

MTA DOKTORI ÉRTEKEZÉS

**TÁJVÁLTOZÁS MAGYARORSZÁGON 1990-2018 KÖZÖTT:  
AGROÖKOLÓGIAI HÁTTER, TÁJÖKOLÓGIAI ÉS KÖRNYEZETI  
KÖVETKEZMÉNYEK**

Szilassi Péter

Szeged

2023



**Tartalom**

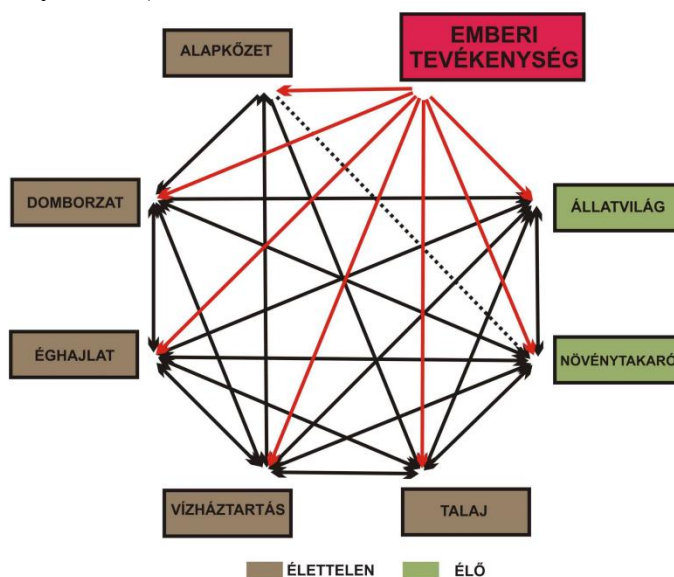
<b>1. Bevezetés, célkitűzés</b> .....	<b>5</b>
<b>2. A tájszerkezet és a tájökológiai folyamatok közti kapcsolat elemzése a hazai és a nemzetközi szakirodalom tükrében</b> .....	<b>9</b>
2.1. A felszínborítás változás tendenciái és a tájak átalakíttottsága (hemeróbia) szintje közti kapcsolat a hazai és nemzetközi szakirodalom tükrében.....	11
2.2 A tájmetriai mutatók, mint a tájökológiai folyamatok indikátorai .....	18
<b>3. Anyag és módszer</b> .....	<b>20</b>
3.1 A kutatási terület bemutatása.....	20
3.2 Felhasznált digitális adatbázisok: .....	20
3.2.1. A tájszerkezet jellemzőit bemutató adatbázisok .....	22
3.2.2 Egyéb (talajtani, florisztikai és faunisztikai) adatbázisok.....	30
<b>4. A kutatás módszertana</b> .....	<b>41</b>
4.1 A kutatáshoz felhasznált tájmintázati mutatószámok.....	41
4.2 A kutatáshoz használt geoinformatikai és statisztikai módszerek .....	44
4.2.1 Az 1990-2018 közötti felszínborítás változások tendenciáinak elemzése .....	44
4.2.2 Az 1990-2018 között végbement felszínborítás változások és az agroökológiai adottságok közti kapcsolat elemzése .....	45
4.2.3 A tájszerkezetet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Index közti kapcsolat elemzésének módszertana .....	47
4.2.4 A tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a mezei pacsirta egyedszáma közti kapcsolat elemzésének módszertana.....	49
4.2.5 A víz a közút, és vasúthálózat, valamint az Országos Ökológiai Hálózat, a Natura 2000 és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének módszertana .....	52
4.2.6 A tájszerkezet kompozíciójának változása, és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének módszertana.....	55
4.2.7 A tájszerkezet és a városi PM10 immisszió közti kapcsolat elemzésének módszertana .....	56
<b>5. Eredmények és megvitatásuk</b> .....	<b>58</b>
5.1 Az 1990-2018 közötti tájszerkezeti változások tendenciái Magyarországon.....	58
5.2 Az 1990-2018 között végbement tájszerkezeti változások agroökológiai háttere.....	67
5.3 A tájszerkezetet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Index közti kapcsolat elemzésének eredményei.....	69
5.4 A tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a mezei pacsirta egyedszáma közti kapcsolat elemzésének eredményei .....	75
5.5 A víz a közút, és vasúthálózat, az Országos Ökológiai Hálózat, a Natura 2000 területek és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének eredményei .....	83

5.6 A tájszerkezet kompoticiójának változása, és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének eredményei .....	87
5.7 A tájszerkezet és a városi PM10 immisszió közti kapcsolat elemzésének eredményei	101
<b>6. Az eredmények összegzése .....</b>	<b>105</b>
6.1 A tájszerkezet változások tendenciái Magyarországon 1990-2018 között.....	105
6.2 A táj agroökológiai potenciálja, mint a tájszerkezet változások egyik hajtóereje .....	105
6.3 A tájszerkezet hatása egyes tájalkotó tényezők (élővilág és a légkör) tulajdonságaira	106
6.3.1 A tájszerkezet és a növényzet természetessége közti kapcsolat Magyarországon.	106
6.3.2. A tájszerkezeti hatása a mezei pacsirta egyedszámára .....	107
6.3.3 A tájszerkezet hatása a vizsgált öt inváziós növény magyarországi előfordulási viszonyaira .....	108
6.3.4 A tájszerkezet hatása a magyarországi nagyvárosok levegőjének havi átlagos szállópor (PM10) koncentrációjára .....	110
<b>Záró gondolatok .....</b>	<b>111</b>
<b>Irodalom:.....</b>	<b>112</b>
<b>Köszönetnyilvánítás .....</b>	<b>132</b>

## 1. Bevezetés, célkitűzés

A táj a XIX. század eleje óta a földrajztudomány vizsgálatának tárgya, mivel a tájban zajló természeti és társadalmi tényezők közötti kapcsolatok vizsgálata csak a földrajz által kínált holisztikus szemléletmóddal lehet eredményes. Már a Humboldt-nál megjelenik, és azóta szinte az összes tájfogalomban szereplő kulcsszó az összetettség. A táj tehát egy olyan bonyolult kölcsönhatásokkal jellemezhető összetett rendszer, melyben az egyes tájalkotó tényezők szoros kölcsönhatásban állnak egymással (Csorba 1989; Mezősi et al. 1993, Kertész 2003; Kerényi 2007). A tájalkotó tényezők e bonyolult, kölcsönhatási rendszerében az emberi tevékenység egyre kiemelkedőbb szerepet kap. A tájat hajlamosak vagyunk statikus, időben állandó, vagy csak kismértékben változó területegységként értelmezni, hiszen a tájban zajló változások sokszor nem látványosak, nagyon lassúak. Nem meglepő tehát, hogy a tájjal kapcsolatos fogalom-meghatározások között ritkán találkozunk a táj dinamikus jellegét hangsúlyozó, annak időbeli változását is magában foglaló definícióval. Pécsi Márton 1970-ben megjelent munkájában (Pécsi 1970) a táj időbeli változásáról ezt írja: „a táj hosszú természettörténeti és rövid, de annál hatékonyabb társadalomtörténeti folyamatok terméke”. A táj tehát kizárólag természetföldrajzi folyamatok révén földtörténeti léptékben, évszázadok, évmilliók alatt változott, de az ember színrelépése óta ez a folyamat jelentősen felgyorsult, és jellege is alapvetően megváltozott. Egyetértve Pécsi (1970) megfogalmazásával ki kell emelni, hogy a gyorsuló tájváltozás okai között egyre nagyobb szerepet kaptak az emberi hatások, mint hajtóerők (Kertész 2010; Csorba és Kerényi 2013).

Magyarországon a XIX. század derekától kezdődően elsődlegessé vált az ember tájformáló szerepe. A tájban egyre erőteljesebben megjelenő antropogén folyamatok (pl. folyam szabályozás, bányászat, urbanizáció stb.) indikátora leggyakrabban a táj legszembetűnőbb, egyben legkönnyebben azonosítható jellemvonása, a tájkép, illetve az annak földfelszíni vetületeként értelmezhető felszínborítás, azaz a másodlagos tájszerkezet (Csorba 2014). A területhasználat, (és az annak földfelszíni megjelenéseként értelmezhető felszínborítás) jellege az utóbbi évszázadokban egyre erősebben befolyásolja a tájalkotó tényezők közti kapcsolatrendszerét, a tájban zajló folyamatokat. A felszínborítás változása módosítja a tájalkotó tényezők (domborzat, növényzet, talajtani adottságok, felszíni, felszín alatti vizek stb.) állapotát, bonyolult láncreakciókat elindítva az egyes tájalkotó tényezők között. Valamely tájelem (tájalkotó tényező) változása a többi tájalkotó tényező változására is hatással van, és összességében a táj felszínborításának, a táj másodlagos szerkezetének változását is eredményezheti (Csorba, 2006b; Szabó et al. 2008; Kertész 2010; Ladányi 2010).



1. ábra A tájalkotó tényezők kapcsolatrendszere Ladányi (2010) alapján

A felszínborítás (és annak térbeli jellemzőjeként megjelenő tájszerkezet) nemcsak hajtóereje, de fontos indikátora is a tájalkotó tényezők közti kölcsönhatásoknak, azaz a táj működésének (Szilassi 2012, 2015). A felszínborítás alapján értelmezett másodlagos tájszerkezet és (annak változása) közvetve utal az egyes tájak természetességére, illetve a természetesség változására. A felszínborítás (angol nyelvű szakirodalomban land cover) a területhasználatnál (land use) tágabban értelmezett fogalom, mely a műholdképekről is azonosítható módon jellemzi a földfelszín fedettségét (pl. erdő). A területhasználat viszont a felszínborítással szemben konkrétabb, a tájhasználat típusára vonatkozó információ tartalommal is bír (pl. rekreációs hasznosítású parkerdő.) A területhasználat változása (például egy gazdasági célú erdő parkerdővé alakítása) tehát nem minden esetben jár együtt a felszínborítás változásával. A fenti különbségek ellenére sok szerző mégis közel azonos tartalommal használja ezt a két fogalmat (Nedd et al. 2021). Az európai léptékű CORINE felszínborítási adatbázis (mivel területhasználati és felszínborítási információkat is tartalmaz), egyszerre tekinthető felszínborítási és területhasználati adatbázisnak. Dolgozatomban a területhasználat és felszínborítás változások elemzéséhez sok esetben a CORINE adatbázist használom, ezért a továbbiakban az előbb említett tartalmi hasonlóság miatt (és az egyszerűség kedvéért is) a felszínborítás fogalmát, mint gyűjtőfogalmat fogom alkalmazni a területhasználat és/vagy felszínborítás jellemzésénél.

A felszínborítás (tájszerkezeti) változásokat előidéző természeti és társadalmi folyamatok nagyon összetettek, ezért vizsgálatuk holisztikus megközelítést igényel. A földrajztudomány szintetizáló szemlélete, és a XX. század végén kialakult eszközrendszere (Földrajzi Információs Rendszer) különösen alkalmas a felszínborítás változások tendenciáinak, okainak és tájökölógiai következményeinek feltárására. A felszínborítási adatbázisok digitális térképeinek geoinformatikai elemzése révén következtethetünk a végbement változások természetföldrajzi (talajtani, klimatikus, vízrajzi stb.) és társadalomföldrajzi (demográfiai jellemzők, agrárpolitika, gazdasági fejlettség stb.) okaira, valamint e változások által generált tájökölógiai, környezeti folyamatokra.

A felszínborítás kompozíciója és konfigurációja alapján jellemezhető tájszerkezet nem csupán a természetvédelmi oltalom alatt álló fajok élőhelyeinek méretét, térbeli jellemzőit (biodiverzitást) befolyásolja, de e mellett az ökoszisztéma szolgáltatások széles körére is hatást gyakorol. A felszínfedettség jellege (és annak változása) erősen meghatározza egy adott terület lefolyásviszonyát, talajerózióját, mikroklímáját, porterhelését szabályzó ökoszisztéma szolgáltatások jellemzőit. Ha az egyik tájalkotó tényező változik, az gyakran a többi tájalkotó tényező változását is maga után vonzza (Centeri et al. 2012; Bíró et al. 2013a,b; Szilassi et al. 2017).

A korábbi felszínborítás változások tendenciáinak ismerete nemcsak az általuk generált tájökölógiai folyamatok tudományos célú megismerése miatt lehet fontos. A kapott eredmények adalékokkal szolgálhatnak a védett természeti területeken az emberi tevékenység tervezéséhez (pl. természetvédelmi kezelési tervek kialakításához, élőhely rekonstrukció, tájrehabilitáció tervezéséhez), a biodiverzitás védelméhez és a természeti erőforrásaink (például talajaink) fenntartható hasznosításához. A felszínborítás (területhasználat) változása, mint a tájban megjelenő antropogén hatások egyik legfontosabb, GIS módszerekkel viszonylag egyszerűen elemezhető indikátora, mely hasznos adalékokkal járulhat hozzá a térségi és település szintű területrendezési tervek kialakításához, a fenntartható területhasználat tervezéséhez. (OECD 1998, 1999; Csorba és Szabó 2009, 2015; Csorba 2011; Kovács 2011; Szilassi 2012).

Értekezésemben digitális térképi adatbázisok geoinformatikai elemzése révén jellemzem a Magyarországon 1990-óta végbement felszínborítás változások tendenciáit, különös tekintettel a tájökölógiai szempontból kiemelkedő jelentőségű felszínborítás változás típusokra (szántók mezőgazdasági művelés alóli felhagyása, illetve a mesterséges felszínek területnövekedése). A

Magyarországon végbement felszínborítás változások okai (hajtóerői) közül vizsgálom azok talajtani alapjait, így a felszínborítás változása és a talajok termőképességét kifejező talajértékszám közötti kapcsolatot.

A felszínborítás (és tájmintázat) változásának tájökölógiai, környezeti hatásait is elemzem disszertációban. Összehasonlító elemzéseket végzek a felszínborítás mintázatát leíró tájmetriai mutatók és a növényzet természetességét jellemző Természeti Tőke Index között. Elemzem a felszínborítás (és tájmintázat) közelmúltban végbement változásai és az európai kultúrtájak karakterisztikus madárfaja, a mezei pacsirta előfordulási adatai közti kapcsolatot. Hipotézisem szerint a közelmúltban végbement tájszerkezeti változások negatív irányban befolyásolták e faj előfordulási adatait, a felszínborítás térbeli jellemvonásainak megváltozása az egyik fontos oka a mezei pacsirta utóbbi évtizedekben észlelt egyedszám csökkenésének. Mivel a szakirodalom szerint a felszínborítás változása sok inváziós faj terjedéséhez nyújt kedvező feltételeket (Wang et al. 2016; Hulme 2021), ezért a foglalkozom néhány Magyarországon elterjedt inváziós növény terjedése és a tájszerkezet közti kapcsolat elemzésével.

A biológiai invázió napjaink egyik legnagyobb természetvédelmi kihívása, melynek egyre jelentősebb egészségügyi és gazdasági hatásai is vannak (Kleinbauer et al., 2010; Genovesi és Monaco 2014; Kézdý et al. 2018).

A globalizációs folyamatok (nemzetközi kereskedelmi kapcsolatok, áruszállítás) révén olyan növény és állatfajok kerülhetnek át könnyen egyik kontinensről a másikra, melyek az új földrajzi körülmények között sikeresebbek az őshonos vegetációnál (Csiszár 2012; Hulme 2021). A globális piaci folyamatok mellett a klímaváltozás és a tájszerkezet változása is gyorsíthatja bizonyos inváziós növényfajok terjedését, illetve őshonos növényfajok egyedszámának csökkenését (Csiszár 2012; Hulme 2021; Manzoor et al 2021). A biológiai invázió tehát olyan, jelentős környezeti kockázatot jelentő térbeli folyamat, mely okainak és következményeinek vizsgálata kizárólag a földrajztudomány által kínált holisztikus szemléletmóddal lehet eredményes (Mezősi 2021, 2022). A biológiai invázió és a tájszerkezet jellemzői, valamint a felszínborítás változása közti kapcsolat térinformatikai módszerekkel történő feltárása közelebb vihet bennünket az agresszíven terjedő inváziós fajok terjedését elősegítő természeti és antropogén folyamatok megértéséhez. Az inváziós növények előfordulását meghatározó földrajzi tényezők egy része természetföldrajzi, míg más része az emberi tevékenységgel kapcsolatos. Dolgozatomban öt Magyarországon és az egész eurázsiai kontinensen elterjedt (Katsanevakis et al. 2015), inváziós növényfaj előfordulási adatai és a felszínborítás változások közti kapcsolatot vizsgáltam Magyarország területén belül. Alap hipotézisem szerint a felszínborítás változása sok inváziós növényfaj terjedését segítheti. A felszínborítás változása (például erdőirtás, útépités, vasútépités) zavarást jelenthet a természetes, vagy természet közeli ökoszisztémák számára, és e bolygatott új, sokszor kopár területeket az inváziós fajok sikeresebben és gyorsabban hódíthatják meg, mint az őshonos növényfajok egyedei. Emellett a felszínborítás változása sok esetben a fényviszonyok, valamint a mikroklimatikus adottságok változásával is együtt jár, segítve a fénykedvelő inváziós növények térhódítását. Céлом az öt Magyarországon és Európában is nagyon elterjedt inváziós növény előfordulási adatai és a felszínborítás változása és lineáris tájelemek (út vasúthálózat, ökológiai folyosók) közti kapcsolat feltárása, valamint a tájszerkezet és a felszínborítás változások inváziós növények terjedésére gyakorolt hatásainak elemzése, ezáltal a vizsgált öt özönnövény invázióját segítő földrajzi tényezők azonosítása.

A tájszerkezet (felszínborítás típusa és térszerkezete) a biodiverzitás mellett jelentős hatást gyakorol a levegő minőségére (pl. szálló por koncentrációjára) is. Dolgozatomban néhány magyarországi por immisszió mérő állomás környezetében elemzem a levegő PM10 koncentrációja és a tájszerkezet jellemzői közti összefüggést. Hipotézisem szerint a felszínborítás térbeli jellemzői részben mint szennyezőforrások (pl. ipari területek, lakóterületek, szántók), részben transzmissziót befolyásoló hatásuk (az erdők, fásítások

pormegkötő hatása révén) szoros összefüggést mutatnak a szálló por (PM10) mennyiségi mutatóival. Mind a tájszerkezeti változások tendenciáival és okaival mind pedig a végbement változások tájökölógiai és környezeti következményeivel kapcsolatos elemzéseimet Magyarország teljes területére készítettem el, hogy ezáltal eredményeim ne csupán kisebb mintaterületekre lehetnek érvényesek, hanem általuk reményeim szerint általánosabb, regionális léptékű összefüggéseket is meg tudjak fogalmazni.

Céлом az alábbi kérdések megválaszolása:

A Magyarországon az utóbbi évtizedekben végbement tájszerkezeti változások tendenciájával és a végbement változások természetföldrajzi (talajtani) okaival kapcsolatban:

1. Milyen tendenciák voltak jellemzőek a tájszerkezet térbeli és időbeli változásaira Magyarországon 1990-2018 között? (Különös tekintettel a mesterséges felszínek területnövekedésére és a szántóterületek felhagyására, azaz a szántó parlag átalakulásokra).
2. Milyen összefüggés mutatható ki a tájszerkezet változása, és a táj agroökológiai adottságait reprezentáló talajértékszám között?

A Magyarországon az utóbbi évtizedekben végbement felszínborítás változások tájökölógiai és környezeti hatásaival kapcsolatban:

3. A tájszerkezet mely jellemzői (tájmetriai paraméterei) alkalmasak a növényzet természetesség változásának becslésére?
4. Milyen tájszerkezetet kedvel az agrárterületek madárfaunájának indikátorfaja, a mezei pacsirta?
5. Melyek azok a tájmetriai mutatók, melyek alapján becsülni lehet a mezei pacsirta előfordulási adatait?
6. Az általam vizsgált öt inváziós növényfaj közül melyek előfordulása gyakoribb a vonalas tájelemek (közutak, vasutak, vízfolyások) környékén, illetve az Országos Ökológiai Hálózat és a Natura 2000 területeken belül?
7. Az általam vizsgált öt inváziós növényfaj közül melyek előfordulása gyakoribb a változó felszínborítású területek környezetében?
8. Mely felszínborítás változás típusok befolyásolják a vizsgált öt inváziós növényfaj előfordulását Magyarországon?
9. Milyen kapcsolat mutatható ki a városi tájszerkezet jellemzői és a szálló por (PM10) immiszió koncentrációja között Magyarországon?



## 2. A tájszerkezet és a tájökológiai folyamatok közti kapcsolat elemzése a hazai és a nemzetközi szakirodalom tükrében

Bár a táj természetes folyamatok (klímaváltozás, árvizek, viharok stb.) révén is változhat, a tájökológiai, tájföldrajzi kutatások célja leggyakrabban a táj antropogén hatásokból eredő változásainak elemzése. Az antropogén eredetű tájváltozás legmarkánsabb, legszembetűnőbb formája (épp ezért egyben indikátora is) a területhasználat, és a felszínborítás mintázatának változása (Kertész 2010). A táj változása az egyes táj alkotó tényezők évszakos változásokon túlmutató mennyiségi, vagy minőségi változását jelenti. E változások nagyságának, irányának és térbeli jellemzőinek leírásában a felszínborítás változások tendenciái mellett a táj mintázatát leíró tájmetriai mutatók is fontos szerepet kaphatnak (Kertész 2010; Szilassi 2010).

A felszínborítás változások kiváltó okai (hajtóerői) lehetnek tisztán természetesiek (például tsunami, vagy vulkánkitörés) szemiantropogén folyamatok (például erdőtüz), és tisztán antropogén eredetűek (például egy külszíni bánya kialakítása). Az antropogén eredetű felszínborítás változások hátterében minden esetben valamilyen emberi döntés áll, melynek háttere lehet gazdasági, társadalmi vagy politikai (például Európai Unió agrártámogatások, világgazdasági folyamatok, élelmiszerárak stb.). A felszínborítás változás fontosabb hajtóerőinek, tendenciáinak megismerése és elemzése elengedhetetlenül szükséges a jövőbeli felszínborítás modellezéséhez, prognosztizálásához (Duray és Keveiné 2010).

A felszínborítás változását előidéző lokális hajtóerők közé a helyi (önkormányzati, gazdálkodói) döntéseket sorolhatjuk (1. táblázat).

1. táblázat Példák a felszínborítás változások lokális hajtóerőire

LOKÁLIS HAJTÓERŐ	A FELSZÍNBORÍTÁS VÁLTOZÁS JELLEGE
Település szintű területfejlesztési, gazdasági, politikai döntések →	Pl. beépített (ipari) területek növekedése a szántóterületek rovására az ú.n. „zöldmezős” beruházások révén
Település demográfiai helyzetének változása (például lakosság szám növekedése) →	Pl. beépített (lakó) területek növekedése a szántóterületek rovására
Mezőgazdasági területek megközelíthetősége közúton →	Pl. a rét, legelő, erdőterületek növekedése a mezőgazdasági területek rovására az alacsony úthálózat sűrűségű területeken
Mezőgazdasági területek talajtani jellemzői: termőképessége, vízgazdálkodási tulajdonsága stb. →	Pl. erdőterületek növekedése a rét, legelő, mezőgazdasági területek rovására a talajtani szempontból rossz termőképességű területeken
Természetföldrajzi tényezők, folyamatok; talajerózióra való hajlam, csuszamlás veszély, belvíz stb. →	Pl. a rét, legelő, erdőterületek növekedése mezőgazdasági területek rovására a szélerózió, vízerózió, csuszamlás veszélynek, belvíznek stb. kitett területeken

A tájpotenciál természetföldrajzi (pl. agroökológiai) elemeinek jelentőségét a táj változásában számos szerző vitatja. Néhányan (Bürgi és Russel 2001; Hersperger és Bürgi 2007; Lowicki 2008) elhanyagolhatónak, míg mások (Hietel et al. 2004, 2005) jelentősnek tartják a természetföldrajzi (domborzati, talajtani stb.) adottságok szerepét a területhasználat, és a felszínborítás változásában. Korábbi, a Balaton vízgyűjtőterületének tájváltozásával kapcsolatos kutatásaim szerint az agroökológiai adottságok kimutathatóan befolyásolják a gazdálkodók földhasználat változtatással kapcsolatos döntéseit (Szilassi 2006; Szilassi et al. 2010).

A tájszerkezeti változások okainak elemzése mellett a végbement változások tájfeldrajzi következményeit is sok kutató vizsgálta. A térségben zajló kutatások három nagyobb irányban vizsgálódtak: egyrészt, a végbement tájváltozás főbb tendenciáit, a tendenciák országonkénti, (tájankénti) különbségeit másrészt a tájváltozás szociális, társadalmi, és természeti okait, harmadrészt a természeti környezet állapotára (talajerózióra, növényzetre, levegőminőségre) gyakorolt hatásait vizsgálják. (2. táblázat).

2. táblázat Áttekintés néhány, a Közép-Európában az utóbbi három évtizedben végbement tájszerkezeti változások okaival, tendenciáival és tájökölógiai, környezeti következményeivel foglalkozó kutatásról

Publikáció típusa	Szerző(k)	Kutatási terület	Kutatás célja	Vizsgált időszak vagy időpont
<b>TÁJVÁLTOZÁS OKAI</b>	Bicik et.al. 2001.	Csehország	A területhasználat változásának társadalmi gazdasági okai	19-20. század
	Csorba 1999.	Bodrogkeresztúri-félmedence	A szőlőterületek változásának kapcsolata a domborzati paraméterekkel	1980-1990
	Lipsky 1995	Csehország	Területhasználat változás gazdasági, politikai háttere	1950-1990
	Lowicki 2008.	Lengyelország	Felszínborítás változásának társadalmi gazdasági okai a fejletlen térségekben	1989-2005
<b>TÁJVÁLTOZÁS TENDENCIÁI</b>	Feranec et.al. 2000.	Románia, Csehország, Magyarország, Szlovákia	A Felszínborítás változás tendenciáinak elemzése	1970-1990
	Keveiné 2003	Aggteleki karszt	Erdőterületek változása karsztos térszínen	18-20. század
	Kuemmerle T. et.al 2008.	Lengyelország, Szlovákia, Ukrajna	A Felszínborítás változás tendenciáinak elemzése	1986-2000
	Kuemmerle T., et.al 2009.	Románia	Szántók felhagyása, erdőterületek változása	1990-2005
	Vaclavik T. és Rogan J. 2009.	Északkelet – Csehország	A felszínborítás tendenciái, az intenzíven művelt mezőgazdasági területek csökkenése	1991-2001
	Lakes T., et al. 2009.	Románia	A művelt területek arányának, térszerkezetének változása	1995-2005
<b>TÁJVÁLTOZÁS TÁJÖKÖLÓGIAI, KÖRNYEZETI KÖVETKEZMÉNYEI</b>	Gábris et.al. 2003.	Észak-Magyarország	Felszínborítás változásának hatása az eróziós árkok fejlődésére	18-20. század
	Kertész, et.al. 1995.	Balaton-vízgyűjtő	Területhasználat változásának hatása a talajerózióra	1980-1995
	Lowicki 2017.	Lengyelország városai	A tájszerkezet levegőminőségre gyakorolt hatásai	2012
	Szabó 2007.	Szigetköz	Tájszerkezeti változások növényföldrajzi hatásai	1980-2000
	Szilassi et.al. 2006	Káli-medence	Felszínborítás változásának okai hatásuk a talajerózióra	1784-2002
	Szilassi et.al. 2010.	Balaton-vízgyűjtő	Területhasználat változás és az agroökölógiai potenciál közti kapcsolat	1980-2006
	Van Rompaey et.al 2003.	Csehország	Felszínborítás változásának hatása a talajerózióra	1992-1998

Az emberi tevékenység (ármentesítés, legeltető állattartás, a mezőgazdasági művelés, erdőgazdálkodás, az iparosítás és az urbanizáció) évezredek óta formálja Magyarország tájait. Hazánkban az ember tájformáló, tájalakító tevékenysége mára elsődlegesnek mondható olyannyira, hogy az emberi tevékenység nélküli, érintetlen tájunk nincs is (Csorba et. al 2018). Az erdőrezervátumként nyilvántartott területek (például a Kékes északi lejtőjének ösbükköse)

valójában csak az utóbbi néhány évtizedben esetleg évszázadban kerültek védelem alá, ezért többé-kevésbé mentesek emberi hatásoktól.

## **2.1. A felszínborítás változás tendenciái és a tájak átalakíttósága (hemeróbia) szintje közti kapcsolat a hazai és nemzetközi szakirodalom tükrében**

A tájökológiai, tájféldrajzi irodalom az 1950-es évek közepétől használja a tájakat érő emberi hatásérősség mértékének kifejezésére a hemeróbia (hemeroby) fogalmát (Jalas 1955). E fogalmat elsőként a természetes ökoszisztémákra (növénytársulásokra) gyakorolt emberi hatások mértékének kifejezésére alkalmazták (Jalas 1955; Kowarik 1988). A későbbi szerzők a hemeróbiát komplexebb módon, a teljes tájra vonatkoztatták, és a tájat ért antropogén eredetű terhelések összegző értékelésére alkalmazták (Blume és Sukopp 1976; Sukopp 1969, 1976). A hemeróbia fogalma tehát alkalmas a tájban megjelenő antropogén eredetű „zavarás” kifejezésére. Sok publikációban a hemeróbiát az annak szinonimájaként (illetve annak ellentétpárjaként) értelmezett természetesség (naturalness) fogalmával helyettesítik (Jalas 1955; Anderson 1991). Főként az ökológiai, konzervációbiológiai témakörök kutatói használják előszeretettel a természetesség fogalmát a hemeróbia megfogalmazás helyett, míg a tájökológiai, városökológiai jellegű elemzések során a hemeróbia kifejezéssel találkozhatunk gyakrabban (Sukopp 1976; Anderson 1991). A tájak antropogén átalakíttóságának (hemeróbiájának) vizsgálata tehát természetvédelmi, konzervációbiológiai, és tájökológiai szempontból is nagy jelentőséggel bír.

A szakirodalom szerint az táj hemeróbia szintje annál nagyobb, minél erőteljesebb emberi hatások jelen a tájban, minél átalakíttottabb a táj, minél több az antropogén eredetű, és minél kevesebb benne a természetes, vagy természetközeli felszínborítás aránya. A hemeróbiával kapcsolatos kvantitatív elemzések alapja sok esetben a területhasználat, a neofita és therofita fajok aránya, valamint a talaj jellemzői (Sukopp 1976), Minél magasabb a hemerobia mértéke, annál károsabb az emberi hatás, és annál zavartabbá, átalakultabbá válik egy táj (Machado 2004; Csorba et al. 2018). A hemeróbia mértékének számszerű meghatározása, térképezése nem egyszerű kérdés, hiszen a tájak átalakíttóságának mértékét – mivel ahhoz a tájalkotó tényezők közötti bonyolult anyag és energiaáramlási folyamatokat is ismernünk kellene – csak becsülni tudjuk. A számszerűsíthető értékelést nagyban megnehezíti az is, hogy az emberi hatások rendkívül összetett módon jelennek meg a tájban, a tájalkotó tényezők (a tájalkotó tényező érzékenységtől, és az antropogén hatás erősségtől is függően) eltérő mértékben reagálnak az emberi hatásokra.

A nemzetközi szakirodalomban a legelfogadottabb hét hemeróbiaszint elkülönítése, de találkozhatunk négy, öt, illetve tízfokozatú skálával is. A hét hemeróbia fokozat két szélső értéke az ahemerob (emberi hatásoktól teljesen mentes, azaz természetes), és a metahemerob (azaz a minden tekintetben átalakíttott) területek. Fontos megjegyezzük, hogy a tájak átalakíttóságának átalakíttósági kategóriát reprezentáló hemeróbia szinteket, csak az összes tájalkotó tényező egységes elemzése során lehet eredményesen értékelni, viszont a hemeróbiaszint értékelése során nagyon nehéz egységes kvantitatív módszerekkel lehatárolni a hemeróbiaszintek határértékeit. Nehéz számszerűsíteni például, hogy mit értünk „kissé bolygatott társulások”, vagy „elhanyagolható mértékben átalakíttott domborzat” alatt. Ráadásul a tájanalízis során gyakran találkozhatunk olyan minterülettel, ahol az egyes tájalkotó tényezők átalakíttósága eltérő mérvű (3. táblázat).

3. táblázat a tájalkotó tényezők antropogén átalakítottságának mértéke az egyes hemeróbia kategóriák alapján (Csorba 1995 és Csorba et al. 2018 alapján módosítva)

összegzett Hemeróbia fokozat	Domborzat átalakítottsága	A vízrajz átalakítottsága	A talaj átalakítottsága	A növényzet átalakítottsága	A felszínborítás átalakítottsága
AHEMEROB (Magyarországon nem fordul elő)	Elhanyagolható	Elhanyagolható	Elhanyagolható	Természetes növényzet	antropogén hatásoktól mentes eredeti felszín
OLIGIHEMEROB	Elhanyagolható, helyi jellegű	Elhanyagolható, helyi jellegű	Tápanyag szolgáltatás kissé módosul, nincs talajerózió	Kissé bolygatott társulások	Természetközeli lombos erdők, rétek, mocsarak, csupasz sziklák, álló és folyóvizek
MEZOHEMEROB	Elhanyagolható, helyi jellegű	Elhanyagolható, helyi jellegű	Megváltozik a talajvíz minősége, a talajerózió lépést tart a talajképződés ütemével	Adventív fajok elszaporodnak	Túlevelű és vegyes lombú erdők, rét, legelő
$\alpha$ - EUHEMEROB	Kisebb tereprendezés,	Kisebb mederrendezés, (meder burkolása helyenként mesterséges burkolattal)	Közepes talajerózió Enyhébb pH változás, talajok tömörödése	Ruderális szántóföldi gyomok	Szántóföldek
$\beta$ - EUHEMEROB	Szőlőterületek teraszos művelése vasút, autópálya, töltései)	Jelentősebb mederrendezés (gátak, zsilipek, sarkantyúk stb.)	Erős talajerózió, jelentősebb pH változás	Ruderális szántóföldi gyomok, inváziós fajokkal	Szőlők, gyümölcsösök
POLYHEMEROB	Jelentősebb műszaki létesítmények, bányaterületek tájsebei, meddőhányók	Sűrű csatornahálózat, „trapéz” keresztmetszetű medrek	Minden talajtulajdonság megváltozik, intenzív talajerózió	Gyomvegetáció utak, vasutak, hulladéklerakók mentén, inváziós fajok dominanciája	Városi zöldterületek, lerakóhelyek
METAHEMEROB	Sűrű beépítés, tereprendezés, meddőhányók, külszíni bányák tájsebei	Teljes hosszában kialakított „trapéz” keresztmetszetű medrek, fedett csatornahálózat	Alapkőzetig erodálódott talajok, szennyeződés, elsavanyodás	Növényzet nélküli kopár mesterséges felszín	Összefüggő településszerkezet, ipartelepek, vasút, közúthálózat területei, bányaterületek

A fenti okokból a felszínborítás (tájszerkezet) illetve a növényzet állapota az a két viszonylag könnyen térképezhető indikátor, mely a legkönnyebben alkalmazható a hemeróbiaszintek elkülönítéséhez, a tájalkotó tényezők összetettebb, sok terepi és laboratóriumi vizsgálatot igénylő elemzése helyett a hemeróbiaszintek indikátoraként (Rudisser et al. 2012).

A növényzet természetességének számszerű jellemzése általában rendkívül munka és időigényes terepi botanikai állapotfelmérések, részletes cönológiai felvételezések eredményei alapján lehetséges. Magyarország növényzetének természetességét Bölöni et al. (2008) értékelték a MÉTA Projekt botanikai felméréseken alapuló úgynevezett Természeti Tőke Index mutató segítségével.

A felszínborítás bár egyfajta tükröződése a tájban zajló antropogén folyamatoknak, (hisz változása alapvető befolyással bír az összes tájalkotó tényezőre) ezért csak korlátozottan alkalmas a táj antropogén hatáserősségének (hemeróbia szintjének), és a növényzet természetességének indikátorként (Szilassi 2015). Mivel a felszínborítás változása a tájalkotó tényező változásán keresztül végső soron a táj egészének változását eredményezi, alkalmas indikátorként jelezni tájban megjelenő antropogén hatásokat (OECD, 1998, 1999; Csorba és Szabó 2009; Walz és Stein 2014).

Mivel a felszínborítás csupán egyike a hemeróbiát meghatározó tájalkotó tényezőknek, ezért a felszínborítás változás általános tendenciáinak, térbeli és időbeli dinamikájának ismerete csak általánosabb következtetések levonására alkalmas a tájak hemeróbiaszintjével kapcsolatban. Bizonyos felszínborítás változás típusok (például a beépített területek, mesterséges felszínnek területnövekedésének üteme, vagy a természetközeli erdőterületek növekedése) viszont fontos közvetett információkat szolgálhat a tájtervezéssel, területrendezéssel foglalkozó szakemberek számára, emellett lapvető adatokkal támogathatja a jövőbeli területhasználat tervezését, az országos és megyei szintű területrendezési tervek készítését (Csimá 2008). Magyarországon a CORINE adatbázis adatai alapján többen jellemezték, és dokumentálták az adatbázis készítési időpontjai (1990, 2000, 2006, 2012) között végbement felszínborítás változások tendenciáit, melyeket a legtöbb esetben az egyes változás típusok területi arányaival jellemezték (Büttner 2010; Csorba 2011, Kovács 2011).

A részletes elemzések során a szerzők kimutatták, hogy országosan évente kb. Magyarország területének körülbelül 0,5%-a változik (Szilassi 2015). Bár ez a szám nem túl jelentős, de néhol a viszonylag kis területű felszínborítás változások is jelentősen növelhetik az adott táj antropogén hatáserősségét (például egy külszíni bánya kialakítása egy természetközeli erdő helyén). Az egyes változástípusok területi arányait vizsgálva több szerző is rámutatott, hogy Magyarországon (és más európai országokban is) az erdőterületen belül mentek végbe a legnagyobb területű felszínborítás változások (kb. 50%-a az összes változott területnek) (Büttner 2010; Feranec et al. 2010). Ez a tény egyáltalán nem meglepő annak fényében, hogy a tarvágás dominál az erdőgazdálkodásban, és hogy a tarvágásokhoz hasonló területű erdőtelepítések is történnek minden vizsgált időszakban (Büttner 2010; Zagyvai és Bartha, 2015). A tarvágások alapvetően megváltoztatják a beszivárgás és lefolyás viszonyait, a lefolyási tényező növelése révén árvízveszélyt okoznak. A fás szárú növényzet ilyen nagy területekről történő kivágása a növényzet előbb említett lefolyásszabályzó funkcióján túl egy adott terület más ökoszisztéma szolgáltatásában is (pl. kulturális ökoszisztéma szolgáltatás) jelentős csökkenést okozhat. Emellett a tarvágások bizonyos fénykedvelő növényfajok (köztük inváziós fajok) térnyerésének is lehetőséget kínálnak. A zárt erdőből tarra vágott felszínborítás változás típusok azonosítása, a tarra vágott erdőterületek térbeli jellemzőinek kvantitatív elemzése tehát az általuk generált hidrológiai, és tájökológiai folyamatok miatt fontos kérdés.

Magyarország 1990-es évek óta végbement felszínborítás változások közül jelentős területi arányt képvisel a mezőgazdasági területek művelés alóli felhagyása, a parlagterületek növekedése, és spontán cserjésedése majd erdősödése. Mint ahogy Csorba (1993) német nyelvű publikációk alapján készített szakirodalmi áttekintéséből kitűnik, a parlagterületeken zajló tájökológiai folyamatok, már az 1980-as évek óta a tájfeldrajzi kutatások egyik fontos irányát képviselték. A magyarországi parlagterületek rendszerváltás környékén megfigyelhető jelentős térnyerése összefüggött a termelőszövetkezetek felbomlásával, hisz az új földtulajdonosok főként a gyengébb termőképességű talajú, alacsony agroökológiai potenciálú területeket vonták

ki a művelésből (Csorba 2011; Szilassi 2015). A felhagyott szántók és a legelőterületek szintén ebben az időszakban meginduló cserjésedése, majd spontán beerdősülése a legeltető állattartás drasztikus visszaszorulásával függött össze (Szilassi 2012). Bár a szántó-gyep konverzió már a rendszerváltás óta is jelentős arányú, a mezőgazdasági művelési ágak változásait, illetve a művelés felhagyására a 2004-es EU csatlakozásunk óta külső agrártámogatási rendszerek, és egyéb gazdasági folyamatok is hatással vannak (Deák 2010; Bíró 2011).

A parlagterületek növekedése a szántóterületek rovására tájökölógiai szempontból egyrészt pozitív folyamatnak tekinthető, hisz például a növekvő felszínfedettség miatt csökken az adott területen az erózió és csuszamlásveszély. Az érem másik oldala viszont az, hogy ami talajvédelmi, árvízvédelmi szempontból pozitív folyamat, az a biológiai sokféleség védelme szempontjából negatív hatásokkal járhat. Ugyanis ezeken szántóból az gyepé, vagy legelővé, vagy az évek évtizedek alatt gyakran cserjés bozótos területté, esetleg erdővé változott felszíneken könnyen helyet találnak maguknak bizonyos inváziós növényfajok, például a selyemkóró (Kitka és Szilassi 2016; Szilassi et al. 2019a).

A tájszerkezeti jellemzők közé tartozó vonalas infrastruktúra térszerkezete, és annak változása is komoly hatást gyakorol a tájban zajló tájökölógiai folyamatokra, hisz tájak szabdaltsága, fragmentáltsága jelentősen növekszik az utak, vasutak kialakításakor. Jó példa erre, ahogy az újonnan épült autópályák, és más a vonalas tájelemek tájökölógiai akadályt (barriert) képeznek, elszigetelik egymástól a korábban összefüggő természetközeli élőhely foltokat (Csorba 2005; Csorba et al. 2006a,b). A közúthálózat a környezeti terhelés növekedésén (légszennyezés) és a zavaráson (zajszenyezés) túl az egykor egy populációt alkotó egyedek elszigetelődéséhez, a génáramlás megszűnéséhez és végső soron a populációk genetikai állományának leromlásához, belterjessé válásához vezethet (Bürgi és Russel 2001; Csorba 2005, 2008; Hietel et al. 2004). Mindezen hatások mellett a közút és vasúthálózat bizonyos inváziós fajok terjedésében is fontos szerepet játszhat (Szilassi et al. 2021). A korábbi tájszerkezeti elemzések során az is nyilvánvalóvá vált, hogy a fent említett, jelentős tájökölógia hatású felszínborítás változások nagyon eltérő jellegűek Magyarországon. Vannak olyan kistájak, ahol szinte alig találunk felszínborítás változást, míg más tájaink területhasználata (és ez által a felszín fedettsége) rendkívül gyorsan, az országos átlagnál jóval gyorsabban változik (Csorba 2011; Szilassi 2017). A táj természetességének változását azonban nehéz kizárólag a felszínborítás változás alapján jellemezni, a tájban zajló folyamatok összetettsége miatt. Valamely táj, vagy területegység hemeróbiaszintjének értékeléséhez a felszínborítás típusok aránya mellett a tájszerkezet jellemzőit bemutató tájmetriai indexeket is érdemes felhasználnunk. (Herzog et al. 2001; Zebisch et al. 2004; Wrbka et al. 2004; Csorba et al. 2006a,b,c; Csorba és Szabó 2009; Winter és Fischer 2010; Szilassi és Bata 2012; Szabó et al. 2016 Csorba et al. 2018).

Egy adott mintaterület tájszerkezetének elemzése során, a felszínborítás típusok területi arányának (a táj kompozíciójának) számszerűsítése mellett fontos ismernünk a foltok konfigurációját (például a foltok alakjait, jellemzőit, a táj felszabdaltságát, mozaikosságát) leíró tájmetriai mutatókat is (Lausch és Herzog 2002; Hietel et al. 2004; Zebisch et al. 2004; Hersperger és Bürgi 2007; Szabó 2009; Szilassi 2010; Túri 2011).

A tájakat felépítő strukturális és funkcionális alapegységek térbeli mintázatának vizsgálatára az 1980-as években egy új tájöldrajzi, tájökölógiai szakterület jött létre, a tájmetria. Az irányzat alapját a mozaikos elhelyezkedésű hierarchikus táji egységek méreteinek rendszerbe foglalása jelenti. A tájat alkotó tájszerkezeti egységek (folt szinten) önmagukban is mérhetők és az általuk alkotott mintázat is (osztály és táj szinten) számszerűsíthető.

A tájökölógiában a tájszerkezet elemzését leggyakrabban a tájfoltok, tájökölógiai folyosók és a mátrixok térbeli elrendeződését vesszük alapul (Lóczy 2003, 2007). A foltoknak azokat az egymástól térben elszigetelt élőhelyeket (felszínborítás foltokat) nevezzük, melyek egy bizonyos, az adott tájban atipikus felszínborítás típusba sorolhatók (pl. erdőfoltok az agrártájban. Mátrixnak azt a domináns felszínborítás típust nevezzük, melyekben „úsznak” az

egyéb felszínborítás típusokhoz tartozó foltok. A mátrix azonban tájtípusonként egymástól eltérő felszínborítás típus lehet. Magyarországon például az alföldi tájainkon a szántóföldi területhasználat a mátrix, melyben kisebb erdőfoltok és beépített területek helyezkednek el foltként. Középhegységi tájainkon viszont már az erdő alkotja a mátrixot, melyet kisebb kaszáló rétek, sziklagyepek foltjai tagolnak. Városokban pedig általában a mesterséges felszínek alkotják a mátrixot, melyben szigetszerűen helyezkednek el a zöldfelületek.

A harmadik tájszerkezeti elem csoport melyek térszerkezetének tájökológiai hatásait a tájmintázat elemzésénél érdemes vizsgálni, a lineáris tájelemek (utak, vasutak, fasorok stb.) Ezek lehetnek folyosók (például egy ártéri ligeterdő) vagy barrierék (például autópálya). Természetesen a folyosó és barrierék mint funkcionális tájszerkezeti elemek ökológiai szerepe fajonként jelentősen eltérő lehet. Egy erdősáv például bizonyos zárt erdei fajok számára ökológiai folyosóként szolgál, míg a mezei pacsirta, és más agrárfaunához tartozó madárfaj számára barrieréként azaz gátként jelenik meg a tájban.

A tájszerkezet (kompozíció és konfiguráció) jellemzőit a tájfeldrajzi, tájökológiai kutatások során általában olyan szempontból vizsgáljuk, hogy az milyen hatást gyakorol az élővilág mozgására, populációk és populációkollektívumok stabilitására, életképességére. A tájökológiai kutatások egyik fő céljának tekinthető a tájmintázat vizsgálatára használt tájmetriai mérőszámok segítségével javítható a tájtervezés ökológiai megalapozottsága. Ma már egyre kifinomultabb és speciálisabb mutatók mellett a tájtervezési munkák egyre gyakrabban használják tájmetriai mérőszámokat (Mezősi és Fejes 2004; Csorba 2006a,b,c; Csorba és Kerényi 2013; Túri 2011, 2015).

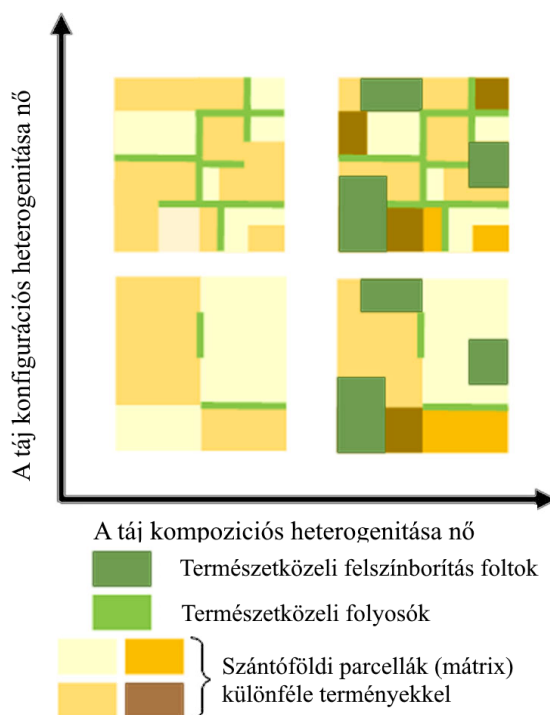
A tájökológiai kutatások széles körében használatos tájmetriai mutatók közül jó néhány alkalmazható a tájökológiai folyamatok indikátoraként, illetve a tájak antropogén hatáserősségének, azaz a hemeróbia szintjének számszerűsítéséhez. A „mintázat által befolyásolt folyamat” (pattern and process) paradigma szerint (Forman 1995; Robinson és Weckworth 2016), a táj (felszínborítás) mintázata meghatározza, egyben indikátorként jelzi az adott tájban zajló ökológiai folyamatokat. (Herzog et al. 2001; Zebisch et al. 2004; Wrbka et al. 2004; Tasser et al. 2008; Renetzeder et al. 2010; Winter és Fischer 2010; Schindler et al. 2013; Gallé et al. 2018). Ám nehezíti a tájmetriai mutatók ökológiai folyamatokkal való összevetését, egyben korlátozza a tájmetrikák tájökológiai indikátorként való alkalmazását az a tény, hogy a tájmetriai mutatók és a természetesség közötti statisztikai kapcsolat nem minden esetben lineáris (Tischendorf 2001; Blaschke 2006).

A tájmetriai mutatókkal a táj szerkezetét írhatjuk le, jellemezhetjük különféle mérőszámokkal. A tájszerkezetet, fogalmát Mezősi és Fejes (2004) és Csorba (2014) szerint háromféle szinten lehet értelmezni:

1. A táj elsődleges szerkezete alatt a táj kizárólag természeti viszonyok által kialakított (domborzati, hidrológiai, talajtani) jellemzőinek térbeli mintázatát értjük.
2. Másodlagos tájszerkezet, mely alatt a felszínborítás tájhasználat révén kialakuló térbeli mintázatát jelenti. A területhasználat, és a felszínborítás területi jellemzőit részben természetföldrajzi részben társadalmi gazdasági adottságok (hajtóerők) befolyásolják.
3. Harmadlagos szerkezet alatt a tájban megjelenő társadalmi, gazdasági kapcsolatokat és térbeli hálózatokat értjük, mely kizárólag társadalmi, gazdasági (tervezési, politikai) döntések folyamán jönnek létre, a természeti adottságoktól mentesen

Mivel hazánk nagy része már az emberi tevékenység által befolyásolt terület (kultúrtáj), ezért a továbbiakban a táj másodlagos szerkezetét vizsgálom, a táj (felszínborítás) mintázatának szinonímájaként használom a tájszerkezet kifejezést.

A tájszerkezet térbeli jellemzőinek ökológiai folyamatokra gyakorolt hatását már korán felismerték (Jeanneret et al. 2021). A szakirodalom szerint a tájszerkezet jellemzése során értékelnünk kell egyrészt az egyes felszínborítás folt típusok területi arányát (kompozícióját) és a foltok térbeli elrendeződését (konfigurációját) (2. ábra).



2. ábra Az agrártájak kompozíciós és konfigurációs változatossága Jeanneret et al. (2021) szerint

A tájszerkezet (konfiguráció és kompozíció) jellemzőit háromféle térbeli egységben belül lehet vizsgálni különféle tájmetriai mérőszámokkal. Egyrészt az adott mintaterület minden egyes felszínborítás foltjára kiszámolt, úgynevezett folt szintű mutatók alapján. A folt szintű mutatók közös jellemzője, hogy értékeiket a felszínborítás foltok kerület/terület arányaiból vezetjük le, és míg egyes mutatók a foltok alakjának összetettségét (Shape Index, Fraktál Dimenzió Index stb.), mások (Átlagos Foltméret) azok méretét jellemzik (Lausch et al. 2015). Fontos megjegyezni, hogy maga a kerület/terület arány nem alkalmas a foltok alaki komplexitásának jellemzésére, mivel e paraméter értéke a folt méretétől is függ. A folt szintű tájmetriai paraméterek számításához leggyakrabban vektoros digitális felszínborítás térképeket használnak, mivel a raszterek mérete jelentősen befolyásolhatja a felszínborítás foltok alaki jellemzőit.

Valamely közös tulajdonságuk, (például felszínborítás típusa, vagy bizonyos fajok élőhely preferenciái alapján) csoportokba sorolt felszínborítás foltok tájmetriai jellemzéséhez úgynevezett osztály szintű mutatókat használunk. Az osztály szintű mutatókat képezhetjük egyrészt a folt szintű mutatók (például a foltok alakját leíró mutatók) csoportjainak, mint osztályoknak a területtel súlyozott átlagaiból, másrészt vannak kizárólag osztály szinten értelmezhető tájmetriai mérőszámok, melyek az adott osztályba sorolt foltok közti kapcsolatokat (pl. foltok átlagos távolságát) jellemzik.

A tájmetriai mutatók harmadik szintjét a táj szintű mutatók jelentik, melyek egyetlen számmal jellemzik az adott terület egység tájszerkezeti jellemzőit. Ez a mutató reprezentálhatja az adott mintaterület (táji egység) összes foltjának alaki és méretbeli mutatóit (ha az összes folt területtel súlyozott átlagát képezzük). Emellett vannak kizárólag táj szinten értelmezhető tájmetriai

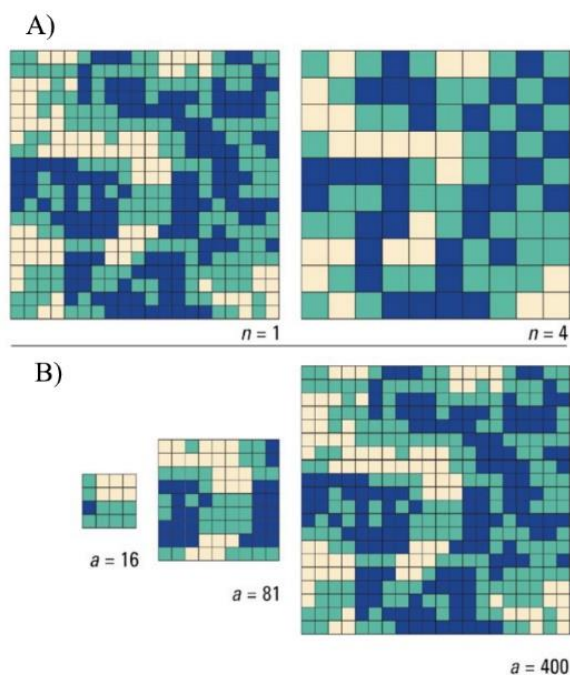


mutatók is, melyek például a terület felszínborítás foltjainak heterogenitását (Shannon Diversity Index, Shannon Evenness Index, Richness Index), vagy a táj fragmentáltságát (pl. Effective Mesh Size), esetleg felosztottságát (Division Index) bemutató indexek. (Szabó et.al. 2016; Csorba 2005, 2006a).

Az előzőekben bemutatott tájmetriai mérőszámok értékét, egyben tájökölógiai kutatásokban történő felhasználhatóságát jelentős mértékben befolyásolhatja a méretarány. A különböző tájmetriai paraméterek eltérő mértékben érzékenyek a méretarányra, ezért minden eredmény egy adott méretarányban érvényes.

Méretarány alatt a tájökölógiában kétféle fogalmat értünk. Egyrészt kartográfiai értelemben, a tájszerkezet jellemzőinek leírásához használt felszínborítás térképek méretarányát értjük alatta, mely arányszámban (pl. 1: 25 000) adja meg a valóság és a térkép közti kicsinyítés méretét.

A tájökölógiai kutatások során a másodlagos tájszerkezetet meghatározó felszínborítás térképek felbontását értjük alatta, mely raszteres adatbázisok esetében a raszter (négyzet) mérete  $m$ -ben, vektoros adatállomány esetében pedig a legkisebb még térképezésre kerülő felszínborítás folt (önállóan lehatárolt poligon) területe. A raszterek méretét kifejező méretarányt „szemcseméretnek” (grain size), míg a tájablakként értelmezett méretarányt melyet talán a legegyszerűbben „kiterjedésnek” (extent) fordíthatunk a Turner (1990) és Farina (2022) alapján (3. ábra).



3. ábra A méretarány értelmezési lehetőségei a tájökölógiai kutatásokban (Turner 1990 és Farina 2022 alapján): A, szemcseméret, vagy térképi raszter méret (grain size), ahol  $n$  = a pixelek oldalainak mérete (m), B, kiterjedés, vagy tájablak, ahol  $a$  = a tájablakon belüli pixelek száma (db)

A méretarány másik értelmezése szerint a méretarány egy olyan tájablak mérete, mely az adott faj egyedét vagy egy adott paramétert (pl. PM10 immisziót mérő állomást) körülveszi, és statisztikailag kimutathatóan hatással van az adott egyed jelenlétére, vagy mérőállomáson mért paraméter (PM10) értékre (2. ábra). A tájablak (a legegyszerűbben megfogalmazva) egy adott pont (pl. egyedszámot észlelő megfigyelési pont, vagy levegőminőséget megfigyelőállomás) köré húzott kör területe. A tájablakot a geoinformatikai elemzések során általában egy adott ponthoz a felhasználó által meghatározott sugárban rajzolt buffer zónaként értelmezhetjük (Farina 2022).

## 2.2 A tájmetriai mutatók, mint a tájökológiai folyamatok indikátorai

A tájmetriai mutatókat az utóbbi évtizedekben egyre szélesebb körben használják a tájszerkezet és bizonyos tájökológiai folyamatok, (pl. biodiverzitás, bizonyos madárfajok egyedszáma, vízminőség) közötti kapcsolat elemzéséhez (Uuemaa et al. 2013; Adler és Jedicke 2022). Manapság már az urbanizáció hatására végbemenő tájfragmentációs folyamatok elemzése sem képzelhető el a tájmetriai paraméterek, mint indikátorok elemzése nélkül (Ramachandra et al. 2012). Egyes publikációk bizonyos társadalmi gazdasági tényezők (pl. telekárak) és a tájszerkezet jellemvonásai közti kapcsolatot kutatták (Lowicki 2017).

Több szerző kimutatta, hogy egyes felszínborítás foltok alakját leíró, úgynevezett folt szintű tájmetriai mutatók, alkalmasak lehetnek a vegetáció fajgazdagságának és természetességének becslésére. A szerzők a folt szintű mutatók valamilyen mintaterületen (kvadráton) belüli területtel súlyozott átlagait, (úgynevezett táj szintű mutatóit) hasonlították össze az adott kvadrát terepi kutatások alapján számolt növényzeti adataival (pl. biodiverzitás, növényzet természetessége) (Herzog et al. 2001; Moser et al. 2002; Zebisch et al. 2004; Schindler et al. 2008; Zhang et al. 2013; Szabó et al., 2016; Szilassi et al. 2017a).

A növényzet természetességét idő és munkaigényes részletes botanika felmérések alapján nagy méretarányban, kis mintaterületeken belül vizsgálták a kutatók (Deák 2010; Alexander et al. 2016). Más szerzők a folt szintű tájmetriai mutatók valamely mintaterületen (kvadráton) belüli területtel súlyozott átlagait, (úgynevezett táj szintű mutatóit) hasonlították össze az adott területegységben (kvadrátban) végzett terepi botanikai felmérések adataival (pl. fajdiverzitás, növényzet természetessége) (Tischendorf 2001; Lausch és Herzog 2002; Uuemaa et al. 2013). Gimona et al. 2009 vizsgálatai szerint a regionális léptékű, az Európai Unió teljes területéről készült felszínborítási adatbázis (a CORINE adatbázis) alapján számított tájmetriai mutatók csak gyenge összefüggést mutattak a növényzet fajdiverzitásával.

Hazánkban Borhidi (1995) a növényzet úgynevezett „társas viselkedési típusait” használta a növényközösségek stabilitásának, regenerálódási képességének, természetességének és zavartsági fokának kifejezésére Grime (1979) módszertanát adaptálva a hazai viszonyokra. Új lehetőség volt a 2000-es évek elején a Természeti Tőke Index alkalmazása, amely felmérési kvadrátonként egy (0-1 közé eső) számmal jellemzi a természetes vagy természetközeli növényzet minőségi és mennyiségi (térbeli) jellemzőit egy adott 5,5 X 6,5 km-es MÉTA kvadráton belül (ten Brink et al. 2002; ten Brink, 2007; Czucz et al. 2012). Mindkét mutató terepi felmérések vegetációs adatait használja fel a növényzet természetességének értékeléséhez. A fő különbség köztük csupán az, hogy a Borhidi-féle mutatókat nagy léptékű, terepi felmérések alapján készült elemzésekhez használják, ezzel szemben a Természeti Tőke Indexet regionális léptékben is elérhető, az egész országra kiterjedő MÉTA vegetáció felmérés terepi megfigyelései alapján került kidolgozásra.

