

MOTTÓ: A csigák szerint az autópálya túloldalára
nem lehet átmenni, oda születni kell...

Kistájaink tájökölógiai felszabdaltsága a településhálózat és a közlekedési infrastruktúra hatására¹

CSORBA PÉTER²

Abstract

Landscape ecological fragmentation of the small landscape units (microregions) of Hungary based on the settlement network and traffic infrastructure

Fragmentation of natural habitats is a general phenomenon in landscape ecology. That process is deemed to be one of the most serious threats for nature on Earth. Most important causes of the fragmentation of habitats are building up and traffic infrastructure. Settlements are strong ecological barriers, where the mobility and possibilities of migration for living creatures are restricted. However in the formation of ecological enclaves busy highways and double tracked railway lines play a key role. Fences along motorways are stronger ecological barriers than villages and small towns.

Landscape geographical research has not dealt with the determination of the degree of ecological fragmentation of landscapes in Hungary yet. The degree of ecological fragmentation of landscapes is a useful index for landscape protection and planning. In this study that index was determined using 1:250 000 scale maps of the Cartographia Road Atlas of Hungary. Based on the Cadastre of Microregions of Hungary (MAROSI S.–SOMOGYI S. eds. 1990), the boundaries of microregions were drawn into the maps, and then within those fixed boundaries the greatest diameter of small settlements and length of roads and railroads were measured. In the case of large settlements the extent of inner parts, traffic loads of the roads were taken into account, while in the case of railroads it was taken into consideration whether railway lines are single or double tracked. Results were purified using a weighting, where the location of the protected natural areas compared to the situation of the given settlement, roads or railroads were taken into consideration. In the calculations the agglomeration processes of the large settlements restricting the ecological gates and corridors of the migration of plant and animal species were taken into account as well. Obviously it leads to higher degree of isolation if a habitat is fragmented by a busy road and a railroad at the same time.

¹ A tanulmány elkészítésére ösztönzően hatott az OTKA 30 256, ill. a T 42 638 programok szellemi és anyagi támogatása.

² Egyetemi docens, Debreceni Egyetem Tájökölógiai és Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, 4000 Debrecen, Egyetem tér 1. E-mail: csorbp@delfin.unideb.hu

Bevezetés

Az emberi jelenlét, az egyéni és közösségi igények kielégítésére szervezett társadalmi tevékenységek egy része a legkorábbi történelmi idők óta maradandó nyomot hagyott a természetes élővilág működésébe. A régészek gyakran találnak régen elhagyott bronzkori, vaskori településeket, ahol a talaj máig viseli a több ezer évvel ezelőtti antropogén behatás nyomait (ATKINS, P.–SIMMONS, I.–ROBERTS, B. 1998; BERGLUND, B.E. 1991; FRISNYÁK S. 1999; FÜLEKY Gy. 2000). A természet regenerációja legfeljebb a trópusokon képes visszaállítani az egykori adottságokat, a mérsékelt, ill. hideg övezetben ez a folyamat igen lassú.

A települések mellett a közlekedési utak okoznak gyökeres változásokat a természeti környezetben. A római birodalom úthálózatának számos szakasza kétezer év elteltével is befolyásolja az adott területsáv domborzati, talajvízmozgási, növényzeti stb. adottságait. Nem véletlen, hogy a korszerű tájökölógiai munkákban ezt a két antropogén területhasználatot szokták a legerősebb emberi behatást jelző, ún. metahemeróbia szinttel jelölni (BASTIAN, O.–SCHREIBER, K-F. 1994; CSORBA P. 1997).

Az ember által a fenti két cél érdekében használatba vett felszínek kiterjedése az egyre komolyabb természetvédelmi intézkedések ellenére feltartóztathatatlannal nő. A beépítések és a közlekedési infrastruktúra által elfoglalt felszínek aránya Európában már megközelíti a 10%-ot, de vannak olyan sűrűn lakott, fejlett országok, ahol eléri a 15%-ot (Hollandia, Belgium, Dánia). Nem véletlen, hogy Németországban a környezetkímélő alapelvekre támaszkodó fenntartható fejlődési program azt a célt tűzte ki, hogy 2020-ra a jelenlegi napi (!) 129 ha-os beépítési tempót 30 ha/napra visszaszorítsák (PERSPECTIVES for Deutschland 2002).

Magyarország a közepesen sűrű település ill. közlekedési infrastruktúra hálózattal rendelkező országok közé tartozik. A 3135 önálló település az ökológiai tájszerkezetben ennél is több elkülönülő foltot jelent, hiszen számos település több topográfiailag elkülönülő településrészből áll. A legsűrűbb településhálózatú tájainkon 100 km²-re 5, a legritkábban lakott tájakon 2 település jut. Az ország területének 12%-a beépített, azaz ún. művelésből kivett terület, ami szintén magasabb az európai átlagnál.

Az ország közútjainak hossza 29 912 km, a vasutaké 7873 km. Ez utóbbi adattal a kontinens 5. legsűrűbb vasúthálózatával rendelkezünk. A közutak hosszához még hozzászámíthatjuk a több száz km-nyi erdészeti, ill. árvízvédelmi gátakon lévő utat, amelynek szintén nem elhanyagolható ökológiai tájszerkezet-alkító hatása van.

A gyakorlati tájtervezés, tájvédelem és természetvédelem szempontjából fontos alapadat, hogy milyen mértékű egy adott terület mesterséges felszabdaltsága, azaz vonalas műszaki létesítmények és a beépítések fajlagos sűrűsége (CSORBA P.–NOVÁK T.–KALENYÁK E. 2001). Ilyen jellegű munkák közül hivatkozhatunk egy térképre, amelyet DOSCH, F.–BECKMANN, G. publikált 1999-ben. A térkép Németország teljes területének infrastrukturális tagoltságát mutatja be, a közutak, a vasutak, a vízi utak és a nagyfeszültségű elektromos vezetékek km²-re vetített sűrűsége alapján. Az értékek 0,2 és 2,5 km/km² között vannak, a magasabb értékeket az ország nyugati, délnyugati részében találjuk. Még ma is jól kirajzolódik a volt NDK határa, a legalacsonyabb infrastruktúra-sűrűséget pedig ÉK-en, Mecklenburg-Előpomeránia területén jelzik.

Sajnos, ez a német térkép sem tükrözi eléggé az ökológiai, tájökölógiai szempontokat. Az utak és a vasutak adott területegységre – többnyire km/km² – vonatkoztatott adatai ugyanis általában nem differenciálnak pl. az adott közút forgalmi terheltsége alapján, nem mérlegelik az adott infrastrukturális elem és a védett természeti területek topográfiai viszonyát stb. A települések nyilvánvalóan meghatározó ökológiai hatását pedig ez a térkép egyáltalán nem vette számításba.

Úgy gondoljuk, hogy az országos, regionális, megyeszintű stb. táj- és természetvédelmi tervekhez igen hasznos támpont volna egy olyan fragmentáltsági mutató amely jobban megfelel az ökológiai tájtervezés igényeinek.

Ennek érdekében a Cartographia Kft. 1: 250 000 ma. autóstérképén:

- lemértük az ország teljes település, út- és vasúthálózat-sűrűségét,
- a kapott adatokat ökológiai-tájökológiai elvek alapján súlyoztuk, majd
- a kistájekaszterben rögzített kistájhatárokra vonatkoztattuk.

A térképi mérések pontosítására felhasználtuk az OTAB adatbázist, valamint az 1: 100 000 ma. hivatalos alaptérképeket. (Sajnos, a Cartographia Kft. üzleti érdekeire hivatkozva nem volt hajlandó rendelkezésünkre bocsátani az alaptérkép vektoros verzióját.)

A néhány tájegység esetében megismételt, ill. az említett térképek, adatbázisokból nyert vég-eredmények összehasonlítása alapján úgy látjuk, hogy munkánk hibahatára 10% alatti. Mivel a munka célja az volt, hogy relatív különbségeket mutassunk ki a hazai kistájak települési, ill. közlekedési infrastruktúrahálózatból adódó tájfelosztásának, a 10% alatt valószínűsíthető hibahatárt elfogadható.

Mint említettük – a munka második lépéseként – a nyers térképi mérési adatokat bizonyos ökológiai és tájökológia elveknek megfelelően súlyoztuk. A súlyozásos szorzószámok ismertetése előtt röviden összefoglaljuk a szóban forgó mesterséges tájelemek ökológiai hatásáról kialakult szakirodalmi megállapításokat.

Valójában két nagy témakört kellene érintenünk, a településeket és a közutakat, mert a vasutak szerepét a tájak ökológiai működésében nem szokták elválasztani a közutakétól. A különbségek ellenére nincs említésre méltó szakirodalma a vasutak ill. az élővilág kapcsolatának. Más okból nem foglalkozunk a településökológiával. A beépített területek ui. ökológiai szempontból egy egészen sajátos környezetet alkotnak. A természetes adottságok itt érvényesülnek a legkevésbé. A településeken nagymértékben torzult, redukált fajösszetételű társulás-töredék, az állandó antropogén hatáshoz alkalmazkodott sok behurcolt és özönfaj jellemző. Számos faj (pl. az élősködők jó része) az antropogén környezethez alkalmazkodva ér el nagy egyedszámot, és nem érintkezik a településen kívüli populációkkal.

