

LEHETŐSÉGEK A MEZŐGAZDASÁGI TÁJAK MIKROSZERKEZETÉNEK ÉRTÉKELÉSÉRE

LÓCZY DÉNES

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar
Földrajzi Intézet Természetföldrajzi Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság útja 6. e-mail: loczyd@ttk.pte.hu

Kulcsszavak: tájfunkciók, tájszerkezet, biotóphálózat, élősvények, tájértékelés

Összefoglalás: A táj holisztikus szemlélete megköveteli, hogy a táj funkcióit és szerkezetét együtt minősítsük. A mezőgazdasági tájnak természetvédelmi szerepet is be kell tölteni, és az erre való képessége nagy mértékben függ szerkezetétől is.

A tájak szerkezeti elemzésében, rehabilitációjának tervezésekor több figyelmet kell szentelni a mikroelemeknek, hiszen ezek biztosítják a nagyobb ökológiai foltok közötti összeköttetést. Az Egyesült Államokból elterjedt tájmetriai irányzat geometriai módszerekkel ragadja meg ezt a szerepkört. A földrajzi információs rendszerek és távérzékeléses feldolgozások segítségével lehetővé válik a funkcionális és a tájszerkezeti kutatások összekapcsolása.

Az élősvények a közép-európai kultúrtáj fontos mikroelemei. Értékelésükre a rendszeralapú, az indikátorfaj(ok)on nyugvó és a kataszterszerű ökológiai felmérések egyaránt alkalmasak. A németországi Schleswig-Holstein tartomány területére kidolgozott módszer főleg alakrajzi elemeket (méret, állapot, folytonosság) és a sövény ökológiai szerepét (határ, összekapcsolás, szél elleni védelem) veszi figyelembe. A második lépcsőben, a minőségi értékelésben pedig inkább a biotikus tényezők kerülnek előtérbe.

A német eljárást a sövények szerkezetének elemzésével kiegészítve, a szerző a Baranyai-dombság területére, elsősorban a szőlő és gyümölcsös művelési ágra használható pontozásos értékelést dolgozott ki.

Bevezetés

A tájlemező és -értékelő tudományos kutatásoknak átfogó, holisztikus szemléletű képet kell adniuk a táj egészéről és elemeinek kapcsolatáról a tájtervezőknek. A táj funkcionális értelmezésének megfelelően a fő kérdés mindig az: milyen szerepköröket tölt be az adott táj, és hogyan lehetne megőrizni, esetleg javítani, helyreállítani természetközeli jellegét, az eredeti hatékonyságot megközelítő működését. Ez nem csak a védett területeken, hanem mindenütt lényeges feladat. A táj szerkezetének a működését kell szolgálnia.

Manapság a részletes táj kutatás elengedhetetlen eszközei a távérzékeléssel beszerzett anyagok, melyek adatait földrajzi információs rendszerek segítségével mennyiségi módszerekkel dolgozzák fel. Az automatizált módszerek azonban ma még kevésbé alkalmasak arra, hogy a táj kis kiterjedésű, de jelentős szerepkört betöltő elemeit (mint pl. a szegélyökotópokat vagy az ökológiai folyosóként működő élősvényeket) fontosságuknak megfelelően mutassák be és értékeljék. A hagyományos terepi felmérési eljárások és a tájmetriai irányzat eredményeinek együttes felhasználása megoldást nyújthatnak erre a problémára.

Áttekintés és hazai példa

A kultúrtájak szerkezete és funkciói

A Föld felszínének döntő részén kialakított kultúrtájak, elsősorban a mező- és erdőgazdasági tájak – termelő funkciójuk mellett – optimális esetben megőriztek valamit ökológiai szabályozó szerepükből, ezért természetvédelmi, társadalmi, kulturális stb. jelentőségük is van (BASTIAN és SCHREIBER 1999). A mezőgazdaság és a természetvédelem egymásra utaltságát mi sem jelzi jobban, mint, hogy Közép-Európában a veszélyeztetett növény- és állatfajok több mint fele antropogén ökoszisztémák lakója (HARRACH 1992). A védett területek mellett egyre jobban hangsúlyozzák a természetközeli állapotú élőhelyek jelentőségét (BODNÁR et al. 2000). Ha azonban – amint a környezetvédelemért kevesebb áldozatra képes országok esetében gyakran előfordul – a nagyüzemi gazdálkodás előnyei (könnyebb gépesítés, kemizálás) kizárólagos szempontokká válnak (MÁRKUS 1992, 1994), az elemeiben „elszegényedett” táj nem lesz képes megfelelni a funkciók széles körének. A fejlett és sűrűn lakott országokban, mint amilyen Németország, időben felismerték a földhasználat túlzott mértékű „ésszerűsítésének”, a csak termelési szempontú tagosításnak (Flurbereinigung) a veszélyes voltát, és megindult a tájrehabilitáció. Más részről természetesen a túlzott elaprózottság (Keinlammerung), a túl kis méretű, keskeny parcellák sem feltétlenül felelnek meg a táj jellegének, csak bizonyos természeti viszonyok között tekinthetők optimális földhasználatnak. A hagyományos és a modern nagyüzemi gazdálkodás hatékonyságát az Európai Unió több országában környezeti hatásaikkal együtt értékeli (pl. Olaszországban, VERBAKEL et al. 1984), s ésszerű kompromisszumokra törekednek (WASCHER 2000).

