

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Magistritöö geoinformaatikas ja kartograafias (30 EAP)

Eesti maastike sidusust mõjutavad tegurid

Kaimar Kiisel

Juhendajad:

Prof. Evelyn Uemaa

Prof. Aveliina Helm

Tartu 2023

Annotatsioon

Eesti maastike sidusust mõjutavad tegurid

Bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks on oluline sidusate maastike olemasolu. Eesti maastike sidusust mõjutavad mitmed inimtekkelised ja looduslikud tegurid. Tegurite mõju võib olla positiivne ja negatiivne. Käesoleva töö eesmärkideks on olemasolevate andmete põhjal leida maastiku sidusust soodustavad ja takistavad elemendid ning anda neile hinnangud, kuidas nad sidusust mõjutavad. Eesmärkide täitmiseks kasutati erinevatest ruumiandmebaasidest kättesaadavaid andmeid. Tulemusena valmis kaks 10x10m ruumilise lahutusega üle-eestilist andmekihti, kus on kujutatud sidusust takistavaid ja soodustavaid elemente. Suurimateks sidusust takistavateks maastikuelementideks on linnalised asustuspiirkonnad ning transpordivõrgustik. Sidusust soodustavate elementidena võib välja tuua looduslikud elupaigad, sh pärandniidud, metsad ja märgalad.

Märksõnad: maastiku sidusus, struktuurne sidusus, rohevõrgustik

CERCS kood: P510 - Füüsiline geograafia, geomorfoloogia, mullateadus, kartograafia, klimatoloogia

Abstract

Factors affecting the connectivity of Estonian landscapes

The existence of connected landscapes is important for the preservation of biological diversity. Several man-made and natural factors affect the connectivity of Estonian landscapes. Factors can have both positive and negative effects. The goals of this work are to identify, using available data, the elements that promote and hinder landscape connectivity and to provide assessments of how they affect connectivity. To accomplish the goals, data from various spatial databases were used. As a result, two raster data layers covering the entire Estonia with a spatial resolution of 10x10m were created. These layers depict landscape elements that both obstruct and promote connectivity. The main landscape elements impeding connectivity are urban settlements and transportation network. Different ecosystems, including semi-natural grasslands, forests and wetlands supported landscape connectivity.

Keywords: landscape connectivity, structural connectivity, green infrastructure

CERCS code: P510 - Physical geography, geomorphology, pedology, cartography, climatology

SISUKORD

SISSEJUHATUS	4
1. TEOREETILINE ÜLEVAADE.....	5
1.1 Maastik ja selle sidusus.....	5
1.2 Sidususe hindamine	11
1.3 Roheline võrgustik	12
2. MATERJAL JA METOODIKA	15
2.1 Soodus- ja takistuspinde loomine.....	15
2.1.1 Sidusust takistavad elemendid	16
2.1.2 Sidusust soodustavad elemendid.....	22
2.2 Analüüs	23
3. TULEMUSED	26
3.1 Lahemaa rahvuspark	31
3.2 Planeeritav Sõrve looduskaitseala.....	33
3.3 Ülevaade Harjumaast	35
4. ARUTELU	39
KOKKUVÕTE	43
SUMMARY	45
TÄNUAVALDUSED	47
KIRJANDUSE LOETELU	48

SISSEJUHATUS

Euroopa Liidu bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2030 raames on seatud eesmärgiks pidurdada elurikkuse kadu ning tagada kestlikud ning kliimamuutustele vastupidavad maastikud. Sealhulgas on üheks vajaduseks elurikkuse seisundi parandamisel üleeuroopalise rohevõrgustiku loomine, kus tuleb tähelepanu pöörata ka rohekoridoride loomisele (Kutsar *et al.*, 2018 ; Ward *et al.*, 2020). Eesmärgi täitmiseks on vajalik tagada aastaks 2030. tõhus kaitse 30%-le maismaast ja merest. Kaitstavate alade ökoloogilise toimimise tagamiseks on aga lisaks kaitstud pindalale vajalik arvestada ka kaitsealasid ümbritseva maastiku koosseisuga ning liikide võimalusega maastikes levida (Ward *et al.*, 2020). Oluline on, et maastikud oleksid sidusad selleks, et liigid saaksid maastikes, sh kaitstavate alade vahel liikuda. Maastikus esineb mitmeid maastiku sidusust takistavaid ja soodustavaid elemente. Suuremateks ohtudeks bioloogilisele mitmekesisusele on elupaikade kadu ja killustumine (Guthula *et al.*, 2022).

Maastiku killustumine on protsess, mille käigus olemasolevad elupaigad kahanevad ning jagunevad erinevate mõjutegurite tõttu kaheks või enamaks väiksemaks ja üksteisest eraldatud osaks. See toob kaasa maastiku sidususe vähenemise, elupaiga pindala vähenemise ja kuju muutumise (Wade *et al.*, 2015). Maastiku killustumine toimub peamiselt maakasutuse muutumise tagajärjel, mille käigus hävitatakse elupaikasad ning luuakse inimtekkelisi barjääre, mis mõjutavad liikide käitumist, levimisvõimalusi ja toidu kättesaadavust (Kull ja Külvik., 2012). Barjääriefektil on negatiivne mõju liikidele, mis kahandab asurkondade suurust ja elujõulisust ning võib põhjustada kohalikke väljasuremisi (Shepard *et al.*, 2008; Velázquez *et al.*, 2019). Seetõttu on oluline kaardistada maastikus esinevaid maastiku sidusust takistavaid ja soodustavaid elemente. Näiteks transpordivõrgustik ning asulad killustavad maastikku ning raskendavad isendite liikumist, samas kui erinevad elupaigad soodustavad liikumist.

Käesolevas töös antakse ülevaade maastiku sidususest ja selle olulisusest, sidususe hindamismeetoditest ning rohelistest võrgustikust. Töö eesmärkideks on olemasolevate andmete põhjal leida maastiku sidusust takistavad ja soodustavad elemendid. Lisaks on töö eesmärgiks anda sidusust mõjutavatele maastikukomponentidele eksperthinnangu abil väärtused, mis võimaldavad hinnata erinevate maastikukomponentide suhtelist rolli maastiku sidususe soodustamisel või takistamisel. Töö tulemusena valmib kaks üle-eestilist rasterkihti, mis kujutavad maastiku sidusust soodustavaid ja takistavaid elemente eraldi andmekihtidena. Valmivad rasterkihid on 10x10m lahutusvõimega.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

1.1 Maastik ja selle sidusus

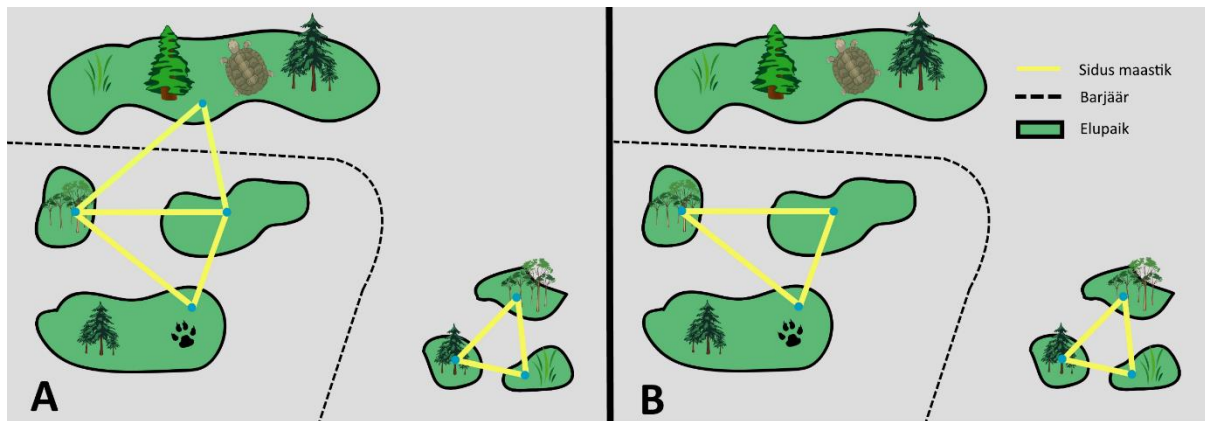
Maastik on mõiste, millel ei ole ühtset definitsiooni. Kuna maastike on uuritud erinevate teadusharude raames nagu geograafia, ökoloogia ja sotsiaalteadused, siis on aja jooksul tekkinud erinevaid definitsioone, mis on pidevalt muutunud (Arold, 2005). Euroopa maastiku konventsioonis on kirjeldatud maastiku järgmiselt: “maastik on inimese poolt tajutav, looduslike ja/või inimtekkeliste tegurite toimel ning koosmõjul kujunenud iseloomulik ala“ (Euroopa maastikukonventsioon). Lisaks on konventsioonis välja toodud, et maastikud on olulised erinevates valdkondades nagu kultuur, ökoloogia, keskkond, põllumajandus, metsandus, ühiskond jne (Euroopa maastikukonventsioon). Üldiselt võib öelda, et maastik on maa looduslike ja inimtekkeliste tegurite kombinatsioon, mis on inimese poolt tajutav ning hõlmab erinevaid bioloogilisi, kultuurilisi ja füüsilisi elemente (Arold, 2005; Euroopa maastikukonventsioon). Maastikud hõlmavad erinevaid looduslikke elemente nagu jõed, järved, mäed, metsad jne, kui ka inimtekkelisi linna- ja tööstusmaastikuid. Seega maastikud on pidevas muutuses nii looduslike kui ka inimtekkeliste tegurite tõttu (Arold, 2015; Euroopa maastikukonventsioon). Maastikul on oluline roll inimeste ja ökosüsteemide toimimisel, seetõttu on vajalik maastike jätkusuutlik haldamine, et tagada ökoloogiline, sotsiaalne ja majanduslik heaolu (Saura *et al.*, 2018).

Kuna maastikud on olulised nii inimeste kui ka ökosüsteemide jaoks, siis on nende kaitseks moodustatud kaitsealasid (Saura *et al.*, 2018). Bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks on vajalik, et erinevatel maastikku asustavatel liikidel oleks võimalik maastikus liikuda, geneetilist informatsiooni vahetada ja elada. Bioloogiline mitmekesisus (ka elurikkus) on looduse mitmekesisus kõigil tasanditel elupaikade mitmekesisusest liigilise ja geneetilise mitmekesisuseni (Masing, 1992; Veromann ja Kaasik, 2019; IPBES, 2019; Zobel, 2021). Suurimateks ohtudeks bioloogilisele mitmekesisusele on elupaikade kadumine, killustumine, invasiivsed võõrliigid, reostus ja kliimamuutused (Beier *et al.*, 2012; Berger-Tal ja Saltz, 2019; Guthula *et al.*, 2022; Mallarach ja Marull, 2006; Suksavate *et al.*, 2019; UJOH *et al.*, 2018). Maastik pakub mitmekesisuseid ressursse, mis on vajalikud organismide eluks, kasvuks ja paljunemiseks.

Maastiku sidusus (ingl *landscape connectivity*) on määratletud kui näitaja, mil määral maastik hõlbustab või takistab isendite liikumist ressurssidega eraldiste vahel (Auffret *et al.*, 2015; Beier *et al.*, 2012; Bergsten ja Zetterberg, 2013; Clauzel *et al.*, 2015; Fu *et al.*, 2010; Velázquez *et al.*, 2019; Veromann ja Kaasik, 2019; Wade *et al.*, 2015). Sidususe hindamine on suure tähtsusega selleks, et mõista kuidas ökosüsteemid reageerivad maakasutuse muutumisele ja elupaikade killustumisele (Auffret *et al.*, 2015; Lalechère ja Bergès, 2021; Maguire *et al.*, 2015). Sidusus on oluline ökosüsteemide, isendite ja asurkondade omavaheliste suhete mõistmiseks ja haldamiseks (Auffret *et al.*, 2015). Inimtegevus on maakasutuse muutmise tõttu sidusust olulisel määral mõjutanud läbi elupaikade killustumise, hävitamise ja isendite levimist takistavate barjääride rajamise (Auffret *et al.*, 2015; Lalechère ja Bergès, 2021; Maguire *et al.*, 2015; Mallarach ja Marull, 2006; UJOH *et al.*, 2018). See on suureks ohuks bioloogilise mitmekesisusele. Kui populatsioonid muutuvad üha isoleeritumaks, siis väheneb isendite ja geneetilise materjali vahetus populatsioonide vahel, mis viib asurkonnad geneetilisse isolatsiooni, pidurdab isendite võimalusi toitu ja sigimispartnereid leida ning suurendab ohtu juhuslikele väljasuremisele. Levimisvõimaluste pidurdumine vähendab kahanevate asurkondade taastumise võimalusi ja see toob kaasa bioloogilise mitmekesisuse vähenemise (Amarti *et al.*, 2018; Berger-Tal ja Saltz, 2019; Bergsten ja Zetterberg, 2013; Clauzel *et al.*, 2015; Kull ja Külvik, 2012; Shepard *et al.*, 2008; Suksavate *et al.*, 2019; Tederko *et al.*, 2002; Velázquez *et al.*, 2019). Sidususe vähenemine kohalikul tasandil avaldab tagajärgi ka suuremas mastaabis, sest sidusus on oluliseks tingimuseks, et liigid saaksid läbida pikki vahemaid, näiteks liikumaks sobivamate keskkonnatingimustega piirkondadesse kiirelt muutuva kliima tingimustes. (Auffret *et al.*, 2015). See on oluline, et vältida kliimamuutuste tõttu tekkivat väljasuremist (Auffret *et al.*, 2015; Berger-Tal ja Saltz, 2019; Guthula *et al.*, 2022; Kull ja Külvik, 2012; Suksavate *et al.*, 2019; Wade *et al.*, 2015).

Kindlmann & Burel, (2008) on jaganud oma ülevaatlikus artiklis sidususe definitsioonid kaheks: struktuurne sidusus (ingl *structural connectivity*) ja funktsionaalne sidusus (ingl *functional connectivity*). Struktuurne sidusus põhineb täielikult maastiku füüsilisel struktuuril ning organismide käitumist ja tegelikke levimisvõimalusi maastikus ei arvestata (Auffret *et al.*, 2015; Beier *et al.*, 2012; Berger-Tal ja Saltz, 2019; Kindlmann ja Burel, 2008; Veromann ja Kaasik, 2019; Ward *et al.*, 2020). Struktuurse sidususe analüüs võimaldab anda esialgse ülevaate maastike olukorrast ning hinnata nii elupaikade olemasolu kui ka tuvastada elupaikade

vahelisi ökoloogilisi koridore, mis võimaldavad organismidel maastikus ringi liikuda ja aitavad sellega säilitada bioloogilist mitmekesisust (Auffret *et al.*, 2015; Lalechère ja Bergès, 2021; Velázquez *et al.*, 2019; Wade *et al.*, 2015). Struktuurset sidusust mõõdetakse mitmel viisil, enamasti kasutades elupaikade pindala mingis uuritavas piirkonnas või elupaiga eraldiste omavaheliste kauguste järgi (Auffret *et al.*, 2015). Struktuurse sidususe puhul on miinuseks see, et organismide käitumist ei võeta arvesse ning tulemustes võivad olla hea sidususega piirkonnad, kus liikide ja isendite tegelikke levimisvõimalusi on üle hinnatud. Funktsionaalne sidusust arvestab isendite tegeliku liikumisega maastikes, sh võttes arvesse erinevate maastikuelementide mõõdetud mõju levimisele (Auffret *et al.*, 2015; Berger-Tal ja Saltz, 2019; Keeley *et al.*, 2021; Kindlmann ja Burel, 2008; Velázquez *et al.*, 2019; Veromann ja Kaasik, 2019). Funktsionaalsed sidususe mõõdikud arvutavad sidusust liigipõhiselt ning sidusust sõltub sellest, kui palju erinevad maastikuelemendid takistavad või hõlbustavad uuritavate liikide liikumist eraldiste vahel (Auffret *et al.*, 2015; Keeley *et al.*, 2021). Auffret *et al.*, 2015 lisas funktsionaalse sidususe juurde ka ajalise komponendi ning soovib funktsionaalset sidusust hinnata üheaegselt kahel moel. Esiteks ruumiline funktsionaalne sidusust (ingl *spatial functional connectivity*), mis käsitleb sidusust kui ruumis tehtud liikumisi. Teiseks ajaline funktsionaalne sidusust (ingl *temporal functional connectivity*), mis võtab sidususe hindamisel arvesse ka aega. Näiteks kui mingis piirkonnas on toimunud suuri maastikumuutusi, siis on mingi ajaperioodi jooksul liikidel ikkagi võimalik seal elus püsida. See tähendab, et populatsioonidel kulub aega selleks, et halva sidususega piirkonnas välja surra, kuid ka seda, et peale sidususe paranemist maastikus läheb aega, et see avaldaks liikidele positiivset mõju. Ta rõhutab, et ajalooline maakasutus on ka tänase sidususe hindamisel väga tähtis (Auffret *et al.*, 2015). Maastikes esineb erinevaid barjääre, näiteks teid, mis vähendavad maastiku sidusust. Joonisel 1. on kujutatud, kuidas struktuurse sidususe puhul loetakse sidusaks maastikku, mis on häiritud barjääri poolt, kuid funktsionaalse sidususe puhul seda sidusaks ei loeta.



