

MAROSI SÁNDOR AKADÉMIKUS
(1929–2009)



Tisztelt Akadémikus Úr! Kedves Sanyi Bátyám!

„Ne szólíts engem Akadémikus Úrnak, csak annyit mondj, hogy Sanyi Bátyám!” – de sokszor is hallottam/hallottuk Tőled ezt a figyelmeztetést. Azt hiszem, ennél semmi nem példázhatja jobban emberségedet, kollégáidhoz való hozzáállásodat, segítőkészségedet. 2009. július 4-én szombaton még együtt ebédeltünk a Magyar Földrajzi Társaság szegedi köz- és vándorgyűlésén. Én egy kicsivel később érkeztem, Téged pedig nyilván nem hagytak nyugodtan ebédelni azok a kollégák, akik még e tevékenység közben is kérdéseikkel ostromoltak. Egymás mellett ültünk, az esti vacsora, borozgatás és nótázás esélyeit latolgattad. Meg természetesen érdeklődtél: hogy haladsz a dolgaiddal, melyik tájegységen dolgozol, mit csinálsz. Megannyi kérdés, de a Te segítségedet már nem kaphatjuk meg többé. Azt hiszem van valamilyen szimbolikus üzenete a távozásod napjának. Azok társaságából, és olyan esemény alkalmával mentél el, amit talán Te is választottál volna, ha mindezt választani lehetne.

A forró nyári napon, 2009. július 5-én villámcsapásként ért bennünket a hír. Marosi Sándor akadémikus, néhány héttel 80. életévének betöltése után elhunyt. A honi természetföldrajz és táj kutatás egyik legsokoldalúbb egyénisége volt. Szinte nincs e területeknek olyan ága, amelyben ne alkotott volna maradandót. A több száz tudományos munkája közül jó néhány ténylegesen alapműnek, a hazai kutatók által legtöbbit idézett munkának számít. 1980-ban védte meg *Tájkutatási irányzatok, tájértékelés, tájtipológiai eredmények különböző nagyságú és adottságú hazai típusú területeken* című akadémiai értekezését. Fáradhatatlan kutatómunkája mellett tartalmas vezetői, szerkesztői, tudományos szervezői, tudománynépszerűsítő, valamint szakmai, közéleti tevékenységéről is csak a szuperlatívuszok hangján szólhatunk. Gyakran szerepelt külföldi rendezvényeken is, több nemzetközi szervezetben is aktívan tevékenykedett.

Sanyi Bácsit mindenki kedvelte és szerette. Magam is tapasztalhattam rendkívüli segítőkészségét, önzetlenségét, békét és nyugalmat árasztó természetét. Jó kedélyű ember, nagyszerű tudós, és kiváló pedagógiai érzékkel megáldott vezető volt. Egyénisége a jó hangulatú pincelátogatások során még inkább kiteljesedett, mostantól nélküle telnek majd el a baráti-szakmai eszmecsere és társalgások.

Sanyi Bátyám! Őszintén köszönjük Neked a fentieket, életművedet, szeretetedet és emberségedet. Nagyon fogsz hiányozni! Isten Veled ... Sanyi Bátyám!

Könyvajánló

*József Szabó – Lóránt Dávid – Dénes Lóczy eds.: Anthropogenic Geomorphology:
A Guide to Man-Made Landforms
SPRINGER Science+Business Media, Germany–The Netherlands*

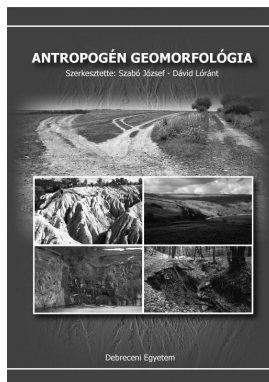
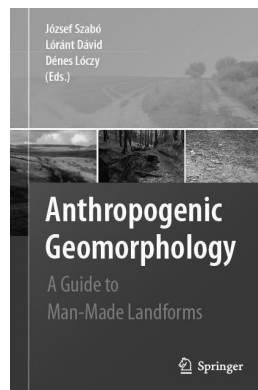
A társadalomnak a földrajzi környezetre és azon belül kifejezetten a földfelszínre gyakorolt hatásai ma már a laikusok számára is nyilvánvalók és szembetűnőek. Valójában a társadalom és természeti környezete közötti eleven kapcsolatok felismerése sok-sok nemzedékkel ezelőtt, mondhatnánk, hogy már az emberi civilizáció kibontakozása idején kezdődött. A kapcsolatok jellege és azok emberi szemlélete azonban sokat változott. A legutolsó évszázadig alapvetően a természet hatásai voltak a meghatározók, hiszen az ember egyrészt (döntően) a természetnek való kiszolgáltatottságát érezte, másrészt annak adottságait mint erőforrásokat hasznosította. Ezért elsősorban arra figyelt, hogy a természet hogyan segíti vagy akadályozza céljai elérését. Bár alapvetően ez a némileg defenzív megközelítés érvényesült a földrajzi környezet szűkebb szelete, a földfelszín vonatkozásában is, azért mégis sor került annak helyenkénti és időnkénti kisebb-nagyobb megváltoztatására is. Ahogy azonban az ember által felszabadított energiák nőttek, úgy erősödött a társadalom felszínre gyakorolt hatása, és ma már oda jutottunk, hogy a társadalom a földfelszínre természet erőivel összemérhető módon formálja. Ez a helyzet azonban nyilvánvalóan szemléletváltást követel. A társadalom az általa létrehozott nagymértékű felszíni változtatások miatt mind gyakrabban szembesül saját beavatkozásának mind a természetre, mind önmagára ható, egyre többször elönytelen következményeivel. A felszín alakulását (fejlődését) és adott jellemzőit ezért ugyan továbbra is ismernie, és ezért tanulmányoznia kell, de mind nagyobb mértékben kell figyelnie és értékelnie saját tevékenységének sokszor messze tovagyűrűző hatásait. A földfelszín formáit vizsgáló geomorfológia az utóbbi évtizedekben ezt mind erősebben teszi. Nem véletlen tehát, hogy az antropogén geomorfológia a geomorfológián belül mind nagyobb teret kap. Az antropogén geomorfológia eredményei ugyanis nemcsak magának e tudományágnak az elméleti fejlődését segítik, hanem eredményeinek közvetlen társadalmi és gazdasági hasznosíthatósága is nyilvánvaló. Ezért az antropogén geomorfológia a világszerte megfigyelhető tendenciának megfelelően az utóbbi évtizedben a magyar felsőoktatás számos földtudományi képzési területén és szakjain a tantervek része lett, és tantervi részaránya növekvőben van. Az antropogén geomorfológiai kollégiumot választó hallgatók számára 2006-ban megjelent magyar nyelvű tankönyv az oktatásban nagy sikert aratott. A tankönyvet előszeretettel használják a környezettudományok és a tájökológia képviselői is, hiszen a sok szakmai kapcsolódás miatt ennek az együttműködésnek nemcsak elméleti, hanem gyakorlati lehetősége is megvan.

Ezért hét magyarországi felsőoktatási intézményben az antropogén geomorfológia valamely szeptetével foglalkozó, jórészt geográfus oktatók elhatározták, hogy ebből a tárgykörből egy angol nyelvű szakkönyvet is készítenek, amelynek kiadását a SPRINGER kiadó vállalta fel.

A szakkönyv megjelenik: 2010. elején

Internet: www.springer.com

*Szabó József – Dávid Lóránt (szerk.) et al. (2006):
Antropogén geomorfológia
Debreceni Egyetem, 318. p.*



A FÖLDRAJZI TÁJAKHOZ FÜZŐDŐ IDENTITÁSTUDAT RÉTEGEI

CSORBA Péter

Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 9. e-mail: csorbap@delfin.unideb.hu

Kulcsszavak: egyéni, nemzeti és európai tájidentitás, tájidentitás indikátorok

Összefoglalás: A természetes és az átalakított kulturtájak egyaránt komoly szerepet játszanak az ember szemé-lyes, csoport, nemzeti, vagy nemzetiségi, de még kontinentális önazonosságának kialakulásában is. Az utóbbi években – egyértelműen a globalizációs tendenciák ellensúlyozására – Európában intézményesen is ösztönzik a helyhez, környezethez, tájhoz kötődés erősítését (ld. European Landscape Convention). Felismerték ui., hogy az identitás életminőséget javító erőket szabadít fel, a kisközösségtől kontinentális szintig pozitív szerepe van a társadalmi fejlődésben. Az egyéni tájidentitás gyakran irányul tájesztétikailag, vagy ökológiailag kevésbé értékes tájakra, tájrészletekre. Ezzel szemben minél magasabb szintű közösség identitásának tárgya egy adott táj, annál inkább szerepet játszik benne az esztétikai minőség, és a történelmi jelentőség. Európa számos tájának történelmi fejlődése évszázadok óta szervesen követi az általános társadalmi-gazdasági fejlődést. Ez erős ún. tájkoherencia szintet eredményez, és az ilyen tájak különösen alkalmasak arra, hogy lakóiból magasfokú identitászérzést váltson ki.

A tájakkhoz kötődő identitászérzés kialakulását több közösségi szinten megfigyelhetjük. Ezek között viszonylag új az „európaiság-érzés” erősödése. Különösen az idegen elnyomás alól frissen felszabadult kisnemzetek élük át eleven erővel a nemzeti önazonosság különböző formáit – köztük a jellegzetes „nemzetinek” nevezhető tájak ápolását.

A tájidentitás tárgya, a tájkarakter elsősorban a tájak vizuális megjelenésében nyilvánul meg, de sok példa van arra, hogy a tájidentitásnak elválaszthatatlan része néhány illat- és hangeffektus (smellscape, soundscape) is.

Kezdeti próbálkozások vannak a tájakkhoz fűződő identitás mérésére. Több tudományos értékű projekt próbálkozik megfelelő indikátor megállapításával. Ezek közül az esztétikai attraktivitás mellett használhatónak tűnik néhány kifejezetten geográfiai adat, pl. a tájhasználati állandóság, a tradicionális földhasználat aránya, a beépítéssűrűség, a tájmintázat szegélyhatás-mutatója, stb.

Bevezetés

Amióta a táj kutatás intenzíven foglalkozik a földrajzi tájak szubjektív megítélésének, pl. esztétikai minősítésének elemzésével is, egyre sűrűbben találkozunk a szakirodalomban a tájakkhoz történő kollektív, vagy egyéni kötődés kérdését boncolgató írásokkal (URBAN et al. 1997, ANTROP 2000, RAIVO 2000, WASCHER 2000, ARNESEN 2001, PEDROLI 2001, WÖBSE 2002). Ennek a szakterületnek a gyökerei – legalábbis Európában – a XX. század első felére nyúlnak vissza, mások szerint már jóval korábban a nemzetivé válás folyamatának része volt (KÁDÁR 1941, TELEKI 1996, GRANÖ 2003).

Újabbán a téma rangját jelentősen növelte az Európai Táj Egyezmény megszületése, (www.nature.coe.int), amely megállapítja, hogy:

„... a táj minősége az európai polgárok jólétét, az európai identitást erősítő kulcsfontosságú tényező.”

„...a táj hozzájárul a helyi kultúra formálásához és alapvető tényezője Európa természeti és kulturális örökségének. Elősegíti az emberi jólétet és az európai identitástudat erősítését.”

A Táj Egyezmény jelentőségét legtömörebben a téma honlapján így fogalmazták meg:

„The European Landscape Convention introduced the concept of „landscape quality objectives” into the protection, management and planning of geographical areas.”

Vagyis *„az Európai Táj Egyezmény bevezette a geográfia térségek védelmébe, kezelésébe és tervezésébe (hazai szóhasználattal a tájvédelembe, tájkezelésbe és tájtervezésbe) a **tájminőség** fogalmát.”*

Bár 2000 októberében az Európa Tanács szakbizottságának firenzei ülésén 18 ország azonnal jelezte az egyezmény elvi támogatását, a hivatalos csatlakozás, valamint az adott ország jogrendjébe történő beillesztés, az ún. ratifikáció sok helyen igen hosszúra nyúlik.

Az Egyezmény életbelépéséhez előírt 10 ratifikáció csak több mint 3 év alatt, 2004. március 1-re gyűlt össze, s ekkor vált a dokumentum az európai jogrend részévé. Az elsők között Norvégia, Moldova, Románia, Írország kötelezte el magát az egyezmény mellett. Magyarország nem tartozott a gyorsan reagálók közé: **2005. évi aláírással** (2051/2005; IV.8 Kormányrendelet) az európai középmezőnybe tartoztunk.

2005. szeptember 25-én Magyarország az Európa Tanács (Council of Europe) strassbourgi székhelyén is aláírta az Egyezményt, 2007. szeptember 17-én pedig az Országgyűlés megszavazta az ún. **hatálybaléptető törvényt, amely a CXI. számot viseli**. Sajnos a hazai ügymenetet – és így a ratifikációt is – komolyan hátráltatta, hogy minden lépés tárcaközi egyeztetéseket kívánt, s némely kérdésben nehézkes volt a Nemzeti Kulturális Örökségvédelmi (korábban) Minisztérium, – ma Hivatal, – illetve a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium közötti kooperáció. Ez a helyzet sokat javult azzal, hogy a CXI. sz. törvény a környezetvédelmi tárcát jelöli meg ún. elsőségi felelősnek a törvény végrehajtása kapcsán.

Jogilag tehát Magyarországon 2008. február 1-től alkalmazható az Európai Táj Egyezmény, a konkrét tennivalók azonban még hosszú idő alatt fognak beépülni a hazai tájvédelembe. Az egyik első kézzelfogható eredmény, hogy 2008. őszén több minisztérium együttesen írt ki egy pályázatot, amelynek első helyezettjét terjeszti fel Magyarország az Európa Tanács Táj Díjára meghirdetendő pályázatra. A pályázat feltétele volt, hogy csak évek óta jól működő, ellenőrizhetően eredményes programok pályázhattak. A hazai versenyt a Pro Vértes Közalapítvány nyerte meg a „Komplex táj- és természetgazdálkodási program megvalósítása a Zámolyi-medencében” c. anyagával (www.termeszetvedelem.hu/tajved-elem/tajegyemeny). Elsőként tehát ez a tájunk fog versenybe szállni az európai színpadon. A nyertes hazai program értékelői kiemelték, hogy a Zámolyi-medencében érezhetően nőtt a természeti és táji örökség iránti fogékonyság, és eredményeket lehet kimutatni a környezeti szemléletformálás terén.

Jelenleg – 2009. januárjáig – 29 ország ugyan elkötelezte magát az Egyezmény mellett, elgondolkodtató azonban, hogy néhány jelentős európai ország, pl. Görögország, Svédország, Svájc közel 10 év alatt még nem jutott el a ratifikációig. Sőt az Európa Tanács 47 tagállamából 11 még az első lépést, az egyetértési nyilatkozatot sem nyilvánította ki. Igaz, hogy ennek a 11 országnak egy része törpeállam: Monaco, Liechtenstein, Andorra, de meglepő módon közte van Ausztria, Németország, Észtország, Oroszország is (www.nature.coe.int)! Természetesen ez nem jelenti azt, hogy a tájvédelemnek ne volna ezekben az országokban is nemzeti szabályozása, sőt Németország esetében épp a többféle tartományi szintű szabályozás összeegyeztetése képezi a nehézséget.

Az Európai Táj Egyezmény a hagyományos természetföldrajzi tájfelfogástól elérő módon, a **táj természeti és szellemi értékeit egymással egyenrangúnak tekinti.**

„A táj olyan területi egység, amelyben az adott régióra jellemző környezeti tényezők és folyamatok természeti értékekben, kulturális javakban vagy történelmi helyszínek formájában jelennek meg, s ezek részben materiálisan érzékelhető, másrészt szellemi vagy objektíve nem mérhető módon.”

A földrajzi tájak ilyen értelmezésében tehát az tükröződik, hogy az európai tájakban egyre inkább kultúrtájakat látunk, és nem az egykori természeti tájak nyomait, maradványait keressük. Ennek szellemében adja meg pl. Csima Péter tájépités a tájvédelem egyik kulcsfogalmának, az ún. tájjellegnek a definícióját is:

„A tájkaraktert a tájkép mellett a történelmileg kialakult tájszerkezet, valamint az adott tájhoz kötődő érzelmek és hagyományok együttesen határozzák meg.” (CSIMA 2008)

A tájidentitás szintjei

Az egyéni tájidentitás

A tájakhoz való kötődésnek jól elkülöníthető szintjei vannak (ASHWORTH ÉS GRAHAM 1997). A legszubjektívebb nyilvánvalóan az egyéni kötődés környezetünk bizonyos elemeihez, egy gyerekkorban, vagy később sokat látott erdőfolthoz, egy egyébként jelentéktelen vízfolyáshoz, néhány régi házhoz, utcához stb., de néha valóban egy teljes tájhoz. Ezeknek a környezeti objektumoknak **sokszor nincs különösebb tájesztétikai, táj-ökológiai értéke**, pusztán a gyermekkorhoz, bizonyos eseményekhez, személyekhez kötődő háttérként, kulisszaként jelenik meg. Kialakulhat bensőséges érzelmi kötődés a legsilányabb gyomos réthez, a legszerényebb völgyecskéhez, a legkevésbé szép épület-együtteshez is, ha az részévé vált saját élettörténetünknek. Az esztétikai megjelenésnek tehát ezen a szinten kisebb jelentősége van. Ugyanakkor valószínűleg jóval könnyebben kötődik az ember értékes, esztétikus környezeti elemekhez, az identitás erősebb, ha közismerten szép vagy gyakran emlegetett tájakhoz kapcsolódik. Ilyenkor az ember büszkén mondja, hogy hiszen én ott nőttem fel, láttam havas télben, zuhogó esőben, és távoli útról hazatérve izgalommal vártam a felbukkanó ismerős lankákat, folyópartot, templomtornyot... Az egyéni tájidentitásnak azonban nincs konszenzusos jellege, nem nagyon igazodik mások véleményéhez, döntően az „én úgy éltem meg”, „velem ott történt”, stb. motívum alakítja.

Mindenkinek vannak ilyen környezeti emlékei, és ez annál inkább ölt táji jelleget, minél természetközelibb életutat járt be az egyén. A vidéken, falun felnőttek, vagy sokat kirándulók esetében ténylegesen kimutatható egy határozottabb tájidentitás. A városi környezet az urbánus életmód (és főleg életvitel) során korlátozottabban alakul ki ilyen kötődés, különösen síkvidéken, ahol a lakóhelyet nem veszi körül jellegzetes domborzat, nincsenek olyan látványelemek, amelyeket nap, mint nap észelve, különféle évszakos, napszakos, időjárásai változatosságukkal beleivódnak vizuális emlékezetünkbe.

Az egyéni tájidentitás – éppen amiatt, hogy apró részletek dominálnak benne – igen érzékeny a környezet megjelenésében bekövetkező változásokra. Különösen, ha hosszabb idő múltán látja újra a hajdani környezetet. Beerdősödött az egykori rét, fel-

hagytak néhány szőlőteraszt, lebontottak régi házakat, – az egyén számára „már nem ugyanaz a táj”. Többnyire csalódottan vesszük tudomásul, hogy megváltozott a „díszlet”, a fiatalabbak már másnak látják... Más kérdés, hogy számukra ez a „már nem olyan mint rég” megjelenés lesz a viszonyítási alap, néhány évtized múltán ők már ennek megváltozását fogják konstatálni.

Úgy gondolom, hogy az ilyen tájélmények, ilyen kötődés a környezethez is képviselhet tudományos értéket, – valahogy úgy, mint ahogy a történészek kezelik a „személyes történelmet”, az „oral history” műfaját, amely szükségképpen tele van szubjektivitással, mégis tanulságos, hiszen „a csepp az egészben”, a történelem alulnézetben...

Kisközösségi táji kötődés

A tájidentitás magasabb szintje, amit az egy vidéken élők, egy-egy földrajzi táj lakói képviselnek. A tájidentitás ezen szintje már nagyobb térrészletet jelent. Nem egy-egy erdőföldről, egy utcasorról van szó, hanem több négyzetkilométernyi térségről, egész hegyvonulat, dombság, hosszú folyópart, településcsoport alkotja. Ezek valódi kis- és középtájak, – Zselic, Körös-vidék, Bükkalja – amelynek megítélésében már kimutatható valamilyen **csoportvélemény**. Az adott táj megjelenését sokak véleményének összegződése, a közvélekedéssé emelkedő minősítése alakítja ki. Lényegében a lokálpatriotizmus egy formája, amikor azt halljuk, hogy „mi bükkaljaiak”, vagy „mi körösmentiek” úgy tartjuk, hogy a legtipikusabb táji látványt, pl. a Tarkőről, és a Látókövekről, kapható, legszebb a folyó gyomaendrői szakasza, stb. Ilyen véleményt az is meggyőződéssel hangoztathat, aki nem pont ott lakik, aki egyéni identitása szerint ugyan más tájrészlethez kötődik, mégis otthonának tekinti az adott vidéket. Elég jól ismeri ahhoz, hogy személyes tapasztalatból, saját élmények alapján mérlegeljen.

A tájidentitás egy egészen sajátos típusa, amikor a tájhoz tapadó negatív közmegítélés miatt az odavalósi nem vállalja az érzelmi közösséget a tájjal. A múlt század közepén pl. ilyen elutasítás övezte Göcsejt, a „sötét Zalát”. Egyébként a szomszéd tájegység és az odavalósiak lenézése nem ritka jelenség, mintha a saját identitás erősebbé válna a szomszéd leminősítésével...

Tájidentításban leggyakrabban hegycsúcsok viselnek emblematikus szerepet, pl. Erdélyben, a Küküllő-vidékiek számára a Bekecs, a Firtos és a Siklód a három „szent hegy” nagyon erős táji önazonosság objektuma. Ennek nyilvánvalóan etnikai kisugárzása is van, egyértelmű a „mi hegyeink”, a mi tájunk” megtartó erejének szerepe az ottlakó magyarság számára. Ezek a domborzati elemek megjelennek a helyi képzőművészeti alkotásokon, népdalokban, pl. hogy ez előbbi példánál maradjunk „Bekecs alatt Nyárád tere / Ott egy kunyhó zsúppal fedve / De belseje aranybánya / Arany benne egy kislányka, csuhajja”.

A szakirodalom a táji identitás-objektumok sorában a tájat uraló kiemelkedések mellett többnyire a **jelentős folyók** mentén fekvő területsávot említi. Így mutatott ki Pedrolí a Rajna/Waal hollandiai szakaszán bizonyos folyómenti tájhoz kötődő identitást, illetve egy lengyel szerzőpáros (BERNAT ÉS KALAMUCKA 2008) a lengyel-ukrán határfolyóval, a Buggal kapcsolatban. Ez utóbbi felmérésben iskoláskorúakat kérdeztek táji identitásukról. A válaszolók 85%-a írt határozott táji kötődéséről, többnyire a folyóvölgyet, a folyópart viszonylag háborítatlan szakaszait, a régi hidakat említve.

Egyértelmű az orosz nemzet mély kötődése a Volgához, „a Volga Anyácskával” kapcsolatban számos módon megnyilvánul erős identitás. Az ukránok esetében a Don tölt be hasonló szerepet, a franciák számára a Loire, nekünk a Tisza, elég könnyen igazolható példa (KOVÁCS 2008).

Érdekes, hogy a tájföldrajzi szakirodalomban viszonylag kevés tanulmány foglalkozik a nagy tavakhoz, **tengerpartokhoz** kötődő identitástudattal. Még legtöbbit a holland-német Watt-tengerhez, a norvég fjordokhoz, a dán dűnékhez, és az ír-skót partokhoz kapcsolódó érzelmi viszonyról lehet olvasni (FRISLID 1990, MICHELL ÉS RYAN 2001, PEDROLI 2000, WASCHER 2005.). A tengerpart különlegesen erős nemzettudat alakító hatását jól jellemzi, hogy ahhoz képest, hogy a történelmi Magyarországhoz tartozó Adria-szakasz milyen szerény mértékben jogosított fel bennünket erre, a XIX–XX. századi hazai közvélekedésben mély nyomot hagyott a tengerpart-birtoklás (a kossuth-i tengerre magyar jelszó, a déli vasúti összeköttetés, a fiumei kikötő, abbáziai nyaralások, Horthy Miklós, az otrantói hős, és mint „lovastengerész” stb.).

Régiós identitás

A fenti kategória nálunk legutóbb „Régiós identitás – Közép-Dunántúl” címként Berta Györgyné cikkében jelent meg (BERTA 2003), de előfordul külföldi szerzőknél is (BÄTZIG 1991, GIORGIS 1995, ASHWORTH ÉS GRAHAM 1997). Bertáné cikkében kifejti, hogy a közép-dunántúli gazdasági-statisztikai régiót alkotó három megye (Fejér, Komárom-Esztergom és Veszprém) területfejlesztési pályázatainak sikereiben valószínűleg szerepet játszott az adott térség önazonosságának, sorsközösségének hatásos bemutatása is. Bertáné szerint a közös történelmi múlt, az azonos természetföldrajzi környezet, a kedvező természeti adottságok és a speciális sajátosságok felsorakoztatása révén egy ilyen adminisztratív, és nem természetföldrajzi határok által lehatárolt terület egység is erős identitásképet mutathat fel önmagáról.

Lényegében a fenti pozitív példa ellentétéről számolt be Csatári Bálint (2008) a **Kiskunsággal** kapcsolatban.

„A Kiskunság homokhátsági területén ... tartósan csökken a talajvíz szintje. Számos program, akcióterv... született arra, hogy e valószínűsíthetően a globális klímaváltozásokkal is összefüggő súlyos környezeti-táji jelenséget hogyan kezeljük, illetve milyen módon segítjük azt a több mint 100 000 lakost, aki itt most is a tanyán él. Az eddig próbálkozások tulajdonképpen sikertelenek maradtak, mert a táj társadalmának érdekérvényesítő képessége csekély, a táji (ön)tudat gyenge, a táj piaci értéke, pedig fokozatosan csökken.”

A régió kategóriába sorolhatjuk a **történelmi Magyarország** nagy táji egységeit, a Felvidéket, Erdélyt, kevésbé egyértelmű határok mentén kijelölhető Délvidéket is. A kérdés identitástudat-aspektusáról fontos megállapítások találhatók Gereben Ferenc: Olvasáskultúra és identitás c. könyvében. (GEREBEN 2003.) A szerző megállapítja, hogy a határon túli magyarságnak nincs kialakult hazatudata, illetve az a szülőföldhöz, a „**táj hazához**” kötődik. Gyakorlatilag a fentiekben leírt táji vagy régiós identitáshoz. Viszonylag erős a felvidéki tudat, az erdélyi tudat, s ez helyettesíti az országhoz, Szlovákiához, Romániához, de (sajnos egyre inkább) a Magyarországhoz tartozás érzését is.

A határon túli magyarságnak lényegében kulturális, szellemi nemzettudata van – „haza a magasban” (Illyés Gyula), ami elsősorban az anyanyelvben, a közös történelmi múltban nyilvánul meg. Materializálódása – ezt mi tesszük hozzá - talán egyedül a táji identitásban érhető tetten, ld. pl. az említett Küküllő-Nyárád menti „szent hegyeket”, vagy az ismert sóhajt: „adjátok vissza a hegyeimet” (Wass Albert).

Hasonló módon átmeneti, azaz egyszerre régiós és nemzeti identitást mutattak ki a spanyolországi gallego kisebbség galíciai lakóhelyével, illetve különösen az ismert zarándokhellyel, Santiago de Compostellával kapcsolatban (ASHWORTH ÉS GRAHAM 1997).

A tájtervezés alapelvei között Sebastian Giorgis első helyen említi, hogy a tervezéskor respektálni kell a regionális identitást, „minden társadalom igyekszik kinyilvánítani egyéni karakterét, egyéni szellemiségét, a környezeti szépségről alkotott meggyőződését” (GIORGIS 1995). További alapelveként említi a táji sokféleség (diverzitás) megőrzését, az egyén, a család és a kisközösségek számára elegendő térhez való jog elismerését, valamint azt, hogy a tájformálásnak közösségi megegyezésen kell alapulnia.

Nemzeti tájidentitás

A táji identitástudat kutatásának legnépszerűbb ága az önazonosság nemzeti szintjének elemzése (WASCHER 2000, BRIDEL 2000, RAIVO 2002, BRAUDEL 2003). A nemzeti identitás kérdése az Európai Unióhoz történő csatlakozás, vagy ennek elutasítása kapcsán csaknem minden országban heves vitákat váltott ki. Sokan úgy vélik, hogy a globalizációs hatásokat és aggodalmakat is a nemzeti, regionális és helyi identitás erősítésével lehet sikeresen ellensúlyozni. Ma már minden európai ország, nemzet „örökségének” (=heritage) tekinti az általa lakott terület néhány tájegységét.

Tény, hogy az utóbbi években számos európai kisnemzet igyekezett nemzeti karakterét megerősíteni különféle szimbólumok ismertségének népszerűsítésével – különösen az olyanok, amelyek függetlenségüket csak nemrég vívták ki, vagy nyerték vissza. Pl. a balti országok, a jugoszláv utódállamok, stb. **Észtországban** pl. széles társadalmi véleményfelmérés alapján hivatalosan nemzeti közetnek nyilvánították a (szilúr) mészkövet, a nemzet növényének a búzavirágot (ami hagyományosan a vendégfogadás jelképe volt) és a nemzet madarának a fecskét (ami itt éri el elterjedésének északi határát).

A **szlovákok** számára kiemelkedő spirituális jelentősége van a Kriván csúcsnak a Magas-Tátra nyugati részén, és a Selmechánya közelében emelkedő Szitnya (Sitno) hegynek. A **csehek** szerint az ország közepén található Blanik hegyen élnek azok a lovagok, akik megmentik a nemzetet, ha nagy bajban van...

Az autonómiájukra igen büszke **katalánok** szintén a belső hegyvidéki tájak némelyikét tekintik a nemzeti identitás bölcsőjének (NOUGÉ ÉS VICENTE 2004). Elsősorban történelmi okok miatt. A Katalán-hegyvidék 1100–1600 méter magas gránit és homokkő csúcsai körül meghúzódó ősi kolostorok – pl. a Montserrati és a Montseny – menedékhelyei voltak a katalán szellemiségnek az arab, a francia és a spanyol hódítás idején egyaránt. Bár a gazdasági erőt többnyire a Barcelona környéki tengerpart kereskedelme biztosította, a nemzet érzelmi kötődése ehhez a nehezen megközelíthető belső vidékekhez kapcsolódik.

A nagy létszámú, változatos nagy területet uraló nemzetek esetében nehéz megnevezni egyetlen nemzeti tájat. Braudel **Franciaország** kapcsán egyenesen azt bizonygatja, hogy

ezt az országot a „földrajz találta ki”, mert valójában nagyszámú franciaország létezik, az elzásziak, a Loire-mentiek, a bretagneiak, a normandiaiak, a picardiaiak, Burgundia, Gascogne stb. lakói sohasem fogják úgy érezni, hogy csak egy igazi francia táj van...

„Franciaország maga a sokféleség” mondja;

„...húsz, harminc, negyven kilométerenként változik a táj, az életmód, a természet a települések jellege, színezete. Ráadásul mindannyian kötődünk a mozaiknak valamely kockájához: nem egyszerűen ehhez vagy ahhoz a tartományhoz, ... hanem az adott tartomány meghatározott vidékéhez is. Ez legalábbis része identitásunknak.” „Az hiszem a Jurát puszta a fű színéről is felismerném: egyfajta finom kék szín keveredik következetesen a mély és éles, ragyogó zölddel, míg a közeli Alpokban a legelők zöldjét a sárga egész színskálája tompítja...” Belső-Provence-t mindenütt ugyanazok az elemek alkotják: mészkőnyúlványok és – fennsíkok, ... részben lepusztult régi sziklatalapzatok, többnyire keskeny völgyek és síkságok. ... Ezeket az elemeket azonban minduntalan megbolygatja a szeszélyes domborzat, amely lépten-nyomon tetszése szerint szabja át a tájat.”

Továbbá:

„A talajokból, altalajokból, mikroklímákból álló mozaikok tehát a francia táj szétaprózottságaként fordítható le. Semmi kétség, ezeknek a sohasem teljesen egyforma kerteknek, mezőknek, gyümölcsösöknek, falvaknak az ember volt a megmunkálója, az építész. Ő volt a szereplő, a rendező, de játékát sokszor a környezet hívta életre, könnyítette meg, sőt részben ki is kényszerítette.” Ezzel szemben akaratlanul is Észak-Európa oly sok egyhangú tája jut eszembe, ahol mindent beborított a jégkori üledék, és úgy tapad a talajra, mint valami eltávolíthatatlan festék. Eszembe jutnak Madagaszkár vagy Brazília trópusi tájainak lateritizónái, vörös, porló földje. A tájat mintha míniummal festették volna be, a fákat is beleértve; ha ott utazgatnak, mindenütt, a ruhájukat, az arcukat, a hajukat gyorsan belepi a vörös por. Az argentin pampán a vonat órákon át visz bennünket a monoton tájban, egyetlen kanyar, egy keresztút változatosságát sem engedi meg magának. Ne mondják nekem, hogy a földrajznak semmi szerepe sincs Franciaország életében!

A szenvedélyes, néhol kissé elfogult elemzés végkövetkeztetése, hogy Franciaország „...az extrém mértékben változatos tájak, élet- és gondolkodásmód, háztetők és sajtok országa”.

A szerző szerint a táj jellege még az épített környezetre is erősen rányomja bélyegét.

„Az itáliai városok gyakran szebbek, ... tündöklően szépek. A mieink viszont minden további nélkül belemérik abba a sajátos tájba, amely körülveszi, fenntartja, és részben magyarázza őket. Különösen a múltbéli Franciaországra igaz, hogy a várost mindenekelőtt a vidéke határozta meg.”

Sokan elemezték, igazolták azt, hogy a helyi nyersanyagokból történő építkezés hogyan tükrözi az adott táj természeti adottságait. A favázás (ún. Fachwerk) házak pl. természetesen az eredetileg erdőlakó germánok hagyománya. A fából történő építkezés finom különbségei sokfelé valóban táji mintázatot adnak, mint ahogy azt a geobotanikus és tájökológus Heinz Ellenberg kimutatta Parasztházak és táj c. terjedelmes könyvében (1990).

Nagy kiterjedésű, változatos természetföldrajzi adottsággal rendelkező ország lakói nehezebben tudnak megegyezni az „igazi” nemzeti tájban. **Angliában** Burden és munkatársai sok száz embernek tette fel azt a kérdést, hogy melyik az az angol táj, aminek

megőrzéséért még anyagi áldozatot is hajlandó volna vállalni (BURDEN et al. 2002). Az eredmény meglepetés volt, mert a többség nem a híres cumbriai Tóvidékre, az „angol Svájcra”, vagy a doveri sziklákra szavazott, hanem a South-Downs és a Sommerset-plató kultúrtáját ítélték olyan értéknek, amelynek eltűnésével kár érné az angol identitást! Nem a természetközeli nemzeti parkok, hanem az angol vidék lakói által évszázadok alatt aprólékosan alakított tájakat ítélték mindenképpen megőrzésre érdemesnek.

A szerény változatossággal rendelkező, kis területű országok, mint pl. **Dánia** esetében jellegzetes tájegység helyett inkább tájelemeket szoktak említeni. A dánok szerint országukat „a visszafogott attraktivitás jellemzi legjobban; búzamezők, víz, bükkfák, ős-tölgyesekkel szegélyezett fasorok, finom tengeri szellő, szinte semmi látványos...” (HILL 1999).

Vannak azért olyan nagyterületű országok is, ahol viszonylag könnyű megtalálni a nemzeti konszenzust. Ilyen, pl. **Svédország**, ahol a történelmi magterület, Dalarna joggal viseli a nemzeti táj rangot.

Spanyolország talán Kasztíliában a „legspanyolabb”, délebbre már túlságosan keveredik az arab (mór) hatás a spanyollal. Lehet, hogy Andalúzia, Granada gazdagabb kultúrával rendelkező táj, de Kasztília, Leon, Aragónia, Navarra a spanyol táji identitás magasabb szintjén áll. Érdekes, hogy a joggal hajósnépnek nevezhető spanyolok tengerparti tájai – bizonyára az azokat érő erős kozmopolita hatások miatt – szintén kevésbé képviselik a nemzeti önazonosság tudat csúcsát. Ugyanezt már láttuk a katalánok esetében.

Németország nagy kiterjedése ellenére elég egyértelmű, hogy az „igazi” német táj a **középső Rajna-völgy**, aminek kiemelkedő fontosságát a nemzeti tudatban aligha veszélyezteti egyéb táj (DIX 2002, SCHENK 2002). Legfeljebb a bajorok számára kedvesebb az Alpok előtere, pl. a vadromantikus Neuschwannsteini kastéllyal díszített látvány, de a Rajnai-Palahegységet átfűrészelő folyószakasz világörökség rangját (2002) minden német kiérdemeltnek érzi.

A Középső-Rajna-völgy szimbolikus német tájjá válásának több oka van. Először is a német törzsek évezredekig az ilyen lomboserdővel fedett, középhegységi tájban érezték magukat otthonosan, biztonságban (MÜHLENBERG ÉS SLOWIK 1997). Kr.u. 9-ben a Római Birodalom egyik legcsúfosabb katonai vereségét a Teutoburgi-erdőben szenvedte el, s innen délre, a Rajnai-Palahegységben is lényegében csak jelképes volt a Róma fennhatósága. Ami azonban egyrészt védelmet nyújt, más oldalról elszigetel. A tagolt, erdős táj nagyban hozzájárult a német területek politikai szétaprózottságához. A forduló-pontot, nemzeti egyesülést még a harmincéves háború (1618–1648) sem kényszerítette ki. A hosszú háborúskodás során kialakult politikai szövetségek nem hozták közelebb egymáshoz a csaknem 300 államocskát, s a harcok elültével az örgrófkok, fejedelmek, érsekek visszahúzódtak kiskirályságuk falai közé. A Rajna-völgy festői szirtjein még több mint száz évig nem is látó-, sokszor inkább hallótávolságban, 2–3 kilométerenként sorakoztak a lovagvárak, amelyek mindegyike igyekezett megvédeni a folyón, vagy a partján haladó európai jelentőségű kereskedelmi utat.

A napóleoni idők után, a nemzeti egység megkésett beindulásakor, a Rajna-menti táj fontos szerepet játszott a nemzet gyors identitásépítő törekvéseiben. Beethoven Rajna-szimfóniája, Wagner mitikus világa, a híres Loreley-sziklánál nyüzsgő tájképfestők hatására gyorsan igazi német tájnak tekintették. Az első (főleg angol) turisták lelkesen járták a romantikus romokat, s a Siebengebirge-Drachenfels-Rolandseck területét már 1836-ban

természet- és tájvédelmi területté nyilvánították 1869-től egy „Tájszépészeti Egyesület,, (Verschönerungsverein) gondoskodott a tájalakításról, pl. a Rajna-romantikusnak nevezett neogót-romantikus építészeti stílus elterjedéséről.

A német politikai egység létrejöttével (1871.) grandiózus emlékművek sora épült itt is, amelyek már szinte elnyomták a tájat; pl. az I. Vilmos császár emlékmű, a szoros déli, bingeni bejáratánál. A technikai haladásra fogékony németek büszkék arra, hogy a Rajnán már az 1820-as években rendszeres gőzhajóforgalom szolgálta a turizmust, a Rajna mellett pedig már 1844-ben elkezdték a vasútvonal megépítését. A táj fontosságát az is növelte, hogy a szomszédban ott lüktetett a születő német nagyipar központja, a Ruhr-vidék.

A terület német fennhatóságát a vesztes világháborúk után is csak rövid időre veszítették el, s az ideiglenes főváros, Bonn is 40 évig a táj északi pereméről irányította az egyesítés előtti országrészt.

A németek környezeti identitása ma is erős, a Natur und Landschaft folyóirat, pl. minden évben közzéteszi, hogy a szerkesztőség (tucatnyi szakértő bevonásával) miket választott az év természeti objektumainak. 2008-ban pl. az év hazai tája a Vulkán-Eifelben lévő Nette folyócska volt, a külföldi pedig a Duna-delta. 2007-ben a választás a svájci Jura hegységre esett, ill. a Schwarza folyóra Thüringiában. A 2008. év talaja a barnaföld, fája a dió, madara a kakukk, virága a bókoló bogáncs, de kiemelték vizinövényt, gombát, mohát, sőt német alaposággal gyümölcsöt (vadkörte) veszélyeztetett háziállatot (pulyka) is kineveztek az adott év természeti objektumává. Az ilyen akciók, reklámok kétségtelenül erősítik az identitást, környezetünk kisebb-nagyobb részletekhez történő kötődését.

Az **olasz** politikai egység a némethez kísértetiesen hasonló módon alakult ki a XIX. században. Az olaszok azonban a német területelnél jóval változatosabb, az Alpoktól Sziciliáig terjedő országot hoztak létre. Ennek ellenére abban minden olasz egyetért, hogy Toszkána igazi olasz táj, amelyet hajlandó a szimbolikus dobogó tetejére emelni a piemonti, a lombardiai, az abruzzókbeli és a calabriai is.

A „napsütötte Toszkána” változatos történelme során sohasem süllyedt jelentéktelen provinciává. A titokzatos etruszkok hegytetőket elfoglaló erődített városaitól a Mediciek koráig, az olasz egyesítés után 6 évig (1865–1871.) Firenze főváros szerepéig, politikai-gazdasági ereje révén mindvégig megkerülhetetlen fontosságú táj volt. Toszkána szerencsés adottságait változatos természeti viszonyainak, kiegyensúlyozott történelmi fejlődésének, gazdag történelmi múltjának, sűrűn elhelyezkedő, mégis decentralizált látnivalóinak és részletgazdag, művelt kulturtáj mivoltjának együttesen köszönheti.

Itt a legtipikusabb a hagyományos olasz cultura promiscua-nak nevezett intenzív vegyes földhasználati struktúra. Tagolt tájszerkezet, sok fás, bokros elválasztó elemmel, európai szinten elismert, védendő tájtípus (WASCHER ÉS JONGMAN 2000). Mindkét gazdasági ágban feltűnőek a kiegyensúlyozott birtokviszonyok, a földet és az ipari szférát is uralja a közepes nagyságú, családi tulajdon. Nem véletlen, hogy a tartomány lakosság száma száz év alatt egyenletesen, – úgy is mondhatnánk; „megfontoltan” emelkedő tendenciát mutat; 1911: 2,7 mio, 1928: 2,8 mio, 1951: 3,2 mio, 1968: 3,5 mio, 1998: 3,5 mio, 2004: 3,6 mio.

A fejezet végén természetesen nem kerülhetjük meg a kérdést, mi a helyzet a mi nemzeti tájidentitásunkkal? Melyik a **tipikus magyar** táj? Mely tájhoz fűzi különleges érzelmi kötődés a magyarságot? Kiindulva a lovas-nomád múltból, a sztyeppe szabadság

máig eleven mítoszaiig – ld. betyárromantika – és a Világörökség címig viszonylag egyértelmű, hogy a Hortobágnak kellene viselni ezt az emblémát (Hamvas Béla ezt élénken vitatja; HAMVAS 1988).

Úgy tűnik azonban, hogy a legnépszerűbb hazai táj rangjáért csaknem azonos eséllyel indulhatna a Balaton-felvidék, különösen a Tapolcai medence, ahol a legnagyobb Középeurópai tó találkozik a szelíd pannon táj lankáival. Ezen kívül valószínűleg a Dunakanyar sem esélytelenül kapcsolódhatna be a versenybe. Egry József a Balaton, Szőnyi István a Dunakanyar, festőjeként, pl. szélesebb körben ismert, mint az alföldinek tekinthető Tornyai János. A legmagyarabb folyó viszont a Tisza, az Alföld súlyát pedig nagyban növeli Petőfi költészete, számos népdallá vált alföldi témájú verse. A magyar irodalom különösen alkalmas a táji kötődés elemzéséhez, több írónk szentelt önálló művet a táji identitásnak (HAMVAS 1988, SZABÓ 1999).

„Van táj, amelyet ötödszöri látásra értesz csak meg, s van amelyik első pillantásra megmutatja magát, némelyiknek megértéséhez az szükséges, hogy bizonyos évszakban, bizonyos órában lásd, olyan időben, mely különösen kedvezően bontja ki formáit és egyéniségét. Az Alföld talán akkor leginkább Alföld, mikor vihar közeledik fölötté, gomolyogva előtörő felhőkkel, s az ég, melyet a toronyból látsz, sötétebb, mint alatta a búzatáblák. A Bükk és a Mátra ősszel a legszebb, kissé párás időben, mikor a levegő elmossa a határozott körvonalakat, a színek összeolvadnak, s a szelíd formákat a nedves levegő még jobban megszelidíti.” (SZABÓ 1999)

Ha pedig az egész Kárpát-medencei magyarságot nézzük, a történelmi Magyarországra gondolunk, lehet, hogy Braudelhez hasonlóan mi is elmondhatjuk, hogy valaha több Magyarország volt. Kilencven évvel a tiranoni országdarabolás után a mai nemzedékek azonban már nem tudják érzelmileg átfogni az egész Kárpát-medencét. Erdély önálló identitástudata mindig eleven volt, s a Felvidék lakói is a medenceközponti magyarságtól határozottan elkülönült környezettudati, résznemzeti utat jártak/járnak be. Ma a regionális tájidentitás a határon túl élő magyarság körében – elszakítva az anyaországtól – egyre erősödő önálló nemzeti karaktert, jelleget ölt. Esetükben a regionális és a nemzeti tájidentitás határán járunk. Az anyaországi magyarság ma már nemigen említi magyar nemzeti tájként pl. a Zoboralját, az erdélyi Mezőségeket, vagy Kalotaszeget. Legfeljebb a Székelyföld, a pl. a Hargita érzelmi kötődése olyan erős, hogy az része a hazai köztudatnak is. „Tájukat is el lehet veszteni” írja Szabó Zoltán idézett könyvében...

Végigtekintve néhány európai nemzet tájához fűződő identitásán, megállapítható, hogy a nemzeti önazonosság tudat által kiemelt szereppel bíró táj többnyire a nemzet által lakott terület természeti adottságai révén jobban védhető, belső területein található. Olyan vidéken, amely fölött az uralmat a nemzet történelme során legfeljebb csak rövid időre veszítette el és itt vannak a nemzet számára meghatározó szellemi erőt képviselő épületek, mondabeli, legendás helyszínek. Illik ez a Középső-Rajna völgyre, a Loire-vidékre, Salzkammergutra, Kasztíliaira, Toszkánára és a Tisza-vidékére egyaránt. Sokszor természetföldrajzilag, tájészttétikailag is attraktív táj; a környéket uraló hegy, méltósággteljesen kanyargó nagy folyó, látványos sziklaformák, barlangok, komor erdők, vagy barátságos kulturtáj-mozaikok.

A mai európai nemzetek nagy többségének nem kellett megélnie, hogy elveszítse politikai, etnikai hatalmát identitásértékű tájai fölött. Sajnos nekünk e tekintetben is súlyos

veszteséget okozott a trianoni határmegvonás, de paradox módon az akkori nyertesek egyike, a szerb nemzet Koszovo kapcsán napjainkban él át hasonló tragédiát... Európában szerencsére nincs példa arra, ami az örmények számára mindennapos identitáspróbát jelent, szent hegyük, az országhatáron éppen kívül emelkedő Ararát látványa kapcsán.

Európai identitás

Ma a táji identitástudat kutatás leglátványosabban a politikailag-gazdaságilag egységesülő kontinens Európa-tudatosságával kapcsolatos. Számos felmérés igazolja, hogy a kontinens lakóinak egyre nagyobb része vallja magát elsősorban egy adott nemzethez tartozónak, másodsorban viszont európai polgárnak. Közepes szintűnek bizonyult pl. a határon túli magyarság körében is az európaiság, sajnos nem egy minta esetében megelőzve az anyaországhoz fűződő érzelmi kötődés szintjét is (GEREBEN 2005)! Hamvas Béla Az Öt génusz c. írása áttételesen erről szól; a nagy európai szellemi, kulturális, épített környezeti régiókat jellemzi.

„Nyugaton az elementáris lét lefokozódik, ott az első a civilizáció és minden egyéb csak azután következik. Északon az első a természet. Keleten az első az ÉN, aki az egész világot lenyeli. Délen pedig tudják, hogy az életnek zenének kell lenni, ...

A nyugati kör Pozsonytól Szentgotthárdig terjedő vonalban nyomul kelet felé. ... Nyugat karaktere azonban a Duna mellett egész Budáig mindenütt észrevehető... Észak felé nyoma a Vág völgyében és a Szepességben is megtalálható... Pécs kétségtelenül az ország legderűsebb városa, meleg urbanitással, mint a kis intim felvidéki városkák, Igló, Szepesváralja ... (HAMVAS 1988)

Az Európai Unió egyszerre igyekszik erősíteni az **európaiság érzését**, és cáfolni ennek nemzettudat gyengítő hatását. Igyekszik eloszlatni az amerikai olvasztótégely-féle (melting-pot) jövőképet, és hangsúlyozni a **sokszínűség** egészét erősítő hatását.

Az Európai Unió kétségtelenül látványosan igyekszik demonstrálni a nemzeti identitástudat erősítését szolgáló törekvéseit is. Jó példa erre az uniós védelemmel élvező, de nemzeti büszkeség tárgyát képező mezőgazdasági, élelmiszeripari termékek hosszú sora. Az ementali, a brie, a suffolki sajt, a tokaji, a chianti, a charollais, a madeira stb. borok, a pálinka, a grappa de Lombardia, a szatmári szilva, a svábföldi Hohenloher cseresznye, és persze a fűszerek jó része uniós, ún. **földrajzi eredetvédelemben** részesül. Mivel ezeknek a termelése rendszerint egy-egy jellegzetes tájegységhez kötődik, a címkéken, a reklámokban sokszor megjelennek az adott táj jellegzetes vonásai is. Pl. gyakran felfedezhető a „jellegzetes Massif Central-i” táj sziluettje az innen származó sajtok csomagolásán, toszkánai táj a chianti borok palackján, stb. Ugyanakkor ez a példa jól demonstrálja az uniós nehézkességet is – a tokaji név magyar-szlovák-olasz használata körüli viták lezáratlanságát.

Egy további példa az **Európa kulturális fővárosa** cím, amelyet 1985. óta ítél oda az Unió 2–3 városnak. Népszerűségére jellemző, hogy a jövő kulturális fővárosai 4 évre előre ki vannak jelölve, s országon belül éles harc folyik a cím elnyeréséért. Az utóbbi években már csak kelet-európai országok esetében jelölnek valódi fővárost (pl. 2009-ben Vilnius), amivel tudatosan igyekeznek reflektorfénybe állítani egy-egy ország másodvonalában lévő városait; pl. Salamanca (Spanyolország; 2002.), Lille (Franciaország, 2004.), Nagyszeben

(Románia 2007.), Essen (Németország, 2010.), Guimaraes (Portugália 2013) stb. A cím hatására előre, és az év elteltével még sokáig kimutathatóan nőtt a lokálpatriotizmus, a városhoz, környékéhez fűződő identitás szintje.

Európa a lakosságához hasonlóan tájféldrajzilag leginkább a sokszínűséggel tűnik ki. A többi kontinenshez képest valóban **sokkal mozaikosabb** természeti adottságokkal rendelkezik, akár a geológiai felépítést, akár az éghajlati, vagy biogeográfiai struktúráját nézzük. A Kelet-Európai síkságot kivéve nincsenek nagy, egyveretű tájai. A kontinens tájtypus térképein – amelyek közül ma a legkorszerűbbnek a Meeus-féle tipológiát (In: PEDROLI et al. 2007), illetve az ennek továbbfejlesztésével kialakított ELCAI (European Landscape Character Assessment Indicative) szisztémát tekinthetjük – egyaránt a sűrű mozaikosság uralkodik (STANNERS ÉS BORDEAU 1995, WASCHER 2005, PEDROLI et al. 2007). Ennek oka, hogy a kontinens összes nagy régiójában (az említett keleti, északkeleti részt kivéve) mindenütt vannak hegyvidéki, dombosági és alföldi tájak, Európa parttagoltsága szélsőségesen nagy, és a szabályos, szélességi körökhöz igazodó éghajlati zonalitást teljesen eltorzítja a kontinens nyugati partjait jellemző óceáni klíma elhelyezkedése. A nagyobb felbontású európai nemzeti tájtypológiák között komoly eltérések vannak, de a kistájak átlagos nagysága 300–500 km². A kontinens „tajsűrűsége” tehát minden bizonnyal felülmúlja az ausztrál, vagy afrikai átlagot, de Amerikát is inkább óriási homogén tájak jellemzik; az arktikus síkságtól a prérin át amazóniáig és a pampáig. Csupán dél- és kelet-Ázsia táji mozaikossága hasonlítható az európai táji diverzitáshoz.

Ha további európai táji sajátosságokat keresünk kétségtelenül a sűrű **belakottságot** említhetjük. Bár vannak Földünknek sűrűbben lakott részei, összességében mégis az európai átlagot (kb. 75–80 fő/km²) csak Ázsia múlja fölül (107 fő/km²). Afrikában, Amerikában, Ausztráliában átlagosan csupán 10–23 lakos jut egy négyzetkilométerre. Ennek megfelelően a tájak belakottsága, települési és vonalas infrastrukturális tagoltsága nálunk kiemelkedően nagy.

A kontinens jórészt az előbbiből következő tájféldrajzi jellegzetessége, hogy alig van természetközelinek nevezhető táj, teljesen természetes pedig végképp nem található itt. Európa a **kulturtájak kontinense**, nem véletlen, hogy a Világörökség kulturtáj kategóriájába eső tájak több mint fele nálunk található (CSORBA ÉS BODNÁR 2007). A kulturtáj kategória tudományos gyökerei a XIX. század végére, Ratzelhez nyúlnak vissza, nálunk az 1930-as években Mendöl Tibor az érintetlen ún. „nyerstáj” ellentétéként kezdte használni. Ma a kulturtáj kutatás a tájféldrajz egyik leggyorsabban fejlődő ága (VOS ÉS MEEKES 1999, HÖLL ÉS NILSSON 1999, HEAD 2000, KIRCHHOFF 2005, stb.). Ez a szakterület széles tematikus sávban érintkezik a történeti földrajzzal, a történeti ökológiával, s érdeklődése elsősorban a számtalan területhasználati, földhasználati, kulturtörténeti fázis egymásra-halmozódásának kimutatására irányul (R. VÁRKONYI ÉS KÓSA 1993, FRISNYÁK, 1999, FAIRCLOUGH, G. et al. 2004). Kontinensünk nagy részén – különösen déli és középső tájain – az elmúlt évszázadok alatt többször változott területhasználat nyomai tájtörténeti sztratigráfiaként tornyosulnak egymáson (BÁTZIG 1991, FRY 2000, JUNG 2000, GÓMEZ SAL 2001, POUNDS 2003, NYIZSALOVSKI ÉS LÓCZY 2008).

Újabban egyre határozottabb kultusza kezd kialakulni az európai kereszténységet megelőző, néhol még a nemzetek előtti „pogány” világ mágikus helyeinek. Stonehenge pl. egyértelműen egy spirituális őseurópaisággal átítatott helyszín, amihez hasonló kevés őrződött meg ilyen átélhető formában. Délkelet-Csehországban Mikulov közelében lévő „táncoló hegy” esetében sejtenek egy prehisztorikus napfordulókultuszhoz kapcsolódó

rituális helyszínt (SALASOVA 2008), s nálunk is vannak olyan helyek, amelynek mágikus erejében sokan hisznek. Az európai keresztény kultúra szinte teljesen eltüntette az ilyen történelem előtti kultikus helyek emlékét, ellentétben más kontinensekkel, ahol a természetközelség időszakát csak nemrég elhagyó népek, régiók esetében erre jóval több példa van.

A tájhasználati variabilitás Európa nyugati és középső részein valószínűleg a XIX. század közepén érte el a maximumát (FUKAREK 1980). Akkor alkalmazkodott a földművelés a legprecízebben a természetes mozaikossághoz, ezt követően a nagy folyószabályozások, erdőtelepítések, műtrágyázás, agglomerációs beépítések miatt a táj vizuális és funkcionális diverzitása csökkenő tendenciát mutat (GIORGIS 1995, RICHLING 1998, MANDER et al. 2001, LÓCZY 2003).

Ashworth szerint az európai identitást a **táj, a nemzetek és a kultúrák** (pl. vallások) **mozaikossága** egyaránt indukálja, s ennek a sajátos heterogenitásnak nem egy tájban különös ízt ad a kulturtörténeti egymásra-rétegződés (ASHWORTH ÉS GRAHAM 1997, FÜLEKY 2000). Spanyolországban az arab-mór építészeti, tájhasználati örökség materiálisan is ott lévő objektumai, tájszerkezeti struktúrája, nálunk és a Balkánon a török kor rekvizitumai, a finn-litván-lengyel-szlovák övezetben a pravoszláv-oroszlátás nyomai alakítottak ki sajátos tájjelleget.

Wascher véleménye szerint az európai tájnak egy további sajátossága, hogy ezen a kontinensen magas a tájak „**koherenciaszintje**”. Ez alatt azt érti, hogy az itteni tájakat hosszú szerves tájtörténeti fejlődés jellemzi, az emberi jelenlét emiatt jobban belesimul a természetbe, mint más földrészeken (WASCHER 2000). Tételének igazolását abban látja, hogy Európában még igen sok történelmi belváros van, még a százezres városok között is tucatjával lehet olyat találni, amelyek felé közeledve előbb a többszáz éves templomtornyok, várfalak tűnek fel, pl. Ulm, Salzburg, Münster, Velence, Utrecht, Reims, stb. esetében. (Ld. Braudel idézett véleményét is a tájba simuló francia városokról!). Emellett Európában számos ún. történeti, illetve történelmi táj van, amely a kontinens tájvédelmének mintaterülete, pl. a bretagne-i bocage, a spanyol dehesa, a stájer gyümölcs-termő vidék, stb. (SZABÓ 2000, WASCHER, D. 2000, KOLLÁNYI 2008).

Wascher alacsony koherenciájú tájnak tartja azokat, ahol hatalmas ipartelepekkel, illetve lakótelepekkel kezdődik a város, a nyomasztóan túlméretezett tengerparti és hegyvidéki tömegturisztikai központokat, és néhol a falusias karaktert elvesztő elővárosi szuburbiákat, alvóvárosokat, az ún. rurbanizálódó övezeteket.

Mindennek tükrében szerinte ún. **minőségi tájnak** azt tekinthetjük, amelynek:

- nagy a funkcionális és esztétikai koherenciája,
- nagy a diverzitása és
- nagy a kulturális, tájtörténeti identitása

(WASCHER 2000, 2005, WASCHER ÉS JONGMAN 2000).

A tájidentitás mérésének indikátorai

Mint minden tudomány, a táj kutatás is fokozottan igyekszik megállapításait mérhető, ellenőrizhető, megismételhető adatokkal alátámasztani. A tájidentitás és tájlesztés tudományos követelményeknek megfelelő mérése, annak igen erős szubjektív jellege

miatt, különösen nehéz metodikai feladat (MEZŐSI 1991, WÖBSE 2002). Az Európai Táj Egyezmény definíciója egyenesen úgy fogalmaz, hogy a tájnak vannak „objektíve nem mérhető” értékei.

Az aktuális kísérletek közé tartozik az EU 6. kutatási keretprogramba beágyazódó ún. SENSOR projekt egy része (KONKOLY-GYURÓ et al. 2008). A szerzők a tájidentitás alatt a „táj sajátos vonásainak együtteseként és az antropogén hatások eredményeként létrejött egyediséget” értik. Véleményük szerint a területhasználat, illetve a felszínborítás döntő szerepet játszik a táj karakterének kialakulásában, és ennek mérésére két indikátort javasolnak;

- a táj megbecsültségét, ami a területhasználat folyamatosságát, a tájszerkezet állandóságát jelzi, illetve
- a táj vizuális attraktivitását.

A felszínborítottság állandóságát, a földhasználat stabilitását különböző időpontban készült űrfelvételek összehasonlításával lehet kimutatni – célszerűen a CORINE 1990, illetve 2000. évi felvételek alapján, illetve a CLUE modell szerinti 2025-re előre jelzett változási szcenárió segítségével.

A vizuális vonzerő két kulcsfontosságú mutatójának a szegélyhatást és a domborzati variabilitást választották (KONKOLY-GYURÓ et al. 2008). Ennek a regionális léptékű kutatásnak előzetes eredményei szerint jelentős szegélyszűrőség – vagyis a táji mozaikosság csökkenést lehet kimutatni Nagy Britanniában és Közép-Európában – különösen Csehországban és Magyarországon.

Gulinck és munkatársai által kidolgozott a táji értéktípus minősítésben ugyancsak megjelenik a kulturális identitás, amit pl.

- a hagyományos mezőgazdasági termékek arányával és
- a tradicionális földhasználati szerkezet, pl. parcellaméret, vetésforgó, stb.

tájban betöltött szerepével javasolnak jellemezni (GULINCK et al. 2001).

Nem közvetlenül, de identitás elemzésre is alkalmas a Környezet Állapot Értékelés (KÉP) akadémiai munkacsoport által elkezdett munka (BARCZI et al. 2008). Az elmúlt években megtörtént a táji indikátorok kiválasztása és definiálása, amelyek között a táj-mintázat, a tájtagoltság, a tájhasználati állandóság, az összekapcsoltság és a táj egészségi állapota közül több összhangban van a SENSOR program keretében tett megállapításokkal.

A Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszékén elkezdtek egy olyan adatbázis összeállítását, amely kis- és középtáji szinten összegzi a tájak működését veszélyeztető tényezőket (CSORBA et al. 2008). Az adatok felhasználásával egy „Magyar tájműködési atlaszt” kívánunk kiadni. Ebben ugyancsak lesznek olyan térképek, amelyek alapján következtetni lehet bizonyos identitáselemekre is (pl. tájfragmentáltság, tájhasználati stabilitás).

A tájidentitás néhány sajátos aspektusa

A tájidentitás első pillanatra meglepő oldala, amikor **illat-tájokról, hang-tájokról** (smellscape, soundscape) olvashatunk (PORTEOUS 1985,1990, RODAWAY 1994, GROOTE et al. 2000, TRESS ÉS TRESS 2003).

Daugstag pl. arról ír, hogy a norvég turisztikai reklámokban megjelentek a „látvány-fogyasztás”, „kulturtáj-kóstolás” fogalmak (*“Eat the view” and “cultural landscape tastes”*) A „hangtáj” (*„landscape as soundscape”*) szlogen pedig egyértelműen a csendes, békés, idilli vidéki helyek egyik legvonzóbb adottságára igyekezik felhívni a figyelmet (*„absence of urban noise, with connotations of rural tourism as an escape to a rural idyll away from the stressful urban life.”*(DAUGSTAG 2007).

Az idegenforgalmi reklámok egy valós élménytípust céloznak meg; a tájak illatokban, illetve hangokban megnyilvánuló tulajdonságáról ui. mindenkinek vannak személyes élményei. Az adott tájra jellemző növényzetnek, a vízfelületnek – különösen „a tenger sós illatának” – a szántás után, a nedves földnek valóban van sajátos illata. Vannak európai tájak, amelyekhez az akác- vagy fenyőillat, a levendula, az őszi nyárfalevél, vagy éppen a „mocsárszag” társul. Ezeket tényleg a „táj illatának” nevezzük, és sokan bizonygatják, hogy bizonyos helyszínhez számukra összetéveszthetetlen illat-élmény kapcsolódik (BÉTEILLE 1994, WÖBSE 2002).

Ha az illat nem is hasonlítható a táji formák, mintázat, színvilág tájkaraktert formáló erejéhez, tájidentitás-fokozó hatása nem lebecsülendő. Természetesen vannak illatokra, hangokra érzékeny, illetve kevésbé érzékeny emberek, és persze nem csak kellemes élményt idézhet fel az illat, a hang... Egyszóval ez a komponens már valóban igen szubjektív eleme a tájidentitásnak, ráadásul a formákhoz, más látványelemekhez, de még a színekhez képest is illékonyabb, epizodikusabb adaléka az adott tájnak. Lehet, hogy különleges hatása épp ebben van – hogy csak néha jelentkezik, mintegy ajándékként, és személyre szólóbb, mert csak a szemléelőben idéz fel bizonyos emlékeket.

Szabó Zoltán erről így ír:

„Van táj, melyet hetekig jártam, faluról falura, s csak az egyik faluban jöttem rá, hogy miért lehet és miért kell szeretni; a templom úgy állt a dombon, az idő úgy fordult, a nap úgy hanyatlott le, hogy a táj megmutatta magát, csak akkor és ott mutatta meg magát...”

A tájvédelemben áttételesen az illat és a hangvédelem is szerepet kap, azzal, ha védjük az illat vagy a hang forrását, a növényzetet, a vizeket, a tradicionális földhasználatot. Amikor Kalocsán örölni kezdik a paprikát, az egész várost belengi a paprikaillat. Szőlővidékeken a szüret idején a must illata fokozza a táj sajátos hangulatát, növeli az identitáserőt, csakúgy mint a halászkikötők halszaga, a fűrészmalmok körüli faillat és a fűrészgépek zaja. A folyók, tavak vízfelülete messze elviszi az esti harangszót, s ettől közelebb jön hozzánk a túlparti falu, az ott élő ember...

A táji identitás különleges szerepéről vannak még megrázóbb vallomások; *„néha úgy érzem, hogy már nem is szeretem a hazámat... legalábbis az embereket. Mert a tájat..., a tájat azt még igen...”* (Balaskó Jenő költő)

Összefoglalás

A táji környezethez történő kötődés az egyén, a kisközösségek, nemzetiségek, nemzetek számára komoly pszichoszociális támaszt biztosít. Úgy tűnik, hogy Európában ma a tradicionális értékek – család, vallás, hagyományok – megingott tekintélyének részbeni ellensúlyozására az egyéni, a nemzeti és az európai identitás tudatos erősítésének évtizedeit éljük. A XX. századi diktatórikus politikai berendezkedések megszűntével kedvező

körülmények vannak az önszerveződő területi egységek és az ott lakók kölcsönhatásának szerves fejlődésére. Európa vezető tájkatató, tájtervező, tájfejlesztő szakembereinek szemelőtt célként magas koherenciaszintű kulturtájak lebegnek, ahol a társadalmi igények megkívánta tájalakítás hosszú távon, fenntartható módon alkalmazkodik a természeti adottságokhoz, a tájtörténeti múlthoz.

Ezt a törekvést szolgálja az Európai Táj Egyezmény, aminek magyarországi ratifikálását követően ma a következő feladatok előtt állunk:

- A tájjal kapcsolatos tudatosság növelése
- Kiemelt foglalkozás a tájjal minden település- és területrendezési tervben
- Képzés, továbbképzés, szakképzés
- Szubszidiaritás = döntés a legalkalmasabb szinten
- Tájfelmérés, táji értékek feltárása, bemutatása

A tájkatatót közvetlenül az utolsó pont érinti, e témában kell a tudományos elvárásoknak megfelelő, a lehetséges objektivitást sem nélkülöző tájidentitás vizsgálatokat készíteni. A kutatások módszertani kulcskérdése a megfelelő indikátorok kidolgozása. Ezt a célt szolgálja néhány folyamatban lévő európai és hazai projekt (SENSOR, KÉP, Magyar tájműködési atlasz).

Irodalom

- ANTRO–P. M. 2000: Where are the Genii Loci? In: Pedrolí, B. (ed./Hrsg.), Landscape – Our Home, Lebensraum Landschaft. Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart, pp. 29–34.
- ASHWORTH, G. J., GRAHAM, B. 1997: Heritage, Identity and Europe. Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie, Vol. 88, No. 4. pp. 381–388.
- ARNESSEN, T. 2001: Identity in landscape studies? On metaphors and metonyms – In: Mander, Ü. et al., (Eds.): Development of European Landscapes – IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publicationes Inst Geogr. Univ. Tartuensis, 92: 373–377
- BARCZI, A., CSORBA, P., LÓCZY, D., MEZŐSI, G., KONKOLYNÉ GYURÓ, É., BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E., CSIMA, P., KOLLÁNYI, L., GERGELY, E., FARKAS, Sz. / BARCZI, A., ÁNGYÁN, J., PODMANICZKY, L., PIRKÓ, B., JOÓ, K., CENTERI, Cs., GRÓNÁS, V., VONA, M., PETŐ Á. 2008: Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. Tájökológiai Lapok, 6: 77–94.
- BÄTZIG, W. 1991: Die Alpen Entstehung und Gefárdung einer europáischen Kulturlandschaft. Beck Verlag, München, 278 p.
- BÉTEILLE, R., 1994: Le paysage, le mythe at le tourisme. Acta Geographica, 99. pp. 35–41.
- BERNAT, S., KALAMUCKA, W. 2008: The „Landscape Experienced” in empirical research conducted by Lublin scholars. In: Methods of Landscape Research, Dissertations Commission of Cultural Landscape, No. 8. Plit, J. and Andreychouk, V. (Eds.) Sosnowiec, pp.21–34.
- BERTA GY-NE 2003: Régiós identitás – Közép-Dunántúl (Gondolatok egy pályázat kapcsán) Területi Statisztika, 6: 4 376–386.
- BRAUDEL, F. 2003: Franciaország identitása. A tér és a történelem. Helikon, 326 p.
- BRIDEL, L. 2000: Le futur des paysages suisses: sommes-nous atteints de schizophrénie? Geographica Helvetica 2, pp. 73–80.
- BURDEN, R., WATTS, R., BROWN, B. 2002: The management of natural Beauty. Geography 87, pp. 49–63.
- CSIMA P. 2008: Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. In: Csorba P. – Fazekas I. (szerk.) Tájkatató-Tájökológia. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 401–407.
- CSORBA P., BODNÁR R. 2007: The European Landscape Convention and Tourism. AGD Landscape and Environment 1. (1) pp. 75–84.