A természetességi mutatók tájmetriai mutatókkal történő összevetése reményteljes lehetőséget nyújthat a vegetáció természetességével kapcsolatos felmérések felgyorsítására; azaz, ha egy tájmetriai mutató és a növényzet természetességének mérőszáma között erős statisztikai kapcsolat áll fenn, akkor az utóbbi értéke az élőhelyfoltok térbeli mintázatuk alapján becsülhető. Jelenleg a legtöbb kutató csupán a felszínborítás változási tendenciáit használja a vegetáció természetességének indikátoraként a részletesebb vegetációtérképezést igénylő mutatók helyett (Bürgi és Russel 2001; OECD 2001; Zebisch et al. 2004; Kerényi és Szabó 2007; Walz 2008, 2011; Frondoni et al., 2011; Frank et al. 2012; Rüdissler et al. 2012; Walz és Syrbe 2013).

Több szerző is hangsúlyozza, hogy az osztályszintű tájmintázati elemzések hatékonyabban használhatók a természetesség becslésére, mint azok az összes felszínborítás foltot figyelembe vevő táj szintű elemzések, (Tischendorf 2001; Lausch és Herzog 2002; Renetzedler et al. 2010; Szabó et al. 2012).

A tájmetriai mutatók nem csupán a növények természetességének lehetnek indikátorai, alkalmasak lehetnek arra is, hogy általuk jellemezzük bizonyos állatfajok élőhely preferenciáit. Ennek nem csupán a védett természeti területek területhasználatának tervezésénél, természetvédelmi kezelési terveik elkészítésénél lehet jelentősége, de általuk meg tudjuk becsülni akár egy táji egységen (pl. kvadráton) belül élő állatfaj egyedszámát is, illetve egyedszámának tájszerkezeti változások általi várható változását.

Az olyan tájmetriai módszerekkel történő tájökológiai kutatások, melyek során bizonyos állatfajok (pl. mezei pacsirta) előfordulási (abundancia) viszonyait hasonlítjuk össze a tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mérőszámokkal nem csupán a jelenlegi élőhelyek megőrzése szempontjából lehetnek fontosak, de új élőhelyek létesítéséhez, élőhelyrehabilitációs és élőhelyrekonstrukciós tevékenységekhez is sok hasznos információt szolgáltathatnak. Az állatfajok egyedszáma és az adott faj egyedeit körülvevő tájrészletek tájszerkezeti jellemzői közti kapcsolat feltárásánál fontos kérdés annak tisztázása, hogy a kapott eredmények mennyire méretarány függők, azaz mennyire függenek a választott felszínborítás térkép méretarányától, illetve, hogy mekkora tájablakon, mint „hatásterületen” belül érvényesek.

A tájszerkezet jellemzésére szolgáló tájmetriai mutatók és bizonyos környezeti változók (pl. szálló por immisszió,) közti kapcsolatot elemzése során szintén fontos kérdés annak tisztázása, hogy az összefüggés milyen méretarányban és milyen tájablakon belül érvényes. Több szerző rámutatott, hogy a felszínborítás foltok arányán kívül a tájszerkezet jellemzői, azaz a felszínborítás konfigurációja és kompozíciója is jelentős hatást gyakorol a városokban mért PM10 immisszióra (Lowicki 2019; Han et al. 2020). Ez a tény jól alátámasztja, hogy a tájmintázat (tájszerkezet) térbeli jellemzőinek változása nem csak a biodiverzitásra lehet hatással, hanem szoros statisztikai összefüggést mutat olyan szabályzó ökoszisztéma szolgáltatásokkal is, mint amilyen például a növényzet pormegkötő képessége.

### 3. Anyag és módszer

#### 3.1 A kutatási terület bemutatása

A dolgozatban bemutatott tájszerkezeti elemzések mindegyikét Magyarország teljes területére végeztem el. Magyarország Kelet Közép-Európában a Kárpát-medencében fekvő, nedves kontinentális éghajlattal rendelkező terület. Területének nagy része 200 méternél alacsonyabb tengerszint feletti magasságon fekszik. Hazánk 400 méternél nagyobb tengerszint feletti magasságban fekvő középhegységi térszínei az ország területének mindössze 2%-át foglalják el. Az évi átlaghőmérséklet 10,5 °C, az évi átlagos csapadékmennyiség pedig 550 mm. A klímaváltozás hatására az időjárási szélsőségek növekednek, a nyári aszály valószínűsége főként az ország középső területein rendkívül nagy (Dövényi 2011; Kocsis 2018; Lóczy 2015). A Kárpát-medence dombsági- és hegyvidéki tájain potenciálisan tölgyesek és bükkösök voltak a jellemző erdei társulások, melyek egy részét a beépített területek növekedése, a bányászat, illetve a mezőgazdasági művelés (szőlő, szántó) miatt kiirtották. E területeken a gazdasági célú erdőgazdálkodás miatt az erdők fajösszetétele már nem tekinthető természetközelinek.

Az alföldön egykor a lösz-, homoki- és sziki erdőssztyepppek voltak a jellemzőek, melyeket manapság az intenzív mezőgazdasági művelés eredményeként főként mezőgazdasági területként hasznosítanak. Mivel a Kárpát-medence síksági területein jó termőképességű csernozjom talajok fordulnak elő, ezért a szántóföld a domináns, tájökölógiai szempontból mátrixnak tekinthető felszínborítás típus (kb. 50%) Magyarországon (Dövényi 2011; Kocsis 2018). A Kárpát-medence területének többsége agrár kultúrtáj, melyre az éles vonalszerű határokkal jellemezhető szegélyek a jellemzőek, ezért a vektor alapú felszínborítás poligonok alapján számított tájmetriai mutatók adják vissza a legjobban a tájszerkezet jellemvonásait, a vektoros térinformatikai elemzések jelentik a legalkalmasabb módszert a magyarországi tájak tájszerkezeti jellemzőinek elemzéséhez. Magyarország erdővel borított területeinek aránya 22%, ám ebből jelentős, az ország területének mindegy 5%-át képviseli az inváziós fajnak tekinthető fehér akác állománya. Általánosságban elmondhatjuk, hogy a biológiai invázió erősen károsította Magyarország természetes vagy természet közeli élőhelyeit, melyek kb. 13,1%-át hódították meg eddig idegenhonos özönnövény fajok.

Az erdőterületeken belüli tájszerkezeti változások a legnagyobb arányúak az összes felszínborítás változáson belül egyrészt az erdőirtások, másrészt az új erdőültetések miatti erdőterület növekedések miatt (Büttner 2010). Jellemző tendencia hazánkban a mezőgazdasági művelés alatt álló szántóterületek csökkenése, mely főként a szántó-parlag átalakulások (szántók átalakulása gyeperületté vagy legelőterületté) formájában valósul meg. A gyepterületek csökkenése szintén nagyon erőteljes folyamat az 1990-es évek óta a zöldmezős beruházásoknak (kereskedelmi, lakóövezetek, ipari övezetek) területnövekedése nyomán. A gyepterületek csökkenésének másik oka a gyepterületek, kaszálók egykori legelők cserjésedése, majd spontán visszaerdősülése, melynek fő oka a legeltető állattartás visszaszorulása, (állatlétszám csökkenése és a belterjes, istállózó állattartás dominanciája) (Bodó 2005; Tasi 2007).

#### 3.2 Felhasznált digitális adatbázisok:

Az 1990-2018 közötti időszak tájszerkezetének jellemzéséhez, és a végbement tájszerkezeti változások tendenciájának elemzéséhez három, egymástól jelentősen eltérő méretarányú felszínborítási adatbázist használtam fel. Míg a CORINE és a Nemzeti Ökoszisztéma Alaptérkép (NÖSZTÉP) adatbázisok Magyarország teljes területének felszínborításáról adnak tájékoztatást, addig az Urban Atlas adatbázis kizárólag Magyarország 100 000 lakosságszámnál nagyobb városainak közigazgatási területére készült el. Mivel a CORINE adatbázis az 1990 és 2018-közötti évek felszínborítását több időkeresztmetszetben mutatja be, ezért kiválóan alkalmas az utóbbi három évtizedben végbement tájszerkezeti változások tendenciáinak elemzésére. Az 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és 2012-2018 közötti



időszakok CORINE felszínborítás változás térképeit használtam a felszínborítás változások talajtani háttérének (a talaj termékenysége és a felszínborítás változások közti kapcsolat) elemzéséhez is. A CORINE adatbázis országos fedettsége, és viszonylag nagy térbeli felbontása miatt ideális lehetőséget kínál a tájszerkezet CORINE 2006 évi felszínborításon alapuló tájmetriai mutatói és a növényzet természetességét reprezentáló Természeti Tőke Index közti statisztikai kapcsolat térinformatikai elemzéséhez is. A CORINE adatbázis 1990-2000 és 2012-2018 évek közötti felszínborítás változás térképeit (EEA 2006; EEA és ETC-TE 2002) használtam az öt inváziós növényfaj előfordulási adatai és a felszínborítás változása közti kapcsolat elemzéséhez.

A nagyon részletes tematikájú, 20 X 20m-es raszter felbontású 2018 évi Nemzeti Ökoszisztéma Szolgáltatás Alaptérkép (NÖSZTÉP) felszínborítási adatbázist használtam a tájszerkezet (felszínborítás mintázat) és a mezei pacsirta előfordulási adatai közti kapcsolat vizsgálatához. A NÖSZTÉP felszínborítási adatbázist nagy méretaránya miatt kellően részletes adatokat szolgáltat a mezei pacsirta által kedvelt tájszerkezet (élőhelyek) azonosításához, tájmetriai módszerekkel történő elemzéséhez, valamint e faj Natura 2000 madárvédelmi területeken belüli elterjedési adatainak becsléséhez. A magyarországi nagyvárosok területhasználatán részletesen bemutató Urban Atlas adatbázis 2012 évi adatai lehetőséget kínáltak a városi PM 10 immiszió és a tájszerkezet közti kapcsolatok geoinformatikai módszerekkel történő elemzésére (4. táblázat).

4. táblázat A dolgozatban bemutatott kutatás során a tájszerkezet, és a tájalkotó tényezők (talaj, levegő, élővilág) közti kapcsolat elemzéséhez felhasznált digitális térképi adatbázisok, valamint a kutatás módszertanát és eredményeit bemutató fejezetek sorszámai

A tájszerkezet jellemzésére szolgáló adatbázisok		Tájalkotó tényezők jellemzésére szolgáló adatbázisok	Kutatás célja	A kutatás módszerei	A kutatás eredményei
kompozíció (felszínborítás típusok)	szolgáló tájmetriai mutatók				
CORINE 1990-200, 2000-2006, 2006-2012 és 2012-2018 felszínborítás változások	A felszínborítás változás foltok területe	-	Az 1990 és 2018 között végbement felszínborítás változások tendenciáinak elemzése	3.3.2.1 fejezet	5.1 fejezet
		<b>TALAJOK:</b> <b>AGROTOPO</b> adatbázis	Az 1990 és 2018 között végbement felszínborítás változások talajtani háttérének (talajértékszámokkal való kapcsolatának) feltárása	3.3.2.2 fejezet	5.2 fejezet
CORINE 2006, 2000-2006, 2006-2012 évi változások	A felszínborítás foltok, és felszínborítás változás foltok területi és alaki mutatói	<b>ÉLŐVILÁG:</b> Növényzet alapú Természeti Tőke Index (2006)	A növényzet természetessége és a tájszerkezet jellemzői közti kapcsolat elemzése, a növényzet természetesség változásának becslése Magyarországon 2000-2012 között	3.3.2.3 fejezet	5.3 fejezet
NÖSZTÉP 2018	A felszínborítás foltok területe, alaki mutatói, felszínborítás diverzitása	<b>ÉLŐVILÁG:</b> Mindennapi Madaraink Monitoringja	A mezei pacsirta és a tájszerkezet jellemzői közti kapcsolat feltárása, a mezei pacsirta állomány adatainak becslése Magyarország Natura 200 madárvédelmi területein belül	3.3.2.4 fejezet	5.4 fejezet

CORINE 1990-2000 és 2012-2018 felszínborítás változások	A felszínborítás változás foltok típusai, tér szerkezete,	mezei pacsirta 2000-2015 közötti előfordulási adatai	A vizsgált öt inváziós növény előfordulási előfordulása és a felszínborítás változása közti kapcsolat elemzése	3.3.2.5 fejezet	5.5 fejezet
Közúthálózat, vasúthálózat, vízhálózat (Open Street Map 2016)	A lineáris tájjelemek (közút, vasút és vízhálózat) tér szerkezete	<b>ÉLŐVILÁG:</b> Öt inváziós növény 2015 és	A vizsgált öt inváziós növény előfordulása és a vonalas tájjelemek közti kapcsolat elemzése	3.3.2.6 fejezet	5.6 fejezet
Országos Ökológiai Hálózat, Natura 2000-es területek	Országos Ökológiai Hálózathoz, illetve a Natura 2000- es területekhez tartozó területek tér szerkezete	2018 évi előfordulás adatai az Inváziós Növények Országos Térinformatika i Adatbázisa alapján	Az Országos Ökológiai Hálózat és a Natura 2000-es területek inváziós növények terjedésében betöltött szerepének elemzése		
Urban Atlasz 2012	A felszínborítás foltok területe, a felszínborítás diverzitása	<b>LEVEGŐ:</b> (PM10) immissziós adatok 2014 év havi átlagai és mediánja	A tájszerkezet és a városi PM10 immisszió közti kapcsolat elemzése	3.3.2.7 fejezet	5.7 fejezet

Jelmagyarázat:  felszínborítás változás térképek geoinformatikai elemzése,  
 két eltérő tartalmú digitális térképi adatbázis geoinformatikai elemzése

### 3.2.1. A tájszerkezet jellemzőit bemutató adatbázisok

#### 3.2.1.1 A CORINE felszínborítási adatbázis

Kutatásaimhoz az Európai Unió CORINE „coordination of information on the environment” regionális léptékű környezeti adatbázisának 1990 és 2018 között készült magyarországi kivágatait használtam fel.

Az Európai Unióban már az 1980-as évek derekán megfogalmazódott az igény, a felszínborítás egységes módszertani elvek alapján történő térképezésére. A környezetvédelmi, tájökölógiai, tájfeldrajzi témakörökkel foglalkozó kutatások során széles körben használják fel ezt az adatbázist (Bielecka és Jenerowicz 2019). A CORINE felszínborítási adatbázis előnye, hogy a térképezést minden országban egységes módszerekkel, azonos, 1:100 000-es méretarányban készítették el. Az adatbázis készítői a 25 hektárnál nagyobb és 100 méternél nagyobb átmérőjű felszínborítás foltokat különítették el műholdfelvételek vizuális interpretációjával. A felszínborítás (illetve néhány esetben a területhasználat) jellemzői alapján 44 (Magyarországon 27) féle felszínborítás típust különítették el. A felszínborítás típusok elkülönítését minden EU országban terepi felmérésekkel validálták, felmérve annak tematikus pontosságát. A felszínborítás típusokat öt fő típusba 1 - mesterséges felszínek, 2 - mezőgazdasági területek, 3 - erdők, természetközeli területek, 4 - vizenyős területek, 5 - vízfelületek) sorolták. Az öt fő típus mellett még alsóbb szinteken is elkülönítettek felszínborítás kategóriákat 3 szinten. A CORINE adatbázisban elkészültek Magyarország teljes területének felszínborításáról az 1990-es, 2000-es és 2006-os, 2012-es és 2018-as évek, valamint az eme időpontok közötti változásokat bemutató vektoros digitális térképek (EEA 2006; Büttner 2014). Az egységes tematika szerint elkészült, az internetről térítésmentesen letölthető digitális térképi adatbázis jó lehetőséget kínál

a felszínfedettség és a tájszerkezet jellemzőinek, változási tendenciáinak kvantitatív értékelésére (5. táblázat).

5. táblázat A felhasznált digitális felszínborítási adatbázisok főbb geoinformatikai jellemzői

Az adatbázis jellemző paramétere	A kutatáshoz felhasznált felszínborítás adatbázis neve						
	CORINE adatbázis					NÖSZT ÉP 2018	Urban Atlas 2012
	CORINE 1990	CORINE 2000	CORINE 2006	CORINE 2012	CORINE 2018		
Méretarány	1: 100 000	1: 100 000	1: 100 000	1: 100 000	1: 100 000	1 : 25 000	1 : 50 000-nél részletesebb
Készítésének időpontja	1986-1998	2000 +/- 1 év	2006+/- 1 év	2012+/- 1 év	2017+/- 1 év	2015-2017	2012
Térbeli (geometriai) pontosság	100 m-es térbeli eltérések is előfordulhatnak	100 m-nél kisebb térbeli eltérés	100 m-nél kisebb térbeli eltérés	100 m-nél kisebb térbeli eltérés	100 m-nél kisebb térbeli eltérés	20 m	10 m
Legkisebb térképezett felszínborítási egység területe	25 ha	25 ha	25 ha	25 ha	25 ha	40 m <sup>2</sup>	2,5 ha
Legkisebb térképezett felszínborítási egység átmérője	100 m	100 m	100 m	100 m	100 m	20 m	10 m
Tematikus (tartalmi) pontosság	helyenként nem éri el a 85%-ot a tematikus pontosság	85%-körüli tematikus pontosság	85 %-nál nagyobb tematikus pontosság	85 %-nál nagyobb tematikus pontosság	85 %-nál nagyobb tematikus pontosság	átlagos pontosság: 97,4%	mesterséges felszínnek esetében 85 %-nál nagyobb, egyéb felszínborítás esetében 80 %-tematikus pontosság
Felszínborítás típusok száma Magyarországon	27	27	27	27	27	57	22
Az összes felszínborítás folt, száma Magyarországon	31004	40270	40439	41649	41516	115789 15	nem fedi le Magyarország teljes területét

### 3.2.1.2. A Nemzeti Ökoszisztéma Alaptérkép (NÖSZTÉP) adatbázis

A másik, kutatásaimhoz használt felszínborítási adatbázis, mely teljesen lefedi hazánk területét a Nemzeti Ökoszisztéma Alaptérkép (NÖSZTÉP) volt, mely szintén szabad felhasználású adatbázisként tettek közzé 2018-ban. Ez a térkép Magyarország felszínborítását (élőhelyeit) rendkívül részletesen nagy méretarányban mutatja be, ezért kiválóan használható a konzervációbiológiai, természetvédelmi és tájökológiai tájfeldrajzi kutatásokhoz. A 20 x 20 m-es raszteres felbontású alaptérkép jóval több mint felszínborítási térkép, ugyanis Magyarország főbb vegetációtípusait is tartalmazza, ezért bizonyos vegetációtípusok (pl. gyepek esetében) élőhelytérképnek is nevezhetjük. A térkép a Sentinel optikai és radar műholdfelvételek random forest algoritmuson alapuló automatizált osztályozásával készült. Az automatikus képfeldolgozást követően a kapott eredménytérképet más, rendkívül részletes adatbázisokkal metszették össze a készítők. Többek közt a Mezőgazdasági Parcellaazonosító Rendszer

(MÉTA), a Magyar Élőhelytérképezési Adatbázis (MÉTA) domborzatmodellek, a DoSoRemi talajtani adatbázis, erdészeti, vízrajzi adattárak és egyéb adatbázisok összemetszésével egy, területi felbontását és tematikáját tekintve is hazánkban mindezidáig páratlanul részletes tematikájú felszínborítási adatbázis készült el. A térképet több mint ezer terepi pontban validálták (Tanács et al. 2019). A tájökölógiai, tájöldrajzi kutatásokban is kiválóan használható NÖSZTÉP felszínborítás térkép kellően nagy méretarányban mutatja be a tájszerkezet jellemvonásait, hisz rajta még az útfásítások, de a zöld és kék infrastruktúra vonalas tájelemei is jól azonosíthatók. Bár a NÖSZTÉP és a CORINE felszínborítás térképek méretaránya jelentősen eltér egymástól, a NÖSZTÉP készítésének ideje megegyezik a legutóbbi CORINE adatbázis (2018 évi) készítési időpontjával, ezért ez jó lehetőséget kínál az eltérő méretarányú felszínborítási térképek tájökölógiai kutatásokban történő felhasználási lehetőségeinek tesztelésére.

Az elemzéshez újra csoportosítottam NÖSZTÉP felszínborítás típusokat (osztályokat, hogy azok statisztikailag értékelhető mennyiségben forduljanak elő az egyes NÖSZTÉP kvadrátokon belül, és hogy csökkentsem a közöttük lévő autokorreláció valószínűségét.

A mezei pacirta élőhely preferenciájával kapcsolatos kutatásaim során a NÖSZTÉP adatbázis felszínborítás típusai közül például az "erdő", "vizes élőhelyek és vízfelületek a fenti okokból aggregálnom kellett (6. táblázat).

6. táblázat a NÖSZTÉP adatbázis nomenklatúrája, és a NÖSZTÉP felszínborítás típusok jelen kutatás során alkalmazott csoportjai

NÖSZTÉP kódok	NÖSZTÉP nomenklatúra	Jelen kutatás során alkalmazott felszínborítás típusok megnevezése
1110	Alacsony épület	Mesterséges felszínek
1120	Magas épület	
1210	Szilárd burkolatú utak	
1220	Földutak	
1230	Vasutak	
1310	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	
1410	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal	Városi zöldfelületek
1420	Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül	
2100	Szántóföldek	Szántók
2210	Szőlők	Szőlők, gyümölcsösök
2220	Gyümölcsösök, bogyósok és egyéb ültetvények	
2230	Energiaültetvények	
2310	Komplex művelési szerkezet épületekkel	Komplex művelési szerkezet
2320	Komplex művelési szerkezet épületek nélkül	
3110	Nyílt homokpuszta gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek
3120	Zárt gyepek homokon	Zárt gyepek homokon
3200	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek
3310	Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek	Nyílt sziklagyepek
3320	Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek	
3400	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Hegy és dombvidéki zárt gyepek
3500	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet
4101	Bükkösök	Erdők
4102	Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	
4103	Cseresek	



4104	Molyhos tölgyesek		
4105	Ny-Dunántúl erdeifenyvesei		
4106	Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberdei		
4107	Hazai nyárasok		
4108	Hegy- és dombvidéki pionír erdők		
4109	Gyertyános kocsányos tölgyesek		
4110	Elegyetlen és köriselegyes kocsányos tölgyesek		
4111	Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú		
4112	Egyéb elegyes lomberdők		
4201	Puhafás ártéri erdők		
4202	Keményfás ártéri erdők		
4301	Elegyetlen és köriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA		
4302	Égeresek		
4303	Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek		
4304	Ártéren kívüli fűzesek		
4305	Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok		
4306	Nyíresek		
4307	Többletvízhatással érintett cseresek		
4308	Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők		
4309	Egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lomberdők		
4401	Tülevelűek dominálta ültetvények		
4402	Akác dominálta ültetvények		
4403	Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények		
4404	Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők		
4501	Pusztavágás		
4502	Folyamatban lévő felújítás		
4600	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet		
5110	Vízben álló mocsári/lápi növényzet		Vizes élőhelyek és vízfelszínek
5120	Időszakos vízhatás alatt álló gyepek, valamint láp- és mocsárrétek		
5200	Láp- és mocsárerdők		
6100	Állóvizek		
6200	Vízfolyások		

A NÖSZTÉP webtérképe megtekinthető, és az Ökoszisztéma Alaptérkép (felszínborítás térkép) digitális verziója szabadon elérhető (letölthető) a projekt weboldalán: <http://alapterkep.termeszetem.hu/>

### 3.2.1.3 Az Urban Atlasz felszínborítási adatbázis

A nagyvárosi tájszerkezet kiemelten felelős a levegő minőségéért, azon belül a PM 10 koncentráció mennyiségi mutatóiért. A nagyvárosokban a mesterséges felszínek alkotják a tájszerkezet mátrixát, míg a zöldfelületek a sziget szerű, egymástól elszigetelt foltokat alkotnak. Az Európai Unió Copernicus Programja keretében készült el 2006-ban, 2012-ben, és 2018-ban az Urban Atlas felszínborítás adatbázis, mely az Európai Unió nagyvárosai és környékük

tájszerkezetének jellemzőiről, és felszínborítás változásairól ad képet. A 2–2,5 m térbeli felbontású multispektrális SPOT 5 és 6 és a Formosat-2 műholdképek képelemzési algoritmusok alapján történő automatizált interpretációjával készítették el. A szabad felhasználású vektoros felszínborítási adatbázis földfelszíni validációjához navigációs adatokat (COTS, OSM) és 1 : 50 000-nél nagyobb méretarányú topográfiai térképeket is felhasználtak (Urban Atlas Mapping Guide 2016).

A mesterséges felszíneken belül a beépítettség sűrűségét reprezentáló felszínborítás kategóriákat a földfelszínen értelmezett beépítettség sűrűségi információk alapján határozták le. Az Urban Atlas felszínborítás adatbázis nem csupán a városi és városkörnyéki területek felszínfedettségéről ad képet, hiszen az egyes városi területhasználat típusok (úthálózat, kereskedelem, közművek stb.) is elkülönítésre kerültek benne a mesterséges felszíneken belül, körülbelül 1:25 000-nél részletesebb méretarányban (Urban Atlas Mapping Guide 2016).

Az általam is használt 2012 évi Urban Atlas legkisebb térképezési egysége, az 0,25 ha, a nem mesterséges felszínborítási területhasználat típusok esetében, míg a mesterséges felszínnek esetében mindössze 1 ha. Az egyes felszínborítási kategóriák térképezésre kerülő felszínborítás foltjainak minimális szélessége egységesen 10 m, az egyes területhasználat (felszínborítás) típusok határainak térbeli pontossága körülbelül 5 m (Urban Atlas Mapping Guide 2016).

Az Urban Atlas felszínborítás szempontjából a CORINE adatbázishoz azonos nómenklatúrával készült ezért ebben is 5 fő felszínborítási kategóriát különítettem el, ám az altípusok száma jóval több ennél (7. táblázat).

Az Urban Atlas főként a mesterséges felszíneken belül rendkívül részletesen elkülönített felszínborítás típusai közül csak azokat használtam kutatásaimhoz, melyek az PM 10 mérőpontok köré húzott 500m-es, 1000m-es és 2000m-es puffer zónákon belül statisztikai szempontból értékelhető mennyiségben (minimum 17 mérőpont környezetében) fordultak elő. Azokat az Urban Atlas felszínborítás típusokat, melyek 17-nél kevesebbszer fordultak elő a PM 10 mérőpontok általam vizsgált pufferzónáin belül, nem vettem figyelembe a statisztikai elemzések során. Az Urban Atlas felszínborítás típusait az Urban Atlas adatbázisa 3 szinten csoportosítja a felszínborítás típusokat (7. táblázat). Az Urban Atlas adatbázis felszínborítás típusait a fenti puffer zónákban való előfordulásuk alapján összevontam egymással, és új megnevezésekkel láttam el (7. táblázat).

7. táblázat: Az Urban Atlas 2012 felszínborítási típusai és szürke színnel a kutatás során felhasznált felszínborítási típusok (szürke színnel) Forrás: Urban Atlas Mapping Guide 2016 alapján

Urban Atlas 1 szint	Urban Atlas 2 szint	Urban Atlas 3 szint	Jelen kutatás során használt felszínborítás típusok megnevezése
Mesterséges felületek	Városi szövet	11100 Folyamatos városi szövet (A felszín sűrűségének átlagos foka 80 % feletti)	sűrűn beépített városi területek
		11200 Szakaszos város szövet (A beépítettség sűrűségének átlagos foka 10% - 80 % közötti)	
		11300 Elhatárolt területek	
	Ipari, kereskedelmi, állami, katonai, magán- és közlekedési egységek	12100 Ipari, kereskedelmi, állami, katonai és magán egységek	Ipari területek
		12200 Közúti és vasúti hálózat és a kapcsolódó földterület	Közlekedési területek
		12300 Kikötő	-
		12400 Repülőtér	-
		13100 Ásványi nyersanyag kitermelési és lerakási helyek	-
	Bánya, hulladéklerakó és építési területek	13200 Építési területek	-
		13400 Föld jelenlegi használat nélkül	-
		14100 Városi zöld területek	Parkok
	Mesterséges, nem mezőgazdasági növényzettel borított területek	14200 Sport- és szabadidős létesítmények	-
Mezőgazdasági területek	21000 Szántóföld (egynyári növények)	-	
	22000 Állandó növények	-	
	23000 Legelő	-	
	24000 Komplex és vegyes művelés	-	
	25000 Gyümölcsös	-	
Természetes és félig természetes területek	31000 Erdők	-	
	32000 Lágyszárú növényi társulások	-	
	33000 Nyílt területek, ahol nincs jelen, vagy csak kis arányban vegetáció	-	
4000 Mocsaras területek		-	
5000 Vízfelületek		-	

Az Urban Atlas területhasználati adatai közül azért a 2012 évi adatokat használtam fel a tájszerkezet PM 10 immisszió értékei közti kapcsolat feltárását célzó kutatásaimhoz, mert a magyarországi városok 2014 évi átlagos PM 10 koncentrációjáról álltak rendelkezésemre levegőminőség adatok.

### **3.2.1.4 A vonalas tájelemek (közút, vasút és vízhálózat), valamint az ökológiai hálózat térbeli jellemzőit bemutató digitális térképi adatbázisok**

A táj lineáris tájelemeinek (közúthálózat, vasúthálózat, vízhálózat) térbeli jellemzőinek elemzéséhez az Open Street Map (OSM) szabad felhasználású adatbázis 2016 évi digitális térképi állományát használtam (GEOFABRIK). A közúthálózaton belül az összes első és másodrendű (azaz összes burkolt közút) vonalas digitális térképét letöltöttem, és EOVS koordinátarendszerbe illesztettem.

A Magyarország védett természeti területeket összekötő Országos Ökológiai Hálózatot 1993-ban hozták létre az ezáltal elősegítve a biodiverzitás megőrzését, a természetvédelmi szempontból jelentős értéket képviselő őshonos növény és állatfajok vándorlását. Az Országos Ökológiai Hálózatot három területi egységből áll, melyek részletes kritériumait a 2018. évi CXXXIX. törvény szabályozza. Az ökológiai magterületek Magyarország természetközeli területeit fedik le. E területek többsége országos természetvédelmi oltalom alatt áll, melyek egymáshoz való kapcsoltságát jelentősen javítják az Országos Ökológiai Hálózat részét képező ökológiai folyosók.

A három terület egység térbeli, 1 : 50 000 méretarányban történő lehatárolásánál terepi adatgyűjtések mellett a CORINE felszínborítás térképeket, SPOT 4 műholdfelvételek alapján készült vektoros digitális térképeket és a CORINE Biotopes és a CORINE Habitats felmérések eredményeit is figyelembe vették. Fontos megjegyezzük, hogy bár az ökológiai magterületek többsége egyben országosan védett természeti terület, ám az Országos Ökológiai Hálózat lehatárolása nem mutat teljes átfedést az országosan védett természeti területekkel (253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet, 2018. évi CXXXIX. törvény).

Az Országos Ökológiai Hálózat harmadik területi elemét a pufferterületek jelentik, melyek általában a magterületeket veszik körbe, a környezetvédelmi szabályozások révén csökkentve a külső, zömében agrárterületek felől érkező negatív antropogén hatásokat. Az Országos Ökológiai Hálózat területeire vonatkozó korlátozásokat, építési és egyéb előírásokat az Országos Területrendezési Terv és a Megyei Területrendezési Tervek tartalmazzák (253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet, 2018. évi CXXXIX. törvény).

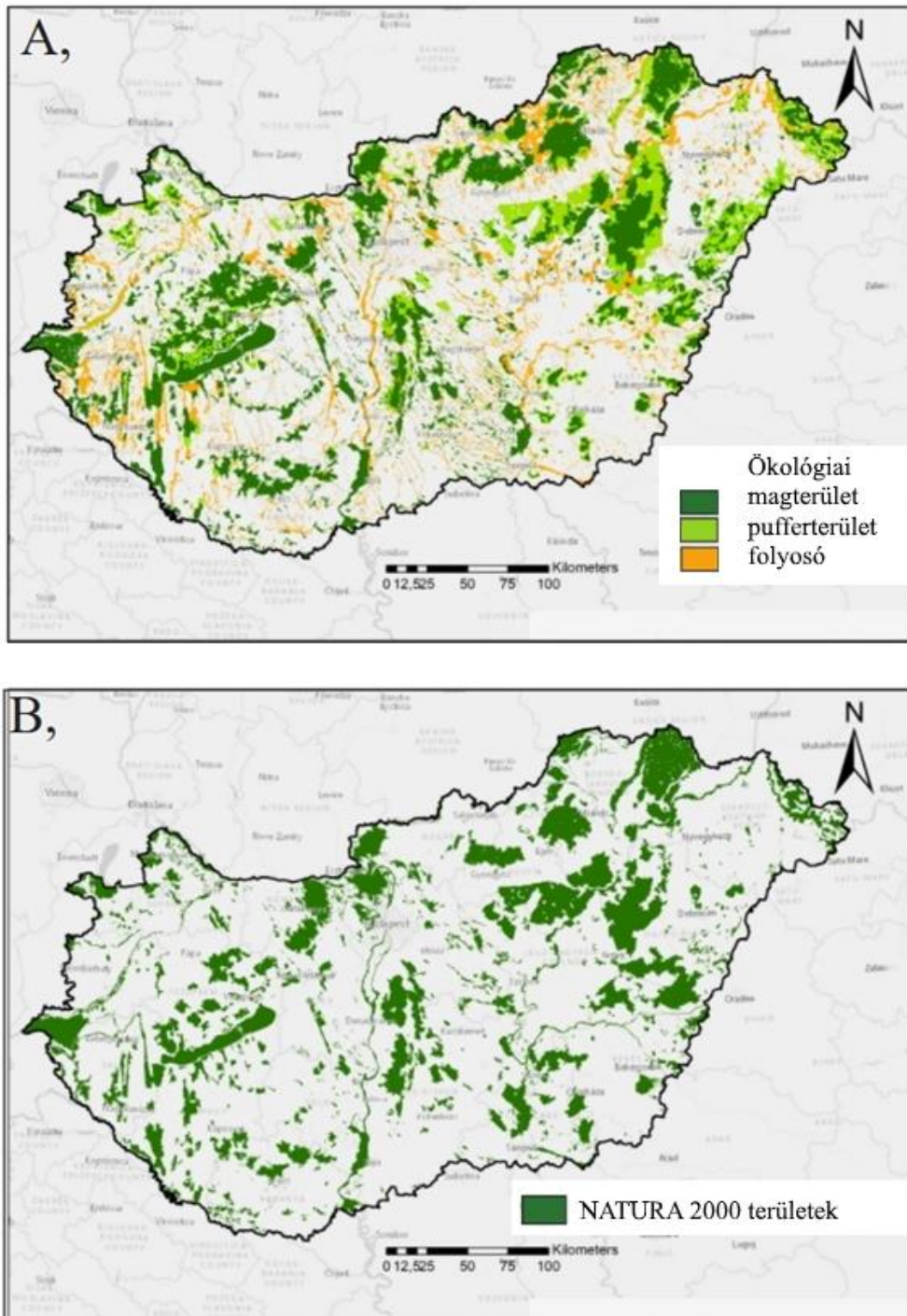
Az magyarországi Natura 2000 területek egy olyan összefüggő, országhatárokon átnyúló európai léptékű ökológiai hálózat részét képezik, amelyet az Európai Unió hozott létre tagországaiában. A Natura 2000 területek létesítésének alapelveit az EU madárvédelmi (2009/147/EK) és élőhelyvédelmi (43/92/EGK) irányelve tartalmazza, a magyarországi Natura 2000 területek egy európai ökológiai hálózat részét képezik (Jongman, 2011). A Natura 2000 területek létesítésének célja a biológiai sokféleség megőrzése mellett e térségek által kínált ökoszisztéma szolgáltatások biztosítása fenntartható tájhasználat révén (Demeter 2002).

E területek lehatárolását terepi élőhely térképezések, részletes botanikai és zoológiai adatgyűjtések, (a biodiverzitás terepi monitorozása) és szakértői megbeszélések előzték meg (Evans 2012). A Natura 2000 területek több mint harmada (39%-a már korábban is országos jelentőségű védett természeti terület, (azaz nemzeti park, vagy tájvédelmi körzet, vagy természetvédelmi terület) volt. A Natura 2000 területekre vonatkozó 275/2004. (X. 8.) számú kormányrendelet meghatározza, hogy ezeken a területeken milyen formájú és milyen jellegű az emberi tevékenység (pl. mezőgazdaság, bányászat, turizmus stb.) végezhető (Demeter 2002).

A Natura 2000 területek közé tartoznak egyrészt az úgynevezett „különleges természetmegőrzési területek” (Special Areas of Conservation), melyek a növény és állatfajok széles körének védelmét célozzák. Emellett lehatárolásra kerültek olyan úgynevezett „madárvédelmi területek” is, melyeken elsődleges a madárfauna fajdiverzitásának és e területeken átvonuló és költő madarak egyedszámának megőrzése. Emellett van 10 olyan Natura 2000 terület is, melyek egyszerre természetmegőrzési, és madárvédelmi területek. Jelenleg Magyarországon összesen 479 különleges természetmegőrzési terület és 56 különleges

madárvédelmi terület található. Magyarországon összesen 1 994 98000 hektárt (az ország területének 21,39%-át) minősítettek Natura 2000 területté (Demeter 2002).

Az Országos Ökológiai Hálózat és a Natura 2000 területek 1: 50 000 méretarányú digitális poligon térképét a Természetvédelmi Információs Rendszerből töltöttem le. A két adatbázis bár jelentős területi átfedést mutat egymással és az országos jelentőségű védett természeti területekkel, mégis egymástól némileg eltérő területekre terjed ki (4. ábra).



4. ábra Az A) Országos Ökológiai Hálózat és a B) Natura 2000 területek térszerkezete Magyarországon (Forrás: OKIR, Természetvédelmi Információs Rendszer)

Az adatbázisok közös vonása, hogy a természetvédelmi szempontból nagy értéket képviselő, őshonos fajok élőhelyeinek megőrzését, és e fajok mozgási, vándorlási lehetőségeinek fennmaradását szolgálja, ezért különösen fontosnak tartom kutatásaim során vizsgálni, hogy ezek a hálózatszerű térszerkezettel rendelkező természetvédelmi célú területegységek milyen szerepet kapnak a természetvédelmi szempontból kifejezetten káros, inváziós fajok terjedésében.

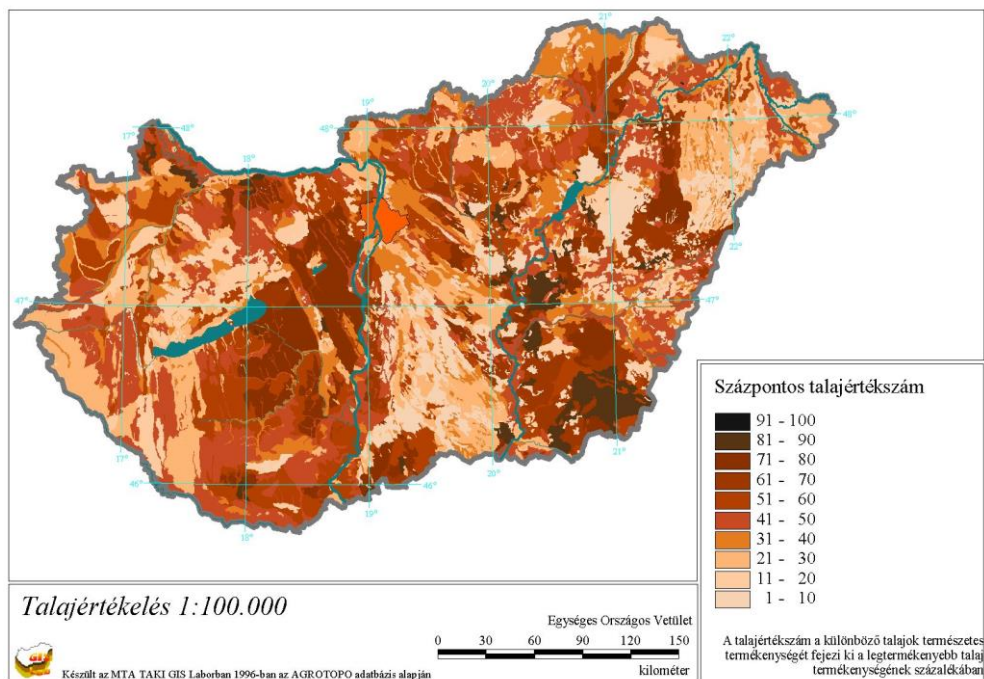
### **3.2.2 Egyéb (talajtani, florisztikai és faunisztikai) adatbázisok**

#### **3.2.2.1 Magyarország talajainak AGROTOPO adatbázisa**

A Magyarország teljes területének talajtani jellemzőit bemutató agrotopográfiai térképsorozat készítését a „Magyarország Agroökológiai Potenciáljának Felmérése” című MTA által koordinált program keretében készítették el az MTA Talajtani Kutatóintézetének munkatársai az 1980-as években. A térkép készítésének célja egyrészt az volt, hogy általa egységes jelkulccsal országos léptékben mutassa be hazánk fizikai és kémiai talajtulajdonságait, másrészt, hogy felmérje Magyarország agroökológiai potenciálját, azaz a mezőgazdasági művelés lehetőségeit és korlátait (AGROTOPO adatbázis Internet 1).

A Magyarország genetikai talajtípusait, talajképző kőzeteit, fizikai talajféleségeit, agyagásvány összetételét, kémiai talajtulajdonságait, vízgazdálkodási tulajdonságait és talajértékszámát bemutató térképsorozat a Kreybig-féle úgynevezett „Átnézetes Talajismereti Térképek” alapján készült. A Kreybig Lajos vezetésével 1934 - 1951 között zajló országos talajtérképezés 1:25 000 méretarányú terepi térképlapjainak 1: 100000 méretarányú generalizálását, majd egyéb talajtani adatokkal való kibővítését követően olyan talajtani szempontól homogén foltokat (poligonokat) határoltak le a készítők, melyek hézagmentesen lefedik az ország teljes területét. Ennek az összes fő talajtulajdonságot bemutató térképnek a georeferálásával és digitalizálásával készült el Magyarország AGROTOPO Adatbázisa az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetben 1991-ben.

Az AGROTOPO térkép adatrétegei közül dolgozatomban a talajok termőképességét (agroökológiai potenciálját) reprezentáló talajértékszám térképet használtam fel, mely a különböző fizikai és kémiai tulajdonságú talajok termékenységét egyetlen 0-100 közötti talajérték számmal (százalékkal) fejezi ki (5. ábra).



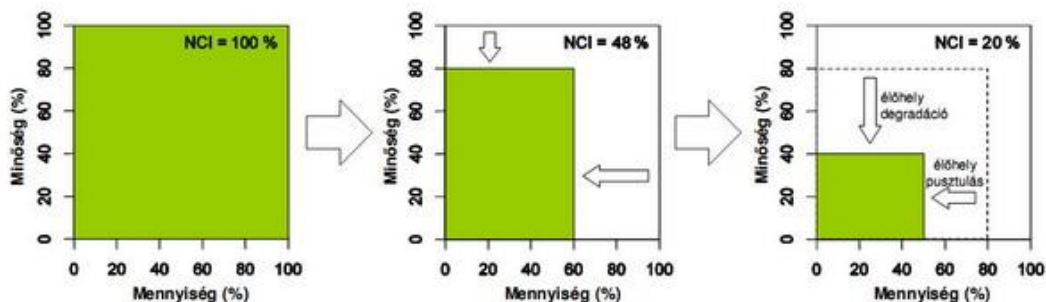
5. ábra Magyarország talajainak talajértékszámjai az AGROTOPO adatbázis alapján (Forrás MTA TAKI)

A talajértékszám tehát egy olyan komplex mutató, melyben a talajok termékenységét befolyásoló összes fizikai és kémiai talajtulajdonságot figyelembe vették úgy, hogy a legtermékenyebb talajtulajdonságokkal rendelkező talajtípus termékenységét tekintették 100 %-nak. A talajértékszámot az AGROTOPO térkép digitális változatában 10 kategóriába sorolták, így az ország legkevesbé termékeny, legkisebb agroökológiai potenciállal rendelkező területeit a 0-10, míg a legtermékenyebb talajokat a 90-100 közötti talajértékszám kategóriák reprezentálják.

### 3.2.2.2 A növényzet alapú Természeti Tőke Index

A Magyarország egész területére kiterjedő nagyszabású vegetációtérképezést 2003 és 2006 között közel 200 terepi felmérő végezte el, melynek eredményeként létrehozták Magyarország élőhelytérképezési Adatbázisát a MÉTA adatbázist (Molnár et al. 2007; Horváth et al. 2008). A terepi felmérés keretében 86 különböző természetes és természetközeli élőhelytípus került térképezésre. A felmérésben résztvevő botanikus szakemberek számára az egyes növényzeti élőhelytípusok azonosítását és egységes leírását részletes térképezési útmutató segítette (Bölöni et al. 2008). A MÉTA terepi felmérés 35 ha-os hatszög alakú térképezési egységeken belül zajlott. A magyarországi tájak növényzetének természetességét kifejező Természeti Tőke Index (TTI) eredetileg Hollandiában dolgozták ki. Az index különböző élőhelyek mozaikjaiból (foltjaiból) álló terület egységeket (táji egységeket) egykori természetes állapottól való távolságát fejezi ki. A növényzet alapú Természeti Tőke Index tehát a növényzet természetességének értékét és a természetes növényzet területi arányát egyszerre fejezi a közép-európai flóratérképezési egységek (Flora Mapping Unit-ok) rácshálója szerinti 5,5 × 6,5 km-es téglalap alakú egyenként 35 km<sup>2</sup>-es térbeli egységeken (kvadrátokban). A hatszög alakú térképezési egységeken belül térképezett, a vegetáció természetességét kifejező Természeti Tőke Indexeket az adatbázis készítői a Magyarországot lefedő összesen 2 834 MÉTA kvadrátra aggregálták, egyetlen számmal kifejezve ezáltal az egyes kvadrátok növényzetének ökológiai állapotát (az ideális "érintetlen" állapothoz való közelségét) és területi arányát (Czúcz et al. 2009; Czúcz et al. 2012). A vegetáción alapuló TTI-t a természetközeli növényzet területi arányának

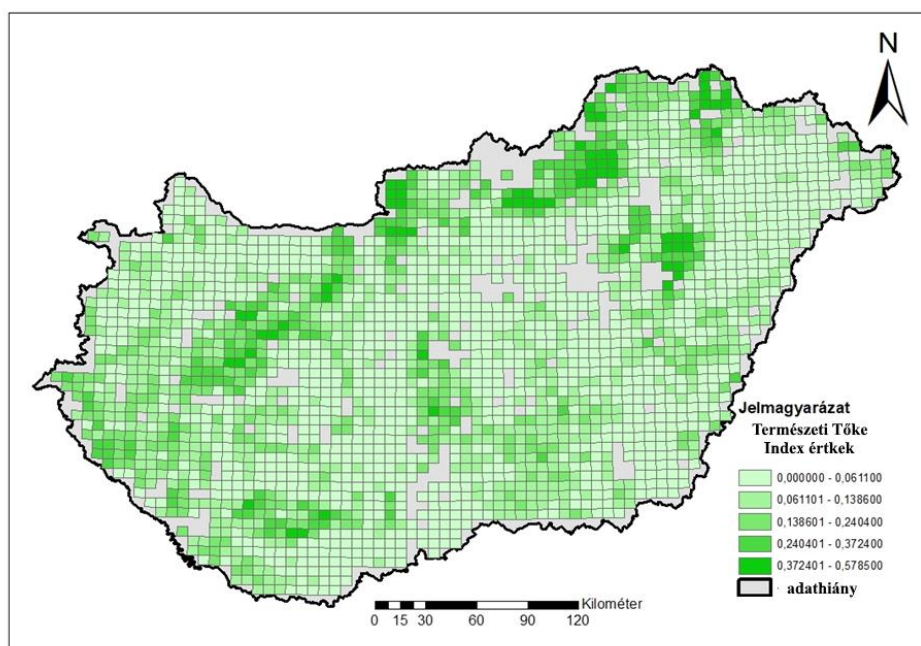
(mennyiségének) és minőségének szorzataként határozták meg az adatbázis készítői (Horváth et al. 2008) (6 ábra).



6. ábra A Természeti Tőke Index számításának elvi sémája (Czúcz et al., 2008; Czúcz et al., 2012 alapján)

A TTI értéke egy 0 és 1 közötti számmal fejezi ki a vegetáció természetességét a MÉTA kvadrátokon belül.

Bár a MÉTA adatbázis adathiányai miatt csak 2 272 kvadrát (az összes kvadrát 80%-ról) állt rendelkezésre az NCI-értékek kiszámításához, mégis jól reprezentálja országos léptékben a vegetáció természetességét a 2000-es évek elején Magyarország területén (7. ábra).



7. ábra Magyarország 5,5 × 6,5 km-es FMU kvadrátterületeinek növényzeti alapú Természeti Tőke Index értékei a 2003-2006 közötti botanikai terepi felmérés alapján (forrás: Czúcz et al. 2012).

Magyarország Természeti Tőke Indexe sajnos drámaian alacsony, országos átlagban 0,32 (azaz 3,2%) ami azt jelenti, hogy a hazánk területét egykor borító természetes növényzet 97%-a már degradálódott, vagy teljesen megsemmisült (Czúcz et al. 2009; Czúcz et al. 2012).

Az adatbázis előnye, hogy egységes módszertannal készült térképen reprezentálja Magyarország területének 80%-án a vegetáció természetességét. Hátránya viszont egyrészt az, hogy időben statikus, azaz a 2000-es évek első éveiről származó florisztikai adatokat mutat be, másrészt az, hogy viszonylag durva raszteres felbontásban, 35 km<sup>2</sup>-es területegységekre áll rendelkezésre. Az adatbázis további korlátja, hogy mivel lineáris súlyozással készült, nem utal egy adott területen élő, ritkaságuk miatt jelentős természetvédelmi értéket jelentő növényfajok



előfordulására, ezzel korlátozva az adatbázis használhatóságát a nagyobb léptékű természetvédelmi tervezéshez (pl. természetvédelmi kezelési tervek készítéséhez).

### 3.2.2.3 Inváziós fajok Országos Térinformatikai Adatbázisa

A biológiai invázió a természeti veszélyek csoportjába sorolható folyamat, mely egyike napjaink legnagyobb környezeti kihívásainak (Csiszár et al. 2020, Mezösi 2021, 2022). Az olyan zömmel idegenhonos, azaz más kontinensről betelepített vagy behurcolt fajokat nevezzük inváziós fajoknak, melyek agresszív terjedésükkel csökkentik az őshonos fajok egyedszámát, és ezáltal a fajdiverzitást (Csiszár et al. 2020). Az általam vizsgált öt inváziós növényfaj széles körben elterjedt az eurázsiai kontinensen (Pyšek et al. 2009; DAISIE). Bár e fajok közül eddig csak a selyemkóró és a mirigyes bálványfa került fel az EU direktívák szerint értelmezett inváziós fajok listájára (1143/2014/EU), de a hazai jogszabályok (az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről szóló kormányrendelet) szerint is ez a két faj inváziós fajnak minősül (408/2016. (XII. 13) Korm rend). A vizsgált inváziós növényfajok számos környezeti problémát okoznak hazánkban. Az aranyvessző fajok (*Solidago spp.*) virágpóra erősen allergén és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és az keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) fajokkal együtt veszélyezteti a Kárpát-medence őshonos gyepterületeinek biodiverzitását (Csiszár et al. 2020). Az bálványfa (*Ailanthus altissima*) és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) terjedése talajdegradációt (nitrogéndúsulást) okoz (8. táblázat).

8. táblázat: A vizsgált inváziós növényfajok által kínált ökoszisztéma szolgáltatások, és az általuk előidézett környezeti állapotváltozások

Környezeti hatás	Mirigyes bálványfa	Közönséges selyemkóró	Keskenylevelű ezüstfa	Fehér akác	Aranyvessző	
<b>ÖKOSZISZTÉMA SZOLGÁLTATÁSOK</b>	Erőziót gátló szolgáltatás	😊	😊	😊	😊	
	Klíma szabályozó szolgáltatás	😊		😊	😊	
	Lefolyás szabályozó szolgáltatás	😊			😊	
	Mézelő		😊		😊	
	Gyógyszer alapanyag					😊
	Hasznosítható faanyag				😊	
<b>KÖRNYEZETI KÁROK</b>	Biodiverzitás csökkenése	😞	😞	😞	😞	
	Tájképi értékek csökkenése	😞	😞	😞	😞	
	Pollenallergia				😞	😞
	Mezőgazdasági károk, (terméscsökkenés)					😞
	Útburkolatban, csatornahálózatban keletkezett károk	😞				
	Talajok N tartalmának növelése				😞	

Jelmagyarázat:

- 😊 A környezeti állapotváltozás pozitív irányú
- 😞 A környezeti állapotváltozás negatív irányú

Az általam vizsgált növényfajok között vannak a mezőgazdasági területeken természsökkenést okozó (pl. selyemkóró) faj is. Az özönnövények által okozott környezeti károk mellett eltörpülnek az általuk képviselt ellátó és szabályozó ökoszisztéma szolgáltatások (8. táblázat). Ráadásul míg az általuk kínált szolgáltatató ökoszisztéma szolgáltatások (pl. erózió gátló funkció, lefolyás szabályozó funkció) jórészt csak lokálisan, csak bizonyos területeken jelennek meg, addig negatív környezeti hatásaikkal, kártételükkel országosan számolnunk kell.

A magyarországi flóra mintegy 3%-a (kb. 70 faj) inváziós gyomfaj (Mihály és Botta-Dukát 2004). 24 szárazföldi növényfaj szerepel az Európai Unió által összeállított, a legnagyobb terjedési kockázatot jelentő legveszélyesebb inváziós fajok listáján (DAISE 2009; Katsanevakis 2015).

A bálványfa (*Ailanthus altissima*) Kínából és Koreából került hozzánk a 18. században. Igénytelensége és szárazságtűrő képessége miatt kezdték el ültetni díszfaként, ma már azonban oly mértékű az inváziója, hogy a mesterséges felszínnek kis résein is képes kinőni. Preferálja a homokos talajt, de leginkább a zavart élőhelyeket, utak szélét részesíti előnyben. A vizes helyeket nem tűri jól. Fája gyakorlatilag ipari tevékenységre alkalmatlan, újra sarjadási képessége miatt kiirthatatlan. A talajba jutó allelopátiás vegyületei miatt különösen veszélyes. Hazánkban leginkább a Kiskunság, a Tolnai-hegyhát, a Keszthelyi-hegység és Külső-Somogyi részeken van jelen nagyobb állományban (Udvardy és Zagyvai 2012).

A selyemkóró (*Asclepias syriaca*) egy kanadai eredetű növény (Bhowmik és Bandeen 1976), melyet eleinte jótékony hatásai miatt termesztettek Magyarországon. Mézelő, homeopátiás szerekben használható, termése a virágkötészetben hasznosítható. Számos olyan élettani jellemzője van, ami általánosan a gyomfajokra jellemző: évelő, képes vegetatív szervekkel szaporodni (Bhowmik és Bandeen 1976), és allelopátiás hatása van. A növény minden része bőségesen tartalmaz fehér tejnedvet, ami mérgező (Bakacsy és Bagi 2020; Follak et al. 2021). Földalatti kúszó gyökerei is segítik a selyemkóró terjedését (Bhowmik és Bandeen 1976). Szilassi et al. (2019a) eredményei szerint egyértelmű összefüggés van a talaj fizikai tulajdonságai (textúrája) és a selyemkóró előfordulása között. A fizikai tulajdonságok mellett a talaj típusa és az adott terület jelenlegi felszínfedettsége azok a tényezők, amelyek jelentősen befolyásolják a 10% feletti borítású selyemkóró jelenlétét (Szilassi et al. 2019a; Papp et al. 2021). A felszínborítás változásai, valamint a CaCO<sub>3</sub>-tartalom, a felső talajok pH-ja és a terület éghajlati viszonyai (éves csapadékmennyiség, átlaghőmérséklet, párolgás) szintén fontos tényezők e tekintetben Szilassi et al. (2019a). Magyarország selyemkóróval legveszélyeztetettebb területei a gyepek és fás élőhelyek homokos vagy más durva textúrájú talajokon, különösen, ha az élőhelyek leromlottak, vagy a felső talajrétegek zavarásnak (pl. tuskózás, útpítés) lettek kitéve. Ha a szárazakat megpróbáljuk eltávolítani nyírással, vagy bármi mással, az csak ahhoz vezet, hogy a növény a gyöktörzséből jövőre több új egyed nő ki (Bakacsy és Bagi 2020; Bhowmik és Bandeen 1976), így kaszáással történő irtása szinte lehetetlen. Hazánkban főként a rendszerváltást követően gyorsult fel a terjedése, a szántó-parlag, szántó-gyep, területhasználat konverziók, valamint a legeltető állattartás visszaszorulása következtében (Szilassi et al. 2019a).

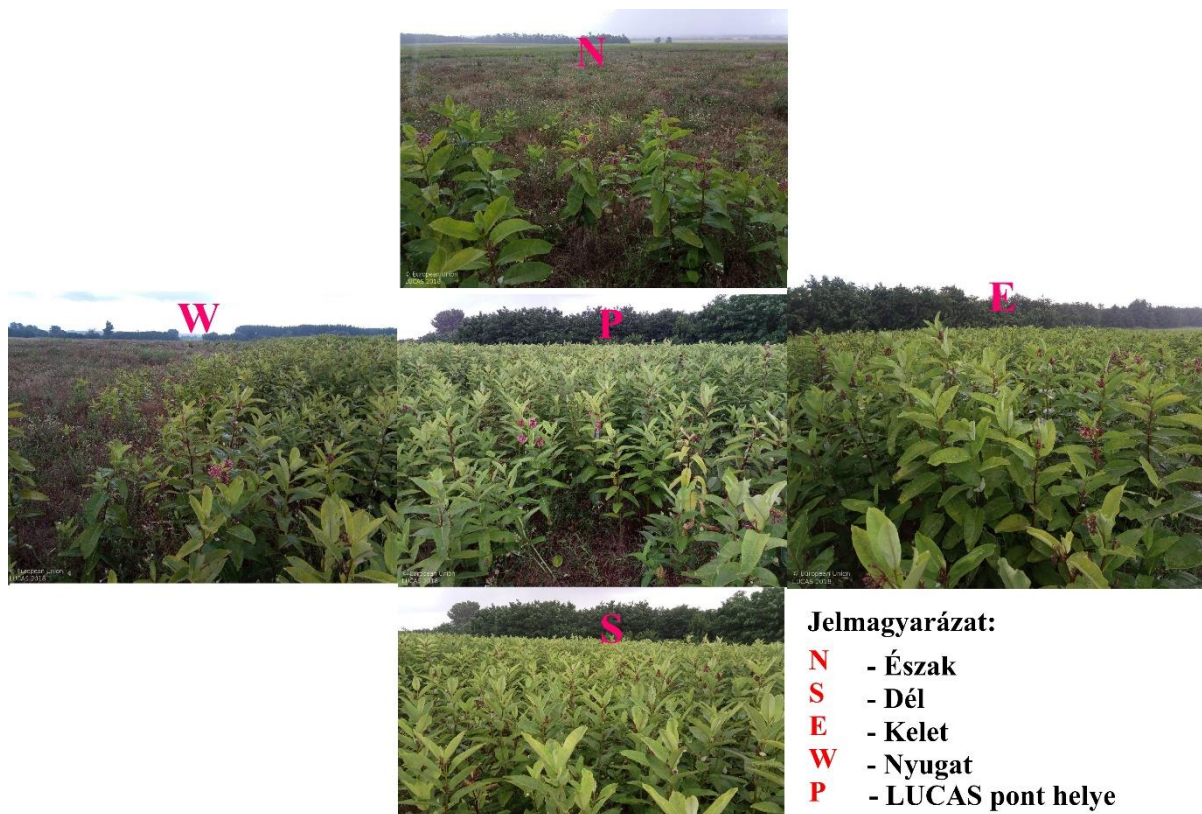
A keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) Ázsia egyes területein őshonos, Magyarországra a török időkben került. Tägtűrőse, nitrogénkötő és jó regenerációs képességéből adódóan erózió elleni védelemben, de rekultivációs fásításoknál, mezővédő erdősávokban, út menti szélfogó pásztákban, alföldi erdőszegélyekben, élősvényekben, autópálya elválasztó sávokban is előszeretettel alkalmazzák. Háttérbe szoríthat fényigényes és ritka, védett fajokat, nitrogénkötő sugárgombája miatt gyomnövények megtelepedését segíti. (Bartha és Csiszár 2012)

A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) Észak-Amerika keleti részén őshonos. Első telepítésére 1750-ben Komárom mellett került sor, melyet követően a fehér akác vált hazánk legnagyobb

területet borító fafajává. Ma az alföldi homokterületeken, a Nyírségben és a Duna–Tisza közén, valamint dombvidékeink közül a Cserhátban, a Heves–Borsodi-dombságban, a Pannonhalmi-dombságban és a Kemenesháton fordulnak elő legnagyobb állományai. Kiváló tűzifa és mézelő fafaj, szőlőterületeken előszeretettel ültették szőlőkarónak. Leginkább a futóhomok megkötésére, vízmosáskötésre, kopár hegy- és domboldalak fásítására használták. Az akácok a talaj nitrogéntartalmát feldúsítják a gyökérgümőkben élő Rhizobium baktériumok közreműködésével, átalakítják a gyepszint fajkészletét. Lehulló lombja allelopátiás hatású (Bartha et al. 2012). A vizsgált fajok közül az az egyetlen, melyet tudatosan ültetnek az ültetvény szerű erdőgazdálkodás során.