Joonis 1. Maastiku sidususe skeemid. A – struktuurne sidusus, B- funktsionaalne sidusus.

Sidusad maastikud võimaldavad toimida tähtsatel ökoloogilistel protsessidel nagu metapopulatsiooniline dünaamika, edukas levimine ja sigimine (Trense *et al.*, 2021; Ward *et al.*, 2020). Lisaks suurendavad sidusad maastikud ökosüsteemide vastupidavust erinevatele häiringutele, sh kliimamuutuste mõjudele, tagades aineringete tõhusama toimimise (Ward *et al.*, 2020). Killustunud maastikud piiravad liikide ja isendite rännet ja levimist ning nad on sunnitud jääma aladele, mis ei pruugi olla nende jaoks pikaajaliselt sobivad (Kull ja Külvik, 2012; Mallarach ja Marull, 2006; Shepard *et al.*, 2008; Trense *et al.*, 2021). Eriti on ohustatud liigid, kellel on lai areaal, mis hõlmab erinevaid ökosüsteeme (Suksavate *et al.*, 2019). Liigid võivad maastikest kaduda, kui neil ei ole liigse killustatuse tõttu võimalik katta liigi asurkondadele püsimiseks vajalikke piisava suurusega alasid (Berger-Tal ja Saltz, 2019; Bergsten ja Zetterberg, 2013; Clauzel *et al.*, 2015; Croteau, 2010; Suksavate *et al.*, 2019). Populatsiooni elujõulisus sõltub metapopulatsioonilisest dünaamikast, mis omakorda sõltub elupaiga suurusest, kvaliteedist, paigutusest ning elupaika ümbritseva piirkonna omadustest (Velázquez *et al.*, 2019). Seega kui elupaik ei ole liigi jaoks sobiv ja neil ei ole võimalik sealt lahkuda, siis see viib populatsiooni elujõulisuse nõrgenemiseni ning halvimal juhul väljasuremiseni. Elurikkuse kao pidurdamiseks on vajalik elupaikade edasise halvenemise vältimine ning juba kahjustunud elupaikade taastamine. Säilitamine on alati esmatähtis, sest erinevatele liikidele sobivate elupaikade taastamine pärast nende kadumist või kahjustumist on säilitamisest kulukam, töömahukam ning võib kuluda väga kaua enne kui sidusad elemendid täielikult taastuvad (Ward *et al.*, 2020). Linnastumine põhjustab liikide kadu suurel ruumilisel tasandil, kuid linnade haljasaladel on sageli suur liigirikkus kohalikul tasandil (Guthula *et al.*, 2022). Seega oluline on säilitada haljasalaid. Elupaikade säilitamiseks ja haldamiseks ning rohekoridoride planeerimiseks on oluline tuvastada kõrge funktsionaalse sidususega

piirkonnad (Cunningham *et al.*, 2021; Lalechère ja Bergès, 2021; Velázquez *et al.*, 2019). Põlluharimine, linnastumine, kaevandamine ning mittesäästlik metsandus vähendavad maastike sidusust (Maguire *et al.*, 2015; Ward *et al.*, 2020).

Lisaks võib maastiku sidusust mõjutada erinevate väikeste populatsioonide ellujäämist, tervislikkust, geenivoogu, mitmekesisust ja koloniseerimist (Beier *et al.*, 2012; Saura *et al.*, 2018; Suksavate *et al.*, 2019; Trense *et al.*, 2021). Suur osa loomadest, kes liiguvad sageli külgnevate maastikuelementide vahel transpordivad taimset materjali, mis aitavad taimedel levida (Foreman ja Godron, 1986). Tähtis on silmas pidada, et ka väikesed ja isoleeritud elupaigad võivad toimida killustunud maastikes kriitilise kohaliku bioloogilise mitmekesisuse varjupaigana ning nõ astmelauana levimisel. Seetõttu tuleb lisaks suurtele ja sidusatele elupaigamassiividele väärtustada ka veel säilinud väikeste ja isoleeritud alade tähtsust elurikkuse hoidmisel ning rohekoridoride toimimise säilimisel ja taastamisel (Guthula *et al.*, 2022). Väiksemad ja isoleeritud elupaigad on aga muutuste ja häiringute suhtes väga vastuvõtlikud ning neil on keskmisest suurem oht maastikest erinevate inimtegevuste tulemusena kaduda. Ka Eestis on näiteks põldudel paiknevad väikesed maastikuelemendid olulised põllumajandusmaastike elurikkuse säilimisel, kuid läbi viimaste aastakümnete on nende hulk maastikes vähenenud (Helm *et al.* 2020). Barjääriefektil on negatiivsed demograafilised ja geneetilised tagajärjed, mis võivad lõppeda liigi välja suremisega (Shepard *et al.*, 2008; Velázquez *et al.*, 2019). Näiteks kui metsa ääres asub mõni barjäär, näiteks maantee, siis see häirib metsas olevaid isendeid ja nad püüavad seda piirkonda vältida (Mallarach ja Marull, 2006). Inimtegevuse tulemusena tekivad põllu- ja metsamajanduses liigivaesed ökosüsteemid ehk monokultuurid (Pleijel, 1993). Ökoloogilisi lülisid on monokultuurides vähe ja need on tundlikud parasiitide ning teiste häirete suhtes kuna kahjurite loomulikud vaenlased sageli puuduvad (Pleijel, 1993). Teedevõrgustiku arendamise mõju elusloodusele on uuritud juba aastakümneid. Alates 1970ndatest hakati avaldama uurimusi teede mõju kohta metsloomade populatsioonidele kui liikumistõketena, surmaallikatena ja käitumise muutumise põhjusena (Fu *et al.*, 2010). Kõige sagedamateks teedevõrgustiku mõjudeks on loomade ja sõidukite kokkupõrked, liiklushäired, elupaikade kadu ning maastiku killustumine (Clauzel *et al.*, 2015; Karlson ja Mörtberg, 2015; Wade *et al.*, 2015). Liikide arvukus, mitmekesisus ja paljunemine on oluliselt väiksem kuni 1000 m kaugusel teedest (Karlson ja Mörtberg, 2015). Seda võib põhjustada liiklusrütm ja teeäärsed valgustid (Karlson ja Mörtberg, 2015). Viimastel aastatel on järsult kasvanud uuringute arv, mis analüüsivad

killustatuse ja sidususe vähenemise mõjusid maastikule ja bioloogilisele mitmekesisusele (Bergsten ja Zetterberg, 2013). Maastiku killustumine on ruumiline protsess, mis mõjutab elupaiku, vähendades nende suurust, suurendades nende arvu ja eraldatust (Wade *et al.*, 2015). Elupaiga killustumine toimub siis, kui elupaik jaguneb kaheks või enamaks fragmendiks, mis toob kaasa ka elupaiga pindala vähenemise ja ruumilise kuju muutumise (Berger-Tal ja Saltz, 2019; Veromann ja Kaasik, 2019; Wade *et al.*, 2015). Sellel on laastav mõju loomapopulatsioonidele, piirates juurdepääsu toidule ja liigikaaslastele. Väikeste ja isoleeritud populatsioonide isenditel ei pruugi olla reproduksiooniks piisavalt partnereid või ei ole tagatud piisava geneetilise mitmekesisuse olemasolu elujõulise asurkonna säilimiseks (Amarti *et al.*, 2018; Wade *et al.*, 2015). Killustumine võib tekkida ka siis, kui inimtegevus põhjustab muutusi asurkonna struktuuris, näiteks kiskjate arvukuse tõusu, liigilise koosseisu muutuse või invasiivsete võõrliikide mõju tõttu (Berger-Tal ja Saltz, 2019).

Killustatus võib tekkida ka protsesside tõttu, mis ei ole maastikuga otseselt seotud. Maastikust sõltumatu killustumine tekib tavaliselt siis, kui inimtekkelised häired muudavad liikide vahelist ja sisest koostööd. Need muutunud vastasmõjud võivad mõjutada viise, kuidas mõned liigid oma keskkonda tajuvad või seda kasutavad, luues liigispetsiifilisi barjääre, mis võivad olla inimsilmale nähtamatud (Berger-Tal ja Saltz, 2019). Sellised barjäärid võivad tekkida näiteks siis, kui tolmeldajate või seemneid levitavate isendite vähenemine takistab nendest sõltuvate liikide levikut (Berger-Tal ja Saltz, 2019). Paljud liigid sõltuvad teistest liikidest, et nende populatsioonid püsiksid ja leviksid, näiteks putuktolmlejatest taimed vajavad tolmeldajaid selleks, et edukalt paljuneda. Lisaks võivad isendid elupaiku vältida konkurentsi tõttu liikide vahel, mis on tingitud näiteks suurenenud röövloomade ohust (Berger-Tal ja Saltz, 2019). Näiteks kiskjad, kes on suutelised inimeste juures elama hakkavad asutuste ümbruses domineerima. See võib kaasa tuua käitumismustrite muutusi teistes liikides, kus isendid on sunnitud vältima mingit suurt ala või kasutama rohkem linna-alasid. Piirkondi, kus selline protsess toimub kutsutakse hirmumaastikuks (ingl *landscape of fear*) (Berger-Tal ja Saltz, 2019). Ka inimesed võivad olla kiskjad. Kuigi see on ilmne piirkondades, kus on palju küttimist, muudavad mõned rekreatsioonilised tegevused loomade hirmu maastikku ja piiravad nende liikumist.

1.2 Sidususe hindamine

Maastiku sidususe hindamine koosneb kahest etapist. Esimeseks etapiks on hinnata maastikukomponentide võimet takistada populatsiooni levikut ning selle tulemusena luuakse nn „takistuspinna“ (ingl *resistance surface*) (Suksavate *et al.*, 2019; Wade *et al.*, 2015). Takistusvõime määramiseks kasutatakse peamiselt eksperthinnanguid või kirjandusandmeid. Lisaks on vaja välja selgitada maastikus esinevad tuumalad. Tuumalad on piirkonnad, mis on heas looduslikus seisundis ja kohalikule loodusele olulised ökosüsteemid (Veromann ja Kaasik, 2019). Teine etapp hõlmab tuumalade vaheliste seoste uurimist, lähtudes esimeses etapis loodud takistuspinna saadud kuldudest (Suksavate *et al.*, 2019). Hindamiseks on loodud erinevaid meetodeid, nagu graafiteooria (ingl *graph theory*), vähim maksumuslik kaugus (ingl *least cost path*) ja voolu teooria (ingl *circuit theory*) (Beier *et al.*, 2012; Lalechère ja Bergès, 2021; Suksavate *et al.*, 2019). Sidusumudelid on kasulikud vahendid, mis parandavad teadlaste ja juhtide võimet planeerida maakasutust bioloogilise mitmekesisuse kaitse ja säilitamise eesmärgil (Velázquez *et al.*, 2019). Lisaks on oluline silmas pidada erinevate liikide eelistusi ja levimisvõimalusi. Sidususe hinnangud, mis kehtivad hea levimisvõimega ja arvukatele liikidele ei pruugi kehtida vähese levimisvõime, vähearvukate või väga spetsialiseerunud elupaigaeelistustega liikidele (Velázquez *et al.*, 2019).

Teedevõrgustiku mõju tsooni hindamine ja sihtliikide valik võib olla väga keeruline, sest tee mõju ulatus võib piirkonniti ja liigi rühmati olla erinev (Fu *et al.*, 2010). Lisaks ei saa sihtliigid esindada kõiki uurimispiirkonnas leiduvaid olulisi liike (Fu *et al.*, 2010). Fu *et al.*, 2010 määras oma töös takistusvõime väärtused kasutades kirjandust ja konsulteerides kohalike ekspertidega. Clauzel *et al.*, 2015 kasutas graafipõhist lähenemisviisi ninaahvi ökoloogilise võrgustiku modelleerimiseks ja sidususe analüüsimiseks mitmes aegruumilises skaalas alates igapäevastest liikumistest hajumissündmusteni. Üha populaarsemaks sidususe analüüsimise viisiks on graafiteooria abil ökoloogiliste võrkude modelleerimine (Clauzel *et al.*, 2015). Graafiteooria põhiseid uuringuid on kasutatud sidususe võtmeelementide väljaselgitamiseks, sidususe tähtsuse tuvastamiseks liikide leviku jaoks, mingi konkreetse planeeringu mõju hindamiseks sidususele ja liikide hajumisvõimele, või metsade ja valglinnastumise mõju (Clauzel *et al.*, 2015). Oma töös defineeris Clauzel viis kategooriat, mis vastavad ninaahvi eelistustele ning neile lisati takistusvõimed: optimaalne elupaik (1), ebaoptimaalne elupaik (50), liikumiseks sobiv element (60), ebasoodne element (70) ja väga ebasoodne element (100). Lisaks kasutas ta 50 meetrise lahutusvõimega pikslit. Maastikugraafikud võimaldavad

modelleerida elupaiga eraldiste funktsionaalset sidusust. Need on võimsaks vahendiks maa- ja looduskaitseplaneerimise otsuste suunamiseks (Clauzel *et al.*, 2015). Graafianalüüsi tulemused, nagu sidususe jaoks olulisemad tugialad või koridorid võiksid olla aluseks kaitsemeetmete kavandamisel (Clauzel *et al.*, 2015)

1.3 Roheline võrgustik

Elupaikade ja kaitsealade vaheline maastike sidususe on oluline bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks (Berger-Tal ja Saltz, 2019; Bergsten ja Zetterberg, 2013; Clauzel *et al.*, 2015; Guthula *et al.*, 2022; Saura *et al.*, 2018; Suksavate *et al.*, 2019; Velázquez *et al.*, 2019). Bioloogilise mitmekesisuse säilitamiseks peetakse oluliseks inimtegevuse poolt häirimata maad, kuid maakasutuse intensiivistumise ja laienemise tõttu sellise maa hulk pidevalt väheneb (Ward *et al.*, 2020). Seetõttu on riigid rajanud kaitstavaid alasid ja püüdnud läbi selle vähendada inimtegevuse negatiivset mõju. Kaitstavate alade rajamisel ei arvestata siiski sageli alasid ümbritseva maastiku koosseisu ja ökoloogilist olukorda, mis võib oluliselt mõjutada kaitsealade tõhusust ning kvaliteeti elupaigana (Guthula *et al.*, 2022; Suksavate *et al.*, 2019; Velázquez *et al.*, 2019; Ward *et al.*, 2020). Ward *et al.*, 2020 leidis, et vaid 9,7% Maa kaitsealadest võib lugeda struktuuriliselt sidusaks ja keskmiselt 11% iga riigi kaitsealadest võib pidada omavahel seotuks. Lisaks näitasid ta töö tulemused, et kuigi mõned riigid täidavad ülemaailmsete kaitsealade eesmärgi, ei ole suur osa nendest kaitsealadest omavahel sidusad ning seetõttu ei aita kaasa bioloogilise mitmekesisuse säilitamisele (Ward *et al.*, 2020).