- CSORBA, P., SZABÓ, J., BODNÁR, R., SZILÁGYI ZS., SZABÓ GY., SZABÓ SZ., NOVÁK T., FAZEKAS I. 2008: „Red Book” of the Hungarian Landscapes. Atlas of the threats on the natural functioning of the 229 Hungarian microregions. Methods of landscape research, Dissertations Commission of Cultural Landscape, No. 8. Plit, J. and Andreychouk, V. (Eds.) Sosnowiec, pp. 43–60.
- CSATÁRI B. 2008: Tételek és példák a tájak és a területfejlesztés kapcsolatáról. In: Csorba P. – Fazekas I. (szerk.) Tájéktudás–Tájökológia, Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 393–399.
- DAUGSTAG, K. 2007: Negotiating landscape in rural tourism. *Annals of Tourism Research*, 35: 2 402–426.
- DIX, A. 2002: Das Mittelrheintal – Wahrnehmung und Veränderung einer symbolischen Landschaft des 19. Jahrhunderts. *Petermanns Geographische Mitteilungen*, 146: 44–53.
- ELLENBERG, H. 1990: Bauernhaus und Landschaft in ökologischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 585 p.
- FAIRCLOUGH, G., CLARK., DARLINGTON. 2004: Using Historic Landscape Characterisation. English Heritage and Lancashire Country Council, 63 p.
- FRISNYÁK S. 1999: Magyarország történeti földrajza. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 213 p.
- FRY, G. 2000: The landscape character of Norway – landscape values today and tomorrow – In: Pedroli, B. (ed./Hrsg.): Landscape – Our Home, Lebensraum Landschaft. Indigo, Zeist, Freies Geistesleben, Stuttgart, pp. 93–100.
- FUKAREK, F. 1980: Über die Gefährdung der Flora der Nordbezirke der DDR. *Phytocoenology* 7: 174–182.
- FÜLEKY Gy. (szerk.) 2000: A táj változásai a Kárpát-medencében a történelmi események hatására. Budapest-Gödöllő, 286 p.
- GEREBEN F. 2003: Olvasáskultúra és identitás. A Kárpát-medence magyarságának kulturális és nemzeti azonosságadata. Kissebbségkutatás Könyvek, Lucidus Kiadó, 215 p.
- GIORGIS, S. 1995: Rural landscapes in Europe: principles for creation and management. Council of Europe, Steering Committee for the Conservation and Management of the Environment and Natural Habitats, Planning and Management Series, No. 3. Straßbourg, 71 p.
- GÓMEZ SAL, A. 2001: Assessing landscape values: A proposal for a multidimensional model. In: Mander, Ü. et al. Development of European Landscapes. IALE Conference proceedings, University of Tartu, Publications Inst. Geogr. Univ. Tartuensis, 92: 122–125.
- GRAHAM, B., ASHWORTH, G. J., TUNBRIDGE, J. E. 2000: A geography of heritage. Power, Culture and Economy. Arnold, London, 284 p.
- GRANÖ, J. G. 2003: Origin of Landscape Science. Collection of Papers, Turku, 143 p.
- GROOTE, P., HUIGEN, P., HAARTSEN, T. 2000: Claiming Rural Identities. In: Haartsen, T., Groote, P. and Huigen, P. (Eds.), Claiming Rural Identities, Van Corcum, Assen, pp. 1–7.
- GULINCK, H., MUGICA, M., ATAURI, J., DE LUCIO, J. 2001: A framework for comparative landscape analysis and evaluation based on land cover data, with an application in the Madrid region (Spain). *Landscape and Urban Planning* 55, pp. 257–270.
- HAMVAS B. 1988: Az öt génusz. Életünk Könyvek, Budapest, 110 p.
- HEAD, L. 2000: Cultural Landscapes and Environmental Change. Arnold, 179 p.
- HILL, R. 1999: Mi, európaiak. Geomédia Szakkönyvek, Budapest, 462 p.
- HÖLL, A., NILSSON, K. 1999: Cultural landscape as subject to national research programmes in Denmark. *Landscape and Urban Planning* 46, pp. 15–27.
- JUNG, G. (Hrsg.) 2000: Norwegen eine Naturlandschaft? – Ökologie und nachhaltige Nutzung – Oldenburger Geoökologische Studien, Band 4, 228 p.
- KÁDÁR L. 1941: A magyar nép tájsemlélete és Magyarország tájnevei. Táj és Népkutató Intézet kiadványai Budapest, 24 p.
- KIRCHHOFF, Th. 2005: Kultur als individuelles Mensch-natur-Verhältnis. In: Weingarten, M. (Hrsg.) Strukturierung von Raum und Landschaft. Dampfboot Verlag, Münster, pp. 63–106.
- KOLLÁNYI L. 2008: Tájak történetisége és a történeti tájak meghatározásának kérdései. In: Csorba P. – Fazekas I. (szerk.) Tájéktudás–Tájökológia. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 89–94.
- KONKOLY Gy. É., JOMBACH S., TATAI Zs. 2008: Landscape identity is a new sustainability impact. (in Hungarian) *4D Journal of Landscape Architects and Gardening*, Budapest, 9., pp. 52–59.
- KOVÁCS A. D. 2008: A környezeti tudatosság fogalomköre és vizsgálata alföldi példákon. PhD értekezés, Kecskemét, 112 p.
- LÓCZY D. 2003: Lehetőségek a mezőgazdasági tájak mikroszerkezetének értékelésére. *Tájökológiai Lapok*, 1: 33–43.
- MANDER, Ü., PRINTSMAN, A., PALANG, H. (Eds.) 2001: Development of European Landscapes. Conference proceedings, Vol. I–II. Publications Institut Geography, University Tartuensis, 92. Estonia, 804 p.

- MEZŐSI G. 1991: Kísérletek a táj esztétikai értéknek meghatározására. *Földrajzi Értesítő*, 40:251–264.
- MICHELL, F., RYAN, M. 2001: *Reading the Irish Landscape*. Town House and Country House, Dublin, 392 p.
- MÜHLENBERG, M., SLOWIK, J. 1997: *Kulturlandschaft als Lebensraum*. Quelle und Meyer, UTB für Wissenschaft, Uni Taschenbücher 1947, 312 p.
- NOUGÉ, J., VICENTE J. 2004: Landscape and national identity in Catalonia. *Political Geography*, 23, pp. 113–132.
- NYIZSALOVSZKI R., LÓCZY D. 2008: Tradicionális tájhasználat és terroir Tokaj-hegyalján. In: Csorba P. – Fazekas I. (szerk.) *Tájkutatás-Tájökológia*. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 111–116.
- PEDROLI, B. (Ed./Hrsg.) 2001: *Landscape – Our Home, Lebensraum Landschaft*. Indigo, Zeist, Freie Geistesleben, Stuttgart, 221 p.
- PEDROLI, B. 2005: The nature of lowland rivers: a search for river identity. In: Wiens, J. – Moss, M (Eds.) *Issues and perspectives in Landscape Ecology*, Cambridge Studies in Landscape Ecology, pp. 259–273.
- PEDROLI, B., DOORN, VAN, A., BLUST, DE G., PARACCHINI, M.L., WASCHER, D., BUNCE F. (Eds.) 2007: *Europe's living landscapes*. Essays exploring our identity in the countryside. Landscape Europe Wageningen/KNNV Publishing, Zeist, 432 p.
- PORTEOUS, J. D. 1985: Smellscape. *Progress in Physical Geography*. 9: 356–378
- PORTEOUS, J.D. 1990: *Landscapes of the Mind*. Worlds of Sense and Metaphor, University of Toronto Press, Toronto 230 p.
- POUNDS, N. J. G. 2003: *An historical geography of Europe*. Cambridge University Press, Hungarian translation Osiris Press, Budapest, 532 p.
- RAIVO, P. J. 2000: Landscaping the patriotic past: Finnish war landscapes as a national heritage. *Fennia*, Vol. 178, pp. 139–150.
- RICHLING, A. (Ed.) 1998: *Landscape Transformation in Europe – Practical and Theoretical Aspects – The Problems of Landscape Ecology Vol. III*. – IALE Polish Association for Landscape Ecology, Warszawa, 330 p.
- ROBERTSON, I., RICHARDS, P. 2003: *Studying cultural landscapes*. Arnold, London, 199 p.
- RODAWAY, P. 1994: *Sensuous Geographies. Body, Sense and Place*, Routledge, London, 185 p.
- R. VÁRKONYI Á., KÓSA L. (szerk.) 1993: *Európa híres kertjében*. Orpheusz Kiadó, Budapest
- SALASOVA, A. 2008: *Designed landscapes – The past, present and future*. 4D Tájépítészeti és kertművészeti Folyóirat, 11. szám, pp.38–43.
- SCHENK, W. 2002: *Aktuelle Tendenzen der Landschaftsentwicklung in Deutschland und Aufgaben der Kulturlandschaftspflege*, – *Petermanns Geog. Mitt.* 146, 6, pp. 54–57.
- STANNERS, D., BOURDEAU, PH. (Eds.) 1995: *Europe's encirment – European Environmental Agency*, Copenhagen, 676 p.
- SZABÓ J. 2000: *A mitikus és a történeti táj*. Balassi Kiadó MTA Művészettörténeti Kutató Intézet, Budapest, 351 p.
- SZABÓ Z. 1999: *Szerelmes földrajz*. Osiris Kiadó, Budapest, 158 p.
- TELEKI P. 1996: *A földrajzi gondolat története*. Kossuth Könyvkiadó, Budapest, 193 p.
- TRESS, B., TRESS, G. 2003: *Communicating Landscape Development Plans through Scenario Visualization Techniques*. In: Palang, H. and Fry, G. (Eds), *Landscape Interfaces. Cultural Heritage in Changing Landscapes*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 185–220.
- URBAN, H., GRÜNWEISS, F-M., SMOLINER C. (Hrsg.) 1997: *Wo i leb... Kulturlandschaften in Österreich*, Katalog, NR 67. Des Stadtmuseums Linz – Nordico, Herausgeber: Oberösterreichische Umweltakademie beim Amt der Oberösterreich. Landesregierung, 215 p.
- VOS, W., MEEKES, H. 1999: Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning*, 46, pp. 3–14.
- WASCHER, D. 2000: *The Face of Europe*. Tilburg, ECNC, 50 p.
- WASCHER, D. (Ed.) 2005: *European Landscape Character Areas*. Alterra Report, No. 1254, 160 p.
- WASCHER, D., JONGMAN, R. (Eds.) 2000: *European Landscapes, Classification, assessment and conservation*, European Environment Agency, Copenhagen, 99 p.
- WÖBSE, H. H. 2002: *Landschaftsästhetik*. Ulmer Verlag, 304 p.

LEVELS OF IDENTITY RELATED TO LANDSCAPES

P. CSORBA

University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography
H-4010 Debrecen, P.O.B. 9. e-mail: csorbap@delfin.unideb.hu

Keywords: personal, national and European landscape identity; landscape identity indicators

Abstract: The natural and transformed cultural landscapes both play an important role in forming our personal, collective, national or nationality but still continental identity as well. In recent years – to clearly counterbalance the globalisational tendencies – reinforcing raillery to place, environment and landscape has also been incited institutionally in Europe (European Landscape Convention). It is recognised namely identity frees forces improving quality of life. It has a positive share in social development from small communities to continental level. The individual landscape identity often tends to landscapes and landscape fragments being less valuable landscape aesthetically and ecologically. On the other hand the higher level community the concrete landscape is the object of the identity of the more the aesthetical quality and the historical importance play role in. The historical development of several European landscapes has followed closely the general social and economical development for centuries. This results the so-called strong landscape coherence level, and these landscapes are especially suitable to produce a high degree of identity sentiment from their inhabitants.

The development of identity sentiment attaching to landscapes can be studied on several communal levels. Strengthening the “being European sentiment” is quite new among these. Especially small nations having been delivered from foreign oppression experience the different forms of national identity – for example fostering the characteristic national landscapes.

The landscape character, the object of the landscape identity, mainly manifests in the visual appearance of landscapes. But there are a lot of examples concerning some smellsapes and soundsapes which are inseparable parts of landscape identity.

There are initial efforts to measure identity being connected with landscapes. Several scientific projects make trials of finding proper indicators. Amongst these besides aesthetical attractivity certain geographical data seem to be utilizable, e.g. landscape use permanence, the ratio of the traditional land use, building up density, the edge effect index of landscape pattern, etc.

A CLC2000 ÉS CLC50 ADATBÁZISOK ÖSSZEHASONLÍTÁSA TÁJMETRIAI MÓDSZEREKKEL

SZABÓ Szilárd

Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: szszabo@delfin.unideb.hu

Kulcsszavak: CLC50, CLC2000, tájmetria

Összefoglalás: A tájváltozás elemzéséhez használt digitális térképi adatbázisok egy része ma már térítésmentesen is hozzáférhető. Példaként azokat a térképi adatbázisokat említhetjük meg, amelyek vagy tényleges terepi térképezésen, vagy légifotók, műholdfelvételek interpretációján alapulnak. E munka célja az, hogy két felszínborítottsági adatbázis – a CLC50, mint térítésköteles és részletes, valamint a CLC2000, mint ingyenes, de egyszerűsített tartalmú állomány – példáján bemutassuk azt, hogy mennyire különböző eredményt kaphatunk alkalmazásuk mellett. A vizsgálat során az egyes foltok osztály szintű tájmetriai paramétereit határoztuk meg és vetettük alá statisztikai elemzésnek. Az eredmények azt bizonyítják, hogy a tájanalízis során levonható következtetéseket jelentősen befolyásolja az, hogy a tájmetriai mutatókat melyik adatbázisból származtatjuk. A CLC50 részletességénél fogva lényegesen pontosabb képet ad a kisebb területű felszínborítási kategóriák esetében, aminek mértékét munkánk során számszerűsítettünk is 16 metrika esetében. Az eredmények alapján a CLC2000-felhasználását kisebb léptékű regionális vizsgálatoknál javasoljuk, a kistáj szintű tájváltozás vizsgálatokhoz a CLC50 adatbázis az alkalmasabb.

Bevezetés

Légifotók és műholdfelvételek interpretációjával vektoros digitális adatbázisok állíthatók elő. Hazánkban a CORINE Land Cover (a továbbiakban CLC) program keretében készült felszínborítottsági adatbázisok érhetőek el különböző árfekvésben a méretarány függvényében. Az adatbázis kialakítását az Európai Unió indította el 1985-ben azzal a céllal, hogy hozzanak létre egy olyan felszínborítottsági adatbázist, mely alkalmas az időbeli változások nyomon követésére.

A program a CLC100 elkészítésével kezdődött. A „100” az M= 1:100 000 méretarányra utal, a feldolgozás alapját pedig az 1990–1992 közötti időszakból származó LANDSAT TM műholdfelvételek képezték (az elkészült adatbázis a későbbiekben a CLC1990 nevet kapta az állapotfelvelet évére utalva). Az interpretáció főliákra történt, amit aztán beszkeneltek és ezt vektorizálták. A legkisebb térképezet egység 25 hektáros, vagyis pl. 500×500 méteres mezőgazdasági táblák kerültek térképezésre. A vonalas elemekben 100 méteres szélesség kellett ahhoz, hogy rákerüljenek a térképre. Nemzetközi szinten 44 területhasználati kategória elkülönítése történt meg, amiből hazánkban nem fordul elő mindegyik: pl. olajfa ültetvény; hangafüves, harasztos terület; homokos tengerpart. A geometriai pontosság, a megengedhető RMS hiba mértéke 100 méter, a tematikus pontosság 85%-os. A hivatalos közlések szerint az adatbázis pontossága 87%-os (MARI és MATTÁNYI 2002; European Commission DGXII, 2000 in SCHMIT et al. 2006)

A felszínborítottság térképezésében a következő lépcső a CLC50 elkészítése volt, mely 1998–1999-ben készült el SPOT-4 felvételek interpretációjával. Ez az adatbázis 1:50 000 méretarányú, legkisebb térképezett egysége 4 hektár, vagyis szabályos alakza-

tokban gondolkodva egy 200×200 méteres mezőgazdasági parcella, vagy egy 225 méter átmérőjű kerek erdő kerülhetett fel a térképre; állóvizek esetében ehhez már elegendő volt az 1 hektáros méret is. A lineáris elemek minimum 50 méteres szélességtől kerültek be az adatbázisba (ne feledjük, hogy az 1:50 000 lépték mellett ez 1 mm széles elemeket jelent). A CLC100 44 kategóriáját egy további (4.) szinttel egészítették ki, így összesen 79 kategóriára bővült a tematikus tartalom. A megengedett RMS hiba mértéke 20 méter alatti, a tematikus pontosság 90%-os (BÜTTNER et al. 2004). Tovább lépést jelentett a CLC100-hoz képest a külső minőség-ellenőrzés, melyet a nemzetipark-igazgatóságok, valamint a növényegészségügyi és talajvédelmi szolgálatok végeztek el (BÜTTNER et al. 2002).

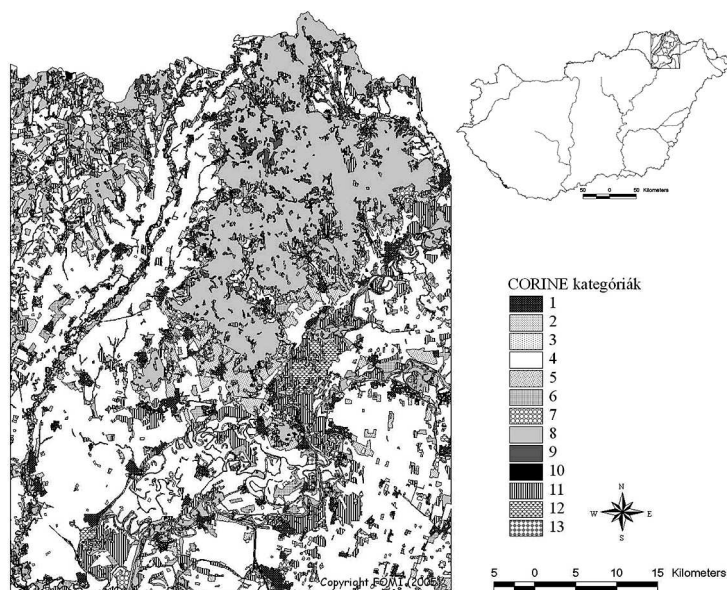
2000-ben, a CLC1990 sikeres és széleskörű alkalmazása nyomán merült fel annak igénye az EU döntéshozóiban, hogy fel kellene újítani a meglévő 1:100 000 méretarányú adatbázist és elkészíteni a változások térképét is (DE LIMA 2005). A változások kimutatásához előbb – alkalmazkodva a fejlettebb feldolgozási környezethez – az 1990-es felvételeket újrakorrigálták: az RMS hiba maximális értéke 25 méter alatti lehetett és a felvételek ortokorrekcióját is elvégezték, míg 1990-ben még csak hasonlósági transzformációt alkalmaztak. Az adatbázist 1999-2001 közötti ortokorrigált Landsat-7 felvételek alapján készítették el, felhasználva a CLC50-et, generalizálva annak tartalmát. A CLC2000 kategóriáinak a megbízhatósága $87\pm 0,8\%$ -os, melyen belül a folyók, tavak, szántók, erdők, gyepek pontossága kiváló és jó, a szőlőké elfogadható, a gyümölcsösök és komplex mezőgazdasági területek alacsony (BÜTTNER és MAUCHA 2006).

A szakirodalomban számos példa van a CLC-adatbázisok alkalmazására (KOVÁCS 2006; CSORBA 2007; JOMBACH 2007; BALÁZS, 2008; VAN DESSEL et al. 2008; SZILASSI, 2008; DURAI 2009, FERANEC et al. 2009), ezek közül KOLLÁNYI (2004) és BARCZI et al. (2008) munkáiban konkrét javaslatot találunk a CLC100 és CLC50 tájértékelésben való felhasználására. CSORBA (2008) a CLC-adatbázisok megjelenését a tájökölógiai kutatások mérföldköveként értékeli. A fentebbiekben leírtakból kiderül, hogy ismert a geometriai és tematikai pontosságukat, arról viszont nincs információnk, hogy használatuk során milyen méretarányból eredő hibákkal, pontatlanságokkal kell számolnunk. E munka célja az volt, hogy a CLC50 és CLC2000 felszínborítási adatbázisokat összehasonlítsuk abból a szempontból, hogy milyen eltérések tapasztalhatók a két adatbázisból nyert tájmetriai mérőszámok között. Használható-e nagy léptékben a CLC2000, vagy inkább csak közeptáji, vagy regionális szinten ajánlott? Mennyiben más következtetések vonhatók le használatuk során?

Anyag és módszer

A munka során egy északkelet-magyarországi terület kistájainak a CLC50 és CLC2000 adatbázisát használtuk fel. Az elemzett kistájak a következők: Taktaköz; Harangod; Központi-Zemplén; Abaúji-hegyalja; Szerencsi-dombság; Tokaj-Hegyalja; Hegyköz; Vitanyi-rögök; Keleti-Cserehát; Hernád-völgy; Szerencsköz (1. ábra).

A CLC50 és a CLC2000 kategóriáit a Corine nomenklátúra 2. szintjén összevontuk, majd az így kapott poligonok és felszínborítottsági kategóriák tájmetriai paramétereit Fragstats 3.3 szoftver segítségével számítottuk ki osztály szinten. E szoftver raszteres állományokkal dolgozik, melyhez vektoros adatbázist 30 m-es felbontású rácshálóra konvertáltuk mindkét adatbázist.



1. ábra A vizsgálati terület területhasználata a CLC50 alapján

(1: település; 2: bányá; 3: mesterséges zöldfelület; 4: szántó; 5: szőlő-gyümölcs; 6: gyep;
7: vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 8: lombhullató erdő; 9: örökzöld erdő;
10: kevert erdő; 11: bozót; 12: víz; 13: ipari-kereskedelmi terület)

Figure 1. Landuse structure of the study area based on the Corin Land Cover (Scale = 1:50,000)

(1: municipality, 2: mining area, 3: artificial green areas, 4: arable land, 5: vineyard-orchard,
6: pasture, 7: mixed agricultural utilization; 8: deciduous forest, 9: coniferous forest,
10: mixed forest, 11: scrub, 12: water, 13: industrial-commercial zone)

A tájmetriai mutatókkal sokoldalúan össze lehet hasonlítani a két adatbázis poligonjait: nemcsak az átfedések (melynek vizsgálata jelen munkánknak nem része), a terület és kerület határozható így meg, hanem a területi elhelyezkedésből és a poligonok határoló vonalainak a sajátosságaiból adódó tulajdonságok is.

A vizsgált tájmetriai paraméterek a következők voltak: az egyes felszínborítottsági kategóriák területe (CA: Class Area); adott felszínborítottsági kategóriák részesedése az összterületből (PLAND: Percentage of Landscape Class); foltszám (NP: Number of Classes); foltűrűség (PD: Patch Density); legnagyobb folt index (LPI: Largest Patch Index); teljes élhossz (TE: Total Edge); élsűrűség (ED: Edge Density); alak index (LSI: Landscape Shape Index); kerület-terület arány (PARA: Perimeter-Area Ratio); objektumok köré húzható legkisebb befoglaló körök sugarának átlaga (Circle: Related Circumscribing Circle); magterület (Core: Core Area); hatékony hálósűrűség (Mesh: Effective Mesh Size); felosztottsági index (Split: Splitting Index). Az indexek kiválasztásában az egyszerűség és a meghatározás átláthatósága volt a meghatározó, döntően a kerület-terület, magterület, alak és a fragmentáció egyes mérőszámait vizsgáltuk meg. Ismertetésük során az egyértelműség miatt ragaszkodtunk az angol megnevezések használatához.

A két adatbázis összehasonlítását a nem paraméteres Mann-Whitney próbával végeztük, mely nem érzékeny a normalitás feltételének megsértésére.

Eredmények

A vizsgálatokat a mérőszámok összehasonlításával kezdtük. Az 1. és 2. táblázatokban néhány, a területre jellemző felszínborítottsági kategória statisztikai paramétereit foglaltuk össze.

1. táblázat A szántók osztály szintű tájmetriai mérőszámainak a statisztikai paramétereit a CLC2000 és CLC50 adatbázisban

(CA: felszínborítási osztály területe; PLAND: felszínborítási osztály területének és az összterületnek a hányadosa; NP: tájfoltek száma; PD: folttsűrűség; LPI: a legnagyobb folt területének aránya az osztályterülethez viszonyítva; TE: felszínborítási osztály összkörülete; ED: adott felszínborítási osztály összkörületének és a teljes területnek a hányadosa; LSI: alaki index; Gyrate: forgási sugár; PARA: kerület/terület; Circle: a tájfoltek és a köré húzható legkisebb területű kör területeinek a hányadosa; Core: magterület; Mesh: effektív hálóméret; Split: felosztottsági index)

Table 1. Statistical parameters of some selected class-level landscape metrics of arable lands in the database of CLC2000 and CLC50

(CA: Class Area; PLAND: Percentage of Landscape Class; NP: Number of Classes; PD: Patch Density; LPI: Largest Patch Index; TE: Total Edge; ED: Edge Density; LSI: Landscape Shape Index; Gyrate: Radius of Gyration; PARA: Perimeter-Area Ratio; Circle: Related Circumscribing Circle; Core: Core Area; Mesh: Effective Mesh Size; Split: Splitting Index)

	Átlag		Szórás		Alsó kvartilis		Medián		Felső kvartilis	
	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50
CA	9378	9131	8635	8342	3600	3571	5641	5465	14720	14596
PLAND	47,1	46,0	29,1	28,4	16,1	16,0	48,6	46,1	67,5	67,1
NP	24,1	46,7	21,6	44,2	11	13	17	35	38	54
PD	0,12	0,22	0,06	0,11	0,09	0,12	0,11	0,24	0,16	0,29
LPI	32,5	27,1	26,5	28,3	7,0	4,7	31,1	16,6	52,8	45,7
TE	315597	428874	275982	397467	163840	218280	211020	281140	517160	658640
ED	15,3	20,7	7,3	9,6	10,2	13,6	17,1	23,6	22,1	29,9
LSI	8,2	10,9	3,9	5,4	5,8	8,0	7,4	9,6	10,6	13,6
Gyrate	962	286	2009	320	180	66	470	160	663	341
Shape	2,1	1,9	0,38	0,17	1,85	1,74	2,05	1,94	2,25	2,07
Fractal	1,103	1,094	0,02	0,006	1,089	1,090	1,099	1,096	1,118	1,099
PARA	512	485	284	213	214	280	473	500	754	707
Circle	0,685	0,644	0,042	0,035	0,639	0,607	0,684	0,654	0,708	0,660
Core	935	271	1978	312	162	58	446	149	636	320
Mesh	3059	2352	3719	3484	140	76	1671	633	5403	4709
Split	4433	5412	14485	17657	3,5	4,6	9,3	18,8	158,6	292,2

2. táblázat A legelők osztály szintű tájmetriai mérőszámainak a statisztikai paramétereit a CLC2000 és CLC50 adatbázisban

(CA: felszínborítási osztály területe; PLAND: felszínborítási osztály területének és az összterületnek a hányadosa; NP: tájfoltok száma; PD: foltosság; LPI: a legnagyobb folt területének aránya az osztályterülethez viszonyítva; TE: felszínborítási osztály összkerülete; ED: adott felszínborítási osztály összkerületének és a teljes területnek a hányadosa; LSI: alak index; Gyrate: forgási sugár; PARA: kerület/terület; Circle: a tájfolt és a köré húzható legkisebb területű kör területeinek a hányadosa; Core: magterület; Mesh: effektív hálóméret; Split: felosztottsági index)

Table 2. Statistical parameters of some selected class-level landscape metrics of pastures in the database of CLC2000 and CLC50

(CA: Class Area; PLAND: Percentage of Landscape Class; NP: Number of Classes; PD: Patch Density; LPI: Largest Patch Index; TE: Total Edge; ED: Edge Density; LSI: Landscape Shape Index; Gyrate: Radius of Gyration; PARA: Perimeter-Area Ratio; Circle: Related Circumscribing Circle; Core: Core Area; Mesh: Effective Mesh Size; Split: Splitting Index)

	Átlag		Szórás		Alsó kvartilis		Medián		Felső kvartilis	
	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50	CLC2000	CLC50
CA	1779	1179	1939	948	628	408	1071	934	2307	1730
PLAND	7,7	5,9	4,8	2,6	2,5	3,8	6,2	5,5	12,4	8,4
NP	26,8	48,7	16,3	27,6	13,0	25,0	24,0	46,0	37,0	59,0
PD	0,16	0,31	0,10	0,16	0,11	0,15	0,15	0,29	0,18	0,39
LPI	1,59	1,06	0,91	0,65	0,95	0,50	1,57	0,93	1,96	1,37
TE	158063	173100	144670	120673	70200	76880	124880	154000	214700	242380
ED	7,4	9,2	3,9	3,9	5,1	5,9	7,0	8,5	9,9	13,0
LSI	8,9	12,2	3,5	4,0	6,9	9,5	8,6	12,6	11,2	14,3
Gyrate	307,1	205,1	110,8	60,3	267,2	180,6	294,1	185,5	389,1	237,4295
Shape	1,88	1,91	0,15	0,13	1,79	1,79	1,86	1,91	2,03	2,00
Fractal	1,100	1,106	0,006	0,008	1,095	1,099	1,101	1,108	1,105	1,110
PARA	438	536	325	362	247	391	370	431	448	531
Circle	0,669	0,668	0,022	0,017	0,649	0,659	0,671	0,667	0,687	0,679
Core	46	17	28	9	28	10	48	16	60	21
Mesh	14,1	4,0	15,7	2,9	1,7	1,5	8,9	3,8	24,4	5,4
Split	7000	8502	11807	10161	994	2585	2509	4522	3109	7384

A két kiválasztott területhasználati kategória jól láthatóan különbözik egymástól, más az összterületük, a legelők jóval kisebbek a szántóknál és emellett az alakjuk sem hasonlít, a legelők kompaktabbak. Mindkét bemutatott kategória esetében egyes mutatók jelentősen eltérnek egymástól. Az eltérések szignifikanciáját Mann-Whitney próbával vizsgáltuk meg és a 3. táblázatban foglaltuk össze. A könnyebb átláthatóság és bemutatás miatt nem területhasználati bontásban, hanem összevonva mutatjuk be, a területhasználati kategóriánkénti szignifikáns eltéréseket szövegesen ismertetjük.

3. táblázat A Corine Land Cover 2000 és Corine Land Cover 50 adatbázisokból nyert tájmetriai mutatók különbségei (a szignifikáns különbségek félkövéren kiemelve) adatbázisban (CA: felszínborítási osztály területe; PLAND: felszínborítási osztály területének és az összterületnek a hányadosa; NP: tájfoltok száma; PD: foltsűrűség; LPI: a legnagyobb folt területének aránya az osztályterülethez viszonyítva; TE: felszínborítási osztály összkerülete; ED: adott felszínborítási osztály összkerületének és a teljes területnek a hányadosa; LSI: alak index; Gyrate: forgási sugár; PARA: kerület/terület; Circle: a tájfolt és a köré húzható legkisebb területű kör területeinek a hányadosa; Core: magterület; Mesh: effektív hálóméret; Split: felosztottsági index)

Table 3. Results of Mann-Whitney test in the case of Corine Land Cover 2000 and Corine Land Cover 50 databases (significant differences are highlighted with **bold** style)

(CA: Class Area; PLAND: Percentage of Landscape Class; NP: Number of Classes; PD: Patch Density; LPI: Largest Patch Index; TE: Total Edge; ED: Edge Density; LSI: Landscape Shape Index; Gyrate: Radius of Gyration; PARA: Perimeter-Area Ratio; Circle: Related Circumscribing Circle; Core: Core Area; Mesh: Effective Mesh Size; Split: Splitting Index)

	<i>F-próba</i>	<i>Sig.</i>
CA	0,675568	0,41194
PLAND	0,827753	0,363843
NP	15,03111	0,000137
PD	18,51274	2,47E-05
LPI	1,044582	0,307796
TE	1,63445	0,202334
ED	2,718767	0,100494
LSI	12,93749	0,000392
Gyrate	28,52022	2,16E-07
Shape	0,029352	0,864114
Frac	1,894595	0,169978
Para	3,461726	0,064038
Circle	1,187174	0,277002
Core	3,058438	0,081608
Mesh	0,589685	0,443302
Split	0,694714	0,405401

Az eredmény alapján úgy tűnhet, hogy mindegy melyik adatbázist használjuk a táj-ökológiai analízis során (az NP, a PD, az LSI és a Radius of Gyration kivételével nincs szignifikáns különbség), de ez csak azért van, mert a különbségek elmosódnak a teljesen eltérő tulajdonságú területhasználati kategóriák miatt.

A beépített *területek* esetében az LSI, a Shape Index, a Fractal Dimension, a Core Area és a Circumscribing Circle mérőszámok különböznek egymástól szignifikánsan ($p < 0,05$). A *mesterséges zöld felületek* és a *szőlőterületek* esetében nem találtunk szignifikáns különbségeket. A *szántóknál* a Patch Density, vagyis a foltsűrűség esetében volt különbség. A *legelőknél* az előzőkhöz hasonlóan különbözik a foltsűrűség, azonban itt a foltok száma is szignifikánsan eltérő. Érdekességként jegyezzük meg, hogy az előző kategóriáknál is van eltérés a foltok száma között (lásd például 2. táblázat, NP átlag), de esetükben az eloszlások jelentősen átfednek (lásd alsó és felső kvartiliseket), így a különbség sem számottevő (ezért is helytelen az átlag használata, ami jelen esetben a szántóknál félrevezető is lehetne). Emellett szignifikánsan eltér a kategória összterülete, a belső zónák területe és

a forgási sugár. A *vegyes mezőgazdasági területeknél* a foltszám (NP), a foltűrűség (PD), az LSI, a Radius of Gyration, a Fractal Dimension, a Perimeter-Area Ratio, a Core Area és a Mesh Size is szignifikánsan különbözik ($p < 0,05$). A *lombhullató erdőknél* szintén sok esetben tapasztaltunk jelentősen eltérő megoldást a CLC2000 és CLC50 adatbázisokból származtatva: foltszám (NP), foltűrűség (PD), LSI, Shape Index és Fractal Dimension. Az *örökzöld erdőknél* csak a belső zónák területe (Core Area) különbözik. A *vegyes erdőknél* az összerülethez viszonyított arány (PLAND), a Radius of Gyration, a Core Area, valamint a Mesh és Split indexek különböznek. A *bokros, cserjés területeknél* a PLAND, az NP, a PD, a TE, az ED, az LSI és a Core Area esetében volt az eltérés szignifikáns. A *bányákat, vizes élőhelyeket, vízfelületeket, ipari területeket* a vizsgálati területen való esetleges jelenlétük miatt nem értékeltük külön.

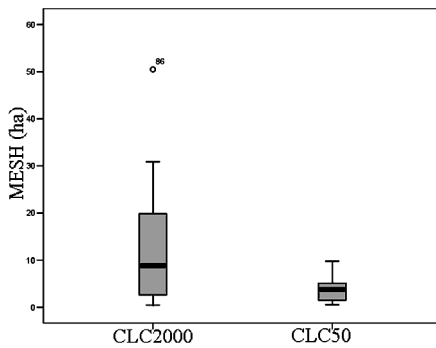
Következtetések

A tapasztalt eltérések okai részben a két adatbázis minimális térképre vitt foltmérésére vezethetők vissza (25 ha vs. 4 ha). A másik ok az, hogy időbeli eltérés is van a két interpretált állomány között, azaz ugyanaz a terület potenciálisan ugyanabból az évből származó műholdfelvételekről is fel lehet dolgozni, míg mások között akár 2 év különbség is elképzelhető. A harmadik ok a korábbiakban taglalt geometriai pontosság: bár a poligonok határoló vonalai döntő hányadukban átfednek, előfordulhat olyan, amit a CLC2000-ben kevésbé pontosan húztak meg (lásd 4–5. ábra). Emellett megjegyezzük azt is, hogy a „szignifikáns eltérés” fogalma egy önkényesen megválasztott értéken alapul, amire 95%-ot ($p < 0,05$) határoztak meg és automatikusan utasítunk, vagy éppen fogadunk el hipotéziseket ez alapján (MOKSONY 1999). Sokszor nem is gondolkodunk azon, hogy pl. mennyiben más a $p < 0,049$ és a $p < 0,051$: vajon nem a véletlennek köszönhető az, hogy a $p < 0,05$ -ben meghatározott határon belül, vagy kívül van a kapott eredmény? Számos olyan eredményt kaptunk, ami szerint tájvédelmi szempontból fontos is lehet a két adatbázis különbözősége (1–2. táblázat).

A legelő területhasználat esetében MESH-index értékeinél (2. ábra) a Mann-Whitney próba nem mutatott ki szignifikáns különbséget ($p = 0,217$), de a mediánok értékeit nézve feltűnik, hogy a CLC2000 adatbázis esetében 8,8 ha, a CLC50-nél 3,8 ha az értékük. Az adatok eloszlásából láthatjuk, hogy az interkvartilis félterjedelmek átfednek, a statisztikai próba ezért nem hozott ki különbséget. A valóságban azonban számít, hogy a táji fragmentáció mérőszáma döntően 1,7–24,4 ha, vagy 1,5–5,4 ha (mint alsó és felső kvartilisek) között szóródik. Minél mozaikosabb a táj, ez az érték annál kisebb (JAEGER 2000) – vagyis ha a CLC2000-ből kalkuláljuk, kedvezőbb képet kapunk, mintha a CLC50-ből tennénk. Ez esetben a szignifikáns differencia alkalmazása félrevezető lehet: az átlag és medián több mint kétszeres különbsége már elegendő lehet téves következtetések levonásához.

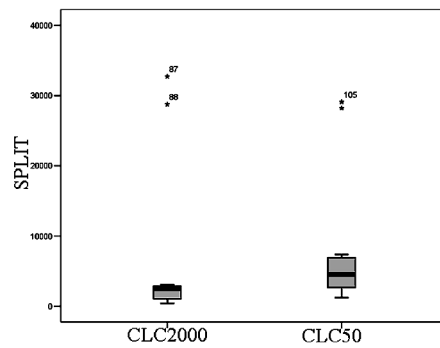
Szintén a legelők esetében a SPLIT-index értékek Mann-Whitney próba alapján számított különbsége ugyan nem szignifikáns, de közel áll hozzá: $p = 0,088$ (3. ábra). Az eredmény azért is fontos, mert a Mesh és Split indexek korrelációs együtthatója -1, vagyis tökéletesen redundánsak. Míg a Mesh egy területegységben kifejezett index, a Split index egy dimenzió nélküli szám, minél kisebb az értéke, a táj fragmentáltsága is annál kisebb (JAEGER et al. 2007). A két metrika ennek ellenére nem ugyanazt az eredményt adja (lásd a szignifikanciák különbségeit), a differencia a vizsgált csoportok között nem ugyanak-

kora, és ez arra hívja fel a figyelmet, hogy nem haszontalan megismerni mindkét index viselkedését vizsgálatunkban. A kapott eredmény alapján itt is arra gondolhatunk, hogy betartva a szignifikancia-teszt értékelésének szabályait kijelenthetjük: mindegy melyik adatbázisból számoltunk. A vizuális értékelés (3. ábra) azonban két dologra hívja fel a figyelmet: átfedés van az interkvartilis félterjedelemben (lásd a 2. táblázat) és az, hogy a kiugró értékek vajon nem befolyásolták-e a teszt eredményét? A mediánok közötti csaknem kétszeres különbség önmagában informatív, de a kiugró értékek kizárása meg is hozza a feltételezett eredményt: a különbség szignifikáns lesz ($p < 0,002$).



2. ábra Az effektív hálóméret (MESH) értékeinek szóródása

Figure 2. Distribution of the values of Effective Mesh Size



3. ábra A felosztottsági index (SPLIT) értékeinek szóródása

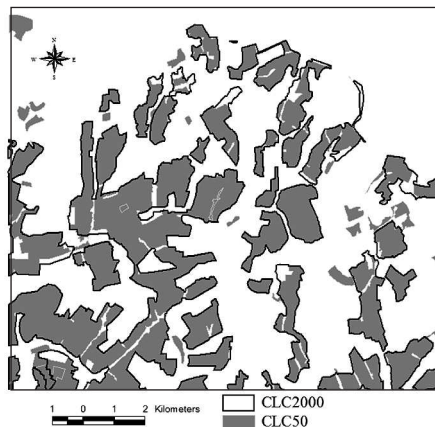
Figure 3. Distribution of the values of Split Index

A kiragadott példából láthatjuk, hogy a statisztika jó támpontot ad és megmutatja a legnagyobb különbségeket, de érdemes értékelni az adatok eloszlását és szóródását is.

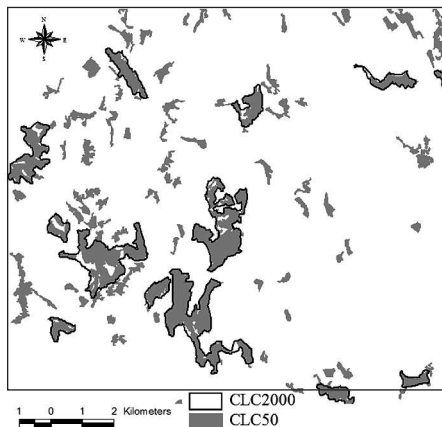
A nagy területű és kompaktabb alakú kategóriák esetében kisebbek a különbségek, illetve akár nem is találunk (pl. szőlő, szántó) eltérést. A szántók esetében szemléltettük a két adatbázis közötti különbségeket (4. ábra). A foltméretek mediánja a CLC2000 szerint 470 ha, a CLC50 szerint azonban csak 160 ha, vagyis utóbbiban a kisebb foltok megjelenése miatt kisebb lesz a középérték is (emellett az eloszlások átfednek, így a különbség nem szignifikáns). A szántók jó része a CLC2000-ben is jelen van, a CLC50-ben a nagyobb egybefüggő poligonok több kisebbre osztódnak, illetve a határvonalak húzódnak máshol, a viszonylag nagy foltméretek miatt kevés a nem térképezett egység.

A kisebb, mozaikosabb kategóriáknál viszont elég sok mérőszámnál tapasztalható jelentős eltérés. Ilyenek pl. a bokros, cserjés területek, az örökzöld és vegyes erdők. Ezekben az esetekben mind a legkisebb térképezett egység, mind a poligonok alakja meghatározó: ezt bizonyítja a fraktáldimenzió, a forgási sugár (Radius of Gyration) és az alak index (Shape Index) megjelenése a szignifikánsan különböző mérőszámok között. Az 5. ábrán egy olyan részletet választottunk ki, melyen jól látszik az adatbázisok átfedése és különbözősége is. A CLC2000 foltjai (vagyis a 25 hektártól nagyobb foltok) kevésbé térnek el a CLC50-étől, bár már itt is láthatjuk a határvonalak cizelláltabb kidolgozottságát.

Vizuálisan is jól látszik a poligonhatárok részletesebb vonalvezetése, ami a geometriai mutatók pontosabb értékeit eredményezi. A 25 hektárnál kisebb foltok megjelenítése a fragmentáltság növekedését okozza, melyek ugyanakkor a „lépegető kövek” (stepping stones, KERÉNYI 2007, KERÉNYI és SZABÓ 2007) szerepét töltik be, segítve a fajok áramlását. Ezek ábrázolásának hiánya félrevezető a tájértékelés során, és ha nem vagyunk tudatában ennek, akkor legfeljebb csak sejtethjük, hogy az eredmény nem helyes.



4. ábra A szántók megjelenése a CLC2000 és CLC50 adatbázisokban
Figure 4. Arable lands in the database of CLC2000 and CLC50



5. ábra Az örökzöld erdők megjelenése a CLC2000 és CLC50 adatbázisokban
Figure 5. Coniferous forests in the database of CLC2000 and CLC50

Azt, hogy mikor szabad a kisebb léptékű adatbázist (esetünkben a CLC2000-et) felhasználni, nem könnyű feladat megmondani. MEZŐSI (2003) munkájában a gyakorlat, a tervezés oldaláról közelítve megállapítja, hogy az USA-ban alkalmazott 1:100 000 lépték az európai tájtervezési gyakorlatban nem elegendő, nagyobb méretarány szükséges. Ez összhangban van eredményeinkkel: mint láthattuk, nem mindegy, hogy melyik adatbázist használjuk a tájökölógiai elemzésekhez. A CLC2000 használata kistáji szinten sem kizárt, de Felső-Hegyköz, vagy Tokaji-hegy területű kistajak esetében nem valós eredményeket kapunk, az alkalmazás inkább középtáji, illetve megyei, vagy régiós szinttől javasolható. Még ilyenkor sem ajánlott a foltok számát, sűrűségét és számos geometriai tulajdonságát (pl. LSI, Radius of Gyration) figyelembe venni. Amennyiben a táj fragmentáltságának, vagy konnektivitásának megállapítása a cél, inkább a jobb felbontású CLC50 használata javasolt. Mindemellett tudjuk, hogy a 4 ha-os minimális foltméret ábrázolása nem minden esetben elegendő. Mint ahogyan a CLC2000-rel kapcsolatban megfogalmaztuk, hogy nem mindig kellő részletességű, ugyanígy a CLC50-nel kapcsolatban is felmerülhet a kisebb foltok ábrázolásának a hiánya – ez esetben saját adatbázist kell létrehoznunk céljainknak megfelelő részletességgel.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Bolyai János Ösztöndíj támogatta.

Irodalom

- BALÁZS B. 2008: A Corine LC 50 felszínborítási adatbázis használhatóságának vizsgálata egy kis kiterjedésű mintaterületen, Heves külterületén. In: SZABÓ V., OROSZ Z., NAGY R., FAZEKAS I. szerk: IV. Magyar Földrajzi Konferencia kötete. Debrecen, pp. 258–262.
- BARCZI A., CSORBA P., LÓCZI D., MEZŐSI G., KONKOLYNÉ GYÚRÓ, É., BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E., CSIMA P., KOLLÁNYI L., GERGELY E., FARKAS SZ. 2008: Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. *Tájökológiai Lapok* 6: 77–94.
- BÜTTNER, GY., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., MAUCHA, G., PATAKI, R., PETRIK, O. 2002: Construction of a large scale (1:50k) land cover database in Hungary. GSDI 6 „From Global to Local”, Budapest <http://www.gsdi.org/gsdiconf/gsdiconfproceedings/gsdi-6/gsdi-6.php> (letöltve: 2009. július)
- BÜTTNER, GY., MAUCHA, G., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., PATAKI, R., PETRIK, O. 2004: National land cover database at scale 1:50000 in Hungary. *EARSeL eProceedings* 3(3): 8 p.
- BÜTTNER, G., MAUCHA, G. 2006: The thematic accuracy of Corine Land Cover 2000: Assessment using LUCAS (land use/cover area frame statistical survey). EEA Technical Report No 7/2006 85 p.
- BÜTTNER GY., MARI L. 2004: A felszínborítás változásának fő típusai a Corine Land Cover európai adatbázisa alapján. II. Magyar Földrajzi Konferencia, Szegedi Tudományegyetem, Szeged, CD-kiadvány 12 p.
- BÜTTNER, G., MAUCHA, G., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., PETRIK, O. 2004: National CORINE Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary. In: Workshop CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications, 20-21 January 2004, Berlin, UBA Texte 04/04, ISSN 0722-186X, pp. 210–216.
- CSORBA P. 2007: Tájstruktúra vizsgálatok és tájmetriai mérések Magyarországon. Akadémiai doktori értekezés, Debrecen, 131 p.
- CSORBA, P. 2008: Potential applications of landscape ecological patch-gradient map sin nature conservational landscape planning. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment Series* 2(2): 160–169.
- VAN DESSEL, W., VAN ROMPAEY, A., POELMANS, L., SZILASSI, P., JORDAN GY., CSILLAG G. 2008: Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment. *Landscape Ecology* 23: 645–656.
- DURAI B. 2009: Tájdinamikai vizsgálatok – A tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. PhD dolgozat, Szegedi Egyetem, Szeged 136 p.
- ERDŐS S., SZÉP T., BÁLDI A., NAGY K. 2007: Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három hazai madárfaj gyakoriságára. *Tájökológiai Lapok* 5(1): 161–172.
- FERANEC, J., KOPECKA, M., VATSEVA, R., STOIMENOV, A., OTAHEL, J., BETAK, J., HUSAR, K. 2009: Landscape change analysis and assessment (case studies in Slovakia and Bulgaria). *Central European Journal of Geosciences* 1(1): 106–119.
- JAEGER, A. G. J. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130.
- JAEGER, A. G. 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.
- JOMBACH S. 2007: Adalékok tájkarakter térképezéséhez Firtos térségében. Lippay János – Ormos Imre – Vas Károly Tudományos Ülésszak, BCE Tájépítészeti Kar, Budapest, pp. 84–85.
- KERÉNYI A. 2007: Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, 184 p.
- KERÉNYI, A., SZABÓ, G. 2007: Human impact on topography and landscape pattern in the Upper Tisza Region, NE-Hungary. *Geografica Fisica et Dinamica Quaternaria* 30: 193–196.
- KOLLÁNYI L. 2008: Tájí indikátorok alkalmazási lehetőségei a környezetállapot értékeléséhez. Környezetállapot értékelés program – A környezetállapot értékelésének módszertani és fejlesztési lehetőségei, hatótényezőinek vizsgálata, BKAE Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, Budapest 30 p.
- KOVÁCS F. 2006: Tájváltozások értékelése geoinformatikai módszerekkel a Duna-Tisza közén különös tekintettel a szárazodás problémájára. PhD dolgozat, Szegedi Egyetem, Szeged 105 p.
- DE LIMA, M. V. N. 2005: Image2000 and CLC2000 Products and Methods – CLC updating for the year 2000. DG – Joint Research Centre, Ispra p. 150.

- MARI L., MATTÁNYI Zs. 2002: Egységes európai felszínborítási adatbázis a CORINE Land Cover program. *Földrajzi Közlemények* 126 (1-4): 31–38.
- MEZŐSI G. 2003: A tájtervezés és a földrajzi kutatás. In: *Környezetvédelmi mozaikok*. Debrecen, pp. 181–190.
- SCHMIT, C., ROUNSEVELL, M. D. A., LA JEUNESSE, I. 2006: The limitations of spatial land use data in environmental analysis. *Environmental Science & Policy* 9: 174–188.
- SZABÓ Sz., TÚRI Z. 2008. A felbontás szerepe a tájmetriai vizsgálatokban. In: CSIMA P., DUBLINSZKI-BODA B. szerk.: *Tájökológiai Kutatások*, Budapest pp. 68–76.
- SZILASSI P. 2008: A területhasználat változása és az agroökológiai potenciál kapcsolata a Balaton vízgyűjtőjén. In CSORBA P, FAZEKAS I, (szerk) *Tájkutató – Tájökológia* Debrecen, pp. 103–111.

THE COMPARISON OF CLC2000 AND CLC50 DATABASES
IN TERMS OF LANDSCAPE METRICS

Sz. SZABÓ

University of Debrecen, Department of Landscape Protection and Environmental Geography
Egyetem tér 1., 4032 Debrecen, Hungary.
E-mail: szszabo@delfin.unideb.hu

Keywords: CLC50, CLC2000, landscape metrics

In the course of our work we often use databases not made by us: freely available or buyable ones. Using them we can not often estimate the accuracy of our work and make false conclusions. As an example those map databases can be mentioned which are based on either actual field mapping or the interpretation of aerial photographs and satellite pictures. Our aim is to show by the example of two land cover databases – CLC50 as a buyable and elaborated and CLC2000 as a free but simplified database – that how different results are yielded using them. In the course of the study the class-level landscape metric parameters of each patch were determined and analysed statistically. The results prove that the landscape analytical conclusions are influenced significantly by the landscape metric parameters depending on the derivation of them. In the case of land cover categories of smaller areas CLC50 provides more accurate picture due to its elaboration. The degree of this accuracy is quantified in the case of 16 metrics. Based on the results we suggest CLC2000 for small- or mezo-scale examinations. As far as possible the use of CLC50 is proposed.

AZ ERÓZIÓ ÉS A DOMBORZAT KAPCSOLATA SZÁNTÓFÖLDÖN, A TOLERÁLHATÓ TALAJVESZTESÉG TÜKRÉBEN

JAKAB Gergely, KERTÉSZ Ádám, MADARÁSZ Balázs,
RÖNCZYK Levente, SZALAI Zoltán

MTA Földrajztudományi Kutatóintézet Természetföldrajzi Osztály
1112 Budapest, Budaörsi út 45., e-mail: jakabg@mtafki.hu

Kulcsszavak: Földes kopár, talajszelvény vastagsága, tolerálható talajveszteség, talajművelés, vonalas erózió

Összefoglalás: A talajerózió a recens lejtőformálódás meghatározó folyamata. A folyamat meredek szántóföldeken különösen gyorsan változtathatja meg a mikrodomborzatot. A lejtő pusztuló részén a lefolyó víz egyaránt magával ragadja a felszínen található részecskéket, származzanak azok egy talajszelvény humuszos rétegéből, vagy akár nyers löszből. A szállított hordalék egy része azután még ugyanazon lejtő épülő részén lerakódik, míg más része távolabbra kerülve akár az élővizeket is elérheti. Vizsgálataink során arra kerestük a választ, hogy egy Külső-Somogyi szántón miként változott meg az eredetileg homogénnek tekintett talajvastagság, illetve a változások hogy kapcsolódnak a mikrodomborzathoz. A vizsgált táblán belül jelentős eltérések vannak a talajvastagság értékek és ebből fakadóan a talajtípusok között is. Egyes földes kopár foltokról minimum 100 cm talaj pusztult le mintegy 170 év alatt, néhány méterrel odébb 150 cm-es a humuszos réteg található. Az ennyire mozaikos területen a tolerálható talajveszteség fogalma átlagosan nem, csak a homogén egységekre vetítve értelmezhető. Feltételezésünk szerint a terület felszínfejlődésében a periodicitás játszhat meghatározó szerepet. Átlagos körülmények között a dellék két oldaláról felületi rétegerózió útján pusztul le a feltalaj de a hordalék nagy része csak a delle aljáig jut ahol lecsökken a lejtés. Extrém intenzitású és mennyiségű csapadékesemények alkalmával az összegyülekező nagymennyiségű felszíni lefolyás mélyen bevág a csekélyebb lejtésű szakaszokon is és kitisztítja az addig ott lerakódott feltalajt. Vizsgálataink szerint nagyságrendileg a megmozdított talaj harmada hagyja el a területet. E folyamatok a nagyobb időléptékű glaciális (areális erózió) és interglaciális (lineáris erózió) szakaszokban jellemző talajpusztulás analógiájára játszódhatnak le.

Bevezetés

A talaj, mint természeti erőforrás csak feltételesen megújuló és nem áll rendelkezésre korlátlan mennyiségben, ezért mennyiségi és minőségi védelme is egyre fontosabbá válik. A mennyiségi talajveszteség legfőbb oka a talajpusztulás. Az általános szóhasználat szerint talajpusztuláson a talajnak a víz és a szél mechanikai hatására történő elszállítását értjük. Ezen belül is a szél pusztító hatását deflációnak, a vizét (talaj)erózióknak nevezzük (KERÉNYI 1991).

Az ember megjelenése óta e természetes folyamat rendkívüli mértékben felerősödött (KERTÉSZ 2001). STEFANIVITS et al. (1999) osztályozása szerint a természetes körülmények között végbemenő eróziót geológiai, míg az emberi tevékenység hatására létrejött eróziót gyorsított talajpusztulásnak nevezzük. Az erózió folyamata bármilyen kőzetten lejátszódhat (HEGEDŰS et al. 2008) elsősorban mégis a talaj pusztulása a legfontosabb.

Az erózió okozta károk megítélésében külön kell választanunk a talajveszteség (terméscsökkenés) okozta veszteséget és a hordalék felhalmozódásából adódó károkat. Míg az első témakörnek nagy múltra visszatekintő irodalma van, a feliszapolódás, eutrofizáció folyamatát csak később kezdték vizsgálni. A talajveszteség látszólag könnyen megfogható folyamat, hiszen számtalan mért eredmény áll rendelkezésre (CENTERI és CSÁSZÁR 2003), míg a másik témakörben sokkal kevesebb a számszerűsíthető adat (JAKAB et al. 2006). A talaj azonban feltételes megújuló képességéből adódóan folyamatosan

képződik, fejlődik, átalakul, azaz egy dinamikus rendszert alkot. A talajeróziós kutatások legtöbbször a talajvesztésre koncentrálnak és nem, vagy csak kevéssé veszi figyelembe a talaj képződésének folyamatát. A talajpusztulást számszerűsítő adatok tehát csak a képződés – átalakulás üteméhez viszonyítva értelmezhetők, ezzel kiegészítve viszont alkalmasak a lejtőfejlődés általános törvényszerűségeinek vizsgálatára is (MAROSI és SZILÁRD 1969).

A talajképződés meglehetősen lassú és igen összetett folyamat, amelyet számos tényező befolyásol, ezért erről csak nagyon kevés és speciális körülmények között mért adat áll rendelkezésre. Szükséges ismernünk a vizsgált felszín létrejöttének időpontját, illetve az azóta eltelt időt, valamint meg kell győződnünk, hogy a területen sem talajpusztulás, sem szedimentáció nem történt ezen időszakban. A néhány mért adat birtokában felmerül az eredmények kiterjeszhetőségének kérdése. A talajképződés ütemét általában csak becsülni lehet.

A tolerálható talajvesztés fogalma alapvetően a pusztulás és a képződés ütemének ismeretében válik meghatározhatóvá (BRONGER et al. 2000). WISCHMEIER és SMITH (1978) szerint a veszteség addig megengedhető mértékű, amíg a talaj termékenységét nem veszélyezteti. E megfogalmazás persze nehezen számszerűsíthető. Voltak törekvések a pusztán gazdasági alapon történő számításra is. Eszerint a lepusztuló talajban található tápanyagok műtrágyára átszámított értéke lenne mérvadó a tervezésben (CENTERI és PATAKI 2003). Napjainkban egyre inkább a komplex szemléletű megközelítés válik általánossá, vagyis tolerálható talajvesztés alatt azt a talajvesztés értéket értjük, aminek elvesztése nem csökkenti adott talaj legfontosabb tulajdonságait (termékenység, összetétel, élettér stb.) (PODMANICZKY et al. 2010, CENTERI és PATAKI 2003).

Az általánosan elfogadott talaj definíciók alapján (KVVM 2000; STEFANOVITS et al. 1999; VÁRALLYAY 2002; EURÓPAI TALAJ CHARTA HTTP1 1972) nagyon nehéz meghúzni a határvonalat a porózus, többé-kevésbé mállott üledékek és a talaj között. Egyes elképzelések szerint a talaj fogalma feltételezi egy humusz réteg meglétét, ugyanakkor a definíciókból e téren semmiféle követelmény nem derül ki, sőt a Stefanovits-féle genetikai talajosztályozási rendszerben szép számmal szerepelnek olyan talajok is, melyeknek nem feltétlenül sajátja egy humusz réteg megléte (nyers öntés, futóhomok, földes kopár stb.). A közelmúltban, hazánkban is egyre hangsúlyosabbá válik a városi talajok (technosol) vizsgálata (PUSKÁS és FARSANG 2007, 2008; PUSKÁS et al. 2008). Ebben az értelemben a talaj fogalmát ki kell terjesztenünk a fentebb említett felszínen található, vízbefogadó kőzetekre, sőt olyan mesterséges felszínborításokra is, mint a feltöltések, (rekultivált) meddőhányók és antropogén talajok. Ebben a tekintetben a talajképződés fogalmát is ki kell terjesztenünk.

A fentiek alapján felmerül a kérdés, hogy mikor tekinthető talajnak egy nyers – porózus – kőzetfelszín, illetve hogy ennek pusztulásakor az elfogadható talajvesztés a talajképződés üteme, vagy a talaj funkciói alapján érdemes becsülni.

Jelen közlemény egy mintaterület példáján keresztül vizsgálja a lejtőfejlődés, a vonalas- és rétegerózió összefüggéseit a tolerálható talajvesztés vonatkozásában. Célunk meghatározni a vizsgált területen bekövetkezett talajpusztulási folyamatokat az elmúlt 200 év folyamán, illetve becsülni a lepusztuló talaj lehetséges forrásait, illetve a területen belüli áthalmozódásokat.

Anyag és módszer

Mintaterületül egy nagyüzemileg művelt szántóföldet választottunk, mely a Tetves-patak völgyének (TÓTH és SZALAI 2007) egy jellemző keresztmetszében (MADARÁSZ et al. 2003) található. A területen meghatározó jelentőségű a vonalas erózió (JAKAB 2007), a vizsgált szántóföld több, egymással párhuzamosan futó vízmosás vízgyűjtő területéhez is tartozik. A hátravágódó vonalas formák időről időre árkokat vágnak a szántóföldbe, melyeket csak a következő művelés tüntet el (1. ábra). Megelőző vizsgálatok szerint a vízgyűjtőn ezen időszakos vízmosások felelősek a vonalas erózió által megmozgatott talajmennyiség döntő részéért (JAKAB et al. 2005).

A hosszútávú időbeni visszatekintést a területről készült katonai felmérések alapján dolgoztuk ki. A területhasználat, a művelésmód és ezen belül is a földművelés alapvetően befolyásolja a talajerózió folyamatát (BÁDONYI et al. 2008a,b). A lejtésre merőleges művelésirány (1. ábra) jobb talajvédelmet biztosít ugyan mint a hegy-völgy irányú művelés, de ezzel egy később kialakuló, lejtésirányú főbarázdát tápláló másodrendű barázdák sűrű hálózatát hozza létre és ezáltal jelentős talajpusztulást okoz. A szintvonal menti művelés – amellet, hogy területkiesést és többletmunkát igényel – a precíziós mezőgazdasági műszerezettség híján nem megoldható.



1. ábra Időszakos vízmosások által alakított dellék a vizsgált szántón
Figure 1. Ephemeral gullies on the investigated arable field

A területen barnaföldek erősen erodált változatait találjuk, amelyek homokos löszön alakultak ki (MAROSI és SOMOGYI 1990). A mintaterület tágabb környezetében agyag-bemosódásos barnaerdőtalajok is megtalálhatók voltak, azonban a szántóföldi művelés megindulásával az erdőtalajok mezőségi dinamikájú fejlődési irányt kaptak. Szintén a talajművelés hatására intenzív talajpusztulás kezdődött ennek hatására került több helyen

a felszínre az erdőtalajok vöröses „B” szintje (1. ábra). A felső szintjeit elvesztő, közben csernozjomosódó szelvényekről már szinte lehetetlen eldönteni, hogy eredetileg mennyire viselték magukon az agyagbemosódás jeleit. A jelentősebb pusztulásnak kitett területeken kisebb-nagyobb foltokban földes kopárok alakultak ki (1. táblázat), melyek közvetlen környezetüktől eltérő fizikai és kémiai paraméterekkel rendelkeznek. (BARTA 2005; SZALAI és NÉMETH 2008). Itt a humuszos réteg jelentősen elvékonyodott, sőt sok esetben teljesen hiányzik, ezért e talajfoltok világos színűek. E világos foltok – csekély növényzeti fedettség mellett – távérzékelési módszerekkel jól azonosíthatók, területük és alakjuk meghatározható. A közelmúlt eltérő időpontjaiban készült légi- és űrfelvételek elemzésével képet kaphatunk e foltok térbeli elhelyezkedéséről, kiterjedésük változásairól és az esetleges „helyváltoztatásokról” is.

A távérzékelési módszerekkel térképezett talajfoltok pillanatnyi helyzetét terepi vizsgálatok segítségével is meghatároztuk. 2009 tavaszán a szántóföldön 152 db PÜRCKHAUER-féle szűrőbotos mintavételt végeztünk (FINNERN 1994). A mintákból meghatároztuk adott pontban az anyakőzet felszínétől való távolságát, azaz a talajszelvény vastagságát. A mintavételi helyeket igyekeztünk lépésközökkel 20 m-es négyzetrács-hálózathoz közelíteni, de a mikrodomborzatot is figyelembe vettük, a pontos helyet Thales Mobil Mapper GPS készülékkel rögzítettük. A területről rendelkezésre álló digitális domborzatmodell (JAKAB 2009) adatait 2009 tavaszán geodéziai felméréssel (Trimble 3305DR lézeres mérőállomás használatával) pontosítottuk. Hasonlóan a talajmintákhoz ez esetben is a húsz méteres közőket és a mikrodomborzatot követtük. A további számítások elvégzéséhez két domborzatmodellt hoztunk létre az egyikkel a pillanatnyi talajfelszín modelleztük, a másikkal az anyakőzet (löss) felszínét becsültük. A raszterek generálását az ArcGIS szoftver segítségével, „Topo to Raster” eljárással (HTTP2) végeztük. E széles körben elfogadott és használt módszer az ANUDEM szoftverre épül.

Az így létrejött 1 m²-es felbontású, a talajvastagságot és a jelenlegi felszín térben ábrázoló felületeket összevetettük, ezáltal nemcsak a földes kopárokról nyertünk újabb információkat, hanem következtetni tudtunk az erózió által lepusztított hordalék mozgásának törvényszerűségeire is. A szántóföld humuszos rétegéből készült talajtani vizsgálatok eredményeit az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A szántott réteg tulajdonságai (barnaföld, földes kopár) a szántón
Table 1. Main parameters of the tilled layer (cambisol, regosol) at the research site

<i>Paraméter</i>	<i>Barnaföld</i>	<i>Földes kopár</i>
K_A	36	33
pH_{KCl}	6,15	7,33
pH_{H_2O}	6,91	7,89
$CaCO_3$ %	–	21
SOM %	1,93	1,09

Eredmények és megvitatásuk

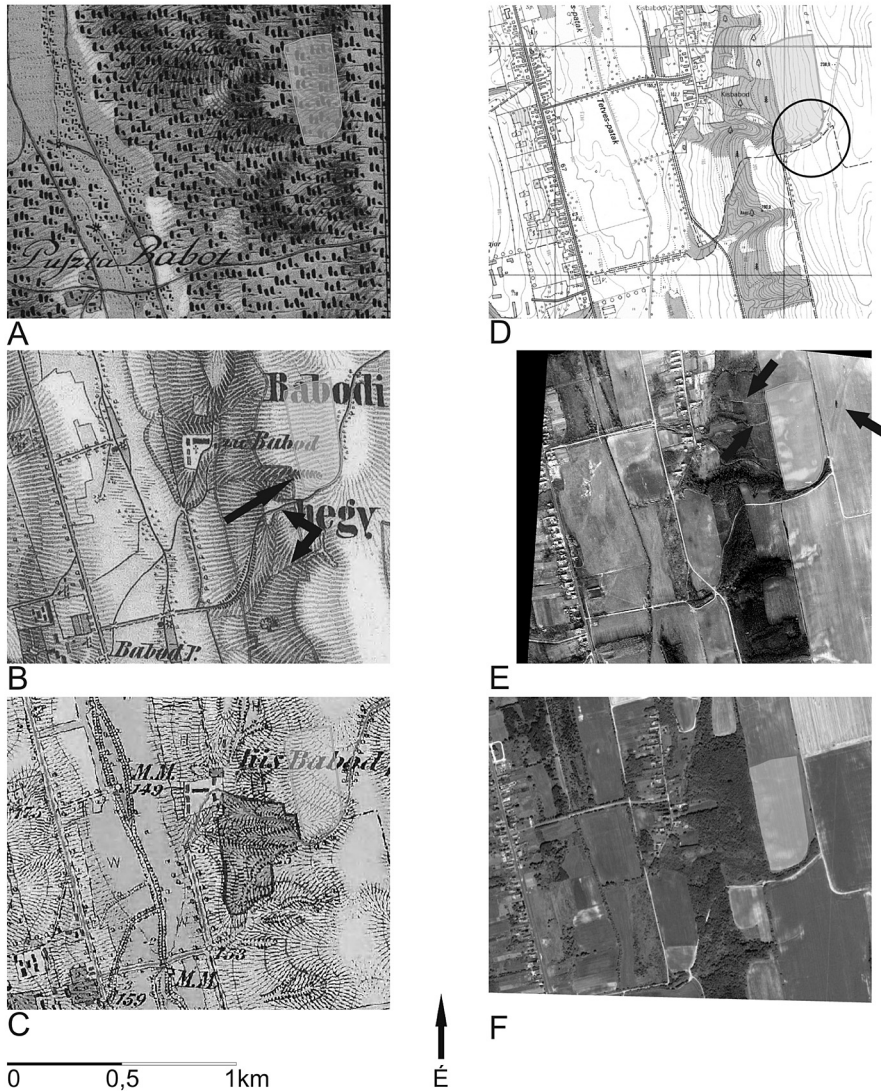
A mintaterület környezetét időben vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a XVIII. század végén, (az I. katonai felmérés idején) a völgytalpon található füves terület kivételével még erdő borítja a tájat (2. ábra). Az elkövetkező 70 év során aztán jelentősen átalakul a vizsgált terület. A II. katonai felmérés előtt jelentős erdőirtások kezdődnek, a letarolt területek egy részét pedig szántóföldi művelésbe vonják. Látható, hogy a művelt területek részben a völgytalp vízmentes területein jelennek meg, ám nagyrésztük a völgyközi háton található. E két terület közötti, meredek lejtésű, Ny-i kitettségű szakaszon megmarad az erdő, ami többé-kevésbé megvédi az alatta található felszínt a talajpusztulástól. Az erdőirtás valószínűsíthető maximuma a felfutó hadiipar faigénye és a növekvő népesség ellátása miatt a Napóleoni háborúk (1810-es évek) idejére tehető (CSÜLLÖG 2001). 1783-ban a patakon átkelő út egyenesen futott K-i irányban fel a hegyre. Ezt az utat 1857-ben már nem találjuk, helyén vízmosásként is felfogható vonalas formát ábrázolt a térképező, az új út pedig valamivel északabbra halad, a legmeredekebb szakaszon szinte a lejtésiránnyal párhuzamosan. Ebből adódóan az út e szakasza hosszabbtávon szükségszerűen szintén bevágódásra van ítélve (JAKAB et al. 2005). Figyelemre méltó a terület DNy-i sarkában ábrázolt völgy, amely a mai napig a legjelentősebb domborzati formája a mintaterületnek. Ugyan az I. felmérés térképén még nincs ez a forma feltüntetve, feltételezhetően azonban már akkor is létezett. Erre az eltelt idő hossza, illetve az ábrázolt völgy méreteinek összevetése alapján következtethetünk, azaz e völgy valószínűleg nem a művelésbe vonás hatására alakult ki. Keletkezésének idejéről és pontos okáról – egyéb források híján – nincsenek információink, ugyanakkor feltételezhető a vonalas eróziós eredet.