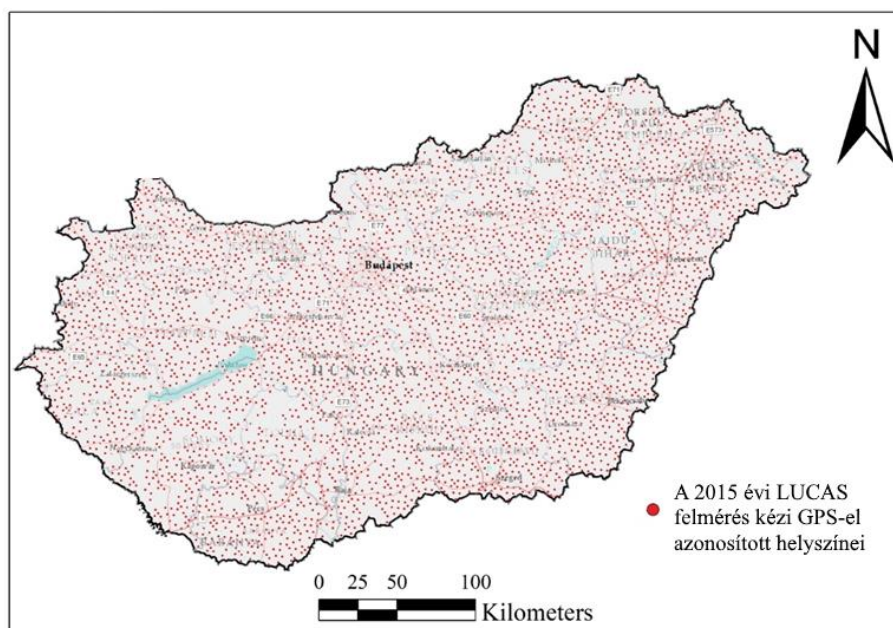
Az inváziós növényfajok első országos felmérésére 2000-2006 között a MÉTA kvadrátokon belül került sor. A felmérés során terepi botanikai adatokat gyűjtöttek Magyarország területének mintegy 80%-áról. Ez az adatbázis azonban sajnos csak nagyon elnagyolt adatokat mutat be Magyarország inváziós fertőzöttségéről, mivel 5,5 X 6,5 km-es MÉTA kvadrátokon belül ad információt egy adott inváziós faj jelenlétéről. A felmérési négyzetek nagy területe mellett az adatbázis tájökológiai kutatásokban való használhatóságát az is rontja, hogy csak az adott növényfaj jelenlétéről bináris információt nyújt, azaz, hogy jelen van-e vagy nincs jelen az adott kvadráton belül. Emellett a terepi felmérés óta eltelt hosszú idő (kb. 20 év) miatt is csak korlátozottan alkalmas a MÉTA adatbázist az inváziós fajokkal kapcsolatos táji léptékű vizsgálatokra.

Az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisát ökológus kollégák segítségével a EUROSTAT Land Use and Coverage Area frame Survey (LUCAS) felmérés földfelszíni fényképfelvételeinek vizuális interpretációja alapján készítettük el 2017-ben Szilassi et al. 2017b 2019a, 2020, 2022a) a LUCAS adatbázis fényképfelvételeinek felhasználásával (EEA LUCAS 2015). Az EUROSTAT LUCAS-adatbázis földfelszíni fotóit a vizsgált növények országos előfordulási térképének elkészítéséhez használtuk. A LUCAS egy olyan felszínborítás és agrárstatisztikai adatbázis, mely az előre definiált felmérési pontok területhasználatáról nyújt bővebb információkat. Az Európai Unió által működtetett, földrajzi hely (pont) alapú felmérés 2001-ben indult pilot projektként. Az EU tagállamokra kiterjedő felvételezések 2006-ban kezdődtek meg, kezdetben még csak 11 tagállamban, de a későbbi (2009. 2012, 2015 és 2018-as felméréseket) már az összes EU tagállam területére kiterjesztették (Gallego et al. 2015). a felmérés során 7 fő területhasználati kategóriát különítettek el. Ezek: a termőföldek; állandó kalászosok; állandó gyepterületek; erdősített területek; cserjések; szántók/vagy kopár felszínek; mesterséges felszínek; és vízfelületek. Az adatbázis célja részletes információt adni a tagállamok mezőgazdasági területeinek területhasználatáról de emellett termésbecslésre is szolgál. A felmérés során hálószerűen egyenletes eloszlású, földrajzi koordinátákkal előre meghatározott földfelszíni pontokat keresnek fel a terepi felmérők, akik az adott pontból a négy égtáj felé és a magáról a pontról minden helyszínen pontonként öt darab in situ földfelszíni fényképfelvételt készítettek (8. ábra).



8. ábra példa a LUCAS felmérés alkalmával egy előre meghatározott pontból készített földfelszíni fényképfelvételekre: a fotókon a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) zárt, homogén állománya látható

Mivel az előzetesen kijelölt pontokat sok esetben (pl. mocsarak, magánterületek, vízfelszínek) nem sikerül megközelíteniük a felmérést végző geodétáknak, ezért kézi GPS eszközzel mért koordinátákkal terepen is rögzítik a felmérés pontos földfelszíni helyszínét (9. ábra).



9. ábra Példa a LUCAS adatbázis 2015 évi felmérésének GPS eszközzel bemért terepi helyszínei, melyekről pontonként öt fényképfelvétel készült.

Az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisának készítése során ezeket a terepi GPS koordinátákkal ellátott LUCAS felmérési pontokról készült terepi fényképfelvételeket használtuk fel.

A LUCAS felmérések 3 évente ismétlődnek, ezért a közel azonos helyszínen készült fotók segítségével jól nyomon követhetőek a LUCAS pontok környezetének (például az inváziós fertőzöttségének) változásai. Az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisának készítése során a 2009-es, 2012-es 2015-ös és 2018-as terepi felmérés Magyarországra eső pontjainak földfelszíni fotóit (összesen több mint 100 000 LUCAS fotót), átnézték az ökológus kollégák<sup>1</sup> majd vizuális interpretáció révén azonosították rajta az általam vizsgált öt inváziós növényfaj a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), a bálványfa (*Ailanthus altissima*), a keskenylevelű ezüstfa (*Eleaagnus angustifolia*), a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) jelenlétét (9. táblázat).

9. táblázat A Magyarország területére eső LUCAS pontok száma és átlagos távolságuk egymástól, valamint a vizsgált fajokkal fertőzött LUCAS pontok száma és százalékos eloszlásuk a felmérések évében (ahol 100% = az összes LUCAS pont száma az adott évben)

		LUCAS 2009 fertőzött pontok		LUCAS 2012 fertőzött pontok		LUCAS 2015 fertőzött pontok		LUCAS 2018 fertőzött pontok	
		(db)	(%)	(db)	(%)	(db)	(%)	(db)	(%)
Inváziós faj neve	Mirigyes Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	86	1,64	48	1,05	71	1,56	80	1,96
	Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	250	4,92	132	2,93	195	4,40	175	4,50
	Keskenylevelű ezüstfa ( <i>Eleaagnus angustifolia</i> )	251	4,94	69	1,51	168	3,77	71	1,74
	Fehér Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	1149	27,47	714	18,20	630	15,77	695	20,08
	Aranyvessző fajok ( <i>Solidago</i> spp.)	413	8,40	299	6,89	323	7,51	297	7,70
A Magyarország területére eső összes LUCAS pont száma		5332		4637		4625		4156	
Az összes LUCAS pont átlagos távolsága egymástól		3296,2 m		3649,2 m		3145,2 m		2643 m	

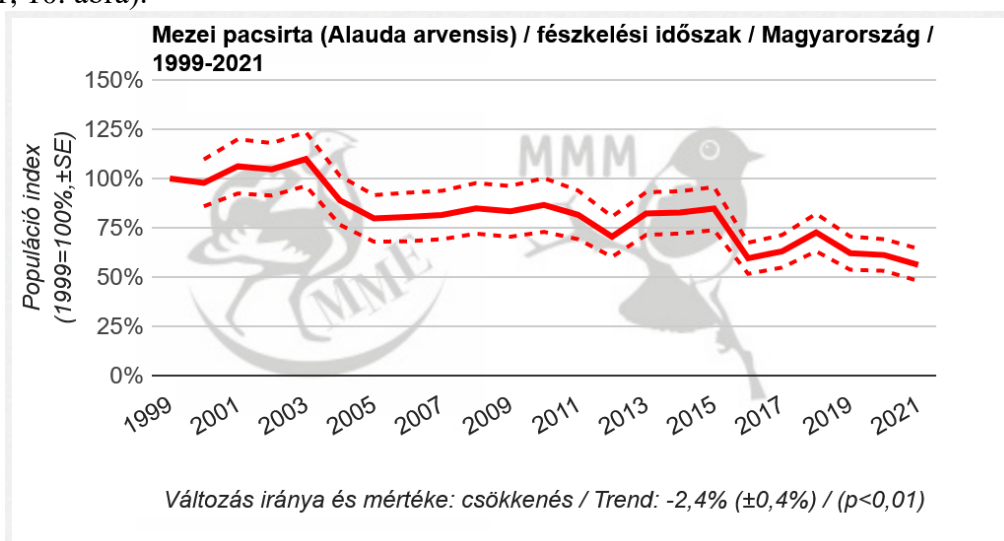
Az adatbázis készítése során olyan országos pont térképeket állítottunk elő, mely bemutatja, hogy az közül öt általam vizsgált öt özönnövény fajok jelen vannak-e, vagy nincsenek jelen az adott LUCAS pont környezetében. Pont szerű adatbázisunk a korábbi (pl. MÉTA felméréshez) képest költséghatékonyabb alternatívát jelent. Az elmúlt években több kutatás során is használtak földfelszíni fotókat (például a Google Street View felvételeket) botanikai térképezéshez (Deus et al. 2016; Berland et al. 2019; Meunpong et al. 2019; Berland és Lange 2021). A szerzők arra a következtetésre jutottak, hogy a fotó alapú felmérés költséghatékony, lehetővé teszi nagy mennyiségű adat kezelését, és számos faj esetében legalább nemzeti szintű azonosításában jól alkalmazható. Hatékonysága azonban évszakonként változó, és erősen függ az adatpontok sűrűségétől. Ezenkívül ezek a módszerek gyakran nem képesek megragadni a kis léptékű mintázatokat, például a fajok pontos egyedszámát és fenológiai tulajdonságait (pl. a fák átmérője, a növény magassága és az egyedenkénti virágok száma). Az Inváziós Növényfajok Országos Térinformatikai Adatbázisát, (mivel országos léptékben mutatja a vizsgált növények előfordulásának térbeli jellemzőit), jól fel tudtam használni a felszínborítás közelmúltban végbement változása és a vizsgált inváziós növények által fertőzött

<sup>1</sup> Ezúttal fejezem ki hálás köszönetemet a LUCAS fényképfelvételek vizuális interpretációját végző biológus kollégáknak: Soóky Annának, Frei Katának, Hábcenzius Alidának, Tölgyesi Csabának és Bátori Zoltánnak

LUCAS pontok közötti térbeli kapcsolat, valamint az út, vasút, vízhálózat, az ökológiai hálózat és a LUCAS felmérésén alapuló inváziós növényzeti adatok közti kapcsolat elemzésére. Az öt özönnyeny faj 2015 és 2018 évi elterjedési viszonyait LUCAS pontonként ábrázoló adatait használtam fel a felszínborítás változás, az út vasút és ökológiai hálózat térbeli jellemzői és az özönnyenyek előfordulása közti kapcsolat elemzéséhez.

### 3.2.2.4 A Magyar Madártani Egyesület Mindennapi Madaraink Monitoring adatbázisa

A Magyar Madártani Egyesület (MME) több évtizedes felmérése szerint a mezőgazdasági területeken előforduló madárfajok egyedszáma drámaian csökkent a Pannon biogeográfiai régióban így hazánkban is. E folyamatok tájszerkezeti változásokkal való kapcsolata eddig még nem kellően feltárt. Ezért is szükséges az agrártájokban élő madárfajok állománytrendjeinek vizsgálata, illetve a fészkelők élőhely preferenciájának elemzése. A korábbi kutatások kimutatták, hogy az eurázsiai kultúrtájak egyik jellemző madara a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) egyedszáma 2000-es évek óta csökkenő tendenciát mutat Magyarországon (Szép et al. 2021, 10. ábra).



10. ábra A mezei pacsirta, fészkelő állományának változása Magyarországon 1999-2021 között (Forrás: Szép et al. 2021)

A tágas nyílt területeket kedvelő mezei pacsirta, a földön fészkel és a fészket táplálékszerzésre is csupán pár száz méterre hagyja el. E madárfaj hangja és megjelenése alapján könnyen felismerhető, és mivel agrártájaink tömeges fészkelője, ezért kellő mennyiségű megfigyelési adattal rendelkezünk ahhoz, hogy országos léptékben elemezhessem e faj előfordulási adatait és a tájszerkezet jellemzői közti összefüggést. Elemzéseimhez a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület európai szinten is egyedülálló, több évtizedes terepi megfigyeléseken alapuló adatbázisát használtam fel<sup>2</sup>.

Magyarországon 1999 óta az egyesület önkéntes ornitológusai országos léptékű madár megfigyelést végeznek összesen előre kijelölt 15442 megfigyelési ponton, melyek adatait 2,5 x 2,5 km-es UTM kvadrátokra, mint madármegfigyelési térképezési egységekre (MMU) aggregálták. A terepi előfordulási (abundancia) adatokból áll a Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM), amely előre kidolgozott egységes módszertannal készült, és mely standardizált dupla pontszerű számlálási módszeren alapul. A megfigyelők minden egyes helyszínen, 100 m-es megfigyelési körzeten belül, két tavaszi költési időszakban végeztek a pontszerű számlálásokat, a mintavételek között legalább két hét szünettel, április közepétől

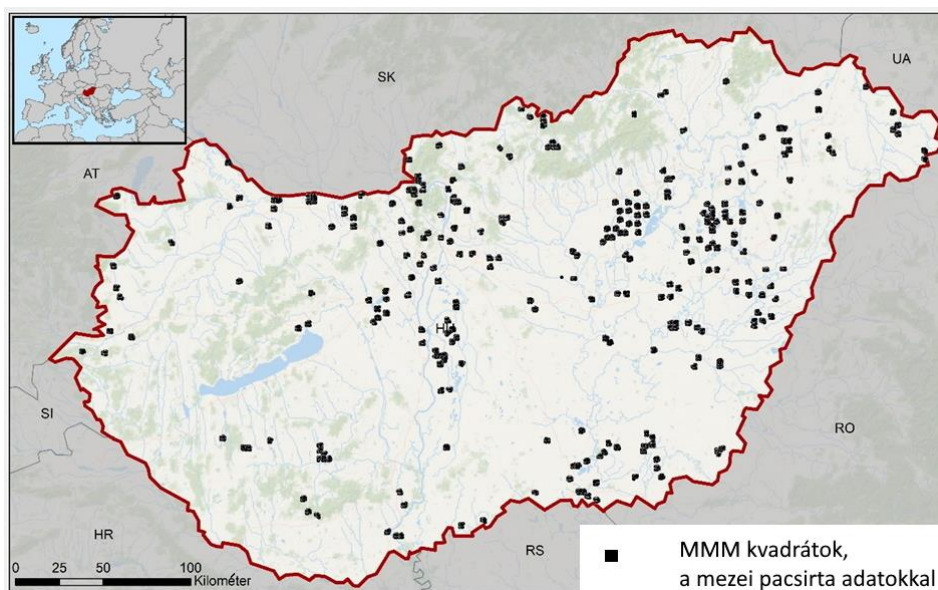
<sup>2</sup> Ezúttal szeretném megköszönni Prof. Szép Tibornak, hogy rendelkezésemre bocsájtotta az Mindennapi Madaraink Monitoring (MMM) adatbázis mezei pacsirta abundancia adatait tartalmazó adatait.

június közepéig. A számlálást minden esetben reggel 5:00 és 10:00 között végezték, amikor a szélsébség < 5 m/s volt, és nem esett az eső. A megfigyelt megfigyelési pontok közötti minimális távolság 500 m volt (10. táblázat).

10. táblázat A mezei pacsirta 2015-2018 előfordulás adatai MMM megfigyelési pontokban, és a pontok közötti távolsági adatok.

	Átlag	Minimum	Maximum	Szórás
A mezei pacsirta éves egyedszámának átlaga (egyed)	1,75	0	22	2,74
A terepi MMM megfigyelési pontok távolsága egymástól. (m)	507	500	1000	42,3

Minden megfigyelési ponton feljegyezték a megfigyelt madarak (köztük a mezei pacsirta) éves legmagasabb számát. (Szép és Gibbson 2000; Szép és Nagy 2001; Szép et al. 2012, 2021). Minden megfigyelési ponton összegezték az egyes megfigyelt madárfaj évi maximális számát. Az MMM program adatgyűjtésének nagyságrendjét mi sem jellemzi jobban, mint hogy 1999 - től kezdődően közel 800 megfigyelő összesen közel 2000 terepi madárfaunisztikai megfigyelést végzett tavasszal a költési időszakban. Dolgozatomhoz a 4476 db MMM terepi megfigyelési pontról gyűjtött, 2015-2018 között megfigyelt pacsirta egyedszám adatokat használtam fel (11. ábra). Azokban az esetekben, amikor egy MMM megfigyelési ponton több év adatai álltak rendelkezésre, ezek átlagát használtam fel kutatásaimhoz. A kutatásom alap madárfaunisztikai adatbázisaként használt mezei pacsirta előfordulási adatok térben szórtnan elhelyezkedő MMM pontokból származnak, ezért területileg reprezentatívnak tekinthetők (11. ábra).



11. ábra a vizsgálatba bevont MMM kvadrátok, melyekből a mezei pacsirta előfordulási adatai származnak

### 3.2.2.5 Az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat szálló por (PM10) immisziós adatai

A levegőminőséget befolyásoló környezeti változók körében fontos tényező a szálló por, mely tartós belélegzése egészségkárosodást okozhat (Seinfeld 2005). A szálló por kibocsátás legfontosabb forrásai az ipari és lakossági szilárd tüzelés, a közlekedés, a mezőgazdaság (főként a szántóföldek kiporzása révén), a külszíni bányászat, illetve az hőerőművek. A szálló por részecskéket átmérő alapján osztályozzák PM10, esetében az aerolszok mérete a 10 mikrométer alatti. A PM10 mérése során a porfrakció legalább 50%-a át kell haladjon a PM10 mintavételének és mérésének referenciamódszerére az MSZ EN 12341:2001 szabványban

meghatározott  $10\mu\text{m}$  átmérőjű szelektív szűrőn (306/2010. (XII.23.) A PM 10 részecskék károsak a lakosság egészségére, mert kis méretük miatt a különféle mérgező vegyületekkel együtt felhalmozódnak az tüdő léghólyagocskáiban (Baeza-Squiban et al., 1999). Mivel a szálló por koncentráció emisszióforrásai is, de egyben leginkább a városi környezetben ezért az immisszió mérő állomások többsége is városi környezetben található. Kutatásaim során az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat PM10 immisszió mérő állomásainak adatait használtam fel, melyeket az adatok az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszerből töltöttem le (OKIR 2014). Magyarország 11 városa (Sopron, Tatabánya, Dunaujváros, Várpalota, Veszprém, Budapest, Miskolc, Szolnok, Debrecen, Szeged és Pécs) összesen 18 levegőminőség mérő állomásának 2014 évre vonatkozó napi átlagos PM10 immisszió adatait Excel táblázatokban összegeztem. Debrecen, Miskolcon, Pécsen kettő míg Budapesten három állandó helyzetű automatikus levegőminőség mérő állomás napi átlagos PM 10 adatai alapján kiszámoltam az összes mérőállomás PM 10 értékeinek havi átlag, medián, minimum, maximum és szórás értékeit. A PM 10 koncentráció havi átlagos értékeit statisztikai módszerekkel összehasonlítottam össze a tájszerkezet jellemzőivel eltérő sugarú körökön belül eső területeken.



## 4. A kutatás módszertana

### 4.1 A kutatáshoz felhasznált tájmintázati mutatószámok

A foltok alakját jellemző tájindexeket a felszínborítás foltok Kerület/Terület arányából az ArcGIS Vlate bővítménye (Lang ésTiede, 2003) segítségével számoltam ki. Ezek azok a mutatók, melyek a foltok méretét, illetve alaki komplexitását mutatják be.

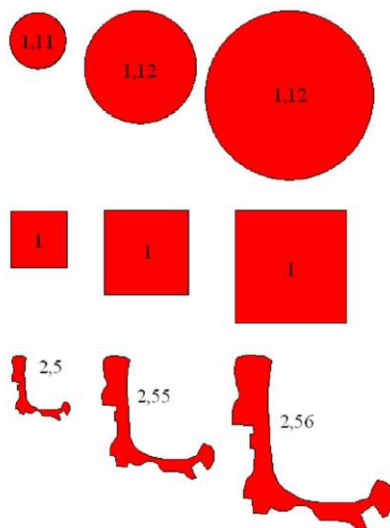
Az Mean Pach Size (MPS) felszínborítás foltok méretét jellemző mutató. A foltok átlagos területét jelentő MPS-et úgy számoljuk ki, hogy az adott vizsgálati területbe (tájablakba) eső foltok számával elosztjuk az összes vizsgált folt területét. Az MPS értékét ki tudjuk számolni az összes felszínborítás foltra, mint táj szintű mutatót, illetve egy adott felszínborítás foltra, mint osztály szintű mutatót is.

A Shape Index (SI), a felszínborítás foltok alakját leíró tájmetriai mutatók egyike. A felszínborítás foltok kerületét a a legkompaktabb területű térbeli egység (kör vagy négyzet) kerületével osztjuk. Raszteres felszínborítás térkép esetén négyzet, míg vektoros adatállomány esetén kör a legkompaktabb síkidom, azaz melynek kerülete a területéhez a legkisebb. A Shape Index a táj földrajzi szakirodalomban az egyik leggyakrabban használt folt szintű mutató, mivel nem befolyásolja értékét a folt területének nagysága. Területtel súlyozott átlaga alkalmas a felszínborítás csoportok (osztályok) vagy területegységek (táj) szinten értékelni a felszínborítás foltok alaki összetettségét.

$$MSI = \left( \sum_{j=1}^n \left( p_{ij} / \sqrt{(2 \ln \pi * a_{ij})} \right) \right) / n_i$$

ahol MSI a Shape Index átlaga,  $p_{ij}$  az  $i$ -edik osztály  $j$ -edik foltjának kerülete,  $a_{ij}$  az  $i$ -edik osztály  $j$ -edik foltjának területe,  $n_i$  az  $i$ -edik osztályba tartozó foltok száma,  $n$  a foltszám ( $\geq 1$ )

Értéke 1 vagy ahhoz közelít, ha az osztályba tartozó összes folt egyszerű alaprajzú (12. ábra).



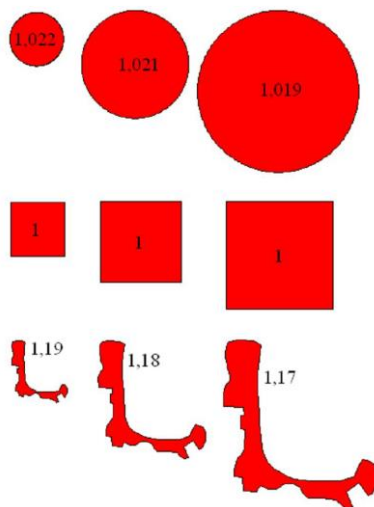
12. ábra: Az Shape Index értékei azonos alakú és eltérő méretű foltok esetén (Szabó Sz. 2009)

A tájökölógiai kutatások során szintén széles körben használt alaki index a Fractal Dimension (FRACT) melyet Foltok alaki összetettségét méretük figyelembevételével mutatja meg (ábra).

$$MFRACT = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}$$

ahol MFRACT a Fractal Dimension Index átlaga,  $p_{ij}$  az  $i$ -edik osztály  $j$ -edik foltjának kerülete,  $a_{ij}$  az  $i$ -edik osztály  $j$ -edik foltjának területe,  $n_i$  az  $i$ -edik osztályba tartozó foltok száma,  $n$  a foltok száma (1-2)

Ha az osztályba tartozó foltok kompaktak, akkor az értéke 1 vagy ahhoz közelít (13. ábra).



13. ábra: Fraktál Dimenzió Index értéke azonos alakú és eltérő méretű folttípusok esetén (Szabó Sz. 2009)

A Moser et al. (2002) által kidolgozott Number of Shape Characteristic Points (NSCP) egy olyan, szintén a felszínborítás foltok szegélyének komplexitását jellemzi (11. táblázat). Ez a tájmetria megmutatja, hogy mennyi töréspont szükséges egy folt leírásához, minél több szükséges annál összetettebb a folt. Az NSCP kalkuláló python alapú algoritmus csak azokat a csúcsokat (sarokpontokat) tartja sarokpontnak, figyelembe, melyeknél mérhető szög nem haladja meg a 160 fokot.

A felszínborítás foltok diverzitását (heterogenitását) jellemző tájmetriai mutatószámok értelemszerűen csak táj szinten értelmezhetőek. Ezek közül kutatásaimhoz a Shannon-féle diverzitási Indexet (SDI) használtam fel, mely a foltok diverzitásának relatív mérőszáma. Az index értéke nulla, ha a tájban csak egy folt van, Értéke nő, ha a foltok száma és a folttípusok száma nő felszínborítás folt típusok száma nő, mivel egyszerre fejezi ki a foltok és folttípusok számát. (Izsák 2007) Az SDI a felszínborítás megoszlásának sokféleségét jelenti.

$$H = 1 - \sum_{i=1}^N p_i * \ln p_i$$

ahol a  $H$  a Shannon-féle diverzitási index (SDI),  $p_i$  az  $i$  felszínborítási típus aránya az összes felszínborítási típus közül és az  $N$  a felszínborítási típusok száma (11. táblázat).

11. táblázat a kutatás során használt, a tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mérőszámok jelentése

Tájszerkezeti jellemző	Tájmetriai mutató	A tájmetriai mutató jelentése	Kapcsolódó kérdés
A foltok területét jellemző mutató	MPS	<b>Mean Patch Size:</b> a teljes táj (vagy osztály) foltjainak területét elosztjuk a foltok számával.	Mekkora az átlagos foltméret?
A foltok szegélyhossz mutatója	TE	<b>Total Edge</b> a tájbantálálható összes felszínborítás folt hossza, mely magában foglalja a táj határát is).	Egy táj vagy egy folt típus mekkora részét teszik ki a szegélyek?
A foltok alakú komplexitást kifejező tájmetriai mutatók	SI	<b>Shape Index</b> egyenlő a folt kerülete osztva a, maximálisan kompakt (kör alakú) folt minimális lehetséges kerületével.	Mennyire kompaktak a foltok átlagosan (a körhöz képest)?
	FRACT	<b>Fractal Dimension Index</b> egyenlő a folt kerületének (m) logaritmusát osztva a folt területének (m <sup>2</sup> ) logaritmusával (2-szerese)	Mennyire összetett vagy szabálytalan a folt formája?
	NSCP	The <b>Number of Shape Characteristic Points</b> egy olyan tájmetriai mutató, amely kétdimenziós geometriai alakzatokat jellemez a határuk leírásához szükséges minimális pontszámmal. Az NSCP számítási algoritmus csak a 160°-nál kisebb szöget bezáró vektorok közötti csúcsokat veszi figyelembe.	Mennyire összetett vagy szabálytalan a folt formája?
A folt típusok diverzitását leíró táj szintű mutató	SDI	<b>Shannon Diversity Index</b> értéke korlátlanul növekszik a felszínborítás típusok (osztályok) számának növekedésével, miközben a felszínborítás foltok területi arányai egyenletesen oszlanak el.	Mennyire változatos egy adott terület felszínborítása?

A folt szintű tájmetriai mutatókat osztály (azaz adott felszínborítás csoportra vonatkoztatva), vagy táj szinten (azaz egy adott táji egységen, mint terület egységen) belül területtel súlyozva átlagoltam. Egy felszínborítás foltot (poligont) akkor vettem figyelembe az átlagszámításokban, ha a középpontja az adott terület egységen (pl. kvadráton, vagy pufferezónán) belül volt. Következésképpen a figyelembe vett felszínborítás poligonok teljes területe eltért az adott pufferezóna (kör) teljes területétől. Ezért a felszínborítás folt csoportok (osztályok) esetében a vizsgált terület egységen (pl. kvadráton vagy pufferezónákon) belüli foltok tájmetriai mutatóit a területekkel súlyozott átlag módszerével átlagoltam, a következő egyenlet alapján (Botequilha de Carvalho Leitão et al. 2006):

$$AWM_{LI} = \sum_{i=1}^n \left[ LI_{ij} \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

ahol  $AWM_{LI}$  az  $M$  tájindex területtel súlyozott átlaga,  $LI_{ji}$  a  $j$ -edik folt alakú tájindexe (pl. SHI, vagy FRACT) a  $j$ -edik osztályban,  $a_{ij}$  a  $j$ -edik folt területe az  $i$ -edik osztályban), és  $n$  a felszínborítás foltok száma egy adott tájon (terület egységen) belül (feltételezve, hogy  $n > 0$ ). Az ArcGIS 10.3 Geospatial Modelling Environment (GME) eszközével számítottam ki az egyes tájablakokon (kvadrátokon vagy pufferezónákon) belül eső felszínborítás foltok (poligonok) táj (összes) vagy osztály szinten csoportjainak területtel súlyozott átlagértékeit (Beyer, 2012).

## 4.2 A kutatáshoz használt geoinformatikai és statisztikai módszerek

### 4.2.1 Az 1990-2018 közötti felszínborítás változások tendenciáinak elemzése

A felszínborítás változás tendenciáinak elemzéséhez a CORINE adatbázis 1990-2000, a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018-közötti időszakokról készült felszínborítás változás térképeit használtam fel. Mivel a mesterséges térszinek területnövekedése (pl. az úgynevezett zöld mezős beruházások révén) jelentősen befolyásolja a beszivárgási, lefolyási viszonyokat, a talaj fizikai és kémiai tulajdonságait, és még egy sor más tulajdonságát a tájnak, ezért az egyes időszakok felszínborítás változásainak összegzett elemzése mellett elkülönítettem (leválogattam) mesterséges felszínre változott felszínborítás változás típusokat. A másik változás típus amely jelentős gyakorolhat a táj működésére a szántóterületek művelés alóli kivonása a parlagterületekké válása. A parlagterületek területnövekedése szintén jelentős tájökölógiai szempontból, hiszen a növekvő növényborítottság révén egyrészt csökkenti a szél és vízerózió okozta talajvesztést, másrészt viszont bizonyos negatív környezeti változásokat is eredményezhet (munkahipotézisem szerint pl. segítheti az inváziós növények terjedését). Ezért az összes változott felszínborítású terület geoinformatikai módszerekkel történő elemzése mellett e két felszínborítás változás típus változási tendenciáinak és térbeli jellemzőinek elemzésével részletesebben is foglalkoztam. Mivel a CORINE adatbázisban a természetközeli gyepek (321-es CORINE kód) a rétek és legelőterületek (231-es CORINE kód), lehatárolása olyan műholdfelvételek vizuális interpretációja alapján történt, melyeken nehéz e felszínborítás típusokat elkülöníteni egymástól és a művelés alól kivont parlagoktól, ezeket a felszínborítás változás típusokra a kutatásaim során a szántó parlag átalakulás megnevezést alkalmaztam. Szintén a „parlaggá változott szántóterületek” felszínborítás változás csoportba soroltam azokat a szántóból cserjés területté, vagy erdőterületté változott felszíneket, melyek a szukcesszió előre, illetve „mesterséges felszínre változott területek” megnevezéseket fogom alkalmazni (12. táblázat).

12. táblázat a „parlaggá változott szántóterületek”, illetve „mesterséges felszínre változott területek” körébe tartozó felszínborítás változás típusok a CORINE nomenklátúra szerint

A felszínborítás változások összefoglaló megnevezése	Korábbi (eredeti) CORINE felszínborítás típus kódja és megnevezése		Későbbi CORINE felszínborítás típus kódja és megnevezése
parlaggá változott szántóterületek	211 Nem-öntözött szántóföldek	➔	231 Rét/legelő
			311 Lomblevelű erdők
			312 Tülevelű erdők
			313 Vegyes erdők
			321 Természetes gyepek, természetközeli rétek
			324 Átmeneti erdős-cserjés területek
			333 Ritkás növényzet
Mesterséges felszínre változott területek	Az összes (27 féle) felszínborítás típus	➔	111 Összefüggő település szerkezet
			112 Nem összefüggő település szerkezet
			121 Ipari vagy kereskedelmi területek
			122 Út- és vasúthálózatok és csatlakozó területek

Az ArcGIS 10.7 szoftverrel minden vizsgált időszakban (1990-2000, a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018-közötti időszakok) összegeztem Magyarország összes változott felszínborítású területét, illetve a szántóból parlaggá, valamint a mesterséges felszínekké változott területeket is. Az összegzett területeket osztva az egyes időszakok időtartamával megkaptam az éves

átlagos változás mértékét az összes, a parlaggá és a mesterséges területté változott felszínekre mind a négy időszakra.

Mivel a parlaggá mind pedig a mesterséges területté változott felszínnek jelentősen befolyásolják a tájökológiai folyamatokat, ezért valamennyi vizsgált időszakban kiszámoltam e két felszínborítás változás típus területi arányát százalékban az összes felszínborítás változáshoz képest.

A végbement felszínborítás változások dinamikáját a felszínborítás változások éves átlagos területével fejeztem ki. A felszínborítás változás évi átlagos ütemét kiszámoltam az összes felszínborítás változáson kívül a mesterséges felszínékké, és a parlaggá változott felszínekre is.

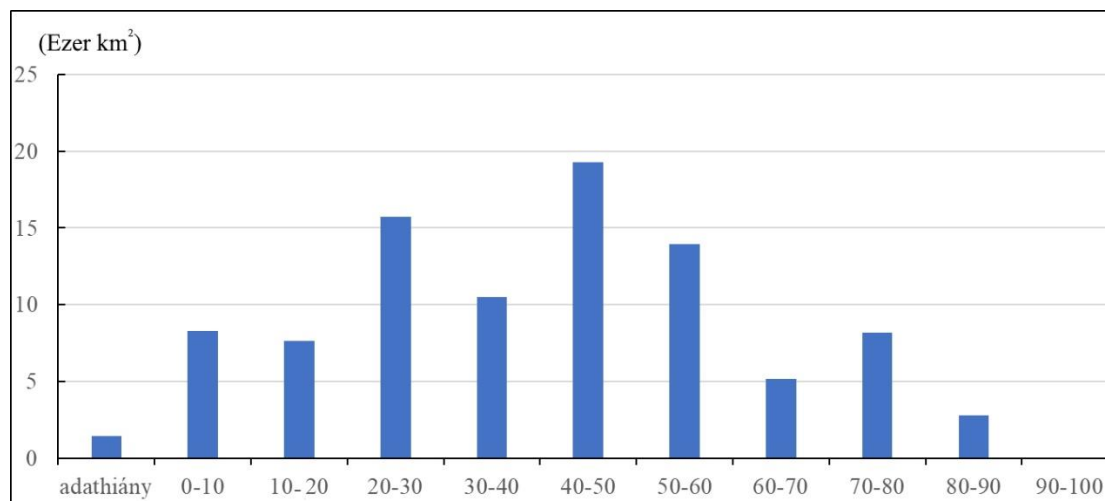
Az összes felszínborítás változás, valamint a bármely felszínborítás típusból mesterséges felszínékké, és a szántóból parlaggá változott felszínnek területi jellemzőit a felszínborítás változás térbeli sűrűségét bemutató tematikus térképeken ábrázoltam. A Magyarország területén belüli összes felszínborítás változás és az általam vizsgált felszínborítás változás típusok térszerkezetét Kernel Density módszerrel elemeztem (Jamali et al. 2019). A 1990-2000, a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018-közötti időszakokról készült CORINE felszínborítás változás térképek poligon állományait az ArcGIS 10.7 szoftverrel olyan ponttérképekké alakítottam, melyekben minden pont egy adott felszínborítás változás poligon centroidját jelenti. A felszínborítás változás pont térképek attribútum táblája tartalmazta változás poligonok területi jellemzőit ( $m^2$ -ben). A vizsgált időszakok pont térképeit az ArcGIS 10.7 szoftver Kernel density eszközével olyan felszínborítás változás sűrűség térképeket hoztam létre, melyek a változott felszín százalékában (változott felszínborítású terület/az adott raszter 10 km-es sugarú körének területe) szemléltetik az általam vizsgált felszínborítás változás típusok területi jellemzőit Magyarországon a 1990-2000, a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018-közötti időszakokban. A 100 X 100 m-es raszterméretű, az adott időszak felszínborítás változás típusainak százalékos eloszlását bemutató térkép úgy készült, hogy Magyarország teljes területét lefedő összes 100 X 100 m-es négyzet középpontja köré rajzolt 10 000m sugarú körön belül összegeztem az e körökön belül eső felszínborítás változás centroidok terület attribútumait ( $m^2$ ), majd ebből kiszámítottam, hogy az adott raszter 10 km-es sugarú körzetében mekkora az egy  $km^2$ -re eső összes felszínborítás változás területe ( $km^2$ ). A 100 X 100 m-es rasztereket ezzel a százalékos értékel kiszínezve egy olyan felszínborítás változás sűrűség térképet kaptam, mely %-os értékeit a könnyebb áttekinthetőség kedvéért természetes töréspontok (Natural Breaks) módszerrel kategóriákba soroltam. Az időben legkorábbi, egyben leghosszabb időtartamú 1990-2000 közötti felszínborítás változás sűrűség térkép kategória határait (jelkulcsát) alkalmaztam a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018 közötti változás sűrűség térképek készítése során is. A fenti módszer alapján elkészítettem az összes felszínborítás változás típus és a szántóból parlaggá, valamint a mesterséges felszínévé változott területek sűrűség térképét 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018 közötti időszakokra.

#### **4.2.2 Az 1990-2018 között végbement felszínborítás változások és az agroökológiai adottságok közti kapcsolat elemzése**

A tájszerkezet változását és a táj agroökológiai potenciálját jellemző talajértékszámot az AGROTOPO és a CORINE adatbázisok digitális térképeinek geoinformatikai elemzésével vizsgáltam. A CORINE adatbázis 1990-2000, a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018-közötti időszakokról készült felszínborítás változás térképein elkülönítettem (leválogattam) a szántóból parlaggá változott és a bármely felszínborítás típusból mesterséges felszínévé változott felszíneket, majd az összes vizsgált időszak (1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és 2012-2018) CORINE felszínborítás változás térképeit egyenként összemetsztem az AGROTOPO adatbázis talajtermékenység (talaj értékszám) térképével ArcGIS 10.7.-es szoftver segítségével. A 1 : 100 000 -es méretarányú CORINE felszínborítás térképekés a vele azonos, 1 : 100 000

méretarányú digitális agrotopográfiai térkép egymással való összemetszését követően az eredményül kapott fedvénytérképen összegeztem az egyes talajértékszám kategóriákhoz tartozó szántóból parlaggá változott, és mesterséges felszínre változott felszínek területét valamennyi időszakon (1990-2000, a 2000-2006, a 2006-2012 és a 2012-2018) belül.

A szántóból parlaggá változott és a mesterséges felszínre változott felszínek területi arányait (%) az egyes AGROTOPO talajértékszám kategóriák Magyarországon belüli összterületéhez viszonyítottam. Az egyes talajértékszám kategóriák esetében 100%-nak tekintettem Magyarország adott talajértékszám kategóriába eső területét (14. ábra), és ehhez képest fejeztem ki százalékban a vizsgált időszakokban az adott talajértékszám kategórián belüli mesterséges felszínekké, vagy parlaggá változott szántóterületeket.



14. ábra Az egyes AGROTOPO talajértékszám kategóriák területi megoszlása Magyarországon

Az egyes AGROTOPO talajértékszám kategóriák többsége 5000 km<sup>2</sup>-nél nagyobb területű, ezért e kategóriák területi kiterjedése kellően nagy ahhoz, hogy a vizsgálhassam az e kategóriákon belüli felszínborítás változás típusok százalékos arányait. Egyedül a legmagasabb talajértékszámú (90-100), legnagyobb agroökológiai potenciálú területek azok, melyek területe rendkívül alul reprezentált Magyarországon, hisz mindössze 5,7km<sup>2</sup>-es terület tartozik ebbe a kategóriába. Ezért a további elemzéseknél, illetve eredmények bemutatásánál sem számoltam ezzel a talajértékszám kategóriával csak a 10-10 és 80-90 közötti AGROTOPO kategóriákon belül elemeztem a felszínborítás változás típusok területi kiterjedését.

A szántóból parlaggá változott területek, és az AGROTOPO adatbázis talajértékszám közötti kapcsolatot úgy számszerűsítettem, hogy kiszámoltam a szántóból parlagterületté változott felszínek területi arányát minden AGROTOPO talajértékszám kategórián belül az adott talajértékszám kategória összes területéhez képest, az alábbi képlet alapján:

$$PR_{(0-10,\dots,80-90)} = \left[ \frac{PAR_{(0-10,\dots,80-90)}}{\text{ÖSSZT}_{(0-10,\dots,80-90)}} \right] \times 100$$

Ahol

PR – a szántóból parlaggá változott területek százalékos eloszlása Magyarországon az ország egy adott (0-10 és 80-90 közötti) AGROTOPO talajértékszám kategóriájú területén belül a vizsgált időszakokban

PAR - Az összes szántóból parlaggá változott terület nagysága egy adott időszakban egy adott (0-10 és 80-90 közötti) AGROTOPO talajértékszám kategóriánként összegezve.

ÖSSZT - a 0-10 és 80-90 közötti) AGROTOPO talajértékszám kategóriák összes területe Magyarországon talajértékszám kategóriánként összegezve.

A szántóból parlaggá változott területek agroökológiai háttere mellett vizsgáltam a mesterséges felszínre változott területek, és a talajértékszám közötti kapcsolatot is. A mesterséges felszínre változott területek nagyságát AGROTOPO talajértékszám kategóriánként összegeztem, majd az adott talajértékszám kategórián belüli összes szántó, területéhez arányítottam százalékban az alábbi formula szerint:

$$MR_{(0-10,\dots,80-90)} = \left[ \frac{MAR_{(0-10,\dots,80-90)}}{\text{ÖSSZT}_{(0-10,\dots,80-90)}} \right] \times 100$$

Ahol

MR - a mesterséges felszínre változott területek százalékos eloszlása Magyarországon az ország egy adott (0-10 és 80-90 közötti) AGROTOPO talajértékszám kategóriájú területén belül a vizsgált időszakokban

MAR - Az összes mesterséges változott terület nagysága egy adott időszakban egy adott (0-10 és 80-90 közötti) AGROTOPO talajértékszám kategóriánként összegezve.

ÖSSZT - a 0-10 és 80-90 közötti) AGROTOPO talajértékszám kategóriák összes területe Magyarországon talajértékszám kategóriánként összegezve.

#### **4.2.3 A tájszerkezetet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Index közti kapcsolat elemzésének módszertana**

Herzog, et al. (2001) valamint Lausch és Herzog 2002 szerint a Mean Patch Size (MPS), a Total Edge (TE), és az Number of Shape Characteristic Points (NSCP) tájmetriai mutatók jó indikátorai a természetesség változásainak. A tájmetriai mutatók és a növényzet természetessége közti összefüggés vizsgálatához a CORINE 2000 és CORINE 2006-as adatbázisokat használtam fel, mivel a növényzet alapú Természeti Tőke Index számítás alapját képező terepi botanikai felmérés is 2003-2006-ban történt (Molnár et al. 2007; Horváth et al. 2008). A CORINE 2000 és a CORINE 2012 adatbázisokat a természetesség változásának 2000 és 2012 között végbement becsléséhez használtam fel.

Az MÉTA kvadrátokon belül eső centroidú összes felszínborítás folt (poligon) tájmetriai mutatóinak területtel súlyozott átlagait képezve megkaptam a vizsgált három tájmetriai mutató osztály szintű értékeiket az összes (2227) magyarországi MÉTA kvadrátra. A felszínborítás poligonok méretét (MPS) és alakját (TE, NSCP) leíró tájmetriai mutatókat kétféleképpen (a CORINE nomenklátúra, és a hemeróbiaszintjük szerint) csoportosítottam, majd osztály szinten területtel súlyozva átlagoltam minden egyes MÉTA kvadráton belül.

A CORINE poligonokat felszínborításuk típusa alapján a CORINE nomenklátúra szerint alábbi öt fő land cover kategóriájába sorolták: 1 Mesterséges felszín, 2 Mezőgazdasági területek, 3 Erdők és természetközeli területek 4, Vizenyős területek 5 Vízfelületek. A felszínborítás foltok alakú mutatóinak osztály szintű elemzések egyik típusában tehát a CORINE nomenklátúra alapján képeztem csoportokat (13. táblázat).

A CORINE 2006 adatbázis felszínborítás típusait az antropogén hatáserősséget kifejező hemeróbia szintjük alapján is csoportosítottam a külföldi szakirodalom alapján (Frondoni et al. 2011; Walz és Srein 2014). A felszínborítás típusokat a szerzők hemeróbia szintjük alapján általában 7 hemeróbia kategóriába sorolják. Mivel a Kárpát-medencében nem találkozhatunk antropogén hatástól teljesen mentes ahemerob területekkel, ezért Walz és Srein (2014) módszertanát kissé módosítva 6 kategóriába soroltam be a Magyarországon előforduló 27-féle CORINE felszínborítás típust (13. táblázat).

13. táblázat a felszínborítás típusok CORINE nomenklátúra, és hemeróbia szint alapján történő csoportosítása, (osztály szintű felszínborítás kategóriák)

A CORINE felszínborítás típusok CORINE hierarchiaszint alapú osztály szintű csoportjai (Forrás: EEA and ETC-TE, 2002)	CORINE felszínborítás folt típusok felszínborítás típusai	A CORINE felszínborítás típusok hemerobia szint osztály szintű csoportjai Walz és Stein, (2014) alapján
<b>1 Mesterséges felszínek (osztály)</b>	← 111 Összefüggő település szerkezet →	<b>Metahemerob – Extrém erősségű emberi hatások (osztály)</b>
	← 112 Nem összefüggő település szerkezet →	
	← 121 Ipari vagy kereskedelmi területek →	
	← 122 Út- és vasúthálózatok és csatlakozó területek →	
	← 123 Kikötők →	
	← 124 Repülőterek →	<b>Polihemerob – Nagyon erős emberi hatások (osztály)</b>
	← 131 Nyersanyag kitermelés →	
	← 132 Lerakóhelyek (meddőhányók) →	
	← 133 Építési munkahelyek →	
	← 141 Városi zöldterületek →	
← 142 Sport-, szabadidő- és üdülő területek →		
<b>2 Mezőgazdasági területek (osztály)</b>	← 211 Nem-öntözött szántóföldek →	<b>β-Euhermerob – Erős emberi hatások (osztály)</b>
	← 213 Rizsföldek →	
	← 221 Szőlők →	
	← 222 Gyümölcsösök, bogyósok →	
	← 231 Rét/legelő →	
	← 242 Komplex művelési szerkezet →	
← 243 Elsődlegesen mezőgazdasági területek, jelentős természetes formációkkal →	<b>α- Euhermerob –Enyhe erősségű emberi hatások (osztály)</b>	
<b>3 Erdők és természetközeli területek (osztály)</b>	← 311 Lomblevelű erdők →	<b>Mezohemerob – Közepes erősségű emberi hatások (osztály)</b>
	← 312 Tülevelű erdők →	
	← 313 Vegyes erdők →	
	← 321 Természetes gyepes, természetközeli rétek →	
	← 324 Átmeneti erdős-cserjés területek →	
← 333 Ritkás növényzet →		
<b>4 Vizenyős területek (osztály)</b>	← 411 Szárazföldi mocsarak →	<b>Oligohemerob – Jelentéktelen emberi hatások (osztály)</b>
	← 412 Tőzeglápok →	
<b>5 Vízfelületek (osztály)</b>	← 511 Folyóvizek, vízi utak →	
	← 512 Állóvizek →	

A CORINE felszínborítási poligonokat tehát kétféleképpen csoportosítottam osztály szinten: egyrészt a CORINE nomenklátúra fő felszínborítás kategóriái (EEA és ETC-TE 2002), másrészt a nemzetközi szakirodalom (Walz és Srein 2014) alapján értelmezett hemeróbia szintjük alapján.

Az ArcGIS 10.7 szoftver Vlate kiegészítő panelje segítségével kiszámoltam a fenti módszerrel képzett felszínborítás kategóriákba tartozó felszínborítás foltok (poligonok) osztály szintű tájmetriai mutatóit (folt szintű tájmetriai mutatóinak területtel súlyozott átlagait), melyek centroidjai az 5,6 X 5,6 km-es MÉTA kvadrátokon belül estek. A CORINE felszínborítás poligonok folt szintű tájmetriai mutatóinak területtel súlyozott átlagait kiszámítottam az összes



MÉTA kvadráton belül egyrészt táj szinten (összes CORINE-poligonra) másrészt a hemeróbia szinten, harmadrészt a CORINE főtypus szerint osztály szinten csoportosított CORINE poligonokra.

Az IBM SPSS Statistics 28.0.1.1. szoftverrel elemeztem a vizsgált tájmetriai mutatók és az növényzet alapú Természeti Tőke Index közötti statisztikai összefüggéseket Magyarország összes MÉTA kvadrátjára vonatkozóan. Az egymással összehasonlított változók eloszlását a Shapiro-Wilk teszttel elemezve megállapítottam, hogy azok többsége nem normál eloszlású, ezért a nem-parametrikus Spearman rangkorrelációs együttható módszerét alkalmaztam a tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Indexek kvadrátonkénti kapcsolatának statisztikai elemzéséhez (Sokal és Rohlf 1969).

A növényzet természetességének növekedését vagy csökkenését a MPS, a TE, és az NSCP tájmetriai mutatók MÉTA kvadráton belüli változásainak tendenciái alapján becsültem meg. A vegetáció természetességében bekövetkezett változás becsléséhez a növényzet alapú Természeti Tőke Indexszel legerősebben szignifikáns Spearman-féle korrelációt mutató CORINE felszínborítás foltokból képzett csoport (osztály) területtel súlyozott tájmetriai mutatóinak változását használtam fel. Mivel a legszorosabb statisztikai összefüggést a CORINE felszínborítás foltok alakját és méretét leíró (táj és osztály szintű) területtel súlyozott tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Index között az „erdők, és természetközeli területek” osztályba sorolt CORINE felszínborítás főtypusra kaptam, ezért a további osztály szintű elemzéseket kizárólag erre az osztályra (felszínborítás főtypusra) vonatkoztatva végeztem el.

Mivel a felszínborítás, és annak mintázata (tájszerkezet) jelentősebb mértékben csak hosszabb időintervallumban változik, ezért a tájszerkezeti változások növényzet természetességére gyakorolt hatását 2000 és 2012 között értékeltem. Az eltérő időpontokban (2000 és 2012) készült CORINE felszínborítás térképek „erdő, természetközeli terület” foltok alaki indexeinek területtel súlyozott átlagait kvadrátonként kivonva egymásból kiszámítottam, hogy a vizsgált 2000 és 2012 közötti időszakban a kvadráton belül hogyan változott a MPS, a TE, és az NSCP tájmetriai mutatók területtel súlyozott átlaga. Bár ezzel a módszerrel nem tudtam számszerű értékkel megbecsülni a növényzet alapú Természeti Tőke Index értékeiben végbement változások nagyságát, országos szinten azonosítani tudtam azokat a kvadrátokat, melyekben a növényzet természetessége 2000 és 2012 között csökkent, és melyekben nőtt.

A magyarországi MÉTA kvadrátok közül csak azokat tekintettem botanikai szempontból növekvő természetességűnek, melyekben „erdő, természetközeli terület” CORINE főtypus (osztály) MPS, a TE, és az NSCP területtel súlyozott tájmetriai mutatói nőttek 2000 és 2012 között. Ezzel szemben, ahol mindhárom tájmetriai mutatószám értéke csökkent ebben az időszakban, azokat a MÉTA kvadrátokat csökkenő növényzeti természetességű területekként azonosítottam. Azokat a kvadrátokat, ahol az MPS, a TE, és az NSCP tájmetriai mutatók területtel súlyozott átlagainak különbségei nem azonos előjellel változott, azokban nem tekintettem egyértelműen meghatározhatónak a természetesség változását.

#### **4.2.4 A tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a mezei pacsirta egyedszáma közti kapcsolat elemzésének módszertana**

A tájszerkezet és a pacsirta előfordulása közötti kapcsolat megértéséhez először azonosítottam a mezei pacsirta által kedvelt (élőhelyként használt) NÖSZTÉP felszínborítás típusokat (osztályokat) és azokat, amelyeket ez a faj nem kedvel. A szántóföld felszínborítás kategóriát kizártam a statisztikai elemzés első részéből (élőhelytípusok azonosítása), mivel az európai országokban a mezőgazdasági területek jelentik a táj mátrixát (a táj domináns felszínborítás típusát), így e kategória aránya nyilvánvalóan erős autokorrelációt mutat a többi felszínborítás típusal. Továbbá a nemzetközi szakirodalom alapján is jól ismert, hogy a pacsirtafélék erősen

kedvelik a mezőgazdasági területeken belül különösen a szántóföldi területeket (Gayer et al. 2019).

Előzetes Varianciainflációs Faktoranalízis (VIF) teszt segítségével kimutattam, hogy a NÖSZTÉP felszínborítás térképek alapján számolt tájindexek mint magyarázó változók nem álltak lineáris kapcsolatban egymással. A VIF-értékek 0 és 1,9 között voltak, ami azt mutatja, hogy a magyarázó változók (felszínborítás típusok százalékos aránya és a tájmetriai mutatók) valamint a függő változó (mezei pacsirta egyedszáma) között alacsony a multikollinearitás értéke.

Általánosított Lineáris Modell (GLM) statisztikai eljárás alkalmazásával vizsgáltam a tájszerkezet és a pacsirta előfordulására (abundanciája) közötti összefüggést. A pacsirta-abundancia adatokon belüli kiugró értékeket az R-ben található Applied Econometrics csomag (AER csomag) "overdispersiontest" függvényének alkalmazásával szűrtem ki (Kleiber és Zeileis 2008). Negatív-binomiális modelleket (link = log) alkalmaztam ahhoz, hogy a kiugró abundancia értékeket figyelembe tudjam venni vizsgálataimhoz. A magyarázó változók (felszínborítás -kategóriák százalékos aránya) összes lehetséges kombinációjával modelleket hoztam létre, és az R-ben található MuMin csomag (Barton 2015) dredge funkciójával Akaike-féle információs kritérium szerint rangsoroltam a modelleket. A rangsor szerint legjobb modellek (delta AICc < 2) körében modellátlagolást alkalmaztam, hogy kezeljem a jelölt modellek nagy számából eredő bizonytalanságot (Burnham és Anderson 2002). A változók szignifikanciáját az LmerTest csomaggal (Kuznetsova et al. 2020) becsültem meg.

A GLM eredmények alapján a NÖSZTÉP adatbázis felszínborítás típusaiból két csoportot (osztályt) képeztem. Elkülönítettem a pacsirta által kedvelt (szignifikáns pozitív kapcsolat) és nem kedvelt (szignifikáns negatív kapcsolat) osztályok. Ezután elemeztem az e faj által preferált felszínborítás (mint élőhelyek) és a nem preferált felszínborítás táji metrikái közötti kapcsolatot.

A tájszerkezet (táj konfigurációja és kompozíciója) valamint a mezei pacsirta abundancia adatai közti kapcsolat elemzése során függő változónak az MMM pacsirta előfordulási adatokat, magyarázó változóként pedig a pacsirta által kedvelt (a pacsirta egyedszámával pozitív szignifikáns kapcsolatot mutató felszínborítás típusokon kívül beleértve ebbe a szántóföldi területeket) és nem preferált felszínborítás típusok összterületét, továbbá a pacsirta által preferált (szántófölddel együtt) és nem preferált felszínborítás típusok alakjával és méretével kapcsolatos tájindexeket (MPS és FRACT) használtam.

A mezei pacsirta által kedvelt (számára élőhelyet jelentő) és nem kedvelt felszínborítás osztályok területtel súlyozott MPS és FRACT tájindexeit összehasonlítottam a mezei pacsirta előfordulási adataival a MMM madármegfigyelési pontokat körülvevő, 600 m sugarú pufferezónakon (113,09 ha, területű tájablakokon) belül.

Negatív binomiális GLM-et és modell átlagolás módszerével értékeltem a kapcsolatot a mezei pacsirta előfordulási adatok és a csoportosított felszínborítás adatok között. Ezután elemeztem azon felszínborítás folt csoportok (osztályok) alaki és méretbeli jellemzőit, amelyek szignifikáns pozitív korrelációt mutattak a pacsirta előfordulási (abundancia) adataival. Mivel a vizsgált változók (tájmetriai paraméterek, abundancia adatok) egymástól jelentősen eltérőek voltak, ezért a változókat 0 és 1 közötti értékekre transzformáltam az alábbi képlet alapján:

$$Range = \frac{x - \min(x, na.rm = T)}{\max(x, na.rm = T) - \min(x, na.rm = T)}$$

ahol a *Range* egy szám, amely az adott változót 0 és 1 közötti szám formátumba átalakítva írja le,

az *na.rm = T* azt jelenti, hogy az NA értékeket eltávolítottuk,

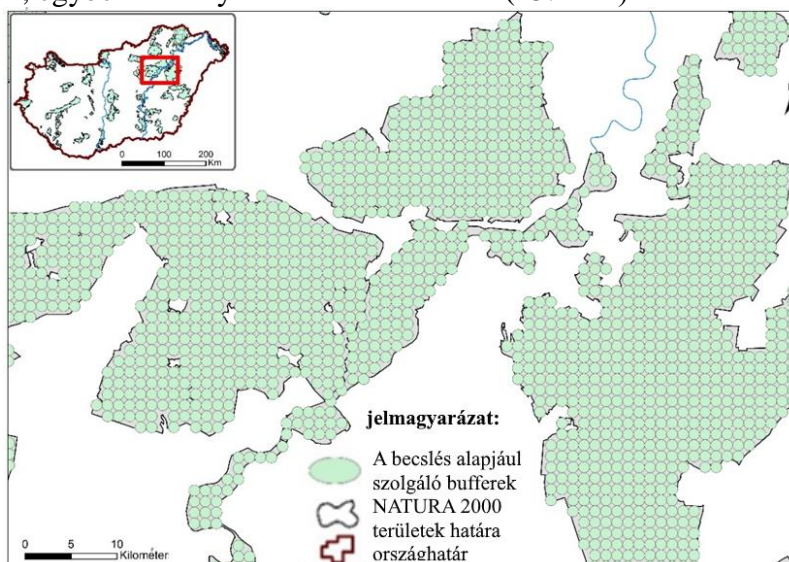
a *min* a lista minimális értéke,

a *max* pedig a lista maximális értéke.