A táj működését akadályozza, ha emberi hasznosításának térbeli egységei egyáltalán nem illeszkednek a természetes viszonyok által meghatározott méretekhez. A különböző tájelemeknek eltérő az ökológiai sérülékenysége, terhelhetősége, ezért a belterjes művelésű földek aránya – károsodás nélkül – korlátlanul nem növelhető. A magyarországi privatizációval szemben az Európai Unió külterjesítési politikája – a túltermelés csökkentése mellett – ökológiai célokat is szolgál (BALDOCK és BEAUFOY 1993).

Hazánk 1994-ben csatlakozott a biológiai sokféleség és a biológiai erőforrások védelméről szóló ENSZ egyezményhez (NECHAY és FARAGÓ 1992), amely a mezőgazdaságra is komoly feladatokat ró. Magyarország korszerű földhasználatának kialakítására olyan koncepciók születtek (HARRACH 1992, ÁNGYÁN 1998), amelyekben feltétlenül szerepel, hogy az agrártáj – alapvető termelő feladata mellett – ökológiai funkciókat is képes legyen ellátni. A biotópálózatok elvén (JEDICKE 1994) alapuló elképzelés szerint (ÁNGYÁN és MENYHÉRT 1997) ehhez az agrártáj legalább 8–12%-át természeteshez közeli állapotú biotópoknak kell elfoglalniuk.

A tájszerkezet kutatása

Európa tagolt domborzatú, változatos élőhelyeket kínáló vidékein az évezredek mezőgazdasági művelés sajátos szerkezetű tájmozaikokat (WIENS 1995) eredményezett. Táj-ökológiai szempontból a mozaikos tájak lényeges tulajdonsága a -diverzitás, az élőhe-

lyeknek az ökotópok heterogenitásából fakadó sokfélesége (PRIMACK 1993, MARGÓCZI 1998), amely az emberi tevékenység hatására igen különböző mértékben maradt fenn. A kultúrtáj „durva” szövetének feltárása gyakran nem elegendő. A mozaikosodás nem csak táji szinten, hanem egy-egy ökológiai folt (ökotópon) belül is fellépő jelenség. A Hortobágy kiszáradó vizes élőhelyein kimutatott, de természetesen máshol is előforduló, ún. „represszív mozaikosodásnak” (ARADI és GŐRI 2001) az a lényege, hogy a felदारabolódó folt belső szegélyein menedéket találnak és elszaporodnak olyan visszaszoruló fajok, amelyek azután a kedvezőre forduló viszonyok hatására, a megfelelő folyosókat megtalálva, újra elterjedhetnek a tájban. Ez a példa is érzékelteti, hogy az ökológiai folt alakja, térbeli kapcsolatai önmagukban, az ökotóp minőségétől eltekintve, is jelentősen befolyásolják annak táji szerepét.

A tájökölógiai térképezés és tájmintázat-elemzés az ökológiai elemek (foltok, folyosók, gátak, ökotónok, mátrix) térbeli és funkcionális kapcsolatainak feltárásával (CSORBA 1997) arról tájékoztatja a természetvédelmi és a tájtervező szakembert, hogy ezek a (mikro)elemek mennyire létfontosságú összetevői a tájnak, melyik értékesebb, tehát melyik szorul inkább védelemre (GUSTAFSON és PARKER 1994).

Mivel a tájértékelésben általában a funkcionális megközelítés kerül előtérbe (LÓCZY 2002), az ökológiai minősítések is egyre inkább ezt az irányt követik. A földrajzi szemléletet erősíti, hogy – megfelelő adatbázisra támaszkodva – lehetséges a tájfunkciók térképi megjelenítése (BASTIAN 1997, MEZŐSI és RAKONCZAI 1997). Az ökológiai erőforrás értékelésében Nagy-Britanniában a következő funkciókat emelik ki (HELLIWELL 1973):

- termelő funkció (a haszonnövény terméshozamával mérhető),
- biodiverzitás fenntartása (génbank),
- növényvédelem (a kártevőket pusztító populációk fenntartása),
- oktatási funkció,
- kutatási lehetőség,
- rekreációs funkció,
- esztétikai funkció.

Mindezek a szerepkörök a kultúrtáj meghatározott elemeihez köthetők, és azok tulajdonságai alapján értékelhetők.

A nagy hagyományokkal büszkélkedő német tájökölógiai iskola (BASTIAN és SCHREIBER 1999) elsősorban a tájfunkciók, a rendkívül gyorsan fejlődő amerikai iskola (MCHARG 1969, FORMAN és GODRON 1986, WIENS 1995) viszont inkább a tájmintázat geometriájának a kutatására („tájmetria”) összpontosít. Az elemek alakrajzi tulajdonságai szempontjából a táj aszerint értékelhető, hogy inkább az összefüggőség (kontiguitás) vagy a felszabdaltság (fragmentáció) jellemző-e rá (KEITT et al. 1997). A felszabdalódáshoz természetes folyamatok (lineáris erózió, árvíz, földcsuszamlás stb.) is hozzájárulhatnak, alapjában véve azonban a tájhasználat következménye. Funkcionális szempontból a tájelemek egymáshoz való viszonya összekapcsoltságuktól (konnektivitás), illetve elszigeteltségüktől (izoláció) függ. Mivel a működés az elsődleges, a térszerkezetet elsősorban annak tükrében kell minősíteni. Hiába nagy pl. egy tájban az ökológiai foltok szegélyeinek összhossza, ez csak akkor értékelhető pozitívan, ha minőségüket is megvizsgáljuk.