A település valójában egy ökológiai izolátum, minden ökológiai működés tekintetében elkülönülő egység. Amennyiben mi a vizsgálatunk céljaként a hazai kistájak fragmentáltságának mértékét jelöltük meg, akkor a táj feldaraboltságát tekintve a települések csupán mint ökológiai gátak jönnek számításba. A falvak, városok területe a fragmentáltsági mutató szempontjából egy tájökológiai folt, amely igen erősen korlátozza, ill. kizárja az élővilág működésének több funkcionális elemét, többek között a migrációt. Vizsgálatunkban tehát mi a legfontosabb tájfragmentációs elemeknek: a településeknek, az utaknak és a vasutaknak az élővilág mozgását korlátozó szerepét kívánjuk meghatározni, és nincs módunk foglalkozni ezeknek a létesítményeknek egyéb ökológiai hatásával, pl. a tápanyagforgalomban, a mikroklímában, a habitat-funkcióban stb. betöltött szerepével.

Az utak (és vasutak) hatása az élővilágra

Az utak – a szárazföldök legelterjedtebb lineáris műszaki létesítményei – a környezetüktől a legélesebben elütő adottságokkal rendelkező, nagyon markáns mesterséges hálózatot alkotó tájelemek. Az élővilágra gyakorolt erőteljes hatásuk elsősorban abból adódik, hogy a betonfelszín teljesen természetidegen anyag, az élőlények számára csekély élettani előnyt kínál, táplálkozó, rejtőzködő, szaporodó helynek nem alkalmas. A környezetétől jobban felmelegedő betonfelszínen ugyan gyakran melegednek rénszarvasok, madarak stb., de ez az előny messze nem ellensúlyozza a hátrányos adottságokat. Az is igaz, hogy az úttestre tévedő és megriadó rágcshalót, kételtűt a ragadozó madár ott várja az út menti fán, azaz számára az út, kedvező áldozatleső helyszín. Azt is gyakran lehet látni, hogy a terményszállítások során sok táplá-

lék szóródik szét az utak szélén, tehát áttételesen az út gazdag táplálékforrás is lehet. Az úttestről lefolyó víz elvileg nedvesebb élőhelyet hoz létre az út két oldalán, bár az utak környékén a magasabb hőmérséklet miatt nagyobb a párolgási veszteség is, a közlekedési eredetű nehézfémekkel, sóval stb. szennyezett víz pedig nem feltétlenül előnyös, ha felhalmozódik a táplálékul szolgáló út menti növényzetben.

Az úthálózat legfontosabb fragmentációs hatása a „megkerülhetetlenségéből” ered. Az állatok mozgásuk során előbb-utóbb beleütköznek egy aszfalt- vagy betoncsíkba, és a bezártság vagy az átkelés egyaránt ökológiai kockázattal jár. A növények egy részének terjedéséhez szükség van az állatvilág közreműködésére. A vegetatív, hajtásos terjedést pedig értelemszerűen meggátolja egy útfelület. A széllel terjedő növényzet számára természetesen kisebb akadályt jelent az úthálózat, de a társulások többsége egyes szaporodású fajokból áll, így mindenképpen bizonyos szelekciós torzulást szenvednek. A bolygatott út menti élőhelyen megtelepedő élőlények „versenyelőnyt” élveznek a korábban ott lévő növényzettel, állatvilággal szemben, vagyis az utakat egy, az utaknál jóval szélesebb szegélyzőna kíséri (FORMAN, R.T.T. 1997).

Az élővilág közlekedési eredetű károsodásának legfeltűnőbb formája az állatok elgázolásából eredő veszteség. Egy hollandiai felmérés (kb. fele nagyságú ország háromszoros útsűrűség) évente 159 ezer emlős, és 653 ezer madár pusztulását regisztrálta, ami az alsóbbrendűek körében (kétélűek, rovarok, lepkék) a többmilliószámot is könnyen elérheti (VAN DER ZANDE et al. 1980). Az USA úthálózatán egy millióra becsülik a naponta (!) elpusztuló gerinces állatok számát (FORMAN, R.T.T.–ALEXANDER, L.E. 1998). A szakértők szerint ez az első pillantásra óriási veszteség általában nem veszélyezteti az érintett populációk ökológiai egyensúlyát (HODSON, N.L. 1966; FORMAN, R.T.T. 1995), bár az ízeltlábúak, a kisméltűsök, az erdei madarak populációsűrűsége szignifikánsan kisebb a forgalmas utak menti 100–200 méter széles sávban. Az élőhely fragmentáció rendszerint növeli a generalista és csökkenti a specialista fajok számát (FARINA, A. 1998). Az is általánosan megfigyelhető, hogy a beszűkülő életterű populációk egyedei gyakrabban próbálkoznak a gátak (pl. az újonnan létrehozott útszakaszok) átlépésével, ami a viselkedésbeli zavar jele.

Az állatvilág mozgásának korlátozásában, fontossági sorrendben az út szélességének, a forgalom sűrűségnek és az útfelszín anyagának van jelentős szerepe. Persze nyilvánvaló, hogy a három tényező nem független egymástól (pl. ritkán találni széles, forgalmas földutat).

A közutak ökológia gát szerepét az 1970-es években egyes kísérletekkel bizonyították, amelyek közül kétségtelenül MADER, H-J. cikkét idézik a legtöbbször (MADER, H-J. 1979). A szerző egy nem túl forgalmas németországi hegyvidéki út mentén 742 futóbogarat (*Abax ater*) megjelölve igazolta, hogy az állatok közül több százszoros kísérlet ellenére csak kettő jutott át az úttest túoldalára, a többit visszariasztotta az útfelület betonfelszíne. Azaz nem a közlekedő járművek taposták el, hanem az útfelület idegen anyaga szolgált gátló tényezőként. Egy másik kutatási program (MADER, H-J. 1984) azt igazolta, hogy a 2,5 m-nél szélesebb, közepesen forgalmas útfelszint már alig szelnek át a futóbogarak, a pókok és a kisméltűsöknek is csak kevesebb, mint 10%-a jut át a túoldalra.

Az állatok elgázolásából eredő veszteségnél jóval komolyabb veszélyt jelent az élőhely-beszűkülést követő genetikai leromlás. Az ún. habitat-feldarabolódás mértékét (vagyis az utak által feldarabolt térrészletek átlagos kiterjedését) az ún. „rácsméret” (*mesh size*) adattal szokás kifejezni (FARINA, A. 1998; FORMAN, R.T.T. 1995). Ha ez az

utakkal (vasúttal) térben korlátozott élőhely-részlet kisebb, mint amely az adott faj természetes közösség nagyságának megfelelő működéséhez szükséges, az előbb utóbb genetikai erózióhoz vezet. A mesterséges gátak tehát részközösségek, metapopulációk kialakulását eredményezik (FORMAN, R.T.T.–ALEXANDER, L.E. 1998; INGEGNOLI V. 2002; OPDAM, P.–VAN APELDOORN, R.–SCHOTMAN, A. 1993; VOSS, C.C. 1997).

Kevés ismeretünk van arról, hogy mekkora az a minimális terület nagyság, amikor az élőközösségeket alkotó egyedek viselkedésében, táplálkozási szokásaiban és legfőképpen a szaporodásában még nem áll be visszafordíthatatlan zavar (HAGENGUTH, A. 2000; MCGARIGAL, K.–MARKS, B.J. 1995). Kritikus méretű élettér beszűkülésnek tekintik, ha az ízeltlábúak élőhelyének területe 1 ha, a kisemlősöké 10 ha, a madaraké 100 ha alá csökken (BLAKE J.G.–KARR J.R. 1987; LORD J.M.–NORTON D.A. 1990). Egy hazai puhafás ártéri ligeteredő minimális foltnagyságát 30–40 h-ra becsülik. Vannak az élőhely méretére kifejezetten érzékeny fajok, pl. az erdőfoltok belsejében költő madarak (FARINA, A. 1998).

