. *Juglans* sp.
79. *Juncus* sp.
80. *Lamium album*
81. *Lapsana communis*
82. *Larix* sp.
83. *Leontodon autumnalis*
84. *Lepidium ruderale*
85. *Leucanthemum vulgare*
86. *Lolium perenne*
87. *Lysimachia nummularia*
88. *Matricaria perforata*
89. *Medicago lupulina*
90. *Melilotus albus*
91. *Mentha* sp.
92. *Mycelis muralis*
93. *Myosotis arvensis*
94. *Oxalis corniculata*
95. *Parietaria pennsylvanica*

96. *Parthenocissus quinquefolia*
97. *Philadelphus coronarius*
98. *Phleum pratense*
99. *Picea pungens*
100. *Pinus* sp.
101. *Plantago major*
102. *Plantago media*
103. *Poa angustifolia*
104. *Poa annua*
105. *Poa compressa*
106. *Poa pratensis*
107. *Poa trivialis*
108. *Polygonum arenastrum*
109. *Polygonum aviculare*
110. *Potentilla anserina*
111. *Prunella vulgaris*
112. *Pseudotsuga menziesii*
113. *Quercus robur*
114. *Ranunculus acris*
115. *Ranunculus ficaria*
116. *Ranunculus repens*
117. *Ribes alpinum*
118. *Ribes* sp.
119. *Rosa* sp.
120. *Rumex acetosa*
121. *Rumex crispus*
122. *Rumex obtusifolius*
123. *Sagina procumbens*
124. *Salix alba*
125. *Sambucus racemosa*
126. *Senecio vulgaris*
127. *Silene alba*
128. *Sinapis arvensis*
129. *Sisymbrium officinale*
130. *Solidago canadensis*
131. *Sonchus asper*
132. *Sonchus arvensis*
133. *Spiraea* sp.
134. *Stellaria graminea*
135. *Stellaria media*
136. *Stellaria nemorum*
137. *Symphoricarpos albus*
138. *Syringa emodi*
139. *Syringa vulgaris*
140. *Tanacetum vulgare*
141. *Taraxacum* sp.
142. *Thuja occidentalis*
143. *Tilia cordata*
144. *Tilia platyphyllos*
145. *Tilia* sp.

146. *Trifolium hybridum* subsp. *hybridum*
147. *Trifolium pratense* subsp. *pratense*
148. *Trifolium repens*
149. *Ulmus glabra*
150. *Urtica dioica*
151. *Urtica urens*
152. *Veronica agrestis*
153. *Veronica arvensis*
154. *Veronica chamaedrys*
155. *Veronica officinalis*
156. *Veronica opaca*
157. *Veronica persica*
158. *Veronica serpyllifolia*
159. *Vicia cracca*
160. *Vicia sepium*
161. *Vinca minor*
162. *Viola odorata*
163. *Viola riviniana*

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Mirjam Vösaste,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Igaühe looduskaitse Tartu linnaruumis“, mille juhendaja on Aveliina Helm, 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 punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Mirjam Vösaste

25.05.2021