A távérzékelés és a földrajzi információs rendszer alkalmazásának lehetőségei a tájszerkezet kutatásában

Többek meggyőződése, hogy a közeljövőben a kétféle (a funkcionális és a tájmetriai) megközelítés összekapcsolása, korszerű vizsgálati módszerek bevezetése új lendületet adhat a tájkutatásnak (BLASCHKE 2000a). A táj feldaraboltságának valódi mértékét (BLASCHKE 1999, 2000b) és ezzel párhuzamosan a tájelemek vagy akár egyes populációk elszigetelődését azonban egyelőre még nehéz automatizált térinformatikai módszerekkel kimutatni.

A táj ökológiai szerkezetét feltárni igyekvő vizsgálatok követelményei közül a legfontosabb, hogy olyan indikátorokat válasszunk ki, amelyek kombinálásával az igen bonyolult rendszerek minél teljesebb (holisztikus) megragadását is megkísérelhetjük (HAINES-YOUNG és CHOPPING 1996). A indikátorok közvetlen (analitikus) vagy közvetett (származtatott, aggregált) mutatók lehetnek, más osztályozás szerint pedig minőségi és/vagy mennyiségi szempontból jellemzik a táj szerkezetét.

A szakirodalomban gyakran hangsúlyozzák, hogy döntő jelentősége van a méretarány megválasztásának (BLASCHKE 2000a). Az, hogy milyen mértékben sikerül megragadni a kisebb, de lényeges tájelemeket, gyakorta a felbontás függvénye. A tájszerkezeti felmérés legmegfelelőbb térképi méretaránya az 1:10 000. A tájelemző földrajzi információs rendszernek is legalább ennek megfelelő, tehát legalább 0,1–0,25 ha-os felbontással kell rendelkeznie.

A táj szerkezeti elemzését az a tény is megnehezíti, hogy számos ökológiai folt határvonala nem húzható meg úgy, hogy a felmérés és elemzés megkívánta méretarányban vonalként jelenjen meg. A növényzetet tekintve, különösen a cserjéssel övezett erdőfoltok vagy a kiterjedésüket az időjárás függvényében állandóan változtató sekély tavak határait nehéz egyetlen vonallal ábrázolni. Még nyilvánvalóbb a fokozatos átmenet, ha olyan tájjalkító tényezőket vizsgálunk, mint a talaj tulajdonságai. A szigetek biogeográfiajában (MACARTHUR és WILSON 1967) analógiája is általában „sántít”: az ökológiai foltok („szigetek”) közötti mátrix (tehát a „tenger”) a legtöbbször egyáltalán nem homogén felület, hanem saját struktúrája van, amely a foltok közötti „közlekedést” erősen befolyásolja. A korszerű földrajzi információs rendszerekben (GIS, BURROUGH 1986) ezt a problémát a „lágymalmazok” (fuzzy sets) alkalmazásával oldják meg. Az elmosódott határu ökológiai foltok rendszerének elemzésére is kidolgozták a megfelelő, közelítő eljárásokat (MANDL 1994, WOLF 1998).

Az élősvények értékelése

Ha nem is olyan mértékben, mint Nyugat-Európa atlanti parti sávjában, az élősvények a közép-európai kultúrtájban is meghatározó szerepet játszanak (FEKETE et al. 1997). Ökológiai szempontból élőhelyek, valamint folyosók (SOULÉ és GILPIN 1991) és gátak, növény- és állatpopulációk között teremtenek kapcsolatot, illetve nehezítik meg a kommunikációt (ZWÖLFER 1982). Abiotikus hatásait tekintve módosítják a környező mezők, mezőgazdasági táblák mikroklímáját (elsősorban a szélsébséget és a párolgást, FORMAN és GODRON 1986), lefolyási viszonyait és erózióját (LÓCZY 1998).

Értékelésük problémái jól illusztrálhatják azokat a nehézségeket, amelyeket a tájszerkezet felmérésekor le kell küzdeni.

A nyugat-európai „bocage” jellegű táj nélkülözhetetlen jellemzőinek, a fásoroknak, élősvényeknek, cserjesávoknak az ökológiai értékelésére számtalan megközelítés létezik (EIGNER 1978, DELELEIS-DUSSOLLIER 1979, AUWECK 1982, SCHULZE et al. 1982, FORMAN és GODRON 1986, SOULÉ és GILPIN 1991). Tanulmányozásukat botanikusok kezdték az 1960-as, 70-es években (HELLIWELL 1973, WEBER 1982), majd állatökológusok, tájtervezők, geográfusok és mezőgazdászok is belekapcsolódtak. A kutatások fénykora éppen arra az időre esik, amikor az intenzívebb mezőgazdálkodást szolgáló tagosítás miatt csak Nyugat-Németországban legalább 25 000 km élősvényt vágtak ki. Kétször felismerték, mennyire fontos megőrzésük (SCHEMEL és ENGELMAIER 1982). A megmaradtak ökológiai értékét is erősen rontotta a vegyszerek egyre növekvő mértékű alkalmazása (WEBER 1982).