Mindenesetre az nehezen cáfolható, hogy elsősorban a tartós beépítések és a vonalas infrastruktúra gyarapodásával mindenütt a világon jellemző az élőhelyek feldarabolódása (JONGMAN, R. 1995; JONGMAN, R.–BRUNCE, R. 2000, (1. kép). Ennek



1. kép. Ökológiai alagút az M3 autópálya alatt Hejőkürt közelében.
Ecological tunnel under the motorway M3, near Hejőkürt, Hungary

ökológiai következményei annyira nyilvánvalóak, hogy ezek a beruházások már sok országban elérték a társadalmi ingerküszöböt, és a közvélemény erős nyomása nehezedik a döntéshozókra, hogy keressék a leginkább környezetkímélő vonalvezetés lehetőségét. Az autópályák alatt és fölött kiépített átjárók ma már általában részei az építkezéseknek, bár ezeknek a kármentő létesítményeknek az ökológiai hatékonyságáról megoszlanak a vélemények (LODÉ, T. 2000; NIEUWENHUIZEN, W.–VAN APeldoorn, R.C. 1995; SCHREIBER, K-F. 1988). Valószínűleg nem lehet leegyszerűsített igen/nem választ adni; bizonyos élőközösségek számára valóban életmentő, mások számára kevésbé eredményesek ezek vadátjárók, alagutak, mesterségesen kialakított tájökológiai kapcsolatok (2. kép).

Az elméleti alapvonalak tisztázását az utóbbi 10–15 évben egyre határozottabban követte a probléma tájtervezési, tájvédelmi következményeinek elemzése. Az ilyen alapállású átfogó művek közül kiemelkedik JAEGER, J. (2002) könyve, amelyben a tájfeldarabolódás gyakorlati konzekvenciáit taglalja, többek között 14 mélyinterjú alapján, amit természetvédő, közlekedési és tájtervező mérnökökkel készített. A könyv elméleti részében felállít egy általános fragmentációs folyamatmodellt. JAEGER, J. a táj felszabdalódásának következő 6 fázisát különíti el:

- perforáció (*Perforation/perforation*),
- bevágódás (*Inzision/incision*),
- kettészelődés (*Durchschneidung/dissection*),



2. kép. Autópályák által kettészelt erősen fragmentált táj Amsterdam közelében (Dr. SZABÓ Gy. felvétele)

Landscape highly fragmented by a motorway near Amsterdam (photo by Dr. Gy. SZABÓ)

- feldarabolódás (*Zerstückelung/dissipation*),
- összezsugorodás (*Verkleinerung/shrinkage*),
- feloldódás (*Auslöschung/attrition*).

JAEGER úgy véli, hogy az ökológiai alapokon nyugvó tájtervezésben, az ökológiai szempontokat kellően figyelembe vevő környezeti hatásvizsgálatokban a következő 3 adattal kellene jellemezni a táj felszabdaltságát: 1. a felszabdaltság foka (*Zerteilungsgrad/landscape division*), amely azt fejezi ki, hogy két véletlenszerűen kiválasztott hely milyen valószínűséggel esik egy tájfoltba; 2.a feldarabolsági index (*Zerstückelungsindex/landscape splitting index*); és 3. az effektív rácsnagyság (*Maschenweite/effective mesh size*).

A szerző fontos megállapítása, hogy a földrajzi tájmintázatot tükröző geometriai mutatók szoros kapcsolatban vannak a táj funkcionális működését jellemző tulajdonságokkal.

Kistájaink fragmentáltságának megmérése

A mérések alapjául a Cartographia Kft. által kiadott, 1: 250 000 ma. Magyarország autóatlaszát használtuk. A térkép feltünteti az erdővel fedett területeket, a nemzeti parkokat és a természetvédelmi területeket is. A mérésekkel a következő adatokat állapítottuk meg:

- a települések legnagyobb átmérőjének összege,
- az autópályák hossza,
- az elsőrendű főutak hossza,
- a másodrendű főutak hossza,
- a harmad és negyedrendű utak összevont hossza,
- a burkolatlan utak azon szakaszainak hossza, amely erdőterületeket, vagy védett természeti területeket szel át,
- vasúti pályák hossza.

Tájökológiai célkitűzésünknek megfelelően ezeket a nyers alapadatokat ökológiai megfontolások alapján a következő módon súlyoztuk:

a) A közutak esetében:

Csak a településeken kívül haladó útszakaszokat vettük számításba. Az élővilág mozgását, terjedését ugyanis a települési beépítettségénél számottevően nem korlátozza erősebben, ha ott még egy közút is áthalad, ill. egy kertvárosi területet átszelő autópálya – ami elég ritka eset – együttes gátszerepének értékelésére ez a méretarány nem alkalmas.

A továbbiakban a következő rendszert dolgoztuk ki:

- Szorzószámot nem kap, ha a szilárd burkolat nélküli út erdőterületen halad át. A nyiladékok határozott ökológiai gát szerepét számos vizsgálat igazolta (HARRIS L.D. 1984; FORMAN, R.T.T. 1995).

A szorzószám 3, ha a szilárd burkolat nélküli út védett területen halad át (Védett erdőterület esetében a szorzószám szintén 3).

Harmad- és negyedrendű bekötőutak szorzószáma 2, ha azok védett területeken kívül haladnak. Az ilyen kategóriájú utak védett területeket átszelő szakaszaira 5-ös szorzószámot alkalmaztunk.

Az erdészeti kezelésben lévő, és a közforgalom számára csak időszakosan, pl. hét végén megnyitott szilárd burkolatú utak esetében szükségesnek tartottuk egy 1,5, ill. 2,5-ös szorzószámot. (Utóbbi a védett természeti területeken áthaladó erdészeti utakra vonatkozik.)

Másodrendű főutak szorzószáma a forgalomsűrűség függvényében 4,0–4,8, amit a Magyarország atlasza c. kiadvány (Cartographia 1999) 87. oldalán levő „Az úthálózat forgalma 1996-ban” térképről olvastunk le.

1000 személygépkocsi egység alatti forgalomnagyság esetében a szorzószám: 4,0, 1000–2000 közötti forgalomsűrűségnél 4,2, 2000–5000 közötti terhelésnél 4,4, 5000–8000 közötti értéknél 4,6, 8000 fölötti fogalomsűrűségnél pedig 4,8.

Elsőrendű főutak szorzószámai hasonlóan a másodrendűekéhez 4,0 és 4,8 közötti szorzószámot kaptak. Az országban viszonylag kevés első-, ill. másodrendű főút halad keresztül védett területen. A kevés ilyen szakaszra nézve forgalmi sűrűség függvényében 8,0 és 8,8-as szorzószámokat alkalmaztunk, a fenti személygépkocsi egységre számított kategóriáknak megfelelően.

Az autópályák 10-es szorzószámot kaptak. (Védett területen az országban nem halad át autópálya.)

b) A vasútvonalak esetében:

Kétvágányú vasúti fővonalak esetében a szorzószám 5, amelyet 6-ra emeltünk, ha az adott vasúti pálya közvetlenül egy autópálya, ill. első- vagy másodrendű főútvonallal párhuzamosan halad. (Közvetlen közelség alatt 1 km-nél kisebb térközt értünk.) Úgy gondoljuk, hogy az egymáshoz ilyen közel haladó forgalmi pályák esetében indokolt volt megemelni a szorzószámot, mert ilyen helyeken a migrációt erőteljesen korlátozza a vasút és a közút együttes jelenléte. Az ilyen módon közbezárt, néhány száz m átmérőjű élőhelyeken többnyire nem tud kialakulni egy belső, viszonylag zavartalan magterület, azt nagyrészt a küzdelmi zóna, az átmeneti, ún. ökoton sáv foglalja el.

Egyvágányú szárnyvonalak esetében a szorzószám 3, s 4-re emeltük az olyan szakaszokon, ahol a vasúti pálya 1 km-nél közelebb halad valamely autópálya, ill. első-, vagy másodrendű főútvonalhoz.

Vasútvonalaink közül csak ritkán (pl. a Hortobágyi, az Őrségi és a Duna-Dráva Nemzeti Park, ill. Hajdúsági Tájvédelmi Körzet esetében) halad át vasútvonal. Mivel ezek mindegyike kisforgalmú szárnyvonal, emiatt a szorzószámot nem emeltük meg.

c) A települések esetében:

Abból indultunk ki, hogy a település egy állandóan meglévő ökológiai gát. Ha megadjuk a települések legnagyobb átmérőjét, azzal kifejezzük azt, hogy milyen szé-

les területsávot kell megkerülnie az élővilágnak egy település közelében. A falvak, kisvárosok kapcsán ez a mérőszám megfelelőnek tűnt. Később azonban azt tapasztaltuk, hogy minél nagyobb településről van szó, annál feltűnőbb a torzító hatás. Olyan tájakban, amelynek jelentős részét elfoglalta valamely nagy kiterjedésű város (pl. Kecskemét, Debrecen, Pápa, Szombathely stb.) és emiatt a belterületi utak, vasutak ökológiai gát szerepét nem vettük számításba, pusztán ezen egy adat olyan alacsony értéket adott, amely messze elmaradt a sűrű úthálózattal ellátott aprófalvas vidékeket jellemző értéktől.

Nyilvánvaló, hogy pl. Budapest ökológiai fragmentációs mutatószáma nem lehet kisebb, mint pl. a baranyai aprófalvas tájaké. Márpedig pl. a baranyai kisfalvak összegzett maximális település-átmérő adata nem marad el lényegesen egy-egy alföldi nagyváros, és a körülötte lévő ritka településhálózat hasonló adatától.