Euroopa Liidu bioloogilise mitmekesisuse strateegia näeb ette võtta 2030. aastaks kaitse alla 30% maismaast ja 30% merest, et tekiks sidus üleeuroopaline rohevõrgustik, kus pööratakse tähelepanu rohekoridoride loomisele (Kutsar *et al.*, 2018; Ward *et al.*, 2020). Selle eesmärgi täitmisele aitab kaasa Natura 2000 üleeuroopaline võrgustik, mis püüab taastada ja säilitada ohustatud elupaikade ja liikide soodsat seisundit (Keskkonnaministerium; Kull ja Külvik., 2012). Euroopas on üheks peamiseks elurikkuse kao ja looduse seisundi halvenemise põhjuseks elupaikade hävimine, vaesestumine ja killustumine maakasutuse muutuste tagajärjel (IPBES, 2019; Kull ja Külvik., 2012). Maakasutus mõjutab ökosüsteemide üldist toimimist. See muudab looduslike liikide elupaikade kvaliteeti ning leviku ja rände potentsiaali, mis on populatsiooni ellujäämise seisukohalt kriitilise tähtsusega eriti killustatud maastikes (Tederko *et al.*, 2002). Transpordivõrgu arengu, linnastumise ja tööstuse intensiivistumise tõttu peetakse

ligi 30% Euroopa maismaapinnast väga killustunuks (Cunningham *et al.*, 2021; Kull ja Külvik., 2012). See on vähendanud ökosüsteemide vastupanuvõimet välistele surveteguritele nagu võõrliikide sissetung, kliimamuutused, kuivendamine ja toitainete kuhjumine (IPBES, 2019). Kliimamuutuste tõttu muutuvad paljud piirkonnad liikidele sobimatus ning kliimamuutuste mõjudega kohanemiseks ja sobivamatesse tingimustesse levimiseks on vajalikud sidusad levimist soodustavad maastikud (Euroopa Komisjon, 2020; Suksavate *et al.*, 2019; Trense *et al.*, 2021; Velázquez *et al.*, 2019; Wade *et al.*, 2015; Ward *et al.*, 2020). Selleks, et bioloogilist mitmekesisust paremini säilitada ja taastada on vaja keskenduda rohevõrgustiku arendamisele ka väljaspool kaitstavaid alasid (Cunningham *et al.*, 2021; Ward *et al.*, 2020). Ökoloogiline võrgustik on ühtne süsteem, mis koosneb looduslikest ja poollooduslikest maastikuelementidest eesmärgiga säilitada või taastada ökoloogilisi funktsioone, et säilitada bioloogilist mitmekesisust, pakkudes sobivaid võimalusi loodusvarade säästvaks kasutamiseks (Tederko *et al.*, 2002). Rohevõrgustik, mida ka tuntakse rohetaristuna või roheline infrastruktuurina, on ökoloogiliselt toimiv võrgustik, mis ühendab omavahel erinevaid looduslikke alasid (Kutsar *et al.*, 2018). Ökoloogiliste võrgustike moodustamine on heaks viisiks bioloogilise mitmekesisuse kaitse nõuete kaasamisel ruumilises planeerimises ja maakasutuspraktikas (Tederko *et al.*, 2002). See on vajalik, sest Bergsten ja Zetterberg leidsid oma 2013. a töös, et killustatust ei võeta maastike planeerimise käigus piisavalt arvesse. 2018. aastal valminud rohevõrgustiku planeerimisjuhendis jaotati rohevõrgustiku osad kaheks. Esiteks tugialad (ka tuumalad), mis on loodus- või keskkonnakaitselikult väärtuslikud alad, kuhu kuuluvad näiteks Natura elupaigad, hoiualad ja vääriselupaigad (Kutsar *et al.*, 2018). Teiseks rohekoridorid (ka ökoloogilised koridorid), mis ühendavad omavahel tugialasid ja mille eesmärk on tagada parem sidusus tugialade vahel aidates sellega kaasa bioloogilise mitmekesisuse säilitamisele (Kutsar *et al.*, 2018).

Rohetaristu arendamisega soovitakse täita järgmisi eesmäärke (Kull ja Külvik., 2012):

- Ökosüsteemide hea toimimise taastamine ja säilitamine;
- Säilitada ja parandada bioloogilist mitmekesisust tõstes maastike sidusust;
- Leevendada kliimamuutuste negatiivset mõju.

Alates 1970. aastatest on ökoloogiliste võrgustike kontseptsiooni välja töötanud mitmed ameti- ja teadusasutused üle kogu maailma (Mallarach ja Marull, 2006; Tederko *et al.*, 2002). See areng on olnud samaaegne, sõltumatu ja tuntud erinevate nimede all. Nende hulka kuuluvad loodusraam Leedus, kompensatsioonialade võrgustik Eestis (tänapäeval rohevõrgustik),

maastiku territoriaalse stabiilsuse territoriaalne süsteem Tšehhi Vabariigis ja Slovakkias, rohelised teed USA-s (Tederko *et al.*, 2002). Ökoloogiliste võrgustike kontseptsioon töötati välja vastusena maa killustatusele ning maakasutuse ümberkorraldamisele ja intensiivistamisele (Mallarach ja Marull, 2006; Tederko *et al.*, 2002). Kontseptsiooni põhieelduseks on, et põllumajandus-, tööstus- ja linnapiirkondades on oluline säilitada või taastada looduslike alade võrgustik (Tederko *et al.*, 2002). Võrgustik filtreerib müra ja saasteainete levikut teede äärtes ning tööstuspiirkondades (Tederko *et al.*, 2002). Lisaks pakub see võimalusi rekreatiivseteks tegevusteks. Eestis on rohevõrgustik eelkõige kasutuses maakonnaplaneeringutes ja kohaliku tasandi otsustes, kuid tõhusam kaitse rohevõrgustiku tuumaladele ja koridoridele seni puudub.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1 Soodus- ja takistuspindade loomine

Selleks, et Eesti maastiku sidusust oleks võimalik hinnata on vaja luua takistus- ja sooduspinnad. Käesolevas töös kasutati ruumiandmete töötlemisel ja analüüside läbiviimisel QGIS Desktop 3.26.3 'Buenos Aires' ja ArcGIS Pro 3.0.3 tarkvarasid. Takistuspinna loomisel antakse erinevatele maastikuelementidele väärtused, mis näitavad kui palju element isendite liikumist looduses takistab. Sooduspinna loomisel lisatakse sidusust soodustavatele elementidele väärtused, mis näitavad kui hästi nad maastiku sidusust soodustavad. Käesolevas töös loodi kaks 10 m ruumilise lahutusega rasterkihti, mis hõlmavad kogu Eestit ning seal on kujutatud maastikuelemente, mis takistavad ja soodustavad isendite liikumist. Kõigile elementidele lisati väärtused skaalal 1-10. Takistuspinna puhul näitavad kõrgemad väärtused maastikuelemendi suuremat takistusvõimet sidususele ning sooduspinna puhul näitavad kõrgemad väärtused suuremat soodusväärtust sidususele. Seega kui takistuspinna on väärtuseks 10, siis see tähendab maastikku tugevalt killustavat elementi, näiteks transpordivõrgustik, asulasisesed hooned ja karjäärid. Sooduspinnal näitab väärtus 10 head sidusust soodustavat elementi, näiteks metsa, märgalasid ning looduslikke veekogusid. Käesolevas töös ei ole merd arvesse võetud.

Takistus- ja sooduspinna rasterkihid loodi kasutades Maa-ameti Eesti topograafia andmekogu andmeid (<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Eesti-topograafia-andmekogu-p79.html>), Transpordiameti WFS-teenuseid (teenus on leitav <https://teeregister.mnt.ee/reet/wmsservice>) ning ELME projekti raames loodud linnaliste alade kihti (Helm *et al.*, 2023). Käesolevas töös valmisid 10x10m ruumilise lahutusega rasterkaardikihid, millest üks kujutab maastiku sidusust takistavaid elemente ja teine soodustavaid elemente. Soodus- ja takistuspindade loomiseks tuli välja selgitada, millised maastikuelemendid takistavad ja soodustavad sidusust. Elementide välja selgitamisel lähtuti peamiselt kirjandusest ning kättesaadavatest andmetest.

2.1.1 Sidusust takistavad elemendid

2.1.1.1 Teede kihi loomine

Mitmetes varasemates töödes on välja toodud, et teedevõrgustik on üheks suurimaks maastiku sidusust rikkuvaks elemendiks maastikus (Clauzel *et al.*, 2015; Croteau., 2010; Fu *et al.*, 2010; Karlson ja Mörtberg, 2015; Shepard *et al.*, 2008; Tederko *et al.*, 2002; Velázquez *et al.*, 2019). Teede kihi loomisel kasutati ETAK-i ja Transpordiameti andmeid. Andmed pärinevad erinevatest andmekogudest, sest Transpordiametil on andmeid ööpäevaste liiklussageduste kohta, kuid andmeid ei ole kõikide teede kohta. Selleks, et luua võimalik esinduslik teede takistuspinde oli vaja kasutada ka ETAK-i andmeid teede kohta, kuid nendes andmetes puudus teave liiklussageduste kohta. Kõigepealt tuli luua süsteem, kuidas teid klassifitseerida, sest kõik teed ei ole samasugused. Näiteks Tallinna ümbruses olevad teed on palju suuremad ning seda kasutavad palju rohkemad autod kui maakohas olevaid teid. Seetõttu jaotati teed ära 8 klassi vahel (Tabel 1). Klasside loomisel põhineti Fu *et al.*, 2010 töös loodud klassifikatsioonil, kus teid jaotati ööpäevase liiklussageduse alusel. Ülejäänud klassid loodi kasutades ETAK-i andmete atribuute. Kuna teed on erinevad, siis lisati igale klassile erineva suurusega puhvrid, mis kujutavad teede võimet mõjutada maastiku sidusust suuremal alal.

Tabel 1. Teede klassifikatsioon.

Nimi	Ööpäevane liiklussagedus	Klass
Kiirtee	25000	1
Esimese taseme tee	10000 - 25000	2
Teise taseme tee	2000 - 10000	3
Põhimaantee	-	
Kolmanda taseme tee	200 - 2000	4
Ramp või ühendustee	-	
Tugimaantee	-	
Neljanda taseme tee	100 - 200	5
Kõrvalmaantee	-	
Muu tee	-	6
Tänav (asulasisene)	-	7
Tänav (asulaväline)	-	8

Tee mõju maastiku sidususele väheneb, mida kaugemale teest minna, seega loodi teedele mõjualad (Tabel 2). Peamiselt lähtuti sellest, et teel lähemal olles on mõju sidususele suurem ning kaugemal mõju väheneb. Lisaks teest teatud kaugusele minnes väheneb tee takistav mõju järsemalt, aga päris ära ei kao. Joonisel 2 on toodud näitena välja esimese klassi tee takistusvõime muutused. Väärtused põhinesid taas Fu *et al.*, 2010 tööl, kus teedele lisati suurim sidusust halvendav väärtus. Töös ei kasutatud ETAK-i andmetes leiduvaid kergliiklusteid ja radasid, sest nende mõju sidususele ei ole oluline. Selleks, et eristada tänavaid, mis on asulasisesed ja asulavälised kasutati ELME projekti raames loodud linnaliste alade kihti.

Tabel 2. Tee klassidele tehtud puhvri suurused meetrites ning neile lisatud takistusvõimed.

Takistusvõime	klass 1	klass 2	klass 3	klass 4	klass 5	klass 6	klass 7	klass 8
10	0	0	0	0	-	-	0	-
9	200	50	25	-	-	-	-	-
8	225	100	50	-	0	-	-	-
7	250	125	75	-	-	-	-	-
6	275	150	100	-	-	-	-	0
5	300	175	125	50	-	0	-	-
4	350	200	150	-	-	-	-	-
3	600	300	200	-	-	-	-	-
2	800	500	250	100	-	-	-	-



Joonis 2. Esimese klassi tee takistusvõime.

2.1.1.2 Rööbasteede kihi loomine

Rööbasteede kiht loodi sarnaselt teede kihiga kasutades Maa-ameti ETAK-i andmeid. Raudteed on lagedamatel aladel ning rajatud killustiku peale. Seega raudteede loomiseks on ulatuslikult metsa raadatud ning see on mõjutanud nii taimi kui ka loomi. Kuna raudteedel ei ole nii palju sõidukeid kui autoteedel, siis on maksimaalseks väärtuseks antud 8 ning miinimum väärtuseks 2. Samal põhjusel on ka raudteede häiriva mõju ulatus sidususele väiksem kui autoteedel. Rööbasteed on erinevad ning selle tulemusena on ka nende mõju ulatus erinev. Rööbasteed on jaotatud kolme klassi vahel (tabel 3). Kõige suurema mõjuga on kolmanda klassi rööbasteed, kuhu kuuluvad Tallinnas asuvad trammiteed. Ülejäänud rööbasteede maksimaalseks väärtuseks on 6 ja minimaalseks 2 (tabel 4).

Tabel 3. Rööbasteede jaotamiseks loodud klassid ning nähtused, mis klassidesse kuuluvad.

Klass	Nähtused klassis
1	ETAK-i laiarööpmelised raudteed ning kitsarööpmelised raudteed.
2	ETAK-i 'muud' rööbasteed
3	ETAK-i trammiteed

Tabel 4. Rööbastee klassidele tehtud puhvri suurused meetrites ning neile lisatud takistusvõimed.

Takistusvõime	klass 1	klass 2	klass 3
8	-	-	0
7	-	-	-
6	0	0	-
5	25	-	-
4	50	25	-
3	75	-	-
2	100	50	-

2.1.1.3 Muu kõlviku kihi loomine

ETAK-i andmekogus leidub kaks kihti nimetusega muu kõlvik. Kihtides leidub mitmeid elemente, mis mõjutavad oluliselt maastiku sidusust. Elemendid jaotati kolme klassi vahel (tabel 5). Esimesse klassi kuuluvad sidusust enim häirivad nähtused nagu sadamad, prügilad, karjäärid ja jäätmaa ning neile on lisatud väärtuseks 10. Tegemist on aladega, kus on maakatet inimtegevuse poolt ulatuslikult mõjutatud ning seetõttu on loomastik ja taimestik tugevalt häiritud. Klassi 2 kuuluvad kõik lennuväljad, mis on enamasti piiritletud aiaga ning on suured asfalteeritud/betoneeritud platsid, kus taimedel ei ole võimalik kasvada ega loomadel vabalt liikuda. Klassi 3 kuuluvad spordikompleksid, mis on samuti enamasti aedadega ümbritsetud ning seetõttu häirivad sidusust.

Tabel 5. Muu kõlviku klassidele lisatud takistusvõimed ja nähtused, mille alusel neid klassifitseeriti.

Klass	Takistusvõime	Nähtused klassis
1	10	ETAK-i sadamad, prügilad, karjäärid ja jäätmaa
2	8	ETAK-i lennuväli
3	6	Klassi kuulub ETAK-i spordikompleks

2.1.1.4 Õuealade kihi loomine

ETAK-i õuealade kihis on kaks nähtust, milleks on eraõu ja tootmisõu. Eraõu koosneb eluhoonete või ühiskondlike hoonete juurde koosnevatest aladest (Maa-ameti geoportaal). Tootmisõu koosneb tootmishoone juurde koosnevatest aladest ning laoplatssidest (Maa-ameti geoportaal). ETAK-i õueala kiht jaotatakse kahte klassi (tabel 6). Kuna tootmisõude ümber on tavaliselt aiad, need on lagedad betoneeritud või asfalteeritud platsid, kus esinevad ka tootmiseks rajatud hooned, siis on nendele aladele lisatud maksimaalne takistusvõime 10. Eraõude hulgas võib leida rohkem rohelist, mis võivad pakkuda elupaika või varjualust mõningatele liikidele. Seetõttu on lisatud eraõu takistusvõimeks 7.

Tabel 6. ETAK-i õuealade klassidele lisatud takistusvõimed ja nähtused, mille alusel neid klassifitseeriti.

Klass	Takistusvõime	Nähtused klassis
1	10	ETAK-i tootmisõu
2	7	ETAK-i eraõu

2.1.1.5 Haritava maa kihi loomine

Haritava maa kohta kihi loomisel kasutati ELME projekti raames kasutatud andmekihti põllukultuuride kohta. Kuna põllud on peamiselt suured monokultuurid, kus ökoloogilisi lülisid vähe, siis see mõjutab maastiku sidusust (Pleijel, 1993). Takistusvõimeks lisati haritava maa elementidele 4, mis põhineb Fu *et al.*, 2010.a töö.