A Portugáliától Svédország déli vidékéig terjedő és a Brit-szigeteket is magukba foglaló bocage-tájakon már ezer éve is létrehoztak „élő kerítéseket” az állatállomány körbezárására, ugyanakkor védelmére a kívülről fenyegető vadak ellen. A régi, több száz éves sövények fejlődése sok tekintetben természetes folyamat: fáik, cserjéik és lágyszárú növényeik nagyrészt a környező erdőkből, mezőkről „vándoroltak be”. Fajokban a telepített sövények sokkal szegényebbek (WEBER 1982).

A biotikus tényezőknél kívül az élettelen környezet is jelentős a sövények számára. Gyakran domborzati formákhoz is kapcsolódnak, mivel egyes fajtáik árkok közötti töltéseken futnak (északnémet nevük: Knick), ami befolyásolja a felépítő növényfajok kitettség szerinti eloszlását, sőt a változatosság oka néha a talajtípusokban keresendő. A változatosság pedig hihetetlenül nagy, WEBER (1982) csak Schleswig-Holstein német tartományban, ahol sűrűségük a legnagyobb, 85 sövényféleséget különített el, az abiotikus viszonyokra is tekintettel. Egy új jelkulcs-ajánlat, amely a tájak mikroelemeinek térképezését hivatott elősegíteni Németországban (GRABSKI-KIERON 1999), négy alapformát említ, amelyeket alakjuk szerint különböztet meg:

- alacsony sövény,
- magas sövény,
- fás sövény (Baumhecke),
- töltéses sövény (Wallhecke, Knick, ditch-and-bank hedgerow).

A térképezés során számos paramétert kell feltárni és ábrázolni (1. táblázat GRABSKI-KIERON 1999). Az egyik legnehezebb feladat az egyes paraméterek integrálása, a biotikus és az abiotikus jellemzőket egybefogó értékelő rendszer kialakítása (BORHIDI 1993).

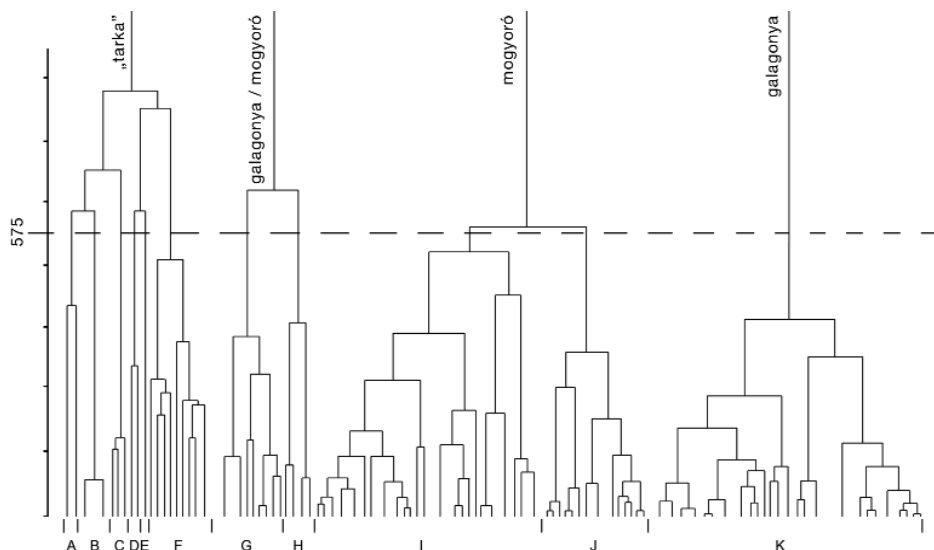
Élősvények vizsgálatára az ökológiai értékelő módszerek három fő csoportja (WATHERN et al. 1986) közül bármelyik használható:

- rendszeralapú,
- indikátor-fajon nyugvó és
- kataszterszerű felmérések.

A sövények kataszterezésének Nagy-Britanniában nagy hagyományai vannak. Az ökológiai érték megállapításának a legfőbb paramétere a bizonyos távolságon előforduló cserjefajok száma, hiszen ez közvetlen összefüggésben van a sövény korával.

Az amerikai módszerek közvetlenül nem vehetők át, hiszen ott szinte csak széles, ültetett sövények fordulnak elő (FORMAN és GODRON 1986).