A statisztikai modell eredményei alapján le tudtam írni a faj számára optimális tájkonfigurációt, tájszerkezetet.

A 4476 megfigyelési pont (a vizsgált területek 66,6, illetve 33,3 százalékának) pacsirta MMM állomány adataiból elkülönítettem egy tanuló (gyakorló) és egy a modell eredményeinek ellenőrzésére szolgáló adatszoportot. A tanuló és a teszt adatok kiválasztását véletlenszerű mintavétel módszerével végeztem el (`sample.split` függvény a `caTools` 1.18 csomagból (Tuszynski 2021)). A GLM modellt lefuttattam a tanulásra szolgáló adatszoporton, hogy egy olyan egyenletet alkothassak, mely alapján becsülhető a mezei pacsirta abundanciája. A tanuló adathalmazból az R szoftver `car` csomag `predict` függvényével (Fox és Weisberg 2019) becsültem a pacsirta előfordulás adatait, majd a becslés eredményeit összehasonlítottam a teszt adatszoport pacsirta előfordulás adataival. A Spearman-féle rangkorrelációt használtam a tesztelésre szolgáló abundancia adatok és a GLM modell alapján becsült pacsirta előfordulási értékek közötti kapcsolat vizsgálatához (Kendall 1994; Upton és Cook 2014). A modell pontosságát három mutatóval mértem: Spearman-féle rangkorreláció a megfigyelt és az előre jelzett értékek közötti kapcsolat kimutatására, átlagos abszolút hiba az előre jelzett értékeknek a megfigyelt értékektől való távolságának kimutatására (Willmott és Matsuura 2005), valamint átlagos abszolút százalékos hiba pedig a megfigyelt és az előre jelzett értékek közötti hiba százalékos arányának kimutatására (De Myttenaere et al. 2016) szolgált.

A tájszerkezet 600 m-es bufferterületeken belüli jellemzői és a pacsirta MMM-adatbázisa közti kapcsolat statisztikai elemzése segítségével meg tudtam becsülni a pacsirta állománysűrűséget a Natura 2000 SPA (madárvédelmi) területeken belül. Mivel a mezei pacsirta az eurázsiai agrártajak madárfaunájának indikátorfaja, ezért e faj magyarországi a Natura 2000 SPA területeken belül állományának megőrzése kiemelten fontos természetvédelmi feladat. Azért használtam a Natura2000 SPA területeken belüli, egymástól azonos (1200 m-es távolságra eső) középpontú 600 m-es sugarú bufferterületeket e faj előfordulásának becslésére, mert e területek tipikus agrártajak, egyben élőhelyei ennek a madárnak (15. ábra).



15. ábra Példa a pacsirta állománybecslésére szolgáló 600 méteres pufferezónák területi eloszlására a Natura 2000 SPA védett természeti területen belül.

A Natura 2000 területek a NÖSZTÉP adatbázis adatai alapján elenyésző arányban tartalmaznak mesterséges felszíneket (1,5%), ezzel szemben magas bennük a mezei pacsirta számára élőhelyet jelentő szántóföldek (31,7%), valamint gyepek és egyéb lágyszárú növényzet (21,7%) aránya. A mezei pacsirta legfontosabb fészkelőhelyét jelentő Natura 2000 SPA gyepterületek

kaszálásának módját és időpontját a természetvédelmi jogszabályok határozzák meg. A legelő állatok számát és a legeltetés módját (mely gyeptípus szerint változik) szintén jogszabályok, természetvédelmi kezelési tervek írják elő (Demeter 2002 Tóth 2020).

A mezei pacsirta a Natura 2000 területeken belüli állománybecsléséhez az R szoftver predict függvényét használtam fel.

#### 4.2.5 A víz a közút, és vasúthálózat, valamint az Országos Ökológiai Hálózat, a Natura 2000 és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének módszertana

Bár az Inváziós növények Országos Térinformatikai Adatbázisában a 2015 évi LUCAS felmérés fotói alapján azonosított fertőzött pontok száma minden faj esetében jóval kevesebb volt, mint a nem fertőzött pontok száma, a rendelkezésre álló adatok mennyisége mindkét esetben elegendő volt a vizsgált inváziós növények előfordulása és a közút, vasút és vízhálózat közötti térbeli kapcsolat elemzéséhez (14. táblázat).

14. táblázat. A LUCAS terepi megfigyelési pontjain vizsgált inváziós növények száma és aránya

Inváziós növény neve	Inváziós növényvel fertőzött LUCAS pontok száma 2015-ben	Inváziós növényvel fertőzött LUCAS pontok eloszlása az összes LUCAS pont százalékában 2015-ben (ahol 100% = 4625)
Ailanthus altissima	71	1,56%
Asclepias syriaca	195	4,40%
Elaeagnus angustifolia	168	3,77%
Solidago spp.	323	7,51%
Robinia pseudoacacia	630	15,77%

Az ArcGIS 10.7 szoftver segítségével egymásra helyeztem az Open Street Map közúthálózat, vasúthálózat, vízhálózat 2016 évi digitális térképét és az általam vizsgált öt özönnövényfaj Inváziós Növényfajok Országos Térinformatikai Adatbázisában szereplő 2015 évi pontszerű előfordulási adatait tartalmazó digitális tematikus térképeket. Az ESRI ArcGis 10.7 szoftver legközelebbi szomszéd (near) eszközével kiszámítottam az egyes fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok euklideszi távolságát a közúti és vasúti hálózat legközelebbi elemétől, valamint a felszíni vízhálózati térképektől mind az öt vizsgált inváziós faj esetében. Eredményeim szemléltetésére hisztogramokat és boxplot diagramokat készítettem az adott fajjal fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok vonalas tájelemektől mért távolságairól mind az 5 inváziós növényfaj esetében. A fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok átlagos távolságainak a lineáris infrastruktúráktól és a vízhálózattól mért távolságainak különbségeit a következő képlet segítségével fejeztem ki (külön elvégezve a számításokat a közút, a vasút, és a vízhálózat esetében):

$$Dist_a = \left( \frac{\sum_1^n F}{n} \right) - \left( \frac{\sum_1^m NF}{m} \right)$$

ahol

$Dist_a$  = egy adott inváziós növényfajjal a fertőzött és nem fertőzött LUCAS-pontjai közötti távolságainak átlagos különbsége (méterben) az út-, vasút- vagy vízhálózattól 2015-ben  
 $n$  = az adott növényfajjal 2015-ben fertőzött LUCAS-pontok száma,  
 $m$  = az adott növényfajjal 2015-ben nem fertőzött LUCAS-pontok száma,  
 $F$  = az adott növényfajjal 2015-ben fertőzött LUCAS-pontok távolságai a hozzá legközelebb eső út-, vagy vasút- vagy vízhálózattól

NF = az adott növényfajjal 2015-ben nem fertőzött LUCAS-pontok távolsága az út-, vasút- vagy vízhálózattól.

Ha a  $Dist_a$  érték negatív (azaz a fertőzött LUCAS pontok közelebb vannak a közutakhoz vagy a vasútvonalakhoz vagy vízi utakhoz, mint a nem fertőzött pontok), az azt jelzi, hogy a faj előfordulása az utakhoz, a vasúthálózathoz vagy kék infrastruktúrához kapcsolható. Ha azonban a különbség pozitív szám, akkor nincs kapcsolat a fenti lineáris tájszerkezeti elemek és a növényfaj pontalapú 2015 évi előfordulási adatai között, mivel a nem fertőzött LUCAS pontok közelebb helyezkednek el a vonalas tájelemekhez mint az adott fajjal fertőzött LUCAS pontok.

A fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok út- vasút- és vízhálózattól való távolságainak szórásai közti fajokénti különbséget az alábbi képlet segítségével számoltam ki:

$$DSD_a = \left( \sqrt{\frac{\sum |F - MF|^2}{n}} \right) - \left( \sqrt{\frac{\sum |NF - MNF|^2}{m}} \right)$$

ahol

$DSD_a$  = egy adott inváziós növényfaj a fertőzött és nem fertőzött LUCAS-pontjának lineáris tájelemektől (úttól, vasúttól vagy vízhálózattól) mért távolság szórásainak különbségei (méterben) 2015-ben

MNF = egy adott inváziós növényfaj 2015-ben a nem fertőzött LUCAS-pontjainak átlagos távolsága (méterben) az úttól, vasúttól vagy vízhálózattól

az adott növényfajjal 2015-ben fertőzött LUCAS-pontok száma,

$m$  = az adott növényfajjal 2015-ben nem fertőzött LUCAS-pontok száma,

$F$  = az adott növényfajjal 2015-ben fertőzött LUCAS-pontok távolságai a hozzá legközelebb eső út-, vagy vasút- vagy vízhálózattól

Ha a  $DSD_a$  érték negatív (a pontok előfordulási adatai és a lineáris tájszerkezeti elemek közötti távolságok szórása kisebb, mint a nem fertőzött pontok lineáris tájszerkezeti jellemzőktől való átlagos távolságainak szórása), akkor a fertőzött pontok a vonalas infrastruktúra vagy vízhálózat jellemzők közelében csoportosulnak, azaz e fajok előfordulását, egyben terjedését út-, vasút- vagy vízhálózat segíti. Ekkor, ha a fertőzött LUCAS-pontok közelebb helyezkedtek el a közúti, vasúti vagy vízi utakhoz, mint a nem fertőzött pontok, az azt jelzi, hogy a faj előfordulását segíti az adott lineáris tájélem, hiszen egyedei gyakrabban fordulnak elő a lineáris tájelemek mentén. Természetvédelmi szempontból fontos az ökológiai hálózatok és a biológiai invázió közötti kapcsolat elemzése, hiszen az ökológiai folyosók (Országos Ökológiai Hálózat magyarországi, a Natura 2000-es területek európai léptékben) elősegíthetik bizonyos özőnfajok terjedését. A fertőzött és nem fertőzött LUCAS-pontok számát az Országos Ökológiai Hálózat térbeli egységein (magterület, puffertérület és ökológiai folyosó), belül és kívül összegeztem, és százalékos megoszlásukat a következő képletek alapján számítottam ki:

$$PI_{eco} = \frac{\sum_{1-3} I_{eco}}{\sum I} * 100$$

$$PI_{out} = \frac{\sum I_{out}}{\sum I} * 100$$

$$PNI_{eco} = \frac{\sum_{1-3} NI_{eco}}{\sum NI} * 100$$

$$PNI_{out} = \frac{\sum NI_{out}}{\sum NI} * 100$$

ahol

$PI_{eco}$  = az adott inváziós növényfajjal fertőzött LUCAS pontok aránya az Országos Ökológiai Hálózat területi kategóriáin (magterület, vagy ökológiai folyosó, vagy pufferterület) belüli területeken 2015-ben.

$PI_{out}$  = az adott inváziós növényfajjal fertőzött LUCAS pontok aránya %-ban az Országos Ökológiai Hálózaton kívüli területeken 2015-ben

$PNI_{eco}$  = az adott inváziós növényfajjal nem fertőzött LUCAS pontok aránya %-ban az Országos Ökológiai Hálózat (1-3) kategóriáin belüli területeken 2015-ben.

$PNI_{out}$  = az adott inváziós növényfajjal nem fertőzött LUCAS pontok aránya %-ban az Országos Ökológiai Hálózaton kívüli területeken 2015-ben

$I$  = az adott növényfajjal fertőzött összes LUCAS pont száma 2015-ben.

$I_{eco}$  = az Országos Ökológiai Hálózat területi kategóriái (magterület, vagy ökológiai folyosó, vagy pufferterület) belül eső, az adott növényfajjal fertőzött összes LUCAS-pont száma.

$NI$  = az adott növényfajjal nem fertőzött összes LUCAS-pont száma 2015-ben.

$NI_{eco}$  = az Országos Ökológiai Hálózat területi kategóriáin (magterület, vagy ökológiai folyosó, vagy pufferterület) belül eső, az adott növényfajjal nem fertőzött összes LUCAS-pont száma 2015-ben.

$NI_{out}$  = az Országos Ökológiai Hálózaton kívül eső, adott növényfajjal nem fertőzött összes LUCAS pont száma 2015-ben.

A magyarországi Natura 2000 hálózaton belül és kívül eső fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok számát is összehasonlítottam egymással a következő képletek segítségével:

$$P_{nat} = \frac{\sum I_{nat}}{\sum I} * 100$$

$$P_{onnat} = \frac{\sum I_{onnat}}{\sum I} * 100$$

$$PNI_{nat} = \frac{\sum_{1-3} NI_{nat}}{\sum NI} * 100$$

$$PNI_{onnat} = \frac{\sum NI_{onnat}}{\sum NI} * 100$$

ahol  $PI_{nat}$  = az adott inváziós növényfajjal fertőzött LUCAS pontok aránya a Natura 2000 területeken belül 2015-ben.

$PI_{onnat}$  = a magyarországi Natura 2000 területeken kívül eső, vizsgált öt növényfajjal fertőzött LUCAS-pontok aránya (%) 2015-ben.

$PNI_{nat}$  = a magyarországi Natura 2000 területeken belüli öt növényfajjal nem fertőzött LUCAS pontok aránya (%) 2015-ben.

$PNI_{onnat}$  = a magyarországi Natura 2000 területeken kívül eső vizsgált öt növényfajjal nem fertőzött LUCAS pontok aránya a magyarországi Natura 2000 területeken kívül található öt faj között, %-ban kifejezve 2015-ben.

$I$  = az összes adott növényfajjal fertőzött LUCAS-pont száma 2015-ben.

$I_{nat}$  = az összes adott növényfajjal fertőzött LUCAS-pont száma a magyarországi Natura 2000 területeken belül.

$NI$  = az összes adott növényfajjal nem fertőzött LUCAS pont száma.

#### 4.2.6 A tájszerkezet kompozíciójának változása, és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének módszertana

GIS környezetben fedésbe hoztam egymással az általam vizsgált öt özönnövényfaj Inváziós fajok Országos Térinformatikai Adatbázisában szereplő 2015 évi és 2018 évi pontszerű előfordulási adatait és a CORINE 1990-2000, és 2012-2018 évek közötti felszínborítás változás poligonjait. Az ArcGIS 10.7.1 szoftver spatial analyses eszközével kiszámoltam, hogy a vizsgált öt növényfaj 2018 évi előfordulási adatai (fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok) mekkora euklideszi távolságokra helyezkednek el a tőlük legközelebb eső CORINE felszínborítás változás poligonjaitól.

Az így kapott távolság értékeket minden inváziós növény esetében fertőzött és nem fertőzött csoportokra bontva, minden egyes vizsgált növényfaj esetén kiszámoltam az adott növény által fertőzött (ahol a növény előfordul), és külön az adott fajjal nem fertőzött (ahol a növény nem fordul elő) LUCAS pontok CORINE változás poligonoktól mért távolságainak átlagértékeit. Kiszámoltam továbbá mind az öt vizsgált inváziós növény esetében, hogy az adott fajjal fertőzött LUCAS pontok átlagosan mennyivel esnek közelebb a CORINE felszínborítás változás poligonokhoz, mint az adott fajjal nem fertőzött LUCAS pontok. Kivontam egymásból az adott fajjal fertőzött pontok átlagos távolságainak értékeiből a nem fertőzött LUCAS pontok CORINE változás poligonoktól mért távolságainak átlagértékeit az alábbi képlet alapján:

$$Dist_v = \left( \frac{\sum_1^n F}{n} \right) - \left( \frac{\sum_1^m NF}{m} \right)$$

ahol

$Dist_{valt}$  = egy adott idegenhonos növényfaj által adott évben (2015-ben vagy 2018-ban) fertőzött és nem fertőzött LUCAS-pontjainak átlagos távolságainak különbsége (méterben) a hozzájuk legközelebb eső a (1990-2000 között, illetve 2012-2018 között) változott felszínborítású CORINE foltoktól

$n$  = az adott növényfajjal fertőzött LUCAS-pontok száma a vizsgált évben (2015-ben, vagy 2018-ban)

$F$  = az adott növényfajjal (2015-ben vagy 2018-ban) fertőzött LUCAS-pontok távolsága a hozzájuk legközelebb eső (1990-2000 között, illetve 2012-2018 között) változott felszínborítású CORINE foltoktól

$m$  = az adott növényfajjal nem fertőzött LUCAS-pontok száma 2018-ban

$NF$  = az adott növényfajjal (2015-ben vagy 2018-ban) nem fertőzött LUCAS-pontok távolsága a hozzájuk legközelebb eső (1990-2000 között, illetve 2012-2018 között) változott felszínborítású CORINE foltoktól

Ha az fenti képletekkel képzett különbség ( $Dist_{valt}$ ) értéke negatív szám, akkor az azt jelenti, hogy az adott faj egyedei közelebb helyezkednek el a CORINE változás poligonokhoz, mint a nem fertőzött pontok, tehát a faj előfordulása függ a tájszerkezet kompozíciójának változásától. A fertőzött és nem fertőzött pontok legközelebbi felszínborítás változás foltoktól mért átlagos távolságainak százalékos különbségeit is kifejeztem az alábbi képlet alkalmazásával:

alapján:

$$Dist_{v\%} = \left( \frac{ATL_{NF}}{ATL_F - ATL_{NF}} * 100 \right)$$

ahol

$Dist_{valt}$  = egy adott idegenhonos növényfaj által adott évben (2015-ben vagy 2018-ban) fertőzött és nem fertőzött LUCAS-pontjainak átlagos távolságainak különbsége (méterben) a hozzájuk legközelebb eső a (1990-2000 között, illetve 2012-2018 között) változott felszínborítású CORINE foltoktól

$m$  = az adott növényfajjal nem fertőzött LUCAS-pontok száma 2018-ban

NF = az adott növényfajjal (2015-ben vagy 2018-ban) nem fertőzött LUCAS-pontok átlagos távolsága a hozzájuk legközelebb eső (1990-2000 között, illetve 2012-2018 között) változott felszínborítású CORINE foltoktól

n = az adott növényfajjal fertőzött LUCAS-pontok száma a vizsgált évben (2015-ben, vagy 2018-ban)

F = az adott növényfajjal (2015-ben vagy 2018-ban) fertőzött LUCAS-pontok átlagos távolsága a hozzájuk legközelebb eső (1990-2000 között, illetve 2012-2018 között) változott felszínborítású CORINE foltoktól

Az 1990-2000 és a 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok és a vizsgált inváziós növények 2015 és 2018 évi elterjedési viszonyai közti kapcsolatot úgy vizsgáltam, hogy a CORINE adatbázis 1990-2000 és a 2012-2018 felszínborítás változás poligonjait három kategóriába aggregáltam. Elkülönítettem a vizsgált időszakokban szántóból parlaggá, vagy bármely felszínborítás típusból mesterséges felszíné változott területek, valamint az egyéb felszínborítás változásokat a 3.3.2.1 fejezetben bemutatott módszertan szerint. Ezt követően bufferzónaként összegeztem azon felszínborítás változás poligonok területét, melyek legközelebbi szegélyei az 2015 és a 2018-as évben is fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjaitól 0-500m-es, 500-1000m-es, és 1000-2000m-es zónákon belül esnek. Ezt követően összegeztem a fenti három felszínborítás változás típus területi arányait mind 2015-ben mind 2018-ban az adott az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisa alapján fajjal fertőzött nem fertőzött LUCAS pontok 0-500m-es, 500-1000m-es, és 1000-2000m-es zónáin belül az 1990-2000 és a 2012-2018 közötti CORINE felszínborítás változás térképek alapján is az alábbi képlet segítségével:

$$FS_{(Z1-Z3)} = \frac{VALTT_{(Z1-Z3)}}{FB_{(Z1-Z3)}} * 100$$

ahol

FS az adott felszínborítás változás típus százalékos aránya a Z1-Z3 zónákon belül végbement összes felszínborítás változás (VALTT) százalékában

Z1-Z3 a LUCAS pontok 0-500m-es, 500-1000m-es, és 1000-2000m-es zónái

FB- az adott felszínborítás változás típus összegzett területe a Z1-Z3 zónákon belül

VALTT az változott felszínborítású területek összes területe a Z1-Z3 zónákon belül

A fenti képlet alkalmazásával kiszámoltam az általam vizsgált inváziós fajok Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisa alapján 2015-ben és 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok környezetében (zónáin belüli) felszínborítás változás típusok területi arányait az 1990-2000 és a 2012-2018 közötti CORINE felszínborítás változás foltok alapján is.

#### **4.2.7 A tájszerkezet és a városi PM10 immisszió közti kapcsolat elemzésének módszertana**

Mivel az Országos Levegőminőség Monitoring hálózat automata mérőállomásainak PM10 adattáblái tartalmazzák az állomások pontos földrajzi koordinátáit, ezért ArcGIS 10.7 szoftver segítségével bufferzónákat készítettem a vizsgált 18 magyarországi mérőállomás pontszerű digitális térképe köré húzott 500, 1000, illetve 2000 méter sugarú körökkel. Az Urban Atlas 2012 adatbázisból leválogattam az általam vizsgált felszínborítás típusokat, majd kiszámoltam ezek összterületét valamennyi bufferzónán belül ArcGIS környezetben. Az alábbi képlet segítségével kiszámoltam az általam vizsgált Urban Atlasz felszínborítás típusok százalékos arányát mindegyik bufferzónán belül:



$$AR_{(500,1000,2000)} = \frac{TER_{(500,1000,2000)}}{BUFF_{(500,1000,2000)}} * 100$$

ahol AR felszínborítási típus aránya a bufferzónán belül (%), BUFF a felszínborítási típus összes területe a bufferzónán belül (m<sup>2</sup>) és a TER bufferzóna teljes területe (m<sup>2</sup>).

Az általam vizsgált felszínborítás típusok közül minden bufferzónán belül csak azokat vettem figyelembe, melyek a vizsgált 18 Országos Levegőminőség Monitoring (OLM) állomása közül legalább 17 környezetében (az adott bufferzónán belül) előfordultak.

Az táj kompozíciós változatosságát (az összes felszínborítás típus diverzitását) táj szinten bemutató tájmetriai mutatót, a Shannon-féle Diverzitás Indexet (SDI) az összes OLM állomás összes bufferzónáján belül az ArcGIS 10.7 Diversity tools bővítményével számoltam ki.

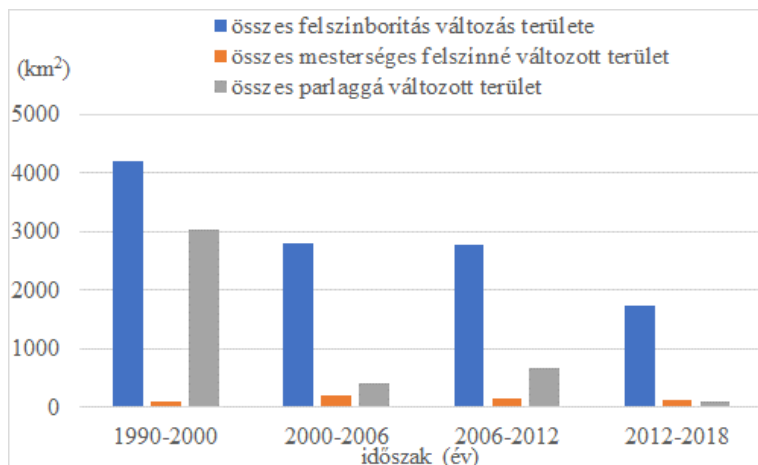
Microsoft Excel táblázatokban összegeztem az összes OLM állomás összes bufferzónáján belül a felszínborítás típusok százalékos arányait, az SDI indexeket, valamint az Országos Levegőminőség Monitoring hálózat mérőpontjainak havi átlagos PM10 értékeket. IBM SPSS Statistics szoftver segítségével vizsgáltam minden bufferzónán belül az egyes felszínborítás típusok területi aránya (%) és a levegő havi átlagos és medián PM10 koncentrációja (µg) közti statisztikai kapcsolatot.

Mivel a Saphiro – Wilk teszt eredményei szerint a vizsgált adatok nem voltak normál eloszlásúak, ezért a Spearman-féle bootstrap rangkorrelációs módszert használtam a két változó (felszínborítás típus %-a és a levegő havi átlagos PM10 tartalma) közti összefüggés vizsgálatához. Szintén a Spearman-féle bootstrap rangkorrelációs módszert alkalmaztam a felszínborítás diverzitását leíró tájmetriai mutató (SDI) és a levegő havi átlagos és medián PM10 tartalma közti összefüggés feltárásához. Az eredményül kapott korrelációs koefficiens értékeinél az IBM SPSS Statistics szoftver egy csillaggal jelöltem a 95%-os, és két csillaggal jelöltem a 99%-os szignifikanciaszinten szignifikáns statisztikai kapcsolatokat. Ha a korrelációs koefficiens értéke pozitív és szignifikáns, akkor a két változó közül az egyik értékének növekedése a másik értékét is növeli, ha negatív, akkor az egyik érték növekedése a másik érték csökkenését eredményezi (Nagendra 2002).

## 5. Eredmények és megvitatásuk

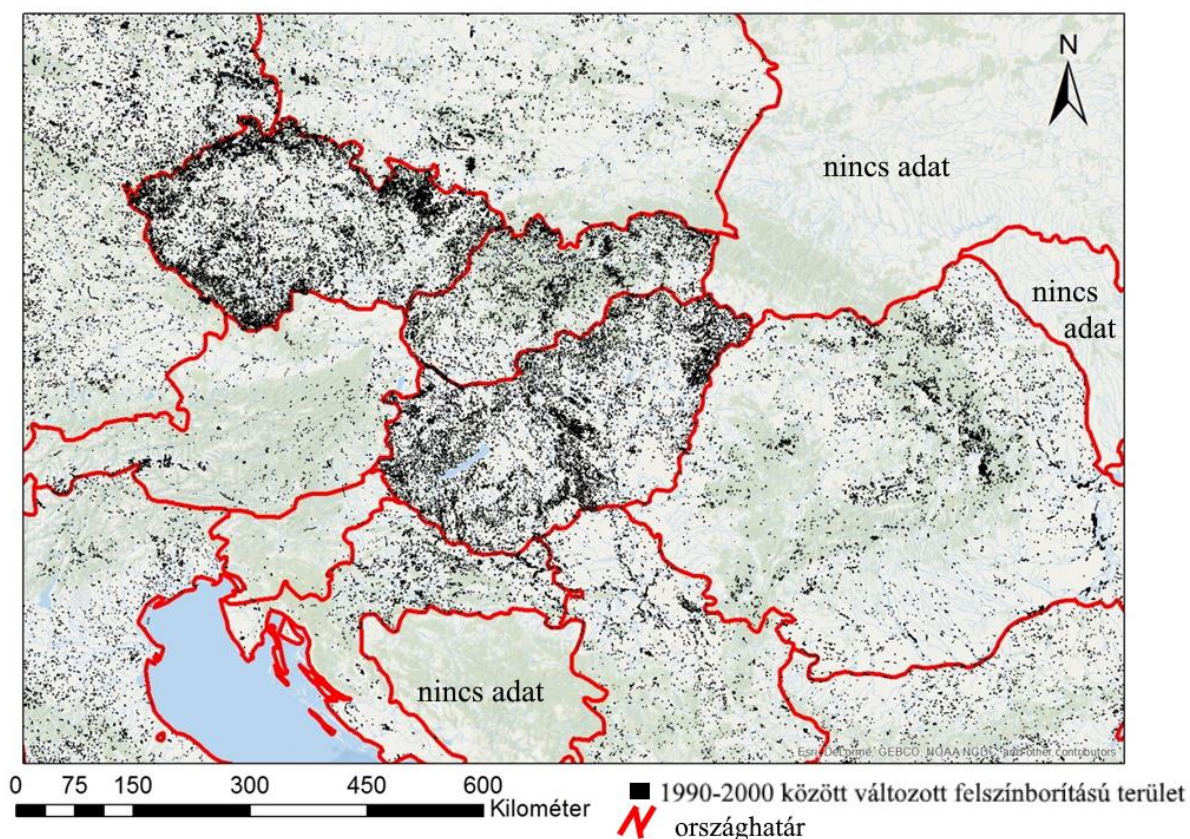
### 5.1 Az 1990-2018 közötti tájszerkezeti változások tendenciái Magyarországon

A magyarországi felszínborítás változással érintett területek kiterjedése jelentősen eltérnek egymástól a vizsgált 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és 2012-2018 közötti időszakokban. A legnagyobb mértékben, mintegy 4500 km<sup>2</sup>-nyi területen 1990-2000 között változott a felszínborítás Magyarországon (16. ábra).



16. ábra A felszínborítás változással érintett területek kiterjedése a vizsgált időszakokban Magyarországon a CORINE adatbázis adatai alapján

Az 1990-es években a volt szocialista országokban végbement felszínborítás változások háttérében egyértelműen a térségre akkoriban jellemző alapvető politikai és gazdasági változások húzódtak meg (Bicik et al. 2001; Lipsky 1995). Szembetűnő, hogy Magyarország összes változott felszínborítású területeinek döntő többsége szántóból parlaggá változott felszínborítású terület (16. ábra). A szántóföldi művelés felhagyását, az egykori szocialista országok közül csak azokban az országokban volt ilyen drámai, melyeknél a szocializmus évtizedei alatt a mezőgazdaság kollektivizálásra került (pl. az egykori Csehszlovákiában és Magyarországon). Ezzel szemben azokban az országokban, ahol a termőföldek (jellemzően szántóföldek) a kisparaszti gazdaságok tulajdonában maradtak (pl. Romániában az egykori Jugoszláviában és Lengyelországban), az 1990-2000 között felszínborítás változások összes területe nem volt olyan jelentős (17. ábra).



17. ábra A felszínborítás változása Közép-Európában 1990-2000 között a CORINE adatbázis adatai alapján

Míg a felszínborítás változás típusok közül a szántóból parlaggá változó területek tették ki az összes változott felszínborítású terület döntő többségét (kb. 2/3-át) tették ki, addig a mesterséges felszínek területnövekedése ehhez képest elhanyagolható mérvű (mintegy 110 km<sup>2</sup>) volt Magyarországon 1990-2000 között. A rendszerváltozás utáni első évtized gazdasági viszonyait több szempontból is tükrözik ezek az adatok. Egyrészt ekkor zajlott a termelőszövetkezetek megszűnése mely a földtulajdonviszonyok teljes átalakulását vonta maga után. Igazából ekkor derült ki, hogy a szocialista Magyarországon a talajok termőképességét figyelmen kívül hagyó, irracionális tájhasználat és tájszerkezet volt jellemző. Kis túlzással azt mondhatjuk, hogy a térszerítés és a szocialista tervgazdálkodás bevezetése következtében Magyarországon szinte minden szóba jöhető területet művelésbe vontak, tekintet nélkül a művelés gazdaságosságára. A földprivatizációt követően, a termőföldek tulajdonjoga a közösségi tulajdonból az egyéni gazdálkodók tulajdonává alakult át. Az új tulajdonosok a korábbi évtizedekhez képest jóval észszerűbben művelték földjeiket. Felhagytak a gyengébb adottságú szántóterületeken művelésével, azokat vagy gyeppé (parlaggá) alakították át, vagy a mezőgazdaság kevésbé intenzívebb formáit (jellemzően rét, legelő gazdálkodást) folytattak rajtuk a továbbiakban.

A mesterséges felszínné változott területek kiterjedése minden vizsgált időszakban 150km<sup>2</sup> alatt volt, azonban a vizsgált időszakok közül legkisebb mérvű ilyen felszínborítás változás az 1990-2000 közötti időszakban volt jellemző Magyarországon. Ezek a felszínek nagy része olyan beépítetté változott terület, mely révén az új lakóparkok, ipari, kereskedelmi és közlekedési területek területe általában a szántók, vagy rétek legelők, esetleg gyepek vagy erdőterületek rovására növekszik. Ugyancsak a mesterséges felszínekké változott területek közé sorolhatóak az új bányaterületek (főként a külszíni fejtések) művelés alatt álló, rekultiváció előtti területei is. A mesterséges felszínekké változott területek közös jellemzője,

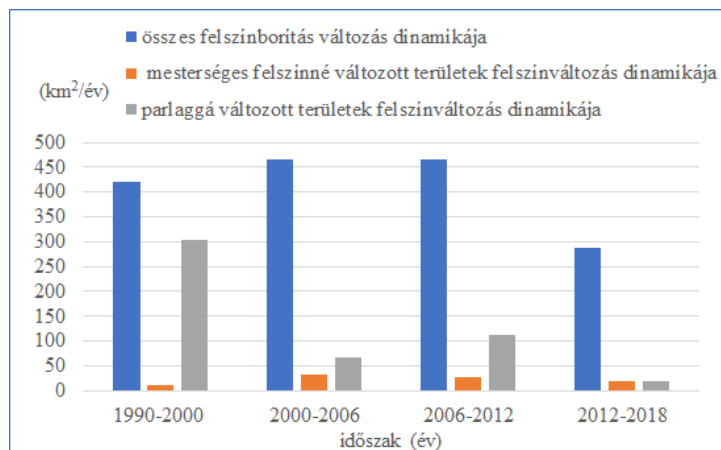
hogy bár minden vizsgált időszakban nagyon alacsony volt az arányuk az összes változott felszínborítási területen belül, környezeti, tájökölógiai hatásuk azonban nagyon jelentős volt, hiszen az aszfaltozott utak, épületek, burkolt parkolók stb. visszafordíthatatlan talajtani és hidrológiai változásokat eredményeztek ezeken a területeken. A talajok termékenységének védelme, valamint a fenntartható tájhasználat tervezése szempontjából is alapvető cél a mesterséges felszínekké változó területek növekedésének megállítása, vagy lassítása (Torre et al. 2017). Az 1990-2000 közötti időszakban Magyarország nagyon komoly gazdasági problémákkal küzdött, a nagyvállalatok privatizációja (sok esetben csődje) komoly visszaesést eredményezett az ország GDP-jében is. Ilyen gazdasági környezetben nem csoda, hogy az új beruházások, és velük együtt a mesterséges felszínné változott területek kiterjedése is alacsonyabb a későbbi időszakok hasonló adataihoz képest.

Mivel a 2000-2006 között már véget ért a földprivatizáció, ekkor már az 1990-es évekhez képest már jóval szerényebb mérvű volt a szántó-parlag átalakulás mértéke. Ez a felszínborítás változás típus a 2000-2006 közötti összes felszínborítás változás területéből is már csak kb. 10%-al részesült, míg 1990-2000 között ugyanez az érték 70% feletti volt. A növekvő beruházási kedvnek, az élénkülő gazdasági aktivitásnak volt köszönhető, hogy a 2000-2006 közötti időszakban a mesterséges felszínné változott felszínnek területe közel duplája (195 km<sup>2</sup>) volt a korábbi, jóval hosszabb (tíz éves) időintervallumban tapasztaltnál. Az ebben az időszakban épült autópályák, logisztikai központok, áruházláncok stb. területigényét sajnos sok esetben szántóföldek, vagy természetközeli gyepek, rétek és legelők rovására elégítették ki. Nyilvánvaló, hogy Magyarország 2004-es Európai Unió csatlakozása serkentőleg hatott a beruházásokra. Ezzel is magyarázható az, hogy az EU-s csatlakozásunk előtti 1990-2000 közötti évtizedhez képest megduplázódott a mesterséges felszínné változott területek mérete.

A 2006-2012 közötti időszakban az összes változott felszínborítású terület kiterjedése szinte azonos volt a 2000-2006 közöttiével, azonban az EU Közös Agrárpolitikájának (CAP) bevezetése jelentősen átrendezte a mezőgazdasági területek térszerkezetét. Az agrártámogatások miatt ugyanis sok gazda megváltotta a tulajdonában lévő földterületek területhasználatát. Az EU agrártámogatási alapja révén olyan plusz források nyíltak meg a gazdák számára, melyek (főként a Natura 2000 területeken belüli, sok esetben gyengébb termőképességű talajokon elhelyezkedő szántók esetében) a parlagon hagyást helyezték előtérbe. Nem kell csodálkoznunk azon, hogy 2006-2012 között majdnem harmadával több (mintegy 673km<sup>2</sup>-es területen) területen hagytak fel a gazdák a műveléssel a korábbi (2000-2006 közötti) időszakhoz képest.

Az utolsó vizsgált időszak (2012-2018 között) jelentősen csökkent az összes felszínborítás változás, és az általam vizsgált felszínborítás változás típusok területe is a korábbi időszakokhoz képest. Mivel a jelentősebb felszínborítás változások szinte minden esetben valamilyen gazdasági, vagy politikai változáshoz (termőföldprivatizáció, EU-s csatlakozás, CAP) kapcsolódtak, ezért az egyre kiszámíthatóbb, nyugodtabb gazdasági környezet eredménye, hogy a felszínborítás változással érintett területek országosan jelentősen (kb. 33%-kal) csökkentek a korábbi (2000-2006 és 2006-2012-es) időszakokhoz képest. Az összes felszínborítás változásához hasonlóan jelentősen csökkent 2012-2018 között az általam vizsgált két felszínborítás változás típus (szántóból parlaggá változott területek, és mesterséges felszínné változott felszínnek) területe is.

Mivel a vizsgált időszakok nem azonos időintervallumokat fogtak át, ezért fontos vizsgálni felszínborítás változások dinamikáját, azaz az évi átlagos felszínborítás változás területét (18. ábra).



18. ábra A felszínborítás változások dinamikája Magyarországon (év/km<sup>2</sup>) 1990-2018 közötti időszakokon belül.

Szembetűnő, hogy a felszínborítás változás évi átlagos üteme 1990-2012 között minden időszakban nőtt (18. ábra). Ezt követően 2012-2018 között viszont egy jelentősen lassult a felszínborítás változások éves átlagos területe Magyarországon. Ez a jelenség egyrészt a már említett politikai, gazdasági változásoktól mentesebb „nyugodtabb” makrogazdasági környezet eredménye lehet, de az is elképzelhető, hogy a mezőgazdasági területek térszerkezete 2018-ra vált optimálissá, azaz ekkorra már az összes olyan szántóterületen felhagytak a műveléssel, ahol a gyenge agroökológiai adottságok ezt nem teszik lehetővé, vagy nem kifizetődő már a szántóföldi növénytermesztés. Valószínű, hogy e viszonylag stabilnak mondható agrár tájszerkezet kialakulása a 2012-2018-közötti időszakra tehető, hiszen az parlaggá változott szántók évi átlagos területe mindössze 111 km<sup>2</sup>/év volt ebben az időszakban, szemben például az 1990-2000 közötti időszak 3032 km<sup>2</sup>/évhez képest.

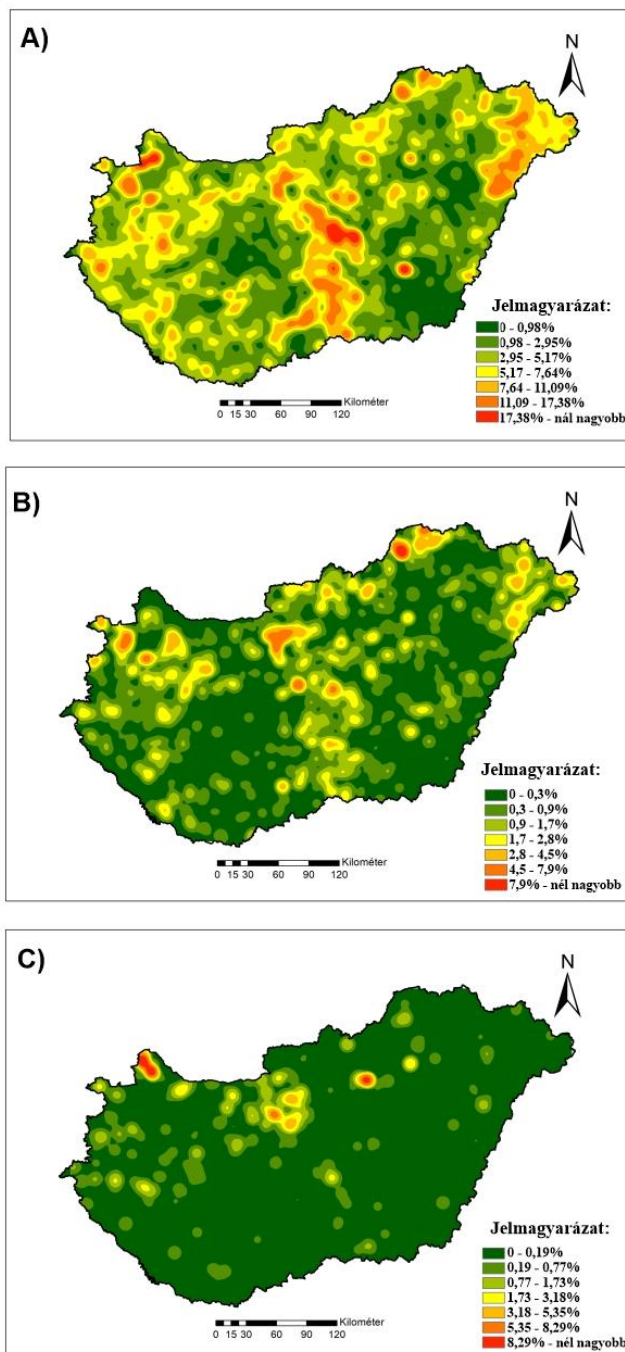
Az 1990 és 2018 közötti időszakok tájszerkezeti változásainak időszorelemzése mellett, fontos ismernünk a végbement felszínborítás változások (és változás típusok) területi jellegzetességeit is, mivel azok jelentős tájökölógiai és környezeti hatásokat generáltak.

Az 1990-2000 közötti évtized alatt lezajlott felszínborítás változások területi jellemzői nagyon markáns térszerkezetet mutatnak. Nem meglepő, hogy az összes felszínborítás változás térképe hasonló a szántóból parlaggá változott felszínek térbeli eloszlásához, hiszen ez volt a legjelentősebb felszínborítás változás típus ebben az időszakban (19. ábra).

A szántóterületekből parlaggá változott felszínek egyrészt Magyarország rossz vízgazdálkodási tulajdonságú, alacsony humusztartalmú homoktalajain (Duna-Tisza köze, Nyírség), másrészt Magyarország határmenti, periférikus területein volt jellemző. Ez utóbbi, Magyarország periférikus területein a gyenge agroökológiai adottságai (például köves sziklás vázталajok jelenléte) mellett jelentős gazdasági visszaesés volt jellemző az 1990-es években. Ilyen térségek közé sorolható például az Aggteleki-karszt és a Putnoki-dombság területe, illetve a magyar-ukrán határ környéke is (19. ábra).

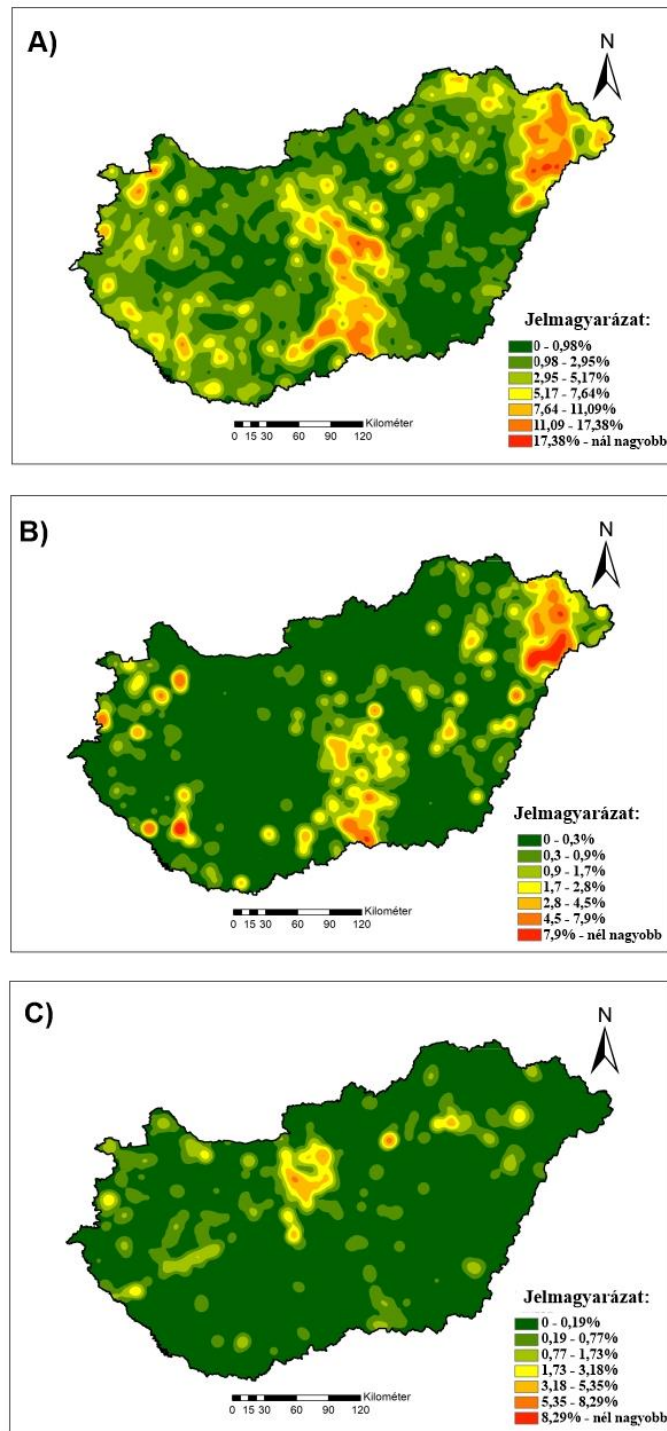
Az 1990-2000 között mesterséges felszínre változott területek térszerkezetében is fel lehet ismerni néhány markáns jellemvonást. A rendszerváltást követő évtizedben gazdasági tekintetben a nyugati határszél felértékelődött. Ez az egykori periférikus helyzetű terület a gazdasági fejlesztések, beruházások fontos célterületévé vált. Nyugat-Magyarországon (különösen az ország nyugati kapujának tekinthető) hegyeshalmi határátkelő környékén gomba mód nőttek ki a földből azok a zöldmezős beruházások, melyek főként logisztikai, vagy kereskedelmi célból vették birtokba az egykori mezőgazdasági területeket, esetleg erdőterületeket. Ebben az időszakban készült el az M1-es autópálya Győr és Hegyeshalom közti szakasza, mely maga után vonta a mesterséges felszínre változott területek területi eloszlását bemutató

térképen jól azonosíthatóak a budapesti agglomeráción belüli építkezések (19. ábra). Ekkortól indult meg (részben külföldi tőke bevonásával) az új lakóparkok, bevásárlóközpontok, ipari területek építése Budapest, valamint az agglomerációhoz tartozó települések határában, valamint az M0-ás autópálya építése Érd-Budaörs térségében. A harmadik olyan területe Magyarországnak, ahol a mesterséges felszínre változott a területek aránya meghaladta a 3%-ot Visonta és Bükkábrány környéke volt, ahol a lignitbányászat fejlesztése (kölfejtések területnövekedése) jelentősen növelte a mesterséges felszín kiterjedését ebben az időszakban (19. ábra).



19. ábra Magyarország 1990-2000 között változott felszínborítású területeinek térbeli eloszlása (%), a 100 X 100m-es területegységek (raszterek) 10km-es sugarú körzeteiben az A, összes felszínborítás változás B, parlaggá változott szántóterületek, C, mesterséges felszínre változott területek százaléka.

A 2000-2006 közötti időszak felszínborítás változásai a korábbiakhoz képest még erősebb térbeli koncentrációt mutatnak (20. ábra)



20. ábra Magyarország 2000-2006 között változott felszínborítású (térbeli eloszlása (%)) a 100 X 100m-es terület egységekre (raszterekre) 10 km-es sugarú körzeteiben az A, összes felszínborítás változás B, parlaggá változott szántóterületek, C, mesterséges felszínné változott területek százaléka.

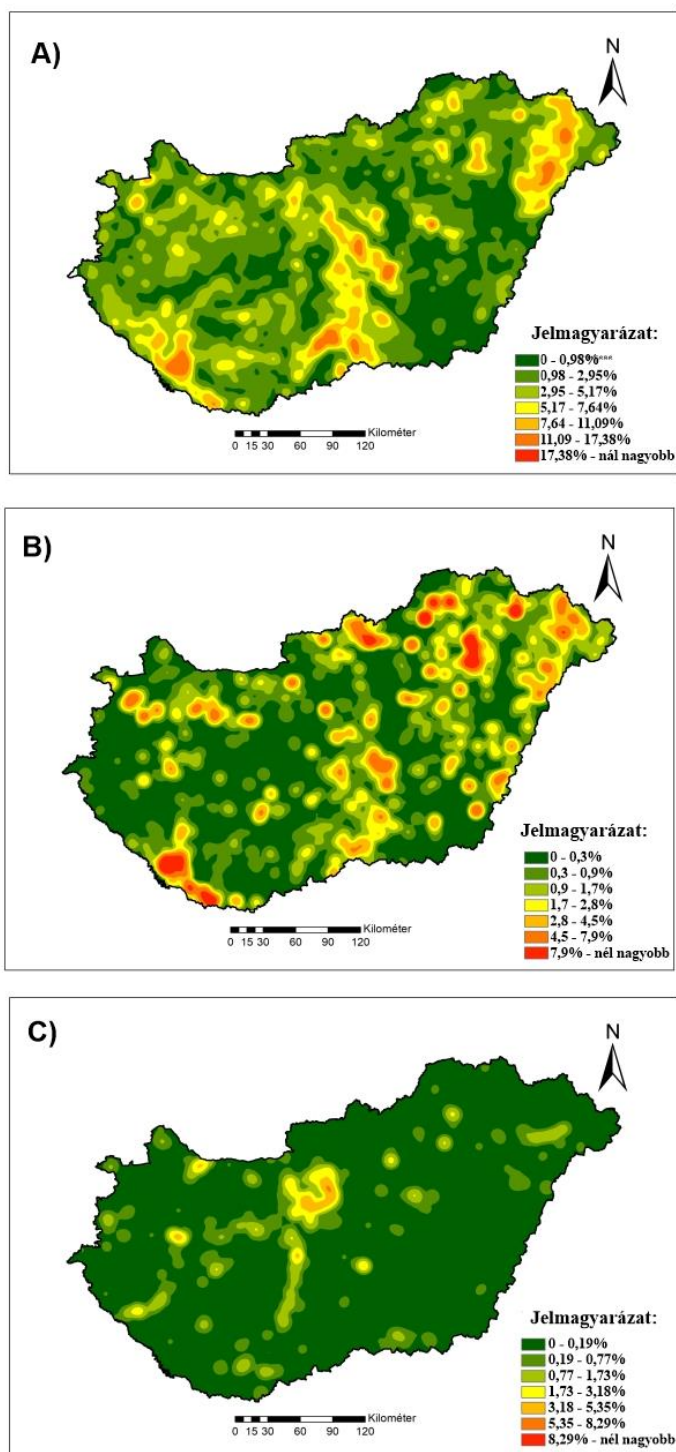
Az összes felszínborítás változás az 1990-es évekhez hasonlóan a homoktalajokkal jellemezhető magyarországi kistájokon, illetve az ország határmenti térségeire volt a legmarkánsabban jellemző.

A szántóból parlaggá változott felszínek az 1990-es évekhez képest területileg koncentráltabban a Kiskunság és a Nyírség alacsony termékenységű talajokkal jellemezhető területein volt a legjellemzőbb. Szembetűnő, hogy a löszös alapkőzeten kialakult csernozjom talajú kis és középtájak (Hajdúság, Mezőföld, Bácskai löszös hát stb.) mennyire „kimaradtak” a változásokból, mennyire nem volt e területekre jellemző a szántó-parlag átalakulás (20. ábra). A mesterséges felszínek területnövekedése egyértelműen a főváros környékén volt a legjellemzőbb, de hasonló mértékű 1-3% közötti felszínt fednek le a 2000-2006 között mesterséges felszínné változott területek a Balaton környékén, illetve nagyvárosaink (Miskolc, Debrecen, Székesfehérvár, Szeged, Békéscsaba, Szombathely, Nagykanizsa, Dunaújváros) vonzáskörzetében is. Az M5-ös autópálya Kecskemét – Szeged szakaszának átadása főként Kecskeméttől délre növelte jelentősebben a beépített területek arányát.

A 2006-2012 közötti időszakban Magyarországon hasonló nagyságrendű és hasonló térszerkezetű felszínborítás változások zajlottak, mint 2000-2006 között (21. ábra). Az összes felszínborítás változás továbbra is hazánk legváltozatosabb felszínborításával jellemezhető, homoktalajú kistájain volt a leginkább jellemző. A korábbi időszakok (1990-2000, illetve 2000-2006) felszínborítás változás sűrűség térképeihez képest annyi az eltérés, hogy 2006-2012 között a Nyírség és a Kiskunság mellett a szintén homoktalajokkal jellemezhető Belső – Somogyban is jelentősen átalakult a területhasználat. Feltételezésem szerint ez a folyamat döntő részben a mezőgazdasági területhasználaton belüli felszínborítás változások (például szántó-gyümölcsös, szőlő szántó területhasználat konverziók) formájában valósulhatott meg, és összefügg a homokterületek fokozott aszályérzékenységével. Az területhasználat (felszínborítás) változása tehát 2006-2012 között is jelentősen összefügghetett a természetföldrajzi (főként agroökológiai) adottságokkal, ez azonban eltérően a rendszerváltást követő évtizedek változásaitól) sok esetben már csak művelési ág váltást jelentett, és nem pedig a szántóföldek parlagterületekké alakítását. A szántó parlag átalakulások foltjai (21. ábra) ebben az időszakban (2006-2012 között) sokkal szórtabban helyezkednek el az országban, nem köthetők olyan egyértelműen a gyenge termőhely adottságú területekhez, mint a korábban. Láthatjuk, hogy a döntően homoktalajú kistájainkon kívül a Cserhát, a Dráva-sík és más határmenti kistájakon is jellemző volt ez a felszínborítás változás típus.

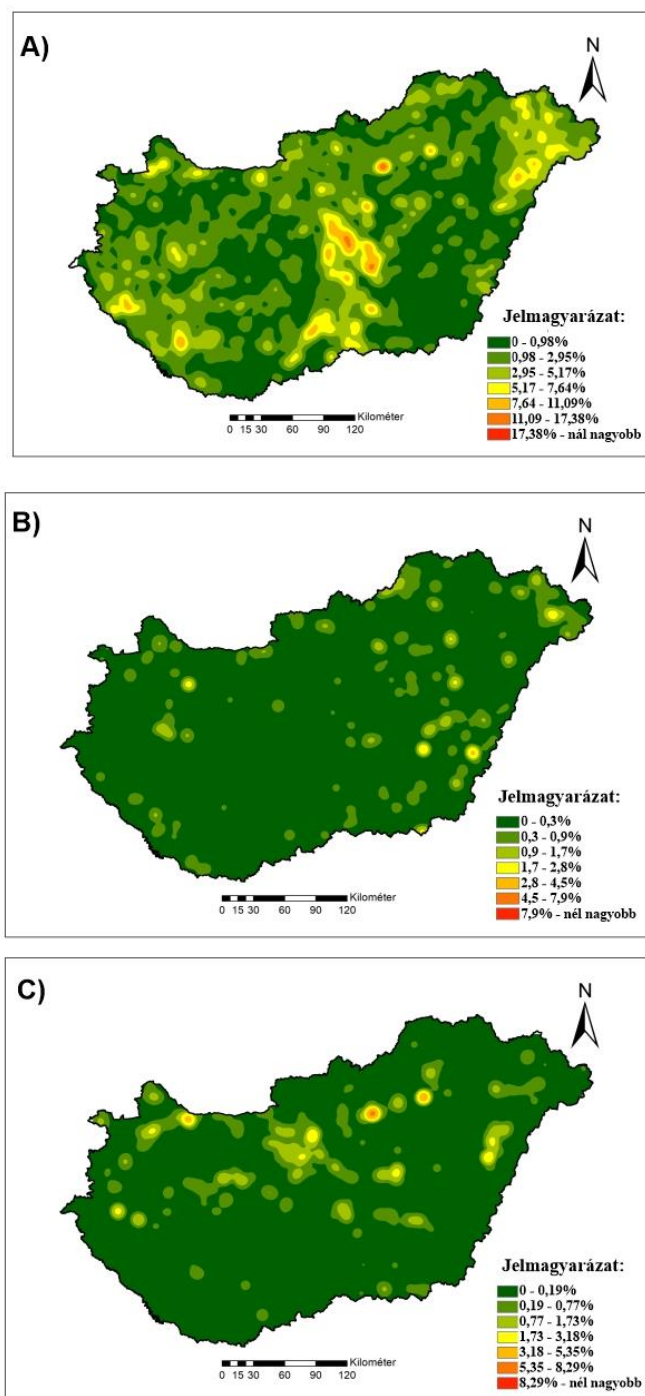
A mesterséges felszínek térnyerése 2006 és 2012 között is az új autópálya építések környékén, és a budapesti agglomerációban volt a legerőteljesebb. Ekkor készült el az M0-ás körgyűrű, az M3-as autópálya Nyíregyháza – Debrecen közti szakasza, az M7-es autópálya Nagykanizsát az országhatárral összekötő szakasza és az M6-os autópálya jelentős része is (Internet 2). Emellett néhány megyei jogú város (Veszprém, Székesfehérvár, Győr, Miskolc, Eger, Gyöngyös, Kecskemét, Szeged, Pécs) környékén is nőtt a mesterséges felszínek kiterjedése többek közt az EU csatlakozást követő infrastrukturális alapoknak, és egyéb, ekkor megnyíló EU-s forrásoknak köszönhetően (21. ábra).





21. ábra Magyarország 2006-2012 között változott felszínborítású térbeli eloszlása (%), a 100 X 100m-es területegységek (raszterek) 10 km-es sugarú körzeteiben az A, összes felszínborítás változás B, parlaggá változott szántóterületek, C, mesterséges felszínre változott területek százaléka.

A legutóbbi évek (2012-2018 közötti időszak) felszínborítás változásainak nagysága elhanyagolható volt a korábbi hat év hasonló változásaihoz képest (22. ábra).

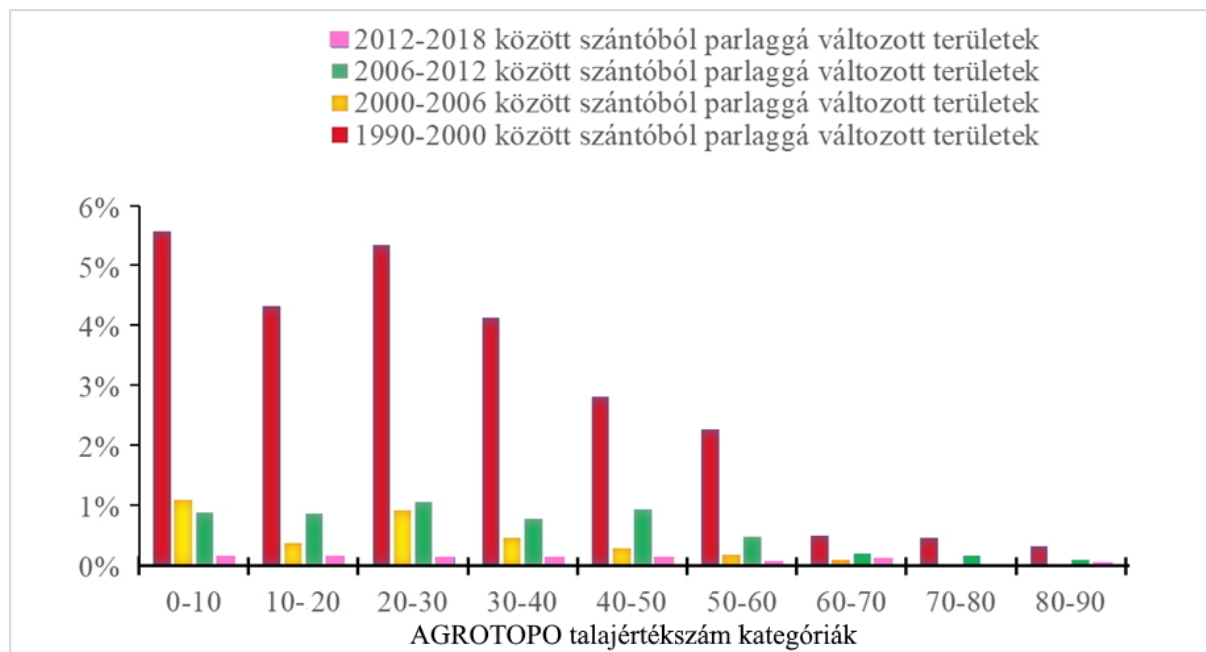


22. ábra Magyarország 2012-2018 között változott felszínborítású területeinek térbeli eloszlása (%), a 100 X 100m-es területegységek (raszterek) 10 km-es sugarú körzeteiben az A, összes felszínborítás változás B, parlaggá változott szántóterületek, C, mesterséges felszínre változott területek százaléka.