Az elkövetkező kb. 20 év (1857–1875) folyamán az erdők jelentős része a meredek lejtőkről is eltűnik. Ezzel párhuzamosan új vonalas eróziós formák jelennek meg a területen, melyek a korábban is ábrázoltakkal szemben nem feltétlenül köthetők utakhoz. A III. katonai felmérés (1875) adataiból készült térkép a mintaterületen hátráló formát egyértelműen völgyként jeleníti meg, míg a 1857-ben még egy keskeny, vízmosásként is felfogható képződményként tüntették fel.

Az elkövetkező mintegy 100 év (1875–1970) meglepően csekély változásokat okozott mind a területhasználat, mind a vonalas és domborzati formák terén. A mérés technika javulásával és főleg az ábrázolásmód finomulásával az 1970-es térkép már jóval több információt tartalmaz. Látható, hogy a hegy-völgy irányú útszakasz mélyen bevágódott ezért felhagyták, a pillanatnyilag használt út közvetlenül az elődje mellett halad. A hát közelében aztán a felszíni lejtés csökkenésével a bevágódás mértéke is csökken, ennek ellenére a régi út ezen részét is – vélhetően a nagyüzemi táblásítások miatt – felhagyták, illetve az új utat is eltérő nyomvonalon vezették. A mintaterület vonatkozásában nincs érdemleges változás az előző állapothoz képest, tőle K-re, az erdőben azonban újabb vízmosások jelennek meg.

Az 1984-es légifotón még látszik a háton a régi út eldózerolt nyoma. A legfontosabb változás azonban a vízmosások hátravágódása egészen a mintaterület határáig. A mintaterület Ny-i oldalát határoló fenyves és lombos erdőt 1970 után kivágták, így az újonnan keletkezett vízmosások is elérik a mintaterület határát. Ezek fejlődését gátlandó a területet újra erdősítik, ezáltal azonban már akáccal. Napjainkra az akácerdő teljes fedettséget biztosít a területen, ennek ellenére a vízmosások fejlődése töretlenül

folytatódik. A vízmosás falainak stabilitását az akácok gyökerei javítják ugyan, de amíg a vízgyűjtőterületükről (szántóföld) nagymennyiségű, koncentrált felszíni lefolyás érkezik, addig növekedésük, hátrálásuk biztosított (JAKAB 2009).



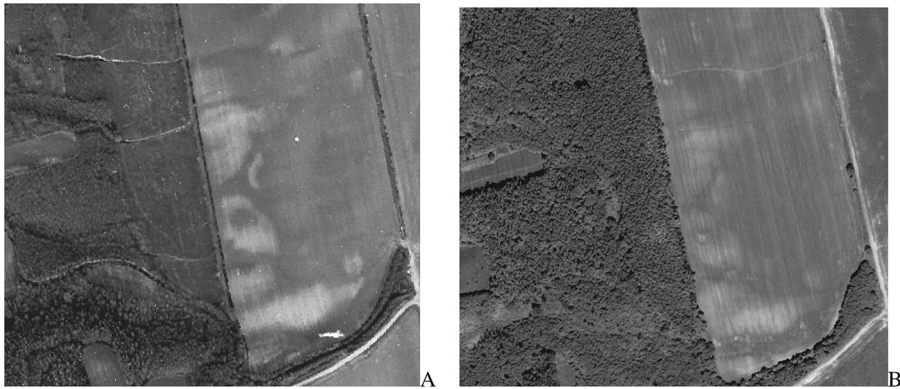
2. ábra A felszínborítás és a domborzat változásai az elmúlt kb. 220 évben Kisbabod környezetében. A mintaterület szürkével ábrázolva. (A=I. kat. Felmérés 1783, B=II. kat. felmérés 1857, C=III. kat. felmérés 1875, D=1:10.000 térkép (1970), E=légifotó (1984), F=légifotó (2006, Google Earth))

Figure 2. Changes in land use and topography during the last 200 years at Kisbabod. Research site is highlighted (A= 1st military survey 1783, B=2nd military survey 1857, C=3rd military survey 1875, D=1:10.000 map (1970), E=aerial photo (1984), F=aerial photo (2006, Google Earth))

A légifotók alapján lehetőség nyílt a mintaterület egyes részein a talajvastagság közelítő becslésére. A képeken világosabb színnel jelennek meg a kisebb humusztartalmú földes kopárok. MAROSI és SZILÁRD (1969) a Karádi-hátat vizsgálva olyan felszíni anyagközet foltokról számolt be, melyeknek anyaga a lejtők magasabb részeiről lepusztulással szállítottott jelenlegi helyére, ahol közvetlenül a humuszos feltalajon akkumulálódott. Az ebből adódó lehetséges tévedéseket egyrészt a mikrodomborzat vizsgálatával (épülő vagy pusztuló felszín), másrészt a szűrőbotos felvételezéssel küszöböltük ki.

A feltalaj pillanatnyi nedvességi állapota a felvételek időpontjában erősen befolyásolja a képen látható kontrasztot. Ebből, illetve a földes kopár definíciójából adódóan nincs egzakt módszer e foltok méretének és alakjának matematikai meghatározására, a lehatárolás meglehetősen szubjektív.

A 2006-os felvételen a nagyobb nedvességtartalomnak és a növényzeti fedettségnek köszönhetően a foltok csak halványabban látszanak, de a 32 évvel korábbi képpel összehasonlítva azzal csaknem azonos mintázatot láthatunk (3. ábra). Eszerint e földes kopárok az eltelt időszakban nagyságrendileg nem változtatták meg jelentősen sem alakjukat, sem területüket, azaz talajpusztulás és áthalmozódás tekintetében a táblán belüli inhomogenitást a (mikro)domborzat határozza meg, a meglehetősen intenzív mezőgazdasági művelés nem közvetlenül hat.



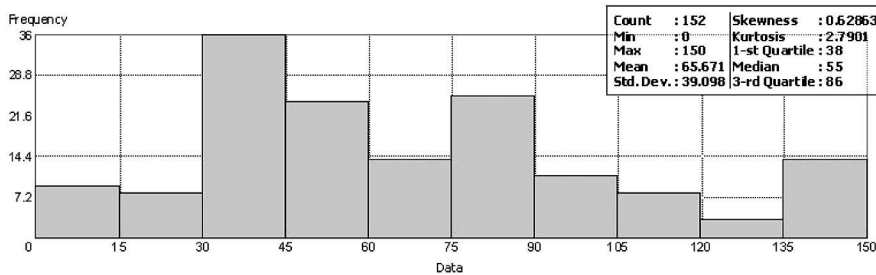
3. ábra A vizsgált területen található földes kopárok 1984-ben (A) és 2006-ban (B)
Figure 3. Regosol spots on the research site in 1984 (A) and in 2006 (B)

A területre jellemző Ramann-féle barna erdőtalaj tipikus szelvényeit Stefanovits (1971) írta le Gamáson és Karádon. E szelvényekben az anyagközet mélysége 90–110 cm között változik. A talajszelvények környezetének leírása alapján feltételezhetjük, hogy e szelvények nem voltak kitéve sem jelentősebb eróziós, sem komolyabb akkumulációs folyamatoknak. A továbbiakban – az egyszerűség kedvéért – a területre jellemző, ép talajszelvény vastagságát 100 cm-nek vesszük.

Az 1810 körüli erdőirtások valószínűleg ép talajszelvényeken történtek, azaz az akkor művelésbe vont mintaterület jelentős részén 1 m vastag talajjal számolhatunk.

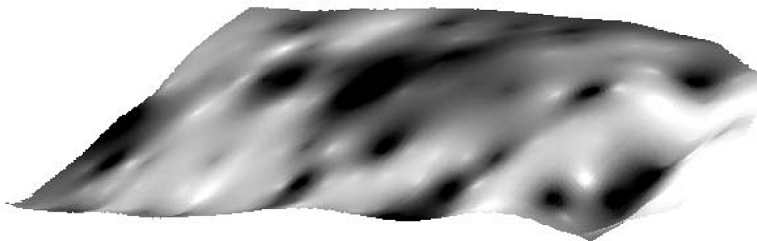
Az általunk mért talajvastagság értékek a vizsgált területen belül meglehetősen heterogénnek bizonyultak. Egyes részeken meghaladták a 150 cm-t, máshol felszínre került a lösz. A művelő eszközök hatására esetenként némi humuszt itt is megfigyeltünk a művelt rétegben (ilyenkor a talajvastagság a művelt réteg vastagságával egyezett meg).

Arra is volt példa, hogy a művelés az anyakőzet összetételét nem, csak fizikai szerkezetét változtatta meg. Ez esetben a talajvastagságot nullának tekintettük. Bár a mélyebb szelvények in situ agyagbemosódásos barna erdőtalajra is utalhatnak az e típusra jellemző színezettség egyik fűrásban sem jelent meg. A talajvastagság adataiból készült hisztogramon (4. ábra) látszik, hogy a számtani átlag (65 cm) és a medián (55 cm) értéke között 10cm eltérés mutatkozik. E tény is arra utal, hogy a vizsgált változó nem normális eloszlású.



4. ábra Talajvastagság értékek hisztogramja és főbb statisztikai adatai
 Figure 4. Histogram and main statistical parameters of soil depth

Legkésőbb 1984-re a területen olyan földes kopárok alakultak ki, melyeken a löszön gyakorlatilag nincs humuszos réteg. E foltokon tehát 100 cm talaj erodálódott mintegy 170 év alatt (az 1810-es erdőirtások óta), ami átlagosan több mint 0,5 cm (65 t ha^{-1}) talaj elvesztését jelenti évente. Hangsúlyozzuk, hogy e lepusztulás csak lokálisan, néhány m^2 nagyságú foltokon következett be. Ugyanakkor több helyen 150 cm mélységben sem értük el az anyakőzetet, következésképpen a lepusztult talaj egy része a táblán belül halmozódott fel, vagyis csak kis távolságot tett meg és a domborzat kiegyenlítődése irányába hatott. E folyamatért egyértelműen az erózió areális folyamatai (csepperózió, felületi rétegerózió) tehetők felelőssé. A megmozdított talaj másik része elhagyta a vizsgált területet. Összegezve a 152 pontban mért talajvastagság értékeket kb. 101 m adódik. A fenti feltételezés alapján a művelésbe vonáskor a pontok összegzett talajvastagság értéke kb. 152 m lehetett, vagyis nagyságrendileg a megmozdított talaj harmada hagyta csak el a területet. Ez a mennyiség azonban belépett a vízmosásokba, amelyek az anyagot több lépcsőben egészen a völgytalpig szállították.



5. ábra Talajvastagság értékek a terület domborzatmodelljére vetítve (A sötétebb szín vastagabb talajt jelöl)
 Figure 5. Soil depth values projected on the DEM (darker colour refers to thicker soil profile)

A talajvastagság adatbázis értékelése során nem voltak egyértelmű tendenciák. A meglehetősen mozaikos eredmények alapján nem vonhatunk le statisztikailag igazolható következtetéseket, ezek megtételéhez a mintavételi háló sűrítésére van szükség.

Nagy általánosságban azonban elmondhatjuk, hogy talajpusztulás főként a domború lejtőkön történt. Az időszakos vízmosások két oldala pusztul a legjobban, a dellék völgytalpain inkább akkumuláció tapasztalható (5. ábra). A talajvastagságot szemléltető ábra egyúttal talajtérképként is felfogható, hiszen a 20 cm-nél vékonyabb talaj földeskopárt jelöl, míg az 1m-nél mélyebb talajfoltokon a felhalmozódás dominál, ezért itt feltételezhetjük a lejtőhordalék talajt. Az időszakos vízmosások aljában lerakódó hordalék aztán a nagyintenzitású csapadékesemények alkalmával kezd el ismét vándorolni, immár a vonalas erózió hatására. A tábláról lefolyó víz jelentős része tehát az időszakos vízmosásokon keresztül hagyja el a területet, a leperszerű vízmozgás aránya minimális.

E mélyebb fekvésű területeken felhalmozódott feltalaj magas lokális tolerálható talajvesztés értékét eredményez, ugyanis a szelvény felső 10–20 cm-ének elvesztése nem befolyásolja károsan a növénytermelést. Hasonlóan magas a talajképző kőzetig erodált földes kopárok tolerálható talajvesztése, hiszen a lepusztuló anyagmennyiség már nem csökkenti a helyben maradó „talaj” termékenységet. Az ismertetett példa alapján a tolerálható talajvesztés jövőbeni meghatározásakor nem elsősorban a meglévő tulajdonságok megőrzése kell, hogy domináljon, hanem sokkal inkább a talajképződés üteme, illetve a lehordott talajmennyiség akkumulációja által okozott kár. Ezen túlmenően a tolerálható talajvesztés értékek meghatározása vízgyűjtő, vagy tábla léptékben csak homogén egységek esetén lehetséges, de ott is csak általánosságban. Mozaikos területen célszerű a konkrét tolerálható talajvesztés értékeket is mozaikosan megadni a talajok és a domborzat függvényében.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás az OTKA 76434 támogatásával készült, amit ezúton is köszönünk.

Irodalom

- BÁDONYI K., HEGYI G., BENKE SZ., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á. 2008a: Talajművelési módok agroökológiai összehasonlító vizsgálata. Tájökológiai Lapok 6: 145–163.
- BÁDONYI K., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., CSEPIN SZKY B. 2008b: Talajművelési módok és a talajerózió kapcsolatának vizsgálata zalai mintaterületen. Földrajzi értesítő 57: 147–167.
- BARTA K. 2005: A beszívárgás mérésének és modellezésének lehetőségei. Tájökológiai Lapok 3. 1–2.
- BRONGER, A., WICHMANN, P., ENSLING, J. 2000: Over-estimation of efficiency of weathering in tropical “Red Soils”: its importance for geoecological problems. Catena, 41: 181–197
- CENTERI CS., CSÁSZÁR A. 2003: A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten Tájökológiai Lapok, 1: 81–85.
- CENTERI CS., PATAKI R. 2003: A talajerodálhatósági értékek meghatározásának fontossága a talajvesztés tolerancia értékek tükrében. Tájökológiai Lapok, 1: 181–192.
- CSÜLLÖG G. 2001: Magyarország történeti térszerkezete és hatása a mai téralakításra. A földrajz eredményei az új évezred küszöbén. Magyar Földrajzi Konferencia, Szeged CD kiadvány ISBN 963 482 544 3
- DORREN L., BAZZOFFI P., SÁNCHEZ DÍAZ J., ARNOLDUSSEN A., BARBERIS R., BERÉNYI ÜVEGES J., BÖKEN H., CASTILLO SÁNCHEZ V., DUWEL O., IMESON A., MOLLENHAUER K., DE LA ROSA D., PRASUHN V., THEOCHAROPOULOS S. P. 2004: Impacts of soil erosion. In: VAN-CAMP, L., BUJARRABAL, B., GENTILE, A. R., JONES, R. J. A., MONTANARELLA, L., OLAZABAL, C. SELVARADJOU, S. K. 2004: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/2, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- FINNERN, H. (ed.) 1994: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. verbesserte und erweiterte Auflage — Hannover, 392 pp.
- HEGEDŰS K., HORVÁTH G., KARANCSI Z., PRAKFAI P. 2008: Eróziós vizsgálatok a Medves-vidék egy homokkő-szurdokában. *Földrajzi Közlemények* 132: 157–173.
- JAKAB G. 2007: A vonalas erózió vizsgálata a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájökológiai Lapok* 5: 208.
- JAKAB G. 2009: Természeti tényezők hatása a talajpusztulás vonalas formáinak kialakulására. Doktori értekezés ELTE TTK, MTA FKI
- JAKAB G., KERTÉSZ Á., DEZSŐ Z., MADARÁSZ B., SZALAI Z. 2006: The role of gully erosion in total soil loss at catchment scale. 14th International Poster Day. Transport of Water, Chemicals and Energy in the Soil-Crop Canopy-Atmosphere System Bratislava, 9.11.2006 Proceedings CD, ISBN 80-85754-15-0
- JAKAB G., KERTÉSZ Á., PAPP S. 2005: Az árkos erózió vizsgálata a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Földrajzi értesítő* 54: 149–165.
- KERÉNYI A. 1991: Talajerózió Térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek. Akadémiai Kiadó, Budapest
- KERTÉSZ Á. 2001: A globális klímaváltozás természetföldrajza. Holnap Kiadó, Budapest p. 118.
- KVVM 2000: Kármentesítési kézikönyv2 A talaj és védelme p. 181.
- MADARÁSZ, B., KERTÉSZ, Á., JAKAB, G., TÓTH, A. 2003: Movement of solutes and their relationship with erosion in a small watershed. In: NESTROY, O., JAMBOR, P. (eds.) *Aspects of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia*. Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava. 99–110 pp.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere Budapest MTA FKI
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1969: A lejtőfejlődés néhány kérdése a talajképződés és talajpusztulás tükrében. *Földrajzi értesítő* 18: 53–65.
- PODMANICKY, L., BALÁZS, K., BELÉNYESI, M., CENTERI, Cs., KRISTÓF, D., KOHLHEB, N. 2010: Modelling Soil Quality Changes in Europe. An Impact Assessment of Land Use Change on Soil Quality in Europe. *Ecological Indicators* (accepted: doi:10.1016/j.ecolind.2009.08.002) (in press, available on-line)
- PUSKÁS I., FARSANG A. 2007: A városi talajok osztályozása, az antropogén hatás indikátorainak elkülönítése Szeged talajtípusainak példáján. *Tájökológiai Lapok* 5: 371–379.
- PUSKÁS I., FARSANG A. 2008: Városaink talajai : szegedi talajok besorolása a WRB (2006) rendszerébe *Földrajzi Közlemények*, 132: 71–82.
- PUSKÁS I., PRAZSÁK I., FARSANG A., MARÓY P. 2008: Antropogén hatásra módosult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok értékelése Szeged és környéke talajaiban. *Agrokémia és Talajtan*. 57: 261–280.
- STEFANOVITS P. 1971: *Brown forest soils of Hungary*. Akadémiai kiadó, Budapest pp. 139–141.
- STEFANOVITS P., FILEP Gy., FÜLEKY Gy. 1999: *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- SZALAI Z., NÉMETH T. 2008: Elemi táji mintázatok hatása talajkémiai paraméterekre. *Földrajzi értesítő* 57: 135–146.
- TÓTH A., SZALAI Z. 2007: Tájökológiai és tájtipológiai vizsgálatok a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájökológiai Lapok* 5: 131–142
- VÁRALIYAY Gy. 2002: *A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai Egyetemi jegyzet*. FVM Vízgazd. Osztály. Budapest–Gödöllő.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. 1978: *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning*. USDA Agricultural Handbook 537, US Government Printing Office, Washington, D.C. p. 58
- HTTP1: <https://wcd.coe.int/com.instranet.InstraServlet?command=com.instranet.CmdBlobGet&InstranetImage=588295&SecMode=1&DocId=644074&Usage=2>
- HTTP2: Using Topo to Raster in 3D Analyst – ESRI Webhelp - http://resources.esri.com/help/9.3/ArcGISDesktop/com/GP_ToolRef/Geoprocessing_with_3d_analyst/using_topo_to_raster_in_3d_analyst.htm

THE ROLE OF RELIEF IN SOIL EROSION WITH SPECIAL EMPHASIS
ON TOLERABLE SOIL LOSS

JAKAB, G., KERTÉSZ, Á., MADARÁSZ, B., RONCZYK, L., SZALAI, Z.

Geographical Research Institute Hungarian Academy of Sciences
1112 Budapest, Budaörsi út 45., e-mail: jakabg@mtafki.hu

Keywords: Regosol spots, slope evaluation, tolerable soil loss, tillage, gully erosion

Soil erosion is one of the most important processes in recent slope evolution. This process causes rapid and considerable changes in microtopography especially on tilled steep slopes. Runoff transports either topsoil aggregates or parent material particles from the eroded slope sediments. The delivered sediment partly accumulates on the same slope, while the remaining sediment leaves the slope and possibly enters into streams or rivers. The main objective of this study is to survey and to estimate the changes of soil depth on arable land (Outer Somogy, Hungary) during the last 200 years. An additional aim was to compare soil depth changes with microtopography. Soil thickness values show great variations consequently soil types will vary, too. From some regosol spots at least 100 cm soil is gone during approximately 170 years while more than 150 cm thick soil profiles developed not far away. Our results show that the concept of tolerable soil loss as an average value cannot be applied in this case. It is suggested that several individual tolerable soil loss values should be identified for each homogenous unit. The authors suppose the importance of periodicity in landform evolution. Under average climatic conditions sheet erosion plays a primary role in soil detachment at the steepest sections (ephemeral gullies). Most of this sediment accumulates on the bottom of the ephemeral gullies where the steepness decreases consequently. In case of storms with extremely high intensity the huge volume of concentrated runoff deeply cuts into the bottom and clears the sediment accumulated there before. Approximately one third of the detached soil leaves the investigated field mainly through ephemeral gullies. Probably these processes can be understood as an analogy of gully erosion taking place in the interglacial periods and sheet erosion characteristic for the glacial periods of the Pleistocene.

A TURIZMUS ÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ FEJLESZTÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI ÉS TERÜLETEI

DÁVID Lóránt

Károly Róbert Főiskola, Turizmus és Területfejlesztési Tanszék

Kulcsszavak: felelősségteljesen fenntartható turizmus, vidéki turizmus

Összefoglalás: Napjainkban az egyre bővülő turizmus szektor és kapcsolódó ágazatai egyre nagyobb terhelést jelentenek a bennünket körülvevő földrajzi környezetre. A negatív környezeti hatásokat érzékelve jelentek meg azok a törekvések, amelyek a fenntarthatóság elveit és a felelősségteljes gondolkodásmódot alapul véve új típusú fejlesztési modellek megvalósítását tűzték ki célul. Az elméleti keretek átgondolása nyomán ma már bátrabban beszélhetünk turizmus-ökológiáról, amely természetes módon, a helyi természeti és társadalmi-kulturális erőforrásokra alapozva teszi lehetővé a vidéki térségek turizmusának eredményes fejlesztését.

Bevezetés

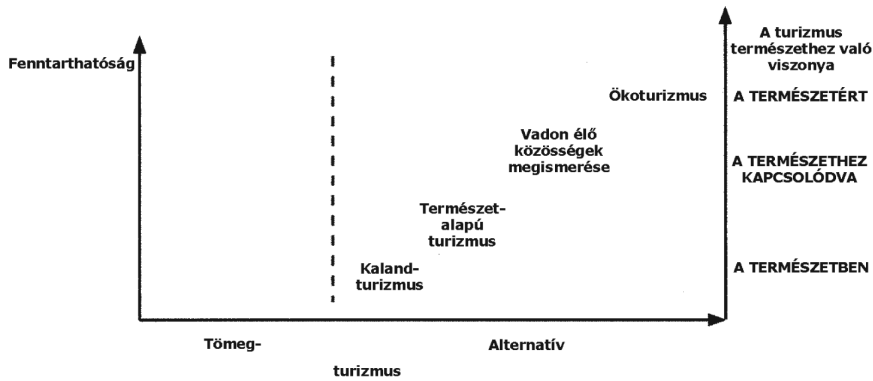
A társadalmi-gazdasági szempontból hátrányos helyzetű vidéki, periferikus térségek fejlesztésére, felzárkóztatására már korábban is több elképzelés megfogalmazódott és próbálkozás történt. A legtöbb célkitűzés azt javasolja, hogy lehetőség szerint a helyi természeti, kulturális, agrár stb. hagyományokra alapozva támogassák a vidéki turizmus és annak menedzsmentje megerősítését, illetve fejlesztését, mely az elképzelések szerint alapot adhat az érintett térségek felzárkóztatására is. Vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a fenntartható és felelősségteljes vidéki turizmusfejlesztés elképzelhetetlen az ökológiai gondolkodásmód alkalmazása nélkül. A turizmus ökológiai szempontú megközelítése és vizsgálata ennek megfelelően egy turizmusfejlesztési elmélet és gyakorlat, amely természetes módon, a helyi természeti és társadalmi-kulturális erőforrásokra alapozva teszi lehetővé a vidéki térségek turizmusának eredményes fejlesztését. A turizmus fenntarthatósága kettős feladat: egyszerre kell biztosítani a vonzerők hosszú távú megőrzését, és közben garantálni a turizmusba befektető vállalkozók tőkéjének megtérülését, cégük eredményeinek javulását. A fenntartható turizmusnak hosszú távon kell ökológiailag elviselhetőnek, gazdaságilag kivitelezhetőnek lennie, ugyanakkor etikailag és szociálisan méltányosnak is a helyi lakosságra nézve. Ugyanakkor ma már elvárás az is, hogy maguk a rendszerben részt vevő főszereplők, a turisták is aktív és felelősségteljesen fenntartható gyakorlatot folytassanak (responsible sustainable tourism).

A természeti turizmustól az ökoturizmusig

Természeti turizmus

A tömegturizmustól nagyon sok vonatkozásban különböző alternatív turizmusformák között a természeti turizmus egy rendkívül tág fogalomkör (*Michalkó 2004, 2007; Puczkó-Rátz 2005*). A természeti turizmus magában foglalja mindazokat a turistákat, akik a természeti környezet miatt keltek útra. A természeti turizmusnak része a túrázás, a hegymászás, az állat- és növénymegfigyelés, a természetfotózás, a horgászat, a halászat, a vitorlázás, a sifutás és a nemzeti parkok felkeresése, valamint az ökoturizmus is. A

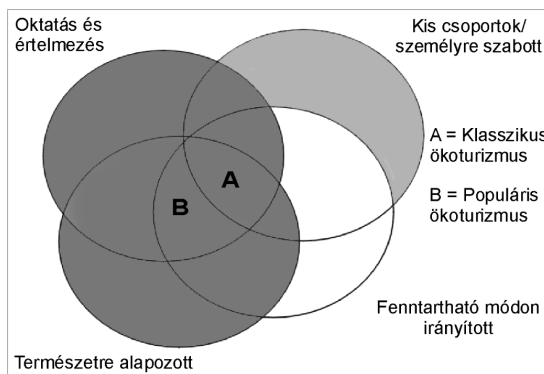
természeti turizmus tágabb fogalom az ökoturizmusnál, mert kiterjed szinte az összes természetben végzett tevékenységre, ugyanakkor szűkebb meghatározás is, mert nem feltétlenül értékorientált, nem irányul a kulturális értékek megismerésére és a környezeti szempontok is kisebb szerepet kaphatnak a tevékenységek közben. Nagyon fontos a természeti turizmus típusainak viszonya a fenntarthatósághoz, ez a kalandturizmustól kezdve a természetalapú turizmuson és a vadon élő közösségek megismerésén keresztül az ökoturizmusig tart. Természetesen közben változik a turizmus természethez való viszonya is (a természetben, a természethez kapcsolódva, a természetért) (1. ábra).



1. ábra A természeti környezet, az alternatív turizmusfajták és a fenntarthatóság kapcsolata (Forrás: Newsome–Moore–Dowling 2002)
 Figure 1. The relation of Natural environment, alternative forms of tourism and sustainability (Source: Newsome–Moore–Dowling 2002)

Ökoturizmus

Az ökoturizmus értelmezésénél négy fontos szempontot kell figyelembe venni, a kis csoportokat (és a személyre szabott szolgáltatások rendszerét), a természeti értékekre való alapozottságot, a fenntartható módon történő irányítást, illetve az oktatás és értelmezés kritériumait. Kétségtelen tény ugyanakkor az is, hogy napjainkban már megfigyelhető az ökoturizmus popularizálódása is (2. ábra).



2. ábra Az ökoturizmus dimenziói (Forrás: Weaver 2003)
 Figure 2. Dimensions of ecotourism (Source: Weaver 2003)

A 20. század végére nyilvánvalóvá vált, hogy a turizmus fejlődésének napjainkban is tapasztalható iránya éppen azoknak a természeti értékeknek a pusztulásához vezet, amelyek a turisztikai termékek alapját képezik. A helyváltoztatásból, tartózkodásból és a szabadidő eltöltésének különböző formáiból eredő negatív hatások a természeti erőforrások elszennyeződéséhez és mennyiségük csökkenéséhez, az élővilág háborítatlanságának és változatosságának veszélyeztetéséhez, sok helyen pedig a természetes tájkép rombolásához vezetnek. Végül a turisták által egykor kedvelt célterületek elveszítik vonzerejüket. A világ egyik legdinamikusabban fejlődő gazdasági ágának szereplői közül éppen ezért egyre többen ismerik fel a helyzet súlyosságát. Megindul a kutatás olyan megoldási lehetőségek után, amelyek a turizmus hosszú távon fenntartható fejlődésének alapjául szolgálhatnak. Teszik mindezt a keresleti oldal egyre növekvő nyomásának hatására (<http://www.kvvm.hu>). Felmérések bizonyítják ugyanis, hogy a turisták nagy része számára a legfontosabb turisztikai vonzástényezőkké léptek elő a célterületen található érintetlen táj, változatos élővilág és a tiszta környezet. E megerősödött, az egyes konkrét beavatkozásoknak (pl. látogatóközpontok létesítése, látogatózónák kijelölése) köszönhető, a környezetért felelősséget vállaló magatartás eredményeként fokozatosan növekszik a világ nemzeti parkjainak és más védett természeti területeinek száma és látogatottságuk mértéke. A természetvédelem részéről világszerte elterjedt az a törekvés, hogy az egyes országok természeti és táji kincsekben leggazdagabb területeit nemzeti parkká nyilvánítsák, és így őrizzék meg nemcsak a maguk, hanem az eljövendő generációk számára is. A megnövekedett érdeklődés és a megőrzési alapfunkció jelentős konfliktushoz vezet a működés és fenntartás során, ha nem próbálják meg megfelelő óvintézkedésekkel kivédeni azokat. Egyfajta szimbiózis megteremtése azonban elengedhetetlen, hiszen a nemzeti parkok működésükön keresztül fontos szerepet töltenek be azoknak a társadalmi-gazdasági változásoknak a megalapozásában, melyek a környezetért és természetért felelősséget vállaló magatartás széles körben való elterjedéséhez szükségesek. A turizmus természeti környezetre gyakorolt terhelése mellett figyelembe kell venni azokat a pozitív és negatív hatásokat is, melyek a fogadóterület lakosait, közösségeit érintik. A turizmus fellendülése nagymértékben hozzájárul egy terület gazdaságának fejlődéséhez azáltal, hogy pl. munkahelyeket teremt; de ezzel ellentétes folyamat játszódik le akkor, amikor a belőle származó bevételeket nem az adott terület fejlesztésére forgatják vissza. A turisták tömeges megjelenése megzavarhatja a helyi lakosság mindennapi életét, a különböző kultúrák találkozása mélyebb ellentétek forrásává válhat. A turizmus fenntartható fejlődésének elmélete megköveteli tehát az adott fogadóterületen élők aktív közreműködését, és azt, hogy fejlesztések folyamán garantálják a részükre biztosított előnyöket. A védett területeken a fenntartható természet- és racionális tájhasználat gyakorlati alkalmazásából következően ugyanis a természetmegőrzés szempontjait más ágazatokkal összhangban kell érvényesíteni. Ennek során számos olyan törvényi, jogszabályi megkötésnek, korlátozásnak kell eleget tenni, amelyek a nem védett területeken élőkkel szemben hátrányosan érintik például egy nemzeti park és környékének lakosságát. Érthető tehát, hogy ha nem biztosítanak számukra megfelelő kompenzációt vagy megoldási alternatívát, akkor szembe kerülnek a természetvédelem érdekeivel és ellenállásuk végső soron a megőrzési funkció gyakorlását lehetetlenítheti el. A megőrzés és bemutatás, ez a turizmus gyakorlati megvalósítása során első látásra kibékíthetetlen ellentét szimbiózissá formálható, ahol az ökoturizmus komplex megoldási lehetőséget kínál a védett természeti területek kezelői számára, hogy ellenőrzött keretek között tartsák a vendégforgalmat, úgy, hogy

a fejlesztésekből származó előnyökből a természetvédelem szervezetei mellett a helyi közösségek is részesülhetnek a felek kölcsönös megalégedésére ([HTTP://WWW.KVVM.HU](http://www.kvvm.hu), DÁVID–JANCSIK–RÁTZ 2007).

A fenntartható turizmustól a felelősségteljes turizmusig

Fenntarthatóság a turizmusban

A turizmus fenntarthatósága (sustainable tourism) kettős feladat: egyszerre kell biztosítani a vonzerők hosszú távú megőrzését, és közben garantálni a turizmusba befektető vállalkozók tőkéjének megtérülését, cégük eredményeinek javulását. A fenntartható turizmusnak hosszú távon kell ökológiailag elviselhetőnek, gazdaságilag kivitelezhetőnek lennie, ugyanakkor etikailag és szociálisan méltányosnak is a helyi lakosságra nézve. A fenntartható turisztikai fejlesztés egyrészt kielégíti a jelenlegi turisták és fogadó területek szükségleteit, másrészt védelmezi és növeli a jövő lehetőségeit. Az elképzelések szerint olyan módon teszi lehetővé az erőforrások menedzselését, hogy miközben a turista kielégítheti gazdasági, társadalmi és esztétikai igényeit, ezzel egy időben megőrizheti az alapvető ökológiai folyamatokat, a biológiai változatosságot és az életet fenntartó rendszereket, valamint a különböző népek és népcsoportok kulturális integritását is. A turisták, a vendéglátó közösségek, a vállalkozások, az attrakciók és a környezet közötti kapcsolat egyszerre komplex, interaktív és szimbiotikus. A fentiekből nyilvánvalóan következik, hogy az erőforrásokkal való fenntartható gazdálkodás eredményeként elfogadható konzerváció és egy jobb minőségű turisztikai termék jöhet létre. Összességében tehát a fenntartható turizmus hatékonyan növelheti és gazdagíthatja a környezetet.

Fenntarthatónak lehet tekinteni az olyan turizmusfejlődést, amely

- az adott desztináció természeti környezetének teherbíró képességét szem előtt tartva lehetővé teszi a természeti erőforrások megújulását,
- felismeri, hogy a helyi közösségek, szokások, életmód a turisztikai termékek rendkívül fontos összetevőjét jelentik,
- ennek következtében elfogadja, hogy a helyi lakosság arányosan részesedjen a turizmus pozitív gazdasági hatásaiból,
- tiszteletben tartja a fogadó területek lakosságának érdekeit és kívánságait a turizmus fejlődésére vonatkozóan.

A fenntarthatóság fogalma ezen túl azt is magában foglalja, hogy

- maga a turizmus-szektor fenntartható az adott célterületen, tehát fejlődése olyan ütemű, amit még a desztináció képes kedvezőtlen társadalmi és fizikai változások nélkül befogadni,
- valamint a turizmus nem szorítja ki a korlátozottan rendelkezésre álló erőforrásokért vele versenyben lévő többi gazdasági tevékenységet.

A fenntartható turisztikai fejlesztés alapelvei az alábbiakban határozhatók meg:

- A turizmus természeti, történeti, kulturális és egyéb erőforrásait úgy kell megőrizni a jövőben történő folyamatos felhasználáshoz, hogy közben a jelen társadalomnak is hasznot hozzanak. Ez azért is fontos, mert a szektor nagymértékben függ azoktól

a turisztikai attrakcióktól és tevékenységektől, melyek az adott térség természeti környezetével, történelmi és kulturális örökségével kapcsolatosak. Ezek háttérbe szorulásával vagy pusztulásával a turizmus nem tud prosperálni.

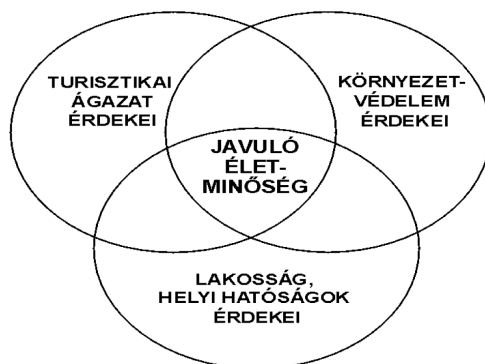
- A turizmus fejlesztését úgy kell tervezni és menedzselni, hogy ne okozzon súlyos környezeti vagy társadalmi-gazdasági problémákat a térségben. Ennek eléréséhez hozzájárulhat az energiafogyasztás vagy a hulladék-kibocsátás csökkentése, a biodiverzitás fenntartása.
- A turisztikai térség általános környezetvédelmi minőségét fenn kell tartani, ahol pedig lehet, ott pedig fejleszteni is kell. A legtöbb turista ugyanis olyan helyekre szeret utazni, amelyek látványosak, tiszták, nem szennyezettek. A megfelelő állapot fenntartásához vagy fejlesztéséhez a helyi menedzsment biztosíthat támogatást és eszközöket. A környezeti minőség magas szintje a helyi lakosok számára is fontos lehet.
- A turisták magas elégedettségi szintjét úgy kell fenntartani, hogy eközben a turisztikai desztinációk értékesíthetőségüket és népszerűségüket is megtartsák. Amennyiben ez nem valósul meg, a desztináció képtelen lesz megtartani piacait, és nem marad fenn életképes úti célként.
- A turizmusból származó haszonnak érvényesülnie kell az egész társadalomban.
- A fenntartható turizmus a növekedés olyan módját jelenti, amely nem szipolyozza ki a természeti és az épített környezetet, hanem megőrzi a helyi közösség kultúráját, örökségét és művészeti értékeit.

Ezek mellett figyelembe kell venni, hogy megvalósuljon

- a turizmus tervezésbe történő integrálása,
- a helyi gazdaság támogatása,
- a helyi közösségek bevonása,
- a részvényesek és a közösség közötti párbeszéd: a helyi lakosság bevonása a tervezésbe,
- a humán erőforrás képzése,
- felelősségteljes turisztikai marketing, valamint hogy
- az idegenforgalmi politika a társadalom általános politikai életének szerves része kell, hogy legyen (DÁVID–JANCSIK–RÁTZ 2007).

Felelősségvállalás a turizmusban

A sokszereplős turisztikai iparban megoszlik a felelősség a turisztikai termékért – a különféle „erőforrás-gazdák” csak egy-egy részéért felelnek. Ez jelentősen megnehezíti a fejlesztési irányvonalak kialakítását, a megbízható minőségi színvonal fenntartását és a kiegyensúlyozott kommunikációt. Ezt felismerve a világon sok helyütt hoztak létre olyan intézményeket, amelyek a jelzett problémák kezelését tekintik fő céljuknak (általános és hagyományos szóhasználat szerint ezeket hivataloknak vagy turisztikai menedzsment szervezeteknek nevezik, bár számos más megnevezés is létezik) (DÁVID–JANCSIK–RÁTZ 2007). A felelősségteljes turizmus (responsible tourism) fejlesztésének feladatát ezeknek kötelességszerűen kell felvállalni, együttműködve más partnerekkel, az életminőség javítása érdekében (3. ábra).



3. ábra A turizmus, a környezet és a helyi társadalom kapcsolata (Forrás: Inskeep 2000)
 Figure 3. The relationship of tourism, environment and local society (Source: Inskeep 2000)

Felelősségteljes és fenntartható turizmusfejlesztés

A turistákat motiváló tényezők összetettsége miatt logikus, hogy az egyes célpontokra érkező látogatóknak az adott desztináció környezetével kapcsolatos magatartása is igen eltérő lehet (SPENCELEY ED. 2008). Az ideál tipikus állapot természetesen az lenne, ha turisták aktívan részt vennének a természet védelmében, vagyis aktív és felelősségteljesen fenntartható gyakorlatot folytatnának (responsible sustainable tourism). Ez ma még csupán vízió, ám ne feledkezzünk meg azokról az élő gyakorlatokról, amelyekkel a különböző területeken próbálkoznak (természetvédő túrák, hulladék- és szemétyűjtő kirándulások, turizmus etikai kódexek).

A turizmus ökológiai szempontú vizsgálatának létjogosultságáról és természetéről

Az ökológia fogalmának egyre gyorsabb terjedése megítélésem szerint rámutat a környezettudatos gondolkodás fontosságának mind szélesebb körű felismerésére. Ámbár a fogadtatás nem minden esetben pozitív az egyes tudományágak képviselőinek a részéről (pl. tájökológia és az ökoturizmus kifejezések elfogadtatása is évtizedeket vett igénybe), a nemzetközi szakirodalomban több szerző is foglalkozik a turizmus és az ökológia kapcsolatrendszerével (EDWARDS 1987, TYLER–DANGERFIELD 1999, MULLER 2000, TÜRK, S.–JAKOB, E.–KRÄMER, A.–ROTH, R. 2004, GRGONA 2005, MICHALKÓ 2005) (1. táblázat). Edwards (1987) például vizsgálataiban egyértelműen rámutat egyes rekreációs és turisztikai tevékenységek ökológiai összefüggéseire.

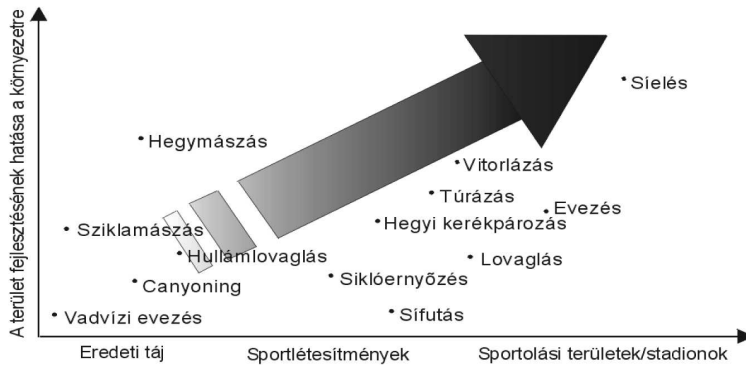
1. táblázat A rekreációs és turisztikai tevékenységek okozott károk, és az egyes természeti területek érzékenysége (Forrás: Edwards 1987, módosítva)
 Table 1. The sensitivity of, and ecological damage due to, recreation and tourism
 (Source: Edwards 1987, modified)

	<i>Kő- szirtek</i>	<i>Kőbá- nyák</i>	<i>Sziklás partok</i>	<i>Kavi- csos partok</i>	<i>Homok dűnék</i>	<i>Sós mocsa- rak</i>	<i>Mocsa- rak</i>	<i>Nádas lápok</i>	<i>Erdők</i>
Terepi közlekedés	++	-	-	+++	+++	+	+	+	++
Kempingezés	+++	-	-	++	+++	+	+	+	+++
Taposás	++	+	-	++	+++	+	-	-	-
Túraösvény erózió	+++	+	+	++	+++	+	-	-	-
Tereplovgálás	+	+	-	++	+++	+	-	-	+
Búvárkodás	-	-	++	-	-	-	-	-	-
Kenuzás	-	-	-	-	+	+	+	+	-
Motor- csónakázás	-	-	-	-	+	+	+	+	-
Vitorlázás	-	-	-	+	+	+	+	+	-
Szörfözés	-	-	-	-	-	+	++	++	-
Sziklamászás	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Vadászat	-	-	-	-	-	++	++	-	-
Horgászat, halászat, csapdázás	-	-	-	-	-	++	++	-	-
Nemzeti történelmi érdekesség	-	+	+	+	+	+	-	+	-

Jelmagyarázat: – nagyon kis érzékenység/nem érzékeny, + némileg érzékeny, ++ közepesen érzékeny, +++ nagyon érzékeny

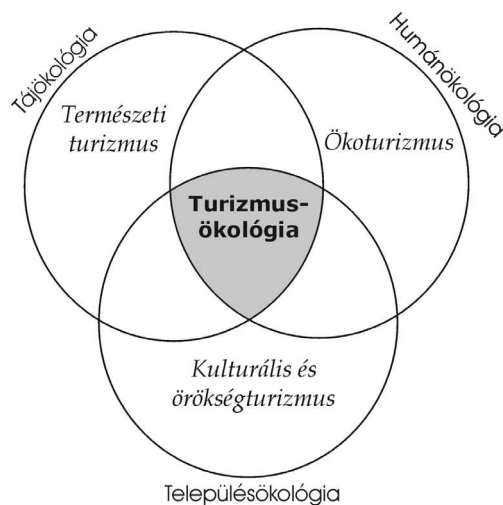
Key: – little or no sensitivity, + slightly sensitive, ++ moderately sensitive, +++ highly sensitive

Türk et al. (2004) még részletesebb vizsgálatai szerint csak nagyon kevés olyan szabadban üzött tevékenység van, amelynek infrastrukturális háttere nem kíván nagyobb mértékű beavatkozást a tájba (4. ábra).



4. ábra A fejlesztési terület, a tevékenység jellege és a hatások intenzitása közötti kapcsolat
(Forrás: Türk, S.–Jakob, E.–Krämer, A.–Roth, R. 2004)
Figure 4. The relationship between the area, the features of activity and the intensity of impacts
(Source: Türk, S.–Jakob, E.–Krämer, A.–Roth, R. 2004)

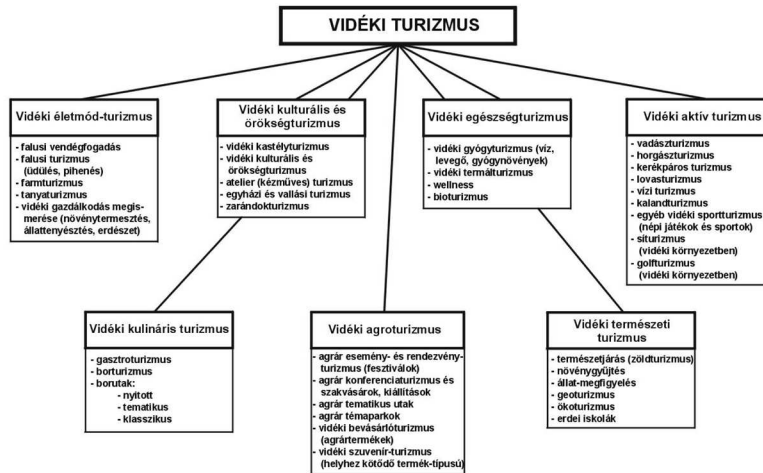
Javaslatokat és eredményeket továbbgondolva, az ökológiai gondolkodás alapvető téziseit, valamint a tájökológia, a településökológia és a humánökológia tudományos megközelítést alapul véve bevezethetőnek gondoljuk a turizmusökológia kifejezést. A turizmusökológia alapjait, összefüggéseit és vizsgálati területeit az alábbi ábra szemlélteti (5. ábra). A turizmusökológia ennek megfelelően egy turizmusfejlesztési elmélet és gyakorlat, amely természetes módon, a helyi természeti és társadalmi-kulturális erőforrásokra alapozva teszi lehetővé a vidéki térségek turizmusának eredményes fejlesztését (DÁVID 2009).



5. ábra A turizmusökológia kapcsolatrendszere
(Forrás: eredeti saját szerkesztés, Dávid 2009)
Figure 5. Relationship of tourism ecology
(Sources: original self-made edition, Dávid 2009)

Az ökológiai alapokon nyugvó turizmusfejlesztés térnyerése a vidékfejlesztésben

A vidéki turizmus (rural tourism) értelmezésünkben nem egy konkrét turizmustípus, hanem turizmusfajták és csoportok egyfajta halmazának tekinthető, amely a vidéki élmény teljességét nyújtja, általános és egyedi elemek kellően strukturált, a természetességen és a tradíciókon alapuló diverzifikált kínálatát jelenti. A részben, vagy egészben benne szereplő turizmusfajták és csoportok vidéki környezetben, vidéki jellegű fogadókapacitással, vidékre jellemző szolgáltatásokat kínálnak komplex terméként, vagy termékelemként (Fehér–Körödi 2007). A könnyebb áttekinthetőség kedvéért ezeket egy összefoglaló táblázatba foglaltuk (5. ábra). Az ökológiai szempontok kapcsolódása egyértelmű: mindegyik turizmusfajta esetében jól megragadható a természeti és az épített vidéki környezetekhez való szoros viszony, amely a felelősségteljesen fenntartható vidéki turizmusfejlesztés alapjául szolgál.



5. ábra A vidéki turizmus tipizálása (Forrás: Dávid–Tóth–Kelemen–Kincses 2007)

Figure 5. Standardization of rural tourism (Source: Dávid–Tóth–Kelemen–Kincses 2007)

Irodalom

- ANONYMUS 2009: <http://www.kvvm.hu>
- DÁVID, L.–TÓTH, G.–KELEMEN, N.–KINCSES, Á. 2007: A vidéki turizmus szerepe az Észak-Magyarország Régióban, különös tekintettel a vidékfejlesztésre a 2007–2013. évi agrár- és vidékpolitika tükrében, *Gazdálkodás*, 51. évfolyam 4. szám, pp. 38–57.
- DÁVID, L. (SZERK.)–JANCSIK, A.–RÁTZ, T. 2007: Turisztikai erőforrások – A természeti és kulturális erőforrások turisztikai hasznosítása, Budapesti Gazdasági Főiskola – „GLOBUS-Globális BSc az üzleti képzésben, országos szintű felsőfokú alapképzés megteremtése az üzleti alapszakokon”, Budapest, 289 p.
- DÁVID, L. 2009: A turizmusökológia alapvetése, II. Települési Környezet Konferencia, Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, pp. 55–61.
- EDWARDS, J. 1987: The UK heritage coast: An assessment of the ecological impacts of tourism, *Annals of Tourism Research* 14: 71–87.
- FEHÉR, I.–KÖRÖDI, M. 2007: A vidéki turizmus diverzifikációs sajátosságai, *Agroinform* http://www.agroinform.com/files/aktualis/pdf_agroinform_20070104102814_turizmus.pdf

- GRGONA, J. 2005: Tourism and Ecology, *Annals of DAAAM & Proceedings*. FindArticles.com. 20 Oct, 2009. http://findarticles.com/p/articles/mi_7105/is_2005_Annual/ai_n28321487/
- INSKEEP, E. 2000: A fenntartható turizmus fejlesztése – Irányelvek a turizmus tervezőinek és szervezőinek – Geomédia szakkönyvek, Piac és elemzés, Budapest, 185 p.
- MICHALKÓ, G. 2004: A turizmuselmélet alapjai – Kodolányi János Főiskola, Székesfehérvár, 218 p.
- MICHALKÓ, G. 2005: Turizmusföldrajz és humánökológia: fejezetek a természet, a társadalom és az ember turizmushoz fűződő viszonyáról. MTA FKI – Kodolányi János Főiskola, Budapest – Székesfehérvár. 213 p.
- MICHALKÓ, G. 2007: Magyarország modern turizmusföldrajza. Dialóg Campus. Budapest-Pécs, 288 p.
- MULLER, F. G. 2000: Ecotourism: An economic concept for ecological sustainable Tourism. *International Journal of Environmental Studies*, Sections A and B, 57: 241–252.
- NEWSOME, D.–MOORE, S. A.–DOWLING, R. K. 2002: *Natural Area Tourism* – Channel View Publications, Clevedon, 340 p.
- PUCZKÓ, L.–RÁTZ, T. 2005: A turizmus hatásai, 4. javított kiadás, Aula Kiadó, Budapest, 490 p.
- SPENCELEY, A. ed. 2008: *Responsible Tourism – Critical Issues for Conservation and Development*, Earthscan, London, 432 p.
- Türk, S., Jakob, E., Krämer, A., Roth, R. 2004: Outdoor recreation activities in nature protection areas – situation in Germany. Sievänen, T., Erkkonen, J., Jokimäki, J., Saarinen, J., Tuulentie, S. & Virtanen, E. (szerk.) *Proceedings of The Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*, June 16–20., 2004 Rovaniemi, Finland. Finnish Forest Research Institute, pp. 175–181.
- TYLER, D.–DANGERFIELD, J. M. 1999: Ecosystem Tourism, A resource based philosophy for ecotourism, *Journal of Sustainable Tourism* 7: 146–158.
- WEAVER, D. ed. 2003: *The Encyclopedia of Ecotourism* – CABI Publishing, Wallingford Oxon, 668 p.

FIELDS AND POSSIBILITIES OF ECOLOGICAL DEVELOPMENT OF TOURISM

L. DÁVID

Károly Róbert College, Department of Tourism and Regional Development
H-3200 Gyöngyös, Mátrai u. 36., e-mail: davidlo@karolyrobert.hu

Many efforts have already been made and several ideas have been promoted to solve the problems in the development of socially and economically underprivileged, peripheral areas. Most of the proposals suggest supporting rural tourism and its management based on local natural, cultural, agrarian etc. traditions and help them this way to catch up with the more developed regions of the country. According to our surveys it can be stated that sustainable and responsible rural tourism development is unbelievable without the application of ecological thinking. Consequently tourism ecology, as theory and practice, naturally helps developing the tourism of rural areas based on local natural, social and cultural resources. Sustenance of tourism is a double task: we have to provide long-term reservation and guarantee that entrepreneurs' input of capital will return and their firm's will better their economic etc state in the same time. Sustainable tourism has to be enduring and economically executable on the long term, but at the same time it has to be socially and ethically fair in relations to local people. Nevertheless, it is also a expectation that actors of the system, i.e. tourists must continue an active and responsibly sustainable practice (responsible sustainable tourism).

SPONTÁN GYEPREGENERÁCIÓ EXTENZÍVEN KEZELT LUCERNÁSOKBAN

KELEMEN András¹, TÖRÖK Péter^{1*}, DEÁK Balázs², VALKÓ Orsolya¹, LUKÁCS Balázs András²,
LENGYEL Szabolcs¹, TÓTHMÉRÉSZ Béla¹

¹ Debreceni Egyetem TEK, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

² Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen út 2.

* molinia@gmail.com

Kulcsszavak: szekunder szukcesszió, *Medicago sativa*, évelő, gyepesítés, regeneráció

Összefoglalás: Vizsgálatainkban 1, 3, 5 és 10 éve telepített, extenzíven kezelt lucernások szekunder szukcesszióját tanulmányoztuk a Hortobágy Nemzeti Park területén. Vizsgálatainkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) A telepítést követően, extenzív művelés esetén milyen gyorsan tűnik el a takarmánylucerna a vegetációból? (2) Miben tér el a lucernások spontán vegetációfejlődése a rövid életű kultúrák felhagyását követő szukcessziótól? (3) Milyen gyors a szikes és löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén? Eredményeink azt mutatják, hogy a lucerna mennyisége a három évesnél idősebb lucernásokban alacsony volt. A tíz éves állományok vegetációjából szinte teljesen eltűnt. Eltérően a rövid életű kultúrák felhagyását követő vegetációfejlődéstől, az extenzíven kezelt lucernásokban zajló szekunder szukcesszió során nem tapasztaltunk gyomok dominálta stádiumot. A lucernát az idősebb állományok vegetációjában évelő fűvek váltották fel, közben a diverzitás folyamatos növekedését tapasztaltuk. Eredményeink azt mutatják, hogy a fajszegény társulások (fűves szikes puszta, ecsetpázsitos sziki rét) regenerációja már 5-10 év alatt bekövetkezhet. Bár számos lösz- és szikes gyepekre jellemző kísérőfaj spontán betelepülését tapasztaltuk, természetközeli állapotú gyepek kialakulása vizsgálatunk időtávtálatánál hosszabb folyamat.

Bevezetés

Magyarországon a rendszerváltást követő mintegy két évtizedben a mezőgazdasági területek közel 10%-án (600 000 ha) hagytak fel a korábbi műveléssel (CRAMER & HOBBS 2007). Az Alföldön, ezeken a területeken, természetközeli állapotú gyepek kialakítását tartjuk kívánatosnak. Így megteremthető az összeköttetés a fennmaradt természetes állapotú gyeppragmentumok között. Az új élőhelyek létrehozása segíti a természetes gyepek fajkészletének megőrzését (STEVENSON et al. 1995, CRITCHLEY et al. 2003, SIMMERING et al. 2006). illetve a meglévő gyepek területének növelésével csökkenti azok sérülékenységét (PYWELL et al. 2002). Gyepterületek létesítése támaszkodhat különböző technikai beavatkozásokra (pl. magvetés, szénaráhordás stb.), illetve spontán szukcesszióra (PRACH & PYŠEK 2001). A spontán szukcesszió restaurációs ökológiai jelentőségét gyakran alulértékelik, annak ellenére, hogy bizonyos esetekben a kisebb költség- és munkaidényen kívül is számos előnye van a technikai jellegű beavatkozásokkal szemben (PRACH & PYŠEK 2001, PRACH et al. 2001, VIDA et al. 2008). A spontán regeneráció során diverz, színező elemekben gazdag gyepek keletkezhetnek, ha az adott terület viszonylag kis kiterjedésű (PRACH & PYŠEK 2001, LEPSŠ et al. 2007) és a természetes vegetáció fajainak propagulumaik jelen vannak a lokális magkészletben (HUTCHINGS & BOOTH 1996, THOMPSON et al. 1997, MANCHESTER et al. 1999), vagy vannak a közelben olyan élőhelyek, ahonnan bejuthatnak a területre (HALASSY 2001, RUPRECHT 2005). Ha a művelés nem volt hosszán tartó, akkor a természetes gyepek fajainak csíráképes magjai fennmaradhatnak a mezőgazdaság által hasznosított terület talajában (JONGEPIEROVÁ et al. 2004). Számos vizsgálat kimutatta, hogy a tartós művelés a lokális magkészlet elszegényedését, összetételének megváltozását (pl.

gyommagvak arányának növekedését) okozhatja (HUTCHINGS & BOOTH 1996, THOMPSON et al. 1997, MANCHESTER et al. 1999). Emiatt szükség van olyan, természetközeli állapotban megmaradt élőhelyekre, ahonnan a természetes vegetáció fajainak propagulumai bejuthatnak a gypesedő területekre (SIMMERING et al. 2006). Emellett a bejutó propagulumok csírázásához és a csíranövények megtelepedéséhez megfelelő menedékhelyekre („safe site”) is szükség van (HARPER 1977, COULSON et al. 2001). A szükséges propagulum-források és menedékhelyek hiányában a spontán szukcesszió viszonylag lassú (PRACH & PYSEK 2001, TÖRÖK et al. 2009) és erősen sztochasztikus lehet, így a folyamat végkimenetele nehezen megjósolható (MANCHESTER et al. 1999, HALASSY 2001). Egyes esetekben a spontán szukcesszió korai stádiumban megrekedhet, és sokáig fennmarad egy gyomok által dominált állapot (COLLINS et al. 2001, PRACH & PYSEK 2001).

A spontán szukcesszió szempontjából fontos a korai kolonizáló közösség fajösszetétele és dominanciaviszonyai (LI et al. 2007). Rövidéletű kultúrák felhagyása után jellemző, hogy a pionír gyomfajok kezdetben nagy borítással vannak jelen (CSECSERITS & RÉDEI 2001, BLUMENTHAL et al. 2005, FENG et al. 2007). A legnagyobb fajgazdagság a pionír stádium és az évelők dominanciájával jellemezhető állapot közötti átmeneti fázisban figyelhető meg (FENG et al. 2007, PRACH et al. 2007). Az évelő dominancia kialakulásával párhuzamosan a fajgazdagság, a gyomok visszaszorulása miatt gyakran csökken (PRACH et al. 2007). Évelő kultúrák esetén természetesen már a kezdeti időszakban magas az évelő fajok borítása, ami eltérő vegetációfejlődési mintázatot eredményezhet. Ennek ellenére kevés az olyan publikáció, amely évelő kultúrák szekunder szukcesszióját vizsgálja (LENGYEL 2006, PRACH et al. 2007). A legtöbb, mezőgazdasági területeket vizsgáló, szekunder szukcessziót bemutató publikáció rövidéletű gabona és kapás-kultúrák helyén történő gyp-regenerációt vizsgál, vagy az előtörténetre vonatkozó ismeretek hiányában nem foglalkozik annak vegetációfejlődésre gyakorolt hatásával (CSECSERITS & RÉDEI 2001, RUPRECHT 2006, PRACH et al. 2007).

Vizsgálataink során eltérő korú, spontán gypesedő, extenzíven kezelt lucernások szukcesszióját értékeltük tér-idő helyettesítéses módszer alkalmazásával. Kutatásunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (1) A telepítést követően, extenzív művelés esetén milyen gyorsan tűnik el a takarmánylucerna a vegetációból? (2) Miben tér el a lucernások spontán vegetációfejlődése a rövid életű kultúrák felhagyását követő szukcessziótól? (3) Milyen gyors a szikes és löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén?

Anyag és módszer

Lucernások jellemzése

A Hortobágyon és a Nagykunságban a takarmánylucernát (*Medicago sativa*) általában magasabban fekvő területekre vetik, ahol jó minőségű, nem vagy csak mélyben szikes talajok találhatóak. A térségben a lucernaföldeket leggyakrabban évi kétszeri kaszálással hasznosítják. A lucernásokat általában 3–4 év elteltével beszántják, majd helyükre más kultúrát telepítenek (KEMENESY & MANNINGER 1966, KISS & HORVÁTH 1972). Az általunk vizsgált idősebb állományokban ez a beszántás és újratelepítés elmaradt. Extenzív művelésűnek mi akkor tekintettük a lucernásokat, ha területükön öntözés, műtrágyabevitel és peszticid-használat nem történt, illetve évi kétszer kaszálással kezelték őket.

A vizsgált, extenzíven művelt lucernások a Hortobágy Nemzeti Park területén, Kócsújfalu, Karcag, Tiszacsege és Nádudvar térségében, mintegy 50 km-es sugarú körön belül helyezkednek el. A Hortobágyi Nemzeti Park mintegy 9600 ha nagyságú saját vagyongazdálkodású szántóterülete található a térségben, amelynek hozzávetőlegesen 20–25%-a lucernás. Magántulajdonban hozzávetőlegesen ugyanennyi lucernás található. Az elmúlt tíz évben a magánkézben lévő és a nemzeti parki tulajdonú lucernások esetében is jellemző volt, hogy a kiöregedő kultúrákat nem számolták fel, hanem a területek kaszálással történő hasznosítását továbbra is fenntartották. Ennek köszönhetően évente mintegy 10–50 ha lucernás gyepterületre történő földhivatali átminősítése történik meg. Azonban ennek többszöröse az a terület, amely a tulajdoni lap szerint szántó művelési ágban van annak ellenére, hogy már jelentősen előrehaladt rajtuk a gyepesedés.

A referencia gyeppek jellemzése

Referencia felvételeinket három, a térségre jellemző gyeptársulásban készítettük. Szikes gyeppek közül a zavartabb, alacsony sótartalmú talajokra jellemző füves szikespuszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) társulást vizsgáltuk. Lőszgyeppek esetében három eltérő természetességű közösséget választottunk. Az első egy intenzív legeltetés után felhagyott, degradált lőszlegelő (*Cynodonti-Poëtum angustifoliae*). A második egy jobb természetességű, *Bromus inermis* dominanciájú lőszmezsgye (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* társulás); míg a harmadik egy fajgazdag, természetközeli állapotú lőszpusztarét volt (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*). A nedves gyeppek közül a kevésbé szikes területeken előforduló, rendszeresen kaszált fajszegény gyeptípust, az ecsetpázsitos sziki rét társulást (*Agrostio stoloniferae – Alopecuretum pratensis*) vizsgáltuk. A társulások elnevezése BORHIDI (2003), míg a fajnevek használata SIMON (2001) nevezéktanát követi.

Mintavétel

Összesen 12 spontán gyepesedő lucernás állományt vizsgáltunk. Vizsgálatainkban 1, 3, 5 és 10 éve telepített, extenzíven kezelt lucernások szekunder szukcesszióját tanulmányoztuk (mindegyik korcsoportban három lucernaföldet vizsgáltunk). Minden lucernásban 3 random módon elhelyezett blokkban, blokkonként 4 kvadrátban rögzítettük a fajonkénti borítás százalékos értékeit, 2009. júniusában, még az első kaszálás előtt. Minden lucernásban a kvadrátok közelében egyenletesen elhelyezve, blokkonként 10 darab 20×20 cm-es négyzetben begyűjtöttük a teljes földfelszín feletti fitomasszát (élő növényi anyag és avar). Mintáinkat tömegállandóságig szárítottuk (25°C, 2 hét), majd a szárított mintákat avar, egyszikű és kétszikű csoportokra válogattuk. A takarmánylucerna fitomasszáját minden esetben különválogattuk. A minták száraz tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük. A referenciagyeppek minden állományában ugyanezt a mintavételt és elrendezést alkalmaztuk.

Adatfeldolgozás

A cönológiai felvételek és a fitomassza minták fajait négy funkcionális csoportba soroltuk az eltérő morfológiai és életmenet sajátosságok alapján. Ezek a kategóriák a rövid életű egyszikű és rövid életű kétszikű fajok (therophytonok és hemitherophytonok), illetve az évelő egyszikű és évelő kétszikű fajok csoportjai voltak (kryptophytonok, hemikryptophytonok, chamaephytonok). A kvadrátokban detektált fajszám, borítás és

fitomassza adatokat blokkonként, majd a blokkokat területenként átlagoltuk. A statisztikai elemzésekhez ezeket az átlagolt értékeket használtuk. A fajszámok, a borításértékek és a fitomassza tömegek átlagait ANOVA segítségével hasonlítottuk össze. A szignifikánsan különböző csoportok kiválasztására Student-Newman-Keuls tesztet használtunk ($p < 0,05$). A területek fajgazdagságának jellemzésére Shannon-diverzitást számoltunk. A diverzitásértékek átlagait ANOVA segítségével vetettük össze. A spontán gyepesedő lucernások és a referencia területek vegetációjának összevetéséhez DCA ordinációt használtunk.

Eredmények

Eltérő korú lucernások vegetációjája

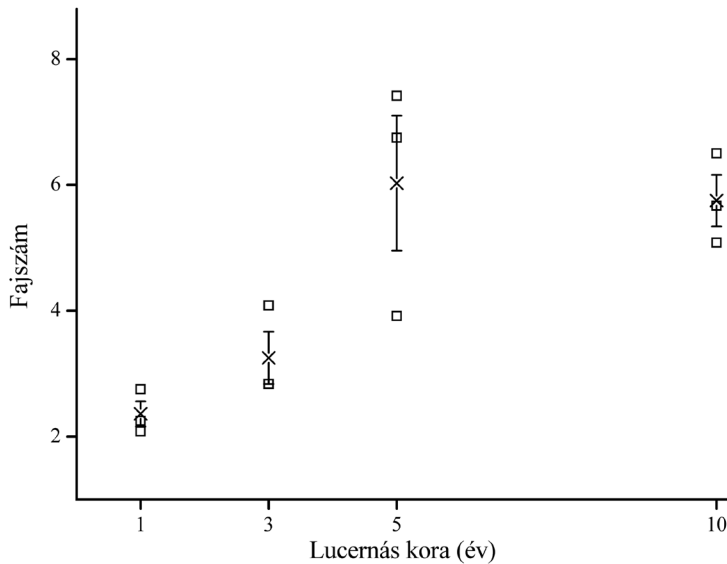
A lucernások területén a cönológiai felvételekben összesen 104 fajt találtunk. Az össz-fajszám az idősebb (5 és 10 éves) lucernásokban magasabb volt, mint a fiatalabbakban (1 és 3 éves). Az évelő fajok száma esetében is növekvő tendenciát tapasztaltunk. Az évelő fajok száma az 5 és 10 éves területeken szignifikánsan magasabb volt, mint az 1 és 3 éves lucernásokban (ANOVA; $n=3$; $F=8,64$; $p < 0,05$) (1. ábra). A rövidéletű növények fajszámában nem mutattunk ki szignifikáns különbséget.

1. táblázat Az egyes csoportok borításértékei (% átlag±standard hiba) a vizsgált lucernásokban. A csoportokon belüli szignifikáns eltéréseket az értékek után felső indexbe tett eltérő betűk jelzik. (* = *Medicago sativa* nélkül).

Table 1. Percentage cover scores of the functional groups (% mean ± standard error). Significant differences are indicated by different superscripted letters (* = without *Medicago sativa*).

	1 éves	3 éves	5 éves	10 éves
<i>Medicago sativa</i>	75,2±1,1 ^a	72,8±11,0 ^a	24,1±4,9 ^b	2,3±2,3 ^c
Évelő kétszikűek*	0,7±0,2 ^a	6,5±4,5 ^{ab}	10,7±2,7 ^{ab}	16,3±2,2 ^b
Évelő egyszikűek	0,5±0,2 ^a	0,9±0,1 ^a	29,8±14,1 ^{ab}	50,2±15,0 ^b
Rövidéletű kétszikűek	8,9±1,6	5,4±2,2	10,6±7,6	6,2±0,5
Rövidéletű egyszikűek	0,1±0,1 ^a	0,2±0,1 ^a	11,0±3,9 ^b	2,6±1,5 ^a
Összes évelő	76,4±1,2	80,2±6,4	64,6±12,2	68,8±11,4
Összes rövid életű	9,0±1,6	5,6±2,3	21,6±10,8	8,8±1,3

Az 1 és 3 éves lucernások esetén a lucerna átlagos borítása nem különbözött szignifikánsan. A többi esetben mindig szignifikánsan alacsonyabb volt minél idősebb lucernást vizsgáltunk (ANOVA; $n=3$; $F= 34,66$; $p < 0,05$). Az évelő fajok összborítása közel azonos volt minden korcsoportban. Viszont a takarmánylucerna nélkül számított évelő borítás az 5 és 10 éves állományokban szignifikánsan magasabb volt, mint az 1 és 3 éves lucernásokban (ANOVA; $n=3$; $F= 10,90$; $p < 0,05$). Az évelő fűvek borítása szintén magasabb volt az 5 és 10 éves lucernásokban, mint az 1 illetve 3 évesekben (ANOVA;

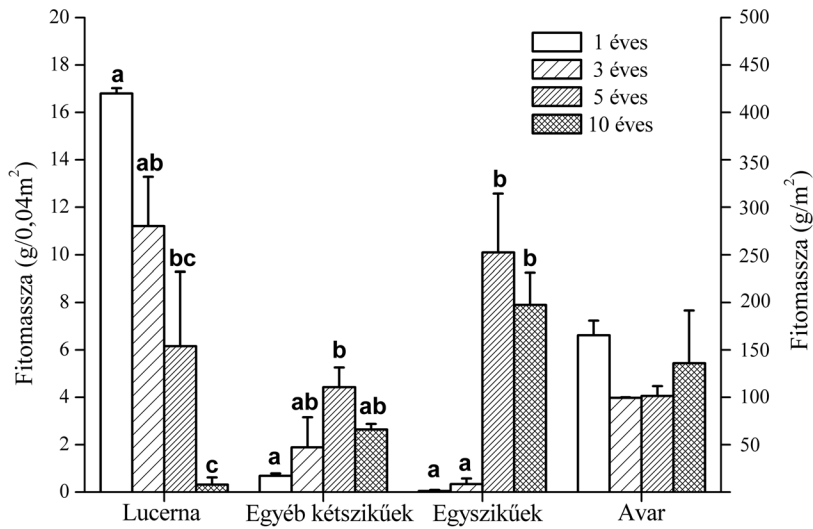


1. ábra A cönológiai felvételek élő fajainak száma (átlag±standard hiba) a különböző korú lucernások 3–3 állományában. Jelmagyarázat: □ – lucernások állományonkénti átlaga, × – korcsoport átlag (± standard hiba).