2.1.1.6 Turbaväljade kihi loomine

ETAK-i turbavälja kihis on kaks maastikuelementi, mis mõjutavad negatiivselt maastiku sidusust. Nendeks on turbaväli ja mahajäetud turbaväli, kus looduslikud kooslused ei ole veel taastunud. Kuna turbaväljade tulemusena eemaldatakse alalt kogu taimestik, siis on takistusvõimeks pandud 10. Mahajäetud turbaväljad võivad hakata taastuma ning seetõttu on neil madalam takistusvõime 2.

2.1.1.7 Hoonete ja rajatiste alusel kihi loomine

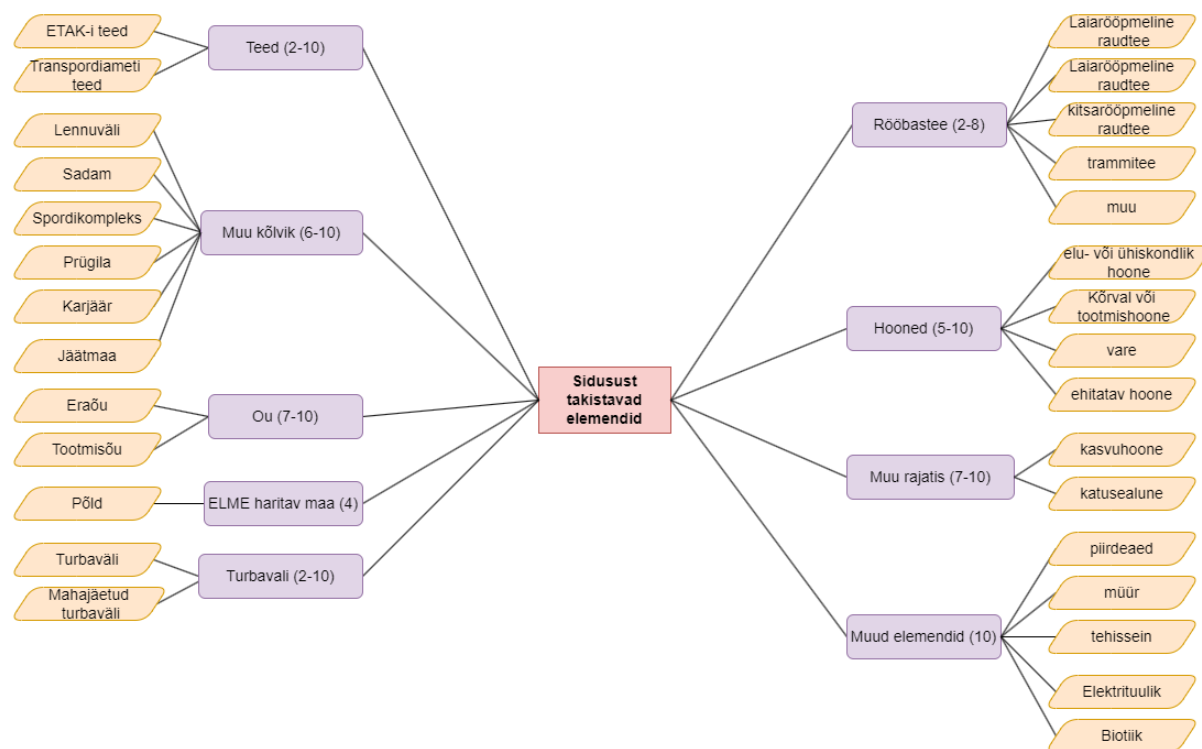
ETAK-i hoonete kiht on jaotatud kolme klassi (tabel 7). Esimesse klassi kuuluvad linnasisesed elu- või ühiskondlikud hooned, kõik kõrval- või tootmishooned ja ehitavad hooned. Kuna esimesse klassi kuuluvad hooned on tihti üksteisega lähestikku ning piirkond on inimtegevusest tugevalt mõjutatud, siis on takistusvõimeks lisatud 10. Teises klassis on linnavälised elu- või ühiskondlikud hooned ning kuna maapiirkondades on inimtegevus väiksem, siis on väiksem ka takistusvõime, milleks on 7. Kolmandasse klassi kuuluvad varemed, ning nende väärtuseks on 5. Enne hoonete kihi rasteriseerimist loodi iga hoone ümber 30 meetrine puhver. ETAK-i muude rajatiste kiht on jaotatud kahte klassi. Esimeses klassis on linnas asuvad kasvuhooned, katusealused ja muud hooned. Teises klassis kõik linnavälised muud rajatised. Linnasisestele rajatistele anti väärtuseks 10 ning linnavälistele 7. Sarnaselt hoonetele loodi ka muudele rajatistele 30 meetrine puhver.

Tabel 7. ETAK-i hoonetele lisatud takistusvõimed ja nähtused, mille alusel neid klassifitseeriti.

Klass	Takistusvõime	Nähtused klassis
1	10	ETAK-i linnasisesed elu- või ühiskondlikud hooned, kõrval- või tootmishooned ja ehitatavad hooned
2	7	ETAK-i linnavälised elu- või ühiskondlikud hooned
3	5	vare

2.1.1.8 Muude elementide alusel kihi loomine

ETAK-i piirete andmekihis on sidusust häirivateks nähtusteks piirdeaed, müür ja tehisein. Kõigile lisati takistusväärtuseks 10. ETAK-i tehnopaigaldiste kihis on üks nähtus, mis häirib maastiku sidusust ning selleks on elektrituulikud. Elektrituulikutele lisati takistusvõimeks 10 ning nende ümber tehti 30 meetrine puhver. Takistav väärtus lisati ka mõningatele tiikidele, mis asuvad Ida- Virumaal olevates kaevanduspiirkondades ning biotiikidele. Kõik maastiku sidusust takistavad elemendid on nähtavad joonisel 3.



Joonis 3. Maastiku sidusust takistavad elemendid.

2.1.2 Sidusust soodustavad elemendid

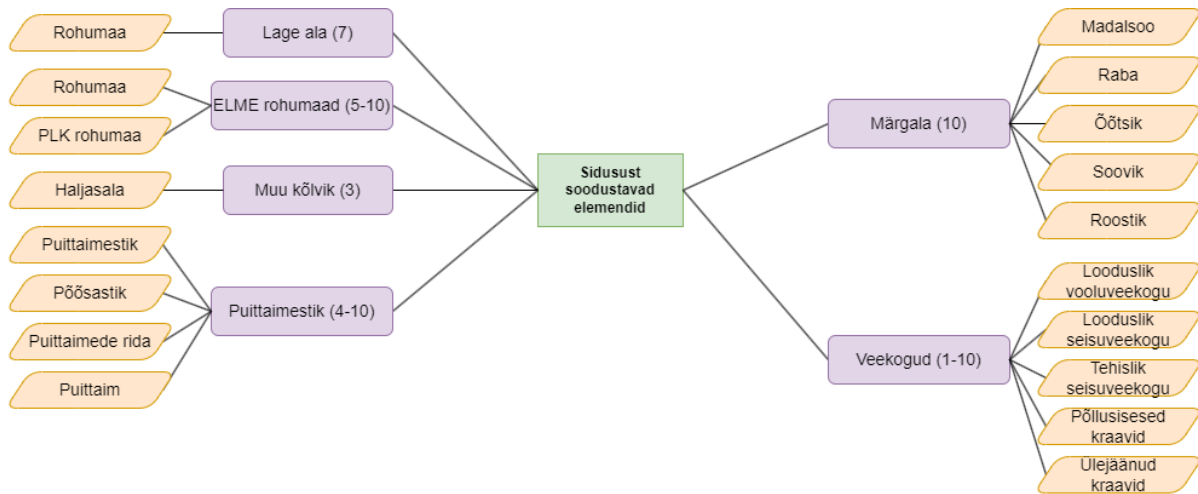
Maa-ameti andmete põhjal tuvastati 7 andmekihti kus leidub 13 maastiku sidusust soodustavat elementi (Joonis 4). Kõikidele andmetele lisati väärtused tabel 8 alusel. Neile on lisatud väärtused vahemikus 1-10. Väärtus 1 näitab halvemat soodusväärtust ning suurem arv näitab suuremat soodusväärtust. Kõikidest andmekihtidest koostati 10x10 meetrise lahutusvõimega rasterkiht.

Tabel 8. Maastiku sidusust soodustavad elemendid ja neile lisatud väärtused

Element	Väärtus
Kraav	1
Haljasala	3
Puittaim	4
Põllusisene kraav	
Kultuurrohumaa	5
Puittaimede rida	
Tehislik seisuveekogu	
ETAK-i rohumaa	7
Põõsastik	8
PLK rohumaa ehk pärandniit	10
Looduslik voolu- ja seisuveekogu	
Märgala	
Mets	

Looduslike voolu- ja seisuveekogude hulka kuuluvad järved, laukad, tiigid, jõed, ojad ja muud seisuveekogud. Looduslikele voolu- ja seisuveekogudele lisati soodustavaks väärtuseks 10. Tehislikele seisuveekogudele lisati soodustavaks väärtuseks 5. Lisaks eristati põllu siseseid ja väliseid kraave. Põllusisestele kraavidele anti väärtuseks 4 ning ülejäänud kraavidele 1. Rohumaade kihi loomisel kasutati ELME projekti raames loodud andmekihte (pärandniidud), PRIA andmebaasis olevaid rohumaid (kultuurrohumaid) ja ETAK-is olevaid rohumaid. Pärandniidud (joonisel ja tabelis PLK rohumaa) said soodusväärtuseks 10, kuna tegu on Eesti elurikkuse olulisteks tuumaladeks. Sellest erineva väärtuse said liigivaesemad ja häiritumad kultuuristatud püsirohumad (kultuurrohumad), millele lisati väärtuseks 5. ETAK-i rohumad olid alad, mis ei olnud PRIA andmeregistris ega ka ELME pärandniitude hulgas, neile anti

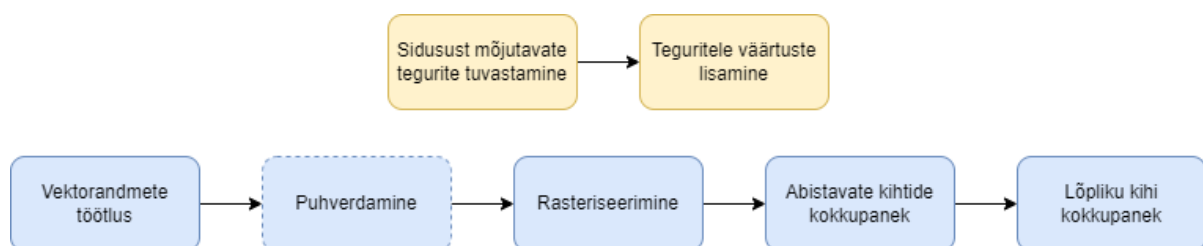
väärtuseks 7, kuna tegu on aladega, mis suurema tõenäosusega ei ole otseses ja intensiivses põllumajanduslikus kasutuses.



Joonis 4. Maastiku sidusust soodustavad elemendid.

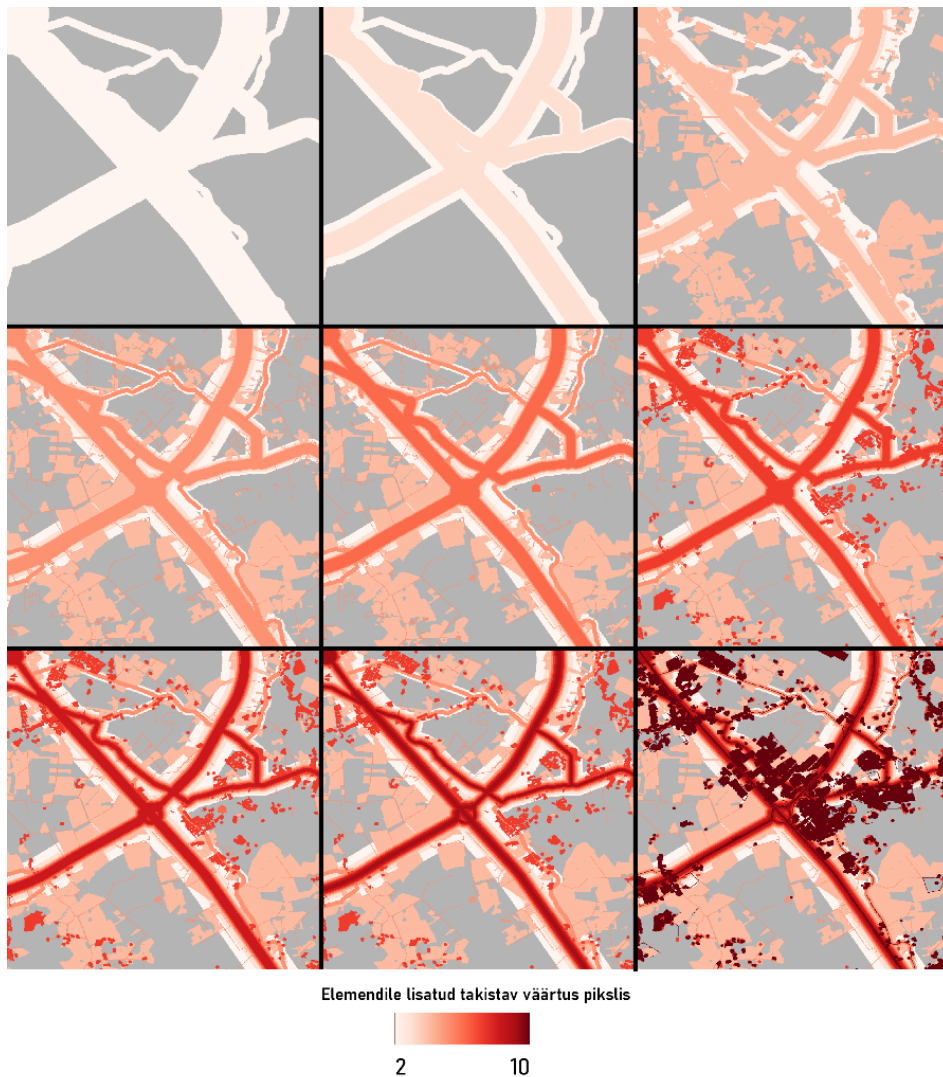
2.2 Analüüs

Rasterkihtide loomise saab jaotada kaheks, esiteks töö planeerimine ning seejärel töö läbiviimine (joonis 5). Töö planeerimise käigus tuvastati olemasolevate ruumiandmebaaside põhjal erinevad elemendid, mis mõjutavad Eesti maastike sidusust. Seejärel anti elementidele hinnangud, mis näitavad kui palju nad soodustavad või takistavad maastiku sidusust (eelmine alampeatükk). Hinnangud lisati kirjandust kasutades ning koostöös juhendajatega. Sooduspinna loomisel lähtuti sellest, et väärtus 10 on kõrgeima soodusväärtusega element, mis muudab maastikku sidusust paremaks ning väärtus on lisatud elementidele nagu märgalad, looduslikud veekogud ning mets. Väärtus 1 on madalama soodusväärtusega element ning väärtus on lisatud kraavidele. Takistuspinna loomisel lisati väärtus 10 kõige rohkem maastiku sidusust halvendavatele elementidele nagu teed, karjäärid, jäätmaa jne. Takistuspinna loomisel lisati madalamad väärtused nähtustele nagu turbaväljad, raudtee ja tee mõjualad.



