

dc_919_14

Tájmetszai módszerek kritikai alkalmazása a tájanalízisben

MTA doktori értekezés

Szabó Szilárd

Debrecen
2014

Tartalomjegyzék

1.	BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS.....	3
2.	SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	7
2.1.	A TÁJMETRIA MINT A TÁJSZERKEZET KVANTITATÍV ÉRTÉKELÉSÉNEK MÓDSZERE	7
2.1.1.	A tájökölógiai vizsgálatok hátttere	7
2.1.2.	Tájmetriai alapok.....	8
2.1.3.	A tájmetriai vizsgálatok korlátai.....	9
2.2.	A TÁJMETRIAI INDEXEK REDUNDANCIÁJA	10
2.3.	SZOMSZÉDSÁGI INDEXEK A TÁJMETRIÁBAN.....	12
2.4.	A TÁJVÁLTOZÁSOK SZÁMSZERŰSÍTÉSE IDŐSOROS VIZSGÁLATOKBAN.....	17
2.5.	A TÁJFOLTOK ÁTJÁRTHATÓSÁGA: A FOLTOK KAPCSOLATRENDSZERÉNEK KÉRDÉSE	22
2.5.1.	A foltok közti távolság számítása	23
2.5.2.	A foltkonnektivitási metrikák számításai hátttere	25
2.6.	TÁJMETRIA A GYAKORLATBAN	26
3.	ANYAG ÉS MÓDSZER.....	30
3.1.	A KORRELÁCIÓS STRUKTÚRA STABILITÁSÁNAK A VIZSGÁLATA	30
3.1.1.	Mintaterületek.....	30
3.1.2.	Felszínborítási adatok, tájmetriai mérőszámok.....	31
3.1.3.	Adatelemzés	32
3.2.	A SZOMSZÉDSÁGI INDEXEK VIZSGÁLATÁNAK MÓDSZEREI	34
3.2.1.	Mesterséges feltelrendeződések előállítása.....	34
3.2.2.	Vizsgált szomszédási metrikák	35
3.2.3.	Statisztikai vizsgálatok.....	37
3.3.	KÜLÖNBÖZŐ IDŐPONTOK FELSZÍNBORÍTÁSI TÉRKÉPEINEK ÖSSZEHASONLÍTÁSA	37
3.3.1.	A mintaterület jellemzése	37
3.3.2.	Felszínborítási adatok.....	39
3.3.3.	Tájmetriai indexek	40
3.3.4.	Térképek összehasonlításának módszerei	41
3.3.5.	A fuzzy átmeneti zóna meghatározása.....	41
3.3.6.	Statisztikai elemzés.....	42
3.4.	A FOLTOK KAPCSOLATRENDSZERÉNEK A FELTÁRÁSA.....	42
3.4.1.	A vizsgálati terület bemutatása.....	42
3.4.2.	A teszt faj jellemzése	43
3.4.3.	A foltkapcsolati modell	44
3.4.4.	A foltkapcsolati modellek összehasonlítása	46
4.	EREDMÉNYEK	48
4.1.	A KORRELÁCIÓS STRUKTÚRA VIZSGÁLATÁNAK EREDMÉNYEI.....	48
4.1.1.	A geometriai felbontás hatása a korrelációs struktúrára	48
4.1.2.	A tájtípusok hatása a korrelációs struktúrára	52
4.1.3.	A tájhasználati kategóriák számának hatása a korreláció-struktúrára	55
4.1.4.	A különböző változókkal végzett elemzések hatása a korreláció-struktúrájára.....	55
4.1.5.	Az eredmények extrapolálhatóságának módszertani fejlesztése	57
4.1.6.	A változók korrelációját befolyásoló tényezők együttes értékelése	61
4.2.	SZOMSZÉDSÁGI INDEXEK MINT A FRAGMENTÁCIÓ MÉRŐSZÁMAI	64
4.2.1.	Az elméleti foltmintázatok összehasonlítása a kategóriák száma és a pixelek aggregáltsága szerint	64
4.2.2.	A kategóriaszám hatása	67
4.2.3.	A felbontás hatása.....	67
4.2.4.	A mutatók egyedisége	70
4.2.5.	A számításokat befolyásoló tényezők hatásának együttes értékelése	71
4.3.	TÁJVÁLTOZÁS-VIZSGÁLATOK MÓDSZERTANÁNAK KRITIKAI VIZSGÁLATA.....	73
4.3.1.	A felszínborítás változásai	73
4.3.2.	A tájváltozás vizsgálata geoinformatikai módszerekkel.....	75

4.3.3.	<i>Folt szintű tájmetriai indexek összehasonlítása.....</i>	77
4.3.4.	<i>A változások trendje</i>	79
4.3.5.	<i>A fragmentáció időbeli alakulása</i>	80
4.3.6.	<i>A tájvizsgálatok eredményét befolyásoló tényezők együttes értékelése.....</i>	81
4.4.	A FOLTKONNEKTIVITÁS VIZSGÁLATA A FÉNYES GYÁSZFUTÓ MINT TESZTFAJ SZEMSZÖGÉBŐL.....	84
4.4.1.	<i>A távolságmodellek elemzése.....</i>	84
4.4.2.	<i>A foltkapcsolati indexek vizsgálata.....</i>	86
4.4.3.	<i>A valószínűségi mátrixok vizsgálata</i>	87
4.4.4.	<i>A modellek összehasonlítása és a foltok kapcsolatrendszerének a kérdésköre.....</i>	87
4.4.5.	<i>Az élőhelyfoltok fontossága a terület és a legközelebbi szomszédjuk figyelembevételével</i>	89
4.4.6.	<i>A foltok kapcsolatrendszerének a bizonytalansága.....</i>	91
4.4.7.	<i>A foltkapcsolatok mérésének komplex értékelése a távolságmodellek és táji metrikák szemszögéből</i>	93
5.	KÖVETKEZTETÉSEK.....	96
5.1.	<i>A TÁJI METRIKÁK KÖZÖTTI REDUNDANCIA</i>	96
5.2.	<i>A SZOMSZÉDSÁGI INDEXEK KRITIKAI VIZSGÁLATA ÉS AZ ÉRTÉKÜKET BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK ELEMZÉSE.....</i>	97
5.3.	<i>FELSZÍNBORÍTÁSI TÉRKÉPEK IDŐSOROS TÁJVÁLTOZÁS-VIZSGÁLATÁNAK TANULSÁGAI.....</i>	98
5.4.	<i>A FOLTKAPCSOLATOK MEGHATÁROZÁSA EGYENES TÁVOLSÁGOK ÉS A MÁTRIXHATÁS FIGYELEMBEVÉTELÉVEL</i>	99
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS		101
FELHASZNÁLT IRODALOM		102

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

A környezettudományokban, ezen belül pedig a földtudományban is elterjedtek a számítástechnikai és az informatikai módszerek, és ezek teremtették meg a lehetőséget a gyors adatnyerésnek, az adatok gyors feldolgozásának és kiértékelésének. Mindez párosult azzal, hogy megnőtt az igény a kvalitatív információk kvantifikálására, vagyis az addigi leíró, minőségi információk helyett számszerűsített információk váltak szükségessé. E két dolog egymást erősíti, mivel korábban sokszor nem is létezett sem módszer, sem eszköz egy-egy környezeti változó meghatározására, az igény viszont az adott mérések, elemzések elvégzésére kiváltotta azt a fejlődést, aminek pozitív következményeként napjainkban akár már számos lehetőség közül is választhatunk, továbbá megvan mind a hardveres, mind a szoftveres háttere is a feldolgozásoknak. Ami korábban a nagy számítási igény miatt akár hetekbe telt, ma egy egyszerű asztali számítógépen órák, vagy percek alatt kiszámításra kerül, illetve sok esetben szofisztikált és adott, speciális problémára összpontosító programokkal, vagy eszközökkel tudunk dolgozni.

Szép példáját figyelhetjük meg ennek a folyamatnak a talajrendszertan kapcsán, ahol többek között a megváltozott kutatási módszerek és a fejlődő számítástechnikai háttér (illetve az európai országokban is zajló váltás és a rendszertan országok közötti kompatibilitásának igénye) szükségessé tette a régi osztályozási rendszerek cseréjét (Michéli, 2000). Hasonló folyamat játszódott le a tájökológiában is, ahol a különböző tájfoltok geometriai jellemzése és a tájszerkezeti kapcsolatok feltárása az egyszerű statisztikai mutatók irányából elmozdult az összetett táji mérőszámok felé.

A tájökológia fiatal tudomány, mint kifejezés Troll 1939-ben talaj- és növényföldrajzi témában írt munkájában jelenik meg először. Ezután az Egyesült Államokban és Európában viszonylag gyorsan elterjedt és hazai szinten is számos kutató, illetve kutatócsoport kezdett foglalkozni e területtel (Marosi, 1980; Mezösi et al. 1993; Mezösi és Rakonczai, 1997; Csorba, 1989; Kertész, 2003; Keveiné Bárány, 2003). 1968-ban már összehívták az első tájökológiai konferenciát és az ezt követő években tisztázódnak ennek a sajátos transzdiszciplinának a geográfiától és az ökológiától eltérő céljai. Kialakul saját kutatómódszertana és ezen belül jelenik meg a dolgozat tárgyát képező tájmetria is.

A kiértékelések alapját mindig is a távérzékelte adatok jelentették, kezdetben elsősorban a légifotók, később a műholdfelvételek. A kezdeti „kézi” feldolgozások után a tájmetriai mutatók alkalmazásának a térinformatikai szoftverek elterjedése adott lendületet. Napjainkban számos próbálkozás létezik e mutatók gyakorlati hasznosítására, azonban sokszor nem vagyunk tisztában azzal sem, hogy mi a mutatók meghatározásához az ideális lépték, illetve felbontás (mind geometriai, mind tematikai értelemben). A mérőszámok sokszor korrelálnak egymással és nehéz eldönteni, hogy melyik alkalmasabb (vagy egyáltalán alkalmas-e) egy-egy folyamat, vagy jelenség jellemzésére. Vagyis – bár számos tanulmány született a témában (pl. Forman, 1995a; Forman, 1995b; Sundell-Turner és Rodewald, 2008; Turner, 1989; Uueemaa et al. 2009; Waltz, 2011) – nincs egységes állásfoglalás a metrikák alkalmazására nézve.

Mint minden módszernek, természetesen a tájmetriának is számos kritikája jelent meg (pl. Darmstad, 2009; Kupfer, 2012; Li és Wu, 2004). Ezeket a bíráló tanulmányokat részben a fenti problémák indukálták, részben pedig annak a felismerése, hogy attól, mert képesek

vagyunk valamit meghatározni, még nem biztos, hogy el is kell hinni a végeredményt. Sokszor kell használnunk a valóság leegyszerűsített modelljeit, amelyek többé-kevésbé (kisebb-nagyobb hibákkal terhelve) vissza is adhatják a valós képet, de ezeket előbb bizonyítani kell, az eredményeket össze kell vetni a valósággal (azaz verifikálni kell). Gondoljunk csak arra, hogy milyen pontosan lehet visszaadni térképen akár egy kis terület élőhelyi viszonyait: a tájmozaik felszínborításként való megjelenítésével még messze nem jelenítettük meg azt a környezetet, amiben pl. fajmozgást kívánunk modellezeni, mert nem vettük figyelembe többek között a domborzati akadályokat (pl. árok, szakadék), a hidrológiai jellemzőket (pl. áthatolhatatlan lúp, mocsár, vízfelület, továbbá vízkémiai tulajdonságok), a geológiai viszonyokat (ami jelentheti egyszerűen a kőzet kibukkanását a felszínre, vagy pl. járhatóságát [felszínre merőleges, vagy azzal párhuzamos kőzetrétegek]), a talajtani viszonyokat (ami növény- és állatfajok elterjedését befolyásolhatja), illetve a klimatikus viszonyokat (amik a mikroklímán keresztül még kis területen belül is eltérhetnek és hatásuk lehet a táji folyamatokra; pl. fagyzugok, délies kitettségű napos vagy nyugatias csapadékos lejtők). Vagyis csak törekedni tudunk arra, hogy a rendszer minden tényezőjét figyelembe tudjuk venni, de mindig maradnak olyan részek, amiket nem tudunk megnyugtatóan kvantifikálni és beépíteni a modellünkbe. Maradhatnak továbbá olyan paraméterek, amikről nem tudjuk, hogy pontosan hogyan hatnak a vizsgált jelenségre, vagy folyamatra. Ennek ellenére a modellezés általánosan bevett gyakorlat a tudományos életben, többek között azért, mert a fenti potenciális hibák ellenére is jó eredményeket szolgáltathatnak. A táj kutatás témakörében a modellekről Sawyer et al. (2011) így fogalmazott: szabad-e egy természetvédelmi tervet nem bizonyított feltételezéseken alapuló megközelítésekre alapozni és pénzt szánni a megvalósítására? A tájmetria pedig épp erről szól: egyszerűsítünk, számszerűsítünk – vagyis modellezünk, a modellek minden előnyével és hátrányával együtt –, az így kapott számokat elemezzük, majd következtetünk, végül (ha ez lehetséges) a kapott eredményeket összevetjük a valósággal. A következtetésekkel tehát óvatosan kell bánni és meg kell találni azokat a felhasználási területeket, melyek esetében jó szolgálatot tehet az alkalmazásuk.

A tájökológia és azon belül is a tájmetria tehát fontos információkkal szolgálhat a tájelemzéshez, azonban látnunk kell azt is, hogy milyen előnyei és hátrányai, illetve korlátai vannak az egyes módszerek alkalmazásának. Dolgozatomban célkitűzéseit négy fő területre összpontosítottam, melyek felölelik a tájmetriával kapcsolatban a korábbiakban felvetett problémákat. A mérőszámokat kifejezetten csak a célkitűzéseknek alárendelten mutatom be és vizsgálom. A munka során elsősorban módszertani problémákat vettem fel valós mintaterületeken, illetve ahol a nyomkövethetőség megkívánta, elméleti feltelrendezéseken.

A mérőszámok egyediségének és korrelációstruktúrájának a vizsgálata (4.1. fejezet). A metrikák sokat bírált redundanciája állandó, vagy a vizsgált tájak tekintetében, azaz vizsgálati egységenként változó? A munka során a folt szintű táji metrikák korrelációs stabilitását vizsgálom meg. Munkahipotézisem az, hogy a korrelációs struktúra, így következésképpen a főkomponens analízisek struktúramátrixa is változik az input adatok tükrében. Ha a változás nem jelentős, akkor a táji metrikák kiválasztását alapozhatjuk a korrelációs technikákra; ha azonban bebizonyosodik, hogy a feltételezés igaz, akkor az ilyen vizsgálatok eredménye nem extrapolálható, mivel minden esetben más végeredményre jutunk, így az ilyen munkáknak csak módszertani jelentősége van. Ez alapján a megvalósítandó feladatok a következők.

1. Megvizsgálom, hogy milyen mértékben befolyásolja a korrelációstruktúrát a geometriai és a tematikai felbontás, a vizsgálati terület nagysága, valamint a vizsgálatba vont változók halmaza.
2. Módszertanilag értékelem a PCA-t és a kongruencia együtthatót a korrelációstruktúra elemezhetőségének szempontjából.
3. Új módszert dolgozok ki a korrelációstruktúra stabilitásának vizsgálatára.
4. Értékelem a korrelációstruktúra stabilitását az új módszer tükrében.

A szomszédsági és felosztottsági mutatók elemzése (4.2. fejezet). Mit jelentenek a fragmentáció mérőszámai? Mennyiben befolyásolják ezeket a metrikákat a geometriai és tematikai felbontásból adódó tényezők, mennyire tudják visszaadni a tájak felszabdaltságát? Ehhez az elemzéshez egyszerű, könnyen értelmezhető elméleti tájmintázatokat hozok létre, melyekkel a metrikák azon képességét lehetett nyomon követni, hogy alkalmasak-e a tájmintázat kisebb-nagyobb különbségeinek a kimutatására. Ezáltal láttatni kívánom, hogy melyek a megbízható, robosztus metrikák és melyek alkalmazásával kapcsolatban merülnek fel komoly hibák. A megvalósítandó célok a következők.

5. Értékelem és számszerűsítem a geometriai felbontás szomszédsági és felosztottsági metrikákra gyakorolt hatását.
6. Értékelem és számszerűsítem a tematikai felbontás szomszédsági és felosztottsági metrikákra gyakorolt hatását.
7. Megvizsgálom a szomszédsági és felosztottsági metrikák értékeit a táji mintázatok oldaláról: egyedi, vagy más mintázatokra is érvényes-e ugyanaz az érték?

Tájmetriai alkalmazása idősoros vizsgálatban (4.3. fejezet). A táji metrikák alkalmasak lehetnek-e a tájváltozási tendenciák pontosabb vizsgálatára, mint a hagyományos geoinformatikai alapú vizsgálatok, vagy a fuzzy-halmazos megközelítés? A munka során egy észak-magyarországi tájrészlet esetében tártom fel, hogy a tájhasználati és szocioökonómiai változások hatására átalakuló tájmintázat időbeli változásai azonosíthatók-e a geoinformatika, vagy a tájmetria eszközkészletével.

8. Megvizsgálom a hagyományos megközelítésű (pl. térkép-keresztábrák) és újszerűnek tartott (pl. fuzzy halmaz alapú összehasonlítás) módszereket abból a célból, hogy mennyire adnak eltérő eredményeket és a körülményeket figyelembe véve melyik a legmegbízhatóbb.
9. Megvizsgálom továbbá a tájmetria és a statisztika adta lehetőségeket, mint a térbeli vizsgálatok lehetséges kiegészítőjét, vagy éppen alternatíváját. Értékelem az egyes módszerek előnyeit és hátrányait.

A foltkapcsolatok mérése táji metrikák segítségével (4.4. fejezet). Hogy teljesítenek a táji metrikák egy ökológiai hálózat tervezése kapcsán? Jobb eredményt kapunk-e, ha gráfelméleti alapon és a legkisebb költségű távolság modellel ötvözve számítjuk ki a foltok elérhetőségét, mint a hagyományos lineáris (euklidészi) távolságon alapuló megközelítés? Egy gyepfoltokból álló hálózat konnektivitását vizsgálom meg egy teszt faj szempontjából: a gyepek jelenlegi helyzete segíti-e a faj egyedeinek a terjedését, vagy csak elszigetelt élőhelyek halmazáról van szó. A kitűzött célok a következők:

10. Összehasonlítom az euklidészi és a legkisebb költségű távolságokat, valamint a távolságokat képleteikben alkalmazó konnektivitási metrikák fajmozgás predikciójára adott eredményeit. A fő kérdés a távolságmodellek hatásának feltárása a folt szintű relatív fontossági indexekben megfigyelhető különbségek esetében.

dc_919_14

11. Megvizsgálom a három gyakran alkalmazott konnektivitási metrikánál a távolság, a kapcsolatok száma és a foltméret befolyásoló hatását a kapott értékekre, kifejezetten az eltérő távolságmátrixokból következő különbségekre a folthálózat kulcselemei szempontjából.

2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A tájmetria mint a tájszerkezet kvantitatív értékelésének módszere

2.1.1. A tájökölógiai vizsgálatok háttere

Az első kutatások feltárták az ún. elsődleges tájszerkezetet, ami segítette a tájakat ért hatások és következményeik, valamint a regenerálódó képesség megértésében. Az 1970-es évek második felétől a funkcionális kutatások következtek, melyet a közepes léptékű regionális tervezés, tájrendezés indukált. Az utóbbi időben a folyamatorientált elemzés került a kutatások középpontjába, ahol terepi mérésekre és térképezésre alapozva induktív módon nagyobb léptékben dolgozva keresik a választ a tájak működésére (Mezősi és Fejes, 2004).

A tájökölógiai vizsgálatok és a tájmetriai elemzések jelentős részben a MacArthur és Wilson által 1967-ben megalkotott szigetbiogeográfia, valamint Levin (1969) metapopulációs teóriájára épülnek. Ennek lényege az, hogy a tájban nem lineáris elemként megjelenő környezetétől eltérő, viszonylag homogén egységeket (felszínborítottsági kategóriákat, vagy részletesebb vizsgálatok alapján társulásokat) **folt**ként; a fajok áramlását biztosító(foltok között) hosszan elnyúló (lineáris) egységeket **folyosó**ként, a foltok beágyazó felületét (egyes esetekben legösszefüggőbb, vagy legelterjedtebb elemét) pedig **mátrix**ként értelmezzük (Báldi, 1998; Forman, 1995a; Kareiva és Wennergren 1995; Kerényi, 2007; Turner 1989). Az elmélet a szigetbiográfia elnevezést onnan kapta, hogy a szigetek fajdinamikájával kapcsolatos megfigyeléseket ültették át a szárazföldi folt-folyosó-mátrix megközelítésbe. Főbb megállapításaik a következők:

- a mátrix a tengerhez képest átjárhatóbb (a fajoknak nem kell repülni, vagy úszni tudniuk a foltok közötti távolságok áthidalásához, Lóczy, 2003);
- a nagy foltok fajgazdagsága nagyobb, mint a kisebb foltoké;
- a nagy foltokhoz (mint kontinensekhez) közeli foltok fajgazdagsága nagyobb, mint a távolabbi, hasonló méretű foltoké, az előbbi nagyobb betelepülési rátája miatt;
- a foltok mérete és a fajok száma között az összefüggés csak egy bizonyos méretig lineáris, utána a fajnövekedés mérsékeltebb – a tájfoltok védelmére vonatkoztatva ennek a megfigyelésnek a megfordítását kell alkalmazni: az élőhely-vesztés során létezik egy olyan kritikus foltméret, ami alatt a fajok kihalása felgyorsul (Forman, 1995a; Heegaard et al. 2007; Keymer et al. 2000; Szabó, 2008).

A mérőszámok egy része abiogén tájban is alkalmazható. A tájdiverzitás vizsgálatára a diverzitási metrikák (pl. Shannon-féle diverzitás index, vagy a Simpson-féle diverzitási index) lehetnek alkalmasak. Bár a biodiverzitás elméleti háttere az ökoszisztémák stabilitásával van összefüggésben, ez a geodiverzitás esetében is megállhatja a helyét: a kétféle diverzitás között kapcsolat áll fenn, az élettelen alkotó elemek meghatározzák az élő környezet tulajdonságait is (Keveiné Bárány, 2008). A diverzitás mellett az abiotikus (pl. talajtani, közettani) tényezők térképén az egyes kategóriák keveredésére, a szomszédos foltokkal való kapcsolatának elemzésére is alkalmasak lehetnek a táji metrikák. Sajátos példa lehet erre Wang et al. (2009) munkája, ahol a talajeróziós foltokat elemezték több időpontban és a változás területi mintázatát táji metrikákkal számszerűsítették. A foltok jellemzői segítségével a tájkarakter (Csimá, 2008; Jombach, 2014; Konkolyné Gyúró, 2006) is vizsgálható. Egy korábbi kutatásban (Szabó et al. 2008) tájmetriai jellemzők alapján többváltozós módszerekkel 11 kistájat soroltam be hasonló karakterű csoportokba.

2.1.2. Tájmetriai alapok

A tájmetria a szerkezeti kutatások kérdéskörébe tartozik a tájak térbeli heterogenitására építve. A heterogenitás megjelenési formája a mozaikosság, melynek – az angolszász irodalomban – alapegységei a foltok, folyosók és a mátrix. Ezen tájelemek egyedi jellemzőit és táji szintre vonatkoztatható indexeit fejezi ki a tájmetria kvantitatív formában (McGarigal et al. 2002).

A tájmetria – az elméleti alapok figyelembevétele mellett – elsősorban tájökölógiai kérdésekre adhat választ, azonban a magyarázatokhoz sokszor van szükség ökológiai ismeretekre. A tájmetriai kutatásokkal a táj megjelenésének (foltok és az általuk alkotott mintázat) számszerűsítésén túl az elsődleges cél az, hogy választ tudjunk adni arra, hogy milyen a tájstabilitás, a statikus jellemzők alapján milyen változások várhatók a táji folyamatokban. Ennek egyik lehetséges megközelítése a diverzitás számszerűsítése: minél sokszínűbb egy táj, annál stabilabb, mivel könnyebben helyreáll a zavaró hatások után (ez természetesen nem minden esetben igaz, mert egyes ökoszisztémákban kifejezetten a kis diverzitás a preferált; vö. Hooper et al. 2005). A diverzitást tágabb értelemben több oldalról közelíthetjük: leírhatjuk a tájalkotó (élő és élettelen) foltok kiterjedését, sokszínűségét, a foltok izoláltságát, egymással való keveredését. Azt azonban fontos megjegyezni, hogy egy sok foltból álló táj nem feltétlenül jelenti azt, hogy az diverzitásánál fogva egyben stabilnak is tekinthető: különbséget kell tenni a tájmozaik és a fragmentált tájak között (Forman, 1995).

A mozaikosság a természeti tájak sajátossága, mely nem tévesztendő össze a fragmentáltsággal: definíció szerint a fragmentáció az élőhelyfoltok, vagy területhasználati egységek feldarabolódását, míg a mozaikosság a tájelemek területi elrendeződésének módját jelenti (Forman, 1995a). Egy populáció, vagy társulás megjelenése nem feltétlenül csak nagy, egybefüggő területekhez köthető, hanem kisebb foltok hálózataként is megtaláljuk őket (pl. nyílt gyepekkel mozaikos löszölgyesek, Fekete et al. 1997). Amennyiben ez a mintázat természetes úton alakult ki, **mozaikosságról**, ha viszont emberi tevékenység miatt, fragmentációról beszélünk (Kerényi, 2007).

A fragmentáció folyamatában létezik egy kiindulási állapot, egy bolygatástól mentes nagy folt, ami az idők folyamán kisebbekre szabdalódik fel (Jaeger, 2000). A gondot az okozza, hogy az eredeti nagy folt nem egyszerűen „csak” kisebb foltokra szabdalódik (melyeknek akár teljesen hiányozhat a belső magterülete), hanem az is, hogy a kisebb foltok hasznosítása részben vagy egészben más jellegű lesz (*vagyis itt még beszélhetünk mozaikosságról*). Az eltérő hasznosítású területek határa több állatfaj számára ökológiai gátként funkcionálhat, így eleve korlátozhatja egyes fajok áramlását (Wilcox és Murphy, 1985), de a foltok közé sokszor valamilyen lineáris művi elem is kerül, mely valódi gátként több faj számára áthatolhatatlan akadályt jelent (*ami pedig már fragmentáció*). A művi elem lehet egy villanyvezeték (melynek gáthatása kisebb), vagy akár út, vasút, szélsőséges esetben egy autópálya (melyek esetében az út miatti nyílt tér, az út anyaga, a forgalom miatti zaj és fényhatások miatt a gát sokkal határozottabb; az autópályákat ráadásul el is kerítik, így szó szerint gátként állnak a fajmozgás útjában – Csorba, 2005).

Ez a nevezéktan egyszerűen szétválaszthatná a természetes és antropogén eredetű foltrendszerek kialakulását, de a szakirodalom e tekintetben nem egységes.

A tájmetriai kutatások rendszerint a foltokat teszik a vizsgálatok tárgyává, mivel ezek geometriai tulajdonságai (terület, kerület, alak stb.), valamint relatív térbeli elhelyezkedése (pl. foltok közelsége, konnektivitás) matematikailag egyszerűen számítható. A mérőszámok mára túlléptek azon, hogy csak az egyedi foltokra vonatkozó tulajdonságokat jellemezzék, de természetesen ezek továbbra is fontos részét képezik a tájanalízisnek. A tájmetriai indexeket 3 hierarchiaszinten definiálhatjuk: (1) a hagyományos folt szinten, (2) osztály szinten és (3) táji szinten. **Folt szinten** az indexek az egyes foltok területét, kerületét, alak jellemzőit, valamint a legközelebbi folt távolságát adják meg. Meg kell jegyezni, hogy a foltokat mindig a kutatás tárgya szerint határoljuk le, amit befolyásol a lépték. Miután megtörtént a foltterkép elkészítése, a vizsgálatok már nem foglalkoznak a foltok belső heterogenitásával. Az **osztály szintű** mutatók az ugyanabba a kategóriába tartozó foltok aggregált jellemzőit adják meg egyszerű, vagy súlyozott átlagként, vagy olyan tulajdonságaikat is figyelembe veszik, amikkel a térbeli elhelyezkedésükre, kapcsolódásukra (területi eloszlás, közelség, konnektivitás) tudunk következtetni. **Táji szinten** az indexeket a táj összes foltjának a tulajdonságai alapján számítjuk (Forman és Godron, 1986). Ez a foltok irányából, alulról építkező hierarchia indokolt is mivel a táj építőelemei a foltok, melyek közül az azonos kategóriájúak adják meg az osztály, illetve a táj minden foltja a táj szintű elemzések alapját. Szakmai oldalról különböző kérdéseket teszünk fel a foltra (mint az ökológiában az egyedre), az osztályra (mint az ökológiában a fajra), illetve a tájra (mint az ökológiában az ökoszisztémára). A terület és alak kérdéskörétől eljutunk a tájdiverzitás vizsgálatáig, melyhez mindig a foltok dataiból indulunk ki.

Az 1980-as évek során igen nagy mennyiségben fejlesztettek ki tájmetriai indexeket (Lóczy, 2007). Használatukat nagymértékben megkönnyítette a GIS szoftverek megjelenése és elterjedése, valamint az egyre olcsóbban és nem utolsósorban könnyebben hozzáférhető légifotók és műholdfelvételek alkalmazása (Kozak et al. 2008; Szabó, 2010). A tájanalízis kvantitív módszereként tarthatjuk őket számon, eredményeik megismételhető módon számszerűsítik a tájfoltok, illetve az általuk alkotott mintázat jellemzőit. Sokszor állnak közvetlen kapcsolatban az ökológiai megfigyelésekkel és folyamatokkal (Forman és Godron, 1986; Uuemaa et al. 2009; Uuemaa et al. 2013; Waltz, 2011) és számos metrikát integráltak sikeresen ökológiai vizsgálatokba (vö. Kupfer, 2012; Schindler et al. 2013). Általában a legegyszerűbb metrikák a legelterjedtebbek, mint pl. a foltméret, a terület-terület arány, a legközelebbi szomszéd távolsága, vagy az összes fajszám (pl. Magura et al. 2001; Szilassi et al. 2010). E vizsgálatok végső célja a tájtervezési dokumentációk, természetvédelmi kezelési tervek, környezetgazdálkodási tervek megalapozása, ám az ilyen, kifejezetten gyakorlati jellegű alkalmazások száma ma még kevés (lásd 2.6. fejezet).

2.1.3. A tájmetriai vizsgálatok korlátai

A tájmetriai feldolgozások során el kell fogadnunk néhány olyan korlátozó tényezőt az ökológiai-tájökológiai alaptételekkel kapcsolatban, ami miatt az eredmények interpretációja kissé eltérő. Az okok a számítástechnikai feldolgozás kötöttségével, pontosabban a módszerek egyes esetekben kevésbé kidolgozott jellegével magyarázhatók.

1. A feldolgozás során nem teszünk különbséget a lineáris és nem lineáris tájelemek között, minden környezetétől elűző egységet foltként értelmezünk.
2. A foltok rendszerint a mátrix-szal határosak (Kerényi, 2007) azonban sokszor a mátrix is foltokból áll, így a feldolgozás során foltként számolunk vele, mivel a mátrix és a folt között geometriai és topológiai értelemben nincs különbség (és az előző pontban megfogalmazottak miatt ide soroljuk a folyosókat is). Két dolgot tehetünk: (1) elfogadjuk ezt a tényt és foltként értékeljük a mátrixot is és az elemzés során már helyesen értékeljük; (2) a mátrixot kihagyjuk a számításból. Ez utóbbi akkor javasolt, ha a mátrix egy, vagy mindössze néhány nagy foltból áll (pl. a Központi Zemplén esetében az erdő, vagy a Harangod esetében a szántó) és a számításokat – különösen osztály és táj szinten – megzavarná.
3. A szoftverek döntő hányadában nincs beépítve az antropogén gátak figyelembe vételének a lehetősége. Ez egyedül a Jaeger (2000) által kidolgozott hatékony hálóméret (effective mesh size, magyarázatot lásd később) mutatóra vonatkozóan készült el, Girvetz et al. (2008) jóvoltából. Az euklidészi távolságok helyett több esetben lehetőségünk van „ökológiai” távolságokkal kalkulálni, azonban ez még mindig nem ugyanaz, mint a vonalas antropogén elemek figyelembe vétele (a vonalas objektumok raszteres formátumban egymással érintkező pixelek formájában jelennek meg, ami diagonális esetben néhány mutatónál átjárhatóságot jelenthet; a 2 pixeles vastagságú implementálás pedig kis felbontás esetén túlhangsúlyozza az adott lineáris elem területének a jelentőségét). E munkában a számításokat a konnektivitás-vizsgálat kivételével csak euklidészi távolságokkal végeztem, ezért a fragmentációra, izoláltságra és konnektivitásra tett megállapítások jó része az antropogén eredetű ökológiai gáaktól mentes természeti tájra vonatkoznak. Így valójában, amikor a fragmentációról esik szó, a természeti tájak mozaikosságát kell alatta érteni. Konkrét vizsgálatok esetében ezeket a különbségeket nekünk kell érvényre juttatni az elemzés során: ha a fogalmi háttérrel tisztázzuk, akkor az eredmények felhasználói is tudni fogják, hogy a megállapítások művi elemekkel „terhelt”, vagy anélküli tájra vonatkoznak (Csorba és Szabó, 2012).
4. A tájökológiában vagy a mátrix, vagy a folyosók konnektivitásáról beszélhetünk (Forman, 1995a), a szoftveres tájmetriai feldolgozás során azonban éppen ezeket nem tudjuk figyelembe venni. Emiatt a dolgozatban foltok konnektivitásáról beszélek, ami az ökológiában a foltokból összeálló folyosóhálózat (lépegető kövek, stepping stones) elméletére épül. A konnektivitás a fajok lehetőségét jelenti a tájelemek elérésére (Báldi, 1998), azaz nem követünk el nagy hibát, ha fajonként definiáljuk azt a minimális távolságot, amit egy faj biztosan megtesz azért, hogy eljuthasson a következő foltig. Ha a foltok ezen a távolságon belül vannak, akkor beszélünk azok összekötöttségéről, összekapcsoltságáról.

2.2. A tájmetriai indexek redundanciája

A tájmetriai indexeket többször kritizálták már redundanciájukért, vagyis azért, mert több metrika is (akár tökéletesen) ugyanazt az információt adja, mint mások. Emellett további bírálat is éri őket, mert sok esetben a vizsgálatban alkalmazott/alkalmazható térképi lépték nincs összhangban a vizsgált folyamat léptékével, illetve azért mert a feltételezett kapcsolatuk az ökológiai/tájökológiai jelenségekkel, folyamatokkal nem bizonyított, vagy

nem egyértelmű, szélsőséges esetben ellentmondás fedezhető fel közöttük (Cale és Hobbs, 1994; Darmstad, 2009; Haines-Young és Chopping, 1996; Li és Wu, 2004; Tischendorf, 2001). Az indexek mindenképpen számszerűsített formában adják meg az eredményeket, de az ökológiai funkcionalitásuk a legtöbb index esetében nem bizonyított (Baldwin et al. 2004; Turner et al. 2005). A lépték, a vizsgálati terület nagysága, rászteres feldolgozások esetében a pixelméret szintén az eredményeket befolyásoló tényezők (Saura és Martinez-Millán, 2001; Wu et al. 2000).

Az első szoftver, ami nemcsak egy-egy index, hanem a kb. addig létező összes kiszámítására képes volt, a FRAGSTATS (McGarigal és Marks, 1995) volt. Megjelenése nagy hatást gyakorolt a táj kutatásra, kutatók nagy számban kezdtek tájmeriai témában publikálni (pl. Hargis et al. 1998; Kareiva és Wennergren, 1995). A metrikák korrelációja a kezdetektől fogva nyilvánvaló volt, de néhány új mérőszámot könnyebb volt interpretálni, vagy egyszerűen csak korreláltak annak ellenére, hogy nem is ugyanazt a jelenséget hivatottak vizsgálni. Pl. tökéletesen redundáns információt ad a normalizált LSI és az AI, annak ellenére, hogy míg az LSI a foltok kerületéből indul ki, addig az AI a szomszédos pixelek hasonlósági viszonyaiból (McGarigal és Marks, 1995). A vizsgálatoknál több szerző is azt javasolja, hogy egy-egy index kiragadása helyett a korreláció-struktúra feltárása után válasszunk ki több releváns nem korreláló metrikát. McGarigal és McCombs (1995), valamint Riitters et al. (1995) voltak az elsők, akik többváltozós módszerekkel meghatározták a statisztikai keresztkapcsolatokat.

Riitters et al. 1995-ben írt munkáját hivatkozzák a legtöbbször a témakörben, melyben 85 térképből számított 55 tájmetriai mutatót dolgoztak fel. Ezek számát a szoros keresztkorrelációk és a normalitás feltételének megsértése miatt 26-ra csökkentették. A vizsgálat során a 26 metrikát 6 főkomponensben egyesítették: átlagos foltkompaktság; folttextúra; átlagos foltalak; attribútum osztályok száma és a nagy foltok kerület/területének fraktáldimenziója. Hozzá kell tenni azt is, hogy a szerzők maguk is kétségbe vonják az eredmények jelentőségét, mivel csak egyetlen vizsgálati helyszín azonosítását tették lehetővé (ami ráadásul egy kiugró értéket képviselt).

Mind ők, mind az utánuk következők (e.g. Griffith et al. 2000; Cushman et al. 2008; Schindler et al. 2008, Skånes and Bunce, 1997; Uueemaa et al. 2011) főkomponens analízist (Principal Component Analysis, PCA) használtak, hogy csökkentsék a kiindulási változók számát és kiválasszák a legtöbb jelentéssel bíró metrikákat. Eltérő kiértékelést választott Baranyai et al. (2011): ordinális klaszterező algoritmust és nem-metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) használtak arra, hogy 14 konnektivitási metrika kapcsolatrendszerét tárják fel.

Az ordinációs módszerek (matematikailag) hatékony eszközök a változók számának a csökkentésére, azonban az eredmény nem egyértelmű. A szerzők ugyanis csak a korreláció, vagy a redundancia kérdésével foglalkoztak, azonban a korreláció-struktúra állandóságát, vagy éppen változékonyságát nem kutatták: az csupán feltételezés volt, hogy a metrikák korrelációja változik a különböző input paraméterek hatására. Ahogy a környezettudomány más területein sem állandóak a környezeti változók (Leitao és Ahern, 2002), az eredmények itt sem feltétlenül függetlenek a vizsgálatok körülményeitől (lépték, minimális térképezett egység, domináns foltméret, a felszínborítási kategóriák száma, geometriai felbontás stb.). A dolgozatban vizsgálatom éppen arra irányult, hogy a korreláció-struktúra stabilitását tárjam fel, kifejezetten a korrelációk változékonysága szempontjából.

2.3. Szomszédsági indexek a tájmetriában

A szomszédsági indexek segítségével azt tudjuk megítélni, hogy a tájalkotó foltok aggregáltak, egymáshoz közel vannak-e, vagy területileg szórt megjelenésűek, emellett tájékoztatnak minket az egyes folt típusok keveredéséről is. Ezek – többek között – kifejezetten azok az indexek, melyek nemcsak tájökológiai, ökológiai vizsgálatokban használhatók fel. Mivel segítségükkel a foltok mintázatát lehet jellemezni, a földrajzi jelenségek és tájtényezők mintázatának a leírásához is felhasználhatók minden olyan esetben felhasználhatók, ahol diszkrét földrajzi jelenségeket ábrázoltunk. Ilyen földrajzi példa lehet egy talajtérkép (pl. talajtípusok térképe, de a rendszerint folytonos jelenségeként ábrázolt talajtulajdonságok is megjeleníthetők kategória szinten), egy geológiai térkép, vagy éppen egy terület belvizes foltjainak a térképe. Többek között a potenciális földtudományi hasznosíthatóság miatt esett a választásom a kutatás során e metrikacsoport elemzésére.

A foltok szomszédosságát csak osztály és táj szinten lehet mérni, mivel egy folt önmagával nem lehet szomszédos. A különböző metrikák megközelítése eltérő, azonban általában abból indulnak ki, hogy raster alapon megvizsgálják a szomszédos/határos pixelek különbözőségét. Azaz, ha a szomszédos pixelek száma kevés, akkor a táj kevés nagyterületű foltból áll; ha viszont sok, akkor feltételezhető a nagyobb számú és kisebb foltok jelenléte (ez persze vizuálisan is látszik, hogy a metrikák jelentősége a számszerűsítésben rejlik). A dolgozatban az elérhető indexek nagy száma miatt nem térek ki minden metrika bemutatására (az anyag és módszer részeknél mutatom be a vizsgálatok során is felhasználtakat), itt azonban fontosnak éreztem a részletes jellemzést, mivel egy teljes fejezet épül ezek vizsgálatára és az indexek elméleti háttérének tisztázása ez esetben fontos kérdés.

A szomszédsági indexek egy részét a „contagion” típusú metrikák alkotják. A magyarra fordítás nehéz, mivel a szó fertőzést jelent utalva a különböző foltok tájon belüli elterjedtségére vagyülésére, de félrevezető jelentése miatt a továbbiakban a szomszédsági metrika elnevezést alkalmazom.

Többféle alternatív megoldás is létezik a szomszédosság meghatározására, amik egymástól eltérő módon összegzik a szomszédsági mátrix értékeit (PLADJ, AI, MFRAC – bővebben lásd később). Ennek lehetséges módjai:

- egyszerű összegzés: minden szomszédos pixelt 1-es szorzóval adunk össze;
- kétszeres összegzés: a vizsgálati terület határát alkotó pixelek és foltokon belüli pixelek egyszeres szorzót, a többi kétszeres szorzót kapnak.

Emellett eltérés lehet az is, hogy az összegzett pixelekkel milyen további műveleteket kell még elvégezni az eredmény kiszámításához. Minden szomszédossági (contagion) jellegű mutatóról meg kell jegyezni azonban közös hibájukat: az eredmény függ a felbontástól, mivel a szomszédos pixelek összegzésén alapulnak – a nagyobb felbontás nagyobb értékeket ad (Ricotta et al. 2003).

A legelső és máig is széles körben használt mutató a **Contagion Index (CONTAG)** volt, melyet csak táji szinten értelmeztünk.

$$CONTAG = \frac{2\ln(N) + \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N ((n_{ij}/M) \ln(n_{ij}/M))}{2\ln(N)}$$

ahol n_{ij} : i és j osztályok közötti közös határok száma; M : az összes határpixel száma duplán számolva; N : a folt típusok száma.

Egyaránt méri a folt típusok keveredését és azok térbeli eloszlását (Riitters et al. 1996). Kis értékeket (melyek százalékban értendők) általában kis területű szórt foltok, nagyokat pedig néhány nagy területű, egymáshoz közel eső folt esetében kapunk.

A **szomszédsági valószínűség (PLADJ: Percentage of Like Adjancies)** lényege az, hogy megadjuk annak valószínűségét, hogy i felszínborítottsági kategória szomszédos j kategóriával. A képlet egyszerűsített változata:

$$q_{i,j} = \frac{n_{i,j}}{n_i}$$

ahol $n_{i,j}$: szomszédos pixelek összege i és j felszínborítottsági kategória között (kétszeres összegzéssel számítva); n_i : i felszínborítottsági kategória összes pixelének száma.

A számítás alapja a szomszédsági mátrix, mely azt mutatja, hogy a különböző folt típus-párok milyen gyakoriságúak. A FRAGSTATS kezeli a vizsgálati egység határát és a foltok belső pixeleit, jelenlétük nem okoz számítási hibát. Az eredmény pedig foltok aggregáltságának mértékét adja meg folt típusra, vagy a tájra (osztály, vagy táj szinten). Értéke 0-tól 100-ig terjed: akkor nulla, ha minden folt egyetlen pixelből áll és 100, ha a terület egyetlen foltból (melyet helyesen már nem is foltként, hanem mátrixként értelmezünk) áll és minden szomszédos pixel ugyanabba a kategóriába tartozik (valamint definiált a vizsgálati egység határa is). Az érték akkor nő, ha a foltok aggregáltak, egymáshoz közel esnek, illetve a foltok alakja kompakt.

E metrika azonban önmagában nem tájékoztat a foltok szórtágáról vagy aggregáltságáról, ehhez ismerni kell a PLAND (P_i) értéket is: ha $P_i > PLADJ$, a foltok szórtága felülmúlja a véletlenszerűt, $P_i = PLADJ$ esetén az elrendezés egy saktáblaszerű elrendezésnek felel meg, és ha $P_i < PLADJ$ a foltok egymáshoz közeliek, aggregáltak.

A szomszédsági valószínűség képezi alapját a **csoportosultsági indexnek (CLUMPY: Clumpiness Index)**, mely az előző problémát már kezeli, így önmagában is informatív eredményt kapunk. Értéke -1 és +1 közötti: szórt elhelyezkedésű foltok esetén negatív, térben közel eső foltoknál pedig pozitív. 0 esetén az eloszlás véletlenszerű. A mérőszám alkalmas különböző tájak folteloszlásainak, vagy ugyanazon táj folteloszlásainak időbeliösszehasonlítására.

Az eddigiekben minden metrika a szomszédsági kapcsolatok kétszeres összegzésén alapult, az **aggregációs index (AI: Aggregation Index)** esetében viszont az egyszerű összegzést kell alkalmazni. Az index a szomszédos megegyező pixelek összegének (egyszerű összegzés) és a lehetséges maximális szomszédos pixelek számának hányadosaként áll elő:

$$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max - g_{ii}} \right] \times 100$$

ahol g_{ii} : szomszédos megegyező pixelek összege i felszínborítottsági kategória esetében (egyszerű összegzéssel számítva); $\max - g_{ii}$: lehetséges maximális megegyező szomszédú pixelek száma.

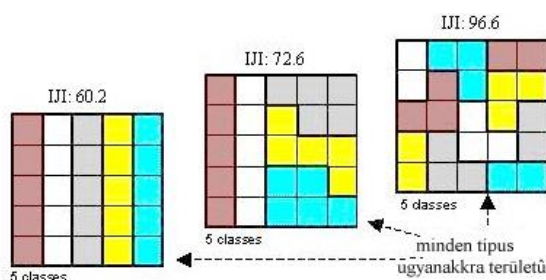
Ez a mérőszám nem veszi figyelembe a tájhatárt az összegzési módszerből adódóan még akkor sem, ha definiált, de ez mégsem okoz problémát, mert pl. a FRAGSTAS megkülönbözteti a belső és külső szomszédságot (belső: tájalkotó belső megegyező szomszédú cellák; külső: azon cellák között, amelyek a tájon belül vannak, illetve a határon helyezkednek el), és ezek közül csak a belső szomszédokkal dolgozik. Az előzőktől eltérően csak az ugyanabba az osztályba tartozó szomszédos pixeleket veszi figyelembe, a más osztályba tartozókat nem. Értéke 0, ha nincsenek ugyanolyan szomszédos pixelek (vagyis a foltok maximálisan szórtak) és 100, ha a foltok maximálisan aggregáltak.

A **keveredési index (IJI: Interspersion and Juxtaposition Index)** nem a pixelek egymásmellettségét vizsgálja, hanem a foltokét, az egyetlen olyan mérőszám, ami határozottan a foltok térbeli konfigurációját veszi számításba. Minden folt esetében meghatározásra kerül a szomszédosság minden más foltípussal és azt méri, hogy mely foltípusok mennyire határosak a többivel, vagyis milyen mértékben vegyülnek a többi közé. Képlete:

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m [(E_{ik}) \times \ln(E_{ik})]}{\ln\left(\frac{m(m-1)}{2}\right)}$$

ahol E_{ik} : i és k foltípusok közötti közös határvonal; m : osztályok száma.

Az IJI egy relatív mérőszám, mely százalékos formában adja meg az összevegyülés mértékét a foltípusok számából következő maximum arányában. Értéktartománya 0 és 100 közé esik: alacsony értékei azt mutatják, hogy a foltípusok aránytalanul szóródnak, elkülönülnek, nagy értékeket pedig a foltok keveredése eredményez. Maximális értéket akkor kapunk, ha minden folt érintkezik minden más foltípusba tartozó folttal. Az 1. ábrán 3 terület 5 kategóriája látható, ahol csak a foltok elrendeződésében van különbség, az összterület és az osztályok területe állandó. Az első esetben a foltoknak csak 1, vagy 2 szomszédjuk van, a harmadik esetben pedig majdnem minden folt érintkezik mindegyik másikkal. Ez érződik az IJI értékén is: 60,2-ről 96,6-re emelkedik (EC-EEA Report 2000).



1. ábra. Az IJI értékei különböző pixelkombinációk mellett (Forrás: EC-EEA Report 2000)

Jaeger (2000) nevéhez fűződik három fragmentációval kapcsolatos tájmetriai mutató, melyeket a gyakorlati tájtervezésben is használnak: Degree of Landscape Division; Splitting Index és Effective Mesh Size. Ezek a mérőszámok abból indulnak ki, hogy két véletlenszerűen elhelyezkedő állatnak meghatározható valószínűsége van arra nézve, hogy ugyanabban a tájfoltban legyen a vizsgálati területen, ami a táj felosztottságának a függvénye. A két állat találkozásának lehetősége elengedhetetlen a faj fennmaradása szempontjából és erre annál kevesebb esély van, minél kisebbek izoláltabbak a foltok. A továbbiakban felosztottsági metrikákként hivatkozok rájuk.

A **táji felosztottság foka (DIVISION: Degree of landscape division, D)**, szoros összefüggésben van a **koherenciafokkal (C)**. Ez utóbbi azt fejezi ki, hogy egy adott területen ugyanabban az időben két véletlenszerűen jelen lévő állat mekkora eséllyel találja meg egymást. Minél nagyobb a táj felszabdaltsága, annál kisebb a koherencia, vagyis az állatok találkozásának a valószínűsége így kisebb. Bár Jaeger definíciója állatokra vonatkozik, ugyanez igaz lehet növényekre is: minél kisebbek és egymástól távolibbak az élőhelyek, annál kisebb pl. beporzás esélye. E tanulmányban a FRAGSTATS által számított mutatókat határoztam meg, bár e metrikának meghatározásának létezik olyan változata, mely képes az antropogén lineáris elemeket (gátakat) is értékelni (vö. 2.1.3. fejezet, mozaikosság - fragmentáció). Meghatározásának módja:

$$C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t} \right)^2$$

ahol n : foltszám; A_i : az i -edik folt mérete; A_t : teljes terület.