Ezért a települések ökológiai hatását egy másik mérőszámmal is érzékeltetni kellett. Ennek a mérőszámnak a település nagyságát kell tükrözni. Egy kézenfekvő megoldás lehetett volna, ha összeszorozzuk a település legnagyobb átmérőjét és a település kerületét. Ez ökológiai szempontból értelmezhető adat volna, mert megadja annak az ökológiai határfelületnek a hosszát, amely akadályt képez az élővilág terjedése, migrációja számára.

Sajnos a települések kerületére nézve semmilyen adatsort nem találtunk. Rendelkezésre állt viszont a FÖMI „Tájékoztató a Magyar Köztársaság településeinek földmérési alaptérképekkel való ellátottsága” c., 1997-ben kiadott anyaga. Ebben megtalálható minden település kül- és belterületének adata hektárban. Mivel a települések legnagyobb átmérője adaton alapuló kalkuláció a falvak esetében reális végeredményt adott, több variáció kipróbálása után úgy döntöttünk, hogy a másik mutatószám a 100 ha-nál (azaz 1 km²-nél) nagyobb belterülettel rendelkező települések belterület-nagysági adatának felszorozása lesz.

Az említett adatbázis szerint az országban 1664 olyan település van, amelynek belterületé nyilvánított részének kiterjedése nagyobb 1 km²-nél. Ez az adatbázisban szereplő 3703 település 45%-a, amelyet kielégítő aránynak tekintettünk, különösen, ha figyelembe vesszük, hogy ez a 45% képviseli az összes beépített terület 82,9%-át.

Az a 2039 település tehát, amelynél nem nyúltunk egy belterület alapú korrekciós számhoz, az összes hazai települési beépítettségnek csak 17%-át képviseli. A korrekcióból kihagyott települések többnyire olyan apró falvak, amelyek 2–3, néhány száz méter hosszú utcából állnak. Ezeknél tehát csak a legnagyobb települési átmérő adatot vettük figyelembe.

Az ökológiai gát szerepet szem előtt tartva végül a következő szorzószámokat találtuk a legmegfelelőbbnek, amely esetében az út- és vasúthálózat alapján számított értékeket nem torzította el a települési adatsor.

A települések legnagyobb átmérő adatát megszoroztuk 6-tal, ami azt tükrözi, hogy a települési beépítettség ökológiai gát szerepét az elsőrendű főútvonalakéval hasonló nagyságúnak véljük, de véleményünk szerint elmarad attól az izoláló hatástól, amit pl. egy autópálya képvisel. Ezzel tehát azt állítjuk, hogy az élővilág mozgását egy utcás falu kevésbé akadályozza, mint egy autópálya. Úgy véljük, hogy ez elfogadható alaptétel, hiszen az autópályákat kísérő kerítés migrációs hatása igen erős, bár ez a növényvilágra nyilvánvalóan kevésbé hat.

Olyan települések esetében, ahol a településhez 1 km-nél közelebb van egy védett terület, a szorzószám 8. Ilyen helyzetben ui. a település élővilágot zavaró hatása egyértelműen nagyobb súllyal esik latba.

Egy esetben kellett még egy körülményt figyelembe venni, amikor a hegy- és dombvidéki apró településeknek nem volt 1 km²-t meghaladó belterülete, mégis a völgyben 2–3 km hosszan elnyúlva gyakorlatilag komolyabb tájökölógiai gátként funkcionáltak, mint azt a legnagyobb átmérő 6-szoros szorzata kifejezte. Ilyen esetben, a 6-os szorzó 7-re módosult.

Ugyancsak a 7-tel történő felszorzásához folyamodtunk olyan esetekben, ahol 1,5–2 km átmérőjű falvak összeépülése folyik. Ökológiai szempontból a két szomszédos 1,5–2 km hosszú ökológiai gát között még meglévő 1 km-es kapu jelentősége igen nagy. A tájtervezési gyakorlatban a jogszabály 400 m széles beépítetlen sáv megtartását szorgalmazza (DUHAY G. 2004). Ez tehát egy agglomerálódási veszélyt kifejező korrekciós szám. Mivel az 1: 250 000 ma. munkatérképünkön a javasolt 400 m-es határérték érvényesítése nehézkes lett volna, a korrekciós értéket csak olyan esetekben alkalmaztuk, ahol a két település közötti ökológiai folyosó 1 km-nél szűkebb. (A legapróbb, 500–1500 m legnagyobb átmérőjű települések agglomerálódása esetében nem alkalmaztuk ezt a korrekciót!)

Az olyan településeknél, amelyek belterülete nagyobb 1 km²-nél, a fenti adatot kiegészítettük egy másikkal, ami az adott település kiterjedésén alapul. Több variáció kipróbálása után, arra a meggyőződésre jutottunk, hogy a belterületi km²-adatot 15-tel megszorozva kapunk reális végeredményeket. A belterületi beépítettséget tehát kb. 1/3 mértékben erősebbnek ítéljük, mint az autópályák indukálta fragmentációs hatást. A rendszer áttekintése érdekében összefoglaltuk a szorzószámokat (*1. táblázat*).

Kétségtelen, hogy néhány speciális objektum, ill. egy településhálózati típus kimaradt a kidolgozott rendszerből. Nem tudtuk megfelelően figyelembe venni az alföldi tanyás vidékek beépítettségi sajátosságát (pl. Kecskemét, Nyíregyháza, Békéscsaba környékén az alaptérkép is több száz tanyát jelez, valószínűleg a valóságban ennél is több tanya van). Az ilyen beépítési sűrűség már valószínűleg bizonyos mértékű ökológiai akadályt képez az élővilág számára. Ezt azonban nem tudtuk érvényesíteni a számításokban, mert a tanyákat szimbolizáló apró négyzetek messze nem mérhető foltok, hanem a térképen a valóságosnál lényegesen nagyobb területet foglalnak el. Azzal, hogy eltekintettünk a tanyák jelenlététől, valószínűleg 0,1–0,2 %-kal alacsonyabb értéket kaptunk a települések fragmentációs hatására.

Gondot jelentett a tájhatárra épült városok belterületi adatának megosztása a szomszédos tájak között. (Budapest belterülete pl. 7, Győr 4, Szeged 3 tájra terjed ki.) Szerencsére a belterületi adatot a FÖMI adatbázis a nagyvárosok esetében kerületenkénti, ill. városrészenkénti bontásban közli. Ez csökkentette a becslés hibáját, ugyanakkor tény, hogy a kistáj-kataszter által kijelölhető tájhatár nem mindenhol húzható meg kellő pontossággal a városok beépített területén.

Nem találtunk megfelelő adatbázist a külfejtéses bányagödrök és a repülőterek fragmentációs szerepének érzékeltetésére sem. Lehetséges, hogy ferihegyi repü-

1. táblázat. A települések és a közlekedési infrastruktúra elemek ökológiai fragmentációs hatásának hangsúlyozására alkalmazott korrekciós szorzószámok

	Műveletek	Kritérium
Települések	legnagyobb átmérő km x 6-al legnagyobb átmérő km x 7-el legnagyobb átmérő km x 8-al belterület hektár x 15-el	– ha nagyobb agglomerálódó falvakról vagy feltűnően hosszú utcásfalról van szó ha védett területen, vagy annak közvetlen közelében van csak a 1 km ² -nél nagyobb belterületű települések esetén
Utak (településeken kívüli szakaszok)	szilárd burkolat nélküli út km szilárd burkolat nélküli út km x 3 harmad és negyedrendű bekötő utak km x 2 szilárd burkolattal ellátott erdészeti kezelési utak km x 1,5 harmad és negyedrendű bekötő utak km x 5 szilárd burkolattal ellátott erdészeti kezelési utak km x 2,5 másodrendű főút km x 4,0–4,8 másodrendű főút km x 8,0–8,8 elsőrendű főút km x 4,0–4,8 elsőrendű főút km x 8,0–8,8 autópálya km x 10	nagyobb erdőtagokat átszelő szakaszokon védett területeken áthaladó szakasza – közforgalom számára csak időszakosan pl. hét végén megnyitva védett területeken áthaladó szakaszai közforgalom számára csak időszakosan pl. hét végén megnyitva a forgalomsűrűség függvényében védett területeken, a forgalomsűrűség függvényében a forgalomsűrűség függvényében védett területeken, a forgalomsűrűség függvényében –
Vasút (beépített területeken kívül!)	szárnyvonal km x 3 szárnyvonal km x 4 fővonal km x 5 fővonal km x 6 keskeny nyomtávú vasút km x 1,5 keskeny nyomtávú vasút km x 3	– autópályához és főúthoz közeli szakasz – autópályához és főúthoz közeli szakasz – védett területen áthaladó szakaszon

lőté, a visontai bányaterület és még néhány hasonló objektum esetében nagyobb hibát vétettünk, mint a tények negligálásával, de a végeredményt tekintve nem valószínű, hogy rendszer alapvető hiányossága volna.