Figure 1. Number of perennial species in 1 m² plots, in different aged alfalfa fields. Legend: □ – mean of fields, × - mean of age groups (± standard error).

$n=3$; $F=5,51$; $p<0,05$). Az élő kétszikűek mennyiségében nem tapasztalunk szignifikáns különbségeket. A rövidéletű fajok összborítása nagyobb volt a két idősebb lucernában. A különbség a rövidéletű egyszikűek esetében szignifikáns volt (ANOVA; $n=3$; $F=6,00$; $p<0,05$) (1. táblázat).

A takarmánylucerna átlagos fitomasszája az idő előrehaladtával szignifikánsan csökkent (ANOVA; $n=3$; $F=13,92$; $p<0,05$). Ezzel párhuzamosan az egyszikűek fitomasszája növekedett (ANOVA; $n=3$; $F=13,14$; $p<0,05$). A kétszikű frakció össz tömege is szignifikánsan kevesebb, minél idősebb volt a vizsgált állomány (ANOVA; $n=3$; $F=21,29$; $p<0,05$). A kétszikűek lucerna nélküli tömege viszont magasabb az idősebb lucernákban, de ez a különbség csak az 1 és az 5 éves állományok között volt szignifikáns (ANOVA; $n=3$; $F=4,16$; $p<0,05$). Az avar (holt fitomassza) mennyiségében nem tapasztalunk szignifikáns különbségeket (2. ábra).



2. ábra A különböző korú lucernások átlagos fitomassza tömegei a 20×20 cm-es mintavételi négyzetek alapján (átlag ± standard hiba). A csoporton belüli szignifikáns eltéréseket az oszlopok fölé írt eltérő betűk jelölik.

Figure 2. Phytomass of different aged alfalfa fields in 20×20 cm plots. Within-group differences between years are indicated by different letters (mean ± standard error).

Diverzitás

Az 1 és 3 éves lucernások illetve a fajszegény *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* és *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* társulásokban számított Shannon diverzitás értékek nem tértek el szignifikánsan egymástól, viszont mindhárom löszgyepben mért diverzitás értékeknél szignifikánsan alacsonyabbak voltak. Az 5 és 10 éves állományok diverzitása magasabb volt, mint az 1 és 3 éves lucernásokban, a két fajszegény referencia gyepben (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* és *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* társulás), illetve a degradált löszgyepben (*Cynodonti-Poëtum angustifoliae*) mért értékek. A *Bromus inermis*-es mezsgye és a jó állapotú löszgyep (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*) Shannon-diverzitás értékei a 10 éves lucernásokban mért értékeknél is szignifikánsan magasabbak voltak (ANOVA; $n = 3$; $F = 16,30$; $p < 0,05$) (2.táblázat).

Lucernások és referencia gyep

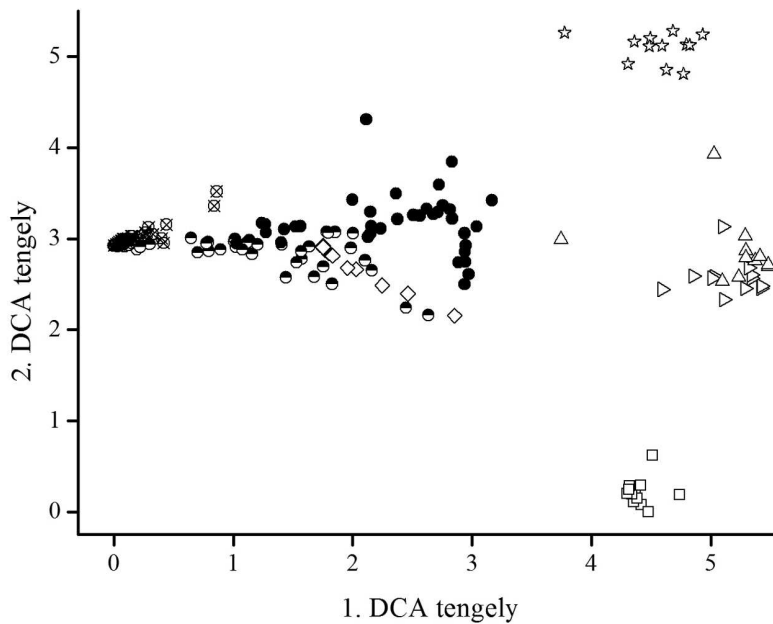
Az egyéves lucernások felvételei a DCA ordinációban kompakt pontfelhőt alkotnak, amely az egyes felvételek közötti nagymértékű hasonlóságra utal. Ezekkel a pontokkal átfednek a 3 éves lucernások felvételei. Az 5 éves, de főleg a 10 éves felvételek pontjai nagyobb területen helyezkednek el, mint az 1 illetve 3 éves területek pontfelhői, ami heterogénebb fajösszetételű vegetációra utal. A két idősebb korcsoportba tartozó lucernások pontjai nem válnak el élesen egymástól és az *Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis* társulás pontjaitól. Az idősebb lucernásokban készített felvételek pontjai közelebb helyezkednek el a természetközeli gyepben készített felvételek pontjaihoz, mint a fiatalabb lucernások pontjai (3. ábra).

2. táblázat A lucernások és a referencia gyepek Shannon-diverzitás értékei (átlag \pm standard hiba). Az egyes értékek közötti szignifikáns különbséget a felső indexekbe írt eltérő betűkkel jelöltük.

A lucernások és a referencia gyepek értékeit együtt teszteltük.

Table 2. Shannon diversity scores of different aged alfalfa fields and reference grasslands (mean \pm standard error). Significant differences are indicated by different superscripted letters. The alfalfa fields and reference grasslands were tested simultaneously.

<i>Shannon-diverzitás (átlag+SE)</i>	
Lucernások	
1 éves korcsoport	0,5 \pm 0,1 ^a
3 éves korcsoport	0,6 \pm 0,3 ^a
5 éves korcsoport	1,6 \pm 0,2 ^c
10 éves korcsoport	1,5 \pm 0,2 ^c
Referencia gyepek	
Achilleo setaceae- Festucetum pseudovinae	0,9 \pm 0,1 ^a
Agrostio stoloniferae- Alopecuretum pratensis	1,0 \pm 0,1 ^a
Cynodonti-Poëtum angustifoliae	1,2 \pm 0,1 ^b
<i>Bromus inermis</i> -es mezsgye	1,9 \pm 0,1 ^d
Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae	2,3 \pm 0,1 ^e



3. ábra Százalékos borításértékeken alapuló DCA ordináció. Jelmagyarázat: ○ - egyéves lucernások, ⊗ - hároméves lucernások, ⊖ - ötéves lucernások, ● - tízéves lucernások, ◇ - Agrostio stoloniferae- Alopecuretum pratensis, □ - Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae, ▷ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (jó állapotú), △ - Cynodonti-Poëtum angustifoliae (degradált), ☆ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (mezsgye).

Figure 3. DCA ordination based on percentage cover data. Alfalfa fields: ○ - 1 yr -old, ⊗ - 3 yr -old, ⊖ - 5 yr -old, ● - 10 yr -old, ◇ - Agrostio stoloniferae- Alopecuretum pratensis, □ - Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae, ▷ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (species-rich loess grassland), △ - Cynodonti-Poëtum angustifoliae, ☆ - Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae (loess balk).

Az 5 éves és a 10 éves extenzíven kezelt lucernások tömeges fajaik alapján, a fajszegény *Agrostio stololoniferae*-*Alopecuretum pratensis* társuláshoz hasonlítanak (3. ábra). Fajkészletükben azonban számos olyan faj van jelen kis borításban, amely az ecsetpázsitosokban nem fordul elő, viszont a löszgyepekben gyakori. A jó állapotú természetes gyepekre jellemző kísérőfajok csak az 5 és a 10 éves lucernásokban voltak jelen (*Inula britannica*, *Centaurea pannonica*, *Koeleria cristata*, *Vicia hirsuta*, *Vicia angustifolia*, *Trifolium angulatum*, *Trifolium retusum*, *Lathyrus tuberosus*, *Melandrium viscosum*).

Megvitatás

A takarmánylucerna mennyisége az 1 éves és a 3 éves állományokban csak kis mértékben tért el. Az idősebb állományokban azonban mennyisége erőteljesen lecsökken. A mezőgazdasági tapasztalatok szerint a takarmánylucerna a vetést követő első kaszálás után gyors fejlődésnek és bokrosodásnak indul, ez visszaszorítja a vetés után közvetlenül megjelenő gyomokat, így viszonylag fajszegény és homogén lucernaállomány alakul ki. A lucerna borítása a 3. év és az 5. év között szignifikánsan lecsökken, majd további csökkenést tapasztaltunk az 5 éves és a 10 éves korcsoport között is. A 10 éves telepítésekben a takarmánylucerna szinte már teljesen eltűnt a vegetációból. A lucerna visszaszorulása nem magyarázható az egyéb évelő fajok kompetitív hatásával (ODUM 1969), hiszen ezek mennyisége a 3 éves lucernásokban alacsony. A 3. év és 5. év közötti jelentős visszaesés legvalószínűbb oka a lucernatövek előregedése és pusztulása (KISS & HORVÁTH 1972). Eredményeink összhangban vannak a széles körben alkalmazott mezőgazdasági gyakorlattal, hogy a lucernákat 3-4 évente újratelepítik (KISS & HORVÁTH 1972).

Az általunk tapasztalt vegetációs változások eltérnek az egyéves kultúrák helyén történő szekunder szukcessziótól. Az egyéves kultúrák felhagyása után a szabad felszíneket rövidéletű fajok népesítik be, amelyek gyakran a korábban termesztett kultúra gyomnövényei közül kerülnek ki, kiegészülve a környező területekről betelepülő pionírokkal (BLUMENTHAL et al. 2005). Az évelők (zömében évelő füvek) csak a későbbi fázisokban települnek be fokozatosan kiszorítva a rövidéletű gyomfajokat (McCONNAUGHAY & BAZZAZ 1987; CARSON & PICKETT 1990). A lucernások szukcessziója ezzel szemben magas évelő borítással indul. Emiatt a vizsgált lucernásokban egyöntetűen alacsony volt a gyomok mennyisége és nem volt gyomok dominálta stádium. Egyek-Pusztakócs (HNP) térségében végzett gyeprekonstrukciók vizsgálata során azt tapasztalták, hogy a felszántott lucernások helyén az első évben sokfajos gyomvegetáció nőtt fel (TÖRÖK et al. 2008, 2010). Feltételezhető tehát hogy a lucernások talajában nagy mennyiségű gyommag van jelen és a folyamatosan magas évelő borítás akadályozza ezeknek a fajoknak a tömeges megjelenését a vegetációban (vö. REJMANEK 1989, LI et al. 2007). A rövidéletű fajok közel állandó borításban és fitomasszával vannak jelen a különböző korú lucernásokban. Annak, hogy ezek a fajok nem szorulnak ki a vegetációból, egyik oka az, hogy a területeken az összborítás és illetve a holt fitomassza mennyisége nem növekszik a szukcesszió folyamán (TÖRÖK et al. 2009, McLACHLAN & KNISPEN 2005, BOCK & BOCK 1993). Feltehetően a fentebb ismertetett jelenségeken túlmenően a rendszeres kaszálás is szerepet játszik abban a földdinamikában, amely menedékhelyek folyamatos biztosítása révén elősegíti a korai szukcessziós stádiumok fajainak megtelepedését és folyamatos fennmaradását (GOLDBERG 1987, McCONNAUGHAY & BAZZAZ 1987; CARSON & PICKETT

1990, FENG et al. 2007). Ezek a menedékhelyek kulcsfontosságúak lehetnek a természetes gyepek fajainak betelepülése szempontjából is (HARPER 1977, COULSON et al. 2001).

Számos vizsgálat kimutatta, hogy a szekunder szukcesszió során a magas kezdeti fajgazdagságot számos esetben kisebb-nagyobb mértékű fajszám-csökkenés követi (ARMESTO & PICKETT 1985, COLLINS et al 2001, PRACH et al. 2007). Lucernások esetében ettől eltérő trendeket tapasztaltunk, az össz fajszám és a diverzitás az idő előrehaladtával növekedett. Ennek oka, hogy a lucerna borításának csökkenésével helyére több évelő faj, főleg természetes gyepekre jellemző évelő füvek települnek be (pl. *Agropyron intermedium*, *A. repens*, *Alopecurus pratensis*, *Poa angustifolia*, *Festuca pseudovina* és *F. rupicola*) és a rövidéletű fajok száma is kis mértékben növekszik. A fajszám- és Shannon-diverzitás növekedése a 3. év és 5. év között a legnagyobb. Az össz fajszám és a diverzitás ekkor bekövetkező jelentős emelkedése annak tudható be, hogy ekkor a legintenzívebb a lucernatövek pusztulása miatti fajkicserélődés (KISS & HORVÁTH 1972). A fentiek miatt megfigyelhető, hogy minél idősebb a vizsgált lucernás, vegetációja annál heterogénebb (3. ábra). Ez az eredmény ellentétes az egyéves vegetáció felhagyása utáni, illetve a talajelőkészítést követően korábbi lucernások helyén végzett magvetéses gyepesítés során tapasztaltakkal, ahol az idő előrehaladtával, az évelő dominancia kialakulásával párhuzamosan egyre homogénebb és fajszegényebb vegetáció jött létre (COLLINS et al. 2001, TÖRÖK et al. 2008, 2010).

Az egyszikűek arányának növekedése és néhány természetes gyepekre jellemző faj megjelenése miatt az 5 éves és 10 éves állományok már jobban hasonlítanak a természetes gyepekre, mint a fiatalabb lucernások (3. ábra). A dominanciaviszonyok alapján ez a hasonlóság a fajszegény *Agrostio stoloniferae*-*Alopecuretum pratensis* társulással a legnagyobb. Fajkészletük alapján viszont az 5 éves, de főleg a 10 éves állományok vegetációfejlődése a löszgyepek felé mutat. Ezt támasztják alá a Shannon-diverzitás értékek eltérései is. Az 5 éves és 10 éves állományok diverzitása magasabb, mint a szikes gyp, az ecsetpázsitos és a degradált löszgyp diverzitása, de alacsonyabb, mint a mezsgye vegetáció és a jó állapotú löszgyp értékei. Az, hogy a jobb állapotú gyepeket jelző fajok csak az 5 éves illetve 10 éves állományokban fordulnak elő, jelzi, hogy ezeknek a fajoknak a betelepüléséhez valószínűleg szükséges volt a lucerna 3. és 5. év közötti visszaszorulása.

Több, szántó felhagyást követő szukcessziót vizsgáló kutatás szerint az évelő dominancia kialakulása 6-23 év alatt valósul meg (MOLNÁR & BOTTA-DUKÁT 1998, RUPRECHT 2005, CSECSERITS et al. 2007, FENG et al. 2007). Ezzel összhangban eredményeink azt mutatják, hogy a fajszegény, mezofil társulások regenerációja már 5-10 év alatt bekövetkezik. Bár számos lösz- és szikes gyepekre jellemző kísérfaj spontán betelepülését tapasztaltuk, természetközeli állapotú gyepek kialakulása vizsgálatunk időtávtánál hosszabb folyamat.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Miglécz Tamás és Tóth Katalin egyetemi hallgatóknak illetve Ölvedi Tamás Botond Ph.D. hallgatónak a terepi és labormunkában nyújtott segítségükért. Köszönjük továbbá Gál Lajosnak és Kapocsi Istvánnak, a Hortobágyi Nemzeti Park munkatársainak, hogy hasznos tanácsaikkal hozzájárultak munkánkhoz. A kutatást az OTKA-Norvég Finanszírozási Mechanizmus támogatta (NN78887).

Irodalom

- ARMESTO J. J., PICKETT S. T. A. 1985: Experiments on disturbance in oldfield plant communities: impact on species richness and abundance. *Ecology* 66: 230–240.
- BLUMENTHAL D. M., JORDAN N. R., SVENSON E. L. 2005: Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 221–230.
- BOCK C., BOCK J. 1993: Cover of perennial grasses in Southeastern Arizona in relation to livestock grazing. *Conservation Biology* 7: 371–377.
- BORHIDI, A. 2003. Magyarország Növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CARSON W. P., PICKETT S. T. A. 1990: Role of resources and disturbance in the organization of an old-field plant community. *Ecology* 71: 226–238.
- COLLINS B., WEIN G., PHILIPPI T. 2001: Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science* 12: 721–728.
- COULSON S. J., BULLOCK J. M., STEVENSON M. J., PYWELL R. F. 2001: Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* 38: 204–216.
- CRAMER V. A., HOBBS R. J. (szerk.) 2007: Old fields : dynamics and restoration of abandoned farmland. Island Press, Washington.
- CRITCHLEY C. N. R., BURKE M. J. W., STEVENS D. P. 2003: Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. *Biological Conservation* 115: 263–278.
- CSECSERITS A., RÉDEI T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., HALASSY M., RÉDEI T. 2007. Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8: 195–207.
- FENG D., HONG-BO S., LUN S., ZONG-SUO L., MING-ANA S. 2007: Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly region of Loess Plateau, China *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 58: 278–285.
- GOLDBERG D. E. 1987: Seedling colonization of experimental gaps in two old-field communities. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 114: 139–148.
- HALASSY M. 2001: Possible role of seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- HARPER J. 1977: Population biology of plants. Academic Press, London.
- HUTCHINGS M. J., BOOTH K. D. 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- JONGEPIEROVÁ I., JONGEPIER J. W., KLIMES L. 2004: Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361–369.
- KEMENESY E., MANNINGER G. A. 1966: A lucerna termesztése és védelme. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KISS I. L., HÓRVÁTH A. 1972: Lucerna. Vetőmagtermesztők kiskönyvtára, Budapest.
- LENGYEL A. 2006: Weed studies on Hungarian lavender plantations. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20: 139–146.
- LEPŠ J., DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K., HEDLUND K., IGUAL A. M., JØRGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX G. A., RODRÍGUEZ B. C., SANTA R. I. ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN W. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.
- LI J.-H., XU D.-H., WANG G. 2007: Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecologica* 30: 1–5.
- MANCHESTER S. J., MCNALLY S., TREWEEK J. R., SPARKS T. H., MOUNTFORD J. O. 1999: The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland – an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91–109.

- McCONNAUGHAY K. D. M., BAZZAZ F. A. 1987: The relationship between gap size and performance of several colonizing annuals. *Ecology* 68: 411–416.
- McLACHLAN S. M., KNISPEN A. L. 2005: Assessment of long-term tallgrass prairie restoration in Manitoba, Canada. *Biological Conservation* 124: 75–88.
- MOLNÁR Zs., BOTTA-DUKÁT Z., 1998: Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. *Phytocoenologia* 28: 1–29.
- ODUM E. P. 1969: The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACH K., PYŠEK P., BASTL M., 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- PRACH K., LEPS J., REJMANEK M. 2007: Old Field Succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. In: CRAMER V. A., HOBBS R. J. (szerk.): *Old fields : dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, pp. 180–201.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T. H., BURKE M. J. W., PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294–309.
- REJMANEK M. 1989: What attributes make some plant species more invasive. In: DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMANEK M., WILLIAMSON M. (szerk.): *Biological Invasions: A Global Perspective*. Wiley, Chichester, UK, pp. 369–388.
- RUPRECHT E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.
- RUPRECHT E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473–480.
- SIMMERING D., WALDHARDT R., OTTE A. 2006: Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. *Landscape Ecology* 21: 1233–1251.
- SIMON T. 2001: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- STEVENSON M. J., BULLOCK J. M., WARD L. K. 1995. Re-creating semi-natural communities: Effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology*. 3: 279–289.
- THOMPSON K., BAKKER J. P., BEKKER R. M. 1997: *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, UK.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., LONTAY L., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Tájléptékű gyeprekonstrukció löszös és szikes fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. *Botanikai Közlemények* in press
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL SZ. & TÓTHMÉRÉSZ B. 2009: Avarfelhalmozódás szerepe a gypesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 95: 101–113.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812
- VIDA E., TÖRÖK P., DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Gyepok létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gypesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 101–113.

SPONTANEOUS GRASSLAND REGENERATION IN EXTENSIVELY MANAGED ALFALFA FIELDS

A. KELEMEN¹, *P. TÖRÖK¹, B. DEÁK², O. VALKÓ¹, B. A. LUKÁCS², Sz. LENGYEL¹,
B. TÓTHMÉRÉSZ¹

¹ Department of Ecology, Faculty of Science and Technology, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, PO Box 71.

² Hortobágy National Park Directorate,
H-4024 Debrecen, Sumen út 2., * molinia@gmail.com

Kulcsszavak: secondary succession, *Medicago sativa*, perennial, old field, grassland recovery

Abstract: Spontaneous succession in lack of restoration focused case studies is often underappreciated in restoration. We studied the regeneration of alkali and loess grasslands in extensively managed (mown twice a year) alfalfa fields using space for time substitutions. In our study we addressed the following questions: (i) How fast is the disappearance of the perennial alfalfa following abandonment of intensive management from vegetation? (ii) Is the course of vegetation development in extensively managed alfalfa fields different than in abandoned crop fields formerly cultivated with short lived crops? (iii) How fast is the regeneration of native grasslands in extensively managed alfalfa fields? We found that alfalfa gradually disappeared from vegetation, and its cover was low in 10-years-old alfalfa fields. We also detected a continuous replacement of alfalfa by perennial native grasses and forbs. No weed dominated stages were detected during the spontaneous grassland recovery in alfalfa fields. Our results suggest that the recovery of species poor grasslands is possible within 10 years. The partial recovery of loess and alkali grasslands not require technical restoration methods in alfalfa fields where nearby native grasslands are present.

JAVASLAT EGYSÉGES TERMINOLÓGIA KIALAKÍTÁSÁRA A KÖZÖSSÉGI GRÁDIENSEKKEL ÉS HATÁROKKAL KAPCSOLATBAN

ERDŐS László¹, MORSCHHAUSER Tamás¹, ZALATNAI Márta²,
PAPP Mónika³, KÖRMÖCZI László²

¹Pécsi Tudományegyetem, Növényrendszertani és Geobotanikai Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: erdosl@gamma.ttk.pte.hu

²Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék
6726 Szeged, Közép fasor 52.

³Nyugat-magyarországi Egyetem, Növényntani és Természetvédelmi Tanszék
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky utca 4.

Kulcsszavak: ökoton, ökoklin, cönoton, cönoklin, átmeneti zóna, szegélyhatás

Összefoglalás: A közösségi grádiensekkel kapcsolatos szakirodalomban a szakkifejezések használata következetlen és nem egységes, amely gyakran a különböző vizsgálatok eredményeinek összehasonlítását is megakadályozza. Sürgető feladat tehát az egységes terminológia kialakítása. Cikkünkkel ehhez szeretnénk hozzájárulni a Juhász-Nagy Pál által bevezetett és hazánkban széles körben elfogadott fogalmak alapján. Első lépésként elkülönítjük az ökotont a cönotontól, valamint az ökoklint a cönoklintól. Ezt követően megvizsgáljuk, mitől függ, hogy egy adott grádiens tonnak vagy klinnek nevezünk. Megkülönböztetjük a térrészre (átmeneti zónára) és a grádiensre (átmenetre) vonatkozó kifejezéseket, majd azzal foglalkozunk, hogy mely átmeneti zónák minősülnek határnak. Végül a szegélyhatás fogalmával foglalkozunk.

Bevezetés

A szünbiológiai határok és grádiensek vizsgálata napjaink egyik aktuális kutatási irányvonala, amely fontos szerepet tölt be mind a tájökológia, mind a közösségi ökológia terén (YARROW és MARÍN 2007). Egyre zavaróbb jelenség azonban a szakkifejezések következetlen használata. Az egységes terminológia hiányára már számos közlemény fölkhívta a figyelmet (JAGOMÁGI et al. 1988, VAN DER MAAREL 1990, KOLASA és ZALEWSKI 1995, KENT et al. 1997, BAKER et al. 2002, KARK et al. 2006, YARROW és MARÍN 2007). Mivel szinte minden közleményben más értelemben használják a határra vonatkozó kifejezéseket, gyakran nem lehetséges az eredmények összehasonlítása (HUFKENS et al. 2009).

Ebben a vitaindítónak is szánt cikkben kísérletet teszünk arra, hogy néhány szakkifejezés jelentésének tisztázásával hozzájáruljunk egy egységesebb terminológia kialakulásához.

Ökoton, ökoklin, cönoton, cönoklin

A szünbiológia két szubdiszciplínára (szünfenobiológiára és ökológiára) való fölosztásának megfelelően (JUHÁSZ-NAGY 1970, 1984, 1986, 1993) a szünbiológiai határok és grádiensek kutatása során is elengedhetetlen a szünfenobiológiai grádiensek és a háttérfaktorok grádienseinek fogalmi szétválasztása. Szünfenobiológiai grádiensek a szupraindividuális organizáció több szintjén is megjelenhetnek: beszélhetünk populációs vagy közösségi

grádiensekről. Cikkünkben csak a közösségi grádiensekkel kívánunk foglalkozni. A közösségi grádiensek és környezeti grádiensek fogalmi elkülönítésére alkalmasnak tűnik a cönoklin-ökoklin (KÜCHLER 1974, JUHÁSZ-NAGY 1986) és cönoton-ökoton (ZÓLYOMI 1987) fogalompárok használata. A cönoton és a cönoklin a közösségekben megfigyelhető változásokat, az ökoton és az ökoklin a háttérfaktorokban bekövetkező változásokat jelöli. Bár a kutatók egyértelmű különbséget tesznek a közösségi grádiensek és a háttérfaktorok grádiensei között, a fenti fogalompárokat rendszerint nem alkalmazzák (v. ö. ZONNEVELD 1974, VAN DER MAAREL 1976, JAGOMÁGI et al. 1988, KENT et al. 1997). Ez a gyakorlat azért zavaró, mert ilyenkor a grádiensre alkalmazott kifejezés vonatkozhat mind a közösségi grádiensre, mind a háttérfaktorok grádiensére.

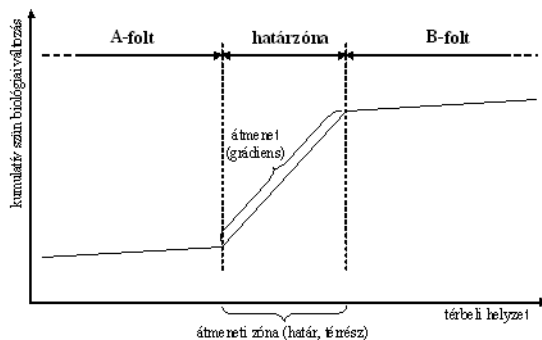
A két típusú grádiens világos fogalmi szétválasztását már WHITTAKER (1967, 1975) megkísérelte, aki az alábbi terminológiát használta: az ökoklin nála ökoszisztémák grádiense, azaz közösségi és környezeti grádiensek együttese. Whittaker szerint a komplex grádiens környezeti komplexek grádiense, vagyis számos háttérfaktor közös grádiense, míg a faktor-grádiens egy környezeti tényező grádiensét jelenti. Whittaker a negyedik kifejezést, a cönoklint közösségi grádiens szakkifejezéseként használja. FORTIN et al. (2000) a jelzett fogalmi nehézséget a biotikus ökoton és a környezeti ökoton elkülönítésével kívánták megoldani: előbbi a cönotonnal, míg utóbbi az ökotonnal azonos jelentésű.

Véleményünk szerint a legjobb megoldás, ha JUHÁSZ-NAGY (1970, 1984, 1986, 1993) terminológiáját követve használjuk a címben felsorolt kifejezéseket: a cönoton és cönoklin *közösségi grádiensek*, míg az ökoton és ökoklin szavak a *háttérfaktorok grádienseire* utalnak.

A következő feladat annak megállapítása, hogy mitől függ, hogy tonról vagy klinről beszélünk. VAN LEEUWEN (1966) és VAN DER MAAREL (1976, 1990) szerint a tonális, illetve klinális jelleg három tulajdonságtól függ: a környezeti tényezők stabilitása a határon belül, az átmenet fokozatossága, valamint a határ populációk szerinti diverzitása. Azonban az általuk megadott három tulajdonságból a stabilitás és a diverzitás felhasználhatósága erősen kétségbe vonható. Ezért a későbbi közlemények túlnyomó többsége azt a helyes gyakorlatot követi, hogy a ton, illetve klin jelleget kizárólag az átmenet fokozatosságától, azaz a grádiens meredekségétől függően határozza meg (v. ö. ZONNEVELD 1974, DI CASTRI és HANSEN 1992, JENÍK 1992, KENT et al. 1997, HENNENBERG et al. 2005). Amennyiben a grádiens fokozatos, klinről beszélünk, míg meredek grádiens esetében a ton kifejezés használandó. Természetesen számos átmeneti meredekségű grádiens létezhet, amely nem sorolható be egyértelműen az egyik vagy a másik kategóriába. VAN LEEUWEN (1966) és VAN DER MAAREL (1976) is hangsúlyozza, hogy az ökoton és az ökoklin két szélsőséges típust képvisel, amelyek között közbülső típusok lehetségesek: „a limes convergens és a limes divergens [...] egy folytonos skála szélső értékei” (VAN DER MAAREL 1976).

Térrész és grádiens elkülönítése

A határral kapcsolatos fogalmak tisztázásának előfeltétele, hogy elkülönítsük a térrészt az abban lejátszódó változástól. Az átmenet, azaz grádiens nem azonos az átmeneti zónával, azaz egy térrésszel (1. ábra). A vonatkozó szakirodalomban jelentős zűrzavart okoz, hogy az ökoton, ökoklin, cönoton, cönoklin kifejezések néhol átmenetet (grádiens), máshol átmeneti zónát (térrészt) jelentenek, míg egyes esetekben egyaránt vonatkozhatnak átmenetre és átmeneti zónára.



1. ábra Az átmenet, mint jelenség és az átmeneti zóna, mint térrész fogalmi elkülönítése
 Figure 1. Terminological distinction between transition and transition zone

Ökoton alatt a szakirodalomban rendszerint valamilyen térrészt (átmeneti zónát, areát) értenek (lásd pl. CLEMENTS 1907, VAN DER MAAREL 1976, 2006, MÉSZÁROS et al. 1981, FORMAN és GODRON 1986, HOLLAND 1988, JAGOMÁGI et al. 1988, MIRZADINOV 1988, SWANSON et al. 1992, GOSZ 1993, KOLASA és ZALEWSKI 1995, BAKER et al. 2002, CSORBA 2008). ODUM (1971) esetében viszont az ökoton egyszerre jelenti az átmeneti zónát (térrészt) és azt a változást, grádiens, átmenetet, ami ebben a térrészben tapasztalható.

Az ökoklin, illetve a cönoklin kifejezések a szakirodalom túlnyomó részében grádiensre vonatkoznak (lásd pl. WHITTAKER 1967, 1975, GAUCH és WHITTAKER 1972, NOY-MEIR 1978, PHILLIPS 1978, RICKLEFS 1980, KLEINEBECKER et al. 2007). Ezzel szemben VAN LEEUWEN (1966) és VAN DER MAAREL (1976, 1990, 2006) szerint az ökoklin térrészt jelent. JENÍK (1992) és KENT et al. (1997) közleményében az ökoklin egyszerre jelenthet térrészt és grádiens.

Míg tehát az ökoton és a cönoton rendszerint zónát jelent, és csak ritkábban vonatkozik grádiensre, addig az ökoklin és cönoklin esetében éppen fordított a helyzet: leggyakrabban grádiensre utalnak, csak ritkábban jelölnek velük térrészt.

A nehézségre megoldást úgy találunk, ha visszatérünk a ton és klin szavak eredeti jelentéséhez. Az ökoton, cönoton, ökoklin, cönoklin kifejezések eredetileg nem térrészt, hanem grádiens jelentenek! Az ökoton és cönoton kifejezésekben megtalálható görög tonus szó jelentése feszültség (HARRIS 1988, MIRZADINOV 1988, KARK és VAN RENSBURG 2006), azaz két szomszédos folt közötti grádiens. A klin szó eredetileg fokozatos átmenetet, grádiens jelent (HUXLEY 1938). Erről a kifejezésről Westhoff (in VAN DER MAAREL 1976) a következőt írja: „A vegetációs klin fokozatos átmenet a térben egyik vegetációtípusból a másikba.” Tehát a klin és a ton egy térrészen belüli grádiens, nem pedig térrész (vagyis a klin és a ton is átmenet, nem pedig átmeneti zóna).

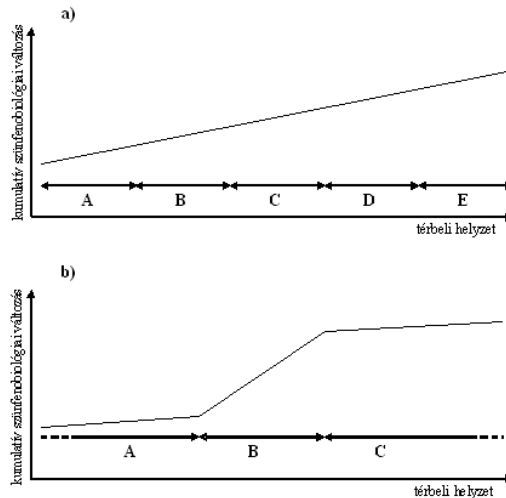
Más szóval kell jelölni a térrészt és más szóval a térrészben lejátszódó átmenetet (1. táblázat). Az ökoton, cönoton, ökoklin és cönoklin térrészen belüli grádiensek. Azt a térrészt, amelyben ezek a grádiensek tapasztalhatók, ökoton zónának, cönoton zónának, stb. ajánlatos nevezni (lásd pl. CHURKINA és SVIREZHEV 1995). Bár az elkülönítés fölöslegesnek, sőt kényelmetlennek tűnhet, ez a megkülönböztetés nélkülözhetetlen a grádiensekkel kapcsolatos fogalmi zűrzavar fölszámolásában.

grádiens (gradient)	térrész (space-segment)
átmenet (transition)	átmeneti zóna (transition zone)
ökoton (ecotone)	ökoton zóna (ecotone zone)
ökoklin (ecocline)	ökoklin zóna (ecocline zone)
cönoton (coenotone)	cönoton zóna (coenotone zone)
cönoklin (coenocline)	cönoklin zóna (coenocline zone)

1. táblázat A grádiensekre és a térrészekre vonatkozó kifejezések elkülönítése
Table 1. Distinction between the terms denoting gradients and the terms denoting space-segments

Átmeneti zóna és határ

A közösségi és ökológiai grádiensek határokon belül vagy azokon kívül is lejátszódhatnak. Például a cönoklin jelentheti egyrészt egy grádiens mentén elhelyezkedő közösségek egész sorát (2.a ábra), másrészt két szomszédos közösség közti fokozatos és elmosódott átmenetet (2.b ábra) (lásd pl. WHITTAKER 1975). Mindkét esetben szünfenobiológiai grádiensről van szó, csak eltérő léptéken. A 2. ábra felső részén a cönoklin az A közösségtől az E közösségig tart. Ez a közösségi grádiens nem határon belül játszódik le. A 2. ábra alsó részén a cönoklin a B-vel jelölt térrészben található. A grádiens itt az A és a C közösségek közötti átmenet. Ebben az esetben a grádiens a határon belül játszódik le.



2. ábra A cönoklin, mint szünfenobiológiai grádiens.

A cönoklin lehet közösségek egész sora (a), vagy két közösség közti grádiens (b). Az első esetben A-E közösségeket jelent, a második esetben az A és a C közösségek, a B a cönoklin által elfoglalt térrész

Figure 2. Coenocline, as synphenobiological gradient. Coenocline may be a continuous change of a series of communities (a) or a gradient between two communities (b).

In the first case A-E are the communities, and in the second case A and C: communities, B: space-segment of the coenocline

Hasonlóképpen a cönoton, valamint az ökoton és ökoklin szavak által jelzett grádiensek is előfordulhatnak határokon belül, de azokon kívül is.

A fentieknek megfelelően egy cönoklin zóna nem feltétlenül jelent határt! A határ alapvető tulajdonsága, hogy szélessége mindig lényegesen kisebb, mint az általa elválasztott két egység bármelyike (KOLASA és ZALEWSKI 1995, KÖRMÖCZI és JUSZTIN 2003, CSEREKLYE et al. 2008). Ez azt jelenti, hogy a cönoklin zóna csak abban az esetben jelent határt, ha ez a zóna sokkal keskenyebb, mint a két egység, amelyeket elválaszt. A 2. ábra alsó részén látható cönoklin zóna tehát határ, míg a 2. ábra felső része által bemutatott cönoklin zóna semmiképpen sem minősíthető határnak.

Ehhez hasonlóan a cönoton zóna, ökoklin zóna és ökoton zóna sem határok típusaiként foghatók fel! Ezek csak abban az esetben tekinthetők határnak, ha megfelelnek a határ definíciójának, vagyis szélességük a két szomszédos folthoz viszonyítva kicsi.

Szegélyhatás

A szünbiológiai határokkal kapcsolatban gyakran használt kifejezés a szegélyhatás. Szegélyhatás alatt rendszerint azt értik, hogy két érintkező közösség közötti átmeneti zónában megnő a populációk szerinti diverzitás (pl. ODUM 1971, U. S. CONGRESS, OFFICE OF TECHNOLOGY ASSESSMENT 1987, SMITH 1992). Más esetekben a szegélyhatás arra utal, hogy egy adott közösség szélén az élőhely belső területéhez képest módosulnak egyes paraméterek, pl. a hőmérséklet vagy a szélerősség, valamint bizonyos fajok tömegessége (pl. MARGÓCZI 1998, STANDOVÁR és PRIMACK 2001). A harmadik, legáltalánosabb értelmezés a szegélyhatás fogalmába tartozónak véli a biotikus és abiotikus tényezők határok közelében tapasztalható változásait egyaránt (pl. MURCIA 1995).

A szegélyhatás véleményünk szerint legjobb definícióját, amely a fentiek közül a harmadik értelmezésnek felel meg, ŁUCZAJ és SADOWSKA (1997) adta meg; szerintük a szegélyhatás azt jelenti, hogy valamely tulajdonság a határtól mért távolság függvényében változik. Evvel azonos meghatározást fogalmazott meg RIES et al. (2004).

Annak megfelelően, hogy a vizsgált változó a folt belsejétől a határ felé közeledve nő vagy csökken, pozitív vagy negatív szegélyhatásról beszélhetünk (v. ö. ŁUCZAJ és SADOWSKA 1997, RIES et al. 2004). Például a határok közelében a diverzitás a folt belsejéhez képest nem csupán megnőhet (pl. MAGURA 2002, MÁTHÉ 2006), de le is csökkenhet (pl. MUÑOZ-REINOSO és GARCÍA NOVO 2000, HARPER és MACDONALD 2001), sőt a határ közvetlen közelében lokális minimumot és maximumot is elérhet egy kis területen belül („dupla szegélyhatás”, ŁUCZAJ és SADOWSKA 1997).

Összegzés a javasolt definíciókról

A szünbiológiai grádiensekkel kapcsolatosan használt fogalmaknak a következő definícióit javasoljuk:

Ökoton: meredek ökológiai grádiens a térben (háttérfaktor meredek grádiense a térben).

Ökoklin: kevésbé meredek ökológiai grádiens a térben (háttérfaktor kevésbé meredek grádiense a térben).

Cönoton: meredek közösségi grádiens a térben.

- Cönoklin: kevésbé meredek közösségi grádiens a térben.
 Ökoton zóna: olyan térrész, amelyben ökoton található.
 Ökoklin zóna: olyan térrész, amelyben ökoklin található.
 Cönoton zóna: olyan térrész, amelyben cönoton található.
 Cönoklin zóna: olyan térrész, amelyben cönoklin található.
 Átmeneti zóna: olyan térrész, amelyben valamilyen átmenet (grádiens) található. Az átmeneti zóna nem feltétlenül jelent határt, mert szélessége nem feltétlenül kisebb, mint a két szomszédos térrészé, amelyek között elhelyezkedik.
 Szegélyhatás: valamely tulajdonság (fajkompozíció, egy-egy faj tömegessége, diverzitás, mikroklíma stb.) a határtól mért távolság függvényében változik (ŁUCZAJ és SADOWSKA 1997, RIES et al. 2004.).

Köszönetnyilvánítás

A témában való elmélyedésben és a cikk létrejöttében nyújtott segítségükért köszönjük Kovács Györgyi, Erdős Zoltán, Bátori Zoltán és Najbauer Noémi közreműködését. Köszönjük a cikk bírálójának hasznos megjegyzéseit, amellyel hozzájárult a cikk korábbi változatának javításához, valamint Salamonné Dr. Albert Évának a szakirodalmazásában és Purger Dragicának az orosz fordításban nyújtott segítségét.

Irodalom

- BAKER J., FRENCH K., WHELAN R. J. 2002: The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology* 83 (11): 3048-3059.
- CLEMENTS F. 1907: *Plant Physiology and Ecology*. Henry Holt and Company, New York. p. 315.
- CHURKINA G., SVIREZHEV Y. 1995: Dynamics and forms of ecotone under the impact of climatic change: mathematical approach. *Journal of Biogeography* 22: 565-569.
- CSEREKLYE E. K., KOMÁROMINÉ K. M., LOKSA G., PENKSZA K., BARDÓCZYNÉ SZ. E. 2008: Tájökológiai folyosókat kísérő átmeneti zónák (ökotonok) vizsgálata. In: CSIMA P., DUBLINSZKI-BODA B. (szerk.): Tájökológiai kutatások. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Budapest, pp. 229-235.
- CSORBA P. 2008: Tájhatárok és foltgrádiensek. In: CSIMA P., DUBLINSZKI-BODA B. (szerk.): Tájökológiai kutatások. Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Budapest, pp. 83-89.
- DI CASTRI F., HANSEN A. J. 1992: The Environment and Development Crises as Determinants of Landscape Dynamics. In: HANSEN A. J., DI CASTRI F. (szerk.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer-Verlag, New York, pp. 3-18.
- FORMAN R. T. T., GODRON, M. 1986: *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- FORTIN M.-J., OLSON R. J., FERSON S., IVERSON L., HUNSAKER C., EDWARDS G., LEVINE D., BUTERA K., KLEMAS V. 2000: Issues related to the detection of boundaries. *Landscape Ecology* 15: 453-466.
- GAUCH H. G., WHITTAKER R. H. 1972: Coenocline simulation. *Ecology* 53: 446-451.
- GOSZ J. R. 1993: Ecotone hierarchies. *Ecological Applications* 3 : 369-376.
- HARPER K. A., MACDONALD S. E. 2001: Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82: 649-659.
- HARRIS L. D. 1988: Edge Effects and Conservation of Biotic Diversity. *Conservation Biology* 2: 330-332.
- HENNENBERG K. J., GOETZE D., KOUAMÉ L., ORTHMANN B., POREMBSKI S. 2005: Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. *Journal of Vegetation Science* 16: 301-310.
- HOLLAND M. M. 1988: SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries. Report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones 5-7 January 1987, Paris, France. In: DI CASTRI F., HANSEN A. J., HOLLAND M. M. (szerk.): *A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries*. International Union of Biological Sciences, Paris, pp. 47-106.
- HUFKENS K., SCHEUNDERS P., CEULEMANS R. 2009: Ecotones in vegetation ecology: methodologies and definitions revisited. *Ecological Research* 24: 977-986.

- HUXLEY J. S. 1938: Clines: an Auxiliary Taxonomic Principle. *Nature* 142: 219–220.
- JAGOMÁGI J., KÜLVIK M., MANDER Ü., JACUCHNO V. 1988: The structural-functional role of ecotones in the landscape. *Ekológia (ČSSR)* 7: 81–94.
- JENÍK J. 1992: Ecotone and ecocline: two questionable concepts in ecology. *Ekológia (ČSFR)* 11: 243–250.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1970: Egy operatív ökológia hiánya és szükséglete. I. A hiány és a negatívumok. *MTA Biológiai Osztály Közleményei* 12: 441–464.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1984: Beszélgetések az ökológiáról. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 235.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1986: Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 251.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1993: Az eltűnő sokféleség (A bioszféra-kutatás egy központi kérdése). Scientia Kiadó, Budapest. p. 147.
- KARK S., VAN RENSBERG B. J. 2006: Ecotones: marginal or central areas of transition? *Israel Journal of Ecology & Evolution* 52: 29–53.
- KENT M., GILL W. J., WEAVER R. E., ARMITAGE R. P. 1997: Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Progress in Physical Geography* 21: 315–353.
- KLEINEBECKER T., HÖLZEL N., VOGEL A. 2007: Gradients of Continentality and Moisture in South Patagonian Ombrotrophic Peatland Vegetation. *Folia Geobotanica* 42: 363–382.
- KOLASA J., ZALEWSKI M. 1995: Notes on ecotone attributes and functions. *Hydrobiologia* 303: 1–7.
- KÖRMÖCZI L., JUSZTIN I. 2003: Homoki gyepek közösségek határzónájának szezonális dinamikájáról. A CSEMETE Egyesület évkönyve 2003/163–177.
- KÜCHLER A. W. 1974: Boundaries on vegetation maps. In: TÜXEN R. (szerk.): *Tatsachen und Probleme der Grenzen in der Vegetation*. Verlag von J. Cramer, Lehre, pp. 415–427.
- LUCZAJ Ł., SADOWSKA B. 1997: Edge effect in different groups of organisms: vascular plant, bryophyte and fungi species richness across a forest-grassland border. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 32: 343–353.
- MAGURA T. 2002: Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management* 157: 23–37.
- MARGÓCZI K. 1998: Természetvédelmi biológus. JatePress, Szeged. p. 108.
- MÁTHÉ I. 2006: Forest edge and carabid diversity in a Carpathian beech forest. *Community Ecology* 7: 91–97.
- MÉSZÁROS I., JAKUCS P., PRÉCSÉNYI I. 1981: Diversity and niche changes of shrub species within forest margin. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 27: 421–437.
- MIRZADINOV R. A. 1988: Present notion of ecotones and their role in desert research. *Problemy Osvoeniya Pustyn* 3: 1–9. (orosz nyelven)
- MUÑOZ-REINOSO J. C., GARCÍA NOVO F. 2000: Vegetation patterns on the stabilized sands of Doñana Biological Reserve. In: WHITE P. S., MUCINA L., LEPS J. (szerk.): *Vegetation Science in Retrospect and Perspective*. Proceedings IAVS Symposium. IAVS Opulus Press, Uppsala, pp. 162–165.
- MURCIA, C. 1995: Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- NOY-MEIR I. 1978: Catenation: quantitative methods for the definition of coenoclines. *Vegetatio* 29: 89–99.
- ODUM E. P. 1971: *Fundamentals of Ecology*. 3rd edition. W. B. Saunders Company, Philadelphia. p. 544.
- PHILLIPS D. L. 1978: Polynomial ordination: field and computer simulation testing of a new method. *Vegetatio* 37: 129–140.
- RICKLEFS R. E. 1980: *Ecology*. 2nd Edition. Thomas Nelson and Sons, Sunbury-on-Thames. p. 966.
- RIES L., FLETCHER R. J. JR., BATTIN J., SISK, T. D. 2004: Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 491–522.
- SMITH, R. L. 1992: *Elements of ecology*. HarperCollins Publishers, New York. p.617.
- STANDOVÁR T., PRIMACK R. B. 2001: A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. p. 542.
- SWANSON F. J., WONDZELL S. M., GRANT G. E. 1992: Landforms, Disturbance, and Ecotones. In: HANSEN A. J., DI CASTRI F. (szerk.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer-Verlag, New York, pp. 304–323.
- U. S. CONGRESS, OFFICE OF TECHNOLOGY ASSESSMENT 1987: *Technologies to maintain biological diversity*. U. S. Government Printing Office, Washington, D. C. p. 334.
- VAN DER MAAREL E. 1976: On the establishment of plant community boundaries. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 89: 415–443.
- VAN DER MAAREL E. 1990: Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* 1: 135–138.
- VAN DER MAAREL E. 2006: Vegetation ecology: an overview. In: VAN DER MAAREL E. (szerk.): *Vegetation Ecology*. Blackwell Science, Oxford, pp 1–51.

- VAN LEEUWEN CHR. G. 1966: A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. *Wentia* 15: 25–46.
- WHITTAKER R. H. 1967: Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews* 42: 207–264.
- WHITTAKER R. H. 1975: *Communities and Ecosystems*. Second Edition. Macmillan Publishing, New York. p. 385.
- YARROW M. M., MARIN V. H. 2007: Toward conceptual cohesiveness: a historical analysis of the theory and utility of ecological boundaries and transition zones. *Ecosystems* 10: 462–476.
- ZÓLYOMI B. 1987: Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33: 3–18.
- ZONNEVELD I. S. 1974: On abstract and concrete boundaries, arranging and classification. In: TÜXEN R. (szerk.): *Tatsachen und Probleme der Grenzen in der Vegetation*. Verlag von J. Cramer, Lehre, pp. 17–42.

PROPOSAL FOR A UNIFIED TERMINOLOGY CONCERNING COMMUNITY GRADIENTS
AND BOUNDARIES

L. ERDŐS¹, T. MORSCHHAUSER¹, M. ZALATNAI²,
M. PAPP³, L. KÖRMÖCZI²

¹University of Pécs, Department of Plant Taxonomy and Geobotany
7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Hungary; E-mail: erdosl@gamma.ttk.pte.hu

²University of Szeged, Department of Ecology
6726 Szeged, Közép fasor 52, Hungary

³University of West-Hungary, Institute of Botany and Nature Protection
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky utca 4, Hungary

Keywords: ecotone, ecocline, coenotone, coenocline, transition zone, edge effect

In the fields of synbiology and landscape ecology, terms related to boundaries and gradients are used inconsistently, often resulting in confusion. One of the drawbacks of the lack of a widely accepted terminology is the difficulty that arises when one compares different studies. In this paper, we attempt to define some of the terms linked with gradients and boundaries. First, we distinguish between ecotone and coenotone as well as between ecocline and coenocline. Coenotone and coenocline denote the community gradients, while ecotone and ecocline refer to the gradients of the background factors that cause the community gradients. Then, we consider which gradients should be called tones and which should be called clines. If the gradient is steep, it is a tone (ecotone or coenotone), if less steep, it is a cline (ecocline or coenocline). Next, we differentiate between gradient (transition) and space-segment (transition zone). Finally, we examine cases in which a given transition zone is a boundary at the same time.

In sum, we suggest the following definitions:

Ecotone: steep spatial environmental gradient (i. e. a steep spatial gradient of background factors).

Ecocline: less steep spatial environmental gradient (i. e. a gradual spatial gradient of background factors).

Coenotone: steep spatial community gradient.

Coenocline: less steep spatial community gradient.

Ecotone zone: a space-segment, within which an ecotone can be found.

Ecocline zone: a space-segment, within which an ecocline can be found.

Coenotone zone: a space-segment, within which a coenotone can be found.

Coenocline zone: a space-segment, within which a coenocline can be found.

Transition zone: a space-segment, within which some kind of transition (gradient) can be found. A transition zone is not necessarily a boundary at the same time, because the width of a transition zone may be considerable compared to the neighbouring space-segments it separates.

Edge effect: the change of any parameter (species composition, abundance of a given species, diversity, microclimate etc.) as a function of the distance from the boundary (ŁUCZAJ and SADOWSKA 1997, RIES et al. 2004).

GYEPREKONSTRUKCIÓ NAPRAFORGÓ- ÉS GABONATÁBLÁK HELYÉN ALACSONY DIVERZITÁSÚ MAGKEVERÉK VETÉSÉVEL

VALKÓ Orsolya¹, VIDA Enikő¹, KELEMEN András¹, TÖRÖK Péter¹, DEÁK Balázs²,
MIGLÉCZ Tamás¹, LENGYEL Szabolcs¹, TÓTHMÉRÉSZ Béla¹

¹DE TTK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 71.

²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen út 2.

Kulcsszavak: Egyek-Pusztaköcs, gyepesítés, gyomok visszaszorítása, lőszgyepek, szikes gyepék, gyep-rekonstrukció, *Cirsium arvense*

Összefoglalás: Vizsgálatunkban napraforgó- és gabonatóblák helyén végzett magvetéses gyeprekonstrukció sikerességét vizsgáltuk a Hortobágyi Nemzeti Park területén. Az alkalmazott magkeverékeket 2, illetve 3 évelő fűfaj magjai alkották (szik magkeverék: *Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*, lősz magkeverék: *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*). A gyepesítési program során az egykori szikes- (*Achilleo setaceae* - *Festucetum pseudovinae*) és lőszgyepek (*Salvio nemorosae* - *Festucetum rupicolae*) helyreállítását tűztük ki célul. A gyepesített szántókat évente egyszer kaszálták. Tíz gyepesített szántón, szántónként négy darab 1 m²-es állandó kvadrátban, kaszálás előtt rögzítettük a növényfajok százalékos borítását. A kvadrátok közelében szántónként tíz földfelszín feletti fitomassza mintát vettünk 2006 és 2009 között minden év júniusában. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (i) Milyen hatással van az alacsony diverzitású magkeverék vetése a rövid életű gyomok tömegességére? (ii) Milyen gyors a vetett fűfajokból álló évelő gyep kialakulása az alacsony diverzitású magkeverék vetését követően? (iii) Milyen hatással van a magvetés a korai stádiumokra jellemző növényközösségek fitomasszájára?

A gyepesítést követő évben rövid életű gyomokból álló vegetáció jellemezte a gyepesített szántókat. Már a második évben létrejött egy zárt, vetett évelő fűfajok által dominált gyep és megindult a referencia gyepekre jellemző fajok betelepülése. A második és harmadik évben a gyomfajok borítása és fajszáma jelentősen csökkent. Számos gyepesített szántón azonban jelentős borítással volt jelen az évelő *Cirsium arvense* még a harmadik évben is. A vetett fűvek fitomasszája és az avar mennyisége a gyepesítést követő harmadik évben szignifikánsan nagyobb volt, mint a gyepesítést követő évben. A kétszikűek fitomasszája az első évhez képest a harmadik évben szignifikánsan alacsonyabb volt, ami főként a rövidéletű kétszikű gyomok visszaszorulásának köszönhető. Eredményeink azt mutatják, hogy az alacsony diverzitású magkeverékek vetése hatékony a rövid életű gyomok visszaszorításában. Azokban az esetekben, ahol a *Cirsium arvense* jelentős borítással fordul elő további, kiegészítő kezelések szükségesek az évelő gyom visszaszorításához (évi többszöri kaszálás, korai kaszálás).

Bevezetés

A gyeprekonstrukciós beavatkozások sikerességét növelhetjük azáltal, hogy célfajok propagulumait juttatjuk a helyreállítani kívánt területre. Ez legtöbbször magkeverékek vetésével történik (LUKEN 1990, PAKEMAN et al. 2002). A magvetéses gyepesítéshez alacsony és magas diverzitású magkeverékeket használnak (VIDA et al. 2008). Az alacsony diverzitású magkeverékek mindössze 2–8 fajból állnak (MANCHESTER et al. 1999, PYWELL et al. 2002, LEPŠ et al. 2007, TÖRÖK et al. 2010). Az ilyen típusú keverékekben általában a helyreállítani kívánt társulás gyakori, évelő fűfajai találhatóak. Magas diverzitású magkeverék összeállításához ennél több fajt használnak; néha 40 faj magját is felhasználják (PYWELL et al. 2002, WARREN et al. 2002, FOSTER et al. 2007, JONGEPIEROVÁ et al. 2007). A közelmúltban publikált magvetéses gyepesítések többségében magas diverzitású magkeveréket használtak. A diverzebb magkeverékek vetése azzal az előnnyel jár,

hogy sok célfaj propaguluma juttatható be már a vetés során a területre (MANCHESTER et al. 1999, VAN DER PUTTEN et al. 2000, PIPER et al. 2007, JONGEPIEROVÁ et al. 2007). A vizsgálati eredmények azonban nem szólnak egyértelműen a diverz magkeverék mellett (LEPŠ et al. 2007). A diverzebb magkeverék gyakoribb alkalmazásának minden bizonnyal az is az oka, hogy a magvetéses gyepesítéssel foglalkozó vizsgálatok nagy részét kis területen végezték (néhány m²-től néhány ha-ig). Ebben a léptékben a sokfajos magkeverék alkalmazása nem növeli meg jelentősen a gyepesítési költségeket. Ezzel szemben több tíz hektáros terület gyepesítésekor már jelentős költségtöbblet jelentkezik a magas diverzitású keverékek alkalmazásakor. Az is komoly gondot jelent, hogy az ilyen magkeverékhez szükséges fajok magjait általában nem lehet egyazon időpontban begyűjteni, így akár egy teljes évig is eltarthat a megfelelő keverék összeállítása, ha a természetes magforrásokra támaszkodunk. Amennyiben a magokat kereskedelmi forgalomból próbáljuk beszerezni, akkor azzal szembesülhetünk, hogy sok faj magja nehezen vagy nem beszerezhető, illetve ha beszerezhető, akkor igen drága (BOSSHARD 1999). A megvásárolható magkeverékekben általában nem az adott térségre jellemző termőhelyi viszonyokhoz és klímához adaptálódott, gyakran nyugat-európai forrásból származó magok találhatók. Az eltérő magméretű fajokból álló magkeverékek gépi vetése szintén további problémát jelenthet. A nagy területen történő kézi vetés pedig nehezen kivitelezhető, illetve gyakran további költségnövekedést okoz és megbízhatósága is kérdéses.

Az alacsony diverzitású magkeverékhez kevesebb faj magját kell begyűjteni, ami megkönnyíti a keverék összeállítását és lerövidíti a keverék összeállításához szükséges időt. A módszer további előnyei, hogy (i) a magkeverék összeállításához szükséges fajok általában a degradáltabb gyepekben is megtalálhatók, így nagy mennyiségű mag nyerhető olyan területeken is, ahol a jobb állapotú gyep területe csekély. (ii) A magaratás egy időpontban történhet és a betakarított mag kezelése, tisztítása és tárolása egyszerű. (iii) Az ilyen jellegű magkeverékek vetését a mezőgazdaságban használt géppark segítségével el lehet végezni. A legtöbb magvetéses gyepesítési vizsgálat kevés ismétléssel (1-2 terület), kis léptékű, azaz néhány tíz négyzetmétertől néhány hektárig terjedő gyepesítések eredményességét értékeli (VIDA et al. 2008). Kevés az olyan vizsgálat, amely nagy térbeli ismétlésszámmal, nagy területen végzett gyepesítési munkálatok, beavatkozások sikerességét vizsgálja (WAGNER et al. 2008, TÖRÖK et al. 2010).

Munkánkban korábbi napraforgó- és gabonatóblák helyén végzett magvetéses gyepesítéseket vizsgáltunk. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (i) Milyen hatással van az alacsony diverzitású magkeverék vetése a rövid életű gyomok tömegességére? (ii) Milyen gyors a vetett fűfajokból álló évelő gyep kialakulása az alacsony diverzitású magkeverék vetését követően? (iii) Milyen hatással van a magvetés a korai stádiumokra jellemző növényközösségek fitomasszájára?

Anyag és módszer

A mintaterület jellemzése

A Nagykovácsány keleti peremén elhelyezkedő Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (EOV 790600 249800) Tiszafüred és Egyek községek közigazgatási határában található. A mintegy 4000 ha-os terület a Hortobágyi Nemzeti Park része, átlagos tengerszint

feletti magassága 88–92 m. A területen az évi középhőmérséklet 9,5°C, az éves csapadékmennyiség átlagosan 550 mm. Az átlagos évi csapadék-maximum júniusra esik (73 mm; Tiszaörs, MOLNÁR 2004). A mocsárrendszer rehabilitációja 1976-ban kezdődött, melynek elsődleges célja a mocsarak optimális vízutánpótlásának biztosítása és az eutrofizálódás lassítása volt. A hosszútávú táj-rehabilitációs program sikere érdekében elengedhetetlen volt a mocsarak között húzódó magasabb térszíneken nagy kiterjedésben megtalálható szántóterületek helyén a korábban jellemző gyepterületek visszaállítása. Így a tájrehabilitáció második lépéseként 2005-ben Európai Unió támogatással egy gyeprekonstrukciós program indult (LIFE 04 NAT/HU/119). Ennek keretében közel 760 ha korábbi szántóterület gyepesítése valósult meg, amely ismereteink szerint az eddigi legnagyobb területű gyepesítési program Európában. A gyepesítési program során az egykori szikes gyepek (*Achilleo setaceae* - *Festucetum pseudovinae*) és löszgyepek (*Salvio nemorosae* - *Festucetum rupicolae*) helyreállítását tűzték ki célul.

Alkalmazott magkeverékek és vetés

A gyepesítés során kétféle magkeveréket használtunk: szikes- és löszgyepi vázfajokat tartalmazó alacsony diverzitású magkeveréket. A helyreállítani kívánt gyepek természetközeli állapotú állományainak elhelyezkedését alapul véve szik magkeveréket a 90 m tengerszint fölötti magasságnál alacsonyabban, míg lösz magkeveréket 90 m tengerszint fölötti magasságnál magasabban fekvő térszínekre vetettünk. A szik magkeveréket *Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia* magjai alkották, míg a lösz magkeverékben *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis* magjai voltak. A magkeverékek összeállításának körülményeit, a fajok arányait és a vetést DEÁK et al. (2008) cikke részletesen ismerteti. A területeket évi egyszeri kaszálással kezeltük. A kaszálás jellemzően június első és második dekádjában (túlnyomóan június 10 után) dobkaszával történt, minden esetben az adott területen jellemző gyomok magérlelése előtt.

Munkánk során 10 korábbi napraforgó- és gabonátábla helyén (összesen mintegy 110 ha területen) alacsony diverzitású magkeverékekkel történt gyepesítések korai vegetációfejlődését vizsgáltuk. A magvetésre (25 kg/ha) talaj előkészítést követően, négy szántó esetében 2005, hat szántó esetében pedig 2006 októberében került sor. Hét szántón szik magkeveréket (a továbbiakban Sz1-Sz7 területek), míg három szántón lösz magkeveréket (a továbbiakban L1-L3 területek) vetettünk. Cikkünkben a vetést követő első három év vegetációfejlődését vizsgáltuk (2006–2008, illetve 2007–2009).

Mintavétel

Minden gyepesített szántón egy 25 m²-es random mintavételi parcellát jelöltünk ki, melyen belül 4 db, egyenként 1 m²-es állandó kvadrátban a gyepesítést követő három évben, június elején rögzítettük a növényfajok százalékos borítás értékeit. Referencia gyepeink jó állapotú szikes gyepek (*Achilleo setaceae*-*Festucetum pseudovinae*) illetve kevésbé degradált, a táji környezetre jellemző útszéli löszmezsgyék (*Salvio nemorosae*-*Festucetum rupicolae*, *Bromus inermis* dominanciával) voltak. A referencia gyepek három-három állományában, területenként 4 db 1 m²-es kvadrátban rögzítettük a fajok százalékos bori-tási értékeit 2008 júniusában. A gyepesített szántókon minden évben, kaszálás előtt (június közepe), mintavételi helyenként 10 db, 20×20 cm-es földfelszín feletti fitomassza mintát vettünk. A fitomassza mintákat tömegállandóságig szárítottuk

(25°C, két hét), majd szétválogattuk avar, egyszikű (*Poaceae*, *Cyperaceae*) és kétszikű frakciókra. Az egyszikűeket tovább válogattuk vetett és nem vetett csoportokra. A minták száraz tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük.

Adatfeldolgozás

A fajokat a Raunkiaer-féle életforma kategóriák alapján az alábbi kategóriákba soroltuk: *rövid életű fajok* (therophytonok és hemitherophytonok), és *évelők* (hemikryptophytonok, geophytonok és chamaephytonok). A fitomassza tömegek átlagait ANOVA segítségével vetettük össze. A szignifikánsan különböző csoportok kiválasztásánál Student-Newman-Keuls tesztet használtunk ($p < 0,05$). Az egyes fitomassza frakciók közötti korrelációt Spearman-féle nemparaméteres rangkorrelációval vizsgáltuk (ZAR 1999). A gyepesítések és a referencia területek vegetációjának összevetéséhez borítás adatokon alapuló DCA ordinációt használtunk (LEGENDRE és LEGENDRE 1998).

Eredmények

Fajösszetétel és borítás

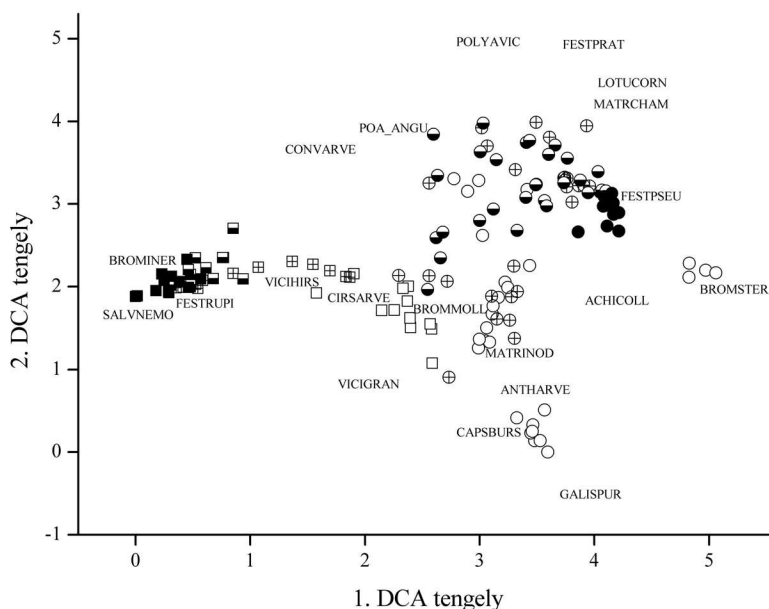
A három év során a vizsgált gyepesített szántók kvadrátjaiban összesen 103 edényes növényfaj fordult elő, ebből 25 egyszikű, 78 pedig kétszikű volt. Az átlagos fajszám a gyepesítést követő első évben volt a legmagasabb (átlag \pm SE, 16,3 \pm 0,7). Ez az érték a második évben csökkent (10,2 \pm 0,5), majd a harmadik évben további csökkenését tapasztaltuk (7,4 \pm 0,3). A rövid életű kétszikű csoport fajszámának csökkenése szintén jelentős volt az egyes évek között: az első évben 10,5 \pm 0,5, a második évben 4,8 \pm 0,5, míg a harmadik évben 2,4 \pm 0,2 értékeket detektáltunk.

Az első évben a fajok túlnyomó többsége minden területen rövidéletű gyom volt. Nagy borítással fordult elő a *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Consolida regalis*, *Lamium amplexicaule* és a *Matricaria inodora*. A második és harmadik évben a rövid életű kétszikű fajok borítása csökkent. Csak a *Vicia hirsuta* fordult elő jelentős mennyiségben a második és harmadik évben is a gyepesített területeken. Az évelő kétszikű gyomfajok közül a gyepesítést követő évben a mezei aszatnak (*Cirsium arvense*) alacsony volt a borítása az összes szik és két lősz magkeverékkel gyepesített területen. Azonban az egyik lősz magkeverékkel gyepesített szántón (L3) már az első évben 50%-os átlagborítással fordult elő. A harmadik évben a faj jelentős borítással volt jelen három szik (23%, 40% és 42,5%) és az L3 jelű lősz (21,3%) magkeverékkel gyepesített területen.

A vetett fűfajok borítása a gyepesítést követő első évben minden területen alacsony volt; általában kisebb, mint 10%. A második évben, magkeveréktől függetlenül, a vetett fűfajok borítása jelentősen megnőtt (átlagosan 50-55%). A második évtől kezdve a vetett *Festuca* fajok érték el a legnagyobb borítást mindkét magkeverék esetében (átlagosan mintegy 30-45%). A lősz magkeverékkel gyepesített területeken vetett *Bromus inermis* borításértékei évről évre növekedtek (átlagosan mintegy 5%-ról, 35, majd 55%-ra). A *Poa angustifolia* a többi vetett fűnél jóval kisebb arányban volt jelen mind a lősz mind a szik magkeverékkel gyepesített szántókon (átlagos borítása semelyik évben és semelyik szántó esetében sem haladta meg a 20%-ot).

A referencia gyepekre jellemző kísérő fajok kis borítással a harmadik évre minden területen megjelentek. A szik magkeveréssel gyepesített szántókon megtaláltunk több, a referencia gyepekre jellemző fajt, mint az *Achillea collina*, *A. setacea*, *Alopecurus pratensis*, *Trifolium angulatum*. A lösz magkeveréssel gyepesített területeken megjelentek a referencia gyepekre jellemző herefajok is (*Trifolium angulatum*, *T. arvense*, *T. campestre* és *T. striatum*).

A sokváltozós statisztikai elemzés azt mutatja, hogy a gyepesített területeken a vegetációfejlődés iránya, magkeveréktől függetlenül, a referencia-gyepek irányába mutatott (1. ábra). A hároméves gyepesítések felvételeinek pontfelhői részben át is fednek a referencia gyepek pontfelhőivel. A két- és hároméves gyepesített szántók pontfelhői sokkal kisebb területűek, mint az egyéves gyepesített szántók pontfelhői, ami a fajkészlet homogenizálódására utal. A két eltérő magkeveréssel történt gyepesítés pontfelhői a három év során egyre távolabb kerültek egymástól, mivel a gyomok mennyisége csökkent és egyúttal a referencia gyepekre jellemző fajok száma növekedett.