Joonis 5. Rasterkihtide loomise töövoog. Kollane – planeerimise protsess, sinine - töö läbiviimise protsess

Töö läbiviimise protsessi saab jagada viie etapi vahel (joonis 5). Esimeseks etapis oli vaja vektorandmeid töödelda. Selle etapi käigus eristati erinevatest ruumiandmebaasides olevatest kihtidest vajalikud nähtused. Töö jooksul selgus, et rastrite koostamiseks tuleb andmeid rohkelt ette valmistada. Kuna töö jooksul kasutati mitmeid andmekihte, siis oli väga oluline töö varasemalt läbi mõelda. Selleks, et töö käiku planeerida ja vigade tekkimist vältida koostati mitmeid abistavaid tabeleid, mis aitasid andmestikes orienteeruda. Teise etapi käigus puhverdati andmeid. Teise etapi läbisid ainult teed, rööbasteed, hooned ja elektrituulikud. Ülejäänud andmete puhul puhverdamine ei olnud vajalik. Näiteks teede kihi loomiseks nii, et teedest kaugemale minnes esitada mõjuala sujuvamat vähenemist tuli luua mitmeid puhvreid. Töös jaotati teed 8 klassi vahel, mis tähendas, et vaja oli luua palju puhvreid. Kolmandas etapis rasteriseeriti eeltöödeldud vektorandmed referentsvõrgustikku ning elementidele lisati väärtused. Neljandas etapis loodi mosaiikimise tööriista abil abistavad rasterkihid selleks, et tulemusi kontrollida ja vältida vigade tekkimist. Näiteks kui takistav väärtus 2 on lisatud elementidele nagu suure tee mõjuala, raudtee mõjuala ning mahajäetud turbaväli, siis mosaiikimise tööriista kasutades lisati kõik väärtused kokku ühte rastrisse, mis näitab takistuse väärtust 2. Sama protsess viidi läbi iga väärtuse puhul. Viendas etapis pandi kokku lõplik rasterkiht. Lõpliku rasterkihi loomise näiteks on joonisel 6 kujutatud takistuspinna kokkupanemise protsessi. Selleks lähtuti põhimõttest, et tugevam takistav element läheb väiksema takistusega elemendi peale. Joonisel on suurendatud Pildikülas asuvat suurt ringteed ning kujutatud, kuidas pandi kokku lõplik takistuse rasterkiht. Samamoodi pandi kokku ka sooduspind.



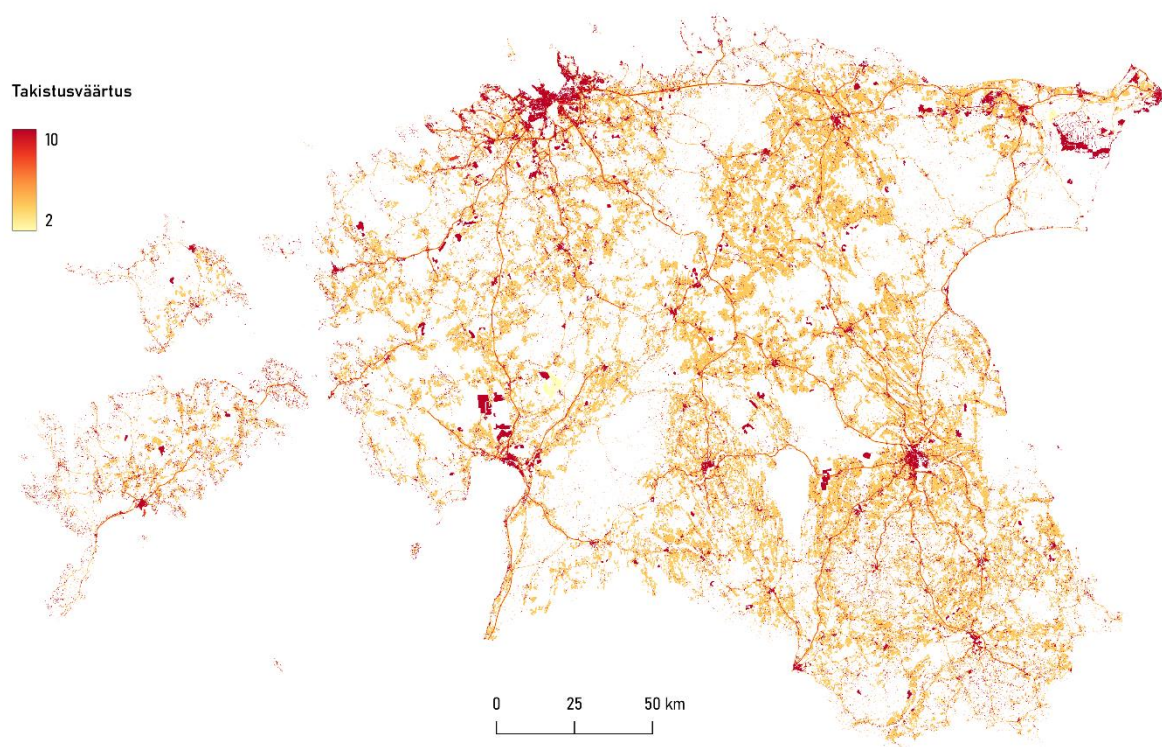
Joonis 6. Takistuspinna mosaiikimise protsess.

Peale takistus- ja sooduspinna valmimist kasutati QGIS-i tööriista tsonaalstatistika selleks, et rastreid analüüsida. Esialgul analüüsiti valminud rasterkihte kasutades 13,86 km² suuruste heksagonide võrgustikku, sest maakondade ja omavalitsuste tasemel ei ole võimalik detailselt tuvastada piirkondi, kus maastik on tugevalt häiritud takistavate maastikuelementide poolt. Lisaks valiti välja mõned piirkonnad Eestis ja neid kirjeldati lähemalt. Käesolevas töös kirjeldatakse Lahemaa rahvusparki, loomisel olevat Sõrve looduskaitseala. Üldine hinnang antakse ka Harjumaale ning seal olevatele kaitsealadele. Töös loodud andmekihid on kättesaadavad <https://doi.org/10.5281/zenodo.7980306>.

3. TULEMUSED

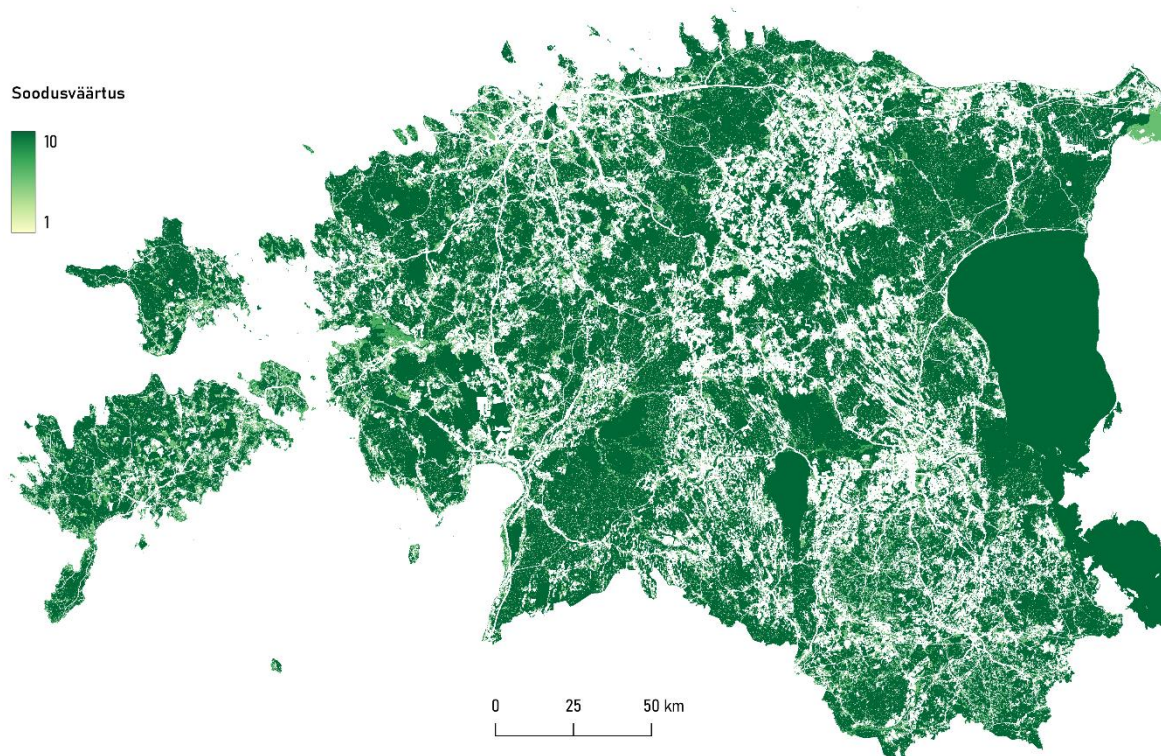
Käesoleva töö käigus hinnati maastiku struktuurset sidusust. Töö tulemustena valmisid kaks üle-eestilist rastrit: sidususe sooduspind ja takistuspind. Takistuspinnas on kujutatud Eesti maastiku sidusust takistavaid tegureid ning sooduspinnas soodustavaid tegureid. Suuremateks sidusust takistavateks maastikuelementideks on transpordivõrgustik ja linnalised asustuspiirkonnad. Parimateks sidusust soodustavateks elementideks on looduslikud elupaigad: pärandniidud, metsad, looduslikud seisu- ja vooluveekogud ning märgalad.

Joonisel 7 on kujutatud takistavate elementide takistuspinda. Takistuspinnas olevad väärtused jäävad vahemikku 2-10. Väärtus 10 näitab elemente, millel on suur maastiku sidusust takistav väärtus ning nende alla kuuluvad elemendid nagu teed, karjäärid, aktiivsed turbaväljad, biotiigid ja asulasisesed rajatised. Hästi eristuvad Tartu- ja Lääne- Virumaal pindalaliselt suurteks takistavateks elementideks olevad põllud, millele on väärtuseks lisatud 4. Takistuspinnalt tulevad selgesti välja teed ning asula piirkonnad. Tallinnas ja Tartus on palju kõrge väärtusega takistavaid elemente. Samuti tulevad selgelt välja Ida- Virumaal olevad põlevkivi pealmaa kaevandused.



Joonis 7. Maastiku sidususe takistusväärtus

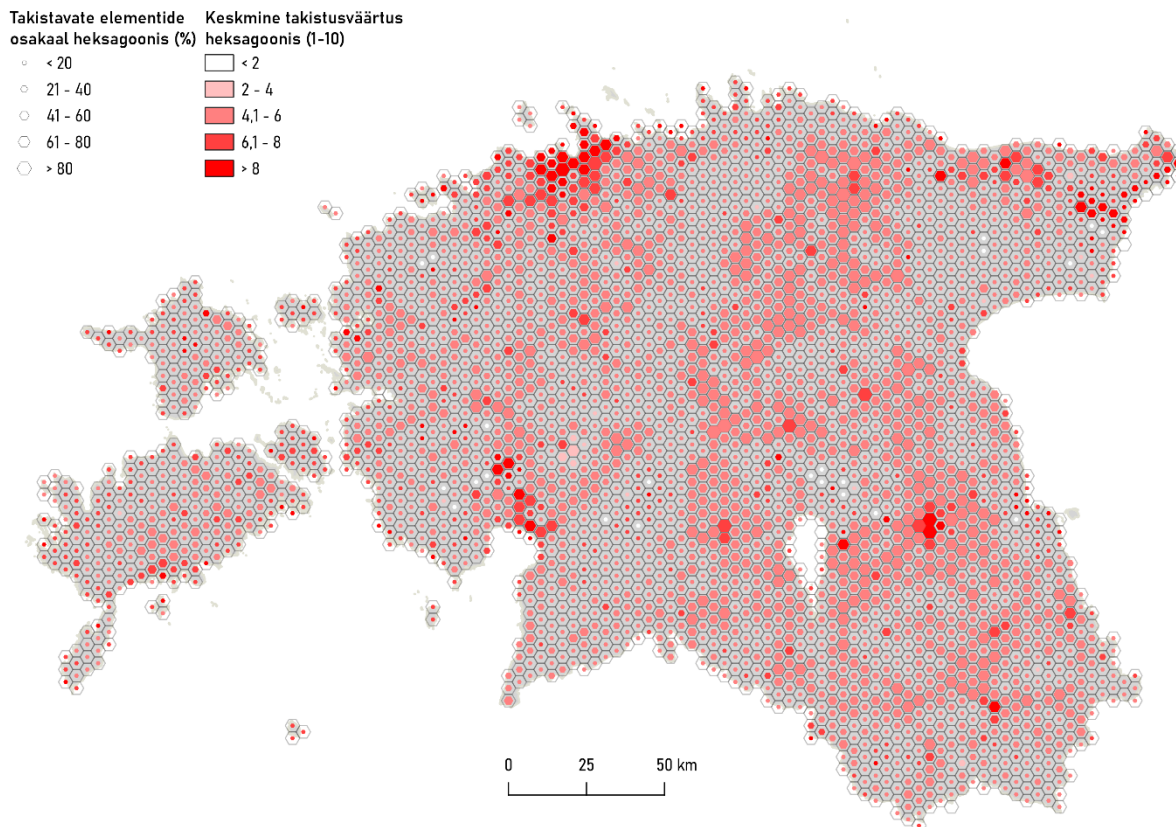
Valminud sooduspinnas on antud maastikuelementidele väärtused vahemikus 1-10, kus väärtus 10 tähendab parimat soodusväärtust ja 1 halvimat (joonis 8). Kõrgeima soodusväärtusega on rohumaad, looduslikud seisu ja vooluveekogud ning märgalad. Madalaima soodusväärtusega on kraavid. Tulemuse põhjal võib väita, et Eestis on palju maastiku sidusust soodustavaid elemente. Selgelt tulevad välja suuremad metsa- ja märgalad nagu Kesk-Eestit läbiv roheline vöönd, Emajõe suursoo ning Ida- ja Lääne- Virumaal olevad suured metsa- ja märgalad. Kuna looduslikele seisu ja vooluveekogudele on antud suur soodustust andev väärtus, siis tõusevad esile suured Peipsi järv ja Võrtsjärv.



Joonis 8. Maastiku sidususe sooduspind.

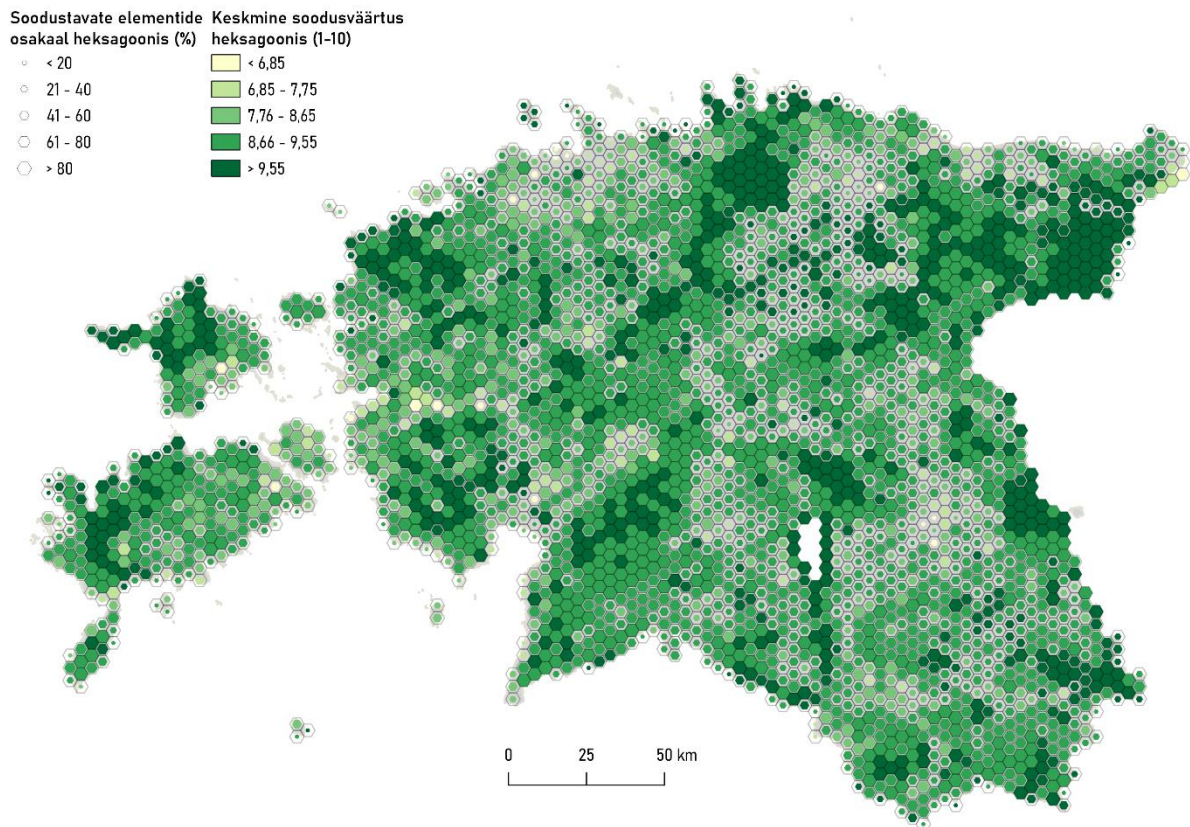
Parema ülevaate saamiseks loodi soodus- ja takistuspinna alusel heksagonkaart. Loodud heksagonide pindalad on $13,86 \text{ km}^2$. Heksagoni suuruse järgi on võimalik näha kui suur on elementide osakaal heksagonis.