A felosztottság (D) ezzel szemben úgy definiálható, hogy mekkora a valószínűsége annak, hogy a vizsgálati területen véletlenszerűen elhelyezkedő két állat NEM ugyanazon a foltban található meg.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t} \right)^2$$

A két tájmetriai mutató kifejezhető így is:

$$D = 1 - C, \text{ vagyis: } C + D = 1.$$

Az értékeket valószínűségként fejezzük ki, terjedelmük 0 (ha a táj egyetlen foltból áll) és 1 (ha táj felosztottsága maximális – a foltok mérete megegyezik a felbontással) közé esik.

A **landscape splitting index (SPLIT)** olyan egyforma méretű területek számát jelenti, amelyre az adott tájat fel kellene darabolni ahhoz, hogy az előző pontban definiált valószínűség ne változzon. Ez tehát azt jelenti, hogy a nagyon mozaikos tájakat nagyszámú egyenlő méretű kis darabra kellene felszabdálni. Az index képlete:

$$S = \frac{A_t^2}{\sum_{n=1}^n A_i^2}$$

és ugyanakkor:

$$S = \frac{1}{C} = \frac{1}{1-D}$$

Amikor $S = 1$, a táj egyetlen foltból áll. Értéke a táj felszabdaltságával növekszik, maximális értékét pedig akkor éri el, amikor a táj felszabdaltsága is maximális: ha minden folt mérete eléri az elemi cellák méretét.

A „lyukbőség”, vagy **hatékony hálósűrűség (MESH: Effective Mesh Size)** pedig az előző mérőszámban meghatározott egyforma méretű területek nagysága. Tehát maradvá az eddigi példánál, egy nagyon mozaikos táj esetén a mesh size mérete kicsi. Az index képlete:

$$m_{eff} = \frac{A_t}{S} = \frac{1}{A_t} \sum_{i=1}^n A_i^2.$$

A kumulatív foltméret-eloszláson alapul és az S (Splitting Index) értékével elosztott összterület foltméreteként fejezzük ki. Ez a mutató is szoros összefüggésben van a D indexszel, de míg a D egy valószínűséget ad meg, addig az m_{eff} területben (hektárban) van kifejezve. A „lyuk” méretének alsó határa a felbontással egyezik meg, felső határa pedig akkor figyelhető meg, ha a táj egyetlen foltból áll.

Gyakorlati hasznuk az, hogy a tájak fragmentáltságát – földtudományi alkalmazás esetén a vizsgált jelenség területi szétaprózottságát –, az egyes kategóriákat alkotó pixelek folytonosságát, más típusú pixelekre ágyazottságát tudjuk megítélni velük. A kapott eredmények a tájökölógiai-tájvédelmi tervek készítésénél, mint pl. az ökológiai hálózatok tervezésénél, vagy használhatók fel. Földtudományi hasznosítása a területi mintázat monitoringjában és az egyéb, a vizsgált jelenségeket befolyásoló tényezőkkel való összefüggések feltárásában képzelhető el.

Ricotta et al. (2003) a geometriai; Buyantuyev és Wu (2007), valamint Buyantuyev et al. (2010) pedig a tematikai felbontás hatását mutatták ki a mérőszámokra, ami egyben alkalmazási korlátjukat is jelentheti. Kutatásom célkitűzése éppen ezeknek a hibáknak a számszerűsítése.

A szomszédsági mutatókkal számos szakcikkből találkozhatunk, de a gyakorlatba is átültetett alkalmazása csak a Jaeger (2000) által kidolgozott metrikáknak van (bővebben lásd a 2.6. fejezetben). Több szerző (Alberti et al. 2007; de Clercq et al. 2007; Peng et al. 2010) keresett korrelációs kapcsolatot mért, vagy modellezett értékek és a mérőszámok között és ez alapján értékelte hasznosnak a felhasználásukat. Ezekben a kutatásokban a PLADJ és az m_{eff} metrikák jól szerepeltek. Cushman et al. (2008) a metrikák egyediségét vizsgálták és az AI és IJI indexeket emelték ki a szomszédsági mérőszámok közül. A PLADJ, AI és IJI mutatók sajátos (pontosabban nem szokványos) alkalmazási területe az urbanizáció-kutatás: több időpontból származó távérzékelte adatokból nyert fedvények feldolgozása során a városodott (vagyis beépített) területek folytonosságát elemzik a segítségükkel (Alberti, 2007, 2008; Hai és Yamaguchi, 2007, 2008; Herold és Menz, 2000). A nem szokványos alkalmazások sorában külön meg kell említeni Wang et al. (2009) cikkét, melyben a talajerózió-intenzitás időbeli változásának a nyomon követésére alkalmazták ezeket az indexeket. A vizsgált objektumok eróziótérképek foltjai voltak,

melyeknek az alakjával nem, csak a területével és térbeli konfigurációjukkal, továbbá azok időbeli változásával foglalkoztak. Táji funkciók (rekreáció, erózióval szembeni ellenállás, talajvíz regeneráció, biomassza) mintázatának értékelésére alkalmazták e metrikákat Mezősi et al. (2008). Céljuk a területhasználati kockázatok feltárása volt, és eredményeik mellett a tájmetria ilyen irányú hasznosítását attól teszik függővé, hogy a táji funkciók változásai mennyire vetítődnek előre.

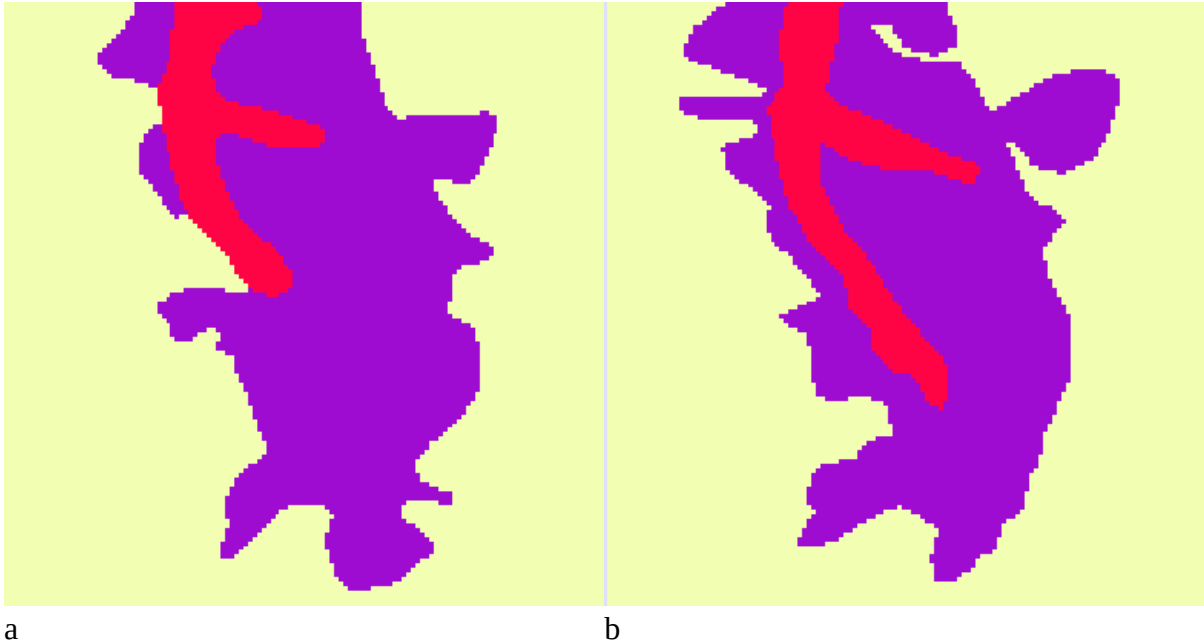
2.4. *A tájváltozások számszerűsítése idősoros vizsgálatokban*

Dolgozatomban – többek között – a tájváltozások trendjének az azonosításának és a változások mértéke megállapíthatóságának a témakörére is nagy hangsúlyt fektettem. Ezekhez a vizsgálatokhoz több időpontból származó felszínborítási térképekre van szükség, melyeknél követelmény lenne a nagyon pontos alapadatok használata (pl. térkép, légifotó, úrfelvétel, vagy kifejezetten erre a célra készített térképek, mint pl. a Corine Land Cover).

A tájhasználati, vagy a felszínborítási térképek csak egy adott pillanat állapotát mutatják be attól függően, hogy milyen időpontból tudunk légifotót, műholdfelvételt beszerezni, vagy mikor végzünk helyszíni vizsgálatokat. Az ilyen térképek értékes információt szolgáltatnak a tájtervezők és természetvédelmi szakértők számára, de ha több időpontból is rendelkezésre állnak, még hasznosabbak lehetnek: segítenek a tájváltozás tendenciáinak, így a tájban zajló folyamatok feltárásában. Számos tanulmányban olvashatunk az ilyen vizsgálatokkal azonosított tendenciákról, folyamatokról, vagy éppen veszélyekről (e.g. Drummond et al. 2012; Frondoni et al. 2011; Hill et al. 2008; Sallay et al. 2012; Šimanauskienė et al. 2008; Stellmes et al. 2013; Szilassi, 2000; Szilassi et al. 2006; Szilassi et al. 2010; Van Dessel et al. 2008). Az idősoros felszínborítási adatokat térbeli tájváltozás-vizsgálatokhoz is fel lehet használni, ahol a térképek jelentik a bemenő adatot és az ebből vázolható trend alapján a célváltozó a jövőbeli felszínborítás. Ezekhez számos lehetőség létezik már (pl. mesterséges neurális hálózatok, logisztikus regresszió), azonban a validáció bizonytalan (bár számos lehetőség rendelkezésre áll: pl. Markov Chain modelling), mivel csak a modellezett időpont elérésekor lehetséges a minden kétséget kizáró ellenőrzés. Egyes szerzők az ilyen modelleket hasznosnak találták a tervezésben (Ray et al. 2012), míg mások a hibákra hívták fel a figyelmet (Martinez et al. 2011; Verburg et al. 2006).

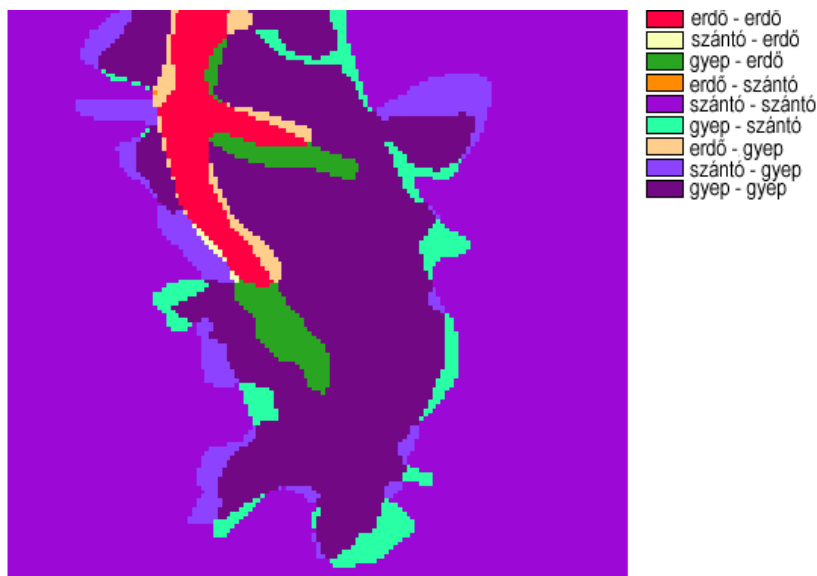
Ha feltételezzük, hogy lehetséges a felszínborítási foltok tökéletes geometriai pontosságának a biztosítása, akkor alkalmas módszer lehet a vizsgálatra a kereszttábláció, melynek eredménye egy táblázatban foglalható össze (kontingencia matrix). Az egyezés általános mérőszáma a Fraction Correct (FC, mely a távérzékelésben használt Overall Accuracy-nek felel meg; vö. Congalton, 1991), általános pontosság, mely a mindkét időpontban ugyanabba a felszínborítási kategóriába tartozó pixelek és az összes pixel számának a hányadosa (Hagen-Zanker, 2006). A kereszttáblában az átlóban lévő pixelek száma megmutatja, hogy adott felszínborítási kategóriában mennyi esetben nem történt változás, míg a sorokban az látható, hogy adott kategória mivé változott; az oszlopokban pedig azt olvashatjuk le, hogy korábban milyen felszínborítás volt az adott kategória helyén. Ezeket a számokat is kifejezhetjük százalékosan, előbbi esetben a sorban, utóbbiban az oszlopban összesített pixelek számával arányosítva.

A fentieket egy kis tájrészleten mutatom be (2. ábra), hogy két eltérő időpont (a és b) között miként olvashatók le a változás jellemzői (maga a tájrészlet valódi, de jelen példában nincs jelentősége sem a helynek, sem az időpontnak, mivel az okokra nem térek ki).



2. ábra. A kereszttabuláció bemutatását szolgáló tájrészlet (elméleti jelentőségű) az első (a) és második (b) időpontban (■: erdő; ■: szántó; ■: gyepek)

A változásokat vizuálisan is ábrázolhatjuk (3. ábra), de ha számszerűsíteni akarjuk, akkor a táblázatos összefoglaló is szükséges (1. táblázat). Az ábrázolás adja meg az ilyen elemzések térbeliségét, itt láthatjuk, hogy adott felszínborítási kategória hol veszített, vagy éppen nyert területet az idők folyamán és ez segíthet megtalálni a változások valós kiváltó okait. A táblázatban megtalálható számszerűsített adatok hasznosak, de függetlenek a tértől: nem derülnek ki azok a részletek, hogy miért épp adott kategória területe csökkent, illetve a puszta számok elfedhetik a lokális változásokat. Ha például 20 település közül egynek a területe jelentősen megnő a vizsgált időszakban, de a többi nem változik, akkor ez csak kis változásként jelentkezik a pixelek számában, holott lokálisan nagy területű gyepek, erdők, szántók stb. eshetett áldozatául a település terjeszkedésének. A vizuális elemzésnek ugyanakkor korlátai is vannak: kis területen egyszerű a változások nyomon követése és bemutatása, de nagy területen ez képtelenség és kifejezetten időigényes. Geoinformatikai módszerekkel persze leválogathatók a nagyobb volumenű területváltozások, de ez épp a korábban említett lokális szinten jelentős változásokat fedheti el.



3. ábra. A 2. ábra két időpontjának kereszttabulációs elemzésének vizuális eredménye (1. időpont vs. 2. időpont)

1. táblázat. A 2. ábra két időpontjának kereszttabulációs elemzésének kvantifikált eredménye (a táblázatban pixelszám van megadva, de 10 m x 10 m-es pixeleket alkalmaztam (100 m²), így 100-zal osztva a számokat, hektárt kapunk)

		2. időpont				
		erdő	szántó	gyep	össz.	
1. időpont	erdő	729	18	444	1191	0.61
	szántó	1	11955	663	12619	0.95
	gyep	200	825	4595	5620	0.82
	össz.	930	12798	5702	19430	
		0.78	0.93	0.81		FC: 89%

Az egyezés mértéke 88,9%, azaz a változások mértéke nem nagy. Chrisman (1987) tanulmányában azonban épp arra hívja fel a figyelmet, hogy az egyezések mellett a különbségek interpretációja is fontos. Felszínborítási osztályonkénti bontásban az 1. táblázat szerint a legkisebb változás a szántók esetében történt, míg a legkisebb területű erdők esetében komolyabb, 39%-os átalakulás ment végbe (vagyis itt érdemes mérlegelni azt is, hogy kis területi változások relatíve nagy százalékos változást jelenthetnek a terület függvényében). Ami fontos és más módszerekkel szemben előny, az az, hogy a táblázatból az is kiolvasható, hogy a változásmentes területek arányán túl azt is látjuk, hogy előzőleg mi volt a területen, illetve az is, hogy mi alakult az adott kategóriává. Az erdők példáján keresztül a következő megállapításokat tehetjük:

- a két időpontban 61%-os a területi átfedés; a változásokat illetően: ami a második időpontban erdő, az az első időpontban szántó (1/930; 0,1%) és gyep (200/930; 21,5%) volt;
- az első időpont erdőterületei 37%-ban (444/1191) gyepek és 2%-ban (18/1191) szántók lettek a második időpontra.

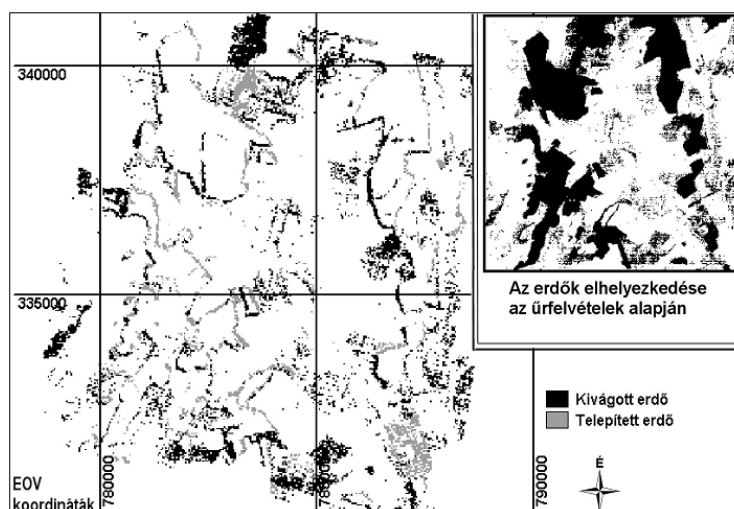
A Kappa Index-ből, mint általános mérőszámból azt tudjuk meg, hogy a két térkép mennyire hasonlít egymásra, egyfajta korrelációs együtthatóként, kategória típusú adatokra vonatkoztatva. A Kappa Index az élet számos területén használt mérőszám, mely a

matematikai statisztikában Cohen-féle kappaként található meg (Cohen, 1960). A kereszttáblációhoz képest figyelembe veszi a várható véletlen egyezéseket is:

$$KIA = \frac{\text{egyezés} - \text{véletlen egyezés}}{1 - \text{véletlen egyezés}}.$$

Értéke 0 és 1 közé esik: minél közelebb esik az 1-hez, annál jobb az egyezés mértéke (azaz annál több pixel tartozik ugyanahhoz a kategóriához; Stehman és Czaplewski, 1998). A kappa értéke kategóriánként is meghatározható, de az előző módszertől eltérően csak egyféleképpen számíthatók ki, azaz csak arra a kérdésre válaszolnak, hogy mennyit változott a terület az elmúlt időszakban (míg a kontingencia táblázatból oda-vissza számolhatunk).

Ezen módszerekkel szemben már korán megfogalmazódtak a kritikák: nem bízhatunk teljes egészében általuk adott eredményekben (Chrisman, 1989; Dai és Khorram, 1999; MacDougall, 1975). A térképi objektumok vetületi/geometriai pontossága sokszor nem kielégítő, azaz az objektumok akkor sem fedik egymást tökéletesen, ha a másik időpontban elviekben pontosan megegyeznek az előzővel. Szabó (2006) munkájában erre találhatunk példát: a helytelen georeferálás miatt tapasztalható hibára hívja fel a figyelmet az általa 9 év eltéréssel vizsgált erdőfoltokban (4. ábra: míg az egyik oldalon erdőtelepítés, a másik oldalon erdőirtás látszik, holott csak a két felvétel nem fedí egymást tökéletesen). A későbbiekben részletesen kifejtem, hogy ez a probléma nem kerülhető meg, a hibák kiküszöbölésére nincs lehetőség.



4. ábra. Helytelen georeferálás eredménye egy csereháti mintaterületen (Szabó, 2006)

A fuzzy halmaz alapú megközelítés segíthet a problémán (Zadeh, 1965), de támadhatatlan megoldást ettől a módszertől sem várhatunk, mivel a módszer lényege, hogy a határoknál egy átmeneti zónát alkalmazunk (vagyis a határokat „elmossuk”). Klasszikus értelemben fuzzy alapon nem egy éles határt húzunk meg két halmaz között, hanem egy függvénnyel (lineáris, szigmoid, J-alakú, többlépcsős) definiálunk egy átmeneti zónát, ahol az értékkészlet adott eleme annál inkább része egy halmaznak, minél közelebb van egy általunk megadott értékhez (Bata et al. 2014; Mezösi és Bata, 2011). Mindebből kiderül, hogy a fuzzy halmazok használatához skála típusú adatokra (Podani, 1997) van szükség, a felszínborítási térképeken azonban kategória típusú adatok állnak rendelkezésre. A felszínborítási térképek esetében csak összehasonlításra tudjuk alkalmazni a fuzzy halmazokat: a skála adat a távolság, melyen belül megadhatjuk azt, hogy mennyire bízunk

meg a térkép horizontális pontosságában (mennyire széles sávban ne vegye figyelembe a különbségeket, vagyis ezzel az átmeneti távolsággal fejezzük ki, hogy mennyire megbízhatók a poligonok határvonalai) és azt, hogy az átmenet milyen függvényt kövessen (Hagen-Zanker et al. 2005; Power et al. 2001). Az egyes időpontpárok közötti változások mértéke ezután kiszámítható kategória szinten is (de nem a kereszttáblációnál alkalmazható kontingencia táblázatnál tapasztalt részletességgel).

Hasonló eredményre vezet, ha aluláteresztő szűrőt alkalmazunk (voltaképpen pixeleket vonunk össze) és a szűrő kernel ablakának a méretével szabályozzuk a határok átmeneti zónáját. Ez a megoldás az Aggregated Cells (összevont pixelek) módszerként alkalmazható a tájváltozás vizsgálatában.

További lehetőség a dolgozat tárgyát képező tájmetriai indexek alkalmazása. Ekkor a tájfoltok adják a vizsgálat objektumait, nem pedig a pixelek. A dolgozat 4.2. fejezete kifejezetten ezt a témát részletezi a kutatás keretében.

Ha két műholdfelvétel, vagy légifotó hasonlóságát akarjuk vizsgálni, és nem kategóriákra bontott térképekkel akarunk dolgozni, hanem az eredeti radiancia, reflektancia, vagy spektrális indexekből számított adatokkal, akkor sokat változik a szóba jöhető módszerek köre. Az elvégezhető vizsgálat a korreláció, vagy a regresszió, mellyel kapcsolatban mind előnyöket, mind hátrányokat meg lehet fogalmazni.

Az eredeti felvételt nem kell kategóriákra bontani, nincs benne tematikus osztályozási hiba. Ugyanúgy terheli viszont ezt a módszert is a geometriai illesztés (georeferálás/ortorektifikáció) hibája. Ez a probléma hosszú ideje ismert, számos tanulmány foglalkozott vele (pl. Keating et al. 1975; Sutton et al. 1983), de távérzékelési szoftverekkel nem sikerült megoldani (feltehetően azért sem, mert a hibát fel lehet ismerni, de mivel megjelenése nem tendenciózus, ezért kiküszöbölni sem lehet).

Az eredmények nem fogják tükrözni (vagy legalábbis alaphelyzetben nem) a felszínborítási kategóriák hasonlóságát/különbözőségét, csak egy teljes területre vonatkoztatott értéket kapunk (az elvégzett vizsgálatról függően korrelációs együttható, vagy determinációs együttható). A kategóriák szerinti bontás csak akkor lehetséges, ha különböző maszkokat alkalmazunk (ahol egy adott felszínborítási kategóriára szűkül a vizsgálat). Következésképpen mégiscsak szükségünk lehet egy olyan fedvényre, melyen a felszínborítás legalább az egyik időpontban a rendelkezésünkre áll.

Mint minden statisztikai vizsgálatnál, így ez esetben is biztosítani kell a független mintát (Zar, 1995), ami szerint a potenciálisan nagy autokorreláció (Dubin, 1998; egymás melletti pixelek hasonlósága) miatt nem használhatjuk fel az eredeti képeket (statisztikai értelemben a populációt), azokból random mintavétellel ki kell venni a vizsgálandó halmazt (minta). Ezzel statisztikailag helyesen járunk el, viszont a fentiekben említett geometriai hibák miatt a két kép szinte biztosan nem fedi egymást tökéletesen (ugyanaz a pixel más koordinátán jelenik meg a két képen) és a pixelméretet meghaladó vetületi illesztési hiba befolyásolhatja az eredményt. Amennyiben a vizsgált terület felszínborítása heterogén, sok egymás mellett lévő eltérő kategóriába tartozó folt alkotja a tájat, a potenciális hiba is nagy a pixelek elcsúszásából adódóan. Homogén területeken ez a probléma kisebb jelentőségű. Ha kihagyjuk a random mintavételt, a szomszédos pixelek potenciális hasonlósága miatt lehet, hogy javul a kapott hasonlóság, azonban megsértjük a vizsgálat egyik előfeltételét.

Az autokorreláción túl a mintának normál eloszlásának kellene lennie. Ha ez a feltétel nem teljesül, akkor különböző transzformációs eljárásokat lehet alkalmazni (log, négyzetgyök, reciprok stb.; Podani, 1997).

További probléma forrása lehet a fentiekben megnevezett hibákon túl, hogy maguknak a felvételeknek is lehetnek hibái (vignettálás, szórt pixelek, a lencse torzítása) melyek befolyásolják az eredményt; nem tudja kimutatni azokat az objektumokat, melyek csak az egyik időpontban vannak jelen; nyilvánvaló különbségek is elvesznek a nagyszámú pixelen végzett vizsgálatban (Yen és Johnston 2007). Ha a célunk az általános hasonlóság számszerűsítése, akkor viszont a módszer hatékony és gyors.

2.5. *A tájfoltok átjárhatósága: a foltok kapcsolatrendszerének kérdése*

A tájfoltok átjárhatóságának meghatározása a tájmetria azon területe, melyet napjainkban is azok közé a témák közé sorolnak, ahol az indexeknek közvetlen kapcsolata van a tájban zajló folyamatokkal (Kupfer, 2012). Ez esetben a földtudományi hasznosításnak kicsi a valószínűsége (ugyanakkor a foltok távolságának számítása kifejezetten földrajzi kérdés), sőt ökológiailag is csak úgy van értelme, ha egy konkrét fajra szűkítjük le a vizsgálatot (a teljesség kedvéért jegyzem meg, hogy bár már megjelent a szakirodalomban a többfajú modellek elvi alapja is [vö. Jordán, 2006], de a gyakorlatban még nem terjedtek el, illetve a szerző is megjegyzi, hogy a funkcionális szempontok kiemelése és a terepi tapasztalat időt és pénzt takaríthat meg). A metrikák pozitív megítélése miatt esett a választásom e témára és a továbbiakban felhasználhatóságuknak megfelelően az ökológiai megközelítésre koncentrálni mutatom be az ilyen jellegű vizsgálatok hátterét.

Az élőhelyfoltok közötti kapcsolatok és a fragmentáció mértékének értékelésére gyakran használnak tájmetriai indexeket (Caplat et al. 2006; Plieninger 2006; Ernoult et al. 2003). Különösen ott van nagy szükség a használatukból adódó potenciális előnyökre, ahol a természetes és természetközeli területek feldarabolódása és/vagy csökkenése jelentős biodiverzitáscsökkenést okoz.

Az élőhely-mozaikok/fragmentumokat alkotó foltok szolgáltatják az ökológiai hálózatok elsődleges szerkezetét a tájban. Az elmúlt századokban kifejezetten erős és gyors változások mentek végbe (Goodwin és Fahrig, 2002; Groom és Schumaker, 1993; Szilassi et al. 2010; Wilcove et al. 1986), komoly élőhelymegszűnést és -feldarabolódást okozva. A káros folyamatok eredményeként növény- és állatpopulációk tűntek el, vagy jelentősen megváltozott az elterjedési területük. Faaborg et al. (1995) és Jaeger (2000) szerint a fragmentáció az élőhely-megszűnés kezdeti fázisa. A kezdeti folt szétesztódik kisebbekre, ami a biodiverzitás csökkenéséhez vezet. Minden faj igénye más és más a minimális élőhely területét és minőségét tekintve (Szabó, 2008), a fragmentáció pedig éppen erre van hatással: az elfogadható méretű élőhelyek feldarabolódása már túl kicsi élőhelyet is eredményezhet a kiváltó hatástól függően (mennyire jelent ökológiai gátat a két folt közé ékelődő, eltérő hasznosítású terület; nem mindegy, hogy egy autópálya, vagy egy földút osztja ketté a foltot). A fragmentáció felerősítheti a fajok mozgását, illetve a szűk tűrésű élőhely specialista fajok kihalását eredményezheti (Chardon et al. 2003; Fahrig 2003, Lindenmayer és Franklin, 2002).

Időnként azonban éppen az emberi beavatkozás teremt olyan új élőhelyeket, ahol ritka fajok jelennek meg és éppen az antropogén hatás megszűnése okoz problémát (Foster et al. 2003). A dolgozatban egy olyan területet elemeztem, ahol a fő probléma a kezelés (legeltetés, kaszálás) felhagyása és épp a természetes visszaerdősülés veszélyezteti a különleges fajokat. A fragmentáció ellentétéként itt homogenizálódás következik be és az erdőn belüli gyepfoltok a veszélyeztetettek a környező fák által (Valkó et al. 2012). Ha a visszaerdősülési folyamat folytatódik, akkor a gyepek is eltűnnek és velük együtt pedig az értékes növényzet és állatvilág.

Az élőhelyfoltok közötti számos funkcionális ökológiai kapcsolatból egy hálózat épül fel, melyen belül az egyes fajok mozogni, terjedni tudnak. A foltok összetétele (nagyság és minőség) és térbeli mintázata a populációk fennmaradásának a legfontosabb elemei a fragmentált tájaknak (Benjamin et al. 2008; Burel, 1989; Fahrig és Merriam, 1994). A foltok közötti konnektivitás lehet az, ami ellensúlyozhatja a fragmentációt és biztosíthatja a stabilitást és a biodiverzitást (Galpern et al. 2011; Kerényi és Szabó 2007; Lin, 2009), a foltok „lépőkövekként” (stepping stones) segítik a fajok megtelepedését, vagy migrációját (Hanski és Gilpin, 1997; Ortmann-Ajkai et al. 2014; Pimm, 1984; Williams et al. 2002). A kulcspozícióban lévő foltok (melyek összekötő kapocsként értelmezhetők a nagyobb élőhelyeket összekötő hálózatok rendszerében, Vos et al. 2007) határozhatják meg egy-egy faj jelenlétét adott területen – vagyis az ilyen foltok azonosítása fontos lenne a hosszútávú kezelési tervek készítése érdekében.

A konnektivitás számítása két részre osztható: (1) foltok távolságának a kiszámítása és (2) a konnektivitási metrika a meghatározása.

2.5.1. A foltok közti távolság számítása

A tájmetriai indexek alkalmasak lehetnek a foltok közötti kapcsolat, a konnektivitás kimutatására és kvantifikálására (Jaeger, 2000, McGarigal et al. 2002, Saura és Torné, 2009). Meghatározásukhoz a foltok közötti távolság kiszámítására van szükség, melyhez egyszerű és népszerű módszer az euklidészi távolságok (két folt közötti legrövidebb egyenes vonal hossza) kiszámítása (Andersson és Bodin, 2009; Jordán et al. 2007; Norman és Boesch, 2009). Ez a megközelítés azonban kihagyja a számításból a mátrixhatást (vagyis a foltok közötti tér fajmozgást befolyásoló hatását), következésképpen az eredmények nem túl megbízhatók ökológiai szempontból. Bár, ha a mátrix homogén, az egyenes-távolságok is többé-kevésbé elfogadhatók lehetnek (ugyanakkor a későbbiekben bemutatásra kerülő vizsgálatban is elviekben homogén mátrix-szal számoltam, melyen belül mégis ki lehetett mutatni a fajmozgásokat befolyásoló különbségeket). A funkcionális, ökológiaiailag is indokolható távolság kiszámításához figyelembe kell venni a foltok közötti tér fajmozgást segítő/gátló hatását. A geoinformatikai módszerek fejlődésével vált lehetővé a legkisebb költség távolság, mint funkcionális távolság meghatározása. Ehhez első lépésként definiálni kell egy *súrlódási/ellenállási felszínt* (a továbbiakban ellenállási felszín), mely a konnektivitási vizsgálatokban a mátrixot reprezentálja, értékei pedig aszerint alakulnak, ahogyan adott felszínborítási kategória segíti vagy gátolja a fajmozgást. Az útvonal ezen ellenállási értékek figyelembevételével alakul ki a foltok között úgy, hogy az algoritmus megkeresi azt az útvonalat a megszámlálhatatlan lehetőség közül, melynél a pixelek értékének összege minimális

(Gyenizse és Nagyvárad, 2008, de Smith et al. 2009). Sutcliffe et al. (2003) és Chardon et al. (2003) munkái szerint ez a módszer alkalmas természetvédelmi célokra, esetükben pillangó fajok megőrzésére. De felhívják a figyelmet az eredmények validálhatóságának a nehézségeire, figyelembe véve azt, hogy a fajok mozgásának megfigyelése erősen korlátozott: ők a jelölés-visszafogás módszert alkalmazták, mellyel nem tudtak nyomon követni minden migráló egyedet, továbbá a mintaterületen kívülről új immigránsok érkeztek. Más fajok, pl. emlősök esetében Jacobson és Peres-Neto (2010) a rovaroknál könnyebb követhetőségről számolt be GPS, rádiókövetés, vagy genetikai analízis segítségével. Ferreras (2001) legkisebb költségű távolságmodellt alkalmazott az ibériai hiúzok (*Lynx pardinus*) rádiókövetési adatainak a feldolgozása során és szoros korrelációs kapcsolatot talált a fajelőfordulás és a funkcionális távolságok között. A hiúzok migrációjának modellezésével és a legkisebb költségű távolságok segítségével ajánlásokat fogalmazott meg a természetvédelem számára az izoláció csökkentése érdekében.

Bár, mint ahogyan Adriaensen et al. (2003) is rámutattak, a legkisebb költség távolsághoz a mátrix definiálása a konnektivitási vizsgálatok egyik legfontosabb kérdése, Rayfield et al. (2010) felhívták a figyelmet arra, hogy ez egyben a módszer gyenge pontja is. Az ellenállási felszín értékeit tudományos alapelvek alapján képzik, ugyanakkor nem minden szubjektivitástól mentesen. Az így definiált felszín megfeleltetése a kutatócsoport hozzáértésén és tapasztalatán, az analízis sikere a helyes értékek megválasztásán múlik. A konnektivitás másik fontos kérdése az az, hogy az állatoknak milyen a tájékozódási képessége (Schooley és Wiens, 2003, Zollner és Lima, 1999). Ha ez kicsi, akkor hiába van közel a következő alkalmas és akár jobb életfeltételeket biztosító élőhelyfolt, ha az egyed nem képes érzékelni és kívül esik az optimális mozgási útvonalán (Palmer et al. 2010).

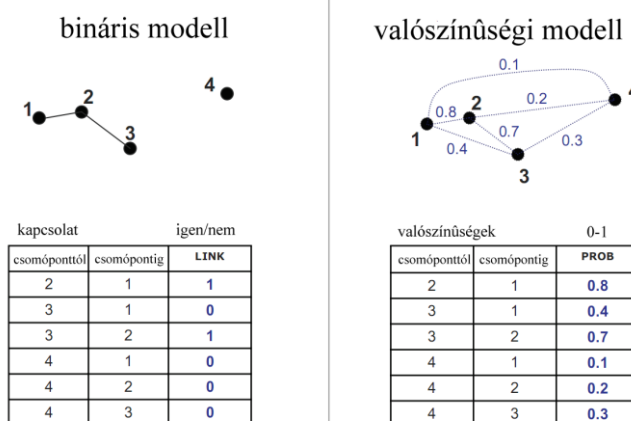
Az elérhető felszínborítási – mint a mátrix (vagy ellenállási felszín) definiálásához felhasználható – adatok köre is limitáló tényező. Ami megfelelő az egyik fajhoz, nem feltétlenül jó a másikkhoz, főleg a tematikus és geometriai felbontás miatt. Egyes esetekben elegendő lehet a gyepfoltok megadása 100 méteres felbontás mellett (pl. szalakóta fajok), míg máskor már társulás szintű adatokra és 5 méteres felbontásra lenne szükség (pl. lepkegazdanövény kapcsolat elemzése). Általánosan az ingyenes M=1:100000 Corine Land Cover (CLC) adatbázis férhető hozzá Európa legtöbb országára (2000, 2006 és 2012 évekre), a minimális térképezett folt mérete 25 ha (az M=1:50000 CLC esetében ez 4 ha, viszont csak az 1999/2000 állapotra készült el és csak megvásárolni lehet). Ez a lépték azonban nem biztos, hogy feltételek nélkül megfelel minden kutatáshoz, mivel kis területekre félrevezetően homogén képet ad és az egyes fajok számára kulcsfontosságú kisebb foltok nem szerepelnek rajta (Szabó, 2010). Ugyanakkor az is rossz megközelítés, hogy a CLC nem használható semmire, mert pontatlan és túl kicsi a léptéke, ugyanis nagyobb területek vizsgálatához éppen ideális lehet. További lehetőség a légifotók és műholdfelvételek vizuális, vagy automatikus interpretációja (pl. Barsi et al. 2010; Burai et al. 2011, Tobak et al. 2008). Moilanen és Nieminen (2002) arra mutattak rá, hogy a nem megfelelő adatok a kihalási ráták túlbecsüléséhez vezethetnek. A hiányos térbeli adatok miatt az egyes élőhelyek kihagyása hamis képet tükröz a fajok előfordulásáról egy területen belül. Ezért fontos az, hogy mindig a vizsgálat céljaihoz és a vizsgált faj sajátosságaihoz igazítsuk a térképi léptéket is.

2.5.2. A foltkonnektivitási metrikák számítási háttere

A foltok kapcsolatrendszerének jellemzőit hagyományos, raszter alapú megközelítéssel úgy számítjuk ki, hogy a tájat élőhelyfoltokra (pontosabban pixelekre) és mátrixra (minden más, ami nem élőhely) osztjuk és meghatározzuk a foltok távolságát, kerületét és területét, majd ezekből kiszámítjuk a kohéziós indexet (Patch Cohesion Index), valamint az összekötöttségi indexet (Connectance Index). Érdekes, hogy mint konnektivitási mérőszám, a kohéziós index csak a foltkerületekkel és foltterületekkel, valamint az összterülettel számol, képletében a távolság nem szerepel. Az összekötöttségi index esetében már be kell állítani a kritikus diszperziós távolságot és képletében is az ennek fényében előálló kapcsolatok száma, valamint az összes foltszám szerepel. Ezek a metrikák táj szinten adják meg a konnektivitást, de számunkra fontosabb a folt szintű megközelítés, ha a cél a kulcspozíciójú foltok azonosítása. Erre a legközelebbi szomszéd távolság (Euclidean Nearest Neighbour, ENN) és a közelségi index (Proximity Index, PROX) lehet alkalmas, bár csak euklidészi távolságok figyelembe vételével. A metrikák kiszámítása legegyszerűbben és legteljeskörűbben a Fragstats 3.3 szoftverben (McGarigal és Marks, 2002) lehetséges.

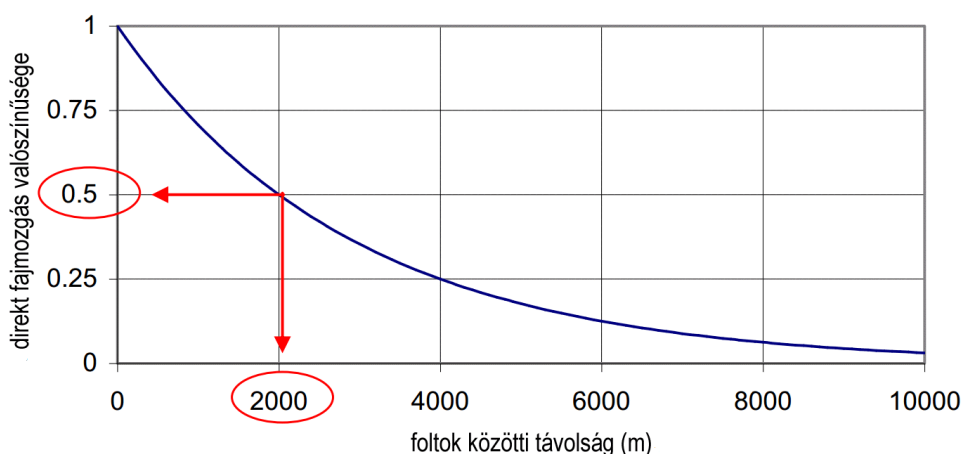
A kapcsolatrendszer leíró indexek következő lépcsője a gráfelméleti megközelítést alkalmazza, ahol a tájfoltokat csomópontokként (nodes), az ökológiai hálózatot gráfként értelmezve számítják az összekötöttséget. Ezen belül is két további módszer különböztethető meg (Saura és Pascual-Hortal, 2007b nyomán).

- (1) Bináris modellt alkalmazva az eredmény szerint két csomópont (folt) vagy kapcsolatban van, vagy nincs, amit egy általunk meghatározott távolságon belül elemez a program. A keresési sugáron belül eső foltok kapcsolatban vannak, a többi ezen kívül esik (5. ábra). Ha van kapcsolat, az az élőlények foltok közötti mozgásának a potenciális lehetőségét jelenti. Ez a fajta kapcsolat nem veszi figyelembe azt, hogy milyen a kapcsolat erőssége vagy a fajmozgás valószínűsége, realitása. A távolság lehet euklidészi vagy legkisebb költség alapú.
- (2) A valószínűségi modell a foltok közötti kapcsolatokat az adott faj mozgásának a becsült erőssége, gyakorisága és realitása függvényében valószínűségként értelmezi (5. ábra). Ehhez használhatjuk a két folt euklidészi távolságát, illetve egy exponenciálisan csökkenő függvényt.



5. ábra. A bináris és valószínűségi modell a Conefor Sensinode programban (Saura és Pascual-Hortal, 2007b)

Az élőhelyfoltok csak bizonyos, a kritikus diszperziós távolságon belül elhelyezkedő foltok között alkotnak ökológiai hálózatot. Ugyanakkor ez a távolság nem egy határozott érték, inkább egy tartomány – azt is mondhatnánk, hogy az állatok nem tudják, hogy milyen messzire mehetnek el, de a számításokhoz szükséges ennek az adatnak a megadása. Ezen segít Saura és Torné (2009) megközelítése, ahol nem a kritikus távolságot adjuk meg, hanem egy exponenciális függvényen azt, hogy adott faj milyen valószínűséggel fordulhat elő egy megadott távolságban (6. ábra).



6 ábra. A direkt fajmozgás valószínűsége a csomópontok között a $p_{ij} = e^{-kd_{ij}}$ függvény szerint definiálva. A példa szerint a foltoktól 2000 méteres távolságban 50% a fajelőfordulás valószínűsége (Saura és Pascal-Hortal, 2007b).

Brouwers et al. (2010) és Moilanen és Nieminen (2002) rámutatott arra, hogy az állatok mozgására vonatkozó adatok (mind diszperziós, mind migrációs értelemben vett) pontos ismeretére nagy szükség lenne, de ugyanakkor vagy teljesen hiányoznak, vagy nem megfelelő minőségűek. Ennek következtében a számítások paraméterezése szintén elcsúszhat a szubjektivitás irányába.

Az egyszerűbb, bináris indexek használata nem javasolt a valós diszperziós folyamatokkal talált gyenge korrelációk miatt (Brouwers et al. 2010; Calabrese és Fagan, 2004). Az indexekről Fall et al. (2007), Kindlmann és Burel (2008), valamint Moilanen (2011) készíttek összefoglaló tanulmányokat. Moilanen (2011) a PC indexet (Probability of Connectance, Saura és Pascal-Hortal, 2007a) találta a legjobbnak, mely direkt fajmozgással számol, kellően érzékeny ahhoz, hogy a valós konnektivitást visszaadhassa.

2.6. Tájmetria a gyakorlatban

A tájmetria legegységesebb kapcsolódási pontja a gyakorlati élethez éppen az előző (2.5. fejezetben) tárgyalt foltkonnektivitás fenntartásának elősegítése, támogatása lehet, melynek célja a biodiverzitás megtartása vagy növelése. (A konnektivitásnak lehetnek hátrányai is mint például az invazív fajok terjedésének elősegítése; idegenhonos adventív és rokon őshonos fajok génállományának keveredése, betegségek terjedése stb. miatt, de ebben a tanulmányban csak a biodiverzitást növelő hatása szempontjából közelítettem a témát [pl. Krosby et al. 2010].) A korábbiakban ismertetett metrikák közül azonban a még

a tudományos tanulmányokban is az egyszerűbb (pl. kerület-terület arány, pufferezóna) és sokszor nem is a legmegbízhatóbb indexek a legelterjedtebbek (pl. a foltok kerület-terület aránya, mint alakmutató méretfüggő).

A tájmetria, de még a tágabb értelmű tájökológia hazai gyakorlati alkalmazására is kevés példa van. Országos szinten a Nemzeti Ökológiai Hálózat (NECONET) elkészítése jelenti a mérföldkövét a tájökológiai alapelvek érvényesülésének, melynek tervezésekor hangsúlyt fektettek arra, hogy a védett területek rendszeréből kilépve jelöljék ki azokat a tájelemeket, amelyek a természetes és természetközeli élőhelyek kapcsolatrendszerét biztosítják. Ahhoz, hogy a biológiai sokféleség fennmaradjon, biztosítani kellett a védelem törvényi háttérét is, mely számos jogszabályba beépülve teljesült is (pl. 2003. évi XXVI. törvény az Országos Területrendezési Tervről [4., 9., 12., 13., 19. és 22. §-ok], 132/2003. XII. 11. OGY határozat a II. Nemzeti Környezetvédelmi Programról). Lokális szinten viszont megvalósult projektekről, melyeket tájmetriai alapon terveztek, nincs tudomásom. A felismerés szintjére egyre több szakterületen eljutottak (pl. Nyári, 2006), alkalmazási példák azonban még nincsenek. Hazai viszonylatban üdvözlendő, hogy a Csöszi et al. (2007) által készített Tájvédelmi kézikönyvben megjelentek a tájökológiai alapfogalmak.

Csorba (2005) elkészítette az ország fragmentációs térképét a települések és közlekedési útvonalak súlyozott értékei alapján. Tóth (2008) munkájában a meglévő és 2030-ig tervezett autópályák, valamint az ökológiai hálózat elemeinek viszonyát vizsgálta. Bata (2013) kifejezetten tájmetriai oldalról közelítette a hazai kistájak tájökológiai felszabdaltságát a mesterséges ökológiai gátak szempontjából (a figyelembe vett tényezők: út- és vasúthálózat, települések belterületi határa). A NECONET továbbfejlesztése, a nagyobb léptékű vizsgálatokon nyugvó, részletesebb tematikájú hálózat tervezésénél jó szolgálatot tehetne az ilyen jellegű munkák eredményeinek a beépítése a módszertanba. A régiós, vagy megyei szintű tervezéshez ettől persze részletesebb elemzésre (vagyis nem kistáj-szintű összesítésre) lenne szükség a fragmentáció tárgykörében, rámutatva a kritikus pontokra, ahol szükséges lenne a beavatkozás a szétaprózottság csökkentése érdekében.

Több példát találhatunk a tájmetriai vizsgálatok gyakorlatba való átültetésére a külföldi szakirodalomban. A következőkben néhány példán keresztül mutatom be a metrikák gyakorlati alkalmazását.

Az első gyakorlati példa a Ruzicka és Miklós 1982-ben publikált LANDEP (Landscape Ecological Planning) módszere nem kifejezetten tájmetriai jellegű kutatás eredményeként született meg, viszont az első olyan tájökológiai elvekre épülő munka, melynek eredményeit közvetlenül felhasználják a területi tervezési politikában (Antrop, 2004a). A LANDEP tájhasználat-optimalizációs módszer, mely egy terület tájökológiai analízisén és szintéziséen alapul. Három fő kérdésköre van az analízisnek:

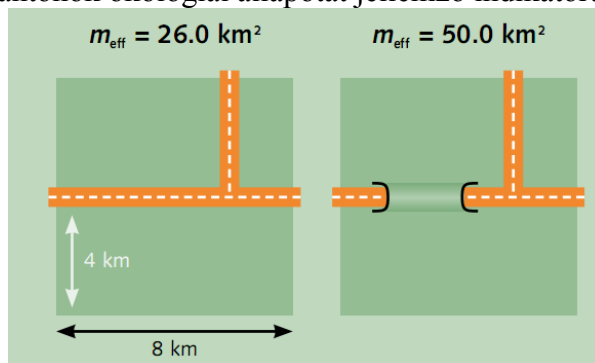
- a jelenlegi tájstruktúra ökológiai állapota;
- az ökológiai stresszfaktorok a táj működésében;
- a természeti erőforrások védelme és a tájvédelem.

Első lépés az abiotikus és biotikus természeti és tájökológiai adottságok gyűjtése, analízise és interpretációja. Ezt követi a tájhasználati optimalizáció, a tájökológiai adatokra támaszkodva, ökológiailag homogén egységekre vonatkoztatva különös tekintettel az ökológiai stabilitást veszélyeztető faktorokra (Miklós, 1989). Ezeket az igényeket kell hasonlítani az adott egység jelenlegi adottságaihoz, tájhasználatához és meghatározni a jövőbeli hasznosítás módját, vagy a szükséges kezelések, változtatások körét (Ndubisi,

2002). 1992-ben a módszert jogilag is döntéshozói szintre emelték, eredményeként jött létre a szlovák tájvédelem (Antrop, 2004a).

A BEETLE (ESRI ArcView GIS modul) felhasználásával – mely a táji mintázatot vizsgálja adott faj igényei szempontjából – tervezte meg az erdőtelepítések helyét Skócia erdészeti és természetvédelmi hivatala (Forestry Commission Scotland; Scottish Natural Heritage Scotland) úgy, hogy a táji konnektivitás biztosított legyen az erdőmaradványok között (Stone, 2007). A programban (Cairngorms Forest and Woodland Framework - CFWF, 1999) a sordély (*Miliaria calandra*) élőhelyét igyekeztek a tájökológiai alapelvek alapján megnövelni a helyi földtulajdonosok részvételével. A helyi gazdákat arra ösztönözték, hogy a program szerint kijelölt helyeken telepítsenek erdőt, felépítve a Skót-felföld ökológiai hálózatát. A program nem hozta meg a kívánt eredményt, melynek oka részben a rövid időkeret, részben pedig az, hogy a helyi gazdák érdeke sokszor nem az erdőtelepítés volt. Léptéket váltva helyi szinten viszont sikeresen oldották meg két különálló, a Beinn Eighe Tájvédelmi Körzetben lévő erdőfolt összekapcsolását 20 ha erdő telepítésével. Ezen továbblépve, okulva a CFWF program sikertelenségén az Erdészeti Hivatal támogatási rendszert dolgozott ki azon gazdák részére, aki hajlandók az erdőtelepítésre. Nem azt mondták meg, hogy hová kellene erdőt telepíteni, hanem azt kérdezték, hogy hová szeretnék az erdőt telepíteni, majd tesztelték a helyszín kapcsolatrendszerben játszott szerepét a BEETLE modellben és ehhez igazították a támogatás mértékét. 5 hónap alatt 1,6 millió font támogatást osztottak ki, és 400 ha új erdő, valamint ezzel együtt 41 tájökológiai folyosó létrehozásához, ami 8500 hektárnyi területet tett egységesebbé (Stone, 2007). A pénzzel mint motivációs tényezővel és a gazdák saját elképzeléseinek a figyelembe vételével sikerült tehát jobbra tenni a környezetet a természetmegőrzés szempontjából és ez az, amire fel kellene figyelnie minden döntéshozónak.