Az összes felszínborítás változás ebben az időszakban is leginkább a homokterületeken volt a legnagyobb, ahol a mozaikos, (változatos) tájhasználat miatt a magas a felszínborítás folttípusok heterogenitása (Szilassi 2015). A szántó-parlag átalakulás elhanyagolható mérvű volt a korábbi évek hasonló felszínborítás változás típusaihoz képest. A parlagterületek növekedése a szántók rovására 2012-2018 között nagyon kevésbé volt jellemző Magyarországon. Semmilyen markáns térbeli jellemzője nem volt a szántó-parlag átalakulásnak ebben az időszakban (22. ábra).

## 5.2 Az 1990-2018 között végbement tájszerkezeti változások agroökológiai háttere

Az 1990-2000 közötti időszakban a legnagyobb arányú szántó-parlag átalakulás a Magyarország leggyengébb termőképességű talajain (0-10, 10-20, 20-30 talaj értékszámú területein) ment végbe. Ezekon a gyenge agroökológiai potenciálú területeken belüli szántó-parlag felszínborítás változások minden talajértékszám kategória esetben meghaladták az adott talajértékszám kategória összes magyarországi területének 4%-át (23. ábra).



23. ábra A szántóból parlaggá változott szántóterületek százalékos aránya az AGROTOPO talajértékszám kategóriákon belül a vizsgált (1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és 2012-2018 közötti) időszakban. 100% = az adott AGROTOPO talajértékszám kategória összterülete Magyarországon

Ezzel szemben az 50 pont feletti talajértékszámú kategóriákon belül a szántóból parlaggá változott felszín aránya mindössze 1 % alatti, ami arra utal, hogy ezekre a jó termőképességű talajtípusokkal jellemezhető területekre nem volt jellemző ez a felszínborítás változás típusa.

A 2000 - 2006 közötti szántó – parlag felszínborítás konverzió és az agroökológiai potenciált reprezentáló talajértékszám közötti kapcsolat a korábbi, 1990-2000 közötti időszakhoz hasonló módon alakul. Míg Magyarország 50 feletti talajértékszámú területein belül ekkor is elenyésző (0,1% körüli) volt a szántó-parlag átalakulás aránya, addig a 0-10 és a 20-30 talajértékszám kategóriákon belüli területek kb.egy százalékára volt jellemző ez a felszínborítás változás (23. ábra).

A 2006-2012 közötti időszakban szintén a fenti a tendencia jellemző, azaz itt is kimutatható a talajtani (pontosabban agroökológiai) adottságok hatása a szántóból parlaggá változott területek térszerkezetére. Az 50-nél alacsonyabb termőhely értékszámú, gyenge mezőgazdasági adottságokkal jellemezhető AGROTOPO kategóriák mindegyikében hasonló mérvű, 1% körüli felszínborítás változás volt a jellemző, míg az 50 feletti jó adottságú termőterületeken ennek töredéke változott parlaggá (23. ábra). A 2012, és 2018 között a szántó- parlag átalakulás mértéke töredéke volt a korábbi hasonlóan hatéves (200-2006 és 2006-2012) időintervallumokhoz képest. Ebben az időszakban nincs semmilyen markáns különbség az egyes talajértékszám kategóriákon belül a parlaggá változott területek arányán. A szántóföldi művelés alatt álló területek térszerkezete a korábbi időszakokhoz képest alig változott, és nem mutatott összefüggést a talajértékszámmal (23.ábra).

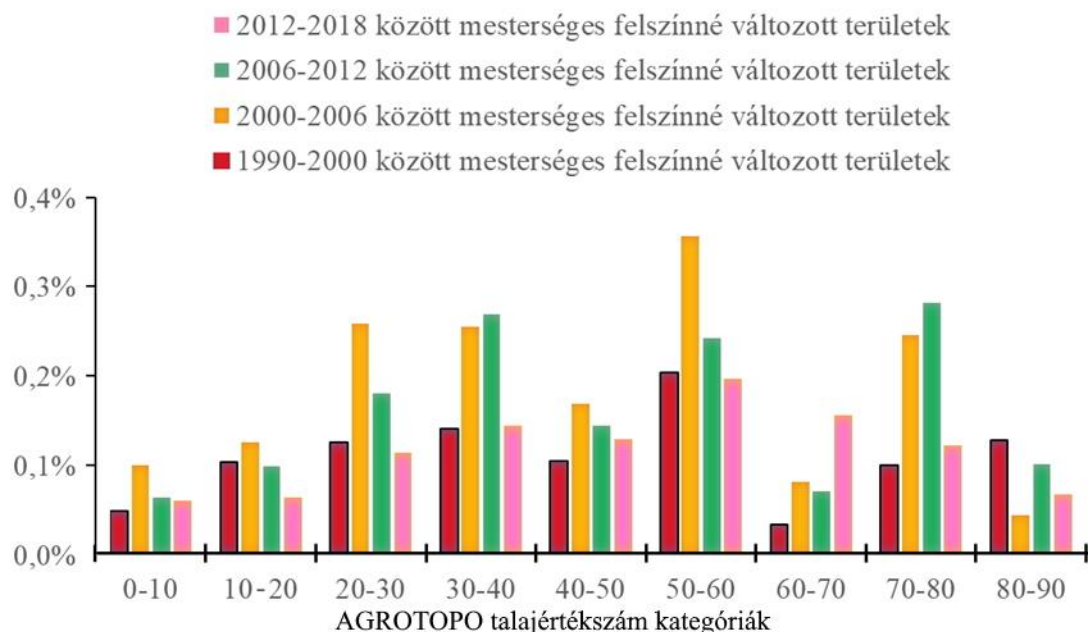
A szántóterületek térszerkezete tehát 1990-200, 2000-2006 és 2006-2012 közötti időszakokban egyaránt a magasabb talaj értékszámú területek felé tolódott el. Ezekben az időszakokban szántóterületek művelés alóli felhagyása a természetföldrajzi, agroökológiai adottságokkal összhangban, a talaj termőhelyi adottságait reprezentáló talajértékszám figyelembevételével történt. A mezőgazdasági területek művelésre való alkalmassága főként a szélsőséges vízgazdálkodású, alacsony humusztartalmú, összességében nagyon rossz talajminőségű területek művelés alóli kivonása esetében volt lényeges szempont 1990-2012 között.

A legújabb általam vizsgált időszakban (2012-2018 között), viszont már stabilizálódott az ország területének kb. 50%-át kitevő szántóterületek térszerkezete Magyarországon, mivel ekkor már csak minimális szántó-parlag felszínborítás konverzió történt, mely nem volt semmilyen kimutatható kapcsolatban az ország agroökológiai adottságaival.

A mesterséges felszínek területnövekedése kifejezetten csökkenteni Magyarország agroökológiai potenciálját, hiszen az utak aszfaltozása, és a beépített területek növekedése révén is csökkennek a mezőgazdasági művelés alá vonható területek Magyarországon. Ezért fontos vizsgálni az mesterséges felszínek alatti talajok termőképességét.

Az ipari, bányászati, illetve infrastrukturális céllal mesterséges felszínre változtatott területek esetében agroökológiai adottságok sajnos az egyik vizsgált időszakban sem voltak fontos tényezők (24. ábra).

1990, és 2000 között az 50-60 talajértékszámú, közepesnél némileg jobb termőhely tulajdonságokkal jellemezhető területeken belül volt a legmagasabb arányú (0,4% körüli) a mesterséges felszínek területnövekedése (24. ábra). A többi vizsgált időszakban (2000-2006, 2006-2012, 2012-2018) is hasonló a helyzet, azaz a közepes, vagy közepesnél jobb termőföldeket voltak ki véglegesen a művelés alól a zöldmezős beruházások és egyéb mesterséges felszínek területnövekedését eredményező beruházások kapcsán. 2006-2012 között sajnos a kiváló talajminőséggel jellemezhető 70-80-as termőhely értékszámú területeken belül volt a legmagasabb a mesterséges felszínre változott területek aránya (24. ábra).



24. ábra A mesterséges felszínre változott területek százalékos aránya az AGROTOPO talajértékszám kategóriákon belül a vizsgált (1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és 2012-2018 közötti) időszakban. 100% = az adott AGROTOPO talajértékszám kategória összterülete Magyarországon

Bár 1990-2018 között Magyarország területének töredéke (évente átlagosan 22,6 km<sup>2</sup>, összesen 588 km<sup>2</sup>, az ország területének 0,5%-a) került véglegesen lefedésre a mesterséges felszín területnövekedése révén, de eredményeim arra utalnak, hogy a beruházók sajnos a továbbra sem veszik figyelembe a talajtani tényezőket. A felszín mesterséges burkolattal, épületekkel való fedése mellett, hogy irreverzibilis környezeti (hidrológiai, mikroklimatikus, talajtani) folyamatokat eredményez, és hazánk agroökológiai potenciáljának csökkenését is maga után vonja (24. ábra).

### 5.3 A tájszerkezetet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Index közti kapcsolat elemzésének eredményei

A táj konfigurációját leíró tájmetriai mutatók és a növényzet alapú Természeti Tőke Index közti kapcsolatot egyrészt táj szinten, az egyes MÉTA kvadrátokon belüli összes felszínborítás folt méretét és alakját leíró mutatók alapján, másrészt hemeróbiaszint, illetve felszínborítás fő típus alapján csoportosított osztály szintű tájmetriai mutatók alapján vizsgáltam.

A CORINE 2000 és 2006-os felszínborítás folt típusokból hemeróbia szintek alapján képzett osztály szintű tájmetriai mutatók és a Természeti Tőke Index közti szignifikáns korrelációk előjelei hemeróbia szintenként eltérnek egymástól (15. táblázat). Míg az enyhe antropogén hatáserőséggel jellemezhető hemeróbia szintek (oligo-hemerób, meso-hemerób,  $\alpha$ - euhemerób) esetében szinte az összes vizsgált tájmetriai mutató pozitív szignifikáns korrelációt mutat Természeti Tőke Index értékekkel, addig az erős antropogén hatáserőséggel jellemezhető kategóriákban ( $\alpha$ - euhemerób, poly-hemerób) a tájmetriai mutatók többsége negatív szignifikáns korrelációt mutat a Természeti Tőke Indexszel (15. táblázat).

15. táblázat A Természeti Tőke Index és a CLC 2000 (A) és a CLC 2006 (B) adatbázisok felszínborítás típusainak hemerobiaszint alapján képzett csoportjai közötti Spearman-féle korrelációk értékei

	Tájmetriai mutató	adat-bázis	Hemeróbia szint szerint csoportosított CORINE osztályok					
			Oligo-hemerób	Meso-hemerób	$\alpha$ -Euhemerób	$\beta$ -Euhemerób	Poly-hemerób	Meta-hemerób
Foltok méretét leíró tájmetriai mutató	AWMPS	CLC 2000	0,467**	0,248**	0,249**	-0,482**	-0,261**	0,104**
		CLC 2006	0,454**	0,293**	0,234**	-0,460**	-0,259**	0,114**
Foltok alakját leíró tájmetriai mutatók	AWTE	CLC 2000	0,455**	0,255**	0,232**	-0,469**	-0,202**	0,124**
		CLC 2006	0,445**	0,298**	0,217**	-0,448	-0,206**	0,146**
	AWMSI	CLC 2000	0,414**	0,219**	0,167**	-0,465**	0,019	0,096
		CLC 2006	0,410**	0,247**	0,147**	-0,448	-0,007	0,136**
	AWMFRAC T	CLC 2000	0,315**	0,137**	0,068**	-0,440**	0,154**	0,059
		CLC 2006	0,321**	0,151**	0,052	-0,420	0,125**	0,092
	AWNSCP	CLC 2000	0,464**	0,353**	0,325**	-0,437**	-0,064**	0,147**
		CLC 2006	0,457**	0,567**	0,598**	-0,429	-0,006	0,199**
vizsgált elempárok száma (N)		CLC 2000	2076	1830	2213	2259	1965	655
		CLC 2006	2065	1852	2203	2259	1980	735

\* p<0,05 azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, \*\* p<0,01 99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat

Az átlagosnál természetesebb (oligohemrób, mesohemerób,  $\alpha$ - euhemerób) felszínborítás foltok alaki és méretbeli tulajdonságait bemutató összes tájmetriai mutató (egy kivétellel) 0,001 szinten szignifikáns pozitív statisztikai kapcsolatot mutatnak a Természeti Tőke Indexszel. Ez azt jelenti, hogy ha a táji egységeken (kvadrátokon) belül az ezekbe az osztályokba sorolható felszínborítás foltok területe és/vagy alakrajzi összetettsége növekszik, akkor az a növényzet természetességének növekedésére utal. Bár ez az összefüggés az  $\alpha$ - euhemerób MFRACCT mutatója kivételével minden esetben eléri a 0,001 szintű szignifikancia szintet, de az egyes hemeróbia szintek alapján képzett osztályok korrelációs együtthatóinak értékei jelentősen eltérnek egymástól. A legmagasabb értékű pozitív szignifikáns kapcsolatot a hemeróbiaszint alapú felszínborítás osztályok közül a legtermészetesebb, azaz oligohemerob osztály tájmetriai mutatói mutatják a növényzeti alapú Természeti Tőke Indexszel (Szilassi et al. 2017a).

Ezzel szemben az  $\alpha$ - euhemerób, és a polyhemerób osztályokba csoportosított felszínborítás foltok általában minél kisebb területűek és minél kompaktabbak, annál természetesebb az adott táji terület egység (pl. kvadrát, tájablak, vízgyűjtőterület) növényzete. A vizsgált tájmetriai mutatók közül vannak azonban olyanok, melyek egy adott hemeróbiaszinten értelmezett felszínborítás osztályon belüli értékei egymással ellentmondóan, ellentétes előjelű szignifikáns korrelációt mutatnak a Természeti Tőke Indexszel. Nehéz például magyarázni, hogy ha Polyhemerob foltok alaki komplexitását leíró területtel súlyozott szegélyhossz (AWTE) mutatója negatív szignifikáns kapcsolatot mutat a Természeti Tőke Indexszel, akkor ugyanezen osztályhoz tartozó felszínborítás foltok a szegélyhossza (AWTE) miatt mutat pozitív szignifikáns kapcsolatot a Természeti Tőke Indexszel. Ebből az ellentmondásból egyrészt az következik, hogy a Spearman's -féle korreláció módszerével kapott eredmények közül az alacsonyabb korrelációs együtthatókat mutató összefüggéseket – függetlenül attól, hogy azok szignifikánsak-e – fenntartásokkal kezeljem. Másrészt arra utal, hogy a CORINE felszínborítás típusok hemeróbiaszint alapú osztályai közül csak az átlagosnál természetesebb kategóriák használhatók megbízhatóan a növényzet természetességének (oligohemrób, mesohemerób,  $\alpha$ - euhemerób) jellemzéséhez. Ez utóbbi állításomat támasztja alá az a tény is, hogy a legátalakítottabb tájakat reprezentáló metahemerob felszínborítás típus csoportba tartozó foltok tájmetriai mutatói az átlagnál magasabb átalakítottági kategóriák ( $\alpha$ - euhemerób, polyhemerób) tájmetriai mutatói egymással ellentétes előjelű szignifikáns kapcsolatot mutatnak a növényzet természetességét reprezentáló Természeti Tőke Indexszel.







Mind a hemeróbia, mind a CORINE felszínborítás fő típusok alapján csoportosított osztály szintű, mind a táj szintű tájmetriai mutatók 2000-ben és 2006-ban is (a CORINE felszínborítási adatbázis időpontjától függetlenül) hasonló értékű és minden esetben azonos előjelű korrelációkat mutatnak az Természeti Tőke Index értékekkel (15. táblázat).

Ez a tény annak tudható be, hogy a MÉTA terepi botanikai felmérés a két CORINE térképezés időpontja között zajlott, valamint azzal, hogy a két időpont között Magyarország felszínborítása csak kis mértékben változott, így a mintázat alapján számolt tájmetriai mutatók nem térnek el jelentősen egymástól 2000-ben és 2006-ban (15-16. táblázat).

A MÉTA felmérések kvadrátjain belüli összes felszínborítás folt alakját és méretét leíró tájmetriai mutatók (táj szintű tájmetriai indexek) mindegyike 0,001 szinten szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutat a Természeti Tőke Index értékekkel 2000-ben és 2006-ban is (16. táblázat).

A felszínborítás CORINE nomenklatura szerinti öt fő típusa (mesterséges felszínek, mezőgazdasági területek, erdők és természetközeli területek, vizenyős területek, vízfelületek) alapján csoportosított felszínborítás poligonok közül a mezőgazdasági területek, valamint az erdők és természetközeli területek foltjainak összes osztály szintű tájmetriai paramétere 2000-ben és 2006-ban is a táj szintű mutatóknál magasabb értékű, 0,001 szinten szignifikáns értékkel korrelál a növényzet természetességét kifejező Természeti Tőke Indexszel (16. táblázat).

16. táblázat A Természeti Tőke Index és a CLC 2000 és a CLC 2006 adatbázisok felszínborítás típusainak CORINE főkategóriák alapján osztály, és táj szinten képzett tájmetriai mutatói közötti Spearman-féle korrelációk értékei

	Tájmetriai mutató	adatbázis	Táj szintű elemzés 	CORINE felszínborítás főtipusok szerinti osztályok				
				mesterséges felszínek 	mezőgazdasági területek 	erdők és természetközeli területek 	vizenyős területek 	vízfelületek 
Foltok méretét leíró tájmetriai mutató	AWMPS	CLC 2000	-0,496**	-0,239**	-0,516**	0,624**	0,205	0,069
		CLC 2006	-0,471**	-0,223**	-0,494**	0,613**	0,224**	0,079
Foltok alakját leíró tájmetriai mutatók	AWTE	CLC 2000	-0,477**	-0,177**	-0,503**	0,612**	0,151	0,032
		CLC 2006	-0,448**	-0,168**	-0,480**	0,603**	0,171	0,042
	AWMSI	CLC 2000	-0,466**	0,029	-0,510**	0,564**	0,006	-0,027
		CLC 2006	-0,438**	0,022	-0,492**	0,559**	0,006	-0,022
	AWMFRAC	CLC 2000	-0,409**	0,154**	-0,499**	0,451**	-0,119	0,079
		CLC 2006	-0,372**	0,139**	-0,483**	0,456**	-0,128**	0,074
	AWNSCP	CLC 2000	-0,372**	-0,042	-0,468**	0,599**	0,126	0,045
		CLC 2006	-0,366**	-0,033	-0,461**	0,597**	0,148**	0,045
vizsgált elempárok száma (N)		CLC 2000	2272	2029	2262	2272	773	806
		CLC 2006	2272	2054	2263	2123	613	836

\*  $p < 0,05$  azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, \*\*  $p < 0,01$  99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat

Eredményeim alátámasztják más szerzők véleményét, miszerint az osztály szintű tájmetriai mutatók általában erősebb statisztikai összefüggést mutatnak a biodiverzitással, tehát jobban felhasználhatók a hemeróbia szintek indikátoraként, mint a táj szintű mutatók (Tischendorf 2001; Lausch és Herzog 2002).

A CORINE adatbázis osztály tájmetriai mutatói közül a felszínborítás főtipusa szerint kialakított osztályok alkalmasabbak a vegetáció természetességében végbement változások irányának becslésére, mint hemeróbia szint alapján csoportosított osztály szinten értelmezett CORINE mintázat, mivel több tájmetriai paraméter esetében mutatnak szignifikáns korrelációt a Természeti Tőke Indexszel, mint a hemeróbia szintek szerint csoportosított CORINE poligonok mintázata. Elemzéseim szerint a CORINE adatbázis mesterséges felszíneinek, valamint a metahemerob osztály szintű tájmetriai mutatói közül nem mindegyik mutat szignifikáns kapcsolatot a Természeti Tőke Indexszel. Ennek hátterében az állhat, hogy ezekből a felszínborítás osztályokból csak néhány folt található a kvadrátok többségében, ezért a

területtel súlyozott átlagaik is csak kvadrátonként néhány folt alakját mutatják be, tehát az így kapott eredmények nem reprezentatívak.

Lényeges kiemelni, hogy a CORINE felszínborítás főtipusok alapján számolt tájmetriai mutatók és a Természeti Tőke Index közti statisztikai kapcsolatokat jellemző Spearman's rho korrelációk előjelei egymással ellentétesek attól függően, hogy a mezőgazdasági területeket, vagy az erdők és természetközeli területek felszínborítás foltjainak alakját és méretét leíró tájmetriai mutatókat vizsgáltam a MÉTA kvadrátokon belül (16. táblázat).

A foltok méretét kifejező AWMPS negatív szignifikáns, a többi metrika gyenge, nem szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutat az Természeti Tőke Index MÉTA kvadrátokon belüli értékeivel: Ennek háttérében az állhat, hogy ezekből a felszínborítás főtipusokból csak néhány folt található a kvadrátok többségében, ezért a területtel súlyozott átlagaik is csak kvadrátonként néhány folt alakját mutatják be, tehát az így kapott eredmények nem reprezentatívak.

Míg a mezőgazdasági területek felszínborítás foltjainak méretét és alaki komplexitását leíró tájmetriai mutatók negatív szignifikáns kapcsolatot mutatnak a MÉTA kvadrátok növényzet alapú Természeti Tőke Indexszével, addig az erdők és természetközeli területek foltjaiból képzett mutatók szignifikáns pozitív korrelációt mutatnak ezzel a növényzet természetességét reprezentáló paraméterrel.

Eredményeim alapján a növényzet természetessége a tájablakokon (MÉTA kvadrátokon) belül annál nagyobb, minél kisebbek a mezőgazdasági (pl. szántó, szőlő, gyümölcsös) területek foltméretei, és minél kompaktabbak ezek a foltok. Az erdő és természetközeli területek (például gyepek) foltméretet (AWMPS), és a foltok alakját leíró mutatók (AWMFRACT, AWTE, AWMSI, AWNSCP) pozitív szignifikáns kapcsolata a Természeti Tőke Indexszel azzal magyarázható, hogy egy táj növényzetének természetessége annál nagyobb minél nagyobb az erdő, és természetközeli gyeppoltok mérete és alakrajzi összetettsége.

A két CORINE felszínborítás főtipusból képzett osztály szintű tájmetriai mutatók egymástól eltérő előjelű szignifikáns korrelációja a Természeti Tőke Indexszel a mezőgazdasági területhasználat tájmintázatot meghatározó, domináns jellegére utal. A mezőgazdasági területek (melyek többsége szántó) foltjait tekinthetjük tájökölógiai mátrixnak a Kárpát-medencében. A mátrixon (szántóterületeken) belül az erdő és természetközeli területek foltjai (poligonok) szigetszerűen jelennek meg. Kutatási eredményeim alapján igazolható, hogy a Magyarország döntő része erős agrár jellegű kultúrtáj, hiszen a mezőgazdasági területek alapján számolt tájmetriai mutatók és az összes felszínborítás poligon alapján számolt táj szintű tájindexek azonos előjellel, és szignifikánsan korrelálnak a növényzet természetességét leíró Természeti Tőke Indexszel.

A magyarországi tájszerkezet esetében tehát a tájban zajló ökológiai folyamatok (például a növényzet természetessége) szempontjából meghatározó jelentőségű az agrárjellegű felszínborítás típusok mintázata (foltmérete, alaki mutatói). Mivel az adott tájablakokon (kvadrátokon) belül előforduló mezőgazdasági területek felszínborítás foltjainak alakját (komplexitását) leíró tájmetriai mutatók negatív előjellel korrelálnak a növényzet természetességével, ezért a nagyobb szegélyhosszú, komplexebb agrárterületek foltjai az intenzívebbé váló mezőgazdasági tájhasználatra, a növényzet természetességének csökkenésére utalnak (Szilassi et al. 2017a).

Az osztály szintű elemzéseim alapján a Kárpát-medencében (és más agrár dominanciájú tájakon), a mátrixot alkotó mezőgazdasági területek mintázatát más előjellel kell figyelembe vennünk a természetesség becsléséhez, mint a mátrixban szigetszerűen elhelyezkedő erdő és természetközeli élőhelyfoltokét, hiszen a két CORINE felszínborítás főtipus osztály szintű metrikái ellentétes előjelű korrelációt mutatnak az Természeti Tőke Index értékekkel.

A Magyarországra és az EU-s tagállamokra is jellemző tendencia, hogy a tájszerkezetet kialakító felszínborítás foltok az utóbbi évtizedekben egyre kompaktabbá váltak (a táj konfigurációs heterogenitása csökkent), miközben a táj kompozíciója homogénebbé vált (azaz



kompozíciós heterogenitása is csökkent) az intenzívebb nagytablás szántóföldi művelés térhódítása miatt (Moser et al. 2002). Ez a folyamat azonban csak az olyan nagy méretarányú felszínborítás térképeken azonosítható, melyek elemi foltjai általában mezőgazdasági táblák (parcellák). Az CORINE adatbázisban a mezőgazdasági területek homogén foltjai kisebb, regionális méretarányban nem mutatják ezt a "finom" mintázatot. Ez a méretarány béli különbség lehet az oka annak, hogy növények fajgazdagsága, a természetessége közti kapcsolat táj szintű elemzése során a Moser et al. (2002) és Renetzeder et al. (2010). eredményeivel ellentétes előjelű statisztikai összefüggéseket kaptam.

Már Gimona 2009; Moser et al. 2002; Venturelli és Galli 2006 is felhívja a figyelmet arra, hogy nem minden tájtípus esetében, és nem minden méretarányban igaz az állítás, miszerint minél komplexebbek a foltok alakja, annál természetesebb az adott terület. A komplexebb foltalakok (heterogénebb táji konfiguráció) és a biodiverzitás közti pozitív korreláció a természetes vagy természetközeli tájak esetében a legerősebb (Mander et al. 2002, 2005; Renetzeder et al. 2010). Az osztály szintű, erdők és természetközeli területek felszínborítás főtüpushoz tartozó foltok alapján számolt AWENSCP értékek, és az Természeti Tőke Index értékek között eredményül kapott pozitív előjelű korreláció egyezik ezzel az eredménnyel, viszont az agrárterületek dominanciája miatt a táj szintű elemzés már nem támasztja alá Mander et al., 2005; Moser et al. 2002; és Renetzeder et al. 2010 megállapításait.

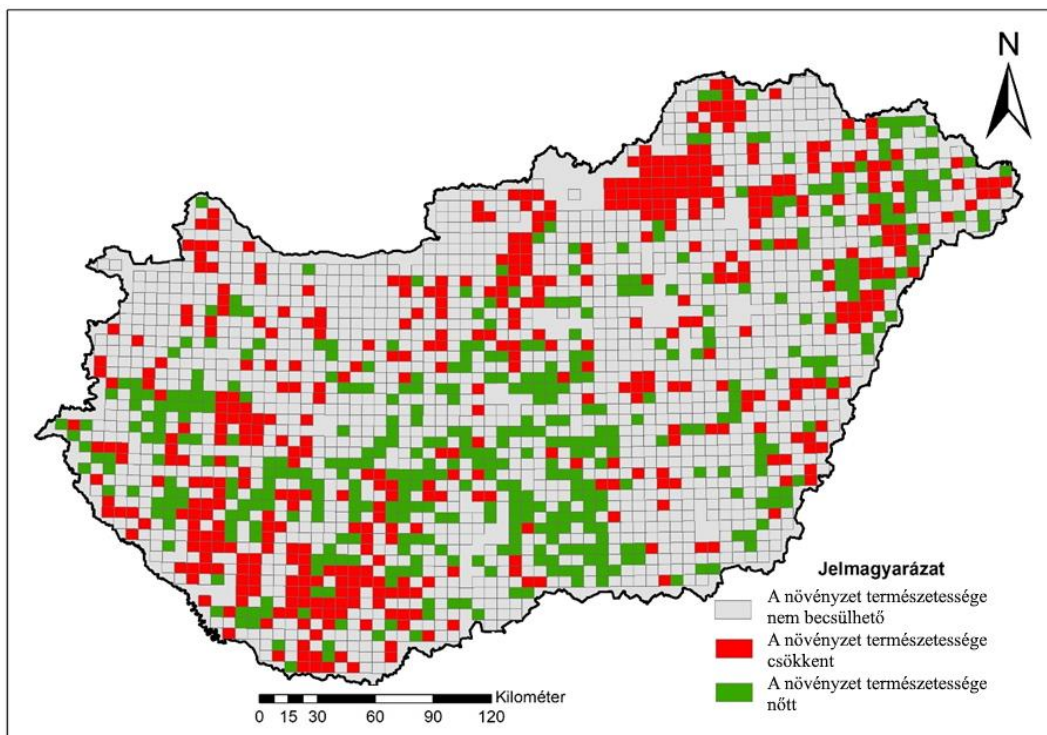
A kevés pont által lehatárolt, főként lineáris, szabályos határvonalakkal jellemezhető erdők és természetközeli területek felszínborítás foltok jelentős antropogén hatásra utalnak, az ilyen foltalak alacsony természetességű ültetvényyszerű erdőkre, és a szántókkal körülvett gyepterületekre a jellemző. Ezzel szemben a szabálytalan szegélyekkel határolt a komplexebb, kevésbé kompakt erdők és természetközeli területek foltok jelenléte az adott táji terület egység (pl. rászter, tájablak) magasabb szintű természetességére utal (Moser et al. 2002). Ahol nő a növényzet természetessége, ott növekszik szabálytalan erdő és természetközeli területek szegélyek, valamint a foltok alakjának összetettségét, a foltok komplex jellegét leíró tájmetriai mutatók (a AWTE, az AWMSI, az AWMFRACT, és az AWNSCP) értéke (Moser et al. 2002). A növényzet természetessége és a foltalakok változása közti a kapcsolat azonban néhány szerző szerint nem lineáris (Tischendorf 2001) összefüggés, ezért csak a változások iránya, azaz a növényzet természetességének növekedése vagy csökkenése becsülhető az erdő és természetközeli terület foltok tájszerkezeti változásai alapján.

A nemzetközi szakirodalom utal rá (Mander et al. 2002, 2005; Renetzeder et al. 2010), hogy ha a táj szintű elemzés során a felszínborítás poligonok átlagos mérete (AWEMPS) növekvő tendenciát mutat, akkor az a hemeróbiaszint növekedésére utal. E mutatót táj szinten vizsgálva én is hasonló eredményt kaptam, ellenben az erdők és természetközeli területek osztály szintű elemzése ezzel ellentétes eredményt adott. E felszínborítás típus esetében a természetközeli foltok méretének növekedése az adott terület természetességének növekedésére utal.

Eredményeim szerint az erdő és természetközeli területek és a mezőgazdasági területek CORINE főtüpushoz felszínborítás foltjai (poligonok) alapján számolt osztály szintű tájmetriai mutatók (AWMPS, AWTE, AWMFRACT, AWMSI és AWNSCP) mutatják a legerősebb szignifikáns statisztikai összefüggést terület növényzet alapú természetességével. Ezek azok az a tájmetriai mutatók, melyek, mint indikátorok a legalkalmasabbak a növényzet természetességében bekövetkező változások becsléséhez, ezért Magyarország növényzeti alapú természetességének változását az erdő és természetközeli területek osztály szintű tájmetriai mutatói alapján értékeltem.

Azokban a kvadrátokban, melyekben a 2000 és a 2012 közötti években a CORINE erdő természetközeli területek foltjai alapján osztály számolt, a foltok méretét (AWMPS), és komplexitását leíró (AWTE, AWMFRACT, AWMSI és AWNSCP) tájmetriai mutatók értékei nőttek, becslésem szerint nőtt az Természeti Tőke Index értéke is. Ahol a fenti tájmetriai mutatók mindegyike csökkent ott becslésem szerint csökkent a vegetáció természetessége,

illetve a természetességet reprezentáló Természeti Tőke Index értéke. Ahol e két metrika értéke nem, vagy nem azonos előjellel változott, azokat "a növényzet természetessége nem becsülhető" kategóriába soroltam. Szintén ebbe a kategóriába soroltam azokat a MÉTA kvadrátokat, amelyekben nem fordult elő erdő természetközeli területek foltjai poligon, vagy nem változott a felszínborítás 2000-2012 között (25. ábra).



25. ábra A növényzet természetességének a 2000-2012 közötti tájszerkezeti változások alapján becsült változása Magyarországon

Becsléseim szerint főként hazánk középső területein nőtt a növényzet természetessége. Ezeken a gyenge szervesanyag-tartalmú talajú, alacsony termőképességű területeken az utóbbi két évtizedben folyamatosan megfigyelhető folyamat a szántóterületek felhagyása, amely általában a természetközeli és az erdőterületek növekedésével jártak együtt. E folyamattal ellentétes tendencia figyelhető meg a főváros (Budapest), valamint a nagyobb városok környékén, valamint a Dunántúli-dombság és a Bükk-hegység, ahol nőtt az emberi hatások erőssége a 2000-2012 közötti időszakban. Ezeken a területeken (feltehetően a beépített területek növekedése, illetve a tarvágásos erdőművelés miatt) az erdő természetközeli területek mintázatának változásán alapuló becslésem szerint csökkent a növényzet természetessége (Szilassi et al. 2017a).

Természetesen a növényzet természetesség változásának becslése a CORINE adatbázis léptéke miatt csak elnagyolt lehet. A korábbi tanulmányok szerint CORINE adatbázis kis méretaránya miatt nem használható a biodiverzitás becsléséhez (Gimona et al. 2009). Ezzel szemben sikerült kimutatnom, hogy a regionális CORINE felszínborítás adatbázis alapján számolt tájmetriai mutatók szignifikáns statisztikai összefüggést mutatnak az adott terület növényzet alapú természetességével, bár ez az összefüggés csak regionális léptékű elemzésekre ad alkalmat. A vegetáció természetességének nagyobb léptékű elemzéséhez nagy méretarányú terepi botanikai felmérésekre van szükség,

A tájszerkezet és a növényzet alapú Természeti Tőke Index közti (előzőekben részletesen bemutatott) kapcsolatok a CORINE adatbázis regionális (Kb. 1: 100.000-es méretarányú)

léptékében érvényesek. A CORINE felszínborítás térképektől jelentősen eltérő méretarányú adatbázisok használata során változhatnak az osztály és a táj szintű metrikák és természeti Tőke Index közti kapcsolat korrelációs együtthatói, és a korrelációk előjelei is.

#### **5.4 A tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók és a mezei pacsirta egyedszáma közti kapcsolat elemzésének eredményei**

A mezei pacsirta a mezőgazdasági tájak madárfaunájának egyik jellegzetes indikátorának tekinthető, mivel e faj abundanciája (előfordulási gyakorisága) szoros kapcsolatot mutat más mezőgazdasági madárfajok előfordulási adataival (Gippoliti és Battisti 2017). Számos nemzetközi publikáció szerzője hangsúlyozza, hogy a mezei pacsirta előfordulási adatai és a tájszerkezet szoros összefüggést mutatnak egymással (Wretenberg et al. 2007; Nagy et al. 2009; Gevers et al. 2011; Guerrero et al. 2012). A témával foglalkozó korábbi kutatások többsége azonban főként a mezőgazdaság és a faj abundancia viszonyai közti kapcsolatra fókuszáltak (Verhulst et al. 2004) másrészt lokális léptékben, kis mintaterületen végzett adatgyűjtések alapján elemezte ezt a kérdést (Perkins et al. 2000). A Magyarország teljes területéről elkészült NÖSZTÉP felszínborítási adatbázis, valamint a Mindennapi Madaraink Monitoring adatbázis pacsirta előfordulási adatainak együttes térinformatikai elemzése kiváló lehetőséget kínált arra, hogy regionális (országos) léptékben, de nagy (részletes) méretarányú felszínborítás adatok alapján legyen modellezhető és becsülhető ennek a madárfajnak az előfordulása.

A mezei pacsirta élőhely preferenciáinak GLM modellezéssel történő elemzése alapján két fő osztályba tudtam csoportosítani a NÖSZTÉP adatbázis felszínborítás típusait. Azokat felszínborítás típusokat, amelyek pozitív szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutattak az eurázsiai pacsirta előfordulási adataival (abundanciájával), a pacsirta által kedvelt, azaz számára élőhelyet nyújtó felszínborítás osztályba soroltam. E felszínborítás típusok közé tartoznak például a szikes és szikesedésre hajlamos gyepek, valamint a hegy és dombvidéki zárt gyepek. A hegy és dombvidéki zárt gyepek NÖSZTÉP felszínborítás típusa mutatta a legmagasabb szignifikáns kapcsolatot a pacsirta előfordulásával, tehát ennek a felszínborítás típusnak van a legfontosabb hatása a pacsirta abundanciájára. A szántók a szakirodalom szerint is kedvelt élőhelyei ennek a madárfajnak (Chamberlain et al. 1999; Praus és Weidinger 2015; Schlager et al. 2020; Csikós és Szilassi 2020, 2021). A NÖSZTÉP felszínborítás kategóriái közül a madár által nem kedvelt (nem preferált) osztályba az olyan felszínborítás típusokat soroltam, amelyek negatív előjelű szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutattak a pacsirta MMM terepi előfordulási adataival (17. táblázat).

Eredményeim alapján ebbe a csoportba soroltam a mesterséges felszíneket, a városi zöld felületeket, komplex művelési szerkezetű területeket, erdőket, valamint vizes élőhelyek és vízfelületek területét is. A komplex szerkezetű, mozaikos mintázatú NÖSZTÉP felszínborítás típus mutatta a legerősebb negatív szignifikáns kapcsolatot a pacsirta populáció egyedszámával, ezt követték a vizes élőhelyek és vízfelületek, valamint a városi zöldfelületek felszínborítás típusok. A szignifikáns változók relatív jelentősége minden esetben 100%-os volt (17. táblázat).

17. táblázat Az egyes NÖSZTÉP felszínborítás típusok statisztikai kapcsolata a mezei pacsirta abundancia értékeivel. (A kék színű számok a pozitív, a pirosak a vizsgált változók és a pacsirta egyedszáma közti negatív szignifikáns kapcsolatot jelzik)

NÖSZTÉP felszínborítás típus (magyarázó változó)	Becslés erőssége	Szórás	Conf, Int (95%)	P-Érték	Relatív jelentőség (%)	VIF
Mesterséges felszínek	<b>-0,019 *</b>	0,008	-0,035 – -0,003	0,022	100	1,88
Városi zöldfelületek	<b>-0,024 ***</b>	0,005	-0,034 – -0,014	<0,001	100	1,93
Szőlők, gyümölcsösök	-0,014	0,013	-0,040 – 0,013	0,308	24	1,03
Komplex művelési szerkezet	<b>-0,034 *</b>	0,015	-0,064 – -0,005	0,021	100	1,05
Nyílt homokpuszta gyepek	-0,014	0,012	-0,037 – 0,009	0,228	19	1,02
Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	<b>0,059 ***</b>	0,002	0,054 – 0,063	<0,001	100	1,17
Nyílt sziklagyepek	-0,045	0,114	-0,269 – 0,180	0,697	100	1,06
Hegy és dombvidéki zárt gyepek	<b>0,067 ***</b>	0,004	0,058 – 0,076	<0,001	100	1,03
Máshová nem besorolható lágy szárú növényzet	-0,019	0,075	-0,165 – 0,128	0,805	80	1,07
Erdők	<b>-0,021 ***</b>	0,002	-0,025 – -0,016	<0,001	100	1,11
Vizes élőhelyek és vízfelszínek	<b>-0,030 ***</b>	0,006	-0,041 – -0,018	<0,001	100	1,02
Az MMM mezei pacsirta megfigyelési pontjainak (adatpárok) száma: 3049						
* p<0,05 azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, ** p<0,01 99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, *** p<0,01 99,9%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat						
<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 30px; height: 15px; background-color: #d9ead3; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> A mezei pacsirta előfordulási adataival pozitív szignifikáns kapcsolatot mutató felszínborítás típus </div> <div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 30px; height: 15px; background-color: #f4cccc; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> A mezei pacsirta előfordulási adataival negatív szignifikáns kapcsolatot mutató felszínborítás típus </div> <div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 30px; height: 15px; background-color: #fff2cc; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> A mezei pacsirta előfordulási adataival semmilyen szignifikáns kapcsolatot nem mutató felszínborítás típus </div>						

A mezei pacsirta által preferált és nem preferált felszínborítás osztályok alakját és méretét leíró tájmetriai mutatók különböző előjelű szignifikáns kapcsolatot mutattak a pacsirta MMM terepi előfordulási adataival (18. táblázat). A mezei pacsirta által nem kedvelt NÖSZTÉP felszínborítás típusok negatív szignifikáns kapcsolatban állnak a pacsirta egyedszámával. A mesterséges felszíneket, és a városi zöldfelületeket a tájképi nyitottság hiánya, a települési (városi) környezetre jellemző erős antropogén és egyéb zavaró hatások miatt nem kedvel ez a faj (Gottschalk et al. 2010; Guerrero et al. 2012; Szilassi et al. 2019b,c). A komplex művelési szerkezettel jellemezhető felszínborítás típus szintén negatív szignifikáns kapcsolatban áll a

mezei pacsirta abundancia adataival. A mezei pacsirta azért nem kedveli ezeket a heterogén felszínborítású, magas kompozíciós heterogenitással jellemezhető mezőgazdasági területeket, mert az ilyen, diverz felszínborítású (magas kompozíciós heterogenitással rendelkező) agrártájokban sok olyan felszínborítás folt is előfordul, amelyek csökkentik a tájkép nyílt jellegét (pl. szőlők, gyümölcsösök, kisebb erdőfoltok stb.) (Berg et al. 2015; Redlich et al. 2018; Szilassi et al. 2019b,c; Csikós és Szilassi 2020, 2021). Az vizes élőhelyek és felszíni vizek szintén nem kedvelt élőhelyei a pacsirtának. A mezei pacsirta tipikusan az agrártájak fészkelő madara, ezért nem meglepő, hogy a vizes élőhelyek, vízterületek és vízfolyások nem megfelelő élőhelytípusok e faj számára. Az erdőterületek szintén negatív szignifikáns kapcsolatot mutatnak a pacsirta abundancia viszonyaival, mely legfőbb oka a tájképi nyitottság hiánya, ami a pacsirta számára nagyon fontos (Sauerbrei et al. 2014; Berg et al. 2015; Szilassi et al. 2019b,c; Csikós és Szilassi 2020, 2021).

A szántóföldek a nemzetközi szakirodalom szerint is jelentős élőhelyei ennek a madárfajnak, ezért e felszínborítás típust (a területi kiterjedése és a pacsirta egyedszáma közti kapcsolat elemzése nélkül is, kizárólag a szakirodalmi adatok alapján) egyértelműen a pacsirta által kedvelt felszínek osztályába soroltam (Dietzen et al. 2014; Hoffmann et al. 2016, 2018; Praus és Weidinger 2015; Csikós és Szilassi 2020, 2021). Sajnos Magyarországon nem áll rendelkezésre részletes országos szintű térbeli statisztikai adatok a szántóföldi (szántóföldi) területeken belül a természetett növényfajokról. A NÖSZTÉP-adatbázis szerint Magyarország területének 57%-át mezőgazdasági területek borítják, és ennek 81%-a szántóföld volt 2018-ban (Tanács et al. 2019). Mivel a magyarországi agrártájak meghatározó felszínborítás típusa (mátrixa) a szántó, ezért fontosnak tartottam a foltok (parcellák) méretét és alakját leíró tájmetriai mutatók és a mezei pacsirta egyedsűrűsége közti kapcsolatot feltárni, hogy ezáltal pontosabban becsülhessem a mezei pacsirta előfordulását a Natura 2000 SPA területeken belül. A szakirodalom szerint a rét legelőterületek és gyepek szintén kedvelt felszínborítás kategóriák a sziki pacsirták számára, (Piha et al. 2003; Moreira et al. 2005; Hamer et al. 2006; Koleček et al. 2015; Reif és Hanzelka 2016; Szilassi et al. 2019b,c; Csikós és Szilassi 2020) A NÖSZTÉP felszínborítási adatbázis részletes tematikus felbontása lehetőséget kínál a különböző gyeptípusok térszerkezete és a pacsirta abundancia viszonyai közti kapcsolat vizsgálatára. A nyílt homokpuszta gyepek és a nyílt sziklagyepek az MMM megfigyelési pontok 600 m-es körsugarú körzetein belül nem mutat szignifikáns statisztikai kapcsolatot a mezei pacsirta egyedsűrűségével. A magyarországi homokterületek tagoltabb domborzata miatt a mezei pacsirta nehezebben talál jól belátható, fészkelésre alkalmas területeket, mint más tájkon. Annak oka pedig, hogy a nyílt sziklagyepek területe nem mutat szignifikáns összefüggést a pacsirta előfordulásával az lehetett, hogy ezek a rendkívül fragmentált, kopár, erdőterületekkel szegélyezett élőhelyek a homoki gyepekhez hasonlóan alkalmatlan fészkelőhelyei ennek a fajnak (Báldi et al., 2005; Dietzen et al., 2014).

A gyepterületek egyéb típusai közül a szikes és szikesedésre hajlamos gyepek, valamint a hegy és dombvidéki zárt gyepek felszínborítás típusai azok, melyek szignifikáns pozitív kapcsolat mutatnak a mezei pacsirta egyedsűrűségével. Mindkét gyeptípus alkalmas a fészkelőhelye a mezei pacsirtának, mivel az ilyen felszínborítású területeken az MMM megfigyelési pontok 600 m sugarú körein belül általában az egyszikű növényzet közepes magassága optimális a pacsirta számára. Más szerzők is szoros kapcsolatot írtak le a zárt gyepek és rétek és a pacsirta abundancia viszonyai között (Donald et al. 2001; Wolff et al. 2001; Suárez et al. 2003; Brotons et al. 2005).

A NÖSZTÉP-adatbázis preferált felszínborítás kategóriáinak LULC-foltjainak alaki összetettségét és méretét leíró metrikák szignifikáns pozitív kapcsolatot mutattak a pacsirta abundanciával. E madárfaj által preferált felszínborítás osztályok foltjainak alaki összetettsége (MFRACINDEX) erősebb hatással van a pacsirta egyedsűrűségére, mint az átlagos foltméret (MPS). A mezei pacsirta által nem kedvelt felszínborítás kategóriák alaki összetettsége és

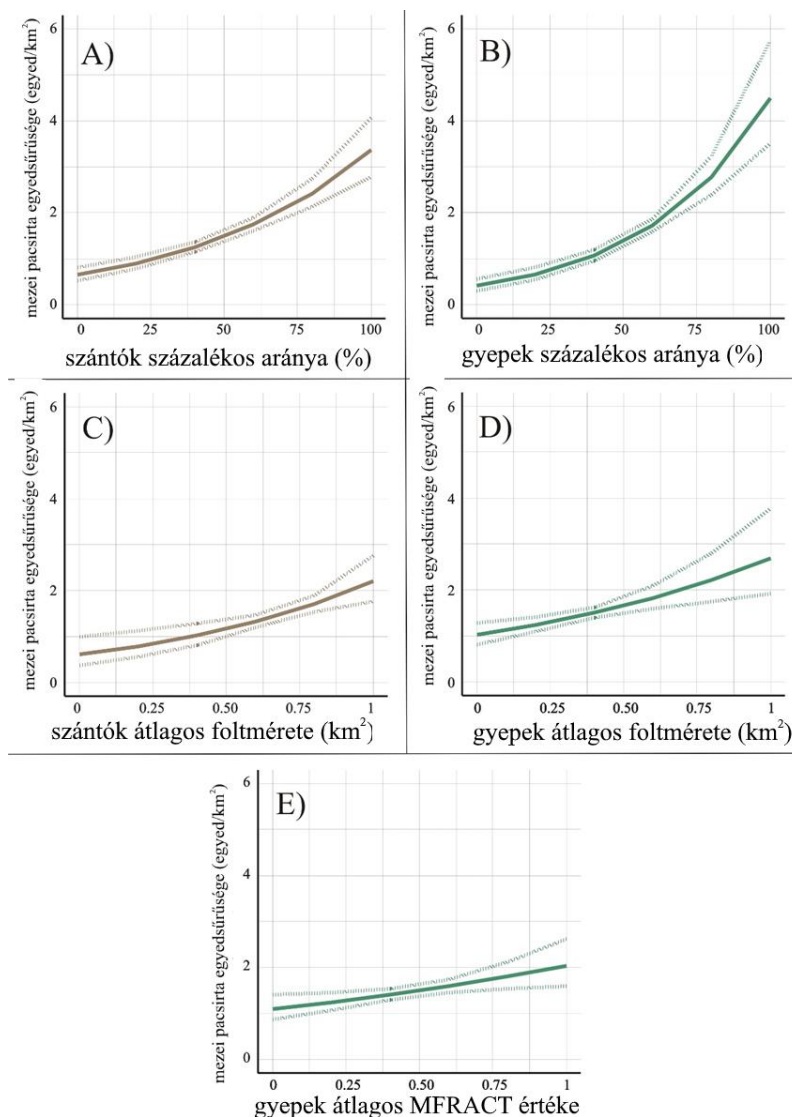
mérete szignifikáns negatív kapcsolatban áll a pacsirta egyedszámával. Ezeknél a felszínborítás típusoknál a foltok méretét leíró MPS tájmetriai mutató szorosabb szignifikáns összefüggést mutat a pacsirta abundanciával, mint a pacsirta által preferált felszínborítás foltok MPS mutatója. A mezei pacsirta által preferált NÖSZTÉP-osztályaihoz tartozó foltok alakját és komplexitását leíró tájmetriai mutatók pozitív szignifikáns kapcsolata a faj abundancia viszonyaival arra utal, hogy minél magasabb a madárfaj által preferált területek (szántóföldek és gyepek) foltmérete és alaki komplexitása (konfigurációs heterogenitása), annál inkább nő a tájablakon belül pacsirtaállomány egyedsűrűsége. A pacsirta által nem preferált NÖSZTÉP kategóriába tartozó felszínborítás foltok mérete minél kisebb és minél kompaktabb, a pacsirta egyed sűrűsége (abundanciája) annál magasabb (18. táblázat). Az SDI-vel leírt felszínborítás diverzitásnak (kompozíciós heterogenitásnak) szignifikáns negatív hatása van a pacsirta abundanciára, ami arra utal, hogy ez a faj a homogén (kevés felszínborítás típusból felépülő, azaz alacsony kompozíciós diverzitású) tájszerkezetet kedveli. Az, hogy a felszínborítás típusok heterogenitását táj szinten leíró SDI tájmetriai mutató negatív hatással van a pacsirtára előfordulása nem meglepő, hisz a komplex művelési szerkezet NÖSZTÉP kategória is negatív szignifikáns kapcsolatot mutatott a mezei pacsirta egyedsűrűségével. Eredményeim szerint tehát ha a táj folttípusainak heterogenitása (kompozíciós heterogenitása) növekszik, annak negatív hatással van a pacsirtaállomány egyedsűrűségére (18. táblázat).

18. táblázat Az egyes NÖSZTÉP felszínborítás típusok alapján számolt, a táj konfigurációját leíró tájmetriai mutatók statisztikai kapcsolata a mezei pacsirta abundancia értékeivel. (A kék színű számok a pozitív, a pirosak a vizsgált változók és a pacsirta egyedszáma közti negatív szignifikáns kapcsolatot jelzik).

A tájszerkezet jellemzőit leíró tájmetriai mutatók (magyarázó változó)		Becslés erőssége	Szórás	Conf, Int (95%)	P-Érték
<b>A foltok méretét leíró (osztály szintű) tájmetriai mutató</b>	A mezei pacsirta által kedvelt felszínborítás foltok MPS értéke	0,4345 ***	0,0001	0,2324 – 0,6156	<0,001
<b>A foltok alakját leíró (osztály szintű) tájmetriai mutatók</b>	A mezei pacsirta által kedvelt felszínborítás foltok MFRACCT értéke	1,1635 ***	0,3349	0,5072 – 1,8199	0,001
	A mezei pacsirta által nem kedvelt felszínborítás foltok MPS értéke	- 1,9126 ***	0,0004	-2,7145 – - 1,1237	<0,001
	A mezei pacsirta által nem kedvelt felszínborítás foltok MFRACCT értéke	- 1,1993 **	0,4205	-2,0236 – - 0,3751	0,004
<b>A felszínborítás típusok diverzitását leíró (táj szintű) mutató</b>	Shannon-féle Diverzitás Index (SDI)	- 1,3711 ***	0,1639	-1,6923 – - 1,0500	<0,001
Az MMM mezei pacsirta megfigyelési pontjainak (adatpárok) száma: 3049					
* p<0,05 azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, ** p<0,01 99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, *** p<0,01 99,9%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat					

Ez az agrártájainkon előforduló madárfaj tehát a homogén tájszerkezeteket részesíti előnyben, ami összhangban van más szerzők eredményeivel (Báldi et al. 2005; Berg et al. 2015; Csikós és Szilassi 2020, 2021; Redlich et al. 2018; Szilassi et al. 2019b,c).

A gyepterületek tájablakon belüli aránya mutatja a legszorosabban pozitív szignifikáns statisztikai összefüggést a pacsirta abundanciájával (18. táblázat). Eredményeim szerint tehát a szántó foltok (parcellák) átlagos mérete (MPS) nagyobb jelentőséggel bír e faj előfordulási gyakorisága szempontjából, mint a gyepek átlagos foltmérete (MPS) (Szilassi et al. 2022b). A gyepterületek összetettsége (MFRACT) szignifikáns pozitív kapcsolatban áll a pacsirta egyedszám sűrűségével. A szántóföldek alakai jellemzői nem állnak szignifikáns kapcsolatban a pacsirta abundancia adataival (26. ábra).



26. ábra A tájszerkezet jellemzői és a mezei pacsirta állománysűrűsége közti összefüggés: A) szántók százalékos aránya és a mezei pacsirta egyedsűrűsége B) a gyepterületek százalékos aránya és a mezei pacsirta egyedsűrűsége C) a gyepterületek átlagos foltmérete (MPS) és a mezei pacsirta egyedsűrűsége D) a gyepterületek átlagos foltmérete (MPS) és a mezei pacsirta egyedsűrűsége E) a gyepterületek átlagos Fraktál Dimenzió (MFRACT) és a mezei pacsirta egyedsűrűsége közti statisztikai kapcsolatok.

A modellezett állománysűrűség-változások alapján egy hipotetikus táj 100%-os gyepporítottasága esetén a mezei pacsirta állománysűrűsége körülbelül 4-6 egyed/km<sup>2</sup> lenne. Eredményeim szerint míg a különböző felszínborítás típusok arányának változása közötti statisztikai kapcsolat közel exponenciális görbe szerint változik (26. ábra), addig a foltok alakját

és méretét leíró tájmetriai mutatók jellemzően lineáris kapcsolatot mutatnak a pacsirta becsült állománysűrűségével (19. táblázat).

19. táblázat, A GLM-alapú modellezés (a legjobb predikciós modellek átlagolásán alapuló) eredményei, amelyek a becslés erőssége mellett bemutatják az egyes magyarázó változók relatív jelentőségét a pacsirta állománysűrűségének becslésében (A kék színű számok a pozitív, a pirosak a vizsgált változók és a pacsirta egyedszáma közti negatív szignifikáns kapcsolatot jelzik.)

A pacsirta állománysűrűségének becslésére szolgáló változó	Becslés erőssége	Szórás	Conf, Int (95%)	P-Érték	Relatív jelentőség (%)
(Intercept)	<b>-3,2352 ***</b>	0,3579	-3,9005 – -2,5772	<0,001	
Szántók MPS	<b>1,2850 ***</b>	0,3588	0,6528 – 1,9195	<0,001	100
Gyepes MPS	<b>0,9689 ***</b>	0,2755	0,4145 – 1,5358	<0,001	100
Szántók MFRACT	-0,1719	0,2928	-0,7136 – 0,3745	0,557	31
Szántók MFRACT	<b>0,6255 **</b>	0,2409	0,1657 – 1,0845	0,009	100
Szántók összes területe	<b>1,6482 ***</b>	0,1916	1,2788 – 2,0202	<0,001	100
Gyepes összes területe	<b>2,4023 ***</b>	0,2731	1,8781 – 2,9262	<0,001	100
Az MMM mezei pacsirta MMM megfigyelési pontjainak (adatpárok) száma: 1897					
* p<0,05 azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, ** p<0,01 99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, *** p<0,01 99,9%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat					

A gyepes területek százalékos aránya mutatja a legmagasabb korrelációs együtthatójú szignifikáns összefüggést a pacsirta populáció előfordulási adataival. Ez a faj általában gyepes területeken fészkel és táplálkozik (Szilassi et al. 2022b). A szántóföldek aránya is szignifikáns összefüggést mutat a pacsirta állományával, de a jelentőségének szintje némileg alacsonyabb a gyepesekhez képest. A foltméretet leíró MPS paraméter esetében az ellenkező jelenséget figyeltük meg: a szántóföldek MPS-ének (a NÖSZTÉP szántóföld foltjai) erősebb hatása van a pacsirta abundancia viszonyaira, mint a gyepeseké. Ez arra utal, hogy pacsirta nem preferálja a kis méretű szántóföldeket (parcellákat) és a mozaikos tájszerkezetet, ahol egy szántóföldfolt több parcellát is tartalmazhat (Perkins et al. 2000; Donald et al. 2001; Moreira et al. 2005; Hamer et al. 2006). Uuemaa et al. (2009) szerint a legtöbb madárfaj előfordulási adatai erősebben változnak, ha változik a számukra kedvező élőhelyek aránya (kompozíciós heterogenitása) a tájban, és kevésbé, ha a tájak alakja tájmetriai mutató (konfigurációs heterogenitása) változik. Eredményeim szerint is a felszínborítás típusok aránya és az átlagos foltméretek erősebb hatást gyakorolnak a faj előfordulási gyakoriságára, mint az élőhelyfoltok alakja jellemzői (pl. fraktáldimenzió-index).

Bár a pacsirta egyedszám sűrűségének becslésének átlagos abszolút százalékos hibaértéke (37,77%) még elfogadható, de említést kell tenni a viszonylag magas becslési hiba okairól is. A mezei pacsirta egyedsűrűségének pontosabb előrejelzéshez több olyan új magyarázó változó bevonására (pl. rovarok fajtája és mennyisége, használt növényvédőszer, parcellakezelés) lenne szükség, amelyek egy táji léptékű, az országos szintű elemzés során nem állnak rendelkezésre.

Mivel a GLM modellezés eredményei szerint szignifikáns statisztikai kapcsolat van a NÖSZTÉP felszínborítás típusok megfigyelési pontok 600m-es sugarú körzetén belüli területe



(aránya), a különböző felszínborítás típusok alaki és méretbeli jellemzői és e madár abundancia viszonyai között. A mezei pacsirta egyedsűrűsége (egyed/km<sup>2</sup>) ezáltal olyan területeken is becsülhető, ahonnan nem állnak rendelkezésre terepi megfigyelési adatok (Szilassi et al. 2022b). A kapott eredmények lehetővé teszik, hogy egy újabb NÖSZTÉP felszínborítás térkép elkészülte után becsülhetővé váljon a mezei pacsirta állományváltozása.