Indikátor-fajokat, a domináns fa- és cserjefajokat vizsgálva, cluster analízis segítségével osztályozták pl. az angliai Gloucester grófságban elterülő Slad-völgy élősövényeit (1. ábra WATHERN et al. 1986). Az ábra szemléletesen mutatja, hogy A-tól F-ig (nagy-részt) természetes eredetű, változatos faösszetételű sövények sorakoznak, majd G–K között telepített növényzet következik. Az automatikus osztályozás is megerősíti a hagyományos angol tapasztalatot a sövények koráról. Ritkasága (mindössze egyetlen előfordulás a völgyben) révén az E típus érdemes a leginkább védelemre. Németországban EIGNER (1978) munkásságát tartják úttörőnek a rendszeralapú megközelítések tekintetében. Mivel az általa javasolt módszer sok olyan elemet tartalmaz, amelyek Magyarországon is lényegesek, érdemes részletesebben is megismerkedni vele (2. táblázat). A Schleswig-Holstein élősövényeire kidolgozott felmérés első fázisa az alapértékelés, melynek során főleg alakrajzi elemeket (méret, állapot, folytonosság) és a sövény ökológiai szerepét (határ, összekapcsolás, szél elleni védelem) veszik figyelembe. A biotikus tényezők inkább a minőségi értékelésben kerülnek előtérbe. A legkisebb elérhető pontszám 3. Ebben a rendszerben 11 pont alatt a III., 12–19 között a II., 20 fölött pedig már az I. minőségi osztályba sorolandók a sövények. Ez sokkal elemzőbb megközelítésű eljárás, mint a Bajorországban használatos (3. táblázat AUWECK 1982), és egyszerűbb is, hiszen az értékeléshez jóval kevesebb botanikai ismeret szükséges, bár vannak kétségtelen hiányosságai: nem veszi figyelembe a sövények alkotta mintázatot, szomszédsági kapcsolataikat, nem minősíti a sövények sűrűségét. A tájértékelésben elfogadott nevezéktan szerint (LÓCZY 2002) a Schleswig-Holstein-i a paraméter-, a bajor a kategória-rendszerű értékeléseket példázza.



1. ábra A Slad-völgy (Gloucestershire, anglia) élősövényeinek osztályozása (WATHERN et al. 1986 nyomán). A–K = sövénytípusok; X = a négyzetek legkisebb végösszege (575)

Figure 1. Classification of hedgerows in the Slad Valley, Gloucestershire, England (after WATHERN et al. 1986). A–K = hedgerow types; X = least sums of squares on fusion (575)

1. táblázat A tájak mikroelemeinek jellemző tulajdonságai és az azokat kifejező paraméterek
(GRABSKI-KIERON 1999 nyomán, átdolgozva)

Table 1. Qualities and parameters characteristic of landscape microstructures
(modified after GRABSKI-KIERON 1999)

Jellemző tulajdonság	Térképezendő paraméter	Következtethető jelleg
<i>megjelenés</i>	<i>típus</i>	<i>ritkaság, reprezentativitás</i>
termőhely	fekvés, kitérttség, lejtőszög, talajtípus, -termékenységi osztály, a környék földhasználata	ritkaság, reprezentativitás, veszélyeztetettség, terhelés
méret	hossz, szélesség, terület, magasság	a biotóp minősége, veszélyeztetettség, terhelés
kor	fák kora, a típusra és a korra jellemző habitus	érettség, vitalitás, helyettesíthetőség, a biotóp minősége
állapot	antropogén hatások, károk	veszélyeztetettség, terhelés
szerkezeti sokszínűség	szintezettség, szegélyek jellege, a termőhelytől függő szerkezeti paraméterek	természetesség, érettség, helyettesíthetőség, ritkaság, reprezentativitás, a biotóp minősége
faji sokszínűség	jellemző fajok, dominanciaviszonyok, a táj szempontjából meghatározó fajok, veszélyeztetett fajok	természetesség, érettség, ritkaság, reprezentativitás, a biotóp minősége
degradáció	látható jelek (pl. eróziós formák)	további részletes vizsgálatok szükségessége (erózióveszély)

2. táblázat Töltéses élősvények értékelése Schleswig-Holsteinben (EIGNER 1978 nyomán, módosítva)

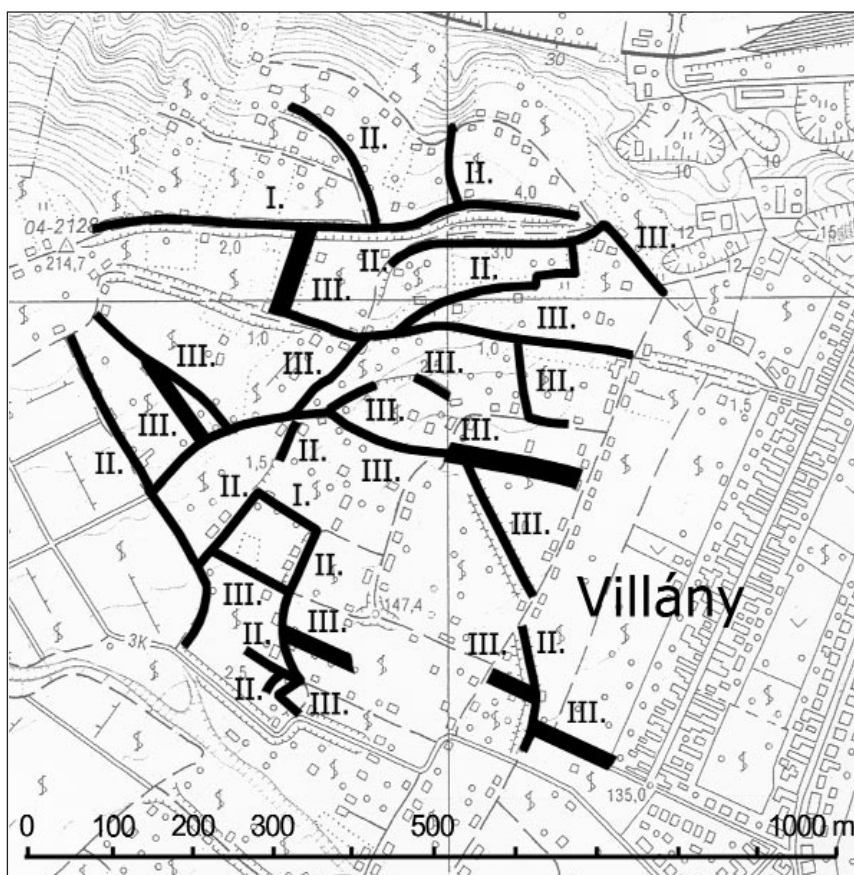
Table 2. Evaluation of ditch-and-bank hedgerows in Schleswig-Holstein (modified after EIGNER 1978)