A közlekedési utakkal kapcsolatban is kimaradt a számításból egy-egy kisebb jelentőségű speciális típus. Ilyen pl. az árvízvédelmi gátakon haladó fogalom. Bár a töltéskoronán haladó utak túlnyomó többségét nem használhatja a közforgalom, vannak állandóan nyitott, pl. település-közelik szakaszok is. Az árvízvédelmi gátakon haladó forgalom intenzitása igen eltérő. Árvízveszélyes időszakokban pl. komoly migrációs gát lehet, máskor viszont elenyésző szerepe van. Ökológiai szempontból a kérdés azért sem elhanyagolható, mert a vizes élőhelyek közti kapcsolatok minősége fontos tényezője a hazai ökoszisztéma működőképességének. (L. a folyómenti zöldfolyosók kiemelt kezelését az európai természetvédelmi hálózatban.) A gátak által szeparált mentett, ill. élővíz menti élőhelyek izoláltságát természetesen nem csökkenti lényegesen a gátakon keresztül megvalósuló kapcsolat, s ebből következően a gátakon folyó forgalom intenzitása „már nem sokat oszt vagy szoroz”. Elképzelhető azonban, hogy vannak

olyan élőlénycsoportok, amelyek számára igenis komoly jelentősége van a gátakon haladó forgalomnak.

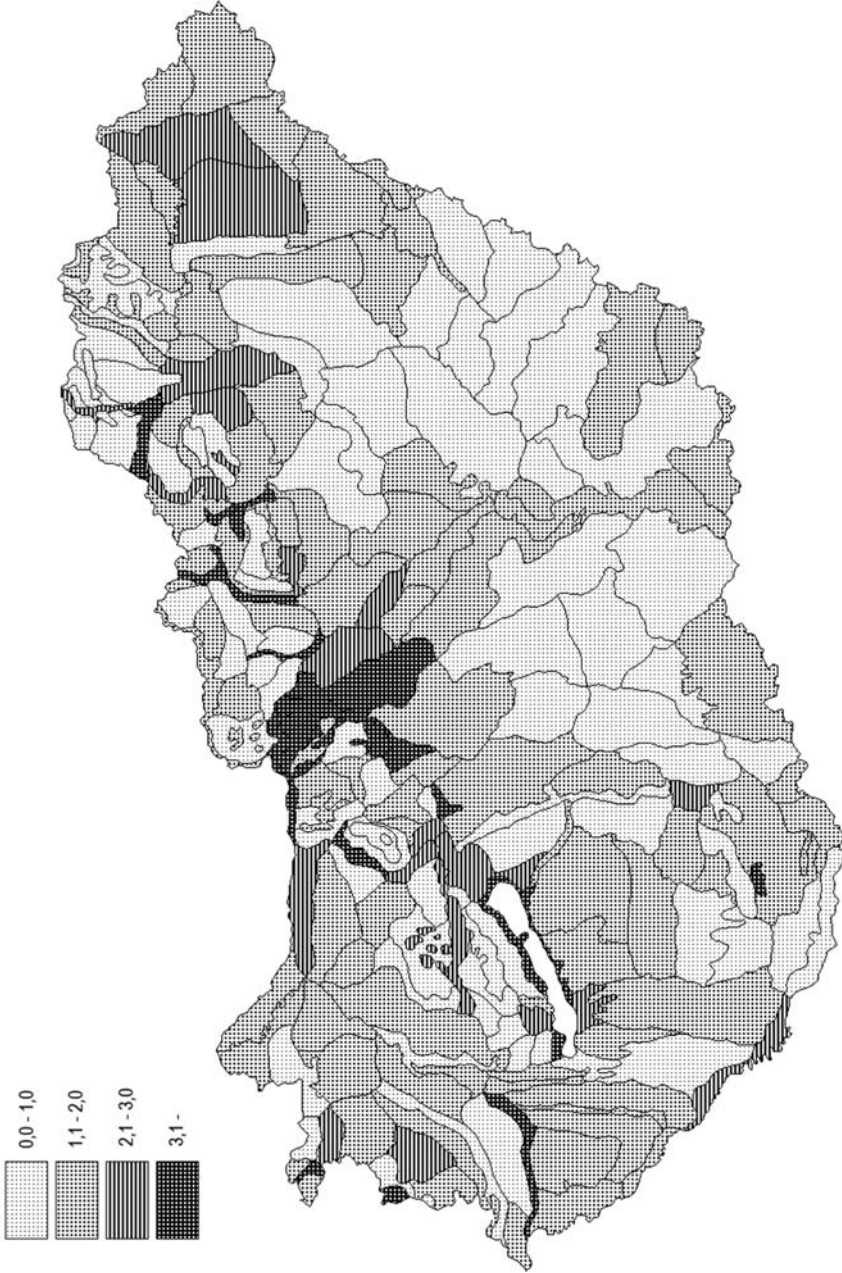
A szóban forgó méretarány és az alaptérkép adathiánya nem tette lehetővé azt sem, hogy figyelembe vegyük a turistaösvények élőhely-zavaró, fragmentációs hatását. Pedig könnyű belátni, hogy a nagyvárosi agglomerációk, vagy néhány kiemelt turisztikai célpont környékén az ebből eredő ökológiai gátszerep egyáltalán nem elhanyagolható. A Rám-szakadékbán, a Kékes-tetőre, vagy a szigligeti várhoz vezető turistaösvény forgalmának ökológiai hatása nem valószínű, hogy kisebb, mint pl. két zalai falu közti földút gépkocsiforgalma. A turistautak ilyen szerepét azonban ebben a méretarányban nem tudtuk figyelembe venni.

Úgy gondoljuk, hogy az összeállított súlyozási rendszer nem túl bonyolult, de kellően finoman differenciál, és alapvetően tükrözi az ökológiai, tájökológiai szempontokat. Az kétségtelenül egy komoly metodikai nehézség, hogy a végeredmény mértékegysége a súlyozások miatt már nem valós km/km² adat, hanem annak az ökológiai megfontolások miatt módosított értéke. Az tehát, hogy valamely kistájukra nézve pl. 3,5-es értéket adunk meg, nem azt jelenti, hogy valóban átlagosan minden négyzetkilométerre 3,5 km hosszú ökológiai gát jut a települések, a közutak és a vasútvonalak miatt. A nyers kiinduló érték ennél alacsonyabb, hiszen az ökológiai barrierszerep függvényében az egyes ökológiai gáttípusok eredeti kilométer adatát különböző mértékben felszoroztuk. Tehát valójában torzított km/km² adatokat képeztünk, amit már helyesebb tájfragmentációs mutatónak (indexnek) nevezni.

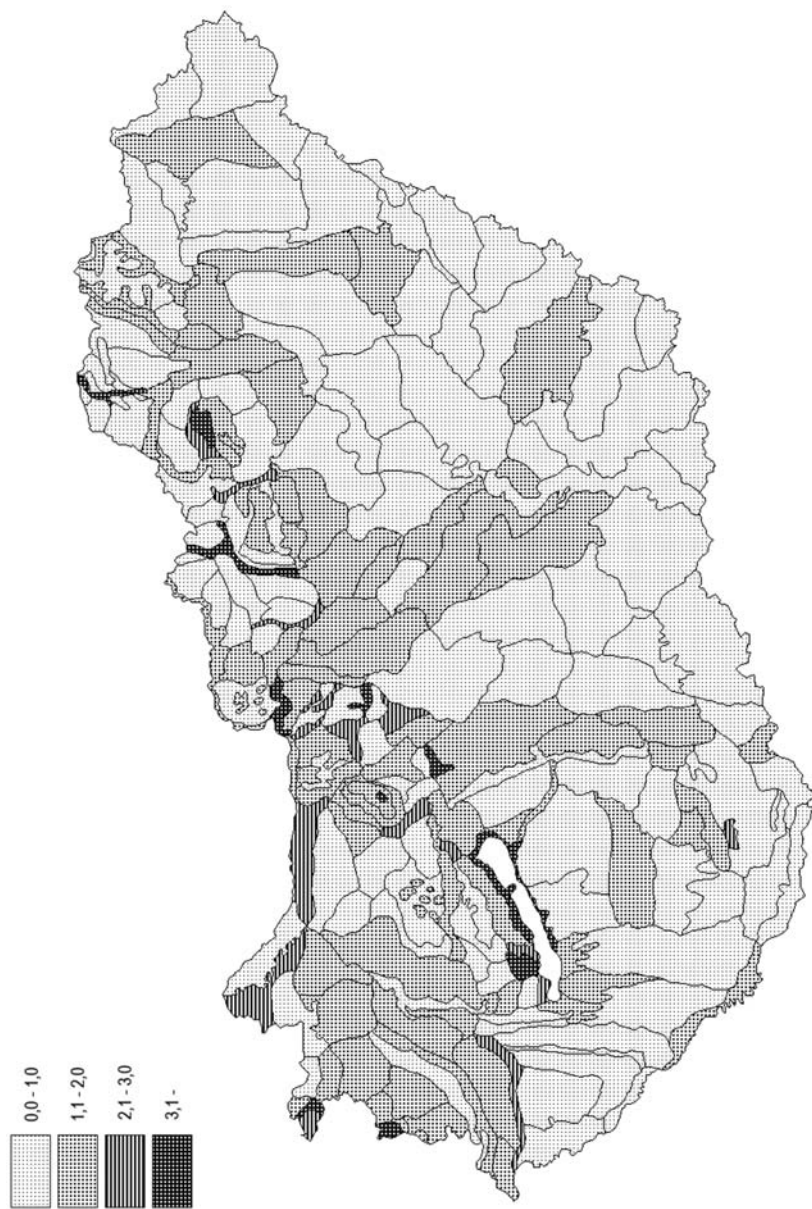
Magyarország kistájainak fragmentációs térképei