Vaadates takistavate elementide kujutamiseks loodud heksagonide kaarti (joonis 9) tulevad linnalised piirkonnad veel paremini esile. Linnades on suured takistuse väärtused ning see takistav väärtus on ka väljaspool linnade piire. See võib olla põhjustatud valglinnastumisest. Lisaks on näha, et Tartu- ja Lääne Virumaal on suure osakaaluga, kuid madalama takistava väärtusega elemente. Seda on põhjustanud põllumajanduslik tegevus. Heksagon kaardilt ei hästi tule välja teede võrgustik ja selle mõju, sest heksagonid on selleks liiga suured.



Joonis 9. Eesti maastiku sidusust takistavate elementide osakaal ja keskmised takistuse väärtused heksagoonis.

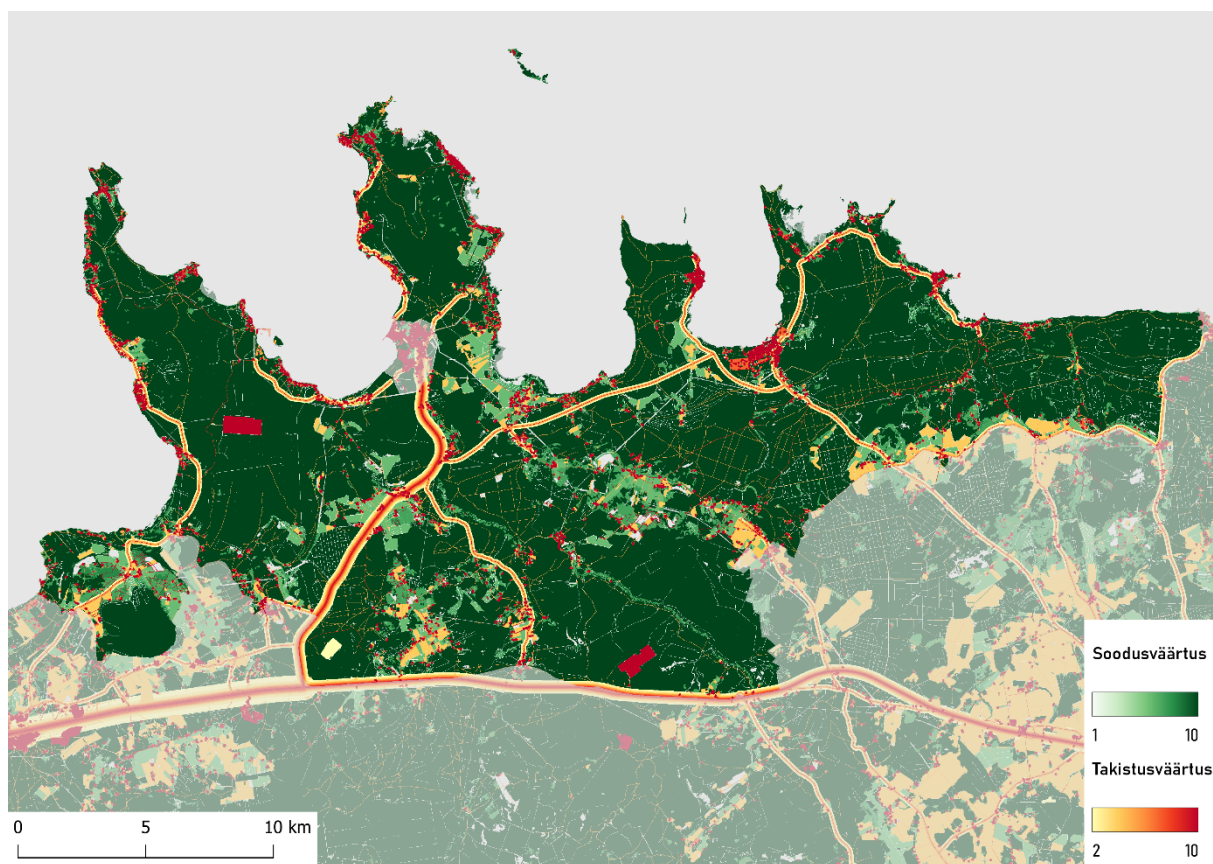
Joonisel 10 on kujutatud sooduspinna alusel loodud heksagon kaarti. Kaarti vaadates on näha, et Eestis on palju kohti, mille keskmine sidususe väärtus heksagoonis on üle 8,66. Lisaks on nendes heksagonides suur soodustavate elementide osakaal. Taas tulevad selgelt välja suuremad rohelised piirkonnad nagu kesk-Eestit läbiv roheline vöönd ning suured metsa- ja märgalad Saare- ja Hiiumaal. Lisaks paistavad väga rohelisena erinevad looduskaitsealad nagu loode- Eestis asuvad soode maastiku- ja looduskaitsealad, Emajõe suursoo ja Võrtsjärvest põhjas asuv Alam- Pedja looduskaitseala. Välja tulevad ka piirkonnad, kus on vähem sidusust soodustavaid elemente. Näiteks Tallinna linn ja selle ümbruses on vähe soodustavaid elemente. Rannikuäärsetes piirkondades on tihti madal soodustavate elementide osakaal heksagoonis. Seda on põhjustanud see, et soodus- ja takistuspindade loomisel ei ole võetud arvesse merealasad ning heksagon kaartide puhul see põhjustab probleeme.



Joonis 10. Eesti maastiku sidusust soodustavate elementide osakaal ja keskmised takistuse väärtused heksagoonis.

3.1 Lahemaa rahvuspark

Lahemaa rahvuspargi maapealse osa pindala on 478,05 km². Soodustavaid elemente selles piirkonnas on 399,88 km². See tähendab, et piirkonnas on palju soodustavaid elemente (joonis 11). Lisaks on piirkonnas 67,29 km² takistavaid elemente. Lahemaa rahvuspargist on 10,24 km² klassifitseerimata, mis tuleneb töö metoodilisest lähenemisest - rannäärsetele liivasele ja klibusele alale takistus- ja soodustusväärtuseid ei lisatud.



Joonis 11. Lahemaa rahvuspargis olevad soodustavad ja takistavad elemendid.

Takistavaid elemente esineb Lahemaa rahvuspargis 67,29 km² (14,27% kaitsealast). Kõige rohkem esineb elemente, mille takistuse väärtuseks on 10 (tabel 9). Ehk 19,55 km² (4,09%) Lahemaa rahvuspargist koosneb maastiku sidusust väga takistavatest maastikuelementidest. Seejärel esineb väärtust 5 rahvuspargis 17,23 km² ning see moodustab kaitsealast 3,6%. Väärtust 4 esineb rahvuspargis 11,04 km² ehk 2,31%. Kogu Lahemaa rahvuspargi takistusväärtuseks on 6,10.

Tabel 9. Lahemaal olevad maastiku sidusust takistavad elemendid neile lisatud väärtuste lõikes.

Takistuse väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal kaitsealast (%)
2	9,28	1,94
3	1,77	0,37
4	11,04	2,31
5	17,23	3,60
6	0,91	0,19
7	5,09	1,06
8	1,94	0,40
9	0,49	0,10
10	19,55	4,09
Kokku:	67,29	14,08

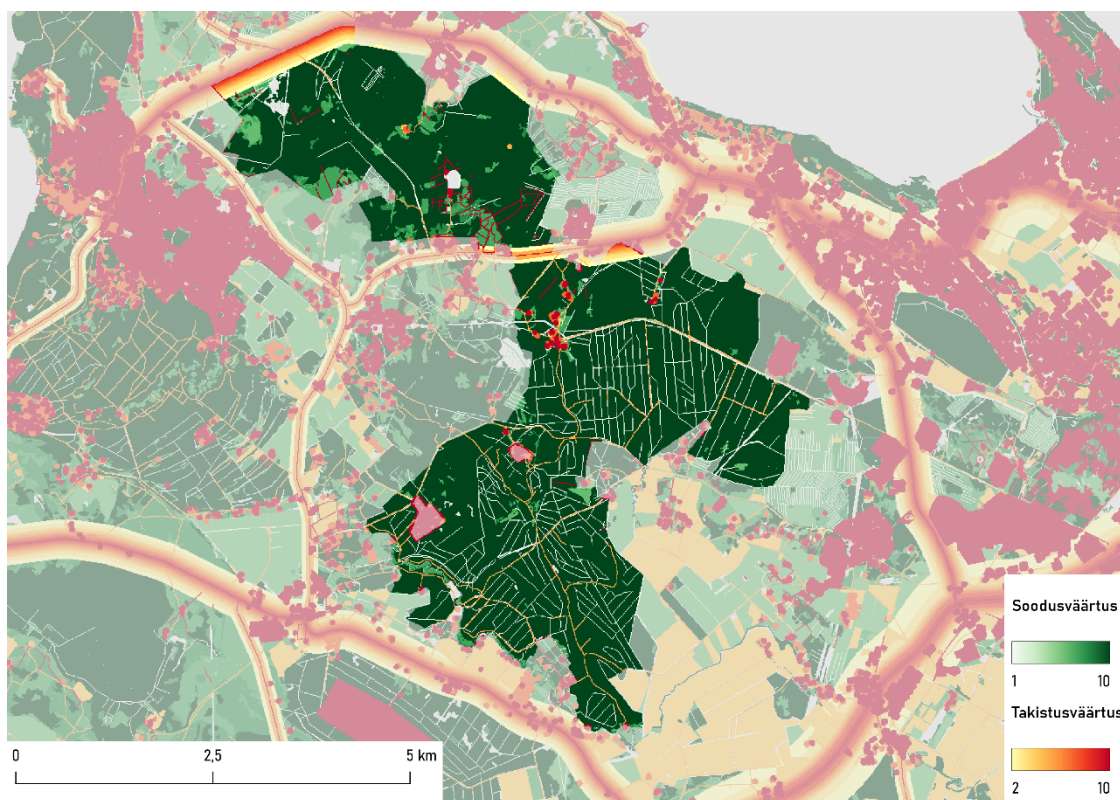
Vaadates Lahemaa rahvuspargis olevaid soodustavaid elemente väärtuse kaupa on näha, et piirkonnas domineerib maastiku sidusust soodustav väärtus 10 (tabel 10). Seda väärtust on piirkonnas 350,5 km² (73,31% rahvuspargist) ning see tähendab, et piirkonnas on palju maastiku sidusust hästi soodustavaid alasid. Seejärel esineb veel palju väärtust 7 (23,75 km²), mis moodustab ligi 5% kogu kaitsealast ning väärtust 6 (15,30 km²), mida esineb 3,2%. Kogu Lahemaa rahvuspargi keskmiseks soodusväärtuseks on 9,47, mis näitab head sidusust.

Tabel 10. Lahemaal olevad maastiku sidusust soodustavad elemendid neile lisatud väärtuste lõikes.

Soodusväärtus	Pindala (km ²)	Osakaal kaitsealast (%)
1	7,66	1,60
3	0,08	0,02
4	0,54	0,11
6	15,30	3,20
7	23,75	4,97
8	2,01	0,42
10	350,54	73,33
Kokku:	399,88	83,65

3.2 Planeeritav Sõrve looduskaitseala

Moodustatava Sõrve looduskaitseala pindala on 22,79 km². Maastiku sidusust soodustavaid elemente planeeritavas kaitsealas on 20,97 km² ning takistavaid elemente on 1,59 km² (0,23 km² on takistus- ja sooduspindade poolt klassifitseerimata).



Joonis 12. Planeeritava Sõrve looduskaitseala soodustavad ja takistavad elemendid.

Piirkonnas on 1,59 km² maastiku sidusust takistavaid elemente, ehk ainult 6,98% kaitsealast koosneb maastiku sidusust takistavatest elementidest (tabel 11). Kuid vaadeldes joonist 12 on näha, et kaitseala jaguneb kaheks, sest seda läbib sidusust takistav autotee. Lisaks on näha, et kaitseala on ümbritsetud maastiku sidusust takistavate elementidega. Nendeks elementideks on suured autoteed, põllud ning asulad nagu Tabasalu alevik, Viti küla ja Vääna- Jõesuu küla. Kaitseala sees esineb mõningaid väiksemaid teid, mis võib mõjutada liikidel liikumist. Kogu planeeritava Sõrve looduskaitseala keskmiseks takistusväärtuseks on 5,74.

Tabel 11. Takistavate elementide jaotus moodustatavas Sõrve looduskaitsealas.

Takistuse väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal kaitsealast (%)
2	0,23	1,02
3	0,13	0,58
4	0,06	0,28
5	0,58	2,55
6	0,05	0,24
7	0,12	0,53
8	0,05	0,23
9	0,02	0,07
10	0,34	1,48
Kokku:	1,59	6,98

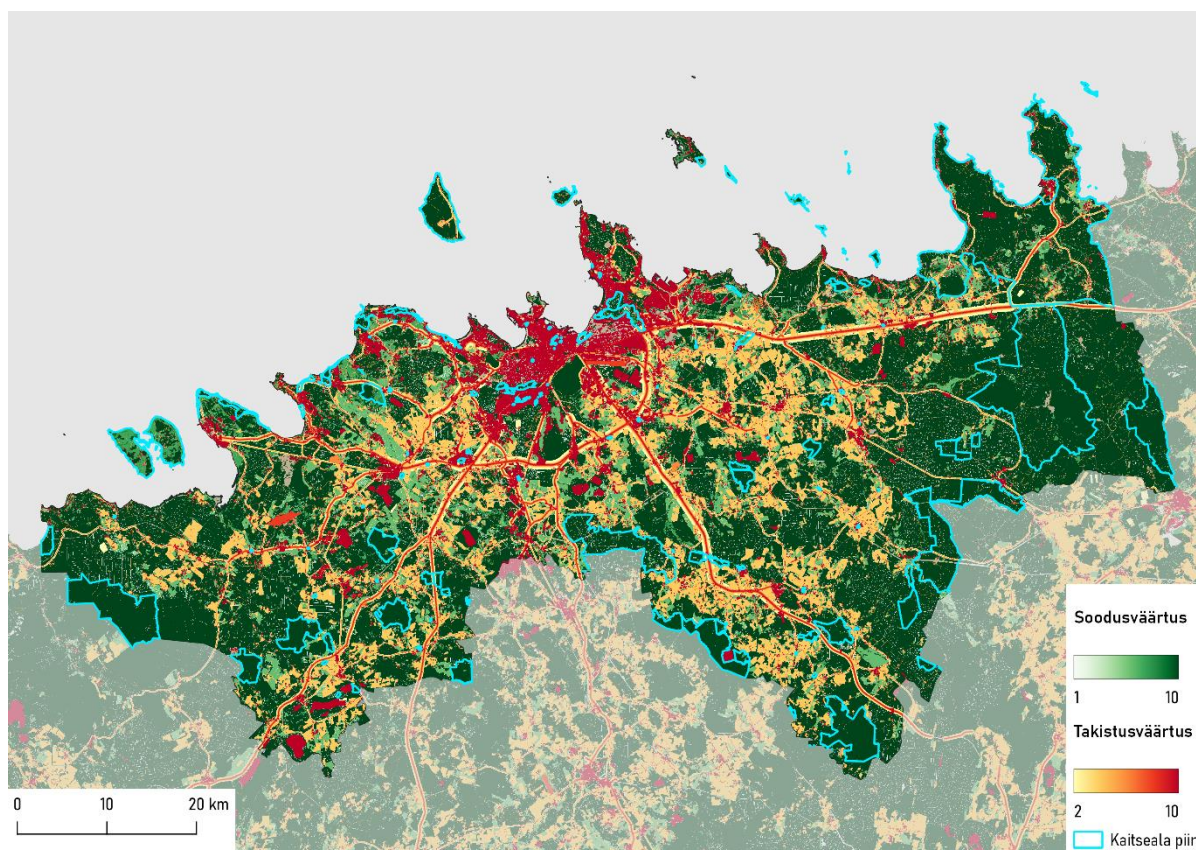
Vaadeldes soodustavate elementide jaotust väärtuste lõikes on näha, et piirkonnas esineb 18,49 km² hästi maastiku sidusust soodustavaid elemente (tabel 12). See tähendab, et 81,14% planeeritavast kaitsealast koosneks väga headest maastiku sidusust soodustavatest elementidest. Ülejäänud sidusust soodustavaid väärtusi esineb piirkonnas palju vähem. Kogu planeeritava Sõrve looduskaitseala keskmiseks soodusväärtuseks on 9,28, mis on ümbritseva piirkonnaga võrreldes oluliselt suurem, näidates planeeritava kaitseala olulist rolli Harjumaa maastike sidususe tagamisel.