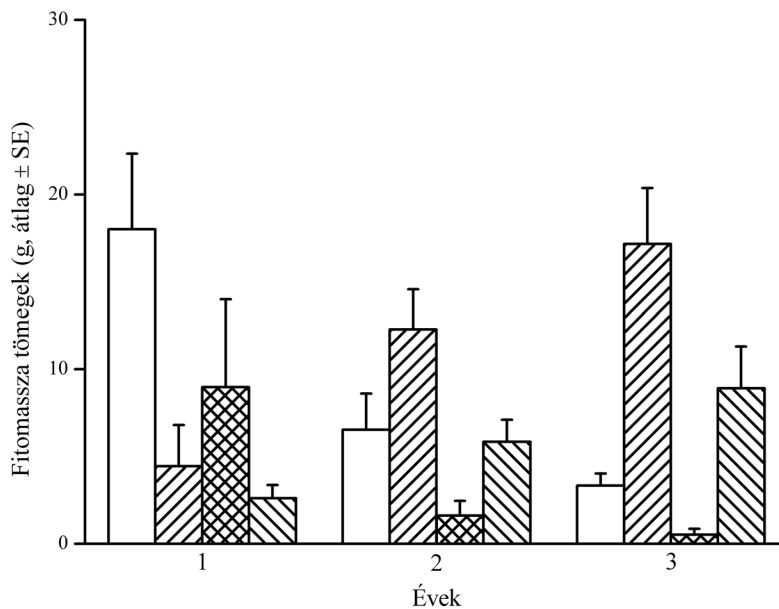


1. ábra A gyepesített szántók illetve a szikes és lösz referencia gyepek felvételeinek borítás értékein alapuló DCA ordináció. Jelmagyarázat: ○: 1 éves, ⊕: 2 éves és ●: 3 éves szik magkeveréssel gyepesített szántók; ●: szikes gyepek; □: 1 éves, ⊕: 2 éves és ■: 3 éves lösz magkeveréssel gyepesített szántók; ■: löszgyep. A fajnevek 8 betűs rövidítéseit a genus illetve a species név első 4-4 betűjéből képeztük.

Figure 1. DCA ordination based on percentage cover datasets of the restored fields and the target grasslands. Legend: ○: 1-year-old, ⊕: 2-year-old and ●: 3-year-old fields sown with alkali seed mixture; ●: alkali grassland; □: 1-year-old, ⊕: 2-year-old and ■: 3-year-old fields sown with loess seed mixture; ■: loess grassland. Abbreviations of species names contain the first 4 letter of the genus and species name.

Fitomassza

A vetett füvek fitomasszája a harmadik évre szinte minden gyepesített szántón szignifikánsan növekedett (6 szik és 3 lősz magkeverékkel gyepesített szántón, Friedman RM ANOVA, $p < 0,05$, 2.a és 2.b ábra). A nem vetett egyszikűek fitomasszájának változásában nem tapasztaltunk egyértelmű trendeket (2.a és 2.b ábra). A harmadik évre a nem vetett egyszikűek tömege a területek többségén (hat szik és minden lősz magkeverékkel gyepesített szántón) jelentősen csökkent. Az avar mennyisége a területek többségén (5 szik és 2 lősz magkeverékkel gyepesített szántón) a harmadik évre szignifikánsan megnőtt (Friedman RM ANOVA, $p < 0,05$, 2.a és 2.b ábra). A területek többségén a kétszikű frakció tömege a gyepesítést követő harmadik évben szignifikánsan kisebb volt, mint az első évben (hat szik és minden lősz magkeverékkel gyepesített szántón) (Friedman RM ANOVA, $p < 0,05$, 2.a és 2.b ábra). A kétszikű fitomassza tömege a gyepesített szántók többségén negatívan korrelált a vetett egyszikűek és az avar tömegével (Spearman-féle nem parametrikus rangkorreláció, $p < 0,05$; 1. táblázat).











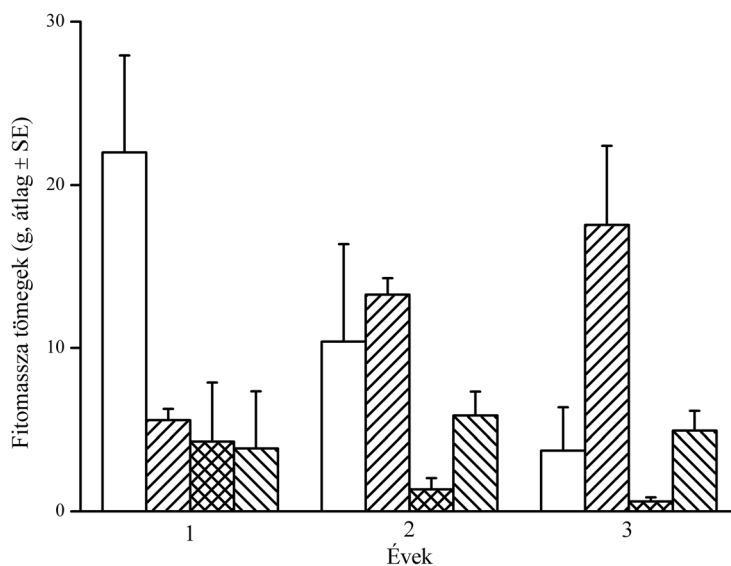








2.a ábra A szik magkeverékkel gyepesített szántók fitomassza tömegei (a 20×20 cm-es mintavételi négyzetek alapján). Jelmagyarázat: Kétszikű - ; Vetett egyszikű - ; Nem vetett egyszikű - ; Avar - 

Figure 2.a. Biomass data of the fields sown with alkali seed mixture (based on the 20×20 cm samples). Legend: Herbs - ; Sown graminoids - ; Non-sown graminoids - ; Litter - 



2.b ábra A lősz magkeverékkel gyepesített szántók fitomassza tömegei (a 20×20 cm-es mintavételi négyzetek alapján). Jelmagyarázat: Kétszikű - ; Vetett egyszikű - ; Nem vetett egyszikű - ; Avar - .
Figure 2.b. Biomass data of the fields sown with loess seed mixture (based on the 20×20 cm samples). Legend: Herbs - ; Sown graminoids - ; Non-sown graminoids - ; Litter - 

1. táblázat A szik (Sz1-Sz7) és lősz (L1-L3) magkeverékkel gyepesített szántók kétszikű fitomassza tömegeinek korrelációja az egyszikű és avar frakciókkal (r -értékek, $N=30$). Spearman-féle nem parametrikus rangkorreláció, félkövér kiemelés - szignifikáns kapcsolat ($p < 0,05$).

Table 1. Correlation between biomass of herbs and that of graminoids and litter in the fields sown with alkali (Sz1-Sz7) and loess (L1-L3) seed mixtures (r values, $N=30$). Spearman non-parametric rank correlation, significant correlations are indicated by emboldening ($p < 0,05$).

	Sz1	Sz2	Sz3	Sz4	Sz5	Sz6	Sz7	L1	L2	L3
	Kétszikű fitomassza									
Vetett egyszikű	0,02	-0,16	-0,07	-0,60	-0,37	-0,45	-0,71	-0,09	-0,55	-0,44
Nem vetett egyszikű	-0,42	0,68	0,45	-0,25	0,24	0,15	-0,16	0,60	0,46	0,44
Avar	0,03	-0,53	-0,32	-0,65	-0,50	-0,25	-0,56	-0,46	-0,18	-0,05

Megvitatás

Fajösszetétel és diverzitás

A gyepesítést követő első évben kétszikű gyomközösség jelent meg minden gyepesített szántón, hasonlóan a korábbi vizsgálatokhoz (MANCHESTER et al. 1999, LEPS̄ et al. 2007, TÖRÖK et al. 2010). A korai gyomközösséget már a második évben egy vetett fűfajok által dominált sűrű vegetáció váltotta fel. A gyomok visszaszorulásában az alábbi okok játszottak szerepet: (1) csökkentek a gyomfajok csírázási esélyei a megnőtt borítású fűvegetáció nagyobb mértékű árnyékolása és a felhalmozódott avar miatt (ERIKSSON 1995); (2) az évelő fűvek kompetíciója kiszorította a gyomfajokat (MACMAHON 1998), (3) a júniusi kaszálás miatt a legtöbb gyomfaj nem tudott magot érlelni, ami feltehetően a lokális popagulum-készletük csökkenését okozta (TÖRÖK et al. 2008a).

Számos gyepesített szántón a gyepesítést követő harmadik évben jelentős volt a *C. arvense* borítása. Szintén Egyek-Pusztakócson, korábbi lucernások helyén, azonos módszerrel végzett gyeprekonstrukció során azonban a *C. arvense* nem vagy csak igen kis borítással fordult elő (TÖRÖK et al. 2010). Ezzel szemben, túlnyomóan gabonatóblák helyén végzett gyeprekonstrukciós vizsgálatokban, számos esetben ez volt az egyik legnagyobb borítással megjelenő faj (LAWSON et al. 2004, CRITCHLEY et al. 2006). Az általunk áttekintett publikációkban a *C. arvense* kivétel nélkül a gabona előtörténetű gyepesített szántókon fordult elő, mint tömeges gyom. Vizsgálatunkban napraforgó és gabonatóblákon végzett gyepesítésekben is előfordult. A faj borítása az egyes területeken eltérő irányba változott: három gyepesített szántón a *C. arvense* borítása évről évre nőtt, egy területen pedig csökkent. A nemzetközi irodalomban mindkét irányú változásra van példa. McLACHLAN és KNISPEN (2005) vizsgálatában a faj az idősebb spontán regenerálódó területeken volt a leggyakoribb. Míg egy másik vizsgálatban azt találták, hogy a talajbolygatás elmaradását követően a *C. arvense* bizonyos idő elteltével visszaszorul (ŠTOLCOVÁ 2002). A gyepesítést követő évhez képest a második és harmadik évben jelentősen csökkent a vegetáció fajszáma és diverzitása; az idő előrehaladtával a közösségek egyre homogénebbé váltak. A diverzitás csökkenését ebben az esetben kedvezőnek értékelhetjük, mivel ezt a homogenizációt a vetett fűvek borításnövekedésével párhuzamosan a gyomok fajszámának és borításának csökkenése okozza.

A gyepesedés sebessége

Eredményeink azt mutatják, hogy már a második évre létrejött egy zárt, vetett fűfajok által dominált gyep. Sikerült létrehozni a természetes gyepekben gyakori fűvekből egy olyan vázközösséget, amely kiindulópontja lehet az eredeti, természetes vegetációhoz hasonló szikes- és löszgyepek kialakulásának. Ezek az eredmények összhangban állnak más gyepesítési vizsgálatok eredményeivel (MANCHESTER et al. 1999, VAN DER PUTTEN et al. 2000, McLACHLAN és KNISPEN 2005, LEPS̄ et al. 2007, TÖRÖK et al. 2010). Magkeveréktől függetlenül a vetett fajok közül a természetes gyepekben gyakori *Festuca* fajok fordultak elő a legnagyobb borítással a második és harmadik évben, ami előnyös a gyepek helyreállítása szempontjából. Egyek-Pusztakócson korábbi lucernások helyén azonos módszerrel végzett gyeprekonstrukció során más dominancia-viszonyokat tapasztaltak a vetett fűvek esetében (TÖRÖK et al. 2010). Ebben a vizsgálatban szik magkeverékkel gyepesített területeken a *Poa angustifolia* rendelkezett mindhárom évben a legnagyobb

borítással. A lősz magkeveréssel gyepesített területeken a második évben a *Bromus inermis* és a *Poa angustifolia* volt jelen a legnagyobb borítással; a *Festuca rupicola* csak a harmadik évre vált dominánssá (TÖRÖK et al. 2010).

Fitomassza

A kétszikűek fitomasszája főként a gyomok visszaszorulásának következtében már a második évben erőteljesen lecsökkent. Egyes vizsgálatok a gyomok visszaszorulását az összfitomassza mennyiségének növekedésével hozzák összefüggésbe (VAN DER PUTTEN et al. 2001). Az összfitomassza növekedését esetünkben az avar és a vetett fű frakció növekedése eredményezte, így a gyomok visszaszorulásának legfontosabb oka feltételezhetően az élő fűvek és az avar mennyiségének növekedése volt (REES és LONG 1992). A gyepesítés során jelentkező avar-felhalmozódást más vizsgálatokban is megfigyelték (FOSTER et al. 2007, LEPS et al. 2007). Számos vizsgálat kimutatta, hogy az avar mennyiségének növekedése negatívan befolyásolta a kétszikűek fitomasszájának változását (WHEELER és SHAW 1991, JENSEN és MEYER 2001, DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007). Az avar-felhalmozódás következtében a talajfelszín fény-ellátottsági viszonyai romlanak (BOBBINK et al. 1989) és ennek következtében csökkennek a gyomfajok csírázási (ERIKSSON 1995) illetve túlélési esélyei (TILMAN 1993).

Természetvédelmi következtetések

Az alacsony diverzitású magkeverékkel történő gyepesítés gyors és hatékony módszer. A gyepesített szántókon élő fűvek által dominált féltermészetes gyepek jöttek létre, amelyekben már megindult a szikes- és lőszgyepekre jellemző fajok spontán betelepülése. Ezt a folyamatot azonban nehezíti a kialakult magas záródású, kompetitor fűvek által dominált vegetációban jellemző mikro-élőhely limitáltság (ODUM 1969, TÖRÖK et al. 2008b), azaz a nyílt foltok hiánya, ahol további fajok megtelepedhetnek (HARPER 1977, COULSON et al. 2001). Szintén szerepet játszhat ebben a propagulum limitáltság, mivel a tartós művelés során a természetes gyepekre jellemző fajoknak a lokális magkészlete megritkul, vagy eltűnik (HUTCHINGS és BOOTH 1996, MANCHESTER et al. 1999) és a terjedésük is korlátozott (VAN DER VALK és PEDERSON 1989), ami a propagulum forrásoktól való nagy távolságból (SIMMERING et al. 2006, FOSTER et al. 2007) valamint a terjesztő vektorok hiányából is adódhat (STRYKSTRA et al. 1997, BONN és POSCHLOD 1998, RUPRECHT 2006).

Ezért hasznos lehet a célfajok magjainak aktív bejuttatása a gyepesített szántókra. A célfajok propagulumait többféle módon is bejuttathatjuk a területre. Az általunk helyreállított és vizsgált gyepek esetében az egyik legkézenfekvőbb megoldás, ha a legelő állatok általi terjesztésre támaszkodunk (COULSON et al. 2001). Ennek során érdemes olyan napi ritmusban legeltetni, hogy az állatok a természetközeli gyepekről menjenek a gyepesített területekre (DEÁK et al. 2008). A kísérőfajok propagulumait célzott magvetéssel is bejuttathatjuk a területre (ZEITER et al. 2006), de célszerűbb és egyszerűbb lehet, ha szénarhordást alkalmazunk, mert így több faj közeli termőhelyekről származó propagulumai kerülhetnek be a területre (HÖLZEL és OTTE 2003). A helyesen megválasztott kezeléssel (pl. megfelelő legeltetés és/vagy kaszálás) kialakíthatóak a megtelepedésre alkalmas mikro-élőhelyek a vegetációban (BOCK és BOCK 1993).

Arövid életű gyomfajoktól eltérően a *C. arvense* még a harmadik évben is több területen nagy borítással volt jelen. Ez a faj jó kompetíciós képességekkel rendelkezik és klonális

terjedése miatt irtása nehezen kivitelezhető (DONALD 1990). Más gyeprekonstrukciós vizsgálatokban azt találták, hogy a magvetéses gyepesítés hatékony a *C. arvense* visszaszorításában; magkeverék vetését követően jelentősen kisebb arányban fordult elő, mint spontán regenerálódó szántókon (LAWSON et al. 2004, CRITCHLEY et al. 2006). Megoldás lehet a több éven keresztül alkalmazott évi többszöri kaszálás vagy szárazzás. Lényeges lehet az első kaszálás megfelelő időzítése is. Vizsgálataink eredményei azt mutatják, hogy június elején történő, magérés előtti kaszálással hosszabb távon eredményesen visszaszorítható a faj (LAWSON et al. 2004, DEÁK et al. 2008). A hagyományos, szikes gyepeken elterjedt kizárólag szarvasmarhával vagy csak birkával történő tartós és egyenletes szabad- vagy a szabad láb alóli legeltetési módszerek alkalmazása a fűvek visszaszorulása miatt növelheti a mezei aszat borítását. Célszerűbb irányított váltott, pányvás vagy szakaszos legeltetést alkalmazni, így elősegíthető a magasabb intenzitású legelés azokon a helyeken, ahol nagy az aszat borítása. DE BRUIJN és BORK (2006) arról számoltak be, hogy a mezei aszat visszaszorítása során a leghatásosabb, ha mintegy kéthavonta szarvasmarhák, kecskék vagy birkák tövig lerágnak a növényzetet azokon a helyeken, ahol az aszat nagy borításban van jelen. Ez utóbbi beavatkozás azonban csak akkor javasolható, ha megbizonyosodtunk arról, hogy a talajban csak kis sűrűségben vannak jelen a korábbi stádiumokra jellemző gyomok magjai. Ellenkező esetben ez a kezelés az aszat visszaszorítása mellett egyéb gyomfajok előretörését okozhatja.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik a terepi és laboratóriumi munkában nyújtott segítségét Mikecz Emesének, Tasnády Szabolcsnak, Tatár Bernadettnek és Tóth Katalinnak. Köszönetünket fejezzük ki Gál Lajosnak, Lontay Lászlónak, Lukács Balázsnak, és Kapocsi Istvánnak munkánk során nyújtott segítségükért, hasznos tanácsaikért. A projektet az EU LIFE Nature programja, az OTKA-Norvég Finanszírozási Mechanizmus (NNF78887) és a KvVM támogatta.

Irodalom

- BOBBINK R., DEN DUBBELDEN K., WILLEMS J. H. 1989: Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos* 55: 216–224.
- BOCK C., BOCK J. 1993: Cover of perennial grasses in Southeastern Arizona in relation to livestock grazing. *Conservation Biology* 7: 371–377.
- BONN S., POSCHLOD P. 1998: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle és Meyer Verlag, Wiesbaden.
- BOSSHARD A. 1999: Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden. J. Cramer, Berlin.
- DE BRUIJN S. L., BORK E. W. 2006: Biological control of Canada thistle in temperate pastures using high density rotational grazing. *Biological Control* 36: 305–315.
- COULSON S. J., BULLOCK J. M., STEVENSON M. J., PYWELL R. F. 2001: Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* 38: 204–216.
- CRITCHLEY C.N.R., FOWBERT J.A., SHERWOOD A.J., PYWELL R.F. 2006: Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation* 132: 1–11.
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírölapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- DEÁK B., TÖRÖK P., KAPOCSI I., LONTAY L., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájékológiai Lapok* 6: 323–332.
- DONALD W. W. 1990. Management and control of Canada thistle (*Cirsium arvense*). *Reviews of Weed Science* 5: 193–250.

- ERIKSSON O. 1995: Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65–70.
- FOSTER B. L., MURPHY C. A., KELLER K. R., ASCHENBACH T. A., QUESTAD E. J., KINDSCHER K. 2007: Restoration of prairie community structure and ecosystem function in an abandoned hayfield: a sowing experiment. *Restoration Ecology* 15: 652–661.
- HARPER J. 1977: Population biology of plants. Academic Press, London.
- HÖLZEL N., OTTE A. 2003: Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6: 131–140.
- HUTCHINGS M. J., BOOTH K. D. 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- JENSEN K., MEYER C. 2001: Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155: 169–181.
- JONGEPIEROVÁ L., MITCHLEY J., TZANOPOULOS J. 2007: A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139: 297–305.
- LAWSON C. S., FORD M. A., MITCHLEY J. 2004: The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7: 259–266.
- LEGENDRE P., LEGENDRE L. 1998: Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam.
- LEPŠ J., DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K., HEDLUND K., IGUAL A. M., JØRGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX G. A., RODRÍGUEZ B. C., SANTA R. I., ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN W. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.
- LUKEN J. O. 1990: Directing ecological succession. Chapman and Hall, New York.
- MACMAHON J. A. 1998: Empirical and theoretical ecology as a basis for restoration: an ecological success story. In: Pace M. L., Groffmann P. M. (szerk.): Success, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science. Springer-Verlag, New York. pp. 220–246.
- MANCHESTER S. J., McNALLY S., TREWEEK J. R., SPARKS T. H., MOUNTFORD J. O. 1999: The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland – an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91–109.
- McLACHLAN S.M., KNISPEN A. L. 2005: Assessment of long-term tallgrass prairie restoration in Manitoba, Canada. *Biological Conservation* 124: 75–88.
- MOLNÁR A. 2004: A Hortobágy éghajlati jellemzői. In: Ecsedi Z. (szerk.): A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros, Debrecen. pp. 39–43.
- ODUM E. P. 1969: The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- PAKEMAN R. J., PYWELL R. F., WELLS T. C. E. 2002: Species spread and persistence: implications for experimental design and habitat re-creation. *Applied Vegetation Science* 5: 76–86.
- PIPER J. K., SCHMIDT E. S., JANZEN A. J. 2007: Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. *Restoration Ecology* 15: 189–198.
- VAN DER PUTTEN W. H., MORTIMER S. R., HEDLUND K., VAN DIJK C., BROWN V. K., LEPŠ J., RODRIGUEZ-BARRUECO C., ROY J., DIAZ LEN T. A., GORMSEN D., KORTHALS G. W., LAVOREL S., SANTA REGINA I., SMILAUER P. 2000: Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* 124: 91–99.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T. H., BURKE M. J. W., PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294–309.
- REES M., LONG M. J. 1992: Germination biology and the ecology of annual plants. *American Naturalist* 139: 484–508.
- RUPRECHT E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473–480.
- SIMMERING D., WALDHARDT R., OTTE A. 2006: Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. *Landscape Ecology* 21: 1233–1251.
- ŠTOLCOVÁ J. 2002: Secondary succession on an early abandoned field: Vegetation composition and production of biomass. *Plant Protection Science* 38: 149–154.
- STRYKSTRA R. J., VERWEIJ G. L., BAKKER J. P. 1997: Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 387–401.
- TILMAN D. 1993: Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology* 74: 2179–2191.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., LONTAY L., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008a: Tájéleptékű gyeprekonstrukció

- lőszös és szikes fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. *Botanikai Közlemények* 95: 115–125.
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., MIGLÉCZ T., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008b: Avarfelhalmozódás szerepe a vegetáció gyepesítést követő dinamikájában. *Természetvédelmi Közlemények* (in press).
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812.
- VAN DER VALK A. G., PEDERSON R. L. 1989: Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: Leck M. A., Parker V. T., Simpson R. L. (szerk.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, pp. 329–346.
- VIDA E., TÖRÖK P., DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 101–113.
- WAGNER K. I., GALLAGHER S. K., HAYES M., LAWRENCE B. A., ZEDLER J. B. 2008: Wetland Restoration in the New Millennium: Do Research Efforts Match Opportunities? *Restoration Ecology* 16: 367–372.
- WARREN J., CRISTAL A., WILSON F. 2002: Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 393–402.
- WHEELER B. D., SHAW S. C. 1991: Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology* 79: 285–301.
- ZAR J. H. 1999: *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- ZETTER M., STAMPFLI A., NEWBERY D. M. 2006: Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology* 87: 942–951.

GRASSLAND RESTORATION WITH SOWING OF LOW-DIVERSITY SEED MIXTURES IN FORMER SUNFLOWER AND CEREAL FIELDS

O. VALKÓ¹, E. VIDA¹, A. KELEMEN¹, P. TÖRÖK¹, B. DEÁK², T. MIGLÉCZ¹,
SZ. LENGYEL¹, B. TÓTHMÉRÉSZ¹

¹Department of Ecology, University of Debrecen, H-4010 Debrecen, P.O. Box 71.

²Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen út 2.

Keywords: seed sowing, weed suppression, alkali grasslands, loess grasslands, *Cirsium arvense*

Summary: Sowing seed mixtures is a useful technique in grassland restoration in former arable fields. We studied the early vegetation dynamics of former croplands (sunflower and cereal fields) sown with low diversity seed mixtures (composed of 2 or 3 native grass species) in Egyek-Pusztakócs, Hortobágy, East-Hungary. In 10 restored fields the percentage cover of vascular plants was recorded in 4 permanent plots per field between 2006 and 2009. There were collected 10 aboveground biomass samples per field in June in every year. The target grasslands selected for baseline vegetation reference were alkali (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) and loess grasslands (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*). We addressed three questions: (i) How effective is the sowing of low-diversity seed mixtures on the species richness and diversity of short-lived weedy species? (ii) How fast is the establishment of a perennial grass dominated vegetation after sowing low diversity seed mixtures? (iii) How influence the sowing of low diversity seed mixtures the short term biomass dynamics of short-lived species? Weedy species were characteristic in the first year after sowing. In the second and third year their cover and species richness decreased. From the second year onwards the cover of perennial grasses increased. The immigration of species characteristic to the reference grasslands was also detected. However, the noxious perennial weed, *Cirsium arvense*, was abundant in four sown fields even in the third year. The biomass of sown grasses and the litter increased significantly by the third year after sowing. The biomass of herbs decreased significantly from year to year due to the decline of cover of short-lived weedy species. Our results suggest that sowing low-diversity seed mixtures is effective in the suppression of short-lived weedy species. In case of *Cirsium arvense* further management is needed (e.g. mowing multiple times a year, early mowing).

A VELENCEI-TÓ ÚSZÓLÁPI FÜZES-NÁDAS KOMPLEX VÍZKÉMIAI VIZSGÁLATA

BESNYŐI Vera, ILLYÉS Zoltán

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet,
Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.
e-mail: besnyoiv@gmail.com, illyes.zoltan1@gmail.com

Kulcsszavak: Velencei-tó, úszóláp, vezetőképesség, pH, szikes

Összefoglalás: A Velencei-tó hazánk egyik legnagyobb tava és kiemelt turisztikai célpontja. Érdekes természeti adottsága, hogy az alapvetően szikes (magas sótartalmú) víztér a tó nyugati térségében egy lápi vegetációt rejteget, ahol lápi körülmények között számos védett növényfaj találja meg életfeltételeit. Itt találjuk pl. a fokozottan védett hagymaburok (*Liparis loeselii*) legnagyobb hazai állományát. Az elmúlt ötven évben igen sok természeti viszontagság és műszaki beavatkozás alakította a tó ökológiai állapotát. Munkánk célja a nyugati medence vegetációjának és vízkémiai (pH és vezetőképesség) állapotának felmérése és a harminc évvel ezelőtti adatokkal való összehasonlító elemzése volt. Végeztünk méréseket az úszólápok belsejében kialakult tőzefelszínen is, hogy annak vízminőség-javító vagy kompenzáló szerepéről és a szikes víztérrel szemben meglévő önállóságának mértékéről tájékozódjunk. Megállapítható, hogy a harminc évvel ezelőtt mért vezetőképesség és pH adatokhoz képest ma a tó nyílt vizeitében (beleértve a nagyobb csatornákat is) magasabb értékek adódtak. A keleti medence és a csatornák szikes vizéhez képest az úszólápra lépve igen gyors a változás a vízminőségi paraméterek értékeiben. Ennek megfelelően az úszóláp egy egységesen savanyúbb környezetet tud fenntartani az élővilága számára a tőzegréteg szűrőhatásának köszönhetően. Ezt még a tározókból történő időszakos vízutánpótlás is csak kismértékben bolygatja meg.

Bevezetés

A Velencei-tó igen különleges tulajdonsága, hogy egy szikes víztérben egy több ezer éves tőzegrétegen élő lápi vegetáció őrződött meg (JÁRAINÉ KOMLÓDI 1979). Ez Európa szinten is egyedülálló természeti jelenség, aminek megismerése, s így megóvása fontos feladatunk.

A nagy, országos vízrendezések előtt hazánk hatalmas területeit borították lápok és mocsarak, melyekből mára csak itt-ott maradt néhány folt mutatóban, s ezek is általában sérülékenyek az őket körülvevő pufferezóna hiányában. A Velencei-tavon a XX. század második felében ugyan az üdülési és horgászati szempontokat a természetvédelmi érdekek elé helyezték, de felismerve a madárvilág életében betöltött fontos szerepét 1958-ban nyugati részét védetté nyilvánították. A Dinnyési-fertővel együtt felvették a ramsari területek listájára, azóta Natura 2000-es terület, s a Nemzeti Ökológiai Hálózat része lett. Az 1996-os természetvédelmi törvény értelmében nem csak nyugati, lápi területe, de keleti szikes víztere is *ex lege* védettséget élvez.

Értékes növényvilágának felfedezése és a lápi fajok megtalálása sokáig váratott magára. KITAIBEL PÁL és KERNER ANTAL készítettek először feljegyzéseket a területről, ám még az 1950-es években BOROS ÁDÁM is szikes tóként írja le a tavat, hisz nem talál rá a savanyúbb kémhatást kedvelő fajokra (BOROS 1954). 1968-ban a tó délnyugati nádasában TURCSÁNYI KÁROLY mutatja ki először a lápi élőhelyeket kedvelő tőzegrápfrány (*Thelypteris palustris*), BALOGH MÁRTON pedig a hazánkban igen ritka hagymaburok orchidea (*Liparis loeselii*) előfordulásait (RADETZKY 1968). Ettől a felfedezéstől kezdve

megindul a tó nádas élőhelyeinek rendszeres botanikai kutatása és értékeinek feltárása (KISS et al. 1973, BAKALÁR és BALOGH 1979, FELFÖLDY 1979). Gyarapítva a lápi fajok sorát több tőzegmoha-faj (*Sphagnum* spp.) párnájára elsőként 1973-ban KISS akad a Velencei-tó úszólápjain (KISS et al. 1973).

Az 1990-es évekelején a csapadékhiány okozta drasztikus vízszintcsökkenés következtében az addig feltehetően úszó tőzeg leült a mederfenékre, átszellőzött, a hagymaburok orchidea egyetlen töve sem került a kutatók szeme elé. Legközelebb 2000-ben találtak rá néhány túlélő, nem virágzó egyedére, egykori csatorna széli előfordulásához közel (VACKOVA et al. 2002), majd a következő évben több száz tövére, egykori szegélyekből ismert előfordulásaitól távolabb, az úszóláp belső területén. Rossz kompetíciós képességei miatt nem mindenhol találja meg életfeltételeit, egyik legfontosabbként a számára kedvező szabad tőzegréteget. Ma Magyarországon legnagyobbként a velencei-tavi állományát tarthatjuk számon, mintegy 2000 tővel (ILLYÉS 2006).

A tó legnagyobb vízutánpótlását a nyugati oldalon betorkolló Császár-patakból kapja (1. ábra). A tó életében meghatározó szerepe van két tározónak (a Zámolyi-tározó 1970-ben és a Pátkai-tározó 1973-ban lett kialakítva) a tavaszi nagyvizek összegyűjtése, a nyári vízpótlás és évi vízszintingadozás mérséklése révén (BARANYI 1974).

A Császár-patakból beérkező tápanyagtartalom igen nagy hányadát a vízi növények felhasználják (BALOGH 1983), majd az tőzeg formájában raktározódva biztosítja a kevés felvehető tápanyaggal jellemezhető környezetet a lápi növények számára. A szikes víztérbe ágyazott úszólápi nádas önállósága, és a szikes vízzel szemben mutatott nagyfokú puffercapacitása vízkémiai mérésekkel is igazolható, de egyes, szegélyben megtelepedett növényfajok ökológiai indikációjuk révén elterjedésükkel ugyancsak láthatóvá tehetik a vízkémiai paramétereiben eltérő víztereket.

A tó vízlevezető csatornája is a nyugati medencében, kevéssel a Császár-pataktól délre lett kialakítva (1. ábra), ennek következtében a keleti medence szikes vize nemigen tud cserélődni, gyakorlatilag lefolyástalan (FELFÖLDY 1979). Felesleges víz leengedésére ritkán kerül sor, de ebben az esetben sem egyértelmű a vízcserélődés pozitív hatása, mert a keleti medence vizének cserélődése mellett igen jelentős a leeresztés hatására nyugat felé mozduló szikes víztömeg mozgása, ami még jobban megterhelheti a nyugati víztér sérülékeny lápi élőhelyeit.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Velencei-tó nyugati medencéjében, két egymást követő évben, 2008- és 2009-ben végeztük. Vezetőképesség és pH mérések történtek a nádas terület csatornáinak víztesteiben és úszólápi tőzegrétegeken is, hogy képet kapjunk a tőzegréteg vízminőség-javító szerepének mértékéről. A vízkémiai paraméterek vizsgálatát hordozható, digitális HANNA (HI98130) kombinált elektromos vezetőképesség-, pH- és hőmérséklet-mérő műszerrel, a mérés helyeinek térképi rögzítését pedig Garmin GPS 72 készülékkel végeztük.

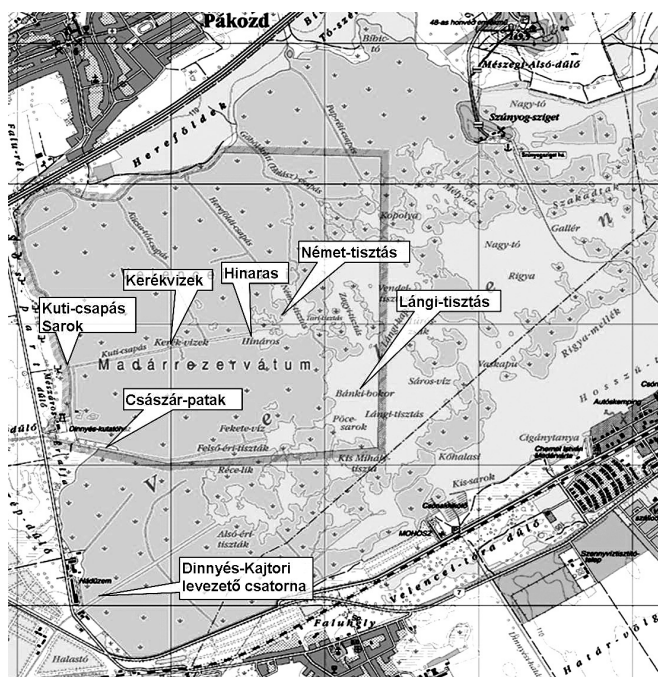
A nyílt víztérben mért értékekhez összehasonlítási alapként BALOGH 30 évvel ezelőtt (1977–1978, 1980) felvett adatait használtuk (BALOGH 1983). Mérési helyeinket is ennek megfelelően választottuk meg, a harminc évvel ezelőtti 126 mérési pontból 70 helyen ismételtük meg a méréseket, néhányat rendszeres mintavételi helynek kijelölve. A nyílt-vízi helyeken csónakból történt a mérés.

A velencei-tavi lápvilág belsejében korábban nem történtek átfogó vízkémiai mérések, itt az általunk 2008-ban és 2009-ben mért adatokat vetettük össze egymással. A mérési helyek kiválasztásakor *Liparis loeselii* egyedek és *Sphagnum* párnák közelségét is szem előtt tartottuk, hogy termőhelyük vízkémiai viszonyairól tájékozódhassunk. A mérések során az úszólápon többféle típusú víztérben is mértünk, hogy tájékozódhassunk a tőzegréteg szűrőképességének milyenségéről. Így mértünk természetes úton létrejött mélyedésekben, (amely lehetett kisebb lápszem, vaddisznó lábnyomában vagy vadcsapásán összegyűlt víz) illetve ezek hiányában a tőzegréteg megbolygatásával általunk mélyített lyukakban; és olyan tőzegréteg települt nádas, gyékényes állományokban, melyek felszínén víz volt (ez lehet a mederfenékre leült, vagy a víztérben úszó állomány is). A nyugati medence víztereiben kapott értékekhez viszonyítási alapként egy a tőkeleti medencéjében (Velencefürdő) rendszeresített mérési hely adatait használtunk.

Eredmények és megvitatásuk

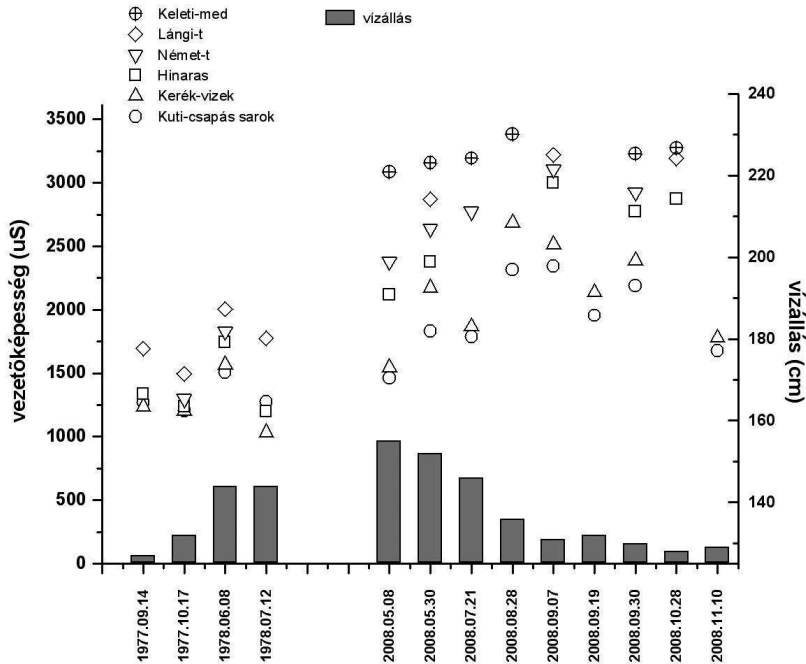
A csatornák és nyílt vízterek mérési eredményei

Az úszólápokhoz közeli nyílt vízterek és egy nádas állományok által közrezárt keletnyugati lefutású csatorna mérési pontjairól az 1. ábra, vízkémiai viszonyairól a 2. és 3. ábra ad tájékoztatást. A 2008-ban felvett értékeket a BALOGH által 1977–78-ban mért vezetőképesség és 1980-ban mért pH adataival vehetjük össze (BALOGH 1983).



1. ábra A Velencei-tó nyugati medencéjében K-NY-i transzekt mentén 2. és 3. ábrán feltüntetett vízkémiai adatok mérési helyei.

Figure 1. Measuring localities of the water chemistry data in Figure 2. and Figure 3. in an east-west channel in the western part of Lake Velence.



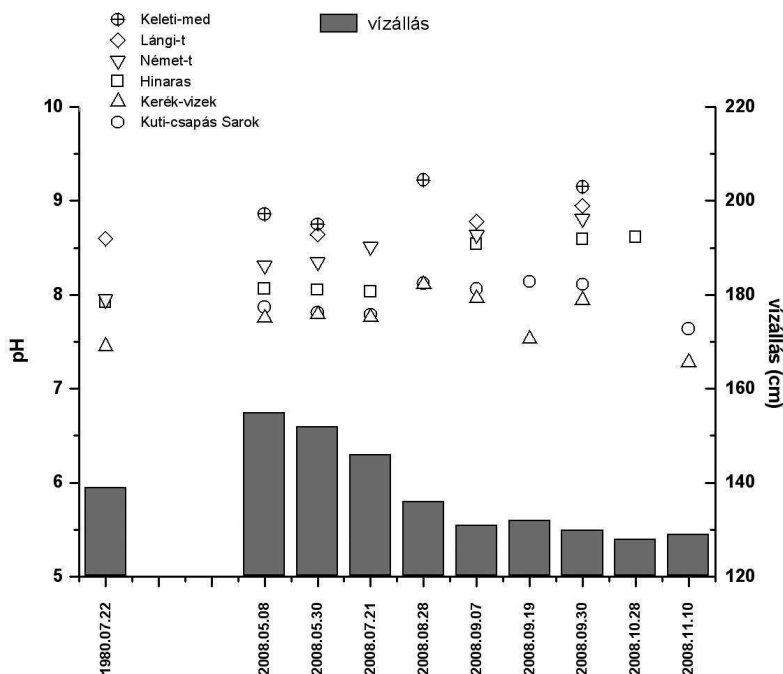
2. ábra. A Velencei-tó nyugati medencéjében K-NY-i transzekt mentén mért vezetőképesség értékek és a vízállás 1980 és 2008 folyamán.

Figure 2. Conductivity data in an east-west channel in the western part of Lake Velence and water-level in 1980 and 2008.

Vezetőképesség tekintetében 2008-ban egy adott mérési helyen minden esetben magasabb (vagy eltérő vízállás mellett mért közel azonos) értékek adódtak, mint harminc évvel korábban. BALOGH vezetőképesség adatai a 878–2516 μS -es tartományba esnek, míg 2008-ban ugyanezek a helyeken saját méréseink 1480–3240 μS között változnak az év folyamán.

Általánosan elmondható, hogy mindkét időszakban az éven belül a vezetőképesség a vízállással fordított arányosságban növekszik. Tavaszi nagy vízálláskor viszonylag alacsonyok az értékek, nyárra azonban a vezetőképesség eléri maximumát, és késő ősszel ismét alacsonyabb értékek mérhetők a csatornáknak, úgy, hogy a vízszint számottevően nem emelkedik. Ebben valószínűleg szerepe van a növények anyagcsere-aktivitásának is.

Minden mérési nap alakalmával kirajzolódik egy térbeli gradiens: egyre nő a vezetőképesség ahogy a csatornán haladunk kelet felé, vagyis a nyílt, szikes vízterek felé. A 2008-ban mért adatok tágabb értéktartományban mozognak, mint a harminc évvel azelőttiek, ami azzal magyarázható, hogy ma a keletkebbi vízterekben sokkal magasabbak a mérhető értékek, mint az úszólápok által közrefogott csatornában, ahol ez a változás a nádas öv beszűkülése miatt kevésbé nyilvánul meg.



3. ábra. A Velencei-tó nyugati medencéjében K-NY-i transzekt mentén mért pH viszonyok és a vízállás 1980 és 2008 folyamán.

Figure 3. pH data in an east-west channel in the western part of Lake Velence and water-level in 1980 and 2008.

A pH alakulása a Velencei-tavon kevéssé változott az elmúlt három évtized alatt, a 2008-as mérési napok adatai közt kisebb mértékben, de kirajzolódik a vezetőképesség értékeihez hasonló gradiens, de az egyes mérési helyek 1980-as értékeihez viszonyítva nem minden esetben magasabbak, és az eltérések több esetben alig néhány tizedben mérhetők. A mért pH adatok 1980-ban pH 7,47–8,60 közé, míg 2008-ban pH 7,61–9,16 közötti tartományba esnek.

Általánosságban tehát (szemben a vezetőképességgel) a pH kisebb mértékben függhet a vízállástól és az évszakoktól. Egész év folyamán az értékek 2 pH érték tartományban mozognak, nyílt vízben a pH nem csökken 7 alá illetve csak a keleti nagy vízterek esetében emelkedik valamivel 9 fölé.

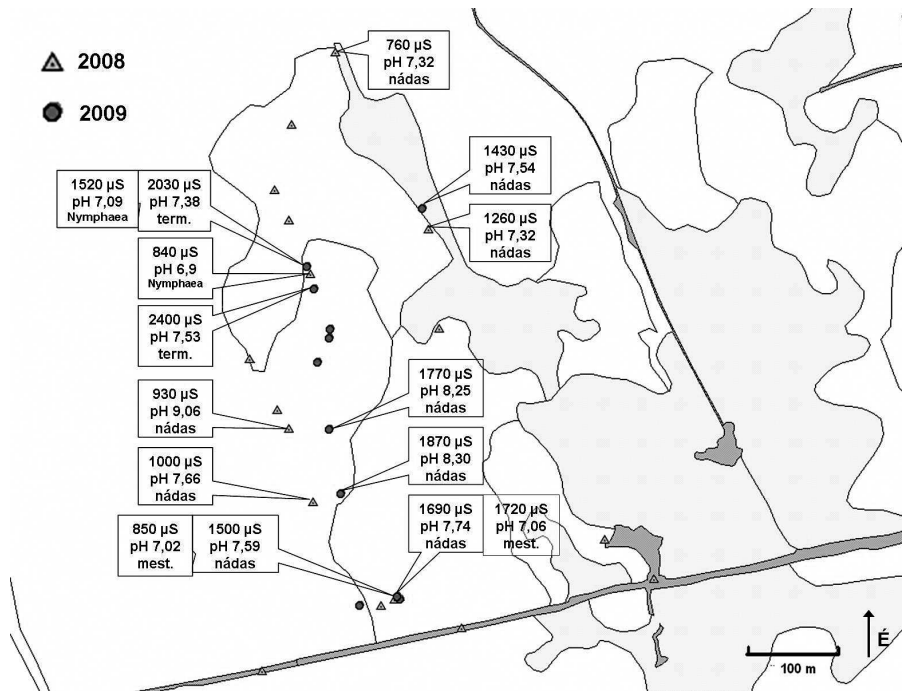
Ennél a vízminőségi paraméternél is minden mintavételi napon kelet felé haladva a csatornában egyre nagyobb értékeket detektálhattunk.

Az úszólápi nádas belsejének mérési eredményei

Mérési adatainkkal is alátámasztható az úszólápi tőzegréteg pufferelő kapacitásának megléte, mellyel a kelet felől érkező szikes víz hatását képes tompítani a nyílt vízterekhez képest, egy viszonylag szűk értéktartományban tartva a tőzegrétegen mért vízkémiai paramétereket.

Az északnyugati nádszektor belsejében, távol a kelet-nyugati csatornáktól fordul elő a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) amely az eredeti lápi vegetációnak alkalmas úszólápi felszínén került elő (ezt az élőhelyet azonban már egy elszikesedő nádas-gyékényes állomány veszi körül). 2008-ban a fehér tündérrózsa mellett az úszólápi felszínén igen alacsony vezetőképességet mértünk (840 μ S). 2009-ben is ugyanitt bár több, mint 500 μ S-el alacsonyabb értéket kaptunk, mint a tőle mindössze néhány méterre lévő (szikesedő) nádas állomány vizében, de ez az előző évi alacsony értéket nem közelítette meg (4. ábra).

2008-ban nem nyílt alkalom, hogy a tározókból történő mesterséges vízutánpótlás hatására kialakuló állapotot is mintavételezzük, mert a vegetációs periódus alatt vízpótlásra nem került sor. 2009 júniusában azonban a Császár-patakon át sor került "édesvíz" beeresztésére, hogy az előírányzott minimális 140 cm alá ne csökkenjen a tó vízszintje. Ennek a vízpótlásnak a hatását ezért csak 2009-ben volt alkalmunk kimérni.



4. ábra. Az észak-nyugati nádszektorban végzett vízkémiai mérések helyei és értékei 2008. július 21-én és 2009. július 29-én.

A sötét szürke szín a csatornák, az egyre halványodó szürke szín pedig a nádasok fűzrel elegyes állományait jelölik, ahol a fűz jelenlétével a szürke szín erőssége nő. Jelölések: nádas=nádas felszíni vízborítással (lehet úszó, vagy rögzült), mest.=általunk mesterségesen létrehozott úszóláp felszíni tözegegdör, term.=úszóláp felszínén természetes úton kialakult tözegegdör, eróziós árok, Nymphaea=*Nymphaea alba* úszóláp felszíni (!) előfordulása

Figure 4. Water chemistry data and localities in the north-western reed substance in 21st July 2008 and 29th July 2009.

The channels are marked with dark grey fill, and tints of light grey marks the reed substances with more and more willow. Marks: „nádas”= reed substance with water covering (it can be floating or fixed), „mest”= hand-made depression; „term”= depression which formed naturally on the floating fen surface.

2008. július 21-i méréseinket megelőzően (4. ábra) tehát hónapokig nem engedtek a tározókból vizet a tóba. A K–NY-i csatornát (Kuti-csapás) elhagyva és észak felé haladva a tó északnyugati nádszektorának vízben álló nádasaiban egyre alacsonyabb vezetőképesség értékek adódtak, ami tehát szintén a nádasok elszikeseledést tompító hatásának tulajdonítható. (Vezetőképesség értékek délről északra: 1500 μS , 1000 μS , 930 μS , 760 μS .)

A vízbeeresztést követően 2009. július 29-én közel az előző évi mérési helyekhez ismét elvégeztük a méréseket azonos típusú vizekben. Ekkor azonban a nádas felszíni vízben mért értékek – éppen a 2008-as állapottal ellenkezőleg – nem csökkentek észak felé: 1690 μS , 1870 μS , 1770 μS , 1430 μS .

Tározóeresztéskor a nyugat felől az úszólápi nádasok közé beeresztett (1100 μS -es átlagos vezetőképességgel jellemezhető) „édesvíz” nagymértékben megváltoztatja a vízben álló nádasok és nyílt vizek vízkémiai adottságait. Így azt, hogy 2009-ben nagyjából egy hónappal a tározóeresztés befejezése után megszűnt (szinte megfordult) az előző évben tapasztalt gradiens, egyértelműen a csatornákon át az úszólápok közé is bejutó és édesítő vízutánpótlás hatásával magyarázhatjuk. A tőzeg pufferkapacitása természetesen ekkor is érvényesül, megtartva körülbelül ugyanazt az értéket, mely az egész vegetációs időszakban jellemzi az úszólápi tőzefelszínt, akár úgy is, hogy körülötte elhelyezkedő nádas felszíni vize egy időre kiédesül.

A pH, hasonlóan a csatorna nyílt vízében megismertekhez, az úszólápi nádasban is viszonylag szűk értéktartományban mozog. A csatornáktól távoli, belsőbb úszólápi területeken – 2009-ben is, tehát függetlenül a tározóeresztéstől – a tőzeglébe mélyített mesterséges és a természetes mélyedésekben minden esetben alacsonyabb marad a pH, mint a nádas közti állományokban.

A vizek vízkémiai állapotáról műszerek segítségével képet kaphatunk, de a pH és vezetőképesség adatok egy adott időpillanatban jellemzik csak a tó vizeit. A növények azonban elterjedési mintázatukkal az ide-oda változó vízminőség „átlagát” mutatják. Így a továbbiakban érdemesnek tartjuk a szegélyvegetáció állapotának rendszeres nyomon követését (néhány kitüntetett faj évenkénti felvételezésével), mert elterjedési határaik változásából a vízminőségi viszonyokra műszeres mérések nélkül is következtethetünk.

A belső lápi területeken végzett vízkémiai mérések segítségével jobban megismerhetjük ritka, védett növényfajok termőhelyi optimumait, melyek ismerete az élőhely megőrzésére irányuló esetleges természetvédelmi célú beavatkozások tervezésekor válhat fontossá.

A lápi területek puffer kapacitása az öt körülvevő szikes vízzel szemben még megvan, de a vízszint szabályozása révén időszakosan (ritkán, de akkor intenzíven) végrehajtott „édesvíz”-beengedés ellenére is igen magas a csatornák, nyílt vizek vezetőképessége. Ennek kivédésére szükségszerű intézkedés lenne a tározóeresztések hosszabb ideig tartó, de kisebb intenzitású végrehajtása mellett a levezető csatorna minél keletebbre helyezése, hogy a keleti, legszikesebb víztömegek tudjanak lecserélődni, vagyis az úszólápi területek csatornáiba és vizeibe ne ezekből juttassunk még többet.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Szigeti Zoltán, az ELTE Növényélettani és Molekuláris Növénybiológiai tanszék vezető-jének, hogy helyet biztosított számunkra a műszeres mérések előkészítéséhez. Kutatásunk anyagi fedezetét a Nemzeti Technológiai Program QUTAOMEL azonosítójú pályázata biztosította.

Irodalom

- BALOGH M. 1983: A Velencei-tó nyugati medencéjének úszólápjai, és hatásuk a tó vízminőségére. Kandidátusi értekezés, MTA Bp. 110 pp.
- BAKALÁR S-NÉ., BALOGH M. 1979: *Sphagnum girgensohnii*, a Velencei-tó és hazánk újabb boreális flóraeleme. Botanikai Közlemények 66: 11–14.
- BARANYI S. 1974: A Velencei-tó hidrológiai jellemzői. Vízügyi Közlemények 4: 621–632.
- BOROS Á. 1954: A Vértes, a Velencei-hegység, a Velencei-tó és környékük növényföldrajza. Földrajzi Értekezés 3: 280–309.
- FELFÖLDY L. 1979: Velencei-tavi természetvédelmi terület vízminőségi és környezettani vizsgálata. VITUKI.
- ILLYÉS Z. 2006: *Liparis loeselii* hazai elterjedése és érzékeny környezetváltozást jelző velencei-tavi élőhelyének vegetáció-térképe. Tájökológiai Lapok 4: 149–168.
- JÁRAINÉ KOMLÓDI M. 1979: Pollenstatistikai vizsgálatok a velencei-tó üledékrétegeiből. VITUKI
- KISS E. CS., BORHIDI A., VAJDA L. 1973: *Sphagnum*-fajok előfordulása a Velencei-tavon. Botanikai Közlemények 60: 25–26.
- RADETZKY J. 1968: A Búvár bemutatja: Hazánk egyik ritka orchidea faját, a *Pseudorchis loeselii*-t (hagymaburok). Búvár 6: 382
- VACKOVA, D., BALOGH M., BRATEK Z., TAKÁCS A. A., VLÉKO J., ZÖLD-BALOGH Á. 2002: A *Liparis loeselii* (L.) Rich. újralfedezése a Velencei-tavon. Kitaibelia 7: 279–282.

WATER CHEMISTRY EXAMINATIONS ON FLOATING FEN OF LAKE VELENCE

V. BESNYÓI, Z. ILLYÉS

Eötvös Loránd University, Institute of Biology, Department of Plant
Physiology and Molecular Plant Biology,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.
e-mail: besnyoiv@gmail.com, illyes.zoltan1@gmail.com

Keywords: Lake Velence, floating fen, conductivity, pH, sodic water

Lake Velence has an interesting natural quality as a valuable fen vegetation hid in the western part of the lake in a basically sodic water. a lot of protected plants found their land here, such as *Liparis loeselii*. This *Liparis loeselii* population is the biggest in Hungary now, about 2000 individulas. Many natural adversities and technical interventions used to change the ecological conditions of the lake in the last 50 years.

During the research we analyzed the state of vegetation and water chemistry parameters (pH and conductivity) and made a comparison between our data of 2008, 2009 and data of 30 years ago. We measured within the floating reed substance to recognize how the peat can improve water quality.

The conductivity and pH level was higher on every sample point of the channel-water than 30 years ago. The fen can keep a more acid local area for the botanical rarities for all year long than the water surrounding it. Some species of plants (*Liparis loeselii*, *Carex appropinquata*, *Nymphaea alba*) react sensitivly to changes in water quality. If we would pay attention to the substances of these plants continuously, we could gather information about the state of lake quality without any technical apparatus. The species of plants- which usually occurred the sodic areas 30 years ago- are pressing forward nowadays to northern areas too. Some valuable plants (*L. loeselii*, *Sphagnum* species) could survive the droughty 1990s inside the fen area. However some species of plants (e.g. *Pyrola sp.*) had disappeared from Lake Velence.

SKÓCIA TÁJKARAKTER FELMÉRÉSE ÉS AZ EREDMÉNYEK GYAKORLATI HASZNOSÍTÁSA

KABAI Róbert

Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 35-43., e-mail: robert.kabai@uni-corvinus.hu

Kulcsszavak: tájkarakter értékelés, tájkarakter védelem, terület- és településrendezés

Összefoglalás: 1994–99 között Skócia tájkarakter felmérését az ország teljes területére kiterjedően elvégezték. A cikkben ezt a példa értékű munkát mutatom be, a módszertani kérdésektől kezdve a tanulmányok tartalmi felépítésén át az összesítő adatbázisokig. Konkrét példák kapcsán elemzem, hogy a tájkarakter értékelések eredményei hogyan, mely területeken hasznosultak a gyakorlatban, és miként segítik a táj védelmét.

Bevezetés

A 2007-ben hazánk által is törvénybe iktatott Európai Táj Egyezmény kiemelt feladatként állítja a csatlakozó országok elé tájajuk felmérését a jellemző vonások és a tájalakító hatások számbavételével. Magyarországon jelenleg ennek a munkának az előkészítése zajlik. Ezt a folyamatot, a tájkarakter értékelésről és annak jövőbeli alkalmazásáról való közös gondolkodást segítheti egyes országok tapasztalatainak bemutatása. A skót példa jelentősége abban rejlik, hogy Európában az első teljes lefedettséget biztosító, részletes értékeléseken alapuló felmérési program volt¹, amelynek eredményei már a mindennapi gyakorlatban is megmutatkoznak.

Anyag és módszer

A felmérési program ismertetése és az eredmények összegzése az elkészült tájkarakter értékelésekre, a kutatási programról megjelent tanulmányokra, valamint az értékelések eredményeinek gyakorlati alkalmazása során szerzett tapasztalatokra épül. Az értékelési módszertant és a tartalmi felépítést bemutató fejezetek alapját az angol Countryside Commission által készített 1993-as útmutató (LANDSCAPE ASSESSMENT GUIDANCE) képezi. Ehhez járult a tájkarakter értékelések reprezentatív áttekintése, amely az elkészült 30 tanulmányból 14-re terjedt ki úgy, hogy minden egyes szakértői műhelytől 1 munkát magában foglal (illetve a Turnbull Jeffrey Partnership esetében – a helyszínek jelentősége miatt – kivételesen kettőt). A fontosabb gyakorlati alkalmazások bemutatása és az elért eredmények értékelése a JULIE MARTIN ASSOCIATES és SWANWICK 2003-as, a felmérési programról készült munkájára (Overview of Scotland's National Programme of Landscape Character Assessment) épül, amely már akkoriban a tájkarakter tanulmányok felhasználásának több éves tapasztalata nyomán született. Ennek megállapításait kiegészítettem az azóta eltelt időszak eredményeivel, valamint a skóciai tervezői gyakorlatom során a tájkarakter értékelések alkalmazásáról szerzett ismeretekkel.

¹ Bár a Countryside Commission és az English Nature együttműködésének eredményeként a 159 átfogó karakter területet (Countryside Character Area) ábrázoló „Anglia karakterterképe” korábban, már 1996-ban elkészült, az országos szintű feldolgozási részletesség miatt az eredmények felhasználhatósága nem érte el a skóciai felmérését.

Eredmények és megvitatásuk

A program előkészítése

A tájkarakterértékelés nemzeti programját 1994-ben indította útjára a skót természetvédelmi hivatal (Scottish Natural Heritage, a továbbiakban: SNH). Ennek keretében Skócia teljes területe felmérésre került – bár esetenként korábbi tanulmányok is segítettek a munkát. A feladat megközelítése nem csupán elméleti volt. A fő célkitűzésekből kitűnik, hogy a táji adatbázis felépítése mellett már a kezdetektől megjelent a gyakorlati alkalmazás igénye is:

- „Skócia minden tájára kiterjedő felmérés elkészítése;
 - a skót táj jelentőségének tudatosítása;
 - a tájalakító hatások feltárása;
 - az építési engedélyezési és egyéb, tájhasználattal kapcsolatos egyedi döntések elősegítése;
 - az SNH, a helyi önkormányzati hatóságok és más érintettek terület- és településrendezéssel és a tájhasznosításra irányuló stratégiai tervezéssel kapcsolatos tevékenységének elősegítése;
 - a tájjal kapcsolatos nemzeti politika megalapozása.”
- (JULIE MARTIN ASSOCIATES és SWANWICK 2003)

A program során alkalmazott értékelési módszertan a már említett útmutatóra (LANDSCAPE ASSESSMENT GUIDANCE 1993) épült. Ez alapján került kidolgozásra a feladat tartalmára vonatkozó mintakiírás, amelynek helyi adaptációit a pályázatútján kiválasztott megbízottak megkapták. Bár a megfogalmazott követelmények mutattak bizonyos eltéréseket, az alábbi célkitűzések általában minden kiírásban megjelentek:

- „az értékelési terület tájrészleteinek vizsgálata és részletes leírása;
 - a tájalakító hatások és a tájpotenciál feltárása;
 - a tájrészletek hatásokkal szembeni érzékenységének elemzése;
 - irányelvek kidolgozása arról, hogy a tájalakító hatások nyomán várható változások hogyan illeszthetők az adott tájrészletbe;
 - irányelvek kidolgozása arról, hogy az egyes tájrészlet védelme, fejlesztése vagy rehabilitációja milyen módon lehetséges.”
- (JULIE MARTIN ASSOCIATES és SWANWICK 2003)

A tájkarakter értékelés módszertana

A (táj)karakter fogalmát a vonatkozó útmutató a következőképpen határozta meg: „tájelemeknek egy adott tájrészletben egységesen megjelenő, jellegzetes mintázata vagy együttese” (LANDSCAPE ASSESSMENT GUIDANCE 1993). Az értékelési folyamat lényegében ezeknek a meghatározó mintázatoknak és együtteseknek (karakterjegyek) az azonosítására és az ezekből kirajzolódó tájkarakter besorolására irányul.

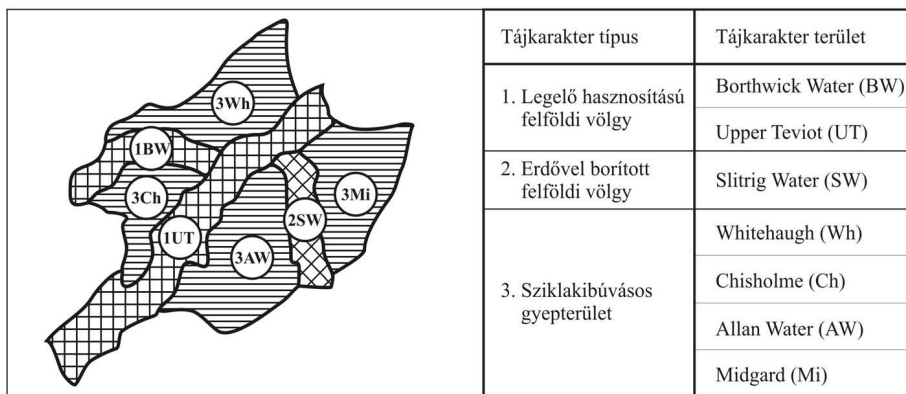
A tájkarakter értékelés és a tanulmányok elkészítésének fő lépései az előkészítés, a források feldolgozása, a terepi bejárás, az adatok elemzése és az eredmények dokumentálása. Ezek természetesen nem feltétlenül követték egymást ilyen szoros rendben: feladatmegosztástól függően olykor egyidejűleg is végezhetők, illetve visszacsatolások révén szükség lehetett egyes munkafolyamatok részbeni megismétlésére is.

Az értékelés előkészítésére már a pályázati anyagok benyújtását megelőzően sor

került. Ennek keretében határozták meg a szakértői csapatot, az időbeli ütemezést, valamint a szükséges eszközök körét – mindezek fontos szempontok voltak a megbízottak kiválasztásánál. Az egyes munkacsoportokban többnyire helyismerettel rendelkező szakértők is helyet kaptak, és általában már ebben a szakaszban megkezdődött a helyszínnel történő ismerkedés. Az értékelési módszer megválasztására a megbízottak nem kaptak szabad kezet, hiszen a pályázati kiírások azt meglehetősen részletességgel meghatározták. A mintakiírástól ugyanakkor a helyszíni adottságok és a kiírók, finanszírozók függvényében előfordultak kisebb-nagyobb eltérések.

A meglévő források feldolgozása során a természeti és antropogén tájalkotó elemekre, a tájtörténetre vonatkozó szakirodalom áttekintése a tájalakulás és a jelenlegi tájszerkezet jellegzetességeinek megértését segíti. Ehhez járul a különböző térképek (földmérési alaptérképek és, az adatok hozzáférhetőségétől függően, a közzetani, talaj- és termőföld minősítési, régészeti és élőhelyi térképek), valamint a légifotók feldolgozása. A forrásfeldolgozások alapján került sor a tájkarakter egységek előzetes lehatárolására.

Az értékelés alapegységei a tájkarakter típusok, illetve a tájkarakter területek. Egy adott tájkarakter típushoz a táj jellegét tekintve egyneműnek tekinthető részletei tartoznak: területi szempontból tehát számos előfordulása lehet. A tájkarakter terület ezzel szemben egy adott tájkarakter típus meghatározott földrajzi egységhez kötődő, egyedi előfordulása, amely ezáltal önálló földrajzi megnevezéssel is azonosítható (1. ábra). (A tanulmányok egy része emellett átfogó, térségi tájkarakter területeket is megjelölt.)



1. ábra Tájkarakter típus és terület (az ASH CONSULTING GROUP 1998 tanulmányának felhasználásával)
Figure 1. Landscape character type and area (based on ASH CONSULTING GROUP 1998)

A tájkarakter típusok előzetes elkülönítésében a különböző fedvények közül a geológia felépítés, a domborzat és (a növényborítottságot és a művelési módot is figyelembe vevő) tájhasznosítás bizonyultak a legfontosabbnak. Ezt az egységek megnevezése is hűen tükrözi (pl. erdőszült gránit felföld, mezőgazdasági hasznosítású alföldi folyóvölgy stb.). Az adatok térképi feldolgozásában, a fedvények létrehozásában manapság már nagy segítséget jelentenek a térinformatikai szoftverek – ezek alkalmazása a felmérési program időszakában azonban még nem volt jellemző.

A terepi bejárás az előzetes lehatárolások helyszíni ellenőrzésére, pontosítására irányult – elsősorban a tájkarakter vizuális vetületének megfigyelésével. Az útmutató

erre 2 fős munkacsoportot javasol, amely a feladatok megosztásának előnye mellett az értékelés szubjektivitását is csökkenti. A munkafázis végrehajtásának módját az áttekintett tanulmányok közül csupán 4 ismerteti. Ezek szerint a bejárás a javasolt módon történt: minden esetben 2 fő tájépítész részvételével. A helyszíneléseket autóval, ritkábban hajóval, illetve a nehezen megközelíthető területek esetében gyalogosan végezték. A bejárás kiterjedt minden, előzetesen lehatárolt tájkarakter területre, azokon belül több (általában 2-3) felvételezési ponttal. Az útmutató szerint a pontok megválasztásánál a legfontosabb szempontok, hogy azok elhelyezkedése reprezentatív legyen (pl. völgytalpi vagy medencetalpi pontok), eloszlásuk viszonylag egyenletes, és a köz számára elérhetőek legyenek.

A helyszíni felmérés általában előzetesen összeállított adatlap kitöltésével történt, amelyre szövegesen és esetenként vázlatos rajzok formájában is rögzítették a vizsgált tájrészlet tájképi, szerkezeti sajátosságait. Az útmutató szerint a jellemzés kiterjed a fő tájelemek felsorolására, valamint azok együttesének arányaira, viszonyára, mintázatára, színeire, a tájkép nyitottságára, illetve zártságára, változatosságára, formai jellegére és egységességére. Már a helyszínelés során érdemes azt is feljegyezni, hogy melyek lehetnek a karakter megőrzését, gazdagítását szolgáló beavatkozások. Az adatlap kitöltése mellett minden egyes felvételi pontról panorámakép is készül.

A bejárásokat az adatok elemzése, egyeztetés és az eredmények dokumentálása követi. A terepi felmérés alapján a tájkarakter egységek előzetes lehatárolása megerősíthető, vagy szükség esetén módosítható. Az egyeztetések célja, az elkészült tanulmányokban szereplő módszertani leírások szerint, elsősorban nem a besorolások megvitatása, hanem az adatok pontosítása és további információk beszerzése volt a résztvevő felektől (helyi önkormányzatok és illetékes hivatalok területi szerveinek szakértői). Ezt követően került sor a tájkarakter egységek végleges lehatárolására. Az utolsó lépés az eredmények dokumentálása: az általános tájvizsgálat és a tájkarakter egységek leírása, valamint a tájépítészeti irányelvek formába öntése.

A tájépítészeti irányelvek fordítják le az értékelési folyamat elméleti eredményeit a gyakorlati cselekvés nyelvére. Megfogalmazásuk a táj jellemzőinek, állapotának, változásának, valamint a változással szembeni érzékenységének figyelembevételével történik. Az irányelvek egyfelől útmutatóként szolgálnak arra vonatkozóan, hogy az adott tájrészletben hogyan végezhető bizonyos típusú beruházás vagy tájhasználat váltás a kedvezőtlen hatások minimalizálása mellett az előnyök kiaknázásával. Másrészt rámutatnak azokra a tájalakítási, tájhasznosítási lehetőségekre, amelyek révén az adott táj karaktere megőrizhető, gazdagítható vagy helyreállítható.

Az egyes tanulmányok vizsgálati területének lehatárolása és kiterjedése jelentős eltéréseket mutatott. Többségük a korábbi közigazgatási körzetek vagy a nagyobb kiterjedésű régiók területére készült. (A program azonban még folyamatban volt, amikor 1996-ban a területi igazgatás átszervezésével a korábbi határok is több esetben módosultak.) Két tanulmány a tervezett nemzeti parkok területét, kettő jelentős tölcserörtököltek vidékét, míg további kettő kis kiterjedésű, speciális helyszínt dolgozott fel. A területi kiterjedést tekintve a vidéki térségek általában nagyobb, míg a városi térségek és a torkolatvidékek kisebb egységekben kerültek feldolgozásra. Skócia területe 78 772 km² – így az egy tanulmányra jutó átlagos területnagyság 2600 km². A szórás azonban meglehetősen nagy: előfordul ennek a duplája (Ross and Cromarty: 5100 km²), de közel a tizede is (Ben Alder, Ardverikie and Creag Meagaidh: 250 km²). A térképi felvételezés általában 1:50 000-es

léptékben készült, de akadt 1:100 000-es és 1:25 000-es részletezettségű feldolgozás is. Alaptérképként az ezekben a léptékekben rendelkezésre álló állami földmérési térképek szolgáltak.

Két, az SNH keretében házon belül született anyagon kívül a tanulmányokat külső vállalkozók: 8 cég (egyenként 1–4 tanulmány) és 3 magánszemély készítették. A munkában esetenként a helyi önkormányzatoknál dolgozó szakértők is részt vettek. A tanulmányok áttekintéséből kitűnik, hogy készítésükben meghatározó szerepet játszottak a tájépítészek, akiket helyismerettel rendelkező ökológus, régész, történész, település-tervező stb. szakemberek segítettek. A felmérési programban a tervehatóságok, a skót műemlékvédelmi hivatal (Historic Scotland), az erdészeti hivatal, helyi vállalkozások és civil szervezetek is közreműködtek finanszírozóként, az egyes projekteket felügyelő munkacsoport tagjaiként vagy az egyeztetések résztvevőiként. A szerződéskötéstől a dokumentálásig a tanulmányok elkészítésére általában 4–6 hónap állt rendelkezésre.