A GLM modell eredményei alapján egy olyan egyenletet írható fel, amely leírja a pacsirta állománysűrűsége és a tájszerkezet paramétereit közti statisztikai kapcsolatot, és amely alapján becsülhető a mezei pacsirta állománysűrűsége (területegységre jutó átlagos egyedszáma egyed/km<sup>2</sup>) egy adott területen (pl. tájrészletben, kvadrátban, vagy vízgyűjtő területen) belül:

$$PACSIRTA_{pop} = -3,24 + 1,29 * MPS_{szántó} + 0,97 * MPS_{gyep} + 0,63 * MFRACT_{gyep} + 1,65 * TER_{szántó} + 2,4 * TER_{gyep}$$

ahol  $PACSIRTA_{pop}$  a mezei pacsirta állománysűrűsége (egyed/km<sup>2</sup>),

$MPS_{szántó}$  a szántóföldek átlagos foltmérete, (km<sup>2</sup>)

$MPS_{gyep}$  a gyepesek átlagos foltmérete (km<sup>2</sup>),

$MFRACT_{gyep}$  a gyepesek átlagos fraktáldimenziója,

$TER_{szántó}$  a szántóföldek aránya (%),

és  $TER_{gyep}$  a gyepesek aránya (%) az adott táji egységen belül.

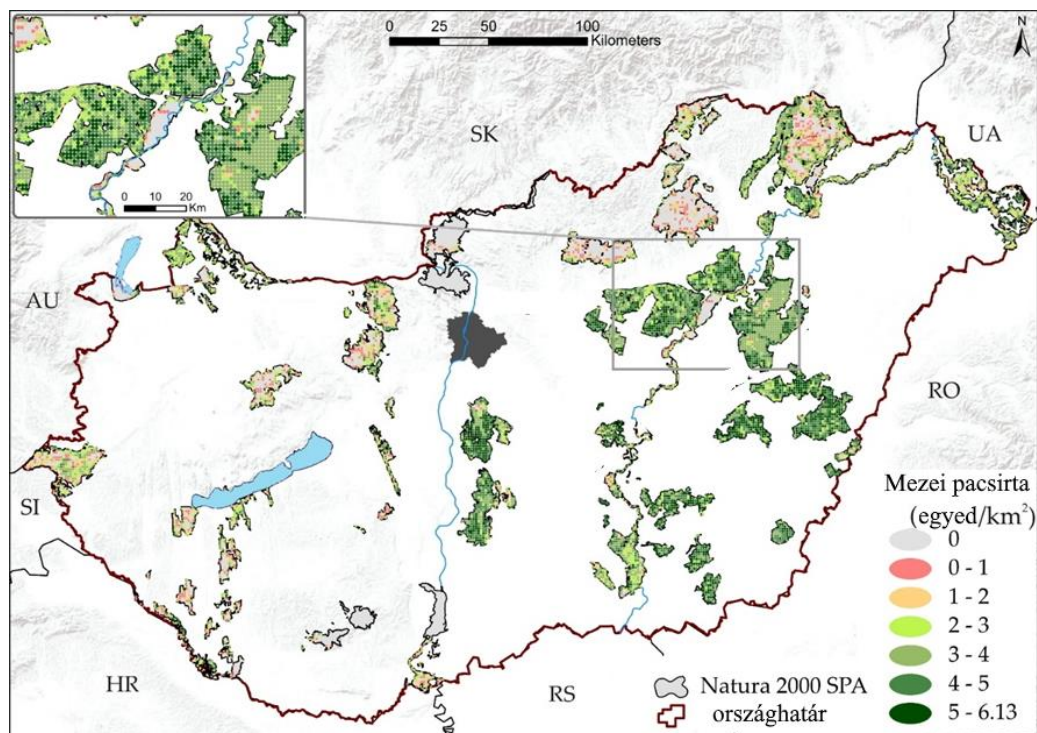
A pacsirta állománysűrűség becslésének ellenőrzése (validálása) során szignifikáns Spearman-féle korreláció értékeket kaptam a pacsirták gyakoriságának megfigyelt és becsült értékei között. Az átlagos abszolút hiba a faj előre jelzett és megfigyelt gyakorisági értékei közötti távolságot mutatja, értéke +- 2,12. Az átlagos abszolút százalékos hiba (MAPE), mely a modell becslési pontosságát mutatja százalékban; ebben az esetben ez 37,77% volt. A modell pontossága a MAPE modell alapján 62,23% volt (20. táblázat). Ha a modell csak a felszínborítás típusokat tartalmazza, a MEA 2,95; a MAPE 46,56%, a Spearman-féle korrelációs együttható pedig 0,493 (20. táblázat).

20. táblázat A mezei pacsirta a tájszerkezet (kompozíció és konfiguráció) alapján történő állománybecslésének becslési pontossága

Tájszerkezetet jellemző paraméter	Spearman's Rho korrelációs együttható	Átlagos abszolút hiba	Átlagos abszolút hiba százalékos értéke	N
Felszínborítás típusok százalékos eloszlása + tájmetriai mutatók	<b>0,504**</b>	2,12	37,77%	949
Felszínborítás típusok százalékos eloszlása	<b>0,493**</b>	2,95	46,56%	
<b>** p&lt;0,01 azaz 99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat</b>				

Mivel a felszínborítás kategóriák alaki és méretét jellemző tájmetriai mutatók is szignifikáns pozitív kapcsolatban állnak a pacsirta abundanciájával, ezért a pacsirta egyedszám sűrűségének becsléséhez a felszínborítás foltok területét (MPS) és alakját (MFRACT) leíró tájmetriai mutatókat az e faj által kedvelt (preferált) felszínborítás típusok mintaterületeken belüli százalékos arányaival együtt kell figyelembe venni. A GLM modellezés eredményei alapján becsültem a magyarországi Natura 2000 SPA területeken belül mezei pacsirta állománysűrűségét, figyelembe véve a faj által kedvelt felszínborítás típusok százalékos arányát, és tájmetriai paramétereit (tájszerkezeti jellemzőket) a 600 m-es sugarú körrel jellemezhető területegységeken (tájablakokon) belül.

A mezei pacsirta GLM modell alapján becsült egyedszám sűrűsége igen jelentős térbeli eltéréseket mutatott a Natura 2000 SPA területeken belül (27. ábra). A GLM modell előrejelzése alapján (predict függvény az R-ben) ezeken a védett természeti területeken belül körülbelül 23 746 pacsirta egyed fordul elő. A pacsirta egyedsűrűsége az alföldi agrár-tájak területein a legmagasabb (27. ábra).



27. ábra A mezei pacsirta tájszerkezet alapján becsült állománysűrűsége Magyarország Natura 2000 SPA területein belül

Eredményeim alapján láthatjuk, hogy a mezei pacsirta egyedsűrűségének növelése érdekében növelni kellene gyepterületek átlagos foltméretét, foltjainak komplexitását, valamint a NATURA 2000 védett területeken belüli arányait. A védett gyepterületek esetében az egyik legnagyobb ökológiai problémát Magyarországon a cserjés növényzet spontán terjedése jelenti, amely csökkentheti a pacsirta élőhelyeit. E folyamat háttérében a legeltető állattartás jelentős mérvű visszaszorulása (legelő állatállomány csökkenése, istállózó állattartás térhódítása) áll. Ha meg akarjuk állítani ezt a folyamatot, és meg akarjuk őrizni a mezei pacsirta számára élőhelyet jelentő tájkép nyitottságát, akkor csökkenteni kell a cserjés területek és erdőfoltok méretét és alakját a gyepterületeken belül. A spontán terjedő növényzetet (amely gyakran tele van inváziós fajokkal) a legeltetés vagy kaszálás természetvédelmi kezelési tervekben leírt módjával lehet a legeredményesebben visszaszorítani. Ezáltal a gyepterületek mint a mezei pacsirta élőhelyei megőrizhetik méretüket, alakjukat és nyitottságukat a Natura 2000 védett területeken belül. A védett természeti területek ilyen jellegű kezelése nemcsak a gyepek növényzeti sokféleségét őrizheti meg, hanem a pacsirta élőhelyének védelmében is kulcs fontosságú tényezők lehetnek.

Eredményeim szerint a pacsirta által kedvelt felszínborítás típusok alaki tájmetriai mutatóinak bevonása a faj előfordulási adatainak becslésébe egyértelműen javította a becslési modell pontosságát (20. táblázat).

Magyarországon a legutóbb 1999-2002 között került sor a országos pacsirtaállomány becslésére. Az ország teljes területére kiterjedő, részletes felbontású (600 m-es sugarú

táblakok) állománybecslés mindaddig nem áll rendelkezésre. A 2000-es évek elején készült néhány külföldi szerző közölt becslésen alapuló adatokat néhány európai ország pacsirta állományának egyedsűrűségéről (Browne et al. 2000; Eraud és Boutin 2002; Suárez et al. 2003; Copland et al. 2012). A fenti tanulmányok azonban a pacsirta állománybecsléshez nem használják az élőhelyfoltok alakjait és mérettel kapcsolatos tájmetriai mutatókat. Eredményem nagyságrendi egyezést mutatnak a korábbi európai pacsirta egyedszám becslésekkel, és a becsült egyedsűrűségi értékekkel is (21. táblázat).

21. táblázat A mezei pacsirta becsült állománysűrűség adatai (egyed/ km<sup>2</sup>) különböző európai mintaterületeken végzett országos léptékű felmérések alapján

Mintaterület	A mezei pacsirta becsült állománysűrűsége (egyed/km <sup>2</sup> )	Szakirodalom
<b>Magyarország Natura 2000 SPA területei</b>	<b>0-6,13</b>	<b>saját becslés</b>
Egyesült Királyság	1,97-7,45	Browne et al, 2000
Franciaországi mintaterületek	3,28-3,69	Eraud és Boutin 2002
Spanyolország	~5,21	Suárez et al. 2003
Írország	1,72	Copland et al. 2012
Északnyugat- Írország	4,87	Copland et al. 2012

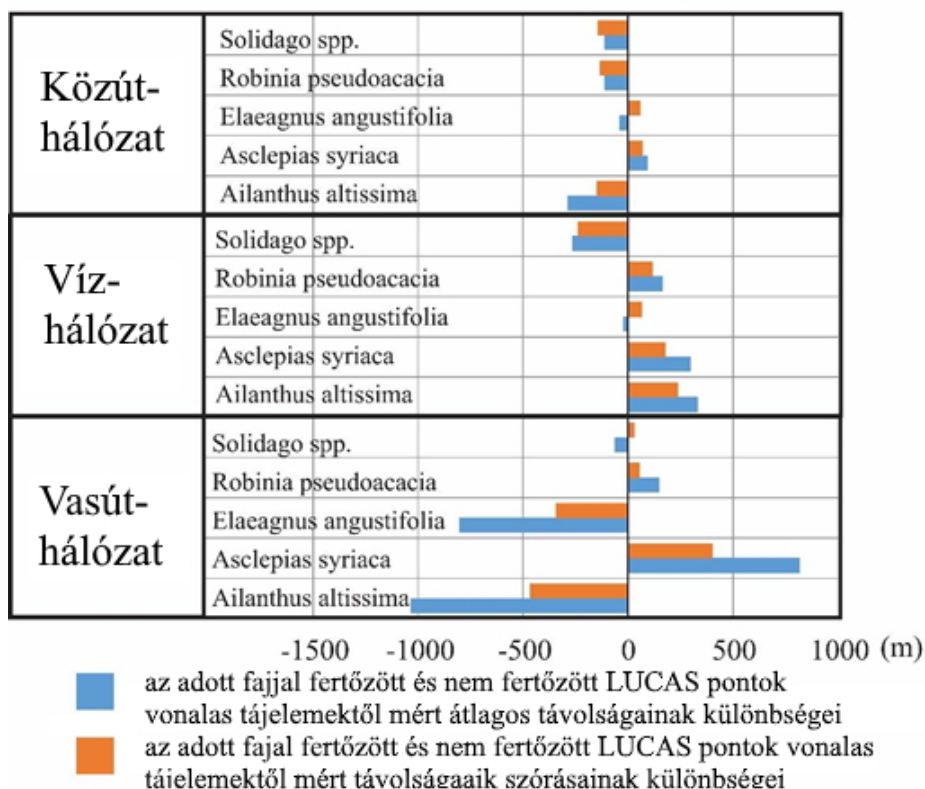
Kimutattam, hogy a mezei pacsirta előfordulása jelentősen függ a tájszerkezet jellemzőitől, ezért e faj napjainkban történő egyedszámcsökkenés oka részben a számára kedvezőtlen felszínborítás és tájszerkezeti változásokban keresendő. Mivel a mezei pacsirta a mezőgazdasági területek indikátorfaja, így a bemutatott módszertan adaptálható a tájszerkezet más mezőgazdasági madárpopulációkra gyakorolt hatásának elemzéséhez is (Wakeham-Dawson 1995; Achziger et al. 2004; Butler et al. 2012; Hoffmann et al. 2016).

### 5.5 A víz a közút, és vasúthálózat, az Országos Ökológiai Hálózat, a Natura 2000 területek és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének eredményei

Dolgozatomban GIS-alapú kvantitatív módszerrel elemeztem, hogy az öt általam vizsgált gyakori inváziós növényfaj közül melyek fordulnak elő gyakrabban a lineáris tájszerkezeti elemek (közút vasúthálózat, és a kék infrastruktúra) mentén, valamint a Natura 2000 területeken és az ökológiai hálózatokon belül Magyarországon.

Azon növények esetében, amelyeknél a fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok lineáris tájlelemektől mért átlagos távolságai között nagyobb különbségek vannak, az euklideszi távolságadatok szórásai is jelentős különbségeket mutatnak (28. ábra).

A lineáris tájlelemek és a biológiai invázió közötti kapcsolat kvantitatív elemzése során kimutattam, hogy az Inváziós Növények Országos Adatbázisának egymástól közel azonos távolságra eső terepi felmérési megfigyelési ponthálózatán (LUCAS pontok) alapuló térképei alkalmasak a lineáris infrastruktúra és az inváziós növényfajok előfordulása (vagy hiánya) közötti kapcsolat elemzésére. Eredményeim szerint a közút, vasút, és vízhálózat fontos szerepet játszik a vizsgált özönnövények magyarországi előfordulásában és terjedésében (28. ábra).



28. ábra. A fertőzött és nem fertőzött LUCAS-pontok és a lineáris tájelemek közötti euklideszi távolságok átlagának és szórásának különbsége.

Szinte az összes vizsgált növényre igaz, hogy a fertőzött és nem fertőzött pontjaik lineáris tájelemektől mért átlagos távolságainak különbségei, valamint a távolságadatok szórásainak különbségei azonos előjelűek. Ez azt jelenti, hogy azok a növények, amelyekkel fertőzött LUCAS pontok közelebb esnek a vasútvonalakhoz, közutakhoz vagy vízhálózatokhoz, mint a nem fertőzött LUCAS-pontok, a fertőzött pontjaik távolságadatainak szórásai is kisebbek a nem fertőzött pontok szórásaihoz képest (Szilassi et al. 2021).

Az öt vizsgált inváziós faj közül a bálványfával fertőzött LUCAS-pontok átlagosan 1035 m-rel közelebb vannak a vasúthálózatához, mint a nem fertőzött pontok. Az keskenylevelű ezüstfa esetében is közel 1000 m a különbség a fertőzött és a nem fertőzött pontok átlagos távolsága között (838 m). E két faj által fertőzött pontok vasúthálózatától való távolságainak szórása is közel 500 m-rel kevesebb, mint a nem fertőzött LUCAS pontok vasúthálózatától való távolságainak szórása. E két faj tehát egyértelműen gyakrabban fordul elő a vasútvonalak mentén. Ezzel szemben a selyemkóró és a fehér akác előfordulási adatait nem befolyásolja jelentősen a vasúthálózat térszerkezete, mivel az általuk fertőzött LUCAS-pontok átlagosan távolabb helyezkednek el a vasútvonalaktól, mint a nem fertőzött pontok. Az aranyvessző fajok esetében sincs egyértelmű összefüggés a vasúthálózat és a növény előfordulása között, mivel elhanyagolhatóan kicsi a fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok átlagos távolsága közti különbség.

A magyarországi vasúthálózat (vasúti töltések) tehát fontos szerepet játszik a bálványfa és az ezüstfa terjedésében. Ennek egyik oka az lehet, hogy ezek a szárazságtűrő rendelkező fajok jobban tűrik a vasúti töltések száraz, erősen tömörödött és szennyezett talaját ezért itt előnyösebb ökológiai helyzetben vannak más fajokhoz képest (Kowarik és Säumel 2008; Szatmári et al. 2016). Másrészt az elhaladó vonatok által keltett menetszél elősegíthetik

bizonyos növények, köztük a vizsgált inváziós fajok propagulumainak terjedését, ezáltal e fajok szaporodását (Kowarik és Lippe 2011).

Az aranyvessző fajokkal fertőzött LUCAS pontok átlagosan 264,4 m-rel közelebb vannak a vízhálózathoz (patakok, csatornák és folyók), mint a nem fertőzött pontok. E növény által fertőzött LUCAS-pontok vízhálózattól való távolságának szórása is sokkal kisebb (239 m), mint a nem fertőzött pontoké. Az aranyvessző fajok tehát egyértelműen a folyó és patakpart menti ártéri társulásokat fertőzi, és megjelenése a vizes élőhelyekkel hozható összefüggésbe. Eredményeim nem támasztják alá Kowarik és Säumel (2008) megállapítását, miszerint az bálványfa szaporodását befolyásolja a vízhálózat.

A többi vizsgált faj tekintetében csak az ezüsthéval fertőzött pontok vannak (24 m-rel) közelebb a vízhálózathoz, mint a nem fertőzöttek. A fehérakác és a selyemkóró előfordulása nem mutat összefüggést a kék infrastruktúrával, mivel a fertőzött LUCAS pontok átlagos távolsága a vízhálózat elemeitől (patakok, csatornák és folyók) nagyobb, mint a nem fertőzött pontok átlagos távolsága (Szilassi et al. 2021).

A burkolt utak szegélyein bizonyos inváziós növények könnyen terjednek (Kalwij et al. 2008; Barbosa et al 2010). Eredményeim szerint öt inváziós faj közül három (bálványfa, aranyvessző fajok, fehér akác) előfordulására van kimutatható hatással a közút hálózat. Mindhárom faj esetében a fertőzött LUCAS pontok átlagos távolságai az úthálózathoz képest kisebbek, mint a nem fertőzött pontokéi, ezért az úthálózat fontos szerepet játszik az előfordulásukban és feltehetően terjedésükben is. Bár azok a LUCAS-pontok, ahol az ezüsthé előfordul, átlagosan 39,5 m-rel közelebb vannak az úthálózathoz, mint a nem fertőzött pontok, a fertőzött pontok távolságadatainak szórása nagyobb, mint a nem fertőzött pontoké, ezért e faj esetében nem egyértelmű, hogy előfordulásának van-e kapcsolat az úthálózattal. Eredményeim alapján a selyemkóróval fertőzött pontok átlagosan távolabb vannak az úthálózattól, mint a növényvel nem fertőzött LUCAS-pontok. Ennek az idegenhonos növényfajnak az előfordulását tehát biztosan nem befolyásolja a burkolt közutak térszerkezete.

Az aranyvessző fajok, az bálványfa és a fehér akác közutak menti terjedését a nemzetközi szakirodalom is megerősíti (Follak et al. 2018; Priede 2018). Míg a fehér akácot gyakran szándékosan telepítik az utak szélén, addig a többi említett faj nem, ezért nyilvánvaló, hogy az úthálózat elősegíti spontán terjedésüket (például a forgalom által generált menetszél segítségével). A vasúti és a burkolt közúthálózat szerepe az inváziós növények terjedésében némileg eltérő, bár a fajok inváziója mögött álló folyamatok egy része (pl. a menetszél általi terjedés) azonos (Lázaro-Lobo és Ervin 2019; Kowarik és Lippe 2011), de más ökológiai feltételben különböznek egymástól. A vasúthálózat töltéseit jellemzően száraz, a törmelékletők köves-sziklás váztaíjához hasonló talajú élőhelyek szegélyezik, míg az burkolt utak szélein vízvezető árkok kerültek kialakításra, amelyek tipikus nedves élőhelyeket biztosítanak az árokparti növényfajok számára. Ez magyarázatot adhat arra, hogy egyes, magas nedvességtartalmú élőhelyekhez kötődő inváziós fajok (pl. aranyvessző fajok) miért gyakoribbak az utak mentén, és miért ritkák vagy hiányoznak a vasúti élőhelyekről. Follak et al. (2018) és Vorstenbosch et al. (2020) szerint a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) előfordulása Ausztriában gyakoribb az utak mentén, mint sok más élőhelyen. Más szerzők azonban megjegyzik, hogy az utak szerepe az inváziós növények terjedésében erősen függ az utak menti táj domináns felszínborításától és tájszerkezeti jellemzőitől (Lázaro-Lobo, és Ervin 2019). E látszólagos ellentmondás oka az lehet, hogy az osztrák közutak menti alpesi tájak fragmentáltsága, tájszerkezete (konfigurációja és kompozíciója) és tájhasználata jelentősen különbözik a magyarországi tájakétól. A selyemkóró (*Asclepias syriaca*) előfordulása az úthálózat mentén tehát erősen függ az út menti területek tájszerkezettől és a domináns területhasználatától.

Eredményeim szerint a magyarországi, főként mezőgazdasági mátrixszal rendelkező (szántóföldekkel szegélyezett) tájakban e faj előfordulása nem függ az úthálózat térbeli

jellemzőitől. Ezzel szemben más özönfajok (pl. a bálványfa, *Ailanthus altissima*) előfordulása Magyarországon a környező táj domináns felszínborítás típusától és szerkezetétől függetlenül felülreprezentált a lineáris infrastruktúra (utak és vasutak) mentén.

Jelen kutatás eredményei szerint a vonalas tájelemek (közút, vasút és vízhálózat) mellett a zöld infrastruktúra (Országos Ökológiai Hálózat és a Natura 2000 területek hálózata) is kimutatható hatással van bizonyos inváziós növényfajok elfordulására. A vizsgált öt inváziós növényfaj közül az aranyvessző fajokkal fertőzött LUCAS pontok az Országos Ökológiai Hálózat minden térbeli egységében (pufferterület, magterület és ökológiai folyosó) felülreprezentáltak a nem fertőzött pontokhoz képest (22. táblázat).

22. táblázat. Az általam vizsgált özönnövényekkel fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok területi eloszlása az Országos Ökológiai Hálózat területi egységein belül és kívül. (A félkövér számok azokat az arányszám-adatpárokat mutatják, ahol az adott inváziós növény által fertőzött pontok aránya magasabb (felülreprezentált), mint a nem fertőzött LUCAS pontok aránya, az adott területi egységen belül. 100% = a 2015-ben az adott fajjal fertőzött, illetve nem fertőzött LUCAS pontok száma)

Inváziós növényfaj	LUCAS pont típusa	Az Országos Ökológiai Hálózaton kívüli területek	Az Országos Ökológiai Hálózat területi egységei			Összesen
			Magterület	Pufferterület	Ökológiai folyosó	
<i>Ailanthus altissima</i>	fertőzött	70,42%	<b>12,68%</b>	<b>8,45%</b>	<b>8,45%</b>	100%
	nem fertőzött	72,52%	<b>12,51%</b>	<b>7,12%</b>	<b>7,85%</b>	100%
<i>Asclepias syriaca</i>	fertőzött	<b>80,51%</b>	9,74%	2,56%	7,18%	100%
	nem fertőzött	<b>72,18%</b>	12,63%	7,32%	7,88%	100%
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	fertőzött	63,10%	<b>19,64%</b>	4,76%	<b>12,50%</b>	100%
	nem fertőzött	72,81%	<b>12,28%</b>	7,22%	<b>7,70%</b>	100%
<i>Robinia pseudo-acacia</i>	fertőzött	<b>72,50%</b>	<b>13,17%</b>	6,94%	7,38%	100%
	nem fertőzött	<b>72,38%</b>	<b>7,78%</b>	8,57%	11,27%	100%
Solidago spp.	fertőzött	63,27%	<b>14,51%</b>	<b>8,64%</b>	<b>13,58%</b>	100%
	nem fertőzött	73,11%	<b>12,38%</b>	<b>7,04%</b>	<b>7,47%</b>	100%

Eredményeim szerint az ökológiai folyosók segíthetik bizonyos az inváziós növényfajok terjedését, mivel a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) és az keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) kivételével valamennyi vizsgált növényfaj által fertőzött LUCAS pontok, nagyobb arányban fordulnak elő az ökológiai folyosókon belül, mint a nem fertőzött pontok. Meglepő módon az Országos Ökológiai Hálózat területén belül csak a selyemkóró fertőzési aránya alacsonyabb, mint a nem fertőzött pontoké, tehát e faj terjedését egyáltalán nem segíti az ökológiai hálózat. Az Országos Ökológiai Hálózaton belüli területek erősebben fertőzöttek bálványfával, aranyvessző fajokkal és fehér akáccal, mint a hálózaton kívüli területek (21. táblázat).

A Natura 2000 területeken belül az aranyvessző fajok és az ezüstfa előfordulása a fertőzött LUCAS pontokon felülreprezentált a nem fertőzött LUCAS pontokhoz képest (23. táblázat).

23. táblázat. Az inváziós növényekkel fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok területi eloszlása a magyarországi Natura 2000 területeken belül és kívül (A félkövér számok azokat az arányos adatpárokat mutatják, ahol az adott inváziós növényekkel fertőzött pontok aránya nagyobb (felülreprezentált), mint a nem fertőzött LUCAS pontok aránya az adott területi egységen belül. 100% = a 2015-ben az adott fajjal fertőzött, illetve nem fertőzött LUCAS pontok száma).

Inváziós növényfaj	LUCAS pont típusa	Natura 2000 területeken kívüli felszínek	Natura 2000 területek	Összesen
Mirigyos bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	fertőzött	<b>92,96%</b>	7,04%	
	nem fertőzött	<b>85,09%</b>	14,91%	100%
Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	fertőzött	<b>94,36%</b>	5,64%	100%
	nem fertőzött	<b>84,84%</b>	15,16%	100%
Keskenylevelű ezüstfa ( <i>Elaeagnus angustifolia</i> )	fertőzött	78,57%	<b>21,43%</b>	100%
	nem fertőzött	85,42%	<b>14,58%</b>	100%
Fehér akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	fertőzött	<b>90,79%</b>	9,21%	100%
	nem fertőzött	<b>84,4%</b>	15,58%	100%
Aranyvessző fajok ( <i>Solidago spp.</i> )	fertőzött	83,64%	<b>16,36%</b>	100%
	nem fertőzött	85,30%	<b>14,70%</b>	100%

Más szakirodalmi adatokkal egyezően kimutattam, hogy az aranyvessző fajok (*Solidago spp.*) elterjedése gyakran út és vasút menti, területekhez és vízfolyásokhoz (főként patakokhoz) kötődik (Priede 2008; Follak et al. 2018) és hogy a Natura 2000 és a nemzeti ökológiai hálózatokon belül számos élőhely erősen fertőzött ezekkel az inváziós fajokkal (Szilassi et al. 2021).

A biológiai invázió sajnos már nemcsak az ökológiai folyosókat, hanem az Országos Ökológiai Hálózat magterületeit is érintik Magyarországon (Török et al. 2003) hasonlóan más európai országokhoz (Kleinbauer et al. 2010; Foxcroft et al. 2013; Genovesi, és Monaco 2014; Lazzaro et al. 2020; Christopoulou et al. 2021). E területek célzott természetvédelmi kezelése (pl. kaszálás, legeltetés és mechanikai védekezés) elengedhetetlen feltétele az inváziós fajok terjedésének visszaszorításának és az ökoszisztéma biológiai invázióval szembeni ellenálló képességének fenntartásának (Kelemen et al. 2016; Bakacsy és Bagi 2020; Nagy et al. 2021). Azokon a területeken, ahol az ökológiai folyosókon belül magas az inváziós fajokkal fertőzött LUCAS pontok száma, érdemes átgondolni, hogy kikerüljenek az Országos Ökológiai Hálózatból, vagy Natura 2000 státuszából.

Az előzőekben igazoltam, hogy a vonalas tájelemek (közút, vasút és vízhálózat) és a zöld infrastruktúra (Országos Ökológiai Hálózat és a Natura 2000 területek hálózata) fontos bemeneti adatot a vizsgált özönnövények terjedési modelljeihez, ám e tényezők súlya, jelentősége a terjedésükben fajonként eltérő lehet. Eredményeim hasznos adalékokkal szolgálhatnak az inváziós növényfajok terjedésének modellezéséhez és előrejelzéséhez, az invázióval veszélyeztetett területek azonosításához és lehatárolásához. (Genovesi et al. 2010).

## 5.6 A tájszerkezet kompotíciójának változása, és az inváziós növényfajok előfordulása közti kapcsolat elemzésének eredményei

Az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisa alapján készült, a vizsgált inváziós növényfajok 2015 évi, valamint 2018 évi elterjedési térképeink a 2012-2015 közötti felszínborítás változásokat bemutató CORINE térképekkel való összemetszése és geoinformatikai elemzése alapján elmondható, hogy mind az öt özönnövény elterjedését segíti

a felszínborítás közelmúltban végbement változása, hisz az általuk fertőzött LUCAS pontok közelebb helyezkednek el a változott felszínborítású területekhez, mint az általuk nem fertőzött pontok. A felszínborítás változás, (mint antropogén hatás) jelentősége a vizsgált inváziós növények előfordulásában és terjedésében azonban fajonként eltérő jelentőségű (Szilassi et al. 2022a).

A selyemkóró (*Asclepias syriaca*) előfordulása kapcsolható a leginkább a közelmúlt (2012-2015 közötti időszak) felszínborítás változásaihoz, hiszen az ezzel fajjal fertőzött LUCAS pontok 2012-2018-közötti években változott felszínborítású területektől mért átlagos távolsága több mint 1000m-rel (53%-kal, illetve 46%-kal) kisebb, mint az e faj egyedeivel nem fertőzött LUCAS pontok felszínborítás változás poligonoktól mért átlagos távolságai. Ezzel szemben a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) esetében a legkisebb a különbség (2015 évi elterjedési térkép esetében mindössze 27,9m, azaz 1%) a 2018 évi elterjedési térkép esetében pedig 160,9m (azaz 7%-os) a különbség az e fajjal fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok 2012-2018 közötti felszínborítás változás poligonoktól mért távolságai között. Eredményeim szerint az ezüstfa előfordulása köthető a legkevésbé a közelmúltban végbement felszínborítás változásokhoz (24. táblázat).

24. táblázat. Az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisa alapján a 2015-ben és 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontokhoz legközelebb eső, 2012-2018-közötti CORINE felszínborítás változás poligonok közötti euklideszi távolságok átlagai, szórásai és azok különbségei

Inváziós növényfaj	LUCAS pontok fertőzöttség alapján leválogatott típusa	A 2015 évi LUCAS felmérés pontjaihoz legközelebb eső CLC felszínborítás változás (2012-2018) poligonok közötti távolságok.				A 2018 évi LUCAS felmérés pontjaihoz legközelebb eső CLC felszínborítás változás (2012-2018) poligonok közötti távolságok.			
		Átlagos távolságok (m)	Dist <sub>v</sub> (m)	Átlagos távolságok (%)	Dist <sub>v%</sub> (%)	Átlagos távolságok (m)	Dist <sub>v</sub> (m)	Átlagos távolságok (%)	Dist <sub>v%</sub> (%)
Mírigyes bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	Nem fertőzött	2257,3		100%		2287,7		100%	
	Fertőzött	1594,7	<b>-662,7</b>	71%	<b>-29%</b>	1624,7	<b>-663</b>	71%	<b>-29%</b>
Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	Nem fertőzött	2298,4		100%		2321,1		100%	
	Fertőzött	1083,9	<b>-1214,5</b>	47%	<b>-53%</b>	1250	<b>-1071</b>	54%	<b>-46%</b>
Keskenylevelű ezüstfa ( <i>Elaeagnus angustifolia</i> )	Nem fertőzött	2248,2		100%		2172,7		100%	
	Fertőzött	2220,3	<b>-27,9</b>	99%	<b>-1%</b>	2011,8	<b>-160,9</b>	93%	<b>-7%</b>
Fehér akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	Nem fertőzött	2342,9		100%		2365,2		100%	
	Fertőzött	1639,7	<b>-703,2</b>	70%	<b>-30%</b>	1825,3	<b>-539,9</b>	77%	<b>-23%</b>
Aranyvessző fajok ( <i>Solidago spp.</i> )	Nem fertőzött	2290,8		100%		2311,2		100%	
	Fertőzött	1670,2	<b>-620,6</b>	73%	<b>-27%</b>	1803,4	<b>-507,8</b>	78%	<b>-22%</b>

A többi vizsgált özönnövény esetében is számottevő (30% körüli) az eltérés az adott faj egyedeivel fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok legközelebbi CORINE felszínborítás változás poligonokhoz mért átlagos Euklideszi távolságok különbségei között. A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a bálványfa (*Ailanthus altissima*) és az aranyvessző fajok (*Solidago spp.*) által a fertőzött LUCAS pontok 2012-2018 közötti felszínborítás változás foltoktól mért



átlagos távolságai jelentősen (500 - 700m közötti értékekkel) kisebbek, mint az e fajokkal nem fertőzött LUCAS pontok átlagos távolságai, azaz e fajok által fertőzött LUCAS pontok átlagosan ennyivel közelebb helyezkednek el a 2012-2018 között változott felszínborítású területekhez, mint a nem fertőzött pontok (24. táblázat).

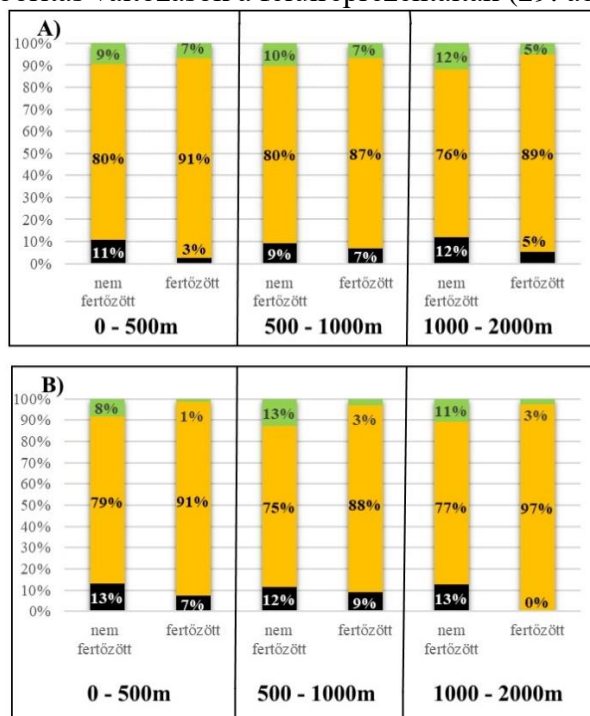
A három évtizeddel ezelőtti (1990-2000 között végbement) felszínborítás változások is jelentős hatással vannak a vizsgált özönnövények közelmúltbeli előfordulására, hisz 2015-ben és 2018-ban is az összes növényre jellemző volt, hogy az általuk fertőzött pontok közelebb helyezkedtek el az 1990-2000 között változott felszínborítású területekhez képest, mint az általuk nem fertőzött LUCAS pontok. Az 1990-es években végbement felszínborítás változások és a vizsgált inváziós növényfajok 2015-évi és 2018 évi elterjedési ponttérképei között a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) esetében tapasztalható legerősebb kapcsolat. E faj jelenléte és gyors terjedése tehát mind a közelmúltban (2012-2015 közötti), mind az évtizedekkel ezelőtt (1990-2000 között) végbement felszínborítás változásokkal szoros kapcsolatban van. A 2015-ben selyemkóróval fertőzött LUCAS pontok átlagosan 51%-kal, míg a 2018-ban fertőzött pontok átlagosan 48%-kal voltak közelebb a felszínborítás-változás poligonokhoz, mint a nem fertőzött pontok (25. táblázat).

25. táblázat. Az Inváziós Növények Országos Térinformatikai Adatbázisa alapján a 2015-ben és 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontokhoz legközelebb eső, 1990-2000 közötti CORINE felszínborítás változás poligonok közötti euklideszi távolságok átlagai, szórásai és azok különbségei

Inváziós növényfaj	LUCAS pontok fertőzöttség alapján leválogatott típusa	A 2015 évi LUCAS felmérés pontjaihoz legközelebb eső CLC felszínborítás változás (1990-2000) poligonok közötti távolságok.				A 2018 évi LUCAS felmérés pontjaihoz legközelebb eső CLC felszínborítás változás (1990-2000) poligonok közötti távolságok.			
		Átlagos távolságok (m)	Dist <sub>v</sub> (m)	Átlagos távolságok (%)	Dist <sub>v%</sub> (%)	Átlagos távolságok (m)	Dist <sub>v</sub> (m)	Átlagos távolságok (%)	Dist <sub>v%</sub> (%)
Mírigyes bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	Nem fertőzött	1491,1	<b>-501,4</b>	<b>100%</b>	<b>-34%</b>	1401	<b>-388,9</b>	100%	<b>-28%</b>
	Fertőzött	989,7		<b>66%</b>		1012		72%	
Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	Nem fertőzött	1515,9	<b>-772,6</b>	100%	<b>-51%</b>	1423,6	<b>-682,6</b>	100%	<b>-48%</b>
	Fertőzött	743,3		49%		740,9		52%	
Keskenylevelű ezüstfa ( <i>Elaeagnus angustifolia</i> )	Nem fertőzött	1495,4	<b>-331,5</b>	100%	<b>-22%</b>	1398,1	<b>-228,7</b>	100%	<b>-16%</b>
	Fertőzött	1163,9		78%		1169,4		84%	
Fehér akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	Nem fertőzött	1556	<b>-533,3</b>	100%	<b>-34%</b>	1432,4	<b>-228,8</b>	100%	<b>-16%</b>
	Fertőzött	1022,7		66%		1203,6		84%	
Aranyvessző fajok ( <i>Solidago spp.</i> )	Nem fertőzött	1514,1	<b>-439,4</b>	100%	<b>-29%</b>	1429,5	<b>-494,4</b>	100%	<b>-35%</b>
	Fertőzött	1074,6		71%		935		65%	

Bár a selyemkóróval fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok 1990-2000 közötti felszínborítás változás poligonjaitól mért átlagos távolságainak különbségei mintegy 300m-rel kisebbek, mint a selyemkóróval fertőzött és nem fertőzött pontok közelmúlt (2012-2018 közötti) felszínborítás változásoktól mért távolságainak különbségei, de a távolság különbségek százalékos arányában

szinte alig van eltérés. Eredményeim szerint a vizsgált öt növényfaj közül a selyemkóró előfordulására van a legnagyobb hatással a felszínborítás változása. E faj előfordulására a közelmúlt (2012-2018) és a három évtizeddel ezelőtti (1990-2000) változások hatása körülbelül azonos. A bálványfa, a fehér akác és az aranyvessző fajok (*Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* és *Solidago spp.*) elterjedése szintén kimutatható kapcsolatban áll az 1990-2000 között végbement felszínborítás változásokkal, bár ez a kapcsolat nem olyan erős, mint a közelmúlt (2012-2018 közötti felszínborítás hatása. Az ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) esetében azonban a korábbi (1990-2000 közötti) felszínborítás változások hatása erősebb a faj 2015-ös és 2018-as előfordulására, mivel a fajjal 2015-ben és 2018-ban fertőzött és nem fertőzött pontok távolságainak átlagos különbsége jóval nagyobb az 1990-2000 közötti felszínborítás változásaitól, mint a 2012-2018 közötti felszínborítás változásoktól (25. táblázat). A vizsgált inváziós növények által nem fertőzött LUCAS pontok az 1990-2000, és a 2012-2018 közötti CLC felszínborítás változásoktól mért távolságai mind az öt vizsgált inváziós növény esetében értékeket mutatnak. A fertőzött LUCAS pontok CLC-változási poligonoktól mért távolságainak átlagai azonban fajonként jelentősen eltérnek egymástól (24. táblázat, 25. táblázat). A vizsgált inváziós növények által 2015-ben és 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontokhoz legközelebb eső, közelmúltban (2012-2018 között) és évtizedekkel ezelőtti (1990-2000 között végbement) felszínborítás változások típusainak összehasonlító elemzése révén azonosítottam azokat a felszínborítás változás típusokat, amelyek a leginkább jellemzőbbek (felülreprezentáltak) az inváziós fajokkal fertőzött pontok környezetében. A selyemkóró esetében, amely előfordulása a legerősebben függ a felszínborítás változásoktól a 2012-2018 között végbement felszínborítás változás típusok közül főként egyéb felszínborítás típusához tartozó felszínborítás változások a felülreprezentáltak (29. ábra).



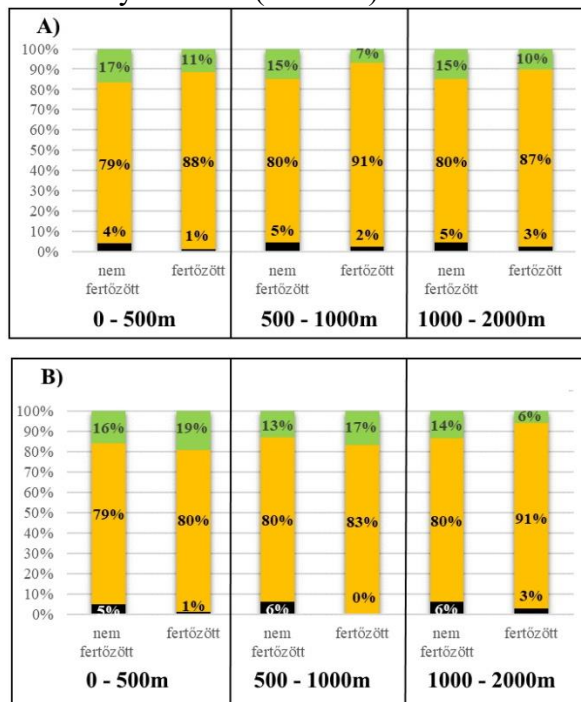
jelmagyarázat:

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

29. ábra A selyemkóró által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 2012-2018 között végbement összes felszínborítás változás területe

A selyemkóróval fertőzött LUCAS pontok környezetében (bufferzónáin belül), az egyéb felszínborítás változás típusok aránya magasabb, mint a nem fertőzött LUCAS pontok környezetében. Ez arra utal, hogy a mezőgazdasági vagy erdőterületeken belül végbemenő felszínborítás változások (pl. szántó-szőlő, vagy gyümölcsös-szánó felszínborítás konverziók) illetve az erdőterületeken belüli felszínborítás változások (erdők tarra vágása, vagy tarra vágott területek erdőtelepítése) kedvező feltételeket teremtenek a selyemkóró terjedésének.

A selyemkóró pontszerű előfordulási adatainak régebbi (1990-2000 közötti) felszínborítás változás típusokkal való kapcsolatára is jellemző, hogy az e fajjal fertőzött területek (LUCAS pontok) környezetében több egyéb felszínborítás változás típusba sorolható változást találunk, mint a nem fertőzött pontok környezetében (30. ábra)



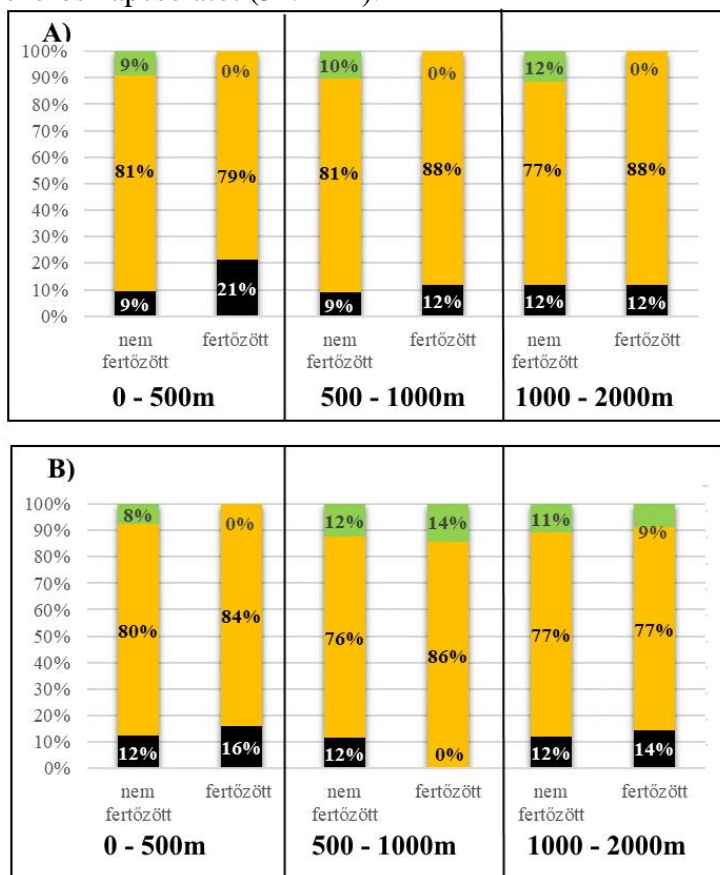
jelmagyarázat:

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

30. ábra A selyemkóró által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 1990-2000 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 1990-2000 között végbement összes felszínborítás változás területe

A selyemkóróval 2018-ban fertőzött LUCAS pontok 1000m-es sugarú köreikben (bufferzónáiban) a nem fertőzött LUCAS pontok ugyanilyen távolságú zónáihoz képest felülreprezentált az 1990-2000 között parlaggá változott szántóterületek aránya, ami arra utal, hogy a mezőgazdasági területek művelés alóli felhagyása még két-három évtizeddel a végbement változások után is segíti a selyemkóró megjelenését az egykori felszínborítás változások 1km-es zónáján belül (30. ábra). Az öt vizsgált inváziós növény közül a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) kolonizál a legsikeresebben új élőhelyeket, szél által szállított természetes könnyen kicsíráznak olyan bolygatott, nyílt területeken, amelyeket az egyéb felszínborítás változás típusba tartozó változások alakítanak ki (Kitka és Szilassi 2016; Bakacsy és Bagi 2020). Az erdőterületeken belüli zavarás (pl. ültetvény erdők tarvágása, tuskózása, valamint a mezőgazdasági területeken belüli változások (pl. homoki szőlőterületek beszántása, vagy szőlőültetvények létrehozása szántóterületeken) segíti a selyemkóró terjedését.

A bálványfa előfordulási adatai a közelmúltban (2012-2018 között) végbement felszínborítás változások közül a bármely felszínborítás típusból mesterséges felszínekké változott területekkel mutat szoros kapcsolatot (31. ábra).



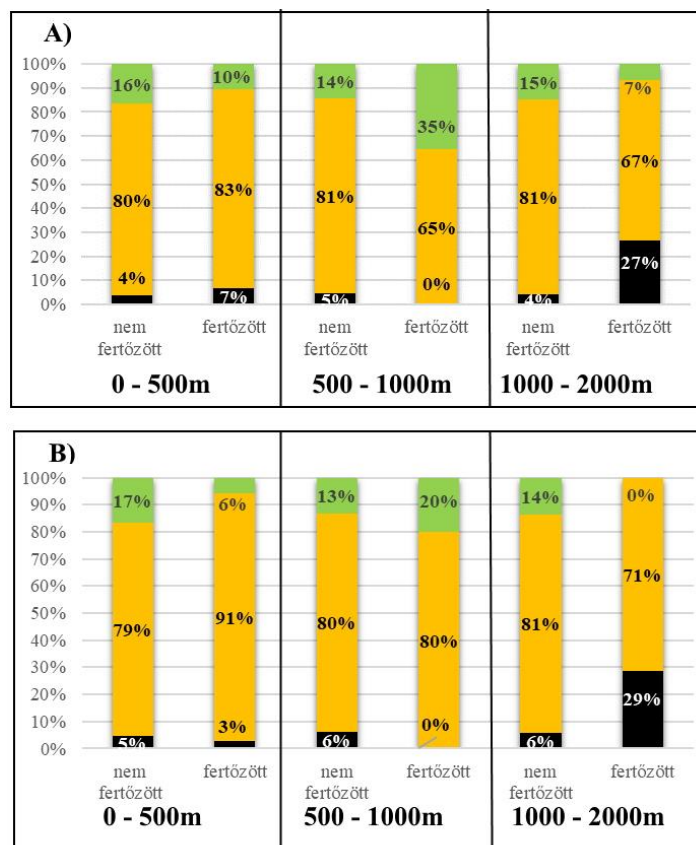
#### jelmagyarázat:

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

31. A bálványfa által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 2012-2018 között végbement összes felszínborítás változás területe

Különösen a bálványfával 2015-ben és 2018-ban fertőzött LUCAS pontok 500m-es körzetében nagyon felülreprezentált a 2012-2018 között mesterséges felszínekké változott felszínek aránya a nem fertőzött pontok hasonló távolságú bufferzónáihoz képest. Még az e fajjal fertőzött pontok 1000-2000m-es sugarú körzetein belül is kimutatható, hogy a 2012-2018 között mesterséges felszínné változott területek magasabb arányban vannak jelen, mint a bálványfával nem fertőzött LUCAS pontok ugyanezen zónáin belül.

A bálványfa jelenlegi (2015-ös és 2018-as) előfordulási helyszíneinek 1000-2000m-es körzeteiben is felülreprezentáltak az 1990-2000 között bármely felszínborítás típusból mesterséges felszínekké változott területek (32. ábra).



**jelmagyarázat:**

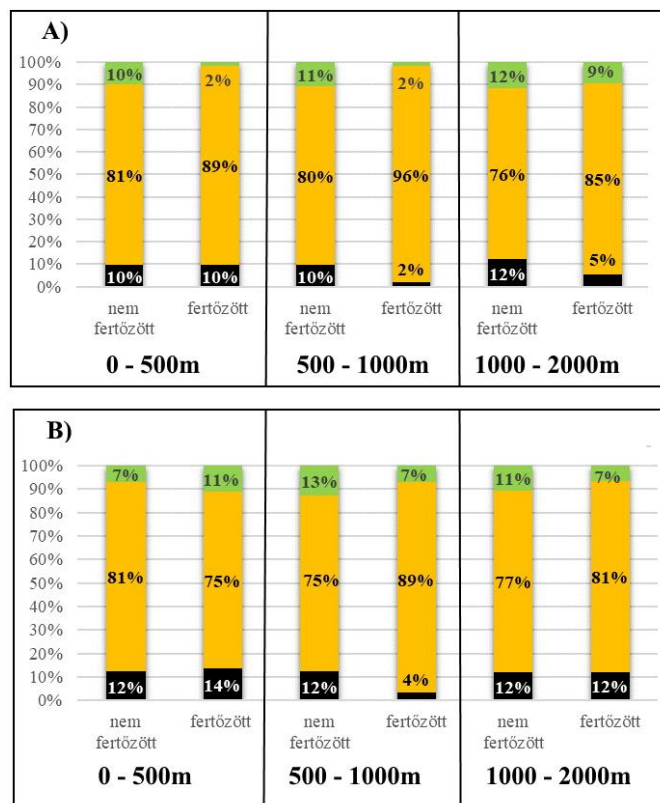
- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínre változott foltok aránya

32. ábra A bálványfa által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 1990-2000 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában.

100%=az adott zónán belül 1990-2000 között végbement összes felszínborítás változás területe

A több évtizeddel ezelőtti (1990-2000 közötti) felszínborítás változás típusok közül a mesterséges felszínre változott területek inváziót serkentő hatása csak a bálványfával fertőzött területek (LUCAS pontok) 1000 – 2000m-es sugarú körökön belül eső területein belül mutatható ki. Ez azt jelenti, hogy ez a faj a néhány évvel ezelőtt mesterséges felszínre változott (beépítetté vált) területek közvetlen környékén (500m-es sugarú körön belüli területein) jelent meg ez a faj, addig a bármely felszínborítású területből mesterséges felszínre változott területektől, mint fertőzési góctól akár 1-2 kilométer távolságot is eltávolodhattak bálványfa egyedei az elmúlt kb. három évtized alatt. Megállapítható, hogy a bálványfa terjedésének forrásterületei a bármely felszínborítású területből mesterséges területté változott, azaz beépített területté vált felszínre. Az bálványfa előfordulása a bármely felszínborítású területből mesterséges felszínre változott felszínborítású területek közelében a városperemi területek urbanizációjával és a mesterséges felszínre területnövekedésével magyarázható (Knapp et al. 2000; Kowarik és Säumel 2008; Kowarik 2011). Eredményeim szerint a bálványfa e devasztált, vagy építési területekről (mint fertőzési góctokról) történő terjedésének üteme az elmúlt 20-30 év alatt 1000-2000m között mozog, azaz e faj terjedési sebessége 66m/év és 500m/év közötti értékre becsülhető.

Bár az aranyvessző fajok megjelenésére is hatása van a felszínborítás változásának, még sincs jelentős különbség a fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok 0-500m-es környezetében elhelyezkedő 2012-2018 között változott felszínborítású területek felszínborítás változás típusai között. Csupán az e fajjal fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontoktól 500-1000m-es övezeten belül eső területek felszínborítás változás típusai térnek el jelentősen egymástól (33. ábra).



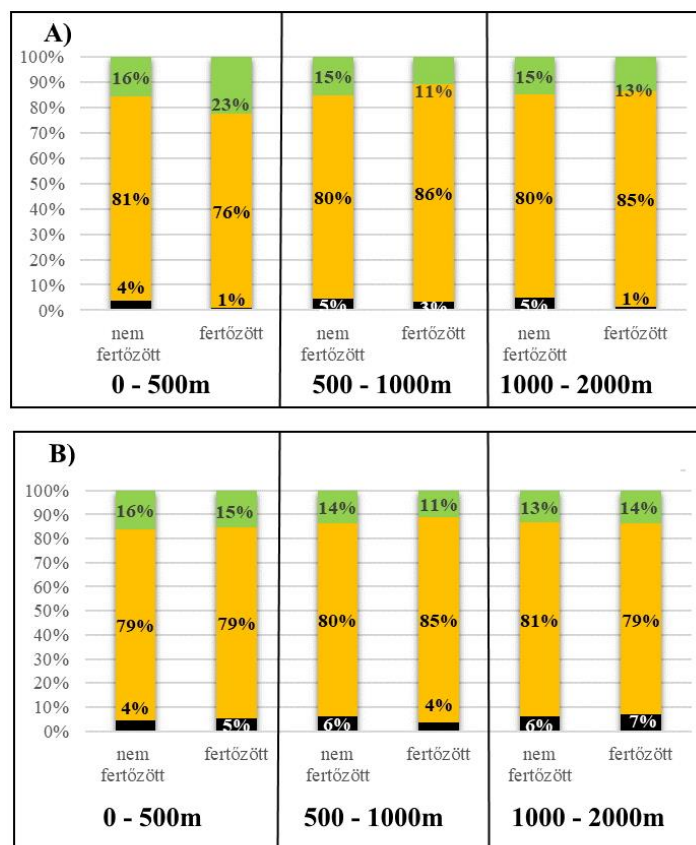
**jelmagyarázat:**

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

33. ábra Az aranyvessző fajok által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 2012-2018 között végbement összes felszínborítás változás területe

Eredményeim szerint az aranyvessző fajok terjedését főként az e fajjal fertőzött területek 500-1000m-es körzetében a 2012-2018 év között végbement felszínborítás változás típusok közül az egyéb típusokba sorolt (pl. erdőterületeken, vagy mezőgazdasági területeken belüli) felszínborítás változások serkentik.

Az évtizedekkel ezelőtti (1990-2000 közötti) felszínborítás változások típusai közül ugyancsak az erdőkon, és mezőgazdasági területeken belül végbement, egyéb típusba sorolt, az aranyvessző fajok jelenlegi (2015-ös és 2018-as) előfordulási adataitól 500-1000m-re eső felszínborítás változások segítik (34. ábra).

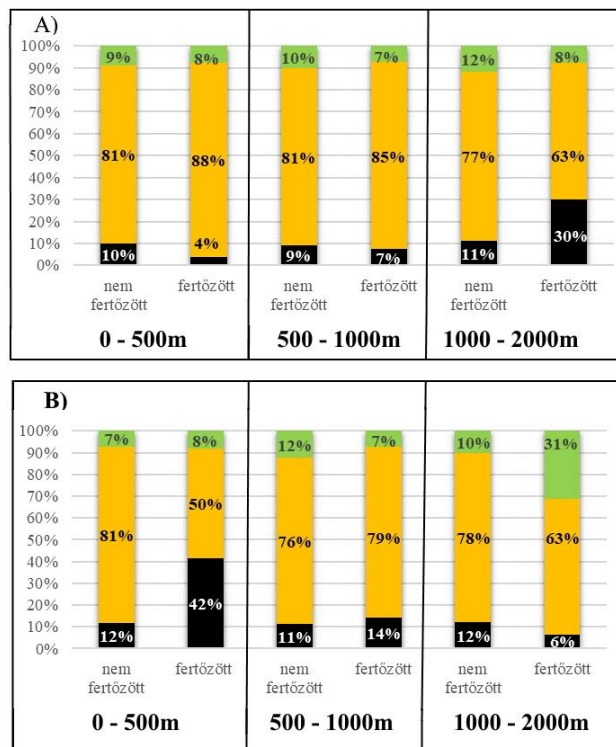


**jelmagyarázat:**

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

34. ábra Az aranyvessző fajok által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 1990-2000 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 1990-2000 között végbement összes felszínborítás változás területe

A vizsgált özönnövények közül egyedül az ezüstfa előfordulása nem hozható összefüggésbe a közelmúltban végbement felszínborítás változásokkal, ezért nem meglepő, hogy a faj 2015-ös és 2018-as elterjedési térképei alapján egymásnak ellentmondó eredményt kapunk az e fajjal fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontok körzetében elhelyezkedő 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok területi arányainak összehasonlítása során (35. ábra).



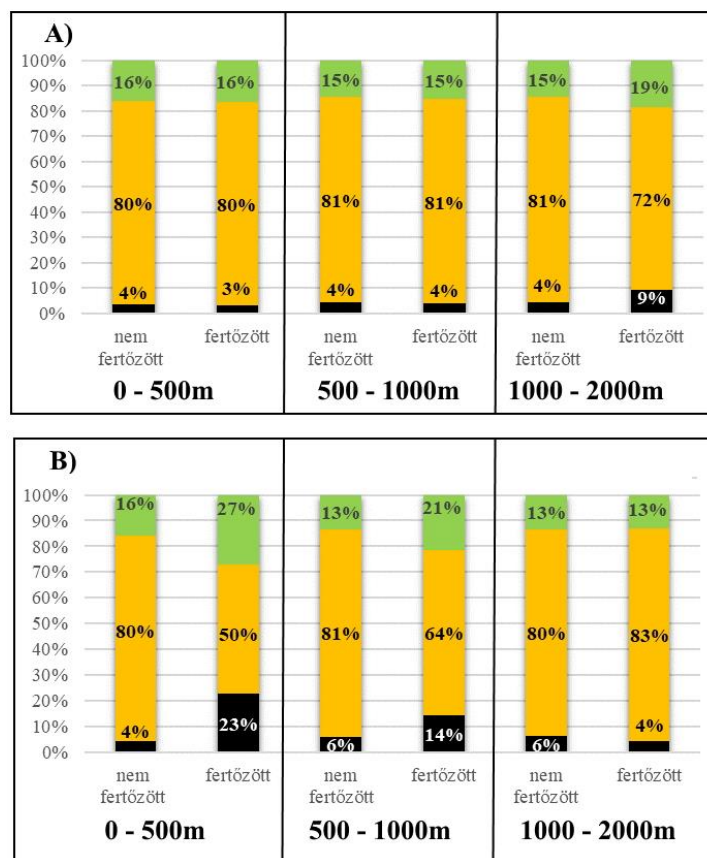
**jelmagyarázat:**

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínneké változott foltok aránya

35. ábra Az ezüstfa által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában.  
100%=az adott zónán belül 2012-2018 között végbement összes felszínborítás változás területe

Ugyancsak nem egyértelmű, hogy az 1990-2000 közötti felszínborítás változások típusainak van-e jelentősége az ezüstfa állományok megjelenésében, hisz a 2015-ös és a 2018-as elterjedési adatok alapján kapott eredmények is jelentősen eltérnek egymástól (36. ábra).