A mérések eredményeképp három térképet készítettünk (1–3. ábrák), amelyeken az adatokat a kistájkataszterben rögzített tájhatárookra vonatkoztattuk (MAROSI S.–SOMOGYI S. 1990 szerk.). A 229 kistáj közül 4 a taxonómiai beosztás szerint már kistájcsoportnak minősül (Lőszös-Nyírség, Jászság, Hortobágy, Mura balparti sík) de ez a fragmentációs vizsgálatok szempontjából irreleváns körülmény, s az egyszerűség kedvéért ezeket is kistájként kezeljük. (A Vas-hegyet és Kőszeg-Hegyalja kistáját összevontuk, mint ahogy az a kistájkataszterben szerepel.)

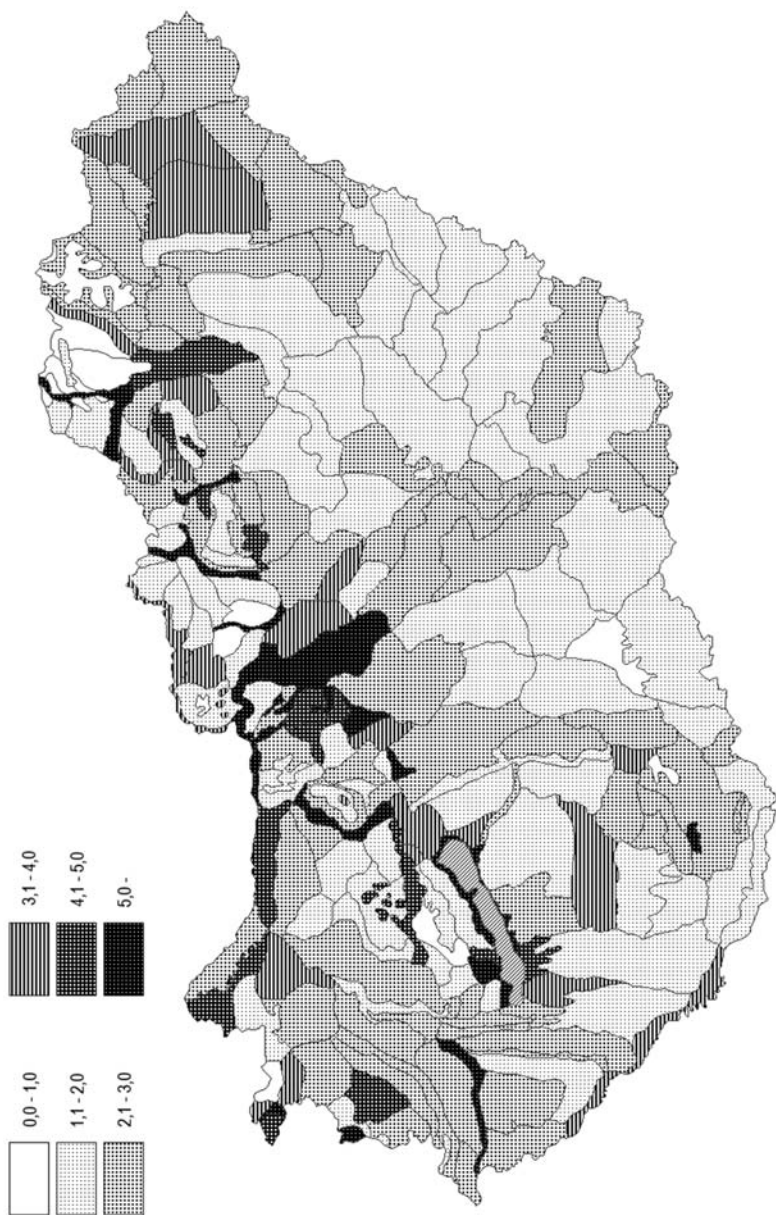
Az első térkép (1. ábra) az ország kistájainak településhálózat általi ökológiai felszabdaltságát mutatja. Úgy gondoljuk, hogy hazánk településhálózatában kialakult különbségekkel nagyjából minden geográfus tisztában van. Nem okoz meglepetést, hogy Baranyában és a Nyírségben sok az aprófalú, az Alföldet pedig többnyire a ritkább településhálózat jellemzi. Munkánk célkitűzésének megfogalmazásakor azonban említettük, hogy az eredményeket inkább tájtervező, tájvédő, tájépítész, természetvédő kollegáknak, a környezetvédelmi, településfejlesztési tervek, helyzetelemzések, stratégiai programok kidolgozását végző, és nem feltétlenül földrajzos alapképzettséggel rendelkezőknek szánjuk. Ezen kívül úgy véljük, hogy a kistájak településhálózatából eredő fragmentációs mutató kisebb eltérései még a településföldrajzosoknak is mondhat újat. Talán nem nyil-



1. ábra. A településhálózat alapján megállapított kistérségi fragmentáció (súlyozott km/km² adatok, bővebb magyarázat a szövegben)
 Landscape fragmentation according to the settlements network (values distorted by weighting of km/km², for a detailed explanation see the text)



2. *ábra.* Az út- és a vasúthálózat alapján számított tájökológiai kistéjfragmentáció (súlyozott km/km² adatok, bővebb magyarázat a szövegben)
Landscape ecological fragmentation according to the road and railway networks. (values distorted by weighting of km/km², for a detailed explanation see the text)



3. ábra. A kistájak összegzett (települési és közlekedési infrastruktúra alapján számított) ökológiai tájfelhasználtsági mutatója (súlyozott km^2/km^2 adatok, bővebb magyarázat a szövegben)

Summarised fragmentation index according to the settlements and traffic infrastructure. (values distorted by weighting of km^2/km^2 , for a detailed explanation see the text)

vánvaló, hogy pl. közel egyforma a Soproni-medence, az Almás–Táti-Duna-völgy, és a Felső Zala-völgy településalapú fragmentációs mutatója, vagy hogy a Zalavári-hát kistáj e tekintetben épp háromszor olyan felszabdalt, mint pl. a Devecseri-Bakonyalja.

Tájökológiai kistájfragmentáció a településhálózat alapján

Az ismertetett ökológiai, tájökológiai megfontolások alapján kiszámolt módosított km/km² értékeket négy kategóriába osztottuk. Az ország 230 kistájából az első csoportba 89 jutott. Ez a 89 kistáj összesen 39 300 km²-t tesz ki, ami az ország területének 42%-a. Két olyan kistáj van (Központi-Gerecse, Központi-Börzsöny), amelyben nincs önálló település, a fragmentációs mutató gyakorlatilag nulla. Egyébként minden nagytájban előfordul ilyen alacsony érték, még a Dunántúli-dombság néhány kistája is ide került (pl. a Zselic). Érdekes, hogy azért többnyire hegyvidéki és a nagyalföldi tájak kerültek ebbe a kategóriába, hegylábi és dombvidéki kistájak ritkábban.

Alig valamivel több, összesen 94 kistáj került a második csoportba, amelyek összesen 42 640 km². A dunántúli, az északkelet-alföldi és az Északi-középhegység hegylábi kistájai tipikusan ebbe a kategóriába kerültek.

47 kistájnak adódott 2,1-nél magasabb fragmentációs mutató a települések alapján. Az élővilág számára a beépítettség a Somogyi parti sík, a Vác–Pesti-Duna-völgy, ill. az ehhez csatlakozó Visegrádi-Dunakanyarban okozza a legerősebb élőhely töredezettséget. Kevésbé lehetett arra gondolni, hogy a Kőszegi-hegység, valamint az Északi-középhegység egyes tagjait elválasztó csaknem minden kapuvölgy (Galga-, Zagyva-, Tarna-, Sajó-völgy) ebbe a kategóriába kerül. Meglepő a Kőszegi-hegység magas (3,2) mutatója, amit az magyaráz, hogy az összesen 50 km-nyi kistájba bekerült az összes hegylábi település: Bozsok, Velem, Cák, Kőszegszerdahely és Kőszeg is. Míg tehát a többi hegységünk esetében általában külön hegylábi kistájjal számolunk, itt egy tájegységet képez maga a hegy és az előtere. Feltűnően más a Kőszegi-hegység környéki fragmentációs mintázat ha a hasonló kiterjedésű Soproni-hegységgel hasonlítjuk össze. Itt ui. kiemelkedően magas fragmentációs értéket a Soproni-medence mutatott (6,2), a hegység és a Fertő-melléki-dombság viszont lényegesen alacsonyabb, 1,9-es ill. 1,6-es értéket kapott.