Az első értékelések tükrében a módszertan már a program végrehajtása során bizonyos mértékben finomításra került. A tapasztalatok hozzájárultak az újabb, jelenleg is érvényes tájkarakter értékelési útmutató (SWANWICK és LAND USE CONSULTANTS 2002) kidolgozásához. Ez, bár az értékelés lényegi menetén nem változtatott, finomította a módszertan részleteit, nagyobb súllyal jelenített meg bizonyos témaköröket (például az érintett érdekcsoportok bevonását, a GIS technológiai alkalmazását), és számos gyakorlati alkalmazást is bemutatott.

A tanulmányok tartalmi felépítése

Bár az egyes tanulmányok tartalmában eltérések mutatkoznak, az alábbi munkarészek minden anyagban megtalálhatók:

- a mai arculatot eredményező természeti és antropogén tájalakító tényezők áttekintése,
- a tájkarakter típusok és tájkarakter területek meghatározása és jellemzése,
- az aktuális tájalakító hatások leírása,
- a táj hosszú távú tervezését és hasznosítását segítő tájépítészeti irányelvek kidolgozása.

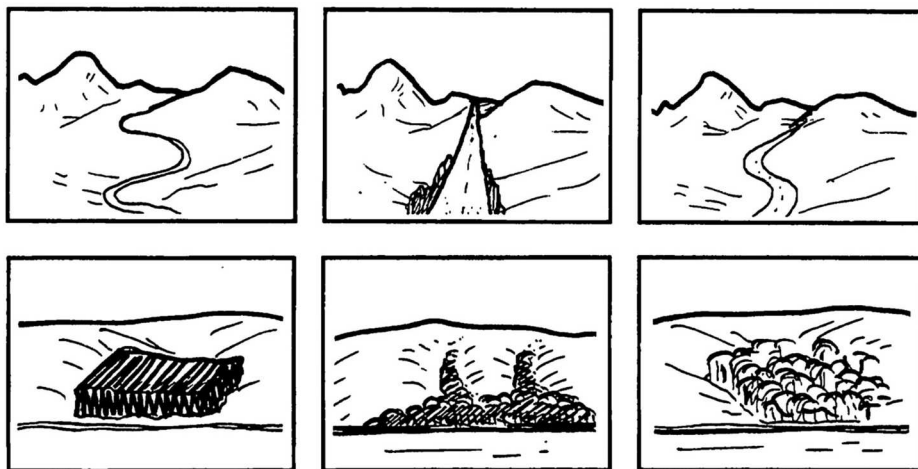
A bevezető szövegrész után, amely általában a célok meghatározását és a módszertani összefoglalót tartalmazza, a tanulmányok első része tájvizsgálat. Ez, lényegében a vizsgált terület tájalakulás történetét leírva, bemutatja azokat a természeti és antropogén tényezőket, amelyek a táj mai képét meghatározták. A tanulmányok egy része emellett az adott területre jellemző tájalkító elemeket is ismerteti. A szöveges leíráshoz esetenként térképes ábrázolás (pl. közzetani felépítés, talajviszonyok stb.) is társul.

Ezt követi az értékelések fő tartalmi része: az egyes tájkarakter egységek bemutatása. Leírásuk többnyire tájkarakter típusok szerint történik, de megjelenhet részletesebben, a tájkarakter területek szintjén is (pl. az Aberdeen megye központi és déli térségére készült anyagban: ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT 1998). A lehatárolt terület-egységek jellemzésének hossza és módja változó. Általában az elhelyezkedést mutató kicsinyített ábrát, olykor vázlatrajzokkal is szemléltetett összefoglaló leírást, a fő karakterjegyek felsorolását és egy vagy több jellemző fényképfelvételt tartalmaz. A leírás esetenként nagyobb terjedelmű is lehet: a természetföldrajzi jellemzők, a tájhasználat és növényborítottság, a tájalkító elemek, a településszerkezet és a tájképi megjelenés

részletesebb kifejtésével. A vizsgált terület lehatárolt tájkarakter egységeit áttekintő térkép ábrázolja, a későbbi tanulmányok (pl. Fife: DAVID TYLDESLEY AND ASSOCIATES 1999) pedig táblázatos formában is szemléltetik azok hierarchikus viszonyát.

Az aktuális tájalakító hatások bemutatása többnyire az általános leírás keretében jelenik meg, tájhasznosítás szerinti bontásban (települési, ipari és bányászati, mezőgazdasági, erdőgazdálkodási, üdülési, infrastrukturális fejlesztések). A tájkarakterre gyakorolt hatást és annak következményeit helyenként a változás mértékére vonatkozó adatokkal (pl. népességszám alakulása, új építésű házak, új közlekedési utak, telepített erdőterület) is jellemzik. A tanulmányok egy része viszont nem nyújt általános áttekintést a tájalakulási folyamatokról – ehelyett azok az egyes tájkarakter típusokhoz kapcsolódóan kerülnek ismertetésre.

Atájépítészeti irányelvek alapvetően a tájalakító hatások szabályozását, a tájhasznosítási stratégiák fő vonalainak meghatározását szolgálják. Szintén kétféle módon jelenhetnek meg: meghatározott tájhasználatra vagy egy adott tájkarakter területre vonatkozóan. Az irányelvek jellege változó: tartalmukra a legfontosabb végfelhasználóknak számító, és az egyeztetéseken részt vevő SNH és az önkormányzati hivatalok képviselői jelentős befolyással voltak. Ennek megfelelően megfogalmazásuk is meglehetősen szélsőséges. Előfordulnak általános célkitűzések (pl.: a tájkép nyitott jellegének megőrzése), konkrét tájelemre (pl.: mezsgyék megőrzése és helyreállítása) vagy intézkedésre (pl.: galériaerdők telepítésének ösztönzése a vízfolyások mentén) vonatkozó javaslatok és célállapot leírások (pl. a szárazon rakott terméskő támfalak fenntartása gazdagítja a tájszerkezetet). Néhány tanulmányban (pl. Skye and Lochalsh: STANTON 1996; Inverness: RICHARDS 1996) ezt a munkarészt grafikus elemek is kiegészítik: vázlatos rajzokkal segítve az irányelvek alkalmazását (2. ábra).



2. ábra Új út és erdősítés helyes, illetve helytelen kialakítását szemléltető ábrák (forrás: STANTON, C. 1996)
Figure 1. Illustration of good versus poor design of a new road and a woodland (source: STANTON, C. 1996)

- Egyes tanulmányokban a már említettek mellett további témák is megjelennek:
- védett táji és természeti értékek térképi és szöveges bemutatása (Borders: ASH CONSULTING GROUP 1998; Cairngorms: TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 1996a);

- az adott tájrészlet irodalmi vagy művészeti alkotásokban, zenében történő megjelenítése (Banff and Buchan: COBHAM RESOURCE CONSULTANTS 1994; Cairngorms: TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 1996a);
- tájképi elemzés az egyes tájrészletek láthatóságára vonatkozóan (Aberdeen: NICOL ET AL 1996).

A tájkarakter értékelések eredményeinek országos szintű feldolgozása

Az eredetileg tervezett 3 helyett végül 5 év alatt (1994–99 között) készült el a Skócia teljes területét lefedő 30 tanulmány. Az anyagok az SNH Természeti Örökség Szemle sorozatának keretében jelentek meg, egységes arculattal. Az eredmények összesítéséhez, az általános következtetések levonásához azonban szükség volt a tanulmányok országos szintű feldolgozására. Ez a munka, egy térinformatikai alapú adatbázis kialakításával, 1998 végén kezdődött meg, amikor a tájkarakter értékelés nemzeti programja már befejeztéhez közeledett.

A feltérképezett tájkarakter területek sokszögekként kerültek digitalizálásra. Az így lehatárolt egységekhez adatbázis bejegyzésként rögzítették fő jellemzőiket: geológiai, domborzati és vízrajzi adottságok, tájhasználat, borítottság, településhálózat, egyéb jellemzők és személyes benyomások témakörei szerint. Szöveges jegyzet tartalmazza az adott tájkarakter típus karakterjegyeit, míg a karaktert potenciálisan befolyásoló aktuális tájalakító hatások felsorolása mind bejegyzésként, mind jegyzet formájában megjelenik. Az adatbázis összeállításánál nehézséget jelentett az egyes tanulmányok különböző adattartalma és az alkalmazott besorolások esetenként eltérő mivolta.

Ezt követően a munkát végző szakértői műhely (David Tyldesley and Associates) megbízást kapott, hogy a létrehozott adatbázis alapján, annak egységesítésével kísérletet tegyen a tájkarakter nemzeti osztályozásának kifejlesztésére. Az eredményeket az SNH térinformatikai csoportja tovább finomította. A tanulmányok által meghatározott 366 tájkarakter típus így végül – a lényegüket tekintve azonosak összevonásával – 275-re csökkent, amelyek átlagos területnagysága 286 km². Ezekből a hasonlóságot mutatókat csoportba rendezve 121 országos tájkarakter altípust és 55 főtípust hoztak létre (JULIE MARTIN ASSOCIATES és SWANWICK 2003).

Gyakorlati alkalmazások

A tájkarakter értékelés nemzeti programjának fontos célkitűzése volt, hogy segítse a terület- és településrendezést és a beruházásokkal, a táj hasznosításával kapcsolatos engedélyezési eljárásokat. A munka eredményeinek ez irányú felhasználását támogatja, hogy a nemzeti tervezési szabályrendszer több helyen is hivatkozik a tájkarakter témakörére. Ezek közé tartozik az 1998-as, „Természeti Örökség” címet viselő Nemzeti Terület- és Településrendezési Útmutató (NATIONAL PLANNING POLICY GUIDANCE 14: NATURAL HERITAGE), amely a táj jelentőségének kifejtését követően többek közt előírja, hogy a „helyi” (Skóciában a megyei szinthez rendelt) fejlesztési és rendezési terveknek tartalmazniuk kell a tájkarakter megőrzésére, illetve gazdagítására vonatkozó szabályozást. A kormány Tervezői Tanácsadó Füzeteinek sorában „A természeti örökséggel kapcsolatos tervezés” címmel 2000-ben megjelent kiadvány (PLANNING ADVICE NOTE 60: PLANNING FOR NATURAL HERITAGE) pedig kifejezetten utal az elkészült tájkarakter értékelésekre a tervezési folyamatban és eljárásokban betöltött szerepére.

A nemzeti útmutatónak megfelelően a tájkarakter védelmére vonatkozó előírások

a legtöbb megyei szabályozási tervdokumentációba beépültek. A North Ayrshire-i szabályozás például a létesítmények engedélyezésének feltételei között kimondja, hogy azok elhelyezése és kialakítása során: „... tekintettel kell lenni a terület tájalkotó elemeire és tájkarakterére. A jelentősebb létesítményeket a megyére készült tájkarakter értékelés (Ayrshire Landscape Character Assessment, 1998) alapján kell elbírálni.” (NORTH AYRSHIRE LOCAL PLAN 2005) Aberdeen City esetében ennél lényegesen szigorúbb a megfogalmazás². A Tájvédelemről szóló 31. számú előírás szerint:

„... A fejlesztési javaslat nem fogadható el, amennyiben:

1. kedvezőtlen hatással van a tájkarakterre és a hely jellegét meghatározó tájalkotó elemekre...” (ABERDEEN LOCAL PLAN 2008)

A megyei szabályozások révén a tájkarakter védelmével kapcsolatos szempontok az engedélyezési kérelmek elbírálása során is érvényesülnek. A beruházónak is érdeke, hogy erre még a kérelem benyújtását megelőzően tekintettel legyen. Ily módon a tájkarakter értékelések a beruházást előkészítő tanulmányok és a kapcsolódó hatásvizsgálatok fontos segédanyagává váltak.

Bár a tervezési terület részletes vizsgálatát természetesen nem helyettesítik, a tájkarakter tanulmányok a tájépítész szaktervezők számára is fontos hivatkozást jelentenek. Segítik az érintett terület általános jellemzőinek megismerését, és alapul szolgálnak a tervezett beruházás táji és tájképi hatásainak megítéléséhez. Ez irányú alkalmazását a hatásvizsgálatokról szóló útmutató (GUIDELINES FOR LANDSCAPE AND VISUAL IMPACT ASSESSMENT 2002) is javasolja.

A tájkarakter értékeléseknek a hatásvizsgálati folyamatban játszott kiemelt szerepét jól példázza az általam a Peterculter közelében tervezett új települési területre készített táji és tájképi hatástanulmány. A vonatkozó tájkarakter értékelés (NICOL ET AL. 1996) a környező tájrészlet érzékenységet tekintve egyebek mellett megállapította, hogy „... a jelentős erdőszűcség korlátozza a terület áttekinthetőségét, ezért a közeli kisvárosból többnyire nem látható.” A szóban forgó helyszínre viszont külön kiemelte, hogy: „Peterculter városa a terület nyugati szeglete fölött fekszik, ezért ennek a résznek a láthatósága nagyobb mértékű.” Tekintve, hogy az említett nemzeti tervezési szabályrendszer révén a tanulmány a tájkarakter „hivatalos” leírásának minősül, az idézett hivatkozásnak kiemelt szerepe volt abban, hogy az eredetileg tervezetthez képest a javasolt bővítés végül lényegesen kisebb, a látványban kevésbé zavaró területre terjedt ki.

A tájkarakter tanulmányokban lefektetett tájépítészeti irányelvek általános útmutatást adnak a tájbaillesztést szolgáló tervezési eszközök alkalmazására is. Bizonyos, tájképi szempontból fokozottan érzékeny tájrészleteket érintő beruházásokra emellett az SNH külön segédleteket készített. Ilyenek a tengeri tenyésztőtelepekre (GRANT 2000), valamint a skót Felföldön és a szigeteken létesülő rádiótelefon építmények tájbaillesztésére (TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 2002) vonatkozó kiadványok. Megyei szinten is készültek tervezési segédletek az új épületek tájkarakterhez illő elhelyezéséhez és kialakításához. Jó példa erre a grafikus ábráival rendkívül szemléletes North Ayrshire-i anyag (ANDERSON BELL CHRISTIE 2009) – bár a vonatkozó tájkarakter tanulmányra közvetlen hivatkozás nem található a dokumentációban. Dumfries and Galloway megyében az erdőszűcsés tájbaillesztéséről készült kiadvány (ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT 1998). Ez

² Ez azonban nem feltétlenül segíti a tájvédelmi szempontok érvényesülését. A túlzó megfogalmazások eseténként éppenséggel gátolhatják az előírások betartatását.

az anyag a tájkarakter értékelés eredményét és az erdészeti hivatal tervezési útmutatóját ötvözve nyújt gyakorlati tanácsokat.

Az elkészült tájkarakter értékelések jelentős szerephez jutottak a nagyobb beruházások előkészítését, hely kiválasztását szolgáló tájterhelhetőségi vizsgálatokban is. Általános gyakorlattá vált, hogy a terhelhetőség értékeléséhez a tanulmányokban meghatározott tájkarakter egységek és az ott megállapított érzékenységek szolgáltak alapul. A vizsgált beruházások között megtalálható új települési területek kijelölése, külszíni bányászat, golfpálya fejlesztés, tengeri tenyésztőtelepek és szélenergiát hasznosító erőműtelepek létesítése. Kezdetben, többnyire a helyhatóságokkal közösen, az SNH volt a megrendelője ezeknek a tanulmányoknak. Manapság – különösen új települési területek kijelölése esetén – maguk a befektetők is készíttetnek tájterhelhetőségi vizsgálatot, hogy ezzel is elősegítsék javaslatuk sikerét.³ A témának a 2002-es tájkarakter értékelési útmutató tematikus füzetei között külön kiadványt szenteltek. Eszerint a terhelhetőség egyik legfontosabb tényezője (az ún. vizuális érzékenység mellett) a tájkarakter érzékenysége (SWANWICK 2002).

A táj- és településtervezésben a tájkarakter tanulmányok további alkalmazásai is elterjedtek. Az eredményeket felhasználják településszegély, valamint táj- és településképi vizsgálatok és javaslatok kidolgozása során. Tájkarakter alapú megközelítés jellemzi a városi térségek zöldövezetének lehatárolását is.

A terület- és településrendezés illetve a létesítménytervezés mellett a tájkarakter értékelések felhasználásának másik fontos területe a tájkészlettel való gazdálkodás és a tájhasznosításra irányuló stratégiai tervezés. A skóti táj és a tájkarakter jelentőségét már az országos területfejlesztési stratégia (NATIONAL PLANNING FRAMEWORK FOR SCOTLAND 2009) is megemlíti. Az értékelések eredményei az ágazati programok közül mindenekelőtt az SNH által a természeti örökség kezeléséről szóló hosszú távú területi és tematikus stratégiák kidolgozásában kaptak fontos szerepet (NATURAL HERITAGE FUTURES. AN OVERVIEW 2002). Hasonlóképpen a 2006-os Skóti Erdészeti Stratégia (THE SCOTTISH FORESTRY STRATEGY) is kiemeli a tájkarakter jelentőségét az új erdőterületek elhelyezése és kialakítása szempontjából. A tájkarakter a 2007–2013-as Skóti Vidékfejlesztési Programban (SCOTLAND RURAL DEVELOPMENT PROGRAMME) ennél gyakorlatiasabban jelenik meg: a természetkímélő gazdálkodási formáktól a hagyományos lakóépületek felújításáig számos témában biztosítva az annak védelmével kapcsolatos támogatásokat. A pályázóknak, egyebek mellett, azt is be kell mutatniuk, hogy az általuk benyújtott projekt milyen módon szolgálja a térségi tájkarakter megőrzését, fejlesztését. A tájkarakter tanulmányok a területi igazgatás alsóbb szintjén is fontos szerepet kaptak: többek közt a térségi erdészeti kerettervek és a megyei erdészeti stratégiák kidolgozásában. Az önkormányzatok szintjén történő alkalmazásra példa az Aberdeen City által kidolgozott tájstratégia (ABERDEEN CITY COUNCIL LANDSCAPE STRATEGY 2002) is.

A védett tájakkal kapcsolatos alkalmazások körében megemlíthető, hogy a tájkarakter értékelések segítették az ország két nemzeti parkjának (Cairngorms és a Loch Lomond and the Trossachs) lehatárolását. A Nemzeti Tájképvédelmi Területek (National Scenic Areas) kijelölésének felülvizsgálata során is megfogalmazódott az igény az objektívan leírható tényezők alapján történő értékelésre. 2007–2008-ban a területek újbóli felméréseivel

3 Skóciában a (megyei szintre készülő) rendezési tervek felülvizsgálata során az ingatlanfejlesztő cégek versenyeznek egymással, hogy az általuk kiszemelt területek részesülhessenek a meghatározott fejlesztési kvótából.

meghatározták azokat a sajátos jellemzőket, amelyek az egyes területek védettségét indokolják. Az értékelésre kidolgozott módszertani útmutató (DAVID TYLDESLEY AND ASSOCIATES 2007) a terepi munka előkészítésének lényegi részeként határozza meg az érintett tájkarakter típusok és azok jellemzőinek figyelembevételét.

Bár a nemzeti program keretében készült tanulmányok a védett tájak kezelési tervének kidolgozásához is alapul szolgálhatnak, önmagukban ahhoz általában nem elegendők. Kivételt képez ez alól a National Trust for Scotland kezelésében lévő Mar Lodge Estate-re készült tájkarakter értékelés (TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 1996b). A Cairngorms Nemzeti Parkon belül fekvő terület viszonylag kis kiterjedése (293 km²) itt részletesebb feldolgozásra adott lehetőséget, amelynek révén a „tájépítészeti irányelvek” jellegükben már inkább konkrét kezelési javaslatokként jelennek meg.

Ahogy az az ismertetett alkalmazásokból is kitűnik, a tájértékelések felhasználói közül kiemelkedik az SNH tájvédelmi csoportja és területi irodáinak munkatársai. A hivatalban rendelkezésre állnak az elkészült tanulmányok, és az érintettek számára a térinformatikai adatbázis is elérhető. Az értékelések eredményei az engedélyezési eljárásokat, a szakhatósági munkát, a védett területek kezelését, valamint a stratégiai tervek kidolgozását segítik. Az SNH mellett a tanulmányok eredményeit más központi kormányzati hivatalok (erdészeti hivatal, műemlékvédelem, nemzeti fejlesztési ügynökség stb.) is hasznosítják. Fontos szerepet kapnak az elkészült tájkarakter értékelések a helyi önkormányzati hivatalok munkájában is, ahol elsősorban a településtervezési és tájgazdálkodási irodák alkalmazzák a tervezési munka és az engedélyezési eljárások során, valamint a kezelési tervek és a helyi erdőgazdálkodási stratégiák elkészítésében. Jelentős felhasználói csoport még az ingatlantulajdonosok, beruházás-szervezők és szaktervezők köre, akik számára a tanulmányok nélkülözhetetlenek a fejlesztési projektek kidolgozása és a környezeti hatásvizsgálatok részeként vagy külön tanulmányként készülő táji és tájképi hatásvizsgálatok készítése során.

A tájalakulás nyomonkövetése

Több mint tíz év telt el azóta, hogy a tanulmányok sorozata elkészült. Ennyi idő alatt a gazdasági-társadalmi folyamatok hatására a táj állapotában jelentős változások következhetnek be. Ezek rögzítésére, a tájkarakter jellemzések aktualizálására azonban egyelőre nincs kidolgozott eljárás. Maguk a tanulmányok a tájalakulás nyomonkövetésére csak részben alkalmasak. Leírják a tájnak egy adott időbeni állapotát, a fontosabb karakterjegyeket és tájelemeket, amelyeket egy későbbi állapottal összevetve a változás tanulmányozható. Nincs ugyanakkor módszertani szempontból meghatározva, hogy pontosan milyen tényezők figyelembevétele szükséges az állapotváltozás teljes körű értékeléséhez, esetlegesen milyen objektív mérőszámokkal szükséges leírni annak mértékét stb.

A tájkarakter felmérési program eredményeinek összefoglaló értékelése

A tájkarakter értékelés nemzeti programjának legfontosabb elsődleges eredménye az volt, hogy 5 év alatt Skócia teljes területére elkészültek a tanulmányok. A munka szakmai körökben jelentős elismertséget szerzett, és teret nyitott különböző gyakorlati alkalmazásoknak. Az elkészült tanulmányok felhasználásával térinformatikai alapú regionális és országos adatbázist hoztak létre, amely általános áttekintést ad az ország tájkészletéről, alkalmas átfogó elemzésekre és térségi stratégiák megalkotására. Az eredmények fel-

dolgozásában ugyanakkor nehézséget jelentett, hogy nem volt előzetesen rögzített osztályozási rendszer: ezért a tipizálások nem voltak egymással teljes összhangban, és a leírások is eltéréseket mutattak.

A kutatási program jelentős eredménye, hogy az értékelési folyamatban résztvevő felekben (állami szervezetek, helyi önkormányzati hivatalok képviselői és egyéb partnerek) tudatosította a táj jelentőségét és az azért viselt közös felelősséget. A gyakorlati alkalmazások révén ez a kör tovább bővült. Fontos tapasztalat, hogy a tájkarakter értékelés eredményeinek elfogadottsága és hasznosítása elterjedtebb volt azok körében, akik a programban kezdettől fogva részt vettek (JULIE MARTIN ASSOCIATES és SWANWICK 2003). A helyi lakosságnak az értékelési folyamatba történő bevonása ugyanakkor akkoriban még nem volt jellemző.

A felmérési program eredményei hivatalos elismerést kaptak a különböző ágazati politikákban és stratégiai tervezésben, és gyakorlati alkalmazások széles körének nyitottak teret. A nemzeti tervezési szabályrendszer révén a terület- és településrendezésben és az engedélyezési eljárásokban is fontos szerephez jutottak. A gyakorlati felhasználás szempontjából lényeges, hogy az elkészült tanulmányok, a témával kapcsolatos útmutatókkal és kutatási jelentésekkel egyetemben, a világhálón is elérhetők. Ugyanakkor a tájkarakter értékelések feldolgozásával készült térinformatikai adatbázis jelenleg csak az SNH munkatársai számára elérhető.

Az elért eredmények alapján megállapítható, hogy az elvégzett program az Európai Táj Egyezmény végrehajtásához is jó alapot biztosít (JULIE MARTIN ASSOCIATES és SWANWICK 2003). A tájkarakter értékelés nemzeti programjával Skócia az egyezmény egyik fontos célkitűzését lényegében már teljesítette. További munkára elsősorban a tájkarakter értékelési folyamatban történő közösségi részvétel és a tájalakulási folyamatok nyomkövetése terén lesz majd szükség.

Tanulságok a hazai tájkarakter felmérés számára

A módszertani sajátosságok hazai alkalmazhatóságának kérdése külön elemzést igényel, a felmérési program általános tanulságait azonban érdemes itt is röviden összefoglalni. Mindenekelőtt ki kell emelni a célkitűzés pontos tartalmának jelentőségét, hiszen az alapjaiban meghatározza az alkalmazandó módszertant. A skót példa világossá teszi, hogy amennyiben a téma elméleti–tudományos jelentőségén túlmenően a gyakorlati (terület- és településrendezés, stratégiai tervezés) hasznosíthatóság igénye is megjelenik, akkor egy, az országosnál részletesebb szintű feldolgozás szükséges. Ennek elengedhetetlen része a terepi felmérés, amelynek minden, karakterében eltérő területre ki kell terjednie. Ahogy a cikkből kitűnik, ez a munka jó előkészítéssel és programozással, több szakmai műhely közreműködésével egy, a magyarországgal összevethető területegységre néhány év alatt elkészíthető. (Skócia összterülete ugyan valamivel kisebb, a szigetvilág, a tagolt tengerpart és a domborzat változatossága azonban egyértelműen nehezítő körülmények a magyarországi adottságokhoz képest.)

Hasznos tapasztalat továbbá, hogy az elkészült munkák felhasználhatóságát nagyban segíti az előzetesen meghatározott, egységes értékelési módszertan. Ez azonban az egyes résztanulmányok további feldolgozásához nem elegendő. Összevethetőségük, országos összesítésük szükségessé teszi, hogy az adatok területi szempontból illeszthetők és technikai szempontból is kompatibilisek legyenek.

Irodalom

- ABERDEEN CITY COUNCIL LANDSCAPE STRATEGY 2002. Aberdeen City Council honlapja (<http://www.aberdeencity.gov.uk>)
- ABERDEEN LOCAL PLAN, June 2008. Aberdeen City Council honlapja (<http://www.aberdeencity.gov.uk>)
- ANDERSON BELL CHRISTIE 2009: Design Guidance. Development in the Countryside. North Ayrshire Council honlapja (<http://www.north-ayrshire.gov.uk>)
- DAVID TYLDESLEY AND ASSOCIATES 2007: Identifying the Special Qualities of Scotland's National Scenic Areas. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.255
- ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT 1998: Landscape Design Guidance for Forests and Woodlands in Dumfries & Galloway. Forestry Commission honlapja (<http://www.forestry.gov.uk>)
- GRANT, A. 2000: Marine Aquaculture and the Landscape: The siting and design of marine aquaculture developments in the landscape. Scottish Natural Heritage
- GUIDELINES FOR LANDSCAPE AND VISUAL IMPACT ASSESSMENT 2002. Landscape Institute, Institute of Environmental Assessment. Második kiadás
- JULIE MARTIN ASSOCIATES – SWANWICK, C. 2003: Overview of Scotland's National Programme of Landscape Character Assessment. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F03 AA307. Scottish Natural Heritage honlapja (<http://www.snh.org.uk>)
- LANDSCAPE ASSESSMENT GUIDANCE 1993. CCP 423. Countryside Commission, Cheltenham
- NATIONAL PLANNING FRAMEWORK FOR SCOTLAND 2009. A Skót Kormány honlapja (<http://www.scotland.gov.uk>)
- NATIONAL PLANNING POLICY GUIDANCE 14: NATURAL HERITAGE 1998. A Skót Kormány honlapja (<http://www.scotland.gov.uk>)
- NATURAL HERITAGE FUTURES. AN OVERVIEW 2002. Scottish Natural Heritage honlapja (<http://www.snh.org.uk>)
- NORTH AYRSHIRE LOCAL PLAN 2005. North Ayrshire Council honlapja (<http://www.north-ayrshire.gov.uk>)
- PLANNING ADVICE NOTE 60: PLANNING FOR NATURAL HERITAGE 2000. A Skót Kormány honlapja (<http://www.scotland.gov.uk>)
- SCOTLAND RURAL DEVELOPMENT PROGRAMME 2007-2013. A Skót Kormány honlapja (<http://www.scotland.gov.uk>)
- SWANWICK, C. 2002: Landscape Character Assessment. Guidance for England and Scotland. Topic Paper 6: Techniques and Criteria for Judging Capacity and Sensitivity. The Countryside Agency and Scottish Natural Heritage. Landscape Character Network honlapja (<http://www.landscapecharacter.org.uk>)
- SWANWICK, C. – LAND USE CONSULTANTS 2002: Landscape Character Assessment. Guidance for England and Scotland. The Countryside Agency and Scottish Natural Heritage. Landscape Character Network honlapja (<http://www.landscapecharacter.org.uk>)
- THE SCOTTISH FORESTRY STRATEGY 2006. Forestry Commission honlapja (<http://www.forestry.gov.uk>)
- TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 2002: Siting and Design Guidelines for Mobile Telecommunications Developments in the Highlands and Islands. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. F00AA508
- Felhasznált tájkarakter értékelési tanulmányok:*
- ASH CONSULTING GROUP 1998: The Borders landscape assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 112.
- COBHAM RESOURCE CONSULTANTS 1994: National programme of landscape character assessment: Banff and Buchan. Scottish Natural Heritage Review, No 37.
- DAVID TYLDESLEY AND ASSOCIATES 1999: Fife landscape character assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 113.
- ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT 1998: South and Central Aberdeenshire: landscape character assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 102.
- FLETCHER, S. 1998: Inner Moray Firth landscape character assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 90.
- GILLESPIES 1998: A landscape assessment of the Shetland Isles. Scottish Natural Heritage Review, No 93.
- LAND USE CONSULTANTS 1998: Ayrshire landscape assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 111.
- MCILVEEN, F. 1999: Ross and Cromarty landscape character assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 119.
- NICOL, I., JOHNSTON A. AND CAMPBELL, L. 1996: Landscape character assessment of Aberdeen. Scottish Natural Heritage Review, No 80.
- RICHARDS, J. 1996: Inverness District landscape character assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 114.
- SCOTTISH NATURAL HERITAGE LANDSCAPE GROUP 1999: Ben Alder, Ardverikie and Creag Meagaidh landscape character assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 120.
- STANTON, C. 1996: Skye and Lochalsh landscape assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 71.
- TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 1996a: Cairngorms landscape assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 75.
- TURNBULL JEFFREY PARTNERSHIP 1996b: Mar Lodge Estate: landscape assessment. Scottish Natural Heritage Review, No 79.

THE SCOTTISH NATIONAL PROGRAMME OF LANDSCAPE CHARACTER ASSESSMENT
AND THE APPLICATION OF THE RESULTS

R. KABAI

Corvinus University of Budapest, Department of Landscape Protection and Reclamation
e-mail: robert.kabai@uni-corvinus.hu

Keywords: landscape character assessment, conservation of landscape character, town and country planning

Between 1994 and 1999 landscape character assessments have been prepared for all landscapes throughout Scotland. The article introduces this outstanding project, regarding the methodology applied, the contents of the studies and the results achieved. There are also various examples quoted to illustrate the practical applications of the assessments, describing whether and how they assist the protection of landscape character.

Key results of the programme include the significant recognition amongst landscape professionals, and the awareness raised of landscapes amongst the other partners involved (representatives of governmental bodies, local authority staff etc.). The outcomes of the programme have been applied in central government policy and advice, and are well-used in development planning and control at local authority level. The project therefore provided a strong platform from which to implement the European Landscape Convention.

JELENLEGI ÉS MÚLTBELI ÁLLAPOT A GÖMÖR-TORNAI-KARSZT TAVAIN A PAPVERME-TÓ PÉLDÁJÁN

SAMU Andrea, KEVEINÉ BÁRÁNY Ilona

SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék,
6722 Szeged, Egyetem u. 2. Pf 653, e-mail: samu.andrea@geo.u-szeged.hu

Kulcsszavak: karszt, tó, vízminőség, tájhasználat, eutrofizáció, barlang

Összefoglalás: A karsztos tavak értékes elemei a karsztos tájnak. Élőhelyet biztosítanak számos fajnak, valamint esztétikai értéket is képviselnek. Jelenleg a Gömör-Tornai karszt legtöbb tava előrehaladott trofitási stádiumban van. Mivel az antropogén befolyás lerövidítette természetes folyamataikat, eltűnnek, több védett fajjal együtt. Ezenkívül egybegyűjtik a szennyezőanyagokat és igen gyorsan közvetítik ezeket a felszín alatti vizek és ezáltal az esetlegesen velük kapcsolatban álló barlangrendszerek felé is, veszélyeztetve ezzel a karsztökológiai rendszert. A Gömör-Tornai karszt egyes tavainak vízminőségét vizsgáltuk egy két éve tartó monitoring-program keretében. Célunk volt információt gyűjteni a tavak állapotáról, illetve az ebben bekövetkezett változásokról. Megvizsgáltuk, hogy a jelenlegi tájhasználat mennyiben változott a múlthoz képest és ez milyen hatással van a tavakra. A tanulmányban a Szlovák-karszt területén található Papverme-tavat mutatjuk be példaként. A hatályos magyar szabvány alapján értékeltük a vízminőséget, valamint az ökológiai vízminőség egyes tulajdonságait 2008-ban és 2009-ben. A víz minősége jól tükrözi a terület antropogén befolyásoltóságát.

Bevezetés

A Gömör-Tornai-karszt területén néhány viszonylag kisebb állandó vízborítással rendelkező állóvíz található. Az utóbbi évek során egyre több figyelmet szentelnek ezeknek a tavaknak, mert keletkezésük egyedisége és ritkaságuk még inkább megnöveli természeti értéküket. Ezenkívül ökológiai jelentőségük is van: számos állat- és növényfajnak biztosítanak élő- és szaporodóhelyet. Napjainkban azonban sajnos sok állóvíz igen előrehaladott trofitási stádiumban van és kevés az újonnan keletkező vízfelszín, ami a veszteséget pótolná (EREIFEJ 2002).

Annak ellenére, hogy az emberi hatások következményeként felgyorsult eutrofizáció problémája már néhány évtizede ismert, sok területen – köztük a környezeti hatásokra érzékeny karsztterületeken sincs mindenhol megoldva sem a szórt, de néha még a pontszerű szennyezőforrások megszüntetésének kérdése sem. A Gömör-Tornai-karszton is felfigyeltek a kutatók erre a problémára az 1980-as években. Az antropogén hatásnak kitett tavak állapota és ezek nyomonkövetése kiválóan indikálja a táj változásait és megmutatja, hogy az emberi jelenlét mennyiben és milyen irányba befolyásolja azt.

A tájhasználat a karsztokon az egyik tényező, amely jelentős hatást fejt ki az itt megtalálható felszíni és a velük szoros kapcsolatban álló felszín alatti vizek minőségére (HALLBERG 1986, HOKE és WICKS 1997).

Ezért fontos a folyamat megismerése, mert ez nemcsak a felszíni élővilágot, hanem a felszín alatti formakincset is veszélyezteti. Szlovákiában a Szilicei-fennsík az egyik olyan karsztterület, ahol a barlangok elszennyeződésével a legnagyobb problémák vannak (JAKÁL 1979, MITTER 1984).

Célunk a Gömör-Tornai-karszt szlovákiai területén található Papverme-tó (lásd még: Farárova jama) vízkémiai jellemzése, az antropogén hatások áttekintése, illetve mai vízminőségének a korábbival való összehasonlítása volt, különös tekintettel a tápanyagháztartásra.

Anyag és módszer

A mintavételezést havi rendszerességgel végeztük 2008 áprilisától. A mintavételi helyeket a 4 égtáj irányában a partközeli részeken jelöltük ki, mivel tavak esetében a vízminőség szempontjából a parti régió meghatározó (BARDÓCZYNÉ és SZABÓ 2007). Ezenkívül mintát vettünk onnan, ahol valamilyen befolyás éri a tavat, illetve a tó közepén egy pontban a felszínről és a mélyebb rétegből. Ez alapján 8 mintavételi pontot jelöltünk ki, ebből 7 felszíni átlagminta (1. ábra). Mintát vettünk még 2009 őszén kétszer a Fekete-forrásból is, amely Gombaszögnél lép ki a felszínre és kapcsolatban van a tóval.



1. ábra Mintavételi pontok (forrás: Google Earth)
Figure 1. Sampling points

A következő paramétereket mértük (technikai és egyéb okok miatt nem mindegyiket az 1. időponttól kezdve): oldott oxigéntartalom, oxigéntelítettség, kémiai oxigénigény, nitrát, nitrit, ortofoszfát, összes foszfor, ammónium, a-klorofill, kémhatás, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Fe , Mn , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , vezetőképesség, levegő és víz hőmérséklet, átlátszóság, zavarosság, mélység, légnyomás, keménység, alkalinitás.

A vízminőség értékelése az MSZ 12749:1993 sz. szabvány szerint történt, amely 5 vízminőségi kategóriát különít el, amelyek: kiváló (I.), jó (II.), tűrhető (III.), szennyezett (IV.), erősen szennyezett (V.).

A vízminősítést 3 paramétercsoport alapján végeztük: 1. csoport: az oxigénháztartás mutatói – ezen belül: oldott oxigéntartalom, oxigéntelítettség, kémiai oxigénigény. 2. csoport: a P-N háztartás mutatói – ezen belül: nitrát, nitrit, ortofoszfát, összes foszfor, ammónium, a-klorofill. 3. csoport: egyéb paraméterek – ezen belül: kémhatás, vas- és mangántartalom.

Az ökológiai vízminősítést FELFÖLDY (1974) és DÉVAI (1992) alapján végeztük el. A halobitást a vezetőképesség, a szaprobitást a kémiai oxigénigény és a trofitást az a-klorofill és az ortofoszfát-tartalom alapján értékeltük. A trofitási fokot OECD (1982) kategóriákban is feltüntettük.

A helyszíni vizsgálatoknál a kémhatást és a vezetőképességet WTW pH/Cond 340i műszerrel, az oldott oxigén mennyiségét és a víz hőmérsékletét Hach Lange termolumineszcenciás oldott oxigénmérővel mértük. Az átlátszóság mértékét Secchi-koronggal, a zavarosságot Thermo Orion AQUAfast típusú turbidiméterrel, nefelometriás módszerrel

határoztuk meg. A laboratóriumi mérések közül az ortofoszfátot, összes foszfort, nitrátot, nitritet és az ammóniumot Fia Star 5000 készülékkel mértük. A kémiai oxigénigény az MSZ 448-20 szabvány szerint határoztuk meg. A kationok (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Fe , Mn) mérését Perkin Elmer 3110 atomabszorpciós és emissziós spektrofotométerrel végeztük el.

A Cl^- mérés az MSZ 448/15 alapján, a SO_4^{2-} meghatározása turbidimetriás módszerrel a 'Kézikönyv karsztvíz-analízishez' (KRAWCZYK, 1996) szerint történt.

Az a-klorofill-tartalmat 2009-ben az Észak-magyarországi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség határozta meg.

A korábbi adatok szlovák kutatóktól származnak, akik a méréseiket az adott időben szlovákiai akkreditált laboratóriumban végeztették. A szlovák szabványok és az általunk használt módszerek összehasonlítása után a módszerek a következő paraméterek esetében egyeznek: kémhatás, vezetőképesség, alkalinitás, keménység, kalcium, magnézium, vas, mangán, KOI. Nem egyezők a módszerek a nitrát és az ammónium-ion meghatározása esetén, illetve nincsenek biztos információink az a-klorofill, a foszfor-formák, a szulfát, a nátrium, illetve az oxigéntelítettség esetében. Ezért a mi adatainknak az utóbbiakkal való összevetése tájékoztató jellegű.

Eredmények és megvitatásuk

A tavak megjelenése a Szilicei-fennsíkon a mészkő és a vízátnemerestő általaj kapcsolatával magyarázható, amelynek eredményeképpen eltömődött karsztos mélyedések jönnek létre (BARANČOK 2001).

Ezeknek a tavaknak az állapotaj jelentősen megváltozott az időksorán. Tanulmányunkban az 1980-as évektől követjük nyomon a fejlődésüket (ekkor már nyilvánvalóak voltak az intenzív mezőgazdaság jelei). Hasonló volt a helyzet a Gyökérréti-tó esetében is, amely Szilicétől ÉK-i irányban volt megtalálható. Az 1980-as évekig a Szilicei-fennsík legnagyobb tava volt, ezután az erős eutrofizáció jelei mutatkoztak rajta, majd ezért, illetve a víznyelő esetleges felnyílása következtében eltűnt. Ma már csak a csapadékosabb időszakokban van jelen kis területen a maximum 40-50 cm mély víz.

CÍLEK (1996) szerint "elég különös, hogy egy falu felső végén található tó (a Gyökérréti-tó) eltűnik, és ugyanaz alatt a falu alatt egy hasonló formájú és területű, új tó jelenik meg. Ez akkor történt, amikor a Papverme-víznyelő eltömődött."

A Papverme-tó Szilice község DK-i peremén helyezkedik el egy eltömődött víznyelőben, a faluhoz képest alacsonyabb tengerszintfeletti magasságban (2. ábra). Területe kb. 1 ha, átlagos mélysége 1,85 m, legmélyebb pontja kb. 2,46 m. Legnagyobb hosszát NY-K-i irányban éri el. Közvetlenül mellette ÉNY-ra egy mezőgazdasági telep helyezkedik el, ahonnan egy befolyás érkezik a tóba. A tó É-i és NY-i oldalán rét, D-i oldalán erdő, a K-i oldalán pedig szántóföld található. A tó mellett elhaladó földút Szilicét a szomszéd faluval összekötő út, így ide az autósforgalomnak is szabad bejárása van. A tavon intenzív horgásztevékenység zajlik, ennek következtében jelentős az elszórt hulladék mennyisége is.

A tóban a leírások alapján egyre inkább emelkedett a vízszint, ezért az alacsonyabb partrészeket mesterségesen megemelték, így tudta kompenzálni az erős eutrofizációs folyamatokat és nem indult feltöltődésnek (HUDEC 1993). ROZLOŽNIK (2005) szerint a vízszintemelkedésnek több oka lehetett: az eddigi elfolyás helye eltömődhetett és nem



2. ábra A mintaterület
Figure 2. Location of the study area

szabályozza többé a vízszintet. Erre található a falu vízvezetéke, amely megsérülhetett és az elfolyó víz a tóban gyűlhetett össze. A mezőgazdasági udvarból való hozzáfolyás, amely szennyvizet is közvetít (a faluból is, amely csatornázatlan), hozhatott többletvízmennyiséget, illetve változhatott a kapcsolat a vízgyűjtő területtel, ennek eredményeképpen is kaphatott a tó több vizet.

A Papverme-tó első vízkémiai méréseit TEREKOVÁ végezte 1982 májusában, majd HUDEC 1992-ben (július, augusztus, október). A Papverme-tó a Fekete-forrás vízgyűjtő területéhez tartozik, amely a tó irányából kiindulva a Szilicei-jégbarlangon keresztül a Gombaszögi-barlangrendszerbe jut (ORVAN 1981, TEREKOVÁ 1984, CÍLEK 1996) (3. ábra). TEREKOVÁ 1982 októberi mérése alapján a Fekete-forrásban megjelenő PO_4^{3-} - mennyiség a tóból való vízfeltöltődés következtében emelkedik meg. Ennek a komponensnek a jelenléte a barlangi vizekben is több negatív hatáshoz vezethet (a barlangi klíma savasodása, ennek eredményeképpen a barlangi formák destrukciója, stb.).

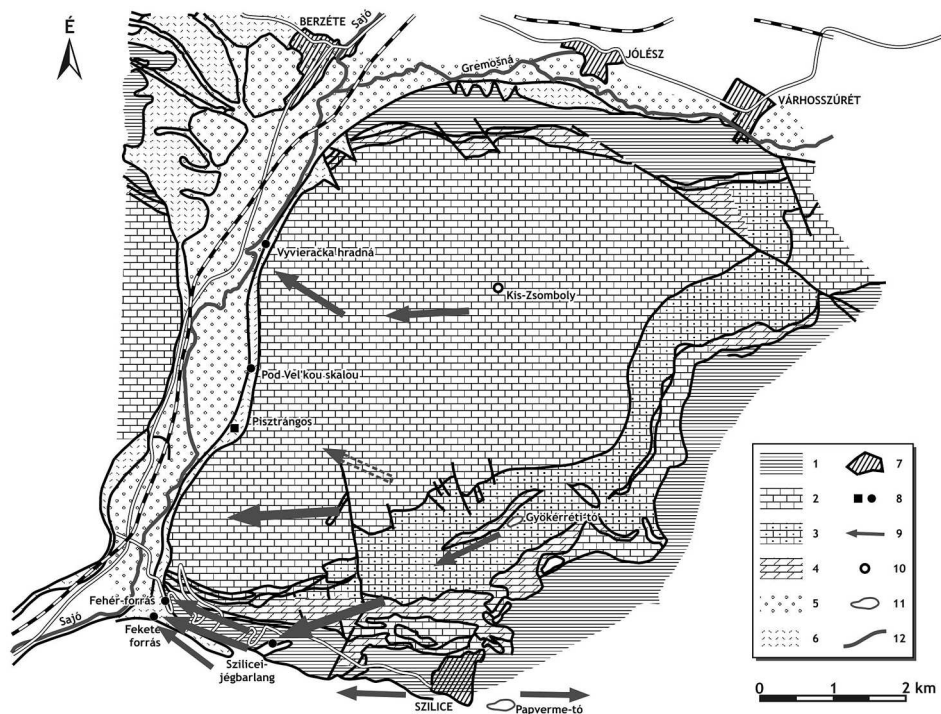
1992-ben HUDEC többek között kémhatást, alkalinitást, összes foszfor- és nitrogéntartalmat, valamint a-klorofill mennyiséget mért. Megállapította, hogy a tó erősen eutrofizálódott stádiumban van.

CÍLEK (1996) megdöbbentőnek találta az új tavi ökoszisztéma formálódásának gyorsaságát, azonban a tó hosszú távú fennmaradását bizonytalannak tartotta.

BARANČOK (2001) szerint bár a terület emberi létesítmények által befolyásolt, az autótút jelenléte és a mezőgazdasági tevékenység (beleértve az állattartást is) nem okozhat semmilyen nagyobb mértékű vízminőségbeli romlást.

Saját méréseink és megfigyeléseink alapján a víz látszólagos színe többnyire zöld vagy barnászöld. Nyáron és kora ősszel egy majdnem összefüggő algauszógyeg úszik a víz tetején. 2009-ben ez csak szeptemberben jelentkezett erősebben. A víz zavarossága átlagosan 13,79 NTU, míg a 6. mintavételi pontban (amely a befolyás a mezőgazdasági telep irányából) 107 NTU. A víz átlátszósága 2008-ban és 2009-ben 10-58 cm között mozgott, de a 2009-es átlag (39 cm) valamivel magasabb, mint a 2008-as (26 cm).

A tó vize CaHCO_3 - típusú, bár a víz HCO_3^- - tartalma 1982 óta a felére csökkent. Értékei hasonlóak viszont az 1992-ben HUDEC által mért értékekhez (4. ábra). Ez alapján a víz pufferkapacitása lecsökkent, de még jónak mondható.



3. abra A Szilicei-Ienszik E-1 részének (Vel'ka skala) hidrogeológiai térképe

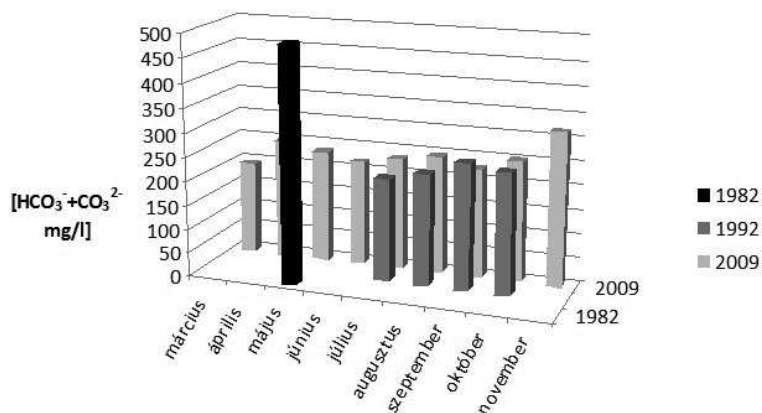
Orvan (1981) alapján szerkesztette Tereková (1984), átrajzolta: Gál T.

Jelmagyarázat: 1. alsótriász pala és homokkő, 2. középtriász mészkő, 3. középtriász dolomit, 4. közép- és felsőtriász dolomitok, 5. alluviális hordalék (negyedidőszak), 6. lejtőgörgöteg, 7. település, 8. foglalt és nem foglalt források, 9. a felszín alatti vizek folyásiránya, 10. szakadék, 11. tavak, 12. törések

Figure 3. Hydrogeological map of the north part of the Silická plateau (Vel'ká skala), Slovakia

After Orvan (1981) edited by Tereková (1984), traced by T. Gál

Legend: 1. lower Triassic slates and sandstones, 2. mid-Triassic limestone, 3. mid-Triassic dolomite, 4. mid- and upper Triassic dolomites, 5. alluvial silt - Quaternary, 6. scree, 7. settlement, 8. enclosed and open springs, 9. flowing direction of the subsurface waters, 10. gorge, 11. lakes, 12. faults



4. abra A Papverme-tó alkalinitása

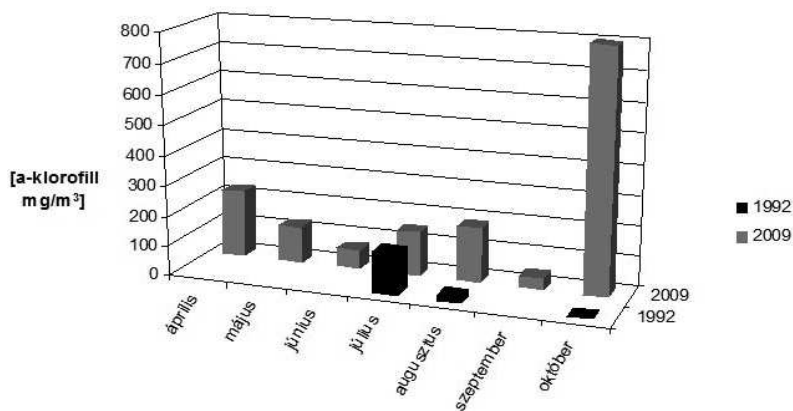
Figure 4. Alkalinity of the Papverme Lake

A kationok tipikus sorrendje: $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$, az anionoké pedig: $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$. 1982-ben ez $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$ és $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- + \text{F}^-$. A K^+ mennyisége ma ugyanolyan magas, mint 1982-ben. TEREKOVÁ (1984) szerint ez a víz fekális, illetve bakteriális szennyeződését tükrözheti, amelyet valószínűleg legfőképpen a környéken tartott állatok okozhatnak.

A víz összes keménysége 2009-ben 6,6–13,6 nK° között mozog, átlagosan 9,3 nK°, vagyis a víz közepesen kemény. A befolyásban a keménység értéke időnként a 25 nK°-t is elérheti, ami kalciumban és magnéziumban való időnkénti dúsulást jelez. 1982-ben ez az érték a tóban 20,87 nK°, tehát a víz kemény volt.

A víz 2008-ban alfa oligohalobikus, 2009-ben béta-alfa oligohalobikus és mindkét évben alfa-mezozaprobikus típusú.

A foszforformák mennyisége 1982 és 1992 között is csökkent, erre lehet következtetni abból, hogy 1982-ben az ortofoszfát mennyisége 5,2 mg/l, 1992-ben pedig az összes foszfor értéke ugyanennyi. Ma ez még kevesebb (mindkét évben átlagosan 1,54 mg/l), kivéve a befolyást, amelynek átlagosan 3,1 mg/l az ortofoszfát-tartalma, de 2009 szeptemberében ez eléri az 16,9 mg/l-t is. Az a-klorofill értékek (5. ábra) alapján a tó egész 2009-ben hipertrofikus állapotban van (OECD 1982), FELFÖLDYbesorolása alapján ez az eu-politrofikus és politrofikus kategóriát jelenti. Ugyanez mondható el a foszfát-tartalommal kapcsolatban is. A Fekete-forrás ortofoszfát-tartalma kicsi volt a két mérés alkalmával (0,09 mg/l), ez nagyjából az abban az időben a tóban jelenlévő mennyiséget tükrözte.

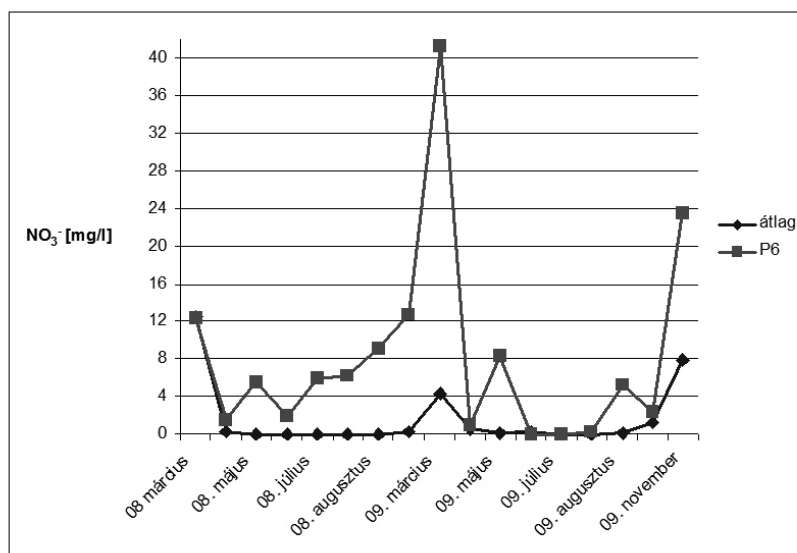


5. ábra A Papverme-tó a-klorofill tartalma

Figure 5. The a-chlorophyll content of the Papverme Lake

A nitrát-tartalom (6. ábra) elsősorban az őszi és tavaszi időszakokban magasabb, a legmagasabb értékeket 2008 áprilisában (12,4 mg/l), illetve 2009 novemberében (7,88 mg/l) mértük. Nyáron (június-augusztus) a NO_3^- -tartalom gyakorlatilag nullára csökken. A befolyás esetében a 2008-as átlag 6,95 mg/l, a 2009-es 9,17 mg/l, 2008 márciusában azonban elérte a 41,36 mg/l-es értéket is. 1992-ből összes nitrogén adatok állnak rendelkezésünkre, amelyekből az derül ki, hogy júliusban és augusztusban 2,54–3,03 mg/l között volt a nitrogén tartalom, augusztus végére viszont már 20,48 mg/l-ig, októberre pedig 25,8 mg/l-ig emelkedett. Ekkortájt tehát még élesebb volt az ugrás a nyári és az őszi

hónapok között, mint az általunk mért két évben. A Fekete-forrás nitrát-tartalma 1982-ben 38,11 mg/l volt, ami jóval magasabb a tóban mérthez képest, mert a Fekete-forrás az egykori Gyökérréti-tóból és a mellette lévő kutakból is kapott utánpótlást, ott pedig az akkoriban igen intenzív mezőgazdasági tevékenység miatt nagyon magas volt a nitrát-tartalom (a kutakban 81,32 mg/l és 55,22 mg/l). Ma a forrás nitrát-tartalma még mindig magasabb, mint a tóban lévő koncentráció, az oka pedig valószínűleg hasonló: a forrás máshonnan is gyűjt nitrátos vizet (a Gyökérréti-kutak ma is léteznek és nitrát-tartalmuk 2008 augusztusában 12 mg/l, 2009 márciusában pedig 17,3 és 29,2 mg/l volt).



6. ábra A Papverme-tó NO_3^- - tartalma
Figure 6. NO_3^- content of the Papverme Lake

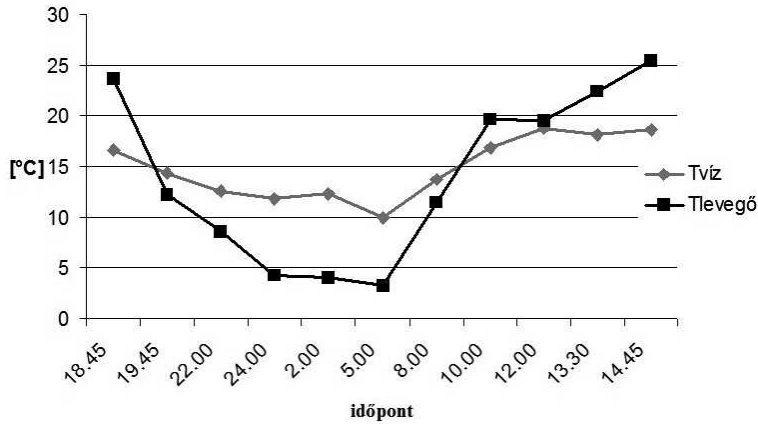
A víz ammónium-tartalma átlagosan 0,64 mg/l körül mozgott mindkét évben, tavasszal alacsonyabbak, míg ősszel magasabbak az értékek. A mezőgazdasági telepről való befolyásban a 2008-as átlagérték 4,1 mg/l, 2009-ben 5,4 mg/l. Gondot jelenthet a szabad és mérgező ammónia mennyiség a lúgos kémhatás és a magasabb vízhőmérséklet miatt, így például 2009 júniusában az ammónia részaránya elérte a halak számára toxikus szintet (0,47 mg/l). 1982-ben 12,5 mg/l-es ammónium-koncentrációt mértek májusban, a Fekete-forrásban pedig 0,05 mg/l-t októberben. Ma a forrásban lévő koncentráció magasabb (~0,39 mg/l), ez kb. a fele a tóban mért értéknek.

2009.04.25-én 1 napon keresztül 2 óránként mértük a víz- és a levegő hőmérsékletét, a kémhatást, az oldott oxigéntartalmat és az oxigéntelítettséget. A léghőmérséklet nagyobb ingadozásait mérsékeltebb kilengésekkel követi a víz hőmérséklete, kb. este 8-tól a víz hőmérséklete magasabb reggel 8-ig. Mindkettő esetében reggel 5-kor volt a leghűvösebb, délután 3-kor pedig a legmelegebb (7. ábra). Az év során júniustól májusig terjedően a léghőmérséklet magasabb a víznél, októbertől májusig a helyzet fordított.

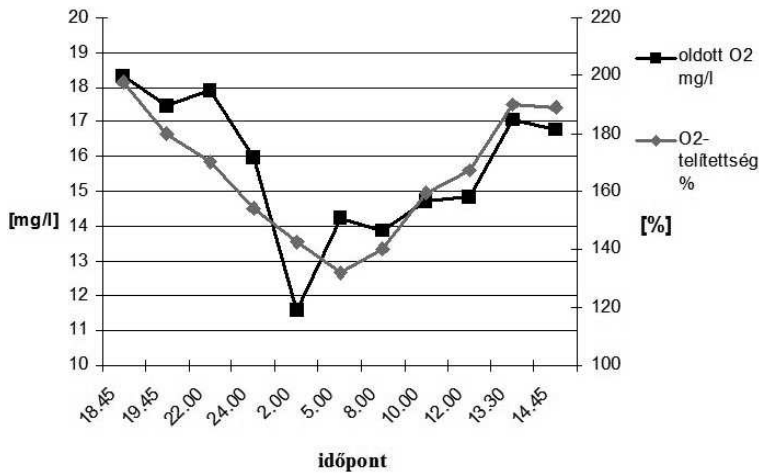
Az oldott oxigén- és oxigéntelítettség-profil (8. ábra) alapján az derül ki, hogy a mért időszakban a víz mindig túltelített volt, ami szintén az algák nagy mennyiségű jelenlétére, illetve előrehaladottabb trofitási stádiumra utal.

A kémhatás profilja a 24 órás periódusban együtt mozgott az oldott oxigén tartalommal, éjjel tehát lecsökkent, nappal a fotoszintetikus aktivitás intenzívebbé válásakor lúgosabbá válik, ez valószínűleg a nagyobb algamennyiség miatt bekövetkező asszimilációs lúgosodás következménye.

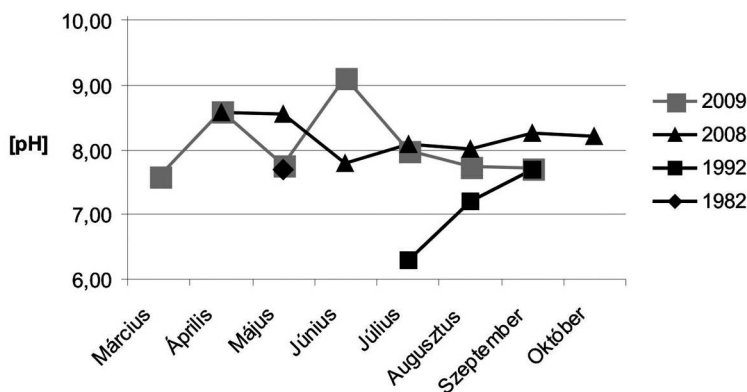
Összehasonlítva a 4 mérési év pH értékeit azt figyelhetjük meg, hogy napjainkban az enyhén lúgos tartományban mozog, amely 2008-ban állandóbb jellegű (9. ábra).



7. ábra A Papverme-tó víz- és léghőmérsékleti profilja, 2009. 04.25.
Figure 7. Water and air temperature profiles from the Papverme Lake, 25. 04. 2009



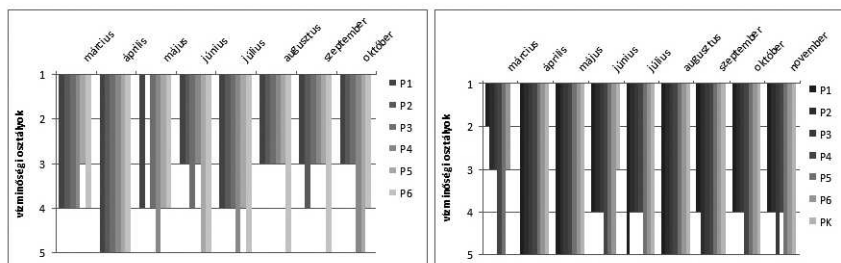
8. ábra A Papverme-tó oldott oxigén és oxigén-telítettség profilja, 2009. 04.25.
Figure 8. Dissolved oxygen and oxygen saturation profile – Papverme Lake



9. ábra Kémhatás a Papverme-tóban
Figure 9. pH of the Papverme Lake

A Papverme-tó összesített vízminősége – a 6. mintavételi pontot (nevezhetjük szennyvízbefolyásnak) figyelmen kívül hagyva – 2008-ban a 3. és 4. vízminőségi kategória között mozog. A paraméterek, amelyek a tűrhető, illetve szennyezett kategóriákhoz vezetnek, elsősorban az oxigéntelítettség, a kémiai oxigénigény, a kémhatás, a vas- és tavasszal a nitrát- és foszfáttartalom. 2009-ben rosszabb a vízminőség (10. ábra), azonban ebben az évben több paramétert mértünk, így egységesebb és komplexebb képet kaptunk. 2009-ben a kémhatás közelebb volt a semlegeshez (kivéve júniust). Márciusban a vízminőség még mindkét évben tűrhető, illetve szennyezett, 2008-ban áprilisra leromlik (5. kategória), ezután pedig még a júniusi, az augusztusi és szeptemberi hónapokban naggyobbrészt tűrhető. 2009-ben áprilisra szintén leromlik a vízminőség és ez már csak júniusban és késő ősszel javul, akkor sem a tó egészében. Így 2009-ben inkább a 4. és 5. vízminőségi kategória válik jellemzővé, amelyhez nagyban hozzájárul például az összes foszfor mennyisége. A 2009-től mért a-klorofill értékek a PK mintavételi pontban (vagyis a tó közepéről vett átlagmintában) jelennek meg.

Ami a mezőgazdasági telep és a falu irányából érkező befolyást illeti, szinte az összes mért paraméter alapján az erősen szennyezett vízminőségi kategóriába esik. A két év során néhányszor találtunk elpusztult állatokat a tónak ezen a részén (halakat, patkányt, nagyobb emlősöket), 2009 szeptemberében a befolyásnak erős ammónium jelenlétére utaló szaga volt, a mérés pedig 23,8 mg/l ammóniumot mutatott ki, ami arra utal, hogy hígtrágya kerülhetett a befolyásba.



10. ábra A Papverme-tó összesített vízminősége 5 kategóriában: 2008-ban (balra) és 2009-ben (jobbra)
Figure 10. Summarized water quality of the Papverme Lake in 5 categories – 2008 (left) and 2009 (right)

Összefoglalás

A megelőző kutatások kimutatták az emberi jelenlét karsztos tavakra, illetve a velük összeköttetésben álló barlangrendszerekre gyakorolt káros hatását. A Papverme-tó esetében két jelentősebb szennyezőforrással számolhatunk: az egyik a mezőgazdasági telep és a falu felől érkező pontszerű befolyás, a másik a műtrágyahasználatból eredő szórt szennyezés. E két forrás jelentős vízminőségromlást eredményez, valamint veszélyezteti a távol összeköttetésben álló barlangrendszerek élővilágát és klímáját is. Ez utóbbi terhelése annyiban mérséklődött, hogy a Gyökérréti-kutak felől nem érkezik akkora szennyezés, mint pl. 1982-ben.

A korábbi adatokkal való összehasonlítás azt mutatja, hogy csökkenés tapasztalható a foszfor mennyiségben, az a-klorofill értékek viszont megnövekedtek. A nitrát-tartalom hasonlóan alakul, mint 1982-ben – a Fekete-forrásban lecsökkent, de valamivel még magasabb, mint a tavi koncentráció. A megnövekedett algamennyiséget tükrözik vissza az éves oxigéntelítettség adatok és az áprilisi oxigén-profil is. Az alkalinitás és az összes keménység lecsökkent 1982 óta, hasonlít viszont az 1992-ben mért értékekre. A kémhatás az enyhén lúgos tartományba tolódott. Számolni kell az időnként jelentkező magasabb ammónia mennyiséggel is, amely eléri a halakra nézve mérgező szintet.

Az emberi hatás hasonlóan intenzív, mint 1982-ben vagy 1992-ben, ezt a vízminőség is visszatükrözi, amely mind a két évben a tűrhető, illetve a szennyezett kategóriákban állandósult.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Fekete Istvánnak, Péter Lászlónak és mindenkinek, aki a terepi munkában részt vett. A kutatás az OTKA/T048356 támogatással valósult meg.

Irodalom

- BARANČOK P. 2001: Karst lakes of the protected landscape area – Biosphere Reserve Slovensky kras karst and Aggtelek National Park – Ekológia (Bratislava) 20/4: 157–190.
- Bardóczyné Sz. E., Szabó I. 2007: in: A Gödöllő-Isaszegi Törendszer analitikai és toxikológiai vizsgálati eredményeinek értékelése: Mintavételi helyek. Hatvani Környezetvédő Egyesület. RET pályázat 2007. évi részjelentés (www.hkve.org)
- CÍLEK V. 1996: Silica – zrození a smrt jezera (podarí se zachránit Jašteričie jazierko na Silické planině ve Slovenském krasu?) Kézirat. Az NP Slovenský kras archívuma.
- DÉVAI GY., DÉVAI I., FELFÖLDY L., WITTNER I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. Acta Biologica Debrecina. Suppl. Oecol. Hung. Debrecen, 4: 49–185.
- EREIFEJ L. 2002: Kisvizek és kistavak védelme. WWF Magyarország, Budapest, pp. 2.
- FELFÖLDY L. 1974: A biológiai vízminősítés. VHB 3., VÍZDOK, Budapest, pp. 242.
- HALLBERG G. R. 1986: Proceedings of the Conference on Agricultural Impacts on Groundwater, National Water Well Association, Dublin, OH. pp. 1–63.
- HOKE J. A., WICKS C. M. 1997: Contaminant transport in karst aquifers. In: Beck B. F. and Stephenson J. B. (Eds.), The Engineering Geology and Hydrogeology of Karst Terranes. Rotterdam: A.A. Balkema, 189–192.
- HUDEČ I., BELÁNOVÁ A., UHRIN M. 1993: Poznámky k eutrofizácii a zooplanktón Jašteričieho jazera a Farárovej jamy (Slovenský kras) v roku 1992. Zborník Východoslovenského Múzea v Košiciach. Prírodné vedy 34: 67–72.
- JAKÁL J. 1979: Príspevok k problematike ochrany krasovej krajiny a jaskýň. Slovenský kras 17:3-22.
- KRAWCZYK E., W. 1996: Manual for karst water analyses. International Journal of Speleology, Handbook 1 – Physical Speleology, Chiety, Italy: pp. 1–51.

- MITTER P. 1984: Poznámky k niektorým problémom ochrany prírody a životného prostredia v CHKO Slovenský kras. *Životné prostredie* 18/1: 17–21.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1982: Eutrophication of Waters. Monitoring assessment and control. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Environment Directorate, OECD, Paris: pp. 1–154.
- ORVAN J. 1981: Rožňava – Plešivec – hg. Prieskum Archív IGHP, Žilina.
- ROZLOŽNÍK M. 2005: Niekoľko poznámok k problematike povrchových vôd Slovenského krasu. *Kézirat. Az NP Slovenský kras archívuma.*
- TEREKOVÁ V. 1984: Príčiny a dôsledky znečistovania Jašteričieho jazera v Slovenskom krase. *Slovenský kras* 22: 131–141.

LAKES ON THE GÖMÖR-TORNA KARST – STATE OF THE PAST AND PRESENT
ON THE EXAMPLE OF THE PAPVERME LAKE

A. SAMU, I. BÁRÁNY-KEVEI

University of Szeged, Department of Climatology and Landscape Ecology, P.O.Box 653,
6701 Szeged, Hungary, e-mail: samu.andrea@geo.u-szeged.hu

Keywords: : karst, lake, water quality, land use, eutrophication, cave

Abstract: Karstic lakes belong to the natural values of karst. Some of these are very significant land elements, important as habitat as well as aesthetic attraction. Currently most of the lakes are strongly eutrophicated. Since anthropogenic influence made their natural processes much shorter, they vanish together with some protected species. Moreover they collect the pollutants and transfer them very fast to the underground water and to the caves, thus endangering the karst system. We monitored the quality of some lakes of the Gömör-Torna karst. Our aim was to get information about the effect of the land use on the changes in the state of the lakes through a monitoring of the water quality and estimating of the surroundings. Now we choosed the Papverme Lake (also: Farárová jama Lake) as an example to show the processes of nowadays. According to the operative hungarian standard we made a summarized water quality evaluation from the year 2008 and 2009. It reflect its surrounding and effect of the human activity quite well.