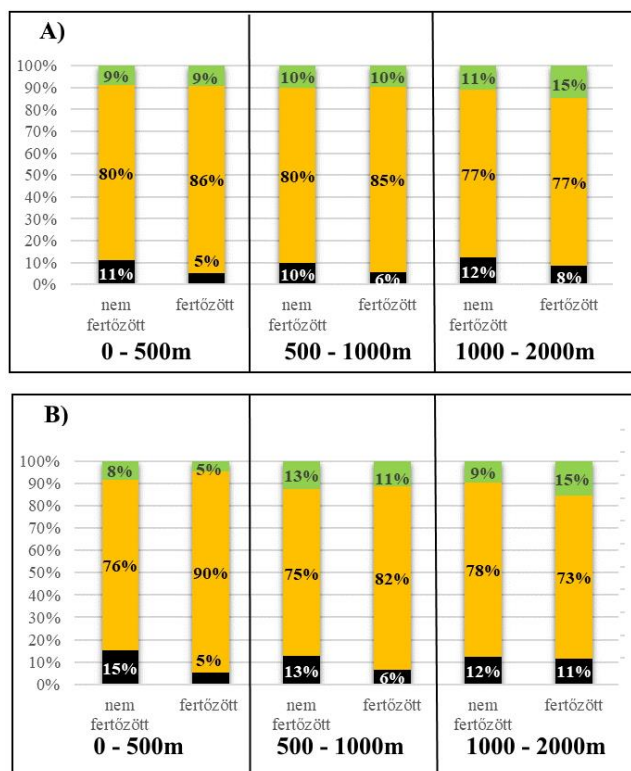
**jelmagyarázat:**

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

36. ábra Az ezüstfa által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 1990-2000 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában.  
100%=az adott zónán belül 1990-2000 között végbement összes felszínborítás változás területe

A fehér akáccal 2015-ben és 2018-ban fertőzött LUCAS pontok 1000-2000m-es zónáján belül elhelyezkedő 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok közül a szántóból parlaggá változott területek voltak felülreprezentáltak, azaz ez a felszínborítás változás volt kimutatható hatással a faj megjelenésére.

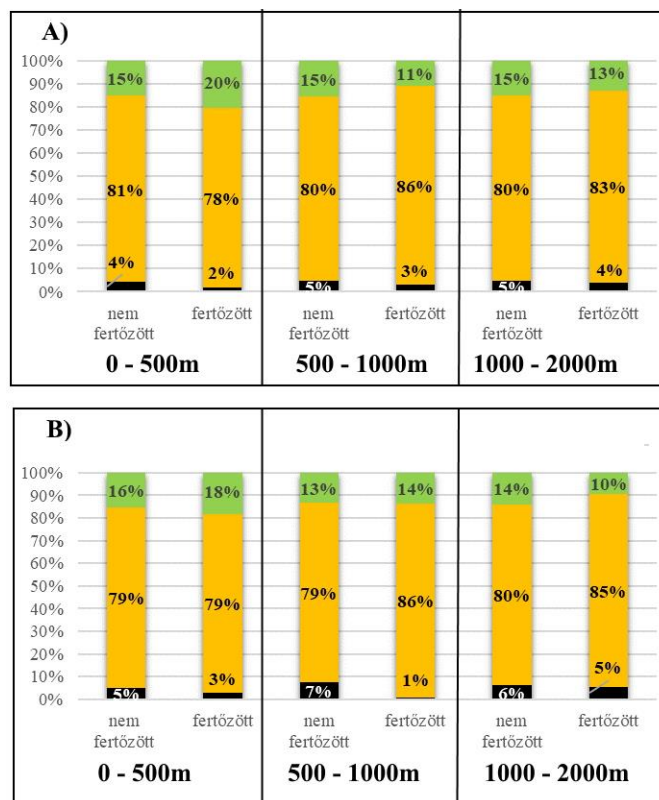
A fehér akáccal fertőzött pontokhoz közelebb eső (0-500m-es és az 500-1000m-es zónáiban) a közelmúlt (2012-2018 közötti) felszínborítás változásai közül az egyéb (feltehetően az erdőterületeken belüli) változások voltak kimutatható hatással a faj előfordulására (37. ábra). Az erdőirtások és ültetvény erdők kivágásának biológiai invázióra gyakorolt hatását több szerző is kimutatta (Huebner 2009; Warren et al. 2011). Az erdőgazdálkodás (tarvágás, és a tarra vágott erdőterületek felújítása) során megváltozik a terület fény-viszonya, mikroklímája, valamint a felső talajrétegének vastagsága mely kedvező természetföldrajzi adottságot teremt számos inváziós növényfaj számára (Webb et al. 2001; Call és Nilsen 2003; Török et al. 2003). Kutatási eredményeim alátámasztják Knapp és Canham (2000) megállapítását, miszerint az erdő és természetközeli területeken (3-as CORINE főtypus) végbemenő felszínborítás változások (pl. tarvágás) az ezüstfa kivételével az összes általunk vizsgált megjelenését és elterjedését elősegítik.

**jelmagyarázat:**

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

37. ábra A fehér akác által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 2012-2018 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 2012-2018 között végbement összes felszínborítás változás területe

A 2012-2018 közötti és az 1990-2000 közötti felszínborítás változások a fehér akác előfordulási adatait befolyásoló hatásai között csupán annyi az eltérés, hogy míg a 2012-2018 közötti változások esetében az akáccal fertőzött LUCAS pontokhoz legtávolabb eső (1000-2000m-es zónában) voltak felülreprezentáltak a parlagterületekké változott felszínek az e fajjal nem fertőzött LUCAS pontok azonos zónájához képest, addig a két-három évtizeddel ezelőtti változások esetében a parlagterületekké változott felszínek a fehér akác által 2015-ben és 2018-ban fertőzött LUCAS pontjainak legközelebbi (0-500m-es zónájában) voltak felülreprezentáltak. Ez azzal magyarázható, hogy az egykori mezőgazdasági területek (jellemzően szántók) akácültetvényekké történő átalakulásához legalább 20-30 év szükséges, azaz a 2015-ben és a 2018-ban fehér akáccal fertőzött LUCAS pontok közvetlen környékén helyezkednek el a 20-30 évvel ezelőtti telepített akácültetvények (38. ábra).

**jelmagyarázat:**

- parlaggá változott foltok aránya
- egyéb felszínborítás változású foltok aránya
- mesterséges felszínekké változott foltok aránya

38. ábra A fehér akác által A) 2015-ben és B) 2018-ban fertőzött és nem fertőzött LUCAS pontjainak különböző távolságú bufferzónáin belül eső 1990-2000 közötti felszínborítás változás típusok aránya, az adott zónán belüli összes felszínborítás változás %-ában. 100%=az adott zónán belül 1990-2000 között végbement összes felszínborítás változás területe

Az 1990-2000 között végbement felszínborítás változás típusok közül az egyéb (feltehetően leginkább erdőterületeken belüli) felszínborítás változások voltak a jellemzőek a 2015-ben és 2018-ban fehér akáccal fertőzött LUCAS pontok 500-1000m-es és 1000-2000m-es övezeteiben.

Konklúzióként elmondható, hogy az általam vizsgált inváziós fajok mindegyikének 2015-ös és 2018-as előfordulási adatai kimutatható kapcsolatban vannak a régmúlt (1990-2000 közötti) felszínborítás változásokkal, azaz e fajok mindegyike kimondottan kedveli a változó felszínborítású, bolygatott területeket. A 2012-2018 közötti felszínborítás változások az ezüstfa kivételével szintén jelentős hatást gyakorolnak a vizsgált fajok elterjedési viszonyaira. A vizsgált öt inváziós növény előfordulásának felszínborítás változás típusokkal való kapcsolata viszont fajonként jelentősen eltérnek egymástól (26. táblázat).

26. táblázat A vizsgált özönnövények 2015 évi és 2018 évi elterjedési viszonyainak és az 1990-2000 és a 2012-2015 közötti felszínborítás változások típusai közti kapcsolat összegző értékelése az adott fajjal fertőzött LUCAS pontoktól különböző távolságra eső zónákban.

Inváziós növényfaj	1990-2000			2012-2018		
	0-500m	500-1000m	1000-2000m	0-500m	500-1000m	1000-2000m
Mirigyes bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	egyéb változás	parlaggá változott szántóterületek	mesterséges felszínre változott területek	mesterséges felszínre változott területek	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat
Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat	egyéb változás	egyéb változás	egyéb változás	egyéb változás
Keskenylevelű ezüstfa ( <i>Elaeagnus angustifolia</i> )	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat	nincs kapcsolat
Fehér akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	parlaggá változott szántóterületek	egyéb változás	egyéb változás	egyéb változás	egyéb változás	parlaggá változott szántóterületek
Aranyvessző fajok ( <i>Solidago</i> spp.)	nincs kapcsolat	egyéb változás	egyéb változás	nincs kapcsolat		nincs kapcsolat

A nemzetközi szakirodalom szerint az inváziós növényfajok előfordulása vagy hiánya erősen függ a különböző környezeti (talaj, éghajlati stb.) tényezőktől (Montserrat és Inés 2011), illetve a felszínborítás változásától (Wang et al 2016). Az egyik ilyen földrajzi és környezeti tényező a tájszerkezet, azaz a táj kompozíciója és konfigurációja, melynek változása főként emberi döntések eredménye (Mosher et al. 2009). Eredményeim megerősítik más szerzők megállapításait, mely szerint a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*) kedveli a zavart, változó tájszerkezetű területeket (Csontos et al. 2009; Kelemen et al. 2016). Kimutattam, hogy az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) előfordulására is kedvező hatással vannak a közelmúltban és a három évtizeddel ezelőtt változott felszínborítású területek.

Igazoltam, hogy a felszínborítás változások, és azok típusai tehát fajonként különböző szerepet játszanak és eltérő jelentőséggel bírnak az öt vizsgált inváziós növényfaj elterjedésében. Az ezüstfa kivételével az összes vizsgált növény által fertőzött területek jóval közelebb helyezkednek el a közelmúltban (2012-2018) végbement felszínborítás változású területekhez, mint a LUCAS fotók elemzése alapján igazoltan nem fertőzött területek. Az ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) előfordulása nincs semmilyen kapcsolatban a felszínborítás változások típusaival, tehát e faj terjedését kizárólag a régebbi (két-három évtizeddel ezelőtti) földhasználat változások, mint antropogén bolygatások segítik a végbement felszínborítás változások típusától (jellegétől) függetlenül. A közelmúltban végbement felszínborítás változások különösen a selyemkóró megjelenését és invázióját segítik, de az összes vizsgált faj előfordulására pozitív hatást gyakorolnak.

A vizsgált fajok eltérő módon képesek alkalmazkodni a felszínborítás változásával együtt változó környezeti feltételekhez, és hogy sok szempontból hasonló, ám egymástól mégis kissé eltérő ökológiai fülkéket foglalnak el (Huebner 2010). Eredményeim szerint a tájszerkezet kompozíciójának változása az inváziós növények terjedésének egyik antropogén mozgatórugója, ezért figyelembe kell venni e növények terjedési modelljeinek megalkotása, valamint a biológiai invázió, mint környezeti kockázat földrajzi háttérének elemzése során (Genovesi et al. 2010; Mezösi 2021, 2022).

## 5.7 A tájszerkezet és a városi PM10 immisszió közti kapcsolat elemzésének eredményei

A magyarországi nagyvárosok levegőminőség mérőállomásainak 500m-es körzetében több felszínborítás típus több hónapon keresztül szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutat az állomások PM10 értékeinek havi átlagaival (26. táblázat). A városi szállópor (PM10) szennyezés forrásai (ipari területek, városias sűrűn beépített területek) közül kizárólag a közlekedési területek felszínborítás típusához tartozó területek mutatnak pozitív szignifikáns statisztikai összefüggést a PM10 havi átlagaival. A városi közlekedés PM10 növelő hatása kizárólag augusztus és szeptember hónapokban mutat szignifikáns pozitív előjelű összefüggést a levegő PM10 koncentrációjával a magyarországi nagyvárosok levegőminőség mérőállomásainak 500m-es körzetében. A városi parkok és a városi zöldterületek szállópor immisszió csökkentő hatása a vegetációs periódus közepén, júniusban érvényesül a leginkább. Ekkor mérőállomások 500 m-es sugarú körein belül eső parkok (városi zöldterületek) szoros szignifikáns negatív kapcsolatot mutatnak a PM10 koncentráció havi átlagával. A városi növényzet leveleinek pormegkötő képessége, - mely egyike a városi zöldfelületek szabályzó ökoszisztéma szolgáltatásainak- (Saebo et al. 2012; Janhäll 2015; Seulkee és Michelle 2019) tehát a mérőállomások közvetlen közelében (500m-es sugarú körében) nyár elején (június hónapban) érvényesül a legerősebben (27. táblázat).









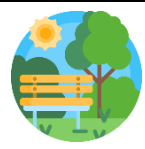
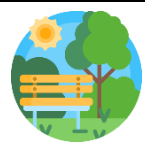
27. táblázat a PM10 havi átlag és medián értékei és a levegőminőség mérőállomások 500m-es sugarú körein (bufferzónáin) belül eső felszínborítás típusok területe közti kapcsolat Spearman-féle korrelációs együtthatói, (A kék színű számok a pozitív, a pirosak a vizsgált változók és a pacsirta egyedszáma közti negatív szignifikáns kapcsolatot jelzik.)

hónap	SHDI		Városias sűrűn beépített területek		Ipari területek		Közlekedési területek		Parkok	
	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL
január	-0,433	-0,324	-0,236	-0,275	-0,034	-0,152	0,433	0,431	-0,41	-0,145
február	-0,235	-0,198	-0,317	-0,346	-0,209	-0,013	0,431	0,464	-0,047	-0,233
március	-0,27	-0,291	-0,095	-0,086	-0,004	-0,032	0,065	0,084	-0,391	-0,424
április	-0,148	-0,231	-0,206	-0,113	-0,12	-0,086	0,123	0,127	-0,208	-0,336
május	-0,208	-0,147	-0,054	-0,103	-0,031	0,036	0,388	0,4	-0,096	-0,064
június	-0,328	-0,33	-0,144	-0,017	-0,033	0,082	0,216	0,086	-0,445	<b>-0,495*</b>
július	-0,211	-0,161	0,142	0,226	0,225	0,205	0,445	0,4	-0,171	-0,078
augusztus	-0,142	-0,2	0,054	0,164	0,026	0,071	<b>0,494*</b>	<b>0,474*</b>	0,025	0,02
szeptember	-0,075	-0,112	-0,111	0,01	0,081	0,075	0,437	<b>0,472*</b>	0,037	0,032
október	-0,044	-0,204	0,113	0,132	0,155	0,005	0,389	0,435	0,052	0,052
november	-0,314	-0,221	-0,186	-0,101	-0,197	-0,022	0,329	0,404	-0,204	-0,231
december	-0,208	-0,372	-0,059	0,007	-0,163	-0,133	0,085	0,098	-0,065	-0,338
elempárok száma (N)	18		17		18		18		17	

\*  $p < 0,05$  azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, \*\*  $p < 0,01$  99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat

Az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat automata mérőállomásainak 0-1000m-es körzeteiben az Urban Atlas felszínborítás típusai közül a parkok, és a közlekedési területek területi aránya mutatnak egymással ellentétes előjelű szignifikáns kapcsolatot az immisszió mérőállomásokon mért havi átlagos a PM10 értékekkel (28. táblázat).

28. táblázat a PM10 havi átlag és medián értékei és a levegőminőség mérőállomások 1000m-es sugarú körein (bufferzónáin) belül eső felszínborítás típusok területe közti kapcsolat Spearman-féle korrelációs együtthatói, (A kék színű számok a pozitív, a pirosak a vizsgált változók és a pacsirta egyedszáma közti negatív szignifikáns kapcsolatot jelzik.)

hónap	SHDI		Városias sűrűn beépített területek		Ipari területek		Közlekedési területek		Parkok	
										
	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL
január	-0,255	-0,115	-0,239	-0,391	-0,013	-0,141	0,264	0,195	-0,336	-0,14
február	-0,059	-0,018	-0,332	-0,364	-0,17	0,024	0,244	0,263	-0,088	-0,149
március	-0,444	-0,441	0,165	0,172	0,166	0,162	0,219	0,21	-0,473*	-0,494*
április	-0,21	-0,311	-0,113	-0,034	-0,128	-0,049	0,098	0,174	-0,286	-0,326
május	-0,241	-0,156	-0,022	-0,077	-0,155	-0,158	0,415	0,41	-0,16	-0,099
június	-0,329	-0,348	-0,002	0,158	-0,085	-0,026	0,286	0,224	-0,352	-0,448
július	-0,175	-0,119	0,075	0,088	0,043	-0,065	0,443	0,416	-0,143	-0,01
augusztus	-0,019	-0,038	-0,027	0,026	-0,106	-0,094	0,434	0,428	0,068	0,118
szeptember	0,139	0,067	-0,268	-0,117	-0,11	-0,065	0,277	0,367	0,113	0,122
október	-0,07	-0,086	0,006	-0,024	0,061	-0,113	0,362	0,383	0,049	0,163
november	-0,117	0,03	-0,113	-0,117	-0,323	-0,201	0,278	0,272	-0,209	-0,093
december	0,039	-0,257	-0,065	0,193	-0,147	-0,046	0,097	0,21	0,247	-0,157
elem párok száma (N)	18		18		18		18		18	

\*  $p < 0,05$  azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, \*\*  $p < 0,01$  99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat

Bár a tavaszi, nyári hónapokban a parkok 1000m-es bufferzónán belüli területi aránya végig negatív, de (nem szignifikáns) kapcsolatot mutat a városi szálló por (PM10) értékeivel, ez a kapcsolat kizárólag márciusban éri el 95%-os szignifikanciaszintet (28. táblázat).

Bár koratavasszal (márciusban) általában még nincs jelentős lombozata a fáknak, de mivel a 2014-es évben szokatlanul enyhe volt a március, - a sokéves márciusi átlaghőmérsékletnél 3,5–4,5 °C-kal is melegebb volt a havi átlaghőmérséklete ennek a hónapnak (Fodor et al. 2015), ezért a zöld növényzet a szokásosnál korábbi fenofázisban volt. A másik magyarázata annak, hogy 2014 márciusában a városi parkok százalékos aránya negatív szignifikáns kapcsolatot mutatott a PM10 koncentráció átlagával és mediánjával a mérőállomások 1km-es sugarú körein belül az volt, hogy a fűtési szezon kissé korábban véget ért véget 2014-ben, és a magas zöldfelületi aránnyal jellemezhető városrészekben általában kevés lakóépület található (Heechul et al. 2022). A 2014-ben a sokévi átlagnál jóval melegebb március kétféle hatása (a vegetáció korábbi zöldülése és a fűtési szezon korábbi befejezése) lehet az oka annak, hogy

csak ebben a hónapban volt kimutatható városi parkok PM10 csökkentő hatása a mérőállomások 1000m-es sugarú körzetében.

A városi növényzet pormegkötő szerepe, a szálló por (PM10) koncentrációt csökkentő hatása tehát az immisszió mérőállomások 0-500m-es és a 0-1000m-es bufferzónákon belül is kimutatható. A témával foglalkozó nemzetközi szakirodalom, szintén ehhez hasonló értékekben adja meg a lombozattal rendelkező városi növényzet porkötő hatásának határát (Lowicki 2019). A felszínborítás változatosságát (a táj kompozíciós heterogenitását) leíró SDI index nem mutat semmilyen szignifikáns kapcsolatot a levegő PM10 koncentrációjának havi átlagaival a mérőállomások 1000m-es sugarú körein belül (28. táblázat).

A magyarországi nagyvárosok levegőminőség mérőállomásainak 2000m-es körzetében a tájszerkezet és a PM10 koncentráció közti kapcsolat a PM10 mérőállomások közelebbi zónáitól (0-500m-es és 500-1000m-es zónák) jelentősen eltérő jellemzőket mutat (29. táblázat).

29. táblázat a PM10 havi átlag és medián értékei és a levegőminőség mérőállomások 2000m-es sugarú körein (bufferzónáin) belül eső felszínborítás típusok területe közti kapcsolat Spearman-féle korrelációs együtthatói, (A kék színű számok a pozitív, a pirosak a vizsgált változók és a pacsirta egyedszáma közti negatív szignifikáns kapcsolatot jelzik.)

hónap	SHDI		Városias sűrűn beépített területek		Ipari területek		Közlekedési területek		Parkok	
	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL	MED	ÁTL
január	-0,553*	-0,489*	-0,075	-0,177	-0,018	-0,145	0,146	0,078	-0,121	-0,037
február	-0,471*	-0,399	-0,097	-0,131	-0,155	-0,006	0,138	0,13	-0,02	-0,076
március	-0,526*	-0,545*	0,339	0,348	0,316	0,293	0,3	0,285	-0,229	-0,237
április	-0,429	-0,483*	0,005	0,148	0,109	0,159	0,224	0,33	-0,155	-0,072
május	-0,463	-0,363	0,131	0,082	0,131	0,118	0,524*	0,525*	0,046	0,029
június	-0,471*	-0,415	0,136	0,191	0,128	0,262	0,388	0,448	-0,061	-0,095
július	-0,425	-0,273	0,192	0,11	0,316	0,24	0,550*	0,657**	0,175	0,242
augusztus	-0,367	-0,372	0,142	0,17	0,069	0,097	0,536*	0,570*	0,301	0,343
szeptember	-0,278	-0,335	-0,115	0,03	0,028	0,097	0,387	0,502*	0,205	0,285
október	-0,426	-0,446	0,239	0,185	0,345	0,138	0,490*	0,525*	0,246	0,332
november	-0,347	-0,289	-0,042	-0,034	-0,202	-0,045	0,401	0,458	-0,052	0
december	-0,213	-0,481*	-0,095	0,166	-0,006	0,217	0,318	0,417	0,351	0,124
elem párok száma (N)	18		18		18		18		18	

\*  $p < 0,05$  azaz 95%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat, \*\*  $p < 0,01$  99%-os valószínűséggel szignifikáns statisztikai kapcsolat

A levegőminőség mérő állomások 2000 méteres körzetében a tájszerkezet kompozíciós heterogenitása több hónapon át (főként télen) szignifikáns negatív kapcsolatot mutat a levegő PM10 koncentrációjával. A heterogén tájszerkezet (a táj kompozíciós heterogenitása), mozaikos felszínborítás tehát a mérőállomások 2km-es sugarú körén belül kimutathatóan csökkenti a PM10 értékek havi átlagos és medián értékeit az ősz kivételével minden évszakban (29. táblázat).

Lowicki (2019) eredményei szerint a mérőállomásokhoz nagyon közel eső, (általam nem vizsgált) 100m-es körzetében pozitív szignifikáns kapcsolat van a tájszerkezet heterogenitását leíró SHDI mutató, és a PM10 koncentráció között. A dél-koreai városok esetében viszont Heechul et al. (2022) eredményei arra utalnak (hasonlóan az általam kimutatott összefüggéshez), hogy a mozaikos, azaz heterogén felszínborítású városi területek környezetében szignifikánsan kevesebb a PM10 koncentráció, mint más városrészekben (29. táblázat).

A mérőállomások 2000m sugarú övezetében a közlekedési területek, mint a PM10 kibocsátó területhasználat típusok (Mohammad és Gregory 2020; Seyedehmehrmanzar et al. 2022), a fűtési szezon kivételével minden hónapban (májustól októberig) szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutatnak a PM10 értékekkel. Az, hogy a városi környezet PM10 koncentrációjában csak a fűtési szezon után van kimutatható hatása a közlekedésnek minden bizonnyal azzal függ össze, hogy a közlekedési hálózat környéke helyett téli hónapokban a lakott területek a fő PM10 szennyezőforrások a városi levegőnek.

Eredményeim alapján kijelenthető, hogy a városi tájszerkezet kompozíciós heterogenitása kizárólag a kora tavaszi, késő őszi, téli fűtési szezonban van kimutatható negatív hatással a levegő PM10 koncentrációjára. Ez az eredmény alátámasztja más szerzők véleményét, mely szerint a városi táj kompozíciós heterogenitása és a PM10 koncentráció havi átlagértékei közötti negatív szignifikáns kapcsolat jól magyarázható a heterogénebb tájszerkezet miatt a térben szórtabban elhelyezkedő légszennyezőforrásokkal (lakóépületek, ipari üzemek) (Heechul et al. 2022).

A közlekedési infrastruktúra és a városi felszínborítás heterogenitását leíró SDI index egymással ellentétes előjelű és ellentétes időbeli változékonyságú kapcsolatot mutat a városi levegő PM10 koncentrációjára. Ez azzal függ össze, hogy míg a fűtési szezon alatt a lakóházak fűtési eredetű szennyezőforrásainak térben szórt, más felszínborítás típusokkal való kevert elhelyezkedése csökkenti a PM10 koncentrációt, addig a nyári hónapokban a közlekedési pályák válnak a PM10 koncentráció egyik legfontosabb forrásaivá.



## 6. Az eredmények összegzése

A tájváltozás jelentősen módosítja a tájmintázatot azaz táj szerkezetét, de emellett változásokat eredményez egyes tájalkotó tényezők (talaj, levegő, élővilág stb.) állapotában. A táj szerkezetét alapvetően meghatározó felszínborítás mintázatnak (a táj kompozíciójának és konfigurációjának) változása során azonban nem csupán az egyes tájalkotó tényezők, de a köztük fennálló rendkívül összetett kapcsolatrendszerek is változnak. A tájszerkezetet ezáltal a tájban zajló tájökológiai folyamatok, egyben a táj működését is jellemző indikátor. A természetvédelmi, környezeti fenntarthatósági szempontokat figyelembe vevő tájtervezési feladatok megoldásához elengedhetetlenül szükséges a tájszerkezet jellemzésére szolgáló paraméterek, tájmetrikák változási tendenciáinak kvantitatív elemzése, a tájszerkezet változását előidéző hajtóerők azonosítása, valamint a végbement tájszerkezeti változások egyes tájalkotó tényezőkre gyakorolt hatásainak (tájökológiai és környezeti következményeinek) elemzése.

### 6.1 A tájszerkezet változások tendenciái Magyarországon 1990-2018 között

Dolgozatomban jellemeztem a tájszerkezet térbeli jellemzőit (kompozícióját és konfigurációját) meghatározó felszínborítás területi változásait Magyarországon 1990-2018 között. Elemeztem, és tematikus felszínborítás változás sűrűség térképeken mutattam be rendszerváltás óta végbement, tájökológiai szempontból jelentős hatású felszínborítás típusok változásait, melyek alapján az alábbi megállapításokat tettem (Szilassi 2012, 2015):

- Eredményeim szerint a legyorsabb, azaz legintenzívebb tájszerkezeti dinamika, 1990-2000 között ment végbe Magyarországon, míg az évenkénti átlagos felszínborítás változás a legutóbbi általam vizsgált időszakban, 2012-2018 között volt a legkisebb mértékű.
- Kimutattam, hogy a szántó-parlag felszínborítás konverzió a vizsgált időszakokban (1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és a 2012-2018-as évek) területi arányait tekintve egyre kisebb mértékű felszínborítás változást képviselt Magyarországon az összes felszínborítás változáshoz képest.
- Kimutattam, hogy a homoktalajokkal jellemezhető kis középtájainkon (Kiskunság, Nyírség) a felszínborítás változások dinamikája jóval meghaladta a jó termőképességű csernozjom talajokkal jellemezhető kis és középtájaink (Mezőföld, Hajdúság stb.) hasonló értékeit (Szilassi 2012, 2015).
- Eredményeim szerint a felszínborítás változások típusai közül a szántó-parlag átalakulás a rendszerváltást követő 1990-2000 közötti tíz év alatt volt a legnagyobb arányú, míg a bármely felszínborítás típusból mesterséges felszínre változott területek kiterjedése 2000-2006 között növekedett a legnagyobb mértékben.
- Kimutattam, hogy az általam vizsgált felszínborítás változás típusok közül a mesterséges felszínre változott területek növekedése a budapesti agglomerációban a vidéki nagyvárosok környékén, valamint az autópályák mentén volt a legjellemzőbb.

### 6.2 A táj agroökológiai potenciálja, mint a tájszerkezet változások egyik hajtóereje

A felszínborítás változások mozgatórugói döntő részben olyan döntések, melyeket az aktuális társadalmi, gazdasági viszonyok határoznak meg. Eredményeim szerint azonban természetföldrajzi, főként talajtani adottságok is meghatározó tényezői lehetnek bizonyos tájszerkezeti változásoknak, illetve az ezeket előidéző földhasználat változással kapcsolatos döntéseknek. A tájszerkezeti változások agroökológiai hátterének feltárása során a szántóból

parlaggá (gyeppé, rétté, legelővé, cserjés területté vagy erdővé) változott területek alatti talajok termékenységét reprezentáló talajértékszám értékeit összehasonlítottam az egyéb felszínborítás változás típusok alatti talajok talajértékszám értékeivel a 1990-2000, 2000-2006, 2006-2012 és a 2012-2018-as évek közötti időszakokban. Tapasztalataim szerint a legerősebb kapcsolat a táj agroökológiai adottságai (talajok termőhely értékszám) és a szántó-parlag felszínborítás változás típus között a rendszerváltást követő 1990-2000 közötti időszakban volt megfigyelhető. Ekkor a szántó-parlag átalakulás a legalacsonyabb talajértékszámú szántóterületeken volt a legjellemzőbb, míg a legmagasabb talajértékszámú szántókon volt a legkisebb mérvű. A későbbi időszakokban (2000-2018 között) egyrészt a szántóból parlaggá változott területek nagysága, és aránya az összes felszínborítás változással érintett területeken belül folyamatosan csökkent, másrészt az agroökológiai adottságok egyre kevésbé voltak meghatározó tényezők szántó-parlag átalakulást eredményező földhasználati döntéseknél. A Magyarországon 1990-2018 között végbemenet tájszerkezeti változások talajok termőképességével (agroökológiai potenciállal) való összehasonlítása révén az alábbi megállapításokat fogalmaztam meg:

- A táj agroökológiai potenciálját reprezentáló talajértékszám 1990-2000, 2000-2006 és a 2006-2012 közötti időszakok során jelentős hatást gyakorolt a szántóföldek parlagterületekké történő átalakításával kapcsolatos gazdálkodói döntésekre (Szilassi et al. 2006, 2010) a 2012-2018 közötti szántó-parlag átalakulásra viszont már nem volt kimutatható hatással.
- 2018-re a szántóföldek optimális, a táj agroökológiai potenciálját figyelembe vevő térszerkezete alakult ki Magyarországon.
- Kimutattam, hogy a mesterséges felszínek kialakítása független a talajértékszámától, azaz a beépített területek tervezése során a talajok termőképességét nem vették figyelembe, így azok sok esetben magas agroökológiai potenciálú területeket fedtek le (Szilassi et al. 2010).

### **6.3 A tájszerkezet hatása egyes tájalkotó tényezők (élővilág és a légkör) tulajdonságaira**

#### **6.3.1 A tájszerkezet és a növényzet természetessége közti kapcsolat Magyarországon**

A tájszerkezet tájmetriai mutatókkal leírt jellemzői és a növényzet természetességét leíró Természeti Tőke Index eredményeim szerint szoros, szignifikáns statisztikai kapcsolatot mutatnak egymással. A CORINE adatbázis felszínborítás főtypusokból képzett osztály szintű tájmetriai mutatók közül az „Erdők és természetközeli területek” foltjainak komplexitását leíró (területtel súlyozott Total Edge, és Shape Index) mutatók a legerősebb pozitív szignifikáns statisztikai kapcsolatot a Természeti Tőke Indexszel. A fenti eredmények alapján az alábbi konklúziókat fogalmaztam meg (Szilassi és Bata 2012; Szilassi et al. 2017a):

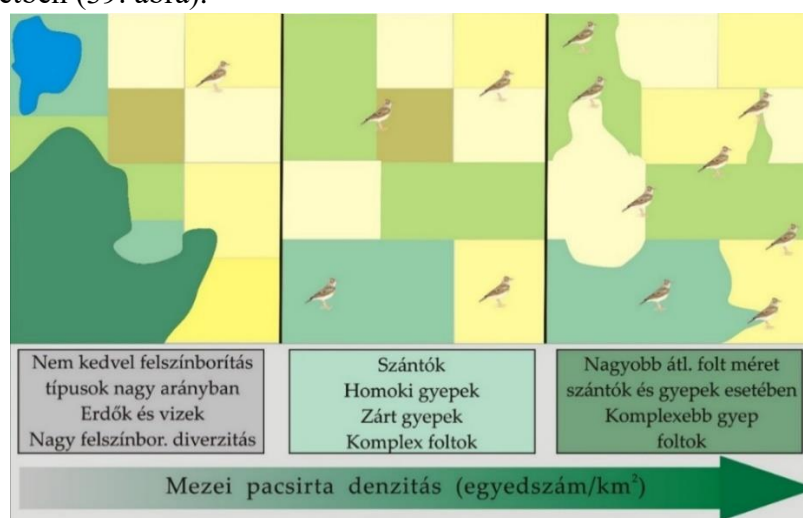
- A vizsgált felszínborítás típusok közül az erdők és természetközeli területek (CORINE felszínborítás kategória) foltjainak alaki mutatói a legalkalmasabb tájmetriai mutatók a növényzet természetességének jellemzésére.
- A felszínborítás foltok alaki mutatóinak változásai indikátorai a növényzet természetességének változásának: ha a felszínborítás változása során összetettebbeké, komplexebbeké váltak a Természeti Tőke Indexszel pozitív szignifikáns korrelációt mutató erdők és természetközeli területek foltjai, és kompaktabbakká a Természeti Tőke Indexszel negatív szignifikáns korrelációt mutató felszínborítás típusok (pl. szántók, mesterséges felszínek) foltjai, akkor az adott terület növényzetének természetessége

nőtt. Ellenkező irányú tájszerkezeti változások a Természeti Tőke Index, azaz a növényzet természetességének csökkenésére utalnak.

### 6.3.2. A tájszerkezeti hatása a mezei pacsirta egyedszámára

Eredményeim szerint a tájszerkezet (a táj kompozíciójának és konfigurációjának) tájmetriai mutatókkal leírt változásai nem csupán a növényzet természetességére, de mivel a mezei pacsirta előfordulási gyakoriságára (abundancia viszonyaira) is hatással van, ezért alkalmas e faj állományának (egyedsűrűségének) becslésére. A felszínborítás foltok méretét és alakját leíró tájmetriai mutatók alapján viszonylag jó közelítéssel becsülhető a mezei pacsirta egyedsűrűsége (egyed/km<sup>2</sup>) a tájban. A mezei pacsirta egyedszámának becsléséhez a tájszerkezetet leíró tájmetriai mutatók és a mezei pacsirta Mindennapi Madaraink Monitoringja adatbázisból származó előfordulási adatai közti kapcsolat elemzésének eredményei közül az alábbiakat használtam fel (Csikós és Szilassi 2021; Szilassi et al. 2019b,c, 2022b):

- Azonosítottam a NÖSZTÉP felszínborítás típusok közül a mezei pacsirta egyedszámával pozitív szignifikáns kapcsolatot mutató, azaz a pacsirta által kedvelt, és negatív szignifikáns kapcsolatot mutató, e faj által nem kedvelt felszínborítás típusokat.
- Megállapítottam, hogy minél nagyobb a tájban a mezei pacsirta által kedvelt NÖSZTÉP felszínborítás típusok foltmérete és alakjuk minél összetettebb, annál több pacsirta él az adott tájrészletben (39. ábra).



39. ábra A mezei pacsirta előfordulási adatai, és az e faj számára ideális tájszerkezet (kompozíció és konfiguráció) közti összefüggés

- A NÖSZTÉP felszínborítási adatbázis alapján számolt tájmetriai mutatók alapján az alábbi képlet alkalmazásával becsültem Magyarország Natura 2000 madárvédelmi területein belül a mezei pacsirta 2018 évi állománysűrűségét (egyed/km<sup>2</sup>):

$$PACSIRTA_{pop} = -3.24 + 1,29 * MPS_{szántó} + 0.97 * MPS_{gyep} + 0.63 * MFRACT_{gyep} + 1,65 * TER_{szántó} + 2,4 * TER_{gyep}$$

ahol  $PACSIRTA_{pop}$  a mezei pacsirta állománysűrűsége (egyed/km<sup>2</sup>),

$MPS_{szántó}$  a szántóföldek átlagos foltmérete, (km<sup>2</sup>)

$MPS_{gyep}$  a gyepek átlagos foltmérete (km<sup>2</sup>),

$MFRACT_{gyep}$  a gyepek átlagos fraktáldimenziója,

$TER_{szántó}$  a szántóföldek aránya (%),

és  $TER_{gyep}$  a gyepek aránya (%) az adott táji egységen belül.

### 6.3.3 A tájszerkezet hatása a vizsgált öt inváziós növény magyarországi előfordulási viszonyaira

Országos léptékű térinformatikai elemzéseim révén kimutattam, hogy a lineáris tájelemek (közút, vasút, vízhálózat), az ökológiai hálózatok (Országos Ökológiai Hálózat, Natura 2000-es területek), valamint a felszínborítás változások térszerkezete, azaz a tájszerkezet jellemzői fajonként eltérő hatást gyakorol az általam vizsgált öt inváziós faj elterjedési viszonyaira (Szilassi et al. 2021, 2022a):

- Az aranyvessző fajok, a fehér akác és a bálványfa fajokkal fertőzött területek (LUCAS pontok) közúthálózattól mért átlagos euklideszi távolságai szignifikánsan kisebbek, mint azon földfelszíni LUCAS pontoké, melyen nem fordulnak elő ezek a fajok. Ez a tény azzal magyarázható, hogy a közúthálózat menti vízelvezető árkok, mint nedves élőhelyek kedvező életfeltételeket teremtenek az egyedeinek, emellett e fajok terjedését a gépjárművek menetszele is segíti.
- Az inváziós fajok közül az aranyvessző fajok, a keskenylevelű ezüstfa és a bálványfa egyedeivel fertőzött LUCAS pontok vasúthálózattól mért átlagos euklideszi távolsága szignifikánsan kisebbek, mint azon LUCAS felmérési pontoké, ahol nem fordulnak elő ezek a fajok. E fajok tehát gyakoribbak a vasútvonalak mentén, mivel e fajok vasúthálózat szegélyén élő egyedei kifejezetten jól tűrik a vasúti töltések mentén jellemző extrém környezeti feltételeket, és a vasúti szerelvények által keltett menetszél is segíti e fajok terjedését.
- Kimutattam, hogy az aranyvessző fajok és a keskenylevelű ezüstfa által fertőzött területek (LUCAS pontok) közelebb helyezkednek el a vízhálózat elemeihez (vízfolyások, csatornák) mint az e fajokkal nem fertőzött LUCAS pontok, mivel a felszíni vizek (folyók, patakok, csatornák) környékén előforduló nedves élőhelyek kedvező környezeti adottságokat jelentenek e fajok számára.
- Eredményeim szerint az aranyvessző fajok, a keskenylevelű ezüstfa, és a bálványfa előfordulása felülreprezentált az Országos Ökológiai hálózathoz tartozó ökológiai folyósókban és magterületein is, míg fehér akác kizárólag az ökológiai magterületeken belül felülreprezentált az e fajokkal nem fertőzött LUCAS pontokhoz képest, tehát e fajok terjedését az Országos Ökológiai Hálózatba tartozó területegységek elősegítik.
- Eredményeim szerint az aranyvessző fajok és a keskenylevelű ezüstfa előfordulása felülreprezentált a Natura 2000 területen belül, ezért e fajok terjedésében a Natura 2000 hálózat kimutatható szerepet játszik.
- Kimutattam, hogy mind az öt inváziós növényfaj előfordulásában jelentős szerepet játszott a (CORINE adatbázis alapján értelmezett) felszínborítás változása, hisz az e fajokkal fertőzött LUCAS pontok a 2012-2018 és a 1990-2000-ben változott felszínborítású területektől is jóval kisebb átlagos távolságra estek, mint a nem fertőzött pontok (azaz ahol e növények nem fordulnak elő). Eredményeim szerint a vizsgált fajok közül a selyemkóró előfordulása függ a legnagyobb mértékben a felszínborítás változásaitól, míg az ezüstfa 2015 és 2018 évi előfordulására kizárólag az 1990-2000 közötti felszínborítás változásoknak volt kimutatható hatása.
- Kimutattam, hogy a felszínborítás változások főbb típusai (parlaggá változott szántóterületek, mesterséges felszínre változott és egyéb felszínborítás változások) közül 1990-2000 között és a 2012-2018 között is a mesterséges felszínre változott



területek voltak azok, amelyek a bálványfa előfordulásában és terjedésében szerepet játszottak. Az 1990-2000 között parlaggá változott egykori szántóterületeknek szintén kimutatható hatása volt e faj előfordulási viszonyaira. A fehér akác előfordulása mind 1990-2000, mind a 2012-2018 évi felszínborítás változások során a szántóból parlaggá változott, azaz spontán cserjésedő. majd később beerdősülő területek környezetében volt a gyakoribb. Az aranyvessző fajok, és a selyemkóró esetében az e fajok terjedését befolyásoló felszínborítás változás típusok közül mind az 1990-2000, mind az 2012-2018 évi felszínborítás változások esetében az egyéb, felszínborítás változás típusok voltak felülreprezentáltak. A keskenylevelű ezüstfa előfordulására a felszínborítás változások típusainak semmilyen kimutatható hatása nem volt.

- Kimutattam, hogy a vizsgált öt növényfaj mindegyikének előfordulásában, terjedésében, a tájszerkezet jellemzőinek, a tájszerkezeti változásoknak, illetve az e változásokat indukáló antropogén folyamatoknak jelentős, ám fajonként eltérő súlyú szerepe van (30. táblázat).
- Eredményeim szerint a vizsgált öt növényfaj közül négy inváziós faj egyedei az országos átlagnál magasabb arányban fordulnak elő az Európai Unió és hazai jogszabályokban természetvédelmi céllal lehatárolt területegységeken (Natura 2000, Országos Ökológiai Hálózat) belül. A vizsgált öt inváziós növényfaj többségének terjedése számára sajnos kifejezetten kedvező feltételeket teremt a Natura 2000 és az Országos Ökológiai Hálózat jelenlegi térszerkezete (30. táblázat).

30. táblázat A tájszerkezet jellemzői és a vizsgált inváziós növények előfordulása közötti kapcsolat Magyarországon

Vizsgált inváziós növény	TÁJSZERKEZET					
	Vonalas tájszerkezeti elemek			Folt szerű tájszerkezeti elemek		
	Közút-hálózat	Vasút-hálózat	Víz-hálózat	Felszínborítás változása	Természetvédelmi céllal lehatárolt területi egységek	
					Natura 2000 hálózat	Országos Ökológiai Hálózat
<b>Mirigyes bálványfa</b> ( <i>Ailanthus altissima</i> )						
<b>Közönséges Selyemkóró</b> ( <i>Asclepias syriaca</i> )						
<b>Keskenylevelű ezüstfa</b> ( <i>Elaeagnus angustifolia</i> )						
<b>Fehér akác</b> ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )						
<b>Aranyvessző fajok</b> ( <i>Solidagospp.</i> )						

Jelmagyarázat:

-  Az adott tényezőnek nincs kimutatható hatása az adott inváziós növényfaj előfordulási viszonyaira
-  Az adott tényezőnek kimutatható hatása van az adott inváziós növényfaj előfordulási viszonyaira

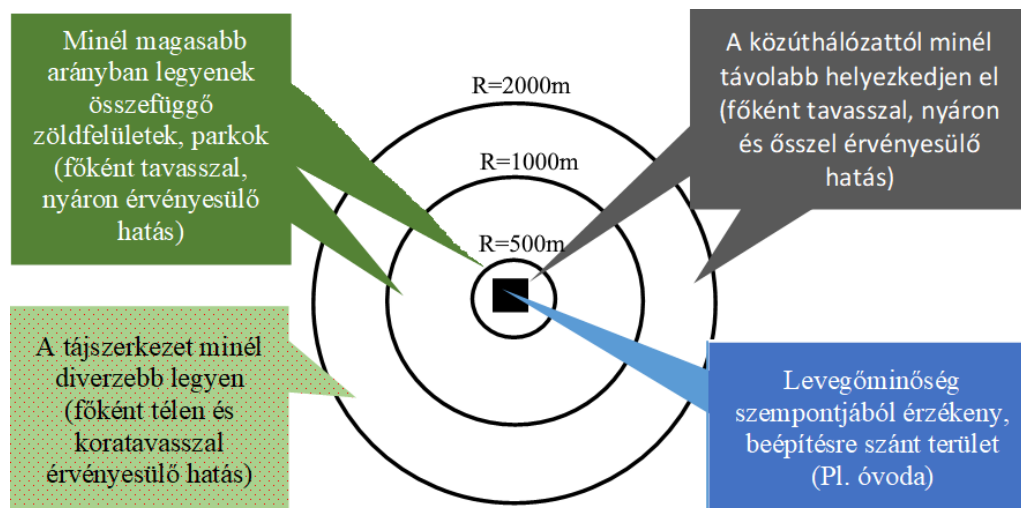
Fontos megjegyezni, hogy további nagy léptékű, részletesebb botanikai felmérések szükségesek az inváziós fajokkal fertőzött ökológiai folyosók, magterületek és pufferterületek terepi azonosításához, az Országos Ökológiai Hálózat magyarországi térszerkezetének esetleges módosításához.

### 6.3.4 A tájszerkezet hatása a magyarországi nagyvárosok levegőjének havi átlagos szállópor (PM10) koncentrációjára

Az általam vizsgált magyarországi városok példáján keresztül igazoltam, hogy a szálló por (PM10) immisszió mértéke szoros statisztikai összefüggést mutat a tájszerkezet jellemzőivel. A közlekedés, (mint szennyezőforrásnak tekinthető területhasználat típus) a nyári hónapokban növeli meg statisztikailag kimutathatóan a PM10 immisszió értékeket, míg a téli, koratavaszi és késő őszi fűtési szezonban a felszínborítás változatosságát kifejező Shannon Diversity Index (SDI) negatív szignifikáns kapcsolatot mutat a városi levegő PM10 koncentrációjára. A városi parkok területi arányai a tavaszi, nyár eleji hónapokban szignifikáns negatív összefüggést mutatnak a PM10 koncentrációval. A mérőállomások egyes (0-500m-es, 0-1000m-es és 0-2000m-es) sugarú körein (tájablakain) belüli területeken az alábbi összefüggéseket mutattam ki:

- A PM10 mérőállomások 2000m-es sugarú körein belüli területeken minél nagyobb a városi táj kompozíciós heterogenitása, annál kevesebb a mért PM10 koncentráció, ám ez az összefüggés csak a téli, koratavaszi és őszi időszakban áll fenn. Ez alapján arra következtethetünk, hogy a felszínborítás típusok változatosságának (diverzitásának) főként a fűtési szezonban érvényesül a PM10 csökkentő hatása.
- A közlekedési felszínborítás típus területi aránya a 0-500m-es és a 0-2000m-es bufferzónákon belül szignifikáns pozitív statisztikai kapcsolatot mutat a PM10 havi koncentrációival a tavaszi, nyári és őszi hónapokban. Ez arra utal, hogy a közlekedés a fűtés nélküli hónapokban válik a szálló por (PM10) koncentráció meghatározó jelentőségű szennyezőforrásává.
- A városi zöldterületek (közparkok) szálló por csökkentő hatása csak az immisszió mérő állomások 0-500m-es és 0-1000m-es körzetein belül érvényesül, mivel kizárólag e zónán belül van a városi növényzetnek (szignifikáns) kimutatható hatása a PM10 koncentráció csökkentésére.

Eredményeim fontos, a településrendezési és térségi tájtervezési gyakorlatban is hasznosítható adalékokkal szolgálhatnak a városi területhasználat tervezéshez, mivel adaptálhatóak a településrendezési tervek környezetalakítási és tájrendezési megalapozó munkarészeihez. Például ha a helyi lakosság levegőminőségre érzékeny csoportja számára készül egy új beruházás (idősek otthona, vagy óvoda, bölcsőde, esetleg kórház) akkor az alábbi tájszerkezeti jellemzőket javaslom megfontolni az adott épület helyének (beépítésre szánt terület) kiválasztásakor (40. ábra)



40. ábra A tájszerkezet és a levegő PM10 koncentrációja közti kapcsolat elvi sémája egy a levegőtisztaság szempontjából érzékeny lakosság számára tervezett beépítésre szánt terület esetében

### Záró gondolatok

Dolgozatomban bemutattam a táj másodlagos szerkezetének (kompozíciójának) változási tendenciáit Magyarországon az 1990-es évektől napjainkig (2018-ig). A felszínborítás változások jellemzőinek ismeretében lehetőségem nyílt a végbement változások természetföldrajzi (talajtani) adottságokkal való kapcsolatának részletes elemzésére, mely során a kimutattam, hogy a talajok termőképessége (agroökológiai potenciálja) az 1990-2000 között végbement termőföldprivatizáció során jelentős befolyást gyakorolt a gazdálkodók földhasználat váltással kapcsolatos döntéseire, különösen a szántó-parlag átalakulásokra. Az, hogy a talajok termőképességét reprezentáló talajértékszám hatása a felszínborítás változásokra a közelmúltban (2012-2018 közötti) végbement földhasználat váltásokra már nem volt kimutatható hatással arra utal, hogy a felszínborítás jelenlegi térszerkezete az agroökológiai adottságoknak megfelelő, azaz Magyarország szántóterületei a legkedvezőbb talajértékszámú területeken helyezkednek el.

Hazai esettanulmányok révén sikerült igazolnom, hogy a tájszerkezet jellemzői alapvető hatást gyakorolnak a tájökológiai folyamatokra, és alapvető befolyással bírnak a szálló por koncentrációjának mennyiségére. Magyarországi esettanulmányok elemzése révén kimutattam, hogy a táj mintázata és annak térbeli és időbeli változása jelentős hatást gyakorol olyan környezet és természetvédelmi szempontból is fontos folyamatokra, mint például a növényzet természetességének változása, az inváziós növények terjedése, az agrártájak madárpopulációjának egyedszáma, vagy a városi környezet porterhelése.

Mivel a tájszerkezet manapság már legfőképp emberi (tájtervezési, területrendezési) döntések révén változik meg, ezért e döntések során figyelembe kell venni a táji mintázatok tájökológiai folyamatokra gyakorolt hatásait. A tájszerkezet konfigurációját és kompozícióját leíró tájmétriái paraméterek mellett jó indikátorai a tájban, mint összetett rendszerben zajló tájökológiai folyamatoknak is.

A másodlagos tájszerkezet tájmétriái paraméterekkel történő számszerűsített elemzése tehát nem csak a jövőbeli területhasználat tervezéséhez szolgál nélkülözhetetlen adatokat, de a táj működésének (azaz a tájalkotó tényezők komplex kapcsolatrendszerének) alaposabb megértését is célozza.

Bízom benne, hogy eredményeim jól példázzák a földrajztudomány holisztikus szemléletének gyakorlati alkalmazási lehetőségeit, és alkalmazásra kerülnek a hazai erdészeti, természetvédelmi, tájrendezési, tájtervezési gyakorlatban.