Tabel 12. Soodustavate elementide jaotus moodustatavas Sõrve looduskaitsealas.

Soodustav väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal kaitsealast (%)
1	1,25	5,51
4	0,03	0,13
6	0,16	0,7
7	0,82	3,59
8	0,22	0,95
10	18,49	81,14
Kokku:	20,97	92,02

3.3 Ülevaade Harjumaast

Harjumaa pindala on 4327,86 km². Maastiku sidusust soodustavaid elemente Harjumaal on 2887,00 km² ning takistavaid elemente on 1348,43 km² (92,43 km² Harjumaast on rastrite poolt klassifitseerimata).



Joonis 13. Harjumaa soodustavad ja takistavad elemendid.

Takistavaid elemente esineb maakonnas 1348,43 km², mis moodustab 31,16% Harjumaast (joonis 13). Kõige rohkem esineb maakonnas takistavat väärtust 4 (513,7 km²). Pindalaliselt põhjustab väärtust 4 kõige rohkem põllumajanduseks kasutatav maa (tabel 13). Seejärel esineb väärtust 10, kõige suuremat maastiku sidusust takistavat elementi käesolevas töös, 393,48 km², mis moodustab 9,1% maakonnast. Kolmandaks kõige suuremaks sidususe takistuse põhjustajaks on väärtus 5 (160,24 km²), mis tekib peamiselt tänu transpordivõrgule ning varemetele. Väärtust 5 esineb maakonnas 3,7%. Keskmiseks takistusväärtuseks maakonnas on 6,05.

Tabel 13. Takistavate elementide jaotus Harju maakonnas.

Takistuse väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal maakonnast (%)
2	98,45	2,27
3	39,75	0,92
4	513,70	11,87
5	160,24	3,70
6	24,72	0,57
7	63,23	1,46
8	33,36	0,77
9	21,51	0,50
10	393,48	9,09
Kokku:	1348,43	31,16

Soodustatavatest elementidest esineb kõige rohkem väärtust 10, mis on parimaks maastiku sidusust soodustavaks elemendiks (tabel 14). Element esineb 2339,86 km² ning see moodustab 54% harju maakonnast. Üldiselt esineb soodustavaid elemente 2887 km², mis on 66,7% harju maakonnast. Järgmisena esineb kõige rohkem väärtust 6 (251,14 km²) ja see moodustab 5,8% Harjumaaast. Väärtuse 6 hulka kuuluvad elemendid nagu ELME projekti raames klassifitseeritud rohumaa ning tehislikud seisuveekogud. Seejärel esineb veel 168,8 km² väärtust 7, mis on ETAK-i rohumaa. Keskmiseks maakonna soodusväärtuseks on 9,13, kuid Harjumaa puhul tuleb arvestada soodustavate elementide osakaalu maakonnas, sest seal esineb palju takistavaid elemente.

Tabel 14. Soodustavate elementide jaotus Harju maakonnas.

Soodustav väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal maakonnast (%)
1	97,36	2,25
3	5,76	0,13
4	4,01	0,09
6	251,14	5,8
7	168,8	3,9
8	20,07	0,46
10	2339,86	54,07
Kokku:	2887,00	66,71

Analüüsidest Harjumaal paiknevaid looduskaitsealasid on tulemused järgmised. Harjumaal on moodustatud 111 maapealset looduskaitseala, mille pindala kokku on 743 km². Sellest 662,49 km² (89,16% kaitsealadest) moodustavad maastiku sidusust soodustavad elemendid ning 65,39 km² (8,8% kaitsealadest) moodustavad takistavad elemendid. See tähendab, et 15,12 km² ehk 2,02% maastikest ei ole kaetud töös loodud soodus- ja takistuspindade poolt. Kaitsealade suurused on väga erinevad, millest väikseim on Rohelise turu maastikukaitseala ja selle suuruseks on 494 m² (0,000494 km²). Suurimaks kaitsealaks Harjumaal on Lahemaa rahvuspark ning selle Harjumaal asuva osa suurus on 254 km². Keskmiseks kaitseala suuruseks on 6,69 km².

Takistavatest elementidest esineb kõige rohkem väärtust 5, mille pindalaks on 18 km² ning see moodustab 2,42% kaitsealadest (tabel 15). Järgmisena esineb pindalaliselt väärtust 10 ning selle väärtuse pindala on 17,55 km² (2,32% kaitsealadest). Lisaks esineb pindalaliselt väärtust 2 Harjumaa kaitsealades 9,43 km² (1,27%). Harjumaa kaitsealade siseseks keskmiseks takistusväärtuseks on 5,94.

Tabel 15. Harjumaal olevates kaitsealades maastiku sidusust takistavad elemendid neile lisatud väärtuste lõikes.

Takistuse väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal kaitsealast (%)
2	9,43	1,27
3	3,23	0,43
4	8,87	1,19
5	17,99	2,42
6	1,39	0,19
7	4,73	0,64
8	1,78	0,24
9	0,74	0,10
10	17,22	2,32
Kokku:	65,39	8,80

Soodustavatest elementidest esineb kõige rohkem väärtust 10, mille pindalaks on 600 km² ning see moodustab ligi 81% kaitsealadest (tabel 16). Järgmisena esineb pindalaliselt väärtust 7 ning selle väärtuse pindala on 34,17 km² (4,6% Harjumaa kaitsealadest). Lisaks esineb pindalaliselt väärtust 6 Harjumaa kaitsealades 11,33 km² (1,52%). Harjumaa kaitsealade siseseks keskmiseks soodusväärtuseks on 9,60.

Tabel 16. Harjumaal olevates kaitsealades maastiku sidusust soodustavad elemendid neile lisatud väärtuste lõikes.

Soodustav väärtus	Pindala (km ²)	Osakaal kaitsealadest (%)
1	10,19	1,37
3	1	0,13
4	0,71	0,1
6	11,33	1,52
7	34,17	4,6
8	4,39	0,59
10	600,69	80,85
Kokku:	662,49	89,16

4. ARUTELU

Käesolevas töös hinnati maastiku üldist struktuurset sidusust, sest maastikuelementidele hinnangute lisamisel ei võetud arvesse erinevate liikide vajadusi ja tegelikke liikumisi vaid anti üldine hinnang maastikes olevate elementide sobivuse/mittesobivuse kohta liikide levi ja püsimise toetamisel. Elementidele sai maastiku sidususe hindamiseks lisatud üldistavad hinnangud. Struktuurne sidususe põhineb maastiku füüsilisel struktuuril ning organismide käitumist maastikus ei arvestata (Auffret *et al.*, 2015; Berger-Tal ja Saltz, 2019; Kindlmann ja Burel, 2008; Ward *et al.*, 2020). Sarnast meetodikat oleks võimalik kasutada funktsionaalse sidususe hindamiseks juhul, kui takistus- ja sooduspindade koostamisel lisatakse väärtused analüüsides mingit kindlat liiki või liikide gruppi. Funktsionaalse sidususe hindamisel on vaja selgitada ka tuumalad ning võtta arvesse ka sama tüüpi elupaikade erinevat ökoloogilist seisundit (Suksavate *et al.*, 2019). Lisaks on funktsionaalse sidususe hindamiseks mitmeid meetodeid, nagu graafiteooria (ingl *graph theory*), vähim maksumuslik kaugus (ingl *least cost path*) ja voolu teooria (ingl *circuit theory*) (Suksavate *et al.*, 2019)

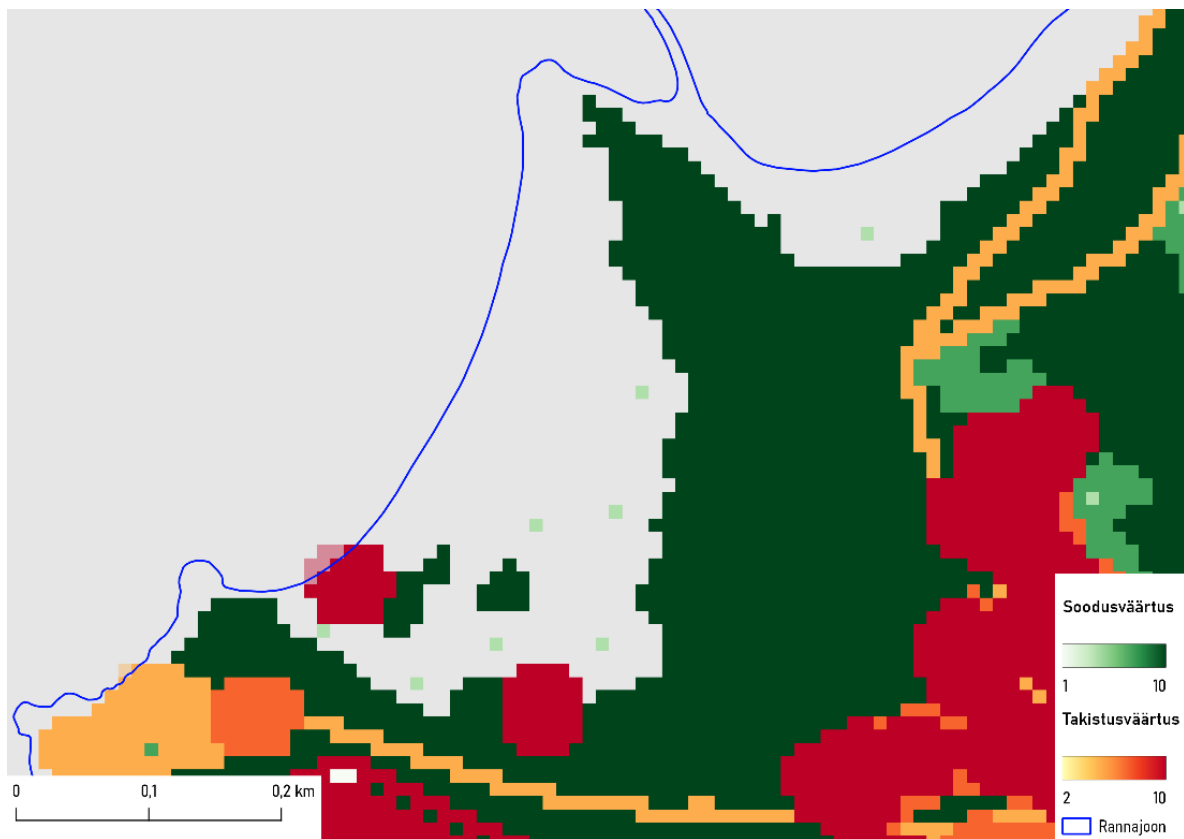
Töö käigus selgusid ka andmekihid, mille kasutamine antud töö eesmärkide täitmiseks on raskendatud või võimatu. Väga problemaatiliseks andmekihiks osutus ETAK-i lageda ala andmekihis olev nähtus muu lage. Maa-amet on defineerinud muu lageda nähtust kui ala, mida ei saa kaardistada ühegi teise põhipindobjektina (Maa-ameti geoportaal). Ökoloogilisest seisukohast – sobivuselt liikide elupaigaks ja levikuks – koosnes 'muu lage' aga väga varieeruvatest elupaikadest karjääridest liigirikaste rohumaadeni, mille üksteisest eristamiseks ei olnud andmekihis aga sobilikke atribuute. Seetõttu otsustati seda andmekihti töös mitte kasutada ja selle asemel kasutati ELME projekti raames loodud andmekihte.

Lahemaa Rahvuspark

Lahemaa rahvuspargis on palju maastiku sidusust hästi soodustavaid elemente, sest soodustavat väärtust 1 on piirkonnas 350,5 km² (73,31% rahvuspargist). See tähendab, et piirkonnas on palju transpordivõrgust mõjutamata metsa, märgalaid ning rohumaid. Maastiku sidusust takistavad elemendid moodustavad kaitsealast 14,27%. Enim esineb elemente, millele on andud suurim maastiku sidusust takistav väärtus 10 (4,09% kaitsealast). Seda on põhjustanud peamiselt piirkonnas esinevad autoteed ning suuremad asulad.

Kuigi Lahemaa rahvusparkis on palju maastiku sidusust soodustavaid elemente, siis rahvusparkis on mitmeid barjääre, mis piiravad liikide liikumist looduses. Rahvusparkis olevad maanteed jaotavad rahvusparki mitmeks erinevaks osaks. Kuna teed võivad olla liikide jaoks ületamatuks barjääriks, siis need võivad põhjustada osalist isolatsiooni ja “saarelisust”. Lisaks asuvad rahvusparkis mõned suuremad asulad nagu Võsu ja Käsmu. Loksa linn jääb küll rahvusparki piiridest välja, kuid see kindlasti mõjutab maastiku sidusust rahvusparkis. Lisaks asuvad kaitsealal ka mõned turbaväljad. Arvatavasti on suurimaks probleemiks Lahemaa rahvusparkil see, et kaitsealast välja ja sisse liikumisel tuleb liikidel ületada suur barjäär, milleks on Tallinn- Narva maantee. Kuna kõik liigid ei saa kogu elutsükli läbida kaitseala piirides, siis nad peavad sealt saama ka välja ja sisse liikuda, kuid selleks häid võimalusi pole. Lahemaa rahvusparkist lõuna pool asub suur Põhja- Kõrvemaa looduskaitseala, mis võiks pakkuda võimalusi suurema elupaiganõudlusega liikidel laiemalt levida, kuid selleks, et kaitsealade vahel liikuda tuleb ületada Tallinn- Narva maantee.

Lahemaa rahvusparkist on 10,24 km² klassifitseerimata. See on üpriski suur väärtus, mis tuleneb töö läbiviimise meetodikast. Rannäärsetele liivasele ja klibusele alale soodus- või takistusväärtusi ei lisatud ja see on toonud kaasa suure klassifitseerimata ala. Joonisel 14 näitab sinine joon kaitseala piiri ning roheliste ja punaste värvustega on kujutatud magistratöö raames koostatud soodus- ja takituspindu. Hall ala näitab klassifitseerimata ala. Sama probleem esineb rannikualadel kogu Eestis. Seetõttu oleks õigem siiski lisada liivased ja klibused alad meetodikasse, et seda probleemi vältida.



Joonis 14. Suurt klassifitseerimata ala illustreeriv joonis.

Sõrve Looduskaitseala

Moodustatavas Sõrve looduskaitsealas on palju maastiku sidusust soodustavaid elemente. Takistavaid elemente on piirkonnas vähe, kuid seda mõjutab see, et kaitsealast jäetakse välja piirkonnad, kus on tihedam asustus. Planeeritav looduskaitseala ümbruses on maastiku sidususe olulisel määral takistatud, mis näitab, et regiooni elurikkuse hoidmiseks on tegu äärmiselt vajaliku kaitsealaga. Lisaks kaitseala rajamisele on vajalik tagada ka rohekoridoride toimimine piirkonnas, kuna hetkel ümbritsevad planeeritavat kaitstavat ala suured maastiku sidususe takistavad elemendid ning piirkonda asustavatel liikidel võib olla keeruline kaitsealasse pääseda ning sealt lahkuda. Kaaluda tasub sidususe soodustamist rohekoridoride abil ühenduse loomiseks nii mereäärsete aladega kui ka piirkonnas olevate teiste kaitstavate aladega. Töös tehtud võrdlus planeeritava Sõrve kaitseala ning Harjumaa üldiste näitajate vahel kinnitab, et planeeritav kaitseala on äärmiselt vajalik olemasolevate heade maastiku sidususe soodustavate elementide edasiseks säilitamiseks ning piirkonna ökoloogiliste protsesside ja elurikkuse säilimiseks.