GS SOIL (ASSESSMENT AND STRATEGIC DEVELOPMENT OF INSPIRE COMPLIANT GEODATA-SERVICES FOR EUROPEAN SOIL DATA)

FIGUEIREDO, Carlos¹, GONÇALVES, Maria de Conceição ², REVEZ, Gonçalo¹;
MARTINS, Rui ¹, TILSNER, Dirk¹

¹EDISOFT, S.A.

Rua Quinta dos Medronheiros – Lazarim, Apartado 382 - Monte da Caparica,
2826-801 CAPARICA, Portugal, e-mail: edisoft@edisoft.pt

²Instituto Nacional dos Recursos Biológicos, I.P.

Quinta do Marquês, Av. Da República, 2784-505 Oeiras - Portugal

Palavras chave: INSPIRE – Annex III theme SOIL, metadata, portal, ferramentas open-source, GeoFOSS

Abstracto: Esta comunicação apresenta o projecto GS SOIL que decorre actualmente no âmbito do programa eContentPlus. Descrevem-se os objectivos gerais do projecto, a forma como o mesmo pretende contribuir para a adopção da Directiva INSPIRE nos países da União Europeia e para a temática específica dos solos, integrada no Anexo III. Por outro lado, apresentam-se os resultados obtidos após cerca de 9 meses de execução do projecto, com especial enfoque na concepção da arquitectura da infra-estrutura GS SOIL, composta pelo portal e um conjunto de ferramentas e serviços abertos disponibilizados para toda a comunidade da área dos solos de forma a facilitar a partilha de dados em todos os Estados Membros segundo os princípios daquela Directiva. This paper presents the GS SOIL project, which is currently running under the eContentPlus European program. The overall project objectives are described, focusing on the contribution and adoption of the INSPIRE directive, in the soil thematic area (Annex III), by the EU countries. This document also presents the results and outcomes of the project after the first 9 months of execution, with special focus on the conceptual architecture of the GS SOIL infrastructure, composed by a Portal and a set of open tools and services made available to the soil community, intended to allow the sharing of soil data among the EU member states. (en)

Introdução

Apesar da existência de dados geográficos relativos aos solos em todos os Estados Membros europeus, a sua disponibilidade pública e acessibilidade continuam muito limitadas. Para além de algumas questões de carácter legal e organizacional, a falta de interoperabilidade técnica e semântica dificulta ou até impede em muitos casos a obtenção, comparação / interpretação e utilização de dados, tanto à escala internacional (*data sets* agregados de diversos países) como à escala nacional (dados preparados para diversas regiões em diferentes épocas e segundo metodologias e classificações diferentes). Esta situação é preocupante, já que a informação sobre Solos é essencial para muitas áreas de aplicação, especialmente para fins de Gestão do Ordenamento do Território e de Planeamento de diversas actividades económicas, monitorização e protecção do meio ambiente, análise de riscos e/ou de impacto no caso de determinados fenómenos da natureza, entre outros.

Dentro da Directiva INSPIRE, o tema “Solos” encontra-se explicitamente (como tema individual) integrado no designado Anexo III, e é considerado de forma implícita em outras áreas ambientais (e.g. florestas, agricultura), incluindo o Anexo II. O foco temático “Solos” aparece, neste contexto, como um parâmetro importante por exemplo para o clima, o uso da terra, a geologia, sendo ao mesmo tempo o suporte da produção alimentar e da saúde de consumidor, do equilíbrio ecológico e económico e para muitas outras bases importantes da vida.

Neste enquadramento surgiu o projecto GS SOIL do programa eContentPlus, coordenado pela KST PortalU® (*Lower Saxony Ministry of Environment and Climate Protection, Coordination Center*), Alemanha. Este projecto compreende 34 instituições de 18 países, entre as quais a EDISOFT e o INRB, I.P., – Instituto Nacional dos Recursos Biológicos de Portugal, com o objectivo de estabelecer um portal e uma rede de serviços de Informação Geográfica sobre os Solos à escala Europeia e em conformidade com os requisitos e os objectivos gerais da Directiva INSPIRE. De referir que 24 parceiros são organizações institucionais responsáveis pela produção de informação de solos nos respectivos países (*data providers*).

Objectivos do Projecto

O objectivo geral do projecto consiste na criação e operacionalização de uma rede europeia e respectiva infra-estrutura, que facilite a publicação e a partilha de dados espaciais na área dos solos e possibilite o acesso alargado aos mesmos por todos os agentes públicos e privados interessados, incluindo o cidadão comum.

Tendo como referência a Directiva INSPIRE e as suas regras de implementação (*Implementing Rules*), o projecto dá especial atenção aos aspectos de organização e harmonização dos dados (*data sets*) e de inter-operabilidade técnica, semântica e organizacional. Conforme ilustrado na figura seguinte, a concepção da rede GS SOIL enquadra-se num conjunto de iniciativas internacionais como sejam o GMES, GEOSS e outros, seguindo também as linhas orientadoras de carácter político-estratégico (e.g. Directiva Europeia dos Solos):

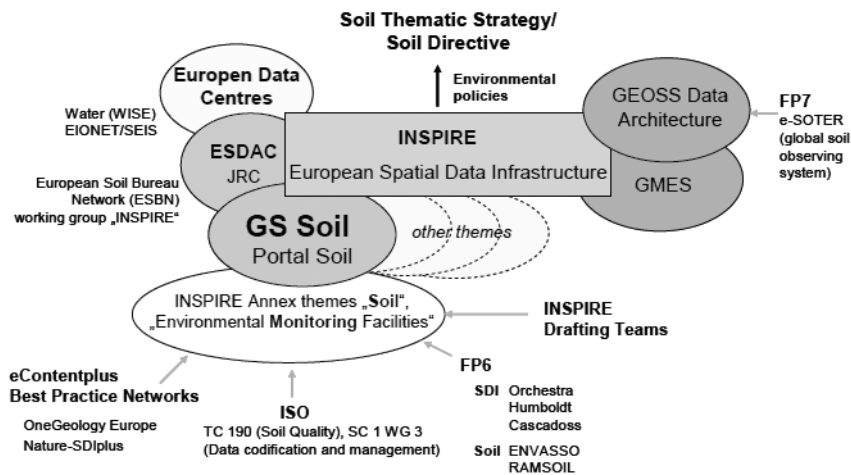


Ilustração 1. Enquadramento do GS SOIL. (pt)

Figure 1. GsSoil Framework (en)

Os resultados concretos esperados do projecto são em síntese os seguintes:

- ∴ Estabelecer um inventário de serviços e dados (*data sets*) para a temática dos solos em todos os Estados Membros e implementar o respectivo catálogo,
- ∴ Identificar um quadro de referência (*framework*) de normas e de boas práticas,
- ∴ Desenvolver um perfil de metadados uniformizado e em conformidade com as normas da Directiva INSPIRE para dados geo-espaciais (para o tema Solo, considerando modelos de dados genéricos),
- ∴ Desenvolver um perfil de dados para serviços que satisfaçam os requisitos de harmonização ao nível Europeu,
- ∴ Desenvolver metodologias e ferramentas para a produção de metadados e serviços, tendo em conta, por exemplo, aspectos linguísticos e serviços de transformação,
- ∴ Conceber o GS SOIL PORTAL e disponibilizar um conjunto de ferramentas e serviços ('INSPIRE network services', 'semantic service', ...) com base em código aberto a serem utilizados pelos diversos fornecedores institucionais de serviços e dados,
- ∴ Integrar a rede e infra-estrutura do GS Soil com as de outros projectos Europeus, com vista à promoção da interoperabilidade no seio da Directiva INSPIRE (por ex: GEMET Thesaurus e EGN EuroGeonames),
- ∴ Conceber e implementar um plano para a exploração operacional do portal a médio e longo prazo

Sublinhamos que o projecto não se propõe a fornecer um esquema rígido em termos de modelos de dados, metadados, serviços etc., mas garante elevados níveis de flexibilidade na sua adopção e utilização pelos Estados Membros. O projecto funciona por isso numa perspectiva de BPN – Best Practice Network com o objectivo de consolidar as boas práticas de todos os participantes. Deste ponto de vista, o projecto GS SOIL poderá e deverá servir de base para outras áreas temáticas abrangidas no Anexo III do INSPIRE.

O programa de trabalho do projecto foi estruturado de forma a implementar todas as fases necessárias à harmonização e à interoperabilidade entre dados (*data sets* geo-espaciais, metadados) e serviços em rede, de modo a permitir pesquisar, transformar, visualizar e descarregar dados através dos seguintes conjuntos de tarefas (*Work Packages-WP*):

- ∴ WP2: definição do quadro de referência (*framework*) para a publicação e partilha de dados dos solos numa rede europeia de serviços,
- ∴ WP3: harmonização e concepção do modelo de metadados,
- ∴ WP4: harmonização ao nível dos dados (*data sets*), serviços de transformação
- ∴ WP5: integração da infra-estrutura técnica – portal GS SOIL e um conjunto de serviços e ferramentas abertas
- ∴ WP6: concepção de um modelo sustentável de exploração operacional do GS SOIL,
- ∴ WP7: disseminação, actividades de trabalho em rede (*networking*).

Análise do Cenário Actual – Serviços de Informação Geográfica na área dos Solos nos Estados Membros

A informação espacial é cada vez mais importante nos tempos actuais para utilização numa ampla gama de actividades humanas. O uso da informação espacial digital é muito significativo em actividades ambientais, sendo que a protecção do ambiente é de vital importância para a conservação de todos os tipos de vida e para o uso sustentável

equilibrado dos recursos ambientais. O solo não é apenas um meio para a utilização agrícola ou de engenharia civil, mas também é uma parte integrante do ambiente natural. Esta constatação está a tornar-se bastante relevante na actualidade pelo que a protecção do solo deve ser incluída na legislação ambiental para quase todas as fases das necessidades da sociedade moderna. A relevância do solo tem sido recentemente sublinhada pelos esforços da UE para estabelecer uma directiva para a sua protecção e utilização sustentável.

O conjunto de tarefas designado por WP2 (*Work Package 2*) teve início em 1 de Junho de 2009 e prevê-se que a sua execução tenha uma duração de 26 meses. Os objectivos do WP2 consistem em:

- utilizadores actuais e futuros para a obtenção de informação digital sobre os solos e serviços e produtos relacionados. Esses utilizadores incluem interessados e comunidades diferentes, desde investigadores, estudantes, ambientalistas, políticos, promotores, empresários, organizações públicas e não governamentais, entre outras;
- Avaliar a situação actual sobre os dados de solos disponíveis. Os Direitos de Propriedade Intelectual (DPI) e Direitos de Autor (Copyright) sobre a informação de solos devem ser respeitados, mas não devem dificultar a disponibilização ao público e o uso efectivo de conjuntos de dados digitais do solo por todos os utilizadores finais para a protecção e o uso sustentável do solo;
- Avaliar as necessidades de dados de solos pelos vários utilizadores. Estas necessidades serão conhecidas através de um questionário a remeter aos interessados. As respostas ao questionário permitirão aferir do grau de satisfação dos interessados sobre a informação disponível acerca dos solos, as lacunas existentes de informação e uma lista das suas necessidades actuais;
- Indicar as melhores normas de boas práticas para uma harmonização espacial e semântica (não o espacial) de dados de solos a grande escala juntamente com uma avaliação das melhores práticas para a prestação de serviços.

Entre as tarefas desenvolvidas até à presente data, destacamos os seguintes resultados conseguidos neste WP2:

- Actualização da informação de dados de solos na União Europeia, incluindo a disponibilização da situação portuguesa por parte do INRB, I.P.; o catálogo preliminar consolidado sobre o tema solo e o inventário dos fornecedores de dados de solo estão terminados. O primeiro passo consistiu numa análise sobre os requisitos e as lacunas. Foi efectuada uma revisão descrevendo os requisitos e o contexto existente para conjuntos de dados harmonizados do solo numa escala maior do que 1:1 milhão. Esta revisão deverá ser alargada através da análise de um “Questionário às partes interessadas sobre as necessidades e exigências de dados de solos” (www.vupop.sk/form/).
- Avaliação preliminar dos dados de solo existentes e disponíveis via *WEB* para o projecto GS Solo. Esta avaliação foi focada nas necessidades de harmonização de dados e incidiu num conjunto de informações disponibilizadas ao Coordenador do WP2, nomeadamente o tipo de informação, a existência ou não de metadados, as especificações técnicas: projecções, sistema de coordenadas utilizado em diversos países, o tipo de formas (shapes), as classificações de solo (Nacional, WRB, FAO, outras), investigação do tipo de serviços de portais individuais (páginas da web);
- Elaboração de um modelo de um “Questionário às partes interessadas sobre as

necessidades e exigências de dados de solos” dirigido a grupos alvo. Esses grupos seleccionados foram os seguintes: entidades governamentais e administrativas, serviços públicos, utilizadores comerciais e profissionais, incluindo agricultores, investigação e ensino universitário e politécnico, organizações não governamentais (NGO’s) e sem fins lucrativos e cidadãos em geral. O questionário pretende identificar as necessidades de dados de solo da comunidade de ciência do solo e grupos de interessados relacionados, a fim de assegurar que o consórcio do projecto GS Solo preenche as necessidades do utilizador, durante o desenvolvimento do Portal do Solo.

- Os parceiros pertencentes ao WP2 elaboraram uma lista dos interessados alvo para os quais foi enviado, via WEB, o modelo de questionário após tradução para a língua nacional, efectuada por cada um dos parceiros. O questionário estará disponível em 11 idiomas para os interessados, desde Outubro de 2009 até meados de Fevereiro de 2010. Esta tarefa foi conduzida pelo *Soil Science and Research Conservation Institute*, Eslováquia, e teve a colaboração, entre outras instituições, do INRB, I. P.

Elaboração de um relatório sobre os Direitos de Propriedade Intelectual com a contribuição de todos os parceiros do WP2. O INRB, I. P., forneceu informação sobre os direitos de autoria da informação de solos de Portugal, que se distribuem por diferentes instituições, nomeadamente a Direcção Geral de Agricultura e do Desenvolvimento Rural, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Norte.

Concepção do Modelo de Metadados

O objectivo principal é desenvolver um esquema para descrever espacialmente os dados do solo ligados aos serviços de base de dados, para dar cumprimento à directiva INSPIRE e satisfazer as necessidades do utilizador de dados, visando uma infra-estrutura de dados de solos harmonizados, interoperáveis à escala europeia, nacional e regional. Um perfil para a estrutura de metadados do solo será desenvolvido seguindo as normas de execução INSPIRE (IR) para os metadados, outras normas internacionais e nacionais, como a ISO 19115:2003, e as necessidades dos utilizadores da informação e da comunidade de ciência do solo. Um sistema de regras de gestão de metadados e sua descrição também têm que ser desenvolvidos para uma utilização fiável da infra-estrutura espacial.

Infra-estrutura técnica – portal e ferramentas abertas

Objectivos

No âmbito do pacote de trabalho 5 (WP5) pretende-se atingir a criação de um portal e rede integrada de informação dos Solos. Este novo portal Europeu, de nome GS SOIL, será a componente central desta rede de dados e metadados sobre os Solos, tendo como tecnologia de base o software do Portal de Informação Ambiental Alemão PortalU®. No decorrer do projecto, a tecnologia e o software existente do portal PortalU® (que inclui a tecnologia de componentes distribuída InGrid©) serão modificados e novas funcionalidades e interfaces de comunicação adicionados observando os diversos

requisitos levantados para os serviços de rede em conformidade com a Directiva INSPIRE. Os objectivos específicos em torno da infra-estrutura são em síntese os seguintes:

- Criação de um portal sobre a temática dos Solos com base na infra-estrutura tecnológica do PortalU® / InGrid® (Portal de Informação Ambiental da Alemanha),
- Criação de uma rede de serviços distribuídos em conformidade com a iniciativa INSPIRE,
- Utilização dos resultados obtidos pelos pacotes de trabalho anteriores:
 - WP2 – inventário dos recursos existentes na temática dos Solos,
 - WP3 – Gestão de dados e metadados,
 - WP4 – Harmonização e interoperabilidade semântica,
- Utilização das regras de implementação do INSPIRE de modo a promover a integração com o INSPIRE GeoPortal e ESDAC (*European Soil Data Centre*),
- Criação, integração e teste de GeoFOSS (*Open Tools*) para integração e publicação da informação/serviços dos provedores de dados na temática dos Solos para a rede GS SOIL,
- Preparação técnica para instalação do sistema e sua operacionalização.

Arquitectura Geral

O portal central do GS SOIL tem capacidades de recolha de informação sobre os diversos recursos da temática dos solos através do acesso a páginas de Internet (processo de *Web crawling*) e a catálogos de metadados distribuídos (processo de *harvesting*). De modo a responder com sucesso ao desafio proposto para o projecto, foi decidido estender e complementar o software de base PortalU© / InGrid© de modo a incluir as últimas recomendações e regras de implementação (*Implementing Rules*) da Directiva INSPIRE; pese embora no respeitante aos dados (*data sets*), ainda não existe detalhe suficiente na documentação do Anexo III para a temática dos solos.

Para as ferramentas e serviços (além do software do portal central), orientadas aos provedores de dados (*data providers*) que pretendam publicar a sua informação de solos na rede GS SOIL, foram identificadas ferramentas de código aberto (*open source*) de SIG, vulgo GeoFOSS, que serão igualmente adaptadas aos requisitos do INSPIRE. Cada provedor de dados que participa na rede GS SOIL poderá optar por utilizar a totalidade ou parte desses componentes e ferramentas, a fim de complementar os seus serviços existentes ou eventualmente usar a totalidade do pacote de ferramentas caso não possua já uma infra-estrutura de serviços. Em qualquer das situações não existe limitação grau de distribuição dos componentes e ferramentas. De notar que os componentes distribuídos InGrid©, depois de estendidos, poderão também ser utilizados pelos referidos provedores.

Pesquisas e Manipulação de Metadados

O portal central permite a pesquisa sobre metadados ISO 19115/19119 com perfil INSPIRE e GS SOIL (cujo desenvolvimento está em curso) sendo os resultados apresentados aos utilizadores de forma classificada e categorizada através de listas de resultados partilhados.

O catálogo de metadados da infra-estrutura GS SOIL terá uma abordagem bipartida, i.e. com utilização de pesquisas no catálogo central e pesquisas distribuídas em tempo

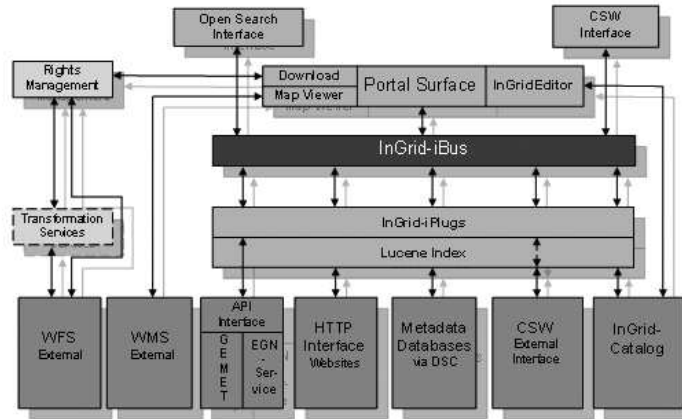


Ilustração 2. Arquitectura do portal GS Soil (consórcio GS SOIL, 2009) (pt)
 Figure 2. GsSoil Portal Architecture (GSSOIL Consortium, 2009) (en)

real (*real time queries*) pelos catálogos da rede GS SOIL. No entanto, foi dada primazia ao catálogo central em detrimento das pesquisas distribuídas por estas últimas poderem degradar o desempenho em termos dos tempos de resposta (os catálogos externos podem não estar acessíveis por qualquer razão, os tempos de acesso têm grandes variações etc.), sem que seja possível evitar este tipo de situações pelo próprio portal central. Assim, o portal central contacta e recolhe periodicamente metadados através de serviços CSW (OGC *harvesting*) dos catálogos presentes na rede GS SOIL e preenche o catálogo central com os respectivos registos. A opção de pesquisas distribuídas em tempo real aplica-se, como excepção à regra, para os casos nos quais, por ressalva de direitos, não seja dada autorização para armazenar cópias dos registos de metadados fora do sistema de origem.

Para uma maior comodidade na criação e manipulação de metadados, o portal central GS SOIL disponibiliza um editor sobre browser, estendido a partir do editor InGrid© para suportar o perfil de metadados GS SOIL. Este editor (e respectivo catálogo) poderá ser distribuído (instalado) pelos provedores de dados da rede GS SOIL de forma a gerir e publicar os respectivos recursos próprios.

Harmonização ao nível dos Perfil de Dados

A problemática relativa aos dados é semelhante aos metadados no que concerne à sua harmonização, publicação e consumo; e uma vez mais a normativa INSPIRE será utilizada para garantir a interoperabilidade semântica entre os diversos componentes e serviços da rede GS SOIL. O standard GML (ISO 19136) será utilizado como esquema de base. Como a iniciativa INSPIRE ainda não abordou a temática dos Solos (esquema) no Anexo III, o projecto irá proporcionar a criação de um perfil de dados, incluindo a simbologia e normas de visualização (e.g. SLD), sendo o mais transversal possível e tendo como base os dados disponibilizados pelos diversos provedores que participam no projecto. Devemos sublinhar que outros projectos europeus que abordam a mesma problemática de harmonização de dados (por exemplo oneGeology e eWater) estão a ser utilizados como referências.

Serviços de Visualização, Transformação e Descarregamento

Os recursos (dados) sobre solos são acedidos através dos resultados apresentados no portal (com apontador para o recurso, vulgo URL) e no caso específico de representarem serviços geo-espaciais, compatíveis com as normas *OGC Web Mapping Services (WMS)* e *Web Feature Services (WFS)*, o portal GS SOIL disponibiliza um cliente para fins de visualização, descarregamento e manipulação geográfica desses dados (vulgo cliente de mapas).

Para garantir que o portal do GS SOIL seja capacitado para a visualização de dados sobre solos, de forma harmonizada, no entanto de um vasto número de sistemas de fonte por si heterogéneos, é necessário recorrer a processos de transformação através dos quais os dados na estrutura original são adaptados ao esquema de solos do GS SOIL. Para atingir este fim, o GS SOIL irá utilizar uma implementação do serviço de transformação conforme recomendado pelo INSPIRE ao nível do *WPS – Web Processing Service*. Este serviço encarregar-se-á em primeiro lugar de efectuar a transformação entre esquemas de dados (do esquema do provedor de dados para o perfil GS SOIL), mas também não descurará as típicas transformações entre sistemas de coordenadas (*WCST – Web Coordinate Transformation Service*) e eventualmente outro tipo de transformações (e.g. traduções).

O serviço de transformação, na vertente da harmonização de esquemas de dados (e simbologia) e segundo as recomendações INSPIRE poderá ser implementado de forma tripartida tendo cada uma das soluções os seus prós e contras. A primeira aproximação será a utilização do serviço de transformação de forma independente (*loosely coupled*); nesta opção o serviço é chamado a intervir no processo de descarregamento de dados, entre o provedor de dados e o portal GS SOIL. A segunda aproximação utiliza o serviço de transformação como parte integrante (*closely coupled*) do portal (cliente) ou do provedor de dados (servidor), sendo que os dados serão transformados “à chegada” ou “à partida”, respectivamente. A terceira alternativa implica que os dados são transformados em processos de *back-office* no sistema do provedor de dados, pelo que estes últimos serão servidos ao portal já transformados.

De forma geral podemos classificar as duas primeiras alternativas como utilizando transformações em tempo real (*on-the-fly*) e a última alternativa como sendo um processo assíncrono de *back-office*. No que respeita aos prós e contras, as soluções em tempo real podem ser vantajosas pois não obrigam o provedor de dados a “modificar” os dados nos seus repositórios, mas apresentam como principal revés a performance do serviço directamente indexada ao tamanho dos dados a processar. A solução *back-office* tem como principal atractivo a rapidez dos serviços (portal - provedor) uma vez que os dados são trocados já no perfil GS SOIL. No presente momento ainda não foi tomada uma decisão quanto à opção melhor (está em curso uma análise a amostras de dados de diversos provedores com respectivos testes).

No que concerne a questões de segurança / gestão de direitos na infra-estrutura tecnológica GS SOIL, o projecto propõe-se utilizar um conjunto de pacotes de software aberto do projecto 52° North que implementam os componentes WAS (*Web Authentication Service*) / WSS (*Web Security Service*) / WSC (*Web Security Client*), formando em conjunto a camada de segurança da rede GS SOIL. Esta aproximação permite implementar lógicas de controlo de acessos a serviços e dados espaciais pelo que estará conforme a filosofia INSPIRE para a camada GeoRM.

Cenários de Integração

Como já referido, os provedores de dados podem utilizar as ferramentas GeoFOSS e componentes GS SOIL de acordo com as suas necessidades. Foram identificados dois grandes cenários de integração:

1. O provedor de dados não tem nenhuma infra-estrutura de software para publicar os seus dados e metadados. Existem as seguintes opções:
 - a. Utilização da totalidade dos componentes do portal GS SOIL (InGrid®),
 - b. Utilização da totalidade dos componentes e ferramentas GeoFOSS a desenvolver/personalizar,
 - c. Utilização de uma combinação de componentes do portal GS SOIL e das ferramentas GeoFOSS. Ex: catálogo e editor InGrid® em conjunção com o motor cartográfico e visualizador de mapas GeoFOSS.
2. O provedor de dados já disponibiliza serviços a partir da sua infra-estrutura mas não possui a totalidade dos componentes necessários. Ex: disponibiliza serviços de visualização WMS para dados de solos, mas não possui um catálogo de metadados para registo de recursos, i.e. registo dos seus serviços WMS, WFS, etc. Apresentam-se as seguintes opções:
 - a. Deverão ser analisados e avaliados quais os serviços e tipos de software utilizados e versões correspondentes de modo a garantir a conformidade com a iniciativa INSPIRE (dados e metadados). O provedor poderá manter aqueles que se encontram já em conformidade.
 - b. O provedor de dados receberá os componentes em falta e/ou substituirá aqueles que não estão conforme (ou não suportam) as regras de implementação da iniciativa INSPIRE. Neste caso a aproximação será semelhante ao descrito no cenário 1.
 - c. No caso em que nenhum dos serviços do provedor de dados possa ser substituído (por qualquer razão, mesmo considerando que o provedor não aceita modificações na sua infra-estrutura), então as opções são:
 - i. Poderá ser avaliada a possibilidade de personalização das ferramentas GeoFOSS especificamente para esse provedor de dados ou em alternativa a personalização do seu software. Esta opção não é exequível em virtude da impossibilidade de abranger (no decurso do projecto) todos os tipos de software que possam existir nos diversos provedores de dados.
 - ii. O provedor de dados não será incluído na rede GS SOIL através do seu catálogo, i.e. o catálogo não é compatível e por conseguinte o portal central GS SOIL não poderá efectuar processos de recolha de metadados (*harvesting*) e/ou pesquisas remotas. Nesta situação os serviços (recursos) desse provedor de dados podem ser inseridos/declarados directamente no catálogo central do portal GS SOIL. Desta forma, esses mesmos recursos podem ainda ser encontrados e acedidos na rede GS SOIL.
 - iii. Por último, e como recurso, ainda poderá ser possível publicar os dados usando os serviços WMS/WFS centrais do portal GS SOIL (e também catalogá-los no catálogo central GS SOIL). Desta forma, os provedores de dados não terão necessidade de modificar as suas actuais infra-estruturas, continuando a ser possível encontrar e aceder a dados e metadados, via serviços centrais do portal GS SOIL.

Semantic Network Service (SNS)

A existência de um Thesaurus e um Gazetteer, que englobe a maioria dos termos e nomes de localizações nas linguagens de toda a Europa, é um objectivo comum da directiva INSPIRE de promover estas integrações com outros projectos de forma a garantir uma plataforma comum de interoperabilidade (semântica) dos dados. A implementação do sistema do PortalU® (Portal de Informação Ambiental Alemão) recorre ao serviço semântico SNS (Semantic Network Service da Alemanha) para oferecer estas funcionalidades e dar suporte à classificação de recursos ao portal (e por conseguinte aos utilizadores e administradores do portal).

Sendo que o serviço SNS contém na sua grande maioria léxico em língua alemã (e muito pouco em língua inglesa) e dado o requisito para o GS SOIL de abranger o maior número de idiomas europeus, o consórcio GS SOIL decidiu escolher os serviços de Thesaurus GEMET (da EEA - *European Environment Agency*) e os serviços de Gazetteer do projecto EuroGeoNames (eContenplus) para integração no portal e rede GS SOIL.

Em ambos os casos, a escolha foi fundamentada pela abrangência europeia da informação existente nesses sistemas, por serem serviços de entidades europeias e/ou resultados de projectos europeus e também por cumprirem os standards requeridos para o projecto GS SOIL. Espera-se também que os serviços de thesaurus GEMET e do gazetteer EuroGeoNames possam ser integrados no portal central INSPIRE GeoPortal do JRC. O projecto GeoNames foi seleccionado como medida de precaução e eventual alternativa ao EuroGeoNames, uma vez que o último é ainda recente e ainda não disponibiliza o volume de dados de cobertura europeia requerido pelo projecto GS SOIL, pelo menos a curto prazo. O plano do EuroGeoNames aponta para o período entre 2009 e 2012 para a integração dos diversos países membros na sua base de dados.

A implementação da integração do novo serviço semântico, thesaurus e gazetteer, está actualmente em execução. Vide o quadro seguinte para mais detalhes de índole técnica.

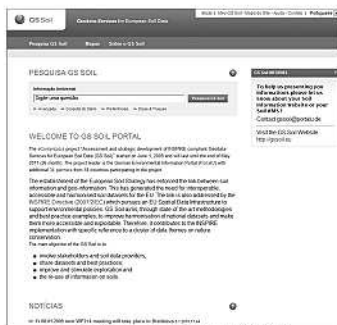
Evolução da infra-estrutura e da rede do GS-SOIL

No passado mês de Janeiro 2010 ocorreu uma importante etapa do projecto GS SOIL com a entrega da versão protótipo da infra-estrutura do portal GS SOIL (<http://gssoil-portal.eu>). Esta entrega incluiu também a integração beta do serviço semântico (acesso ao thesaurus GEMET e gazetteer EGN) bem como a activação de alguns serviços (CSW, WMS e WFS) de rede com dados simplificados sobre solos.

As imagens abaixo pretendem dar uma visão actual do Portal GS SOIL e ferramentas GeoFOSS, através da captura de alguns ecrãs dos diversos componentes desses sistemas.

Tabela 1. Identificação dos componentes do serviço semântico. (pt)
 Table 1. Semantic service component identification. (en)

	GEMET	EuroGeoNames	US GeoNames
Tipo serviço	Thesaurus Web service	WFS-G Gazetteer Web Service	Geographical Database of locations BETA WFS-G Gazetteer Web Service
Interface	HTTP GET	HTTP POST	HTTP GET
Mensagens	JSON	XML WFS-G	XML ou JSON BETA XML WFS-G
Observações	Possibilidade de criar um repositório local com os ficheiros XML RDF descarregados a partir do site da EEA	Possui acesso anónimo (grátis) e controlado (pago após termino do projecto GS SOIL). O serviço anónimo disponibiliza actualmente menor quantidade de informação ao nível europeu bem como um limite no número de pedidos diários.	Implementa um interface / mensagem do tipo WFS-G (standard gazetteer) ainda em fase BETA. Possui uma abrangência de localizações a nível mundial.



Página de entrada do Portal GS SOIL



Exemplo de uma página de resultados de uma pesquisa



Exemplo da ferramenta de catálogo GeoNetwork com resultados de pesquisa (metadados)



Exemplo da ferramenta de catálogo GeoNetwork no acesso a um recurso de mapas (cliente Intermap e servidor GeoServer)

Ilustração 3. Exemplos de interfaces e ferramentas da primeira versão do portal GS SOIL. (pt)
 Figure 3. Sample GUI's of GsSoil Portal and 1st version of Open Tools. (en)

A evolução da infra-estrutura GS SOIL passa pela entrega e activação das ferramentas GeoFOSS para provedores de dados em meados deste ano (2010). Nesta etapa prevê-se a disponibilização de informação adicional de solos tendo como base os perfis provisórios de metadados e dados. Na mesma altura, o portal central GS SOIL estará também disponível com suporte provisório no consumo dos serviços de rede dos provedores de dados (via ferramentas GeoFOSS, componentes GS SOIL ou infra-estrutura própria), principalmente serviços CSW, WMS e WFS. Sublinhamos neste enquadramento que as ferramentas *open source* GeoFOSS serão a aplicação prática das mais recentes regras de implementação da directiva INSPIRE. Estas poderão servir de base tecnológica para os outros projectos que envolvam outros temas dos Anexos da rede INSPIRE, uma vez que cumprem maior parte dos standards envolvidos no contexto da directiva INSPIRE.

Até ao final do projecto, em meados de 2012, os provedores de dados sobre solos continuarão a ser integrados progressivamente na rede GS SOIL, adaptando a sua informação (via serviços de transformação ou mesmo nativamente) ao perfil GS SOIL; perfil este que também evoluirá ao longo do projecto através das tarefas associadas aos respectivos pacotes de trabalho. No mesmo sentido, as ferramentas GeoFOSS e o portal GS SOIL (em menor extensão) continuarão a ser personalizados no contexto da contínua integração dos diversos provedores de dados.

GS SOIL (ASSESSMENT AND STRATEGIC DEVELOPMENT OF INSPIRE COMPLIANT
GEODATA-SERVICES FOR EUROPEAN SOIL DATA)

C. FIGUEIREDO¹, M. DE C. GONÇALVES², G. REVEZ¹; R. MARTINS¹, D. TILSNER¹

¹EDISOFT, S.A.

Rua Quinta dos Medronheiros – Lazarim, Apartado 382 - Monte da Caparica,
2826-801 CAPARICA, Portugal, e-mail: edisoft@edisoft.pt

²Instituto Nacional dos Recursos Biológicos, I.P.

Quinta do Marquês, Av. Da República, 2784-505 Oeiras - Portugal

Keywords: INSPIRE – Annex III theme SOIL, metadata, portal, ferramentas open-source, GeoFOSS

This paper presents the GS SOIL project, which is currently running under the eContemPlus European program. The overall project objectives are described, focusing on the contribution and adoption of the INSPIRE directive, in the soil thematic area (Annex III), by the EU countries. This document also presents the results and outcomes of the project after the first 9 months of execution, with special focus on the conceptual architecture of the GS SOIL infrastructure, composed by a Portal and a set of open tools and services made available to the soil community, intended to allow the sharing of soil data among the EU member states. (en)

KÖRNYEZETI EREDETŰ *PSEUDOMONAS AERUGINOSA* TÖRZSEK VIRULENCIÁJÁNAK VIZSGÁLATA

KASZAB Edit, PÉK Nikoletta, FARKAS Milán, KRISZT Balázs, SZOBOSZLAY Sándor

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: szoboszlai.sandor@kti.szie.hu

Kulcsszavak: mikrobiális ökológia, *Pseudomonas aeruginosa*, környezetbiztonság, virulencia, hemolízis

Összefoglalás: Természeti környezetünkben számos opportunistá patogén mikroorganizmus él, mely fajok esetleges humán-egészségügyi kockázatainak csupán napjainkban szentelnek nagyobb figyelmet. Ilyen fakultatív patogén kórokozó a *Pseudomonas aeruginosa* baktérium, mely széleskörű katabolitikus potenciálja révén számos szerves szennyezőanyag lebontására képes. Szénhidrogénnel szennyezett földtani közegben, illetve felszín alatti vízben a szennyeződéshez adaptálódva akár egy esetleges fertőzéshez elegendő sejtszámot is elérhet. Vizsgálataink rávilágítanak, hogy a környezeti mintákból (elsősorban talajból és talajvízből) származó *P. aeruginosa* baktériumtörzsek szennyezett területek esetében széles körben elterjedtek, sőt a talaj mikrobiótájának domináns tagjává is válhatnak. Képesek továbbá a klinikai izolátumokhoz hasonló, vagy azt meghaladó intenzitású hemolitikus aktivitás kifejtésére, azaz a vörösvértestek károsítására, mely tulajdonság közvetlen virulencia faktornak tekinthető. Megállapítottuk, hogy a környezeti és klinikai eredetű törzsek hemolízis szempontjából nem különíthetők el, azaz a környezeti izolátumok egészségügyi kockázata feltehetően nem marad el a klinikai környezetben tapasztaltaktól. Izolátumaink Magyarország változatos tájegységeiről, legtöbb esetben erősen bolygatott, emberi hatásnak kitett közegből származtak, így az opportunistá kórokozó mikroorganizmusok jelenléte és intenzív felszaporodása közvetve bár, de emberi tevékenységnek tulajdonítható. Ezen hatások kiküszöbölése, a patogén mikroszervezetek szénhidrogénnel szennyezett közegben való elterjedésének megakadályozása környezetvédelmi és mikrobiális ökológiai szempontból egyaránt a jövő fontos feladata.

Bevezetés

Napjainkban a kőolajipari energiahordozók széleskörű felhasználása során számos havária esemény történhet, melyek révén természeti környezetünk állapotában drasztikus változások következnek be. A szénhidrogének nem ismeretlenek a bioszféra tagjai számára, hiszen a mikroorganizmusok a kőolajra jellemző bonyolult vegyületek degradációjában már a prekambrium óta közreműködnek (SZABÓ 1989). Elmondható ugyanakkor, hogy a kőolaj típusú szervesanyagok geológiai léptékű időszakok óta nem vesznek részt a természetes szén körforgalmában, így környezetbe kerülésük esetén természetes úton történő degradációjuk igen lassú és rossz hatásfokú (FARKAS 1998). A szénhidrogén típusú környezetszennyezések által érintett kárhelyek speciális, extrém élőhelyet jelentenek a földtani közeg és a felszín alatti víz mikrobiótáját alkotó mikroszervezetek számára, hiszen a szennyezőanyagok jelenléte a közösség tagjaira szelekciós nyomást fejt ki. Ennek hatására szakirodalmi adatok alapján a kőolaj származékokkal szennyezett kárhelyeken a mikrobiális közösség diverzitása csökken, mellyel egyidejűleg a kimutatható és tenyészthető mikroorganizmusok sejtszáma magasabb, mint a kontrollként vizsgált, nem szennyezett közegben (SAUL et al. 2005). Az adaptációra képes mikroszervezetek tehát a mikrobiális ökoszisztémában megüresedett niche kihasználásával képesek lehetnek a földtani közeg, illetve felszín alatti víz mikrobaközösségeinek domináns tagjaivá válni.

Az ökoszisztéma természetes egyensúlyának drasztikus eltolódását a spontán módon

lezajló változások mellett a különböző kármentesítési eljárások is befolyásolják, melyek révén az adott terület mikrobiótája további átalakulásokon mehet keresztül (SZOBOSZLAY et al. 2002). A fizikai és kémiai eljárások közvetett módon fejtik ki hatásukat a felszín alatti közegek mikrobaközösségére, ám a mind gyakrabban alkalmazott biológiai (más néven bioremediációs) módszerek esetében a mikrobaközösség szennyezéshez történő adaptációját közvetlen módon igyekeznek befolyásolni. A biológiai beavatkozások optimális esetben hatékony és környezetbarát megoldást jelenthetnek a szénhidrogén szennyezések megszüntetésére, alkalmazásuk során azonban kiemelt kockázati tényezőként kell kezelni a szénhidrogénbontásra képes, ugyanakkor patogén mikroszervezetek nem kívánt felszaporodását a szennyezett területen. A hazai jogi szabályozás [16/2002 (IV.10.) EÜM rendelet] előírja, hogy mikrobiológiai készítmény nem tartalmazhat humán-, állat-, illetve növényegészségügyi szempontból káros, fertőző mikroszervezeteket, ám a jogszabályi előírások betartása és a legnagyobb elővigyázatosság mellett is előfordulhat, hogy a szénhidrogénbontásra képes mikroszervezetek között spontán módon megjelennek humán patogén mikroorganizmusok, mint például a vizsgálatunk szempontjából jelentős *Pseudomonas aeruginosa* faj.

A *P. aeruginosa* opportunista mikroszervezet, mely egészséges szervezetben ritkán okoz megbetegedést. Klinikai körülmények között régóta ismert és vizsgált baktériumfaj, a kórházi (nozokomiális) Gram-negatív, nem fermentáló baktériumok közül az egyik legjelentősebb kórokozó (LOSONCZY 2001). Humán egészségügyi jelentőségét jelzi, hogy a bizonyítottan a *P. aeruginosa* valamely törzsének tulajdonítható szeptikus fertőzések esetében a halálozási arány meghaladja az 50%-ot (ZAVASCKI et al. 2008). Az Országos Epidemiológiai Központ adatbázisából tájékozódva elmondható, hogy a *P. aeruginosa* hazai viszonylatban is kiemelt jelentőséggel bír: a szeptikus fertőzések 13%-áért és a légúti fertőzések jelentős hányadáért felelős (EPINFO 2008). Számos törzse esetében igazolt, hogy hajlamos multirezisztenciára, azaz kettő, vagy több antibiotikum hatóanyag csoporttal szembeni ellenálló képességre, mely egy esetleges fertőzés esetén a kezelést nagymértékben megnehezíti (BARCS 2001).

A *P. aeruginosa* faj kórházon kívüli környezetben is gyakori, ubikviter mikroszervezet, mely megtalálható folyókban, patakokban, víztározókban, házi szennyvízben (NÉMEDI et al. 1998), de jelen lehet talajban, felszín alatti vízben és élő szervezetekben is. A talajban élősejt-száma általában nem éri el a fertőzési kockázat szintjét; a környezetből való kitenyészhetőségi gyakorisága alacsony (GROBE et al. 1995). Kivételt képeznek ez alól a szénhidrogénnel szennyezett területek, melyek esetében a szerves szennyezőanyagok széles skálájának lebontására képes *P. aeruginosa* faj az egyik leggyakrabban kimutatható baktérium (RIDGWAY et al. 1990).

Témánk aktualitását az a tény adta, hogy a tudományos közvélemény egészen napjainkig külön kezeli a klinikai és környezeti eredetű *P. aeruginosa* izolátumokat és nem fordít figyelmet a környezeti eredetű baktériumtörzsek megbetegítő képességének vizsgálatára. Ezen izolátumok esetleges humán egészségügyi, valamint ökológiai kockázatára hívják fel a figyelmet ugyanakkor az alábbi tények:

1. A szénhidrogénnel szennyezett kárhelyeken tömegesen felszaporodó *P. aeruginosa* faj a talajvízáramlás segítségével élővizeket és ivóvízbázisokat veszélyeztethet.
2. A kórházon kívül szerzett, ép immunrendszer mellett és hajlamosító tényező nélkül leírt *P. aeruginosa* okozta megbetegedések száma egyre növekvő tendenciát mutat (ARANCIBIA et al. 2002).

3. A *P. aeruginosa* a mikrobiális közösség domináns tagjává válva képes lehet az esetlegesen virulenciáért (megbetegítő képességéért), valamint antibiotikum rezisztenciáért felelős génszakaszait átadni a mikrobióta egyéb tagjainak, így e tulajdonságok rezervoárjául szolgálhat (D'Costa et al. 2006).

A felsorolt szempontok alapján jelen munkánk célja szénhidrogénnel szennyezett környezeti mintákból izolált *P. aeruginosa* baktériumtörzsek izolálása és megbetegítő képességének megállapítása volt egy jellemző virulencia faktor, a hemolitikus aktivitás vizsgálata révén. A haemolysis (hemolízis) szó szerint vörösvértest feloldódást jelent, mely akkor jön létre, ha a fertőzést okozó baktérium által termelt hemolizin toxin hatására a vörösvértestek károsodnak és festékanyaguk, a hemoglobin kiszabadul a körülöttük levő térbe (BRENCSÁN 2006). A vörösvértest károsító hatásért felelős hemolizintől függően a hemolízisnek két alapvető típusát különböztetjük meg: α -hemolízis esetén a hemoglobin kiszabadulása mellett a vörösvértestek maguk még épek, míg a *P. aeruginosa* faj patogén törzseire is jellemző β -hemolízis során a vörösvértestek és a hemoglobin teljes feloldódása figyelhető meg (SZABÓ 1989, MILCH et al. 1996). A környezeti eredetű baktériumtörzsek hemolitikus aktivitásának megállapítása segítségével részletesebb képet nyerhetünk azok betegségkialakító képességéről, melynek révén potenciális humán egészségügyi és mikrobiális ökológiai kockázataik részletesebben is értékelhetővé válnak.

Anyag és módszer

Mintavétel

A szénhidrogénnel szennyezett biotópok *P. aeruginosa* tartamát talaj, felszín alatti, illetve felszíni víz, továbbá olajipari szennyvíz minták vételezésével és vizsgálatával mértük fel. A mintavételek 2002-2009 között történtek, mely időszak során 21 különböző helyszínről 48 *P. aeruginosa* törzset izoláltunk. A vizsgálatba vont kárhelyek mintázásához a vonatkozó Magyar Szabványokat vettük figyelembe (MSZ 21470-1: 1998, MSZ 21464: 1998). Talaj esetében a talajfűrővel kiemelt henger közepéből steril késsel/kanállal, vízminták esetében pedig sterilizett acél golyós mintavevővel vettük a mintákat, melyeket aseptikus körülmények között, steril mintatartó üvegekben szállítottuk a laboratóriumba.

A *P. aeruginosa* izolálásának és fajazonosításának módszerei

A *P. aeruginosa* faj kimutatását, valamint jellemző élősejtszámának megállapítását a vonatkozó Magyar Szabvány utasításai szerint hajtottuk végre (MSZ 21470-77:1988) szelektív és differenciáló táptalajokon történő tenyésztés útján. A bakteriális sejtszám meghatározására MPN (Most Probable Number) módszert alkalmaztunk (HIGHSMITH és ABSHIRE 1975).

A hemolízis vizsgálatok csak olyan törzsek esetében kerültek végrehajtásra, melyek hagyományos tenyésztéses vizsgálatok mellett molekuláris genetikai módszerekkel is igazoltan a *P. aeruginosa* faj képviselői voltak. A fajszerű azonosítást az úgynevezett PA-SS PCR reakció segítségével hajtottuk végre, melynek során a 16S rDNS V2 és V8 fajspecifikus alegységeinek kimutatását végeztük el PA-SS-F (5'-GGGGGATCTTCGGACCTCA-3') és PA-SS-R (5'-TCCTTAGAGTGCCACCCG-3') primerek felhasználásával, szakirodalmi forrás által meghatározott reakcióparaméterek mellett (ATZÉL et al. 2008).

Hemolitikus aktivitás vizsgálata

A hemolízis vizsgálata során defibrinált birkavérrel kiegészített Columbia véragar lemezekkel (Heipha-Diagnostica) dolgoztunk (23,0 g speciális tápanyag szubsztrát, 1,0 g keményítő, 5,0 g NaCl, 13,0 g bakteriológiai agar, 1000 cm³ desztillált víz, 5 v/v% defibrinált birkavér, pH: 7,3±0,2).

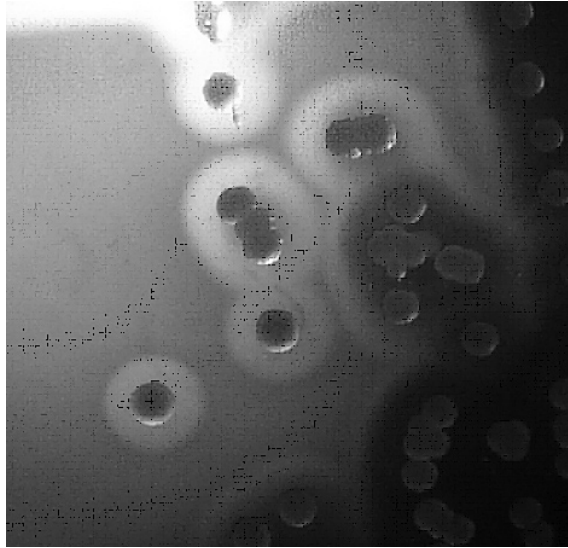
A véragar lemez felszínére fémkacsal, steril körülmények között rászélesztettük a vizsgálatba vont *P. aeruginosa* törzseket, majd 6, 22, illetve 48 órás, 37°C-on végzett inkubációt követően az átvilágított lemezekről leolvastuk az eredményeket. A vizsgálat során megfigyelhető volt a baktériumtörzsek növekedése, annak mértéke, illetve a hemolitikus aktivitás megjelenése, típusa és a hemolízis mértéke. A véragaron növekvő *P. aeruginosa* szintelen, fényes felszínű telepeket alkot (1. ábra). A patogén izolátumokra jellemző hemolízis azt jelenti, hogy a vörösvértestek felbomlanak, a baktériumtelepeket körülvevő térben megjelenik az áttetsző β -hemolízis zóna (2. ábra). A hemolitikus aktivitás értékelése során figyelembe vettük, hogy adott baktériumtörzs hány óra inkubációs idő elteltével volt képes növekedésre, illetve hemolitikus aktivitás kifejtésére az alkalmazott tápközegen, melynek megítélésekor a gyártó (Heipha-Diagnostica) utasításai alapján a 22 órás leolvasást tekintettük mérvadónak.

A hemolitikus aktivitás mértékének értékelésére ötfokozatú skálát alkalmaztunk az alábbi módon (lásd: 1. ábra, 2. ábra):

- nincs hemolízis
- +/- kétséges hemolízis
- + gyenge hemolízis
- ++ jól megfigyelhető hemolízis
- +++ intenzív hemolízis



1. ábra A *P. aeruginosa* növekedése Columbia véragar lemezen (22 h, 37°C)
Figure 1. Growth of *P. aeruginosa* on the surface of Columbia blood agar plates (22 h, 37°C)



2. ábra A *P. aeruginosa* β -hemolizise Columbia véragar lemezen (22 h, 37°C)
 Figure 2. β -haemolysis of *P. aeruginosa* on the surface of Columbia blutagar plates (22 h, 37°C)

Eredmények és megvitatásuk

A környezeti izolátumok esetében tapasztalt bakteriális növekedést és hemolitikus aktivitást 5, klinikai környezetből izolált, zömében sebfertőzésekből származó (tehát igazoltan humán patogén) *P. aeruginosa* törzs azonos körülmények között megállapított eredményeivel vetettük össze a klinikai és környezeti törzsek közötti összefüggések feltárása érdekében. Az összehasonlító klinikai izolátumok adatait, illetve a hemolitikus aktivitásukra vonatkozó eredményeket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat A klinikai eredetű *P. aeruginosa* törzsek származása, illetve növekedése, hemolitikus aktivitása Columbia véragaron

Table 1. The origin of clinical *P. aeruginosa* strains and their growth and haemolytic activity on Columbia blutagar

Törzs jele	Izolálás időpontja	Származási helye	Növekedés véragaron (22 h, 37°C)	Hemolízis véragaron (22 h, 37°C)
ATCC 27853 (NCAIM B 01876)	1971.	Emberi vér*	+	+
KPS-1	2004.	Emberi sebfertőzés**	+	+
KPS-2	2004.	Emberi sebfertőzés**	+	++
KPS-3	2004.	Emberi sebfertőzés**	+	+
KPS-4	2004.	Emberi sebfertőzés**	+	++

*Medeiros, Boston, USA

**Országos Közegészségügyi Központ – Országos Környezetegészségügyi Intézet, Budapest

A vizsgálatba vont *P. aeruginosa* törzsek származását, a környezeti mintákban tapasztalt jellemző élősejtszámát, valamint a patogenitás vizsgálatok során tapasztalt bakteriális növekedés és hemolitikus aktivitás mértékét a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat A környezeti eredetű *P. aeruginosa* törzsek származása, jellemző élősejtszáma, illetve növekedése, hemolitikus aktivitása Columbia véragaron
Table 2. The origin and representative cell counts of environmental originated *P. aeruginosa* strains and their growth and haemolytic activity on Columbia blutagar

Törzs jele	Minta jellege	Minta-vétel idő-pontja	Minta származási helye	A minták összes alifás szénhidrogén tartalma (mg/kg; $\mu\text{g}/\text{dm}^3$)	<i>P. aeruginosa</i> szám/ml, g minta	Növekedés véragaron (22 h, 37°C)	Hemolízis véragaron (22 h, 37°C)
P2	Talajvíz	2002.	Diósd	n.d.	n.d.	-	-
P9	Talajvíz	2003.	Diósd	n.d.	n.d.	-	-
P10	Talajvíz	2003.	Diósd	n.d.	n.d.	+	-
P11	Talajvíz	2003.	Diósd	n.d.	n.d.	+	-
P14	Talaj	2003.	Tököl	n.d.	10	+	+/-
P15	Talaj	2003.	Tököl	n.d.	1000	+	++
P16	Talaj	2003.	Tököl	n.d.	100	+	+/-
P17	Talaj	2003.	Tököl	n.d.	1	+	+
P18	Talaj.	2003.	Tököl	n.d.	100	+	+/-
P22	Talaj	2003.	Túrkeve	11300	10	+	+
P28	Talaj	2003.	Polgár	6630	10000	+	+
P29	Talaj	2003.	Polgár	2310	100	+	+
P30	Talaj	2004.	Szabadszállás	n.d.	1000	+	-
P31	Talajvíz	2004.	Komádi	n.d.	10	+	+++
P32	Talajvíz	2004.	Komádi	n.d.	10	+	++
P33	Talaj	2004.	Tököl	n.d.	10	+	+++
P35	Talajvíz	2004.	Szabadszállás	78500	100	+	++
P36	Talajvíz	2004.	Szabadszállás	7220	1000	+	+++
P37	Talajvíz	2004.	Szabadszállás	3440	10	+	+
P38	Talaj	2004.	Ópusztaszer	n.d.	100	+	+
P39	Talaj	2004.	Algyő	n.d.	10	+	+++
P42	Talaj	2005.	Mezőtúr	705	1000	+	+
P43	Talajvíz	2005.	Ópusztaszer	n.d.	29	+	+++
P45	Talajvíz	2005.	Budapest	-	4,3	+	-
P46	Talajvíz	2005.	Budapest	-	0,36	+	+
P49	Talajvíz	2005.	Bátonyterenye	n.d.	n.d.	+	+++
P50	Talajvíz	2005.	Bátonyterenye	n.d.	n.d.	+	+++

P53	Talajvíz	2006.	Zalaegerszeg I.	n.d.	n.d.	+	+
P62	Talajvíz	2006.	Szarvas	n.d.	2,3	+	-
P65	Talajvíz	2006.	Zalaegerszeg I.	6720	46	+	+
P66	Talajvíz	2006.	Zalaegerszeg I.	<50	2,3	+	++
P69	Talajvíz	2007.	Nagyszénás	n.d.	1100	+	++
P70	Talajvíz	2007.	Nagyszénás	<50	9,3	+	+++
P71	Talajvíz	2007.	Debrecen	n.d.	4,3	+	++
P76	Talajvíz	2007.	n.d.	n.d.	n.d.	+	+
P77	Talajvíz	2007.	Zalaegerszeg I.	n.d.	1,1	+	+
P78	Talajvíz	2007.	Szarvas	n.d.	240	+	++
P79	Talajvíz	2007.	Szarvas	n.d.	2,3	+	++
P83	Szennyvíz	2008.	Tiszaújváros	304	0,91	-	-
P84	Talajvíz	2008.	Zalaegerszeg II.	n.d.	n.d.	+	+
P109	Talajvíz	2008.	Siklós	n.d.	2,3	+	++
P110	Talajvíz	2008.	Siklós	n.d.	200	+	+++
P112	Szennyvíz	2009.	Zalaegerszeg II.	n.d.	0,91	+	++
P118	Felszíni víz	2009.	Tiszaújváros	n.d.	0,39	+	++
P119	Szennyvíz	2009.	Tiszaújváros	n.d.	24	+	+
P120	Szennyvíz	2009.	Tiszaújváros	n.d.	4,3	+	+
P124	Szennyvíz	2009.	Zalaegerszeg II.	n.d.	2,3	+	+
P125	Szennyvíz	2009.	Dunaújváros	n.d.	46	+	+

n.d. – nincs adat

A *P. aeruginosa* dominanciája szénhidrogénnel szennyezett mikrobiótában

A vizsgálatba vont környezeti minták eredményei alapján megállapítható, hogy a szénhidrogénnel szennyezett ökotópok jelentős hányadánál (66,6%) a tapasztalt *P. aeruginosa* sejtszám igen alacsony (10^0 MPN) volt és nem érte el a szakirodalom által meghatározott fertőzési kockázat szintjét, mely expozíciós útvonaltól függően 10^2 - 10^8 élősejtszám lehet (LIZEWSKI et al. 2002, FOK 2005). A további mintavételi pontok (33,3%) esetében azonban a vizsgálatba vont patogén mikroorganizmus sejtszáma 10^2 - 10^4 MPN közé esett, mely nagyságrend jelzi, hogy a *P. aeruginosa* faj a szennyezéshez adaptálódva a mikrobiális ökoszisztéma jelentős tagjává vált. Adaptációs képességét jelzi, hogy igen magas összes alifás szénhidrogén (TPH) koncentrációval jellemezhető környezeti minták esetében is képes volt akár 10^4 sejtszámot elérni (lásd 2. táblázat). Az általunk vizsgált környezeti minták tapasztalt élősejtszáma és az ismertetett fertőzési kockázat összevetéséről elmondható, hogy a Human Exposure to Soil Pollutants humánegészségügyi kockázatelemző modell (DURA et al. 2001) által talajra megállapított lehetséges napi bevitel (142 mg) szerint egy esetleges fertőzés az általunk vizsgált területeken 10^3 - 10^4 MPN sejtszám mellett már megvalósulhat.

A környezeti eredetű *P. aeruginosa* izolátumok hemolitikus aktivitása

Eredményeink szerint az összehasonlító klinikai törzsek már 6 óra inkubáció elteltével növekedést és hemolitikus aktivitást mutattak Columbia véragar lemezen, mely 22 órát követően jól megfigyelhetővé és intenzívvé vált a KPS-2 és KPS-4 jelzésű izolátumok esetében. A további három kórházi eredetű törzs (KPS-1, KPS-3, ATCC27853) a 22 órás inkubáció végére gyenge hemolízist mutatott.

A környezeti izolátumok vonatkozásában elmondható, hogy a vizsgált 48, környezeti mintából izolált törzs 93,7%-a mutatott növekedést Columbia véragaron és a törzsek 83,3%-a mutatott valamilyen mértékű hemolitikus aktivitást 22 óra elteltével. A növekedés és hemolízis az egyes környezeti törzseknél eltérő mértékű volt. 10,4%-uknál nem tapasztaltunk hemolízist, 35,4% esetében pedig a KPS-1, KPS-3, ATCC 27853 jelölésű klinikai törzsekhez hasonló szintű, gyenge hemolízis volt megfigyelhető. A környezeti izolátumok 22,9%-a az intenzíven hemolizáló kórházi törzsekhez (KPS-2, KPS-4) hasonló képet mutatott. Jelentős tény, hogy környezeti eredetű izolátumok 18,8%-ának hemolitikus aktivitása intenzitásában meghaladta az általunk vizsgált kórházi törzsek esetében tapasztalt értéket, azaz vörösvértest-károsító hemolizin termelésük mértéke feltehetően nagyobb, mint a bizonyítottan betegség kialakítására képes klinikai izolátumok esetében tapasztalt szint.

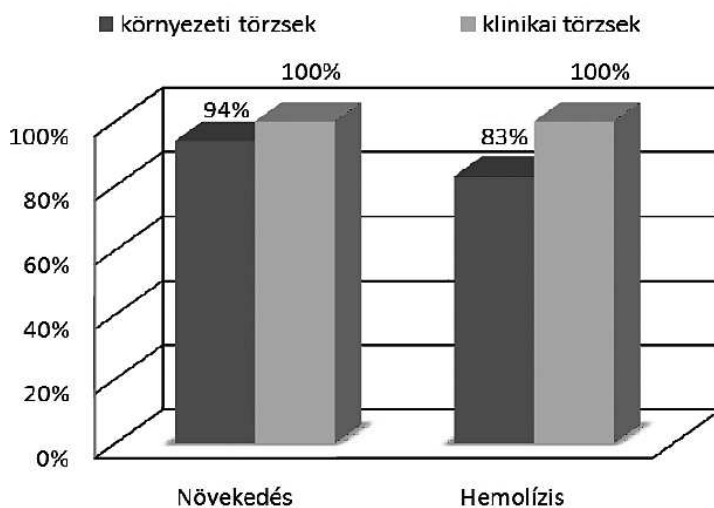
A klinikai és környezeti izolátumok véragaron tapasztalt növekedésében és hemolitikus aktivitásában mutatkozó különbségeket szemlélteti az 3. ábra, míg a környezeti törzsek hemolitikus intenzitásának eredményeit szemlélteti a 4. ábra.

Összességében megállapítható tehát, hogy a környezeti eredetű *P. aeruginosa* törzsek a vártnál jóval nagyobb arányban, 83,3%-ban mutattak hemolitikus aktivitást, vagyis eredményeink alapján a vizsgált törzsek közel 4/5-e képes a vörösvértesteket károsító aktivitásra, azaz kiválthat betegséget emberi és/vagy állati szervezetben.

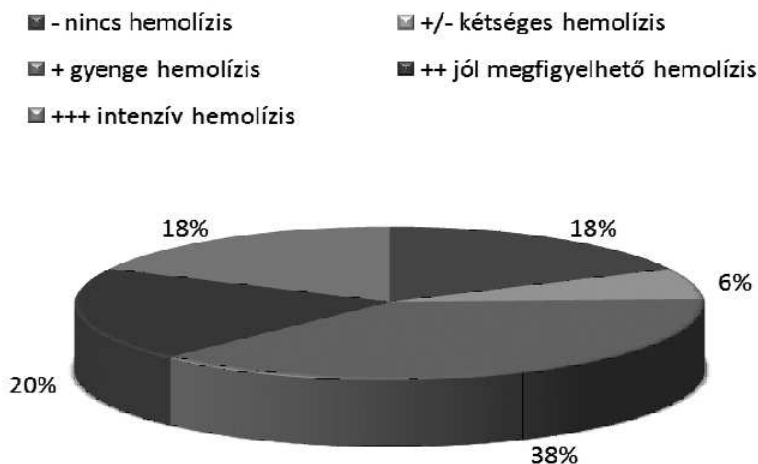
A vizsgálati eredmények alapján elmondható, hogy egy ismert virulencia faktor, a hemolitikus aktivitás vizsgálata alapján a patogenitásra utaló képességek szempontjából jelentős különbség nem figyelhető meg a hazai, szénhidrogénnel szennyezett területekről származó *P. aeruginosa* törzsek és a kórházi körülmények között izolált törzsek között. Ez a megállapítás összhangban van a szakirodalomban fellelhető, környezeti eredetű *P. aeruginosa* törzsekre vonatkozó kutatások megállapításaival (VIVES-FLÓREZ ÉS GARNICA 2006, ALONSO et al. 1999), melyek szerint a *P. aeruginosa* klinikai és környezeti mintákból gyűjtött izolátumai nem mutatnak jelentős különbséget patogenitás tekintetében. Míg azonban a fent említett szakirodalmi források csupán öt, illetve hét, környezeti eredetű izolátum bemutatása alapján vonták le ezt a következtetést, addig jelen munka keretében 48 db, 21 különböző helyszínről származó, hétéves intervallumban izolált törzsek eredményeit mutatjuk be, mely már reprezentatív számnak tekinthető. Eredményeink így átfogóbb képet adnak a patogenitásra utaló tulajdonságok környezeti elterjedtségéről.

A *P. aeruginosa*, mint a mikrobiális ökoszisztéma emberre veszélyt jelentő tagja

Vizsgálati eredményeink alapján megállapítható, hogy a *P. aeruginosa* baktériumfaj képes lehet a szénhidrogénnel szennyezett, speciális életterek mikrobiótájának domináns tagjává válni, és magas élősejtszámot elérni. Jelen munka keretében megállapítottuk, hogy a környezeti törzsek jelentős hányada (83,3%) rendelkezik olyan közvetlen virulencia faktorral, mely egy esetleges betegség kialakításában komoly kóroki szerepet játszik. Korábbi vizsgálataink során igazoltuk, hogy a *P. aeruginosa* faj környezeti



3. ábra A *P. aeruginosa* törzsek növekedése és hemolízise Columbia véragaron (22h, 37°C)
 Figure 3. Growth and haemolysis of *P. aeruginosa* strains on Columbia blutagar (22h, 37°C)



4. ábra A hemolitikus aktivitás mértékének megoszlása a környezeti eredetű *P. aeruginosa* törzseknél
 Figure 4. The scale of haemolytic activity of environmental originated *P. aeruginosa* strains

eredetű törzsei képesek lehetnek a klinikai izolátumokhoz hasonlóan kiterjedt, többszörös antibiotikum rezisztenciára, azaz multirezisztenciára (KASZAB et al. 2009), valamint kísérletes úton bizonyítottuk a faj környezeti és klinikai eredetű izolátumainak széleskörű szénhidrogénbontó képességét (KASZAB et al. 2006). E tulajdonságok együttes ismeretében megdőlni látszik az a feltételezés, miszerint az extrém környezeti tényezőkhöz való alkalmazkodás következtében a speciális élőhelyek viszonyaihoz idomulva olyan mértékű

specializáció menne végbe, mely egyes életképességgel, virulenciával, degradációs aktivitással, illetve antibiotikum rezisztenciával összefüggő tulajdonságok elvesztéséhez vezethetne. Megállapítható, hogy a szakirodalomban vázolt hipotézisek, melyek szerint az antibiotikum rezisztenciával rendelkező törzsek gyakran kevésbé életképesek (ANDERSON 1999), illetve néha kevésbé virulensek (ARRUDA et al. 1999) az általunk vizsgálatba vont környezeti és klinikai izolátumok esetében nem helytálló feltételezés.

A természetes mikrobaközösségre gyakorolt hatások tekintetében elmondható, hogy a *P. aeruginosa* faj esetében előforduló virulencia determinánsok, illetve az antibiotikum rezisztencia kódolásáért felelős génszakaszok gyakran a bakteriális genom olyan szakaszain helyezkednek el, melyek G+C összetétele eltér a bakteriális genom többi részén tapasztaltaktól. Ebből arra következtethetünk, hogy ezek a génszakaszok horizontális géntranszfer útján kerülhettek adott baktériumtörzs genetikai állományába (ALONSO et al. 1999). Joggal felmerül tehát annak a lehetősége, hogy a betegség kialakítására képes, esetlegesen többszörös antibiotikum rezisztenciával jellemezhető *P. aeruginosa* baktériumtörzsek a környezetben e tulajdonságok rezervoárjául szolgálhatnak, azaz átadhatják a kódolásukért felelős génszakaszokat a természetes mikrobióta tagjainak (D’COSTA et al. 2006). Amennyiben ez a feltételezés helytálló, a virulens és rezisztens környezeti izolátumok közvetlen és közvetett módon egyaránt veszélyeztethetik a humán egészséget, valamint a természetes mikrobiális ökoszisztéma összetételét és genetikai állományát is kedvezőtlen irányba befolyásolhatják. E kedvezőtlen hatások kiküszöbölésére javasolt a szénhidrogénnel szennyezett kárhelyek, mint az intenzív mikrobiális növekedés gócpontjainak folyamatos monitoringja, valamint a patogén mikroszervezetek kontrollja, illetve a jogszabályi előírások maradéktalan betartása. Az eredmények tükrében felülértékelendő a bioremediációs eljárásoknak az a módja, melynek során a szénhidrogén-szennyezések helyszínén a talajban élő természetes mikrobapopulációt szaporítják fel, illetve azonosítatlan oltóanyagot juttatnak ki.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunkat a Jedlik Ányos Program (OM 00120/2007), valamint a KMOP-2007-1.1.1 projekt támogatásával végeztük.

Irodalom

- ALONSO A., ROJO F., MARTÍNEZ J. L. 1999: Environmental and clinical isolates of *Pseudomonas aeruginosa* show pathogenic and biodegradative properties irrespective of their origin. *Environmental Microbiology*, 1: 421–430.
- ANDERSON, D. 1999: Fitness costs of resistance and genetic compensation. *Clinical Microbiology and Infection*, 5: 22.
- ARANCIBIA F., BAUER T. T., EWIG S., MENSA J., GONZALEZ J., NIEDERMAN M. S., et al. 2002: Community-acquired pneumonia due to Gram-negative bacteria and *Pseudomonas aeruginosa*: incidence, risk, and prognosis. *Archives of International Medicine*, 162: 1849–1858.
- ARRUDA, E. A., MARINHO, I. S., BOULOS, M., SINTO, S. I., CAIAFFA, H. H., MENDES, C. M., OPLUSTIL, C. P., SADER, H., LEVY, C. E., LEVIN, A. S. 1999: Nosocomial infections caused by multiresistant *Pseudomonas aeruginosa*. *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 20: 620–623.
- ATZÉL B., SZOBOSZLAY S., MIKUSKA ZS., KRISZT B. 2008: Comparison of phenotypic and genotypic methods for the detection of environmental isolates of *Pseudomonas aeruginosa*. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 211: 143–155.
- BARCS I. 2001: Rezisztencia problémák – probléma baktériumok. *Infektológia és Klinikai Mikrobiológia*, 8: 68–74.