A. Alapértékelés			
szempont	1 pont	2 pont	3 pont
állapot	teljesen lepusztult	degradált töltés	stabil töltés
a fák elhelyezkedése	egysoros	kétsoros	többsoros, felületi
faállomány	ritka	hiányos	folytonos, sűrű
különleges jellegek*			
mezsgye	táblahatár	részű	vízpart
magassági helyzet	nagy tengerszint feletti magasság	–	–
összekapcsoló szerep	ökológiai folyosó	–	–
szél elleni védelem	K–Ny-i irány	közbülső irány	É–D-i irány
egyediség	ritka fák	–	–
alak	különleges alak	–	–
különlegesség	egy különleges faj	több különleges faj	
B. Minőségi értékelés*			
dominancia	1 fajfaj >90%	kevés uralkodó fajfaj	„tarka sövény”
C. Megjegyzések			
D. Osztályozás az összpontszám alapján (I–III.)			

* 0 pont is lehetséges

3. táblázat Bajor élsősövény-értékelés (AUWECK 1982 nyomán)
Table 3. Hedgerow evaluation in Bavaria (after AUWECK 1982)

Szempont	1 pont	2-4 pont	5 pont
állapot	alacsony, kis kiterjedésű, károsodott, beteg, hiányos, előregedett		magas, nagy területű, egészséges, ápolt, megszakítatlan, életképes
tájháztartás	fajokban szegény, mesterséges, cserjeszint, szegély és védelmet adó fák nélküli		fajokban gazdag, természetközeli, jól fejlett belső és szegélyöv, védő fák
tájbaillóság	jelentéktelen v. hátrányos tájképi hatás		erős, kedvező hatás a táj látványára, esztétikai érték
funkció	jelentéktelen sziget v. vonal szerep, gyenge védőhatás		fontos sziget és vonal szerep, jelentős védőhatás



2. ábra Élsősövények minősítése Baranya megyei mintaterületen,
Villány városától Ny-ra (LÓCZY). I-III = minőségi osztályok
Figure 2. Hedgerow evaluation in a test area W of Villány, Baranya country,
Hungary (by LÓCZY). I-III. = quality classes

Példa a hazai élősvények minősítésére

A paraméter-rendszerű német eljárás (EIGNER 1978) adaptálásával olyan kísérleti osztályozást alakítottunk ki, amely a cserjesáv habitusán, állapotán és domináns fászfűző növényfaján kívül a mintázatra is tekintettel van. Az utóbbit a csomópontok elrendeződésével fejezi ki. Ez nem csupán formai szempont, hiszen a jobb összekapcsoltság a sövények hatékonyabb működését is elősegítheti. Egységnyi szakaszra jutó csomópontjaik száma szerint a sövények többletpontokat kapnak. A sövények sűrűségét igazán csak egymástól mért távolságuk fejezheti ki. Ezt egy földrajzi információs rendszer segítségével végzendő minősítésben lehet majd érvényre juttatni. Hasonlóképpen úrfelvétel térinformatikai feldolgozása teszi majd lehetővé, hogy a sövények között aszerint is különbséget tegyünk, füves területeket vagy mezőgazdasági táblákat választanak-e el egymástól. Egyszerűvé válik az erdőszegélyi ökotónok beépítése is a rendszerbe, hiszen ezek mint erdő/mező határsávok jelennek meg.