A másik példa a Jaeger (2000) által kidolgozott MESH index gyakorlati alkalmazása. A német Föderációs Környezetvédelmi Ügynökség a hatékony hálósűrűség (m_{eff}) alapján adott ki ajánlásokat a fragmentáció csökkentésére. Eszerint a nagy élőhely-foltokat meg kell őrizni, vagy növelni kell a területüket és 2015-ig (a 2002-es alapállapotból kiindulva) le kell csökkenteni 1,9%-ra a 10 km²-nél kisebb, 2,4%-ra a 10-20 km²-es és 2,8%-ra a 20-35 km²-es hálósűrűségű területek (m_{eff}) arányát (Penn-Bressel, 2005). Ehhez például a közlekedési utak átalakítására (pl. a 7. ábrán látható módon), a városok területnövekedésének visszafogására és az eddigi határokon belüli fejlesztés ösztönzésére, valamint ennek a célnak alárendelt hosszútávú regionális területfejlesztési tervekre van szükség. A hatékony hálóméretet fogják alkalmazni a svájci Fenntartható Fejlődés Monitoring Rendszerében (Swiss Monitoring System of Sustainable Development - MONET) is, mint a kantonok ökológiai állapotát jellemző indikátort (Jaeger et al. 2008).



7. ábra. Ökológiai átjáró hatása a hatékony hálóméretre (m_{eff}) (Jaeger et al. 2007)

A hatékony hálóméret népszerűségét mutatja, hogy nemcsak Európában, hanem a jelek szerint az USA-ban is alkalmazni fogják a területi tervezésben: Kaliforniában a fragmentáció mérőszámaként ad segítséget (Jaeger et al. 2008b), melyet a szállítási útvonalak optimalizálásánál és természetvédelmi, tájvédelmi döntéseknél használnak fel. Mindezt a megváltozott szállítási szabályok indokolják: a tervezésben figyelembe kell venni az élővilág védelmét (Safe, Accountable, Flexible, Efficient Transportation Equity Act [SAFETEA-LU]). Eszerint már a szállítási pályák megépítése előtt azonosítani kell a lehetséges élőhelyszintű hatásokat, valamint ezek csökkentésének, illetve enyhítésének módját. A CALTRANS (California Department of Transportation) mint Kalifornia állam út- és vasútkezelője bízta meg a kutatócsoportot a hatáselemzéssel, így került előtérbe az m_{eff} mutató (Girvetz et al. 2007; Thorne, 2009).

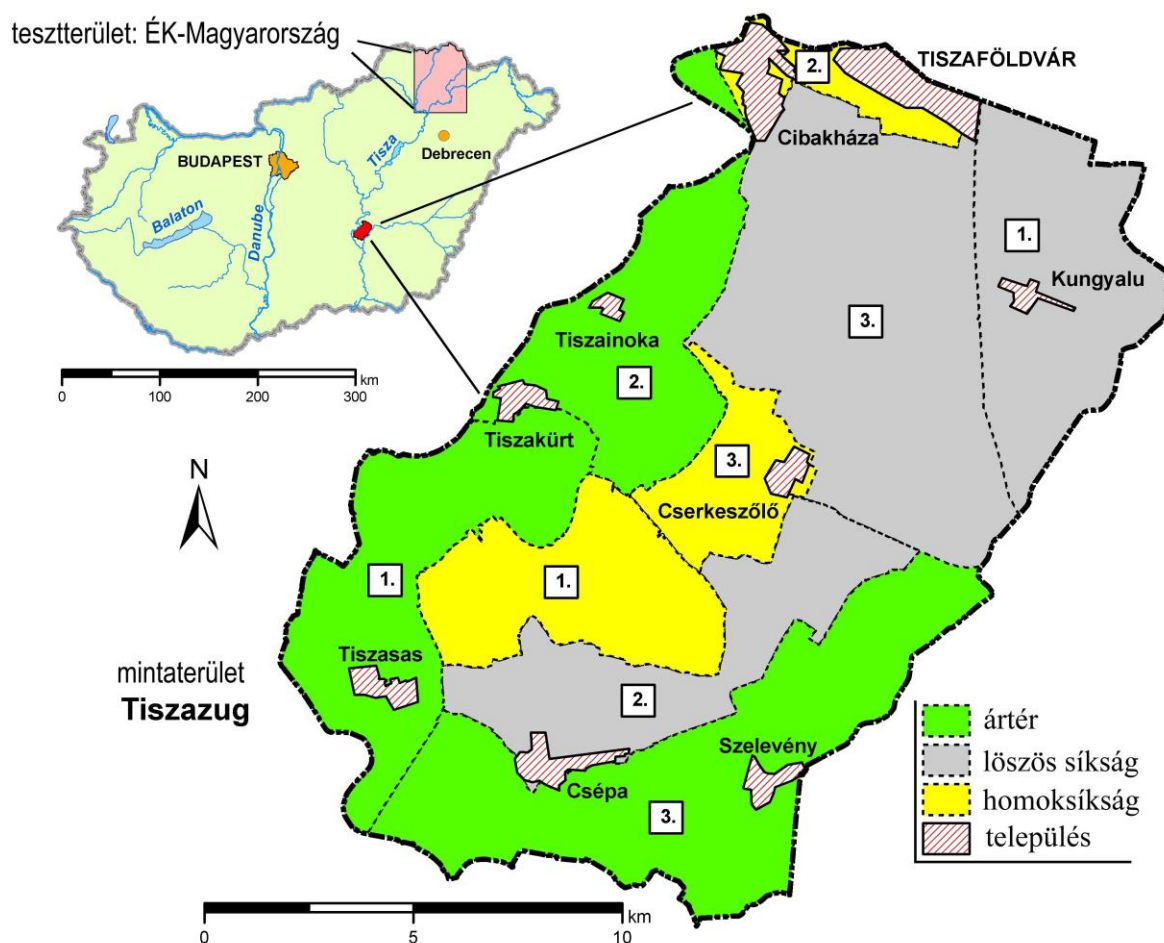
3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A módszertant a célkitűzésekben megjelölt négy témakör szerint ismertetem a mintaterületek, adatforrások és alkalmazott módszerek szerint.

3.1. A korrelációs struktúra stabilitásának vizsgálata

3.1.1. Mintaterületek

Ehhez a vizsgálathoz egy tiszazugai mintaterületet (8. ábra) választottam ki, ahol a Tisza az elmúlt 20000 évben gyakran változtatta a medrét és a felszínformálás is döntően ennek alárendelten alakult (Marosi és Szilárd, 1969). A folyóvízi üledékekből a száraz időszakokban a szél homokdünéket épített a pleisztocén folyamán, melyeket a későbbiekben a folyó erodált árterének szélesítése közben (Gábris és Türi, 2008). A mintaterület lehatárolása során a fő szempont az volt, hogy a területre jellemző három tájtypus (mentesített ártér holtmedrekkel, rétiesedő öntéstalajokkal; löszös síkság alföldi csernozjommal; csernozjomos homoksíkság és kötött homokos síkság; vö. Jakucs et al. 1989) mindegyike egyformán reprezentált legyen, egyúttal – a közeli elhelyezkedésük ellenére is – biztosítva a kellő változatosságot a tájhasználatban, ezen keresztül pedig a felszínborítottságban.



8. ábra. A tiszazugi mintaterület és az eredmények teszteléséhez használt ÉK-magyarországi tesztterület elhelyezkedése

A területet a tájfoltok természetes, vagy mesterséges határai (utak, csatornák, Tisza) mentén határoltuk le. Azért nem a kistáj kataszterben is megtalálható határokat próbáltuk meg alkalmazni, mert annak léptéke egyrészt nem alkalmazható a nagyfelbontású légifotókon, illetve ezzel a módszerrel el tudtuk kerülni a mesterségesen „elvágt” (vagyis a valóstól eltérő körvonalú) tájfoltokat, amik a foltok területét, kerületét és alaki indexeit torzította volna.

A mintaterület tájhasználatára alapvetően igazodott a természeti és a mesterségesen kialakított adottságokhoz, a Tisza szabályozásának, az ármentesítésnek köszönhetően alapvetően mezőgazdasági hasznosítás alatt áll. Döntő hányadban (általában >50%) szántók alkotják és csak egy kis hányadban (<10%) találhatunk természetközeli vegetációt. A #2 homokos síkságok esetében a szántók kiterjedése csak a második legnagyobb arányú, az első helyen a rekreációs célú kertek állnak.

A mintaterület adottságai igazodtak a vizsgálat céljához, azaz ahhoz, hogy kis területen belül többféle (ez esetben három) tájtípuson is meghatározzam a tájfoltokból számított metrikák keresztkorrelációit, majd a korrelációs mátrixok hasonlóságát. Mivel minden tájtípust további három kisebb részre lehetett osztani, ezzel biztosított volt a vizsgálatok térbeli ismételése is.

A témakörben előforduló kifejezéseket következetesen használtam az alábbiaknak megfelelően:

- **tájtípus:** ártér, löszös síkság, homoksíkság;
- **szubrégió:** minden tájtípus további 3 alegységre lett bontva
- **tájfolt:** a legkisebb azonosítható élőhely a légifotón; a folt szintű vizsgálat alapeleme.

3.1.2. Felszínborítási adatok, tájmetriai mérőszámok

A mintaterület 2005-ös ortofotóján az összes azonosítható tájfoltot vektorizáltuk ArcGIS9 szoftverrel, vizuális interpretáció alkalmazásával. A legkisebb térképezett egység 0,0025 ha volt. A tájfoltok kategóriáit a CLC 2006 nomenklatúrájának második szintjének megfelelően (de az erdők besorolását a harmadik szint szerint) határoztam meg. A cél az volt, hogy elkerüljük a nagy számú, túlrészletezett kategóriák alkalmazását, ami végül már nehezítené magát az elemzést. Összesen 14 kategóriára bontottam a tájfoltokat, melyek a következők voltak: település, ipari terület, bányá/építési terület, vegyes mezőgazdasági terület, szántó, szőlő/gyümölcsös, gyepek, tülevelű erdő, lombhullató erdő, vegyes erdő, bokros terület, vizes élőhely, vízfelület. A vizsgálatokban a tematikai felbontás hatását is szerettem volna elemezni, ezért készítettem egy redukált, 7 kategóriás beosztást is, kihasználva az egyes felszínborítási kategóriák hasonlóságát: mesterséges felszínek (települések, ipari területek, bányák), erdő (tülevelű, lombhullató, vegyes), szántó, szőlő/gyümölcsös, gyepek-vizes élőhely, bokros terület, vízfelület. Ha nem teszünk különbséget a különböző típusú erdők között, hasonlóan sok más tanulmányhoz, csak erdőkkel számolunk. Sokszor nincs is lehetőségünk ezeknek a típusoknak a megkülönböztetésére, csak azt tudjuk megállapítani, hogy adott területen erdő van/volt (ilyen pl. ha archív térképekről, vagy fekete-fehér légifotókról kell megállapítani a

felszínborítási kategóriákat és ilyenkor még a terepbejárás sem mindig segít). A bokros területek a vizes élőhelyektől, továbbá a vegyes mezőgazdasági területek a szántóktól szintén csak nehezen különböztethetők meg egymástól az adott terület ismerete nélkül, de minél régebbi légifotóról, vagy térképről van szó, annál nehezebb megállapítani az egykori felszínborítást.

A vektoros állományt raszteres formátumúra alakítottam és FRAGSTATS 3.3 (McGarigal és Marks, 1995) segítségével dolgoztam fel. A vizsgálat tárgyát képező folt szintű táji metrikák mindegyikét (13 db) meghatároztam, ami lehetséges volt, mely magában foglalta a terület, a kerület, az alak, a magterület és a legközelebbi szomszéd mérőszámait. 5, 10, 25, 50 és 100 m geometriai felbontás mellett határoztam meg a mintaterületre, a tájtípusokra és a szubrégiókra.

A következő táji metrikák meghatározására került sor (részletes jellemzést lásd: McGarigal and Marks, 1995):

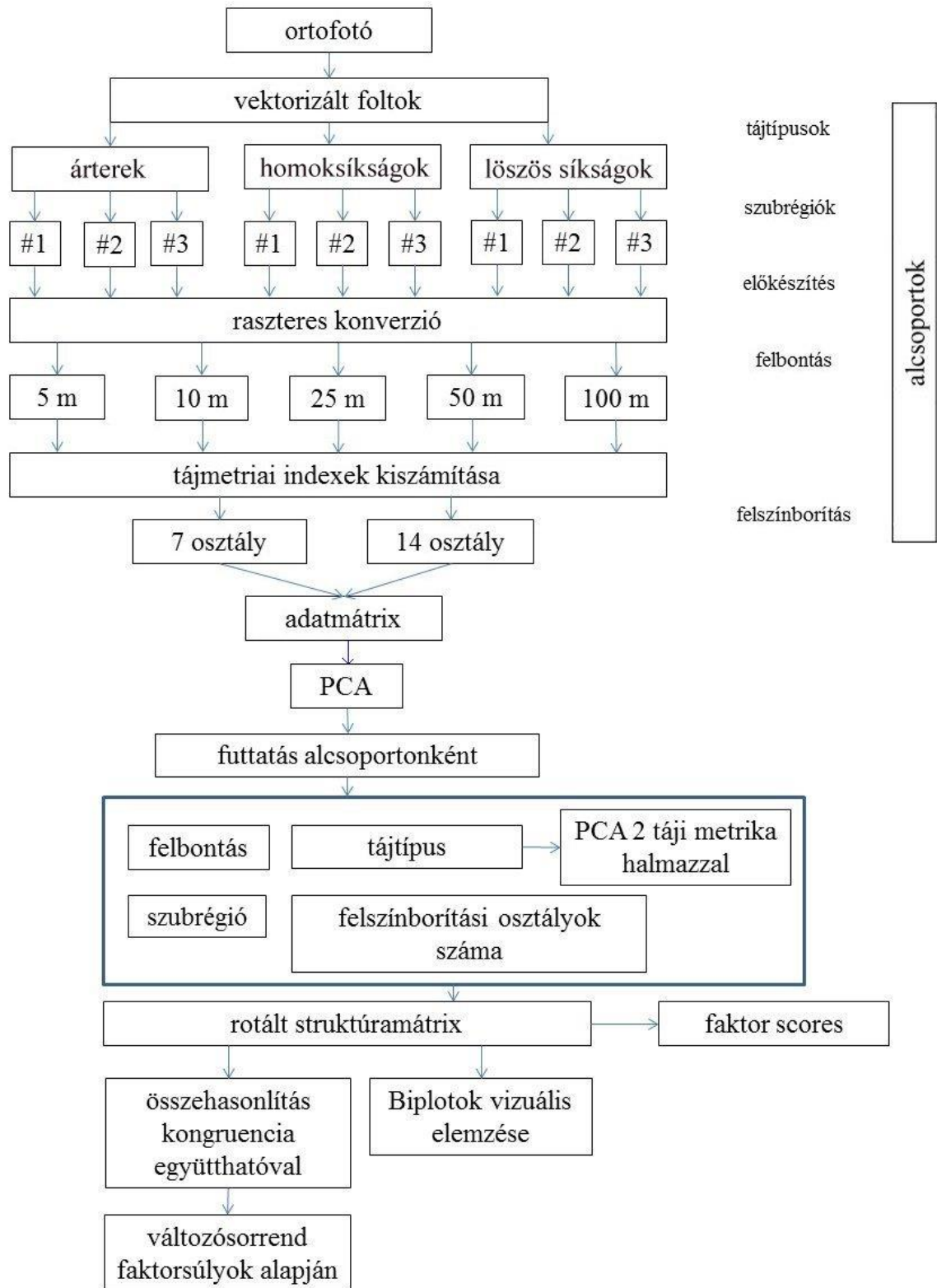
- terület és kerület: Area (AREA), Perimeter (PERIM);
- alaki indexek: Perimeter Area Ratio (PARA), Radius of Gyration (GYRATE), Shape index (SHAPE), Related Circumscribing Circle (CIRCLE), Contiguity Index (CONTIG), Perimeter-Area Fractal Dimension (FRAC);
- magterületi metrikák: Core Area (CORE), Number of Core Areas (NCORE), Core Area Index (CAI)
- aggregációs indexek: Euclidean Nearest-Neighbour (ENN), Proximity index (PROX).

A vizsgálatban egyszerre 11 metrikát alkalmaztam és 2-t fenntartottam ahhoz, hogy a változók eltérését is figyelembe lehessen venni a statisztikai elemzés során.

3.1.3. Adatelemzés

A korrelációs struktúra feltárásához a szakirodalomban gyakran alkalmazott főkomponens analízist (PCA) használtam Varimax rotációval. A főkomponensek nem korrelálnak, de a főkomponenseken belül a változók korrelációja maximális. Azaz a rotált struktúramátrixból megtudhatjuk, hogy mely változók állnak kapcsolatban egymással, más szavakkal melyek redundánsak. A változókat a szakirodalmi előzményekhez hasonlóan (pl. Leitaó és Ahern, 2002; Schindler et al. 2008) a $\log(x+1)$ függvényvel transzformáltam (ami egyben lognormálást és standardizálást is jelentett – Podani, 1997), hogy a különböző változók eltérő nagyságrendje ne befolyásolja az eredményt. A Kaiser-szabálynak megfelelően azokat a főkomponenseket tartottam meg, ahol a sajátvektor értéke (eigenvalue) elérte, vagy meghaladta az 1-et. A kommunalitásnál a 0,5-nél nagyobb értékű változók megtartása volt a cél, de kizárásra egy esetben sem volt szükség. A PCA megfelelőségét a Kaiser-Meyer-Olkin érték legalább 0,6-os minimumához és a Bartlett-próba szignifikanciájához ($p < 0,05$) kötöttem. A PCA-t elvégeztem minden tájtípus, szubrégió, felbontás kombinációjára, valamint a kétféle kategóriaszáma is (9. ábra).

dc_919_14



9. ábra. A korrelációs struktúra vizsgálatának és elemzésének összefoglaló sémája

Az összehasonlítások alapja a rotált struktúramátrix volt, melyhez az ún. kongruencia együtthatót használtam:

$$r_{congruence} = \sqrt{\frac{\sum ab}{(\sum a^2)(\sum b^2)}}$$

ahol a és b: az összehasonlítani kívánt főkomponens súlyok.

MacCallum et al. (1999) nyomán az együttható értékeit a következőknek megfelelően értékelhetjük:

- $r_c > 0.98$: kiváló,
- $0.98 < r_c < 0.92$: jó,
- $0.92 < r_c < 0.82$: közepes,
- $0.82 < r_c < 0.62$: gyenge,
- $0.68 >$: értékelhetetlen.

A kongruencia együtthatót jobbnak tartják, mint a Pearson-féle korrelációs együtthatót a főkomponensek hasonlóságának a kimutatására, mivel az r_c közvetlenül magukat a főkomponenseket, míg a korreláció a két faktorsúly oszlop vektorát veszi számításba (Aluja-Fabregat et al. 2000). A főkomponensek sajátértékeinek a grafikai interpretációjához biplot diagramokat használtam, melyeket a nagy elemszám (sokszor több mint 20000 elem) miatt random mintavétellel az eredeti 20%-ára redukáltam. Ez az adatsőkkenítés nem befolyásolta a végeredményt, azonban lehetővé tette, hogy a változókat megjelenítő vonalak láthatók legyenek. A biplot diagramon vizuálisan figyelhető meg a változók korrelációja: a változókat reprezentáló vonalak szögéből (pontosabban a bezárt szög koszinuszából) tudunk következtetni a kapcsolatrendszerre. Ha két vonal egymáshoz közel esik (az általuk bezárt szög kicsi), akkor szoros, pozitív a korrelációjuk, ha 180° körüli, akkor negatív a korrelációjuk, ha pedig 90° , vagy 270° körüli, akkor nincs korreláció közöttük. A vonalak hossza a változók varianciájával egyenesen arányos (Kohler és Luniak, 2005).

Ezen túlmenően elvégeztem az eredmények extrapolálhatóságának a vizsgálatát, amihez módszertani fejlesztést hajtottam végre, így ezt a részt már az eredmények között mutatom be.

A statisztikai analízist SPSS 17-ben (SPSS Inc., 2007), PAST-ban (Hammer et al. 2001), illetve R-ben végeztem. A kongruencia együtthatót az Invariance programmal számítottam ki (Watkins, 2005).

3.2. A szomszédsági indexek vizsgálatának módszerei

3.2.1. Mesterséges feltelrendeződések előállítása

A szomszédsági és felosztottsági mérőszámok viselkedésének illusztrálása végett szabályos, 1 km^2 -es cellákra osztott 8×8 és 9×9 km-es négyzetrács-hálót alkalmaztam. 2, 3 és 4 kategória esetében készítettem el a „felszínborítottsági” (területhasználati, cönológiai stb.) kategóriák területi elrendeződését szabályos és véletlenszerű formában (10. ábra). A

kétféle rácsháló alkalmazására azért volt szükség, mert páros és páratlan felszínborítási kategóriaszám esetén nem alkalmazható ugyanaz az alap, ha célunk az azonos típusú elrendeződések előállítása. A rácshálókat az ArcView Repeating Shapes (Jenness, 2005) scriptjével készítettem. A területi mintázatokat egyenlő, valamint az első kategóriára nézve növekvő területű (50-75-90% dominanciájú) verziókban állítottam elő, ahol a pixelek aggregált, szórt, szabályos és random elrendeződésűek. Az egyszerűbb elrendezéseket manuálisan, a random variációkat az ArcView Table DeLux script (Alsleben, 2001) segítségével generáltam. A vizsgálatokat 100 m, 250 m, 500 m és 1 km-es felbontás mellett végeztem el. Vizsgáltam a mérőszámok felbontással és a kategóriaszámmal szembeni érzékenységet. A különböző felbontású változatokat ArcGIS9 szoftverrel hoztam létre a vektoros alapállományból, majd FRAGSTATS 3.3-ban számítottam ki a metrikákat.

ID	2 kategória (a)	3 kategória (b)	4 kategória (c)	ID	2 kategória (a)	3 kategória (b)	4 kategória (c)
1				7	-		
2				8	-		
3				9			
4				10			
5				11			
6				12			

10. ábra. A vizsgálatban alkalmazott elméleti foltmintázatok (1-6: minden kategória területe megegyező; 7-8: az első kategória aránya 50%; 9-10: az első kategória aránya 75%; 10-12: az első kategória aránya 90%)

3.2.2. Vizsgált szomszédsági metrikák

Dolgoztomban kifejezetten csak a szomszédsági metrikákat vizsgáltam, melyek a következők: Contagion, Percentage of Like Adjacencies, Clumpiness Index, Aggregation Index, Interspersion and Juxtaposition Index, Mesh Size, Splitting Index és Degree of Landscape Division Index (2. táblázat). A metrikák magyarra fordítása rendszerint nehéz,

illetve a sokszor árnyalatnyi különbségek miatt zavaró lehet, ezért minden esetben az eredeti angol megnevezést és elterjedt rövidítésüket használom.

Az 2. táblázatban összefoglaltam a legfontosabb jellemzőiket, különös tekintettel a felvehető értékekre és a mértékegységekre.

2. táblázat. A vizsgált tájmetriai indexek és legfontosabb jellemzőik (Jaeger, 2000; McGarigal és Marks, 1995 nyomán)

Tájmetriai index (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Jellemzés
Percentage of Like Adjacencies (PLADJ) [%]	osztály, táj	A közelségi mátrixból kerül meghatározásra a kétszeres összegzés módszerével, az ugyanabba a típusba tartozó pixelek arányát adja meg a pixelpárok vizsgálata alapján. Kifejezetten a pixelek szórtságát és nem a keveredését határozzuk meg vele. Értéke 0 akkor, ha minden folt 1 pixelből áll, 100 pedig, ha az egész terület egyetlen folt
Clumpiness Index (CLUMPY) [-]	osztály	Csak osztály szinten határozható meg. A hasonló pixel-szomszédságok arányának és a várható területileg random pixeleloszlásból számítható érték eltéréseinek az arányaként fejezhető ki. Értéke -1 és +1 közötti: szórt elhelyezkedésű foltok esetén negatív, térben közel eső foltoknál pedig pozitív. 0 esetén az eloszlás véletlenszerű.
Aggregation Index (AI) [%]	osztály, táj	A közelségi mátrixból kerül meghatározásra, a szomszédos pixelpárok vizsgálata alapján az azonos típusba tartozók arányát adja meg az egyszeres összegzés módszerével. Értéke 0, ha minden folt egy pixel és 100, ha a táj egyetlen foltból áll.
Interspersion and Juxtaposition Index (IJI) [%]	osztály, táj	Nem a pixelek, hanem a foltok egymás mellettségét vizsgálja, azt méri, hogy a folt típusok mennyire vegyülnek a többi típus közé. Százalékos formában adja meg a keveredés mértékét: 0 esetén a foltok elkülönülnek, 100 esetén pedig minden folt érintkezik minden más típusba tartozó folttal.
Landscape Division Index (DIVISION) [%]	osztály, táj	Összefoglaló néven felosztottsági indexek. A DIVISION index alapja az, hogy a vizsgálati területen két véletlenszerűen elhelyezkedő egyed mekkora valószínűséggel találkozhat egymással, vagyis a kapott eredmény egy valószínűségi szint. A SPLIT azt adja meg, hogy hány egyforma méretű területre darabolható a táj úgy, hogy a valószínűség ne változzon. A MESH pedig hektárban adja meg ezen területek területét.
Splitting Index (SPLIT) [db]	osztály, táj	
Effective Mesh Size (MESH) [ha]	osztály, táj	
Contagion (CONTAG) [%]	táj	A pixelek területi aggregációját adja meg. Kiszámítja, hogy két véletlenszerűen kiválasztott pixel milyen valószínűséggel tartozik ugyanabba a típusba. Értéke 0-100 közötti, mely akkor nagy, ha a táj néhány nagy foltból áll, a felszabdaltság fokozódása pedig csökkentti azt.

A felbontás hatásának elemzése kivételével minden esetben táj szintű vizsgálatokat végeztem. A felbontás hatásának elemzésénél viszont indokoltnak láttam a részletesebb, több adatot szolgáltató osztály szintű értékelést.

3.2.3. Statisztikai vizsgálatok

A statisztikai vizsgálatot az adatok normalitásának ellenőrzésével kezdtem Shapiro-Wilk próbával. Mivel a változók többsége nem normál eloszlású volt, ezért a hipotézisvizsgálatok során nem-paraméteres próbákat alkalmaztam. A kategóriák számának hatását táji szinten hasonlíthatjuk össze, mivel osztály szinten maguk az eltérő számú kategóriák nem teszik lehetővé a vizsgálatot. Ennek során Wilcoxon-próbát alkalmaztam, amihez meghatároztam az effektus nagyságát is (effect size; Cohen, 1992, magyar elnevezés: Csapó, 2002). A szignifikancia ismerete mellett ez a mérőszám két csoport közötti különbség nagyságát kvantifikálja standardizált (azaz összehasonlítható) formában. Az egyes foltmintázatok azonosíthatóságát diszkriminancia analízissel vizsgáltam. A módszer érzékeny a többváltozós normalitás feltételének teljesülésére, melynek ellenőrzésére és a kiugró adatok kiszűrésére a Mahalanobis-távolságokat használtam fel változókombinációként. Az eredményeket a keresztvalidált osztályozási mátrix alapján értékeltem. Az elemzéseket SPSS17 szoftver segítségével végeztem el (SPSS Inc., Chicago IL).

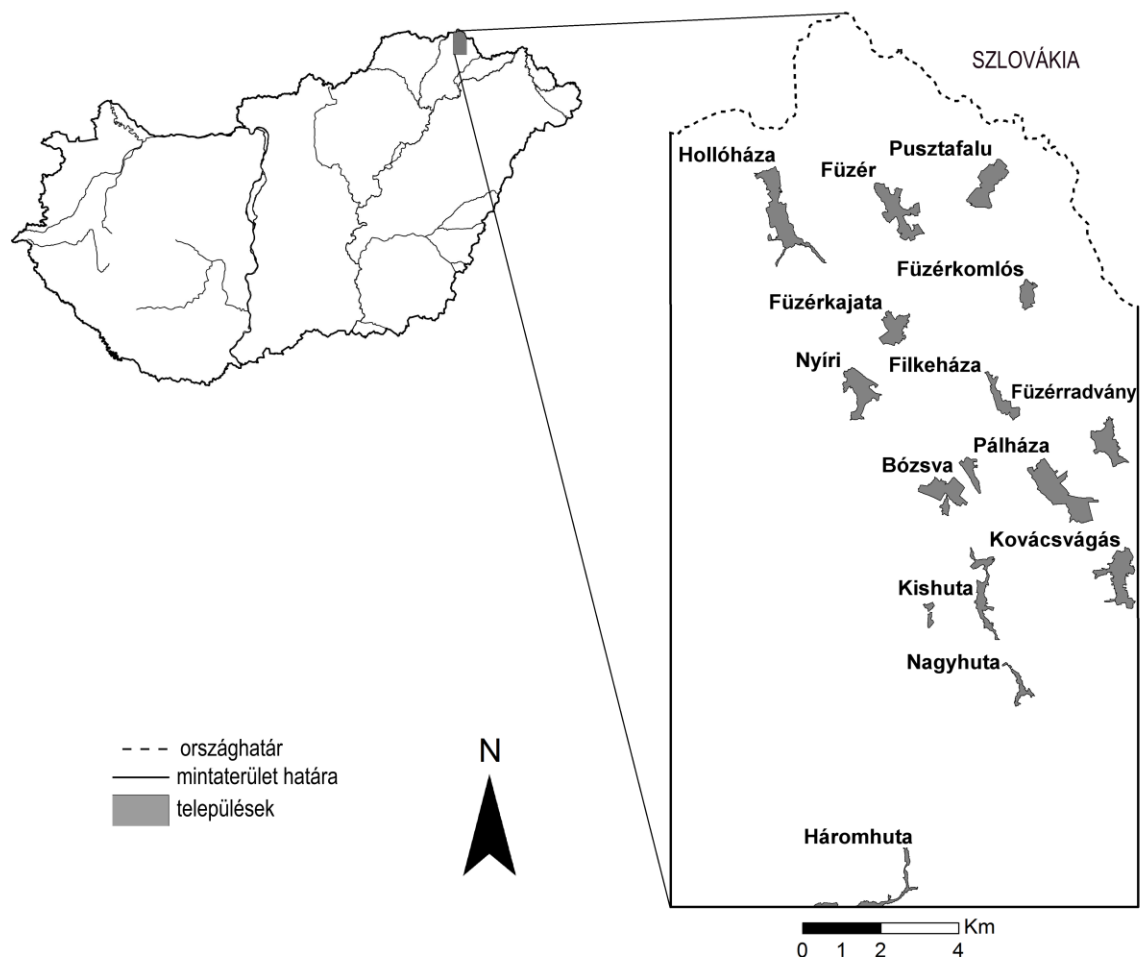
3.3. *Különböző időpontok felszínborítási térképeinek összehasonlítása*

3.3.1. A mintaterület jellemzése

Az európai trendhez hasonlóan, az 1950-es évek óta hazánkban is az urbanizációs folyamatok fokozódása, a vidéki térségekből való elvándorlás, a csökkenő születésszám és az öregedő korstruktúra a jellemző (Antrop, 2004b; Kozma 2006; Molnár és Pénzes 2008). Mindezek következménye az, hogy a birtokszerkezet átalakul, egyes földterületek nagyobb gazdálkodó szervezetek kezébe kerülnek, míg más – kisebb – parcellák parlaggá válnak. Összességében a szántók részaránya nem nő és a kisbirtok részaránya ezen belül is erőteljesen csökken (Rounsevell et al. 2005; Szabó, 2003; Young et al. 2005). A mintaterület kiválasztása során a szempontok között szerepelt, hogy éppen egy ilyen terület legyen a vizsgálat tárgya: az átalakulást ne a városok gyorsan és látványosan változó környezetében lehessen tetten érni, hanem ott, ahol a népességet a fentebb említett problémák sújtják, kevés a munkalehetőség, nagy az elvándorlás a városokba és a tájhasználati váltások nem maguktól értetődők. Az igazi kérdés nem az, hogy kimutatható-e a változás egy olyan területen, ahol teljesen nyilvánvaló, hanem az, hogy egy ilyen helyen, ahol egy lassú és fokozatos, irányát tekintve sem teljesen egyértelmű változás zajlott le, létezik-e olyan módszer, amivel ez azonosítható/kimutatható.

Ennek megfelelően, a mintaterület egy hazai kistájunkat, a Felső-Hegyközt fedte le, döntő részben nem teljesen igazodva a tájhatárokhoz, hazánk északkeleti részén, mintegy 243 km²-es területen (11. ábra). A felszínborítási kategóriák között az erdők dominálnak,

uralkodóan bükkösök borítják gyertyánnal, kocsánytalan tölgygel és jelentős arányú gyepekkel és szántókkal. A teljes terület, a települések kivételével a Nemzeti Ökológiai Hálózat része (mint magterület és pufferzóna) és Natura 2000 SPA terület. Az északi rész 1984 óta a Zempléni Tájvédelmi Körzet része, 2004-ben pedig Natura 2000 SCI területté is nyilvánították.

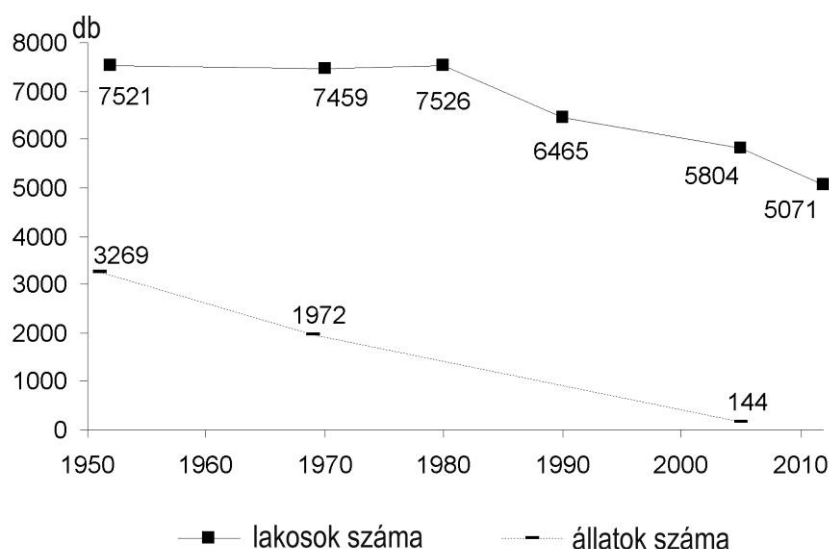


11. ábra. Az idősoros elemzésekhez kapcsolódó mintaterület elhelyezkedése

A mintaterületen 14 település található, össznépességük 5071 fő volt 2012-ben, a népsűrűség pedig 21 fő/km^2 (1951-ben még 31 fő/km^2 volt). A terület a magyar viszonyokhoz képest gyéren lakott (az átlagos népsűrűség 107 fő/km^2), a népessége öregedő és 33%-kal csökkent az elmúlt 2 évtizedben.

A régió híres, hagyományos extenzív legeltető állattartása (Petercsák, 1983) nagyon fontos kialakító és egyben fenntartó tényezője volt az értékes élőhelyeknek és a tájstruktúrának. Az 1970-es években az intenzív szántóföldi gazdálkodás előretörésével a legeltetés elkezdett visszaszorulni. Az 1951-ben még 3269-es állomány (számosállat) 2013-ra 144-re apadt (12. ábra). Napjainkban a népesség fogyásával összhangban mind a szántóföldi gazdálkodás, mind a legeltetés visszaszorulóban van, a korábbi legeltetett területek felhagyása újraerdősüléshez vezetett, aminek következtében eltűnnek, eltűntek az értékes flóra- és faunaelemek. A korábbi emberi beavatkozások ez esetben tehát éppenséggel hiányoznak, a kaszálás, legeltetés hiányában, nem pedig miatta tűnnek el a természetvédelmi értékek.

dc_919_14



12. ábra. A népesség csökkenése és az ezzel párhuzamosan zajló állatállomány-csökkenés a mintaterületen 1950-2012 között

A tájképi és természeti értékeinél fogva a terület az ökoturizmus kedvelt célpontjává vált az elmúlt évtizedekben. Így, bár az emberi zavarás mértéke a helyi lakosság oldaláról fokozatosan csökkent, a turizmus oldaláról viszont nőtt.

3.3.2. Felszínborítási adatok

A munkához a Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtára a rendelkezésünkre bocsátotta a terület archív légifotóit 1952-ből, 1971-ből és 1988-ból, valamint rendelkezésre álltak a 2005-ös ortofotók is (Magyarország Digitális Ortofoto Programja, MADOP; FÖMI). Az archív légifotók szkennelése után DigiTerra Map v3 (DigiTerra Kft.) segítségével ortorektifikációt végeztünk az SRTM digitális felszínmodell felhasználásával. A felbontás 1 m volt és a hibát szeretnénk volna 3 pixel alatt tartani, hogy biztosítsuk a különböző időpontokhoz tartozó élőhely-poligonok átfedését, ezt azonban nem minden esetben tudtuk tartani, különösen a régi légifotókon a homogén erdőterületeken nem lehetett elegendő számú és megfelelő megbízhatóságú GCP-t találni. Az archív, fekete-fehér légifotók nehezebb interpretálhatósága miatt csak 5 felszínborítási kategóriát különítettünk el (szántók, erdők, gyepek, gyümölcsösök és antropogén hatás alatt álló területek, azaz túlnyomó részben települések, bányák), bár a 2005-ös színes felvételek többet is megengedtek volna. Az élőhely-foltokat vizuális interpretációval ArcGIS9-ben (ESRI, 2008) vektorizáltuk.

Mivel még az öt kategória elkülönítése sem volt mindenhol teljesen egyértelmű, az archív adatokból előállított felszínborítási térképek tematikus pontossága nem lehet százszázalékosan helyes (minden térképen vannak bizonytalanságok). A gyümölcsösök hasonlítanak az erdőkhöz, különösen, ha a művelésüket felhagyták, a belső struktúrája fenntartás nélkül eltűnhet, továbbá az ültetett erdők is hasonlíthatnak a gyümölcsösökhöz. A nevezéktanban azért választottuk az „antropogén hatás alatt álló területek” megnevezést, mert ebbe a kategóriába soroltuk a bányaterületeket, ipartelepeket és a településeket is. A települések kivétel nélkül falvak, és bár igyekeztünk a házakhoz tartozó külső kerteket besorolni a szántónak, vagy gyümölcsösnek, a nagy belső udvarok zöldfelületei miatt nem csak a beépített területek kerültek ebbe a kategóriába. A tematikus tartalmat csak a 2005-ös légifotó esetében tudtuk ellenőrizni, a korábbi időpontoknál régebbi térképeket (3. katonai

felmérés, az 1952-es M=1:25000 katonai térkép, M=1:10000 EOTR térkép) is felhasználtuk kiegészítő adatként.

3.3.3. Tájmertiai indexek

A vektoros fedvényeket 10 m-es felbontású raszteres rétegekké alakítottam és FRAGSTATS 3.3-ban (McGarigal and Marks, 1995) határoztam meg a táji metrikákat. A szomszédos, ugyanabba a kategóriába tartozó foltokat összeolvastottam, hogy a foltok száma ne amiatt emelkedjen, hogy pl. két szomszédos szántóföldi parcella külön poligonként lett vektorizálva egy földút miatt. A tájváltozás szempontjából lényeges metrikákat választottam ki a vizsgálathoz, a céloknak megfelelően: feltárni a változásokat folt és osztály szinten (3. táblázat). A területi mérőszámok a foltok területváltozásait mutatták, az alaki mutatók a foltalak komplexitását határozták meg (McArthur [1964] szigetbiogeográfiai megfigyelésére alapozva: minél komplexebb a folt, annál kisebb a magterület, így kevesebb endemikus szűktűrésű faj tud megtelepedni/megmaradni a foltban, mivel a zavarásmentes terület kisebb az izodiametrikus foltokhoz képest). A fragmentációs mérőszámok osztály (vagy táj) szinten határozhatók meg és a tájmintázatról, továbbá a felszínborítási kategóriák foltjainak felszabdaltságáról, közvetve izoláltságáról adnak információt.

3. táblázat. A vizsgálatban alkalmazott táji metrikák jellemzése (F: folt szintű, O: osztály szintű metrika; McGarigal és Marks, 1995; Jaeger, 2000 nyomán)

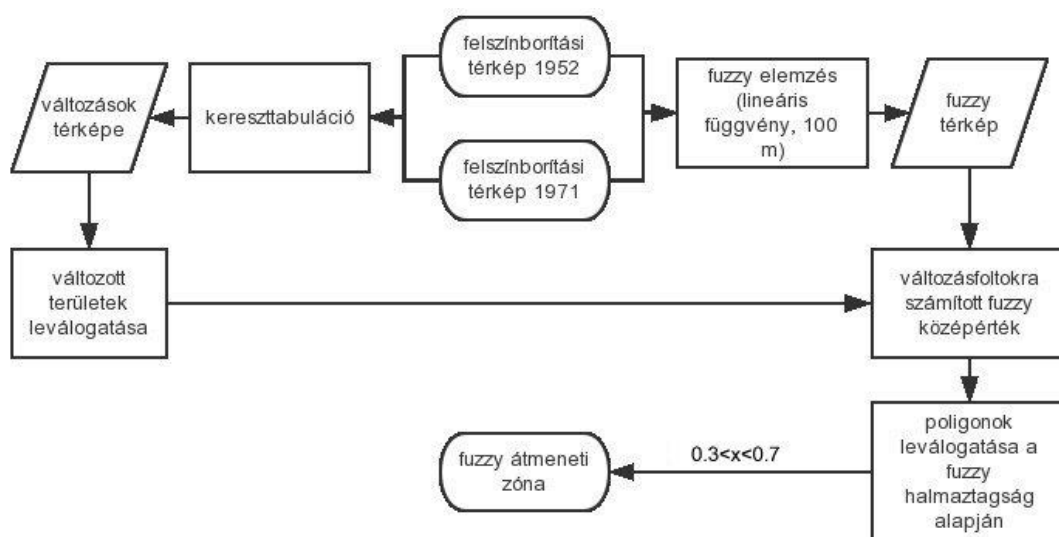
Tájmertiai mérőszám (rövidítés)	szint	Jellemzők
Area (AREA)	F, O	Adott felszínborítási kategória foltjainak területe (ha)
Perimeter	F, O	Adott felszínborítási kategória foltjainak kerülete (m)
Shape Index (SHAPE)	F, O	A foltalak-komplexitás standardizált mérőszáma: a kerület és a folt területével megegyező kompakt forma kerületének a hányadosa (a FRAGSTATS esetében a kompakt forma egy négyzet; értéktartomány: 0-1)
Related Circumscribing Circle (CIRCLE)	F, O	A foltalak-komplexitás standardizált mérőszáma: a folt területének és a köré rajzolható legkisebb sugarú kör területének a hányadosa (értéktartomány: 0-1)
Fractal Dimension Index (FRAC)	F, O	A foltalak-komplexitás standardizált mérőszáma: a foltkerület logaritmusának és a foltterület logaritmusának a hányadosa (értéktartomány: 1-2)
Proximity Index (PROX)	F, O	Az index a foltterületből és a foltok közötti távolságból indul ki. A foltok azon területét adja meg, ami egy általunk definiált távolságon belül van egy másik folt határától. Dimenzió nélküli, nem standardizált, összehasonlításokra használhatjuk.
Euclidean Nearest Neighbour (ENN)	F, O	A legközelebbi azonos kategóriába tartozó foltok euklidészi távolsága (m)
Number of Patches (NP)	O	Adott kategóriához tartozó foltok száma (db)
Landscape Division Index (DIVISION)	O	Ezek az indexek a fragmentáció mérőszámai, redundánsak, de különbözőképpen interpretálhatók.
Effective Mesh Size (MESH)	O	Bővebb magyarázatot lásd a 2.3. fejezetben.
Interspersion and Juxtaposition Index (IJI)	O	A kevertség mérőszáma, a számítás alapja a környező foltok pixeleinek a száma. A folthatárok hossza kategóriánként kerülnek meghatározásra (értéktartomány: 0-100).

3.3.4. Térképek összehasonlításának módszerei

A térképek területi összehasonlításait kereszttabulációval (Kappa index-szel), fuzzy alapú összehasonlítással (Fuzzy Kappa) és az aluláteresztő szűrők elvén működő aggregációs index-szel (Aggregation Cell Index) végeztem (Hagen-Zanker 2009; Vliet et al. 2011). A két utóbbi módszer képes arra, hogy kezelje a képek ortorektifikációs hibáit és a folthatárok bizonytalanságait. A fuzzy analízisben 100 méteres átmeneti zónát alkalmaztam exponenciális függvénnyel, hogy bizonyosan ki lehessen simítani a rektifikáció és a vektorizálás hibáit. A másik módszer, az Aggregációs Index (Pontius, 2004), ahol az aggregációs faktornak (ez esetben 4-et választottam) megfelelően a szoftver egyesíti a szomszédos pixeleket (a 4-es aggregációs érték szerint tehát $4 \times 4 = 16$ pixel összeolvasztásáról van szó a kernel ablakban). A Kappa, Fuzzy Kappa, Aggregated Cells értékei 0 és 1 közé esnek. A 0 teljes függetlenséget, az 1 pedig tökéletes egyezést jelent a két vizsgált térkép között. Ezeket az értékeket a Map Comparison Toolkit (RIKS NV; Visser és de Nijs, 2006) segítségével számoltam ki.

3.3.5. A fuzzy átmeneti zóna meghatározása

Megvizsgáltam, hogy mekkora területet érint a 100 méteres átmeneti zóna alkalmazása a tájváltozás vizsgálatában. Ehhez meghatároztam a megváltozott felszínborítás helyszíneit, majd ezekre a foltokra kiszámítottam a fuzzy értékek számtani középértékét. A 0 és 1 fuzzy értékű foltokat (ahol nem történt változás, illetve a változás teljesen egyértelmű) kihagytam az elemzésből, továbbá azokat is ahol az átlag $<0,3$ és $>0,7$ (13. ábra).



13. ábra. A fuzzy átmeneti zóna számszerűsítésének a sémája

3.3.6. Statisztikai elemzés

A változók eloszlását Shapiro-Wilk próbával határoztam meg, és mivel a rendszerint kisebb foltok mellett a kevesebb, de nagyobb területűek torzították a „haranggörbét” (vagyis nem normál eloszlásúak voltak az adatsorok), ezért nemparaméteres próbákat alkalmaztam. Amikor a 4 időpont foltjellemzőit hasonlítottam össze, Kruskal-Wallis-próbát, ha csak az egymást követő kettőt, Mann-Whitney-próbát használtam. A nullhipotézis (H_0) az volt, hogy a vizsgált tájfoltokból származtatott táji metrikák rangszámösszege közel azonos (azaz ugyanabból az eloszlásból származnak); az alternatív hipotézis (H_1) pedig az volt, hogy az eloszlások különböznek. Csak az egymást követő éveket kezeltem párként, mivel az ezek közötti változás feltárása volt a cél. A Kruskal-Wallis-próba feltárta, hogy létezik-e olyan év, amelyik szignifikánsan különbözik a többitől az adott táji metrika szempontjából, a Mann-Whitney próbát pedig a páros összehasonlításokra használtam (Sokal és Rohlf, 1969). Az évek során bekövetkezett változások trendjét Jonckheere-Terpstra próbával ellenőriztem. Ez esetben is kiszámítottam az effektust (Cohen, 1992).

A statisztikai vizsgálatokat SPSS17 (SPSS Inc, Chicago IL) és PAST (Hammer et al. 2001) szoftverekkel végeztem.

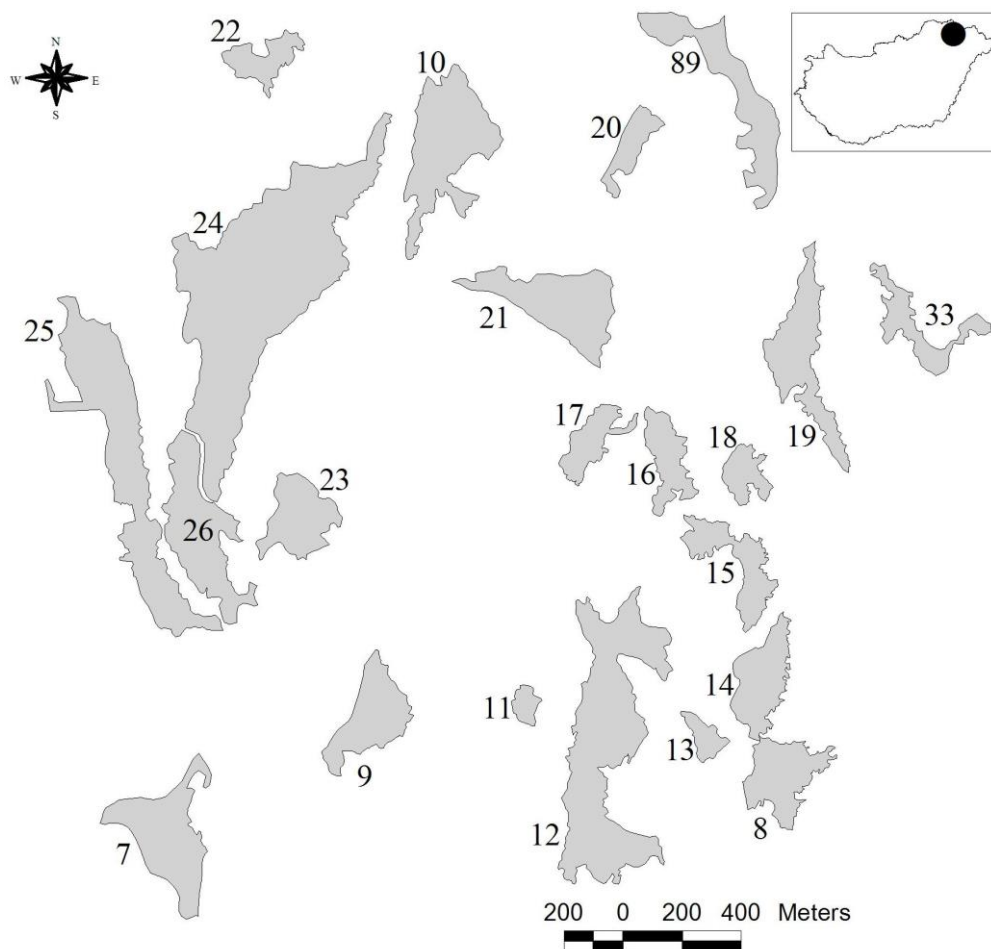
3.4. A foltok kapcsolatrendszerének a feltárása

3.4.1. A vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálatokat egy észak-zempléni mintaterületen, a Felső-Hegyközben végeztem, mely homogenitásánál fogva ideális helyszín volt (14. ábra). A vizsgálat tárgya egy 22 gyepfoltból álló hálózat volt erdő mátrixban. A helyszín a 3.3. fejezetben szereplő felső-hegyközi területen belül helyezkedik el, annak egy 105 km²-es részletén. A kisebb terület indoka kettős: így egyszerűbb volt a mátrixot definiálni, illetve a számítási kapacitás korlátait is figyelembe vettem a minimális elvárható felbontás és a számítási idő fényében.