- BRENCsÁN J. 2006: Új orvosi szótár. Medicina Könyvkiadó Rt, Budapest, p. 271.
- D'cOSTA V. M., McGRANN K. M., HUGHES D. W., WRIGHT G. D. 2006: Sampling the antibiotic resistome. *Science*, 311: 374–377.
- DURA Gy., GRUIZ K., László E., VADÁSZ Zs. 2001: Kármentesítési kézikönyv 3. Szennyezett területek részletes mennyiségi felmérése. Környezetvédelmi Minisztérium, Hungexpo Reklámügynökség, p. 128.
- EPINFO 2008: Magyarország 2006. évi járványügyi helyzete. Országos Tisztifőorvosi Hivatal, Budapest, 15: 31–108.
- FARKAS J. szerk. 1998: A mikrobiális ökológia alapjai. Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány, Miskolc, p. 58.
- FOK N. 2005: *Pseudomonas aeruginosa* as a waterborne gastroenteritis pathogen. *Environmental Health Review*, Winter: 121-130.
- GROBE S., WINGENDER J., TRUPER H. G. 1995: Characterization of mucoid *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from technical water systems. *Journal of Applied Bacteriology*, 79: 94–102.
- HIGHSMITH A. K., ABShIRE R. L. 1975: Evaluation of a Most-Probable-Number technique for the enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied Microbiology*, 30: 596–601.
- KASZAB E., BEDROS J. R., SZOBOSZLAY S., ATZÉL B., SZABÓ I., CSERHÁTI M., KRISZT, B. 2006: Problems with environmental safety on bioremediated sites. *Academic and Applied Research in Military Science - AARMS*, 5: 383–397.
- KASZAB E., KRISZT B., ATZÉL B., SZABÓ G., SZABÓ I., HARKAI P., SZOBOSZLAY S. 2009: The occurrence of multidrug resistant *Pseudomonas aeruginosa* on hydrocarbon contaminated sites. *Microbial Ecology*, online publication (DOI 10.1007/s00248-009-9551-7)
- LIZEWSKI S. E., LUNDBERG D. S., SCHURR M. J. 2002: The transcriptional regulator AlgR is essential for *Pseudomonas aeruginosa* pathogenesis. *Infection and Immunity*, 70: 6083–6093.
- LOSONCZY Gy. 2001: A klinikai epidemiológia alapjai – a nosocomialis fertőzések járványtana. Medicina Könyvkiadó Rt., Budapest, pp. 845–852.
- MILCH H., CZIRÓK É., HERPAY M. 1996: Hogyan támadnak a baktériumok? SubRosa Kiadó, Budapest, p. 71.
- NÉMEDI L., JÁNOSY L., ANDRIK P., KÁDÁR M. 1998: Közegészségügyi környezetbakteriológia. In: NÉMEDI L. szerk. 1998: Környezetbakteriológia. 2. (bővített) kiadás, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, pp. 149–247.
- RIDGWAY H. F., SAFARIK J., PHIPPS D., CARL P., CLARK D. 1990: Identification and catabolic activity of well derived gasoline-degrading bacteria from a contaminated aquifer. *Applied and Environmental Microbiology*, 56: 3565–3575.
- SAUL D. J., AISLABIE J. M., BROWN C. E., HARRIS L., FOGHT J. M. 2005: Hydrocarbon contamination changes the bacterial diversity of soil from around Scott Base, Antarctica. *FEMS Microbiology Ecology*, 53: 141–155.
- SZABÓ I. M. 1989: A bioszféra mikrobiológiája. Akadémia Kiadó, Budapest, p. 1555.
- SZOBOSZLAY S., SOLYMOsi J., LAUER J., ATZÉL B., SZABÓ I., KRISZT B. 2002: Environmental safety and biodegradation of hydrocarbons. 4th International Scientific Conference „Foreign Substances in the Environment”, Nitra, Slovakia, Proceedings, pp. 200–204.
- VIVES-FLÓREZ M., GARNICA D. 2006: Comparison of virulence between clinical and environmental *Pseudomonas aeruginosa* isolates, *International Microbiology*, 9: 247–252.
- ZAVASCKI A. P., BARTH, A. L., GOLDANI, L. Z. 2008: Nosocomial bloodstream infections due to metallo- β -lactamase-producing *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, online publication (DOI 10.1093/jac/dkn082)
- 16/2002 (IV.10.) EÜM rendelet a települési szilárd és folyékony hulladékkal kapcsolatos közegészségügyi követelményekről
- MSZ 21464: 1998. Mintavétel felszín alatti vizekből.
- MSZ 21470-1: 1998. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Mintavétel.
- MSZ 21470-77:1988 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Mikrobiológiai vizsgálatok.

VIRULENCE ASSAY ON ENVIRONMENTAL ORIGINATED STRAINS
OF *PSEUDOMONAS AERUGINOSA*

E. KASZAB, N. PÉK, M. FARKAS, B. KRISZT, S. SZOBOSZLAY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: szoboszlay.sandor@kti.szie.hu

Keywords: microbial ecology, *Pseudomonas aeruginosa*, environmental safety, virulence, haemolysis

Opportunistic pathogen microorganisms are widespread in our natural environment however, their presence as a risk factor to human health only recently has been reported. One of these pathogen bacteria is the species *Pseudomonas aeruginosa*. *P. aeruginosa* due to a wide-range of catabolic activities has the ability to degrade various organic contaminants. With its adaptability to contaminations *P. aeruginosa* is able to reach an infective dose in hydrocarbon polluted soil or groundwater. Our investigations show that *P. aeruginosa* is widespread in hydrocarbon contaminated samples (primarily in soil and groundwater) and is able to become the dominant species among soil communities. Moreover, environmental originated strains can reach or exceed the clinically experienced level of haemolytic activity, namely have the ability to damage erythrocytes that is a direct virulence factor. It was established that environmental and clinical originated strains of *P. aeruginosa* cannot be distinguished with regard to their haemolytic activity, therefore the possible health risk of environmental originated strains is not less than the clinically detected level. These strains were isolated from various regions of Hungary, mainly from fields that are under strong antropogenic effects. Therefore, the presence and intensive growth of these pathogenic microorganisms can be attributed to human activities indirectly. To eliminate of these harmful effects and to prevent of the spread of pathogenic microbes are important tasks for environmental protection and for microbial ecological purposes as well.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMENEK TÖRTÉNETE 1956 ÉS 1960 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI Csaba

SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1956–1960

Összefoglalás: a védett területek alapításának történetét az 1956 és 1960 között eltelt öt év áttekintésével folytatjuk. A cikkben közölt minden adat az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkozik. Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet Észtország alapította, melyek mindegyike védett természeti emlék volt. A területek többsége a III-as IUCN kategóriába tartozik (nemzeti emlékmű), de 107 különböző nemzeti kategóriával is találkozhatunk a kijelölt területek között. Magyarországról 12 védett természeti terület került fel az IUCN listájára, melyek mindegyike a természetvédelmi terület kategóriába tartozik. Megállapíthatjuk, hogy az előző öt évhez képest 1956 és 1960 között ismét növekedett az alapított védett területek száma, míg az előző öt évben 791-et, addig 1956 és 1960 között 1553-at alapítottak.

Előzmények

A védett természeti területek 1956-ot megelőző kijelöléséről már részletesen beszámoltunk (CENTERI ÉS GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, 2008b, CENTERI ÉS POTTYONDY 2009). Jelenleg az 1956-al kezdődő és 1960-al záródó időszakot vizsgáljuk. A megelőző időszakokban folyamatosan nőtt az alapított védett területek száma és nagysága, és az alapító országokhoz is egyre többen csatlakoztak. Kizárólag a világháborúk idején csökkent a növekedés üteme (CENTERI et al. 2008a).

Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek elérhetők a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján is (HTTP2). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). A védett területek gyakran nem egybefüggők, hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli, és nem a több részből álló területegységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több részterület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen cikksorozatunkban nem áll szándékunkban a részterületeket elemezni.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1956 és 1960 között) 1553 védett területet alapítottak (1. táblázat), 106 nemzeti kategóriában (2. táblázat), többségüket (60,3%) a legkisebb (0–99 ha) területnagyság-kategóriában (3. táblázat) és 82 országban (4. táblázat).

1. táblázat Az 1956 és 1960 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként
Table 1. The number of protected areas by IUCN categories founded between 1956 and 1960

<i>IUCN kategória</i>		<i>Alapított területek száma (db)</i>	<i>A kategóriák eloszlása (%)</i>	<i>Terület (ha)</i>	<i>Terület (%)</i>
Ia	vad terület	123	7,9	6908519	4,5
Ib	szigorú természeti rezervátum	9	0,6	625906	0,4
II	nemzeti park	213	13,7	9228558	6,0
III	nemzeti emlékmű	556	35,8	93746720	61,3
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	442	28,5	30789413	20,1
V	védett táj	167	10,8	8270038	5,4
VI	védett erőforrás területkezeléssel	43	2,8	3367346	2,2
Összesen:		1553	100,0	152936500	100

Az 1. táblázat alapján a legnagyobb számban alapított IUCN kategória a III-as (természeti emlék) volt 556 alapított területtel, míg az előző öt évben a IV-esből volt a legtöbb (CENTERI és POTTYONDY 2009). A III-as kategóriából került ki az összes alapított terület számának 35,8%-a, területének 61,3%-a. Ez az arány az előző öt évben kiegyenlítettebb volt. Akkor a IV-es kategóriából volt a legtöbb, de míg a területek száma 52,8%-a volt az összes alapított területnek, addig a terület ezt csak kis mértékben haladta meg 57,7 %-al (CENTERI és POTTYONDY 2009). A jelenlegi nagymértékű eltérés a darabszám és a területi kiterjedésben jelenthetné azt a felismerést, hogy egyes fajoknak nagyobb területre van szüksége a fennmaradáshoz, ezért nagyobb területeket hoztak létre, de a III-as kategória „természeti emlék”, nem elsősorban a fajvédelmet célozza. A legkedveltebb, leggyakrabban alapított kategória a III-as után a IV-es, majd a II-es volt.

Az egyes nemzeti kategóriák a korábban tárgyalt időszakokhoz hasonlóan sokfélék (2. táblázat). A védett területek kategóriarendszere az alapító országok helyi viszonyait tükrözik, amely tartalmaz politikai, szociális és gazdasági megfontolásokat is.

2. táblázat Az 1956 és 1960 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma
 Table 2 The number of protected land categories by national types founded between 1956 and 1960

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
Állami erdő	1	Nemzeti vadrezervátum	4
Állami felüldülési park	2	Regionális természeti park	2
Állami felüldülési terület	2	Részleges faunarezervátum	2
Állami park	29	Rezervátum	1
Állandó vadrezervátum	1	Szigorúan védett rezervátum	1
Biológiai rezervátum	1	Szigorúan védett természeti rezervátum	5
Egyezmény alapján kijelölt erdő	7	Tájképi szempontból kijelölt rezervátum	1
Elsődleges (Primeval) rezervátum	3	Tájpark	1
Erdőpark	8	Tájvédelmi terület	97
Erdőrezervátum	40	Tartományi park	27
Érintetlen esőerdő rezervátum	5	Természeti emlékmű	65
Faunarezervátum	19	Természeti emlékmű – geológiai	1
Fő védett terület	6	Természeti emlékmű – geomorfológiai	1
Halászati erőforrás-védelmi terület	3	Természeti rezervátum ¹	4
Integrált természeti rezervátum	1	Természeti rezervátum ²	212
Ismeretlen besorolású terület	7	Természetvédelmi terület	16
Kezelt rezervátum	2	Természetvédelmi törvény ³	3
Kezelt természeti rezervátum	1	Vadászati rezervátum	4
Közösségi legelő	9	Vadgazdálkodási terület	1
Kutatási természeti terület	1	Vadmadár rezervátum	14
Kvazi nemzeti park	5	Vadrezervátum ⁴	3
Madárrezervátum	1	Vadrezervátum ⁵	3
Magán természeti rezervátum	2	Vadvédelmi terület	2
Menedék	24	Vándormadár menedék ⁶	4
Nem-vadászati célú erdőrezervátum	1	Védelmi rezervátum	1
Nemzeti emlékmű	1	Védelmi terület	3
Nemzeti felüldülési célú terület	1	Véderdő	1
Nemzeti park	43	Védett helyszín	4
Nemzeti rezervátum	1	Védett táj	1
Nemzeti speciális vadvédelmi terület	4	Védett terület	1
Nemzeti természeti emlék	6	Víz alatti park	1
Nemzeti természeti rezervátum	67	Vízgyűjtő erdőrezervátum	1
Nemzeti történelmi park	1	Összesen:	791

¹Natural Reserve, ²Nature Reserve, ³Nature Conservation Law, ⁴Game reserve, ⁵Wildlife reserve, ⁶Migratory bird sanctuary

A kategóriák nagy száma jelzi a nemzetek természetvédelmi szemléletében rejlő különbségeket, a hasonló nevű kategóriák (pl. „nature reserve” és „natural reserve”, „game reserve” és „wildlife reserve”) pedig tovább erősítik ezeket. A nemzeti kategóriák elemzése is fontos adalékokkal szolgál. A 2. táblázatban azt láthatjuk, hogy a természeti rezervátumból alapítottak legtöbbször (212), ugyanakkor az átlagos alapítások száma a legtöbb kategóriánál 100 alatt van, illetve a sok nemzeti kategóriának köszönhetően az alapított kategóriák száma jellemzően 1 és 10 között van. Az egyes öt éves periódusokban számos olyan kategória van, amelyek közül az egyik öt éves periódusban alapítottak néhányat, majd a rákövetkező öt éves periódusban egyet sem. Ezzel párhuzamosan azonban olyan új kategóriák bevezetésére került sor, amelyek az előző öt évben nem fordulnak elő.

1956 és 1960 között új típusként alapított, az előző 5 évben hiányzó kategóriák: védett táj, természeti rezervátum (natural reserve), szigorú rezervátum, biológiai rezervátum, regionális park, állami felüdülési park, állami felüdülési terület, állandó vadrezervátum, egyezmény alapján kijelölt erdő, erdőpark, halászati erőforrás-védelmi terület, kutatási természeti terület, nem-vadászati célú erdőrezervátum, nemzeti felüdülési célú terület, nemzeti rezervátum, nemzeti speciális vadvédelmi terület, nemzeti természeti emlék, rezervátum, tájpark, természeti emlékmű – geomorfológiai, vadászati rezervátum, vadrezervátum (game reserve), vadrezervátum (wildlife reserve), vadvédelmi terület, védelmi rezervátum, vízgyűjtő erdőrezervátum.

1951 és 1955 között már megjelentek, de 1956 és 1960 között nem alapítottak a következő típusokból: park, parkút, regionális park, vadmenedék, zapovedne urotchische, zona de veda definitiva, részleges rezervátum, nemzeti csatatér, nemzeti természeti tájjelleg (landmark), nemzeti katonai park, botanikai rezervátum, állami rezervátum (reserve), állami rezervátum (reservation), regionális természeti emlék, területi park

A 3. táblázatban az 1956 és 1960 között alapított védett területek méret alapján történő csoportosítását láthatjuk.

3. táblázat Az 1956 és 1960 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása
Table 4. The number of protected lands by size founded between 1956 and 1960

<i>Terület nagysága (ha)</i>	<i>Alapított területek száma kategóriánként (db)</i>	<i>A területek eloszlása (%)</i>
0-99	937	60,3
100-999	235	15,1
1000-9999	211	13,6
10000-99999	125	8,0
100000-999999	41	2,6
1000000-	4	0,3
Összesen	1553	100

Az 1956 és 1960 között alapított legnagyobb védett természeti terület az Ansongo-Menaka (Maliból) Részleges Faunarezervátum volt 1750000 ha területtel. Több száz olyan kis terület lett kijelölve, amely a 0,1 ha-t sem éri el.

A vizsgált időszakban (1956–1960) Észtország járt az élen a védett területek alapításában 379 területtel (az előző 5 évben az NSZK volt az első 180 területalapítással). Észtországot követi Kanada 223 (az előző öt évben a 3. volt sorban) és NSZK 152 védett területtel. A védett területek alapításában résztvevő országokat és az általuk alapított védett területek számát a 4. táblázatban láthatjuk.

4. táblázat Az 1956 és 1960 között alapított védett területek országonként
Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1956 and 1960

Ország(ok)	Alapított területek száma	Ország(ok)	Alapított területek száma
Azerbajdzsán, Belize, Brunei Darussalam, Burundi, Kuba, Honduras, Irán, Izrael, Mauritius, Mongólia, Montserrat, Hollandia, Palau, Fülöp- szigetek, Románia, Samoa, Svájc, Togo, Trinidad és Tobago, Virgin-szigetek (U.S.)	1	Magyarország	12
		Örményország (Armenia)	14
		Madagaszkár	17
		Indonézia, Virgin- szigetek (angol)	19
Angola, Bahama-szigetek, Belgium, Burkina Faso, Kína, Kongó, Horvátország, Grúzia, Mexikó, Szlovákia	2	Lengyelország	21
		Finnország	22
		Malaysia	23
Bosznia és Hercegovina, Közép-Afrikai Köztársaság, Chile, Eritrea, Etiópia, Mali, Mozambik, Nigéria, Tádzsikisztán, Tanzánia, Türkmenisztán, Uganda	3	Guatemala	24
		Ausztria	33
		Lettország	40
		Ausztrália	48
Albánia, Belorusszia, Kolumbia, Jamaica, Kirgizisztán, Törökország, Venezuela	4	USA	49
		Egyesült Királyság	54
Dánia, Koreai Népi Demokratikus Köztársaság, Új-Kaledónia, Orosz Föderáció, Macedónia	5	Ukrajna	57
		Csehország	69
Fiji, Litvánia, Új-Zéland	6	Svédország	72
Bulgária, Szlovákia	7	NSZK	152
Brazília, India, Jugoszlávia	8	Kanada	223
Japán	10	Észtország	379
Argentína	11	Összesen:	1553

14 ország és 2 gyarmat van, amelyik korábban nem alapított védett területet, hanem ebben az öt évben csatlakozott az alapító országokhoz: Eritrea, Etiópia, Fiji, Honduras, Irán, Izrael, Koreai Népi Demokratikus Köztársaság, Mongólia, Montserrat, Mozambik, Palau, Samoa, Törökország, Új-Kaledónia, Virgin-szigetek (British), Virgin-szigetek (U.S.).

1956

Fiji első védett területe a Nadarivatu Menedék Rezervátum (ezen kívül még 2–2 természeti rezervátumot hozott létre 1958-ban és 1959-ben)

Palau első védett területe a Ngerukuid (Ngerukewid) Islands Preserve nevű vadrezervátum volt. Ezen kívül nem alapítottak másik területet ebben az öt évben.

Új-Keladónia a Plage de Magenta, a Rocher a la Voile és a Promenade Pierre Vernier nevű természeti emlékekkel csatlakozik az alapító országokhoz. Ezen kívül még egy természeti emléket alapítottak 1957-ben és egy speciális faunarezervátumot 1960-ban.

Az USA fennhatósága alá tartozó Virgin-szigeteken megalakul a Virgin Island Nemzeti Park.

1957

Irán első védett területe az Alborz-e-Markazy Védett Terület volt, és 1956 és 1960 között nem is alapított további védett természeti területeket.

Izrael is egyetlen védett területet alapított 1957-ben, a Me'arat HaTe'omim Természeti Rezervátumot. Jelentős különbség, hogy míg az iráni terület mindössze 705 ha volt, addig az izraeli 15 025 ha.

Mongólia is egyetlen védett területet hozott létre, a Batkhaan Természeti Rezervátumot.

1958

Etiópia első védett területe az Awash Nemzeti Park (ezen kívül még 1959-ben alapítottak két nemzeti parkot).

Samoa első védett területe a Mt. Vaea Botanical Reserve nevű természeti rezervátum volt, mégpedig kiemelkedő, 313 480 ha-nyi területen.

Törökország a Yozgat Camligi (Camlık) és a Karatepe-Aslantas Nemzeti Parkkal csatlakozott az alapító országokhoz. Ezen kívül még két nemzeti parkot alapított 1959-ben.

1959

Eritrea (3 területtel): Yob, Nakfa és Gash-Setit vadrezervátumokkal csatlakozott az alapító országokhoz.

Honduras első védett területe a Cusuco Nemzeti Park volt.

A Koreai Népi Demokratikus Köztársaság öt védett területet alapított 1959-ben, ebből három nemzeti park, kettő pedig természeti rezervátum státuszt kapott.

Megalakul Montserrat első védett területe, a Silver Hills Faunarezervátum.

A brit Virgin-szigetek 19 madármenedékkal lépett az alapító helyszínének körébe.

1960

Mozambik rögtön három területtel csatlakozik az alapító országokhoz, a Gorongosa Nemzeti Parkkal, valamint a Gilú és Niassa vadrezervátumokkal.

Külföldi védett területek alapítása

Tűzföldi Nemzeti Park, Argentína

A nemzeti park a dél-amerikai kontinens déli sarkában elhelyezkedő hasonló nevű szigeten található. 1520-ban Ferdinánd Magellán volt az első európai, aki erre hajózva meglátta ezt a területet, és a sok apró indián tűz láttán Tűzföldnek nevezte el. Ezt követően egyre több kalandor kereste fel a vidéket, és keveredett területi vitákba az őslakos indiánokkal. Ez hamarosan a kiirtásukhoz vezetett. A rendkívül hideg klímájú – a legmelegebb hónapban

is csak 8 °C átlaghőmérsékletű – de változatos területen az argentin kormány 1960-ban hozta létre a NP-ot. Havas hegyvidékek gleccserekkel, erdők, tőzegmohalápok, jégvájta fjordok jellemzik a vidéket. Legnevezetesebb fái a déli bükkök (*Notophagus* sp.), melynek számos fajtát találhatjuk a park területén (*N. betuloides*, *N. pumilla*, *N. antarctica*). Ma az előbbi fajok által alkotott erdők fokozott védelmet élveznek, és semmiféle erdőművelés nem folyik területükön. Problémát csupán a sikeresen, de meggondolatlanul betelepített kanadai hódok (*Castor canadensis*) jelentenek, amelyek felduzzasztva a patakok vizét, az elárasztott területeken a *Notophagus* fajokat mind kipusztították.

A fás szárú vegetáció zömét a zord és gyakran viharos klímához alacsony növéssükkel alkalmazkodó nyírfák alkotják. Helyenként nagy kiterjedésű füves területek váltják fel a fás vidéket. Rajtuk nagyszámú hegyvidéki lúd (*Chloephaga picta*) csipkedi az üde zöld füvet. Az utóbbi időben a farmerek tűzzel, vassal, méreggel igyekeztek csökkenteni féltett birkalegelőiket a libáktól, köztük a rótesfejű ludat is (*Chloephaga rubidiceps*), amely a kipusztulás szélére jutott. A farmerek ugyanakkor nem gondoltak arra, hogy a ludak elszaporodása éppen az ő áldatlan és folyamatos rókairtásuk eredménye, mert korábban a libák számát a Colpeo róka (*Dusicyon culpaeus*) szabályozták. De ugyanilyen balfogás volt az üregi nyulak (*Oryctolagus cuniculus*) betelepítése is, amelyek most már úgy elszaporodtak, hogy tényleg konkurensei a legelő birkának, mivel nincsen ellensége, amely féken tartaná. Annak ellenére, hogy a NP területén előfordul még a puma (*Felis concolor*) is, amely viszont inkább az ember nem járta területeket kedveli, szemben az üregi nyúllal, mely erre kevésbé érzékeny. Így aztán e két ragadozó nemigen csökkenti a nyulak számát. Az erdők lakója egy kisméretű szarvas, a „pudú” vagy déli törpeszarvas (*Pudu pudu*), mely ritkán kerül szem elé. A magas partok közé zárt patakok mentén, de még a csendesebb tengeröblökben is a nutria (*Myocastor coypus*) telepedett meg, mely kiváló gerezdnája miatt keresett vadászszákmány. A tengerpart szikláin és homokpadjain sörényes oroszánfókák (*Otaria byronia*) napoznak, míg helyenként a színes királypingvinek (*Aptenodytes patagonicus*) telepeit figyelhetjük meg. A szélfújta, füves tengerparton költi egyetlen fehér tojását a királyalbatrosz (*Diomedea epomorpha*).

Manyara-tó Nemzeti Park, Tanzánia

A Serengeti Nemzeti Park és a Kilimandzsáró Nemzeti Park között félúton fekszik a Manyara-tó. Nevét egy nedvességet kedvelő *Euphorbia* fajról kapta, mellyel a helyi lakosok a legelésző csordáktól védik a veteményeiket, a maszajok pedig sövényre nevelve karámot alakítanak ki belőle az állataiknak, ez a *manyara*. A 960m tengerszint feletti magasságban fekvő szikes Manyara-tó vízállása a Mbulku fennsík felől beleérkező kisvízfolyások vízhozamától függ. A víz nyugatról érkezik a Kelet-Afrikai árokrendszer szakadéka felől és önti el a tó vidékét. A szakadék és a tó nyugati része együttesen alkotja a 330 km²-es Manyara-tó Nemzeti Parkot kb. 1/3–2/3 arányban.

Az 1000m magas sziklafal gyönyörű háttérrel ad a rózsaszín törpe flamingóktól (*Phoeniconaias minor*) vöröslő, akáciaerdőkkel övezett tónak. Növénytan érdekesség a vad mangófa (*Tabernaemontana usambarensis*) és a dum-pálma (*Hyphaene ventricosa*). A tó közel 400 madárfaj (flamingó, pelikán, gólya, íbisz, kormorán, egyiptomi lúd stb.) otthona. A kilátás nemcsak a tó felől, de a sziklafal tetején húzódó útról is lenyűgöző. A parkban sok a pávián, a kékmajom (*Cercopithecus mitis*), a zebra, az impala, a víziló és a mongúz. Koronás darvakat (*Balearica pavonina*) is könnyű itt lencsevégre kapni.

Hazai védett területek alapítása

1956 és 1960 között 12 hazánkban alapított védett terület került fel az IUCN naptárba: a Velencei-tavi madárrezervátum, a Melegmányi-völgy (ma már nincs ilyen nevű), a Szemlőhegyi-barlang felszíni védőövezete, a Budai Sas-hegy, a Tatai Kálvária-domb, a Körmenyi-kastélypark, a Debreceni Nagyerdő, a Jeli Arborétum, a Kerecsendi-erdő, a Cégénydányádi-park, a Szomolyai-kaptárkövek és a Budapesti botanikus kert természetvédelmi területek.

A Szomolyai Kaptárkövek Természetvédelmi Terület

A természetvédelem története és a természetvédelem alapelveinek megértése szempontjából fontos a Szomolyai Kaptárkövek Természetvédelmi Terület megismerése. A szomolyai és a cserépváraljai kaptárkövek riolittufa alakzatai érdekes és misztikus példái a földtörténeti, a földtani és a kultúrtörténeti értékek keveredésének.

A Siroktól Sályig húzódó bükklábi 'övben' található az a több tucat riolittufából álló cukorsüveg alakú sziklatorony, amelynek kultúrtörténeti misztikussága vetekedik, de legalábbis megegyezik földtani értékével. A 20-10 millió évvel ezelőtt, három szakaszban lezajlott heves vulkáni tevékenység során a mélybeli magmakamrákból a hosszan elnyúló hasadékokon került a felszínre a vulkáni anyag. A robbanásos kitörések alkalmával keletkezett riolittufa helyenként 400-500 méter vastagságban rakódott le, gyülemlett fel. Az ország szinte minden területét érintő negyedkori – elsősorban a pleisztocén jégkorszakok alatti periglaciális helyzetből adódóan – felszínformáló, felszínnyaluló erők hatására lepusztuló riolittufából emelkedtek ki a jobban ellenálló sziklaalakzatok. A folyamatosan mélyülő térszín 'emelte egyre magasabbra' a később kaptárköveknek elnevezett tornyokat, amely jelenség a geomorfológiai inverzió egyik példája (1. ábra).



1. ábra A szomolyai kaptárkövek egy részlete (Fotó: Centeri®)
Figure 1. A detail of the Szomolya Hive-Stones (Photo: Centeri®)

A sziklatornyok falába vágott, szabályos alakú fülkék – más néven vakablakok – eredete máig sem tisztázott. Mindösszesen három teória ismert, amelyek szerint vagy az ideérkező honfoglaló törzsek pogány rítusait, illetve kultikus szokásait szolgálták, vagy a Kárpát-medencét egykoron benépesítő kelták urnatartó üregei voltak. A harmadik, névadó elképzelés szerint, az ide vándorló balkáni népek – elsősorban bolgárok – ún. sziklai méhészetének nyomai.

Irodalom

- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4: 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 5–11.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6: 209–220.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6: 351–361.
- CENTERI Cs., POTTYONDY, Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951 és 1955 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 7: 175–189.
- IUCN 1994: Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5: 239–347.

HTTP1: <http://www.iucn.org/> (hozzáférés: 2009-04-08)

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (hozzáférés: 2009-04-08)

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1956 AND 1960 (DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

CS. CENTERI

SIU, Institute of Environmental and Landscape Management,
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary, e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

Keywords: nature conservation, history, world, protected areas, 1956–1960.

We continue the history of establishing nature conservation areas with the overview of the 5 years between 1956 and 1960. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. According to this database the most areas in number were established in Estonia, all of them belonged to protected natural monument. Most of the areas belong to category III (natural monument) but there were 107 different national categories among the designated areas in this period. 12 of the Hungarian protected areas were included on the IUCN list, all of them belongs to the category of nature conservation area. We can state that compared to the previous five years the number of established protected areas grew again between 1956 and 1960. Between 1951 and 19755 there were 791 while between 1956 and 1960 there were 1553 new area established.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMEINEK TÖRTÉNETE 1961 ÉS 1965 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI Csaba¹, POTTYONDY Ákos¹, GYULAI Ferenc²

¹SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

²SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Agrár-környezetgazdálkodási Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1961–1965

Összefoglalás: a védett területek alapításának történetét az 1961 és 1965 között eltelt öt év áttekintésével folytatjuk. A cikkben közölt minden adat az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkozik. Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet az NSZK alapította, amelyekből 210 természeti rezervátum, 195 tájvédelmi terület és 19 természeti park volt. A területek többsége a IV-es IUCN kategóriába tartozik, de 122 különböző nemzeti kategóriával is találkozhatunk a kijelölt területek között. A területnagyságok többsége a legkisebb kategóriába tartozott (0–99 ha). Magyarországról a vizsgált periódusban csak 2 védett természeti terület került fel az IUCN listájára, melyek mindegyike a természetvédelmi terület kategóriába tartozik. Megállapíthatjuk, hogy az előző öt évhez képest 1961 és 1965 között ismét növekedett az alapított védett területek száma, míg 1956-tól 1960-ig 1553, addig 1961 és 1965 között 1864 védett területet hoztak létre.

Előzmények

A védett természeti területek 1961-et megelőző kijelöléséről már részletesen beszámoltunk (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, 2008b, CENTERI és POTTYONDY 2009). Az 1956-tól 1960-ig terjedő időszakról szóló beszámoló a jelenlegi számban (CENTERI 2010) látott napvilágot. Jelenleg az 1961-el kezdődő és 1965-el záródó időszakot vizsgáljuk. A megelőző időszakokban folyamatosan nőtt az alapított védett területek száma, a védett kategóriák száma és az alapító országok is gyarapodtak. Kizárólag a világháborúk idején csökkent a növekedés üteme (CENTERI et al. 2008a).

Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek elérhetők a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján is (HTTP2). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). A védett területek gyakran nem egybefüggők, hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy foltal jelöli, és nem a több részből álló területegységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több részterület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen cikksorozatunkban nem áll szándékunkban a részterületeket elemezni.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1961 és 1965 között) 1864 védett területet alapítottak (1. táblázat), 122 nemzeti kategóriában (2. táblázat), többségüket (47%) a legkisebb (0–99 ha) területnagyság-kategóriában (3. táblázat), összesen 92 országban (4. táblázat).

1. táblázat Az 1961 és 1965 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként
Table 1. The number of protected areas by IUCN categories founded between 1961 and 1965

IUCN kategória		Alapított területek száma (db)	A kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület (%)
Ia	vad terület	162	8,7	12741294	8,95
Ib	szigorú természeti rezervátum	52	2,8	1366451	0,96
II	nemzeti park	189	10,1	6226644	4,37
III	nemzeti emlékmű	416	22,3	62923232	44,20
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	542	29,1	37917652	26,63
V	védett táj	386	20,7	16223714	11,40
VI	védett erőforrás területkezeléssel	117	6,3	4976057	3,50
Összesen:		1864	100	142 375 044	100

Az 1. táblázat alapján a legnagyobb számban alapított IUCN kategória a IV-es volt 542 alapított területtel, míg az előző öt évben a III-asból volt a legtöbb. 1961 és 1965 között a IV-es kategóriából került ki az összes alapított terület számának 29,1%-a, területe azonban csak az összes terület 26,63%-át teszi ki. Az alapított területek számát tekintve második helyen lévő III-as kategória a területi kiterjedésben megelőzi a IV-es kategóriát, az összes terület 44,2 %-át fedi. A legkedveltebb, leggyakrabban alapított kategória a IV-es után a III-as, az V-ös, majd a II-es volt.

Az egyes nemzeti kategóriák a korábban tárgyalt időszakokhoz hasonlóan sokfélék (2. táblázat).

2. táblázat Az 1961 és 1965 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma

Table 2 The number of protected land categories by national types founded between 1961 and 1965

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
Állami biológiai rezervátum, Állami rezervátum, Állami tengerpart, Állami természeti terület rezervátum, Besorolt erdő, Biológiai rezervátum, Bruch- und Galeriewälder, Elsődleges (Primeval) rezervátum, Felüdülési park, Felüdülési terület, Hima hagyományos rezervátum, Integrált rezervátum, Magánrezervátum, Nature Zapovednik, Nemzeti erdő, Nemzeti folyó látképe, Nemzeti katonai park, Nemzeti park - pufferezóna, Nemzeti természeti tájjelleg (landmark), Nemzeti tudományos rezervátum, Nemzeti védelmi park, Provinciális természeti park, Regionális kerületi park, Részleges faunarezervátum, Safari terület, Speciális nemzeti vadvilágvédelmi terület, Speciális rezervátum – geomorfológiai, Tájpark, Tengeri életvédelmi körzet, Természeti emlék vagy hely, Természeti emlékmű – geológiai, Természeti emlékmű – hidrológiai, Természeti emlékmű – paleontológiai, Természeti nemzeti park, Természeti park, Természetvédelmi rezervátum – vadvilág rezervátum (vadászat nélkül), Természetvédelmi rezervátum (flóra rezervátum), Területi park, Vadászati rezervátum, Vadvilág megőrzési terület, Védelmi hatósági terület, Vízgyűjtő erdőrezervátumú	1	Állami természeti emlék, Fokozottan védett terület, Kezelt rezervátum, Regional Zakaznik, Történeti rezervátum, Vadgazdálkodási terület, Vadmadár rezervátum, Védelmi terület	5
		Védett terület	6
		Állami természeti rezervátum, Egyezmény alapján kijelölt erdő, Erdőpark, Faunarezervátum, Kiemelt természeti szépségű terület, Természeti rezervátum (Natural Reserve)	7
		Erdőrezervátum, Vándormadár menedék (Migratory bird sanctuary)	8
		Védett táj	9
		Állami üdülési terület	10
		Kvázi nemzeti park	10
		Nemzeti felüdülési célú terület	10
		Kutatási természeti terület	11
		Nemzeti természeti emlék	11
		Természeti menedék vagy részleges rezervátum	11
		Ellenőrzött vadászati terület	12
		Vadrezervátum (game reserve)	13
		Érintetlen esőerdő rezervátum	14
		Zapovedne Urotchische	15
		Természeti emlékmű – geomorfológiai	16

2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>	<i>Védett terület besorolása</i>	<i>Alapítások száma</i>
Állami ökológiai állomás, Egyéb terület, Fő védelmi terület, Nemzeti park – központi terület, Nemzeti történelmi hely, Ökológiai rezervátum, Park, Speciális rezervátum – geomorfológiai/hidrológiai, Természetvédelmi terület, Természetvédelmi törvény, Vad terület, Vadrezervátum (game sanctuary)	2	Közösségi legelő, Regionális park – gyömölcsös emlék – művészeti park	18
		Speciális rezervátum - erdő	19
		Nemzeti vadmenedék (refuge)	21
		Természeti park	23
		Menedék (sanctuary)	30
		Vad terület (Erdészeti Szolgálat)	42
Állami pihenőpark, Állami történelmi park, Állandó vadrezervátum, Ismeretlen besorolású terület, Kezelt természeti rezervátum, Nemzeti park, Nemzeti tengerpart, Nemzeti történelmi park, Speciális rezervátum - madártani, Vadvilág menedék (Wildlife Refuge), Vadvilág menedék (Wildlife Sanctuary), Védelmi rezervátum	3	Természeti emlékmű	45
		Nemzeti természeti rezervátum	58
		Regionális természeti park	63
		Véderdő	66
		Állami park	68
		Nemzeti park	69
Felüldülési helyszín, Halászati erőforrás-védelmi terület, Nemzeti emlék, Nemzeti rezervátum, Speciális rezervátum, Speciális rezervátum – botanikai, Tájéki rezervátum, Vadrezervátum (Wildlife Reserve), Védett helyszín	4	Tájvédelmi terület	195
		Védett természeti emlék	211
		Természeti rezervátum (Nature Reserve)	433
		Összesen:	1864

A 2. táblázatban azt láthatjuk, hogy az előző öt évhez hasonlóan a természeti rezervátumból alapítottak legtöbbször (433-at szemben az előző öt évvel, amikor 212-t) (CENTERI 2010). 1956 és 1960 között „csak” 25 olyan kategória volt, amelyből csak egyet alapítottak (CENTERI 2010), míg 1961 és 1965 között már 42 ilyen volt. Négy kategória kivételével 100 alatt van az alapítások száma, és 10-100 közötti alapítással is csak 24 kategória rendelkezik. A 121 kategóriából a további 93 olyan, amelyből mindössze 1-10 területet alapítottak.

3. táblázat Az 1961 és 1965 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása
Table 3. The number of protected lands by size founded between 1961 and 1965

<i>Terület nagysága (ha)</i>	<i>Alapított területek száma kategóriánként (db)</i>	<i>A területek eloszlása (%)</i>
0–99	876	47,0
100–999	382	20,5
1000–9999	318	17,1
10000–99999	215	11,5
100000–999999	61	3,3
1000000–	12	0,6
Összesen	1864	100

Az 1961 és 1965 között alapított legnagyobb védett természeti terület nagysága 5 180 000 ha volt, amelyet Botswanában alapítottak Central Kalahari Vadrezervátum néven. A második legnagyobb területű védett terület a venezuelai Imataca Erdőrezervátum, a harmadik pedig a szintén venezuelai Canaima Nemzeti Park volt.

A vizsgált időszakban (1961–1965) a Német Szövetségi Köztársaság járt az élen a védett területek alapításának számát tekintve 424 területtel, Észtország követte 211 területtel, majd az USA harmadikként 188 területtel. Az előző 5 évben Észtország-Kanada-NSZK volt a sorrend, 379-223-152 alapított területtel). A védett területek alapításában résztvevő országokat és az általuk alapított védett területek számát a 4. táblázatban láthatjuk.

4. táblázat Az 1961 és 1965 között alapított védett területek országonként
Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1961 and 1965

<i>Ország(ok)</i>	<i>Alapított területek száma</i>	<i>Ország(ok)</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Barbados, Benin, Etiópia, Finnország, Gabon, Guatemala, Guinea, Irán, Jordánia, Kazahsztán, Kenya, Kolumbia, Kongó, Luxembourg, Malawi, Marokkó, Maurícius, Mauritánia, Mozambik, Peru, Puerto Rico, Szaudi Arábia, Thaiföld, Tunézia, Új-Kaledónia, Uruguay, Vietnám, Zimbabwe	1	Lengyelország	8
		Bulgária, Izrael	9
		Azerbajdzsán, Fülöp-szigetek, Zambia	10
		Brazília, Ausztria	14
		Lettország	15
		Malaysia, India	18
		Japán	19
Albánia, Bolívia, Botswana, Costa Rica, Hollandia, Koreai Köztársaság, Lichtenstein, Macedónia, Magyarország, Mexikó, Niger, Norvégia, Törökország	2	Uganda	22
		Egyesült Királyság	24
		Csehország	51
		Szlovákia	59

4. táblázat folytatása
Contd. Table 4.

<i>Ország(ok)</i>	<i>Alapított területek száma</i>	<i>Ország(ok)</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Angola, Bosznia és Hercegovina, Cyprus, Csád, Dánia, Görögország, Grúzia, Kamerun, Kína, Tanzánia, Virgin-szigetek (brit)	3	Horvátország	63
		Indonézia	67
		Svédország	69
Jugoszlávia, Mongólia, Pakisztán	4	Ausztrália	77
Chile, Falkland-szigetek, Franciaország, Madagaszkár	5	Ukrajna	107
		Kanada	175
Argentína, Dél-Afrika, Oroszország, Románia	6	USA	188
		Észtország	211
Bahama-szigetek, Srí Lanka, Új-Zéland, Venezuela	7	NSZK	424
		Összesen:	1864

Külföldi védett területek alapítása

Petrified Forest Nemzeti Park, USA

Az Arizona Államban fekvő, 37 880 ha területű nemzeti parkot 1962 december 9-én alapították. A magyarul Megkövült Erdő Nemzeti Park a környék egykori geológiai és éghajlati együtthatásának eredménye. Itt van legnagyobb számú megkövült, briliáns színekben pompázó famaradvány a világon (1. ábra). A megkövült fák térfogattömege 150 font per köbláb.

A megkövült fából olyan sok volt a környéken a pueblo indiánok idején, hogy nemcsak kőből készült használati tárgyakat készítettek belőle, hanem téglát is készítettek házépítéshez, amit az Agate Háznál meg is lehet tekinteni.

1851-ben katonai felmérő csapatok haladtak át a területen, és mivel akkoriban még semmilyen védeltséget nem élvezett a terület, számos katonaszák telt meg a megkövült fadarabkakkal. A színes, megkövült fadarabok híre gyorsan elterjedt, kincsvadászok érkeztek és vagonszámra hordták el a kőületeket. Lámpabúrák, asztallapok és kisebb csecsebecsékészültek az elhordott maradványokból. Az 1890-es években drágakővadászok dinamittal robbantották szét a nagyobb törzseket, ametiszt és kvarckristályokat kerestek. A további pusztítást megelőzendő 1906-ban nemzeti emlékművé nyilvánították az 1962-ben alapított parkot. A park déli részén a megkövült maradványok nagy tömegét találjuk, míg északon az ún. „Painted Desert”, azaz a megfestett sivatag található.

A közel 379km²-es park 225 millió éves (Felső Triász) történelmi eseményekre nyit ablakot, egy olyan korra, ami gyökeresen különbözött a jelenlegi, sivatagos éghajlattól. A jelenlegi nemzeti parki területen valaha mocsár volt, és nem messze innen, a folyók mentén hatalmas fafajok nőttek. Leggyakrabban az *Araucarioxylon arizonicum* fajt azonosították, de *Woodworthia* és *Schilderia* fajok is előfordultak kisebb mennyiségben. Összesen 7 fafajt tudtak a kutatók elkülöníteni. Mivel a megkövült sejtek nagyon hasonlóan egymáshoz, és nincs más részlet, amely alapján el lehetne különíteni az egyes

fajokat, ezért nem valószínű, hogy sokkal több új fajt sikerülne elkülöníteni. A hét fafajon kívül a pollen, a levélmарadványok és a spórák alapján 200-nál több triász kori növényfajt sikerült azonosítani.



*1. ábra A Petrified Forest Nemzeti Park részlete (Fotó: Centeri®)
Figure 1. A detail from the Petrified Forest National Park (Photo: Centeri®)*

A Black Forest Bed izotópos geológiai vizsgálata alapján az iszap 209–214 millió éves. A Chrystal Forest, a Rainbow Forest és a Blue Mesa Forest területén idősebb lerakódások vannak, de erre nincsen izotópos bizonyíték.

A kihalt, az Arizonai Egyetem mérései és becslése szerint eredetileg 65–70 m magas fák gyakran a folyóba estek, amely a mocsaras területre szállította őket. A mocsárban a környék folyói által szállított sár, iszap, valamint a vulkáni aktivitásnak köszönhetően hamu rakódott a törzsekre. A levegőtől elzárt fák sejtjeit szilikátok itatták át, amelyek később kvarccá kristályosodtak, így a fák megkövültek. A fatörzsek kövülése valószínűleg kevesebb, mint 100 év alatt megtörtént. A sejteteket kb. 90%-ban kitöltő kvarcon kívül vas, mangán és szén adta a kövületek színét.

A híres, fosszilizálódott fákat, egyéb növényeket, hullóket és kételtűeket tartalmazó Chinle Formáció becsült vastagsága 600 m. A formáció ebben a vastagságban végig tartalmaz fossziliákat.

A megkövült fák keménysége a Mohs skálán 7 és 8 között van, szeletelésükhöz gyémántfogas fűrész kell. Az évi közel 1 millió látogató többsége azért érkezik, hogy ezeket a kövületeket lássa.

Hazánkban is találunk hasonló képződményt, de jóval kisebb kiterjedésben. Az Ipolytárnóci Ősmaradványok Természetvédelmi Területen található fa maradványa nemcsak fedett épületben van, de még egy áttetsző búra is védi.

Canyonlands Nemzeti Park, USA

A Utah Államban fekvő, 136 715 hektáros nemzeti park a Colorado és a Green folyók találkozásánál fekszik (2. ábra). Az 1964. szeptember 12-én alapított park közel félmillió látogatót fogad évente.



2. ábra A Canyonlands Nemzeti Park látványa (Fotó: Centeri®)
Figure 2. View of the Canyonlands National Park (Photo: Centeri®)

A két folyó a park területét 3 tájra osztja, melyek a következők: Island in the Sky (Ég Szigete), Needles (Tűk) és a Maze (Útvesztő). A park negyedik részét, a folyókat 1964-ben, míg a „Maze”-től nyugatra fekvő „Horseshoe Canyon”-t 1971-ben csatolták a nemzeti parkhoz.

Geológiai adottságok

A park legjelentősebb felszíninformáló tényezője a víz. A Colorado és a Green folyó kanyonjainak az összekapcsolódása a földtani alakzatok és a geológiai folyamatok múzeuma. Gyakoriak a kisebb-nagyobb kanyonok, kimosott átjárók, boltívek és más földtani formák. A terület számos ásványkincs lelőhelye, de értékes régészeti hellyel is büszkélkedhet, sőt találunk sziklarajzokat is. Történeti szempontból fontos megemlítenünk, hogy a Grand Canyon Nemzeti Parkhoz hasonlóan a Canyonlands Nemzeti Parkban is folyt uránbányászat.

Flóra és fauna

A növény- és állatvilág a területen uralkodó szélsőséges időjárásnak megfelelően alakult ki. Az itt élő fajok nagy tűrőképességgel rendelkeznek. Jó példa erre, hogy számos növény életciklusa csak a tavaszi hónapokra korlátozódik, a nyár beköszöntéig virulnak. Előfordulnak az akár 40°C hőmérsékletet is kibíró növényfajok (ilyenek pl. a yucca-félék). Az állatvilágban is találunk érdekes megoldásokat talált a szárazsághoz való alkalmazkodásnál. A kenguru patkány (*Dipodomys merriami*) pl. nem iszik vizet, mégsem szárad ki, mert az általa elfogyasztott táplálék megemésztése során a saját szervezete állítja elő az életfenntartásához elegendő vizet.

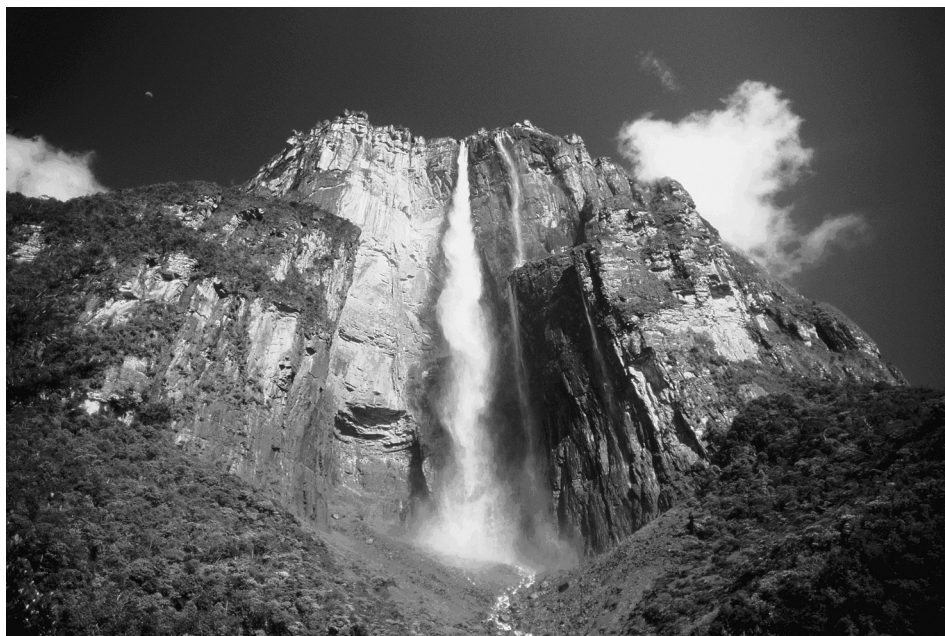
A „Kanyonok földje”

A NP-ban tett kirándulásunkat érdemes a hosszú fennsíkkal, az Ég Szigetével kezdenünk. Remek rálátást találunk a vadonra: beláthatatlan messzeséget és a hihetetlen változatos formájú sziklákat figyelhetünk meg. A fennsíktól keletre a Colorado, nyugatra a Green folyó található. A „sziget” legdélebbi csúcsa a Grand View Point Overlook, ahonnan gyönyörű kilátás nyílik az összekapcsolódó kanyonokra.

A folyók délkeleti összefolyásánál, csak egy zavaros, sziklás tájat látni. Ez a Needles. Itt található a park legmagasabb pontja, a 2170 m-es Cathedral Point. Ha egy nagyobb kirándulást tervezünk, akkor egy másik úton az Útvesztőbe (Maze) juthatunk, amely a vidék talán egyik legkihívóbb pusztasága. A homokkőből álló, tavasszal virágszőnyeggel díszített Horseshoe Canyon legismertebb pontja a Great Gallery.

Canaima Nemzeti Park, Venezuela

A 3 millió hektár kiterjedésű, 1962-ben alapított nemzeti park az ún. „tepuí”-k világát mutatja be. Ezek olyan kiemelkedések, amelyek mellől az erózió elhordta a kőzetanyagot. A tepuik világa geomorfológiai helyzetük miatt egyedülálló, számtalan endemizmus kialakulására adtak lehetőséget. A tepuik ugyanúgy szigetként funkcionálnak a szárazföld közepén, mint egy tengerrel vagy egy óceánnal körülvett szárazföld. A tepuik többsége nehezen megközelíthető, legtöbbjükre csak hegymászó felszereléssel vagy helikopterrel lehet feljutni. A park specialitását az adja, hogy itt található a világ legmagasabb egybefüggő, közel 1 km magas vízese (hivatalosan összesen 979 m, ebből a felső lépcső 807 m), az Angyal-vízesés (3. ábra). 1994-től természeti világörökség (HTTP3), bár a hazai, világörökségeket felsorakoztató honlap kulturálisnak sorolja be (HTTP4, HTTP5).



3. ábra A Canaima Nemzeti Park központi látványossága, az Angyal-vízesés (Fotó: Centeri®)
Figure 3. Central feature of the Canaima National Park, the Angel Falls (Photo: Centeri®)

A flóra tekintetében említésre méltó, hogy egyedül a Gran Sabana területén (a nemzeti park egy részterülete) 300 endemikus faj él.

Canaima városka környékén közel 2000 pemón indián lakik. Ők kalauzolják az ide látogatókat a vízeséshez. A városka mellett láncszerűen elhelyezkedő, rozsdavörös vizű, lélegzetelállító vízesések, és a szélüknél megbújó vízerőmű fölött indulnak a túrák. Kb. 4 órás út után jutunk az Angyal-vízesés alatti bázistáborokhoz. A vízesés a Churun folyón helyezkedik el. A kb. 70 km² területű Auyan (pemón nyelven = „ördög”) Tepui (pemón nyelven = „ház”) a vízgyűjtője a folyónak, így az esős évszakban vízesésfüggőnyt létrehozó folyó a száraz évszakban éppen csak csordogál. Január és május között nem is hajózható a folyó, így csak repülőről tekinthetjük meg ezt az egyedülálló látványosságot. Természet és környezetvédelmi szempontból mindenféleképpen ki kell emelni, hogy a túrázók kis csoportokban érkeznek, a túravezetők nagy figyelmet fordítanak a túra közben keletkező hulladék összegyűjtésére, illetve a túravezetők a helyi indiánok közül kerülnek ki, azaz a bevételi források jelentős része helyben marad, nem távoli befektetők bankszámláját gazdagítja. Ettől függetlenül a nagyobb (az indiánoknál jelentősebb tőkeerővel rendelkező) utazási irodáknak van csak forrása az ideérkező turisták repülőn történő idejuttatására, ezt még nem az indiánok intézik.

Hazai védett területek alapítása

Siroki Nyírjes-tó Természetvédelmi Terület

A Mátrában fekvő Darnó domb északi oldalán fekvő tavat 1961-ben nyilvánította védetté az Országos Természetvédelmi Hivatal (23 ha) (RAKONCZAI 2009). A jégkorszakot idéző, kicsiny erdővel övezett, 250 (a Bükk Nemzeti Park honlapja szerint 280) m-el a tengerszint felett elhelyezkedő, egy 9000 m²-es völgyben kialakult tó hírnevét és természetvédelmi jelentőségét a rajta tőzegmohákból kialakult átmeneti lápnak köszönheti. Az *ex lege* védett lápokból számos kis folt előfordul hazánkban, de kifejezetten ritkaságszámba megy a siroki Nyírjes-tó területén kialakult vegetációtípus. Egyes itt növényfajok a legféltettebb hazai ritkaságok közé tartoznak. A 2-3 méteres mélyedésben kialakult tónak láthatóan nincsen felszíni vízutánpótlást biztosító forrása vagy ide folyó egyéb víz.

A tó felfedezéséről és kutatásáról SZURDOKI és NAGY számolnak be (2002). A tavat 1957-ben fedezték fel (MÁTHÉ és KOVÁCS 1958, 1959). A gypalkotó hüvelyes gyapjúsás (*Eriophorum vaginatum*) mellett megtaláljuk itt az igazi növénytan érdekességnek számító gyapjasmagvú sást (*Carex lasiocarpa*), a kereklevelű harmatfüvet (*Drosera rotundifolia*) és a molyhos nyírt (*Betula pubescens*).

A területet többen kutatták. BOROS (1964) 6 *Sphagnum* fajt jegyzett fel a területen (*S. subsecundum*, *S. obtusum*, *S. recurvum* s.l., *S. squarrosum*, *S. palustre*, *S. magellanicum*.) Penksza és Turcsányi (1994) elemkoncentráció méréseket végeztek a terület 12 növényfajából. Azt találták, hogy a legnagyobb nehézfémkoncentrációk a rekettyefűz (*Salix cinerea*) és a tőzgepárfrány (*Thelypteris palustris*) levelében található. Ezen vizsgálatok igazolják, hogy hazánkban már minden terület volt emberi behatás alatt, azaz a mai védett területeink sem mentesek különböző szennyeződésektől.

BAKALÁR (1981) *Sphagnum fimbriatum*ot talált a terület közepén. MÁTHÉ és KOVÁCS (1958) mintát vett a tőzgeből. A felső 40–50 cm *Sphagnum* tőzeget tartalmazott, míg az alatta lévő részben nádmaradványt is találtak.

Pannonhalmi Arborétum Természetvédelmi Terület

A Pannonhalmi Bencés Apátságot 996-ban alapította Géza fejedelem. Az ekkoriban alapított európai kolostorok mellett helyet kapott egy olyan kert is, melyben a szerzetesek számára szükséges gyógy-, fűszer- és haszonnövényeket termelték. Egyéb levéltári forrásokból az is kiderül, hogy a Rómából és Prága mellől érkező szerzetesek komoly kertészeti kultúrát is hoztak magukkal. Fentiek tükrében tehát azt kell mondanunk, hogy a mai arborétum igen komoly múltra tekinthet vissza.

A ma is látogatható Apátsági Arborétumot (4. ábra) hivatalosan 1802-ben alapították.



4. ábra A Pannonhalmi Arborétum Természetvédelmi Terület (Fotó: Pottyondy®)
Figure 4. The Pannonhalmi Abbey Arboretum Nature Conservation Area (Photo: Pottyondy®)

Helyén korábban (XVII–XVIII. század) kolostori gyógynövényes kert és gazdasági udvar volt. 1802 után a gazdasági funkciók egyre inkább háttérbe szorultak, ezzel párhuzamosan egyre nagyobb számban jelentek meg a különböző díszfák és cserjék, melyekre a szerzetesek utazásaik során, illetve cserék révén tettek szert.

1830-ban már 80 olyan fa- és cserjefaj volt a kertben, melyeket tudatosan ültettek, és számon tartották azokat. Néhány olyan egyed is van, melyeket a Főapátság híresebb vendégeihez, vagy jeles történelmi évfordulókhoz köthetünk. Ilyen például a Kazinczy Ferenc által ültetett platán (*Platanus hybrida*), vagy Magyarország millenniumán, 1896-ban ültetett lucfenyő csoport (*Picea abies*). Egy 1959-es felmérés jegyzőkönyveiben már 22 tülevelű és 130 lombos faj listáját találjuk.

Az arborétumot az Országos Természetvédelmi Hivatal 1963-ban természetvédelmi területté nyilvánította (28 ha), 1992-ben pedig a Pannonhalmi Tájvédelmi Körzet része lett. 1996-ban az arborétum is az UNESCO Világörökség Listájára került, mint kulturális örökség.

Az arborétum a növény- és állatföldrajzi besorolás szerint az Alföldi és a Dunántúli-középhegység nagytájak határán fekszik: a hegység és a síkság közti átmeneti dombvidék élővilága heterogén, hegységi és síksági fajok egyaránt előfordulnak benne.

Az arborétum területén több száz fa és cserjefaj található. Ezek egy része különleges, az országban csak kevés helyen előforduló faj és fajta. Ezek közé tartozik a glaciális reliktumként számontartott tiszafa (*Taxus baccata*), az Észak-Amerikából származó vassfa (*Gymnocladus dioica*), vagy az igazi különlegességnek számító tövises vadcitrom (*Poncirus trifoliata*). Helyi ritkaság, és az élőhely átmenetiségének egyik bizonyítéka az alföldies jellegű területeken ritka barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*). Az arborétumban több olyan növény is megtalálható, melyeket az elmúlt 200 év során Európán kívüli területekről hoztak be a kertbe. Az eredeti növénytársulások főfajaiból már csak néhány idős kocsányos tölgy és cser maradt meg, az állományok zömét elegyfajok alkotják.

Az arborétum fő jellegét adó fásszárú növényeken túl több értékes, védett lágyszárú is található a kertben. (téltemető (*Eranthis hyemalis*), nagyzezerjőfű (*Dictamnus albus*), sárgás sás (*Carex michelii*), tavaszi tözike (*Leucojum vernum*), tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), leánykőkörcsin (*Pulsatilla grandis*), orchidea fajok, stb.)

Az egyenként is értéket képviselő növények mellett az arborétum társulásai, egy növénycsaládot vagy egy faj változatait bemutató fajtagyűjteményei is egyedülállóak. (borbolyafélék – *Berberidaceae*, ciprusfélék – *Cypressaceae*, madárbirsfélék – *Cotoneaster*, loncfélék – *Lonicera*, stb.)

A növényvilág mellett kiemelendő az arborétum országos viszonylatban is gazdagnak számító madárvilága. A hosszú idő óta bolygatatlan területen olyan ritkaságok fészkelnek, mint a fekete harkály (*Dryocopus martius*) vagy a szürkebegy (*Prunella modularis*).

Irodalom

- BAKALÁR, S. 1981: A *Sphagnum fimbriatum* a *siroki* Nyírjes-tó átmeneti lápján. Fol. Hist.-nat. Mus. Matr. 7: 161–162.
- BOROS, Á. 1964: A tőzegmoha és a tőzegmoháslápok Magyarországon. Vasi Szemle 18: 53–68.
- CENTERI Cs. 2010: A világ természetvédelmének története 1956 és 1960 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 8: (in press).
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. Tájökológiai Lapok, 4: 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 5: 5–11.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 6: 209–220.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 6(3): 351–361.
- CENTERI Cs., POTTYONDY, Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951 és 1955 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 7: 175–189.
- IUCN 1994: Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MÁTHÉ I., KOVÁCS M. 1958: A Mátra tőzegmohás lápjá. Botanikai Közlemények 47): 323–331.
- MÁTHÉ I., KOVÁCS M. 1959: A Cserhát tőzegmohás lápjá. Botanikai Közlemények 48: 106–108.
- PENKSZA K., TURCSÁNYI G. 1994: Element concentration cadasters of a peat profiles in Nyírjes bog near Sirok in Hungary. Botanikai Közlemények, 81: 29–41.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 5: 239–347.
- RAKONCZAY Z. 2009: A természetvédelem története Magyarországon. Mezőgazda Kiadó
- SZURDOKI E., NAGY J. 2002: *Sphagnum* dominated mires and *Sphagnum* occurrences of North-Hungary. Folia Historico – Naturalia Musei Matraensis, 26: 67–84.

http1: <http://www.iucn.org/> (belépés: 2009-04-08)

http2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (belépés: 2009-04-08)

http3: <http://whc.unesco.org/en/list/701>

http4: <http://www.vilagorokseg.hu/portal/vilagoroksegrol.php?id=20070131183719>

http5: <http://www.unep-wcmc.org/sites/wh/pdf/Canaima.pdf>

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1961 AND 1965
(DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

C. CENTERI¹, Á. POTTYONDY¹, F. GYULAI²

¹SIU, Institute of Environment and Landscape Management,
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary, e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu

²SIU, Institute of Environment and Landscape Management,
Dept. of Agricultural Management
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary, e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

We continue the history of establishing nature conservation areas with the overview of the 5 years between 1961 and 1965. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. According to this database the most areas in number were established in Germany. 210 of these are nature reserves, 195 are landscape protection districts and 19 are nature parks. Most of the areas belong to IUCN category IV but there were 122 different national categories among the designated areas in this period. Sizes were in the lowest category (0–99 ha). 2 of the Hungarian protected areas were included on the IUCN list, all of them belongs to the category of nature conservation area. We can state that compared to the previous five years the number of established protected areas grew again between 1961 and 1965. Between 1956 and 1960 there were 1553 established while between 1961 and 1965 there were 1864 newly established.

TARTALOMJEGYZÉK

Áttekintő tanulmányok:

Marosi Sándor akadémikus emlékére	1
Könyvajánló	2
CSORBA PÉTER: A földrajzi tájakhoz fűződő identitástudat rétegei	3

Tanulmányok, eredeti közlemények:

SZABÓ SZILÁRD: A CLC2000 és CLC50 adatbázisok összehasonlítása tájmetriai módszerekkel	23
JAKAB GERGELY, KERTÉSZ ADÁM, MADARÁSZ BALÁZS, RONCZYK LEVENTE, SZALAI ZOLTÁN: Az erózió és a domborzat kapcsolata szántóföldön, a tolerálható talajvesztés tükrében	35
DÁVID LÓRÁNT: A turizmus ökológiai szempontú fejlesztésének lehetőségei és területei	47
KELEMEN ANDRÁS, TÖRÖK PÉTER, DEÁK BALÁZS, VALKÓ ORSÓLYA, LUKÁCS BALÁZS, LENGYEL SZABOLCS, TÖTHMÉRÉSZ BÉLA: Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban	57
ERDŐS LÁSZLÓ, MORSCHHAUSER TAMÁS, ZALATNAI MÁRTA, PAPP MÓNIKA, KÖRMÖCZI LÁSZLÓ: Javaslat egységes terminológia kialakítására a közösségi grádiensekkel és határokkal kapcsolatban	69
VALKÓ ORSÓLYA, VIDA ENIKŐ, KELEMEN ANDRÁS, TÖRÖK PÉTER, DEÁK BALÁZS, MIGLÉCZ TAMÁS, LENGYEL SZABOLCS, TÖTHMÉRÉSZ BÉLA: Gyeprekonstrukció naspraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével	77
BESNYŐI VERA, ILLYÉS ZOLTÁN: A Velencei-tó úszólápi füzes-nádas komplex vízkémiai vizsgálata	89
KABAI RÓBERT: Skócia tájkarakter felmérése és az eredmények gyakorlati hasznosítása	97
SAMU ANDREA, KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA: Jelenlegi és múltbeli állapot a Gömör-Tornai-karszt tavain a Papverme-tó példáján	101
C. FIGUEIREDO, M. DE C. GONÇALVES, G. REVEZ; R. MARTINS, D. TILSNER: GS SOIL (Assessment and strategic development of INSPIRE compliant Geodata-Services for European Soil Data)	123
KASZAB EDIT, PÉK NIKOLETTA, FARKAS MILÁN, KRISZT BALÁZS, SZOBOSZLAY SÁNDOR: Környezeti eredetű <i>Pseudomonas aeruginosa</i> törzsek virulenciájának vizsgálata	135
CENTERI CSABA: A világ természetvédelmének története 1956 és 1960 között (védett területek alapítása) ..	147
PETŐ ÁKOS, BARCZI ATTILA: A Magyarországon előforduló meghatározó jelentőségű és gyakori talajtípusok fitolit profiljának katasztere I–II. Módszertani megfontolások, illetve a vizsgált váz- és közethatású talajok eredményei	157
CENTERI CSABA, PÖTTYÖNDY ÁKOS, GYULAI FERENC: A világ természetvédelmének története 1961 és 1965 között (védett területek alapítása)	207

INDEX

In memoriam Sándor Marosi	1
P. CSORBA: Levels of identity related to landscapes	3
SZ. SZABÓ: The comparison of CLC2000 and CLC50 databases in terms of landscape metrics	23
G. JAKAB, Á. KERTÉSZ, B. MADARÁSZ, L. ROCZNYK, Z. SZALAY: The role of relief in soil erosion with special emphasis on tolerable soil loss	35
L. DAVID: Fields and possibilities of ecological development of tourism	47
A. KELEMEN, P. TÖRÖK, B. DEÁK, O. VALKÓ, B. A. LUKÁCS SZ. LENGYEL, B. TÓTHMÉRÉSZ: Spontaneous grassland regeneration in extensively managed alfalfa field	57
L. ERDŐS, T. MORSCHHAUSER, M. ZALATNAI, M. PAPP, L. KÖRMÖCZI: Proposal for a unified terminology concerning community gradients and boundaries	69
O. VALKÓ, E. VIDA, A. KELEMEN, P. TÖRÖK, B. DEÁK, T. MIGLÉCZ, SZ. LENGYEL, B. TÓTHMÉRÉSZ: Grassland restoration with sowing of low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields	77
V. BESNYŐI, Z. ILLYÉS: Water chemistry examinations on floating fen of Lake Velence	89
R. KABAI: The Scottish national programme of landscape character assessment and the application of the results	97
A. SAMU, I. BÁRÁNY-KEVEI: Lakes on the Gömör-Torna karst – state of the past and present on the example of the Papverme lake	101
C. FIGUEIREDO, M. DE C. GONÇALVES, G. REVEZ, R. MARTINS, D. TILSNER: GS SOIL (Assessment and strategic development of INSPIRE compliant Geodata-Services for European Soil Data)	123
E. KASZAB, N. PÉK, M. FARKAS, B. KRISZT, S. SZOBOSZLAY: Virulence assay on environmental originated strains of <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	135
CS. CENTERI: The history of nature conservation between 1956 and 1960 (designation of protected areas ..	147
Á. PETŐ, ATTILA BARCZI: Phytolith profile cadastre of the most significant and abundant soil types of Hungary I–II. Methodological aspects and results of the examined mountain and rocky soils	157
C. CENTERI, Á. POTTYONDY, F. GYULAI: The history of nature conservation between 1961 and 1965 (designation of protected areas)	207

GUIDELINES FOR AUTHORS OF THE (HUNGARIAN) JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

Manuscript in 3 printed copies should be sent to Csaba Centeri and electronically preferably in “zip” or “rar” file to Csaba Centeri (limit is 15 MB: Centeri.Csaba@gmail.com) and Károly Penksza (penksza@gmail.com). The editors will send manuscripts to two lectors for supervision. Deadlines for abstract submission are 15th of January and 15th of August. Manuscripts should be prepared as follows:

TITLE OF THE ARTICLE (capital, bold letters, align centered)
NAME(S) OF AUTHOR(S) (capital letters, align centered)
affiliation, postal address, e-mail (align centered)

Keywords (maximum: seven)

Than continuously (subtitles aligned centered, bold letters, one line before and one line after the subtitle):

Summary, Introduction, Materials and methods, Results, Discussion (or Results and discussion), Acknowledgement, References (see sample at: <http://tajokologiaiilapok.szie.hu/template.doc>).

Use size 12, Times New Roman type letters, single line. Italic letters only should be used with scientific names and in table titles. Bold letters should be used only in subtitles. Cited authors in the text should be in SMALL CAPITAL LETTERS.

Figures and tables titles must be listed on a separate sheet!

If the article is not written in English, we need a Summary in English on a separate sheet with the title of the article, authors' names and affiliation and keywords.

References should only include the cited references from the text, ordered by the ABC, and in order of appearance. Citations should be prepared based on the sample.

Scientific papers: KIS, A., NAGY, B. 1993: Title. *Tájökológiai Lapok* 80: 100–110.

Edited books: TALAJ, A. 1990: Cím. In: TALAJ, B., VAGY, C. (ed.) Cím: *Tájökológiai Kiadó*, Budapest, pp. 62–75.

Books: BASTIAN, O., SCHREIBER, K-F. 1994: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Fischer, V., Jena/Stuttgart.

Camera-ready figures should be sent printed by laser printer (max. size 12,5×19,5cm). Photographs should be in digital form (jpg, tiff or bmp) with minimum size of 9×12 cm or minimum 300 dpi resolution). Tables and figures should be sent separately in single files with clear identification of the number of the table or figure. Only the number of the tables and figures should be written in the manuscript. Figures should not be edited in the text! Photos should be included among figures and continuously numbered with other figures!

Sample can be found here: <http://tajokologiaiilapok.szie.hu/template.doc>. This is the sample to follow with the editing of the article. The editors based on the English abstract of the manuscript will prepare Hungarian abstract.

The price of a color page is 120 EURO (color figures can be printed on both sides of the page). More information about the journal can be found here: <http://tajokologiaiilapok.szie.hu>