**Irodalom:**

- Achtziger, R., Stickroth, H., Zieschank, R. 2004. Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand der Natur und Landschaft in Deutschland. *Angew. Landschaftsökologie* 63, 137.
- Adler K., Jedicke, E. 2022. Landscape metrics as indicators of avian community structures – A state of the art review, *Ecol. Ind.*, 145,109575, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109575>.
- Alexander, C., Deák, B., Heilmeyer, H. 2016. Micro-topography driven vegetation patterns in open mosaic landscapes. *Ecol. Indic.* 60, 906-920. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.030>
- Anderson, J. E. 1991. A Conceptual Framework for Evaluating and Quantifying Naturalness. *Conserv. Biol.* 5,3, 347–352. <https://www.jstor.org/stable/2385906>
- Baeza-Squiban, A., Bonvallet, V., Boland, S., Marano, F. 1999. Airborne particle evoke an inflammatory response in human airway epithelium. Activation of transcription factors. *Cell Biology and Toxicology* 15, 375-380. <https://doi.org/10.1023/A.1007653900063>
- Bakacsy, L., Bagi, I. 2020. Survival and regeneration ability of clonal common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) after a single herbicide treatment in natural open sand grasslands. *Scientific Reports*, 10., <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71202-8>
- Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S. 2005. Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 251–263. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.006>
- Barbosa, N.P.U., Fernandes, W. W., Carneiro, M. A. A., Júnior, L. A. C. 2010. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biol. Invasions*, 12, 3745–3755. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9767-y>
- Bartha, D., Csiszár, Á. 2012. Keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) In: Csiszár Á. (szerk.). *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 127-133 pp.
- Bartha, D., Csiszár, Á., Zagyvai, G., Zsigmond, V. 2012. Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) In: Csiszár Á. (szerk.). *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 127-133 pp.
- Barton, K. 2015. Package MuMIn, Version 1.43.15, Available online. <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf> (accessed on 15 March 2021).
- Berg, Á., Wretenberg, J., Zmihorski, M., Hiron, M., Pärt, T. 2015. Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 204, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.019>
- Berland, A., Lange, D.A. 2021. Google Street View shows promise for virtual street tree surveys. *Urban For. Urban Green.* 11–15. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.006>
- Berland, A., Roman, L. A., Vogt, J. 2019. Can Field Crews Telecommute? Varied Data Quality from Citizen Science Tree Inventories Conducted Using Street-Level Imagery. *For. Vol.* 10, Page 349 2019, 10, 349. <https://doi.org/10.3390/f10040349>



- Bicik, I., Jelecek, L., Stepanek, V. 2001. Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th Centuries. *Land Use Policy*, 18. 65-73. pp. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(00\)00047-8](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(00)00047-8)
- Bielecka, E., Jenerowicz, A. 2019. Intellectual Structure of CORINE Land Cover Research Applications in Web of Science. A Europe-Wide Review. *Remote Sens.* 11, 2017. <https://doi.org/10.3390/rs1117201>
- Biró, M. 2011. Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai Lapok*, 9 (2). 357-376. <http://real.mtak.hu/126535/>
- Biró, M., Czúcz, B., Horváth, F., Révész, A., Csatári, B., Molnár, Z. 2013/a. Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology*, 28, 789-803. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9818-0>
- Biró, M., Szitár, K., Horváth, F., Bagi, I., Molnár, Z. 2013/b. Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region. comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. *Community Ecology*, 14, 219-230. doi.10.1556/comec.14.2013.2.12. <https://www.jstor.org/stable/24113583>
- Blaschke, T., 2006. The role of the spatial dimension within the framework of sustainable landscapes and natural capital. *Landscape Urban Plan.* 75, 3-4, 198-226. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.013>
- Blume, H. P., Sukopp, H. 1976. Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. *Schriftenr Vegetationskunde* 10.5–89.
- Bodó, I. 2005. Legeltetés a táj- és környezetvédelemben. In: Jávora A. (szerk.). *Gyep-Állat-Vidék-Kutatás-Tudomány*. DEATC, Debrecen, 106-112
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Horváth, F., Illyés, E. 2008. Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Bot. Hung.* 50, 149-160. <https://doi.org/10.1556/abot.50.2008.suppl.7>
- Borhidi, A. 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Hung.* 39, 97–181.
- Botequilha de Carvalho Leitão, A., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K. 2006. *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*, Measuring Landscapes. a Planner's Handbook. Island Press.
- Brotons, L., Wolff, A., Paulus, G., Martin, J. L. 2005. Effect of adjacent agricultural habitat on the distribution of passerines in natural grasslands. *Biol. Conserv.*, 124, 407–414. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.046>
- Browne, S., Vickery, J., Chamberlain, D. 2000. Densities and population estimates of breeding skylarks *Alauda arvensis* in Britain in 1997. *Bird Study* 47, 52–65. <https://doi.org/10.1080/00063650009461160>
- Bürgi, M., Russel, E. W. B. 2001. Integrative methods to study landscape changes. *Land Use Policy*. 18, 9-16. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(00\)00041-7](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(00)00041-7)
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. *Model Selection and Inference A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York. <https://doi.org/10.1007/B97636>

- Butler, S. J., Freckleton, R. P., Renwick, A. R., Norris, K. 2012. An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods Ecol. Evol.* 3, 317–326. <http://www.respond2articles.com/MEE/>
- Büttner, Gy. 2010. Magyarország 1990-2000 és a 2000-2006 közötti felszínborítás változásainak összehasonlítása In: Lóki J- Demeter G.. Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában konferencia kiadványa Debrecen 89-97.
- Büttner, G. 2014. CORINE Land Cover and Land Cover Change Products. In *Land Use and Land Cover Mapping in Europe. Practices Trends*, Manakos, I., Braun, M., Eds., Springer. Dordrecht, The Netherlands, 55–74. ISBN 978-94-007-7969-3
- Call, R. J., Nilsen, E. T. 2003. Analysis of Spatial Patterns and Spatial Association between the Invasive Tree-of-Heaven (*Ailanthus altissima*) and the Native Black Locust (*Robinia pseudoacacia*). *The American Midland Naturalist*, 150(1), 1-14. <https://www.jstor.org/stable/3566588>
- Centeri, Cs., Akác A., Jakab, G. 2012. Land Use Change and Soil Degradation in a Nature Protected Area of East-Central Europe. – In. Aubrecht, C.–Sergio Freire, S.–Steinnocherpp, K. *Land Use. Planning, Regulations, and Environment.* – NOVA Science Publisher, New York, pp. 211–241.
- Chamberlain, D. E., Wilson, A. M., Browne, S. J., Vickery, J. A. 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36, 856–870. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00453.x>
- Christopoulou, A., Christopoulou, A., Fyllas, N.M., Dimitrakopoulos, P.G., Arianoutsou, M. 2021. How Effective Are the Protected Areas of the Natura 2000 Network in Halting Biological Invasions? A Case Study in Greece. *Plants*, Vol. 10, Page 2113, 10, 2113. <https://doi.org/10.3390/plants10102113>
- Copland, A. S., Crowe, O., Wilson, M. W., O’Halloran, J. 2012. Habitat associations of Eurasian Skylarks *Alauda arvensis* breeding on Irish farmland and implications for agri-environment planning. *Bird Study*, 59, 155–165. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.652593>
- Csikós, N., Szilassi, P. 2021. Modelling the Impacts of Habitat Changes on the Population Density of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) Based on Its Landscape Preferences, *Land 10.3 Paper*. 306, 17. <https://doi.org/10.3390/land10030306>
- Csikós, N., Szilassi, P. 2020. Impact of Energy Landscapes on the Abundance of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*), an Example from North Germany *Sustainability* 12 . 2 Paper. 664, 14. <https://doi.org/10.3390/su12020664>
- Csima, P. 2008. Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. in. Csorba P. és Fazekas I. (szerk.) *Tájkutatás-tájökológia*, Meridán Alapítvány, Debrecen, 401- 407.
- Csiszár, Á. (szerk.) 2012. *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 366. p. <https://mek.oszk.hu/11700/11738/11738.pdf>
- Csiszár, Á., Kézdy, P., Korda, M., Bartha, D. 2020. Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe. *Folia Oecologica*, 47(2), 178. <https://doi.org/10.2478/foecol-2020-0021>

- Csontos, P., Bózsing, E., Cseresnyés, I., Penksza, K. 2009. Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* 57, 383-388. [http://psjc.icm.edu.pl/psjc/cgi-bin/pis\\_f.cgi?status=all](http://psjc.icm.edu.pl/psjc/cgi-bin/pis_f.cgi?status=all)
- Csorba, P. 1989. Tájstabilitás és öko-geográfiai stabilitás. *Földrajzi Értesítő* 38 (3-4). 395-410.
- Csorba, P. 1993. A parlagföldek kutatásának legfontosabb eredményei (NY) Németországban *Földrajzi Közlemények* 117. 1 pp. 35-48. 14 p.
- Csorba, P. 1995. Tokaj-Hegyalja tájökölógiai szerkezetének és geomofológiai adottságainak összehasonlítása. *Földrajzi Értesítő*, 44. 1-2. pp. 39-51
- Csorba, P. 1999. Tájszerkezeti változások a Bodrogheresztúri-félmedencében (Tokaj Hegyalja). *Földrajzi Közlemények*, CXXII/XVII. 3-4. 109-127. pp.
- Csorba, P. 2005. Magyarország út- és vasúthálózatának ökológiai tájfragmentációs hatása. *ÖKO* 8, 3-4, Budapest, 102-112.
- Csorba, P. 2006a. Hazai tájak ökológiai szempontú szerkezetének vizsgálata. III. Magyar Tájökölógiai Konferencia, Szeged, 2006. szeptember 6-7. CD-ROM
- Csorba P. 2006b. Indikátorok az ökológiai tájszerkezet és tájműködés vizsgálatához. In: Kiss A., Mezősi G., Sümegei Z. (szerk.). *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzorasszony tiszteletére.* Szeged, 117-122.
- Csorba, P., Szabó, Sz., Csorba, K. 2006c. Tájmetriai adatok tájökölógiai célú felhasználása. In: Demeter, G. (szerk.). *Földrajzi tanulmányok Dr. Lóki József tiszteletére.* Debrecen, 24-34.
- Csorba, P. 2008. Potential applications of landscape ecological patch-gradient maps in nature conservational landscape planning. *Acta Geogr. Debr. Landsc. and Environ.* 2(2). 160-169.
- Csorba, P. 2011. Az alföldi tájváltozás tendenciái. In: Rakonczai J. (szerk.). *Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány Kötetei* 149-159. pp
- Csorba, P., Ádám, Sz., Bartos-Elekes Zs., Bata, T., Bede-Fazekas, Á., Czúcz, B., Csima, P., Csüllög, G., Fodor, N., Frisnyák, S., Horváth, G., Illés, G., Kiss, G., Kocsis, K., Kollányi, L., Konkoly-Gyuró, É., Lepesi, N., Lóczy, D., Malatinszky, Á., Mezősi, G., Mikesy, G., Molnár, Zs., Pásztor, L., Somodi, I., Szegedi, S., Szilassi, P., Tamás, L., Tirászi, Á., Vasvári, M. 2018. Tájak. In: Kocsis K. (főszerk.). *Magyarország nemzeti atlasza. természeti környezet.* Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. 42-57.
- Csorba, P. 2014. A tájszerkezet földrajzi értelmezése, A geographical interpretation of landscape structure. 4D. *Tájépítészeti, kertművészeti folyóirat* 36 32-39, 2014.
- Csorba, P., Ádám, Sz., Bartos-Elekes, Zs., Bata, T., Bede-Fazekas, Á., Czúcz, B., Csima, P., Csüllög, G., Fodor, N., Frisnyák, S., Horváth, G., Illés, G., Kiss, G., Kocsis, K., Konkoly-Gyuró, É., Lepesi, N., Lóczy, D., Malatinszky, Á., Mezősi, G., Mikesy, G., Molnár, Zs., Pásztor, L., Somodi, I., Szegedi, S., Szilassi, P., Tamás, L., Tirászi, Á., Vasvári, M., 2018. Tájak. In: Kocsis, K. (főszerk.), Horváth, G., Keresztesi, Z., Nemerényi, Zs. (szerk.) *Magyarország nemzeti atlasza 2. kötet. Természeti környezet.* Budapest, Magyarország. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet 187 p. pp. 112-129. , 18 p. [https://www.nemzeti atlasz.hu/MNA/MNA\\_2\\_10.pdf](https://www.nemzeti atlasz.hu/MNA/MNA_2_10.pdf)

- Csorba, P., 2005. Landscape ecological fragmentation of the small landscape unit (microregions) of Hungary based on the settlement network and traffic infrastructure. *Hung. Geogr. Bulletin* 54, 243-263.
- Csorba, P., Kerényi, A. 2013. Érintkezési pontok Pécsi Márton életműve és a tájkutatás között. *Földr. Közl.* 137 (3), 225-232, [https://www.foldrajzitasasag.hu/downloads/foldrajzi\\_kozlemenyek\\_2013\\_137\\_evf\\_3\\_pp\\_225.pdf](https://www.foldrajzitasasag.hu/downloads/foldrajzi_kozlemenyek_2013_137_evf_3_pp_225.pdf)
- Csorba, P., Szabó, Sz. 2009. Degree of human transformation of landscapes. a case study from Hungary. *Hung. Geogr. Bulletin.* 58/2, 91–99. <https://ojs3.mtak.hu/index.php/hungeobull/article/view/3149>.
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F., Botta-Dukát, Z. 2008. The natural capital index of Hungary *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.). 161-177. <https://doi.org/10.1556/abot.50.2008.suppl.8>
- Czúcz, B., Torda, G., Molnár, Zs., Horváth, F., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy. 2009. A spatially explicit, indicator-based methodology for quantifying the vulnerability and adaptability of natural ecosystems. In: Filho WL, Mannke F (eds). *Interdisciplinary Aspects of Climate Change*. Peter Lang Internationaler Verlag der Wissenschaften, Frankfurt, 209-227.
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F., Nagy, G., Botta-Dukát, Z., Török, K., 2012. Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators. *J. Nat. Conserv.* 20, 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.11.002>
- DAISIE, Handbook of Alien Species in Europe, Springer Netherlands. Dordrecht, 2009. ISBN 978-1-4020-8279-5.
- De Myttenaere, A, Golden, B., Le Grand, B., Rossi, F. 2016. Mean Absolute Percentage Error for regression models, *Neurocomputing*, 192, 38-48, ISSN 0925-2312, <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2015.12.114>.
- Deák, J. Á. 2010. Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökölógiai szempontú értékelése. PhD Disszertáció SZTE TTIK Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, SZTE Földrajzi és Földtudományi Doktoriskola 125. p. <https://doktori.bibl.u-szeged.hu/id/eprint/1358/1/phdde%C3%A1k.pdf>
- Demeter, A. (szerk.) 2002. Natura 2000 - Európai hálózat a természeti értékek megőrzésére, Magyarország és a Natura 2000 - I., ÖKO RT 156. p. ISBN. 9632101863
- Deus, E., Silva, J. S., Catry, F. X., Rocha, M., Moreira, F. 2016. Google Street View as an alternative method to car surveys in large-scale vegetation assessments. *Environ. Monit. Assess.* 2016 18810 2016, 188, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5555-1>
- Dietzen, C., Edwards, P. J., Wolf, C., Ludwigs, J. D., Luttik, R. 2014. Focal species of birds in European crops for higher tier pesticide risk assessment. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 10, 247–259. <https://doi.org/10.1002/ieam.1487>
- Donald, P. F., Green, R. E., Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 268, 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>

- Dövényi, Z. (szerk.) 2010. Magyarország kistájainak katasztere. 2., átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 876 p
- Dövényi, Z., Ambrózy, P., Juhász, Á., Marosi, S., Mezősi, G., Michalkó, G., Somogyi, S., Szalai, Z., Tiner, T. 2011. Magyarország kistájainak katasztere (Inventory of Microregions in Hungary). 876 p.
- Duray, B., Keveiné Bárány, I. 2010. Tájdinamikai vizsgálatok – Tájhasználat-változás, és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. in. Pál-Molnár E. (szerk) Geoszféra 2009. A Szegedi Tudományegyetem Földtudományi Doktoriskolájának eredményei. SZTE Földrajzi és Földtani tanszékcsoport, Szeged, 99-151. pp.
- EEA., LUCAS, 2015. European Commission LUCAS Technical Reference Document C1 Instructions for Surveyors, 2015, [https://ec.europa.eu/eurostat/documents/205002/6786255/LUCAS2015\\_U1-UsingLUCASdata\\_20160909.pdf](https://ec.europa.eu/eurostat/documents/205002/6786255/LUCAS2015_U1-UsingLUCASdata_20160909.pdf)
- EEA., 2006. The thematic accuracy of CORINE land cover 2000. Assessment using LUCAS (Land use/cover area frame statistical survey). EEA Copenhagen, Denmark, available at. [http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/technical\\_report\\_7\\_2006.pdf](http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/technical_report_7_2006.pdf) (accessed 2016 december)
- EEA., ETC-TE., 2002. CORINE land Cover update CORINE 2000 project. Technical guidelines. Final version, EEA, Denmark, available at. <http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/techrep89.pdf> (accessed 2016 december)
- Eraud, C., Boutin, J. M. 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study*, 49, 287–296. <https://doi.org/10.1080/00063650209461277>
- Evans, D. 2012. Building the European Union’s Natura 2000 network. *Nat. Conserv.* 1, 11. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.1.1808>
- Farina, A. 2022. Scaling Patterns and Processes Across Landscapes. In. *Principles and Methods in Landscape Ecology. Landscape Series, vol 31.* Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-96611-9\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-96611-9_4)
- Feranec, J., Sári, M., Otahel, J., Cebecauer, T., Kolár, J, Soukup, T., Dagmar, Z, Jirí, W, Vajdea, V., Vijdea, A. M., Nitica, C. 2000. Inventory of major landscape changes in the Czech Republic, Hungary, Romania and Slovak Republic 1970s – 1990s *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2. 2. 129-139. pp. [https://doi.org/10.1016/S0303-2434\(00\)85006-0](https://doi.org/10.1016/S0303-2434(00)85006-0)
- Fodor, Z., Kolláth, K., Csonka, T., Vincze, E. 2015. Beszámoló 2014. év éghajlatáról és szélsőséges időjárási eseményeiről (a Kormány 277/2005. (XII. 20.) Korm. Rendelete az Országos Meteorológiai Szolgálatról 2. § (1) e) pontja alapján Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest 23.p.
- Follak, S., Bakacsy, L., Essl, F., Hochfellner, L., Lapin, K., Schwarz, M., Tokarska-Guzik, B., Wołkowycki, D. 2021. Monograph of invasive plants in Europe N°6. *Asclepias syriaca* L. 168, 422–451. <https://doi.org/10.1080/23818107.2021.1886984>

- Follak, S., Eberius, M., Essl, F., Fördös, A., Sedlacek, N., Trognitz, F. 2018. Invasive alien plants along roadsides in Europe. *EPPO Bull.*, 48, 256–265. <https://doi.org/10.1111/epp.12465>
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics –The ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press, Cambridge 632.
- Fox, J., Weisberg, S. 2019. *CAR - An R Companion to Applied Regression*. Thousand Oaks CA Sage. 2016.
- Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P. 2013. Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges. *Plant Invasions Prot. Areas Patterns, Probl. Challenges* 1–656.
- Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Makeschin, F. 2012. A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecol. Indic.* 21, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.027>
- Frondoni, R., Mollo, B., Capotorti, C. 2011. A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy). Spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. *Landscape Urban Plan.* 100, 117–128. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.002>
- Gábris, Gy., Kertész, Á., Zámbo, L. 2003. Land use change and gully formation over the last 200 years in a hilly catchment. *CATENA* 50. 151-164. pp.
- Gallé, R., Császár, P., Makra, T., Gallé-Szpisjak, N., Ladányi, Zs., Torma, A., Ingle, K., Szilassi, P. 2018. Small-scale agricultural landscapes promote spider and ground beetle densities by offering suitable overwintering sites *Landscape Ecol.* 33, 8 pp. 1435-1446. , 12 p. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0677-1>
- Gallego, F. J., Palmieri, A., Ramos, H. 2015. Sampling system for LUCAS, 2015, JRC Technical reports. [https://ec.europa.eu/eurostat/documents/205002/6786255/LUCAS+2015+sampling\\_20160922.pdf](https://ec.europa.eu/eurostat/documents/205002/6786255/LUCAS+2015+sampling_20160922.pdf)
- Gayer, C., Kurucz, K., Fischer, C., Tschardtke, T., Batáry, P. 2019. Agricultural intensification at local and landscape scales impairs farmland birds, but not skylarks (*Alauda arvensis*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 277, 21–24. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.03.006>
- Genovesi, P., Monaco, A. 2014. European guidelines on protected areas and invasive alien species | IUCN <https://rm.coe.int/168063e4a0>
- Genovesi, P., Scalera, R., Brunel, S., Roy, D., Solarz, W. 2010. *Towards an Early Warning and Information System for Invasive Alien Species (IAS) Threatening Biodiversity in Europe*. Copenhagen, 52, ISSN 1725-2237
- GEOFABRIK, // online. <https://www.geofabrik.de/> (letöltés időpontja 2022.12.03.).
- Gevers, J., Høye, T. T., Topping, C.J., Glemnitz, M., Schröder, B. 2011. Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy. Impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife *GCB Bioenergy* 3, 472–482. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01104.x>

- Gimona, A., Messager, P., Occhi, M. 2009. CORINE-based landscape indices weakly correlate with plant species richness in a northern European landscape transect. *Landscape Ecol.* 24, 53–64. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9279-7>
- Gippoliti, S., Battisti, C. 2017. More cool than tool. Equivoques, conceptual traps and weaknesses of ecological networks in environmental planning and conservation. *Land Use Pol.* 68, 686–691. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.001>
- Gottschalk, T. K., Dittrich, R., Diekötter, T., Sheridan, P., Wolters, V., Ekschmitt, K. 2010. Modelling land-use sustainability using farmland birds as indicators. *Ecol. Indic.*, 10, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.05.008>
- Grime, J. P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley Sons, Chichester. 222.p. ISBN-10, 9780471996927. ISBN-13, 978-0471996927.
- Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., de Snoo, G., Eggers, S., Pärt, T., Bengtsson, J., Clement, L.W., et al. 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe. Landscape and field level management factors. *Biol. Conserv.* 152, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.001>
- Hamer, T. L., Flather, C. H., Noon, B. R. 2006. Factors associated with grassland bird species richness. The relative roles of grassland area, landscape structure, and prey. *Landsc. Ecol.* 21, 569–583. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-2167-5>
- Han, L., Zhao, J., Gao, Y., Gu, Z., Xin, K., Zhang, J. 2020. Spatial distribution characteristics of PM2.5 and PM10 in Xi'an City predicted by land use regression models, *Sustainable Cities and Society*, Volume 61, 2020, 102329, ISSN 2210-6707, <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102329>.
- Heechul, K., Hong, S. 2022. Relationship between Land-Use Type and Daily Concentration and Variability of PM10 in Metropolitan Cities. Evidence from South Korea *Land* 11, no. 1. 23. <https://doi.org/10.3390/land11010023>
- Hersperger, A. M., Bürgi, M. 2007. Going beyond landscape change description. Quantifying the importance of driving forces of landscape change in a Central Europe case study. *Land Use Pol.*, 80. 127-136. pp. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.08.015>
- Herzog, F., Lausch, A., Müller, E., Thulke, H. H., Steinhardt, U., Lehmann, S. 2001. Landscape Metrics for Assessment of Landscape Destruction and Rehabilitation. *Environ. Manage.*, 27/1, 91–107. <https://doi.org/10.1007/s002670010136>
- Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A. 2005. Linking socio-economic factors, environment and land cover in the German Highlands, 1945-1999. *J Environ Manage.* Apr,75(2).133-43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.022>
- Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A. 2004. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecol.* 19. 473-489. pp. <https://doi.org/10.1023/B.LAND.0000036138.82213.80>
- Hoffmann, J., Wittchen, U., Berger, G., Stachow, U. 2018. Moving window growth—A method to characterize the dynamic growth of crops in the context of bird abundance dynamics with the example of Skylark (*Alauda arvensis*). *Ecol. Evol.* 8, 8880–8893. <https://doi.org/10.1002/ece3.4398>

- Hoffmann, J., Wittchen, U., Stachow, U., Berger, G. 2016. Moving Window Abundance - A method to characterise the abundance dynamics of farmland birds. The example of Skylark (*Alauda arvensis*). *Ecol. Indic.*, 60, 317–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.037>
- Horváth, F., Molnár, Zs., Bölöni, J., Pataki, Zs., Polgár, L., Révész, A., Krasser, D., Illyés, E. 2008. Fact sheet of the MÉTA Database 1.2. *Acta Bot. Hung.*50, 11-34. [https://novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/HORVATH\\_et\\_al\\_2008\\_META\\_Fact\\_sheet.pdf](https://novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/HORVATH_et_al_2008_META_Fact_sheet.pdf)
- Huebner, C. D. 2010. Spread of an invasive grass in closed-canopy deciduous forests across local and regional environmental gradients. *Biological Invasions*, 12(7), 2081-2089. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9610-5>
- Hulme, P. E. 2021. Unwelcome exchange. International trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide. *One Earth*, 4(5), 666-679. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.015>
- Izsák, J. 2007. Parameter dependence of correlation between the Shannon index and members of parametric diversity index family *Ecol. Ind.* 7. 1. 181-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.001>
- Jalas, J. 1955. Hemerobe und hemechore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch, *Acta Fauna Flora Fenn.* 72, 1-15.
- Jamali, A. A., Ghorbani Kalkhajeh, R. 2019. Urban environmental and land cover change analysis using the scatter plot, kernel, and neural network methods. *Arab J Geosci* 12, 100 (<https://doi.org/10.1007/s12517-019-4258-7>)
- Janhäll, S. 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – deposition and dispersion. *Atmos. Environ.* 105,130–137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Jeanneret, P., Aviron, S., Alignier, A. Lavigne, C., Helfenstein, J., Herzog, F., Kay S., Petit S. 2021. Agroecology landscapes. *Landscape Ecol* 36, 2235–2257 <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01248-0>
- Jongman, R. H. G., Bouwma, I. M., Griffioen, A., Jones-Walters, L., Van Doorn, A. M. 2011. The pan European ecological network. PEEN. *Landsc. Ecol.* 26, 311–326. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9567-x>
- Kalwij, J. M., Milton, S. J., McGeoch, M. A. 2008. Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landsc. Ecol.* 23, 439–451. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9201-3>
- Katsanevakis, S., Deriu, I., D'amico, F., Nunes, A. L., Pelaez Sanchez, S., Crocetta, F., Arianoutsou, M., Bazos, I., Christopoulou, A., Curto, G. 2015. European Alien Species Information Network (EASIN). supporting European policies and scientific research. *Reg. Euro-Asian Biol. Invasions Centre-REABIC 2015*, 3. Management of Biological Invasions Volume 6, Issue 2. 147–157 doi. <http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2015.6.2.05>
- Kelemen, A., Valkó, O., Kröel-Dulay, G., Deák, B., Török, P., Tóth, K., Migléc, T., Tóthmérész, B. 2016. The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in sandy old-fields—is it a threat to the native flora? *Appl. Veg. Science*, 19, 218-224. <https://doi.org/10.1111/avsc.12225>



- Kendall, M. G., Maurice G. 1994. Kendall's advanced theory of statistics., 6. ed. John Wiley Sons, London.
- Kerényi, A, Szabó G. 2007. Human impact on topography and landscape pattern in the Upper Tisza region, NE Hungary. *Geographica Fisica e Dinamica Quaternaria* 30.193–196.
- Kerényi, A. 2007. Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó. Debrecen, 184 p.
- Kertész, Á. 2003. Tájökológia. Holnap Kiadó, 166 p.
- Kertész, Á. 2010. Hogyan értékelhető a tájváltozás? In.. Szilassi P., Henits L. (szerk) Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. Században Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai Földrajzi Tanulmányok V. SZTE TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, 125-134. [http://acta.bibl.u-szeged.hu/43781/1/ft\\_005\\_125-134.pdf](http://acta.bibl.u-szeged.hu/43781/1/ft_005_125-134.pdf)
- Kertész, Á., Huszár T., Lóczy D. 1995. Land use changes in Lake Balaton catchment. - Simmons I.G., Mannion, A. M. (eds.). *The Changing Nature of the People-Environment Relationship. Evidence from a Variety of Archives.* Charles University, Prague, 69-78. pp.
- Keveiné Bárány, I. 2003. Tájszerkezet és tájváltozás vizsgálatok karsztos mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 1. 145-151. <http://real.mtak.hu/125265/>
- Kézdy, P., Csiszár, Á., Korda, M., Bartha, D. 2018. Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe *Természeti Védelmi Közlemények*, 24, 85–103. doi.10.20332/tvk-jnatconserv.2018.24.85 <https://sciendo.com/pdf/10.2478/foecol-2020-0021>
- Kitka, D., Szilassi, P. 2016. Két özönnövény elterjedtségét befolyásoló földrajzi tényezők vizsgálata geoinformatikai módszerekkel a Dél-Alföldi Régió példáján *Tájökológiai Lapok* 14. 2 pp. 155-169., 15 p. <http://real.mtak.hu/43653/>
- Kleiber, C., Zeileis, A., 2008. *Applied Econometrics with R.* Appl. Econom. with R. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-77318-6>
- Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J., Essl, F. 2010. Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudoacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation*, 143, 382–390. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.024>
- Knapp, L. B., Canham, C., D. 2000. Invasion of an Old-Growth Forest in New York by *Ailanthus altissima*. Sapling Growth and Recruitment in Canopy Gaps *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 127, (4), 307-315, <https://doi.org/10.2307/3088649>
- Kocsis, K. (főszerk.) 2018. Magyarország nemzeti atlasza. természeti környezet. Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. 187 p.
- Koleček, J., Reif, J., Weidinger, K. 2015. The abundance of a farmland specialist bird, the skylark, in three European regions with contrasting agricultural management. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 212, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.018>
- Kovács, F. 2011. Az alföldi területhasználat és változásainak értékelése. In. Rakonczai J. (szerk.). *Környezeti változások és az Alföld.* Nagyalföld Alapítvány Kötetek 149-159.
- Kowarik, I. 1988. Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, 56, 1-280.

- Kowarik, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Poll.*, 159(8–9), <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kowarik, I., Säumel, I. 2007. Biological flora of Central Europe. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8, 207–237. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002>
- Kowarik, I., Säumel, I. 2008. Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. *Plant Ecol.* 1982 2008, 198, 241–252. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9398-x>
- Kowarik, I., Lippe, M. 2011. Secondary wind dispersal enhances long-distance dispersal of an invasive species in urban road corridors. *NeoBiota*, 9, 49. <https://doi.org/10.3897/neobiota.9.1469>
- Kuemmerle, T., Hoster, P., Radeloff, V. C., Van Derlinden, S., Perzanowski, K., Kruhlov, I., 2008. Cross-border Comparison of Post-socialist Farmland Abandonment in the Carpathians. *Ecosyst.*, 11. 614-628. pp. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9146-z>
- Kuemmerle, T., Muller, D., Griffiths, P., Rosu, M. 2009. Land use change in Southern Romania after the collapse of socialism. *Regional Environmental Change*, 9. 1-12. pp. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0050-z>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., Christensen, R. H. B. 2020. Package ‘lmerTest.’ R Found. Stat. Comput. 3.1. <https://cran.r-project.org/web/packages/lmerTest/lmerTest.pdf> (letöltés időpontja. 2022.11.03.)
- Ladányi, Zs. 2010. Tájváltozások értékelése a Duna-Tisza közti homokhátság egy környezet- és klímaérzékeny kistáján, az Illancson. PhD Disszertáció, (Kézirat) <https://doi.org/10.14232/phd.705>
- Lakes, T., Mullers, D., Kruger, C. 2009. Cropland change in southern Romania. a comparison of logistic regressions and artificial neural networks. *Landscape Ecology*, 24. 1195-1206. pp. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9404-2>
- Lang, S., Tiede, D. 2003. vLATE Extension for ArcGIS Available online. <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/v-late>
- Lausch, A., Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change. *issues of scale, resolution and interpretability Ecol. Ind.* 2 pp. 3–15. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R. U., Tischendorf, T., Walz, U. 2015. Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecol. Model.* 295, 35-41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>
- Lausch, A., Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change. *issues of scale, resolution and interpretability Ecol. Ind.* 2/1-2, 3-15. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lázaro-Lobo, A., Ervin, G. N. 2019. A global examination on the differential impacts of roadsides on native vs. exotic and weedy plant species. *Glob. Ecol. Conserv.* 17, e00555. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00555>

- Lazzaro, L., Bolpagni, R., Buffa, G., Gentili, R., Lonati, M., Stinca, A., Acosta, A. T. R., Adorni, M., Aleffi, M., Allegranza, M., et al. 2020. Impact of invasive alien plants on native plant communities and Natura 2000 habitats. State of the art, gap analysis and perspectives in Italy. *J. Environ. Manage.* 274, 111140. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111140>
- Lipsky, Z. 1995. The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 3. 1 39-45. pp. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)01034-6](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)01034-6)
- Lóczy, D. 2003. Lehetőségek a mezőgazdasági tájak mikroszerkezetének értékelésére. *Tájökológiai Lapok* 1(1). 33-43. [http://www.tajokologiai.lapok.szie.hu/pdf/200301/04\\_Loczy.pdf](http://www.tajokologiai.lapok.szie.hu/pdf/200301/04_Loczy.pdf)
- Lóczy, D. 2007. A leggyakrabban használt tájmetriai mutatók. In: Kerényi, A. Tájvédelem, Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, pp. 174-177.
- Lóczy, D., (ed.) 2015. *Landscapes and Landforms of Hungary*. Springer, Leverkusen (294 pp).
- Lowicki, D. 2017. Landscape metrics as an indicators of landscape value. *The Problems of Landscape Ecology*, Vol. XLIV, p. 99-108. [https://www.researchgate.net/publication/327271026\\_Landscape\\_metrics\\_as\\_an\\_indicators\\_of\\_landscape\\_value](https://www.researchgate.net/publication/327271026_Landscape_metrics_as_an_indicators_of_landscape_value)
- Lowicki, D. 2019. Landscape pattern as an indicator of urban air pollution of particulate matter in Poland. *Ecol. Ind.*, 97, 17-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.050>
- Lowicki, D. 2008. Land Use Changes in Poland during Transformation Case Study of Wielkopolska Region. *Landscape and Urban Planning*, 87, 279-288. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.010>
- Machado, A. 2004. An index of naturalness. *J. Nat. Conserv.* 12, 95—110. <https://www.antoniomachado.net/wp-content/uploads/pdf/technical/2004-an-index-of-naturalness.pdf>
- Mander, Ü., Müller, F., Wrška, T. 2005. Functional and structural landscape indicators. Upscaling and downscaling problems *Ecol. Indic.* 5,4, 2005, 267-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.04.001>
- Manzoor, S. A., Griffiths, G., Lukac, M. 2021. Land use and climate change interaction triggers contrasting trajectories of biological invasion. *Ecological Indicators*, 120., <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106936>
- Meunpong, P., Buathong, S., Kaewgrajang, T. 2019. Google Street View virtual survey and in-person field surveys. an exploratory comparison of urban tree risk assessment., 41, 226–236. <https://doi.org/10.1080/03071375.2019.1643187>
- Mezősi, G. 2021. *Természeti veszélyek*, Akadémiai Kiadó Budapest, 274. p.
- Mezősi, G., Fejes, Cs. 2004. Tájmetria. In: Dövényi Z., Schweitzer F. szerk. *Táj és környezet*. MTA FKI, Budapest pp. 229-242.
- Mezősi, G., Kevei-Bárány, I., Balogh I., Mucsi, L., Farsang, A. 1993. A geoökológia és a geoökológiai térképezés néhány elvi és gyakorlati kérdése. *Földrajzi Közlemények* 117(3) 163-176.
- Mezősi, G. 2022. *Natural Hazards and the Mitigation of their Impact*. Springer International Publishing AG, 260.p. ISBN/Ean3031072251/9783031072253

- Miguet, P., Gaucherel, C., Bretagnolle, V. 2013. Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation. *Ecol. Modell.* 266, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.06.029>
- Mihály, B., Botta-Dukát, Z. 2004. *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények, (Biological invasion in Hungary. Invasive plants)* Természetbúvár Alapítvány, 366. p.
- Mohammad, T., Gregory, W. 2020. Estimating exposure to fine particulate matter emissions from vehicle traffic. Exposure misclassification and daily activity patterns in a large, sprawling region *Mohammad Environ. Res.*, 182, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108999>.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Tímár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Bölöni, J., Biró, M., Bodoncz, L., Deák, J. Á., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, Cs., Ortmann-né Ajkai, A., Rév Sz 2007. A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA), *Folia Geobotanica* 42. 225–247.
- Montserrat, V. Inés, I. 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecol.* 26. 461-472. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>.
- Moreira, F., Beja, P., Morgado, R., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A., Borralho, R. 2005. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109, 59–74. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.011>
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrška, T., Grabherr, G. 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landsc. Ecol.* 17, 657–669. <https://doi.org/10.1023/A:1021513729205>
- Mosher, E. S., Silander, J. A., Latimer, A. M. 2009. The role of land-use history in major invasions by woody plant species in the northeastern North American landscape. *Biol Invasions* 11, 2317 <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9418-8>
- Nagendra, H. 2002. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity, *Appl. Geogr.*, 22, 2, 175-186, [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(02\)00002-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(02)00002-4).
- Nagy, D. U., Rauschert, E. S. J., Callaway, R. M., Henn, T., Filep, R., Pal, R. W. 2021. Intense mowing management suppresses invader, but shifts competitive resistance by a native to facilitation. *Restor. Ecol.*, e13483. <https://doi.org/10.1111/rec.13483>
- Nagy, G., Czirák, Z., Demeter, A., Dóka, R., Fadel, N., Jónás, B., Riskó, A., Schmidt, A., Sulyán, P., Váczi, O., (et al.) 2020. Az európai uniós jegyzéken szereplő idegenhonos inváziós fajok terjedési útvonalainak magyarországi átfogó elemzése és értékelése, valamint a terjedési útvonalak cselekvési tervei. Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály, 109.
- Nagy, S., Nagy, K., Szép, T. 2009. Potential Impact of EU Accession on Common Farmland Bird Populations in Hungary. *Acta Ornithol.* 44, 37–44. <https://doi.org/10.3161/000164509X464867>
- Nedd, R., Light, K., Owens, M., James, N., Johnson, E., Anandhi, A. 2021. A Synthesis of Land Use/Land Cover Studies. Definitions, Classification Systems, Meta-Studies, Challenges

- and Knowledge Gaps on a Global Landscape. *Land* 10, 994. <https://doi.org/10.3390/land10090994>
- OECD, 1998. Environmental Indicators. Towards Sustainable Development. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD, 1999. OECD Environmental Data—Compendium 1999 edition. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD, 2001. Environmental Indicators. Towards Sustainable Development. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. <http://www.oecd.org/site/worldforum/33703867.pdf>
- OKIR, 2014. Hungarian Ministry of Agriculture National Environmental Information System Available online. <http://web.okir.hu/hu/>
- Papp, L., van Leeuwen, B., Szilassi, P., Tobak, Z., Szatmári, J., Árvai, M., Mészáros, J., Pásztor, L. 2021. Monitoring Invasive Plant Species Using Hyperspectral Remote Sensing Data. *Land* 10, 29. <https://doi.org/10.3390/land10010029>
- Pécsi, M. 1970. Földrajztudomány. – Magyar Tudomány 4–5. pp. 392–395.
- Perkins, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Morris, A. J., Barnett, P. R. 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biol. Conserv.* 95, 279–294. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00042-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00042-2)
- Piha, M., Pakkala, T., Tiainen, J. 2003. Habitat preferences of the Skylark *Alauda Arvensis* in southern Finland. *Ornis Fenn.*, 80, 97–110. [https://lintulehti.birdlife.fi.8443/pdf/artikkelit/297/tiedosto/of\\_80\\_97-110\\_artikkelit\\_297.pdf](https://lintulehti.birdlife.fi.8443/pdf/artikkelit/297/tiedosto/of_80_97-110_artikkelit_297.pdf)
- Praus, L., Weidinger, K. 2015. Breeding Biology of Skylarks *Alauda arvensis* in Maize and Other Crop Fields. *Acta Ornithol.* 50, 59–68. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2015.50.1.007>
- Priede, A. 2008. Invasive Non-Native *Solidago* Species in Latvia. Expansion History and Current Distribution. *Proc. Latv. Acad. Sci. Sect. B Nat. Exact, Appl. Sci.* 62, 78–83. <https://doi.org/10.2478/v10046-008-0003-4>
- Pyšek, P., Lambdon, P. W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J., Winter, M. 2009. Alien Vascular Plants of Europe. In: *Handbook of Alien Species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, 43–61., [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_4)
- Ramachandra, T. V, Bharath H. A., Durgappa D. S. 2012. Insights to urban dynamics through landscape spatial pattern analysis, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18, 329-343, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.03.005>.
- Redlich, S., Martin, E. A., Wende, B., Steffan-Dewenter, I. 2018. Landscape heterogeneity rather than crop diversity mediates bird diversity in agricultural landscapes. *PLoS ONE* 13, e0200438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200438>
- Reif, J., Hanzelka, J. 2016. Grassland winners and arable land losers. The effects of post-totalitarian land use changes on long-term population trends of farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 232, 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.007>

- Renetzeder, C., Schindler, S., Prinz, M. A., Muücher, C. A., Wrbka, T. 2010. Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. *Ecol. Indic.* 10, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.03.017>
- Robinson, H. S., Weckworth, B. 2016. Chapter 29 - Landscape Ecology. Linking Landscape Metrics to Ecological Processes, Editor(s). Thomas McCarthy, David Mallon, Snow Leopards, Academic Press, Pages 395-405, ISBN 9780128022139, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802213-9.00029-8>.
- Rüdiger, J., Tasser, E., Tappeiner, U. 2012. Biodiversität in Österreich – ihre Erfassung und der Einfluss der Landnutzung. In Beiträge zum 24. AGIT-Symposium Salzburg, Angewandte Geoinformatik Salzburg. Wichmann, Berlin/Offenbach. Available at. [http://gispoint.de/fileadmin/user\\_upload/paper\\_gis\\_open/537520072.pdf](http://gispoint.de/fileadmin/user_upload/paper_gis_open/537520072.pdf) (accessed 2016 december)
- Saebo, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., Gawronski, S. W. 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Sci. Total Environ.*
- Sauerbrei, R., Ekschmitt, K., Wolters, V., Gottschalk, T. K. 2014. Increased energy maize production reduces farmland bird diversity. *GCB Bioenergy* 6, 265–274. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12146>
- Schindler, S., Poirazidis K., Wrbka T., 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments. A case study from Dadia National Park, Greece. *Ecol. Indic.* 8, 502-514. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.001>
- Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrbka, T., Kati, V. 2013. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecol. Indic.*, 31, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.012>
- Schlager, P., Ruppert-Winkel, C., Schmieder, K. 2020. Assessing the potential impacts of bioenergy cropping on a population of the ground-breeding bird *Alauda arvensis*. A case study from southern Germany. *Landscape Res.*, 45, 1000–1017. <https://doi.org/10.1080/01426397.2020.1808963>
- Seinfeld, J. H. 2005. Urban air pollution. State of the science. *Science* 243, 745-752. <https://doi.org/10.1126/science.243.4892.745>
- Seulkee, H., Michelle, L. B. 2019. The influence of green space on the short-term effects of particulate matter on hospitalization in the U.S. for 2000–2013. *Environ. Res.* 174, 64-68. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.04.019>
- Seyedehmehrmansar, S., Csikós, N., Szilassi, P. 2022. Connection between the Spatial Characteristics of the Road and Railway Networks and the Air Pollution (PM10) in Urban–Rural Fringe Zones *Sustainability* 14. 16 p. 10103 <https://doi.org/10.3390/su141610103>
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. 1969. *Introduction to Biostatistics*. W.H. Freeman and Company, 2nd edition, New York, 363 p.
- Suárez, F., Garza, V., Morales, M. B. 2003. The role of extensive cereal crops, dry pasture and shrub-steppe in determining skylark *Alauda arvensis* densities in the Iberian Peninsula. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 95, 551–557. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00175-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00175-5)

- Sukopp, H. 1969. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegetation*, 17, 360-371.
- Sukopp, H. 1976. Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schr.-R. f. Vegetationskunde*, 9-27.
- Szabó, M. 2007. Tájszerkezeti változások a Felső-Szigetközben az elmúlt 20 évben. *Földrajzi Közlemények*, CXXXI. (LV). 1-2. 55-72. pp.
- Szabó, Sz. 2009. Tájméleti mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Habilitációs értekezés, Debrecen, 107 p.  
[https://geo.unideb.hu/sites/default/files/upload\\_documents/tajmetriai\\_meroszamok\\_alkalmazasi\\_lehetosegeinek\\_vizsgalata\\_a\\_tajanalizisben.pdf](https://geo.unideb.hu/sites/default/files/upload_documents/tajmetriai_meroszamok_alkalmazasi_lehetosegeinek_vizsgalata_a_tajanalizisben.pdf)
- Szabó, Sz. 2015. Tájméleti módszerek kritikai alkalmazása a tájanalízisben. Doctor of the Hung. Acad. of Sci. thesis, Debreceni Egyetem. <http://real-d.mtak.hu/770/>
- Szabó, Sz., Csorba, P., Varga, K. 2008. Landscape indices and land use - tools for landscape management In. Plit J, Andreychouk V (szerk.) *Dissertation Comissions of Cultural Landscape. Methods of Landscape Research*. Sosnowiec. Polish Geographical Society, Institute of Geography and Spatial Organization PAS, pp. 7-20.
- Szabó, Sz., Bertalan, L., Kerekes, A., Novák, T. J. 2016. Possibilities of land use change analysis in a mountainous rural area. a methodological approach. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 30, 708-726.
- Szabó, Sz., Szilassi, P., Csorba, P. 2012. Tools for Landscape Ecological Planning– Scale, and Aggregation Sensitivity of the Contagion type Landscape Metric Indices. *Carpath. J. Earth Env.* 7, 127-136.
- Szatmári, J., Tobak, Z., Novák, Z. 2016. Environmental Monitoring Supported by Aerial Photography – a Case Study of the Burnt Down Bugac Juniper Forest, Hungary. *J. Environ. Geogr.*, 9, 31–38. <https://doi.org/10.1515/jengeo-2016-0005>
- Szép, T., Csörgő, T., Halmos, G., Lovászi, P., Nagy, K., Schmidt, A. (szerk.) 2021. Magyarország madáratlasza. (Bird Atlas of Hungary) – Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. <https://www.madaratlasz.mme.hu>
- Szép, T., Gibson, D. 2000. Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. *RING* 22, 45–55. <https://www.wbwp-fund.eu/ring/pdf/22-2/szep.pdf>
- Szép, T., Nagy, K. 2001. The GIS UTM Quadrants based Hungarian Bird Monitoring database of the BirdLife Hungary. *Természetvédelmi Közlemények* 9, 31–37.
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Z., Halmos, G. 2012. Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20, 13–63. <https://doi.org/10.2478/orhu-2013-0007>
- Szilassi, P. 2006. A területhasználat változásainak tendenciái a Balaton vízgyűjtőjén a településsoros statisztikai adatok tükrében. In. *Táj, környezet és társadalom, ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*. SZTE Éghajlattani és Táj földrajzi Tanszék, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged. pp. 667–676.
- Szilassi, P. 2010. Térképi adatbázisok összehasonlításának javítása tájméleti elemzések révén. In. Szilassi P., Henits L. (szerk.). *Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században*.

- Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, Szeged, SZTE TTK Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 25–31. [http://acta.bibl.u-szeged.hu/437771ft\\_005\\_031-039.pdf](http://acta.bibl.u-szeged.hu/437771ft_005_031-039.pdf)
- Szilassi, P. 2012. Változó tájak. tendenciák, okok, következmények. Tájvédelmi Füzetek 2. pp. 69-79. <http://publicatio.bibl.u-szeged.hu/16108/1/TAJVEDELMIFUZETEK2Szilassi.pdf>
- Szilassi, P. 2015. A felszínborítás és a tájmintázat változása, mint az antropogén környezetváltozások indikátorai. In: Rakonczai, J, Blanka, Vi, Ladányi, Zs (szerk.) Tovább egy zöldebb úton. A Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport részvétele a ZENFE programban (2013-2015) Szeged, Magyarország. SZTE TTK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport (2015) 176 p. pp. 154-163. , 10 p. [http://acta.bibl.u-szeged.hu/646721tovabb\\_egy\\_zoldebb\\_uton\\_154-163.pdf](http://acta.bibl.u-szeged.hu/646721tovabb_egy_zoldebb_uton_154-163.pdf)
- Szilassi, P. 2017. Magyarországi kistájak felszínborítás változékonysága és felszínborítás mozaikosságuk változása Tájökológiai Lapok 15. 2 pp. 131-138., 8 p. <http://real.mtak.hu/ideprint71352>
- Szilassi, P. Jordan, Gy. Van Rompaey, A., Csillag, G. 2006. Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary, CATENA,68, 2–3, 96-108, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.03.010>.
- Szilassi, P., Jordán, Gy., Kovács, F., Van Rompaey, A., Dessel W. V., 2010. Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study in the Lake Balaton catchment, Hungary Carpathian Journ. of Earth and Environ. Sci., 5, 2, p. 61-70 <http://www.cjees.ro/viewTopic.php?topicId=91>
- Szilassi, P., Bata T. 2012. Tájak természetességének értékelése tájmetriai módszerekkel Magyarország példáján, In: Farsang, A, Mucsi, L, Keveiné Bárány, I. (szerk.) Táj - érték, lépték, változás. Szeged. GeoLitera, pp. 75-84. <http://real.mtak.hu/ideprint27209>
- Szilassi, P., Bata, T., Szabó, Sz., Czúcz, B., Molnár, Zs., Mezősi, G. 2017a. The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale Ecol. Indic. 81 pp. 252-259, 8 p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.003>
- Szilassi, P., Tobak, Z., Van, Leeuwen B., Szatmári, J., Kitka, D. 2017b. A szárazodással kapcsolatos földrajzi tényezők és egy özönnövény terjedése közti kapcsolat vizsgálata a dél-alföldi régió területén. Földrajzi Közlemények 141. 1 pp. 30-43., 14 p. <http://publicatio.bibl.u-szeged.hu/ideprint12398>
- Szilassi, P., Szatmári, G., Pásztor, L., Árvai, M., Szatmári, J., Szitár, K., , L. 2019a. Understanding the Environmental Background of an Invasive Plant Species (*Asclepias syriaca*) for the Future. An Application of LUCAS Field Photographs and Machine Learning Algorithm Methods. Plants, 8(12), 593. <https://doi.org/10.3390/plants8120593>
- Szilassi, P., Csikós, N., Gallé, R., Szép, T. 2019b. A mezei pacsirta előfordulási adatai és a tájszerkezet közötti kapcsolat regionális léptékű vizsgálata in: Fazekas, I, Lázár, I (szerk.) Tájak működése és arculata Debrecen, Magyarország. MTA DTB Földtudományi Szakbizottság 452 p. pp. 237-242. 6 p. <http://publicatio.bibl.u-szeged.hu/ideprint17168>



- Szilassi, P., Csikós, N., Gallé, R., Szép, T. 2019c. Recent and Predicted Changes in Habitat of the Eurasian Skylark *Alauda arvensis* Based on the Link between the Land Cover and the Field Survey Based Abundance Data *Acta Ornithologica* 54. 1 pp. 59-71., 13 p. <https://doi.org/10.316100016454AO2019.54.1.006>
- Szilassi, P., Szatmári, G., Pásztor, L., Árvai, M., Szatmári, J., Szitár, K., Papp, L. 2020. Egy özönnövény az alföldi tájban. a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) terjedését befolyásoló földrajzi tényezők vizsgálata In. Farsang, Andrea, Ladányi, Zsuzsanna, Mucsi, László (szerk.) Klímaváltozás okozta kihívások - Globálról lokálisig Szeged, Magyarország. SZTE TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézet 99-107.
- Szilassi, P., Soóky, A., Bártori, Z., Hábcenyus, A. A., Frei, K., Tölgyesi, Cs., van Leeuwen, B., Tobak, Z., Csikós, N. 2021. Natura 2000 Areas, Road, Railway, Water, and Ecological Networks May Provide Pathways for Biological Invasion. A Country Scale Analysis. *Plants*, 10(12), 2670. <https://doi.org/10.3390/plants10122670>
- Szilassi, P., Vizsra, G. V., Soóky, A., Bártori, Z., Hábcenyus, A. A., Frei, K., Tölgyesi, Cs., Balogh, B. M. 2022a Towards an Understanding of the Geographical Background of Plants Invasion as a Natural Hazard a Case Study in Hungary. *Geographica Pannonica* 26., 3 pp. 176-183. Paper. doi.10.5937gp26-37866, 8 p. <https://aseestant.ceon.rsindex.phpgeopanarticleview3786621289>
- Szilassi, P., Gallé, R., Szép, T., Csikós, N. 2022b. Scale dependence of landscape-structure-based estimation of abundance of Eurasian skylark (*Alauda arvensis*) *Ecol. Indic.* 139 Paper. 108931 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108931>
- Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., és Molnár, Zs., Bede-Fazekas, Á., Varga, I. 2019. Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma- alaptérkép. módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek. *Természetvédelmi Közlemények*, 25. pp. 34-58. ISSN 1216-4585
- Tasi, J. 2007. Diverse impacts of nature conservation grassland management. *Cereal Res. Comm.*, 35. 2.1205-1209 <https://www.jstor.org/stable/45138150>
- Tasser, E., Sternbach, E., Tappeiner, U. 2008. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level. an example of implementation in an alpine region. *Ecol. Indic.* 8, 204–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.01.005>
- ten Brink B., van Hinsberg, A., de Heer, M., van der Hoek, D. J. C, de Knecht, B., Knol, O.M., Ligtoet, W., Reijnen, M. J. S. M., Rosenboom, R. 2002. Technisch ontwerp Natuurwaarde 1.0 en toepassing in Natuurverkenning 2 (Technical design Natural Capital Index framework and implementation for the Nature Outlook 2). RIVM Rapport 408657007. (189 pp). [https://www.pbl.nl/publicaties/Technisch\\_ontwerp\\_Natuurwaarde\\_1\\_0\\_en\\_toepassing\\_in\\_Natuurverkenning\\_2](https://www.pbl.nl/publicaties/Technisch_ontwerp_Natuurwaarde_1_0_en_toepassing_in_Natuurverkenning_2)
- ten Brink., 2007. The Natural Capital Index framework (NCI). Contribution to Beyond GDP Virtual Indicator Expo. Brussels, 19-20. November 2007 [https://ec.europa.eu/environment/beyond\\_gdp/download/factsheets/bgdp-ve-nci.pdf](https://ec.europa.eu/environment/beyond_gdp/download/factsheets/bgdp-ve-nci.pdf)
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecol.*16, 235–254. <https://doi.org/10.1023/A.1011112719782>

- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B., Magyar, D. 2003. Invasion Gateways and Corridors in the Carpathian Basin. *Biological Invasions in Hungary*. Biol. Inv., 54(5), 349–356. <https://doi.org/10.1023/B.BINV.0000005570.19429.73>
- Torre, C. M., Morano, P., Tajani, F. 2017. Saving Soil for Sustainable Land Use. *Sustainability* 9, 350. <https://doi.org/10.3390/su9030350>
- Tóth, G., Huzui-Stoiculescu, A., Toth, A., I., Stoiculescu, R. 2020. How Do Natura 2000 Areas Intersect with Peoples' Livelihood Strategies in High Nature Value Farmlands in Southern Transylvania? *Land*, 9, 484. <https://doi.org/10.3390/land9120484>
- Túri, Z. 2015. A tájszerkezet-kutatás geoinformatikai módszereinek elemzése alföldi mintaterületeken. Debrecen, Magyarország. Debreceni Egyetemi Kiadó, 168 p. <http://mek.oszk.hu/18400/18483/18483.pdf>
- Túri, Z. 2011. A tájmintázat vizsgálata a Tiszazugban. *Tájökológiai Lapok*, 9 (1). pp. 43-51. [http://real.mtak.hu/126496/1/03\\_Turi.pdf](http://real.mtak.hu/126496/1/03_Turi.pdf)
- Turner, M. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecol.* 4, 21-30. <https://doi.org/10.1007/BF02573948>
- Tuszynski, J. 2021. caTools. <https://cran.r-project.org/web/packages/caTools/index.html>
- Udvardy L., Zagyvai G. 2012. Mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). In: Csiszár Á. (szerk). *Inváziós növényfajok Magyarországon*. –Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 13–16.
- Upton, G., Cook, I., 2014. *A Dictionary of Statistics*. A Dict. Stat. <https://doi.org/10.1093/ACREF/9780199679188.001.000>
- Urban Atlas mapping Guide, 2016. <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/urban-atlas-mapping-guide>
- Uuemaa, E., Antrop M., Roosaare, J., Marja R., Mander Ü. 2009. Landscape metrics and indices. an overview of their use in landscape research *Living Rev. in Landsc. Res.* 3(1). p.1-28. <http://dx.doi.org/10.12942/lrlr-2009-1>
- Uuemaa, E., Mander, Ü., Marja, R. 2013. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators. A review. *Ecol. Indic.* 28, 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- Vaclavik, T., Rogan J. 2009. Identifying Trends in Land Use/Land Cover Changes in the Context of Post-Socialist Transformation in Central Europe. A case study of the Greater Olomouc Region, Czech Republic. *GIScience and Remote Sensing*, 46. 54-76. pp. <https://doi.org/10.2747/1548-1603.46.1.54>
- Van Rompaey, A., Krasa, J., Dostal, T., Govers, G. 2003. Modelling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period. *Hydrobiologia*, 494. 1. 169-176. pp. <https://doi.org/10.1023/A.1025410230907>
- Venturelli, R. C., Galli, A. 2006. Integrated indicators in environmental planning. Methodological considerations and applications. *Ecol. Indic.* 6, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.023>

- Verhulst, J., Báldi, A., Kleijn, D. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 465–473. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.043>
- Vorstenbosch, T., Essl, F., Lenzner, B. 2020. An uphill battle? The elevational distribution of alien plant species along rivers and roads in the Austrian Alps. *NeoBiota*, 63, 1. <https://doi.org/10.3897/neobiota.63.55096>
- Wakeham-Dawson, A. 1995. Hares and Skylarks as Indicators of Environmentally Sensitive Farming on the South Downs, Open Research Online. Ph.D. Thesis, The Open University, Kents Hill, UK, <https://oro.open.ac.uk/64379/1/27701221.pdf>
- Walz, U. 2008. Monitoring of landscape change and functions in Saxony (Eastern Germany)—Methods and indicators. *Ecol. Indic.* 8, 807-817. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.09.006>
- Walz, U. 2011. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity Living Rev. *Landscape Res.* 5,3, 35. <http://dx.doi.org/10.12942/lrlr-2011-3>
- Walz, U., Stein, C. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *J. Nat. Conserv.* 22, 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>
- Walz, U., Syrbe, R.U. 2013. Linking landscape structure and biodiversity. *Ecol. Indic.* 31, 1-5. pp. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.032>
- Wang, W., Zhang C., Allen, J. M., Li W., Boyer, M. A., Segerson, K., Silander, J. A. 2016. Analysis and Prediction of Land Use Changes Related to Invasive Species and Major Driving Forces in the State of Connecticut. *Land.* 5(3).25. <https://doi.org/10.3390/land5030025>
- Warren, R. J., Bahn, V., Kramer, T. D., Tang, Y., Bradford, M. A. 2011. Performance and reproduction of an exotic invader across temperate forest gradients. *Ecosphere*, 2(2), 1-19. <https://doi.10.1890/ES10-00181.1>
- Webb, S.L, Pendergast, P. H., Dwyer, M. E., 2001. Response of Native and Exotic Maple Seedling Banks to Removal of the Exotic, Invasive Norway Maple (*Acer platanoides*), *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 128(2), 141-149. <https://doi.org/10.2307/3088736>
- Willmott, C. J., Matsuura, K. 2005. Advantages of the Mean Absolute Error (MAE) over the Root Mean Square Error (RMSE) in Assessing Average Model Performance. *Clim. Res.*, 30, 79-82. <http://dx.doi.org/10.3354/cr030079>
- Winter, H. S., Fischer, A. 2010. Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests. *Forest Ecol. and Man.*, 259, 1624–1632. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.040>
- Wolff, A., Paul, J. P., Martin, J. L., Bretagnolle, V. 2001. The benefits of extensive agriculture to birds. The case of the little bustard. *J. Appl. Ecol.*, 38, 963–975. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00651.x>
- Wrbka, T., Erb, K. H., Schulz, N. B., Peterseil, J., Hahn, C., Haberl H. 2004. Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Pol.*, 21, 289–306. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.012>

- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Pärt, T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44, 933–941. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01349.x>
- Zagyvai, G., Bartha, D. 2015. Nyírségi erdőtömbök és környezetük tájtörténeti vizsgálata. *Tájökológiai Lapok*, 13 (1). pp. 59-72. [http://real.mtak.hu/37841/1/06\\_Zagyvai\\_Bartha.pdf](http://real.mtak.hu/37841/1/06_Zagyvai_Bartha.pdf)
- Zebisch, F., Wechsung, H., Kenneweg, M. 2004. Landscape response functions for biodiversity—assessing the impact of land-use changes at the county level. *Landscape and Urban Planning*, 67, 157–172. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00036-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00036-7)
- Zhang, Z., Van Coillie, F., De Clercq, E. M., Oua, X., De Wulf, R. 2013. Mountain vegetation change quantification using surface landscape metrics in Lancang watershed. *China Ecol. Indic.* 31, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.013>

### Jogszabályi hivatkozások.

2018. évi CXXXIX. törvény Magyarország és egyes kiemelt térségeinek területrendezési tervéről
- 253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet az országos településrendezési és építési követelményekről
- 275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről
- 408/2016. (XII. 13.) Korm. rendelet az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről
- 1143/2014/EU. Az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU Rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről

### Internetes hivatkozások.

- Internet 1. AGROTOPO adatbázis <http://mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezetinformatikai-osztaly/agrotopo>
- Internet 2.A Magyar Autópálya hálózat története [https://hu.wikipedia.org/wiki/A\\_magyar\\_aut%C3%B3p%C3%A1lya-h%C3%A1l%C3%B3zat\\_t%C3%B6rt%C3%A9nete](https://hu.wikipedia.org/wiki/A_magyar_aut%C3%B3p%C3%A1lya-h%C3%A1l%C3%B3zat_t%C3%B6rt%C3%A9nete)

### Köszönetnyilvánítás

Ezúttal szeretném kifejezni hálámat, köszönetemet és nagyrabecsülésemet mindazoknak, akik az utóbbi évtizedekben segítettek munkámat, támogattak, hasznos ötletekkel, tanácsokkal láttak el, és megteremtették a nyugodt kutatómunka körülményeit. A felsorolás nem lesz és nem is lehet teljes, ám mégis megpróbálom név szerint is említeni azokat tanáraimat, kollégáimat, tanítványaimat, családtagjaimat és barátaimat, akik a legtöbbet segítettek, akik nélkül nem tudtam volna elkészíteni ezt a munkát. Mindenekelőtt köszönöm Alma Materem a Szegedi Radnóti Miklós Kísérleti Gimnázium egykori földrajztanárának, Rimóczi Károly† tanár úrnak, hogy örökre “megfertőzött” a földrajz szeretetével. Nagyon hálás vagyok, és ezúttal fejezem ki nagyrabecsülésemet a Debreceni Egyetem (egykori nevén Kossuth Lajos Tudományegyetem) egykori és jelenlegi oktatóinak mindazt a szakmai útvalót, melyet Tőlük kaptam. Köszönöm Prof. Borsy Zoltánnak†, Prof. Pinczés Zoltánnak† felszínalaktannal, a Kárpátok

természetföldrajzával kapcsolatos szemléletformáló előadásait. Bár nem volt a tanárom, de mégis nagyon sokat tanulhattam Less Nándortól†, fiatalon elhunyt barátomtól, akinek ezúttal szeretném utólag is megköszönni a sok feledhetlen, életreszóló élményt és szakmai tanulságot adó terepbejárást a Kárpátokban és Törökország hegyvidékein. Köszönöm Prof. Csorba Péternek a tájökölógiai témakörökkel kapcsolatos baráti beszélgetéseket, építő jellegű kritikai megjegyzéseit. Köszönöm Prof. Kerényi Attilának az akkoriban még gyerekcipőben járó Környezetvédelem című kurzusának lebilincselő előadásait. Hálásan köszönöm Prof. Sümegi Pálnak egyetemi szakdolgozatom témavezetését, és az emlékezetes paleoökölógiai terepgyakorlatokat. Köszönöm Prof. Szabó Szilárdnak, hogy publikációival és személyes beszélgetéseink során felhívta figyelmemet a tájmetriai mutatók tájökölógiai alkalmazási lehetőségeire.

Nagyon szerencsésnek mondhatom magam, hogy debreceni egyetemi éveimet követően a Szegedi Tudományegyetem Földtudományi Doktoriskolájában Prof. Mezösi Gábor témavezetése mellett folytathattam tanulmányaimat. Ezúttal szeretném nagyon szépen megköszönni Professzor Úr iránymutatásait, melyek közül mind a mai napig a fülemben cseng: “mindig a tájból kell kiindulni.” Köszönöm Jordán Győző és Csillag Gábor geológus, geomorfológus barátainknak és Anton von Rompaey professzornak a Leuveni Katolikus Egyetemről szakmai baráti együttműködésüket, közös káli-medencei terepbejárásainkat mely révén jónéhány közös, nemzetközileg is sikeres publikációnk született. A kellemes, baráti munkahelyi légkör elengedhetetlen feltétele az eredményes szakmai munkának. Ezúttal szeretném hálásan megköszönni a közös munkát és segítséget az SZTE Juhász Gyula Pedagógusképző Karának (azóta már sajnálatos módon megszűnt) Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszékén az 1994-2008 közötti években dolgozó egykori kollégáimnak.

Az a baráti, inspiráló munkahelyi légkör, amely 2009-ben a Szegedi Tudományegyetem TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézetében és Geoinformatikai Természet- és Környezetföldrajzi Tanszékén fogadott, nagyon jólesett, és nélkülözhetetlen feltétele volt a dolgozat megszületésének. Szeretném hálásan megköszönni valamennyi tanszéki és intézeti kollégáimnak mindazt a szakmai, emberi segítséget, amit az elmúlt több mint egy évtizedben kaptam Tőlük. Külön köszönöm az Inváziós fajok Országos Térinformatikai Adatbázisának geoinformatikai háttérének megteremtését és a jónéhány közös nemzetközi publikációban testet öltő közös munkát Boudewijn van Leeuwennek, Szatmári Józsefnek és Tobak Zalánnak. Köszönöm egykori hallgatóim, ma már kollégáim Csikós Nándor, Kolcsár Ronald és Papp Levente nélkülözhetetlen segítségét, lelkes közreműködését és közös cikkírás során végzett lelkiismeretes munkájukat. Öröm volt velük dolgozni, és megtapasztalni, hogy tudásuk túlnő rajtam.

Köszönöm jelenlegi és reménybeli PhD hallgatóim odaadó munkáját, mely során nagy szakmai elhivatottságról tettek tanúbizonyságot: Balogh Márton Bencének, Viztra Georjánának és Seyedehmehrmanzar Sohrabnak. Az SZTE Ökológiai Tanszékének PhD hallgatóinak és oktatóinak szakmai segítsége nélkül nem jöhetett volna létre az Inváziós fajok Országos Térinformatikai Adatbázisa. Hálásan köszönöm Bátori Zoltánnak, Tölgyesi Csabának, Frei Katának, Hebelczyus Alidának, és Soóky Annának az adatbázis összeállításával kapcsolatos kitartó és precíz munkáját. Köszönöm Gallé Róbert (ELKH ÖKBI Vácrátót) ökológus kollégának a tájmetriai mutatók ökológiai alkalmazási lehetőségeivel kapcsolatos gondolatébresztő beszélgetéseket. Nagyon szépen köszönöm a gyümölcsöző szakmai együttműködést az ELKH ATK Talajtani Kutatóintézetének munkatársainak Prof. Pásztor Lászlónak, Szatmári Gábornak, és Laborczi Annamáriának. Köszönettel tartozom prof. Szép Tibornak, hogy rendelkezésemre bocsájtotta a mezei pacsirta előfordulási adatait a Mindennapi Madaraink Monitoringja adatbázis alapján.

Végül, de messze nem utolsósorban szeretném megköszönni azt a támogató, szeretetteljes családi légkört, mely nélkül nem készülhetett volna el ez a dolgozat. Köszönöm szüleimnek,

kedves feleségemnek, gyermekeimnek és családom valamennyi tagjának végtelen türelmüket és feltétel nélküli, számomra mindig biztos támaszt nyújtó odaadó szeretetüket.  
A fenti személyeknek szóló hálás köszönet mellett szeretném megköszönni az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj programjának kutatásaim anyagi támogatását.