A terület átlagosan 400-600 m-es tengerszint feletti magasságú, kisebb völgyekkel és kisebb csúcsokkal jellemezhető. A talaj a WRB besorolás szerint általában Leptosol, Cambisol, de helyenként Luvisol, vagy Stagnosol is előfordulhat (Szabó, 2001), utóbbi kettő sokszor akár B szintig erodálva, továbbá a patak völgyekben Fluvisol is található. Ezek az adottságok kedveznek a vizsgálat tárgyának választott futóbogár fajoknak (Kutasi et al. 2005). Az egész terület uralkodó felszínborítási típusa az erdő, mely itt gyertyános-tölgyes (*Quercus-Carpinaetum*), bükk (*Fagus sylvatica*) és fenyő (döntően *Pinus sylvestris*), kisebb-nagyobb gyepfoltokkal színesítve (Török et al. 2009). A korábbiakban (3.3.1. fejezet) részletesen tárgyaltam a terület fő problémáját, a természetvédelmileg értékes gyepek intenzív visszaerdősülését (elsősorban a nyír [*Betula pendula*]), és hogy a gyepek fenntartásához kezelésre (legeltetésre, kaszálásra) lenne szükség. Antropogén ökológiai gátak (mint utak, csatornák stb.) nincsenek a területen, így a fajok mozgásának modellezésénél csak a természetes okokra kellett koncentrálni, ezzel is csökkentve a hibák lehetőségét.

A vizsgálat során ArcGIS9 (ESRI, 2008) szoftverrel elkészítettem a gyepek vektoros fedvényét 2005-ben készült légifotók alapján (MADOP; FÖMI, 2005).



14. ábra. A foltkonnektivitás vizsgálat során alkalmazott mintaterület gyepfoltjai és azonosítói

3.4.2. A teszt faj jellemzése

A kiválasztott faj egy futóbogár faj, a fényes gyászfutó (*Pterostichus melas*), mely rendszerint erdős sztyepeken, gyepeken, nyitott erdőkben fordul elő síksági területeken és hegyvidékeken egyaránt (Húrka, 1996). A Zempléni-hegységben szintén gyakran előfordul, melyet több szerző munkája is bizonyít (Elek és Tóthmérész, 2010; Magura et al. 1997). Ez a faj – a többi futóbogár fajhoz hasonlóan – fontos elemét képezi a talajfaunának és érzékeny a fragmentációra, illetve a gyepek beerdősülésére, ezáltal szűkül az élettere, mivel röpképtelen igen kicsi terjedési képességgel (Vasas et al. 2009).

A fajok diszperzióját vizsgáló tanulmányokban az egyik legfontosabb kérdés a kritikus diszperziós távolság, melyet a teszt faj egyedei hajlandóak megtenni táplálékszerzés, vagy szaporodás céljából (Metzger és Décamps, 1997). Minden faj esetében különböző módszert (pl. közvetlen megfigyelés, jelölés-visszafogás, rádiótelemetria, GPS-tracklog) kell alkalmazni a kritikus érték meghatározásához, azonban ezek az értékek sosem

jelenthetnek konkrét értéket, legfeljebb kellő számú megfigyelés után lehet egy intervallumot becsülni (amin belül nagy valószínűséggel megtalálhatjuk a fajt).

A fényes gyászfutó egyedei a megfigyelések szerint 30-50 m-t tesznek meg egy nap alatt (random mozgás, diszperzió), mely egy hónap alatt 100-120 m-re is nőhet. A bogarak mozgását a fény határozza meg: elmozdulásuk a fény irányába történik (nyílt térszín), a horizont sötétebb sziluettjeit (erdők) elkerülve (Neumann, 1971; Thiele, 1977). A faj kiválasztását több tényező is indokolta. Egyrészt a vizsgálati területen is megtalálható, tehát nem hipotetikus vizsgálatról van szó, másrészt a faj mozgási stratégiája egyszerűen integrálható a modellbe. Emellett az eredmények alkalmazhatók más, hasonló aktivitású fajokra is.

3.4.3. A foltkapcsolati modell

A foltkapcsolati modellek előállításához – a terület és a faj kijelölése után – két egymást követő lépésre van szükség:

- ki kell számítani a foltok közötti távolságokat (euklidészi, vagy legkisebb költség távolságokat) és a foltpárok távolságadataiból egy teljes mátrixot kell képeznünk;
- meg kell határozni a kapcsolatokat leíró indexek körét, amivel becsülni szeretnénk a teszt faj diszperziós lehetőségeit a foltok között a távolságmátrixok felhasználásával; itt van lehetőség figyelembe venni a faj terjedésében kulcsfontosságú kritikus távolságot.

Ebben a vizsgálatban két modellt teszteltem: az euklidészi, egyenes távolságokon alapuló és a mátrixhatást is figyelembe vevő legkisebb költségű távolság modellt. A távolságokat minden esetben a foltszélek között határoztam meg.

A legkisebb költségű távolság meghatározásához szükség van egy ún. súrlódási, vagy más néven ellenállási felszínre (friction surface), mely ebben a vizsgálatban a mátrix átjárhatóságát szimulálja. Ehhez a normalizált vegetációs indexet használtam fel (NDVI; Pettorelli et al. 2005; Rouse et al. 1973a), mert ezzel a mutatóval a kisebb értékek kisebb biomasszát, nyíltabb, alacsonyabb növényzetet, vagyis világosabb, a nagyobb értékek pedig erdős, sötét terepet modelleznek. Az NDVI-értékeket egy 2000-ben készült Landsat TM felvétel segítségével határoztam meg (NASA Landsat Program, 2008), a TM4 (közeli infra, NIR) és TM3 (vörös, RED) csatornák, valamint a NIR-RED/NIR+RED képlet felhasználásával (Rouse et al. 1973b). Az értékek -1 és +1 közé esnek, ahol a negatív értékek mesterséges felületet, növényzet nélküli talajt, vagy kopár sziklát jelentenek, és minél közelebb vannak a +1-hez, annál sűrűbb növényzetet indikálnak. Az ellenállási felszín előállítása során megváltoztattam az eredeti értékeket, kihasználva azt, hogy a területen mindenhol gyepeket és erdőket találunk, vagyis nem kellett foglalkozni a legkisebb értékekkel, mint a teszt faj számára potenciálisan alkalmatlan területekkel. Az alapelv az volt, hogy a legkisebb értékek a legjobbak a *P. melas* számára, így az új skála 0-tól indult, 0,4 NDVI-értékig lineárisan emelkedett, majd a fajmozgás szempontjából kevésbé kedvező sűrű növényzetet az eredeti 0,4 és 0,6 között egy lineáris fuzzy függvény segítségével transzformáltam, így a korábbi 0,6 fölötti NDVI-értékű pixelek adták a lehetséges maximumot, azaz 1 lett. Figyelembe véve a terület adottságait és azt, hogy ökológiai gátak nincsenek a területen, ez a felszín jó közelítést adhat a valós folyamatok modellezéséhez is.

A lineáris euklidészi távolságokat az ArcGIS (ESRI, 2008) Conefor bővítményével (Jennes, 2008) határoztam meg, míg a legkisebb költségű távolságokhoz a PathMatrix 1.1 (Ray, 2005) bővítményre volt szükség.

Korábbi tanulmányok alapján (Baranyai et al. 2011; Neel, 2008) a 4. táblázatban bemutatott metrikák használata mellett döntöttem: kapcsolatok száma (NL), komponensek száma (NC), a bináris integrált konnektivitási index (IIC), a valószínűségi alapú fluxus (F) és a valószínűségi index (PC)(Saura és Pascual-Hortal, 2007; Saura és Torné, 2009).

4. táblázat. A vizsgálatban használt konnektivitási metrikák (Saura and Pascual-Hortal 2007, Saura and Torné, 2009 nyomán)

Konnektivitási metrika	jellemző
NL	egy adott folthoz tartozó kapcsolatok száma (bináris index)
NC	komponensek száma a tájon belül (arra ad választ, hogy hány olyan egységre (szélsőségesen izolált esetben foltra) bontható a vizsgálati terület, melynek komponensei egymással nem állnak funkcionális kapcsolatban; szintén bináris index)
$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \times a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$	integrált konnektivitási index; n : az összes folt száma a területen; a_i és a_j : i és j foltok attribútumai (ez esetben a területük); nl_{ij} : kapcsolatok száma i és j foltok között a megadott kritikus távolságon belül; A_L : a leíró adat maximális értéke (ez esetben a terület; bináris index).
$F = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, i \neq 1}^n p_{ij}$	fluxus; n : foltok száma a területen belül; p_{ij} : direkt fajmozgási valószínűség az élőhelyfoltokból kiszámítva i és j foltok között (gráf alapú index, a kritikus távolság a fajspecifikus paraméterek alapján valószínűségként kerül a számításba)
$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}}{A_L^2}$	valószínűségi index; n : foltok száma a területen belül; p_{ij} : i és j foltok között a maximális valószínűségű útvonal az összes lehetséges megközelítési módok közül; a_i és a_j : i és j foltok leíró adatai (ez esetben a terület); A_L : a leíró adat maximális értéke (ez esetben a terület; gráf alapú index)

Ebben a formában tájszintű mutatókat kapunk, ahhoz hogy foltszintű értékekhez jussunk, az alábbi képletet kell alkalmazni:

$$dI\% = 100 \frac{I - I_{remove}}{I}$$

ahol I : adott tájszintű metrika minden folt figyelembevételével; I_{remove} : adott tájszintű metrika a folt eltávolítása esetén (Saura és Pascual-Hortal, 2007b).

Ezzel a módszerrel egy olyan értékhez jutunk, aminek értéke annál nagyobb, minél nagyobb az adott folt jelentősége a kapcsolatrendszer fenntartásában. Ezek az értékek azonban összesítéskor – a képlet természetéből fakadóan – nem 100%-ot adnak ki, aminek az a következménye, hogy ha a két távolsággal nyerhető eredményeket össze akarjuk hasonlítani egymással, akkor előbb standardizálnunk kell az adatokat, azaz azonos léptékre kell hozni őket.

Ezen indexek mindegyike a foltok közötti kapcsolatokat írja le különböző alapelvek alapján (részleteiben lásd 3.5.2. fejezet) a foltok közötti távolságokból kiindulva. A távolságok lehetnek euklidészi, vagy ökológiai szempontból megbízhatóbb (pl. legkisebb költség) távolságok. Az NL, NC és IIC képletei a bináris megközelítést alkalmazzák:

kritikus diszperziós távolságként csak egy határozott érték adható meg, és a vizsgálatok eredménye csak igaz/hamis lehet, akkor is, ha csak egyetlen méteren múlik is a kapcsolat hiánya/megléte. Az F és PC nem az abszolút távolságokkal számol, hanem a fajok diszperziós sajátosságaiból levezethető valószínűségekkel, és végeredményként megállapítható adott folt jelentősége a gráfként értelmezett hálózatban. A konnektivitási metrikákat a Conefor Sensinode 2.2 szoftverrel határoztam meg (Pascual-Hortal és Saura, 2006; Saura és Pascual-Hortal, 2007).

3.4.4. A foltkapcsolati modellek összehasonlítása

A kétféle távolságmodell (euklidészi és legkisebb költség távolságok) segítségével kapott eredményeket többféleképpen is összehasonlítottam: lineáris regressziót és Wilcoxon-tesztet (Monte Carlo-féle permutációval, 100000 ismétléssel, Kabacoff, 2011) alkalmaztam. A lineáris regresszió (függő változó: legkisebb költség távolság; független változó: euklidészi távolság) segített feltárni a varianciahomogenitást, a Wilcoxon-tesztet pedig az egyes foltpárokra kiszámított kétféle távolság különbségeinek a feltárására használtam.

A vizsgálatban azt tételeztem fel, hogy a tesztfaj 95%-os valószínűséggel éri el a kritikus diszperziós távolságot. Bár a szakirodalom alapján ez a távolság kb. 120 méter, a távolságmátrixokat 100, 150, 200 és 300 m-re számítottam ki, elsősorban módszertani céllal: ki akartam mutatni a kritikus távolság hatását a foltok elérhetőségére és a valószínűségi mátrixra.

A valószínűségi mátrixokat Mantel-tesztel hasonlítottam össze, 10000 permutáció alkalmazása mellett (Roff, 2006; Urban, 2003). A módszer két mátrix korrelációját méri, ez esetben a foltpárok közötti migráció valószínűségét hasonlítja össze az euklidészi és a legkisebb költség távolságok alapján számítva. A távolságok hatását a konnektivitási metrikákra lineáris regresszióval és klaszter analízissel (Ward módszer) mutattam ki, melyhez az euklidészi és legkisebb költség távolságok standardizált értékeinek a különbségét (mint független változót) és az IIC, F és PC indexeket (mint függő változót) használtam fel. A végső térkép, mely a foltok jelentőségét mutatja az élőhelyfoltok táblázatában (azaz azt, hogy adott folt mennyire járul hozzá a hálózat átjárhatóságához), szintén klaszteranalízissel állt elő az IIC, F és PC indexek alapján.

Mivel a konnektivitási indexek eredményei sokszor nagyságrendileg eltértek, az összehasonlításhoz standardizáltam az adatokat. Ennek során az euklidészi és legkisebb költség távolságok különbségeit a következő képlettel azonos skálára konvertáltam konnektivitási metrikáinként:

$$diff = \frac{x_i - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} - \frac{y_i - y_{min}}{y_{max} - y_{min}}$$

ahol x : euklidészi távolság méterben, y : legkisebb költség távolság méterben, x_i : a távolságok i -edik eleme.

dc_919_14

Ennek hiányában ilyen esetekben téves következtetések vonhatók le, mivel az adatok csak az adott vizsgálatra érvényesek, az értékkészlet mindig egyedi: a tájfolatok fontossága relatív.

Az elemzést a konnektivitási mérőszámok értékeinek elemzésével és területi megjelenésének ábrázolásával végeztem el. A táblázatos adatokat statisztikai módszerekkel elemeztem. A statisztikai vizsgálatokat R (R Development core team, 2010), Past (Hammer et al. 2001) és SPSS (SPSS Inc., Chicago IL) szoftverekkel végeztem.

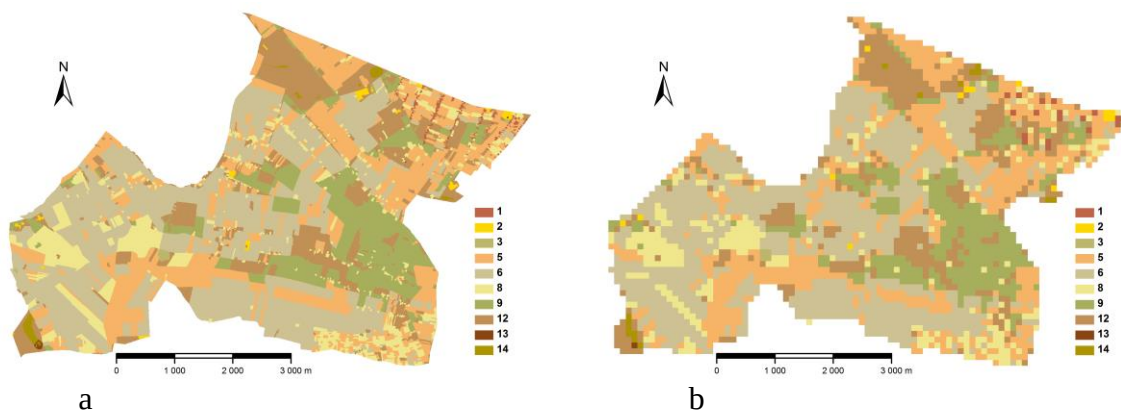
4. EREDMÉNYEK

4.1. A korrelációs struktúra vizsgálatának eredményei

A 11 folt szintű tájmetriai index elemzése során feltártam a különböző változatok korrelációs struktúráját. Bár a korrelációk az egyes változók között többé-kevésbé különböztek, a főkomponensek factorsúlyai a legtöbb esetben egyezést mutattak: a kongruencia együtthatók a legtöbb esetben 0,98 fölöttiek voltak, a struktúramátrixok kiváló egyezését jelezve. A következőkben a geometriai és tematikai felbontás, továbbá a vizsgált változók eltérő halmazának figyelembe vétele mellett mutatom be a kapott eredményeket.

4.1.1. A geometriai felbontás hatása a korrelációs struktúrára

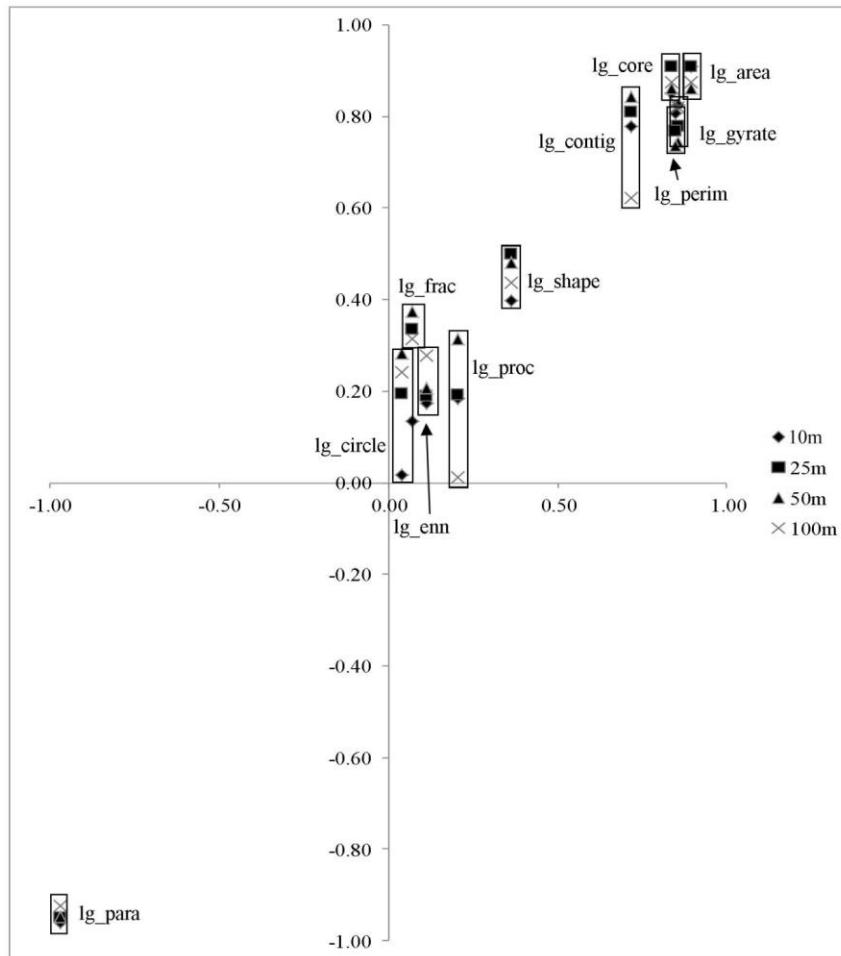
A geometriai felbontásnak kisebb hatása volt a korrelációs struktúrára, mint az várható lett volna. A felbontás csökkenése a metrikák értékeinek 20-30%-os változását idézte elő. A legfinomabb 5 m-es felbontás mellett még minden folt különálló volt, azonban 25 m-es felbontás felett már megkezdődött a foltok egyesülése, több kisebb folt olvadt össze egy nagyobbá, ami a 100 m-es felbontásnál teljesedik ki (15. ábra).



15. ábra. A tiszazugi mintaterület ártéri területei 5 (a) és 100 méteres (b) felbontásban

A változások csaknem ugyanazt a trendet követték, különösen az első főkomponensek tekintetében (16. ábra).

dc_919_14



16. ábra. A 10-25-50-100 m-es felbontások PCA megoldásainak PC1-ei (y tengely) az 5 m-es felbontás PC1-ének (x tengely) ellenében

A metriák közötti kapcsolatok általában stabil struktúrát alkottak, melyet a felbontás közepesen befolyásolt (5. táblázat): a kongruencia együtthatók sehol nem csökkentek a „határeset” minősítés alá. Az 5-10, a 25-50 és 25-100 m-es felbontás mellett a hasonlóság „kiváló” volt ($r_c > 0,98$) mindhárom főkomponens esetében. Minden más összehasonlításban az egyezések kisebbek voltak.

5. táblázat. Kongruencia együtthatók a különböző felbontások függvényében (a “kiváló” hasonlóságokat félkövér betűtípussal emeltem ki)

Cell size (m)	PC1	PC2	PC3
5-10	0.998	0.998	0.998
5-25	0.985	0.965	0.971
5-50	0.976	0.929	0.939
5-100	0.98	0.93	0.824
10-25	0.991	0.977	0.978
10-50	0.982	0.946	0.943
10-100	0.983	0.941	0.853
25-50	0.997	0.988	0.988
25-100	0.991	0.98	0.988
50-100	0.982	0.984	0.906

Az r_c értékek alapján természetesen nagy eltérés volt az 5 és 100 m-es állományok között, de ugyanakkor csak az 5 és 50 m-es felbontás-pár esetében nem volt „kiváló” a hasonlóság a PC1-nél; ha mindhárom PC-t nézzük, akkor a PC3 miatt mégiscsak az 5 és 100 m-es felbontások között volt a legnagyobb eltérés a korrelációs struktúrában. Ne feledjük azonban azt sem, hogy az 5 és 50 m-es felbontás esetében a PC1-ekhez tartozó r_c alig kisebb, mint 0,98, így nem szabad messzemenő következtetéseket sem levonni abból, hogy nem a legfinomabb és legdurvább felbontások korrelációs struktúrája különbözne a legjobban.

Mivel a kongruencia együttható nemcsak megmutatja a hasonlóságokat, hanem egyben egy érték mögé is rejti a különbségeket, ezért megnéztem azt is, hogy a főkomponens súlyok szerint hogyan alakul a metrikák sorrendje (6. táblázat). Az eredmény alapján már találhatunk különbségeket a sorrendekben: több volt a különbség az 5-25 m-es felbontások, mint az 5-100 m-es felbontások között (utóbbinál pl. a PC2-t alkotó metrikák sorrendje teljesen megegyezik). A „kiváló” r_c értékek ellenére, a PC1 változói a harmadik elemtől már különböznek minden összehasonlításban. Az egymásból kivont főkomponens súlyok varianciája kicsi, a tendenciájuk növekvő volt: 0.03-0.09-0.11-0.10 (a PC1 főkomponens súlyok abszolút értékeinek a különbsége az 5-10, 5-25, 5-50 és 5-100 m PCA-eredményei alapján). Mind pozitív, mind negatív értékek előfordultak, és az AREA és PROX esetében előjelváltás is történt a felbontás változásának hatására.

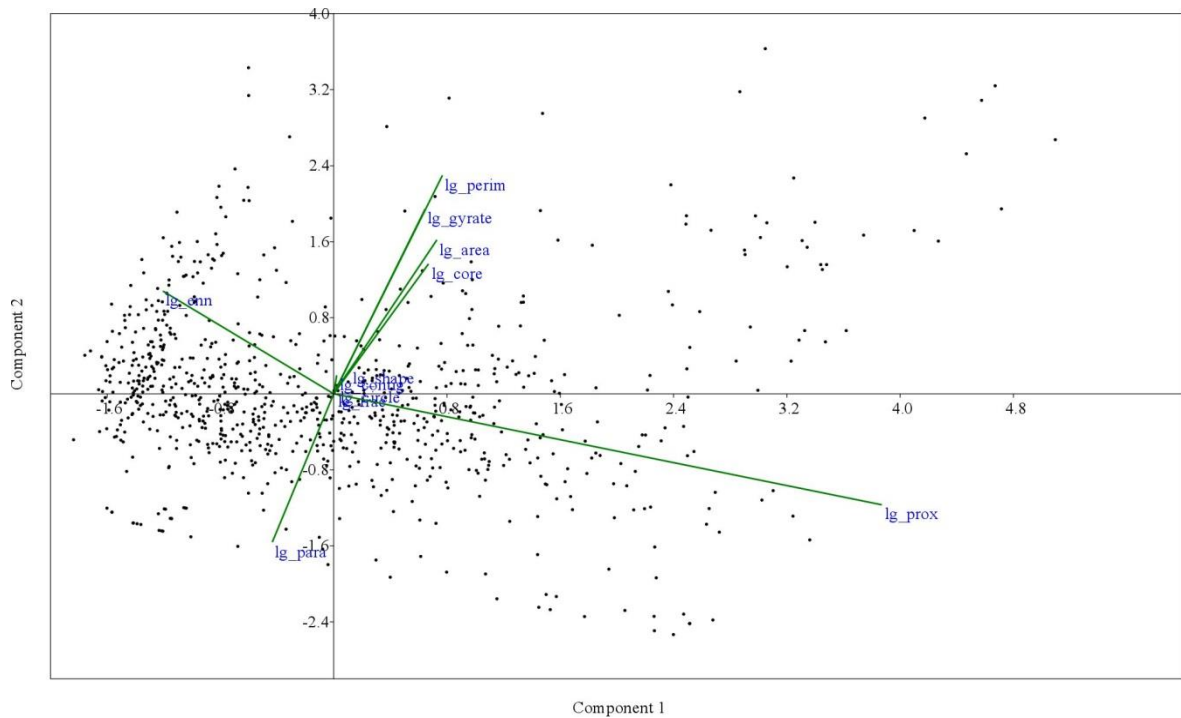
Mint láhattuk tehát a faktorsúlyok változtak, de a főkomponenseken belül a változók csoportját mindenhol ugyanazok a metrikák alkották. A PC1 és PC2 döntően terület, kerület, alaki indexből állt, míg a PC3 a távolság mutatót tartalmazta.

6. táblázat. Az 5, 25 és 100 méteres felbontású fedvények PCA eredményeihez tartozó főkomponensek változóinak sorrendje a faktorsúlyok alapján.

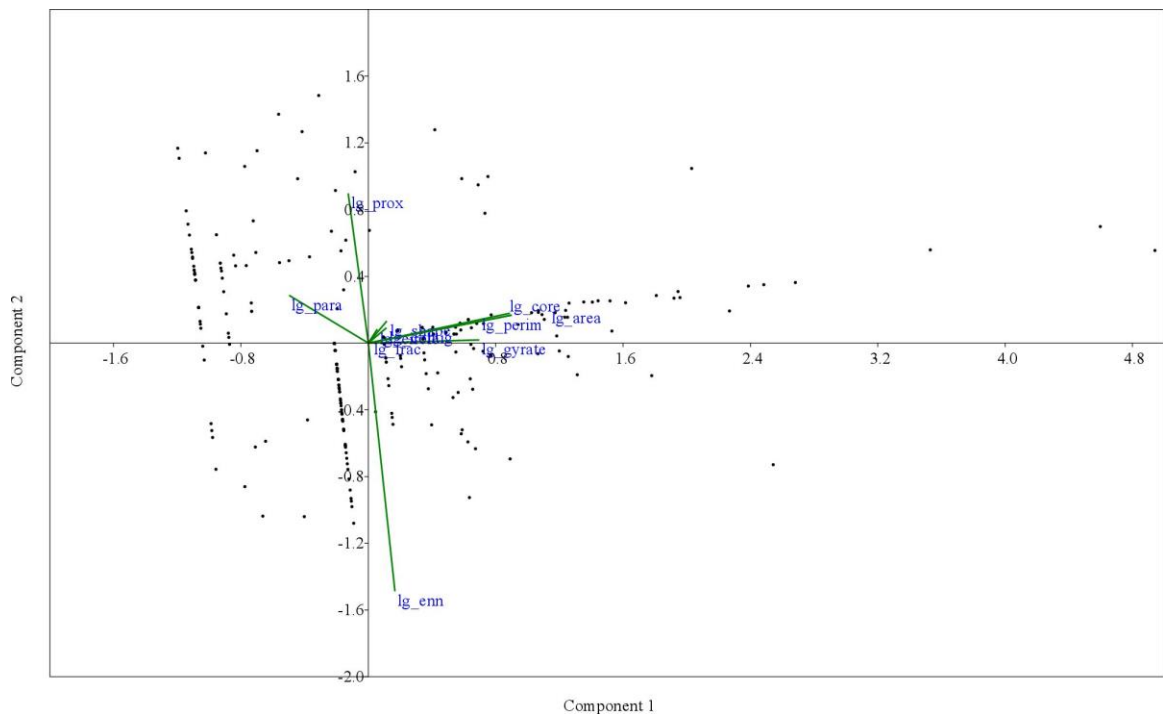
Főkomponens (PC)	5 m felbontás	25 m felbontás	100 m felbontás
PC1	PARA > AREA > PERIM > GYRATE > CORE > CONTIG	PARA > AREA > CORE > CONTIG > PERIM > GYRATE	PARA > AREA > CORE > GYRATE > PERIM > CONTIG
PC2	FRAC > CIRCLE > SHAPE	CIRCLE > FRAC > SHAPE	FRAC > CIRCLE > SHAPE
PC3	ENN > PROX	ENN > PROX	PROX > ENN

A főkomponens struktúrákat grafikusán is ábrázoltam biplotok segítségével (17-18. ábrák). A többdimenziós térben a PC1 és PC2 segítségével jelenítettem meg a struktúrát, mivel ez a két főkomponens magyarázza a legtöbb varianciát. Ez alapján megfigyelhető, hogy az eredmény összevág az eddigekben leírtakkal, a változók csoportosulása (PERIM, GYRATE, AREA, CORE, illetve SHAPE, FRAC, CIRCLE), vagy épp átellenes megjelenése jelzi a kapcsolatokat (ENN, PROX).

dc_919_14



17. ábra. Az 5 m-es felbontású fedvényből számított metrikák biplot diagramja



18. ábra. A 100 m-es felbontású fedvényből számított metrikák biplot diagramja

Az 5 m-es felbontású fedvényből származtatott metrikákon végzett PCA biplotján (17. ábra) láthatók a PC3-at alkotó PROX és ENN indexek, ahol az ENN-nek volt a legnagyobb varianciája. A PERIM-nek volt a második legnagyobb varianciája és a többi (kisebb varianciájú) metrikával együtt nem korrelált a PARA-val, valamint a PROX és ENN indexekkel. A PERIM, GYRATE, AREA és CORE indexek erősen korreláltak, míg a SHAPE, CONTIG és CIRCLE egy másik, a PERIM és PROX változókkal gyengén korreláló csoportot alkottak. A PERIM és a GYRATE, valamint az AREA és a CORE erősen korreláltak egymással.

A 100 m-es felbontásnál hasonló képet kaptunk (18. ábra), csak az irányok változtak meg (a kapcsolatok változása nélkül). Ez esetben az ENN-nek volt a legnagyobb, a PERIM és CORE indexeknek pedig a második legnagyobb varianciája.

4.1.2. A tájtípusok hatása a korrelációs struktúrára

A felbontás mellett a tájak is befolyásolhatják a korrelációs struktúrát a tájak adottságaihoz igazodó foltszerkezetükkel, amihez eltérő foltméretek, foltalakok tartoznak. Az r_c -értékek alapján azonban ez nem nyert igazolást, a korrelációs struktúrák egyezése “kiváló” volt a homokos síkságok és löszös síkságok pár kivételével, ám itt is 0,97 volt a kongruencia együttható, vagyis alig marad el a 0,98-as határtól. További kivételével ugyanezen páros harmadik főkomponenseiben mutatkozik meg, ahol az r_c csak 0,937.

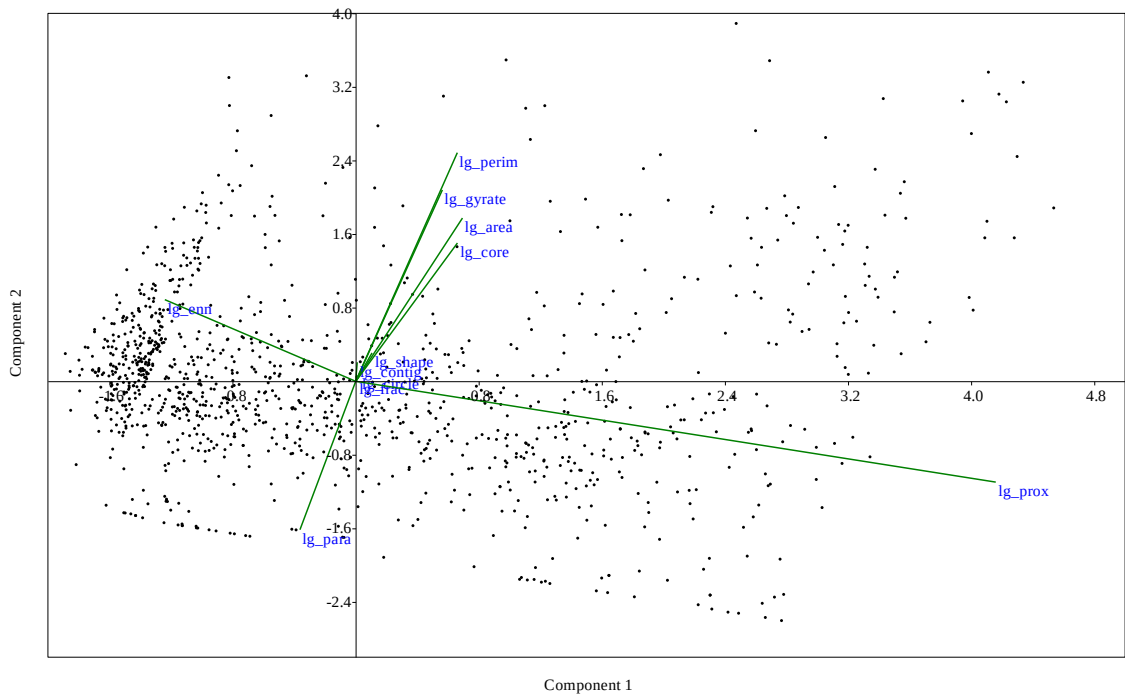
7. táblázat. A tájtípusok vonatkozásában összehasonlított főkomponensek kongruencia együtthatói (a “kiváló” hasonlóságokat félkövér betűtípussal emeltem ki)

Tajtípus	PC1	PC2	PC3
ártér – homoksíkság	0.998	0.997	0.968
ártér – löszös síkság	0.982	0.997	0.992
homoksíkság – löszös síkság	0.973	0.991	0.939

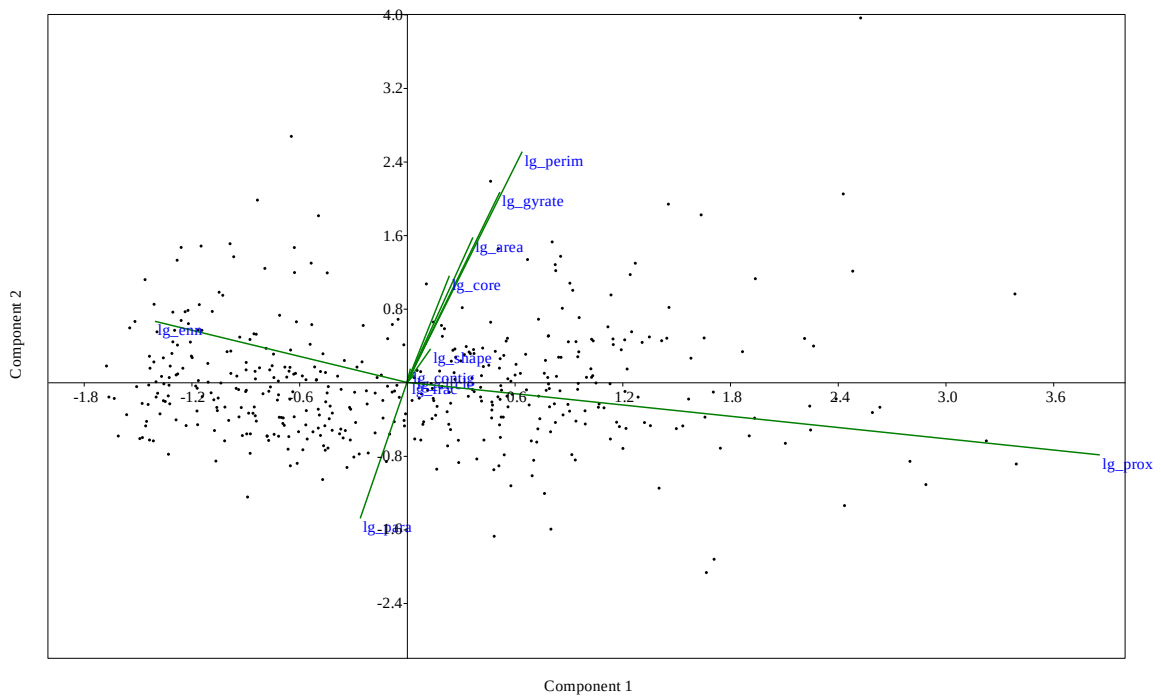
A vizsgálatba vont metrikák főkomponens súlyok alapján alkotott sorrendje minden tájtípus esetében megegyezett az 5 m-es felbontáshoz tartozó sorrenddel a főkomponens súlyok alapján (lásd 6. táblázat). A főkomponens súlyok különbségei az egyes tájtípus-párok (pl. $PC1_{\text{ártér}}-PC1_{\text{homokos síkságok}}$) között 0,008-0,026 változtak.

A tájtípusok biplot diagramjai igen hasonló struktúrát mutattak lényegi különbségek nélkül, amik hasonlítottak a felbontás vizsgálatánál tapasztaltakhoz. Az ENN és PROX szorosan korreláltak a PC3-mal, és szintén a PROX-nak volt a legnagyobb a varianciája, továbbá ezek a metrikák nem korreláltak a többi index-szel. A többi metrika korrelációja többé-kevésbé változatlan volt a többi index-szel a három tájtípusban, legfeljebb az irányvektorok, illetve a varianciák változtak kissé. A PERIM-GYRATE-AREA-CORE indexek korrelációja minden esetben szoros (19-21. ábrák), a löszös területek esetében kissé gyengébb, de az összefüggés ott is egyértelmű.

dc_919_14

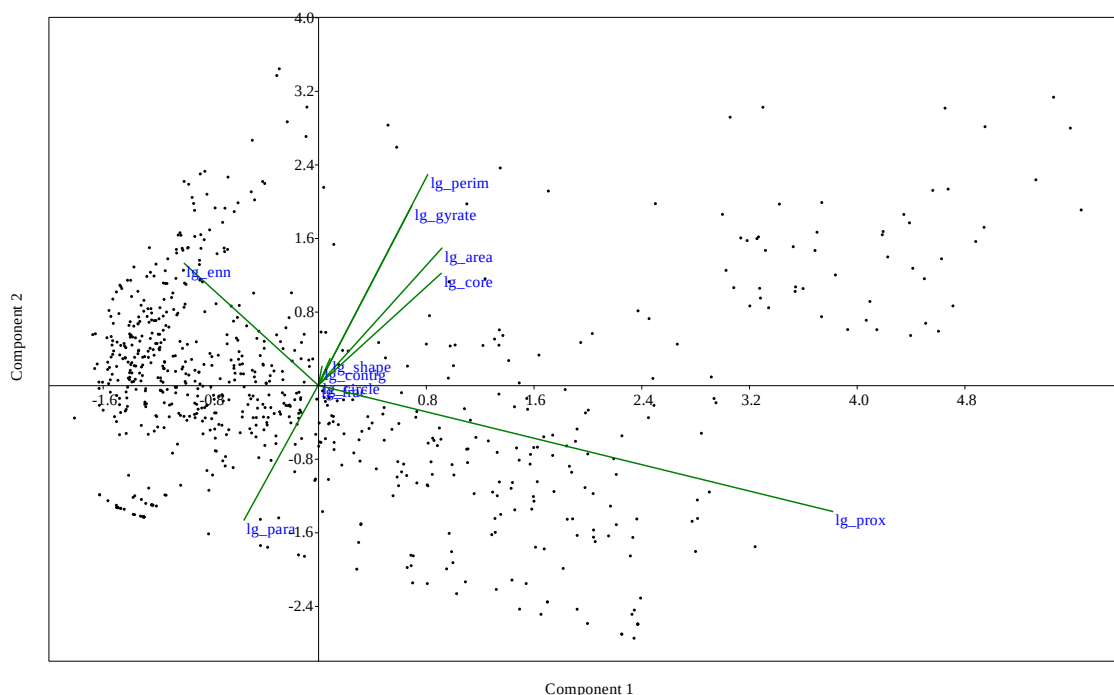


19. ábra. Ártéri területek tájfoltjaiból származtatott metrikák biplot diagramja



20. ábra. A homokos síkságok tájfoltjaiból származtatott metrikák biplot diagramja

dc_919_14



21. ábra. A löszös síkságok tájfoltjaiból származtatott metrikák biplot diagramja

Ezután a tájtípusokon belüli szubrégiókat (nevezéktan magyarázatát lásd a 3.1.1. fejezetben) is megvizsgáltam (8. táblázat). Az eredmények szerint szubrégiók korreláció-struktúrája jobban különbözött egymástól, mint ahogy ezt a tájtípusok esetében láthattuk. Különösen a löszös síkságok és homokos síkságok esetében feltűnők az eltérések. A löszös síkságoknál az r_c értéke már a „gyenge” hasonlóság kategóriájában volt.

8. táblázat. A tájtípusokon belüli szubrégiók vonatkozásában összehasonlított főkomponensek kongruencia együtthatói (a “kiváló” hasonlóságokat félkövér betűtípussal emeltem ki)

Szubrégiók	PC1	PC2	PC3
ártér#1 - ártér #2	0,991	0,99	0,982
ártér #1 - ártér #3	0,989	0,984	0,986
ártér #2 - ártér #3	0,989	0,999	0,992
homokos síkságok#1 - homokos síkságok #2	0,986	0,351	0,339
homokos síkságok #1 - homokos síkságok #3	0,991	0,383	0,367
homokos síkságok #2 - homokos síkságok #3	0,996	0,998	0,995
löszös síkság #1 - löszös síkság #2	0,808	0,976	0,660
löszös síkság #1 - löszös síkság #3	0,794	0,976	0,706
löszös síkság #2 - löszös síkság #3	0,987	0,994	0,989

4.1.3. A tájhasználati kategóriák számának hatása a korreláció-struktúrára

A kategóriák száma alapvetően csökkentette a korrelációk hasonlóságát (9. táblázat). A korábbiakban általános „kiváló” minősítés után, itt csak összesen két ilyennel találkozhatunk, helyette inkább a „jó”, vagy ennél rosszabb r_c -értékek (egészen az „értékelhetetlenig”) az általánosak az egyes párokat tekintve. A PC1-ek kongruencia értékei általában kisebbek voltak, mint a PC2-k esetében, de a PC3-k voltak a legkisebbek. Egyes esetekben még az is előfordult, hogy ugyanazon tájtípusok között nagyobb volt a különbség a 14 és 7 kategóriás fedvények analízise során (pl. homokos síkságok_{14kategória}-homokos síkságok_{7kategória}), mint azokban a páros összehasonlításokban, ahol a tájtípus különböző volt (pl. homokos síkságok_{14kategória}-lőszős síkságok_{7kategória}).

9. táblázat. A tájhasználati kategóriák vonatkozásában összehasonlított főkomponensek kongruencia együtthatói (a „kiváló” hasonlóságokat félkövér betűtípussal emeltem ki)

Tajtípusok összehasonlítása a felszínborítási kategóriák száma szerint	PC1	PC2	PC3
ártér _{14kategória} -ártér _{7kategória}	0.899	0.82	0.366
homoksíkság _{14kategória} - homoksíkság _{7kategória}	0.834	0.993	-0.045
lőszős síkság _{14kategória} - lőszős síkság _{7kategória}	0.896	0.988	-0.207
ártér _{14kategória} - homoksíkság _{7kategória}	0.889	0.812	0.201
ártér _{14kategória} - lőszős síkság _{7kategória}	0.915	0.777	0.415
homoksíkság _{14kategória} - lőszős síkság _{7kategória}	0.869	0.988	-0.15

A struktúramátrixokban a változók sorrendje megegyezett az 5 méteres felbontásnál végzett PCA elemzés során kapott eredménnyel (lásd 6. táblázat).

A 7 kategóriára végzett PCA-k biplot diagramjai a korábbiakban bemutatottakhoz hasonlóak voltak (pl. 17. ábra).

4.1.4. A különböző változókkal végzett elemzések hatása a korreláció-struktúrájára

Ezt követően – annak megfelelően, hogy nincs 2 tanulmány, ahol ugyanazokat a táji metrikákat tartanák fontosnak – megváltoztattam a vizsgálatba vont változók körét, kihagyva a PROX és ENN indexeket (a korábbi vizsgálatok PC3-át) és bevonva az NCORE-t és a CAI-t. Ezzel épp az volt a célom, hogy kiderüljön, hogy az új változók külön főkomponensbe tömörülnek-e, vagy éppen összezavarják az eddigi rendet. Az új vizsgálatokat a kategóriák számához hasonlóan a tájtípusok fedvénye alapján végeztem el. Az eredmények szerint a tájtípusok között komolyabb különbségek vannak minden eddigi vizsgálathoz képest a korrelációs struktúrában (10. táblázat). Valójában egy elég heterogén eredményt kaptam: az egyes tájtípusok között a különbség számottevő (pl. ártér-homokos síkságok vagy ártér-lőszős síkság), míg máshol a korrelációk hasonlósága a jellemző (homokos síkságok-lőszős síkságok). Az r_c -értékek általában inkább a „jó” kategóriában voltak a PC1-ben, a „gyenge” kategóriában a PC2-ben és az „elfogadhatatlanban” a PC3-ban. Egyedül a homokos síkságok és lőszős síkságok hasonlósága volt „kiváló” besorolású.

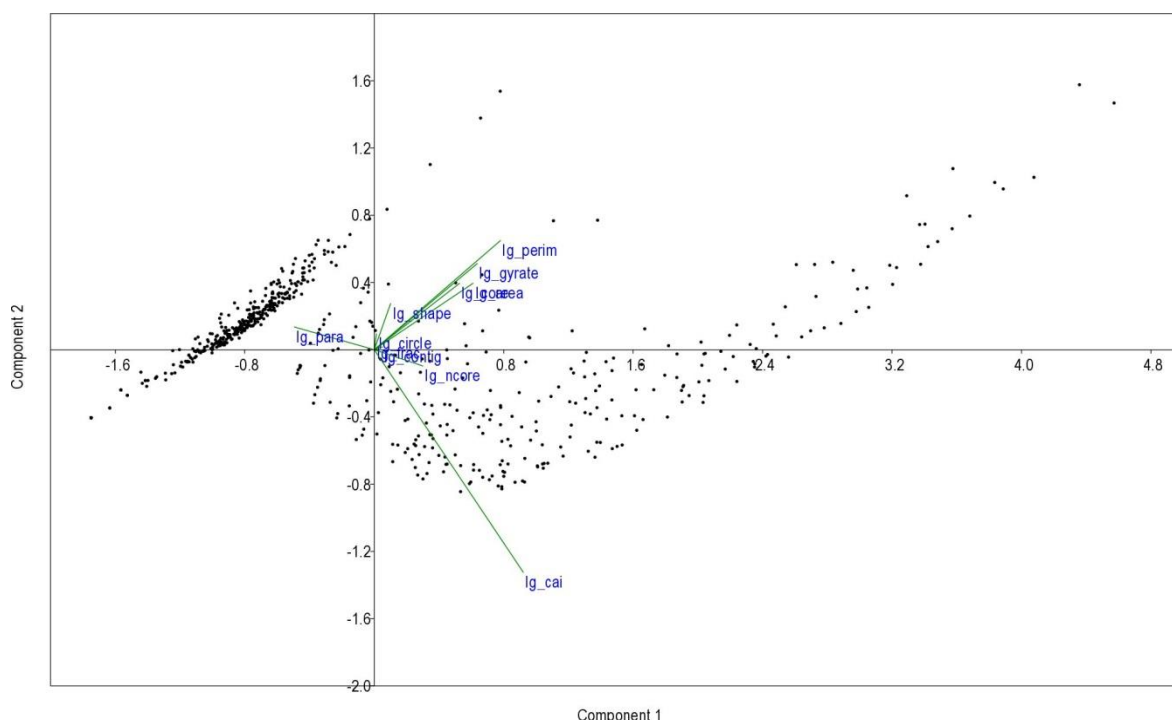
10. táblázat. A tájtípusok kongruencia együtthatói a vizsgálatba vont metrikák megváltoztatása után

Tajtípusok	PC1	PC2	PC3
ártér – homokos síkságok	0,92	0,771	-0,421
ártér – löszös síkság	0,928	0,777	-0,508
homokos síkságok – löszös síkság	0,995	0,995	0,991

A kongruencia értékek jelezték a különbségeket, de csak a sorrend tárta fel a szerkezeti különbségeket részleteiben (11. táblázat). A főkomponensek eddigiekben megfigyelt struktúrája döntően megváltozott, sőt minden tájtípus esetében csak a PC2-be kerültek ugyanazok a változók. A három alaki index eddig nem különült el ennyire határozottan, azonban minden más főkomponensen belül lényegi keveredés ment végbe. Mindezeknek megfelelően a biplot szintén új struktúrát kapott (22. ábra).