A munka jelenlegi szakaszában csak a módszer bemutatására van lehetőség a Villányi-hegység hegyláb felszínén. Itt a természetes növénytakaró tölgyeseinek maradványaiból kiindulva elméletileg az élősvények mentén elterjedhetnek volna a természetes állapotokra jellemző fajok, de az intenzív használat ezt a folyamatot erősen befolyásolta (MAROSI és SOMOGYI 1990). Az első tapasztalatok szerint a sövények hazai értékelése különösen a jelenlegi és a felhagyott, hagyományos művelésű szőlőskertek és gyümölcsösök területén járhat gyakorlati haszonnal (Tokaj-Hegyalján – CSORBA 1995 vagy Villány környékén – 2. ábra). Itt ugyanis a táj degradációját fékező elemekként igen lényeges szerepet töltenek be. Mivel gondos ápolásban nem részesülnek, sőt gyakran áldozatul esnek az új telepítéseknek, birtokrendezéseknek, minőségüket (alakjukat és fajösszetételüket) az Eigner-féle II. és III. osztály jellemzi. A cserjék közül a galagonya, a vadrózsa és a kökény, illetve a mezsgyék, mélyutak rézsiüin a kevésbé értékes akác, ördögceréna vagy ezüstfa uralkodnak bennük. Minőségükön nem sokat javít szerkezeti jellegük sem, hiszen csomópontjaik száma a korábbi állapotokhoz képest jelentősen csökkent, főleg csak a dombhátak uralkodó csapásirányának megfelelő, általában ÉÉNy-DDK-i (a mintaterületen inkább NyÉNy KDK-i) sövények maradtak fenn.

Irodalom

- ARADI CS., GÓRI SZ. 2001: A természetvédelem ökológiai alapjai. Az V. Magyar Ökológus Kongresszuson elhangzott előadás. Búvár 56/2: 10–12.
- AUWECK F. 1982: Bewertung von Hecken in Bayern. In: HECKEN, FLURGEHÖLZE (eds.): Struktur, Funktion und Bewertung. Symposium Bayreuth, 17. bis 19. Mai 1982. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. pp. 118–124.
- ÁNGYÁN J. 1998: Magyarország földhasználati zónarendszerének kidolgozása az EU-csatlakozási tárgyalások megalapozásához. Kézirat. Gödöllő.
- ÁNGYÁN J., MENYHÉRT Z. 1997: Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- BALDOCK D., BEAUFOY G. 1993: Nature Conservation and New Directions in the Common Agricultural Policy: the potential role of EC policies in maintaining farming and management systems of high nature value in the community. Institution of European Environmental Policy, London-Arnheim.
- BASTIAN O. 1997: Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion. NNA Berichte 10: 106–125.
- BASTIAN O., SCHREIBER K.-F. 1999: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2., neubearbeitete Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg-Berlin.

- BLASCHKE T. 1999: Quantifizierung von Fragmentierung, Konnektivität und Biotopverbund mit GIS. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI*. Wichmann Verlag, Heidelberg. pp. 60–73.
- BLASCHKE T. 2000a: Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. – *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 39: 267–299.
- BLASCHKE T. 2000b: Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung. *Landschaftsplanung und GIS* 6: 17–26.
- BODNÁR L., FODOR I., LEHMANN A. 2000: A természet- és környezetvédelem földrajzi vonatkozásai Magyarországon. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai érték-számái. *JPTE Növénytani Tanszék, Pécs*.
- BURROUGH P. A. 1986: *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Clarendon Press, Oxford.
- CSORBA P. 1995: Tokaj-Hegyalja tájökölógiai szerkezetének és geomorfológiai adottságainak összehasonlítása. *Földrajzi Értesítő* 44: 1–2. 39–51.
- CSORBA P. 1997: *Tájökológia*. Egyetemi jegyzet. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- DELELEIS-DUSSOLLIER A. 1979: Essai de methodologie quantitative sur la valeur des Haies. In: *Seminaire de phytosociologie appliquée. Projet du paysage „Remembrement”*. Lille.
- EIGNER J. 1978: Ökologische Knickbewertung in Schleswig-Holstein. *Die Heimat* 85: 241–249.
- FEKETE G., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II).
- FORMAN R. T. T., GODRON M. 1986: *Landscape Ecology*. Wiley, New York-Chichester.
- GRABSKI-KIERON U. 1999: Landschaftliche Kleinstrukturen. Kapitel 3.7. In: ZEPPE H., MÜLLER M. J. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Ein Methodenbuch*. Deutsche Akademie für Landschaftskunde, Flensburg. pp. 235–255.
- GUSTAFSON E., PARKER G. 1994: Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning* 29: 117–130.
- 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.
- HARRACH T. 1992: Ökologische Ziele und Aufgaben bei der Entwicklung der Agrarlandschaften (Kulturlandschaften) in Mitteleuropa. *Wissenschaftliche Tagung über „Ergebnisse der Zehnjährigen wissenschaftlichen Partnerschaft Justus-von-Liebig-Universität Gießen–GATE Gödöllő*. 17–20. Sept. 1992. pp. 7–20.
- HELLIWELL D.R. 1973: Priorities and values in nature conservation. *J. Environ. Manage.* 1: 85–127.
- JEDICKE E. 1994: *Biotopverbund*. 2. Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KEITT T. H., URBAN D. L., MILNE B. T. 1997: Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* (online). 1.1.4. 18 pp. <http://www.consecol.org/Journal/vol1/iss1/art4>
- LÓCZY D. 1998: Man-made terraces in a German agricultural landscape. *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 21: 55–59.
- LÓCZY D. 2002: *Tájértékelés, földértékelés*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs.
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O. 1967: *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- MCHARG I. L. 1969: *Design with Nature*. Doubleday/Natural History Press, New York. új kiadás: 1995. John Wiley, New York.
- MANDL P. 1994: Räumliche Entscheidungsunterstützung mit GIS: Nutzwertanalyse und Fuzzy-Entscheidungsmodellierung. *Salzburger Geographische Materialien* 21. 463–473.
- MARGÓCZI K. 1998: *Természetvédelmi biológia*. JATE Press, Szeged.
- MÁRKUS F. 1992: Az intenzív mezőgazdaság és földhasználat hatása a természeti értékekre Magyarországon. WWF Magyarországi képviselete, Budapest. (WWF Füzetek 1).
- MÁRKUS F. 1994: *Növényvédő szerek környezeti hatásai Magyarországon*. WWF Magyarországi képviselete, Budapest. (WWF Füzetek 5).
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: *Magyarország kistájainak katasztere I–II*. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- MEZŐSI G., RAKONCZAI J. (szerk.) 1997: *A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged.