Harjumaa

Harjumaa on üks suurimatest maakondadest ning sellest ligi 67% moodustavad sidusad maastikud ja suur osa sellest on parimad maastiku sidusust soodustavad elemendid. Kuigi soodustavaid elemente on palju, siis on maakonnas sidususega siiski suuremaid probleeme. Harjumaal esineb palju maastiku sidusust takistavaid elemente. Takistavad elemendid moodustavad umbes 31% maakonnast ja seda on põhjustanud peamiselt tiheasustusalad, transpordivõrgustik ning tööstus- ja põllumajanduslik tegevus. Maakonnast 9,1% moodustavad käesolevas töös kõige takistavamad maastikud ja seda on põhjustanud Tallinna linn, kuid ka selle ümbruses paiknevad tihedalt asustatud alad ning teedevõrgustik. Suurim osakaal on siiski põllumajandusmaadel. See tähendab, et liikidel on äärmiselt keeruline Harjumaal erinevate eluks vajalikke ressursse pakkuvate alade vahel liikuda, eriti tihedalt asustatud alade juures. Seetõttu võib eeldada, et maastikud on killustunud ning see võib põhjustada erinevate liikide asurkondade ja ökosüsteemide isolatsiooni jäämist ning suurendada ohte nende kohalikule kadumisele. Töös vaadeldi eraldi ka Harjumaal olevaid kaitstavaid alasid, et hinnata, kas neis on olukord parem. Tulemustest selgus, et kaitsealades on maastiku sidusust soodustavate elementide osakaal ligi 90%. Selle tulemusena võib järeldada, et Harjumaa kaitstavatest aladest maastike sidususe säilitamisel äärmiselt oluline roll, sest neis on rohkem liikidele eluks sobivaid maastikke, kui tavaliselt Harjumaal. Kaitstavatel aladel on vaid 8,8% sidusust takistavaid maastikke ning enamuse sellest moodustavad teed ja hoonestus.

KOKKUVÕTE

Käesoleva töö eesmärkideks oli olemasolevate ruumiandmete põhjal leida maastike sidusust mõjutavad tegurid ning anda neile hinnangud, mis näitavad kui palju nad maastiku sidusust mõjutavad. Eesmärkide täitmiseks kasutati Maa-ameti ETAK-i andmeid, Transpordiameti andmeid ning ELME projekti käigus loodud andmeid.

Töö tulemusena valmis kaks üle-eestilist rasterkihti, millest üks kujutab maastiku sidusust soodustavaid elemente ning teine takistavaid elemente. Töö käigus hinnati maastike struktuurset sidusust. Takistuspinna põhjal loodud jooniste alusel tulevad selgelt välja problemaatilisemad piirkonnad. Nendeks on linnalised asustuspiirkonnad, transpordivõrgustik ja põllumajanduslikud maad. Sooduspinnal selguvad piirkonnad, kus on vähe maastiku sidusust soodustavaid elemente. Nendeks on peamiselt linnalised piirkonnad. Hea sidusust soodustav väärtus on antud maastikele, kus on püüdnud, metsad, märgalad ja looduslikud veekogud.

Tulemuste kirjeldamiseks analüüsiti lähemalt Lahemaa rahvusparki, planeeritavat Sõrve looduskaitseala ning üldine hinnang anti Harjumaale ja seal olevatele kaitsealadele. Lahemaa rahvuspargis esineb 350,5 km² maastiku sidusust soodustavaid elemente, mis moodustab 73,3% rahvuspargist. Tulemus on hea, kuid rahvusparki sisenemiseks ja sealt väljumiseks tuleb ületada suur Tallinn-Narva maantee, mis muudab paljudele liikidele liikumise keeruliseks. Planeeritavas Sõrve looduskaitsealas esineb soodustavaid elemente 81,5%, mis on hea tulemus ning selle säilitamiseks on vajalik võtta ala kaitse alla. Analüüsides Harjumaad selgus tulemustest, et kaitstavatel aladel on soodustavate elementide osakaal 90% samas kui üldiselt Harjumaal on elemente 67%. See näitab, et Harjumaal kaitstavad alad on kasulikud ning neis on parem sidusust võrreldes aladega väljaspool kaitstavaid alasid.

Kokkuvõtteks võib öelda, et kõik töö eesmärgid said täidetud. Edukalt said kaardistatud maastiku sidusust positiivselt ja negatiivselt mõjutavad maastikuelemendid. Töö käigus selgus problemaatiline ETAK-i lageda ala andmekihi nähtus muu läge, mille kasutamist sarnase töö tegemisel tuleks vältida. Selles andmekihis leidsid erinevaid elemente, näiteks karjääre ning rohumaid ning nende üksteisest eristamiseks ei olnud atribuute, mistõttu ei saanud seda andmekihti töös kasutada. Töös kasutatud meetodikat oleks võimalik kasutada näiteks funktsionaalse sidususe hindamisel, kui maastikuelementidele antakse hinnangud analüüsides

kindlat liiki või liikide gruppi ning võttes arvesse ka elupaikade ökoloogilist seisundit (nt vana mets või noor mets, kinnikasvanud niit või heas seisundis pärandniit).

Factors affecting the connectivity of Estonian landscapes

Kaimar Kiisel

SUMMARY

The European Union's biodiversity strategy calls for the establishment of a pan-European green network, with special emphasis on the establishment of green corridors (Kutsar *et al.*, 2018 ; Ward *et al.*, 2020). To meet the target, it is planned to protect 30% of land and sea by 2030. As a result, protected areas are constantly being established, but the landscapes surrounding the protected areas are frequently overlooked (Ward *et al.*, 2020). It is important that landscapes are connected so that species can move through them. There are several elements in the landscape that both prevent and promote landscape connectivity.

The goals of this work were to identify landscape elements influencing landscape connectivity using available spatial data. Furthermore, give them assessments that show how much they affect the landscape's connectivity. To achieve the objectives, data from the Estonian Land Board, the Republic of Estonia's transport administration, and data created during the ELME project were used. All landscape elements were given values on a scale of 1-10. In resistance surface, higher values indicate a greater resistance of the landscape element to connectivity. In the case of a surface containing elements with positive effects to connectivity, higher values indicate a higher favorable value to connectivity.

As a result, two raster data layers covering the entire Estonia were created. These layers depict landscape elements that both obstruct and promote connectivity. The structural connectivity of the landscapes was evaluated during the work. Maps created using resistance surface clearly identified more problematic areas. These include urban areas, transportation networks, and agricultural lands. Maps created using the raster with favourable elements to connectivity identified areas with little connecting elements. These are mainly urban areas. Landscapes with forests, wetlands, and natural waterbodies were assigned a high value for connectivity.

To describe the results, the Lahemaa National Park, the planned Sõrve nature reserve and Harjumaa county were examined in more detail. Lahemaa National Park contains 350.5 km² of elements that promote landscape connectivity, accounting for 73.3% of the national park. The result is good but entering and exiting the national park requires crossing the big Tallinn-Narva highway, which makes movement difficult. In the planned Sõrve nature reserve 81.5% of landscape elements promote landscape connectivity, which is a good result, and to preserve it, it is good to take the area under protection. The results of an analysis of Harjumaa revealed

that the share of landscape connecting elements in protected areas is 90%, while the elements outside protected areas are 67%. This demonstrates that Harjumaa's protected areas are beneficial and have better connectivity than areas outside of protected areas.

In conclusion, it can be said that all the objectives of the work were met. Landscape elements that positively and negatively affect landscape connectivity were successfully mapped. Some problematic vector data layers were discovered during the work, and their use should be avoided when performing similar works in the future. If assessments are given to landscape elements by analyzing a specific species or group of species and taking into account the ecosystem ecological condition, the similar methodology used in the work could be used in the assessment of functional connectivity.

TÄNUAVALDUSED

Sooviksin tänada oma juhendajaid Evelyn Uuemaad ja Aveliina Helmi teema väljapakkumise ja juhendamise eest. Lisaks soovin tänada Urmas Tuzbergi keelelise abinõu eest.

KIRJANDUSE LOETELU

- Amarti, Z., Nurkholipah, N.S., Anggriani, N., Supriatna, A.K., 2018. Numerical solution of a logistic growth model for a population with Allee effect considering fuzzy initial values and fuzzy parameters, in: IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. Institute of Physics Publishing. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/332/1/012051>
- Arold, I., 2005. Eesti maastikud. Tartu, 453 lk.
- Auffret, A.G., Plue, J., Cousins, S.A.O., 2015. The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. *Ambio* 44, 51–59. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0588-6>
- Beier, D., Cushman, P.A., Dieffenbach, S., Epps, F., Gerber, C.W., Hartter, L., Jenness, J., Kintsch, J., Merenlender, J., Perkle, A.M., Preziosi, R.M., Ryan, D. V, 2012. The Role of Landscape Connectivity in Planning and The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Implementing Conservation and Restoration Priorities. Issues in Ecology Ecology*.
- Berger-Tal, O., Saltz, D., 2019. Invisible barriers: Anthropogenic impacts on inter- And intra-specific interactions as drivers of landscape-independent fragmentation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0049>
- Bergsten, A., Zetterberg, A., 2013. To model the landscape as a network: A practitioner's perspective. *Landsc Urban Plan* 119, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.06.009>
- Clauzel, C., Xiqing, D., Gongsheng, W., Giraudoux, P., Li, L., 2015. Assessing the impact of road developments on connectivity across multiple scales: Application to Yunnan snub-nosed monkey conservation. *Biol Conserv* 192, 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.029>
- Croteau, E. K. 2010. Causes and Consequences of Dispersal in Plants and Animals. *Nature Education Knowledge* 3(10):12 <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/causes-and-consequences-of-dispersal-in-plants-15927714/> (15.04.2023)
- Cunningham, C.A., Crick, H.Q.P., Morecroft, M.D., Thomas, C.D., Beale, C.M., 2021. Translating area-based conservation pledges into efficient biodiversity protection outcomes. *Commun Biol*. <https://doi.org/10.1038/s42003-021-02590-4>
- Drake, D.R., Mulder, C.P.H., Towns, D.R., Daugherty, C.H., 2002. The biology of insularity: An introduction. *J Biogeogr*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00706.x>
- Euroopa Komisjon, 2020. Rohelepe Eesti keeles.
- Euroopa maastikukonventsioon (2000). Riigi Teataja. [veebileht]. <https://www.riigiteataja.ee/akt/228022018001> (03.04.2023)
- Foreman, R., Godron, M., 1986. *Landscape ecology*. New York, 619 lk.

Fu, W., Liu, S., Degloria, S.D., Dong, S., Beazley, R., 2010. Characterizing the “fragmentation-barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landsc Urban Plan* 95, 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.009>

Guthula, V.B., Shrotriya, S., Nigam, P., Goyal, S.P., Mohan, D., Habib, B., 2022. Biodiversity significance of small habitat patches: More than half of Indian bird species are in academic campuses. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104552>

Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenvald, R., Veromann, E., Kmoch, A., Mõisja, K., Nurm, H-I., Prangel, E., Vain, K., Sepp, K., Lõhmus, A., Uuemaa, E., 2023. Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Riigihanke "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh meetodika väljatöötamine" (viitenumber 235366, Keskkonnaagentuur) lõpparuanne. Tartu Ülikool. Eesti Maaülikool.

Helm, A., Takkis, K., Riibak, K., Prangel, E., Devalez, J., Keerberg, L., Meriste, M., Trepp, R., Vahter, T., Vain, S., Aavik, T., 2020. Loodusliku elurikkuse säilitamine põllumajandusmaal. Projekti lõpparuanne. Koostatud Maaeluministeeriumile programmi „Põllumajanduslikud rakendusuringud ja arendustegevus aastatel 2015 – 2021“ lepingu nr 73 raames. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

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. Karlson, M., Mörtberg, U., 2015. A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. *Landsc Urban Plan* 134, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.009>

Keeley, A.T.H., Beier, P., Jenness, J.S., 2021. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biol Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>

Kindlmann, P., Burel, F., 2008. Connectivity measures: A review. *Landsc Ecol.* <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>

Kull, A., Külvik, M., 2012. Rohetaristu kui elurikkuse korraldamise vahend maastikul.

Keskkonnaministeerium. Natura 2000. [veebileht]. <https://envir.ee/elusloodus-looduskaitse/looduskaitse/natura-2000> (23.03.2023)

Kutsar, R., Metspalu, P., Eschbaum, K., Vahtrus, S., Sepp, K., 2018. Rohevõrgustiku planeerimisjuhend.

Lalechère, E., Bergès, L., 2021. A validation procedure for ecological corridor locations. *Land (Basel)* 10. <https://doi.org/10.3390/land10121320>

- Maa-ameti geoportaal. Reaalsusmudel [veebileht]
<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Eesti-topograafia-andmekogu/Reaalsusmudel-p88.html> (03.04.2023)
- Maguire, D.Y., James, P.M.A., Buddle, C.M., Bennett, E.M., 2015. Landscape connectivity and insect herbivory: A framework for understanding tradeoffs among ecosystem services. *Glob Ecol Conserv*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.05.006>
- Mallarach, J.M., Marull, J., 2006. Impact assessment of ecological connectivity at the regional level: Recent developments in the Barcelona Metropolitan Area. *Impact Assessment and Project Appraisal* 24, 127–137.
<https://doi.org/10.3152/147154606781765228>
- Masing, V., 1992. *Ökoloogialeksikon: loodusteaduslik oskussõnastik*. Tallinn, 319 lk.
- Pleijel, H., 1993. *Ökoloogiaraamat : sissejuhatus ökoloogia alustesse*. Tallinn, 95 lk.
- Saura, S., Bertzky, B., Bastin, L., Battistella, L., Mandrici, A., Dubois, G., 2018. Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities. *Biol Conserv* 219, 53–67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.020>
- Shepard, D.B., Kuhns, A.R., Dreslik, M.J., Phillips, C.A., 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Anim Conserv* 11, 288–296.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00183.x>
- Suksavate, W., Duengkae, P., Chaiyes, A., 2019. Quantifying landscape connectivity for wild Asian elephant populations among fragmented habitats in Thailand. *Glob Ecol Conserv* 19. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00685>
- Zobel, K., 2021. *Ökoloogia vöihikutele*. Tallinn, 296 lk.
- Tederko, Zenon., Sepp, Kalev., Kaasik, Are., 2002. Development of national ecological networks in the Baltic countries in the framework of the Pan-European ecological network. IUCN Office for Central Europe.
- Trense, D., Schmidt, T.L., Yang, Q., Chung, J., Hoffmann, A.A., Fischer, K., 2021. Anthropogenic and natural barriers affect genetic connectivity in an Alpine butterfly. *Mol Ecol* 30, 114–130. <https://doi.org/10.1111/mec.15707>
- UJOH, F., ENECHE, P.S.U., OBIEGBU, M.E., 2018. Ecological Connectivity Index Mapping for Green Infrastructure Development in Kaduna State, Northern Nigeria. *Environment and Natural Resources Research* 8, 116.
<https://doi.org/10.5539/enrr.v8n2p116>
- Velázquez, J., Gutiérrez, J., García-Abril, A., Hernando, A., Aparicio, M., Sánchez, B., 2019. Structural connectivity as an indicator of species richness and landscape diversity in Castilla y León (Spain). *For Ecol Manage* 432, 286–297.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.035>
- Veromann, E., Kaasik, R., 2019. *Põllumajandusmaa mitmekesisus*.

Wade, A.A., McKelvey, K.S., Schwartz Wade, M.K., 2015. Resistance-Surface-Based Wildlife Conservation Connectivity Modeling: Summary of Efforts in the United States and Guide for Practitioners.

Ward, M., Saura, S., Williams, B., Ramírez-Delgado, J.P., Arafah-Dalmau, N., Allan, J.R., Venter, O., Dubois, G., Watson, J.E.M., 2020. Just ten percent of the global terrestrial protected area network is structurally connected via intact land. *Nat Commun* 11. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18457-x>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kaimar Kiisel,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Eesti maastike sidusust mõjutavad tegurid“, mille juhendajateks on Prof. Evelyn Uemaa ja Prof. 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 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Kaimar Kiisel

29.05.2023