11. táblázat. A megváltoztatott változókkal elvégzett PCA eredményeihez tartozó főkomponensek változóinak sorrendje a faktorsúlyok alapján

Főkomponens (PC)	árterek	homokos síkságok	löszös síkságok
PC1	CORE > AREA > CAI > GYRATE > PERIM > NCORE	CORE > AREA CAI > NCORE	CORE > AREA > CAI > PARA > GYRATE > PERIM > NCORE
PC2	FRAC > CIRCLE > SHAPE	FRAC > CIRCLE > SHAPE	FRAC > SHAPE > CIRCLE
PC3	CONTIG > PARA	CONTIG > PARA > GYRATE > PERIM	CONTIG



22. ábra. Az új változókkal végzett PCA biplot diagramja

4.1.5. Az eredmények extrapolálhatóságának módszertani fejlesztése

Minden módszertani vizsgálat fő kérdése, hogy a kapott eredmények általános érvényűek-e, vagy csak adott mintaterületre igazak. Esetünkben ez azt jelenti, hogy vajon a korrelációs struktúrára vonatkozó megállapításaink megállják-e a helyüket más mintaterületeken is. Ennek megfelelően 3 további terület táji metrikáit is meghatároztam, a kiválasztás szempontja pedig az volt, hogy teljesen különbözzenek a részletesen feldolgozott tiszazugi mintaterülettől. Így esett a választásom a CLC50 ÉK-magyarországi részletére, illetve a CLC2000 (teljes) Magyarországot és Portugáliát ábrázoló fedvényeire (adatokat lásd a 12. táblázatban).

12. táblázat. A teszt- és kontrollterületek fontosabb adatai

	Tiszazug	ÉK-Magyarország	Magyarország	Portugália
Adattípus	vektORIZÁLT ortofotó	CLC50 (vector)	CLC2000 (raszter)	CLC2000 (raszter)
Minimális térfépezett egység (ha)	0,0025	4	25	25
Felbontás (m)	5	10	100	100
terület (km ²)	243	3418	93027*	89405*
Foltok száma	4273	4595	39244	31473

*a CLC2000-ből számítva

A tájmetriai indexek meghatározása után korrelációanalízisnek vettem alá az egyes területekre vonatkozó eredményeket, melyeket korrelogramokon ábrázoltam az R-cran program segítségével (Corrgram package, Wright, 2012). A korrelogram a változók közötti

keresztkapcsolatokat színekkel ábrázolja (minél sötétebb a szín, annál közelebb van a korrelációs együttható értéke az 1-hez, vagy a -1-hez; kék: pozitív kapcsolat, piros: negatív kapcsolat), továbbá vonalkázás is segíti az interpretációt (jobb ferde vonal: pozitív korreláció, bal ferde vonal: negatív korreláció); a kördiagramokban a körcikkek a korrelációs együttható értékével arányosak (teljes kitöltés: amikor a korrelációs együttható értéke +1, vagy -1); továbbá a színek és az irányok itt is jelzik a korreláció pozitív, vagy negatív voltát. Ezt követően a korrelációs mátrixok azonos helyzetű celláit tekintve a statisztikai mintának, meghatároztam a maximum-minimum értékek eltéréseit (terjedelem).

Általánosan a módszer a következő képlettel írható le:

$$A_{i,j} = \left(\begin{array}{c} \text{m} \\ \text{---} \\ \text{m} \end{array} \right)$$

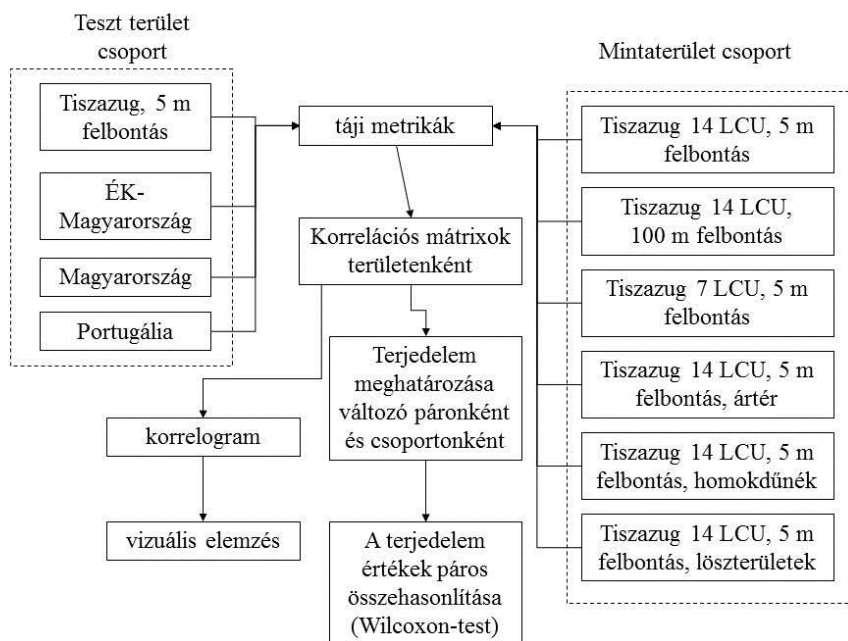
ahol $A_{i,j}$: a vizsgálatba vont terület korrelációs mátrixának i -edik oszlopa és j -edik sora; m : a vizsgálatba vont változók egy trianguláris mátrixban

$$[r_{range}(A_1, \dots, A_n)]_{i,j} = r_{max}\{(A_1)_{i,j}, \dots, (A_n)_{i,j}\} - r_{min}\{(A_1)_{i,j}, \dots, (A_n)_{i,j}\}$$

ahol $r_{range(ij)}$: maximális és minimális korreláció különbsége a mátrixban; $r_{min(ij)}$: az A_n vizsgálati területek korrelációs mátrixának i,j pontján a minimális korreláció értéke; $r_{max(ij)}$: az A_n vizsgálati területek korrelációs mátrixának i,j pontján a maximális korreláció értéke.

Eszerint a vizsgálatba vont területek számát mi döntjük el, mint ahogyan azt is, hogy hány változóval szeretnénk dolgozni.

A vizsgálatban 4 teszterületet (A_{teszt}) és 6 mintaterületet (A_{minta}) alkalmaztam, amik esetében kiszámoltam a korrelációs mátrixok értéktartományának a terjedelmét változó-páronként (23. ábra). Ezután a mátrixok értékeit számoszloppá alakítottam, ahol a sorok az egyes változó-párokat képviselték, az A_{teszt} és A_{minta} alapján oszlopokba rendezve. Végül a Wilcoxon-próba alapján mondtam ki, hogy van-e különbség a két csoport értékei között. A Wilcoxon-próba páros próba, ami azért fontos, mert sokkal érzékenyebb a kisebb változásokra. Mivel a mátrixok tökéletesen megegyeztek, így az oszloppá átalakított változataik párokat alkottak, ami a teszt alkalmazásának az előfeltétele.

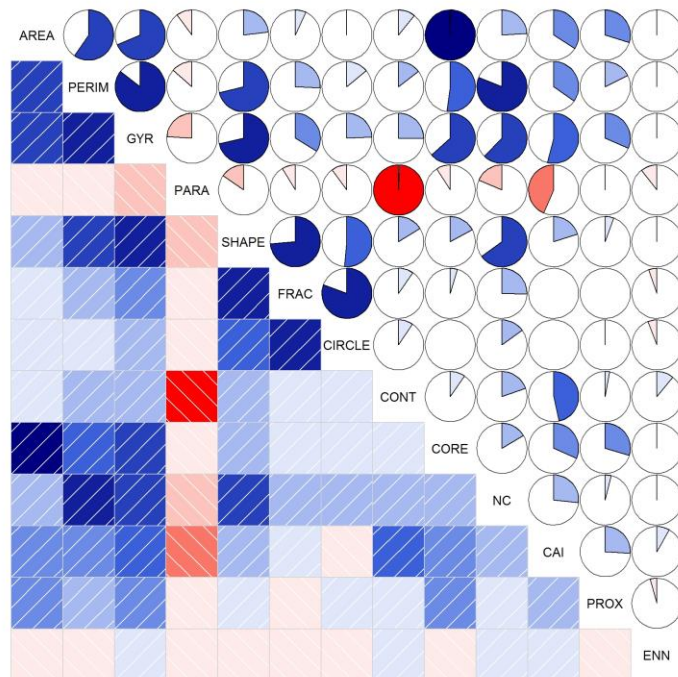


23. ábra. Az eredmények kiterjeszthetőségének tesztelési sémája

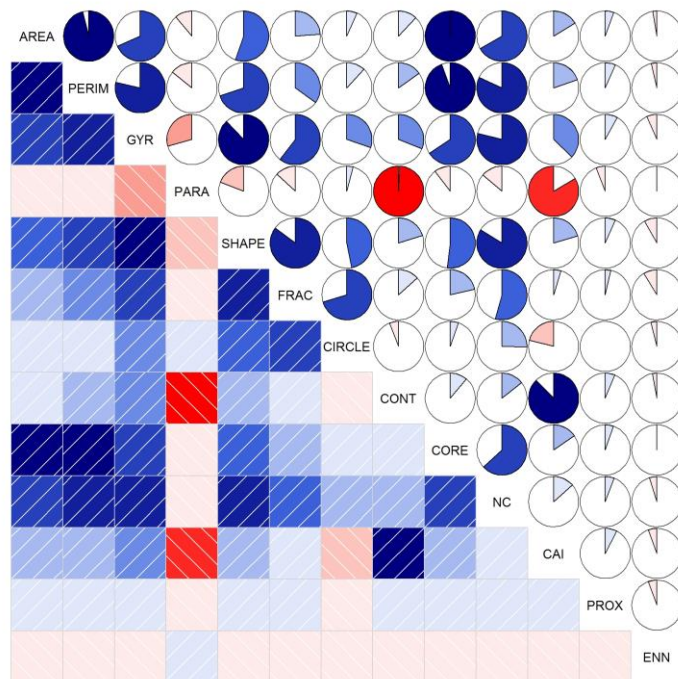
A 4 tesztterület keresztkorrelációja változatos képet mutatott (24-25. ábrák): néhány index szoros korrelációban állt másokkal mindene esetben: az AREA-CORE és a PARA-CONTIG csaknem teljesen redundáns volt, míg az AREA-PERIM, a SHAPE-FRAC és a SHAPE-GYRATE erősen korreláltak kisebb változások mellett. A magterületi indexek csoportjában (CORE, NCORE, CAI) a különbségek széles skálán változtak (a változások 0-0,5 közöttiek voltak a Pearson r értékében). Az egyes változópárok között csak egy esetben, a CAI és a SHAPE indexek között tapasztaltuk a korreláció előjelének a megváltozását, a többi esetben még a komolyabb, nagyobb változások esetében sem. A PROX és ENN indexek korrelációs értelemben minden esetben elkülönültek a többi indextől, nem volt összefüggés egyetlen másikkal sem, így az általuk hordozott információ is egyedinek tekinthető. Az egyes párok különbségeit vizsgálva láthatjuk, hogy melyek azok, ahol pl. a foltméret és kerület befolyásol (AREA-PERIM, PERIM-CORE), ahol a foltok száma (mint nem standardizált érték) befolyásol (AREA-NC, CORE-NC); illetve azokat, ahol nincs változás, vagyis minden körülmények között azonos értéket produkálnak (pl. AREA-CIRCLE, PROX-ENN). Fontos, hogy észrevegyük: a 0 értékű párok a legértékesebbek abból a szempontból, hogy nem változtatják korrelációjukat sosem, de az is felmerülhet kutatási feladatként, hogy pont a fentebb említett befolyásoló tényezőket akarjuk feltárni, ilyenkor viszont éppen arra van szükségünk, hogy adott területre vonatkoztatva lássuk meg, hogy mi az aktuális helyzet. A 13. táblázat szerinti kis terjedelmű (max-min) korrelációk azonban nem fognak reális képet adni, mert azok értéke minden esetben csaknem ugyanaz lesz.

A Wilcoxon-próba alapján nincs szignifikáns különbség a korrelációs értékek terjedelme alapján végezve el a számítást a tesztterület és a kontrollterület csoportok között ($W=1785$, $z=1.665$, $p=0.096$), így a kis területen elvégzett számítások általánosíthatók.

dc_919_14



24. ábra. A tiszazugi terület foltjaiból származtatott metrikák korrelogramja (14 kategória, 5 m-es felbontás)



25. ábra. A Portugáliára kiszámított metrikák korrelogramja (14 kategória, 100 m-es felbontás)

13. táblázat. A kontrollterületek Pearson-féle korrelációs mátrixokból számított értéktartományok értékei

	AREA	PERIM	GYR	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONT	CORE	NC	CAI	PROX
PERIM	0.35											
GYR	0.02	0.08										
PARA	0.07	0.09	0.11									
SHAPE	0.12	0.19	0.05	0.05								
FRAC	0.03	0.07	0.03	0.02	0.07							
CIRCLE	0.00	0.08	0.03	0.02	0.01	0.03						
CONT	0.08	0.09	0.12	0.00	0.06	0.03	0.02					
CORE	0.00	0.41	0.02	0.06	0.16	0.05	0.00	0.07				
NC	0.46	0.04	0.01	0.10	0.09	0.02	0.01	0.10	0.51			
CAI	0.21	0.20	0.27	0.02	0.24	0.28	0.34	0.03	0.20	0.18		
PROX	0.27	0.15	0.28	0.08	0.05	0.01	0.04	0.09	0.27	0.03	0.25	
ENN	0.00	0.02	0.08	0.03	0.08	0.07	0.06	0.03	0.00	0.04	0.07	0.00

4.1.6. A változók korrelációját befolyásoló tényezők együttes értékelése

A geometriai felbontás és korreláció problémája

A felbontást számos alkalommal kutatták már és kimutatták az eredményeket befolyásoló hatását (Saura and Martinez-Millán, 2001; Szabó et al. 2012; Wickham and Riitters, 1995), e vizsgálatban azonban mégsem volt olyan nagy hatása az eredményekre, mint várható lett volna. Eredményünk megegyezik a Wu et al. (2002) kutatásában tapasztaltakkal. A Tiszazug esetében kapott korrelációs struktúra például nagyon hasonló volt a Portugália esetében elvégzethez, annak ellenére, hogy mind a vizsgált terület (243 km^2 vs. 90000 km^2), mind a felbontás (5 m vs. 100 m) igen különböző volt. Az 5 méteres felbontás ideális volt a tájmetriai indexek kiszámítására, az 50 és 100 méteres felbontás mellett pedig már csak “lecsupaszított”, az eredeti foltalakhoz kevésbé hasonló eredményt kapunk; a kis foltok egybeolvadnak, vagy beolvadnak a nagyobb foltokba, ami valójában magát a foltmintázatot változtatja meg (Saura, 2004). Ennek ellenére a metrikák korrelációs struktúrája alig változott. Ez azért fontos, mert nem tudunk bármekkora területről bármekkora felbontással vizsgálatokat végezni, figyelembe kell venni a számítások (számítástechnikai) határait is: nagy területeket csak durvább felbontás mellett tudunk feldolgozni, a finomabb felbontás csak kis területeken alkalmazható (O’Neill et al. 1996; Wu et al. 2000). E vizsgálat tapasztalata mindemellett az volt, hogy az adott felbontásban a szűk keresztmetszet a foltok száma: kb. 40000 foltnál többet a jelenlegi (2014; i7-2600 CPU, 8 Gb RAM) hardverek használatával nem tudtam feldolgozni (ezért esett ki lehetséges tesztterületként pl. Nagy-Britannia, Németország, Franciaország és Spanyolország).

A tematikai felbontás és korreláció problémája

A tematikai felbontás is számos kutatás tárgyát képezte (Baldwin et al. 2004; Buyantuyev és Wu, 2007; Szabó et al. 2012; Turner et al. 1989b) és megállapítást nyert, hogy a felszínborítási kategóriák száma sok táji metrika értékét befolyásolja. Ezek a kutatások osztály és táji szintű metrikákat dolgoztak fel, az én kutatásom azonban folt szinten történt, és szintén megerősíti a kategóriák számának hatását. Az eltérő számú kategóriák jelentősen

befolyásolták a korrelációs struktúrát. Bár kevesebb kategória alkalmazásakor itt is foltok olvadnak össze, az eredmény mégsem olyan, mint a geometriai felbontás csökkenése esetében, mivel ez esetben nagy területű foltok is összeolvadhatnak (pl. fenyő- és lombhullató erdő). Így végül a felszínborítási mintázat egy teljesen eltérő képet kaphat, de akár az is előfordulhat, hogy nem történik lényegi változás – mindez attól az adott tájtól függ, amin az elemzést végezzük. Ebben a vizsgálatban a változás hatása a korrelációs struktúrára szignifikáns volt a kis r_c -értékek alapján (főkomponensenként változó mértékben). Általánosságban azt fogalmazhatjuk meg, hogy a tematikai felbontás sokszor korlátozott, mert a kategóriák száma a feldolgozott felvételektől függően különböző lehet (fekete-fehér vs. színes), továbbá pl. egy CLC adatbázis esetében adott. Következésképpen a kategóriák száma kutatásonként változó és ezen kutatások fényében a korrelációs struktúra nem összehasonlítható. Ez annyit jelent, hogy a metrikák egymáshoz való viszonya el fog térni, vagyis ne várjuk, hogy ami korábban jól korrelált és akár kiváltott egy indexet, az nálunk is hasonlóan fog viselkedni.

A vizsgálati terület kiterjedésének hatása a keresztkorrelációkra

A vizsgálati területnek szintén van hatása az eredményekre: mind a terület nagysága, mind a terület határai befolyásoló tényezők. Minél nagyobb a terület, potenciálisan annál nagyobb a vizsgálatba vont foltok száma (bár meg kell jegyezni, hogy ezt azért a méretarány, a geometriai felbontás és legkisebb térképezett egység mérete is befolyásolja), továbbá feltehetően növeli a foltok összterületét, a magterületek területét, számát is (Baldwin et al. 2004). Az abszolút értékek mellett bizonyították a standardizált metrikák érzékenységét is (Baldwin et al. 2004; Saura és Martinez-Millán, 2001). E kutatásban folt szintű mérőszámokkal dolgoztam, így a terület a foltok számát és néhány tulajdonságát befolyásolta, kifejezetten akkor, amikor összegeztem őket osztály, vagy táj szinten (pl. hány darab folt, mennyi az összterületük, mennyi a területek átlaga/súlyozott átlaga?) Másrésről a határok jelentősen torzíthatják az alaki mutatók értékeit, ha a határvonal elvágja a foltok egyes részeit. A hiba ilyenkor akkor nagy, ha változatos alakú foltokat vág el a határ, izodiametrikus foltok esetén elhanyagolható – bár ez magától a határvonaltól is függ: egyszerű izodiametrikus foltból egy tagolt, összetett határu foltot is ki lehet vágni (rendszerint az első verzió a gyakoribb, rendszerint egy 4 vagy 6 szögű grid [pl. Schindler et al. 2008], vagy éppen a magyar kistájkezelési kis méretarányú kistájhatárainak alkalmazása mellett; ugyanakkor egy domborzatmodellből generált vízgyűjtő határa igen változatos is lehet). Turner et al. (1989a) kutatásai szerint, ha a rendszer határai korrektek, akkor a kísérleti modellel dinamikus folyamatokat becsülhetünk. Esetünkben (felszínborítás elemzésénél) a kérdés az, hogy biztosak lehetünk-e abban, hogy a vizsgálatban alkalmazott határvonal a megfelelő helyen fut.

Mintaterületeim 22 km^2 - 100000 km^2 közöttiek voltak. A tájtípusok korrelációs struktúrája között kisebb különbségek voltak, a szubrégiók esetében viszont már komolyabbak, sőt a szubrégiókon belül sem az eltérő tájtípusok között volt jelentősebb a különbség, hanem az azonos eredetűek között. Vagyis hiába vizsgálunk például csak ártereket, még ezek között sem egyértelmű, hogy azonos lenne a korrelációs struktúra. A homokos síkságok területéről vektorizált felszínborításból számított metrikák korrelációi a szubrégiókban jobban különbözött, mint amikor az árterekkel, vagy löszös területekkel hasonlítottam össze őket. Mindazonáltal jelentősen nagy különbségeket nem találtam, még akkor sem, amikor országos vizsgálatokat végeztem (Magyarország, Portugália).

Összehasonlítások és korreláció-struktúra problémája

Láthattuk, hogy a PCA képes felfedni a korreláció-struktúráját, azonban a főkomponensek összehasonlítása már nem hozott olyan eredményt, ami megbízhatóan vissza tudta volna adni a struktúrák különbségeit. Minden eredmény a vizsgálatba vont változók sajátos tulajdonságaitól függött. A hasonló (összefüggő) változók javítják az n dimenziós tér szfericitását, mások deformálják azt és csökkentik a KMO-értéket. A struktúramátrix főkomponensekből (oszlopok) és változókból (sorok) áll; a változók megváltoztatásával egy új PCA kiszámítása után egy új helyzet áll elő. A változók sorrendje (rangsora) mindig a változók számától, kommunalitásától, korrelációjuktól és a főkomponensek számától függ (Jolliffe, 2002). A folt szintű metrikák tagsága többé-kevésbé stabil volt a főkomponenseken belül, a főkomponens súlyok közötti különbségek rendszerint kicsik voltak. A PC1 és PC2 a terület-kerület-alak mutatókból állt, míg a PC3 a foltok távolságát/közelségét jellemzőkből. A kerület a PARA, FRAC és SHAPE indexek képletében, a terület pedig a PARA, CORE és CIRCLE képletében szerepel – vagyis együttes és egyben kevert megjelenésük nem meglepő az első két főkomponensben.

Ha azonban a struktúramátrixot arra szeretnénk használni, hogy kiválasszuk a statisztikailag legfontosabb metrikákat, figyelembe véve, hogy a PC-k nem korrelált csoportokba rendezik a változókat és sorrendjük szintén kvantifikált mutató (a főkomponens súlyokon alapul), a kiválasztott változók nem feltétlenül lesznek megfelelők. A sorrend a főkomponens súlyokon alapul, a különbségek az egyes változók között igen kicsik is lehetnek (attól függően, hogy mennyire korrelálnak a változók a főkomponenssel), a kis különbségek miatt pedig abba a hibába is eshetünk, hogy nem a legjelentősebb változót választjuk (jelentős alatt azt a változót értem, ami a tájanalízisben a legtöbb jelentést hordozná). Emiatt az a legjobb javaslat, hogy azt a metrikát kell választani, amelyik adott vizsgálat szempontjából a legjobban indokolható. Hasonló következtetésre jutott Uueemaa et al. (2011) és Leitao and Ahern (2002) is. További elemzési lehetőség, ha a faktor szkórokat (factor score) mesterséges változóként használjuk (mint pl. Schindler et al. 2008, Tinker et al. 1998), így több változó egyesített tulajdonságait tudjuk párhuzamba állítani a más módszerekkel (pl. terepen) mért adatokkal.

Az összehasonlítások alapján, annak ellenére, hogy a különböző statisztikai tesztek változó eredményt adnak az input adatoktól függően, e vizsgálatokban az derült ki, hogy a korrelációs struktúra nem nagyon változik, legalábbis a főkomponensek szintjén a legtöbb esetben nagyfokú hasonlóság volt a jellemző. A különböző méret, tájtípus, eltérő számú felszínborítási kategória lényegileg nem változtatott az eredményeken. A struktúra akkor változott meg jelentősen, amikor 2 változót (metrikát) kicseréltem a vizsgálatban. A kongruencia együttható nem volt eléggé érzékeny a főkomponens súlyok értékeire, a biplot diagram viszont képes volt a struktúramegjelenítésére a többváltozós térben, és nem befolyásolták a vizsgált tényezők. Azt azonban nem szabad elfelejteni, hogy a korrelációs struktúra hasonlósága nem egyezik meg a tájak/tájszerkezet hasonlóságával (gondoljunk csak Magyarország és Portugália esetére). Ez a fajta hasonlóság azt jelenti, hogy a táji metrikák (persze nem véletlenül) hasonlóan korrelálnak a vizsgált területeken és nem függenek az input adatoktól.

Az extrapoláció lehetőségeinek vizsgálatából kiderült, hogy a korrelációs mátrixok alkalmazása egy hatékony és robusztus eszköz lehet a tájanalízisben. A korrelációt mindig páronként számítjuk, nem befolyásolja a változók száma, azaz a korrelációs együttható értéke nem változik meg, ha egyidőben több, vagy kevesebb változóval dolgozunk – így az összehasonlításokat nem zavarja az sem, ha eltérő változókat kell alkalmazni. Mind a

biplot diagramok, mind a korrelogramok vizuálisan jelenítik meg a korrelációs struktúrát (lehetővé téve olyan összefüggések felismerését, ami magukból a számokból nem következik egyértelműen), a koefficienseket pedig statisztikailag is ki lehet értékelni. A több mintaterületen végzett vizsgálat eredményeként meghatározható terjedelem (maximális korreláció-minimális korreláció adott változópárra vetítve) egyértelműen mutatták, ahol a vizsgált befolyásoló tényezőknek nem volt szerepe. A 13. táblázat szerint az abszolút értékkel bíró metrikák esetében volt a legnagyobb a szórás (AREA, PERIM, NP), de – kevésbé várt módon – a standardizált változók esetében is előfordult nagy terjedelem, amihez hasonló eredményre jutott Baldwin et al. (2004) is.

4.2. Szomszédsági indexek mint a fragmentáció mérőszámai

4.2.1. Az elméleti foltmintázatok összehasonlítása a kategóriák száma és a pixelek aggregáltsága szerint

A legegyszerűbb konfigurációnak azt a mintázatot tekinthetjük, melynél a foltok egy csoportban és egyenlő részarányban vannak jelen a tájban (10. ábra/1). A felszínborítási kategóriák számát növelve folyamatosan csökken az összetettség (aggregáltság) és a felosztottság. Az újabb kategóriák belépése csökkenti a lehetséges azonos pixelek kapcsolódási számát, ezért érthetően csökkent a PLADJ, az AI és a CONTAG index, és mivel ebben az elrendezésben a foltok által elfoglalt terület egy tömbben van, a MESH, SPLIT és DIVISION indexek értéke nem változik.

Maradva a kompakt elrendezéseknél (10. ábra/9), az 1. kategória 75%-os dominanciája mellett ezen mérőszámok értékei differenciálódnak. Az AI (melynek kiszámítási módja eltérő – az azonos pixelszomszédokat is egyszeresen számítja, míg a többi duplán) nem ugyanazt a sorrendet mutatja (sorrend alatt azt értem, hogy az adott indexek számított értékei – 14-16. táblázat – megfelelnek-e az 10. ábrának megfelelően a növekvő fragmentáltságnak, vagy éppen aggregációnak), mint a CONTAG és PLADJ (melyek közül a CONTAG sorrendje látszik helyesnek). A tendencia azonban a legtöbb mérőszám esetén ezeknél a konfigurációknál is azonos: az új kategóriák számának növelése csökkenti az összetettséget (aggregáltságot) és növeli a felosztottságot, amellel hogy pl. a MESH értéke az előző elrendezéshez viszonyítva nőtt (kétkategóriás esetben 3200 ha-ról 4000 ha-ra).

Az 1. kategória 90%-os dominanciája esetén (10. ábra/11) tovább nő az aggregáltság és csökken a felosztottság (nyilvánvalóan az 1. kategória miatt). Csak a CONTAG és az AI index mutatja megfelelően az aggregáció növekedését. Az AI indexnél az előzőekben láthattuk, hogy mind a pixelek elhelyezkedése, mind azok szomszédsági viszonyai befolyásolják az értékeket, a CONTAG viszont minden helyzetben jó sorrendet produkált. Az 1. kategória 50, 75 és 90%-os részesedése és a pixelek véletlen elrendezése esetén hasonló tendenciát figyelhetünk meg, mint a szabályos konfigurációnál. A CONTAG, valamint a PLADJ és az AI esetében is az értékek csökkenését idézi elő az újabb kategóriák megjelenése.

A felosztottsági (pl. MESH) indexek értékének csökkenése a felszínfedettség kategóriák számának növekedése esetén viszont nem minden esetben egyértelmű: egyrészt mert a véletlen elrendeződés produkálhat aggregáltabb kombinációt növekvő felszínfedettség kategória esetén is (kivéve, ha arányuk nagyon kicsi), másrészt mert a MESH index értéke

dc_919_14

a vizsgált terület méretétől is függ. Ez esetben a DIVISION index használata javasolható, mely nem érzékeny a vizsgált terület méretére.

14. táblázat. A szomszédsági indexek értékei a vizsgált mintázatoknál 2 kategória és 1000 m felbontás esetén

	CONTAG	PLADJ	IJI	DIVISION	MESH	SPLIT	AI
1	31,44	81,25	-	0,50	3200	2,00	100,00
2	20,42	75,00	-	0,50	3200	2,00	92,31
3	0,00	43,75	-	0,88	800	8,00	53,85
4	6,84	25,00	-	0,50	3200	2,00	30,77
5	50,00	0,00	-	0,50	3200	2,00	0,00
6	0,13	42,19	-	0,68	2059	3,11	51,91
9	41,52	81,25	-	0,38	4000	1,60	97,92
10	19,67	50,00	-	0,42	3743	1,71	59,04
11	63,32	82,03	-	0,17	5312	1,20	97,32
12	58,89	76,56	-	0,18	5268	1,21	89,25

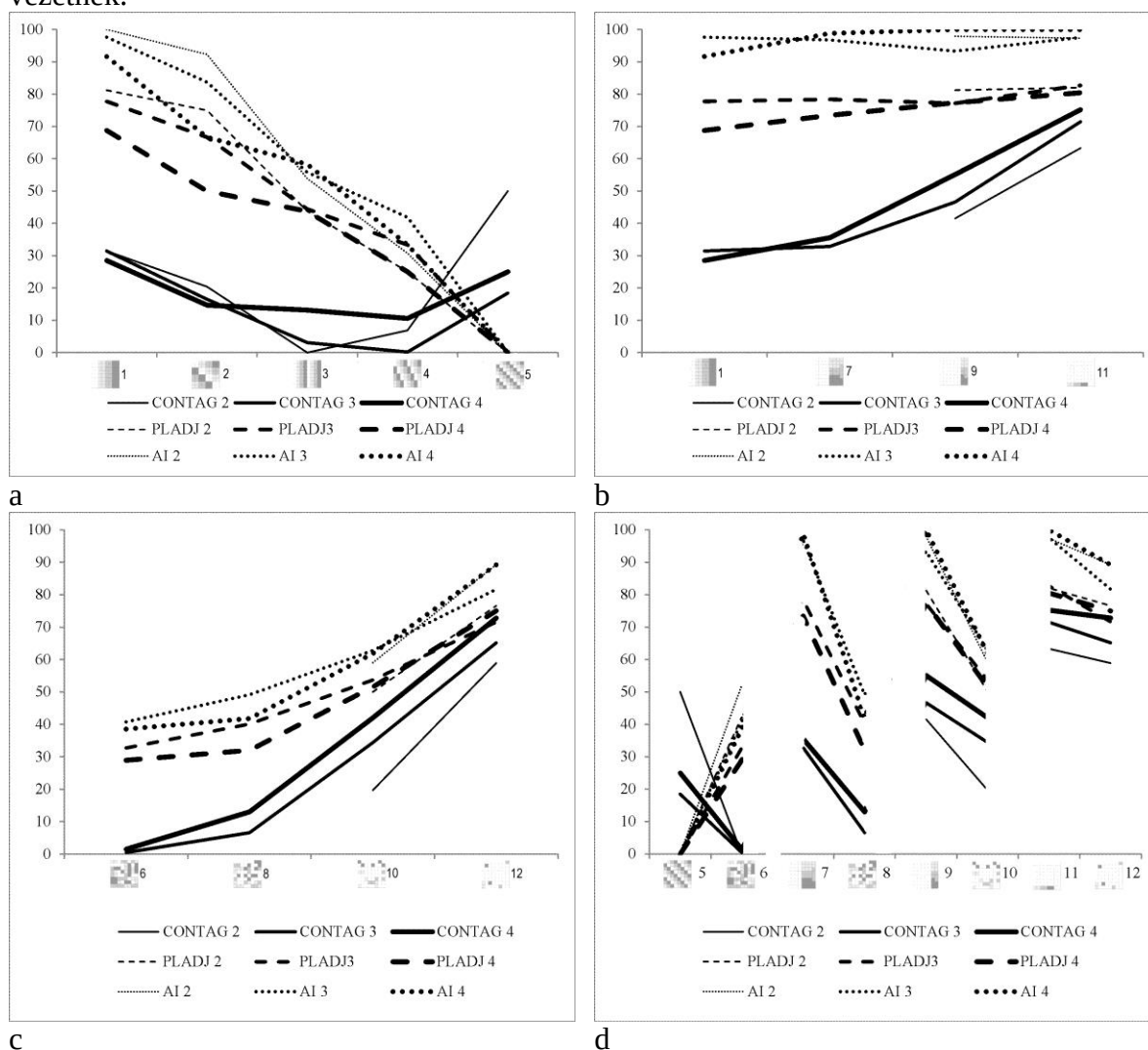
15. táblázat. A szomszédsági indexek értékei a vizsgált mintázatoknál 3 kategória és 1000 m felbontás esetén

	CONTAG	PLADJ	IJI	DIVISION	MESH	SPLIT	AI
1	31,43	77,78	63,09	0,67	2700	3,00	97,67
2	16,52	66,67	100,00	0,77	1900	4,26	83,72
3	3,05	44,44	98,51	0,89	900	9,00	55,81
4	0,17	33,33	100,00	0,90	811	9,99	41,86
5	18,45	0,00	100,00	0,93	603	13,42	0,00
6	0,45	32,72	99,99	0,89	887	9,13	40,74
7	32,83	78,40	97,70	0,62	3062	2,64	96,81
8	6,57	40,12	95,32	0,81	1566	5,17	49,13
9	46,63	77,16	92,23	0,40	4840	1,67	93,35
10	34,39	53,70	81,42	0,43	4635	1,75	62,77
11	71,48	82,72	63,09	0,18	6618	1,22	97,53
12	65,15	71,60	62,86	0,19	6588	1,23	81,67

16. táblázat. A szomszédsági indexek értékei a vizsgált mintázatoknál 4 kategória és 1000 m felbontás esetén

	CONTAG	PLADJ	IJI	DIVISION	MESH	SPLIT	AI
1	28,47	68,75	61,31	0,75	1600	4,00	91,67
2	14,66	50,00	77,37	0,83	1100	5,82	66,67
3	13,13	43,75	75,44	0,88	800	8,00	58,33
4	10,56	25,00	77,37	0,89	675	9,48	33,33
5	25,00	0,00	77,37	0,92	537	11,91	0,00
6	1,45	28,91	98,15	0,94	378	16,93	38,54
7	35,55	73,44	86,68	0,67	2134	3,00	98,80
8	12,99	32,03	84,96	0,73	1746	3,66	41,80
9	55,09	77,34	88,80	0,42	3734	1,71	100,00
10	42,06	51,56	68,52	0,43	3646	1,75	61,86
11	75,21	80,47	85,00	0,18	5275	1,21	100,00
12	72,78	75,00	57,15	0,18	5268	1,21	89,22

A 26. ábrán a klasszikus „contagion” jellegű metrikákat ábrázoltam különböző feltelrendezések mellett. Ezek szerint (a megfelelő felbontás mellett – lásd 4.2.3. fejezet) a metrikák úgy tűnik, hogy jól teljesítenek. A szabályos, de egyre szórtaabb elrendezést (26. ábra/a) jól mutatták a CONTAG kivételével (mely a legszórtaabb elrendezést [2 kategóriával a sakktáblának megfelelő] a legjobbnak hozta ki). A PLADJ és az AI nem tűnt érzékenynek az aggregált foltok kimutatására (26. ábra/b), mivel értékeik alig változtak az első kategória dominanciájának növekedésére, viszont ebben jól teljesített a CONTAG. A véletlenszerű elrendezéseknél (26. ábra/c) minden mérőszám jól mutatta az első kategória térnyerését. A 26. ábra/d esetében szabályos-véletlenszerű párokban ábrázoltam a metrikák értékeit, hogy érzékeltessem, hogy mennyiben adnak más eredményt. Eszerint a véletlenszerű foltkonfigurációk mindig a metrikák értékeinek csökkenéséhez vezetnek.



26. ábra. Néhány szomszédsági index értékének grafikus ábrázolása a tájmintázatok függvényében (a: szabályos, egyenlő arány feltelrendezések; b: aggregált feltelrendezés az első kategória növekvő aránya mellett; c: véletlenszerű feltelrendezés az első kategória növekvő aránya mellett; d: aggregált és véletlenszerű feltelrendezések)

4.2.2. A kategóriaszám hatása

A kategóriaszám problémájának felvetése elméleti jellege ellenére fontos gyakorlati hozadékkal bír: ha minden ugyanaz, csak a kategóriák száma más, akkor valójában már más felszínborításról és ezzel együtt más tájról is beszélünk. Vagyis, nem mindegy, hogy hány kategóriával dolgozunk. A fő kérdés az, hogy képes-e ezek között helyesen értékelve különbséget tenni az általunk alkalmazott tájmetriai index? A felszínfedettségi kategóriák számának hatását csak táji szinten lehetséges megvizsgálni, mivel osztály szinten maguk az eltérő számú kategóriák teszik lehetetlenné az egzakt összehasonlítást. Eredményeim szerint helyenként a 2-3, helyenként pedig a 3-4 kategóriapárok között van szignifikáns eltérés, de egy olyan sem volt, ami mindkét esetben kihozta volna a különbségeket. Eszerint a mérőszámok általában nem érzékenyek a felszínfedettség kategóriaszám változására, ezen belül is az AI egyik esetben sem mutatott szignifikáns különbséget (17. táblázat).

A felosztottsági indexek esetében érthető, hogy több kategória esetén csökken a valószínűsége annak, hogy az adott élőhelyet preferáló fajok egyedei találkozassanak (ezzel nő a SPLIT és csökken a MESH). Az aggregáltsági mutatóknál viszont felmerül a kérdés, hogy egy új osztály belépése csökkenti-e az aggregáltságot. Eredményeim szerint mindkét eset megtörténhet: csökken akkor, ha az új osztály megjelenése szórt (10. ábra/6,8,10,12) és nem kell, hogy csökkenjen, ha pl. csak egy új foltként jelenik meg (pl. 10. ábra/1,2,7,9,11). Ez pedig felveti azt a problémát, hogy az AI az egyszeres összegzés módszere miatt nem érzékeny a felszínfedettségi kategóriák számának a változására.

17. táblázat. A különbségek szignifikanciája és erőssége a Wilcoxon-próba alapján a kategóriák számának figyelembe vételével ($p < 0.05$ vastagon szedve)

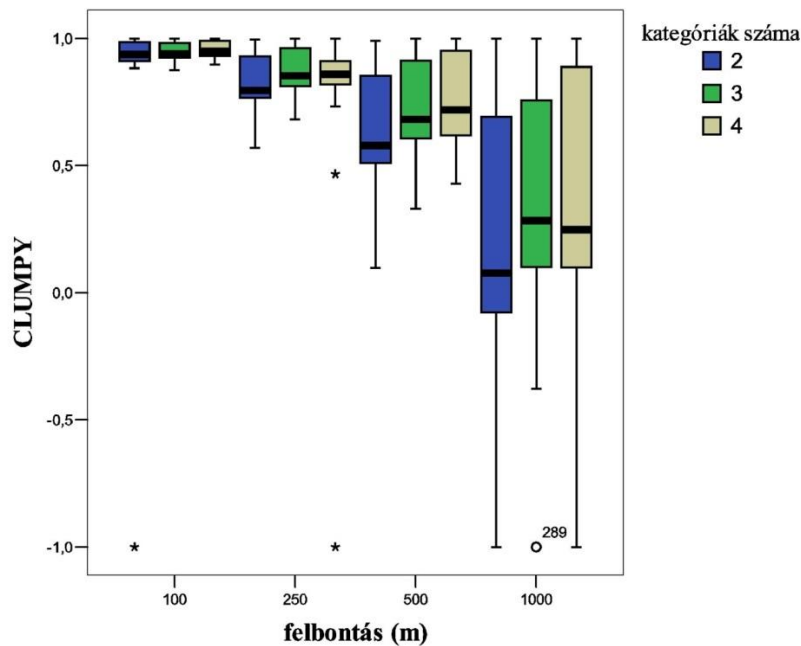
Párok	Szignifikancia	Effektus (effect size)
CONTAG 2-3 kategória	0,678	0,09
CONTAG 3-4 kategória	0,010	0,53
PLADJ 2-3 kategória	0,340	0,22
PLADJ 3-4 kategória	0,016	0,51
IJI 3-4 kategória	0,015	0,49
AI 2-3 kategória	0,374	0,21
AI 3-4 kategória	0,594	0,11
SPLIT 2-3 kategória	0,005	0,63
SPLIT 3-4 kategória	0,894	0,03
MESH 2-3 kategória	0,646	0,10
MESH 3-4 kategória	0,006	0,56
DIVISION 2-3 kategória	0,005	0,63
DIVISION 3-4 kategória	0,411	0,16

4.2.3. A felbontás hatása

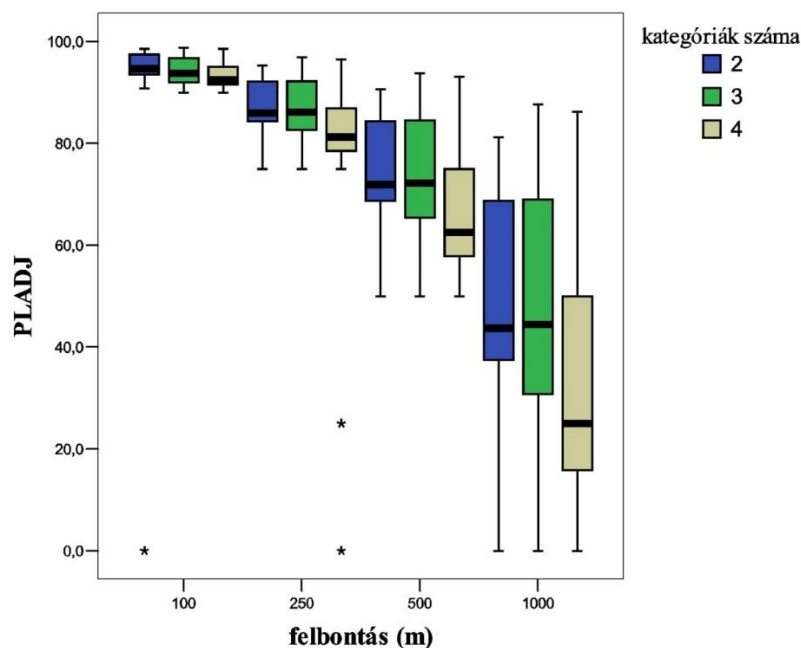
A geometriai felbontás, vagyis a pixelméret azoknál a mutatóknál okoz problémát, ahol a különböző felbontásokban nem jelentkeznek a várt értékkülönbségek az egyes foltkonfigurációk esetén. Ezen metrikák értéke a véletlenszerű elrendezés 1000 m-es (vagyis a natív) pixelméret esetén az eredmény 0,00 vagy -1,00; a szabályos pedig az 1-et

dc_919_14

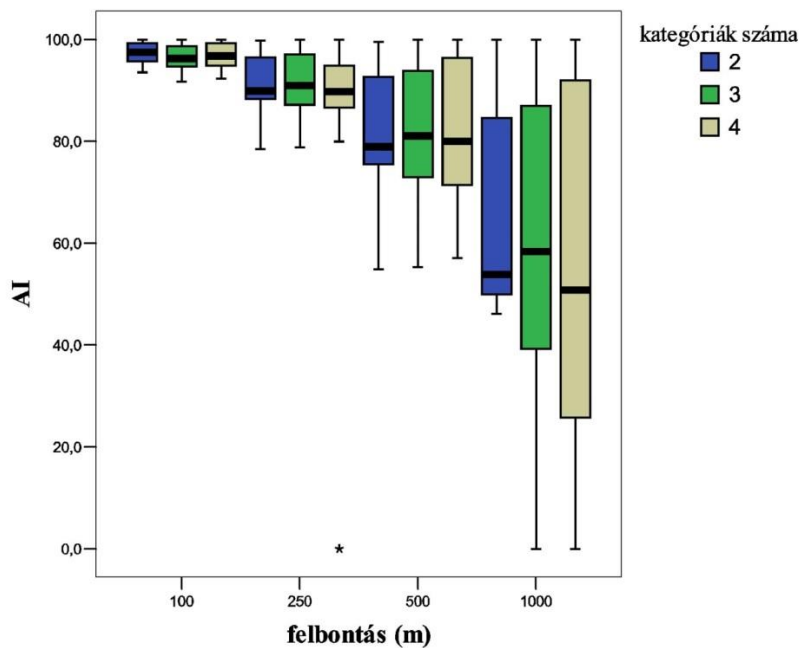
közelíti. 100 méteres felbontással kalkulálva azonban az értéküket tekintve még véletlen elrendezés esetén is alig különböznek egy szabályos, aggregált foltkonfigurációtól. Erre a legjobb példa a CLUMPY, mely véletlenszerű elrendezéskor, natív felbontást (1000 m) alkalmazva -1,00 kell, hogy legyen, ezzel szemben ezt az értéket még 500 méteres felbontásnál sem éri el (lásd minimum értékek: 27. ábra). A PLADJ (28. ábra) és az AI (29. ábra) mutatók is hasonlóan viselkednek, értékük a cellák random eloszlásakor 0,00, ami jelen példában csak akkor teljesülhet, ha a felbontás 1000 méter. A felosztottsági metrikák (MESH, SPLIT, DIVISION) értékeit viszont nem befolyásolja a raszteres felbontás (példaként lásd a DIVISION indexet) (30. ábra).



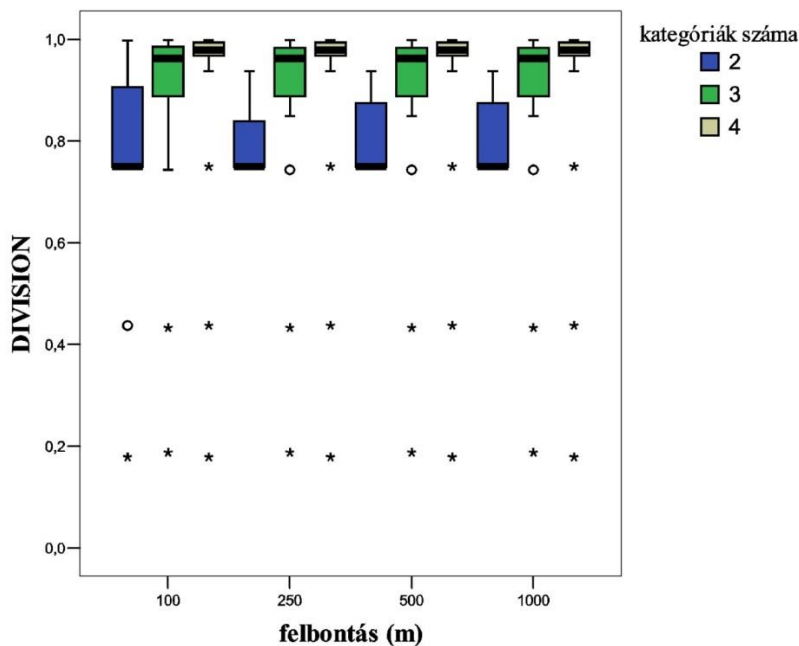
27. ábra. A CLUMPY index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében



28. ábra. A PLADJ index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében



29. ábra. Az AI index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében



30. ábra. A DIVISION index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében

Megítélésem szerint statisztikai vizsgálat nélkül is szembetűnő, hogy az 1000 méteres raszteres felbontás az optimális a szomszédsági vizsgálatokhoz. A 100-500 méteres felbontások szűkebb értéktartománya alapján csak rossz természetvédelmi döntéseket hozhatunk (26-28. ábra).

A szórástartományok alapján láthatjuk, hogy egy konkrét terület ökológiai hálózatának, tájökológiai mintázatának vizsgálatánál nem könnyű megtalálni azt a felbontást, ami nem vezet téves, tájökológiailag megalapozatlan eredményekhez. Elegendő egy kis mértékben tévedni a helyes pixelméret megválasztása során és máris téves adatokat kapunk (26-28.

ábra). A helyes méretarány (pixelméret) kiválasztása, mellyel a külföldi szakirodalom is széles körben foglalkozik (Li et al. 2005; Uuemaa et al. 2005; Wu, 2004), további módszertani kutatásokat igényel. Ez azért is nehéz feladat, mert egyrészt nincs általános módszer, másrészt minden kutatási területen a foltméretek függvényében más és más, továbbá nehéz felismerni, hogy sikerült-e eltalálni a helyes pixelméretet.

4.2.4. A mutatók egyedisége

A metrikák egyediségét diszkriminancia-analízissel vizsgáltam. A cél az volt, hogy az egyes mérőszámokat abból a szempontból minősítsem, hogy tudják-e azonosítani a foltok jellegzetes mintázatait.

Az eredmény szerint nincs olyan metrika, amely önmagában megbízhatóan tudna azonosítani egy térbeli elrendeződést a 12 lehetséges közül. Más szavakkal: ugyanaz a metrika más foltelrendeződésekre is adhatja ugyanazt az eredményt. A 4.2.1. fejezetnél úgy tűnhetett, hogy az egyes metrikák jól szerepelhetnek a vizsgálatokban, ez azonban csak bizonyos korlátok között lehetséges. Ha a különböző elrendezési kombinációkat csoportosítva elemezzük, akkor az eredmény jobb (ekkora elemszám mellett), mint a 12 csoport együttes alkalmazása esetén. Kétféle elrendeződés között a legtöbb mérőszám különbséget tud tenni, 3 azonban már tartalmazhat átfedéseket, amivel kétváltozós módszerrel összemósódnak az eltérések, így a tájak nem azonosíthatók.

A 10. ábra szerinti 1-2-5 elrendeződéseket egy metrika sem tudja megkülönböztetni, a mintázat túlságosan hasonló. Meglepően jó eredményt kapunk az AI-t használva független változóként, 1-2-3-4-5 konfigurációk esetében: 80%-os a találati pontosság még a keresztvalidációs módszerrel nézve is. A hiba nagy részben a 2-3. elrendezés keveredéséből fakad. Az AI ezzel a teljesítménnyel messze kitért a többi közül (a következő legjobb a CONTAGION) és még az 1-2-3-4-5-6-7 mintázatok esetén is 60%-os pontosságu.