- NECHAY G., FARAGÓ T. (szerk.) 1992: Az Egyesült Nemzetek Szervezetének Egyezménye a Biológiai Sokféleségről. ENSZ Környezet és Fejlődés Konferenciájának Magyar Nemzeti Bizottsága, Budapest.
- PRIMACK R. 1993: Essentials of conservation biology. Sinauer, Sunderland.
- SCHEMEL H. J., ENGELMAIER A. 1982: Zur Bedeutung naturnaher Kleinstrukturen für die Landwirtschaft im Rahmen der Flurbereinigung. Z. f. Klurtechnik u. Flurbereinigung 32: 75–86.
- SCHULZE E.-D., REIF, A., KÜPPERS, M. 1982: Ökologische Untersuchungen über Strukturen und Funktionen der Pflanzen in Feldhecken und deren Beziehung zu den angrenzenden Biotopen. Schlußbericht. Lehrstuhl Pflanzenökologie der Universität Bayreuth – Bayerische Landesamt für Umweltschutz, München. Bayreuth.
- SOULÉ M., GILPIN M. 1991: The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS D., HOBBS R. (eds.): Nature Conservation: The Role of Corridors. Surrey Beatty and Sons. pp. 3–8.
- VERBAKEL A. D., PEDROLI B., VAN DEN BROECK M., VAN AMSTEL A. 1984: Modelling the effects of proposed land use changes. ITC Journal, Enschede. 84/4.
- WASCHER D. M. (ed.) 2000: The Face of Europe – policy perspectives for European landscapes. European Centre for Nature Conservation, Tilburg. 95 pp. (ECNC Technical Report series).
- WATHERN P., YOUNG S.N., BROWN I.W., ROBERTS D.A. 1986: Ecological evaluation techniques. Landscape Planning 12: 403–420.
- WEBER H. E. 1982: Vegetationskundliche und standortkundliche Charakterisierung der Hecken in Schleswig-Holstein. In: Hecken und Flurgehölze – Struktur, Funktion und Bewertung. Symposium Bayreuth, 17. bis 19. Mai 1982. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. pp. 9–14.
- WIENS J. 1995: Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON L., FAHRIG L., MERRIAM G. (eds.): Mosaic Landscapes and Ecological Processes. Chapman and Hall, London. pp. 1–26.
- WOLF W. 1998: Raumbezogene Bewertungsmöglichkeiten auf der Grundlage von Fuzzy Sets und ihre Implementierung im GIS SPANNS. Geographisches Institut der Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin. 29 pp. (<http://www2.rz.hu-berlin.de/geo/gk/leute/publik/fuzzy.html>)
- ZWÖLFER H. 1982: Die Bewertung von Hecken aus tierökologischer Sicht. In: Hecken und Flurgehölze – Struktur, Funktion und Bewertung. Symposium Bayreuth, 17. bis 19. Mai 1982. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen. pp. 130–134.

POSSIBILITIES FOR THE EVALUATION OF MICROSTRUCTURES IN AGRICULTURAL LANDSCAPE PATTERNS

D. LÓCZY

University of Pécs, Department of Geography
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6. e-mail: loczyd@ttk.pte.hu

Keywords: landscape functions, landscape structures, biotope networks, hedgerows, landscape evaluation

A holistic view of the landscape requires the evaluation of landscape functions and patterns in a joint system. Agricultural landscapes have to fulfill both production and conservation functions and their ability for the latter one heavily depends on their pattern.

During analyses of landscape patterns and during planning of land rehabilitation measures more attention has to be devoted to microstructures since they ensure connectivity and links among major ecological patches. The new research direction of landscape metrics attempts to describe connectivity through geometric indices. The application of Geographical Information Systems and remote sensing techniques allows the combination of research methods of landscape functions and landscape patterns.

Hedgerows of various kind are remarkable microstructures in the Central European cultural landscape. Their evaluation is equally feasible through system-based indicator species and inventory methods. One of the techniques, elaborated for the territory of the German province Schleswig-Holstein primarily includes parameters of form (dimension, conditions, continuity) and ecological functions (border, connectivity, protection against wind). In the second step, qualitative assessment, biological features (composition of species) are more emphasised.

Adapting the German method and supplementing it with hedgerow pattern analysis, author developed a scoring technique for the piedmont of Villány Hills, Southern Transdanubia, Hungary, primarily suitable for assessing hedgerows in and around cultivated or abandoned vineyards and orchards.