Tájökológiai kistájfragmentáció az út- és vasúthálózat alapján

A második térképen az út- és vasúthálózat tájfelszabdalo hatása révén összeállt fragmentációs mutató területi mintázatát vehetjük szemügyre (2. ábra). Az úthálózat tekintetében már talán a geográfiában járatosak is kevesebb előzetes ismeretre támaszkodhatnak, bár az autópályák ill. a főutak futásirányával mindenki tisztában lehet. A térkép négy intervallumába került kistájak száma az előző térképhez képest jelentős túlsúlyt mutat az első, legalacsonyabb kategória javára. A 230 kistájból ui. 120, vagyis több mint a fele

ebbe a csoportba került. Az ország területének 64%-án (59 980 km²) tehát csekélynek tűnik a közlekedési infrastruktúra élőhelyfragmentációs hatása.

A települési adatsorral ellentétben itt nincs olyan kistáj, ahol egyáltalán ne volna értékelhető fragmentációs hatás, azaz ha település nincs is mindenhol, utak azért keresztül-szelnek településhiányos tájakat is. Az erdészeti utak még a hegyvidéki nemzeti parkok területén is viszonylag magas fragmentációs hatással járnak. Feltűnő, hogy némely hegyvidéki magterület a legalacsonyabb (pl. Központi-Zemplén, Bakony, Börzsöny stb.), mások igen magas fragmentációs értéket mutatnak; pl. a Bükk-fennsík 4,4, Soproni-hegység 2,8, Kőszegi-hegység 4,3. Ennek oka egyértelműen a sok erdészeti kezelésben lévő út, amely a védett területeken áthaladva magasabb szorzószámot kapott, s ez megemelte a végső értéket.

Közepesnek mondható a fragmentációs hatás 82 kistájban (1,1–2,0). S az ide tartozó kistájak területi elrendeződésében már halványan felismerhető az ország sugaras közlekedési hálózata. Jól látszik pl. az M3, az M5, az M6 de legfőképpen az M1 autópályák, ill. az ugyanezt a közlekedési folyosót használó vasútvonalak menti kistájok magasabb fragmentáltsága, ami a Mosoni-sík (2,9) és a Győr–Tatai-teraszvidék esetében (2,6) emeli meg markánsan a táj felszabdaltsági mutatóját.

A Balaton parti kistájok és a kapuvölgyek (Móri-árokától a Bódva-völgyig) esetében a kontraszt a szomszédos kistájakkal szemben a településeknél tapasztalt mértéknél is jobban kidomborodik. A Felső-Zala-, a Galga-, a Zagyva-, a Tarna-völgyben igen magas, a szomszédos kistájokban viszont sok helyen 1 alatti a fragmentációs mutató. Nyilvánvaló, hogy az árvízveszélyes völgytalpakra települések sokkal kevésbé húzódtak le, mint a közlekedési utak, amelyeket töltésre helyezve át lehetett vezetni a vizenyős területeken is. Ez a különbség jól látszik, ha összevetjük a két térképet (1., 2. ábra).

A közlekedési infrastruktúra meghatározta élőhely-feldarabolsági térképen kevésbé szembeötlő a fővárosi agglomeráció. A két legerősebb fragmentációs hatást elszenvedő csoportba került tájak (2,1<) pl. egyenletesebben oszlanak szét a Tapolcai-medencétől a Bódva-völgyig, mint azt a települési eredetű tájfelszabdaltsági térképen láttuk.

Az összegzett ökológiai kistájfragmentációs mutató térképe

A harmadik térképet a települések és a közlekedési infrastruktúra alapján kiszámolt, súlyozott és összegzett fragmentációs adatokból készítettük el (3. ábra).

A térképen 6 intervallum jelenik meg a 2. táblázat szerinti eloszlásban.

2. táblázat. A kistájok fragmentációs mutatók szerinti megoszlása

Fragmentációs mutató	Kistájok száma
0,0–1,0	16
1,1–2,0	77
2,1–3,0	73
3,1–4,0	25
4,1–5,0	15
5,0<	23

Tájökológiai értelemben a tíz legerősebben, ill. legkevésbé feldarabolt kistájunk a következő (3. táblázat):

3. táblázat. A kistájak csoportosítása a felszabdaltság mértéke szerint

Legerősebben felszabdalt kistájak	Legkevésbé felszabdalt kistájak
Somogyi parti sík (21,1)	Szalonnai-hegység (0,2)
Visegrádi-Dunakanyar (15,9)	Kab-hegy–Agár-tető-csoport (0,5)
Budaörsi- és Budakeszi-medence (13,6)	Tornai-dombság (0,6)
Balatoni-riviera (12,3)	Alsó-hegy (0,6)
Vác–Pesti-Duna-völgy (11,8)	Szendrői-rögvidék (0,6)
Pécsi-síkság (11,0)	Vitányi-rögök (0,6)
Zagyva-völgy (10,2)	Illancs (0,7)
Soproni-medence (10,2)	Központi-Börzsöny (0,7)
Keszthelyi-riviera (9,0)	Geresdi-dombság (0,8)
Tarna-völgy (8,5)	Nyugati-Cserehát (0,8)

Az országos átlagokhoz viszonyítva településeink ökológiai gátszerepének értéke 1,86, az utak és vasutak ökológiai gátszerepe 1,39, a tájökológiai fragmentáltság mértéke 3,25 (korrigált km/km² értékben).

Az Alföld mindkét paraméter esetében gyenge, a Dunántúli-dombság pedig erős tájökológiai feldaraboltságot mutat. A településhálózat nagyfokú különbségét jól tükrözi, hogy az átlagot meghaladó értéket egyedül a dél-dunántúli terület nagytája képviseli, az összes többi nagytájunk átlagos, vagy ettől alig elmaradó értékeket képvisel (4. táblázat).

4. táblázat. A települések és a közlekedési infrastruktúra fragmentációs hatásai nagytájanként

Nagytáj	A települések tájökológiai fragmentációs hatása	Az utak és vasutak tájökológiai fragmentációs hatása	Az összesített tájökológiai fragmentáltság értéke
Alföld	1,49	1,00	2,49
Kisalföld	1,85	1,36	3,21
Nyugat-magyarországi peremvidék	1,63	1,55	3,18
Dunántúli-dombság	2,69	1,57	4,26
Dunántúli-középhegység	1,77	1,49	3,26
Északi-középhegység	1,72	1,40	3,12

Az összevont tájökológiai tagoltságot kifejező fragmentáltsági mutatószámok mozaikos területi elrendeződést mutatnak és az egymással szomszédos tájak adatai között is nagy eltérések vannak. Még az alföldi tájegységek esetén is előfordul, hogy egy kistájcsoporton, vagy középtájon belül jelentős különbségek vannak az egyes kistájakra vonatkozó adatok között. Többségében mégis azt tapasztalhatjuk, hogy inkább a hegy-, ritkábban a dombvidéki tájaink esetében van példa az egymással szomszédos kistájak közötti adatok nagyobb szórására.

A hazai kistájak kereken 1/3 részének tehát az összetett fragmentációs mutatószáma 1,1–2,0 közé esik, és csaknem ugyanennyi jutott a 2,1–3,0 kategóriába. A 23 legkevésbé felszabdalt kistájból 19 az Északi-középhegységben található. Ezek közül

a legnagyobb kiterjedésű a Központi-Zemplén (510 km²), a Keleti-Cserehát (420 km²) valamint az Illancs (250 km²). Többsége hegy- vagy dombvidéki táj, sőt alföldi viszonylatban az Illancs is a reliefgazdagabb tájak közé tartozik. Az átlagos magyarországi tájfelszabdaltság értéket nem éri el a legtöbb alföldi és kisalföldi tájunk fragmentáltsága, de ahol autópálya (M1, M5), vagy aprófalvas településhálózat van, pl. a Beregi-, Szatmári-síkon, már erősen megközelíti a középértéket.