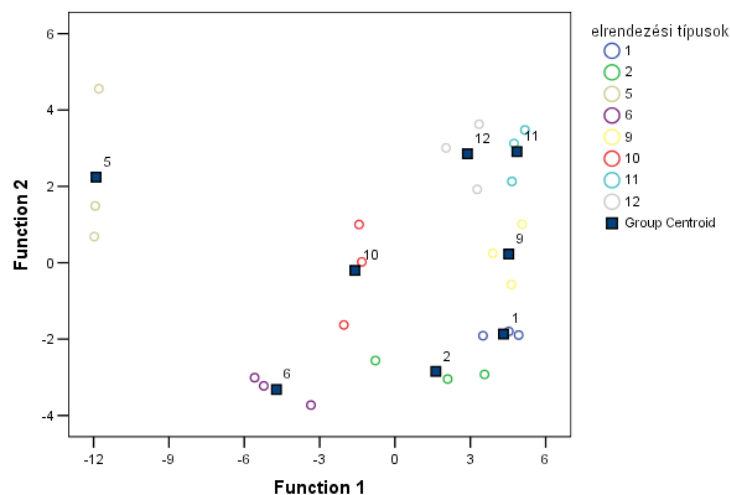
Az 1-9-11 aggregált elrendezéseket a CONTAGION és MESH indexek 100 és 78%-os (keresztvalidált) pontossággal azonosították. Az AI ebben a helyzetben rosszul teljesített, ami a pixelek kapcsolódásával magyarázható.

A 6-8-10-12 random konfigurációkat mind a CONTAGION, a MESH és az IJI legalább 80%-os (az IJI 90%) keresztvalidált pontossággal azonosította. Az AI találati mátrixa ez esetben 62%-os volt.

Ha az aggregált és random elrendezéseket (3-5-6-10) keverve vizsgáljuk, újra az AI hozta a legjobb eredményt: 83%-os pontossággal. Emellett a PLADJ és a CONTAGION 75%-os pontosságot hozott. A felosztottsági mutatók találati pontossága 40% körüli, vagyis igen kicsi.

Amennyiben nagyobb találati pontosságot szeretnénk elérni, akkor több független változót kell alkalmazni. Az elrendezések közül kizártam a többihez nagy mértékben hasonló 3-as, 4-es, valamint a kétkategóriás konfigurációnál hiányzó 7-es és 8-as elrendezéseket. A CONTAGION és az AI segítségével 96%-os a találati arány az összes eset figyelembe

vételével és 88%-os a pontosság a keresztvalidációs ellenőrzéssel. A találati hibát az 1-es és 2-es kategória keveredése okozza. A 31. ábrán látható ordinációs diagram vízszintes tengelyét az AI, a függőleges tengelyt a CONTAGION határozza meg, az általuk magyarázott összes variancia sorrendben 85% és 15%, mindkét egyenlet szignifikáns ($p < 0,05$).



31. ábra. A CONTAGION és AI metrikákkal végzett diszkriminancia analízis ordinációs diagramja

Az AI – mint az korábban is látszott – jól azonosítja a pixelcsoportok elrendeződését, de a CONTAGION nélkül csak 46%-os keresztvalidált pontosságot érne el ennyi csoport figyelembe vételénél. A CONTAGION más esetekben bizonyított, jelen helyzetben önmagában 50%-os a találati pontossága. A két metrika együttes alkalmazása tehát indokolt, korreláció nincs közöttük ($r=0,19$, $p < 0,05$), így a magyarázott variancia torzítása nélkül erősítik egymást.

A vizsgálatokat a táji indexek többféle kombinációjában is elvégeztem, de sem más metrikák alkalmazása, sem a független változók számának emelése nem hozott jobb eredményt.

4.2.5. A számításokat befolyásoló tényezők hatásának együttes értékelése

Felmerülhet a kérdés, hogy van-e értelme 2-4 felszínfedettség kategória esetében vizsgálni a mérőszámok viselkedését, mivel a tájökológiai vizsgálatok során ennél jóval több területhasználat, felszínfedettség, vagy cönológiai kategóriát szoktunk elkülöníteni. Emellett még az M=1:100000-es méretarányú CLC 2000-es, vagy az M=1:50000 CLC50-es felszínborítási adatbázis is 44, illetve 79 felszínborítási kategóriát tartalmaz. Az élőhely szintű, botanikai térképezésből nyert digitális térképek esetében gyakran még ennél is több kategóriával találkozhatunk (Biró et al. 2010). A tájanalízis során azonban elkerülhetetlen a foltokat „összeolvasztani” egymással, melyekhez generalizációs, aggregációs módszereket alkalmazunk. Hasonlóan járunk el a statisztikai vizsgálatok során is: bizonyos műveleteket tetszőleges számú osztályra is elvégezhetünk (pl. csoportátlagok meghatározása), de ha például egy varianciaanalízist túl sok kategórián végzünk el, az eredmény nehezen értelmezhető lehet, valamint ennek következtében lecsökkenhet az egyes csoportok elemszáma (növelve a hiba lehetőségét).

A tájanalízis térbeli jellegű elemzéseinél azonban, bár a foltok kiterjedésére, alakjára, magterületi indexeinek, a foltok közötti távolságok elemzése korlátlan felszínborítási osztály esetén is hasonló eredményeket kapunk, de szomszédság- vagy konnektivitás-vizsgálatuknál ajánlott lehet az egyes kategóriák összevonása (aggregációja). Egy adott faj szempontjából lényeges felszínborítás kategória, vagy összevont felszínborítás kategóriák tájmetriai vizsgálatával eredményesebben mutathatunk ki ökológiai összefüggéseket, mint ha vizsgálatainkat az összevonások nélkül végezzük el.

Sokszor nem is az összes lehetőséget vizsgáljuk, hanem csak annyit, hogy mi felel meg az általunk kitűzött célnak, a másik pedig nem, vagyis így kétkategóriás, bináris állományokkal dolgozunk (pl. Bender et al. 2003). Műholdfelvételek elemzésével nyert kategóriák esetében sokszor csak 2-3-4 felszínfedettségi típust tudunk elkülöníteni (pl. erdő – nem erdő, vagy erdő-gyep-szántó, vagy erdő-gyep-szántó-beépített terület; pl. Hai és Yamaguchi, 2007). Például egy 1950-es években készített légifotó kontaktmásolatán, néhány felszínborítás kategóriánál több nem is különíthető el, de a műholdfelvételek esetében is találkozhatunk olyan tájrészlettel, ahol az egyes felszínborítási kategóriák reflektancia értékei nagymértékben fedik egymást (pl. erdők és bokros-cserjés területek). Ezekben az esetekben lehetnek hasznosak a bemutatott eredmények.

Az IJI, MESH, SPLIT és DIVISION metrikák értékére nem volt hatással a geometriai felbontás, mellyel az IJI esetében Corry és Laforteza (2007), a felosztottsági mutatókkal kapcsolatban pedig McGarigal és Marks (1995) tanulmányai is egybevágnak. A CLUMPY, PLADJ és AI esetében viszont komoly hatása volt a nem megfelelő pixelméretnek.

A felosztottsági mutatókat széles körben használják a tájvédelmi gyakorlatban (Girvetz et al. 2008; Penn-Bressel, 2005). Az AI kedvező tulajdonságait, jó gyakorlati célú alkalmazhatóságát mutatta ki He et al. (2000) a többi itt is tárgyalt aggregáltsági indexhez képest. Ezzel szemben Bogaert et al. (2002) szerint az AI semmi újat nem nyújt az LSI-hez (Landscape Shape Indexhez) képest, egyik levezethető a másiktól, együttes használatuk nem indokolt. Az LSI és az AI normalizált változata tökéletesen redundáns, így pl. a FRAGSTATS nem is számítja ki csak az LSI esetében (McGarigal és Marks, 1995). Az AI sem mentes a raszteres számítási módszerek problémáitól (láthatjuk ezt a kategóriaszám elemzésénél), így nem mondhatjuk ki egyértelműen, hogy bármelyikük alkalmasabb lenne a tájökológiai elemzésekre a másikinál. McGarigal és Marks (1995) és Bogaert et al. (2002) munkái nyomán tehát az AI teljes mértékben kiváltható az LSI-vel, így utóbbi használata indokolt lehet abban az esetben, ha a megfelelő felbontás megállapítása nehézkes a foltméretek nagy varianciája miatt. Uuemaa et al. (2011) többek között a CONTAG indexet javasolják indikátorként alkalmazni, ugyanakkor Ricotta et al. (2003) felbontás-függősége miatt nagy körültekintés mellett ajánlják csak használatát.

Azt láttuk tehát, hogy sok szomszédsági metrika alkalmazása során nem használhatjuk ugyanazt a felbontást, mint pl. az alakmutatóknál, mert egymástól jelentősen eltérő, félrevezető eredményeket kapunk. A helyes felbontás megállapításához Leitão et al. (2006) javaslata szerint érdemes többféle raszteres felbontást is kipróbálni. Ez persze felvet egy másik kérdést is: a felbontás-függő metrikák különböző raszteres felbontás esetén más eredményt adnak, vagyis különböző tájak ilyen alapú összehasonlítására nem alkalmasak (Li et al. 2005).

Az értékek egyediség-vizsgálata szerint különbséget kell tennünk a szabályos rendet követő, a véletlenszerűen szórt foltkonfigurációk, az olyan tájak között, ahol a foltok száma kevés és keveredésük más foltokkal kicsi, illetve nagy. Szabályos elrendezés esetén jó eredményeket kapunk az AI és CONATGION indexek használata mellett. Eszerint a diagonálisan (sakktáblaszerűen) kapcsolódó pixelcsoportokból álló tájak jellemzésénél az AI, a kompakt formáknál (ahol a foltok nagyobbak, aggregáltabbak, de megjelenésük szabályos rendet követ; pl. váltakozó sávok) viszont a CONTAGION ad jobb közelítést. A kevésbé véletlenszerűen, inkább kompaktabb foltokkal a MESH index, a véletlenszerű de aggregáltabb megjelenésnél az IJI, míg a véletlenszerű és nagy keveredésű foltoknál ismét az AI indexek használata lehet javasolt.

A szomszédsági tájmetriai mutatók tájökológiai, tájtervezési célú felhasználási javaslatoként azt mondhatjuk, hogy nem lehet egyetlen metrikára szűkíteni a vizsgálatokban szereplő indexeket. Az aggregáltsági mutatókkal a pixelek csoportosultságát, a keveredési és a felosztottsági mutatókkal a fragmentációt lehet mérni és a kiválasztást a fenti értékelés figyelembe vételével a vizsgálati célnak alárendelni.

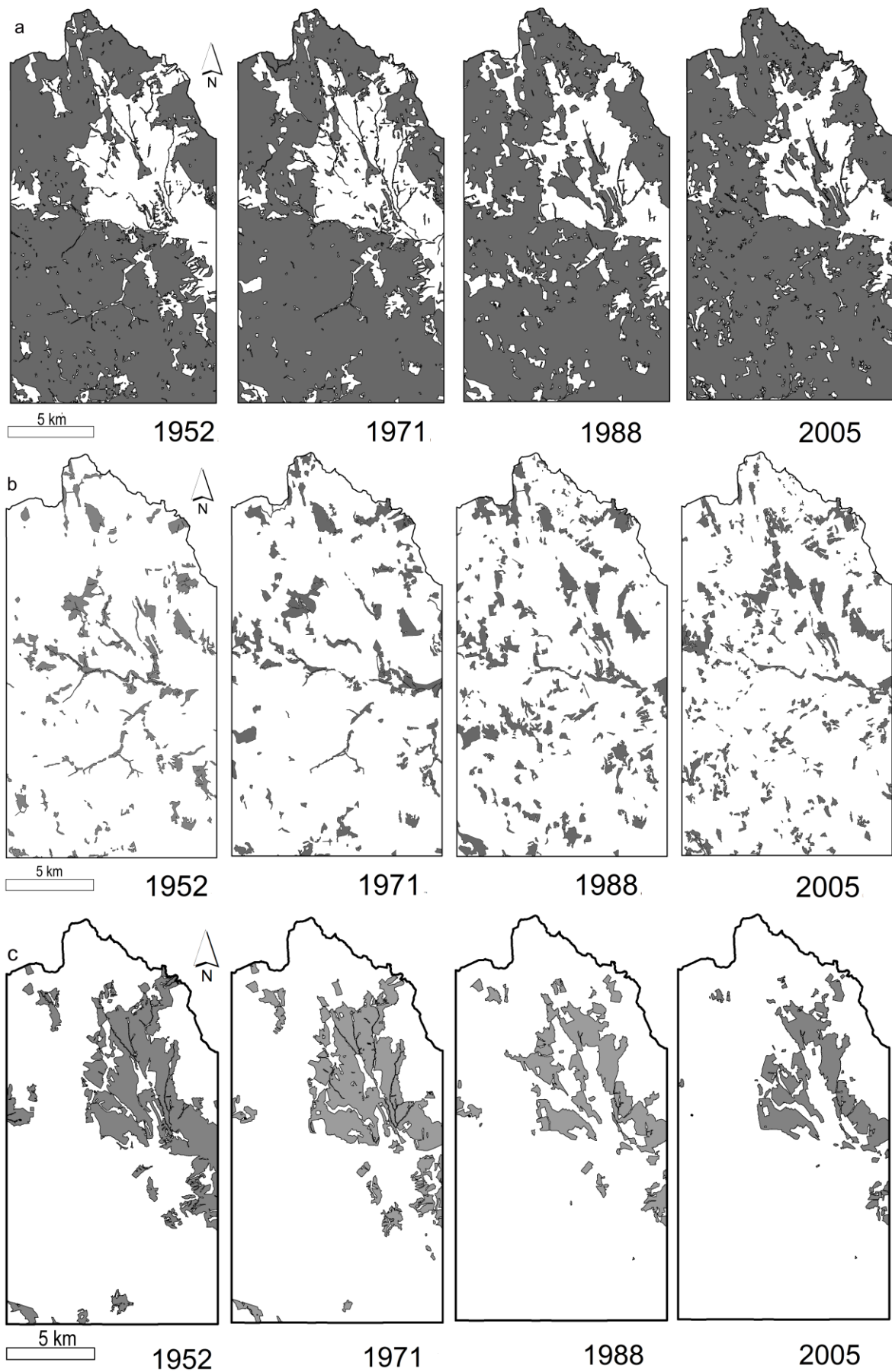
4.3. Tájváltozás-vizsgálatok módszertanának kritikai vizsgálata

4.3.1. A felszínborítás változásai

A mintaterület domináns felszínborítási típusa az erdő volt, kb. 70% körüli aránnyal (18. táblázat, 32/a ábra). A gyümölcsösök aránya kicsi (0,2%) volt már 1952-ben is, ami 0,002%-ra csökkent a vizsgált időszakban. Ezt helyszíni bejárásaim is igazolták, a korábbi gyümölcsösök eltűntek, néhány maradványfa, illetve kiszáradt fa jelzi egykori helyüket. A szántók korábbi 19,4%-os részesedése is csökkent, 2005-ben már csak 10,2% volt az arányuk (32/c ábra). A gyepek területe időben változó volt, 8,5%-ról 13,7%-ra nőtt 1988-ra, utána azonban ismét csökkent a területük (32/b ábra). Általános tendencia a parlagosodás és visszaerdősülés.

18. táblázat. A felszínborítási kategóriák adatai a négy időpontban (ha)

Felszínborítási kategória	1952	1971	1988	2005
Erdő	17138,6	17032,5	17200,0	18270,9
Gyep	2064,6	2491,4	3342,0	2721,9
Gyümölcsös	67,1	76,6	38,6	4,9
Szántó	4723,0	4301,1	2949,4	2486,5
Település	319,7	411,4	783,0	828,8



32. ábra. A mintaterület felszínborításának változásai (a: erdő; b: gyep; c: szántó)

4.3.2. A tájváltozás vizsgálata geoinformatikai módszerekkel

Első lépésben összehasonlítottam az időben egymást követő térképpárokat (19. táblázat). Mindhárom index esetében azt az eredményt kaptam, hogy 1952 és 1971 között volt a legkisebb változás, míg az ezt követő időszakban (1971-1988 között) mentek végbe a legjelentősebb átalakulások. 1988 után ismét kisebb változások mentek végbe. A Kappa Indexhez képest a Fuzzy Kappa-nak és az Aggregated Cell-nek nagyobb értékei voltak, mivel a térbeli hibák kevésbé terhelték őket (pl. 1952-1971 között a hasonlóság 69% volt, míg az Aggregated Cells csaknem 86%-os egyezést mutatott).

19. táblázat. A térképpárok összehasonlításának adatai

Időpont-párok	Kappa	Fuzzy Kappa	Aggregation Index
1952-1971	0,691	0,773	0,858
1971-1988	0,546	0,662	0,789
1988-2005	0,627	0,703	0,836

Ezek az általános értékek azonban nem mutatták a felszínborítási kategóriákon belüli változásokat, így nem tudjuk, hogy az értékek csökkenése-növekedése melyik kategóriának köszönhető.

Ha megnézzük kategóriánként is a változásokat, akkor a 20. táblázat átlójában láthatjuk, hogy mennyi volt az állandó pixelek száma. Ez azonban félrevezető a korábban jelzett, megkerülhetetlen ortorektifikációs hibák miatt, így – bár kétségkívül sok információt szolgáltatna – mindenképpen fenntartással szabad csak elhinni az eredményeket. Ha maguknak a számoknak nem is hiszünk, a változatlan területek aránya (20. táblázat, jobb oldali oszlop), az látszik, hogy a beépített területek, az erdők és a szántók 50% feletti mértékben megegyeznek a két időpontban. Érdekes információ megnézni, hogy adott felszínborítási kategóriából mi lett: pl. 1952-ben még antropogén hatás alatt állt, de 1971-ben erdő (23%), szántó (16%) és gyepterület (7%) volt (*sorban*), és ami 1971-ben állt antropogén hatás alatt az 1952-ben még leginkább szántó volt és erdő (20% és 16%; *oszlopban*).

20. táblázat. A Felső-Hegyköz két felszínborítási térképének kontingencia táblázata (1952 és 1971; a mértékegység: pixel, mivel azonban 10 m-es felbontást alkalmaztam, ezért 100-zal osztva hektárban is kifejezhető; FC: fraction correct)

Felszínborítási kategória	1971						változatlan
	antr.	erdő	gyep	gyümölcsös	szántó	össz.	
1952	antr.	20887	4892	1462	0	3426	0.68
	erdő	6547	1567695	89427	4	27654	0.93
	gyep	4310	81809	111756	327	27149	0.50
	gyümölcsös	946	5756	2566	4914	5045	0.26
	szántó	8441	34883	52420	2404	366830	0.79
	össz.	41131	1695035	257631	7649	430104	2431550
változatlan	0.51	0.92	0.43	0.64	0.85		FC:0,85

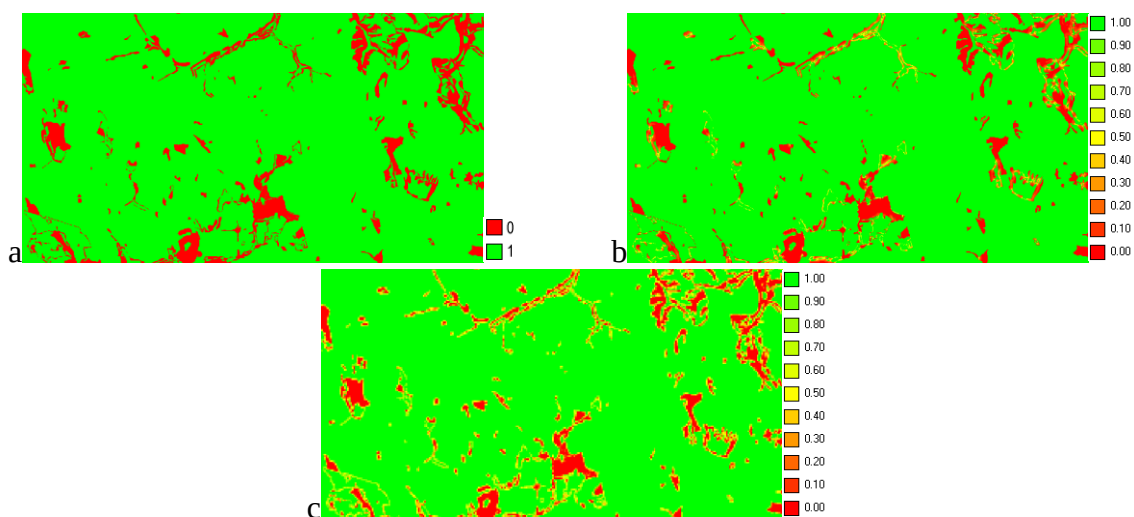
A KIA, mint általános asszociációs mutató (vö. 2.4. fejezet) 0,69 volt, ami közepes egyezést mutatott, melyet kategóriánkénti bontásban is megadhatunk (21. táblázat, 33/a ábra). A gyümölcsösökre vonatkozó KIA 0,383-as értéke a legkisebb, a szántók és erdők

a legnagyobb, ami összhangban van a kereszttáblázati eredményekkel is (vö. 19. táblázat).

A Fuzzy Kappa esetében (21. táblázat, 33/b ábra) a megadott paraméterek (100 m átmeneti zóna, lineáris függvény) mellett sokkal nagyobb egyezést kapunk, összehasonlítva Kappával, vagy a 19. táblázat utolsó oszlopával. Az átmeneti zóna hatékonyan csökkentette az ortorektifikációs hibák miatti elcsúszást, minden kategória nagyobb egyezést mutatott a két időpont között.

21. táblázat. A változások kategóriánkénti összehasonlítása a 1952-1971 közötti időszakban

Felszínborítási kategória	Kappa	Fuzzy Kappa
Antr.	0,502	0.945
Erdő	0,804	0.939
Gyep	0,639	0.691
Gyümölcsös	0,383	0.430
Szántó	0,823	0.951



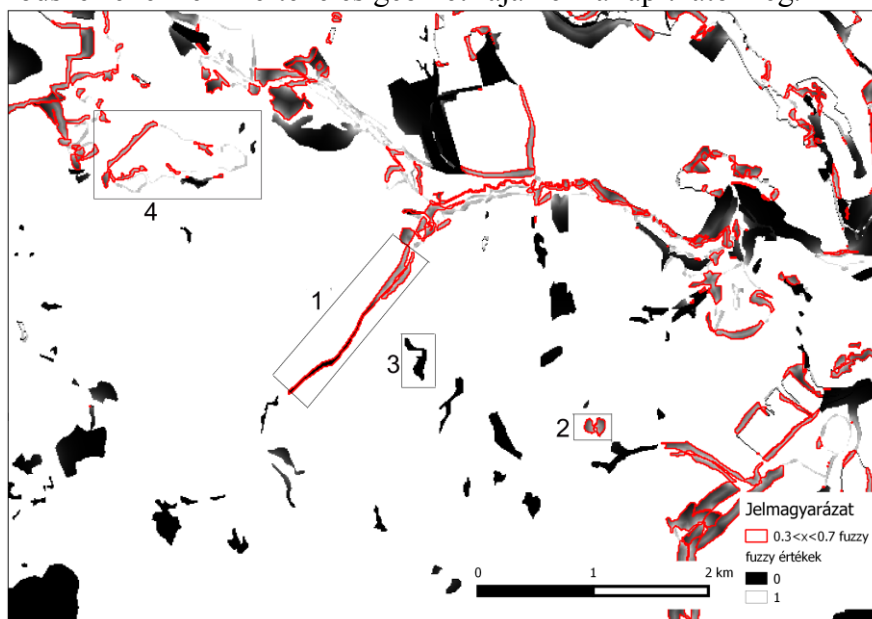
33. ábra. A mintaterület egy részletének a változásai különböző módszerek alapján (a: Kappa, 0: teljes egyezés, 1: különbség; b: Fuzzy Kappa, c: Aggregated Cell; % hasonlóság)

A 33/b,c. ábrán sárga színt kaptak az 50%-os halmaztagságú pixelek, azaz ezeken a területeken volt jelentősége a fuzzy és az aggregációs megközelítésnek. A geometriai pozíciók hibájának csökkentése mellett nőtt a kimutatott hasonlóság, ám nem eldönthető mértékben hagyja a módszer a valódi, létező kisebb foltokat és hosszan elnyúló tájelemeket, vagy foltok hosszú nyúlványait is.

A fuzzy átmeneti zóna meghatározása szerint az olyan területek 26,11 km²-t foglalnak el, ahol a fuzzy érték nem 0, vagy 1 (azaz nem változott a felszínborítás, illetve biztosra vehető a változás). Ezen túlmenően, ha leszűkíttem a $0,3 < x < 0,7$ közötti fuzzy értékű foltokra, akkor a kapott eredmény 11,90 km² lett. Ekkora területen tekinthető bizonytalannak poligonok fuzzy halmazbeli tagsága: ez az a zóna tehát, ahol a hibákat várhatjuk, ugyanakkor nem különíthető el megbízhatóan, hogy mely valódi foltokat, vagy

foltrészleteket érinti a fuzzy megközelítés miatti „elmosódás”, de annyi látszik, hogy az összterület 4,7%-áról van szó.

A 34. ábra 1-es területe egy valódi gyepsáv, mely egy út mentén nyúlt be az erdőbe – bár a két időpontban nem egyforma hosszúságban – de fuzzy halmaztagsága alapján nem került mégsem az egyértelműen állandó területek közé. Ennek oka a georeferálás hibája, a két létező sáv nem fedi egymást. Hasonló a helyzet a 2-es számú terület kis foltjaival is. A 3-as terület kis foltja valóban megszűnt, egy visszaerdősödött kaszálórét eltűnését jelzi a fekete szín. A 4-es számú terület tipikus példája annak, hogy a georeferálási hiba miatt a mindkét időpontban jelen lévő folt egyik oldalán a gyepfolt területe nőtt (nyugati oldal), a másik (keleti és déli) oldalon csökkent. Valójában azonban a változások sokkal kisebbek voltak, de ezzel a módszerrel ennek mértéke és geometriája nem állapítható meg.



34. ábra. 100 m-es fuzzy átmeneti zóna az 1952-es és 1971-es felszínborításokkal kalkulálva (fuzzy érték: 0=biztos változás; 1=nincs változás)

4.3.3. Folt szintű tájmetriai indexek összehasonlítása

A következő lépésben összehasonlítottam a folt szintű táji metrikákat (22. táblázat). A foltok területe a 200 m² és a 174 km² között szórt (ez utóbbi egy igen nagy összefüggő erdőfolt). Az eloszlást jól jellemzi, hogy az adatok felső kvartilise időrendi sorrendben 0,04; 0,09; 0,14 és 0,07 km² volt. Ebből következik az is, hogy minden nagyobb területű folt kiugró (1,5-3-szoros interkvartilis terjedelem), illetve extrém (>3-szoros interkvartilis terjedelem) adat.

22. táblázat. A táji metrikák különbségei a Mann-Whitney próba alapján (r: effektus; $p < 0.05$)

Táji metrika	1952-1971		1971-1988		1988-2005	
	U	r	U	r	U	r
AREA	109263	-0,14	73608	-0,13	84731	-0,14
PERIM	114614	-0,10	77428	-0,09	89145	-0,10
SHAPE	126150	-0,03	86727	-0,01	94001	-0,06
CIRCLE	120139	-0,07	76954	-0,11	95041	-0,05
FRAC	116261	-0,09	83747	-0,04	86516	-0,12
PROX	129359	-0,01	83728	-0,04	100634	-0,01
ENN	123387	-0,05	84895	-0,02	92933	-0,07

A különbségek a PERIM és AREA esetében voltak szignifikánsak minden időpont között ($p < 0,05$). Az alaki metrikák különbségei változó képet mutattak: a CIRCLE index szerint az 1952 és 1971 közötti, valamint az 1971 és 1988 közötti változások voltak szignifikánsak, a FRAC esetében szintén szignifikáns volt az első két időpont közötti változás, de a következő periódus nem; szignifikáns volt viszont a foltalakok változása 1988 és 2005 között. Mindezek mellett viszont a harmadik alaki index, a SHAPE, szerint nem volt sehol szignifikáns változás. Ez ellentmondónak tűnik, ugyanakkor az effektust (r) nézve nem meglepő: a 0,07-0,14 közötti értékek igen kicsik, azt erősítve, hogy a szignifikancia meghatározása egy vizsgálatban önmagában nem elegendő, mert a különbségek magnitúdójáról nem ad tájékoztatást. Eszerint annyit állapíthatunk meg, hogy a foltok területe és kerülete változott (bár az eredmény szignifikáns, mégsem beszélhetünk nagy változásról). A terület esetében az effektus nagyobb volt ($0,1 <$), így a kerülettel számoló SHAPE esetében nem lett szignifikáns a változás, míg a másik két index használja a területet is, így ott igen. De újra hangsúlyozom, hogy a szignifikáns különbségek ellenére nem szabad messzemenő következtetéseket levonni. A foltok közti távolságok változása általában szintén nem volt szignifikáns, egy esetben 1988-2005 között fordult csak elő az ENN-nél szignifikáns különbség. Ahhoz azonban, hogy ebből meg lehessen állapítani, hogy a foltok közti távolság csökkent volna, nagyobb effektusra (legalább 0,15, de inkább 0,3 feletti értékre) lett volna szükség, az $r = -0.07$ nagyon gyenge hatást mutat.

Az adatbázist felszínborítási kategóriákra bontva a változásokat sokkal részletesebben tudtam vizsgálni. Az antropogén hatás alatt álló foltoknak (döntően településeknek) szignifikáns különbségei voltak az AREA, PERIM, PARA és PROX esetében 1971-1988 között. Előtte és utána viszont nem voltak jelentősebb változások.

1952 és 1971 között az erdőfoltok változása szignifikáns ($p < 0,05$) volt több szempontból is, bár az effektus (r) szerint ezek gyenge változásnak tekinthetők: PARA ($r = -0.16$), FRAC ($r = -0.15$) és ENN ($r = -0.25$). A következő periódusban (1971-1988 között) a változások a területet, a kerületet és a kerület/területet érintették: AREA ($r = -0.37$), PERIM ($r = -0.24$) és PARA ($r = -0.47$). 1988 és 2005 között ugyanezen metrikák változtak szignifikánsan (az r [effektus] értékek sorrendben: -0.25; -0.22; -0.27).

A gyepeknél 1952 és 1971 között az AREA ($r = -0.16$), PERIM ($r = -0.14$) and PARA ($r = -0.20$) esetében találtam szignifikáns különbségeket. 1971 és 1988 között az AREA ($r = -0.16$), PERIM ($r = -0.17$), PARA ($r = -0.11$) és SHAPE ($r = -0.14$) indexek változtak szignifikánsan. Ezek után a 2005-ig tartó időszakban ugyanezen metrikáknál találtam szignifikáns különbségeket (kivéve a kerületet, PERIM; $p = 0,09$), bár az effektus csökkent minden esetben.

4.3.4. A változások trendje

Az AREA, PERIM és CIRCLE indexek esetében találtam szignifikáns trendet a vizsgált időszakban. Míg az első kettőnél növekvő volt a változás iránya, a CIRCLE csökkenő tendenciát mutatott (23. táblázat). A többi metrikánál nem volt határozott aránya a változásoknak (persze a szignifikáns trendek esetében is a 0,10-0,14 közötti effektus is csak gyenge hatást tükröz).

23. táblázat. A tájváltozás trendje 1952 és 2005 között a Jonckheere-Terpstra próba alapján (r: effektus; *p<0.05)

Táji metrika	1952-1971-1988-2005	
	J-statistic	r
AREA	780162	0.14*
PERIM	760930	0.10*
SHAPE	706087	0.08
CIRCLE	624948	-0.12*
FRAC	675125	-0.03
PROX	685284	-0.02
ENN	705875	0.01

Az osztály szintű metrikák elemzése alapján általában elmondható, hogy a felszínborítás leghatározottabb változásai az erdőterületek növekedésében voltak megfigyelhetők (31/a ábra), a szántóterületek csökkenése (31/c ábra), és a gyepterületek mintázatának jelentősen átalakulása mellett (31/b ábra). A települések (és egyéb antropogén befolyás alatt álló területek) területe 2,6-szorosára nőtt (319 ha-ról 828 ha-ra) és nőtt az átlagos foltméretük is (12-ről 33 ha-ra). Mialatt az erdők teljes területe 16981 ha-ról 18182-re nőtt, közepes foltméretük jelentős változáson ment keresztül: 1952-1971 között 150 ha alatti volt, majd 1988-2005 között több mint 400 ha-ra emelkedett (24. táblázat). Ugyanebben az időszakban az erdőfoltok száma 116-ról 41-re csökkent, a kisebb foltok beolvadásával több nagy képződött. A gyepterületek kiterjedése nőtt, míg az átlagos foltméret csökkent, vagyis kisebb, de több gyepfolt lett jellemző a területen. A kezdeti területnövekedés tükröződik a fragmentálódást indikáló MESH értékében is, 5 ha-ról 7-re (1971), majd 8-ra (1988) emelkedett, de 2005-re a nagyobb terület ellenére is visszaesett a kezdeti 5-re – a kezelések (legeltetés és kaszálás) elmaradása miatt ezek az élőhelyek zsugorodnak és felszabdálódnak. A gyümölcsösök területe csökkent, mint ahogyan a foltok száma is. A szántók területe is csökkent: 1952 óta (4723 ha) 2005-re kb. a felére esett vissza (2486 ha), mellyel párhuzamosan az összefüggő szántóterületek foltjai is kisebbek lettek (92-ről 57 ha-ra csökkent az átlagos méret). A foltalakot tekintve az erdőknél figyeltem meg a foltszélek egyszerűsödését a SHAPE és CIRCLE indexek alapján. A gyümölcsösök és a szántók foltjai viszont komplexebbek lettek, a gyepek pedig többé-kevésbé ugyanolyanok maradtak végig.

24. táblázat. A mintaterület osztály szintű táji metrikái (FB: felszínborítási kategória)

Év	FB	AREA	SHAPE	CIRCLE	ENN	PROX	DIVISION	MESH	IJI
1952	erdő	106.8	2.42	0.79	50	46266	0.69	8639	70.4
	gyep	13.9	2.14	0.7	177	242	1	5	41.3
	gyümölcsös	4.5	1.48	0.59	470	1	1	0	71.4
	szántó	92.6	2.09	0.63	157	12863	0.98	463	52.7
	település	12.3	2.34	0.72	1074	14	1	0	70.3
1971	erdő	146.1	2.41	0.74	81	26703	0.69	8633	66.3
	gyep	17.8	2.16	0.7	218	333	1	7	31.5
	gyümölcsös	5.5	1.45	0.48	2088	0	1	0	69.5
	szántó	95.6	2.07	0.62	176	5108	0.99	373	55.6
	település	12.9	2.11	0.68	633	50	1	0	57.9
1988	erdő	440.4	2.37	0.7	67	31449	0.71	8126	53.5
	gyep	13.7	1.9	0.66	144	140	1	8	31.3
	gyümölcsös	4.8	1.51	0.61	1787	0	1	0	83.9
	szántó	77.6	1.96	0.63	243	1437	1	68	64.3
	település	39.1	2.53	0.7	973	0	1	2	69.1
2005	erdő	443.5	2.37	0.69	68	104584	0.6	11094	55.3
	gyep	8.5	2	0.68	128	124	1	5	28.5
	gyümölcsös	2.4	1.6	0.62	4121	0	1	0	81.9
	szántó	57.8	1.83	0.61	279	1300	1	40	64.1
	település	33.2	2.35	0.68	772	61	1	2	62.7

4.3.5. A fragmentáció időbeli alakulása

A legközelebbi szomszédos folt távolsága (ENN) az erdőknél enyhén nőtt (50 m-ről 68 m-re). A gyepterületek közti távolságok változók voltak, de átlagosan 200 m alatt maradtak minden időpontban, ami a foltok közötti kapcsolatok fontos kérdése (lásd 4.4. fejezetben a *P. melas* szempontjából végzett elemzést). A szimpla távolságokon továbblépve a PROX index-nél alkalmazott 100 m-es puffertávolság (azaz adott foltból kiindulva a szomszédos foltokban elérhető terület ugyanazon felszínborítási kategóriához 100 méteres határon belül) az erdőknél a kezdeti csökkenés után növekedést jelzett (végeredményben ~460 ha-ról ~1000 ha-ra). A felszabdaltsági indexek (MESH, DIVISION) alapján a gyepek és gyümölcsösök fragmentáltak. Mint láthattuk, az erdőterületek aránya nagy volt minden időpontban és ezen belül az egyik folt olyan nagy volt, hogy a mintaterület 69%-át foglalta el, azonban a többi erdőterület kis, izolált, fragmentált folton oszlott el; ez volt az oka a DIVISION viszonylag nagyobb értékének. A kevertség (IJI) alapján a gyümölcsösök esetében volt a legtöbbféle szomszédos folt (70-80%); a gyepek kevertsége pedig a másik végletet képviselték (kb. 60%), e foltok szomszédjai jobbára erdők voltak.

4.3.6. A tájvizsgálatok eredményét befolyásoló tényezők együttes értékelése

A páros térbeli összehasonlításokkal kapcsolatban számos kritika fogalmazható meg, amiket nem tudunk objektíven kezelni. A gond rendszerint az idősoros vizsgálatokhoz felhasználható felszínborítási források lehetőségeivel van. Minél korábbi időpontból származik az információ, annál több gond van a megbízhatóságával, vagy a minőségével. Hiába van például területhasználati térképünk már a 1782-1785 közötti időszakból (I. katonai felmérés térképei), a térkép nem abból a célból készült, hogy a rajta lévő területhasználati információkat fenntartások nélkül el lehessen fogadni. Ha az e munkában is felhasznált XX. század közepétől rendelkezésre álló légifotókat nézzük, akkor pedig a fotók minőségét kell megemlíteni. Sokszor halvány, elmosódott felvételekről van szó, melyek feldolgozhatósága (vektorizálása, georeferálása) sem mindig egyértelmű feladat, amit még tovább nehezít az adott folt felszínborításának az azonosítása. Mindig van olyan eleme az ilyen munkáknak, amikor úgy hibázunk, hogy még csak nem is sejtjük. A folthatárok meghúzása során további gondok lehetnek még akkor is, amikor a legújabb felvételekkel dolgozunk: nem mindegy, milyen léptékben vektorizáljuk a foltokat. Minél kisebb a lépték, annál jobban egyszerűsítjük a folthatárokat, de persze az sem cél, hogy a határ pl. a faegyedek lombkoronája legyen. Ilyenkor az idősorban a következetesség igen fontos, minden felvételnél ugyanazt a léptéket kellene használni a vektorizáláshoz, hogy ne azért találjunk különbségeket, mert más volt az adatgyűjtés módszere. Ha nem találunk megfelelő kontroll pontokat (GCP) a georeferáláshoz (pontosabban a legtöbb esetben inkább a magasságkülönbségből adódó torzulás domborzattal korrigált vetületi illesztéshez, az ortorektifikációhoz), akkor a végeredmény is hibás lesz. Ez történt esetünkben is, mivel az összefüggő erdőterületeken belül lehetetlen olyan pontokat találni, ami még napjainkban, kb. 60 évvel később is megvan. Emiatt egy-egy felvételen 20-30, de helyenként akár 60 méteres hibák is keletkeztek. Ha a felvétel a közelmúltban készült, akkor ezen a problémán segít a terepbejárás, amikor légifotóval a kezünkben kifejezetten egy-egy pont koordinátáját határozzuk meg (itt persze nem mindegy, hogy milyen a felvétel felbontása, mert a GPS pontosságát is ehhez kell megválasztani: a GPS helymeghatározás hibája pixelméret alatti kell, hogy legyen), azért, hogy kellően pontos legyen a vetületbe illesztés. Vagyis a legjobb szakmai tudás mellett sem tudjuk kiküszöbölni ezeket a hibákat, ezeket kezelni kell.

A foltok tehát az idősorban nem fogják tökéletesen fedni egymást, ami kétséggé teszi a kereszttabuláció eredményét. A fuzzy alapú Fuzzy Kappa, vagy a pixelösszevonáson alapuló Aggregated Cells módszerek enyhítik ugyan a problémát, de az eredmények továbbra sem lesznek mentesek a hibáktól: a kismértékű valódi különbségek, illetve lineáris tájelemek (ökológiai folyosók) is eltűnnek az átmeneti távolság növelésével. Rose et al. (2009) a távolság alapú súlyozásos technikákban látja az ígéretes megoldást, továbbá az Aggregated Cells indexet tartja a megfelelő módszernek, mert eredményeik szerint ez nem érzékeny a keresési sugárra. Ez az index adta ebben a kutatásban is a legjobb egyezési értéket, azonban nehéz lenne megítélni, hogy a Fuzzy Kappához képest jobban teljesített-e. Az a tény, hogy mind a Kappa, mind a Fuzzy Kappa, vagy az Aggregated Cells indexek kimutattak kisebb-nagyobb hasonlóságot és az eredményük nehezen hasonlítható össze, mivel nem létezik olyan etalon, amihez mint megbízható forráshoz hasonlítani lehetne.

A táji metrikák sokoldalú jellemzést adnak a foltokról és nemcsak a százalékos megoszlásról, hanem a területről, kerületről, alakról, egymáshoz való viszonyokról (távolság, a kategória keveredése szomszédos foltokkal, mintázat) is. Ez a fajta

megközelítés nem az objektumok (foltok) abszolút helyzetéből indul ki, hanem a folt jellemzőiből, ezért a precíz átfedés a foltok között nem is elvárás. Az ilyen jellegű összehasonlítás nem azon alapul tehát, hogy pixelenként megnézzük a hasonlóságokat, itt statisztikai próbákat lehet erre a célra alkalmazni. Választhatunk, hogy egy általános, az összes kategóriát tartalmazó, vagy részletezve az eredményeket a kategóriákra bontott adatmátrixból dolgozunk. A vizsgálat során mindkét szinten elvégeztem az elemzést, növelve a levonható következtetések számát. Az általam alkalmazott Kruskal-Wallis és Mann-Whitney próbák alkalmasak arra, hogy két, vagy több időpont felszínborítási kategóriáiból származtatott metrikákon végezzük el a vizsgálatokat. Ezek a próbák nem páros próbák, vagyis működésük nem azon alapul, hogy adott folt hogyan viselkedik a négy időpontban, hanem az eloszlásokat hasonlítják össze. Mivel a tájmintázat időben változó, foltok képződnek és szűnnek meg, ezért páros próbák alkalmazására nincs lehetőség, mert ez feltételezná egyúttal azt is, hogy az összes foltnak az összes vizsgált időpontban léteznie kellene. Ha pedig csak azokat a foltokat vizsgálnánk, ami minden időpontban létezett, akkor a változások szempontjából lényeges más foltokat hagynánk ki az elemzésből. Páros vizsgálatra csak egyedileg kiválasztott foltokkal van lehetőség. A Fragstats metrikáit Raines (2002) geológiai térképek összehasonlításához eredményesen alkalmazta. A 25. táblázatban a négy vizsgált módszer tulajdonságait foglaltam össze.

25. táblázat. A tájváltozás vizsgálati módszereinek összefoglaló értékelése

	Kontingencia tábla	Kappa	Fuzzy Kappa	Tájmetria
Számít a geometriai pontosság	+	+	+	-
Számít a tematikai pontosság	+	+	+	+
Kategória szinten is kifejezhető	+	+	+	+
Megadhatók a változások által érintett kategóriák (minek a rovására nőtt egy kategória területe)	+	-	-	+
Megadja a változások trendjét	+	-	-	+
Páros vizsgálat (pixel a pixelhez/objektum az objektumhoz)	+	+	+	+/-*
Megadja a változások magnitúdóját	-	-	-	+
A területi változások mellett egyéb (alak, legközelebbi szomszéd, mintázat stb) információt is szolgáltat	-	-	-	+
Valószínűség rendelhető hozzá	-	-	-	+
Tájökológiai folyamatokat azonosíthatunk velük	-	-	-	+

*: a táji metrikák esetében csak akkor lehet páros elemzést végezni, ha a vizsgált időpontokban új foltok nem képződnek, illetve a meglévők nem szűnnek meg; a foltok köre le is szűkíthető a mindkét időpontban jelen lévő foltokra

A mintaterületen, mint azt korábban is írtam, napjainkban a gyepfoltok visszaerdősülése és a szántók parlagosodása a változások fő iránya. A gyepek eltűnése egyben természetvédelmi probléma is, mivel értékes élőhelyek erdősülnek be, védett fajok tűnnek el (pl. *Orchis*), mert elmarad a fenntartás szempontjából kívánatos kaszálás (Török et al. 2009; Valkó et al. 2012). Az eredményekből láttuk, hogy a gyepfoltok száma nő, de átlagos területük csökken. Ez egy fragmentálódási folyamat, ahogy a nagyobb foltok kisebbekre osztódnak a fák előrenyomulása miatt. Az élőhelyek területének csökkenése jól követhetően a szabálytalan alakú foltok nyúlványainak a megszűnésével jár elsősorban, a

faltalakok a vizsgált időszakban egyszerűsödtek (lásd 22. táblázat, CIRCLE és SHAPE indexek), így feltehetően általában a magterületek még megmaradhattak, viszont további gond a legközelebbi foltok távolságának növekedése (jelenleg a nagyobb foltok aprózódása miatt csökkent a távolság, de ez csak látszólagos – a kis foltok hamar megszűnhetnek és hirtelen fordulhat át ez a mutató a nagyobb távolságokba). Mindez a fragmentációs metrikákon keresztül is nyomkövethető: a gyepek hatékony hálómérete (MESH) 1971-1988-ban még 7-8 ha volt, 2005-ben viszont már csak 5 ha. Ehhez képest az IJI még finomabban mutatta a gyepfoltok keveredését a szomszédos erdővel: értéke 1952-től 2005-ig 41,3-ről 28,5-re csökkent. Mindezek alapján a fenntartó kezelés hiányában a gyepek a legveszélyeztetettebb kategóriát képviselik a térségben (Valkó et al. 2012)

Sitzia et al. (2010) számos tanulmányban találták az erdők területi arányának és az átlagos foltméretnek a növekedését, és ez esetben is így volt. Az erdő, mint domináns felszínborítás e területen sajátos helyzetű. Egyetlen nagy folt körül kisebb foltok vannak, sok szempontból is a mintaterület mátrixát alkotva (területi dominancia, beágyazó felület, konnektivitás). A kisebb foltok változása lényegileg nincs nagy hatással az egész terület mérőszámaira (osztály szinten), de sokszor folt szinten kell vizsgálnodni, mert ugyan rendszerben kell látni a foltokat, időnként kiderül, hogy egy bizonyos élőhely kifejezetten fontos a fajkészlete miatt (Simon, 2006). Az a kijelentés is csak bizonyos korlátok között igaz, hogy az amúgy is növekvő erdőterületek kevésbé érzékenyek az antropogén hatásokra.

A hagyományos területváltozás alapú vizsgálatokhoz fontos adalékot adnak a táji metrikák. Segítségükkel olyan új információkhoz jutunk, ami nélkülük nem képzelhető el: az alak, a távolságok és a fragmentálódás időbeli változásának követhetősége. Sajnos azonban nincsenek általános receptek az értékelésekre, ami kifejezetten igaz az alaki metrikákra is (Mezősi és Fejes 2004). A tapasztalatok és javaslatok megoszlanak: van, aki a SHAPE indexet (pl. Mezősi et al. 2008, ugyanakkor Leitão et al. 2006 nem javasolja) és van, aki a PARA (kerület/terület) indexet preferálja (pl. Csorba 2008), én pedig egy korábbi vizsgálatban (Szabó, 2009) a CIRCLE indexet találtam a legmegbízhatóbbnak, így ebben a munkában is ezt interpretáltam. Ez alapján 1952 és 1971, valamint 1971 és 1988 között találtam szignifikáns különbségeket, továbbá negatív trendet azonosítottam az idő függvényében. Azonban a trend nem volt túlságosan határozott, a próbához tartozó effektus 0,2 alatti, azaz „gyenge” volt.

A felszínborítási osztályok összehasonlítása adott lehetőséget a részletek feltárására: adott osztályra vonatkozóan számos nézőpontból meg lehetett vizsgálni a foltokat a különböző időpontokban. Bár hazánk területének döntő részén komoly változások zajlottak le a tsz-esítés időszakában (tagosítás, 1948-56; 1959-1962; Fenyő, 2010), majd a rendszerváltás után (privatizáció, 1990-es évek eleje) időszakában, a mintaterületen ez csak nyomokban (a parcellák összeolvadásával, majd újra szétválásával) fedezhető fel. A szántók területe nem változott meg lényegesen, a domborzat, a talajtani adottságok, a felvevő piac, valamint a feldolgozóipar behatárolta a mezőgazdaság lehetőségeit is.

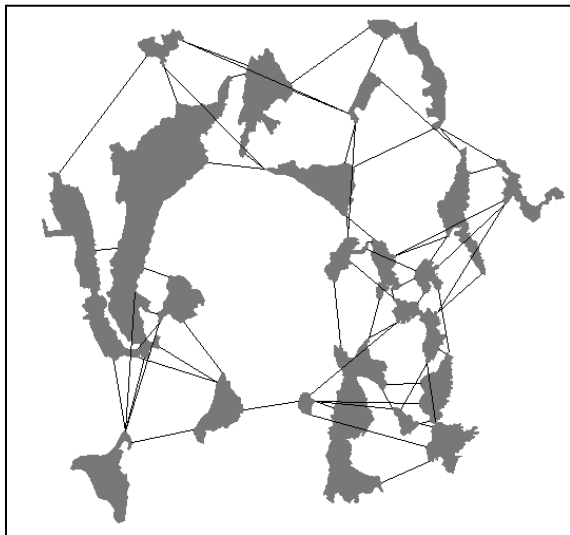
Módszertani szempontból az összes összehasonlítás szerint kismértékű változások történtek a területen, melyek közül a tájmetriai indexeken nyugvó elemzéssel tudtam kijelenteni, hogy a változás mértéke statisztikailag szignifikánsnak ($p < 0,05$) tekinthető-e. Emellett az effektussal számszerűsíteni tudtam a változások magnitúdóját is. Ez azért volt fontos, mert önmagában a szignifikáns különbség megléte nem elegendő ahhoz, hogy megítéljük a különbség nagyságát is. Értelemszerűen, ha valamit szignifikánsnak találunk,

akkor az egyben „jelentősnek” is számít, de valójában nem így van: a különbség lehet igen kicsi is szűk konfidencia intervallumokkal, ami statisztikailag megállja a helyét, de azért még nem biztos, hogy ez egyben jelentősnek is tekinthető (Field, 2009). Ez esetben például pontosan ez történt: a szignifikáns különbségek mögött valójában szűk tartományban különböző értékek álltak, de éppen ezt lehetett bizonyítani a hatásereőséggel.

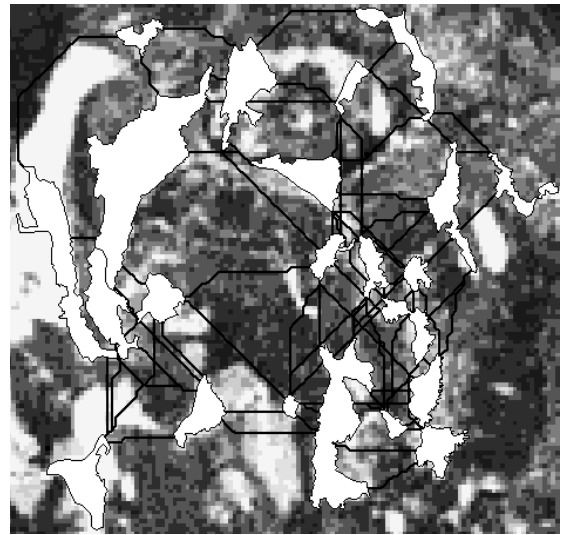
4.4. A foltkonnektivitás vizsgálata a fényes gyászfutó mint teszt faj szemszögéből

4.4.1. A távolságmodellek elemzése

A távolságok, mint a konnektivitási indexek számításának alapelemei a várakozásoknak megfelelően különböző képet adtak a foltok által alkotott hálózatban. Az euklidészi és legkisebb költség távolságának térképei a 35. ábrán láthatók.



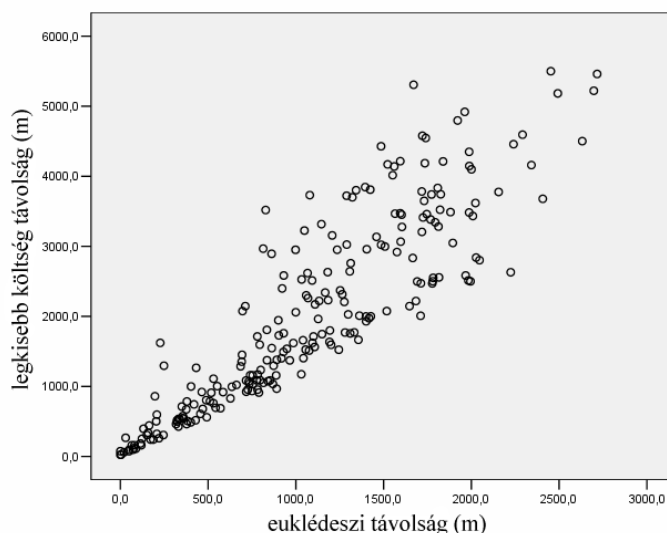
a (homogén mátrix)



b (mátrixhatás az NDVI alapján súlyozva: a világosabb árnyalat sűrűbb vegetációt jelez)

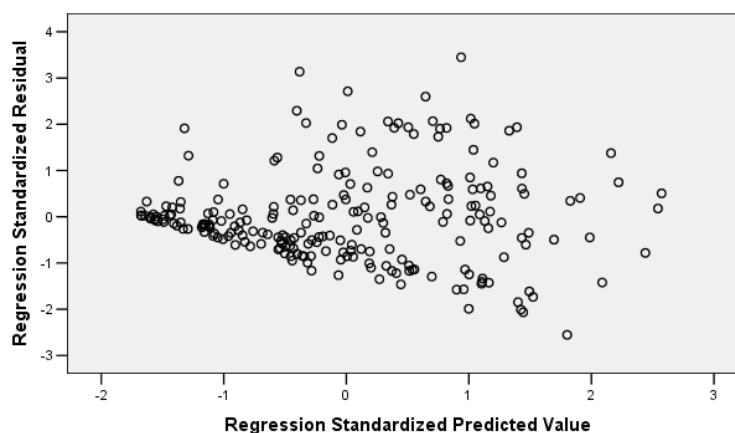
35. ábra. A vizsgált gyepek euklidészi (a) és legkisebb költség alapú (b) távolságai

A két megoldás közül jól láthatóan hosszabb utakat kell bejárniuk az állatoknak, ha mindig a horizont legvilágosabb része felé indulnak el. Az útvonalak vizuális elemzését statisztikai vizsgálattal is kiegészítettem. A 36. ábrán a kétféle távolságot egymás függvényében ábrázoltam.



36. ábra. Az euklideszi és legkisebb költség távolságok egymáshoz való viszonya

Kiderül, hogy a távolságok szórása a közelebbi foltok esetében kisebb, és bár különbségek (és persze kirívó kivételek is) vannak közöttük, a nagyobb távolságok esetében általában már akár kb. kétszer akkora a funkcionális távolság a foltok között az euklidészihez viszonyítva. A 0-600 méteres euklideszi távolságok esetében is láthatunk olyat, hogy a legkisebb egyenes távolság 250 m, a funkcionális pedig közel 2000 m, de az adatok többsége szűkebb szórásstartományban marad. Ha lineáris regressziós illesztést végzünk, a heteroszkedaszticitás (heterogén variancia, heteroscedasticity) tipikus esetét láthatjuk (37. ábra): a kis értékektől a nagyobbak irányában a variancia nő.

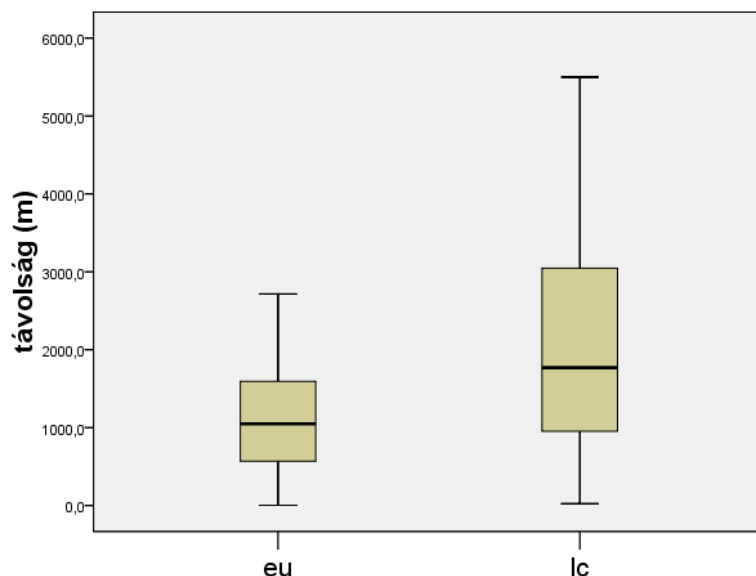


37. ábra. Az euklideszi távolságokból becsült legkisebb költségű távolságok reziduáljainak megoszlása

A heteroszkedaszticitás önmagában kizárná a regresszió alkalmazásának lehetőségét, ám ebben a vizsgálatban nincs is szükségünk rá. Arra viszont jó, hogy lássuk: a mátrix figyelembevételével a foltok közötti távolságok reziduáljai az egyenes távolsághoz képest megnőnek (a determinációs együttható 0,79-es értéke bár jó lineáris illeszkedést takar – mégsem értelmezhető).

Vizsgálatunk fő kérdése az, hogy mekkorát tévedünk akkor, ha nem vesszük figyelembe a tájökológiai elemzésekben a mátrix szerepét a foltok közötti kapcsolatok megítélésében. A választ részben megkaptuk a regresszió reziduáljaiból, de még nem tudjuk, hogy az eltérés szignifikáns-e az egyes módszerekkel előállított távolságkombinációk között. Ennek

kiderítésére Wilcoxon-próbát alkalmaztunk, melynek eredménye szignifikáns ($W=2,634 \times 10^{-4}$; $z=13,12$; $p>0,0001$; $N=229$; az euklidészi távolságok mediánja 1048 m, a legkisebb költségű távolságoké 1771 m) – vagyis a távolságok szóródása szignifikánsan eltér egymástól (38. ábra).



38. ábra. Az euklidészi és legkisebb költség távolságok megoszlása (eu: euklidészi távolság; lc: legkisebb költségű távolság)

4.4.2. A foltkapcsolati indexek vizsgálata

Az eredmények alapján minden konnektivitási metrika értéke csökkent, ha a legkisebb költség távolságokat alkalmaztam az euklidészi távolságok helyett (26. táblázat). A komponensek száma 10-ről 15-re emelkedett, ami azt jelenti, hogy az összes 22 foltból csak 7 az, ami funkcionálisan, egy hálózat elemeként is részt vesz a fajmozgásban. A legjelentősebb csökkenés a fluxus (F) esetében volt megfigyelhető, de az IIC és PC indexek értéke is csökkent. Nem meglepő, hogy a foltok elérhetősége sokkal kedvezőbb volt, ha a rövidebb egyenes (euklidészi) távolságokat vettem figyelembe. Ebből egyenesen következik, hogy a legkisebb költség távolságokkal kalkulálva egymáshoz közeli foltok is lehetnek izoláltak, amennyiben a mátrix nem segíti elő a fajok mozgását.

26. táblázat. A konnektivitási metrikák értékei táj szinten a különböző távolságmodellek függvényében

Konnektivitási metrika	euklidészi távolság	legkisebb költség távolság
NL	14	8
NC	10	15
IIC	0.0037	0.0028
F	11.2	3.9
PC	0.0040	0.0027

4.4.3. A valószínűségi mátrixok vizsgálata

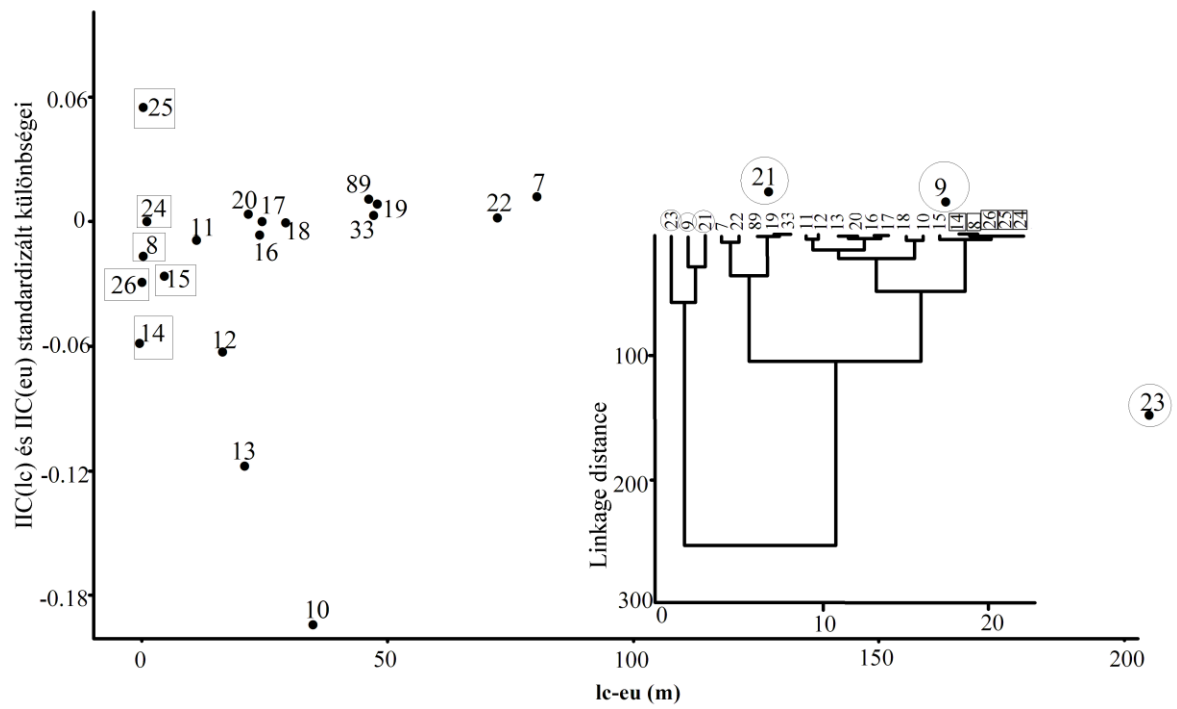
Megfigyelhető, hogy a mátrixok korrelációja (Mantel's R) a kritikus távolság növekedésével nő, vagyis minél nagyobb távolságra vannak egymástól a foltok, annál kevésbé számít, hogy melyik távolságszámítási módszert alkalmazzuk (27. táblázat). Ez látszólag ellentmondásban van a regresszió analízisnél tapasztaltakkal, de egyrészt ne feledjük, hogy itt nem egyezést mérünk, hanem korrelációt (Roff, 2006), másrészt itt az összes útkombinációból csak az 50-300 méteren belülieket vettem figyelembe elérési valószínűségek formájában (a többi 0 értékű). Kis távolságok esetén a mátrix elemei között a legkisebb távolságok módszerével nagyobbak a valószínűségek, mint a legkisebb távolsággal kalkulálva, így utóbbi esetében több a 0% valószínűségű kapcsolat. A nagyobb kritikus távolságok alkalmazása esetén mindkét mátrixban megjelennek a nem nullás valószínűségi értékek – a korreláció nő. Mindez érthető, mivel az euklidészi távolságok növekedésével a legkisebb költség távolság is nő, vagyis a korábbiakban feltárt összefüggést (36. ábra) felhasználva kijelenthetjük, hogy bizonyíthatóan nőhet a korreláció is.

27. táblázat. A valószínűségi mátrixok jellemzői és az összehasonlítások eredménye (a valószínűségeket a különböző kritikus diszperziós távolságok alapján számítottam ki 95%-os fajelőfordulási valószínűséget feltételezve)

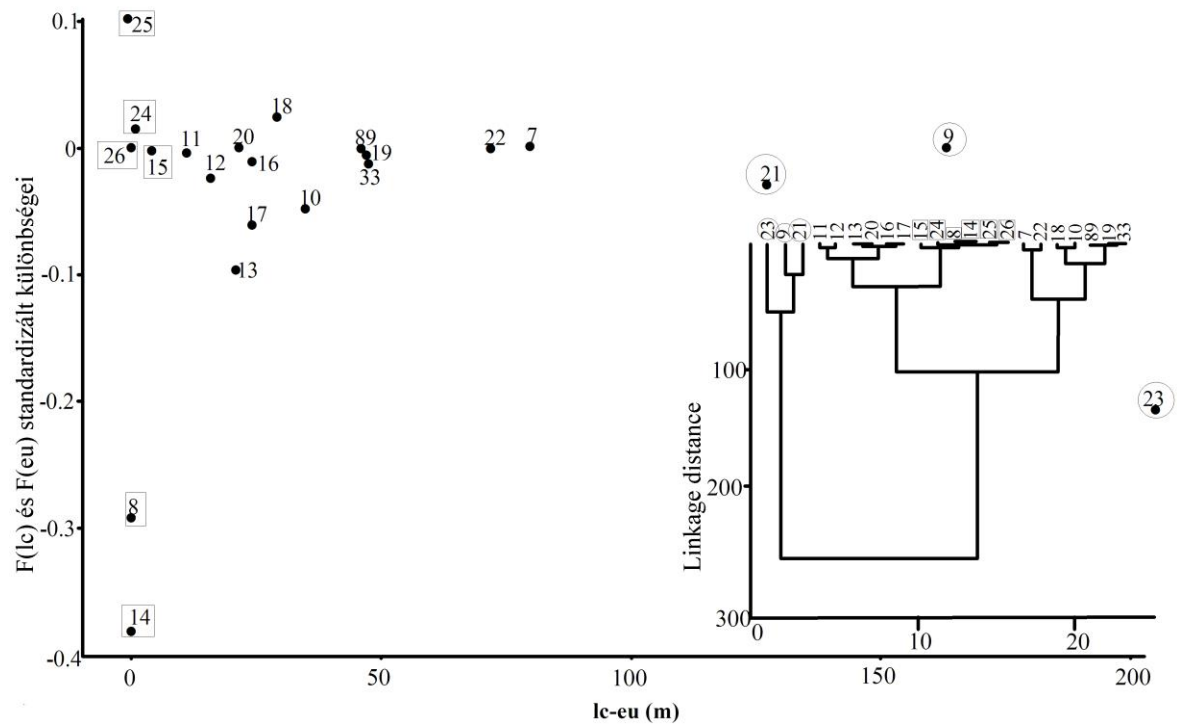
Kritikus távolság (m)	átlag		szórás		nulla valószínűségi értékű kapcsolatok aránya (%)		Mantel R (p<0.05)
	euklidészi	LK	euklidészi	LK	euklidészi	LK	
50	0.013	0.002	0.104	0.020	89.3	94.1	0.52
100	0.020	0.006	0.115	0.044	79.8	89.3	0.63
120	0.022	0.008	0.119	0.052	76.3	84.6	0.78
150	0.026	0.010	0.126	0.062	71.6	81.8	0.78
300	0.046	0.023	0.155	0.100	35.6	62.8	0.89

4.4.4. A modellek összehasonlítása és a foltok kapcsolatrendszerének a kérdésköre

A metrikák értékei és az adott folthoz tartozó legkisebb költségű és euklidészi távolságok különbségeiből képzett kapcsolatok vizsgálata alapján külön csoportba sorolhatjuk az egymáshoz közeli és nagy területű (ahol a távolság <50 m ÉS a terület >3 ha: 8, 14, 15, 24, 25, 26 számú foltok), valamint a távolabbi, kisebb területű (ahol a távolság 50 m: 7, 11, 13, 15-23, 33, 89 számú) foltokat (39-41. ábra). A mátrixhatás miatt a 9, 21 és 23-as folt mindhárom metrika esetében szélső (a 1,5-szeres interkvartilist terjedelmen kívül eső) értéket képvisel, a különbség a kétféleképpen meghatározott távolságok között rendre 163, 127 és 205 m. Ezek azok a foltok, ahol a sűrűbb erdős részek miatt a rovaroknak nagyobb távolságot kellene megtenniük, mint amennyi a kritikus távolság a fajmozgás során. Továbbá ezek közül a 21-es és 23-as foltok euklidészi távolsága rendre 122 és 43 m, vagyis az egyszerűbben meghatározható egyenes távolságokkal számolva még a hálózat funkcionálisan összekötött elemeiként tűnhetnek fel. Ezt egyedül a fluxus (F) különítette el (36. ábra), mint kifejezetten topológiai metrika, az IIC és PC a 9-es foltot annak nagyobb területe miatt (0,4 ha-ral nagyobb a 23-as folttól, ami ebben a vizsgálatban számottevő).

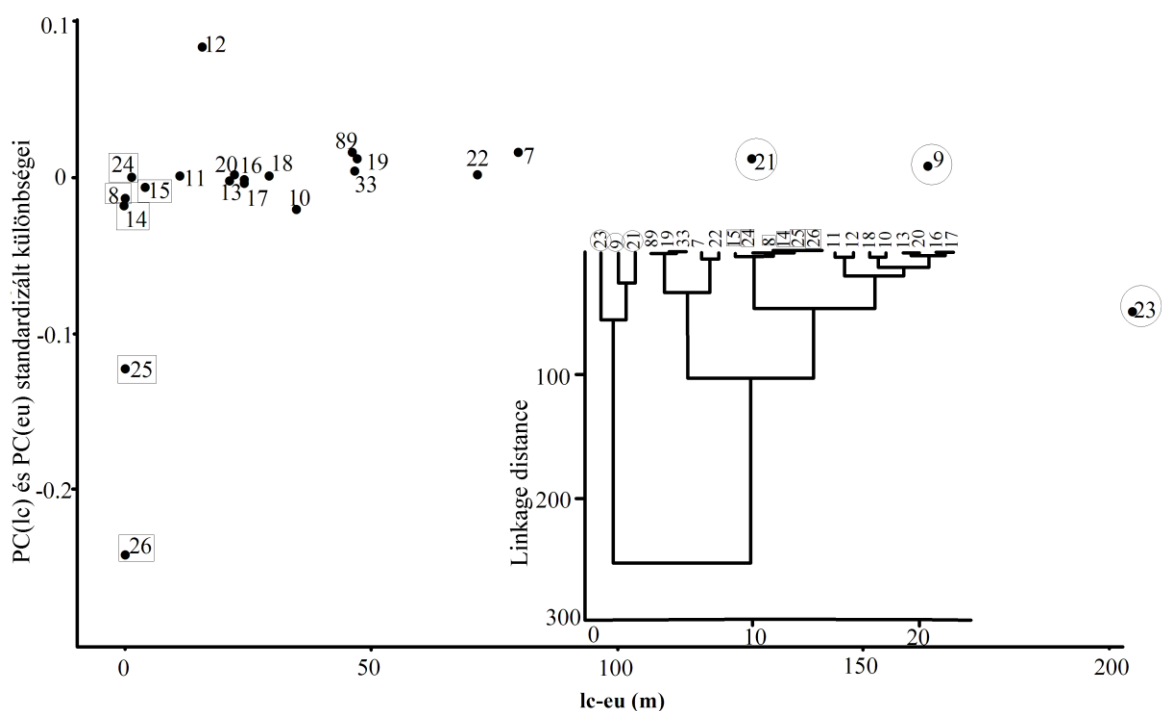


39. ábra. Az IIC és a távolságok standardizált különbségeinek kapcsolata



40. ábra. Az F és a távolságok standardizált különbségeinek kapcsolata

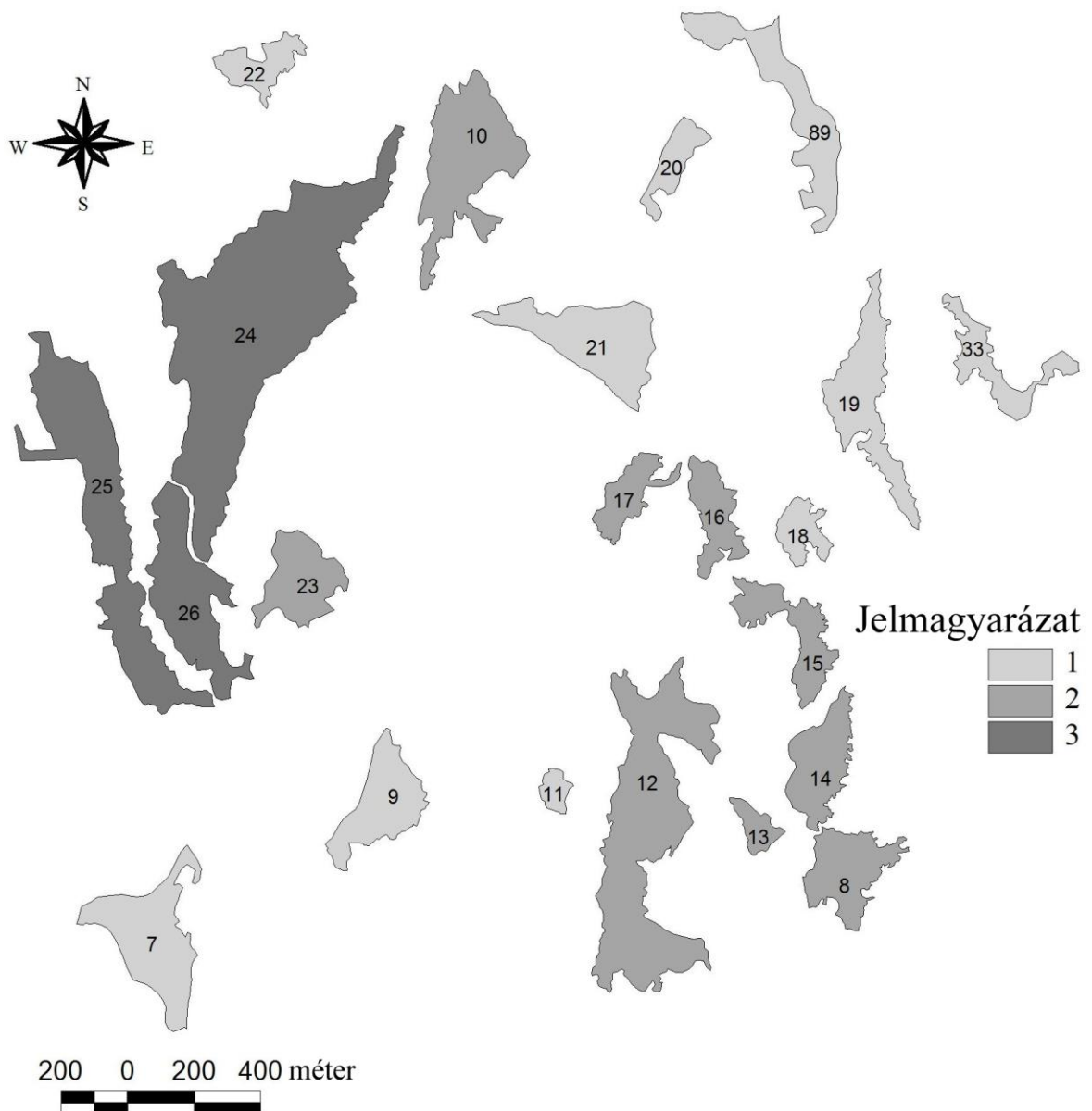
dc_919_14



41. ábra. A PC és a távolságok standardizált különbségeinek kapcsolata

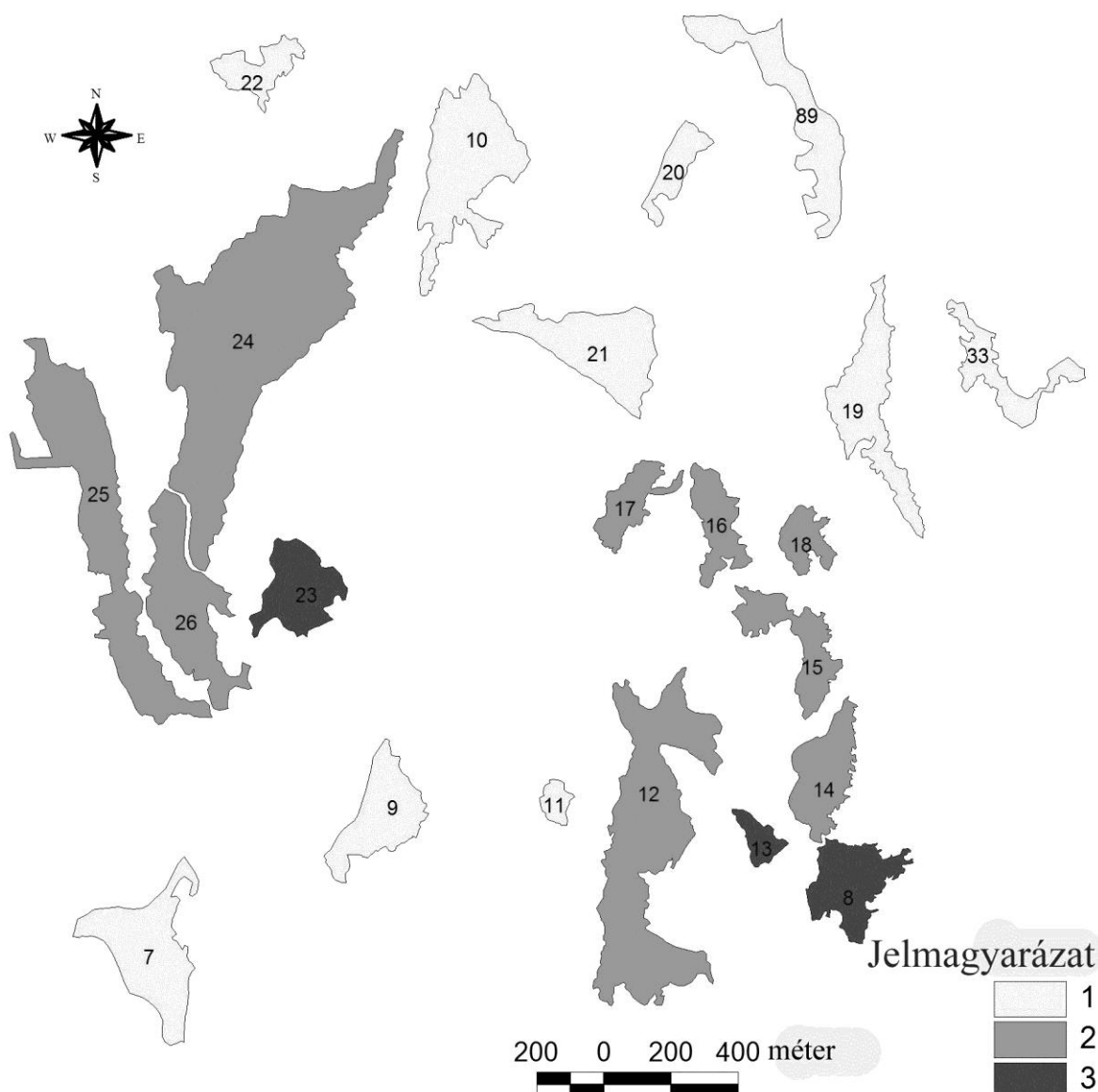
4.4.5. Az élőhelyfoltok fontossága a terület és a legközelebbi szomszédjuk figyelembevételével

A legkisebb költség távolságok figyelembe vétele mellett a legfontosabb foltok 24-26-os számúak voltak, azaz azok, melyeknek legnagyobb a területe és a legközelebbi szomszédjuktól való távolságuk minimális. Más foltok – területüktől függetlenül (azaz a terület hatása nem volt kimutatható – a kapcsolatok szempontjából változó fontossággal bírtak a hálózatban. Az egymástól távoli foltok jelentősége kicsi volt, míg a kicsi, de közeli (különösen, ha a kritikus távolságon belül voltak) foltok fontos szerepet kaptak a fajmozgás fenntartásában. A 15-ös és 16-os foltok jelentősége nőtt, de a 13-as és 23-as foltoké (9 és 14 helyezéssel) csökkent a legkisebb költség távolságok alkalmazása mellett (42. ábra). Ne feledjük, hogy nem egyszerűen a távolságok megnövekedéséről van szó a legkisebb távolságok alkalmazása esetén, hanem a foltok egyedi szinten megállapított fontosságának a megváltozásáról is az új helyzetben, az összkonnektivitás fényében.



42. ábra. A vizsgálati terület élőhelyeinek jelentősége az IIC, F és PC tájmetriai mutatók alapján (1: a konnektivitásban minimális szerepű folt; 2: a konnektivitás fenntartásában jelentős szerepű folt; 3: jelenleg kis szerepet tölt be a konnektivitásban, a kapcsolat javítása az izoláltság csökkentésére kulcsfontosságú lenne)

A három konnektivitási index (IIC, F és PC) együttes kiértékelésének eredménye a 43. ábrán látható térkép, melyen azt láthatjuk, hogy a foltok szerepe hogyan értékelődik át a legkisebb költségű távolságok alkalmazása mellett a legkisebb egyenes távolságokhoz képest. Az együttes kiértékelést azért választottam, mert így mind a topológiai, mind a területi, mind a valószínűségi jellemzők bekerültek a számításba. A leglényegesebb eredmény a legkisebb költségű távolságok alkalmazása esetén leértékelődő fontosságú foltok azonosítása, melyek a 8, 13 és 23-as foltok voltak. Ezek közül a 13-as folt kulcspozíciója kiemelkedő jelentőségű, melyet megerősít a vizsgálat következő lépése is (4.4.6. fejezet).



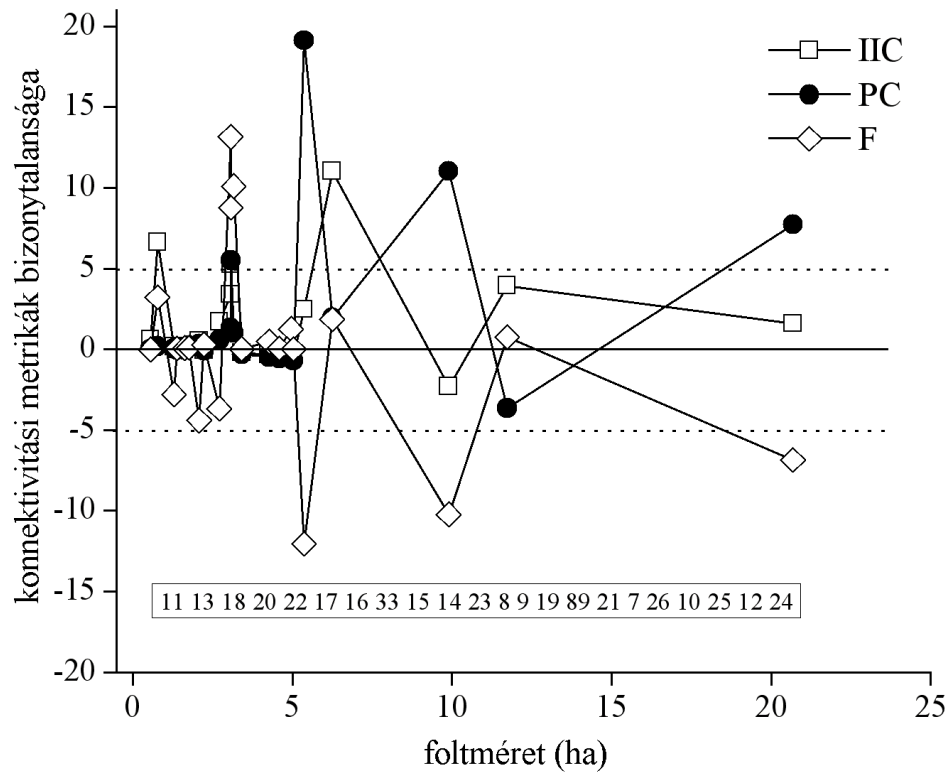
43. ábra. A foltok jelentőségének változása a legkisebb költség távolság alkalmazása miatt az IIC, F és PC tájmetriai indexek alapján (1: a folt jelentősége nem változik, melynek oka részben az, hogy a gráfban betöltött szerep valóban nem változik, vagy a változás elhanyagolhatóan kicsi a kapcsolatrendszerben betöltött elhanyagolható szerep miatt; 2: a folt szerepe felértékelődik; 3: a folt szerepe leértékelődik)

4.4.6. A foltok kapcsolatrendszerének a bizonytalansága

A foltkapcsolatok jelentőségének ábrázolása (44. ábra) jelentős különbségeket mutatott az egyes konnektivitási indexek szerint. A 24-26-os foltokat fontosnak ítéljük, azonban az euklidészi távolságokkal számított fluxus (F) a 25-ös foltot kevésbé fontosnak mutatta (28. táblázat). A 10-es és 13-as foltok euklidészi távolsága kicsi, belül van a kritikus távolságon, de valójában a *P. melas* számára elérhetetlen a sűrű vegetáció miatt. A 10-es folt ugyanakkor fontos, ahogyan ez tükröződik az IIC és PC értékeiben is, de a 13-asnak nincs szerepe a hálózatban a legkisebb költség távolságok alapján. Ha a 13-as folt eltűnik (visszaerdősödik) elveszítjük a lehetőségét annak, hogy a nagy területű, potenciálisan

dc_919_14

értékes élőhelynek számító 12-es foltot összekapcsoljuk a jövőben a 8-14-15-16-17-18 foltcsoporttal. A többi folt, különösen a közeliak esetében nem volt nagyobb változás a jelentőségük megítélésében.



44. ábra. A konnektivitási metrikák (IIC, F és PC) bizonytalansága a foltméret függvényében. A becslések a foltok relatív fontossági különbségein alapultak az euklidészi és legkisebb költségű távolságok használata mellett. Az 5 fölötti különbségeket vettem jelentős eltérésnek a kiértékelés során. A téglalappal bekeretezett számok a 14. ábrának megfelelő azonosítók.

dc_919_14

28. táblázat. Az élőhelyfoltok sorrendje euklidészi és legkisebb költség távolság (lc) felhasználásával (az azonosítók megegyeznek a . ábrán láthatókkal)

ID	dIIC	ID	dIIC(lc)	ID	dPC	ID	dPC(lc)	ID	dF	ID	F(lc)
20	0.119	11	0.025	11	0.055	11	0.046	7	0.002	7	0.000
22	0.163	13	0.049	20	0.113	13	0.099	9	0.008	9	0.000
33	0.305	20	0.156	22	0.172	20	0.164	22	0.062	22	0.001
11	0.638	22	0.214	13	0.264	22	0.223	20	0.112	33	0.001
9	0.714	33	0.400	18	0.273	18	0.238	89	0.238	20	0.076
19	1.113	23	0.756	33	0.296	33	0.417	33	0.299	23	0.077
18	1.282	9	0.934	9	0.650	17	0.434	19	0.714	21	0.135
89	1.292	18	1.131	17	0.685	16	0.728	11	0.909	89	0.199
17	1.477	17	1.315	16	1.065	23	0.803	21	1.377	19	0.246
21	1.507	19	1.457	19	1.067	9	0.974	12	2.210	11	0.926
7	1.552	89	1.691	89	1.199	15	1.016	10	2.795	10	0.950
16	3.194	21	1.973	7	1.413	8	1.134	18	5.190	12	1.447
8	3.742	7	2.031	15	1.588	14	1.221	13	7.134	13	3.912
15	5.773	8	2.646	21	1.620	19	1.530	23	8.838	18	7.997
23	6.002	16	2.685	8	2.136	89	1.773	17	11.409	8	10.287
13	6.668	10	3.124	14	2.528	21	2.063	15	13.410	17	11.332
14	7.410	14	4.035	10	5.713	7	2.119	25	16.919	14	13.371
10	14.126	15	4.078	23	6.316	10	3.763	16	17.893	15	17.094
12	14.951	12	11.023	12	7.890	12	11.537	8	20.385	16	22.298
25	20.701	25	23.003	25	33.802	25	22.781	24	21.243	25	27.164
26	28.806	26	26.346	26	46.105	26	26.991	14	26.519	24	28.101
24	55.582	24	54.002	24	63.624	24	55.907	26	42.336	26	54.388

4.4.7. A foltkapcsolatok mérésének komplex értékelése a távolságmodellek és táji metrikák szemszögéből

Egy élőhelyfoltokból álló hálózat természetvédelmi értékelésénél a konnektivitás figyelembe vétele fontos kérdés (Saura és Pascual-Hortal, 2007). Mielőtt azonban a döntéshozatali mechanizmusba bekerülne, alapvető fontosságú annak ismerete, hogy a kapcsolatrendszer milyen modell alapján került meghatározásra (Calabrese és Fagan, 2004). E munka során több konnektivitási index alkalmazhatóságát vizsgáltam meg egy gyepfoltokból álló hálózatban a fajmozgás szempontjából. Az euklidészi és legkisebb költség távolságok konnektivitást módosító szerepére helyeztem a fő hangsúlyt, mivel a folt-távolságok a konnektivitás legfőbb befolyásoló tényezői. Az eredmények szerint a legkisebb költség távolságok használata indokolt, mivel a legkisebb egyenes távolsággal, így a mátrix figyelmen kívül hagyásával számolva fals pozitív eredményt kaphatunk. A foltok közötti euklidészi távolságok növekedésével párhuzamosan természetesen a legkisebb költség távolságok is nőnek, pozitív trendet azonosítottam. A nagy területű és közeli foltokat nem érintette lényegileg, hogy melyik távolságot alkalmaztam, de értékük változott. Ferreras (2001) a hiúz esetében mutatta ki a foltok méretének a fajmozgásban játszott jelentőségét, így a terület számos konnektivitási mutató (így az általam alkalmazott IIC és PC) képletében is szerepel.

Bár a legkisebb költség távolság modellt számos szerző kritikával illette a hibái miatt (Moilanen, 2011, Palmer et al. 2011, Rayfield et al. 2010), mások mégis jobb

megközelítésnek tartják a fajmozgások becslésében, mint az euklidészi távolságot (Brouwers et al. 2010; Chardon et al. 2003; Lindenmayer és Franklin, 2002). A foltok közötti távolságok eltérő módon történő meghatározásának eredményeként egy olyan új távolságmátrixot kapunk, mintha egy másik terület folthálózatáról lenne szó. Egyes helyeken a szomszédos foltok távolsága alig változik, míg máshol a többszörösére nő. Ennek egyenes következménye az, hogy a fajok áramlási képe más lesz, a mártixhatás figyelembe vételével közelebb kerülünk a valós helyzethez.

A mátrix beépítése a távolságok kiszámításába rendszerint a felszínborítási osztályok súlyozásával áll elő, annak függvényében, hogy adott osztály elősegíti, vagy akadályozza a fajmozgást (Sutcliffe et al. 2003). Adriaensen et al. (2003) hangsúlyozzák, hogy a mátrix definiálása kulcskérdés a foltkapcsolatok vizsgálatában. A területhasználati, vagy felszínborítási egységek megfelelő ellenállási értékkel való ellátásán múlhat az elemzés sikere.

E munkában azonban eltértem a 2.5. fejezetben ismertetett, hagyományos felszínborítási kategóriákból előállított ellenállási felszíntől, mivel a területen homogén volt a mátrix, mint felszínborítási osztály tekintetében, melyen belül komoly különbségek voltak a teszt faj szempontjából nem közömbös növényzeti sűrűségben. Az általam alkalmazott NDVI éppen ezt a belső heterogenitást tudta visszaadni éles határok nélkül, összhangban a valósággal, ahol a gye- és erdőfoltok között sincs éles határ (Csorba, 2008; McGarigal és Cushman, 2005). Ezáltal a mátrixot reprezentáló ellenállási felszín jobb interpretációja az erdők belső szerkezetének, mint az egyszerűsített tematikus felszínborítási kategória térképek. A tematikus térképekből létrehozott ellenállási felszínek további problémája az egyes kategóriák elkerülhetetlenül szubjektív súlyozása. Sok módszer létezik a szubjektivitás csökkentésére (melyek közül az egyik legelfogadottabb az AHP, Analytical Hiererchy Process – Lóczy, 2002; Saaty, 1980), de ha magát a súlyozást el tudjuk kerülni, ki tudjuk váltani valami mással, akkor máris csökkentettük a hibák lehetőségét. Az NDVI alapú legkisebb költség szerint kiszámított trajektóriák előnye, hogy reprodukálható módon az adatok hozzáférhetőségének függvényében nemcsak statikusan egy állapotra, hanem akár a növényzet különböző (tavaszi, nyári, őszi) aspektusaira, illetve az antropogén hatásra változó helyzetekre is meghatározhatók. A spektrális indexek használata, esetünkben az NDVI, az egyetlen egzakt, szubjektív elemekkel legkevésbé terhelt megoldási lehetőség arra, hogy nagy területre kiszámítsuk a futóbogarak vándorlási pályáit. A szubjektivitás annak definiálásban lehet, hogy hol húzzuk meg a határt a bogarak számára ökológiai gátat képező sűrű növényzetben, ugyanakkor az elkövethető hiba pixel és nem kategória szintű. Az általam alkalmazott módszer azonban nem alkalmazható minden kutatásban, mivel a mátrixhatás fajspecifikus és nem feltétlenül létezik az a feltételrendszer, mely lehetővé teszi a folytonos felszínek következetes alkalmazását (pl. műholdfelvételek, domborzatmodellek), bár az ellenállási felszín kiegészítői lehetnek. A modell hátránya, hogy a legkisebb távolság modell mereven kezeli a peremfeltételeket: a valóságban még potenciálisan áthatolható térrészeket ítélt gátnak és határoz meg emiatt hosszabb elérési utat a szomszédos folt irányában. A McRae (2006) által kidolgozott Circuitscape modell figyelembe veszi ezt, kisebb távolságok esetén megengedőbb a legrövidebb útvonallal szemben a közeli foltok esetében, ami teszt fajunk esetében fentiek fényében helyesebbé teheti a kalkulációt is (McRae and Beier, 2007).

Az eredmények szerint a nagy és határozott kapcsolatokkal bíró foltok esetében a távolságmodell alkalmazásától függetlenül kicsi volt a bizonytalanság. A konnektivitási valószínűség 150 m-es kritikus távolságig hasonló volt mindkét távolságmodell esetében, a

nagyobb távolságok esetében azonban a kapcsolatok számában komoly különbséget tapasztaltam. Bár a legkisebb költség távolságok különbözők lehetnek egy fragmentált és homogén tájban (Gonzales és Gergel, 2007), az ökológiailag reális kritikus távolságokkal mégis jól becsülhető a fajok előfordulása (Rayfield et al. 2010). Eszerint, elfogadhatjuk, hogy a *P. melas* esetében a 150 méteren belüli távolságok reálisak lehetnek és a hozzá tartozó bizonytalanságok is az elfogadható tartományon belül maradhatnak. Több szerző (pl. Laita et al. 2011, Pinto és Keitt, 2009, Pinto et al. 2012) javasolta, hogy ne csak egy út, mint legkisebb költségű út legyen figyelembe véve ezekben a vizsgálatokban, hanem több alternatív lehetőség is (pl. MPS, Multiple Shortest Paths), melyeknek feltárása további kutatási lehetőséget biztosít a témában.

Számos lehetőség létezik a foltok kapcsolatrendszerének a mérésére, vagy becslésére a tájszerkezeten belül (Baranyai et al. 2011; Kindlemann és Burel, 2008). A valószínűségi, gráfelméleti alapú indexeket hatékony és fontos eszköznek tartják az élőhelyfoltok hálózatban betöltött fontosságának megállapítása során, ugyanakkor kritikát is kaptak amiatt, hogy a számítás alapjául szolgáló gráfok nem valósak, így a kalkulált fontossági sorrend is alul-, vagy éppen túlértékelt. A valóság modellezése során mindig meg kell elégednünk egy absztrahált modellel, csak törekedni tudunk arra, hogy a valóságot a lehető legjobban közelítsük. Mind a távolságmodellel, mind a konnektivitási metrikákkal kapcsolatban így kell eljárunk és akkor a kapott eredmény is hihetőbb lehet, jobban közelíti a valós folyamatokat. Megjegyzem, más, raszter alapú konnektivitási metrikák csak a szomszédos folt távolságát tudják figyelembe venni, a mátrixhatás és az ezt figyelembe vevő legrövidebb távolság figyelembe vétele nélkül (pl. a 4.1. fejezetben ismertetett ENN, vagy PROX indexek).

Az itt bemutatott módszer a foltok kapcsolatrendszerének az egyszerű meghatározásán túl egyúttal a metrikák robusztusságát is vizsgálta. A robusztusság ez esetben két fő részre osztható

- a konnektivitás fontossága: amit a legnagyobb konnektivitási értékek száma ad meg az adott foltokra a vizsgált metrikák összességében;
- a konnektivitás bizonytalansága: ami a különböző vizsgált metrikák által az adott folt megadott fontossági értékek legnagyobb különbségével fejezhető ki.

Ez alapján megállapítható, hogy a leggyakoribb konnektivitási metrikák a nagy területű foltokat emelik ki, többek között, mert (nem alaptalanul) képletükben is szerepel a foltok területe a távolság mellett – így a PC és IIC metrikákban valójában egy területtel súlyozott távolságfaktor szerepel a konnektivitás becslésére. Ez az oka annak, hogy a kisebb foltokra számított konnektivitási fontosság bizonytalansága (variabilitása) nagyobb, mert területi kiterjedésük kicsi, így relatív fontosságuk még közeli szomszédos foltok esetén is kicsi lehet (Jordán et al. 2003; Tischendorf és Fahrig, 2000). Hasonló következtetésre jutott Laita et al. (2011) a PC index-szel kapcsolatban: esetükben a foltterület a foltok relatív fontosságát 60%-ban magyarázta. Rámutattak, hogy azok a vizsgálatok, melyek csak a hálózat topológiai jellemzőit veszik figyelembe, túlbecsülhetik a kis foltok jelentőségét. Ugyanakkor lépegető kövekként (stepping stones), ezek a foltok is részesei a konnektivitás fenntartásának, a hálózathoz való eltűnésük hátrányos lehet a fajmozgás tekintetében.

A távolság hatása a konnektivitási metrikákra változó volt: egyes indexek foltokra vonatkoztatott értékei nőttek, mialatt ugyanazon foltoknál más indexek értéke csökkent (26. táblázat). A különbségek magyarázata a képletekben keresendő, mivel a terület (IIC és PC) és a kapcsolatok száma (F) egyaránt (de nem feltétlenül egyszerre) szerepel bennük a

távolság mellett. Ugyanakkor kis különbségek a számítási paraméterekben komoly különbséget okoztak a relatív fontosság értékekben.

Egyik metrika sem tekinthető a konnektivitás megkérdőjelezhetetlen becslésének, mert egy részük a nagy foltok jelenlétére érzékeny (IIC és PC), míg pl. a fluxus (F) a gráf teljességére (teljes átjárhatóságára). Ezen kívül gyakran nem vagyunk a legjobb információ (a fajok mozgására vonatkozóan, eddig le nem írt mozgási sajátosságok), illetve a legjobb adatok (amik az ellenállási felszín definiálásához, illetve az ökológiai gátak, folyosók megadásához szükségesek) birtokában. Baranyai et al. (2011) 13 metrikát értékelt ki, beleértve az F, IIC és PC indexeket is és arra a következtetésre jutottak, hogy a metrikák együtt sokkal jobb eredményt adnak, mintha csak egyetlen egyet használnánk. Más szerzők az IIC-t a géncsere, génvándorlás, a PC-t pedig a mennyiségek nyomkövetési lehetőségének a mérőszámaként (Laita et al. 2011, Bodin és Saura, 2010) azonosították. Eredményeim alapján szintén a több mérőszám együttes használata javasolható: a fluxus (F) a gráf teljességét adta meg, míg az IIC a hálózat kulcselemeit, a PC pedig a legjelentősebb élőhelyeket azonosította.

Emellett, szintén a kutatás eredményeire alapozva, a legkisebb költség útvonalak meghatározása a javasolt. Ha a hálózat kulcselemei eltűnnek, a *P. melas* populációi elszigetelődnek. A kapcsolatok fenntartásában az IIC és F alapján a kis területű, de más foltokat lépegető kőként (stepping stone) összekötő foltok igen fontos szerepet kapnak a hálózatban, és szerepük összemérhető a távoli, nagy területű foltokéval (melyek már most is elszigetelődött élőhelyek). A *P. melas* szempontjából a foltok topológiai helyzete legalább olyan fontos, mint a foltméret, mivel igen kicsi a terjedési képessége)

5. KÖVETKEZTETÉSEK

5.1. A táji metrikák közötti redundancia

A többváltozós technikák hasznos elemző eszközök a környezettudományokban, könnyebbé teszik a nagy adatbázisok interpretációját, különösen sok mért paraméter esetén. Ezek között a PCA az egyik legnépszerűbb többváltozós technika, és bár nem újdonság teljes egészében, a tájmetriai indexek korrelációs struktúráját tártam fel segítségével. Az újdonság az volt, hogy választ találjak arra a kérdésre, hogy a korreláció-struktúra mennyire állandó, illetve az, hogy belőle levont megállapítások lokális jellegűek-e, vagy bizonyos mértékben általánosíthatók.