A középhegységeinket, dombvidékeinket elválasztó átjáró-völgyek közül jó néhány igen komoly ökológiai akadályt jelent az élővilág mozgása szempontjából. Ilyen pl. a Felső-Zala-völgy, a Móri-árok és az Által-ér völgye, természetesen a Visegrádi-Dunakanyar, továbbá a Galga- a Zagyva-, a Tarna-, és a Sajó-Bódva-völgy. Az élővilág szempontjából antropogén akadályokkal túlterhelt tájak másik típusát a vízparti üdülőtájaink alkotják; a Balaton, ill. a Velencei-tó környéke. A Tisza-tó mellett kialakult üdülőövezetnek még nincs ilyen táji szinten jelentkező hatása. Végül van néhány sűrűn beépült kismedence – Pécs, Sopron, Budaörs-Budakeszi stb. –, ahol az élővilág számára a táj települések, utak, vasutak általi feldaraboltsága kritikus szintet ért el.

Összefoglalás

A természetes életterek (*habitat*) feldarabolódása általános tájökológiai jelenség. A folyamatot a földi élővilágot fenyegető legnagyobb veszélyek közé sorolják. Az élőhelyek felszabdalódásához leginkább a beépítés és a közlekedési infrastruktúra járul hozzá. A települések igen erős ökológiai gátat képeznek, az élőlények mozgáslehetőségét, migrációját alapvetően korlátozzák. Az ökológiai izolátumok kialakulásában mégis inkább a forgalmas főutak, a kettős nyomtávú vasútvonalak játszanak döntő szerepet. Az autópályákat kísérő kerítések ökológiai barrier szerepe erősebb, mint a falvaké, kisvárosoké.

A hazai tájföldrajzi kutatások még nem foglalkoztak kistájaink ökológiai fragmentáltságának meghatározásával. Ezt a tájtervezésben, tájvédelemben jól használható adatot állapítottuk meg a Cartographia Kft. 1: 250 000 ma autóstérképe alapján. A térképre rávittük a kistájataszterben szereplő kistájhatárokat, majd az így rögzített határok között megmértük a kisebb települések legnagyobb átmérőjét, valamint a közutak és vasutak hosszát. A nagyobb települések esetében figyelembe vettük a belterületek nagyságát. Az utak forgalmi terhelését, a vasutak esetében pedig hogy egy, vagy két nyomtávú a vonal. A súlyozással finomítottuk a mérési adatokat annak függvényében, hogy az adott település, út vagy vasút hogyan helyezkedik el a védett természeti területekhez képest. A számítások során azzal is kalkuláltunk, ha a nagyobb települések agglomerációs folyamata miatt egyre kisebb ökológiai kapukat, folyosókat hagynak szabadon az élővilág mozgása számára. Nyilvánvaló, hogy nagyobb tájökológiai izoláltsággal jár, ha egy élőhelyet egymáshoz közel haladó magasabb rendű út és vasút egyszerre fragmentál.

A 229 magyarországi kistájra kiszámolt összesített tájfeldaraboltsági mutató km/km² re visszavezethető, de a súlyozás miatt torzított értékét térképen ábrázoltuk.

A térképről kitűnik, hogy 23 kistájban 5-nél nagyobb a fragmentációs mutató. A legerősebb ökológiai gátak a középhegységeinket elválasztó völgyi tájakban, kismedencékben, a Balaton és a főváros környékén vannak.

Úgy gondoljuk, hogy a kiszámított adatok hozzájárulnak az ökológiai szemléletű tájértékelés módszertani tökéletesítéséhez, ill. a gyakorlati tájtervezés során felhasználható adatbázis bővítéséhez. A kiszámolt adatok, az elkészített térképek új, a magyar táj-ökológiai szakirodalomból még hiányzó szempontból gazdagította a rendelkezésre álló adatbázist. Meggyőződésünk, hogy a bemutatott adatok és térképek – elsősorban annak kistájakra vonatkoztatott jellege miatt – jól felhasználhatóak a különféle országos, regionális és kistérségi tervezőmunkák, stratégiai programok készítése során.

IRODALOM

- ATKINS, P.–SIMMONS, I.–ROBERTS, B. 1998. *People, Land and Time. An Historical Introduction to the relations Between Landscape.* – Culture and Environment. Arnold, London, 286 p.
- BASTIAN, O.–SCHREIBER, K-F. 1994. *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft.* – Gustav Fischer Verlag, 502 p.
- BERGLUND, B.E. 1991. *The cultural landscape during 6000 years in southern Sweden.* – Ecological Bulletins 41 p.
- BLAKE, J.G.–KARR, J.R. 1987. *Breeding birds of isolated woodlot: area and habitat relationships.* – Ecology 68, pp. 1724–1734.
- CSORBA P. 1997. *Tájökológia.* – Egyetemi jegyzet, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 113 p.
- CSORBA P.–NOVÁK T.–KALENYÁK E. 2001. *A magyar tájak védelme az európai uniós csatlakozás Küszöbén.* – A Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei – SZTE TTK Természeti Földrajzi Tanszék, CD, ISBN 963 482 544–3
- DOSCH, F.–BECKMANN, G. 1999. *Trends der Landschaftsentwicklung in der Bundesrepublik Deutschland.* – Informationen zur Raumentwicklung, Heft 5/6, pp. 291–310.
- DUHAY G. (szerk.) 2004. *Tájvédelmi kézikönyv.* – KÖVM, TVH, Budapest, 80 p.
- FARINA, A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology.* – Chapman and Hall, 235 p.
- FORMAN, R.T.T. 1997. *Ecological effects of roads: Toward three summary indices and an overview for North America.* – Habitat Fragmentation and Infrastructure. – In: CANTERS K. (Ed.) *Proceedings of the int. conference on habitat fragmentation infrastructure and the role of ecological engineering.* Maastricht 17–21 Sept. 1995. pp. 40–54.
- FORMAN, R.T.T.–ALEXANDER, L.E. 1998. *Roads and their major ecological effects.* – Annual Review Ecological Survey 29, pp. 207–231.
- FRISNYÁK S. 1999. *Magyarország történeti földrajza.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 212 p.
- FÜLEKY GY. (szerk.) 2000. *A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására.* – GATE, Gödöllő, 408 p.
- HAGENGUTH, A. 2000. *Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur.* – Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster mardeartiger Säugetiere. – In: *Zerschneidung als ökologischer Faktor.* – Bayerische Akad. für Naturschutz und Landschaftspflege, pp. 47–64.
- HARRIS, L.D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity.* – Univ. of Chicago Press, Chicago IL.

- HODSON, N.L. 1966. A survey of road mortality in mammals (and including data for the grass snake and common frog). – *Journal Zoology*, pp. 576–579.
- INGEGNOLI V. 2002. *Landscape Ecology: A Widening Foundation*. – Springer Verlag, 357 p.
- JAEGER, J. 2002. *Landschaftszerschneidung*. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 p.
- JONGMAN, R. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. – *Landscape and Urban Planning* 32. pp. 169–183.
- JONGMAN, R.–BRUNCE, R. 2000. Landscape classification, scales and biodiversity in Europe. – In: MANDER Ū.–JONGMAN R. (Eds.): *Consequences of Land Use Changes*. – WIT Press, pp. 11–38.
- LODÉ, T. 2000. Effects of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. – *Ambio* 29, pp. 163–166.
- LORD, J.M.–NORTON, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of the fragmentation. – *Conservation Biology* 4, pp. 197–202.
- MADER, H-J. 1979. Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Heft 19.
- MADER, H-J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. – *Biological Conservation* 29, pp. 81–96.
- MAROSI S.–SOMOGYI S. szerk. 1990. *Magyarország kistájainak katasztere I-II.*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 1023 p.
- MCGARIGAL, K.–MARKS, B.J. 1995. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. – General Technical Report PNW-GTR-351, US Dept. Of Agriculture, Forest Service Pacific NW Research Station, Portland, OR.
- NIEUWENHUIZEN, W.–VAN APELDOORN, R.C. 1995. Mammal use of fauna passages on national road A1 at Oldenzaal. – Ministry of Transport, Public Works and Water Management, ibn-dlo, Project Versnippering, Deel 20A, 46 p.
- OPDAM, P.–VAN APELDOORN, R.–SCHOTMAN, A. 1993. Population responses to landscape fragmentation. – In: VOSS, C.C.–OPDAM, P. (Eds.): *Landscape Ecology of a Stressed Environment* Chapman and Hall, pp. 141–171.
- Perspectives for Deutschland. – Our Strategy for Sustainable Development. www.nachhaltigkeitsrat.de
- SCHREIBER, K-F. (Hrsg.) 1988. *Connectivity in landscape ecology*. Proceedings of the 2nd international seminar of the IALE in Münster. – *Münstersche Geographische Arbeiten* 29. Schöningh, Paderborn.
- VAN DER ZANDE, A.N.–TER KREURS, J.–VAN DER WEIJDEN, W.J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. – *Biological Conservation* 18, pp. 299–321.
- VOSS, C.C. 1997. Effects of road density: a case study of the moor frog. – In: CANTERS K. (Ed.): *Proceedings of the int. conference on habitat fragmentation infrastructure and the role of ecological engineering*. – Maastricht 17–21 Sept. 1995, pp. 93–97.