Az eredmények az alábbi következtetések levonását tették lehetővé:

- A felbontás és a tájtípus nem befolyásolta lényegileg a korrelációs struktúrát a „kiváló” minősítésű kongruencia együtthatókra alapozva.
- Az egyes vizsgálatok eltérő tematikai felbontása (azaz különböző számú alkalmazott felszínborítási kategória) már komolyabb változásokat okozott, a kongruencia együttható értékei már csak maximum „jó” minősítésűek voltak.
- A kongruencia együttható ugyanakkor elfedhet különbségeket és nem használható teljes körűen akkor, ha a változók különböznek – azaz nem hasonlíthatók össze a különböző vizsgálatok eredményei. Az átfedő változókon végzett vizsgálat pedig feltétlenül eltérő eredményt ad.
- A változók főkomponens súlyára alapozott sorrendje hasznos eszköz a vizsgálatokban. Mivel voltaképpen rangokat és sorrendeket vizsgálunk így, akár

eltérő változó-készlet esetén is tudunk meg a korrelációs struktúráról érdemi információt, összehasonlításokat tudunk végezni. Ha azonban változók kiválasztására akarjuk használni, akkor ezeket a számokat kellő óvatossággal, a szakmai tapasztalatok tükrében értékeljük. A megállapított sorrend inkább csak segítség legyen a döntéshez.

- A biplot diagramok grafikusan ábrázolják a PCA eredményét, sokszor egyértelműbbé téve a struktúramátrixot és az interpretálandó eredményeket. Megfigyeléseim szerint, bár csak vizuális információról van szó, a különbségek feltűnőbbek és maga az ábrázolás kevésbé függ a vizsgált befolyásoló tényezőktől.
- A legjobban átláthatók és kifejezetten függetlenek a bevont változók számától a korrelogramok.
- A korrelációs mátrixok feldolgozása (a statisztikai terjedelem meghatározása) rámutat azokra a változó párokra, melyek korrelációja nem változik a befolyásoló tényezők hatására (0, vagy $<0,1$), illetve azokra, ahol a különbségek igen nagyok, a változók közti összefüggés mintaterületenként és a vizsgálat körülményeitől nagymértékben függ.
- A korrelációs mátrixok segítségével lefuttatott vizsgálat szerint az eltérés nem volt szignifikáns a teszterületek és a mintaterületek között, ugyanakkor – az általános megállapítás mögé nézve – léteznek olyan metrika-párok, melyeknél a korreláció igen változó volt.

A táji metrikák korrelációja természetes kísérője annak, hogy ugyanarra (vagy közel ugyanarra) a táji jellemzőre, folyamatra, jelenségre dolgoztak ki más-más mérőszámokat. E kutatás kérdése az volt, hogy a metrikák közötti korrelációk struktúrája állandó, vagy különböző. A vizsgálattal igazoltam, hogy e struktúrára a tematikai felbontásnak nagyobb hatása volt, mint a geometriai felbontásnak. A tájtípus hatása esetleges, a tájtípuson belül elkülönített kisebb egységek (az itt alkalmazott nevezéktan szerint szubrégiók) között a korrelációk jobban eltértek egymástól. Az eredmények jelentősége az, hogy kiderült mik azok a körülmények, amelyek befolyásolják a struktúrát, továbbá melyek azok a metrikák, amelyek korrelációja változik. A kidolgozott módszertannal ellenőrizhetővé vált a mintaterületek hatása és az eredmények extrapolálhatósága.

5.2. *A szomszédsági indexek kritikai vizsgálata és az értéküket befolyásoló tényezők elemzése*

A tájmintázat vizsgálata során alapvető elvárásaink vannak az alkalmazott mérőszámokat illetően. Szeretnénk, ha az eredményt nem befolyásolnák a vizsgálat körülményei és a kapott eredmény egyértelműen egyfajta mintázatra (tájmozaikra) vonatkozna. Ez azonban az elvégzett vizsgálatok tükrében nincs így, mert mind a tematikai, mind pedig a geometriai felbontás döntően befolyásolja több metrika értékét, valamint az értékek egyediségével kapcsolatban is problémákat tártam fel.

A változó számú felszínborítási kategóriák és a felbontás tájmetriai mutatókra gyakorolt hatásának elemzéséből az alábbi következtetések vonhatók le:

- a felosztottsági mutatók (DIVISION, MESH, SPLIT) alkalmazása megfelelő eszköz lehet a döntéshozók kezében a táj fragmentáltságának a becsléséhez;

- az egyes elemzéseket érdemes többféle térbeli elrendezés mellett is lefuttatni, vagyis a jelenlegi mellett tesztelni a tervezett állapotot, annak hatását a fajok igényeihez mérten;
- nem elegendő csak a táji mutatókat vizsgálni, ki kell számolni az egyes felszínborítási kategóriákra vonatkozó értékeket is, mivel csak így lehet megállapítani, hogy a tájszintű metrika miért kapta az adott értéket;
- az aggregáció mérőszámai (PLADJ, CLUMPY, AI, CONTAGION) csak olyan raszteres felbontásban alkalmazhatók biztonsággal, amely közelíti a legkisebb térképezett egységet, különben félrevezető eredményeket kapunk; a helyes felbontás megállapítása különösen olyan tájak esetében okozhat nehézséget, ahol a foltméretek varianciája nagy;
- a megfelelő felbontás mellett e metrikák értékes információt adnak a foltok kompaktságáról, ami a nagy belső területet (élőhelyet) igénylő fajok esetében fontos tájökológiai tényező;
- mind a felosztottsági, mind a szomszédsági tájmetriai mutató csoport alkalmazható a tájanalízisben, mivel a táj eltérő jellemzőit vizsgálják;
- mindkét tájmetriai csoport esetében esetenként hasonló eredményeket is kaphatunk akár teljesen eltérő területarányú és térbeli konfigurációjú elrendezések esetében;
- táji szinten a CONTAGION index mutatja legjobban a felszínborítottsági kategóriák számának változásával együtt járó aggregáltsági változásokat;
- különböző méretű tájak összehasonlításánál a DIVISION index, mint felosztottsági mutató használata javasolt;
- míg a PLADJ, CLUMPY és AI pixel szinten aggregáltságot mérnek, az IJI a foltok keveredésének mértékét adják meg;
- hasznos lehet a metrikák alkalmazásának a mérlegelése a foltok vizuális elemzése után: szabályos mintázatú, nagy foltokból álló tájak; szabályos mintázatú, kis foltok foltokból álló tájak; véletlenszerű megjelenésű, de kis keveredésű foltok; véletlenszerű és keverten elhelyezkedő foltok.

A szomszédsági metrikák a térbeli mintázat számszerűsítésére alkalmas mérőszámok, melyek a földtudományi kutatásokban is hasznosíthatók. Használatuk ugyanakkor – mint láthattuk – több metrika esetében is problémákat vet fel, mivel a geometriai felbontás jelentősen befolyásolja a kapott eredményt. Ha a metrikák korlátait tudomásul vesszük, továbbá a fentiek alapján gondosan választjuk ki a vizsgálatokhoz leginkább illő indexeket, akkor a potenciális hibák is minimalizálhatók. A földtudományi célú monitoring-vizsgálatokban kifejezetten hasznos lehet annak ismerete, hogy adott jelenség koncentráltan, vagy szórtan jelenik-e meg, illetve az idősoros vizsgálatokban megfigyelhető-e valamilyen átlakulás a vizsgált foltok mintázatában, vagyis van-e valamilyen trendje a változásoknak. Az itt elvégzett elemzés segíthet abban, hogy a felhasználók tudatában legyenek az egyes indexek alkalmazási előnyeinek, vagy hátrányainak és eredményeik a valóságot tükrözzék a hibák minimalizálása mellett.

5.3. Felszínborítási térképek idősoros tájváltozás-vizsgálatának tanulságai

A térképek idősoros elemzése számos módszerrel lehetséges és mindegyiknek megvannak a korlátai.

- A geoinformatikai vizsgálatok az egyes időpontok páros összehasonlításán alapulnak és végeredményként egy olyan értéket kapunk, ami általában jellemzi a

képek hasonlóságát. Ez rendszerint a Kappa Index (egyes esetekben a Cramer-féle V érték). E mutatók az ortokrektifikálási hibák és a folthatárok szubjektív meghúzása miatt mindig hibásak, mert a foltok a különböző időpontokban nem fedik egymást tökéletesen. A felszínborítási osztály szintű vizsgálatokhoz kontingencia-táblázatok segítségével elviekben kiszámítható, hogy mivé változtak a pixelek (pl. mi lett azokból a pixelekből, amik korábban erdők voltak), de a pozíciós hibák miatt ez nagyon félrevezető lehet, használata nem javasolt.

- Azok a geoinformatikai alapú módszerek, melyek fuzzy alapon működnek (Fuzzy Kappa), vagy a pixelek aggregációját (Aggregated Cells) használják, alkalmasak a fenti hibák csökkentésére, de azon az áron, hogy elfedik a kisebb valószínű változásokat és eltüntetnek kisebb/a megadott átmeneti távolságtól keskenyebb tájelemeket.
- A tájmetriai megközelítés nem kívánja meg a foltok pontos átfedését, mivel nem az abszolút helyzetből indul ki, hanem magából az objektumból. Az eredmények statisztikai módszerekkel vethetők össze, ahol az elemzés korlátja az, hogy nem lehetséges a páros összehasonlítás: mivel a vizsgálat tárgya az objektum, ez megkívánná azt, hogy minden objektumnak meglegyen a párja. Ez azonban nem lehetséges a folyamatosan változó tájmintázat miatt (képződő és megszűnő foltok), így páros próbák nem alkalmazhatók; csak az eloszlások hasonlíthatók össze. Ez a módszer azonban még így is sok lehetőséget tartogat, mivel a területi elemzésén túl lehetőséget ad a foltalak, a távolságok, konnektivitás és a fragmentáció nyomon követésére.
- A folt szintű vizsgálatok statisztikai kiértékelésekor nem elegendő a szignifikancia meglétének, vagy hiányának a megállapítása; az eredmények interpretálhatóságát, átláthatóságát és összehasonlíthatóságát nagymértékben elősegíti a hatás meghatározása.

Az idősoros elemzések a táj kutatás közkedvelt témái, melyek eredményéből leszűrhetjük az átalakulások ütemét, mértékét, képet kaphatunk arról, hogy milyen felszínborítási változások történtek, de ezzel egyidőben azt is tudnunk kell, hogy a területi összehasonlításoknak mi az alapja. E feladatban az a kihívás, hogy a feldolgozott térképeknek, légifotóknak, műholdfelvételeknek minden egyes képpontja (pixele) ugyanazt a földfelszíni részletet kellene, hogy mutassa és ez különösen a korábbi technikák esetében (analóg felvételek) nem lehetséges. A vizsgálat során kimutattam a geometriai (és részben tematikai) pontatlanságokból adódó hibákat több összehasonító módszer esetében is. Az eredmények alapján a táji metrikák jelentőségére hívom fel a figyelmet, melyek mentesek a geometriai illesztési hibáktól, továbbá statisztikailag feldolgozhatók és sokrétű információt szolgáltatnak a tájfoltok területei, alakja és távolsági tulajdonságairól, illetve a mintázatról. Emellett rámutattam a táji metrikák sokoldalú alkalmazási lehetőségeire, melyek függetlenek a geometriai pontosságtól.

5.4. *A foltkapcsolatok meghatározása egyenes távolságok és a mátrixhatás figyelembevételével*

A konnektivitással foglalkozó tanulmányok egyik fő kérdése, hogy a fragmentálódó, vagy fragmentált tájelemek között van-e funkcionális kapcsolat.

- E vizsgálat eredményei szerint az alkalmazott távolságmodell alapvetően meghatározza a kérdésre adható választ. A könnyen meghatározható euklidészi

távolság alkalmazásával a foltok elérhetősége a tesztfajok számára kedvezőbb a valóságosnál, miközben az élőhely-hálózat átjárhatósága szempontjából fontosnak tűnő foltok valójában akár elszigeteltek is lehetnek a mátrixhatásnak köszönhetően.

- A legkisebb költség távolságok meghatározásához szükséges ellenállási felszín előállításához műholdfelvételtől számított NDVI-t használtam, mely kevésbé szubjektív, mint a felszínborítási kategóriák súlyozásával előállított térképek. Ez a megoldás ráadásul lehetővé teszi a vizsgálatok gyors megismétlését szezonálisan, vagy évente, ha a változásokat is követni szeretnénk.
- A távolságmodelleken túl az is fontos, hogy tisztázzuk a konnektivitási indexek szerepét is: egyik, vagy másik index használata mennyiben befolyásolja a végeredményt. Nem az a kérdés, hogy melyik modell a helyes (mert egyik sem teljesen pontos és valamennyire mind mást mutat), hanem az, hogy mekkorát hibázunk akkor, ha nem figyelünk a fajok vándorlási szokásaira, továbbá arra, hogy a környezet miként befolyásolja a mozgásukat.
- A metrikák robusztussága két szinten értelmezhető: (1) élőhelyek fontosságának meghatározása (a vizsgált metrikák közül hány esetben kapjuk a legnagyobb értéket az adott foltra), illetve (2) a konnektvitas bizonytalansága (a legnagyobb és legkisebb fontossági értékek különbsége ugyanazon folt esetében).
- Az egyes konnektivitási metrikák által a foltokra meghatározott relatív fontossági index milyen alapelvek szerint került kiszámításra. Mivel a fluxus értékét (F) a topológia, vagyis a gráf teljes átjárhatósága, az IIC és a PC értékét a foltok területe befolyásolja leginkább, javasolt mindhárom mérőszám alkalmazása a tájértékelés során. Az F segítségével a tisztán a foltok kapcsolatrendszeréről kapunk így képet, az IIC a hálózat szempontjából kulcsfontosságú kis foltokat segít meghatározni, míg a PC-vel a nagy és nemcsak a konnektvitas-növelő „lépőkő” jelentőségű, hanem az élőhely szintű és sok kapcsolattal bíró foltokat azonosíthatjuk.

E munka célja az volt, hogy rámutassak a napjainkban (legalábbis nemzetközi szinten) divatos, ugyanakkor új és módszertani szempontból kevésbé elemzett konnektivitási metrikák alkalmazási lehetőségeire és korlátaira. A választott terület sajátossága, hogy a világszerte általában komoly problémákat okozó antropogén hatás itt éppen kívánatos lenne a jelenlegi helyzet fenntartásában és javításában (kaszálás, legeltetés). Az elemzés során a három konnektivitási metrika segítségével tudományos alapossággal, megismételhető módon ki tudtam mutatni, hogy mely foltok a leggyengébb láncszemei a gyephálózatnak, melyek fenntartása szolgálná az élőhelymegőrzést és melyeké a kapcsolatrendszer fenntartását, vagyis a populációk elszigetelődési esélyének a csökkentését. Ha ezek a metrikák és a hozzájuk tartozó legkisebb költség alapú folt-távolságok a hazai természetvédelmi gyakorlatban is elterjednek és a döntéshozatal részét képezik, a jövőben még hatékonyabb fenntartás tervek készülhetnek.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani értékes szakmai segítségéért és tanácsaiért dr. Kerényi Attilának, dr. Csorba Péternek és dr. Lóki Józsefnek. Köszönettel tartozok azoknak, akik segítettek az értekezés alapjául szolgáló publikációk elkészítésében: Elek Zoltánnak, Novák Tibornak, Túri Zoltánnak, Szilassi Péternek és Márton Sándornak. Bertalan László a térképek vektorizálásában nyújtott nagy segítséget. Köszönöm a türelmét a DE Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék dolgozóinak.

Köszönettel tartozok a Bolyai János Kutatási Ösztöndíjért, mivel a kutatások döntő hányada ebben az ösztöndíjas időszakban, illetve az akkor született ötletek nyomán készült.

Köszönöm a családom türelmét, amiért elnézték nekem a dolgozós estéket és hétvégéket.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., de Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233–247.
- Alberti, M. 2007. [Ecological signatures: The science of sustainable urban forms](#). *Places* 19: 56-60.
- Alberti, M. 2008. *Advances in Urban Ecology. Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*, Springer, 366 p.
- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., Spirandelli, D. 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning* 80:345-361..
- Alsleben, S. 2001. Table Select Deluxe Tools extension for ArcView, <http://arcscripsts.esri.com> (Letöltve 2014. május)
- Aluja-Fabregat, A., Colom, R., Abad, F., Juan-Espinoza, M., 2000. Sex differences in general intelligence defined as g among young adolescents. *Personality and Individual Differences* 28:813-820.
- Andersson, E., Bodin, O. 2009. Practical tool for landscape planning? An empirical investigation of network based models of habitat fragmentation. *Ecography* 32:123–132.
- Antrop, M. 2004a. Landscape research in Europe. *Belgeo* 2-3:199–207
- Antrop, M. 2004b. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Plannig* 67:9-26.
- Báldi, A. 1998. Az ökológiai hálózatok elmélete: iránymutató a védett területek és az ökológiai folyosók tervezéséhez. *Állattani Közlemények* 83:29-40.
- Baldwin, D.J.B., Weaver, K., Schneckeburger, F., Perera, A.H., 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance emulation. *Landscape Ecology* 19: 255-271.
- Baranyai, G., Saura, S., Podani, J., Jordán, F. 2011. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators* 11:1301-1310.
- Barsi Á., Gáspár K., Szepessy Zs. 2010. Unsupervised classification of high resolution satellite imagery by self-organizing neural network. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 4:37-43.
- Bata T. 2013. A közepes méretarányú tájökológiai egységek határainak matematikai-statisztikai alapú vizsgálata. Szegedi Tudományegyetem, Szeged, PhD értekezés
- Bata, T., Mezősi, G., Meyer, B. 2014. Landscape units for Hungary using multiresolution segmentation of geodata and fuzzy analysis. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 9(2):45-56.
- Bender, D.J., Tischendorf, L., Fahrig, L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18:17-39.
- Benjamin, R., Cedric, G. és Pablo, I., 2008. Modelling spatially explicit population dynamics of *Pterostichus melanarius* I11. (Coleoptera: Carabidae) in response to changes in the composition and configuration of agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 84:191–199.
- Bodin, O., Saura, S. 2010. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling* 221:2393-2405.

- Bogaert, J., Barima, Y.S.S. 2008. On the transferability of concepts and its significance for landscape ecology. *Journal of Mediterranean Ecology* 9:35-39.
- Bogaert, J.A., Myneni, R.B., Knyazikhin, Y. 2002. A mathematical comment on the formulae for the aggregation index and the shape index. *Landscape Ecology* 17:1-4.
- Brouwers, N.C., Newton, A.C., Watts, K., Bailey, S. 2010. Evaluation of buffer-radius modelling approaches used in forest conservation and planning. *Forestry* 83:409-421.
- Burai, P., Lövei, G., Lénárt, Cs., Nagy, I., Enyedi, P. 2010. Mapping aquatic vegetation of the Rakamaz-Tiszanagyfalu Nagy-Morotva using hyperspectral imagery. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 4:1-10.
- Burel, F. (1989). Landscape structure effects on carabid beetles' spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* 2:215-226.
- Buyantuyev, A., Wu, J. 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology* 22:7-13.
- Buyantuyev, A., Wu, J., Gries, C. 2010. Multiscale analysis of urbanization pattern of the Phoenix metropolitan landscape of USA: Time, space and thematic resolution. *Landscape and Urban Planning* 94:206-217.
- Calabrese, J.M., Fagan, W.F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:529-536.
- Cale, P.G., Hobbs, R.J. 1994. Landscape heterogeneity indices: Problems of scale and applicability with particular reference to animal habitat description. *Pacific Conservation Biology* 1:183-193.
- Caplat, P., Lepart, J., Marty, P. 2006. Landscape patterns and agriculture: modelling the long-term effects of human practices on *Pinus sylvestris* spatial dynamics (Causse Mejean, France). *Landscape Ecology* 21:657-670.
- Chardon, P.J., Adriaensen, F., Matthysen, E. 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecology* 18:561-573.
- Chrisman, N.R. 1987. The accuracy of map overlays: A reassessment. *Landscape and urban Planning* 14:427-439.
- Chrisman, N.R. 1989. Modeling error in overlaid categorical maps. In Goodchild, M.F. és Gopal, S. (Eds.): *Accuracy of Spatial Databases*, London, Taylor and Francis, pp. 21-34.
- Cohen, J. 1992. Statistical power analysis. *Current Directions in Psychological Science* 1:98-101.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20(1):37-46.
- Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 37:35-46.
- Corry, R.C., Laforteza, R. 2007. Sensitivity of landscape measurements to changing grain size for fine scale design and management. *Landscape and Ecological Engineering* 3: 47-53.
- Cushman, S.A., McGarigal, K., Neel, M.C. 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality and consistency. *Ecological Indicators* 8:691-703.
- Csapó B. 2002. A képességek fejlődési ütemének egységes kifejezése: a gamma koefficiens. *Magyar Pedagógia* 102 (3):391-410.
- Csima P. 2008. Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. IN: Csorba P. és Fazekas I. szerk.: *Tájkutatás-tájökológia*, Meridán Alapítvány, Debrecen, pp. 401-407.

- Csorba, P., Szabó, Sz. 2012. The Application of Landscape Indices in Landscape Ecology. In: Tiefenbacher, John (Ed.) Perspectives on Nature Conservation - Patterns, Pressures and Prospects, InTech, Rijeka, pp. 121–140.
- Csorba P. 2008. Potential applications of landscape ecological patch-gradient maps in nature conservational landscape planning. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 2(2): 160-169.
- Csorba P. 1989. Tájstabilitás és ökögeográfiai stabilitás. *Földrajzi Értesítő* 38 (3-4): 395-410.
- Csorba, P. 2005. Kistájaink tájökológiai felszabdaltsága a településhálózat és a közlekedési infrastruktúra hatására. *Földrajzi Értesítő* 54(3-4): 243-263.
- Csőszi M., Duhay G., Kincses K. 2007. Tájvédelmi kézikönyv. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság, Budapest, 89 p.
- Dai, X. L., Khorram, S., 1999. Remotely sensed change detection based on artificial neural networks. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 65:1187–1194.
- Darmstad, W.E., 2009. Spatial metrics – useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists. *Norwegian Journal of Geography* 63:246-254.
- de Clercq, E.M., de Wulf, R., van Herzele, A. 2007. [Relating spatial pattern of forest cover to accessibility](#). *Landscape and Urban Planning* 80:14-22.
- de Smith, M.J., Goodchild, M.F., Longley, P.A. 2009. *Geospatial Analysis. A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*. Third edition, Issue version, www.spatialanalysisonline.com (Letöltve 2014. január)
- Debinski, D.M., Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- Drummond, M.A., Auch, R.F., Karstensen, K.A., Saylor, K.L., Taylor, J.L., Loveland, T.R. 2012. Land change variability and human environment dynamics in the United States Great Plains. *Land Use Policy* 29:710–723.
- Dubin, R.A. 1998. Spatial autocorrelation: A primer. *Journal of Housing Economics* 7:304-327.
- EC-EEA Report 2000. From land cover to landscape diversity in the European Union. Services of European Commission – European Environmental Agency, <http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape/index.htm> - letöltve 2009. augusztus
- Elek, Z., Tóthmérész, B. 2010. Carabid beetles among grassland – forest edge – beech forest habitats in Northern Hungary. *Community Ecology* 11:211-216.
- Ernoul, A., Bureau, F., Poudevigne, I. 2003. Patterns of organisation in changing landscapes: implications for the management of biodiversity. *Landscape Ecology* 18:239-251.
- ESRI 2008. ArcGIS – A Complete Integrated System. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California. www.esri.com/software/arcgis (Letöltve 2013. december)
- Faaborg, J., Brittingham, M., Donovan, T., Blake, J. 1995. Habitat fragmentation in the temperate zone: a perspective for managers, In: Finch, D.M.; Martin, T.E. (eds.). *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*, Oxford University Press, Oxford-New York, pp. 357-364.
- Fahrig, L., Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50-59.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Fall, A., Fortin, M-J., Manseau, M., O'Brian, D. 2007. Spatial graphs: Principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10:448-461.

- Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. 1997. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Rendszer II. MTA-ÖBKI, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest 298 p.
- Fenyő Gy. 2010. Földjog és földügyi intézmény-hálózat 6., A birtoktagok kialakítására irányuló eljárások. Nyugat-magyarországi Egyetem, Székesfehérvár, 19 p. (www.tankonyvtar.hu) (Letöltve 2014. július)
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100:125-136.
- Field, A. 2009. Discovering statistics. SAGE Publications, London, 821 p.
- Forman, R.T.T. 1995a. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions, Cambridge University Press, Cambridge-New York
- Forman, R.T.T. 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133-142.
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons
- Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D., Knapp, A. 2003. The importance of land use legacies to ecology and conservation. *Bioscience* 53:77-88.
- Frondoni, R., Mollo, B., Capotorti, G. 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 and Urban Planning* 100:117-128.
- Gábris, Gy., Túri, Z., 2008. Sand movement in historical times in the area of the Tiszazug (in Hungarian). *Hungarian Geographical Bulletin* 132: 241-250.
- Galpern, P., Manseau, M., Fall, A. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation* 144:44-55.
- Girvetz, E.H., Thorne, J.H., Berry, A.M., Jaeger, J. 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning* 86:205-218.
- Girvetz, E.H., Thorne, J.H., Jaeger, J. 2007. Integrating habitat fragmentation analysis into transportation planning using the effective mesh size landscape metric. The 2007 International Conference on Ecology & Transportation „Bridging the Gaps, Naturally”, Transportation and Conservation Planning, Little Rock, Arkansas: 281-293.
- Gonzales, E.K., Gergel, S.E. 2007. Testing assumptions of cost surface analysis – a tool for invasive species movement. *Landscape Ecology* 22:1155-1168.
- Goodwin, B. J., Fahrig, L. (2002). How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99:552-570.
- Griffith, J.A., Martinko, E.A., Price, K.P. 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and Urban Planning* 52:45-61.
- Groom, M.J., Schumaker, N. 1993. Evaluating landscape change: patterns of worldwide deforestation and local fragmentation, In: Kareiva, P. M., Kingsolver, J. G. and Huey, R. B. (Eds.), *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates Inc., pp. 24-44.
- Gyenizse, P., Nagyvárad L. 2008. Térinformatikai alkalmazások II. PTE TTK, Pécs, 235 p.
- Hagen-Zanker, A. 2009. An improved Fuzzy Kappa statistic that accounts for spatial autocorrelation. *International Journal of Geographical Information Science* 23:61-73.

- Hagen-Zanker, A. 2006. Map comparison methods that simultaneously address overlap and structure. *Journal of Geographical Systems* 8:165-185.
- Hagen-Zanker, A., Straatman, B., Uljee, I. 2005. Further developments of a fuzzy set map comparison approach. *International Journal of Geographical Information Science* 19:769-785.
- Hai, P. M., Yamaguchi, Y. 2007. Characterizing the urban growth from 1975 to 2003 of Hanoi city using remote sensing and a spatial metric. *Forum Geografi* 21(2):104-110.
- Hai, P. M., Yamaguchi, Y. 2008. A case study on the relation between urban growth and city planning using remote sensing and spatial metrics. *International Symposium on Geoinformatics for Spatial Infrastructure Development in Earth and Allied Sciences*
- Haines-Young, R., Chopping, M., 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20:418-445.
- Hammer, R., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologica Electronica* 4:1-9 http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hanski, I.A., Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation biology, ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A., David, J.L., 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13:167-186.
- He, H.S., DeZonia, B.E., Mladenoff, D.J. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 15:591-601.
- Heegaard, E., Økland, R.H., Brati, H., Darmstad, W.E., Engan, G., Pedersen, O., Solstad, H. 2007. Regularity of species richness relationships to patch size and shape. *Ecography* 30:589-597.
- Herold, M. és Menz, G. 2000. [Landscape Metric Signatures \(LMS\) to improve Urban Land use Information derived from Remotely Sensed Data](#), in Buchroithner, M. F. (ed.): A Decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation, Proceedings of the 20th EARSeL Symposium Remote Sensing in the 21st Century, 14 - 16 June 2000, Dresden, Germany, pp. 251-256.
- Hill, J., Stellmes, A., Udelhoven Th., Röder A., Sommer S. (2008) Mediterranean desertification and land degradation mapping related land use change syndromes based on satellite observations. *Global Planet Change* 64:146-157.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- Hůrka, K. 1996. *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*, Kabourek, Zlin, Czech Republic.
- Jacobson, B., Peres-Neto, P. 2010. Quantifying and disentangling dispersal in metacommunities: how close have we come? How far is there to go? *Landscape Ecology* 25:495-507.
- Jaeger, A.G.J. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.
- Jaeger, J., Bertiller, R., Schwick, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, C.K., Ghazoul, J. 2008. Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss

- Monitoring System of Sustainable Development (MONET). *Journal of Environmental Management* 88:737-751.
- Jaeger, J., Bertiller, R., Schwick, C. 2007. Degree of landscape fragmentation in Switzerland: Quantitative analysis 1885-2002 and implications for traffic planning and regional planning. Office federal de la statistique, Neuchatel 36 p.
- Jakucs P., Keresztesi Z., Marosi S., Pécsi M., Somogyi S. 1989. Tájéptípusok. In: Pécsi M. et al. (szerk.): Magyarország nemzeti atlasza. MTA FKI – Kartográfiai Vállalat, Budapest, pp. 90–91.
- Jennes, J. 2008. *Conefor Inputs Tool for ArcGIS 9.x*, http://www.jennessent.com/arcgis/conefor_inputs.htm (Letöltve 2014. július)
- Jennes, J. 2005. Repeating shapes extension, Jennes Enterprises, USA, http://www.jennessent.com/downloads/Repeating_Shapes_online.pdf (Letöltve 2014. július)
- Jolliffe, I.T., 2002. Principal Component Analysis, 2nd Edition, Springer, New York-Berlin-Heidelberg.
- Jombach S. 2014. Passzív tájalkotó távérzékelés a tájkarakter-elemzésben. BCE Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, Budapest, PhD-értekezés
- Jordán F. 2006. Kritikus térszerkezeti elemek élőhelyhálózatokban. *Magyar Tudomány* 6:688-693.
- Jordán, F., Báldi, A., Orczi, K.M., Rácz I., Varga Z. 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology* 18:83–92.
- Jordán, F., Magura, T., Tóthmérész B., Vasas V., Kődöböcz V. 2007. Carabids (Coleoptera: Carabidae) in forest patchworks: a connectivity analysis of the Bereg Plain landscape graph. *Landscape Ecology* 22:1527–1539.
- Kabacoff, R.I. 2011. R in action, Manning, Shelter Island
- Kareiva, P., Wennergren, U. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* 373:299–302.
- Keating, T.J., Wolf, P.R., Scarpace, F.L. 1975. An improved method digital image correlation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 41: 10 p.
- 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.
- Keveiné Bárány I. 2003. Tájszerkezet és tájváltozás vizsgálatok karsztos mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 1: 145-151.
- Keymer, J.E, Marquet, P.A., Velasco-Hernández, J.X., Levin, S.A. 2000. Extinction Thresholds and Metapopulation Persistence in Dynamic Landscapes. *The American Naturalist* 156: 478–494.
- Kindlmann, P., Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879-890.
- Kohler, U., Luniak, M. 2005. Data inspection using biplots. *The Stata Journal* 5:208-223.
- Konkolyné Gyűrő É. 2006. A tájkarakter: tartalom és forma egysége a térben. *Falu Város Régió* 3:26-32.
- Kozak, K.H., Graham, C.H., Wiens, J.J. 2008. Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23:141-148.
- Kozma G. 2006. Place marketing, Debrecen University Press, Debrecen

- Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N.M., Hoekstra, J. 2010. Ecological change for a changing climate. *Conservation Biology* 24:1686-1689.
- Kupfer, A.J., 2012. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography* 36:400-420.
- Kutasi, Cs., Markó, V., Sárospataki-Fazekas, J., Ittész, A. 2005. *The effect of the soil type and the cultivation on the Col. and Carabidae species of apple orchard*, (in Hungarian) 51. Növényvédelmi Tudományos Napok, FVM, Budapest, Hungary.
- Laita, A., Kotaiho, J.S., Mönkkönen, M. 2011. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology* 26:951-967.
- Leitao, A.B., Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59:65-93.
- Leitão, A.B., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K. 2006: Measuring Landscapes: A Planner's Handbook. Island Press 272 p.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237-240.
- Li, H., Wu, J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19:389-399.
- Li, X., He, H.S., Bua, R., Wen, Q., Yu, C., Hua, Y., Li, Y. 2005. The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition* 38:2626-2638.
- Lin, J.P. 2009. The Functional Linkage Index: A metric for measuring connectivity among habitat patches using least cost distances. *Journal of Conservation Planning* 5:28-37.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington, DC.
- Lóczy D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. Studia Geographica Series. Dialóg Campus, Budapest-Pécs, 307 p.
- Lóczy D. 2003: Lehetőségek a mezőgazdasági tájak mikroszerkezetének értékelésére. *Tájökológiai Lapok* 1(1): 33-43.
- Lóczy, D. 2007. A leggyakrabban használt tájmetriai mutatók. In: Kerényi A.: Tájvédelem, Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, pp. 174-177.
- MacCallum, R. C., Widaman, K. F., Zhang, S., Hong, S., 1999. Sample size in factor analysis. *Psychological Methods* 4, 84-99.
- MacDougall, B.E. 1975. The accuracy of map overlays. *Landscape Planning* 2:23-30.
- Magura, T., Kődöböcz, V., Tóthmérész, B., 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* 28:129-138.
- Magura, T., Kődöböcz, V., Tóthmérész, B., Molnár, T., Elek, Z., Szilágyi, G., Hegyessy, G. 1997. Carabid fauna of the Beregi-síkság and its biogeographical relations (Coleoptera: Carabidae). *Folia Entomologica Hungarica* 58:73-82.
- Marosi S., Szilárd J. (eds.) 1969. The Great Hungarian Plain of the Tisza (in Hungarian). Magyarország kisatájainak katasztere 2, MTA FKI, Budapest, pp. 94-97.
- Marosi S. 1980. Tájkutatói irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények különböző nagyságú és adottságú hazai típusterületeken. *MTA-FKI Közleményei* 35.
- Martínez, J-M.Á., Suárez-Seoane, S., Calabuig, E.L. 2011. Modelling the risk of land cover change from environmental and socio-economic drivers in heterogeneous and changing landscapes: The role of uncertainty. *Landscape and Urban Planning* 101:108-119.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 203 p.

- McGarigal, K., Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> (Letöltve 2013. december)
- McGarigal, K., Cushman, S.A. 2005. The gradient concept of landscape structure. In Wiens, J. és Moss M. eds. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 112-119.
- McGarigal, K., McCombs, W.C., 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65:235-260.
- Michéli, E. 2002. Hazánk talajosztályozási rendszerének korszerűsítése. *Talaj és környezet*, DE ATC – MTA Talajtani és Agrokémiái Bizottsága, Debrecen, pp. 56-62.
- Metzger, J.P., Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18:1–12.
- 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., Barta K., Bódis K., Géczi R., Farsang A. 2008. A táji mintázatok kvantitatív elemzése. Munkabeszámoló. OTKA 46558, 12 p.
- Mezősi, G., Bata, T. 2011. New results on landscape boundaries. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 5:1-10.
- Mezősi G., Rakonczai J. (szerk.) 1997. Geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE, Szeged 193 p.
- Michéli E. 2002. Hazánk talajosztályozási rendszerének korszerűsítése. *Talaj és környezet*, DE ATC – MTA Talajtani és Agrokémiái Bizottsága, Debrecen, pp. 56-62.
- Miklós, L. 1989. The general ecological model of the Slovak Socialist Republic – Methodology and contents. *Landscape Ecology* 3:43-51.
- Moilanen, A., Nieminen, M. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83:1131-1145.
- Moilanen, A. 2011. On the limitations of graph-theoric connectivity in spatial ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology* 48:1543-1547.
- Molnár, E., Péntes, J. 2008. The role of migration in the population issues of Hungary after the 2nd World War. *Debreceni Disputa* 1:47–54
- NASA Landsat Program 2008. Landsat ETM+ scene p186r027_7dx20000930, USGS, L1G, Sioux Falls, 09/30/2000
- Neel, M.C. 2008. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biological Conservation* 141:938–955.
- Neumann, U. 1971. Die Sukzession der Bodenfauna (*Carabidae-Coleoptera*, *Diplopoda* and *Isopoda*) in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlenreviers. *Pedobiologia* 11:193–226.
- Ndubisi, F. 2002. Ecological Planning. A Historical and Comparative Synthesis. The John Hopkins University Press. Baltimore, 304 p.
- Norman, E. és Boesch C. 2009. Sophisticated Euclidean maps in forest Chimpanzees. *Animal Behaviour* 77:1195–1201.

- Nyári L. 2006. Az agro-erdőgazdálkodás fogalma és történeti háttere. Agrár-Erdészeti Jegyzetek, Dunántúli Mezőgazdasági Tanácsadók Szövetsége 4 p.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Timmins, S.P., Jackson, B.L., Jones, K.B., Ritters, K.H., Wickham, J.D., 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at regional scale. *Landscape Ecology* 11:169-180.
- Ortmann-Ajkai, A., Lóczy, D., Gyenizse, P., Pirkhoffer, E. 2014. Wetland habitat patches as ecological components of landscape memory in a highly modified floodplain. *River Research and Application* 30:874-886.
- Palmer, S.C.F., Coulon, A., Travis, J.M.J. 2011. Introducing a 'stochastic movement simulator' for estimating habitat connectivity. *Methods in Ecology and Evolution* 2, 258-268.
- Pascual-Hortal, L., Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21:959-967.
- Peng, J., Wang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Li, W. és Li, Y. 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators* 10:217-223.
- Penn-Bressel, G. 2005. Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen. *GAIA* 14:130-134.
- Peterscsák, T. 1983. Népi szarvasmarhatartás a zempléni Hegyközben. Borsodi kismonográfiák 17, Miskolci Herman Ottó Múzeum, Miskolc, 138 p.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, J.C., Stenseth, N.C. 2005. Using the satellite derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:503-510.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307:321-326
- Pinto, N., Keitt, T. 2009. Beyond the least cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* 24:253-266.
- Pinto, N., Keitt, T.H., Wainwright, M. (2012). LORACS: JAVA software for modelling landscape connectivity and matrix permeability. *Ecography* 35:1-5.
- Plieninger, T. 2006. Habitat loss, fragmentation, and alteration – Quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* 21:91-105
- Podani, J. 1997. Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest 412 p.
- Pontius, R.G., Huffaker, D., Denman, K. 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling* 179:445-461.
- Power, C., Simms, A., White, R. 2001. Hierarchical fuzzy pattern matching for the regional comparison of land use maps. *International Journal of Geoinformation Science* 15: 77-100.
- R Development Core Team 2010. R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- Raines, G.L. 2002. Description and comparison of geologic maps with FRAGSTATS – a spatial statistics program. *Computers and Geosciences* 28:169-177.
- Ray, N. 2005. PATHMATRIX: a GIS tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes* 5:177-180.
- Rayfield, B., Fortin, M-J., Fall, A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* 25:519-532.
- Ricotta, C., Corona, P., Marchetti, M. 2003. Beware of contagion! *Landscape and Urban Planning* 62:173-177.

- Riitters, K.H., O'Neill, R.V.O., Wickham, J.D., Jones, D. 1996. A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecology* 11(4):197-202.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.V., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure matrices. *Landscape Ecology* 10:23-40.
- RIKS NV and Netherlands Environmental Assessment Agency – Map Comparison Kit 3.2.2.
- Roff, D.A. 2006. Introduction to Computer-Intensive Methods of Data Analysis in Biology. Cambridge University Press, Cambridge, p 376.
- Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R., Carter, T.R. 2005. Future scenarios of European agricultural land use: II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107:101–116.
- Rouse, J.W., Hass, R.H., Deering, D.W., Schell, J.A., Harlan, J.C. 1973a. *Monitoring the vernal advancement and retrogression (greenwave effect) of natural vegetation*, NASA/GSFC Type III Final Report, Greenbelt, MD, USA.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. 1973b. *Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS*, Third ERTS Symposium, NASA SP-351, Vol. 1. NASA, Washington, DC, pp. 309-317.
- Ruzicka, M., Miklós, L. 1982. Landscape ecological planning (LANDEP) in the process of territorial planning. *Ekológia Bratislava* 1:297–312.
- Saaty, T.L. 1980. The analytical hierarchy process. McGraw-Hill, New York
- Sallay, Á., Jombach, S., Filepné-Kovács, K. 2012. Landscape changes and function lost landscape values. *Applied Ecology and Environmental Research* 10:157–172.
- Saura, S., Martinez-Millán, 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67:1027-1036.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007a. Conefor Sensinode 2.2. User's Manual. University of Lleida, Spain 56 p.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007b. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83:91–103.
- Saura, S., Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity, *Environmental Modelling and Software* 24:135–139.
- Saura, S. 2004. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology* 19:197-209.
- Sawyer, S.C., Epps, C.W., Brashares, J.S. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48:668–678.
- Schindler, S., Poirazidis, K., Wrba, T. 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators* 8:502-514.
- Schindler, S., Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrba, T., Kati, V. 2013. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators* 31:41-48.
- Schooley, R.L., Wiens, J.A. 2003. Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos* 102:559-570.
- Šimanauskienė, R., Linkevičienė, R., Taminskas, J. 2008. Spatial analysis of forest fragmentation (the case study of Lithuania, In: Boltžiar, M. (ed.) Proceedings of the 14th International Symposium on Problems of Landscape Ecology Research, Stara Lesna, Slovakia, pp. 427-433

- Simon, T. 2006. A Zempléni-hegység botanikai értékei. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30:407–414
- Sitzia, T., Semenzato, P., Trentanovi, G. 2010. Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview. *Forest Ecology and Management* 259:1354–1362
- Skånes, H.M., Bunce, R.G.H., 1997. Directions of landscape change (1741-1993) in Virestad, Sweden – characterised by multivariate analysis. *Landscape and Urban Planning* 38:61-75.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 1969. Introduction to Biostatistics. W.H. Freeman and Company, 2nd edition, New York, 363 p.
- SPSS Inc., 2007. SPSS Statistics Base 17.0 for Windows User's Guide. SPSS Inc., Chicago IL.
- Stehman, S.V., Czaplewski, R.L. 1998. Design and analysis for thematic map accuracy: Fundamental principles. *Remote Sensing and Environment* 64:331-344.
- Stellmes, M., Röder, A., Udelhoven, T., Hill, J. 2013. Mapping syndromes of land change in Spain with remote sensing time series, demographic and climatic data. *Land Use Policy* 30:685–702
- Stone, D., 2007. Big plans and little plans: delivering land use change designed by landscape ecology. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 1:68-74.
- Sundell-Turnel, N.M., Rodewald, A.D. 2008. A comparison of landscape metrics for conservation planning. *Landscape and Urban Planning* 86:219-225.
- Sutcliffe, O.L., Bakkestuen, V., Fry, G., Stabbetorp, O.E. 2003. Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and Urban Planning* 63:15-31.
- Sutton, M.A., Wolters, W.J., Peters, W.H., Ranson, W.F., McNeill, S.R. 1983. Determination of displacements using an improved digital correlation method. *Image and Vision Computing* 1:133-139.
- Szabó G. 2006. Kartográfiai és térinformatikai módszerek pontosságának földrajzi szempontú vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen, 144 p.
- Szabó, Gy. 2003. Agro-environmental protection and prospects of the Hungarian agriculture on the threshold of the EU-accession. In: Csorba Péter (Ed) *Landscapes under the European Transformation*, Debrecen, pp 103–116
- Szabó, Gy. 2001. Role of Land Use in Spatial Distribution of Heavy Metals, in: *Papers of the 4th Moravian Geographical Conference CONGEO'01*, Tisnov, Czech Republic, pp. 136-140.
- Szabó M. 2008. A bioszféra sokfélesége – az élővilág változatossága és veszélyeztetetése. *Földrajzi Közlemények* 132(4):441-449.
- Szabó Sz. 2009. Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Habilitációs értekezés, Debrecen, 107 p. http://landscape.geo.klte.hu/pdf/szszabo_habil.pdf (letöltve: 2014. július)
- Szabó Sz. 2010. A CLC50 és CLC2000 adatbázisok összehasonlítása tájmetriai módszerekkel. *Tájökológiai Lapok* 8 (1): 13-23.
- 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., Csorba, P., Szilassi, P. 2012. Tools for landscape ecological planning – Scale, and aggregation sensitivity of the contagion type landscape metric indices. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7:127-136.
- Szilassi, P. 2000. Land use changes on the hillslope of the Fekete-hill (Káli-basin) between 1958–1993. *Acta Universitatis Szegediensis Acta Geographica* 37:93–98
- Szilassi, P., Jordán, G., 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* 68:96–108
- Szilassi P. 2010: Térképi adatbázisok összehasonlításának javítása tájmetriai 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.
- Szilassi, P., Jordán, G., Kovács, F., Van Rompaey, A., Van Dessel, W. 2010. Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study in the Lake Balaton catchment, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 5:61-70.
- Thiele, H.U. 1977. Carabid beetles in their environments. Springer, Berlin, Germany
- Thorne, J.H., Huber, P.R., Girvetz, E.H., Quinn, J., McCoy, M.C. 2009. Integration of regional mitigation assessment and conservation planning. *Ecology and Society* **14** (1): 47. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art47/>
- Tinker, D.B., Resor, C.A.C., Beauvais, G.P., Kipfmüller, K.F., Fernandes, C.I., Baker, W.L., 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology* 13:149-165.
- Tischendorf, L. és Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19.
- Tischendorf, L., 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16:235-254.
- Tobak Z., Kitka G., Szatmári J., van Leeuwen, B., Mucsi, L. 2008. Kisérték, kisformátumú CIR légifelvétel készítése, feldolgozása és alkalmazása környezeti vizsgálatokban. In: Szabó V, Orosz Z, Nagy R, Fazekas I (szerk.) IV. Magyar Földrajzi Konferencia, Debrecen, Debreceni Egyetem, pp. 1-5.
- Tóth G. 2008. A tervezett autópálya-építések tájvédelmi vonatkozásai. In Csorba P. és Fazekas I. szerk.: *Tájkutatás-tájökológia*, Meridián Alapítvány, Debrecen pp. 57-63.
- Török, P., Arany, I., Prommer, M., Valkó, O., Balogh, A., Vida, E., Tóthmérész, B. és Matus, G. 2009. Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making *Molinion* meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia Journal of Botany* 19:67–78.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: The effect on process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 20:171–197.
- Turner, M.G. 2005. Landscape Ecology: What is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36: 319–344.
- Turner, M.G., Dale, V.H., Gardner, R.H. 1989a. Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology* 3:245-252.
- Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H., Milne, B.T. 1989b. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3:153-162.
- Urban, D.L. 2003. *Spatial analysis in ecology: Mantel's test*. National Center for Ecological Analysis and Synthesis, Univ of California, Santa Barbara. Available from the NCEAS: <http://www.nceas.ucsb.edu/scicomp/SciCompDocuments.html>

- Uuemaa, E., Roosaare, J., Oja, T., Mander, Ü. 2011. Analysing the spatial structure of the Estonian landscapes: which landscape metrics are the most suitable for comparing different landscapes? *Estonian Journal of Ecology* 60:70-80.
- Uuemaa, E., Mander, U., Marja, R. 2013. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators* 28:100–106.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., Mander, Ü. 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Reviews on Landscape Research* 3(1): <http://www.livingreviews.org/lrlr-2009-1>[letöltve: 2014 július]
- Uuemaa, J., Roosaare, Mander, Ü. 2005. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecological Indicators* 5:350-369.
- Valkó, O., Török, P., Matus, G., Tóthmérész, B. 2012. Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207:303–309
- Van Dessel, W., Van Rompaey, A., Poelmans, L., Szilassi, P. 2008. Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment. *Landscape Ecology* 23:645-656.
- Vasas, V., Magura, T., Jordán, F., Tóthmérész, B. 2009. Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. *Landscape Ecology* 24:581–586.
- Verburg, P.H., Schulp, C.J.E., Witte, N., Veldkamp, A. 2006. Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:39–56.
- Visser, H., de Nijs, T. 2006. The Map Comparison Kit. *Ecological Modelling and Software* 21:346-358.
- Vliet, J., Bregt, A.K., Hagen-Zanker, A. 2011. Revisiting Kappa to account for change in the accuracy assessment of land-use change models. *Ecological Modelling* 222:1367–1375
- Vos, C.C., Opdam, P., Steingröver, E.G., Reijen, R. 2007. Transferring ecological knowledge to landscape planning: a design method to for robust corridors. In Wu, J. – Hobbs, R. eds: *Key topics in Landscape Ecology. Studies in Landscape Ecology* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 227-245.
- Waltz, U., 2011. Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5: 3. <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-3>
- Wang, K., Wang, H.J., Shi, X.Z., Weindorf, D.C., Yu, D.S., Liang, Y. és Shi, D.M. 2009. Landscape analysis of dynamic soil erosion in Subtropical China: A case study in Xingguo County, Jiangxi Province. *Soil and Tillage Research* 105:313-321.
- Watkins, M. W., 2005. Invariance [Computer software], State College, PA: Ed and Psych Associates.
- Wickham, J.D., Riitters, K.H. 1995. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing* 16:3585-3594.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P. 1986. *Habitat fragmentation in the temperate zone*, In: Soulé, M. E. (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, Inc., pp. 237-256.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125:879-887.
- Williams, R.J., Berlow, E.L., Dunne, J.A., Barabasi, A.L, Martinez, N.D. 2002. Two degrees of separation in complex food webs. *Proceedings of National Academy of Sciences of the USA* 99:12913–12916

- Wright, K. 2012. Corrgram package, CRAN Repository <http://cran.r-project.org/web/packages/corrgram/corrgram.pdf> (Letöltve 2014. január)
- Wu, J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19:125-138.
- Wu, J., Jelinski, D.E., Luck, M., Tueller, P.T. 2000. Multiscale analysis of Landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Science* 6:6-19.
- Wu, J., Shen, W., Sun, W., Tueller, P.T., 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17:761-782.
- Yen, K., Johnston, R.G. 2007. The ineffectiveness of the correlation coefficient for image comparison. *Journal of Physical Security* 2:paper 3
- Young, J., Watt, A., Nowicki, P., Alard, D., Clitherow, J., Henle, K., Johnson, R., Lacko, E., McCracken, D., Matouch, S., Niemela, J., Richards, C. 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity and Conservation* 14:1641–1661.
- Zadeh, L.A. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control* 8:338-353.
- Zar, J.H. 1995. Biostatistical analysis. Prentice Hall, 960 p.
- Zollner, P.A., Lima, S.L. 1999. Illumination and perception of remote habitat patches by white-footed mice. *Animal Behaviour* 58:489-500.